

Rapport Scientifique RS-104

**Modélisation des milieux humides
de la plaine inondable du Saint-
Laurent, du Lac Saint-Pierre au lac
Saint-Louis**

Katrine Turgeon, Olivier Champoux,
Sylvain Martin et Jean Morin

mars 2004

ÉQUIPE DE RECHERCHE

Environnement Canada - Service Météorologique du Canada - Hydrologie

Rédaction

Katrine Turgeon, M.Sc.
Olivier Champoux, M.Sc.
Sylvain Martin, M.Sc.
Jean Morin, Ph.D.

Réalisation des travaux

Jean Morin, Ph.D.
Katrine Turgeon, M.Sc.
Olivier Champoux, M. Sc.
Sylvain Martin, M.Sc.

Pour fin de citations :

Turgeon K., O. Champoux, S. Martin et J. Morin 2004. Modélisation des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent, du lac Saint-Pierre au lac Saint-Louis. Rapport scientifique RS-104. Environnement Canada, SMC-Hydrologie, Sainte-Foy, 62 pages.

© Ministère des Approvisionnements et Services Canada 2004

N^o de catalogue

ISBN

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES.....	IV
LISTE DES FIGURES	VI
LISTE DES TABLEAUX	VIII
LISTE DES TABLEAUX	VIII
AVANT-PROPOS	1
1 INTRODUCTION	1
HYDROPÉRIODE, FLUCTUATIONS DES NIVEAUX D'EAU ET COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES DES MILIEUX HUMIDES	1
IMPACT DE L'AGRICULTURE ET DES ACTIONS ANTHROPIQUES SUR LA VÉGÉTATION DES MILIEUX HUMIDES	2
RÉTROSPECTIVE DES TRAVAUX DU SERVICE MÉTÉOROLOGIQUE DU CANADA (SMC) SUR LES MILIEUX HUMIDES	3
2 MÉTHODOLOGIE	5
2.1 SITE À L'ÉTUDE	5
2.2 MODÈLE NUMÉRIQUE D'ÉLEVATION (MNE)	6
2.3 CONSTRUCTION DE LA GRILLE MIRE.....	8
2.3.1 <i>Calcul des niveaux d'eau</i>	9
2.3.2 <i>Projection des niveaux d'eau</i>	10
2.3.3 <i>Validation des niveaux d'eau corrigés</i>	13
2.3.4 <i>Niveaux dans les marais résiduels et aménagés</i>	14
2.3.5 <i>Ajout de points au maillage</i>	18
2.4 PRODUCTION DES VARIABLES ABIOTIQUES (MODÈLES MATHÉMATIQUES)	20
2.4.1 <i>Simulation hydrodynamique</i>	20
2.4.2 <i>Simulation des vagues naturelles</i>	21
2.4.3 <i>Données de vents</i>	22
2.4.4 <i>Projection de la topographie</i>	22
2.5 ÉCHANTILLONNAGE DES DONNÉES POUR LES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES.....	24
2.5.1 <i>Caractérisation des milieux humides du lac Saint-Pierre (Jacques 1986)</i>	24
2.5.2 <i>Correction de la caractérisation végétale pour les sites soumis à une action anthropique</i>	24
2.6 MODÉLISATION DES MILIEUX HUMIDES	25
2.6.1 <i>Détermination des classes de milieux humides</i>	25
2.6.2 <i>Développement des modèles probabilistes (régressions logistiques)</i>	27
2.6.3 <i>Validation spatiale des modèles probabilistes</i>	28
3 RÉSULTATS	30
3.1 CLASSIFICATION DES DIFFÉRENTS MILIEUX HUMIDES	30
3.2 LES MODÈLES PROBABILISTES	38
3.2.1 <i>Marais profond (MP)</i>	40

3.2.2	<i>Marais profond affecté par les vagues (MP_V)</i>	40
3.2.3	<i>Marais peu profond (MPP)</i>	41
3.2.4	<i>Marécage arborescent (MARBO)</i>	41
3.2.5	<i>Marécage riverain (MARRI)</i>	42
3.2.6	<i>Prairie humide naturelle (PH)</i>	43
3.2.7	<i>Prairie humide anthropique (PH_A)</i>	43
3.3	VALIDATION SPATIALE VERS LES ARCHIPELS DU FLEUVE ET LE LAC SAINT-LOUIS	46
4	DISCUSSION	52
4.1	DÉVELOPPEMENTS DE LA PROCHAINE ANNÉE	55
	CONCLUSION	58
	REMERCIEMENTS	59
	RÉFÉRENCES	59

LISTE DES FIGURES

- Figure 1 : Localisation des sites d'étude dans le fleuve Saint-Laurent, Québec. Les sites d'étude comprennent les milieux humides du lac Saint-Pierre, de l'archipel Berthier/Sorel, des îles de Contrecoeur, de Verchères, de Varennes, de Ste-Thérèse, de Boucherville et les milieux humides du Lac Saint-Louis. Les polygones verts représentent l'étendue des milieux humides dans la plaine inondable du Fleuve Saint-Laurent..... 6
- Figure 2. Exemple de correction apportée pour un secteur ayant des milieux humides et des aménagements fauniques. 8
- Figure 3. Zone couverte par le maillage MIRE dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent 9
- Figure 4 Validation de la méthode de calcul des niveaux d'eau en mode temporel 14
- Figure 5 Localisation des marais résiduels et aménagés dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre 15
- Figure 6 Schématisation du comportement hydrologique des marais résiduel 15
- Figure 7 Interpolation spatiale et calcul des différences de niveau..... 16
- Figure 8. Application de la méthode d'interpolation spatiale du calcul des niveaux d'eau en mode temporel..... 17
- Figure 9. Illustration des simulations spatiales pour produire les variables abiotiques pour modéliser la distribution des milieux humides de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre. 20
- Figure 10. Topographie et bathymétrie (MNE) de la grille MIRE 23
- Figure 11. Illustration de la position qu'occupent les classes de milieux humides (avec leurs espèces dominantes et co-dominantes) dans la toposéquence de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre, Québec. 33
- Figure 12 Diagramme d'ordination (ACC) illustrant la présence des espèces émergentes (points) en fonction des variables environnementales (flèches). Le diagramme (axe 1 et axe 2) explique 75.0 % de la variance totale des présences des espèces végétales émergentes de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre. Les deux premières valeurs propres (eigenvalues) sont 0.711 et 0.142 et les troisième et quatrième sont respectivement de 0.128 et 0.104. 35
- Figure 13 Dendrogramme de l'analyse de groupement hiérarchique (méthode de Ward) afin de classer les espèces végétales émergentes dominantes aux points de calibration des modèles pour le Lac Saint-Pierre. La mesure de similarité-dissimilarité est en distance euclidienne.36
- Figure 14 Distribution de fréquence (courbes Kernel) des variables environnementales utilisées pour modéliser les marécages arborés (bleu) et les prairies humides naturelles (jaune). 37
- Figure 15 Distribution des milieux humides prédits par les modèles utilisant la régression logistique dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre..... 44
- Figure 16 Distribution des milieux humides prédits par les modèles utilisant la régression logistique dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent pour a) l'archipel Contrecoeur-Verchères, b) l'archipel Ste-Thérèse-Varennes-Boucherville et c) Lac Saint-Louis..... 45
- Figure 17 Comparaison des milieux humides : a) prédits pour les modèles en régression logistique pour l'année 1985 pour les îles Verchères et Contrecoeur, b) observés sur les îles

de Contrecoeur en 1985 et c) observés sur les îles de Verchères en 1985 (Jean *et al.* 2001)48

Figure 18 Comparaison des milieux humides : a) prédits pour les modèles en régression logistique pour l'année 1985 pour les îles Ste-Thérèse et Boucherville b) observés sur l'île Ste-Thérèse et sur les îles de Boucherville en 1979 (Pilon *et al.* 1980)..... 49

Figure 19 Comparaison des milieux humides prédits pour les modèles en régression logistique pour l'année 1985 pour les trois îles du Lac Saint-Louis et ceux et observés par Jean *et al.* (1992) en 1981 50

Figure 20 Modèle temporel sous forme de « tuiles » de l'évolution des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Le point rouge central représente un point de la grille qui doit évoluer dans le temps. Les différents milieux humides sont reliés entre eux par des flèches qui indiquent le sens de l'évolution ou de la régression. L'évolution des milieux humides peut s'effectuer en fonction des processus successionnels des végétaux (tirés de la littérature) mais également en fonction des perturbations naturelles provenant de la fluctuation des niveaux d'eau (sécheresse et inondation). (PH_A= prairie humide soumise à l'action anthropique ; MARBO= marécage arboré, MARRI= marécage riverain ; MARBU= marécage arbustif ; PH= prairie humide, MPP= marais peu profond, MP= marais profond ; MP_V=marais profond affecté par les vagues. 51

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Attributs décrivant les points du maillage MIRE utilisé pour modéliser les milieux humides de la plaine inondable du Fleuve Saint-Laurent	19
Tableau 2. Moyenne $\pm$ écart-type des variables simulées ayant servi à calibrer les modèles en régression logistique des différentes classes des milieux humides de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre.....	34
Tableau 3. Moyenne $\pm$ écart-type des variables simulées pour prédire la présence des différentes classes des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent, du Lac Saint-Pierre au Lac Saint-Louis.	34
Tableau 4. Coefficients standardisés et évaluation des modèles en régression logistique pour les milieux humides de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre et pour les deux milieux qui limitent l'hydrosère (eau libre et forêt terrestre)	39
Tableau 5. Évaluation des modèles (RL) des milieux humides sur les points de validation de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre	40

1 INTRODUCTION

Les milieux humides sont des composantes essentielles à l'équilibre des écosystèmes terrestres. Ils jouent un rôle prépondérant dans la rétention et la purification de l'eau douce (Muscutt et *al.* 1993), dans le recyclage du carbone (Wetzel 1991), dans l'absorption des polluants (Osborne & Kovacic 1993; de Snoo & de Wit 1998) et dans le support d'un nombre considérable d'espèces végétales et animales, dont plusieurs sont identifiées comme étant menacées ou vulnérables (Desgrandes & Jobin 2003; Leck 2003). Toutefois, en dépit de leur utilité, ces milieux très productifs ont été et sont encore perturbés par des actions d'origine anthropique, menant sans cesse à la réduction de leur superficie (Lamoureux 1971; Geis 1985; Jean et *al.* 1992). Une meilleure compréhension des processus qui gèrent la distribution des plantes émergentes qui peuplent les milieux humides nous permettrait d'évaluer plus efficacement les impacts d'une variation du niveau d'eau sur la flore et la faune, et permettrait, par voie de conséquence, de prédire l'impact de la perte ou du gain de certains milieux en fonction des perturbations.

Les milieux humides comportent une variété impressionnante d'espèces végétales, dans une étendue d'habitats spécifiques, et la modélisation de toutes les espèces ou de seulement quelques unes ne représenterait pas un modèle prédictif très général et intégrateur. Pour développer un modèle représentant les milieux humides, il s'avère nécessaire d'abandonner les unités taxonomiques et d'utiliser des attributs plus généraux. Ceci amène à la notion de stratégies écologiques, c'est-à-dire de produire des groupements qui sont morphologiquement, physiologiquement ou phénologiquement semblables et pouvant être prédits grâce aux gradients environnementaux (Grime 1979, Southwood 1988; Shipley et *al.* 1989). Pour modéliser les milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent, nous avons opté pour un regroupement des espèces végétales émergentes sur la base d'une analyse de gradient direct, où la position des végétaux est dirigée par les gradients environnementaux (Jongman et *al.* 1987).

Hydropériode, fluctuations des niveaux d'eau et communautés végétales des milieux humides

Le paysage et les communautés végétales des milieux humides sont fortement influencés par les processus hydrologiques (Nilsson & Keddy 1988; Toner & Keddy 1997), l'action des

vagues et des glaces (Dionne 1989; Keddy 1983; Langlais & Bégin 1993; Jean & Bouchard, 1996), les perturbations naturelles comme les fluctuations des niveaux d'eau (Jean et *al.* 1992; van der Valk, 1994; Ellison & Bedford 1995; Tabacchi et *al.* 1998; Odland & del Moral 2002) et les perturbations anthropiques d'origine anthropique comme l'agriculture, les pâturages, les coupes forestières (Tessier et *al.* 1981; De Koninck 2000) et le dragage (Lamoureux 1971).

L'hydropériode, qui se définit comme étant l'étendue, la durée et le moment de l'inondation, est reconnu comme étant le facteur environnemental ayant le plus d'influence sur la distribution des communautés végétales des milieux humides (Mitsch & Gosselink 1993; Townsend 2001). Malgré la mise en évidence que l'hydropériode agit comme un gradient environnemental déterminant dans la distribution des communautés végétales, cette variable est encore difficile à modéliser et à intégrer dans les études écologiques. La rareté des études alliant « hydropériode » et « modélisation des milieux humides » réside probablement dans les problèmes logistiques associés aux bases de données complexes qui sont nécessaires pour calibrer et valider de tels modèles (Costanza 1990; Townsend 2001).

À une échelle plus grossière, les fluctuations des niveaux d'eau sont également responsables du façonnement des milieux humides en occasionnant une accélération ou un ralentissement des successions végétales (McCook 1994; van der Valk et *al.* 1994; Tabacchi et *al.* 1998). Au Québec, les impacts des fluctuations de niveau d'eau sur les milieux humides ont déjà été observés au lac Saint-François (Jean & Bouchard, 1991) et au lac Saint-Louis (Jean et *al.* 1992). Ces impacts se traduisent globalement par une perte des milieux humides (marais et marécages arbustifs) au bénéfice de l'eau libre. Le niveau d'eau du fleuve Saint-Laurent constitue l'élément principal de l'hydropériode des milieux humides littoraux, bien que la recharge des nappes souterraines par la pluie soit significative dans certains secteurs. Par conséquent, les changements à court terme (hydropériode) et à long terme des niveaux du fleuve, devraient entraîner des changements dans les milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent.

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

Le fleuve Saint-Laurent englobe huit archipels regroupant plus de 300 îles. Encore aujourd'hui, 53 de ces îles sont actuellement utilisées, en totalité ou partiellement, à des fins agricoles (De

Koninck 2000; Bélanger 1991). Ces îles sont surtout localisées dans les archipels de Boucherville, de Sainte-Thérèse/Varennnes, de Verchères et de Berthier/Sorel (Bélanger 1991). Les activités agricoles concernent principalement la production de plantes fourragères (blé, sarrasin, luzerne) et de céréales destinées à l'alimentation du bétail. Certaines îles servent également de pâturage et dans ces cas, le bétail est amené directement sur les îles. Ce sont des prairies relativement sèches que l'on trouve principalement dans la partie amont des îles. Ces zones sont généralement peu touchées par les inondations printanières ce qui permet un ensemencement plus hâtif (Tessier et *al.* 1981). Ces sites, localisés dans la partie supérieure de la toposéquence, étaient anciennement dominés par les marécages arborés qui sont le climax des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent.

Les milieux humides ouverts (prairies humides, marécages arbustifs) sont probablement une conséquence des actions d'origine anthropique (anciens champs ou ancienne coupe forestière) et sont composés d'espèces opportunistes qui colonisent rapidement les sites abandonnés (Foster & Motzkin 2003; Middleton 2003). Il a d'ailleurs été observé que les prairies abandonnées font habituellement le lien entre les anciennes cultures et la saulaie à *Salix discolor* (Tessier et *al.* 1981).

Rétrospective des travaux du Service météorologique du Canada (SMC) sur les milieux humides

Depuis 2000, l'équipe du Service météorologique du Canada – section Hydrologie, s'intéresse à la dynamique des milieux humides et s'est fixé un but à long terme : modéliser l'évolution et les relations des milieux humides en fonction des conditions environnementales et des fluctuations dans les niveaux d'eau du fleuve Saint-Laurent. Les besoins initiaux touchaient principalement l'introduction des frottements dans les modèles hydrodynamiques, cependant la demande grandissante des modèles d'habitat 2D dans la compréhension et dans la prise de décision environnementale a rendu nécessaire la modélisation détaillée des grandes classes de milieux humides et de certaines espèces clés.

Avant d'être en mesure de modéliser la distribution et l'impact des fluctuations hydrologiques sur les milieux humides, il s'avère primordial de bien comprendre les processus et les facteurs environnementaux qui gèrent la dynamique et la succession des milieux humides. Pour répondre à ce besoin, une rétrospective exhaustive des aspects abiotiques et biotiques de

l'écologie des milieux humides a été produite (Falardeau & Morin 2000; Guay & Morin 2001) et a permis d'identifier certaines variables susceptibles d'influencer la distribution des milieux humides. Pour compléter l'inventaire des connaissances sur les milieux humides, une carte numérique détaillée de la végétation émergente a été produite à partir d'inventaires floristiques effectués dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent (Tessier *et al.* 1981; Pilon *et al.* 1980; Jacques 1986; Falardeau & Morin 2000;). De plus, deux ouvrages connexes ont permis de mettre en évidence l'impact des fluctuations des niveaux d'eau sur les milieux humides (Jean *et al.* 1992; Jean *et al.* 2001). Durant la période allant de 1964 à 1997, plusieurs changements se sont produits dans la superficie couverte par les milieux humides. Les faits le plus marquants résident dans la perte de marais au détriment d'eau libre et de l'importance d'un certain degré de fluctuations pour le maintien des milieux humides. En 2002, une première ébauche de modélisation des milieux humides a été entreprise (Champoux *et al.* 2002). Les modèles prédisaient à un taux de classification correct de 58% pour les marais profonds jusqu'à 69% pour les marécages arborés. Depuis cette première tentative, le modèle numérique d'élévation été considérablement raffiné par l'ajout des données LIDAR et de leur traitement (Ouellet *et al.* 2003). De plus, nous avons mis en évidence l'importance de l'utilisation des terres qui perturbent d'une façon significative la toposéquence naturelle des milieux humides. L'ouvrage actuel fait part des avancements les plus récents dans la modélisation des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent.

2 MÉTHODOLOGIE

Objectif : Modéliser les relations spatiales et temporelles qui existent entre la végétation émergente, composant les milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent, et l'hydropériode, les vagues, les courants et la pente du terrain. Pour ce faire, nous avons développé des modèles probabilistes (régressions logistiques) entre les données biotiques et les données physiques caractérisant l'habitat afin de modéliser les grandes classes de milieux humides qui intègrent les processus successionnels structurant les communautés végétales. Dans ce document, le terme « habitat » réfère à l'ensemble des caractéristiques physiques (courant, niveau, hydropériode...) d'un nœud ou d'un secteur.

L'idée générale des modèles physiques est de générer une série de variables abiotiques, dérivées à partir des niveaux d'eau à des points spatiaux (nœuds), représentant l'effet de l'hydropériode ou d'une autre caractéristique physique sur la distribution des communautés végétales et des milieux humides. Les données biotiques (caractérisation de la végétation émergente) proviennent d'une cartographie détaillée de la plaine inondable du lac Saint-Pierre, Québec de Jacques (1986) numérisé par Falardeau & Morin (2000).

2.1 Site à l'étude

L'aire d'étude s'étend sur plus de 170 kilomètres, entre le lac Saint-Louis et la sortie du Bassin de Laprairie jusqu'à Trois-Rivières (Figure 1). La largeur du fleuve dans le tronçon varie entre un kilomètre dans sa partie la plus étroite (près de Lanoraie) jusqu'à 13 Km au lac Saint-Pierre. Le fleuve Saint-Laurent est alimenté par deux sources principales : l'eau des Grands Lacs à la sortie du lac Ontario et par la rivières des Outaouais à Carillon. Le débit moyen annuel du fleuve Saint-Laurent à Cornwall est de 7500 m³/s tandis que le débit moyen annuel de la rivière des Outaouais est de près de 2000 m³/s. À l'aval des deux sources principales, plusieurs tributaires viennent augmenter le débit du fleuve. Les tributaires les plus importants sont la rivière Richelieu (débit annuel moyen de 385 m³/s) et la rivière Saint-François (débit annuel moyen de 209 m³/s). Le signal de marée semi-diurne clairement perceptible à Trois-Rivières, sont presque inexistante au lac Saint-Pierre et imperceptible dans le port de Montréal. Cependant, les marées lunaires d'une période 28 jours ont une amplitude de près de 50 cm au lac Saint-Pierre (Morin et Bouchard 2000).

L'aire d'étude est caractérisée par la grande superficie de milieux humides situés dans la plaine inondable du fleuve, particulièrement dans la région du lac Saint-Pierre, où ceux-ci occupent près de 46% (338 km² sur 729 km²) de la plaine inondable de récurrence 1-100 ans. Dans le tronçon entre le Port de Montréal et Sorel, les milieux humides sont principalement confinés aux îles et leurs superficies sont relativement restreintes en comparaison avec le lac Saint-Pierre. Enfin, la région du lac Saint-Louis comporte elle aussi des milieux humides principalement localisés sur les Îles de la Paix de même que sur l'Île Saint-Bernard. La Figure 1 illustre leur distribution spatiale dans le tronçon à l'étude.

