

Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique
INRS-Eau

**Modélisation des facteurs abiotiques de l'écosystème fluvial
du lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent**

par
Jean MORIN

Thèse présentée pour l'obtention
du grade de Philosophiae doctor (PhD)
en Sciences de l'eau

25 octobre 2001

Résumé

Le lac Saint-François est un tronçon du fleuve Saint-Laurent qui présente une grande complexité tant au niveau de sa topographie que de son hydrologie. Depuis 150 ans, ce lac fluvial a subi de nombreuses transformations qui ont modifié son écosystème. Les changements dans les facteurs abiotiques tels que les débits, les vagues ou la composition de la masse d'eau, ont une influence sur la sédimentation, la chimie et sur l'ensemble du biota. Dans la thèse, les facteurs abiotiques sont analysés de façon 1) unidimensionnelle, c'est-à-dire liée à l'analyse des séries temporelles des débits et des niveaux, ou encore 2) bidimensionnelle permettant ainsi de tenir compte des variations spatiales des composantes physiques du système.

L'analyse des séries temporelles et de l'historique des ouvrages a permis de décrire l'impact des transformations du milieu sur l'évolution de l'hydrologie. La principal effet a été le relèvement puis la stabilisation du niveau d'eau qui a entraîné l'augmentation de la biomasse des plantes submergées et la modification des milieux humides.

Les simulations numériques bidimensionnelles ont permis de décrire plusieurs facteurs abiotiques, dont l'hydrodynamique sur l'ensemble du lac Saint-François. Ces simulations se basent sur l'élaboration d'un modèle de terrain constitué de cartes de la topométrie du substrat et des plantes aquatiques. La caractérisation des plantes aquatiques est une donnée difficile à obtenir ; la méthode utilisée a permis, entre autres, de cartographier la distribution spatiale des espèces, leur hauteur et leur proportion dans les assemblages.

Les données décrivant le terrain ont servi à modéliser l'hydrodynamique actuelle à des conditions de 5000, 7500 et 10 000 m³/s, correspondant respectivement aux débits moyen, minimum et maximum. L'influence des plantes aquatiques a été intégrée aux simulations afin de représenter l'écoulement en période estivale. Deux séries de mesures de vitesse ont été utilisées pour valider les simulations.

L'hydrodynamique de la période préindustrielle a été simulée à l'aide de la reconstruction des données sur l'hydrologie ancienne. La comparaison avec les conditions actuelles de débit a été effectuée. Cette analyse montre des changements significatifs dans le patron d'écoulement.

Une base de données d'habitat a été constituée à partir d'un maillage de calcul raffiné à un diamètre moyen de 50 m. Cette base de données contient l'information sur la pente du terrain, les courants, la profondeur, les vagues pour plusieurs conditions saisonnières, la lumière au fond et la sédimentation des particules fines. Les observations de la présence des espèces de macrophytes submergés ont été associées à cette base de données d'habitat à l'aide de modèles de régression logistique. L'habitat des plantes permet de prédire la distribution des espèces de plantes avec une exactitude de 81 à 92%, permettant d'envisager à court terme l'évaluation de l'impact de changements futurs dans les conditions abiotiques sur cet aspect du vivant.

Avant-propos

Cette thèse a été préparée sous la forme d'une « thèse par articles », la majeure partie du travail se retrouvant en annexe avec des manuscrits originaux des documents publiés ou en voie de l'être. La synthèse présentée en première partie discute des résultats et souligne la contribution de l'auteur à l'apport de connaissances nouvelles. Comme la thèse résume plusieurs articles et qu'elle représente plusieurs années de travail, sa synthèse ne contient pas tous les détails méthodologiques, ni les revues de littérature, ni la totalité des résultats qui sont présents dans les articles.

Publications présentées pour la thèse :

Chapitre 2

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.

Chapitre 3

MORIN, J., P. FORTIN, P. BOUDREAU, Y. SECRETAN et M. LECLERC 2001. Lac Saint-François. Atlas des courants du Saint-Laurent. *Rapport conjoint Environnement Canada-INRS-Eau*.

Chapitre 4

MORIN, J., M. LECLERC, Y. SECRETAN et P. BOUDREAU 2000. Integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling. *Journal of Hydraulic Research*. 38:163-172.

Chapitre 5

MORIN, J., P. BOUDREAU, Y. SECRETAN et M. LECLERC 2000. Pristine Lake Saint-François, St. Lawrence river : Hydrodynamic Simulation & Cumulative Impact. *J. Great Lakes Res.*, 26:384-401.

Chapitre 6

MORIN, J., D. RIOUX, J. BECHARA, et M. LECLERC 2001. Habitat modeling of submerged macrophytes, Lake Saint-François, St. Lawrence River. Manuscrit.

Document de proposition de thèse :

MORIN, J. 1995. Représentation de la distribution des macrophytes du lac Saint-François dans le cadre de la modélisation de l'hydrodynamique et de la propagation des contaminants. Rapport de proposition de thèse de doctorat. 30 pp. Déposé à l'INRS-EAU, Université du Québec, Centre de documentation, Québec.

MORIN, J. 1995. Facteurs influençant les macrophytes aquatiques. Document annexe au rapport de proposition de thèse de doctorat. 39 pp. Déposé à l'INRS-EAU, Université du Québec, Centre de documentation, Québec.

Autres publications liées à la thèse :

MORIN, J., P. BOUDREAU et M. LECLERC 1994. Lac Saint-François : les bases à la modélisation hydrodynamique. Rapport de recherche INRS-Eau # R-412.

BOUDREAU, P., J. MORIN, Y. SECRETAN, M. LECLERC, G. DRAPEAU et Y. CHIASSON 1995. Étude par modélisation hydrodynamique de solutions visant la restauration de la plage de la baie de la Faim, lac Saint-François. Pour Hydro-Québec, Région Maisonneuve. Rapport de recherche INRS-Eau # R-437.

MORIN, J., J. LAFLEUR, S. CÔTÉ, P. BOUDREAU et M. LECLERC 1997. Integrated hydrodynamics, waves and plants habitat modeling for restoration of shoreline on Clark Island, Lake Saint-François. Pour Tecsub Environnement Inc. *Rapport de recherche INRS-Eau #503*.

BOUDREAU, P., M. LECLERC, J. MORIN et D. BOUCHARD 1998. Optimisation de la solution à un épi visant la restauration de la plage de la baie de la Faim, lac Saint-François. Pour Hydro-Québec. Rapport de recherche INRS-Eau # R-537

MORIN, J., M. BERNIER et Y. SECRETAN 1998. Outils de production de modèles de terrain massifs par méthodes aéroportées. Rapport de recherche INRS-Eau # R-545.

Conférences avec résumé présentées, liées directement à la thèse :

MORIN, J., P. BOUDREAU, Y. SECRETAN et M. LECLERC 1999. Hydrodynamic reconstruction of the pristine Lake Saint-François, St. Lawrence River. Conférence, 6th annual international conference on the St. Lawrence ecosystem. Cornwall, Ont. 26-28 avril, 1999.

MORIN, J. 1998. Modelagen ecológica de grandes sistemas fluviais-lagos/reservatórios. Conférence, Seminário internacional Brasil/Canadá. Água : manejo integrado de bacia de drenagem, reservatório e pesca. 19-22 Octobre 1998 UNIOESTE, Toledo, Paraná, Brésil.

MORIN, J., M. LECLERC, Y. SECRETAN, M. MINGELBIER et J.- F. CANTIN 1998. A new way of seeing the river : multidimensional aspects of the St. Lawrence physics and habitat. Conférence, 5th annual international conference on the St Lawrence River ecosystem. Cornwall, Ont. 30 avril -2 mai, 1998

MORIN, J., Y. SECRETAN et M. LECLERC 1998. Hydrodynamic modeling of pristine Lake Saint-François, St. Lawrence river : cumulative anthropic impact. Conférence, Conférence annuelle conjointe GAC-MAC, 18-20 mai 1998, Québec, Canada.

LECLERC, M., T. OUARDA, Y. SECRETAN, M. HENICHE, G. MORIN, J.-P. FORTIN, M. LAPOINTE et J. MORIN 1997. Towards a comprehensive multidisciplinary modeling approach for flood plain management in the perspective of sustainable development. Conférence, International seminar of water resources management Canada-America Latine, Centro interamericano de recursos del agua, March 10-12 1997. Toluco Mexico.

MORIN, J., Y. SECRETAN, P. BOUDREAU et M. LECLERC 1996. Towards integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling. Oral presentation, 2nd international symposium on habitat hydraulics, Ecohydraulics 2000, Québec, juin 1996.

MORIN, J., P. BOUDREAU, Y. SECRETAN et M. LECLERC 1996. Distribution des plantes aquatiques du lac Saint-François: l'effet sur l'écoulement. Conférence, St. Lawrence Ecosystem, Ecoresearch annual conference, Cornwall, Ont., mai 1996.

MORIN, J., Y. SECRETAN et M. LECLERC 1996. Lake St. Francis as no one has seen it before: a detailed bathymetric map. Poster, St-Lawrence Ecosystem, Ecoresearch annual conference, Cornwall, Ont., 13-16 mai 1996.

MORIN, J., P. BOUDREAU, Y. SECRETAN et M. LECLERC 1996. Distribution des plantes aquatiques du lac Saint-François: l'effet sur l'écoulement. Conférence, St. Lawrence Ecosystem, Ecoresearch annual conference, Cornwall, Ont., 13-16 mai 1996.

MORIN, J. et M. LECLERC 1996. Control on Lake St. Francis water levels and flow discharge: historical perspective and impacts. Conférence, St. Lawrence Ecosystem, Ecoresearch annual conference, Cornwall, Ont., 13-16 mai 1996.

MORIN, J., P. BOUDREAU, Y. SECRETAN et M. LECLERC 1995. Hydrodynamique et transport des contaminants au lac Saint-François. Conférence et Poster, St. Lawrence Ecosystem, Ecoresearch annual conference, Cornwall, Ont., mai 1995.

MORIN, J., P. BOUDREAU et M. LECLERC 1994. Contrôle de l'écoulement dans le lac Saint-François: analyse des facteurs physiques et des modifications anthropiques. Conférence, St. Lawrence Ecosystem, Ecoresearch annual conference, Cornwall, Ont., juin 1994

Conférencier invité :

CEMAGREF de Lyon, France. Octobre 1996

NYPA relicensing committee, Massena, NY. Avril 1997

Centre Saint-Laurent, Montréal. Février 1998

Université McGill, Département de Biologie. Novembre 1998

ZIP Lac Saint-François, Les Coteaux. Mai 1999

Réserve d'Akwesasne (Environmental Task Force). Août 1999

Remerciements

Je voue le plus grand respect à mon directeur de thèse Michel Leclerc qui m'a fait confiance et a su laisser libre cours à mon imagination tout en suggérant des limites. Il a réussi à transformer mes intuitions descriptives en processus et en quantités « modélisables ». Je remercie Paul Boudreau qui, avec sa logique implacable, a mis à rude épreuve mes trouvailles et m'a éclairé lors des passages les plus tordus. Grands mercis aux membres actuels et antérieurs de l'équipe : Yves Roy, Mourad Héniche, Bernard Doyon, Julie Lafleur et José Bechara, et plus particulièrement à Yves Secretan pour sa grande disponibilité à discuter sur le champ des problèmes et des solutions. Merci également à Michel Slivitsky pour son enthousiasme et son ouverture d'esprit.

Remerciement au CRSNG et au fonds FCAR, pour leur implication financière directe sous la forme de bourses doctorales, aux trois conseils de recherche fédéraux pour le financement ÉCORECHERCHE du projet « Réhabilitation de l'écosystème du Saint-Laurent » de l'Institut de Recherche en Environnement et Économie (IREE). Je remercie Philippe Crabbé, directeur de ce projet et de l'IREE (Université d'Ottawa) pour sa confiance et ses encouragements.

Je remercie également le SMC d'Environnement Canada pour sa participation financière et technique, plus particulièrement Jean-François Cantin, Patrice Fortin et Richard Laurence. Je tiens enfin à souligner la patience et le soutien de Elisabeth Marceau, et je tiens également à la remercier pour son assiduité à la correction d'épreuves.

Table des matières

1. INTRODUCTION	1
1.1 Contexte de la recherche	1
1.2 Approche	3
1.3 Structure et objectifs de la thèse	4
2. ÉVOLUTION DE L'HYDROLOGIE	6
2.1 Introduction	6
2.2 Évolution des ouvrages	6
2.3 Évolution des débits	7
2.4 Évolution des niveaux	7
2.4.1 Effets des ouvrages et de la gestion	8
2.4.2 Pente du niveau de surface	8
2.5 Reconstruction des conditions naturelles	9
2.5.1 Débits extrêmes	10
2.6 Impacts sur l'écosystème	10
2.6.1 Biomasse des plantes	10
2.6.2 Milieux humides	11
2.7 Discussion	13
2.7.1 Effets sur la sédimentation	13
2.7.2 Effets sur les plantes aquatiques	14
2.7.3 Effets sur les milieux humides	14
3. MODÈLE DE TERRAIN	16
3.1 Introduction	16
3.2 Topométrie	17
3.3 Substrat	18
3.3.1 Interpolation des données	18
3.3.2 Distribution spatiale	19
3.4 Plantes aquatiques	19
3.4.1 Caractérisation	20
3.4.2 Préparation des données	21
3.4.3 Contrôle de la distribution des plantes	22
3.4.4 Interpolation des données	24
3.4.5 Distribution spatiale	24
3.5 Discussion	25
4. HYDRODYNAMIQUE	26
4.1 Introduction	26
4.2 Modèle hydrodynamique	26
4.3 Résistance à l'écoulement	27
4.3.1 Frottement du substrat	28
4.3.2 Frottement des plantes	28

4.4	Validations des résultats	31
4.4.1	Validation des niveaux	31
4.4.2	Validation des vitesses	32
4.5	Événements de référence simulés	34
4.6	Discussion	35
4.6.1	Homogénéité des données de validation	36
5. HYDRODYNAMIQUE DE LA PÉRIODE PRÉINDUSTRIELLE		37
5.1	Introduction	37
5.2	Modèle numérique de terrain	37
5.2.1	Topométrie	37
5.2.2	Substrat	38
5.3	Différences dans la topométrie	39
5.4	Simulation de l'hydrodynamique préindustrielle	39
5.4.1	Maillage et modèle	39
5.4.2	Événements de référence	39
5.5	Conditions hydrodynamiques	40
5.5.1	Hydrodynamique préindustrielle	40
5.5.2	Différences entre les conditions anciennes et actuelles	40
5.5.3	Impacts sur la végétation	41
5.6	Discussion	47
6. MODÉLISATION DE L'HABITAT DES MACROPHYTES SUBMERGÉS		49
6.1	Introduction	49
6.2	Modélisation de l'habitat	49
6.2.1	Données biologiques	50
6.2.2	Facteurs abiotiques significatifs au lac Saint-François	50
6.2.3	Simulation des facteurs abiotiques	51
6.2.4	Modèle de régression logistique	54
6.3	Résultats	55
6.4	Discussion	59
6.4.1	Interprétation de quelques modèles d'habitat	59
6.4.2	Influence des plantes sur leur propre habitat	60
6.4.3	Développements	61
7. CONCLUSIONS		62
7.1	Activités réalisées	62
7.2	Nouveau regard sur le lac Saint-François et son écosystème	63
7.3	Potentiel de développement	64
8. BIBLIOGRAPHIE		66
9. PLANCHES		69

Liste des tableaux

Tableau 1 : Coefficient de Manning maximum ($n_{m, \max}$) de chaque espèce tel qu'utilisé dans le calcul du coefficient de frottement des plantes (n_m).....	30
Tableau 2 : Résultats de la validation des niveaux d'eau (RIGL55).	32
Tableau 3 : Description et interprétation des transformations du modèle topométrique.	44
Tableau 4: Fréquence horaire des vents en termes de direction et d'intensité pour le printemps et l'automne, où les intensités de 17 km/h, 35 km/h et 45 km/h correspondent aux vents modérés (10-24 km/h), forts (25-44 km/h) et extrêmes (45-55 km/h).	53
Tableau 5: Seuils de probabilité pour la prédiction des absences et des présences employés avec les modèles de régression, et tels que calculés à l'aide du ratio des présences observées et du nombre total d'échantillons (698) dans la base de données de calibration.....	55
Tableau 6: Description synoptique des 12 facteurs abiotiques utilisés pour construire la BDH.....	56
Tableau 7: Paramètres des équations polynomiales ajustés par la régression logistique à partir de 12 variables de base et leur carré pour les huit espèces. Les résultats de la calibration, la validation et les totaux sont présentés. Les valeurs entre [] correspondent à la signification statistique de la variable et le 2 indique la carré de la variable.	57

Liste des figures

Figure 1 : Situation géographique du lac Saint-François.	2
Figure 2 : Schéma de la succession méthodologique des chapitres de la synthèse.	5
Figure 3 : Débits mensuels du Saint-Laurent depuis 1860.	7
Figure 4 : Évolution historique des débits et des niveaux à Coteau-Landing en relation avec les ouvrages de génie civil.	8
Figure 5 : Fluctuation de la moyenne journalière interannuelle de la pente du niveau de surface entre Summerstown et Coteau-Landing entre 1963 et 1990.	9
Figure 6 : Relations niveau-débit anciennes.	10
Figure 7 : Évolution du coefficient de frottement de Manning associé aux plantes depuis 1920. Moyenne parabolique sur 5 ans (1;2;4;2;1).....	12
Figure 8 : Évolution du niveau d'eau des milieux humides du lac Saint-François, comparée à celle du niveau naturel simulé.....	13
Figure 9 : Évolution du frottement global (plantes et substrat) en 1995, montrant le début de la croissance des plantes en juin et le maximum de croissance entre la fin août et le début octobre (moyenne mobile de 7 jours). La ligne pointillée couvre les zones de données manquantes.	21
Figure 10 : Position des transects d'échosondage de 1995 servant à la cartographie des plantes.....	22
Figure 11 : Échofaciès typiques de quelques assemblages de macrophytes aquatiques au lac Saint-François.	23
Figure 12 : Évolution annuelle du coefficient de frottement de Manning. A représente la simulation à 50% de croissance et B à 80% de croissance.....	31
Figure 13 : Modèles topométriques actuel et ancien du lac Saint-François ainsi que leurs différences. A : amont du lac Saint-François ; B : partie centrale du lac ; C : aval du lac.....	43
Figure 14 : Répartition des débits et station de niveau pour les simulations des états préindustriels du lac Saint-François. $RIGL85=RIGL55+0.08m$	45
Figure 15 : Profil du niveau d'eau du lac Saint-François, partant du barrage Moses-Saunders, passant par le thalweg et le chenal sud de l'île de Cornwall. Les lignes fines représentent le profil des conditions actuelles. $RIGL85=RIGL55+0.08m$	45
Figure 16 : Différences entre les champs de vitesse des conditions anciennes et actuelles pour les débits de 5000, 7500 et 10 000 m ³ /s.....	46
Figure 17 : Localisation des stations d'échantillonnage des plantes au lac Saint-François.....	51
Figure 18 : Exemples de simulation de facteurs abiotiques utilisés dans l'élaboration de la BDH.	52
Figure 19 : Valeurs prédites des probabilités de présence calculées avec les régressions logistiques. Les croix noires correspondent aux présences observées pour chaque espèce.	58

1. Introduction

Le lac Saint-François est un tronçon fluvial d'une grande complexité qui subit l'influence de plusieurs facteurs abiotiques tels que les courants, les vagues et la composition de la masse d'eau. Il semble difficile de comprendre et de prédire des phénomènes liés à la sédimentation, à l'écologie ou à la chimie sur l'ensemble du tronçon sans connaître ces facteurs abiotiques qui varient dans l'espace et dans le temps. En milieu fluvial, cette dynamique est grandement liée aux fluctuations des débits qui contrôlent les courants et les niveaux d'eau. D'autres facteurs influencent également le système, selon des variations plus ou moins cycliques et à diverses échelles spatiales et temporelles. Par exemple, les vagues changent d'heure en heure, tandis que la topographie est modifiée de façon significative sur plusieurs années par les processus naturels ou par le dragage.

Les organismes vivants utilisent cette diversité d'habitat définie localement par les facteurs abiotiques. Certains compartiments biotiques sont tellement importants en termes de biomasse qu'ils modifient de façon draconienne à peu près tous les aspects de la physique locale. Pour la partie fluviale du Saint-Laurent, les plantes aquatiques submergées doivent absolument être considérées afin de représenter avec justesse la physique du milieu. L'effet des plantes submergées varie durant la saison de croissance, ajoutant ainsi à la complexité du milieu. L'intensité des facteurs abiotiques peut être connue par des mesures directes pour un nombre très limité de conditions et de stations. Devant cette complexité, la simulation numérique apparaît plus flexible puisque la plupart des états possibles du milieu peuvent être représentés et étudiés

1.1 Contexte de la recherche

Dans le cadre d'un projet multidisciplinaire supporté par le Programme Écorecherche-Trois conseils (CNRC), dont la mission était la « Réhabilitation de l'écosystème du Saint-Laurent » au lac Saint-François, la présente recherche avait comme objectif de décrire la physique du système par le biais de la modélisation de l'hydrodynamique. La réhabilitation écologique du fleuve passait nécessairement par la comparaison des conditions actuelles et anciennes. Avant cette thèse de doctorat, on connaissait peu de choses sur les facteurs abiotiques du lac Saint-François, tant au niveau des conditions actuelles et de leur évolution historique qu'au niveau de leur influence sur les substrats et sur l'habitat des plantes aquatiques.

Contexte environnemental

Le lac Saint-François est un élargissement du fleuve Saint-Laurent de près de 7 km de largeur et de 62 km de longueur (Figure 1). On le qualifie de lac fluvial car il présente les caractéristiques d'un lac par sa superficie et d'un fleuve par le dynamisme de son écoulement. Sa superficie est de 254.2 km², et son volume total est de 1.45 km³ pour une profondeur maximale de 26.0 m. Le niveau d'eau est stabilisé artificiellement et ses fluctuations sont limitées à moins de 15 cm annuellement. La profondeur moyenne y est de 5.7 m et le débit moyen de 7500 m³/s. Un tel débit en milieu peu profond engendre des courants forts, qui expliquent la quasi absence de stratification thermique. La vitesse moyenne du courant est de 0.262 m/s et le temps de résidence moyen est d'environ 53.7 heures. La topographie du fond est complexe et présente une grande variabilité spatiale (Planche 1) ; on y retrouve des zones de chenaux profonds et des hauts-fonds à l'amont ainsi qu'une zone dont le fond est régulier à l'aval.

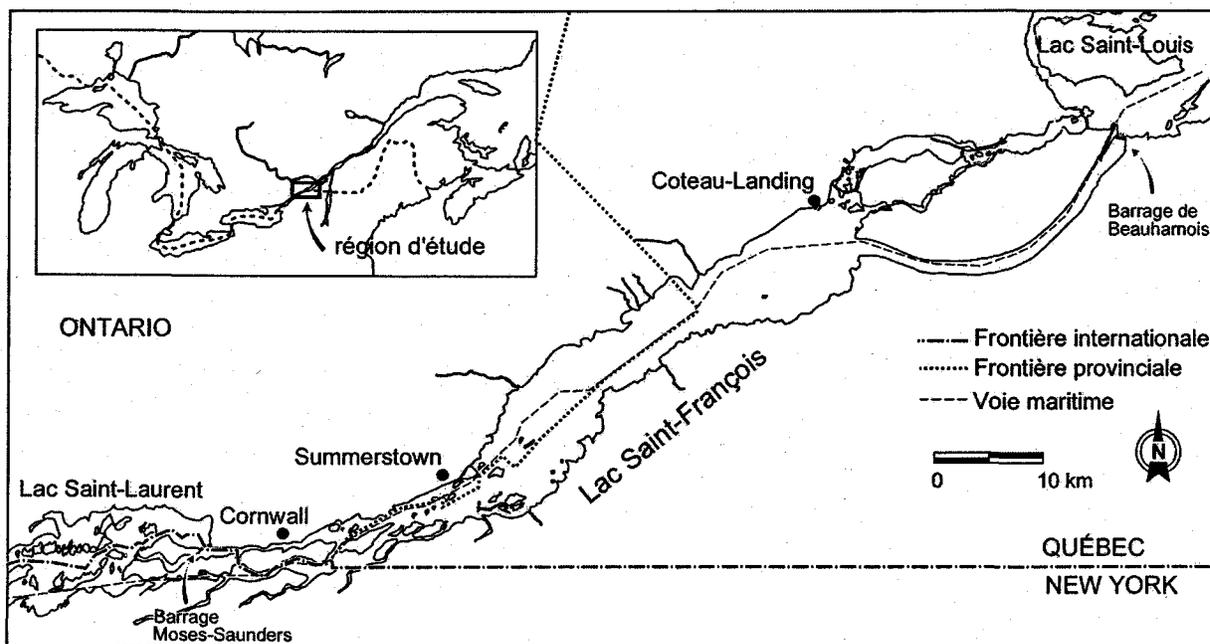


Figure 1 : Situation géographique du lac Saint-François.

Les eaux qui alimentent le lac Saint-François proviennent essentiellement du lac Ontario. Le niveau du lac Ontario et son débit sont contrôlés par le barrage hydroélectrique de Moses-Saunders. La gestion du débit et des niveaux est sous la responsabilité de la Commission mixte internationale (CMI). L'exutoire du lac Saint-François se compose de deux sorties : le canal de Beauharnois, qui détourne la plus grande partie du débit du fleuve, et les ouvrages de contrôle de Coteau. Les

tributaires sont peu significatifs par rapport au bilan hydrique. Les plus importants se trouvent du côté sud du lac ; ce sont les rivières Grasse, Raquette, Saint-Régis et aux Saumons qui ont respectivement un débit annuel moyen de $32 \text{ m}^3/\text{s}$, $67 \text{ m}^3/\text{s}$, $31 \text{ m}^3/\text{s}$ et $19 \text{ m}^3/\text{s}$. Les rivières Beaudette, Raisin et à la Guerre, pour leur part ont un débit moyen presque négligeable à moins de $5 \text{ m}^3/\text{s}$.

Contexte politique et économique local

Le lac Saint-François est partagé par trois frontières politiques qui délimitent le Québec, l'Ontario et l'État de New York. La réserve amérindienne d'Akwesasne est située sur le point de jonction de ces trois frontières (Figure 1). Les régions amont et aval du lac sont industrialisées et les fonderies, les alumineries et les papetières y profitent de la présence de l'énergie hydroélectrique produite par les centrales de Moses-Saunders et de Beauharnois (25 m de chute chacune). La navigation commerciale de fort tonnage circule par la voie maritime du Saint-Laurent, par laquelle transitent 37 millions de tonnes/année de marchandise sur 2768 passages de navire.

La régularisation des niveaux et des débits est un enjeu particulièrement important puisque les intérêts sont divergents: les gestionnaires des centrales hydroélectriques désirent pouvoir faire fluctuer le niveau à leur guise ; les porte-parole des utilisateurs de la voie maritime du Saint-Laurent, des plaisanciers et des résidents des berges préfèrent un niveau stable et élevé ; et finalement, le maintien de la biodiversité requiert une fluctuation plus « naturelle » des niveaux.

1.2 Approche

Dans ce contexte environnemental relativement complexe, l'approche utilisée se devait d'être la plus intégratrice possible. Cette approche fait appel à un large éventail de connaissances sur le milieu qui permet d'établir la confiance dans les modèles, et qui permet également de faire le lien entre les changements dans la physique et les transformations de l'écosystème. Les modèles mathématiques sont ainsi considérablement enrichis et sont directement intégrés dans l'analyse des impacts. C'est principalement la modélisation bidimensionnelle qui est exploitée pour représenter la physique du milieu. Les courants, les vagues et la sédimentation sont simulés sous plusieurs conditions possibles.

La notion d'habitat physique distribué dans l'espace est fondamentale à cette approche. Au lac Saint-François, le débit est important et les courants font office de facteur physique dominant. Cependant, dans les parties les plus larges du plan d'eau où le fetch est important, les vagues ont un

impact supérieur aux courants. Localement, le jeu de ces deux variables ajouté aux autres facteurs existants définit l'habitat. Les facteurs abiotiques étant connus partout sur le domaine par les simulations ou par mesures directes, on obtient en chaque point un jeu de données qui représente les conditions locales de l'habitat. Cette approche de l'étude du milieu fluvial permet la compréhension locale et l'extrapolation de cette connaissance sur l'ensemble du domaine, rendant ainsi possible la prédiction et l'intervention rationnelle.

L'approche se base sur l'accessibilité des modèles mathématiques et de leurs résultats. La plupart des outils de modélisation utilisés et modifiés dans le cadre de la thèse ont été développés à l'INRS-Eau. Les données se doivent d'être toutes géoréférencées et distribuées sur l'ensemble du système à l'étude. La gestion du modèle numérique de terrain est faite par le MODELEUR (Secretan et Leclerc 1998). Il s'agit d'un système informatique qui s'apparente à un Système d'informations géoréférencées (SIG) et qui utilise les éléments finis comme méthode de discrétisation et d'interpolation. Ce logiciel a été bâti spécifiquement pour les applications fluviales et possède d'excellentes capacités de modélisation basées sur les interactions entre les couches d'information. Le MODELEUR permet également la projection des couches d'information sur différents types de maillage : triangulaire, carré ou linéaire.

1.3 Structure et objectifs de la thèse

La structure de la thèse est fortement influencée par les thèmes abordés dans les publications. Les six chapitres abordent différents aspects impliquant les facteurs abiotiques du lac Saint-François. Les objectifs généraux de la synthèse sont : 1) décrire le fonctionnement du système hydrologique du lac Saint-François et son évolution, 2) décrire l'hydrodynamique de ce tronçon en incluant l'effet des plantes aquatiques, et finalement, 3) décrire l'habitat des plantes aquatiques et modéliser leur distribution spatiale. La figure 2 présente une vision synoptique des chapitres et des liens fonctionnels entre eux.

Le Chapitre 2 traite de l'évolution de l'hydrologie et de son impact sur l'écosystème, principalement sur les plantes submergées et sur les milieux humides. Ce chapitre sert de base à la modélisation de l'hydrodynamique actuelle (Chapitre 4) et ancienne (Chapitre 5). L'évolution des débits et niveaux est analysée en parallèle avec l'évolution historique des ouvrages et de leur gestion, et ce depuis la période préindustrielle. De plus, les conditions naturelles de niveaux sont reconstituées.

Le Chapitre 3 discute de l'assemblage du modèle de terrain du lac Saint-François. L'assemblage de la base de données de topométrie est présenté, ainsi que la construction des cartes contenant les informations sur le substrat et les plantes aquatiques.

Le Chapitre 4 présente l'hydrodynamique et l'intégration de l'effet des plantes. La méthode de calcul du coefficient de frottement des plantes est décrite, en plus de la technique de modulation de la croissance annuelle. Les conditions aux limites des simulations et la méthode de validation des vitesses sont présentées.

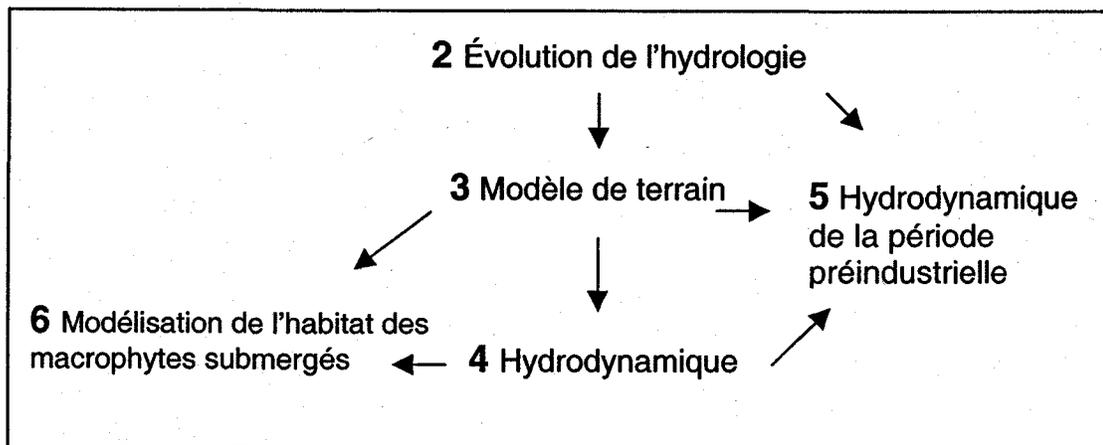


Figure 2 : Schéma de la succession méthodologique des chapitres de la synthèse.

Le Chapitre 5 présente tous les aspects liés à la simulation de l'hydrodynamique de la période préindustrielle, c'est-à-dire d'avant 1849. La construction du modèle de terrain et les conditions aux limites choisies sont présentées et les résultats sont discutés à la lumière des impacts sur les plantes et de la sédimentation dans le lac.

Le Chapitre 6 traite de la modélisation de l'habitat des macrophytes submergés. L'approche utilisée pour la modélisation est présentée et les résultats de l'analyse par régression logistique sont décrits.

2. Évolution de l'hydrologie

2.1 Introduction

L'écosystème actuel du lac Saint-François est différent de celui d'avant la période industrielle. Il faut remonter avant 1849 pour retrouver le système dans son état « naturel ». Depuis cette période, les routes migratoires des poissons ont été obstruées par les barrages, certaines espèces ont disparu et d'autres s'y sont installées. Graduellement, le système a été modifié, le niveau est maintenu presque constant et les débits sont régularisés. Les impacts de ces changements sur les habitats, les milieux humides et les macrophytes sont mal compris et les renseignements disponibles sur le sujet sont plutôt spéculatifs.

L'objectif de ce chapitre est de décrire l'évolution de l'hydrologie et d'expliquer son impact sur l'écosystème. L'évolution des débits et niveaux est analysée à la lumière de l'historique des ouvrages et de leur gestion. Les conditions naturelles de niveau d'eau sont présentées à l'aide d'une reconstruction de la relation niveau-débit d'avant 1849. Les impacts de ces changements sur l'abondance relative des macrophytes et des cycles d'inondation des milieux humides sont abordés.

2.2 Évolution des ouvrages

Les modifications apportées au milieu naturel du lac Saint-François sont principalement liées à la présence de deux zones de rapides de 25 m de chute à l'amont et à l'aval du lac fluvial. À l'aval, les premières modifications apparaissent vers 1842 avec la construction de l'ancien canal de Beauharnois, qui a été remplacé en 1899 par le canal de Soulanges. En 1849, un barrage a été construit sur le chenal sud de la Grande Île appelé le « chenal de Beauharnois ». Ce barrage en a réduit l'écoulement de 1100 m³/s à 280 m³/s, puis l'ancien chenal a été presque bouché vers 1930. L'actuel canal de Beauharnois a été mis en opération en 1932, le débit y transitant est passé de 2350 m³/s en 1932, à 4500 m³/s en 1952 puis à plus de 6500 m³/s en 1961. Actuellement, la presque totalité du débit passe par ce canal d'amenée. Afin de maintenir le niveau du lac et de favoriser le transit de l'eau vers le canal de Beauharnois, les ouvrages de Coteau ont été construits à la sortie naturelle du lac : Coteau I a été terminé en 1933 et les autres (Coteau II, III et IV) en 1942. Finalement, la construction de la voie maritime du Saint-Laurent en 1958 a obligé le dragage de nombreuses sections du lac Saint-François.

À l'amont du lac Saint-François, les ouvrages suivent à peu près la même séquence historique qu'à l'aval. Le canal de Cornwall a été construit en 1842 puis a été réaménagé en 1901. Des changements draconiens sont apparus à la fin des années 1950 avec la construction de la voie maritime du Saint-Laurent et de la centrale de Moses-Saunders. Les superficies draguées et les zones de dépôts ont modifié considérablement la topographie. Le barrage de Moses-Saunders règle depuis 1958 le débit du fleuve et les niveaux du lac Ontario.

2.3 Évolution des débits

Les Grands Lacs ont un effet tampon sur les fluctuations saisonnières des débits du fleuve Saint-Laurent, ce qui engendre un débit annuel très régulier comparativement aux autres grandes rivières du monde. En conditions naturelles, le débit maximum moyen se produit en juin tandis que l'étiage apparaît en février. La régularisation (plan 1958-D) a modifié la répartition des débits sur l'année : le débit est réduit en été et augmenté à l'automne et à l'hiver. À long terme, le débit du Saint-Laurent subit des fluctuations importantes. On retrouve des fluctuations de débit qui varient d'un minimum d'environ 5000 m³/s à un maximum d'environ 10 000 m³/s sur des périodes variant de 20 à 35 ans (Figure 3).

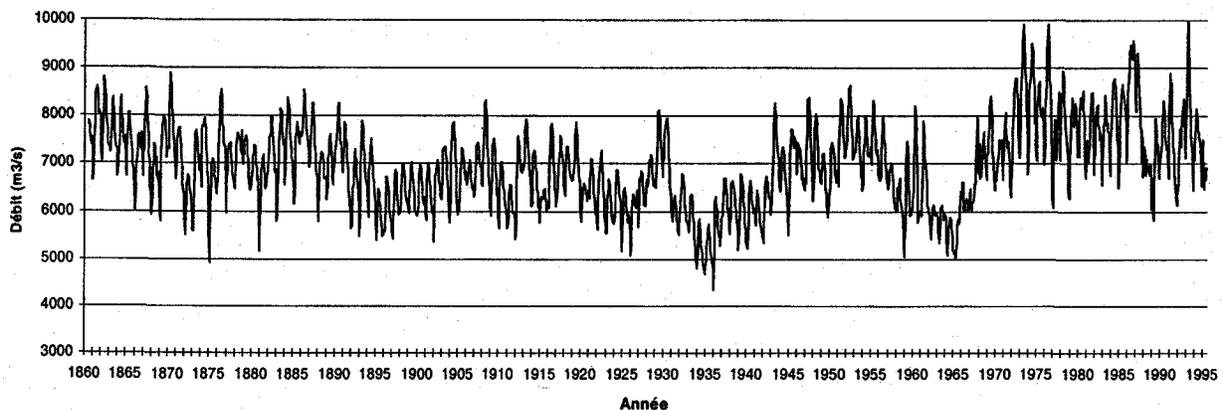


Figure 3 : Débits mensuels du Saint-Laurent depuis 1860.

2.4 Évolution des niveaux

À l'état naturel, le niveau du lac Saint-François variait en fonction du débit. Le niveau du lac était contrôlé par les deux seuils de chaque côté de la Grande Île. La relation niveau-débit naturelle n'a jamais été décrite puisque les mesures de niveau n'ont commencé qu'en 1919. En 1849, une nouvelle relation niveau-débit a été établie lorsque l'écoulement dans le chenal sud de la Grande Île

a été réduit à 280 m³/s. Cette relation est demeurée à peu près la même jusqu'en 1932, année de la construction du canal de Beauharnois.

2.4.1 Effets des ouvrages et de la gestion

Avant 1932, les données montrent une relation directe entre le niveau et le débit (Figure 4). Les premiers changements significatifs dans la gestion des niveaux apparaissent en 1942 avec la construction des ouvrages de Coteau II, III et IV. Le niveau est maintenu plus haut que la normale et légèrement stabilisé. Ce niveau moyen stabilisé autour de 46.50 m est demeuré la norme jusqu'à aujourd'hui. Les fluctuations annuelles qui étaient de 30 à 50 cm avant 1952 ont diminué graduellement à 20 cm vers 1960, puis à moins de 15 cm actuellement. La stabilisation des niveaux a comme objectif principal de maximiser le tirant d'eau des navires dans la voie maritime du Saint-Laurent. Les fluctuations à long terme du niveau étaient de l'ordre de 1.50 m à Coteau-Landing en conditions naturelles; ces fluctuations n'existent plus.

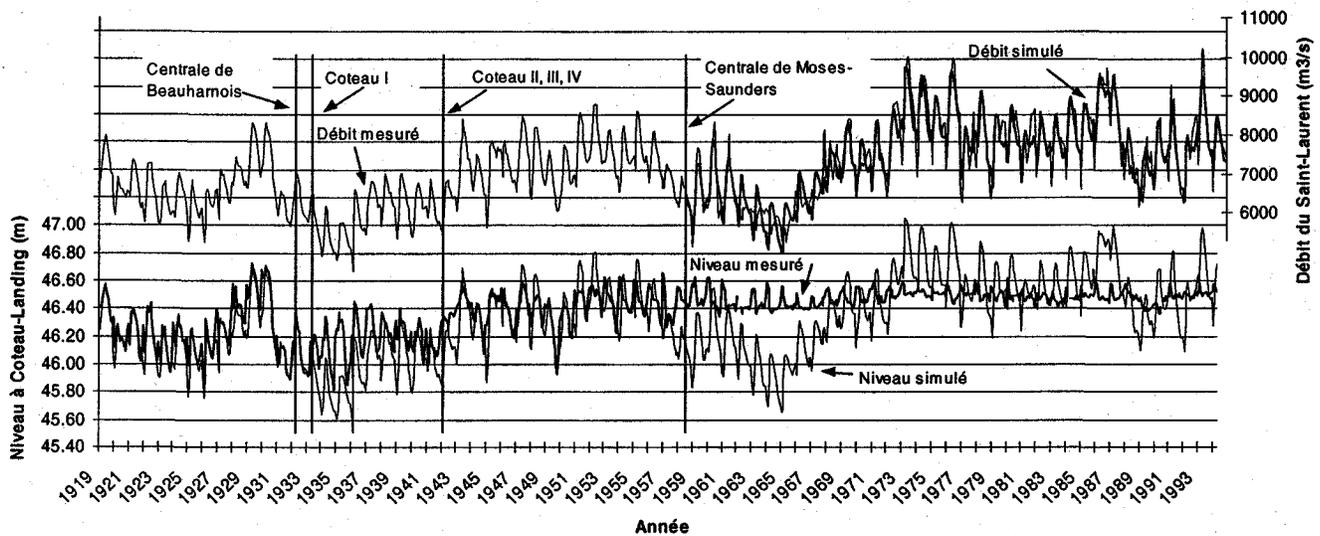


Figure 4 : Évolution historique des débits et des niveaux à Coteau-Landing en relation avec les ouvrages de génie civil.

2.4.2 Pente du niveau de surface

La pente du niveau de surface change en fonction du débit mais également en fonction du frottement exercé par le substrat au fond, auquel s'ajoutent la glace en hiver et les plantes aquatiques en été. La Figure 5 présente l'évolution de la moyenne interannuelle journalière de la pente du niveau de surface du lac Saint-François entre Summerstown et Coteau-Landing. On y remarque trois périodes distinctes : l'hiver avec la présence de glace, le printemps avec la présence unique de frottement dû au substrat, et l'été avec la résistance du substrat et des plantes aquatiques.

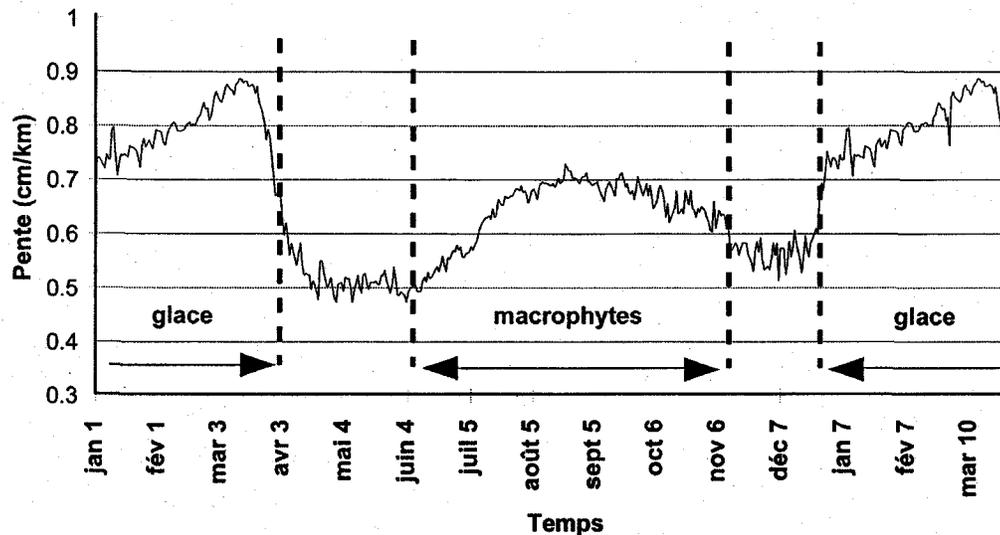


Figure 5 : Fluctuation de la moyenne journalière interannuelle de la pente du niveau de surface entre Summerstown et Coteau-Landing entre 1963 et 1990.

2.5 Reconstruction des conditions naturelles

Retrouver les conditions naturelles de niveau d'eau d'un milieu qui a été perturbé depuis 150 ans demande un examen approfondi de toutes les données disponibles. Le contrôle du niveau d'eau au lac Saint-François en conditions naturelles s'effectuait de chaque côté de la Grande Île. Il n'existe aucune mesure disponible des niveaux avant 1849, année où le chenal de Beauharnois a été endigué. Entre 1849 et 1932, le débit passant par ce chenal a été de $280 \text{ m}^3/\text{s}$ en 1849, et d'environ $480 \text{ m}^3/\text{s}$ entre 1901 et 1932. En fait, trois différentes relations niveau-débit ont contrôlé les niveaux du lac Saint-François : avant 1849, 1849-1901 et 1901-1932.

Les relations 1849-1901 et 1901-1932 sont très semblables puisque seulement un faible débit les différencie. La relation 1901-1932 a été caractérisée à l'aide des mesures journalières compilées de 1919 à 1932. La relation d'avant 1849 a été reconstruite en utilisant des cartes topographiques de grande précision du secteur de Valleyfield. Une section de contrôle de 240 m de largeur, dont le seuil plat se trouve à une élévation de 43.93 m, est située légèrement en amont du barrage de 1849. Cette section a été utilisée pour estimer la capacité d'écoulement. L'équation suivante est utilisée pour estimer le débit des seuils à base plane :

$$[1] \quad Q = 1.5l(h - h_0)^{3/2}$$

où Q est le débit (m^3/s), l est la longueur de la section (m), h_0 est le niveau de base de la section (m), h est le niveau d'eau au-dessus du seuil (m). Cette équation a permis de rétablir la relation

niveau-débit naturelle montrée à la Figure 6 ainsi que la distribution des débits autour de la Grande Île. Approximativement 1/6 du débit total passait par le chenal sud. Cette estimation correspond aux 40 000 pi³/s (1133m³/s) que rapporte Legault (1968) en citant Lanthier (1874), puisqu'en utilisant le débit moyen du fleuve à long terme (7100 m³/s), le débit dans le chenal sud serait de 1165 m³/s.

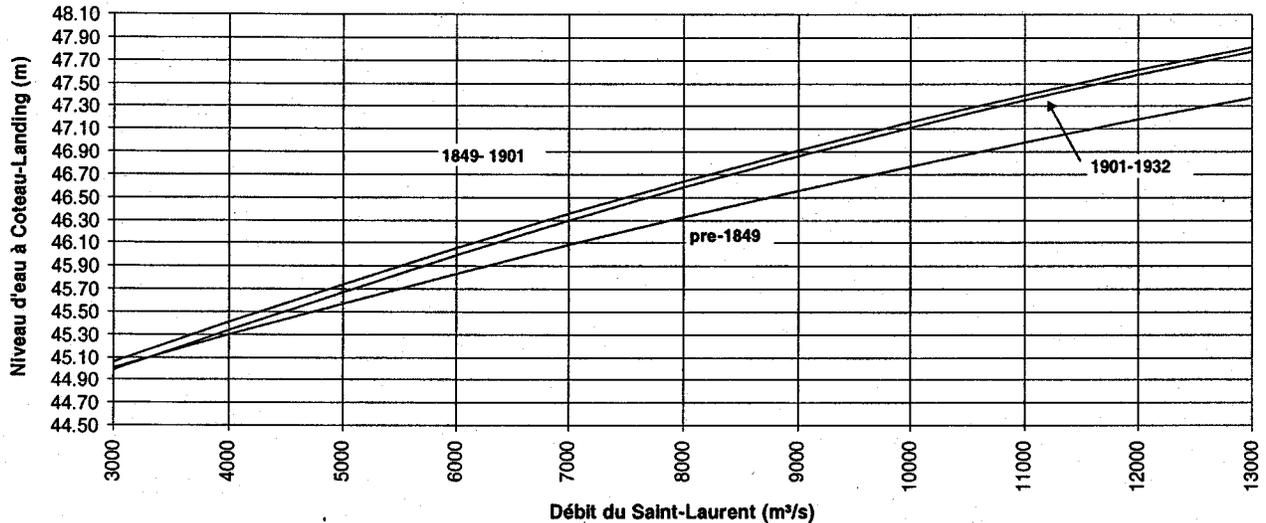


Figure 6 : Relations niveau-débit anciennes.

2.5.1 Débits extrêmes

Une seule série de débits du fleuve remontant à 1860 est disponible et les données correspondent à des moyennes mensuelles. Il est évident que certains débits instantanés ont été plus élevés que les moyennes mensuelles. Une carte provenant des Archives nationales du Canada (NMC 14784) rapporte deux niveaux d'eau records mesurés près de Coteau-Landing : 47.47 m le 18 avril 1862 et 47.41 m le 2 avril 1888. La relation niveau-débit reconstruite nous permet d'évaluer les débits correspondants à ces niveaux à 11 600 m³/s en 1862 et à 11 200 m³/s en 1888.

2.6 Impacts sur l'écosystème

2.6.1 Biomasse des plantes

Évaluer l'impact de la stabilisation des niveaux d'eau sur l'écosystème est une tâche complexe, car les changements sont lents et les données décrivant l'écosystème ancien sont limitées. Les seules données quantitatives disponibles au lac Saint-François sont les mesures journalières de niveau et de débit remontant jusqu'en 1919, lesquelles révèlent l'effet des plantes aquatiques sur la pente de

la surface libre en saison estivale (Section 2.4.2). Durant l'année, trois différentes périodes de frottement ont été distinguées : hiver (glace et substrat), printemps (substrat) et été (substrat et plantes).

Deux stations de mesure de niveau séparées de 35 km, Summerstown et Coteau-Landing, ont été utilisées. Une version simplifiée de l'équation de Manning a été employée pour calculer le frottement global en moyenne mensuelle depuis 1920.

$$[2] \quad \bar{n} = \frac{1}{Q} \bar{A} \bar{R}^{2/3} S^{1/2}$$

où \bar{n} est le coefficient de frottement global exprimé en coefficient de Manning, Q est le débit (m^3/s), $\bar{A} = \text{volume}/\text{longueur}$ est l'aire moyenne de la section mouillée considérée (m^2), $\bar{R} = \text{volume}/\text{superficie}$ est le rayon hydraulique ou la profondeur moyenne (m), $S = (h_0 - h_1)/\text{longueur}$ est la pente de la surface libre et h est le niveau d'eau (m).

Les plantes aquatiques submergées exercent une résistance importante sur l'écoulement au lac Saint-François (Section 2.4.2). Ce frottement est fonction de la surface totale des feuilles en contact avec l'écoulement (*Leaves Area Index* : LAI); plus la densité de plantes est grande, plus la résistance à l'écoulement s'accroît. Il existe une relation directe entre la réduction du courant et le LAI (Petticrew et Kalff 1992).

Afin de produire une série représentant l'effet de la production annuelle de plantes aquatiques, le frottement calculé pour le mois de mai (substrat) est soustrait du frottement calculé pour août-septembre (substrat et plantes). Il en résulte une image de l'évolution du frottement causé par la présence de plantes dans le système depuis 1920 (Figure 7). Le coefficient de Manning était de 0.012 en 1920 et est actuellement d'environ 0.020. On peut observer à la Figure 7 une augmentation constante du coefficient de frottement avec un changement marqué vers 1950.

Puisque la relation entre le LAI et la biomasse est approximativement linéaire pour une espèce donnée (Duarte et Kalff 1990), on peut considérer que le coefficient de Manning varie proportionnellement à la biomasse. On sait que le coefficient de Manning a doublé depuis 1920, cela suppose que la biomasse des plantes a donc également doublé durant la même période.

2.6.2 Milieux humides

La Réserve Nationale de la Faune du Lac Saint-François (RNFLSF) est un milieu humide protégé situé sur le flanc sud du lac près de la frontière avec l'État de New York. On sait que depuis 1949,

la distribution de la végétation de ce milieu a changé (Jean et Bouchard 1991; 1993). La stabilisation des niveaux d'eau est certainement responsable, du moins en partie, de ces changements. Une façon d'aborder les modifications du régime hydrique est de regarder ce qui se serait passé si les fluctuations du niveau d'eau du système avaient été naturelles.

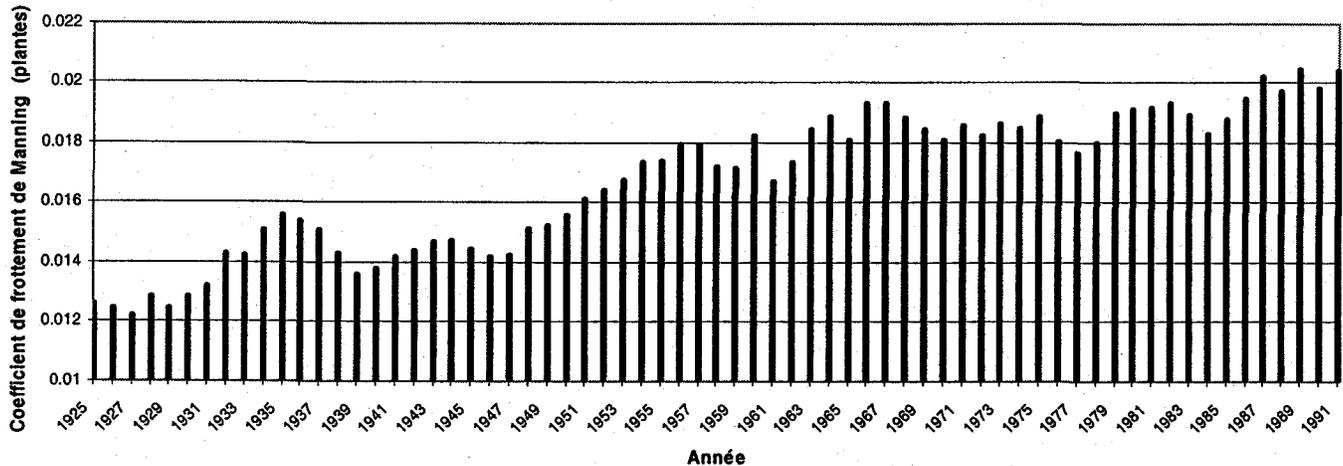


Figure 7: Évolution du coefficient de frottement de Manning associé aux plantes depuis 1920. Moyenne parabolique sur 5 ans (1;2;4;2;1).

Afin d'évaluer les différences entre les cycles d'exondation/inondation naturels et la régularisation actuelle, le niveau moyen mensuel a été reconstitué pour le secteur de la RNFLSF tel qu'il aurait été en conditions naturelles. Deux séries ont été calculées : une qui permet la comparaison entre les mesures de niveau de 1919 à 1995 et les niveaux calculés avec la relation niveau-débit de 1901-1932, et une autre qui permet la comparaison entre les niveaux calculés avec la relation niveau-débit 1901-1932 et ceux obtenus de la relation pré-1849. Ces niveaux d'eau mensuels ont été calculés en utilisant les éléments suivants : l'équation simplifiée de Manning (Équation [2]), une série reconstituée des débits et le frottement des plantes aquatiques à l'état naturel (1920-1930) qui a été évalué précédemment (Section 2.6.1).

L'évolution des niveaux d'eau dans les milieux humides, tels qu'ils auraient été si le système avait fluctué naturellement, est présentée à la Figure 8, selon deux scénarios de relation niveau-débit. La Figure 8 montre la consistance des calculs des niveaux avec les mesures à Summerstown pour la période d'avant 1932.

La RNFLSF présente une topographie s'élevant de 46.80 m à environ 48.00 m, dont la plus grande partie varie de 46.90 m à 47.20 m. La Figure 8 montre que ce milieu humide a été partiellement

inondé en 1929 et 1930 durant toute la saison de croissance et qu'aucune autre inondation majeure n'a eu lieu en période estivale après 1930. Après 1953, les niveaux les plus élevés sont présents tôt au printemps et en hiver seulement et ne durent pas suffisamment longtemps pour avoir un impact majeur sur la végétation. De 1860 à 1994, si le système avait fluctué selon la relation niveau-débit 1901-1932, d'importantes inondations seraient survenues presque régulièrement avec un cycle d'une vingtaine d'années. Les calculs de niveau à partir de la relation niveau-débit pré-1849 montrent que le milieu humide actuel n'aurait jamais été inondé. Par conséquent, ce milieu serait aujourd'hui très différent si le système avait été maintenu en conditions naturelles de fluctuation du niveau d'eau.

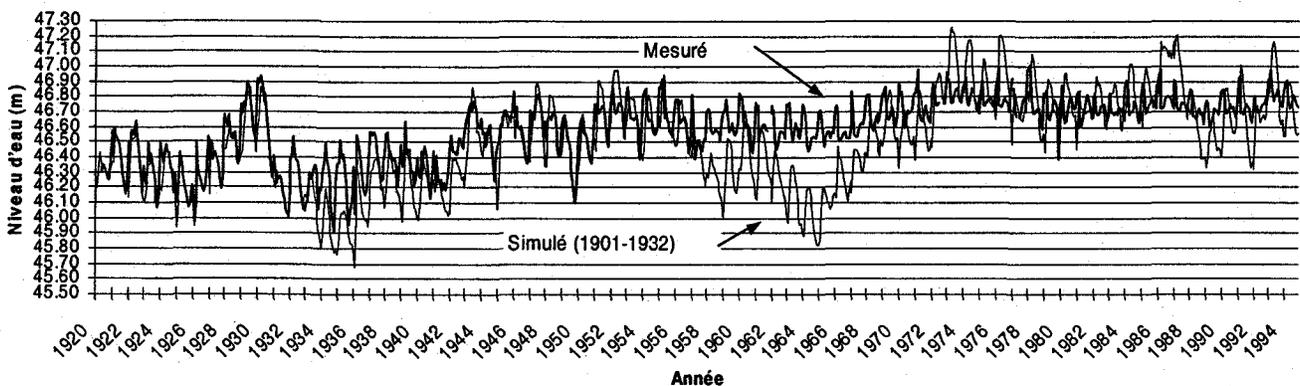


Figure 8 : Évolution du niveau d'eau des milieux humides du lac Saint-François, comparée à celle du niveau naturel simulé.

2.7 Discussion

2.7.1 Effets sur la sédimentation

La sédimentation et l'érosion des matériaux sont contrôlées par une combinaison d'influences anthropiques et naturelles sur le débit. Au lac Saint-François, aucun matériel plus ancien que *circa* 1870, n'a été retrouvé dans les carottes de sédiments (Lorrain et Carignan 1992). Ceci apparaît paradoxal puisqu'il n'existait aucune donnée de débit suffisamment élevée pour remobiliser le substrat durant cette période. Les débits exceptionnellement forts datant du printemps de 1862 (Section 2.5.1) sont probablement associés aux conditions de haute énergie responsables de l'absence de sédiments plus anciens. Il est possible qu'une partie de cette crue se soit écoulée en charge, sous la glace. D'autres changements importants dans la séquence sédimentaire sont associés au détournement de l'écoulement vers le canal de Beauharnois et au dragage de la voie maritime du Saint-Laurent (Carignan *et al.* 1993).

2.7.2 Effets sur les plantes aquatiques

L'abondance des macrophytes aquatiques submergés est contrôlée par plusieurs facteurs abiotiques limitant leur croissance. Au lac Saint-François, ces variables sont la lumière disponible, les vagues, le type de substrat et les courants. Les fluctuations du niveau d'eau peuvent être également critiques pour la survie de plantes, particulièrement en hiver (Howard-Williams *et al.* 1995; Nichols 1991).

L'évolution du coefficient de Manning depuis 1920 (Figure 7) suggère que la stabilisation du niveau d'eau a eu un impact majeur sur la biomasse des plantes (Section 2.6.1). Comme le montre la Figure 4, la variation des niveaux mesurés était déjà de moins de 0.40 m à partir de 1951. Avant cette période, les fluctuations du niveau dépassaient les 0.70 m sur une période d'une dizaine d'années. À partir de 1950, le coefficient de frottement a augmenté sans qu'il ne redescende à son niveau précédent. L'augmentation du coefficient de frottement vers 1950 coïncide avec l'augmentation des plaintes des résidents des berges concernant la surabondance de plantes (SLRT 1992 ; Environnement Canada 1994). Il apparaît donc que la stabilisation des niveaux a favorisé la croissance des plantes; toutefois, d'autres phénomènes peuvent y avoir contribué.

Ainsi, la quantité de nutriments présents dans le système a atteint un maximum dans les années 60 et au début des années 70 (Stevens et Neilson 1987; Carignan *et al.* 1993). Il semble toutefois que cette période ne corresponde pas avec l'augmentation importante de la biomasse de plantes vers 1950. Il ne semble pas y avoir non plus d'impact additionnel évident sur la biomasse entre 1960 et 1975. Une analyse détaillée des séries de coefficient de Manning en moyenne hebdomadaire serait cependant nécessaire pour pouvoir obtenir une meilleure précision temporelle.

2.7.3 Effets sur les milieux humides

La dynamique des milieux humides des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent est fortement influencée par les cycles d'inondation et d'exondation (CMI 1993). Les inondations durant la majeure partie de la période de croissance élimineraient les arbustes et les arbres permettant ainsi à d'autres espèces de compléter leur cycle de vie et de rester dans la banque de graines locale (Wilcox 1988; Keddy et Reznicek 1986).

Les milieux humides de la réserve du lac Saint-François ont été artificiellement entretenus par des brûlis annuels. L'arrêt de ces pratiques en 1978 a entraîné d'importants changements dans les structures des communautés végétales (Jean et Bouchard 1991). Puisque les fluctuations de niveau

n'existent plus, l'impact à long terme sur la biodiversité reste problématique.

La construction du barrage sur le chenal sud du Saint-Laurent à l'aval du lac Saint-François en 1849 a considérablement modifié les superficies et, probablement, les communautés végétales des milieux humides. Avant 1849, les niveaux d'eau étaient en moyenne de 0.2 à 0.3 m inférieurs à ceux de 1932, soit 1 m plus bas que le niveau actuel. Ce niveau correspond à d'importantes surfaces de milieux peu profonds qui sont présentement couverts de macrophytes submergés (Section 3.4.5). Avant 1849, ces hauts-fonds ont certainement été couverts par des plantes émergentes et des milieux humides émergés.

3. Modèle de terrain

3.1 Introduction

Le modèle de terrain du lac Saint-François est composé des données spatiales provenant de caractérisations du terrain, et constituant des cartes géoréférencées de la topométrie, du substrat et des plantes aquatiques. La glace devrait également en faire partie si les conditions d'écoulement hivernales étaient considérées. La qualité du modèle de terrain est un aspect critique de l'estimation et/ou de la simulation de facteurs abiotiques fiables. En effet, la précision du calcul de l'hydrodynamique, des vagues et des autres facteurs abiotiques est principalement déterminée par la précision spatiale de la topométrie, et dans une moindre mesure, par celles du substrat et des plantes aquatiques. Ces informations sont variables dans l'espace et dans le temps et elles doivent être connues sur l'ensemble du tronçon à l'étude avec une résolution similaire ou supérieure à celle des simulations désirées.

Le substrat et les plantes aquatiques contribuent à la résistance à l'écoulement ; ils doivent donc être pris en compte dans les simulations hydrodynamiques sous la forme d'un coefficient de frottement de type « n » de Manning dont la valeur doit être déterminée sur l'ensemble du domaine à l'étude. Dans le cas du substrat, le coefficient de frottement varie en fonction de la granulométrie moyenne et des macrorugosités (rides et dunes) (voir Section 4.3.1) tandis que pour les macrophytes, ce coefficient varie en fonction de la surface des plantes exposée aux courants (voir Section 4.3.2), laquelle dépend de la présence des espèces en un lieu donné et de la phase de croissance.

Les méthodes d'acquisition de données, et surtout la quantité de données disponibles, vont limiter la précision liée à la distribution spatiale des variables d'intérêt. Pour arriver à produire un résultat fiable avec une densité restreinte de données, une méthode d'interpolation par avis d'expert peut être utilisée. Cette fiabilité est fonction de la variabilité du champ observé, du nombre d'observations et de la méthode d'interpolation (les règles appliquées) entre ces mesures.

Dans ce chapitre, les éléments originaux du modèle numérique de terrain du lac Saint-François sont présentés avec des détails sur les opérations effectuées sur les données et sur leur interpolation, et ce pour la topométrie, les substrats et les plantes aquatiques.

3.2 Topométrie

La topométrie est la description numérique de l'élévation du terrain et elle sert à décrire la géométrie du cours d'eau et des berges. Elle est la variable la plus importante de tout le modèle de terrain car son niveau de précision et la densité des points de mesure disponibles limitent le raffinement du calcul de la plupart des variables abiotiques.

Les mesures de terrain utilisées pour construire la base de données de topométrie proviennent des minutes hydrographiques de base, lesquelles contiennent tous les sondages bathymétriques du Service hydrographique du Canada (SHC) réalisés entre 1986 et 1988. Un total de 292 270 points de sondage, avec une précision de ± 0.1 m, ont été assemblés. La majorité des sondages étaient disponibles en format numérique, mais quelque 70 000 points supplémentaires ont dû être numérisés et validés. Comme la ligne de côte représente l'intersection du niveau d'eau et du terrain, elle a été intégrée à la base de données. Les sondages du SHC, représentés sous forme de profondeurs d'eau, ont été transformés à l'aide des niveaux de référence du zéro local des cartes de navigation (Forrester 1983) dans le système de référence vertical des Grands Lacs (RIGL55), tandis que le NAD27 a été utilisé comme système de référence horizontal.

Ces données ont été intégrées dans le MODELEUR, où tous les points ont été liés entre eux par un maillage aux éléments finis construit par triangulation de Delaunay pour en permettre la visualisation. Avec une densité moyenne d'environ un point tous les 30 m, on peut considérer qu'une interpolation linéaire simple entre chacun de ces points est appropriée pour décrire le terrain. La base de données complète a été assemblée pour produire une carte topographique à l'échelle 1:15 000, comprenant des isolignes de topométrie de 1 m. Cette carte sert de canevas aux interpolations des données de substrat et de plantes, dont la densité d'observations est beaucoup plus faible.

Selon la morphologie des fonds (Planche 1), le lac Saint-François peut être subdivisé en trois parties distinctes : *fluviale*, *chenalisée* et *lacustre*. La partie fluviale s'étend entre le barrage de Moses-Saunders à la limite amont et Summerstown. Cette zone est caractérisée par un petit nombre de chenaux larges et profonds, entrecoupés par des îles de grande taille. La partie chenalisée, au centre du lac, est caractérisée par des hauts-fonds (0 à 10 m) traversés par un réseau complexe de chenaux anastomosés sous-fluviaux. La partie lacustre occupe l'est du lac Saint-François. Elle comporte un fond régulier de moins de 10 m de profondeur, coupé par un chenal central profond de plus de 21 m.

3.3 Substrat

Le distribution spatiale de la granulométrie des sédiments est un champ de données difficile à obtenir. Les informations sont récoltées de façon ponctuelle par l'intermédiaire d'un carottier ou d'une benne, ou encore par observations visuelles directes et à l'aide d'une caméra submersible. L'effort de terrain considérable qui est requis restreint le nombre d'échantillons de substrat qui seront pris et analysés. Des systèmes automatisés existent mais ils sont coûteux et demandent une calibration complexe. Néanmoins, la distribution spatiale des caractéristiques granulométriques doit être cartographiée sur tout le lac puisqu'elle est essentielle à la modélisation hydrodynamique et à la compréhension du fonctionnement global du système.

Une carte de la distribution des substrats au lac Saint-François a déjà été produite par Lorrain *et al.* (1993) à partir d'une centaine d'échantillons granulométriques. Cependant, la compilation de plusieurs autres données disponibles a permis de raffiner ce travail. Tout d'abord, les minutes hydrographiques du SHC contiennent près de 16 177 observations descriptives de la composition du substrat, telles que boulders, cailloux, sable, boue, argile et herbier, qui couvrent surtout les zones de risque pour la navigation. Bien que riches en informations, près de 70% de ces données décrivent la présence d'herbiers (8300) et de blocs rocheux (2605), qui renseignent finalement peu sur la nature du fond. De plus, quelques 234 mesures granulométriques provenant d'études sédimentologiques antérieures ainsi que près de 300 observations qualitatives prises lors de nos campagnes de terrain (benne et caméra) ont été compilées au sein de la même base de données géoréférencées. Ces données ont été classées selon les fractions granulométriques présentes dans les polygones de substrat (voir Planche 2).

3.3.1 Interpolation des données

De façon générale, la granulométrie du substrat varie en fonction de l'énergie mécanique du milieu, conditionnée par les courants, les vagues et la forme du terrain, mais également en fonction des sources de sédiments et de la composition du sous-sol. Hakanson (1977) a démontré l'influence de la répartition spatiale des facteurs abiotiques tels que les vagues et la profondeur sur la répartition des sédiments. Au lac Saint-François, puisque le taux de sédimentation est très faible, la distribution du substrat est fortement liée à la composition des dépôts quaternaires (Lorrain *et al.* 1993), dont la stratigraphie est bien décrite (Terasmae 1965). En ce sens, la géomorphologie du lit du fleuve est indicative de la composition du sédiment actif. Puisque la quantité de données

demeure insuffisante pour permettre une simple interpolation linéaire entre les points de mesure, la forme du terrain et les isosurfaces de la carte topométrique à l'échelle 1:15 000 ont été utilisées pour former les polygones de classes de substrat entre les données mesurées.

En plus de tenir compte des données mesurées, cette méthode dite par « avis d'expert » fait appel à l'appréciation de l'influence des facteurs déterminants de la distribution des sédiments, principalement la topographie, pour déterminer la valeur de la variable entre les points de mesure. Cette approche, couramment utilisée en cartographie géologique, permet d'extrapoler et d'interpoler les données disponibles sur l'ensemble du domaine avec un résultat plus conforme à la réalité du terrain qu'une simple interpolation linéaire.

3.3.2 Distribution spatiale

Une carte contenant plus de 255 polygones représentant chacun une zone classifiée comme homogène a été construite pour décrire le substrat sur tout le domaine (Planche 2). On y remarque d'abord que le lac est limité à l'amont et à l'aval par des affleurements rocheux résistant à l'érosion (Planche 2) où les courants sont importants. De l'amont à l'aval, la granulométrie du chenal central varie avec la diminution graduelle des vitesses. En effet, le substrat est grossier autour de l'île de Cornwall, il devient ensuite du gravier, puis du sable graveleux, du sable et finalement du silt. Les sédiments sont très fins dans la partie lacustre puisque la vitesse du courant y est relativement faible. Des sédiments fins (boues) sont aussi présents dans les sous-bassins de la partie chenalisée au centre du lac, tandis que les argiles marines sont exposées près du canal de Beauharnois. Le vent dominant (SW-W-NW) a une forte emprise (long fetch) sur la rive sud, et l'effet des vagues sur le substrat y est déterminant. Ainsi, on y retrouve des plages de sable dans des baies fermées par des matériaux résistant à l'érosion (till délavé).

3.4 Plantes aquatiques

Les plantes aquatiques jouent un rôle déterminant sur l'écoulement estival dans le lac Saint-François. La distribution spatiale des espèces est une connaissance de base essentielle pour bien des aspects de la compréhension de l'écosystème. Avant le présent ouvrage, les seules données disponibles sur la distribution spatiale des plantes submergées au lac Saint-François provenaient d'un rapport de Owen et Wile (1975) qui décrit la présence de plantes submergées autour des îles près de Cornwall. Tout comme le substrat, la récolte des données sur la distribution des plantes submergées demeure fastidieuse et limite le nombre d'observations disponibles.

Au lac Saint-François, les assemblages observés sont composés de neuf espèces dominantes : *Vallisneria americana*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton richardsonii*, *Potamogeton pectinatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Heteranthera dubia*, *Nitella sp.* et *Alisma gramineum*. *Myriophyllum spicatum* est présent en deux formes de croissance, érigée et en canopée. Bien que rares, d'autres espèces telles que *Lemna trisulca*, et *Chara sp.* furent observées.

3.4.1 Caractérisation

La caractérisation a été effectuée à l'aide d'une technique d'échosondage inspirée de Fortin *et al.* (1993), dont les améliorations comprennent un système de positionnement dGPS et un enregistreur de positions géoréférencées (*data logger*) qui permettaient de mémoriser la course du bateau et d'inscrire régulièrement des positions repères sur le graphique de l'échosondeur. De plus, l'utilisation d'une caméra vidéo a permis de raffiner la technique jusqu'à l'identification des espèces en place et de leur proportion relative.

Les mesures sur le terrain ont été réalisées entre le 24 septembre et le 3 octobre 1995, période qui correspond à la période de résistance maximale des plantes pour cette année, telle que révélée par la paramétrisation du coefficient de frottement de l'équation de Manning (voir Section 2.4.2). La Figure 9 montre l'évolution du frottement global durant la période de croissance des plantes de 1995.

La majeure partie du lac Saint-François a été couverte par 35 transects (Figure 10) à l'aide d'un échosondeur et d'une caméra vidéo submersible. L'échosondeur analogique, un Raytheon DE-719, utilise un transducteur de 209 kHz avec un angle de pénétration de 9° et la caméra vidéo analogique, une Cosmicar HX, est munie d'un objectif grand angle à focale fixe. Les positions dGPS ont été enregistrées à chaque seconde à l'aide d'un enregistreur de position. Tous les 100 m lors de la couverture des transects, la position a été transcrite sur le papier de l'échosondeur et les plantes présentes y ont été identifiées. L'identification des espèces a été effectuée à l'aide de la caméra vidéo ; les observations duraient de 1 à 5 minutes et couvraient une distance de 10 à 20 m typiquement. Les observations vidéo ont également permis de classifier la proportion relative de chacune des espèces avec un intervalle de classe de 10%, et leur densité relative. La densité relative est une appréciation visuelle de la densité du couvert végétal de six classes : 0, 1, 2, 3, 4 et 5, où « 0 » représente l'absence de plante; « 1 » représentant des plantes clairsemées occupant <10% de la surface du fond; « 2 » est la densité où la majorité (50% à 90%) de la surface du fond

n'est pas couverte de plantes; « 3 » correspond à une densité où les plantes occupent la majorité de la surface disponible bien que le substrat demeure visible; « 4 » correspond à une forte densité où les tiges sont très serrées et le substrat n'est plus visible; et « 5 » correspond à la même forte densité, mais combinée à la formation de canopée à la surface. Les observations vidéo des espèces ont été validées avec un échantillonnage direct avec benne et grappin, et identifiées par M. Normand Dignard (Herbier Marie-Victorin).

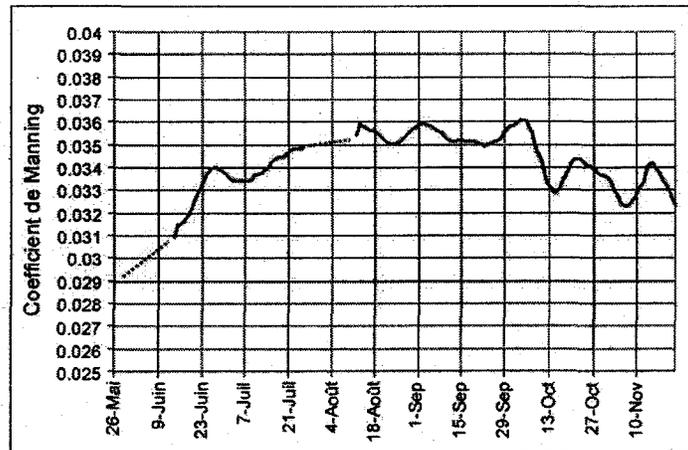


Figure 9 : Évolution du frottement global (plantes et substrat) en 1995, montrant le début de la croissance des plantes en juin et le maximum de croissance entre la fin août et le début octobre (moyenne mobile de 7 jours). La ligne pointillée couvre les zones de données manquantes.

En plus des observations faites systématiquement aux 100 m, la caméra a été descendue au fond chaque fois que l'échosondeur montrait des changements notables dans les échofaciès des plantes. Des contrôles fréquents à l'aide de la caméra vidéo ont permis de bien délimiter et caractériser les différents échofaciès, qui ont ensuite servi à combler la continuité de l'information entre les points de contrôle aux 100 m. La Figure 11 montre quelques-uns des échofaciès typiques du lac Saint-François ainsi que les assemblages de plantes correspondants ; on peut déjà y noter l'influence de la profondeur sur la composition et la hauteur des plantes dans plusieurs cas.

3.4.2 Préparation des données

Les positions enregistrées chaque seconde ainsi que les points de contrôle aux 100 m ont été imprimés sur un papier translucide à la même échelle que la carte topométrique au 1:15000. L'information ponctuelle sur la composition en espèces, leur proportion, la densité relative mesurée sur le terrain aux points de vérification ainsi que la hauteur des plantes mesurée sur le papier d'échosondage, ont été transcrites sur le papier translucide. De plus, l'information sur la continuité latérale des assemblages provenant des échofaciès a également été transférée. Les limites latérales

des écofaciès correspondent généralement avec des changements marqués dans la forme du terrain (Figure 11).

Étant donné que la méthode de caractérisation par échosondage se limite aux transects eux-mêmes, la couverture synoptique de l'ensemble du système requiert une méthode d'interpolation entre ces derniers. Comme dans le cas du substrat, une interpolation linéaire simple risquait d'induire des incongruités importantes liées à la complexité des formes du terrain. À l'instar du substrat, il devenait nécessaire de tenir compte de l'habitat des plantes par rapport aux facteurs abiotiques les plus contrôlant pour inférer la distribution des plantes entre les transects.

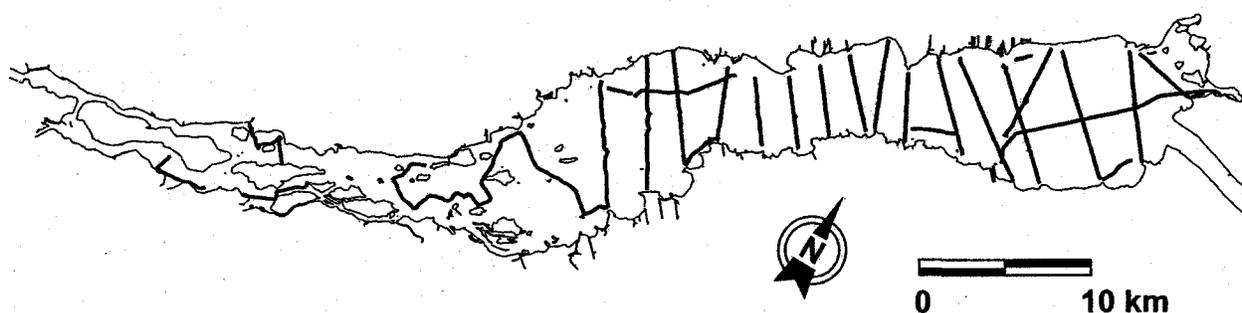


Figure 10 : Position des transects d'échosondage de 1995 servant à la cartographie des plantes.

