

ENJEUX DE LA DISPONIBILITÉ DE L'EAU POUR LE FLEUVE SAINT-LAURENT

Synthèse environnementale

Octobre 2006



Environnement
Canada

Environment
Canada

Canada

ENJEUX DE LA DISPONIBILITÉ DE L'EAU POUR LE FLEUVE SAINT-LAURENT

Synthèse environnementale

COMMENTAIRES DES LECTEURS

Veillez adresser vos commentaires sur le contenu du présent rapport à Environnement Canada, 105, rue McGill, 7^e étage, Montréal (Québec) H2Y 2E7.

Photos de la page couverture : Christiane Hudon.

Conception graphique et réalisation de la page couverture : Denise Séguin.

On devra citer la publication comme suit :

Talbot, André (dir.). 2006. *Enjeux de la disponibilité de l'eau pour le fleuve Saint-Laurent – Synthèse environnementale*. Environnement Canada, Montréal. 215 pages.

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2006

N° de catalogue En154-43/2006F
ISBN 0-662-72818-1

Also available in English under the title:
Water Availability Issues for the St. Lawrence River — An Environmental Synthesis



Imprimé sur papier recyclé

Membres du Comité directeur

André Talbot, Jacinthe Leclerc, Claude Gonthier, Richard Laurence, Luc Mercier, Daniel Robitaille, Yvon Mercier, Michel Jean, Alex Vincent, Hélène Bouchard, Albin Tremblay et Mimi Breton

Équipe de production

Direction et gestion du projet : **André Talbot**, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur les écosystèmes fluviaux

Mise en pages et révision linguistique : **Michèle Létienne-Prévost**, Environnement Canada, Direction des communications

Édition : **Georges Costan**, éditeur consultant, Université du Québec à Montréal

Soutien administratif : **Manon Lafontaine**, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur les écosystèmes fluviaux

Les auteurs

Les affiliations fournies ici sont les plus récentes et diffèrent de celles présentées au début des chapitres qui correspondent à la période durant laquelle les textes ont été écrits.

Alain Armellin, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Surveillance de la qualité de l'eau du Québec, alain.armellin@ec.gc.ca

Jean-François Bibeault, Environnement Canada, Direction générale de l'intendance environnementale, Programmes intégrés sur l'écosystème et la mobilisation du public – Québec, Gestion de l'eau, jean-francois.bibeault@ec.gc.ca

André Bouchard, Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Monitoring et technologie, Section hydrologie, andre.bouchard@ec.gc.ca

Philippe Brodeur, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de la recherche sur la faune, philippe.brodeur@fapaq.gouv.qc.ca

Jean-François Cantin, Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Monitoring et technologie, Section hydrologie, jean-francois.cantin@ec.gc.ca

Olivier Champoux, Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Monitoring et technologie, Section hydrologie, olivier.champoux@ec.gc.ca

Diane Dauphin, Environnement Canada, Direction générale de l'intendance environnementale, Service canadien de la faune – Québec, Habitats, diane.dauphin@ec.gc.ca

Yves de Lafontaine, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur les écosystèmes fluviaux, yves.delafontaine@ec.gc.ca

Jean-Luc DesGranges, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur la faune, jean-luc.desgranges@ec.gc.ca

Bernard Doyon, Pêches et Océans Canada, Garde côtière canadienne, région du Québec
DoyonB@dfo-mpo.gc.ca

Bruno Drolet, Environnement Canada, Direction générale de l'intendance environnementale, Service canadien de la faune – Québec, Oiseaux migrateurs, bruno.drolet@ec.gc.ca

Pierre Gagnon, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur les écosystèmes fluviaux, pierre.gagnon@ec.gc.ca

Sylvain Giguère, Environnement Canada, Direction générale de l'intendance environnementale, Service canadien de la faune – Québec, Espèces en péril, sylvain.giguere@ec.gc.ca

Christiane Hudon, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur les écosystèmes fluviaux, christiane.hudon@ec.gc.ca

Denis Lehoux, Environnement Canada, Direction générale de l'intendance environnementale, Service canadien de la faune – Québec, Habitats, denis.lehoux@ec.gc.ca

François Marchand, Agence canadienne d'évaluation environnementale, francois.marchand@acce-ceaa.gc.ca

Sylvain Martin, Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Monitoring et technologie, Section hydrologie, sylvain.martin@ec.gc.ca

Marc Mingelbier, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de la recherche sur la faune, marc.mingelbier@fapaq.gouv.qc.ca

Jean Morin, Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Monitoring et technologie, Section hydrologie, jean.morin@ec.gc.ca

Valérie Ouellet, INRS-Eau, Terre et Environnement, valerie.ouellet@ete.inrs.ca

Caroline Savage, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Surveillance de la qualité de l'eau du Québec, caroline.savage@ec.gc.ca

André Talbot, Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur les écosystèmes fluviaux, andre.talbot@ec.gc.ca

Katrine Turgeon, Université McGill, Département de biologie, katrine.turgeon@mail.mcgill.ca

Avant-propos

Les fluctuations du débit et des niveaux d'eau du fleuve Saint-Laurent, naturelles ou résultant des activités humaines, préoccupent les divers intervenants (organismes gouvernementaux, scientifiques, industries, grand public) engagés depuis plusieurs années dans la gestion de l'eau et de ses usages, ainsi que dans la conservation de l'intégrité physico-chimique et biologique de l'écosystème. Ces préoccupations sont d'autant plus justifiées qu'elles se situent aujourd'hui dans un contexte de changements climatiques susceptibles d'influencer fortement les décisions politiques socio-économiques et environnementales.

Depuis plusieurs années, les scientifiques d'Environnement Canada s'intéressent à cette problématique des fluctuations de débit et de niveaux d'eau dans la portion fluviale du Saint-Laurent. Bon nombre de ces travaux ont été effectués dans le cadre, notamment, de la Commission mixte internationale et, plus particulièrement, du Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, dont le mandat est d'évaluer les critères et les procédures servant à la régularisation des débits du lac Ontario et à la gestion des niveaux d'eau du lac et du fleuve Saint-Laurent.

Le document que vous allez lire est le fruit du travail de plusieurs de ces scientifiques d'Environnement Canada. C'est en quelque sorte la synthèse des connaissances et de certaines recommandations quant à l'impact que les fluctuations des débits et des niveaux d'eau peuvent avoir sur différentes composantes environnementales et socio-économiques. Le document comporte 13 chapitres dont voici un aperçu.

Le *chapitre 1* expose la problématique de la disponibilité de l'eau du Saint-Laurent. Les auteurs résument les grandes transformations du système Grands Lacs–Saint-Laurent et présentent le cadre institutionnel qui s'applique aux fluctuations des niveaux d'eau du Saint-Laurent. On y passe en revue les diverses lois, politiques et ententes fédérales-provinciales visant le contrôle des ressources en eau et des inondations, la conservation des terres humides, la gestion de l'habitat du poisson, les espèces en péril, etc. Suit une section consacrée à l'historique des efforts dans la révision de la gestion des niveaux d'eau du Saint-Laurent. Le chapitre se termine sur les défis et les enjeux actuels pour la pérennité de l'écosystème du Saint-Laurent.

Le *chapitre 2* propose une synthèse des connaissances sur les caractéristiques physiographiques et hydrologiques du Saint-Laurent fluvial en aval de Cornwall. On y décrit les différentes composantes (écoulement, apports en eau, aménagements anthropiques, voie maritime, gestion des glaces, régularisation, etc.) et les fluctuations du débit (à court terme, saisonnières et à long terme) et des niveaux d'eau.

Le *chapitre 3* traite des processus physiques dominants dans le fleuve Saint-Laurent, de leur modélisation et de l'intégration de ces modèles dans un système de modélisation de l'écosystème. À partir des informations topométriques, de la cartographie du substrat et des plantes aquatiques ainsi que de l'analyse de l'hydrologie fluviale, les auteurs montrent les étapes et les résultats de la modélisation des courants, des vagues, des masses d'eau ainsi que d'autres variables physiques importantes dans l'analyse et la modélisation de la flore et de la faune.

Le *chapitre 4* porte sur la modélisation de la distribution spatiale et les changements temporels de la végétation aquatique dans le fleuve Saint-Laurent. À partir des informations provenant des changements dans la physique en fonction des débits et d'une très grande quantité d'observations sur le terrain, les auteurs montrent comment la modélisation permet de comprendre comment évoluent les plantes aquatiques et les grandes classes de milieux humides en marge du fleuve.

Le *chapitre 5* s'attarde sur les effets du régime hydrologique du fleuve Saint-Laurent sur la diversité et la productivité des plantes. L'auteure y présente dans le détail les caractéristiques de chacun des compartiments des producteurs primaires (phytoplancton, métaphyton, périphyton, macrophytes), sous les aspects de la biodiversité, de la biomasse et de la productivité. Elle y discute des variations

temporelles en fonction des niveaux d'eau et des menaces à l'intégrité de ces organismes et de leurs habitats par l'activité humaine (excavation du lit du fleuve et de ses tributaires, régularisation et barrages) et les changements climatiques.

Le *chapitre 6* se penche sur les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur l'herpétofaune. L'auteur passe en revue les effets directs et indirects d'une baisse ou d'une hausse des niveaux d'eau sur les différents reptiles et amphibiens qui peuplent la vallée du Saint-Laurent. Il y aborde également les effets prévisibles des changements climatiques et donne un aperçu des autres pressions qui s'exercent sur l'herpétofaune du Saint-Laurent (fragmentation de l'habitat, pollution chimique, maladies infectieuses, espèces introduites, etc.).

Le *chapitre 7* concerne les communautés de poissons dans le cours inférieur du fleuve Saint-Laurent. Les auteurs analysent l'influence de la nature et de l'ampleur de la variabilité hydrologique sur la dynamique des poissons et tentent de poser un pronostic des effets possibles de la régularisation sur l'intégrité écosystémique et la dynamique des communautés ichtyennes du fleuve.

Le *chapitre 8* s'intéresse aux oiseaux palustres. Les auteurs dressent le portrait actuel de la faune aviaire du Saint-Laurent et de ses habitats avant d'analyser le rôle de la dynamique fluviale sur les assemblages d'oiseaux. Une section s'attarde aux espèces en péril en particulier. Le chapitre se termine sur des recommandations quant à la régularisation des niveaux d'eau au bénéfice de la faune aviaire.

Le *chapitre 9* porte sur le Rat musqué, le seul mammifère herbivore agissant directement sur la dynamique des milieux humides du Saint-Laurent. Les auteurs y présentent certains aspects de la biologie de ce mammifère et de son interaction avec les milieux humides, avant d'aborder les impacts des fluctuations hivernales des niveaux d'eau et les implications écologiques de la régularisation des débits du Saint-Laurent.

Le *chapitre 10* traite plus particulièrement des espèces en péril. L'auteur y présente l'état actuel de la situation dans le Saint-Laurent fluvial et les lois qui assurent la protection de ces espèces. Suit une section sur les espèces en péril dont la survie dépend des conditions hydrologiques. Dans la foulée, l'auteur discute de la performance des plans de régularisation pour différentes espèces et conclut sur certaines recommandations afin de mieux comprendre et de limiter les impacts négatifs des fluctuations des niveaux d'eau pour ces espèces.

Le *chapitre 11* concerne les usages de l'eau du Saint-Laurent. Les auteurs passent en revue les principaux besoins anthropiques (approvisionnement des populations, production d'énergie hydroélectrique, navigation commerciale et de plaisance, etc.) et discutent des menaces et enjeux associés à la disponibilité de l'eau. Pour terminer, les auteurs évaluent le rôle des adaptations à considérer pour contrer la pression démographique sur l'utilisation de l'eau.

Le *chapitre 12* décrit la notion d'indicateurs de performance et les différentes méthodes et approches utilisées afin d'évaluer les plans de régularisation proposés pour remplacer le plan actuel et se termine par une perspective des travaux de recherche qui restent à faire.

Enfin, le *chapitre 13* propose des perspectives globales pour une vision intégrée de la gestion des eaux du Saint-Laurent. Les auteurs y discutent notamment des assises scientifiques et de la multiplicité des acteurs et des usagers comme moteurs de la gestion intégrée. On conclut sur quelques pistes d'orientation ayant trait au développement des capacités et stratégies d'orientation dans une perspective d'intégration globale.

Bonne lecture!

André Talbot, Ph.D.

Georges Costan, D. Sc.

Remerciements

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

D'abord, un premier merci à Georges Costan, qui a effectué un formidable travail de révision, d'harmonisation et d'intégration des diverses sections de l'ouvrage, bien au delà de la demande initiale. Également, un remerciement particulier aux personnes qui ont participé de manière intensive à la production du rapport : Michèle Létienne-Prévost et Patricia Potvin pour la révision des versions française et anglaise, et Denise Séguin pour l'infographie.

Au sein d'Environnement Canada, mentionnons Mimi Breton, Claude Gonthier, Patricia Houle, Michel Jean, Richard Laurence, Jacinthe Leclerc, Jim Maguire, Luc Mercier, Yvon Mercier et Albin Tremblay pour leur travail de direction et de participation à divers comités aviseurs. Dans la région de l'Ontario, mentionnons Joel Ingram et Joe de Pinto pour leurs contributions. Au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, nous remercions Bernard Bergeron et Denis Vandal pour leur participation.

Les auteurs désirent également témoigner leur reconnaissance à un grand nombre de lecteurs pour leurs judicieux commentaires et conseils.

Il ne faudrait pas omettre le soutien des professionnels principalement en charge des travaux de terrain, dont Michel Lagacé de l'Aquarium du Québec, Guy Morin du Service météorologique du Canada, Denis Labonté et Simon Despatie du Centre Saint-Laurent et Stéphanie Gagnon du Service canadien de la faune, et encore moins celui du mathématicien Pierre Gagnon dans le traitement des données.

Nous tenons également à souligner la participation de la Ville de Sainte-Foy qui a fourni des séries chronologiques de données quotidiennes de la température de l'eau du fleuve à Québec.

La patience et les bons conseils de Jacinthe Leclerc, directrice du Centre Saint-Laurent, ont été vivement appréciés.

Les auteurs aimeraient tout particulièrement remercier M^{me} Lynn Cleary qui fut l'une des artisanes de la mise en place du plan d'étude à l'origine de la production de ce rapport. Sa clairvoyance dans ce dossier environnemental de première importance pour le Saint-Laurent fut unique et grandement appréciée.

Table des matières

<i>Membres du Comité directeur</i>	iii
<i>Équipe de production</i>	iii
<i>Les auteurs</i>	iii
<i>Avant-propos</i>	v
<i>Remerciements</i>	vii
<i>Liste des figures</i>	xiv
<i>Liste des tableaux</i>	xviii
<i>Glossaire</i>	xx
1. La disponibilité de l'eau du Saint-Laurent : contexte institutionnel et grands enjeux	1
<i>Jean-François Bibeault et Christiane Hudon</i>	
Introduction	1
Les grandes transformations du système Grands Lacs–Saint-Laurent	1
L'évolution du cadre institutionnel canadien applicable aux fluctuations des niveaux d'eau du Saint-Laurent	2
L'évolution des efforts successifs de révision de la gestion des niveaux d'eau du Saint-Laurent	4
Les défis et les enjeux actuels de la pérennité de l'écosystème du Saint-Laurent	7
La dérivation et les prélèvements massifs d'eau des Grands Lacs et du Saint-Laurent	7
Les grands projets d'aménagement du Saint-Laurent : une menace potentielle à l'intégrité	8
L'intégration des questions de quantité et de qualité de l'eau : un lien nécessaire à la santé des Canadiens	9
Les changements climatiques : un accélérateur d'impacts	9
La disponibilité de l'eau : une question toujours ouverte	10
2. Modifications anthropiques et régime hydrologique du Saint-Laurent fluvial en aval de Cornwall	13
<i>Jean-François Cantin, André Bouchard, Jean Morin, Yves de Lafontaine et Marc Mingelbier</i>	
Introduction	13
Description générale du système	13
Caractéristiques hydrologiques	14
Régime hydrologique du fleuve Saint-Laurent	19
Débit	20
Limites méthodologiques	23
3. Modélisation intégrée des processus physiques du fleuve Saint-Laurent et de ses habitats	25
<i>Jean Morin et Olivier Champoux</i>	
Introduction	25
La modélisation fluviale	25
Contexte géographique	26
Reconstitution du milieu physique	26
Modèle numérique de terrain et modèles physiques bidimensionnels	26
Topométrie du fond, des berges et de la plaine inondable	26
Caractérisation du lit du Saint-Laurent	27
Caractérisation de la végétation submergée	27
Caractérisation de la végétation émergente	28
Intégration de la dimension hydrologie	28
Reconstitution des débits du fleuve	28
Scénarios hydrologiques	28

Autres variables d'entrée des modèles physiques	29
Modèles physiques	30
Fonctionnement des modèles hydrodynamiques bidimensionnels	30
Calibration et validation des modèles hydrodynamiques	31
Modèles physiques des vagues et de transport-diffusion	31
Aperçu de résultats	31
Techniques de modélisation de l'habitat du vivant	33
Modèles d'habitats	34
Variables utilisées dans les modèles d'habitats bidimensionnels	35
La grille MIRE bidimensionnelle et la géobase de données	35
Perspectives écosystémiques et tendances	37
Utilisation prospective de la modélisation	37
Impacts des changements anthropiques sur le fleuve	37
Amélioration de la protection des habitats	38
Variables-clés à développer : la température, la lumière et les vagues	38
Amélioration des connaissances sur la dynamique fluviale	38
Conclusion	39
4. Modélisation de l'évolution des herbiers aquatiques et des milieux humides du fleuve Saint-Laurent	42
<i>Jean Morin, Katrine Turgeon, Sylvain Martin et Olivier Champoux</i>	
Introduction	42
Les herbiers submergés	42
Modélisation de la végétation submergée	43
Acquisition de données sur la biologie	43
Développement de modèles	43
Application des modèles : l'exemple de <i>Vallisneria americana</i>	44
Changements en fonction des niveaux d'eau	46
Les milieux humides	48
Modélisation des milieux humides	48
Validation spatiale et temporelle	50
Application du modèle à des séries temporelles	52
Perspectives écosystémiques et tendances en modélisation	52
Les modèles d'habitats des plantes comme variables explicatives	52
Élaboration d'un modèle de croissance des plantes submergées	54
Impact de l'agriculture et des activités anthropiques sur la végétation des milieux humides	54
Raffinement des modèles de milieux humides	54
5. Effets du régime hydrologique sur la diversité et la productivité des plantes	57
<i>Christiane Hudon</i>	
Introduction	57
État actuel des connaissances	58
Axe amont-aval : le milieu pélagique et le plancton	58
Hétérogénéité spatiale du milieu benthique : périphyton, métaphyton et macrophytes vasculaires	60
Périphyton	60
Métaphyton	61
Macrophytes submergés	62
Axe latéral-transversal : les écosystèmes riverains et les macrophytes émergentes	64
Menaces et enjeux	67
Biodiversité globale	67
L'excavation du lit du fleuve et des tributaires du bassin	68
La régularisation et les barrages	68
Changements climatiques	68
Impacts cumulatifs	69

	Perspectives écosystémiques et tendances	69
	Besoins de connaissances	69
	Conclusion	70
6.	Impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur l'herpétofaune	74
	<i>Alain Armellin</i>	
	Introduction	74
	Conséquences possibles des fluctuations des niveaux d'eau	74
	Effets directs	74
	Effets indirects	80
	Changements climatiques	81
	Autres pressions sur l'herpétofaune du Saint-Laurent	82
	Avenues de recherche	83
7.	Impacts du régime hydrologique sur les communautés de poissons du Saint-Laurent et leurs habitats	86
	<i>Yves de Lafontaine, Alain Armellin, François Marchand, Marc Mingelbier, Philippe Brodeur et Jean Morin</i>	
	Introduction	86
	Le régime hydrologique du Saint-Laurent et les communautés de poissons	87
	Réactions des poissons aux variations hydrologiques	88
	Perturbations permanentes : les barrages	89
	Comportement de migration et distribution saisonnière	90
	Liens entre les poissons et les habitats	92
	Les frayères du Grand Brochet	92
	Variations des classes d'âges du Grand Brochet	98
	Variations de l'abondance relative et de la diversité des assemblages	100
	Le Saint-Laurent : un écosystème ou un canal?	101
8.	Les oiseaux palustres : un groupe vulnérable aux conditions hydrologiques des milieux humides du Saint-Laurent	108
	<i>Jean-Luc DesGranges, Denis Lehoux, Bruno Drolet, Caroline Savage, Sylvain Giguère et Diane Dauphin</i>	
	État actuel de l'avifaune	108
	Les milieux humides : des conditions propices à une forte diversité aviaire	108
	Les grands groupes d'oiseaux palustres	108
	Utilisation des zones humides	109
	Répartition et spécialisation des oiseaux selon la répartition zonale de la végétation	110
	Importance de la dynamique fluviale pour l'avifaune	111
	La plaine inondable	112
	Les milieux palustres	112
	Menaces et enjeux	113
	La régularisation du débit des eaux et les habitats aviaires	113
	Importance de la régularisation des débits des eaux sur les oiseaux fluviaux	113
	Perspectives économiques et tendances	118
	Un plan de régularisation pour les oiseaux	118
9.	Impacts des niveaux d'eau sur un mammifère aquatique : le Rat musqué	122
	<i>Valérie Ouellet et Jean Morin</i>	
	Introduction	122
	Biologie du Rat musqué	122
	Distribution et cycle de vie	122
	Habitat	123
	Principales fonctions écologiques du Rat musqué	124

Situation actuelle des populations	124
Menaces et enjeux	124
Un modèle de résistance hivernale des huttes	125
Le modèle de hutte d'hiver du Rat musqué	125
Résultats obtenus avec le modèle prédictif	126
Application du modèle aux séries temporelles	128
Perspectives écosystémiques et tendances	128
Implications écologiques	128
10. Impacts des changements hydrologiques sur les espèces en péril	132
<i>Sylvain Giguère</i>	
État actuel des espèces en péril dans le Saint-Laurent fluvial	132
Dispositifs légaux qui protègent les espèces en péril	132
Utilisations du Saint-Laurent par les espèces en péril	133
Espèces en péril dont la survie dépend des conditions hydrologiques	134
Menaces et enjeux	135
Fluctuations hydrologiques	135
Évaluation des effets des fluctuations hydrologiques sur les espèces en péril	136
Perspectives écosystémiques et tendances	136
Un plan de régularisation en fonction des besoins de chaque espèce	136
Performance médiocre du plan de régularisation actuel	142
Nécessité de travaux supplémentaires	142
11. L'eau nécessaire aux autres usages du Saint-Laurent	145
<i>Jean-François Bibeault et Bernard Doyon</i>	
Introduction	145
Les usages et la dimension socio-économique	145
L'eau nécessaire à l'approvisionnement de la population	145
L'eau nécessaire à la production d'énergie hydroélectrique	147
L'eau nécessaire à la navigation commerciale	148
L'eau nécessaire à la navigation de plaisance, aux croisières et excursions nautiques	149
La protection des propriétés riveraines contre les inondations	151
Préoccupations pour la faune	152
Menaces et enjeux	153
Perspective des usages : le rôle des adaptations	153
12. Les indicateurs de performance	158
<i>Sous-groupe de travail technique sur l'environnement du Saint-Laurent fluvial pour l'étude des impacts de la régularisation des débits de la Commission mixte internationale</i>	
Introduction	158
I Les modèles empiriques	159
La définition d'objectifs environnementaux	159
L'identification des caractéristiques hydrologiques touchées par la régularisation	161
La sélection des composantes de l'écosystème touchées par le régime hydrologique	163
L'établissement de relations entre l'hydrologie et la biologie	163
La validation des indicateurs	164
Le choix d'un plan substitut de régularisation à l'aide des indicateurs de performance	164
Exemple d'évaluation des plans à l'aide d'un indicateur de performance	165
II La modélisation intégrée des indicateurs de performance	166
La régularisation et les indicateurs de performance	166
Le modèle intégré de la réponse de l'écosystème (MIRE)	167
L'approche de modélisation bidimensionnelle intégrée pour la production d'indicateurs	168
Flexibilité de l'approche : intégration spatiale et marais résiduels	170
Les modèles biologiques : des indicateurs de l'impact des fluctuations des niveaux d'eau	171
Structure et intégration des modèles biologiques indicateurs pour le Saint-Laurent	172

III La perspective écosystémique	174
Sensibilité, performance, similarité et signification des indicateurs	174
IV Les critères hydroécologiques du Saint-Laurent fluvial	175
Forces et limites de l'élaboration des indicateurs	177
Utilisation de la prospective	177
Conclusions et recommandations	178
L'héritage de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent	179
13. Perspectives globales et futures	182
<i>Jean-François Bibeault et Jean-François Cantin</i>	
Vision d'une gestion intégrée	182
Vision holistique	182
Multiplicité des acteurs	182
Assise scientifique et intégration des informations	182
Un travail pionnier : la contribution au plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent	183
La gestion par adaptation et l'approche prospective	184
Quelques pistes d'orientation	186
Développement des capacités et stratégies d'intégration	186
Développement de scénarios de pression	186
Étude des facteurs modulaires	186
Disponibilité de l'eau et effets sur les ressources fauniques	186
Dynamique de l'écologie du système Saint-Laurent	187
Évaluation environnementale intégrée	187
Accumulation et gestion de la masse d'informations	187
Conclusion	187
<i>Conclusion</i>	189

Liste des figures

1.1	Profil de dénivellation du fleuve Saint-Laurent entre le lac Ontario et Montréal	5
1.2	Territoire d'étude touché par la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent	6
2.1	Le bassin hydrologique Grands Lacs–Saint-Laurent	14
2.2	Profil longitudinal du tronçon lac Ontario–fleuve Saint-Laurent	15
2.3	Principaux aménagements anthropiques dans le fleuve Saint-Laurent	16
2.4	Moyenne annuelle des débits entre 1960 et 1997 à Sorel : débits calculés, débits simulés sans l'effet de la régularisation des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais	19
2.5	Débits moyens journaliers du Saint-Laurent, calculés à Sorel entre 1932 et 2004	21
2.6	Niveaux d'eau enregistrés dans le port de Montréal entre 1932 et 2005	22
3.1	Modèle numérique d'élévation dans la région du lac Saint-Pierre, avec vue détaillée 1) des îles de Sorel, 2) de la baie de Maskinongé et 3) de la sortie du lac	27
3.2	Scénarios hydrologiques pour la section allant du port de Montréal jusqu'à Trois-Rivières	29
3.3	Maillage aux éléments finis triangulaires composant le modèle numérique de terrain du Saint-Laurent entre Sorel et Trois-Rivières	30
3.4	Comparaison des profondeurs et des modules de vitesses au lac Saint-Pierre (Sorel) pour trois conditions de débits : débit extrême faible de 5000 m ³ /s, débit moyen de 9500 m ³ /s et débit extrême fort de 20 500 m ³ /s	32
3.5	Distribution spatiale de quelques variables abiotiques dans le secteur du lac Saint-Pierre : module de la vitesse, niveau de surface, vitesse orbitale des vagues, nombre de semaines inondées durant la période de croissance et coefficient d'extinction des masses d'eau	33
3.6	Zone couverte par le maillage MIRE bidimensionnel dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent	36
4.1	Distribution spatiale des espèces de plantes submergées modélisée pour un débit estival moyen de 9500 m ³ /s dans tout le domaine d'étude	45
4.2	Distribution spatiale de <i>Vallisneria americana</i> et superficie totale d'habitats potentiels pour différents débits (scénarios d'été) de 5000 à 12 000 m ³ /s à Sorel	46
4.3	Superficie des habitats potentiels des espèces dominantes de plantes submergées dans différents secteurs du fleuve en fonction du débit	47
4.4	Diagramme d'ordination illustrant la présence des espèces émergentes en fonction des variables environnementales (flèches)	49
4.5	Distribution des milieux humides prédits par les modèles utilisant la régression logistique et le modèle de succession végétale dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre pour les années 1985, 1977 et 1967	51

4.6	Évolution temporelle des diverses classes de milieux humides selon deux scénarios de régularisation du fleuve Saint-Laurent : le scénario mesuré (1958DD) et le scénario représentant les conditions du système s'il n'avait pas été régularisé (pré-projet)	53
5.1	Diagramme d'une section du Saint-Laurent montrant le gradient d'élévation entre le milieu terrestre et le chenal principal	58
5.2	Diagramme montrant la répartition verticale de la biomasse verte (en pourcentage de la biomasse totale) de divers types de macrophytes submergées pour des strates de profondeur équivalentes de 20 cm	63
5.3	Diagramme faisant ressortir la zonation des types de végétation littorale et leur biomasse en conditions (a) de niveau moyen et (b) d'une baisse de niveau moyen de 0,5 m	66
6.1	Relation entre la diversité et l'abondance des Anoures et la durée de mise en eau des milieux humides	75
6.2	Exemple du renouvellement des espèces d'amphibiens en fonction de l'hydropériode des milieux humides	76
6.3	Modélisation des habitats potentiels de reproduction des Anoures dans le tronçon fluvial Montréal–Trois-Rivières avec un débit de 9500 m ³ /s	78
6.4	Comparaison des effets de deux plans de régularisation du Saint-Laurent sur les habitats potentiels des Anoures	78
7.1	Patron de migration saisonnière et aire de répartition de plusieurs espèces de poissons dans le cours inférieur du Saint-Laurent à partir de données d'une étude de marquage réalisée à Saint-Nicolas de 1999 à 2001	90
7.2	Relation entre le temps de migration automnale de l'Anguille d'Amérique dans le Saint-Laurent à la hauteur de Québec et le niveau d'eau moyen du Saint-Laurent mesuré en fin d'été à la Jetée n° 1 à Montréal	91
7.3	Superficie des frayères potentielles du Grand Brochet dans le Saint-Laurent pour un débit à Sorel variant de 5000 m ³ /s à 20 500 m ³ /s	93
7.4	Superficies potentielles disponibles pour la fraie du Grand Brochet sans régularisation (trait pointillé) et avec régularisation (trait plein) du débit selon le plan 1958DD	94
7.5	Relations entre les habitats potentiels et le débit	95
7.6	Habitats potentiels estivaux du Doré jaune et du Méné jaune, simulés en fonction de trois scénarios de débits à Sorel	96
7.7	Reconstitution historique des habitats potentiels (1960-2000) pour un débit moyen, en septembre à Sorel, non régularisé (trait plein) et régularisé selon le plan 1958DD (trait pointillé)	97
7.8	Durée moyenne de l'accès printanier aux marais aménagés (histogramme) et superficie disponible (ligne) si les marais aménagés avaient été accessibles depuis 1960	98
7.9	Images satellites classées pour la végétation montrant l'étendue de l'inondation selon deux conditions hydrologiques différentes	99
7.10	Relation linéaire entre l'indice de la force des classes d'âge du Grand Brochet (Indice de Johnson), la superficie inondée des frayères et la stabilité des niveaux d'eau printaniers dans le Saint-Laurent	100
7.11	Abondance annuelle de différents groupes fonctionnels de poissons en fonction de paramètres de niveaux d'eau du Saint-Laurent	101

8.1	Période de reproduction des canards barboteurs dans le couloir fluvial du Saint-Laurent	109
8.2	Habitats aviaires formant la toposéquence riveraine du Saint-Laurent en eau douce	110
8.3	Analyse factorielle (RDA) montrant les variables environnementales le plus étroitement liées à l'abondance des espèces dans les différents types d'habitats aviaires	114
8.4	Estimation du nombre de nids perdus à la suite d'une hausse de 20 cm du niveau des eaux selon différentes cotes d'élévation	117
9.1	Paramètres caractéristiques associés à la construction d'une hutte d'hiver chez le Rat musqué	124
9.2	Définition des principaux paramètres d'une hutte type, utilisés dans le modèle d'impact des fluctuations hivernales des niveaux d'eau	126
9.3	Distribution des densités de huttes dans le tronçon fluvial entre le lac Saint-Louis et Trois-Rivières pour un scénario moyen de typhas et un débit de 9500 m ³ /s	127
9.4	Comparaison du nombre de huttes de Rat musqué estimé en fonction du plan de régularisation 1958DD et du régime pré-projet pour le secteur du lac Saint-Pierre entre 1960 et 2000	128
9.5	Comparaison du nombre de huttes de Rat musqué calculé par le modèle en fonction du plan de régularisation 1958DD et du régime pré-projet dans le secteur du lac Saint-Pierre entre 1903 et 1943	129
10.1	Utilisation par les espèces en péril considérées des différents habitats créés par les fluctuations des niveaux d'eau	133
10.2	Superficies d'habitats potentiels sécuritaires disponibles annuellement dans le Saint-Laurent fluvial pour le Dard de sable selon le plan de régularisation 1958DD et le régime hydrologique pré-projet	137
11.1	Cartographie du lac Saint-Louis en situation extrême de bas niveaux	150
12.1	Relations directes et indirectes entre les conditions climatiques et hydrologiques, les usages et les indicateurs de performance pour les habitats et la faune	160
12.2	Relations entre les niveaux d'eau saisonniers, les habitats des milieux humides et certaines étapes du cycle vital des espèces fauniques qui en dépendent	161
12.3	Relation entre la superficie de prairie humide obtenue en l'absence de régularisation (plan E « sans régularisation », axe des X) et la superficie obtenue en appliquant le plan actuel (1958DD) et chacun des plans de recharge (A+ « économie », B+ « environnement » et D+ « équilibre »)	166
12.4	Débit moyen par quart de mois à Sorel entre 1960 et 2000, avec et sans régularisation du lac Ontario	167
12.5	Comparaison des plans à l'aide du modèle intégré de la réponse de l'écosystème (MIRE)	168
12.6	Vue détaillée d'une portion de la grille MIRE 2D montrant la richesse de l'information contenue dans un nœud	169
12.7	Distribution des nœuds dans la grille MIRE 2D (bleu) et définition des secteurs particuliers d'intégration des indicateurs correspondant à quatre indicateurs régionaux et à un indicateur couvrant la superficie totale du territoire	170

12.8	Distribution spatiale des marais résiduels et des marais aménagés dont les niveaux d'eau sont partiellement déphasés de ceux du Saint-Laurent (plaine inondable du lac Saint-Pierre)	171
12.9	Structure logique et organisation des liens entre les variables physiques fluviales, les modèles de végétation et les modèles fauniques dans la grille MIRE 2D	173
13.1	Schématisation des liens et des changements entre les composantes de l'écosystème	183
13.2	Équilibre entre aménagements du système et préservation du milieu naturel	185

Liste des tableaux

2.1	Séquence des dragages dans le Saint-Laurent entre Montréal et Québec	18
2.2	Sommaire des niveaux et débits des Grands Lacs et du Saint-Laurent	20
2.3	Sommaire des principaux apports d'eau au fleuve Saint-Laurent jusqu'à Trois-Rivières, compilé à partir de moyennes journalières des débits pour la période de 1932 à 2004	20
4.1	Moyenne et écart-type des variables physiques simulées sur les points de calibration utilisés pour bâtir les modèles de plantes submergées en fonction des sites d'étude	44
4.2	Rendement des modèles par espèce et par secteur	44
5.1	Synthèse des relations entre les principaux axes de variations spatio-temporelles et les principaux mécanismes de contrôle des différents types de plantes en milieu fluvial	57
5.2	Nombre d'espèces appartenant à chaque famille d'algues recensées dans le Saint-Laurent, selon qu'elles vivent en suspension dans l'eau (plancton), attachées à un substrat (périphyton) ou présentes dans les deux milieux (ubiquistes)	59
5.3	Répartition et superficie des types de milieux humides selon leur localisation, estimées à partir de la cartographie de 1990-1991	65
6.1	Indice de qualité des habitats des Anoures dans le fleuve Saint-Laurent	77
6.2	Synthèse des effets anticipés des fluctuations des niveaux d'eau sur les caractéristiques des habitats de l'herpétofaune du Saint-Laurent	79
8.1	Synthèse des espèces d'oiseaux en péril considérées ici	117
9.1	Densités de huttes calculées par le modèle et observées lors du recensement de 1988 au lac Saint-Pierre	126
10.1	Catégories d'espèces à risques protégées et non protégées par la législation provinciale et fédérale	132
10.2	Indicateur de l'utilisation, par les espèces en péril considérées, des habitats touchés par les fluctuations des niveaux d'eau	133
10.3	Espèces en péril considérées en fonction de leur statut légal, de leur présence réelle dans le Saint-Laurent fluvial et de leur utilisation des habitats touchés par les fluctuations hydrologiques	134
10.4	Principaux effets néfastes directs documentés des fluctuations hydrologiques sur les espèces en péril prioritaires	135
10.5	Principales informations permettant d'évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Petit Blongios	138
10.6	Principales informations utilisées pour évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Râle jaune	138
10.7	Principales informations utilisées pour évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur la Tortue géographique et la Tortue-molle à épines	139
10.8	Principales informations utilisées pour évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Dard de sable	139

10.9	Principales informations utilisées pour évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Fouille-roche gris	141
10.10	Principales informations utilisées pour évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Méné d'herbe	141
11.1	Niveaux d'eau requis (seuils) pour l'approvisionnement en eau potable	146
12.1	Comparaison de l'écart-type et des différences minimales et maximales de niveau et de superficie de prairies humides de chaque plan de régularisation avec les conditions non régularisées	165
12.2	Priorités et périodes d'application des critères élaborés	176

Glossaire

Les définitions qui suivent sont tirées et adaptées du glossaire de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (<http://www.losl.org/gloss/gloss-f.html>), de celui du *Huitième rapport biennal présenté aux gouvernements des États-Unis et du Canada ainsi qu'aux États et aux provinces du bassin des Grands Lacs, aux termes de l'Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs* (<http://www.ijc.org/php/publications/html/8brf.html>), de celui de Pêches et Océans Canada sur le site <http://www.waterlevels.gc.ca/french/Glossaire.shtml>.

Abiotique (*Abiotic*) : Qualifie les variables non vivantes physiques ou chimiques de l'environnement comme l'air, l'eau, etc.

Accrétion (*Accretion*) : Accroissement de la superficie d'une plage ou d'un milieu humide par accumulation naturelle ou dépôt de matériaux.

Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs (*Great Lakes Water Quality Agreement*) : Accord entre le Canada et les États-Unis, signé en 1972 puis révisé en 1978 et en 1987, visant à restaurer et conserver l'intégrité chimique, physique et biologique des eaux de l'écosystème du bassin des Grands Lacs.

Algue (*Algae*) : Organisme végétal aquatique, souvent de taille microscopique, qui ne possède ni racines, ni fleurs, ni graines, mais qui est capable de produire de la matière organique par photosynthèse (producteur primaire).

Alimentation des nappes souterraines (*Groundwater recharge*) : Apport en eau vers les nappes souterraines provenant de la surface. L'infiltration des précipitations et leur mouvement constituent une forme d'alimentation naturelle.

Anadrome (*Anadromous*) : Désigne une espèce de poisson qui migre en rivière pour se reproduire et qui effectue la majeure partie de sa croissance en mer.

Anthropique (*Anthropogenic*) : Fait par l'homme ou résultant de l'activité humaine. Habituellement utilisé dans le contexte des émissions produites par les activités humaines.

Apport net d'eau du bassin (*Net basin supply*) : Volume d'eau net pénétrant dans l'un des Grands Lacs et provenant de son bassin hydrographique, correspondant à : (volume des précipitations tombées sur le lac + volume des eaux souterraines + volume du ruissellement) – (volume d'eau qui s'évapore de ce lac).

Bassin versant, bassin hydrographique (*Basin, watershed*) : Territoire drainé par des eaux souterraines ou superficielles qui se déversent dans un collecteur

principal (cours d'eau, lac) et délimité par une ligne de partage des eaux.

Benthique (*Benthic*) : Relatif au fond d'un plan d'eau, aux sédiments ou aux organismes vivant dans le fond d'un plan d'eau.

Biodiversité (*Biodiversity*) : Mesure du nombre et de la variété d'organismes différents dans les écosystèmes, qui peut servir à déterminer la santé de ces derniers.

Biosphère (*Biosphere*) : Partie de la Terre et de l'atmosphère qui est habitée par des organismes vivants ou qui influe sur eux.

Biote (*Biota*) : Ensemble des végétaux et des animaux d'une région donnée.

Botulisme (*Botulism*) : Le botulisme est une maladie rare causée par une toxine produite par la bactérie sporulée *Clostridium botulinum*. La spore de *Clostridium botulinum* est présente, à l'état naturel, dans le sol, l'eau, les animaux, les aliments contaminés ou les produits agricoles. Il s'agit de la plus puissante toxine connue, capable d'affecter les humains, les animaux et même le poisson.

Changements climatiques (*Climatic change*) : Changements des configurations météorologiques mondiales, dont la hausse des températures moyennes qui a été prédite, imputables à l'accumulation dans l'atmosphère de gaz libérés par l'activité humaine. Ces gaz piègent la chaleur du soleil dans l'atmosphère de la Terre.

Climat (*Climate*) : Ensemble des conditions météorologiques (température, précipitations, vitesse du vent, pression atmosphérique, etc.) dont la succession habituelle est propre à une région donnée.

Commission mixte internationale (*International Joint Commission*) : Organisme canado-américain créé en application du *Traité des eaux limitrophes de 1909*, chargé d'aider à prévenir et à résoudre les litiges liés aux eaux communes aux deux pays et d'émettre des recom-

mandations sur la gestion de ces eaux (qualité de l'eau, régularisation du débit, etc.).

Conseil international de contrôle du fleuve Saint-Laurent (*International St. Lawrence River Board of Control*) : Créé par la Commission mixte internationale dans son ordonnance d'approbation de 1952, le Conseil voit à ce que l'ordonnance relative aux débits du lac Ontario soit respectée. Le Conseil international de contrôle du fleuve Saint-Laurent est composé de dix membres, cinq canadiens et cinq américains. Les débits d'eau sont fixés par le Conseil selon le plan de régularisation en vigueur. Il peut dévier du plan lors de situations d'urgence ou durant les opérations hivernales. Il peut également apporter des changements au débit spécifié par le plan en vue d'aider certains intérêts sans toutefois léser les autres et sans enfreindre les dispositions de l'ordonnance. Pour plus d'informations : <http://islrbc.org/new-Version/mandat-f.html>.

Crue (*Freshet*) : Montée soudaine du niveau d'eau d'un cours d'eau due à la fonte des neiges ou à de fortes précipitations.

Diadrome (*Diadromous*) : Désigne une espèce de poisson qui effectue une partie de son cycle vital en rivière et le reste en mer, ou l'inverse.

Écosystème (*Ecosystem*) : Ensemble formé par une communauté d'organismes vivants et son milieu naturel, dont l'interaction constante donne lieu à des échanges de matière et d'énergie. Pour la Commission mixte internationale, le terme inclut les populations humaines, leurs activités et leurs institutions.

Écosystème du bassin des Grands Lacs (*Great Lakes basin ecosystem*) : Ensemble interactif de l'air, des terres, de l'eau et des organismes vivants, humains y compris, dans le bassin versant des Grands Lacs et du Saint-Laurent, au point ou en amont du point où celui-ci constitue la frontière entre les États-Unis et le Canada.

Érosion (*Erosion*) : Phénomènes d'ablation et d'accumulation qui modifient le relief terrestre, causés par les agents atmosphériques (courant, pluie, vent, vagues, etc.) et souvent amplifiés par des activités anthropiques (urbanisation, déboisement, agriculture, etc.).

Espèces exotiques (*Exotic species*) : Espèces qui ne sont pas indigènes à un écosystème et y sont introduites par l'homme, que ce soit délibérément ou non.

Étude socio-économique (*Socio-economic survey*) : Enquête mesurant les caractéristiques de base d'une

communauté donnée et permettant d'établir des statistiques.

Eutrophisation (*Eutrophication*) : Processus naturel ou artificiel d'enrichissement de l'eau en nutriments par lequel un plan d'eau se remplit de plantes aquatiques, entraînant ainsi une réduction de son taux d'oxygène. Un faible taux d'oxygène nuit aux poissons.

Fetch (*Fetch*) : Sur un plan d'eau, distance sur laquelle le vent souffle sans rencontrer d'obstacles.

Frasil (*Frasil ice*) : Glace des cours d'eau ayant la consistance de bouillie de glace et formée lorsque de petits cristaux de glace, créés dans une eau très refroidie après une chute des températures atmosphériques en dessous de zéro, s'agglutinent et s'accumulent.

Groupe consultatif sur l'intérêt public (*Public Interest Advisory Group*) : Groupe de bénévoles américains et canadiens dont le mandat consiste à garantir une communication efficace entre le public et l'équipe du Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent.

Groupe de formulation et d'évaluation du plan (*Plan Formulation and Evaluation Group*) : Groupe intégré au Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, chargé d'élaborer de nouveaux plans de régularisation des niveaux d'eau, d'établir des indicateurs de performance pour lesdits plans et d'évaluer l'efficacité des nouveaux critères et plans d'exploitation.

Groupe de travail international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (*International Lake Ontario – St. Lawrence River Study Board*) : Groupe de travail mandaté par la Commission mixte internationale pour examiner les conséquences, pour l'ensemble des utilisateurs et des groupes d'intérêts, des variations de niveaux et de débits d'eau et de déterminer s'il est possible d'assurer une meilleure régularisation des débits sortants du lac Ontario avec les installations existantes.

Groupe de travail technique (*Technical Working Group*) : Équipe d'experts constituée dans le but d'étudier, pour le compte du Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve saint-Laurent, chacun des aspects suivants : les zones riveraines, la navigation commerciale, les besoins communs de données, l'environnement, la modélisation hydrologique et hydraulique, l'utilisation de l'eau, la production d'énergie hydroélectrique et la navigation de plaisance en relation avec le tourisme.

Groupe de travail technique sur l'environnement (*Environment Technical Work Group*) : Groupe d'experts chargé d'étudier les conséquences des

variations des niveaux d'eau sur les poissons, les oiseaux, les plantes et toute autre espèce sauvage du réseau hydrographique formé par le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, en particulier les impacts environnementaux sur les milieux humides.

Groupe de travail technique sur la modélisation hydrologique et hydraulique (*Hydrology and Hydraulics Modeling Technical Work Group*) : Groupe d'experts chargé d'élaborer des modèles de prévision des niveaux et des débits d'eau dans le réseau hydrographique formé par le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent en fonction de différents plans de régularisation des eaux et de scénarios climatiques.

Groupe de travail technique sur la navigation de plaisance et de tourisme (*Recreational Boating and Tourism Technical Work Group*) : Groupe d'experts chargé d'étudier l'incidence des niveaux d'eau sur les plaisanciers, les marinas et le tourisme lié à la navigation de plaisance.

Guilde (*Guild*) : Groupe d'espèces identiques ou non, qui ont des modes de reproduction similaires ou qui exploitent les mêmes ressources alimentaires.

Habitat (*Habitat*) : Aire géographique dans laquelle vit et se développe une espèce animale ou végétale particulière.

Milieux humides (*Wetland*) : Terrains recouverts d'eau (marais, marécage, tourbière...) qui présentent un fort potentiel biologique en servant notamment d'étape pour la migration, de lieu de reproduction pour de nombreuses espèces d'oiseaux et de poissons, et d'habitat important pour les amphibiens, la sauvagine, les reptiles et certains mammifères.

Monétisés (*Monetized*) : Se dit des avantages ou coûts d'une mesure, lorsqu'ils ont été convertis en une valeur économique, à la lumière de l'impact mesuré et des estimations de valeurs non monnayables.

Modèle de vision commune (*Shared vision model*) : Outil décisionnel servant à élaborer une représentation collective de l'avenir auquel un groupe aspire.

Navires sans lest (*No ballast on board – NOBOB*).

Niveau d'eau (*Water level*) : Hauteur de la surface de l'eau à un endroit précis d'un plan d'eau ou d'un cours d'eau. La hauteur est mesurée par rapport au niveau moyen de la mer.

Niveau d'eau moyen par quart de mois (*Quarter-monthly mean water level*) : Niveau d'eau moyen enregistré pendant un quart de mois. Un quart de mois

comprend sept ou huit jours, selon le nombre de jours dans le mois.

Niveau de référence des basses eaux (*Low water datum*) : Ligne zéro d'un plan vertical correspondant au niveau moyen le plus bas atteint par les eaux et à partir de laquelle on peut indiquer les profondeurs sur une carte. Le dragage du fond des ports doit tenir compte de ce niveau de référence.

Plaine d'inondation (*Floodplain*) : Basses terres en bordure d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau sujettes aux inondations.

Plan 1958D : Plan utilisé par le Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent depuis avril 1963. Il fixe le volume des débits sortants du lac Ontario en conformité avec l'ensemble des critères adoptés par la Commission mixte internationale et liés aux intérêts particuliers concernant le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent.

Plans de mesures correctives – PMC (*Remedial action plans – RAPs*) : Plans visant la restauration, dans des secteurs préoccupants, de caractéristiques comme la santé des espèces aquatiques, et d'activités humaines telles que la pêche, la baignade et l'approvisionnement en eau potable.

Pratiques exemplaires de gestion (*Best management practices*) : Ensemble de pratiques de conservation et de mesures de gestion des terres et des eaux efficaces et technologiquement, économiquement et institutionnellement réalisables, permettant d'éviter ou de réduire les effets négatifs sur les ressources naturelles et culturelles.

Prudence (*Precaution*) : Attitude consistant à adopter une approche environnementale prudente et conservatrice pour éviter et empêcher la pollution, en fonction des menaces de dommages graves ou irréversibles, et même en l'absence de certitude scientifique absolue.

Secteur de qualité (*Areas of quality*) : Secteur géographique de grande qualité environnementale et qui, du fait de son emplacement et de sa valeur écologique, est jugé mériter une attention particulière des programmes de lutte contre la dégradation.

Secteur préoccupant (*Areas of concern*) : Secteur géographique qui ne répond pas aux objectifs généraux ou spécifiques de l'*Accord relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs*, ce qui fait que son utilisation ou sa capacité de servir d'habitat aux organismes aquatiques est diminuée ou susceptible de l'être. Ces secteurs sont définis à l'Annexe 2 de l'Accord.

Système de référence international des Grands Lacs de 1985 (*International Great Lakes Datum 1985*) :

Niveau de référence établi par le Canada-U.S. Coordinating Committee on Great Lakes Basic Hydraulic and Hydrological Data, dans le but de constituer un élément de référence unique pour les études hydrauliques et hydrologiques conduites des deux côtés de la frontière le long des Grands Lacs et du Saint-Laurent.

Traité des eaux limitrophes (Boundary Waters Treaty) :

Traité signé en 1909 par le Canada et les États-Unis pour prévenir et régler les différends concernant essentiellement la quantité et la qualité de l'eau le long de leur frontière. Ce traité a donné naissance à la Commission mixte internationale.

Zéro des cartes (Chart datum) :

Niveau de référence des profondeurs indiquées sur les cartes marines, qui est également celui des hauteurs de marée prédites dans les annuaires des marées. Il est d'ordinaire choisi aussi voisin que possible d'un niveau bas de marée convenable, par exemple le niveau des plus basses mers. Dans les eaux sans marées, le zéro des cartes correspond approximativement aux basses eaux normales en période d'étiage et en considérant la période de navigation.

Chapitre 1

LA DISPONIBILITÉ DE L'EAU DU SAINT-LAURENT : CONTEXTE INSTITUTIONNEL ET GRANDS ENJEUX

Jean-François Bibeault¹ et Christiane Hudon²

1. Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, État du Saint-Laurent.

2. Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur les écosystèmes fluviaux.

Introduction

La problématique des fluctuations des niveaux d'eau remet au premier plan la préoccupation souvent négligée des facteurs hydrologiques qui jouent un rôle déterminant dans l'évolution des composantes de l'écosystème du Saint-Laurent. L'incidence des fluctuations des niveaux d'eau se superpose aux autres problèmes déjà connus et aux grandes tendances de la transformation des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Cette problématique remet également en cause la portée des lois et politiques existantes, dont plusieurs influent sur la manière de gérer de tels impacts. Enfin, elle étend la perspective à d'autres grands enjeux et défis du futur.

Les grandes transformations du système Grands Lacs–Saint-Laurent

Le système Grands Lacs–Saint-Laurent a subi une pression accrue des activités humaines sur son territoire, particulièrement après la fin de la Seconde Guerre mondiale. Cette pression est associée aux grandes transformations qui ont orienté le développement du territoire et l'utilisation de l'eau, tels qu'on les connaît aujourd'hui.

On peut résumer ainsi les principales tendances qui illustrent ces transformations :

- La **capacité de production** du bassin s'est accrue considérablement, nécessitant de ce fait plus d'énergie, plus d'eau, un réseau de transport plus élaboré pour le commerce et une main-d'œuvre croissante à proximité des industries.
- Le **profil de production et de consommation** a aussi évolué vers des produits comportant un amalgame de matériaux et un recours accru à des substances de synthèse organiques et inorganiques. Une des conséquences a été le rejet de toxiques dans l'environnement.
- La **demande énergétique** s'est notamment traduite par la multiplication des barrages hydroélectriques,

des centrales nucléaires et des centrales à combustibles fossiles. La régularisation des cours d'eau a été en particulier une des tendances lourdes jusqu'au cours des années 1990.

- Le **prélèvement et la consommation d'eau** à diverses fins ont été majeurs, surtout pour subvenir à l'alimentation, au refroidissement des centrales thermiques et nucléaires, au lavage et à la production industrielle.
- En parallèle, l'utilisation de l'eau pour d'autres fins a augmenté avec la croissance des **besoins récréatifs** dans les années 1960 et 1970. Les exigences pour la santé humaine et la qualité de vie sont aussi devenues des considérations de plus en plus importantes.
- La croissance du **commerce national et international** a exigé la multiplication des voies de transport, notamment des routes et des voies de navigation. Pour assurer des économies d'échelle, les navires ont augmenté de taille et de tirant d'eau, ce qui a nécessité en retour des travaux plus nombreux et plus considérables pour le passage des navires.
- La **croissance démographique** qui a suivi l'industrialisation, l'amélioration des conditions sanitaires et l'immigration ont été majeures sur les rives du bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent, ce qui s'est notamment traduit par l'artificialisation des écosystèmes riverains.
- **L'urbanisation, l'artificialisation accrue du sol et des rives** et le renforcement des interactions sociales ont été accompagnés de nouvelles préoccupations, comme l'environnement, et de nouveaux acteurs sociaux, comme les groupes de défense de l'environnement, les groupes de promotion de la participation du public et, en parallèle, de la reconnaissance de la diversité culturelle des nouveaux arrivants et des Premières Nations.

L'effet combiné de ces grandes transformations socio-économiques et environnementales s'est traduit par la

multiplication des besoins et des préoccupations liés à l'eau. Ainsi, aux usages plus classiques de l'eau à des fins industrielles, agricoles et municipales, se sont ajoutés divers usages récréatifs, des valeurs écologiques et esthétiques (Maître et David, 2000) et aussi des valeurs culturelles et identitaires rattachées aux plans d'eau. Depuis les années 1970, la pérennité des écosystèmes constitue d'ailleurs l'un des enjeux-clés du développement durable des Grands Lacs et du Saint-Laurent.

La problématique des variations des niveaux d'eau et des mesures adoptées pour leur gestion constitue l'un des principaux défis de la conservation durable de l'écosystème du Saint-Laurent. La synthèse environnementale présentée dans les prochains chapitres offre, grâce à une mise à jour des connaissances, une vision plus précise de la vulnérabilité des composantes de l'écosystème aux conditions hydrologiques, qui tient compte de la diversité géographique du fleuve.

Le bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent, avec la partie maritime du golfe, constitue l'un des grands bassins versants canadiens et mondiaux, tant par sa taille (Lasserre, 1980) que par le nombre d'habitants qui en dépendent. À ce titre, il a mérité une attention soutenue au cours des dernières années. La synthèse environnementale qui suit résulte de divers travaux entrepris en collaboration avec la Commission mixte internationale, dans le cadre de la révision du plan de régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent, et contribue à identifier les limites écologiques du Saint-Laurent dans sa partie eau douce. Plus globalement, cette synthèse vise à mieux répondre aux enjeux et menaces actuelles et futures qui pèsent sur la gestion de l'eau à l'échelle des bassins canadiens, une source de problèmes à ce jour non seulement au Canada (INRE et SMC, 2004), mais aussi dans d'autres pays (Richter *et al.*, 2003).

De manière à mieux situer le contexte entourant le travail de synthèse, il apparaît utile de rappeler le cadre institutionnel qui guide la manière dont l'eau et les écosystèmes sont protégés au Canada, puis d'insister sur le cadre de la régularisation du fleuve Saint-Laurent et enfin de présenter les défis posés par l'utilisation de l'eau pour l'avenir du fleuve.

L'évolution du cadre institutionnel canadien applicable aux fluctuations des niveaux d'eau du Saint-Laurent

Hydrologiquement, les variations des niveaux d'eau sont déterminées par la combinaison des précipitations, des apports des bassins en amont, des nappes phréatiques (et de leur recharge), de l'eau de ruissellement, de l'évaporation, des dérivations d'eau vers l'intérieur ou

l'extérieur du bassin et de la régularisation des niveaux et des débits (CMI, 2000). À cette liste de variables, on peut ajouter la modification du profil ou de la profondeur des cours d'eau, l'imperméabilisation du sol (par exemple l'asphaltage en milieu urbain), la transformation du couvert végétal (par l'agriculture et les coupes forestières), le climat, ou un prélèvement accru de l'eau à diverses fins¹. Cet ensemble de facteurs naturels et humains modifie la quantité et la disponibilité de l'eau et a un impact sur la pérennité des écosystèmes, des habitats et des espèces.

En contrepartie, il existe un ensemble de mesures institutionnelles qui visent à réduire la pression sur la ressource et l'écosystème du Saint-Laurent. Sans faire une évaluation de l'efficacité relative de ces mesures, on peut noter qu'elles se sont multipliées depuis le début des années 1970². On reprend, selon l'ordre chronologique, les principales mesures adoptées à ce jour, qui sont également pertinentes pour l'écosystème du Saint-Laurent.

Loi sur les ressources en eau (1970)

La première mesure d'envergure adoptée à cet égard a été la *Loi sur les ressources en eau* (L.R., 1985, ch. C-11), qui stipule dès 1970 l'intérêt de procéder à des ententes fédérales-provinciales en matière de gestion de l'eau douce, étant donné qu'il s'agit le plus souvent de compétences partagées. Mais plus encore, il est question de planification et de gestion intégrée des eaux qui reposent, entre autres, sur un suivi adéquat de données relatives à la quantité et à la qualité des eaux, sur des recherches ciblées et sur des projets de conservation et de mise en valeur et d'utilisation efficace des eaux (Article 5)³.

Entente fédérale-provinciale visant le contrôle des inondations (1978)

L'existence de cette loi ainsi que les inondations records de 1974 et 1976 au Québec ont stimulé l'adoption d'une entente fédérale-provinciale relative au contrôle des inondations et ensuite, à partir de 1978, la cartographie des zones inondables du Saint-Laurent et de ses affluents. Cela a eu le double avantage de sensibiliser les riverains à la construction résidentielle en zone inondable et d'inciter les autorités publiques (les villes en particulier) à développer autrement l'abord des rives, en favorisant par exemple l'implantation de bandes vertes ou la création de parcs riverains. Notons que le projet Archipel, amorcé en 1979 et revu à la lumière du concept d'*Archiparc* en 1985, a aussi contribué à sensibiliser les villes à un développement moins radical des bandes riveraines.

Politique fédérale sur l'eau (1987)

En lien avec cette loi et sur la base de la multiplication des préoccupations reliées à l'eau dans les années 1970 et

au début des années 1980, une première politique fédérale des eaux a été développée en 1987. Cette politique, qui présente des orientations générales de gestion, aborde notamment les problèmes de sécheresse, d'inondations, de changements climatiques et d'érosion du littoral, autant de problèmes liés à la quantité d'eau. La portée de cette politique, assez générale, a néanmoins fait ressortir certains problèmes écologiques découlant de la gestion des eaux, dont la perte de milieux humides.

Politique fédérale de conservation des terres humides (1991)

Une des suites indirectes de cette politique a donc été, en 1991, l'élaboration d'une première politique fédérale de conservation des terres (ou milieux) humides (*wetlands*) par le gouvernement canadien. Cette politique met de l'avant les principes suivants qui soutiennent, sur l'ensemble du territoire canadien, la pérennité des milieux humides :

- le maintien des fonctions et des valeurs écologiques;
- aucune perte nette des fonctions des terres humides;
- l'amélioration et le rétablissement des superficies de terres humides;
- la reconnaissance des fonctions des terres humides dans la planification, la gestion et les décisions à caractère socio-économique en lien avec les programmes, les politiques et les activités fédérales;
- la sécurisation des milieux d'importance pour les Canadiens;
- la reconnaissance de pratiques rationnelles et durables dans des secteurs comme l'agriculture et la foresterie;
- l'utilisation des milieux humides de manière à augmenter leur productivité pour les générations futures.

Pour le Saint-Laurent, l'application de ces principes suppose, à l'instar de tous les bassins, une identification et une évaluation des milieux humides, de leur importance, des risques de pertes de superficie et des possibilités de gains, de même que leur suivi et le développement de méthodes d'intervention pour leur restauration (p. 11). Le chapitre 5 aborde la question des effets des fluctuations des niveaux d'eau sur les milieux humides et en fait une analyse plus poussée.

Politique de gestion de l'habitat du poisson (1986)

La *Loi sur les pêches* (L.R., 1985, ch. F-14) présente pour sa part l'intérêt de renforcer le lien entre l'habitat, dont l'eau est une constituante, et les communautés de poissons. Cette loi protège en effet l'habitat au sens très large et exige, dans le cas d'interventions en milieu

aquatique, l'autorisation du ministre, sans compter qu'on fait aussi explicitement référence à la qualité de l'habitat et de l'eau⁴. En lien avec cette loi, parallèlement à la *Politique fédérale sur l'eau*, a été développée la *Politique de gestion de l'habitat du poisson* (1986)⁵ qui stipule qu'on ne peut perturber l'habitat du poisson ni de manière « évidente ou subtile, ainsi que par de grands ou de petits changements » (p. 7).

De manière plus précise, la politique énonce comme premier objectif « la réalisation d'un gain net pour ce qui est de la capacité de production des habitats » (p. 10). Cet objectif suppose la connaissance du rôle réel ou potentiel des habitats dans la conservation des ressources halieutiques et doit aussi répondre à l'exigence d'aucune perte nette de la capacité de production des habitats.

Le Ministère responsable « doit chercher à compenser les pertes inévitables d'habitats en en créant de nouveaux, sur une base de projet par projet, de façon à prévenir toute autre diminution des ressources halieutiques du Canada attribuable à la perte ou à l'endommagement des habitats » (p. 12), et ce, sur la base d'un « jugement professionnel et du bon sens d'un personnel expérimenté et bien formé à la gestion de l'habitat, allié à des recherches d'appoint dans un milieu informé et coopératif » (p. 12).

La connaissance à jour des contraintes imposées aux habitats comme les variations des niveaux d'eau devient à cet égard essentielle. Pour appuyer cette politique, le chapitre 7 du présent rapport traite des communautés de poissons, de leurs habitats et des effets des fluctuations des niveaux d'eau.

Politique sur les espèces sauvages (1990) et Loi sur les espèces en péril (2002)

Enfin, une *Politique sur les espèces sauvages* a été adoptée en 1990 pour le Canada, de manière à conserver et à rétablir les processus écologiques, la biodiversité – les écosystèmes, les espèces et la diversité génétique – ainsi que l'utilisation durable de la faune. De surcroît, la récente *Loi sur les espèces en péril* (adoptée par le Parlement en 2002, mais entièrement en vigueur à partir de 2004) instaure dans un contexte d'urgence et de risque de perte irréversible une intervention ciblée en faveur d'espèces et d'habitats prioritaires⁶. Le chapitre 10 du présent rapport traite de cette problématique.

En ce qui a trait aux oiseaux, sujet abordé au chapitre 8 du présent rapport, certains sont historiquement protégés par la *Convention concernant les oiseaux migrateurs* de 1917, et en particulier par la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* (1994, ch. 22) qui en assure l'application. Différentes mesures apportent un soutien à la Loi : le *Plan nord-américain de*

gestion de la sauvagine, des conseils sur les couloirs de migration, un réseau de réserves pour les oiseaux de rivage et des refuges fauniques.

L'herpétofaune (chapitre 6 du présent rapport) et les mammifères semi-aquatiques (chapitre 9 du présent rapport) ne sont protégés par aucun cadre réglementaire particulier, à moins qu'il ne s'agisse d'espèces reconnues comme étant en péril. La *Loi sur la protection de l'environnement* (1999, ch. 33) les protège de façon générale, mais s'applique plutôt aux rejets de contaminants et à leurs impacts sur l'ensemble des écosystèmes aquatiques.

Ajoutons par ailleurs que l'intérêt pour le Saint-Laurent a été marqué ces dernières années par les mises en œuvre successives de plans d'action fédéraux-provinciaux entre 1988 et 2004, puis par l'élaboration et le dépôt d'une politique provinciale sur le transport maritime et fluvial (1998), une première *Politique nationale de l'eau* (2002) du Québec, qui met l'accent sur la gestion intégrée du Saint-Laurent et, récemment, une stratégie de navigation durable (2005) pour le Saint-Laurent. Plusieurs centaines de millions de dollars ont d'ailleurs été investis au cours des dernières décennies pour le Saint-Laurent. Mais l'écosystème fluvial demeure sujet à de multiples pressions, et sa pérennité est à risque. Dans un contexte de rareté accrue de la ressource en eau, attribuable notamment aux changements climatiques, il n'est pas acquis que le Saint-Laurent demeure tel que nous le connaissons.

L'évolution des efforts successifs de révision de la gestion des niveaux d'eau du Saint-Laurent

Le Saint-Laurent possède un régime hydrologique particulier, soumis à la fois à des facteurs naturels et à un contrôle de son débit en amont. L'origine de ce contrôle peut être retracée au début du 20^e siècle dans un contexte de gestion des cours d'eau internationaux, en l'occurrence celui du *Traité des eaux limitrophes* (1909) entre le Canada et les États-Unis et de la création de la Commission mixte internationale en 1911 (Institute of the Environment and Clinton Edmonds and Associates Limited, 2002). C'est à cette époque qu'il est explicitement fait allusion à une organisation et à une priorité des usages pour le bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent (article VIII du Traité). La préséance est alors accordée à l'utilisation de l'eau à des fins domestiques et hygiéniques, puis pour la navigation⁷, incluant l'entretien des services de canalisation, et en troisième lieu, à l'utilisation de l'eau pour la production d'énergie et pour l'irrigation⁸.

Près de cinquante ans plus tard, le système de gestion des niveaux et des débits du Saint-Laurent est réexaminé (figure 1.1), et un premier plan de régularisation des eaux voit le jour (Plan 1958D). Dans le contexte de la construction de la voie maritime internationale, le plan propose, sous la forme de critères et de règles d'exploitation du barrage Moses-Saunders, un équilibre des usages prioritaires que sont la navigation commerciale, la production d'énergie hydro-électrique et la protection contre les inondations. À ce moment, le Conseil international de contrôle du fleuve Saint-Laurent est également créé pour veiller à l'application de ces critères et de ces règles. Après quelques ajustements, le plan 1958D est mis en vigueur en 1963.

Par la suite, certaines lacunes du plan, dont l'absence de considérations environnementales, ont été identifiées. Cela a obligé le Conseil international de contrôle à dévier *ad hoc* des prescriptions initiales presque la moitié du temps (Carpentier, 2003). Rappelons que dès 1964, une année de très bas niveaux, le plan présentait déjà plusieurs limites. Pour le Saint-Laurent, la succession de périodes de très bas niveaux (début 1960, fin 1990) et de très hauts niveaux (mi-années 1970) a nécessité l'adaptation du plan. Le chapitre 2 sur l'hydrologie détaille davantage les données historiques des niveaux et des débits du Saint-Laurent, alors que le chapitre 3 décrit les principales caractéristiques physiques du système.

L'insatisfaction engendrée par le plan a obligé la Commission mixte internationale à mener quatre essais successifs de révision⁹ du plan de régularisation. Le premier essai de révision a été fait en 1973 par le Conseil international des niveaux d'eau des Grands Lacs (CMI, 1973), le second a été mené en 1991 par la CMI pour les cinq Grands Lacs, le troisième essai a été fait par le Conseil international de contrôle en 1997, et le dernier, amorcé en 1999, visait particulièrement à mieux répondre aux besoins de la plaisance et de l'environnement. À chacune de ces tentatives de révision, il a été très difficile de proposer un plan qui serait de beaucoup supérieur au plan 1958D, amélioré au fil des ans par des modifications *ad hoc*.

La figure 1.1 présente un profil du système concerné par le dernier exercice d'amélioration de la régularisation et montre l'étagement des plans d'eau entre le lac Ontario et le Saint-Laurent à la hauteur de Montréal.

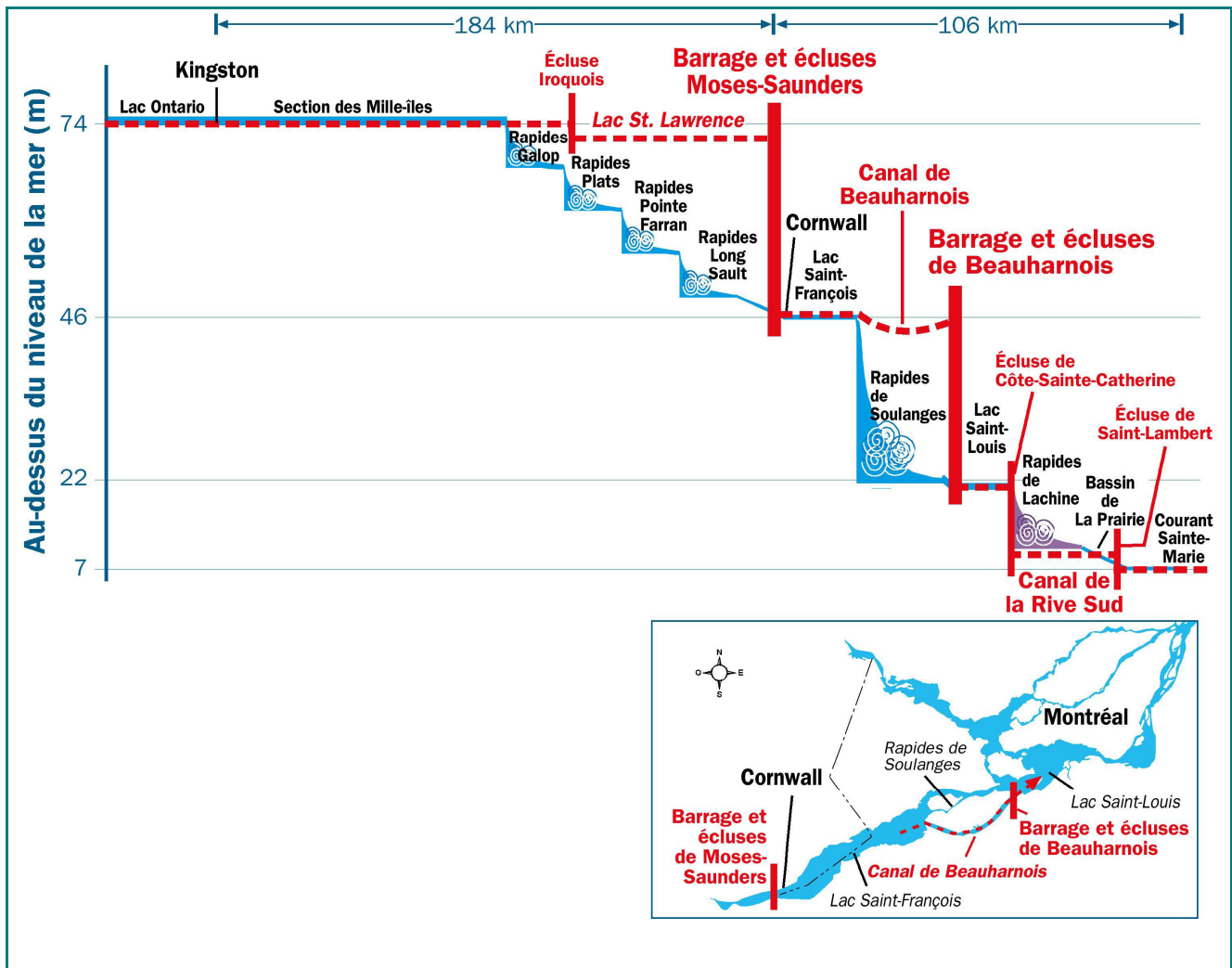


Figure 1.1 Profil de dénivellation du fleuve Saint-Laurent entre le lac Ontario et Montréal

L'étude des niveaux du lac Ontario et du Saint-Laurent (2000-2005)

Le plus récent essai fait référence au Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent¹⁰, constitué en 1999 et mandaté par la Commission mixte internationale (CMI) pour réaliser une étude quinquennale (2000-2005) des critères actuellement appliqués afin de régulariser les niveaux d'eau dans le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (CMI, 1999). Cette étude approfondie, financée conjointement par les États-Unis et le Canada, comprend des études techniques détaillées, une évaluation des impacts et l'élaboration de mesures de régularisation de recharge. La zone d'étude couvre les 4350 km de rives entre l'extrémité ouest du lac Ontario (les chutes Niagara, Ontario et New York) et Trois-Rivières (Québec), où se font sentir les impacts de la régularisation des variations des niveaux (figure 1.2).

Cette étude quinquennale de 30 millions de dollars CAN est cofinancée en parts égales par les gouvernements fédéraux des États-Unis et du Canada. L'objectif est d'améliorer le plan de régularisation par l'étude des variations des niveaux d'eau et, particulièrement, des effets attribuables à la régularisation des niveaux et des débits du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent.

Pour mener à terme cet objectif, les effets des plans de régularisation ont été évalués en fonction d'une vision et de quelques grands principes communs¹¹ (voir l'encadré). Le résultat est présenté dans le cadre d'un rapport final du Conseil d'étude (International Lake Ontario – St. Lawrence River Study Board, 2005).

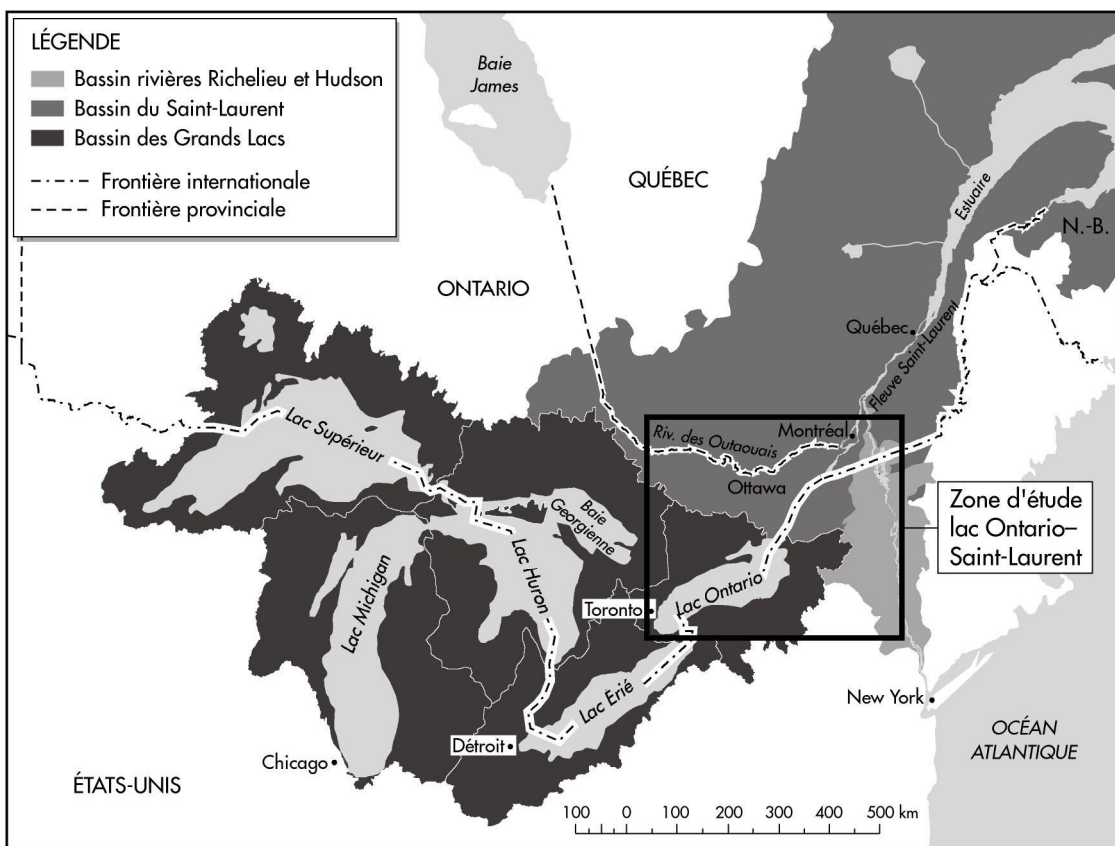


Figure 1.2 Territoire d'étude touché par la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent

Vision, objectif et principes directeurs	
<p>Vision Concourir à la durabilité économique, environnementale et sociale du bassin hydrographique du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent.</p> <p>Objectif Établir des critères et élaborer un plan de régularisation des débits qui servent la grande diversité des intérêts touchés, qui bénéficient de l'acceptation de tous les intérêts et qui tiennent compte des conditions climatiques dans le bassin.</p> <p>Principes directeurs</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Les critères et les plans de régularisation favoriseront l'intégrité écologique du bassin du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. 2. Les critères et les plans de régularisation seront nettement avantageux pour le bassin du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent ainsi que pour ses utilisateurs, et ils n'entraîneront pas une perte disproportionnée pour un intérêt particulier ou un secteur géographique. 3. Les critères et les plans de régularisation devront répondre aux conditions inhabituelles et inattendues qui ont des répercussions sur le bassin du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. 	<ol style="list-style-type: none"> 4. Des mesures d'atténuation peuvent être établies, au besoin, afin de réduire les impacts négatifs. 5. Dans la mesure du possible, la régularisation des débits et des niveaux d'eau du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent devra être adaptable afin de tenir compte des modifications potentielles des apports d'eau découlant des changements climatiques et de la variabilité stochastique. 6. Le processus décisionnel relatif à l'élaboration des critères et des plans qui régiront les débits et les niveaux d'eau du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent sera empreint de transparence; ainsi, il s'assurera de prendre en considération l'ensemble des intérêts touchés par toute décision et permettra à une grande gamme de détenteurs d'intérêts et au public de faire valoir leurs points de vue. 7. Les critères et les plans de régularisation intégreront les connaissances actuelles et la technologie de pointe, et ils seront conçus pour s'adapter facilement aux progrès à venir dans le domaine des connaissances, des sciences et des technologies.

Ces principes servent donc de lignes directrices au Conseil d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent lors de l'évaluation comparative de l'ampleur et de la fréquence des effets de divers plans de régularisation, élaborés de manière à mieux répondre à la diversité des besoins des usagers et des écosystèmes.

Le travail des divers groupes techniques sert de fondement à l'évaluation. Dans le cas des composantes environnementales, un seul et même groupe avait la tâche de produire les études et indicateurs pertinents.

Le Groupe de travail technique sur l'environnement

La problématique de la pérennité et de l'intégrité de l'écosystème a été abordée particulièrement par le Groupe de travail technique sur l'environnement. Ce groupe a été créé afin d'étudier et de prévoir la réponse de certains indicateurs environnementaux à une variété de scénarios de régularisation, en considérant l'ensemble des composantes susceptibles d'être affectées par des variations de niveaux d'eau saisonnières, annuelles et pluriannuelles.

Pour orienter ces travaux, le Groupe de travail s'est d'abord donné deux objectifs principaux :

- S'assurer que tous les types d'habitats naturels (plaines d'inondation, marécages arborés et arbustifs, prairies humides, marais profonds et peu profonds, végétation submergée, vasières, eau libre et eau à écoulement rapide) et d'entités riveraines (cordons littoraux, barres et dunes de sable, rives en gravier et en galets, îles) étaient représentés en quantité suffisante pour permettre à l'écosystème de conserver sa résistance et son intégrité durant toutes les saisons.
- Conserver la connectivité hydraulique et spatiale des habitats pour s'assurer que la faune a un accès temporel et spatial à une superficie suffisante de tous les types d'habitats dont elle a besoin pour réaliser son cycle de vie.

Puis, de manière plus concrète et à la suite d'une revue poussée de la documentation et de travaux antérieurs, le Groupe de travail technique sur l'environnement (GTTE) a procédé à l'établissement d'*indicateurs de performance* qui sont un ensemble de mesures permettant d'évaluer les effets (*performance environnementale*) des variations des niveaux d'eau engendrés par divers plans de régularisation. Comme on le verra dans les chapitres suivants, ces effets peuvent être directs, affectant la croissance, la survie ou la reproduction d'espèces végétales ou animales, ou indirects, affectant l'accessibilité (spatiale ou temporelle) de certains habitats critiques à une étape

du cycle vital d'espèces végétales ou animales. La réponse des organismes aux variations de niveaux d'eau peut être mesurée à l'échelle des espèces, des guildes, des populations ou des communautés, par leur abondance, leur productivité ou le succès de leur recrutement. La synthèse qui suit met ainsi l'accent sur les indicateurs-clés de l'écosystème ainsi que sur les informations complémentaires qui permettent de mieux comprendre la complexité de la détermination de ces effets.

Dans le cas de la séquence d'études réalisée entre 2000 et 2005, plusieurs éléments concourent à l'élaboration de plans plus adéquats que par le passé. D'abord, le mandat d'étude portait sur le lien entre le lac Ontario et le fleuve. L'environnement a fait l'objet de plus d'études, ce qui a contribué à l'obtention de nouvelles connaissances, et les données historiques ont fait l'objet d'évaluations plus poussées. Les projections climatiques à jour ont aussi été considérées. De nouveaux outils ont été utilisés : système à référence spatiale, modèle hydrodynamique. Pour le Saint-Laurent, ces efforts ont été faits dans le cadre d'un programme commun NIVODO et du Plan d'action Saint-Laurent (phase III) qui ont servi d'amorce aux travaux et de lieu de discussion scientifique sur les résultats obtenus. La synthèse environnementale est l'un des aboutissements de ce programme et de ce plan d'action.

Les défis et les enjeux actuels de la pérennité de l'écosystème du Saint-Laurent

La revue de la régularisation des niveaux d'eau sur une base plus écologique représente un défi de taille pour les décisions publiques. Mais à la régularisation s'ajoutent d'autres pressions, certaines plus évidentes comme celles exercées par les grands projets et les dérivations, et d'autres plus floues comme les transformations cumulatives de l'utilisation du sol.

La dérivation et les prélèvements massifs d'eau des Grands Lacs et du Saint-Laurent

L'enjeu de la dérivation des eaux des Grands Lacs fait régulièrement les manchettes ou encore l'objet d'analyses très liées à la perspective commerciale et à l'exportation d'eau (lire par exemple Morin, 2004). Certes, cette immense masse d'eau constitue un attrait indéniable, et cette tendance est susceptible de s'accroître dans la mesure où à plusieurs endroits aux États-Unis, on a assisté à un « surprélèvement » des eaux souterraines (Glennon, 2002).

La Commission mixte internationale a par ailleurs déjà reconnu cet enjeu par le passé¹². En effet, dès 1981,

l'International Great Lakes Diversion and Consumptive Use Study Board, mis sur pied par la Commission, a fait une première évaluation des impacts appréhendés des dérivations et des prélèvements d'eau et a conclu que les taux de prélèvements d'alors ne pouvaient être réduits afin de minimiser les épisodes de bas niveaux. Il a alors été suggéré d'assurer le suivi des impacts potentiels de nouvelles dérivations ou, encore, de l'augmentation de leur volume.

Près de vingt ans plus tard, en 1999, et à la suite de diverses pressions et de possibilités de projets, la CMI a produit un rapport intérimaire sur la même question¹³ tout en exigeant de la part des provinces et des États un moratoire sur les prélèvements massifs (*bulk removals*) des eaux de surface et souterraines et qu'ils demeurent prudents relativement aux prélèvements autorisés¹⁴. En 2000, le rapport final¹⁵ soulignait l'importance de contempler le bassin dans son entier et l'incertitude d'origine climatique qui le rend plus fragile. De plus, il est clairement indiqué qu'on ne doit pas considérer les forts débits qui s'écoulent vers le fleuve comme des pertes pour les usages, dans la mesure où ils ont une fonction écologique et qu'ils assurent le renouvellement de certains types d'habitats (p. 46).

Au même moment au Canada, le gouvernement fédéral entérine un amendement au *Traité des eaux limitrophes*, décrétant l'interdiction de prélèvements massifs à partir des Grands Lacs, sous réserve d'exceptions d'ordre humanitaire, la lutte contre les incendies et l'utilisation pour les eaux de lest des navires¹⁶. On identifie aussi la limite de 50 000 litres par jour pour les nouveaux prélèvements, excluant toutefois le secteur agro-alimentaire (eau incorporée dans les produits et eau embouteillée)¹⁷. C'est aussi à ce moment (2001) qu'est produite l'annexe 1 sur la mise en œuvre de la *Charte des Grands Lacs*, signée en 1985¹⁸, et faisant la promotion d'un accord entre le Québec, l'Ontario, le Wisconsin, l'Ohio, New York, le Michigan, l'Indiana, la Pennsylvanie, le Minnesota et l'Illinois. Les discussions qui suivent visent alors à se doter du droit de prélever une certaine quantité d'eau pour chaque province et chaque État américain riverain des Grands Lacs. Ce droit est énoncé comme une norme commune de conservation et de mise en valeur de la ressource¹⁹.

En 2004, les deux provinces canadiennes et les huit États américains en arrivent à un accord relatif aux prélèvements qu'ils soumettent à une consultation publique. En décembre 2005, ils concluent formellement un accord où il est, en principe, interdit de procéder à des dérivations massives, bien qu'on l'autorise sous certaines conditions : une norme d'exception pour un volume de 379 000 litres par jour pour une période de 90 jours et un examen régional pour des volumes de plus de 19 millions

de litres par jour ou plus en moyenne sur 90 jours (article 201)²⁰. À noter que ces limites demeurent sujettes à une révision par les parties. La Commission mixte internationale indique par contre dans sa revue des recommandations qu'elle a faite en 2000, que les États de l'Indiana, de l'Ohio, du Michigan et du Wisconsin n'ont pas adopté de programmes de conservation de l'eau. On peut donc craindre qu'une approche de rationalisation de l'utilisation de l'eau soit plus difficile pour certains membres signataires de l'accord. Dans une telle éventualité, on peut aussi s'interroger sur la difficulté de ne pas accorder un même droit de prélèvement aux autres États périphériques.

Dans le cas des projets susceptibles à ce jour de menacer l'intégrité du bassin et malgré le fait que certains projets majeurs aient frappé l'imaginaire dans les années 1960 (comme le Grand Canal), les prélèvements réels se sont révélés beaucoup plus modestes. Quinn et Edstrom (2000) indiquent, par exemple, que les projets de dérivation entre bassins se sont avérés plus avantageux pour les Grands Lacs que pour les autres bassins. Le projet le plus important à ce jour a été la dérivation d'Ogoki, où près de 113 m³/s d'eau sont prélevés de la baie James et dirigés vers le lac Supérieur. En ce qui a trait aux transferts à l'intérieur d'un même bassin, le plus important a été réalisé en 1932. Il s'agissait du transfert de 260 m³/s d'eau du lac Érié vers le lac Ontario par le canal Welland. À titre de comparaison, dans les années 1990, les transferts entre bassins ont été de l'ordre de 0,11 m³/s (du lac Michigan vers le Mississippi, et du lac Érié vers la rivière Ohio) et dans un même bassin de 0,1 m³/s (du lac Ontario au lac Érié). Enfin, en ce qui a trait au risque de prélèvement massif à des fins d'exportation, la Commission mixte internationale (2002) mentionnait que les coûts de transport étaient une contrainte majeure pour ce type de développement.

Les grands projets d'aménagement du Saint-Laurent : une menace potentielle à l'intégrité

Toujours à l'échelle des grands projets, la révision du rôle de la Voie maritime du Saint-Laurent (section internationale et québécoise), amorcée en 2003²¹ conjointement au Canada par Transports Canada et aux États-Unis par le Département des Transports, pourrait avoir une incidence sur les besoins en eau et sur les habitats. Officiellement, les projets qui visent à augmenter la capacité de la voie maritime par un surcreusage ou un élargissement des écluses sont exclus²². L'approche consiste plutôt à évaluer des options qui permettraient d'optimiser les infrastructures actuelles de manière à justifier leur entretien ou leur amélioration le cas échéant et selon les besoins prévus à long terme.

Les grands projets de navigation ou qui ont pour effet de modifier les conditions de navigation doivent par ailleurs respecter un corpus législatif élaboré relatif à la sécurité dans le domaine du transport (par exemple la *Loi sur la protection des eaux navigables* [L.R., 1985, ch. N-22] et règlements associés; la *Loi sur les ouvrages destinés à l'amélioration des cours d'eau* [L.R., 1985, ch. I-20]), au contrôle des impacts environnementaux (par exemple la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, [L.R., 1985, ch. 16]; la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* [L.C., 1992, ch. 37]) et, enfin, aux mesures cadres qui s'appliquent à de grands territoires en vue de leur conservation (par exemple la *Loi sur la création du parc marin Saguenay–Saint-Laurent*, la *Loi sur les Océans* [1996, ch. 31]).

D'autres projets d'aménagement pourraient voir le jour au cours des prochaines années, qu'ils soient reliés à l'entretien des voies de navigation ou au redéveloppement et à la mise en valeur des rives et de secteurs urbains (par exemple la Cité du Havre de Montréal).

L'intégration des questions de quantité et de qualité de l'eau : un lien nécessaire à la santé des Canadiens

En 2001, lors d'un sondage²³ effectué auprès de 65 responsables ou répondants au nom d'organisations, la relation entre la quantité et la qualité de l'eau ressortait comme deuxième enjeu, derrière les dérivations et l'exportation d'eau. Bien qu'il existe un *Accord sur la qualité de l'eau des Grands Lacs* depuis 1972 (révisé en 1978 et bonifié par un protocole en 1987)²⁴, les liens entre ces deux aspects n'ont pas été développés de manière systématique. Dans la plus récente version du *Cadre fédéral de l'eau*, la qualité et la quantité sont traitées comme deux objectifs séparés²⁵, ce qui ne renforce pas la synergie des travaux de recherche, de suivi et d'évaluation, ni des décisions.

Cela dit, plusieurs mécanismes de suivi permettent de statuer régulièrement sur la qualité de l'eau, dont la Conférence sur l'état de l'écosystème des Grands Lacs (State of the Lakes Ecosystem Conference) (SOLEC, 2004), la série de rapports canado-américains sur le suivi périodique de l'application de l'accord, et aussi divers programmes de suivi dont celui sur l'état du Saint-Laurent, qui aborde non seulement la question de la qualité de l'eau, mais aussi des questions connexes sur l'état de l'écosystème et des usages du Saint-Laurent²⁶.

Par ailleurs, de nouveaux problèmes de qualité de l'eau émergent périodiquement, ce qui nécessite un effort constant de mise à jour, d'intégration et de diffusion de

l'information de manière à mieux gérer les risques pour l'environnement.

Les changements climatiques : un accélérateur d'impacts

Les fluctuations des niveaux d'eau sont une conséquence naturelle des variations climatiques. Les communautés biologiques ont évolué de manière à s'adapter aux niveaux d'eau et à leurs changements quotidiens, saisonniers et même annuels. En fait, ce sont les types de variations des niveaux d'eau qui déterminent la diversité et l'état des associations végétales de marécages et des habitats qu'elles offrent à une variété d'invertébrés, d'amphibiens, de reptiles, de poissons, d'oiseaux et de mammifères.

De hauts niveaux d'eau peuvent entraîner la perte de nombreux arbustes, l'invasion d'espèces végétales riveraines, la dominance des typhas (quenouilles) et autres plantes émergentes d'eau peu profonde. De bas niveaux d'eau peuvent entraîner une exposition à l'air de zones situées à proximité du rivage et la perte d'espèces végétales submergées concurrentes, certaines plantes émergentes poussant alors à partir des semences exposées sur les rives. De bas niveaux signifient aussi pour les poissons une perte d'accès aux frayères, aux aires d'alimentation et aux aires d'alevinage, et pour le Rat musqué, une utilisation restreinte des milieux humides. Plusieurs travaux récents suggèrent que le climat de la région Saint-Laurent–Grands Lacs est en transition : les hivers deviennent plus courts, la température moyenne annuelle s'accroît, la couverture de glace dure moins longtemps, et les épisodes de pluies intenses deviennent plus fréquents (Kling *et al.*, 2003). À l'avenir, la hausse anticipée des températures de l'air (d'environ 2 °C), de la durée de la saison de croissance et de l'évaporation (12-17 %) devraient entraîner une diminution du niveau moyen des Grands Lacs de 0,2 à 0,7 m (Lofgren *et al.*, 2002). Un déficit récurrent des apports d'eau au bassin des Grands Lacs pourrait en retour se traduire par une baisse de 20 à 40 % du débit sortant du lac Ontario vers le Saint-Laurent, avec une diminution du niveau moyen du fleuve de l'ordre de 1 m à Montréal (Mortsch et Quinn, 1996). Ajoutons que les plus récents scénarios indiqueraient une perte pouvant osciller entre 4 % et 24 % du débit sortant du lac Ontario (Crowley II, 2003).

En plus d'exercer des effets directs sur les écosystèmes (Mortsch, 1998; Schindler, 2001), la modification de l'apport d'eau à long terme du lac Ontario aurait une incidence sur tous les groupes d'intérêts du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent (CMI, 1999; NRC, 2002). Le facteur climatique présente une incertitude qu'il est a priori difficile de contrôler et exige par conséquent une certaine capacité d'adaptation.

L'écosystème du Saint-Laurent présente déjà une certaine résistance aux changements de régime effectués dans le passé. Toutefois, le rythme, l'ampleur et la fréquence des changements sont susceptibles de perturber pour longtemps le système tel qu'on le connaît. Le facteur climatique présente donc un risque accru en sus des autres pressions. Un suivi de ce facteur et des effets appréhendés pour le Saint-Laurent contribuera à développer une capacité d'anticipation et une réaction plus rapide le cas échéant.

La disponibilité de l'eau : une question toujours ouverte

La conservation de niveaux et débits d'eau suffisants pour le Saint-Laurent est fondée sur plusieurs politiques publiques adoptées au cours des 20 dernières années. Cependant, il manquait la coordination des efforts de recherche pour mieux statuer sur les effets de ces variables sur l'écosystème et plus précisément sur le secteur touché par la disponibilité de l'eau en provenance des Grands Lacs. La présente synthèse constitue un premier pas dans cette direction.

Pour pouvoir conserver l'intégrité de l'écosystème, il faut poursuivre l'observation des tendances environnementales au sein du bassin et effectuer des recherches qui mettent mieux en évidence la fragilité relative de l'écosystème et des efforts de modélisation qui permettront de mieux anticiper les risques à venir. Certains de ces risques ont été identifiés et décrits brièvement ici. Bien que pour l'instant, il soit plus pertinent de parler de risques potentiels, certains d'entre eux sont néanmoins très réels (Lasserre, 2005). Ces risques soulèvent des questions sur les modifications des régimes hydrologiques futurs et sur les besoins dont il faudra tenir compte, d'où l'intérêt des données de cette synthèse sur diverses composantes de l'écosystème et sur les principaux usages.

Enfin, il y a lieu de s'interroger sur les solutions techniques proposées pour l'aménagement des cours d'eau ainsi que sur les choix économiques de la gestion de la demande qui pourraient réduire la pression sur la disponibilité de l'eau du Saint-Laurent.

RÉFÉRENCES

Carpentier, A. 2003. « La régularisation du Saint-Laurent ». *Le Naturaliste canadien*, 127 : 102-113.

CMI – Commission mixte internationale. 2002. *Protection des eaux des Grands Lacs, révision triennale*. Groupe de travail

international responsable de l'examen triennal des utilisations de l'eau, pour la CMI, 98 pages.

CMI – Commission mixte internationale. 2000. *Rapport final sur la protection des eaux des Grands Lacs, présenté aux gouvernements du Canada et des États-Unis d'Amérique*. 22 février 2000.

CMI – Commission mixte internationale. 1999. *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*. Groupe responsable du Plan d'étude sur le fleuve Saint-Laurent et le lac Ontario, pour la CMI, septembre 1999.

CMI – Commission mixte internationale. 1973. *Regulation of Great Lakes Water Levels*. Conseil international des niveaux d'eau des Grands Lacs, pour la CMI.

Crowley II, T.J. 2003. *Great Lakes Climate Change Hydrological Impact Assessment*. US Department of Commerce and National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, Michigan. Technical memorandum GLERL-126, IJC Lake Ontario–St. Lawrence River Regulation Study, 75 pages.

Glennon, R. 2002. *Water Follies, Groundwater Pumping and the Fate of America's Fresh Waters*. Island Press, Washington.

INRE et SMC – Institut national de recherche sur les eaux et Service météorologique du Canada. 2004. *Menaces pour la disponibilité de l'eau au Canada*. Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE, rapport n° 3. Série de documents d'évaluation de la Direction générale des sciences atmosphériques et climatiques (DGSAC), n° 1.

Institute of the Environment and Clinton Edmonds and Associates Limited. 2002. *Lake Ontario and St. Lawrence River – Changes in the Institutional Structure and their Impact on Water Levels, 1950-2001*. Pour le Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 63 pages et annexes.

Kling, G.W., K. Hayhoe, L.B. Johnson, J.J. Magnuson, S. Polasky, S.K. Robinson, B.J. Shuter, M.W. Wander, D.J. Wuebbles, D.R. Zak, R.L. Lindroth, S.C. Moser et M.L. Wilson. 2003. *Confronting Climate Change in the Great Lakes Region. Impacts on our Communities and Ecosystems*. Union of Concerned Scientists, Cambridge, Massachusetts, and Ecological Society of America, Washington, D.C. <<http://www.ucsusa.org/greatlakes>>.

Lasserre, F. (éd.). 2005. *Transferts massifs d'eau, outils de développement ou instruments de pouvoir?* Presses de l'Université du Québec, Géographie contemporaine, 576 pages.

Lofgren, B.M., F.H. Quinn, A.H. Clites, R.A. Assel, A.J. Eberhardt et C.L. Luukkonen. 2002. « Evaluation of potential impacts on Great Lakes water resources based on climate scenarios of two GCMs », *Journal of Great Lakes Research*, 28 (4) : 537-554.

Maître, P. et V. David. 2000. « L'eau, valeur de l'actif naturel et prix du bien de consommation ». Dans M. Falque et M. Massenet (éd.), *Droits de propriété, économie et environnement : les ressources en eau*. Dalloz, p. 199-210.

- Morin, J.F. 2004. « L'exportation de l'eau : Comment concilier les exigences du commerce international et du développement durable ». *Revue des sciences de l'eau*, 17 (1) : 117-122.
- Mortsch, L.D. 1998. « Assessing the impact of climate change on the Great Lakes shoreline wetlands ». *Climate Change*, 40 : 391-416.
- Mortsch, L.D. et F.H. Quinn. 1996. « Climate change scenarios for Great Lakes Basin ecosystem studies ». *Limnology and Oceanography*, 41 : 903-911.
- Pearse, P.H., F. Bertrand et J.W. MacLaren. 1985. *Vers un renouveau, Rapport définitif*. Environnement Canada, Ottawa. Enquête sur la politique fédérale des eaux.
- Quinn, F. et J. Edstrom. 2000. « Great Lakes diversions and other removals », *Canadian Water Resources Journal*, 25 (2) : 125-151.
- RNC – Ressources naturelles Canada. 2002. *Impacts et adaptation liés aux changements climatiques : Perspective canadienne*. Direction des impacts et de l'adaptation aux changements climatiques, Ottawa., Ontario.
http://adaptation.nrcan.gc.ca/perspective_f.asp.
- Richter, B.D., R. Mathews, D.L. Harrison et R. Wigington. 2003. « Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity ». *Ecological Applications*, 13 (1) : 206-224.
- Schindler, D.W. 2001. « The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 58 : 18-29.
- SOLEC – State of the Lakes Ecosystem Conference. 2004. « State of the Great Lakes 2005 ». Draft for discussion at SOLEC 2004, October 6-8, 2004, Toronto.
- 1903, la Commission sur les voies navigables internationales (International Waterways Commission) est créée.
8. Commission mixte internationale (1988). *The International Joint Commission and the Boundary Waters Treaty of 1909*. Septembre, 32 pages.
9. Le Conseil international des niveaux d'eau des Grands Lacs publiait en 1973 *Regulation of Great Lakes Water Levels*. En 1993, la Commission mixte internationale tentait une autre approche avec *Levels of Reference Study*. En 1997, le Conseil international de contrôle du fleuve Saint-Laurent publiait *An Updated Regulation plan for the Lake Ontario–St. Lawrence River System*.
10. Le Groupe d'étude est composé d'experts du secteur gouvernemental, du milieu universitaire, de communautés autochtones ainsi que de groupes d'intérêts ayant des préoccupations d'ordre géographique, scientifique et social relativement au réseau hydrographique que représentent le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. Il a aussi pour mandat de faire participer le public tout au long de l'étude en invitant les citoyens à donner leur opinion, d'analyser leurs commentaires et de tenir compte de leurs préoccupations dans les travaux scientifiques réalisés par ses groupes d'étude techniques, et ce, dans le but de présenter à la CMI des recommandations sur l'établissement de nouveaux critères et la mise à jour du plan de régularisation des niveaux d'eau et des débits. L'étude quinquennale évalue les besoins de tous les groupes d'intérêts, mais porte toutefois une attention particulière aux intérêts de l'environnement, de la navigation de plaisance et des propriétés riveraines. Plus de 120 personnes œuvrent directement à la réalisation des divers travaux liés à l'étude, incluant des représentants des groupes d'intérêts ainsi que des organisations non gouvernementales.
11. La vision et les principes directeurs ont été élaborés à la réunion du Groupe d'étude tenue à Buffalo, New York, le 28 août 2003.
12. La première dérivation d'importance a été faite en 1900 par la ville de Chicago qui prélevait l'eau des Grands Lacs pour faciliter l'écoulement de ses eaux usées en direction du Mississipi.
13. Commission mixte internationale (1999). *Rapport intérimaire sur la protection des eaux des Grands Lacs*. Présenté aux gouvernements du Canada et des États-Unis d'Amérique le 10 août.
14. *La CMI recommande l'imposition d'un moratoire sur les ventes et prélèvements d'eau des Grands Lacs*. Communiqué de presse du 18 août 1999.
15. Commission mixte internationale (2000). *Rapport final sur la protection des eaux des Grands Lacs*. Présenté aux gouvernements du Canada et des États-Unis d'Amérique le 22 février.
16. *Accord sur l'interdiction des prélèvements massifs d'eau des bassins hydrographiques*.
17. Commission mixte internationale (2004). *Protection of the Waters of the Great Lakes, Review of the Recommendations in the February 2000 Report*.
18. *La Charte des Grands Lacs, principes de gestion des ressources en eau des Grands Lacs*, 11 février 1985 (signatures apposées par les premiers ministres provinciaux et gouverneurs d'États riverains). Annexe à la Charte des Grands Lacs, entente additionnelle à la Charte des Grands Lacs, 18 juin 2001 (avec signatures des premiers ministres et gouverneurs d'État).
19. Groupe de travail international responsable de l'examen triennal des utilisations de l'eau (8 novembre 2002). *Protection of the Waters of the Great Lakes Three Year Review*. Présenté à la Commission mixte internationale.
20. *Entente sur les ressources en eaux durables du bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent*. 13 décembre 2005, 31 pages.
21. *Entente de coopération entre le ministère des Transports du Canada et le Département des Transports des États-Unis d'Amérique*. Signée à

NOTES

1. Dans le cas des Grands Lacs, déjà au début des années 1980, on estimait que 60 % des prélèvements faits par les villes l'étaient dans le bassin Grands Lacs–Saint-Laurent (Pearse *et al.*, 1985).
2. La même année que la création d'Environnement Canada.
3. La question des compétences fédérales et provinciales semble plus sujette à critique dans la partie II de la Loi qui traite de la qualité des eaux (Pearse *et al.*, 1985).
4. Cette dernière considération a d'ailleurs fourni les premiers outils réglementaires pour limiter la pollution des eaux.
5. En matière d'administration, la gestion de l'habitat (aspect physique) relève du ministre des Pêches et des Océans, alors que la gestion de la pollution (art. 36 à 42) relève du ministre de l'Environnement du Canada. Cette division des rôles suppose toutefois une collaboration et une coordination soutenues.
6. Voir le message des ministres de l'Environnement, des Pêches et des Océans et du Patrimoine canadien, gouvernement du Canada (2003). *Loi sur les espèces en péril, un guide*. Par ailleurs, le Québec a aussi sa propre loi sur les espèces menacées.
7. À noter que les premières discussions concernant l'amélioration de la voie de navigation sont amorcées vers 1895 avec les États-Unis et qu'en

Washington : David M. Collonette, Norman Y. Mineta, 1^{er} mai 2003. 2 pages.

22. Great Lakes - St. Lawrence Seaway Study. *Stakeholder Engagement Document*. Joint Canada–United States Study. Avril 2004.

23. Hertig, J., J.V. DePinto, S. Bocking, J.V. Stone et P. McIntyre (2001). *Great Lakes Science and Policy: Strengthening the Connection*, Rapport de l'étude des enjeux politiques reliés aux Grands Lacs. Joyce Foundation.

24. « Accord Canada–États-Unis relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : En Bref ». Sur le site d'Environnement Canada : <www.on.ec.gc.ca/greatlakes/default.asp?lang=Fr&n=EE1B7E6A-1>.

25. Federal Water Framework, and Supporting Analysis, Work in progress, Environment Canada, 12 février 2004.

26. Une collection de fiches sur le suivi de l'état du Saint-Laurent est présentée sur le site www.slv2000.qc.ca. Une première série de fiches date de 2003.

Chapitre 2

MODIFICATIONS ANTHROPIQUES ET RÉGIME HYDROLOGIQUE DU SAINT-LAURENT FLUVIAL EN AVAL DE CORNWALL

Jean-François Cantin¹, André Bouchard¹, Jean Morin¹, Yves de Lafontaine² et Marc Mingelbier³

1. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Hydrologie. 2. Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur les écosystèmes fluviaux. 3. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de la recherche sur la faune.

Introduction

À l'état naturel, les fleuves et les rivières sont des systèmes dynamiques caractérisés par des variations annuelles et saisonnières du régime hydrologique qui détermine l'amplitude de leurs débits et niveaux. Ces variations hydrologiques, étroitement reliées aux conditions climatiques, sont donc très imprévisibles, causant tour à tour des inondations ou des sécheresses qui s'avèrent parfois très néfastes pour les usages que les riverains font de leur cours d'eau. Que ce soit pour la navigation, la production d'hydroélectricité, le contrôle des crues ou l'agriculture, des ouvrages de régularisation et de contrôle des débits et des niveaux des eaux ont été construits sur de nombreuses rivières. Malheureusement, l'édification de ces ouvrages a souvent été faite sans grand souci des répercussions sur l'écosystème aquatique, reflétant ainsi une époque où la conscience environnementale n'était pas aussi bien éveillée qu'aujourd'hui. Par conséquent, les rivières « naturelles » sont de moins en moins nombreuses, et on estime que 59 % des grandes rivières du monde, soit des cours d'eau dont le débit moyen annuel est supérieur à 300 m³/s, ont été régularisées à divers degrés par la construction de barrages, de levées ou encore de canaux (Nilsson *et al.*, 2005). À l'échelle de l'Amérique du Nord, 55 % des grandes rivières sont actuellement régularisées, ce qui représente près de 80 % de la superficie de l'ensemble des bassins versants du continent, et les demandes d'intervention continuent toujours d'affluer.

Le fleuve Saint-Laurent ne fait pas exception à la règle et est soumis à une régularisation de ses eaux depuis 1960, à la suite de l'érection du barrage Moses-Saunders à Cornwall (Ontario), à environ 345 km en amont de son embouchure à Québec et des structures de contrôle dans le bassin versant de la rivière des Outaouais, le tributaire principal du Saint-Laurent. 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 impacts sur les écosystèmes de ce bassin hydrographique. Mentionnons notamment que les principales voies de migration des poissons en amont de Montréal ont été coupées par des barrages, que la superficie des marais riverains du Saint-Laurent a diminué et que divers habitats en eau calme et en eau vive ont connu des pertes reliées à l'aménagement du territoire (par exemple des remblais), à la stabilisation des niveaux d'eau au lac Saint-François et à la canalisation du Saint-Laurent (par exemple l'installation de versoirs dans les chenaux des îles de Sorel).

Ce chapitre traite des caractéristiques physiographiques et hydrologiques du cours aval du Saint-Laurent (le tronçon fluvial qui s'étend entre Cornwall et Trois-Rivières) qui permettent de statuer sur l'état actuel et passé de la disponibilité de l'eau du Saint-Laurent. Plus particulièrement, les caractéristiques hydrologiques du fleuve sont étudiées en tenant compte des aménagements physiques qui ont modulé et modifié son cours et sa dynamique.

Description générale du système

Le système Grands Lacs–Saint-Laurent est composé en amont d'une suite de réservoirs, les Grands Lacs, drainant un bassin versant de plus de 770 000 km² à la sortie du lac Ontario qui se déverse dans la portion fluviale du système. La figure 2.1 montre l'étendue du bassin versant des Grands Lacs touchée par le régime actuel de régularisation des eaux.



Figure 2.1 Le bassin hydrologique Grands Lacs–Saint-Laurent

Caractéristiques hydrologiques

Physiographie

Le cours aval du Saint-Laurent influencé par la régularisation des eaux, d'une longueur approximative de 250 km, est limité en amont par le barrage de Moses-Saunders à Cornwall et en aval par le phénomène des marées dont l'influence s'accroît vers l'aval à la hauteur de Pointe-du-Lac. La dénivellation totale du tronçon est d'environ 71 m (figure 2.2). On y retrouve une succession de zones lenticues et lotiques. Dans la partie amont, les complexes hydroélectriques de Moses-Saunders et de Beauharnois-Les Cèdres limitent la fluctuation des niveaux d'eau du lac Saint-François à moins de 15 cm annuellement. Les eaux atteignent ensuite le lac Saint-Louis principalement par le complexe hydroélectrique de Beauharnois-Les Cèdres. Près de 84 % du débit arrivant au lac Saint-Louis passent en effet par le canal de Beauharnois. La partie nord (bassins de Côteau à Pointe-des-Cascades et le canal de Soulanges) accueille les 16 % restants (Fortin *et al.*, 1998).

Le lac Saint-Louis est situé à la confluence des eaux provenant des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais;

cette dernière est le plus important tributaire du fleuve Saint-Laurent, drainant un bassin versant de 143 000 km². Les eaux de la rivière des Outaouais atteignent le fleuve Saint-Laurent à partir du lac des Deux Montagnes, en empruntant les quatre chenaux qui forment l'essentiel de l'archipel de Montréal : la rivière des Mille Îles et la rivière des Prairies, qui se déversent dans le Saint-Laurent à Repentigny, ainsi que le canal Sainte-Anne et le chenal de Vaudreuil, de part et d'autre de l'île Perrot, qui se déversent dans le lac Saint-Louis. Les rapides de Lachine, situés entre le lac Saint-Louis et le bassin de La Prairie, présentent une dénivellation d'environ 13 m. C'est l'endroit le plus en aval du fleuve permettant l'utilisation de méthodes traditionnelles d'estimation du débit. En aval de ce point, l'écoulement est essentiellement de type fluvial, et on doit recourir à des méthodes d'estimation du débit fluvial plus complexes, comme des simulations numériques bidimensionnelles (2D) et unidimensionnelles (1D), ainsi qu'à des estimations des apports des tributaires et du temps de transport des eaux (bilan hydrique) pour mieux décrire le type d'écoulement.

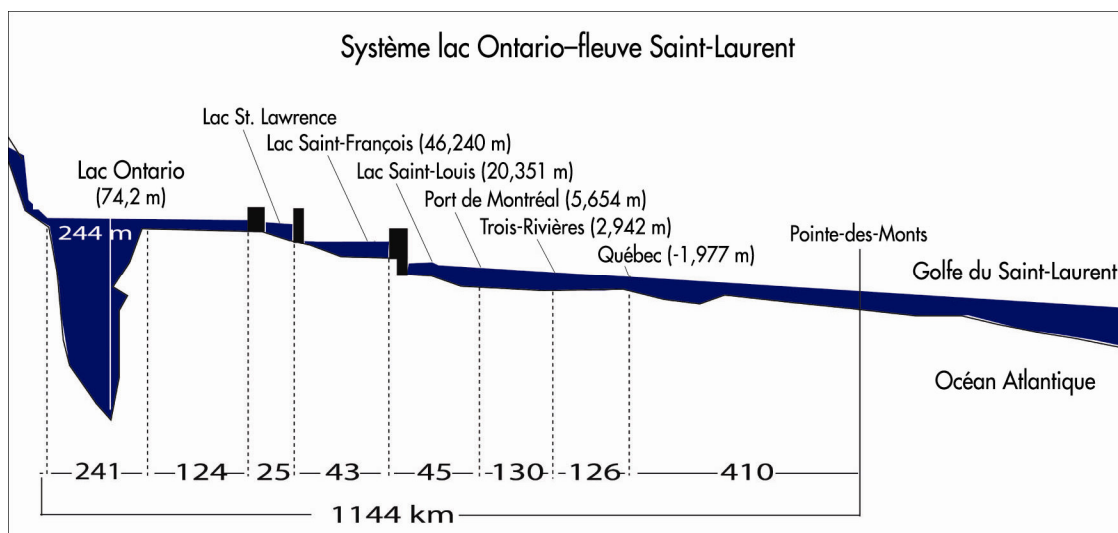


Figure 2.2 Profil longitudinal du tronçon lac Ontario–fleuve Saint-Laurent

Écoulement

Dans le tronçon entre Cornwall et Trois-Rivières, les eaux du fleuve présentent un écoulement gravitaire turbulent non permanent et non uniforme, généralement fluvial, sauf dans les secteurs à forte pente comme les rapides de Lachine, où il est de type torrentiel. L'écoulement y est essentiellement contrôlé par les débits provenant du lac Ontario (partiellement régularisé) et des tributaires, ainsi que par la pente de son lit. En aval de Trois-Rivières, c'est l'effet progressif de la marée semi-diurne qui devient le facteur qui contrôle l'écoulement (presque en totalité à la hauteur de Québec et vers le golfe).