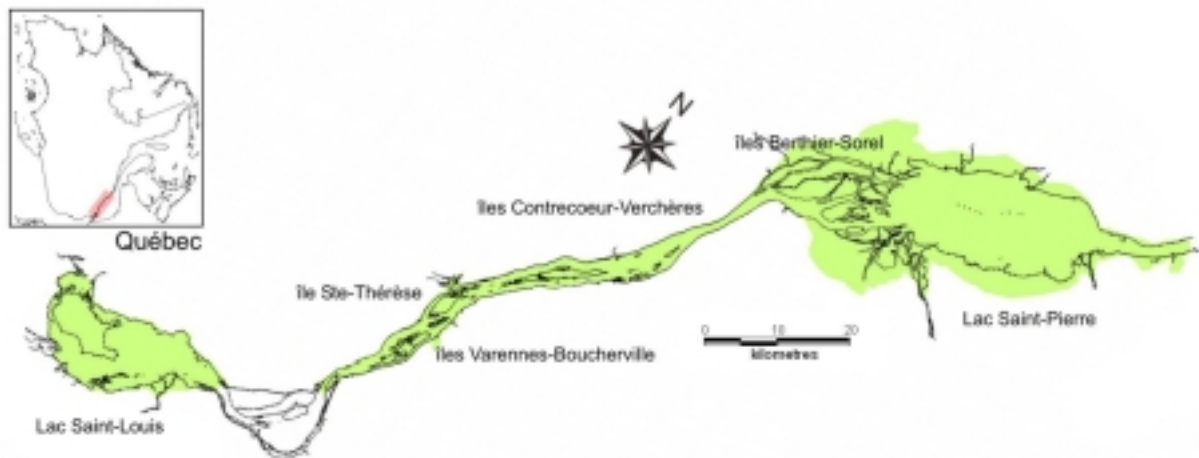


Figure 1 : Localisation des sites d'étude dans le fleuve Saint-Laurent, Québec. Les sites d'étude comprennent les milieux humides du lac Saint-Pierre, de l'archipel Berthier/Sorel, des îles de Contrecoeur, de Verchères, de Varennes, de Ste-Thérèse, de Boucherville et les milieux humides du Lac Saint-Louis. Les polygones verts représentent l'étendue des milieux humides dans la plaine inondable du Fleuve Saint-Laurent.

2.2 Modèle numérique d'élévation (MNE)

Le MNE utilisé pour la modélisation des milieux humides a été assemblée en utilisant les données bathymétriques du SMC de même que les données LIDAR de la plaine inondable acquises à l'automne 2001. Les données bathymétriques proviennent de plusieurs sources. Les données de bathymétrie en eaux profondes proviennent des sondages réalisés depuis plusieurs années par le *Service Hydrographique du Canada* (SHC) et par la *Garde Côtière Canadienne* (GCC). Les sondages permettent d'obtenir une couverture des zones en eaux profondes. Les minutes hydrographiques du SHC couvrent le domaine d'étude à une échelle de 1 :12000 avec des points de sondages à tout les 30 à 50 mètres. Le nombre total de points de bathymétrie pour le tronçon à l'étude est de 866 527. De ce nombre, 655 650 points proviennent du SHC et 8000

de la GCC. Afin de combler le manque de données bathymétriques en eaux peu profondes, zones représentant de grandes superficies, spécialement au lac Saint-Pierre, des campagnes de mesures ont été effectuées au printemps 2000 et 2001. Ainsi, plus de 186 000 points de bathymétrie en eaux peu profondes ont été ajoutés au modèle de terrain.

Les données de topographie de la plaine inondable sont à haute densité (1 point au 2 m) et à haute résolution (± 20 cm vertical) sont utilisées dans le cadre de cette étude. Elles proviennent d'un relevé par laser aéroporté (LIDAR: Light & Detection Ranging) le long du Saint-Laurent et sur sa plaine inondable délimitée par la récurrence centenaire. Même si les données ont subi plusieurs post-traitements et cycles de contrôle de qualité, elles ont dû être corrigées afin de réduire l'erreur observée dans les marais à végétation dense et dans les aménagements fauniques. En effet, dans ces milieux fortement hétérogènes pour le signal LIDAR ou remplis d'eau une bonne partie de l'année, les erreurs sont significatives et ont dû être corrigées. Les méthodes de corrections et de validations des données corrigées sont présentées dans Ouellet *et al.* (2003). La Figure 2 illustre la correction apportée pour un secteur ayant des milieux humides et des aménagements fauniques.

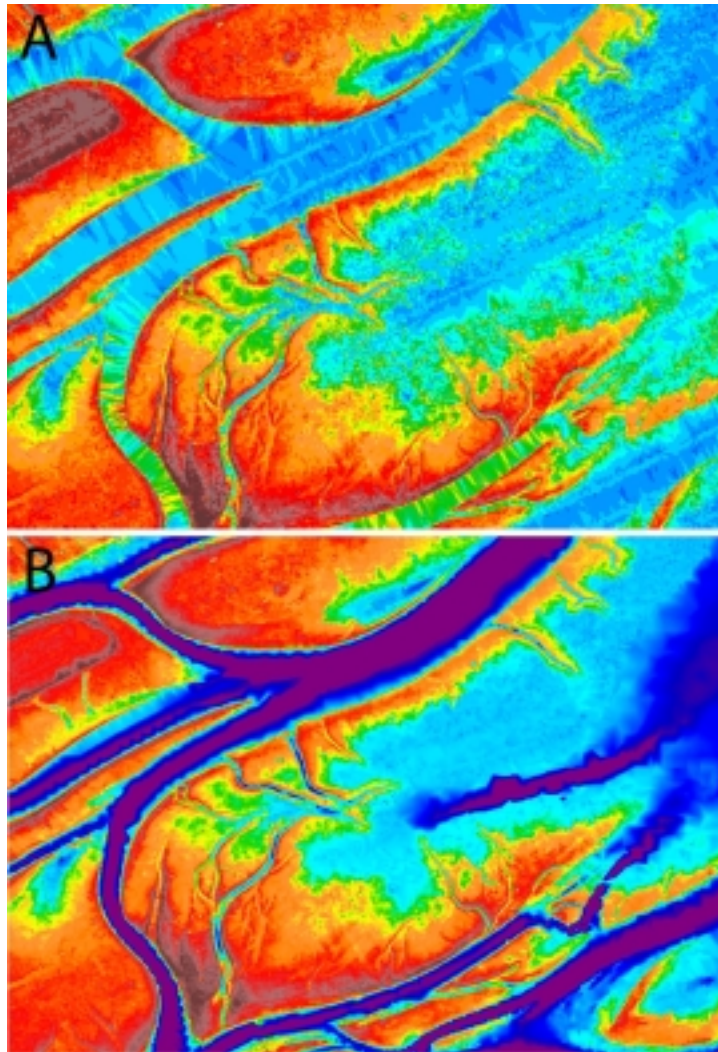


Figure 2. Exemple de correction apportée pour un secteur ayant des milieux humides et des aménagements fauniques.

2.3 Construction de la grille MIRE

Le maillage du MIRE (Modèle Intégré de la Réponse de l'Écosystème) supporte l'ensemble des calculs effectués dans le cadre de la présente étude. Le MIRE a pour objectif de quantifier les impacts des fluctuations des débits du Saint-Laurent, sur la physique fluviale et ses conséquences sur plusieurs portions du vivant, et sur une base spatio-temporelle. Le maillage du MIRE couvre le fleuve Saint-Laurent et sa plaine d'inondation entre Beauharnois et Trois-Rivières sans couvrir la portion entre les rapides de Lachine et le bassin de Laprairie (Figure 3).

Un premier maillage de points équidistants de 160 mètres a été créé et inséré dans la base de données. Par la suite, une densification de points a été faite afin de couvrir de façon plus

détaillée certaines zones d'intérêts comme les milieux humides. Ainsi, pour ces endroits, des points distancés de 160 mètres ont été enlevés et des points distants de 80, 40 ou 20 mètres y ont été ajoutés.

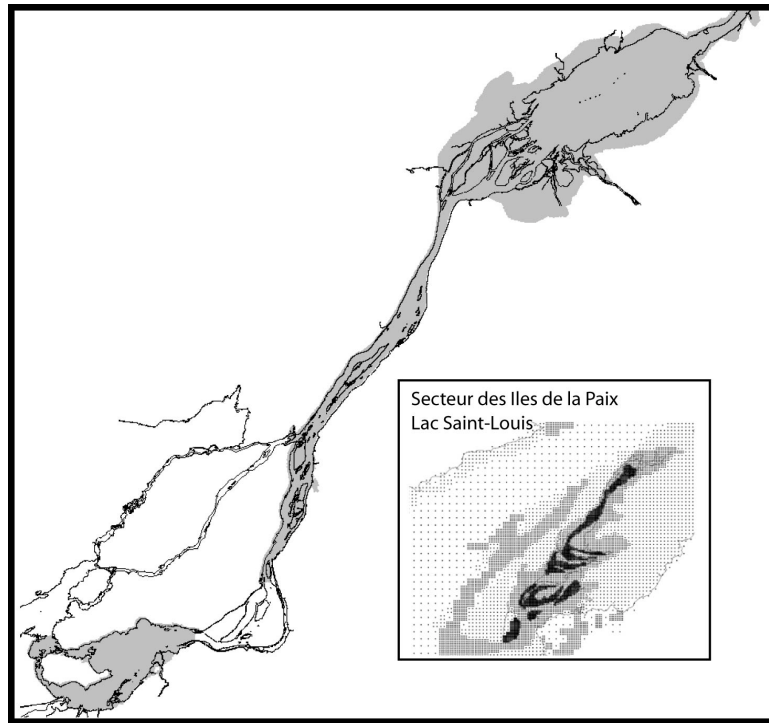


Figure 3. Zone couverte par le maillage MIRE dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent

2.3.1 Calcul des niveaux d'eau

Les variations des niveaux d'eau dans le domaine d'étude sont très importantes. Les données historiques enregistrées à la station de Sorel démontrent qu'entre 1967 et 2001, les variations de niveaux d'eau ont atteint jusqu'à 5 m d'amplitude. Même s'il est possible de connaître les variations aux stations de mesure de niveaux d'eau, la complexité topographique et hydrodynamique du Saint-Laurent fait en sorte que les variations enregistrées localement (i.e : aux stations) ne peuvent être appliquées sur l'ensemble du domaine pour connaître le niveau d'eau d'un point localisé entre deux stations de mesures. C'est-à-dire qu'un point situé au lac Saint-Pierre, entre la station de Sorel et de Courbe #2, n'aura pas les mêmes variations de niveaux d'eau que celles enregistrées à la station de Sorel et de Courbe#2 pour la même période de temps.

Afin de connaître cette variation d'une manière précise, l'hydrodynamique bidimensionnelle est utilisée. Les simulations hydrodynamiques permettent de connaître l'influence locale de la topographie, du substrat et des vitesses sur les niveaux d'eau. Ainsi, en simulant l'ensemble des conditions d'hydraulicités possibles du fleuve Saint-Laurent il est possible de connaître l'ensemble des variations de n'importe quel point dans le domaine d'étude.

L'ensemble des conditions d'hydraulicités ont été produites par Morin et Bouchard (2000) par la définition de scénarios de débit printaniers. Ainsi, les simulations hydrodynamiques utilisés dans cette étude représentent les huit scénarios de débit de Morin et Bouchard (2000).

Même si les événements de références définis par Morin et Bouchard (2000) représentent l'ensemble des conditions d'hydraulicités, ceux-ci correspondent à des conditions moyennes. En effet, pour un même débit à Sorel, qui définit l'événement, il peut exister une variation de débit des tributaires qui vont influencer localement les niveaux d'eau. C'est-à-dire que pour un même événement de référence, la surface de la pente de l'eau entre deux stations de mesures peut varier d'une manière égale au nombre de combinaison de débit égalant le débit à Sorel pour l'événement de référence. Cette complexité supplémentaire qui n'est pas captée par les simulations hydrodynamiques doit être pris en compte dans le calcul spatialisé des niveaux d'eau.

Afin d'intégrer correctement les variations de niveaux d'eau engendrées par les variations de débit des tributaires à l'intérieur même d'un événement de référence, l'utilisation de relations unidimensionnelles de prévision des niveaux d'eau aux stations de mesures combinées aux simulations hydrodynamiques des scénarios à été utilisées.

2.3.2 Projection des niveaux d'eau

La méthode de projection utilisée sur chacun des points du maillage MIRE est une approche basée sur la combinaison des relations unidimensionnelles ponctuelles (aux stations définies) de Fan et Fay (2002) et celles des niveaux d'eaux locaux et spatialisés calculés par simulations hydrodynamiques pour chacun des événements de référence (scénarios) de Morin et Bouchard (2000). Cette approche est utilisée afin de corriger la pente de la surface de l'eau, non linéaire entre deux stations de mesure.

Les relations de Fan et Fay (2002) permettent de calculer les niveaux à des stations données du fleuve Saint-Laurent (Jetée #1, Varennes, Sorel, lac Saint-Pierre et Trois-Rivières) à partir de débits mesurés du fleuve et de certains tributaires importants. Ces relations permettent de calculer les niveaux sur une base hebdomadaire (quart de mois, QM) de 1900 à 2003. Le profil de la surface de l'eau ainsi obtenu entre deux stations est linéaire, ce qui ne représente pas la réalité tel qu'expliqué précédemment.

Les débits intrants des relations de Fan et Fay (2002) correspondent aux mêmes débits que Morin et Bouchard (2000) ont utilisés dans la définition des scénarios hydrologiques. Ainsi, en utilisant les débits des scénarios de Morin et Bouchard (2000), dans les relations de Fan et Fay (2002), il devient possible de connaître les niveaux d'eaux des scénarios calculés par les relations (Figure 7). L'utilisation des débits des scénarios comme intrants dans les équations de Fan et Fay (2002) est à la base de la méthode de projection des niveaux d'eau. C'est la différence de niveaux entre les relations de Fan et Fay (2002) et de Morin et Bouchard (2000) qui permet de quantifier la direction et la magnitude de la correction à apporter aux niveaux d'eau locaux.

La réussite de cette procédure de combinaison des méthodes de calcul des niveaux d'eau réside dans l'utilisation d'interpolation spatiale linéaire horizontale entre les stations utilisées par Fan et Fay (2002) et les points du maillage MIRE. Les niveaux sont déterminés en trois étapes : 1) l'interpolation linéaire spatiale horizontale (calcul de la pente de la surface de l'eau entre deux stations) des relations de Fan et Fay (2002), 2) calcul des différences entre les niveaux interpolés en 1) et les simulations hydrodynamiques pour une même condition de débit (comparaison des pente de la surface de l'eau), 3) correction de l'interpolation spatiale calculée en 1) par les différences calculées en 2).

2.3.2.1 Interpolation linéaire spatiale horizontale

Pour chacun des points du maillage MIRE, la distance par rapport aux stations de Fan et Fay (2002) a été calculée et ce tant pour la station se trouvant en aval de ce point que celle se trouvant en amont. En connaissant les distances, il est possible de calculer pour un quart de mois donné, un premier niveau par interpolation linéaire des niveaux aux stations amont et aval par rapport au point d'échantillonnage donné et selon le ratio des distances à ces stations (Figure 7). L'équation pilotant cette étape est la suivante :

$$H_{local} = H_{aval} - ([d_{aval}/d_{total}] \times (H_{aval} - H_{amont}))$$

Où H_{local} est le niveau local interpolé horizontalement

H_{aval} est le niveau de la station aval calculé par les relations de Fan & Fay (2002)

H_{amont} est le niveau de la station aval calculé par les relations de Fan & Fay (2002)

d_{aval} est la distance du point à la station aval de Fan & Fay (2002)

d_{amont} est la distance du point à la station aval de Fan & Fay (2002)

2.3.2.2 Calcul des différences

Les débits définis par Morin et Bouchard (2001) pour des événements de référence peuvent être utilisés dans les relations de Fan et Fay (2002) et il devient possible de connaître pour chacun des scénarios, la différence entre les deux méthodes de calcul des niveaux d'eau. Par conséquent, comme les niveaux sont spatialisés par la méthode décrite en 1), les différences de niveaux entre les deux méthodes pour chacun des événements de référence sont connues pour chaque point du maillage MIRE (Figure 7).

2.3.2.3 Correction verticale du niveau d'eau

La dernière étape dans le calcul du niveau est une correction effectuée afin de tenir compte des écarts entre le niveau aux stations réelles et les points de notre analyse choisis pour représenter les stations (Figure 7). Enfin cette correction permet d'obtenir, pour chaque scénarios de Morin et Bouchard (2000) un champ spatialisé de différences (Figure 7D) qui sera utilisé lors de l'application de la méthode de calcul en mode temporel.

2.3.2.4 Application de la méthode en mode temporel

La procédure décrite pour le calcul des niveaux d'eau locaux sur les points du maillage MIRE, est une couche d'information de base est utilisée dans l'application du calcul des niveaux en mode temporel. En effet, la procédure précédemment décrite, n'a été produite que pour les scénarios définis par Morin et Bouchard (2001). Par contre il est possible d'appliquer cette procédure pour n'importe quelles conditions hydrologiques hebdomadaires (quart-de-mois) en utilisant cette couche d'information essentielle.

Afin de connaître, pour n'importe quel quart de mois, le niveau d'eau local il suffit de connaître le ratio de débit du quart de mois par rapport aux scénarios de base de Morin et Bouchard (2001). En effet, comme ces scénarios représentent une condition de débit possible dans la gamme des

débites possibles du fleuve Saint-Laurent, il suffit de connaître la borne inférieure et la borne supérieure du scénario dans lequel le quart de mois se retrouve. Ceci est possible puisqu'il est possible de connaître le débit à Sorel avec les relations de Fan et Fay (2002) et que les scénarios de Morin et Bouchard (2001) ont été définis à Sorel. Une fois le ratio de débit déterminé pour le quart de mois, la couche d'information préalablement calculée et qui contient les différences de niveaux pour les scénarios est utilisée afin d'interpoler linéairement la nouvelle valeur de différence spécifique au quart de mois choisi. Par la suite, cette différence est appliquée sur le résultat de niveau calculé par les relations de Fan et Fay (2002) et spatialisée par la procédure décrite précédemment (étape 1). La Figure 4 illustre la méthode de calcul des niveaux d'eau en mode temporel..

2.3.3 Validation des niveaux d'eau corrigés

Afin de s'assurer de la validité des niveaux d'eau calculés par la méthode de correction, une vérification sur les données mesurées et calculées a été effectuée. La vérification a été produite en comparant les niveaux d'eau mesurés à la station de Frontenac pour la période de 1995 à 1997, les niveaux produits par les relations de Fan et Fay (2002) et avec les niveaux produits par la méthode de correction des niveaux par les différences. Généralement les résultats de la méthode de correction donne des résultats plus près de la réalité que la méthode de Fan et Fay (2002). Les plus grandes différences entre la méthode de correction par les différences et les données mesurées à la station de Frontenac surviennent en hiver puisque les simulations hydrodynamiques utilisées dans la procédure de correction ne tiennent pas compte de l'hiver et des effets de glace pouvant survenir et changer le comportement hydrodynamique du fleuve. La Figure 4 montre la correspondance des niveaux pour les deux méthodes de calcul des niveaux de l'eau.

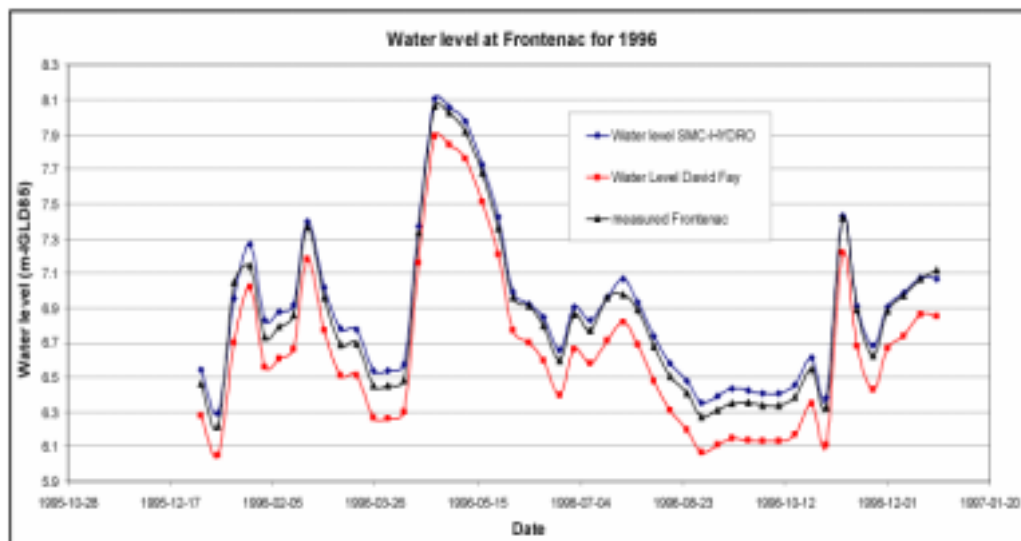


Figure 4 Validation de la méthode de calcul des niveaux d'eau en mode temporel

2.3.4 Niveaux dans les marais résiduels et aménagés

La complexité de l'hydrologie, de l'hydrodynamique et de la topographie de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent se traduit par la présence, à plusieurs endroits, de marais résiduels. Les marais résiduels peuvent être définis comme des superficies dont les caractéristiques hydrologiques sont semblables à celles du fleuve lorsque son niveau d'eau local est supérieur ou égal au seuil topographique du marais résiduel, mais dont le comportement hydrologique diffère lorsque le niveau du fleuve est inférieur, localement, au niveau du seuil topographique. Le comportement hydrologique du marais résiduel est ainsi contrôlé par les bilans hydriques de précipitations et évaporations (Figure 6).

D'une autre part, la diminution des superficies de milieux humides observées depuis plusieurs années a occasionnée la construction de marais aménagés afin de combler le déficit en milieux humides. C'est marais aménagés ont deux vocations principales soit la fraie printanière du poisson, et l'habitat ou la migration de la sauvagine. Les niveaux d'eau dans les marais aménagés sont gérés de manière à optimiser l'impact sur les communautés de poisson et de sauvagine qui les utilisent. La gestion des niveaux d'eau dans les aménagements est présentée dans Mingelbier et Douguet (1999). Afin de rendre plus uniforme la gestion des aménagements dans le système de calcul des niveaux d'eau du MIRE, une révision complète des cotes d'opération (gestion des niveaux) de chacun des aménagements de la plaine d'inondation du fleuve Saint-Laurent a été effectuée avec l'aide de la FAPAQ (Société de la Faune et des Parcs

du Québec, Mingelbier et Brodeur, comm.pers.) La Figure 5 montre la distribution spatiale des marais résiduels et aménagés au lac Saint-Pierre.