3.4.3 Contrôle de la distribution des plantes

Les facteurs contrôlant la distribution spatiale des plantes sont bien connus dans la littérature. Il y apparaît que la pénétration de la lumière est un élément déterminant pour la qualité de l'habitat (Dale 1986 ; Wetzel 1975). Les vagues ont une influence directe sur la présence des macrophytes, par le stress mécanique qu'elles exercent (Chambers 1987), et en retour, les macrophytes ralentissent le mouvement orbital des vagues (Camfield 1977). Les courants limitent la croissance des plantes et les macrophytes ralentissent les courants, favorisant la sédimentation des particules fines, riches en nutriments (Chambers et Prepas 1994; Petticrew et Kalff 1992).

La disponibilité des nutriments est un facteur déterminant de la biomasse (Anderson et Kalff 1986). Les nutriments disponibles aux macrophytes sont principalement associés aux particules fines dans le sédiment, et leur concentration locale est liée à leur exposition aux vagues et aux courants (Chambers et Prepas 1990). Deux aspects du substrat sont importants pour les macrophytes : un aspect géochimique, puisqu'il est la principale source de nutriments, et un autre physique, qui réfère à la texture et à la stabilité nécessaires à la pénétration ainsi qu'à l'ancrage des racines. De plus, les

fortes pentes ne sont pas favorables pour l'enracinement puisqu'elles sont généralement instables (Duarte et Kalff 1986).

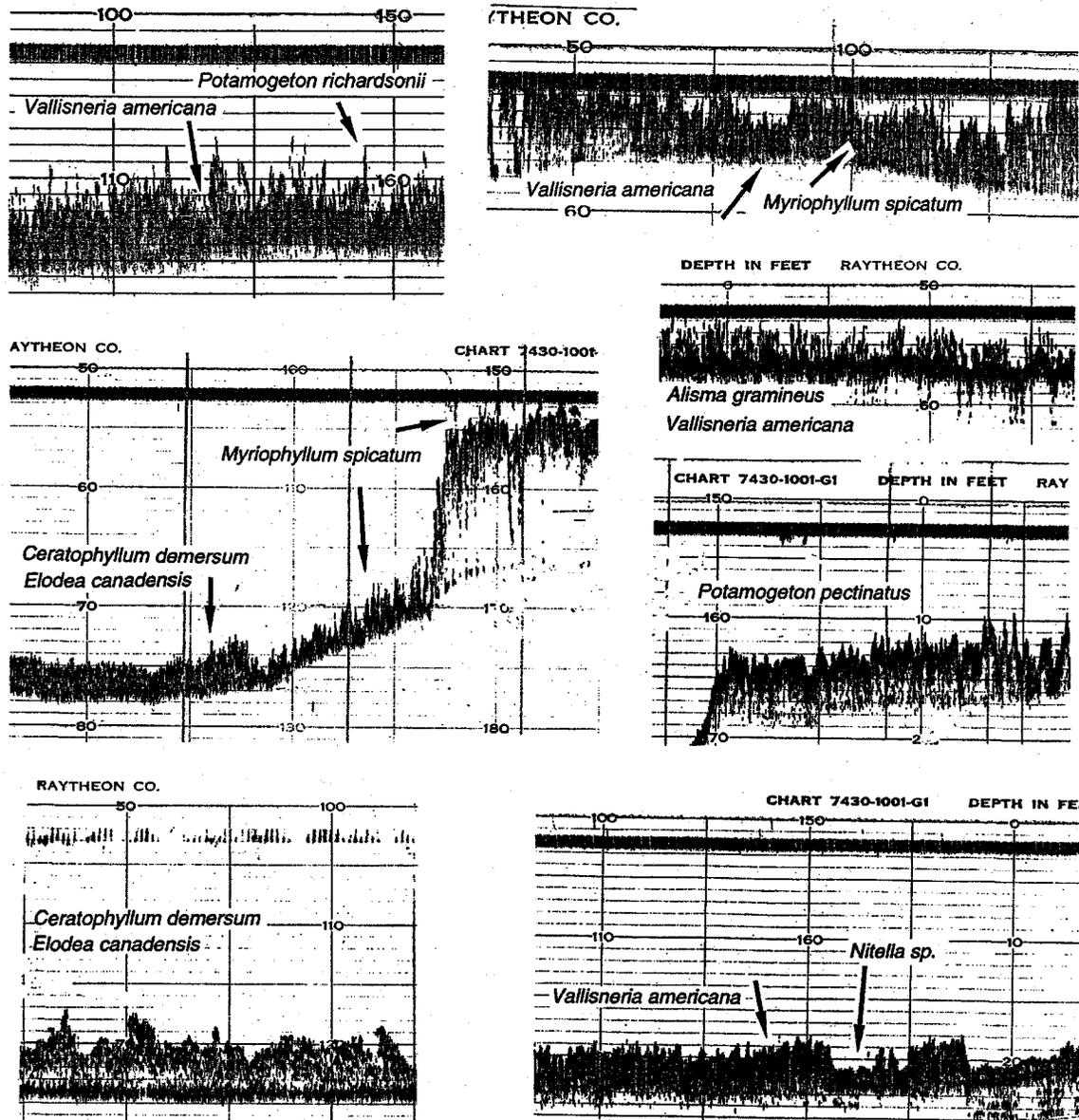


Figure 11 : Échofaciès typiques de quelques assemblages de macrophytes aquatiques au lac Saint-François.

La lumière au fond représente le facteur abiotique le plus déterminant pour la présence et la distribution des plantes. La quantité de lumière dans la masse d'eau des Grands-Lacs varie principalement en fonction de la profondeur, de la turbidité et du contenu en carbone organique dissout (Hudon et Sylvestre 1998). Localement, à l'échelle de quelques dizaines de mètres, comme la turbidité et le COD sont à peu près constants, la lumière disponible au fond devient principalement fonction de la profondeur

Cette logique du fort contrôle de la topométrie sur les variables abiotiques locales peut aussi être appliquée aux autres facteurs abiotiques, avec certaines subtilités cependant, étant donné que l'action des vagues et des courants a des composantes directionnelles. Par exemple, pour une même profondeur, une zone abritée subit moins l'effet des vagues qu'une zone exposée.

3.4.4 Interpolation des données

D'une manière similaire à celle utilisée lors de la cartographie des substrats, la carte topométrique au 1:15000 a été utilisée pour réaliser l'interpolation des assemblages entre les transects. Certaines zones du lac ne sont pas couvertes par les transects et les informations y sont insuffisantes. Dans ces secteurs, les assemblages sont extrapolés en fonction des renseignements disponibles dans les secteurs à proximité comportant des similitudes dans la profondeur et dans les autres facteurs abiotiques grossièrement estimés. Le lac Saint-François a ainsi fait l'objet d'une classification par subdivision en près de 630 polygones homogènes contenant les informations sur les espèces présentes. Cette base de données spatiales contient une description de chaque polygone en termes d'espèces présentes, de proportion relative, de densité relative et de hauteur.

3.4.5 Distribution spatiale

La distribution spatiale des assemblages de plantes est montrée à la Planche 2. Cette représentation graphique simplifiée de la base de données géoréférencées n'a pas d'autre prétention que de montrer la distribution globale des espèces au lac Saint-François. Les assemblages ont été groupés en 12 ensembles à l'aide d'une analyse de groupement (*K-mean clustering*) basée sur les données associées aux polygones. On peut y noter des liens spatiaux représentant l'adaptation des espèces aux facteurs abiotiques et caractérisant leurs préférences d'habitat.

Le *Potamogeton pectinatus* est présent principalement en bordure des chenaux principaux et des hauts-fonds où il y a de forts courants. Cette plante aux tissus longs et flexibles est particulièrement bien adaptée aux forts courants. La *Vallisneria americana* se trouve en colonie pure dans les zones où l'action des vagues est relativement élevée, principalement dans la partie est du lac. Le *Ceratophyllum demersum* est abondant dans les zones protégées des courants et des vagues. Le *Myriophyllum spicatum*, avec des formes de croissance en canopée, est abondant dans la partie chenalisée où les courants et les vagues sont relativement faibles et où les sédiments fins sont abondants dans le substrat. L'algue *Nitella sp.* est présente dans les zones les plus profondes où les courants sont faibles. Certaines zones n'abritent aucune plante parce qu'elles sont trop

profondes, parce qu'elles sont soumises à de trop forts courants ou de trop fortes vagues, ou parce qu'elles sont composées de matériaux résistant à la pénétration des racines.

3.5 Discussion

L'originalité des travaux présentés ici réside dans la construction du modèle de terrain lui-même, constituant une base dense et variée de données géoréférencées. La topométrie assemblée contient près de 300 000 points à une précision de ± 0.15 m dans la verticale, dont une bonne partie a été numérisée dans le cadre du projet. La carte du substrat est un raffinement de la carte de Lorrain *et al* (1993), effectué en assemblant les données disponibles dans la littérature et celles du SHC. Il en résulte une augmentation significative du nombre de polygones définissant les classes de substrat. Les améliorations sont surtout associées aux zones de fond rocheux, d'argiles marines en érosion et de concentration de boulders (till délavé).

La carte des plantes submergées qui est présentée est la seule qui décrive la répartition des espèces dans le lac Saint-François. Le travail actuel sur la distribution spatiale des plantes s'inscrit dans la continuité des travaux de Fortin *et al.* (1993), qui ont utilisé un échosondeur pour la cartographie des faciès de plantes au lac Saint-Pierre. Le même type d'échosondeur a été utilisé, car bien que des échosondeurs numériques aient été testés, le détail obtenu à l'aide d'un stylet électromécanique est nettement supérieur dans la définition graphique du retour d'écho.

Les classes de densité développées au lac Saint-Pierre par Fortin *et al* (1993) sont les mêmes que celles utilisées dans la présente recherche. Les assemblages sont plus diversifiés que ceux observés au lac Saint-Pierre, étant donné l'abondance relative de *Myriophyllum spicatum*, de *Ceratophyllum demersum* et de *Potamogeton pectinatus* au lac Saint-François. Les améliorations techniques de la présente méthode comprennent un système de positionnement dGPS et une caméra vidéo. La vidéo a permis d'identifier les assemblages par espèce et d'en déterminer leur proportion à chaque descente de la caméra. De plus, comme la hauteur des plantes est très variable à l'échelle du lac, la hauteur des assemblages et des espèces a été mesurée à partir des papiers d'échosondages augmentant ainsi la diversité des données spatiales disponibles. La méthode actuelle nécessite toutefois des arrêts fréquents qui restreignent le nombre de transects réalisables en comparaison à l'utilisation de seulement l'échosondeur, comme l'ont fait Fortin *et al* (1993).

4. Hydrodynamique

4.1 Introduction

En milieu fluvial, l'hydrodynamique exerce une influence importante sur tout l'écosystème, elle doit donc être prise en considération avec soin. En plus de la qualité du modèle de terrain, la précision des simulations dépend de la densité de la grille de calcul. Le maillage utilisé est constitué de triangles (éléments) de dimensions variables couvrant le domaine de simulation, qui permettent la résolution des équations de l'hydrodynamique par la méthode des éléments finis. Les données spatiales disponibles dans le modèle de terrain sont exploitées dans le calcul de l'hydrodynamique. Les cartes de substrat et de plantes aquatiques sont utilisées pour paramétrer le frottement au fond par le biais du coefficient de Manning.

Les plantes aquatiques sont un élément incontournable de l'hydrodynamique du lac Saint-François en période de croissance. Elles sont présentes en été, partout où les conditions sont favorables à leur croissance, généralement à une profondeur de moins de 5 m. Puisqu'elles sont présentes surtout en eau peu profonde, les plantes concentrent l'écoulement dans les chenaux principaux. De plus, comme les plantes ont un cycle de croissance annuel, les simulations doivent en tenir compte.

Dans le présent chapitre, on présente le maillage hydrodynamique, la paramétrisation du frottement lié au substrat et aux plantes et une méthode de modulation de la croissance annuelle. Les méthodes de validation sont décrites, et les événements de référence choisis pour les simulations sont traités.

4.2 Modèle hydrodynamique

La modélisation bidimensionnelle horizontale de l'hydrodynamique est effectuée par le modèle HYDROSIM, développé à l'INRS-Eau (Heniche *et al.* 1999). L'approche utilisée est basée sur une discrétisation 2D par éléments finis des équations de Saint-Venant (*shallow water model*) qui sont résolues par une méthode itérative. L'élément utilisé est un triangle à 6 nœuds appelé T6L (Triangle à 6 nœuds à interpolation Linéaire) où les débits spécifiques sont calculés sur tous les nœuds alors que les niveaux sont calculés sur les nœuds sommets seulement. Ce modèle utilise une forme conservatrice des équations (masse et quantité de mouvement) et prend en compte localement le frottement dû aux substrats et aux plantes. Il procure en sortie les composantes (x , y) du débit spécifique de la colonne d'eau qui, après division par la profondeur, donne la vitesse

moyenne de la colonne d'eau.

Discrétisation

Le calcul est effectué sur le maillage générique du lac Saint-François, qui est composé de 27 618 éléments et de 57 468 nœuds. La taille des éléments varie de 10 m à 400 m de côté (planche 3). De façon générale, la précision du calcul est fonction de la densité d'éléments par unité de surface ; cependant le temps de calcul augmente avec le nombre d'éléments. Le défi du modélisateur est de conserver la précision recherchée tout en réduisant au minimum le nombre d'éléments. La densité du maillage varie donc principalement en fonction de la complexité de la topographie. Le maillage a été construit à l'aide du MODELEUR, qui permet de construire de façon semi-automatique le maillage. Celui-ci peut être utilisé pour consulter graphiquement les résultats sous forme d'isosurfaces, d'isolignes ou de vecteurs.

4.3 Résistance à l'écoulement

La résistance des macrophytes à l'écoulement est prise en considération dans le modèle hydrodynamique par une loi de comportement de type Manning. Cette loi de comportement fait intervenir quadratiquement la vitesse et le coefficient de frottement (Boudreau *et al.* 1994):

$$[3] \quad \tau_i = \frac{\rho g n^2 |\vec{V}| u_i}{H^{1/3}}$$

où τ_i représente la composante i° de la résistance ($i = 1,2$, selon les coordonnées x, y), ρ la masse volumique de l'eau, g la gravité, n le coefficient global de frottement de Manning, $|\vec{V}|$ le module de la vitesse (intégrée verticalement), u_i la composante i du vecteur vitesse et H la profondeur totale.

La résistance des macrophytes τ_m et celle du fond (substrat) τ_f sont additives comme des vecteurs. Les coefficients de frottement sont quadratiques dans l'équation de la résistance totale et s'additionnent donc dans cet espace :

$$[4] \quad n^2 = n_m^2 + n_f^2$$

où n_m et n_f sont les coefficients des macrophytes et du fond respectivement.

Tel que présenté plus bas, les coefficients de frottement liés au substrat varient de 0.017 pour les argiles lisses à environ 0.060 pour les blocs métriques, tandis que le frottement généré par les plantes aquatiques en herbier dense atteint des valeurs de 0.180. De façon générale au lac Saint-

François, les plantes sont présentes sur des substrats relativement fins avec des coefficients correspondants de moins de 0.020. Ainsi en période de croissance maximale dans les herbiers denses avec un coefficient de frottement élevé de 0.130, l'effet du coefficient de frottement du substrat de 0.020, tel que calculé par l'équation [4] devient relativement négligeable, puisque le coefficient total serait alors de 0.132.

4.3.1 Frottement du substrat

Le coefficient de frottement du substrat (n_f) est calculé en fonction des granulométries présentes. La méthode de calcul a été modifiée de Boudreau *et al.* (1994), afin d'améliorer les frottements observés avec les granulométries inférieures au sable. En plus d'utiliser les données de niveau disponibles au lac Saint-François, les paramètres provenant des calibrations de divers travaux de modélisation 2D antérieurs ont été mis à contribution afin de bâtir une régression optimisée ; celle-ci est représentée par l'équation suivante :

$$[5] \quad \frac{1}{n} = 34.9(-\log \bar{d}')^{0.31} + 0.0017$$

où \bar{d}' représente la taille moyenne des particules du substrat. Cette dernière est évaluée de la façon suivante :

$$[6] \quad \bar{d}' = \sum_{i=1}^P w_i d_i$$

où d_i est la valeur médiane de la i^{e} classe de substrat, w_i est le poids utilisé selon l'importance relative de la classe de substrat dans l'assemblage et P est le nombre de classes de substrat présentes localement. Les macrorugosités telles que les rides et les dunes sont peu présentes au lac Saint-François, elles n'ont donc pas été prises en compte.

4.3.2 Frottement des plantes

Comme il a déjà été mentionné, les macrophytes ralentissent les courants ; ce phénomène est fonction de la surface de frottement qu'exposent les plantes. Chaque espèce possède une surface de feuillage et une rigidité caractéristiques dont les effets globaux sur l'écoulement varient en fonction de sa taille. Tel que proposé par Boudreau *et al.* (1994), le coefficient de frottement (n_m) doit tenir compte de la phase de croissance et de la densité relative du couvert végétal en contact avec l'écoulement.

Les espèces présentes, leur proportion relative et leur hauteur doivent également être considérées puisque ces paramètres affectent la surface totale résistant à l'écoulement. La relation suivante exprime l'influence d'une espèce en particulier à l'intérieur d'un assemblage :

$$[7] \quad n_m^2 = \frac{h_i}{h_{i\max}} C_i(t) P_i(r) D_{tot}(x, y) n_{m_i\max}^2 \quad \text{avec} \quad \begin{array}{l} 0 \leq P_i(r) \leq 1 \\ 0 \leq D_{tot}(x, y) \leq 1 \\ 0 \leq C_i(t) \leq 1 \end{array}$$

où n_{mi} représente la contribution de la i^{e} espèce à la résistance globale, $n_{m_i\max}$ est la valeur maximale du coefficient de frottement d'une espèce i à forte densité et à sa hauteur maximale durant la phase de croissance maximale, $C_i(t)$ module la phase de croissance, h_i est la hauteur locale de l'espèce en période de croissance maximale, $h_{i\max}$ est la hauteur maximale observée pour l'espèce, $P_i(r)$ est la proportion relative de l'espèce dans l'assemblage et $D_{tot}(x,y)$ module la densité relative de la couverture végétale. Le $n_{m_i\max}$ est fonction de la surface qu'expose la plante dans l'écoulement et il est différent pour chaque espèce. Le coefficient de Manning total n_m pour les macrophytes est donné par l'addition dans l'espace quadratique des coefficients de toutes les espèces présentes :

$$[8] \quad n_m^2 = \sum_{i=1}^M n_{m_i}^2$$

où M est le nombre d'espèces présentes. La proportion relative P_i correspond au ratio des superficies occupées par les espèces présentes telles que définies dans la base de données liée à la carte des plantes (voir Section 3.4). Ce coefficient varie de 0 à 1 (0 à 100%) selon le ratio de l'espèce dans l'assemblage local. La densité D_{tot} est une caractéristique qui provient également des observations de terrain, lesquelles sont disponibles dans la carte des plantes (voir Section 3.4). La densité est représentée par six classes correspondant à des coefficients de densité qui ont été ajustés d'après ceux développés par Boudreau *et al* (1994) au lac Saint-Pierre. Les classes 0, 1, 2, 3, 4 et 5 ont des coefficients de densité de 0, 0.2, 0.5, 0.7, 1 et 1, respectivement. Le coefficient de Manning propre à l'espèce, $n_{m_i\max}$, s'inspire des coefficients de frottement calibrés au lac Saint-Pierre (Boudreau *et al* 1994) et des densités de biomasse définies par Duarte et Kalff (1990). La densité de biomasse caractérise les espèces par un rapport de la masse sur le volume occupé au-dessus du fond, elle permet d'avoir une indication de la surface de la plante formant obstacle avec l'écoulement pour chacune des espèces. Le Tableau 1 présente les coefficients utilisés au lac Saint-François pour chacune des espèces.

Tableau 1 : Coefficient de Manning maximum ($n_{m, \max}$) de chaque espèce tel qu'utilisé dans le calcul du coefficient de frottement des plantes (n_m).

Espèce et forme de croissance	Coefficient de Manning correspondant
<i>Myriophyllum spicatum</i> en canopée	0.18
<i>Myriophyllum spicatum</i> érigé	0.14
<i>Elodea canadensis</i>	0.09
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0.09
<i>Heteranthera dubia</i>	0.06
<i>Potamogeton richardsonii</i>	0.06
<i>Vallisneria americana</i>	0.05
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0.03
<i>Nitella</i> sp.	0.02

Croissance annuelle

La modulation de la croissance annuelle (C_i) doit être considérée pour les simulations représentant des conditions d'écoulement en phase intermédiaire de croissance. Actuellement, les connaissances disponibles ne permettent pas encore de moduler la croissance des espèces de façon satisfaisante. Une modulation globale de la croissance de toutes les espèces confondues a été utilisée. La Figure 12 présente la moyenne journalière interannuelle des coefficients de frottement liés aux plantes entre 1963 et 1995. Cette courbe typique de la variation de la résistance des plantes a été calculée à l'aide de l'équation de Manning (Équation [2]) appliquée globalement sur le système à partir des données journalières de plus de 30 ans selon la méthode présentée à la Section 2.6.1. Afin d'avoir seulement l'effet des plantes dans la courbe de modulation, le coefficient de frottement de Manning du substrat a été soustrait du coefficient global dans l'espace quadratique

La Figure 12 montre la variation du coefficient de frottement associé aux plantes durant une période de croissance moyenne. Pour déterminer le facteur de modulation lors des simulations de validation, on se base sur la date de la campagne de mesure ou de la simulation désirée. Par exemple, les campagnes de mesure de courant du 4-7 juillet 1996 et du 25-29 juillet 1994 correspondent respectivement à 50% et 80% du frottement maximum attribuable aux plantes. Ainsi dans l'équation [7], les coefficients de modulation de croissance (C) utilisés pour ces dernières simulations correspondent à 0.5 et 0.8.

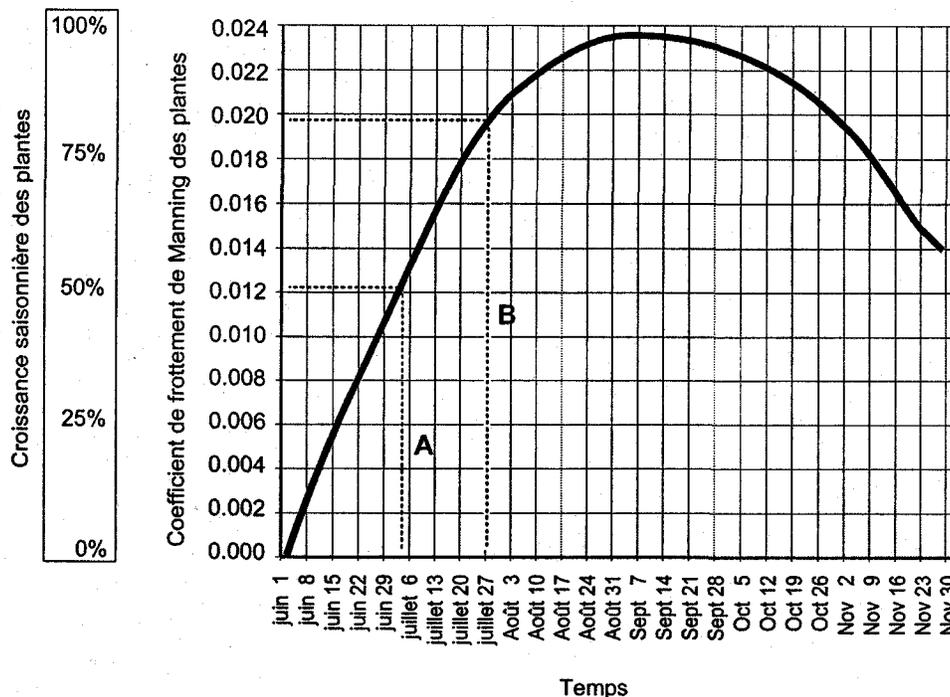


Figure 12 : Évolution annuelle du coefficient de frottement de Manning. A représente la simulation à 50% de croissance et B à 80% de croissance.

4.4 Validations des résultats

La validation du modèle hydrodynamique du lac Saint-François a été effectuée en deux étapes : 1) avec les niveaux d'eau mesurés aux trois stations du lac pris à trois périodes distinctes, et ensuite, 2) avec deux séries de mesures de courant prises à des périodes distinctes. Dans tous les cas, la vérification du débit simulé aux frontières du modèle et de sa conservation sur l'ensemble du domaine est une condition *sine qua non* de la validité de la simulation.

4.4.1 Validation des niveaux

La validation par les niveaux d'eau permet de s'assurer que les coefficients de frottement utilisés reproduisent correctement l'inclinaison du plan d'eau. Étant donné l'importance des plantes aquatiques dans le système, la validation doit prendre en compte la gamme de croissance des plantes. Ainsi, des niveaux d'eau mesurés en différentes périodes de croissance des plantes, soit 0 % (25-28 avril 1996), 50 % (4-7 juillet 1996) et 80 % (25-29 juillet 1994) ont été retenus pour valider le modèle. Pour ces événements, le débit du fleuve était respectivement 6887 m³/s, 7685 m³/s et 8410 m³/s, tandis que les débits totaux des tributaires étaient respectivement 620 m³/s, 73 m³/s et 200 m³/s. Le Tableau 2 montre les niveaux mesurés et les niveaux simulés pour les trois stations de mesure et les trois périodes distinctes.

Tableau 2 : Résultats de la validation des niveaux d'eau (RIGL55).

	Cornwall		Summerstown		Coteau-Landing	
	Mesuré	Simulé	Mesuré	Simulé	Mesuré	Simulé
0% de croissance 25-28 avril 1996	46.80 m	46.796 m	46.61 m	46.613 m	46.47 m	46.472 m
50% de croissance 4-7 juillet 1994	46.99 m	46.995 m	46.72 m	46.719 m	46.45 m	46.452 m
80% de croissance 25-29 juillet 1996	46.94 m	46.939 m	47.70 m	46.701 m	45.45 m	46.449 m

4.4.2 Validation des vitesses

La validation du modèle hydrodynamique par les mesures des vitesses est plus exigeante que celle réalisée pour les niveaux d'eau. D'abord à cause de la variabilité locale des courants, qui exige un effort de caractérisation étendu, et ensuite à cause de la nature hétérogène des ensembles de données à comparer. La méthode de caractérisation retenue est basée sur l'utilisation de courantomètres échosondeurs à effet Doppler (*ADCP*) de marque RDI Instruments avec une fréquence de 600 kHz en 1996 et de 1200 kHz en 1994.

Deux événements de débit, caractérisés par un total d'environ 15 000 points de mesure (intégration de 6 sec), répartis en 20 transects mesurés en 1994 et neuf transects mesurés en 1996, ont été utilisés. Les transects mesurés sont représentatifs de l'hydrodynamique ou reflètent des conditions particulières comme les transitions abruptes de profondeur, les contours des îles et l'effet des plantes aquatiques. Ce sont les mêmes événements qui ont servi à la validation des niveaux d'eau avec des coefficients de croissance des macrophytes de 50% et de 80% (4-7 juillet 1996 et 25-29 juillet 1994). Un outil informatique appelé DOPPVISI a été développé pour traiter, visualiser et analyser la masse de données provenant du courantomètre à effet Doppler. Une fois les données préparées pour la validation, elles peuvent être exportées dans le *MODELEUR* pour la comparaison avec les données simulées.

Particularités des données de l'ADCP

Les données prises au courantomètre Doppler sont des mesures instantanées de la vitesse dans les trois axes. Une mesure est prise à l'intérieur d'une série de cellules dans la verticale, dont la taille peut varier selon les paramètres choisis et les options de l'appareil. Pour la campagne de 1994, la taille des cellules était de 25 cm tandis que pour la campagne de 1996, elle était de 60 cm. Le courantomètre Doppler ne peut mesurer la couche de surface, ni la couche du fond immédiatement au-dessus du substrat. En 1996, la couche de surface était de 1.3 m et la couche de fond de 1.4 m.

L'appareil utilisé en 1996 (600 kHz), avait une profondeur limite de mesure de 30 m, soit suffisamment profond pour le lac Saint-François. En 1994, la couche de surface était de 1.5 m et la couche du fond était de 1.3 m. L'appareil utilisé en 1994 (1200 kHz), avait une profondeur limite de mesure de 15 m, ce qui limite les lectures dans les zones les plus profondes du lac. De plus, sans égard à la fréquence du courantomètre, il est commun qu'il n'y ait pas de lecture dans plusieurs cellules, pour des raisons variées telles que la présence de plantes denses absorbant le signal, la différence de lecture marquée entre les quatre transducteurs et le déplacement important du signal au fond lié occasionnellement au tangage et au roulis.

La caractérisation des courants par l'ADCP ne permet donc pas de décrire l'ensemble de la colonne d'eau. Ceci est problématique pour les étapes ultérieures de validation des vitesses moyennes du modèle hydrodynamique, puisque de façon générale, les courants de surface sont supérieurs à la valeur moyenne et que les courants de la couche de fond y sont inférieurs. L'écart résiduel sera d'autant plus difficile à négliger que la colonne d'eau sera peu profonde. Malgré ces difficultés, les vitesses mesurées par le Doppler ont été intégrées dans la verticale afin de pouvoir les comparer aux résultats du modèle. On peut considérer que la portion non-mesurée de l'écoulement est négligeable dans les profondeurs supérieures à 5 m sans plantes aquatiques, puisque la majorité de la section a été mesurée par l'ADCP. Dans les secteurs moins profonds, où les plantes étaient abondantes, les divergences entre les vitesses réelles et les mesures ADCP peuvent être importantes. Il faut toutefois rappeler que les mesures de 1994 sont limitées à une profondeur de 15 m. Ainsi dans les très grandes profondeurs, les vitesses moyennes seront légèrement surestimées. Ces faits devront être gardés à l'esprit lors de la comparaison des résultats.

Les effets aléatoires de la turbulence comme les fluctuations de période supérieure à quelques secondes ne sont pas filtrés et les mesures peuvent dévier significativement de la direction moyenne intégrée dans le temps. De son côté, le modèle génère la valeur moyenne des vitesses, donc exempte des fluctuations turbulentes. De plus, le modèle hydrodynamique ne peut reproduire des patrons de recirculation dont l'échelle est inférieure à la taille de la maille de calcul. La façon de procéder pour atténuer ces effets turbulents et convectifs de petite échelle et construire un ensemble de données pouvant être comparées aux simulations, est d'effectuer une intégration spatiale du signal sur une distance similaire à la densité locale du maillage de simulation. Ainsi, à l'intégration verticale des mesures traitées précédemment s'ajoute un « lissage » horizontal avec un filtre dont la taille est comparable à celle de la maille de calcul.

Comparaison des données

L'objectif de la modélisation est d'avoir une bonne représentation des courants à l'échelle du tronçon ou d'une partie de ce tronçon. À l'échelle locale (celle de la maille), le modèle peut ne pas reproduire fidèlement la réalité, notamment à l'égard de la turbulence. La Planche 4 permet de comparer visuellement les mesures Doppler avec les résultats de la simulation à 50% de croissance de macrophytes, tandis que la Planche 5 présente la même comparaison durant la période de croissance à 80%. Graphiquement, on peut comparer les vecteurs, dont la longueur est proportionnelle à l'intensité du courant et dont l'orientation est consistante avec la direction du courant. On peut y noter une bonne concordance entre les vitesses mesurées et simulées.

En effet, la moyenne des écarts entre les vitesses mesurées et simulées en 1994 est pratiquement nulle et est seulement de 2.4 cm/s en 1996. Pour les données de 1994, la moitié des mesures ont un écart absolu inférieur à 6.8 cm/s par rapport aux vitesses simulées et l'écart dans les directions est inférieur à 7° dans 75% des cas. Pour les données de l'année 1996, la moitié des mesures ont un écart absolu inférieur à 4.6 cm/s par rapport aux vitesses simulées et la différence pour la direction est inférieure à 7° dans 75% des cas. Globalement, la comparaison est valable quoique localement il peut y avoir des différences notables.

4.5 Événements de référence simulés

Au-delà des phénomènes turbulents inhérents aux cours d'eau naturels, la variation temporelle des courants au lac Saint-François est principalement fonction des changements dans les débits du fleuve et de ses tributaires, ainsi que dans les quantités de plantes et de glace. Le vent peut occasionnellement jouer un rôle en modulant les écoulements gravitationnels. Tout changement dans l'influence de chacune de ces variables crée autant de conditions différentes pouvant être simulées. Cependant, toutes ces conditions représentent grand nombre d'états et une masse d'informations importantes et partiellement redondantes. Une approche par «événements de référence» (Boudreau *et al.* 1994) a été choisie. Celle-ci vise à représenter la gamme de variabilité des conditions hydrodynamiques avec un nombre limité de simulations. Dans cette approche, le nombre de conditions simulées est déterminé en fonction de l'utilisation des résultats.

Dans la présente recherche, l'objectif est de présenter de façon générale l'hydrodynamique du tronçon. Les événements de référence ont donc été sélectionnés pour représenter des conditions moyennes et extrêmes de débit du fleuve, soient 5000, 7500 et 10 000 m³/s. La plupart des autres

conditions possibles sont comprises entre ces événements. Les tributaires ont une influence réduite sur l'écoulement puisque leur débit moyen reste relativement faible en comparaison avec celui du fleuve. Ce sont les débits moyens des tributaires qui ont d'ailleurs été utilisés pour tous les événements de référence.

Seul l'événement moyen de 7500 m³/s en absence de plantes et au maximum de croissance des plantes est présenté ici (Planche 6 et 7). La Planche 6 montre la distribution des vitesses dans le lac Saint-François pour des conditions moyennes d'automne et de printemps. Les vitesses les plus fortes se trouvent autour de l'île de Cornwall et atteignent plus de 3.6 m/s. À l'entrée du canal de Beauharnois, les vitesses sont également importantes : elles atteignent plus de 1 m/s. Les différences de vitesse entre les chenaux principaux et les hauts-fonds montrent la forte influence de la topométrie sur l'écoulement. La Planche 7 montre l'effet des plantes aquatiques, qui concentrent l'écoulement dans les chenaux principaux et y augmentent significativement les vitesses.

4.6 Discussion

Le présent chapitre présente la première modélisation bidimensionnelle de l'écoulement effectuée dans cette section du Saint-Laurent. Les progrès accomplis, en plus de la connaissance de l'hydrodynamique de ce tronçon, concernent l'amélioration de la paramétrisation des coefficients de frottement associés aux substrats et aux plantes ainsi que l'utilisation extensive de la courantométrie à effet Doppler pour valider les résultats de vitesse simulés. Pour les substrats, des coefficients de frottement adaptés aux sédiments fins étaient essentiels dans le contexte du lac Saint-François. Les relations proposées par Boudreau *et al.* (1994) et Szesztay (1957) avaient été calibrées dans des cours d'eau alluvionnaires avec des sédiments plus grossiers qui présentaient probablement des macrorugosités importantes liées à une action sédimentaire plus intensive. Ces courbes généraient par conséquent trop de frottement au lac Saint-François. Il est important de noter que l'utilisation de ce type de relation doit se faire avec une carte de la distribution spatiale des substrats qui représente de façon fiable la réalité de terrain.

La prise en compte des plantes dans l'hydrodynamique a également été améliorée; elle se base sur une méthode de cartographie des plantes qui a permis de caractériser la distribution spatiale des espèces. Les travaux de Boudreau *et al.* (1994) ont utilisé les données de plantes aquatiques produites par Fortin *et al.* (1993) qui contenaient huit groupes, correspondant à des coefficients de frottement modulés par la densité et par la croissance annuelle. La méthode développée ici est

basée non pas sur des groupes d'échofaciès, mais sur les caractéristiques locales moyennes des espèces, de leur hauteur, de leur proportion en plus de la densité et de la croissance annuelle. Cette méthode est donc applicable à tout le Saint-Laurent puisqu'elle n'est plus dépendante des groupes d'échofaciès présents dans des secteurs limités du fleuve.

La paramétrisation actuelle du frottement des plantes ne tient pas compte de la flexibilité de la végétation face à une augmentation des vitesses de courant. Il est bien connu dans les petits cours d'eau que la capacité de résistance des plantes à l'écoulement peut fluctuer en fonction de l'écoulement lui-même (Rahmeyer 1998). Toutefois dans le fleuve, cette capacité est assez peu mobilisée par les faibles fluctuations de débit pendant la saison de croissance. Il faut toutefois être conscient de la possibilité que les simulations présentées dans les annexes à la thèse ne représentent pas fidèlement la réalité pour des débits très forts ($10\ 000\ \text{m}^3/\text{s}$) en présence de plantes. Cependant au lac Saint-François, cette question est plutôt théorique puisque les débits de cet ordre sont extrêmement rares.

4.6.1 Homogénéité des données de validation

La validation de l'hydrodynamique avec les mesures au courantomètre Doppler pose plusieurs difficultés lorsque l'on veut comparer les mesures avec les vitesses simulées. Comme il a été présenté à la Section 4.4.2, l'hétérogénéité des données reste problématique vis-à-vis des phénomènes liés aux fluctuations turbulentes de longue période ou aux patrons de recirculation à petite échelle et pourrait nécessiter un protocole de mesure mieux adapté. Une solution qui permettrait de conserver l'échosondeur Doppler serait de maintenir en place l'échosondeur durant plusieurs minutes au même point. Cependant, la caractérisation synoptique de grands domaines comme le lac Saint-François deviendrait difficile et on perdrait les avantages de la caractérisation en continu le long d'un transect. La possibilité de mesurer précisément le même transect au moins deux fois sur un intervalle de quelques minutes, et puis d'en faire la moyenne dans le temps, serait certainement une méthode à examiner. Plus le nombre de transects et d'intervalles temporels serait grand, plus les moyennes ainsi obtenues se rapprocheraient de la valeur moyenne recherchée. A l'intérieur des herbiers, l'utilisation d'un ADV (velocimètre acoustique à effet Doppler) permettrait de bien caractériser le profil de vitesse en présence de plantes, puisqu'il mesure sur de très petits volumes (cellules de quelques mm^3) sans modifier les courants. Toutefois, l'ADV doit être descendu dans les herbiers de façon manuelle en position stationnaire, il ne permet donc pas la couverture de grandes superficies.

5. Hydrodynamique de la période préindustrielle

5.1 Introduction

Le lac Saint-François a subi une série de transformations échelonnées sur 150 ans (Chapitre 2). Les principales transformations sont la canalisation de l'écoulement par le dragage, le dépôt des matériaux de dragage ainsi que le contrôle des niveaux d'eau. Ces modifications des conditions naturelles ont altéré l'écosystème sans qu'aucune étude d'impact n'ait été effectuée. Récemment, la volonté de la Garde côtière canadienne de surcreuser le chenal de navigation a soulevé la controverse étant donné cette absence d'étude des impacts cumulatifs sur l'écosystème. De telles études d'impact auraient pris en compte toutes les interventions dans le fleuve depuis le début de la période industrielle.

Il existe très peu de descripteurs quantitatifs de l'état du fleuve d'avant l'anthropisation, et ceci rend très difficile l'analyse scientifique des impacts cumulatifs sur l'écosystème. La modélisation permet de simuler les conditions abiotiques futures qui résulteraient d'une intervention sur le milieu. Il est aussi possible de simuler les conditions hydrodynamiques du lac Saint-François à l'état vierge à condition que les données de topométrie anciennes existent. L'impact cumulatif sur l'hydrodynamique peut ainsi être représenté par une différence entre les conditions abiotiques anciennes et actuelles.

L'objectif principal de ce chapitre est d'analyser l'impact des changements causés par les ouvrages et la gestion de l'hydrologie sur l'hydrodynamique du lac Saint-François. Plus spécifiquement, on présente 1) la reconstruction du modèle de terrain d'avant 1849, 2) les simulations hydrodynamiques de la période préindustrielle et finalement 3) les comparaisons de l'hydrodynamique de la période préindustrielle par rapport aux conditions actuelles.

5.2 Modèle numérique de terrain

5.2.1 Topométrie

Le modèle topométrique de la période préindustrielle a été reconstruit à partir de cartes anciennes. La reconstruction est exigeante en temps et nécessite un traitement minutieux (Lapointe 1994). La majorité des sondages utilisés proviennent du SHC et ont été mesurés entre 1900 et 1907. Les secteurs qui étaient déjà perturbés avant cette période ont été complétés avec des cartes plus

anciennes provenant principalement des Archives nationales. Puisqu'elles représentent l'élévation du niveau d'eau par rapport au terrain, les lignes de côte ont également été intégrées. Plusieurs points ont ainsi été ajoutés au modèle de topométrie, et un total de 66 778 points de sondage composent le modèle numérique de terrain.

La numérisation a été effectuée sur le repère NAD27 en utilisant une grille UTM. Ces points numérisés ont ensuite été intégrés dans le MODELEUR pour la validation des données. La précision des sondages sur les cartes est de 0.3 m ; cependant, plusieurs erreurs de positionnement et de mesure ont été repérées lors de l'analyse du champ de données. Les erreurs sont liées à la méthode de triangulation optique utilisée, dont la précision varie selon la distance et l'angle de visée.

Aérotriangulation

L'erreur systématique causée sur le positionnement a été corrigée en utilisant une technique d'aérotriangulation. Cette technique consiste à faire une correction linéaire de la déformation sur deux points qui devraient être superposés. Ces points superposables ont été choisis principalement sur la ligne de côte, à partir de points de repère géographiques stables résistant à l'érosion, comme les pointes composées de till. Un total de 177 points de contrôle ont été ainsi colligés.

Les points de contrôle ont été assemblés dans un maillage supportant les coordonnées x et y du positionnement actuel comme valeurs nodales. À l'aide du MODELEUR, les valeurs x de ce maillage ont été projetées sur le maillage contenant les 66 778 points de sondage anciens. La même procédure a été utilisée pour les y . Les résultats provenant de la projection de ces nouvelles valeurs corrigées de x et de y ont ensuite été assemblés pour former le nouveau modèle de topométrie.

5.2.2 Substrat

La distribution du substrat dans le lac Saint-François à l'état vierge n'était sûrement pas très différente de la distribution actuelle puisque la sédimentation y est peu importante. Toutefois, il existe plusieurs endroits où le dragage, le dépôt de matériaux de dragage et l'érosion ont modifié la nature du substrat. Afin de produire une carte des substrats à l'état vierge, la carte des substrats actuels (Section 3.3) a été modifiée pour tenir compte des changements provenant de ces phénomènes.

5.3 Différences dans la topométrie

L'analyse du modèle de terrain tel qu'il a été reconstruit fait ressortir les changements dans la morphologie du lac Saint-François. Ces changements sont soit naturels, d'origine anthropique, ou encore d'origine mixte. Des zones érodées et la sédimentation associée sont présentes dans la partie est du lac, où les vagues sont dominantes. D'autres endroits sont caractérisés par de la sédimentation naturelle de matériaux déstabilisés par le dragage.

Le modèle de topométrie peut être analysé en détails en comparant les différences entre les conditions anciennes et actuelles (Figure 13). Les différences sont synthétisées au Tableau 3.

5.4 Simulation de l'hydrodynamique préindustrielle

5.4.1 Maillage et modèle

Le maillage hydrodynamique du lac Saint-François ancien contient 27 669 éléments et 57 531 nœuds ; il est très semblable au maillage hydrodynamique utilisé pour simuler les conditions actuelles (Section 4.2). La modélisation a été réalisée selon la procédure décrite au Chapitre 4, laquelle utilise l'Équation [5] pour le calcul du coefficient de frottement et HYDROSIM pour le calcul de l'hydrodynamique.

5.4.2 Événements de référence

Les différences hydrodynamiques entre les conditions actuelles et les conditions anciennes ont été comparées à partir d'un nombre limité d'événements. Ces événements sont les mêmes que ceux simulés pour représenter l'hydrodynamique actuelle (Section 4.5) : 5000, 7500 et 10 000 m³/s. Ces débits représentent les extrêmes et la moyenne des débits observés depuis 1860 (Figure 3).

L'écoulement dans le lac Saint-François en conditions naturelles était contrôlé par le débit qui entrainait par le fleuve et les tributaires, et également par l'ancienne relation niveau-débit (pré-1849; Section 2.5). À la sortie, la majeure partie du débit du fleuve transitait par le chenal au nord de la Grande Île et environ 1/6 du débit total par le chenal sud. À l'entrée du fleuve, le débit était également réparti sur deux sections, l'une au nord et l'autre au sud, la deuxième étant la plus importante. La Figure 14 résume les conditions aux limites des trois simulations hydrodynamiques de l'état préindustriel. Ces événements sont simulés en absence de plantes aquatiques, puisque la répartition spatiale des espèces ainsi que leur biomasse durant la période préindustrielle sont inconnues.

5.5 Conditions hydrodynamiques

5.5.1 Hydrodynamique préindustrielle

De façon générale, l'hydrodynamique ancienne du lac est similaire à l'actuelle : les courants rapides sont surtout présents à l'amont tandis que l'aval est surtout couvert par des courants faibles. Toutefois, l'absence du canal de Beauharnois modifie considérablement le patron d'écoulement. À 5000 m³/s, l'écoulement se concentre dans les chenaux principaux, et les hauts-fonds sont exondés ou couverts d'eau peu profonde. À 10 000 m³/s, les vitesses sont supérieures à 0.2 m/s dans la majeure partie du lac, tandis qu'à l'amont, les vitesses dépassent 3.5 m/s.

Les niveaux d'eau actuels à Coteau-Landing sont stables à 46.50 m (RIGL85) tandis que les niveaux anciens fluctuaient. La Figure 15 montre les trois profils de niveau au thalweg dont les niveaux sont à 0.28 m plus bas, 0.17 m plus bas et 0.92 m plus haut à Coteau-Landing pour des débits respectifs de 5000, 7500 et 10 000 m³/s. On remarque que la pente générale a été réduite et aplanie par le dragage des zones peu profondes du chenal de navigation.

5.5.2 Différences entre les conditions anciennes et actuelles

Les changements dans les champs de vitesse sont montrés par la différence entre les résultats hydrodynamiques des trois événements de référence (Figure 16). On peut constater que les augmentations de vitesses sont associées aux zones fortement draguées comme le canal de Beauharnois (Figure 16-2), tandis que les vitesses dans les chenaux naturels sont réduites par rapport aux conditions naturelles (Figure 16-1). Dans le chenal nord de l'île de Cornwall (Figure 16-3), les vitesses sont réduites et elles sont augmentées dans le chenal sud (Figure 16-4).

Les différences varient considérablement avec le débit. À 5000 m³/s, les vitesses sont généralement plus faibles dans le chenal principal et sont augmentées sur les hauts-fonds. À 7500 m³/s, les modifications sont associées aux chenaux principaux, tandis qu'à 10 000 m³/s, les vitesses sont augmentées dans le chenal principal et réduites sur les hauts-fonds.

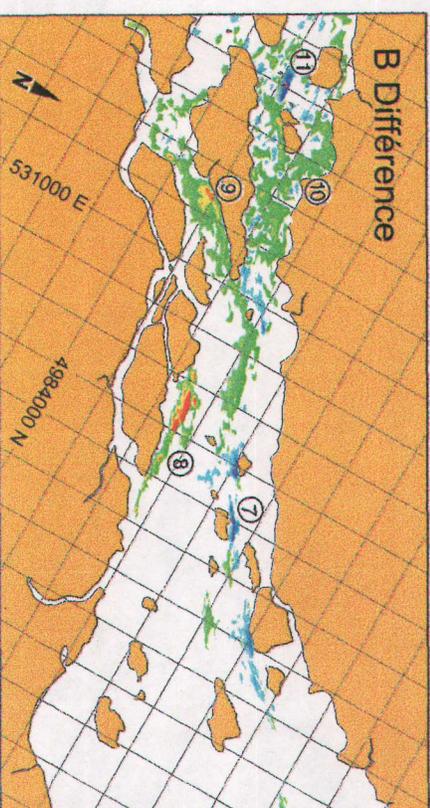
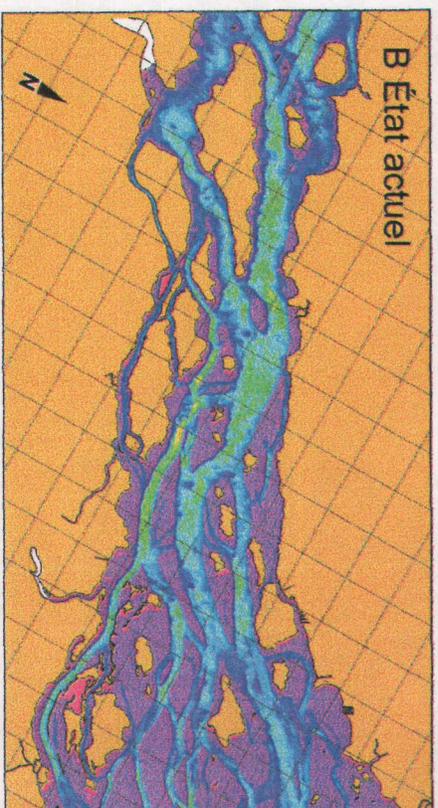
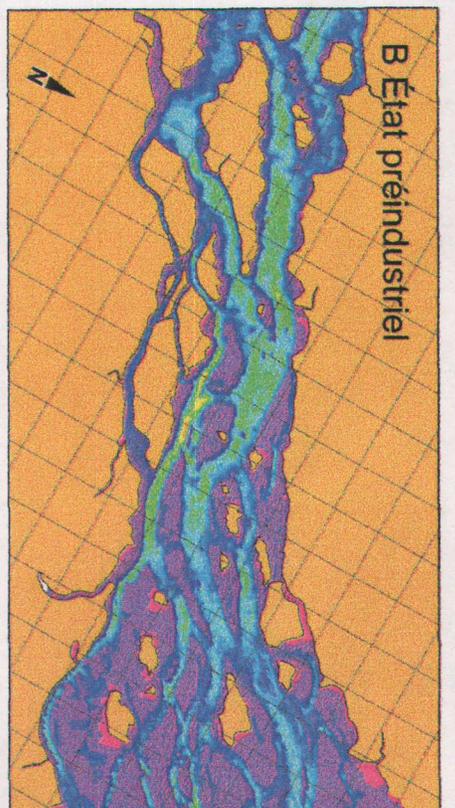
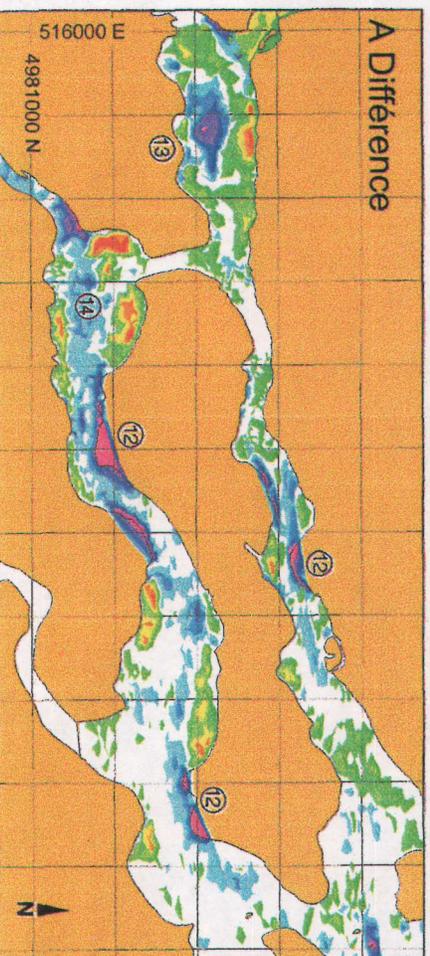
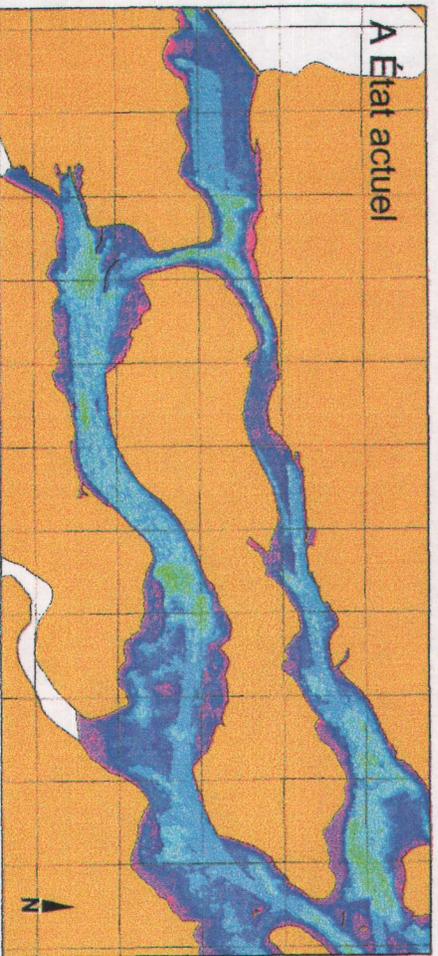
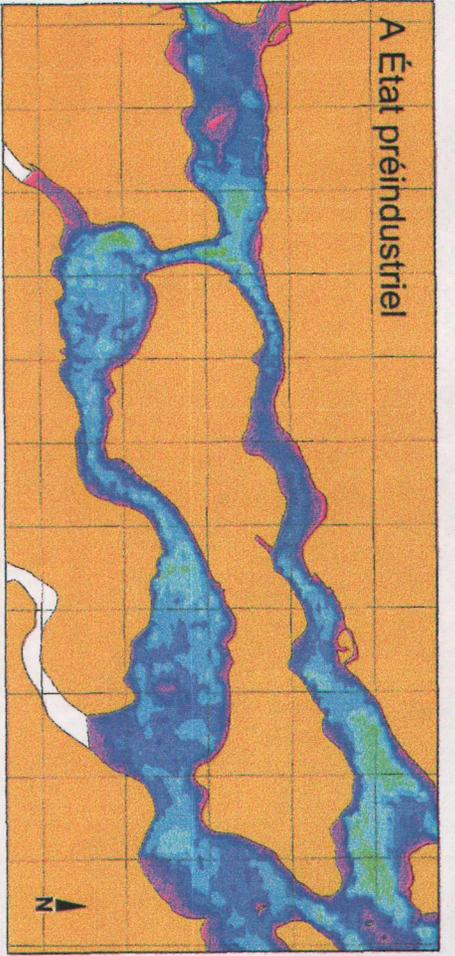
Les changements dans l'hydrodynamique du lac Saint-François sont liés aux changements dans la topographie, mais également à la stabilisation des niveaux. La stabilisation des niveaux a fixé la section mouillée : elle est plus grande qu'en conditions naturelles pour les faibles débits et plus faible pour les débits supérieurs à 8800 m³/s. Sur les hauts-fonds, les vitesses sont donc plus grandes actuellement qu'en conditions naturelles durant les faibles débits, tandis que l'inverse se produit pour les débits de plus de 8800 m³/s. Quelques changements dans les vitesses ont pour

origine des causes naturelles. Par exemple, deux sites (Figure 16-5 et Figure 16-6) ont été fortement modifiés par l'action érosive des vagues sur les sédiments.

5.5.3 Impacts sur la végétation

Les fluctuations dans le niveau d'eau à long terme étaient de près de 1.8 m (Figure 15). Ces fluctuations avaient un impacts sur la composition et l'étendue des milieux humides. Les hauts-fonds de la partie centrale du lac ont probablement déjà été des milieux humides étant donné qu'ils ont une faible profondeur et qu'on y trouve plusieurs îlots de plantes émergentes. La partie supérieure de ces zones montre des signes d'érosion comme le pavement de matériaux grossiers, qui suggère une profondeur encore plus faible en conditions naturelles. Ces anciens milieux humides auraient couvert une superficie d'environ 15.6 km² dans la partie centrale du lac où l'action des vagues est relativement faible.

En conditions naturelles, le niveau atteignait le minimum annuel généralement en hiver. L'impact sur les plantes aquatiques submergées est important car les parties pérennes des plantes submergées ne supportent pas le gel. Compte tenu de l'action du gel, les fluctuations du niveau avaient un impact sur près de 2 m, ce qui représente une réduction de superficie disponible aux plantes de 47.2 km². Comme les plantes ne poussent pas à des profondeurs de plus de 5 m, la surface totale disponible est de 129.5 km². Ces fluctuations affecteraient donc jusqu'à 36% de la surface totale disponible.



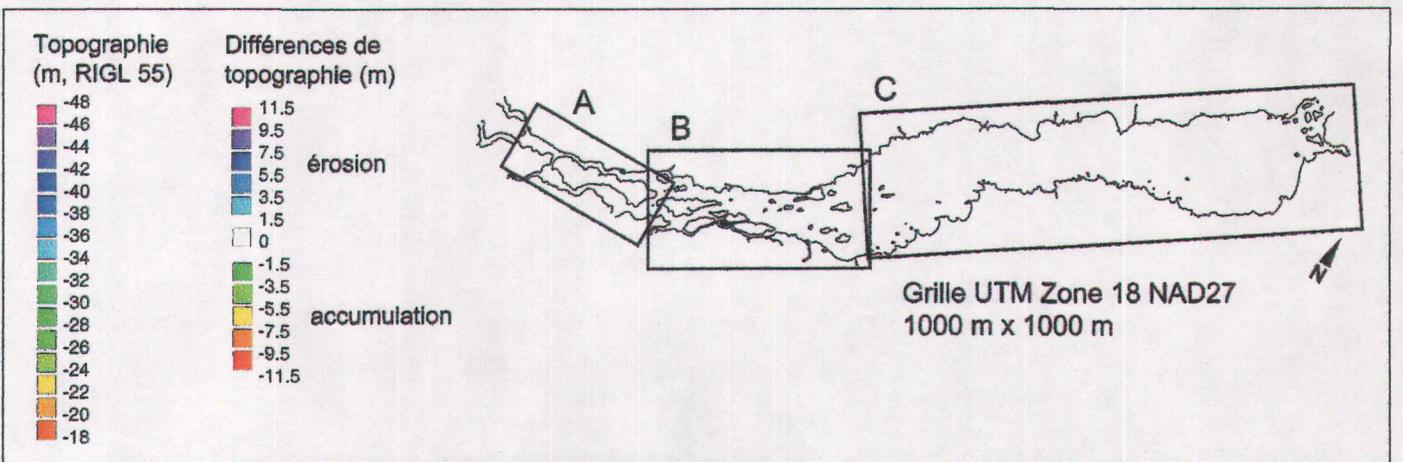
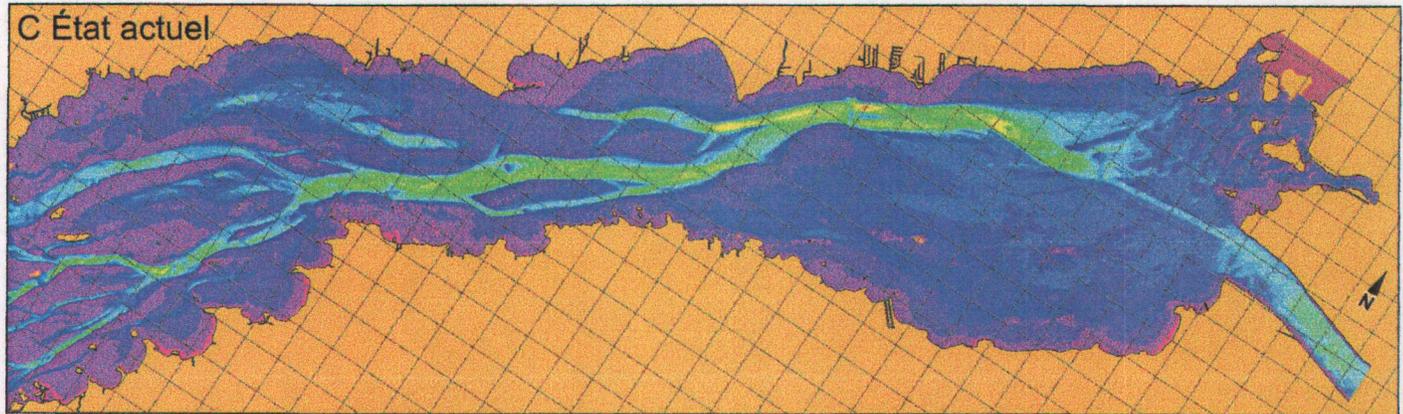
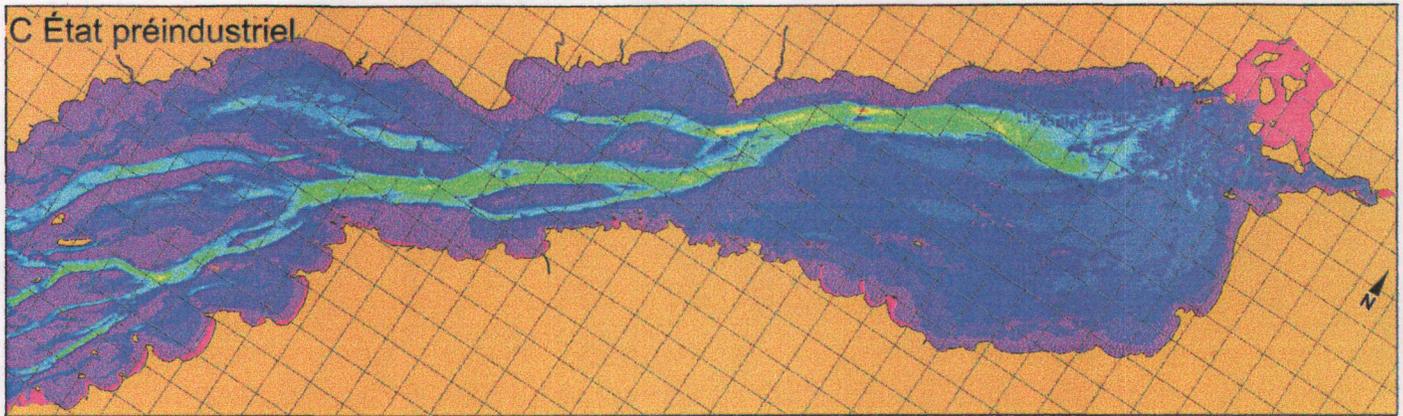
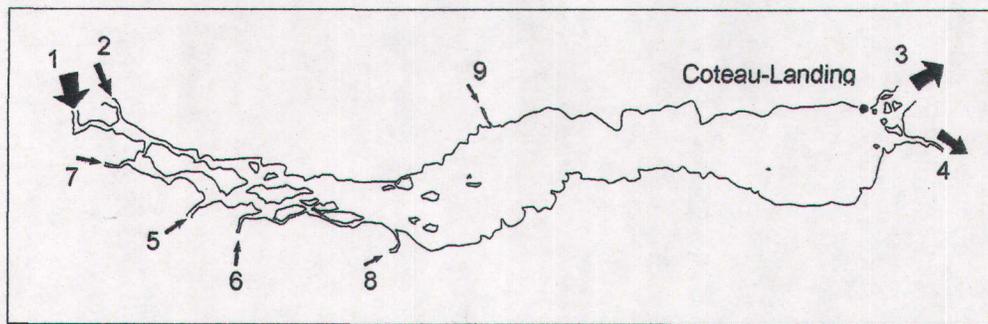


Figure 13 : Modèles topométriques actuel et ancien du lac Saint-François ainsi que leurs différences.
A : Amont du lac Saint-François; B : partie centrale du lac ; C : aval du lac

Tableau 3 : Description et interprétation des transformations du modèle topométrique.

Figure 13	Nom	Processus	Description & Interprétation
1 C	Canal de Beauharnois	Dragage & déposition	Le canal de Beauharnois a été construit en 1932 ; par la suite les plages environnantes ont été érodées. Le chenal de navigation a été dragué en 1958 et les matériaux de dragage ont été déposés latéralement.
2 C	Érosion en eau peu profonde	Vagues	Certains secteurs des côtés sud et nord du lac subissent une influence importante des vagues qui érodent les matériaux sableux. Le fetch est important dans les deux cas et dans la direction des vents dominants.
3 C	Pointe Mouillée	Vagues	Ce secteur se trouve dans un contexte similaire au précédent. Cette pointe de sable a été érodée d'environ 170 m depuis 1900. Des quantités importantes de sable ont été déposées en aval. Cet endroit est toujours sujet à une érosion importante.
4 C	Haut-fond Port Lewis	Courants	Le substrat de cette région est composé de sable. De forts courants sont probablement responsables de l'érosion et les vagues doivent aussi jouer un rôle.
5 C	Haut-fond Island	Dragage & déposition	Ce secteur a été dragué pour la voie maritime, les matériaux dragués ont été déposés en amont et en aval, et une portion a été lessivée.
6 C	Bassin Lancaster	Sédimentation	Le bassin Lancaster avait déjà été reconnu comme un bassin sédimentaire par Lorrain et al. 1993
7 B	Îles Clark /St.Francis	Dragage	Ce tronçon d'environ 6 km a été dragué pour la voie maritime du Saint-Laurent. Les matériaux ont été déposés à proximité.
8 B	Île Simard	Déposition	Ce site de dépôt majeur atteint une épaisseur de 12 m.
9 B	Est de Saint-Régis	Déposition	Ce site de dépôt important atteint une épaisseur de 9 m.
10 B	Pointe Flanigans	Déposition	Des matériaux dragués ont été déposés entre la pointe et l'île (SW). Il est possible qu'une quantité importante de ces matériaux ait été lessivée vers l'aval. Une superficie importante au sud-est est couverte de matériaux qui peuvent provenir des matériaux dragués, remobilisés par les courants.
11 B	Îles Colquhoun	Dragage	Une tranchée de 12 m de profond a été percée sur ce haut-fond afin d'accéder au port de Comwall. Une tranchée moins importante était présente au début du siècle à environ 500 m au sud (Figure 13: A État actuel).
12 A	Région de l'île de Comwall	Dragage	Plusieurs pointes ont été complètement draguées dans les chenaux sud et nord, afin d'augmenter la vitesse de l'écoulement, réduire le niveau d'eau et les embâcles. Les matériaux dragués ont été utilisés pour remplir les petites baies. Un dragage important a été effectué pour le passage de la voie maritime dans le chenal sud.
13 A	Haut-fond Long Sault	Dragage	Cet important haut-fond de gravier a été complètement dragué et a été utilisé en partie pour construire les digues de retenue du réservoir.
14 A	Bassin Polly's Gut	Dragage & déposition	La morphologie de ce secteur a été transformée par la construction de la voie maritime. Des digues de diversion et des dragages importants y ont été effectués.



	Simulations		
	5000 m ³ /s	7500 m ³ /s	10 000 m ³ /s
1 Amont Saint-Laurent	4 770 m ³ /s	7 150 m ³ /s	9 530 m ³ /s
2 Amont Saint-Laurent	230 m ³ /s	350 m ³ /s	470 m ³ /s
3 Aval Saint-Laurent	4 340 m ³ /s	6 340 m ³ /s	8 330 m ³ /s
4 Aval Saint-Laurent	795 m ³ /s	1 295 m ³ /s	1 805 m ³ /s
Niveau d'eau Coteau-Landing (RIGL 55)	45.50 m	46.13 m	46.70 m
5 Rivière Raquette	70 m ³ /s	70 m ³ /s	70 m ³ /s
6 Rivière Saint-Régis	30 m ³ /s	30 m ³ /s	30 m ³ /s
7 Rivière Grass	20 m ³ /s	20 m ³ /s	20 m ³ /s
8 Rivière Salmon	10 m ³ /s	10 m ³ /s	10 m ³ /s
9 Rivière Raisin	5 m ³ /s	5 m ³ /s	5 m ³ /s

Figure 14 : Répartition des débits et station de niveau pour les simulations des états préindustriels du lac Saint-François. RIGL85=RIGL55+0.08m.

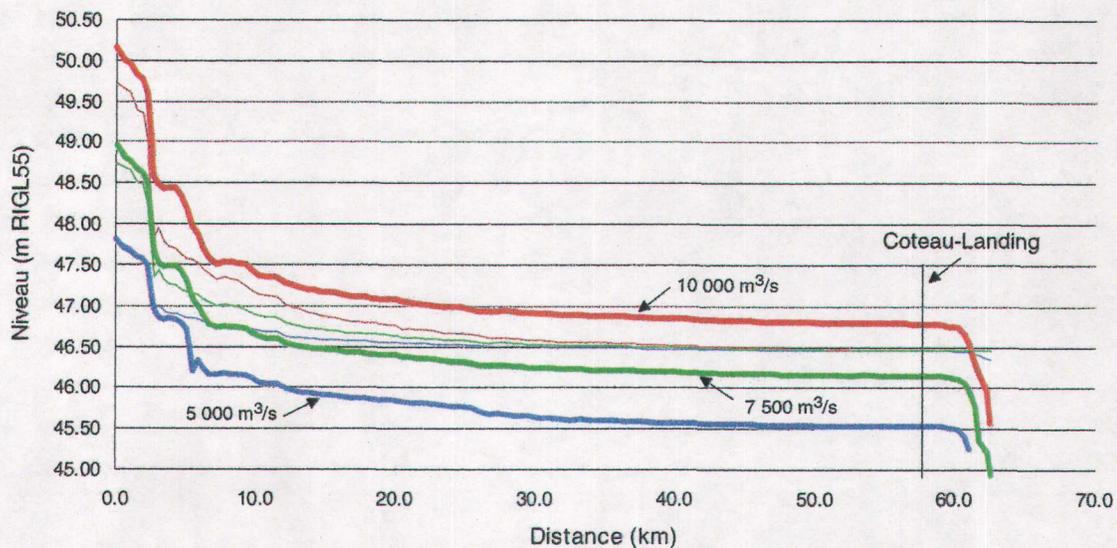
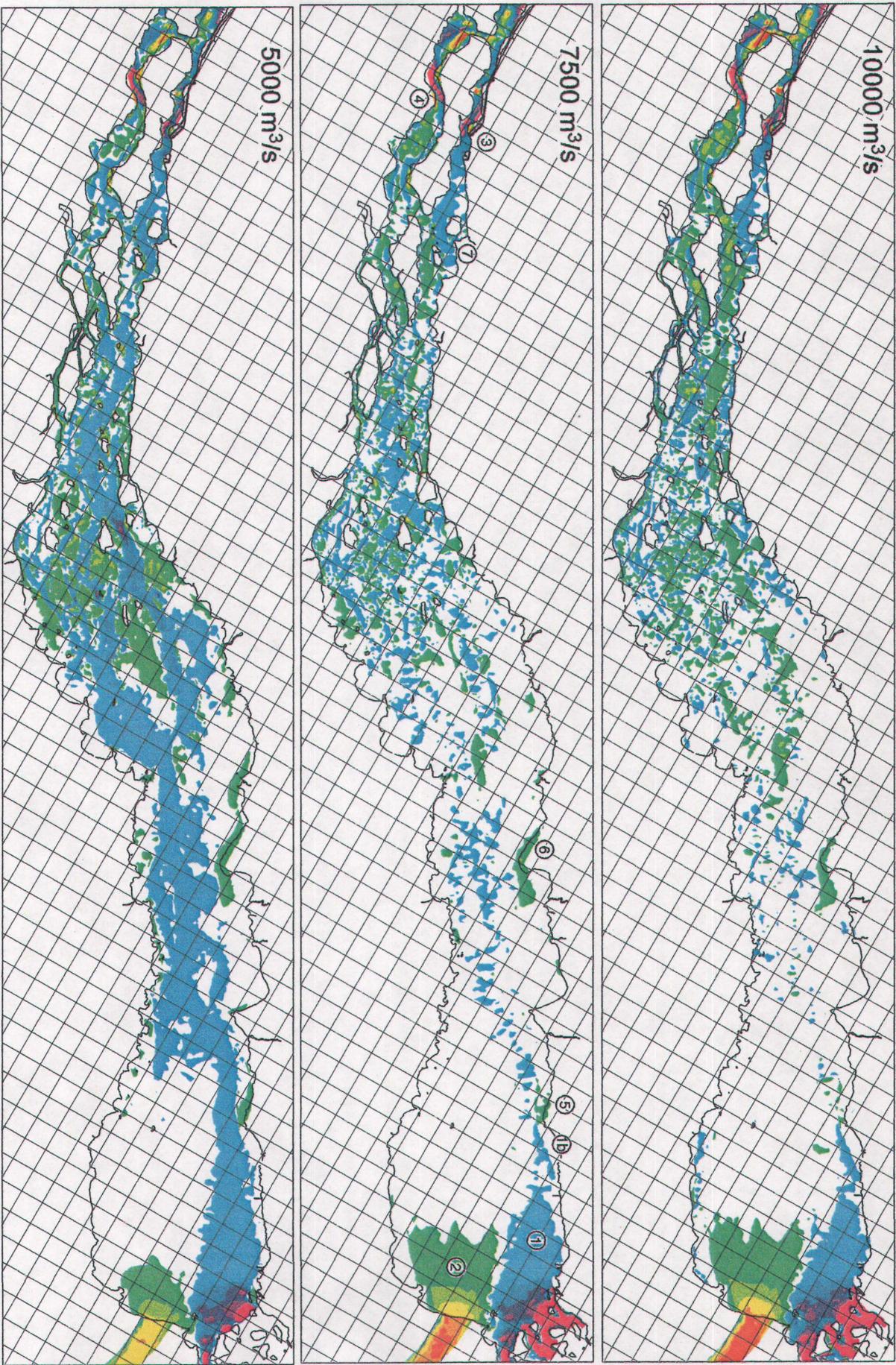
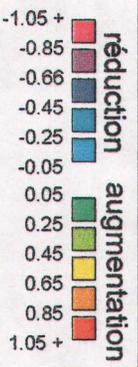


Figure 15 : Profil du niveau d'eau du lac Saint-François, partant du barrage Moses-Saunders, passant par le thalweg et le chenal sud de l'île de Cornwall. Les lignes fines représentent le profil des conditions actuelles. RIGL85=RIGL55+0.08m.



Différences dans les vitesses (m/s)



Grille UTM Zone 18, 1000 m x 1000 m, NAD27



Figure 1.6: Différence entre les champs de vitesses des conditions anciennes et actuelles pour les débits de 5000, 7500 et 10000 m³/s

5.6 Discussion

Ce chapitre présente la simulation des conditions hydrodynamiques anciennes, construites à partir d'un modèle de terrain reconstitué et reflétant le plus possible la topométrie de la période préindustrielle, c'est-à-dire avant les changements physiques imposés au système. Plusieurs milliers de sondages ont ainsi été numérisés et traités pour les réduire au même datum que le modèle de terrain actuel. De nombreux ouvrages ont été consultés afin de définir les conditions prévalant à la période préindustrielle, mettant ainsi en valeur la description de l'évolution de l'hydrologie présentée au chapitre 2. Ce travail permet de mettre des balises sur les interprétations possibles quand à l'impact des modifications anthropiques sur le lac Saint-François.

La reconstitution de l'hydrodynamique ancienne du lac Saint-François semble être le seul ouvrage du genre dans la littérature. Sur le fleuve, Lapointe (1994) avait élaboré un modèle de topométrie de l'état préindustriel du secteur de Contrecoeur. Cette analyse s'est toutefois limitée à la description des transformations de la bathymétrie et de ses implications sur la sédimentation.

Au lac Saint-François, les seuls travaux permettant de valider les informations produites par ces simulations sont ceux qui concernent l'accumulation des sédiments, puisque les changements dans la distribution des vitesses influencent le patron de sédimentation. Les données de Lorrain *et al.* (1993) montrent que la répartition des épaisseurs de sédiments tend à confirmer les résultats. Les secteurs les plus évidents se situent dans la zone de l'ancien chenal principal à l'aval (Figure 16-1) qui possède une couche de plus de 30 cm de sédiments récents, et dans la zone du canal de Beauharnois qui montre des signes d'érosion, puisque l'épaisseur de sédiments y varie de 0 à 5 cm (Figure 16-2). De nombreuses autres observations montrent un lien entre les changements de vitesse et les données d'épaisseur et d'accumulation de contaminants (Carignan et Lorrain 1992).

L'élaboration du modèle d'élévation est la partie la plus fastidieuse de l'exercice actuel. Les erreurs de positionnement liées à la méthode de triangulation utilisée pour les sondages anciens génèrent une incertitude difficile à évaluer. Les méthodes de sondage à l'aide de lignes plombées semblent également être une source d'erreur, particulièrement dans les zones de forts courants et de grandes profondeurs, puisque les courants peuvent incliner de façon significative les lignes plombées. Ces problèmes seraient surtout présents autour de l'Île de Cornwall et laisseraient faussement supposer des zones d'érosion.

En plus des problèmes liés à la précision des sondages, d'autres incertitudes sont présentes à l'amont du modèle. En effet, puisque la répartition des débits imposés aux frontières amont a été déterminée à l'aide de l'aire des sections mouillées, et qu'aucune mesure fiable de niveau n'est disponible pour ces secteurs, il est fort possible que la répartition relative des débits dans les deux entrées soit inexacte.

Malgré ces difficultés, la méthode de reconstitution des conditions anciennes proposée ici pourrait être utilisée ailleurs dans le fleuve Saint-Laurent, un peu comme une analyse d'impacts, mais *a posteriori*. L'intérêt pour la connaissance des conditions vierges est grand dans les secteurs à forte érosion tels que le tronçon Montréal-Sorel, ou encore dans les secteurs où les dragages ont été importants comme au lac Saint-Pierre. Une telle étude permettrait d'éclairer l'origine de plusieurs problèmes écologiques dans ces secteurs.

6. Modélisation de l'habitat des macrophytes submergés

6.1 Introduction

Les macrophytes submergés sont un élément fondamental de l'écosystème du Saint-Laurent. La distribution des espèces est une donnée de base qui doit être obtenue au moyen d'une prise de données de terrain et d'une analyse fastidieuse (Section 3.4). Les facteurs contrôlant leur distribution et leur biomasse ont fait l'objet d'une abondante littérature. Les facteurs dominants sont la profondeur, la pente, les courants, les vagues, la lumière, les nutriments et le substrat. Ces variables changent dans l'espace et dans le temps, et la combinaison de ces facteurs en un point donné quelconque en constitue l'habitat. L'adaptation des plantes à cet habitat est exprimée par des aspects mécaniques et physiologiques tels que la forme de croissance, la flexibilité des tiges ou le mode de reproduction.

Les facteurs abiotiques dominants peuvent être simulés à l'aide de modèles numériques sur l'ensemble du domaine d'écoulement. Ainsi, il semble possible de prédire la distribution des espèces de plantes à l'aide de la description physique de l'habitat sur l'ensemble du lac Saint-François. Les données sur l'habitat des plantes peuvent être analysées à partir d'échantillons représentatifs à l'aide de méthodes statistiques appropriées et utilisées en mode prédictif sur l'ensemble du domaine pour en déterminer la distribution spatiale. Puisque l'intégration de l'effet des plantes engendre une grande complexité dans la modélisation des facteurs abiotiques, seulement les conditions correspondant à la période d'absence des plantes peuvent être considérées. L'objectif du présent chapitre est de tenter de modéliser la distribution spatiale des espèces présentes au lac Saint-François, en utilisant les simulations des facteurs abiotiques clés pour décrire l'habitat. Les facteurs dominants sont identifiés et modélisés par des régressions logistiques multivariées.