Apports en eau

Outre les bassins versants des Grands Lacs à la hauteur du barrage Moses-Saunders (774 000 km²) et de la rivière des Outaouais au barrage de Carillon (143 000 km²), les bassins versants des tributaires qui alimentent le fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Trois-Rivières totalisent 67 559 km². Plus des deux tiers de ces bassins versants sont jaugés, c'est-à-dire que l'on dispose de données portant sur les apports hydrologiques. Ces apports dits « latéraux » au cours aval du Saint-Laurent sont calculés en moyenne journalière avec la méthode adaptée de Morse (1990) (Bouchard et Morin, 2000). Cette méthode tient compte des principaux tributaires jaugés et des superficies non jaugées qui permettent une estimation des débits (bassins jaugés et non jaugés). Enfin, à l'exutoire du lac Saint-Pierre, la superficie totale drainée par le système Grands Lacs–Saint-Laurent est d'environ 1 000 000 km².

À noter que la répartition des débits et des niveaux dans la région de Montréal est particulièrement difficile en

raison des superficies non drainées relativement grandes, soit près de 15 000 km² pour les secteurs du lac Saint-François et de la rive nord de Montréal, et aussi en raison de la complexité de l'écoulement dans la région, des nombreux ouvrages qui y sont construits et des stratégies de régularisation adoptées pour accommoder divers enjeux.

Aménagements anthropiques

Pour soutenir le développement économique au cours du 20^e siècle, diverses modifications ont été apportées au cours aval du Saint-Laurent : la construction d'un chenal de navigation pour permettre le passage des navires en partant du golfe vers Montréal puis vers les Grands Lacs, l'aménagement d'installations portuaires importantes et l'érection de reversoirs afin d'augmenter les niveaux d'eau, d'ouvrages de protection des berges pour limiter l'érosion attribuable au batillage, de structures de gestion des glaces, de canaux et d'écluses.

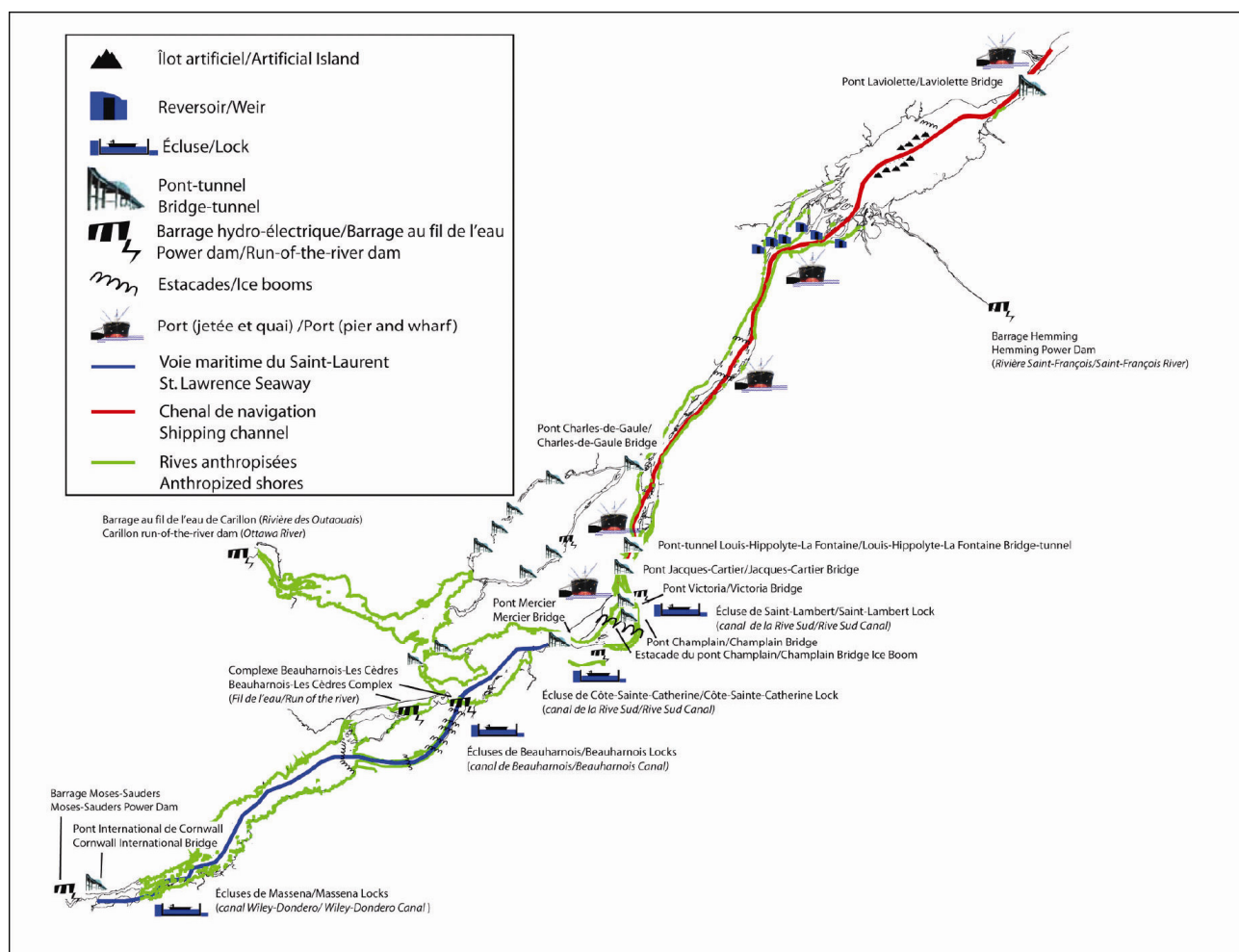
À ces modifications, sont venues s'ajouter l'édification de complexes hydroélectriques afin d'utiliser le potentiel énergétique du Saint-Laurent et de certains de ses tributaires, la construction de nombreux ponts, la création d'îles et la modification de centaines de kilomètres de berges. La figure 2.3 présente un aperçu des modifications anthropiques apportées au cours aval du Saint-Laurent. Ces modifications sont si importantes qu'il devient extrêmement difficile de faire des comparaisons historiques de l'écoulement avant et après ces interventions.

Aménagements hydroélectriques

Dans la région en amont de Cornwall, des aménagements importants réalisés entre 1954 et 1959 ont considérablement modifié l'écoulement naturel : deux barrages, plusieurs kilomètres de chenaux navigables, deux écluses, d'importants volumes dragués et plusieurs kilomètres de digues destinées à contenir la réserve d'eau appelée lac St. Lawrence, en amont de la centrale hydroélectrique de Moses-Saunders, exploitée conjointement par la New York Power Authority et Hydro Ontario.

En aval de Cornwall, les premières installations hydroélectriques ont été érigées dans le secteur de Valleyfield entre le lac Saint-François et le lac

Saint-Louis pour tirer profit de la dénivelée des rapides de Soulanges, une section longue de 29 km du chenal principal, composée de quatre zones de rapides distinctes : les rapides de Coteau-du-Lac, des Cèdres, du Rocher Fendu et des Cascades. Les rapides des Cèdres ont été aménagés en 1914 dans le but de faire fonctionner la centrale au fil de l'eau des Cèdres, qui est toujours en activité et présente une dénivelée de 12 m et une puissance installée de 135 MW. Des barrages complémentaires ont été bâtis en 1932, de part et d'autre de l'île Juillet, pour concentrer l'écoulement à la centrale des Cèdres (Morin *et al.*, 1994).



Source : Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Québec.

Figure 2.3 Principaux aménagements anthropiques dans le fleuve Saint-Laurent

Le canal de Beauharnois, construit entre 1929 et 1932, achemine la majeure partie du débit du fleuve Saint-Laurent (environ 84 %) vers la centrale au fil de l'eau de Beauharnois, qui a été mise en service en trois étapes. En 1932, 2500 m³/s ont été détournés pour la première phase, alors que les deuxième et troisième phases ont été respectivement terminées en 1952 à 4500 m³/s et en 1961 avec un débit turbiné actuel d'environ 6500 m³/s pour une puissance installée de 1658 MW. Cette centrale, qui comporte une dénivellée de 24 m, est deux fois plus efficace que celle des Cèdres.

Les ouvrages de retenue de Côteau, construits entre 1933 et 1942, servent à optimiser le rendement global du complexe hydroélectrique de Beauharnois et des Cèdres en contrôlant la répartition du débit entre les deux centrales selon la méthode suivante : un débit minimal de 283 m³/s passe dans l'ancien chenal des rapides de Soulanges, sauf pendant la période de fraie de certaines espèces de poissons où il est maintenu à 450 m³/s. En conditions normales d'exploitation, on favorise le turbinage à la centrale de Beauharnois, qui présente un facteur de production de 0,2 MW/m³/s (Carter, 2003), jusqu'au débit maximal de 7200 m³/s. Entre 7200 m³/s et 9400 m³/s, l'excédent du débit est turbiné à la centrale des Cèdres, avec un facteur de production de 0,1 MW/m³/s jusqu'au débit maximal turbinable par le complexe de Beauharnois et des Cèdres de 9400 m³/s. Tout débit supplémentaire est évacué au barrage de l'île Juillet sans être turbiné.

L'énergie requise pour le fonctionnement des écluses de la voie maritime du Saint-Laurent dans le secteur de Montréal provient des petites centrales de Saint-Lambert et de Côte-Sainte-Catherine 1, 2 et 3, dont la puissance installée est de 5,8 MW, 2,0 MW, 4,8 MW et 4,5 MW, respectivement.

La centrale au fil de l'eau de Carillon, construite en 1962 sur la rivière des Outaouais, en amont du lac des Deux Montagnes, présente une dénivellée de 17,99 m pour une puissance installée de 752 MW. Deux autres tributaires du fleuve Saint-Laurent en amont de Trois-Rivières possèdent des centrales hydroélectriques; il s'agit des centrales au fil de l'eau de la Rivière-des-Prairies, mise en service en 1929 avec une dénivellée de 7,93 m et une puissance installée de 48 MW, ainsi que celle de Drummondville, sur la rivière Saint-François, mise en service en 1910 avec une dénivellée de 8,23 m et une puissance installée de 16 MW.

Voie maritime du Saint-Laurent

La Voie maritime du Saint-Laurent permet la navigation entre l'océan Atlantique et les Grands Lacs. Elle est actuellement constituée de six canaux, d'ouvrages de dérivation et de 15 écluses de 233,5 m de longueur et de

24,4 m de largeur, sur une profondeur de 91 m, permettant aux navires commerciaux de franchir la dénivellée de 180 m entre Montréal et le lac Supérieur. Il s'agit d'une entreprise tricentenaire, initiée après la conquête de la Nouvelle-France par les Britanniques pour soutenir leur effort de guerre contre les colonies états-uniennes et qui a connu plusieurs étapes avant d'en arriver à la configuration actuelle, inaugurée en 1959. Dans le cours aval du Saint-Laurent, on retrouve deux ensembles d'installations dont les dernières étapes de construction se sont déroulées entre 1954 et 1959 : le canal de la Rive Sud, qui compte deux écluses (l'une à Saint-Lambert et l'autre à Côte-Sainte-Catherine) et qui relie le port de Montréal au lac Saint-Louis en permettant aux navires de franchir les rapides de Lachine, ainsi que le canal de Beauharnois, dont les deux écluses permettent de passer du lac Saint-Louis au lac Saint-François en franchissant les rapides de Soulanges.

Chenal de navigation

Entre Trois-Rivières et Montréal, plusieurs travaux destinés à favoriser la navigation commerciale ont été réalisés à partir du milieu du XIX^e siècle : dragages successifs, construction de réservoirs dans le secteur de Sorel et travaux de protection des berges en bordure du chenal de navigation. Le tableau 2.1 présente la séquence des dragages réalisés dans le Saint-Laurent entre Montréal et Québec.

On cherche depuis longtemps à rehausser les niveaux du fleuve Saint-Laurent pour faciliter la navigation commerciale. Une étude sur les niveaux d'eau entre Montréal et le lac Saint-Pierre (MMPC, 1915) suggérait la construction de cinq réservoirs dans le but de limiter la baisse des niveaux d'eau en situation de débits plus faibles et pour concentrer l'écoulement dans le chenal de navigation. Ces réservoirs ont été construits de 1928 à 1931 entre : 1) l'île aux Barques et l'île du Moine, 2) l'île de Grâce et l'île Ronde, 3) l'île Ronde et l'île Madame, 4) l'île Saint-Ignace et l'île aux Cochons et 5) l'île aux Cochons et l'île du Milieu (Morin et Bouchard, 2001).

Ces travaux devaient augmenter les niveaux d'eau d'environ 0,12 m au port de Montréal et de 0,29 m à Sorel. La proportion de l'écoulement dans le chenal de navigation serait passée de 25 % à 85 %. Mais cette efficacité prévue aux cotes de conception des ouvrages s'est amenuisée avec le temps, en raison de problèmes d'érosion affectant les réservoirs en périodes de forts débits et sous l'effet des glaces (Dumont, 1996). Le chenal de navigation crée par ailleurs une barrière relative au mélange des masses d'eau entre Montréal et Sorel.

TABLEAU 2.1
Séquence des dragages dans le Saint-Laurent entre Montréal et Québec

Années	Profondeur	Largeur	Endroit
Avant 1844	3,2 m maximum	~	
1844-1847	4,2 m	45 m	Secteur restreint du lac Saint-Pierre : tentative avortée de construire un chenal rectiligne
1850-1851	4,2 m	45 m	Dragage dans le chenal naturel du lac Saint-Pierre principalement
1854-1856	4,8 m	45 m	Lac Saint-Pierre et autres endroits
1856-1865	6,1 m	75 m	Lac Saint-Pierre et autres endroits
1888	7,6 m		
	8,4 m	135 m	
1888-1907	9,0 m	135 m	
1912-1930	10,7 m	168 m	Montréal à Batiscan
1952-1954		245 m droit	Montréal à Québec
		457 m courbe	
1954-1971			Aménagements localisés
1973-1974			Aire de mouillage de Montréal-Nord
1992	11,0 m	245 m droit	Montréal à Québec
1998-1999	11,3 m	245 m droit	48 hauts-fonds entre Montréal et le cap à la Roche

Gestion des glaces

En hiver, la présence massive de glace dans le Saint-Laurent rend nécessaire un ensemble de mesures de gestion de la couverture de glace afin de maintenir la capacité hydraulique du fleuve et de prévenir les embâcles. Ces dernières peuvent en effet nuire à la production hydroélectrique de Moses-Saunders et du complexe Beauharnois-Les Cèdres, réduire le dégagement sous quille de la voie navigable du Saint-Laurent et bloquer le passage vers le port de Montréal, engendrer des inondations et éroder les propriétés riveraines, affecter les prises d'eau municipales et industrielles et rendre difficile le contrôle des niveaux d'eau du lac Ontario.

Comme la production de frasil dans les zones d'écoulement turbulent en contact avec l'air froid est approximativement 15 fois supérieure à la production de glace dans les zones peu turbulentes, comme les baies et près des berges (Carter, 2003), la Garde côtière canadienne applique une stratégie de gestion de la couverture de glace pour réduire les risques d'inondation et faciliter la navigation commerciale vers le port de Montréal, en diminuant le volume de glaces dérivantes et en augmentant la capacité du chenal de navigation à évacuer la glace. Plusieurs infrastructures et équipements destinés à favoriser l'établissement d'une couche de glace ont été installés depuis le milieu des années 1960.

Aménagements portuaires et protection des berges

Les aménagements portuaires sur le Saint-Laurent ont modifié la morphologie des berges, bien que l'urbanisation des rives soit beaucoup plus importante. Sur les quelque 1100 km de berges entre Cornwall et Trois-Rivières, on retrouve environ 685 km de rives sur lesquelles des structures de protection contre le batillage et les fluctuations naturelles ont été aménagées. Un inventaire détaillé de l'utilisation des berges, réalisé en 1994 par le Service canadien de la faune, a permis d'établir qu'environ 47 % des berges du fleuve Saint-Laurent ont été artificialisées entre Cornwall et Trois-Rivières (Villeneuve, 2001).

Les ports de Montréal, Sorel et Trois-Rivières occupent une superficie d'environ 450 ha. Le port de Montréal à lui seul s'étend sur 25 km de berges et comporte 100 postes d'amarrage répartis sur 51 quais (Villeneuve, 2001). Les sites portuaires ont par ailleurs fait l'objet d'une valorisation récréotouristique importante depuis le début des années 1990.

Régularisation

Le débit des deux principaux apports d'eau au fleuve que sont les Grands Lacs et la rivière des Outaouais est régularisé principalement pour répondre à des besoins de production hydroélectrique, de navigation commerciale et aussi pour minimiser les risques d'inondation dans le

système. Ces besoins ont été formalisés à l'intérieur du plan de régularisation 1958D qui s'applique au lac Ontario et au fleuve Saint-Laurent. La régularisation a pour effet de réduire le débit au printemps, de l'augmenter à l'automne et en hiver et de stabiliser les débits avec une minimisation des extrêmes. En général, les débits sont réduits au printemps d'un maximum de plus de 2000 m³/s et augmentés entre septembre et mars de 300 à 900 m³/s. On note cependant une réduction du débit au mois de janvier pour permettre l'englacement en amont des ouvrages hydroélectriques de Beauharnois et Moses-Saunders.

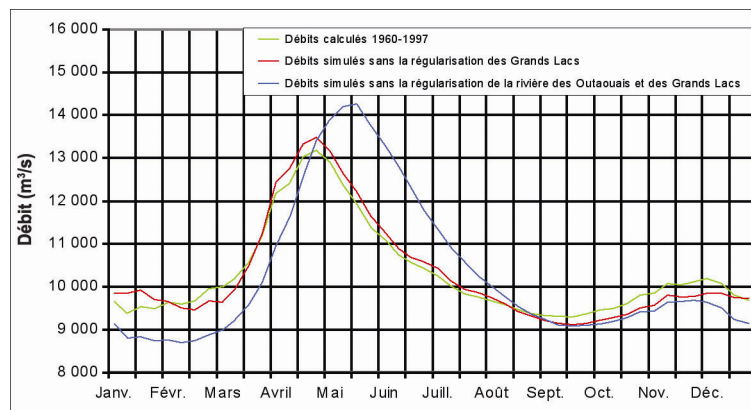
De manière à prévenir les inondations dans la région de Montréal, le débit sortant du lac Ontario est géré en fonction du débit de crue observé pour la rivière des Outaouais. L'année 1998 constitue un exemple de cette pratique de gestion, alors que le pic de crue de la rivière des Outaouais a été fort et concentré sur une courte période de temps. Le Conseil international de contrôle du fleuve Saint-Laurent a réagi en réduisant la quantité d'eau sortant du lac Ontario. Une fois les très forts débits de la rivière des Outaouais passés, le débit à Cornwall a été de nouveau augmenté afin d'éviter des inondations au lac Ontario.

Comme le montre la figure 2.4, l'impact de la régularisation de la rivière des Outaouais sur le débit à Sorel a été plus important que celui des Grands Lacs, surtout dans la réduction des débits de crue, la modification de l'occurrence des débits de crue dans l'année (plus hâtifs) et l'augmentation des débits hivernaux (Morin et Bouchard, 2001). Bien que cet effet

typique de la régularisation semble important, la marge de manœuvre réelle dont dispose le Bureau de la régularisation des Grands Lacs et du Saint-Laurent d'Environnement Canada pour éviter les épisodes extrêmes est en fait beaucoup plus limitée. Par exemple, lors de périodes prolongées de faible hydraulité, le niveau des Grands Lacs devient très bas, de sorte qu'il est très difficile de combler le manque d'eau en aval sans aggraver une situation déjà problématique en amont. L'équivalent est aussi vrai pour la prévention des inondations lors d'épisodes de forts débits dans le système.

Régime hydrologique du fleuve Saint-Laurent

Les fluctuations du débit du fleuve Saint-Laurent résultent, en grande partie, des apports en eau de ses deux principaux tributaires, le lac Ontario et la rivière des Outaouais. Plusieurs affluents importants en aval de ces deux tributaires majeurs contribuent aussi à ces fluctuations, mais leur impact est moindre en raison de leur plus petite taille. En moyenne, le lac Ontario fournit 6980 m³/s par année au fleuve Saint-Laurent, alors que le débit moyen annuel calculé à Sorel s'élève à 9868 m³/s (tableau 2.2). Lorsque le débit du lac Ontario fluctue de 5650 m³/s et que son niveau varie de 2,02 m, les fluctuations du débit et du niveau du Saint-Laurent à Sorel atteignent 10 639 m³/s et 3,62 m (moyennes mensuelles). Ces plus grandes fluctuations résultent principalement des variations supérieures des apports des tributaires et de la morphologie du milieu fluvial.



Source : Morin et Bouchard, 2001.

Figure 2.4 Moyenne annuelle des débits entre 1960 et 1997 à Sorel : débits calculés, débits simulés sans l'effet de la régularisation des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais

Ainsi, près de 3000 m³/s, soit environ 30 % du débit fluvial à Sorel, proviennent de la rivière des Outaouais et des autres affluents situés dans le secteur compris entre Cornwall et Sorel (tableau 2.3). Les proportions du débit du fleuve provenant du lac Ontario et des autres tributaires peuvent varier durant l'année en fonction des saisons, des conditions climatiques et de la stratégie de régularisation appliquée.

Débit

Fluctuations à long terme

Le Saint-Laurent est caractérisé par une hydraulique hautement variable d'une année à l'autre, qui dépend principalement du climat. La série temporelle des débits du fleuve Saint-Laurent à Sorel, présentée à la figure 2.5, permet d'apprécier l'ampleur des fluctuations quotidiennes du débit, de l'ordre de 14 000 m³/s, entre un

minimum de 6000 m³/s et un maximum d'environ 20 000 m³/s. Des débits très faibles ont été observés au milieu des années 1930 (6601 m³/s), suivis de forts débits atteignant 19 655 m³/s en 1943. Des débits très faibles ont de nouveau été observés au milieu des années 1960 (6093 m³/s), suivis de forts débits (20 343 m³/s) en 1976 et, plus récemment, à la fin de la décennie de 1990 et au début de 2000, encore de faibles débits (7014 m³/s), et d'une augmentation récente depuis 2002.

On constate aussi que les débits — et niveaux associés — enregistrés dans le passé au cours des périodes de très basses eaux comportent des valeurs extrêmes qui n'ont pas été atteintes lors du récent épisode de basses eaux durant l'été 2001. Bien qu'elles soient très basses, les valeurs mesurées au cours de l'été 2001 sont à l'intérieur de la plage des valeurs mesurées depuis une centaine d'années.

TABLEAU 2.2
Sommaire des niveaux et débits des Grands Lacs et du Saint-Laurent

	Lac Ontario		Fleuve Saint-Laurent à Sorel	
	Niveau (mètres; datum SRIGL 1985*)	Débit (m ³ /s)	Niveau (mètres; datum SRIGL 1985*)	Débit (m ³ /s)
Moyenne	74,8	6 980	4,96	9 868
Maximum	75,76	10 010	7,23	17 180
Minimum	73,74	4 360	3,61	6 541
Fluctuations	2,02	5 650	3,62	10 639

*SRIGL 1985 : Système de référence international des Grands Lacs de 1985.

Remarque. – Les niveaux et débits pour le lac Ontario sont calculés à partir des moyennes mensuelles des données provenant d'un ensemble de stations pour la période de 1918 à 2004. Les niveaux d'eau journaliers et instantanés sur un lac donné peuvent être au-delà des valeurs maximales et minimales indiquées. *Source* : Environnement Canada, Bureau de la régularisation des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Les niveaux et débits pour le fleuve Saint-Laurent sont calculés à partir des moyennes mensuelles à la station de Sorel pour la période 1932-2004. *Source* : Bouchard et Morin, 2000.

TABLEAU 2.3
Sommaire des principaux apports d'eau au fleuve Saint-Laurent jusqu'à Trois-Rivières, compilé à partir de moyennes journalières des débits pour la période de 1932 à 2004

	Débits (m ³ /s)		
	Minimaux	Moyens	Maximaux
Lac Ontario à Cornwall	4 360	6 980	10 010
Apports au lac Saint-François	0,9	232	1 232
Bassin de la rivière Châteauguay	1,3	42	1 847
Apport non jaugé du canal de la Rive Sud	0,1	5,4	248
Rivière des Outaouais au barrage de Carillon	306	1914	8 190
Rive nord de Montréal (aval de Carillon jusqu'à L'Assomption, près de Repentigny)	10,3	127	1 709
Bassin de la rivière Richelieu	47	373	1 473
Apports au lac Saint-Pierre	20	377	4 595

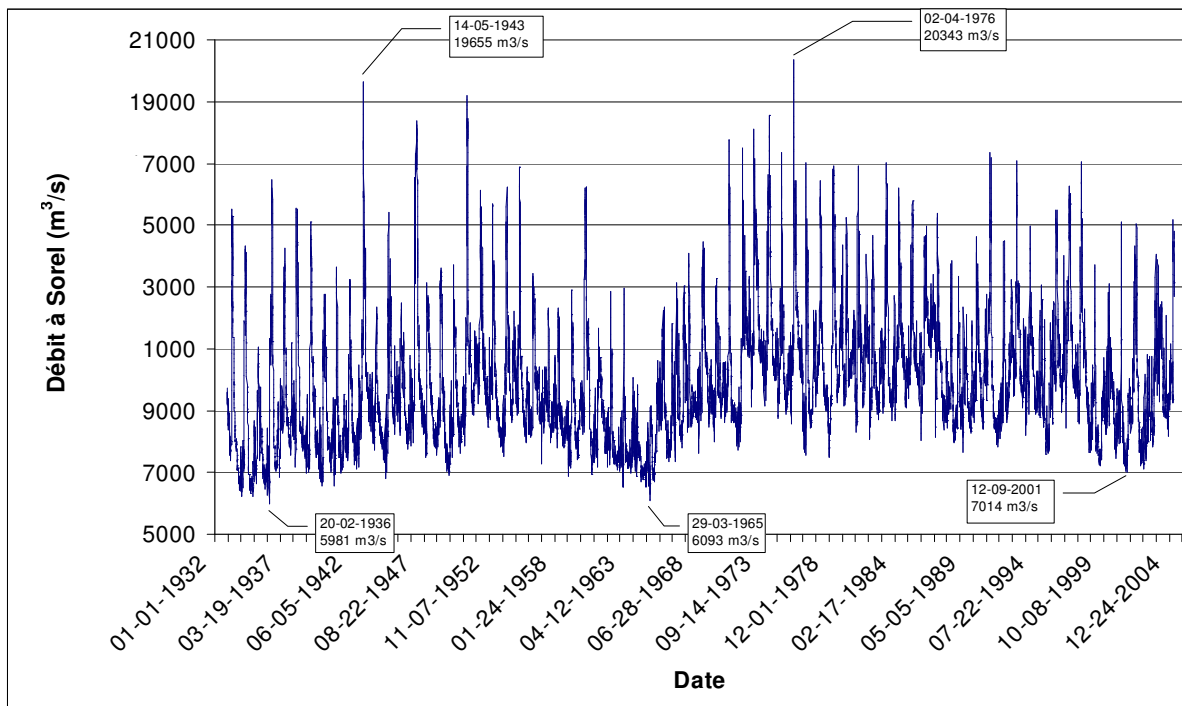


Figure 2.5 Débits moyens journaliers du Saint-Laurent, calculés à Sorel entre 1932 et 2004

Fluctuations saisonnières et à court terme

Les débits du fleuve Saint-Laurent peuvent varier de manière importante autant à une échelle saisonnière qu'à court terme (journalière, hebdomadaire). Les raisons qui expliquent cette variabilité sont nombreuses et comprennent la quantité de précipitations reçues sur le bassin, l'évaporation, la saturation du sol, la couverture neigeuse et la régularisation des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Dans ce dernier cas, cela inclut des interventions ponctuelles faites dans le cadre des plans de gestion de la Commission mixte internationale (CMI) pour réduire les risques d'inondations en aval ou pour permettre la navigation commerciale dans le port de Montréal, par exemple.

À Sorel, les fluctuations importantes des débits sont principalement causées par les crues des tributaires, en particulier celle de la rivière des Outaouais. La crue se produit en général à la fin du mois d'avril, avec un débit de près de 13 000 m³/s, tandis que l'étiage a lieu à la fin du mois d'août et en janvier, avec un débit d'environ 9000 m³/s. La période printanière de forts débits peut se produire très tôt, à la mi-février (comme en 1981) ou aussi tard qu'à la fin du mois de mai (comme en 1974).

Au cours des dernières années, l'analyse du débit quotidien moyen du fleuve, calculé à Sorel de 1997 à 2001, montre par exemple que les années 1999 et 2001 se ressemblent beaucoup (années de faible hydraulité), et

que les années 1997 et 1998 enregistrent de plus forts débits. L'année 2000 est particulière : la crue a été très faible, avec un deuxième pic tardif, puis un reste de saison qui s'apparente à celui de 1998. D'une année à l'autre, on peut constater une forte variabilité autant dans l'ampleur de la crue que dans les dates de son apparition. Il en va de même avec l'étiage.

Niveaux d'eau

Chacun des aménagements réalisés depuis plus d'un siècle sur le cours aval du Saint-Laurent a eu un effet sur la distribution des niveaux. Si certains ouvrages comme les piles d'un pont produisent un effet qui demeure local, plusieurs aménagements majeurs ont modifié la distribution des niveaux, et ce, à des échelles spatiales importantes entre Montréal et Trois-Rivières, en particulier : les dragages successifs du chenal de navigation (facilitation de l'écoulement à la surface libre), la construction de reversoirs dans les chenaux de Sorel (augmentation des niveaux d'eau), la construction de l'île Sainte-Hélène et du pont-tunnel Louis-Hippolyte-La Fontaine (constriction de l'écoulement), les pratiques de gestion des glaces et les structures de protection des berges (diminution de la formation de frasil et facilitation de l'évacuation des glaces). Tous ces aménagements ont eu des impacts importants et parfois variables dans le temps et l'espace. Ainsi, les reversoirs de Sorel, à eux seuls, ont causé une augmentation du niveau d'eau, évaluée à 29 cm à Sorel et à 12 cm au port de Montréal

en 1930, suivie de fluctuations associées à leur dégradation et aux multiples réparations de ces ouvrages. Enfin, la régularisation des débits de la rivière des Outaouais et celle du lac Ontario, dans une moindre mesure, ont aussi un impact sur la distribution des niveaux du fleuve Saint-Laurent. En pratique, il est donc extrêmement difficile d'isoler l'effet de la régularisation du lac Ontario de tous les autres effets.

La figure 2.6 illustre la série temporelle des niveaux d'eau enregistrés dans le port de Montréal entre 1932 et 2005. L'impact cumulatif des différentes interventions sur les niveaux y apparaît clairement, principalement sous la forme d'une diminution importante des niveaux très élevés associés aux embâcles de glace vers le milieu des années 1960.

La moyenne interannuelle journalière (MIAJ) des niveaux entre 1960 et 2005 à diverses stations du secteur Cornwall–Trois-Rivières permet de calculer des fluctuations annuelles moyennes de 0,1 m à Coteau-Landing au lac Saint-François, de 0,6 m à Pointe-Claire au lac Saint-Louis et de 1,5 m à Varennes. La MIAJ pour la période de 1932 à 1958 montre une hydraulicité plus faible. Cette situation, en plus de l'effet des nombreuses modifications anthropiques dans le tronçon, rend difficile l'analyse temporelle et spatiale des niveaux d'eau pour la majorité des sites dans le tronçon Cornwall–Trois-Rivières.

Aussi, les niveaux d'eau des lacs Saint-François et Saint-Louis varient beaucoup moins depuis le début de la régularisation du système Grands Lacs–Saint-Laurent à partir de la fin des années 1950. Autant en crue qu'en étiage, les niveaux de ces lacs sont maintenus à l'intérieur d'une fourchette bien définie. Par exemple, le Conseil international de contrôle du fleuve Saint-Laurent utilise les cotes suivantes sur le lac Saint-Louis à Pointe-Claire pour guider ses interventions : cote de crue : 22,33 m; cote d'alerte : 22,10 m; et cote d'étiage : 20,60 m (toutes les cotes en Système de référence internationale des Grands Lacs de 1985). Ces dernières sont associées aux dommages aux propriétés et aux infrastructures causés par les inondations survenues durant les années 1970.

Autres facteurs influençant les niveaux

À part l'influence des apports d'eau des Grands Lacs, de la rivière des Outaouais et autres tributaires, celle des différents aménagements anthropiques et celle de la régularisation, les niveaux d'eau dans le tronçon Cornwall–Trois-Rivières fluctuent également en fonction de facteurs comme le frottement causé par les plantes en été et par la glace en hiver, le vent et le cycle des marées semi-diurnes.

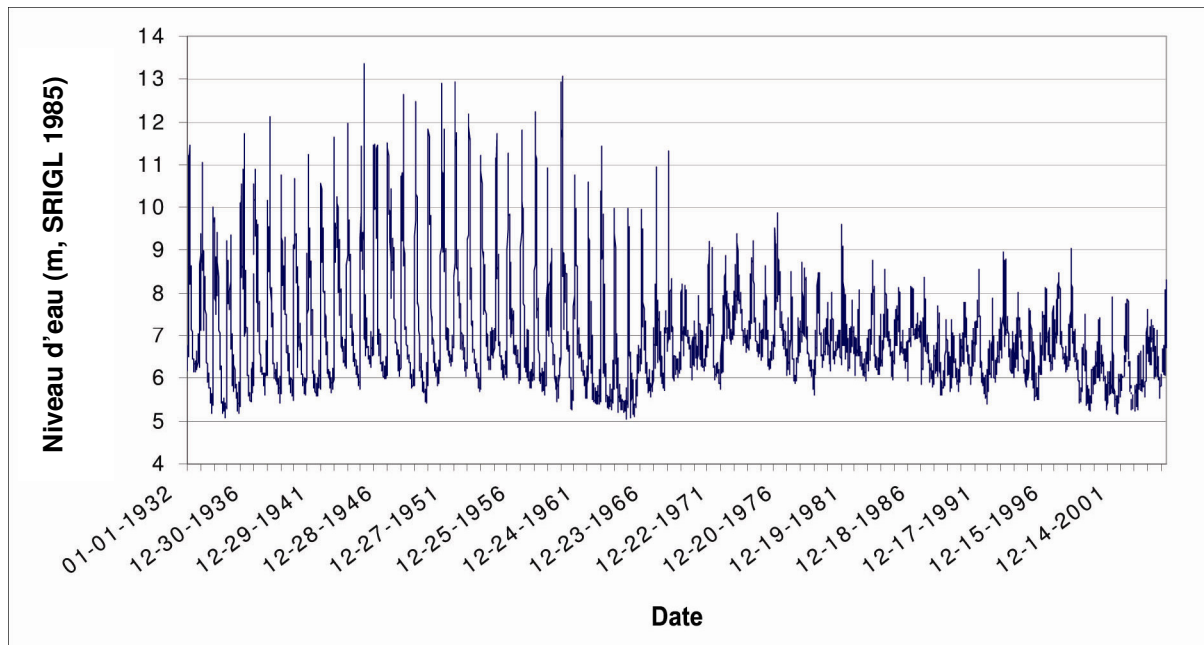


Figure 2.6 Niveaux d'eau enregistrés dans le port de Montréal entre 1932 et 2005

Dans le fleuve Saint-Laurent, l'effet des marées devient appréciable à la hauteur de Trois-Rivières. En amont de ce point, son effet est moindre. Quant au vent, son effet est considérable dans les secteurs lacustres où le fetch est plus important (lacs Saint-Pierre, Saint-Louis, des Deux Montagnes et Saint-François). Le vent cause une augmentation du niveau d'eau sur les rives situées en aval de la direction du vent et une diminution du côté opposé du cours d'eau en question.

Inondations

Le débit du fleuve Saint-Laurent est en grande partie régularisé par le contrôle du débit sortant du lac Ontario. La stratégie de régularisation adoptée par la CMI vise, entre autres, à minimiser les inondations en réduisant l'ampleur du débit de crue. Cependant, le contrôle exercé en période de crue peut être restreint, advenant une situation où la crue serait d'une ampleur telle que le niveau du lac Ontario atteindrait sa cote maximale en même temps que le pic de crue de la rivière des Outaouais, réduisant ainsi la marge de manœuvre des mesures d'atténuation. L'impact d'une telle crue se ferait surtout sentir dans la région du lac Saint-Pierre. Plusieurs îles le long du fleuve seraient aussi inondées lors d'un tel événement.

Limites méthodologiques

L'analyse des niveaux d'eau dans le fleuve Saint-Laurent doit faire l'objet d'une attention particulière en raison de l'effet des nombreux facteurs naturels et anthropiques qui l'influencent. Certaines questions d'ordre pratique doivent aussi être abordées. Par exemple, en raison des modifications anthropiques près du port de Montréal, les statisticiens compilent les données historiques de niveau dans ce secteur depuis de 1967. Or, les bas niveaux enregistrés au début des années 1930 ainsi qu'en 1964 et 1965 dans le fleuve Saint-Laurent ne sont pas pris en considération dans cette base statistique. On ne peut donc pas comparer ces statistiques à celles calculées pour les Grands Lacs qui comprennent une période beaucoup plus longue remontant à 1918. Concrètement, cette situation a conduit à une lecture erronée de l'état des niveaux d'eau du fleuve en 2001 : les statistiques annonçant que les Grands Lacs allaient être sous leur moyenne à long terme, alors que le port de Montréal allait connaître des minimums records. Il est donc essentiel d'indiquer la période utilisée pour le calcul des statistiques de niveau d'eau dans le fleuve Saint-Laurent dans toute analyse de l'état de l'écoulement dans le système Grands Lacs-Saint-Laurent.

Un autre facteur dont il faut tenir compte lorsqu'on utilise le niveau d'eau comme indicateur de l'hydraulicité dans le tronçon Cornwall-Trois-Rivières est la question de la référence verticale. L'analyse des niveaux d'eau

présentée ici a été faite au moyen du Système de référence international des Grands Lacs de 1985. Plusieurs études utilisent le zéro des cartes comme référence verticale, ce qui cause de sérieux problèmes de fiabilité. Contrairement au SRIGL 1985 qui est une référence fixe, le zéro des cartes est un niveau en pente, variable longitudinalement, et qui a été conçu aux fins de la navigation. Son utilisation comme niveau de référence pour étudier l'impact des niveaux d'eau sur les écosystèmes n'est donc pas toujours appropriée, puisque qu'il n'est pas homogène sur le plan spatial (c'est-à-dire que le zéro des cartes ne correspond pas à une période de récurrence fixe sur le plan longitudinal). L'utilisation du niveau moyen de la mer (NMM, référentiel géodésique) ou du SRIGL 1985 comme référence est recommandée.

En considérant l'ensemble des facteurs naturels et anthropiques qui peuvent influencer le niveau d'eau à une échelle locale, l'utilisation du débit (par exemple à Sorel) du fleuve est plus appropriée pour obtenir un portrait de l'hydraulicité du fleuve, car cette quantité intègre les nombreux facteurs discutés ci-dessus.

RÉFÉRENCES

- Bouchard, A. et J. Morin. 2000. *Reconstitution des débits du fleuve Saint-Laurent entre 1932 et 1998*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie. Rapport technique RT-101, 71 pages.
- Carter, D. 2003. *Lake Ontario-St. Lawrence River Management of Ice Cover Operational Procedures*. Rapport final présenté au Groupe de travail technique sur la navigation commerciale de la Commission mixte internationale. 26 pages.
- Dumont, S. 1996. *Étude de l'impact des revoirs de Sorel sur l'écoulement et les niveaux d'eau dans le tronçon Montréal-Sorel du fleuve Saint-Laurent*. Pêches et Océans Canada, Garde côtière canadienne, région Laurentienne. 9 pages et annexes.
- Fortin, G. R., S. Lorrain et M. Pelletier. 1998. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Zones d'intervention prioritaire 3 et 4*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique, 152 pages.
- MMPC – Ministère de la Marine et des Pêcheries du Canada. 1915. *Investigation of Water Levels: River St. Lawrence between Montreal and Lake St. Peter*. Ottawa, 15 pages.
- Morin, J. et A. Bouchard. 2001. *Les bases de la modélisation du tronçon Montréal-Trois-Rivières*. Environnement Canada – Région du Québec, Service météorologique du Canada, Section Hydrométrie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-100, 56 pages.
- Morin, J. et J.-P. Côté. 2003. « Modifications anthropiques sur 150 ans au lac Saint-Pierre : Une fenêtre sur les transformations

de l'écosystème du Saint-Laurent. *VertigO – La revue électronique en sciences de l'environnement. Numéro spécial sur les grands fleuves*. Vol. 2, mars 2004.

Morin, J., P. Boudreau et M. Leclerc. 1994. *Lac Saint-François : Les bases de la modélisation hydrodynamique*. Institut national de la recherche scientifique. Rapport de recherche R-412, 67 pages.

Morse, B. 1990. *St. Lawrence River Water-Levels Study: Application of the One-D Hydrodynamic Model*. Transports Canada, Garde côtière canadienne, Division du développement des voies navigables.

Nilsson, C., C.A. Reidy, M. Dynesius et C. Revenga. 2005. « Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems ». *Science*, 308 : 405-408.

Villeneuve, S. 2001. « Les répercussions environnementales de la navigation commerciale sur le Saint-Laurent ». *Le Naturaliste canadien*, 125 (2) : 49-67.

Chapitre 3

MODÉLISATION INTÉGRÉE DES PROCESSUS PHYSIQUES DU FLEUVE SAINT-LAURENT ET DE SES HABITATS

Jean Morin et Olivier Champoux

Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Modélisation fluviale.

Introduction

Le Saint-Laurent est un immense système fluvial dont une grande partie s'étend sur plus de 600 km entre le lac Ontario et l'estuaire près de Québec. Son parcours est caractérisé par une grande hétérogénéité spatiale puisqu'il est composé de segments étroits à écoulement rapide et de lacs fluviaux où l'écoulement est lent. Ce tronçon fluvial est aussi caractérisé par la présence de plus de 2500 km d'habitats fauniques diversifiés qui incluent des milieux humides, des herbiers aquatiques et des zones lotiques soutenant une grande diversité biologique.

Les interactions complexes entre la forme du lit du fleuve et sa plaine inondable, le climat, l'hydrologie, la qualité de l'eau provenant du fleuve et de ses tributaires et le type de substrat produisent des changements spatio-temporels importants dans la quantité et la qualité des habitats fauniques et floristiques. Les fluctuations du débit et du niveau d'eau modifient l'intensité et la distribution spatiale des courants, des vagues et de tous les autres facteurs physiques. L'hydrodynamique, ou le comportement de l'eau (courant, niveaux), est fortement influencée par la présence de plantes aquatiques submergées en été, de la glace en hiver et par le substrat qui compose le lit du fleuve. De plus, au printemps, lors des fortes crues, la végétation des milieux humides de la plaine inondable influence aussi de manière importante la vitesse et la direction de l'écoulement.

La compréhension et surtout la quantification de ces interactions posent un défi de taille à la recherche scientifique et aussi à la protection de ces milieux. La modélisation bidimensionnelle (2D : distribuée dans l'espace géographique) à haute résolution, à partir de modèles mathématiques, combinée à des SIG (systèmes d'information géographique), est devenue un outil privilégié pour quantifier et comprendre les écosystèmes.

Depuis plusieurs années, les chercheurs en modélisation se penchent sur la conception et le développement de modèles numériques bidimensionnels permettant de décrire et de prévoir la dynamique fluviale du Saint-Laurent. Par sa capacité de prévision, la

modélisation permet de simuler pour une large gamme de débits, les niveaux d'eau, les profondeurs et les courants, même pour des événements hydrologiques rarement ou jamais observés.

Le présent chapitre porte sur les plus récents progrès en modélisation bidimensionnelle des caractéristiques physiques fluviales ainsi que sur les modèles d'habitats fauniques et floristiques qui ont été élaborés au cours des dernières années. Ces travaux ont principalement été effectués dans le cadre des différentes phases du Plan d'action Saint-Laurent et du Plan d'étude sur la régularisation des Grands Lacs et du Saint-Laurent de la Commission mixte internationale (CMI). Plusieurs innovations techniques ont été combinées afin d'établir les bases de la modélisation intégrée. Les couches d'information du modèle numérique de terrain, de l'hydrodynamique et des autres variables physiques sont décrites dans ce chapitre, ainsi que la gestion des données et les méthodes numériques employées pour les bases de données géoréférencées (pour plus de détails, consulter Morin *et al.*, 2005). Après une description des techniques de modélisation de l'habitat du vivant, quelques perspectives écosystémiques liées à la modélisation fluviale et à ses développements potentiels sont abordées.

La modélisation fluviale

La modélisation est la reconstitution, à l'aide de méthodes mathématiques, de systèmes complexes afin d'en comprendre l'évolution. On pourrait résumer la modélisation bidimensionnelle du Saint-Laurent comme étant un processus d'intégration d'informations et de connaissances sur les aspects physiques et biologiques du fleuve à des modèles numériques qui simulent l'hydrodynamique (niveaux d'eau, vitesses des courants et profondeurs), les vagues (hauteur, direction, énergie), la distribution des plantes aquatiques (espèces), l'habitat faunique (espèces), etc. La modélisation repose sur les connaissances, l'expérience et la capacité des chercheurs à émettre de nouvelles hypothèses de travail. Cet amalgame est rendu possible grâce aux ordinateurs qui sont capables d'emmagasiner et de gérer une énorme

quantité de données et de procéder à leur mise en relation à l'aide de calculs complexes. Puisque cette technique de modélisation utilise deux et même trois dimensions, elle permet une meilleure visualisation des données (cartes) et permet de décrire le domaine étudié de façon très précise.

La modélisation appliquée au fleuve Saint-Laurent peut se résumer en quatre étapes : la collecte de données sur le terrain, l'organisation (uniformisation dans le temps et l'espace) des mesures de terrain au travers d'un maillage (support de calcul), l'application de modèles physiques connus (lois physiques décrites en équations mathématiques et expliquant, par exemple, le comportement de l'eau) et enfin, la paramétrisation des conditions physiques des habitats par la création de nouveaux modèles numériques. Cette dernière étape oblige les différents chercheurs à trouver les relations qui existent entre les variables physiques du milieu (exprimées par les résultats des modèles physiques) comme le débit, les niveaux, les courants, l'habitat et le devenir de différentes espèces du règne végétal ou animal. C'est ce que l'on appelle la modélisation intégrée de l'écosystème.

Contexte géographique

L'application des modèles physiques bidimensionnels (2D) et des modèles d'habitat a été réalisée sur la majeure partie du tronçon fluvial du Saint-Laurent, soit sur plus de 260 km. Le secteur s'étend du barrage hydroélectrique de Moses-Saunders à Cornwall jusqu'au port de Trois-Rivières, en amont de la confluence du fleuve et de la rivière Saint-Maurice. Quelques segments complexes du tronçon, soit les portions entre les lacs Saint-François et Saint-Louis, ainsi que les rapides de Lachine et le bassin de La Prairie devront être complétés.

Reconstitution du milieu physique Modèle numérique de terrain et modèles physiques bidimensionnels

Le modèle numérique de terrain est une représentation, sous forme numérique, des variables mesurées sur le terrain (topométrie, substrat, plantes submergées, plantes émergentes, etc.) servant à produire les variables calculées (vitesses, niveaux, courants, etc.) et par la suite les modèles intégrés. Le modèle numérique de terrain du Saint-Laurent est en quelque sorte un modèle réduit numérique qui représente ses caractéristiques physiques. Le modèle numérique de terrain est le fondement de la modélisation numérique, puisqu'il sert d'assise à la réalisation des simulations hydrodynamiques. Le modèle numérique d'élévation, une composante principale du modèle numérique de terrain, a été construit en trois

dimensions. Le modèle numérique d'élévation comprend une multitude de données et d'informations contextuelles. Le modèle numérique d'élévation inclut, entre autres, des données de bathymétrie (sondages) et de topographie à haute résolution. Quant à lui, le modèle numérique de terrain comprend des composantes comme la cartographie des plantes émergentes et submergées, celle du substrat et d'autres données qui caractérisent le terrain (par exemple les ouvrages de génie civil).

Topométrie du fond, des berges et de la plaine inondable

Le modèle numérique d'élévation développé rassemble, dans un même système de coordonnées géographiques (datum horizontal et vertical), des données de topographie de plusieurs sources, qui couvrent de façon continue le chenal de navigation, les zones peu profondes près de berges et la plaine inondable (figure 3.1). Le modèle numérique d'élévation reconstitue de façon très précise la réalité, puisque l'ensemble de ses données a une précision verticale d'environ 15 cm et une précision horizontale de l'ordre du mètre.

Les données bathymétriques en eau profonde proviennent principalement des sondages bathymétriques du Service hydrographique du Canada et de la Garde côtière canadienne, qui procèdent en général à près d'un sondage tous les 20 à 50 m. Le Service hydrographique du Canada et la Garde côtière ont le mandat de cartographier les eaux profondes du fleuve, là où se concentrent les activités de navigation. Cependant, l'information bathymétrique est insuffisante sur les zones peu profondes situées près des berges. Afin de combler ces lacunes, plusieurs campagnes de mesure à l'aide d'instruments précis (échosondeur) ont été effectuées au cours des dernières années dans les secteurs peu profonds du fleuve.

Les données de topographie de la plaine inondable du Saint-Laurent ont été acquises par la technologie du laser aéroporté (LIDAR : *light detection and ranging*) sur l'ensemble du tronçon entre le lac Saint-Louis et Trois-Rivières. Les données LIDAR ont été calibrées à l'aide de 30 292 points de contrôle géodésique distribués sur tout le domaine. Ces mesures ont une densité d'un point à tous les 2 m pour un total d'environ 200 millions de points. Les mesures ont été réduites afin de produire des jeux de données topographiques plus légers qui utilisent les points les plus représentatifs (Fortin *et al.*, 2002). Un traitement spécial a été effectué pour les zones de marais et de marécages afin de préciser la topographie dans ces secteurs plus complexes (Ouellet *et al.*, 2003).

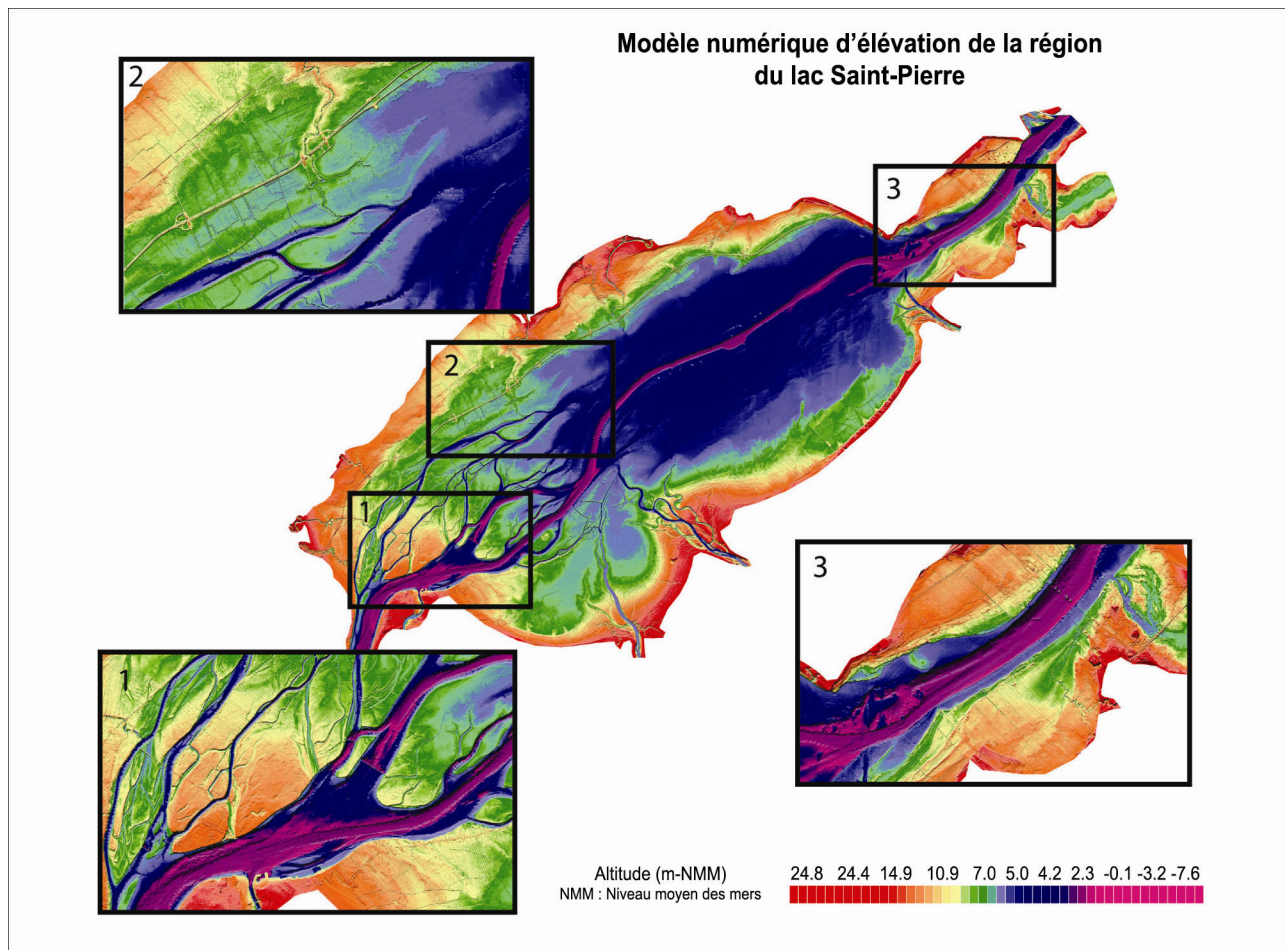


Figure 3.1 Modèle numérique d'élévation dans la région du lac Saint-Pierre, avec vue détaillée 1) des îles de Sorel, 2) de la baie de Maskinongé et 3) de la sortie du lac

Caractérisation du lit du Saint-Laurent

La distribution spatiale de la composition granulométrique des matériaux qui forment le lit du fleuve, le substrat, doit être connue sur l'ensemble du domaine, puisque la distribution des courants dans le fleuve est influencée par le frottement induit par le substrat. La composition du substrat est également importante dans la sélection des habitats fauniques par certaines espèces (Mingelbier *et al.*, 2005; Giguère *et al.*, 2005). Une cartographie de la distribution du substrat a été produite afin d'être utilisée dans les simulations hydrodynamiques. Ces cartes ont été produites à partir de données provenant de plusieurs organismes qui effectuent des recherches sur le Saint-Laurent. Ainsi, les données proviennent d'études sédimentologiques et granulométriques, à partir d'échantillons de sédiments de surface, d'observations visuelles et de vidéos sous-marines. Les jeux de données ont été assemblés dans un système

d'information géographique. Les données ont été ensuite interprétées afin de reconstituer de façon numérique des zones homogènes de substrat. La résistance à l'écoulement induite par le frottement du substrat a été introduite dans le modèle hydrodynamique en utilisant le coefficient de frottement de Manning¹.

Caractérisation de la végétation submergée

La végétation submergée influence la distribution spatiale des courants et des masses d'eau. Tout au long de la saison de croissance, les changements dans la taille et la composition des plantes aquatiques ont un effet sur les niveaux d'eau et contrôlent le patron d'écoulement. Boudreau *et al.* (1994), Morin *et al.* (2003b, 2000) et Morin (2001) ont quantifié l'impact des plantes aquatiques sur certains paramètres de l'hydrodynamique fluviale. Au lac Saint-Pierre, par exemple, le niveau d'eau en amont augmente de 50 cm, étant donné la

présence de cette végétation sur le lit du fleuve. De plus, on retrouve au lac Saint-Pierre des chenaux d'écoulement préférentiel qui structurent l'écoulement estival. Ces chenaux sont créés par l'absence de plantes. L'impact sur les niveaux d'eau est similaire en intensité à celui qui est lié au frottement causé par la glace en hiver.

Dans le modèle hydrodynamique, la résistance à l'écoulement produite par les plantes aquatiques est considérée à l'aide d'une carte de la distribution des plantes qui couvre l'ensemble du fleuve Saint-Laurent. Cette cartographie a été réalisée en combinant des données acquises à l'aide d'un échosondeur (transects) et d'observations directes à partir d'une caméra vidéo sous-marine (Morin *et al.*, 2003b; Côté, 2003; Morin, 2001). Le frottement est ensuite estimé en convertissant les données morphologiques locales des espèces, soit la hauteur, la densité de tige et le pourcentage de recouvrement de chaque espèce en coefficient de frottement de Manning local (Morin *et al.*, 2000).

Caractérisation de la végétation émergente

Sur la plaine inondable, la résistance à l'écoulement est principalement associée à la végétation des milieux humides. La plaine inondable du fleuve est couverte par de grandes superficies de marécages arborés, de marécages arbustifs et de marais peu profonds. On retrouve également des zones de marais profonds dont les tiges des plantes disparaissent en grande partie durant l'hiver. La cartographie la plus précise des milieux humides du Saint-Laurent a été effectuée par Jacques (1986) et couvre un total de 550 km de milieux humides dans la région du lac Saint-Pierre. Ces cartes ont été numérisées et validées par Falardeau et Morin (2000). On y retrouve plus de 6000 polygones où sont identifiées les espèces végétales dominantes et codominantes de l'été de 1985. La paramétrisation du coefficient de frottement de Manning associé à la végétation émergente des milieux humides a été faite en utilisant les formes de croissance des espèces dominantes. Des cartes provenant de quelques autres études ont également été numérisées afin de compléter la base de données pour les autres secteurs du fleuve.

Intégration de la dimension hydrologie

Reconstitution des débits du fleuve

Afin de modéliser adéquatement les aspects physiques et biologiques du Saint-Laurent, il faut disposer de données concernant les débits du cours d'eau. Pour analyser les changements à long terme dans le système, les débits du

fleuve ont été reconstitués pour la période allant de 1932 à 1998 (Morin et Bouchard, 2000). Le débit du Saint-Laurent n'est pas mesuré en aval de Montréal, la dernière station de mesure se situant à LaSalle. Il a donc fallu reconstituer des séries hydrologiques à partir des mesures disponibles et de l'addition des débits corrigés des tributaires. Par exemple, le débit à Sorel est constitué de tous les apports majeurs en eau en amont de Sorel. Ainsi, le débit à Sorel est constitué par la sommation des débits mesurés à LaSalle, dans la rivière des Prairies, dans la rivière des Mille Îles et du débit corrigé de la rivière L'Assomption. Toutes ces données existent en temps réel.

En plus des débits, les directions et intensités des vents et les autres paramètres météorologiques servent au calcul du débit du Saint-Laurent. L'inventaire des travaux d'ingénierie (dragage, reversoires, piliers de pont, îlots artificiels) a aussi été documenté, puisqu'ils ont une forte influence sur l'hydraulique. Les résultats de cette analyse sont disponibles pour le secteur allant de Montréal à Trois-Rivières (Côté et Morin, 2005a, 2005b; Morin et Bouchard, 2000), pour le lac Saint-Pierre (Morin et Côté, 2003), pour le lac Saint-François (Morin *et al.*, 1994) et pour le lac Saint-Louis (Morin *et al.*, 2003b).

Scénarios hydrologiques

Les scénarios hydrologiques ou les « événements de référence » ont été créés pour le tronçon Montréal-Trois-Rivières (Morin et Bouchard, 2000) et ont été par la suite étendus à tout le tronçon fluvial du Saint-Laurent. Ces événements de référence représentent un nombre limité de conditions de débits et niveaux en fonction des saisons, et ces derniers couvrent le spectre complet des conditions d'hydraulicité du fleuve. Trois saisons hydrauliques sont définies par le type de frottement exercé sur l'écoulement du fleuve : 1) l'été en présence de plantes aquatiques submergées, 2) l'hiver en présence de glace et 3) le printemps ou l'automne où l'on ne tient compte que du frottement lié au substrat. Ainsi, huit événements de référence de printemps-automne, cinq événements d'été et quatre événements d'hiver ont été définis après l'analyse statistique des fréquences des débits (magnitude et saison d'occurrence). Les scénarios représentent des incréments de débits à Sorel qui varient de 1500 à 3000 m³/s et qui correspondent à une variation de 0,6 à 1 m dans les niveaux d'eau (figure 3.2). Depuis 1960, les débits maximaux et minimaux enregistrés à Sorel en moyenne hebdomadaire ont été respectivement de 20 500 m³/s (printemps de 1976) et de 6500 m³/s (printemps de 1965). Dans les scénarios, un débit extrêmement faible a été ajouté afin de tenir compte de l'impact des changements climatiques.

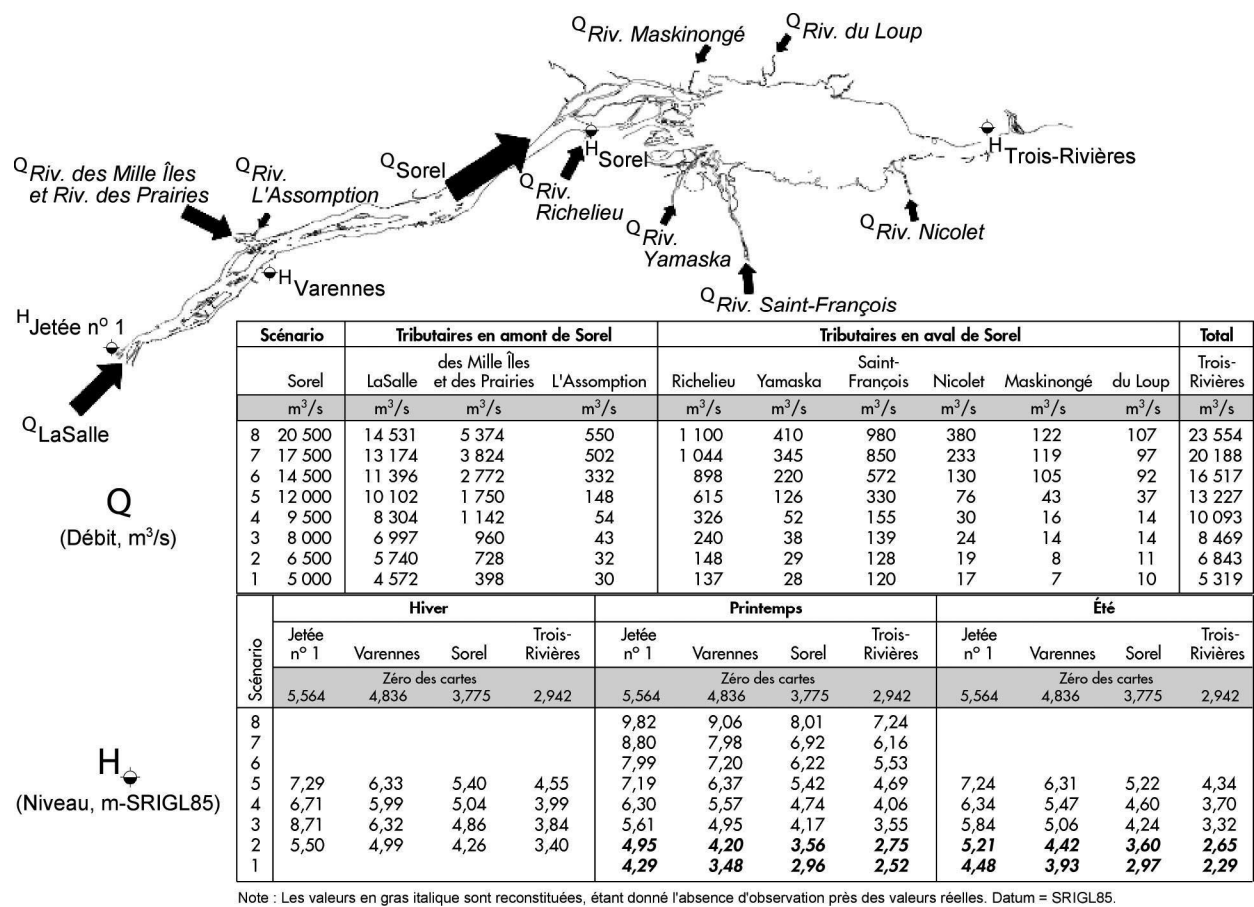


Figure 3.2 Scénarios hydrologiques pour la section allant du port de Montréal jusqu'à Trois-Rivières

Cet événement de 5000 m³/s est basé sur une réduction de 20 % de la valeur minimale observée de 6500 m³/s, puisque l'on prévoit que le débit du fleuve Saint-Laurent pourrait diminuer de 15 % à 40 % au cours des cinquante prochaines années, étant donné le réchauffement prévu du climat (Environnement Canada, 1997).

Autres variables d'entrée des modèles physiques

Le vent et les vagues

Les vagues générées par le vent jouent un rôle fondamental sur le fleuve, en particulier sur les lacs fluviaux où ce processus est souvent plus important que les courants en énergie dissipée. Les données sur les vents sont essentielles à leur modélisation. Afin de simplifier le nombre total de simulations et la gestion de ces données, les vitesses des vents ont été subdivisées en quatre classes d'intensité : faible (0-9 km/h), moyenne (10-24 km/h), élevée (25-44 km/h) et extrême (45-60 km/h). Les fréquences de l'intensité des vents en fonction des directions et des saisons servent ensuite à estimer les moyennes saisonnières dans les variables liées

aux vagues, comme l'énergie dissipée ou la vitesse orbitale près du fond (Morin et Bouchard, 2000; Morin *et al.*, 1994).

Les masses d'eau

Sur la majeure partie de son parcours, le Saint-Laurent est caractérisé par la présence de plusieurs masses d'eau bien distinctes dont le mélange latéral s'effectue très lentement. Ces masses d'eau ont des caractéristiques physiques et chimiques très distinctes qui influencent différemment les processus biophysiques et les organismes qui y vivent (Frenette *et al.*, 2002). Puisque les masses d'eau sont nécessaires pour les habitats aquatiques, leur position doit être considérée dans le processus de modélisation physique et biologique. La distribution des masses d'eau est prise en compte par les modèles de transport-diffusion, plus particulièrement par l'intégration des variables complexes comme la pénétration de la lumière et la sédimentation de particules fines (Morin *et al.*, 2003). Par exemple, la pénétration de la lumière dans les différentes masses d'eau est une variable qui influence fortement la prévision de la

distribution spatiale de l'habitat des plantes et des poissons (Mingelbier *et al.*, 2005; Turgeon et Morin, 2004; Bechara *et al.*, 2003).

Modèles physiques

Fonctionnement des modèles hydrodynamiques bidimensionnels

La capacité de calcul limitée des ordinateurs d'aujourd'hui, même s'ils sont très performants, ne permet pas de mettre à profit la totalité des informations contenues dans le modèle numérique de terrain (MNT). Ainsi, les données de topométrie, de substrat et de plantes aquatiques sont en quelque sorte fixées au moyen d'un maillage qui présente l'avantage de réduire ingénieusement et efficacement la quantité d'informations requises pour représenter la réalité adéquatement.

Les simulations hydrodynamiques selon les scénarios hydrologiques ont été produites en utilisant le calculateur HYDROSIM (Heniche *et al.*, 1999). Ce modèle mathématique résout les équations de Saint-Venant sur un maillage aux éléments finis triangulaires². Les maillages sont composés d'éléments multiples, dont les

nœuds de calcul supportent l'information sur la topographie et le frottement local pour le calcul ainsi que les résultats du modèle (figure 3.3). Ces maillages servent également à visualiser l'information.

L'aire d'étude a été divisée en quatre secteurs pour lesquels quatre maillages distincts ont été produits afin de réduire le temps de calcul : le lac Saint-François, le lac Saint-Louis, le tronçon Montréal-Lanoraie et le tronçon Lanoraie-lac Saint-Pierre. Au total, le nombre de points de calcul représente plus de 400 000 nœuds pour lesquels la topographie et le frottement associé aux substrats et aux plantes aquatiques sont connus.

Le modèle produit des résultats fondamentaux pour l'étude du fleuve Saint-Laurent : les composantes de l'écoulement en x et en y ainsi que les niveaux d'eau. Ces valeurs permettent de produire une multitude de variables hydrauliques telles que la profondeur, la vitesse de cisaillement et le débit spécifique³. Les résultats de vitesse, de profondeur et de niveau d'eau sur le domaine de simulation servent de variables d'entrées pour les modèles de vagues.

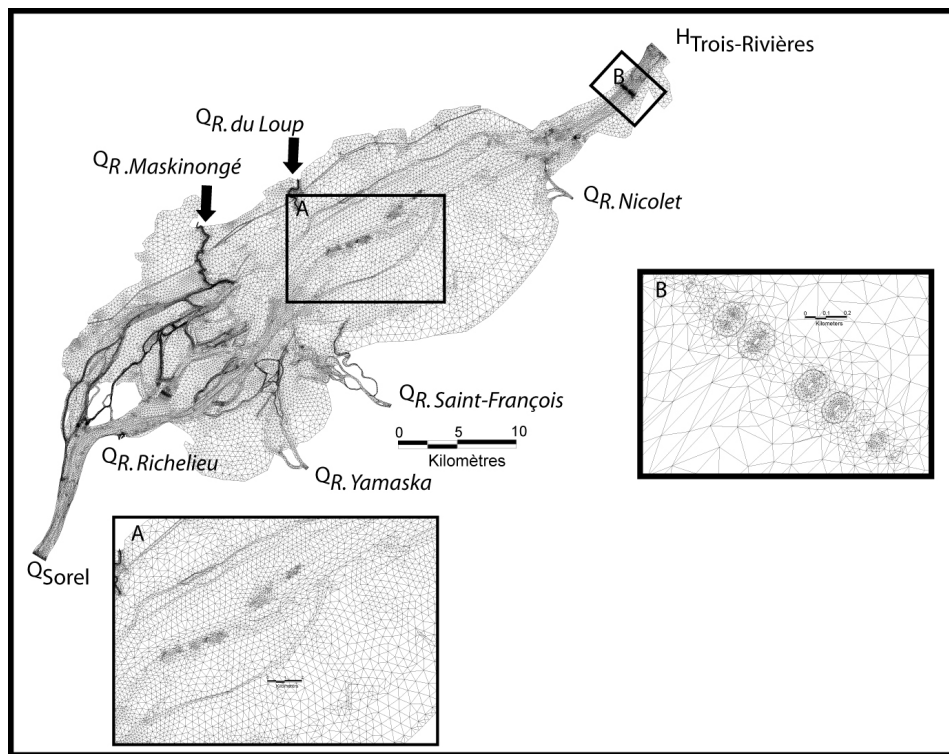


Figure 3.3 Maillage aux éléments finis triangulaires composant le modèle numérique de terrain du Saint-Laurent entre Sorel et Trois-Rivières

Calibration et validation des modèles hydrodynamiques

La calibration est une étape obligatoire dans l'application des modèles numériques. Elle permet de modifier certains paramètres du modèle afin de s'assurer qu'il représente bien la réalité. La calibration se fait en comparant les niveaux d'eau simulés et ceux mesurés aux stations hydrométriques pour le même événement hydrologique. Le modèle hydrodynamique a été calibré à l'aide de deux événements hydrologiques, l'un représentant des conditions de faible hydraulité (printemps de 1999) et l'autre représentant des conditions de forte hydraulité (printemps de 1996). La calibration et la validation avec les niveaux d'eau permettent de s'assurer de l'intégrité de la solution numérique par rapport à la réalité. Ainsi, après la phase de calibration, l'erreur sur les niveaux du modèle est de moins de 5 cm entre les niveaux d'eau simulés et les niveaux d'eau mesurés, sur l'ensemble du domaine d'étude pour une gamme variée de conditions de débits et d'états de croissance des plantes aquatiques. C'est donc dire que le modèle reproduit adéquatement la pente de la surface de l'eau du tronçon.

La validation du modèle hydrodynamique par la mesure des vitesses est une étape aussi exigeante que celle de la calibration réalisée avec les niveaux d'eau. Les mesures précises de vitesses ont été acquises aux printemps de 1996 et de 1999 à l'aide d'un appareil permettant de calculer les débits d'une section d'écoulement (profilleur acoustique à effet Doppler [ADCP]). Dans l'ensemble, la comparaison entre les vitesses mesurées et simulées est excellente. Les coefficients de frottement ont été légèrement modifiés afin d'augmenter ou de ralentir les vitesses de façon à favoriser ou diminuer l'écoulement dans certaines zones. La répartition du débit de part et d'autre des nombreuses îles du tronçon a également été vérifiée afin que les débits simulés et mesurés soient semblables (les différences se retrouvent toujours sous les 10 % d'erreur). La figure 3.4 présente les résultats hydrodynamiques (profondeur d'eau et vitesses de courants) au lac Saint-Pierre pour des débits extrêmement faibles, moyens et extrêmement forts.

Modèles physiques des vagues et de transport-diffusion

Le modèle des vagues naturelles utilisé dans le cadre de la modélisation du fleuve Saint-Laurent est un modèle

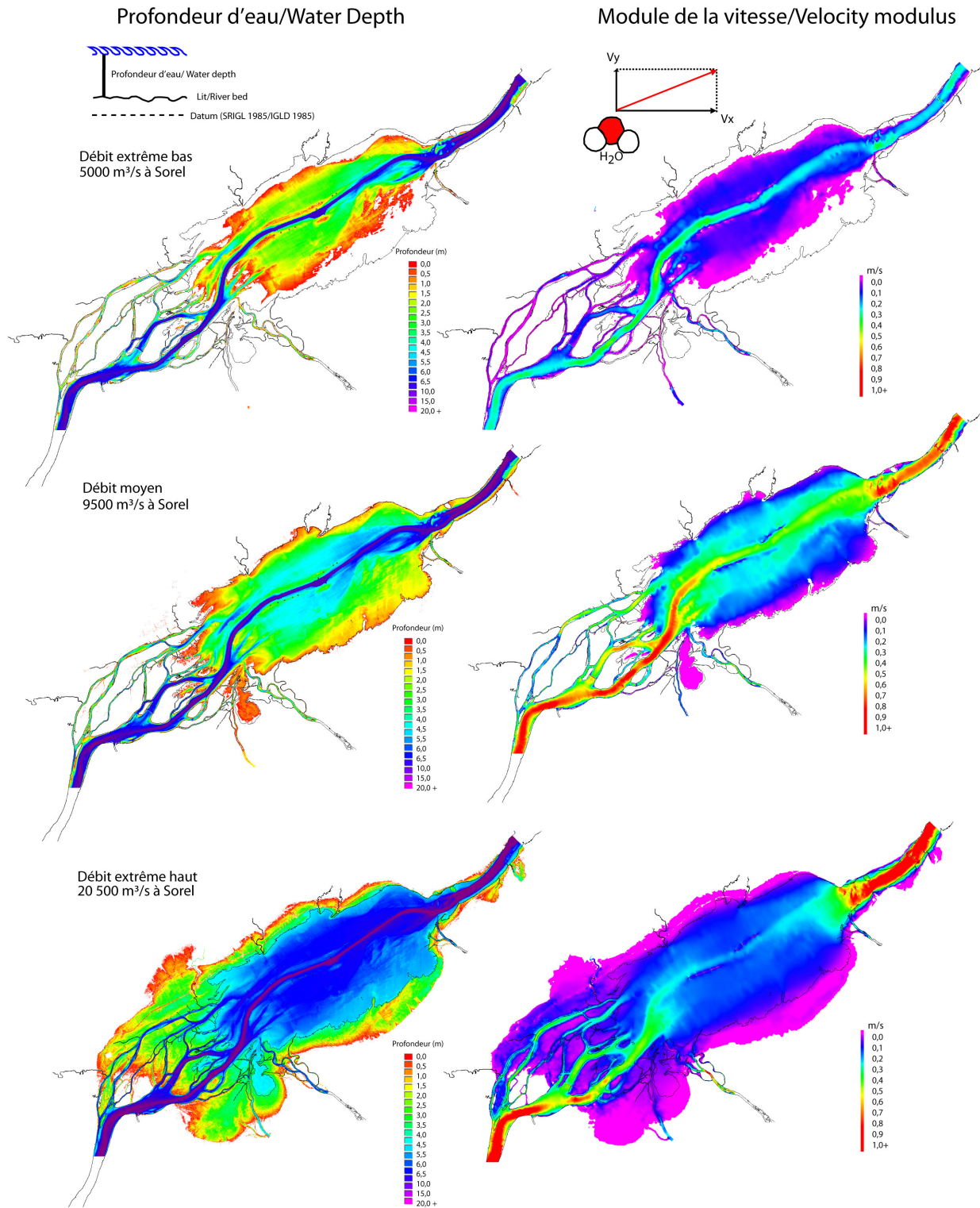
dont les équations décrivent la génération, la propagation et le déferlement des vagues en fonction de la topographie du fond, de l'hydrodynamique et de l'intensité et de la direction du vent. Le modèle des vagues produit, par simulation et pour chacun des nœuds de calcul, la hauteur, la direction, la fréquence et la période des vagues ainsi que leur vitesse orbitale au fond de l'eau.

Les modèles de transport-diffusion ont servi à produire la distribution moyenne des masses d'eau pour les huit scénarios hydrodynamiques de référence. Le modèle de transport-diffusion permet de propager dans un fluide, ici l'eau, des substances ou des propriétés se conservant dans le temps et l'espace (la couleur d'une masse d'eau par exemple), mais aussi des substances et propriétés qui ne se conservent pas.

Une autre variable appelée « matières déposées au fond » a été produite à l'aide du modèle de transport-diffusion. Cette variable est un indicateur des zones de dépôt saisonnier de sédiments fins. Elle a été produite en combinant l'effet des vagues et des courants en une vitesse de cisaillement combinée, et ce, pour les huit scénarios de base (détails dans Morin *et al.*, 2005). Les concentrations de matières en suspension mesurées à l'entrée des tributaires et à l'amont du fleuve sont propagées avec les débits et les vitesses de l'eau (champs hydrodynamiques). Ensuite, en fonction de l'énergie locale (vitesse de cisaillement combinée) produite par les vagues et par les courants, les particules sédimentent ou demeurent alors en suspension. Les résultats de ce modèle permettent de connaître la distribution spatiale des zones de sédimentation. Celles-ci jouent un rôle dans la présence de certaines espèces de plantes aquatiques et d'organismes benthiques. La figure 3.6 montre la distribution spatiale de quelques variables abiotiques au lac Saint-Pierre.

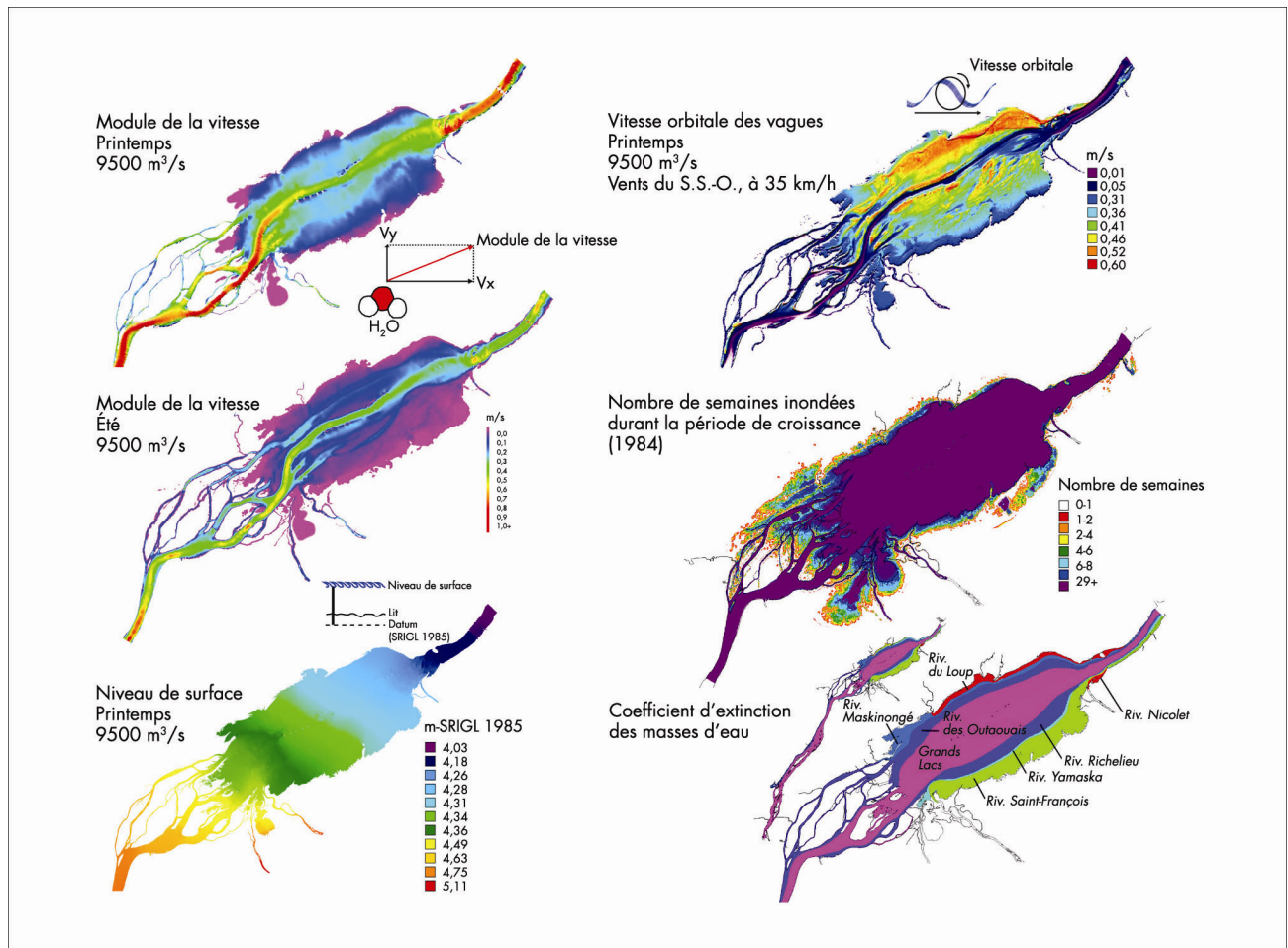
Aperçu de résultats

L'approche bidimensionnelle des modèles physiques et intégrés permet de produire rapidement et efficacement des cartes de distribution des variables physiques (figures 3.4 et 3.5).



Légende. – SRIGL 1985 : Système de référence international des Grands Lacs de 1985.

Figure 3.4 Comparaison des profondeurs et des modules de vitesses au lac Saint-Pierre (Sorel) pour trois conditions de débits : débit extrême faible de 5000 m³/s, débit moyen de 9500 m³/s et débit extrême fort de 20 500 m³/s



Remarque. – Les variables ont été modélisées pour un débit de 9500 m³/s à Sorel.

Figure 3.5 Distribution spatiale de quelques variables abiotiques dans le secteur du lac Saint-Pierre : module de la vitesse, niveau de surface, vitesse orbitale des vagues, nombre de semaines inondées durant la période de croissance et coefficient d'extinction des masses d'eau

Techniques de modélisation de l'habitat du vivant

Depuis quelques années, les modélisateurs intègrent la dimension habitat dans leurs travaux afin de mieux comprendre les interactions des organismes vivants et des caractéristiques physiques du fleuve. L'objectif principal de la modélisation de l'habitat est de comprendre la distribution d'une espèce dans l'écosystème et d'utiliser cette connaissance afin de prévoir la présence de cette espèce en fonction de changements dans les caractéristiques physiques fluviales. Les organismes du fleuve Saint-Laurent sont adaptés à leur environnement. Leur présence dans certains secteurs du lit du fleuve ou de la plaine inondable n'est pas le fruit du hasard, mais

est plutôt due au fait que certains milieux ou secteurs répondent plus adéquatement à leurs besoins, qu'il s'agisse de la profondeur d'eau, du courant ou de la lumière ambiante. Les caractéristiques physiques de l'habitat d'une espèce ou d'un groupe d'espèces peuvent expliquer leur présence à un endroit donné dans une forte proportion (jusqu'à 95 % de succès dans certains cas).

Plusieurs techniques peuvent servir à établir des liens entre les variables abiotiques simulées et la présence du vivant. Le choix d'une technique dépend principalement du nombre et de la qualité des données biologiques et des modèles physiques existants. Dans le cadre de l'analyse de l'impact des fluctuations des niveaux d'eau sur l'écosystème du Saint-Laurent, la modélisation

bidimensionnelle de l'habitat est l'outil qui est privilégié par la majorité des chercheurs. Ainsi, des modèles ont été conçus pour les plantes submergées, les milieux humides, les amphibiens, les poissons, les oiseaux et le Rat musqué.

Modèles d'habitats

Les techniques de modélisation des habitats ont été initiées dans les années 1970 afin de déterminer les débits minimaux nécessaires au maintien des stocks de poissons de rivières harnachées (Tennant, 1976). Cette approche a été structurée dans la méthode incrémentielle d'écoulement en rivière (*Instream Flow Incremental Methodology*). Celle-ci combinait des modèles hydrauliques unidimensionnels avec des outils informatiques regroupés dans un système de simulation de l'habitat physique (*Physical Habitat Simulation*) (Bovee *et al.*, 1998; Bovee, 1982). Très utilisés aujourd'hui pour l'étude des petits cours d'eau, ces outils combinent des données sur la vitesse du courant, la profondeur et la dimension du substrat afin d'estimer la qualité des habitats pour certaines espèces animales et végétales.

Plus récemment, la technique de modélisation hydrodynamique bidimensionnelle a été adoptée par plusieurs chercheurs. Celle-ci permet une meilleure représentation des écoulements complexes et présente des avantages au niveau de la visualisation des données (Hardy, 1998; Ghamen *et al.*, 1996; Leclerc *et al.*, 1995). C'est l'approche qui est actuellement privilégiée pour l'étude des habitats du Saint-Laurent. Dans ce contexte, la modélisation hydraulique bidimensionnelle est combinée avec différents types de modèles mathématiques qui fournissent de nouvelles variables essentielles pour l'analyse des facteurs qui se rattachent au biote (Morin *et al.*, 2003a).

Traditionnellement, les relations mathématiques qui lient la présence d'espèces aux variables physiques des modèles d'habitats ont été bâties à partir d'indices de qualité d'habitat (IQH) (Bovee, 1982). Plus récemment, l'utilisation des indices de probabilité d'habitat (IPH) (Guay *et al.*, 2000) a permis de construire des modèles beaucoup plus solides et performants. Ces indices de probabilité nécessitent par contre l'utilisation d'un plus grand nombre d'échantillons biotiques. On trouve dans St-Hilaire *et al.* (2003) une compilation d'articles portant sur l'état des connaissances en modélisation d'habitats aquatiques.

Types de modèles d'habitats

Dans le cadre des projets de modélisation du fleuve Saint-Laurent, plusieurs combinaisons et modifications des approches de l'indice de qualité de l'habitat et de l'indice de probabilité d'habitat ont été employées avec beaucoup de flexibilité, principalement en fonction des

données biologiques disponibles et en fonction de la complexité des phénomènes à l'étude. Ces modèles cherchent à exploiter les liens significatifs qui existent entre les variables physiques et la présence observée des espèces. On peut classer selon quatre groupes les différentes techniques qui ont servi à produire les modèles d'habitats : 1) l'approche la plus simple, que l'on pourrait qualifier de « modèle d'intersection », 2) une approche classique de modèle de qualité d'habitat (IQH), 3) la méthode des modèles de probabilité d'habitat (IPH) et 4) la combinaison d'un modèle probabiliste et d'un modèle de succession temporelle que l'on nomme ici « modèle d'habitat séquentiel ».

Les modèles d'intersection sont des modèles très simples qui se rapprochent des IQH. Ces modèles sont employés lorsqu'il existe peu d'information sur les préférences d'une espèce pour certaines caractéristiques d'un habitat. Ce type de modèle a été utilisé pour quelques espèces en péril ou en voie de disparition sur lesquelles il n'y avait que très peu d'observations (Giguère *et al.*, 2005). Dans ces cas, il faut avoir recours à l'opinion d'experts pour déterminer les limites possibles des « préférences » d'une espèce en fonction de variables-clés (courant, vagues, plantes, etc.). L'intersection spatiale pour laquelle toutes les conditions d'habitat sont « raisonnables » permet d'estimer les superficies disponibles en fonction du débit.

Les modèles d'habitat préparés à partir des indices de qualité de l'habitat (IQH) le sont à l'aide de courbes de préférences pour des variables-clés environnementales. Ces courbes, construites à partir de plusieurs observations, représentent la distribution statistique des variables physiques mesurées au moment des observations aux différents sites. Les IQH sont standardisés entre 0 et 1, de sorte qu'un IQH d'une valeur de 1 représente une forte probabilité de présence, tandis que la valeur 0 représente une probabilité d'absence. Cette technique a l'avantage de permettre l'utilisation des connaissances et des observations « collectives », enrichies depuis plusieurs années, et de les appliquer directement au milieu étudié. Par contre, elle a l'inconvénient d'être peu transférable d'un domaine de calibration et de validation à un autre. Enfin, cette technique comporte des biais quant à l'influence combinée de plusieurs variables environnementales. La validation de ces modèles est effectuée à l'aide d'une partie des observations préalablement mises de côté.

Les modèles d'habitat probabilistes ont été plus communément utilisés dans le cadre des travaux de modélisation du fleuve Saint-Laurent. Ils sont employés lorsque le nombre et la qualité des données sont importants. De manière générale, on procède en mettant une portion (~ 10 %) des données biologiques de côté à des fins de validation des modèles. Les variables environ-

nementales connues dans l'ensemble du domaine sont interpolées sur les points d'échantillonnage. Elles sont ensuite utilisées afin d'explorer les relations significatives entre la présence d'une espèce et les facteurs abiotiques. Plusieurs outils statistiques sont mis à contribution : régressions logistiques ou régressions multivariées, analyses canoniques, analyses en composantes principales, etc. Dans le cadre des travaux sur le fleuve, c'est la régression logistique qui a généralement été la méthode la plus utilisée. Elle produit des relations statistiques prédictives très puissantes. Cette dernière approche est employée dans la construction de plusieurs modèles d'habitats, notamment ceux pour les plantes aquatiques, les poissons et les milieux humides.

Le modèle d'habitat séquentiel a servi à simuler l'effet des successions végétales et le temps de réponse nécessaire à la mise en place ou au remplacement d'un milieu humide en fonction de divers changements dans les variables environnementales. Le modèle, construit à la base à l'aide de régressions logistiques, a été combiné à un système assez complexe de chemins préférentiels prédéterminés et choisis en fonction des variables environnementales existantes durant la simulation temporelle.

Variables utilisées dans les modèles d'habitats bidimensionnels

L'élaboration de modèles d'habitats bidimensionnels nécessite trois groupes de variables. Le premier groupe est celui des données mesurées ou observées qui sont assemblées dans le modèle numérique de terrain. On retrouve dans ce groupe des cartes de substrats, des cartes de plantes aquatiques, des cartes de milieux humides et des cartes d'utilisation des sols ainsi que toutes les autres variables dérivées de la topographie (pente locale, dérivée de la pente).

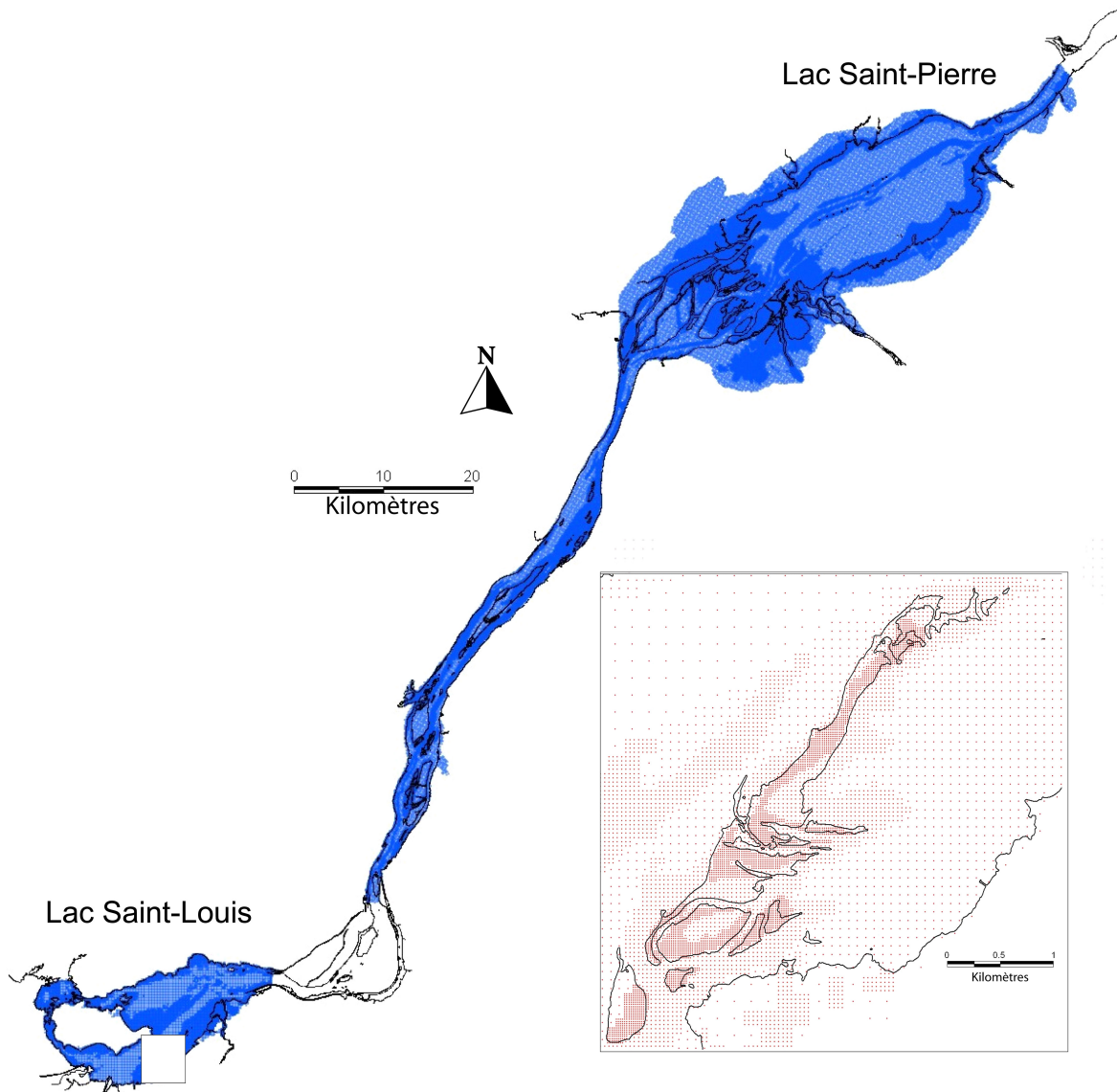
Le deuxième groupe, le plus important au point de vue de la quantité et de la complexité des données, comprend les variables de vagues naturelles et de transport-diffusion produites à l'aide de modèles d'hydrodynamique. Ce sont les champs de données de courants, de profondeur d'eau, de vitesse orbitale, de vagues près du fond, de vitesse de cisaillement, de débit spécifique, etc. On y retrouve également des variables plus complexes dérivées des modèles dans lesquels on retrouve : la lumière au fond, l'indice de la matière fine déposée au fond et l'hydropériode nodale (Morin *et al.*, 2005).

Le troisième groupe inclut les variables dérivées des modèles biologiques déjà développés, tels les modèles de végétation et de milieux humides. Ces variables sont produites par des modèles d'habitats et servent de variables explicatives dans d'autres modèles d'habitats. Les plantes submergées modélisées constituent des variables explicatives très significatives dans la distribution spatiale de plusieurs espèces de poissons (Mingelbier *et al.*, 2005).

La grille MIRE bidimensionnelle et la géobase de données

La modélisation prédictive de l'habitat de plusieurs espèces selon une gamme variée de débits nécessite l'utilisation de plusieurs variables. Dans ce contexte, la gestion des données devient rapidement une tâche imposante et complexe. Dans le cadre de l'étude sur la régularisation du fleuve Saint-Laurent, plus de 200 modèles d'habitats ont été développés et appliqués sur des séries temporelles de débits et de niveaux d'eau qui représentaient les apports en eau dans le système pour les 100 dernières années. Ces séries étaient quasi hebdomadaires (quart de mois) et constituaient une base de données de près de 500 gigaoctets (Morin *et al.*, 2005).

La modélisation bidimensionnelle des caractéristiques physiques et des habitats a recours au nœud comme support local de l'information d'entrée et des résultats. La grille MIRE (modèle intégré de réponse de l'écosystème) bidimensionnelle est un support nodal intégré à une base de données géoréférencées, la géobase de données. Cette dernière a été construite afin de gérer toutes les données environnementales mesurées, les variables physiques simulées et les modèles biologiques intégrés. La résolution spatiale de la grille a été modulée en fonction du besoin de précision de l'habitat du vivant, lui-même fortement conditionné par la topographie. Dans le cas de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent, la grille possède une résolution qui va de 20 à 80 m dans la partie peu profonde et de 160 m dans le lit principal. Dans l'ensemble du domaine, de Beauharnois à Trois-Rivières (excluant le bassin de La Prairie), la grille MIRE bidimensionnelle contient 124 121 nœuds pour lesquels toutes les variables physiques et environnementales sont connues à une résolution spatiale et temporelle conséquente (figure 3.6).



Légende. - MIRE : Modèle intégré de la réponse de l'écosystème.

Remarque. - En médaillon, exemple de la densification et de la distribution des points dans le maillage MIRE bidimensionnel pour les îles de la Paix au lac Saint-Louis (Québec).

Figure 3.6 Zone couverte par le maillage MIRE bidimensionnel dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent

Les modèles d'habitats peuvent être réalisés très efficacement dans un environnement de géobase de données lorsque toutes les variables explicatives fondamentales ont été intégrées correctement. La méthode de production des modèles biologiques est la suivante : les stations ou les sites d'observation (géoréférencés) des poissons, des plantes ou des oiseaux, servant à la calibration des modèles d'habitats, sont d'abord introduits dans la géobase de données. Les variables explicatives,

identifiées préalablement avec les experts, sont ensuite assignées (variables mesurées) ou simulées (variables modélisées) pour la période ou la condition correspondante à la période d'observation à chacune des stations. Par la suite, les analyses statistiques sont effectuées à l'aide d'un logiciel spécialisé afin d'explorer les liens entre les variables significatives de contrôle et la présence ou l'absence d'une espèce ou d'un groupe d'espèces.

De façon générale, la régression logistique est l'outil privilégié pour produire les relations mathématiques de prévision. Les régressions simples et multiples, les analyses de correspondance et les arbres de classification sont également employés. Enfin, les modèles prédictifs sont réimplantés dans la géobase de données, les calculs d'habitats sont produits par les fonctions et les processus de la géobase de données, et les résultats sont projetés sur la grille MIRE bidimensionnelle. Les logiciels des systèmes d'information géographique commerciaux sont utilisés afin d'interroger directement la géobase de données pour la visualisation et l'analyse. Cela permet d'identifier rapidement d'éventuels problèmes dans la production et de tester de nouvelles approches. Également, l'intégration spatiale (la quantification) des valeurs estimées d'habitats est facilement réalisable pour l'ensemble du fleuve ou sur une portion plus restreinte du domaine.

La géobase de données permet de tenir compte des particularités de l'écosystème de manière relativement simple. Par exemple, dans la plaine inondable du Saint-Laurent, on retrouve des marais aménagés et des marais naturels qui sont inondés lors de la crue et qui retiennent l'eau pendant un certain temps lors de la décrue. Ces milieux subissent un traitement particulier pour le calcul du niveau d'eau local, qui est en fait fonction de la gestion locale d'un marais aménagé particulier ou de l'évapotranspiration d'un marais naturel à partir du moment exact de son exondation dans la série temporelle. De plus, il est possible de tenir compte de variables complexes d'hydropériode et de successions obligatoires, (par exemple la succession végétale), comme celles utilisées dans la modélisation des milieux humides, et de modéliser correctement ces systèmes complexes.

Perspectives écosystémiques et tendances

La modélisation est un outil puissant qui sert à comprendre la dynamique physique et biologique du fleuve Saint-Laurent. Les progrès réalisés dans le domaine permettent aujourd'hui d'avoir recours à ces modèles de manière prévisionnelle et d'obtenir ainsi une réponse quantitative au sujet de certains phénomènes peu connus. Malgré cela, il est à prévoir que les modèles numériques deviendront plus précis et complexes au cours des prochaines années, puisque de nouvelles variables ou champs de connaissance leur seront intégrés.

Utilisation prospective de la modélisation

Le développement des différents modèles numériques, l'amélioration de la qualité des données de base et l'augmentation de la capacité de calcul des processeurs ont permis de mettre en place, de façon opérationnelle,

plusieurs modèles numériques physiques et biologiques qui peuvent maintenant être utilisés de manière prospective. En effet, la modélisation des caractéristiques physiques fluviales permet de prévoir avec précision leurs variations pour l'ensemble du fleuve, dans toutes les conditions de débits possibles, même celles qui n'ont jamais été observées, et de quantifier les impacts de certaines pratiques ou activités. La capacité de produire des résultats prévisionnels permet d'accroître les connaissances et d'améliorer le processus décisionnel lié à la gestion du fleuve Saint-Laurent.

Dans une perspective plus globale, la modélisation bidimensionnelle permet de quantifier les impacts potentiels des changements climatiques sur le fleuve. Le réchauffement du climat pourrait faire diminuer de 15 % à 40 % le débit du fleuve à la hauteur de Montréal, ce qui pourrait provoquer une baisse du niveau d'eau pouvant atteindre 1,3 m à cet endroit (Environnement Canada, 1997). Dans une cinquantaine d'années environ, le Saint-Laurent pourrait plus ressembler à une série de lacs reliés par un canal qu'au fleuve que nous connaissons.

Impacts des changements anthropiques sur le fleuve

Le pouvoir prédictif de la modélisation fluviale peut servir d'outil d'analyse de l'impact des activités humaines sur l'environnement fluvial. Cette analyse peut être effectuée en fonction des modifications passées, présentes et futures. Une fois les modèles numériques élaborés, il devient facile de simuler un changement dans le lit du fleuve, que ce soit un ouvrage de dragage ou une modification du substrat, ou l'ajout d'un ouvrage de génie civil (piliers de ponts, reconfiguration de quais et jetées) et d'évaluer ensuite les impacts de ces changements. L'impact des interventions est quantifié en fonction des variables physiques du fleuve (changement du patron de vitesse, des niveaux d'eau, du cisaillement, etc.), mais aussi en fonction de l'habitat d'espèces fauniques ou floristiques, puisqu'une bonne partie de leurs habitats est contrôlée par des variables physiques. Cette analyse peut aussi être effectuée pour comprendre les impacts qu'ont eus les modifications anthropiques dans le passé. Parmi les études d'impacts rétroactives qui seraient réalisables, mentionnons l'évaluation des impacts de l'aménagement des îles Notre-Dame et Sainte-Hélène dans les années 1960, de ceux des travaux de dragage sur l'habitat depuis 150 ans ou encore des impacts des effluents industriels des années 1970 sur la faune aquatique de l'époque et celle d'aujourd'hui. Parmi les travaux en cours, mentionnons l'analyse des impacts des travaux de dragage sur les niveaux d'eau du Saint-Laurent depuis 1930.

Amélioration de la protection des habitats

Une fois mis en place, les modèles d'habitats peuvent servir à l'amélioration et à la protection des habitats critiques, à la quantification des impacts de la régularisation des débits sur tel ou tel type d'habitat, à l'évaluation de la vulnérabilité d'une espèce aux changements provoqués par des interventions locales, comme les activités de dragage, ou à des modifications plus globales comme les changements climatiques.

Récemment, des modèles d'habitats ont été développés afin de déterminer l'habitat de plusieurs espèces de poissons. À la suite de la caractérisation des habitats préférés par le Doré jaune au lac Saint-François (Bechara *et al.*, 2003), des mesures visant à améliorer l'habitat de cette espèce ont pu être mises en œuvre par différents organismes ayant à cœur la réhabilitation des fonctions écologiques. L'aménagement d'abris sous-marins pour créer des zones d'ombre pour le Doré jaune au lac Saint-François par le Comité ZIP (zone d'intervention prioritaire) du Haut Saint-Laurent est un exemple concret de l'application de la modélisation de l'habitat à l'amélioration de l'habitat.

Variables-clés à développer : la température, la lumière et les vagues

La température de l'eau

Elle représente une variable fondamentale pour plusieurs processus de l'écosystème fluvial. Celle-ci peut varier dans le temps et dans l'espace avec une grande complexité, ce qui rend son utilisation limitée. Toutefois, une intégration temporelle, telle la moyenne hebdomadaire, permet de simplifier le nombre de simulations nécessaires. Le modèle de température bidimensionnel a été utilisé, pendant sa phase de développement, en collaboration avec l'Institut national de recherche scientifique – Centre Eau, Terre et Environnement, afin d'établir les températures au moment de la fraie du Grand Brochet dans les îles de Boucherville (Morin *et al.*, 2003c) et afin de modéliser les frayères de cette espèce dans le fleuve (Mingelbier *et al.*, 2005; Morin *et al.*, 2004). L'intégration de cette variable fondamentale dans les modèles hydrodynamiques représente une avenue de développement intéressante pour les prochaines années, car son potentiel d'utilisation serait considérable dans l'évaluation de la production primaire de même que dans le suivi du développement larvaire.

La lumière

La qualité et l'intensité de la lumière, influencées par la transparence et la couleur de l'eau, sont des facteurs physiques importants qui influencent la structure des communautés de poissons et les plantes submergées. À l'heure actuelle, la variable « quantité de lumière au

fond », utilisée dans les modèles d'habitat, est dérivée des modèles de transport-diffusion. Ces derniers tiennent compte de la quantité de matières en suspension et de l'atténuation de la lumière à travers la colonne d'eau (Bechara *et al.*, 2003). Plus simplement, ces modèles propagent et diffusent les coefficients d'extinction moyens mesurés à l'embouchure des tributaires (Morin *et al.*, 2004). Afin de mieux quantifier les relations entre la lumière et les différentes espèces de poissons, il est important de développer à moyen terme un modèle de lumière qui tiendra compte de la présence du phytoplancton, du carbone organique dissous et des matières en suspension en général. Ces phénomènes sont complexes et sont influencés par la présence des macrophytes, des nutriments et des rayons ultraviolets (Martin *et al.*, 2005; Frenette *et al.*, 2002).

Les vagues

Les vagues naturelles, présentes dans les différents modèles d'habitats, permettent d'expliquer la distribution de plusieurs espèces de plantes aquatiques et de classes de milieux humides. Les vagues peuvent aussi avoir un effet sur la distribution des sites de ponte des poissons. À partir des données existantes, les vagues ont été modélisées pour des situations printanières ou automnales, lorsque les macrophytes aquatiques sont absentes. Au lac Saint-Pierre, la végétation aquatique est particulièrement dense durant l'été, l'action des vagues est très différente, puisque le fetch pour la formation des vagues est diminué et que les herbiers denses agissent comme des zones d'absorption de l'énergie des vagues. De plus, les données de vent analysées sur une longue période montrent que le patron des vents diffère en été. Ce changement indique que différentes zones du lac sont soumises aux vagues à différents moments de l'année. La simulation des vagues de vent estivales nécessite l'utilisation d'un modèle mathématique incorporant des équations de dissipation de l'énergie des vagues par les plantes aquatiques. Ce modèle a récemment été développé, mais les étapes de paramétrisation et de validation devront être effectuées.

Amélioration des connaissances sur la dynamique fluviale

Dans certains champs de recherche sur le fleuve Saint-Laurent, les progrès sont encore à l'état embryonnaire. C'est le cas, par exemple, des connaissances sur les variables physiques fluviales durant la période hivernale. D'autre part, certains secteurs du fleuve ne sont tout simplement pas connus, c'est le cas de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent qui va de Trois-Rivières à Québec. La recherche et de futurs travaux de modélisation permettront de corriger ces lacunes.

La période hivernale

Au cours d'une année, le fleuve Saint-Laurent est recouvert d'une couche de glace de la mi-décembre à la mi-avril. Seuls le chenal maritime et les zones de rapides demeurent libres de glace grâce aux courants, mais en grande partie grâce à l'action des brise-glaces. Les connaissances sur les variables physiques fluviales durant cette période sont minimales. La distribution des courants, les profondeurs réelles (frasil et glaces) et la distribution des masses d'eau sont des paramètres encore mal connus.

L'amélioration des connaissances sur le glaciol du fleuve Saint-Laurent est essentielle, afin de mieux comprendre les processus printaniers et estivaux. À l'heure actuelle, peu de données permettent de comprendre l'action des glaces sur les plantes émergentes au printemps, spécialement dans le fond des baies des îles de Sorel (effet de cisaillement des tiges et de nettoyage de la matière organique) ou sur l'action du frasil généré aux reversoirs des îles de Sorel et qui s'accumule au lac Saint-Pierre. L'action du frasil pourrait être responsable de la création de chenaux où les plantes aquatiques sont absentes dans ce lac fluvial. Malgré les observations de terrain et les hypothèses émises, peu de conclusions peuvent être tirées sans l'obtention de nouvelles données qui couvrent la période durant laquelle il y a une couverture de glace. La connaissance de la composante biologique de l'écosystème durant la période hivernale est également très limitée. La distribution des habitats hivernaux n'est presque pas connue, alors qu'ils abritent les espèces durant une grande partie de l'année.

L'estuaire fluvial

On connaît très peu les caractéristiques physiques et biologiques de la section de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent. Ce tronçon, qui s'étire de Trois-Rivières à Québec, est particulier puisqu'il s'agit d'un estuaire d'eau douce qui est fortement influencé par des marées semi-diurnes. Dans ce secteur, la marée a un rôle important dans la composition végétale, et l'inversion des courants favorise le mélange des masses d'eau. Ce tronçon est caractérisé par la présence de plusieurs sites d'intérêt. Parmi ceux-ci, on note les battures de Gentilly, où l'on observe la présence de plusieurs espèces d'oiseaux migrateurs. Le secteur des rapides Richelieu, en face du village de Deschambault, est aussi intéressant, parce qu'il devient un seuil à marée basse et que la section d'écoulement s'en trouve réduite du tiers, ce qui provoque des courants très rapides. Plusieurs autres sites du tronçon ont été identifiés comme des zones de frayères potentielles. L'absence d'information sur ces zones est surprenante. Afin de bien documenter cette section du fleuve, il faudrait produire un modèle numérique de terrain de qualité (topographie, plantes aquatiques et substrat) afin d'être en mesure d'effectuer des

simulations hydrodynamiques qui tiennent compte des marées semi-diurnes, des simulations de vagues de vent et des simulations de transport-diffusion. Lorsque les modèles numériques seront prêts, le développement de modèles d'habitats pourra être entrepris.

Conclusion

Les activités de modélisation bidimensionnelle, entreprises dans le cadre du plan d'action SLV 2000 et du Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent, ont permis de créer plusieurs outils pour évaluer l'impact de changements de diverses natures sur l'écosystème du fleuve Saint-Laurent. Les résultats de quatre années de travail scientifique qui ont permis de mieux documenter et de mieux comprendre la dynamique de l'écosystème du fleuve de manière quantitative sont présentés ici. Les innovations technologiques et scientifiques ont été nombreuses. Parmi celles-ci, mentionnons l'intégration des données nécessaires dans un environnement de base relationnelle de données, l'harmonisation spatiale et temporelle des données et l'utilisation massive de modèles numériques afin de produire des variables explicatives à l'intérieur des modèles d'habitats. Les divers modèles préparés sont mis à jour et continuellement améliorés par les scientifiques. Ces modèles serviront de plus en plus au suivi de l'écosystème et à l'évaluation des impacts liés aux changements climatiques ou aux modifications anthropiques comme le dragage et autres travaux de génie civil.

RÉFÉRENCES

- 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*. INRS-Eau, Terre et Environnement, pour le Comité ZIP du Haut Saint-Laurent. Rapport R640, 74 pages.
- Bouchard, A. et J. Morin. 2000. *Reconstitution des débits du fleuve Saint-Laurent entre 1932 et 1998*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie. Rapport technique RT-101, 71 pages.
- Boudreau, P., M. Leclerc et G. Fortin. 1994. « Modélisation hydrodynamique du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent : L'influence de la végétation aquatique ». *Canadian Journal of Civil Engineering*. 21 (3) : 471-489.
- Bovee, K.D. 1982. *A Guide to Stream Habitat Analysis Using Instream Flow Incremental Method*. United States Geological Survey, Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Fort Collins, Colorado. Instream Flow Information Paper 12, FWS/OBS 82/86.