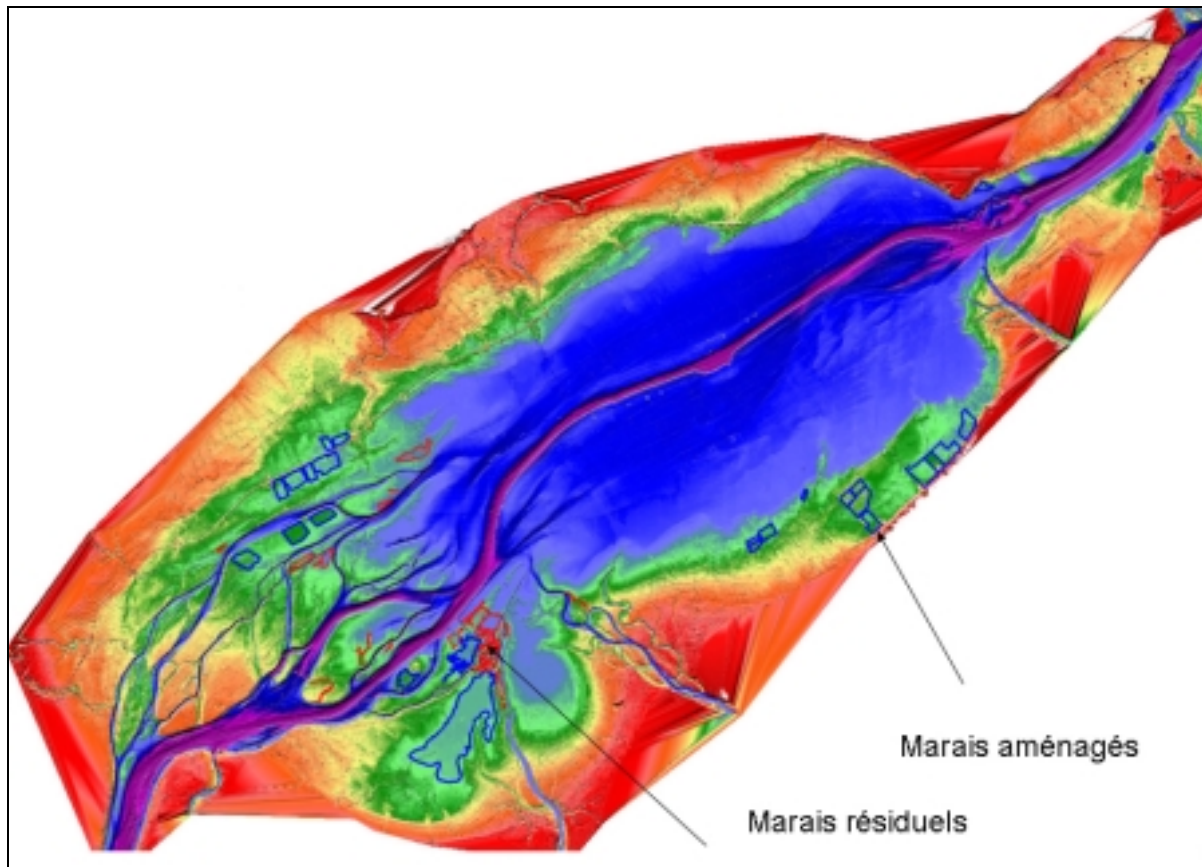


Figure 5 Localisation des marais résiduels et aménagés dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre

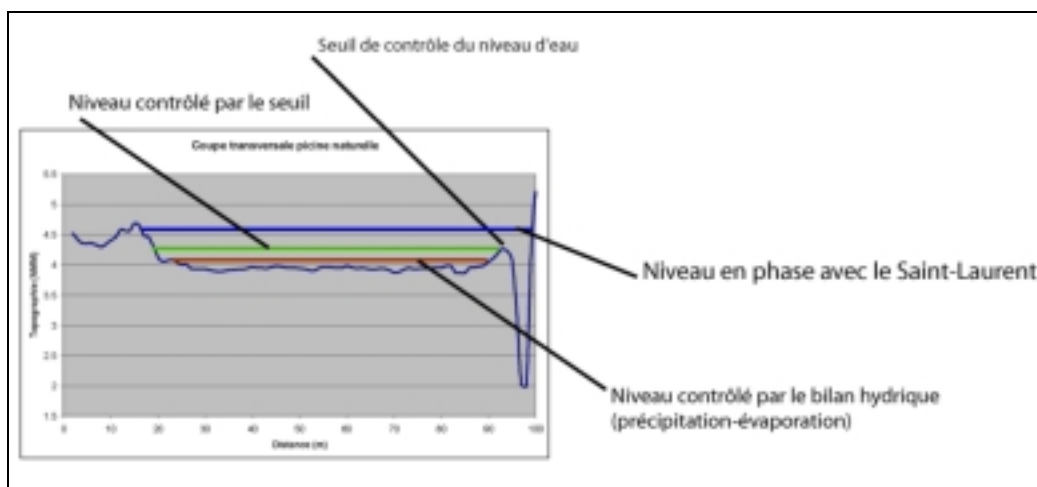


Figure 6 Schématisation du comportement hydrologique des marais résiduel

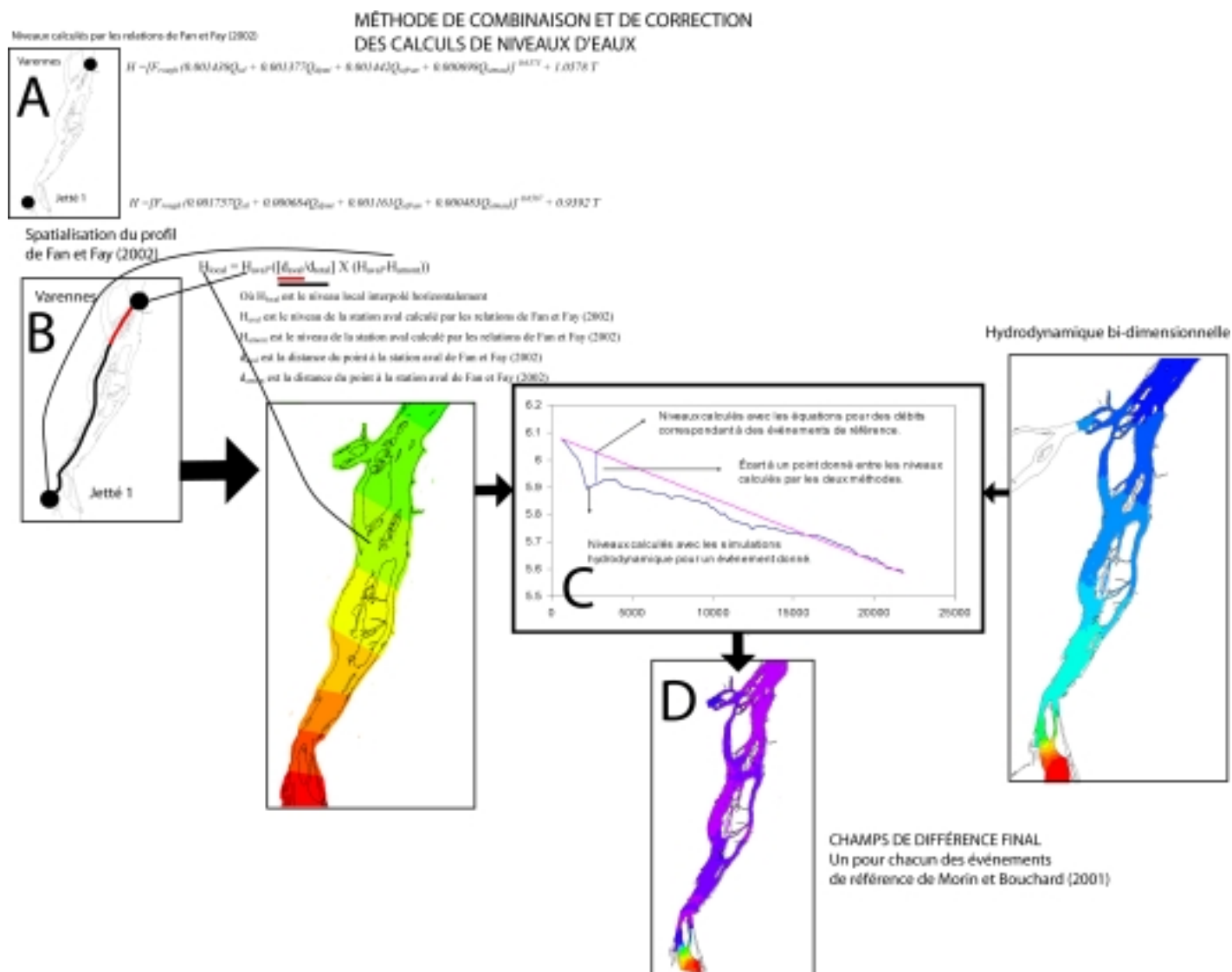


Figure 7 Interpolation spatiale et calcul des différences de niveau

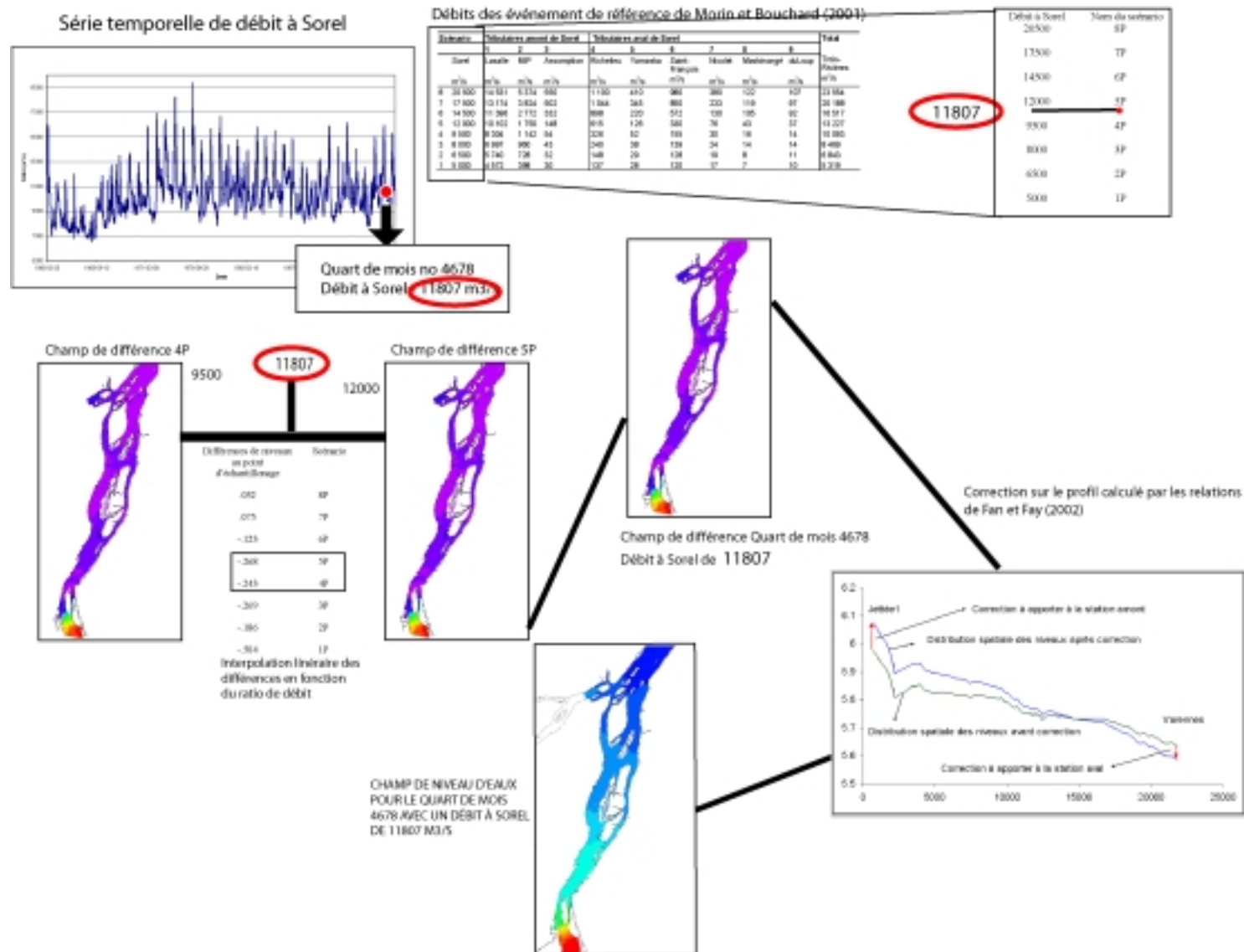


Figure 8. Application de la méthode d'interpolation spatiale du calcul des niveaux d'eau en mode temporel

La présence de marais résiduels ou aménagés a amené une étape de calcul supplémentaire dans la détermination des niveaux pour les points y étant situés. Tout d’abord, pour la plupart des marais régis par des aménagements, des niveaux d’eau sont prévus pour tous les quarts de mois de l’année facilitant ainsi le calcul. Par ailleurs, les périodes pour lesquelles des niveaux ne sont pas prévus pour tous les quarts de mois sont toutes en été. Donc, dans le cas des marais aménagés pour lesquelles certains niveaux ne sont pas prévus, on applique une fonction d’évaporation d’eau depuis le dernier quart de mois pour lequel il y a eu gestion.

Dans le cas des marais résiduels, un niveau seuil a été déterminé pour chacune d’entre elles à partir de la topographie LIDAR disponible. Les niveaux d’eau sont tous calculés comme s’ils étaient remplis à chaque automne et ceci jusqu’au printemps suivant. Conséquemment, le niveau attribué aux points faisant partie de ces marais correspond au niveau calculé par la méthode décrite à la section 2.3 si ce niveau est plus élevé que le niveau seuil du marais. Dans les autres cas, le niveau est calculé par une fonction d’évaporation tenant compte soit de la dernière date où le niveau était supérieur au niveau seuil ou soit du temps écoulé depuis le dernier printemps (période de remplissage).

2.3.5 Ajout de points au maillage

Dans le but de faciliter certains calculs associés à chaque point du maillage, des attributs supplémentaires y ont été associés et contribuent à mieux adapter chaque point au présent contexte. Par exemple, le calcul du niveau d’eau nécessite des différences entre les niveaux calculés par les équations de Fan et Fay (2002) et ceux déterminés par les scénarios de Morin et Bouchard (2001). Les différences de niveaux à chaque scénario sont des attributs ajoutés à la description des points. Les attributs décrivant chaque point du maillage sont montrés au Tableau 1.

Tableau 1. Attributs décrivant les points du maillage MIRE utilisé pour modéliser les milieux humides de la plaine inondable du Fleuve Saint-Laurent

Nom de l'attribut	Description
PT_ID	Numéro du point.
Geoloc	Contient les informations spatiales.
Z	Topographie au point.
Maille	Longueur du côté de la surface couverte par le point (160, 80, 40 ou 20 mètres).
Région	Numéro de la région dans laquelle se situe le point.
Secteur	Numéro du secteur dans lequel est situé le point.
Division_id	Numéro de division dans laquelle se situe le point.
Element_id	Numéro de l'élément du maillage hydrodynamique dans lequel se situe le point.
unP	Différence de niveau ou niveau local par rapport aux niveaux obtenus des relations pour le premier scénario.
deuxP	Différence de niveau ou niveau local par rapport aux niveaux obtenus des relations pour le deuxième scénario.
troisP	Différence de niveau ou niveau local par rapport aux niveaux obtenus des relations pour le troisième scénario.
quatreP	Différence de niveau ou niveau local par rapport aux niveaux obtenus des relations pour le quatrième scénario.
cinqP	Différence de niveau ou niveau local par rapport aux niveaux obtenus des relations pour le cinquième scénario.
sixP	Différence de niveau ou niveau local par rapport aux niveaux obtenus des relations pour le sixième scénario.
septP	Différence de niveau ou niveau local par rapport aux niveaux obtenus des relations pour le septième scénario.
huitP	Différence de niveau ou niveau local par rapport aux niveaux obtenus des relations pour le huitième scénario.
Ratio	Ratio de la distance entre le point et les stations amont et aval.
Pente	Pente locale.
Util_id	Le numéro identifiant du polygone d'anthropisation dans lequel le point se situe, s'il y a lieu.
Pool_id	Le numéro identifiant du marais (naturel ou aménagé) dans lequel le point se situe, s'il y a lieu.
Substrat_id	Le numéro identifiant du polygone de substrat dans lequel le point se situe, s'il y a lieu.

2.4 Production des variables abiotiques (modèles mathématiques)

2.4.1 Simulation hydrodynamique

Des résultats de simulation hydrodynamique bidimensionnelle à haute résolution du lit et de la plaine inondable du Saint-Laurent ont été utilisées dans la production des variables abiotiques caractérisant les milieux humides (variables explicatives). Les variables abiotiques significatives sont les suivantes : profondeur de l'eau durant la saison de croissance (m), pourcentage de la saison de croissance inondé (%), nombre de cycles inondation/exondation durant la saison de croissance, vitesse orbitale des vagues ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$), les vitesses de courant ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) et la pente du terrain (degrés). La Figure 9 représente deux variables abiotiques modélisées dans la plaine inondable du Lac Saint-Pierre.

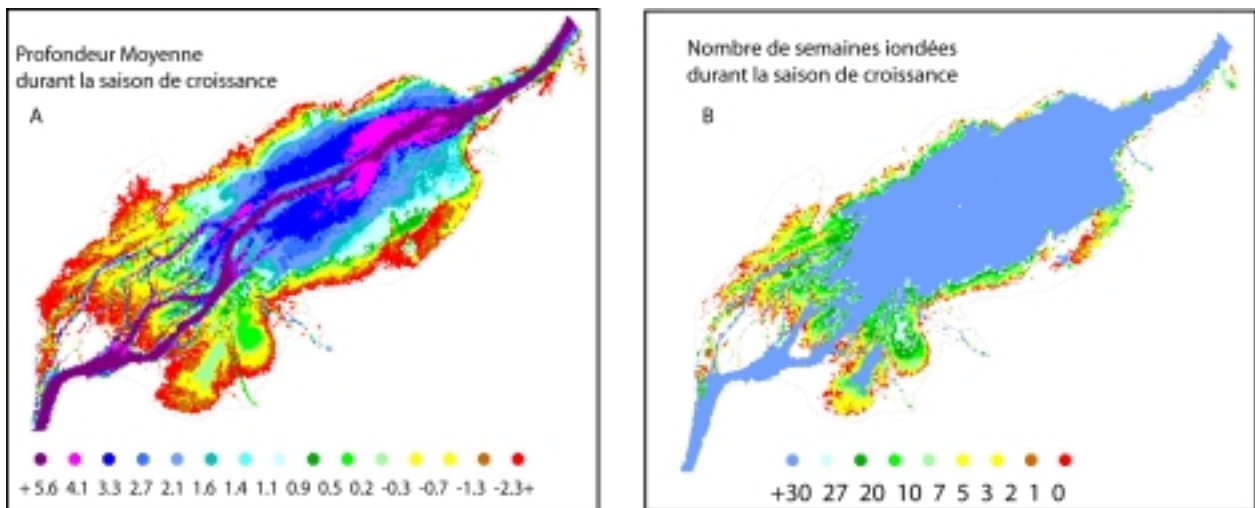


Figure 9. Illustration des simulations spatiales pour produire les variables abiotiques pour modéliser la distribution des milieux humides de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre.

La modélisation hydrodynamique a été effectuée à l'aide du modèle *HYDROSIM* développé à l'INRS-ETE, il s'agit d'un modèle bidimensionnel vertical qui résout les équations des eaux peu profondes par la méthode des éléments finis. Ce modèle utilise la forme conservatrice 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 et le niveau d'eau (intégrées dans la verticale) sur tous les nœuds de calcul.

Les simulations hydrodynamiques ont été réalisées sur un maillage aux éléments finis, qui a été calibrés pour des variations de niveaux d'eau de près de six mètres avec une précision de moins de 0.05 m dans tout le domaine d'étude. Le modèle hydrodynamique pour le secteur Port de Montréal à Trois-Rivières contient 166 217 nœuds et 81 322 éléments tandis que le maillage du lac Saint-Louis contient 76 236 nœuds et 37 369 éléments. La validation des vitesses a été effectuée à l'aide de données de courantométrie Doppler (ADCP) mesurées lors des événements choisis pour la calibration du modèle (4 événements). D'une manière générale, les vitesses simulées et les vitesses mesurées sont similaires tant dans l'orientation que dans leur magnitude.

L'approche par événement de référence a été utilisée dans le choix des conditions à simuler. Celles-ci qui couvrent l'ensemble de l'hydraulique du Saint-Laurent sont définies dans Morin et Bouchard (2001) pour le secteur Port de Montréal à Trois-Rivières et dans Morin et *al.*(2003) pour le secteur du lac Saint-Louis.

2.4.2 Simulation des vagues naturelles

Les variables associées à l'énergie des vagues générées par les vents ont été produites en utilisant le modèle *HISWA*. Le modèle *HISWA* a été produit pour calculer la génération, la propagation et la transformation des vagues de vents dans des environnements peu profonds avec courants significatifs (Holthuijsen et *al.* 1989, Booij et *al.* 1993). *HISWA* est un modèle stationnaire de vagues de deuxième génération (pré-SWAN) développé par l'Université de Technologie de Delft au Pays-Bas. Le modèle simule en 2D (horizontal), la propagation des vagues en eau peu profonde en incluant la réfraction, la croissance des vagues grâce à l'action du vent et la dissipation de l'énergie par la friction du fond et par le déferlement, il ne tient pas compte de la réflexion, ni de la diffraction des vagues qui sont ainsi négligées. Le modèle produit en sortie plusieurs paramètres tels que: la vitesse orbitale, la hauteur, la direction, l'amplitude et la fréquence des vagues.