6.2 Modélisation de l'habitat

La base de données d'habitat (BDH) comprend les données biologiques décrivant la présence et l'absence des espèces pour une série d'observation ainsi que les valeurs locales des facteurs abiotiques aux sites correspondants. La base de données s'inscrit dans le parcours méthodologique suivant : récolte des données biologiques et abiotiques, assemblage d'un modèle numérique de

terrain, estimation ou simulation de certains facteurs sélectionnés, assemblage de la BDH et finalement, analyse des données par régression logistique multivariée.

La visualisation des résultats et la plupart des simulations sont faites à l'aide d'un maillage raffiné de type « éléments finis » ou TIN (Triangular Irregular Network), composé de 55 997 éléments et 114 562 nœuds (Planche 8). Ce maillage a été développé pour procurer une précision spatiale à une échelle similaire à celle des données biologiques ; il supporte toute l'information du modèle de terrain et les résultats des diverses simulations. La BDH contient 806 points au total; elle a cependant été séparée au hasard en deux ensembles : un premier de 698 points qui sert à la calibration des régressions logistiques, et un autre de 108 points servant à leur validation. Les régressions logistiques calibrées et validées sont ensuite utilisées en mode prédictif sur le maillage raffiné pour obtenir la distribution spatiale des espèces.

6.2.1 Données biologiques

Les données biologiques proviennent de la campagne de terrain de 1995 (Section 3.4.1). Un total de 806 points de présence/absence correspondant aux endroits où la caméra sous-marine a été employée pour l'identification des espèces de macrophytes lorsque ceux-ci étaient présents (Figure 17). Des macrophytes ont été observés à 576 de ces stations. Les assemblages observés sont dominés par quatre espèces : *Vallisneria americana* (VA), *Potamogeton richardsonii* (PR), *Nitella* sp. (NI) et *Myriophyllum spicatum* (MS), présentes à 394, 207, 162 et 147 stations respectivement. Quatre autres espèces accessoires étaient présentes dans moins de 50 stations : *Ceratophyllum demersum* (CD: N=43), *Potamogeton pectinatus* (PP: N=37), *Elodea canadensis* (EC: N=32) et *Heteranthera dubia* (HD: N=30)

6.2.2 Facteurs abiotiques significatifs au lac Saint-François

Au lac Saint-François, les débits saisonniers sont stables, la masse d'eau est relativement homogène et le niveau est étroitement stabilisé. Cette masse d'eau a une forte transparence et une concentration de matières en suspension variant de 1 à 8 mg/l. (Rondeau 1993). Tel qu'observé dans plusieurs études (Sand-Jensen 1998; Chambers et Prepas 1990), les nutriments dans les sédiments augmentent en fonction de la concentration de particules fines et de matière organique (Lorrain *et al.* 1993). Le contexte hydrologique particulièrement stable du lac Saint-François permet de réduire l'hydrodynamique à un seul événement de 7500 m³/s. Pour la construction de la BDH, cette réduction permet de limiter le nombre de variables pour exprimer la profondeur d'eau, la lumière

au fond et l'accumulation de particules fines.

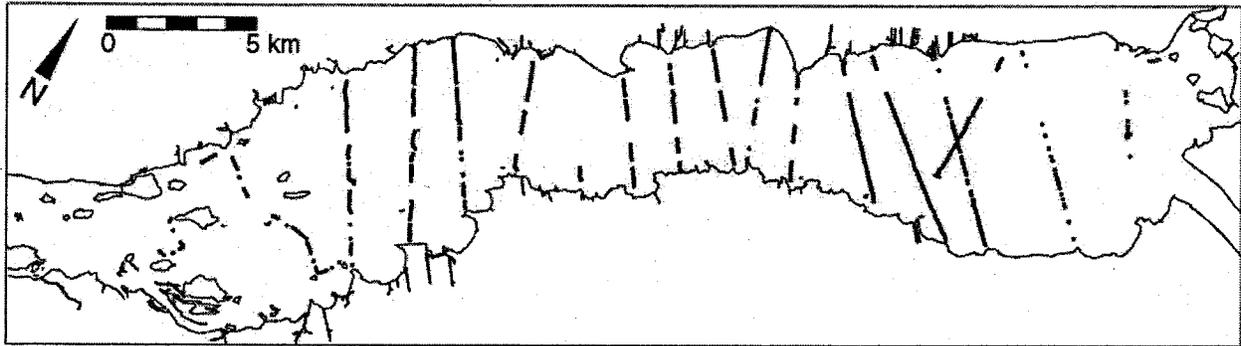


Figure 17: Localisation des stations d'échantillonnage des plantes au lac Saint-François.

6.2.3 Simulation des facteurs abiotiques

Les facteurs abiotiques sont réduits à un nombre relativement faible : la pente du fond, le diamètre moyen du substrat, la profondeur d'eau, les courants, les vagues, la lumière au fond et les particules fines accumulées au fond. Les données de pente du fond et de diamètre du substrat proviennent des ensembles de données mesurées telles que portées par le modèle numérique de terrain tandis que les autres variables proviennent de simulations. La simulation hydrodynamique 2D d'un événement moyen de $7500 \text{ m}^3/\text{s}$, dont la valeur est près de la valeur moyenne mesurée au printemps 1995 ($7247 \text{ m}^3/\text{s}$), a permis d'obtenir les données de profondeurs et de courants pour la BDH. De plus, la simulation hydrodynamique produit comme résultats certaines propriétés secondaires de l'écoulement comme les contraintes de cisaillement au fond ou les paramètres de diffusivité qui sont nécessaires au modèle de sédimentation des particules fines. La Figure 18 montre quelques-uns des résultats de simulation utilisés dans le cadre de la préparation de la BDH.

Le modèle HISWA simule en 2D la croissance et la propagation des vagues en milieu peu profond (Booij *et al.* 1993). Ce modèle permet de calculer plusieurs variables telles l'énergie, la fréquence, la hauteur et la direction des vagues, en tenant compte de la dissipation par le moutonnement et par les courants. Le calcul a été effectué sur un maillage régulier carré de 277 302 éléments de 50 m de côté qui couvre tout le lac Saint-François et qui supporte les données nécessaires aux simulations : topographie, niveaux et courants.

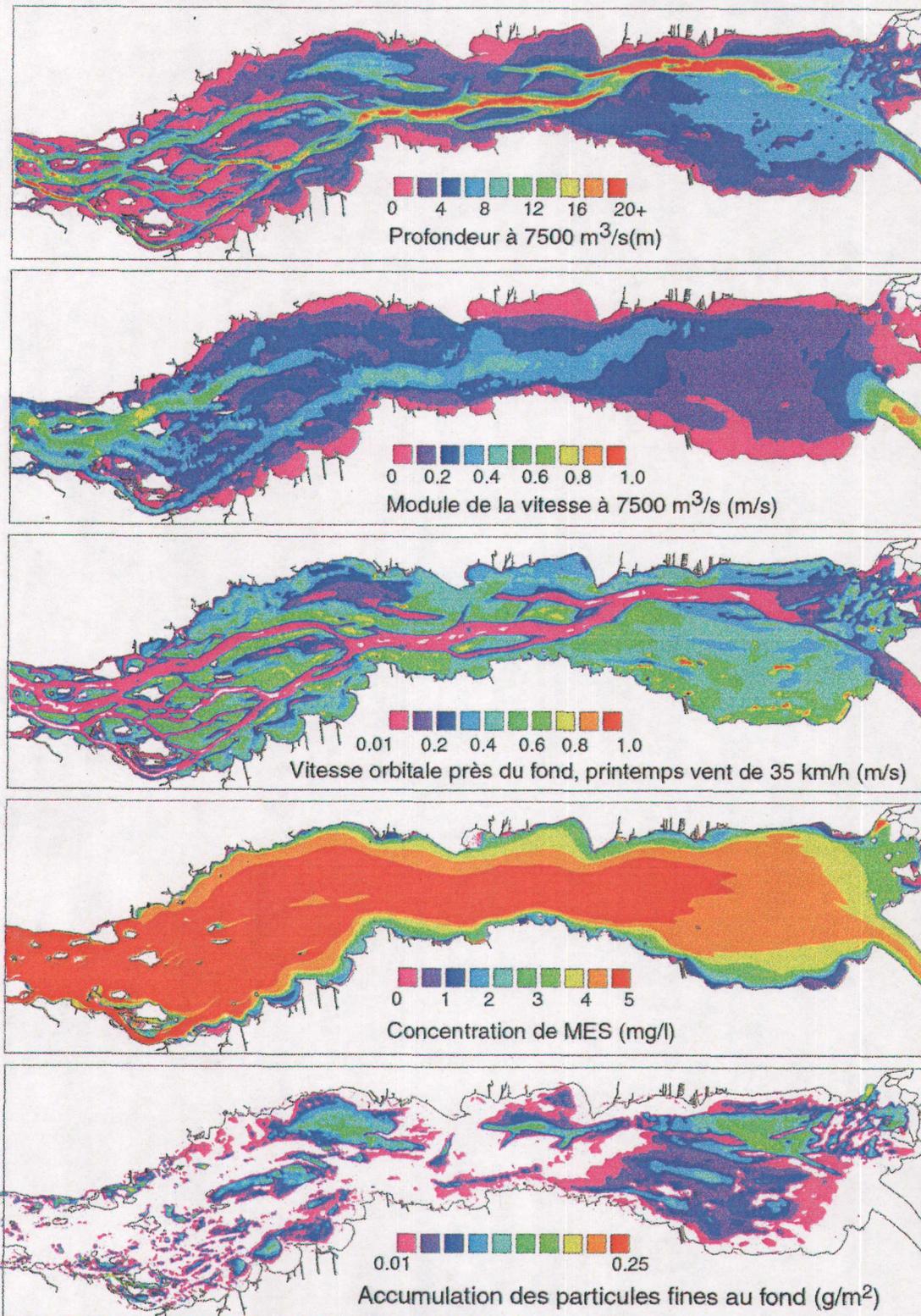


Figure 18 : Exemples de simulation de facteurs abiotiques utilisés dans l'élaboration de la BDH.

La vitesse « près du fond » générée par les vagues semble être le meilleur indicateur à inclure dans la BDH ; ce dernier est généralement utilisé dans l'analyse de la stabilité des sédiments (Van Rijn 1989). L'analyse des directions et des intensités des vents a été tirée de Morin *et al.* (1994). Cette analyse est basée sur 5 ans de mesures horaires à Cornwall entre 1990 et 1995. Les intensités pour chacune des saisons ont été divisées comme suit : modérée (10-24 km/h), forte (25-44 km/h) et extrême (45-55 km/h). Un total de 26 directions et intensités ont été simulées et intégrées en six variables à l'aide du ratio des fréquences d'observation (Tableau 4). Les six variables sont utilisées dans la BDH.

Tableau 4: Fréquence horaire des vents en termes de direction et d'intensité pour le printemps et l'automne, où les intensités de 17 km/h, 35 km/h et 45 km/h correspondent aux vents modérés (10-24 km/h), forts (25-44 km/h) et extrêmes (45-55 km/h).

Saison	Intensité	Direction					Ratio pour l'intégration dans la BDH				
		SW	W	NW	N	E	SW	W	NW	N	E
Printemps	17 km/h	13%	18%	7%	6%	15%	0.22	0.31	0.12	0.10	0.25
Printemps	35 km/h	1.6%	1.5%	3.0%	0.7%	2.2%	0.18	0.17	0.33	0.08	0.24
Printemps	45 km/h	0.1%	0.1%	0.3%	-	0.3%	0.13	0.13	0.38	-	0.38
Automne	17 km/h	14%	13%	15%	5%	12%	0.24	0.22	0.25	0.08	0.20
Automne	35 km/h	2.5%	4.0%	6.2%	-	0.9%	0.18	0.29	0.46	-	0.07
Automne	45 km/h	0.1%	0.1%	0.2%	-	-	0.25	0.25	0.50	-	-

La simulation de la sédimentation des particules fines est effectuée à l'aide du modèle DISPERSIM. Il s'agit d'un modèle de transport-diffusion 2D aux éléments finis (Secretan *et al.* 2000). Il permet entre autres de simuler le transport de la MES, sa concentration locale et son accumulation possible au fond. Les informations de base nécessaires pour DISPERSIM sont la topographie, le niveau d'eau, les courants, la contrainte de cisaillement et la vitesse au fond, qui sont produits par le modèle hydrodynamique et le modèle de vagues. La vitesse au fond liée aux vagues est la vitesse maximale locale générée dans l'une des six variables présentées au Tableau 4. La contrainte de cisaillement critique permettant la sédimentation a été fixée à 0.3 Pa pour le courant, tandis qu'une vitesse critique de 0.24 m/s a été utilisée pour les vagues. La concentration amont a été imposée à 5 mg/l et la vitesse de chute maximale est imposée à 0.05 mm/s. La quantité de sédiments déposés au fond en régime permanent a été utilisée comme variable indicative dans la BDH.

DISPERSIM permet de calculer la concentration de MES. Considérant qu'il n'y qu'une seule masse d'eau dominante au lac Saint-François, soit celle en provenance des Grands-Lacs, la quantité

de lumière relative parvenant au fond est fonction de la profondeur et d'un coefficient d'extinction local qui ne varie en première approximation qu'en fonction de la concentration de MES. Le coefficient d'extinction est considéré ici comme variant linéairement avec la concentration de MES. Il est calculé selon la relation suivante:

$$[9] \quad I_z = I_0 e^{-KZ}$$

où I_0 est l'intensité de la lumière incidente à la surface, K est coefficient d'extinction local et Z est la profondeur locale. Dans les eaux vertes à Montréal, Hudon et Sylvestre (1998) ont montré que le coefficient d'extinction était fonction de la quantité de MES et de carbone organique dissout (COD). Comme la concentration de COD est relativement faible au lac Saint-François (2.2 mg/l) et que sa répartition spatiale n'est pas connue, seule la concentration de MES locale a été utilisée pour établir le coefficient local d'extinction de la lumière. Ce coefficient est considéré comme variant linéairement avec la concentration en MES, il a été grossièrement calibré avec des mesures Secchi (S) prises à l'été 1995 en quatre endroits près du chenal principal ($S=6$ à 10.6 m) et de la relation $K=1.46/S$. Selon cette relation, les valeur de K pour ces quatre mesures varient de 0.13/m à 0.24/m. Pour la BDH, la variable utilisée est adimensionnelle et est formée par le ratio de la radiation atteignant le fond (I_z) sur la radiation lumière incidente (I_0), soit e^{-KZ} .

6.2.4 Modèle de régression logistique

Afin de tester la capacité des variables simulées à représenter la distribution des macrophytes submergés, des indices de probabilité d'habitat (IPH) ont été développés en utilisant une méthode de régression logistique multivariée avec une technique pas à pas régressive (*backwards stepwise*). Les indices peuvent être représentés de la façon suivante:

$$[10] \quad IPH = 1/(1+e^{-\lambda})$$

$$\text{où} \quad \lambda = P_0 + (P_1 V_1 + P_2 V_1^2) + (P_3 V_2 + P_4 V_2^2) + \dots + (P_{2n-1} V_n + P_{2n} V_n^2)$$

où V_n sont les variables d'habitat et P_{2n} sont les paramètres ajustés par la régression logistique multivariée. Les modèles logistiques ont été ajustés avec le module VGLZ de STATISTICA (StatSoft 2000). Les résultats sont donnés en termes de probabilité de présence ; une présence observée est prédite correctement si la probabilité prédite est plus grande qu'un certain seuil, tandis que des valeurs plus faibles prédisent une absence. Le seuil de probabilité de présence et d'absence correspond au ratio des présences observées pour chacune des espèces dans la base de données de

calibration (Tableau 5). Les régressions logistiques des huit espèces sont basées sur 12 variables qui sont présentées de façon synoptique dans le Tableau 6.

Tableau 5: Seuils de probabilité pour la prédiction des absences et des présences employés avec les modèles de régression, et tels que calculés à l'aide du ratio des présences observées et du nombre total d'échantillons (698) dans la base de données de calibration.

Espèce (Total N=698)	Présences (N)	Ratio
VA (<i>Vallisneria americana</i>)	338	0.48
PR (<i>Potamogeton richardsonii</i>)	179	0.26
NI (<i>Nitella</i> sp.)	142	0.20
MS (<i>Myriophyllum Spicatum</i>)	131	0.19
CD (<i>Ceratophyllum demersum</i>)	40	0.06
PP (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	32	0.05
EC (<i>Elodea canadensis</i>)	31	0.04
HD (<i>Heteranthera dubia</i>)	29	0.04

6.3 Résultats

Tous les modèles de régression obtenus sont significatifs, tel qu'indiqué par la signification statistique des variables sélectionnées ($p < 0.05$) et par le résultat global de prédictions correctes (84.9%). Le nombre de prédictions correctes lors de la calibration varie de 77.1% à 89.0% pour les absences, et de 86.6% à 95.0% pour les présences. La validation donne des résultats similaires, soit de 76.6% à 91.4% pour les absences et de 75.0% à 95.0% pour les présences, à l'exception de PP, CD, EC et HD dont les faibles nombres de présences observés donnent de curieux résultats qui sont correctement prédits de 40% et de 100%

Les paramètres ajustés des équations polynomiales obtenues par régression logistique sont présentés au Tableau 4. Les variables les plus communes sont la lumière, la profondeur et les vagues d'automne à 45 km/h, qui sont significatives pour sept des huit espèces. Les vagues à 35 km/h au printemps et à l'automne sont déterminantes pour six espèces. Toutes les autres variables sont significatives pour au moins trois espèces, à l'exception du diamètre moyen du substrat, qui n'est significatif que pour PP.

Les équations polynomiales contiennent des termes linéaires signifiant une influence positive de la variable sur l'espèce lorsque le signe est positif, et inversement pour un signe négatif. Cependant, les termes quadratiques doivent être analysés avec l'équation polynomiale globale. Quelques tendances générales peuvent être décrites. Ainsi, il apparaît que VA et PR ont une probabilité de

présence (PdP) qui diminue avec l'augmentation de la profondeur et de la lumière. La plupart des espèces semblent être favorisées par l'accumulation de particules fines. Sans égard à leur intensité, les vagues au printemps diminuent la PdP de la plupart des espèces à l'exception de VA et de NI qui ont des tendances opposées, tandis que les vagues (17 et 35 km/h) de l'automne ont tendance à favoriser toutes les espèces sauf VA et NI.

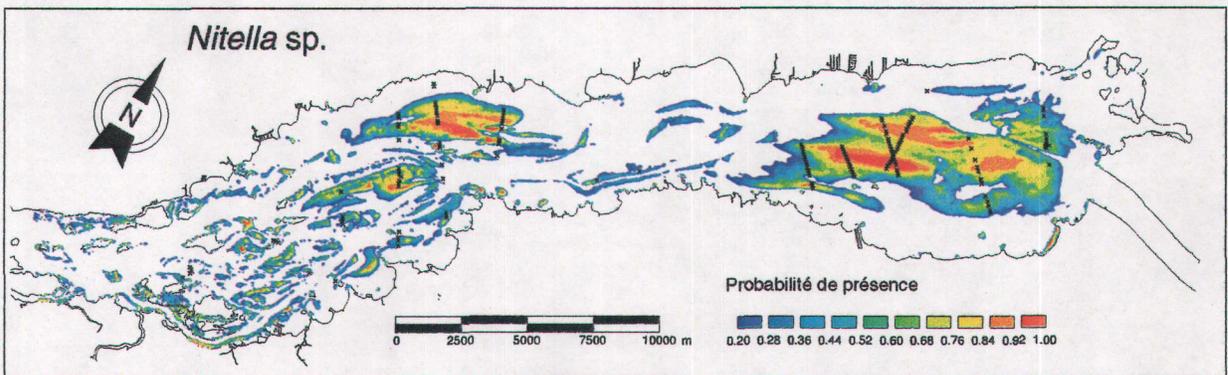
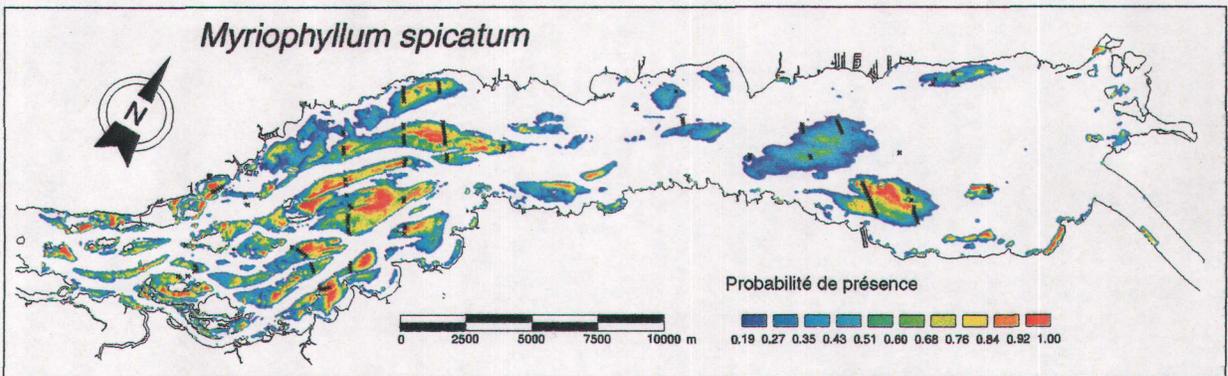
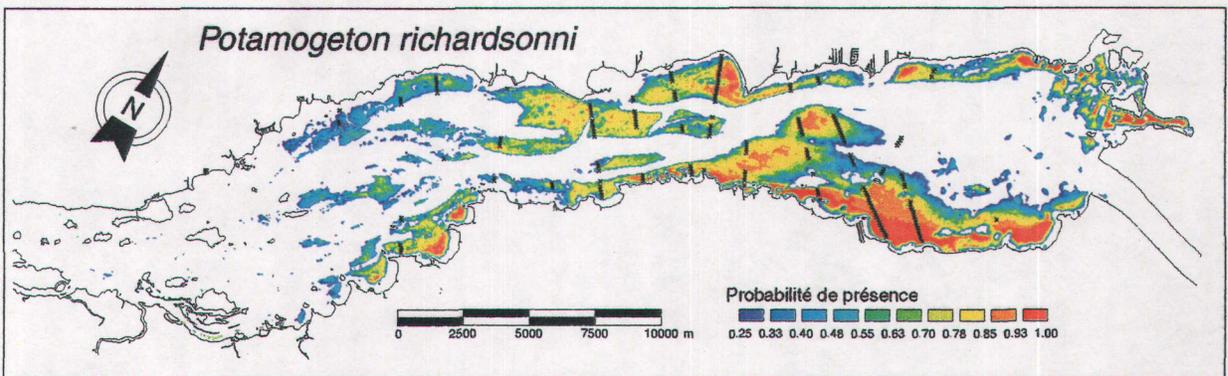
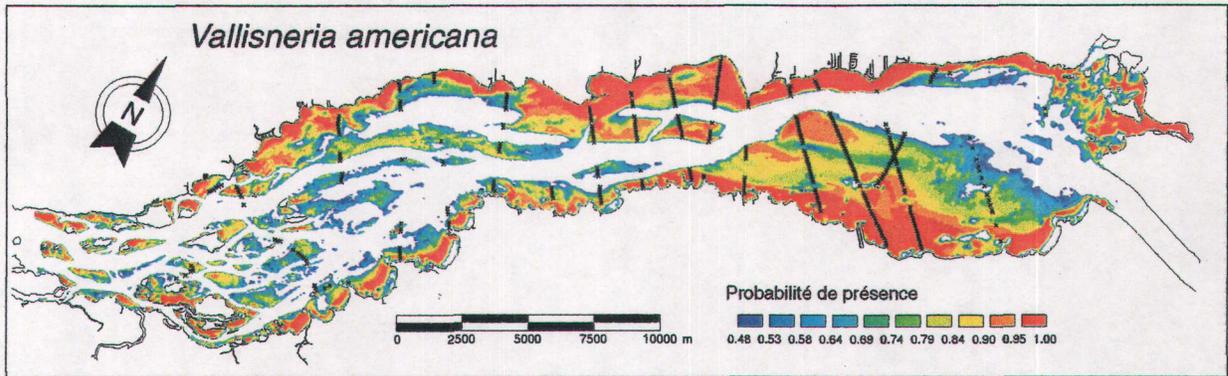
Tableau 6: Description synoptique des 12 facteurs abiotiques utilisés pour construire la BDH.

Facteur abiotique	Variable distribuée dans l'espace	Spectre des valeurs de la BDH	Moyenne
1 Pente	Pente du fond du lac	0 à 0.26	0.02
2 Substrat	Diamètre moyen du substrat (ϕ : log du diamètre m)	-0.156 à -6.20 ϕ	-3.62 ϕ
3 Profondeur	Profondeur d'eau à un débit de 7500 m ³ /s	0.8 à 23.4 m	6.29 m
4 Courant	Module de vitesse à un débit de 7500 m ³ /s	0.02 à 0.75 m/s	0.24 m/s
5 Lumière	Ratio de la lumière au fond sur la lumière incidente à la surface	0.027 à 0.964	0.45
6 Sédiments fins accumulés	Dépôt des particules fines au fond	0 à 0.170 g/m ²	0.036 g/m ²
7 Vagues_printemps_17	Vitesse près du fond générée par les vagues, printemps, vents de 17 km/h	0 à 0.50 m/s	0.10 m/s
8 Vagues_printemps_35	Vitesse près du fond générée par les vagues, printemps, vents de 35 km/h	0 à 0.74 m/s	0.26 m/s
9 Vagues_printemps_45	Vitesse près du fond générée par les vagues, printemps, vents de 45 km/h	0 à 0.94 m/s	0.32 m/s
10 Vagues_automne_17	Vitesse près du fond générée par les vagues, automne, vents de 17 km/h	0 à 0.49 m/s	0.10 m/s
11 Vagues_automne_35	Vitesse près du fond générée par les vagues, automne, vents de 35 km/h	0 à 0.76 m/s	0.25 m/s
12 Vagues_automne_45	Vitesse près du fond générée par les vagues, automne, vents de 45 km/h	0 à 0.89 m/s	0.32 m/s

Les modèles logistiques peuvent être utilisés en mode prédictif puisque les variables indépendantes (abiotiques) sont documentées sur l'ensemble du domaine d'écoulement. Le calcul des probabilités se fait à l'aide des paramètres du Tableau 7 pour chacune des espèces en utilisant le maillage raffiné. La Figure 19 présente la distribution spatiale des probabilités supérieures aux seuils présentés au Tableau 5 pour chacune des espèces. Les résultats montrent la correspondance spatiale entre les présences observées et celles calculées par les modèles.

Tableau 7: Paramètres des équations polynomiales ajustés par la régression logistique à partir de 12 variables de base et leur carré pour les huit espèces. Les résultats de la calibration, la validation et les totaux sont présentés. Les valeurs entre [] correspondent à la signification statistique de la variable et le V² indique la carré de la variable.

Variable / espèce	<i>Vallisneria americana</i> (VA)	<i>Potamogeton richardsonii</i> (PR)	<i>Nitella</i> sp. (NI)	<i>Myriophyllum spicatum</i> (MS)	<i>Ceratophyllum demersum</i> (CD)	<i>Potamogeton pectinatus</i> (PP)	<i>Elodea canadensis</i> (EC)	<i>Heteranthera albibia</i> (HD)
Ordonnée à l'origine	-41.477 [0.00000]	-39.763 [0.00000]	10.685 [0.14541]	60.170 [0.00000]	50.124 [0.00001]	-34.779 [0.00000]	18.611 [0.00270]	-6.627 [0.05909]
Substrat V ²	-	-	-	-	-	1.139 [0.00598]	-	-
Profondeur	4.817 [0.00000]	9.626 [0.00000]	-0.127 [0.00036]	-8.307 [0.00000]	-	-	-	-0.747 [0.03166]
Profondeur V ²	-0.265 [0.00004]	-0.880 [0.00000]	-	0.234 [0.00137]	-0.450 [0.00000]	-	-0.244 [0.00003]	-
Lumière	38.968 [0.00000]	22.915 [0.00000]	-68.362 [0.00017]	-65.988 [0.00000]	-91.529 [0.00000]	71.708 [0.00036]	-43.211 [0.00001]	-
Lumière V ²	-	-	51.125 [0.00016]	-	-	-86.207 [0.00019]	-	-
Pente	-49.326 [0.00034]	-164.181 [0.00000]	-	-	-	-	-42.262 [0.03084]	-118.079 [0.02206]
Pente V ²	219.879 [0.01224]	638.187 [0.00002]	-	-	-	-	-	500.494 [0.04533]
Accumulation de sédiments fins	18.758 [0.00255]	-	181.528 [0.00093]	83.666 [0.00002]	-	-	-	126.352 [0.00064]
Accumulation de sédiments fins V ²	-	-	-	-333.177 [0.03269]	-	-	-	-886.657 [0.01641]
Courants	-	-	60.976 [0.00008]	-24.063 [0.00001]	-	86.159 [0.00003]	-	19.072 [0.00821]
Courants V ²	-	-	-123.433 [0.00013]	40.063 [0.00000]	-123.660 [0.00002]	-107.708 [0.00036]	-	-214.304 [0.00089]
Vagues printemps 17 km/h	273.913 [0.00004]	-	-	-32.886 [0.00094]	-	135.512 [0.00664]	-	131.205 [0.03774]
Vagues printemps 17 km/h V ²	-	-	72.293 [0.00626]	97.708 [0.00000]	-	-423.879 [0.01440]	-	121.384 [0.00180]
Vagues printemps 35 km/h	26.354 [0.00010]	-	-95.297 [0.00816]	-107.606 [0.00006]	-	-53.344 [0.00682]	-	-114.503 [0.00830]
Vagues printemps 35 km/h V ²	-	-	-	-	-	-	-	-
Vagues printemps 45 km/h	37.883 [0.00000]	-	95.487 [0.00402]	-	-	-	-	-
Vagues printemps 45 km/h V ²	-	-	-117.645 [0.00210]	-28.001 [0.01470]	-	-	-87.301 [0.00033]	-
Vagues automne 17 km/h	-294.408 [0.00001]	-	-93.863 [0.00000]	-	-	-	-	153.853 [0.00264]
Vagues automne 17 km/h V ²	-	-	212.406 [0.00000]	-	-	-	-	-
Vagues automne 35 km/h	-36.999 [0.00037]	34.880 [0.00004]	-	126.319 [0.00000]	-	-190.775 [0.01554]	-59.081 [0.01232]	-
Vagues automne 35 km/h V ²	-	-	-	-	-	391.228 [0.00377]	297.518 [0.00001]	46.723 [0.03855]
Vagues automne 45 km/h	-33.948 [0.00219]	-36.601 [0.00009]	-105.913 [0.02328]	-47.625 [0.00002]	87.924 [0.00188]	198.929 [0.00275]	-	-56.958 [0.00038]
Vagues automne 45 km/h V ²	-	-	137.810 [0.01126]	-	-217.155 [0.00021]	-271.498 [0.00202]	-	-
Déviante (Déviante/D.L.)	0.639 (437/685)	0.545 (376/690)	0.545 (372/683)	0.532 (364/684)	0.141 (97/692)	0.187 (128/685)	0.227 (156/688)	0.237 (162/684)
Calibration	Présence	89.9% (161/179)	86.6% (123/142)	87.8% (115/131)	95.0% (39/40)	90.6% (29/32)	90.3% (28/31)	93.1% (27/29)
	Absence	81.4% (293/360)	80.0% (445/556)	77.1% (437/567)	89.0% (586/658)	85.6% (570/666)	78.3% (522/667)	78.2% (523/669)
Validation	Présence	87.5% (49/56)	89.3% (25/28)	75.0% (12/16)	100% (3/3)	40.0% (2/5)	100% (1/1)	100% (1/1)
	Absence	80.8% (42/52)	78.8% (63/80)	81.5% (75/92)	91.4% (98/105)	90.3% (93/103)	82.2% (88/107)	76.6% (82/107)
Total	Présence	90.6% (357/394)	89.9% (186/207)	87.7% (142/162)	87.1% (128/147)	83.8% (31/37)	90.6% (29/32)	93.3% (26/30)
	Absence	81.3% (335/412)	83.1% (498/599)	84.0% (541/644)	80.6% (531/659)	86.2% (678/769)	81.0% (627/774)	80.4% (624/776)
Total (806)		85.9%	84.7%	84.9%	92.1%	88.0%	81.4%	80.9%



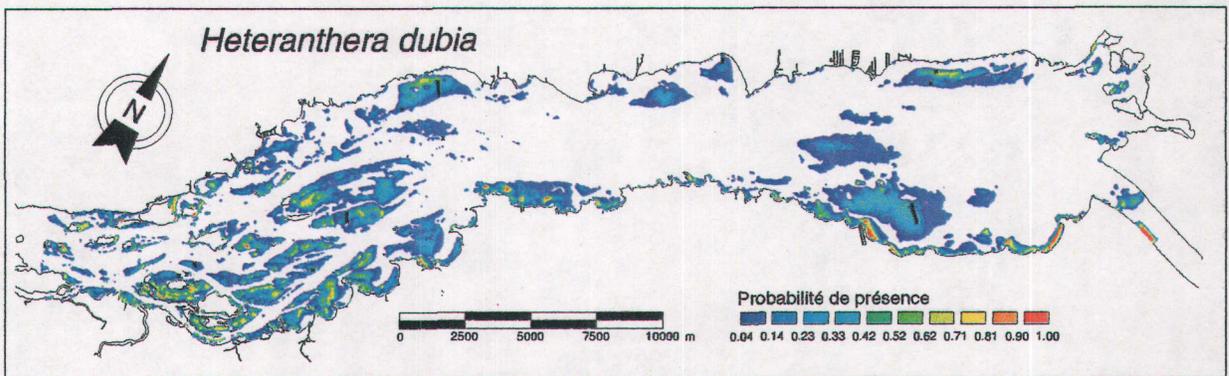
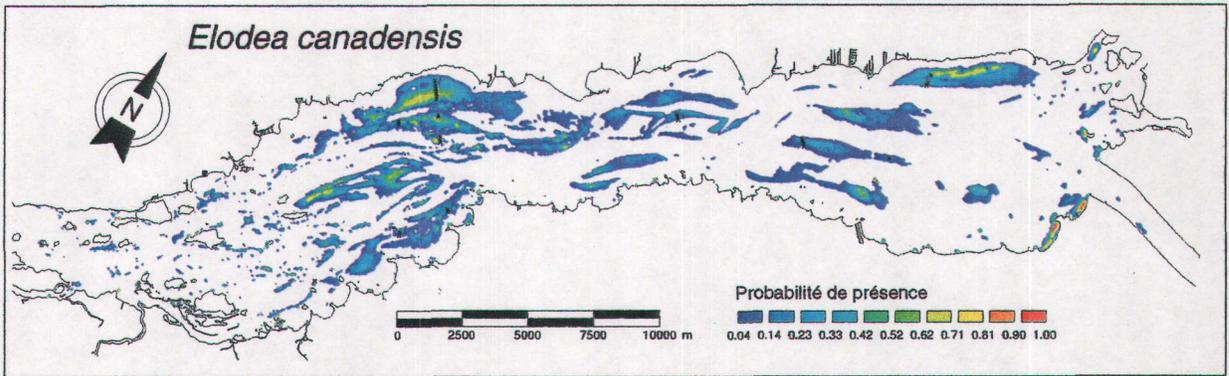
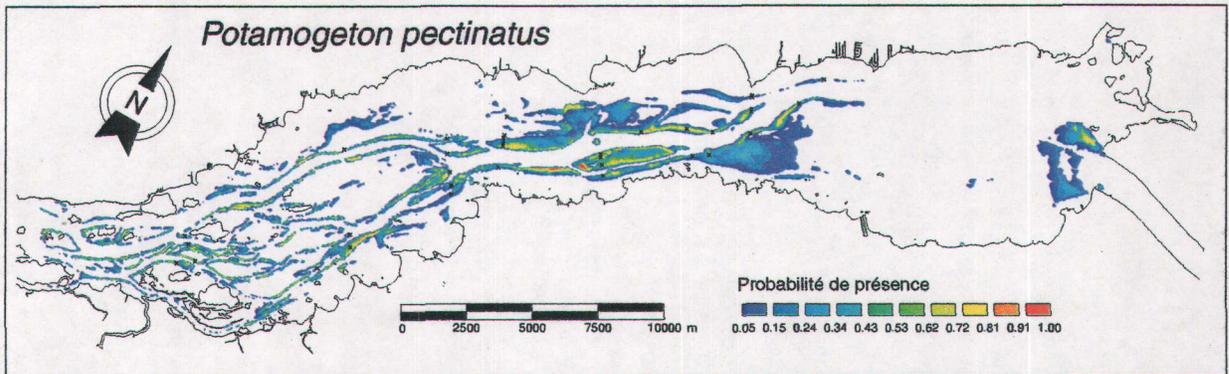
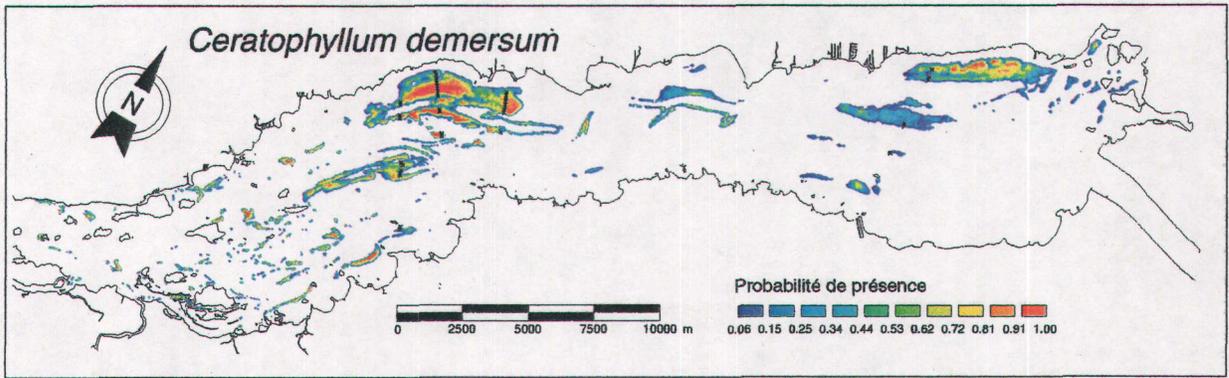


Figure 19 : Valeurs prédites des probabilités de présence calculées avec les régressions logistiques. Les croix noires correspondent aux présences observées pour chaque espèce.

6.4 Discussion

Les modèles de régression logistique présentés simulent correctement la distribution spatiale des espèces de plantes. Les prédictions globales des présences et des absences atteignent un résultat de 84.9%. Les espèces dominantes (VA, PR, NI et MS) affichent un résultat variant entre 81.8% et 84.9%, tandis que les espèces moins abondantes sont à plus de 88.0% pour CD et PP et à moins de 81.4% pour EC et HD.

Les seuls travaux similaires retrouvés, où l'on tente de prédire la distribution spatiale des espèces de macrophytes submergés, sont ceux de Lehmann (1998). Dans cette contribution, l'auteur utilise un SIG pour cartographier et combiner des informations environnementales de base et des données sur la présence de quatre espèces de plantes submergées dans le lac Léman. Les données environnementales comprennent des éléments provenant de l'équivalent de notre modèle de terrain qui sont la description de la profondeur et une carte de classes de substrat. Il introduit également des données non-mesurées, c'est-à-dire modélisées comme le fetch, qui se veut une estimation de l'énergie des vagues, et qui ne tient compte que de la distance sur laquelle le vent peut engendrer des vagues. Les courants ont été estimés à l'aide d'une règle simpliste qui fait diminuer les courants avec la distance depuis l'exutoire du Rhône. Finalement, une carte représentant les régions enrichies en nutriments a été utilisée. Les résultats, bien qu'intéressants pour une des espèces, montrent un pouvoir de prédiction variable allant de 26% à 76% de prédiction de présence, les plus faibles résultats étant probablement causés par l'imprécision des variables décrivant l'habitat.

6.4.1 Interprétation de quelques modèles d'habitat

L'impact saisonnier des vagues sur VA apparaît singulier ; il est à l'inverse de ce que l'on observe pour la plupart des autres espèces. La probabilité de présence (PdP) de VA diminue avec l'accroissement de l'effet des vagues à l'automne et augmente avec ce même accroissement au printemps. Ceci peut être interprété comme un effet positif sur VA au printemps relativement aux autres espèces et comme un effet négatif sur VA à l'automne durant la sénescence. L'impact est possiblement lié à un effet direct des vagues sur les propagules ou tout autre organe pérennant. Comme VA est l'espèce la plus abondante du lac, les changements dans les directions et les intensités des vents d'une année à l'autre auraient un impact important sur la distribution globale des espèces.

HD et EC possèdent des modèles d'habitat complexes, qui doivent être utilisés avec prudence. Au lac Saint-François, HD et EC n'ont jamais été observées en assemblages purs, mais plutôt en association avec divers assemblages. De plus, en considérant la faible signification (valeur p élevée) de leurs variables et de l'ordonnée à l'origine, il semble que l'habitat de ces deux espèces ne soit pas pleinement développé au lac Saint-François. HD et EC sont abondants dans les autres portions du fleuve alimentées par la même masse d'eau, soit celle en provenance des Grands-Lacs. En aval de Montréal, ces espèces sont associées à des régions exposées pendant une saison de croissance à période de faible niveau d'eau (Côté *et al.* 2000). On peut donc penser que la stabilisation des niveaux au lac Saint-François crée des conditions d'habitat non-favorables à ces espèces.

Puisque plusieurs espèces telles MS, NI, PP, CD et HD sont influencées par des conditions hydrodynamiques de printemps et d'automne, il est plausible que le patron d'écoulement modifié par la présence de glace durant l'hiver joue également un rôle, notamment en relation avec l'accumulation de particules fines. Ces conditions ont probablement un effet significatif sur la distribution des espèces, et devront être éventuellement considérées.

6.4.2 Influence des plantes sur leur propre habitat

Tel que décrit précédemment, les macrophytes submergés ont un impact important sur les facteurs abiotiques durant la saison de croissance, puisqu'ils influencent les courants, les vagues, la pénétration de la lumière et l'accumulation des sédiments. Comme le montrent les résultats de la présente recherche, environ 85% de la variabilité de la distribution des espèces submergées pourrait être expliquée par les facteurs abiotiques associés aux conditions de printemps et d'automne. Ces observations suggèrent que les plantes, durant l'été, ont peu d'influence additionnelle sur leur propre distribution spatiale. L'impact des macrophytes submergés durant l'été pourrait davantage être associé à leur biomasse plutôt qu'à leur distribution. L'intégration des conditions d'été dans les simulations des facteurs abiotiques requiert d'importants développements, puisque les interactions avec la matière en suspension, l'action des vagues et les courants demeurent complexes.

6.4.3 Développements

Ce travail de modélisation de l'habitat des macrophytes submergés devrait être vu comme exploratoire, étant encore à un stade initial de développement. L'application de ce modèle à d'autres sections du fleuve doit être testé ; des problèmes sont anticipés avec l'effet de la fluctuation du niveau d'eau, des différentes masses d'eau en contact et avec la présence de plantes absentes du lac Saint-François, telles que des espèces exotiques. Ces impacts ne peuvent être pris en considération dans la formulation actuelle des modèles statistiques. Pour permettre d'appliquer ces connaissances à d'autres systèmes, les liens entre les espèces et les facteurs abiotiques devront être développés et intégrés.

7. Conclusions

La thèse a permis de jeter un nouveau regard sur le lac Saint-François, en particulier sur plusieurs aspects des facteurs abiotiques. De façon plus précise, la thèse a permis 1) de comprendre de façon synoptique le système hydrologique du lac Saint-François et son évolution ; 2) de décrire les facteurs abiotiques sur l'ensemble du lac en incluant l'effet des plantes aquatiques et 3) de modéliser la distribution spatiale des macrophytes submergés.

7.1 Activités réalisées

Une série d'activités originales ont été réalisées dans chacun des documents produits dans le cadre de la thèse. Ces activités sont présentées de façon succincte dans les chapitres de la thèse et peuvent être résumées de la façon suivante :

Chapitre 2 :

- Historique des transformations du milieu depuis l'état vierge, et analyse de leurs impacts sur l'hydrologie.
- Reconstitution des conditions hydrologiques à l'état vierge.
- Analyse des débits à long terme et de leurs fluctuations.
- Impact des plantes sur le frottement global durant la saison de croissance.
- Mise en place d'une méthode d'évaluation de la biomasse relative des plantes submergées depuis 1919.
- Analyse de l'impact de la régularisation des niveaux sur les milieux humides et sur la biomasse des plantes.

Chapitre 3 :

- Assemblage du modèle de terrain du lac Saint-François (300 000 points dont 1/5 ont été numérisés) et production d'une carte topographique au 1 : 15 000.
- Élaboration d'une carte des substrats se fondant sur des données ponctuelles colligées et sur une interpolation basée sur la distribution des facteurs abiotiques.
- Mise en place d'une méthode de cartographie à grande échelle des plantes aquatiques, où les proportions d'espèces, leur hauteur et leur densité relative sont estimées sur l'ensemble du lac. La méthode d'interpolation utilisée fait appel aux facteurs abiotiques contrôlant les plantes.

Chapitre 4 :

- Nouvelle formule de paramétrisation du frottement des substrats qui améliore les coefficients de frottement pour les substrats fins.
- Élaboration d'une méthode pour le calcul du frottement des plantes basée sur les métriques des espèces. Cette méthode permet également de moduler la croissance annuelle à l'aide de la moyenne du frottement journalier interannuel exercé par les plantes.
- Validation de l'hydrodynamique à l'aide de mesures à l'échosondeur Doppler (ADCP), élaboration d'un logiciel de visualisation et de traitement des données Doppler qui permet leur comparaison avec les données simulées.
- Modélisation de l'hydrodynamique des événements de référence en présence et en absence de plantes.

Chapitre 5 :

- Modélisation des conditions hydrodynamiques anciennes à partir des données topométriques précédant les transformations anthropiques du milieu.
- Identification des impacts cumulatifs du dragage, de la gestion des débits et des niveaux, par l'analyse de la topographie, des courants et des niveaux du lac.
- Analyse de l'impact des transformations de l'hydrologie sur les pertes de superficie en milieux humides.

Chapitre 6 :

- Modélisation de l'habitat des plantes aquatiques submergées à l'aide de la modélisation des facteurs abiotiques.
- Modélisation des vagues, de la MES et de la quantité de particules fines déposées au fond.
- Modèle de régression logistique de la présence de chaque espèce observée au lac Saint-François.
- Prédiction de la distribution des espèces à partir des modèles logistiques ajustés.

7.2 Nouveau regard sur le lac Saint-François et son écosystème

La recherche a permis de produire une vision globale des facteurs abiotiques du lac Saint-François. La description de l'hydrologie et de son évolution permet de connaître l'état actuel de ce volet de l'écosystème, et permet de comprendre la diversité des conditions hydrodynamiques actuelles et anciennes. Les facteurs abiotiques dominants au lac Saint-François sont maintenant décrits sur l'ensemble du lac dans l'espace et dans le temps : les courants et les vagues ainsi qu'une condition de transport et de sédimentation de matière en suspension sont connus.

Le lac Saint-François a été transformé par les dragages, les barrages et les dérivations de l'écoulement. La première modification notable du système a été la construction d'une digue sur le chenal sud de la Grande Île en 1849. Des transformations majeures ont eu lieu en 1960 avec la construction de la voie maritime, du barrage Moses-Saunders et de la stabilisation des niveaux. Les fluctuations annuelles du niveau qui étaient de l'ordre de 60 cm avant 1932, ne sont plus que de quelques centimètres actuellement. La stabilisation des niveaux d'eau a créé des conditions idéales à la croissance des macrophytes submergés. Il semble que la stabilisation des niveaux à partir de 1950 soit responsable de l'accroissement de la biomasse des macrophytes.

La distribution des vitesses dans le lac a été considérablement modifiée par les ouvrages et par la stabilisation des niveaux. En comparaison avec l'état vierge, les vitesses sur les hauts-fonds sont plus rapides pour les débits de moins 8800 m³/s et inversement, elles sont plus lentes sur les hauts-fonds pour les débits plus faibles. Certaines zones ont subi des réductions importantes de courants et sont actuellement des milieux de déposition. Les niveaux plus faibles en conditions naturelles suggèrent qu'il y avait des milieux humides sur les hauts-fonds au centre du lac avant 1849.

Le lac présente une topographie variée qui consiste en des chenaux larges et profonds à l'amont et en une zone large et relativement peu profonde à l'aval. La distribution spatiale des substrats montre bien l'influence des courants, des vagues et des tributaires. Comme il a été présenté dans les six événements de référence, les courants sont très forts à l'amont et diminuent graduellement vers l'aval. Les plantes aquatiques modifient de façon importante la distribution de ces courants, puisqu'elles concentrent l'écoulement dans les chenaux profonds.

Les plantes aquatiques sont un élément incontournable de l'écosystème fluvial du Saint-Laurent, puisqu'elles ralentissent les courants et la vitesse orbitale des vagues en plus de filtrer les matières en suspension. Au début du projet, on ne savait à peu près rien de la distribution spatiale des espèces dans le lac Saint-François. La méthode de cartographie développée a permis de connaître la distribution des espèces de macrophytes, leur hauteur et leur densité relative. L'effet des plantes sur les courants a été intégré dans la modélisation hydrodynamique en considérant les caractéristiques physiques des plantes et leur croissance annuelle.

La présence des plantes aquatiques ralentit la vitesse orbitale des vagues et modifie l'intensité de leur action de façon draconienne. Le régime des vagues varie selon la direction et l'intensité des vents, et change selon la saison. Les diverses espèces de plantes aquatiques sont adaptées à un habitat particulier. Pour les plantes aquatiques submergées, cet habitat est défini par l'intensité des facteurs abiotiques comme les courants, les vagues, la lumière et les nutriments. Les vagues sont très importantes au lac Saint-François puisque le fetch peut atteindre près de 20 km; dans plusieurs secteurs, elles sont même le facteur abiotique dominant. L'intensité de chacun de ces facteurs varie localement et définit l'habitat. La modélisation des facteurs abiotiques a permis de déterminer que la lumière, la profondeur et les vagues sont les facteurs abiotiques les plus importants. La connaissance de ces facteurs sur l'ensemble du lac permet de prédire, avec une bonne certitude quelles espèces poussent à quels endroits sur le lac.

7.3 Potentiel de développement

Cette thèse met en évidence le potentiel de la modélisation des facteurs abiotiques en milieu fluvial. La modélisation des facteurs abiotiques distribués s'avère un outil efficace pour la description de l'habitat de chacune des espèces présentes. Le développement de modèles prédictifs des espèces de plantes et éventuellement de leur biomasse permettra de quantifier l'impact sur les plantes des interventions humaines ou des changements « naturels » dans l'écosystème. Il permettra également

de quantifier certains aspects liés à la productivité biologique dans le système. De plus, cet exercice ouvre la porte à toute une variété d'applications basées sur la modélisation de l'écosystème fluvial et des espèces qui y vivent, notamment l'étude des impacts environnementaux des aménagements futurs ou le développement de plans de gestion des débits et des niveaux d'eau.

Il reste beaucoup de développement à faire pour permettre de simuler l'effet des plantes avec exactitude. La séquence de croissance des plantes au printemps devra être connue avec précision. Le déclencheur de cette séquence semble être lié à la température de l'eau. Il est simple de mesurer la température de l'eau en quelques endroits et il apparaît possible d'en extrapoler les températures sur l'ensemble du domaine. De cette façon, on s'assurerait d'une modulation précise de la croissance des plantes. Les interactions entre les plantes et les vagues devront être précisées pour représenter en détails les vagues en été.

La modélisation des conditions vierges du lac Saint-François a permis d'identifier de façon quantitative et cumulative les changements subis par le milieu. L'image de l'état vierge dont on dispose actuellement sur le fleuve du Saint-Laurent est extrêmement fragmentaire et généralement basée sur des opinions. Un exercice similaire sur les tronçons du fleuve à l'aval permettrait de connaître les changements physiques qu'ont subis ces tronçons. Ces changements, une fois documentés, aideraient considérablement à interpréter les transformations dans les communautés biologiques.

Des événements de référence représentant la gamme des conditions hydrodynamiques présentes au lac Saint-François ont été modélisés. Cependant, aucune simulation n'a pris en compte la glace en hiver. Cet aspect est essentiel étant donné la durée prolongée du couvert de glace (décembre à mars). Il apparaît évident que l'on peut poser comme hypothèse que les forts débits en charge, c'est-à-dire sous couvert de glace, ont un effet important sur la stabilité des sédiments et sur l'écosystème en général. Afin de simuler correctement ces conditions, il faudra identifier une technologie qui permettra de connaître la répartition des épaisseurs de glace sur l'ensemble du domaine et son évolution durant l'hiver.

8. Bibliographie

- Anderson, R.M. et J. Kalff 1986. Regulation of submerged aquatic plant distribution in a uniform area of a weedbed. *Journal of Ecology*. 74: 953-961.
- Booij, N., L.H. Holthuijsen, J. Dekker et R. Shoonbeek 1993. Standard tests for the shallow water wave model HISWA, version 100.21, Delft University of Technology, Department of Civil Engineering, Group of hydraulic and Geotechnical Engineering, 43 p.
- Boudreau, P., M. Leclerc et G. Fortin 1994. Modélisation hydrodynamique du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent: l'influence de la végétation aquatique. *Revue canadienne de génie civil*. 21: 471-489.
- Camfield, F.E. 1977. Wind-wave propagation over flooded, vegetated land. Tech. paper No. 77-12, Coast Engrg Res. Ctr., U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.
- Carignan, R. et S. Lorrain 1992. Évolution temporelle du Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans les sédiments fluviaux-lacustres du Saint-Laurent. Poster présentée au 8^e congrès régional de l'ACRPEM, Québec.
- Carignan, R., S. Lorrain et K. Lum 1993. A fifty-year record of pollution by nutrients, trace metals and organic chemicals in the St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 1088-1100.
- Chambers, P.A. 1987. Nearshore occurrence of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 1666-1669.
- Chambers, P.A. et J. Kalff 1985. Depth distribution and biomass of submerged aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 701-709.
- Chambers, P.A. et E.E. Prepas 1990. Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. *Freshwater Biol.* 23: 541-550.
- Chambers, P.A. et E.E. Prepas 1994. Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Wat. Res.* 28: 453-464.
- CMI (Commission mixte internationale) 1993. Levels reference study, Great Lakes-St. Lawrence River basin, Annex 2 : Land use and management. Submitted to the Levels Reference Study Board by working committee 2.
- Côté, S., J. Morin et M. Leclerc 2000. Distribution of submerged macrophytes in the St. Lawrence River between Montreal and Lake St-Pierre influence of abiotic factors. *Poster*. Proceedings of the 43rd IAGLR 2000, May 22-26, 2000. Cornwall, Ontario.
- Dale, H.M. 1986. Temperature and light: the determining factors in maximum depth distribution of aquatic macrophytes in Ontario, Canada. *Hydrobiologia*, 133: 73-77.
- Duarte, C.M. et J. Kalff 1986. Littoral slope as predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 1072-1080.
- Duarte, C.M. et J. Kalff 1990. Biomass density and the relationship between submersed macrophyte biomass and plant growth form. *Hydrobiologia*, 196 : 17-23.

- Environnement Canada 1994.** Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-François. Rapport technique. Zone d'intervention prioritaire 1 et 2. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada-Région du Québec, Montréal, Québec, 144 p.
- Forrester, W.R. 1983.** Manuel canadien des marées. Ministère des Pêches et Océans, Canada. # de cat. : Fs75-325/1983F. 148 p.
- Fortin, G.R., L. Saint-Cyr et M. Leclerc 1993.** Distribution of submersed macrophytes by echosounder tracings in Lake Saint-Pierre, Québec. *Journal of Aquatic Plant Management*, 31: 232-240.
- Hakanson, L. 1977.** The influence of wind fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vanern, Sweden. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 14: 397-412.
- Heniche, M. Y. Secretan, P. Boudreau et M. Leclerc. 1999.** A new finite element drying-wetting model for rivers and estuaries. *Int. J. Advances in Water Resources*. 38 :3, 163-172.
- Howard-Williams, C., A.-M. Scharz et W.F. Vincent 1995.** Deep-water aquatic plant communities in an oligotrophic lake: physiological responses to variable light. *Freshwater Biology*, 33: 91-102.
- 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, 338p.
- 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. et A. Bouchard 1993.** Riverine wetland vegetation: importance of small-scale et large-scale environmental variation. *Journal of Aquatic Sciences*, 4 : 609-620.
- Keddy, P.A. et A.A. Reznicek 1986.** Great Lakes vegetation dynamics: The role of fluctuating water levels et buried seeds. *Journal of Great Lakes Research*, 12 : 25-36.
- Lapointe, M.F., 1994.** L'Évolution du lit du Saint-Laurent dans le secteur de Contrecoeur (Québec) depuis un siècle. *Géographie Physique et Quaternaire*. 48 : 39-50.
- Legault, M. 1968.** Récit chronologique des aménagements hydroélectriques et des voies navigables dans la section Beauharnois-Soulanges. Hydro-Québec. Montréal, Québec, 45p.
- Lehmann, A. 1998.** GIS modeling of submerged macrophyte distribution using Generalised Additive Models. *Plant Ecology* 139: 113-124.
- Lorrain, S. et R. Carignan 1992.** Évolution temporelle de la contamination par les métaux traces dans les sédiments fluvio-lacustres du Saint-Laurent. Conférence avec résumé, 61^{ème} congrès de l'ACFAS, Rimouski, Québec.
- Lorrain, S., V. Jarry et K. Guertin 1993.** Répartition spatiale et évolution temporelle des biphényles polychlorés et du mercure dans les sédiments du lac Saint-François; 1979-1989. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Montréal, Québec, 63 p.
- Morin, J., P. Boudreau et M. Leclerc 1994.** Lac Saint-François : les bases de la modélisation hydrodynamique. INRS-Eau # R-412. 67 p.
- Nichols, S.A. 1991.** The interaction between biology and the management of aquatic plants. *Aquatic Botany*, 41: 225-252.

- Owen, G. et I. Wile 1975. Causes, consequences and control of excessive aquatic plant growths in Lake St. Francis. Ontario Ministry of Environment, Southeastern region, Kingston, Ontario.
- Petticrew, E.L. et J. Kalff 1992. Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49: 2483-2489.
- Rahmeyer, W. 1998. Flow resistance due to vegetation in compound channels and floodplains. Utah State University. Lab Report No. USU-607.
- Rondeau, B. 1993. Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, tronçon Cornwall-Québec. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal. 250 p.
- Sand-Jensen, K. 1998. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland sediment streams. *Freshwater biology* 39: 663-679.
- Secretan Y. et M. Leclerc 1998. A 2D hydrodynamic GIS and simulation software. Proceeding of the third international conference on Hydroinformatics 98. IAHR, Copennagen, Danmark, August 24-26 1998.
- Secretan, Y., M. Heniche and M. Leclerc 2000. DISPERSIM: un outil de modélisation par éléments finis de la dispersion de contaminants en milieu fluvial. INRS-Eau, rapport scientifique, RS-558. 57p.
- Szesztay, K. 1957. Calcul de la vitesse d'écoulement, abaques pour calculs hydrauliques. Revue d'hydraulique de l'Institut de recherches de ressources hydrauliques, Budapest.
- SLRT (St. Lawrence Rap Team) 1992. The St. Lawrence area of concern remedial action plan for the Cornwall-Lake St. Francis Area, stage 1 Report: environmental conditions et problem definitions. Environment Canada et Environment Ontario, Cornwall, Ontario.
- StatSoft, Inc. 2000. STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa, OK 74104, WEB: <http://www.statsoft.com>
- Stevens, R.J. et M.A. Neilson 1987. Response of Lake Ontario to reductions in phosphorus load, 1967-1982. *Canadian Journal of Fisheries et Aquatic Sciences*, 44 : 2059-2068.
- Terasmae, J. 1965. Surficial geology of Cornwall and St. Lawrence Seaway project areas, Geological survey of Canada, Bulletin 121, 54 p.
- Van Rijn, L. C. 1989. Handbook of Sediment Transport by Current and Waves. Report H461. Delft Hydraulics Lab., Delft.
- Wetzel, R.G. 1975. Limnology. Saunders, Philadelphia, 743 p.
- Wilcox, D.A. 1988. Responses of selected Great Lakes wetlands to water level fluctuations. Appendix B in Busch, W.-D. N., Kavetsky, R., et McCullough, G. Water level criteria for Great Lakes wetlands. IJC Water Levels Reference Functional Group 2.

9. Planches

Planche 1 : Modèle topométrique du lac Saint-François.

Planche 2 : Carte des substrats et des plantes aquatiques du lac Saint-François.

Planche 3 : Grille éléments finis du lac Saint-François.

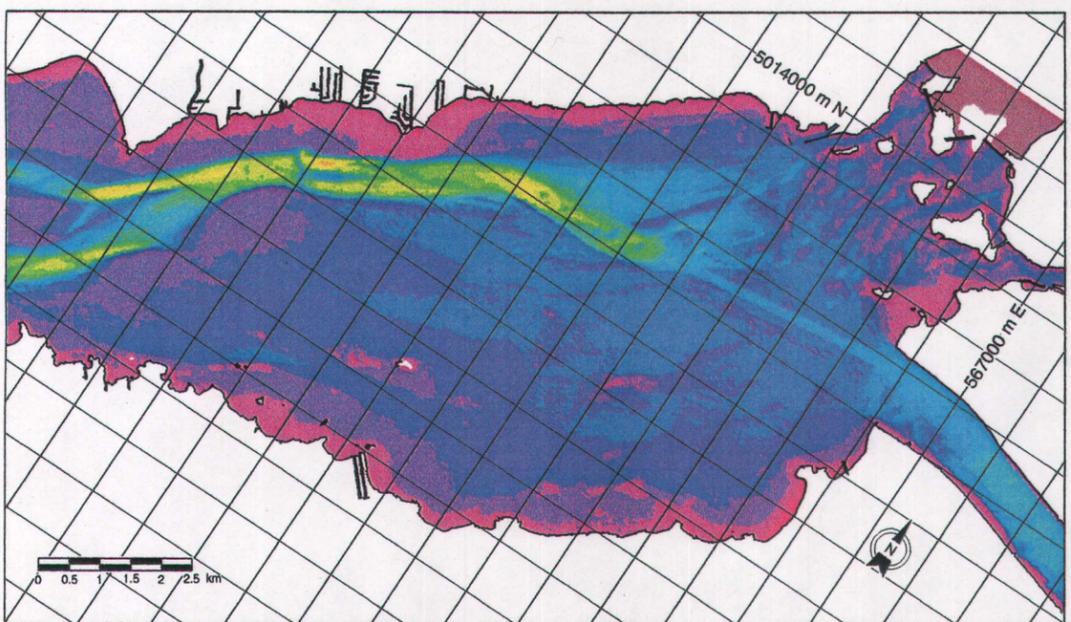
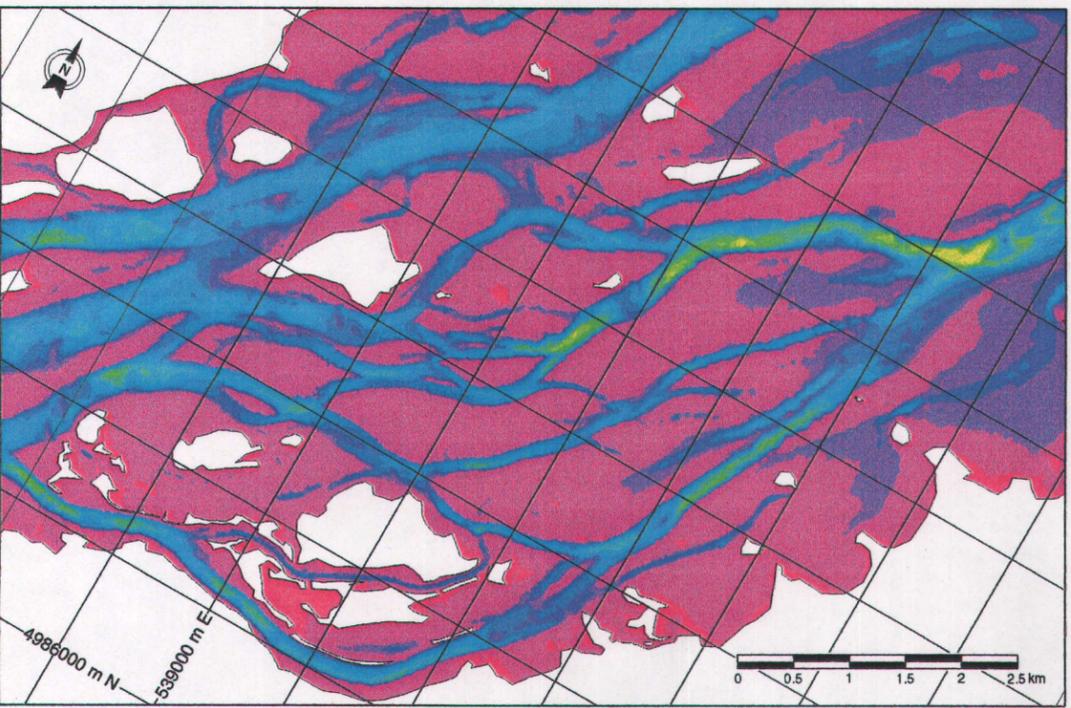
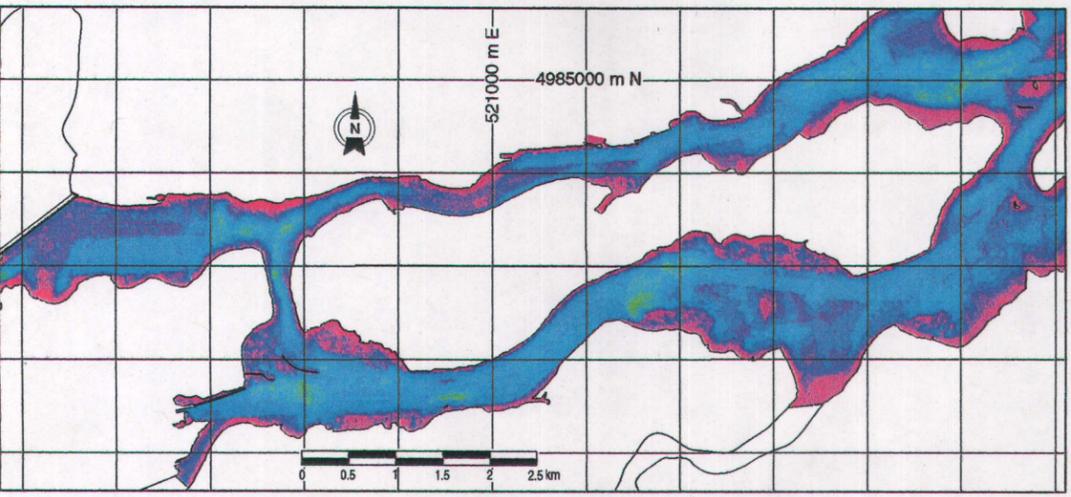
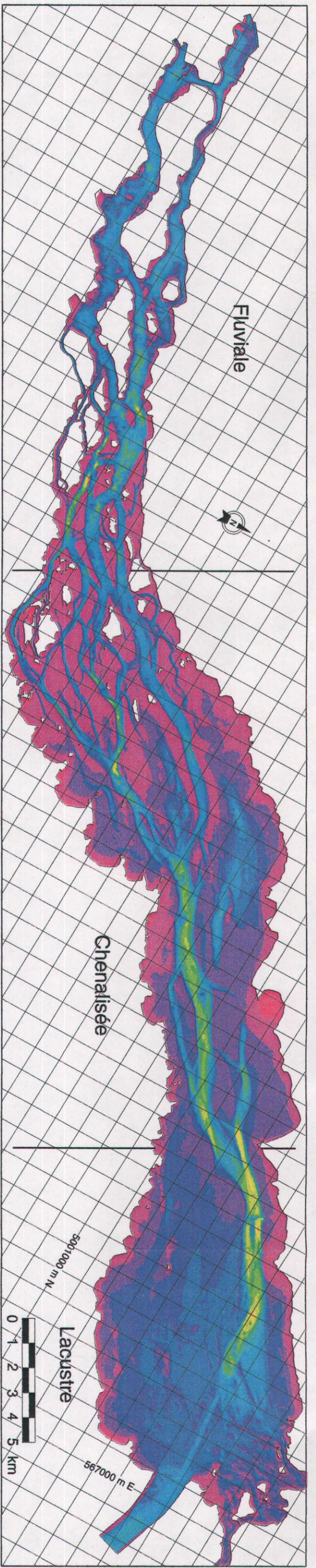
Planche 4 : Comparaison entre les vitesses mesurées au courantomètre Doppler et simulées, correspondant aux conditions du 4 au 7 juillet 1994, à 50% de croissance des plantes.

Planche 5 : Comparaison entre les vitesses mesurées au courantomètre Doppler et simulées, correspondant aux conditions du 25 au 29 juillet 1996, à 80% de croissance des plantes.

Planche 6 : Simulation des courants pour un débit de 7500 m³/s, sans plantes aquatiques.

Planche 7 : Simulation des courants pour un débit de 7500 m³/s avec des plantes aquatiques au maximum de croissance.

Planche 8 : Maillage haute densité utilisé pour le calcul de l'hydrodynamique et du transport-diffusion de la matière en suspension.