- Bovee, K.D., B.L. Lamb, J.M. Batholow, C.B. Stalnaker, J. Taylor et J. Henriksen. 1998. *Stream Habitat Analysis Using Instream Flow Incremental Method*. United States Geological Service, Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Fort Collins, Colorado. Information and Technology Report, USGS/ BRD/ ITR-1998-0004.
- Côté, J.-P. et J. Morin. 2005a. *Principales interventions humaines survenues dans le fleuve Saint-Laurent au 19^e siècle. 1844 et 1907*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-140.
- Côté, J.-P. et J. Morin. 2005b. *Principales interventions humaines survenues dans le fleuve Saint-Laurent au 20^e siècle. 1907 et 1930*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-141.
- Côté, S. 2003. « Cartographie de la végétation aquatique submergée dans le fleuve Saint-Laurent entre le port de Montréal et le début du lac Saint-Pierre – Influence des fluctuations du niveau d'eau ». Université du Québec, INRS-Eau. Mémoire de maîtrise, 165 pages.
- Environnement Canada. 1997. *L'Étude pancanadienne sur les impacts et l'adaptation à la variabilité et au changement climatique*. Sur le site Internet : <http://climatechange.gc.ca/francais/publications/ccs/default.asp>.
- Falardeau, I. et J. Morin. 2000. *La distribution spatiale des plantes émergentes des milieux humides du fleuve Saint-Laurent : Tronçon de Montréal à Trois-Rivières*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-106, 53 pages + annexes.
- Fortin, P., S. Martin et A. Plante. 2002. *Post-traitement, validation et intégration des données LIDAR dans le modèle numérique de terrain du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-120, 47 pages.
- Frenette, J.-J., M. Arts et J. Morin. 2002. « Spectral gradient of downwelling light in a fluvial lake (Lake Saint-Pierre, St. Lawrence River) ». *Aquatic Ecology*, 37 : 77-85.
- Ghamen, A., P. Steffler, F. Hicks et C. Katopodis. 1996. « Two-dimensional simulation of physical habitat conditions in flowing streams ». *Regulated Rivers: Research and Management*, 12 : 185-200.
- Giguère, S., J. Morin, P. Laporte et M. Mingelbier. 2005. *Évaluation des impacts des fluctuations hydrologiques sur les espèces en péril : Tronçon fluvial du Saint-Laurent (Cornwall à Trois-Rivières)*. Environnement Canada – Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec. Rapport final présenté à la Commission mixte internationale, Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. 76 pages et annexes.
- Guay, J.-C., D. Boisclair, D. Rioux, M. Leclerc, M. Lapointe et P. Legendre. 2000. « Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*) ». *Canadian Journal of Aquatic Sciences*, 57 : 2065-2075.
- Hardy, T.B. 1998. « The future of habitat modeling and in stream flow assessment techniques ». *Regulated Rivers: Research and Management*, 14 : 405-420.
- Heniche, M., Y. Secretan, P. Boudreau et M. Leclerc. 1999. « A two-dimensional finite element drying-wetting shallow water model for rivers and estuaries ». *Advances in Water Resources*, 23 : 359-372.
- Jacques, D. 1986. *Cartographie des terres humides et des milieux environnants du lac Saint-Pierre*. Denis Jacques Enr., pour la Corporation pour la mise en valeur du lac Saint-Pierre. VI, 70 f.; 6 réf. 69 pages.
- Leclerc, M., A. Boudreault, J. Bechara et G. Corfa. 1995. « Two-dimensional hydrodynamic modeling: A neglected tool in the instream flow incremental methodology ». *Transactions of the American Fisheries Society*, 124 : 645-662.
- Martin, C., J.-J. Frenette et J. Morin. 2005. « Changes in the spectral and chemical properties of a water mass passing through extensive macrophyte beds in a large fluvial lake (Lake Saint-Pierre, Québec, Canada) ». *Aquatic Sciences*, 67 : 196-209.
- 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 du Québec, Direction de la recherche sur la faune. 156 pages.
- Morin, J. 2001. « Modélisation des facteurs abiotiques de l'écosystème fluvial du lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent ». Université du Québec, Institut national de recherche scientifique – Eau. Thèse de doctorat en Sciences de l'eau, 73 pages.
- Morin, J. et A. Bouchard. 2000. *Les bases de la modélisation du tronçon Montréal-Trois-Rivières*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-100, 56 pages.
- Morin, J. et J.-P. Côté. 2003. « Modifications anthropiques sur 150 ans au lac Saint-Pierre : Une fenêtre sur les transformations de l'écosystème du Saint-Laurent ». *Vertigo*, 4 (3). Sur : http://www.vertigo.uqam.ca/vol4no3/art14vol4no3/morin_cote.html.
- Morin, J. et M. Leclerc. 1998. « From pristine to present state: Hydrology evolution of Lake Saint-François, St. Lawrence River ». *Canadian Journal of Civil Engineering*, 25 : 864-879.
- Morin, J., O. Champoux, S. Martin et K. Turgeon. 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*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-108, 139 pages.
- Morin, J., O. Champoux et Y. Secretan. 2004. *Simplified Bidimensional Water Temperature Modelling During Spring Time on the St. Lawrence River*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-136, 42 pages.
- Morin, J., M. Mingelbier, J. Bechara, O. Champoux, Y. Secretan, M. Jean et J.-J. Frenette. 2003a. « Emergence of new explanatory variables for 2D habitat modeling in large rivers : The St. Lawrence experience ». *Canadian Water Resources Journal*, 28 (2) : 249-272.

Morin, J., O. Champoux, A. Bouchard et D. Rioux. 2003b. *High Resolution 2D Hydrodynamic Modelling of Lake Saint-Louis: Definition of Scenarios, Simulation and Validation/Calibration*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-125, 78 pages.

Morin, J., Y. Secretan, O. Champoux et A. Armellin. 2003c. *Modélisation 2D de la température de l'eau aux îles de Boucherville durant le printemps 2002*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-124, 64 pages.

Morin, J., M. Leclerc, Y. Secretan et P. Boudreau. 2000. « Integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling ». *Journal of Hydraulic Research*, 38 (3) : 163-172.

Morin, J., P. Boudreau et M. Leclerc. 1994. *Lac Saint-François : Les bases de la modélisation hydrodynamique*. Université du Québec, INRS-Eau. Rapport R-412, 67 pages.

Ouellet, V., J. Morin, O. Champoux et S. Martin. 2003. *Validation des données LIDAR du tronçon Montréal-Trois-Rivières pour la modélisation de la végétation émergente*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-130, 25 pages.

St-Hilaire, A., M. Leclerc et J. Bechara. 2003. « État des connaissances et perspectives de la modélisation d'habitats pour la détermination des débits réservés ». *Canadian Water Resources Journal*, 28 (2) : 153-172.

Tennant, D.L. 1976. « In stream flow regimes for fish, wildlife, recreation and related environmental resources ». *Fisheries*, 1 (4) : 6-10.

Turgeon, K. et J. Morin. 2004. *Modelling Submerged Macrophytes Distribution: Evaluation of Models Transferability in three St. Lawrence River Sections*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-105, 61 pages.

NOTES

1. La valeur de ce coefficient est déterminée empiriquement en utilisant la taille médiane de la distribution granulométrique de surface (D_{50}).
2. Le modèle de Saint-Venant est également appelé « modèle des eaux peu profondes », « équations d'ondes longues » et, en anglais, « shallow water equations ».
3. Le débit spécifique est défini comme étant un flux d'eau passant à travers une unité de surface. Cette variable est très significative dans plusieurs modèles d'habitats des poissons.

Chapitre 4

MODÉLISATION DE L'ÉVOLUTION DES HERBIERS AQUATIQUES ET DES MILIEUX HUMIDES DU FLEUVE SAINT-LAURENT

Jean Morin, Katrine Turgeon, Sylvain Martin et Olivier Champoux

Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Modélisation fluviale.

Introduction

Le Saint-Laurent, entre le lac Saint-Louis et Trois-Rivières, représente une superficie de près de 1100 km² d'habitats fauniques et floristiques. Ce territoire est en grande partie couvert de milieux humides et d'herbiers submergés. Les végétaux des marécages, des marais et des herbiers sont des éléments-clés qui structurent l'écosystème. Les ressources et la superficie couverte par les milieux humides et les herbiers déterminent la capacité maximale de soutien de la faune. Comme ces milieux sont dynamiques dans le temps et dans l'espace, il est fondamental de pouvoir prévoir de quelle façon ils évoluent en fonction des variables environnementales, afin d'être en mesure d'évaluer l'impact des changements qui leur sont imposés.

La distribution spatiale des herbiers submergés et des grandes classes de milieux humides varie en grande partie en fonction de facteurs environnementaux tels que les niveaux d'eau et leurs fluctuations à court et à long terme (hydropériode), les courants et les vagues. Ces variables sont connues à chaque nœud de la grille de calcul dans la totalité du domaine (voir le chapitre 3). Cela permet d'établir des relations quantitatives entre la distribution d'une espèce ou d'un groupe d'espèces et les variables-clés, telles qu'elles sont expliquées dans la section sur l'approche ou la technique des modèles d'habitats. La grille MIRE bidimensionnelle accueille l'information qui provient des variables environnementales et des modèles de végétation. Les modèles de végétation calculés sur cette grille servent à analyser l'impact de la régularisation ou des changements climatiques sur l'évolution à long terme de la végétation. Il s'agit d'une modélisation intégrée, puisque les modèles de végétation servent de données de base pour l'analyse et la construction des modèles fauniques pour les espèces qui utilisent la végétation des milieux humides et des herbiers aquatiques (par exemple les poissons, les oiseaux palustres, les canards, le Rat musqué, etc.).

Le présent chapitre vise à documenter les principales variables environnementales qui influencent la végétation riveraine, à décrire et à expliquer les modèles prédictifs de distribution spatiale qui tiennent compte des successions végétales et à montrer comment évolue la végétation en fonction des changements de débits survenus dans le Saint-Laurent. Pour une modélisation intégrée de l'écosystème, les modèles de végétation ont servi notamment de données d'entrée pour les modèles fauniques développés dans le Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale. Enfin, il sera question des perspectives écosystémiques liées à l'utilisation de la modélisation et des tendances et développements futurs de la modélisation des milieux humides.

Les herbiers submergés

Les plantes submergées, ou macrophytes aquatiques, sont présentes dans l'ensemble du fleuve Saint-Laurent, principalement dans les zones de moins de 5 m de profondeur. Elles atteignent de fortes densités dans les lacs fluviaux comme le lac Saint-Pierre, le lac Saint-Louis et le lac Saint-François. Le Saint-Laurent est caractérisé par une grande transparence de l'eau, qui permet à la lumière de pénétrer en profondeur et de soutenir une grande quantité de plantes submergées. Il s'agit d'une situation peu commune pour un fleuve, puisque les eaux de ces grandes rivières sont en général chargées de matières en suspension.

Les lacs fluviaux sont peuplés de plantes submergées et renferment une grande biodiversité. Ils accueillent de riches communautés d'invertébrés et de poissons, attirant inévitablement un plus grand nombre d'oiseaux aquatiques et de mammifères. Les plantes submergées procurent un habitat de qualité (refuge, reproduction et alimentation) pour le zooplancton et les macroinvertébrés (Basu *et al.*, 2000; Scheffer, 1998; Timms et Moss, 1984; Lorman et Magnuson, 1978), pour les communautés de poissons (Weaver *et al.*, 1997; Werner *et al.*, 1983) et

pour les populations d'oiseaux aquatiques (Noordhuis *et al.*, 2002; Lauridsen *et al.*, 1993; Jupp et Spencer, 1977).

Lorsqu'elles sont abondantes, les plantes submergées peuvent modifier considérablement la vitesse du courant dans le système fluvial (Madsen *et al.*, 2001; Morin *et al.*, 2000; Chambers et Prepas, 1994; Petticrew et Kalff, 1992; Wilson et Keddy, 1985), absorber l'énergie des vagues, limitant ainsi l'érosion (Kobayashi *et al.*, 1993; Camfield, 1977), filtrer les matières en suspension et réduire la remise en suspension par les courants ou les vagues (Rooney *et al.*, 2003; Madsen *et al.*, 2001; Benoy et Kalff, 1999; Sand-Jensen, 1998; Petticrew et Kalff, 1992).

Modélisation de la végétation submergée

Les plantes submergées créent des habitats propices à plusieurs espèces de poissons. Afin de déterminer les habitats disponibles pour les poissons, il faut pouvoir prédire correctement la présence des espèces de macrophytes submergées. La modélisation de l'habitat des plantes submergées suit la méthodologie présentée au chapitre 3 : récoltes de données biologiques sur la présence des espèces dans plusieurs stations dans le Saint-Laurent, production des variables physiques qui correspondent aux conditions de la période d'observation des plantes et production de modèles statistiques qui tentent d'expliquer la présence des plantes en fonction des variables physiques qui caractérisent leur habitat. Les modèles sont ensuite validés avec une portion non utilisée des observations pour vérifier leur généralité. Lorsque les modèles sont jugés valides, ils peuvent être utilisés en mode prédictif pour l'ensemble des conditions possibles pour le Saint-Laurent.

Acquisition de données sur la biologie

L'échantillonnage de la végétation submergée s'est déroulé sur une période de plusieurs années (entre 1997 et 2002) dans tous les secteurs du fleuve Saint-Laurent. Au total, des observations ont été réalisées à plus de 7855 stations. À tous les 50 m, le long des transects d'échosondage, la présence ou l'absence ainsi que l'identification des espèces de plantes aquatiques présentes ont été enregistrées par vidéographie sous-marine. La position des observations a été mesurée à l'aide d'un système de positionnement global différentiel en temps réel, ayant une précision horizontale de 2 m. Les observations sous-marines ont été validées en échantillonnant les plantes. Les échantillons de terrain ont par la suite été identifiés en collaboration avec les

chercheurs de l'herbier Marie-Victorin (Normand Dignard, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs).

Les assemblages de plantes submergées se composent principalement de neuf espèces : *Vallisneria americana* Michx., *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogeton richardsonii* (Ar. Benn.) Rydb., *Potamogeton pectinatus* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Elodea canadensis* Rich., *Heteranthera dubia* (Jacq.) MacMill., *Nitella* sp. et *Alisma gramineum* Lej. Les assemblages observés étaient dominés par quatre espèces : *V. americana*, *P. richardsonii*, *Nitella* sp. et *M. spicatum*. Les autres espèces, comme *Lemna trisulca* L., *Chara* sp., et *Potamogeton crispus* L., ont été observées à un nombre restreint de stations.

Développement de modèles

Variables physiques

Les modèles probabilistes d'habitats pour les plantes submergées du lac Saint-François ont été les premiers à être élaborés dans le cadre des travaux sur le Saint-Laurent (Morin, 2001). Dans le contexte du plan d'étude de la Commission mixte internationale, Turgeon et Morin (2005) ont produit des modèles d'habitats des plantes submergées pour l'ensemble des portions du fleuve. Au total, l'habitat de huit espèces de plantes aquatiques a été modélisé en trois segments. Les variables physiques bidimensionnelles simulées ou mesurées (pente) pour les périodes d'acquisition des points de calibration et ayant servi aux analyses statistiques sont présentées au tableau 4.1. Toutes les variables physiques bidimensionnelles simulées et mesurées qui ont été utilisées sont présentées au chapitre 3.

Modèles statistiques

Afin d'identifier les gradients environnementaux qui influencent la distribution des plantes submergées, une analyse canonique des correspondances a été effectuée à partir des points de calibration des divers secteurs du fleuve avec le logiciel CANOCO 4.5 (Jongman *et al.*, 1995; Ter Braak, 1987, 1986). Des équations de prévision ont ensuite été produites à l'aide d'une régression logistique pour les huit espèces présentes ou absentes. Les modèles ont été calibrés avec plus de 7141 observations de terrain. La validation a été effectuée à l'aide de 714 autres points qui n'avaient pas été utilisés dans la phase de calibration. Le tableau 4.2 montre les rendements des différents modèles.

TABLEAU 4.1
Moyenne et écart-type des variables physiques simulées sur les points de calibration utilisés pour bâtir les modèles de plantes submergées en fonction des sites d'étude

Variables	Lac Saint-Pierre	Lac Saint-Louis	Tronçon fluvial
Profondeur (m)	4,707 ± 3,645	5,125 ± 3,723	5,019 ± 3,814
Vitesse (m/s)	0,361 ± 0,139	0,243 ± 0,198	0,511 ± 0,236
Débit spécifique (m ² /s)	2,011 ± 2,135	1,475 ± 1,697	3,219 ± 3,446
Indice de lumière au fond (ratio)	0,131 ± 0,161	0,146 ± 0,246	0,162 ± 0,212
Pentes (degrés)	0,853 ± 1,496	1,250 ± 1,514	2,289 ± 2,368
Indice de matières fines sédimentées (g/m ²)	0,010 ± 0,024	0,013 ± 0,012	0,003 ± 0,009
Vagues 10 km/h, printemps (m/s)	0,062 ± 0,053	0,037 ± 0,052	0,021 ± 0,028
Vagues 17 km/h, printemps (m/s)	0,139 ± 0,092	0,082 ± 0,084	0,055 ± 0,061
Vagues 35 km/h, printemps (m/s)	0,318 ± 0,145	0,200 ± 0,133	0,157 ± 0,124
Vagues 45 km/h, printemps (m/s)	0,407 ± 0,169	0,271 ± 0,153	0,220 ± 0,154
Vagues 10 km/h, automne (m/s)	0,070 ± 0,064	0,037 ± 0,053	0,022 ± 0,031
Vagues 17 km/h, automne (m/s)	0,144 ± 0,096	0,083 ± 0,085	0,058 ± 0,066
Vagues 35 km/h, automne (m/s)	0,312 ± 0,145	0,202 ± 0,135	0,162 ± 0,129
Vagues 45 km/h, automne (m/s)	0,394 ± 0,167	0,272 ± 0,161	0,205 ± 0,153
N (nombre d'échantillons)	1135	979	5027

TABLEAU 4.2
Rendement des modèles par espèce et par secteur

Espèce	Secteur		
	Lac Saint-Pierre	Lac Saint-Louis	Îles de Sorel
<i>Alisma gramineum</i>	95,3 %	83,4 %	80,7 %
<i>Ceratophyllum demersum</i>	–	–	86,4 %
<i>Elodea canadensis</i>	–	75,7 %	84,0 %
<i>Heteranthera dubia</i>	76,4 %	80,3 %	81,2 %
<i>Myriophyllum spicatum</i>	86,3 %	81,3 %	84,9 %
<i>Potamogeton pectinatus</i>	–	–	78,5 %
<i>Potamogeton richardsonii</i>	87,8 %	79,6 %	78,1 %
<i>Vallisneria americana</i>	86,6 %	85,8 %	77,9 %

Remarque. – Le pourcentage a été calculé en comparant les résultats des modèles à la valeur des points d'observation conservés pour la validation.

Application des modèles : l'exemple de *Vallisneria americana*

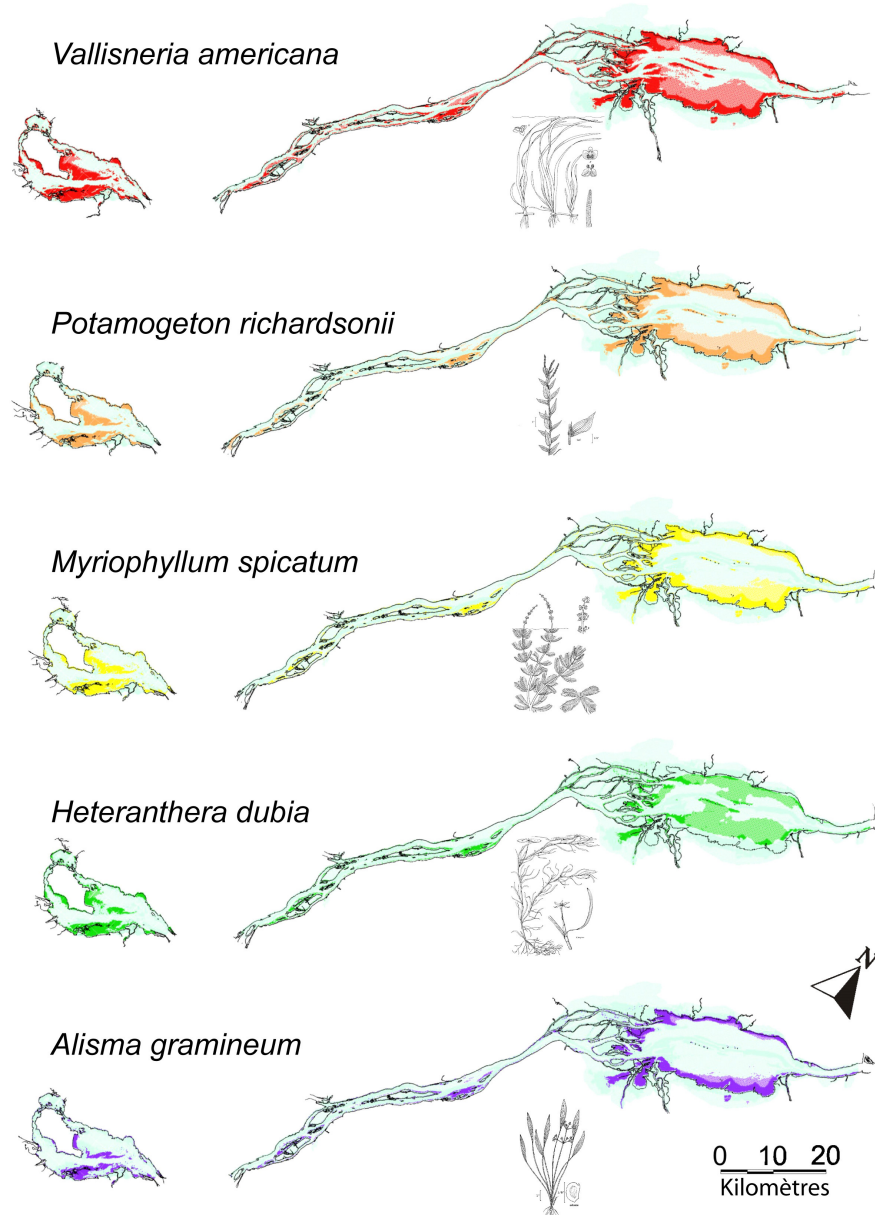
Vallisneria americana est l'espèce de plante submergée la plus abondante dans le Saint-Laurent. Au lac Saint-Pierre, le modèle d'habitat de la vallisnérie a été calibré en utilisant 315 présences et trois variables physiques : la vitesse du courant (terme simple et quadratique), l'intensité lumineuse au fond (terme simple et quadratique) et la pente du fond. Au lac Saint-Louis, le

modèle a été calibré en utilisant 319 points, et la régression logistique a retenu deux variables : la vitesse du courant et la lumière au fond (terme simple et quadratique). Dans le secteur des îles de Sorel, le modèle a été calibré avec 1528 points et deux variables : l'intensité lumineuse au fond et l'exposition aux vagues (vagues de printemps avec des vitesses de 17 km/h).

Lors de la calibration du modèle, le taux de classification correcte des modèles pour la vallisnérie était très élevé,

variant entre 77,9 % et 85,8 % en utilisant le seuil de décision optimal. Les valeurs du Kappa de Cohen étaient aussi élevées, se situant entre 0,517 et 0,689. Ces valeurs indiquent que les modèles de régression logistique sont robustes et qu'ils produisent des résultats qui sont différents de ce que l'on pourrait attendre du hasard. Ces résultats suggèrent que les modèles de régression logistique pour la vallisnérie sont très bons pour tous les

secteurs du fleuve et plus particulièrement pour les deux lacs fluviaux (Saint-Louis et Saint-Pierre). La même méthode a été appliquée aux autres espèces abondantes dans le Saint-Laurent. La figure 4.1 montre la distribution de la vallisnérie et des autres espèces dominantes dans le tronçon d'étude pour un débit estival moyen de 9500 m³/s.



Remarque. – L'intensité des couleurs reflète la densité des mailles de calcul et non la densité des plantes.

Figure 4.1 Distribution spatiale des espèces de plantes submergées modélisée pour un débit estival moyen de 9500 m³/s dans tout le domaine d'étude

Changements en fonction des niveaux d'eau

Lorsqu'ils ont été calibrés et validés, les modèles d'habitats peuvent être utilisés en mode prévisionnel afin d'estimer les effets des niveaux d'eau sur la distribution spatiale des plantes. Les modèles prédictifs peuvent être appliqués à des débits ou des niveaux communs ou près de la moyenne, ou encore pour des événements plus rares ou qui n'ont jamais été observés depuis que les débits sont mesurés. La figure 4.2 montre les changements dans l'habitat potentiel de la vallisnérie pour tous les débits estivaux possibles. Les superficies d'habitats potentiels varient de 39 800 ha à 30 180 ha pour des débits de

6500 m³/s et de 12 000 m³/s respectivement. Les simulations d'habitats potentiels de la figure 4.2 peuvent servir à bâtir une relation simplifiée de la superficie d'habitat potentiel en fonction du débit, comme le montre le graphique au bas de la figure. Ainsi, l'habitat potentiel de la vallisnérie dans l'ensemble du fleuve est à son maximum avec des débits de près de 7000 m³/s et il diminue avec des débits plus forts ou plus faibles. Le même type de graphique peut être produit pour chacune des espèces. Étant donné que l'on dispose de cette information pour l'ensemble du fleuve, il est également possible d'effectuer cette analyse pour différents secteurs afin de décrire la dynamique locale des milieux humides.

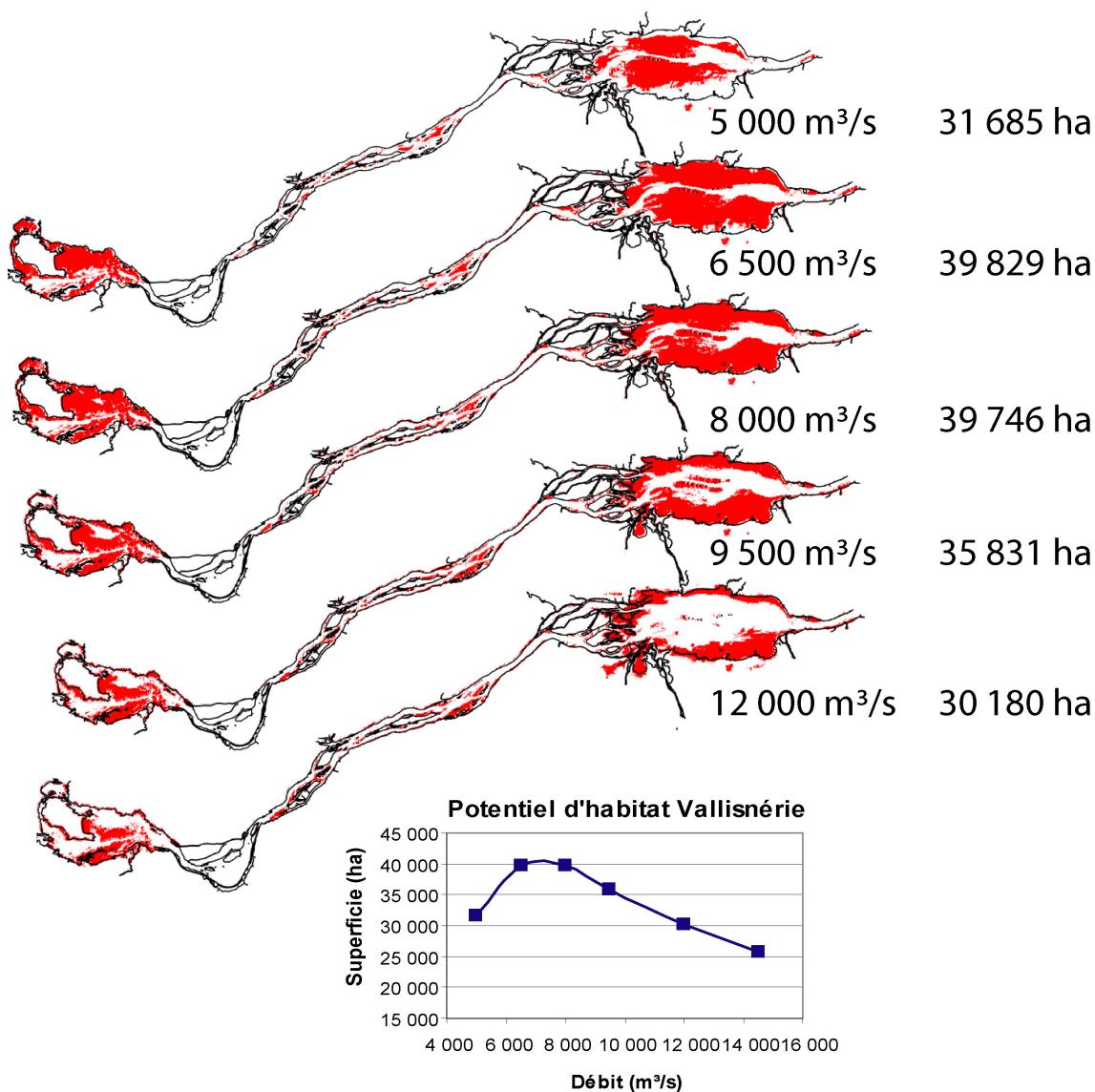
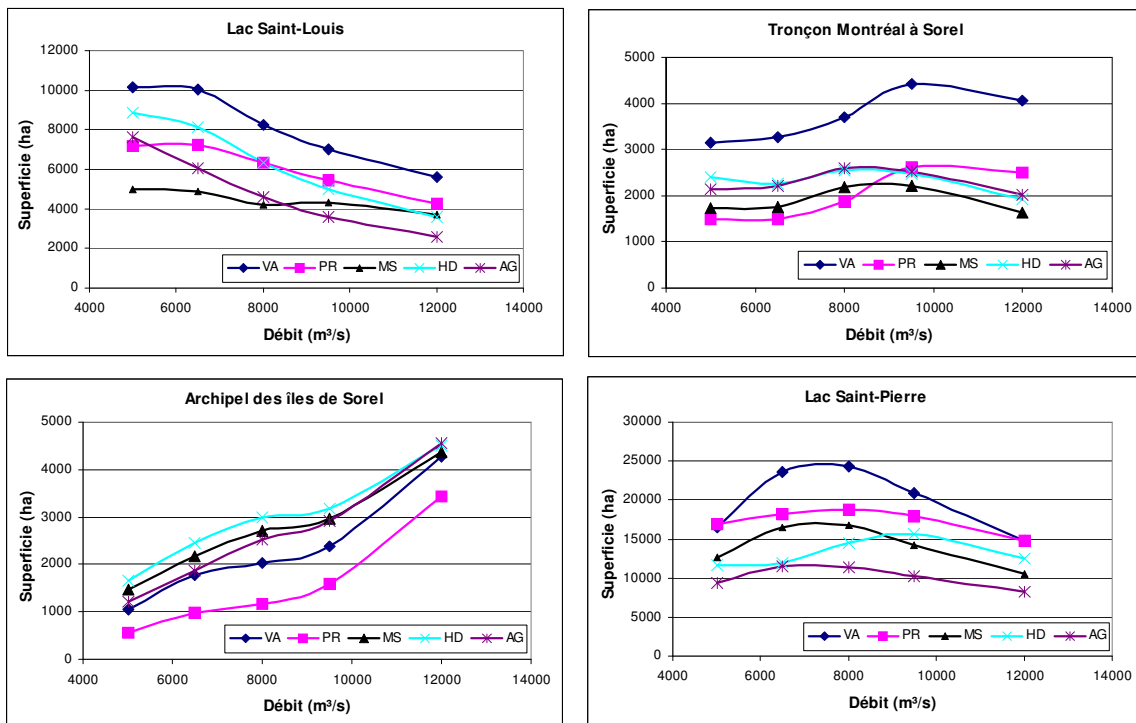


Figure 4.2 Distribution spatiale de *Vallisneria americana* et superficie totale d'habitats potentiels pour différents débits (scénarios d'été) de 5000 à 12 000 m³/s à Sorel

La figure 4.3 montre les relations entre la superficie des habitats potentiels pour les plantes aquatiques submergées et le débit dans quatre secteurs du fleuve : le lac Saint-Louis, le secteur Montréal-Sorel, les îles de Sorel et le lac Saint-Pierre. Le lac Saint-Pierre diffère des autres secteurs par la grande quantité d'habitats potentiels, soit un maximum de près de 25 000 ha, pour la vallisnérie et par le fait que toutes les espèces ont une superficie optimale en forme de cloche. Dans ce secteur, on peut noter que les superficies relatives d'habitats potentiels font augmenter *Heteranthera dubia* et *Potamogeton richardsonii* avec le débit. Le secteur du lac Saint-Louis se comporte très différemment, les superficies d'habitats potentiels des plantes submergées atteignant leur maximum à de très faibles débits et diminuant de façon importante avec l'augmentation des débits. Le secteur Montréal-Sorel est caractérisé par une augmentation des superficies d'habitats potentiels en fonction du débit. Pour ce qui est du secteur des îles de Sorel, on observe une claire augmentation de la superficie d'habitats potentiels avec le débit pour toutes les espèces considérées. Dans la majorité des secteurs, la vallisnérie est la plante dominante, sauf dans celui des îles de Sorel.

Tous les modèles montrent une grande sensibilité aux fluctuations des débits et des niveaux. Cependant, leur application dans l'estimation des impacts du contrôle du débit à la sortie du lac Ontario indique que la régularisation n'aurait eu qu'un effet limité sur la distribution des plantes submergées et sur leur densité. Cela est lié au fait que la régularisation affecte très peu les débits durant la saison de croissance estivale, mais plutôt les débits printaniers et automnaux.

Les herbiers du fleuve se transforment durant la saison de croissance. Les plantes submergées débutent leur croissance quand l'eau atteint environ 10 °C, en général au mois de mai, et elles atteignent leur maximum de croissance à la fin de l'été, de la mi-août à la fin septembre, pour ensuite entrer en sénescence et disparaître presque complètement au début de l'hiver. Certaines espèces de potamogeton complètent leur cycle de vie très tôt durant la saison et entrent en sénescence à la mi-juillet.



Légende. – VA : *Vallisneria americana*. PR : *Potamogeton richardsonii*. MS : *Myriophyllum spicatum*. HD : *Heteranthera dubia*. AG : *Alisma gramineum*.

Figure 4.3 Superficie des habitats potentiels des espèces dominantes de plantes submergées dans différents secteurs du fleuve en fonction du débit

Les modèles de distribution spatiale d'espèces submergées qui sont présentés ici tiennent compte de la période de croissance maximale de la majorité des espèces présentes dans le fleuve (de la mi-août à la fin de septembre). Les variables de niveaux d'eau et de courants utilisées dans les modèles prédictifs sont des valeurs moyennes pour la saison de croissance.

Les modèles de plantes submergées sont basés sur plusieurs années d'observation, particulièrement les étés de 1999, 2000 et 2001. Ces saisons ont été caractérisées par des débits inférieurs à la moyenne estivale en 1999 et 2001 et par des débits supérieurs à la moyenne en 2000. Les observations de terrain effectuées durant ces années montrent des changements dans la distribution des espèces en réponse aux niveaux d'eau durant la saison de croissance. Cela laisse supposer une résistance des espèces aux fluctuations qui se produisent sur quelques années. Pour l'instant, il n'est pas possible de déterminer le temps de réponse des plantes à un changement important de débit qui se produirait sur plusieurs années successives. Le suivi périodique de la distribution des plantes pourra probablement permettre de combler cette lacune. De plus, le travail de cartographie des plantes pour les saisons de 1999 à 2001 montre l'existence de chenaux sans plante qui ne sont pas liés à des chenaux topographiques. Ces zones dénuées de plantes pourraient être dues à des courants rapides dans les passages préférentiels en conditions hivernales. Afin d'en savoir plus, une cartographie du frasil et de la couverture de glace, accompagnée d'une campagne de mesure de vitesses sous la glace, doit être envisagée.

Les milieux humides

Les milieux humides sont des composantes essentielles à l'équilibre des écosystèmes terrestres (voir le chapitre 5). Ils jouent un rôle prépondérant dans la rétention et la purification de l'eau douce (Muscutt *et al.*, 1993), dans le recyclage du carbone (Wetzel et Likens, 1991), dans l'absorption des polluants (De Snoo et De Wit, 1998; Osborne et Kovacic, 1993) et dans le soutien d'un nombre considérable d'espèces végétales et animales, dont plusieurs sont identifiées comme étant menacées ou vulnérables (Desgranges et Jobin, 2003; Leck, 2003). Toutefois, en dépit de leur utilité, la superficie de ces milieux très productifs a été réduite par des activités anthropiques telles que l'agriculture, la coupe forestière ou la régularisation des niveaux d'eau (Ellison et Bedford, 1995; Jean *et al.*, 1992; Lamoureux, 1971). Une meilleure compréhension des processus qui gèrent la distribution des plantes émergentes dans les milieux humides permettrait une évaluation plus efficace des impacts de la fluctuation des niveaux d'eau sur la flore et la faune ainsi que sur la perte ou le gain de certains milieux humides.

Modélisation des milieux humides

Données biotiques

Les observations de terrain utilisées pour la modélisation sont tirées de Jacques (1986). Ce dernier a effectué un travail exhaustif de caractérisation des plantes émergentes des milieux humides du lac Saint-Pierre durant la saison de croissance de 1985 sur un total de 152 transects. Le travail a été compilé en 23 cartes au 1 : 10 000, qui contiennent 6000 polygones et couvrent une superficie totale de 550 km² de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Cette base de données, contenant la description des espèces végétales dominantes et codominantes, a été numérisée et validée (Falardeau et Morin, 2000). De cette base de données, 11 543 points d'échantillonnage ont été sélectionnés aléatoirement à partir de la grille MIRE bidimensionnelle. Cette grille est un support nodal intégré à une base de données géoréférencées, construite pour gérer toutes les données environnementales mesurées, les variables physiques simulées et les modèles biologiques intégrés. Les points d'échantillonnage ont servi à déterminer les grandes classes de milieux humides et à modéliser leur distribution. Les variables physiques simulées pour 1982, 1983 et 1984 ont été employées pour la modélisation de l'habitat des plantes émergentes observées en 1985. Ces trois années sont caractérisées par des hydrogrammes annuels relativement similaires. Afin de définir les limites inférieures et supérieures de l'hydrosère, on a ajouté à l'échantillonnage des points dans l'eau libre et dans les zones dominées par la forêt terrestre.

Détermination des grandes classes de milieux humides

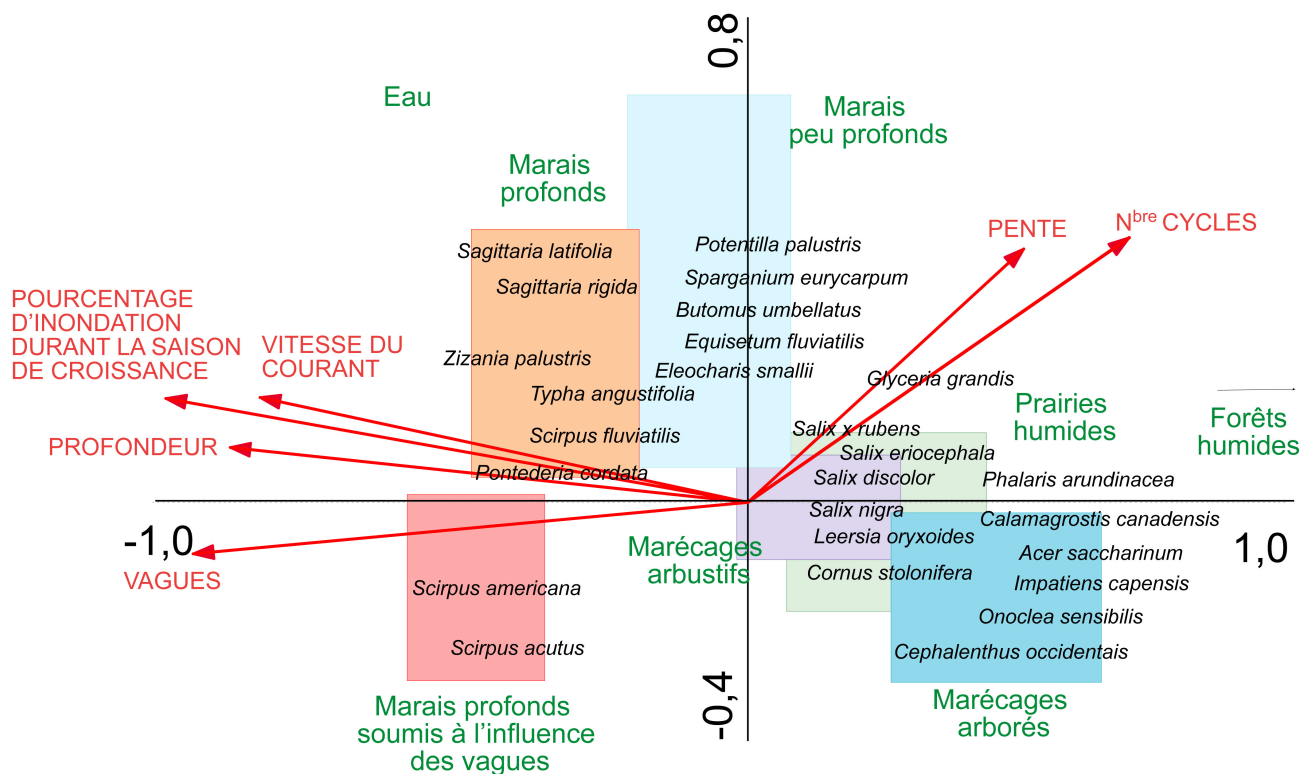
Une analyse canonique des correspondances a été menée sur tous les points (calibration et validation) afin de déterminer les espèces dominantes dans les grandes classes de milieux humides et les gradients environnementaux qui influencent la distribution de la végétation. Cette technique d'ordination représente les gradients directs environnementaux et permet de mettre en évidence les relations entre les variables environnementales et plusieurs espèces végétales. Les espèces dominantes et codominantes présentes sur plus de 10 sites ont été conservées dans l'analyse en minimisant le poids pour les espèces rares.

L'analyse a permis de produire huit grandes classes de milieux humides et de trouver que l'hydropériode locale est une variable fondamentale pour expliquer la distribution des différentes classes de milieux humides. Ces classes sont les suivantes : les marais profonds subissant l'influence des vagues (MP_V), les marais profonds (MP), les marais peu profonds (MPP), les marécages arbustifs (MARBU), les prairies humides

naturelles (PH), les marécages arborés (MARBO) et deux milieux limites qui permettent de circonscrire l'hydrosère, soit l'eau libre (EAU) et les forêts terrestres (FORÊTS). Par souci de clarté, à la figure 4.4, seules les espèces dominantes les plus abondantes qui représentent les milieux humides ont été conservées. Afin de ne pas perdre d'informations, la zone occupée par toutes les espèces émergentes trouvées dans chacun des milieux humides (boîtes colorées) a été délimitée.

Les résultats de l'analyse canonique des correspondances sur les points de calibration du modèle suggèrent que l'hydropériode, représentée par l'axe 1 de l'ordination, explique une forte proportion de la variance du système (67,0 %). L'axe 2 de l'ordination (16,3 % de la variance) semble être associé à un gradient d'hétérogénéité aux sites, caractérisé par les cycles d'inondation et d'exondation et la pente du terrain. Le centre de l'ordination

(moyenne des variables environnementales) permet de bien discriminer les espèces végétales des marais des espèces des marécages et des prairies humides. En effet, les espèces qui tolèrent une profondeur d'eau et une durée d'inondation supérieures à la moyenne sont localisées à gauche de l'ordination et forment les communautés végétales qui caractérisent les marais. Une différence évidente peut être observée entre les espèces végétales qui dominent les marais profonds et les marais profonds soumis à l'influence des vagues. La différence entre les marais profonds et les marais peu profonds est moins nette. Les espèces émergentes présentes dans les marais semblent s'adapter à des conditions variables (tolérance aux cycles d'inondation et d'exondation) sur un spectre de conditions environnementales relativement étendu. Les espèces des marais peu profonds (MPP) semblent être associées plus fortement aux cycles.



Remarque. – Le diagramme (axe 1 et axe 2) explique 83,3 % de la variance totale de la présence des espèces végétales émergentes de la plaine inondable du lac Saint-Pierre.

Figure 4.4 Diagramme d'ordination illustrant la présence des espèces émergentes en fonction des variables environnementales (flèches)

Modèle de régression logistique des classes de milieux humides

Les relations entre les variables physiques et les milieux humides ont été établies à l'aide de régressions logistiques. Toutes les variables ont été standardisées avant de calculer les produits entre les variables afin d'enlever la colinéarité non essentielle. Une méthode de sélection progressive (pas à pas), avec un seuil d'acceptation de $p = 0,10$, a servi à déterminer quelles variables retenir dans les modèles finaux. Ceux-ci ont par la suite été évalués afin de détecter une multicollinéarité entre les termes prédictifs. Enfin, le taux de classification correcte (ou pourcentage des cas correctement prévus) a été utilisé afin d'évaluer l'exactitude de prédiction des modèles.

Les modèles de régression logistique utilisent six variables environnementales (figure 4.4) afin d'expliquer la distribution des milieux humides et des deux milieux qui limitent l'hydrosère naturelle, soit l'eau et la forêt humide. La profondeur de l'eau et la vitesse du courant sont les variables qui ont les coefficients les plus élevés et qui semblent le mieux discriminer les différents milieux humides. Ces deux variables sont étroitement liées à l'axe 1 de l'analyse canonique des correspondances qui représente l'hydropériode locale. L'efficacité (taux de classification correcte, sensibilité et spécificité) des modèles calibrés est élevée : 68 % pour les prairies humides naturelles, 73 % pour les marécages arbustifs, 76 % pour les marais peu profonds, 78 % pour les marais profonds, 80 % pour les marécages arborés, 87 % pour les marais profonds subissant l'influence des vagues, 91 % pour les forêts humides et 92 % pour l'eau libre. La valeur de Kappa est également élevée ($> 0,5$) dans le cas des marécages arborés, des marais profonds subissant l'influence des vagues, de l'eau libre et des forêts humides. Lors de la validation des modèles, les mesures de performance sont demeurées élevées et étaient comparables aux valeurs des essais en calibration. La portion supérieure de la figure 4.5 montre la distribution des classes de milieux humides prédite par les modèles pour le secteur du lac Saint-Pierre en 1985, année durant laquelle les données de calibration ont été mesurées.

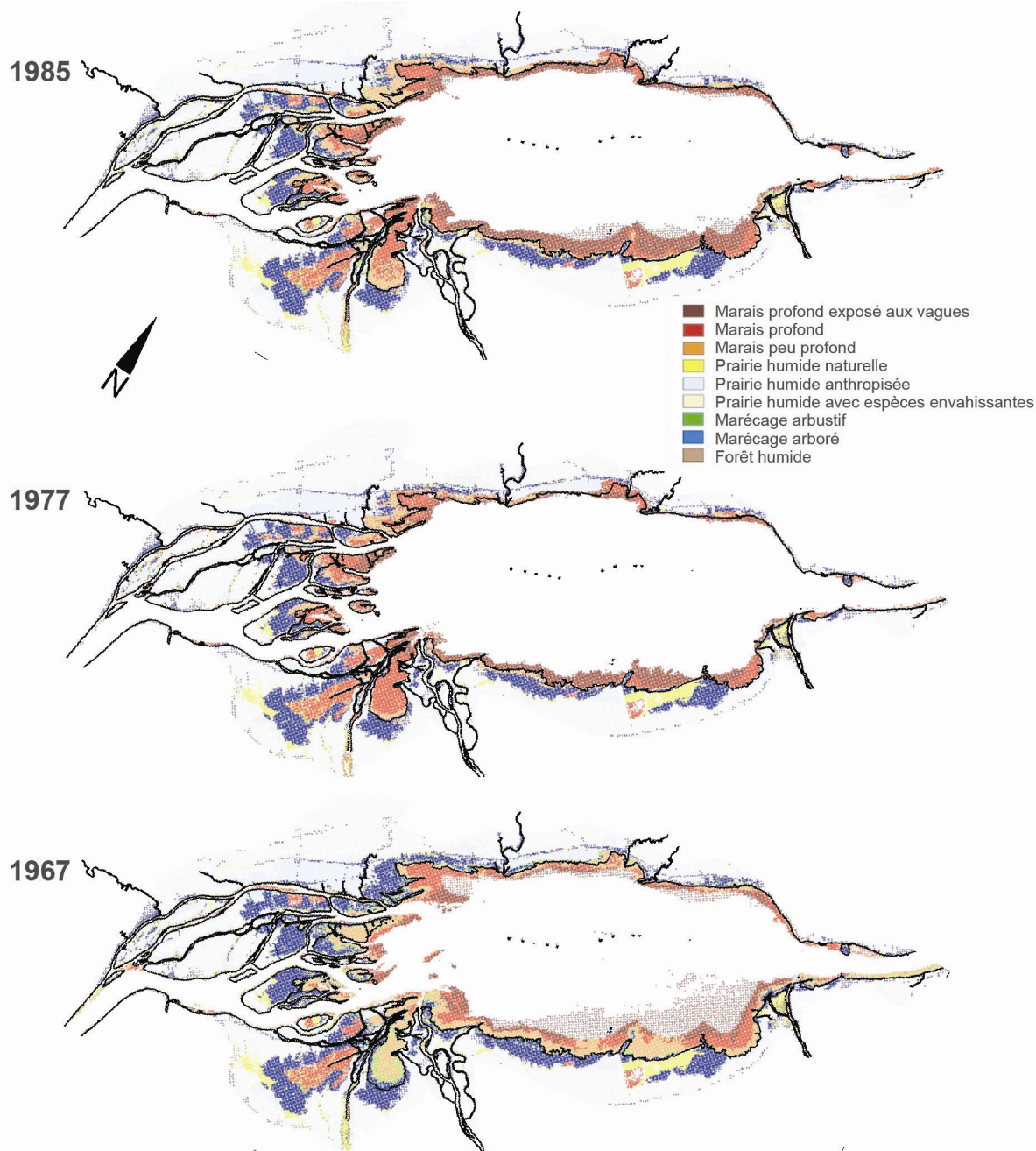
Modèle de succession végétale

Un modèle temporel complémentaire (modèle de succession végétale) a été conçu afin d'utiliser les modèles prédictifs dans le temps et de tenir compte des successions végétales possibles entre les classes de milieux humides. Le modèle de succession végétale a été élaboré selon des états types annuels (classes de milieux humides) qui évoluent en suivant des états intermédiaires plus ou moins longs, selon les stimulus induits par les changements dans le milieu physique (Turgeon *et al.*,

2004). Les régressions logistiques servent de base à l'évaluation des changements provoqués par les conditions changeantes des caractéristiques physiques, principalement liées à l'hydropériode locale. Cette méthode permet une grande flexibilité dans la manière de faire les transitions entre les classes et reproduit bien les phénomènes qui suggèrent que les événements extrêmes accélèrent (inondation prolongée) ou ralentissent (bas niveaux d'eau) le passage d'un milieu humide vers un autre (Marie-Victorin, 1995; Van Der Valk *et al.*, 1994; Jean *et al.*, 1992; Tessier et Caron, 1981; Harris et Marshall, 1963). La figure 4.5 montre le résultat de l'utilisation du modèle de succession végétale sur la série mesurée des niveaux d'eau du fleuve. La portion « 1967 » montre la distribution des milieux humides après plusieurs années de très bas niveaux d'eau. Les marais profonds occupent alors une portion importante du lac Saint-Pierre, et les marais peu profonds sont bien développés en marge du lac. Par contre, la portion « 1977 » montre une distribution spatiale qui résulte d'une période prolongée de très hauts niveaux d'eau. Les marais sont alors limités à une mince frange en marge du lac, et une portion importante des marécages arborés a disparu après une période d'inondation prolongée. La portion « 1985 » montre que ces marécages sont encore en reconstruction en 1985. Dans le modèle de succession végétale, la baie de Lavallière et les autres marais aménagés du fleuve ont une végétation imposée (celle de 2002) dans le temps, puisque leur hydrogramme est quasi indépendant du fleuve.

Validation spatiale et temporelle

Les modèles prédictifs des milieux humides ont été validés de trois manières différentes. En premier lieu, la robustesse des modèles statistiques des milieux humides a été validée spatialement pour l'année 1985 avec des rendements qui varient entre 67 % et 92 % selon la classe. En deuxième lieu, une validation spatiale a été faite dans les autres sections de la plaine inondable du Saint-Laurent pour lesquelles on disposait d'une bonne cartographie de terrain : les îles de Contrecoeur et de Verchères (Jean *et al.*, 2001; Pilon *et al.*, 1980), les îles de Sainte-Thérèse, de Varennes et de Boucherville (Pilon *et al.*, 1980) et le lac Saint-Louis (Jean *et al.*, 1992). Ces travaux permettent de valider la qualité des modèles pour les secteurs du fleuve qui diffèrent de celui de la calibration et pour une période qui est relativement similaire à celle choisie par Jacques (1986). La concordance entre les deux jeux de données est excellente. En troisième lieu, le modèle des milieux humides et le volet temporel ont été validés en évaluant la concordance entre des cartes obtenues par télédétection (image IKONOS; Létourneau, 2005) et les prédictions du modèle pour le lac Saint-Pierre en 2002.



Remarque. – Les modèles ont été appliqués sur les points de la grille MIRE 2D (la baie de Lavallière possède une végétation imposée).

Figure 4.5 Distribution des milieux humides prédits par les modèles utilisant la régression logistique et le modèle de succession végétale dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre pour les années 1985, 1977 et 1967

Il y a une bonne concordance entre les milieux humides prédits en 2002 et les milieux humides qui ont été identifiés à partir d'images satellitaires. Une forte proportion de cette concordance peut être attribuée à l'utilisation du modèle de succession végétale. En effet, l'ajout de ce dernier aux modèles qui utilisent la

régression logistique permet d'améliorer le rendement des modèles par près de 20 %, notamment pour les marais, les prairies humides et les marécages arborés. Le taux de classification correcte et la spécificité des modèles sont supérieurs à 80 % pour tous les milieux humides pour l'année 2002.

Application du modèle à des séries temporelles

Les modèles prédictifs des grandes classes de milieux humides reproduisent bien les observations existantes sur le fleuve. Comme ces modèles peuvent être appliqués à partir de la série temporelle de niveaux mesurés et permettent de calculer pour chaque nœud du domaine les variables de contrôle spatialisées (vitesse, profondeur, vagues et hydropériode), il est possible de les appliquer à n'importe quelle série temporelle. Dans le cadre du Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du Saint-Laurent pour le compte de la Commission mixte internationale, plusieurs séries temporelles ont été produites afin de quantifier l'impact de divers modes ou scénarios de régularisation sur l'écosystème. La série mesurée est connue sous le nom de 1958DD. Cette dernière devait être améliorée afin de s'approcher le plus possible des conditions naturelles (pré-projet) et ainsi satisfaire les membres du Comité sur l'environnement. La figure 4.6 montre l'évolution temporelle de la superficie occupée par les classes de milieux humides du Saint-Laurent du secteur lac Saint-Louis–Trois-Rivières entre 1960 et 2000 pour les deux scénarios. Cette même figure montre également la surface occupée par l'eau libre. On constate que peu de changements attribuables directement à la régularisation se sont produits sur une période de 40 ans. Les changements les plus importants, notamment la disparition de superficies de marécages arborés, sont des conséquences des grands apports d'eau des années 1970 et ils ne résultent donc pas de la gestion des niveaux d'eau. À noter que les modèles reproduisent bien l'important déclin des populations d'Érables argentés (espèce dominante des marécages arborés) dans la plaine inondable du Saint-Laurent à la suite de très hauts niveaux d'eau observés au milieu des années 1970. Selon ces modèles, la régularisation aurait participé à l'augmentation d'environ 10 % des pertes de superficies de marécages arborés et aurait favorisé une augmentation des superficies occupées par les prairies humides. La figure 4.6 montre que la végétation des milieux humides dans la partie inférieure de l'hydrosère, des marais profonds (MP et MP_V) et des marais peu profonds (MPP) réagit rapidement aux fluctuations des niveaux d'eau (deux à trois ans). L'inertie temporelle et la succession végétale ont peu d'effet sur la distribution de ces milieux. Cependant, dans la partie supérieure de l'hydrosère qui se rapporte aux prairies (PH) et aux marécages (MARBO et MARBU), les plantes émergentes

ont une inertie temporelle plus importante (variant de cinq à quarante ans).

Contrairement au lac Ontario où la régularisation a eu un effet négatif important sur la diversité, les milieux humides du fleuve Saint-Laurent se sont maintenus grâce aux grandes fluctuations des débits annuels observables dans le système fluvial. Dans le Saint-Laurent, il ne semble pas y avoir de classes de milieux humides qui soient menacées par la régularisation au même titre que les prairies humides naturelles du lac Ontario qui ont presque disparu et qui ont été remplacées par des marais à typhas (quenouilles).

Perspectives écosystémiques et tendances en modélisation

Les modèles d'habitats des plantes comme variables explicatives

Dans les modèles d'habitats traditionnels, les variables explicatives utilisées sont en général des variables physiques mesurées sur le terrain ou simulées à l'aide de modèles numériques (courant, vagues, etc.). Les travaux récents en modélisation fluviale, plus particulièrement le développement des modèles prédictifs de distribution des plantes submergées, ont permis l'intégration des résultats comme variables prédictives pour d'autres modèles d'habitats. Il a été démontré que les plantes submergées modélisées constituent des variables explicatives de la distribution spatiale de plusieurs espèces de poissons (Mingelbier *et al.*, 2005). Ainsi, le raffinement des données de base et des techniques de modélisation de l'habitat ouvre la voie à la production de modèles d'habitats bidimensionnels puissants qui peuvent être utilisés de la même façon que les modèles numériques physiques, c'est-à-dire comme des variables explicatives.

Dans le même ordre d'idées, les modèles fauniques (oiseaux, Rat musqué, grenouilles, poissons, etc.) développés pour la Commission mixte internationale ont utilisé ces résultats comme données d'entrée, en intégrant les résultats provenant des modèles des grandes classes de milieux humides. Cela a permis d'obtenir des réponses au sujet de la dynamique combinée des milieux humides et des niveaux d'eau en fonction de la disponibilité des habitats pour plusieurs espèces ou groupes d'espèces. Il s'agit ici d'une première ébauche d'un véritable modèle intégré de l'écosystème.

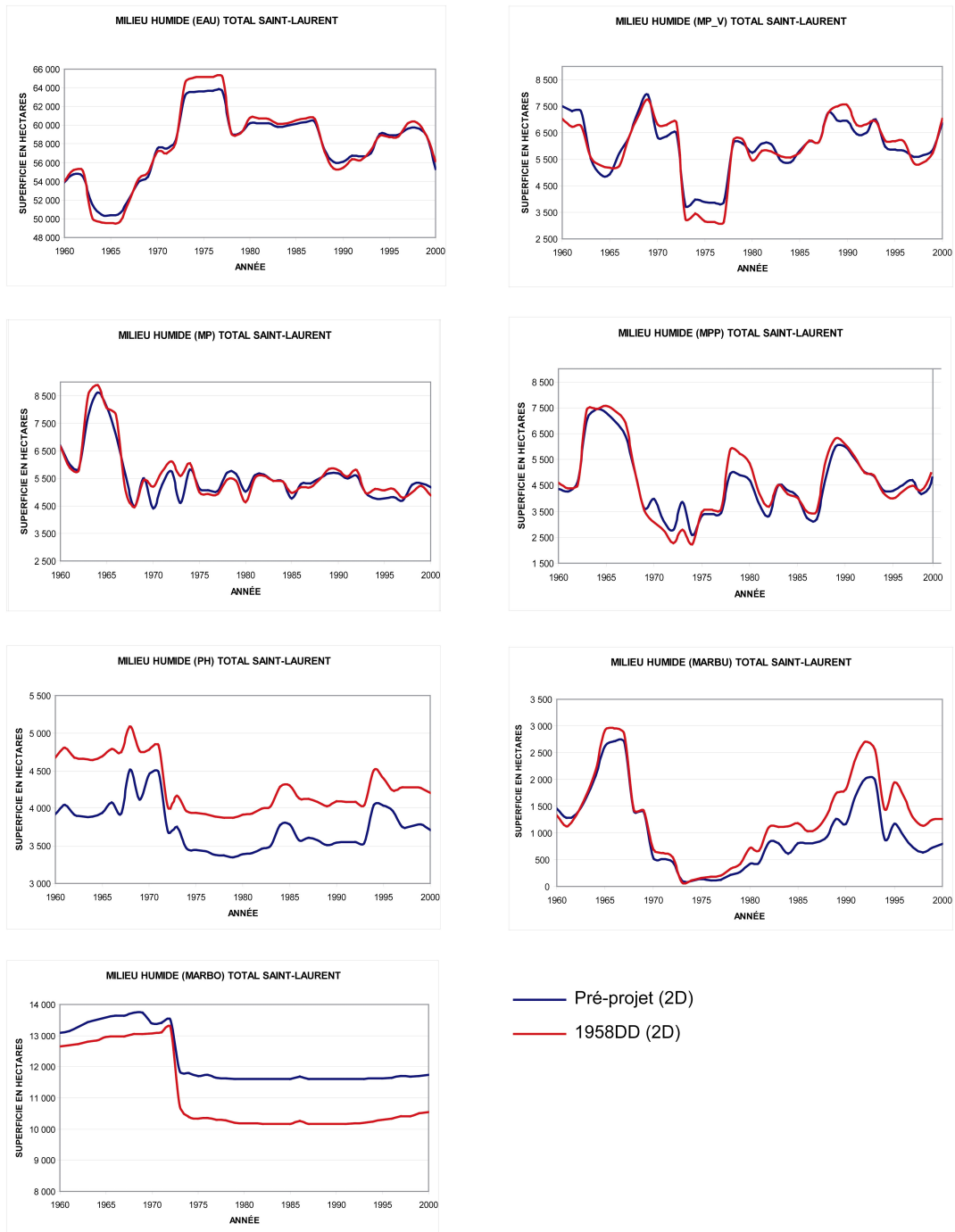


Figure 4.6 Évolution temporelle des diverses classes de milieux humides selon deux scénarios de régularisation du fleuve Saint-Laurent : le scénario mesuré (1958DD) et le scénario représentant les conditions du système s'il n'avait pas été régularisé (pré-projet)

Élaboration d'un modèle de croissance des plantes submergées

La température de l'eau est une variable fondamentale dans l'écosystème fluvial. Des observations effectuées au lac Saint-Pierre en 2003 indiquent que la croissance locale des plantes aquatiques est fortement influencée par la température de l'eau à la station d'observation. Les plantes qui se trouvent du côté sud du lac, moins exposées aux vents dominants durant le printemps et, par conséquent, en milieu plus chaud, ont eu une croissance initiale beaucoup plus rapide que les plantes situées dans le centre et du côté nord du lac Saint-Pierre. Cela a été observé pour la plupart des espèces de plantes. Des Potamots de Richardson (*Potamogeton richardsonii*) d'environ 50 à 75 cm de longueur ont été mesurés du côté sud du lac à la fin du mois de mai 2003, tandis que dans le centre du lac et du côté nord, les premiers signes de croissance des plantes aquatiques ont été observés vers la mi-juin, soit trois semaines plus tard. Un modèle de croissance des plantes aquatiques qui combinerait les modèles de distribution spatiale et la température de l'eau offrirait la possibilité d'utiliser de manière dynamique l'effet des plantes sur l'écoulement et sur l'habitat de plusieurs autres espèces et de simuler en temps réel certaines portions du système de manière plus appropriée.

Impact de l'agriculture et des activités anthropiques sur la végétation des milieux humides

Les perturbations d'origine anthropique comme l'agriculture, les pâturages, les coupes forestières et le dragage peuvent favoriser certaines espèces émergentes au détriment des autres (Odland et del Moral, 2002; Toner et Keddy, 1997; Langlais et Bégin, 1993; Jean *et al.*, 1992; Nilsson et Keddy, 1988; Lamoureux, 1971). Encore aujourd'hui, 53 îles du Saint-Laurent fluvial sont utilisées à des fins agricoles (De Koninck, 2000; Bélanger, 1991). Ces sites, localisés dans la partie supérieure de la toposéquence, étaient fort probablement dominés par les marécages arborés avant que ne soient aménagées les terres agricoles. Durant les dernières décennies, l'abandon de certains de ces champs a permis l'établissement des espèces herbacées envahissantes ou très compétitives, telles *Phalaris arundinacea* et *Calamagrostis canadensis*. L'établissement de ces espèces semble avoir empêché le retour du climax, c'est-à-dire le retour du marécage arborescent dominé par l'Érable argenté. Certaines études suggèrent que les milieux humides dits « ouverts », comme les prairies humides et les marécages arbustifs clairsemés, sont une conséquence directe des activités anthropiques et qu'ils sont composés d'espèces opportunistes qui colonisent rapidement les sites abandonnés (Foster et Motzkin, 2003; Middleton, 2003). Plusieurs études montrent que lorsque *Phalaris*

arundinacea s'installe, elle élimine graduellement les plantes indigènes (Lavoie *et al.*, 2003; Green et Galatowitsch, 2001; Keller, 2000; Marks *et al.*, 1994; Gaudet et Keddy, 1988; Auclair *et al.*, 1973). Le principal problème associé à la colonisation rapide de ces espèces pionnières est qu'il se produit un appauvrissement de la diversité floristique et une faible possibilité de rétablissement des marécages arborés et arbustifs et de la faune qui leur est associée. Il serait important de limiter expérimentalement la croissance de ces espèces pionnières afin de remettre en fonction la succession végétale « naturelle ». Cela permettrait de restaurer des milieux humides et en particulier les marécages arborés qui semblent être plus vulnérables aux perturbations.

Raffinement des modèles de milieux humides

Les modèles qui reproduisent la distribution spatiale des grandes classes de milieux humides du Saint-Laurent sont construits à partir de variables physiques calculées sur une base hebdomadaire, mais regroupées sur la durée de la saison de croissance. L'application de ces modèles exige que l'hydrogramme « naturel » du fleuve soit conservé, c'est-à-dire qu'il contienne des débits plus élevés au printemps et plus faibles en été dans les scénarios analysés. Lorsque ces modèles sont appliqués à des secteurs où l'hydrogramme est très différent, par exemple dans des milieux stabilisés comme les marais aménagés de la baie de Lavallière, l'exactitude des prédictions est nettement inférieure, principalement parce que les données de calibration proviennent de la partie « naturelle » des milieux humides et que les espèces dominantes sont habituellement différentes. De plus, les grandes classes de milieux humides sont plus ou moins grossières, car elles caractérisent une dominance d'une forme de croissance sur un assemblage d'espèces qui peut être très varié.

Afin de pouvoir régler le problème de la prédiction lié à d'éventuels changements importants dans l'hydrogramme du fleuve, de prédire l'évolution probable des milieux humides dans les milieux aménagés ou quelle espèce sera dominante dans un environnement particulier, on doit raffiner le pas temporel et les catégories (espèces, genre ou famille de plantes) des modèles prédictifs. La diminution du pas temporel et une meilleure détermination des catégories de classes de milieux humides dans la modélisation permettraient de tenir compte localement de toutes les phases importantes du cycle de vie d'une espèce (la germination, l'accumulation des réserves et la production de graines). Cette approche offrirait la possibilité d'inclure de façon plus précise dans les modèles la succession végétale des zones aménagées. Même si cela représente un travail titanesque de caractérisation et de

gestion de l'information, de tels travaux sont nécessaires car ils ouvriront la voie à des progrès substantiels dans la modélisation intégrée des habitats.

RÉFÉRENCES

- Auclair, A.N., A. Bouchard et J. Pajczkowski. 1973. « Plant composition and species relations on the Huntingdon Marsh, Québec ». *Canadian Journal of Botany*, 51 : 1231-1247.
- Basu, B.K., J. Kalff et B. Pinel-Alloul. 2000. « The influence of macrophyte beds on plankton communities and their export from fluvial lakes in the St. Lawrence River ». *Freshwater Biology*, 45 : 373-382.
- Bélanger, L. 1991. *Programme de valorisation des îles du Saint-Laurent pour la nidification de la sauvagine et des autres espèces aviennes (Montréal à Trois-Rivières). I – Gestion intégrée des activités agricoles*. Environnement Canada – Région du Québec, Service canadien de la faune. 61 pages.
- Benoy, G. et J. Kalff. 1999. « Sediment accumulation and Pb burdens in submerged macrophyte communities ». *Limnology and Oceanography*, 44 : 1081-1090.
- Camfield, F.E. 1977. *Wind-Wave Propagation over Flooded, Vegetated Land*. U.S. Army Corps of Engineers, Engineer Research and Development Center, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. Technical Paper No. 77-12.
- Chambers, P.A. et E.E. Prepas. 1994. « Nutrient dynamics in riverbeds: The impact of sewage effluent and aquatic macrophytes ». *Water Resources*, 28 : 453-464.
- De Koninck, R. 2000. *Les cent îles du lac Saint-Pierre : Retour aux sources et nouveaux enjeux. 2^e édition*. Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada. 151 pages.
- DesGranges, J.-L. et B. Jobin. 2003. « Knowing, mapping and understanding St. Lawrence biodiversity with special emphasis on bird assemblages ». *Environmental Monitoring and Assessment*, 88 : 177-192.
- De Snoo, G.R. et P.J. De Wit. 1998. « Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41 : 112-118.
- Ellison, A.M. et B.L. Bedford. 1995. « Response of a wetland vascular plant community to disturbance: A simulation study ». *Ecological Applications*, 5 (1) : 109-123.
- Falardeau, I. et J. Morin. 2000. *La distribution spatiale des plantes émergentes des milieux humides du fleuve Saint-Laurent : Tronçon de Montréal à Trois-Rivières*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-106, 53 pages + annexes.
- Foster, D.R. et G. Motzkin. 2003. « Interpreting and conserving the open land habitats of coastal New England: Insights from landscape history ». *Forest Ecology and Management*, 185 : 127-150.
- Gaudet, C.L. et P.A. Keddy. 1988. « A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits ». *Nature*, 334 : 242-243.
- Green, E. K. et S.M. Galatowitsch. 2001. « Differences in wetland plant community establishment with additions of nitrate-N and invasive species (*Phalaris arundinacea* and *Typha glauca*) ». *Canadian Journal of Botany*, 79 : 170-178.
- Harris, S.W. et W.H. Marshall. 1963. « Ecology of water-level manipulations on a northern marsh ». *Ecology*, 44 : 331-343.
- Jacques, D. 1986. *Cartographie des terres humides et des milieux environnants du lac Saint-Pierre*. Denis Jacques Enr., pour la Corporation pour la mise en valeur du lac Saint-Pierre. VI, 70 f.; 6 réf. 69 pages.
- Jean, M., O. Champoux et J. Morin. 2001. *Impacts of Water Level Fluctuations on Wetlands: Repentigny to Trois-Rivières*. Présenté à la Commission mixte internationale, Montréal. 69 pages.
- Jean, M., M. D'Aoust, L. Gratton et A. Bouchard. 1992. *Impacts of Water Level Fluctuations on Wetlands: Lake Saint-Louis Case Study*. Présenté à la Commission mixte internationale, Étude sur les niveaux de référence, par l'Institut de recherche en biologie végétale, Montréal. 75 pages.
- Jongman, R.H.G., C.J.F. Ter Braak et O.F.R. Van Tongeren. 1995. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Reprint Edition*. Cambridge University Press, Cambridge. 299 pages.
- Jupp, B.P. et D.H.N. Spence. 1977. « Limitations of macrophytes in a eutrophic lake, Loch Leven. II Wave action, sediments and waterfowl grazing ». *Journal of Ecology*, 65 : 431-446.
- Keller, B.E.M. 2000. « Plant diversity in Lythrum, Phragmites, and Typha marshes, Massachusetts, U.S.A. ». *Wetlands Ecology and Management*, 8 : 391-401.
- Kobayashi, N., A.W. Raichle et T. Asano. 1993. « Wave attenuation by vegetation ». *Journal of Waterway, Port, Coastal and Ocean Engineering*, 119 : 30-48.
- Langlais, D. et Y. Bégin. 1993. « The effects of recent floods and geomorphic processes on red ash populations, upper St. Lawrence Estuary, Québec ». *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 37 : 525-538.
- Lamoureux, J.-P. 1971. « Étude écologique de quelques groupements ripariens de la région de Montréal ». Université Laval, Faculté de Foresterie et de Géodésie, Québec. Mémoire de maîtrise, 137 pages.
- Lauridsen T.L., E. Jeppesen et F. Østergaard Andersen. 1993. « Colonization of submerged macrophytes in shallow fish manipulated Lake Væng: Impact of sediment composition and waterfowl grazing ». *Aquatic Botany*, 46 : 1-15.
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle et G. Létourneau. 2003. « Exotic plant species of the St. Lawrence River wetlands: A spatial and historical analysis ». *Journal of Biogeography*, 30 : 537-549.
- Leck, M.A. 2003. « Seed-bank and vegetation development in a created tidal freshwater wetland on the Delaware River, Trenton, New Jersey, USA ». *Wetlands*, 23 (2) : 310-343.

- Létourneau, G. 2005. Communication personnelle. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent.
- Lorman J.G. et J.J. Magnuson. 1978. « The role of crayfish in aquatic systems ». *Fisheries*, 3 : 8-16.
- Madsen, J.D., P.A. Chambers, W.F. James, E.W. Koch et D.F. Westlake. 2001. « The interaction between water movement, sediment dynamics and submerged macrophytes ». *Hydrobiologia*, 444 : 71-84.
- Marks, M., B. Lapin et J. Randall. 1994. « *Phragmites australis* (*P. communis*): threats, management, and monitoring ». *Natural Areas Journal*, 14 : 285-294.
- Marie-Victorin (Frère), E. Rouleau, Luc Brouillet et collaborateurs. 1995. *Flore laurentienne. Troisième édition*. Gaëtan Morin Éditeur, Montréal, Québec. 1083 pages.
- Middleton, B.A. 2003. « Soil seed banks and the potential restoration of forested wetlands after farming ». *Journal of Applied Ecology*, 40 : 1025-1034.
- 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 du Québec, Direction de la recherche sur la faune. 156 pages.
- Morin, J. 2001. « Modélisation des facteurs abiotiques de l'écosystème fluvial du lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent ». Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique – Eau. Thèse de doctorat en Sciences de l'eau. 73 pages.
- Morin, J., M. Leclerc, Y. Secretan et P. Boudreau. 2000. « Integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling ». *Journal of Hydraulic Research*, 38 (3) : 163-172.
- Muscutt A.D., G.L. Harris, S.W. Bailey et D.B. Davies. 1993. « Buffer zones to improve water quality: A review of their potential use in UK agriculture ». *Agricultural Ecosystems and Environment*, 45 : 59-77.
- Nilsson, C. et P.A. Keddy. 1988. « Predictability of change in shoreline vegetation in a hydroelectric reservoir, Northern Sweden ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 : 1896-1904.
- Noordhuis, R., D.T. Van der Molen et M.S. Van den Berg. 2002. « Response of herbivorous water-birds to the return of Chara in Lake Veluwemeer, The Netherlands ». *Aquatic Botany*, 72 : 349-367.
- Odland, A. et R. del Moral. 2002. « Thirteen years of wetland vegetation succession following a permanent drawdown, Myrkdalen Lake, Norway ». *Plant Ecology*, 162 : 185-198.
- Osborne, L.L. et D.A. Kovacic. 1993. « Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management ». *Freshwater Biology*, 29 : 243-257.
- Petticrew, E.L. et J. Kalff. 1992. « Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49 : 2483-2489.
- Pilon, C., J.-M. Boisvert, D. Carrière, J. Champagne, P. Chevalier, D. Le Quere, V. Sicard et G. Sylvain. 1980. *Les îles du Saint-Laurent, de Boucherville à Contrecoeur : Environnement biophysique*. Université de Montréal, Centre de recherche écologique de Montréal. 292 pages.
- Rooney, N., J. Kalff et C. Habel. 2003. « The role of submerged macrophyte beds in phosphorus and sediment accumulation in Lake Memphremagog, Québec, Canada ». *Limnology and Oceanography*, 48 : 1927-1937.
- Sand-Jensen, K. 1998. « Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bedflow in lowland streams ». *Freshwater Biology*, 39 : 663-679.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, Londres. 357 pages.
- Ter Braak, C.J.F. 1986. « Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis ». *Ecology*, 67 (5) : 1167-1179.
- Ter Braak, C.J.F. 1987. « The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis ». *Vegetatio*, 68 : 69-77.
- Tessier, C. et P. Caron. 1981. *Cartographie écologique de la végétation de la rive nord du lac Saint-Pierre*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale des Trois-Rivières, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, ZAC Saint-Pierre. 24 pages.
- Timms R.M. et B. Moss. 1984. « Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing in the presence of zooplanktivorous fish in a shallow wetland ecosystem ». *Limnology and Oceanography*, 29 : 472-486.
- Toner, M. et P.A. Keddy. 1997. « River hydrology and riparian wetlands: A predictive model for ecological assembly ». *Ecological Applications*, 7 (1) : 236-246.
- Turgeon, K. et J. Morin. 2005. *Modelling Submerged Macrophytes Distribution: Evaluation of Models Transferability in Three St. Lawrence River Sections*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Scientific Report, SR-105, 61 pages.
- 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*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-104, 62 pages.
- Van der Valk, A.G., L. Squires et C.H. Welling. 1994. « Assessing the impacts of an increase in water level on wetland vegetation ». *Ecological Applications*, 4 (3) : 525-534.
- Weaver, M.J., J.J., Magnuson et M.K. Clayton. 1997. « Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 : 2277-89.
- Werner, E.E., J.F. Gilliam, D.J. Hall et G.G. Mittelbach. 1983. « An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish ». *Ecology*, 64 : 1525-99.
- Wetzel, R.G. et G.E. Likens. 1991. *Limnological Analyses. 2nd Edition*. Springer-Verlag, New York. 391 pages.
- Wilson, S.D. et P.A. Keddy. 1985. « Plant zonation on a shoreline gradient: Physiological response curves of component species ». *Journal of Ecology*, 73 : 851-860.

Chapitre 5

EFFETS DU RÉGIME HYDROLOGIQUE SUR LA DIVERSITÉ ET LA PRODUCTIVITÉ DES PLANTES

Christiane Hudon

Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur les écosystèmes fluviaux.

Introduction

Les divers types de plantes aquatiques (phytoplancton, périphyton, métaphyton, plantes vasculaires) du Saint-Laurent forment la base de la production du carbone qui alimente l'écosystème fluvial. Ces plantes fournissent de plus une structure physique à l'habitat de la faune aquatique. Chacun des grands types de plantes est typique d'un axe particulier de variation spatiale et temporelle, qui caractérise les compartiments pélagiques, benthiques ou de la plaine inondable (tableau 5.1). Les facteurs hydrologiques jouent un rôle de premier plan, puisque les conditions de débit affectent autant les processus longitudinaux (vitesse du courant et temps de résidence) que l'hétérogénéité spatiale (influence des tributaires) et les processus transversaux (débordement et échanges avec la plaine inondable et le milieu terrestre).

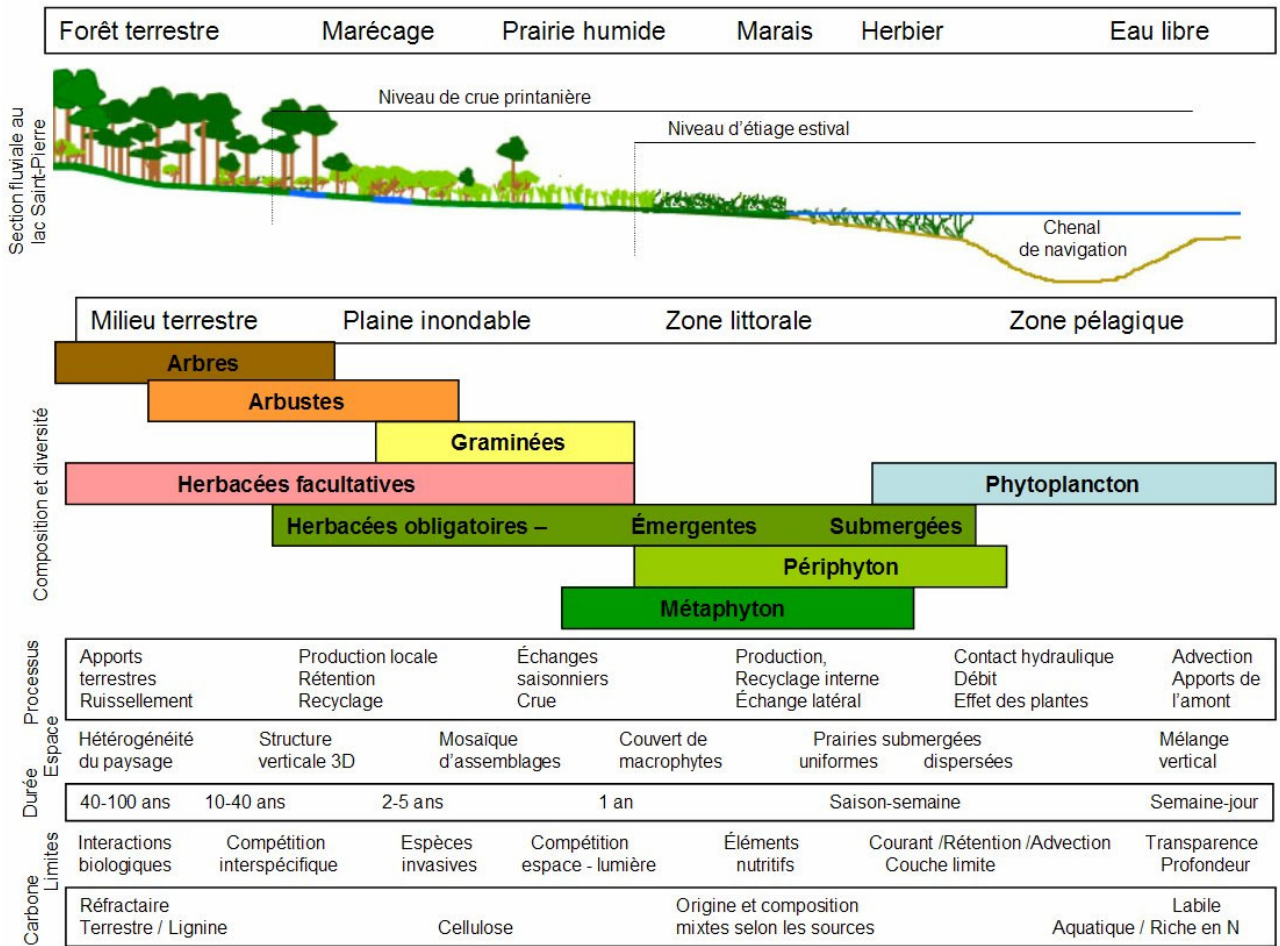
La figure 5.1 présente les principaux compartiments des producteurs primaires du Saint-Laurent, le long d'une section idéalisée d'un lac fluvial. Chacun des grands habitats est illustré, passant de l'eau libre jusqu'à la limite

supérieure de la plaine inondable, avec les principales communautés végétales qui y sont associées. Les types de producteurs primaires décrits dans ce chapitre sont caractéristiques de types particuliers d'habitats, quoiqu'il existe un certain chevauchement d'une zone à l'autre. Selon sa position dans la section du fleuve, chaque communauté est sujette à différents processus physiques qui déterminent ses conditions de croissance ainsi que la rétention ou l'exportation de la biomasse produite par les plantes. De ces facteurs découlent les échelles d'hétérogénéité spatiale et temporelle propres à chaque assemblage, les limites de la production biologique et la qualité du carbone produit dans chaque milieu.

D'un point de vue théorique, il est fondamental de comprendre les grands processus qui contrôlent la production de carbone dans les grands fleuves du monde parmi lesquels figure le Saint-Laurent. Cette connaissance devrait permettre de mieux orienter les interventions de gestion (régularisation des niveaux et des débits, utilisation des rives et du territoire, excavation du lit) dans une perspective de développement durable.

TABLEAU 5.1
Synthèse des relations entre les principaux axes de variations spatio-temporelles et les principaux mécanismes de contrôle des différents types de plantes en milieu fluvial

Axes principaux de variation	Compartiments	Sources de carbone et types de plantes	Mécanismes physiques	Facteurs contrôlant les plantes
Amont-aval	Pélagique	Plancton, périphyton détaché de son substrat, particules organiques détritiques	Dérive, advection, temps de résidence	Courant, intensité lumineuse, éléments nutritifs
Hétérogénéité spatiale (axe longitudinal et transversal)	Benthique	Plantes vasculaires submergées, périphyton et métaphyton	Épaisseur de la couche limite, friction et entrave du courant par les plantes	Espace, lumière, courant, éléments nutritifs, interactions biologiques : broutage, compétition
Latéral et transversal	Transition terrestre-aquatique, plaine inondable	Macrophytes émergentes, particules organiques détritiques	Inondation, connectivité, fragmentation du paysage, glaces	Pente du rivage, érosion, vagues, substrat, interactions biologiques : compétition



Remarque. – Le diagramme illustre la composition des principales communautés végétales (composition et diversité), les processus physiques (processus), l'échelle d'hétérogénéité spatiale (espace) et de réponse temporelle (durée), les limites de la productivité (limites) ainsi que la qualité du carbone (carbone) produit par chaque communauté.

Figure 5.1 Diagramme d'une section du Saint-Laurent montrant le gradient d'élévation entre le milieu terrestre et le chenal principal

D'un point de vue pratique, la connaissance des facteurs qui déterminent la production du carbone dans le Saint-Laurent fluvial est essentielle pour identifier les maillons critiques qui soutiennent la productivité animale, incluant les populations de vertébrés (poissons, sauvagine) sujettes à une exploitation sportive et commerciale. L'examen des informations existantes sur les producteurs primaires du Saint-Laurent permettra de faire le point sur les connaissances acquises. Enfin, à partir de la synthèse de ces informations, il sera possible d'identifier les grands enjeux de gestion pour le Saint-Laurent ainsi que les secteurs vers lesquels la recherche future devrait s'orienter.

État actuel des connaissances Axe amont-aval : le milieu pélagique et le plancton Biodiversité

Parmi les espèces de petite taille (2-20 µm de diamètre), 363 espèces d'algues planctoniques, périphytiques et ubiquistes ont été recensées dans le Saint-Laurent (Paquet *et al.*, 1998, tableau 5.2). Cette flore est dominée par une trentaine de taxons, principalement des Diatomées, des Chlorophycées et des Cryptophycées. Avec 208 taxons, la flore planctonique est de loin la plus riche, reflétant la diversité de l'origine des masses d'eau qui forment le Saint-Laurent.

TABLEAU 5.2
Nombre d'espèces appartenant à chaque famille d'algues recensées dans le Saint-Laurent, selon qu'elles vivent en suspension dans l'eau (plancton), attachées à un substrat (périphyton) ou présentes dans les deux milieux (ubiquistes)

Groupe	Plancton	Ubiquistes	Périphyton	TOTAL
Chlorophycées	94	29	16	139
Chrysophycées	36	1	4	41
Cryptophycées	11			11
Cyanophycées	25	16	5	46
Diatomées	18	22	62	102
Dinophycées	13			13
Euglénophycées	10		1	11
TOTAL	207	68	88	363

Source : Paquet *et al.*, 1998.

La composition spécifique des algues du Saint-Laurent reflète la diversité des habitats ainsi que l'origine des différentes masses d'eau qui le constituent. Ainsi, le phytoplancton provenant du lac Ontario se dégrade à mesure qu'il est entraîné vers l'aval et s'enrichit d'espèces typiques des tributaires et des lacs fluviaux. Les espèces lacustres sont progressivement remplacées par des espèces tolérantes aux conditions turbulentes, à la turbidité et à la baisse d'intensité lumineuse qui prévalent dans le chenal de navigation (Basu *et al.*, 2000a; Hudon *et al.*, 1996). L'examen du zooplancton révèle les mêmes tendances, avec le déclin rapide des microcrustacés (Copépodes, Cladocères) typiques du lac Ontario et leur remplacement par des Rotifères dans le tronçon fluvial (Basu *et al.*, 2000a). La richesse comparative du plancton des lacs fluviaux en périphyton, particulièrement les algues filamenteuses vertes, révèle l'enrichissement de ces milieux en éléments nutritifs et l'isolement hydraulique des zones littorales, surtout en été (Hudon *et al.*, 1996). En fonction des saisons, la composition du plancton fluvial est plus homogène au cours des périodes de fort débit et en l'absence de macrophytes aquatiques au printemps, ce qui souligne l'importance du régime hydrologique (temps de résidence et vitesse d'advection des masses d'eau) comme facteur de contrôle de cette communauté (Basu *et al.*, 2000b; Hudon *et al.*, 1996).

Biomasse

Dans les tributaires du Saint-Laurent, la biomasse du phytoplancton et du zooplancton est négativement reliée à la vitesse de transport des eaux et positivement reliée aux teneurs en phosphore total (pour le phytoplancton) et en chlorophylle (pour le zooplancton) (Basu et Pick, 1996). Dans le tronçon fluvial, où l'advection des eaux

est forte, la biomasse du phytoplancton est faible (chlorophylle *a* de < 1 à 4 µg/L), sans égard à la masse d'eau ou à l'influence des rejets urbains (Basu *et al.*, 2000a, 2000b; Blais, 2000; Hudon, 2000; Hudon *et al.*, 1996). Cela résulte de la combinaison de l'intensité lumineuse incidente, de la transparence de chaque masse d'eau et de sa profondeur moyenne.

Ainsi, la biomasse (chlorophylle *a*) du phytoplancton de la rivière des Outaouais, dont la profondeur est < 5 m, est plus grande que celle du plancton des eaux provenant du lac Ontario qui circulent dans le chenal de navigation (> 11 m) (Hudon, 2000; Blais, 2000). Pour la biomasse du phytoplancton, l'effet de la différence de profondeur moyenne des deux masses d'eau est plus important que leur différence de turbidité.

Dans les zones littorales, les conditions physiques et chimiques permettent la croissance et l'accumulation de biomasses plus importantes de phytoplancton; ces zones littorales sont particulièrement bien développées dans les lacs fluviaux. De plus, les régions littorales reçoivent les apports diffus de nombreux tributaires agricoles (Hudon et Sylvestre, 1998; Basu et Pick, 1996). Dans la partie sud du lac Saint-Pierre, l'effet combiné du ralentissement du courant, de la faible profondeur et de l'abondance de lumière et d'éléments nutritifs décuple la biomasse du phytoplancton (10 à > 20 µg/L) dans le panache des rivières Richelieu, Saint-François et Yamaska (Vis, 2004; Basu *et al.*, 2000b).

Productivité

Les valeurs moyennes de l'efficacité photosynthétique et de la capacité photosynthétique maximale obtenues pour le phytoplancton provenant des masses d'eau du lac

Ontario et de la rivière des Outaouais se rapprochent des valeurs rapportées dans d'autres études sur le phytoplancton en milieu tempéré (Vis, 2004; Blais, 2000; Forget, 2000). Il y a un lien positif entre la capacité photosynthétique maximale du phytoplancton provenant de ces deux masses d'eau et la température de l'eau, ce qui corrobore la relation bien connue entre ces deux variables.

Dans les eaux du Saint-Laurent, le régime lumineux se dégrade vers l'aval, coïncidant avec une diminution de la transparence, de la profondeur photique et de l'intensité lumineuse moyenne de la colonne d'eau. Cela se traduit par une diminution de la capacité photosynthétique maximale (facteur de 1,25) et une baisse de la productivité au mètre carré (facteur de 1,5), malgré l'accroissement de la biomasse du phytoplancton (facteur de 2,4) vers l'aval. Dans les eaux de la rivière des Outaouais, la luminosité est moins favorable que dans les eaux provenant du lac Ontario, mais ne change pas beaucoup vers l'aval; les paramètres photosynthétiques varient peu, et la productivité au mètre carré s'accroît (facteur de 1,5) avec l'augmentation de la biomasse (facteur de 1,7) vers l'aval. Pour l'ensemble des sites de mesure, c'est dans les eaux provenant des tributaires agricoles que les valeurs de biomasse et de productivité au mètre carré sont le plus élevées, à cause de la faible profondeur et malgré la grande turbidité.

Par ailleurs, les mesures des flux d'oxygène et de CO₂ au cours de la saison libre de glace révèlent que les rapports entre la production et la respiration sont constamment > 1 dans les eaux provenant du lac Ontario, tandis que ce rapport est égal à 1 (moyenne annuelle) dans les eaux provenant de la rivière des Outaouais (P/R < 1 lorsque le niveau est élevé, et les eaux, turbides, et > 1 en période d'étiage estival) (Blais, 2000).

Tendances temporelles

Dans le tronçon fluvial comme dans les lacs fluviaux, les variations saisonnières et interannuelles de la biomasse du phytoplancton sont peu marquées, n'affichant qu'une légère hausse au printemps et en automne. Cependant, en conditions de bas niveaux, la biomasse des algues filamenteuses (Vis, 2004) et la proportion des espèces d'algues susceptibles d'occasionner des goûts et des odeurs de terre dans l'eau potable (Hudon, 2000) augmentent substantiellement. Compte tenu de la plus haute fréquence des années de bas niveaux au cours de la dernière décennie, il est difficile de déterminer si la biomasse du phytoplancton montre une tendance temporelle quelconque.

Hétérogénéité spatiale du milieu benthique : périphyton, métaphyton et macrophytes vasculaires

En comparaison du compartiment pélagique, qui bénéficie d'une relative homogénéité, le compartiment benthique est fortement hétérogène, autant dans l'espace que dans le temps. En ordre croissant de taille et de complexité structurale, les producteurs primaires benthiques incluent les algues microscopiques attachées (périphyton), les algues filamenteuses (métaphyton) et les plantes vasculaires submergées (macrophytes). Bien qu'elles partagent certaines caractéristiques écophysiologicals communes, chaque type de plantes est traité séparément dans les paragraphes qui suivent.

Périphyton *Biodiversité*

Jusqu'à maintenant, 98 espèces typiquement périphytiques ont été identifiées dans le Saint-Laurent. Les diatomées figurent en plus grand nombre (62 taxons, tableau 5.2, Paquet *et al.*, 1998). De plus, 68 espèces ubiquistes peuvent se trouver dans les deux types de milieux (pélagique et benthique) : il peut s'agir d'espèces planctoniques qui se déposent au fond dans les secteurs calmes ou d'espèces périphytiques détachées de leur substrat par les vagues ou le courant. Si on la compare au plancton, la moins grande richesse spécifique du périphyton pourrait résulter du fait qu'il s'agit là d'une production d'origine locale surtout, reflétant les caractéristiques du milieu où elles croissent, plutôt que d'algues produites ailleurs en amont qui ont été entraînées par le courant.

Comme dans le cas du phytoplancton (voir la section précédente), la composition spécifique du périphyton (et particulièrement des diatomées) révèle la signature caractéristique des différentes masses d'eau qui contribuent au Saint-Laurent, en particulier durant l'été (Vis *et al.*, 1998a). C'est le cas, par exemple, de la Cyanobactérie filamenteuse, *Plectonema notatum*, adoptée comme indicateur de l'exposition aux effluents urbains en aval de la ville de Montréal (Vis *et al.*, 1998b). Dans les tributaires du fleuve sujets à un enrichissement agricole, les communautés de périphyton sont les plus diversifiées lorsque les concentrations de phosphore total sont inférieures à 20 µg/L (Chételat *et al.*, 1999). Contrairement à la composition spécifique, l'indice de diversité de Shannon-Weaver s'avère peu sensible aux différences entre les masses d'eau et ne permet pas de discerner les effets positifs de la diminution de phosphore total entre 1982 et 1994-1995 (Vis *et al.*, 1998a).

Biomasse et productivité

La forte hétérogénéité spatiale du périphyton en milieu naturel est bien connue et fait partie des caractéristiques qui compliquent l'évaluation quantitative et le suivi de ce groupe de producteurs primaires. Dans le Saint-Laurent, l'accumulation de biomasse périphytique subit une influence positive de l'intensité lumineuse et des teneurs en éléments nutritifs et une influence négative de la vitesse du courant (Gosselain *et al.*, 2004; Vis *et al.*, 1998a, 1998b). Ainsi, pour une masse d'eau donnée, la biomasse sera maximale dans les eaux claires, riches en phosphore, avec des courants faibles à modérés.

Les microalgues, les bactéries et les détritiques qui forment le périphyton représentent une source importante de nourriture pour les invertébrés benthiques, qui bénéficient par surcroît de la protection physique que procurent les plantes émergentes, les plantes submergées et les algues filamenteuses colonisées par cette communauté microscopique. Ainsi, au lac Saint-Pierre, la biomasse du périphyton croissant sur la tige des plantes émergentes (60 ± 22 µg de chlorophylle *a* par gramme de poids sec de plante) était nettement inférieure à celle croissant sur les plantes submergées (151 ± 25) et sur les algues filamenteuses (264 ± 81) (Tessier, 2003). Ces différents types de nourriture disponible (biomasse du périphyton) et de complexité structurale (type de plante servant de support) correspondaient à un accroissement de la biomasse des invertébrés sur les plantes émergentes (4 ± 1 mg d'invertébrés par gramme de poids sec de plante), les plantes submergées (43 ± 10) et les algues filamenteuses (73 ± 5) (Tessier, 2003). Bien que la même tendance ait persisté à tous les sites, on mesurait une variabilité appréciable de la biomasse du périphyton (facteur de 8) et des invertébrés (facteur de 2,5) entre les sites (masse d'eau). Par contre, la distribution des classes de tailles du périphyton et du microbenthos sur les bouées de navigation ne représentait pas un indicateur suffisamment sensible pour différencier les masses d'eau ou refléter la qualité des eaux dans la région montréalaise (Mercier *et al.*, 1999).

Il y a une relation positive entre les paramètres photosynthétiques et la biomasse du périphyton ($r^2 = 0,33 - 0,72$), avec un effet additionnel de la température et de l'intensité lumineuse *in situ* ($r^2 = 0,56 - 0,84$). La corrélation du taux de respiration nocturne avec les paramètres photosynthétiques ($r^2 = 0,30 - 0,76$) suggère en outre que le degré d'activité bactérienne dépend de l'intensité de la photosynthèse diurne par les algues, ce qui corrobore le couplage des processus d'autotrophie et d'hétérotrophie dans la matrice du périphyton (Vis *et al.*, 2006a). Les paramètres photosynthétiques (mesurés par unité de biomasse) du périphyton du Saint-Laurent occupent la même gamme de valeurs que dans d'autres types de

milieux aquatiques (lacs et ruisseaux) et de substrats (naturels et artificiels) (Vis *et al.*, 2006a).

Métaphyton Biodiversité

Le métaphyton occupe une place particulière parmi la flore benthique, parce qu'il s'agit d'algues microscopiques (volume cellulaire individuel $> 1000 \mu\text{m}^3$) qui forment des quantités de filaments suffisamment considérables pour être visibles à l'œil nu. Ce groupe comprend surtout des Chlorophycées (algues vertes) appartenant aux genres *Cladophora*, *Spirogyra*, *Hydrodictyon*, *Rhizoclonium*, *Ædogonium*, *Ulothrix* et *Zygnema* (Tessier, 2003; Paquet *et al.*, 1998), qui forment des masses pratiquement monospécifiques lors des épisodes de prolifération (Vis *et al.*, 2006b). Aux concentrations de phosphore total supérieures à $20 \mu\text{g/L}$, on note une diminution de la diversité du périphyton, qui est souvent dominé ($> 70\%$ de la biomasse totale) par des algues filamenteuses telles que *Cladophora* (Chlorophycée), *Auduinella* (Rhodophycée) et/ou *Melosira* (Bacillariophycée) (Chételat *et al.*, 1999). Depuis 1995, des algues filamenteuses du genre *Enteromorpha*, habituellement associées aux eaux saumâtres ou fortement minéralisées, ont été observées dans le Saint-Laurent (de Lafontaine et Costan, 2002) avec des épisodes de prolifération (Chantal Vis, communication personnelle). Ces algues possèdent une enveloppe de mucus qui empêche la colonisation des microalgues périphytiques, ce qui modifie leur qualité nutritive pour les brouteurs. En 2004-2005, on a observé la dominance de cyanobactéries filamenteuses (*Lyngbya* sp.) et coloniales (*Gleotrichia* sp.) colonisant une superficie de l'ordre de 20 km^2 au sud du lac Saint-Pierre. Ces algues potentiellement toxiques sont indicatrices de l'eutrophisation due aux apports excessifs d'éléments nutritifs par les rivières Richelieu, Yamaska et Saint-François. Cette découverte suscite de nombreuses questions quant aux effets, jusqu'ici qualifiés de locaux et mineurs, de l'enrichissement sur l'écosystème fluvial.

Abondance et productivité

Les algues filamenteuses prolifèrent surtout dans les milieux enrichis par des éléments nutritifs, où leur accumulation peut engendrer à l'occasion des biomasses spectaculaires et peu esthétiques. La dynamique de ces algues est fortement influencée par la combinaison des conditions climatiques chaudes et ensoleillées, alternant avec des périodes venteuses ainsi que des niveaux bas et des courants faibles, procédant selon une séquence caractéristique. Les filaments croissent d'abord attachés au fond ou sur les plantes submergées, surtout en milieu abrité et en eaux relativement peu profondes ($< 2 \text{ m}$). Au cours des périodes chaudes et ensoleillées, la photosynthèse intense produit des bulles d'oxygène qui sont emprisonnées dans la matrice de filaments submergés et

les détachent de leur substrat, les amenant à flotter à la surface. Ces masses de filaments flottants forment d'épais tapis qui monopolisent toute la lumière incidente et obscurcissent la colonne d'eau sous-jacente. Selon les conditions du milieu, ces tapis flottants disparaissent au cours des jours et semaines qui suivent, à la suite de leur dégradation sur place, de leur dispersion par le vent ou d'une hausse de niveau (pluie). L'élimination de la couverture d'algues flottant à la surface rétablit la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau, ce qui démarre le prochain cycle d'accroissement de biomasse.

Au lac Saint-Pierre, la prolifération des algues filamenteuses semble être particulièrement importante au cours des étés de bas niveaux : de fortes biomasses ont été observées en 1995, en 1999 (Hudon, observation personnelle) et en 2001, tandis qu'elles étaient pratiquement absentes en 2000 (Vis, 2004). Ainsi, entre 2000 et 2001, la biomasse d'algues filamenteuses est passée de 0,04 à 1,26 g de poids sec au mètre carré (Vis *et al.*, 2006b). En 2001, les algues filamenteuses représentaient au lac Saint-Pierre une biomasse sèche moyenne de 74 g au mètre carré (min.-max., 1-201), soit 250 mg de chlorophylle *a* au mètre carré (min.-max., 16-1074), correspondant à une production de l'ordre de 1900 t C par année ou de 6 g C au mètre carré par année (Vis, 2004).

Macrophytes submergées

Biodiversité

Les plantes vasculaires communément observées dans le Saint-Laurent regroupent une vingtaine d'espèces submergées enracinées (*Vallisneria americana*, *Potamogeton* spp., *Myriophyllum* spp., *Elodea* spp.) et une dizaine d'espèces flottantes, enracinées ou non (*Nymphaea* spp., *Nuphar* spp., *Lemna* spp., *Ceratophyllum demersum*) (Hudon *et al.*, 2004). De plus, certaines algues appartenant à la famille des Characées (*Chara* spp. et *Nitella* spp.) sont de taille suffisamment grande pour être évaluées avec les plantes vasculaires. À part les Characées, qui préfèrent les eaux plus minéralisées provenant du lac Ontario, on note peu de spécificité dans la composition des plantes submergées en fonction des masses d'eau présentes dans le Saint-Laurent.

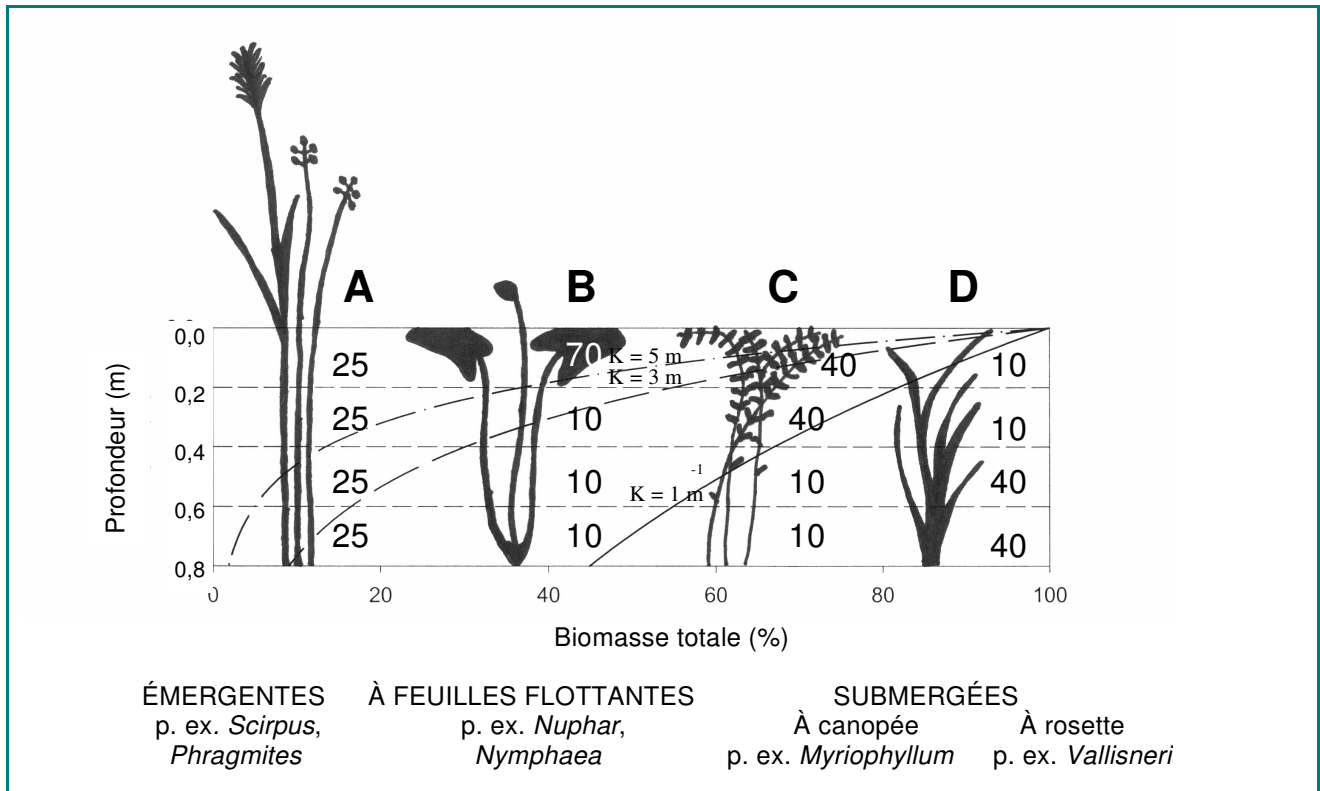
La diversité des formes de croissance des plantes submergées apporte un élément d'hétérogénéité additionnel dans l'architecture de la communauté et détermine la structure à trois dimensions des habitats pour la faune aquatique (figure 5.2). Les trois types de formes de croissance des plantes submergées diffèrent de l'architecture des plantes émergentes, dont la biomasse se répartit également avec la profondeur (figure 5.2A). Certaines plantes submergées forment des rosettes de feuilles linéaires qui offrent peu de résistance au courant et qui

tolèrent les faibles intensités lumineuses (*Vallisneria americana*, formes submergées de *Butomus umbellatus* et *Alisma plantago-aquatica*), pour lesquelles la majeure partie de la biomasse est située près du fond (figure 5.2D). D'autres taxons (*Myriophyllum* spp., *Elodea* spp., *Potamogeton* spp.) forment un couvert qui s'élève au-dessus des plantes précédentes, permettant d'accroître la proportion de la biomasse près de la surface et d'accaparer plus efficacement la lumière (figure 5.2C). Les plantes flottantes poussent cette capacité un peu plus loin en étendant leur biomasse jusqu'à la surface de l'eau (figure 5.2B). Cependant, le monopole de la lumière est surtout possible en conditions abritées, puisque ces deux dernières formes de croissances sont peu résistantes au courant.

Biomasse et productivité

La biomasse sèche produite annuellement par les herbiers submergés du Saint-Laurent entre le lac Saint-Louis et le lac Saint-Pierre a été évaluée à près de 108 000 t, dont 75 % proviennent du lac Saint-Pierre (Hudon, 1997). La biomasse produite est principalement influencée par l'exposition (fetch du vent, exposition aux vagues, courants) et l'intensité lumineuse (turbidité, profondeur, coefficient d'extinction), qui affectent l'architecture de la communauté et la densité des plantes, dont la biomasse sèche va de 50 à > 500 g au mètre carré (Hudon *et al.*, 2000b). Les biomasses les plus importantes (> 1 kg au mètre carré) ont été observées sur les hauts fonds situés en marge du chenal de la voie maritime (à Boucherville et dans les trois lacs fluviaux), dans les eaux provenant du lac Ontario, dont la grande transparence et le courant modéré permettaient le développement de peuplements denses de *Myriophyllum* spp., de *Stuckenia pectinata* ou d'*Elodea* spp., dont le couvert peut obstruer une colonne d'eau de plus de 2 m de profondeur.

En milieu fluvial, le développement des plantes vasculaires submergées associées au fond (benthiques) est déterminé par la combinaison de la luminosité, du courant et des teneurs en éléments nutritifs qui, à leur tour, sont fortement dépendants des conditions de débit (niveau et profondeur) (Hudon *et al.*, 2004). L'intensité lumineuse au fond de l'eau résulte de la profondeur, de la clarté de l'eau ainsi que de la biomasse des plantes, qui produit un effet d'ombrage sur les plantes déjà en place. Plusieurs modèles empiriques permettent de prédire la distribution et la biomasse des plantes émergentes et submergées à partir des variables physiques, dont la performance peut être comparée aux méthodes utilisant la télédétection (plantes émergentes) et l'échosondage (plantes submergées) (Vis *et al.*, 2000).



Source : Vis, 2004.

Remarque. – Le coefficient d'atténuation lumineuse (K par mètre) résultant de l'ombrage causé par la biomasse des macrophytes est aussi indiqué.

Figure 5.2 Diagramme montrant la répartition verticale de la biomasse verte (en pourcentage de la biomasse totale) de divers types de macrophytes submergées pour des strates de profondeur équivalentes de 20 cm

Divers types de modèles mathématiques (régressions polynomiales, régressions multiples, modèles hiérarchiques binaires) ont été proposés pour évaluer la biomasse des herbiers du Saint-Laurent à partir de différentes combinaisons de facteurs physiques (Vis, 2004; Hudon, 2003; Hudon *et al.*, 2000a, 2000b; Hudon, 1997). Ces modèles convergent tous vers un petit sous-ensemble de variables physiques, révélant la diminution de la biomasse avec l'exposition au vent et aux vagues et son accroissement avec la hausse de l'intensité lumineuse ambiante.

Des études empiriques à l'aide de séries temporelles révèlent en outre que les conditions hydrologiques, notamment les conditions de niveau et de débit du Saint-Laurent, exercent une influence prépondérante sur toutes les conditions environnementales qui affectent la croissance des plantes : il y a une corrélation positive du niveau moyen de l'eau avec la profondeur moyenne et la vitesse du courant et une corrélation négative avec la turbidité, la transparence et la température moyenne de l'eau (Hudon *et al.*, 2003a). Ainsi, en conditions de bas

niveau, la productivité des herbiers submergés devrait être plus importante en raison de la diminution de la profondeur moyenne, de la turbidité, de la vitesse du courant et de la hausse de la température de l'eau et de l'intensité lumineuse atteignant le fond. D'autres facteurs tels que l'exondation, l'abrasion et/ou le gel des racines réduisent la biomasse des plantes submergées au cours des saisons subséquentes (Hudon, 2004a, 1997).

La transposition de ces variables dans un système d'information géographique révèle que la biomasse sèche des herbiers s'accroîtrait de 56 g au mètre carré en conditions de haut niveau moyen à long terme à 84 g au mètre carré en conditions de bas niveau moyen estival (scénario 1) (facteur de 1,50) au lac Saint-Pierre (Vis, 2004). Ces deux scénarios correspondent à des biomasses totales de 11 000 à 13 000 t produites annuellement, soit à un accroissement par un facteur de 1,15. L'inclusion de la distribution spatiale de la biomasse des herbiers en fonction de la diminution du niveau moyen dans les lacs Saint-Louis (Bibeault *et al.*, 2004) et Saint-Pierre (Vis, 2004) révèle en outre que la biomasse totale des herbiers

varie en fonction du niveau selon une courbe convexe : la biomasse est maximale aux valeurs intermédiaires de niveau et minimale quand les niveaux sont très hauts (grande profondeur) ou très bas (diminution de la superficie mouillée et changement de distribution des masses d'eau). Lors de la baisse de niveau, l'accroissement de la biomasse au mètre carré est contrebalancé par la diminution de la superficie mouillée et le changement dans la distribution des masses d'eau, résultant en une hausse modeste de biomasse totale (Vis, 2004; Bibeault *et al.*, 2004).

Les herbiers submergés représentent un habitat important pour la faune, soutenant une biomasse de macrozooplancton neuf fois plus élevée (moyenne de 180 µg/L) dans les herbiers denses que dans les herbiers peu denses et l'eau libre (moyenne de 20 µg/L) (Basu *et al.*, 2000b). Selon les conditions climatiques et hydrologiques, cette production littorale peut être retenue et utilisée localement dans les lacs fluviaux ou exportée vers l'aval (Basu *et al.*, 2000b; Hudon *et al.*, 1996).

Axe latéral-transversal : les écosystèmes riverains et les macrophytes émergentes

Les milieux humides de la plaine inondable sont situés dans la frange de rivage qui forme la transition entre les secteurs constamment submergés (herbiers aquatiques) et les secteurs constamment hors de l'eau (terrestres), selon la séquence typique des marais profonds et peu profonds, vasières, prairies humides, marécages arbustifs et arborés. Les variations saisonnières de niveau (crue printanière), le relief (pente) du littoral et l'utilisation des rives (empiétement, artificialisation) conditionnent l'importance de cette zone ainsi que son degré de connexion avec le lit principal du fleuve. La fréquence, l'amplitude, le cycle saisonnier et la durée des crues déterminent les caractéristiques de la végétation riveraine, qui définit à son tour la qualité des habitats pour la faune aquatique et riveraine.

Biodiversité

Les principales communautés végétales peuplant les rives et la plaine inondable du Saint-Laurent comprennent plus de 300 espèces d'herbacées, une quarantaine d'espèces d'arbustes et une trentaine d'espèces d'arbres (Jean *et al.*, 2002). L'association des espèces en assemblages distincts, dominés par un petit nombre d'espèces indicatrices, permet d'identifier une cinquantaine de

communautés végétales qui occupent les rives du Saint-Laurent, dont une trentaine dans la section fluviale et se retrouvant entre les herbiers aquatiques et les prairies humides (Hudon *et al.*, 2003; Jean *et al.*, 2002). En raison de leur présence obligatoire ou facultative dans les milieux humides, la composition spécifique des plantes vasculaires offre un puissant outil de diagnostic pour la définition de la ligne de rivage (Gratton *et al.*, 1998) et de la plaine inondable (Bouchard, 2003). Selon une progression allant de « inondé en permanence » à « généralement sec », la diversité spécifique maximale est trouvée le plus souvent dans les sols saturés d'eau, juste au-dessus de la ligne des eaux de fin d'été (Hudon, 2004a; Hudon *et al.*, 2004).

À l'échelle du paysage, la structure à trois dimensions (hauteur et densité du couvert des strates herbacées, arbustives et arborescentes), la présence de marelles, l'hétérogénéité des types de végétation à échelle intermédiaire (100 m) constituent des éléments importants de diversité structurelle qui définissent la qualité des habitats pour l'avifaune (voir le chapitre 8) et les mammifères (voir le chapitre 9). Selon la taille, la mobilité et les besoins d'espace de chaque espèce de faune aquatique et palustre, les éléments de diversité structurelle des habitats que constituent les plantes se manifestent à diverses échelles spatiales.