Le modèle utilise une grille de calcul régulière en différences finis avec des éléments carrés. La taille des éléments varie de 25 à 50 mètres pour l'ensemble du domaine, les éléments sont étirés dans le sens de la propagation des vagues. Chacun des nœuds de la grille de calcul supporte, pour l'événement hydrologiques choisis, la vitesse de l'écoulement, en *X* et *Y*, le niveau de surface et la topographie. Ainsi, pour chacun des 8 scénarios de débits, nous disposons de 16 simulations par intensité de vents et ce pour 4 intensités différentes, soit un total de 512

simulations différentes de vagues pour chacun des secteurs. Ces simulations sont ensuite combinées pour obtenir une intensité moyenne de l'énergie des vagues pour une saison donnée.

2.4.3 Données de vents

Les simulations de vagues naturelles sont identifiées par l'intensité et la direction du vent par lesquelles elles sont générées. Ainsi, une analyse de fréquence des directions et intensités par saison a été produite pour l'ensemble du domaine à l'étude. Les données de vents proviennent des stations d'Environnement Canada. Pour la région du lac Saint-Pierre, deux stations ont été retenues, celle de Nicolet (7025442) et celle de Trois-Rivières (701HE63). Ces stations enregistrent sur une base horaire, les directions et les intensités des vents. La période utilisée pour chacune des stations est respectivement de 1992 à 1999 et 1991 à 1999. Pour le secteur du Port de Montréal à Sorel, la station de Saint-Hubert a été retenue (7027320). La série utilisée s'étend de 1993 à 1999 et contient elle aussi des données horaires selon 36 directions. Enfin, la station de Dorval (YUL71627) a été utilisée pour le secteur du lac Saint-Louis pour la période 1993 à 1999.

Les intensités ont été divisées en quatre classes : Les vents faibles (0-9 km/h), les vents modérés ou moyens (10-24 km/h), les vents forts (25-44 km/h), et les vents extrême (45-60km/h). Pour chacune des intensités, l'analyse des fréquences a été diminuée à 16 directions de compas afin de réduire le nombre de simulations tout en gardant une excellente précision dans la définition des directions.

Une fois les simulations de vagues produites, chacune des simulations représentant une intensité et une direction (16 simulations par intensité donc 64 simulations pour un scénario de débit) ont été combinées en utilisant les pourcentages d'occurrences de chacune des intensités et direction durant la saison choisie. En combinant ainsi la vitesse orbitale des vagues de toutes les directions et intensités, il est possible d'obtenir l'énergie dissipée sur toute une saison sur tous les points du domaine à l'étude. Pour la modélisation des milieux humides, la variable combinée par saison a été utilisée.

2.4.4 Projection de la topographie

La référence spatiale de toutes les données utilisées dans la modélisation de la végétation émergente du tronçon lac Saint-Pierre au lac Saint-Louis permet d'attribuer aux points d'échantillonnage des valeurs nodales simulées ou mesurées. Deux types de valeurs nodales ont été projetés sur les points d'échantillonnage, soit la topographie, à partir du modèle de terrain

du lit et de la plaine d'inondation (Figure 10) et les niveaux d'eau simulés. La projection des niveaux d'eau a été faite de manière à obtenir, aux points d'échantillonnage, le niveau de l'eau hebdomadaire durant la saison de croissance. La topographie a été utilisée pour calculer la pente locale du terrain. La pente est la dérivé première de la topographie du terrain. Cette variable permet de donner une information caractéristique du drainage local et de l'hétérogénéité du terrain.

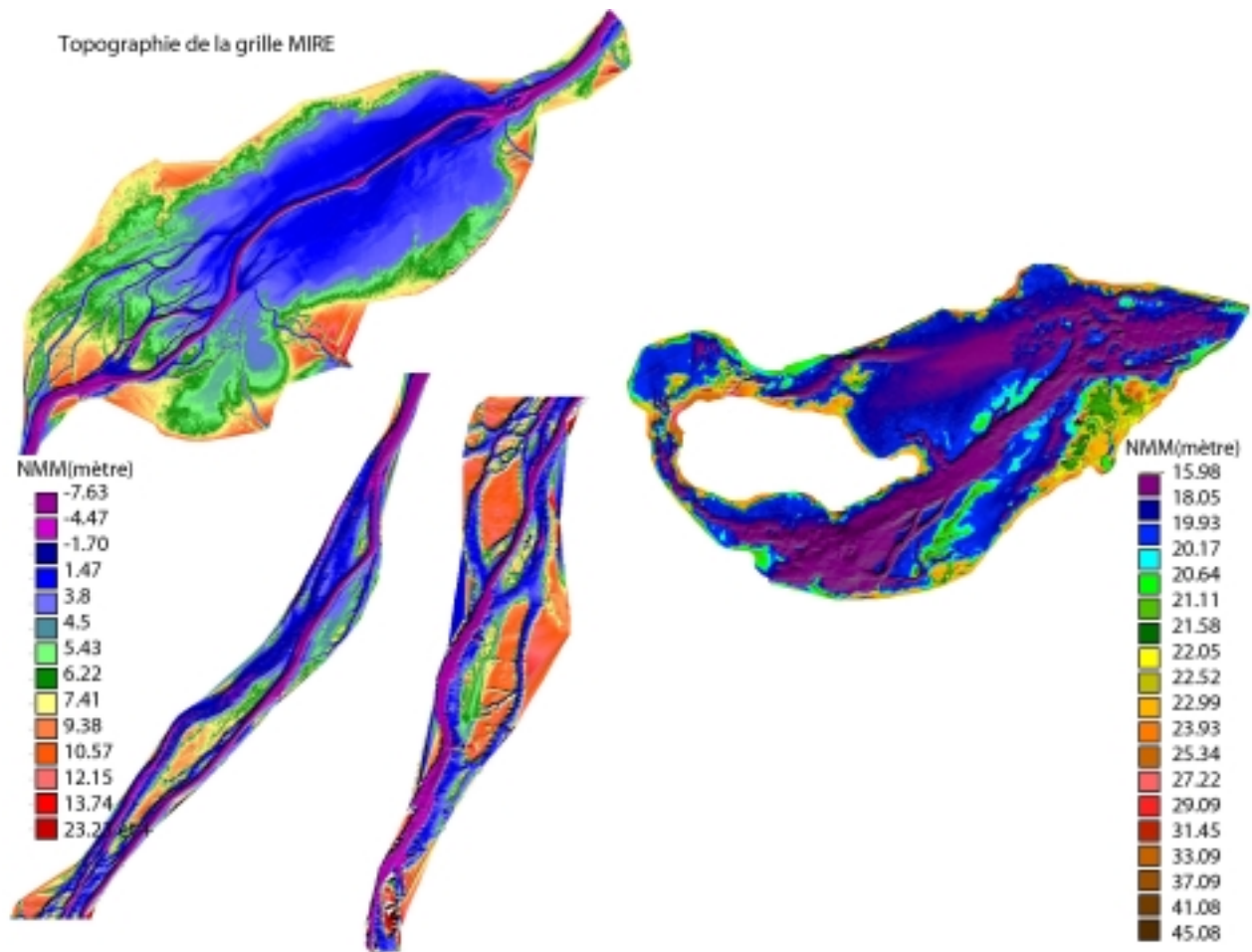


Figure 10. Topographie et bathymétrie (MNE) de la grille MIRE

2.5 Échantillonnage des données pour les communautés végétales

2.5.1 Caractérisation des milieux humides du lac Saint-Pierre (Jacques 1986)

Un travail exhaustif de caractérisation des milieux humides de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre a été produit par l'équipe de D. Jacques en 1986. L'échantillonnage sur le terrain s'est déroulé selon la méthode de Braun-Blanquet (1972) et la caractérisation des plantes émergentes s'est effectuée durant la saison de croissance de 1985 pour un total de 152 transects. Une base de données contenant la description des espèces végétales dominantes et co-dominantes a été numérisée et validée.

En 1985, l'acquisition de photographies aériennes au 1 :10 000 a permis la production de 23 cartes contenant 6000 polygones, couvrant une superficie totale de 550 km² de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Sur les sites non-caractérisés par Jacques (1986) à l'été 1985, les données ont été photo-interprétées à partir de photographies aériennes des mois d'août et septembre 1985. La cartographie a nécessité la prise de 703 photographies aériennes (23 cm × 23 cm) à l'échelle 1: 10 000. Les caractéristiques végétales des espèces dominantes et co-dominantes sont assignées aux points au maillage en fonction du polygone dans lequel ils se retrouvent.

2.5.2 Correction de la caractérisation végétale pour les sites soumis à une action anthropique

Les ortho-photographies aériennes de 1964, 1984, 1997, les images IKONOS acquises en 2000 et les images acquises en MEIS 2002, ont permis de produire des polygones d'utilisation du sol (urbanisation, anciens champs cultivés, agriculture active et pâturages récents et anciens, coupes forestières) sur l'ensemble du domaine d'étude et de la plaine d'inondable du Saint-Laurent. Les polygones qui ont été soumis à une activité anthropique dans le passé ou plus récente ont été exclus de l'analyse et des modèles. Les sites anciennement soumis à une action anthropique se retrouvent habituellement dans des zones caractérisées par le retrait rapide de l'eau au printemps permettant un ensemencement hâtif profitable pour l'agriculture (Tessier et *al.* 1981). Cependant, ces zones étaient historiquement dominées par des marécages arborés. Durant les dernières décennies, l'abandon des champs et des pâturages a permis l'établissement des espèces émergentes envahissantes et compétitives, telles *Phalaris arundinacea* qui est une espèce introduite et *Calamagrostis canadensis*. L'établissement de ces espèces semble empêcher le retour du climax (marécage arborescent dominé par l'*Acer saccharium*) dans la plaine inondable du Saint-Laurent. Cette problématique est observée massivement dans la zone

d'échantillonnage, elle occasionne une discontinuité dans la toposéquence naturelle et provoque un « bruit » dans la modélisation (Figure 11). En 1984, plus de 70% des milieux humides, identifiés comme ayant été potentiellement soumis à une action anthropique, sont dominés par de grandes graminées telles : *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canadensis*, *Glyceria grandis*, *Lythrum salicaria* et quelques espèces de saules (*Salix petiolaris*, *Salix x rubens* et *Salix eriocephala*). Le rétablissement du marécage arboré dans ces milieux ne semble pas s'effectuer sur une échelle de temps inférieure à 50 ans.

2.6 Modélisation des milieux humides

2.6.1 Détermination des classes de milieux humides

La plaine inondable du lac Saint-Pierre a été choisie comme région de calibration car elle a été relativement peu soumise aux pressions d'origine anthropique en comparaison avec les autres régions de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent (e.g. : Iles de Contrecoeur, Archipel de Repentigny). Au total, 11 108 points d'échantillonnage ont été sélectionnés aléatoirement dans l'entité des points de la grille MIRE du lac Saint-Pierre et utilisés pour les analyses de caractérisation de la végétation et la modélisation des grandes classes de milieux humides. Nous avons utilisés les données projetées de 1984 pour modéliser les plantes émergentes retrouvées en 1985. Dans les points de calibration, nous avons également échantillonnés des points dans l'eau libre et dans des zones dominées par de la forêt terrestre afin de définir les limites inférieures et supérieures de l'hydrosère.

Afin de déterminer le gradient environnemental potentiel pouvant influencer la distribution de la végétation émergente, nous avons mené une analyse de correspondance canonique (ACC) sur les points de calibration du modèle avec le logiciel CANOCO 4.5 (Jongman et *al.* 1987; Ter Braak 1986, 1987). Cette technique d'ordination, représentant les gradients directs, permet de mettre en évidence les relations dans les bases de données multivariées à plusieurs variables dépendantes (communautés). La signifiante statistique des composantes environnementales est évaluée par une série de permutations de Monte Carlo (Verdonchot et Ter Braak, 1994). Seules les espèces dominantes qui étaient présentes sur plus de 10 sites étaient gardées dans l'analyse en minimisant le poids pour les espèces rares. Les résultats de l'ordination sont présentés par un « biplot » des variables environnementales et des espèces émergentes dominantes.

À partir des points de calibration, nous avons effectué une analyse de groupement hiérarchique (AGH) « *hierarchical cluster analysis* » afin de distribuer les espèces végétales dans des classes de milieux humides avec le programme SYSTAT, v.10.0. Cette technique produit des groupements hiérarchiques sur la base d'une matrice de similarités entre les objets et les groupements et illustrés à l'aide d'un dendrogramme. Nous avons utilisé l'algorithme WARD (avec ajustements pour les covariances) et la distance euclidienne pour mesurer la distance entre les groupements. Pour chaque espèce végétale, nous avons calculé la moyenne et l'écart-type des variables environnementales dû au nombre considérable de points dans l'analyse. Ce sont ces statistiques descriptives (moyenne et écart-type) qui ont servi de variables indépendantes dans l'AGH afin de regrouper les plantes émergentes. Pour être intégrée dans l'analyse, l'espèce dominante devait être présente sur au moins 30 sites (sur un total de 11 108 sites).

Pour certains groupements (marais et marécages arborés) nous avons effectué une analyse de groupement « K-means » afin de produire des sous-classes de milieux humides basées strictement sur les données abiotiques (SYSTAT, v.10.0). Cette analyse divise les sujets d'une base de données en « k » groupes (k est déterminé initialement par l'utilisateur et prend la valeur de 4 pour les marais et de 3 pour les marécages) en maximisant la variation entre les groupes et en minimisant la variation à l'intérieur des groupes (F test).

Pour les marais (marais profond, marais profond affecté par les vagues et marais peu profond), cette étape s'avère intéressante car les espèces végétales retrouvées dans ces zones sont très plastiques dans leur distribution spatiale et ne sont pas circonscrites dans des zones caractéristiques. Pour les marécages arborés (marécage arboré et marécage riverain), nous avons observé que les arbres situés en bordure des îles sont caractérisés par un environnement plus hostile (vitesses de courant importante, pente accentuée) que ceux situés dans les baies des îles et sur le continent.

Finalement, pour valider qualitativement les différentes classes de milieux humides déterminées par les analyses de groupements (hiérarchique et k-means), nous avons produit des graphiques de distribution de fréquence des plantes émergentes dominantes et co-dominantes. Ces différentes associations végétales caractérisant les milieux humides de la plaine inondable ont ensuite été validées en fonction de l'information disponible dans la littérature (Pilon et *al* 1980 ; Tessier & Caron 1981 ; Tessier et *al.* 1981; Carrière et *al.* 1983; Jacques 1986; Jean et *al*

1992) et en fonction des résultats de l'analyse canonique de correspondance (ACC).

2.6.2 Développement des modèles probabilistes (régressions logistiques)

Nous avons modélisé la probabilité d'observer les différentes classes de milieux humides à l'aide des régressions logistiques. Les modèles utilisant la régression logistique (RL) représentent la probabilité d'occurrence d'une classe de milieu humide en fonction d'une combinaison linéaire des variables environnementales, laquelle peut inclure des variables simples et des termes d'interactions entre les variables.

$$p = \frac{e^{\beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i x_i}}{1 + e^{\beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i x_i}}$$

Où β_0 est une constante, les β_i sont les coefficients de la régression associés avec les k termes prédictifs, et e est la base du logarithme népérien.

Le programme SYSTAT, v.10.0, a été utilisé pour bâtir les modèles. Les variables simples et élevées au carré ont été utilisées comme termes prédictifs potentiels. Toutes les variables ont été standardisées avant de calculer les produits entre les variables afin d'enlever la colinéarité non-essentielle dans les termes quadratiques. Une procédure de sélection pas à pas (progressive) avec un seuil d'acceptation de $p=0.05$, a été utilisé pour déterminer quelles variables seraient retenues dans les modèles finaux. Lorsque la sélection des variables est complétée, les modèles sont évalués pour détecter s'il y a présence de multicolinéarité entre les termes prédictifs en examinant la tolérance de chaque variable individuelle (Tabachnick & Fidell 1989; Graham 2003). Les tolérances sont supérieures à 0.30 pour tous les modèles finaux avec la RL.

Dans plusieurs applications des modèles RL, un point de coupure $p=0.5$ est utilisé pour prédire les présences. Cependant, le TCC, la sensibilité et la spécificité des modèles peuvent être très sensibles au choix d'un point de coupure lorsque la prévalence est réduite (Fielding & Bell 1997; Manel et al. 2001; Hosmer & Lemeshow 2000). Pour ce faire, un graphique « receiver-operating characteristic » (ROC, lequel indique comment la sensibilité et la spécificité varient en fonction du choix d'un point de coupure) a été utilisé pour évaluer la capacité de prédiction en fonction de tous les point de coupure potentiels (Pearce & Ferrier 2000). Le point de coupure de décision optimal (SDO) a été choisi pour égaliser les coûts associés à une

classification erronée des présences (sensibilité) ou absences (spécificité) (Fielding & Bell 1997).

Pour évaluer l'exactitude de prédiction des modèles, les mesures suivantes, obtenues à partir d'une matrices de confusion, ont été dérivées : taux de classification correct (TCC; pourcentage des cas correctement prédis), sensibilité (pourcentage des véritables présences correctement prédites) et la spécificité (pourcentage des véritables absences correctement prédites). Une autre mesure additionnelle, le Kappa de Cohen qui est dérivé des matrices de confusion et varie entre -1 et 1, permet d'estimer si la performance du modèle diffère de ce qui est attendu par chance seulement (Fielding & Bell 1997, Manel et *al* 2001; Baldi et *al* 2000). Une valeur de zéro pour le Kappa de Cohen indique qu'il n'y a pas de différence entre les prédictions du modèles et celles obtenues aléatoirement.

2.6.3 Validation spatiale des modèles probabilistes

Nous avons validé les modèles prédictifs des milieux humides de deux façons différentes. Premièrement, les modèles de milieux humides ont été validés par la technique de partition à deux groupes (k-fold partitioning) (Fielding & Bell 1997). Un total de 8993 nouveaux points d'échantillonnage du maillage MIRE dans le lac Saint-Pierre, et pour lesquels nous avons l'espèce végétale dominante et co-dominante ont été utilisés par valider l'efficacité des modèles. En fonction des plantes émergentes (dominantes et co-dominantes) présentes sur ces points, nous avons distribués les points dans les classes de milieux humides en fonction de l'analyse de groupement hiérarchique qui permet de classer les espèces végétales dans les grandes classes de milieux humides.

Les équations des régressions logistiques ont ensuite été appliquées sur les points de validation afin de produire une probabilité d'occurrence de chaque classe de milieux humides. La décision sur le type du milieu humide prédit à l'aide de régressons logistiques calibrées a été déterminée par le milieu ayant la probabilité d'occurrence la plus forte au point et non avec le seuil de décision optimal. L'exactitude des essais en validation est également évaluée avec les mesures de taux de classification correct (TCC), sensibilité et spécificité du modèle, ainsi que le Kappa de Cohen ($p < 0.05$). Pour les marécages riverains (MARRI), cette étape de validation s'avère impossible car ce type de milieu humide est déterminé à *posteriori* des analyses de groupement hiérarchique et de correspondance canonique. Il est caractérisé par certaines espèces végétales certes, mais il est majoritairement fonction d'une pente importante du terrain et de bonnes

vitesses de courant (Figure 11).

En deuxième lieu, nous avons fait une validation spatiale dans les autres sections de la plaine inondable du Saint-Laurent, c'est-à-dire les îles Contrecoeur-Verchères (Pilon et *al* 1980; Jean et *al.* 2001), îles de Ste-Thérèse-Varennnes et de Boucherville (Pilon et *al* 1980) et le Lac Saint-Louis (Jean et *al* 1992). Pour ce deuxième type de validation spatiale, nous n'avions pas les espèces végétales dominantes et co-dominantes des milieux humides pour l'année de croissance en 1985, mais plutôt des classes de milieux humides établies par les auteurs des ouvrages, et ce pour plusieurs années allant de 1979 à 1981. Nous avons donc validés nos prédictions à ces sites d'une façon qualitative en observant si les milieux prédits correspondent au type de milieu humide observé par les auteurs des précédents ouvrages.

3 Résultats

3.1 Classification des différents milieux humides

Les résultats des analyses de groupement (hiérarchique et k-means) et ceux de l'analyse de correspondance canonique (ACC), nous ont permis de produire 7 classes de milieux humides caractérisant la plaine inondable du lac Saint-Pierre en fonction de leurs caractéristiques environnementales, qui sont fortement reliés à l'hydropériode, en plus de 2 autres classes limitant l'hydrosère soit Forêt terrestre et Eau libre. Les 7 classes de milieux humides sont les suivantes : les marais profonds affectés par les vagues (MP_V), les marais profonds (MP), les marais peu profonds (MPP), les marécages arborés (MARBO), le marécage riverain (MARRI), les prairies humides naturelles (PH) et les prairies humides soumises à une action anthropique (PH_A).

Comme mentionné précédemment dans la section 2.5.2, les PH_A ne sont pas définis quantitativement, mais bien qualitativement d'après l'observation des polygones d'utilisation des terres dérivés des photographies aériennes de 1964 à 2000. Les points de calibration, provenant du maillage MIRE, qui se retrouvent dans ces polygones prennent automatiquement la classe « PH_A » et ne sont pas considérés dans la calibration et l'élaboration des modèles.