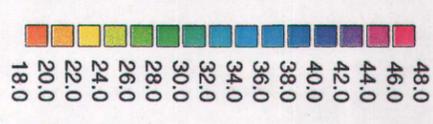


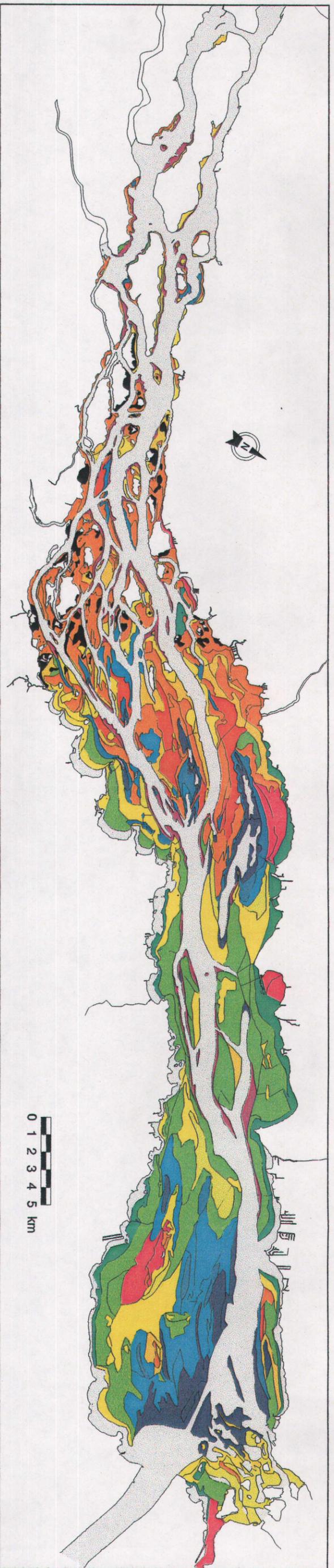
Topométrie

292 270 points de sondage
du Service Hydrographique
du Canada (1989) à une
précision verticale de 0,15 m

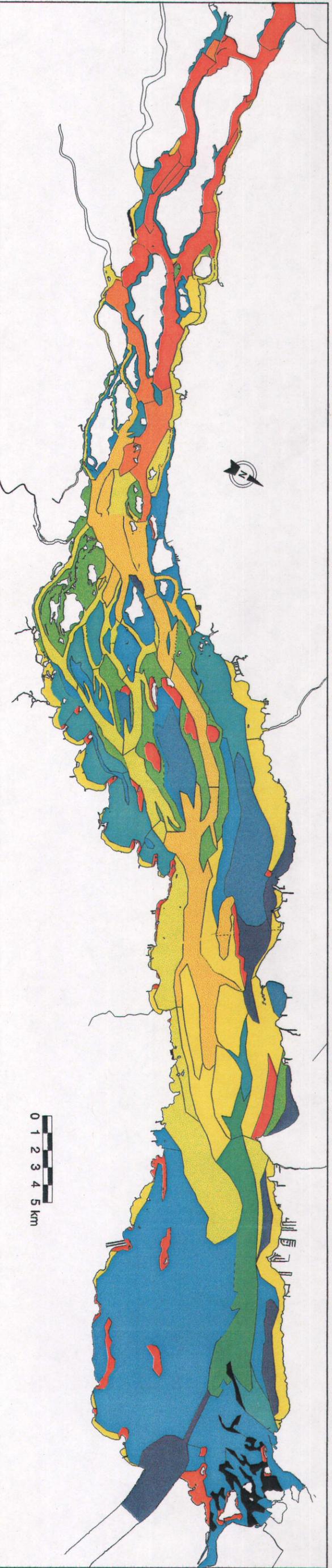
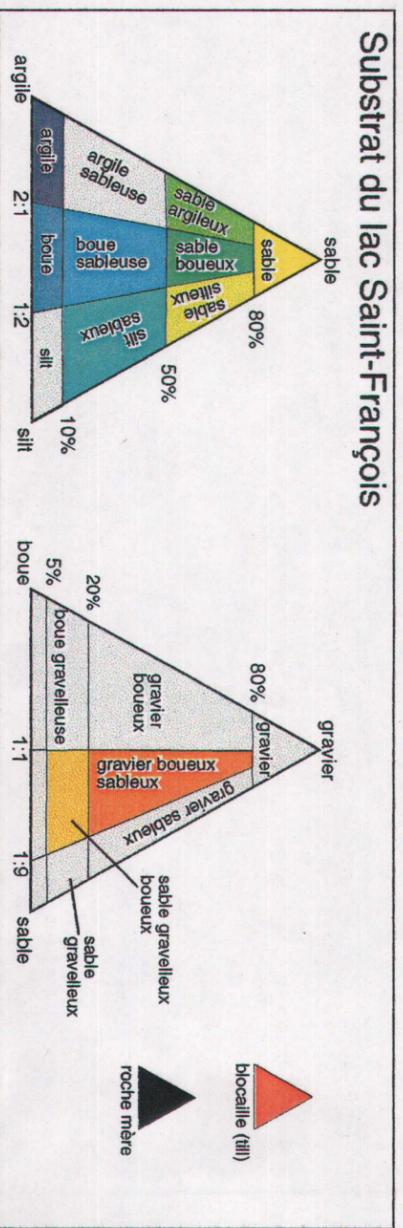
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

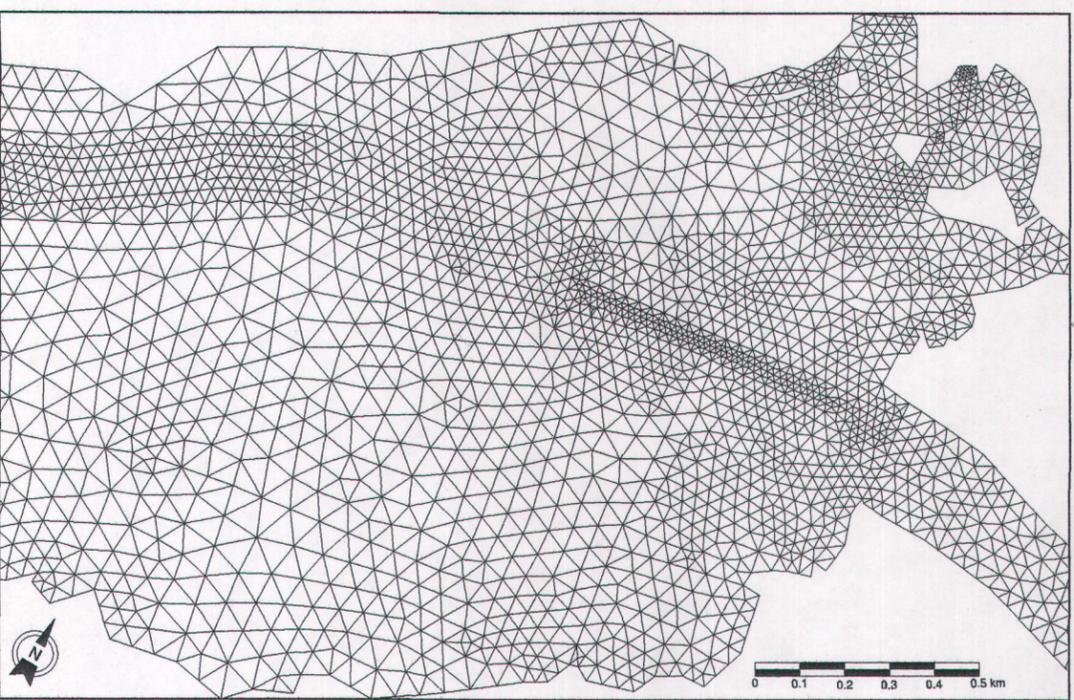
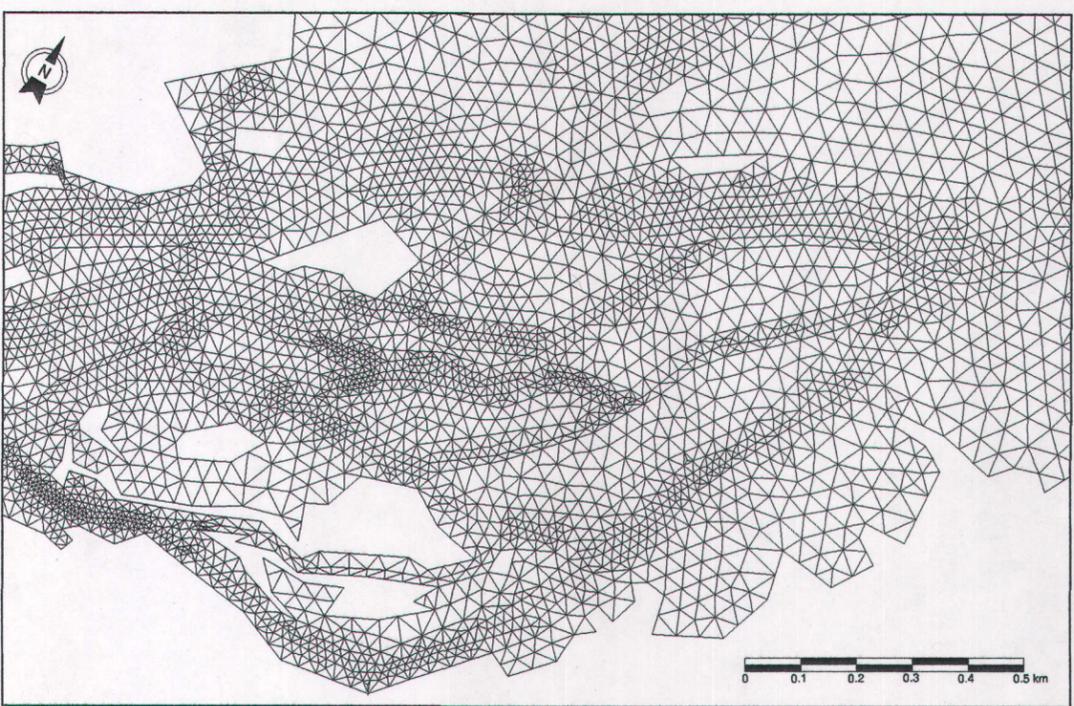
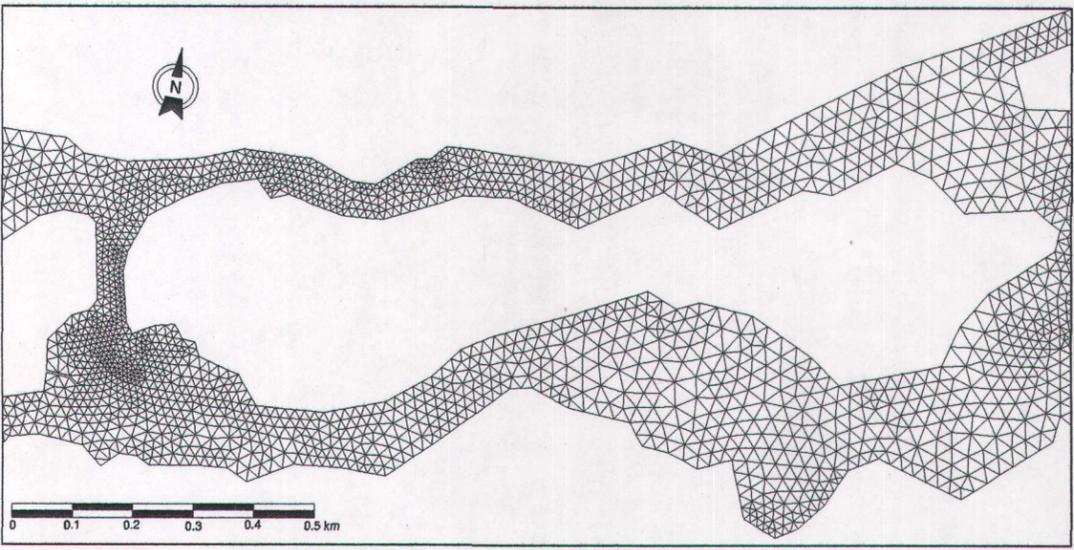
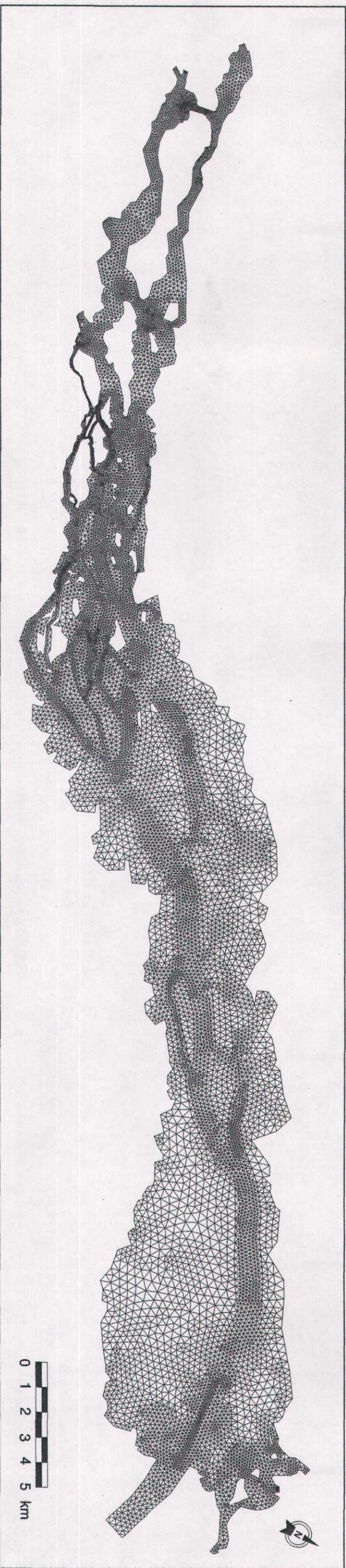
**Topométrie
(m, RIGL 55)**





Macrophytes aquatiques du lac Saint-François

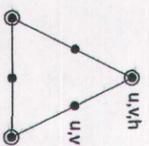




Maillage éléments fins

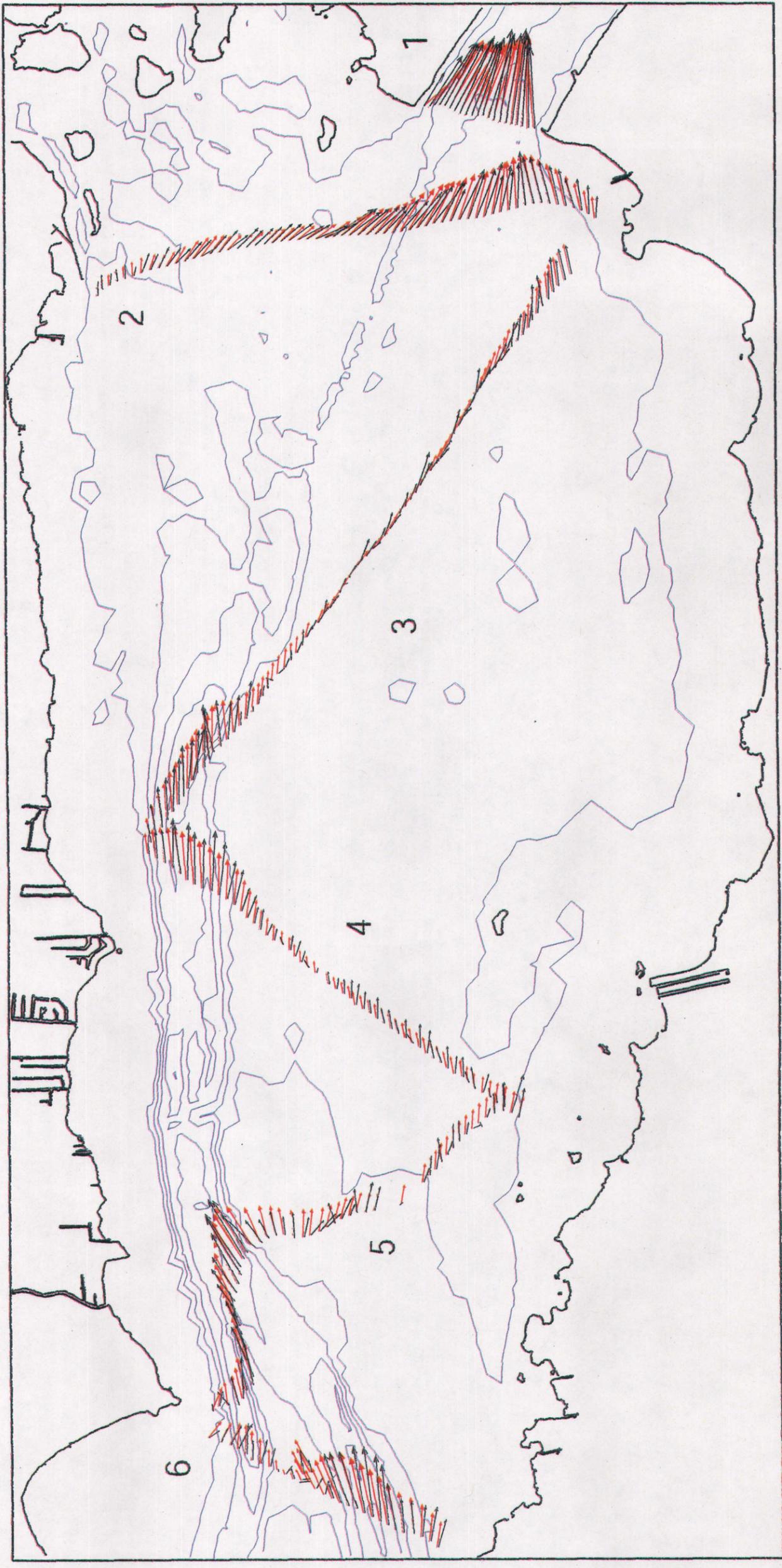
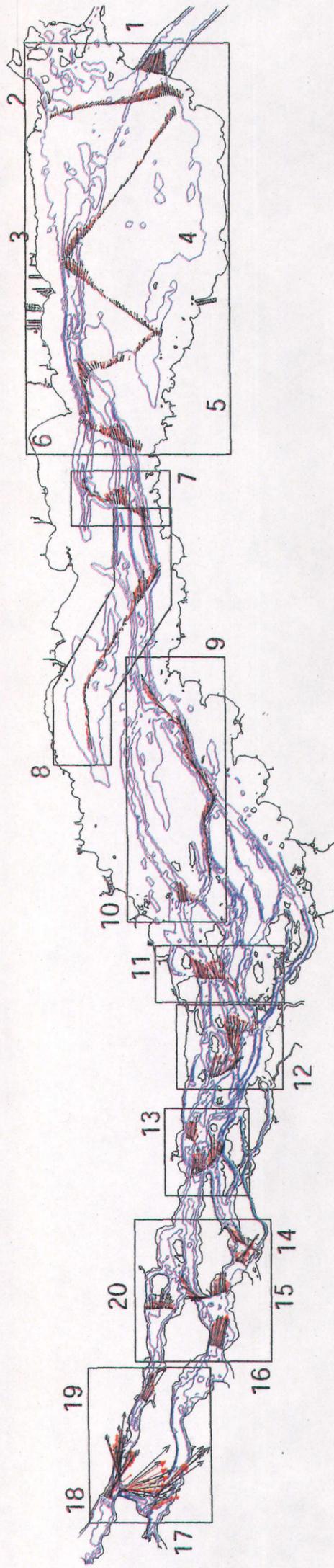
57 468 noeuds
27 618 éléments
129 842 degrés de liberté (inconnus)

T6L:



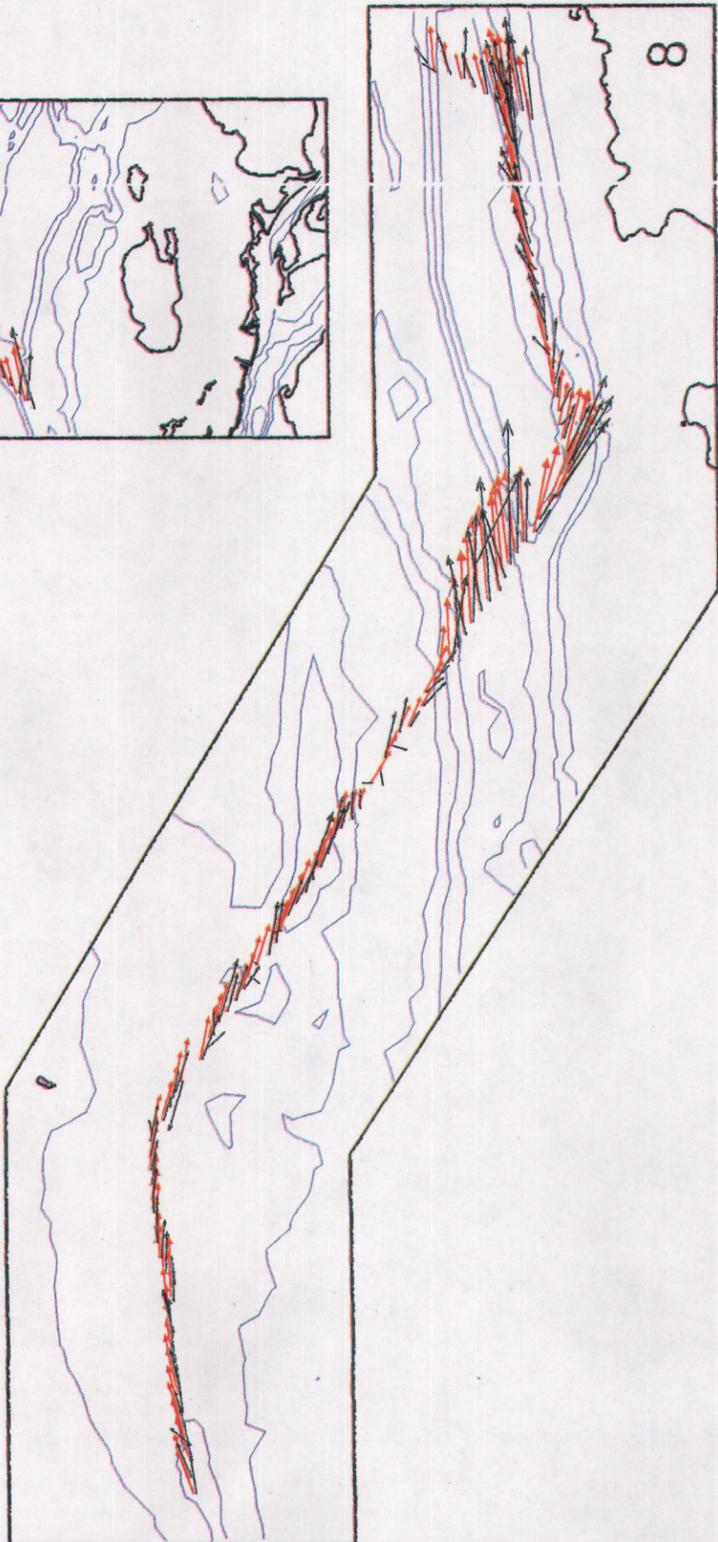
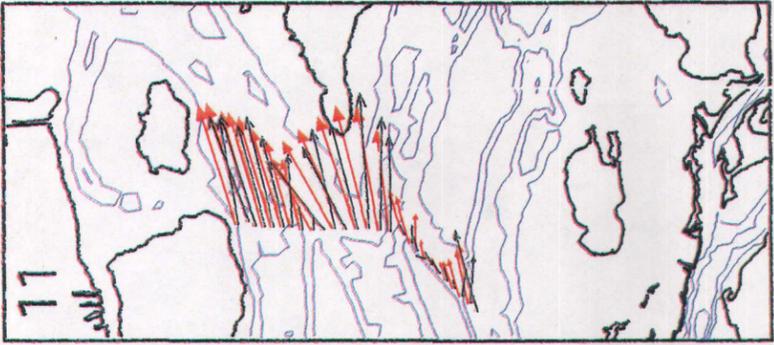
Triangle à 6 noeuds à interpolation linéaire

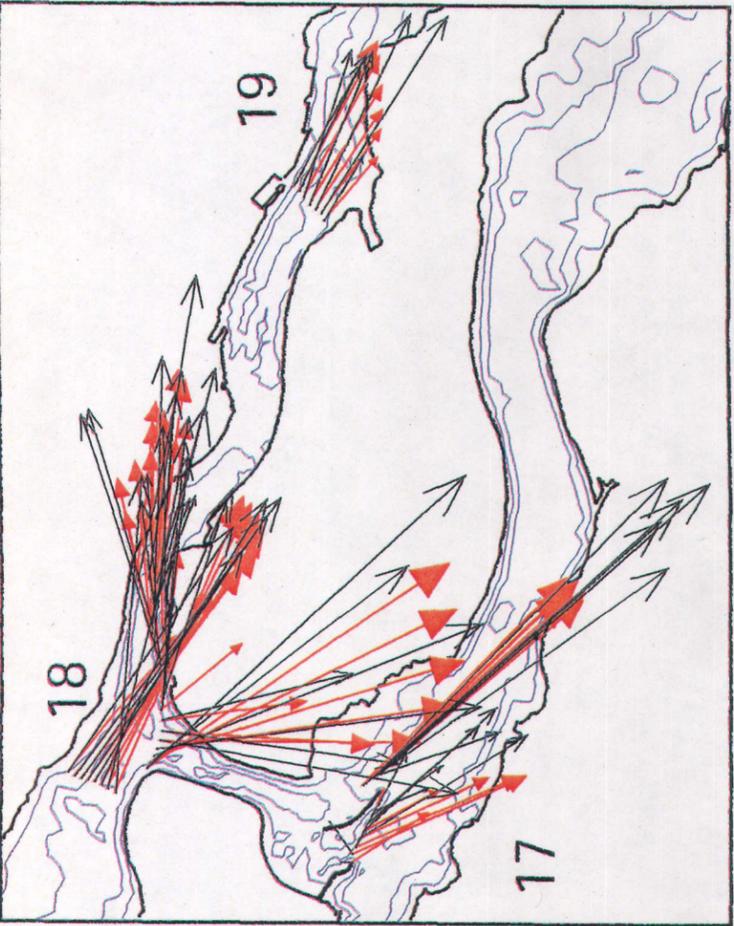
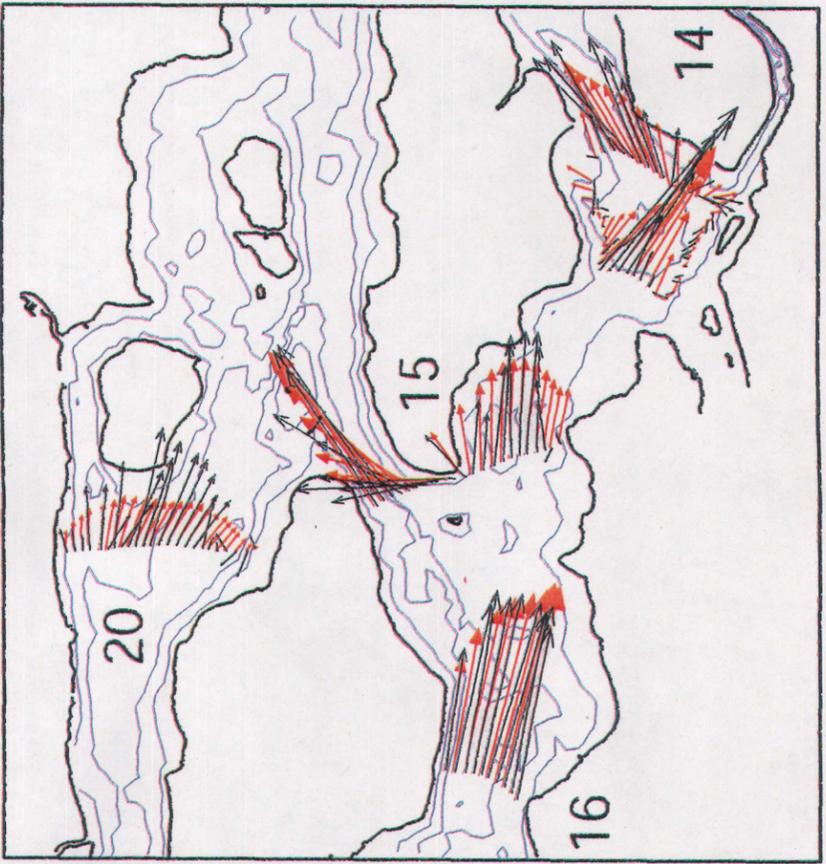
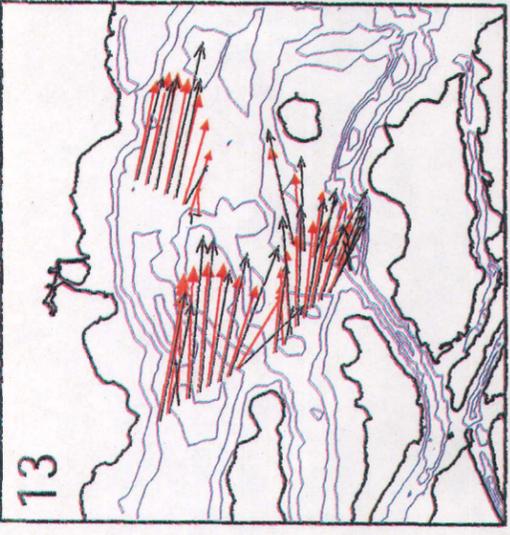
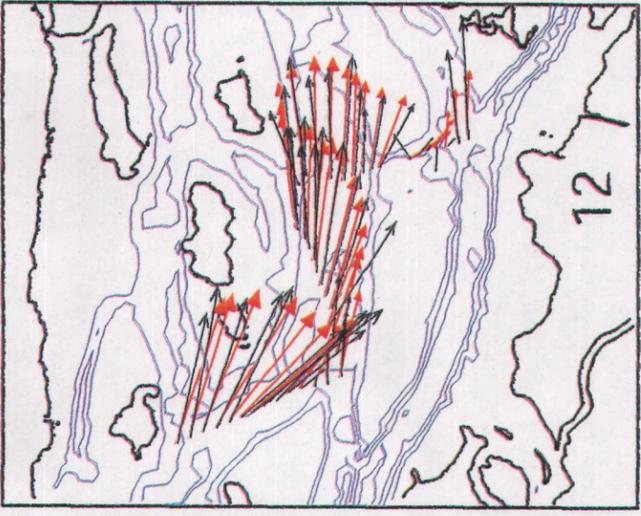
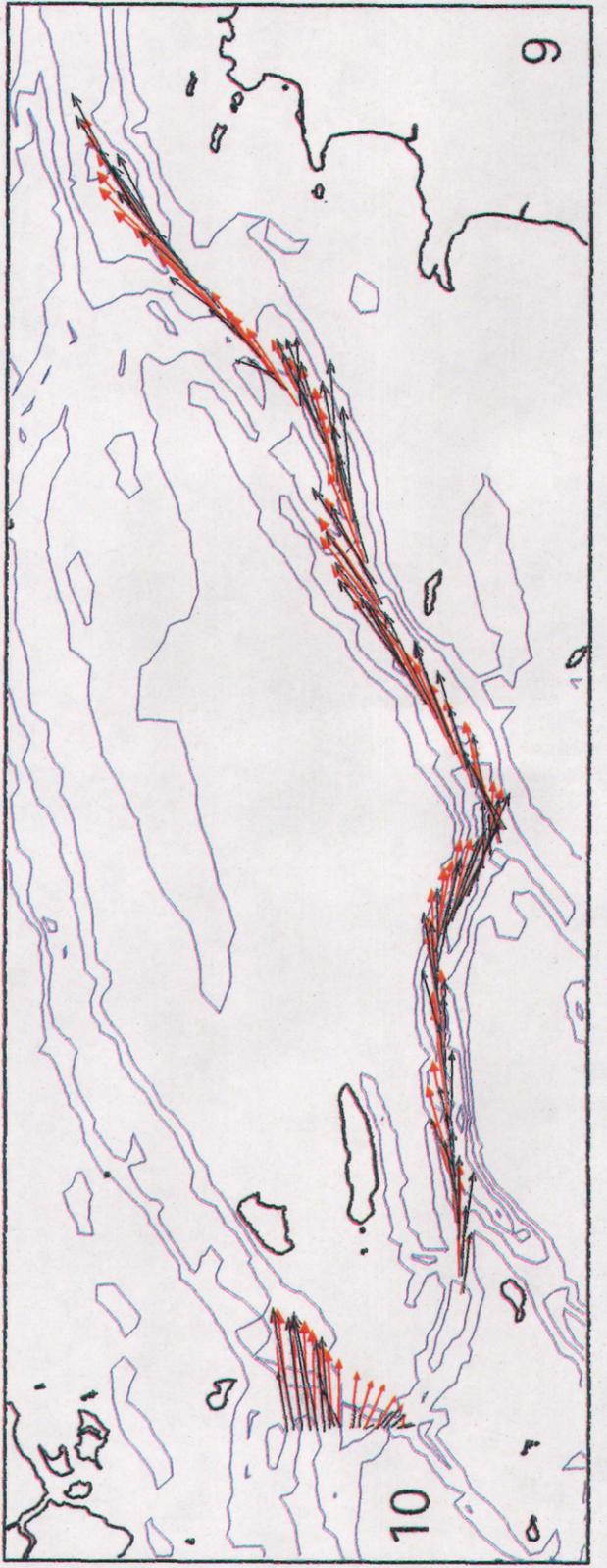
Dimension maximum: 400 m
Dimension minimum: 10 m



Echelle des vecteurs 0.5 m/s

- vecteur mesur
- vecteur simul

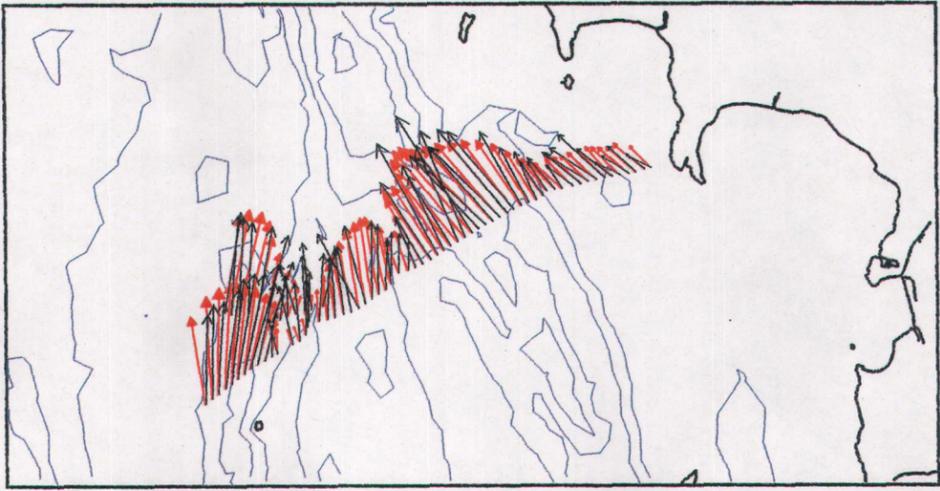
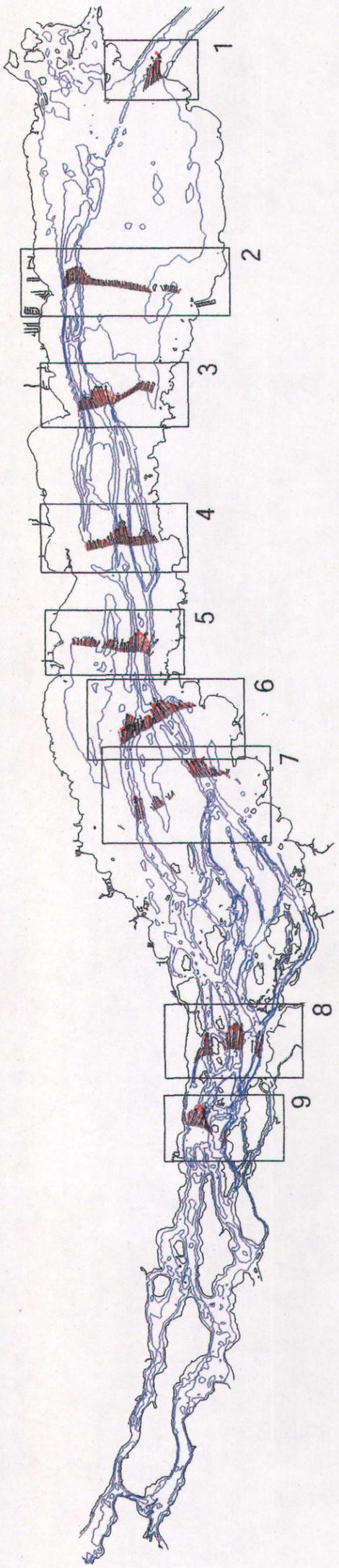






Échelle des vecteurs 0.5 m/s

- vecteur mesur
- vecteur simul



6



7



8

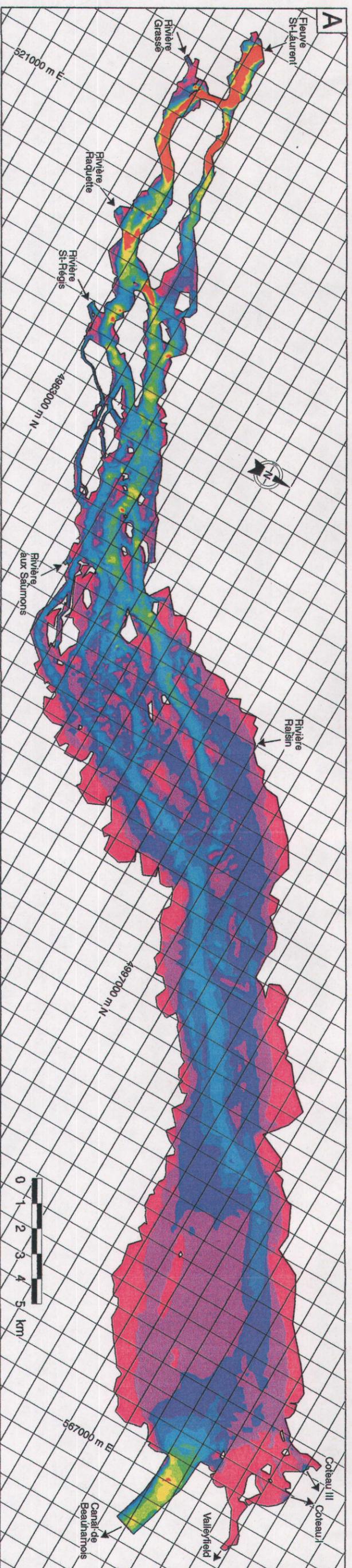


9

Échelle des vecteurs 0.5

→ vecteur mesur

→ vecteur simul



Simulations hydrodynamiques

PRINTEMPS-AUTOMNE 7 500 m³/s

Absence de plantes aquatiques
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

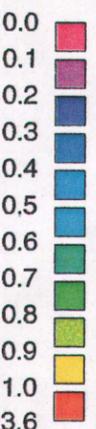
Entrée:
Fleuve 7 500 m³/s

Tributaires:
Riv. Grasse 150 m³/s
Riv. Raquette 280 m³/s
Riv. St-Régis 195 m³/s
Riv. aux Saumons 90 m³/s
Riv. Falsin 35 m³/s

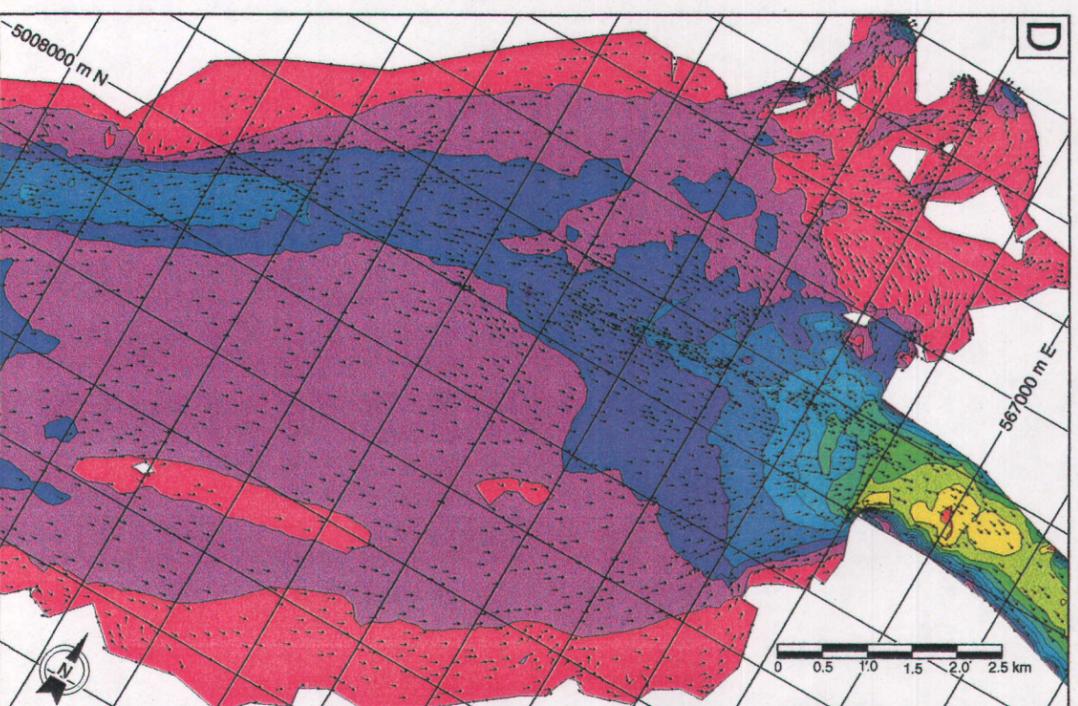
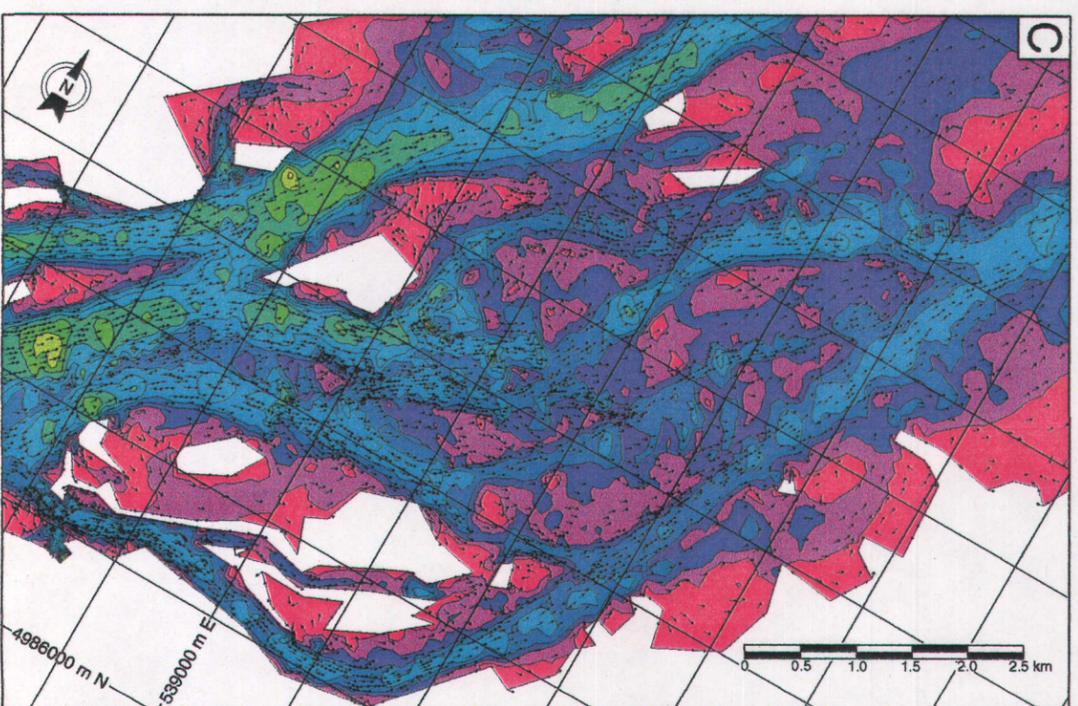
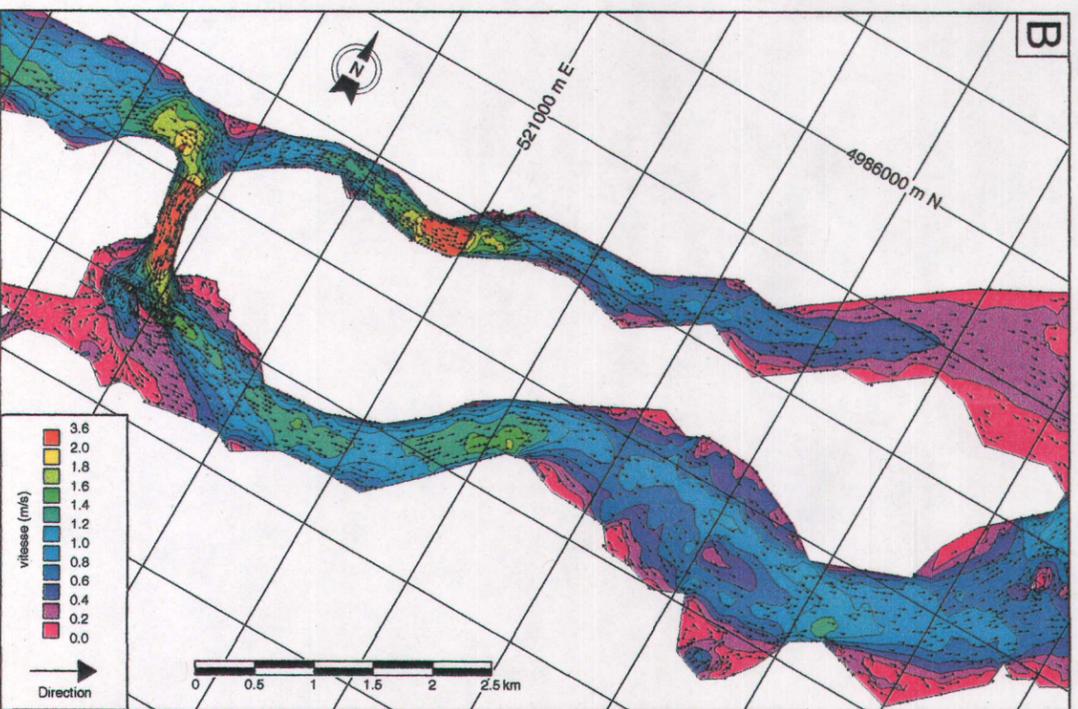
Sorties:
Coteau III 300 m³/s
Coteau I 250 m³/s
Valleyfield 5 m³/s
Beauharnois 7 695 m³/s

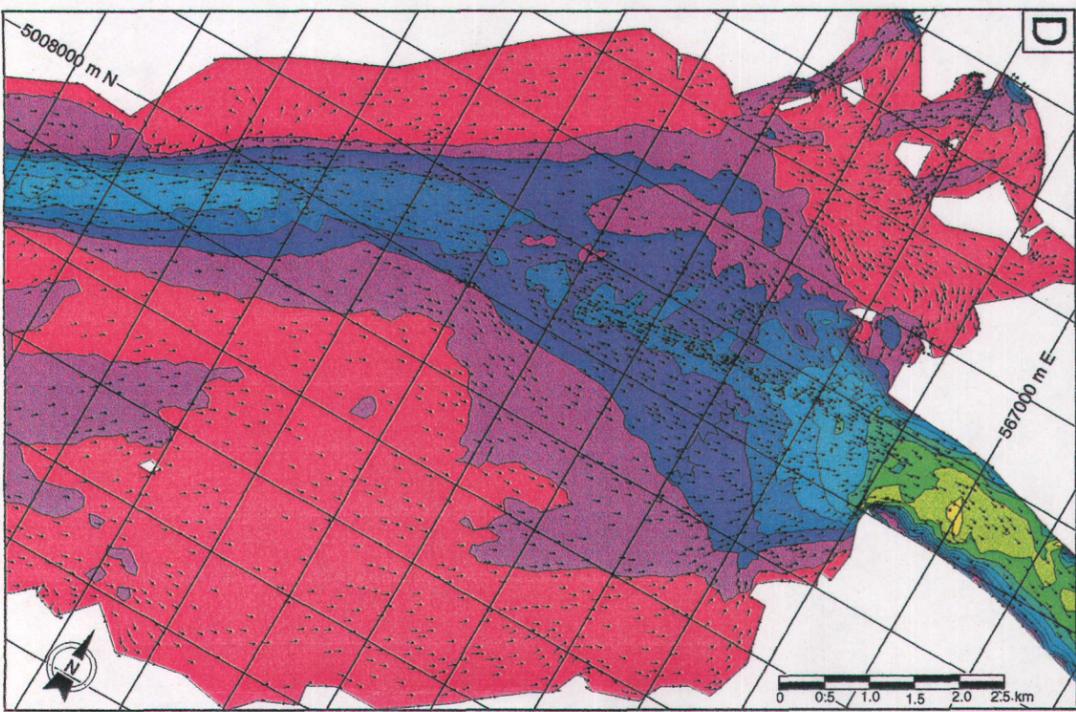
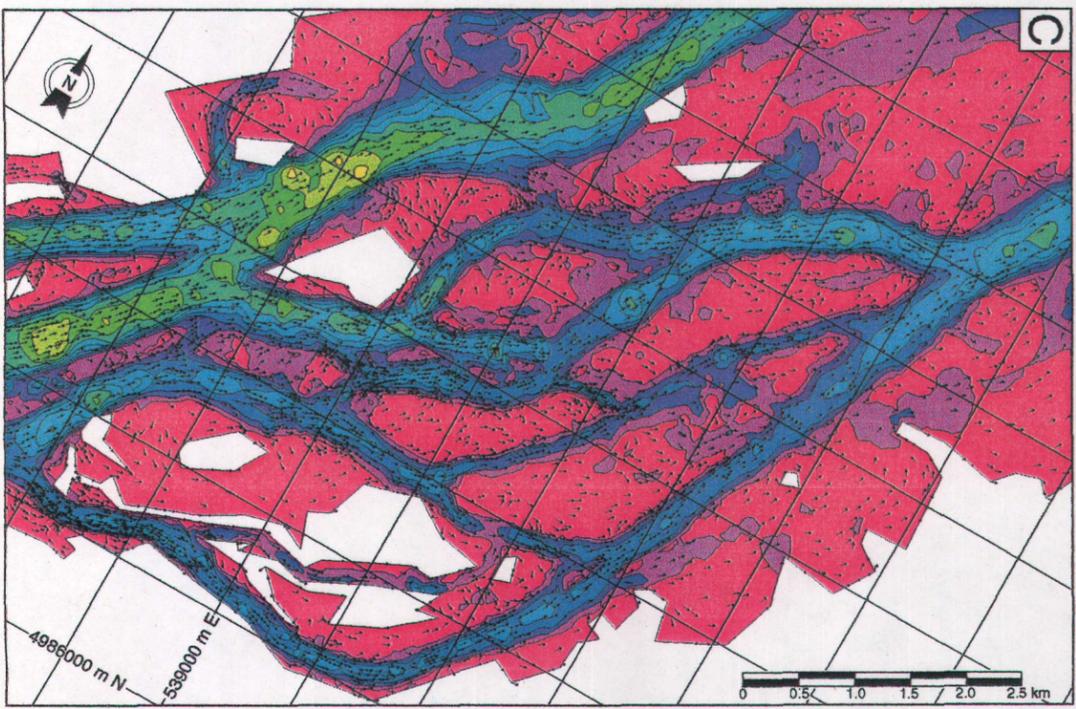
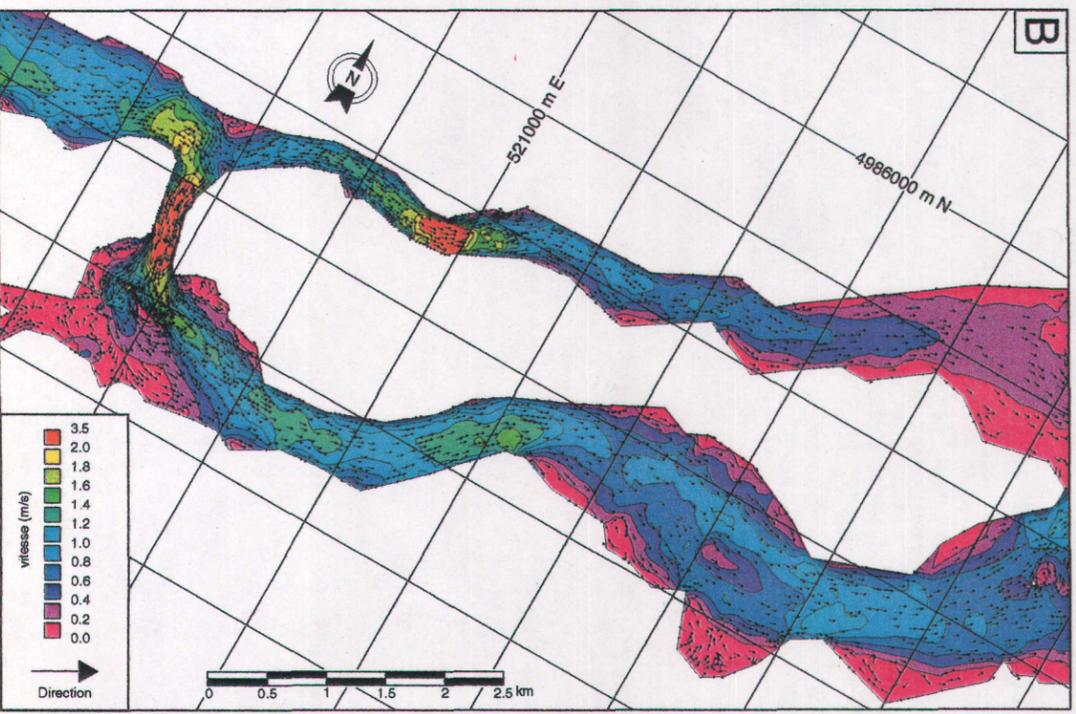
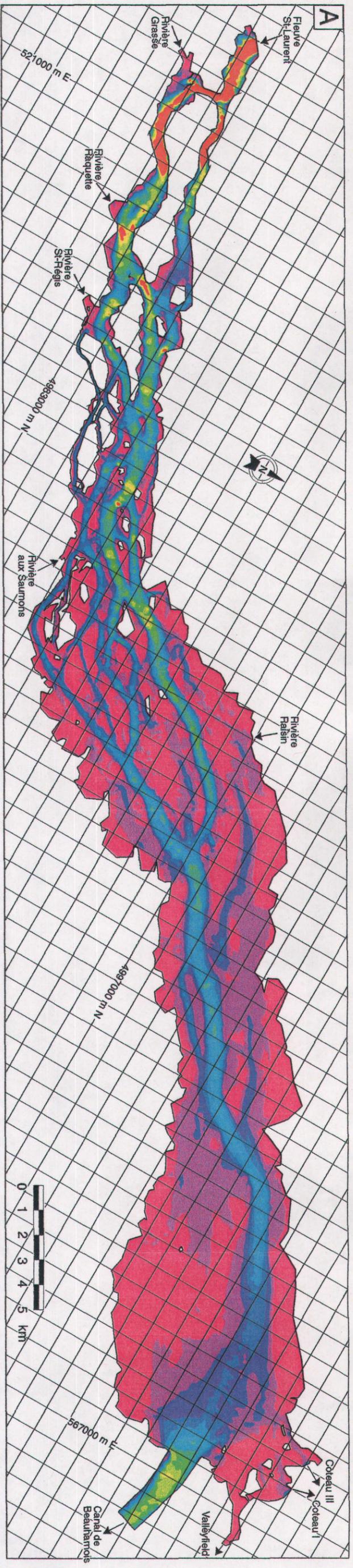
Direction des vitesses

Vitesse (m/s)



Note: La légende ci-haut est valable pour les figures A, C et D.





Simulations hydrodynamiques

ÉTÉ 7 500 m³/s

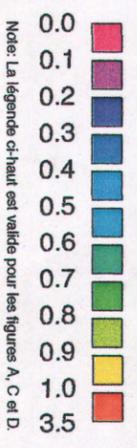
Plantes aquatiques: Croissance maximum
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

Entrée: 7 500 m³/s
Fleuve

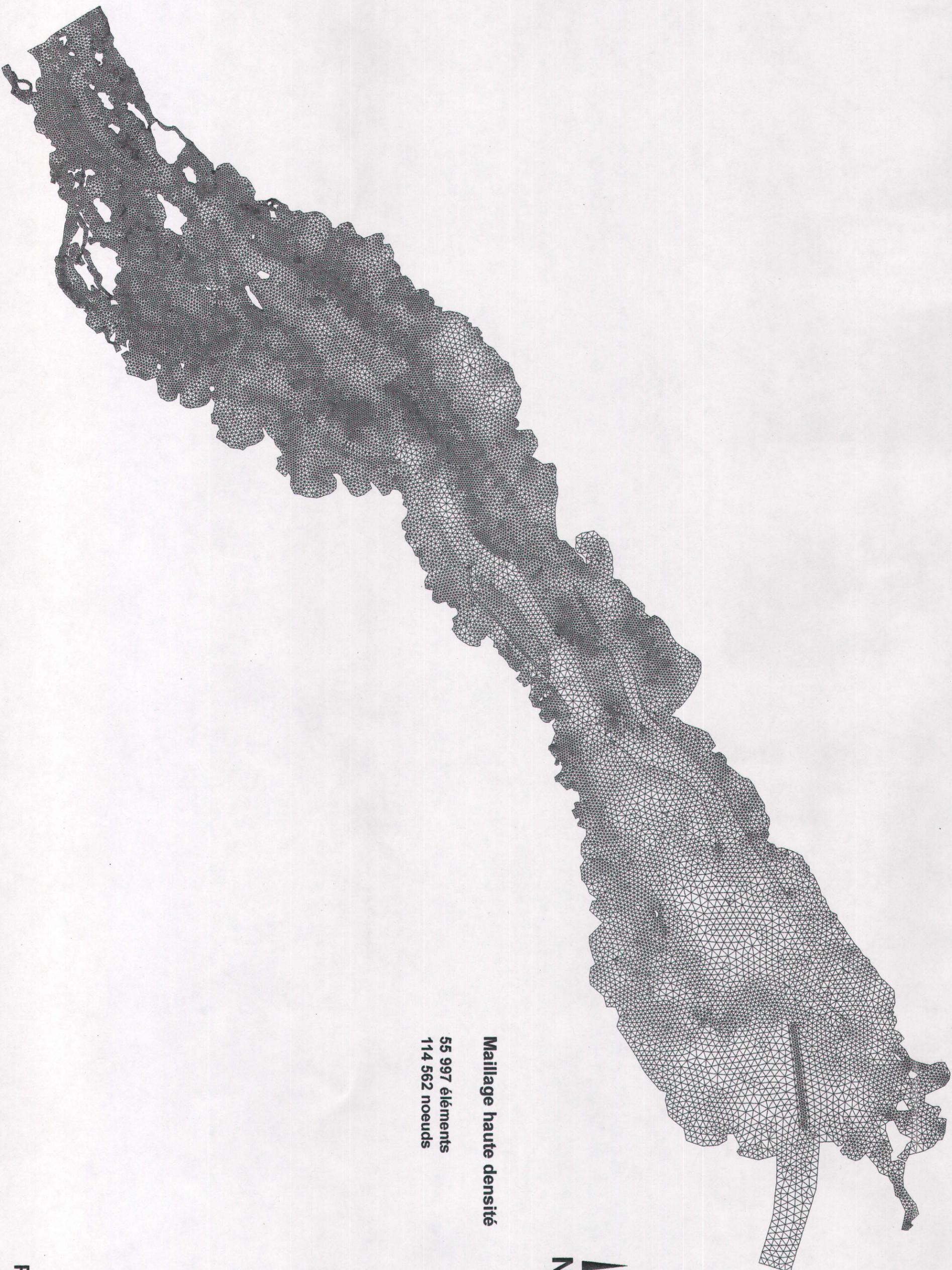
Tributaires:
Riv. Grasse 20 m³/s
Riv. Raquette 70 m³/s
Riv. St-Régis 30 m³/s
Riv. aux Saumons 10 m³/s
Riv. Falsif 5 m³/s

Sorties:
Coteau III 200 m³/s
Coteau I 350 m³/s
Valleyfield 5 m³/s
Beauharnois 7 080 m³/s

Direction des vitesses
Vitesse (m/s)



Note: La légende ci-haut est valide pour les figures A, C et D.



Maillage haute densité

**55 997 éléments
114 562 noeuds**



From pristine to present state: hydrology evolution of Lake Saint-François, St. Lawrence River

Jean Morin and Michel Leclerc

Abstract: Lake Saint-François is a relatively shallow fluvial lake of the St. Lawrence River with numerous deep channels. This complex system has been considerably altered from its pristine state 150 years ago. Currently, the water level is stabilized and the flow is regulated; important areas have been dredged and the major part of its outflow is diverted through the Beauharnois canal. The evolution of water levels shows a trend towards stabilization as required for ship traffic in the St. Lawrence Seaway and for hydropower production. With the construction of the Moses-Saunders dam in 1960, the flow of the river could be regulated; changes occur in the seasonal pattern of the flow. Ancient stage-discharge relationships were recreated to describe the impact of the 1849 damming and of the present level stabilization. Stabilization of the water level has favored the growth of submerged plants. Manning's friction coefficient was used to show that plant biomass has doubled since 1920; the onset of biomass increases corresponds to a water level stabilization event. The distribution of wetlands in the Lake Saint-François area was drastically modified by the water level rise caused by the 1849 damming. New wetlands were created and pre-1849 wetlands, located on what are currently shoals in the central part of the lake, have totally disappeared.

Key words: Lake Saint-François, St. Lawrence River, impact of civil works, flow discharge regulation, water level regulation, wetland flooding cycle, submerged macrophyte, ecosystem reaction, civil work history.

Résumé : Le lac Saint-François est un lac fluvial du fleuve Saint-Laurent, peu profond et entrecoupé d'un réseau de chenaux. Ce système complexe a été considérablement modifié par les interventions humaines depuis 150 ans. Présentement, les niveaux d'eau y sont stabilisés, le débit du fleuve y est régularisé, des superficies importantes ont été draguées et la majeure partie des eaux du fleuve est détournée dans le canal de Beauharnois. L'évolution des niveaux d'eau montre une tendance marquée vers la stabilisation, exigée par la navigation fluviale et par la production hydro-électrique. Les débits du fleuve sont régularisés depuis la construction du barrage de Moses-Saunders en 1960; des changements significatifs apparaissent dans la distribution saisonnière du débit. Les anciennes relations niveau-débit ont été recréées et nous ont permis de décrire l'effet du barrage de 1849 ainsi que l'impact de la stabilisation des niveaux. La stabilisation des niveaux d'eau a probablement favorisé la croissance des plantes submergées. Le coefficient de frottement de Manning calculé pour chaque année montre que depuis 1920, la biomasse de plante submergée a doublé et les augmentations soudaines de biomasse correspondent à des périodes de stabilisation des niveaux. Les milieux humides actuels du lac Saint-François ont été modifiés en 1849.

Mots clés : Lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent, impacts des ouvrages de génie, régularisation du débit, régularisation des niveaux d'eau, cycle d'inondation des milieux humides, macrophytes submergées, réaction de l'écosystème, histoire du génie civil.

Context

Lake Saint-François is the first fluvial lake of the St. Lawrence River (Fig. 1). It is an important expansion of the river, nearly 50 km long, with a maximum width of 8 km (Allan 1986; Lorrain et al. 1993), covering a total area of 254 km². The mean discharge at Cornwall is 7500 m³/s, con-

sisting essentially of Lake Ontario waters. Currents are strong, between 0.2 and 1.5 m/s in the main channels, accounting for the absence of stratification observed in the lake. The flow pattern varies greatly with seasonal factors such as ice and plant friction (Morin et al. 1996).

The bottom of Lake Saint-François is covered by submerged plants, and the surrounding land supports extensive and diversified wetlands. Some of these areas benefit from a protected status, e.g., Lake Saint-François National Wildlife Reserve and Cooper Marsh. These areas are crucial for bird reproduction, especially the National Wildlife Reserve where 134 species have been known to nest (Gauthier and Aubry 1995). Fifty-seven species of fish have also been reported in the lake (Environment Canada 1994).

The study area is in the centre of a small industrial zone directly linked to the presence of the river. Upstream of the

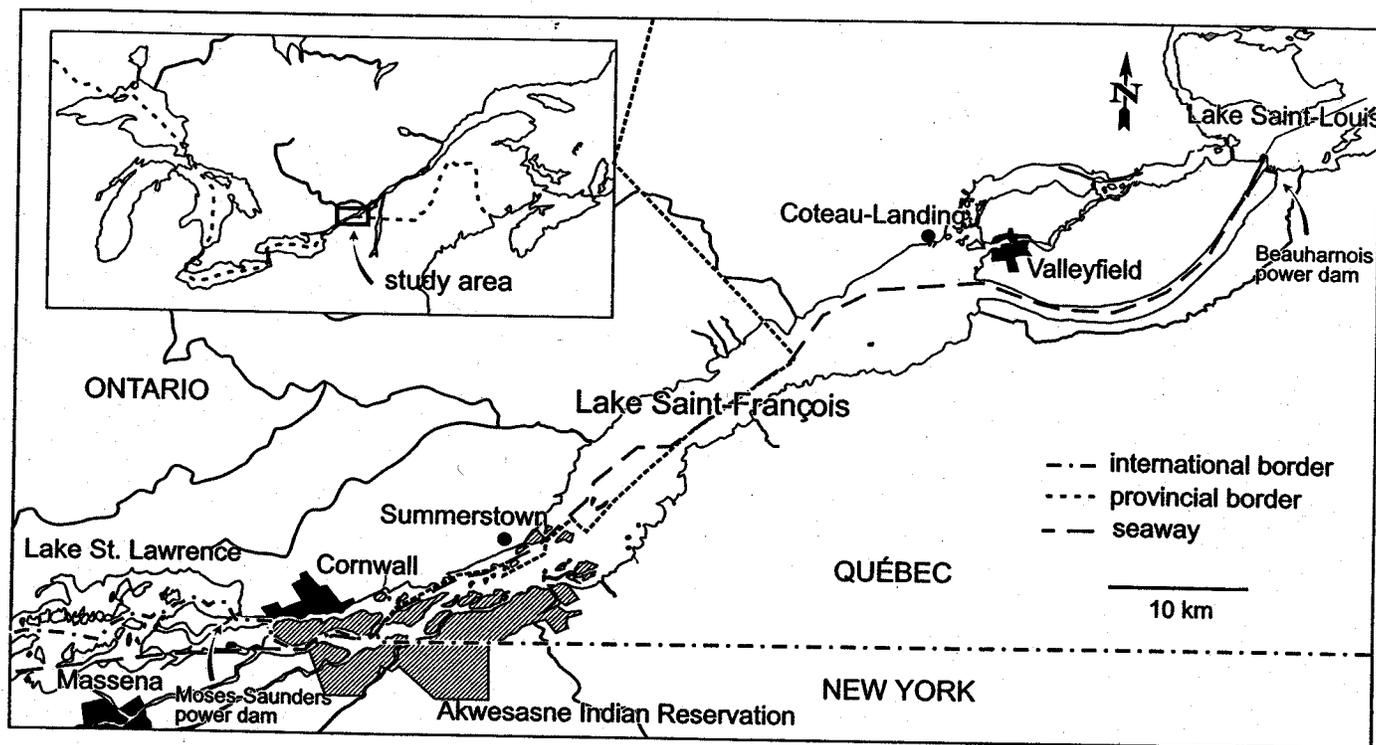
Received September 16, 1997.

Revised manuscript accepted March 26, 1998.

J. Morin and M. Leclerc. Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau), Sainte-Foy, QC G1V 4C7, Canada.

Written discussion of this article is welcomed and will be received by the Editor until April 30, 1999 (address inside front cover).

Fig. 1. Location of Lake Saint-François, limited upstream by the Moses-Saunders power dam and downstream by the Beauharnois power dam.



lake, hydroelectric power is produced at the Moses-Saunders dam, operated jointly by the New York Power Authority (928 MW) and Ontario Hydro (876 MW). Downstream, the Beauharnois dam is operated by Hydro-Québec with 1582 MW of installed capacity. Several industries have settled in the area, mainly in the Cornwall-Massena sector. Flow discharge regulation and especially the change in water level are sensitive issues in the Lake Saint-François area. Conflicting interests are numerous with the presence of hydroelectric power plants upstream and downstream: navigation in the St. Lawrence Seaway, recreational boating, lakeshore residents, and the "natural" ecosystem conditions.

The present ecosystem is quite different from that of the pristine state, encountered 150 years ago. Upstream and downstream dams have almost completely cut off fish migration routes. Animal and plant species have disappeared and been replaced by others; some species are currently endangered or threatened. A protracted sequence of damming, diversions and dredging has slowly modified the hydrology of the river. Several myths persist in the literature concerning the evolution of these works and their effects on the hydrology of Lake Saint-François. It is likely that their effect on the stabilization of water levels has important consequences on the productivity and biodiversity of the ecosystem (Environment Canada 1994). However, the actual impacts of discharge and water level management on wetland vegetation, submerged macrophytes, and habitats have not been fully assessed.

Considering that any decision related to hydrological management could have important economical and ecosystemic repercussions, it is our opinion that hard facts have to be separated from mere opinions. A synthesis of the hydrological conditions of present, past, and pristine states was pre-

pared. This paper should be viewed as a reference tool for anyone interested and involved in decision making for future modifications of flow discharge and water level management in the Lake Saint-François area.

The objective of this paper is to present an overview of the hydrology of this complex system. It focuses on the evolution of the St. Lawrence River hydrology in the Lake Saint-François area, and its direct impacts on the ecosystem. Historical transformation of the environment by civil works is described. The cumulative impacts of these works on flow and water level evolution are described and analyzed, along with the natural fluctuations and the current management practices. The pristine hydrological conditions of Lake Saint-François are reconstructed with historical stage-discharge relationships. Also, the direct impacts of these physical alterations on aquatic plant abundance and wetland flooding cycles have been analyzed.

Methodology

Description and analysis of civil works evolution require inputs from several sources. The historical evolution of civil works is described based on a literature review and on the rich collection of maps of the area. Old maps are kept in the Map Library of the National Library of Canada. Various documents were used, such as Bouchette's map of 1831 (Bouchette 1831), several maps produced at the end of the 19th century, maps drawn by the Department of National Defense, and other cartographic documents prepared for the planning of various projects. A list of the maps consulted is given at the end of the paper.

An analysis of dredging and deposition of dredged material was performed by comparing two bathymetry data sets

of Lake Saint-François. An old data set of water depth soundings from 1900 to 1907, surveyed by the Canadian Hydrographic Service (see CHS 1900–1907 in the List of maps), containing 66 500 measurement points has been digitized. After digitization and georeference rectification, these field sheets were compared with a recent data set (CHS 1987–1989, see List of maps) comprising 300 012 soundings. A subtraction of the two data sets gave us an indication of dredging depths and material deposit thickness, natural erosion and sedimentation processes, and their spatial distributions. Uncertainties associated with this subtraction technique are estimated to be ± 1.5 m vertically, mostly related to the lack of precision from the 1900–1907 soundings. Sedimentation rates are very low (Lorrain and Carignan 1992), and areas associated with important bathymetric changes are assumed to be mainly related to dredging activities.

Flow discharge and water level data were extracted from the HYDAT database (Environment Canada 1996). The annual flow pattern of the St. Lawrence River was analyzed using interannual daily average flow from data between 1960 and 1990. Data were collected at Cornwall, upstream of Lake Saint-François, and downstream at Coteau-Landing and at the Beauharnois power dam. Long-term evolution of discharge was analyzed with a monthly average series from Cornwall and Iroquois. Daily average flow data from Cornwall are available from 1958 onward. Prior to 1958, data were measured at Iroquois and daily averages are available from 1919 to 1958, with monthly averages only from 1860 to 1919. Data from Cornwall and Iroquois can be used as one series, since only a negligible basin of about 360 km² contributes to the flow of the St. Lawrence River between these two stations.

Water levels were analyzed using monthly averages calculated from daily average measurements available from Coteau-Landing since 1920. Summerstown, 35 km upstream from Coteau-Landing, has the same database; it was used for free surface slope analysis. All the water level data presented herein are based on the International Great Lake Datum of 1985 (IGLD85).

Methodologies used to analyze impacts of hydrology management on aquatic plants and on wetlands are described in this paper. The term aquatic plants is used here to refer to macroscopic forms of aquatic vegetation, whereas the term submerged plants refers to certain aquatic plants, mainly angiosperms, pteridophytes, and macroalgae, whose biomass is mostly underwater.

Historical evolution of civil works

Rapids downstream and upstream from Lake Saint-François were exploited for hydroelectric power generation and modified for commercial shipping, and channels in the lake itself have been dredged for navigation.

Downstream portion of Lake Saint-François

The Soulanges Rapids is a 29 km reach located between Lake Saint-François and Lake Saint-Louis and composed of four sections (Fig. 2a): Coteau, Des Cèdres, Rocher Fendu, and Cascades, representing a total drop of 25 m.

The Beauharnois canal, now known as the old Beauharnois canal, was built on the south side of the St. Lawrence River between 1842 and 1845 (Fig. 2b). This canal, 18.5 km long and 2.7 m deep, had nine locks through which ships bypassed the Soulanges Rapids. This old canal was replaced in 1899 by the Soulanges canal, 4.3 m deep, built on the north side of the St. Lawrence River and used until 1959. The Soulanges power station used about 85 m³/s of water from the canal for electric power generation from 1906 to 1915. From 1911 to 1951, water was channeled to the Saint-Timothée power station through the old Beauharnois canal; the flow was approximately 110 m³/s.

The southern branch of the St. Lawrence River has been successively known as "chenal de Beauharnois," Lost Channel, and Saint-Charles River (Fig. 2). This branch was dammed at Salaberry-de-Valleyfield in 1849 to reduce the currents around the entrance to the old Beauharnois canal. Originally, the discharge was about 1100 m³/s (Chevrier 1955) but it was reduced by damming to 280 m³/s (McNaughton 1962). In 1853, a paper mill was erected close to the dam, using the 3 m head to produce energy. A cotton mill replaced it in 1900 and the flow was increased to 370 m³/s in 1901. This branch of the St. Lawrence was almost completely filled around 1930; less than 5 m³/s of water still flows through it.

The main channel of the St. Lawrence was modified at the Des Cèdres Rapids in 1914 for power production; this plant is still in operation. The Ile Juillet dams were added in 1932, forcing the flow through the power station. Finally, several works were erected between 1959 and 1963 for water level control (Hydro-Québec 1970).

The construction of the present Beauharnois canal began in 1929 and was completed in 1932. The 26 km long by 1 km wide canal diverts the major part of the St. Lawrence flow to the Beauharnois power station. This plant was built in three phases: the first phase was completed in 1932 and used 2350 m³/s of the flow, the second phase was completed in 1952 and used 4500 m³/s, and the third phase was completed in 1961 and used more than 6500 m³/s.

Water level control dams were erected at the outlet of Lake Saint-François in order to force the flow into the Beauharnois canal. The Coteau works are composed of four distinct dams: Coteau dam numbers I, II, III, and IV. Three of the dams are equipped with gates to control the flow (dam number II is never used) and the fourth is a jetty with an underwater gate (Fig. 2c). The first dam was finished in 1933 and the others in 1942 (Hydro-Québec 1970).

The St. Lawrence Seaway was built in 1959, using the Beauharnois canal for navigation. A 3 km long shipping channel was then dredged in the lake, and a lock was built beside the power dam (Fig. 2c).

Upstream portion of Lake Saint-François

The civil works upstream of Lake Saint-François are related to another zone of former rapids, known as the International Rapids. This zone was composed of three sections: the former Galop, Plat, and Long Sault rapids, representing a drop of more than 25 m over 60 km of river.

The first major intervention in the area was the construction of the Cornwall canal between 1834 and 1842 (Chevrier 1955). This work, 18 km long and 3 m deep, was built on the north shore of the St. Lawrence. It allowed ships to get

Fig. 2. Evolution of civil works in the Soulanges Rapids section: (a) pre-1800, (b) 1900, and (c) 1960.

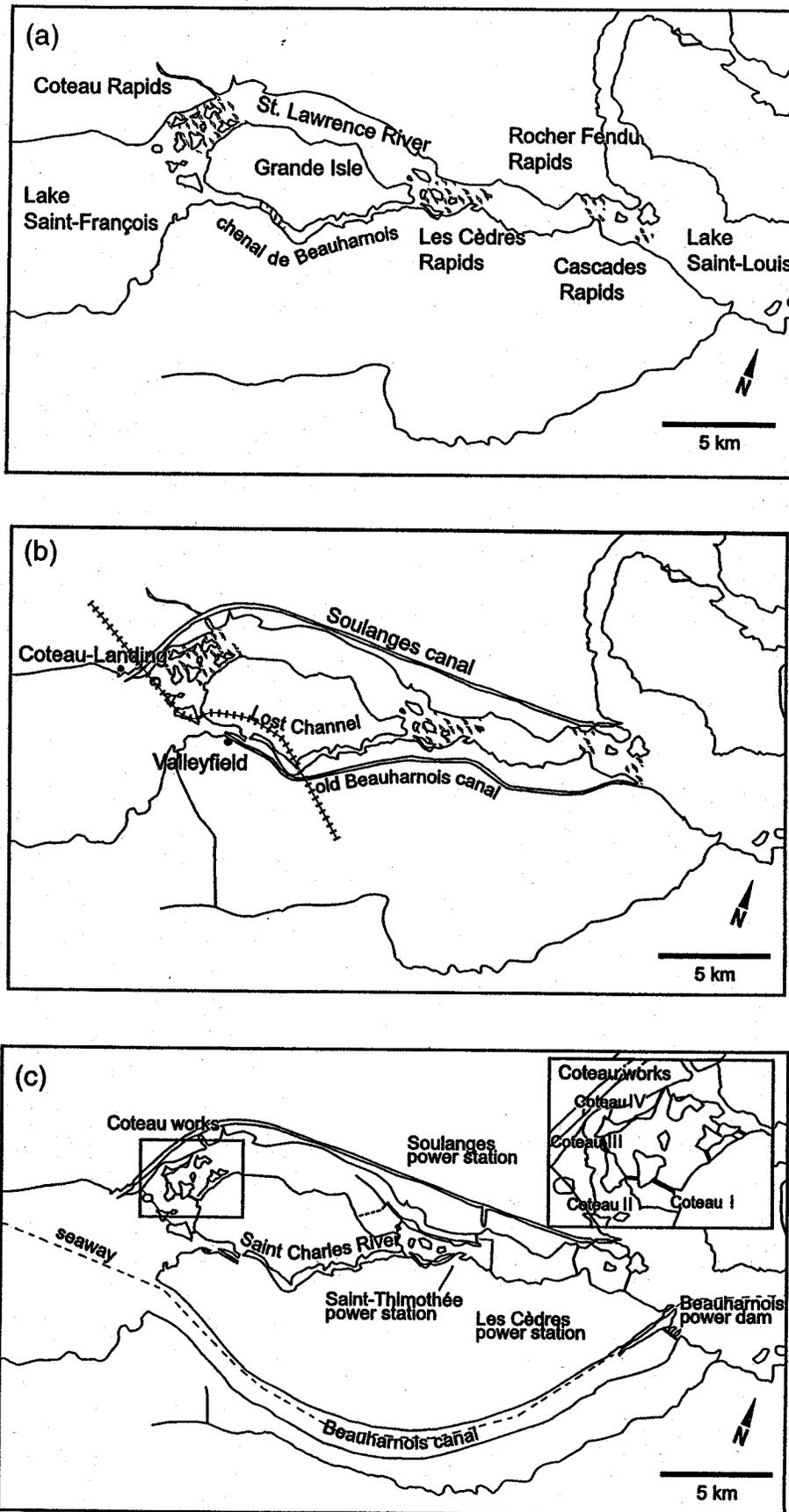
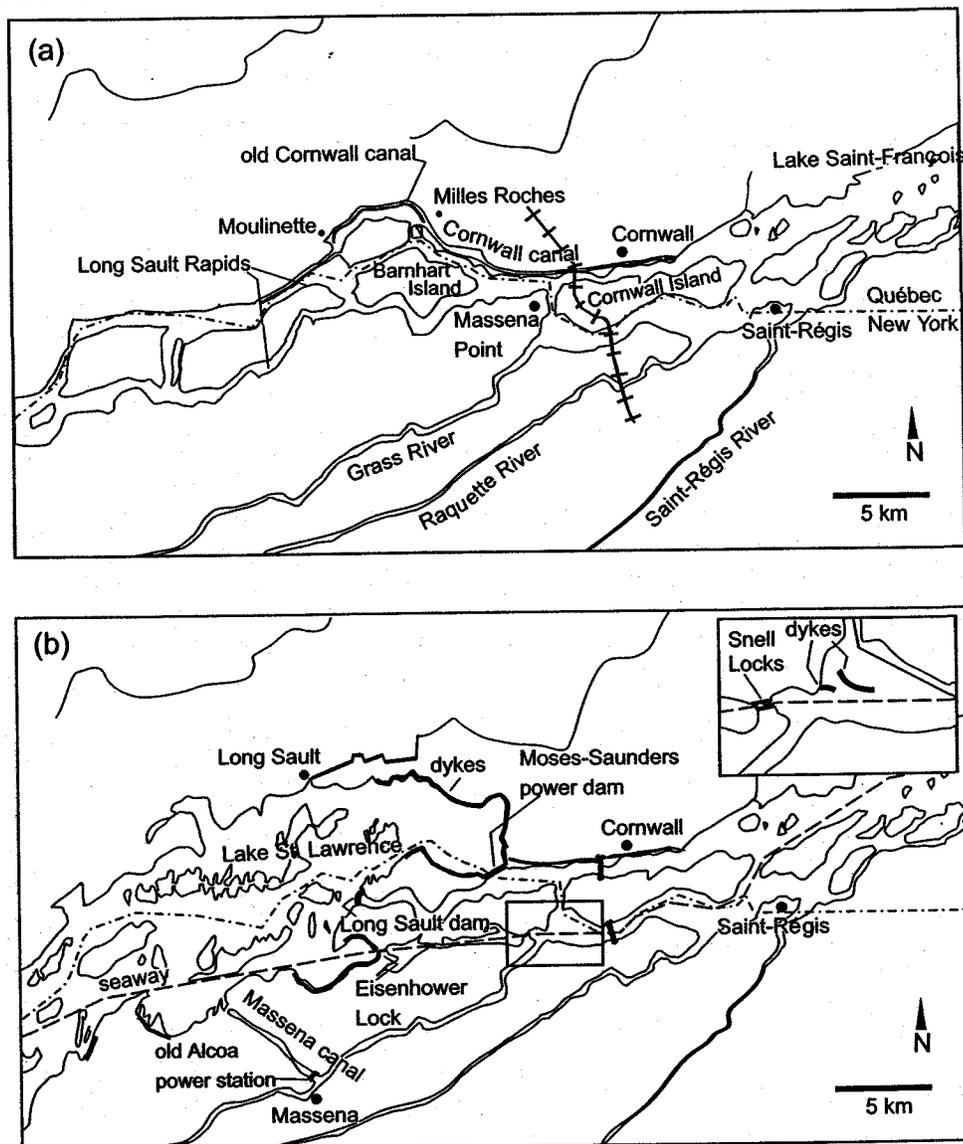


Fig. 3. Evolution of civil works in the Cornwall area (International Rapids section): (a) circa 1900 and (b) 1960.



upstream from the Long Sault Rapids and other swift-current zones around Barnhart Island (Fig. 3a). The canal was deepened to 14 ft (1 ft = 0.3048 m) between 1897 and 1901. From 1900 to 1959, the Massena canal was used on the American side to bring water to the Grass River where the Alcoa power plant is located. This canal is still used by Alcoa, but less than 1 m³/s is diverted.

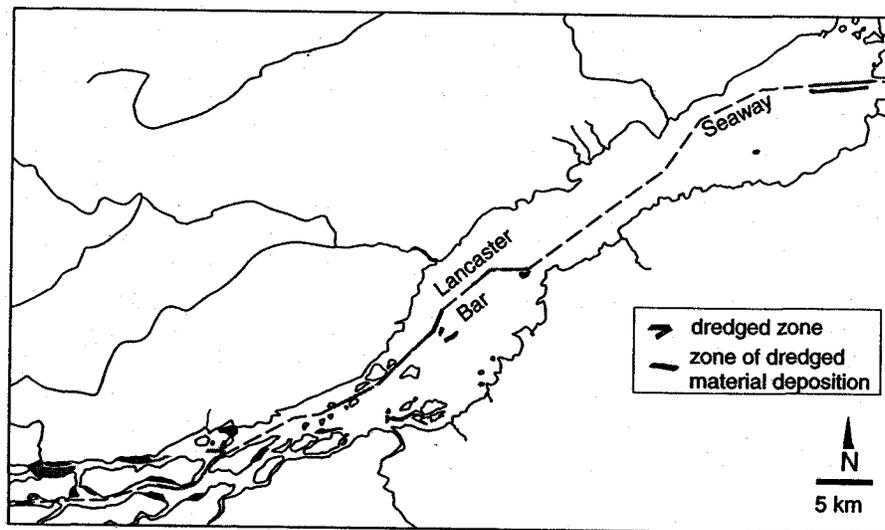
The flow pattern has been considerably modified in the area after transformations occurred at the end of the 1950s, including three dams, several navigation channels, two locks, important dredging, several kilometres of dikes, creation of an artificial lake, and two bridges linking Cornwall Island to the mainland (Fig. 3b). The Moses-Saunders power dam and Long Sault control dam were constructed between Barnhart Island and the mainland, creating the artificial Lake St. Lawrence. The Iroquois dam is a control structure located at the outlet of Lake Ontario, 70 km upstream from Cornwall. The St. Lawrence Seaway is located on the south

side of the river and passes through Snell and Eisenhower locks downstream and upstream, respectively.

Lake Saint-François

In Lake Saint-François, modifications to natural flow patterns were caused by changes in the main flow output and by dredging for the St. Lawrence Seaway. Extensive dredging was undertaken for the construction of the seaway and the Moses-Saunders power dam at the end of the 1950s (Fig. 4). As mentioned previously, a 3 km long by 100 m wide channel was dredged at the entrance to the Beauharnois canal. From this channel to approximately Lancaster Bar, there is no evidence of any modification of the lake bottom. However, in the upper part of the lake, from Lancaster Bar to Snell Lock, almost the entire navigation channel had to be dug. Interventions varied from thin grading to major trench digging. Around Cornwall Island, the river was straightened, points were removed, and the material was used to fill small

Fig. 4. Transformation of the main part of Lake Saint-François.



bays. The area close to the Moses-Saunders dam was dredged to facilitate the evacuation of water from the power station tailrace. Dredged materials were deposited in several areas, mainly in secondary channels. The thickness of these deposits reaches 12 m in several areas.

Evolution of flow discharge

The flow of the St. Lawrence River has been regulated since the construction of the Moses-Saunders and Long Sault dams in 1958. Before that period, the Galop Rapids acted as a control section for the outflow of the Lake Ontario waters (Yee 1995). With the construction of the dams, Lake St. Lawrence has flooded shores and control sections from Cornwall to Iroquois, over more than 70 km. Since 1958, the power plant is the main structure controlling Lake Ontario outflow. The Long Sault dam is open only when the flow exceeds $9500 \text{ m}^3/\text{s}$. The Iroquois control dam, upstream of Lake St. Lawrence, can also be used to control the flow. Its main function is to favor the formation of a stable ice cover in winter and to reduce high water levels in Lake St. Lawrence (Yee et al. 1990). The regulation has slightly modified the annual variation of the natural flow.

Seasonal variations

The flow of the St. Lawrence River has small seasonal variations due to the natural regulatory effect of the Great Lakes. Under natural conditions, prior to 1958, the average maximum flood occurred during June, whereas drought appeared in February. The lowest flow corresponds to the period of thickest ice. The flow clearly increases during the spring thaw, and a slight increase is observable during fall (Fig. 5). These characteristics appear clearly in natural flow simulations for Cornwall (1959–1989) as well as in the actual flow measurements at Iroquois (1919–1949). Artificial regulation of the flow since 1958 has reduced the average maximum flow in summer and increased the minimum flow in winter (Fig. 6). The average maximum flow occurs in July and the minimum in January. There is also a deliberate sharp reduction at the end of December to induce the formation of a stable ice cover upstream from the power dams.