Abondance et productivité

Les milieux humides du Saint-Laurent occupaient en 1990-1991 une superficie de l'ordre de 200 km², dont 76 % situés au lac Saint-Pierre (Jean *et al.*, 2002, tableau 5.3). Les bas (44 km²) et les hauts (109 km²) marais (prairies humides) constituent ensemble 75 % de la superficie totale, avec une représentation moins importante des marécages arbustifs (14 km²) et arborés (37 km²); ces derniers habitats sont particulièrement menacés par les activités humaines, l'empiétement, le déboisement et l'aménagement des rives.

Les communautés végétales herbacées affichent une très grande plasticité interannuelle, puisqu'elles régénèrent complètement leurs parties vertes chaque année, en réponse aux conditions environnementales. Les variations des niveaux d'eau de l'année en cours et de l'année précédente exercent des effets majeurs sur les communautés végétales (Hudon *et al.*, 2005b) : une baisse de niveau transforme un herbier en vasière et un marais en prairie humide (figure 5.3).

TABLEAU 5.3
Répartition et superficie des types de milieux humides selon leur localisation,
estimées à partir de la cartographie de 1990-1991

Localisation	Superficie (ha)				TOTAL
	Bas marais	Haut marais	Marécage arbustif	Marécage arboré	
Lac Saint-François	322,1	1 268,6	447,3	450,6	2 488,6
Lac Saint-Louis	117,0	488,0	61,0	184,0	850,0
Boucherville	8,1	343,2	38,5	17,1	406,9
Contrecoeur	259,7	801,2	12,3	52,8	1 126,0
Lac Saint-Pierre	3 700,1	7 962,4	865,0	2 962,8	15 490,3
TOTAL	4 407,0	10 863,4	1 424,1	3 667,3	20 361,8

Source : Adapté de Jean *et al.*, 2002.

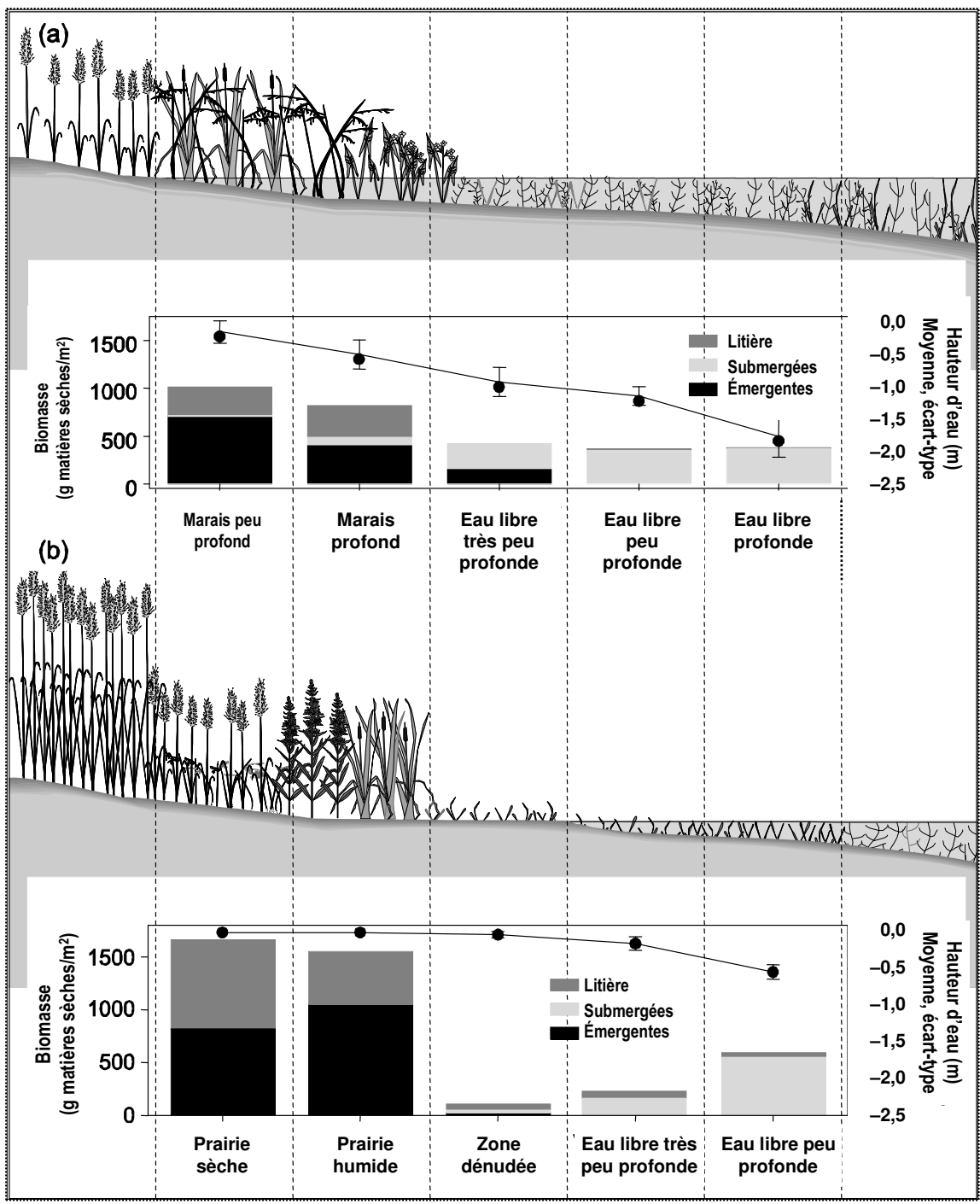
Importance relative des producteurs primaires du Saint-Laurent, en fonction des variations des niveaux d'eau

La production primaire des macrophytes, de l'épiphyton et du phytoplancton a été évaluée au lac Saint-Pierre en 2000 et 2001. Ces deux années correspondent respectivement à des conditions de niveau moyen (à long terme) et bas (baisse de 0,6 m). Même si les milieux humides ne couvraient qu'environ 15 % de la surface totale, les macrophytes émergentes de cet habitat représentaient approximativement la moitié de la biomasse totale, tandis que les algues contribuaient pour moins de 20 % à la production. Dans les eaux libres du centre du lac, la production des algues phytoplanctoniques et périphytiques était très importante, avec une contribution plus faible des macrophytes submergées (24-30 %). À l'échelle du lac, la production moyenne annuelle en 2000 et 2001 (respectivement) variait de 78 à 94 g C au mètre carré par année, incluant 32-35 g C au mètre carré par année pour les macrophytes, 18-16 g C au mètre carré par année pour le périphyton et 28-43 g C au mètre carré par année pour le phytoplancton. La production des macrophytes émergentes était influencée par le niveau d'eau, tandis que l'exposition au vent et aux vagues avait plus d'influence sur la productivité des plantes submergées. La productivité des algues épiphytiques était surtout déterminée par la disponibilité des macrophytes sur lesquelles elles pouvaient s'attacher, alors que la productivité du phytoplancton était déterminée par les apports provenant des tributaires. Une baisse de 0,6 m de niveau moyen annuel entre 2000 et 2001 a généré une diminution de 50 % de la superficie des marais, un accroissement de 60 % de la production de phytoplancton en eau libre et un accroissement de 20 % de la production totale de carbone (environ 5000 t) au lac Saint-Pierre. Les changements dans l'importance relative des compartiments entre les années atteignaient cependant moins de 10 %. Cet exercice fait ressortir la complexité des interactions du milieu physique et de la productivité de chaque type de plante aquatique.

Source : Vis, 2004.

La présence de propagules (racines, rhizomes, graines, turions, boutures) dispersées sur une très grande gamme d'élévations du littoral permet à différentes espèces de s'exprimer ou de rester en dormance selon que les conditions hydrologiques (durée et profondeur d'inondation) propices à leur germination sont atteintes, ou non,

pour une année donnée (Hudon, 1997). Cette plasticité engendre la variabilité du paysage d'une année à l'autre, permettant d'observer différents types d'habitats sur un même site, selon les conditions hydrologiques (Hudon *et al.*, 2005b).



Source : Hudon, 2004a.

Remarque. – La biomasse totale de chaque strate inclut la biomasse verte des plantes émergentes (noir), des plantes submergées (gris clair) et de litière morte (gris foncé).

Figure 5.3 Diagramme faisant ressortir la zonation des types de végétation littorale et leur biomasse en conditions (a) de niveau moyen et (b) d'une baisse de niveau moyen de 0,5 m

L'élévation par rapport au niveau moyen de juillet, la profondeur et la durée d'inondation ainsi que la variabilité du niveau sont les principaux facteurs hydrologiques qui exercent une influence sur les peuplements des plantes herbacées (hauts et bas marais). Selon sa position dans le gradient d'élévation du littoral, la composition spécifique et la densité, la biomasse sèche des parties aériennes des communautés herbacées varie de < 100 g au mètre carré (vasières dénudées) à 200-700 g au mètre carré (bas marais) et à 1000-2000 g au mètre carré (haut marais) (Hudon, 2004a, 2002; Hudon et Lalonde, 1998; Hudon, 1997). La baisse de niveau engendre un accroissement de la biomasse moyenne des marais et des herbiers peu profonds, mais une diminution de la biomasse des herbiers exondés (Hudon, 2004a). On note une étroite correspondance entre la biomasse végétale, la densité des tiges et le pourcentage de recouvrement, ce qui permet d'établir la valeur des principales communautés végétales comme frayères pour le brochet (voir le chapitre 7).

En comparaison, les communautés marécageuses, formées de plantes ligneuses (arbres et arbustes) répondent plus lentement aux variations hydrologiques, affichant des réponses tardives dans l'apparition (croissance) et la disparition (décroissance) des peuplements de l'ordre de plusieurs années (arbustes) à plusieurs décennies (arbres). Par exemple, le dépérissement des marécages arborés des îles de la Paix (lac Saint-Louis) est survenu après plusieurs années consécutives d'inondations (période de hauts niveaux de 1972 à 1976), mais n'a été perceptible que plusieurs années plus tard (Jean *et al.*, 1992).

Les marécages sont particulièrement vulnérables aux perturbations anthropiques (remblaiement, feu, coupes), étant donné qu'ils se situent à l'extrémité supérieure du gradient des milieux humides vers la zone terrestre. De plus, les marécages sont sujets à des interactions biologiques complexes (compétition à l'intérieur d'une même espèce et entre espèces) (Jean et Bouchard, 1991). Ainsi, aux îles de la Paix, les marécages présents dans les années 1970 ont été remplacés dans les années 1990 par une prairie humide dominée par la graminée envahissante *Phalaris arundinacea* qui semble entraver la recolonisation des arbustes et des arbres dans ce secteur (Martin Jean, communication personnelle).

Tendances temporelles

En raison de leur temps de réponse rapide (un à deux ans) à la suite de la régénération annuelle de leurs parties aériennes, les variations temporelles de superficie des hauts et bas marais suivent étroitement les variations interannuelles des niveaux d'eau. L'examen de photographies aériennes et d'images Landsat (Lalonde et Létourneau, 1996), prises au cours des dernières

décennies, montre une relation inverse entre la superficie de la baie du Febvre (lac Saint-Pierre), occupée par des marais, et le niveau annuel moyen durant la saison de croissance (Hudon, 1997) : les hauts et bas marais occupaient près de 40 % de la baie au cours des bas niveaux (1965), mais moins de 5 % de la superficie dans les années de hauts niveaux (1976). Cette relation a été confirmée pour l'ensemble du lac Saint-Pierre par les données acquises sur le terrain entre 1999 et 2002 (Hudon *et al.*, 2004) et par un modèle prédictif de la distribution des communautés herbacées du bas et du haut marais (Hudon *et al.*, 2005b). Les conditions hydrologiques des 10 dernières années favorisaient l'accroissement des peuplements de plantes émergentes denses composées d'espèces robustes et agressives, suggérant la fermeture progressive des marais et leur assèchement. Cette même évolution a été observée dans les marais de Boucherville (Hudon, 2004a).

Les communautés de marécage situées à la limite supérieure de la plaine inondable sont particulièrement vulnérables aux interventions humaines (Jean et Bouchard, 1991; Bouchard, 2003). Dans la grande région montréalaise, près de 80 % des milieux humides présents il y a 400 ans ont été perdus, en raison des activités humaines (Kessel-Taylor, 1984). De plus, l'examen des superficies de marécages au lac Saint-Pierre (Sorel-Trois-Rivières) entre 1931 et 1997 révèle par endroits l'assèchement progressif des milieux humides et leur transformation en milieux moins humides (Jean *et al.*, 2002). Par exemple, des marais se sont transformés en marécages, et des marécages arborés ont été colonisés par des espèces qui tolèrent des conditions plus sèches, deux phénomènes explicables par la diminution de l'amplitude et de la durée des crues au lac Saint-Pierre depuis les dernières décennies.

Menaces et enjeux Biodiversité globale

Plusieurs processus modulent la biodiversité des communautés végétales d'eau douce du Saint-Laurent, qui représentent des milieux en constante évolution. Parmi ceux-ci, on compte la sélection d'espèces résistantes au stress, l'introduction d'espèces non indigènes, la modification d'aires de distribution naturelles et l'envahissement du territoire par des espèces agressives (exotiques ou non).

La diversité globale est affectée par les changements naturels de l'aire de distribution des espèces, située dans les régions périphériques, qui représentent le processus écologique normal d'introduction (et de disparition) d'espèces sur plusieurs décennies. Le climat et ses variations jouent un rôle déterminant pour la distribution des espèces végétales. Les espèces croissant dans les bassins

adjacents au climat plus tempéré que le nôtre, notamment celles provenant du bassin du Mississippi et de l'Hudson, seront donc plus susceptibles de coloniser les rives du Saint-Laurent.

En termes plus généraux, la diversité des peuplements est affectée par les perturbations de l'écosystème telles que la présence de glaces, l'apport d'éléments nutritifs et l'inondation. Selon l'hypothèse de la perturbation intermédiaire (*intermediate disturbance hypothesis*), la diversité d'un écosystème est accrue lorsqu'il est périodiquement sujet à des perturbations modérées. Cependant, la diversité se trouve réduite si les perturbations sont trop intenses, trop fréquentes ou imprévisibles, auquel cas elles engendrent l'élimination des espèces sensibles au profit des seules espèces résistantes. Par exemple, les marécages arborés sont dominés par certaines espèces d'arbres (Érable argenté, Frêne de Pennsylvanie) typiques, qui tolèrent l'inondation mieux que d'autres espèces plus terrestres (Érable à sucre), mais qui seront éliminées à leur tour si l'inondation est trop prolongée. Plusieurs graminées plus résistantes aux conditions sèches, tels le Phalaris roseau et le Phragmite commun, ont proliféré dans les prairies humides du Saint-Laurent depuis la diminution de l'amplitude des crues printanières (Hudon *et al.*, 2005a; Lavoie *et al.*, 2003). La présence accrue de certaines espèces de plantes submergées telles que *Stuckenia pectinata* et *Potamogeton crispus*, tolérantes aux conditions eutrophes, au détriment d'autres espèces indigènes est un autre exemple de ce type de sélection.

L'excavation du lit du fleuve et des tributaires du bassin

Depuis la colonisation européenne, et particulièrement au cours du XX^e siècle, le lit du fleuve a été considérablement modifié, pour permettre le passage de navires sans cesse plus gros dans le chenal de navigation. Entre 1854 et 2001, la profondeur du chenal de navigation au lac Saint-Pierre a plus que doublé (4,9 à 11,3 m), et sa largeur, triplé (75 à 245 m), accroissant de 750 % la section du fleuve où se concentre le débit. Les changements historiques sont particulièrement importants au lac Saint-Pierre, où les modifications cumulatives depuis 150 ans ont, selon toute vraisemblance, considérablement modifié la circulation de l'eau, particulièrement le long des rives (Morin et Côté, 2003). Avec les changements climatiques, l'accroissement de la fréquence des épisodes de bas niveau pourrait intensifier la pression de dragage du chenal de navigation pour conserver la profondeur nécessaire à la navigation, réduisant encore l'amplitude des crues ainsi que la circulation de l'eau le long des rives.

Par ailleurs, la pratique agricole de « rectification » des ruisseaux du bassin de plusieurs tributaires du fleuve accentue l'érosion et accélère le drainage des terres lors d'épisodes de pluie intense. La modification du réseau de drainage accroît l'amplitude, mais réduit la durée des crues lors de la fonte des neiges ou d'épisodes de pluie intense, modifiant ainsi la superficie et la durée d'inondation des rives. Les conséquences biologiques de la réduction de la durée de la crue printanière incluent la diminution de la survie des œufs et des larves de poissons (voir le chapitre 7). D'autre part, l'accroissement rapide des niveaux à la suite d'épisodes de pluie intense risque d'envoyer le nid des oiseaux nichant au sol et occasionne la perte des couvées, même si la hausse de niveau est de courte durée (voir le chapitre 8).

La régularisation et les barrages

Le débit des eaux sortant du lac Ontario est régularisé depuis 1960 par le plan 1958D (avec déviations), dont l'effet est de diminuer l'amplitude des crues (pour minimiser les inondations des riverains) et d'accroître le niveau de l'eau du Saint-Laurent en période d'étiage (pour assurer la navigation commerciale et la production d'hydroélectricité) (Carpentier, 2003). La Commission mixte internationale (CMI) a récemment complété une étude visant à réviser le plan de régularisation, pour tenir compte de l'environnement et des intérêts des plaisanciers, en plus de ceux dont on tenait déjà compte historiquement (CMI, 2005). Les études environnementales montrent que pour le Saint-Laurent, tout comme pour d'autres grands fleuves (Rosenberg *et al.*, 1997; Prowse et Conly, 1996; Dynesius et Nillson, 1994), la santé des milieux humides et des habitats fauniques requiert la conservation d'un cycle hydrologique dont les variations saisonnières et interannuelles (amplitude, durée, saisonnalité, fréquence, taux de changement et séquence interannuelle), se rapprochent le plus possible des conditions naturelles. Cependant, si la réduction chronique de niveaux anticipée par les scénarios de changements climatiques se matérialise, les pressions accrues pour emmagasiner l'eau dans le lac Ontario afin de maintenir les débits d'étiage auront pour effet de stabiliser davantage le niveau en diminuant l'écart entre les niveaux de printemps et d'été. Par ailleurs, les périodes de bas niveaux facilitent l'empiétement sur la plaine inondable et les rives, résultant en une demande accrue des riverains pour un plus grand contrôle des crues afin d'éviter les inondations lorsque les niveaux retournent à la normale.

Changements climatiques

On possède de nombreuses indications que le climat du bassin Grands Lacs–Saint-Laurent est en évolution : les hivers deviennent plus courts, la température moyenne annuelle s'accroît, la durée de la couverture de glace diminue, et les épisodes de pluie intense deviennent plus

fréquents (Kling *et al.*, 2003). Le climat constitue un enjeu central pour l'avenir du Saint-Laurent, puisqu'il détermine la quantité d'eau présente dans le bassin Grands Lacs–Saint-Laurent, pour lequel on anticipe une baisse de niveau moyen annuel de l'ordre de 1,25 m à Montréal vers 2030 (Mortsch *et al.*, 2000). L'accroissement de la température moyenne de l'eau (Hudon *et al.*, 2003b), la réduction de la période hivernale et les changements de l'amplitude, de la fréquence et de la saisonnalité des crues, des étiages et des événements extrêmes affecteront l'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques qui définissent les écosystèmes fluviaux (Bibeault *et al.*, 2004). De plus, l'adaptation des êtres humains aux variations climatiques exerce une multitude d'effets additionnels indirects, avec des impacts cumulatifs importants sur les écosystèmes aquatiques (Schindler, 2001), y compris sur le Saint-Laurent (Hudon, 2004b).

Impacts cumulatifs

La somme des interventions humaines qui ont eu lieu depuis la colonisation européenne des rives du Saint-Laurent a engendré des modifications importantes à l'échelle de l'écosystème.

Un premier type d'effet cumulatif, de nature physique, regroupe des activités comme l'artificialisation, l'empiètement et l'érosion des rives et le dragage, qui s'additionnent au fil des années et peuvent être quantifiées par une comparaison avec les conditions historiques avant la colonisation.

Un second type d'impact cumulatif, de nature biologique, comprend l'évolution continue de la composition spécifique et de la productivité des écosystèmes aquatiques dans le temps, en réponse aux conditions environnementales naturelles et/ou aux activités humaines.

Enfin, un troisième type d'impact cumulatif englobe la combinaison des effets physiques et biologiques, avec des effets rétroactifs entre les différentes composantes. Par exemple, les nombreuses modifications structurales au lit et aux rives du fleuve (canalisation, réservoirs, dépôts de dragage) concentrent le courant dans le chenal principal. La régularisation du niveau et le contrôle de la glace ont réduit l'amplitude et la durée des crues. En conjonction avec les apports d'éléments nutritifs en rive, la diminution du courant favorise la prolifération de plantes aquatiques submergées, qui entravent davantage le courant et favorisent la sédimentation accrue des particules. L'ensemble de ces modifications diminue la puissance hydraulique du fleuve et réduit sa capacité à transporter les particules vers l'aval. Un effet de rétroaction s'installe à la longue entre ces éléments, accentuant l'isolation hydrologique des zones littorales, moins fréquemment inondées, plus stagnantes, plus facilement colmatées par

les plantes denses, et finalement, devenant de moins en moins humides. Par exemple, les bas niveaux de 1995 ont permis à des colonies denses de saules et de phragmites de coloniser le lit du fleuve à l'embouchure du delta Yamaska–Saint-François (sud-ouest du lac Saint-Pierre), sur une bande de terres émergentes qui a poussé la ligne de rivage par près de 2 km vers le centre du lac (Hudon, observations personnelles). On peut vraisemblablement anticiper que ce changement de configuration, en apparence mineur, aura des effets importants sur la dynamique future des secteurs situés directement en aval, puisqu'ils sont rendus plus stagnants par la présence de cette zone nouvellement consolidée et progressivement asséchée par la végétation qui s'y est installée.

Perspectives écosystémiques et tendances

Besoins de connaissances

Qualité des habitats riverains pour la faune aquatique

Il existe peu d'information quantitative sur la combinaison des facteurs critiques qui engendrent l'hypoxie nocturne des habitats riverains du Saint-Laurent, laquelle représente une conséquence néfaste de leur productivité excessive. Les conditions propices à ce genre de problèmes sont particulièrement susceptibles de se produire lorsque les plantes submergées et les algues prolifèrent dans les zones littorales, en conditions de bas niveaux et de forte température de l'eau – toutes conditions associées aux changements climatiques. La superficie d'habitat propice à la faune aquatique pourrait ainsi se trouver sévèrement réduite, engendrant une diminution de croissance, voire des mortalités massives de poissons à l'occasion. Une réduction des teneurs en oxygène résultant d'une chute rapide de niveau au cours d'une période de canicule avait d'ailleurs été invoquée pour expliquer la mortalité massive de carpes au cours de leur période de fraie dans les herbiers peu profonds du Saint-Laurent au printemps 2001.

Les effets néfastes de la prolifération de certaines espèces végétales émergentes (Phalaris roseau, Phragmite commun, Salicaire pourpre), submergées (Myriophylle à épi, Potamot pectiné) et des algues macroscopiques (chlorophycées filamenteuses et cyanobactéries) sur la diversité des communautés et la qualité des habitats pour la faune avienne et piscicole sont souvent invoqués dans la documentation, mais restent très mal quantifiés. Notons que la prolifération de plusieurs de ces espèces résulte de la surabondance des éléments nutritifs, qui accroît la vulnérabilité de l'écosystème à l'invasion par de nouvelles espèces telles que la châtaigne d'eau (*Trapa natans*). Une évaluation stricte de la dynamique temporelle de certains de ces assemblages permettrait de

déterminer leur impact réel sur les écosystèmes riverains et aquatiques ainsi que de mieux orienter les mesures à prendre pour faire face à leur « menace ».

Réseau trophique et flux de carbone

La production primaire du Saint-Laurent représente la base de la chaîne alimentaire qui soutient la microfaune et les vertébrés aquatiques. Cependant, la faune aquatique (benthos, microfaune, poissons-fourrage) qui consomme la production primaire est très mal connue dans le Saint-Laurent. La quantité et la qualité du carbone produit localement et entraîné depuis le bassin versant constituent donc des éléments déterminants de la productivité des niveaux supérieurs du réseau trophique (contrôle par la base – *bottom-up effect*). Une sélection s'opérera en faveur de différents consommateurs aptes à utiliser les différentes sources de carbone disponibles, selon qu'elles sont d'origines planctoniques ou benthiques, labiles (faible rapport C/N) ou réfractaires, produites sur place ou transportées depuis l'amont, d'origines détritiques ou anthropiques. Ainsi, les sources de carbone provenant des déchets humains rejetés dans l'effluent municipal de la CUM alimentent un réseau trophique dont la productivité est très accrue, identifiable par une signature de $\delta^{15}\text{N}$, distincte du réseau trophique approvisionné par les sources de carbone local (de Bruyn *et al.*, 2003).

Effets du climat, en particulier des conditions hivernales

Le climat représente un des facteurs dont l'influence est primordiale sur l'hydrologie, et les facteurs physiques (température, ensoleillement) influencent la productivité des plantes. Compte tenu des changements majeurs anticipés d'ici 2030 pour le Saint-Laurent et de la complexité des interactions documentées à ce jour, il semble fondamental de continuer à suivre les changements futurs de l'écosystème pour en évaluer les impacts. Plus précisément, les crues hivernales ont depuis longtemps été identifiées comme des événements majeurs dans la conservation de la structure des milieux humides (Prowse et Conly, 1996), assurant l'hétérogénéité spatiale en arrachant le couvert végétal, permettant la formation de marelles et de trous et favorisant la dispersion à grande échelle et le mélange génétique des populations de plantes aquatiques (Dansereau, 1945). Dans le Saint-Laurent, les embâcles ont été partiellement contrôlés depuis le début du XX^e siècle et ont été virtuellement éliminés depuis 1960, ce qui explique la diminution des niveaux maximaux à Montréal et en aval. Les changements climatiques devraient accroître la fréquence des épisodes de redoux hivernal et les épisodes de pluie sur la neige, deux types d'événements qui accroissent le risque de crue hivernale, à la suite de la production de frasil, de forts débits et d'embâcles sévères. Dans un tel cas, les

milieux humides du Saint-Laurent et leur utilisation (par exemple, les aménagements fauniques) pourraient être très différents de ce qu'on observe aujourd'hui. Cependant, il n'existe que très peu d'informations quantitatives sur l'importance des processus hivernaux, surtout si l'on tient compte des changements majeurs qui sont survenus dans le passé (contrôle de la glace et des embâcles) et de ceux à venir (changements climatiques).

Liens écosystémiques avec le lac Ontario et l'estuaire maritime

Le tronçon fluvial du Saint-Laurent est un important maillon du grand écosystème aquatique qui relie le lac Ontario au golfe du Saint-Laurent. À ce jour, les études ont surtout porté sur le transport de contaminants entre le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (Rondeau *et al.*, 2005). On connaît peu les liens écosystémiques entre le lac Ontario, le couloir fluvial et le golfe du Saint-Laurent. Des travaux récents (de Lafontaine et Costan, 2002) suggèrent que le lac Ontario est une source majeure d'espèces non indigènes pour le fleuve et que la probabilité de leur transfert vers l'aval s'accroît avec le temps. D'autre part, plusieurs études signalent déjà les relations entre les débits d'eau douce du fleuve et la productivité des communautés de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (Therriault, 1991). L'importance de la composition spécifique et de la qualité nutritive du plancton fluvial pour la conservation du réseau trophique du secteur estuarien situé en aval a été démontrée (Vincent et Dodson, 1999). Ainsi, dans la zone de transition saumâtre de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (bouchon de turbidité), les exportations de carbone provenant du phytoplancton du Saint-Laurent ont été estimées à 20-30 % du flux de carbone produit localement par les algues et les bactéries, pour la période de mai à juillet (Vincent *et al.*, 1996). Plus récemment, l'effet néfaste des apports d'éléments nutritifs et de carbone a été invoqué pour expliquer une partie de la diminution des teneurs en oxygène dissous dans le chenal Laurentien (Gilbert *et al.*, 2005). Ces travaux suggèrent l'importance de ces liens, quoiqu'il reste beaucoup à faire pour évaluer l'interdépendance des régions géographiques entre l'amont et l'aval, particulièrement dans un contexte de changements climatiques.

Conclusion

En somme, le continuum fluvial du Saint-Laurent comprend plusieurs caractéristiques physiques et morphologiques qui permettent d'expliquer son fonctionnement particulier et la richesse des producteurs primaires qui caractérisent ce grand fleuve. Contrairement aux autres grands fleuves de taille comparable, mais beaucoup plus turbides, le Saint-Laurent est caractérisé par des communautés végétales diversifiées et productives, qui pourraient contribuer à soutenir le métabolisme

fluvial. On note aussi la complexité des processus physiques et biologiques agissant sur les différentes communautés, autant dans l'axe amont-aval (effet du courant dans la zone pélagique) que dans l'axe transversal (effet du débit et des crues dans la plaine inondable) et dans la zone de transition littorale.

Le lac Ontario agit à la fois comme un immense bassin de sédimentation des particules inertes et comme une source de substances dissoutes et d'organismes planctoniques. Les lacs fluviaux réduisent localement le temps de transit des eaux et permettent la production et le recyclage interne des matières organiques, particulièrement en été, ce qui favorise la croissance de plantes submergées et émergentes. Les tributaires apportent des particules minérales, organiques ainsi que des substances nutritives dans une proportion qui dépasse beaucoup leur débit, ce qui concourt considérablement à alimenter la production des plantes et des algues dans les zones littorales, modifiant la qualité des habitats pour la faune. Enfin, les activités humaines modulent le régime de débit et le cadre physique (lit, rives) dans lesquels ces phénomènes ont lieu, menant à d'importants changements qui s'accumulent avec le temps, réduisant la superficie des milieux humides et de la plaine inondable.

Loin de la perception que le fleuve est un simple tuyau dans lequel les eaux du lac Ontario sont évacuées vers la mer, le Saint-Laurent est le point de convergence de toutes les eaux qui s'écoulent dans son bassin, où prennent place d'importants processus de production et de recyclage de la matière, soutenant de vastes et riches écosystèmes. Ces caractéristiques assurent au Saint-Laurent son caractère unique, particulièrement visible dans la productivité des différents types de plantes qui y croissent ainsi que dans la diversité des habitats fauniques.

REMERCIEMENTS

L'auteur désire remercier Chantal Vis, Caroline Savage et Martin Jean pour leur collaboration à la présentation de certains de leurs résultats. Caroline Savage a aimablement fourni le diagramme des communautés végétales (haut de la figure 5.1). L'aide du personnel du Centre de documentation du CSL a été très appréciée pour l'acquisition des nombreux documents cités. Denise Séguin a produit les diagrammes présentés aux figures 5.1 et 5.3. Yves de Lafontaine, Georges Costan et Michèle Létienne-Prévoist ont suggéré plusieurs améliorations à une version antérieure du chapitre, et je les en remercie.

RÉFÉRENCES

- Basu, B.K., J. Kalff et B. Pinel-Alloul. 2000a. « Midsummer plankton development along a large temperate river: The St. Lawrence River ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (Suppl. 1) : 7-15.
- Basu, B.K., J. Kalff et B. Pinel-Alloul. 2000b. « The influence of macrophyte beds on plankton communities and their export from fluvial lakes in the St. Lawrence River ». *Freshwater Biology*, 45 (4) : 373-382.
- Basu, B.K. et F. Pick. 1996. « Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers ». *Limnology and Oceanography*, 41 : 1572-1577.
- Bibeault, J.-F., J. Milton, C. Hudon, N. Milot, J. Morin et D. Rioux. 2004. *Le lac Saint-Louis : à risque ? Quels sont les impacts des changements climatiques et quels sont les choix à faire*. Rapport réalisé grâce au Fonds d'action sur les changements climatiques du Programme canadien sur les impacts et l'adaptation aux changements climatiques, gouvernement du Canada, projet A469. <http://adaptation.nrcan.gc.ca/>.
- Blais, A.-M. 2000. « La balance production-respiration des grandes rivières ». Université de Montréal, Montréal. Mémoire de maîtrise en Sciences.
- Bouchard, A. 2003. « Marie-Victorin, témoin expert dans une cause sur un marécage du lac Saint-François, le Saint-Laurent ». *Le Naturaliste canadien*, 127 : 11-21.
- Carpentier, A. 2003. « La régularisation du Saint-Laurent ». *Le Naturaliste canadien*, 127 : 102-113.
- Chételat, J., F.R. Pick, A. Morin et P.B. Hamilton. 1999. « Periphyton biomass and community composition in rivers of different nutrient status ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56 : 560-569.
- CMI – Commission mixte internationale. 2006. *Options en matière de gestion des niveaux et des débits du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent : Rapport final*. Comité international d'études sur le lac Ontario et le Saint-Laurent, Ottawa (Ontario), Buffalo (New York). xiii, 160 pages.
- CMI – Commission mixte internationale. 1999. *Bulletin Eaux courantes*. À l'adresse : <http://www.losl.org/news/news-f.html>; <http://www.ijc.org/php/publications/libraryReturn.php?syearch=1999&eyearch=1999&keyarch=Plan+d%27%E9tude&language=français&search=Recherche>.
- Dansereau, P. 1945. « Essai de corrélation sociologique entre les plantes supérieures et les poissons de la beine du lac Saint-Louis ». *Revue canadienne de biologie*, 4 : 369-417.
- De Bruyn, A.M.H., D.J. Marcogliese et J.B. Rasmussen. 2003. « The role of sewage in a large river food web ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60 : 1332-1344.
- De Lafontaine, Y. et G. Costan. 2002. « Introduction et transfert d'espèces exotiques aquatiques dans le bassin hydrographique des Grands Lacs et du Saint-Laurent », dans R. Claudi, P. Nantel et E. Muckle-Jeffs (éd.), *Envahisseurs exotiques des eaux, milieux humides et forêts du Canada*. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa.

- Delisle, F., C. Lavoie, M. Jean et D. Lachance. 2003. « Reconstructing the spread of invasive plants: Taking into account biases associated with herbarium specimens ». *Journal of Biogeography*, 30 : 1033-1042.
- Dynesius, M. et C. Nilsson. 1994. « Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world ». *Science*, 266 : 753-762.
- Forget, M.-H. 2000. « Variations journalières de la production et de la respiration planctoniques dans différents systèmes aquatiques ». Université de Montréal, Montréal. Mémoire de maîtrise en Sciences.
- Gilbert, D., B. Sundby, C. Gobeil, A. Mucci et G.-H. Tremblay. 2005. « A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection ». *Limnology and Oceanography*, 50 : 1654-1666.
- Gosselain, V., C. Hudon, A. Cattaneo, P. Gagnon, D. Planas et D. Rochefort. 2004. « Physical variables driving epiphytic algal biomass in a dense macrophyte bed of the St. Lawrence River (Quebec, Canada) ». *Hydrobiologia*, 534 : 11-22.
- Gratton, L., B. Gauthier, J.-Y. Goupil et J. Labrecque. 1998. *Délimitation de la ligne des hautes eaux – Méthode botanique simplifiée*. Environnement et Faune Québec. 51 pages.
- Hudon, C. 2004a. « Shift in wetland composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River: Looking into the future ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61 : 603-617.
- Hudon, C. 2004b. « Managing St. Lawrence River discharge in times of climatic uncertainty: How water quantity affects wildlife, recreation and the economy ». *Proceedings of the 69th Annual North American Wildlife and Natural Resource Management Conference, Spokane, WA*. P. 165-181.
- Hudon, C. 2000. « Phytoplankton assemblages in the St. Lawrence River, downstream of its confluence with the Ottawa River, Quebec, Canada ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 : 16-30.
- Hudon, C. 1997. « Impact of water-level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 : 2853-2865.
- Hudon, C. et A. Sylvestre. 1998. *Qualité de l'eau en aval de l'archipel de Montréal, 1994-1996*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-170, 338 pages et annexes.
- Hudon, C. et S. Lalonde. 1998. *Caractérisation de la biomasse et de la teneur en métaux des herbiers du Saint-Laurent (1993-1996)*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-174, 390 pages et annexes.
- Hudon, C., P. Gagnon et M. Jean. 2005a. « Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Quebec, Canada) ». *Ecoscience*, 12 : 347-357.
- Hudon, C., P. Gagnon, J.-P. Amyot, G. Létourneau, M. Jean, C. Plante, D. Rioux et M. Deschênes. 2005b. « Historical changes in herbaceous wetland distribution induced by hydrological conditions in Lake Saint-Pierre (St. Lawrence River, Quebec, Canada) ». *Hydrobiologia*, 539 : 205-224.
- Hudon, C., J.-P. Amyot et C. Plante. 2004. *Répartition verticale des communautés de plantes aquatiques en fonction des variations des niveaux d'eau du Saint-Laurent*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-236, 201 pages.
- Hudon, C., P. Gagnon, C. Vis, J.-P. Amyot et D. Rioux. 2003a. *Models for Submerged Vegetation and Related Environmental Changes Induced by Discharge (Water Level) Variations in the St. Lawrence River (Quebec, Canada)*. Rapport présenté à la Commission mixte internationale dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent par le Groupe de travail technique sur l'environnement. Novembre 2003.
- Hudon, C., A. Patoine et A. Armellin. 2003b. *Données historiques de température de l'eau dans le Saint-Laurent entre Montréal et Québec*. Rapport présenté à la Commission mixte internationale dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent par le Groupe de travail technique sur l'environnement.
- Hudon, C., S. Lalonde et P. Gagnon. 2000. « Ranking the effects of site exposure, plant growth form, water depth and transparency on aquatic plant biomass ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 : 31-42.
- Hudon, C., S. Paquet et V. Jarry. 1996. « Downstream variations of phytoplankton in the St. Lawrence River (Quebec, Canada) ». *Hydrobiologia*, 337 : 11-26.
- Jean, M. et A. Bouchard. 1991. « Temporal changes in wetlands landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada ». *Environmental Management*, 15 : 241-250.
- Jean, M., G. Létourneau, C. Lavoie et F. Delisle. 2002. *Les milieux humides et les plantes exotiques en eau douce*. Bureau de coordination de Saint-Laurent Vision 2000, Sainte-Foy, Québec. Collection « Suivi de l'état de l'environnement : Ressources biologiques », 8 pages.
- Jean, M., M. D'Aoust, L. Gratton et A. Bouchard. 1992. *Impacts of Water Level Fluctuations on Wetlands: Lake Saint-Louis Case Study*. Présenté à la Commission mixte internationale par l'Institut de recherche en biologie végétale, Montréal.
- Kessel-Taylor, I. 1984. « A quantitative analysis of land use dynamics on wetlands for twenty-three urban centred regions in Canada ». Environnement Canada, Direction générale des terres, Programme de surveillance de l'utilisation des terres, Hull. Rapport préliminaire.
- Kling, G.W., K. Hayhoe, L.B. Johnson, J.J. Magnuson, S. Polasky, S.K. Robinson, B.J. Shuter, M.W. Wander, D.J. Wuebbles, D.R. Zak, R.L. Lindroth, S.C. Moser et M.L. Wilson. 2003. *Confronting Climate Change in the Great Lakes Region: Impacts on our Communities and Ecosystems*. Union of Concerned Scientists, Cambridge, Massachusetts, and Ecological Society of America, Washington, D.C. À l'adresse : <http://www.ucsusa.org/greatlakes>.
- Lalonde, S. et G. Létourneau. 1996. *Sensibilité de la télédétection spatiale pour le suivi des milieux humides*.

- Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-60, 102 pages.
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle et G. Létourneau. 2003. « Exotic plant species of the St. Lawrence River Wetlands: A spatial and historical analysis ». *Journal of Biogeography*, 30 : 537-549.
- Mercier, V., C. Vis, A. Morin et C. Hudon. 1999. « Patterns in invertebrate and periphyton size distributions from navigation buoys in the St. Lawrence river ». *Hydrobiology*, 394 : 83-89.
- Morin, J. et J.-P. Côté. 2003. « Modifications anthropiques sur 150 ans au lac Saint-Pierre : Une fenêtre sur les transformations de l'écosystème du Saint-Laurent ». *Vertigo*, 4 (3).
- Mortsch, L., M. Lister, B. Lofgren, F. Quinn, M. Slivitzky et L. Wenger. 2000. « Climate change impacts on the hydrology of the Great Lakes-St. Lawrence system ». *Canadian Water Resources Journal/Revue canadienne des ressources hydriques*, 25 (2) : 153-179.
- Paquet, S., V. Jarry et C. Hudon. 1997. « Phytoplankton species composition in the St. Lawrence River ». Proc. XXVth International Congress of the Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Sao Paulo, Brasil (August 1995). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26 : 1095-1105.
- Prowse, T.D. et M. Conly (éd.). 1996. *Impacts of Flow Regulation on the Aquatic Ecosystem of the Peace and Slave Rivers*. Northern River Basins Study, Edmonton, Alberta. Northern River Basins Study Synthesis Report No. 1, 168 pages.
- Rondeau, B., D. Cossa, P. Gagnon, T.T. Pham et C. Surette. 2005. « Hydrological and biogeochemical dynamics of the minor and trace elements in the St. Lawrence River ». *Applied Geochemistry*, 20 : 1391-1408.
- Rosenberg, D.M., F. Berkes, R.A. Bodaly, R.E. Hecky, C.A. Kelly et J.W.M. Rudd. 1997. « Large-scale impacts of hydroelectric development ». *Environmental Reviews*, 5 : 27-54.
- Schindler, D.W. 2001. « The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 : 18-29.
- Tessier, C. 2003. « Influence de la structure des habitats végétaux sur les communautés d'invertébrés lacustres ». Université de Montréal, Montréal (QC), Canada. Mémoire de maîtrise en Sciences.
- Therriault, J.-C. (éd.). 1991. *Le golfe du Saint-Laurent: petit océan ou grand estuaire ?* Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques, n° 113.
- Vincent, W.F. et J.J. Dodson, 1999. « The St. Lawrence River, Canada-USA: The need for an ecosystem-level understanding of large rivers ». *The Japanese Journal of Limnology*, 60 : 29-50.
- Vincent, W.F., J.J. Dodson, N. Bertrand et J.-J. Frenette. 1996. « Photosynthetic and bacterial production gradients in a larval fish nursery: The St. Lawrence transition zone ». *Marine Ecology Progress Series*, 139 : 227-238.
- Vis, C. 2004. « Importance relative des producteurs primaires sur la production globale du lac Saint-Pierre, un grand lac fluvial du Saint-Laurent ». Université de Montréal, Montréal. Thèse de doctorat en Sciences.
- Vis, C., C. Hudon et R. Carignan. 2006a. « Influence of the vertical structure of macrophyte stands on epiphyte community metabolism ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63 : 1014-1026.
- Vis, C., C. Hudon, R. Carignan et P. Gagnon. 2006b. « Spatial analysis of production by macrophytes, phytoplankton and epiphyton in a large river system under different water-level conditions ». *Ecosystems* (sous presse).
- Vis, C., C. Hudon et R. Carignan. 2003. « An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submersed aquatic macrophytes over large spatial scales ». *Aquatic Botany*, 77 : 187-201.
- Vis, C., A. Cattaneo et C. Hudon. 1998a. « Periphyton in the clear and coloured water masses of the St. Lawrence River (Quebec, Canada): A 20-year overview ». *Journal of Great Lakes Research*, 24 : 105-117.
- Vis, C., C. Hudon, A. Cattaneo et B. Pinel-Alloul. 1998b. « Periphyton as an indicator of water quality in the St. Lawrence River (Quebec, Canada) ». *Environmental Pollution*, 101 : 13-24.

Chapitre 6

IMPACTS DES FLUCTUATIONS DES NIVEAUX D'EAU SUR L'HERPÉTOFAUNE

Alain Armellin

Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, État du Saint-Laurent.

Introduction

L'herpétofaune regroupe deux classes d'ectothermes, les amphibiens et les reptiles. Même s'ils furent les premiers vertébrés à coloniser la terre ferme, les amphibiens demeurent encore inféodés aux milieux aquatiques. En effet, la reproduction de la plupart d'entre eux a lieu encore en milieu aquatique ou dans les milieux humides, puisque leurs premiers stades de développement, œufs et larves munies de branchies, se déroulent dans l'eau. Une fois leur métamorphose complétée, plusieurs espèces d'amphibiens restent à proximité des écosystèmes aquatiques (rivières, lacs, marais) où elles peuvent combler leurs besoins alimentaires ou de protection contre la prédation. Les reptiles, pour leur part, se sont affranchis du milieu aquatique pour leur reproduction, mais demeurent étroitement associés aux écosystèmes aquatiques et semi-aquatiques pour y trouver nourriture et abri.

Sous nos latitudes, amphibiens et reptiles passent la saison hivernale en hibernation au fond de l'eau ou dans le sol, sous la ligne du gel. Plusieurs espèces de Ranidés et d'Hylidés (Anoures) se sont adaptées aux conditions hivernales en produisant des substances cryoprotectrices qui empêchent l'endommagement des tissus causé par la formation de glace dans leurs cellules (Desroches et Rodrigue, 2004; Pough *et al.*, 2000).

Dans la vallée du Saint-Laurent, il est possible d'observer 21 espèces d'amphibiens appartenant à deux ordres, les Urodèles (salamandres, tritons et nectures) et les Anoures (crapauds, grenouilles et rainettes), de même que 17 espèces de reptiles appartenant à l'ordre des Squamates (serpents) et à l'ordre des Testudines (tortues). Ces nombres peuvent paraître faibles en comparaison des 4900 espèces d'amphibiens et des 8950 espèces de reptiles recensées mondialement (Pough *et al.*, 2000), mais la diversité herpétologique au Québec est la plus élevée de l'est du Canada (Desroches et Rodrigue, 2004). Plusieurs espèces d'amphibiens et de reptiles sont considérées comme étant en situation précaire et, à ce titre, sont protégées par la *Loi sur les espèces en péril* (2002, ch. 29) et la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables*

(L.R.Q., c. E-12.01). C'est notamment le cas de dix espèces de reptiles et de six espèces d'amphibiens que l'on retrouve sur le territoire québécois (voir le chapitre 10 sur les espèces en péril).

Les conséquences des fluctuations des niveaux d'eau sont multiples et varient selon l'étape du cycle vital considérée : reproduction, hibernation ou alimentation. Ainsi, leurs effets peuvent s'avérer positifs ou négatifs. Nous nous attarderons ici à décrire les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur l'herpétofaune. Le présent chapitre vise à faire la synthèse des informations sur les Anoures et les Testudines en fonction des fluctuations des niveaux d'eau du Saint-Laurent et des changements climatiques. D'autres sources de stress pour l'herpétofaune seront brièvement abordées, soit la destruction et la fragmentation de l'habitat, la pollution chimique et les maladies infectieuses, les espèces introduites et, finalement, le dérangement, la récolte illégale et la destruction volontaire.

Conséquences possibles des fluctuations des niveaux d'eau

Effets directs

Les Anoures (crapauds, grenouilles et rainettes)

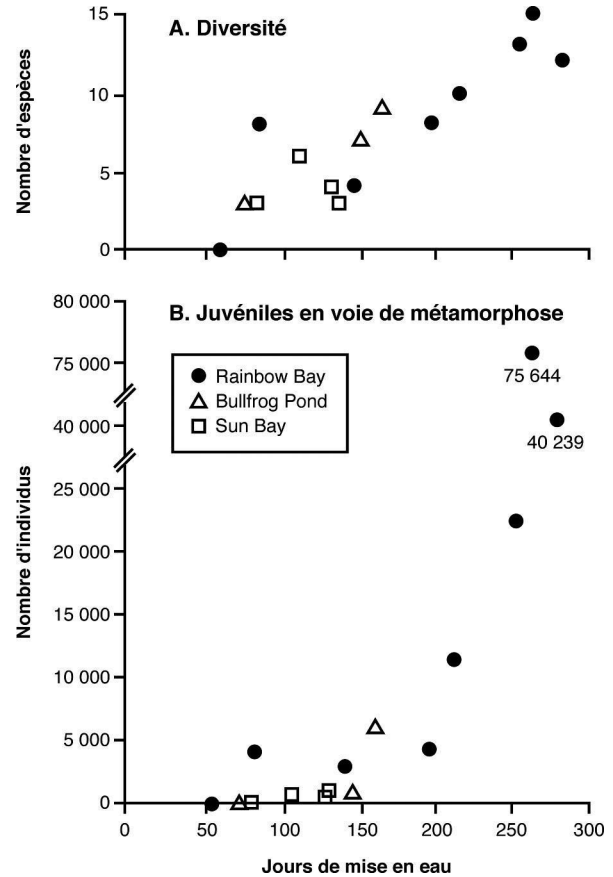
Le cycle de vie de la plupart des Anoures comprend trois étapes distinctes : l'œuf, la larve et l'adulte. En général, les masses d'œufs sont pondues dans le milieu aquatique, puis les larves en émergent peu après et se métamorphosent en quelques semaines en adultes¹. Le dépôt des œufs dans les étangs et les marais est une caractéristique commune chez les Ranidés, les Bufonidés et les Hylidés, les trois familles qui regroupent les espèces observées sur le territoire québécois. Après une incubation dont la durée varie selon l'espèce et les conditions climatiques, la larve ou le têtard amorcent leur croissance en vue de la métamorphose. La durée du stade larvaire dépend, bien entendu, de l'espèce considérée, mais aussi des conditions environnementales, telles la température ou la disponibilité de nourriture (Pough *et al.*, 2000).

Chez les espèces du Québec, le stade larvaire peut durer entre un mois, pour *Pseudacris triseriata*, à 36 mois pour *Rana catesbeiana* (Desroches et Rodrigue, 2004). La métamorphose produit non seulement des changements morphologiques et physiologiques spectaculaires (formation des membres antérieurs et postérieurs, modification du tractus digestif, développement de poumons), mais aussi un changement profond de l'habitat préférentiel des Anoures, ceux-ci passant d'un milieu aquatique à un milieu terrestre forestier ou marécageux. Il existe toutefois des exceptions, comme *Rana clamitans melanota* et *Rana catesbeiana*, qui demeurent inféodées au milieu aquatique (Desroches et Rodrigue, 2004; Pough *et al.*, 2000).

La reproduction et la croissance larvaire constituent donc des étapes du cycle de vie des Anoures particulièrement sensibles aux facteurs hydrologiques et climatiques qui déterminent la persistance de leurs habitats (Smith, 1983). Les herpétologistes ont été amenés à classifier les plans d'eau selon leur hydropériode, c'est-à-dire le nombre de jours durant lesquels un site contient de l'eau au cours d'une année (Pechmann *et al.*, 1989). En général, les plans d'eau appartiennent à l'une ou l'autre des catégories suivantes : éphémère, temporaire, semi-permanent ou permanent. La richesse et la composition spécifiques des assemblages de larves d'amphibiens, Anoures comme Urodèles, reflètent les besoins de chaque espèce relativement à l'hydropériode (Hecnar, 2004).

La diversité spécifique et l'abondance des stades larvaires d'amphibiens augmentent en fonction de la durée de la mise en eau des milieux humides (figure 6.1; Snodgrass *et al.*, 2000). Le renouvellement des espèces d'amphibiens, c'est-à-dire l'apparition et le retrait de certaines espèces dans l'assemblage, affecte aussi bien les espèces à courte hydropériode que celles à longue hydropériode. Par exemple, *Ambystoma opacum*, une espèce à courte hydropériode, est défavorisée lorsque l'indice d'assèchement s'accroît. À l'inverse, *Siren intermedia*, une espèce à longue hydropériode, n'apparaît dans l'assemblage des amphibiens que lorsque l'indice d'assèchement est supérieur à 17 (figure 6.2). La sensibilité des amphibiens à la durée de l'hydropériode est extrêmement élevée. Ainsi, dans une étude comparant deux hydropériodes différant de seulement 10 jours, on a pu observer des différences importantes dans la taille des métamorphes et dans la diversité spécifique d'un assemblage d'Urodèles (Phillips *et al.*, 2002). Toutefois, il ne faut pas conclure qu'une longue hydropériode est nécessairement favorable à la diversité spécifique et à l'abondance des Anoures. En fait, on retrouve de nombreux prédateurs associés aux plans d'eau semi-permanents ou permanents, comme certaines espèces d'insectes du genre *Anax*, des salamandres du genre *Ambystoma* ou encore des

poissons, comme *Lepomis gibbosus* ou *Salvelinus fontinalis*. Ces prédateurs sont reconnus pour exercer une pression de prédation suffisante pour éliminer toutes les espèces d'amphibiens d'un plan d'eau.



Légende. – A : nombre d'espèces; B : nombre total d'individus en voie de métamorphose.

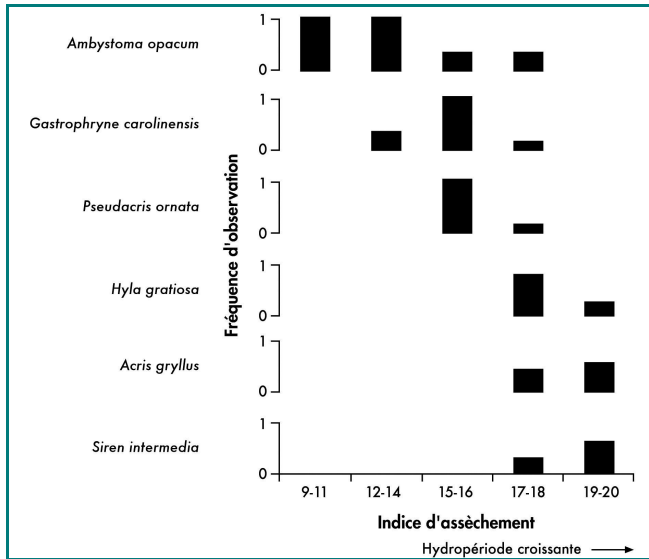
Note. – Chaque point représente une année d'échantillonnage.

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

Figure 6.1 Relation entre la diversité et l'abondance des Anoures et la durée de mise en eau des milieux humides

Dans le cas de *Pseudacris triseriata* de l'Isle royale, on remarque l'absence de reproduction dans les mares dont l'hydropériode permet la présence de prédateurs. Smith (1983) concluait que deux facteurs contrôlaient les populations de *Pseudacris triseriata* et des autres Anoures : a) la présence ou l'absence de prédateurs liées à la taille des mares et b) la compétition intraspécifique, qui joue un rôle important dans la croissance et la survie des larves. Cependant, l'importance de la prédation et de la compétition intraspécifique varierait selon les

caractéristiques de l'espèce considérée. Ainsi, la compétition intraspécifique serait déterminante dans le recrutement des espèces à stade larvaire court, car leurs besoins énergétiques sont importants. Inversement, la prédation jouerait un rôle capital chez les espèces à longue durée larvaire (Skelly, 1999).



Source : Adapté de Snodgrass *et al.*, 2000.

Figure 6.2 Exemple du renouvellement des espèces d'amphibiens en fonction de l'hydropériode des milieux humides

Pour les espèces d'Anoures se reproduisant en rivière plutôt que dans des milieux lenticques, les conditions hydrologiques sont tout aussi importantes. Il existe, par exemple, une relation directe entre les conditions de débit et de courant et le succès reproducteur de *Rana boylei*, une espèce en péril de l'Ouest américain. Cet Anoure possède des œufs adhérents que les femelles déposent dans les anfractuosités de la rive, à proximité de la surface. Après la ponte, les œufs risquent d'être exondés et exposés à la dessiccation lorsque le niveau d'eau baisse. Inversement, en conditions de grand débit auxquelles sont associés de forts courants, les œufs peuvent être arrachés du substrat et entraînés à la dérive (Kupferberg, 1996). Cette vulnérabilité des œufs aux conditions hydrologiques fait en sorte que *R. boylei* préfère les chenaux peu profonds et larges, où les conditions hydrologiques varient moins brusquement, aux chenaux profonds et étroits où les conditions hydrologiques sont plus variables.

Indices de qualité de l'habitat

Les indices de qualité de l'habitat (IQH), aussi connus sous le nom de *Habitat Suitability Index* (HSI), sont des modèles mathématiques qui prédisent le potentiel d'un milieu de servir d'habitat à une espèce donnée. Cette évaluation se fait à l'aide des différentes caractéristiques physiques, chimiques et biologiques d'un milieu, et de la réponse de l'espèce ou de ses stades de vie (par exemple œuf ou juvénile) à une ou plusieurs de ces caractéristiques. Les relations entre les caractéristiques du milieu et les réponses des espèces sont établies à partir de données ou du jugement d'experts. Les IQH sont exprimés par une cote dont les valeurs sont comprises entre 0 et 1. Une cote 0 signifie un habitat sans potentiel, et la cote 1, un habitat au potentiel élevé.

Il faudrait toutefois garder à l'esprit que l'IQH n'indique qu'un potentiel et ne reflète pas nécessairement la densité d'organismes; il représente la valeur d'un milieu comme habitat pour une espèce donnée. L'IQH est très utile pour comparer les impacts de différents scénarios de régularisation des niveaux d'eau sur la disponibilité d'habitats.

Dans le but d'évaluer l'impact de différents scénarios de régularisation du Saint-Laurent, un modèle d'habitat de reproduction des Anoures a été préparé par Armellin et Plante (2004) et Morin *et al.* (2004). À la suite d'une revue de la documentation, trois attributs de l'habitat de reproduction ont été identifiés comme facteurs cruciaux pour le succès de reproduction des Anoures : le type de végétation, la hauteur de l'eau et la vitesse du courant (tableau 6.1). Les Anoures sont reconnus pour utiliser la végétation associée aux marais et marécages, tandis qu'ils utilisent peu ou pas la végétation aquatique émergente ou submergée. La hauteur de l'eau associée aux sites de reproduction est en moyenne de 50 cm, alors que les sites en eau profonde, même s'ils sont rarement exondés, présentent l'inconvénient d'abriter des prédateurs voraces d'œufs et de larves d'Anoures, tels les poissons et certains insectes. Enfin, la reproduction se déroule dans des sites où le courant est faible, voire nul. Le potentiel d'un milieu pour servir d'habitat de reproduction aux Anoures peut être décrit par l'équation suivante :

$$\text{Habitat potentiel de reproduction} = (Z_r * D_v * V)^{1/3}$$

TABLEAU 6.1
Indice de qualité des habitats des Anoures dans le fleuve Saint-Laurent

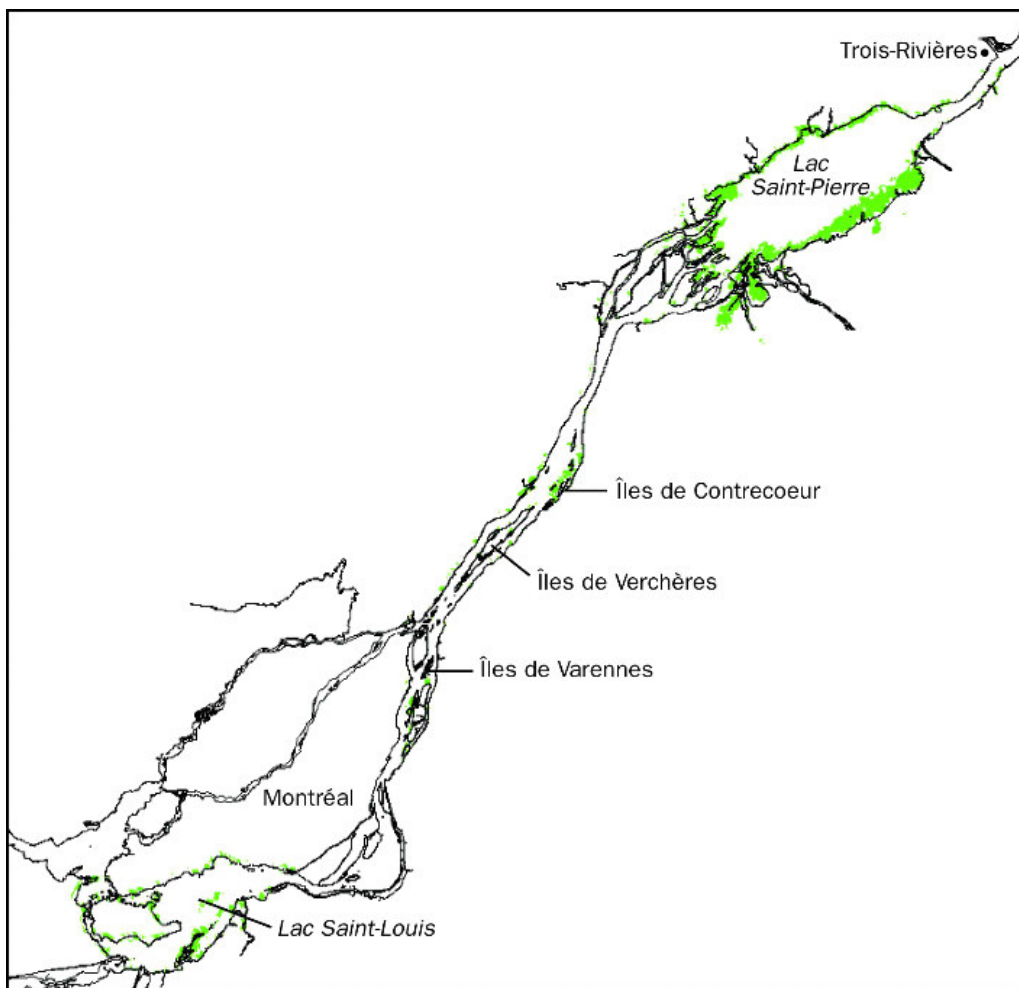
Attributs de l'habitat de reproduction des tortues et des grenouilles	Balises ou descriptions des besoins	Variation de l'indice	
Profondeur (Zr), m Printemps (reproduction des grenouilles) Avril à juin	$0,2 \text{ m} \leq Zr \leq 1 \text{ m}$		
Diversité végétale (Dv)	% couverture végétale Marais à plantes émergentes Herbier	Prairie humide Marais peu profond Marais profond Herbier Eau libre	IQH = 0,8 IQH = 1,0 IQH = 0,6 IQH = 0,2 IQH = 0,0
Vitesse du courant (V), m/s	Faibles vitesses, $0 > V > 1$		

Source : Armellin et Plante, 2004.

La majorité des habitats de reproduction des Anoures entre le lac Saint-Louis et Trois-Rivières lors d'un débit printanier moyen est associée aux milieux humides du lac Saint-Louis et du lac Saint-Pierre. La section fluviale entre les rapides de Lachine et Sorel présente peu de potentiel pour la reproduction des Anoures en raison de la faible superficie occupée par les milieux humides, due en grande partie à l'artificialisation importante des rives. Toutefois, les îles de Boucherville, de Varennes et de Contrecoeur présentent encore des sites intéressants pour la reproduction des Anoures (figure 6.3).

Les scénarios de régularisation du Saint-Laurent ont été évalués en considérant que la disponibilité des habitats était essentielle pour le maintien et la santé des

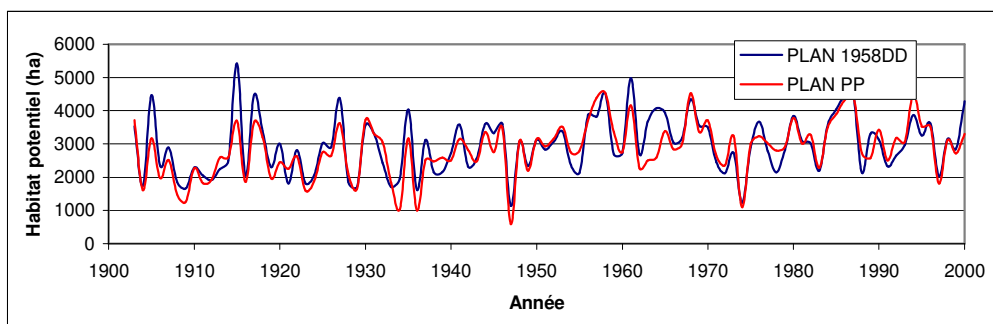
populations d'Anoures (moins il y a d'habitats, moins le scénario de régularisation des niveaux d'eau est favorable à la conservation des Anoures). Les périodes critiques sont celle de la ponte des œufs, qui s'étend pour la majorité des espèces d'avril à la mi-juin, et celle du développement larvaire, qui va de la mi-juin jusqu'à la fin d'août. Au cours de cette période, les œufs et les larves peuvent être asséchés par une baisse brusque des niveaux d'eau. Les espèces d'Anoures aquatiques comme le Ououaron et la Grenouille verte seraient plus sensibles aux fluctuations des niveaux d'eau, d'autant plus que sous nos latitudes, leur stade larvaire dure de deux à trois ans. De façon générale, on peut constater le peu de différences entre deux plans de régularisation (figure 6.4).



Remarque. – Les zones en vert indiquent la localisation des habitats de reproduction des Anoures.

Source : Morin *et al.*, 2004.

Figure 6.3 Modélisation des habitats potentiels de reproduction des Anoures dans le tronçon fluvial Montréal–Trois-Rivières avec un débit de 9500 m³/s



Légende. – Plan 1958DD : plan actuel de régularisation. Plan PP : plan pré-projet (conditions naturelles).

Source : Morin *et al.*, 2004.

Figure 6.4 Comparaison des effets de deux plans de régularisation du Saint-Laurent sur les habitats potentiels des Anoures

Les Testudines

Bien que les tortues aquatiques du Saint-Laurent ne se reproduisent pas dans l'eau, les fluctuations des niveaux d'eau peuvent avoir des conséquences certaines pour ces reptiles. La reproduction des tortues aquatiques se déroule dans les milieux terrestres riverains. Les femelles recherchent des zones de sol sableux ou argileux meuble dénudé à proximité des plans d'eau. Certaines espèces comme *Graptemys geographica* (Bonin, 1998) ou

Chelydra serpentina (Loncke et Obbard, 1977) montrent une fidélité au site de ponte, tandis que chez d'autres espèces comme *Chrysemys picta*, la ponte se fait au hasard (Christens et Bider, 1987). La fidélité au nid a été observée chez près de 74 % des femelles de *Chelydra serpentina serpentina* (Loncke et Obbard, 1977) et chez près de 94 % des femelles d'*Emydoidea blandingii* (Standing *et al.*, 1999).

TABLEAU 6.2
Synthèse des effets anticipés des fluctuations des niveaux d'eau sur les caractéristiques des habitats de l'herpétofaune du Saint-Laurent

Variable de l'habitat	Baisse du niveau	Hausse du niveau	Diminution de l'intensité des fluctuations	Déphasage des fluctuations et baisse du niveau sous la normale
Couverture végétale	Selon la proportion de marais peu profonds. L'importance de l'effet sera reliée à la morphométrie du site : minime en pente faible, forte en pente abrupte. Effet négatif si les marais se transforment en marécages.	Inondation des arbustives et forêts riveraines	Effets négatifs dont l'importance variera selon la morphologie du site : minime en pente faible, forte en pente abrupte	L'intensité des effets négatifs variera en fonction de la proportion de marais peu profonds disponibles pour la reproduction.
Température de l'eau	Effet positif : les faibles profondeurs permettent un réchauffement plus rapide et plus grand de la température.	Effet négatif : les fortes profondeurs empêchent un réchauffement rapide.		Effets positifs
Site de reproduction des amphibiens*	Effets négatifs dont l'importance variera selon la morphologie associée à la prairie humide ou au marais peu profond : minime en pente faible, forte en pente abrupte.	Effet positif ou négatif selon l'importance de la hausse. On assiste à un accroissement de la prédation par les poissons et les invertébrés lorsque les niveaux sont élevés.	Effet négatif dont l'importance variera selon la morphologie associée à la prairie humide ou au marais peu profond : minime en pente faible, forte en pente abrupte.	Effets négatifs
Sites de nidification des tortues		Effets négatifs : perte des habitats de reproduction.	Effets positifs : meilleure survie des œufs à cause de la diminution du risque d'inondation des nids.	Effets négatifs : une crue tardive peut inonder les nids.
Présence de sites de repos au soleil	Effets positifs surtout pour les rives en pente douce.			Effets positifs si baisse brusque. Effets négatifs si la crue est tardive.
Fragmentation de l'habitat	Effets négatifs : perte de marécages et de marais et accroissement de la superficie des herbiers.		Effets négatifs : augmentation potentielle du développement résidentiel des rives.	Effets négatifs : certaines espèces sont plus touchées que d'autres.

* Seuls les amphibiens se reproduisent en milieu aquatique. Les tortues pondent leurs œufs hors de l'eau dans des nids qui peuvent être inondés lors d'une hausse de niveau.

Les sites de ponte se situent à très courte distance des cours d'eau. La distance moyenne du nid au cours d'eau est de 2,3 m chez *Graptemys geographica*, de 2,5 m chez *Apalone spinifera* et de 4,46 m chez *Emydoidea blandingii* (Bodie, 2001; Standing *et al.*, 1999). Cette proximité accroît le risque d'inondation des nids et, ultimement, la mort des embryons. La mortalité par ennoisement serait, avec les conditions climatiques et la prédation, l'un des principaux facteurs expliquant le succès ou l'échec de reproduction chez *Emydoidea blandingii* (Standing *et al.*, 1999; Plummer, 1976). Certaines années, près de 50 % des nids d'*Emydoidea blandingii*, une espèce en péril, ont été détruits par les inondations (Standing *et al.*, 1999). Chez les tortues aquatiques, le succès d'éclosion varie beaucoup d'une année à l'autre selon les conditions hydrologiques et climatiques, le taux d'éclosion variant entre 2 % et 49 % chez *Trionyx M. muticus* et entre 18 % et 86,5 % chez *Emydoidea (Emys) blandingii* (Standing *et al.*, 1999; Plummer, 1976).

Enfin, on a observé que les populations de tortues fréquentant les rives modifiées de cours d'eau sont moins diversifiées et abondantes. Les fréquentes fluctuations des niveaux d'eau sont particulièrement néfastes pour les espèces vulnérables comme *Emydoidea (Emys) blandingii* ou *Apalone spinifera* (Vanderwalle et Christiansen, 1996). Toutefois, les liens de causalité entre l'artificialisation des rives et l'état de ces populations ne sont pas clairs. Ces pertes pourraient être dues à l'ennoyage des nids, comme nous l'avons précédemment décrit.

Effets indirects

Perturbation de l'hibernation

Chez les amphibiens et les reptiles, l'hibernation consiste en un ralentissement des activités, une torpeur durant la saison hivernale; l'animal survit grâce à la réserve de graisse qu'il a accumulée dans son organisme. Il faut toutefois noter que l'animal demeure sensible à son environnement et qu'il peut effectuer de courts déplacements lorsqu'il est dérangé (Cunjak, 1986). Dans la vallée du Saint-Laurent, seules quatre espèces d'Anoures effectuent leur hibernation en milieu aquatique : *Rana catesbeiana*, *Rana clamitans*, *Rana pipiens* et *Rana palustris* (Hecnar, 2004). Les autres espèces d'Anoures dont l'organisme produit des substances cryoprotectives² effectuent leur hibernation en milieu terrestre où elles s'enfouissent dans la litière du sol. Il existe peu d'informations sur l'hibernation des Anoures en milieu aquatique. Ils hiberneraient en milieu peu profond (moins d'un mètre), à faible courant (< 22,5 cm/s) et bien oxygéné (concentration observée de 7 ppm) (Cunjak, 1986; Emery *et al.*, 1972). *Rana pipiens* se cacherait sous des amoncellements de bois ou de roche, tandis que *Rana catesbeiana* rechercherait les substrats boueux (Desrochers et Rodrigue, 2004; Emery *et al.*, 1972).

Pour leur part, les tortues aquatiques effectuent leur hibernation en milieu aquatique. Le terme « hibernaculum » désigne l'habitat hivernal de l'herpétofaune aussi bien en milieu aquatique qu'en milieu terrestre. L'herpétofaune aquatique partage les mêmes hibernacula, et il n'est pas rare d'y trouver plusieurs espèces différentes (Pough *et al.*, 1999). L'herpétofaune montre une certaine fidélité aux sites d'hibernation, ce qui amène certains individus à effectuer des déplacements pouvant aller jusqu'à près de 15 km (Graham *et al.*, 2000). De fait, certaines caractéristiques environnementales sont recherchées par ces animaux, dont une eau bien oxygénée, un faible courant et un substrat meuble (Desrochers et Rodrigue, 2004). La profondeur ne semble pas cruciale dans le choix des sites, les espèces se répartissant dans le milieu selon leur résistance à l'anoxie³ (Reese *et al.*, 2003, 2002); ainsi, on a pu observer des sites d'hibernation de faible profondeur dans des étangs (Brown et Brooks, 1994) et des sites de grande profondeur (7 m au lac Saint-Louis) (Graham *et al.*, 2000). Toutefois, les jeunes de *Chelydra serpentina* et de *Chrysemys picta* se retrouvent plus fréquemment en zones moins profondes que les adultes (Congdon *et al.*, 1992). Outre la description du phénomène, on possède peu d'informations sur la mortalité hivernale et sur la dynamique des populations d'Anoures ou de Testudines.

Dans le Saint-Laurent, les conditions environnementales assurant une hibernation sont rarement limitantes; l'oxygène dissous se maintient à des valeurs élevées, et les substrats appropriés sont présents. En fait, les principales contraintes environnementales auxquelles sont confrontés les Anoures et les Testudines sont de nature climatique et hydrologique. De fortes mortalités hivernales sont observées lorsque se conjuguent des températures froides inhabituelles et de bas niveaux d'eau. L'épaisseur de la glace a aussi un impact certain sur la survie des hibernants (Armellin et Plante, 2004). Les sites d'hibernation doivent être situés à une profondeur plus grande que l'épaisseur de la glace. Dans le cas contraire, le contact de la glace entraînerait la mort de l'animal par le gel. Dans la vallée du Saint-Laurent, l'épaisseur de la glace varie de façon saisonnière – l'épaisseur étant maximale à la fin de l'hiver – et interannuelle – l'épaisseur de la glace variant selon les conditions climatiques hivernales. Au lac Saint-Pierre, l'épaisseur de la glace varie entre 30 cm et 65 cm, pour une épaisseur moyenne de 49 cm (Armellin et Plante, 2004). Une baisse hivernale des niveaux d'eau risquerait de réduire la superficie de l'hibernaculum des Anoures et des tortues aquatiques et d'accroître la mortalité.

Modification de l'habitat

Les fluctuations des niveaux d'eau modifient la superficie des milieux humides qui servent d'habitats aux Anoures

et aux Testudines (Barko *et al.*, 1999). La superficie des marais à plantes émergentes étant directement liée aux niveaux d'eau, une baisse par rapport à la moyenne aurait des conséquences néfastes sur l'ensemble des habitats propices à l'herpétofaune, puisque leur superficie s'en trouverait diminuée. La morphologie des rives joue également un rôle important dans la perte d'habitats; la diminution de ces derniers dépendra de la variation de la pente (Barko *et al.*, 1999). Pour une berge en pente constante, il n'y a qu'un déplacement des marais et des herbiers, mais si la pente s'accroît, la superficie de la zone colonisable par les plantes diminue.

De plus, certains types d'habitats ne se déplaceront pas nécessairement vers le large lors d'une baisse des niveaux d'eau. Par exemple, les milieux humides formés par des îles ou la baie qu'elles protègent sont sujets à une plus grande perte de superficie que d'autres. De même, rien n'assure que la nouvelle végétation sera similaire à celle qui a été touchée par la baisse des niveaux d'eau. Bien au contraire, cette situation risque de favoriser des espèces pionnières ou envahissantes.

Par ailleurs, les hauts niveaux prolongés des années 1972 à 1975 auraient transformé une partie des marécages en marais dans les îles de la Paix au lac Saint-Louis (Jean *et al.*, 1992). Inversement, en l'absence de fluctuation des niveaux d'eau, comme c'est le cas au lac Saint-François, on assiste à une transformation des marécages en zone forestière (Jean et Bouchard, 1991). Compte tenu des conditions hydrologiques de l'époque, ces modifications des habitats auraient affecté l'ensemble des milieux humides riverains du tronçon fluvial entre Repentigny et Trois-Rivières (Jean *et al.*, 1992).

Changements climatiques

Les principales activités du cycle vital des amphibiens et des reptiles sont étroitement associées aux conditions climatiques : a) l'accouplement chez les amphibiens se fait principalement lors des nuits pluvieuses; b) le sexe chez plusieurs espèces de tortues est déterminé par la température lors de l'incubation; c) le développement embryonnaire et larvaire se déroule en présence d'eau; d) enfin, les milieux humides qui servent de refuge et d'aire d'alimentation doivent leur pérennité à la présence d'eau. Ainsi, l'ectothermie des amphibiens et des reptiles rend ces vertébrés particulièrement sensibles aux changements climatiques – hausse de la température moyenne – et aux événements climatiques extrêmes – par exemple, les sécheresses (Walther *et al.*, 2002; Marcogliese, 2001).

Chez les amphibiens, la date du début des chants d'accouplement des grenouilles et des crapauds est en relation directe avec la température printanière. Depuis quelques années, on a observé une modification de la phénologie de la reproduction chez les Anoures, le début

des chants d'accouplement étant avancé. Dans l'État de New York, à l'aide d'un suivi des chants d'accouplement, on a observé que la période de reproduction était avancée d'une dizaine de jours depuis 1990 chez quatre espèces d'Anoures (Gibbs et Briesch, 2001). Toujours durant la période de reproduction, les déplacements des salamandres sont positivement corrélés avec les précipitations et la température minimale de l'air. De même, la durée de la période larvaire est inversement proportionnelle à la température de l'eau, et par le fait même, la croissance se trouve accélérée par la hausse de la température. Si cette accélération a comme effet salutaire la réduction du risque de prédation, certains effets adverses sont par contre prévisibles. Ainsi, la métamorphose se produit à une taille plus petite, et cette réduction de la taille adulte peut avoir pour conséquence une diminution du succès d'accouplement chez les mâles (Galley, 2004).

Chez plusieurs espèces de reptiles, le sexe est déterminé par la température d'incubation. Ainsi, chez *Emys orbicularis*, une tortue européenne de la famille des Émydés, les embryons développent des caractéristiques mâles à des températures inférieures à 28 °C et des caractéristiques femelles au-dessus de 29,5 °C (Schneeweiss, 2004). Malgré le fait que ces températures soient rarement atteintes en milieu naturel, les populations sauvages montrent une proportion des sexes où dominent les femelles, ce qui laisse entrevoir que d'autres facteurs – génétiques ceux-là – contrôleraient la proportion de mâles et de femelles (Schneeweiss, 2004). Par ailleurs, chez la plupart des espèces de tortues de la vallée du Saint-Laurent, le sexe est déterminé par la température d'incubation; les exceptions étant *Apalone spinifera* et *Glyptemys (Clemmys) insculpta* (Desroches et Rodrigue, 2004). Chez *Emydoidea blandingii*, le temps d'éclosion est en relation directe avec la température (Standing *et al.*, 1999). De même, le bêcheage⁴ suit une relation exponentielle avec la température.

Le succès d'incubation – exprimé par le nombre de nids produisant des jeunes durant une année donnée – dépendrait des conditions climatiques et en particulier de la durée de l'ensoleillement, la température des nids étant liée à l'ensoleillement. Ainsi, pour qu'une incubation soit viable, il faut qu'un minimum de degrés-jours soit atteint (Schneeweiss, 2004). L'accroissement de la température d'incubation a également un impact sur la condition physique des reptiles juvéniles. Abstraction faite de l'héritage génétique, la taille et le poids à l'éclosion sont en relation directe avec la température d'incubation; les plus grands individus sont ceux qui ont été incubés aux plus fortes températures d'incubation.

Les effets prévisibles des changements climatiques sur les écosystèmes aquatiques ou semi-aquatiques sont de plusieurs natures : modification des niveaux d'eau et des

courants, accroissement du rayonnement ultraviolet (UV), modification de la couverture de glace, modification du degré d'eutrophisation et d'acidification (Marcogliese, 2001). Toutefois, il est difficile d'évaluer leurs conséquences sur l'herpétofaune de la vallée du Saint-Laurent. Plusieurs études ont tenté d'établir un lien entre l'extinction de certaines populations d'amphibiens et les changements climatiques, mais aucune causalité directe n'a pu être mise en évidence (Carey et Alexander, 2003). Ces changements peuvent entraîner un accroissement de la compétition entre espèces exotiques et indigènes ou permettre la propagation de nouvelles maladies dans les populations indigènes, populations qui ne possèdent pas ou très peu de résistance immunitaire.

Autres pressions sur l'herpétofaune du Saint-Laurent

Bien que nous ayons considéré l'influence des fluctuations des niveaux d'eau et des changements climatiques sur l'herpétofaune du Saint-Laurent, il faut garder à l'esprit que ces facteurs environnementaux ne sont pas les seuls à exercer une pression sur ces animaux. D'autres facteurs de stress pour l'herpétofaune incluent la fragmentation de l'habitat, la pollution chimique, les maladies infectieuses, les espèces introduites, le dérangement, la récolte illégale ou la destruction volontaire.

Les grands secteurs urbanisés et artificialisés du fleuve sont peu propices aux tortues et aux amphibiens. Dans la grande région montréalaise où sont situés deux des trois sites étudiés, l'artificialisation des rives dépasse 85 %. Seules les îles offrent encore des habitats riverains peu modifiés (Armellin et Plante, 2004). La fragmentation des habitats conduit à l'isolation des populations, les tortues d'eau douce ou les amphibiens ne se déplaçant guère lorsqu'ils se trouvent dans un endroit favorable (Bodie et Semlitsch, 2000). Par exemple, après un hiver particulièrement marqué par une prédation importante des loutres, on n'a pas constaté d'augmentation du nombre d'œufs ni du nombre de nids de *Chelydra serpentina* dans le parc Algonquin. Cela laisse supposer l'absence d'immigration qui, conjuguée à des effectifs trop faibles, n'a pas permis à la population de se maintenir (Brooks *et al.*, 1991). D'autres études, cette fois sur les amphibiens, ont mis en évidence l'effet négatif de la fragmentation de l'habitat sur la richesse en espèces des Anoures (Kolozsary et Swihart, 1999). De plus, la sensibilité aux modifications physiques de l'habitat varie selon l'espèce considérée. Ainsi, *Graptemys geographica*, *Apalone spinifera* et *Emydoidea blandingi* seraient des espèces particulièrement sensibles aux modifications de leur habitat (Vandewalle et Christiansen, 1996).

On connaît peu les maladies qui affectent les amphibiens et les reptiles en milieu naturel. On soupçonne que

certaines infections sont à l'origine du déclin de certaines populations d'amphibiens comme *Rana pipiens* dans l'Ouest canadien (Wagner, 2003). Ces infections seraient aggravées par la présence de substances polluantes comme les pesticides qui entraîneraient une suppression du système immunitaire (Gendron *et al.*, 2000) ou par une augmentation du nombre d'hôtes intermédiaires comme les mollusques, ce qui se refléterait par une prévalence accrue dans une population donnée lorsqu'il y a une augmentation de l'eutrophisation (Johnson et Chase, 2004). L'impact des substances polluantes est d'autant plus préoccupant que leur présence dans l'environnement est généralisée – bien que l'on observe des variations régionales importantes – et que leurs concentrations dans le milieu peuvent atteindre dans certains cas des seuils reconnus pour avoir des effets sur le développement embryonnaire et le succès d'éclosion (de Solla *et al.*, 2001).

L'introduction d'espèces exotiques, qu'il s'agisse de poissons, d'invertébrés ou d'autres espèces d'amphibiens, a des répercussions directes et irréversibles sur les populations d'Anoures. Ainsi, l'introduction de *Rana catesbeiana*, espèce appréciée culinairement pour ses cuisses, a entraîné l'éradication de plusieurs populations de *Rana pipiens*, de *Rana aurora* et de *Rana boylei* (Wagner, 2003). De même, il est possible d'observer une compétition pour les sites de bain de soleil entre la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*), une espèce en danger d'extinction, et la Tortue à oreilles rouges (*Trachemys scripta elegans*), une espèce exotique que l'on peut facilement se procurer dans les animaleries (Desrochers et Rodrigue, 2004). Rappelons que l'exposition au soleil permet aux reptiles de moduler leur métabolisme, et que la compétition entre espèces pour les sites ensoleillés peut ainsi compromettre la survie d'*Emys orbicularis* (Cadi et Joly, 2003). Au rythme auquel se font les introductions d'espèces dans la vallée du Saint-Laurent, soit environ une espèce par année, et compte tenu de la situation précaire de plusieurs espèces d'amphibiens et de reptiles dans cette même région, il est raisonnable de craindre pour la survie de ces espèces.

Le dérangement consiste en une interruption ou une perturbation du comportement normal de l'animal par des activités humaines, ce qui inclut la chasse, la pêche ou le nautisme. Les effets du dérangement sur les tortues aquatiques d'eau douce sont peu documentés. Cependant, la perturbation des sites de ponte par les véhicules, le bétail ou les villégiateurs peut compromettre la survie des œufs et des juvéniles (Bonin, 1997). De même, le dérangement des animaux en hibernation peut réduire leur chance de survie (Bonin, 1997).

La commercialisation des grenouilles, pour l'enseignement, la recherche, la pêche ou la consommation humaine, constitue une pression importante sur les populations d'Anoures, d'autant plus qu'il est reconnu que ces populations connaissent des fluctuations marquées de leurs effectifs. Certaines années, jusqu'à 93 000 individus ont été capturés à des fins personnelles ou commerciales au lac Saint-Pierre. On estime que cette récolte, conjuguée à la perte d'habitats, à l'utilisation de pesticides et à la mortalité due à la circulation routière, a entraîné une diminution des populations d'Anoures (Langlois *et al.*, 1992).

Avenues de recherche

C'est dans les années 1970 que l'on a constaté le déclin de l'herpétofaune, et bien que certaines causes aient été identifiées, il demeure essentiel d'établir et de maintenir des programmes de suivi, car on connaît peu la dynamique des populations d'amphibiens et de reptiles. De plus, les Anoures et les reptiles sont considérés comme des indicateurs de l'intégrité écologique. Il faut donc, dès maintenant :

- Établir et maintenir des programmes de suivi.
- Identifier les aires nationales et régionales de biodiversité.
- Étudier les cycles vitaux, dresser des inventaires et effectuer des suivis à long terme.
- Effectuer des recherches sur les maladies infectieuses émergentes.
- Étudier les impacts des pratiques agricoles – utilisation de pesticides et d'engrais, méthodes culturales et paysage agricole – sur les amphibiens et les reptiles.
- Mener des recherches sur l'impact de l'introduction d'espèces exotiques de reptiles et d'amphibiens.
- Étudier les effets des changements climatiques sur la modification des aires de répartition, le succès de reproduction, le comportement, la physiologie des différents stades de croissance, la dynamique des populations.

RÉFÉRENCES

Armellin, A. et C. Plante. 2004. *Diversité et abondance des Amphibiens et des Reptiles dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-230, 88 pages.

Barko, J.W., J.D. Madsen et T.D. Wright. 1999. *Ecological Effects of Water Level Reductions in the Great Lakes Basin*. Présenté à la Commission mixte internationale.

Bodie, J.R. 2001. « Stream and riparian management for freshwater turtles ». *Journal of Environmental Management*, 62 : 443-455.

Bodie J.R. et R.D. Semlitsch. 2000. « Spatial and temporal use of floodplain habitats by lentic and lotic species of aquatic turtles ». *Æcologia*, 122 : 138-146.

Bonin, J.J. 1997. *Rapport sur la situation de la Tortue-molle à épines (Apalone spinifera) au Québec*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. 62 pages.

Brooks, R.J., G.P. Brown et D.A. Galbraith. 1991. « Effects of a sudden increase in natural mortality of adults on a population of the common Snapping turtle (*Chelydra serpentina*) ». *Canadian Journal of Zoology*, 69 : 1314-1320.

Brown, G.P. et J. Brooks. 1994. « Characteristics of and fidelity to hibernacula in a northern population of Snapping turtles, *Chelydra serpentina* ». *Copeia*, 1 : 222-226.

Cadi, A. et P. Joly. 2003. « Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) ». *Canadian Journal of Zoology*, 81 : 1392-1398.

Carey, C. et M.A. Alexander. 2003. « Climate change and amphibian declines: Is there a link? » *Diversity and Distribution*, 9 : 111-121.

Christens, E. et J.R. Bider. 1987. « Nesting activity and hatching success of the Painted turtle (*Chrysemys picta marginata*) in Southern Québec ». *Herpetologica*, 43 (1) : 55-65.

Christiansen, J.L. et J.W. Bickham. 1989. « Possible historic effects of pond drying and winterkill on behavior of *Kinosternon flavescens* and *Chrysemys picta* ». *Journal of Herpetology*, 23 (1) : 91-94.

Congdon, J.D., S.W. Gotte et R.W. McDiarmid. 1992. « Ontogenetic changes in habitat use by juvenile turtles, *Chelydra serpentina* and *Chrysemys picta* ». *Canadian Field-naturalist*, 106 (2) : 241-248.

Cunjak, R.A. 1986. « Winter habitat of Northern leopard frogs, *Rana pipiens*, in a southern Ontario stream ». *Canadian Journal of Zoology*, 64 : 255-257.

Desroches, J.-F. et D. Rodrigue. 2004. *Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes*. Éditions Michel Quintin, 288 pages.

De Solla, S.R., C.A. Bishop, H. Lickers et K. Jock. 2001. « Organochlorine pesticides, PCBs, dibenzodioxin, and furan concentrations in Common snapping turtle eggs (*Chelydra serpentina serpentina*) in Akwesasne, Mohawk Territory, Ontario, Canada ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40 : 410-417.

Emery, A.R., A.H. Berst et K. Koraida. 1972. « Under-ice observations of wintering sites of Leopard frog ». *Copeia*, 1 : 123-126.

- Galley, K.E.M. (éd.). 2004. *Global Climate Change and Wildlife in North America*. The Wildlife Society Technical Review 04-2. 26 pages.
- Gendron, A., D. Marcogliese, S. Barbeau, M.-S. Christin, P. Brousseau, S. Ruby, D. Cyr et M. Fournier. 2000. « Exposure of Leopard frogs to a pesticide mixture affects life history characteristics of the lungworm *Rhabdias ranæ* ». *Œcologia*, 135 : 469-476.
- Gibbs, J.P. et A.R. Breisch. 2001. « Climate warming and calling phenology of frogs near Ithaca, New York, 1990-1999 ». *Conservation Biology*, 15 : 1175-1178.
- Graham, T.E., C.B. Graham, C.E. Crocker et G.R. Ultsch. 2000. « Dispersal from and fidelity to a hibernaculum in a northern Vermont population of common Map turtles, *Graptemys geographica* ». *Canadian Field Naturalist*, 114 (4) : 405-408.
- Hecnar, S.J. 2004. « Great Lakes wetlands as amphibian habitats: A review ». *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7 (2) : 289-303.
- Jean, M. et A. Bouchard. 1991. « Temporal changes in wetland landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada ». *Environmental Management*, 15 : 241-250.
- Jean, M., M. d'Aoust, L. Gratton et A. Bouchard. 1992. *Impacts of Water Level Fluctuation on Wetlands: Lake Saint-Louis Case Study*. Présenté à la Commission mixte internationale, Étude du niveau de référence de l'eau, par l'Institut de recherche en écologie végétale, Montréal.
- Johnson, P.T.R. et J.M. Chase. 2004. « Parasites in the food web: Linking amphibian malformations and aquatic eutrophication ». *Ecology Letters*, 7 : 521-526.
- Kolozsvary M.B. et R.K. Swihart. 1999. « Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: Patch and landscape correlates in farmland ». *Canadian Journal of Zoology*, 77 : 1288-1299.
- Kupferberg S.J. 1996. Hydrologic and geomorphic factors affecting conservation of a river-breeding frog (*Rana boylei*). *Ecological Applications*, 6 (4) : 1332-1344.
- Langlois, C., L. Lapierre, M. Léveillé, P. Turgeon et C. Ménard. 1992. *Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du lac Saint-Pierre : Rapport technique, Zone d'intérêt prioritaire n° 11*. Environnement Canada, Conservation de l'environnement, Région du Québec, Centre Saint-Laurent.
- Loncke, D.J. et M.E. Obbard. 1977. « Tag success, dimensions, clutch size, and nesting site fidelity for the snapping turtle, *Chelydra serpentina*, (Reptilia, Testudines, Chelydridæ) in Algonquin Park ». *Journal of Herpetology*, 11 (2) : 243-244.
- Marcogliese, D.J. 2001. « Implications of climate change for parasitism of animals in the aquatic environment ». *Canadian Journal of Zoology*, 79 : 1331-1353.
- Morin J., O. Champoux, S. Martin, K. Turgeon, M. Mingelbier, P. Brodeur, S. Giguère, D. Rioux, A. Armellin, D. Lehoux, B. Drolet, Y. de Lafontaine et J.-L. Desgranges. 2004. *Selected performance indicators of the Environment Technical Working Group (Lower St. Lawrence)*. Présenté au Groupe de travail technique sur l'environnement, dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale, par Environnement Canada (Service météorologique du Canada – Section Hydrologie, Service canadien de la faune, Centre Saint-Laurent) et ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Sainte-Foy, Rapport technique RT-137, 61pages.
- Pechmann, J.H.K., D.E. Scott, J.W. Gibbons et R.D. Semlich. 1989. « Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians ». *Wetlands Ecology and Management*, 1 (1) : 3-11.
- Phillips, C.A., J.R. Johnson, M.J. Dreslik et J.E. Petzing. 2002. « Effects of hydroperiod on recruitment of Mole salamanders (genus *Ambystoma*) at a temporary pond in Vermilion County, Illinois ». *Transactions of the Illinois State Academy of Science*, 95 (2) : 131-139.
- Plummer, M.V. 1976. « Some aspects of nesting success in the turtle, *Trionyx muticus* ». *Herpetologica*, 32 (4) : 353-359.
- Pough, H.F., A.M. Robin, J.E. Cadle, M.L. Crump, A.H. Savitzky et K.D. Wells (éd.). 2000. *Herpetology*. 2nd Edition. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. 612 pages.
- Reese, D.A., D.C. Jackson et G.R. Ultsch. 2003. « Hibernation in freshwater turtles: Softshell turtles (*Apalone spinifera*) are the most intolerant of anoxia among North American species ». *Journal of Comparative Physiology. Part B*, 173 : 263-268.
- Reese, D.A., D.C. Jackson et G.R. Ultsch. 2002. « The physiology of overwintering in a turtle that occupies multiple habitats, the Common snapping turtle ». *Physiological and Biochemical Zoology*, 75 (5) : 432-438.
- Schneeweiss, N. 2004. « Climatic impact on reproductive success of *Emys orbicularis* at the northwestern border of the species' range (Germany) ». *Biologia, Bratislava*, 59/suppl. 14 : 131-137.
- Skelly, D.K., E.E. Werner et S.A. Cortwright. 1999. « Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage ». *Ecology*, 80 (7) : 2326-2337.
- Smith, D.C. 1983. « Factors controlling tadpole populations of the chorus frog (*Pseudacris triseriata*) on Isle Royale, Michigan ». *Ecology*, 64 (3) : 501-510.
- Snodgrass, J.W., M.J. Komoroski, A.L. Bryan Jr. et J. Burger. 2000. « Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: Implications for wetland regulations ». *Conservation Biology*, 14 (2) : 414-419.
- Standing, K.L., T.B. Herman et I.P. Morrison. 1999. « Nesting ecology of Blanding's turtle (*Emydoidea blandingii*) in Nova Scotia, the northeastern limit of the species' range ». *Canadian Journal of Zoology*, 77 : 1609-1614.
- Vandewalle, T.J. et J.L. Christiansen. 1996. « A relationship between river modification and species richness of freshwater turtles in Iowa ». *Journal of the Iowa Academy of Science*, 103 (1-2) : 1-8.

Wagner, G. 2003. *Status of the Northern Leopard Frog (Rana pipiens) in Alberta*. Alberta Environmental Protection. Alberta Wildlife Status Report No. 9.

Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J.-M. Fromentin, O. Høegh-Guldberg et F. Bairlein. 2002. « Ecological responses to recent climate change ». *Science*, 416 : 389-395.

NOTES

1. Chez certaines espèces d'Anoures, la reproduction prend des formes différentes. Ainsi, les grenouilles arboricoles déposent leurs œufs dans la végétation surplombant un cours d'eau. Les têtards éclosent et tombent directement dans le cours d'eau. Chez certaines espèces, le développement est direct; il n'y a pas de stade larvaire.
2. Il s'agit de glycoprotéines complexes qui empêchent la formation de glace dans les cellules. Les cristaux de glace détruisent les membranes cellulaires et entraînent ainsi la nécrose des tissus et la mort de l'animal.
3. Absence ou diminution importante de la quantité d'oxygène dans les tissus.
4. Dans l'incubation des œufs, stade qui précède immédiatement l'éclosion, quand l'oisillon commence à fendre la coquille.

Chapitre 7

IMPACTS DU RÉGIME HYDROLOGIQUE SUR LES COMMUNAUTÉS DE POISSONS DU SAINT-LAURENT ET LEURS HABITATS

Yves de Lafontaine¹, Alain Armellin¹, François Marchand², Marc Mingelbier³, Philippe Brodeur³ et Jean Morin⁴

1. Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Recherche sur les écosystèmes fluviaux. 2. Agence canadienne d'évaluation environnementale. 3. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de la recherche sur la faune. 4. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Hydrologie.

Introduction

Les fleuves et rivières ont de tout temps été les sites privilégiés pour l'établissement des populations humaines. Ce choix a en partie été dicté par l'abondance des poissons qui assurait une source directe d'alimentation. Dans plusieurs cours d'eau, cette ressource en poissons s'est souvent avérée très variable dans le temps et l'espace et fortement assujettie au phénomène cyclique des crues et de l'étiage, forçant souvent les pêcheurs à se déplacer. L'influence du régime hydrologique des fleuves et grandes rivières sur les poissons a été documentée par les scientifiques dès le début du 20^e siècle, notamment par Antipa qui démontra que la production des pêcheries dans le Danube était directement proportionnelle à l'amplitude et à la durée des crues (Botnariuc, 1968). Les effets des variations hydrologiques naturelles ou anthropiques sur les communautés de poissons des systèmes lotiques ont fait l'objet de nombreuses études depuis plusieurs décennies, et il est maintenant clairement établi que la modification du régime hydrologique a des répercussions sur les poissons à différents niveaux d'organisation biologique. Cependant, les impacts varient d'un cours d'eau à l'autre, et il est impossible de prévoir précisément ce qu'il adviendra sans tenir compte de la physiographie et de l'hydrologie du système étudié. Les modifications majeures les plus évidentes sont sans aucun doute celles associées à la construction de barrages et d'ouvrages de régularisation qui, en général, ont un impact sur la richesse spécifique, la diversité, l'abondance et la biomasse de l'ichtyofaune (Køel et Sparks, 2002; Holcik et Macura, 2001; Lopez-Lopez et Paulomaya, 2001; Lusk, 1995; Poff et Allan, 1995; Neves et Angermeier, 1990; Bain *et al.*, 1988). Malgré que l'existence d'un lien étroit entre le milieu aquatique et les communautés de poissons soit établie depuis plusieurs décennies, le régime hydrologique des grandes rivières du monde continue d'être modifié par l'homme afin d'appuyer le développement économique au détriment

des communautés aquatiques. Dans une perspective de conservation des usages socio-économiques et environnementaux, il est essentiel de comprendre les mécanismes qui contrôlent les réponses de la nature aux changements des régimes hydrologiques pour une gestion éclairée des écosystèmes aquatiques.

Bien que le Saint-Laurent figure parmi les grands fleuves du monde (il se classe au treizième rang mondial pour son bassin de drainage) et qu'il regroupe 87 espèces de poissons d'eau douce et 18 espèces diadromes (CSL, 1996), les effets des fluctuations des débits et des niveaux d'eau sur les communautés de poissons du fleuve ont été très peu étudiés. En fait, les premières preuves proviennent d'études en milieu marin qui ont établi des relations empiriques entre les variations interannuelles des débits des eaux douces du fleuve et l'abondance d'espèces de poissons d'intérêt commercial dans le golfe du Saint-Laurent (Runge *et al.*, 1999; de Lafontaine *et al.*, 1991; Sutcliffe, 1973). De façon similaire, des relations empiriques significatives ont été établies entre les fluctuations du régime hydrologique et l'abondance de deux espèces anadromes de l'estuaire du Saint-Laurent, soit le Poulamon atlantique (*Microgadus tomcod*, Fortin *et al.*, 1990) et l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*, Mingelbier *et al.*, 2001a). Dans le cas des espèces franchement dulcicoles, un modèle empirique développé par Nilo *et al.* (1997) suggère que le recrutement annuel et la force des classes d'âges de l'Esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) seraient en partie explicables par l'amplitude du débit fluvial et la température de l'eau au début de l'été, au moment de la ponte et de la dérive larvaire. Mais outre ces quelques cas d'espèces d'intérêt commercial, l'influence du régime hydrologique sur les assemblages de poissons du tronçon fluvial de même que sur les autres composantes de l'écosystème du Saint-Laurent demeure encore peu documentée et mal comprise. En se fondant sur la documentation scientifique

et sur des études récentes réalisées pour la Commission mixte internationale, le présent chapitre aborde la question de l'influence de la nature et de l'ampleur des variations hydrologiques sur la dynamique des poissons dans le cours inférieur du fleuve Saint-Laurent. Ces observations permettront de poser un pronostic des effets possibles de la régularisation sur l'intégrité de l'écosystème et sur la dynamique des communautés ichthyennes du fleuve.

Le régime hydrologique du Saint-Laurent et les communautés de poissons

Contrairement aux rivières de tête, le Saint-Laurent n'est pas assujéti à des variations soudaines ou à de violentes crues éclair (*flash flood*) (Welcomme, 1979). Sa position très en aval dans le bassin de drainage, le pouvoir tampon naturel des Grands Lacs, la régularisation partielle du débit sortant du lac Ontario et la forte régularisation de la rivière des Outaouais depuis 1912 (Morin et Bouchard, 2000) sont autant de facteurs qui expliquent cette situation. Avec un débit quotidien de décharge pouvant varier de 9000 à 26 000 m³/s à son embouchure (CSL, 1996), le fleuve demeure tout de même caractérisé par des variations relativement faibles de son régime hydrologique. Son cycle hydrologique est relativement tamponné et dominé principalement par une importante crue printanière, survenant entre la fin de février et la mi-mai, associée à la décharge des eaux provenant des précipitations sur l'ensemble du bassin. La capacité de rétention de l'eau par les Grands Lacs étant d'au plus six mois, les variations du débit annuel du Saint-Laurent sont donc surtout contrôlées par l'ampleur des précipitations et le climat.

Les variations du débit influencent nécessairement les conditions physicochimiques de l'eau et des habitats disponibles, et plus particulièrement la température de l'eau, la teneur en oxygène dissous et la dessiccation, qui sont jugées essentielles pour les poissons. Ces effets varient selon la topographie locale et sont habituellement plus marqués et plus perceptibles dans les habitats lenticques, à cause de leur faible profondeur et de leur faible courant. Le fleuve Saint-Laurent est caractérisé par une alternance de corridors étroits (tronçon Montréal-Sorel), où la crue est localisée sur une bande étroite, latéralement au chenal principal, et de zones lenticques (les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre), où la crue s'étale sur une plaine alluviale où se déversent aussi plusieurs tributaires plus petits. Cette variabilité topographique sous-tend une mosaïque d'habitats et de conditions hydrologiquement complexes, qui devraient, selon Pearsons *et al.* (1992), favoriser une plus grande diversité des assemblages de poissons et une meilleure résistance

aux perturbations hydrologiques. Dans certains cas, les poissons peuvent modifier leur comportement pour s'ajuster aux variations des conditions physiques ou se déplacer vers des habitats plus propices (Northcote, 1998). Dans d'autres cas, les conditions physiques et/ou chimiques extrêmes de certains cours d'eau peuvent entraîner des adaptations spéciales chez les poissons qui y habitent (Welcomme, 1979).

Dans le fleuve Saint-Laurent, la température de l'eau du cours d'eau principal où il n'y a pas de stratification thermique peut atteindre 26 °C en été. La température moyenne estivale est positivement corrélée au débit saisonnier ($r = 0,61$, $p = 0,009$; de Lafontaine *et al.*, 2006), indiquant que les années de faible hydraulicité sont souvent associées à des températures de l'eau plus chaudes. Ainsi, parallèlement à la diminution graduelle d'environ 35 % des niveaux d'eau dans le Saint-Laurent entre 1975 et 2003, on a observé une hausse significative de 1,5 °C de la température estivale de l'eau au cours de la même période (de Lafontaine *et al.*, 2006). La corrélation entre les deux signaux à tendance opposée est très significative ($r = -0,685$). Par contre, la température de l'eau de la zone littorale fluctue plus fortement que celle du chenal principal, dépassant assez fréquemment 30 °C (de Lafontaine *et al.*, 2003) et atteignant même 34 °C dans les herbiers peu profonds en période de très bas niveau d'eau et de forte chaleur (Mingelbier *et al.*, 2001b). Plusieurs espèces de poissons du Saint-Laurent sont considérées comme des espèces d'eau froide ou intermédiaires pouvant tolérer difficilement des températures aussi élevées et seraient donc obligées de se déplacer vers les eaux plus fraîches du chenal principal. Le lien entre les fluctuations des niveaux et les conditions thermiques des eaux de la zone littorale du Saint-Laurent demeure encore mal étudié et nécessiterait une analyse plus approfondie.

Le manque d'oxygène est l'un des facteurs les plus stressants pour les poissons et peut s'avérer un élément déterminant de la distribution spatio-temporelle des poissons dans la plaine inondable des rivières (Welcomme, 1985). Des cas d'hypoxie (oxygène dissous < 1 mg/L) n'ont jamais été documentés pour le Saint-Laurent dont les eaux profondes sont très bien oxygénées. Il est donc peu probable que la teneur en oxygène dissous ait un effet stressant sur les poissons de la zone lotique du fleuve. La situation peut cependant être différente dans les zones de végétation dense (herbiers riverains) pouvant entraîner une diminution marquée de l'oxygène (par eutrophication). Le degré de désoxygénation des eaux sous le couvert de végétation dépendra du courant et de l'échange des eaux et de la demande en oxygène par la matière organique en décomposition. Slavik et Bartos (2001) ont montré avec élégance que la régularisation

partielle de certains tronçons d'une rivière peut causer des déficits nocturnes en oxygène dissous (3-4 mg/L), entraînant une baisse simultanée de la richesse et de l'abondance des poissons. Ce phénomène n'était cependant pas observé dans les zones non régularisées. D'importantes fluctuations journalières des teneurs en oxygène dissous, caractérisées par des minimums nocturnes (2-3 mg/L) ont aussi été observées à la fin d'août dans les herbiers du lac Saint-Pierre (Hudon, 2005), mais leur impact sur les communautés de poissons n'a pas encore été étudié.

Très peu d'espèces de poissons sont adaptées à survivre à la dessiccation, et les pertes de poissons pris au piège dans des mares d'eau temporaires de la plaine inondable des rivières peuvent être énormes (Lusk *et al.*, 1996; Welcomme, 1985). L'exondation prolongée des habitats peu profonds du Saint-Laurent, notamment au lac Saint-Pierre, a été observée au cours d'années de très faible niveau, en particulier durant les étés de 1963 et 1964. Ces événements de dessiccation n'ont cependant pas donné lieu à des mortalités massives de poissons adultes.

On réalise donc ici que l'analyse des répercussions du régime hydrologique sur les assemblages de poissons est compliquée par la nécessité de considérer et, si possible, de distinguer les effets directs et les effets indirects des variations de niveaux et de débits sur les poissons. Les effets directs sont ceux où existe un lien causal entre le débit ou le niveau et une réponse biologique des poissons. Les effets indirects sont ceux où la réponse biologique des poissons est liée à une cause autre que le niveau ou le débit à proprement parler, mais qui change à la suite d'une variation des niveaux ou des débits. À titre d'exemple, une baisse rapide du niveau d'eau dans les herbiers riverains peut engendrer une augmentation de la température de l'eau et une diminution de la teneur en oxygène dissous dans les eaux stagnantes, pouvant même entraîner une production excessive d'hydrogène sulfureux, ce qui forcerait les poissons à quitter le secteur. Si les poissons ne peuvent se déplacer, il s'en suivra une mortalité excessive. Ce scénario hypothétique pourrait être à l'origine d'un récent cas documenté de mortalité massive de carpes (*Cyprinus carpio*), survenue à la fin de juin 2001, peu après un épisode de très bas niveau de l'eau, où un ensemble de facteurs auraient contribué à affaiblir les poissons en post-reproduction (Mingelbier *et al.*, 2001b). Une meilleure compréhension des liens entre l'hydrologie et le milieu physicochimique des zones littorales fréquentées par les stades juvéniles de la majeure partie des poissons est essentielle et représente un défi de recherche pour le Saint-Laurent dans le futur.

Réactions des poissons aux variations hydrologiques

Les fluctuations du régime hydrologique peuvent être considérées comme un élément perturbateur auquel les organismes peuvent s'adapter en développant des traits comportementaux, morphologiques, physiologiques ou écologiques afin d'en minimiser ou d'en exploiter l'effet. Ainsi, une crue printanière typique qui se produit sur plusieurs semaines à une récurrence fixe (saison) peut donc être considérée comme une « perturbation prévisible ». L'utilisation par les poissons de la plaine inondable et des zones riveraines comme refuge pour éviter le transport vers l'aval est souvent citée comme un exemple d'adaptation (Lucas et Baras, 2001; Welcomme, 1985). La réponse des poissons aux événements de crue diffère d'une espèce à l'autre, et Meffe (1984) a montré que ces différences de comportement ont une composante génétique et un caractère transmissible. Les effets d'une perturbation imprévisible, correspondant à un événement hydrologique en dehors de la fréquence ou de l'intensité des mesures prédites, demeurent par contre peu étudiés (à l'exception de l'effet de la construction de barrages). Par exemple, la crue exceptionnelle du Mississippi en 1993 a donné lieu à des impacts variant de bénéfique à minimal pour différentes populations animales, mais n'a eu aucun effet significatif sur la structure trophique des écosystèmes de la plaine inondable (Delong *et al.*, 2001). Ce type d'événement n'a jamais été documenté pour l'écosystème du Saint-Laurent.

Les variations hydrologiques peuvent affecter les poissons à différentes échelles de temps et d'espace. À court terme (variations intra-annuelles), les fluctuations de débits et de niveaux peuvent modifier la distribution locale, la répartition saisonnière et les patrons de migration des espèces. Le débit et le niveau de l'eau sont des signaux qui déclenchent la migration de plusieurs espèces de poissons dulcicoles (Lucas et Baras, 2001). Ces variations dans le patron de migration et la distribution saisonnière des poissons auront un effet direct sur les captures de poissons sportifs ou commerciaux en changeant l'accessibilité des poissons dans des zones spécifiques de pêche. Cela peut aussi modifier le comportement de reproduction des poissons adultes en modifiant l'accès aux aires de fraie et de refuge dans une rivière. À long terme, les variations du régime hydrologique peuvent influencer la dynamique des populations de poissons en agissant sur les processus de reproduction et de recrutement, ce qui entraîne des changements dans l'abondance relative de ces espèces (Schlosser, 1998). Le débit peut aussi affecter la dérive des premiers stades de vie des poissons le long d'un cours d'eau (Humphries et Lake, 2000) ou la croissance et la survie des juvéniles dans les pouponnières (Moses, 2001). Par son action sur la force des classes d'âge, le régime hydrologique peut

modifier l'abondance relative des différentes espèces et ultimement altérer la composition et la structure des assemblages de poissons en rivière. À cause de la structure d'âge des poissons, la relation stress-réponse entre les fluctuations hydrologiques et les caractéristiques d'une communauté de poissons ne pourra donc être potentiellement décelée dans les pêcheries qu'après un certain temps. Par conséquent, ce type d'analyse devrait être réalisé de préférence à partir de séries chronologiques suffisamment longues (Bjornstad et Grenfell, 2001; Jackson *et al.*, 2001).

La section qui suit résume dans quelle mesure les fluctuations du régime hydrologique du Saint-Laurent influencent les poissons à différentes échelles organisationnelles, incluant 1) le comportement migratoire et la distribution saisonnière des espèces, 2) la disponibilité des habitats de poissons, 3) la reproduction et le patron de recrutement des populations, et 4) la diversité et l'intégrité des assemblages. L'étude débutera par les réponses observées à des perturbations permanentes causées par l'érection de barrages et se poursuivra sur les perturbations associées aux variations hydrologiques du Saint-Laurent.

Perturbations permanentes : les barrages

La mise en fonction de barrages hydroélectriques – Rivière-des-Prairies en 1930-1931, Beauharnois en 1932, Moses-Saunders à Cornwall en 1959 – érigés le long du Saint-Laurent, a engendré des perturbations permanentes du régime hydrologique dans les secteurs amont et aval de ces ouvrages et créé des barrières aux déplacements des poissons en amont de Montréal. Le réservoir appelé Lake St. Lawrence, créé immédiatement en amont du barrage Moses-Saunders, subit des variations annuelles de niveau d'eau d'environ 2 m. Par contre, en aval, le niveau d'eau du lac Saint-François, véritable réservoir coincé entre les barrages Moses-Saunders et Beauharnois, a été haussé de 40 cm par rapport à son état naturel, mais varie à peine de 20 cm annuellement (Morin, 2001). L'assemblage des poissons qui s'établit dans un réservoir créé par la construction d'un barrage dépend essentiellement de celui qui existait auparavant dans le cours d'eau, à moins que des espèces nouvelles ne soient introduites (Lopez-Lopez et Paulo-Maya, 2001). L'effet de cette perturbation est habituellement perçu par des comparaisons des assemblages échantillonnés avant et après la mise en œuvre du barrage.