Les résultats de l'analyse canonique de correspondance (ACC) (Figure 12) sur les points de calibration du modèle suggère que l'hydropériode, représentée par l'axe 1 de l'ordination, explique une forte proportion de la variance du système (62.6%). L'axe 2 de l'ordination, expliquant 12.4% de la variance, semble associé à un certain gradient d'hétérogénéité des sites, caractérisé par les cycles d'inondation/exondation et la pente du terrain. Pour clarifier la distribution des espèces de milieux humides, nous avons cru judicieux de sortir les espèces strictement terrestres de l'analyse car leur inclusion déformait énormément les résultats de l'ordination et regroupait les milieux humides en un nuage de points très serré. Dans un souci de représenter la position des espèces strictement terrestres, qui sont la limite supérieure de l'hydrosère, nous avons inclus une boîte au-dessus de l'ordination pour illustrer approximativement la position des espèces arborescentes terrestres.

Le centre de l'ordination (représentant la moyenne pour les variables environnementales) permet de bien discriminer les espèces végétales des marais de celles des marécages et prairies. En effet, les espèces qui tolèrent une profondeur et une durée d'inondation supérieures à la

moyenne sont localisées à gauche de l'ordination et forment les communautés végétales caractérisant les marais. La discrimination est évidente entre les espèces végétales dominant les marais profonds et les marais profonds affectés par les vagues. En effet, ces deux espèces de scirpes (*Scirpus americanus* et *Scirpus acutus*) qui se retrouvent dans les marais profonds affectés par les vagues (MP_V) ont des structures foliaires presque atrophiées pour résister aux stress mécaniques comme le vent, les vagues et les marées. Dans les marais profonds (MP), il semble y avoir deux types de communautés, se différenciant par l'hétérogénéité des sites (axe 2 de l'ordination) mais caractérisés par une position très similaire dans l'hydropériode. Ces sites sont protégés dans les baies et ne subissent pas autant de stress mécanique que les sites des marais profonds affectés par les vagues. La discrimination entre les marais profonds et les marais peu profonds est moins nette. Les espèces présentes dans les marais sont plastiques et semblent s'adapter à des conditions variables (tolérance aux cycles inondation/exondation). Les espèces des marais peu profonds (MPP) sont situées au centre de l'ordination pour l'axe 2 (cycles et pente dans la moyenne).

L'interprétation se complique lorsque nous passons vers les espèces moins tolérantes aux inondations. En effet, plusieurs espèces très différentes phénologiquement, comme des graminées et des espèces arborescentes, semblent se chevaucher entre les deux milieux humides (marécages arborés et prairies humides). La Figure 14 illustre la distribution de fréquence des variables environnementales pour les marécages arborés et les prairies humides. Il existe un chevauchement important des variables environnementales pour ces deux milieux humides et il semble presque impossible de discriminer ces deux milieux sur classification basée strictement sur les variables environnementales.

Les résultats de l'analyse de groupement hiérarchique (AGH) sont en accord avec ceux de l'ACC (Figure 12 et Figure 13) pour la majorité des regroupements végétaux. Cependant, les résultats de l'AGH sont moins informatifs que ceux de l'ACC et il est plus difficile de bien comprendre quelle variable environnementale guide la position des espèces dans l'hydrosère. La première ségrégation se fait entre les espèces de marais et les espèces de marécages et prairies humides. Dans l'AGH, il est impossible de discriminer les MP des MP_V, tandis que cette ségrégation est évidente sur l'ACC. La deuxième ségrégation dans l'AGH s'effectue entre les espèces végétales des forêts terrestres (limite supérieure de l'hydrosère) et celles des marécages et prairies humides. La ségrégation entre les prairies humides et les marécages arborés est également floue dans l'AGH et moins nette que sur l'ACC. En effet, les espèces

arborescentes sont enchevêtrées entre les graminées et les saules. Il est surprenant de constater à quel point l'habitat utilisé par l'*acer saccharinum* et le *Calamagrostis canadensis* sont semblables, autant sur l'ACC (très courte distance Chi-carré entre les deux points) que sur l'AGH (distance euclidienne très courte).

Dans les deux analyses (AGH et ACC), il semble y avoir une importante erreur de classement de l'espèce *Typha latifolia* qui se retrouvent dans les prairies humides. Plusieurs références (Pilon et al. 1980; Tessier et al. 1981; Marie-Victorin 1995) mentionnent que cette espèce caractérise les marais peu profonds. Nous avons classé cette espèce comme faisant partie des marais peu profond, il est toutefois fort probable qu'elle se retrouve à la limite des deux types de milieux.

La Figure 11 illustre la position des différents milieux humides du lac Saint-Pierre avec les espèces végétales émergentes dominantes et co-dominantes. Les différents milieux humides diffèrent considérablement dans la caractérisation physique de leur habitat, comme nous pouvons l'observer dans le Tableau 2 et le Tableau 3. Le Tableau 2 donne un aperçu descriptif des variables environnementales caractérisant les points de calibration des différents milieux humides de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre, tandis que le Tableau 3 donne une description des variables environnementales caractérisant tous les points de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent.

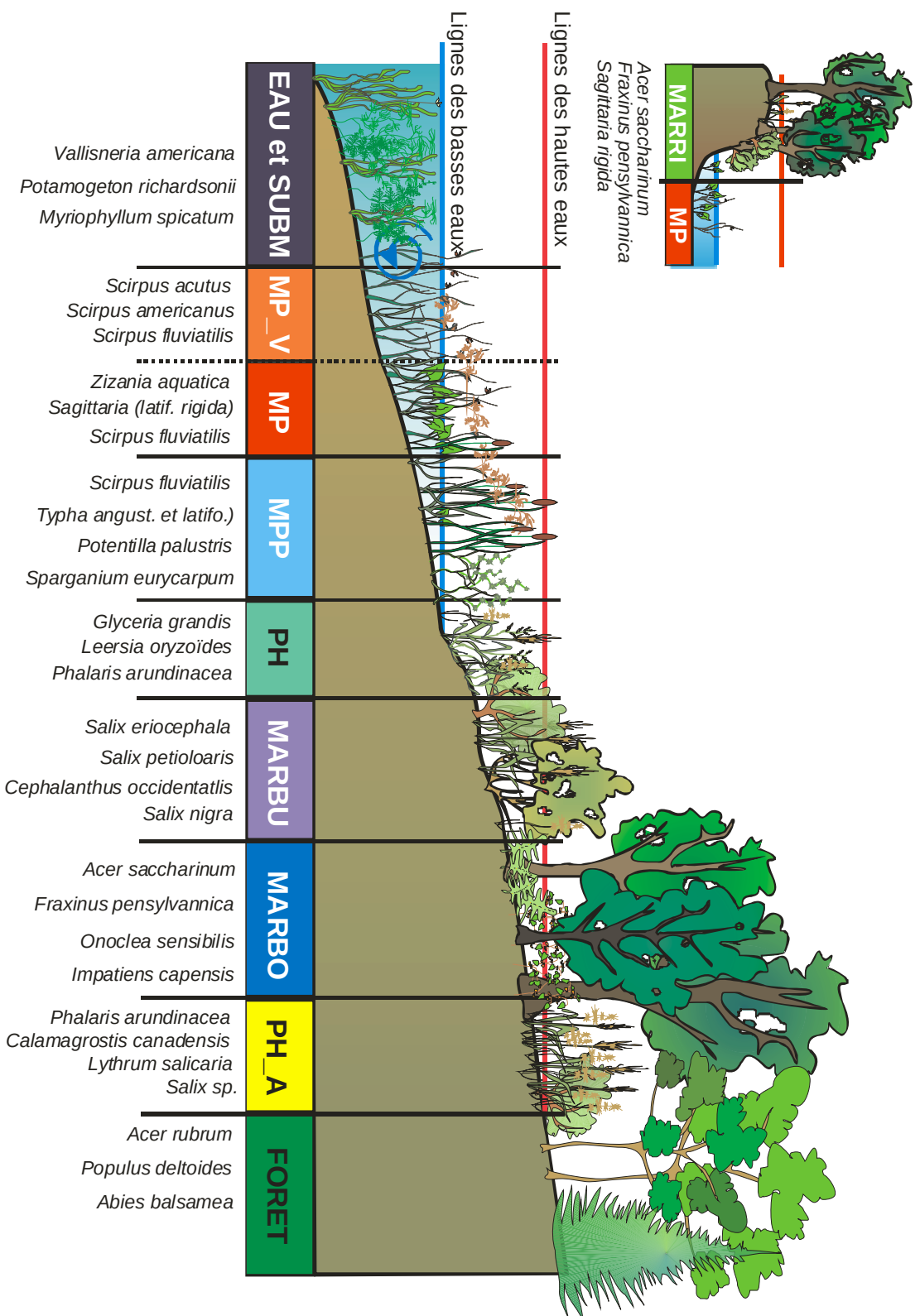


Figure 11. Illustration de la position qu'occupent les classes de milieux humides (avec leurs espèces dominantes et co-dominantes) dans la toposéquence de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre, Québec.

Tableau 2. Moyenne $\pm$ écart-type des variables simulées ayant servi à calibrer les modèles en régression logistique des différentes classes des milieux humides de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre.

Variables abiotiques	Classes de milieux humides de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre					
	MP_V	MP	MPP	PH	MARBO	MARRI
Profondeur (m)	1.171 $\pm$ 0.228	1.052 $\pm$ 0.401	0.428 $\pm$ 0.566	-0.506 $\pm$ 0.828	-0.557 $\pm$ 0.743	0.593 $\pm$ 1.195
% de la saison de croissance inondé	0.987 $\pm$ 0.067	0.939 $\pm$ 0.139	0.739 $\pm$ 0.274	0.303 $\pm$ 0.258	0.263 $\pm$ 0.209	0.665 $\pm$ 0.343
Nb. de cycles	0.051 $\pm$ 0.250	0.242 $\pm$ 0.534	2.842 $\pm$ 0.975	2.147 $\pm$ 1.206	2.220 $\pm$ 1.125	1.583 $\pm$ 1.382
Vitesse de courant (m $\cdot$ s ⁻¹)	0.138 $\pm$ 0.061	0.093 $\pm$ 0.096	0.058 $\pm$ 0.056	0.046 $\pm$ 0.074	0.022 $\pm$ 0.045	0.198 $\pm$ 0.128
Effet des vagues (m $\cdot$ s ⁻¹)	0.250 $\pm$ 0.026	0.171 $\pm$ 0.047	0.173 $\pm$ 0.074	0.089 $\pm$ 0.089	0.077 $\pm$ 0.083	0.083 $\pm$ 0.074
Pente (degrés)	0.154 $\pm$ 0.197	0.391 $\pm$ 0.581	0.420 $\pm$ 0.481	0.959 $\pm$ 1.547	0.598 $\pm$ 0.932	4.432 $\pm$ 1.825
Nombre d'échantillons (N)	1122	1362	1704	1146	3444	120

Tableau 3. Moyenne $\pm$ écart-type des variables simulées pour prédire la présence des différentes classes des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent, du Lac Saint-Pierre au Lac Saint-Louis.

Variables abiotiques	Classes de milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent						
	MP_V	MP	MPP	PH	MARBO	MARRI	PH_A
Profondeur (m)	1.017 $\pm$ 1.053	1.149 $\pm$ 0.507	0.610 $\pm$ 0.210	-0.841 $\pm$ 0.875	-0.963 $\pm$ 1.452	0.938 $\pm$ 0.775	-1.846 $\pm$ 1.599
% saison de crois. inondé	0.962 $\pm$ 0.156	0.977 $\pm$ 0.081	0.867 $\pm$ 0.097	0.213 $\pm$ 0.278	0.216 $\pm$ 0.196	0.836 $\pm$ 0.241	0.084 $\pm$ 0.151
Nb. de cycles	0.071 $\pm$ 0.304	0.087 $\pm$ 0.315	2.842 $\pm$ 1.048	1.412 $\pm$ 1.360	1.848 $\pm$ 1.290	1.019 $\pm$ 1.351	1.074 $\pm$ 1.268
Vitesse de courant (m $\cdot$ s ⁻¹)	0.138 $\pm$ 0.051	0.095 $\pm$ 0.080	0.100 $\pm$ 0.100	0.187 $\pm$ 0.163	0.028 $\pm$ 0.050	0.227 $\pm$ 0.151	0.019 $\pm$ 0.052
Effet des vagues (m $\cdot$ s ⁻¹)	0.260 $\pm$ 0.034	0.139 $\pm$ 0.063	0.181 $\pm$ 0.074	0.100 $\pm$ 0.087	0.070 $\pm$ 0.082	0.079 $\pm$ 0.078	0.021 $\pm$ 0.047
Pente (degrés)	0.324 $\pm$ 0.695	0.834 $\pm$ 1.444	0.580 $\pm$ 0.700	5.123 $\pm$ 3.921	1.029 $\pm$ 1.855	5.175 $\pm$ 1.367	0.948 $\pm$ 1.064
Nombre d'échantillons (N)	7913	11862	6913	1645	23116	1237	15704

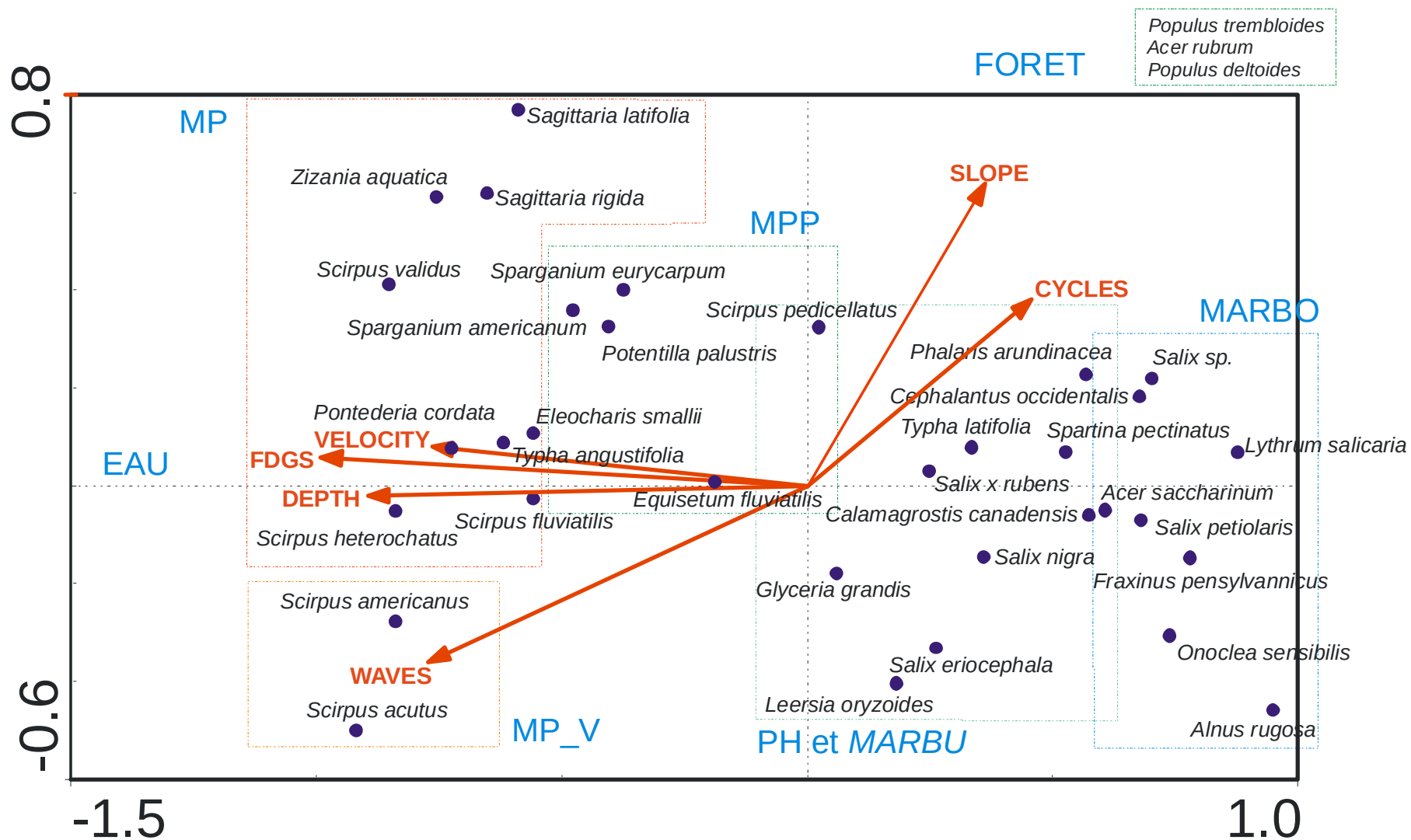


Figure 12 Diagramme d'ordination (ACC) illustrant la présence des espèces émergentes (points) en fonction des variables environnementales (flèches). Le diagramme (axe 1 et axe 2) explique 75.0 % de la variance totale des présences des espèces végétales émergentes de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre. Les deux premières valeurs propres (eigenvalues) sont 0.711 et 0.142 et les troisième et quatrième sont respectivement de 0.128 et 0.104.

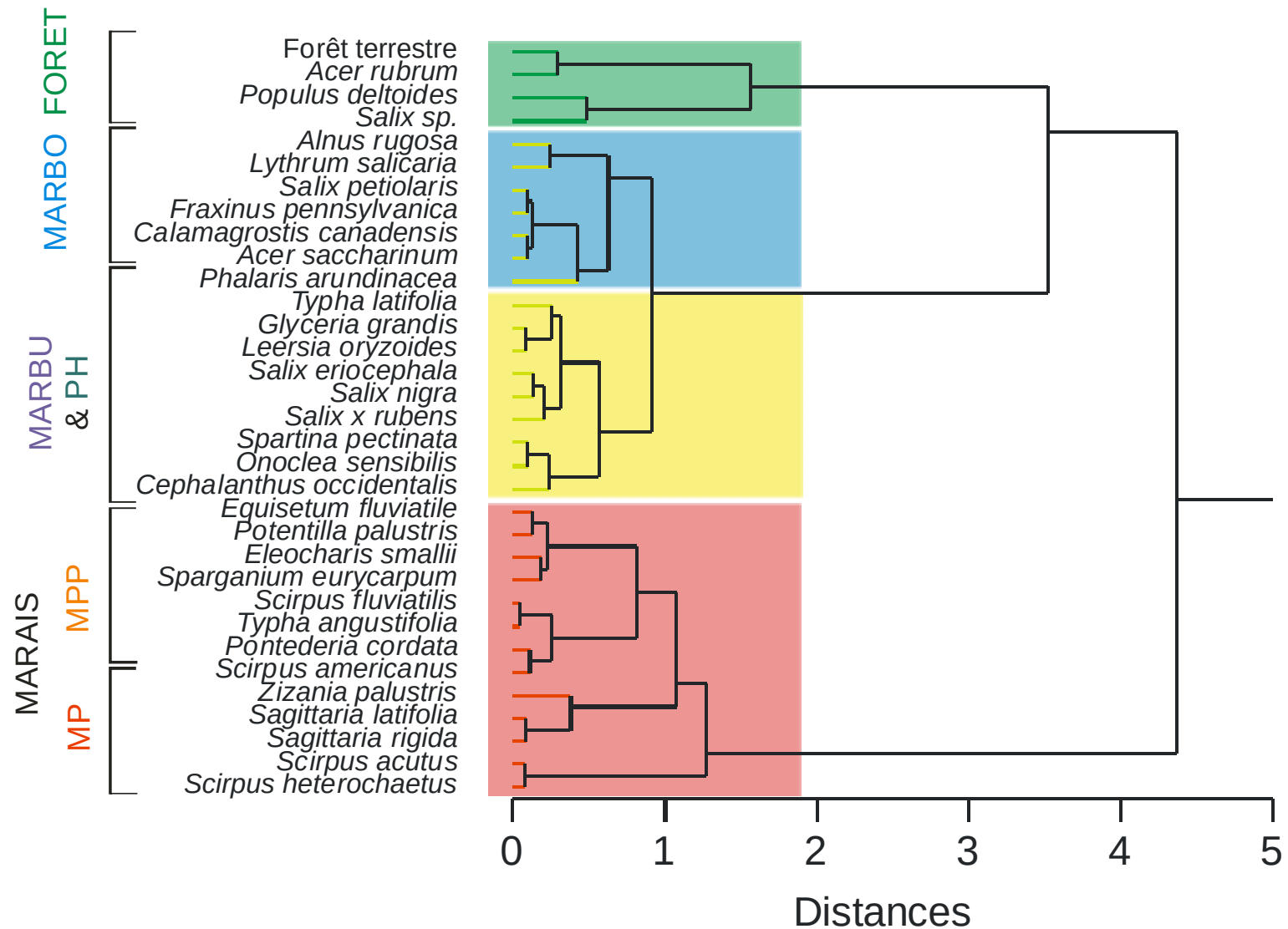


Figure 13 Dendrogramme de l'analyse de groupement hiérarchique (méthode de Ward) afin de classer les espèces végétales émergentes dominantes aux points de calibration des modèles pour le Lac Saint-Pierre. La mesure de similarité-dissimilarité est en distance euclidienne.