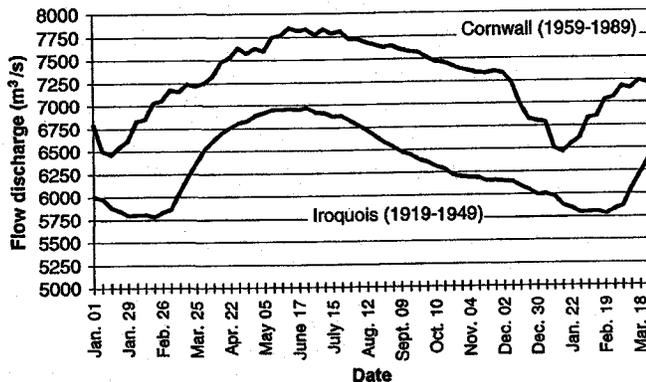
At the mouth of Lake Saint-François, the St. Lawrence flow passes directly, due to the near absence of level variations in the lake. The hydrological balance is influenced by the input of several tributaries, the most important of which are the Raquette, Saint-Régis, and Grass rivers, all located on the south shore. The total basin surface area of all tributaries is about 9000 km^2 . The flow of the tributaries reaches a peak at the end of March to early April, with an average of $750 \text{ m}^3/\text{s}$; another small peak of $250 \text{ m}^3/\text{s}$ occurs at the end of November as shown by the interannual daily average plotted in Fig. 7. The contribution of the tributaries is at a minimum in July and January–February.

Present regulation plan

Lake Ontario outflow has been regulated since 1958, i.e., since the commissioning of the Moses-Saunders, Long Sault, and Iroquois dams. Operation limits and dam specifications were set by the International Joint Commission (IJC) in the 1952 Order of Approval and the 1956 Supplementary Order. These orders of approval contain 10 criteria for flow regulation to satisfy four main objectives: reduction of extreme water levels in Lake Ontario, reduction of the risk of flooding in the Montréal area, sufficient depth for navigation, and sufficient flow for power generation. Moreover, there is an eleventh criterion that allows divergence from the plan in the event that flows are outside the range of those observed prior to 1954 (Yee 1995).

The International Board of Control is responsible for the application of the IJC rules on an operational basis. The 1958-D regulation plan, currently in use, was developed and tested with the historical data on Lake Ontario outflows and water levels from 1860 to 1954. This plan uses families of rule curves which function similarly to a stage–discharge relationship. The adjustment of the flow is generally calculated every week. It is a function of Lake Ontario water level and actual water supplies to the lake. Several flow limitations are imposed in order to reach the objectives of the orders of approval, and numerous issues are addressed by flow control (for details see Yee 1995), particularly in critical situations such as ice formation, ice breakup, and flooding. For Lake Saint-François, flow limitation is considered

Fig. 5. Changes in the St. Lawrence River flow discharge by regulation, as shown by interannual daily average flow at Cornwall and Iroquois.



only during winter in order to prevent high water levels induced by ice restriction between Cornwall and Summerstown. Lake Saint-François itself is regulated by the Beauharnois power dam and Coteau works within a small range of level variations of about 15 cm at Coteau (see the section Evolution of water levels).

The IJC criteria consider several interests but do not take into account the environmental impacts of water level management. However, this aspect may be addressed in future modifications to the criteria and regulation plan (Fay and Eberhart 1995).

Long-term flow discharge variations

The analysis of the evolution of monthly flow average reveals that the St. Lawrence River shows important flow fluctuations. These fluctuations are related to pluviometric variations over the hydrographic basin. As confirmed by spectral analysis, a cyclic signal of 20–35 years can be observed in the sequence. The cycles correspond to wet and dry periods, as often referred to in the literature. Dry periods, periods with the lowest hydraulicity, occurred around 1872, 1896, 1925, 1935, and 1965. The lowest monthly flow was recorded in January 1935 at 4500 m³/s. Highest hydraulicity periods, wet periods, occurred around 1862, 1886, 1910, 1930, 1952, 1975, 1986, and 1993. The highest monthly average flow of 10 012 m³/s was measured in May 1993 (Fig. 8).

Evolution of water levels

In its pristine state, the water level in Lake Saint-François fluctuated in relation to the St. Lawrence flow. Lake level was controlled by two distinct thresholds on either side of Grande Isle: Coteau Rapids and the rapids upstream from the Beauharnois channel (Fig. 2a), the latter evacuating approximately one sixth of the total flow. This pristine stage-discharge relationship has not been recorded, since measurements of water level at Coteau-Landing began only in 1919.

The Beauharnois channel was dammed in 1849 and the flow was reduced to 280 m³/s. A new stage-discharge relationship was established (see the section Reconstruction of natural conditions). This relationship lasted until 1901 when the flow was increased to 370 m³/s. The last stage-discharge relationship controlled the lake level until the construction

Fig. 6. Changes in the St. Lawrence River flow discharge by regulation, as shown by interannual monthly average of the simulated (natural) and measured (regulated) flow at Cornwall (1963–1995).

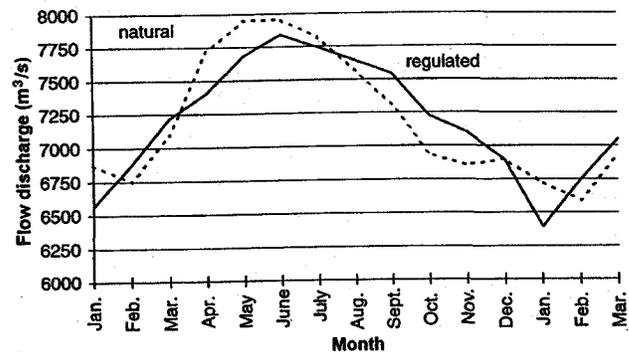
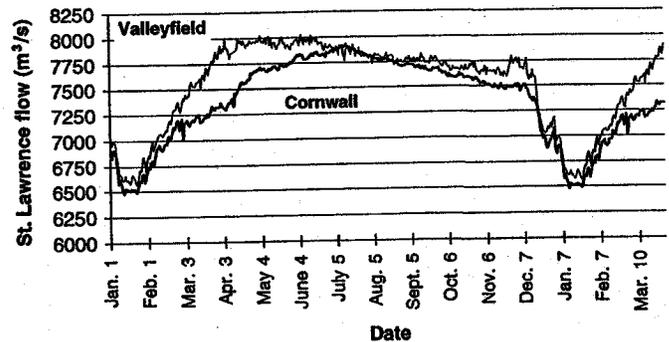


Fig. 7. Inflow (Cornwall) and outflow (Valleyfield) of Lake Saint-François as shown by the interannual daily average between 1963 and 1990.



of the modern Beauharnois canal in 1932, which diverted part of the flow through the Beauharnois power dam.

Effects of civil works and water management

Water level data recorded since 1919 show a direct stage-discharge relationship prior to 1932. Periods of high flow coincided with high levels, and inversely low flow periods created low water levels (Fig. 9). During the early part of phase I of the commissioning of the Beauharnois power dam, the use of the canal did not have many observable effects on the water level because the diversion was of less than 600 m³/s. The first important modification appeared when the Coteau I dam was erected in 1933; the general level of the lake was then raised during a period of low hydraulicity. Flow discharge transiting through the Beauharnois canal was increased to 2350 m³/s in 1941 (phase I). The lake level was increased and stabilized after construction of the other Coteau dams (II, III, and IV) in 1942. The flow in the Beauharnois canal was 4500 m³/s at the end of phase II. After the major transformations which occurred in 1958, i.e., construction of the Moses-Saunders, Long Sault, and Iroquois dams and the St. Lawrence Seaway, the St. Lawrence flow discharge was regulated, and the lake level was stabilized and became independent of the influence of the flow discharge. At the end of phase III in 1961,

Fig. 8. Long-term flow discharge fluctuations of the St. Lawrence River.

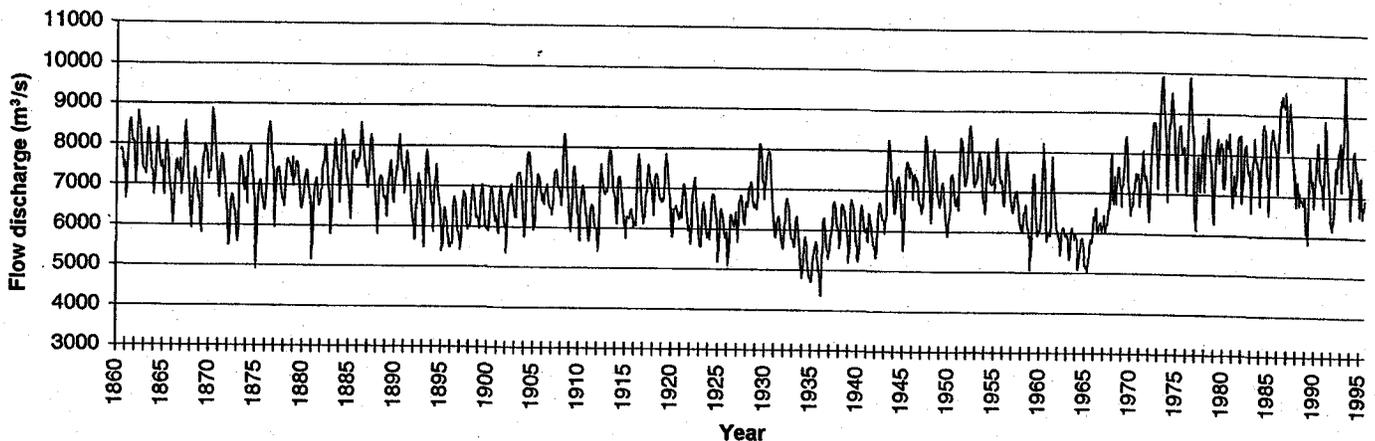
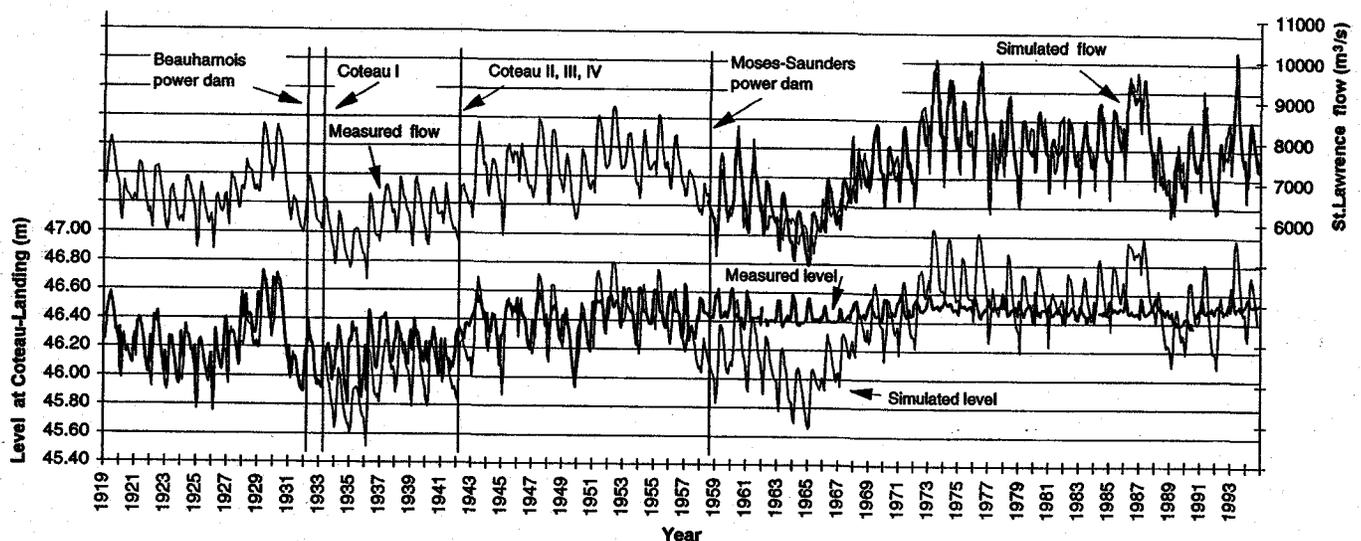


Fig. 9. Impact of civil works on Lake Saint-François from monthly average flow at Cornwall and the water level at Coteau.



most of the St. Lawrence River was flowing through the Beauharnois canal.

Seasonal fluctuations

Prior to 1932, seasonal fluctuations in water levels exceeded 50 cm at Coteau-Landing (Fig. 9). Stabilization started with the erection of Coteau I and was increased with the advent of the other Coteau works in 1942. By the end of phase II of Beauharnois, seasonal variations in level were less than 40 cm annually. With the construction of the St. Lawrence Seaway and the dams in 1958, annual fluctuations were reduced to less than 20 cm, and are presently in the order of 15 cm. The current water level fluctuations are mainly caused by the ice-related winter management practices.

In the eastern part of the lake, under natural conditions, the St. Lawrence flood occurred during the summer, whereas the drought occurred in winter. This pattern of maximum water level in summer and minimum level in winter was normal in that part of Lake Saint-François until the completion of phase II of Beauharnois. Since then, the water level has been increased in winter to maintain the head at the Beauharnois power station. This is evident in Fig. 9, where

water level variations are in phase with reconstructed levels, whereas post-1953 variations are reversed.

Present management practices

The water level in Lake Saint-François has been regulated by the Beauharnois Heat, Light and Power Company (BHLPC) and later by Hydro-Québec at the Coteau works and Beauharnois power dam since 1941, i.e., since the Privy Council of Canada allowed BHLPC to maintain a minimum level to increase hydropower production for wartime purposes. In 1941, the Privy Council authorized the minimum level of the lake to be 46.33 m (152 ft, measured at Coteau gauge); this regulation was maintained after the war. The St. Lawrence Seaway was designed for ships drafting 7.92 m (26 ft); consequently the minimum level has to be maintained at 46.36 m during the shipping season. Since 1960, Hydro-Québec has maintained the water level between 46.33 and 46.63 m, with an average of 46.50 m. Currently, the Seaway Authority admits ships drafting 8.0 m, so the minimum water level is maintained at 46.40 m during the shipping season. Water levels in the lake generally fluctuate between a minimum of 46.40 m and a maximum of 46.63 m.

During the ice-free season, the maximum water level is kept at 46.58 m (at Coteau) to avoid local flooding caused by winds (Robert 1995).

Energy slope in Lake Saint-François

The slope of the free surface in the lake varies throughout the year. In winter, there is significant friction caused by the occurrence of ice between January and March (Fig. 10). The slope is at its minimum in spring when ice has melted and there are no aquatic plants. During the summer, the annual growth cycle of aquatic plants induces an increase of the free-surface slope. The maximum slope is observed in September and October when plant biomass and density are the highest.

Reconstruction of natural conditions

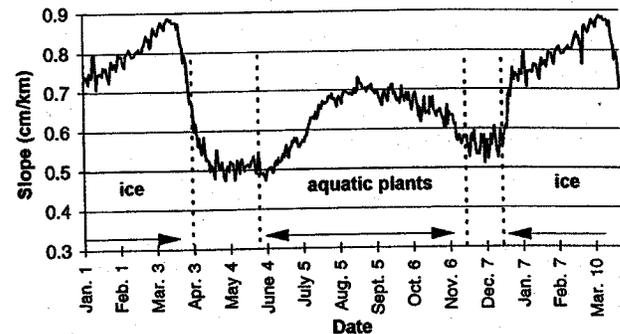
To provide a description of the natural conditions of an environment which existed prior to 150 years of alteration requires a thorough examination. In its pristine state, prior to 1849, the water levels in Lake Saint-François were controlled by two thresholds on either side of Grande Isle. As explained earlier, the channel on the south side of Grande Isle was dammed in 1849, after which only 280 m³/s were still transiting. In 1901, this flow was increased to 370 m³/s and maintained at this level until 1932, i.e., until the Beauharnois canal was constructed. Also, 85 m³/s were used from 1906 to 1915 at the Soulanges power station and 110 m³/s from 1911 to 1951 at the Saint-Timothée power station. For 83 years, from 1849 to 1932, an altered stage-discharge relationship controlled the level of Lake Saint-François. These conditions lasted long enough that flora, fauna, and sedimentation probably reached a certain equilibrium with abiotic conditions, so one might be tempted to qualify these conditions as natural. However, for the sake of accuracy, the post-1849 conditions should be considered as altered.

Stage-discharge relationships

Three stage-discharge relationships occurred in sequence at Coteau-Landing: pre-1849, 1849-1901, and 1901-1932. The 1901-1932 relationship was characterized by the Beauharnois Heat, Light and Power Company in 1932 (BHLPC 1934). The flow diverted from Lake Saint-François for power generation prior to 1932 changed from 370 m³/s in 1901 to 455 m³/s in 1906 to 565 m³/s in 1911 and finally to 480 m³/s from 1915 to 1932. Because these values are relatively small compared with the total flow of the St. Lawrence River, an average flow of 480 m³/s was used for the 1901-1932 stage-discharge relationship. This value was validated with available daily measurements of flow discharge and water level for that period.

The 1849-1901 relationship is basically the same as that for 1901-1932, with a difference in the discharge of water flowing in the channel south of Grande Isle, i.e., 280 m³/s. The pristine stage-discharge relationship (pre-1849) was rebuilt using the same basic relationship, on which the effect of the natural flow in the south channel is taken into account. The accurate bathymetric maps (1907, 1928, and 1988) of the south channel were examined to estimate the dimensions of the control section. This control section can

Fig. 10. Seasonal free surface slope variations in Lake Saint-François.



be represented by a rectangular section of 240 m in length with its base at 43.93 m. The following threshold equation is used to evaluate control sections with flat bases:

$$[1] \quad Q = 1.5l(h - h_0)^{3/2}$$

where Q is the flow discharge (m³/s), l is the length of the section (m), h_0 is the base of the section (m), and h is the water level over the threshold (m). This relation allowed us to calculate the distribution of the flow between the north and south channels around Grande Isle (Fig. 11). Approximately one sixth of the flow passed through the south channel. The resulting pristine stage-discharge relationship for Lake Saint-François is shown in Fig. 12.

The original control section of the south channel probably lies under the dam built in 1849. There is no map available for this part of the river prior to 1849. However, a close examination of old bathymetric maps reveals a restricted section 200 m upstream of the dam site, which is considered to be an equivalent control section. Preliminary bidimensional simulation of the old Lake Saint-François confirms the assumption that this section is restricting the flow considerably. The calculated hydraulic capacity of this section corresponds to the discharge of 1133 m³/s (40 000 cfs) reported by Legault (1968) quoting a study of Lanthier (1874). Using the long-term average flow of the St. Lawrence River (7100 m³/s), the flow in the south channel would be 1165 m³/s.

Natural flow

Flow measurements are available as monthly averages between 1860 and 1958 from measurements at Iroquois, whereas from 1958 onward the flow has been measured at the Moses-Saunders power dam (Cornwall). There is only one small tributary input to the St. Lawrence flow between Iroquois and Cornwall, but tributaries are not negligible in the Lake Saint-François area, especially during the spring thaw. In order to reconstruct a credible series, the average monthly tributary inputs have been added to the St. Lawrence flow. These were calculated using the difference of flow between Cornwall and Beauharnois-Coteau from 1960 to 1990. Because the St. Lawrence River flow has been regulated since 1958, the natural flow simulated for the period 1958-1994 was used (D. Fay, Environment Canada, personal communication, 1996).

Fig. 11. Ancient stage-discharge relationships of Lake Saint-François.

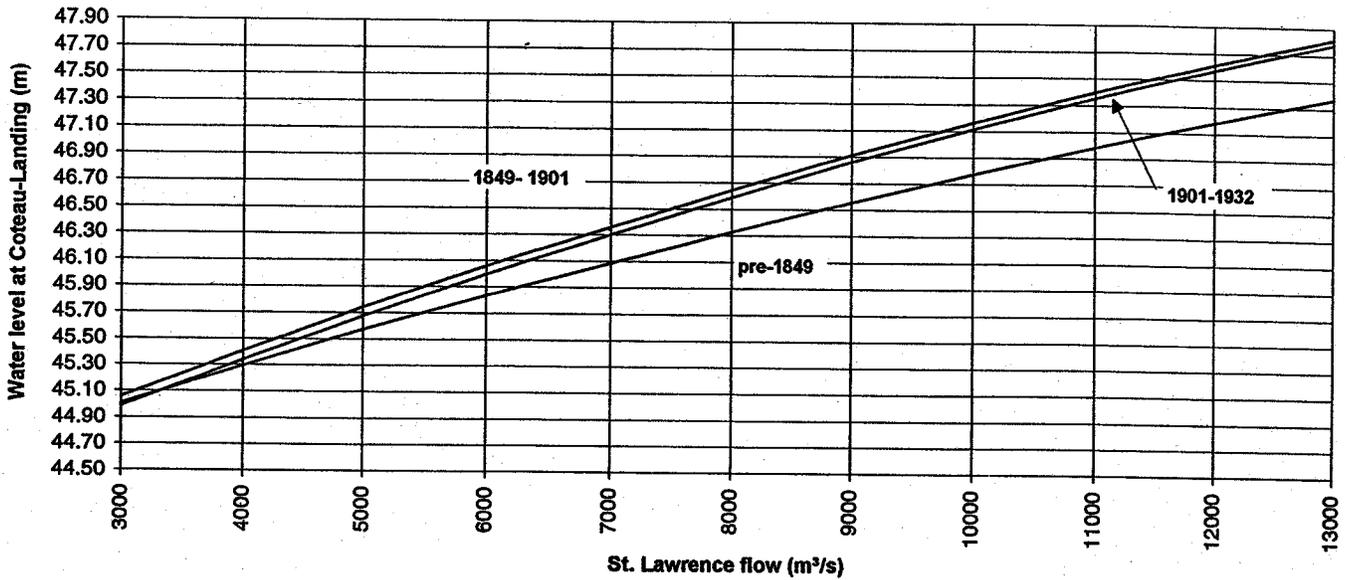
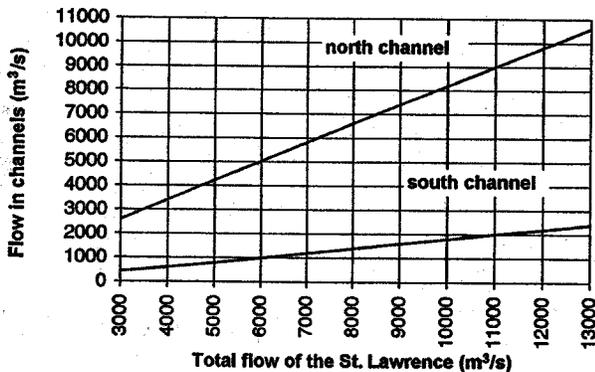


Fig. 12. Ancient flow distribution around Grande Isle.



Other flow data

Flow data prior to 1860 are rare and only monthly averages from 1860 to 1917 could be found in the "official" records. As described earlier, the flow of the St. Lawrence River was relatively high during the late 19th century. The average monthly flow was reconstructed from instantaneous records measured at Coteau. A map from the Public Archives of Canada (NMC 14784, see List of maps) reports two water level records measured at Coteau-Landing: 47.47 m on 18 April 1862 and 47.41 m on 2 April 1888. The flows associated with these water levels are 11 600 m³/s in 1862 and 11 200 m³/s in 1888, as calculated by the stage-discharge relationship. These estimates are probably overly conservative because of a lack of data in that range of discharge. The lowest flow of 3940 m³/s was recorded on 7 February 1936 at Iroquois. In Lake Saint-François, the total flow, including an input of 155 m³/s from tributaries (monthly average for February), would have been about 4100 m³/s.

Also worth mentioning is the calculated maximal probable flood of 18 500 m³/s at the outlet of Lake Saint-François (Spark 1993). This calculation comprises a flow of

12 000 m³/s at Cornwall and 6500 m³/s from local tributaries.

Direct impacts on the ecosystem

Assessing the magnitude of impacts produced by water level stabilization is a difficult task. The evolution of the system is relatively slow and data, when available, are limited to recent years. However, some answers can be obtained by conducting basic analyses of the system hydraulics.

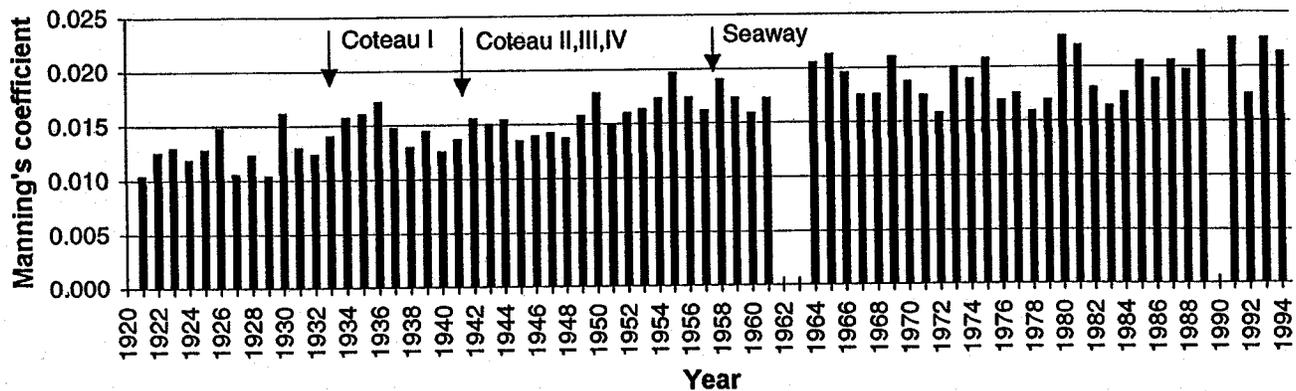
Evolution of aquatic plant biomass

Complaints by lakeshore residents concerning aquatic macrophyte overabundance in Lake Saint-François have been common since the end of the 1950s (St. Lawrence Rap Team 1992; Environment Canada 1994). Presently, plants almost completely cover the bottom within the photic zone and their biomass is obviously important. Information on the evolution of plant abundance in the area is scarce; only two available documents (Owen and Wile 1975; Beak Consultants 1989) provide qualitative observations with limited information on species composition. In order to assess the evolution of plant abundance, water level measurements from two stations in Lake Saint-François from 1920 onward were analyzed.

It is recognized that plants have an important effect on the free surface slope of Lake Saint-François because of the resistance to flow they induce (see the section Evolution of water level). Three seasonal periods of different slopes can be distinguished: spring, winter, and summer. Spring has the lowest friction, caused only by sediments on the bottom. The winter slope is caused by the added effects of sediments and ice, whereas summer friction results from the combined effects of sediments and plants. The effect of plants alone is obtained by subtracting spring friction from summer friction, and the effect of ice by subtracting spring friction from winter friction.

Mean monthly water levels, measured at Coteau-Landing and at Summerstown, were calculated from 1920 to 1994.

Fig. 13. Evolution of Manning's friction coefficient associated with aquatic plants.



Summerstown is located 35 km upstream from Coteau-Landing on the north side of the river. An aggregated version of Manning's equation was used to estimate the monthly average friction from water level data ($h(t)$):

$$[2] \quad \bar{n} = \frac{1}{Q} AR^{2/3} S^{1/2}$$

where \bar{n} is the global equivalent Manning's coefficient of Lake Saint-François, Q is the flow discharge (m^3/s), A = volume/length is the average area of the section considered (m^2), R = volume/surface area is the hydraulic radius or depth (m), $S = (h_0 - h_1)/\text{length}$ is the slope of the free surface, h is the water level (m). The friction was calculated using the average monthly "natural" flow (see the section Natural flow discharge) and the average monthly water levels. In order to isolate the effect of plants, the calculated Manning's coefficient for May (substrate only) was subtracted from the average coefficient for August and September (plants and substrate).

The friction forces that control flow resistance are added like scalars in one dimension and as vectors in two and three dimensions. These forces are always a quadratic function of both flow velocity and Manning's coefficient:

$$[3] \quad \tau = f(n^2 v^2)$$

where τ is the resistance force, n is Manning's friction coefficient, and v is the velocity (m/s). Thus Manning's coefficients must be considered in a quadratic space (Boudreau et al. 1994):

$$[4] \quad n_{\text{total}}^2 = n_{\text{substrate}}^2 + n_{\text{plants}}^2$$

where n_{plants} is the Manning's coefficient due to aquatic plants resistance to flow, $n_{\text{substrate}}$ is the Manning's coefficient due to substrate resistance to flow (May), and n_{total} is the total Manning's coefficient that comprises the effect of plants and of substrate (August and September). The result is a sequence of residual friction coefficients which represents the annual impact of plants on the energy slope. For validation purposes, the same methodology was adopted to quantify the effect of ice, using the months of January to March as the ice-cover season.

The evolution of Manning's coefficient for aquatic plants reveals a constant increase since the beginning of the century (Fig. 13). Manning's coefficient was 0.012 in the 1920s

and is presently about 0.022. The construction dates of the main civil works were superimposed over the evolution of Manning's coefficient, highlighting the influence of water level stabilization on the friction due to aquatic plants. There is a significant and constant increase of the friction coefficient starting around 1950 which appears to coincide with the increasing stabilization of the water level as shown in Fig. 9.

The evolution of Manning's coefficient related to ice reveals relatively stable conditions since the 1920s (Fig. 14). Only what appear to be natural fluctuations of ice properties, such as thickness and smoothness, vary through time.

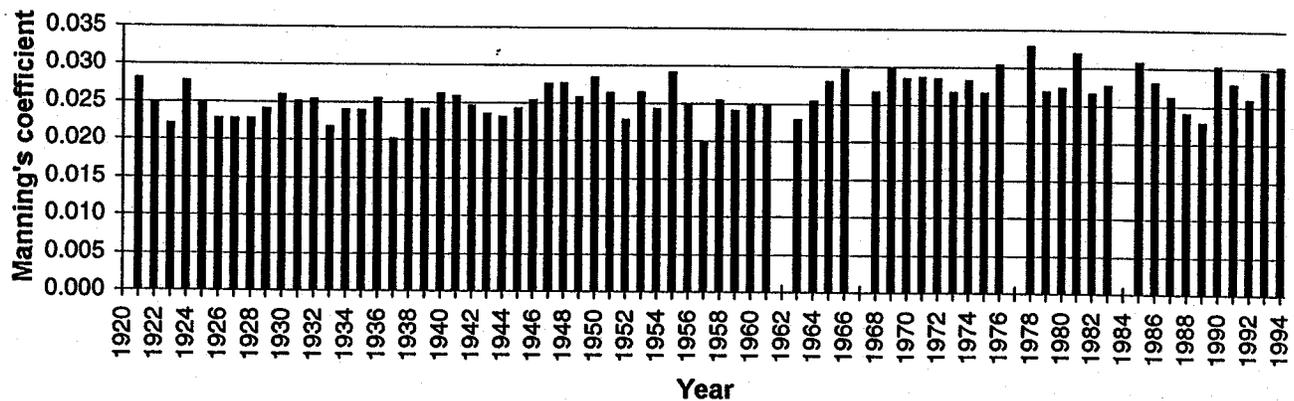
Lake Saint-François wetlands: the Lake Saint-François National Wildlife Reserve

Lake Saint-François National Wildlife Reserve is a wetland located on the south side of the lake close to the border between Quebec and New York State. Vegetation formations have changed considerably since 1949 (Jean and Bouchard 1991, 1993). Stabilization of water level is certainly responsible in part for these changes. One way to understand the impact of water level management is to determine what would have happened if the system had remained natural with respect to water level behavior.

In order to evaluate the differences between the natural flood-drought cycles of the river and present regulated water levels, the water level for every month was calculated for the Summerstown station assuming it would have remained under natural conditions. This station is located on the north side of the river facing the wetlands of the Lake Saint-François National Wildlife Reserve; the water level is similar on both sides of the river. First, water levels at Coteau-Landing were calculated using pre-1849 and 1901-1932 stage-discharge relationships with the reconstructed natural flow series to eliminate anthropic influence. The 1849-1901 stage-discharge relationship is similar to that for 1901-1932, so only the latter was used. Water levels at Summerstown were calculated using Manning's equation. For Manning's coefficient, an interannual monthly average of the coefficients already estimated for the period 1921-1931 was used (see the section Biomass evolution of aquatic plants). This period has the most representative data available for the natural state of aquatic plants.

The result is the evolution of the water level fluctuations as it would have been had the system evolved with natural

Fig. 14. Evolution of Manning's friction coefficient associated with ice.



stage-discharge relationships according to two different scenarios. Comparison with measured data shows that calculations are consistent with data from before 1932 (Fig. 15). National reserve wetlands are distributed from an elevation of 46.80 m to approximately 48.00 m, with important zones between 46.90 and 47.20 m. Figure 16 shows that wetlands were partially flooded in 1929 and 1930 during the entire growth season and that important flooding never occurred during summers after 1930. After 1953, observed peaks occurred in winter or in early spring and did not last long enough to have an effect on vegetation. From 1860 to 1994, if the system had fluctuated according to the 1901-1932 relationship, important flooding would have occurred regularly from 1860 to 1892, in 1908, in 1929, in 1930, between 1946 and 1956, from 1972 to 1986, and in 1993.

The calculations using the pre-1849 stage-discharge relationship show that the present wetlands would have never been flooded. Consequently, these wetlands would be very different if the system had remained in its pristine state.

Discussion

Effects of dredging on hydrodynamics

The impact of dredging on hydrodynamics is not well known. Dredging prior to the construction of the St. Lawrence Seaway was unimportant and probably had only minor impacts, but dredging of the seaway channel certainly produced substantial impacts on Lake Saint-François hydrodynamics. Generally, dredging is believed to result in a concentration of the flow in the main channel and in a reduction of water velocities in shallow areas (Environment Canada 1994). Velocities are also reduced in secondary channels because of the disposal of dredged material. The only way, in our opinion, to quantify these impacts would be to compare the results of a pristine-state hydrodynamic model based on the past bathymetry and hydrology with the results of a model representing present conditions. It seems reasonable to conclude that, because of the stabilization of water levels in Lake Saint-François, the negative impacts are less than in other sections of the St. Lawrence River.

Effect of water level stabilization on velocities

The stabilization of water levels in Lake Saint-François possibly affects hydrodynamics more than dredging does. During dry periods, when the flow of the St. Lawrence River

is relatively small, the natural level of the lake would have been lower and the velocity in the main channel greater. During the winter of 1965, the average flow was 5 000 m³/s; the natural water level would have been lower by approximately 70 cm. This means that shallow areas would have become uncovered and the flow would have concentrated in the main channel. Because the mean depth is about 6 m, the artificial elevation of the water level has reduced the velocities by about 10%. Inversely, large flows, such as in the summer of 1973, would have produced a natural water level 70 cm higher, resulting in an average velocity increase of about 10%.

Implications for sedimentation

Sedimentation is controlled by the combination of natural and anthropic influences on flow discharge variations. In Lake Saint-François, no sediment deposited before around 1870 was found through core sampling (Lorrain and Carignan 1992). This seems very peculiar, since there were no written records of periods when flows would have been strong enough to erode accumulated sediments. It is believed that the flow must have been greater than 10 100 m³/s; indeed, such a value was recorded in 1993 with noticeable, albeit limited, impacts on accumulated material (Rukavina 1995). It is important to note that the 1993 event was artificially produced to release from Lake Ontario an important accumulation of water resulting from record high supplies to that lake.

The occurrence of exceptionally large discharges in 1862, as extrapolated from record levels reported on map NMC 14784 (see the List of maps), is probably associated with the high-energy conditions required to remobilize sediments before 1870. The 1888 discharge conveyed about the same energy but did not have the same effect on sediments, possibly because it lasted for a shorter period. These large flow events coincide with important precipitation periods over the Great Lakes (Quinn 1997). It is probable that our estimation of the flow discharge associated with the record levels is too conservative. The lack of data in this range of flow discharge brings imprecise estimates. Also, the area near the control sections in Lake Saint-François is relatively flat, thus the discharges associated with these very unusual levels are not precise and are certainly underestimated. Therefore, the discharge associated with these events was probably greater than 11 500 m³/s.

Fig. 15. Water level evolution in Lake Saint-François wetlands as measured, compared with simulated natural conditions.

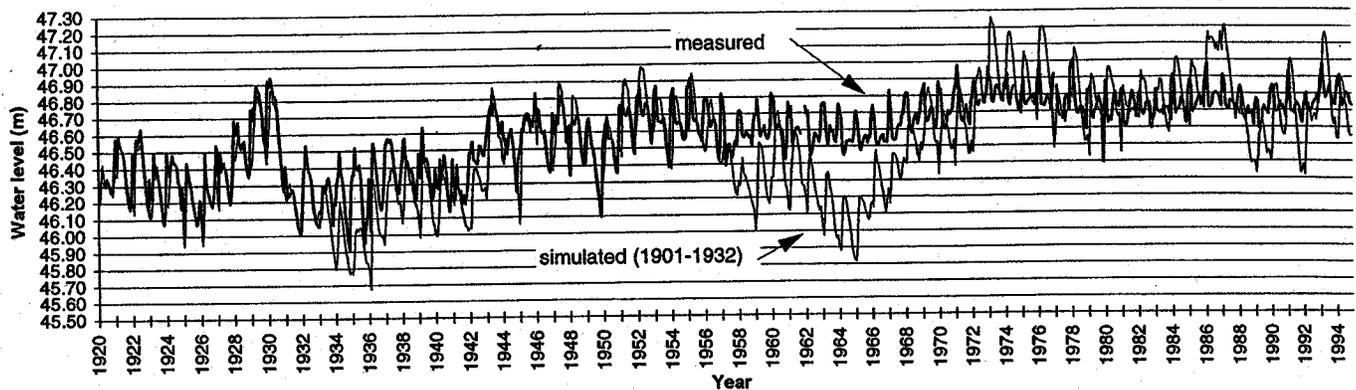
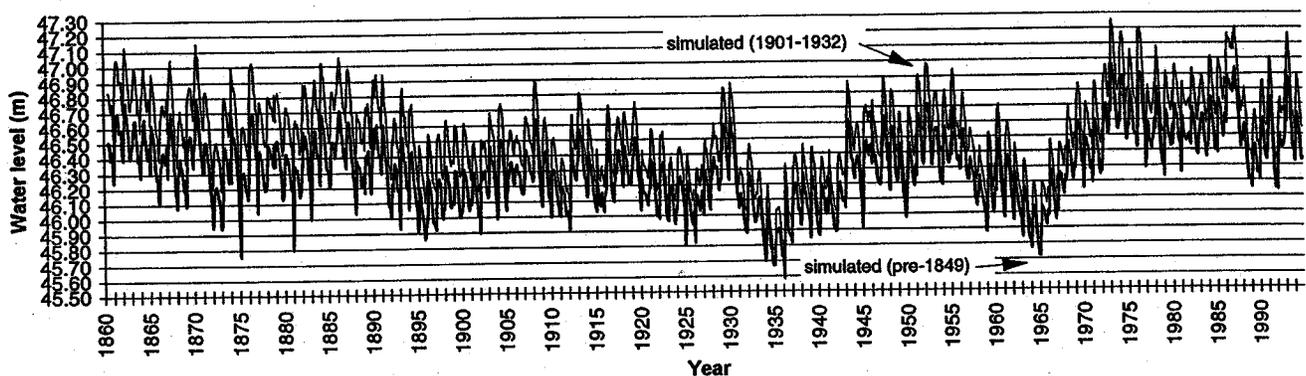


Fig. 16. Natural variations in water level for Lake Saint-François wetlands, simulated from 1901–1932 and from pristine state (pre-1849) stage–discharge relationships.



Water level stabilization in Lake Saint-François implies that the same erosive event could occur with a flow 10% smaller. A flow of approximately 11 000 m³/s for a certain period during the spring would have a similar effect. Another unconformity in the recent sedimentary sequence in the lake appears to correspond to important changes in the Lake Saint-François hydrology (Carignan et al. 1993). Major impacts are related to construction of the Beauharnois canal and the Coteau works and to dredging of the seaway.

Impacts on aquatic plants

Aquatic macrophyte habitats are controlled by several abiotic variables limiting their growth. In Lake Saint-François, these variables are light penetration, wave action, substratum (nutrient and rooting), and currents (Morin et al. 1996). Water level fluctuations could be very important in limiting the growth of aquatic plants (Howard-Williams et al. 1995). Drawdowns of water levels, especially in winter, are critical for submerged plants because the perennial parts of the plants are sensitive to freezing (Nichols 1991).

Manning's coefficient associated with plants is a function of the total area of leaves exposed to the water (leaves area index LAI), i.e., higher plant density equals stronger resistance to the flow. There is a linear relationship between flow restriction or friction and LAI (Petticrew and Kalff 1992). Given that the relationship between LAI and biomass is a constant for a similar species composition (Duarte and Kalff

1990), it is a good approximation to consider that Manning's coefficient varies proportionally with the biomass of plants. Manning's coefficient is now twice as high as it was in the 1920s, therefore plant biomass must also have doubled over the same period. The relationship between Manning's coefficient and plant biomass should be investigated in detail for a more precise quantification.

Short-term fluctuations in Manning's coefficient (Fig. 13) could be related to natural causes such as light input, water temperature, nutrient load, water velocity, and winds. Variations in water level during the summer and winter must also be taken into account. Random errors are present in the discharge and water level series; the estimated precision of Manning's coefficient is ± 0.003 . Systematic water level measurement errors were reduced by subtracting the coefficient of periods without plants and ice (May) from the coefficient of periods with maximal plant biomass (August and September).

The analysis of the evolution of Manning's coefficient in Lake Saint-François suggests that water level fluctuation or stabilization had an impact on aquatic plant biomass. The reduction of annual and long-term fluctuations in water level has probably favored the productivity of aquatic plants. However, the stabilization of water levels was associated with an increase in nutrient load.

Nutrient-load peaks that were present in the 1960s and early 1970s (Stevens and Neilson 1987; Carignan et al.

1993) did not have a marked effect on submerged plant biomass as shown by Manning's coefficient. As suggested by Chambers and Prepas (1994), nutrients are available to submerged plants almost exclusively from the substratum rather than from the water. Integration of these nutrients in the sediment is a relatively slow process that has to come from plankton growth and from adsorption to suspended load. Sedimentation of these small particles was probably influenced by the regulation of Lake Saint-François.

Impacts on wetlands

It is recognized that wetlands dynamics in the Great Lakes – St. Lawrence system involves short- and long-term cycles of flooding and drought (IJC 1993). Long-term flooding during one or two growth seasons is necessary to eliminate shrubs and trees and to allow other species to complete their life cycle. This dynamic allows plant species to complete one or several reproductive cycles and ensure their preservation in the local seed bank (Wilcox 1988; Keddy and Reznicek 1986).

The Lake Saint-François wetlands have been maintained artificially by annual burning. This practice was stopped in 1978; since then, important internal modifications have been observed in the wetlands (Jean and Bouchard 1991). The absence of water level fluctuations favors the growth of trees and shrubs. The situation is problematic for long-term preservation of the habitat diversity.

Wetlands of the Lake Saint-François National Wildlife Reserve would have been very different without the damming of the south channel of the St. Lawrence River in 1849. Prior to 1849, fluctuations of the St. Lawrence flow were certainly similar to those of the present day. Water levels were fluctuating around an average of 46.40 m. This level corresponds to a large area of shoals in the middle of the lake which are now covered with macrophytes during the summer (Morin et al. 1996). Prior to damming, existing shoals were most likely covered by wetlands, probably similar in terms of vegetation to those of the Lake Saint-François National Wildlife Reserve and others along the St. Lawrence River.

Conclusions

From its pristine conditions, Lake Saint-François has undergone a long sequence of anthropic modifications, greatly transforming its hydrology. These modifications are mainly associated with the occurrence of two large rapids sections upstream and downstream from the lake which were a concern for navigation and attractive for hydropower generation.

The hydrology of Lake Saint-François was significantly altered for the first time in 1849 with the construction of a dam in the south channel of the St. Lawrence River. The reconstruction of the former stage–discharge relationship allowed us to estimate that the average flow passing through the south channel was 1100 m³/s under natural conditions and that the water level after the damming raised by 25 cm the average level in the eastern portion of the lake. The construction of the Beauharnois canal in 1932 was the first of a series of modifications that allowed the diversion of the entire river flow toward the Beauharnois power dam. Water

level control works were built at the mouth of Lake Saint-François between 1933 and 1942. In the 1960s, navigation channels were dredged, and the Moses-Saunders power dam was built upstream from the lake.

The flow of the St. Lawrence River has been regulated by the Moses-Saunders power dam since approximately 1962. Regulation of the flow has slightly modified the seasonal fluctuation of the river. The flood typically occurred in June and drought in February under natural conditions, whereas the present regulation moves the maximum flow discharge to July and the drought to January. Long-term variations of the flow are related to cyclicity in the precipitation. These cycles, of approximately 20–35 years, have a range of flow discharge varying from 4500 to 10 000 m³/s.

Water level is now stabilized to about 15 cm of annual fluctuation. Under pristine conditions the average annual fluctuation at the mouth of Lake Saint-François was about 60 cm. Long-term water level fluctuations associated with flow discharge variations were around 1.5 m under natural conditions. These fluctuations no longer exist. Regulation of the water level started in the 1930s with the commissioning of the Coteau works and the Beauharnois power dam. Since then, seasonal fluctuations have been gradually decreased to facilitate navigation and to reduce flooding risks.

Stabilization of the water level has created ideal conditions for submerged macrophyte growth. The analysis of Manning's friction coefficient shows that since 1920 friction from plants alone has more than doubled; presumably, the associated plant biomass has also doubled. Even if the biomass increases are temporally associated with periods of water level stabilization, other causes are probably implicated. Nutrient load increases occurred during the same periods.

The reconstruction of ancient stage–discharge relationships allowed us to recreate the water level fluctuations as they would have occurred if the conditions had remained natural. It shows that the present wetlands would have been flooded periodically, and that the diversity of the wetland would have been maintained. The pre-1849 stage–discharge relationship shows that under pristine conditions, the wetlands in the Lake Saint-François were certainly different prior to the damming of 1849 and that the present wetlands are partially anthropogenic. Pre-1849 wetlands were likely located on the numerous shoals present in the central part of the lake.

Acknowledgments

We wish to thank Ronald Greendale, Dr. Yves Secretan (INRS-Eau), and Paul Boudreau (INRS-Eau) for more than valuable discussions and suggestions, and Dr. Philippe Crabbé, director of the Institute for Research in Environment and Economy (IREE), University of Ottawa, for suggesting and encouraging some parts of this research. We are also grateful to Pat Vincelli (St. Lawrence Seaway Authority, Cornwall, Ontario) and particularly to Sylvain Robert (Hydro-Québec, Montréal, Quebec) and to David Fay (Environment Canada, Cornwall, Ontario) for important input and manuscript review. This research is part of a Ph.D. thesis that has directly benefited from financial support from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, le Fonds pour la formation de chercheurs et l'aide à la

recherche, EcoResearch funding through IREE, and Institut national de la recherche scientifique — Eau.

References

- Allan, R.J. 1986. The limnological units of the Lower Great Lakes St. Lawrence corridor and their role in the source and aquatic fate of toxic contaminants. *Water Pollution Research Journal Canada*, 21(2): 168–186.
- Beak Consultants. 1989. Survey of aquatic macrophyte communities in Ontario waters of Lake St. Francis and evaluation of measures to control growth. Report for Environment Ontario (RAP Team) by Beak Consultants Limited, Toronto, Ont.
- Beauharnois Heat, Light and Power Company. 1934. Hydraulic study of Coteau Rapids remedial and control works at close of construction season 1934. Document 148, Beauharnois Heat, Light and Power Company, Montréal, Que.
- Boudreau, P., Leclerc, M., and Fortin, G. 1994. Modélisation hydrodynamique du lac Saint-Pierre, fleuve Saint-Laurent: l'influence de la végétation aquatique. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 21: 471–489.
- Carignan, R., and Lorrain, S. 1992. Évolution temporelle du Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, et Zn dans les sédiments fluviaux-lacustres du Saint-Laurent. Poster presented at the 8th Regional Congress of ACRPEM, Quebec City.
- Carignan, R., Lorrain, S., and Lum, K. 1993. A fifty-year record of pollution by nutrients, trace metals, and organic chemicals in the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 1088–1100.
- Chambers, P.A., and Prepas, E.E. 1994. Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic plants. *Water Research*, 28: 453–464.
- Chevrier, L. 1955. La voie maritime du Saint-Laurent. Administration de la Voie Maritime du Saint-Laurent, Montréal, Que.
- Duarte, C.M., and Kalff, J. 1990. Biomass density and the relationship between submersed macrophyte biomass and plant growth form. *Hydrobiologia*, 196: 17–23.
- Environment Canada. 1994. Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-François. Rapport technique. Zone d'intervention prioritaire 1 et 2. Centre Saint-Laurent, Environment Canada, Quebec Region, Montréal, Que.
- Environment Canada. 1996. HYDAT hydrologic data base. Environment Canada, Ottawa, Ont.
- Fay, D., and Eberhart, A. 1995. Future options for Lake Ontario – St. Lawrence outflow regulation. In *Sharing Knowledge, Linking Sciences: Proceedings of an International Conference on the St. Lawrence Ecosystem*, 10–12 May 1995, Cornwall, Ont., and Massena, N.Y.
- Gauthier, J., and Aubry, Y. (Editors). 1995. Atlas des oiseaux nicheurs du Québec. Canadian Wildlife Service and Association québécoise des groupes d'ornithologues, Montréal, Que.
- Howard-Williams, C., Scharz, A.-M., and Vincent, W.F. 1995. Deep-water aquatic plant communities in an oligotrophic lake: physiological responses to variable light. *Freshwater Biology*, 33: 91–102.
- Hydro-Québec. 1970. Beauharnois. Hydro-Québec, Montréal, Que.
- International Joint Commission. 1993. Levels reference study, Great Lakes – St. Lawrence River basin. Annex 2: Land use and management. Submitted to Levels Reference Study Board by Working Committee 2.
- Jean, M., and Bouchard, A. 1991. Temporal changes in wetland landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada. *Environmental Management*, 15: 241–250.
- Jean, M., and Bouchard, A. 1993. Riverine wetland vegetation: importance of small-scale and large-scale environmental variation. *Journal of Aquatic Sciences*, 4: 609–620.
- Keddy, P.A., and Reznicek, A.A. 1986. Great Lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds. *Journal of Great Lakes Research*, 12: 25–36.
- Legault, M. 1968. Récit chronologique des aménagements hydro-électriques et des voies navigables dans la section Beauharnois–Soulanges. Hydro-Québec, Montréal, Que.
- Lorrain, S., and Carignan, R. 1992. Évolution temporelle de la contamination par les métaux traces dans les sédiments fluvio-lacustre du Saint-Laurent. In *Proceedings of the 61st Conference l'ACFAS*, Rimouski, Que.
- Lorrain, S., Jarry, V., and Guertin, K. 1993. Répartition spatiale et évolution temporelle des biphényles polychlorés et du mercure dans les sédiments du lac Saint-François, 1979–1989. Centre Saint-Laurent, Environment Canada, Montréal, Que.
- McNaughton, W.J.W. 1962. Beauharnois: la réalisation d'un rêve — a dream come true. Hydro-Québec, Montréal, Que.
- Morin, J., Leclerc, M., Secretan, Y., and Boudreau, P. 1996. Integrated two-dimensional modeling: application to Lake Saint-François (St. Lawrence River, Québec, Canada). In *Ecohydraulic 2000*, Proceedings, Québec, 16 June 1996, pp. B187–B202.
- Nichols, S.A. 1991. The interaction between biology and the management of aquatic plants. *Aquatic Botany*, 41: 225–252.
- Owen, G., and Wile, I. 1975. Causes, consequences and control of excessive aquatic plant growths in Lake St. Francis. Ontario Ministry of Environment, Southeastern Region, Kingston, Ont.
- Petticrew, E.L., and Kalff, J. 1992. Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 2483–2489.
- Quinn, F. 1997. Great Lakes climate trends and outlook. In *Proceedings of a Conference at Hydro-Québec*, Montréal, Que.
- Robert, S. 1995. Station de Pompage de la rivière La Guerre dans la MRC du haut-St-Laurent: Évaluation de l'effet des ouvrages de sortie du lac St-François sur les niveaux du lac. Internal Report, Secteur exploitation, Hydro-Québec, Maisonneuve, Montréal, Que.
- Rukavina, N.A. 1995. New techniques for mapping and monitoring contaminated sediment at Cornwall, Ontario. In *Sharing Knowledge, Linking Sciences: Proceedings of an International Conference on the St. Lawrence Ecosystem*, 10–12 May 1995, Cornwall, Ont., and Massena, N.Y.
- Spark, D. 1993. Beauharnois–Les Cèdres: Étude de crues extrêmes, crues maximales probables et étude de crue déterministe. Direction aménagements de centrales, Service hydraulique, Hydro-Québec, Montréal, Que.
- Stevens, R.J., and Neilson, M.A. 1987. Response of Lake Ontario to reductions in phosphorus load, 1967–1982. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 2059–2068.
- St. Lawrence Rap Team. 1992. The St. Lawrence area of concern remedial action plan for the Cornwall – Lake St. Francis area, stage 1 report: environmental conditions and problem definitions. Environment Canada and Environment Ontario, Cornwall, Ont.
- Wilcox, D.A. 1988. Responses of selected Great Lakes wetlands to water level fluctuations. Appendix B. In *Water level criteria for Great Lakes wetlands*. International Joint Commission, Water Levels Reference Functional Group 2.
- Yee, P. 1995. Lake Ontario outflow regulation — how its operation is carried out and its impacts on the levels of the St. Lawrence River. In *Sharing Knowledge, Linking Sciences: Proceedings of*

an International Conference on the St. Lawrence Ecosystem, 10–12 May 1995, Cornwall, Ont., and Massena, N.Y.

Yee, P., Edgett, R., and Eberhardt, A. 1990. Régulation des Grands lacs et du fleuve Saint-Laurent. Environment Canada and U.S. Army Corps of Engineers, Burlington, Ont.

List of maps

The reference numbers of the National Map Collection (NMC) of Public Archives Canada are given at the end of each map reference.

Anonymous. 1928. St. Lawrence waterway Soulanges section, plan showing partial diversion from river. Scale 1 in. to 2000 ft (1 : 24 000). NMC 14784.

Bouchette, J. 1831. Map of the provinces of lower and upper Canada. Published as The Act Directs, by James Wyld, geographer to King Charing Cross London, May 2, 1831.

Canadian Hydrographic Service (CHS). 1900–1907. Field sheets of Lake Saint-François. Maps 254, 255, 256, 257, and 495. Scale 1 in. to 1000 ft (1 : 12 000).

Canadian Hydrographic Service (CHS). 1987–1989. Field sheets of Lake Saint-François. Maps 1200005, 1200007, 1200008, 1200009, 8376, 8323, 8322, 8321, 8320, 8319, 8318, 8317, 8316, and 8297. Scale 1 : 10 000 and 1 : 5000.

Corps of Engineers. 1873. St. Lawrence River, Chart No. 1. Scale 1 : 30 000. NMC 16491.

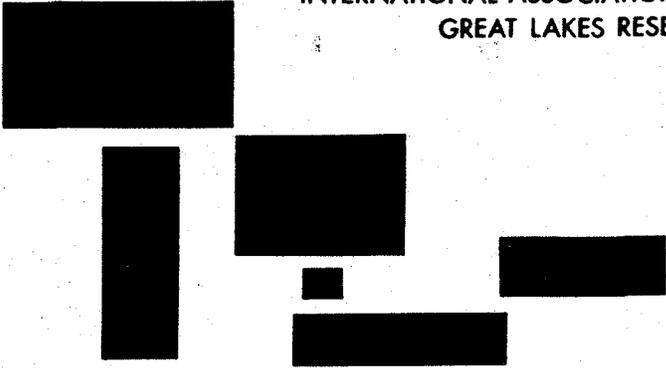
Department of Militia and Defense. 1906–1916. Cornwall sheet, 1906, NMC 78681; Huntingdon sheet, 1908, NMC 79171; Vaudreuil sheet, 1909, NMC 79183; Huntingdon sheet, 1915, NMC 79172; Vaudreuil sheet, 1916, NMC 79184; Cornwall sheet, 1917, NMC 79164.

Department of National Defense. 1923–1928. Vaudreuil sheet, 1923, NMC 79185; Huntingdon sheet, 1925, NMC 79173; Cornwall sheet, 1928, NMC 67342.

Geo. Bishop Eng. & Ptg. Coy. 1887. Plan of the town of Salaberry-de-Valleyfield and environs. Scale 1 inch to 6 chains (1 : 4752). NMC 20759.

L'INRS ne détient pas les droits pour diffuser cette version de l'article :

Morin, J., Leclerc, M., Secretan, Y. et Boudreau, P. (2000). Integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling / Modélisation bidimensionnelle intégrée des macrophytes et de l'hydrodynamique. *J. Hydraul. Res.* 38(3): 163-172.



INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR
GREAT LAKES RESEARCH

J. Great Lakes Res. 26(4):384-401
Internat. Assoc. Great Lakes Res., 2000

Pristine Lake Saint-François, St. Lawrence River: Hydrodynamic Simulation and Cumulative Impact

Jean Morin^{*,1}, Paul Boudreau, Yves Secretan, and Michel Leclerc

*Institut national de la recherche scientifique INRS-Eau
2800 Einstein, Sainte-Foy, Québec G1V 4C7*

L'INRS ne détient pas les droits pour diffuser cette version de l'article. Vous pouvez le consulter à l'adresse suivante :

Morin, J., Boudreau, P., Secretan, Y. et Leclerc, M. (2000). Pristine Lake Saint-François, St. Lawrence river : Hydrodynamic simulation and cumulative impact. *J. Great Lakes Res.* 26(4): 384-401.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330\(00\)70702-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330(00)70702-7)

Rapport Scientifique RS-101

**Atlas des courants du Saint-
Laurent : Lac Saint-François**

Morin, J., P. Fortin, P. Boudreau., Y.
Secretan et M. Leclerc. 2001

Pour fins de citation :

Morin, J., P. Fortin, P. Boudreau, Y. Secretan et M. Leclerc. 2001. **Lac Saint-François. Atlas des courants du Saint-Laurent.** Rapport conjoint INRS-Eau/Environnement Canada - SMC. Enregistré à Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Rapport scientifique RS-101, Sainte-Foy ; enregistré à l'INRS-Eau comme Rapport No. R-581, 31 p., 14 planches.

© 2001, Jean Morin

ISBN : 2-89146-448-6

Liste des participants

Pour le Service météorologique du Canada :

Directeur de projet :	Richard Laurence
Chargé de projet :	Jean-François Cantin
Spécialiste :	Patrice Fortin
Techniciens de terrain:	Guy Morin
	Jacques Laroche
	Paul-Émile Bergeron

Pour l'INRS-Eau :

Directeur de projet :	Michel Leclerc
Chargé de projet :	Jean Morin
Spécialistes :	Paul Boudreau
	Yves Secretan

Préface

Le lac Saint-François comme la plupart des hydrosystèmes des régions développées du globe a subi des transformations physiques importantes depuis l'arrivée de l'âge industriel. La production d'hydroélectricité, la navigation, les nombreux ouvrages de génie, l'aménagement des rives, la gestion des débits et niveaux d'eau et les changements physico-chimiques sont les principaux facteurs qui y ont contribué. Ce document témoigne de plusieurs de ces changements sur la dynamique des courants.

Ce document s'adresse à l'ensemble des intervenants qui agissent ou s'intéressent au fleuve Saint-Laurent, plus particulièrement au lac Saint-François. Conçu dans un esprit multidisciplinaire, il représente une synthèse de l'information physique sur le système, qu'elle ait été obtenue par des mesures sur le terrain, ou par modélisation numérique. Le lecteur intéressé à en connaître plus sur les résultats ou l'approche utilisée est invité à consulter la bibliographie à la fin de ce document. De plus, afin d'alléger la consultation, les auteurs ont choisi de ne pas mentionner les références au fur et à mesure de la progression du propos comme c'est souvent le cas pour les rapports scientifiques.

En plus de rendre accessible la connaissance des courants du lac Saint-François et les données de base sous-jacentes, ce document désire promouvoir les nombreuses applications possibles de ces informations en vue de la protection et de la restauration, quand cela s'avère possible, de l'écosystème Saint-Laurent. Il est notamment possible de répondre aux besoins d'urgences maritimes, d'améliorer les plans de gestion des débits et niveaux d'eau, de soutenir les efforts d'aménagement faunique, voire même d'optimiser les utilisations industrielles actuelles du fleuve en tenant compte du volet environnemental.

Ce document ainsi que le modèle numérique qui le sous-tend est le fruit d'un partenariat entre le Ministère de l'Environnement du Canada – Service météorologique du Canada (EC-SMC) et l'Institut national de la recherche scientifique - Eau (INRS-Eau). Développé « par tronçon », le modèle du fleuve Saint-Laurent est subdivisé en tenant compte des frontières naturelles de l'hydrosystème. Celui du lac Saint-François constitue donc le premier volume d'une série d'atlas qui couvriront éventuellement toute la partie fluviale du Saint-Laurent. Il n'est évidemment pas possible de rendre compte de l'ensemble de la complexité du lac Saint-François dans un seul

document. C'est pourquoi nous avons procédé par *événements de référence* considérés comme représentatifs, en première approximation, des principaux états du système en période libre de glace.

Cet atlas présente un bilan de l'état, encore en évolution, de la modélisation abiotique du lac Saint-François, initiative qui ouvre la voie vers la modélisation des habitats, de la propagation et la dispersion des panaches d'effluents, ainsi que vers la gestion optimale et écologique des niveaux et des débits. Dans le cadre du PASL-SLV2000-Phase III, d'autres travaux de modélisation du Saint-Laurent, notamment autour de l'archipel de Montréal, entre Montréal et Sorel ainsi qu'au lac Saint-Pierre, sont présentement en cours.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction	1
Le lac fluvial	1
Le contexte économique et politique	1
Les habitats	1
La connaissance des courants : une nécessité	2
La modélisation hydrodynamique	2
L'atlas des courants	3
Hydrologie du système : les débits	4
Les variations saisonnières	4
Les variations à long terme du débit	5
Le débit à l'exutoire	6
Tributaires	8
Hydrologie du système : les niveaux d'eau	10
Le niveau d'eau à Coteau-Landing	10
La pente du plan d'eau	10
Modèle numérique de terrain	12
Topographie	12
Les données	12
Classification morphologique	12
Substrat	13
Les données	13
Le terrain	13
Plantes aquatiques	14
Les données	14
Le terrain	15
Modèle hydrodynamique	16
Grille éléments finis	16
La discrétisation	17
Le maillage du lac Saint-François	17
Concept d'événements de référence	18
Le choix des événements de référence	18
Validation	19
La validation des niveaux	19
La validation des vitesses	20
Présentation des résultats	23
Résultats (planches)	24

Introduction

Le lac fluvial

Le lac Saint-François (Figure 1) est un élargissement majeur du fleuve Saint-Laurent : le premier élargissement naturel en aval des Grands-Lacs. On le qualifie de « *lac fluvial* » car il présente les caractéristiques d'un lac par sa superficie et d'un fleuve par l'importance du débit qui y transite et la nature gravitationnelle de ses écoulements. Sa superficie est de 254,2 km², son volume total est de 1.45 km³ pour une profondeur maximale de 26.0 m. La profondeur moyenne est de 5.7 m et le débit moyen interannuel est d'environ 7 500 m³/s. Un tel débit en milieu peu profond engendre des courants gravitationnels forts, qui expliquent la quasi-absence de stratification thermique.

Le contexte économique et politique

Le lac Saint-François est partagé par trois frontières politiques qui délimitent le Québec, l'Ontario et l'état de New York. De plus, la réserve amérindienne d'Akwéshasné est située sur le point de jonction de ces trois frontières. La région amont du lac est industrialisée et les fonderies, les alumineries et les papetières y profitent de la présence de l'énergie hydroélectrique. Le barrage hydroélectrique Moses-Saunders délimite l'amont du lac Saint-François tandis que celui de Beauharnois en constitue l'extrémité aval. La navigation commerciale de fort tonnage y transite par la voie maritime du Saint-Laurent laquelle comprend des écluses à l'amont et à l'aval. La navigation de plaisance y est également importante.

Les habitats

Le fleuve et ses berges sont diversifiés en termes d'habitats. Ces habitats sont le milieu de vie et de reproduction de plusieurs centaines d'espèces floristiques et fauniques dont plusieurs sont menacées. Les habitats les plus en danger sont situés dans les milieux humides de l'ancienne plaine inondable puisque les fluctuations de niveau d'eau ont subi une régularisation très significative. Les facteurs abiotiques définissent une grande partie de l'habitat ; ce sont par exemple les courants, les niveaux d'eau, les vagues, la température ainsi que la qualité de l'eau. Le travail de modélisation que cet ouvrage présente permettra de connaître par le biais de simulations, la distribution de plusieurs de ces facteurs, et donc de décrire, de comprendre et éventuellement, d'améliorer les habitats les plus propices aux espèces menacées.

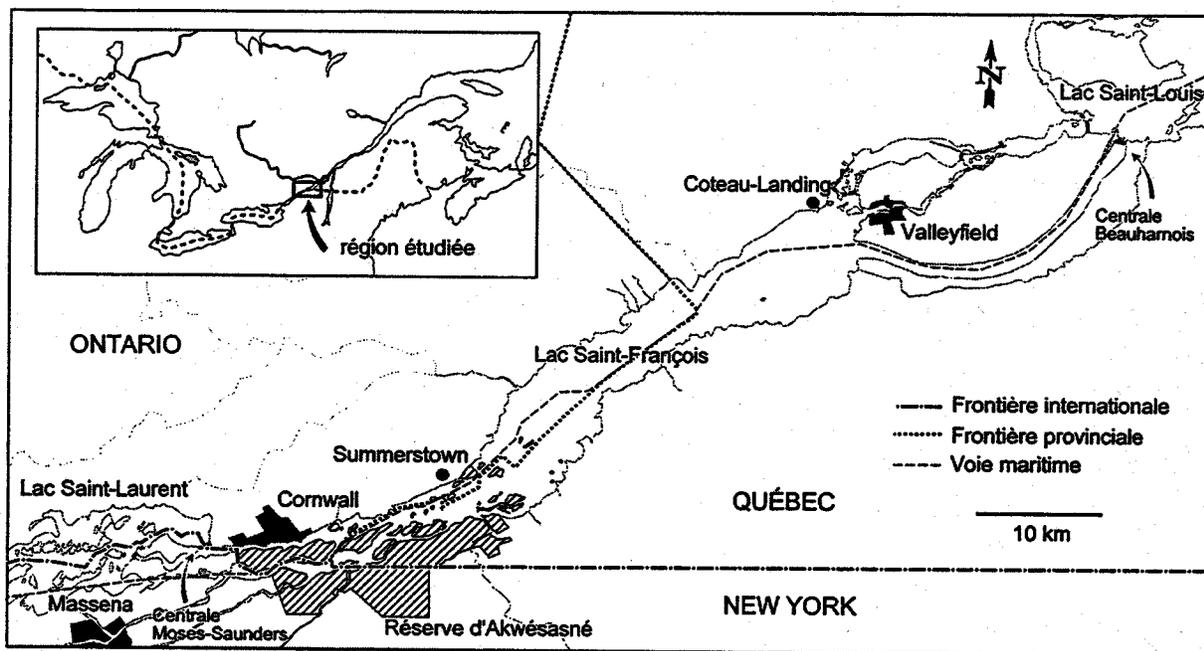


Figure 1: Carte géopolitique du lac Saint-François

La connaissance des courants : une nécessité

La connaissance des courants est essentielle afin de simuler le transport des contaminants dans les panaches des rejets industriels et municipaux ; il en est de même pour la propagation des hydrocarbures, en cas de déversement accidentel, ainsi que pour la dynamique sédimentaire, parfois nuisible à la navigation. De plus, cette connaissance peut être intéressante pour la navigation tant de plaisance que commerciale. Enfin, elle contribue à mieux comprendre les échanges internes et la dynamique d'un hydrosystème complexe.

La modélisation hydrodynamique

Les renseignements sur les courants peuvent être obtenus soit par mesures directes dans le milieu, soit par modélisation numérique. La mesure directe a l'inconvénient d'être coûteuse et fastidieuse ; c'est une valeur ponctuelle et valide seulement pour l'événement hydrodynamique mesuré, ce qui restreint sa portée synoptique. La modélisation permet, une fois validée, de simuler des vitesses associées à une large gamme de débits et ce, sur l'ensemble du tronçon. L'impact de changements morphologiques ou d'aménagements peut également être prédit.

La modélisation hydrodynamique permet de simuler des événements récurrents survenant régulièrement, ou encore, des événements rarissimes de fort ou de faible débit. On peut

également simuler des événements qui ne se sont jamais produits tels que des crues maximales probables (CMP), et d'en évaluer les impacts potentiels. Le calcul de l'écoulement incorpore de grandes quantités de données de terrain et il s'effectue en spécifiant certaines conditions d'interaction avec l'amont et l'aval (conditions aux limites). Les données de terrain comprennent principalement la topométrie et les caractéristiques de résistance du milieu à l'écoulement (ex : substrat, plantes aquatiques), tandis que les conditions aux limites sont les niveaux et débits imposés aux frontières du tronçon simulé.

L'atlas des courants

Le présent document montre la distribution des courants dans différentes conditions contrastées ainsi que la complexité de l'hydrologie du lac Saint-François et d'une partie de son écosystème. Puisque les variations de débit et de résistance des plantes aquatiques à l'écoulement sont importantes au cours de l'année, toutes ces conditions ne peuvent pas être présentées dans cet atlas. Pour représenter cette variabilité, une approche par événements de référence a été choisie. Cette méthode permet de montrer la diversité de l'écoulement par un nombre limité de simulations. Les conditions d'hiver demeurent encore exclues de l'exercice faute des modules de calcul requis pour le faire.

La méthode de modélisation retenue ici est exigeante quant à l'élaboration du modèle de terrain, à la connaissance de l'hydrologie et à la validation des résultats obtenus. Il nous est apparu utile de présenter sommairement la méthodologie utilisée pour en arriver à cette représentation de la réalité physique et abiotique du lac Saint-François: l'hydrologie, le modèle de terrain, le modèle mathématique, l'élaboration de la grille de calcul, le choix des événements de référence et la validation des résultats sont décrits de façon simple mais précise.

Hydrologie du système : les débits

La connaissance de l'hydrologie est essentielle afin de bien comprendre le comportement de ce milieu dans toutes les gammes de débits possibles. Les débits à l'entrée du lac, à l'embouchure des tributaires ainsi que la répartition des débits aux différents exutoires du lac Saint-François ont donc été analysés. Les niveaux du lac Saint-François sont contrôlés à son embouchure. Toutefois, l'effet des plantes aquatiques et de la glace est important sur les variations de niveau à l'amont de cette frontière; nous reviendrons un peu plus loin sur la question des niveaux d'eau. L'analyse des niveaux et des débits sert à établir les conditions qui doivent être imposées aux limites du modèle et permet partiellement d'en contrôler le bon fonctionnement, notamment durant la phase de validation.

Les eaux qui alimentent le lac Saint-François à sa limite amont près de Cornwall proviennent essentiellement du lac Ontario. Le niveau du lac Ontario et le débit qui en sort sont contrôlés par le barrage hydroélectrique de Moses-Saunders. La gestion de ces débits et niveaux est sous la responsabilité de la Commission mixte internationale (CMI). Divers critères entrent en ligne de compte dans la gestion du débit sortant du lac Ontario : ils représentent les intérêts principaux que sont le contrôle des inondations, la navigation commerciale et la production hydroélectrique.

Les variations saisonnières

Les Grands Lacs agissent comme un puissant régulateur sur le débit du Saint-Laurent, étant donné leur immense superficie et leur capacité d'emmagasinement considérable. Durant une année moyenne, le débit du fleuve est à son minimum en janvier et à son maximum en juillet. Le débit annuel moyen est de 7500 m³/s, tandis que les débits maximum et minimum mensuels moyens sont respectivement d'environ 7900 m³/s au mois de juillet, et de 6500 m³/s au mois de janvier. La Figure 2 montre que le débit est relativement constant entre la mi-avril et le mois de novembre, qu'il diminue rapidement entre décembre et le début de janvier, atteignant un plancher durant ce mois, puis qu'il augmente graduellement jusqu'à la mi-avril. La fin du mois de décembre est caractérisée par une diminution brusque du débit, une réduction artificielle imposée aux ouvrages de Moses-Saunders afin de favoriser la formation d'un couvert de glace stable en amont des barrages, suivie rapidement d'un rétablissement à la normale. Le lac Saint-François n'ajoute pas d'effet régulateur au débit du fleuve Saint-Laurent, son niveau étant très étroitement

contrôlé à Beauharnois afin de reconduire exactement le débit reçu de Moses-Saunders vers l'aval.

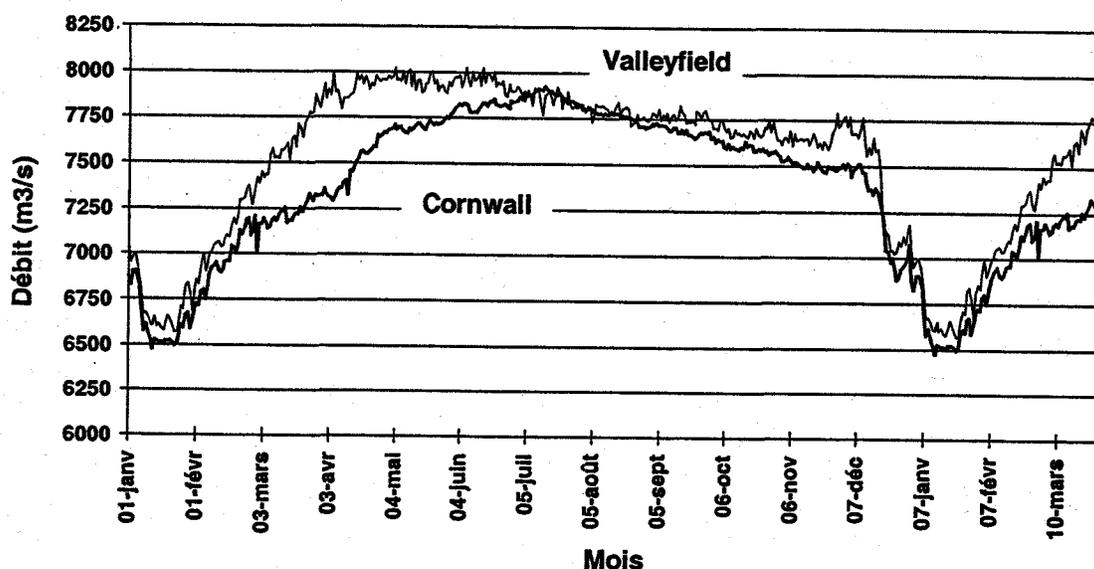


Figure 2 : Distribution des débits du fleuve Saint-Laurent au lac Saint-François ; moyenne journalière interannuelle entre 1963 et 1992.

Les variations à long terme du débit

Les variations à long terme du débit du fleuve Saint-Laurent montrent de grandes fluctuations qui sont directement reliées aux variations dans les précipitations sur le bassin versant. Les fluctuations semblent former des cycles variant de 10 à 30 ans qui sont souvent qualifiés de périodes de faible et forte hydraulicité. La Figure 3 montre l'évolution des moyennes mensuelles du débit du fleuve à l'amont du lac Saint-François et la succession de périodes de forte et de faible hydraulicité depuis 1860. Les débits mensuels extrêmes qui ont été enregistrés sont de 4500 m³/s en janvier 1935 et de 10 012 m³/s en mai 1993.

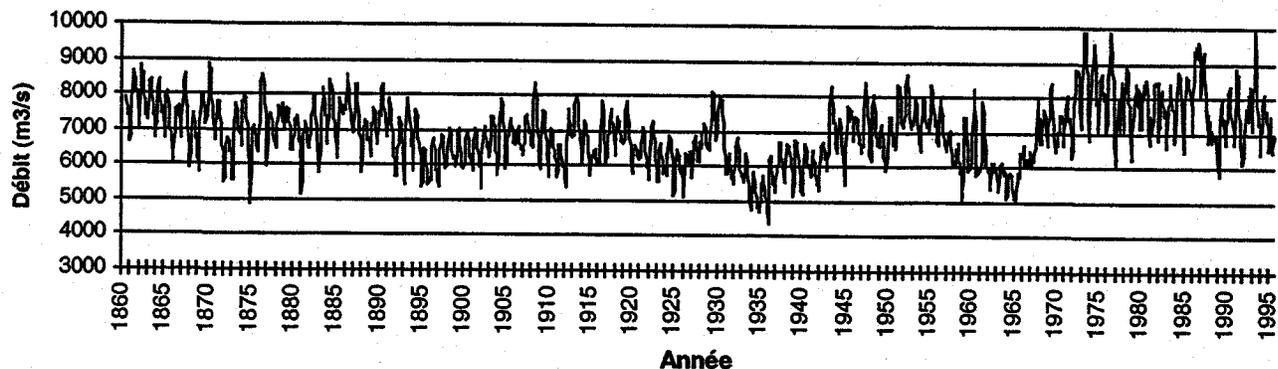


Figure 3 : Évolution à long terme des débits du lac Saint-François

Le débit à l'exutoire

L'exutoire du lac Saint-François se compose de deux sorties : le canal de Beauharnois et les ouvrages de contrôle de Coteau. Le canal de Beauharnois, un ouvrage de dérivation vers le barrage hydroélectrique du même nom, détourne la plus grande partie du débit du Saint-Laurent, soit 87%, tandis que seulement 13% emprunte le chenal naturel ; les débits respectifs résultant de cette gestion sont d'environ 6500 m³/s et de 1000 m³/s. De façon générale, le régime du canal de Beauharnois est relativement stable et déterminé par la capacité installée de la centrale hydroélectrique qu'il alimente directement. Le chenal naturel sert donc de trop-plein pour les débits en provenance des Grands Lacs car, comme nous l'avons mentionné, le faible marnage imposé au lac Saint-François n'induit aucune régulation de son débit à l'exutoire.

Le débit passant par le canal de Beauharnois est utilisé pour la génération d'hydroélectricité. Cette production s'effectue habituellement à la capacité installée de l'ouvrage, sauf en certaines périodes où il est nécessaire de tenir compte de la contrainte de formation du couvert de glace. La courbe des débits journaliers moyens interannuels sur 30 ans (Figure 4) montre un débit moyen variant entre 5600 m³/s en hiver, durant la période de formation de la glace, et 6800 m³/s en automne. Le débit est stable entre le début de mai jusqu'au début de décembre, à 6700 m³/s (Figure 4). On l'abaisse brusquement à la mi-décembre, afin de favoriser la formation du couvert de glace. Le débit augmente progressivement jusqu'au début de mars, puis diminue jusqu'au début d'avril.