Ribey (1997) a observé que la diversité et l'abondance des poissons littoraux en amont du barrage Moses-Saunders étaient significativement plus faibles qu'en aval. Cette situation a été attribuée aux plus grandes variations des niveaux d'eau (effet des opérations de

production de pointe [*peaking and ponding operations*]) ou à la plus faible hétérogénéité des habitats et la plus faible quantité de végétation du secteur amont par rapport au secteur aval. Des niveaux d'eau relativement constants favorisent la diversité et l'abondance des poissons littoraux (Kinsolving et Bain, 1993). D'autre part, une diversité d'habitats peut susciter une plus grande spécialisation des modes alimentaires et, par conséquent, une plus grande diversité de poissons (Tonn et Magnuson, 1982). Les différences entre l'amont et l'aval notées dans l'étude de Ribey (1997) étaient principalement associées au groupe des Cyprins, où le Fondule barré (*Fundulus diaphanus*), la Chatte de l'Est (*Notropis crysoleucas*) et le Méné pâle (*Notropis volucellus*), très communs en aval, étaient pratiquement absents en amont du barrage Moses-Saunders. Ces trois espèces requièrent la présence de macrophytes sub-aquatiques pour se reproduire et se réfugier des prédateurs, un type d'habitat beaucoup plus abondant en aval. La pauvreté des habitats de végétation du secteur amont peut s'expliquer par la relative nouveauté des habitats inondés depuis 37 ans (au moment de l'étude) et par les fluctuations prononcées des niveaux d'eau qui entraînent un assèchement de la zone littorale susceptible d'être utilisée par les poissons. En comparant ses résultats avec des données récoltées en 1930 dans le secteur amont, l'auteur a noté la disparition d'au moins six espèces de poissons, perte attribuable à la destruction d'habitats causée par la construction du barrage.

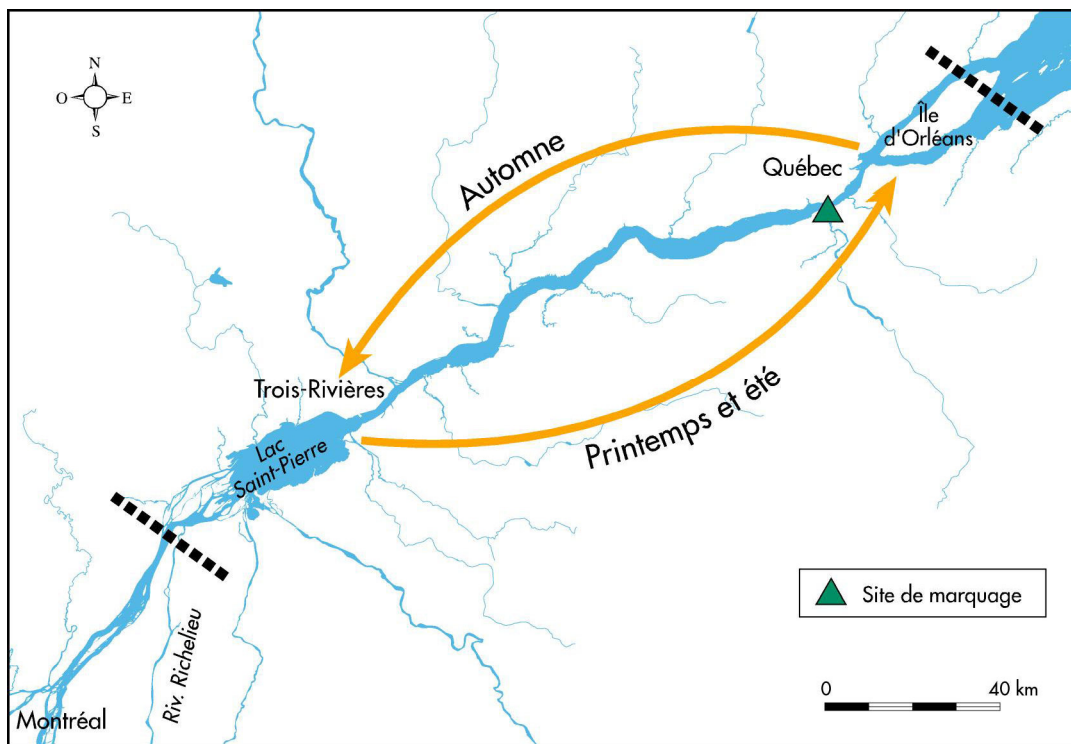
En conclusion, le manque d'habitats adéquats (zones à macrophytes) et diversifiés causé par l'inondation du secteur amont et entretenu par les fluctuations de forte amplitude (~ 2 m) des niveaux d'eau semble être à l'origine de la différence de la diversité et de l'abondance des poissons entre l'amont et l'aval du barrage. Il est cependant difficile de présumer du temps requis pour assurer une récupération des habitats dans les secteurs inondés. L'absence de végétation dans le secteur amont plus de 37 ans après l'inondation laisse croire que la végétation pourrait difficilement s'y établir. Les résultats du Réseau de suivi ichtyologique en fonction entre 1995 et 1997 ont montré que les communautés ichtyennes du lac Saint-François incluaient 27 espèces et étaient beaucoup moins riches que celles recensées en aval dans les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre qui incluaient 40 espèces (La Violette, 2004). En comparaison d'un inventaire effectué en 1968 au lac Saint-François, où 43 espèces avaient été capturées, les résultats du relevé de 1996 suggèrent la perte, sur une période de 30 ans, de 16 espèces de poissons, dont plusieurs espèces de ménés (Cyprinidés) rares et probablement sensibles aux perturbations. Ici encore, la moins grande diversité des habitats de poissons résultant du rehaussement et de la stabilisation des niveaux de l'eau est invoquée comme explication de la plus faible diversité de poissons au lac

Saint-François par rapport aux secteurs typiquement fluviaux et hydrologiquement plus variés en aval de Beauharnois (La Violette *et al.*, 2003).

Comportement de migration et distribution saisonnière

Contrairement à une perception assez répandue voulant que les poissons d'eau douce soient assez sédentaires et passent la majorité de leur vie dans un secteur restreint, plusieurs espèces de poissons de rivière se déplacent latéralement ou longitudinalement en fonction des conditions environnementales et des besoins d'utilisation d'habitats (Lucas et Baras, 2001; Northcote, 1998). Outre les cas d'espèces d'intérêt sportif ou commercial, les patrons de déplacement des espèces de poissons d'eau douce du Saint-Laurent demeurent encore assez mal connus. Les résultats existants à ce jour indiquent cependant des comportements migratoires relativement variables selon les différents secteurs étudiés. Par exemple, les populations de Perchaude (*Perca flavescens*) du secteur du lac Saint-Louis, en amont de Montréal, sont relativement sédentaires avec peu de transfert entre les

rives nord et sud du lac, et leurs déplacements sont principalement confinés le long de chacune des rives (Dumont, 1996). Le Chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), espèce rare et menacée du Saint-Laurent, migre depuis les îles de Contrecoeur du tronçon fluvial Montréal-Sorel pour se reproduire dans la rivière Richelieu (Dumas, 2005). Une étude de marquage réalisée entre 1999 et 2001 dans le secteur de Québec a mis en évidence un bel exemple de potamodromie (migration en eau douce seulement) pour plus de 20 espèces de poissons d'eau douce du Saint-Laurent (de Lafontaine *et al.*, 2002). Ces espèces, incluant la Perchaude (*Perca flavescens*), le Doré jaune (*Sander vitreus*), le Doré noir (*Sander canadensis*), la Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*), le Meunier noir (*Catostomus commersoni*), le Meunier rouge (*Catostomus commersoni*) et le Baret (*Morone americana*), se déplacent de façon saisonnière sur une distance d'environ 200 km le long du tronçon fluvial compris entre les îles de Sorel, à l'extrémité ouest du lac Saint-Pierre, et la pointe est de l'île d'Orléans (figure 7.1).



Remarques. – Les espèces identifiées sont la Perchaude, le Doré jaune, le Doré noir, la Barbue de rivière, le Meunier noir, le Meunier rouge et le Baret. Les barres transversales délimitent la zone principale du mouvement migratoire. Potamodromie : Patron de migration saisonnière et territoire occupé.

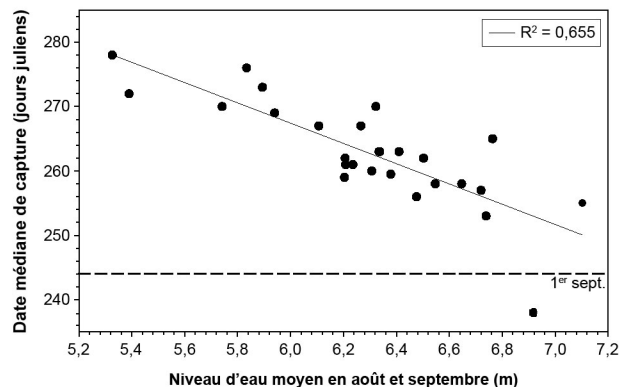
Figure 7.1 Patron de migration saisonnière et aire de répartition de plusieurs espèces de poissons dans le cours inférieur du Saint-Laurent à partir de données d'une étude de marquage réalisée à Saint-Nicolas de 1999 à 2001

L'espèce la plus mobile est le Doré jaune, avec des déplacements saisonniers de Québec à Montréal (~ 240 km). La migration saisonnière de la Perchaude sur une distance d'environ 175 km dans le Saint-Laurent n'avait jamais été décrite auparavant et représente un cas relativement rare de migration de longue distance chez cette espèce considérée en général comme sédentaire et non migratrice (Scott et Crossman, 1973). Si on considère en plus les nombreuses espèces anadromes du Saint-Laurent (comme le Grand Corégone [*Coregonus clupeaformis*], l'Éperlan arc-en-ciel [*Osmerus mordax*], le Poulamon atlantique [*Microgadus tomcod*], la Lamproie marine [*Petromyzon marinus*] l'Alose savoureuse [*Alosa sapidissima*] et l'Esturgeon noir [*Acipenser oxyrinchus*]), qui sont aussi connues pour migrer dans les eaux douces du fleuve à des fins de reproduction (Bernatchez et Giroux, 2000), on en conclut qu'une forte proportion d'espèces de poissons du Saint-Laurent utilisent et dépendent d'une variété d'habitats répartis sur une large échelle spatiale afin de compléter leur cycle de vie.

Ce patron de migration saisonnière vers l'amont à l'automne et vers l'aval au printemps, observé chez plusieurs espèces du Saint-Laurent, ne semble pas être lié à des besoins imminents de reproduction, laquelle a lieu au printemps chez la plupart des espèces d'eau douce du fleuve. Il serait plutôt contrôlé par les variations saisonnières de l'accessibilité des habitats, comme cela a été documenté pour d'autres rivières nordiques (Lucas, 2000; Nikolsky, 1963). On présume que la migration automnale vers l'amont permettrait aux poissons d'éviter l'effet des glaces sur les habitats côtiers du tronçon fluvial pour se réfugier dans les habitats lacustres du lac Saint-Pierre en prévision de la fraie printanière (de Lafontaine *et al.*, 2002). La migration vers des frayères situées en amont est un phénomène très répandu chez les poissons de rivière et représenterait une adaptation qui minimise les pertes des produits de la fraie et favorise une dérive des juvéniles vers des habitats productifs en aval (Humphries et Lake, 2000; Schlosser, 1998).

À partir des données de captures journalières de poissons enregistrées à la pêcherie expérimentale de Saint-Nicolas entre 1975 et 2002, Marchand et de Lafontaine (2004) ont montré que la date médiane de migration ainsi que la durée de la migration saisonnière de 20 espèces de poissons de la portion aval du Saint-Laurent (sur 38 cas analysés) variaient beaucoup d'une année à l'autre et que cette variation était attribuable aux variations du régime hydrologique. La migration printanière vers l'aval était retardée durant les années de fortes crues. À l'inverse, la migration automnale vers l'amont était plus tardive les années où les niveaux d'eau de la fin de l'été et du début de l'automne étaient plus élevés. Dans la plupart des cas, le niveau de l'eau avait un meilleur pouvoir prédictif que

la température de l'eau. Parmi les cas les plus convaincants, citons celui de l'Anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) dont la migration automnale est fortement reliée à l'amplitude des niveaux d'eau dans le Saint-Laurent (de Lafontaine *et al.*, 2006) (figure 7.2).



Remarque. – Les nombres indiquent les deux derniers chiffres des années d'observation.

Figure 7.2 Relation entre le temps de migration automnale de l'Anguille d'Amérique dans le Saint-Laurent à la hauteur de Québec et le niveau d'eau moyen du Saint-Laurent mesuré en fin d'été à la Jetée n° 1 à Montréal

L'analyse qui portait sur des données étalées entre 1944 et 2002 montre que ce comportement migratoire chez l'anguille n'a pas changé au cours des 60 dernières années, malgré le changement de régime hydrologique depuis 1960. Sans nier l'effet possible d'autres variables (température, luminosité, accessibilité de la nourriture) sur la migration des poissons (Jonsson, 1991), les relations significatives entre les niveaux d'eau et la dynamique de migration pour environ la moitié des espèces de poissons suggèrent que la répartition spatio-temporelle des poissons du Saint-Laurent est directement liée aux variations hydrologiques qui déterminent l'accessibilité d'habitats adéquats. Ces résultats tendent à appuyer l'hypothèse d'une réponse d'adaptation du comportement de migration aux variations interannuelles du régime hydrologique qui agissent comme un stimulus du mouvement migratoire. Il est présumé qu'une régularisation excessive des débits et des niveaux pourrait donc entraîner une perte de la variabilité de la fonction migratoire. Les conséquences d'un changement du patron de migration demeurent cependant inconnues pour les poissons du Saint-Laurent et de la plupart des grandes rivières du monde. Agostinho *et al.* (2002) ont montré que les fluctuations du débit avaient un impact plus marqué sur la dynamique des populations d'espèces migratrices que chez les espèces non migratrices dans le fleuve Paraná. Par ailleurs, des études sur les poissons

marins suggèrent des impacts éventuels sur la dynamique à long terme des populations (Comeau *et al.*, 2002).

Liens entre les poissons et les habitats

Les poissons ont développé une grande diversité de morphologies et de stratégies de vie pour s'adapter à des conditions d'habitat très hétérogènes (Souchon *et al.*, 1989; Bovee, 1982; Stalnaker, 1979). Ils choisissent des milieux compatibles avec leurs besoins, et leur présence dans ces endroits particuliers n'est pas fortuite (Payne et Lapointe, 1997; Greenberg *et al.*, 1996; Morantz *et al.*, 1987; deGraaf et Bain, 1986; Mathur *et al.* 1983). Leur répartition spatiale dans le Saint-Laurent fluvial reflète aussi l'hétérogénéité des habitats dans l'espace et dans le temps. Ces différences sont liées aux variations des débits, à une topographie complexe, aux masses d'eau distinctes (turbidité, conductivité) des divers affluents, à l'exposition aux courants et aux vagues, à la présence et à la densité des espèces végétales ou encore au substrat de l'écosystème fluvial (La Violette *et al.*, 2003; Lessard, 1991). Les préférences d'habitat et les modèles spatiaux sont de plus en plus souvent utilisés pour évaluer les habitats potentiels pour la fraie, la croissance et l'alimentation de plusieurs espèces de poissons (Hardy et Addley, 2003; Parasievicz, 2003; Leclerc *et al.*, 1995). Comme l'a écrit Boisclair (2001) :

« 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 ».

Dans le Saint-Laurent, les premières informations sur les préférences des poissons en matière d'habitats ont été documentées au début des années 1980, dans le cadre de l'étude de faisabilité du projet d'aménagement des eaux de la région de Montréal. Une « approche globale extensive par habitat » avait été préconisée pour identifier les principaux facteurs qui limitaient la présence des poissons ainsi que les impacts de l'implantation d'une centrale hydroélectrique (Bureau et Gravel, 1981). Des clés de potentiel et des taux d'utilisation des habitats par les espèces représentatives des communautés de poissons avaient alors été élaborés en vue d'une évaluation globale du potentiel du territoire à l'étude (Leclerc, 1984; Gravel et Dubé, 1983; Leclerc et Vallières, 1983). Cette approche a été réutilisée récemment dans le cadre de l'étude de la Commission mixte internationale pour évaluer l'impact de la régularisation du débit sortant du lac Ontario sur l'habitat des poissons du fleuve (Mingelbier *et al.*, 2005). C'est grâce à une amélioration des modèles à haute résolution spatiale des variables physiques du

Saint-Laurent fluvial (Morin *et al.*, 2003) que l'étude a pu être réalisée. Le modèle de terrain couvre actuellement un territoire très vaste entre Cornwall et Trois-Rivières. Il intègre une description très précise de la topographie et permet de prédire des variables d'habitat déterminantes pour les poissons, comme la vitesse du courant, la profondeur, les vagues, la température, le type de substrat, la végétation émergente et submergée (Turgeon *et al.*, 2004). Il estime également les pertes d'habitats attribuables aux variations des débits. Un tel modèle n'avait jamais été développé pour un réseau hydrographique de l'ampleur du Saint-Laurent. La plupart des modèles numériques d'habitat avaient été élaborés pour des cours d'eau de débits relativement faibles ou pour des secteurs précis (Guay *et al.*, 2000; Lamouroux *et al.*, 1998; Leclerc *et al.*, 1996).

La régularisation a un effet notable sur le débit au printemps (diminution) et à la fin de l'été (augmentation) (Morin et Bouchard, 2000). Pour cette raison, seules ces deux périodes de l'année ont été documentées pour plusieurs espèces-clés pour l'étude de la Commission mixte internationale. La disponibilité des habitats a été évaluée en superficie favorable à la reproduction du Grand Brochet au printemps et à l'alimentation de dix espèces de poissons adultes à la fin de l'été. Seul le couloir fluvial entre Cornwall et Trois-Rivières a été étudié, puisque les variations des niveaux d'eau attribuables à la régularisation du débit sont mesurables uniquement dans la région d'eau douce sans marée.

Les frayères du Grand Brochet

L'accès aux différents types de marais et le patron de retrait de la crue revêtent une importance particulière dans la dynamique des communautés de poissons du Saint-Laurent. On rapporte que le succès de la reproduction du Grand Brochet, un prédateur à l'échelon supérieur de la chaîne trophique, est favorisé par des niveaux d'eau élevés et stables au printemps, durant la fraie.

Un indice de qualité de l'habitat (IQH) a été conçu à partir de données empiriques et de la documentation pour estimer l'impact du débit sur les habitats de reproduction du Grand Brochet. Cet indice intègre la température de l'eau, le type de milieu humide et la vitesse du courant pour attribuer une cote de qualité aux parcelles accessibles aux poissons. L'IQH a été couplé à un modèle numérique bidimensionnel qui calcule très précisément la superficie de l'habitat potentiel selon divers scénarios réalistes de débits, variant de 5000 m³/s à 20 500 m³/s. On a constaté que le débit du Saint-Laurent avait un impact positif sur la disponibilité des habitats potentiels de reproduction du Grand Brochet lors de la ponte des œufs et sur la superficie des habitats de meilleure qualité (figure 7.3). Les conditions hydrologiques différentes

observées d'une année à l'autre illustrent bien l'effet du débit sur les superficies des habitats potentiels, qui ont par exemple été deux fois plus étendues en 1998 (débit de 14 453 m³/s résultant en 7136 ha d'habitats potentiels) qu'en 2000 (débit de 9582 m³/s résultant en 3664 ha d'habitats potentiels). Une analyse par région révèle que l'effet du débit diffère beaucoup d'une région à l'autre et que les habitats de l'archipel du Lac Saint-Pierre sont le plus affectés par le débit (figure 7.3). Ces régions, qui abritent la majorité des aires de reproduction du Grand Brochet dans le système, requièrent un débit plus élevé ($\geq 14\,500$ m³/s) que le lac Saint-Louis ou le tronçon Montréal-Sorel pour atteindre des superficies d'habitat supérieures à 70 % du potentiel régional. Ces différences régionales s'expliqueraient par la topographie locale, la vitesse d'écoulement et la température de l'eau à débit élevé ainsi que par la superficie et l'élévation des milieux humides dans la plaine d'inondation.

Le débit du Saint-Laurent peut entraîner une mortalité par assèchement des frayères quand la décrue survient lors de l'incubation des œufs ou des premiers jours de croissance, au moment où les larves n'ont pas encore la

capacité nataoire de quitter les frayères. Selon Armellin (2004), l'exondation est une des causes de mortalité des premiers stades de développement. Pour évaluer l'effet des variations des niveaux d'eau sur la disponibilité des habitats, les superficies des frayères exondées ont été calculées annuellement depuis 1960 (Mingelbier *et al.*, 2005). Une analyse de la récurrence révèle que les pertes d'habitats attribuables à la décrue sont survenues deux années sur trois. La proportion d'habitats perdus est en moyenne de 25 % \pm 20 % (1 % à 56 %) pour l'ensemble du Saint-Laurent. Ce sont les îles de Sorel qui sont le plus vulnérables aux variations du débit, avec des pertes d'habitats atteignant 78 % et qui se chiffrent en moyenne à 39 % \pm 27 %. Une analyse historique (Mingelbier *et al.*, 2005) révèle que les baisses des niveaux d'eau pendant la période critique sont plus stables depuis la régularisation à Cornwall et seraient dues à d'autres facteurs comme le climat, la marée et la régularisation de la rivière des Outaouais. La disponibilité des habitats de reproduction est donc relative et dépend à la fois des surfaces disponibles au moment de la ponte des œufs et des surfaces perdues lors des décrues trop hâtives.

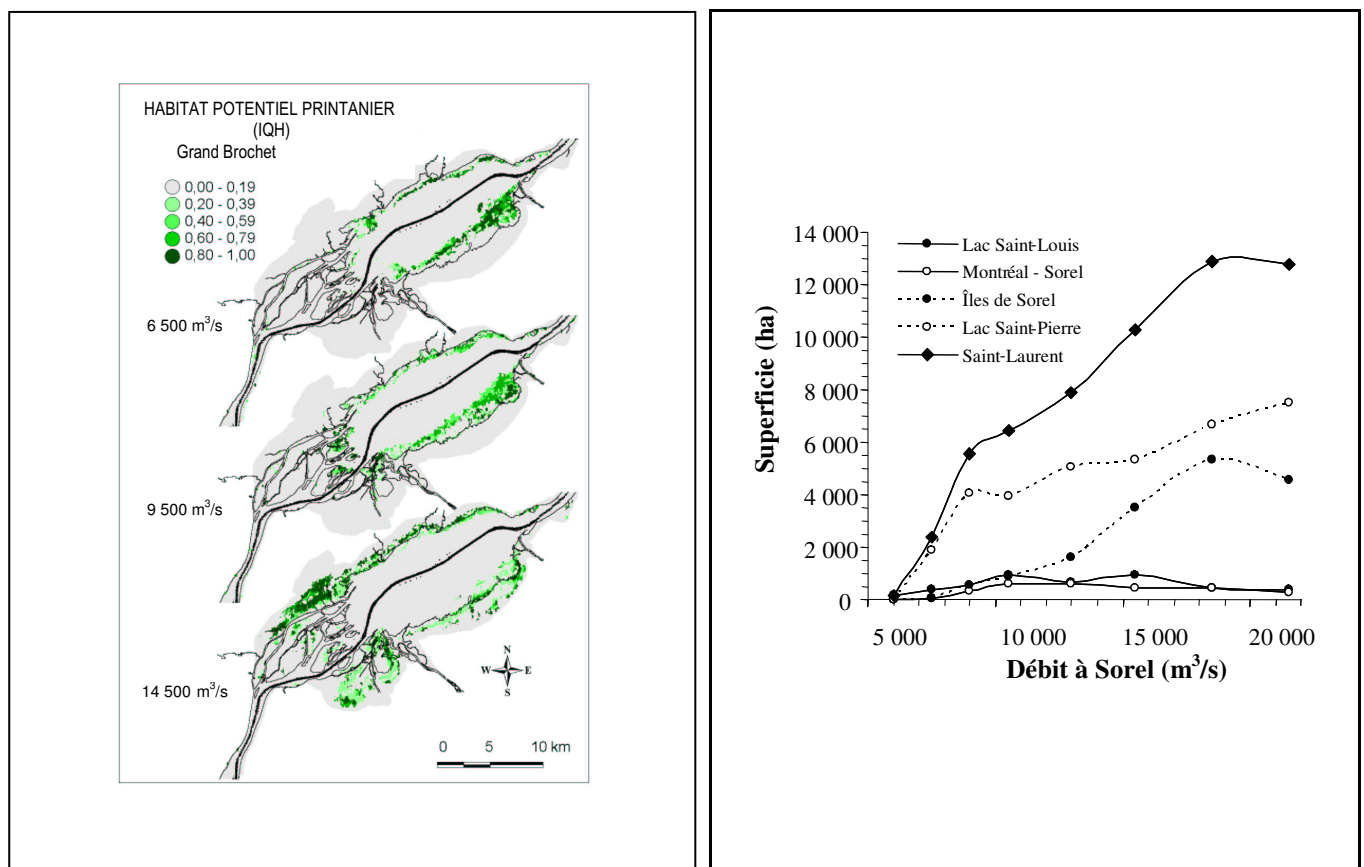


Figure 7.3 Superficie des frayères potentielles du Grand Brochet dans le Saint-Laurent pour un débit à Sorel variant de 5000 m³/s à 20 500 m³/s

Une décrue très rapide, même lorsque les jeunes de l'année ont une capacité natatoire développée, peut isoler de grandes quantités de poissons dans les dépressions naturelles de la plaine d'inondation (Dumont et Fortin, 1977). Les jeunes poissons de l'année sont alors confinés et soumis à des conditions extrêmes de température, d'oxygène et de prédation. Une analyse historique des niveaux mesurés à Sorel entre le 17 mai et le 30 juin (1917-2002) révèle une augmentation de la vitesse des décrues depuis que le système est régularisé à Cornwall (~ 1 cm/d) (Mingelbier *et al.*, 2005). Avant la régularisation, les décrues du Saint-Laurent atteignaient en moyenne 3 cm/d, ce qui est comparable aux décrues de la rivière Richelieu, de l'ordre de 1 à 2 cm/d (Dumont et Fortin, 1977).

Pour évaluer l'impact de la régularisation sur les habitats printaniers, deux séries reconstituées de débits du fleuve ont été comparées pour la période 1960-2000 : la série avant la régularisation (débit naturel) et la série 1958DD (débit régularisé) (Morin *et al.*, 2005). La température de l'air a également servi à prédire chaque année, à l'aide d'un modèle basé sur des données empiriques et la documentation, la chronologie de la reproduction pour ainsi déterminer le moment précis où les habitats sont utilisés (Mingelbier *et al.*, 2005). En écrétant la crue presque deux ans sur trois, la régularisation a provoqué des diminutions annuelles de superficies d'habitats potentiels de 5 % à 10 % dans l'ensemble du Saint-Laurent (figure 7.4). Ce sont encore les îles de Sorel qui sont le plus touchées par le débit qui, en raison de la régularisation, montre les diminutions les plus marquées et les plus fréquentes, soit une année sur deux (54 %). Ces diminutions ont réduit encore plus la disponibilité des habitats au cours des périodes de faible hydraulité naturelle (jusqu'à 28 %) et sont aussi survenues au cours de plusieurs années consécutives (1962-1965). C'est précisément dans ce type de situation que l'impact de la régularisation est susceptible d'être le plus dommageable pour les populations de poissons et que le système doit être géré avec une prudence particulière. La fréquence de ces diminutions risque d'augmenter, vu la baisse des apports d'eau futurs attribuable aux changements climatiques (Mortsch et Quinn, 1996) si aucune modification n'est apportée au mode de gestion des niveaux d'eau.

Une étude télémétrique sur les Grands Brochets de la région de Montréal, mesurant des déplacements saisonniers inférieurs à 1 km dans 92 % des repérages, suggère que l'espèce est sédentaire (Leclerc, 1984). Ces résultats montrent que des conditions défavorables peuvent avoir des impacts locaux majeurs sur les populations. Une diminution des habitats potentiels durant plusieurs années consécutives pourrait avoir des répercussions sur l'équilibre écologique local. Ces résultats indiquent qu'il serait

plus prudent dans les choix de gestion d'identifier les régions du fleuve où les habitats sont plus limités, plutôt que de considérer la superficie globale du système. En pratique, il est difficile d'estimer précisément l'impact de la diminution des superficies entraînée par la régularisation sur les populations de Grands Brochets, d'autant plus que cette espèce a un comportement opportuniste dans le choix de ses sites de fraie. À tout le moins, on peut présumer que la régularisation a eu des conséquences négatives ponctuelles dans le temps et dans l'espace sur l'abondance des Grands Brochets, puisque les variations dans la force des classes d'âge sont expliquées dans la région de Boucherville par une forte proportion de frayères disponibles (61 %).

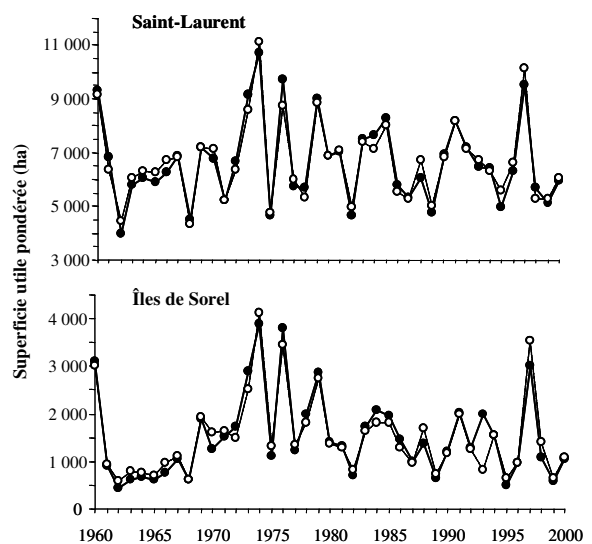


Figure 7.4 Superficies potentielles disponibles pour la fraie du Grand Brochet sans régularisation (trait pointillé) et avec régularisation (trait plein) du débit selon le plan 1958DD

Les variations interannuelles du débit à Cornwall sont imputables au climat. Puisque la régularisation influence le débit de l'année en cours et non le débit de l'année suivante, les impacts de la gestion sont réduits en comparaison des effets du climat. Même si les effets de la régularisation à Cornwall semblent relativement faibles, il faut en tenir compte et les réduire le plus possible pour limiter les pressions de diverses natures qui agissent déjà de façon cumulative sur les populations de poissons (exploitation, pertes d'habitats, interruption des voies de migration, etc.). En parallèle, il importe de poursuivre la protection et la restauration des habitats de la plaine d'inondation, trop souvent perdus au profit des intérêts

agricoles et urbains. Ces habitats sont essentiels au maintien des populations de poissons de ce grand fleuve (Welcomme, 1979), et leur restauration est tout aussi importante.

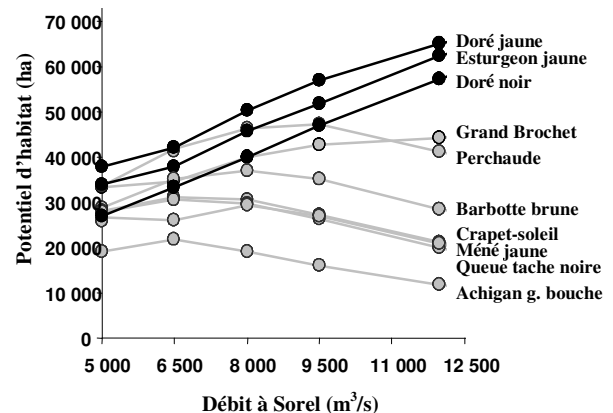
Habitats de croissance et d'alimentation des poissons adultes

Les habitats d'été jouent un rôle prépondérant dans l'alimentation. Ils procurent aux poissons un milieu de vie très productif et des abris pour se protéger 1) de la prédation dans les régions couvertes par la végétation (Verret et Savignac, 1985), 2) de la lumière intense en eaux turbides ou 3) de la température élevée en eau profonde. La période estivale correspond à une forte période de croissance, étape essentielle au cours de laquelle la disponibilité de la 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). Le débit influence l'accès aux habitats de croissance et d'alimentation, les caractéristiques physiques de ces milieux et leur répartition spatiale. La topographie complexe du Saint-Laurent, les caractéristiques très variées des masses d'eau, la densité et la composition de la végétation et le substrat induisent des conditions qui diffèrent beaucoup dans l'espace et le temps (Morin *et al.*, 2003). Cette complexité se reflète d'ailleurs dans la répartition spatiale des poissons, qui est très hétérogène dans le Saint-Laurent fluvial (La Violette *et al.*, 2003; Lessard, 1990; Verret et Savignac, 1985).

Mingelbier *et al.* (2005) ont évalué l'impact de la régularisation du débit du Saint-Laurent sur la disponibilité des habitats potentiels estivaux d'alimentation et de croissance des espèces sur lesquelles il existe de l'information. Sur les 50 espèces de poissons examinées, 10 espèces ont été retenues pour illustrer la diversité ichtyenne. Cinq scénarios hydrologiques ont été testés, couvrant une large gamme de débits mesurés en été. Dix modèles d'habitats multivariés (indices de probabilité d'habitats à partir de régressions logistiques) ont été élaborés avec des données provenant de trois échantillonnages intensifs du Réseau de suivi ichtyologique, effectués par Faune Québec dans le Saint-Laurent fluvial à la fin des étés 2001, 2002 et 2003 (La Violette *et al.*, 2003). Les modèles d'habitats ont été combinés au modèle numérique bidimensionnel du fleuve pour prédire les superficies d'habitats utiles en fonction du débit. Ce travail a aussi été réalisé séparément pour les quatre régions du Saint-Laurent, afin d'évaluer les zones les plus sensibles aux variations hydrologiques.

Les simulations d'habitats reflètent les caractéristiques biologiques et les préférences des dix espèces étudiées

(Mingelbier et Morin, 2005). Globalement, ces simulations soulignent une dichotomie entre les espèces appartenées aux milieux lenticques (Grand Brochet, Achigan à grande bouche, Barbotte brune, Méné jaune, Queue à tache noire, Perchaude et Crapet-soleil) et lotiques (Esturgeon jaune, Doré noir et Doré jaune) (figure 7.5).



Remarque. – Les courbes noires reflètent des relations linéaires positives, et les courbes grises paraboliques indiquent une perte d'habitats à partir d'un débit de 9500 m³/s et des relations négatives à des débits plus élevés.

Figure 7.5 Relations entre les habitats potentiels et le débit

Certaines espèces préfèrent les eaux calmes, peu profondes, un substrat fin avec de la végétation (Crapet-soleil et Perchaude). En gros, la superficie de leurs habitats potentiels atteint une valeur maximale lorsque le débit est relativement faible et montre même une relation négative lorsque le débit dépasse 9500 m³/s (figure 7.5). Par contre, d'autres espèces préfèrent un courant rapide et fréquent souvent des zones plus profondes, moins exposées à la lumière, souvent dépourvues de végétation et avec un substrat moyen à grossier. La superficie globale de leurs habitats potentiels dans le Saint-Laurent fluvial montre une forte relation positive avec le débit. Ces résultats montrent que l'habitat des espèces lenticques est beaucoup plus vulnérable aux variations des débits que celui des espèces lotiques, qui semble moins limité.

L'étude des quatre régions du Saint-Laurent révèle à quel point les impacts diffèrent d'un endroit à l'autre et qu'il faut régulariser les débits en fonction des zones dont les habitats potentiels sont limités, particulièrement dans la plaine d'inondation, plutôt qu'en fonction de tout le système, pour éviter de déséquilibrer les communautés de poissons.

L'exemple du Méné jaune, un poisson-fourrage commun de la famille des Cyprinidés, indique qu'à un débit estival faible de l'ordre de 6000 m³/s à Sorel, on trouve un maximum d'habitats potentiels au lac Saint-Pierre, alors qu'ils sont presque inexistants entre Montréal et Sorel et dans les îles de Sorel. Lorsque le débit estival est très élevé, de l'ordre de 11 000 m³/s, la superficie d'habitat est alors très réduite partout dans le Saint-Laurent. Le lac Saint-Pierre influence fortement la surface absolue d'habitats potentiels disponibles dans le fleuve. En ne tenant compte que de l'ensemble du système, l'habitat des Cyprinidés risquerait de disparaître entre Montréal et les îles de Sorel et d'abonder au lac Saint-Pierre. L'équilibre écologique (trophique) pourrait souffrir de l'absence d'un groupe de poissons-fourrage aussi important que les Cyprinidés dans une région particulière, si le débit estival était extrême (trop faible ou trop fort) ou s'il fluctuait plus rapidement que l'implantation des herbiers.

Pour tester l'effet de la régularisation, la relation entre la superficie d'habitat potentiel et le débit (figure 7.5) a été utilisée de façon à reconstituer une série historique (1960-2000) des superficies d'habitat à partir du débit régularisé tel qu'il a été mesuré et du débit naturel tel qu'il aurait été mesuré en absence de régularisation. À titre d'exemple, l'habitat du Doré jaune représente les espèces lotiques, et celui du Méné jaune, les espèces lenticques (figure 7.6).

Les deux séries de débits, régularisés et avant régularisation, indiquent que la régularisation a pour effet d'augmenter le débit estival. Après 40 ans de ce régime, le cumul des superficies indique un gain de l'habitat potentiel du Doré jaune de 49 084 ha et une perte de l'habitat potentiel du Méné jaune de 26 782 ha. La régularisation avantagerait les espèces lotiques en agrandissant leur habitat, au détriment d'espèces vivant dans des habitats peu profonds, dégradés par des niveaux d'eau trop élevés et des courants trop forts ou trop variables.

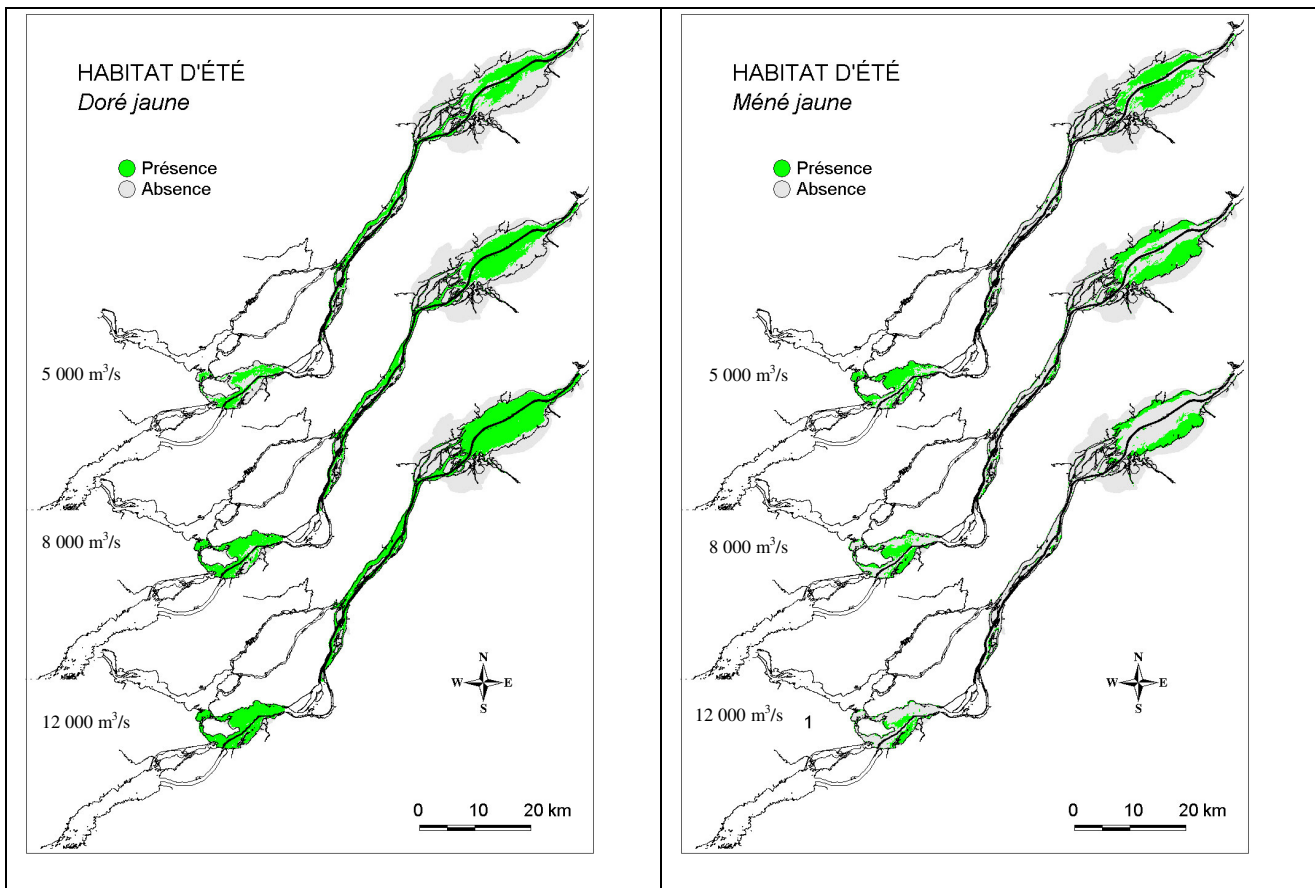
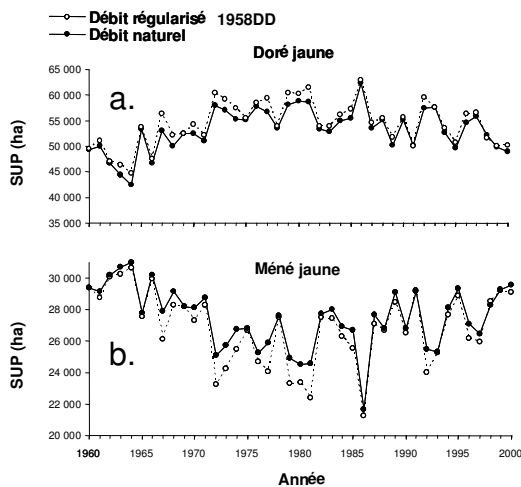


Figure 7.6 Habitats potentiels estivaux du Doré jaune et du Méné jaune, simulés en fonction de trois scénarios de débits à Sorel

Il faut rappeler que les valeurs attribuées aux superficies sont purement indicatives pour permettre la comparaison de plusieurs plans de régularisation. Elles se rapportent à l'habitat d'une espèce considérée à part de la communauté de poissons et retirée d'un contexte écologique qui évolue aussi avec le temps. Il reste que le régime hydrologique faible des années 1960 et fort des années 1970 a généré des habitats potentiels différents qui ont vraisemblablement eu une influence sur l'abondance des poissons. Plusieurs tendances comparables ont été observées dans l'estuaire fluvial (de Lafontaine et Marchand, 2004).



Remarque. – La figure présente les superficies (SUP) d'habitats potentiels estivaux pour le Doré jaune et le Méné jaune dans l'ensemble du fleuve Saint-Laurent.

Figure 7.7 Reconstitution historique des habitats potentiels (1960-2000) pour un débit moyen, en septembre à Sorel, non régularisé (trait plein) et régularisé selon le plan 1958DD (trait pointillé)

Habitats aménagés le long du Saint-Laurent

Les milieux humides ont des rôles écologiques importants et sont essentiels à la conservation de la santé des écosystèmes aquatiques du fleuve Saint-Laurent. Ces milieux sont sans cesse soumis à des pressions anthropiques (aménagement du territoire, agriculture, navigation commerciale) et voient leur superficie continuellement réduite. Près de 80 % des milieux humides présents dans la région de Montréal au début de la colonisation auraient disparu (CSL, 1996). Depuis les années 1980, de nombreux marais ont été aménagés le long du Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais pour les poissons et la sauvagine dans le but de compenser ces

perdes d'habitats. Uniquement au lac Saint-Pierre, la superficie aménagée accessible aux poissons couvre 1326 ha d'aires protégées, ce qui représente environ 10 % de la plaine d'inondation (Mingelbier et Douguet, 1999). Les marais aménagés sont comparables à de vastes bassins entourés par des digues et munis de structures contrôlant partiellement le niveau d'eau.

Les marais aménagés offrent aux poissons des habitats multispécifiques fréquentés par 37 espèces. Ils constituent des sites de fraie et d'alevinage productifs, en particulier pour les espèces à fraie hâtive telles que le Grand Brochet et la Perchaude (Brodeur *et al.*, 2004). La croissance printanière des jeunes perchaudes de l'année est plus forte dans les milieux aménagés que naturels, ce qui pourrait augmenter le succès de reproduction et le taux de survie de cette espèce (Tardif *et al.*, 2005). Les marais aménagés prolongent la période d'inondation printanière, écourtée d'environ trois semaines depuis la régularisation de la rivière des Outaouais en 1912 (Morin et Bouchard, 2000), et accélèrent le réchauffement de l'eau au début de la saison de croissance (Mingelbier *et al.*, 2005; Tardif *et al.*, 2005; Lepage et Lalumière, 2003). Ils assurent un niveau d'eau élevé durant une période critique, offrant ainsi un accès aux meilleures frayères et permettant d'éviter la mortalité due à l'assèchement des œufs et des larves. La gestion du niveau d'eau des marais est adaptée à l'écologie des espèces qui les fréquentent et restitue, en quelque sorte, une partie du cycle hydrologique naturel du Saint-Laurent.

La hauteur, la durée et la chronologie de la crue printanière ont des répercussions sur l'écologie des marais (Brodeur *et al.*, 2004) et sur l'accès des poissons pour leur reproduction. Dans le cadre de l'étude de la Commission mixte internationale, l'impact des variations hydrologiques interannuelles depuis 1960 sur l'accès aux marais aménagés du lac Saint-Pierre a été évalué par Mingelbier *et al.* (2005). Des recommandations pour protéger ces milieux, qui compensent déjà pour des pertes d'habitats, ont également été formulées. Cette étude révèle que de 1960 à 2003, l'accès printanier aux marais aménagés a été influencé par les changements inter-annuels des niveaux d'eau du fleuve et a largement varié, allant de 0 à 125 jours (moyenne 43 ± 36 jours), avec une superficie disponible de 0 à 1326 ha (figure 7.8). Le milieu des années 1960 a été caractérisé par des durées limitées d'accès et la diminution des superficies d'habitat potentiels disponibles, coupant même le contact aux poissons en 1965 et 2003. Du début des années 1970 jusqu'au milieu des années 1980, une augmentation de la durée de l'accès et de la superficie disponible pour les poissons a été observée. Depuis 1975, la durée moyenne de l'accès a diminué de 1,3 jour par année ($p < 0,01$). Même si le régime hydrologique du bassin Grands Lacs-

Saint-Laurent montre un cycle d'environ 30 ans (Morin et Leclerc, 1998), il faut s'attendre dans un futur proche à observer une baisse des apports d'eau reliée aux changements climatiques (Mortsch et Quinn, 1996) et à des changements marqués dans l'écosystème du Saint-Laurent (Vincent et Dodson, 1999). Ces changements pourraient se traduire à l'intérieur des marais aménagés par une diminution de la diversité spécifique et de l'abondance totale des géniteurs (Brodeur *et al.*, 2004).

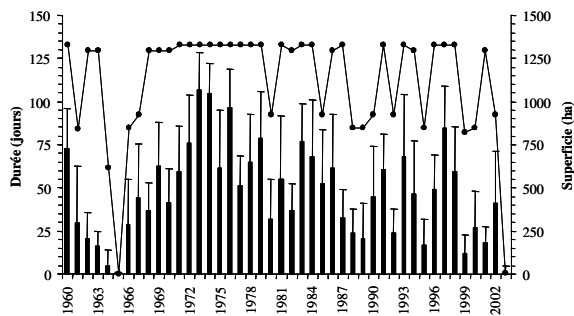


Figure 7.8 Durée moyenne de l'accès printanier aux marais aménagés (histogramme) et superficie disponible (ligne) si les marais aménagés avaient été accessibles depuis 1960

Le synchronisme entre la crue et la température de l'eau détermine pour une large part, la composition de la communauté de poissons présente dans les marais aménagés (Mingelbier *et al.*, 2005). En avril au lac Saint-Pierre, la diversité spécifique atteint une valeur maximale après une accumulation de 75-100 degrés-jours (~ 20 jours de crue). La distribution multimodale de la richesse spécifique de la communauté en migration en fonction du temps indique aussi que les espèces migrent vers la plaine d'inondation par étapes, selon la photo-période, la température (Dabrawski *et al.*, 1996) et les niveaux d'eau (Rioux et Morin, 2001). Une crue précoce et courte est donc susceptible de favoriser les espèces frayant en eau froide, et une crue tardive, les espèces frayant en eau chaude. Les variations interannuelles dans la diversité de poissons des sites aménagés pourraient être expliquées par le niveau d'eau atteint lors de la crue. Il existe effectivement une relation positive entre le nombre d'espèces présentes dans les marais et le niveau d'eau du fleuve ($p < 0,001$). Malgré l'absence de relation causale entre les deux variables, ce résultat suggère que le niveau d'eau pourrait agir comme un stimulus à la migration des

poissons vers la plaine d'inondation. De plus, la crue printanière, couplée aux marées de vives eaux, influence non seulement l'accès aux habitats, mais aussi l'intensité du mouvement des poissons vers la plaine d'inondation. Plusieurs études menées dans le Saint-Laurent ont effectivement souligné l'importance des variations des niveaux d'eau comme un déterminant majeur de la migration du Grand Brochet vers les frayères (Brodeur *et al.*, 2004; Rioux et Morin, 2001; Massé *et al.*, 1991). 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.

Les travaux sur les marais aménagés indiquent que les variations hydrologiques du fleuve Saint-Laurent ont un impact significatif sur l'accès des poissons aux marais aménagés, sur les superficies disponibles et la durée d'accès. La durée, la hauteur et la chronologie de la crue printanière sont susceptibles d'influencer l'abondance, la richesse spécifique et l'intensité du déplacement des poissons vers les aménagements. La période d'accès pour les poissons, qui est influencée par la hauteur et la durée de la crue, doit être synchronisée avec la migration des différentes espèces afin d'assurer un accès aux marais. Un niveau d'eau faible (< 5,6 m à Sorel), lors de la migration et la reproduction des différentes espèces, coupe l'accès à des habitats de qualité et empêche les marais aménagés de compenser des pertes d'habitats en plaine inondable et de protéger des sites importants.

Variations des classes d'âges du Grand Brochet

Même si de façon générale, la relation pouvant exister entre la quantité d'habitats potentiels (essentiellement fondés sur la présence ou l'absence des espèces) et l'abondance des poissons est présumée positive, il importe cependant de vérifier cette prémisse afin de pouvoir évaluer précisément les impacts éventuels des fluctuations du régime hydrologique sur les populations de poissons d'un cours d'eau. Angermeier et Schlosser (1989) ont montré que la meilleure variable prédictive de la diversité était en fait l'abondance des poissons sur un site, alors que le niveau de complexité des habitats n'avait pas de pouvoir prédictif (explicatif). En fait, il existe une très forte relation entre la richesse spécifique et l'abondance des poissons dans les habitats, ce qui serait expliqué par l'effort de l'échantillonnage. Les variations de diversité des assemblages de poissons dans les différents habitats seraient principalement liées au succès reproducteur des différentes espèces, lequel serait fortement influencé par les variations interannuelles des débits et de la température (Angermeier et Schlosser, 1989). La présente section résume les résultats de l'étude

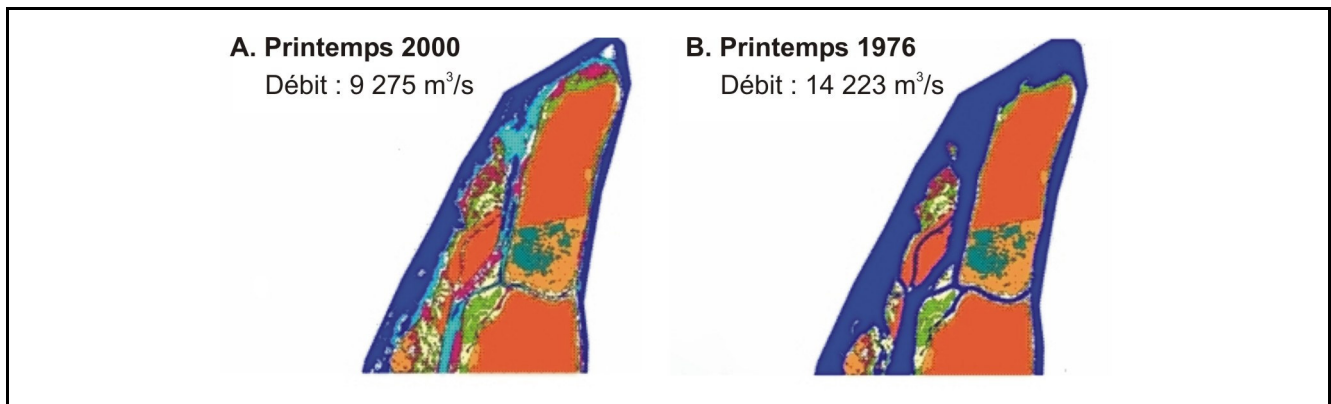
de cette hypothèse dans le cas du Grand Brochet dans le Saint-Laurent.

La disponibilité d'habitats utiles au brochet est en relation directe avec les niveaux d'eau des fleuves et rivières. Ainsi, le déclin de la population du Grand Brochet du golfe de Finlande a été attribué à une modification de la couverture végétale des aires de fraie et d'alevinage, en particulier à la disparition de *Fucus vesiculosus* (Lehtonen, 1986). Bien que le Grand Brochet soit opportuniste dans le choix des sites de ponte, il semble que certains types de végétation favorisent la survie des œufs et des larves de cette espèce (Vaillancourt *et al.*, 1992). À cet égard, la prairie humide dominée par les graminées représente un habitat optimal de reproduction. Or, au lac Saint-Pierre, la composition spécifique et la superficie des différents milieux humides varient selon les conditions hydrologiques (Hudon, 1997). Les hauts niveaux d'eau permettent ainsi l'accès aux frayères optimales par les géniteurs. La stabilité des niveaux d'eau est tout aussi cruciale pour la survie des œufs et des larves. Une décrue trop rapide peut entraîner une exposition des œufs à l'air libre et causer leur mortalité par dessiccation. De même, les larves fixées dans la végétation sont susceptibles de subir un sort identique lors d'une baisse marquée du niveau d'eau.

Les résultats du modèle bidimensionnel (Rioux et Morin, 2001) ont permis de déterminer la superficie des habitats potentiels disponibles pour la reproduction du Grand

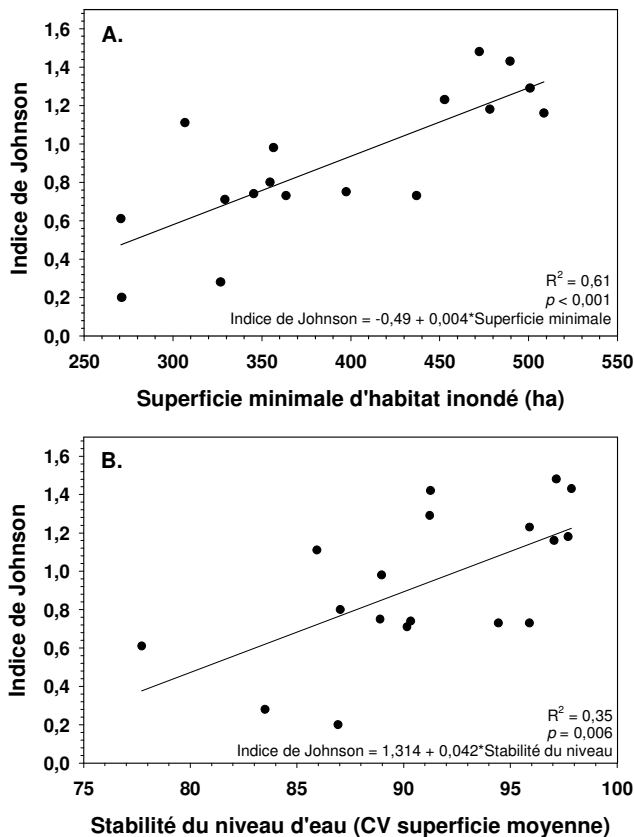
Brochet dans les îles de Boucherville (en face de Montréal) en fonction de différentes conditions hydrologiques du fleuve (Armellin, 2004). Au printemps 1976, année record d'hydraulicité, le débit printanier était de l'ordre du 14 223 m³/s, ce qui a permis de couvrir une superficie de 565,3 ha de plaine inondable dans le nord des îles de Boucherville (figure 7.9B). En 2000, le débit printanier de l'ordre de 9275 m³/s n'a inondé qu'une superficie de 326,4 ha dans ce même secteur (figure 7.9A). Ainsi, une augmentation relative de 53 % du débit entre les deux années se traduit par un accroissement de 73 % de l'accessibilité des frayères.

À partir de la structure d'âges de cette population, recensée sur plusieurs années, Armellin (2004) a pu mettre en évidence l'existence d'une relation linéaire positive entre un indice relatif de classes d'âge (Johnson, 1957) et l'accessibilité à des frayères (figure 7.10A). La superficie d'habitats inondés a expliqué 61 % de la variance observée dans les classes d'âge du Grand Brochet du Saint-Laurent. Sachant que la vitesse à laquelle se fait la décrue est également importante pour la survie des œufs et des alevins, on a pu établir une relation positive entre la vitesse de la décrue – exprimée par le coefficient de variation du niveau d'eau printanier – et la force des classes d'âge du Grand Brochet (figure 7.10B) (Armellin, 2004; Armellin et Méthot, 2004).



Source : Armellin *et al.*, 2003.

Figure 7.9 Images satellites classées pour la végétation montrant l'étendue de l'inondation selon deux conditions hydrologiques différentes



Source : Armellin, 2004.

Figure 7.10 Relation linéaire entre l'indice de la force des classes d'âge du Grand Brochet (Indice de Johnson), la superficie inondée des frayères et la stabilité des niveaux d'eau printaniers dans le Saint-Laurent

La température de l'eau est un des principaux facteurs environnementaux qui contrôlent la reproduction, le développement, la croissance et les activités métaboliques du Grand Brochet (Casselman, 2002). Des températures trop basses lors de la période de reproduction peuvent induire des malformations congénitales fatales, une mortalité directe ou l'atrésie des œufs dans les gonades des femelles (Casselman, 2002; Fortin *et al.*, 1982). Dans la rivière Richelieu, Fortin *et al.* (1982) avaient identifié la température moyenne de l'air en juin comme un des facteurs déterminants de la force des classes d'âge de l'espèce. De même, Massé *et al.* (1991) ont décrit la température de l'air comme ayant une influence significative sur la force des classes d'âge du Grand Brochet dans le Saint-Laurent. Ainsi, les années présentant de forts taux d'accroissement ou des coefficients de variation élevés de la température de l'eau seraient celles où les températures saisonnières sont les plus élevées et donc favorables à la croissance de brochetons jusqu'à une taille

critique leur permettant de survivre à la saison hivernale (Frost et Kipling, 1967). Cela est effectivement le cas pour la population du Saint-Laurent, où le taux d'accroissement journalier de la température en juin et juillet et le coefficient de variation des degrés-jours moyens d'avril à septembre présentent des corrélations positives avec l'indice relatif de force des classes d'âge (Armellin, 2004; Armellin et Méthot, 2004).

Tous ces facteurs abiotiques affectent simultanément la dynamique du recrutement du Grand Brochet. Les résultats d'un modèle de régression multiple ont révélé que la disponibilité des habitats de reproduction et la température maximale de l'eau lors de la période de reproduction expliquent 73 % (r^2 ajusté = 0,73) de la variabilité interannuelle de la force des classes d'âge du Grand Brochet dans le Saint-Laurent (Armellin et Méthot, 2004). Même en gardant à l'esprit que plusieurs phénomènes biologiques tels que la biomasse des adultes, la fécondité des femelles (Craig et Kipling, 1983), la prédation ou le cannibalisme (Fortin *et al.*, 1982) peuvent influencer la dynamique des populations de l'espèce, il semble que les facteurs abiotiques et climatiques agissent de façon prépondérante sur l'accessibilité des habitats reconnus essentiels pour le contrôle du recrutement et de l'abondance de cette espèce dans le Saint-Laurent.

Variations de l'abondance relative et de la diversité des assemblages

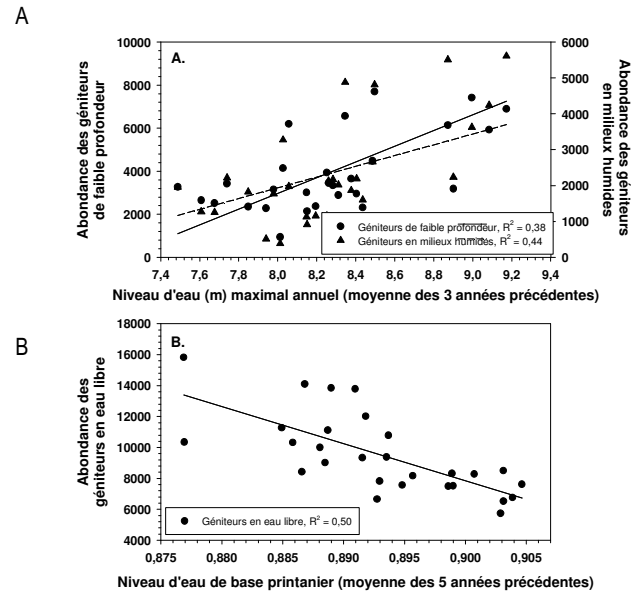
À partir des séries chronologiques des captures de poissons faites à la pêcherie expérimentale de Saint-Nicolas entre 1975 et 2002, de Lafontaine et Marchand (2004) ont testé l'hypothèse que l'abondance annuelle des poissons variait selon les conditions hydrologiques ayant prévalu dans les années précédant la capture et correspondant à la période de recrutement des espèces. L'étude a porté sur un total de 40 différentes espèces de poissons ainsi que sur 13 groupes fonctionnels de poissons. Ces groupes fonctionnels étaient composés d'un sous-ensemble d'espèces ayant des caractéristiques écologiques et des exigences d'habitats similaires, et l'abondance du groupe correspondait à la somme des effectifs de chacune des espèces.

Les résultats ont montré que les changements inter-annuels dans l'abondance de 12 espèces étaient significativement liés aux variations des niveaux d'eau, sans influence de la température de l'eau. La variabilité interannuelle de l'abondance de 14 autres espèces était expliquée par une combinaison de paramètres associés aux niveaux d'eau et à la température de l'eau. Le délai de temps séparant l'année de capture et l'année de la variable environnementale ayant fourni le meilleur modèle prédictif correspondait assez étroitement à l'âge modal des poissons capturés. Comme l'a avancé

Welcomme (2000), l'existence de relations significatives entre l'abondance des poissons et des variables environnementales avec un délai correspondant au nombre d'années entre la ponte et l'année de capture suggère que la productivité et l'abondance des poissons seraient déterminées par des processus agissant durant la phase de reproduction des différentes espèces.

De façon similaire, l'analyse des groupements fonctionnels a montré que l'abondance des géniteurs qui fraient en faible profondeur ainsi que celle des géniteurs qui fraient en milieux humides étaient positivement corrélées à la hauteur des niveaux d'eau du Saint-Laurent au cours des trois années précédant la capture (figure 7.11A). De même, l'abondance des géniteurs qui fraient en eau libre était inversement reliée au niveau de base printanier, montrant qu'une crue de faible envergure a un effet négatif sur l'abondance des espèces de ce groupe (figure 7.11B). Les abondances ont varié par un facteur de 2 à 5 selon les différents groupes fonctionnels. Au total, des relations significatives entre l'abondance des groupes et divers paramètres des niveaux d'eau ont été trouvées pour 8 des 13 groupes fonctionnels examinés, alors que la variation interannuelle de l'abondance de cinq autres groupes fonctionnels était mieux expliquée par une combinaison de paramètres des niveaux d'eau et de la température de l'eau. On constate donc que les fluctuations interannuelles du régime hydrologique du Saint-Laurent ont un impact significatif sur le recrutement et l'abondance des poissons du fleuve.

Entre 1975 et 2002, la richesse spécifique de la communauté ichthyenne recensée à la pêcherie de Saint-Nicolas est demeurée inchangée (moyenne de 42 espèces par année), alors que les captures totales annuelles ont varié par un facteur de 3, passant de 19 466 individus en 1976 à 6124 en 1989. L'abondance annuelle de tout l'assemblage des poissons (40 espèces) capturés à la pêcherie expérimentale de Saint-Nicolas est apparue fortement et inversement corrélée (coefficient de régression $R^2 = 0,74$) à la moyenne du rapport de niveau de base printanier du Saint-Laurent, mesurée au cours des cinq années précédant la capture. Le rapport de niveau de base est inversement lié à l'amplitude de la crue printanière. On peut donc en déduire que l'abondance de la communauté ichthyenne dans le cours inférieur du Saint-Laurent compris entre le lac Saint-Pierre et l'île d'Orléans dépend fortement de la force de la crue printanière. Cela suggère que la productivité des poissons est supérieure durant les années où la crue est forte et de longue durée. De façon générale, l'abondance des poissons était peu sensible aux conditions hydrologiques des autres saisons de l'année.



Source : de Lafontaine et Marchand, 2004.

Figure 7.11 Abondance annuelle de différents groupes fonctionnels de poissons en fonction de paramètres de niveaux d'eau du Saint-Laurent

L'impact des crues, de leur amplitude, de leur synchronisme et de leur durée sur le recrutement et la productivité des poissons en rivière a été maintes fois documenté dans de nombreuses autres études (Galat et Zweimüller, 2001; Welcomme, 2000). Étant donné l'importance du climat dans les variations interannuelles du régime hydrologique du fleuve, les relations empiriques entre les fluctuations du régime hydrologique et l'abondance et la productivité des poissons sont principalement interprétées comme la réponse dynamique de l'écosystème fluvial au signal climatique qui influence l'hydrologie du cours inférieur du Saint-Laurent.

Le Saint-Laurent : un écosystème ou un canal?

Selon les critères et la terminologie employée par Welcomme (1979), le cours inférieur du fleuve Saint-Laurent serait rendu à un stade « légèrement modifié » (*slightly modified*). Au fil des années, on a creusé le Saint-Laurent pour canaliser son écoulement et favoriser la rétention d'eau pour la navigation. Les crues sont, quant à elles, relativement peu changées dans leur synchronisme et leur durée. La plaine inondable est de plus en plus dégarnie d'arbres et soumise à une agriculture extensive, où certains secteurs sont dédiés à l'élevage ou au développement d'usages localisés. L'urbanisation s'étale le long des rives. La modification du régime hydrologique demeure légère, mais indique

une tendance significative au cours du dernier siècle vers une « canalisation », alors que les variations d'amplitude des niveaux d'eau ont diminué depuis la construction des ouvrages de régularisation.

Malgré l'ensemble des pressions anthropiques, le régime hydrologique du fleuve dépend encore beaucoup des variations du climat qui contrôle les fluctuations des débits et des niveaux dans le tronçon en aval de Montréal. En fait, les variations interannuelles du régime hydrologique, de l'ordre de 40 %, sont encore de loin très supérieures aux variations associées à la régularisation (~ 5 %). Ces fluctuations hydro-climatiques ont des effets tangibles et mesurables sur les poissons d'eau douce du Saint-Laurent. À court terme, les débits et les niveaux d'eau influencent les patrons de migration et la distribution spatio-temporelle des poissons en rendant disponibles et accessibles les habitats de reproduction et d'alimentation. À long terme, les fluctuations des niveaux d'eau déterminent en partie la force du recrutement annuel et la dynamique des populations de plusieurs espèces et, par conséquent, la productivité de l'ensemble de la communauté ichthyenne. Comme cela a été observé dans d'autres rivières (Pusey *et al.*, 2000; Loneragan et Bunn, 1999; Wanzenböck et Keresztessy, 1995), les impacts des fluctuations hydrologiques sur les habitats et sur la dynamique des poissons du fleuve varient selon les espèces. Une hausse du niveau de l'eau peut s'avérer bénéfique pour un groupe d'espèces et néfaste pour un autre groupe. La richesse spécifique des poissons est demeurée stable dans le Saint-Laurent, et malgré la situation précaire de plusieurs espèces, seul le Bar rayé (*Morone saxatilis*) peut être considéré comme ayant effectivement disparu du fleuve (Robitaille, 2004). La construction de barrages hydroélectriques dans les secteurs amont du fleuve a eu des effets négatifs sur la diversité et la structure des communautés de poissons, causant une perte d'espèces dans les réservoirs artificiellement créés en amont de ces ouvrages.

On constate donc que les variations interannuelles du régime hydrologique du cours inférieur du Saint-Laurent contribuent à maintenir la diversité et la dynamique de l'entière communauté des poissons tant à l'échelle locale que régionale. Accentuer la régularisation pour réduire encore plus ces variations hydrologiques se traduira par des effets néfastes sur le cycle de vie et la production des poissons. À défaut de pouvoir restaurer le fleuve vers un état d'intégrité originale, comparable à celui de l'ère « pré-régularisation », il apparaît donc essentiel de considérer une alternative, dite de « naturalisation », où les caractéristiques hydrologiques d'un système régularisé peuvent s'apparenter à celles d'un système naturel (Kœl et Sparks, 2002). En privilégiant la réduction au minimum des interventions anthropiques de contrôle des

débits et des niveaux, le régime hydrologique devient donc assujéti aux forces climatiques, ce qui peut se traduire par des fluctuations des niveaux d'eau du fleuve sur un cycle à long terme d'environ 30 ans (Chanut *et al.*, 1988). Étant donné l'importance de la crue printanière pour divers aspects de l'écologie des poissons du Saint-Laurent, il importe de préserver l'intégrité du cycle de crue, afin d'assurer le maintien d'une communauté de poissons bien diversifiée et résistante. Le contrôle des crues et/ou la régularisation des débits et des niveaux en vue d'intervenir sur le cas d'une espèce en particulier ne seraient pas recommandables, car de telles actions répétées sur plusieurs années auront obligatoirement des effets sur les autres composantes de l'écosystème. Il serait plus opportun d'agir sur les véritables causes de la perturbation d'une espèce d'intérêt plutôt que d'utiliser l'outil de régularisation du régime hydrologique pour redresser la situation. Parallèlement, la protection et, si possible, la restauration des zones riveraines et de la plaine inondable, essentielles au maintien des populations de poissons, doivent être gérées en priorité. Le pire scénario est celui où la biocénose de la plaine inondable serait soumise à une stabilisation, car les espèces de poissons adaptées à ce milieu variable et temporaire ne supportent pas la stabilisation. Où il n'y a pas de plaine inondable, il y a peu de poissons (Welcomme, 1979). Considérant l'état actuel du fleuve, il apparaît nécessaire de conserver une approche de « naturalisation » du régime hydrologique afin d'éviter de transformer l'écosystème fluvial du Saint-Laurent en un canal.

RÉFÉRENCES

- Agostinho, A.A., S.M. Thomaz, C.V. Minte-Vera et K.O. Winemiller. 2000. « Biodiversity in the High Paraná River floodplain », dans B. Gopal, W.J. Junk et J.A. Davis (éd.), *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, Pays-Bas. P. 89-118.
- Angermeier, P.L. et I.J. Schlosser. 1989. « Species-area relationships for stream fishes ». *Ecology*, 70 : 1450-1462.
- Armellin, A. 2004. *Importances des facteurs hydrologiques et climatiques dans la détermination des classes d'âge du Grand Brochet (Esox lucius L.) du Saint-Laurent*. Rapport présenté à la Commission mixte internationale par Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. 47 pages.

- Armellin, A. et R. Méthot. 2004. *Importances des facteurs hydrologiques et climatiques dans la détermination des classes d'âge du Grand Brochet (Esox lucius L.) du Saint-Laurent – Addendum*. Rapport présenté à la Commission mixte internationale par Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. 24 pages.
- Armellin, A., M. Mingelbier et J. Morin. 2004. « Year-class formation of the Northern pike and water-level fluctuations in the St. Lawrence River ». Présenté à la 11^e Conférence annuelle du St. Lawrence River Institute of Environmental Sciences, Cornwall, 18 mai 2004.
- Bain, M.B., J.T. Finn et H.E. Booke. 1988. « Streamflow regulation and fish community structure ». *Ecology*, 69 : 382-392.
- Bernatchez, L. et M. Giroux. 2000. *Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada*. Les Éditions Broquet Inc., Boucherville, Québec.
- Bjornstad, O.N. et B.T. Grenfell. 2001. « Noisy clockwork: Time series analysis of population fluctuations in animals ». *Science*, 293 : 638-643.
- Boisclair, D. 2001. « Fish habitat modeling: From conceptual framework to functional tools ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 : 1-9.
- Botnariuc, N. 1968. « La conception de Gr. Antipa concernant la production biologique de la zone inondable du Danube, du point de vue des recherches actuelles ». *Travaux du Muséum d'Histoire naturelle Grigore Antipa*, 8 : 60-68.
- Bouchard, A. et J. Morin. 2000. *Reconstitution des débits du fleuve Saint-Laurent entre 1932 et 1998*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Monitoring et technologies. Rapport technique, RT-101, p. 1-73.
- Bovee, K.D. 1982. *A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology*. U.S. Fish and Wildlife Service, Western Energy and Land Use Team, Fort Collins, Colorado. Instream Flow Information Paper No. 12, FWS/OBS 82/26, 248 pages.
- Brodeur, P., M. Mingelbier et J. Morin. 2006. « Impact de la régularisation du débit des Grands Lacs sur l'habitat de reproduction des poissons dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent ». *Le Naturaliste canadien*, 130 : 60-68.
- Brodeur, P., M. Mingelbier et J. Morin. 2004. « Impacts des variations hydrologiques sur les poissons des marais aménagés du Saint-Laurent fluvial ». *Le Naturaliste canadien*, 128 (2) : 66-77.
- Bureau, M. et 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 pages.
- Casselmann, J.M. 2002. « Effects of temperature, global extremes, and climate change on year-class production of warmwater, coolwater, and coldwater fishes in the Great Lakes basin ». *American Fisheries Society Symposium*, 32 : 39-60.
- Chanut, J.-P., D. D'Astous et M.I. El-Sabh. 1988. « Modelling the natural and anthropogenic variations of the St. Lawrence water level », dans M.I. El-Sabh et T.S. Murty (éd.), *Natural and Man-made Hazards. Proceedings of the International Symposium Held at Rimouski, Quebec, Canada, 3-9 August, 1986*. Kluwer Academic Publishers Group. P. 377-394.
- Comeau, L.A., S.E. Campana et G.A. Chouinard. 2002. « Timing of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) seasonal migrations in the southern Gulf of St. Lawrence: Interannual variability and proximate control ». *International Journal of Marine Science*, 59 : 333-351.
- Craig, J.F. et C. Kipling. 1983. « Reproductive effort versus the environment: Case histories of Windermere perch, *Perca fluviatilis*, and pike, *Esox lucius* L. ». *Journal of Fish Biology*, 22 : 713-727.
- CSL – Centre Saint-Laurent. 1996. *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 1. L'écosystème du Saint-Laurent*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, et Éditions Multimondes, Montréal. Coll. « Bilan Saint-Laurent », 694 pages.
- Dabrowski, K., R.E. Ciereszko, A. Ciereszko, G.P. Toth, S.A. Christ, D. El-Saidy et J.S. Ottobre. 1996. « Reproductive physiology of Yellow perch (*Perca flavescens*): Environmental and endocrinological cues ». *Journal of Applied Ichthyology*, 12 : 139-148.
- deGraaf, D.A. et L.H. Bain. 1986. « Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers ». *Transactions of the American Fisheries Society*, 115 : 671-681.
- de Lafontaine, Y., M. Lagacé, F. Gingras, D. Labonté, F. Marchand et E. Lacroix. 2006. « The decline of the American eel in the St. Lawrence River: Effects of local hydroclimatic conditions on CPUE indices ». *North American Journal of Fisheries Management* (sous presse).
- de Lafontaine, Y. et F. Marchand. 2004. *Hydrological Fluctuations and Productivity of Freshwater Fish in the Lower St. Lawrence River*. Rapport présenté à la Commission mixte internationale par Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. 48 pages.
- de Lafontaine, Y., S. Despatie et D. Labonté. 2003. *Nearshore Distribution and Abundance of Juvenile and Forage Fish in the Lower St. Lawrence River in 2002*. Rapport présenté à la Commission mixte internationale par Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. 38 pages.
- de Lafontaine, Y., F. Marchand, D. Labonté et M. Lagacé. 2002. *The Hydrological Regime and Fish Distribution and Abundance in the St. Lawrence River: Are Experimental Trap Data a Valid Indicator?* Rapport présenté à la Commission mixte internationale par Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. 33 pages.

- de Lafontaine, Y., S. Demers et J.A. Runge. 1991. « Pelagic food web interactions and productivity in the Gulf of St. Lawrence: A perspective ». Dans J.-C. Therriault (éd.), « The Gulf of St. Lawrence: Small Ocean or Big Estuary? », *Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences*, 113 : 99-123.
- DeLong, M.D., J.H. Thorp, K.S. Greenwood et M.C. Miller. 2001. « Responses of consumers and food resources to a high magnitude, unpredicted flood in the upper Mississippi River basin ». *Regulated Rivers: Research & Management*, 17 : 217-234.
- Dumas, R. 2005. Communication personnelle. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec.
- Dumont, P. 1996. « Comparaison de la dynamique des populations des Perchaudes (*Perca flavescens*) soumises à des niveaux différents de stress anthropique ». Université du Québec à Montréal, Sciences de l'environnement, Montréal. Thèse de doctorat, 286 pages.
- Dumont, P. et 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, Département des Sciences biologiques. 105 pages.
- Fortin, R., M. Léveillé, P. Laramée et Y. Mailhot. 1990. « Reproduction and year-class strength of Atlantic tomcod (*Microgadus tomcod*) in the Ste-Anne River, at La Pêrade, Québec ». *Canadian Journal of Zoology*, 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.
- Galat, D.L. et I. Zweimüller. 2001. « Conserving large-river fishes: Is the highway analogy an appropriate paradigm? ». *Journal of the North American Benthological Society*, 20 : 266-279.
- Gravel, Y. et J. Dubé. 1983. *Méthodologie d'études du milieu biologique dans le cadre du Projet Archipel*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Montréal. 86 pages.
- Greenberg, L., P. Svendsen et A. Harby. 1996. « Availability of microhabitats and their use by Brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojmån, Sweden ». *Regulated Rivers: Research and Management*, 12 : 287-303.
- Guay, J.C., D. Boisclair, D. Rioux, M. Leclerc, M. Lapointe et P. Legendre. 2000. « Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*) ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 : 2065-2075.
- Guénette, S., Y. Mailhot, I. McQuinn, P. Lamoureux et R. Fortin. 1994. *Paramètres biologiques, exploitation commerciale et modélisation de la population de perchaudes (Perca flavescens) du lac Saint-Pierre*. Ministère de l'Environnement et de la Faune et Université du Québec à Montréal, Québec. 110 pages.
- Hardy, T.B. et R.C. Addley. 2003. « Instream flow assessment modelling: Combining physical and behavioural based approaches ». *Water Quality Research Journal of Canada*, 28 (2) : 273-282.
- Holcik, J. et V. Macura. 2001. « Some impacts with the interpretation of the impact of stream regulations upon the fish communities ». *Ekologia (Bratislava)*, 20 : 423-434.
- Hudon, C. 2005. Communication personnelle. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Hudon, C. 1997. « Impact of water level fluctuations on the St. Lawrence River aquatic vegetation ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 : 2853-2865.
- Humphries, P. et P.S. Lake. 2000. « Fish larvae and the management of regulated rivers ». *Regulated Rivers: Research & Management*, 16 : 421-432.
- Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K. Bjorndal, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, M.J. Tegner et R.R. Warner. 2001. « Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems ». *Science*, 293 : 629-638.
- Johnson, F.H. 1957. « Northern pike year-class strength and spring water level ». *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.
- Kinsolving, A.D. et M.B. Bain. 1993. « Fish assemblage recovery along a riverine disturbance gradient ». *Ecological Applications*, 3 : 531-544.
- Koel, T.M. et R.E. Sparks. 2002. « Historical patterns of river stage and fish communities as criteria for operations of dams on the Illinois River ». *River Research and Applications*, 18 : 3-19.
- Lamouroux, N., H. Capra et M. Pouilly. 1998. « Predicting habitat suitability for lotic fish: Linking statistical hydraulic models with multivariate habitat use model ». *Regulated Rivers: Research and Management*, 14 : 1-11.
- La Violette, N. 2004. « Les communautés de poissons d'eau douce : Un indicateur de l'état du fleuve Saint-Laurent ». *Vecteur Environnement*, 37 : 28-33.
- 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, Québec. 237 pages.
- 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. 82 pages.
- Leclerc, J. et 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 pages.
- Leclerc, M., J.A. Bechara, P. Boudreau et L. Belzile. 1996. « Numerical method for modelling spawning habitat dynamics of landlocked salmon (*Salmo salar*) ». *Regulated Rivers: Research and Management*, 12 : 273-287.

- Leclerc, M., A. Boudreau, J. Bechara et G. Corfa. 1995. « Two-dimensional hydrodynamic modelling: A neglected tool in the instream flow incremental methodology ». *Transactions of the American Fisheries Society*, 124 : 645-662.
- Lehtonen, H. 1986 « Fluctuation and long-term trends in the Pike, *Esox lucius* (L.) population in Nothamn, Western gulf of Finland ». *Aqua Fennica*, 16 (1) : 3-9.
- Lepage, S. et R. Lalumière. 2005. *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 pages.
- Lessard, M. 1991. « Analyse multidimensionnelle et discontinuités spatiales des communautés de poissons du lac Saint-Pierre et de l'archipel de Sorel ». Université du Québec à Montréal, mémoire de maîtrise en Sciences de l'environnement, 220 pages.
- Loneragan, N.R. et S.E. Bunn. 1999. « River flows and estuarine ecosystems: Implications for coastal fisheries from a review and a case study of the Logan River, southeast Queensland ». *Australian Journal of Ecology*, 24 : 431-440.
- Lopez-Lopez, E. et J. Paulo-Maya. 2001. « Changes in the fish assemblages in the Upper Rio Ameca, Mexico ». *Journal of Freshwater Ecology*, 16 : 179-187.
- Lucas, M.C. 2000. « The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system ». *The Science for the Total Environment*, 251/252 : 223-232.
- Lucas, M.C. et E. Baras. 2001. *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK.
- Lucas, M.C., T. Mercer, E. Batley, P.A. Frear, G. Peirson, A. Duncan et J. Kubecka. 1998. « Spatio-temporal variations in the distribution and abundance of fish in the Yorkshire Ouse system ». *The Science for the Total Environment*, 210/211 : 437-455.
- Lusk, S. 1995. « Influence of valley dams on the changes in fish communities inhabiting streams in the Dyje River drainage area ». *Folia Zoologica*, 44 : 45-56.
- Lusk, S., K. Halacka et V. Luskova. 1996. « Fish assemblages of the "Soutok" area in southern Moravia, Czech Republic ». *Acta Universitatis Carolinae, sér. Biologica*, 40 : 147-155.
- Marchand, F. et Y. de Lafontaine. 2004. *The Impact of Hydrological Variation on the Seasonal Occurrence and Migratory Timing of Freshwater Fish Species in the Lower St. Lawrence River*. Rapport présenté à la Commission mixte internationale par Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement. 43 pages.
- 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 ». *Aquatic Living Resources*, 4 : 275-287.
- Mathur, D., W.H. Bason, E.J. Purdy Jr. et C.A. Silver. 1983. « A critique of the instream flow incremental methodology ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42 : 825-831.
- Meffe, G.K. 1984. « Effects of abiotic disturbance on coexistence of predator-prey fish species ». *Ecology*, 65 : 1525-1534.
- Mingelbier, M. et J. Morin. 2005. « Modélisation numérique 2D de l'habitat des poissons du Saint-Laurent fluvial pour évaluer l'impact des changements climatiques et de la régularisation ». *Le Naturaliste canadien*, 129 : 96-102.
- 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 pages et annexe.
- 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*. Présenté à la Commission mixte internationale par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche sur la faune. 141 pages.
- 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*, 37 : 34-43.
- Mingelbier, M., F. Lecompte et J.J. Dodson. 2001a. « Climate change and abundance cycles of two sympatric populations of smelt (*Osmerus mordax*) in the middle estuary of the St. Lawrence River, Canada ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 : 2048-2058.
- Mingelbier, M., G. Trencia, R. Dumas, B. Dumas, Y. Mailhot, C. Bouchard, D. Manolesco, P. Brodeur, C. Hudon et G. Ouelette. 2001b. *Avis scientifique concernant la mortalité massive des carpes dans le Saint-Laurent durant l'été 2001*. Société de la Faune et des Parcs, Ministère de l'Environnement du Québec, Biodôme de Montréal et Environnement Canada. 25 pages.
- Morantz, D.L., R.K. Sweeney, C.S. Shirvell et D.A. Longard. 1987. « Selection of microhabitat in summer by juvenile Atlantic salmon (*Salmon salar*) ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44 : 120-129.
- Morin, J. 2001. *Modélisation des facteurs abiotiques de l'écosystème fluvial du lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent*. Université du Québec, INRS-EAU, Québec.
- Morin, J. et A. Bouchard. 2000. *Les bases de la modélisation du tronçon Montréal-Trois-Rivières*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrométrie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-100, 56 pages.
- Morin, J. et M. Leclerc. 1998. « From pristine to present state hydrology evolution of Lake Saint-François, St. Lawrence River ». *Canadian Journal of Civil Engineering*, 25 : 864-879.
- Morin, J., O. Champoux, S. Martin et K. Turgeon. 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*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrométrie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-108, 139 pages.

- Morin, J., M. Mingelbier, J.A. Bechara, O. Champoux, Y. Secretan, M. Jean et J.J. Frenette. 2003. « Emergence of new explanatory variables for 2D habitat modelling in large rivers: The St. Lawrence experience ». *Canadian Water Resources Journal*, 28 (2) : 1-24.
- Mortsch, L. et F.H. Quinn. 1996. « Climate change scenarios for Great Lakes basin ecosystem studies ». *Limnology and Oceanography*, 41 : 903-911.
- Moses, B.S. 2001. « The influence of hydroregime on catch, abundance and recruitment of the catfish, *Chrysichthys nigrodigitatus* (Bagridæ) and the bonga, *Ethmalosa fimbriata* (Clupeidæ) of southeastern Nigeria's inshore waters ». *Environmental Biology of Fishes*, 61 : 99-109.
- Neves, R.J. et P.L. Angermeier. 1990. Habitat alteration and its effect on native fish in the upper Tennessee River system, east-central U.S.A. ». *Journal of Fish Biology*, 37 : 45-52.
- Nikolsky, G.V. 1963. *The Ecology of Fishes*. Academic Press, London/New York.
- Nilo, P., P. Dumont et R. Fortin. 1997. « Climatic and hydrological determinants of year-class strength of St. Lawrence River lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 : 774-780.
- Northcote, T.G. 1998. « Migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities ». Dans M. Jungwirth, S. Schmutz et S. Weiss (éd.), *Fish Migration and Fish Bypasses*. Blackwell Science Ltd., Oxford, p. 3-18.
- Parasievicz, P. 2003. « Upscaling integrating habitat model into river management ». *Canadian Water Resources Journal*, 28 (2) : 283-300.
- Payne, B.A. et M. Lapointe. 1997. « Channel morphology and lateral stability: Effects on distribution of spawning and rearing habitat for Atlantic salmon in a wandering cobble-bed river ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 : 2627-2636.
- Pearsons, T.N., H.W. Li et G.A. Lamberti. 1992. « Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblage ». *Transactions of the American Fisheries Society*, 121 : 427-436.
- Poff, N.L. et J.D. Allan. 1995. « Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability ». *Ecology*, 76 : 606-627.
- Pusey, B.J., M.J. Kennard et H. Arthington. 2000. « Discharge variability and the development of predictive models relating stream fish assemblage structure to habitat in northeastern Australia ». *Ecology of Freshwater Fish*, 9 : 30-50.
- Ribey, S.C. 1997. « Characterization of littoral fish assemblages and their habitat in the St. Lawrence River near Cornwall, Ontario ». University of Ottawa, School of Graduate Studies and Research, Ottawa, ON. Mémoire de maîtrise en Sciences.
- 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*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Sainte-Foy. Rapport technique RT-1000, 57 pages.
- Robitaille, J.A. 2004. « Sur le chemin du retour : Le Bar rayé du Saint-Laurent ». *Le Naturaliste canadien*, 128 : 46-50.
- Runge, J.A., M. Castonguay, Y. de Lafontaine, M. Ringuette et J.-L. Beaulieu. 1999. « Covariation in climate, zooplankton biomass and mackerel recruitment in the southern Gulf of St. Lawrence ». *Fisheries Oceanography*, 8 : 139-149.
- Schlosser, I.J. 1998. « Fish recruitment, dispersal, and trophic interconnections in a heterogeneous lotic environment ». *Æcologia*, 113 : 260-268.
- Scott, W.B. et E.J. Crossman. 1973. *Freshwater Fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada. Ottawa, ON, Canada.
- Slavik, O. et L. Bartos. 2001. « Spatial distribution and temporal variance in fish communities in the channelized and regulated Vltava River (Central Europe) ». *Environmental Biology of Fishes*, 61 : 47-55.
- 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.
- Stalnaker, C.B. 1979. « The use of habitat structure preference for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat », dans J.V. Ward et J.A. Stanford (éd.), *The Ecology of Regulated Streams*, Plenum Press, New York, p. 326-337.
- Sutcliffe, W.H. Jr. 1973. « Correlations between seasonal river discharge and local landings of American lobster (*Homarus americanus*) and Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the Gulf of St. Lawrence ». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 30 : 856-859.
- Tardif, D., H. Glémet, P. Brodeur et M. Mingelbier. 2005. « RNA/DNA ratio and total length of yellow perch (*Perca flavescens*) in managed and natural wetlands of a large fluvial lake ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62 : 2211-2218.
- Tonn, W.M. et J.J. Magnuson. 1982. « Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes ». *Ecology*, 63 : 1149-1166.
- 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*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-104, 70 pages.
- Vaillancourt, G., A. Aubin et Y. Comtois. 1992. « Influence des paramètres environnementaux sur la ponte du Grand Brochet (*Esox lucius* L.) dans le secteur estuarien supérieur du fleuve Saint-Laurent ». *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 1 (38) : 115-126.
- Verret, L. et R. Savignac. 1985. *L'habitat du poisson dans la plaine d'inondation de la rive sud du lac Saint-Pierre*. Coll. « Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques », n° 1853, 60 pages.
- Vincent, W.F. et J.J. Dodson. 1999. « The St. Lawrence River, Canada-USA: The need for an ecosystem-level understanding of large rivers ». *Japanese Journal of Limnology*, 60 : 29-50.

Wanzenböck, J. et K. Keresztessy. 1995. « Zonation of a lentic ecotone and its correspondence to life history strategies in fish ». *Hydrobiologia*, 303 : 247-255.

Welcomme, R.L. 2000. « Fish biodiversity in floodplains and their associated rivers ». Dans B. Gopal, W.J. Junk et J.A. Davis (éd.), *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation*. Backhuys, Leiden, p. 61-87.

Welcomme, R.L. 1985. *River Fisheries*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. FAO Fisheries Technical Paper. No. 262, p. 1-330.

Welcomme, R.L. 1979. *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*. Longman Inc., New York.

Chapitre 8

LES OISEAUX PALUSTRES : UN GROUPE VULNÉRABLE AUX CONDITIONS HYDROLOGIQUES DES MILIEUX HUMIDES DU SAINT-LAURENT

Jean-Luc DesGranges, Denis Lehoux, Bruno Drolet, Caroline Savage, Sylvain Giguère et Diane Dauphin

Environnement Canada, Service canadien de la faune.

Les variations saisonnières et annuelles des débits et des niveaux d'eau dans le fleuve Saint-Laurent ont une incidence considérable sur les écosystèmes naturels. Les variations des niveaux influent entre autres sur la superficie, la productivité et la diversité des milieux humides (tourbières, marais, marécages, prairies humides, herbiers), qui servent à leur tour d'habitat et de source de nourriture à une diversité d'animaux, dont plusieurs espèces d'oiseaux.

La diminution progressive des précipitations et la hausse anticipée des températures prévues dans les scénarios de changements climatiques dans le bassin Grands Lacs–Saint-Laurent laissent présager une réduction importante de la quantité d'eau coulant du lac Ontario vers le Saint-Laurent. Les répercussions prévues des changements climatiques dans le bassin Grands Lacs–Saint-Laurent ont incité la Commission mixte internationale (CMI) à réévaluer les critères de régularisation présentement en vigueur pour tenir compte des aspects environnementaux. Heureusement, le développement récent d'outils de modélisation hydrodynamique permet d'évaluer les effets de différents scénarios de niveaux d'eau sur la faune et la flore de l'ensemble du tronçon fluvial. Ce chapitre décrit les principales caractéristiques de l'avifaune et les effets de la régularisation des niveaux d'eau sur les oiseaux aquatiques et palustres (inféodés aux milieux humides) du fleuve Saint-Laurent.

État actuel de l'avifaune

Les milieux humides : des conditions propices à une forte diversité aviaire

Les milieux humides désignent la mosaïque d'habitats variés qui se trouvent à l'interface de la terre et de l'eau. Ce sont pour l'ensemble des sites saturés d'eau ou inondés pendant une période suffisamment longue pour influencer les sols ou la végétation. Tous ces écosystèmes ont une grande valeur, vu leur contribution à la

diversité et à la productivité biologiques, leur capacité d'épuration et leur rôle dans le cycle vital de nombreuses espèces végétales et animales. La plaine d'inondation participe entre autres étroitement au fonctionnement de l'écosystème fluvial; plusieurs espèces de poissons y accomplissent au printemps une partie de leur cycle vital, tandis que de grandes populations de bernaches, d'oies et de canards s'y rassemblent en migration.

La régularisation des niveaux d'eau du lac Ontario touche principalement les zones inondables de la portion d'eau douce du fleuve Saint-Laurent, plus particulièrement les habitats palustres des lacs fluviaux et des îles basses du tronçon fluvial. C'est pourquoi les études d'impacts sur l'avifaune ont été limitées aux seules espèces fluviales, soit celles qui nichent assidûment dans les habitats riverains et aquatiques associés à ce cours d'eau. Parmi les quelque 370 espèces d'oiseaux qui nichent en bordure du Saint-Laurent fluvial, 81 espèces dépendraient directement de ressources associées au fleuve même (DesGranges et Jobin, 2003; DesGranges et Tardif, 1995), et 72 espèces palustres ont été observées nichant dans des habitats humides riverains.

Les grands groupes d'oiseaux palustres

Les espèces qui composent l'avifaune nicheuse du Saint-Laurent peuvent être réparties en différents groupes sur la base de leur anatomie ou de leurs besoins écologiques particuliers. Avec la moitié des espèces, les passereaux sont environ cinq fois plus abondants que la plupart des autres groupes, tels les oiseaux coloniaux, la sauvagine et les rapaces. Ces groupes d'oiseaux varient tant en nombre d'espèces qu'en fonction de leur importance relative tout le long du Saint-Laurent, traduisant ainsi la disponibilité et la qualité des milieux écologiques qui s'y succèdent. Environ 41 % des espèces nicheuses du Saint-Laurent fréquentent de préférence les milieux

aquatiques, 36 %, les milieux forestiers, et 23 %, les milieux agricoles et urbains (DesGranges et Jobin, 2000). C'est dans les Basses-Terres du Saint-Laurent que se trouvent les secteurs les plus riches en espèces nicheuses qui affectionnent les milieux d'eau douce. Bien que plusieurs sections de berges ne soient pas particulièrement riches en espèces nicheuses, elles revêtent néanmoins une grande importance pour la nidification de la sauvagine et de certains types d'oiseaux coloniaux dans les îles du lac Saint-Pierre et du couloir fluvial d'eau douce. La portion dulcicole du Saint-Laurent, avec ses terres inondables, accueille annuellement près de 50 % de toute la population de canards barboteurs en reproduction de tout le Saint-Laurent (Lehoux *et al.*, 2003, 1995).

Utilisation des zones humides

Le couloir d'eau douce du Saint-Laurent revêt une grande importance pour les oiseaux qui y nichent ou qui y font halte en migration. L'utilisation printanière qu'en fait la sauvagine est particulièrement remarquable. De manière générale, l'arrivée des premiers migrateurs

survient vers la fin de mars, et le départ massif des oiseaux aquatiques s'effectue vers la mi-mai. L'arrêt migratoire du printemps des oiseaux aquatiques dure donc près d'un mois et demi. Le pic de la migration se situe habituellement autour de la troisième semaine d'avril.

Au début de mai, la plupart des canards résidents ont délaissé la plaine d'inondation pour établir leur couvée dans les habitats palustres situés en rive, notamment dans les milieux insulaires. La période de reproduction des canards barboteurs dans le secteur fluvial à l'étude s'échelonne, à toute fin pratique, sur environ 150 jours, soit de la mi-avril à la mi-septembre (figure 8.1) (Lehoux *et al.*, 2003). La période du début d'avril à la mi-septembre correspond donc à la période extrême durant laquelle les niveaux d'eau notés dans le Saint-Laurent dulcicole sont susceptibles d'exercer une certaine influence à la fois sur la migration et sur les différentes phases de la reproduction (ponte, incubation et élevage).

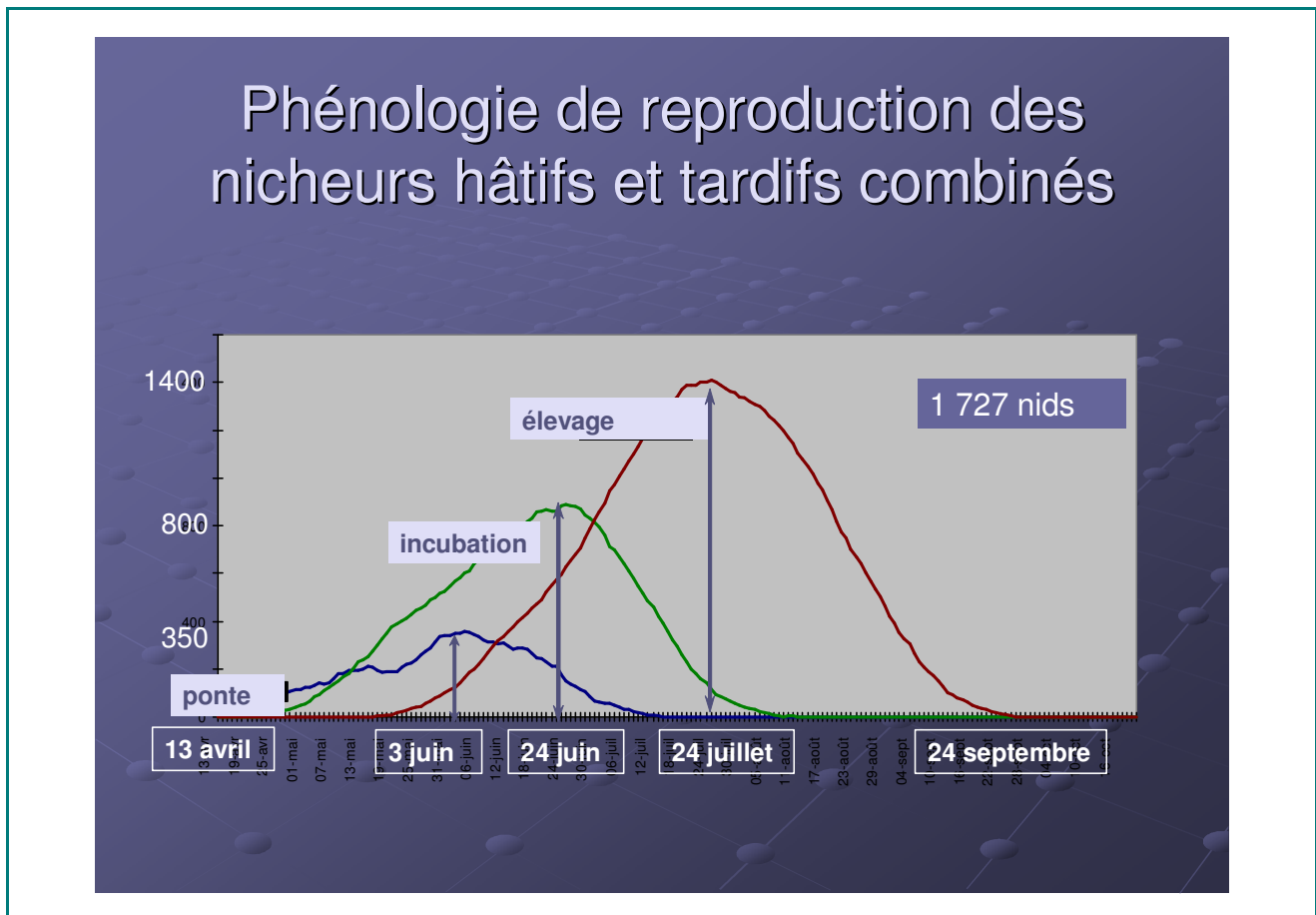


Figure 8.1 Période de reproduction des canards barboteurs dans le couloir fluvial du Saint-Laurent

C'est au cours du mois de mai que la majorité des oiseaux palustres revient du sud, la plupart de ces espèces s'affairant à élever leur nichée de la mi-mai à la mi-juillet. La sauvagine et les espèces palustres dépendent en bonne partie des ressources aquatiques (invertébrés, petits poissons et graines de plantes aquatiques) pour l'alimentation et la nidification, la majorité des espèces coloniales nichant habituellement à l'intérieur de colonies multispécifiques pour des raisons de sécurité.

Les milieux palustres présents sur 171 îles du tronçon lac Saint-Louis–lac Saint-Pierre ont une capacité de production annuelle près de 2500 nids de canards barboteurs (Lehoux *et al.*, 2003). Le Canard chipeau, le Canard colvert et le Canard pilet se révèlent, dans l'ordre, les trois espèces nicheuses dominantes dans cette région, avec respectivement 35 %, 23 % et 19 % des nids trouvés. La densité moyenne des nids sur l'ensemble des milieux insulaires est évaluée à 0,23 nid/ha. Près des trois quarts des nids recensés lors des différents inventaires réalisés dans notre zone d'étude dans les années 1970 et 1980 par Bélanger (1989) étaient situés dans les prairies hautes (densité moyenne de nids : 0,7 nid/ha).

Répartition et spécialisation des oiseaux selon la répartition zonale de la végétation

Les territoires défendus par les oiseaux nicheurs comprennent habituellement plusieurs types de milieux.

Une méthode mieux adaptée au contexte aviaire a donc été conçue afin d'évaluer les caractéristiques floristiques et paysagères des milieux humides fréquentés par les différentes espèces d'oiseaux (DesGranges *et al.*, 2005). Comme les oiseaux sont particulièrement sensibles aux caractéristiques paysagères des milieux qui entourent leur territoire de nidification, l'environnement a été caractérisé jusqu'à une distance de 350 m du centre des sites d'échantillonnage (surfaces de 38,5 ha). La caractérisation des paysages a été faite au moyen d'images de télédétection classifiées (MEIS 2000 et IKONOS 2002).

Environ 80 espèces d'oiseaux palustres nichent dans les divers habitats humides en bordure du cours inférieur du Saint-Laurent. Ces habitats sont composés de diverses communautés végétales comportant plusieurs combinaisons de composition et de structure de la végétation. Ces habitats, au nombre de dix, sont représentés le long de la toposéquence riveraine à la figure 8.2. de l'hydrosystème « Lac Ontario–Saint-Laurent d'eau douce ».

La partie la plus humide du gradient (en mauve), inondée la plupart du temps durant la saison de nidification, comprend le marais profond, le marais peu profond et la tache à plantes émergentes.

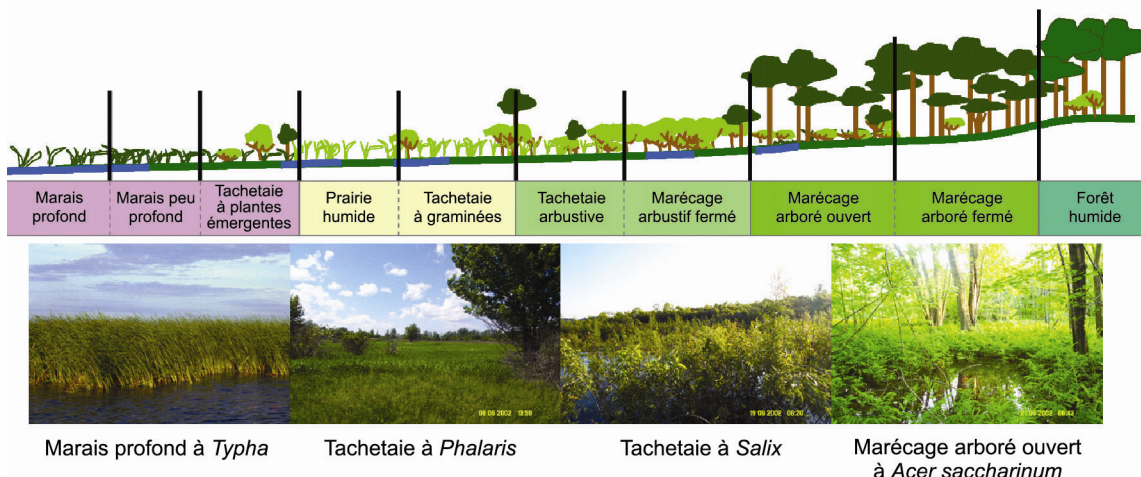


Illustration : Caroline Savage, Environnement Canada.

Figure 8.2 Habitats aviaires formant la toposéquence riveraine du Saint-Laurent en eau douce

Le marais profond est un milieu herbacé homogène sans arbre et sans arbuste. Les espèces végétales dominantes qui le colonisent sont des plantes émergentes telles que les Scirpes lacustres et fluviatiles, l'Éléocharide de Small et les typhas (quenouilles). Cet habitat est en interaction constante avec l'eau libre, et le niveau de l'eau y est habituellement élevé (près de 1 m).

Le marais peu profond comporte les mêmes caractéristiques que le marais profond; c'est un milieu herbacé homogène sans arbre et sans arbuste, mais le niveau de l'eau y est plus faible (en moyenne moins de 50 cm). Les espèces dominantes sont les typhas, le Butome à ombelle, le Rubanier à gros fruits, l'Acorus roseau et le Scirpe fluviatile.

La tachetaie à plantes émergentes est un milieu herbacé hétérogène pouvant contenir près de 30 % d'arbustes et 10 % d'arbres. Ce type de marais se retrouve souvent dans des conditions d'endiguement, où les sols sont davantage hétérogènes, la microtopographie et le niveau de l'eau, plus variables. Les plantes émergentes dominantes sont les typhas, le Butome à ombelle et les prêles, alors que la strate arbustive est surtout représentée par les saules, le Myrique baumier, l'Aulne rugueux, le Céphalanthe occidental et le Cornouiller stolonifère.

Le deuxième groupe d'habitats (en jaune) de ce gradient se fait inonder au printemps, mais reste exondé pour la plus grande partie de la saison. Ce groupe comprend les prairies humides et les tachetaies à graminées. La prairie humide est un milieu herbacé homogène sans arbre et sans arbuste, dominé par des graminées comme le Phalaris roseau ou le Calamagrostis du Canada, ou d'autres plantes herbacées non émergentes comme les carex. La tachetaie à graminées contient moins de 30 % d'arbustes et jusqu'à 20 % d'arbres. Les espèces dominantes sont le Phalaris roseau, les carex, le Calamagrostis du Canada et d'autres graminées. Les arbustes qui la codominent sont les saules, le Cornouiller stolonifère, la Spirée à feuilles larges et l'Aulne rugueux. On retrouve principalement ce type d'habitat sur des îles antérieurement perturbées par l'agriculture. La tachetaie à graminées forme alors une friche où la diversité, tant végétale qu'animale, est particulièrement forte.

On retrouve ensuite la tachetaie arbustive et le marécage arbustif fermé (de couleur vert pâle). Ces groupes supportent des conditions hydrologiques variables selon que l'habitat est endigué ou non. La tachetaie arbustive est un milieu comportant de 30 % à 60 % d'arbustes et pouvant contenir jusqu'à 30 % d'arbres. Les arbustes dominants sont l'Aulne rugueux, les saules et la Spirée à feuilles larges. Il s'agit d'un milieu qui comporte beaucoup d'ouvertures, colonisées principalement par les graminées comme le Calamagrostis du Canada, les carex

et des plantes émergentes comme les typhas. Le marécage arbustif fermé est plus homogène et comporte un couvert de plus de 60 % d'arbustes. Les espèces dominantes sont l'Aulne rugueux, les saules, le Cornouiller stolonifère et le Céphalanthe occidental. Le marécage arbustif de saules est surtout présent en rives sur des dépôts sablonneux. Le marécage arbustif d'aulnes est caractéristique des endiguements où il croît en abondance sur des dépôts organiques, tout comme le céphalanthe qui s'observe aussi dans le même genre de conditions ou dans des habitats inondés en permanence.

À la partie supérieure du gradient, on retrouve les deux derniers groupes dominés par les arbres (en vert plus foncé). Le groupe des marécages se distingue de la forêt humide par leurs composantes palustres dues aux inondations printanières. La séparation entre la forêt humide et le marécage arboré fermé se fait indirectement par des facteurs hydrologiques, étant donné que la fréquence réduite et la courte durée des inondations dans les forêts humides permettent l'établissement d'un plus grand nombre de plantes terrestres. Le degré d'ouverture de la canopée distingue les marécages arborés ouverts et fermés. Le marécage arboré ouvert est couvert de 30 % à 80 % et comporte donc beaucoup d'ouvertures colonisées par des herbacées ou des arbustes. Ce marécage est caractérisé par un plus grand nombre de strates d'arbres et d'arbustes. Le marécage arboré fermé possède une canopée couverte à plus de 80 %. Les espèces arborées dominantes des marécages sont l'Érable argenté, le Frêne rouge, les saules arborescents, le Peuplier deltoïde, l'Érable rouge et l'Orme d'Amérique. La forêt humide est un milieu arboré fermé possédant un couvert de plus de 80 %, comportant des composantes plus terrestres, notamment dans les espèces co-dominantes d'arbres (par exemple le Caryer cordiforme) ou de plantes herbacées au parterre. Les espèces dominantes d'arbres sont des espèces à larges spectres comme le Frêne rouge et le Peuplier deltoïde.

Importance de la dynamique fluviale pour l'avifaune

L'abondance et la diversité des oiseaux palustres sont largement déterminées par la diversité de la végétation des milieux humides et la complexité de sa répartition spatiale dans le paysage (Gibbs *et al.*, 1991). Tout processus écologique ayant pour effet de simplifier les milieux humides ou de les rendre homogènes s'effectue donc au détriment de la communauté aviaire. Toutes les communautés végétales des rives du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent comportent un ou plusieurs habitats aviaires où la profondeur de l'eau et la durée des inondations sont déterminantes (DesGranges *et al.*, 2006). Le facteur le plus déterminant est la variation saisonnière et annuelle des niveaux d'eau (voir le chapitre 2), qui

détermine l'étendue et la physionomie des milieux humides ainsi que le risque de destruction des nids par inondation ou exondation (Steen et Gibbs, 2002; Gilbert, 2001; Mowbray, 1997; Leonard et Pickman, 1987; Griese *et al.*, 1980; Robertson, 1971; Weller, 1961; Glover, 1953).

La plaine inondable

La plaine inondable du lac Saint-Pierre, incluant le secteur adjacent à l'archipel de Berthier-Sorel, offre une mosaïque d'habitats composée de marécages, de prairies naturelles et surtout de milieux agricoles. Seules les terres agricoles inondées sont fréquentées assidûment par la sauvagine au printemps pour l'alimentation et le repos. Les milieux agricoles de la plaine inondable (excluant les secteurs aménagés par Canards Illimités; 10 % de ceux-ci ayant été soustraits à l'influence de la crue du fleuve afin de mieux répondre aux besoins de la faune) commencent à être inondés à partir de la cote d'élévation de 4,5 m. Lorsque le niveau du fleuve atteint la cote de récurrence de deux ans (atteinte une année sur deux; 6,2 m à Sorel), la superficie des terres cultivées inondées atteint alors près de 2500 ha. Par ailleurs, quand la cote de récurrence de 100 ans (8,0 m à Sorel) est atteinte, la quantité d'habitats disponibles pour la sauvagine passe alors à environ 10 000 ha.

Les différents inventaires réalisés au lac Saint-Pierre depuis le début des années 1980 ont permis de confirmer qu'il y a entre 15 000 et 20 000 canards barboteurs, 50 000 à plus de 100 000 Bernaches du Canada et jusqu'à 550 000 Oies des neiges qui utilisent la plaine inondable du lac Saint-Pierre au sommet de la migration printanière (Dombrowski *et al.*, 2000). La majorité de la sauvagine qui fréquente le lac Saint-Pierre se concentre toutefois dans les secteurs aménagés par Canards Illimités. En fait, la presque totalité des oies (97 %), quelque 50 % des bernaches et près de 30 % des canards barboteurs y trouvent refuge. Les zones agricoles directement influencées par les niveaux d'eau n'accueillent que très peu d'oiseaux aquatiques, soit environ 15 % des bernaches et 30 % des canards barboteurs présents en migration, ce qui équivalait à environ 15 000 à 20 000 oiseaux. Les autres secteurs où l'influence des niveaux d'eau est moins marquée, notamment les grandes baies, le centre et le long des rives du lac Saint-Pierre, se partagent le reste des effectifs de la sauvagine en migration.

Les milieux palustres

Les données de plusieurs années de relevés d'oiseaux ont permis d'étudier les milieux humides sous diverses conditions d'inondation, de niveau d'eau et de fluctuation du niveau d'eau (DesGranges *et al.*, 2006). Les espèces indicatrices ont été choisies en fonction de leur affinité écologique pour l'un ou l'autre des quatre principaux

écosystèmes palustres (marais, prairies humides, marécages arbustifs et marécages arborés), de leur sensibilité aux conditions hydrologiques (profondeur de l'eau de surface ou hauteur de la nappe phréatique et fluctuations des niveaux d'eau) (Weller, 1999) et de leur stratégie de nidification (au sol près du rivage, dans la végétation flottante, dans la végétation émergente ou dans la végétation terrestre) (Steen et Gibbs, 2002; Gibbs *et al.*, 1991).