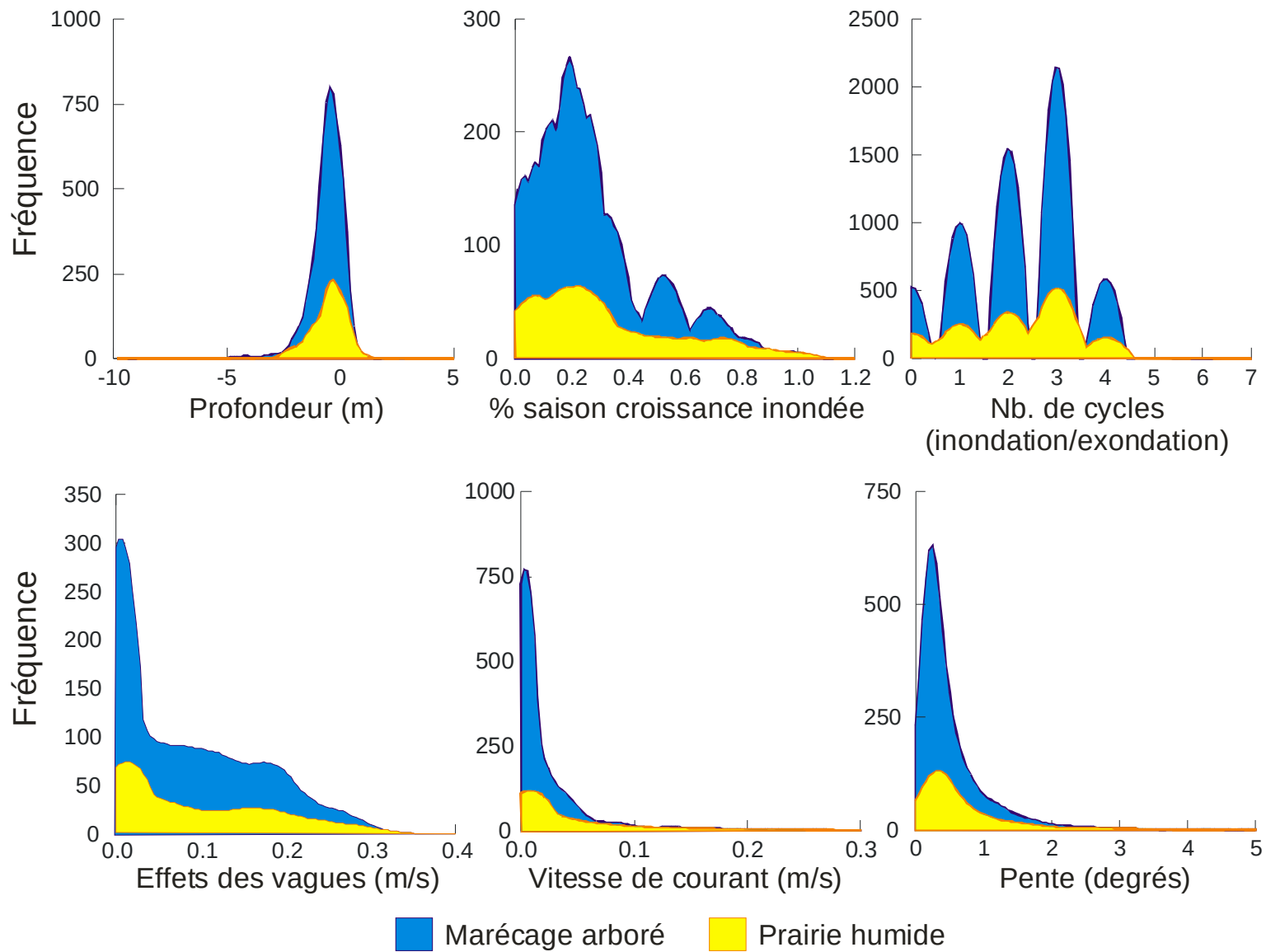


Figure 14 Distribution de fréquence (courbes Kernel) des variables environnementales utilisées pour modéliser les marécages arborés (bleu) et les prairies humides naturelles (jaune).

3.2 Les modèles probabilistes

Les modèles en régression logistique sont simples et utilisent un total de six variables environnementales (termes simples et élevés au carrés) pour expliquer la distribution des milieux humides dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Les variables ayant les coefficients les plus élevés, et qui semblent discriminer le mieux les différents milieux humides, sont la profondeur et le % de saison de croissance inondée. Ces deux variables sont étroitement reliées à l'axe 1 de l'analyse canonique de correspondance et représente l'hydropériode (Figure 13). L'efficacité (taux de classification correct, sensibilité et spécificité) des modèles calibrés en régression logistique est élevée (Tableau 4) et varient entre 70.1% pour les prairies humides naturelles à 96.8% pour les marécages riverains (avec l'utilisation du seuil optimal de décision : SOD). La valeur de Kappa est également élevée (>0.4) pour les marécages arborés, les trois types de marais et l'eau libre. Nous retrouvons de plus faibles valeurs de Kappa pour la prairie humide naturelle (0.202) et pour les forêts terrestres (0.229), indiquant que l'efficacité élevée de ces modèles doit être considérée avec certaines précautions et peut être relié à la faible prévalence qui « gonfle » artificiellement le taux de classification correcte.

Lors de la validation des modèles (validation croisée à 2 partitions), l'efficacité des modèles demeure élevée mais diminue légèrement pour certains milieux, notamment pour les prairies humides et les forêts terrestres (Tableau 5). En effet, la sensibilité du modèle est inférieure à 50%, ce qui indique que les modèles ont certaines lacunes à prédire la présence de ces deux milieux humides. De plus, les valeurs du Kappa de Cohen sont très près du zéro, indiquant que les prédictions des modèles ne diffèrent de ce qui est espéré par chance seulement. Pour l'eau libre, qui est la limite inférieure de l'hydrosère, l'efficacité des modèles est très élevée (99% de classification correcte, de sensibilité et de spécificité et un Kappa de 0.9).

Tableau 4. Coefficients standardisés et évaluation des modèles en régression logistique pour les milieux humides de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre et pour les deux milieux qui limitent l'hydrosère (eau libre et forêt terrestre)

Termes de la régression		Coefficients standardisés							
		MARBO	PH	MP	MP_V	MPP	MARRI	FORET	EAU
Constante		-0.5519	-2.9069	-1.6497	-8.2980	-2.8933	-6.4581	-5.8634	-5.4160
Profondeur		-	-4.6989	-	-3.1819	-	0.8498	-3.5398	10.0048
Profondeur · Profondeur		-	-2.3545	-	-	-	-1.3351	-0.4014	-1.4403
Vitesse de courant		-0.7470	0.3835	-2.1216	2.4178	-	-	0.9387	1.0543
Vitesse · Vitesse		-	-	0.2355	-2.7751	-	-	-	-
Cycle (inond./exond.)		0.1528	0.1223	-3.2128	-4.8686	4.1235	-	-0.3862	-
Cycle · cycle		-0.1523	-	-	-	-1.6924	-	-	-
% saison de croissance inondée		-2.5785	-	3.2885	-	2.5555	-	-	-
SCI · SCI		-1.4792	-	-3.1352	-	1.3787	-	-	-
Vagues		-	0.2056	-0.9164	3.7728	0.2773	-	-0.9031	0.8950
Vagues · Vagues		-	-	-1.9192	-	-0.1555	-	-	-
Pente		-0.3440	0.2403	-	-1.0655	-0.5017	2.9808	-	-0.4158
Pente · Pente		0.0273	-	-	-	-	-0.3032	-	-
McFadden Rho ²		0.4278	0.1637	0.5345	0.6492	0.5178	0.5789	0.4632	0.7597
Prévalence (N=11108)		3444	1146	1362	1122	1704	120	495	1715
Seuil de décision optimal		0.515	0.149	0.170	0.220	0.143	0.032	0.031	0.145
Calibration	Taux de class. Correct	82.2%	70.1%	87.6%	93.8%	86.5%	96.8%	86.4%	92.8%
	Sensibilité	82.2%	70.2%	87.7%	93.8%	86.5%	96.7%	86.7%	92.9%
	Spécificité	82.2%	70.1%	87.6%	93.8%	86.5%	96.8%	86.4%	92.8%
	Cohen Kappa (p < 0.05)	0.6097	0.2021	0.5691	0.7226	0.5752	0.3901	0.2286	0.7603

Tableau 5. Évaluation des modèles (RL) des milieux humides sur les points de validation de la plaine inondable du Lac Saint-Pierre

Statistiques	Milieux humides					
	MARBO	PH	MP	MP_V	MPP	FORET
Taux classification correct	76.7%	87.1%	94.4%	97.7%	93.1%	96.3%
Sensibilité	62.0%	34.7%	78.4%	87.6%	81.1%	34.5%
Spécificité	90.8%	87.8%	97.2%	98.7%	95.2%	96.7%
Kappa de Cohen	0.531	0.035	0.775	0.864	0.740	0.094
Prévalence N=8993	3157	1123	1269	832	1463	314

3.2.1 Marais profond (MP)

Le modèle représentant la classe des marais profonds (MP) a été calibré à partir de 1362 présences. La régression logistique utilisant une procédure pas-à-pas (step forward) avec un seuil d'acceptation de 0.1 a retenu quatre variables environnementales à un seuil significatif <0.01 (Tableau 4). Les variables en ordre d'importance sont : le % de la saison de croissance inondé en terme simple et élevé au carré, les cycles inondation/exondation, la vitesse de courant (terme simple et élevé au carré) ainsi que l'effet des vagues (terme simple et élevé au carré). Les marais profonds sont fortement associés à une période prolongée d'inondation durant la saison de croissance avec peu de cycles d'inondation/exondation. Ce type de marais est également peu affecté par les vagues et les espèces émergentes dominantes semblent tolérantes à l'effet d'une pente plus ou moins prononcée (Figure 12). Sur les Figure 15 et Figure 16, nous pouvons observer que les marais profonds sont localisés dans des zones protégées à l'intérieur des baies. Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Scirpus fluviatilis*, *Sagittaria rigida*, *Sagittaria latifolia*, *Scirpus americanus* et *Pontederia cordata*.

L'efficacité du modèle en calibration est élevé (TCC, sensibilité et spécificité : 87.6%, Kappa = 0.5691) indiquant que le modèle est robuste. En validation, le modèle reste robuste avec un taux de classification correct de 94.4%, une sensibilité de 78.4% et une spécificité de 97.2%. Le Kappa de Cohen demeure très robuste à 0.775.

3.2.2 Marais profond affecté par les vagues (MP_V)

Le modèle représentant la classe des marais profonds affectés par les vagues (MP_V) a été calibré à partir de 1122 présences. La régression logistique a retenu cinq variables environnementales à un seuil significatif <0.01 (Tableau 4). Les variables en ordre

d'importance sont : les cycles inondation/exondation, l'effet des vagues, la profondeur de l'eau, la vitesse de courant (terme simple et élevé au carré) ainsi que la pente du terrain. Les marais profonds affectés par les vagues ne sont pas soumis aux cycles inondation/exondation et sont caractérisés par une pente régulière (Figure 11). Sur les Figure 15 et Figure 16 nous pouvons observer que les marais profonds affectés par les vagues caractérisent les zones exposées et se prolongent dans le lac Saint-Pierre. Les espèces végétales qui dominent ce type de milieu humide sont : *Scirpus acutus* et *Scirpus americana*. La diversité végétale dans ce type de marais est plus faible.

L'efficacité du modèle en calibration est élevée (TCC, sensibilité et spécificité : 93.8%, Kappa = 0.723) indiquant que le modèle est très robuste. En validation, le modèle reste robuste avec un taux de classification correct de 97.7%, une sensibilité de 87.6% et une spécificité de 98.7%. Le Kappa de Cohen demeure très robuste à 0.864.

3.2.3 Marais peu profond (MPP)

Le modèle représentant la classe des marais peu profonds (MP) a été calibré à partir de 1704 présences. La régression logistique a retenu quatre variables environnementales à un seuil significatif <0.01 (Tableau 4). Les variables en ordre d'importance sont : les cycles inondation/exondation (termes simple et élevé au carré), le % de la saison de croissance inondé (termes simple et élevé au carré), l'effet des vagues (terme simple et élevé au carré) et la pente du terrain. Les marais peu profonds semblent se situer dans une zone de fluctuations hydriques relativement importante car le nombre de cycle d'inondation/exondation est élevé. Ils sont également situés au centre de la toposéquence comme illustré sur les Figure 11, Figure 12 et Figure 13. Sur les Figure 15 et Figure 16, nous pouvons observer que les marais peu profonds forment une zone de transition entre les marais profonds et les marécages arborés. Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Typha angustifolia*, *Sparganium eurycarpum*, *Scirpus fluvialis* et *Potentilla palustris*.

L'efficacité du modèle en calibration est élevée (TCC, sensibilité et spécificité : 86.5%, Kappa = 0.5752) indiquant que le modèle semble robuste. En validation, le modèle reste robuste avec un taux de classification correct de 93.1%, une sensibilité de 81.1% et une spécificité de 95.2%. Le Kappa de Cohen demeure très robuste à 0.740.

3.2.4 Marécage arborescent (MARBO)

Le modèle représentant la classe des marécages arborés (MARBO) a été calibré à partir de

3444 présences. La régression logistique a retenu quatre variables environnementales à un seuil significatif <0.01 (Tableau 4). Les variables en ordre d'importance sont : le % de la saison de croissance inondé (termes simple et élevé au carré), la vitesse de courant, les cycles inondation/exondation (termes simple et élevé au carré) et la pente du terrain (termes simple et élevé au carré). Les marécages arborés sont situés au climax de l'hydrosère des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent comme illustré sur les Figure 11, Figure 12 et Figure 13. Les marécages arborés ne tolèrent pas l'inondation sur une longue période et sont très peu soumis aux vagues et aux fortes vitesses de courant. Ils sont par contre sous l'influence des cycles inondation/exondation. Sur les Figure 15 Figure 16, nous pouvons observer que la superficie occupée par les marécages arborés est la plus importante parmi tous les milieux humides. Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Acer saccharinum*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Onoclea sensibilis* et *Impatiens capensis*.

L'efficacité du modèle en calibration est élevée (TCC, sensibilité et spécificité : 82.2%, Kappa = 0.6097) indiquant que le modèle semble robuste. En validation, le modèle reste robuste avec un taux de classification correct de 76.7%, une sensibilité de 62.0% et une spécificité de 90.8%. Le Kappa de Cohen demeure robuste à 0.531. Le modèle semble un peu moins robuste dans la prédiction des présences (sensibilité à 62.0%) pour les marécages arborés.

3.2.5 Marécage riverain (MARRI)

Le modèle représentant la classe des marécages riverains (MARRI) a été calibré à partir de 120 présences. La régression logistique a retenu deux variables environnementales à un seuil significatif <0.01 soient : la profondeur de l'eau (termes simple et élevé au carré) et la pente du terrain (termes simple et élevé au carré). (Tableau 4). Les marécages riverains sont situés sur les berges abruptes des îles et près des cours d'eau où la pente est accentuée (Figure 11, Figure 15 et Figure 16). Ce type de milieux humides n'est pas identifiable sur les analyses de correspondance canonique et de regroupement hiérarchique car la distinction entre les deux types de marécages s'effectue à *posteriori* avec une analyse de groupement k-means. Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Acer saccharinum*, *Fraxinus pennsylvanica* et *Sagittaria rigida*.

L'efficacité du modèle en calibration est élevée (TCC, sensibilité et spécificité : 96.8%, Kappa = 0.3901) mais la valeur de Kappa suggère de donner un poids moindre au taux de classification correcte qui est vraisemblablement trop élevé et probablement causé par la faible prévalence de

ce milieu humide.

3.2.6 Prairie humide naturelle (PH)

Le modèle représentant la classe des prairies humides naturelles (PH) a été calibré à partir de 1146 présences. La régression logistique a retenu cinq variables environnementales à un seuil significatif <0.01 (Tableau 4). Les variables en ordre d'importance sont : la profondeur de l'eau moyenne (termes simple et élevé au carré), la vitesse de courant, l'effet des vagues, la pente du terrain et les cycles inondation/exondation. Dans l'hydrosère, les prairies humides naturelles sont situées entre les marais peu profonds et la zone de marécages arborés (Figure 11). Les espèces végétales qui caractérisent ce type de milieu humide sont : *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canadensis*, *Glyceria grandis*, *Leersia oryzoïdes*. Quelques saules (*Salix eriocephala*, *salix x-rubens*, *Salix petiolaris*) parsèment les prairies humides naturelles.

L'efficacité du modèle en calibration est plus faible que pour les autres milieux humides (TCC, sensibilité et spécificité : 70.1%, Kappa = 0.202). La valeur de Kappa indique que le modèle diffère de ce qui est espéré par chance seulement, mais n'est pas considéré comme étant un bon modèle. En validation, le modèle reste moins robuste avec un taux de classification correct de 87.1%, une sensibilité de 34.7% et une spécificité de 87.8%. Le Kappa de Cohen (0.035) est à la limite du seuil de zéro qui indique que le modèle ne prédit pas mieux qu'une distribution aléatoire.

3.2.7 Prairie humide anthropique (PH_A)

La localisation des prairies humides soumises à une action anthropique est habituellement située plus haut que les marécages arborés, dans la toposéquence (Tableau 3 et Figure 11). Les prairies humides anthropiques incluent également les champs agricoles et les pâturages présentement utilisés. Lors des inondations printanières, ces sites peuvent servir de frayères à de nombreuses espèces de poissons tels le Grand Brochet (*Esox lucius*). Les espèces émergentes dominantes sont: *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canadensis*, *Glyceria grandis*, *Lythrum salicaria* et quelques saules (*Salix petiolaris*, *Salix x rubens* et *Salix eriocephala*).

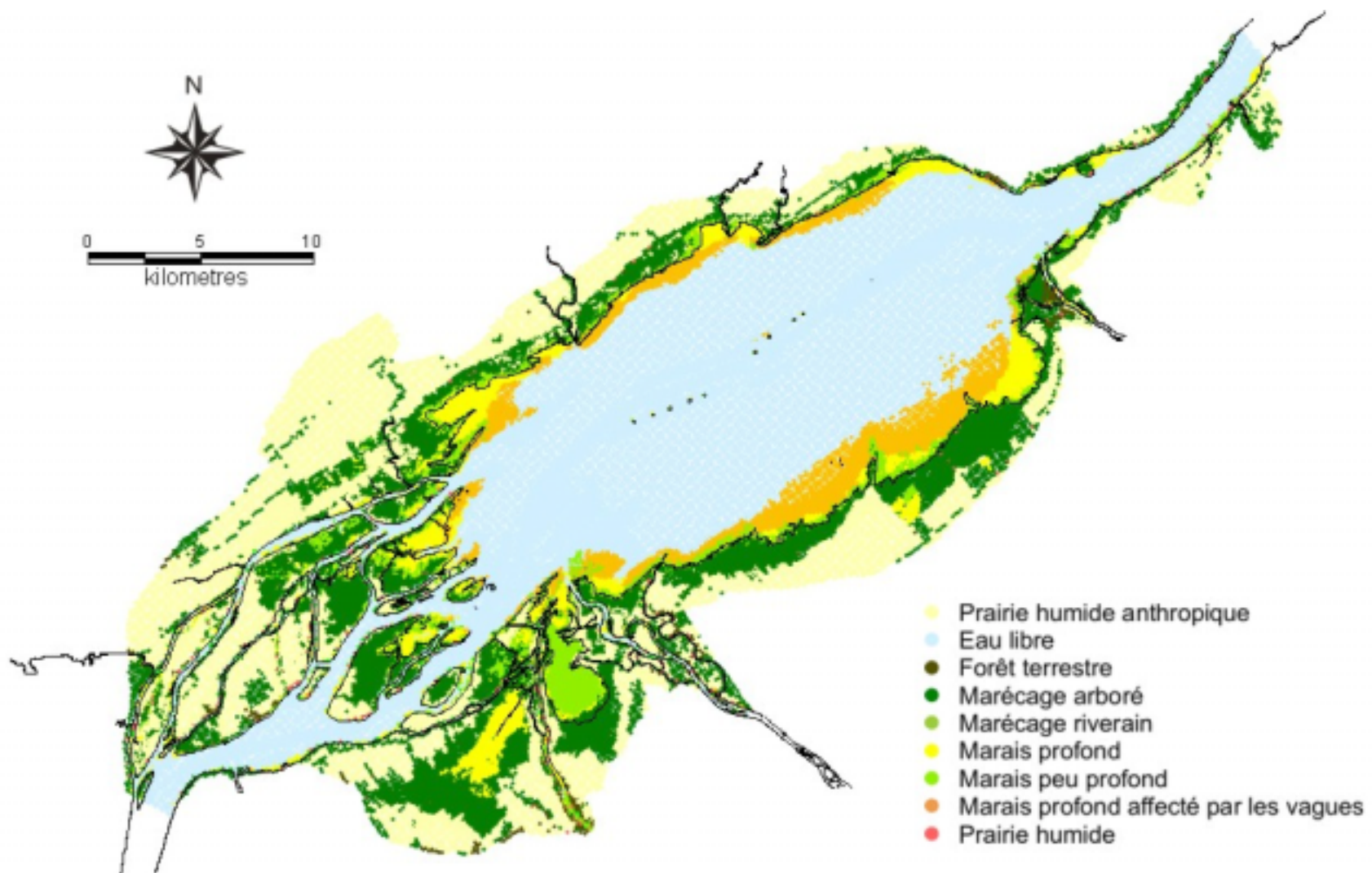


Figure 15 Distribution des milieux humides prédits par les modèles utilisant la régression logistique dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre

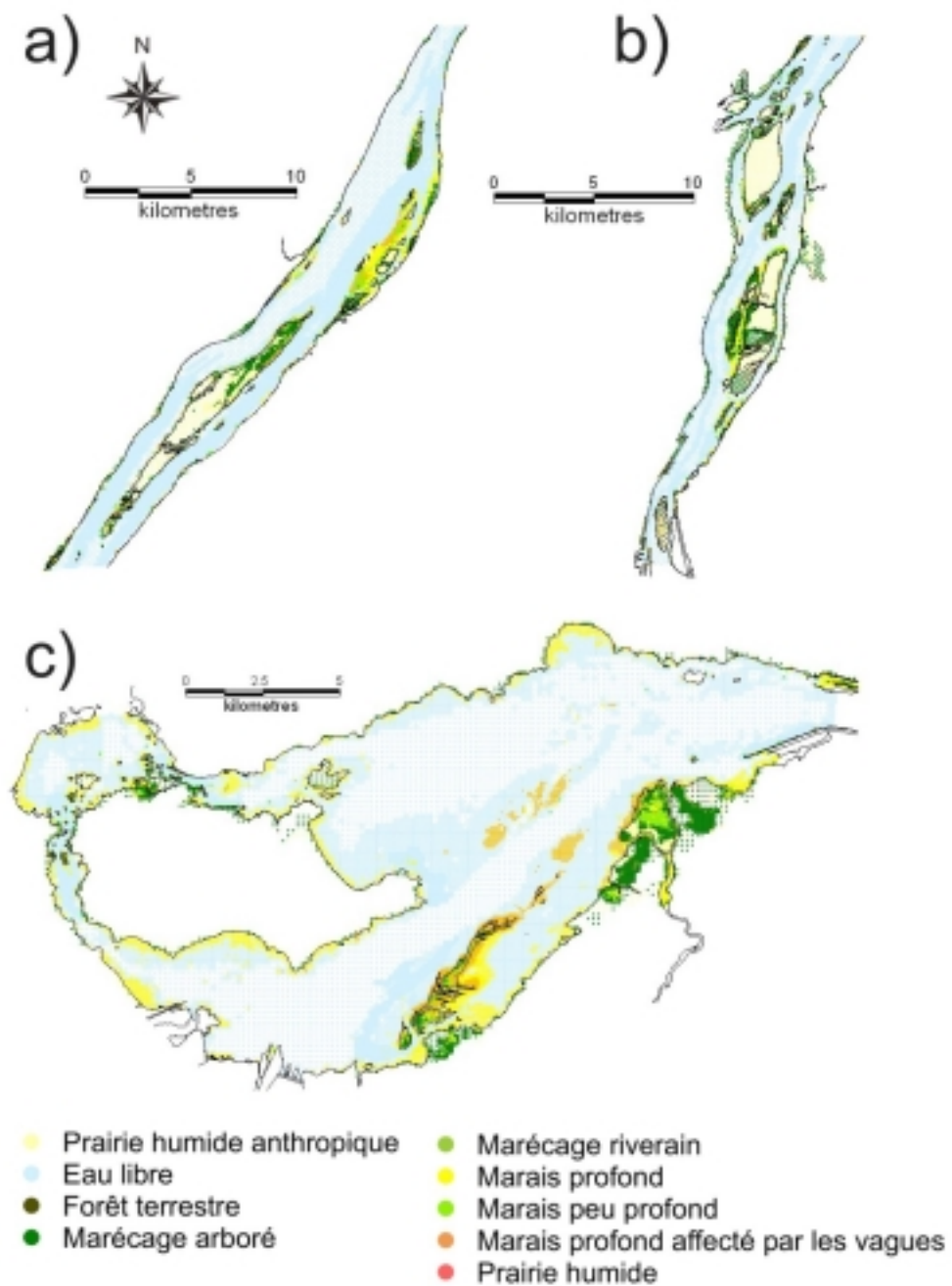


Figure 16 Distribution des milieux humides prédits par les modèles utilisant la régression logistique dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent pour a) l'archipel Contrecoeur-Verchères, b) l'archipel Ste-Thérèse-Varennnes-Boucherville et c) Lac Saint-Louis.