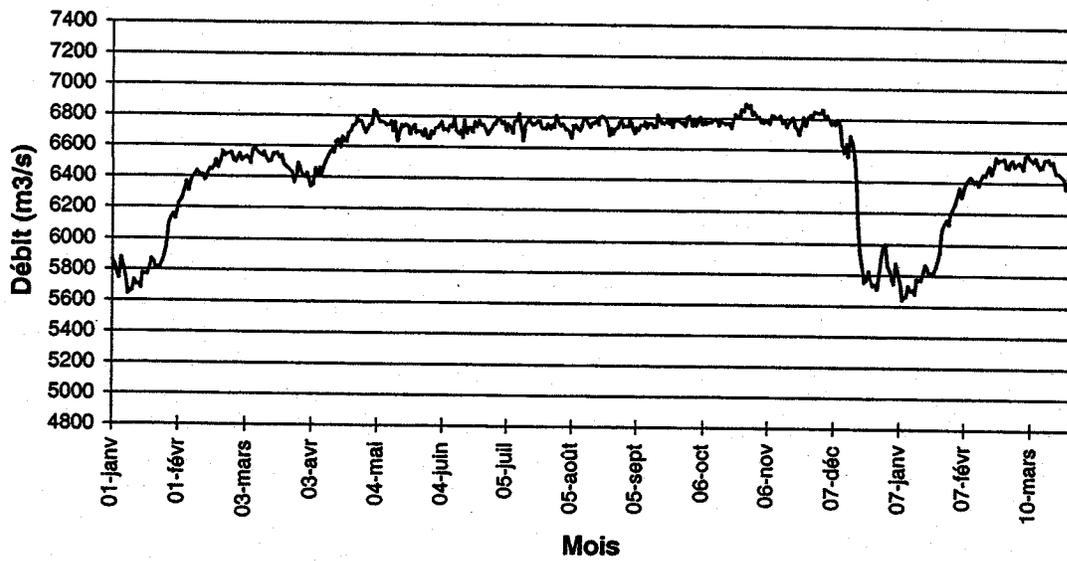


Figure 4 : Distribution des débits à la sortie du canal de Beauharnois; moyenne journalière interannuelle entre 1963 et 1992.

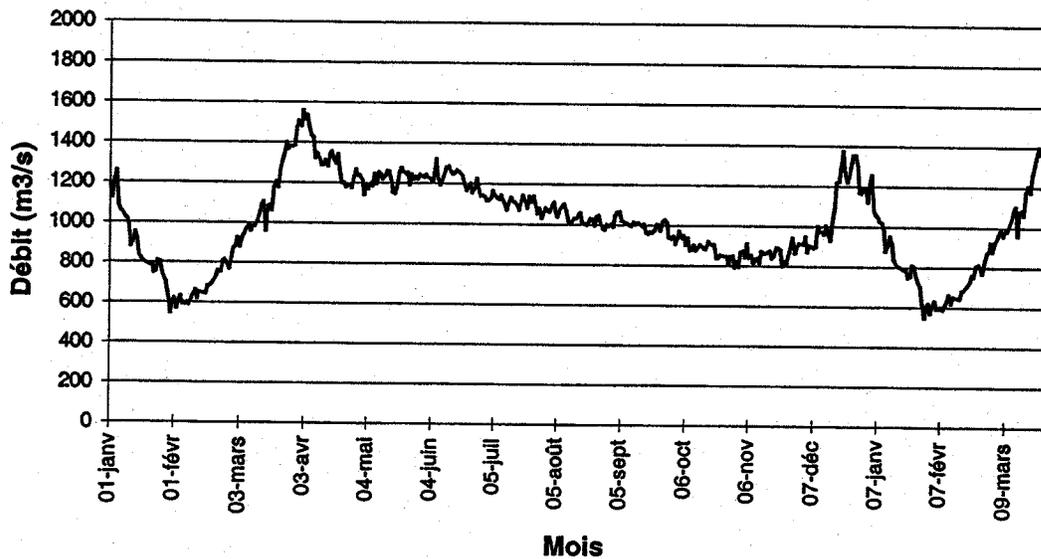


Figure 5 : Distribution des débits hivernaux du lac Saint-François aux ouvrages de Coteau; moyenne journalière interannuelle entre 1963 et 1992.

La courbe des débits passant aux ouvrages de Coteau (Figure 5) laisse voir un débit maximum de près de 1600 m³/s au début de mai, valeur qui diminue progressivement jusqu'au début de décembre. Cet abaissement graduel est suivi d'un second sommet au début de l'hiver, puis d'un minimum en février. Le débit qui est déversé à Coteau constitue l'excédent qui n'est pas turbiné à Beauharnois. Durant la période « à l'eau libre » (sans glace), le débit diminue graduellement,

condition nécessaire pour maintenir un débit régulier à Beauharnois. Pendant la période de formation de la glace, le débit est diminué dans le canal de Beauharnois et augmenté aux ouvrages de Coteau; c'est l'inverse lorsque le couvert de glace est stable. Vers le début d'avril, à la fonte des glaces, le débit est diminué temporairement dans le canal afin de réduire les vitesses de courant, et ainsi faciliter la manœuvre des navires à travers les glaces flottantes.

Tributaires

Les débits sortant du lac Saint-François sont plus forts que les débits qui y entrent en provenance des Grands Lacs au barrage de Moses-Saunders, la différence atteignant un maximum moyen d'environ 700 m³/s au printemps et 300 m³/s en automne. Cet écart est bien sûr dû aux apports des tributaires entrant dans le fleuve Saint-Laurent entre Cornwall et Valleyfield.

Mis à part l'apport des Grands Lacs, la contribution des tributaires les plus importants du lac Saint-François s'effectue du côté sud, à la tête du lac, à partir des territoires américain et québécois (Figure 6). D'ouest en est, ce sont les rivières Grasse, Raquette, Saint-Régis et aux Saumons qui ont respectivement des débits annuels moyens de 32 m³/s, 67 m³/s, 31 m³/s et 19 m³/s à leur embouchure. Les rivières Beaudette, Raisin et à la Guerre ont des débits moyens de moins de 5 m³/s. De façon générale, le débit de ces tributaires est plus fort au printemps avec une autre pointe de moindre importance à la fin novembre. Les conditions d'étiage se manifestent aux mois de juillet et d'août. La rivière Raquette, le plus important tributaire, a un débit journalier maximum (moyenne interannuelle) de 120 m³/s au printemps et un minimum de 40 m³/s en été. Les rivières Raisin, Beaudette et à la Guerre drainent des zones essentiellement agricoles tandis, que les rivières Grasse, Raquette, Saint-Régis et aux Saumons prennent leur source dans les zones forestières des monts Adirondacks et drainent également des zones agricoles plus au nord.

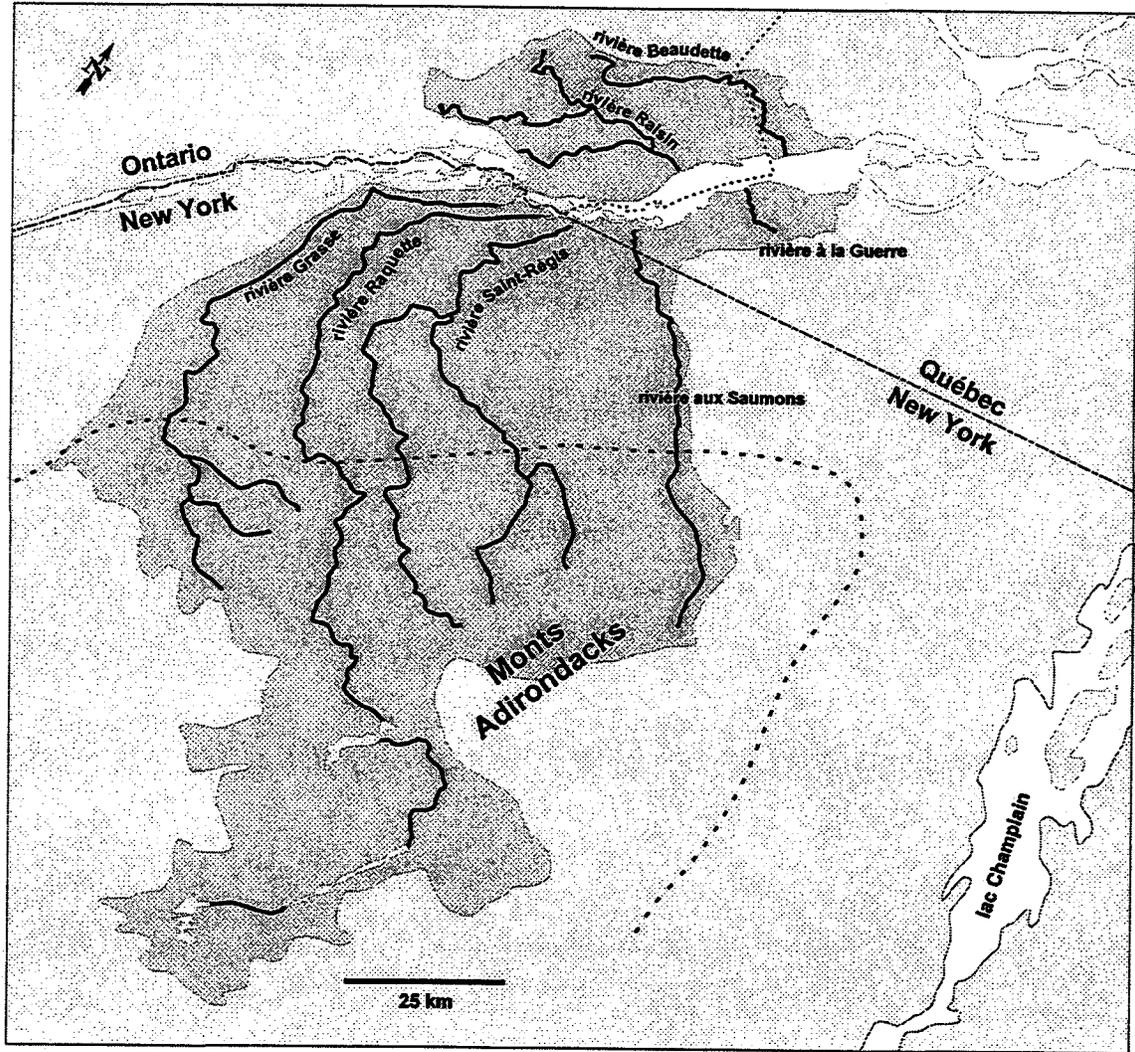


Figure 6 : Bassins de drainage des tributaires secondaires du lac Saint-François

Hydrologie du système : les niveaux d'eau

De façon générale dans le fleuve Saint-Laurent, les niveaux varient directement en fonction du débit qui y transite. Comme nous l'avons évoqué précédemment, le lac Saint-François fait exception puisque les niveaux sont étroitement stabilisés à l'aval par les ouvrages de Coteau et par le barrage de Beauharnois. En effet, le débit sortant du lac Saint-François est ajusté rigoureusement au débit entrant, permettant ainsi une stabilisation du niveau. La gestion des niveaux est sous la responsabilité d'Hydro-Québec. Le but d'une telle gestion est de maximiser le tirant d'eau (tonnage) des navires dans la voie maritime du Saint-Laurent tout en minimisant les risques d'inondation.

Le niveau d'eau à Coteau-Landing

La gestion du niveau à Coteau-Landing a varié énormément depuis la construction du canal de Beauharnois en 1932. Brièvement, les niveaux fluctuaient en fonction du débit avec un niveau moyen maintenu de plus en plus haut jusqu'en 1960. Depuis la construction de la voie maritime du Saint-Laurent (vers 1960), la variation des niveaux a été stabilisée à moins de 30 cm d'écart, soit entre 46.33 m et 46.63 m. Actuellement, les navires transitant par la voie maritime peuvent compter sur un tirant d'eau minimum de 8.0 m. Puisqu'un tel tirant d'eau exige un niveau stable et élevé, les niveaux actuels sont maintenus à près de 46.58 m à Coteau durant la période sans glace. En hiver, le niveau est augmenté d'environ 0.08 m.

La pente du plan d'eau

La pente du plan d'eau est représentée par l'écart du niveau d'eau entre l'amont et l'aval sur la longueur du lac. Elle varie en fonction du débit, de la résistance à l'écoulement exercée par la glace en surface et par les plantes aquatiques au fond et dans la colonne d'eau. Les quatre stations de mesures limnimétriques disponibles, Beauharnois (centrale), Coteau-Landing, Summerstown et Cornwall, ont été utilisées pour les fins de ce type d'analyse.

Les variations annuelles moyennes de niveau au lac Saint-François sont d'environ 10 cm à Coteau-Landing et de 20 cm à Cornwall. De façon générale, les pentes dans le lac sont plus fortes en présence de glace en hiver, plus faibles au printemps et en automne, et sont moyennes en présence de plantes aquatiques durant l'été. La Figure 7 montre en détails la variation de la pente au cours de l'année. Entre Summerstown et Coteau-Landing, l'influence des plantes aquatiques et

de la glace sur la pente sont du même ordre de grandeur. Les effets de la glace en hiver et des plantes aquatiques en été y sont marqués; la pente est forte à la fin du mois d'août, et est sensiblement plus forte en présence de glace durant le mois de mars.

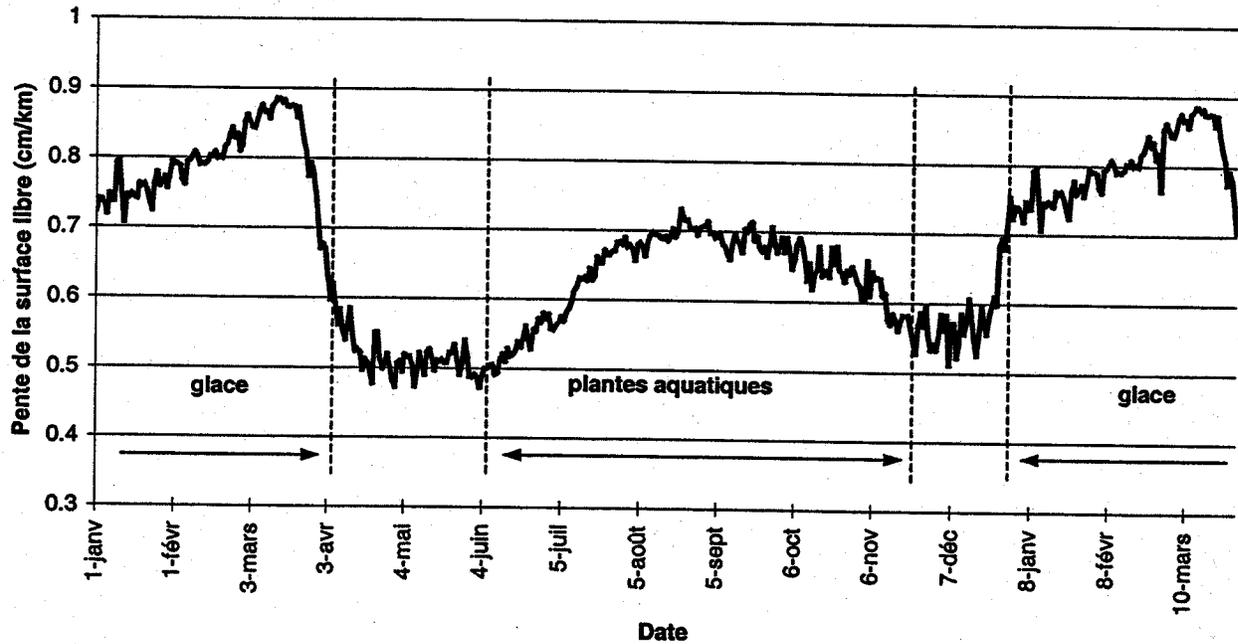


Figure 7 : Variation de la pente du plan d'eau entre Summerstown et Coteau-Landing durant l'année, moyenne journalière interannuelle entre 1963 et 1992.

Modèle numérique de terrain

Le modèle numérique de terrain comprend les données géoréférencées provenant des nombreuses mesures du milieu étudié ; il s'agit principalement de la description numérique de la topométrie du fond du fleuve, de la nature du substrat et des plantes aquatiques. Toutes ces informations sont variables dans l'espace et doivent donc être connues sur l'ensemble du tronçon pour obtenir des simulations hydrodynamiques représentatives de la réalité des courants. En plus de procurer des simulations fiables, un modèle de terrain de qualité permet aux experts de mieux comprendre les modes de fonctionnement du milieu naturel.

Topographie

La topographie est la description de l'élévation du terrain, il s'agit de la variable la plus importante dans le calcul de l'hydrodynamique du fleuve Saint-Laurent. Elle sert à décrire la morphologie du cours d'eau pour le modèle hydrodynamique. En général pour la modélisation hydrodynamique, les informations sur la topographie du fond du cours d'eau et sur l'élévation des plaines inondables sont intégrées dans le modèle de terrain. Étant donnée la stabilisation des niveaux au lac Saint-François, seule la description du lit du fleuve demeure pertinente aujourd'hui.

Les données

Ces données proviennent d'une caractérisation du terrain par le Service hydrographique du Canada (SHC) effectuée entre 1986 et 1988. Les sondages du SHC sont rassemblés sur 14 cartes appelées « minutes hydrographiques » dont l'échelle varie de 1:5 000 à 1:10 000. La majorité des sondages étaient disponibles en format numérique mais quelque 70 000 points additionnels ont dû être numérisés. Un total de 292 270 points de sondage à une précision verticale de ± 10 cm ont été assemblés dans le modèle de topométrie. Un sous-ensemble de la base de données de topographie décrivant bien la complexité du fond est présenté à la planche 2.

Classification morphologique

Selon la morphologie des fonds, le lac Saint-François peut être subdivisé en trois parties distinctes : *fluviale*, *chenalisée* et *lacustre*. La partie fluviale s'étend entre le barrage de Moses-Saunders et Summerstown; cette zone est caractérisée par un petit nombre de chenaux larges et

profonds, entrecoupés par des îles de grande taille (Planche 2). La partie chenalisée, au centre du lac, est caractérisée par des zones peu profondes (0 à 10 m) traversées par un réseau complexe de chenaux anastomosés sous-fluviaux relativement profonds (jusqu'à 26 m). Les zones peu profondes comprennent des îles et des hauts-fonds de moins de 1.5 m de profondeur. La partie lacustre occupe l'est du lac Saint-François, elle comporte un fond régulier de moins de 10 m de profondeur, coupé par un chenal central profond de plus de 21 m.

Substrat

La distribution spatiale du substrat doit être connue sur tout le tronçon puisque ce facteur, en plus de contribuer à la résistance à l'écoulement, influence divers aspects du vivant. Le frottement par le substrat est introduit localement dans le calcul de l'hydrodynamique à l'aide d'un coefficient (le « n » de Manning) qui varie, ici, en fonction de la granulométrie (Planche 3). Pour connaître la distribution spatiale des sédiments, la caractérisation directe sur le terrain est la seule méthode fiable disponible. La réponse en termes de résistance à l'écoulement peut nécessiter des ajustements additionnels lors de la calibration des simulations.

Les données

La carte du substrat utilisée au lac Saint-François a été constituée à l'aide de données provenant de diverses sources. Environ 1300 observations qualitatives ont été colligées par le SHC et intégrées aux minutes hydrographiques. Ces observations, bien que très grossières et d'un intérêt variable, ont été ajoutées aux 234 sondages granulométriques disponibles dans la littérature scientifique. Chacun de ces derniers procurait le % de gravier, de sable, de silt et d'argile. Par ailleurs, environ 300 observations qualitatives ont été effectuées lors de nos propres campagnes de caractérisation. Ces observations ont été effectuées à l'aide d'une caméra sous-marine et/ou d'une benne à sédiments. Toutes ces données ont été assemblées sur une carte au 1:15 000 et superposées sur la topographie du lac. Puisque localement la distribution du substrat est fortement corrélée avec la profondeur, l'interpolation des points de sondage de substrat s'est faite en partie à l'aide des courbes de niveau. Un modèle d'interprétation basé sur la stratigraphie des dépôts quaternaires a également été mis à contribution.

Le terrain

La granulométrie varie en fonction de l'énergie du milieu telle que conditionnée par les courants

et les vagues, mais également en fonction des sources de sédiments et de la composition du sous-sol. Au lac Saint-François, la distribution du substrat est fortement influencée par la présence des dépôts quaternaires et des roches sous-jacentes. Le lac est limité à l'amont et à l'aval par des affleurements rocheux résistants, à l'origine des zones de rapides qui étaient présentes autrefois à l'état naturel. De l'amont à l'aval, la granulométrie du chenal central obéit à la diminution graduelle des vitesses. Le substrat est très grossier autour de l'île de Cornwall, passe ensuite à du gravier, puis du sable graveleux, du sable et finalement du silt. Les sédiments sont très fins dans la partie lacustre où les vitesses de courant sont relativement faibles. Des sédiments fins (boue) sont également présents dans les bassins fermés que l'on retrouve dans la partie chenalisée au centre du lac. Par les fortes expositions au vent (fetchs) qui la caractérisent, toute la rive sud offre une très forte emprise au vent dominant d'ouest et l'effet des vagues sur le substrat y est donc important et déterminant. Ainsi, on y retrouve des plages de sable dans des baies fermées par des pointes composées de matériaux grossiers et résistants à l'érosion (till). On peut également noter la présence de forts pourcentages de sable à l'embouchure de tous les tributaires ce qui s'explique par les apports sédimentaires des rivières alluvionnaires en période de crue.

Plantes aquatiques

Les plantes aquatiques jouent un rôle déterminant sur l'écoulement dans le lac Saint-François, particulièrement durant l'été et l'automne et ce, tant sur le niveau d'eau que sur la distribution spatiale des courants et des masses d'eau. Les éléments ayant le plus d'influence sont les plantes submergées de grande taille (macrophytes submergés). Leur effet sur l'écoulement est introduit dans le calcul hydrodynamique d'une façon similaire au substrat (Planche 4), par un coefficient de frottement local de type «*n* de Manning». La valeur locale de ce coefficient est fonction du type, de la taille, et de la concentration relative des espèces ainsi que de la phase de croissance annuelle.

Les données

Les données sur la distribution spatiale des macrophytes submergés ont été acquises lors d'une campagne de terrain réalisée à la fin de l'été 1995 (24 septembre au 3 octobre). Une technique de cartographie impliquant un échosondeur, une caméra vidéo sous-marine et un système de positionnement dGPS (GPS différentiel) a été utilisée pour réaliser 35 transects répartis sur

l'ensemble du lac Saint-François. Les lectures d'échosondages ainsi que leur calibration avec la caméra vidéo ont permis de distinguer 12 assemblages d'espèces de macrophytes avec diverses variations quantitatives sur les hauteurs et les densités. Ces dernières variables sont celles utilisées pour le calcul du coefficient de frottement local de chaque *faciès* macrophytique.

Le terrain

Ces travaux de terrain ont contribué à comprendre la distribution générale des macrophytes dans le lac Saint-François. Les facteurs influençant cette distribution sont principalement des facteurs abiotiques tels que les vagues, les courants, la pénétration de la lumière et le type de substrat. La planche 3 montre la distribution spatiale des assemblages de plantes au lac Saint-François. On peut y noter plusieurs particularités résumant l'adaptation des espèces face aux facteurs abiotiques dominant leurs habitats.

Le *potamot pectiné* est présent principalement en bordure des chenaux principaux et des hauts fonds où l'on trouve de forts courants. Cette plante est particulièrement bien adaptée aux courants, ayant des tissus longs et flexibles. La *vallisnérie* se retrouve en colonie pure dans les zones où l'action des vagues est relativement forte, principalement dans la partie est du lac. L'association de la *vallisnérie* et du *potamot de Richardson* est présente lorsque l'énergie des vagues est moins importante. Le *cératophylle* est abondant dans les zones protégées des courants et des vagues. Le *myriophylle* avec des formes de croissance en canopé est abondant dans la partie chenalisée, dans les zones où les sédiments fins riches en nutriments ont tendance à se déposer. L'algue *Nitella* est présente dans les zones les plus profondes à la limite de la pénétration de la lumière. Les zones où l'on ne retrouve aucune plante s'expliquent soit parce qu'elles sont trop profondes, sont soumises à de trop forts courants ou de trop fortes vagues, ou encore parce qu'elles sont composées de matériaux résistants à la pénétration des racines. En effet, les racines ne peuvent pénétrer la roche mère ni l'argile cohésive présente dans les dépôts quaternaires.

Modèle hydrodynamique

La modélisation hydrodynamique est effectuée à l'aide du modèle HYDROSIM, développé à l'INRS-Eau. Ce simulateur est couplé à MODELEUR, un outil de type SIG (Système d'information géographique) dédié à l'hydraulique fluviale qui permet de pré-traiter et post-traiter les données en plus de piloter les simulations. L'approche utilisée est basée sur une modélisation numérique bidimensionnelle (2D) des équations d'ondes longues aussi appelées « équations des eaux peu profondes », qui sont résolues par la méthode des éléments finis. Ce modèle utilise la forme conservative des équations de conservation de la masse et de la quantité de mouvement des équations de Saint-Venant et prend en compte localement les paramètres de frottement dus aux substrats, aux plantes aquatiques et à la glace. Il procure en sortie les composantes (x , y) de la vitesse moyenne (intégrée dans la verticale) sur tous les nœuds de calcul. Tout le domaine de simulation est ainsi décrit soit directement aux nœuds de calcul, ou encore par interpolation entre ces nœuds. Le modèle prend en compte le recouvrement et le découverture des berges en fonction du débit et du niveau d'eau. Le modèle mathématique est représenté par le système d'équations de la figure 8. Le simulateur peut être opéré en régime transitoire mais les conditions d'écoulement quasi-permanentes dans le lac Saint-François permettent une résolution stationnaire (régime permanent).

Grille éléments finis

Le tronçon simulé est subdivisé en de nombreux éléments triangulaires qui forment le « maillage » ou la « grille d'éléments finis ». La forme et la taille de ces éléments peuvent être adaptées pour représenter la forme et la complexité du terrain, du substrat, des plantes aquatiques ou de toute autre variable. Plus le terrain est complexe, plus le maillage est raffiné, et plus le nombre d'éléments est important. Cependant, un maillage avec un trop grand nombre d'éléments peut se traduire en des temps de calcul excessifs. Un des objectifs du modélisateur est d'optimiser le maillage en tenant compte des besoins de précision et du temps de calcul sur les ordinateurs disponibles.

Équation de conservation de la masse

$$\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} = 0$$

Équation de conservation de la quantité de mouvement

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{q_x q_x}{H} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{q_x q_y}{H} \right) + c^2 \frac{\partial h}{\partial x} - \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial x} (H \tau_{xx}) + \frac{\partial}{\partial y} (H \tau_{xy}) - \tau_x^b - \tau_x^s \right) - f_c q_y = 0$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{q_y q_x}{H} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{q_y q_y}{H} \right) + c^2 \frac{\partial h}{\partial y} - \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial}{\partial x} (H \tau_{yx}) + \frac{\partial}{\partial y} (H \tau_{yy}) - \tau_y^b - \tau_y^s \right) + f_c q_x = 0$$

$x(x,y)$	= Coordonnées (x vers l'est et y vers le nord)	f_c	= force de Coriolis ($f_c=2\omega \sin\phi$) (s^{-1})
q_x, q_y	= débit spécifique selon x et y (m^2/s)	τ_{ij}^b	= contraintes de Reynolds (kg/s^2m)
h	= hauteur d'eau (niveau)	τ_x^b, τ_y^b	= friction au fond en x et en y (kg/s^2m)
H	= profondeur de la colonne d'eau ($=h-z$) (m)	τ_x^s, τ_y^s	= friction en surface en x et en y (kg/s^2m)
c	= célérité des vagues ($c=\sqrt{gH}$) (m/s) ³		
ρ	= masse spécifique de l'eau ($10^3 kg/m^3$)		
$u(u,v)$	= composant de la vitesse (m/s) où;		
	$u = q_x/H$ (m/s)		
	$v = q_y/H$ (m/s)		

Figure 8 : Équations des ondes longues (forme conservative) en régime permanent résolues par HYDROSIM (Modèle de Saint-Venant)

La discrétisation

Les données du modèle de terrain sont rendues accessibles au modèle de calcul hydrodynamique par la méthode des éléments finis. Les éléments utilisés sont des triangles à six noeuds (interpolation P1-isoP2) qui sont tous impliqués dans le calcul des vitesses moyennes (Planche 1). Ces noeuds portent les informations sur le frottement et la topographie. La topographie et le niveau d'eau sont portés par les 3 noeuds sommets, mais une interpolation linéaire permet de connaître ces variables sur tout l'élément.

Le maillage du lac Saint-François

Le maillage du lac Saint-François utilisé pour cet atlas est composé de 27 618 éléments et de 57 468 noeuds. La taille des éléments varie de 10 m à 400 m de côté (Planche 1). Une attention particulière a été apportée à la construction du maillage. La forme du terrain dans la partie fluviale et chenalisée est très accidentée ; les éléments dans ces deux parties sont de petite taille et épousent très bien le contour des chenaux. Cette précision permet d'obtenir des vitesses simulées réalistes même dans les petits chenaux.

Le maillage a été construit à l'aide du MODELEUR ; cet outil est au cœur de la gestion des données du modèle de terrain, de la préparation des données à la simulation et de la visualisation des résultats. Le MODELEUR a été conçu pour construire de façon semi-automatique les éléments du maillage. L'utilisateur a la possibilité de choisir la dimension des mailles et la limite du maillage. Une fois la grille de calcul construite, les données de terrain sont interpolées sur les nœuds de calcul (projetées). Cette même grille, ou un autre maillage de représentation, peuvent être utilisés pour consulter graphiquement les résultats sous forme d'isosurfaces, d'isolignes ou de vecteurs. Dans le cas du présent atlas, le même maillage a été utilisé pour la représentation graphique et les calculs hydrodynamiques.

Concept d'événements de référence

En période à l'eau libre (sans glace), la variation temporelle des courants au lac Saint-François est principalement fonction des débits du fleuve et des tributaires, ainsi que de la présence de plantes. Toute variation de l'influence de chacune de ces variables crée autant d'ensembles de conditions différentes qui peuvent être simulées. Toutefois, puisque toutes ces conditions représentent une masse d'information importante et souvent très redondante, des événements dits « de référence » ont été choisis pour montrer la diversité des courants dans le cadre de cet atlas. Ces événements de référence ont été sélectionnés pour représenter des conditions moyennes et fixer les bornes extrêmes ; la plupart des autres conditions possibles sont donc comprises quelque part parmi ces événements. Parmi les événements de référence, on compte aussi ceux utilisés pour vérifier les résultats du simulateur et qui ont fait l'objet de mesures. Le vent et la glace peuvent avoir une influence significative sur l'écoulement ; toutefois, seulement les variations dans les conditions de débits et de plantes aquatiques sont prises en considération dans le cadre de cet atlas.

Le choix des événements de référence

Les chroniques historiques de débit montrent que la gamme des débits mensuels au lac Saint-François varie entre des extrêmes qui vont de 4500 m³/s à 10 000 m³/s avec une moyenne d'environ 7500 m³/s. La diversité des courants est montrée à l'aide des événements extrêmes ainsi qu'avec la moyenne des événements possibles par tranche de 2500 m³/s, soit de 5000, 7500 et 10 000 m³/s (Tableau 1). Ces événements sont simulés en absence de plantes et de glace et au

maximum de croissance des plantes. La période d'absence des plantes et de la glace correspond au printemps, entre la fonte des glaces jusqu'au début juin, ou encore à l'automne, entre la fin de novembre et la prise des glaces (période printemps-automne). La période de croissance des macrophytes aquatiques débute au mois de juin et se poursuit jusqu'à la mi-octobre (période été).

Tableau 1 : Événements de référence représentés dans cet atlas

Événement	Débit du fleuve	Débit des tributaires	Résistance des plantes	Période représentée
Planche 5	5000 m ³ /s	150 m ³ /s	Maximum	fin de l'été (août-oct.)
Planche 6	5000 m ³ /s	750 m ³ /s	Absence	printemps et fin de l'automne
Planche 7	7500 m ³ /s	150 m ³ /s	Maximum	fin de l'été (août-oct.)
Planche 8	7500 m ³ /s	750 m ³ /s	Absence	printemps et fin de l'automne
Planche 9	10 000 m ³ /s	150 m ³ /s	Maximum	fin de l'été (août-oct.)
Planche 10	10 000 m ³ /s	750 m ³ /s	Absence	printemps et fin de l'automne

Les tributaires ont une influence réduite sur le patron d'écoulement puisque leur débit moyen reste généralement faible en comparaison avec le débit du fleuve ; les débits moyens des tributaires ont été utilisés pour définir les événements de référence. Le débit total des tributaires utilisé est de 150 m³/s pour les simulations de l'été et de 750 m³/s pour les simulations du printemps et de l'automne.

Validation

Afin d'établir le degré de confiance qui peut être accordé aux résultats de simulations, il est nécessaire de les valider. La validation du modèle hydrodynamique du lac Saint-François a été effectuée en deux étapes, d'abord avec les niveaux d'eau historiques mesurés aux trois stations du lac et avec deux séries de mesures de courant prises en deux périodes distinctes. Dans tous les cas, la vérification du débit simulé aux frontières du modèle et de sa conservation globale dans l'ensemble du domaine de simulation est une condition essentielle à la validation d'une simulation.

La validation des niveaux

La validation par les niveaux d'eau est relativement grossière et permet d'évaluer rapidement la qualité d'une simulation. Étant donné l'importance des plantes aquatiques dans les processus d'écoulement du système, la validation se devait de recouper toute la gamme de résistances

reliées à ce facteur. C'est pourquoi des observations du niveau d'eau réalisées avec des niveaux de croissance des plantes aquatiques de 0% (25-28 avril 1996), 50% (4-7 juillet 1996) et 80% (25-29 juillet 1994) ont été retenues pour vérifier le modèle. Pour chacun de ces événements, le débit du fleuve était respectivement de 6887 m³/s, 7685 m³/s et 8410 m³/s, tandis que les débits totaux des tributaires étaient respectivement de 620 m³/s, 73 m³/s et 200 m³/s. Le tableau 2 permet de comparer les niveaux mesurés lors de différents événements avec les niveaux simulés par le modèle hydrodynamique ; la correspondance est excellente.

Tableau 2 : Résultats de la validation des niveaux d'eau (RIGL55)

	Cornwall		Summerstown		Coteau-Landing	
	Mesuré	simulé	Mesuré	simulé	mesuré	simulé
0% de croissance 25-28 avril 1996	46.80 m	46.796 m	46.61 m	46.613 m	46.47 m	46.472 m
50% de croissance 4-7 juillet 1994	46.99 m	46.995 m	46.72 m	46.719 m	46.45 m	46.452 m
80% de croissance 25-29 juillet 1996	46.94 m	46.939 m	47.70 m	46.701 m	45.45 m	46.449 m

La validation des vitesses

La validation du modèle par les mesures des vitesses est plus exigeante que celle réalisée pour les niveaux d'eau. D'abord à cause de la variabilité locale du phénomène qui requiert un effort de caractérisation très étendu sur le terrain, et ensuite à cause des problèmes d'hétérogénéité des ensembles de données que l'on veut comparer. Ce type de validation permet de s'assurer que la résistance à l'écoulement telle que paramétrisée dans le modèle à l'aide des coefficients de Manning reproduit efficacement non seulement l'inclinaison du plan d'eau dans son ensemble mais aussi la distribution des masses d'eau tributaires des courants

La méthode de caractérisation retenue est basée sur l'utilisation d'un courantomètre profileur à effet Doppler (ADCP) sur des transects localisés en des sites jugés représentatifs des grands patrons hydrodynamiques du domaine dans son ensemble ou des conditions particulières typiques comme les transitions abruptes de profondeurs, les contours des îles ou des baies et l'effet des plantes aquatiques. Deux événements de débit distincts ont été utilisés pour la validation : le premier a une faible densité de plantes (4-7 juillet 1996) et le second représente la période près de la croissance maximale (25-29 juillet 1994). La base de données se compose d'environ 15 000 points de mesure de vitesses répartis sur le lac Saint-François, appartenant à 22

sections mesurées en 1994 et à 14 en 1996.

La validation des résultats des simulations exige que les ensembles de données puissent être comparables en nature, c'est-à-dire, homogènes. Les données simulées représentent la vitesse moyenne sur la colonne d'eau tandis que les mesures représentent la vitesse instantanée au point d'échantillonnage. Le courantomètre à effet Doppler mesure la vitesse à tous les 25 cm d'intervalle dans la verticale sur toute la colonne d'eau. Toutefois, cet instrument ne peut mesurer la vitesse près de la surface ni près du fond ; de plus, il ne peut mesurer la portion de la colonne d'eau densément occupée par les plantes. Par ailleurs, l'instrument permet d'obtenir la vitesse instantanée du courant dans les trois directions; par le fait même, les effets aléatoires de la turbulence (tous les mouvements périodiques de fréquence supérieure à quelques secondes comme les tourbillons de Von Karman) ne sont pas filtrés et les mesures peuvent dévier significativement de la direction moyenne. De son côté, le modèle génère la composante moyenne des vitesses donc une valeur exempte de fluctuations turbulentes, et sur une certaine superficie qui est fonction de la taille de la maille de calcul locale. Bref, il est nécessaire de traiter les données mesurées de telle sorte qu'elles puissent être comparées de façon homogène avec les résultats des simulations.

Pour ce faire, les mesures sont intégrées dans la verticale et dans l'espace. La taille de la maille de calcul fixe la dimension de l'intégration spatiale. Par exemple, dans la partie aval du lac où les mailles sont d'environ 100 m de diamètre, les données mesurées sont intégrées sur une distance d'environ 100 m.

Deux événements ont, rappelons-le, été utilisés pour la validation du modèle à l'aide des mesures de courants. Ce sont ceux qui ont également servi à la validation des niveaux d'eau avec des coefficients de croissance des macrophytes de 50% et de 80% (4-7 juillet 1996 et 25-29 juillet 1994). Les champs de vitesse correspondants se distinguent à maints égards, notamment dans les régions peu profondes où les plantes sont présentes.

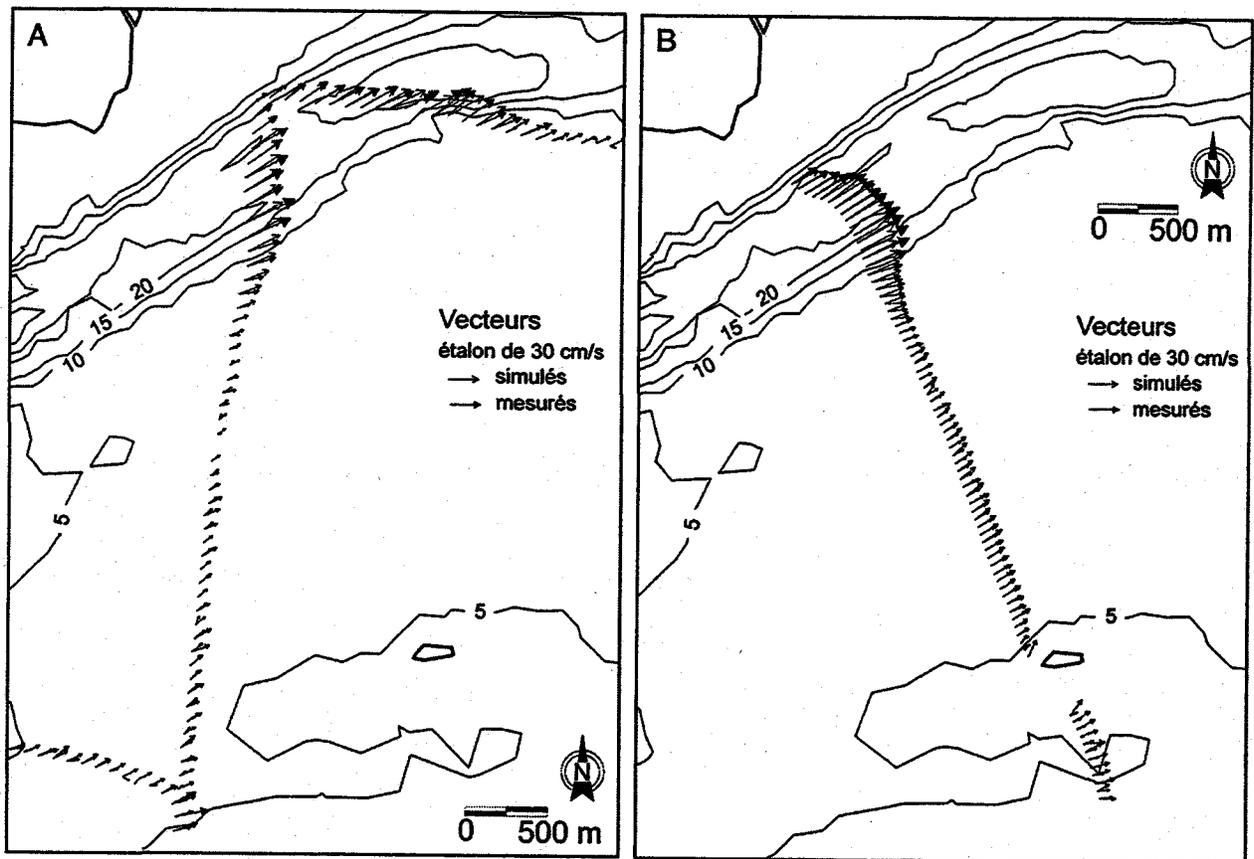


Figure 9 : Exemples de validation des vitesses à l'aide de deux événements différents. A : événement du 4-7 juillet 1996 avec $8410 \text{ m}^3/\text{s}$ et 50% de croissance des plantes. B : événement du 25-29 juillet 1994 avec $7685 \text{ m}^3/\text{s}$ et 80% de croissance des plantes.

La figure 9A permet de comparer quelques résultats de la simulation à 50% de macrophytes avec les mesures, tandis que la figure 9B présente une comparaison équivalente pendant la phase de croissance à 80%. Graphiquement, la comparaison utilise des vecteurs dont la longueur est proportionnelle au courant et la direction consistante avec l'orientation du courant. On peut constater la bonne qualité des simulations notamment dans les transitions rapides de profondeurs observables en périphérie de la voie navigable.

Présentation des résultats

La plupart des résultats illustrés ci-après sous forme de planches découlent de l'exercice de modélisation de terrain, ou encore des simulations hydrodynamiques. La signification exacte des variables traitées a été introduite dans la première partie du document sauf la fonction courant qui nécessite d'être définie. Nous y reviendrons un peu plus bas. La vitesse du courant représentée sur les planches est obtenue en divisant localement le débit spécifique des simulations - la variable primitive du simulateur - par la profondeur. Le module du débit spécifique est obtenu à partir des composantes vectorielles selon x et y de cette variable. La direction du courant n'est donc pas représentée.

Il a été décidé de ne pas commenter en détails ni de discuter les résultats présentés et de laisser, comme c'est la plupart du temps le cas avec les atlas, les images parler d'elles-mêmes. Seul un bref commentaire est fourni avec la légende afin de rappeler quelques éléments de compréhension indispensables.

La fonction courant est un des multiples résultats (planches 13 et 14) qui peuvent être obtenus par un simple post-traitement des variables de base de la modélisation de terrain et/ou hydrodynamique, comme par exemple, la diffusivité due à la turbulence, le régime d'écoulement représenté par le nombre de Froude, la vitesse de cisaillement, pour ne nommer que celles-là. Seule la fonction courant a été illustrée ici car cette variable permet de se faire une idée très rapide de la provenance et de la destination moyennes des masses d'eau dans le système. Le lecteur devra se souvenir que la principale simplification tient à l'absence de la diffusion turbulente comme facteur participant à la propagation des masses d'eau. Il faut donc interpréter ce résultat à titre indicatif seulement.

Mathématiquement, la fonction courant est obtenue par l'intégration numérique du débit spécifique sur l'ensemble du domaine de simulation. Le débit spécifique est le produit local de la vitesse moyenne du courant (module) par la profondeur. Ses unités sont des m^2/s . Pour obtenir un débit en m^3/s transitant par une section donnée, il faut intégrer transversalement au courant sur la largeur considérée. C'est un peu ce que fait la fonction courant mais en utilisant une approche spatialisée sur l'ensemble du domaine. Pour l'interpréter, on n'a qu'à considérer les isosurfaces comme des couloirs où transite un certain débit égal à l'incrément de l'intervalle de classes.

Ainsi, en partant d'une berge, les couloirs de débit s'additionnent les uns aux autres jusqu'à la berge opposée où l'on retrouve alors le débit total du fleuve.

Résultats (planches)

Planche 1 : Grille de calcul de type éléments finis

Cette planche représente l'ensemble du maillage d'éléments finis utilisé pour les fins du calcul hydrodynamique ainsi que trois agrandissements correspondant aux parties fluviale, chenalisée et lacustre. La dimension des éléments utilisés est dictée par la nécessité d'un temps de calcul informatique raisonnable ainsi que par une représentation acceptable des facteurs de résistance à l'écoulement et de la topographie. Les parties fluviale et chenalisée comportent des éléments plus petits en raison d'une topographie beaucoup plus complexe à ces endroits que dans la partie lacustre. Les éléments du maillage peuvent être raffinés pour des applications particulières.

Planche 2 : Topographie

Cette planche montre la topographie de l'ensemble du lac Saint-François. Pour les fins de l'atlas, la topographie est délimitée par les berges correspondant au niveau du lac tel que stabilisé artificiellement. Autrement dit, elle n'inclut pas les anciennes plaines de débordement. Les agrandissements dans les parties fluviale, chenalisée et lacustre montrent bien les différents types de physiographie rencontrés dans le lac. La topographie est particulièrement complexe (anastomosée) dans la partie médiane du lac.

Planche 3 : Substrat et plantes aquatiques

Cette planche illustre la distribution du substrat et des plantes. Les macrophytes sont absents de la partie fluviale (amont) sauf à proximité des berges. La partie chenalisée (centre) est nettement plus colonisée par les macrophytes en particulier par le myriophylle (*Myriophyllum spicatum*). La partie lacustre (aval) est également couverte de plantes aquatiques ; l'espèce la plus abondante est la vallisnérie (*Vallisneria americana*).

La taille caractéristique des sédiments est généralement faible. Seules la blocaille (till délavé) située principalement à l'amont et la roche mère à l'aval sont des substrats de dimension plus

importante. De façon générale, la dimension du substrat diminue de l'amont vers l'aval, en relation directe avec la diminution des vitesses de courant.

Planche 4 : Frottement des plantes aquatiques et du substrat

Cette planche montre les coefficients de frottement (sous la forme d'un « n » de Manning) liés au substrat et aux plantes aquatiques. Ces coefficients sont ceux utilisés par le modèle hydrodynamique. Les valeurs du coefficient de Manning liées au substrat sont généralement entre 0.016 et 0.027. Les valeurs sont un peu plus élevées dans la partie amont (fluviale) puisque le substrat y est plus grossier. Des valeurs de coefficient élevées ont également été utilisées sur le seuil près des ouvrages de Coteau.

Les valeurs liées aux plantes aquatiques varient énormément et atteignent des valeurs extrêmement élevées (0.180) quand on les compare à celles du substrat. Ces fortes valeurs se retrouvent à des endroits où la densité de plante est telle que l'écoulement est pratiquement nul.

Planche 5 : Vitesses de courant (module) simulées pour un débit de 5000 m³/s, plantes au maximum de croissance

L'agrandissement dans la partie fluviale (partie B) possède sa propre légende car les vitesses y sont beaucoup plus élevées que dans le reste du lac. La légende principale est valable pour la vue générale du lac (figure A) ainsi que pour les agrandissements des zones chenalisée et lacustre (figures C et D). La direction des courants n'est pas représentée ici.

Les vitesses les plus grandes se retrouvent dans la partie fluviale à l'amont du lac et diminuent graduellement en allant vers l'aval, soit au fur et à mesure que s'élargit la section d'écoulement. A la sortie du lac, un accroissement des vitesses est observé dans le canal de Beauharnois. La présence de plantes aquatiques au stade maximum de leur croissance accentue le contraste entre les vitesses rapides des chenaux et les vitesses plus lentes associées aux parties moins profondes du lac.

Planche 6 : Vitesses de courant simulées pour un débit de 5000 m³/s, plantes au minimum de croissance

Comme pour la précédente planche, l'agrandissement dans la partie fluviale (partie B) possède sa propre légende car les vitesses y sont beaucoup plus élevées que dans le reste du lac. La légende

principale est valable pour la vue globale du lac (partie A) ainsi que pour les agrandissements des zones chenalisée et lacustre (parties C et D).

Les vitesses les plus grandes se retrouvent dans la partie fluviale à l'amont du lac et diminuent graduellement en allant vers l'aval. A la sortie du lac, un accroissement des vitesses est observé dans le Canal de Beauharnois. Généralement, les vitesses les plus rapides se retrouvent dans les chenaux tandis que les vitesses les plus lentes sont associées aux parties moins profondes du lac. Les contrastes de vitesses entre les différentes parties de la section d'écoulement sont moins accentués que dans la planche précédente, laquelle montrait le maximum de la résistance des plantes et une structuration plus prononcée des courants.

Planche 7 : Vitesses de courant (module) simulées pour un débit de 7500 m³/s, plantes au maximum de croissance

L'agrandissement dans la partie fluviale (partie B) possède sa propre légende car les vitesses y sont beaucoup plus élevées que dans le reste du lac. La légende principale est valable pour la vue globale du lac (partie A) ainsi que pour les agrandissements des zones chenalisée et lacustre (parties C et D).

Les vitesses les plus grandes se retrouvent dans la partie fluviale à l'amont du lac et diminuent graduellement en allant vers l'aval. A la sortie du lac, un accroissement des vitesses est observé dans le Canal de Beauharnois. La présence de plantes aquatiques au stade maximum de leur croissance accentue le contraste entre les vitesses rapides des chenaux et les vitesses plus lentes associées aux parties moins profondes du lac.

Planche 8 : Vitesses de courant (module) simulées pour un débit de 7500 m³/s, plantes au minimum de croissance

L'agrandissement dans la partie fluviale (partie B) possède sa propre légende car les vitesses y sont beaucoup plus élevées que dans le reste du lac. La légende générale est valable pour la vue globale du lac (partie A) ainsi que pour les agrandissements des zones chenalisée et lacustre (parties C et D).

Les vitesses les plus grandes se retrouvent dans la partie fluviale à l'amont du lac et diminuent graduellement en allant vers l'aval. A la sortie du lac, un accroissement des vitesses est observé

dans le Canal de Beauharnois. Généralement, les vitesses les plus rapides se retrouvent dans les chenaux tandis que les vitesses les plus lentes sont associées aux parties moins profondes du lac. Les contrastes de vitesses entre les différentes parties de la section d'écoulement sont moins accentués que dans la planche précédente laquelle montrait le maximum de la résistance des plantes et une structuration plus prononcée des courants.

Planche 9 : Vitesses de courant (module) simulées pour un débit de 10 000 m³/s, plantes au maximum de croissance

L'agrandissement dans la partie fluviale (partie B) possède sa propre légende car les vitesses y sont beaucoup plus élevées que dans le reste du lac. La légende principale est valable pour la vue globale du lac (partie A) ainsi que pour les agrandissements des zones chenalisée et lacustre (parties C et D).

Les vitesses les plus grandes se retrouvent dans la partie fluviale à l'amont du lac et diminuent graduellement en allant vers l'aval. A la sortie du lac, un accroissement des vitesses est observé dans le Canal de Beauharnois ainsi qu'en approchant de Coteau I et Coteau III. La présence de plantes aquatiques au stade maximum de leur croissance accentue le contraste entre les vitesses rapides des chenaux et les vitesses plus lentes associées aux parties moins profondes du lac.

Planche 10 : Vitesses de courant (module) simulées pour un débit de 10 000 m³/s, plantes au minimum de croissance

L'agrandissement dans la partie fluviale (partie B) possède sa propre légende car les vitesses y sont beaucoup plus élevées que dans le reste du lac. La légende principale est valable pour la vue globale du lac (partie A) ainsi que pour les agrandissements des zones chenalisée et lacustre (parties C et D).

Les vitesses les plus grandes (3.5 à 4.1 m/s) se retrouvent dans la partie fluviale à l'amont du lac et diminuent graduellement en allant vers l'aval. A la sortie du lac, un accroissement des vitesses est observé dans le Canal de Beauharnois ainsi qu'en approchant de Coteau I et Coteau III. Généralement, les vitesses les plus rapides se retrouvent dans les chenaux tandis que les vitesses les plus lentes sont associées aux parties moins profondes du lac. Les contrastes de vitesses entre les différentes parties de la section d'écoulement sont moins accentués que dans la planche

précédente laquelle montrait le maximum de la résistance des plantes et une structuration plus prononcée des courants.

Planche 11 : Niveaux d'eau simulés pour un débit de 7500 m³/s, plantes au maximum de croissance

La planche 11 illustre le niveau d'eau obtenu pour un débit de 7500 m³/s avec les plantes aquatiques au maximum de leur croissance. Les pertes de charge associées à la résistance des plantes et du substrat sont beaucoup plus importantes à l'amont du lac et s'amenuisent au fur et à mesure que l'on se dirige vers l'aval du lac. Les pertes de charge sont plus importantes dans les parties chenalisée et lacustre en présence de plantes aquatiques qu'en leur absence. Cela est causé par la résistance supplémentaire induite par les plantes.

Les niveaux présentés ici sont réduits au RIGL55 (repère international des Grands Lacs), dont la base est à quelques centimètres du niveau moyen des mers. Le niveau présenté ici est le niveau de la surface du lac. Pour connaître la profondeur, il suffit de soustraire la topographie du niveau d'eau.

Planche 12 : Niveaux d'eau simulés pour un débit de 7500 m³/s, plantes au minimum de croissance

La planche 12 illustre le niveau d'eau obtenu pour un débit de 7500 m³/s avec les plantes aquatiques au minimum de croissance. Les pertes de charge sont beaucoup plus importantes à l'amont du lac et s'amenuisent au fur et à mesure que l'on se dirige vers l'aval du lac.

Les niveaux présentés ici sont réduits au RIGL55 (repère international des Grands Lacs), dont la base est à quelques centimètres du niveau moyen des mers. Le niveau présenté ici est le niveau de la surface du lac. Pour connaître la profondeur, il suffit de soustraire la topographie du niveau d'eau.

Planche 13 : Fonction courant pour un débit de 7500 m³/s, plantes au maximum de croissance

La planche 13 montre la répartition spatiale moyenne des masses d'eau à l'aide de la fonction courant en supposant qu'il n'y a aucun mélange. Cette hypothèse limite l'interprétation à une simple valeur descriptive de la provenance et de la destination moyenne des masses d'eau. Les

classes de débit permettent d'identifier la proportion du débit occupé par les tributaires ainsi que les eaux passant de part et d'autre de l'île de Cornwall. Il ne s'agit pas ici de la position réelle des masses d'eau puisqu'on ne tient pas compte des mélanges latéraux.

Planche 14 : Fonction courant pour un débit de 7500 m³/s, plantes au minimum de croissance

La planche 14 montre la répartition spatiale moyenne des masses d'eau à l'aide de la fonction courant en supposant qu'il n'y a aucun mélange. Cette hypothèse limite l'interprétation à une simple valeur descriptive de la provenance et de la destination moyenne des masses d'eau. Les classes de débit permettent d'identifier les masses d'eau correspondant aux différents tributaires ainsi que les eaux passant de part et d'autre de l'île de Cornwall. Il ne s'agit pas ici de la position réelle des masses d'eau puisqu'on ne tient pas compte des mélanges latéraux.

Pour en savoir plus :

Ministère de l'Environnement du Canada
Service météorologique du Canada
Monitoring et Technologie
100 Alexis-Nihon, 3^{ième} étage
Saint-Laurent, Qc
H4M 2N8

Tél : (514) 283-1629

Fax : (514) 296-1867

Documents pertinents sur la physique du lac Saint-François :

MORIN, J., Y. SECRETAN et M. LECLERC 2000. Hydrodynamic modeling of pristine Lake Saint-François, St. Lawrence river. *Journal of Great Lakes Research* 26 : 384-401.

MORIN, J., M. LECLERC, Y. SECRETAN et P. BOUDREAU 2000. Integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling. *Journal of Hydraulic Research* 38 : 163-172.

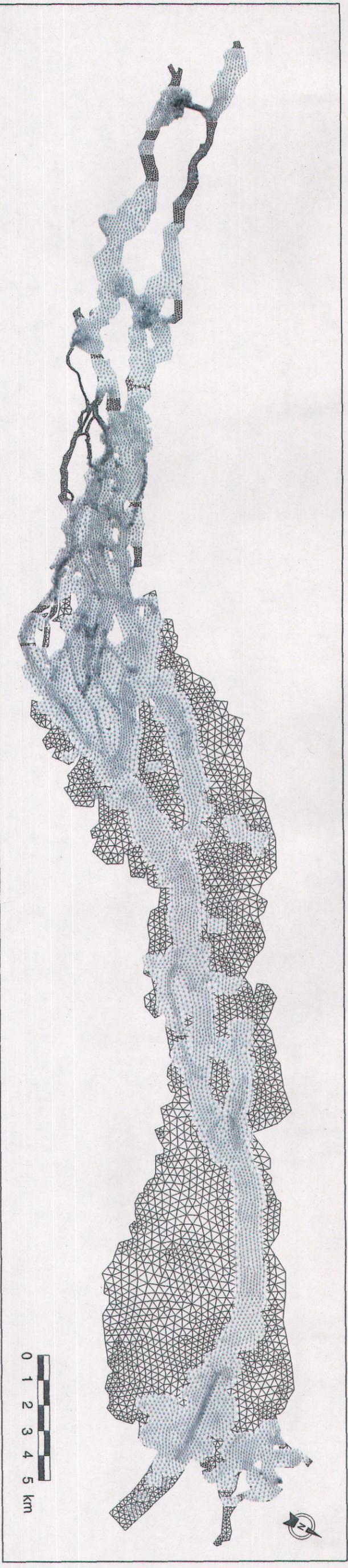
MORIN, J., et M. LECLERC 1998. From pristine to present state : hydrology evolution Lake Saint-François, St. Lawrence river. *Canadian Journal of Civil Engineering*.25 :864-879.

MORIN, J., P. BOUDREAU et M. LECLERC 1994 Lac Saint-François: les bases de la modélisation hydrodynamique. Report No R-412. Institut national de la Recherche Scientifique, INRS-Eau. 68 p.

FORTIN, G., D. LECLAIR et A. SYLVESTRE 1994. Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques du lac Saint-François. Rapport technique - ZIP 1 et 2. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada.

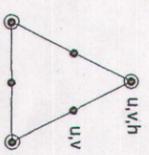
LORRAIN, S., V. JARRY et K. GUERTIN 1993. Répartition spatiale et évolution temporelle des biphényles polychlorés et du mercure dans les sédiments du lac Saint-François; 1979-1989. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent. 64 p.

SLOTEDIJK, H. 1985. Substances toxiques dans les sédiments du lac Saint-François, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Région du Québec. 75 p.



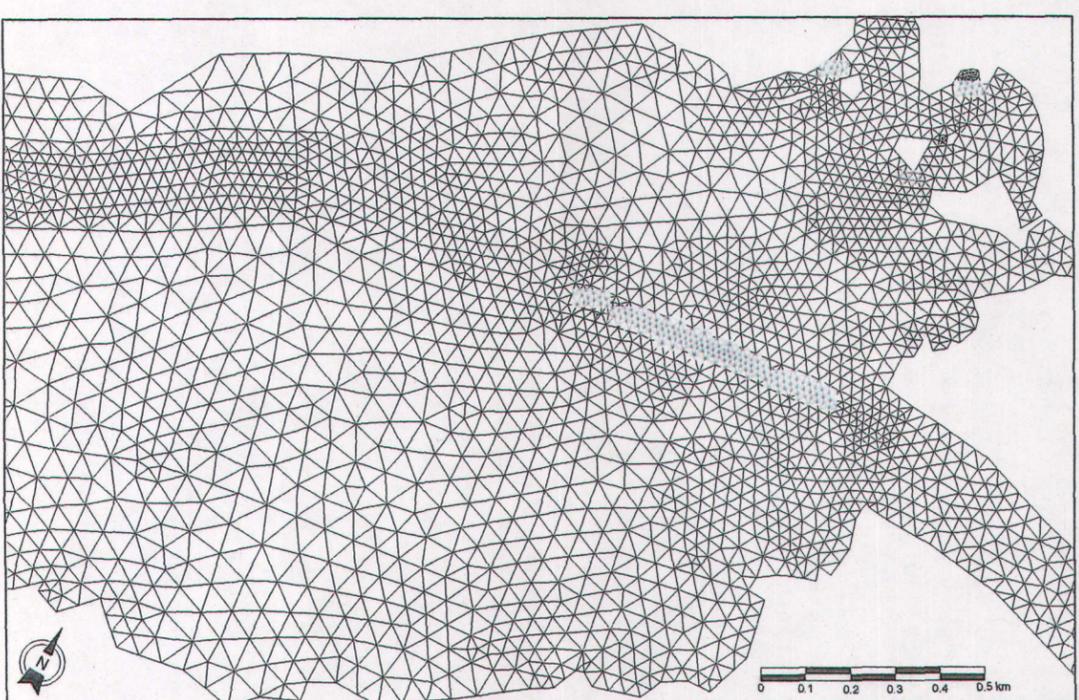
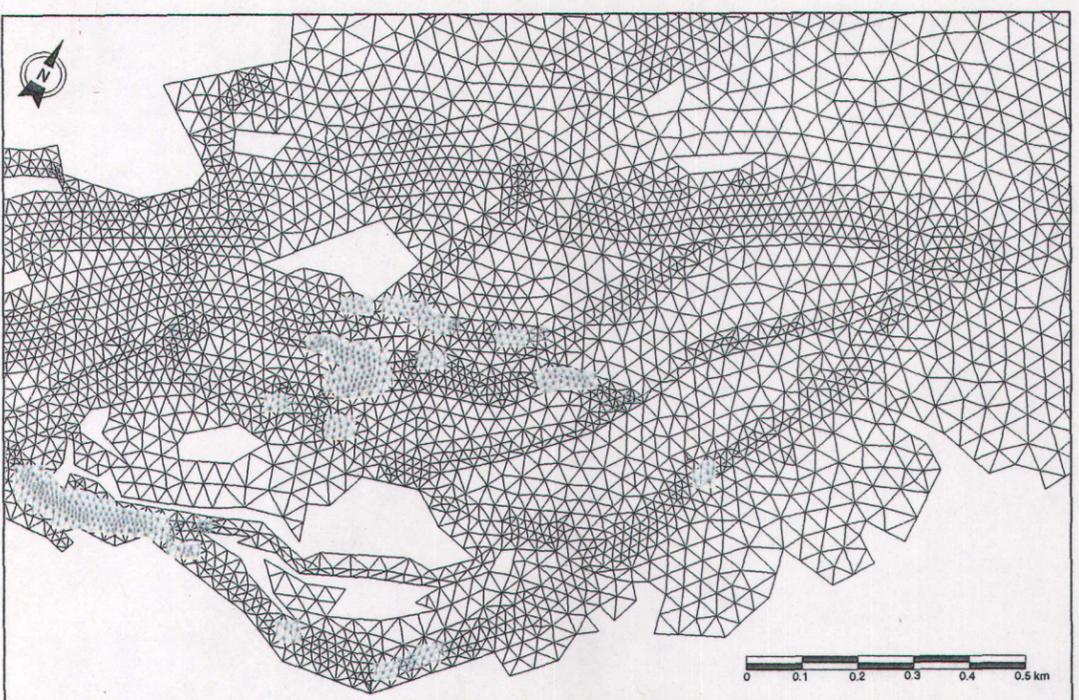
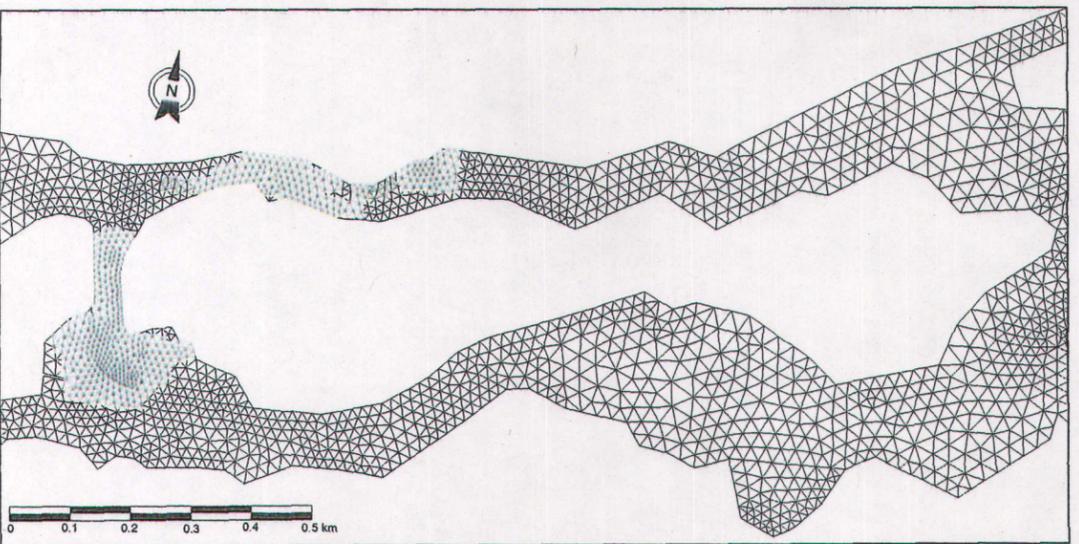
Maillage éléments fins

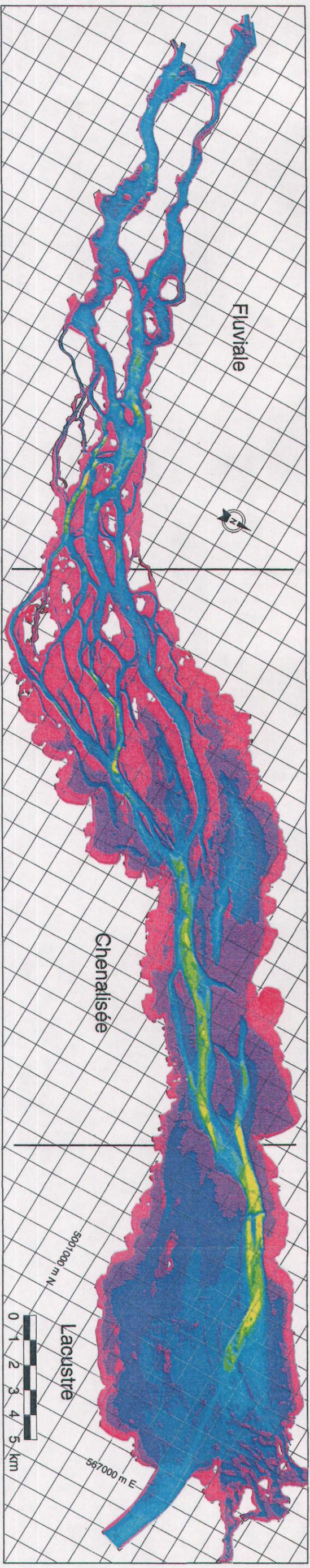
57 468 noeuds
 27 618 éléments
 129 842 degrés de liberté



Triangle à 6 noeuds à interpolation linéaire (T6L)

Dimension maximum: 400 m
 Dimension minimum: 10 m



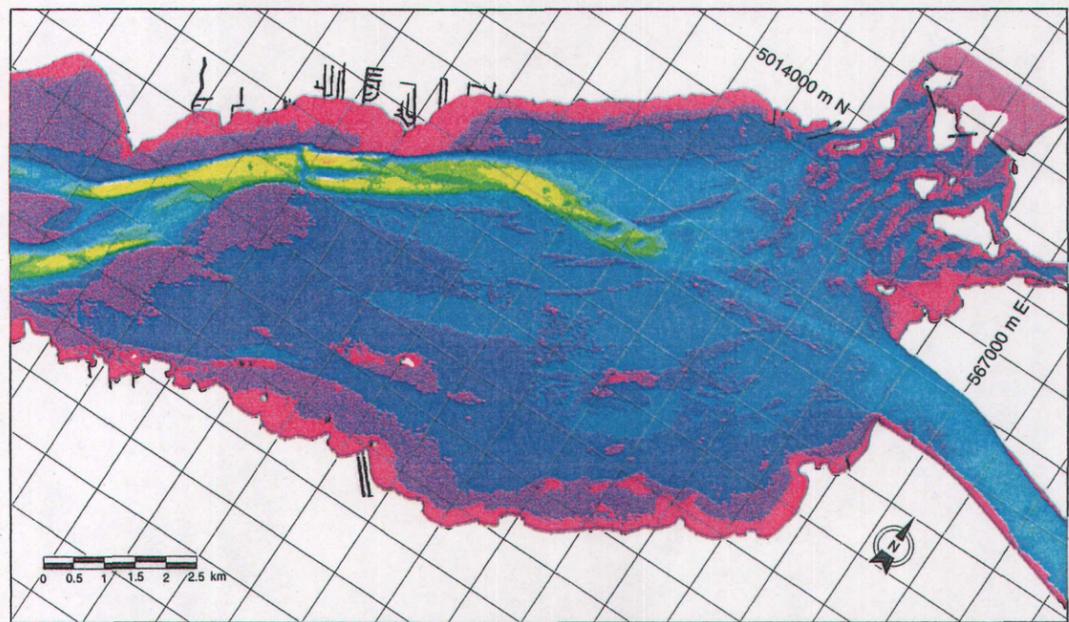
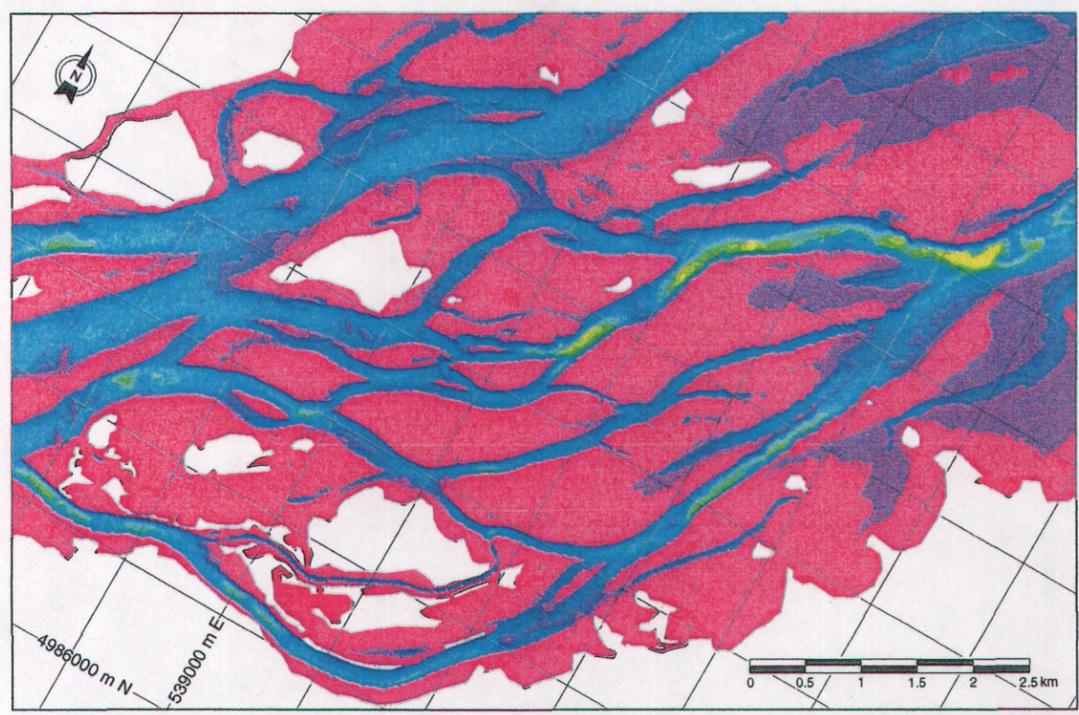
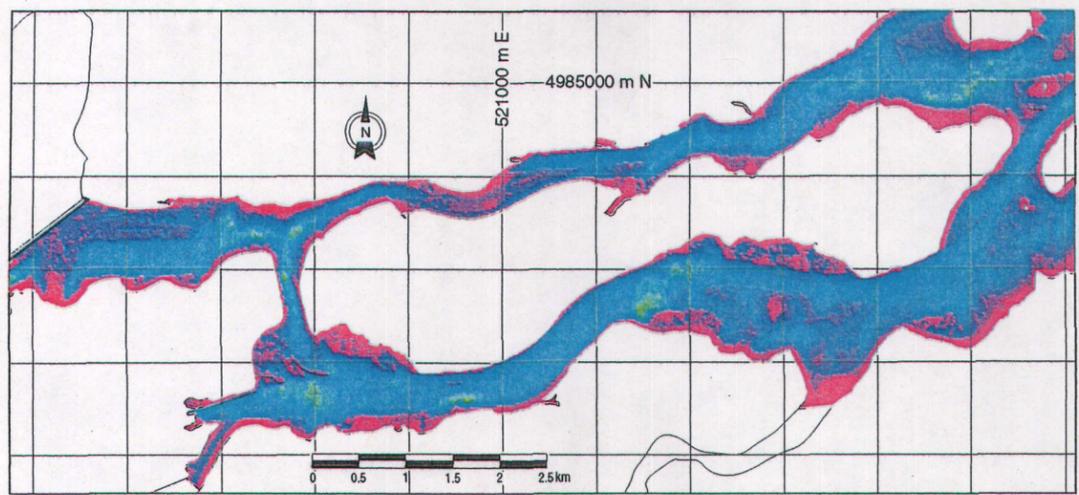


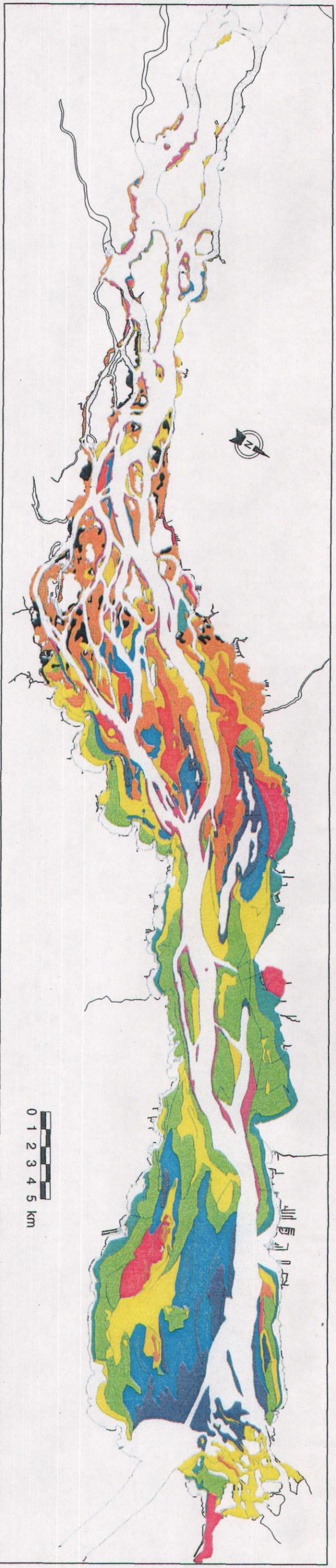
Topométrie

292 270 points de sondage
du Service Hydrographique
du Canada (1989) à une
précision verticale de 0,15 m

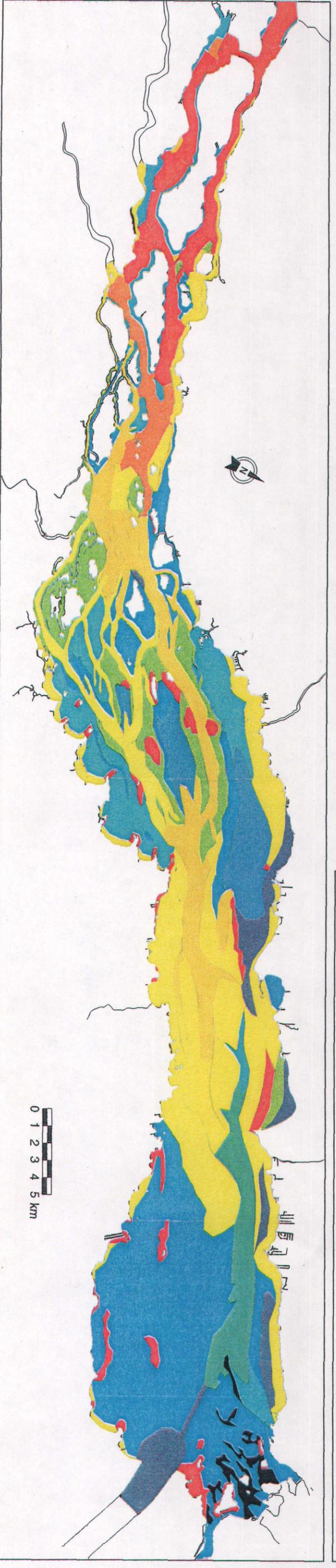
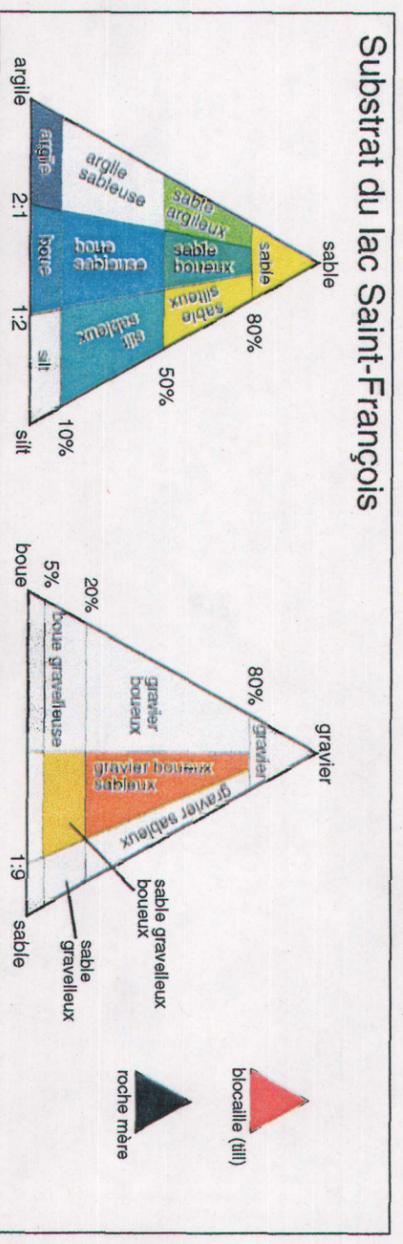
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