Pour les marais, les espèces indicatrices suivantes ont été choisies en fonction de l'impact biologique statistiquement significatif des conditions hydrologiques qu'elles subissaient :

- la Guifette noire, qui construit généralement un nid rudimentaire sur un « radeau » de plantes aquatiques mortes (Dunn et Agro, 1995);
- la Gallinule poule-d'eau, qui ancre son nid, grand et robuste, à la végétation aquatique émergente (Bannor et Kiviat, 2002);
- le Râle de Virginie, qui construit son nid avec des matières végétales dans la végétation aquatique émergente de milieux ennoyés ou légèrement submergés (Conway, 1995);
- le Petit Blongios, actuellement considéré comme en péril dans la zone à l'étude, qui construit un nid de feuilles dans les plantes émergentes robustes, en général entre 20 et 80 cm au-dessus de l'eau (Giguère *et al.*, 2005; Gibbs *et al.*, 1992a). Les données d'observation sur cette espèce ne permettant pas d'établir de lien statistique entre la densité des nids et les variables hydrologiques, un indice de reproduction a été modélisé à partir d'indices de la qualité de l'habitat (voir Giguère *et al.*, 2005);
- le Troglodyte des marais, dont le nid, également en feuilles, est construit dans la végétation émergente robuste, généralement à plus de 60 cm au-dessus de l'eau, dans des milieux humides de différentes profondeurs (Kroodsma et Verner, 1997);
- le Butor d'Amérique, qui fait son nid au sol, habituellement très près (<15 cm) de l'eau, sur la rive ou sur un îlot (Gibbs *et al.*, 1992b).

À l'exception du Butor d'Amérique, toutes ces espèces montrent une relation curvilinéaire entre la densité des nids et la profondeur de l'eau (DesGranges *et al.*, 2006, 2005). La densité de la Guifette noire augmente avec la profondeur de l'eau, alors que les autres espèces montrent une préférence pour les eaux peu profondes (profondeur optimale : 0,3 à 0,8 m). Selon les données de prédiction, les marais exondés durant la saison de reproduction ne conviennent pas à au moins quatre des six espèces indicatrices. Les données qui se rapportent aux deux autres espèces, le Petit Blongios et le Butor d'Amérique,

sont insuffisantes pour permettre de se prononcer à cet égard. Cependant, les préférences connues du Petit Blongios et les données publiées sur la nidification de l'espèce portent à croire que la densité du Petit Blongios serait également plus faible dans les marais exondés.

Nous avons constaté une corrélation négative entre la densité de cinq des espèces indicatrices des marais et l'élévation du niveau d'eau (DesGranges *et al.*, 2006, 2005).

Les prévisions indiquent une chute rapide des densités pour une augmentation du niveau d'eau de 0,2 m ou plus entre deux périodes de sept à huit jours. Le Rôle de Virginie est la seule espèce pour laquelle une élévation comme une baisse du niveau d'eau ont une incidence sur la densité des nids. Ces résultats montrent clairement que les espèces palustres réagissent fortement aux conditions hydrologiques de leur habitat de nidification, probablement parce qu'elles construisent leur nid soit dans la végétation flottante, soit légèrement au-dessus de l'eau dans la végétation émergente. Si l'eau monte, les nids risquent d'être inondés; si l'eau baisse, les sites de nidification peuvent être asséchés, et les nids sont alors exposés aux prédateurs terrestres et sont susceptibles d'être abandonnés (Post, 1998; Weller, 1961).

Comme indicatrices des milieux inondés uniquement lors des crues printanières au début de la période de reproduction, deux espèces qui construisent leur nid le plus souvent dans les arbres ou les arbustes, plus rarement directement au sol, ont été choisies; ce sont le Bruant chanteur pour les marécages arbustifs (Arcese, 2002) et la Grive fauve pour les marécages arborés (Moskoff, 1995). Ces deux espèces choisissent le plus souvent de nidifier dans des lieux où la nappe phréatique est proche de la surface du sol. Elles montrent une préférence pour les milieux à peine détrempés plutôt que régulièrement submergés.

La Grive fauve est en général plus sensible aux inondations que le Bruant chanteur, mais la densité des nids des deux espèces baisse beaucoup avec l'élévation des niveaux d'eau. Aucune corrélation significative n'a été établie entre les variables hydrologiques et la densité des espèces indicatrices associées à la prairie humide (DesGranges *et al.*, 2006, 2005).

Menaces et enjeux

La régularisation du débit des eaux et les habitats aviaires

Le facteur écologique le plus important pour la conservation de la diversité des milieux palustres, et, par conséquent, de la biodiversité qu'ils soutiennent, est la variation journalière, saisonnière et annuelle du niveau et

du débit des eaux. Les communautés biologiques sont adaptées aux fluctuations naturelles du niveau des eaux. Cependant, la perturbation du régime naturel, que se soit par l'action de l'homme ou par un changement climatique, peut modifier la superficie, la composition et la répartition des différents types de milieux humides (Morin *et al.*, 2005; Wilcox *et al.*, 2005). Ces modifications peuvent avoir des répercussions graves sur la capacité des milieux humides du bassin du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent à remplir leur fonction d'habitat pour des centaines d'espèces d'oiseaux, en particulier durant la saison de reproduction. Tous les milieux humides du bassin du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent comportent une ou plusieurs séquences d'habitats qui subissent les effets des inondations associées au régime hydrologique. Les principales variables sont la durée des inondations, qui détermine la superficie totale des milieux humides et la présence d'eau de surface dans les marécages, et la profondeur de l'eau, qui détermine la physiologie des paysages (Morin *et al.*, 2005; Wilcox *et al.*, 2005). Les milieux humides du bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent sont soumis à des cycles courts et des cycles plus longs d'inondation et de sécheresse (CMI, 1993).

Les inondations de longue durée, se prolongeant sur une ou deux saisons de végétation, sont nécessaires pour empêcher les arbres et les arbustes de s'établir et pour permettre aux herbacées d'achever leur cycle vital. Ces dernières ont le temps d'accomplir un ou plusieurs cycles reproductifs et d'assurer ainsi leur permanence dans le réservoir local de graines (Keddy et Reznicek, 1986). En l'absence d'inondations, les arbres et les arbustes envahissent les marais, à moins que ceux-ci soient entretenus artificiellement par des brûlages annuels, comme cela s'est produit au lac Saint-François jusqu'en 1978 (Jean et Bouchard, 1991).

Selon les espèces végétales présentes et leur répartition spatiale, il se forme une diversité de milieux servant d'habitats à différentes espèces fauniques qui les fréquentent en plus ou moins grand nombre. Divers types d'assemblages d'oiseaux fréquentant les milieux d'eau douce du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent ont été identifiés, parmi lesquels se trouvent plusieurs espèces en péril.

Importance de la régularisation des débits des eaux sur les oiseaux fluviaux

Les assemblages d'oiseaux

Le tronçon fluvial présente une grande uniformité dans les assemblages d'oiseaux à l'échelle locale, reflétant en cela la présence continue d'une mosaïque d'habitats variés dans ce secteur du Saint-Laurent. Les parcelles décrites dans l'*Atlas des oiseaux nicheurs du Québec* sont

situées dans le tronçon fluvial et hébergent en moyenne 45 espèces fluviales, soit 56 % des espèces fluviales de ce secteur (DesGranges et Tardif, 1995). Ce sont principalement des espèces dulcicoles communes et d'affinité méridionale qui forment les assemblages aviaires des habitats palustres. Bien que l'abondance des oiseaux soit sensiblement la même d'un type de milieu humide à l'autre (environ un individu à l'hectare), il n'en va pas de même pour la biomasse aviaire qui est nettement plus grande dans les marais. Avec plus de 1,25 kg « d'oiseaux » par hectare, la biomasse est pratiquement quatre fois plus élevée dans les marais que dans les trois autres types de milieux humides. Cela tient au fait que les espèces d'oiseaux d'eau fréquentant les marais pèsent 11,5 g en moyenne, comparativement à environ 2,5 g à 3,5 g pour les espèces d'oiseaux nichant dans les autres types de milieux humides.

Les liens entre les oiseaux et leurs habitats (caractères de la végétation et conditions hydrologiques) ont été précisés au moyen d'analyses par groupements, qui ont permis de classer les habitats par types d'après la hiérarchie des critères qui semblent les plus importants pour les espèces

(DesGranges *et al.*, 2006, 2005). Cette approche a mis en évidence trois catégories de variables environnementales particulièrement importantes dans la sélection des sites de nidification par les oiseaux palustres : 1) la couverture arborée et son degré d'ouverture, 2) les conditions hydrologiques et 3) le degré d'hétérogénéité du paysage riverain. Les différentes combinaisons de ces catégories de variables permettent de reconnaître dix types d'assemblages aviaires (figure 8.3).

Le premier assemblage (figure 8.3, angle supérieur droit) est associé aux milieux humides sans arbres (moins de 10 %) : marais profonds, marais peu profonds et tache-taies à plantes émergentes. Ces milieux sont inondés durant une bonne partie de la saison de reproduction. Le Troglodyte des marais est particulièrement abondant dans les sites les plus inondés, tandis que la Guifette noire semble plus commune dans les milieux peu sujets aux fluctuations des niveaux d'eau. Selon la microtopographie locale, ces paysages, où dominent les plantes herbacées, peuvent présenter une structure spatiale plus ou moins hétérogène.

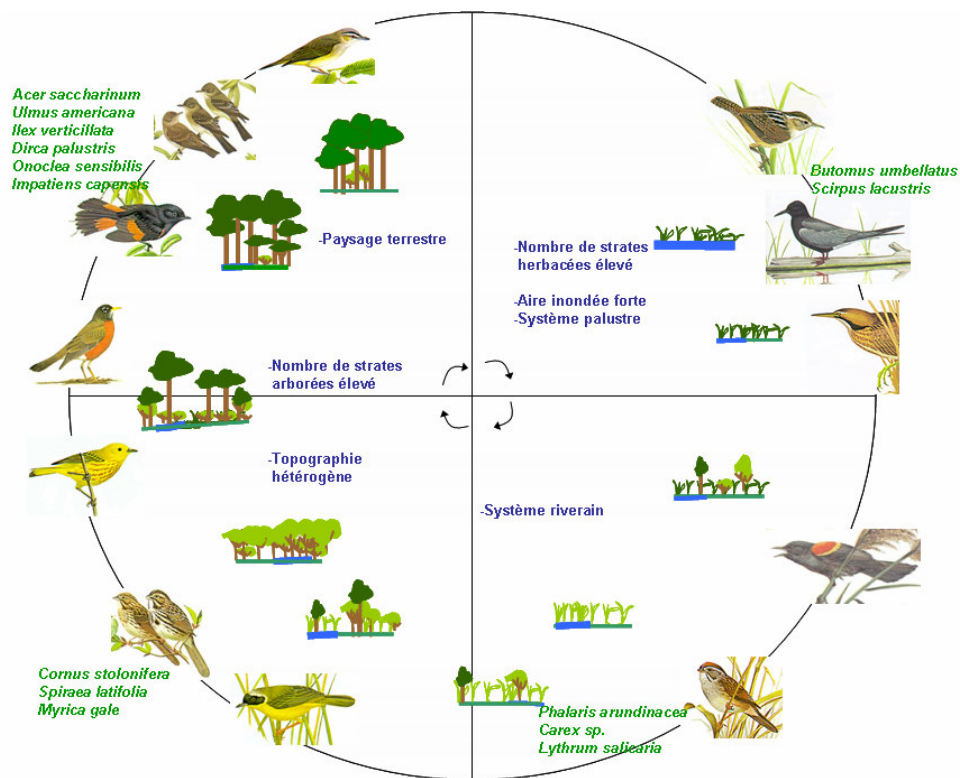


Illustration : Caroline Savage, Environnement Canada.

Figure 8.3 Analyse factorielle (RDA) montrant les variables environnementales le plus étroitement liées à l'abondance des espèces dans les différents types d'habitats aviaires

La Foulque d'Amérique, la Gallinule poule d'eau, la Marouette de Caroline, le Râle de Virginie, le Petit Blongios et le Butor d'Amérique sont plus communs dans les milieux où des mares subsistent tout l'été.

Le deuxième assemblage (figure 8.3, angle inférieur droit) est formé principalement par le Carouge à épau-lettes et le Bruant des marais, espèces habituellement associées aux milieux semi-ouverts tels que les prairies humides et les tachetaies à graminées.

Le troisième assemblage (figure 8.3, angle inférieur gauche) fréquente les tachetaies arbustives et les marécages arbustifs fermés. Parmi les espèces les plus souvent observées dans les fourrés à la lisière des forêts, se trouvent la Paruline jaune et le Bruant chanteur. Ce type de paysage présente une mosaïque de milieux très hétérogènes, où se trouvent parfois des étangs permanents, qui attirent les canards barboteurs (par exemple le Canard d'Amérique, le Canard souchet et le Canard colvert), le Héron vert et la Paruline masquée.

Le quatrième assemblage (figure 8.3, angle supérieur gauche) fréquente les milieux humides arborés : marécages arborés ouverts, marécages arborés fermés et forêts humides. Ceux-ci peuvent être clairsemés ou clos et plus ou moins sujets aux inondations printanières. Au bas de cette séquence, les arbres sont plus clairsemés, et il se forme souvent des mares au printemps. C'est l'habitat de prédilection du Canard branchu et de l'Hirondelle bicolore. À certains endroits, des structures ont été érigées pour retenir l'eau de manière à former des étangs plus profonds, entourés d'arbres et d'arbustes morts. Ces aménagements attirent le Canard branchu, l'Hirondelle bicolore, le Moucherolle des aulnes et le Moucherolle des saules. Dans les milieux où le couvert forestier est plus fermé, les espèces comme la Grive fauve, le Viréo mélodieux et l'Oriole du Nord sont plus communes. Au niveau supérieur de la séquence, les inondations sont peu fréquentes et de courte durée, et l'avifaune est plus caractéristique des forêts décidues. Les espèces forestières comme la Sittelle à poitrine blanche, le Pioui de l'Est, le Viréo aux yeux rouges et la Paruline flamboyante sont très présentes dans cet écotone entre le marécage arboré et la forêt décidue sèche.

La stabilité estivale des niveaux d'eau dans les étangs aménagés par Canards Illimités en bordure des lacs fluviaux semble donc favoriser plusieurs espèces d'oiseaux autres que la sauvagine. On y recense entre autres en plus grands nombres des oiseaux « pataugeurs », tels les butors, les râles, les poules d'eau et la Bécassine de Wilson. Cette constatation montre clairement l'importance que devaient avoir jadis les marais perchés résiduels présents dans les zones inondables. Avant la période récente du drainage agricole extensif et de

l'urbanisation rapide des terres jouxtant le fleuve, ces étangs naturels devaient certainement héberger une portion importante des populations d'oiseaux d'eau des Basses-Terres du Saint-Laurent (DesGranges et Jobin, 2003).

La sauvagine en migration

Les niveaux d'eau s'avèrent être le principal facteur qui régit l'utilisation et la distribution de la sauvagine dans les secteurs non aménagés du lac Saint-Pierre durant la migration printanière. Lorsque la cote d'élévation à Sorel n'atteint pas le niveau minimal de 4,4 m, les secteurs non aménagés sont asséchés et donc complètement délaissés par les canards barboteurs et la Bernache du Canada. Ce sont en fait les hauts niveaux d'eau, soit ceux maintenus au-dessus de la cote de 6,0 m à Sorel, qui assurent la meilleure distribution des oiseaux aquatiques en migration dans la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre entre le 10 avril et la première semaine de mai.

À défaut de maintenir de hauts niveaux d'eau régulièrement dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, on peut penser que des impacts importants pourraient être éventuellement notés sur la population de sauvagine qui la fréquente. On obligerait ainsi près de 15 000 oiseaux à se déplacer et à se concentrer davantage dans les marais aménagés, alors que la sauvagine utilise déjà intensément ce secteur particulier. Cela aurait possiblement comme effet d'augmenter le stress inter- et intraspécifique. Les habitats aménagés sont, en effet, souvent occupés en grande partie par l'Oie des neiges, laissant peu de place aux autres espèces. Puisque les bernaches cohabitent difficilement avec les oies, elles pourraient être obligées de se déplacer vers des habitats moins favorables.

Une concentration élevée d'oiseaux dans un même secteur pourrait aussi entraîner une pénurie rapide des ressources alimentaires. Dans des conditions de faible crue printanière, Lacroix et Bélanger (2000) ont observé une plus grande proportion de canards barboteurs en quête de nourriture, ce qui suggère une certaine limitation des ressources alimentaires disponibles. Une mauvaise alimentation durant la halte migratoire pourrait conduire à une mauvaise condition physiologique, ce qui aurait potentiellement comme effet de diminuer éventuellement leur succès de reproduction. Il s'avère toutefois difficile d'évaluer quantitativement les impacts sur la reproduction d'une faible crue printanière.

La situation pourrait s'avérer beaucoup plus dramatique si les secteurs aménagés venaient éventuellement à ne plus jouer convenablement leur rôle à la suite, par exemple, de bris majeurs dans les structures de contrôle (digues, clapets, pompes, etc.). C'est alors au-delà de 500 000 oiseaux aquatiques (500 000 Oies des neiges, 50 000 Bernaches du Canada et 10 000 canards

barboteurs) qui pourraient être touchés dans diverses activités (alimentation et/ou repos et/ou reproduction), sans compter les répercussions économiques qui s'ensuivraient. On estime en effet que l'observation printanière des oiseaux aquatiques dans le seul secteur de Baie-du-Febvre, sur la rive sud du lac Saint-Pierre, génère des revenus annuels de 1,5 million de dollars.

La sauvagine en reproduction

Les niveaux d'eau peuvent à l'occasion limiter les superficies des aires de nidification et d'élevage disponibles pour la reproduction de la sauvagine, surtout lorsqu'ils sont élevés, comme cela fut noté, par exemple, au début des années 1970, alors qu'ils atteignaient des records. Toutefois, il est difficile d'évaluer de façon précise les impacts de telles situations sur l'avifaune. Des habitats plus restreints ne seront pas nécessairement un gage d'une reproduction compromise. Les oiseaux pourraient, durant ces années plus difficiles, changer leur comportement pour s'adapter aux situations plus limitantes qui prévalent. Ainsi, les oiseaux pourraient nicher ou élever leur couvée en densités plus élevées. Ils pourraient même fréquenter des habitats autrement délaissés ou peu recherchés, comme nicher dans les milieux agricoles, milieux qui sont plus rarement inondés, même lors des années de forte hydraulité. Les couvées pourraient, d'autre part, s'alimenter plus fréquemment dans les marais submergés, qui deviennent plus abondants lorsque les niveaux d'eau se maintiennent à des cotes particulièrement élevées durant la saison de croissance des plantes. La fréquentation des marais submergés obligerait alors les couvées à s'alimenter possiblement à des heures différentes pour échapper aux prédateurs ou au dérangement, car les marais submergés n'offrent que peu de couvert de fuite.

Par contre, les niveaux d'eau peuvent exercer une influence sur la productivité de la sauvagine. Il semblerait que cette productivité serait à son optimum durant les années où les niveaux d'eau moyens enregistrés durant la saison de croissance des plantes sont maintenus élevés. Elle diminuerait par contre durant les années où ces mêmes niveaux sont maintenus très bas. On pourrait expliquer ce dernier phénomène par le fait qu'à des cotes d'élévation particulièrement basses, les milieux insulaires qui assurent la majorité de la production de la sauvagine dans le secteur à l'étude deviendraient encore plus facilement accessibles aux prédateurs terrestres. Ces derniers constituent d'ailleurs un des facteurs qui limitent le plus la reproduction de la sauvagine dans la région à l'étude. Dans les îles de Berthier-Sorel, par exemple, le succès de

nidification durant certaines années n'atteint que 25 %, la majorité des pertes étant attribuable aux prédateurs comme le Raton laveur et la Moufette rayée.

De faibles niveaux d'eau assècheraient aussi les marais émergents de façon marquée, empêchant ainsi les couvées d'avoir accès à un couvert de fuite et à des sites d'alimentation de qualité. De tels niveaux favorisent de plus la présence d'eaux stagnantes qui ne sont pas étrangères au développement du botulisme. Ce dernier phénomène a d'ailleurs déjà été observé à quelques reprises dans le Saint-Laurent dulcicole par le passé, notamment en 2005 et en 2001, alors que les niveaux d'eau moyens enregistrés en juillet et en août à Sorel étaient respectivement de 3,8 m et de 3,9 m.

Il n'est cependant pas exclu que de très hauts niveaux d'eau (> 5,5 m à la station de Sorel) puissent aussi s'avérer néfastes pour la productivité. À de tels niveaux, la superficie des marais émergents qui servent à l'élevage des couvées diminuerait substantiellement, réduisant d'autant les sites de couvert de fuite et d'alimentation. De plus, les nids pourraient être inondés plus facilement lors des hausses soudaines des niveaux d'eau (figure 8.4). En effet, les îles ne commencent vraiment à être inondées (10 % et plus de leur superficie) qu'à partir de la cote d'élévation de 5,4 m. Il a d'ailleurs été démontré qu'une hausse du niveau des eaux de seulement 20 cm à la fin de juin pouvait envoyer de 15 à 20 fois plus de nids lorsque les niveaux d'eau enregistrés à la station de Sorel se situaient à la cote de 5,4 m plutôt qu'à la cote de 4,0 m.

L'inondation des nids pourrait avoir un certain impact sur la productivité des canards barboteurs qui se reproduisent dans le tronçon à l'étude. Cet impact serait toutefois le plus souvent très réduit. On estime en effet que chaque nid perdu à la suite des inondations ferait chuter la productivité des canards barboteurs de seulement 0,0015 immature/femelle adulte (Lehoux *et al.*, 2005). Ainsi, une perte annuelle d'environ 100 nids, soit la moyenne approximative de nids perdus avec le régime 1958DD durant la période de 1968 à 2002, ferait diminuer la productivité globale annuelle des canards barboteurs du système de moins de 2 %. Ce ne serait en fait que durant les années où de nombreuses hausses des niveaux d'eau (trois à quatre), de fortes amplitudes (> 20 cm), survenant à la fois lorsque les niveaux d'eau à Sorel sont élevés (> 5,0 m) et durant les périodes les plus critiques de la nidification (de la mi-mai au début de juillet), que des impacts non négligeables (de l'ordre de 10 %) sur la productivité seraient notés.

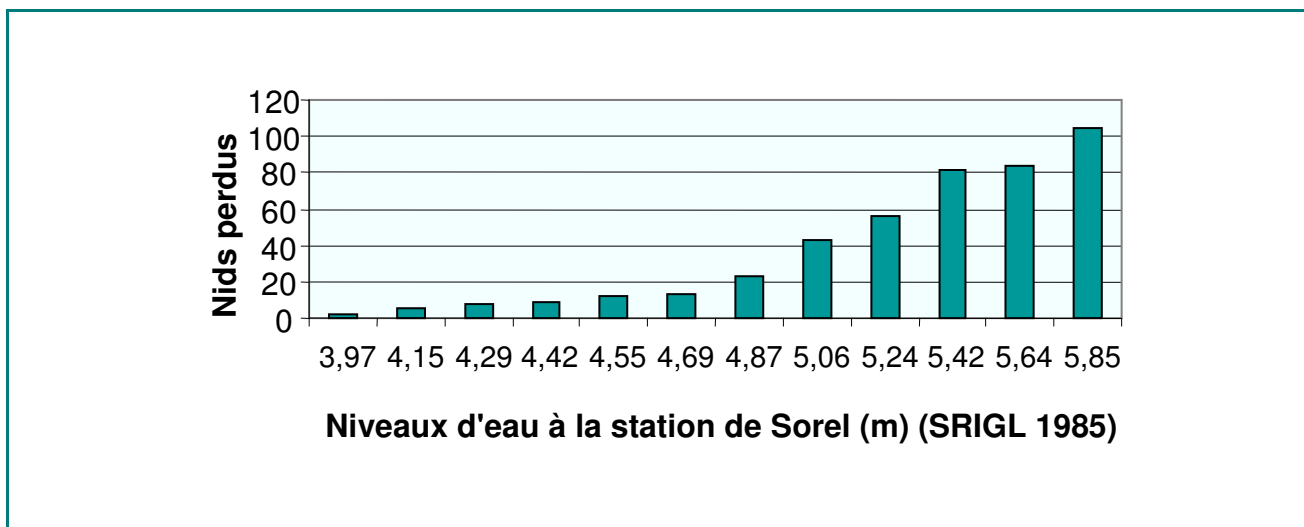


Figure 8.4 Estimation du nombre de nids perdus à la suite d'une hausse de 20 cm du niveau des eaux selon différentes cotes d'élévation

Sachant que la chasse à la sauvagine dans la région de Montréal génère des retombées économiques de l'ordre de 10 millions de dollars annuellement, on trouve là une autre raison pour s'assurer de la meilleure gestion possible des niveaux d'eau dans cette portion du Saint-Laurent.

Les espèces en péril

En 1999, la province écologique des Basses-Terres des Grands Lacs et du Saint-Laurent hébergeait 49 espèces en péril, soit le deuxième nombre le plus élevé d'espèces en péril au Canada (Ressources naturelles Canada, 2004). Les changements apportés à l'hydrologie font partie des causes à la source de la raréfaction de plusieurs de ces espèces. Dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le Saint-Laurent, seules les cinq espèces actuellement protégées en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* et la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* ont été prises en considération. Pour celles-ci, deux

critères ont servi à préciser celles qui sont véritablement influencées par les fluctuations hydrologiques du Saint-Laurent fluvial : 1) la présence actuelle de l'espèce dans le corridor fluvial et 2) le degré d'utilisation des habitats liés au fleuve (tableau 8.1). Seules deux espèces ressortent de cette analyse : le Petit Blongios et le Râle jaune.

Étant donné la rareté de ces espèces (et par conséquent des données d'inventaire dans le Saint-Laurent), la quantité d'habitats potentiels disponibles a été modélisée en fonction de différentes conditions hydrologiques durant la période de reproduction. L'habitat potentiel est classé « sécuritaire » à partir d'indices de la qualité de l'habitat (IQH). Pour chacune des espèces, un IQH a été élaboré au moyen d'une revue de la documentation à laquelle a été ajoutée l'opinion d'experts sur l'écologie de ces espèces.

TABLEAU 8.1
Synthèse des espèces d'oiseaux en péril considérées ici

Espèce	Statut fédéral	Statut provincial	Utilisation de la plaine inondable	Présence confirmée
Petit Blongios	Menacée	SDMV	Obligatoire	Oui
Râle jaune	Préoccupante	SDMV	Obligatoire	Oui
Faucon pèlerin	Menacée	Vulnérable	Facultative	Oui
Paruline azurée	Préoccupante	SDMV	Espèce terrestre	Non
Pie grièche migratrice	En voie de disparition	Menacée	Espèce terrestre	Non

Légende. – SDMV : Susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable.

Les IQH développés ainsi ont servi à évaluer le potentiel de différents milieux humides à satisfaire les besoins reproductifs de ces espèces. Ensuite, l'attrait des différents sites potentiels a été nuancé en fonction de leur vulnérabilité aux variations des conditions hydrologiques. En éliminant les secteurs susceptibles d'être affectés par les fluctuations des niveaux d'eau durant la période de reproduction, on obtient l'habitat potentiel sécuritaire (Giguère *et al.*, 2005). C'est cet indicateur qui doit servir à comparer, sur une base relative, la performance de chacun des plans de régularisation des niveaux d'eau. L'utilisation de ces indicateurs doit servir au seul usage de la comparaison des plans de régularisation. En effet, afin d'évaluer correctement l'effet des fluctuations des niveaux d'eau sur cette partie du cycle vital du Râle jaune et du Petit Blongios, plusieurs autres variables qui jouent un rôle important dans le succès de reproduction n'ont pas été considérées dans ce travail (par exemple la productivité, les ressources alimentaires, etc.). Dans le cas du Petit Blongios, un indice de reproduction a pu être modélisé à la façon des autres espèces palustres indicatrices.

L'indicateur de performance (IP) qui a été bâti pour le Râle jaune offre un taux de confiance passable. Tout d'abord, les données de la documentation ne sont pas très abondantes. Par contre, elles proviennent en bonne partie de la zone d'étude et ont été corroborées à l'aide d'un expert. Ensuite, seules deux mentions obtenues en période de reproduction permettent de valider le modèle. Ces observations ne correspondent pas à l'habitat prédit par le modèle. L'IP conçu pour cette espèce peut donc être utilisé dans l'analyse des différents plans de régularisation, mais sous certaines réserves. En effet, ces incertitudes font en sorte qu'il devient hasardeux de déterminer précisément un seuil à partir duquel un plan de régularisation aura des effets significatifs sur l'espèce. Un examen minutieux des résultats peut toutefois aider à détecter des plans qui présenteraient des épisodes dramatiques pour le Râle jaune. Quant à lui, l'indicateur conçu pour le Petit Blongios offre un taux de confiance acceptable qui permet d'évaluer, sur une base relative, l'effet des différents plans de régularisation sur le potentiel de reproduction du Petit Blongios. Cet IP a été conçu à partir d'une quantité appréciable de données provenant de la documentation, dont une bonne part provient de l'aire d'étude. Le jugement d'experts a aussi été utilisé pour développer certaines portions de l'IP. Le modèle d'habitat potentiel de reproduction a aussi été validé à partir de visites sur le terrain et de plusieurs observations indépendantes qui correspondent bien avec les habitats prédits.

Perspectives économiques et tendances

Un plan de régularisation pour les oiseaux

L'intégrité des écosystèmes d'eau douce dépend de la quantité et de la qualité de l'eau ainsi que des variations temporelles régulières des niveaux et des débits (Baron *et al.*, 2002). La pérennité de ces écosystèmes exige normalement le maintien des fluctuations naturelles. Comme la régularisation des eaux peut entraîner la perte de milieux humides, elle peut, par conséquent, avoir une incidence sur la composition et la diversité des assemblages d'oiseaux qui utilisent ces milieux. En outre, une modification, même faible, de la vitesse de la hausse ou de la baisse des niveaux d'eau peut avoir un effet marqué sur le succès de la reproduction, soit en causant l'inondation des nids, soit en les exposant au pillage par des prédateurs terrestres, allant jusqu'à compromettre la capacité de survie des populations.

Bien que les études menées par le Groupe de travail technique sur l'environnement (GTTE) aient permis de mettre en évidence plusieurs indicateurs biotiques de performance pour l'évaluation des plans de régularisation des eaux, les connaissances que nous avons des processus écologiques complexes qui influencent ces indicateurs sont limitées, et il serait plus prudent d'opter pour une régularisation qui modifie le moins possible le régime hydrologique naturel du bassin du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. C'est l'approche qui est recommandée dans de nombreuses autres études sur la régularisation des eaux (Baron *et al.*, 2002; Kozłowski, 2002; Ward et Tockner, 2001; Nilsson et Dynesius, 1994). Une évaluation détaillée des impacts sur l'avifaune selon les plans de régularisation proposés (DesGranges *et al.*, 2005) conclut que dans les cas où les fluctuations naturelles du niveau du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent sont en conflit avec les besoins des usagers, les indicateurs de performance définis pourront servir à l'évaluation de critères de régularisation mis au point pour minimiser les impacts des fluctuations (voir l'encadré à la page suivante).

Les barrages hydroélectriques et autres ouvrages de régularisation aménagés dans le système lac Ontario–fleuve Saint-Laurent servent précisément à modifier les niveaux et débits naturels des eaux. Dans les cas où les critères pour la régularisation du niveau et du débit du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent ne peuvent être modifiés de façon à éviter les effets négatifs prévisibles sur l'environnement, il faudra prendre des mesures pour protéger l'intégrité et la diversité des milieux humides contre les impacts cumulatifs des activités humaines.

Sommaire des principaux critères hydrologiques suggérés pour améliorer la situation de l'avifaune

1. Durant la migration printanière, entre le 10 avril et le 7 mai, maintenir les niveaux d'eau à Sorel au-dessus de la cote de 5,4 m de façon à assurer un minimum d'occupation de la plaine inondable par la sauvagine (> 20 % du nombre total d'oiseaux espéré).

2. Durant la saison de croissance des plantes (avril à octobre), maintenir les niveaux d'eau moyens à Sorel entre les cotes d'élévation de 4,9 m et 5,5 m de façon à assurer une forte productivité chez la sauvagine en reproduction dans le Saint-Laurent fluvial.

3. Durant la période de reproduction des oiseaux palustres (de la mi-mai à la mi-juillet), maintenir au moins 50 cm d'eau dans les marais et éviter les fluctuations hebdomadaires de niveaux d'eau de plus de 20 cm. Ce critère convient également au Petit Blongios, qui est une espèce en péril.

4. Durant la période la plus intensive de l'élevage des couvées de sauvagine, soit durant les mois de juillet et août, maintenir les niveaux d'eau moyens à Sorel au-dessus de la cote d'élévation de 4,5 m de façon à assurer la présence de marais d'élevage de qualité et à prévenir la présence d'eaux stagnantes qui favorisent le botulisme chez les oiseaux.

5. Durant la période la plus intensive de la période de nidification (du 29 avril au 21 juillet), alors qu'au moins 10 % à 15 % des femelles sont sur leurs nids, éviter lorsque les niveaux d'eau à Sorel sont supérieurs à la cote 4,9 m, toute augmentation rapide des niveaux d'eau plus forte que 40 cm entre le 29 avril et le 5 mai, plus forte que 30 cm entre le 6 mai et la fin juin et plus forte que 30 cm durant les trois premières semaines de juillet, afin d'éviter d'inonder les nids et d'engendrer de ce fait un impact additionnel sur la productivité.

Si nécessaire, des mesures de restauration, fondées sur des principes écologiques sûrs, pourront être mises en œuvre afin de conserver certaines valeurs environnementales (par exemple l'habitat d'espèces en péril). Pour ce qui est de la conservation des habitats des oiseaux palustres du bassin du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent, on trouve plusieurs propositions fondées sur les plus récentes données scientifiques dans le *North American Waterbird Conservation Plan* (Kushlan et al., 2002) ainsi que dans le *Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* (Environnement Canada, 2004).

Ainsi, les recommandations concernant les critères pour la régularisation des eaux du bassin du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent devraient englober des mesures d'atténuation selon les catégories suivantes :

- Stratégie d'atténuation (amoindrissement des incidences négatives) dans les cas où le plan de régularisation considéré entraîne, pour une utilisation actuelle donnée (production d'énergie hydro-électrique, navigation, prises d'eau industrielles et municipales), des incidences négatives excessives (par rapport au plan 1958DD) sur le plan des avantages économiques, sociaux ou écologiques (dans ce cas, l'atténuation consiste pratiquement à élaborer un meilleur plan de régularisation).

- Mesures ponctuelles d'atténuation dans les cas où le plan de régularisation considéré est jugé acceptable dans son ensemble relativement aux objectifs visés mais est inacceptable pour l'un des indicateurs importants (par exemple les espèces en voie de disparition ou menacées, la profondeur minimale pour la navigation à Montréal).
- Mesures d'amélioration de la performance du plan considérées relativement à un indicateur important (par exemple l'amélioration des fonctions des milieux humides en réglant le niveau d'eau de ces milieux indépendamment de celui du lac, ou la prévision d'aménagements pour rehausser la sécurité de la navigation en périodes de hautes eaux).

RÉFÉRENCES

Arcese, P. 2002. « Song sparrow (*Melospiza melodia*), No. 704 », dans A. Poole et F. Gill (éd.), *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphie, et The American Ornithologists Union, Washington, DC, É.-U. Aussi sur : <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/>.

- Bannor, B.K. et E. Kiviat. 2002. « Common Moorhen (*Gallinula chloropus*), No. 685 », dans A. Poole et F. Gill (éd.), *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphie, et The American Ornithologists Union, Washington, DC, É.-U.
- Baron, J.L., N. Leroy Poff, P.L. Angermeier, C.N. Dahm, P.H. Gleick, N.G. Hairston Jr., R.B. Jackson, C.A. Johnston, B.D. Richter et A.D. Steinman. 2002. « Meeting ecological and societal needs for freshwater ». *Ecological Applications*, 12 : 1247-1260.
- Bélangier, L. 1989. « Potentiel des îles du Saint-Laurent dulcicole pour la sauvagine et plan de protection ». Environnement Canada, Service canadien de la faune. Rapport inédit, 71 pages.
- CMI – Commission mixte internationale. 1993. *Étude du renvoi sur les niveaux du bassin du Saint-Laurent et des Grands Lacs*. U.S. Government Printing Office, 114 pages.
- Conway, C. 1995. « Virginia Rail (*Rallus limicola*), No. 173 », dans A. Poole et F. Gill (éd.), *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphie, et The American Ornithologists Union, Washington, DC, É.-U. Aussi sur : <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/>.
- DesGranges, J.-L. et B. Jobin. 2003. « Knowing, mapping and understanding St. Lawrence biodiversity, with special emphasis on bird assemblages ». *Environmental Monitoring and Assessment*, 88 : 177-192.
- DesGranges, J.-L. et B. Jobin. 2000. « Les oiseaux du Saint-Laurent : La richesse spécifique », dans J.-L. DesGranges et J.-P. Ducruc (sous la direction de), *Portrait de la biodiversité du Saint-Laurent*, http://www.qc.ec.gc.ca/faune/biodiv/fr/table_mat.html. Environnement Canada, Service canadien de la faune, et Ministère de l'Environnement du Québec.
- DesGranges, J.-L. et B. Tardif. 1995. « Les oiseaux nicheurs des milieux aquatiques et riverains du Saint-Laurent », dans J. Gauthier et Y. Aubry (éd.), *Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, la Société québécoise de protection des oiseaux et Environnement Canada (Service canadien de la faune), Montréal. P. 1223-1230.
- DesGranges, J.-L., J. Ingram, B. Drolet, C. Savage, J. Morin et D. Borcard. 2006. « Modelling wetland bird response to water level changes in the Lake Ontario–St. Lawrence River hydrosystem ». *Environmental Monitoring & Assessment. Special Issue « Canada's Ecosystem Initiatives »*, 113 (1-3) : 329-365. Aussi sur le site Internet : <http://www.eman-rese.ca/eman/eman-initiatives.html>.
- DesGranges, J.-L., J. Ingram, B. Drolet, C. Savage, J. Morin et D. Borcard. 2005. *Wetland Bird Response to Water Level Changes in the Lake Ontario–St. Lawrence River Hydrosystem*. Rapport final présenté à la Commission mixte internationale dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent par Environnement Canada, Service canadien de la faune, régions du Québec et de l'Ontario. Rapport non publié, xii + 125 pages.
- Dombrowski, P., D. Dolan et D. Leroux, 2000. *Étude des fluctuations des niveaux d'eau du fleuve Saint-Laurent : Niveaux printaniers favorisant la sauvagine au lac Saint-Pierre*. Faune et Parcs Québec et Environnement Canada, Service canadien de la faune, 78 pages + annexes.
- Dunn, E.H. et D.J. Agro. 1995. « Black Tern (*Chlidonias niger*), No. 147 », A. Poole et F. Gill (éd.), *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphie, et The American Ornithologists Union, Washington, DC, É.-U. Aussi sur : <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/>.
- Environnement Canada. 2004. *Quand l'habitat est-il suffisant? Structure d'orientation de la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs. Deuxième édition*. Service canadien de la faune, Downsview, Ontario. Internet : <http://www.on.ec.gc.ca/wildlife/docs/habitatframework-f.html>.
- Gibbs, J.P., F.A. Reid et S.M. Melvin. 1992a. « Least Bittern (*Ixobrychus exilis*), No. 17 », dans A. Poole et F. Gill (éd.), *The Birds of North America*, The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, et The American Ornithologists Union, Washington, DC, É.-U. Aussi sur : <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/>.
- Gibbs, J.P., S.M. Melvin et F.A. Reid. 1992b. « American Bittern (*Botaurus lentiginosus*) No. 18 », dans A. Poole et F. Gill (éd.), *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, et The American Ornithologists Union, Washington, DC, É.-U. Aussi sur le site Internet : <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/>.
- Gibbs, J.P., J.R. Longcore, D.G. McAuley et J.K. Ringelman. 1991. *Use of Wetland Habitats by Selected Nongame Waterbirds in Maine*. US Fish and Wildlife Service. Washington, DC. Fish and Wildlife Research No. 9.
- Giguère, S., J. Morin, P. Laporte et M. Mingelbier. 2005. *Évaluation des impacts des fluctuations hydrologiques sur les espèces en péril. Tronçon fluvial du Saint-Laurent (Cornwall–Pointe-du-Lac)*. Rapport final présenté à la Commission mixte internationale, dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, par Environnement Canada (SCF et SMC) et le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec. 71 pages + annexes.
- Gilbert, A.T. 2001. « The foraging and habitat ecology of black terns in Maine ». The University of Maine, Orono, Maine, É.-U. Mémoire de maîtrise en Sciences, 126 pages.
- Glover, F.A. 1953. « Nesting ecology of the pied-billed grebe in northwestern Iowa ». *The Wilson Bulletin*, 65 : 32-39.
- Griese, H.J., R.A. Ryder et C.E. Braun. 1980. « Spatial and temporal distribution of rails in Colorado ». *Wilson Bulletin*, 92 : 96-102.
- Jean, M. et A. Bouchard. 1991. « Temporal changes in wetlands landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada ». *Environmental Management*, 15 : 241-250.
- Keddy, P.A. et A.A. Reznicek. 1986. « Great Lakes vegetation dynamics: The role of fluctuating water levels and buried seeds. *Journal of Great Lakes Research*, 12 : 25-36.
- Kozłowski, T.T. 2002. « Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems ». *Wetlands*, 22 : 550-561.

- Kroodsma, D.E. et J. Verner. 1997. « Marsh Wren (*Cistothorus palustris*), No. 308 », dans A. Poole et F. Gill (éd.), *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, et The American Ornithologists Union, Washington, DC, É.-U. Aussi sur : <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/>.
- Kushlan, J.A., M.J. Steinkamp, K.C. Parsons, J. Capp, M. Acosta Cruz, M. Coulter, I. Davidson, L. Dickson, N. Edelson, R. Elliot, M. Erwin, S. Hatch, S. Kress, R. Milko, S. Miller, K. Mills, R. Paul, R. Phillips, J.E. Saliva, B. Sydeman, J. Trapp, J. Wheeler et K. Wohl. 2002. *Waterbird Conservation for the Americas: The North American Waterbird Conservation Plan, Version 1*. Waterbird Conservation for the Americas, Washington, DC, É.-U. 78 pages.
- Lacroix, G. et L. Bélanger. 2000. *Utilisation par les canards barboteurs en migration d'unités aménagées et naturelles d'une plaine inondable à vocation agricole*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec. Série de rapports techniques n° 344, 69 pages.
- Lehoux, D., D. Dauphin, P. Laporte, J. Morin et 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*. Environnement Canada. 28 pages + annexes.
- Lehoux, D., D. Dauphin, O. Champoux, J. Morin et G. Létourneau. 2003. *Impact des fluctuations des niveaux d'eau sur les canards barboteurs en reproduction dans le tronçon lac Saint-Louis-lac Saint-Pierre*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Service météorologique du Canada et Centre Saint-Laurent. 65 pages + annexes.
- Lehoux, D., L. Bélanger, L.-G. de Repentigny et J.-C. Bourgeois. 1995. « La sauvagine et les oiseaux de rivage le long du Saint-Laurent », dans J. Gauthier et Y. Aubry (sous la direction de), *Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux et Environnement Canada – Région du Québec, Service canadien de la faune, Montréal. P. 1207-1213
- Leonard, M.L. et J. Picman. 1987. « Nesting mortality and habitat selection by Marsh Wrens », *The Auk*, 104 : 491-495.
- Morin, J., O. Champoux, S. Martin et K. Turgeon. 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*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-108, 139 pages.
- Moskoff, W. 1995. « Veery (*Catharus fuscescens*), No. 142 », dans A. Poole et F. Gill (éd.), *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, et The American Ornithologists Union, Washington, DC, É.-U. Aussi sur : <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/>.
- Mowbray, T.B. 1997. « Swamp Sparrow (*Melospiza Georgiana*) No. 279 », dans A. Poole et F. Gill (éd.), *The Birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, et The American Ornithologists Union, Washington, DC, É.-U. Aussi sur : <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/>.
- Nilsson, C. et M. Dynesius. 1994. « Ecological effects of river regulation on mammals and birds: A review ». *Regulated Rivers: Research & Management*, 9 : 45-53.
- Post, W. 1998. « Reproduction of Least bittern in a managed wetland ». *Colonial Waterbirds*, 21 (2) : 268-273.
- Ressources naturelles Canada. 2004. *L'Atlas du Canada – Espèces à risque*. Document Internet à l'adresse suivante : <http://atlas.gc.ca/site/francais/maps/environment/ecology/threats/speciesatrisk>.
- Robertson, R.J. 1971. « Optimal niche space of the Red-winged Blackbird (*Agelaius phoeniceus*) nesting success in marsh and upland habitat ». *Canadian Journal of Zoology*, 50 : 247-263.
- Steen, D. et J.P. Gibbs. 2002. « Interactions among waterbird diversity, wetland characteristics and water-level management in the Lake Ontario–St. Lawrence River region ». State University of New York, College of Environmental Science and Forestry, New York, USA. Rapport non publié.
- Ward, J.V., K. Tockner, U. Uehlinger et F. Malard. 2001. « Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration ». *Regulated Rivers: Research and Management*, 17 : 311-323.
- Ward, J.V., K. Tockner et F. Schiemer. 1999. « Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity ». *Regulated Rivers: Research and Management*, 15 : 125-139.
- Weller, M.W. 1999. *Wetland Birds: Habitat Resources and Conservation Implications*. Cambridge University Press, Grande-Bretagne, 271pages.
- Weller, M.W. 1961. « Breeding biology of the Least bittern », *The Wilson Bulletin*, 73 : 11-35.
- Wilcox, D.A., J.W. Ingram, K.P. Kowalski, J.E. Meeker, M.L. Carlson, Y. Xie, G.P. Grabas, K.L. Holmes et N.J. Patterson. 2005. *Evaluation of Water Level Regulation Influences on Lake Ontario and Upper St. Lawrence River Coastal Wetland Plant Communities*. Rapport final présenté à la Commission mixte internationale.

Chapitre 9

IMPACTS DES NIVEAUX D'EAU SUR UN MAMMIFÈRE AQUATIQUE : LE RAT MUSQUÉ

Valérie Ouellet et Jean Morin

Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Modélisation fluviale.

Introduction

Les milieux humides sont des composantes essentielles à l'équilibre des écosystèmes terrestres. Ils soutiennent un nombre considérable d'espèces végétales et animales, tout en jouant un rôle prépondérant dans la rétention et la purification de l'eau qui y transite. Au cours du dernier siècle, la superficie des milieux humides du fleuve Saint-Laurent a constamment été réduite par les pressions exercées par des activités d'origine anthropique : agriculture, urbanisation, coupe forestière, régularisation des niveaux d'eau, etc. Ainsi, ce serait près de 70 % des terres humides qui auraient disparu le long des rives du Saint-Laurent (Blanchette, 1991).

Le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*) est le seul mammifère herbivore qui influence directement la dynamique des milieux humides du Saint-Laurent. Son incidence est cependant difficile à évaluer. Les fluctuations des niveaux d'eau ont un impact direct sur sa survie, particulièrement en hiver, période critique pour cette espèce (Errington *et al.*, 1963). La mortalité hivernale du Rat musqué, qui est très élevée, peut être causée par plusieurs facteurs, dont le plus déterminant est la fluctuation hivernale des niveaux d'eau (Clark, 1994). Ce sont principalement les hausses des niveaux d'eau qui semblent être les plus problématiques. En novembre, les Rats musqués terminent la construction des huttes qui leur serviront d'abri durant l'hiver. Les hausses de niveaux d'eau qui surviennent après cette période peuvent alors compromettre l'utilisation de leurs huttes et même l'accès à certaines sources de nourriture. Ces perturbations ont comme principale conséquence d'augmenter la vulnérabilité des Rats musqués à la prédation et à la mort par inanition. Il apparaît donc fondamental de mieux connaître les interactions de cette espèce avec la composition des milieux humides et les fluctuations des niveaux d'eau.

Les progrès de la modélisation bidimensionnelle des habitats ont rendu possible la construction d'un modèle intégré, qui permet de prédire la distribution des huttes de Rat musqué en bordure du Saint-Laurent, ainsi que le

développement d'un modèle d'habitat pour cette espèce durant l'hiver (période la plus critique de l'année). Le modèle permet d'estimer le nombre potentiel de huttes qui subissent l'impact des hausses hivernales des niveaux d'eau sur de longues périodes ou encore en fonction d'un plan de régularisation donné.

Ce chapitre traite de certains aspects de la biologie du Rat musqué qui sont essentiels à la compréhension de son interaction avec les milieux humides et les fluctuations hivernales des niveaux d'eau. Il décrit le modèle d'impacts des fluctuations des niveaux d'eau hivernales ainsi que les principaux résultats obtenus. Le chapitre se termine par une discussion des implications écologiques de la régularisation des débits du Saint-Laurent pour le Rat musqué.

Biologie du Rat musqué Distribution et cycle de vie

En Amérique du Nord, le Rat musqué occupe tout le sud-est du Canada, incluant Terre-Neuve, l'Île-du-Prince-Édouard, le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse. Il occupe aussi l'ouest du Québec jusqu'au Manitoba ainsi que le nord-est des États-Unis. Sa distribution s'étend aussi de la Géorgie à l'Arkansas, exception faite de la côte Atlantique et du sud de la baie du Delaware (Dilworth, 1966). Dans le tronçon fluvial du Saint-Laurent, on retrouve surtout cette espèce dans les marais et milieux humides des îles du Saint-Laurent, principalement dans le secteur des îles de la Paix au lac Saint-Louis, dans le secteur des îles de Sorel et dans le secteur du lac Saint-Pierre.

La période d'accouplement débute habituellement en avril, peu de temps après la débâcle (Traversy *et al.*, 1994). Les premières portées naissent vers la mi-mai, et les femelles ont généralement une deuxième portée au cours de l'été (Blanchette, 1991; Errington, 1943). Lorsque la débâcle se produit très tôt au printemps, il peut arriver que trois portées, rarement quatre, voient le jour durant la saison estivale (Mousseau et Beaumont 1981). La taille des portées varie selon les latitudes

auxquelles vivent les populations et la qualité de leur habitat, mais change aussi en fonction de la densité des individus déjà présents dans le milieu (Errington *et al.*, 1963). Au Québec, il a été établi que les femelles ont en moyenne de 6,3 à 7,1 petits par portée (Proulx et Gilbert, 1984). Ailleurs dans le monde, la portée varie entre 5,0 et 5,4 petits et peut atteindre jusqu'à 8,3 petits (Dilworth, 1966). Les jeunes sont habituellement aptes à se reproduire durant la saison de reproduction suivante. Les Rats musqués peuvent vivre jusqu'à quatre ans, mais il est rare de voir des individus dépasser trois ans (FAPAQ, 2004).

Les Rats musqués sont particulièrement vulnérables à diverses maladies et parasites, de même qu'à la prédation par toute une variété d'espèces (Dilworth, 1966; Errington, 1963). Le prédateur le plus important de cette espèce est le Vison d'Amérique (*Mustela vison*). Au Québec, ce prédateur représente, avec le brochet (*Esox* spp.) et la Chélydre serpentine (*Chelydra serpentina*) une importante cause de mortalité chez les juvéniles (Mousseau et Beaumont, 1981). Enfin, il semble que les activités de trappage puissent aussi représenter une cause importante de mortalité chez cette espèce (Willner *et al.*, 1980).

Environ 13 % des décès peuvent être attribuables à la prédation, alors que plus de 70 % des causes demeurent totalement inconnues (Blanchette, 1991). La mortalité estivale atteint généralement les 30 % à 50 % chez les préreproducteurs et environ 10 % chez les adultes (Traversy *et al.*, 1994). Par contre durant l'hiver, le taux de mortalité peut varier entre 47 % et 75 %, et ce, dans les deux segments de la population (Proulx et Gilbert, 1984).

Habitat

Alimentation

Ce mammifère consomme toute une variété de plantes émergentes selon leur valeur nutritive et leur disponibilité saisonnière. *Typha* spp. (quenouille) a été identifiée à maintes reprises comme une plante de choix pour l'espèce (Allen et Hoffman, 1984; Bellrose et Brown, 1941). Plusieurs études ont montré que les Rats musqués habitant des milieux riches en typhas ont un plus grand poids corporel et une plus grande taille, tout en ayant un plus grand pourcentage de graisses, que les individus se nourrissant d'autres espèces de plantes émergentes (Friend *et al.*, 1964; Dozier, 1945). Au Québec, en plus des typhas, les espèces végétales les plus souvent utilisées durant la saison estivale sont principalement des plantes aquatiques émergentes et facilement accessibles

telles que les scirpes (*Scirpus* spp.), le Phalaris roseau (*Phalaris arundinacea*), les carex (*Carex* spp.), l'Acorus roseau (*Acorus calamus*), les sagittaires (*Sagittaria* spp.), la Pontédérie cordée (*Pontederia cordata*) et le Rubanier à gros fruits (*Sparganium eurycarpum*) (Traversy *et al.*, 1994; Mousseau et Beaumont, 1981).

Construction de huttes

Selon leurs besoins saisonniers, les Rats musqués construisent quatre types d'habitations : a) les huttes d'alimentation et d'habitation, b) les terriers, c) les « niches de neige » et d) les abris d'hiver. La construction des abris d'hiver atteint son apogée en novembre (Darchen, 1964), puisqu'il est difficile pour eux de construire de nouvelles huttes ou de les modifier après la prise des glaces. Cela explique que les fluctuations subséquentes des niveaux d'eau peuvent affecter l'utilisation des huttes et, par conséquent, la survie hivernale du Rat musqué.

De façon générale, le Rat musqué construit sa hutte d'hiver à une profondeur d'eau qui se situe entre 19 et 90 cm (Léveillé et Bélanger, 1983). L'espèce semble cependant avoir une préférence marquée pour une profondeur allant de 30 à 70 cm (Proulx et Gilbert, 1984; Danell, 1978; Dilworth, 1966; Bellrose et Brown, 1941). Les Rats musqués construisent leurs huttes en utilisant une grande diversité de matériaux. Comme dans le cas de l'alimentation, ce mammifère montre une préférence pour les typhas (Connors *et al.*, 1999). Les milieux fortement peuplés de typhas peuvent supporter une densité plus élevée de Rats musqués (Clark, 1994). Ces derniers utilisent la végétation dans un rayon de 6 m à 12 m autour de leur hutte et ils créent ainsi une surface dégagée de plantes émergentes. Ces mares ainsi dénudées peuvent servir à d'autres animaux, notamment à la fraie de certaines espèces de poissons (Danell, 1978).

Les dimensions des huttes de Rats musqués varient en fonction de l'emplacement et des matériaux de construction utilisés (figure 9.1) (McNicoll et Traversy, 1985; Darchen, 1964). Selon des données préliminaires obtenues en 2004-2005 au lac Saint-Pierre (Ouellet, 2006), il semble que les fluctuations des niveaux d'eau puissent influencer la dimension des huttes. En effet, il a été observé que les huttes construites dans les milieux dont les niveaux d'eau ne sont pas contrôlés sont plus hautes (environ 30 cm) que les huttes construites en milieux aménagés. Cette adaptation du Rat musqué pourrait être liée à la présence du signal de marées semi-lunaires qui fait varier le niveau de 25 à 35 cm dans le secteur de Sorel et au lac Saint-Pierre (Morin et Bouchard, 2000).

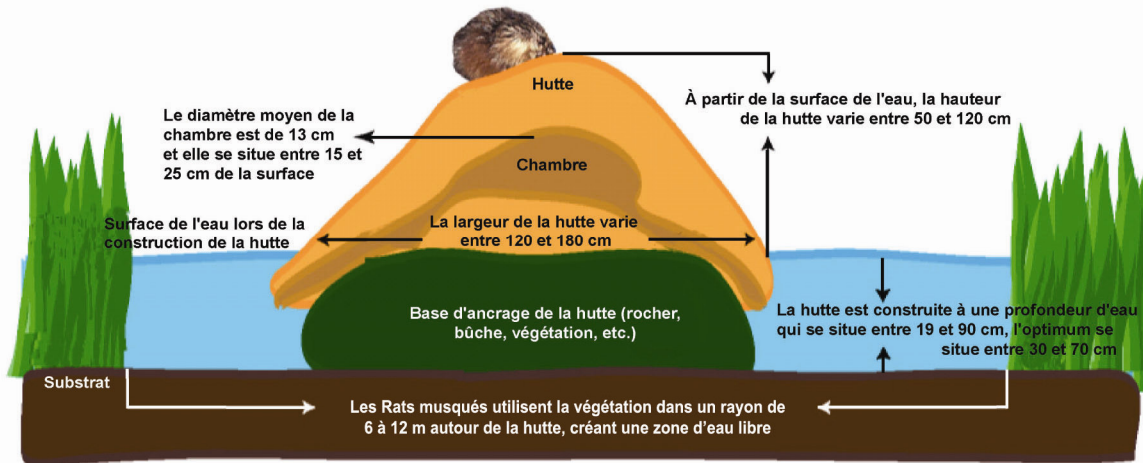


Figure 9.1 Paramètres caractéristiques associés à la construction d'une hutte d'hiver chez le Rat musqué

Principales fonctions écologiques du Rat musqué

Les Rats musqués sont intimement liés à la dynamique des milieux humides. Ils sont considérés comme des agents écologiques importants qui peuvent modifier sensiblement leur habitat (Clark, 1994; Allen et Hoffman, 1984). Par leurs activités, l'alimentation et la construction de différentes structures, les Rats musqués utilisent de nombreuses espèces végétales en grande quantité (Tacos, 1947). Leurs impacts ont surtout été observés sur des espèces prolifiques comme *Typha* spp., plantes de prédilection de l'espèce (Mirka *et al.*, 1996; Clark, 1994; Bellrose et Brown, 1941). Ce rongeur les utilise tant pour s'alimenter que pour construire des huttes. Par conséquent, il semble que les Rats musqués puissent limiter la prolifération des typhas dans les milieux où ils sont nombreux (Farrell *et al.*, 2004; Lacki *et al.*, 1990). L'activité des Rats musqués peut aussi être bénéfique pour d'autres espèces qui fréquentent les milieux humides. Par exemple, il a été montré que certaines espèces d'oiseaux utilisent le reste de huttes pour l'installation de leurs nids (Bishop *et al.*, 1979; Danell, 1978). De plus, il est probable que les mares et les canaux entretenus par les Rats musqués permettent l'accès à des sites de ponte ou encore deviennent des sites de ponte pour certaines espèces de poissons.

Situation actuelle des populations

Il est difficile d'établir un portrait précis des populations de Rats musqués dans le fleuve Saint-Laurent. Selon les gestionnaires de la faune et les trappeurs œuvrant au lac Saint-Pierre, il semble que la population ait diminué

depuis quelques décennies. En fait, les données de trappage montrent une diminution du nombre d'individus capturés, malgré que la vente de permis soit restée assez stable (FAPAQ, 2004). Par contre, cela ne permet pas de statuer sur l'état des populations de Rats musqués avec certitude, étant donné que le trappage est devenu une activité sportive plutôt que de subsistance. Des conditions climatiques hivernales très variables, comme ce fut le cas lors des hivers 2003, 2004 et 2005, peuvent être néfastes pour l'espèce et accentuer substantiellement le taux de mortalité. Cette situation a été observée par de nombreux trappeurs du lac Saint-Pierre au cours des dernières années.

Menaces et enjeux

Le Rat musqué, les milieux humides et les fluctuations des niveaux d'eau

Les fluctuations saisonnières des niveaux d'eau peuvent affecter indirectement les Rats musqués en influençant la composition végétale du milieu. Les périodes de hauts niveaux d'eau et celles d'étiage ont aussi des impacts importants sur les milieux humides, puisque l'hydro-période a une influence directe sur le type d'espèces végétales présentes dans le milieu (Turgeon *et al.*, 2004). Les espèces végétales les plus importantes pour le Rat musqué sont du genre *Typha* et elles sont présentes tant dans le marais peu profond que dans le marais profond. Elles poussent dans les secteurs où la nappe d'eau se trouve près de la surface jusqu'à une profondeur de 50 cm selon l'espèce (*Typha latifolia*, *Typha angustifolia* et *Typha x glauca*). Dans cette perspective, des niveaux d'eau élevés soutenus durant une longue période pour-

raient avoir comme principale répercussion d'empêcher la germination des graines et ainsi restreindre ou modifier l'habitat du Rat musqué. À l'inverse, si des niveaux d'eau trop bas durent quelque temps, cela pourra mener à la prolifération d'espèces plus terrestres qui sont moins propices aux activités d'alimentation et de construction des Rats musqués.

La profondeur d'eau est particulièrement importante lors de la construction des huttes, puisque ces dernières sont construites en fonction du niveau d'eau du mois de novembre (Allen et Hoffman, 1984; Bélanger, 1983; Proulx, 1981). Une baisse hivernale de niveau peut provoquer un gel de la marre dans laquelle est construite la hutte, ce qui peut bloquer les chemins d'accès des huttes et empêcher les Rats musqués d'accéder aux rhizomes des plantes sous la glace (Léveillé et Bélanger, 1983; Mousseau et Beaumont, 1981). Dans le fleuve Saint-Laurent, les hausses des niveaux d'eau sont fréquentes et importantes. Les hausses des niveaux d'eau durant l'hiver, en fonction de leur intensité, ont pour effet d'inonder les huttes et de les détruire ou encore de bloquer l'accès à des sources de nourriture (Bélanger, 1983). À la suite de ces perturbations, les Rats musqués peuvent être contraints de trouver de nouveaux abris et des sources de remplacement de nourriture, ce qui les expose à la prédation et à la mort par inanition.

Par ailleurs, il semble que les baisses des niveaux d'eau soient moins problématiques que les hausses. Il a été observé qu'à la suite du gel d'un marais, des Rats musqués utilisaient de petits chenaux creusés directement dans le substrat afin d'accéder à leur hutte ou à des sites d'alimentation. Il est aussi possible pour les Rats musqués d'utiliser les poches d'air contenues dans la glace pour se déplacer (Prowse et Gridley, 1993). Cette situation n'est cependant pas idéale, puisque les Rats musqués deviennent plus vulnérables à la prédation. De façon générale, les fluctuations hivernales des niveaux d'eau peuvent être mortelles pour les Rats musqués et représentent un facteur limitant des populations de cette espèce (Blanchette, 1991; Bélanger, 1983; Bellrose et Brown, 1941). Plusieurs études montrent que les milieux humides dont le niveau d'eau hivernal est relativement stable supportent une plus forte densité de Rats musqués que les marais dont les niveaux d'eau fluctuent (Farrell *et al.*, 2004; Thurber *et al.*, 1991; Allen et Hoffman, 1984).

Un modèle de résistance hivernale des huttes

Dans le contexte de l'analyse de l'impact des fluctuations des niveaux d'eau, il apparaît que la période hivernale est la seule durant laquelle les fluctuations de niveaux ont un impact direct sur le Rat musqué. Il est possible d'évaluer

ce stress à l'aide d'un modèle qui estime la perte des huttes durant l'hiver. Un modèle d'habitat bidimensionnel a été conçu pour le secteur partant du lac Saint-Louis jusqu'à Trois-Rivières (excluant le secteur du bassin de La Prairie). Ce modèle, inspiré des indices de qualité de l'habitat (IQH), a été développé pour le Rat musqué et permet d'estimer les densités de huttes (Ouellet *et al.*, 2005). L'IQH est un modèle mathématique qui permet d'évaluer la valeur d'un habitat pour une espèce donnée, à partir de variables biologiques et physiques. Les valeurs se situent entre 0 pour un habitat sans potentiel et 1 pour un habitat au potentiel excellent (voir le chapitre 6). Une fois calibré et validé avec les données mesurées sur le terrain, ce modèle peut être appliqué aux diverses séries de niveaux d'eau afin de déterminer le nombre de huttes touchées durant l'hiver.

Le modèle de hutte d'hiver du Rat musqué

Le modèle de hutte du Rat musqué permet d'établir le potentiel d'utilisation d'un milieu pour la construction de huttes (détails dans Ouellet *et al.*, 2005). L'indice a été élaboré à partir de deux facteurs environnementaux importants pour l'espèce : la présence de *Typha angustifolia* et la profondeur de l'eau au mois de novembre. La profondeur de l'eau combine les résultats hydrodynamiques bidimensionnels et le modèle numérique de terrain, tandis que la présence de *Typha angustifolia* est établie par régression logistique à partir des échantillons biotiques et des variables abiotiques dont le rendement de prédiction correcte atteint 81 % (Morin *et al.*, 2005). Les résultats permettent de visualiser les changements spatio-temporels de la distribution et de la qualité des habitats pour la construction de huttes d'hiver. Par la suite, les densités de huttes ont été estimées en calibrant les résultats de l'IQH à l'aide des données d'un recensement de plus de 500 huttes, effectué par la FAPAQ à l'automne 1988 au lac Saint-Pierre. Cette opération permet d'estimer le nombre de huttes par année pouvant être affectées par les fluctuations des niveaux d'eau hivernales.

La géométrie d'une hutte typique (hutte moyenne) a été élaborée à partir des données de la documentation scientifique : la dimension des huttes, celle de la chambre, la profondeur de l'eau pour l'établissement des huttes et la hausse maximale possible de l'eau (figure 9.2). Ces données permettent de calculer la possibilité qu'ont les Rats musqués de relever le plancher de la chambre de la hutte, après une hausse des niveaux d'eau. Lorsque le niveau d'eau hivernal monte au-delà de la capacité de relèvement, la hutte est retirée des calculs. Le nombre de huttes est recalculé en novembre de chaque année, parce qu'elles sont détruites lors de la débâcle printanière.

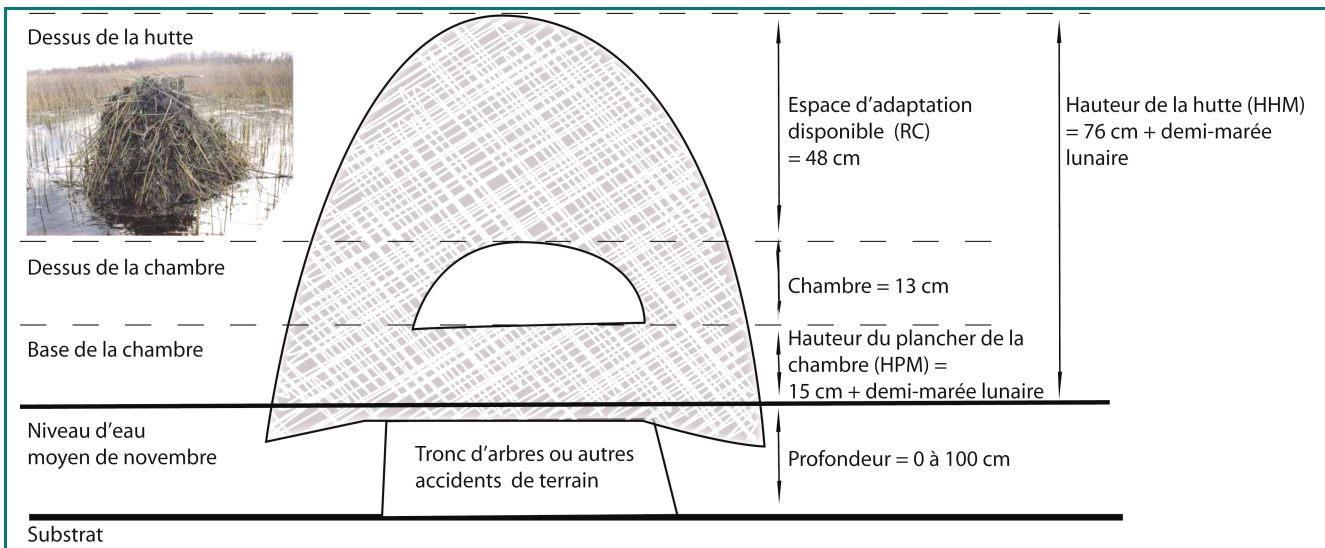


Figure 9.2 Définition des principaux paramètres d'une hutte type, utilisés dans le modèle d'impact des fluctuations hivernales des niveaux d'eau

Le modèle utilise la moyenne des niveaux d'eau au mois de novembre et permet d'estimer le nombre de huttes possible en fonction de la densité de typhas produite durant la dernière saison de croissance et de la profondeur d'eau locale. La hausse maximale subséquente des niveaux d'eau durant les mois de décembre, de janvier et de février sert à déterminer le nombre de huttes qui sont ennoyées.

Résultats obtenus avec le modèle prédictif

Les résultats présentés à la figure 9.3 correspondent à la distribution des densités de huttes pour un débit moyen de 9500 m³/s et pour une distribution spatiale « moyenne » de typhas. Un débit de 9500 m³/s représente les niveaux d'eau près de la moyenne à long terme sur trois années consécutives. La distribution « moyenne » de typhas correspond à ce qui résulterait de plus de trois années consécutives d'une hydraulicité moyenne durant la période de croissance de la végétation (voir le chapitre 5). Les valeurs maximales d'IQH se situent au pourtour du lac Saint-Pierre, dans les baies et les îles du tronçon fluvial et du lac Saint-Louis. La distribution des densités concorde avec celle des habitats de qualité. Très peu d'habitats de qualité se trouvent ailleurs dans le tronçon du Saint-Laurent puisque les marais ne sont pas abondants.

La validation du modèle a été faite en utilisant les données de recensement de huttes de 1988 pour différents secteurs : la baie de Maskinongé, l'île du Moine, l'anse du Fort, les îlets Percés et la pointe aux Raisins. Le tableau 9.1 permet de comparer les résultats obtenus par le modèle et les données recensées sur le terrain. On constate que le modèle prédit avec une bonne précision le nombre de huttes dans le milieu (erreur entre 4 % et 20 %, sauf en ce qui à trait au secteur de la pointe aux Raisins où le nombre de huttes est relativement faible : 58,53 %).

TABLEAU 9.1
Densités de huttes calculées par le modèle et observées lors du recensement de 1988 au lac Saint-Pierre

Secteurs	Nombre de huttes	
	Recensement	Prédiction
Île du Moine	57	70
Pointe aux Raisins	9	22
Îlets Percés	155	124
Anse du Fort	50	47
Baie de Maskinongé	230	220

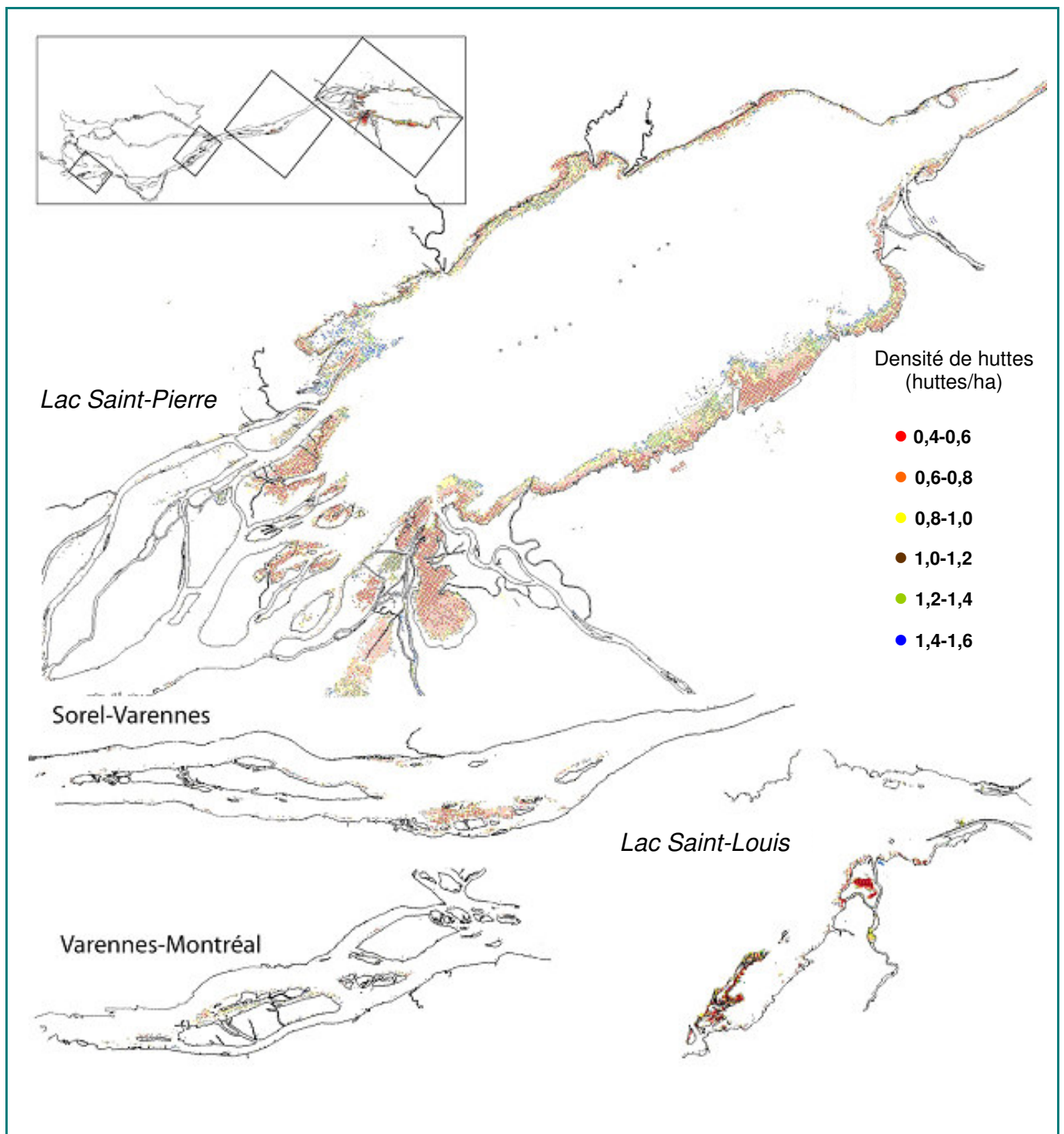


Figure 9.3 Distribution des densités de huttes dans le tronçon fluvial entre le lac Saint-Louis et Trois-Rivières pour un scénario moyen de typhas et un débit de 9500 m³/s

Application du modèle aux séries temporelles

Le modèle peut être appliqué à diverses séries temporelles de niveaux d'eau mesurés ou simulés comme celles qui représentent différents plans de régularisation du débit du Saint-Laurent. Dans le cas présent, le modèle a été appliqué au plan de régularisation 1958DD, utilisé depuis 1963, et aux conditions qui prévalaient avant la régularisation (pré-projet). L'application du modèle de huttes de Rat musqué à ces régimes hydrologiques permet de déterminer les impacts des différentes conditions hydrologiques sur la survie hivernale.

L'application du modèle simplifié aux deux régimes (avec et sans régularisation) a résulté en de légères différences dans le nombre de huttes potentiellement actives durant la saison hivernale (figure 9.4). On peut y remarquer un plateau stable à près de 1000 huttes; celles-ci sont localisées dans les marais aménagés et naturels qui sont des éléments stabilisateurs de la population. Même si les tendances sont similaires pour les deux régimes, la persistance temporelle est supérieure avec le plan 1958DD. Les résultats de l'application du modèle montrent également que le Saint-Laurent ne serait pas un excellent habitat pour le Rat musqué.

L'application du modèle aux séries temporelles représentant les conditions hydrauliques du début du 20^e siècle

montre une tendance nettement plus favorable à la survie hivernale (figure 9.5). On peut remarquer qu'une grande quantité de huttes n'est pas ennoyée durant plusieurs hivers. Le nombre total de huttes actives est cinq fois plus important que durant la période de 1960-2000 et possède une persistance temporelle nettement supérieure. Cette différence entre le début et la fin du 20^e siècle n'est pas attribuable à la régularisation du lac Ontario puisque les rendements des plans 1958DD et pré-projet sont similaires. Cette différence est très probablement liée à la construction de barrages et à la gestion hivernale des débits de la rivière des Outaouais pour la production d'électricité.

Perspectives écosystémiques et tendances

Implications écologiques

La gestion équilibrée des populations de Rats musqués est importante, et on sait depuis longtemps qu'il faut en tenir compte dans les plans d'aménagement des milieux humides. Les Rats musqués sont intimement liés à la dynamique des marais, et il est évident que la densité des populations peut avoir de nombreux impacts sur les processus écologiques qui s'y déroulent.

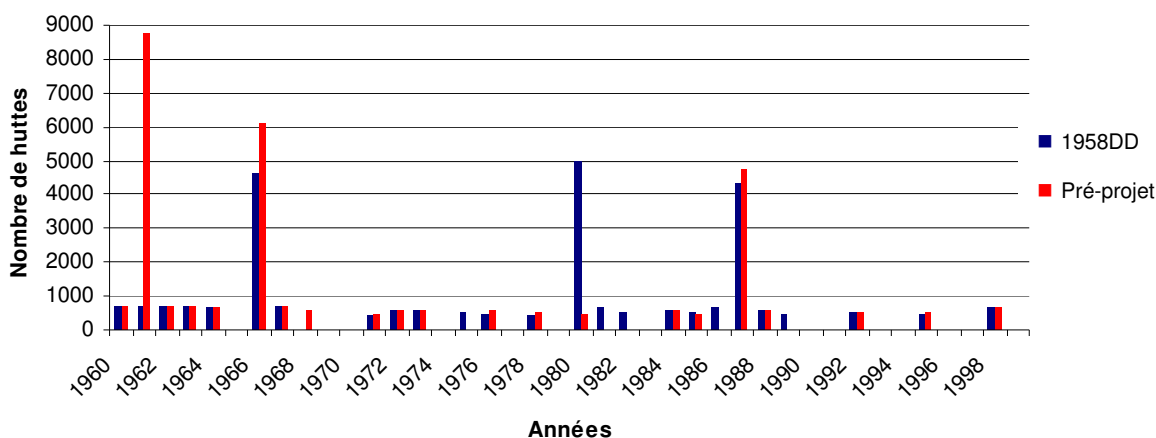


Figure 9.4 Comparaison du nombre de huttes de Rat musqué estimé en fonction du plan de régularisation 1958DD et du régime pré-projet pour le secteur du lac Saint-Pierre entre 1960 et 2000

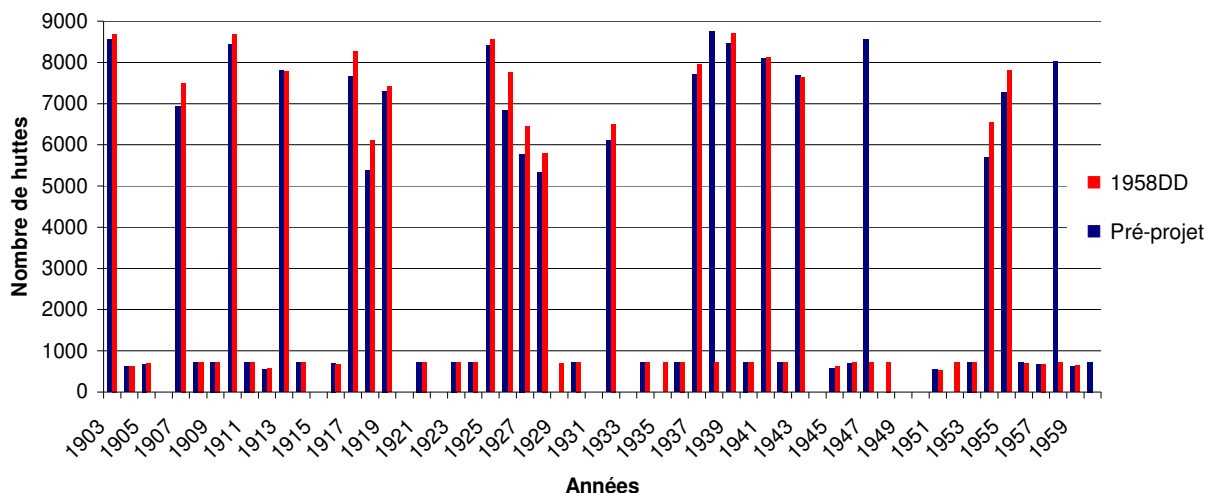


Figure 9.5 Comparaison du nombre de huttes de Rat musqué calculé par le modèle en fonction du plan de régularisation 1958DD et du régime pré-projet dans le secteur du lac Saint-Pierre entre 1903 et 1943

Le discours et les rares données émanant des trappeurs des environs du Saint-Laurent suggèrent qu'il y a eu une réduction du nombre de Rats musqués dans le système depuis le milieu du 20^e siècle. Comme l'a montré le modèle, cette réduction semble aussi confirmée par les changements dans la gestion des niveaux d'eau hivernaux de la rivière des Outaouais. Il est toutefois difficile d'estimer les impacts de cette réduction potentielle du nombre de Rats musqués dans les zones riveraines du fleuve. Il n'existe pas de données suffisamment précises sur la fragmentation de la végétation des milieux humides du Saint-Laurent avant les années 1960. Ces données permettraient de faire ressortir l'impact direct du Rat musqué, à travers les chenaux qu'il entretient, sur la reproduction des poissons ou des oiseaux palustres.

À l'heure actuelle, une question se pose toujours : l'augmentation de la population des Rats musqués est-elle essentielle au maintien de la diversité biologique des milieux humides? On sait que l'hydrologie « naturelle » était nettement plus favorable au Rat musqué que ne l'est la gestion actuelle. De plus, une densité plus importante de Rats musqués suggère une prédation plus importante et donc un apport aux populations de nombreuses espèces prédatrices.

Il est bien connu qu'une trop faible densité de Rats musqués a pour principal effet d'entraîner la prolifération de certaines espèces végétales, comme le typha, au détriment d'autres, et que cela peut conduire à l'installation de milieux monotypiques (Connors *et al.*, 1999).

Dans le fleuve, la population de Rats musqués n'a pas été réduite de manière aussi importante que dans la région du lac Ontario et dans celle du Saint-Laurent en amont du barrage de Moses-Saunders à Cornwall. Dans ces régions, la diminution des populations de Rats musqués serait en grande partie responsable de la totale dominance des typhas dans les marais (Farrell *et al.*, 2004).

Dans une perspective de gestion et de soutien de la population de Rats musqués, les marais aménagés ainsi que les marais perchés (marais naturels à l'intérieur de dépressions topographiques dans la plaine inondable) ont un effet stabilisateur sur la population de Rats musqués. Certains de ces milieux sont occupés par de fortes densités de Rats musqués. La création de marais aménagés ou, plus simplement, la restauration de marais naturels qui ont été drainés pour l'agriculture seraient d'excellentes façons de soutenir cette population. De plus, l'examen de la gestion des débits de la rivière des Outaouais devrait être envisagé.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier toutes les personnes qui ont apporté leur aide à ce projet. Merci à John Farrell et Jason Toner de l'Université de Syracuse (N.Y.) ainsi qu'à Pierre Blanchette, du ministère des Ressources naturelles,

de la Faune et des Parcs, pour avoir partagé les résultats de leurs recherches sur les Rats musqués. Merci à Brad Parker et à Jeff Watson, coprésidents canadiens du groupe Environnement de la Commission mixte internationale. Nous remercions Paul Messier et Jean-François Cloutier de la SABL pour leur soutien technique. Merci à Caroline Savage, Guy Létourneau et Martin Jean du Centre Saint-Laurent pour leur aide dans les analyses de végétation. Nos remerciements à Olivier Champoux, Sylvain Martin, Katrine Turgeon et Nicolas Fortin du Service météorologique du Canada pour leur soutien et leur apport à la modélisation de l'habitat du Rat musqué et plus particulièrement à Jean-Philippe Côté pour la révision du texte.

RÉFÉRENCES

- Allen, W.A. et R.D. Hoffman. 1984. *Habitat Suitability Index Models: Muskrat*. U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington DC. 27 pages.
- Bélanger, R. 1983. *Influence sur une population de rats musqués d'une : 1) hausse de niveau d'eau avant la prise des glaces 2) hausse de niveau d'eau après la prise des glaces*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec. 19 pages
- Bellrose, F.C. et L.G. Brown. 1941. « The effects of fluctuating water levels on the muskrat populations of the Illinois River Valley ». *Journal of Wildlife Management*, 5 : 206-212.
- Bishop, R.A., R.D. Andrews et R.J. Bridges. 1979. « Marsh management and its relationship to vegetation, waterfowl and muskrats ». *Proceedings of the Iowa Academy of Sciences*, 86 (2) : 50-56.
- Blanchette, P. 1991. « Effets des inondations printanières sur l'écologie du rat musqué (*Ondatra zibethicus*) ». Université Laval, Québec. Thèse de doctorat, 100 pages.
- Clark, W.R. 1994. « Habitat selection by muskrats in experimental marshes undergoing succession ». *Canadian Journal of Zoology*, 72 : 675-680.
- Connors, L.M., E. Kiviat, P.M. Groffman et R.S. Ostfeld. 1999. « Muskrat (*Ondatra zibethicus*) disturbance to vegetation and potential net nitrogen mineralization and nitrification rates in a freshwater tidal marsh ». *American Midland Naturalist*, 143 : 53-63.
- Danell, K. 1978. *Ecology of the Muskrat in Northern Sweden*. University of Umeå, Department of Ecological Zoology. 157 pages.
- Darchen, R. 1964. « Notes écologiques sur le rat musqué *Ondatra zibethicus* L. et en particulier sur la construction de huttes d'hiver ». *Mammalia*, 28 : 137-168.
- Dilworth, T.G. 1966. « Life history and ecology of the muskrat under severe water level fluctuation ». Université du Nouveau-Brunswick, Nouveau-Brunswick. Mémoire de maîtrise. 125 pages.
- Dozier, H.L. 1945. « Sex ratio and weights of muskrats from the Montezuma National Wildlife Refuge ». *Journal of Wildlife Management*, 9 (3) : 232-239.
- Errington, P.L., J.S. Siglin et R.C. Clark. 1963. « The decline of a muskrat population ». *Journal of Wildlife Management*, 27 (1) : 1-8.
- Errington, P.L. 1963. *Muskrat Population*. The Iowa State University Press. É.-U. 665 pages.
- Errington P.L. 1943. *Muskrats and Marsh Management*. University of Nebraska Press, Lincoln and London, The Wildlife Management Institute, É.-U. 183 pages.
- FAPAQ – Société de la faune et des parcs du Québec. 2004. <http://www.fapaq.gouv.qc.ca/>. Site Internet consulté en 2004.
- Farrell, J.M., J.A. Toner, A.D. Halpern, M. Beland, B. Murry, A. Cushing, K. Hawley et D.J. Leopold. 2004. *Restoration of Coastal Wetlands in the St. Lawrence River through Re-establishment of Natural Hydrological Regimes*. The Great Lakes Protection Fund. 79 pages.
- Friend, M., G.E. Cummings et J.S. Morse. 1964. « Effect of changes in winter water levels on muskrats weights and harvest at the Montezuma National Wildlife Refuge ». *New York Fish and Game Journal*, 11 (2) : 125-132.
- Lacki, M.J., W.T. Peneston, K.B. Adams, F.D. Vogt et J.C. Houppert. 1990. « Summer foraging patterns and diet selection of muskrats inhabiting a fen wetlands ». *Canadian Journal of Zoology*, 68 : 1163-1167.
- Léveillé, M. et R. Bélanger. 1983. *Facteurs limitatifs et clés de potentiel pour la détermination des habitats propices au rat musqué. Potentiel des habitats propices au rat musqué. Rat musqué 1 et 2*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service Archipel. 36 pages.
- McNicoll, R. et N. Traversy. 1985. *Étude : Expérimentation de la photographie aérienne verticale dans un inventaire de cabanes de rats musqués*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec. 13 pages.
- Mirka, M.A., F.V. Clulow, N.K. Davé et T.P. Lim. 1996. « Radium-226 in cattails, *Typha latifolia*, and bone of muskrat, *Ondatra zibethicus*, from a watershed with uranium tailings near the city of Elliot Lake, Canada ». *Environmental Pollution*, 91 (1) : 41-51.
- Morin, J., O. Champoux, S. Martin et K. Turgeon. 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*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-108, 139 pages.
- Morin, J. et A. Bouchard. 2000. *Les bases de la modélisation du tronçon Montréal-Trois-Rivières*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrométrie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-100, 56 pages.

Mousseau, P. et J.-P. Beaumont. 1981. *Contribution à l'étude de l'habitation du rat musqué (Ondatra zibethicus [L.] au lac Saint-Louis et au bassin de la Prairie*. Centre de recherches écologiques de Montréal. 120 pages.

Ouellet, V. (2006). « Modélisation des impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur la survie hivernale du rat musqué (Ondatra zibethicus) et des impacts de cette espèce sur les milieux humides ». Institut national de la Recherche scientifique – Eau, terre et environnement (INRS-ETE), Québec. Mémoire de maîtrise. 135 pages.

Ouellet, V., O. Champoux et J. Morin. 2005. *Modèle d'impacts des fluctuations de niveau d'eau sur la survie hivernale du rat musqué : Rapport final des activités entreprises dans le cadre du Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-138, 75 pages.

Proulx, G. et F.F. Gilbert. 1984. « Estimating muskrat population trends by house counts ». *Journal of Wildlife Management*, 48 : 917-922.

Proulx, G. 1981. « Relationship between muskrat populations, vegetation and water-level fluctuations and management considerations at Luther Marsh, Ontario ». University of Guelph, Ontario. Thèse de doctorat. 254 pages.

Prowse, T.D. et N. C. Gridley. 1993. *Environmental Aspects of River Ice*. Environnement Canada, Institut national de recherche en hydrologie, Saskatoon. Science Report No. 5, p. 3-74.

Takos, M.J. 1947. « A semi-quantitative study of muskrat food habits ». *Journal of Wildlife Management*, 11 : 331-339.

Thurber, J., R.O. Peterson et T.D. Drummes. 1991. « The effect of regulated lake levels on muskrats, *Ondatra zibethicus*, in Voyageurs National Park, Minnesota ». *The Canadian Field-Naturalist*, 105 : 30-40.

Traversy, N., R. McNicoll et R. Lemieux. 1994. *Contribution à l'étude de l'écologie du rat musqué au lac Saint-Pierre*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec. 85 pages.

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*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-104, 62 pages.

Willner, G.R., G.A. Feldhamer, E.E. Zucker et J.A. Chapman. 1980. *Ondatra zibethicus*. The American Society of Mammalogists, vol. 141, p. 1-8.

Chapitre 10

IMPACTS DES CHANGEMENTS HYDROLOGIQUES SUR LES ESPÈCES EN PÉRIL

Sylvain Giguère

Environnement Canada, Service canadien de la faune.

État actuel des espèces en péril dans le Saint-Laurent fluvial

La province écologique des Basses-Terres des Grands Lacs et du Saint-Laurent héberge le deuxième plus grand nombre d'espèces en péril au pays (RNC, 2004). L'omniprésence des activités anthropiques y est certes pour quelque chose. Parmi les causes les plus souvent citées pour expliquer la raréfaction de ces espèces, on retrouve la perte ou l'altération des habitats, la contamination chimique, l'agriculture intensive, la dégradation de la qualité des eaux et les changements apportés à l'hydrologie. L'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent offre l'occasion d'améliorer nos connaissances sur les impacts des modifications de l'hydrologie sur les espèces en péril et, plus précisément, sur les impacts des fluctuations des débits et des niveaux d'eau.

Dispositifs légaux qui protègent les espèces en péril

Au Québec, deux lois assurent la protection des espèces en péril : la Loi fédérale sur les espèces en péril et la Loi provinciale sur les espèces menacées ou vulnérables.

La *Loi sur les espèces en péril* est gérée par deux ministères : Environnement Canada et Pêches et Océans

Canada. Ce dernier a la responsabilité de toutes les espèces marines de même que celle des poissons d'eau douce. Par ailleurs, la responsabilité de toutes les autres espèces en péril revient à Environnement Canada. L'Agence Parcs Canada, qui relève du ministre de l'Environnement, est responsable des espèces en péril se trouvant sur ses territoires. Les interdictions générales de la *Loi sur les espèces en péril* s'appliquent uniquement aux espèces désignées « disparues du pays », « en voie de disparition » ou « menacées », dont la liste est fournie dans l'Annexe 1 de la Loi. Bien qu'elles ne soient pas protégées au même titre que ces dernières, les espèces désignées « préoccupantes », dont le nom se trouve à l'Annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*, sont aussi assujetties à des dispositions légales. En effet, les ministères responsables ont l'obligation de produire un plan de gestion de ces espèces. Au niveau provincial, deux ministères se partagent la responsabilité des espèces en péril et la gestion de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables*. Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune gère les espèces animales, et le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs s'occupe des espèces végétales. Seules les espèces désignées « menacées » et « vulnérables » sont protégées en vertu de cette loi (tableau 10.1).

TABLEAU 10.1
Catégories d'espèces à risques protégées et non protégées par la législation provinciale et fédérale

Lois et ministères responsables	Catégories protégées	Catégories non protégées
<i>Loi sur les espèces en péril</i> appliquée par Pêches et Océans Canada et Environnement Canada	Espèce disparue du pays* Espèce en voie de disparition* Espèce menacée* Espèce préoccupante*	Espèce candidate Données insuffisantes Espèce non en péril
<i>Loi sur les espèces menacées ou vulnérables</i> appliquée par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec et par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec	Espèce menacée Espèce vulnérable	Espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable

* Les dispositions légales s'appliquent uniquement aux espèces inscrites à l'Annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*.

D'autres lois fournissent aussi une protection supplémentaire à ces espèces. Il s'agit, au niveau fédéral, de la *Loi sur les pêches* et de la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*, et au niveau provincial, de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*.

Utilisations du Saint-Laurent par les espèces en péril

Seules les espèces protégées par la *Loi sur les espèces en péril* ou par la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* ont été retenues dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. Ces espèces, au nombre de 26, ont une aire de distribution qui couvre le Saint-Laurent fluvial (tableau 10.3). Cependant, seulement 16 d'entre elles y ont été répertoriées depuis 1990. Les poissons ($n = 5$), les plantes vasculaires ($n = 4$), les oiseaux ($n = 3$), les reptiles ($n = 2$), les amphibiens ($n = 1$) et les lépidoptères ($n = 1$) possèdent au moins un

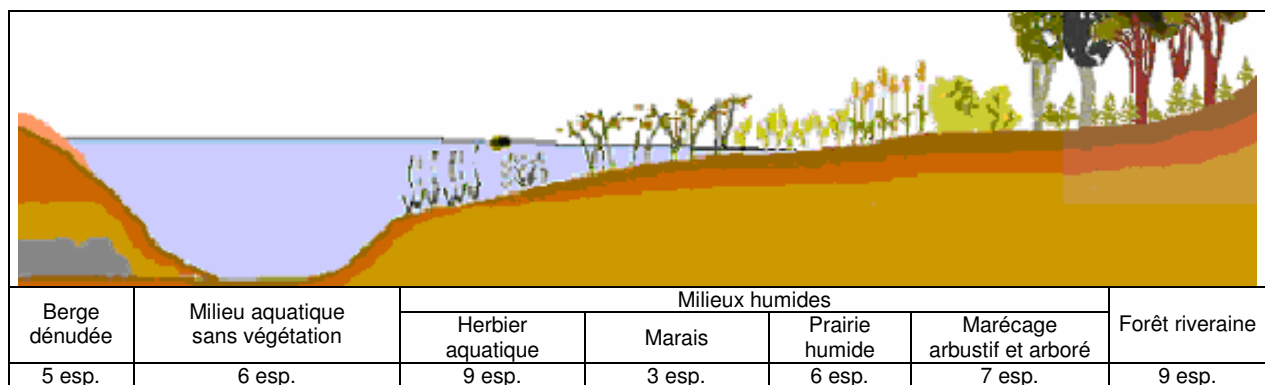
représentant qui utilise le secteur d'étude, alors qu'aucun mammifère en péril ne semble le faire. Les 26 espèces considérées au départ n'utilisent pas non plus la plaine d'inondation et les habitats aquatiques avec la même intensité. Certaines utilisent ces habitats de façon obligatoire tout au long de leur cycle vital, alors que d'autres ne les utilisent que de façon facultative durant une partie de leur cycle vital (tableau 10.2).

Les fluctuations hydrologiques créent de nombreux types d'habitats (milieux humides, berges érodées, etc.) qui sont colonisés de différentes façons par les espèces en péril. Certaines espèces, comme le Petit Blongios, n'utiliseront que les marais à végétation émergente tout au long de leur cycle vital. D'autres espèces ont besoin de plusieurs types d'habitats. Par exemple, la Tortue géographique a besoin d'une plage pour pondre ses œufs, alors qu'elle a besoin d'un milieu aquatique assez profond et bien oxygéné pour sa période d'hibernation (figure 10.1).

TABLEAU 10.2

Indicateur de l'utilisation, par les espèces en péril considérées, des habitats touchés par les fluctuations des niveaux d'eau

Codes	Catégories	Détails	Nombre d'espèces
AQUA	Aquatique	L'espèce utilise uniquement les milieux aquatiques.	5
OBLI	Utilisation obligatoire de la plaine d'inondation	Au moins une période du cycle vital doit se dérouler dans la plaine d'inondation. Lorsqu'un signe + apparaît, plusieurs périodes du cycle vital y ont lieu.	8
FACU	Utilisation facultative de la plaine d'inondation	Au moins une période du cycle vital doit se dérouler dans la plaine d'inondation, mais l'espèce n'y est pas restreinte.	4
TERR	Terrestre	L'espèce utilise surtout les habitats terrestres.	9



Source : Adapté de Centre Saint-Laurent et Université Laval, 1990.

Figure 10.1 Utilisation par les espèces en péril considérées des différents habitats créés par les fluctuations des niveaux d'eau

Espèces en péril dont la survie dépend des conditions hydrologiques

Sur un total de 26 espèces en péril qui étaient susceptibles d'être menacées par les fluctuations hydrologiques, 11 espèces se sont révélées prioritaires, c'est-à-dire qu'elles utilisent concrètement les habitats qui sont sous l'influence de la régularisation des niveaux d'eau du Saint-Laurent. Ainsi, les conditions hydrologiques (par

exemple l'amplitude, la durée et la récurrence des inondations) sont de bons indicateurs de la composition, de la localisation et de la superficie des différents habitats utilisés par le Petit Blongios, le Râle jaune, la Tortue géographique, la Tortue-molle à épines, l'Alose savoureuse, le Chevalier cuivré, le Dard de sable, le Fouille-roche gris, le Méné d'herbe, la Carmantine d'Amérique et l'Arisème dragon (tableau 10.3).

TABLEAU 10.3
Espèces en péril considérées en fonction de leur statut légal, de leur présence réelle dans le Saint-Laurent fluvial et de leur utilisation des habitats touchés par les fluctuations hydrologiques

Espèces	Statuts*		Codes d'utilisation	Présence**	Habitats aquatiques ou de la plaine d'inondation utilisés
	LEP	LEMV			
Petit Blongios	Men.		OBLI+	Oui	Marais émergent
Râle jaune	Préoc.		OBLI+	Oui	Prairie humide
Tortue géographique	Préoc.	Vul.	OBLI+	Oui	Habitat aquatique et berge dénudée
Tortue-molle à épines	Men.	Men.	OBLI+	Oui	Habitat aquatique et berge dénudée
Alose savoureuse		Vul.	AQUA	Oui	Habitat aquatique sans végétation
Chevalier cuivré	Men.	Men.	AQUA	Oui	Habitat aquatique sans végétation
Dard de sable	Men.		AQUA	Oui	Habitat aquatique sans végétation
Fouille-roche gris	Men.	Vul.	AQUA	Oui	Habitat aquatique sans végétation
Méné d'herbe	Préoc.		AQUA	Oui	Herbier submergé
Arisème dragon	Préoc.	Men.	OBLI	Oui	Marécage arboré, prairie humide
Carmantine d'Amérique	Men.	Men.	OBLI	Oui	Berge dénudée, marais, prairie humide
Faucon pèlerin	Men.	Vul.	FACU	Oui	Milieu humide ouvert et rivage
Renard gris	Men.		FACU	Non	Marécage arboré
Tortue des bois	Préoc.	Vul.	OBLI+	Non	Habitat aquatique, milieu humide et berge dénudée
Rainette faux-grillon de l'Ouest		Vul.	FACU	Oui	Prairie humide, marécage arbustif ou arboré
Podophylle pelté		Men.	FACU	Oui	Marécage arboré
Carex faux-lupulina	Disp.	Men.	OBLI	Non	Prairie humide, marécage arbustif
Monarque	Préoc.		TERR	Oui	s.o.
Ail des bois		Vul.	TERR	Oui	s.o.
Loup de l'Est	Préoc.		TERR	Non	s.o.
Paruline azurée	Préoc.		TERR	Non	s.o.
Pie-grièche migratrice	Disp.	Men.	TERR	Non	s.o.
Couleuvre tachetée de l'Est	Préoc.		TERR	Non	s.o.
Ginseng d'Amérique	Disp.	Men.	TERR	Non	s.o.
Phéoptère à hexagone	Préoc.	Men.	TERR	Non	s.o.
Renouée de Douglas		Vul.	TERR	Non	s.o.

* Disp. : En voie de disparition. Men. : Menacée. Préoc. : Préoccupante. Vul. : Vulnérable.

** Présence répertoriée depuis 1990.

s.o. : Sans objet.

Deux espèces jugées non prioritaires, à cause de leurs caractéristiques écologiques, ont aussi fait l'objet d'une attention particulière, étant donné qu'elles présentaient une population à proximité du Saint-Laurent. Ainsi, les élévations topographiques d'une population de Rainettes faux-grillons de l'Ouest ainsi que d'une colonie de Podophylles peltés ont été calculées à l'aide d'un modèle numérique de terrain (voir le chapitre 3) afin de déterminer si ces dernières étaient effectivement sous l'influence des fluctuations des niveaux d'eau du Saint-Laurent. La population de Rainettes faux-grillons de l'Ouest est située dans les îles de Boucherville, à environ 10,30 m au-dessus du niveau moyen des mers selon le modèle numérique de terrain. Pour un débit extrême de 20 500 m³/s (jauge de Varennes), le niveau de l'eau atteindrait 9,06 m au-dessus du niveau moyen des mers. Ce débit correspond approximativement à une récurrence d'inondation d'une par 7000 ans. Les risques qu'un événement de cette ampleur se produise et affecte cette espèce sont donc très minimes. De plus, les critères établis pour d'autres usages (comme l'inondation des propriétés riveraines, voir le chapitre 11) réduisent d'autant plus les probabilités d'un tel événement. D'autre part, la seule population connue de Podophylles peltés aux abords du Saint-Laurent fluvial est située dans un marécage de l'île Léonard. Cette île est localisée dans le lac Saint-François. Les fluctuations des niveaux d'eau sont très négligeables dans ce plan d'eau, puisque ce

dernier est fortement régularisé. La variation maximale des niveaux d'eau atteint environ 15 cm à l'intérieur d'une année (Morin et Leclerc, 1998). Les fluctuations des niveaux d'eau ont donc peu de chances d'affecter cette population.

Menaces et enjeux

Fluctuations hydrologiques

Le fleuve Saint-Laurent est un des plus imposants fleuves de la planète. À l'instar des autres cours d'eau des milieux tempérés, le Saint-Laurent est soumis à d'importantes variations saisonnières et interannuelles de niveaux et de débits. L'amplitude, la fréquence et le synchronisme de ces variations sont à la fois vitaux et mortels pour les espèces qui y vivent. D'un côté, ce sont principalement les variations hydrologiques qui créent la multitude d'habitats dans la plaine d'inondation du Saint-Laurent. Par contre, ces mêmes variations peuvent avoir de nombreux effets néfastes. Le tableau 10.4 présente les principaux effets néfastes directs des fluctuations des niveaux d'eau répertoriés pour la période de reproduction des espèces en péril prioritaires. L'absence de référence ne signifie pas nécessairement qu'il n'y a pas d'impact. Il est possible que ces impacts ne soient tout simplement pas documentés.

TABLEAU 10.4
Principaux effets néfastes directs documentés des fluctuations hydrologiques sur les espèces en péril prioritaires

Espèces	Impacts				
	Hausses de niveau peuvent tuer/blesser individus (p. ex. les œufs)	Baisse de niveau peuvent tuer/affecter stades en développement	Hauts/bas niveaux peuvent réduire la quantité/qualité des aires de reproduction	Changements brusques de débit, de profondeur ou de température de l'eau peuvent affecter la reproduction et les stades en développement	Niveaux trop hauts/trop bas pendant une longue période affectent la survie des individus
Petit Blongios	1	6	10		
Râle jaune	2		11		
Tortue géographique	3				
Tortue-molle à épines	4		12		
Alose savoureuse				16	
Chevalier cuirvé		7	13	17	
Dard de sable			14	18	
Fouille-roche gris		8		19	
Méné d'herbe		9	15	20	
Arisème dragon	5				21

1. Post, 1998; McVaught, 1975; Weller, 1961; Nero, 1951. 2. Alvo et Robert, 1999; Robert et Laporte, 1996; Bookhout, 1995. 3. Bider et Matte, 1994; Ewert, 1979. 4. Seburn et Seburn, 2000; Graham et Graham, 1997; Doody, 1995; Ewert, 1979; Breckenridge, 1960. 5. Menges et Waller, 1983. 6. Post, 1998; Post et Seals, 1993; Weller, 1961. 7. Prowse et Conly, 1996; Balon, 1975. 8. Holden, 1979; Winn, 1958. 9. Déduit de Holm *et al.*, 1999. 10. Post, 1998; Weller, 1961; Nolan, 1952; Murchison, 1893. 11. TNC, 1993. 12. Seburn et Seburn, 2000; Janzen, 1993; Stukel, 1993; Plummer, 1976. 13. Mongeau *et al.*, 1986. 14. Facey, 2003; Facey, 1998; O'Brien et Smith, 1979. 15. Balon, 1975; Harrington, 1947. 16. MRNF, 2005; Stier et Crance, 1985; Bradford *et al.*, 1966; Leach, 1925; Leim, 1924. 17. Vachon, 2003; Prowse et Conly, 1996; Scott et Crossman, 1975. 18. Prowse et Conly, 1996. 19. Prowse et Conly, 1996; Winn, 1958; 1953. 20. Prowse et Conly, 1996. 21. NHHN, 2004.

Évaluation des effets des fluctuations hydrologiques sur les espèces en péril

L'évaluation des effets engendrés par les fluctuations des niveaux d'eau du Saint-Laurent fluvial sur les espèces en péril n'est pas aisée. En effet, malgré toute l'importance qu'on reconnaît aux espèces en péril, il n'existe aucun critère d'évaluation ou de seuil critique reconnu pour la conservation de ces espèces, contrairement à ce que l'on observe par exemple pour la qualité de l'eau (critère pour la vie aquatique, pour la consommation humaine et pour les activités de contact) (Robichaud et Drolet, 1998). D'autre part, alors que les données hydrologiques sont récoltées depuis le tournant du 20^e siècle pour les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent, il n'existe aucune donnée de suivi sur les composantes naturelles (CMI, 1993). Les espèces en péril ne font pas exception à cette règle, et il n'y a aucune documentation qui traite de ce sujet pour le Saint-Laurent. Par contre, plusieurs observations anecdotiques sur les espèces en péril concernées et l'hydrologie ont été dégagées de la documentation et peuvent servir à atteindre cet objectif (tableau 10.4).

La pauvreté de l'information a été déterminante dans l'approche choisie. D'abord, il a été décidé de travailler sur la période de reproduction des espèces prioritaires, puisque cette période est en général mieux documentée en plus d'être considérée comme essentielle pour la survie de ces espèces. Pour la plupart d'entre elles, cette période s'étend entre les mois de mai et de juillet, là où les fluctuations des niveaux d'eau sont fréquentes (période de crue et de décrue printanière). Avec les informations et les outils existants (voir le chapitre 3), la méthode la plus probante permettant d'évaluer les effets des fluctuations hydrologiques sur les espèces en péril a consisté à créer des modèles d'indice de qualité de l'habitat.

Les indices de qualité de l'habitat ont été élaborés à partir d'une revue de la documentation et de l'opinion d'experts. Ils ont pour but d'établir la qualité des habitats de reproduction trouvés dans le Saint-Laurent pour chacune des espèces prioritaires. Les secteurs les plus convenables selon les indices de qualité de l'habitat sont considérés comme des habitats potentiels. Afin d'évaluer plus précisément l'effet des fluctuations des niveaux d'eau sur ces espèces durant cette période du cycle vital, le concept d'habitat potentiel a été raffiné de façon à déterminer la proportion de l'habitat potentiel qui est sécuritaire pour la reproduction des espèces à l'étude.

Le terme « sécuritaire » prend ici une signification strictement liée aux fluctuations des niveaux d'eau. Par exemple, l'habitat potentiel de la Tortue géographique

durant la période d'incubation des œufs correspond aux berges dénudées de végétation, composées de substrats graveleux ou sableux. Les secteurs qui correspondent à ces caractéristiques mais qui sont inondés pendant la période d'incubation des œufs (ce qui noierait les embryons) sont retranchés afin d'obtenir l'habitat potentiel sécuritaire.

Une fois cet outil conçu pour chacune des espèces, il est possible de comparer sur une base relative chacun des scénarios de gestion des niveaux d'eau (figure 10.2).

Perspectives écosystémiques et tendances

Un plan de régularisation en fonction des besoins de chaque espèce

L'utilisation d'outils conçus pour évaluer les effets des fluctuations des niveaux d'eau sur les espèces en péril doit rester au seul usage de la comparaison des plans de régularisation proposés par la Commission mixte internationale. En effet, afin d'évaluer correctement l'effet des fluctuations de niveaux d'eau sur cette partie du cycle vital de ces espèces, plusieurs autres variables qui jouent un rôle important dans leur succès de reproduction n'ont pas été considérées (comme la productivité, la prédation, les ressources alimentaires, etc.).

Le Petit Blongios (Ixobrychus exilis)

Selon la documentation, le Petit Blongios niche en général dans les marais à végétation émergente dominée par les typhas (quenouilles), habituellement entre 20 cm et 80 cm au-dessus du niveau de l'eau. Il choisit normalement un endroit où la profondeur de l'eau est suffisante pour minimiser la prédation terrestre. Les fluctuations hydrologiques peuvent avoir sur cette espèce un impact direct (inondation des nids) ou indirect (modification de la localisation et de la composition du marais à végétation émergente). Le tableau 10.5 résume les principales informations qui ont permis d'évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Petit Blongios.

Le Petit Blongios est la seule espèce en péril au sujet de laquelle il y a suffisamment de données pour concevoir un outil plus précis que la superficie disponible d'habitat potentiel sécuritaire. En effet, l'indice du potentiel de reproduction résulte de la multiplication 1) de la superficie d'habitat potentiel de reproduction, 2) de l'estimation de la densité de couples reproducteurs dans la région d'étude et 3) de l'estimation du succès de nidification en fonction des fluctuations de niveaux d'eau.

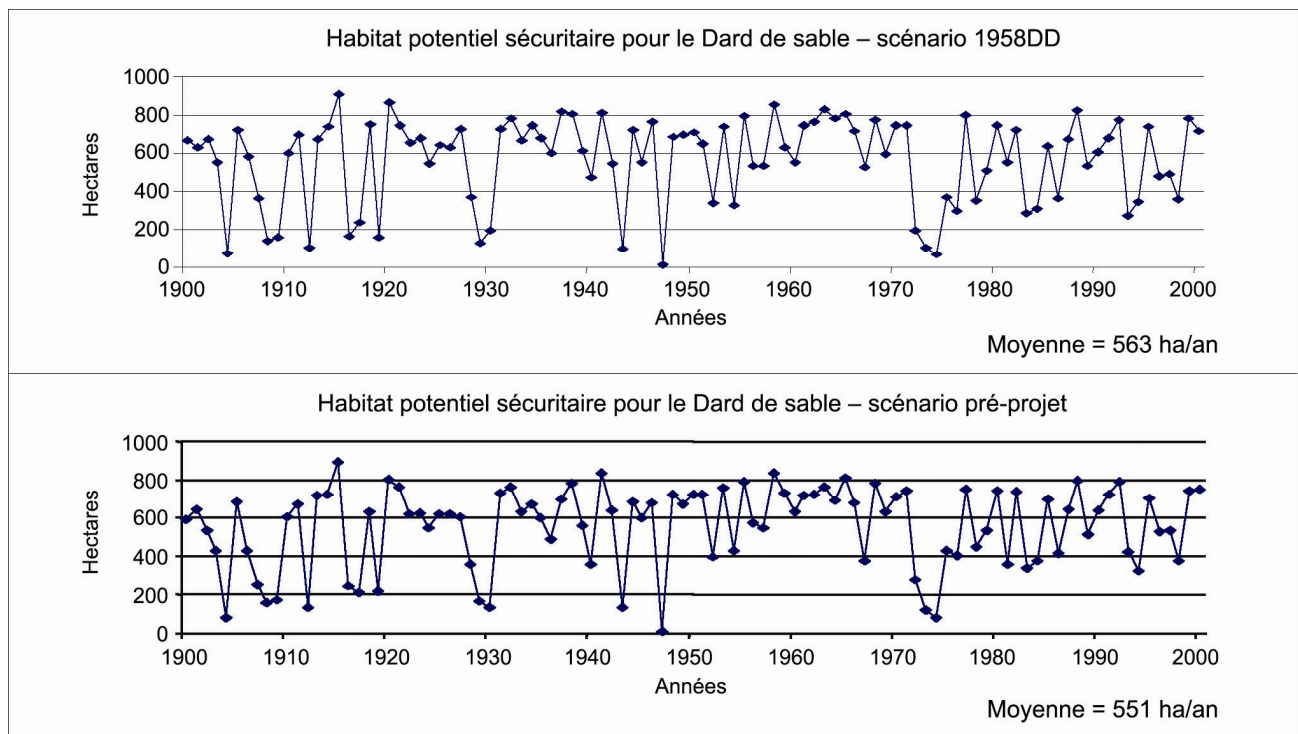


Figure 10.2 Superficies d’habitats potentiels sécuritaires disponibles annuellement dans le Saint-Laurent fluvial pour le Dard de sable selon le plan de régularisation 1958DD et le régime hydrologique pré-projet

Le Râle jaune (Coturnicops noveboracensis)

Selon la documentation existante, le Râle jaune niche exclusivement dans les prairies humides, surtout celles dominées par le genre *Carex*. Il construit son nid à proximité de l’eau, directement sur le sol ou à quelques centimètres d’altitude. Le substrat sous le nid est saturé d’eau ou recouvert de quelques centimètres d’eau. Les fluctuations hydrologiques peuvent avoir sur cette espèce un impact direct (inondation des nids) ou indirect (modification de la localisation et de la composition de la prairie humide). Le tableau 10.6 résume les principales informations qui ont permis d’évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d’eau sur le Râle jaune.