3.3 Validation spatiale vers les archipels du fleuve et le Lac Saint-Louis

Les prédictions de distribution des milieux humides en 1985, à partir de nos modèles, semblent similaires aux observations faites par les auteurs des ouvrages de référence sur les autres segments du fleuve Saint-Laurent (Pilon *et al.* 1980 ; Jean *et al.* 1992 ; Jean *et al.* 2001).

En effet, pour les îles de Contrecoeur-Verchères la majorité des îles sont dominées par l'agriculture et nous modélisons des prairies humides soumises à l'action anthropique sur ces sites (Figure 17 a, b et c). Pour fin de comparaison, nous avons utilisé les données de Jean *et al.* (2001) pour l'année 1985 et les données de Pilon *et al.* (1980) pour l'année 1979. Ces dernières ne sont pas illustrées sur la Figure 17. Sur les îles de Contrecoeur, Jean *et al.* (2001) ont observé majoritairement des zones dominées par des marais et c'est d'ailleurs ce qui est prédit par nos modèles en 1985. Sur l'île Saint-Orse de l'archipel de Contrecoeur (située à l'extrémité supérieure de la Figure 17 a et b) nous surestimons la présence des marécages arborés par rapport aux observations faites par Jean *et al.* (2001). Cependant, Pilon *et al.* (1981) ont observé des prairies humides hautes et basses et des marécages arborés sur cette île. Il est intéressant de constater que les marécages arborés près des berges du fleuve à proximité des îles de Contrecoeur, prédits par les modèles, semblent très bien refléter les milieux observés (Figure 17 a et b).

Pour les îles de Verchères, la majeure proportion des îles est dominé par l'agriculture qui correspond à la prairie humide soumise à l'action anthropique dans nos modèles de milieux humides (Figure 17 a et c). Nous sommes porté à surestimer la présence de marécages arborés dans la partie supérieure de l'île Bouchard où Jean *et al.* (2001) ont observé des marais et des zones dominées par l'agriculture. Pilon *et al.* (1980) ont observés sensiblement les mêmes associations végétales que Jean *et al.* (2001).

Pour les îles Sainte-Thérèse et Boucherville, les sites dominés par l'agriculture prennent une place prépondérante (Figure 18 a, b). Nous avons utilisé les données de Pilon *et al.* (1980) pour comparés les prédictions de nos modèles. Sur l'île Ste-Thérèse, les prairies basses et hautes observées par Pilon *et al.* (1980) sont probablement d'anciens sites ayant servi à l'agriculture, car nous avons classés ces sites dans nos polygones ayant été soumis à une action anthropique. Sur les îles de Boucherville, nous avons réussi à modéliser relativement bien la présence des marécages arborés (Figure 18 a, b).

En ce qui a trait aux milieux humides du lac Saint-Louis, nous n'avions pas l'entité du domaine

couvert par notre modèle. Cependant, l'ouvrage de Jean *et al.* (1992), caractérise bien trois îles du lac Saint-Louis soit : les îles de la Paix, l'île Saint-Bernard et l'île Dowker (Figure 18 c). Pour l'île Dowker, les marécages arborés prédits par le modèle pour 1984 correspondent bien à ceux observés en 1981 par Jean *et al.* (1992). Pour les îles de-la-Paix, les milieux prédits correspondent très bien aux milieux observés. En effet, les marais (seulement une classe dans l'ouvrage de Jean *et al.* 1992) circonscrivent bien l'île principale. Il est étonnant de constater à quel point les marécages arborés retrouvés sur les îles en 1981 correspondent bien à ceux prédits pour 1985 par nos modèles. Sur l'île Saint-Bernard, il est relativement difficile d'évaluer l'efficacité du modèle car le centre de l'île est dominé par des arbres morts et nos prédictions suggèrent des marais peu profonds ce qui n'est peut-être pas un classement erroné. Le couvert herbacé correspond bien aux prairies humides soumises à l'action anthropique dans nos modèles. Les marécages arborés observés en haut de l'île Saint-Bernard sont bien représentés par le modèle.

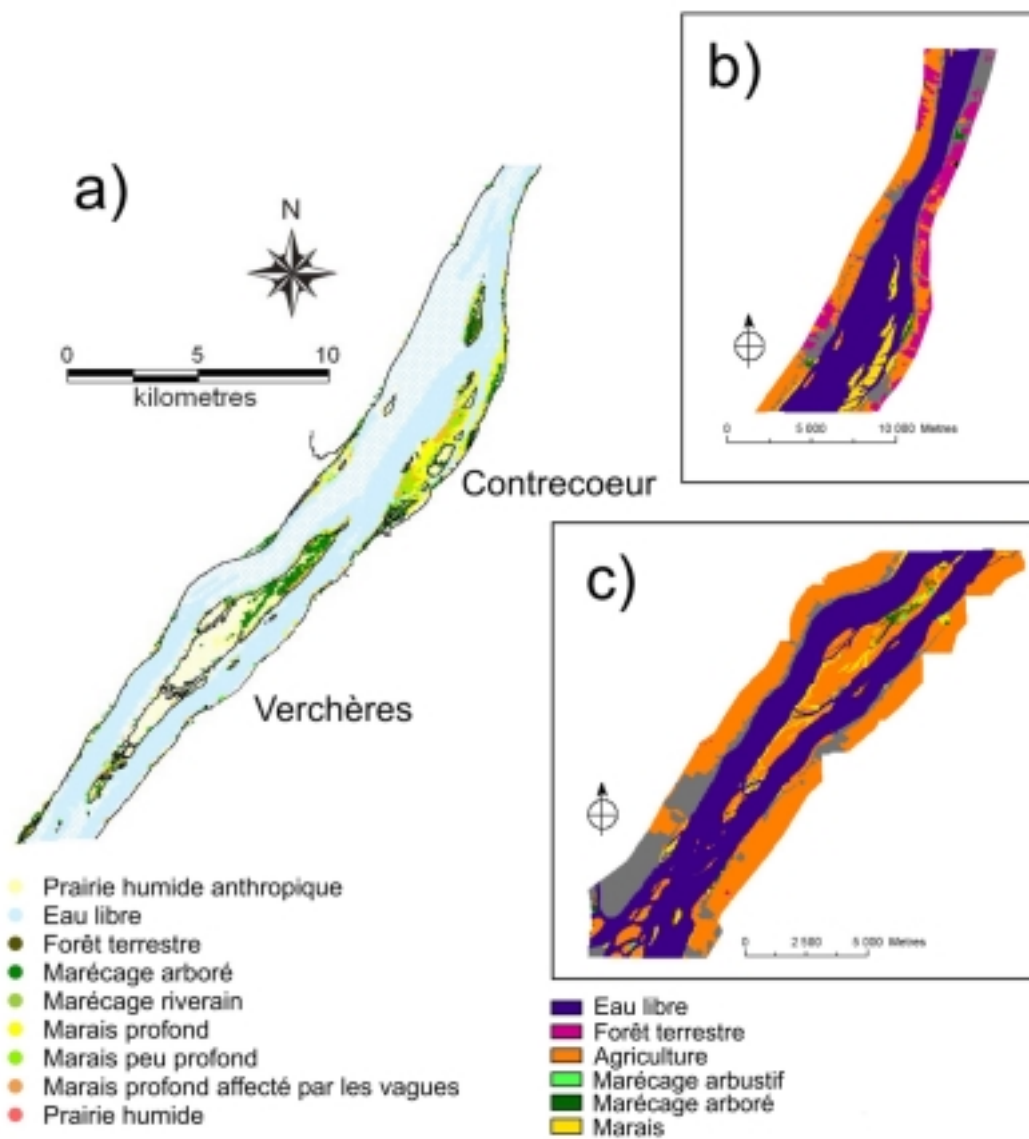


Figure 17 Comparaison des milieux humides : a) prédits pour les modèles en régression logistique pour l'année 1985 pour les îles Verchères et Contrecoeur, b) observés sur les îles de Contrecoeur en 1985 et c) observés sur les îles de Verchères en 1985 (Jean *et al.* 2001)

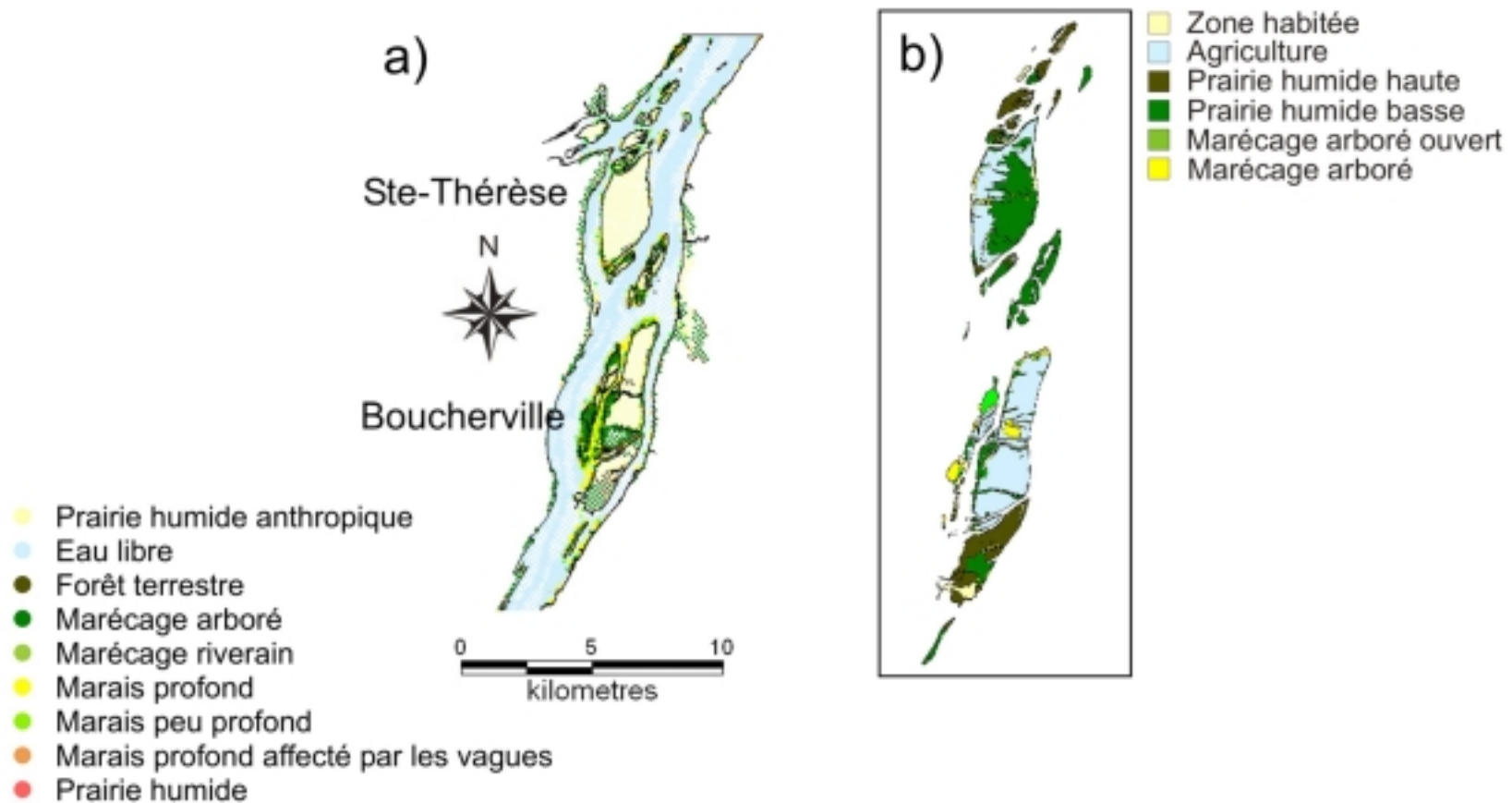


Figure 18 Comparaison des milieux humides : a) prédits pour les modèles en régression logistique pour l'année 1985 pour les îles Ste-Thérèse et Boucherville b) observés sur l'île Ste-Thérèse et sur les îles de Boucherville en 1979 (Pilon *et al.* 1980)

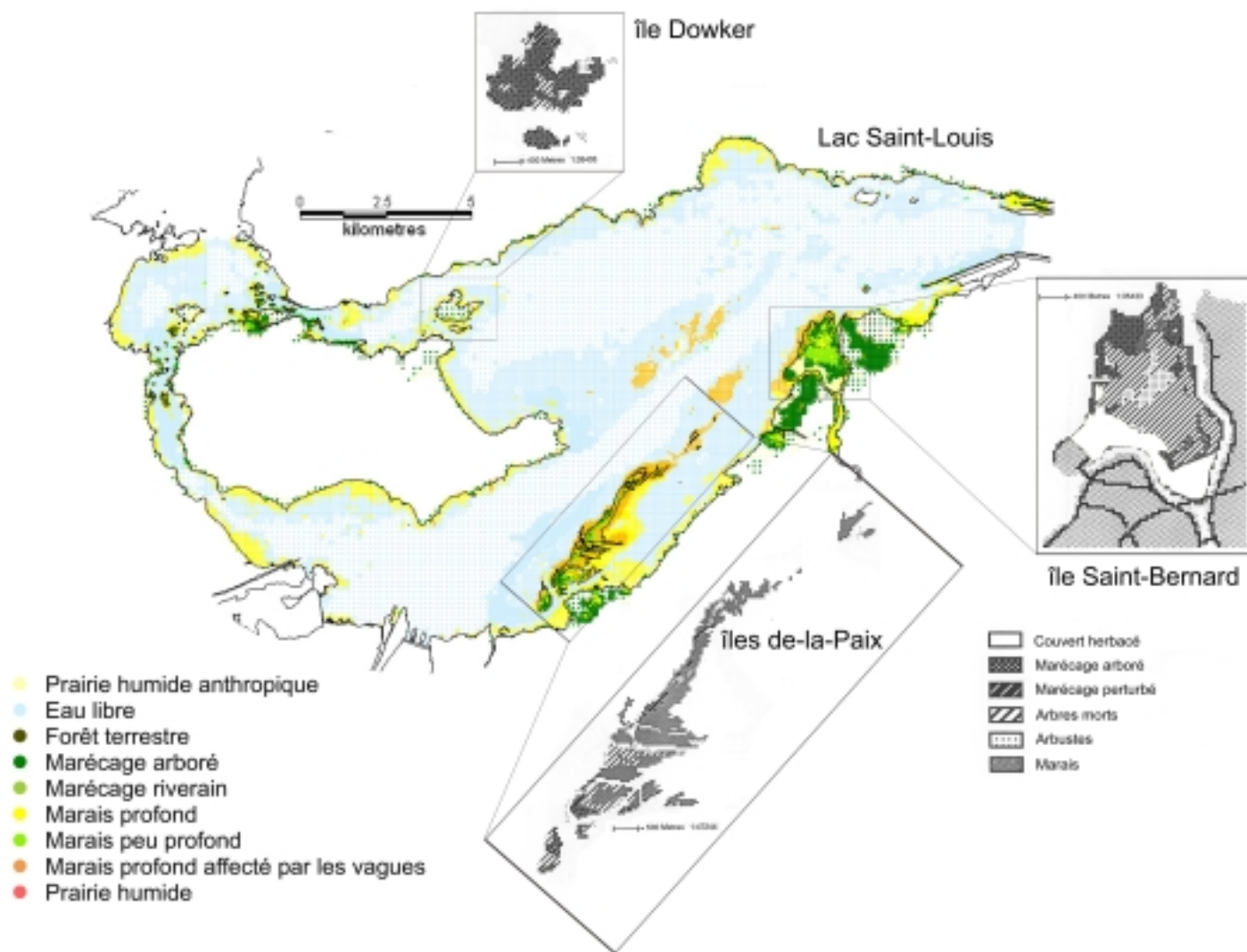


Figure 19 Comparaison des milieux humides prédits pour les modèles en régression logistique pour l'année 1985 pour les trois îles du Lac Saint-Louis et ceux et observés par Jean *et al.* (1992) en 1981

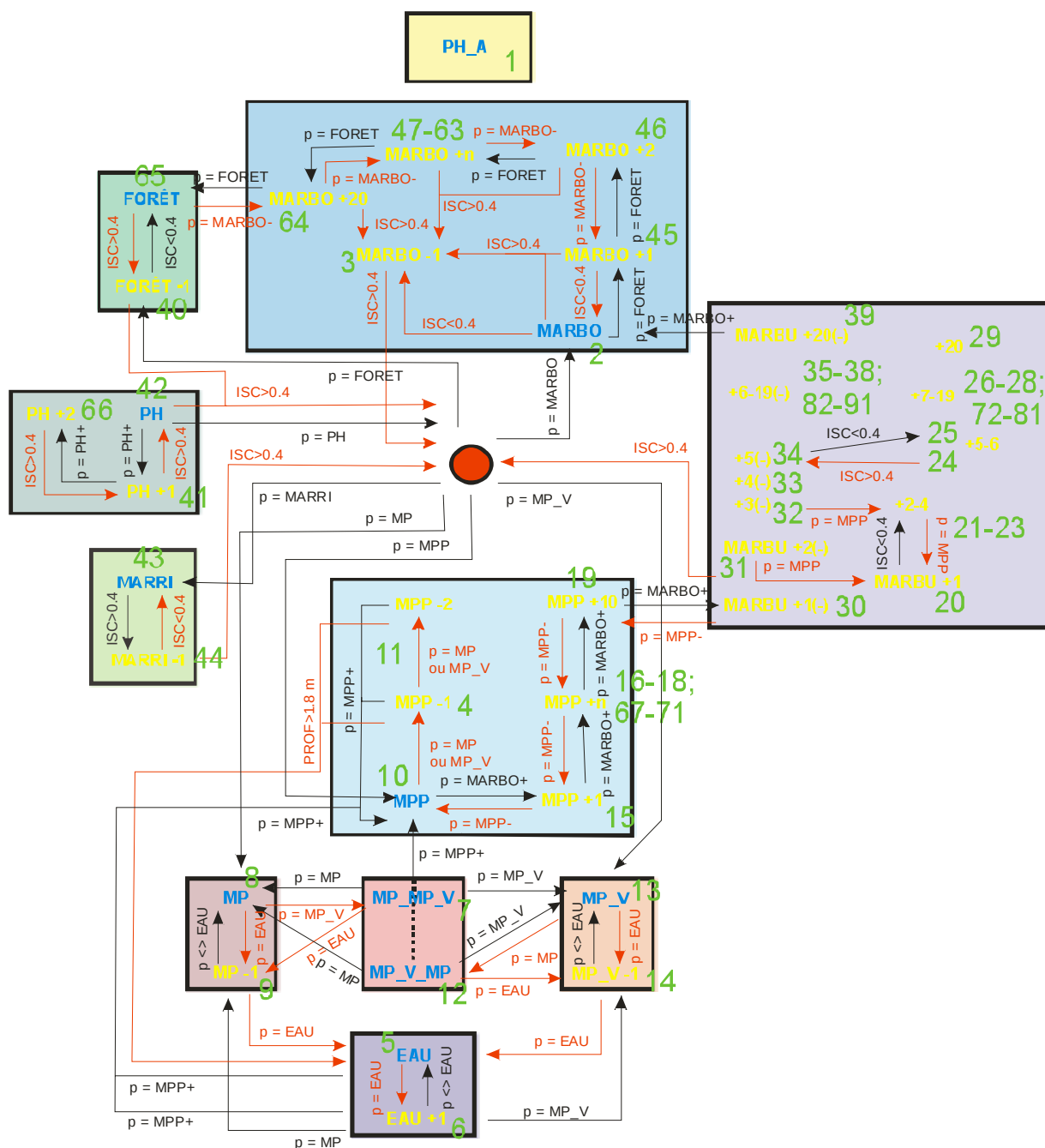


Figure 20 Modèle temporel sous forme de « tuiles » de l'évolution des milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Le point rouge central représente un point de la grille qui doit évoluer dans le temps. Les différents milieux humides sont reliés entre eux par des flèches qui indiquent le sens de l'évolution ou de la régression. L'évolution des milieux humides peut s'effectuer en fonction des processus successionnels des végétaux (tirés de la littérature) mais également en fonction des perturbations naturelles provenant de la fluctuation des niveaux d'eau (sécheresse et inondation). (PH_A= prairie humide soumise à l'action anthropique ; MARBO= marécage arboré, MARRI= marécage riverain ; MARBU= marécage rustif ; PH= prairie humide, MPP= marais peu profond, MP= marais profond ; MP_V=marais profond affecté par les vagues.