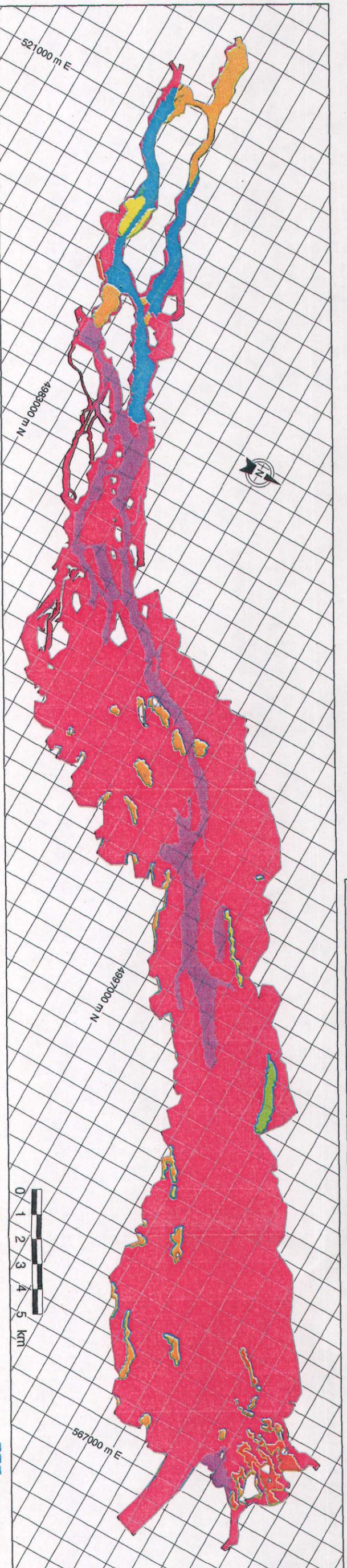
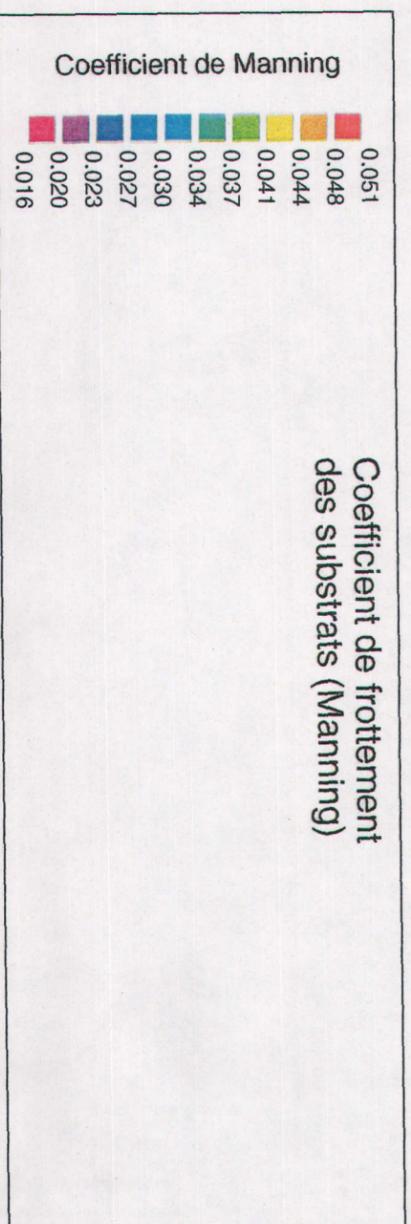
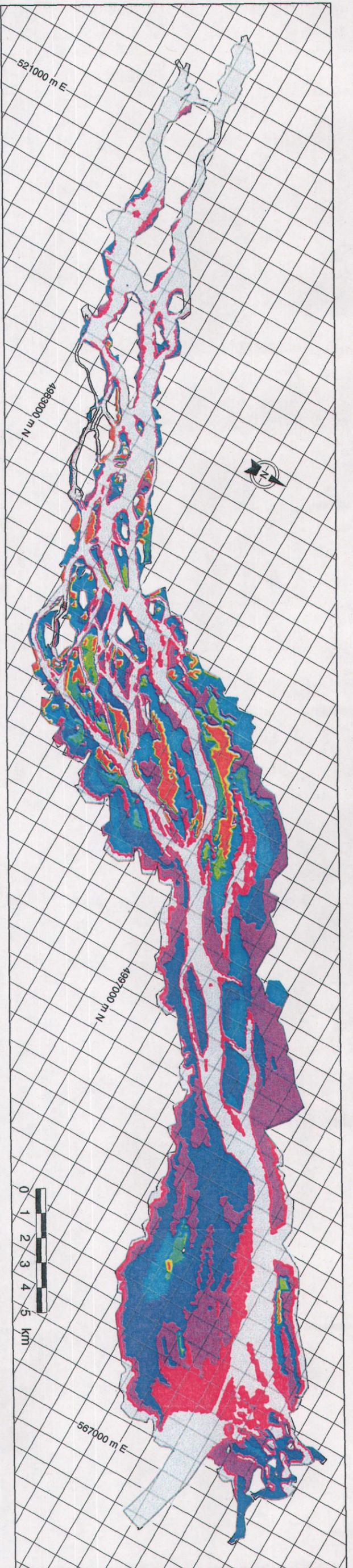
**Topométrie
(m, RI GL 55)**

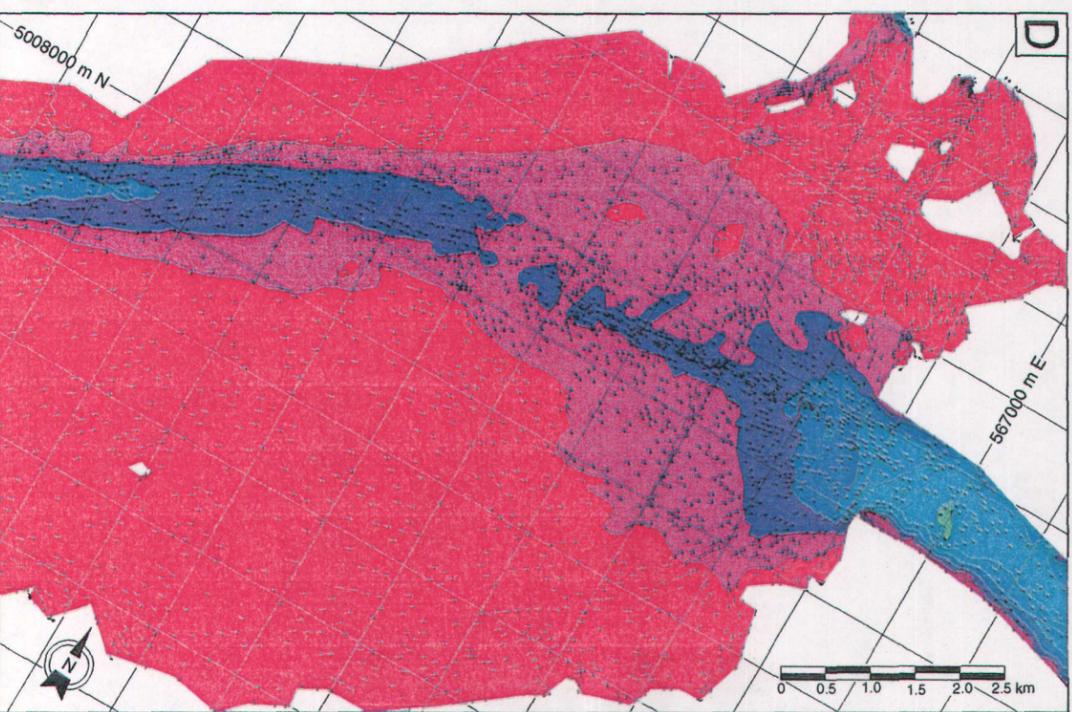
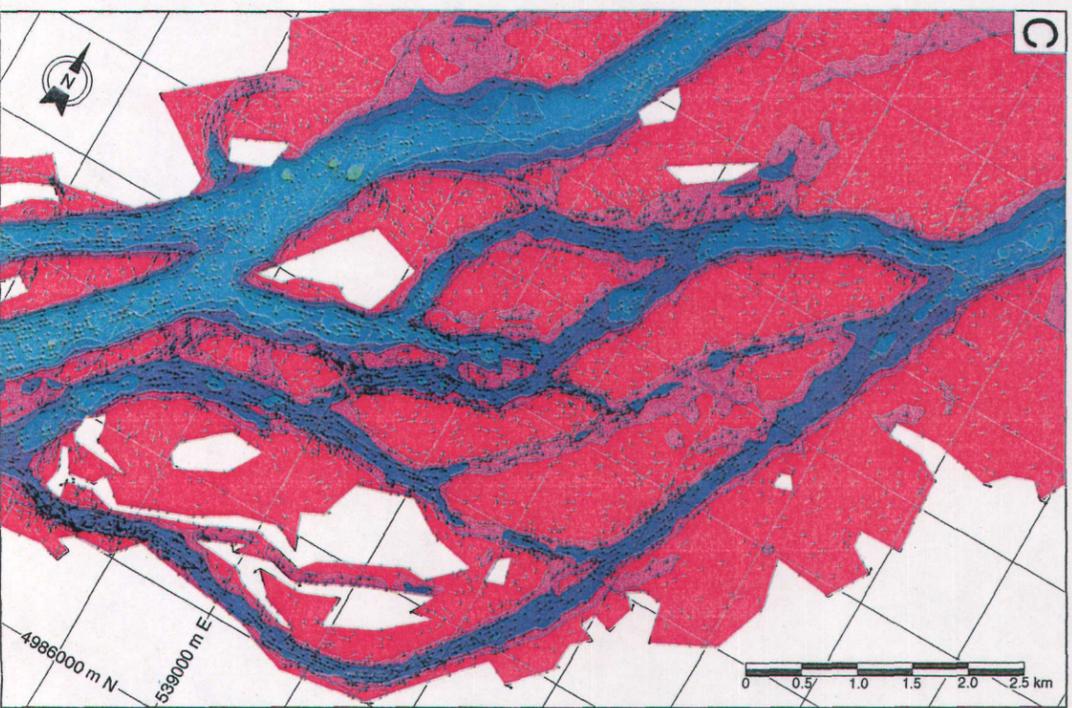
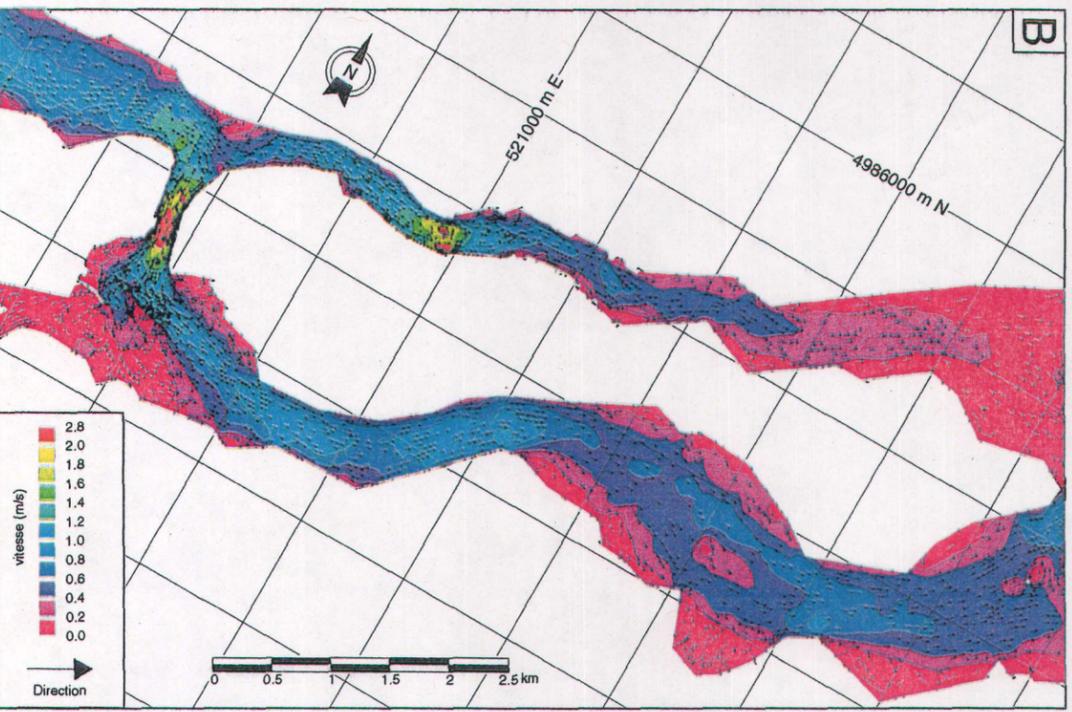
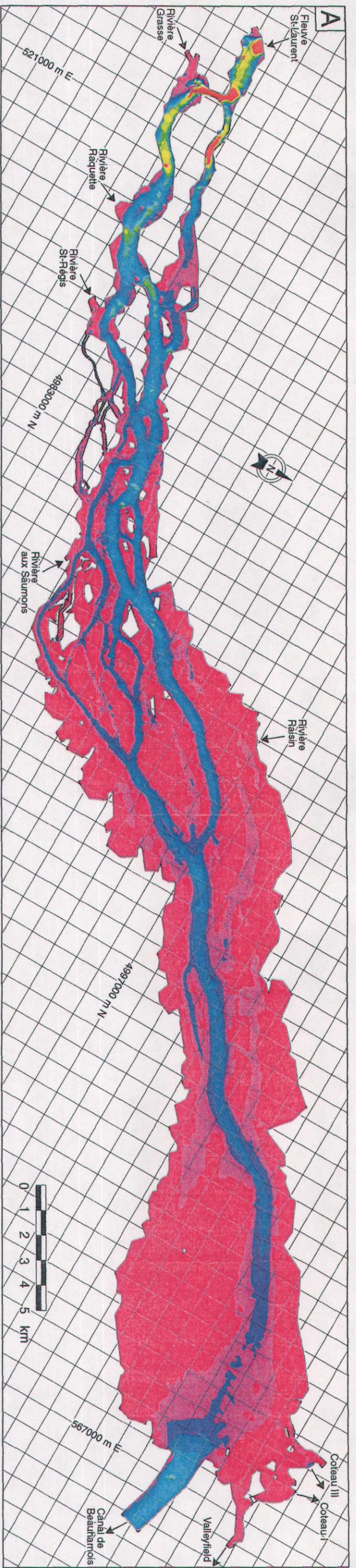




Macrophytes aquatiques du lac Saint-François







Simulations hydrodynamiques

ÉTÉ 5 000 m³/s

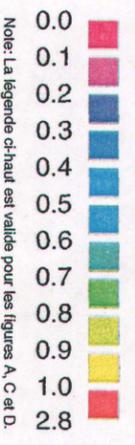
Plantes aquatiques: Croissance maximum
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

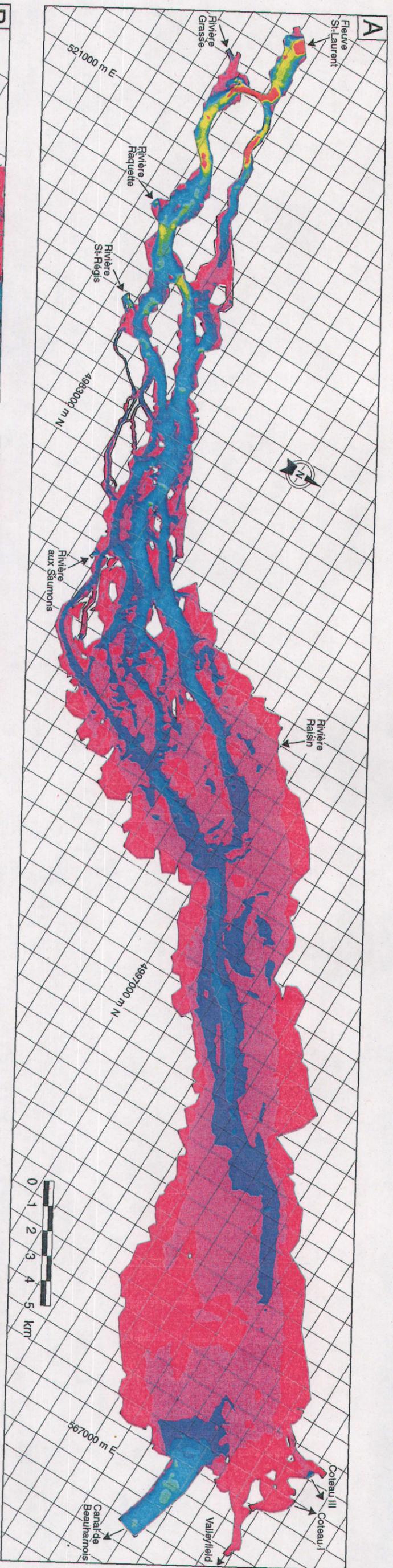
Entrée:
Fleuve 5 000 m³/s

Tributaires:
Riv. Grasse 20 m³/s
Riv. Raquette 70 m³/s
Riv. St-Régis 30 m³/s
Riv. aux Saumons 10 m³/s
Riv. Raisin 5 m³/s

Sorties:
Coteau III 200 m³/s
Coteau I 90 m³/s
Valleyfield 5 m³/s
Beauharnois 4 840 m³/s

Direction des vitesses
Vitesse (m/s)





Simulations hydrodynamiques

PRINTEMPS-AUTOMNE 5 000 m³/s

Absence de plantes aquatiques
Grid 1000 m, UTM 18, NAD 27

Entrée:
Fleuve 5 000 m³/s

Tributaires:

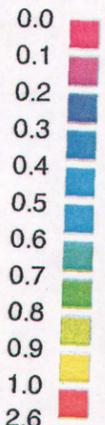
Riv. Grasse	150 m ³ /s
Riv. Raquette	280 m ³ /s
Riv. St-Régis	195 m ³ /s
Riv. aux Saumons	90 m ³ /s
Riv. Raisin	35 m ³ /s

Sorties:

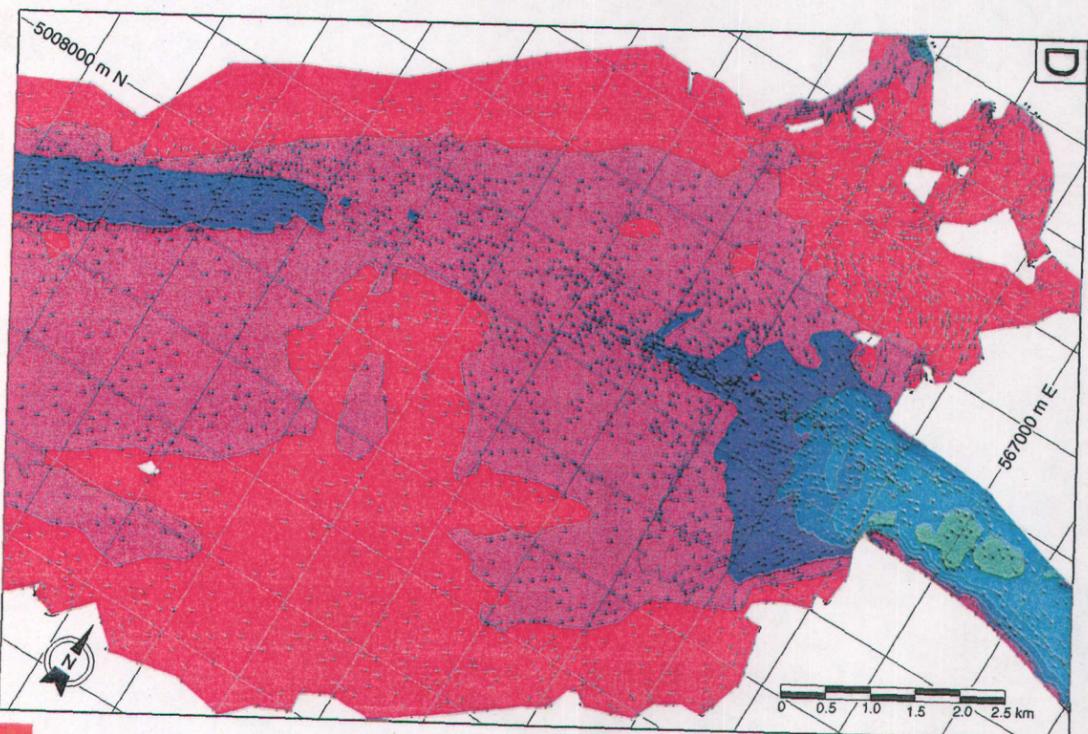
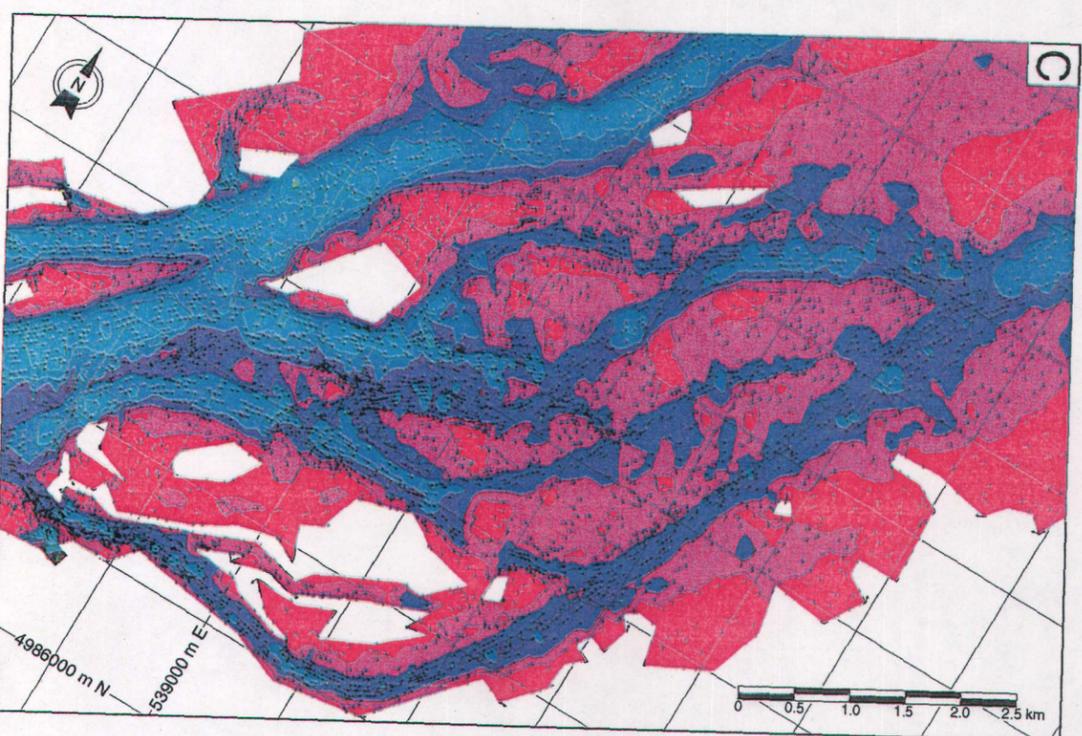
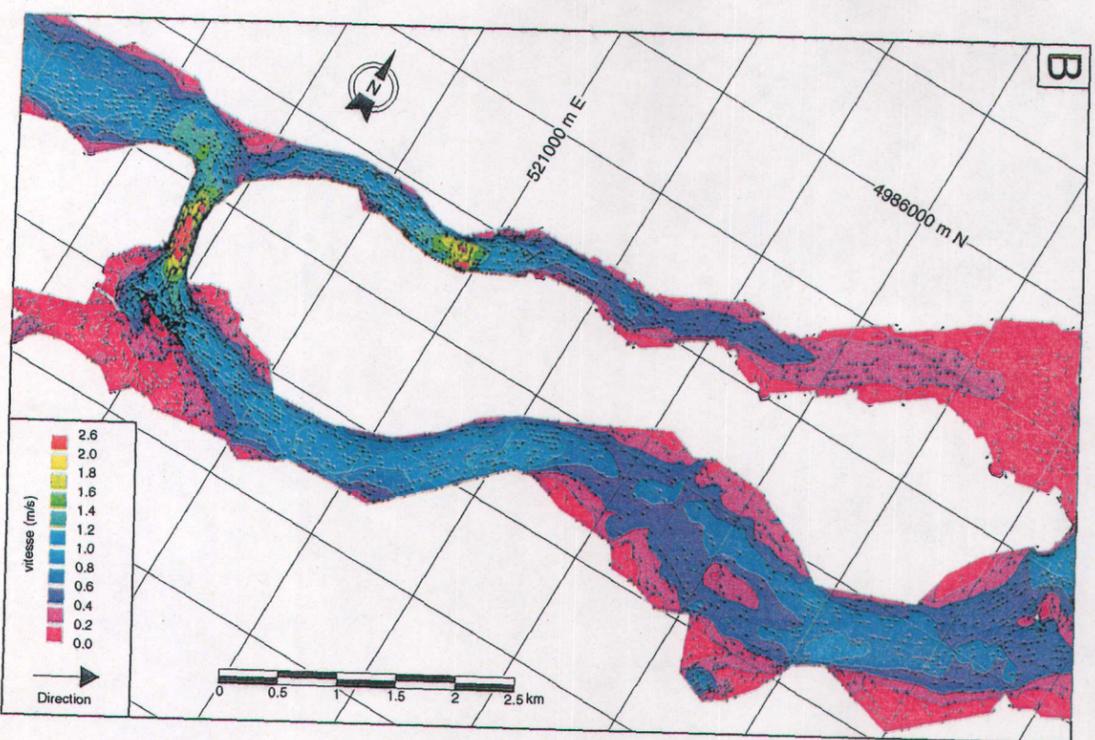
Coteau III	300 m ³ /s
Coteau I	140 m ³ /s
Valleyfield	5 m ³ /s
Beauharnois	5 305 m ³ /s

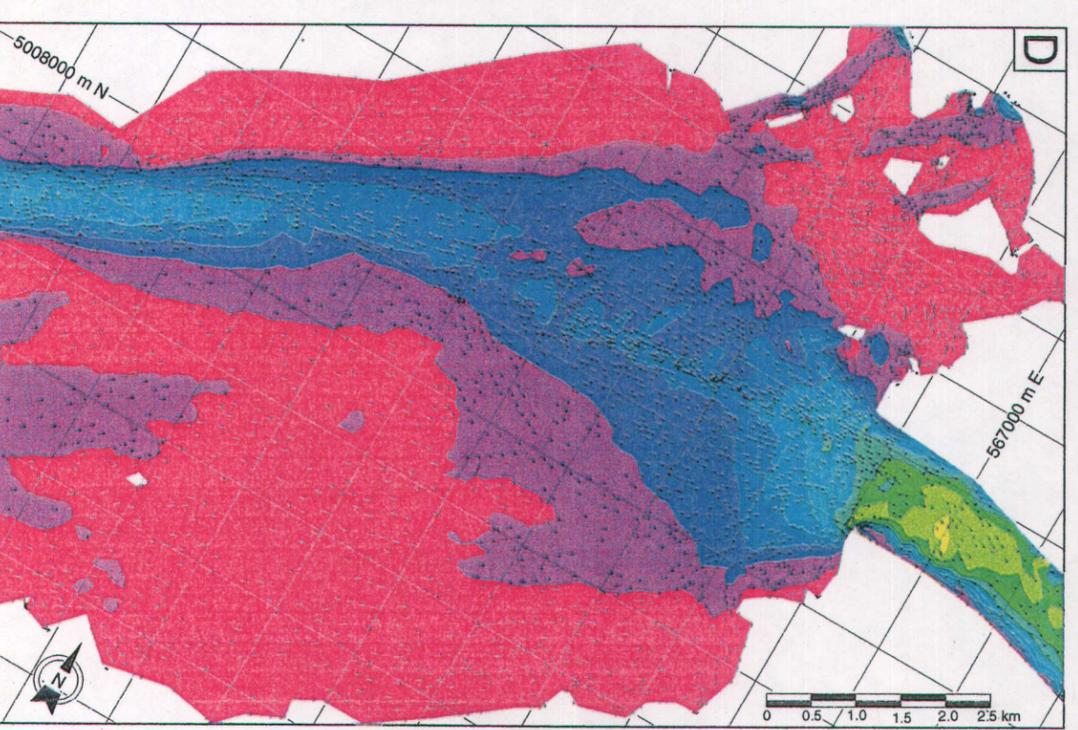
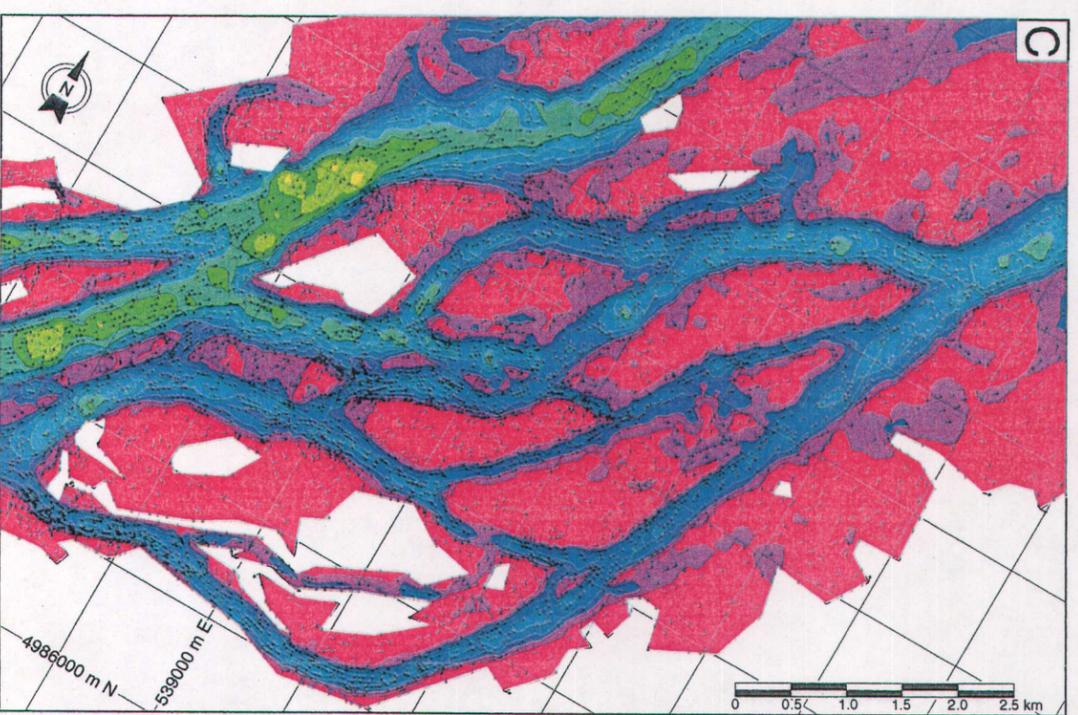
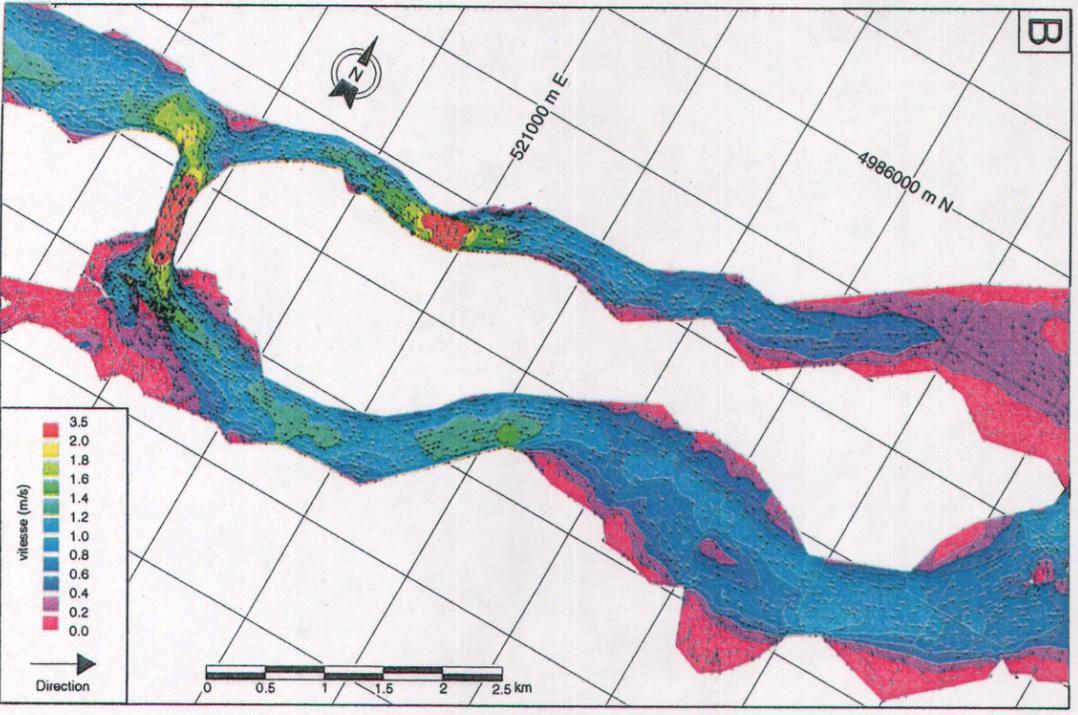
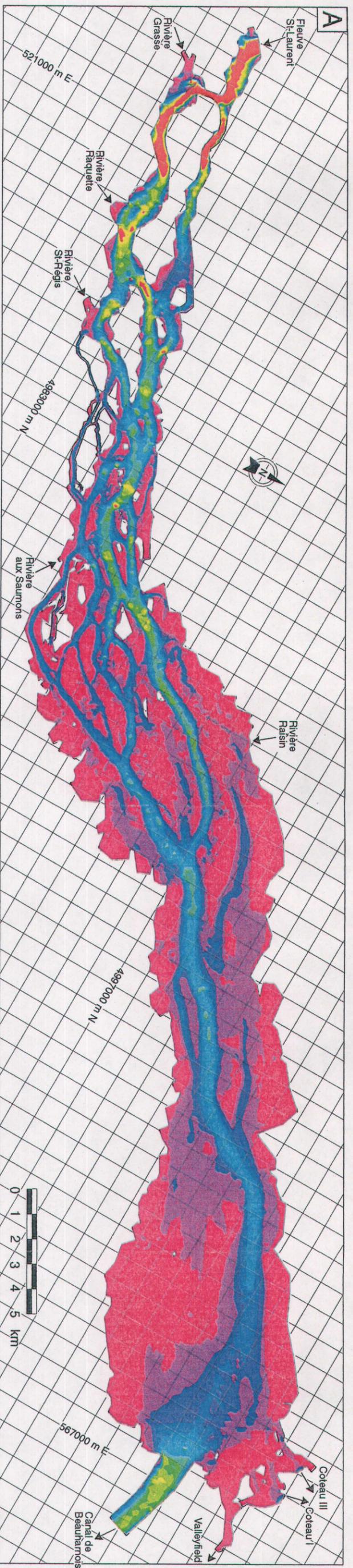
Direction des vitesses

Vitesse (m/s)



Noter: La légende de haut est valable pour les figures A, C et D.





Simulations hydrodynamiques

ÉTÉ 7 500 m³/s

Plantes aquatiques: Croissance maximum
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

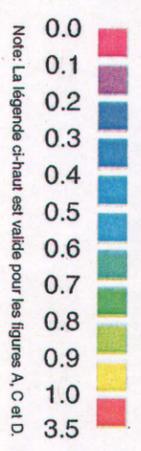
Entrée:
Fleuve 7 500 m³/s

Tributaires:
Riv. Grasse 20 m³/s
Riv. Raquette 70 m³/s
Riv. St-Régis 30 m³/s
Riv. aux Saumons 10 m³/s
Riv. Raisin 5 m³/s

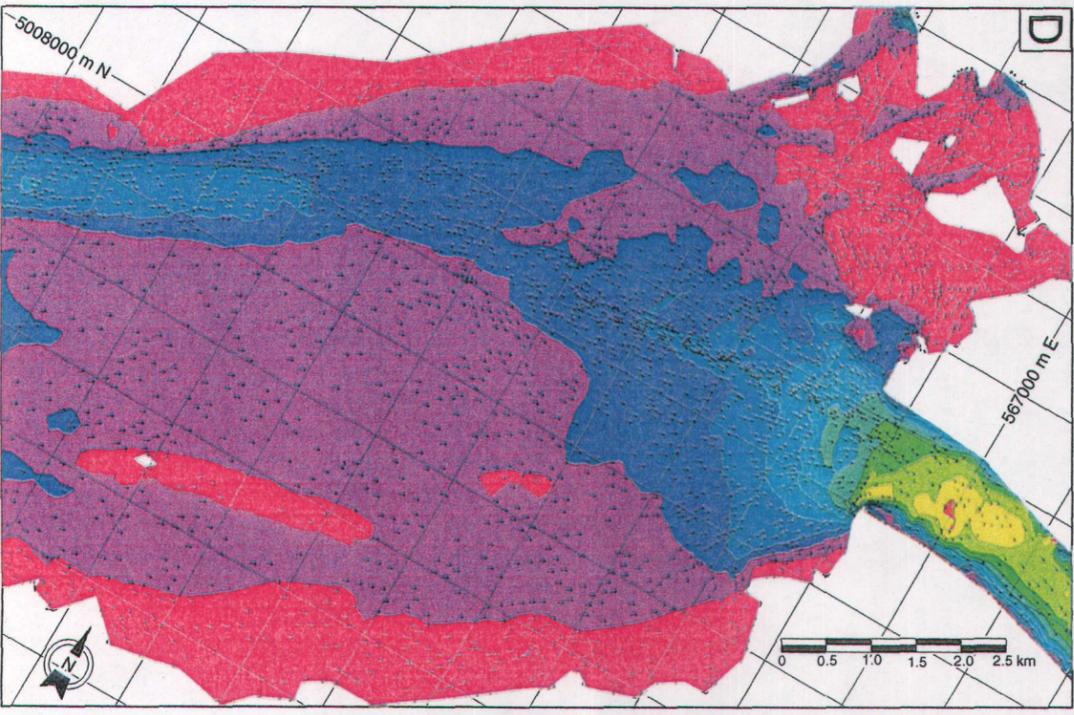
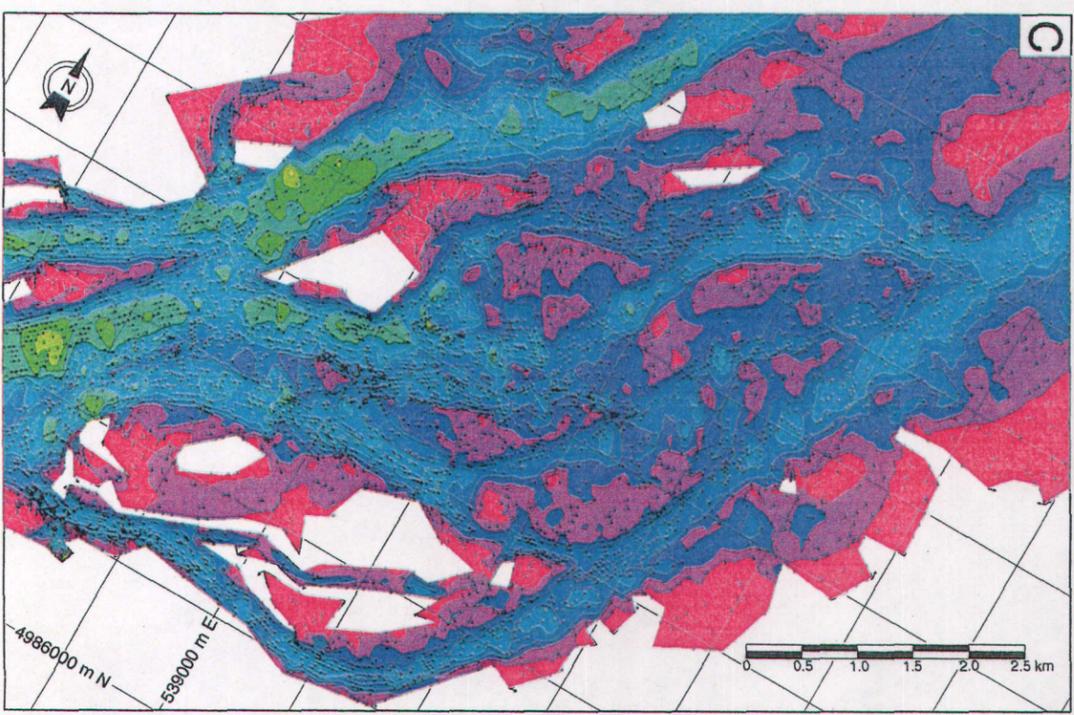
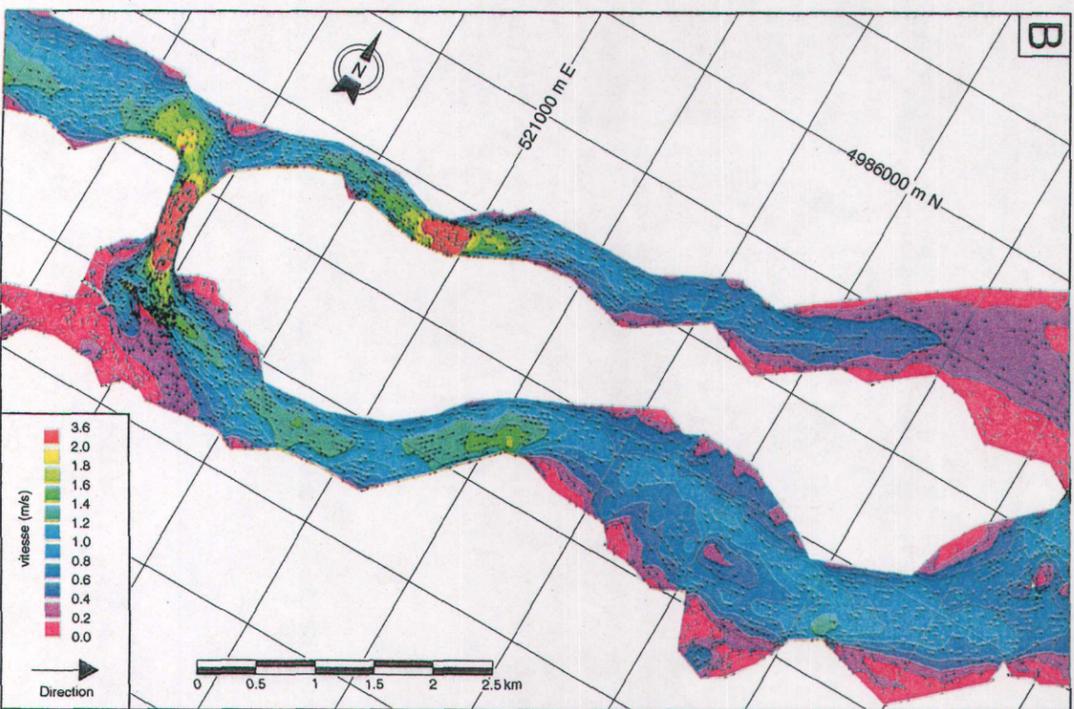
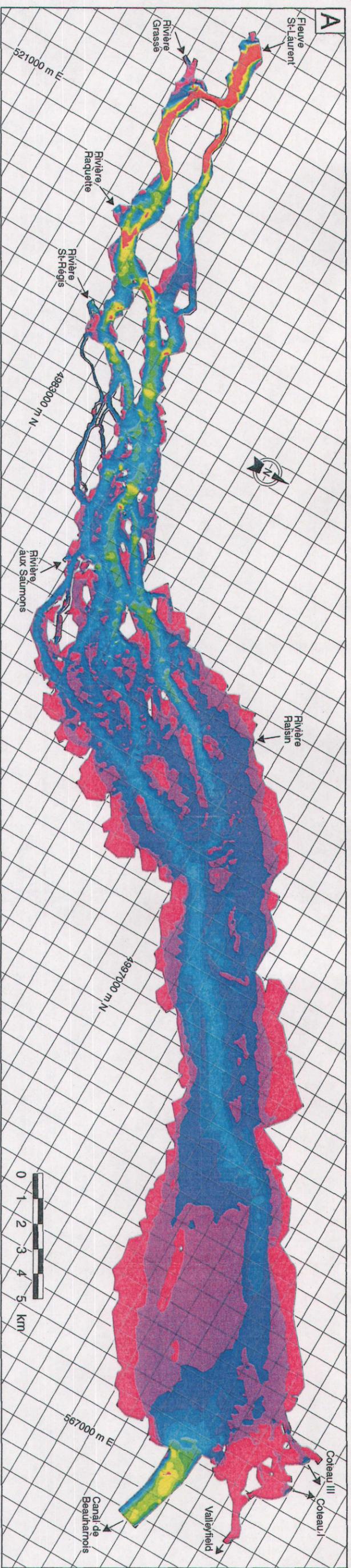
Sorties:
Coteau III 200 m³/s
Coteau I 350 m³/s
Valleyfield 5 m³/s
Beauharnois 7 080 m³/s

Direction des vitesses
↑

Vitesse (m/s)



Note: La légende ci-haut est valide pour les figures A, C et D.



Simulations hydrodynamiques

PRINTEMPS-AUTOMNE 7 500 m³/s

Absence de plantes aquatiques
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

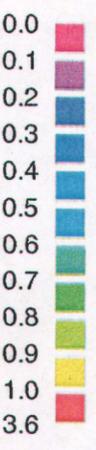
Entrée:
Fleuve 7 500 m³/s

Tributaires:
Riv. Grasse 150 m³/s
Riv. Raquette 280 m³/s
Riv. St-Régis 195 m³/s
Riv. aux Saumons 90 m³/s
Riv. Faisin 35 m³/s

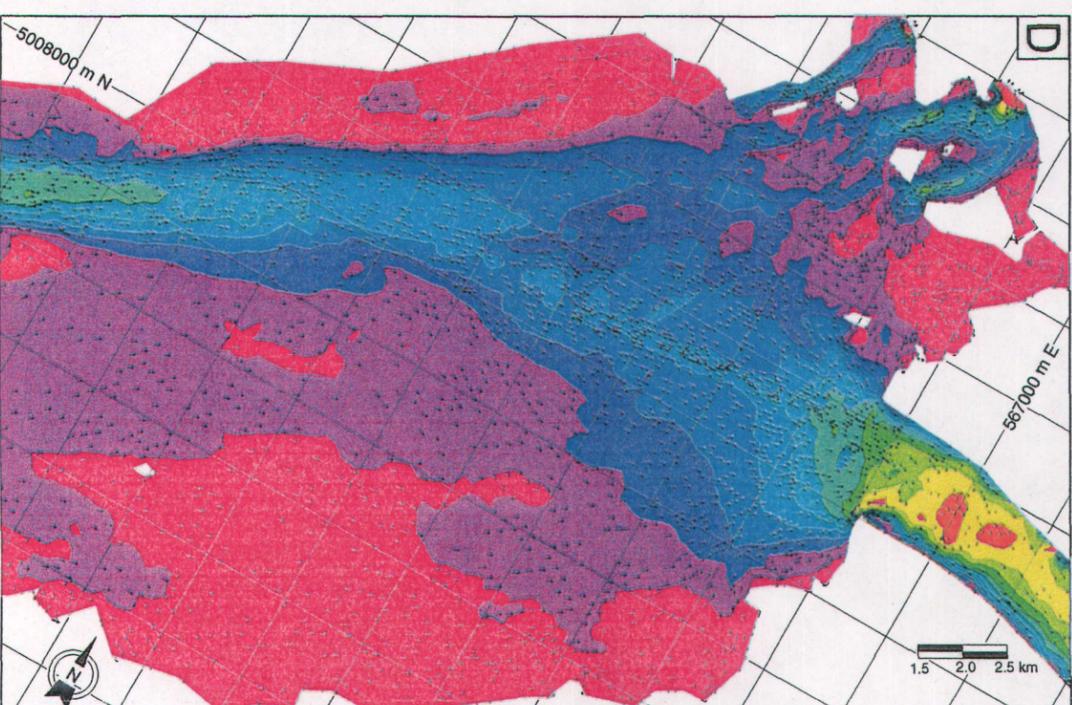
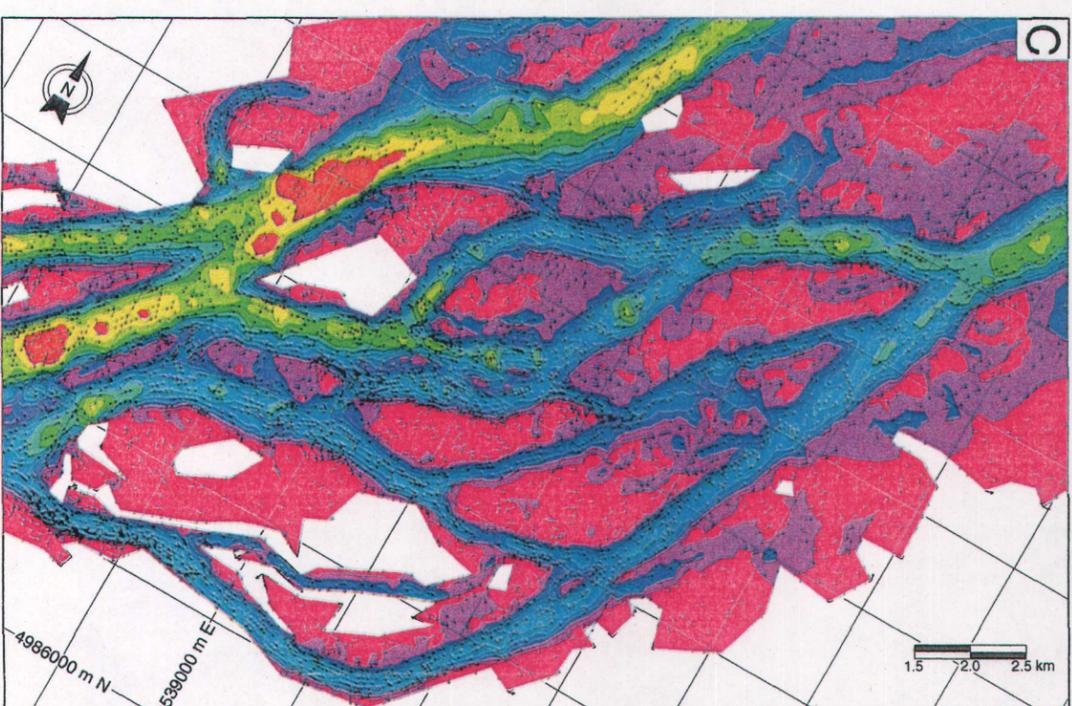
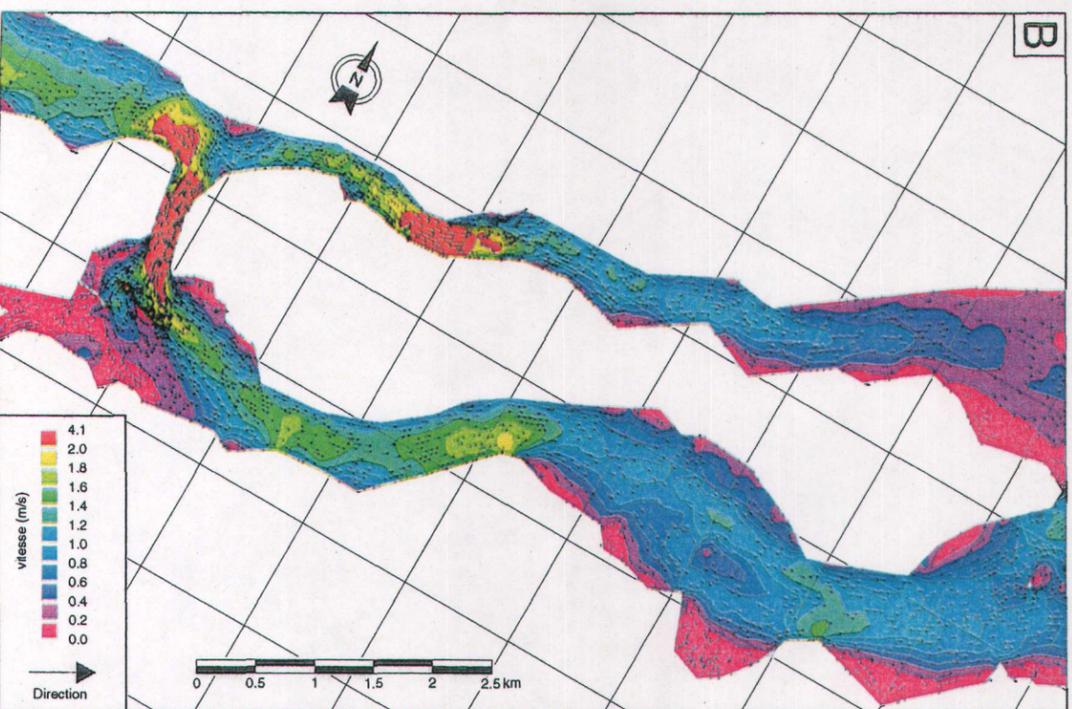
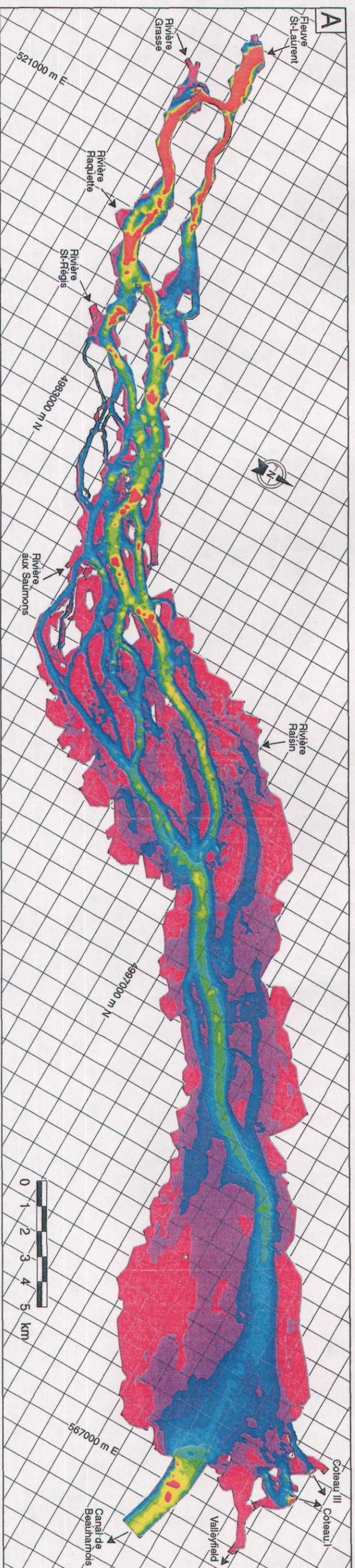
Sorties:
Coteau III 300 m³/s
Coteau I 250 m³/s
Valleyfield 5 m³/s
Beauharnois 7 695 m³/s

Direction des vitesses

Vitesse (m/s)



Note: La légende ci-haut est valide pour les figures A, C et D.



Simulations hydrodynamiques

ÉTÉ 10 000 m³/s

Plantes aquatiques: Croissance maximum
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

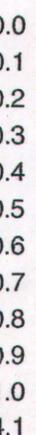
Entrée:
Fleuve 10 000 m³/s

Tributaires:
Riv. Grasse 20 m³/s
Riv. Raquette 70 m³/s
Riv. St-Régis 30 m³/s
Riv. aux Saumons 10 m³/s
Riv. Raisin 5 m³/s

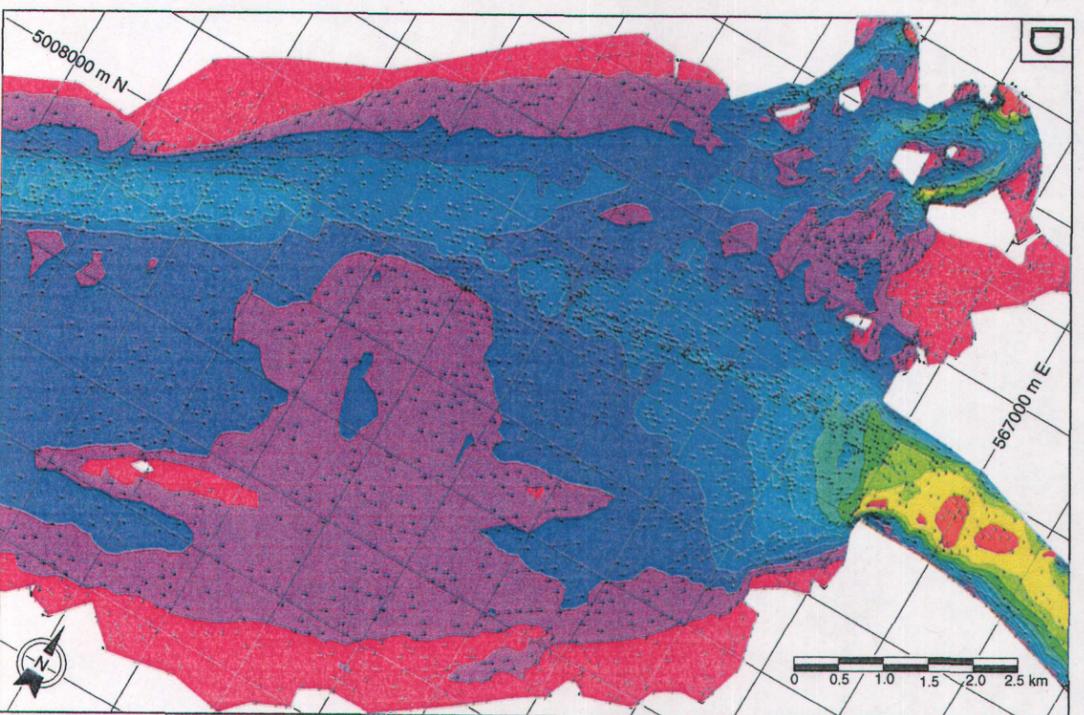
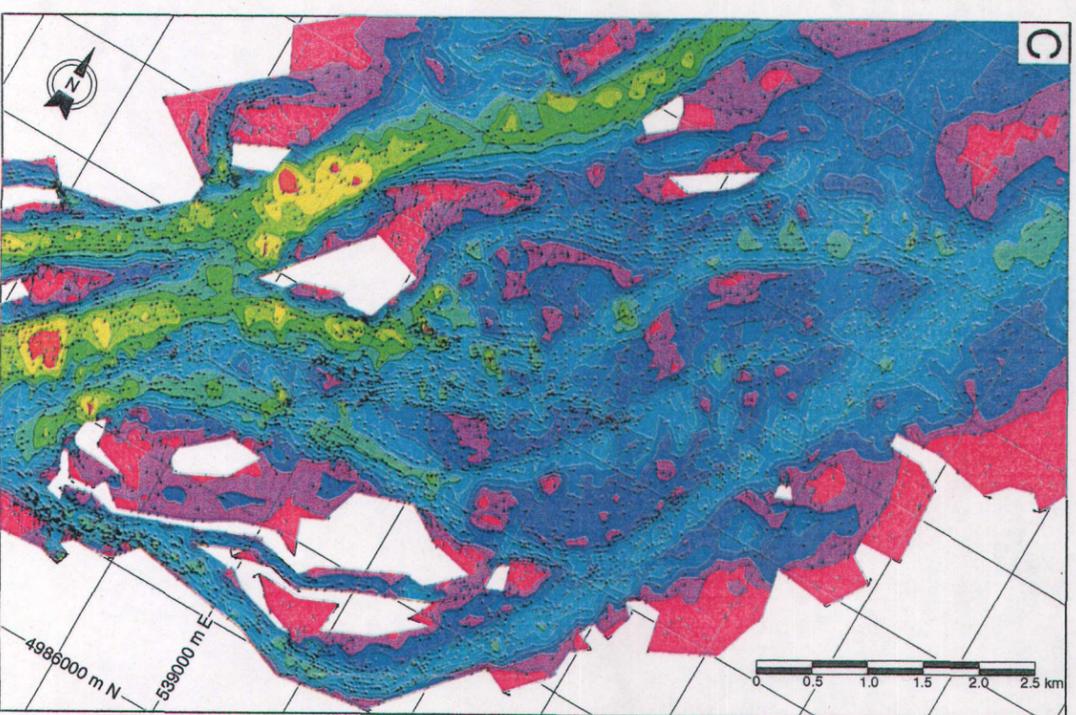
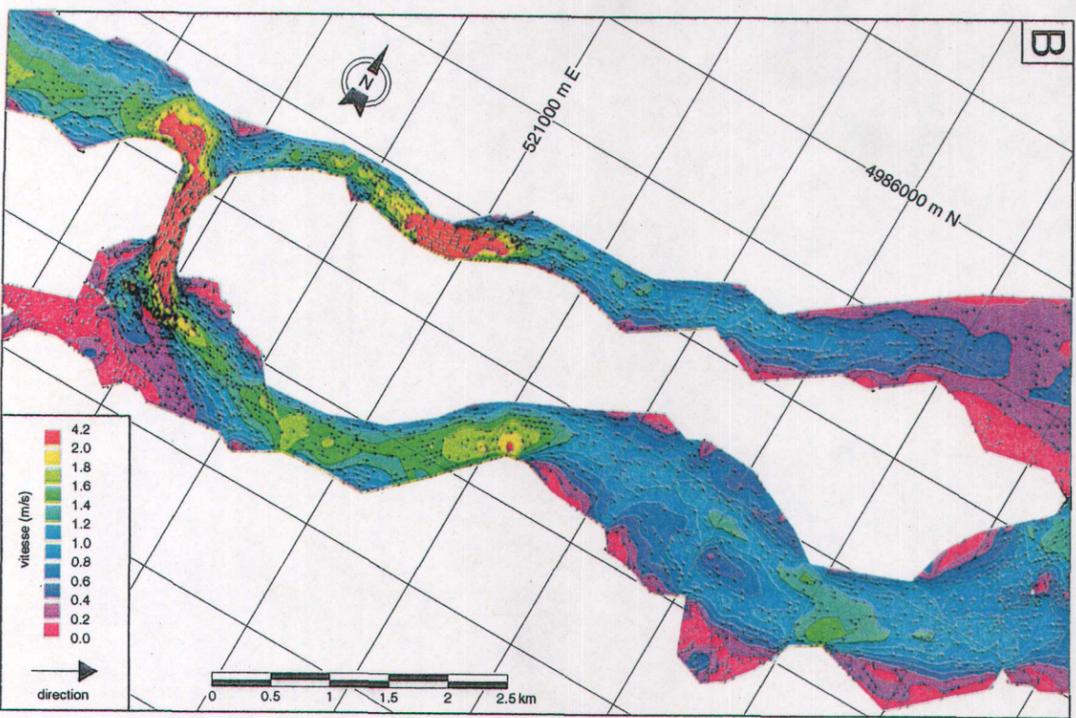
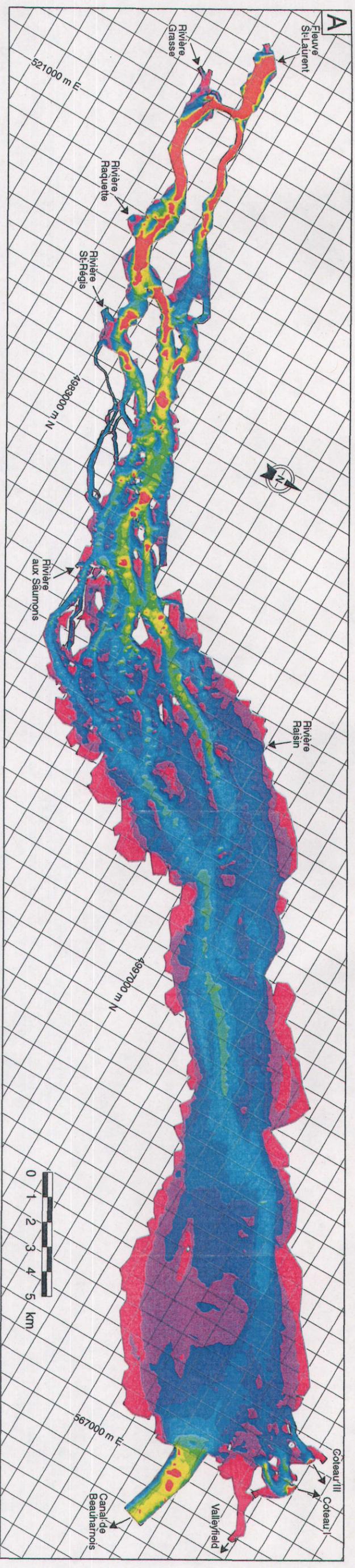
Sorties:
Coteau III 555 m³/s
Coteau I 1445 m³/s
Valléfield 5 m³/s
Beauharnois 8 130 m³/s

Direction des vitesses

Vitesse (m/s)



Note: La légende ci-haut est valide pour les figures A, C et D.



Simulations hydrodynamiques

PRINTEMPS-AUTOMNE 10 000 m³/s

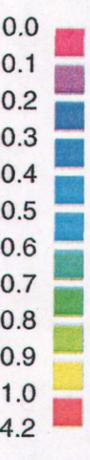
Absence de plantes aquatiques
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

Entrée:
Fleuve 10 000 m³/s

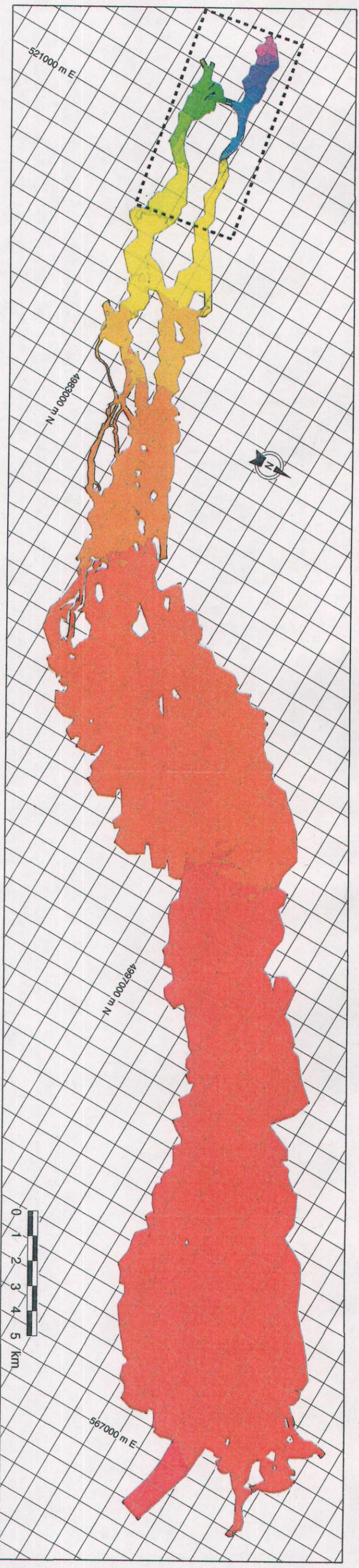
Tributaires:
Riv. Grasse 150 m³/s
Riv. Raquette 280 m³/s
Riv. St-Régis 195 m³/s
Riv. aux Saumons 90 m³/s
Riv. Raisin 35 m³/s

Sorties:
Coteau III 880 m³/s
Coteau I 1 720 m³/s
Vallée field 5 m³/s
Beauharnois 8 145 m³/s

Direction des vitesses
→
Vitesse (m/s)



Nota: La légende ci-haut est valide pour les figures A, C et D.

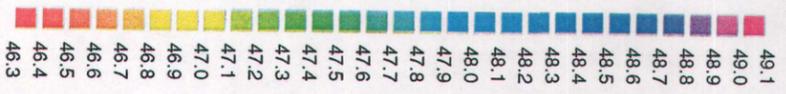


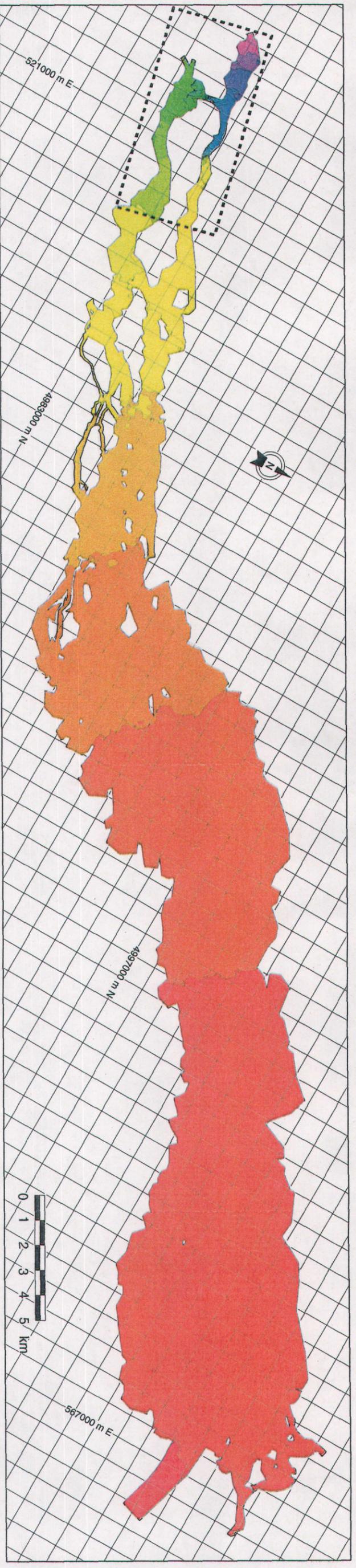
Niveaux simulés

ÉTÉ 7 500 m³/s

Plantes aquatiques: Croissance maximum
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

Niveaux d'eau (m, RIGL 55)
Isosurfaces de 0,1 m





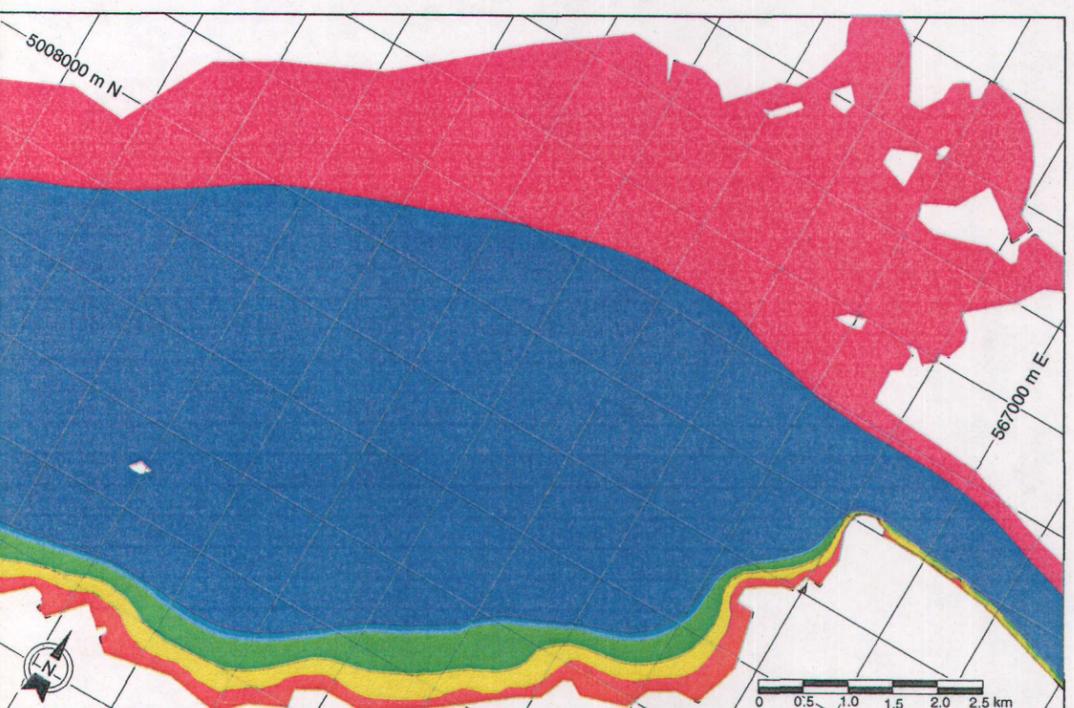
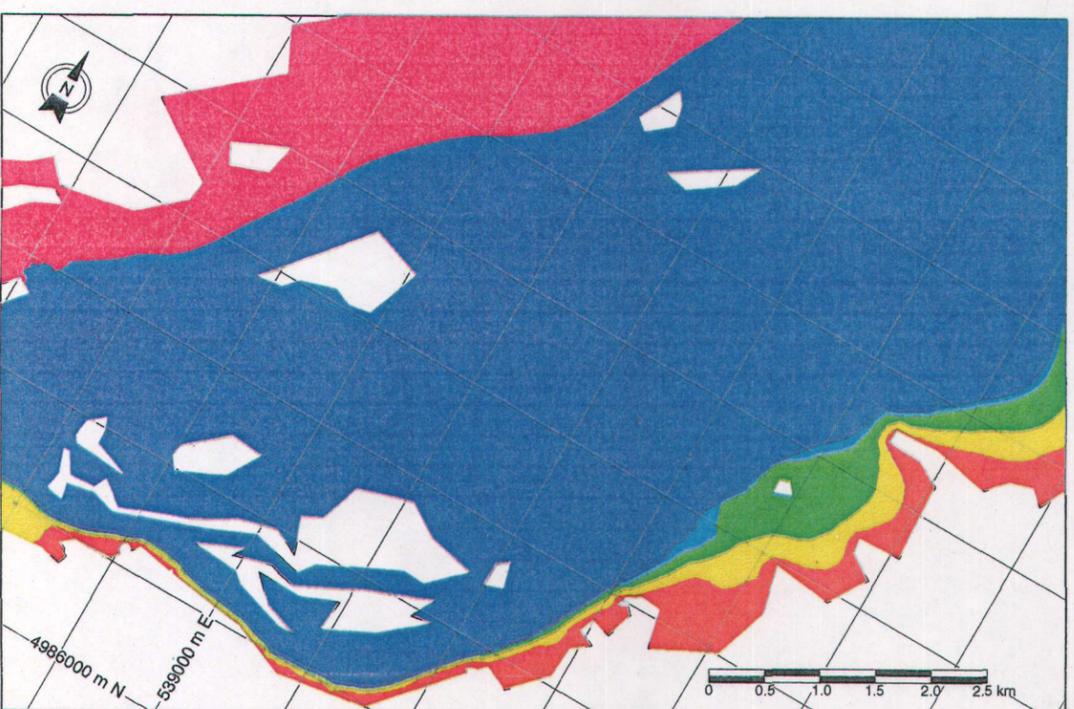
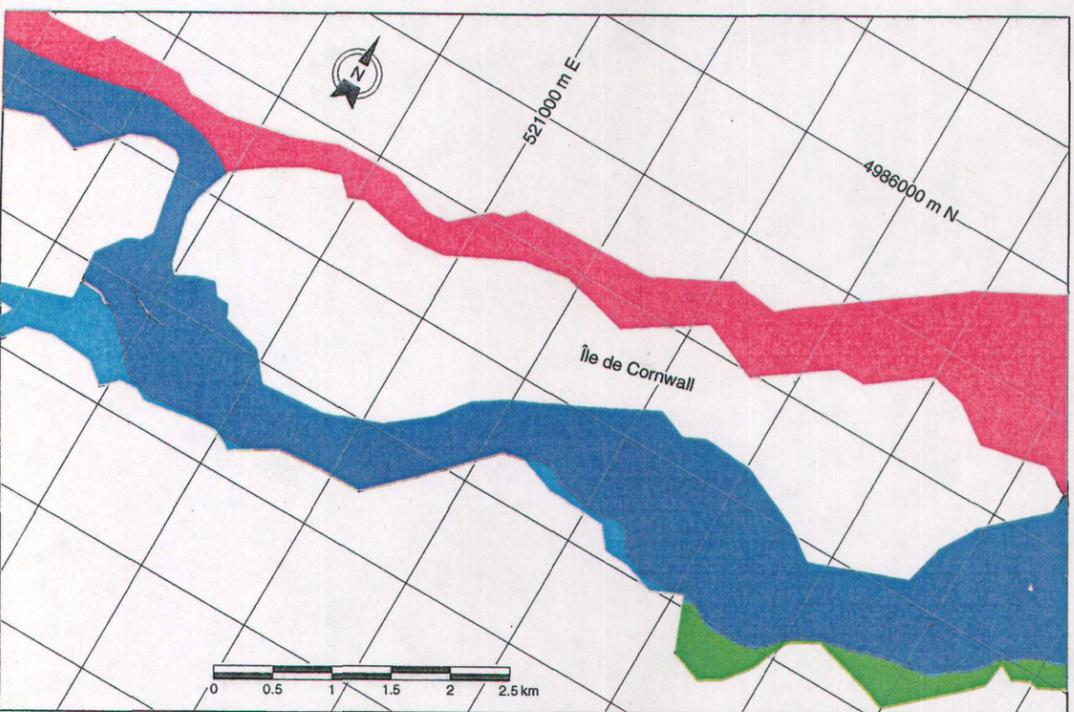
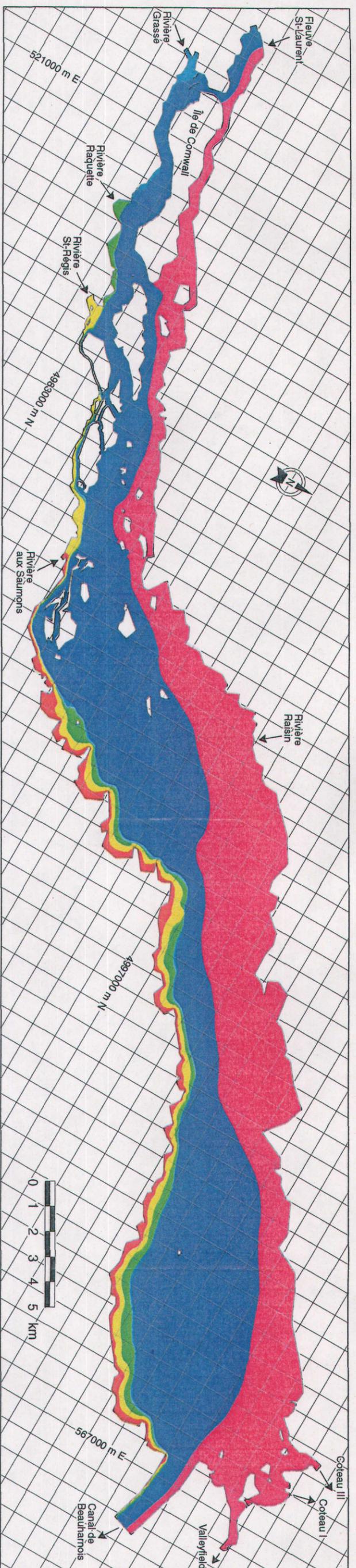
Niveaux simulés

PRINTEMPS-AUTOMNE 7 500 m³/s

Absence de plantes aquatiques
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

Niveaux d'eau (m, RIGL 55)
Isosurfaces de 0,1 m





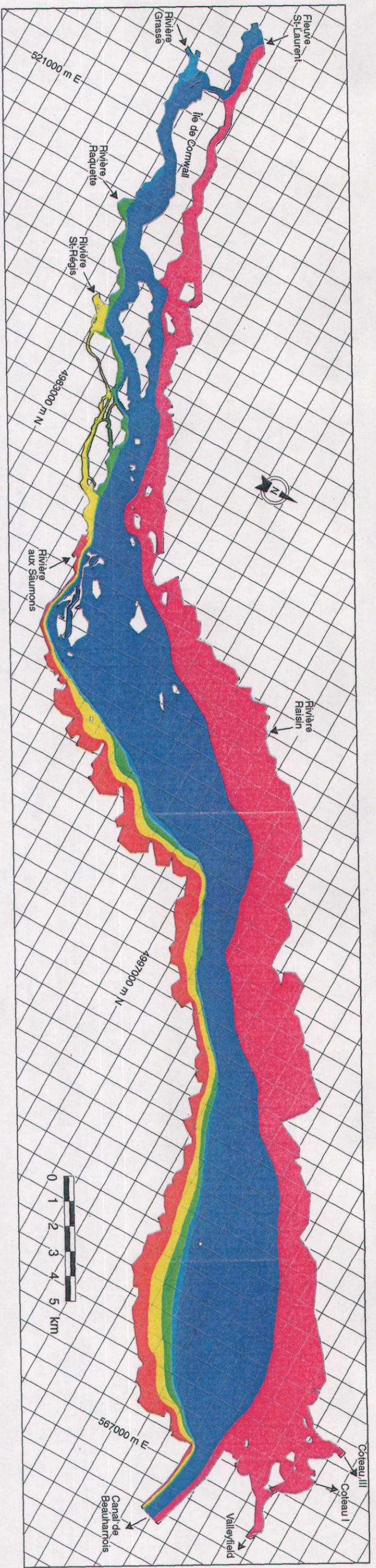
Fonction courant
(masses d'eau, sans mélange)

ÉTÉ 7 500 m³/s

Plantes aquatiques: Croissance maximum
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27

ISODÉBIT

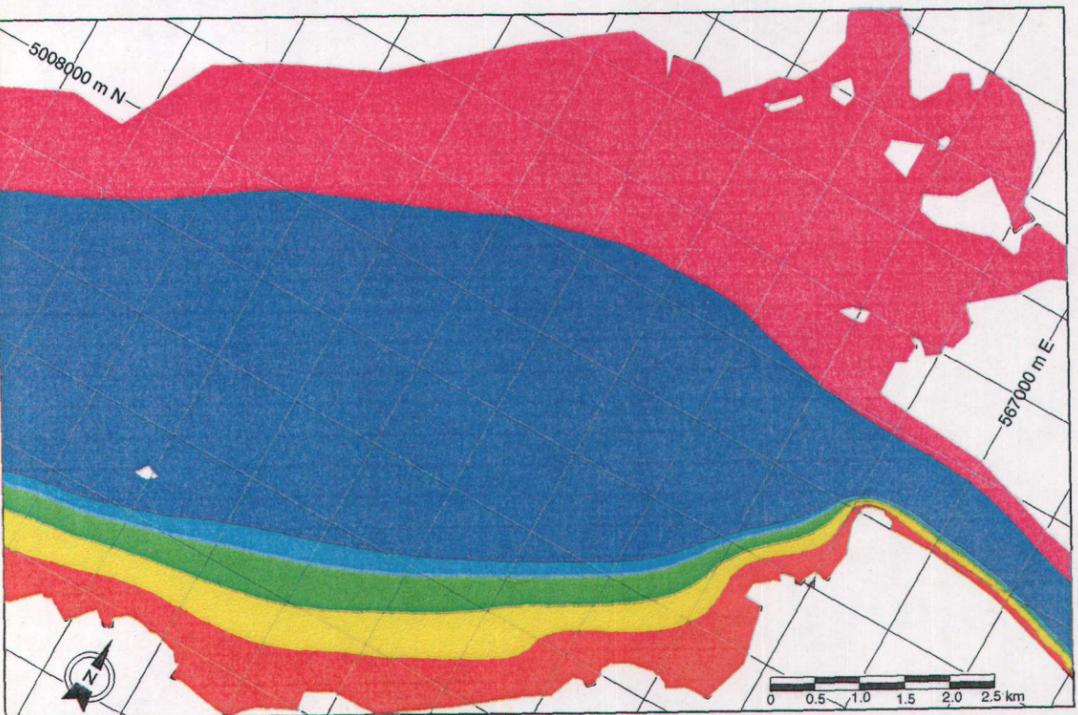
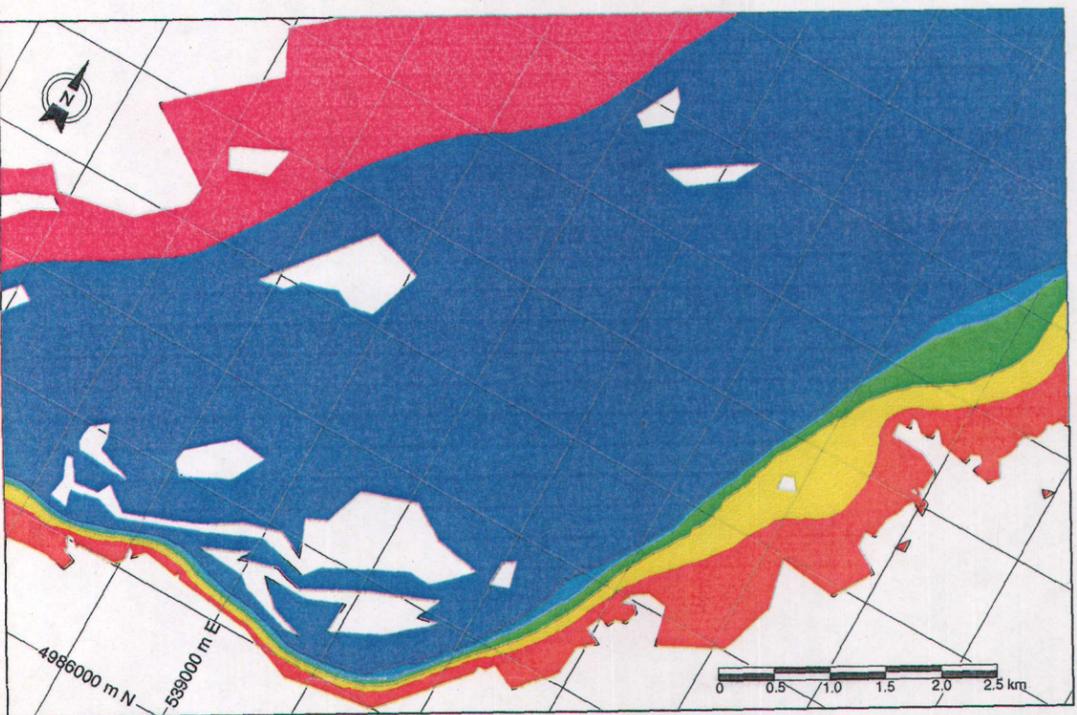
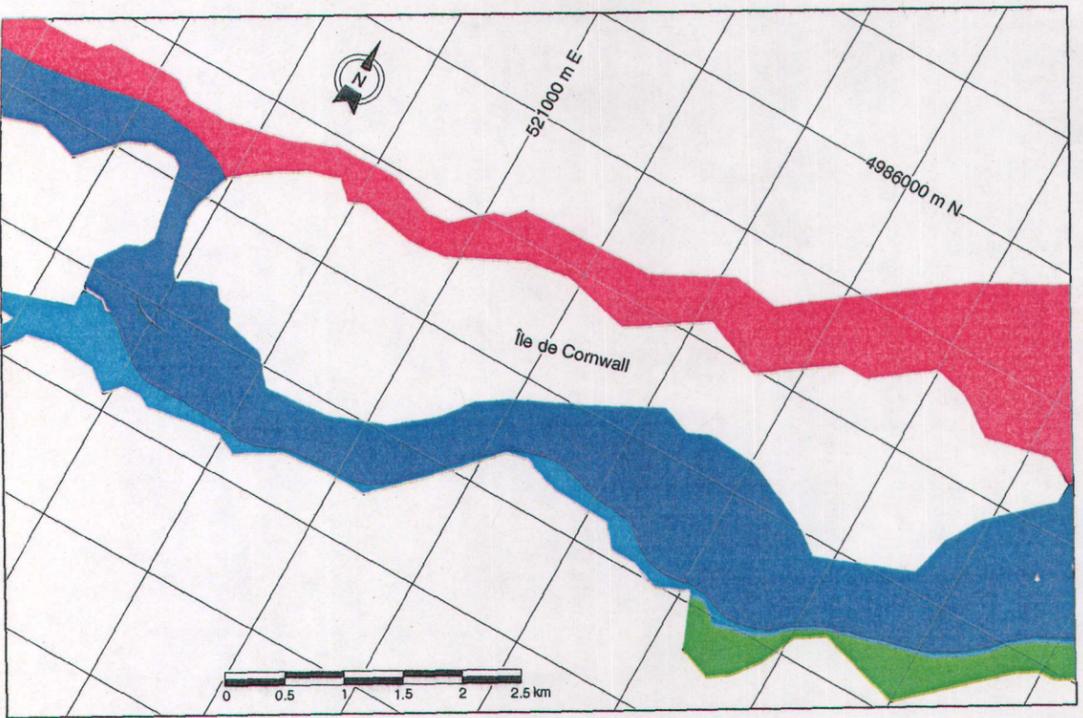
- | | |
|------------------------|-------------------------|
| Rivière aux Saumons | 10 m ³ /s |
| Rivière St-Régis | 30 m ³ /s |
| Rivière Raquette | 70 m ³ /s |
| Rivière Grasse | 20 m ³ /s |
| Île de Cornwall (SUD) | 5 300 m ³ /s |
| Île de Cornwall (NORD) | 2 200 m ³ /s |



Fonction courant
(masses d'eau, sans mélange)

PRINTEMPS-AUTOMNE 7 500 m³/s

Absence de plantes aquatiques
Grille 1000 m, UTM 18, NAD 27



ISODÉBIT

- | | |
|------------------------|-------------------------|
| Rivière aux Saumons | 90 m ³ /s |
| Rivière St-Régis | 195 m ³ /s |
| Rivière Raquette | 280 m ³ /s |
| Rivière Grasse | 150 m ³ /s |
| île de Cornwall (SUD) | 5 300 m ³ /s |
| île de Cornwall (NORD) | 2 200 m ³ /s |

Habitat modelling of submerged macrophytes, Lake Saint-François, St. Lawrence River

Jean Morin, Daniel Rioux, José Bechara and Michel Leclerc

Résumé : L'habitat fluvial du lac Saint-François a été décrit en terme de facteurs abiotiques 2D afin d'élaborer un modèle prédictif de la distribution des plantes submergées. Les facteurs abiotiques composant l'habitat des plantes proviennent de mesures directes et de simulations numériques représentant les conditions du printemps et de l'automne. Ces facteurs sont décrits sur l'ensemble du lac Saint-François avec une maille de l'ordre de 50 m de diamètre. Les courants, les vagues, l'accumulation de sédiments fins et la lumière au fond sont simulés à différentes conditions de référence tandis que la topométrie, la pente du fond et le diamètre du substrat proviennent de mesures directes. Chacun des 12 facteurs abiotiques définissant l'habitat des 8 espèces dominantes de ce milieu est décrit sur l'ensemble du domaine d'écoulement. Suite à une caractérisation de la distribution des espèces de plantes submergées présentes, une base de données d'habitat a été constituée en concordance avec la position des 806 échantillons de présence/absence des espèces. 698 de ces échantillons sont à la base de l'ajustement des modèles de régression logistique et 108 points sélectionnés au hasard ont servi à la validation des modèles pour chacune des espèces. Les modèles montrent des prédictions correctes variant entre 81% et 92% selon les espèces, à l'aide de moins de 8 variables abiotiques de base. Les facteurs abiotiques clés et les intensités critiques sont identifiés et interprétés permettant ainsi d'envisager la prédiction de la distribution spatiale des espèces dans le fleuve.