La Tortue géographique (Graptemys geographica) et la Tortue-molle à épines (Apalone spinifera)

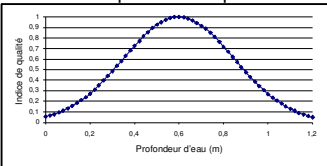
La dernière mention de la Tortue-molle à épines dans le Saint-Laurent remonte à 1987, malgré de nombreuses recherches sur cette espèce. Il est donc probable qu’elle ne s’y trouve plus. Par principe de précaution, elle a tout de même été combinée à la Tortue géographique, qui est présente dans le Saint-Laurent fluvial et avec qui elle partage la même période de reproduction et les mêmes

besoins pour un habitat de reproduction. En effet, selon la documentation existante, ces deux tortues préfèrent pondre leurs œufs près de l’eau, en général entre 50 cm et 100 cm d’altitude. Elles recherchent des zones dénudées de végétation où le substrat est composé de sable ou de gravier. Les fluctuations des débits et des niveaux d’eau peuvent avoir sur ces espèces un impact direct (inondation des nids) ou indirect (modification de la localisation et de la composition des berges). Le tableau 10.7 résume les principales informations qui ont permis d’évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d’eau sur ces deux espèces de tortues.

Le Dard de sable (Ammocrypta pellucida)

Comme son nom l’indique, le Dard de sable est un poisson typiquement associé aux fonds sableux. Il y passe d’ailleurs l’ensemble de son cycle vital, y compris la reproduction. Outre cette préférence pour le substrat, les sites de fraie du Dard de sable sont caractérisés par une profondeur de l’eau et une vitesse du courant plutôt faibles. Les fluctuations hydrologiques peuvent avoir sur cette espèce un impact direct (assèchement des œufs) ou indirect (changement de localisation des bancs de sable). Le tableau 10.8 résume les principales informations qui ont permis d’évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d’eau sur le Dard de sable.

TABLEAU 10.5
Principales informations permettant d'évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Petit Blongios

Composantes	Détails
Période et secteur considérés	De la mi-mai à la fin de juillet, du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre, sauf le bassin de La Prairie
Paramètres et valeurs utilisés	<p>Habitat potentiel de reproduction (HPR) $HPR = (TA^{0.2}) \times (TL^{0.2}) \times (MP^{0.1}) \times (PROF^{0.5})$ où TA : probabilité de la présence de <i>Typha angustifolia</i> TL : probabilité de la présence de <i>Typha latifolia</i> MP : probabilité de la présence de marais profonds (<i>Scirpus fluviatilis</i>, <i>Scirpus americanus</i>, <i>Sagittaria rigida</i>, <i>Sagittaria latifolia</i>, etc.) PROF : indice de la qualité de la profondeur de l'eau</p>  <p>Le HPR est jugé convenable et il entre dans le calcul de l'indice du potentiel de reproduction lorsque la probabilité obtenue par l'équation précédente est supérieure à 50 %.</p> <p>Densité de couples nicheurs Une densité fixe de 0,06 couple reproducteur par hectare est utilisée. Elle a été estimée à partir d'inventaires au sol et en hélicoptère dans la région de la rivière des Outaouais (Chabot et St-Hilaire, 1996).</p> <p>Succès de nidification (Desgranges et al., 2005) $Succès\ de\ nidification = n_1 + [(1 - n_1) \times RR \times n_2]$ n_1 ou n_2 = succès de nidification de l'essai 1 ou 2 où $n_i = BN \times (1 - PF)$ ou $BN \times [1 - (PS \times PSF)]$ et où PF : probabilité que le nid soit inondé selon l'ampleur de la hausse du niveau PS : probabilité que le nid soit asséché selon l'ampleur de la baisse PSF : probabilité de 50 % que les œufs soient prédatés ou abandonnés si le nid est asséché BN : succès de nidification de base de 60 % RR : probabilité de 60 % que la femelle niche de nouveau si le premier essai est infructueux</p>
Validation	La base de données sur le Suivi de l'occupation des stations de nidification des populations d'oiseaux en péril du Québec (SOS-POP) a été utilisée pour valider l'habitat potentiel de reproduction. 41 observations (16 sites suivis annuellement) ont été utilisées et le taux de bonnes prédictions est égal à 75,6 %. Le modèle du succès de reproduction n'a pas été validé.
Niveau de confiance	<p>Bon</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Une quantité appréciable de données qui proviennent en bonne partie de l'aire d'étude ont été utilisées. 2. Le jugement d'experts a été utilisé. 3. Le modèle offre de bons résultats de validation.

Source : Adapté de Giguère et al., 2005.

TABLEAU 10.6
Principales informations utilisées pour évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Râle jaune

Composantes	Détails
Période et secteur considérés	De la deuxième semaine de mai à la troisième semaine de juin, du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre, sauf le bassin de La Prairie
Paramètres et valeurs utilisés	<p>L'habitat potentiel de reproduction est considéré présent si :</p> <ul style="list-style-type: none"> • profondeur de l'eau > -0,5 m et < 0 m (exondation avec sol saturé); • présence de prairie humide. <p>Tous les secteurs de l'habitat potentiel affectés par une hausse de plus de 10 cm sont retranchés pour obtenir l'habitat potentiel sécuritaire.</p>

Composantes	Détails
Validation	La base de données SOS-POP a servi à valider l'habitat potentiel de reproduction. Les deux occurrences rapportées ne correspondent pas à l'habitat prédit. Une des deux observations se situe à moins de 200 m d'un habitat prédit, alors que l'autre se trouve à environ 350 m.
Niveau de confiance	Passable : 1. Les données de la documentation ne sont pas très abondantes. 2. La validation ne correspond pas à l'habitat prédit. 3. La reproduction du Râle jaune n'a jamais été confirmée dans le secteur d'étude. 4. Les modèles de prairies humides ne sont pas très performants.

Source : Adapté de Giguère *et al.*, 2005.

TABLEAU 10.7
Principales informations utilisées pour évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur la Tortue géographique et la Tortue-molle à épines

Composantes	Détails
Période et secteur considérés	Du début de juin à la fin d'octobre, lac Saint-Louis (seul secteur où la Tortue géographique est retrouvée)
Paramètres et valeurs utilisés	L'habitat potentiel de reproduction est considéré présent si : <ul style="list-style-type: none"> • profondeur de l'eau négative (exondation); • pente < 30; • substrat de sable ou de gravier; • densité végétale < 5 %. Tous les secteurs de l'habitat potentiel qui deviennent inondés durant la période d'incubation sont retranchés pour obtenir l'habitat potentiel sécuritaire.
Validation	La base de données de la Société d'Histoire naturelle de la Vallée du Saint-Laurent (<i>Atlas des amphibiens et reptiles du Québec</i>) a été utilisée pour valider l'habitat potentiel de reproduction. La seule observation rapportée pour le secteur d'étude ne concorde pas aux régions sélectionnées par le modèle. Cette mauvaise concordance s'explique par le fait que le segment de rive où l'espèce a été observée n'a pas été complètement caractérisé dans la base de données utilisée pour la modélisation. Les secteurs identifiés par le modèle ont aussi été visités et présentaient les caractéristiques recherchées par ces espèces.
Niveau de confiance	Bon : 1. Une quantité appréciable de données a été utilisée. 2. Le jugement d'experts a été utilisé. 3. La validation du modèle est bonne (visites de secteurs potentiels).

Source : Adapté de Giguère *et al.*, 2005.

TABLEAU 10.8
Principales informations utilisées pour évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Dard de sable

Composantes	Détails
Période et secteur considérés	De la deuxième semaine de juin à la troisième semaine de juillet, du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre, sauf le bassin de La Prairie
Paramètres et valeurs utilisés	L'habitat potentiel de reproduction est considéré présent si : <ul style="list-style-type: none"> • profondeur de l'eau entre 15 et 120 cm; • substrat de sable (> 70 %); • vitesse du courant entre 0 cm/s et 20 cm/s. Tous les secteurs de l'habitat potentiel où la profondeur de l'eau devient inférieure à 10 cm au cours de la période considérée sont retranchés pour obtenir l'habitat potentiel sécuritaire.

Composantes	Détails
Validation	Dans le secteur d'étude, il n'y a pas d'observation de Dard de sable en période de reproduction. Historiquement, cette espèce a été capturée dans les rivières Châteauguay, Yamaska et Saint-François. Les exutoires de ces rivières correspondent aux paramètres sélectionnés dans le modèle. Dans le fleuve Saint-Laurent, le Dard de sable a aussi été capturé dans le chenal aux Ours. Selon les conditions hydrologiques, certaines portions du chenal aux Ours sont mises en relief par le modèle. Quelques observations du Réseau de suivi ichthyologique du fleuve Saint-Laurent (RSI) sont rapportées pour la période estivale. Puisque l'espèce ne semble pas effectuer de migration pour la reproduction et que l'habitat d'été et de reproduction sont similaires, un débit estival similaire à celui enregistré lors des inventaires du RSI a été simulé pour valider le modèle. Les quatre sites d'observations correspondent aux caractéristiques sélectionnées, sauf le pourcentage de sable (40 % au lieu de 70 %).
Niveau de confiance	Bon : 1. Les données de la documentation sont relativement abondantes et précises pour décrire l'habitat de l'espèce. 2. La validation du modèle n'est pas très concluante. La difficulté de détecter les microhabitats est une explication possible de ce résultat. Étant donné le niveau de confiance élevé des paramètres sélectionnés pour bâtir le modèle, les résultats obtenus sont considérés comme représentatifs des besoins de l'espèce.

Source : Adapté de Giguère et al., 2005.

Le Fouille-roche gris (Percina copelandi)

Selon la documentation existante, le Fouille-roche gris est un poisson qui effectue une migration vers des secteurs d'eaux vives pour se reproduire. En plus d'un courant rapide, les sites de fraie sont caractérisés par un substrat grossier. Cette dernière caractéristique semble prédominante, puisque des secteurs lacustres présentant un substrat adéquat sont également utilisés. Les fluctuations hydrologiques peuvent avoir sur cette espèce un impact direct (assèchement des œufs) ou indirect (modification de la localisation et de la composition du substrat des frayères). Le tableau 10.9 résume les principales informations qui ont permis d'évaluer les impacts des fluctuations de niveaux d'eau sur le Fouille-roche gris.

Le Méné d'herbe (Notropis bifrenatus)

Comme son nom l'indique, le Méné d'herbe est un poisson trouvé exclusivement dans les secteurs où la végétation aquatique est abondante. Il se reproduit en fixant ses œufs à la végétation submergée. Les fluctuations hydrologiques peuvent avoir un impact direct sur cette espèce (assèchement des œufs) ou indirect (modification de la localisation et de la composition de la végétation submergée) sur cette espèce. Le tableau 10.10 résume les principales informations ayant permis d'évaluer les impacts des fluctuations de niveaux d'eau sur le Méné d'herbe.

Les autres espèces en péril prioritaires

Les impacts des fluctuations des niveaux d'eau du Saint-Laurent n'ont pas été évalués pour quatre espèces en péril, bien qu'elles satisfassent aux mêmes critères que les espèces étudiées précédemment. L'Alose savoureuse

(*Alosa sapidissima*) n'a pu être prise en considération, puisqu'il n'est pas possible à l'heure actuelle de modéliser deux paramètres d'habitat reconnus par la documentation comme étant importants pour ce poisson : la concentration d'oxygène dissous et la température de l'eau en période estivale. Si ces variables étaient connues, il serait relativement aisé de poursuivre les recherches sur cette espèce, puisqu'elle est bien documentée et que des modèles d'IQH pour ses stades critiques sont déjà établis. En ce qui concerne l'Arisème dragon (*Arisaema dracontium*) et la Carmantine d'Amérique (*Justicia americana*), c'est le manque de données qui rend peu fiable l'évaluation des impacts des fluctuations des niveaux d'eau. Dans ces deux cas, on ne connaît pas quels sont les seuils à partir desquels l'amplitude, la récurrence et la durée des inondations ou des étiages sont néfastes pour ces espèces. Quant au Chevalier cuirvé (*Moxostoma huxsiii*), un IQH a été initié pour évaluer l'effet des fluctuations des niveaux d'eau sur l'habitat potentiel de reproduction de cette espèce dans le Saint-Laurent. Cependant, 20 Chevaliers cuirvés présents dans le Saint-Laurent et dans la rivière Richelieu ont fait l'objet d'un suivi télémétrique en 2004. Ce projet a permis de montrer que tous les individus présents dans le Saint-Laurent ont migré vers la rivière Richelieu au début de la période de reproduction. Combinés au fait qu'aucun site de reproduction n'a jamais été répertorié dans le Saint-Laurent, les résultats de ce projet de télémétrie ont mené à l'abandon de cet IQH, puisqu'il ne semblait pas représenter une situation réelle.

TABLEAU 10.9

Principales informations utilisées pour évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Fouille-roche gris

Composantes	Détails
Période et secteur considérés	De la mi-juin à la première semaine d'août, du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre, sauf le bassin de La Prairie
Paramètres et valeurs utilisés	<p>L'habitat potentiel de reproduction est considéré présent si :</p> <ul style="list-style-type: none"> • profondeur de l'eau entre 45 cm et 150 cm; • substrat de gravier; • vitesse du courant > 5 cm/s. <p>Tous les secteurs de l'habitat potentiel où la profondeur de l'eau devient inférieure à 15 cm durant la période considérée sont retranchés pour obtenir l'habitat potentiel sécuritaire.</p>
Validation	La firme Environnement Illimité a capturé des Fouille-roches gris à deux sites du lac Saint-Louis en période de reproduction. Une des deux observations correspond à l'habitat potentiel sécuritaire prédit.
Niveau de confiance	<p>Passable :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Il y a peu de données de documentation. 2. Il est difficile d'évaluer la validité du modèle. 3. Cette espèce migre en général vers les tributaires pour la reproduction. 4. Dans les lacs fluviaux, la vitesse du courant n'est pas le seul paramètre qui influence la composition du substrat. L'action des vagues peut aussi être très importante dans la formation des zones de substrats recherchées. Il aurait été préférable d'utiliser l'énergie au-dessus du substrat comme paramètre, plutôt que la vitesse du courant. 5. Le Fouille-roche gris fait partie de la guildes des « poissons de rivage obligatoire ». Cet élément n'a pas été considéré dans l'IQH, et une bonne part des habitats identifiés par le modèle est située loin des berges.

Source : Adapté de Giguère *et al.*, 2005.

TABLEAU 10.10

Principales informations utilisées pour évaluer les impacts des fluctuations des niveaux d'eau sur le Méné d'herbe

Composantes	Détails
Période et secteur considérés	Du début de juin à la troisième semaine de juillet, du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre, sauf le bassin de La Prairie
Paramètres et valeurs utilisés	<p>L'habitat potentiel de reproduction est considéré présent si :</p> <ul style="list-style-type: none"> • profondeur de l'eau entre 45 cm et 120 cm; • substrat fin (argile, limon ou sable); • vitesse du courant entre 0 cm/s et 15 cm/s; • densité de végétation submergée moyenne ou élevée. <p>Tous les secteurs de l'habitat potentiel où la profondeur de l'eau devient inférieure à 30 cm durant la période considérée sont retranchés pour obtenir l'habitat potentiel sécuritaire.</p>
Validation	Dans le secteur d'étude, il n'y a pas d'observation connue de Méné d'herbe en période de reproduction. Par contre, le RSI compte plusieurs observations en période estivale. Puisque l'espèce ne semble pas effectuer de migration importante pour la reproduction et que l'habitat d'été et de reproduction sont similaires, un débit estival similaire à celui enregistré lors des inventaires du RSI a été simulé pour valider le modèle. Le taux de bonnes prédictions est égal à 79,7 %.
Niveau de confiance	<p>Bon :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. La documentation est unanime quant au type d'habitat utilisé par cette espèce lors de la reproduction. 2. Le modèle offre de bons résultats de validation.

Source : Adapté de Giguère *et al.*, 2005.

Performance médiocre du plan de régularisation actuel

Une des prémisses de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent est que le choix d'un plan de régularisation ne peut être pire pour l'environnement que le plan actuel (1958DD). Le plan de régularisation actuel a donc servi de base de comparaison pour l'analyse des cinq plans de régularisation proposés par la CMI. Cela dit, il a été difficile de déterminer précisément si ces plans de rechange présentaient des effets incontestables sur les espèces en péril. En effet, une incertitude non négligeable est associée à la source des données et à la méthodologie employée (principe de précaution) pour élaborer les outils d'aide à la décision. D'ailleurs, cette incertitude était trop grande pour que soient utilisés les outils conçus pour le Rôle jaune et le Fouille-roche gris. Ainsi, seuls les outils conçus pour les cinq espèces suivantes offraient un pourcentage de confiance suffisant pour procéder à l'analyse des plans : le Petit Blongios, la Tortue géographique, la Tortue-molle à épines, le Dard de sable et le Méné d'herbe. Il a été nécessaire de recourir à plusieurs méthodes de comparaison des résultats pour procéder à cette évaluation. Il en est ressorti que seul l'indicateur de performance développé pour le Dard de sable décelait des impacts négatifs incontestables dans un des plans de rechange, et ce, uniquement lorsque la série temporelle qui représentait des périodes de sécheresse prolongées était utilisée (changements climatiques). Bien qu'il soit difficile de se prononcer sur la « significativité » des impacts observés, il semble aussi que deux autres plans de rechange pourraient affecter les espèces de tortues en péril lorsque cette même série temporelle est employée. Bien que la plupart des impacts soient considérés comme non significatifs, le plan de régularisation actuel se classe bon dernier (Giguère *et al.*, 2005).

Nécessité de travaux supplémentaires

Malgré la bonne représentativité des espèces en péril dans l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent et les connaissances qui ont été acquises à leur sujet, d'autres travaux s'avèreraient utiles pour renforcer les résultats obtenus et évaluer au complet l'ensemble des espèces en péril. Tout d'abord, la précision des outils créés pourrait être améliorée pour plusieurs espèces. De façon générale, l'obtention d'ensembles de données plus extensifs pour le Saint-Laurent permettrait de créer de meilleurs modèles. Aussi, dans les IQH qui ont été conçus, il n'a pas été possible d'intégrer l'ensemble des caractéristiques de l'habitat qui ont de l'importance pour ces espèces à une échelle très fine. Ensuite, certaines espèces particulièrement sensibles aux fluctuations des niveaux d'eau n'ont pu être totalement incorporées dans

cette analyse. Les cas de l'Alose savoureuse, du Chevalier cuivré, de l'Arisème dragon et de la Carmantine d'Amérique sont particulièrement éloquentes et montrent que d'autres études s'avèrent nécessaires. C'est également le cas pour certaines espèces qui sont en situation précaire, mais qui n'ont pas été étudiées ici puisqu'elles n'ont pas de statut de protection légale (par exemple le Brochet vermiculé).

D'autres recommandations plus spécifiques permettraient aussi de perpétuer le travail sur ce groupe d'espèces :

- Il est possible que certaines espèces en péril soient présentes dans le Saint-Laurent et qu'elles n'aient pas été détectées (par exemple le Carex faux-lupulina). Comme la situation de plusieurs groupes d'espèces (comme les insectes, les mulettes) n'est pas bien connue au Québec, il faudrait demeurer attentif à toute nouvelle information à leur sujet et la prendre en considération le cas échéant.
- Il serait important de considérer d'autres périodes que celle de la reproduction, surtout dans le cas du Chevalier cuivré qui utilise le Saint-Laurent à l'exception de la période de reproduction. La période hivernale est aussi reconnue comme une période critique pour plusieurs espèces, dont la Tortue géographique et la Tortue-molle à épines.
- D'autres types d'impacts créés par les fluctuations des niveaux d'eau, comme l'érosion, n'ont pas été couverts par ces travaux et auraient avantage à être considérés dans le choix final d'un plan de régularisation.
- Les résultats obtenus dans cette étude ne s'appliquent qu'à l'eau provenant du lac Ontario. La gestion des niveaux d'eau devrait tenir compte des autres tributaires importants du Saint-Laurent, notamment la rivière des Outaouais.

RÉFÉRENCES

- Alvo, R. et M. Robert. 1999. *Status Report on the Yellow Rail, Coturnicops noveboracensis*. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC), 72 pages.
- Balon, E.K. 1975. « Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition ». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32 : 821-864.
- Bider, J.R. et S. Matte. 1994. *Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec*. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent et ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec. 106 pages.

- Bookhout, T.A. et J.R. Stenzel. 1987. « Habitat and movements of breeding yellow rails ». *Wilson Bulletin*, 99 (3) : 441-447.
- Breckenridge, W.J. 1960. « A spiny soft-shelled turtle nest study ». *Herpetologica*, 16 : 284-285.
- Centre Saint-Laurent et Université Laval (1990) *Atlas environnemental du Saint-Laurent – Les milieux humides : Des habitats au contact de la terre et de l'eau*. Environnement Canada, région du Québec, Conservation et Protection, Montréal. Coll. « BILAN Saint-Laurent ».
- Chabot, J. et D. St-Hilaire. 1996. *La situation du petit blongios dans la région de l'Outaouais*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de l'Outaouais, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune. 45 pages.
- CMI – Commission mixte internationale. 1993. *Étude du renvoi sur les niveaux du bassin du Saint-Laurent et des Grands Lacs*. 114 pages.
- DesGranges, J.-L., J. Ingram, B. Drolet, C. Savage, J. Morin, et D. Borcard. 2005. *Lake Ontario–St. Lawrence River Water Level Regulation Review: Use of Wetland Breeding Bird Evaluation Criteria within an Integrated Environmental Response Model*. Rapport technique final sur les oiseaux des milieux humides présenté à la Commission mixte internationale (2000-2005).
- Doody, J.S. 1995. « A comparative nesting study of two syntopic species of softshell turtles (*Apalone mutica* and *Apalone spinifer*) in south-central Louisiana ». Louisiana State University, Department of Biological Sciences. Mémoire de maîtrise, 134 pages.
- Ewert, M.A. 1979. « The embryo and its eggs: Development and natural history », dans M. Harless et H. Morlock (éd.), *Turtles: Perspectives and Research*. John Wiley & Sons, New York, 695 pages.
- Facey, D.E. 1998. « The status of the eastern sand darter, *Ammocrypta pellucida*, in Vermont ». *The Canadian-Field Naturalist*, 112 : 596-601.
- Giguère, S., J. Morin, P. Laporte et M. Mingelbier. 2005. *Évaluation des impacts des fluctuations hydrologiques sur les espèces en péril, tronçon fluvial du Saint-Laurent (Cornwall à Trois-Rivières)*. Rapport final présenté à la Commission mixte internationale, dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, par Environnement Canada, Service canadien de la faune et Service météorologique du Canada, et le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. 71 pages et annexes.
- Graham, T.E. et A.A. Graham. 1997. « Ecology of the eastern spiny softshell, *Apalone spinifer spinifer*, in the Lamoille River, Vermont ». *Chelonian Conservation and Biology*, 2 (3) : 363-369.
- Harrington, R.W. Jr. 1947. « A contribution to the biology of the bridled shiner, *Notropis bifrenatus* (Cope) ». Cornell University. Thèse de doctorat, 126 pages.
- Holden, P.B. 1979. « Ecology of riverine fishes in regulated stream systems with emphasis on the Colorado River ». Dans J.V. Ward et J.A. Stanford (éd.), *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York, p. 57-74.
- Holm, E., P. Dumont, J. Leclerc, G. Roy et E.J. Crossman. 1999. *COSEWIC Status of the Bridle Shinner, Notropis bifrenatus*. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. 21 pages.
- Janzen, F.J. 1993. « The influence on incubation temperature and family on eggs, embryos, and hatchlings of the smooth softshell turtle (*Apalone mutica*) ». *Physiological Zoology*, 66 (3) : 349-373.
- Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* (1994, ch. 22).
- Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (L.R.Q., c. C-61.1).
- Loi sur les espèces en péril* (2002, ch. 29).
- Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (L.R.Q., c. E-12.01, a. 10 et 39).
- Loi sur les pêches* (1985, L.R., ch. F-14).
- McVaugh, W. Jr. 1975. « The development of four North American herons (II) ». *Living Bird*, 14 : 163-183.
- Menges, E.S. et D.M. Waller. 1983. « Plant strategies in relation to elevation and light in floodplain herbs ». *American Naturalist*, 122 : 454-473.
- Mongeau, J.-R., P. Dumont et L. Cloutier. 1986. *La biologie du suceur cuivré (Moxostoma hubbsi), une espèce rare et endémique à la région de Montréal*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal. Rapport technique 06-39, 150 pages.
- Morin, J. et M. Leclerc. 1998. « From pristine to present state: Hydrology evolution of Lake Saint-François, St. Lawrence River ». *Canadian Journal of Civil Engineering*, 25 : 864-879.
- MRNF – Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2005. *Fiche détaillée de l'aloise savoureuse*. À l'adresse : http://www.fapaq.gouv.qc.ca/fr/etu_rec/esp_mena_vuln/fiche/fiche_aloise_detail.htm.
- Murchison, A.C. 1893. « The american and least bitterns in Henry County, Illinois ». *Ornithologist and Oologist*, 18 : 82-85.
- Nero, R.W. 1951. « Notes on nesting of the least bittern ». *Passenger Pigeon*, 13 : 5-8.
- NHNHI – New Hampshire Natural Heritage Inventory. 2004. *Rare Plants of New Hampshire, Green Dragon*. À l'adresse : http://ceinfo.unh.edu/r_gdragon.pdf.
- Nolan, V. 1952. « Middlewestern prairie region ». *Audubon Field Notes*, 6 : 284-285.
- O'Brien, S.M. et D.E. Facey. 2003. « Habitat use by eastern sand darters in two Lake Champlain tributaries ». Saint Michael's College, Vermont. Manuscrit, 19 pages.
- Plummer, M.V. 1976. « Some aspects of nesting success in the turtle, *Trionys muticus* ». *Herpetologica*, 32 : 353-359.
- Post, W. 1998. « Reproduction of Least bittern in a managed wetland ». *Colonial Waterbirds*, 21 (2) : 268-273.
- Post, W. et C.A. Seals. 1993. « Nesting associations of least bitterns and boat-tailed grackles ». *The Condor*, 95 : 139-144.

Prowse, T.D. et M. Conly. 1996. *Impact of Flow Regulation on the Aquatic Ecosystem of the Peace and Slave Rivers*. Northern River Basins Study, Synthesis Report No. 1, Edmonton, Alberta, 168 pages.

RNC – Ressources naturelles Canada. 2004. *L'Atlas du Canada – Espèces à risque*. À l'adresse : <http://atlas.gc.ca/site/francais/maps/environnement/ecology/threats/speciesatrisk>.

Robert, M. et P. Laporte. 1996. *Le Rôle jaune dans le sud du Québec : inventaire, habitats et nidification*. Environnement Canada, région du Québec, Service canadien de la faune, Sainte-Foy. Rapport technique n° 247, 87 pages.

Robichaud, A. et R. Drolet. 1998. *Rapport sur l'état du Saint-Laurent – Les fluctuations des niveaux d'eau du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, ministère de l'Environnement et de la faune du Québec, Sainte-Foy. Rapport technique, 170 pages.

Scott, W.B. et E.J. Crossman. 1975. *Les poissons d'eau douce du Canada*. Ministère de l'Environnement, Service des pêches et des sciences de la mer, Ottawa. 1026 pages.

Seburn, D. et C. Seburn. 2000. *Conservation Priorities for the Amphibian and Reptiles of Canada*. World Wildlife Fund of Canada, Canadian Amphibian and Reptile Conservation Network. 93 pages.

Smith, C.L. 1979. *The Fishes of Illinois*. University of Illinois Press.

Stukel, E.D. 1993. « The softshells ». *South Dakota Conservation Digest*, 60 (4) : 20-21.

TNC – The Nature Conservancy. 1993. *Species Management Abstract – Yellow Rail (Coturnicops noveboracensis)*. À l'adresse : <http://www.conserveonline.org/2001/06/m/vera;internal&action=buildframes.action>.

Vachon, N. 2003. *L'envasement des cours d'eau: Processus, causes et effets sur les écosystèmes avec une attention particulière aux Catostomidés dont le chevalier cuivré (Moxostoma hubbsi)*. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil. Rapport technique 16-13, 49 pages.

Weller, M.W. 1961. « Breeding biology of the least bittern ». *The Wilson Bulletin*, 73 (1) : 11-35.

Winn, H.E. 1953. « Breeding habits of the percoid fish *Hadropterus copelandi*, in Michigan ». *Copeia*, (1) : 26-30.

Winn, H.E. 1958. « Comparative reproduction behaviour and ecology of fourteen species of darters (*Pisces – Percidae*) ». *Ecological Monographs*, 28 (2) : 155-190.

Chapitre 11

L'EAU NÉCESSAIRE AUX AUTRES USAGES DU SAINT-LAURENT

Jean-François Bibeault¹ et Bernard Doyon²

1. Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, État du Saint-Laurent.

2. Pêches et Océans Canada, Garde côtière canadienne.

Introduction

La disponibilité de l'eau constitue certainement un enjeu pour les composantes de l'écosystème, mais aussi une contrainte pour les usages du Saint-Laurent. Ainsi, dans une perspective de gestion intégrée du Saint-Laurent, il apparaît utile de documenter les besoins des principaux usages du fleuve et de déterminer leur vulnérabilité aux fluctuations des niveaux d'eau.

Ce chapitre situe en premier lieu le contexte général des usages du Saint-Laurent, puis aborde un à un les principaux besoins anthropiques et les usages qui leur sont associés. Il examine aussi comment la disponibilité de l'eau peut devenir un enjeu et même une menace pour ceux-ci. Il traite ensuite de certains liens indirects méconnus entre les usages et les composantes de l'écosystème et se termine par une perspective de la recherche actuelle sur les usages dans un contexte de changements environnementaux globaux.

Les usages et la dimension socio-économique

L'évolution démographique est toujours un bon indicateur des tendances de la consommation de l'eau au Canada. À cet effet, les rives des Grands Lacs et du Saint-Laurent continuent d'exercer un attrait auprès de la population québécoise et canadienne. On estime que près de 50 % des Canadiens résideront, d'ici 20 ans, à l'intérieur du bassin des Grands Lacs. Au Québec, la majorité de l'œkoumène est déjà organisée dans l'axe du Saint-Laurent (Centre Saint-Laurent, 1996).

Dans le cadre de la problématique de la disponibilité de l'eau, un certain nombre de besoins particulièrement vulnérables aux fluctuations des débits et des niveaux d'eau ont été identifiés par la Commission mixte internationale et le Conseil d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent (CMI, 1999). Ce sont en premier lieu l'approvisionnement en eau potable de la population, puis la production d'énergie hydroélectrique, la navigation commerciale et enfin les enjeux que sont la protection des propriétés riveraines, le maintien des activités récréatives et la chasse et la pêche. Ces besoins

et ces enjeux relatifs à l'eau ne sont toutefois pas tous de même nature. Certains nécessitent un prélèvement d'eau, alors que d'autres supposent une certaine dénivellation de chute d'eau ou un niveau minimal permettant d'accueillir des navires ou des petites embarcations. Dans ce contexte, l'accessibilité de l'eau est restreinte par la nature des services et des infrastructures en place. Il ne s'agit donc pas d'un problème de disponibilité, mais plutôt d'un problème technique. En ce sens, la vulnérabilité aux variations des niveaux d'eau est reliée directement aux choix techniques faits dans le passé.

L'eau nécessaire à l'approvisionnement de la population

L'emplacement des prises d'eau potable est un premier enjeu important du bien public. Dans le tronçon du Saint-Laurent situé entre Saint-Zotique (lac Saint-François) et Varennes (pointe est de l'île de Montréal), 16 stations de filtration municipales produisent de l'eau potable pour 2,1 millions de personnes (École Polytechnique de Montréal, 2003a). Les infrastructures et les procédés de traitement de l'eau utilisés à chaque station de filtration varient beaucoup d'une station à l'autre, principalement en fonction de leur date de construction et de leurs caractéristiques particulières. Deux facteurs techniques limitent essentiellement l'utilisation de l'eau à des fins domestiques par les réseaux municipaux : la capacité nominale de traitement des stations d'épuration et la localisation des prises d'eau par rapport au niveau de l'eau. Dans ces cas, la disponibilité de l'eau dépend de la capacité des infrastructures déployées et du fait qu'il n'existe pas d'options plus économiques pour prélever une eau de qualité et abondante d'une autre source que le Saint-Laurent. Le cas de l'approvisionnement en eau à partir des eaux souterraines s'avère une autre problématique liée pour sa part à l'affaissement potentiel du niveau de la nappe phréatique et à la qualité de l'eau souterraine.

Antérieurement, les conditions de hauts niveaux n'ont pas posé de problème. Ce sont les bas niveaux qui se sont avérés critiques (Groupe de travail technique sur les utilisations domestiques, industrielles et municipales de l'eau,

2004). À cet égard, c'est l'effet direct qui est le plus facile à évaluer dans la mesure où la relation entre le niveau et la quantité d'eau est assez simple à établir, puisqu'elle suit une courbe relativement linéaire de type niveau-profondeur d'eau (à la prise d'eau principale). Un inventaire des infrastructures, réalisé dans le cadre des travaux de la Commission mixte internationale, a permis de déterminer que huit stations (desservant 200 000 habitants, soit 10 % de la population du territoire) étaient vulnérables aux baisses de niveaux en 2003 (École Polytechnique de Montréal, 2003a)¹. Ce chiffre exclut toutefois la ville de Montréal, qui a remis en service une ancienne prise d'urgence pour pallier les difficultés rencontrées aux prises d'eau des stations Atwater et Charles-J. DesBaillets durant l'été 2003. Donc, si on tient compte de la ville de Montréal, c'est plutôt près de 2,2 millions d'habitants qui seraient touchés par les bas niveaux d'eau.

Au lac Saint-Louis, où des simulations hydrodynamiques (ou d'écoulement) ont été réalisées (Bibeault et al., 2004) à partir de scénarios différents, incluant des situations extrêmes (Morin et Bouchard, 2001), on observe d'abord que la seule station qui n'est jamais à risque est la station de l'île Perrot. Les deux prises d'eau de Pointe-Claire sont, quant à elles, vulnérables dès que les débits à la station de LaSalle tombent en deçà de 6997 m³/s. Il faut toutefois remarquer qu'en aucun cas, une prise d'eau ne se retrouvera complètement à l'extérieur de l'eau, ce qui est très important pour assurer la continuité de l'approvisionnement en eau des riverains du lac Saint-Louis et des habitants de l'île de Montréal. Cela dit, le problème affecte le pompage qui peut être perturbé, particulièrement à la fin de l'été, alors que la sévérité des

étiages est souvent plus prononcée, comme cela a été noté dans le passé.

De manière plus précise, une courbe de dommages-niveaux a été établie par Carrière et Barbeau de l'École Polytechnique de Montréal (2003a, 2003b) en fonction de la sensibilité des infrastructures à différentes cotes d'élévation hydraulique. Trois paliers ont été identifiés, auxquels s'ajoute un quatrième, qui correspond à la mise en service de la prise d'eau d'urgence de Montréal pour atténuer l'impact des problèmes identifiés de vulnérabilité des infrastructures. Le tableau 11.1 présente un résumé du problème ainsi que la cote d'élévation critique sur la base de la station hydrométrique de Pointe-Claire. Les coûts d'ajustement peuvent varier entre 1 et 25 millions de dollars selon les besoins en infrastructures.

La durée de l'impact (quelques heures à quelques semaines), la période d'impact relativement à la demande (pointe d'été) et la récurrence du problème (annuel ou une fois en dix ans) vont influencer le degré de risque et la décision d'investir ou non.

En ce qui a trait à l'effet indirect que pose la dégradation de la qualité de l'eau, celui-ci s'avère plus complexe, compte tenu qu'il fait intervenir de nombreuses interactions des facteurs environnementaux (débit des tributaires, ensoleillement, température, quantité d'éléments nutritifs dans l'eau) et des microorganismes vivants. La délimitation spatiale des masses d'eau peut aussi varier, causant un problème pour le traitement de l'eau adapté aux caractéristiques physicochimiques d'une masse d'eau particulière.

TABLEAU 11.1
Niveaux d'eau requis (seuils) pour l'approvisionnement en eau potable

Degré de l'alerte	Seuil (m)	Justification
Seuil d'alerte	21,05	Ouverture de la prise d'eau d'urgence (cas de Montréal)
Seuil économique (investissement massif dans le traitement)	20,53	Épisodes fréquents d'odeurs fétides et de mauvais goûts Investissements réalisés pour les principales prises d'eau
Seuil critique intermédiaire	20,45	Investissements réalisés pour les plus petites prises d'eau
Seuil critique extrême	19,78	Investissement réalisé pour la station la moins à risque parmi les six

Ainsi, l'eau provenant du lac Ontario requiert un traitement minimal, tandis que l'eau provenant des tributaires nécessite un type de traitement plus complexe, particulièrement en période de fort débit, lorsque les teneurs en particules et en substances colorées sont les plus élevées (École Polytechnique de Montréal, 2003b). De janvier 1998 à décembre 2000, la fréquence de dépassement à l'embouchure de la rivière des Outaouais atteignait 100 % pour la turbidité, 25 % pour le phosphore total et 7 % pour les coliformes fécaux. En comparaison, les eaux du Saint-Laurent provenant du lac Ontario dépassent rarement les critères de qualité de l'eau, puisqu'elles ont une faible turbidité et de faibles teneurs en phosphore total et en coliformes fécaux (Hudon, 2000; Hudon et Sylvestre, 1998).

La prolifération de micro-algues et de plantes aquatiques constitue un effet indirect possible. Dans certaines conditions, les algues microscopiques peuvent proliférer au point de colmater les filtres des stations de filtration municipales. Ce phénomène a été rapporté dans le passé à Montréal (Brunel, 1956). Le lac Saint-Louis recèle 161 des 357 espèces d'algues microscopiques dénombrées à date dans le Saint-Laurent (Paquet *et al.*, 1995). Cependant, les concentrations d'algues planctoniques sont faibles dans le Saint-Laurent près de Montréal et semblent croître en fonction du débit (Hudon, 2000), en raison du fait qu'elles y sont apportées par les tributaires, où les conditions leur sont plus favorables (Basu et Pick, 1996). La prolifération de certaines espèces de cyanobactéries, bien que non encore détectées de façon importante dans le fleuve, pourrait éventuellement entraîner des problèmes de santé publique en raison de la capacité de certaines d'entre elles de générer des toxines qui sont relâchées dans l'eau lors de son traitement.

Par ailleurs, l'apparition de goûts et d'odeurs de terre dans l'eau potable pourrait être reliée à la dégradation des plantes et des algues (Ridal *et al.*, 1999). Dans la région de Montréal, 8 des 16 stations de filtration (495 410 personnes, soit 28 % de la population) en sont périodiquement affectées à divers degrés (École Polytechnique de Montréal, 2003a). L'augmentation possible de certaines algues en situation de bas niveaux aggraverait le problème de goûts et d'odeurs et serait susceptible de nécessiter un traitement additionnel de l'eau potable (addition de charbon activé ou ozonation), augmentant ainsi le coût de production du service d'eau potable (École Polytechnique de Montréal, 2003b).

Enfin, les conditions de bas niveaux peuvent faciliter l'expansion de certaines espèces indésirables pour les infrastructures d'approvisionnement en eau. À cet égard, le cas de la Moule zébrée est souvent cité. Les courants lents associés aux faibles débits pourraient faciliter la fixation des larves de Moules zébrées au fond, à la fin de

leur période de dispersion dans le plancton, qui a lieu pendant l'été (juin-août) (de Lafontaine, 2002).

L'eau nécessaire à la production d'énergie hydroélectrique

La production d'énergie hydroélectrique est l'un des deux usages centraux (avec la navigation commerciale) qui ont justifié l'implantation de la voie maritime (Seaway) et le plan de régularisation 1958D. De plus, c'est le barrage hydroélectrique Moses-Saunders, exploité conjointement par la *New York Power Authority* (NYPA) et l'*Ontario Power Generation* (OPG), qui est le principal ouvrage de la régularisation. En amont du Saint-Laurent, on compte aussi le barrage du Long-Sault et le barrage Iroquois². Ces deux ouvrages complémentaires (digues) contribuent à gérer les quantités d'eau en surplus susceptibles d'affecter la production d'énergie.

Au Québec, c'est le complexe Beauharnois-Les Cèdres³ qui reçoit les eaux du lac Ontario. La centrale de Beauharnois, pour sa part, est la cinquième centrale hydroélectrique en importance au Québec⁴. La majorité du volume d'eau provenant du lac Ontario (environ 85 %) est turbinée à cette centrale, le reste étant dérivé vers le secteur des Cèdres et quatre bassins de rétention avant évacuation dans le lac Saint-Louis. Essentiellement, la production hydroélectrique est faite à la centrale de Beauharnois. Le niveau optimal de production est de 1574 MW (max. 1670 m³/s) en comparaison de 1867 MW pour le complexe Moses-Saunders. Le taux d'efficacité de la production (optimum/production maximale) est de 94 % pour le barrage de Beauharnois, en comparaison de 85 % pour la section Moses et 95 % pour la section Saunders (90 % lorsque combinées). La production annuelle de la centrale de Beauharnois s'élève à quelque 12 millions de MWh (13 millions de MWh pour Moses-Saunders) (Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 2004).

La production d'énergie hydroélectrique dépend principalement de la hauteur de la chute d'eau, couplée à l'infrastructure en place. Cela signifie que des écarts de niveaux d'eau entre l'amont et l'aval sont recherchés pour maximiser la hauteur de la chute d'eau, et que la production hydroélectrique à Beauharnois, par exemple, peut très bien s'accommoder de bas niveaux au lac Saint-Louis, compte tenu que le niveau amont (lac Saint-François) doit demeurer élevé et stable pour accommoder la navigation commerciale. Mais cela est vrai jusqu'à une certaine limite.

Cette limite, fixée par la capacité de production, est de 8340 m³/s à Beauharnois et de 1500 m³/s par la dérivation des Cèdres. En amont, cette limite est de 10 070 m³/s à Moses-Saunders. Une autre limite est celle imposée par la formation de la glace durant l'hiver, qui module la

quantité d'eau accessible à la production, et par le risque d'embâcles et d'englacement des infrastructures. Le plan de régularisation 1958D établit cette limite à 6230 m³/s (en général, au cours de la période de mi-décembre jusqu'au début de février). Pour le bassin du côté des Cèdres (ancien lit du fleuve), le niveau d'eau minimal attendu est de 46,36 m à Coteau-Landing (max. 46,63 m), 39,2 m en amont de l'ouvrage de l'île Juillet (max. 40,50 m) et de 23,9 m durant l'été, en amont de Pointe-des-Cascades (max. 24,84 m) (Robert, 1997, cité dans Jourdain, 1998).

Ces limites peuvent toutefois être remises en question dans des conditions extrêmes⁵. Lors d'urgences, les autorités en charge des ouvrages avisent le Conseil de contrôle et la Commission mixte internationale. Par la suite, le Conseil de contrôle peut tenter de compenser les effets de cette situation d'urgence.

Il est impossible d'avoir un profil précis et pertinent des impacts économiques, par centrale, compte tenu de l'interconnexion du réseau⁶, des services et de la souplesse d'allocation de la production sur le territoire. Il est donc illusoire d'établir une relation simple entre la hauteur d'eau d'une centrale en particulier et la valeur économique attribuables à la production d'énergie.

Enfin, le profil de la demande change⁷. Hydro-Québec anticipe une croissance de la demande globale de l'ordre de 12 % d'ici 2014 (164,8 à 184,8 TWh), alors que la croissance de la demande de pointe d'hiver serait de 9 % sur la base des données de 2004-2005 (34 184 MW à 37 365 MW)⁸. La demande en énergie continue à progresser malgré les efforts de réduction de la consommation adoptés à ce jour, sans compter que les sources d'énergies de remplacement coûtent plus cher et sont souvent plus polluantes. De surcroît, la possibilité d'importer de l'extérieur lors des nouvelles périodes de pointe l'été est limitée par les besoins énergétiques croissants des grands centres urbains (New York, Boston) en juillet et en août, lorsque les niveaux d'eau sont susceptibles d'être les plus bas.

L'eau nécessaire à la navigation commerciale

La navigation commerciale est un usage incontournable du Saint-Laurent. Cette activité est en effet liée au commerce et à l'occupation humaine du territoire depuis plus de trois siècles. C'est aussi celle qui, historiquement, a façonné le droit international des cours d'eau (Paquerot, 2005)⁹ et qui est à la source du *Traité des eaux limitrophes* entre le Canada et les États-Unis, de la création de la Voie maritime du Saint-Laurent et du Plan de régularisation 1958D.

L'aménagement de la voie maritime dans la partie québécoise s'est traduit, de l'amont vers l'aval, par le rehaussement et la stabilisation du lac Saint-François, la construction d'un canal de navigation (Beauharnois) et la séparation du fleuve entre un grand bassin (La Prairie) et un petit bassin séparé par une digue et accompagné d'un système à deux écluses (Jourdain, 1998). Malgré ces divers aménagements, le trafic maritime le long de la voie maritime stagne depuis les années 1980. Certes, la décennie de 1990 a connu quelques bonnes années, mais de manière générale, le sommet historique de 1977 n'a jamais plus été atteint. De surcroît, on estime qu'entre 1995 et 1999, la voie maritime était utilisée à 45 % de sa capacité (Groupe de travail technique sur la navigation commerciale, 2004). En 2003, le tonnage de transit a été estimé à près de 28,9 millions de tonnes pour 2579 navires¹⁰. Étant donné l'évolution de la taille, de la longueur et du tirant d'eau des nouveaux navires, il y a très peu de chances que cette situation change, à tout le moins pour le commerce international. De plus, l'activité durant l'hiver (de mi-décembre à mi-mars) est nulle parce qu'on s'attend à la formation d'une couverture de glace (Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 2004).

Compte tenu des limites à la navigation de la voie maritime, les besoins sont plutôt marqués du côté du port de Montréal, là où de plus gros navires à plus forts tirants d'eau peuvent accoster. Le port de Montréal s'est d'ailleurs spécialisé dans les porte-conteneurs, dont le nombre croît sans cesse¹¹. En comparaison, la voie maritime n'autorise un tirant d'eau que de 8,2 m (Corporation de gestion de la Voie maritime du Saint-Laurent, 2003), alors que le port de Montréal peut accepter 11,3 m (Villeneuve et Quilliams, 2000), ce qui a contribué au cours des années à développer des filières différentes et à favoriser le dragage plus intensif et systématique du chenal maritime entre Québec et Montréal. En 2003, plus de 20,78 millions de tonnes de marchandises ont été transbordées au port de Montréal, dont 9,76 millions de tonnes en conteneurs¹² (Port de Montréal, 2004a).

Lorsque les conditions de bas niveaux prévalent, on peut assister en principe à une baisse du volume de marchandises transbordées, à une diminution de la vitesse des navires ou, encore, si la période de bas niveaux se prolonge, à une diminution du nombre de voyages. En eau libre, la principale contrainte à la navigation demeure le tirant d'eau disponible, dont on déduit une profondeur de sécurité pour éviter tout accrochage de hauts fonds. Pour l'instant, ces situations se sont produites rarement. Les données des dernières années montrent qu'il arrive en très peu d'occasions que le port de Montréal ne puisse accommoder les transporteurs. Le niveau minimal de 4,0 m au port (5000 m³/s à la sortie du lac Saint-Louis)

est d'ailleurs inférieur au zéro des cartes (5,55 m). Pour ce qui est du niveau maximal, le port peut autoriser l'accostage et le transbordement de marchandises jusqu'à au moins 11 m (17 000 m³/s à la sortie du lac Saint-Louis) (Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 2004). Rappelons qu'en 1964, année record de bas niveaux, la profondeur moyenne a été de 5,53 m, et qu'en 1973, la profondeur moyenne la plus élevée a été de 7,23 m (Millerd *et al.*, 2004). De plus, pour les transporteurs, lorsque la vitesse des navires diminue, l'enfoncement est réduit et, par conséquent, la sensibilité aux bas niveaux est moindre, les navires pouvant circuler avec encore moins d'eau. À une vitesse moindre, la quantité (et le coût) de carburant est réduite (Maritime Innovation, HLB Decision Economics Inc., Lauga & Associates Consulting Ltd, J.D. Pace & Associates Inc., Trevor Heaver, 2004). Enfin, le transporteur peut distribuer le coût global à plus d'un client. Dans la mesure où la profondeur minimale du chenal est respectée, l'impact des faibles niveaux d'eau, tout considéré, n'est donc pas nécessairement dramatique.

La valeur en marchandises d'un conteneur peut totaliser plus de 200 000 \$. Toutefois, la valeur perdue que l'on peut associer à un épisode de bas niveau est fortement atténuée par le plan de régularisation en vigueur¹³ et par le fait que la perte n'est attribuable qu'aux quelques heures supplémentaires pour le déchargement du navire avant son arrivée au port¹⁴. Enfin, même si la navigation commerciale se fait à l'année longue sur le fleuve depuis les années 1960, la période critique tend pour sa part à se situer de plus en plus vers la fin de l'automne et près du temps des fêtes, qui génère une activité commerciale intense au Canada et dans le Midwest américain. Durant ces périodes, la vitesse des courants et l'amplitude des vagues peuvent avoir pour effet de ralentir le passage des navires et donc d'amenuiser la rentabilité des voyages. Outre les niveaux, la stabilité des courants et des vagues s'avère également essentielle à cette activité (Groupe de travail technique sur la navigation commerciale, 2005). Enfin, même si les variations de niveaux demeurent imprévisibles, la navigation commerciale pourrait en principe et pour de courtes périodes tolérer un écart assez important entre les bas et les hauts niveaux (5000 m³/s à 17 000 m³/s à la sortie du lac Saint-Louis).

L'eau nécessaire à la navigation de plaisance, aux croisières et excursions nautiques

Les rampes d'accès demeurent le principal équipement d'accès nautique utilisé par les plaisanciers. Toutefois, les municipalités ne tiennent pas de registre sur l'utilisation

de ces accès et se préoccupent assez peu des niveaux d'eau. Les coûts d'adaptation, fort variables d'une municipalité à l'autre, peuvent se chiffrer entre 30 000 \$ et 150 000 \$ pour le remplacement des accès et de 3000 \$ à 5000 \$ pour leur entretien, selon le nombre et la qualité des rampes présentes sur leur territoire. Ces coûts ne font pas partie des dépenses régulières d'entretien figurant dans les budgets des municipalités en 2000 (Boudier et Bibeault, 2001).

Dans le cas des marinas et clubs de voiliers qui offrent une grande variété de services, il est plus difficile d'attribuer un coût spécifique aux variations des niveaux d'eau. Néanmoins, on a remarqué que plus de 90 % des quais étaient flottants sur le Saint-Laurent (en comparaison de moins de 65 % sur le lac Ontario). Ce type d'installation permet une certaine adaptation aux variations de niveaux, sous réserve d'un niveau minimal pour les embarcations. En fait, lorsque l'on atteint le zéro des cartes marines, on peut estimer à plus de 15 % le nombre de places inutilisables. Cette proportion s'accroît brusquement par la suite lorsque le niveau baisse. Les proportions varient selon le plan d'eau considéré, le lac Saint-Louis étant plus sensible que les autres plans d'eau aux bas niveaux, à cause de la composition spécifique de sa flotte, suivi par le lac Saint-Pierre et le tronçon fluvial (Montréal-Contrecoeur).

En ce qui concerne les activités à l'échelle du plan d'eau, il a été possible de réaliser des simulations permettant de mieux dégager les secteurs où la mobilité serait réduite en cas de très bas niveaux (scénario 1P pour printemps, 4572 m³/s à LaSalle). Le scénario retenu ici est un cas extrême de bas niveaux imaginé par Morin et Bouchard (2001) et repris dans le cadre d'un travail axé sur les incidences des changements climatiques (Bibeault *et al.*, 2004; Bibeault et Rioux, 2004). Sur cette base, on a pu observer une distribution des zones critiques (coloration rouge), des zones difficiles à naviguer (jaune) et des zones peu risquées (vert) pour la navigation de plaisance (figure 11.1). Ainsi, dans le secteur des îles de la Paix (rive sud), de la baie de Valois et de la périphérie de l'île Perrot, les scénarios de bas niveaux et de faibles débits (1P et 2P surtout) indiquent un assèchement considérable qui obligerait les navigateurs à limiter leurs déplacements aux secteurs très bien balisés. La mobilité en cas de bas niveaux s'avère donc réduite le long des rives et des îles. On estime par ailleurs que les accès au lac Saint-Louis ne peuvent être utilisés par plus de 62 % des embarcations lorsque la profondeur à quai est de moins de 1,07 m (Bibeault et Rioux, 2004).

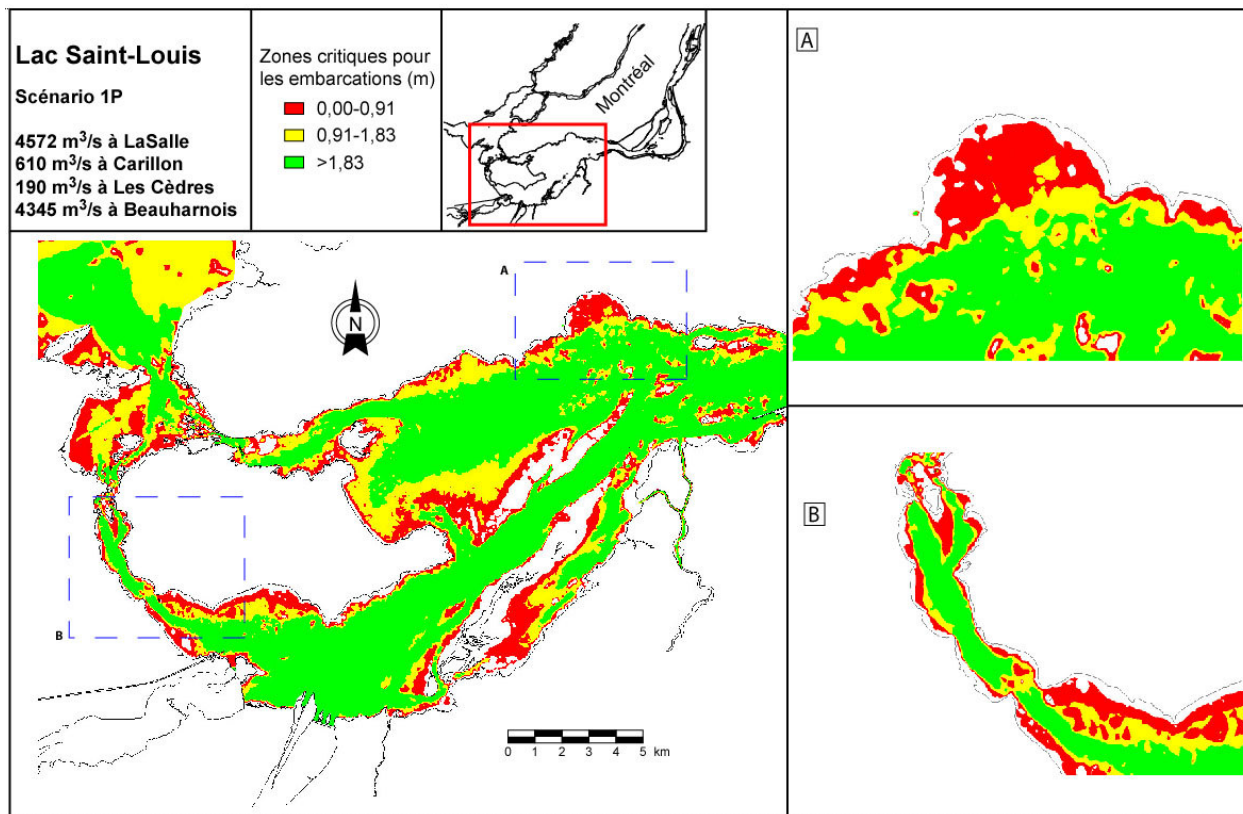


Figure 11.1 Cartographie du lac Saint-Louis en situation extrême de bas niveaux

Les plaisanciers constituent les utilisateurs « ultimes » des services nautiques. Ils représentent, en l'occurrence, la demande, par rapport aux services qui représentent l'offre. Sur la base de l'enquête la plus récente sur les effets des variations des niveaux d'eau sur la plaisance, il ressort que les plaisanciers demeurent assez fidèles au même plan d'eau et au même accès. Ils sont a priori relativement peu mobiles en cas de problèmes de niveaux d'eau. Par contre, le type d'embarcation utilisé sur le fleuve en général requiert des tirants d'eau (environ 1 m en moyenne) inférieurs à ceux de la flotte du lac Ontario. Les plaisanciers sont généralement expérimentés (74,6 % naviguent depuis plus de 10 ans) et possèdent un revenu assez élevé, soit 77 000 \$ (2002). Âgés de 56 ans en moyenne, ils demeurent assez actifs dans la mesure où on dénombre en moyenne 47 jours de plaisance par saison (peu de différence selon le type d'embarcation), répartis pour une bonne part entre juin et octobre. Les mois les plus achalandés sont juillet et août, et les mois critiques pour la hauteur d'eau nécessaire au retrait des embarcations pour l'hiver sont septembre et octobre (deux premières semaines). L'impact journalier de bas niveaux peut se traduire dans certains cas par une diminution ou une perte équivalente à la valeur des dépenses effectuées

en moyenne (125 \$ à 150 \$ par jour par plaisancier), ainsi que sur l'ampleur des dépenses annuelles (3330 \$ par plaisancier) (Gardner Pinfold Consulting, 2003). L'importance socioéconomique de la plaisance dans son ensemble a notamment été illustrée par la première enquête d'envergure réalisée pour le Saint-Laurent sur les usages (voir Dewailly *et al.*, 1999)¹⁵ qui indiquait que de 13,3 % (région de Montréal) à 23 % (Montérégie) des riverains avaient au moins pratiqué cette activité une fois. En 2001, une nouvelle enquête réalisée selon une stratification différente révélait pour sa part une proportion de plaisanciers de l'ordre de 15,4 % pour la région de Montréal (Duchesne *et al.*, 2004).

En ce qui a trait aux seuils critiques propres à la plaisance et sur la base de la flotte estimée en 2001 et 2002, il y a un impact négatif au lac Saint-Louis lorsque le niveau descend sous la cote de 20,9 m et s'accroît à partir de la cote de 20,4 m (zéro des cartes marines à la station hydrométrique de référence de Pointe-Claire). Pour la section Montréal-Contrecoeur, les pertes sont très graduelles et faibles à partir de 6,0 m (station hydrométrique de Varennes), puis elles s'accroissent au point d'inflexion correspondant à 5,25 m environ (un peu plus élevé que le

zéro des cartes marines). Au lac Saint-Pierre, les pertes s'amorcent à partir de la cote de 4,25 m (station hydrométrique de Sorel), puis s'accroissent particulièrement lorsque le niveau descend sous la cote de 3,9 m (un peu au-dessus du zéro des cartes marines à cet endroit) (voir Connely *et al.*, 2005). Cela dit, lorsque les conditions permettant la pratique de la navigation de plaisance sont remplies au lac Saint-Louis, la situation est également acceptable ailleurs sur le Saint-Laurent jusqu'à la sortie du lac Saint-Pierre, sous réserve de quelques infrastructures insuffisantes.

Les excursions à bord d'embarcations commerciales de longues et de courtes durées sont moins vulnérables aux bas niveaux que les petites embarcations. En général, elles disposent d'accès bien organisés et profitent souvent des chenaux de navigation commerciale pour circuler sur les plans d'eau. C'est particulièrement le cas des services opérant à partir du site du Vieux Port de Montréal, de Trois-Rivières ou de Québec. En fait, si le niveau se maintenait à la hauteur du zéro des cartes marines, il n'y aurait vraisemblablement pas d'impacts. La plupart des exploitants sont d'ailleurs plus préoccupés du contexte économique et réglementaire général et des facteurs limitant l'affluence touristique, comme la météo (Gardner Pinfold Consulting, 2003; Audet, 2002). Néanmoins, on reconnaît qu'il existe certains secteurs plus critiques comme les îles de Berthier-Sorel, les alentours des îles de Boucherville en fin d'été et les rapides de Lachine en mai.

Au cours des années, les exploitants de croisières ont adopté certaines mesures d'adaptation aux bas niveaux d'eau (Gardner Pinfold Consulting, 2003). L'ampleur de ces adaptations dépend du chiffre d'affaires et des revenus saisonniers (de 45 000 à plus de 2 millions de dollars, selon la taille des navires) (Chaire de tourisme de l'UQAM, 2003). Dans l'ensemble et à ce jour, les dommages sont, en proportion, assez mineurs.

La protection des propriétés riveraines contre les inondations

Depuis plusieurs siècles, les rives du Saint-Laurent constituent un lieu privilégié pour l'occupation humaine. Cependant, les premières maisons ont été construites, pour la plupart, à l'extérieur de la plaine inondable, la construction résidentielle dans la plaine d'inondation s'avérant un phénomène relativement récent. Au cours des dernières décennies, certaines résidences secondaires (comme les chalets) sont devenues des résidences principales, ce qui montre l'intérêt grandissant de résider en permanence près du fleuve. En 2003, on dénombrait ainsi 5767 résidences construites dans la plaine inondable centennale du fleuve Saint-Laurent, entre Cornwall et Trois-Rivières, pour une valeur totale approximative de

460 millions de dollars. À ce parc résidentiel s'ajoutent quelque 615 autres bâtiments à vocation commerciale, industrielle ou agricole (Doyon *et al.*, 2004a).

Les terrains jouxtant le fleuve ont été divisés en un peu plus de 42 000 lots, et l'on estime à environ 20 000 le nombre de personnes qui habitent en bordure du fleuve ou à l'intérieur de sa plaine inondable centennale, entre Cornwall et Trois-Rivières. Selon les divers schémas d'aménagement du territoire, l'affectation dominante du sol est soit à caractère agricole, soit de type environnement naturel (ou milieux humides). Seulement 3 % du territoire sont urbanisés (Côté *et al.*, 2003). Les secteurs les plus fortement urbanisés ont une occupation résidentielle de leur territoire de 90 %. C'est le cas des villes de Montréal, Longueuil, Trois-Rivières, Repentigny et Sorel. Les secteurs modérément urbanisés ont une occupation d'environ 50 % de leur territoire. Enfin, même s'ils ont une affectation de type urbaine, les terrains qui entourent le lac Saint-François et le lac Saint-Pierre ou ceux qui forment les îles de Sorel ont en général une occupation de moins de 20 % de leur territoire. De surcroît, certains de ces secteurs sont occupés presque exclusivement par des résidences saisonnières. En 2003, la valeur moyenne des résidences dans les secteurs fortement urbanisés était de 213 000 \$, alors qu'elle variait plutôt de 80 000 \$ à 43 000 \$, respectivement, dans les secteurs moyennement et faiblement urbanisés. Dans la plupart des quartiers résidentiels, les propriétés sur le bord de l'eau sont les plus convoitées et, par conséquent, les plus chères.

Dans le fleuve Saint-Laurent, les inondations ne surviennent que sporadiquement. Depuis les 30 dernières années, trois périodes de crues se sont avérées problématiques : les riverains du lac Saint-Louis et du secteur des îles de Sorel ont subi d'importants dommages lors des inondations de 1974 et de 1976, et l'inondation de 1998 a forcé l'évacuation de 1000 résidents dans le secteur des îles de Sorel. L'occurrence de dommages causés par des inondations a un caractère aléatoire lié au climat, et il est difficile d'anticiper le moment où d'autres dommages seront occasionnés par des inondations.

Cela dit, il est possible de comparer certaines options de contrôle des eaux, et les travaux de Doyon *et al.* (2005), produits dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, ont permis d'établir les indicateurs suivants : la superficie des terres inondées et la longueur de route inondée, le nombre de bâtiments résidentiels inondés, le nombre de résidences sujettes à expropriation (selon la législation provinciale) et le coût des dommages résidentiels pour la structure et le contenu des habitations¹⁶. Ces indicateurs ne reflètent toutefois qu'une partie des dommages directs. L'indicateur de performance-clé est le coût des dommages résidentiels

(structure et contenu), puisque 89 % des bâtiments construits dans la plaine inondable centennale sont de type résidentiel (Doyon *et al.*, 2004b). Mais les dommages ne se limitent pas au secteur résidentiel. Des dommages importants peuvent également être causés aux infrastructures commerciales et publiques comme les réseaux de téléphone et d'électricité, les routes, les voies ferrées ou toute autre utilité publique. D'autres types de dommages (Grigg et Helweg, 1975; Blin *et al.*, 2005), plus difficiles à évaluer, peuvent être occasionnés par la montée des eaux : les dommages indirects¹⁷, les dommages intangibles¹⁸ et les dommages secondaires¹⁹.

En général, lorsque des mesures sont prises pour empêcher ou limiter les dommages causés par les inondations aux propriétés, il s'ensuit une réduction des coûts de réparation et une diminution du stress émotionnel, social et psychologique vécu par les résidents touchés. Un sondage effectué par Doyon *et al.* (2004b) révélait que les riverains affectés par une inondation ne prennent pas systématiquement des mesures pour protéger leur propriété contre des inondations subséquentes, et ce, peu importe la sévérité des dommages. À titre d'exemple, des dommages substantiels ont été répertoriés après les crues du 31 mars 1998, du 10 mai 1983 et du 23 février 1981, moins importantes que celles de 1974 et de 1976. Si tous les propriétaires ayant subi des dommages importants lors des inondations de 1974 et 1976 avaient pris des mesures pour se protéger, les crues mineures subséquentes n'auraient causé à toutes fins pratiques aucun dommage. La réticence à investir de manière préventive vient du fait que ces inondations se produisent à intervalles très irréguliers.

Depuis les années 1980, plusieurs programmes, politiques, lois ou règlements provinciaux ont été élaborés afin d'empêcher la construction dans la plaine d'inondation et de pallier l'absence de mesures de protection individuelles. Cette réglementation porte autant sur l'utilisation du sol, la protection des rives et de la plaine de débordement que sur la protection de l'environnement. Par exemple, la Convention Canada-Québec sur la délimitation des zones inondables a été adoptée en 1976. Puis, en 1987, une première politique de protection des berges, de la côte et de la plaine inondable a été adoptée. Depuis, les principaux éléments de la politique ont été intégrés dans la plupart des schémas d'aménagement des municipalités régionales de comté (MRC) du Québec.

Ces programmes et politiques n'ont cependant eu qu'un effet mitigé sur la construction dans les plaines de débordement. Le développement résidentiel s'est poursuivi dans la plaine d'inondation et s'est même intensifié dans certains cas (Forget *et al.*, 1999; Bouillon *et al.*, 1999; Roy *et al.*, 1997). Au Québec, depuis les 30 der-

nières années, l'occupation des plaines inondables a augmenté ainsi que leur valeur économique. De plus, depuis 1998, la province a établi des mécanismes dérogatoires pour permettre la construction dans la plaine inondable à certaines conditions.

En dépit de ces mécanismes de dérogation, la construction dans les plaines inondables est devenue de plus en plus contrôlée. Ainsi, la construction dans la plaine inondable a diminué beaucoup dans la région du lac Saint-Louis ainsi que dans le tronçon Montréal-Sorel. Les cotes d'inondation à partir du niveau d'eau mesuré à la station hydrométrique de Pointe-Claire présentent actuellement le profil suivant : niveau d'alerte aux inondations à 22,10 m et niveau des crues établi à 22,33 m (Conseil international de contrôle du fleuve Saint-Laurent, 2005). Dans les zones fortement urbanisées comme Montréal et Longueuil, la plupart des secteurs riverains sont développés, et il n'y subsiste qu'un faible potentiel de développement additionnel. Par contre, les mécanismes de contrôle ont eu beaucoup moins d'impact dans la région des îles de Sorel, où la densité des résidences dans la plaine inondable croît sans cesse.

Préoccupations pour la faune

Les effets indirects des variations des niveaux d'eau n'ont pas été évalués à ce jour. Lors d'une consultation au lac Saint-Louis, certains pêcheurs ont noté une modification récente des prises (plus petits spécimens) susceptible de refléter des changements dans la population de poissons du lac Saint-Louis. Ce problème touche en particulier les pêcheurs sportifs et les trois ou quatre pêcheurs détenteurs de permis commerciaux au lac Saint-Louis. Les connaissances traditionnelles des pêcheurs pourraient servir à compléter les données de suivi ichtyologique, surtout dans le cas de l'identification des patrons de déplacement des espèces. Par ailleurs, il faudrait mettre à jour les connaissances sur l'état des habitats encore naturels et la situation des espèces menacées au lac Saint Louis (Bibeault *et al.*, 2004).

Au lac Saint-Pierre, certains pêcheurs commerciaux ont également fait état de leurs préoccupations au sujet des prises, sans avoir toutefois d'observation systématique comme preuve (CSRBLSP, 2004). Les espèces principales visées par les pêcheurs récréatifs et commerciaux demeurent la Perchaude, le Doré, la Barbotte brune et le brochet (lac Saint-Pierre). La Coopérative de solidarité de la Réserve de la biosphère du lac Saint-Pierre (2004) a par contre demandé que des critères de niveaux d'eau soient fixés pour 17 espèces de poissons.

Menaces et enjeux

Dans le cas des usages, les menaces ou enjeux se rattachent à la manière dont les intervenants perçoivent leur vulnérabilité actuelle et future aux changements climatiques en particulier et prévoient s'adapter aux problèmes de disponibilité de l'eau. Les éléments soulevés ici réfèrent à des consultations menées dans le cadre d'un projet axé sur les changements climatiques. Bien que préliminaire, cette information fait ressortir néanmoins un certain nombre de préoccupations au sujet d'une gestion mieux intégrée des usages et des considérations environnementales.

À l'automne 2003, des rencontres ont eu lieu dans les régions riveraines du lac Saint-Louis en vue de discuter des impacts des fluctuations des niveaux d'eau et des mesures d'adaptation. Les éléments soulevés sont essentiellement d'ordre qualitatif, mais fournissent néanmoins des éléments utiles à l'appréciation des enjeux à venir. On résume ici les principaux points soulevés :

- L'augmentation des demandes de dragage pour compenser les problèmes de bas niveaux.
- L'empiètement futur sur des zones humides asséchées et l'artificialisation concomitante des rives en vue de se protéger des hautes eaux, peut-être moins fréquentes à l'avenir, mais encore problématiques à certains endroits.
- La hausse des températures hivernales et estivales pourrait modifier la répartition annuelle de la consommation domestique d'hydroélectricité (hausse de la climatisation). Par conséquent, le mode d'exploitation des barrages hydroélectriques et la gestion des débits pourraient changer, tant sur le Saint-Laurent que sur la rivière des Outaouais.
- Une forte dégradation de l'eau pourrait survenir en été, au moment où le débit du fleuve est le plus faible, lors de pluies abondantes occasionnant une hausse brusque des tributaires, en particulier ceux où des activités industrielles ou agricoles sont intenses.
- La réduction chronique des débits du fleuve amène aussi la question délicate de la dilution des contaminants provenant des eaux usées d'origine municipale et industrielle, surtout en fonction des usages de l'eau (eau potable, récréation) et des écosystèmes situés en aval des points de rejet.
- La perspective d'hivers moins rigoureux accroît la probabilité de l'implantation d'espèces végétales et animales qui vivent actuellement plus au sud.
- Un climat plus chaud inciterait à l'aménagement de plages, mais les problèmes ponctuels de qualité de l'eau, notamment après des pluies abondantes, devraient être pris en considération pour contrôler les risques sanitaires.

- De bas niveaux d'eau poseront plus de risques à la navigation et exigeront une surveillance accrue de la part des autorités publiques ainsi qu'un plus grand respect des règles de sécurité de la part des plaisanciers.
- Un plus grand nombre d'événements extrêmes perturbant la disponibilité de l'eau pourra nécessiter des investissements privés et publics supérieurs dans la prévention et l'atténuation des dommages et dans la réparation et la remise en état d'infrastructures.
- Les inondations générées par des événements extrêmes pourraient avoir de sérieux impacts sur des agriculteurs et d'autres riverains. Il existe plusieurs types d'aides gouvernementales pour les agriculteurs, mais on compte également sur la capacité des individus de prévenir les dommages.

L'enjeu de la disponibilité de l'eau pour les usages oblige à anticiper à la fois les risques et les opportunités d'une gestion plus intégrée. Le contexte des changements climatiques, qui agit comme un accélérateur dans la prise de décision, impose la prévention ainsi que l'adaptation des usagers et de leurs pratiques.

Perspective des usages : le rôle des adaptations

Dans les prochaines années, on peut estimer que la croissance démographique sera faible, même si la composition de la population (structure d'âge, origine, etc.) changera plus rapidement. La pression démographique sur la ressource sera toutefois plus indirecte dans la mesure où les usages seront aussi tributaires des développements technologiques, des innovations institutionnelles et des changements de culture relativement à l'utilisation de l'eau. À cet égard, certaines pistes de réflexion sont proposées avec l'objectif de tenir compte et d'anticiper ces changements.

À l'avenir, l'utilisation de l'eau à des fins d'approvisionnement pourra être davantage rationalisée tant sur le plan domestique qu'industriel grâce à des campagnes de sensibilisation plus intenses sur l'utilisation rationnelle de l'eau et au développement de nouveaux produits domestiques et industriels à faible consommation d'eau. Toutefois, même si la consommation par habitant diminue, les bas niveaux représentent encore un risque pour les infrastructures dont l'utilisation prévue est de plusieurs décennies, comme c'est le cas pour les prises d'eau. On peut encore anticiper des épisodes critiques de bas niveaux, particulièrement à la fin de l'été.

Même dans le cas d'une stabilisation de la demande en énergie d'ici quelques années, il est à prévoir que les besoins en hydroélectricité augmenteront parce que l'on favorisera les sources d'énergie renouvelables et moins

polluantes que les combustibles fossiles. Le rôle de la centrale de Beauharnois et son intérêt stratégique diminueront dans la mesure où le réseau de production reflète de plus en plus le réseau de distribution à l'échelle nord-américaine (interconnexion des réseaux). Sa vulnérabilité particulière aux variations des niveaux d'eau serait moins grande dans ce contexte.

En ce qui a trait à la navigation commerciale, la taille des navires (profondeur, largeur) et leur tirant d'eau seront des facteurs aggravants de la vulnérabilité aux bas niveaux. L'évolution de la flotte internationale va dans le sens de plus gros et plus grands navires, susceptibles de poser des problèmes à la hauteur de Deschailons (courbe critique du chenal de navigation), du lac Saint-Pierre (profondeur) et du port de Montréal (accès à quai). Le risque environnemental associé aux déversements et attribuable aux difficultés de passage pourrait aussi être accru. Mais il n'est pas impensable que certaines améliorations techniques quant à la prévision des niveaux et aux mesures de contrôle de la circulation des navires puissent diminuer ce risque. Un problème majeur pourrait cependant survenir si les niveaux baissaient de 50 cm en deçà des moyennes des années de bas niveaux. Il pourrait dès lors y avoir des demandes de surcreusage ou de construction de nouvelles infrastructures de contrôle des niveaux d'eau.

Pour le secteur de la plaisance, les conditions de bas niveaux à la fin de l'été demeureront une préoccupation. Toutefois, il est possible que l'évolution de la flotte puisse tenir compte de ce facteur, les plaisanciers favorisant des embarcations à plus faible tirant d'eau et les fabricants améliorant l'hydrodynamisme des embarcations tout en réduisant le tirant d'eau.

Dans le cas des inondations, il est à prévoir que la tendance à la baisse des niveaux d'eau se traduira par moins de dommages aux propriétés et aux infrastructures riveraines. L'enjeu sera plutôt de limiter l'expansion urbaine et l'artificialisation des rives mises à nu plus fréquemment. La récupération d'une nouvelle zone de conservation est envisageable à ce chapitre.

Enfin, on peut penser que le paysage du Saint-Laurent évoluera et que de nouveaux usages pourront être récupérés ou permis dans la mesure où la qualité de l'eau ne présentera pas de problèmes additionnels. Dans ce cas, il s'agirait moins de risques que d'opportunités d'exploitation tablant sur de nouvelles conditions naturelles, sous réserve d'un contrôle accru de la pollution diffuse.

Les tendances relatives aux changements restent à confirmer, particulièrement à la lumière des divers scénarios relatifs aux pressions sur la disponibilité de l'eau. De plus, l'évaluation par scénario devra évoluer

pour tenir compte de façon plus systématique des facteurs naturels, technologiques et économiques.

Dans tous les cas, une prospective est nécessaire parce qu'il est indéniable que le Saint-Laurent évoluera à l'instar des Grands Lacs, de même que les perceptions et le comportement des usagers.

RÉFÉRENCES

Auclair, M.-J., D. Gingras, J. Harris et A. Jourdain. 1991. *Synthèse et analyse des connaissances sur les aspects socio-économiques du lac Saint-Pierre. Rapport technique, Zone d'intérêt prioritaire n° 11*. Environnement Canada, Conservation et Protection – Région du Québec, Centre Saint-Laurent.

Audet, N. 2002. *Impacts des fluctuations des niveaux d'eau du fleuve Saint-Laurent sur l'industrie du tourisme nautique dans le secteur de Montréal. Identification des besoins, des impacts et des stratégies d'adaptation*. Rapport final présenté à la Commission mixte internationale par le Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, le Groupe de travail technique sur la plaisance et le tourisme en collaboration avec le Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, et la Chaire d'étude sur les écosystèmes urbains de l'Université du Québec à Montréal.

Auffray, D. 2004. *La politique maritime à l'heure mondiale*. L'Harmattan, Paris. Coll. « Maritimes ».

Bibeault, J.-F. et D. Rioux. 2004. *Sensibilité et vulnérabilité aux variations des niveaux d'eau : La plaisance au lac Saint-Louis*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-229, 60 pages.

Bibeault, J.-F., C. Hudon, J. Milton, N. Milot, J. Morin et D. Rioux. 2004. *Le lac Saint-Louis à risque ? Quels sont les impacts des changements climatiques et quels sont les choix à faire ?* Équipe du projet FACC, Comité ZIP Ville-Marie, Comité ZIP Haut-Saint-Laurent, Service météorologique du Canada, Centre Saint-Laurent et Chaire d'étude sur les écosystèmes urbains (UQAM). 63 pages et annexes.

Blin, P., M. Leclerc, Y. Secretan et B. Morse. 2005. « Cartographie du risque unitaire d'endommagement (CRUE) par inondation pour les résidences unifamiliales du Québec ». *Revue des sciences de l'eau*, 18 (4) : 427-451.

Boudier, H. et J.-F. Bibeault. 2001. *Enquête exploratoire auprès des opérateurs et gestionnaires de services nautiques pour les secteurs du lac Saint-Louis et du tronçon fluvial Montréal-Contrecoeur*. Présenté à la Commission mixte internationale par le Groupe de travail technique sur la plaisance et le tourisme. 67 pages et annexes.

Bouillon, M.-C., F.-P. Brissette et C. Marche. 1999. « Le risque d'inondation et son évolution sur la rivière Châteauguay ». *Revue canadienne de génie civil*, 26 : 186-196.

- Brunel, J. 1956. « Addition du *Stephanodiscus binderanus* à la flore diatomique de l'Amérique du Nord ». *Le Naturaliste canadien*, 83 : 89-95.
- Chaire de tourisme de l'UQAM. 2003. *Plan de développement et de marketing intégré pour les croisières de courte durée*. Rapport final.
- CMI – Commission mixte internationale. 2000. *Rapport final sur la protection des eaux des Grands Lacs, présenté aux gouvernements du Canada et des États-Unis d'Amérique*. 22 février 2000.
- CMI – Commission mixte internationale. 1999. *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*. Groupe responsable du Plan d'étude sur le fleuve Saint-Laurent et le lac Ontario, pour la CMI, septembre 1999.
- Comtois, C. et B. Slack. 2005. *Transformation de l'industrie maritime : Portrait international de développement durable appliqué aux systèmes de transport*. Pour Transports Québec, par l'Université de Montréal, Centre de recherches sur les transports.
- Connely, N., J.-F. Bibeault, J. Brown et T.L. Brown. 2005. *Estimating the Economic Impact of Changing Water Levels on Lake Ontario and the St. Lawrence River for Recreational Boaters and Associated Businesses*. Rapport final du Groupe technique sur la navigation de plaisance et le tourisme, Unité de recherche sur les dimensions humaines de l'Université Cornell, Ithaca, N.Y. 109 pages et annexes.
- Conseil international de contrôle du fleuve Saint-Laurent (2005). *104^e Rapport d'étape*. Présenté à la Commission mixte internationale, couvrant la période du 10 mars 2005 au 22 septembre 2005, 33 pages.
- CSRBLSP – Coopérative de solidarité de la Réserve de la biosphère du lac Saint-Pierre. 2004. *Document de réflexion*. Présenté au Groupe consultatif sur l'intérêt public, Trois-Rivières, 17 septembre 2004, dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent.
- Corporation de gestion de la Voie maritime du Saint-Laurent. 2003. *La section Montréal-lac Ontario de la Voie maritime du Saint-Laurent*. Cornwall, Canada. 12 pages.
- Corporation de gestion de la Voie maritime du Saint-Laurent et St. Lawrence Seaway Development Corporation. 2004. *La voie maritime du Saint-Laurent, rapport sur le trafic 2003*. Tableau sommaire du trafic maritime 2003.
- Côté, J.-P., B. Carrier, B. Doyon, N. Roy, A. Morin et É. Dallaire. 2003. *Plaine inondable du fleuve Saint-Laurent de Cornwall à Trois-Rivières : Atlas du territoire*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-127, 34 pages + 16 fiches descriptives.
- Cournoyer, S. 1982. *Projet Archipel – Certains aspects du nautisme dans la région de l'archipel de Montréal*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de l'analyse et de la recherche socio-économique. 145 pages.
- CSL – Centre Saint-Laurent. 1996. *Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 1 : L'écosystème du Saint-Laurent*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, et Éditions MultiMondes, coll. « BILAN Saint-Laurent ».
- de Lafontaine, Y. 2002. *Impacts des fluctuations de débit d'eau douce sur la colonisation annuelle par les Moules zébrées dans le fleuve Saint-Laurent*. Présenté à la Commission mixte internationale, dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. 28 pages.
- Dewailly, E., J. Grondin et S. Gingras. 1999. *Enquête-santé sur les usages et perceptions du Saint-Laurent*. Saint-Laurent Vision 2000, Gouvernement du Canada et Gouvernement du Québec. 196 pages et annexes.
- Doyon, B., S. Martin, A. Morin, N. Roy et É. Dallaire. 2005. *Assessment of Flood Damage: Impact Functions for the Lower St. Lawrence – Revised Version*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-128b, 29 pages et annexes.
- Doyon, B., É. Dallaire, N. Roy, A. Morin et J.-P. Côté. 2004a. *Estimation des dommages résidentiels consécutifs aux crues du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-133, 41 pages.
- Doyon, B., J.-P. Côté, L. Bonnifait, N. Roy, A. Morin et É. Dallaire. 2004b. *Crues du fleuve Saint-Laurent : Construction de courbes d'endommagement par submersion applicables aux résidences installées dans la plaine inondable*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-132, 51 pages.
- Duchesne, J.-F., J. Grondin, S. Gingras, G. Therrien, J.-F. Bibeault, D. Gauvin, C. Laliberté, P. Levallois, B. Lévesque et D. Laverdière. 2004. *Suivi des usages et des perceptions du Saint-Laurent par la population riveraine*. Saint-Laurent Vision 2000, Domaine d'intervention en santé humaine, Gouvernement du Canada et Gouvernement du Québec. 267 pages.
- École Polytechnique de Montréal. 2003a. *First Report: Survey of Water Treatment Plant Intakes Located in the St. Lawrence River*. Présenté à la Commission mixte internationale, par la Chaire industrielle CRSNG en eau potable, A. Carrière, V. Sarrazin et B. Barbeau, sous la supervision de T. McAuley (CMI) et de D. Péloquin (Communauté métropolitaine de Montréal). 78 pages.
- École Polytechnique de Montréal. 2003b. *Impacts of Water Level Fluctuations in the St. Lawrence River on Water Treatment Plant Operation*. Présenté à la Commission mixte internationale, par la Chaire industrielle CRSNG en eau potable, A. Carrière et B. Barbeau, sous la supervision de T. McAuley (CMI) et de D. Péloquin (Communauté métropolitaine de Montréal). 208 pages.
- Forget, S., B. Robert et J. Rousselle. 1999. *The Effectiveness of Flood Damage Reduction Measures in the Montreal Region*. Pour l'Université de Toronto, Institut d'études environnementales, Groupe de recherche en adaptation environnementale.
- Garde côtière canadienne. Sans date. *Montreal to Quebec. Under-keel clearance*. Tableau pour 2004.

- Gardner Pinfold Consulting. 2003. *Final Report*. Groupe de travail technique sur la navigation de plaisance et le tourisme. 87 pages et annexes.
- Gratton, N. et J.-F. Bibeault. 1998. *Synthèse des connaissances sur les aspects socio-économiques du secteur d'étude Varennes-Contrecoeur. Rapport technique, Zone d'intérêt prioritaire n° 10*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Grigg, N.S. et O.J. Helweg. 1975. « State-of-the-art of estimating flood damage in urban areas ». *Water Research Bulletin (AWRA)*, 11 (2) : 379-390.
- Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (GEILOFSL). 2004. *Rapport de la troisième année, présenté à la Commission mixte internationale. Du 1^{er} avril 2002 au 31 mars 2004*. Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 84 pages.
- Groupe de travail technique sur la navigation commerciale. 2005. *Commercial Navigation Contextual Narrative*. Pour le Groupe de formulation et d'évaluation des plans, Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent.
- Groupe de travail technique sur la navigation commerciale. 2004. *Les indicateurs de performance*. Pour le Groupe de formulation et d'évaluation des plans, Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent.
- Groupe de travail technique sur les utilisations domestiques, industrielles et municipales de l'eau. 2004. *Contextual narrative*. Pour le Groupe de formulation et d'évaluation des plans, Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent.
- Hudon, C. 2000. « Phytoplankton assemblages in the St. Lawrence River, downstream of its confluence with the Ottawa River (Quebec, Canada) ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 : 16-30.
- Hudon, C. et A. Sylvestre. 1998. *Qualité de l'eau en aval de l'archipel de Montréal, 1994-1996*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique, ST-170, 170 pages et annexes.
- Hydro-Québec. 2004a. *Découvrez notre parc de production*. Tableau-synthèse des centrales d'Hydro-Québec, 2004, sur le site Internet d'Hydro-Québec consulté le 14 février 2004 : www.hydroquebec.com/production/centrales_production.html.
- Hydro-Québec. 2004b. *Comparaison des prix de l'électricité dans les grandes villes nord-américaines. Tarifs en vigueur le 1^{er} avril 2004*. Par la Direction Communication d'entreprise pour la Direction des affaires réglementaires et tarifaires. 170 pages.
- Hydro-Québec. 2004c. *Prévision de la demande, HQD-2*. Demande R-3550-2004. Présenté à la Régie de l'énergie du Québec par Hydro-Québec Distribution.
- Hydro-Québec. 2004d. *Tableaux de prévision des ventes régulières au Québec*. Prévision des besoins réguliers du distributeur – Pointe d'hiver. Hydro-Québec Distribution.
- Jourdain, A. 1998. *Synthèse des connaissances sur les aspects socio-économiques du secteur d'étude Valleyfield-Beauharnois. Rapport technique. Zones d'intérêt prioritaire n°s 3 et 4*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent.
- Maritime Innovation, H.L.B. Decision Economics Inc., Lauga & Associates consulting Ltd., J.D. Pace & Associates Inc., Trevor Heaver. 2004. *Impact Evaluation Model for Commercial Navigation on the St. Lawrence and Lake Ontario. Final Report*. 111 pages.
- Millerd, F., T. Kuehn, T. Gahlinger et K. Koulinsky. 2004. *The Economic Impacts of Climate Change on Canadian Commercial Navigation on the Great Lakes*. Initial Phase Report to Environment Canada and Transport Canada, 41 pages.
- Morin, J. et A. Bouchard. 2001. *Les bases de la modélisation du tronçon Montréal-Trois-Rivières*. Environnement Canada – Région du Québec, Service météorologique du Canada, Section Hydrométrie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-100, 57 pages.
- Paquet, S., V. Jarry et C. Hudon. 1995. « Phytoplankton species composition in the St. Lawrence River ». *Proceedings of the XXVth International Congress of Limnology*, July 23-29, São Paulo, Brasil.
- Paquerot, S. 2005. *Eau douce : La nécessaire refondation du droit international*. Presses de l'Université du Québec. 268 pages.
- Port de Montréal. 2004a. *Sommaire des résultats financiers de 2003*.
- Port de Montréal. 2004b. *Statistiques*, www.port-montreal.com. Page consultée le 15 février 2005.
- Régie de l'Énergie. 2004. *Rapport annuel 2003-2004*, Gouvernement du Québec, p. 12.
- Ridal, J.J., B. Brownlee et D.R.S. Lean. 1999. « Occurrence of geosmin and 2-methylisoborneol in Eastern Lake Ontario and the Upper St. Lawrence River ». *Journal of Great Lakes Research*, 25 : 198-204.
- Roy, E., J. Rousselle et J. Lacroix. 1997. *Programme de réduction des dommages causés par les inondations au Québec. Cas de la rivière Chaudière*. Préparé pour l'Université de Toronto, Institut d'études environnementales, Groupe de recherche en adaptation environnementale par l'École Polytechnique de Montréal.
- Scherrer, P. 2003. « Conjuguer développement portuaire et ingénierie écologique avec Port 2000 ». Dans M. Collin (éd.), *Ville portuaire, acteur du développement durable*. L'Harmattan, Paris. Coll. « Maritimes », p. 67-72.
- Villeneuve, S. et L. Quilliam. 2000. *Les risques et les conséquences environnementales de la navigation sur le Saint-Laurent, 2^e édition*. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-188, 174 pages.

Chapitre 12

LES INDICATEURS DE PERFORMANCE

Sous-groupe de travail technique sur l'environnement du Saint-Laurent fluvial pour l'étude des impacts de la régularisation des débits de la Commission mixte internationale¹

1. Le sous-groupe est composé d'experts de la région du Québec travaillant pour Environnement Canada et le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Les différentes sections du chapitre représentent les opinions de leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement l'ensemble des travaux du groupe ou la politique fédérale.

Introduction

La compréhension des processus fonctionnels d'un écosystème est une démarche de longue haleine et d'une grande complexité. Scientifiquement parlant, cela équivaut à définir la composition et la configuration d'un environnement complexe, au sein duquel interagissent dans l'espace et dans le temps de multiples facteurs biologiques et physiques. L'étude de l'effet d'un seul agent stressant sur l'environnement exige la simplification de l'écosystème en ses composantes les plus évidentes. Il s'agit d'un exercice nécessairement incomplet, mais qui permet quand même de prendre des décisions. La présente synthèse démontre clairement que notre capacité de conceptualiser l'écosystème permet l'étude de problématiques environnementales complexes, en s'appuyant sur des données scientifiques fiables. C'est dans cet esprit que le sous-groupe de travail technique sur l'environnement du Saint-Laurent fluvial a abordé son travail et qu'il a fourni à la Commission mixte internationale les meilleurs outils scientifiques existants afin de comprendre l'effet de la régularisation des débits du lac Ontario sur le système Grands Lacs–Saint-Laurent.

Dans le suivi de l'environnement, les indicateurs environnementaux sont des outils efficaces qui permettent de simplifier un écosystème en ses principales composantes, d'en décrire l'évolution et de donner une vision des changements qui ont pu ou pourraient survenir à la suite de politiques environnementales, de décisions de gestion ou de changements dans les mécanismes de forçage externes (variations climatiques, modifications anthropiques, etc.). Ces indicateurs servent à montrer, d'une façon claire et concise, les conséquences que pourraient avoir des choix de gestion pour l'environnement et permettent ainsi de prendre des décisions éclairées.

En principe, les indicateurs environnementaux devraient avoir les caractéristiques suivantes :

- représenter des enjeux prioritaires;
- fournir une image précise et claire des conditions du milieu;
- être reconnus scientifiquement;
- être accompagnés d'une méthode de mesure fiable, pratique et économique.

Comme tels, les indicateurs représentent une manière simple de comprendre et de mesurer les changements dans un milieu complexe et d'évaluer les impacts des activités humaines. Par ailleurs, les indicateurs de performance sont des indices quantitatifs qui permettent de mesurer les progrès accomplis relativement à un objectif particulier. Lors de l'analyse des résultats, il est important de se rappeler qu'un bon indicateur dépasse les propriétés immédiates observées. Les indicateurs de performance sont plus probants lorsqu'ils sont comparés à d'autres indicateurs de performance ou qu'ils reflètent de quelque manière et plus globalement des changements environnementaux.

Dans ce cas-ci, les indicateurs les plus pertinents de l'étude sont ceux qui sont liés aux réactions de l'écosystème fluvial du Saint-Laurent à la suite de la régularisation des niveaux d'eau du lac Ontario et des modifications de son régime d'écoulement. Nous avons fondé la sélection des indicateurs-clés de performance sur le principe de l'intégrité écologique. Ce principe est celui de l'atteinte d'un équilibre entre les phénomènes biologiques dans un assemblage qui maximise, en théorie, la productivité, la diversité et la biomasse globales. Ainsi, selon ce principe, la conservation de la diversité exigerait que dans le temps, les variations des niveaux d'eau permettent l'existence de tous les types d'habitats humides avec les connexions nécessaires au plan d'eau principal pour que tous les organismes requérant un type d'habitat précis essentiel à leur survie puissent y avoir accès pour combler leurs besoins fondamentaux au moins une fois au cours de leur vie.

Afin de répondre à ces exigences, de nombreux indicateurs (plus de 200) avec des réactions différentes et indépendantes ont été élaborés. Une vingtaine d'indicateurs-clés ont ensuite été choisis dans le but de comparer les plans proposés par la Commission mixte internationale. Les méthodes adoptées pour choisir les indicateurs-clés visent à obtenir un groupe d'indicateurs plus sensibles à la régularisation des débits ou qui réagissent de façon à fournir aux experts et aux gestionnaires de l'information utile. Cette base d'indicateurs a d'ailleurs contribué des informations précieuses pour la prise de décisions sur un nouveau plan et sera utile dans les années à venir pour identifier les impacts des pressions anthropiques à long terme.

Les sections qui suivent décrivent les méthodes différentes, mais complémentaires préconisées, par le sous-groupe technique de travail sur l'environnement pour élaborer, analyser et choisir les indicateurs de performance.

Une première section décrit le processus d'élaboration d'indicateurs de performance à l'aide de modèles empiriques, c'est-à-dire fondés sur des données mesurées, ainsi que leur application.

Une deuxième section fait une description détaillée du développement de la modélisation des indicateurs de performance et examine en particulier l'approche de modélisation bidimensionnelle intégrée, accompagnée d'exemples opérationnels.

Une troisième section discute de l'approche utilisée pour sélectionner les indicateurs-clés en fonction d'une perspective écosystémique et en considérant leur sensibilité, performance, similarité et signification.

Une quatrième section fait une brève description d'une proposition de critères hydroécologiques pour le Saint-Laurent fluvial.

Le chapitre se termine par une discussion sur les forces et limites de l'élaboration des indicateurs.

À la lecture de ce chapitre, le lecteur remarquera que cet exercice a apporté un gain considérable d'expérience scientifique et de gestion. Ce chapitre contient des approches complémentaires qui sont nécessaires au développement et à l'évaluation complète des indicateurs et des risques et avantages d'un plan de régularisation de recharge. Les besoins de suivi et d'informations pour l'adoption de mesures d'adaptation y sont également discutés.

I Les modèles empiriques

Les variations des niveaux d'eau constituent un élément majeur qui détermine la distribution, la composition, la diversité et la productivité des communautés aquatiques et riveraines, tant les habitats que la flore et la faune qui en dépendent. L'élaboration d'indicateurs de performance repose essentiellement sur la connaissance et la mesure des liens entre certaines composantes de l'écosystème et les caractéristiques hydrologiques qui leur sont associées.

Le processus d'élaboration d'indicateurs de performance à l'aide de modèles empiriques comporte six grandes étapes qui seront décrites dans les paragraphes qui suivent.

La définition d'objectifs environnementaux

Les membres du Groupe de travail technique sur l'environnement de l'étude de la Commission mixte internationale ont identifié deux objectifs environnementaux à atteindre, établissant ainsi le cadre des études à faire par les membres du groupe.

- Conserver une superficie suffisante de tous les types d'habitats (plaine inondable, marécages arborés et arbustifs, prairies humides, marais, herbiers submergés, vasières, eau libre et rapides) et de tous les facies morphologiques du rivage (plages, barrières, dunes, gravières, galets et îles) pour soutenir les communautés et populations d'organismes qui en dépendent.
- Conserver une connectivité hydrologique et spatiale pour assurer l'accès de la faune aquatique, dans l'espace et dans le temps, à une superficie suffisante de tous les habitats dont les organismes ont besoin pour compléter leur cycle vital.

Le lien entre l'hydrologie et les composantes biologiques de l'écosystème peut se manifester soit directement (effet de l'hydrologie sur les espèces, populations, communautés de plantes et d'animaux), soit indirectement (effet de l'hydrologie sur la disponibilité et l'accès à des habitats et facies morphologiques adéquats pour la flore et la faune) (figure 12.1).

Les milieux humides représentent une priorité pour le Groupe de travail technique sur l'environnement, puisque ces milieux dépendent étroitement du régime hydrologique et qu'ils abritent une variété d'habitats essentiels pour la faune. Les deux objectifs tiennent compte de l'organisation hiérarchique des composantes de l'écosystème (espèces, populations, guildes, communautés), qui subissent les effets des variations hydrologiques à différentes échelles spatiales et temporelles.

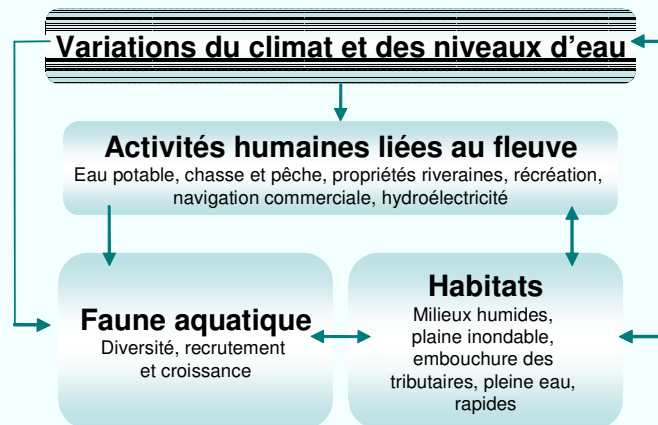


Figure 12.1 Relations directes et indirectes entre les conditions climatiques et hydrologiques, les usages et les indicateurs de performance pour les habitats et la faune

L'importance accordée à la préservation des habitats permet aussi d'éviter les interventions ciblées pour favoriser une espèce faunique en particulier, dont le choix reposerait sur un jugement arbitraire de sa « valeur », au détriment d'autres espèces. Cependant, l'inclusion d'espèces fauniques « emblématiques » (brochets, canards) a néanmoins une grande portée pédagogique pour illustrer certains impacts pour le public (figure 12.2).

Outre l'intérêt de préserver une mosaïque d'habitats, les objectifs environnementaux soulignent l'importance des variations des habitats dans l'espace et le temps en fonction du régime climatique et hydrologique naturel. La définition d'une superficie « suffisante » réfère à la superficie qui serait atteinte en l'absence de régularisation, qui constitue de ce fait le régime hydrologique de référence auquel doivent être comparés les scénarios de régularisation proposés. En conditions naturelles, les épisodes de crue printanière et d'étiage de fin d'été maintiennent une large bande de végétation riveraine, où seules subsistent les espèces végétales tolérantes à une inondation plus ou moins prolongée selon leur hauteur

sur le rivage. En diminuant l'amplitude des variations saisonnières, la régularisation réduit la largeur de la bande littorale périodiquement inondée dont dépendent les plantes des milieux humides. Cela permet à la végétation terrestre d'envahir les zones plus rarement inondées et la prolifération de plantes émergentes robustes (quenouilles) et de plantes submergées (myriophylles) dans les milieux peu profonds qui sont plus rarement asséchés. Au fil des millénaires, le cycle vital des organismes d'un plan d'eau s'est ajusté en fonction des cycles d'abondance des habitats riverains. Ainsi, chaque espèce tire profit des courtes périodes où les conditions optimales d'habitats sont présentes pour produire une cohorte qui soutiendra la population durant la période où il y aura pénurie.

De surcroît, la restauration d'un régime hydrologique se rapprochant de conditions naturelles permettrait aux écosystèmes de récupérer par eux-mêmes, sans intervention humaine, et les rendrait plus résistants à la prolifération des espèces envahissantes (Bunn et Arthington, 2002).

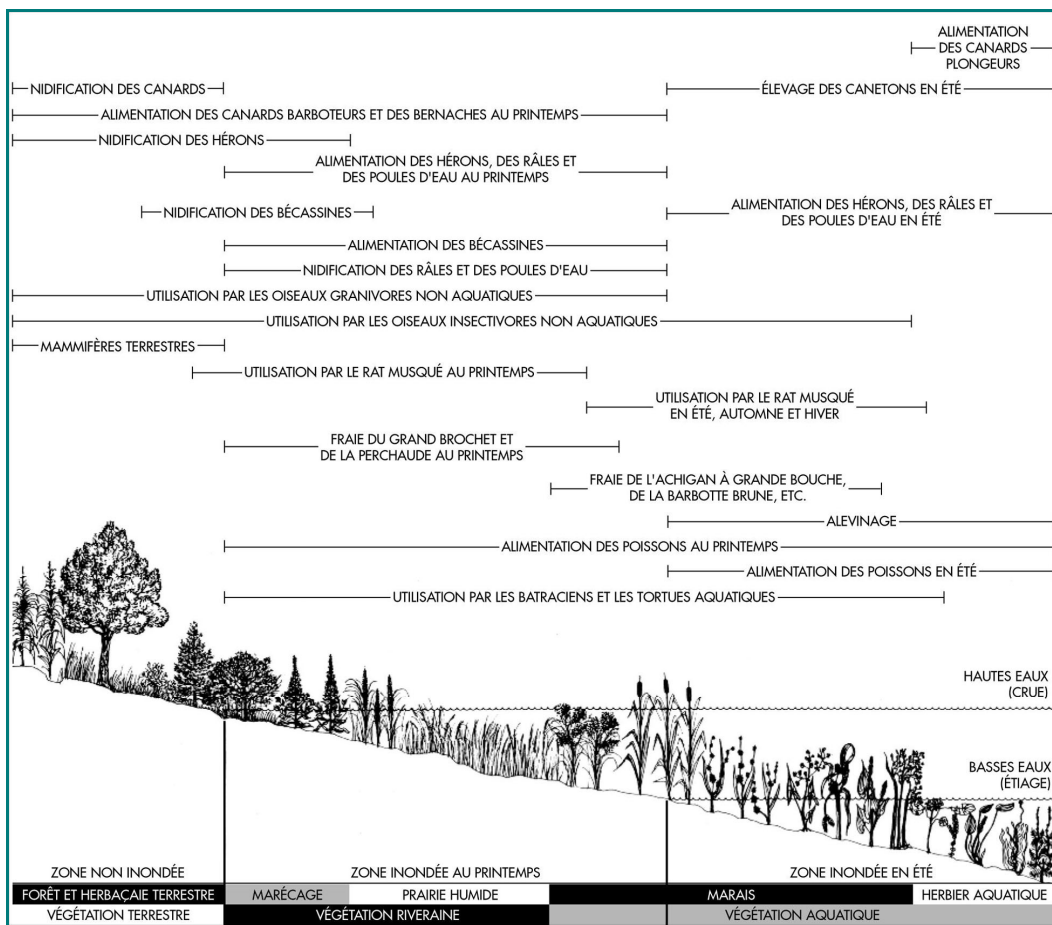


Figure 12.2 Relations entre les niveaux d'eau saisonniers, les habitats des milieux humides et certaines étapes du cycle vital des espèces fauniques qui en dépendent

L'identification des caractéristiques hydrologiques touchées par la régularisation

Les modifications du régime hydrologique engendrées par la régularisation doivent être clairement identifiées pour mettre en évidence ses impacts biologiques et sélectionner des plans de rechange qui se rapprochent le plus des conditions naturelles. Cette étape requiert une collaboration entre hydrologues, ingénieurs et biologistes, pour déterminer adéquatement les facteurs limitants, l'ordre de grandeur ainsi que l'échelle spatiale et temporelle des différences hydrologiques dont on cherche à évaluer l'impact. Il ne serait pas possible de détecter les effets biologiques de variations hydrologiques survenant à des échelles temporelles et spatiales plus fines que la résolution des données de base.

Voici quelques exemples des principales contraintes opérationnelles et techniques avec lesquelles les biolo-

gistes ont dû composer lors de l'élaboration d'indicateurs de performance :

- En raison de contraintes logistiques, l'examen des effets de la régularisation a été limité à une échelle temporelle de quarts de mois (48 intervalles égaux par année, à raison de quatre intervalles par mois). Cette échelle temporelle masque les variations qui se produisent à une échelle plus fine (semaine, jour, heure) et qui sont pourtant importantes pour les organismes. En effet, la présence ou l'absence d'eau dans une frayère ou un couvoir, ne serait-ce que pour une heure, fait la différence entre la vie ou la mort des œufs de poissons et d'oiseaux.
- La performance de plans de remplacement a été comparée au plan de régularisation utilisé actuellement (1958D avec déviations), puisqu'on cherchait une amélioration des conditions du mode de gestion actuel. Or, aucune étude n'a été effectuée pour démontrer la viabilité environnementale du plan

actuel, et un plan de remplacement dont la performance environnementale serait « meilleure » que celle du plan 1958DD pourrait malgré tout ne pas être durable pour l'environnement. Du point de vue environnemental, les conditions précédant la régularisation sont les meilleures conditions de référence auxquelles les plans de remplacement devraient être comparés.

- L'influence de la rivière des Outaouais, des nombreux tributaires et l'effet de la marée atténuent les effets de la régularisation et accroissent les variations du régime hydrologique à mesure que l'on s'éloigne vers l'aval.
- La précision des modèles d'élévation numérique de terrain est de l'ordre de 25 à 50 cm selon les milieux, ce qui empêche de détecter les effets de variations de niveaux plus faibles. Or, la majorité des différences entre les plans se situe dans cette gamme de variations.
- Historiquement, les effets de la régularisation s'ajoutent aux très nombreuses modifications structurales du lit (excavation du chenal navigable, dépôts de résidus de dragage, reversoires), des rives (empiètement, érosion, aménagements divers) et à la gestion des glaces (suppression des embâcles, contrôle de la couverture de glace), qui exercent des effets additionnels marqués sur les variations hydrologiques (Hudon, 2004). Dans le but d'éliminer l'effet des modifications anthropiques et d'isoler la seule régularisation du débit sortant du lac Ontario, les séries temporelles des niveaux du tronçon fluvial sont simulées en utilisant la configuration (chenal, écluses, barrages, rivage, etc.) et la gestion de la glace actuelles. Cela fait en sorte que les valeurs historiques simulées diffèrent fortement des séries temporelles de niveaux réellement mesurés (et qu'ont subis les écosystèmes au fil du temps), particulièrement dans la région de Montréal.
- La régularisation des niveaux et débits représente un élément parmi plusieurs autres facteurs environnementaux (vitesse du courant, température de l'eau) qui influencent aussi le cycle vital des organismes, mais dont la gestion des barrages ne peut pas tenir compte. Ainsi, le recrutement d'une espèce peut être compromis si la température printanière n'est pas adéquate, même si les conditions de niveau sont optimales. Par ailleurs, des niveaux marginalement différents en été peuvent engendrer de grandes différences de vitesse de courant, de température et d'oxygène dissous selon le type de milieu, avec des conséquences marquées pour les organismes.

Néanmoins, on peut identifier quatre grandes catégories de modifications hydrologiques induites par la

régularisation du lac Ontario et du Saint-Laurent (en ordre décroissant d'importance) :

- **La réduction des périodes de haut niveau du lac Ontario.** – À l'échelle de la décennie, la Commission de contrôle du Saint-Laurent a dérogé aux règles du plan de régularisation actuel pour réduire les hauts niveaux du lac Ontario afin de protéger les propriétés riveraines de l'érosion. Cela a eu pour effet de diminuer la diversité des milieux humides du lac Ontario et de favoriser la dominance des typhas (quenouilles) dans les marais. Pour le cours inférieur du Saint-Laurent, cette modification s'est traduite par un accroissement du débit au cours des périodes de forts apports d'eau au bassin versant, et par une diminution, au cours des périodes de faibles apports.
- **La diminution de l'amplitude des crues printanières dans le cours inférieur du Saint-Laurent.** – Le contrôle des crues est principalement requis pour protéger les propriétés riveraines de l'inondation et de l'érosion, qui affectent en particulier les propriétés situées dans la plaine inondable. Les déviations au plan de régularisation actuel surviennent lorsque la crue de la rivière des Outaouais ou d'autres tributaires met en péril la sécurité du public et des biens. La diminution des crues réduit la superficie et la durée d'inondation de la plaine inondable, qui constitue un habitat transitoire important pour la reproduction et l'alimentation de nombreuses espèces animales au printemps et la conservation des milieux humides naturels.
- **La hausse des niveaux d'étiage de fin d'été dans le cours inférieur du Saint-Laurent.** – Les niveaux d'étiage qui surviennent normalement en fin d'été (août-septembre) constituent des entraves à la navigation commerciale et à la navigation de plaisance. De nombreuses déviations ont ainsi été imposées au plan 1958D à la demande des navigateurs, pour permettre le passage des navires et accroître leur charge utile, réduire les risques d'échouage et faciliter l'accès aux infrastructures de plaisance. La hausse des niveaux d'étiage empêche l'exondation périodique des marais et des herbiers submergés en eau peu profonde, qui permet aux plantes émergentes de renouveler leur banque de graines et de réduire la biomasse des plantes submergées.
- **La réduction de l'amplitude des variations saisonnières au lac Ontario et dans le cours inférieur du Saint-Laurent.** – La conjugaison d'une diminution des crues et d'une hausse des niveaux d'étiage résulte en une diminution du marnage saisonnier annuel, qui réduit ultimement la

superficielle totale et la diversité de la frange de milieux humides. Les arbres et arbustes terrestres envahissent progressivement les marécages, tandis que les marais sont envahis par des espèces plus robustes telles que les typhas, la salicaire ou les phragmites (Wilcox, 2004; Hudon, 1997).

La sélection des composantes de l'écosystème touchées par le régime hydrologique

Le choix des composantes (habitats, communautés, guildes, populations, espèces-clés) à étudier repose sur une grille d'évaluation comportant neuf éléments, soit (en ordre décroissant d'importance) :

1. Pertinence et sensibilité aux variations du régime hydrologique, en fonction d'un mécanisme biologique documenté, incluant des hypothèses de substitution vérifiables.
2. Applicabilité pour formuler des critères de régularisation et tester des scénarios de régularisation de rechange.
3. Relation quantitative avec une caractéristique hydrologique directement touchée par la régularisation.
4. Quantité et qualité de l'information, de l'expertise et des données existantes (documentation publiée, rapports, bases de données, acquisition additionnelle), revues par les pairs si possible.
5. Potentiel d'intégration et correspondance avec les autres indicateurs du même type développés au lac Ontario et dans la partie fluviale du Saint-Laurent.
6. Clarté des unités de mesure, du domaine d'application et de l'interprétation des résultats.
7. Région d'application.
8. Temps, investissements et efforts requis pour atteindre les résultats.
9. Intérêt particulier au regard de la Loi (Protection des espèces rares et en danger [USFWS, 1973; COSEPAC, 2004], *Loi sur les pêches*, *Politique de gestion de l'habitat du poisson* [MPO, 1998], lois sur les parcs et les réserves écologiques), des décideurs, des groupes d'intérêts (sanctuaires, aménagements fauniques, zones d'intervention prioritaire, zones de chasse et de pêche) et du Groupe consultatif sur l'intérêt public de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent.

L'établissement de relations entre l'hydrologie et la biologie

Diverses méthodes mathématiques peuvent servir à mesurer les relations entre l'hydrologie et la biologie : l'approche binaire de type hiérarchique, les régressions linéaires simples ou multiples, les relations non linéaires,

exponentielles ou paraboliques, etc. On cherche d'abord et avant tout à obtenir une relation fonctionnelle, empirique (fondée sur des données mesurées) et prédictive entre chaque composante biologique et les caractéristiques hydrologiques qui en déterminent les variations. Il va sans dire que l'hydrologie doit exercer un signal plus fort que les autres facteurs environnementaux potentiellement confondants tels que la température, la vitesse du courant, ou la présence de toxiques, pour n'en nommer que quelques-uns. Cela n'est malheureusement pas toujours aisé, puisque les conditions hydrologiques sont fréquemment corrélées aux variables environnementales (profondeur, turbidité, transparence, courant). Dans ces conditions, la connaissance du milieu et l'expérience des scientifiques (le jugement des experts) constituent un élément important de l'interprétation des résultats.

Le développement de quelques relations empiriques utiles pour évaluer la superficie des habitats disponibles pour la faune requiert qu'on regroupe ces derniers dans un petit nombre de catégories plus ou moins comparables et uniformes : marécages arborés et arbustifs, prairies humides, marais, herbiers submergés, vasières, eaux vives. Le même genre de raisonnement s'applique à l'ichtyofaune et à l'avifaune, que l'on peut regrouper en « guildes », selon leur usage simultané des mêmes habitats pour la reproduction, l'élevage des jeunes ou l'alimentation. Ce genre de regroupement accroît la portée des indicateurs de performance qui en sont dérivés, puisque les relations sont plus générales et s'appliquent à un ensemble d'espèces.

Cependant, le lien entre les habitats et la faune doit être fait en fonction des besoins de chaque type de faune, puisque chaque espèce animale perçoit et utilise son habitat selon ses besoins, sa taille et à des échelles différentes. Par exemple, les oiseaux palustres sont sensibles à l'hétérogénéité verticale de la canopée (herbacées, arbustes, arbres) ainsi qu'à la mosaïque de végétation au sol (marécages, prairies, présence de marelles) dans un rayon plus grand que des vertébrés possédant un plus faible rayon d'action (anoures, poissons juvéniles).

L'établissement de relations entre l'hydrologie et une espèce faunique par l'intermédiaire de la disponibilité de son habitat présuppose que la superficie de l'habitat limite l'abondance de l'espèce en question – ce qui n'est pas nécessairement démontré. L'usage d'une étape intermédiaire liée à l'habitat ajoute une couche d'incertitude supplémentaire aux résultats de ce type d'indicateurs de performance. Par exemple, la relation entre le niveau de crue et la superficie de frayère du brochet constitue un indicateur moins robuste que celle entre le niveau de crue et l'indice de recrutement du brochet (Casselman et Lewis, 1996).

La robustesse des relations est d'autant plus importante qu'elles seront appelées à être testées à l'aide de différents scénarios stochastiques d'apports en eau au bassin versant, pour tenir compte de conditions climatiques plus ou moins chaudes et plus ou moins sèches, ainsi que de différents scénarios de changements climatiques. Cela pourrait amener les indicateurs de performance à produire des prévisions environnementales pour des conditions hydrologiques en dehors de la gamme de valeurs pour lesquelles ils ont été développés, ce qui constitue une possibilité réelle si les scénarios de changements climatiques deviennent réalité. Encore une fois, l'expérience des scientifiques constitue un élément important de l'interprétation des résultats.

La validation des indicateurs

La validation des prévisions à l'aide de données indépendantes constitue une étape essentielle du développement des indicateurs de performance qui relient l'hydrologie et la biologie. Cette évaluation permet d'établir la fiabilité de la relation ainsi que le degré d'incertitude associé aux prévisions, nécessaires pour déterminer la présence d'impacts significatifs (c'est-à-dire différents de zéro, compte tenu des erreurs inhérentes au processus), négatifs (c'est-à-dire défavorables en raison de leur durée, de leur fréquence, de leur étendue géographique ou de leur irréversibilité) et probables (c'est-à-dire susceptibles de se produire, selon l'incertitude associée à chaque indicateur) (LCEE, 1992).

Ainsi, les indicateurs de performance dérivés à partir de relations indirectes entre le régime hydrologique et la faune (par l'entremise de la disponibilité de certains habitats jugés critiques) sont sujets à une incertitude additionnelle du fait que les erreurs s'additionnent à chaque étape du processus.

La validation peut être faite au moyen d'un sous-ensemble laissé de côté lors de l'élaboration des modèles ou de données complémentaires provenant d'études antérieures. De nombreux exemples de relations hydrologie-biologie existent dans la documentation, qui constitue une source d'information de première ligne pour comparaison et validation, du moins sommaires.

Outre la variabilité induite par les erreurs de mesure, il convient de noter que le « bruit » des relations hydrologie-biologie constitue en soi une manifestation d'adaptabilité et de variabilité naturelle, qui améliore la probabilité de survie dans des conditions marginalement favorables. Par exemple, chez le brochet, une prairie humide à Phalaris roseau est un habitat plus propice à la fraie qu'une prairie à Phragmites ou un marais à typhas, quoique les adultes peuvent quand même frayer (avec un succès moindre) jusque dans les herbiers submergés, si leurs habitats préférentiels ne sont pas disponibles. La

nature n'a pas intérêt à « mettre tous ses œufs dans le même panier »!

Le choix d'un plan substitut de régularisation à l'aide des indicateurs de performance

Certaines règles de base s'imposent lors de l'utilisation des indicateurs pour choisir un plan de régularisation de rechange, afin d'assurer une cohérence avec les objectifs environnementaux tout en respectant la portée d'interprétation des indicateurs. Rappelons tout d'abord que les conditions naturelles, avant la régularisation, constituent le régime de variations hydrologiques dont le plan de remplacement le plus souhaitable devrait se rapprocher le plus. À ce titre, la simple comparaison des caractéristiques hydrologiques entre les plans de rechange et les conditions non régularisées devrait servir de guide, au même titre que les indicateurs de performance fondés sur une quelconque relation hydrologie-biologie. D'autres principes viennent s'y greffer pour orienter la décision :

- éviter le regroupement mathématique et les calculs à l'aide de plusieurs indicateurs (par exemple somme, moyenne, ratio);
- évaluer les indicateurs de performance selon leur degré de robustesse et de fiabilité et non selon une valeur économique, un poids ou une « valeur » arbitraire autre;
- adopter une approche holistique tenant compte de l'ensemble des indicateurs et de toutes les régions sujettes à la gestion des niveaux et débits;
- accorder la préférence à une série d'indicateurs développés pour des caractéristiques hydrologiques couvrant toutes les périodes de l'année, afin d'assurer que tous les événements de l'hydrogramme engendré par chaque plan – soit l'amplitude, la fréquence, la variabilité, le taux de crue et de décrue – sont évalués autant en conditions normales que lors des événements extrêmes (Poff *et al.*, 1997; Petts, 1984);
- représenter une vaste gamme d'échelles spatiales et de types d'habitats pour l'ensemble du système du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent;
- rechercher la réduction des effets néfastes dus à la régularisation sans tenter « l'amélioration » de l'environnement;
- exclure les compromis ou la négociation de gains d'une espèce au détriment d'une autre;
- identifier les conditions « désirables » : une plus grande quantité n'est pas nécessairement garante d'une meilleure santé environnementale, d'où la notion essentielle que l'objectif à atteindre est de se

rapprocher le plus possible du régime naturel de variations hydrologiques non régularisé;

- adopter le principe de précaution lors de la sélection d'un plan de remplacement;
- suivre un sous-ensemble des indicateurs sélectionnés pour déterminer si le nouveau plan de régularisation atteint les objectifs environnementaux et ajuster le plan en conséquence.

Exemple d'évaluation des plans à l'aide d'un indicateur de performance

Un indicateur de performance a été développé pour évaluer les variations de superficie (en kilomètres carrés) des prairies humides présentes à chaque année au lac Saint-Pierre en fonction des conditions de niveau moyen à Sorel (en mètres, selon le système de référence international des Grands Lacs 1985) au cours de la saison de croissance des plantes (du 1^{er} avril au 30 septembre).

La superficie de prairie humide qui aurait été observée au lac Saint-Pierre pour une période de 101 ans a été calculée en appliquant cette équation à chaque valeur de niveau au cours d'un quart de mois observé (simulé) à Sorel, si on avait géré les niveaux d'eau à l'aide du plan actuel (1958DD) ou de chacun des plans substitués. Le plan favorisant l'économie (plan A+) vise à limiter au maximum les variations dans le lac Ontario, tandis que le plan favorisant l'environnement (plan B+) tente de ramener le système lac Ontario–fleuve Saint-Laurent à un régime plus naturel et plus variable, en créant des conditions semblables à celles qui existaient avant le projet hydroélectrique du fleuve Saint-Laurent, tout en essayant de limiter les dommages que subissent les secteurs économiques. Le plan favorisant un équilibre (plan D+) tente de maximiser les avantages économiques et environnementaux nets de la régularisation par rapport au plan actuel (1958DD), et ce, sans que les autres secteurs de l'économie de la région (hydroélectricité, navigation, commerce, etc.) ne subissent de pertes disproportionnées. On compare ensuite la superficie de

prairie humide qui aurait été obtenue en l'absence de régularisation (plan « sans régularisation » [plan E] permettant le maximum de variations saisonnières dans le lac et le fleuve, mais pouvant causer des inondations à court terme) à la superficie obtenue avec chacun des plans, pour la même période (figure 12.3).

Le plan « sans régularisation » (plan E), élaboré durant l'étude de la CMI, se rapproche le plus des conditions de débit naturel tout en maintenant une couverture de glace uniforme sur le fleuve Saint-Laurent pour limiter les embâcles. Toutefois, on présume que les infrastructures (ponts, barrages, etc.) sont toujours en place. Ce plan est utilisé surtout pour servir de base de comparaison dans l'évaluation des impacts.

La comparaison des superficies de prairies humides obtenues par chacun des trois plans de rechange montre que le plan favorable à l'environnement (plan B+) se rapproche le plus des conditions non régularisées (figure 12.3, en haut à droite), puisque les points sont presque tous situés à proximité de la droite 1:1 et affichent la plus forte valeur de coefficient de détermination. Par ailleurs, le plan en faveur d'un équilibre (plan D+) et le plan actuel (1958DD) (figure 12.3, graphiques du bas) affichent une grande dispersion des points, des intervalles de confiance plus importants, une pente différente et les plus faibles valeurs de coefficient de détermination.

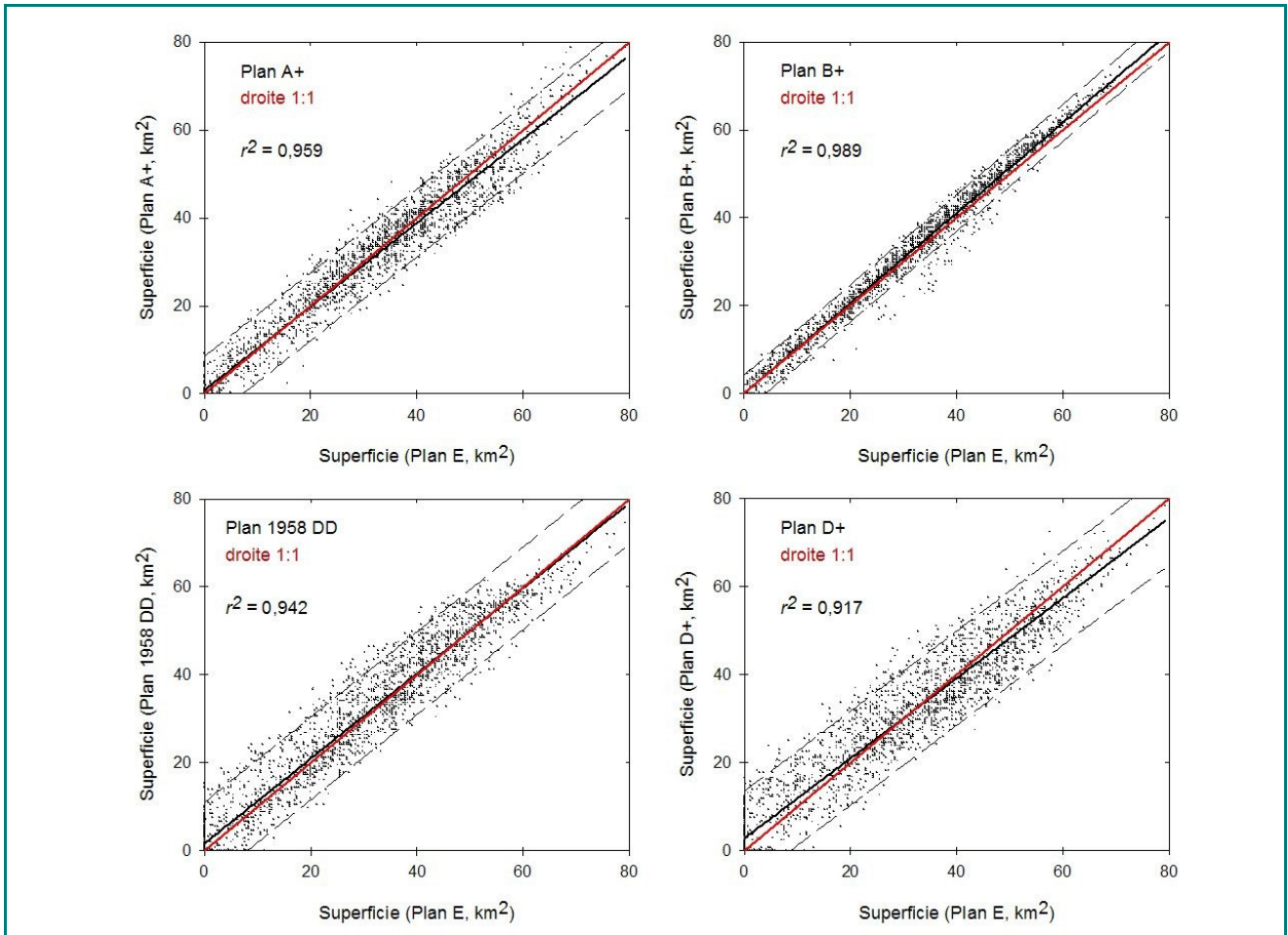
L'examen des différences entre chacun des plans et les conditions non régularisées (tableau 12.1) confirme que le plan favorable à l'environnement (B+) affiche les plus faibles écarts avec les conditions non régularisées. De plus, le plan en faveur d'un équilibre (D+) engendre des écarts importants de niveau moyen et de superficie avec les conditions non régularisées qui dépassent même ceux du plan actuel (1958DD) et, de ce fait, sont plus dommageables pour l'environnement.

TABLEAU 12.1

Comparaison de l'écart-type et des différences minimales et maximales de niveau et de superficie de prairies humides de chaque plan de régularisation avec les conditions non régularisées

Plans	Niveau (m, SRIGL 1985)		Superficie de prairies humides (km ²)	
	Min.-max.	Écart type	Min.-max.	Écart type
Plan actuel (1958DD)	-0,7 – 0,5	0,13	-17 – 14	3,44
Plan favorable à l'économie (A+)	-0,7 – 0,5	0,13	-14 – 13	2,88
Plan favorable à l'environnement (B+)	-0,6 – 0,4	0,07	-7 – 12	1,59
Plan favorable à un équilibre (D+)	-0,7 – 0,4	0,14	-17 – 19	4,06

Remarque. – Le plan favorable à l'environnement (B+) affiche les différences les plus faibles et est celui qui ressemble le plus aux conditions non régularisées.



Remarque. – La droite de régression (ligne noire) et l'intervalle de confiance (lignes pointillées) indiquent la tendance générale de la superficie obtenue pour l'ensemble des quarts de mois (point). La droite 1 : 1 (ligne rouge) indique quel serait un accord parfait entre les deux plans. La valeur du coefficient de détermination (r^2) indique le degré d'accord entre les deux plans et serait égale à 1,00 si les deux plans engendraient des superficies identiques de prairies humides.

Figure 12.3 Relation entre la superficie de prairie humide obtenue en l'absence de régularisation (plan E « sans régularisation », axe des X) et la superficie obtenue en appliquant le plan actuel (1958DD) et chacun des plans de recharge (A+ « économie », B+ « environnement » et D+ « équilibre »)

II La modélisation intégrée des indicateurs de performance

La régularisation et les indicateurs de performance

L'effet global de la régularisation du lac Ontario se manifeste dans l'hydrogramme annuel par une diminution des débits au printemps, en moyenne 250 m³/s (période de 1960 à 1997) et par une augmentation des débits durant l'été (Morin et Bouchard, 2000). En d'autres termes, la régularisation stabilise l'écoulement, et les extrêmes (haut et bas) sont minimisés (figure 12.4). De surcroît, le pic de crue est retardé de quelques semaines par rapport à l'écoulement « naturel » (Morin et Leclerc, 1998). En plus de la répartition des débits durant l'année,

la régularisation fait fluctuer grandement les débits hebdomadaires ainsi que les débits à l'intérieur d'une semaine.

En mode opérationnel, la régularisation du fleuve est effectuée de façon hebdomadaire. Pour l'étude, il a été décidé d'analyser les impacts suivant le quart de mois, parce que cette période facilite la comparaison du régime hydrologique entre années et l'application des modèles temporels. Il a également été décidé que l'évaluation des plans se ferait à partir de séries hydrologiques de 101 ans, la première année correspondant à 1900 et la dernière année correspondant à 2000. Cependant, dans le cours aval du Saint-Laurent, les changements dans l'hydrologie du bassin de l'Outaouais ont imposé une série temporelle réduite à la période de 1960-2000.

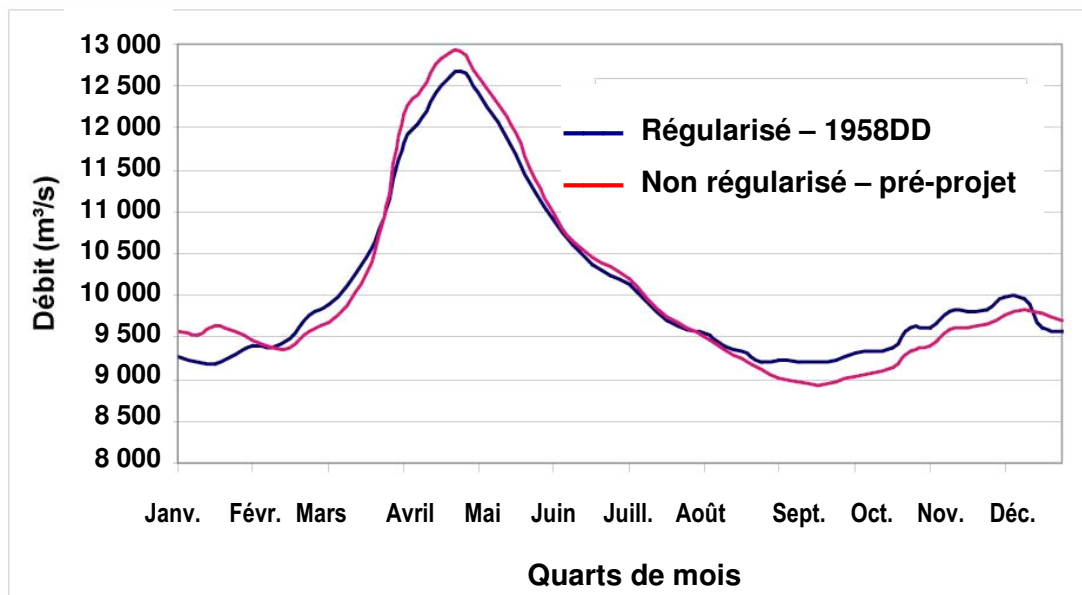


Figure 12.4 Débit moyen par quart de mois à Sorel entre 1960 et 2000, avec et sans régularisation du lac Ontario

Afin de choisir le meilleur plan de régularisation, les indicateurs développés ont été calculés pour chaque année de la série et colligés pour faire ressortir le plan qui a la meilleure performance relativement aux indicateurs les plus importants.

Le fleuve Saint-Laurent est un immense système composé de plus de 2000 km² d'habitats fauniques et floristiques, dont les caractéristiques hydrologiques sont hautement variables dans l'espace et dans le temps. Comme le régime hydrologique du fleuve a de grands cycles de débits qui varient entre 10 et 30 ans, les marécages et les marais se déplacent en fonction des niveaux d'eau moyens sur ces longues périodes (Morin *et al.*, 2005). La disponibilité des milieux humides pour la faune varie donc en fonction des débits des années précédentes qui déterminent leur distribution spatiale, et le niveau d'eau en cours conditionne l'accès à ces milieux. Cette complexité fait en sorte que les relations entre l'hydrologie et l'habitat de plusieurs espèces sont également complexes et qu'elles varient dans le temps et dans l'espace. Par conséquent, il s'est avéré nécessaire de développer une approche de modélisation puissante et flexible afin d'évaluer correctement ces interactions sur un territoire aussi vaste que le Saint-Laurent.

La modélisation bidimensionnelle (2D) est très bien adaptée à l'analyse des impacts de différents changements environnementaux, car elle permet d'utiliser, en

mode prédictif et pour de grands secteurs, les relations qui ont été élaborées à partir d'observations locales. Afin de répondre à ce défi, le Groupe de travail technique sur l'environnement a produit un système de modélisation spatialisé, appelé Modèle intégré bidimensionnel de la réponse de l'écosystème (MIRE 2D), dans lequel la très grande majorité des indicateurs de l'écosystème a été développée.

Le modèle intégré de la réponse de l'écosystème (MIRE)

Un modèle intégré de la réponse de l'écosystème (MIRE) a été conçu pour permettre l'évaluation d'un ensemble d'indicateurs de performance en fonction de divers plans de régularisation proposés par des experts et le conseil d'étude de la Commission mixte internationale et afin de faciliter la comparaison des facteurs environnementaux avec les intérêts commerciaux, récréatifs et gouvernementaux. Le développement de MIRE a été fait en étroite collaboration par les chercheurs de l'Ontario et du Québec travaillant à l'étude et par les spécialistes de LIMNO-TECH, une firme américaine spécialisée en modélisation écologique. Le produit final est une interface informatisée d'utilisation simple qui permet aux gestionnaires, conseillés par des spécialistes, de prendre connaissance des réponses environnementales prévues en fonction des plans proposés (figure 12.5).

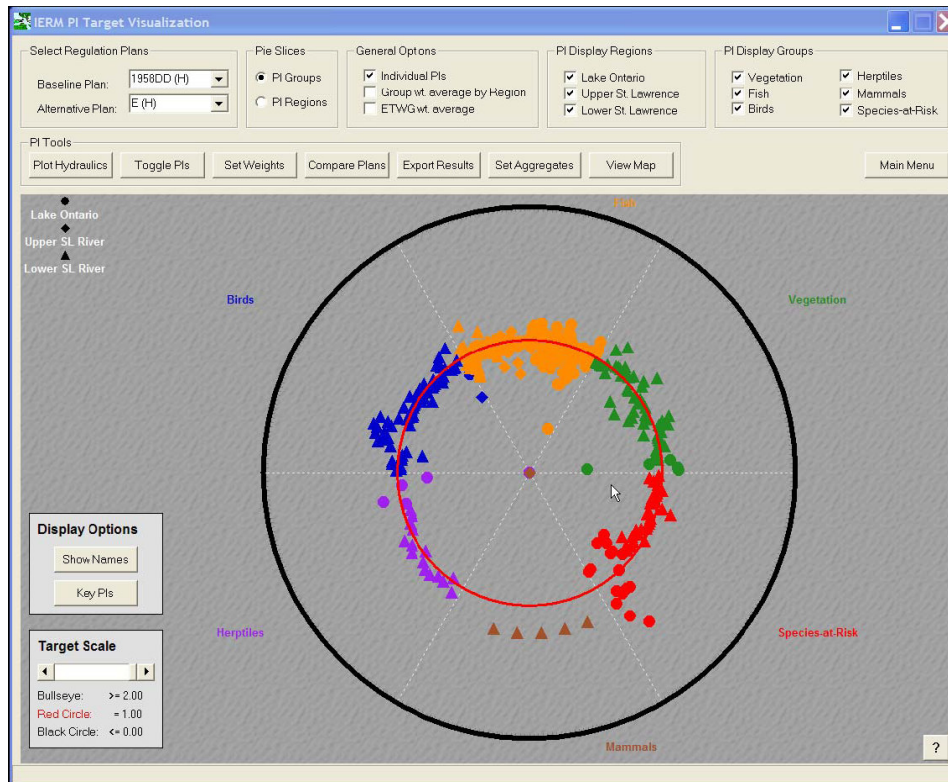


Figure 12.5 Comparaison des plans à l'aide du modèle intégré de la réponse de l'écosystème (MIRE)

Le régime hydrologique, la flore et la faune du Saint-Laurent subissent de nombreux stress. On pense facilement au dragage du fleuve, à la modification des berges, à l'invasion des habitats par des espèces exotiques ou envahissantes et aux apports d'éléments nutritifs et de toxiques provenant des tributaires et du ruissellement des terres agricoles. Une prémisses de l'élaboration du modèle réside dans la spécificité, la sensibilité et l'importance des indices de performance (IP) relativement aux variations des niveaux d'eau, mis à part les autres facteurs.

MIRE est un outil d'intégration des fonctions, des sous-modèles et des relations empiriques avec des paramètres hydrologiques développés pour une série d'IP. Il utilise une échelle de comparaison standardisée qui permet d'évaluer et d'ordonner les plans de régularisation de recharge par rapport au plan 1958DD à partir de tous les indicateurs de performance produits par les études.

Le programme MIRE est suffisamment flexible pour permettre de faire varier le scénario de référence, de sélectionner différents sous-ensembles d'IP selon les régions géographiques ou les types d'organismes, ou d'assigner un poids différent aux IP sélectionnés. La

performance de chaque indicateur est évaluée en utilisant un ratio par rapport aux valeurs du plan 1958DD.

L'approche de modélisation bidimensionnelle intégrée pour la production d'indicateurs

L'approche de modélisation utilisée permet d'intégrer et de faire interagir une grande variété d'informations et de connaissances, incorporées dans des nœuds distribués dans l'ensemble du Saint-Laurent. Les nœuds sont assemblés dans une grille ou un maillage (grille MIRE 2D), qui couvre le Saint-Laurent et sa plaine inondable, et sont gérés par une puissante base de données géoréférencées permettant de faire interagir les différentes couches d'information. Au total, 124 000 nœuds composent la grille de Beauharnois à Trois-Rivières, avec une résolution variable de 20 m à 160 m en fonction de la topographie.

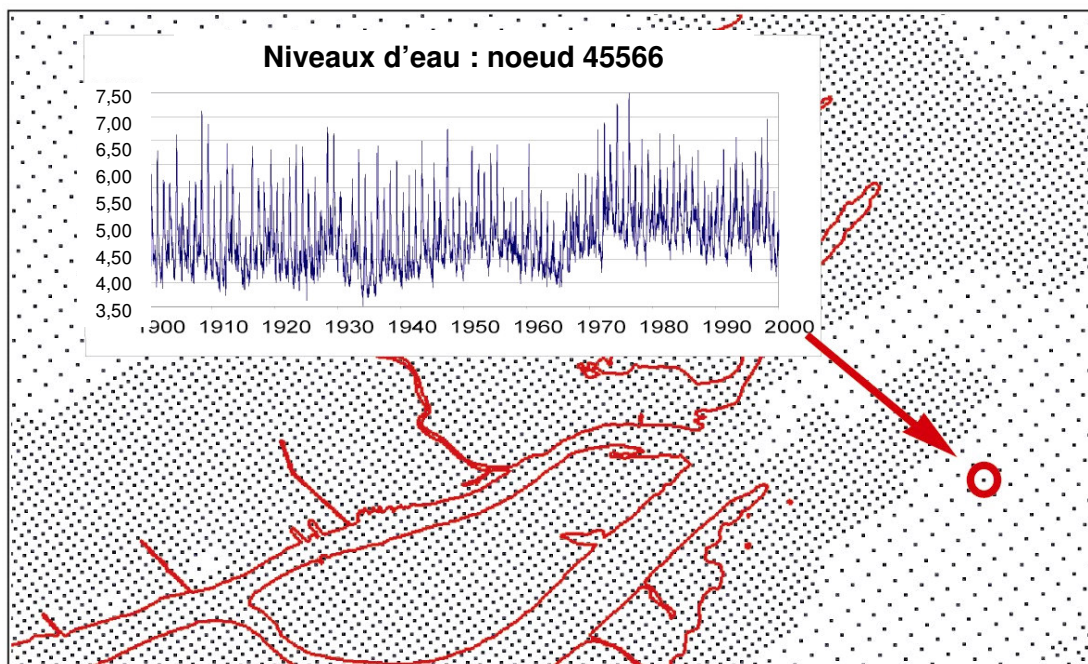
Sur cette grille sont transférées des données de topographie de grande précision, les caractéristiques des sédiments et plusieurs autres informations qui décrivent le terrain. Ensuite, grâce à la modélisation numérique, les données d'hydrodynamique (courants, niveaux,

profondeurs et autres variables), qui représentent un nombre important de conditions possibles d'écoulement, sont entrées dans la base de données. D'autres types de modèles numériques sont ensuite mis à contribution afin de décrire une série de variables physiques comme la lumière au fond, la sédimentation des particules fines, la température de l'eau, la distribution des masses d'eau ou l'effet des vagues générées par le vent, pour toutes les conditions de débit, de direction et d'intensité des vents.

Également, des variables plus ou moins complexes, comme la pente du fond, les paramètres d'hydropériode, les paramètres combinant l'énergie des vagues et les courants, sont ajoutées. Cette grille contient donc toute l'information nécessaire pour produire les données de base pour les séries temporelles en quarts de mois. Par exemple, pour chaque nœud de la grille MIRE 2D, on dispose de l'ensemble des données sur les niveaux d'eau dans l'espace, sur l'ensemble du domaine fluvial pour un quart de mois donné, mais aussi de façon temporelle (figure 12.6) pour les quelques dizaines de variables physiques, et ce, pour les 100 années des séries analysées.

Cette richesse descriptive s'applique tant aux ensembles de données mesurées sur le terrain et aux simulations numériques des conditions physiques fluviales qu'aux résultats des modèles biologiques ou indicateurs développés.

Plusieurs modèles biologiques ont été élaborés dans le cadre de l'étude de la Commission mixte internationale. Ces modèles permettent de mesurer la réponse du vivant, tant pour la végétation que pour la faune. Ainsi, l'expert ou le gestionnaire peuvent par la suite visualiser les hectares d'habitats propices, le nombre de nids ou la distribution des classes de végétation, et ce, pour un quart de mois, pour une année ou encore une moyenne sur plusieurs années. Il est donc facile d'intégrer les résultats sur l'ensemble du domaine pour connaître, par exemple, le nombre de nids estimés pour une espèce ou encore le nombre d'hectares d'un habitat favorable à une espèce.



Remarque. – Ici, un nœud quelconque contient l'ensemble des niveaux d'eau pour les 100 ans d'une série hydrologique.

Figure 12.6 Vue détaillée d'une portion de la grille MIRE 2D montrant la richesse de l'information contenue dans un nœud

Flexibilité de l'approche : intégration spatiale et marais résiduels

Comme le système fluvial du Saint-Laurent comporte une forte hétérogénéité de milieux lentiques et lotiques uniques, il est essentiel de connaître de quelle façon évoluent les différents secteurs du fleuve et non pas en avoir uniquement une vue d'ensemble. Ainsi, pour l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la Commission mixte internationale, le fleuve a été divisé en quatre secteurs dont les comportements peuvent différer pour un même scénario hydrologique (figure 12.7).

Pour plusieurs modèles biologiques, quatre résultats ou indicateurs correspondant à différents secteurs ont été produits, en plus d'un cinquième indicateur couvrant l'ensemble du fleuve. La grille MIRE 2D permet une grande flexibilité, et il est facile d'analyser l'état d'un indicateur pour une section donnée du fleuve ou pour une surface très restreinte, comme une zone récréative ou encore une propriété particulière.

La complexité de l'hydrologie et de la topographie de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent crée des marais perchés ou résiduels en plusieurs endroits (figure 12.8). Ces marais peuvent être définis comme des surfaces dont l'hydrologie est semblable à celle du fleuve lorsque le niveau d'eau local est supérieur ou égal aux marges du marais, mais dont le niveau d'eau devient indépendant lorsque le niveau du fleuve est inférieur. Le comportement hydrologique du marais perché est ainsi contrôlé par le bilan de précipitation et d'évaporation. Un phénomène similaire est présent dans les marais aménagés créés pour suppléer aux pertes de milieux humides.

Les marais aménagés ont deux vocations principales : augmenter l'habitat disponible pour la migration de la sauvagine et augmenter l'habitat de qualité pour la fraie printanière du poisson. Dans les marais aménagés, les niveaux d'eau sont gérés différemment d'un site à l'autre en fonction des contraintes et des particularités locales – agriculture, présence de forêt, etc. – et en fonction d'un objectif d'optimisation pour certaines espèces.

La flexibilité de l'approche de modélisation avec la grille MIRE 2D permet de prendre en compte les particularités de ces milieux. Dans les marais résiduels, le niveau d'eau local est calculé comme si le marais était rempli lors des conditions de fonte printanière. En saison, si le niveau est supérieur aux marges du marais, le niveau d'eau local est le même que celui du fleuve, tandis que si le niveau du fleuve est plus bas que le niveau du marais, une fonction d'évaporation constante est appliquée depuis le dernier quart de mois où le niveau était supérieur au niveau-seuil. Une fonction plus complexe d'évaporation, qui tient compte de la radiation solaire, du vent et de la température, pourrait être mise en place ultérieurement.

Cette méthode est aussi adoptée pour les marais aménagés. Cependant, la gestion humaine est prise en compte en fonction des cotes d'opération de chacun des aménagements. De cette façon, pour chacun des nœuds de la grille MIRE 2D qui fait partie d'un marais perché ou aménagé, un calcul particulier permet de considérer les particularités locales de manière transparente. Ainsi, ces milieux sont pris en compte correctement dans les modèles biologiques, et on verra plus loin qu'ils ont un effet important sur la stabilisation des populations de plusieurs groupes fauniques.

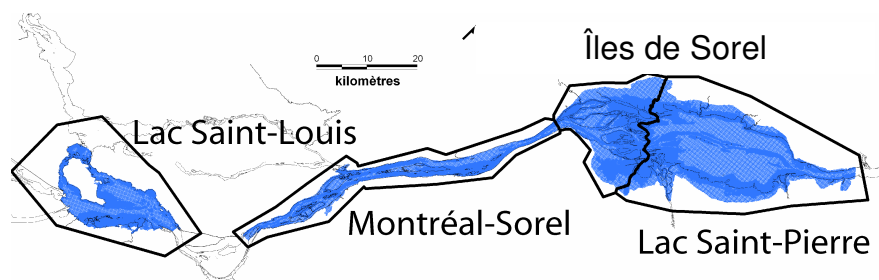


Figure 12.7 Distribution des nœuds dans la grille MIRE 2D (bleu) et définition des secteurs particuliers d'intégration des indicateurs correspondant à quatre indicateurs régionaux et à un indicateur couvrant la superficie totale du territoire

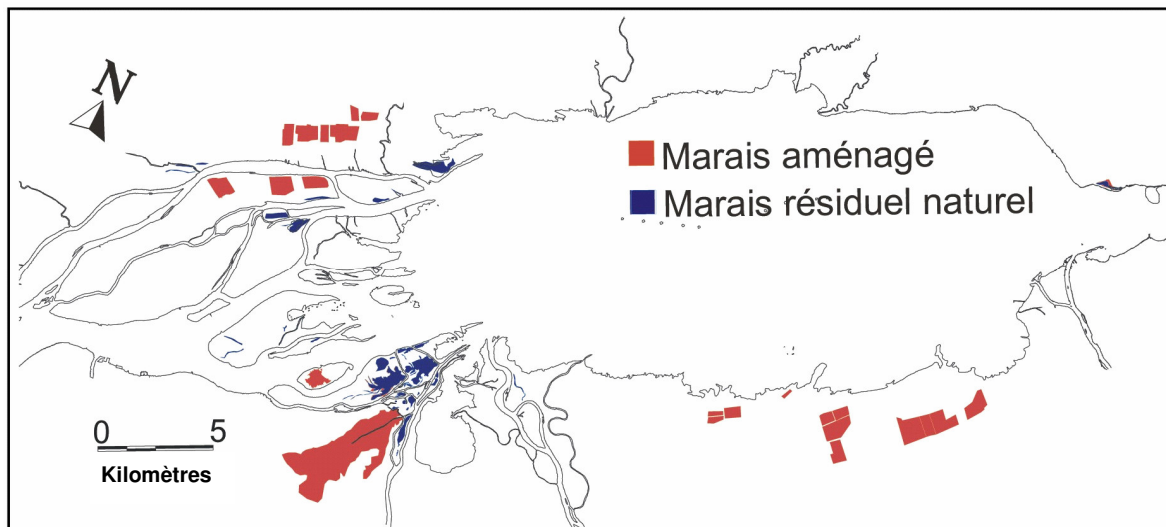


Figure 12.8 Distribution spatiale des marais résiduels et des marais aménagés dont les niveaux d'eau sont partiellement déphasés de ceux du Saint-Laurent (plaine inondable du lac Saint-Pierre)

Les modèles biologiques : des indicateurs de l'impact des fluctuations des niveaux d'eau

Les organismes vivants du fleuve Saint-Laurent sont adaptés à leur environnement, lequel est principalement conditionné par les interactions de la topographie et de l'hydrologie. La présence des organismes dans le fleuve ou dans sa plaine inondable est en bonne partie liée aux conditions physiques locales telles que le courant, la profondeur et l'intensité de la lumière. La préférence des espèces pour certaines conditions physiques permet de circonscrire un territoire préférentiel. Les modèles biologiques développés sont plus ou moins complexes selon l'organisme et le stade de vie étudié. Cependant, ils utilisent tous le concept de « microhabitat » pour faire le lien entre les observations biologiques et les variables physiques. Pour tous les modèles biologiques utilisés dans le cadre de l'étude de la Commission mixte internationale, les variables hydrologiques sont les seuls paramètres indépendants qui font varier l'habitat et qui permettent ainsi de mesurer les effets de la régularisation.

Le Groupe de travail technique sur l'environnement a développé 50 modèles biologiques bidimensionnels afin de produire 205 indicateurs de performance, dont la plupart se retrouvent dans chaque tronçon du fleuve (lac Saint-Louis, Montréal-Sorel, îles de Sorel et lac Saint-Pierre). La plupart des indicateurs se rapportent à la superficie d'habitat disponible comme milieu de vie ou encore comme milieu de reproduction pour des espèces ou des groupes fauniques et floristiques. Les modèles ont

un taux de prévision correcte qui oscille entre 60 % et 95 % pour les plantes et entre 30 % et 70 % pour la faune.

Types de modèles biologiques

Plusieurs types de modèles biologiques ont été produits dans le cadre de l'étude. Les approches des indices de qualité d'habitat (IQH) (Bovee, 1982) et des indices de probabilité d'habitat (IPH) (Guay *et al.*, 2000) ont été utilisées pour déterminer les préférences d'habitat en combinaison avec les données physiques simulées bidimensionnelles de la grille MIRE 2D (Morin *et al.*, 2005). En fait, plusieurs combinaisons et modifications de ces approches ont été employées avec beaucoup de flexibilité, principalement en fonction des données biologiques existantes et de la complexité des phénomènes à l'étude. On peut classer en quatre groupes les types de modèles d'habitat utilisés dans l'étude : a) le modèle d'intersection, une approche classique, b) le modèle de qualité d'habitat (IQH), c) la méthode des modèles de probabilité d'habitat (IPH) et, enfin, d) une combinaison d'un modèle de probabilité et d'un système à base de règles qui permet de reproduire des phénomènes complexes.

Les modèles d'intersection sont très simples et ils sont employés lorsque l'on ne connaît que peu de chose sur les préférences d'habitat d'une espèce en fonction de variables environnementales et lorsqu'il n'existe pas ou peu d'observations biologiques géoréférencées ($N < 10$). Ce type de modèle a servi pour les espèces en péril sur lesquelles il y a peu d'observations (Giguère *et al.*, 2005).

On procède alors en utilisant l'opinion des experts afin de déterminer les limites possibles des « préférences » de cette espèce pour les variables-clés (courant, profondeur, plantes, etc.). La validation de ce type de modèle est évidemment limitée par le faible nombre d'observations.

Les modèles d'habitat potentiel par IQH sont bâtis en utilisant des courbes de préférences pour des variables environnementales importantes. Ces courbes sont construites à partir des observations rapportées dans la documentation ou mesurées sur le terrain sans positionnement géographique. L'inconvénient de cette technique est lié au fait que celle-ci ne permet pas de tenir compte de l'effet de plusieurs variables combinées. Dans le cadre de l'étude, les IQH ont servi pour les organismes dont le nombre d'observations était relativement faible ($10 > N < 30$). Ce type de modèle a été utilisé pour les modèles d'herpétofaune, pour les huttes de Rat musqué et pour les canards barboteurs. La validation de ces modèles a été effectuée en utilisant une partie des observations mises de côté préalablement avant la construction des courbes de préférences.

Les modèles d'habitat probable ont été employés pour les groupes biotiques pour lesquels la qualité et la quantité d'observations sont importantes ($50 > N < 11\ 000$). À partir des variables explicatives correspondant aux conditions d'observation des données biotiques, des relations significatives ont été élaborées à l'aide de plusieurs outils statistiques : régressions logistiques ou multivariées, analyses canoniques, etc. La régression logistique est la méthode la plus utilisée, car elle a l'avantage d'être très puissante et permet de produire des relations prédictives significatives et robustes. Cette dernière approche a donc été employée pour construire la plupart des modèles biologiques, notamment ceux des plantes aquatiques, des milieux humides, des poissons (vie et reproduction) et des oiseaux palustres. De manière générale, on procède en mettant une portion (~ 10 %) des données biologiques de côté pour valider les modèles.

Des modèles biologiques complexes ont été élaborés pour étudier la succession végétale des milieux humides afin de tenir compte des effets des baisses et des hausses des niveaux d'eau sur les nids et les larves de poisson ainsi que pour permettre la renidification chez les oiseaux palustres. Ces modèles utilisent en général la régression logistique pour faire les liens d'habitats entre les variables explicatives et les données biotiques. Diverses règles sont ensuite ajoutées pour moduler les effets des hausses ou des baisses de niveau en considérant des valeurs critiques. La validation de ces modèles s'effectue en comparant les résultats avec une portion des données biologiques qui n'a pas servi à la calibration. Les modèles réalisés pour les milieux humides, les canards barboteurs,

les oiseaux palustres, la reproduction du poisson et le nombre de huttes de Rat musqué ont utilisé des variantes de cette méthode.

Pour toutes les observations biologiques employées afin d'élaborer les modèles d'habitats, des variables explicatives ont été produites pour les conditions correspondant aux observations. Par exemple, pour construire les modèles d'habitats pour les poissons, les variables physiques telles que les courants, la profondeur et la lumière ont été simulées à partir des conditions de débits et de niveaux qui prévalaient au moment de la mise en place des engins de pêche. De plus, des variables « biologiques », comme la distribution des espèces de macrophytes submergées et des grandes classes de milieux humides, ont également été produites pour les conditions correspondant aux échantillonnages. Il est intéressant de constater que les résultats des modèles de macrophytes submergées sont significatifs comme variables explicatives pour plusieurs espèces.

Structure et intégration des modèles biologiques indicateurs pour le Saint-Laurent

La grille MIRE 2D a permis de développer une méthode de mesure des impacts potentiels sur l'écosystème. Il s'agit d'un système de modélisation intégré, puisque l'ensemble des variables physiques contrôlant l'habitat se trouve sur le même support d'information que les modèles biologiques, et que l'hydrologie a une influence directe sur les modèles biologiques. La figure 12.9 montre les liens en cascades, tels qu'ils existent dans MIRE. Les variables physiques et les modèles biologiques sont organisés sur trois niveaux distincts : les variables et modèles physiques, les modèles biologiques de la végétation et les modèles fauniques.

Les variables physiques sont déterminées par les séries temporelles de débits qui modulent les courants, les niveaux, la profondeur, etc. La combinaison de ces variables avec des séries climatiques permet d'obtenir des données de température de l'eau qui servent aux modèles de reproduction des poissons. Les modèles de végétation se composent de modèles prédictifs de plantes submergées et de classes de milieux humides. Les modèles de végétation sont influencés uniquement par les variables physiques de la grille MIRE 2D. Les modèles fauniques sont légèrement plus complexes, puisqu'ils sont tous influencés directement par les changements dans les variables physiques, mais aussi par les changements dans la végétation. Les plantes submergées sont des variables significatives dans les modèles d'habitat des poissons, et tous les modèles fauniques contiennent une variable décrivant une ou plusieurs classes de milieux humides.

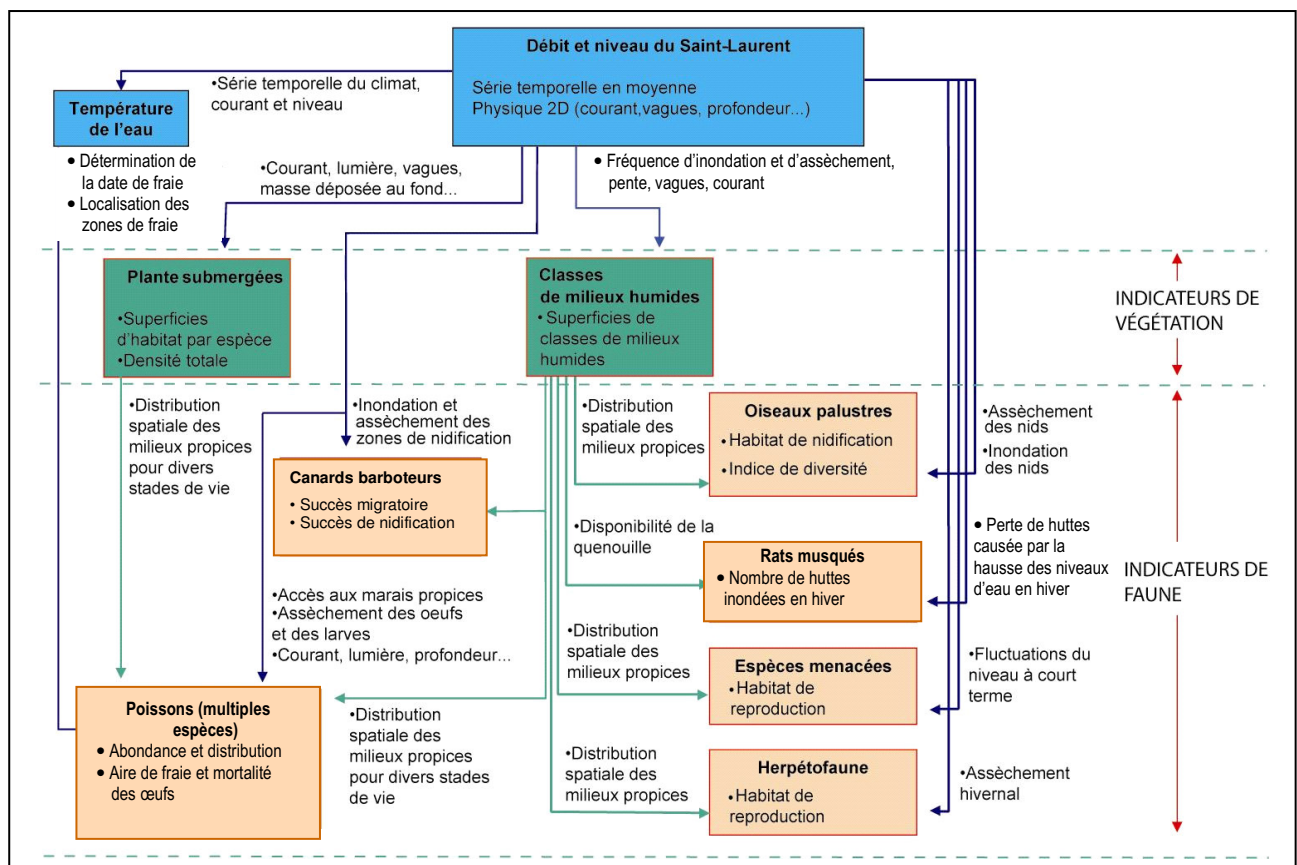


Figure 12.9 Structure logique et organisation des liens entre les variables physiques fluviales, les modèles de végétation et les modèles fauniques dans la grille MIRE 2D

Si on exclut les liens entre l'hydrodynamique et la végétation, il n'y a aucune rétroaction dans la version actuelle de MIRE 2D. Il ne tient pas compte, par exemple, des liens entre l'augmentation des populations de Rats musqués et l'abondance des typhas (quenouilles) dans les marais. Les liens sont donc unidirectionnels, allant des caractéristiques physiques vers la végétation, puis vers la faune.

Perspective sur les indicateurs développés

La mesure des impacts des interventions humaines sur les organismes vivants d'un écosystème est un défi de taille, étant donné les liens complexes qui influencent le vivant. L'approche de la modélisation bidimensionnelle a permis d'intégrer plusieurs niveaux de connaissance basés sur les variables physiques et les modèles d'habitats, mais cela ne constitue pas encore un véritable modèle écosystémique.

Dans le cadre du plan d'étude de la Commission mixte internationale, tous les modèles biologiques utilisés sont fonction des seules variables hydrologiques et permettent de quantifier l'effet de la régularisation. Même si tous les indicateurs créés pour l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent sont sensibles aux fluctuations des niveaux d'eau, ils ne sont pas tous sensibles à la régularisation.

Il est important de comprendre que la régularisation du lac Ontario ne permet pas d'emmagasiner beaucoup d'eau. La régularisation n'a pas d'effet sur plusieurs années et permet tout juste d'accumuler le « surplus » printanier et de le redistribuer sur le reste de l'année. En ce sens, l'impact ne se fait sentir que durant l'année en cours. Il est donc impossible de contrecarrer les effets d'une sécheresse de plus d'une année sur le bassin.

Il est également impossible de retenir une grande quantité d'eau lors de période d'abondance sans affecter considérablement l'écosystème du lac Ontario. Étant donné que les milieux humides réagissent en fonction des débits sur plusieurs années, il n'est pas possible d'influencer de manière importante leur distribution.

Impacts des marais résiduels

Les marais perchés ou résiduels et les marais aménagés sont particulièrement importants pour le Rat musqué, pour plusieurs espèces d'oiseaux et pour la reproduction de plusieurs espèces de poissons. Certaines années, ce sont les seuls endroits qui permettent à la cohorte annuelle de survivre à la suite d'une forte baisse des niveaux d'eau durant le printemps. Pour les Rats musqués, ce sont les hausses importantes des niveaux d'eau hivernaux qui sont le plus néfastes. Pour la grande majorité des années depuis 1960, ces milieux sont les seuls dont les huttes ne sont pas inondées et qui permettent au Rat musqué de survivre dans sa hutte d'hivernage. En conditions naturelles, avant la régularisation des Grands Lacs et surtout avant la régularisation de la rivière des Outaouais, les ennoiements massifs de huttes étaient nettement moins fréquents.

Les indicateurs de végétation et de faune

La réduction du nombre des indicateurs demeure une préoccupation importante dans le choix du plan de régularisation le plus performant. Même s'ils sont très sensibles aux niveaux d'eau, les indicateurs de végétation sont de pauvres descripteurs de l'impact de la régularisation sur l'écosystème, et ce, pour plusieurs raisons. D'abord, les indicateurs de végétation sont évalués sur la période de croissance de la végétation qui est peu modifiée par la régularisation (voir la figure 12.3). Ces milieux sont donc relativement peu influencés par la régularisation. À l'exception d'une perte massive d'un type de milieu humide, ce qui n'est pas possible dans le contexte de la régularisation actuelle, il est difficile de déterminer si une plus ou moins grande quantité d'un type de milieu humide est préférable ou non. Ce qui est fondamental pour le fleuve Saint-Laurent, ce n'est pas la fluctuation dans les superficies des différents types de milieux humides, mais le niveau d'eau atteint au printemps pour que la faune ait accès aux strates de végétation pertinente. Comme les classes de milieux humides font partie intégrante des modèles fauniques (implicite), des impacts négatifs sur ces milieux se refléteront dans la performance des modèles et seront facilement repérables. La contribution des modèles fauniques au choix du meilleur plan est donc un aspect unique de l'étude.

III La perspective écosystémique

Sensibilité, performance, similarité et signification des indicateurs

Comme le montre ce rapport exhaustif, de nombreux éléments ont été étudiés pour documenter la sensibilité de l'écosystème du Saint-Laurent aux variations des débits et à sa régularisation. À l'origine, plus de 230 indicateurs ont été développés. Pour faciliter les décisions de gestion, plusieurs exercices de rationalisation ont été réalisés. Dans un premier temps et au meilleur de leurs connaissances, les chercheurs ont éliminé les indicateurs qui étaient redondants ou trop peu sensibles aux variations du débit. Lors d'une étape subséquente, les experts ont souhaité que la performance des indicateurs soit analysée à l'aide d'outils statistiques. Plus spécifiquement, les analyses devaient évaluer leur sensibilité, leur représentativité ainsi que les regroupements possibles.

Sensibilité et performance statistique des indicateurs-clés

Des mesures statistiques ont été conçues spécifiquement pour évaluer la pertinence et l'exhaustivité d'un sous-ensemble plus restreint d'indicateurs environnementaux. Elles ont reposé sur l'analyse du comportement des indicateurs en fonction des niveaux d'eau du fleuve, simulés sur 40 ou 100 ans, selon différents scénarios d'apports d'eau et plans de régularisation. Aux fins de la Commission mixte internationale, la pertinence des indicateurs repose, entre autres, sur leur aptitude à réagir aux changements des politiques de gestion des niveaux d'eau. Une mesure de sensibilité qui traduit bien cette capacité est la variation relative maximale de chaque indicateur pour un ensemble de politiques. Selon ce critère, les habitats de certaines espèces situés à la limite des rives, surtout dans les secteurs du fleuve où ils forment des bandes étroites, sont des indicateurs très sensibles. De même, les indicateurs qui reposent sur toute l'étendue du fleuve sont toujours moins sensibles que leur version s'appliquant à un secteur névralgique.

En plus d'être pertinents, les indicateurs-clés choisis devaient donner une image aussi complète que possible des conséquences environnementales de la gestion des niveaux d'eau. Ses effets sur chaque compartiment écologique étudié, sur les espèces menacées, à chaque saison et dans tous les secteurs du fleuve devaient être représentés. Mais au-delà de cette comptabilité de représentation, il était aussi souhaitable de maintenir dans l'ensemble la plus grande variété de réponses possible. Celle-ci a été évaluée en comparant chaque paire d'indicateurs en réponse à des scénarios hydrologiques et des politiques de gestion simulés, de façon à pouvoir mesurer une différence entre eux. Dans une représentation graphique de ces différences, les réponses semblables

(redondantes) ont formé des grappes compactes autour desquelles gravitaient les indicateurs montrant des patrons plus originaux. La comparaison de l'espace couvert par les indicateurs-clés avec celui de l'ensemble complet a permis de représenter la perte d'information originale du sous-ensemble sur une échelle relative.

Cette approche, qui visait à maximiser l'expressivité des indicateurs-clés, n'a cependant pas fourni un ensemble unanimement favorisé par la même politique de gestion. Au contraire, des indicateurs qui s'opposaient fortement s'y sont retrouvés, soulignant du fait les antagonismes qui existent nécessairement dans un écosystème aussi diversifié que celui du Saint-Laurent.

Similarité entre indicateurs et signification des principaux groupes

Trois analyses en composantes principales (ACP) ont été réalisées sur les indicateurs. Tous les groupes d'organismes vivants et toutes les régions géographiques étaient représentés. La première analyse, appliquée à 59 indicateurs, fait ressortir clairement des groupes d'indicateurs identifiant les saisons hydrologiques, dont le printemps et l'été, représentés par un grand nombre d'indicateurs (70 % de variance sur trois axes). Au sein d'un même groupe, plusieurs indicateurs étaient en opposition, indiquant l'effet positif ou négatif de la régularisation. Les indicateurs représentant la végétation émergente et submergée apparaissaient dans un groupe distinct, montrant qu'ils sont sensibles à d'autres contraintes hydrologiques que la crue printanière ou l'étiage estival. Dans ce dernier groupe, on retrouve aussi l'indicateur relatif au Rat musqué, le seul qui s'applique à l'hiver. La deuxième analyse en composantes principales, appliquée seulement au printemps, identifie un groupe d'indicateurs représentant les oiseaux palustres et un groupe dans lequel on retrouve d'autres oiseaux et des espèces en péril en opposition avec des poissons (65 % de variance sur trois axes). La crue printanière exerce au moins deux effets différents sur les organismes vivants, et les indicateurs retenus illustrent aussi les effets antagonistes de l'hydrologie sur les oiseaux et les poissons. La troisième analyse en composantes principales, appliquée à l'été, identifie un groupe principal dans lequel on retrouve les indicateurs sur les habitats d'été des poissons et de reproduction de tortues (92 % de variance sur deux axes). Ce premier groupe souligne clairement l'effet opposé de la régularisation en été sur les espèces de poissons lenticules et lotiques. Un autre groupe comprend deux indicateurs d'abondance de poissons.

L'analyse statistique de la réponse des indicateurs environnementaux aux scénarios de niveaux simulés a mis en lumière la présence de grandes tendances dans les modèles écologiques proposés. Elle a aussi permis de

souligner que les espèces du fleuve ont parfois des besoins conflictuels et d'identifier celles qui sont plus affectées que les autres par la gestion des niveaux d'eau. Ces informations se sont ajoutées à l'ensemble complexe des considérations ayant guidé les experts dans leur choix des indicateurs-clés.

IV Les critères hydroécologiques du Saint-Laurent fluvial

En plus de permettre la conception d'indicateurs de performance, les informations acquises lors de l'étude sur les différents groupes biotiques qui utilisent le Saint Laurent fluvial ont également permis de formuler des critères hydroécologiques. Les critères ont d'abord été élaborés afin d'aider la formulation de nouveaux plans de régularisation qui maximisent les bénéfices pour les espèces représentées. Cet exercice a aussi permis de synthétiser les caractéristiques hydrologiques requises par ces groupes fauniques et, entre autres, d'appuyer la sélection d'indicateurs de performance-clés. Les critères hydroécologiques déterminent une fourchette de niveaux, ou de fluctuations de niveaux, qui est idéale pour un certain nombre d'espèces durant une période donnée de l'année. Ces critères ont été conçus sur une base hebdomadaire et sont de deux types : 1) ceux qui régissent le taux hebdomadaire maximal de variations des niveaux d'eau et 2) ceux qui identifient les niveaux d'eau qui devraient exister dans une classe de milieux humides donnée.

À partir des connaissances existantes, dix critères fauniques ont été établis pour huit espèces ou groupes d'espèces. Ces critères s'appliquent en général à la partie du cycle vital qui est le plus vulnérable aux fluctuations hydrologiques (tableau 12.2). Neuf de ces critères s'appliquent aux habitats naturels du Saint-Laurent et sont considérés comme prioritaires par rapport au dixième critère (facultatif) qui a pour but de maximiser l'efficacité des marais aménagés (tableau 12.2). Il est important de mentionner qu'aucun de ces critères n'est en conflit avec un autre.

Afin de déterminer les niveaux d'eau permettant de maximiser la reproduction de plusieurs espèces fauniques, divers critères qui identifient les niveaux d'eau devant exister ont été définis par rapport à l'élévation moyenne de la strate de végétation correspondant au marais peu profond. La distribution spatiale des marais peu profonds dépend des débits moyens des trois saisons antérieures de croissance (voir le chapitre sur la modélisation des milieux humides).

C'est la période hydrologique de la décrue printanière qui compte le plus de critères hydroécologiques, avec huit

des dix critères énoncés. Cela montre bien l'importance de cette période pour plusieurs espèces qui s'y reproduisent. Ainsi, durant cette période et suivant le tableau 12.2 il est recommandé :

- de conserver une profondeur d'eau minimale de 35 cm dans les marais pour la reproduction du Grand Brochet et de la Perchaude et de limiter les baisses de niveaux d'eau à moins de 30 cm par semaine (Mingelbier *et al.*, 2005);
- de maintenir des niveaux d'eau supérieurs à 5,4 m à Sorel, afin qu'au minimum, 20 % de la sauvagine en migration utilisent la plaine d'inondation naturelle du Saint-Laurent (Lehoux *et al.*, 2005);
- de garder des niveaux d'eau moyens entre 4,9 m et 5,5 m durant la saison de reproduction et d'élevage des canards barboteurs, et pour minimiser les risques d'inondation des nids, éviter également les hausses de niveau d'eau (< 40 cm durant la première semaine de mai; < 20 cm entre la deuxième semaine de mai et la fin de juin; < 30 cm en juillet) (Lehoux *et al.*, 2005);
- de conserver une profondeur d'eau minimale de 50 cm dans les marais pour les oiseaux palustres et d'éviter les fluctuations hebdomadaires de plus de 20 cm (Desgranges *et al.*, 2005; Giguère *et al.*, 2005);
- d'éviter les hausses de plus de 50 cm (par rapport au niveau de la mi-juin), afin de maximiser la survie des embryons de tortues, incluant la Tortue-molle à épines et la Tortue géographique qui sont des espèces en péril (Giguère *et al.*, 2005);
- d'éviter les baisses de niveaux d'eau hebdomadaires de plus de 20 cm, puisqu'elles peuvent toucher la productivité du Méné d'herbe (Giguère *et al.*, 2005);
- et bien qu'il soit un critère facultatif, de maintenir un niveau d'eau supérieur à 5,6 m (Sorel), afin que les marais aménagés présentent des superficies d'habitats convenables pour la reproduction de la Perchaude et du Grand Brochet. De plus, à partir de la fin de juin, un niveau d'eau inférieur à 5,0 m permet d'attirer les nouvelles cohortes vers le Saint-Laurent (Mingelbier *et al.*, 2005).

Deux critères se rapportent à la période estivale : la période d'élevage des canards barboteurs et la période de croissance de la guildes des poissons de rivage en milieu lentique. Cette guildes est avantagée lorsque le niveau de l'eau est inférieur à 4,6 m à Sorel. Un seul critère couvre la période hivernale. Pour favoriser la survie hivernale du Rat musqué, il faut restreindre les hausses de niveaux supérieures à 30 cm par rapport au niveau d'eau du mois de novembre qui peuvent noyer les huttes, et éviter les baisses de plus de 75 cm qui peuvent restreindre l'accessibilité aux sources d'alimentation (Ouellet *et al.*, 2005). À noter qu'il n'y a aucun critère pour le mois de mars. Cette absence n'est pas tout à fait fortuite : c'est la période avec la plus grande variation des débits, puisqu'elle correspond à la période de la fonte.

Malgré son importance fondamentale, aucun critère n'a été formulé pour la végétation. En effet, ce sont les variables hydrologiques de plusieurs années consécutives qui régissent la distribution et l'abondance des plantes. Or comme la Commission mixte internationale gère l'eau sur une base annuelle, il n'est pas possible d'appliquer des critères pour les plantes.

TABLEAU 12.2
Priorités et périodes d'application des critères élaborés

Espèce/groupe d'espèces		Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Priorité	1 Rat musqué (hivernation)												
	1 Perchaude + Grand Brochet (reprod.)												
	1 Poissons lentiques rive (croissance)												
	1 Sauvagine (migration)												
	1 Sauvagine (reprod. et élevage) ¹												
	1 Oiseaux palustres (reprod.)												
	1 Petit Blongios ² (reprod.)												
	1 Tortues en péril ³ (reprod.)												
	1 Méné d'herbe ² (reprod.)												
	2 Perchaude et Grand Brochet (aménag.)												

¹ La partie foncée correspond à la période d'incubation.

² Espèces en péril.

³ Tortue géographique et Tortue-molle à épines.

Il faut garder à l'esprit que les critères énumérés ne ciblent qu'une fraction des espèces présentes dans le Saint-Laurent, et qu'une seule partie de leur cycle vital a été considérée. En ce sens, certains principes environnementaux doivent l'emporter sur ces critères :

- les espèces vivant dans le Saint-Laurent fluvial utilisent des habitats très diversifiés; la régularisation des débits doit améliorer, ou à tout le moins conserver, l'hétérogénéité des habitats présents et par conséquent la diversité biologique qu'ils abritent;
- les variations hydrologiques interannuelles favorisent la santé et la diversité des écosystèmes;
- et la régularisation du Saint-Laurent devrait respecter le cycle hydrologique naturel de ce système.

La crue printanière et les périodes d'étiage sont des caractéristiques fondamentales du Saint-Laurent. La modulation des débits, tels qu'ils étaient avant l'avènement des ouvrages et des activités de régularisation, devrait servir de fondement à la régularisation contemporaine. En ce sens, il est intéressant de constater que les critères des taux de variations de la crue sont similaires à ce que l'on retrouvait dans le Saint-Laurent durant la période qui a précédé la régularisation. Durant cette période, la crue était légèrement plus forte, ce qui donnait accès à une plus grande superficie de milieux humides. La décrue était, quant à elle, relativement lente.

Forces et limites de l'élaboration des indicateurs

L'étude de la Commission mixte internationale a permis de démontrer la puissance de la modélisation dans l'analyse et l'évaluation de l'écosystème. L'outil de modélisation intégrée a permis de construire un grand nombre d'indicateurs sensibles aux fluctuations des niveaux d'eau, en plus de rendre disponibles une foule d'informations fondamentales à la recherche et à la gestion du fleuve. Les outils de modélisation, les modèles biologiques et les indicateurs ont été conçus pour être facilement applicables à d'autres enjeux environnementaux, comme l'impact des modifications du chenal de navigation ou l'exportation massive d'eau des Grands Lacs.

Les indicateurs produits dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent pour la Commission mixte internationale ne peuvent cependant pas répondre à toutes les questions. Le contexte de cette étude limitait la portée des travaux aux seules variables de niveaux et de débits. Seules les caractéristiques hydrologiques ayant été modifiées par la régularisation ont été prises en compte, si bien que l'on ne s'est pas

penché, par exemple, sur les impacts de l'évolution du lit du fleuve, causés par le dragage et par le dépôt de déblais de dragage. En fait, le système étudié ne représente que la topographie et les altérations physiques existantes dans le système en 2005. Un autre exemple de facteurs laissés de côté est celui des fluctuations des nutriments et de leurs impacts sur la végétation. Il est important de noter que le seul indicateur qui se rapporte à la période hivernale est celui du Rat musqué, et aucun modèle biologique n'a été produit pour la portion aquatique du fleuve. En fait, la saison hivernale est presque totalement absente des bases de données biologiques, et il n'existe pas pour l'instant de modèles hydrodynamiques qui reproduisent les conditions d'écoulement sous la glace. Il faut aussi savoir que les fluctuations des niveaux d'eau à l'intérieur d'une semaine n'étaient pas analysées par les indicateurs qui ont été développés. Le rythme de la régularisation est hebdomadaire, et les gestionnaires des barrages ont l'obligation de respecter la moyenne hebdomadaire et non le débit instantané. Cette situation pourrait entraîner de fortes différences si de fortes fluctuations de niveaux se produisaient à l'intérieur d'une semaine durant la période la plus sensible de l'année.

Utilisation de la prospective

En mode prédictif, les modèles biologiques et les indicateurs peuvent servir à prévoir l'état d'un écosystème et permettre ainsi un suivi en continu. Des prévisions environnementales de l'état de l'écosystème pourraient alors être communiquées régulièrement aux citoyens. De la même manière que les prévisions météorologiques sont mises à jour de façon continue par Environnement Canada, des prévisions de l'état de l'écosystème pourront être faites et communiquées aux chercheurs et aux citoyens. Cela est particulièrement intéressant pour les modèles de température de l'eau ou pour les modèles biologiques, comme les grandes classes de milieux humides, dont les caractéristiques de l'été sont déterminées à la fin de la saison de croissance de l'année précédente. Ainsi, à partir de la fin du mois de novembre, il serait possible de prévoir l'étendue et la composition des milieux humides du Saint-Laurent de l'année suivante. Cette façon de faire assurerait un maintien des indicateurs et permettrait de s'assurer à long terme de la justesse des modèles qui ont servi à déterminer le nouveau plan de régularisation. Les divergences éventuelles entre les prévisions des modèles et la réalité entraîneraient d'autres recherches et, par conséquent, l'enrichissement des connaissances, améliorant ainsi nos prévisions. Il est évident que la conservation de ces modèles et connaissances permettrait de les utiliser dans divers contextes de recherche et d'évaluation environnementale.

Conclusions et recommandations

La résolution d'une problématique environnementale représente un défi d'envergure sur le plan scientifique, surtout lorsqu'elle comporte des processus écologiques à l'échelle de tout un écosystème. La récolte de données précises est très coûteuse, et la validation des indicateurs environnementaux nécessite un travail considérable, simplement pour en déterminer la portée et la valeur prédictive. De plus, en dépit des efforts déployés, il est aussi possible que les moteurs du changement d'un écosystème dérivent, réduisant ainsi considérablement la portée des résultats par rapport aux solutions de gestion envisagées au moment de l'étude. Dans un tel contexte, il est évident que nos études, dont ce document fait la synthèse, ne représentent qu'un premier pas dans la compréhension que nous avons de l'écologie du Saint-Laurent. Bien qu'un travail considérable de démonstration reste à faire, l'utilisation de techniques sophistiquées empiriques, statistiques et de modélisation numérique a permis de bien cerner notre approche afin de sélectionner les indicateurs les plus adéquats en fonction des besoins précis de la Commission mixte internationale.

L'hydrologie du lac Ontario n'est qu'un des facteurs parmi bien d'autres qui influencent le débit du fleuve Saint-Laurent. En effet, plusieurs tributaires, incluant l'effet important de la rivière des Outaouais, constituent des facteurs non négligeables de variation. Puisque la régularisation sert principalement à réduire les fluctuations du lac Ontario, elle ne contribue donc qu'une fraction de la variation totale des débits et niveaux d'eau dans le Saint-Laurent. Les indicateurs doivent non seulement signaler l'impact des variations hydrologiques, mais également être suffisamment sensibles pour réagir à la régularisation. Cette question est encore plus compliquée par la façon dont ont été mesurés les niveaux d'eau (moyenne/quart de mois), qui pourrait négliger certaines covariances écohydrologiques plus fines.

Toutefois, l'utilisation de la réaction des indicateurs aux gradients et aux dérives environnementales est ardue. Cette difficulté réside dans la sélection de balises écologiques adéquates qui permettent une gestion axée sur le maintien du bon fonctionnement de l'écosystème et non une gestion limitée par des considérations d'ordre purement économique. Ces balises sont habituellement historiques et servent en général à établir l'amplitude, la fréquence et l'intensité des conditions écologiques précédant l'introduction d'un facteur de perturbation anthropique. Dans le cas de la gestion des niveaux d'eau, des changements importants ont affecté, au fil du temps, les propriétés physiques d'écoulement du bassin versant du Saint-Laurent. On n'a qu'à penser à l'ensemble des transformations de la plaine inondable du Saint-Laurent pour des fins d'agriculture, au dragage du chenal de

navigation ou à l'harnachement de certains de ses tributaires majeurs. Le seul retour à des débits naturels à la sortie du lac Ontario ne permettrait pas de reconstituer les conditions naturelles prévalant dans la portion fluviale avant la régularisation, mais un mouvement dans cette direction devrait réduire les impacts écologiques de la régularisation sous le plan existant dans le Saint-Laurent (Hudon *et al.*, 2005) ainsi que dans le lac Ontario et le fleuve en amont du barrage Moses-Saunders à Cornwall. (Wilcox *et al.*, 2005).

C'est ici qu'apparaît la force de l'approche de la modélisation, fondée sur des outils géomatiques, à partir de laquelle des modèles hydrodynamiques prédictifs de type fonctionnel sont développés pour faire interagir une grande variété d'informations dans le temps et l'espace, à partir de relations statistiques entre les niveaux et débits d'eau et les événements et occurrences. Cette approche permet ainsi d'évaluer des conditions environnementales précises d'impacts sur une grande échelle. De plus, cette approche permet d'évaluer et de vérifier rapidement des hypothèses selon divers scénarios. La flexibilité de cette méthode permet de prendre en considération des conditions locales et des caractéristiques particulières de l'habitat. Cette approche novatrice est particulièrement utile pour prédire la distribution et l'abondance de certains groupes fauniques en fonction d'indices d'utilisation et de qualité de l'habitat établis à partir d'observations ou de prédictions de la répartition de la végétation.

Les modèles empiriques proposent également une solution. Cette approche propose le développement d'une structure d'indicateurs et leur classement par rapport au type de mesures qu'ils représentent. Les indicateurs-clés de performance sont donc choisis :

- à l'échelle de l'écosystème (superficie et qualité des habitats);
- en fonction de la réaction directe aux variations des niveaux d'eau (mortalité);
- et en fonction de la réaction indirecte aux variations de superficie ou de qualité des habitats et/ou aux variations des niveaux d'eau.

Parmi les indicateurs de performance développés, le premier groupe a une réaction immédiate aux variations des niveaux d'eau et inclut des mesures de superficie et de profondeur d'habitat et s'apparente le plus aux phénomènes à l'échelle de l'écosystème. Ces mesures pourraient être considérées comme des indicateurs « instantanés » et devraient toujours être étudiées dans les comparaisons de plans. Elles sont à la base de la productivité et de la diversité de l'écosystème et devraient servir à déterminer si différents plans causent

des pertes de superficies de milieux humides ou de composition de la flore aquatique.

Le deuxième groupe d'indicateurs de performance inclut les mesures d'espèces qui sont immédiatement affectées par les variations des niveaux d'eau, c'est-à-dire les organismes dont le succès reproductif est touché par l'inondation ou l'assèchement de leur nid, tanière ou demeure. Par conséquent, la mortalité immédiate et la perte de productivité sont directement attribuables aux variations des niveaux d'eau. Ces indicateurs devraient être considérés comme des indicateurs de performance d'écosystèmes de premier ordre.

Un troisième groupe d'indicateurs de performance reflète à plus ou moins long terme l'abondance ou la productivité des espèces qui correspondent à la transformation des conditions de l'habitat (par exemple, taux de naissance plus élevé de canetons si la superficie de l'habitat humide, et donc de nidification, s'accroît). Cette relation est toutefois sujette à beaucoup de variations et s'avère « souple » statistiquement (facteur de composantes d'erreurs) et biologiquement. Ces indicateurs de performance devraient être considérés comme reflétant une réaction de la faune beaucoup plus souple que ce que l'on retrouve dans une relation fonctionnelle. Leur variabilité inhérente et, par conséquent, les intervalles de confiance s'avèrent plus grandes.

La meilleure stratégie pour conserver l'intégrité écologique du Saint-Laurent est de régulariser le débit sortant du lac Ontario de sorte qu'il recrée dans la portion fluviale des conditions hydrologiques similaires à celles qui prévalaient avant la régularisation. Plusieurs méthodes ont été décrites pour le développement, la sélection et l'utilisation d'indicateurs. Malgré leurs fondements conceptuels très différents, ces indicateurs révèlent tous une optimisation de la conservation de la structure et des fonctions écologiques des milieux humides lorsqu'on se rapproche des conditions naturelles du Saint-Laurent avant sa régularisation.

Les résultats de cette synthèse montrent clairement que les variations de superficies des milieux humides dans un écosystème fluvial, comme celui du Saint-Laurent, dépendent directement de seuils d'inondation récurrente en période de crue et de ceux d'assèchement en période d'étiage. Pour la faune, la régularisation a un impact sur la disponibilité et la qualité de son habitat. Des facteurs anthropiques tels que la modification des berges et les changements climatiques viendront modifier le cycle des eaux et ainsi influencer la gestion des milieux humides, leur réapprovisionnement en eau et, ultimement, leur persistance. Un laborieux travail de recherche est nécessaire si l'on veut arriver à mieux comprendre comment les milieux humides et les écosystèmes qu'ils abritent se

transforment en fonction de l'hydrologie d'un cours d'eau.

L'héritage de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent

Le travail de recherche effectué depuis près de 10 ans sur l'impact des niveaux d'eau et récemment pour l'étude de la Commission mixte internationale laisse un héritage d'une grande valeur : un bassin exceptionnel d'expertises au Québec et en Ontario, avec des spécialités multisectorielles peu communes de l'écologie des grands fleuves, une vaste acquisition de connaissances sur le milieu ainsi qu'une structure d'accueil de modélisation pour les données empiriques qui permet leur utilisation et leur dissémination. Le Saint-Laurent compte maintenant sur un réseau d'expertises qui aura à déterminer comment les cours d'eau régularisés peuvent continuer à produire des écosystèmes viables dans un contexte de pressions, d'empiétements et de développements qui affectent et sont affectés par l'hydrologie. Ce rapport constitue une première étape qui donne une idée et quelques recommandations sur le développement et l'utilisation des indicateurs, mais représente un travail inachevé. Nous espérons que les travaux présentés dans ce document pourront servir au développement de politiques et de processus de gestion environnementale et guider les orientations qui pourront augmenter la qualité de vie des Canadiens tout en minimisant les impacts sur l'environnement.

Outre son utilité pour la Commission mixte internationale, cette étude a fourni des dividendes considérables au chapitre des connaissances :

- l'approfondissement des méthodes de sélection d'indicateurs environnementaux de performance;
- l'identification d'un cadre environnemental optimal et de facteurs limitatifs liés à l'intégrité écologique de la portion fluviale du Saint-Laurent;
- le développement d'outils d'évaluation spatio-temporelle de l'écosystème ouvrant la porte à une gestion adaptative de l'environnement et à l'analyse de problématiques écosystémiques complexes;
- une méthode de comparaison relative de modes substitués de gestion dans un contexte d'incertitude de la réponse de l'écosystème aux facteurs de perturbation anthropique;
- la création, au sein d'Environnement Canada, de champs d'expertise spécialisés dans l'évaluation des impacts des niveaux d'eau et dans la modélisation des écosystèmes ainsi que dans la formulation d'avis scientifiques sur différents scénarios d'aménagement ou de gestion.

Les indicateurs environnementaux développés dans le contexte des études sur le Saint-Laurent sont des outils utiles pour prédire la réponse des écosystèmes aux pressions environnementales. Partout dans le monde, on note des changements dans les écosystèmes fluviaux, conséquence de pressions anthropiques, mais on comprend mal leur portée.

Un des plus sérieux défis de notre société moderne est l'accélération de la perte d'habitats humides et de leurs bénéfices pour les organismes vivants, incluant l'homme. Bien que l'interrelation des facteurs physiques et écologiques soit mal connue, il est toutefois évident que les milieux humides sont sensibles aux variations hydroclimatiques. Des études additionnelles sont donc souhaitables, particulièrement le développement d'un système de suivi hydrodynamique et biologique de l'impact de la régularisation dans un contexte de facteurs environnementaux multiples. Ces études devraient être guidées par le besoin de comprendre les écosystèmes riverains pour mieux les conserver. Ce travail est nécessaire en raison des nombreuses transformations et pressions que les écosystèmes naturels subissent dans un paysage de plus en plus urbanisé, auxquelles sont associés le remblayage des habitats et la pollution.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Jacinthe Leclerc, Michel Jean et Patricia Houle pour leurs commentaires éditoriaux sur de précédentes versions de ce chapitre.

RÉFÉRENCES

Bovee, K.D. 1982. *A Guide to Stream Habitat Analysis Using Instream Flow Incremental Method*. United States Geological Survey, Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Fort Collins, Colorado. Instream Flow Information Paper 12, FWS/OBS 82/86.

Bunn, S.E. et A.H. Arthington. 2002. « Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity ». *Environmental Management*, 30 : 492-507.

Casselman J.M. et C.A. Lewis. 1996. « Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius* L.) ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 (Suppl.1) : 161-174.

COSEPAC – Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. 2004. http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct5/index_f.cfm.

DesGranges, J.-L., J. Ingram, B. Drolet, C. Savage, J. Morin et D. Borcard. 2005. *Wetland Bird Response to Water Level Changes in the Lake Ontario–St. Lawrence River Hydrosystem*. Environnement Canada, Service canadien de la faune et Service météorologique du Canada, régions du Québec et de l'Ontario. Rapport final à la Commission mixte internationale dans le cadre de l'Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. Rapport manuscrit, xii + 125 pages.

Giguère, S., J. Morin, P. Laporte et M. Mingelbier. 2005. *Évaluation des impacts des fluctuations hydrologiques sur les espèces en péril, tronçon fluvial du Saint-Laurent (Cornwall à Trois-Rivières)*. Environnement Canada (Service canadien de la faune et Service météorologique du Canada) et ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec. Rapport final pour la Commission mixte internationale – Étude internationale sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 71 pages et annexes.

Guay, J.-C., D. Boisclair, D. Rioux, M. Leclerc, M. Lapointe et P. Legendre. 2000. « Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*) ». *Canadian Journal of Aquatic Sciences*, 57 : 2065-2075.

Hudon, C. 2004. « Managing St. Lawrence River discharge in times of climatic uncertainty: How water quantity affects wildlife, recreation and the economy ». *Transactions of the 69th North American Wildlife and Natural Resources Conference*, Spokane, WA. É.-U., p. 165-181.

Hudon, C. 1997. « Impact of water-level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54 : 2853-2865.

Hudon, C., P. Gagnon, J.-P. Amyot, G. Létourneau, M. Jean, C. Plante, D. Rioux et M. Deschênes. 2005. « Historical changes in herbaceous wetland distribution induced by hydrological conditions in Lake Saint-Pierre (St. Lawrence River, Quebec, Canada) ». *Hydrobiologia*, 539 : 205-224.

LCEE – *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*, 1992. <http://lois.justice.gc.ca/fr/C-15.2/index.html>.

Lehoux, D., D. Dauphin, J. Morin et 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*. Environnement Canada, Service canadien de la faune et Service météorologique du Canada, Québec.

LEP – *Loi sur les espèces en péril*, 2002. http://www.registrelep.gc.ca/the_act/default_f.cfm.

Mingelbier M., P. Brodeur et J. Morin. 2005. *First Official Recommendations Concerning Fish and their Habitat in the Fluvial St. Lawrence River to Improve Current Criteria Used for Regulating the Lake Ontario–St. Lawrence River System: Preliminary Regulation Criteria and Equations for the Integrated Ecosystem Response Model (IERM)*. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune.

Morin, J. et A. Bouchard. 2000. *Les bases de la modélisation du tronçon Montréal–Trois-Rivières*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport scientifique RS-100, 56 pages.

- Morin, J. et M. Leclerc. 1998. « From pristine to present state: Hydrology evolution of Lake Saint-François, St. Lawrence River ». *Canadian Journal of Civil Engineering*, 25 : 864-879.
- Morin, J., O. Champoux, S. Martin et K. Turgeon. 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*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport scientifique SMC Québec, RS-108, 139 pages.
- MPO – Ministère des Pêches et des Océans du Canada. 1998. *Lignes directrices pour la conservation et la protection de l'habitat du poisson*. 2^e édition. Pêches et Océans Canada, Ottawa, MPO/5859. http://www.dfo-mpo.gc.ca/oceans-habitat/habitat/index_f.asp.
- Ouellet, V., O. Champoux et J. Morin. 2005. *Modèle d'impacts des fluctuations de niveau d'eau sur la survie hivernale du Rat musqué : Rapport final des activités entreprises dans le cadre du Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Section Hydrologie, Sainte-Foy. Rapport technique RT-138, 75 pages
- Petts, G.E. 1984. *Impounded Rivers – Perspectives for Ecological Management*. Wiley-Interscience, John Wiley and Sons, Chichester. 326 pages
- Poff, N.L., J.D. Allan, M.B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegard, B.D. Richter, R.E. Sparks et J.C. Stromberg. 1997. « The natural flow regime – A paradigm for river conservation and restoration ». *Bioscience*, 47 : 769-784.
- USFWS – United States Fish and Wildlife Service. 1973. *The Endangered Species Act*. <http://endangered.fws.gov/esa.html>
- Wilcox, D.A. 2004. « Implications of hydrologic variability on the succession of plants in Great Lakes wetlands ». *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7 : 223-231.
- Wilcox, D.A., J.W. Ingram, K.P. Kowalski, J.E. Meeker, M.L. Carlson, Y. Xie, G.P. Grabas, K.L. Holmes et N.J. Patterson. 2005. *Evaluation of Water Level Regulation Influences on Lake Ontario and Upper St. Lawrence River Coastal Wetland Plant Communities*. Rapport final présenté à la Commission mixte internationale.

Chapitre 13

PERSPECTIVES GLOBALES ET FUTURES

Jean-François Bibeault¹ et Jean-François Cantin²

1. Environnement Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, État du Saint-Laurent.

2. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Hydrologie.

La gestion de l'écosystème aquatique du Saint-Laurent et des besoins en eau de la société présente plusieurs défis, dont le tout premier est l'intégration de l'information. Un second défi consiste à se doter de pistes d'action prioritaires afin de mieux appuyer les décisions et l'évaluation de leurs résultats. Comme le soulignent Naiman *et al.* (2002), la science doit non seulement être de qualité et pertinente, mais elle doit aussi être utilisée.

Le cadre récemment développé par Environnement Canada (2004) et axé sur la durabilité de l'environnement comme facteur de maintien de la compétitivité de l'économie canadienne s'inscrit dans cette perspective. Les connaissances, qu'elles résultent d'un suivi environnemental à long terme, de nouvelles recherches fondamentales ou de la modélisation d'écosystèmes, doivent fournir les éléments nécessaires aux règlements et au recours à des outils économiques complémentaires, au développement et à l'adoption de solutions techniques et technologiques ainsi qu'à la sensibilisation et à la mobilisation des collectivités en faveur de mesures locales.

Vision d'une gestion intégrée

Vision holistique

L'approche de la gestion intégrée dans les années 1990, soutenue notamment par Environnement Canada, est un cadre où les problèmes et les interventions qui en découlent sont envisagés en fonction de leurs interactions et des effets synergiques générés. L'intérêt porté aux acteurs (décideurs et groupes de pression) et à la gouvernance en particulier ne fait que resserrer davantage les liens entre le savoir et l'action. La coopération entre les gouvernements, la consultation préalable et l'établissement de programmes de coopération (Cohen *et al.*, 2004), la protection de la ressource eau et de l'intégrité des bassins versants en sont des exemples. La prise en considération du cycle de l'eau et des facteurs qui le modulent, des interactions de l'écosystème et des usages, de l'adéquation entre la disponibilité de l'eau et les besoins, ou encore entre la disponibilité potentielle et la disponibilité effective (incluant une eau de qualité suffisante) suppose en effet une action concertée et

responsable à long terme. Les chapitres précédents ont d'ailleurs abordé les pressions susceptibles de modifier l'intégrité de l'écosystème, qu'il s'agisse de besoins écologiques ou d'usages anthropiques.

Ces travaux se sont inscrits cependant dans un contexte lié à l'enjeu de la régularisation des eaux, qui a nécessité la création de groupes de travail techniques sur l'environnement, la navigation commerciale et de plaisance, l'érosion des zones côtières et les inondations des propriétés riveraines, l'hydroélectricité et l'utilisation domestique, industrielle et municipale de l'eau. Mises en commun par le biais du milieu physique fluvial, ces études constituent un pas remarquable vers une gestion intégrée d'un écosystème. Il importe de tirer profit de cette somme considérable de travail, d'en retenir certains éléments-clés pour les adapter au contexte élargi d'une gestion intégrée d'un grand écosystème.

Multiplicité des acteurs

Par ailleurs, on s'est beaucoup intéressé à la dynamique des acteurs et des usagers dans la définition de principes, d'objectifs et de mécanismes de concertation comme moteurs de la gestion intégrée, ceci dans la foulée des concepts de développement durable et de rencontres internationales comme le Sommet de la terre de Rio en 1992, Rio + 10, Dublin et le 3^e Forum mondial de l'eau tenu à Kyoto en 2003 (Gangbazo *et al.*, 2004). Cela a toutefois révélé des visions différentes du monde et diverses manières d'interpréter la durabilité (Gendron, 2004; Guay, 2004), ce qui rend plus difficiles les choix dans les sociétés pluralistes et démocratiques. Le rôle des acteurs doit donc être renforcé par une assise scientifique des choix collectifs, et ce, de manière à faciliter la coordination des efforts et des interventions.

Assise scientifique et intégration des informations

Les changements dans l'écosystème, qu'ils soient induits par les variations du climat, l'exportation d'eau douce hors du bassin versant, ou encore par l'application de nouveaux plans de gestion, influencent directement les caractéristiques physiques de l'écosystème. S'ensuit alors

une dynamique d'ajustement de l'ensemble des composantes de l'écosystème qui sont interreliées de manière plus ou moins complexe. Cette dépendance mutuelle des différentes composantes de l'écosystème suggère l'adoption d'approches « intégrées ». La figure 13.1 présente ces liens.

L'étude des variations des niveaux d'eau, des facteurs qui en sont la cause et des impacts et adaptations générés vise justement à mieux relativiser entre eux les différents intérêts liés à la disponibilité de la ressource. On cherchera à établir des indicateurs de performance, des seuils critiques et/ou des marges idéales de fluctuations des niveaux et débits, acceptables ou intolérables pour chacun des intérêts. Les travaux présentés dans cet ouvrage collectif sont une première contribution à cet objectif. Dans certains cas, ces seuils sont plus faciles à établir, alors que dans d'autres, il s'agit d'un travail en cours.

Un travail pionnier : la contribution au plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent

Afin d'évaluer la réaction aux changements des divers constituants de l'écosystème, les scientifiques ont reçu le mandat d'exprimer leur connaissance des variables physiques comme le niveau de l'eau, la vitesse du courant ou la température de l'eau (variables connues pour

l'ensemble du domaine), pour différents scénarios de changements. C'est ainsi qu'ont été créés des centaines d'indicateurs pour évaluer la « réponse » des différentes composantes de l'écosystème en quantifiant leur « degré de satisfaction ». Tous présentent une caractéristique commune : le milieu physique, sorte de fil conducteur qu'il est possible de simuler, qui les lie entre eux et ouvre ainsi la porte à une modélisation plus élaborée de l'écosystème et à une évaluation de ses états futurs. La valeur scientifique de ces indicateurs prospectifs de l'état de l'écosystème est reconnue, puisqu'ils ont été développés par les meilleurs chercheurs du Canada et des États-Unis et acceptés par les représentants du public. Les indicateurs constituent, avec d'autres activités scientifiques d'Environnement Canada, la base d'un outil qui permet de prévoir la réponse des différents constituants de l'écosystème à différents problèmes, tout en incorporant les aspects socio-économiques. Ils traduisent une compréhension scientifique de phénomènes complexes exprimée sous une forme simple, accessible et efficace pour la prise de décisions. Il importe maintenant de se donner la capacité d'en préparer ou d'en sélectionner de nouveaux, en fonction de besoins plus diversifiés, liés à l'accroissement de la compétitivité du Canada et à la durabilité de son environnement naturel.

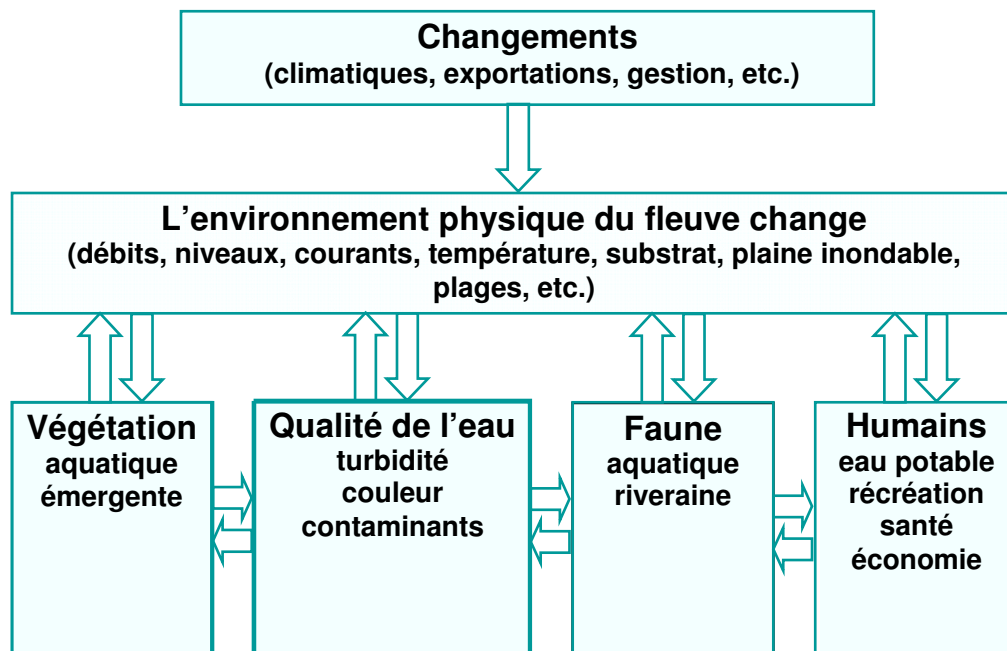


Figure 13.1 Schématisation des liens et des changements entre les composantes de l'écosystème

De manière générale, les indicateurs permettent de quantifier et de comptabiliser les gains et les pertes relatives à certaines composantes du système, de comparer des options de décision sur la base d'effets désirés et, enfin, de stimuler et d'orienter la discussion vers des changements de pratiques (Bibeault, 2000).

La gestion par adaptation et l'approche prospective

La gestion intégrée d'un écosystème ne peut constituer un objectif statique. Les indicateurs choisis, les critères élaborés ne peuvent être définitifs. L'intégration suppose au contraire une connaissance et une action dynamiques dans le temps et l'espace ainsi qu'un ajustement en fonction des besoins des générations futures. De plus, le rôle de l'écosystème du Saint-Laurent déborde des frontières québécoises et canadiennes. Il s'inscrit dans un système plus vaste et rejoint les préoccupations d'autres nations quant à la nécessité de maintenir une base de fonctions écologiques et des services qu'elles soutiennent (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). La gestion par adaptation constitue une approche qui vise justement à tenir compte de cette complexité, en misant sur l'établissement de liens plus étroits entre :

1. la recherche et l'identification des problèmes et enjeux,

2. la conception de solutions,
3. leur mise en œuvre,
4. les prévisions et le suivi des impacts,
5. l'évaluation des mesures de gestion,
6. leur ajustement (Parr *et al.*, 2003).

Plus encore, elle consiste à établir constamment des liens étroits entre ces diverses étapes.

Cette possibilité d'adaptation suppose toutefois un ensemble de conditions, à savoir des orientations et des questions-clés qui reposent sur un diagnostic de l'écosystème et de ses composantes, sur un examen des causes et des effets des changements environnementaux, sur la considération des mesures adoptées et de leurs effets.

Ces questions générales, qui peuvent se rapporter à tous les écosystèmes aquatiques, s'appliquent néanmoins très bien au fleuve Saint-Laurent. À cet égard, la détermination d'indicateurs prospectifs, des modèles qui les incorporent, la mesure des données qui les alimentent, les calibrent et les valident et les tests statistiques qui en précisent les marges d'incertitude font partie d'une chaîne où chaque maillon de la connaissance « intégrée » compte.

Quelques questions-clés

Diagnostic de référence :

- Quels sont les changements générés dans l'écosystème par les variations de la disponibilité de l'eau ?
- Quels sont les gains et les pertes ?
- Depuis quand et où observe-t-on ces gains et ces pertes ?

Identification et explication des changements :

- Quels sont les principaux facteurs de perturbations ou de changements qui sont en cause ?
- Comment agissent-ils ?
- Quels sont les facteurs catalyseurs ou les accélérateurs de ces changements ?

Mesure des implications écologiques :

- Le système est-il résistant, particulièrement aux situations extrêmes de niveaux d'eau ?
- Y a-t-il des effets particuliers, des signaux avant-coureurs des événements extrêmes ?

Anticipation et élaboration d'options décisionnelles :

- Peut-on prévoir ce qui se passera si rien n'est fait ?
- Peut-on prévoir ce qui se passera si une mesure particulière est appliquée ?
- Comment établir un équilibre entre les « droits » de la nature et ceux des usagers ?

Évaluation des mesures adoptées et de leurs présuppositions :

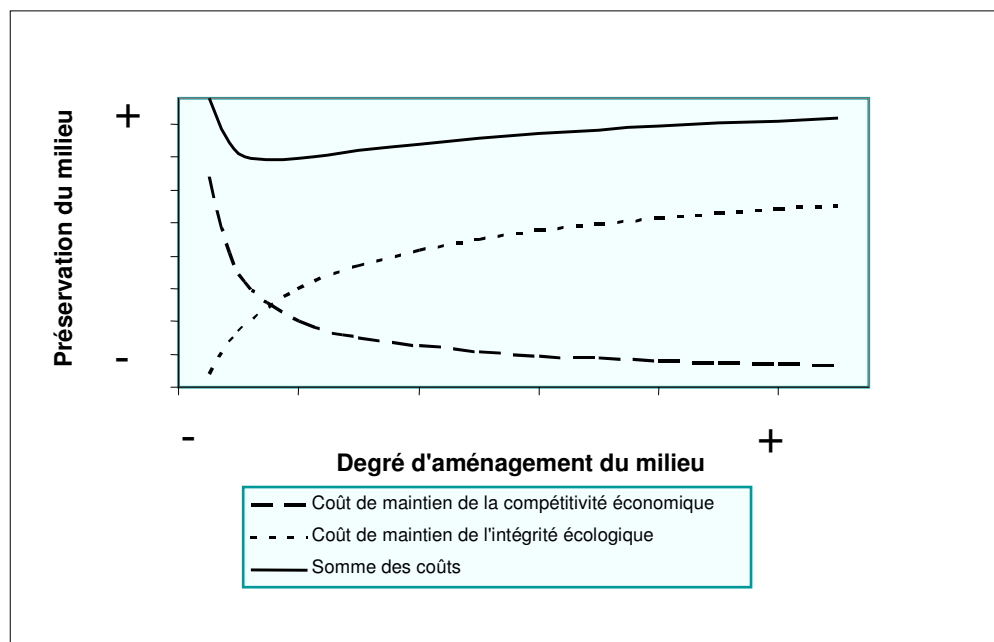
- Les prévisions et anticipations se sont-elles matérialisées ?
- Pour quelles raisons ?
- Comment améliorer ces prévisions ?
- Quelles variables physiques ont été écartées (ex : nutriments, changements dans la topographie, modification des berges et de la plaine inondable) ?
- Quels processus ont été rejetés (ex : rétroaction composantes physiques-vivant; impacts sur les niveaux trophiques) ?

Qu'il s'agisse d'évaluer la santé de l'environnement fluvial ou celle des humains qui dépendent de la ressource et des aspects socioéconomiques, la logique demeure toutefois la même : il s'agit de préciser les conditions optimales qui favorisent l'obtention ou le maintien d'avantages du système à son état naturel, en équilibre avec les avantages des mesures d'aménagement du Saint-Laurent. La figure 13.2 illustre ce concept.

Dans la perspective d'une gestion adaptative et sur la base des connaissances acquises, il est nécessaire de prévoir (les impacts) et de prévenir si possible (les adaptations). À ce sujet, la prospective environnementale, qui vise à anticiper les changements environnementaux engendrés par des variations de disponibilité de l'eau, constitue une avenue à privilégier. Les travaux réalisés dans le cadre des contributions d'Environnement Canada à la Commission mixte internationale et au Conseil d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent, en particulier au cours des années 2000-2005, témoignent d'un effort qui a consisté à camper un certain nombre d'indicateurs-clés pour l'avenir.

Dans cette même perspective, les connaissances peuvent aussi alimenter la réflexion au sujet de certaines options de conservation ou de restauration des milieux. L'objectif de remise partielle des cours d'eau à l'état naturel existe d'ailleurs déjà, comme le montrent certaines initiatives aux États-Unis, par exemple pour la rivière Ohio (U.S. Army Corps of Engineers, Great Lakes and Ohio Division, 2000).

Enfin, et de manière plus générale, la prospective environnementale peut également favoriser le développement des connaissances, si l'on considère les divers changements structurels susceptibles d'avoir un impact sur le Saint-Laurent. Un exemple est celui du récent rapport *European Environment Outlook* (European Environment Agency, 2005). Dans cet ouvrage, on tente d'anticiper les changements à venir sur la base de facteurs sociaux, couplés aux changements environnementaux engendrés par des changements climatiques, et d'autres pressions sur la disponibilité et la qualité de l'eau. Cette approche constitue certainement une avenue intéressante pour les prochaines années.



Source : Adapté d'Acreman, 2001.

Figure 13.2 Équilibre entre aménagements du système et préservation du milieu naturel

Quelques pistes d'orientation

De manière à bien asseoir le recours à une démarche prospective, il existe un certain nombre de pistes à suivre. Dans le contexte des activités d'Environnement Canada, ces questions peuvent se regrouper sous sept axes stratégiques :

1. le développement des capacités et stratégies d'intégration,
2. le développement de scénarios de pressions sur l'écosystème et les usages,
3. l'étude des facteurs modulateurs de ces pressions,
4. l'évaluation environnementale des effets de la disponibilité de l'eau sur les ressources fauniques,
5. l'évaluation de la dynamique de l'écologie du système dans son ensemble,
6. l'intégration des effets sur les aspects socio-économiques,
7. la gestion de la masse d'informations.

Développement des capacités et stratégies d'intégration

La capacité de décrire un système aux différentes échelles d'espace et de temps appropriées aux problématiques à résoudre est un premier pas vers l'intégration des données, informations, connaissances et savoirs. Le recours à la modélisation pour intégrer la connaissance scientifique est une approche qui a été utilisée avec succès dans plusieurs contextes pour l'étude de l'écosystème du Saint-Laurent. Elle permet d'intégrer les aspects physiques, biologiques, chimiques et socio-économiques en fonction des problématiques étudiées, facilite la synthèse d'éléments complexes en indicateurs compréhensibles et crédibles scientifiquement, utiles à la prise de décisions éclairées.

Développement de scénarios de pression

L'établissement de scénarios d'apports en eau scientifiquement crédibles, aptes à rendre compte des futures pressions sur l'écosystème du Saint-Laurent, est fondamental. Il importe de connaître ou encore de simuler avec les meilleurs outils existants l'ampleur des prélèvements attribuables à divers usages anthropiques, aux variations climatiques (températures extrêmes, glaces, précipitations abondantes, vents, etc.), puis à une combinaison de ces facteurs. Comme on l'a vu dans les chapitres précédents, une attention doit être apportée aux variables de fréquence des pressions, de saisonnalité, de localisation des impacts et d'étendue spatiale. Également, les transformations physiques du cours d'eau (voie navigable et maritime, dragage, etc.) doivent aussi être considérées dans la mesure où l'écoulement peut être perturbé, les patrons d'érosion et de sédimentation modifiés, les

masses d'eau (et la qualité) déplacées. La distribution géographique et temporelle de ces modifications doit aussi être précisée. Ce type d'analyse pourrait aider à fixer des objectifs de réduction des pressions pour le maintien et la pérennité des écosystèmes.

Étude des facteurs modulaires

De manière à affiner la relation entre la disponibilité de l'eau et l'écosystème, il faut considérer les facteurs qui contribuent à perturber davantage l'écosystème : les changements relatifs à l'occupation du sol, les rejets de sous-produits d'origine urbaine, industrielle et agricole et la surexploitation des ressources fauniques (par exemple la surpêche). Ainsi, le fait de coupler une baisse de la disponibilité de l'eau avec l'augmentation de la charge organique dans le fleuve peut amener à modifier les critères de qualité relatifs à la vie aquatique. Un exemple est le critère du Conseil canadien des ministres de l'environnement qui s'applique au phosphore (30 µg/L) pour le maintien de la vie aquatique, possiblement trop élevé pour les lacs fluviaux, puisque l'on observe des signes de dégradation de la qualité des habitats aquatiques, une possible anoxie nocturne et la prolifération d'algues filamenteuses. Ce genre de phénomène doit être mieux documenté afin de déterminer ses conséquences et d'établir des modèles d'impacts des charges de nutriments.

Disponibilité de l'eau et effets sur les ressources fauniques

L'approche traditionnelle d'évaluation des impacts de la disponibilité de l'eau sur la faune et ses habitats est toujours nécessaire. En effet, il est essentiel de poursuivre les efforts au sujet de facteurs comme l'abondance et les classes d'âge d'espèces moins connues (comme l'Alose savoureuse, plusieurs amphibiens et reptiles), certaines ayant une valeur commerciale, et d'autres non. De plus, la considération des habitats aménagés (par exemple les marais pour les canards ou certaines espèces de poissons), incluant les différentes aires de reproduction et d'alimentation ou de nidification pour les oiseaux, ainsi que l'identification de patrons de migration (poissons, oiseaux palustres), permettent, en particulier lorsque les connaissances sont limitées, de simuler les effets sur le potentiel reproducteur des espèces étudiées. Les recherches ultérieures pourraient notamment raffiner les modèles d'habitats selon différentes strates écologiques et permettre la simulation des mesures de gestion de ces habitats. Les modèles d'habitats et de productivité doivent être appliqués aux organismes benthiques et à la productivité primaire afin de mieux décrire les impacts sur les ressources plus « visibles » de l'écosystème. De manière complémentaire, les effets indirects sur la disponibilité des ressources fauniques pour les divers groupes d'utilisateurs pourraient être évalués.

Dynamique de l'écologie du système Saint-Laurent

Une autre approche consiste à tenir compte de la dynamique globale de l'écosystème qui intègre les processus sélectifs. Ces processus sont importants dans la mesure où ils font référence à la dynamique de l'introduction et de l'envahissement par de nouvelles espèces, et alternativement à la mise en péril d'espèces rares, sensibles ou géographiquement isolées. Ces processus peuvent être examinés à l'échelle des communautés d'espèces ou observés à la lumière des changements dans les cycles de matière-énergie et les fonctions écologiques. Sur cette base, il est permis de dégager les tendances évolutives du système. Un exemple porte sur l'amplitude et la durée des crues, couplées à l'isolation hydraulique des zones littorales, moins fréquemment inondées, plus productives et plus rapidement colmatées par les plantes denses qui font évoluer la rive vers un écosystème plus terrestre, un risque déjà identifié pour le lac Saint-Pierre. En ce sens, l'impact de la régularisation de la rivière des Outaouais, le tributaire le plus important du fleuve, doit être examiné afin d'en connaître les conséquences à long terme.

Évaluation environnementale intégrée

L'évaluation des processus écologiques doit être complétée par une analyse des processus socio-économiques également tributaires des changements globaux et des pressions d'autres agents économiques. La considération des adaptations de nature socio-économique vise à anticiper les effets cumulatifs des changements environnementaux à venir. Le fait d'aborder la connaissance de manière multidisciplinaire améliore la comparaison des divers résultats et rend l'évaluation environnementale plus dynamique et plus ouverte (Yap, 2003). Il reste toutefois beaucoup à faire afin d'établir un agenda de travaux pertinents pour une gestion intégrée et adaptative.

Accumulation et gestion de la masse d'informations

La masse d'informations mesurées, simulées, les modèles développés ainsi que, de manière générale, la documentation scientifique, doivent pouvoir être utilisés efficacement. L'interopérabilité des données en temps réel passe par des processus axés sur l'automatisation et l'utilisation de technologies porteuses. Les processus électroniques d'enregistrement des données environnementales devraient répondre aux mêmes exigences en matière d'automatisation afin de permettre un nombre maximal d'utilisations. Plusieurs initiatives en cours, comme l'Observatoire global du Saint-Laurent, convergent d'ailleurs vers cet objectif.

Conclusion

Les travaux réalisés à ce jour sur la disponibilité de l'eau ont été effectués dans le cadre de mandats spécifiques, comme celui relatif à l'évaluation prospective des effets de la révision des critères pour la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Dans le cadre de ce dernier mandat, des efforts importants ont été faits. Il y a eu des acquis indéniables de connaissances, de modélisation intégrée de l'écosystème et de simulations des conditions hydrologiques futures. Également, le questionnement axé sur des problèmes précis d'amélioration de la gestion de la quantité de l'eau a facilité l'intégration de données diverses, sans compter la collaboration Canada-États-Unis. Les résultats obtenus permettent à ce jour de préciser l'ampleur et les enjeux que pose une gestion amont-aval qui tend à établir le meilleur compromis possible entre les usages, les aspects humains et les composantes écologiques (Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 2006).

Cette intégration n'est toutefois pas complète. Des efforts restent à faire. L'établissement de liens entre les travaux de recherche, le suivi et la modélisation est toujours nécessaire pour les décisions qui requièrent la participation de divers paliers administratifs et une grande diversité d'institutions publiques. Aux États-Unis, un récent bilan sur l'état très fragmenté de la recherche soulignait un besoin d'intégration assez similaire, bien que perçu de manière différente : a) la disponibilité de l'eau et les pressions, b) les usages de l'eau, incluant les besoins des écosystèmes et c) les institutions qui gèrent l'eau (Committee on Assessment of Water Resources Research, 2005), trois domaines où les compétences et la recherche devraient évoluer.

Il reste néanmoins à dégager des pistes pour des travaux ultérieurs en visant une meilleure intégration des efforts des scientifiques d'une part, mais surtout en facilitant leur portée dans les décisions à venir (Acreman, 2005). C'est pourquoi, dans la perspective du cadre de compétitivité et de durabilité d'Environnement Canada (2004), il est proposé une perspective d'intégration qui vise à mieux réunir les connaissances sur les espèces, les habitats et l'intégrité de l'écosystème avec les aspects socio-économiques qui les accompagnent en amont (pressions) et en aval (effets sur les usagers).

Enfin, une citation inspirée d'une diversité de cas internationaux résume bien la complexité d'un système comme le Saint-Laurent :

La gestion de l'eau ne se ramène pas uniquement à sa dimension technique et ne dépend pas que des contraintes climatiques. Les situations de pénurie ne s'expliquent pas nécessairement par une rareté réelle de la ressource, mais bien souvent par la faiblesse des ressources sociales et organisationnelles consacrées à sa gestion, sous la forme de changements de valeurs, de définition de normes, de procédures ou de planification à long terme (Lasserre *et al.*, 2005, p. 563).

Dans une perspective plus vaste de grand écosystème, mais aussi dans un contexte de rationalité décisionnelle, tributaire de contextes particuliers et le plus souvent de nature incrémentielle (McCay, 2002), ces remarques renforcent aussi le besoin d'élargir la perspective géographique à la faveur des liens écosystémiques avec les Grands Lacs et le golfe du Saint-Laurent.

RÉFÉRENCES

- Acreman, M. 2005. « Linking science and decision-making: Features and experience from environmental river flow setting ». *Environmental Modelling and Software*, 20 : 99-109.
- Acreman, M. 2001. « Ethical aspects of water and ecosystem ». *Water Policy*, 3 : 257-265.
- Bibeault, J.F. 2000. *Les indicateurs environnementaux: fonctions, organisation, utilité et limites*. Saint-Laurent Vision 2000. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport ST-216, 76 pages.
- Cohen, S.J., R. De Lœ, A. Hamlet, R. Herrington, L.D. Mortsch et D. Shrubsole. 2004. « Menaces intégrées et cumulatives pour la disponibilité de l'eau », *Menaces pour la disponibilité de l'eau au Canada*. Institut national de recherche sur les eaux et Service météorologique du Canada. P. 137-138.
- Committee on Assessment of Water Resources Research. 2005. *Confronting the Nation's Water Problem: The Role of Research*. National Research Council, The National Academies Press, Washington, D.C. 324 pages.
- Environnement Canada. 2004. *Transformation vers l'excellence, un cadre pour la compétitivité et la durabilité de l'environnement : Améliorer la compétitivité à long terme du Canada, son environnement naturel et le bien-être de ses citoyens*. Sur le site Internet : <http://infolane.ec.gc.ca/French/excellence1.cfm>.
- European Environment Agency. 2005. *European Environment Outlook*. EEA Report, No. 4/2005, 92 pages.
- Gangbazo, G., P. Auger, J. Baudrand, P. Gentes, S. Gariépy, Y. Maranda, N. McNamara et J. Paquin. 2004. *Gestion intégrée par bassin versant : Concepts et applications*. Ministère de l'Environnement, Direction des politiques de l'eau, Bureau de la gestion par bassin versant. 46 pages.
- Gendron, C. 2004. « Le développement durable : Un nouvel enjeu de l'historicité », dans L. Guay, L. Doucet, L. Bouthillier et G. Debailleul (éd.), *Les enjeux et les défis du développement durable. Connaître, décider, agir*. Les Presses de l'Université Laval, Collection : « Sociologie contemporaine », p. 59-78.
- Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. 2006. *Options for Managing Lake Ontario and St. Lawrence River Water Levels and Flows*. Rapport final présenté à la Commission mixte internationale.
- Guay, L. 2004. « Le développement durable en contexte historique et cognitif », dans L. Guay, L. Doucet, L. Bouthillier et G. Debailleul (éd.), *Les enjeux et les défis du développement durable. Connaître, décider, agir*. Les Presses de l'Université Laval, Collection : « Sociologie contemporaine », p. 1-36.
- Lasserre, P. (éd.). 2005. *Transferts massifs d'eau : Outils de développement ou instruments de pouvoir ?* Presses de l'Université du Québec. Collection « Géographie contemporaine », p. 561-570.
- McCay, B.J. 2002. « Emergence of institutions for the commons: Contexts, situations, and events », dans E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolsak, P.C. Stern, S. Stonich et E.U. Weber (éd.), *The Drama of the Commons*. National Research Council, Division of Behavioral and Social Sciences and Education, Committee on the Human Dimensions of Global Change. National Academies Press, Washington, D.C. P. 361-402.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute. 86 pages.
- Naiman, R.J., S.E. Bunn, C. Nilsson, G.E. Petts, G. Pinay et L.C. Thompson. 2002. « Legitimizing fluvial ecosystems as users of water: An overview ». *Environmental Management*, 30 (4) : 455-467.
- Parr, T.W., A.R.J. Sier, R.W. Battarbee, A. Mackay et J. Burgess. 2003. « Detecting environmental change: Science and society – Perspectives on long-term research and monitoring in the 21st century ». *The Science of the Total Environment*, 310 : 1-8.
- U.S. Army Corps of Engineers, Great Lakes and Ohio Division. 2000. *Integrated Decision Document and Environmental Assessment. Final*. Department of the Army, Ohio River Ecosystem Restoration Program.
- Yap, N.T. 2003. *Towards an Inclusive Framework for Environmental Impact Assessment*. Canadian Environmental Assessment Agency. Research and Development Monograph Series, En105-3/33-2005E.

Conclusion

Comme on a pu le constater à la lecture de ce document, la problématique des fluctuations du débit et des niveaux d'eau du Saint-Laurent est complexe. Aux fluctuations naturelles, attribuables principalement au climat (précipitations, température, évaporation) et aux apports des tributaires, se surimposent les activités humaines (par exemple, la régularisation du débit et des niveaux, la surconsommation de la ressource) et les effets des changements climatiques. Aborder l'ensemble des questions dans une approche intégrée visant à maintenir les usages socio-économiques et l'intégrité de l'environnement demeure un défi de taille. Néanmoins, la compréhension des mécanismes liés aux fluctuations s'est considérablement améliorée, de même que les prévisions d'impacts potentiels négatifs. À cet égard, les travaux réalisés dans le cadre de la Commission mixte internationale y ont certainement contribué.

Tous les auteurs s'entendent pour dire que les fluctuations des niveaux d'eau peuvent avoir des conséquences néfastes tant sur le plan socio-économique (voir les chapitres 1, 2 et 11 en particulier) qu'environnemental (voir les chapitres 5, 6, 7, 8, 9 et 10). Cela dit, les avis divergent quelque peu lorsqu'il s'agit d'évaluer l'impact des plans de régularisation des niveaux d'eau, preuve qu'il reste encore beaucoup de travail à faire à ce sujet. Il est clair cependant que la régularisation ne devrait pas être amplifiée par rapport au plan d'origine. Certains auteurs suggèrent une approche alternative dite de « naturalisation », où les caractéristiques hydrologiques d'un système régularisé peuvent s'apparenter à celles d'un système naturel. En privilégiant de réduire au minimum les interventions anthropiques de contrôle du débit et des niveaux, le régime hydrologique devient donc assujéti aux forces climatiques, ce qui peut se traduire par des fluctuations des niveaux d'eau du fleuve sur un cycle à long terme d'environ 30 ans.

Pour conclure ce rapport, consacré aux impacts de la variation des niveaux d'eau sur la faune et la flore du Saint-Laurent et à la sélection et à l'application d'un plan de régularisation des débits et niveaux d'eau du lac Ontario, soulignons la surprenante capacité scientifique qui a été déployée depuis près de 10 ans par des experts provenant de différents milieux. Comme nous l'avons vu, ces textes donnent lieu à la création d'une vision d'ensemble exceptionnelle qui guidera les travaux d'Environnement Canada pour bien des années. Il est intéressant de constater à quel point la rédaction d'un tel ouvrage demande une souplesse d'adaptation de la part des experts pour en faire un ouvrage accessible à tous, ce qui n'est pas toujours évident. Nous tenons donc à féliciter les auteurs pour un travail ardu, mais bien accompli.

André Talbot et Georges Costan
Montréal, septembre 2006