Mots-clés : *Modélisation d'habitat macrophytes submergés, système fluvial, lac Saint-François, fleuve Saint-Laurent, régression logistique, GIS, TIN*

Abstract : The fluvial habitat of Lake Saint-François is described using 2D abiotic factors, allowing the elaboration of a predictive model of spatial distribution of submerged macrophytes. The abiotic factors controlling the distribution of macrophytes were either measured or simulated with numerical models representing conditions occurring during spring and fall. They are available for the whole Lake Saint-François on a grid mesh of the order of 50 m in diameter. Abiotic factors, like currents, waves, fine particles accumulation, and ratio of light intensity reaching the bottom have been simulated or estimated under various reference conditions, while the riverbed slope and the mean grain size of the substrate are derived from direct field measurements. Each 12 abiotic factors selected to represent habitats of the 8 dominating species is described over the entire flow domain. Following a field characterisation campaign of the plant species distribution, a habitat database was built in concordance with the location of the 806 observations of presence and absence of submerged macrophyte species. 698 of these samples stations were randomly selected for the calibration of the logistic regression and the 108 samples left were used for validation. The models calibration and validation show correct prediction varying from 81% to 92% depending on species, with less than 8 basic variables. Critical abiotic factors and intensities are identified and interpreted, allowing the possibility of predicting the spatial distribution of submerged species in this part of the river.

Key words: *Habitat modeling, spatial distribution, submerged macrophytes, fluvial system, Lake Saint-François, St. Lawrence River, logistic regression, GIS, TIN*

Introduction

Context

Submerged aquatic plants are present all along the St. Lawrence River corridor and they are relatively abundant compared to other large rivers. This amount of submerged vegetation is mainly related to the low concentration of suspended matter in the Great Lakes waters ($<10 \text{ mg l}^{-1}$). Macrophytes are so abundant in the river that they drastically modify the flow distribution of the fluvial system during the growth season. Precise species distribution is therefore an essential data for an accurate description of hydrodynamics, sedimentation and pollutant transport processes. However, the effort in terms of field work that has to be deployed each time this basic information is needed is both time consuming and expensive. Moreover, these measurements are reliable only for the season in which they were taken. Predictive tools of plant distribution have to be developed in order to understand and predict their spatial and temporal variability. This would lead to reliable prediction of impacts from climatic changes and from water level/discharge management on this component of the fluvial ecosystem.

Distribution of submerged macrophytes

The spatial distribution of aquatic macrophytes can be analysed at different scales; at scales where factors controlling plant distribution vary spatially. At the continental level ($>100 \text{ km}$), variables such latitude, altitude, climate and drainage basin geology are key factors for species location (see Duarte and Kalff 1990; Toivonen and Huttunen 1995). At the scale of the plant ($<10 \text{ m}$), species associations and patchy distribution are influenced by local *substratum* features, competitive interactions or differential use of resources (Chambers and Prepas 1990, Anderson and Kalff 1986, Barat-Segretain 1996). At the water body scale (10 m-100 m), controlling factors can be numerous and complex. Interaction between abiotic factors and plants, interspecific competition and species succession can influence their distribution (Spence 1982).

Abiotic factors controlling the distribution of submerged macrophyte species have been identified in the abundant literature available on the topic. These studies are generally based on the isolation of one habitat variable monitored during the growth season that is later linked to local species and biomass variations. The main factors identified are depth, bottom slope, currents, waves, light penetration and sediment characteristics.

Water level fluctuations have a significant influence on the temporal and spatial variability of local abiotic factors (Crowder and Painter 1991, Howard-Williams *et al.* 1995, Geis 1985). Plant distribution and biomass in the St. Lawrence vary with water level fluctuations (Marie-Victorin 1943, Hudon 1997). Strong currents inhibit plant growth since turbulence can damage leaves, uproot the plant and prevent the stabilisation of buds, while slower currents influence sedimentation and chemical exchange. Currents tend to reduce biomass and plant species diversity, notwithstanding sediment type (Chambers *et al.* 1991). Waves have a direct influence on the occurrence of macrophytes, through the mechanical stress on plants, seeds and buds (Keddy 1982, Chambers 1987). They are also an important factor in sediment dynamics (Hakanson 1977, Keddy 1982, Petticrew and Kalff 1992). Conversely, macrophytes can absorb the orbital motion of waves (Kobayashi *et al.* 1993, Camfield 1977).

Macrophytes slow down currents. This effect is a function of the friction surface of the plants and it favours the deposition of nutrient rich fine particles (Petticrew and Kalff 1992, Chambers and Prepas 1994, Wilson and Keddy 1985). This fact directly increase water transparency, thus favouring light penetration, a determining factor of habitat quality and productivity (Dale 1986, Spence 1982, Wetzel 1975). The quantity and colour of light reaching the bottom also affect plant biomass (Duarte and Kalff 1990, Chambers and Kalff 1985; 1987).

For most of the macrophytes species, the substrate is important in two ways : 1) a geochemical aspect, being the main source of nutrients, and 2) a physical aspect in terms of the required texture and stability for the penetration and anchoring of roots. Roots do not penetrate well into cohesive clays and, obviously, into bedrock. Steep slopes do not favour rooting since they are generally unstable (Hakanson 1977, Duarte and Kalff 1986) and plants are also less likely to colonise eroded zones (Madsen and Adams 1989). Nutrient availability is a determining factor for total biomass (Anderson and Kalff 1986) and sediments are by far the main source of nutrients for most species (Barko and Smart 1980, Carignan and Kalff 1980). Since nutrients are associated with the deposition of fine particles, their concentration is linked to their exposure to waves and currents (Chambers and Prepas 1990). The accumulation of fine particles influences the potential of nutrient supply and the *substratum* texture (Barko and James 1998).

Modelling the spatial distribution

Considerable knowledge has been reported in the literature on the identification of factors that

control the spatial distribution of submerged plants. However, uses of these factors for predictive spatial modelling of submerged macrophytes at the lake or river reach scale are rare. In wetlands and forests studies, several authors have produced models of plant growth and productivity (see Costanza and Sklar 1985, Mitsch *et al.* 1988, Bossel 1991). Associated with GIS (Geographic Information System), these models take into account various terrain parameters and different processes such as nutrient recycling, seed propagation and free groundwater levels. The extensive use of these models in terrestrial environments is limited by the effort needed to collect massive data on terrain characteristics. In its study of submerged macrophytes, Lehmann (1998) has used the spatial approach developed by Hakanson (1977) combined with a GIS for mapping basic environmental variables in Lake Léman (Switzerland). Bathymetric description, substrate type, calculation of the effective fetch, rough estimation of currents and water pollution were combined with non-parametric statistic models in order to map submerged plants. Results were interesting for some species, but the insufficiently precise description of environmental variables led to low predictive power.

Two-dimensional (2D) habitat modelling uses numerical models to produce continuous fields of habitat values over a given water body. The 2D microhabitat modelling has been almost exclusively applied to salmonid species (e.g.: Bovee 1996, Leclerc *et al.* 1995, Stalnaker 1994). Used in small rivers, this type of models exploits three variables: simulated currents, simulated depth and measured *substratum* characteristic grain size. The habitat suitability index (HSI) generally used, had mitigated success in prediction accuracy (Scott and Shrivell 1987, Bourgeois *et al.*, 1996). Recently Guay *et al.* (2000), successfully used a probabilistic index (HPI) based on a multivariate logistic regression to predict fish habitat preferences.

Probabilistic methods can be applied to habitat modelling of submerged macrophytes in combination with GIS for spatial analyses and numerical models for the calculation of habitat variables. If plant presence/absence data are available, this task can be accomplished by applying multivariate logistic regression analyses, which allows to determine significant variables, as well as to adjust statistically the equation parameters. As described in the literature, the main controlling factors for macrophytes distribution are depth, waves, currents, *substratum* properties and light penetration. All these variables can either be measured and/or simulated with 2D numerical models that are readily available and that reach a satisfying level of precision. The

main difficulties are associated with 1) the choice of proper variables which are structuring plants habitat, in order to obtain a manageable number of variables and 2) with a proper discretisation (precision of calculation mesh) of the water body in order to take into account significant field particularities.

Relevant abiotic factors within the study area

Spatial heterogeneity of abiotic factors in a given water body brings habitat diversity. At this scale, relevant abiotic factors can be mapped, allowing to define local habitat conditions. As macrophyte species are adapted to perform better in some of these habitat, the spatial distribution of macrophytes can be predicted with the a proper characterisation of their "suitable" habitat. Significant abiotic factors for a given water body can be defined within the local environmental context.

Lake Saint-François is the first natural enlargement of the St. Lawrence River, downstream of the Great Lakes (Figure 1). This fluvial lake is 62 km long and 7 km wide (254 km²), with a mean depth of 5.7 m. The topography is rather complex with numerous underwater channels and shoals. Apart from zones exceeding 6 to 8 m in depth, the bottom is covered with submerged macrophytes during the summer. Water levels in this river reach are narrowly regulated by dams located upstream and downstream, to an annual fluctuation of less than 10 cm in the eastern portion (Morin and Leclerc 1998). Lake Saint-François has a mean discharge of 7 500 m³ s⁻¹. The flow is relatively stable compared to other large rivers, with minimum and maximum daily interannual mean of 7000 and 9000 m³ s⁻¹ (1960-1998). Tributaries have a small impact on the global hydrology with a total mean inter-annual discharge of about 150 m³ s⁻¹. The main water mass, coming from Lake Ontario, is considered homogeneous. These waters show a green colour, high transparency and have low concentrations of suspended matter varying from 1 to 8 mg l⁻¹ (Hudon 2000, Rondeau 1993, Kaiser *et al.* 1990, Verrette 1990). Similarly to other studies (Sand-Jensen 1998, Chambers and Prepas 1990), Lake Saint-François sediments show near-linear relationship between concentrations of fine particles and organic matter/nutrients (Lorrain *et al.* 1993). Dominating winds are from NW, W and SW during every season with a strong eastern (E, W, NW, and SW) component during spring.

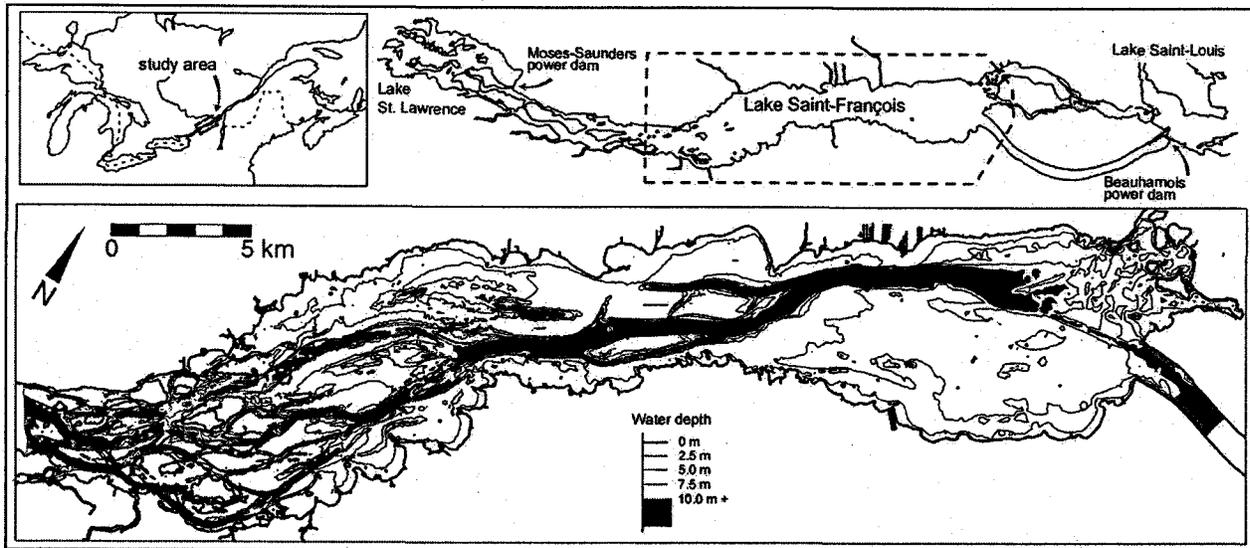


Figure 1 : Location map of the study area and bathymetry of Lake Saint-François, showing underwater channels and shoals locations.

The environmental conditions of Lake Saint-François allow to reduce the number of possible controlling variables to a reduced set. Because of almost constant water level and stable discharge over a year period, one poses the hypothesis that the number of hydrological reference conditions necessary to describe habitat can be reduced to a single representative scenario of $7500 \text{ m}^3/\text{s}$. Therefore, hydrodynamics (currents), water depth, light penetration and accumulated fine sediments are being reduced to this single event. This also decreases significantly the number of simulations necessary to express the interaction of waves with the riverbed. Spring and fall seasons wind conditions have to be described in terms of dominant intensities and directions for only one hydrodynamic event. All these variables can be simulated with numerical models while bottom slopes, partly the depth which also depends on the water level and *substratum* can be produced directly from the Numerical Terrain Model (NTM).

Objectives

The main objectives of this research are to 1) model the spatial distribution of species using synoptic spatial distribution of abiotic factors for describing plants habitat and in doing so 2) to improve the understanding of the controlling abiotic factors of dominant species in Lake Saint-François. Herein, multivariate logistic regressions are used to analyse a Habitat Data Base (HDB) that comprises a) a biological data set describing plant presence from field observations combined with the corresponding b) data on abiotic factors obtained from detailed numerical simulations. The methodological goal is to explore the potential of numerical methods for

approximating natural processes with the perspective of predicting the spatial distribution of aquatic macrophytes, but not to obtain perfect simulations in the modelling of abiotic factors.

Material and method

Habitat Data Base (HDB) and its modelling

The HDB comprises two sets of data, one biological, synthesising the species occurrences at sampling stations, and one abiotic, representing the values of abiotic factors at the corresponding locations. The abiotic factors are either derived directly from measurements (bottom slopes and *substratum*) or calculated with numerical models from detailed topographic information and selected parameterisation.

The method follows this sequence: 1) collection of biological data, 2) assemblage of the field terrain model (topography and *substratum*), 3) simulations with a 2D numerical model of selected abiotic factors with relevant parameterisation (wind, discharge, water level and suspended load), 4) assemblage of the HDB and 5) analysis of the HDB with multivariate logistic regression.

Management of georeferenced data is done with MODELEUR (Secretan and Leclerc 1998). It is a GIS-like software, which uses finite elements as discretisation and interpolation methods. Various mesh types: triangular, rectangular or linear, can be built and used for modelling and data support. Each layer of data carried on any type of grid can be interpolated (projected) on any other grid, a feature that makes it possible to explore easily algebraic relationships between layers of information. In the present study, visualisation of results and most of the simulations are made using a Triangular Irregular Network (TIN) composed of 55 997 elements (114 562 nodes) which is herein called Global TIN (Figure 2). The Global TIN was developed to reach the needed precision for abiotic factors simulations, at a spatial scale similar to the collected biological data. It is built with T3 elements (triangles with 3 nodes) of an average size of 40 m, that varies from 6 m up to 100 m, depending on the local topographic complexity.

The logistic equations are adjusted with the HDB which contains 698 sampling stations with species presence/absence and are validated with a separated data set of 108 sampling points. For each species, the logistic equations are used as predictive models for macrophytes mapping over the entire domain on the Global TIN.

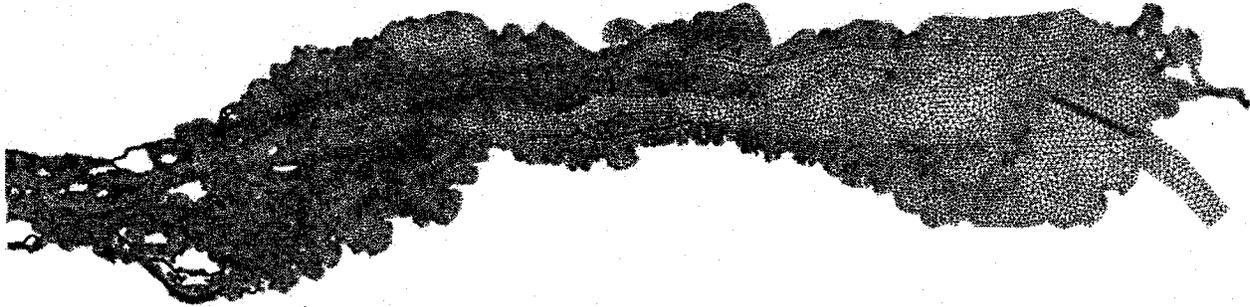


Figure 2 : Finite element mesh used for simulations and data support (Global TIN), it is composed of 55 997 triangular irregular elements and 114 562 nodes.

Biological data collection

Data on species presence were collected in 1995 during a plant mapping survey (Morin *et al.* 1999). From September 24th to October 3rd, 35 transects were covered in the central and eastern portion of Lake Saint-François. Transects were observed with a Raytheon paper echosounder using a 200 kHz transducer at a 9° angle of penetration and a submersible video camera (Cosmicar HX 3.7 mm). Positions, recorded at every second, were measured with real-time differential GPS (dGPS) for horizontal precision of less than 2 m. At every 100 m along the transects, positions were marked on the echosounder chart and the plants were identified. The echosounder was used to assess the presence of submerged plants while the submersible video camera was used to identify plant species. Observations on the plant beds with the camera lasted for 1 to 5 minutes and covered 10 to 20 m in distance, allowing to avoid problems associated with patchy distribution of some species assemblages. Video observations were validated with direct sampling and field samples were identified by Normand Dignard (Herbier Marie-Victorin, Québec City). A total of 806 points were characterised from video and echosounder observations of plant presence/absence and used to build the biological portion of the HDB (Figure 3). Macrophytes were observed in 576 of these locations.

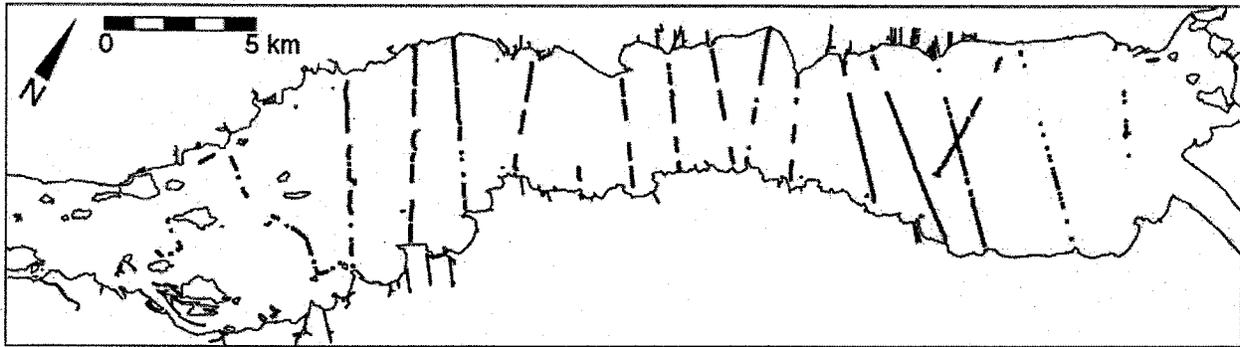


Figure 3 : Location of biological sampling sites in Lake Saint-François.

Species assemblages were essentially composed of nine species *Vallisneria americana* (VA), *Myriophyllum spicatum* (MS), *Potamogeton richardsonii* (PR), *Potamogeton pectinatus* (PP) (PP), *Ceratophyllum demersum* (CD), *Elodea canadensis* (EC), *Heteranthera dubia* (HD), *Nitella sp.* (NI) and *Alisma gramineum* (AG). *Myriophyllum spicatum* was present in two growth forms which are erect (MS) and canopy-producer (MSA), the erect-form did not reach the surface while the canopy-producers reached the surface and formed a cover. *Potamogeton pectinatus* was also present in two growth forms, lying-form (PP) (bend-down on the bottom) and erect (PPA).

Observed macrophyte assemblages were dominated by four species: VA, PR, NI and MS, which were present in 394, 207, 162 and 147 sampling stations respectively. More accessory species were present in less than 50 stations: CD (43), PP (37), EC (32), HD (30) and AG (25). Higher density growth forms like MSA and PPA were present in 13 and 7 stations respectively. Other species like *Lemna trisulca*, *Chara sp.*, and *Potamogeton crispus* were observed in less than five locations.

Abiotic factors

Controlling factors and intensity are reduced to a relatively small group: bottom slope, *substratum* type, water depth, current velocity, wave action, fine particles accumulation and light availability on the bottom. These variables have to be known at sampling stations for the HDB assemblage, and on the entire domain (Global TIN) in order to be able to use logistic regression equations in a predictive mode. Abiotic variables produced herein represent spring and fall conditions and they are simulated as if there was a complete absence of submerged macrophytes. Therefore, they represent the environmental conditions of periods before and after growing

season, which are the initial habitat characteristics, not those modified by plants during summer.

Numerical Terrain Model (NTM)

The NTM contains topographic information and substrate description. Topography is based mainly on soundings from the CHS (Canadian Hydrographic Survey). A total of 292 270 soundings, with a precision of ± 0.15 m, were assembled and integrated in the digital elevation model with IGLD85 as the vertical *datum* (Morin *et al.* 1999). These measures have a mean density of about 1 point every 30 m. Topography is the key variable of the whole modelling system, since it is used to estimate and/or simulate all abiotic variables. The density of the soundings determines the precision limit of the whole data model.

Substrate mapping proceeded from data collected during several field surveys. The *substratum* map used here is based on 16 000 qualitative observations from the CHS, 234 grain size distribution data, and about 300 field observations made during plants species characterisation. These data were manually interpolated to form a continuous map of substrate classes over the entire lake. Its precision is a function of the local sampling density. In the HDB, the numerical terrain model is directly exploited with two variables: slope and substrate mean grain size.

Hydrodynamics

Currents and water levels were calculated with a 2D hydrodynamic model (horizontal). The HYDROSIM model (Heniche *et al.* 1999) uses a discretisation of the shallow water equations solved by the finite elements method. The model uses the conservative form of the quantity of movement from the Saint-Venant equations and takes into account the local friction caused by substrates. Vertically integrated, the model produces reliable predictions of mean velocity of the water column, water level, and specific discharge for a wide range of hydrological conditions. The element used is a 6 nodes triangle called T6L (Triangle with 6 nodes and an internal linear interpolation scheme) where specific flows are evaluated on each node while levels are calculated at the summit nodes. T3 elements of the Global TIN were transformed into T6 elements for the hydrodynamic modeling.

The hydrodynamics have been simulated with the inter-annual average discharge (module) of $7500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ on the modified Global TIN which is very close to mean discharge of $7247 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ measured during spring 1995 (May-April). This simulation has been validated prior to its inclusion in the HDB with water levels and velocity measurements (Morin *et al.* 2000). This

simulation provides the water levels required to calculate water depth; it also provides values of diffusion potential and shear stress for the transport-diffusion model (see below Sedimentation). For the HDB, the mean flow velocity (vertically integrated) was selected as the variable representing the influence of currents.

Waves

The HISWA model has been designed to model the growth and the transformation of wind waves in shallow water environment (Holthuijsen *et al.* 1989, Booij *et al.* 1993). It simulates in 2D (horizontal), wave propagation in shallow water including refraction and shoaling, growth due to wind action and dissipation by bottom friction and breaking. This model calculates various parameters such as wave energy, frequency, height and direction on a regular square grid.

In the present study, waves were calculated on a regular square grid with 277 302 elements of 50 m sides, covering the whole lake. Apart from wind intensities and directions, input parameters for simulation includes topography, water level and current data, supported by the regular grid. The orbital near-bottom velocities generated by waves appears to be the best index of stress on plants. This variable is generally used in sedimentation models to assess the grain stability on the bottom (Van Rijn 1989, Signell *et al.* 2000).

The effect of waves has been integrated in the HDB by making use of six variables. These represent the whole range of wind directions and intensity conditions during spring and fall. Hourly wind data with height compass divisions, measured at Cornwall from 1990 to 1995 were obtained from the Canadian Meteorological Service. Seasonal wind intensities were divided into three groups : moderate (10-24 km/h), strong (25-44 km/h) and extreme (45-55 km/h). Slow winds (0-9 km/h) were not considered because their effects on habitat are less important. Table 1 shows the observed frequency of wind intensities and directions for six variables. Near-bottom orbital velocities induced by waves were calculated for the 26 conditions listed. They were integrated in six variables with the ratio of the observed frequency from Table 1 and used for the HDB.

Table 1: Observed hourly frequency for wind directions and intensities in the Lake Saint-François area used to parameterised the wave model, where representative intensities: 17 km/h, 35 km/h and 45 km/h correspond to moderate (10-24 km/h), strong (25-44 km/h) and extreme intensities (45-55 km/h), respectively.

Season	Intensity	Direction					Ratio for integration in the HDB				
		SW	W	NW	N	E	SW	W	NW	N	E
Spring	17 km/h	13%	18%	7%	6%	15%	0.22	0.31	0.12	0.10	0.25
Spring	35 km/h	1.6%	1.5%	3.0%	0.7%	2.2%	0.18	0.17	0.33	0.08	0.24
Spring	45 km/h	0.1%	0.1%	0.3%	-	0.3%	0.13	0.13	0.38	-	0.38
Fall	17 km/h	14%	13%	15%	5%	12%	0.24	0.22	0.25	0.08	0.20
Fall	35 km/h	2.5%	4.0%	6.2%	-	0.9%	0.18	0.29	0.46	-	0.07
Fall	45 km/h	0.1%	0.1%	0.2%	-	-	0.25	0.25	0.50	-	-

Sedimentation of fine particles

Dispersion and accumulation patterns of suspended matter are simulated once hydrodynamic data are available. DISPERSIM is a 2D (horizontal) eulerian transport-diffusion model, that is solved with a finite element formulation (Secretan *et al.* 2000). Among other water quality processes, it allows to simulate transportation of suspended matter concentration and its possible deposition on the bottom. Sedimentation simulation is function of the ratio of a selected threshold related to the critical shear stress of the grain size and the local shear-stress. Calculation is done with a triangular element of three nodes (T3) where residual concentrations and local deposition velocity are evaluated. Basic information for DISPERSIM includes water depth, flow diffusivity, velocity and shear stresses produced with hydrodynamic and wave models. For waves, the local maximum value of the near-bottom velocity is selected among the results obtained using wind directions and intensities presented in Table 1.

Threshold for allowing fine particles sedimentation was fixed to 0.3 Pa for current induced shear-stress, which corresponds to the theoretical stability limit of medium sized sand grains (0.6 mm) (Van Rijn 1989). For waves induced near-bottom velocity, the threshold was established at 0.24 m/s, which corresponds to medium grain size stability (0.6 mm) with waves of a period of about 3 sec (Komar and Miller 1975). This value is slightly higher than the 0.15 m/s used by Signell *et al.* (2000) as a value for resuspension of fine mud. The calculation is made on the Global TIN considering a steady state (non-transient) regime, with the hydrodynamic simulation presented earlier ($7500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). The suspended load is injected at the upstream boundary of the Global TIN. The upstream concentration is imposed to a value of 5 mg l^{-1} , it is similar to measured local values, and the maximum settling velocity is parameterised at 0.05 mm/s. This settling velocity

is similar to typical suspended load in river estuaries (Van Rijn 1989) and it corresponds to a particle with an equivalent diameter of 10 μm (Droppo and Ongley 1991, Teisson 1991, Ongley *et al.* 1981).

For the HDB, the variable used represents the local accumulation on the bottom of the materials injected upstream and transported as suspended load over the entire domain. It is obtained by multiplying the local concentrations and deposition velocities as calculated with DISPERSIM.

Light intensity on the bottom

As described earlier, DISPERSIM allows to calculate the local concentration of suspended matter. The same simulation used for estimating the accumulation of fine particles on the bottom, is used for describing the spatial distribution of suspended load concentration. Considering that there is only one water mass in Lake Saint-François, the ratio of incidental light reaching the bottom is a function of depth and local concentration of suspended matter. It is calculated with the following function :

$$[1] \quad I_z = I_0 e^{-KZ}$$

where I_0 is the intensity of light at the surface, K is the local extinction coefficient and Z is the depth. In the Great Lakes water body near Montreal, Hudon and Sylvestre (1998) have shown that the extinction coefficient is function of both suspended matter and dissolved organic carbon (DOC). As the DOC concentration in Lake Saint-François is small, about 2.2 mg l^{-1} according to Cossa *et al.* (1998), and because spatial fluctuations of the DOC is not known, the local extinction coefficient of light is calculated with the local concentration of suspended matter only.

The extinction coefficient was considered to vary linearly with the concentration of suspended matter. It was roughly calibrated with Secchi disk depth (S), measured in Lake Saint-François at four locations ($S=6.0$ to 10.6 m), and with a simple relation between K and S : $K=1.46/S$. According to this relation , values of K for these four locations would vary from 0.13 to 0.24 m^{-1} . This relation represents slightly smaller value of K (0.28 and 0.33 m^{-1}), measured in near shore areas of Lake Saint-François and reported by Hudon and Lalonde (1999). The variable used in the HDB is the calculated ratio of incidental light reaching the bottom, considering a value of 1 for the incidental light (I_0).

Multivariate logistic model

In order to test the capability of the simulated and measured variables to predict plant presence or absence, an Habitat Probability Index (HPI) was developed for each species, using multivariate Gaussian logistic regression analyses, with backward stepwise selection. It can be represented as

$$[2] \quad HPI = 1/(1 + e^{-\lambda})$$

where $\lambda = P_0 + (P_1 V_1 + P_2 V_1^2) + (P_3 V_2 + P_4 V_2^2) + \dots + (P_{2n-1} V_n + P_{2n} V_n^2)$

where V_n are independent habitat variables and P_{2n} are parameters fitted by the multivariate Gaussian logistic regressions. Logistic models are usually used to describe relationships in presence/absence data instead of linear models because they take values between 0 and 1 (ter Braak and Looman 1995). The curve is adjusted with the observations of one independent variable (V_n) and describes a sigmoid shape. It implies that the probability of plant presence increases or decreases with an abiotic factor. The distribution of the Gaussian component of the model, that results from a squared independent variable (V_n^2), is similar to a bell-shaped curve, but with a flatter top (ter Braak and Looman 1995). It describes a probability of presence that is maximum at medium values of the abiotic variable, and decreases or increases towards both extremes of the distribution.

Table 2: Threshold probability for predicted absence and presence used in the logistic regression models, calculated from the ratio of the observed presence and the total observations ($N=698$) in the calibration data set.

Species (Total $N=698$)	Presence (N)	Ratio
VA (<i>Vallisneria americana</i>)	338	0.48
PR (<i>Potamogeton richardsonii</i>)	179	0.26
NI (<i>Nitella</i> sp.)	142	0.20
MS (<i>Myriophyllum Spicatum</i>)	131	0.19
CD (<i>Ceratophyllum demersum</i>)	40	0.06
PP (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	32	0.05
EC (<i>Elodea canadensis</i>)	31	0.04
HD (<i>Heteranthera dubia</i>)	29	0.04

Logistic models were adjusted using the Non-linear Regressions and VGLZ modules included in the statistical software STATISTICA (StatSoft 2000). It allows to validate the adjusted equation parameters by selecting a number of observations of the original database. Backward stepwise

selection allowed to exclude variables having non-significant ($p>0.05$) contribution to the total variability in presence-absence observations, thus reducing over-explanation and multicollinearity. Results are expressed in terms of probability of presence (PoP) of a given plant species, and vary between 0 and 1. An observed presence is considered to be correctly predicted by the statistical model, if its PoP is higher than a certain probability threshold, while lower values predict an absence (Legendre and Legendre 1998).

Only the species with more than 30 presence were analysed: VA, PR, NI, MS, CD, PP, EC and HD. From the complete set of 806 plant observations, 108 were randomly selected for validation (validation data), and the remaining samples (calibration data) were employed for parameter adjustment. The threshold of PoP corresponds to the ratio of the observed presence over the total observations (Hosmer and Lemeshow 1989) which differs from one species to another (Table 2). The logistic regression models are based on a total of 12 variables (Table 3) which correspond to recognised controlling factors in fluvial and lacustrine environments, as pointed out in the introduction. Once the parameters adjusted, model accuracy can be estimated with the number of cases correctly classified in the validation data set.

Table 3 : Synthetic description of the 12 abiotic factors that were used to build the HDB.

Abiotic Factors	Spatially distributed variables	Range of values within the HDB	Mean values
1 Slope	Slope of the lake bottom	0 to 0.26	0.02
2 Substrate	Mean grain size (ϕ : log of mean grain size)	-0.156 to -6.20 ϕ	-3.62 ϕ
3 Depth	Water depth at a discharge of 7500 m ³ /s	0.8 to 23.4 m	6.29 m
4 Currents	Velocity, discharge of 7500 m ³ /s, no plant friction	0.02 to 0.75 m/s	0.24 m/s
5 Light penetration	Ratio of incidental light reaching the bottom	0.027 to 0.964	0.45
6 Fine particles accumulation	Fine particles deposition on the bottom	0 to 0.170 g/m ²	0.036 g/m ²
7 Waves_spring_17	Wave generated near-bottom velocity, spring 17 km/h winds	0 to 0.50 m/s	0.10 m/s
8 Waves_spring_35	Wave generated near-bottom velocity, spring 35 km/h winds	0 to 0.74 m/s	0.26 m/s
9 Waves_spring_45	Wave generated near-bottom velocity, spring 45 km/h winds	0 to 0.94 m/s	0.32 m/s
10 Waves_fall_17	Wave generated near-bottom velocity, fall 17 km/h winds	0 to 0.49 m/s	0.10 m/s
11 Waves_fall_35	Wave generated near-bottom velocity, fall 35 km/h winds	0 to 0.76 m/s	0.25 m/s
12 Waves_fall_45	Wave generated near-bottom velocity, fall 45 km/h winds	0 to 0.89 m/s	0.32 m/s

Results

General adjustment

All regression models are highly significant, as indicated by the low values of the ratio “deviance/degrees of freedom” (Table 4) and also by the global correct prediction. The global prediction of presence and absence for all species has a total of 5477 correct predictions out of 6448 (806 for eight species) observations, for a global score of 84.9%. For all species, the number of cases correctly predicted by the calibration data set is very high, varying from 77.1% to 89.0% for absence and from 86.5% to 95.0% for presences. Validation data are also well predicted for species that had more than 147 presences. For VA, MS, NI and PR, presences are correctly predicted in 75.0% to 95.0% of cases, and absences were correctly predicted for 78.8% to 88.6% of cases. The total correct prediction vary from 82 to 85% for these species. For the species with small number of presences (≤ 5): PP, CD, EC and HD, absences are predicted correctly in 76.6% to 91.4% cases, while the small number of presences led to peculiar results in correct presence predictions of either 40.0% or 100%. These less abundant species can be divided in two groups, one with a high score of 92.1% to 88.0% that comprises CD and PP and the other with a lower score of 80.9% to 81.4% composed of HD and EC.

Significant abiotic factors

The parameters of the resulting polynomial equations obtained with the Gaussian logistic regression are presented in Table 4, they are significant at $p < 0.05$. The most common variables retained in the backward stepwise selection are Light penetration, Depth and Waves_fall_45km/h, being significant in seven out of eight species. Waves_fall_35km/h and Waves_spring_35km/h are significant for six species. All the other variables, are significant for three to five species, with the exception of Substrate which is significant with only one species. Analysed globally, waves action appears significant for all species, with variations in intensities and seasons.

The intercept was highly significant ($p < 0.00001$) for VA, MS, PR, PP and CD, but with lower significance for EC ($p = 0.0027$) and not significantly different from zero for HD ($p = 0.0591$) and for NI ($p = 0.145$). Most of the variables selected by the stepwise method are highly significant ($p < 0.001$). In term of species, VA, MS, PR, CD contain either no or only small number of

variables with moderately significant level ($p > 0.001$). The adjusted models for NI, PP, HD and EC have many low significance variables with significance levels higher than 0.001, especially HD for which only three parameters out of 13 have a p-value lower than 0.001.

Species/variables relations

Significant variables are represented by one or two parameters, which makes up a portion of the global polynomial equation (Equation 2). Some general tendencies in the links between species and single abiotic factor can be pointed out. It appears that most species, with the exception of VA and PR, have a probability of presence that decreases with an increase of Water depth and Light penetration. Larger accumulation of fine particles, tend to increase the PoP for most species. Regardless of the intensities, waves action during spring tends to decrease the PoP of most species, except for VA and NI that have the opposite tendency. Generally, waves during fall at 17 and 35 km/h tend to favour the PoP of most species. Again VA and NI behaves in a different way since its PoP decreases with the increase of wave induced near-bottom velocity.

Plant predictive mapping

Logistic models can be used as predictors since the information on abiotic variables are available for the entire domain. For each species, the polynomial equation (Equation 2) have been parameterised with values presented in Table 4 and the calculation was performed on each node of the Global TIN. As these variables are georeferenced, the result is a spatial scalar field of probability that can be visualised with a colour scale. The Figure 4 represents the spatial distribution of each species, for the areas where the probability of presence is higher than the thresholds presented in Table 2. The spatial distribution of PoP in Figure 4 can be visually evaluated with the location of all presence observations for each species. Species with relatively large number of presence in samples ($n > 147$), such as VA, PR, NI and MS show larger surface area of high probability when compared to species with less observed presence ($n < 43$), like CD, EC, PP and HD. EC and HD can be pointed out as having the most important surface area of low PoP (< 0.23) within the latter group.

Table 4: Parameters of polynomial equations as produced by the logistic regression on 12 basic variables for the height species considered. Percentage of data correctly predicted for calibration, validation and total correctly predicted ratio are also presented. Values between [] correspond to statistical significance (p) of the independent variable and 2 refers to the squared variables. Deviance/D.f. is the overall Goodness-of-fit of the model.

Variables/species	<i>Vallisneria americana</i> (VA)	<i>Potamogeton richardsonii</i> (PR)	<i>Nitella</i> sp. (NI)	<i>Myriophyllum spicatum</i> (MS)	<i>Ceratophyllum demersum</i> (CD)	<i>Potamogeton pectinatus</i> (PP)	<i>Elodea canadensis</i> (EC)	<i>Heteranthera dubia</i> (HD)
Intercept	-41.477 [0.00000]	-39.763 [0.00000]	10.685 [0.14541]	60.170 [0.00000]	50.124 [0.00001]	-34.779 [0.00000]	18.611 [0.00270]	-6.627 [0.05909]
Substrate	-	-	-	-	-	1.139 [0.00598]	-	-
Substrate 2	-	-	-	-	-	-	-	-
Depth	4.817 [0.00000]	9.626 [0.00000]	-	-8.307 [0.00000]	-	-	-	-0.747 [0.03166]
Depth 2	-0.265 [0.00004]	-0.880 [0.00000]	-0.127 [0.00036]	0.234 [0.00137]	-0.450 [0.00000]	-	-0.244 [0.00003]	-
Light penetration	38.968 [0.00000]	22.915 [0.00000]	-68.362 [0.00017]	-65.988 [0.00000]	-91.529 [0.00000]	71.708 [0.00036]	-43.211 [0.00001]	-
Light penetration 2	-	-	51.125 [0.00016]	-	-	-86.207 [0.00019]	-	-
Slope	-49.326 [0.00034]	-164.181 [0.00000]	-	-	-	-	-42.262 [0.03084]	-118.079 [0.02206]
Slope 2	219.879 [0.01224]	638.187 [0.00002]	-	-	-	-	-	500.494 [0.04533]
Fine sediment accumulation	18.758 [0.00255]	-	181.528 [0.00093]	83.666 [0.00002]	-	-	-	126.352 [0.00064]
Fine sediment accumulation 2	-	-	-	-333.177 [0.03269]	-	-	-	-686.657 [0.01641]
Currents	-	-	60.976 [0.00008]	-24.063 [0.00001]	-	86.158 [0.00003]	-	19.072 [0.00821]
Currents 2	-	-	-123.433 [0.00013]	40.063 [0.00000]	-123.660 [0.00002]	-107.708 [0.00036]	-	-214.304 [0.00089]
Waves spring 17 km/h	273.913 [0.00004]	-	-	-32.886 [0.00094]	-	135.512 [0.00064]	-	131.205 [0.03774]
Waves spring 17 km/h 2	-	-	72.293 [0.00626]	97.708 [0.00000]	-	-423.879 [0.01440]	-	121.384 [0.00180]
Waves spring 35 km/h	26.354 [0.00010]	-	-95.297 [0.00816]	-107.606 [0.00006]	-	-53.344 [0.00682]	-	-114.503 [0.00830]
Waves spring 35 km/h 2	-	-	95.487 [0.00402]	-	-	-	-	-
Waves spring 45 km/h	37.863 [0.00000]	-	-117.645 [0.00210]	-28.001 [0.01470]	-	-	-87.301 [0.00033]	-
Waves spring 45 km/h 2	-	-	-	-	-	-	-	-
Waves fall 17 km/h	-294.408 [0.00001]	-	-83.863 [0.00000]	-	-	-	-	153.853 [0.00264]
Waves fall 17 km/h 2	-	-	212.406 [0.00000]	-	-	-	-	-
Waves fall 35 km/h	-36.999 [0.00037]	34.860 [0.00004]	-	-	-	-190.775 [0.01554]	-59.081 [0.01232]	-
Waves fall 35 km/h 2	-	-	-	-	-	391.228 [0.00371]	297.518 [0.00001]	46.723 [0.03855]
Waves fall 45 km/h	-33.948 [0.00219]	-	-105.913 [0.02328]	-47.625 [0.00002]	87.924 [0.00188]	198.929 [0.00275]	-	-56.958 [0.00038]
Waves fall 45 km/h 2	-	-	137.810 [0.01126]	-	-217.155 [0.00021]	-271.498 [0.00202]	-	-
Deviance (Deviance/D.f.)	0.639 (437/685)	0.545 (376/690)	0.545 (372/683)	0.532 (364/684)	0.141 (97/692)	0.187 (128/695)	0.227 (156/688)	0.237 (162/684)
Calibration	91.1% (308/338)	89.9% (161/179)	86.6% (123/142)	87.8% (115/131)	95.0% (39/40)	90.6% (29/32)	90.3% (28/31)	93.1% (27/29)
Validation	81.4% (293/360)	80.0% (415/519)	80.0% (445/556)	77.1% (437/567)	89.0% (586/658)	85.6% (570/666)	78.3% (522/667)	78.2% (523/669)
Total	87.5% (49/56)	89.3% (25/28)	95.0% (19/20)	75.0% (12/16)	100% (3/3)	40.0% (2/5)	100% (1/1)	100% (1/1)
Absence	80.8% (42/52)	78.8% (63/80)	88.6% (78/88)	81.5% (75/92)	91.4% (96/105)	90.3% (93/103)	82.2% (88/107)	76.6% (82/107)
Presence	90.6% (357/394)	89.9% (186/207)	87.7% (142/162)	87.1% (128/147)	97.7% (42/43)	83.8% (31/37)	90.6% (29/32)	93.3% (28/30)
Absence	81.3% (335/412)	83.1% (498/598)	84.0% (541/644)	80.6% (531/659)	91.7% (700/763)	88.2% (678/769)	81.0% (627/774)	80.4% (624/776)
Total (806)	85.9%	81.8%	84.7%	84.9%	92.1%	88.0%	81.4%	80.9%

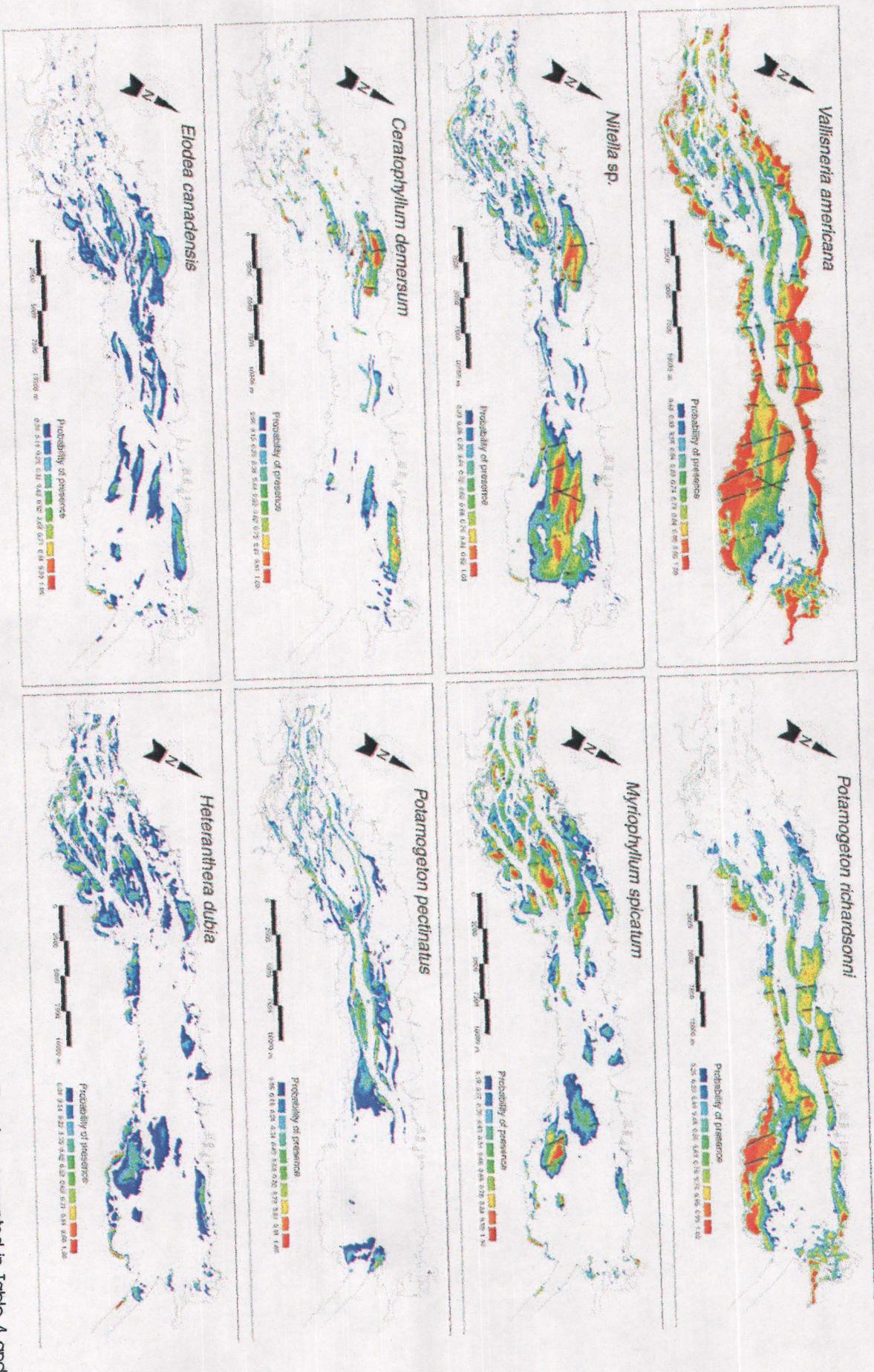


Figure 4 : Predicted values of probability of presence (POP) as calculated with the logistic regression models, parametrised with values presented in Table 4 and threshold values of Table 2 for all species considered. Black crosses correspond to observed presence of the species.

Discussion

Overview of model accuracy

The overall results of the regression models appear to properly represent the spatial distribution of submerged species at the scale of Lake Saint-François. The global correct prediction of presence and absence reaches a score of 84.9%. Models of dominant species (VA, PR, NI and MS) have a total score of correct predictions that varies between 81.8% and 84.9%. Models of less abundant species are grouped into a high score (>88.0%: CD, PP) and a low score (<81.4%: EC, HD). Apart from this success in correct predictions of presence/absence, the relative quality ranking of the different species models can be analysed with several characteristics: samples size used, score of correct predictions of presence and absence, statistical significance of intercepts and independent variables, and observations of the projected results.

Dominant species, especially VA, PR and MS models appear to be the most reliable given the important number of presence in the calibration data set, the large statistical significance on intercepts and on selected abiotic factors, and the important surface area with high probability of presence (PoP). It suggests that the habitat of these species is properly described by the selected abiotic factors. NI models have similar characteristics but have low significance on intercept ($p=0.145$) and on most wave variables, suggesting singularities in its habitat. Less abundant species in the lake are already divided in two groups of high (CD, PP) and low scores (EC, HD). In the high score group, CD and PP models appear to explain a large portion of the variability. Their selected variables and intercept have relatively high statistical significance suggesting that the habitat of these species is simpler to describe than the habitat of dominant species and of the low score group. Therefore, even if the sampling size is small, models of this high score group appear reasonably convincing. The low score group have lower statistical significance on intercept and on selected variables. When mapped on the entire domain, EC and HD models have a general low PoP, suggesting that these species do not have a well defined habitat in Lake Saint-François. It appears that EC and HD models are the least accurate in the present context and should be used with more caution.

Interpretation of habitat models

The VA model shows a PoP that increases with water depth and light intensity on the bottom.

All wave intensities during spring and fall are significant. Important light penetration and waves action were effectively reported as characteristic of VA habitat (Marie-Victorin 1964). Seasonal impact of waves action on VA is singular with an inverse effect compared to most of the remaining species. The PoP of VA decreases with the increase of waves action during fall and increases during spring. This can be interpreted as a relative positive impact on VA during spring, in regards to other species, and a relative negative impact on VA during fall (senescence). It is possibly associated with direct effect of waves action on propagules or other perennial structures. As VA is the most abundant species in the lake, changes in wind directions would certainly influence its spatial distribution.

The PoP of MS decreases with an increase of depth, light intensity on the bottom and currents, and increases with higher amount of accumulated fine particles. These observations tend to confirm those of Aitken *et al* (1979) which indicated capacity of MS to reach light near the surface. The PoP of PR increases with water depth, light intensity on the bottom, wave action during fall (35 km/h) and with low values of bottom slope. NI has a PoP decreasing with water depth and light intensity but increasing with fine particles accumulation and currents. Even if p-values for waves are generally less significant, NI is influenced by waves in a similar manner than VA. The large p-value ($p=0.145$) of the intercept suggests that NI has a wide range of habitat. NI has no roots (algae), it is easily moved by currents and accumulated in lower energy areas (Round 1981). In Lake Saint-François, this species was found intertwined between stems, protected by the presence of other species and was also found forming pure dense mat in relatively deep areas of small basins.

The PoP of PP is favoured by high light intensities on the bottom and by strong currents. Waves have complex impact that depends on season and intensity. In Lake Saint-François, its habitat is mostly located close to the main channels, where currents are strong and sediment is coarse. Wilson (1941) and Van Wijk (1988) observed similar habitat for this species. As suggested by its regression model, CD is essentially associated with small currents areas, where light intensity reaching the bottom is relatively low. This plant species has no roots, it can be removed by currents and waves (Marie-Victorin 1964). In Lake Saint-François, CD was found mostly in protected areas within small basins.

HD and EC have fairly complex habitat models that are to be used with caution. During field

work, EC and HD were never found in pure assemblages, they were secondary species, associated with different species assemblages, present in various physical contexts. Also, their logistic models have large areas of low PoP when mapped and they have a large p-values in their intercept and their variables. Because sampling can be considered as representative (every 100 m), although sampling bias can not totally be ruled out, it suggests that the habitat of these species is not fully developed in Lake Saint-François. HD and EC are abundant in other parts of the river where the same water body is present. Downstream of Montreal, HD and EC were associated with areas recently exposed during low water level period (Côté *et al.* 2000). It would suggest that Lake Saint-François, because of its water level stability, does not offer the ideal habitat conditions for these plant species.

Possible model improvements

The present habitat models are mainly based on simulated abiotic factors that can be improved in several ways. The calculation mesh used contains 55 997 elements, their number can still be increased in order to improve locally the spatial accuracy of the HDB. Greater precision can also be reached by increasing the number of events representing the various habitat conditions, for example, by adding simulated reference events representing seasonal variations in currents, fine particles accumulation and light penetration. As the light extinction coefficient and the sedimentation of fine particles are based on the properties of only one sedimentation velocity, larger *spectrum* of particle density and size can be taken into account.

In the present research, only the main water mass coming out from the Great Lakes has been simulated, but local tributaries or sewers plumes can eventually be considered for spatial changes in dissolved and suspended load characteristics. Simulated wind conditions were parameterised with averaged conditions over five years, better results may be obtained with more detailed intensities and with wind data of seasons really observed before field measurements. As several species, like MS, NI, PP, CD and HD are influenced by currents conditions that are typical of spring and fall, it is probable that the occurrence of ice during winter which modifies considerably flow pattern, will influence the accumulation of fine particles. These conditions might have an effect on plant distribution and should eventually be considered.

Impact of plants on their habitat

As described earlier, submerged macrophytes have an important impact on abiotic factors during the growth season, by modifying currents, waves, light and sediments. As shown in the results of the present study, about 85% of the variability of submerged species distribution is explained by abiotic factors representing habitat conditions during spring and fall. The low residuals leave little room for plants influence (during summer) on their own spatial distribution, at least at the scale of the water body. This is without considering the possible improvements that could be incorporated in the HDB or those that could arise from more accurate parameterisation and incorporation of impacts from winter conditions.

Several authors have shown (i.e.: Spence 1982, Chambers *et al.* 1991, Petticrew and Kalff 1992) links between the biomass of submerged macrophytes and abiotic conditions prevailing during growth seasons. Even if the species distribution seems to be mostly controlled during periods preceding the growth season itself, abiotic factors are significantly modified by plants during growth period in such a way that it would be appropriate to address spatial distribution of plant biomass with summer abiotic factors. However, integration of plants effect on abiotic factors simulation is a procedure that need further developments, since interactions with suspended load, wave action and currents are relatively complex.

Further development

The present research shows an important control of abiotic factors on spatial distribution of submerged macrophyte species and points out significant influence from seasonal winds conditions. Numerical modelling of abiotic factors combined and supported with GIS, appears to be a relevant approach for describing and understanding spatial heterogeneity of aquatic systems. It also confirms the importance of abiotic factors identified in the literature, adapted to the particular environmental context of Lake Saint-François. The main advantage of this approach is that the relevant variables are simulated, allowing prediction on the entire domain and reducing field measurements of these variables to validation purpose only.

This work on spatial modelling of macrophytes should be seen as exploratory, being in an early stage of development. The application of these models to other systems is to be tested; problems are anticipated with fine particles accumulation, water mass characteristics, water level fluctuations. Also, species not present in Lake Saint-François, including exotic ones, can have

important impacts on the spatial distribution of the already present species. These impacts can not be taken into account with the present regression models. In order to address this problem, developments are needed for quantifying functional links between significant abiotic factors and plant species, implying research inputs from several fields of study. Knowledge and quantification of processes between plants and their habitat may bring new methods for modelling spatial heterogeneity.

Acknowledgments

This research has benefited from the financial support from Environment Canada, Meteorological Service of Canada, from NSERC and from FCAR. Thanks to Environment Canada-MSc members: Jean-François Cantin, Richard Laurence, Guy Morin, Jacques Laroche, Paul-Émile Bergeron, and to Yves Secretan, Paul Boudreau (INRS-Eau) for their technical advises. Thanks to Pierre Legendre for its advises on statistical approach. Acknowledgements to Elisabeth Marceau and André Bouchard for reviewing the manuscript.

References

- Aitken, S.G., P.R. Newroth and I. Wile 1979. The biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. *Can. J. Plant Sci.* 59:201-215.
- Anderson, M.R. and J. Kalff 1986. Regulation of submerged aquatic plant distribution in a uniform area of a weedbed. *Journal of Ecology* 74: 953-961.
- Barat-Segretain, M.-H., 1996. Strategies of reproduction, dispersion and competition in river plants: A review. *Vegetatio* 123: 13-37.
- Barko, J.W. and R.M. Smart 1980. Mobilisation of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshwater Biol.* 10: 229-238.
- Barko, J.W. and W.F. James 1998. Effects of Submerged Aquatic Macrophytes on Nutrient Dynamics, Sedimentation, and Resuspension. *In*: Jeppesen, E., eds (et al). Structuring role of submerged macrophytes in lakes. N.Y., Spinger-Verlag, 1998.
- Booij, N., L.H. Holthuijsen, J. Dekker and R. Shoonbeek 1993. Standard tests for the shallow water wave model HISWA version 100.21 Delft University of Technology, Department of Civil Engineering, Group of hydraulic and Geotechnical Engineering, 43 p.
- Bourgeois, G., R.A. Cunjak and D. Caissie 1996. A spatial and temporal evaluation of PHABSIM in relation to measured density of juvenile Atlantic salmon in a small stream. *N. Am. J. Fish. Manage.* 16: 154-166.
- Bossel, H. 1991. Modeling forest dynamics : Moving from description to explanation. *For. Ecol. Manage.* 42 :129-142.

- Bovee, K.D. 1996. Perspectives on two-dimensional river habitat models : the PHABSIM experience. Comptes-rendus du 2^e symposium International sur l'hydraulique et les habitats, Ecohydraulique 2000. Québec, 16 juin 1996. B149-162.
- Camfield, F.E. 1977. Wind-wave propagation over flooded, vegetated land. Tech. paper No. 77-12, Coast Engrg Res. Ctr., U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.
- Carignan, R. and J. Kalff 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science*. 207: 987-989.
- Catling, P.M. and W. Wojtas 1986. The waterweed (*Elodea* and *Egeria*, hydrocharitaceae) in Canada. *Can. J. Bot.* 64 :1525-1541.
- Chambers, P.A. 1987. Nearshore occurrence of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1666-1669.
- Chambers, P. A., E.E. Prepas, H.R Hamilton and M.L. Bothwell 1991. Current velocity and its effect on the growth of aquatic macrophytes in slow-flowing rivers. *Ecol. Appl.* 1: 249-257.
- Chambers, P.A. and E.E. Prepas 1990. Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. *Freshwater Biol.* 23: 541 -550.
- Chambers, P.A., and E.E. Prepas 1994. Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. *Wat. Res.* 28: 453-464.
- Chambers, P.A and E.E. Prepas 1998. Underwaterspectral attenuation and its effect on the maximum depth of angiosperm colonisation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45 :1010-1017.
- Chambers, P.A. and J. Kalff 1985. Depth distribution and biomass of submerged aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 701-709.
- Chambers, P.A. and J. Kalff 1987. Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure. II. In situ observation. *Journal of Ecology* 75 : 621-628.
- Cossa, D., T.-T. Pham, B. Rondeau, B. Quémerais, S. Proulx et C. Surette 1998. Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique, ST-163, 258 p.
- Costanza, R. and F.H. Sklar 1985. Articulation accuracy and effectiveness of mathematical models: A review of freshwater wetland applications. *Ecol. Model.* 27: 45-68.
- Côté, S., J. Morin and M. Leclerc 2000. Distribution of submerged macrophytes in the St. Lawrence River between Montreal and Lake St-Pierre influence of abiotic factors. *Poster*. Proceedings of the 43rd IAGLR 2000, May 22-26, 2000. Cornwall, Ontario.
- Crowder, A. and D.S. Painter 1991. Submerged macrophyte control technique. *Water Res. Bull.* 16 : 317-322.
- Dale, H.M. 1986. Temperature and light: the determining factors in maximum depth distribution of aquatic macrophytes in Ontario, Canada. *Hydrobiologia* 133: 73-77.
- Duarte, C.M. and J. Kalff 1986. Littoral slope as predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1072-1080.
- Duarte, C.M. and J. Kalff 1990. Pattern in the submerged macrophyte biomass of lakes and the importance of the scale of analysis in the interpretation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 357-363
- Droppo, I. G and E.D. Ongley 1991. The state of suspended sediment in the freshwater fluvial environment: a method of analysis. *Wat. Res.* 26: 65-72.

- Geis, J.W. 1985. Environmental influences on the distribution and composition of wetlands in the Great Lakes basin P. 15-31. *in* : Coastal wetlands. Prince, H.H. & d'Itri, F.M. (ed.), Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Guay, J.C., D. Boisclair, D. Rioux, M. Leclerc, M. Lapointe and P. Legendre 2000. Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 2065-2075.
- Hakanson, L 1977. The influence of wind fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vanern, Sweden. *Canadian Journal of Earth Sciences* 14: 397-412.
- Holthuijsen, L.H., Booij, N, and Herbers, T.H.C., 1989. A prediction model for stationary, short-crested waves in shallow water with ambient currents. *Coastal Engineering*, 13, p. 23-54.
- Heniche M., Y. Secretan, P. Boudreau and M. Leclerc 1999. A new finite element drying-wetting model for rivers and estuaries. *Int. J. Advances in Water Resources*. 38 :3, 163-172.
- Hosmer, D.W. and S. Lemeshow 1989. Applied logistic regression. New York ; Toronto : Wiley, 307 p.
- Howard-Williams, C., Scharz, A.-M. and W.F. Vincent 1995. Deep-water aquatic plant communities in an oligotrophic lake: physiological responses to variable light. *Freshwater Biology* 33: 91-102.
- Hudon, C. 1997. Impact of water level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2853-2865.
- Hudon, C. 2000. Phytoplankton assemblages in the St. Lawrence River, downstream of its confluence with the Ottawa River, Québec, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 16-30.
- Hudon, C. and S. Lalonde 1999. 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 p.
- Hudon, C. and 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 p.
- Kaiser, K.L.E., K.R. Lum, M.E. Comba, and V.S. Palabrica 1990. Organic trace contaminants in the St. Lawrence River water and suspended sediments, 1985-1987. *The Science of Total Environment*. 98: 23-40.
- Keddy, P.A. 1982. Quantifying within lake gradients of wave energy: interrelationships of wave energy, substrate particle size and shoreline plants in Axe Lake, Ontario. *Aquatic Botany* 14: 41-58.
- Kobayashi, N., W. Raichle and T. Asano 1993. Wave attenuation by vegetation. *J. of Waterway, Port, Coast. and Oc. Eng., ASCE* 109: 115-117.
- Komar, P.D. and M.C. Miller 1975. Sediment threshold under oscillatory waves. Proceedings of the 14th Coastal engineering Conference, June 1974, Copenhagen, Denmark ASCE. 44: 756-775.
- Leclerc, M., A. Boudreault, J. Bechara and G. Corfa 1995. Two-dimensional hydrodynamic modeling : a neglected tool in the instream flow incremental methodology. *Transaction of the American Fisheries Society* 124 :645-662
- Legendre, P. and Legendre, L. 1998. Numerical Ecology, 2nd English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam. xv + 853 pages. xv + 853 pages.
- Lehmann, A. 1998. GIS modeling of submerged macrophyte distribution using Generalised Additive Models. *Plant Ecology* 139: 113-124.

- Lorrain, S., V. Jarry and K. Guertin, 1993. Répartition spatiale et évolution temporelle des biphényles polychlorés et du mercure dans les sédiments du lac Saint-François; 1979-1989. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent. 64 p.
- Madsen, I.D. and M.S. Adams 1989. The distribution of submerged aquatic macrophyte biomass in a eutrophic stream, Badfish Creek: the effect of environment. *Hydrobiologia* 171: 111-119.
- Marie-Victorin, Fr. 1943. Observations botaniques sur les effets d'une exceptionnelle baisse des niveaux du Saint-Laurent durant l'été de 1931. *Contrib. Inst. Bot.* Université de Montréal, 48 : 21-28.
- Marie-Victorin, Fr 1964. Flore Laurentienne, Deuxième édition. Presses de l'Université de Montréal. 925 p.
- Mitsch, W.J., M. Straskraba and S.E. Jorgensen 1988. Summary and state of the art of wetland modeling. In : Wetland Modeling. Ed : Mitsch, W.J., M. Straskraba and S.E. Jorgensen. Developments in Environmental Modeling. Elsevier Amsterdam. 222 p.
- Morin, J., and M. Leclerc 1998. From pristine to present state : hydrology evolution Lake Saint-François, St. Lawrence river. *Can. J. of Civ. Eng.* 25:864-879.
- Morin, J., P. Fortin, P. Boudreau, Y. Secretan and M. Leclerc 1999. Lac Saint-François. Atlas des courants du Saint-Laurent. Rapport conjoint INRS-Eau/Environnement Canada - SMC. Environnement Canada, Service météorologique du Canada, Rapport scientifique RS-101, Sainte-Foy. 31 p., 15 planches.
- Morin, J., M. Leclerc, Y. Secretan and P. Boudreau 2000. Integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling. *Journal of Hydraulic Research* 38:163-172.
- Ongley, E.D. M.C. Bynoe, and J.B. Percival 1981. Physical and geochemical characteristics of suspended solids, Wilton Creek, Ontario. *Can J. Earth Sci.* 18:1365-1379.
- Petticrew, E.L. and J. Kalff 1992. Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49: 2483-2489.
- Round, F.E. 1981. The ecology of Algae. Cambridge University Press, Cambridge. 653 p.
- Rondeau, B. 1993. Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, tronçon Cornwall-Québec. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal. 250 p.
- Round, F.E. 1981. The ecology of algae. Cambridge University PRESS, Cambridge, 653 p.
- Sand-Jensen, K. 1998. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland sediment streams. *Freshwater biology* 39: 663-679.
- Secretan, Y. and M. Leclerc 1998. MODELEUR : A 2D hydrodynamic GIS and simulation software. Proceeding of the third IAHR international conference on Hydroinformatics 98. Copenhagen, Denmark. August 24-26 1998.
- Secretan, Y., M. Heniche and M. Leclerc 2000. DISPERSIM: un outil de modélisation par éléments finis de la dispersion de contaminants en milieu fluvial. INRS-Eau, rapport scientifique, RS-558. 57p.
- Scott, D. and C.S. Shrivell 1987. A critique of IFIM and observations on flow determination in New-Zealand. In Regulated streams advanced in ecology. Edited by J.F. Craig and J.B. Kemper. Plenum Publishing, New York, pp. 27-43.
- Signell, R.P., J.H. List, and A.S. Farris 2000. Bottom Currents and Sediment Transport in Long Island Sound: A Modeling Study. *Journal of Coastal Research*, 16(3), 551-566.

- Stalnaker, C.B. 1994. Evolution of instream flow habitat modeling. *in: The rivers handbook: hydrological and ecological principles.* P. Calow and G.E. Petts (ed). Blackwell scientific publications, Oxford.
- StatSoft, Inc. 2000. STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa, OK 74104, WEB: <http://www.statsoft.com>
- Spence, D.H.N. 1982. The zonation of plants in freshwater lakes. *Adv. in Ecol. Res.* 12: 37-125.
- Teisson, C. 1991. Cohesive suspended sediment transport: feasibility and limitations of numerical modeling. *Journal of Hydraulic Research* 29: 755-768.
- ter Braak, C. and C. Looman 1995. Regression. *in: Data analysis in community and landscape ecology.* Jongman, R., C. ter Braak and O. van Tongeren (eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 29-77.
- Toivonen, H. and P. Huttunen 1995. Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquatic Botany* 51:197-221.
- Van Rijn, L. C. 1989. Handbook of Sediment Transport by Current and Waves. Report H461. Delft Hydraulics Lab., Delft.
- Van Wijk, R.J. 1988. Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. 1.General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. *Aquat. Bot.* 31: 211-258.
- Verrette, J.-L. 1990. Délimitation des principales masses d'eau du Saint-Laurent (Beauharnois à Québec). Les Consultants hydriques, Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal.
- Wetzel, R.G. 1975. Limnology. Saunders, Philadelphia. 743 p.
- Wilson, L.R. 1941. The larger aquatic vegetation of Trout Lake, Vilas County, Wisconsin. *Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and Let.* 33: 135-146.
- Wilson, S.D. and P.A. Keddy 1985. Plant zonation on a shoreline gradient: physiological response curves of component species. *Journal of Ecology* 73: 851-860.