4 Discussion

À notre connaissance, cet ouvrage semble être un premier essai de caractérisation et de modélisation spatiale des communautés végétales de plusieurs milieux humides de façon simultanée. La caractérisation (relations entre communautés végétales et variables environnementales) des communautés végétales des milieux humides a déjà été exploré dans plusieurs ouvrages (Day *et al.* 1988; Jean *et al.* 1992; Auble *et al.* 1994; Townsend 2001), mais jamais sur un domaine aussi vaste que la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Quelques modèles ont très bien réussi à expliquer et prédire la limite entre deux milieux humides (Toner & Keddy 1997), la dynamique temporelle dans un milieu humide (Ellison & Bedford 1995; Gillet *et al.* 2002) ou entre les milieux humides modélisés (Reyes *et al.* 2000; Costanza *et al.* 2001), mais jusqu'à maintenant, très peu d'ouvrages permettent d'avoir une image globale et intégrale de la distribution et de la dynamique au sein des milieux humides sur un grand domaine.

Grâce à une caractérisation quantitative rigoureuse des espèces végétales peuplant les milieux humides (CCA et AGH), aux simulations hydrodynamiques permettant de produire les six variables environnementales (profondeur de l'eau, % de la saison de croissance inondée, cycles inondation/exondation, vitesse du courant, effet des vagues et la pente du terrain) et à l'utilisation de la régression logistique comme outil prédictif, nous avons produit des modèles robustes pour représenter la distribution des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent. Les modèles des milieux humides sont efficaces et demeurent robustes suite à une validation sur de nouveaux points d'échantillonnage (partition à deux groupes) et sur un domaine spatial (archipel du fleuve et lac Saint-Louis) indépendant du lac Saint-Pierre. Les variables utilisées dans le présent rapport diffèrent légèrement du rapport de Champoux *et al.* (2002). Premièrement, dans le rapport de Champoux *et al.* (2002), l'effet des vagues et des vitesses de courant n'était pas considéré. Deuxièmement, il y avait plusieurs problèmes associés à la multicollinéarité (Graham 2003). À titre d'exemple, la profondeur moyenne, la profondeur d'inondation et la profondeur d'exondation étaient utilisées simultanément dans les modèles ce qui occasionnait des problèmes importants de tolérance. La profondeur moyenne à elle seule intègre toute l'information nécessaire. Ce dédoublement de variables était également observé pour le nombre de semaines inondées, le nombre de semaines exondées durant la saison de

croissance et le nombre de cycles inondation/exondation. Nous avons remplacé le nombre de semaines inondées et exondées par le % de la saison de croissance inondé qui est plus facile à comparer entre les années et nous avons gardé le nombre de cycle. Finalement, l'utilisation simultanée des pas temporel occasionnait le même problème de multicollinéarité car les données sommées sur 1, 3, 7, 12 et 18 ans sont toutes fortement corrélées entre elles. Ces problèmes de multicollinéarité ont été résolus dans le présent rapport rendant les modèles plus stables statistiquement.

En calibration, l'efficacité des modèles est supérieure à 70% de taux de classification correct et les valeurs du Kappa de Cohen sont élevées pour presque tous les modèles (>0.202), indiquant que les modèles diffèrent de ce qui est espéré par chance seulement. En validation, le succès de prédiction des modèles reste élevé, notamment pour les trois types de marais (TCC $> 0.93.1\%$, sensibilité $> 78.4\%$, spécificité $> 0.95.2\%$ et Kappa > 0.740). Pour les marécages arborés, le succès reste bon (TCC 76.7% , spécificité $=90.8\%$ et Kappa > 0.531), cependant nous pouvons observer une diminution dans la sensibilité du modèle (62.0%). Le modèle des prairies humides semble avoir certaines lacunes car en validation, la sensibilité est faible avec 34.7% de classification correcte des présences et la valeur de Kappa de 0.035 .

Deux causes peuvent expliquer le succès mitigé des modèles prédictifs des prairies humides naturelles. Premièrement, il semble y avoir une dynamique d'instabilité entre les marécages arborés et les prairies humides. Nous sommes porté à surestimer la présence des marécages arborés au détriment des prairies humides. Si nous portons une attention particulière aux Tableau 2 et Tableau 3 et à la Figure 14, nous pouvons constater que les distributions des variables environnementales se chevauchent presque parfaitement entre les deux milieux humides. Dans les Figure 12 et Figure 13, nous pouvons également observer que la ségrégation entre les espèces émergentes des marécages arborés et celles des prairies humides n'est pas nette, mais est plutôt représenté par un gradient. Les marécages arborés et les prairies humides naturelles semblent se retrouver dans le même habitat physique ce qui met encore plus l'emphasis sur l'importance du modèle temporel de succession afin de bien comprendre la dynamique des milieux humides. De plus, il se peut que les polygones d'utilisation des terres, qui permettent de produire les prairies humides soumises à une action anthropique (PH_A), ne circonscrivent pas encore parfaitement les anciens sites d'agriculture et de pâturage, réitérant la suggestion que les prairies humides étaient autrefois des marécages arborés qui ont été utilisés à

des fins d'agriculture. Cette suggestion, que les prairies humides et les zones ouvertes succèdent à un milieu perturbé, a d'ailleurs été récemment rapportée par Foster & Motzkin (2003) et Middleton (2003). Dans notre système, l'enchevêtrement entre ces trois types de milieux (MARBO, PH et PH_A) ouvre également l'avenue de considérer l'utilisation des terres à différents pas temporels (degré d'ancienneté des terres agricoles délaissées). Ceci pourrait nous permettre de modéliser le rétablissement potentiel des marécages arborés suite à une perturbation d'origine anthropique dans le modèle temporel.

Deuxièmement, nous avons dû laisser de côté, la modélisation des marécages arbustifs (*Salix spp.*, *Alnus rugosa*, *Cephalanthus occidentalis*), car l'exploration des données n'était pas concluante. En effet, ce milieu était sous-représenté et les premiers essais de calibration des modèles prédictifs n'étaient pas significatifs. La distribution des variables environnementales étaient également très similaire à celles des marécages arborés et des prairies humides. Lors de la caractérisation des milieux humides (ACC et AGH), les espèces arbustives étaient distribuées dans l'enchevêtrement végétal des marécages arborés et des prairies humides, ce qui peut expliquer une portion du bruit entre les modèles prédictifs des marécages arborés et les prairies humides. Dans le modèle temporel préliminaire, nous avons inclus les marécages arbustifs (MARBU) dans la dynamique pour faire la transition entre une prairie humide ou un marais peu profond vers l'établissement d'un marécage arboré lors de faibles niveaux d'eau (Figure 20). Les résultats préliminaires semblent très concluants et cette avenue s'avère plus qu'intéressante ce qui accentue l'importance de la notion de succession temporelle entre les milieux humides.

Le modèle calibré sur le lac Saint-Pierre semble très bien se transféré sur les autres segments du fleuve Saint-Laurent (Figure 17, Figure 18 et Figure 19 , archipels et lac Saint-Louis) qui sont très différents du lac Saint-Pierre. Même si les données disponibles pour valider le potentiel de transfert du modèle ne sont pas complètes (Pilon et al. 1980; Jean et al. 1992; Jean et al. 2001), l'information disponible nous suggère que l'association entre les milieux humides prédits par les modèles et ce qui est véritablement observé sur le terrain est très satisfaisante. Cependant, nous avons certaines réserves en ce qui concerne les marais profonds affectés par les vagues qui sont prédits au centre du lac Saint-Louis, près des îles de-la-Paix (). En effet, dans cette zone il n'y a aucune espèce végétale émergente répertoriée. Nous soupçonnons que l'effet des marées diurne et lunaire, qui ont des fluctuations totales de 40 à 50 cm dans le lac Saint-Pierre et qui sont absente au lac Saint-Louis (Morin et Bouchard 2001), pourrait expliquer la surestimation

de l'étendue des marais dans le lac Saint-Louis. En calibrant le modèle sur les espèces végétales du lac Saint-Pierre, nous intégrons une plus grande fluctuation des niveaux d'eau (20 à 30 cm de plus) donc une profondeur moyenne d'inondation supérieure à celle retrouvée au lac Saint-Louis. Les espèces associées aux marais profonds affectés par les vagues (*Scirpus americana* et *Scirpus acutus*) sont retrouvées en fortes densités dans le lac Saint-Pierre mais en petite quantité dans les autres segments du fleuve Saint-Laurent, notamment dans le lac Saint-Louis (Tessier et al. 1981; Pilon et al. 1980; Carrière et al. 1983). Pour corriger l'écart et les fluctuations entre les segments du fleuve Saint-Laurent, il s'avérerait intéressant de bâtir une fonction de correction des fluctuations retrouvées. Malgré cette complication, nous avons réussi à bâtir un modèle de milieux humides général, qui semble bien s'appliquer sur toute la portion à l'étude du fleuve Saint-Laurent.

4.1 Développements de la prochaine année

Les développements futurs pour la modélisation des milieux humides sont tournés vers la modélisation de l'évolution temporelle des milieux humides. Ce complément au modèle spatial nous permettra probablement de mettre en lumière la dynamique complexe entre les espèces de marécages arborés, marécages arbustifs et les prairies humides. D'ailleurs, suite à la lecture de certains ouvrages (notamment celui de Tessier et al. 1981) qui suggèrent qu'il y aurait plusieurs types de marécages arbustifs (espèces spécialisées dans certains habitats particuliers), il pourrait s'avérer très intéressant de s'attarder à cette dynamique (spatiale et temporelle) qui pourrait expliquer une partie de l'erreur associés aux modèles de milieux humides actuels et améliorer le succès de prédiction et la compréhension des milieux humides.

Pour utiliser les modèles prédictifs dans le temps sur plusieurs années, et pour bien représenter les successions possibles entre les différents milieux humides, nous avons bâti un modèle temporel préliminaire sous forme de « tuiles » représentant des états annuels (Figure 20). Ce complément au modèle spatial permet de donner une inertie temporelle aux différents milieux humides en fonction des probabilités prédites sur les points. Les « tuiles » du modèle temporel sont reliées entre elles par des temps de succession végétale entre deux milieux humides et par les événements extrêmes qui accélèrent ou ralentissent le passage d'un milieu humide vers un autre (sécheresse ou inondation) tirés de la littérature (Harris & Marshall 1963; Tessier et al 1981; Jean et al 1992; van Der Valk, 1994, Marie-Victorin 1995). Le **point rouge** central

représente la portion la plus sensible de l'hydrosère à la frontière entre la dominance exondée et inondée. Les boîtes colorées représentent les différents milieux humides que le point rouge de la grille peut prendre en fonction des probabilités prédites par les modèles en régression logistique pour l'année en cours. Les chiffres en vert représentent l'état du point dans le temps, et ces états sont associés à un milieu humide ainsi qu'à son évolution ou sa régression dans le temps (caractère bleu ou jaune dans les boîtes). Les flèches rouges représentent une régression de l'état vers un milieu humide plus bas dans la toposéquence. Les flèches noires représentent une succession potentielle d'un milieu humide à un autre vers le haut de la toposéquence. Sur les flèches, il y a des probabilités provenant des modèles (ex. $p=\text{MARBO}$ ou $p=\text{MPP-}$) ou la valeur d'une variable pour l'année en cours (ex. $\text{ISC}>0.4$; inondation durant la saison de croissance $> 40\%$). Les probabilités provenant des modèles peuvent être neutre, positive ou négative (ex. $p=\text{MPP}$; $p=\text{MPP-}$; $p=\text{MPP+}$). Lorsque le signe est négatif après le milieu humide, ceci indique que la probabilité peut prendre la valeur de MPP ou un milieu plus bas dans la toposéquence et lorsque le signe est positif, ceci indique que le milieu peut prendre la valeur de MPP ou un milieu humide plus haut dans la toposéquence.

Jusqu'à présent, cette étape de modélisation de l'évolution temporelle des milieux humides est encore à une étape préliminaire et les prochains travaux de modélisation porteront sur ce volet. Nous avons tout de même jugé intéressant de présenter la version préliminaire du modèle temporel même si les validations spatiales n'ont pas été encore effectuées. Pour valider cette étape, nous avons à notre disposition des images IKONOS (2000) et les images MEIS (2002).

Étant donné que les espèces pionnières et compétitives comme les grandes graminées (*Phalaris arundinacea* et *Calamagrostis canadensis*) colonisent rapidement les milieux soumis à une action anthropique, il pourrait être intéressant de suivre à long terme l'évolution de ces milieux. La problématique associée à la colonisation rapide de ces espèces pionnières est l'appauvrissement de la diversité floristique et une faible possibilité de rétablissement des marécages arborés. Il pourrait également s'avérer intéressant de limiter expérimentalement la croissance de ces espèces pionnières (*Phalaris arundinacea* et *Calamagrostis canadensis*) pour observer quelles espèces suivraient la succession logique dans les milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Une étude récente (Perry et al. 2004) a démontré le pouvoir de certains carex (notamment *Carex hystericina*) dans leur habilité à éliminer *Phalaris arundinacea* d'un milieu humide. Ces résultats ouvrent la voie à un projet intéressant de

restauration des milieux humides et particulièrement des marécages arborés. Cependant, il a été démontré que la banque de graines dans le sol est un élément limitant à la restauration des marécages arborés. En effet, une étude faite dans l'Illinois a démontré qu'après 50 ans de culture, les espèces arborescentes et arbustive sont très peu représentées dans la banque de graines, comparées aux espèces herbacées (Middleton 2003). Le rétablissement des marécages arborés est peut être impossible si les espèces arborescentes sont absentes de la banque de graines. Tessier et *al.* (1981) ont toutefois observé que lorsque l'érablière argentée (marécage arboré) est soumise à une coupe forestière, le groupement forestier dominé par *Ulmus Americana* s'installe. Plus l'ormaie vieillit, plus le pourcentage de recouvrement devient dense (75%) permettant aux jeunes pousses d'*Acer saccharinum* de se développer (20%) au détriment des espèces herbacées. Ils suggèrent également que le groupement arbustif à *Salix discolor* succède aux prairies abandonnées et ces sites, très peu soumises aux inondations, permettent une évolution rapide vers l'ormaie. Le rétablissement est peut être fonction du type de perturbation, de la position des sites dans l'hydrosère et du temps suivant la perturbation.

Conclusion

Globalement, les résultats suggèrent que nous avons bien réussi à isoler les processus qui contrôlent la distribution des différents milieux humides de la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Les rendements des modèles prédictifs sont élevés autant en calibration qu'en validation. Nous avons également une bonne association qualitative entre le modèle et les milieux humides observés dans d'autres segments du fleuve Saint-Laurent qui sont indépendants de la base de données de calibration.

Nous avons également mis en évidence que les marais profonds pouvaient être dominés par des espèces émergentes différentes en fonction de leur exposition aux vagues (MP vs MP_V). En effet, les marais profonds exposés aux vagues sont dominés par *Scirpus acutus* et *Scirpus americanus* des espèces émergentes qui semblent tolérer un environnement soumis à un stress mécanique, notamment l'effet des vagues. La mise en évidence d'une dynamique particulière pour les marécages riverains (MARRI) a été peu exploitée dans la littérature jusqu'à maintenant.

Pour bien comprendre la dynamique des milieux humides, nous réitérons l'importance de bien comprendre les processus de succession entre les communautés végétales, ce qui sera la prochaine étape de la modélisation des milieux humides. En effet, il semblerait que l'habitat soit responsable d'une petite proportion de la ségrégation entre les marécages arborés et les prairies humides et l'évolution temporelle pourrait expliquer une forte variation du système. Il sera également important de bien circonscrire les anciens sites soumis à une action anthropiques. Ces sites sont habituellement dominés par des grandes graminées (*Phalaris arundinacea* et *Calamagrostis canadensis*) et quelques espèces de saules et la dynamique de ces milieux ne semble pas évoluer vers le climax sur une échelle temporelle de 50 ans et moins.

Remerciements

Nous tenons à remercier de leur précieuse collaboration, Martin Jean (CSL), Caroline Savage (CSL-SCF), Bruno Drolet (SCF), et Jean-Luc Desgranges (SCF).

Références

- Auble, G.T., Friedman, J.M. and Scott, M.J. 1994. Relating riparian vegetation to present and future streamflows. *Ecological Applications* 4(3): 544-554.
- Baldi, P., Brunak, S., Chauvin, Y., Andersen, C.A.F. and Nielsen, H. 2000. Assessing the accuracy of prediction algorithms for classification: An overview. *Bioinformatics* 16: 412-424.
- Bélanger, L. 1991. Programme de valorisation des îles du Saint-Laurent pour la nidification de la sauvagine et des autres espèces aviennes (Montréal à Trois-Rivières). I-Gestion intégrées des activités agricoles. Environnement Canada, Service Canadien de la Faune, Région Québec. 61 pp.
- 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.
- Braun-Blanquet, J., 1972. Plant sociology, the study of plant communities, New-York, Hafner publishing company, 439 p.
- Champoux, O., Morin, J. & Jean, M. 2002. Modélisation de la végétation émergente du Lac Saint-Pierre. Rapport Scientifique SMC-Hydrologie RS-103. Environnement Canada, Sainte-Foy, 43 pages.
- Carrière, Varin et Associés Ltée. 1983. Document synthèse sur les groupements végétaux et la faune de la plaine alluviale des rivières des Outaouais, Richelieu et du fleuve Saint-Laurent. Direction des Réserves écologiques et des sites naturels. 42 pp.
- Costanza, R., Sklar, F.H. & White, M.L. 1990. Modelling coastal landscape dynamics: Process-based dynamic spatial ecosystem simulation can examine long-term natural changes and human impacts. *Bioscience*. 40(2): 91-107.
- Day, R.T., Keddy, P.A. and McNeill, J. 1988. Fertility and disturbance gradients: a summary model for riverine marsh vegetation. *Ecology* 69(4): 1044-1054.
- Dionne, J.C. 1989. An estimate of shore ice action in a *Spartina* tidal marsh, Saint-Lawrence Estuary, Québec, Canada. *Journal of Coastal Research*. 5(2): 281-293.
- Desgranges J-L. & Jobin, B. 2003. Knowing, mapping and understanding St-Lawrence biodiversity with special emphasis on bird assemblages. *Environmental Monitoring and Assessment*. 88: 177-192.
- De Koninck, R. 2000. Les Cent-îles du Lac Saint-Pierre : retour aux sources et nouveaux enjeux. 2eme édition. Presses de l'Université Laval, Ste-Foy, Québec, Canada. 151 pp.
- de Snoo & de Wit 1998. Buffer Zones for Reducing Pesticide Drift to Ditches and Risks to Aquatic Organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 41: 112-118.
- Ellison, A.M. & Bedford, B.L. 1995. Response of a wetland vascular plant community to disturbance: a simulation study. *Ecological Applications*. 5(1): 109-123.

- Falardeau, I., Fortin, P., Morin, J. et Rioux, D. 2000. Raffinement du modèle numérique d'élévation du lac Saint-Pierre. Rapport technique RT-108, Service Météorologique du Canada-Hydrologie, Environnement Canada, Sainte-Foy. 38 pp.
- Fan, Y. & Fay, D. 2002. Final report on the development of empirical relationships to estimate water levels of the St. Lawrence River from Montréal to Trois-Rivières. Report submitted to the International Joint Commission under the Hydrology and Hydraulics Task Work Group. 79 pp.
- Fielding, A.H. and Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* **24**: 39-49.
- Foster, D.R. & Motzkin, G. 2003. Interpreting and conserving the openland habitats of coastal New England : insights from landscape history. *Forest Ecology and Management*. 185: 127-150.
- Geis J.W. 1985. Environmental influences on the distribution and composition of wetlands in the Great Lakes Basin. In Coastal Wetlands, H.H. Prince, F.M. D'Itri. Proceeding of the First Great Lakes Coastal Wetlands Colloquium, November 5-7, 1984, Michigan, 15-31p.
- Gillet, F., Besson, O. and Gobat, J.-M. 2002. PATUMOD: a compartment model of vegetation dynamics in wooded pastures. *Ecological Modelling* 147: 267-290.
- Graham, M.H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology*. 84(11): 2809-2815.
- Grime, J.P. 1979. Plant strategies and Vegetation Processes. John Wiley & Sons, Chichester.
- Guay J.-F et J.Morin 2001. Aspects abiotiques et biotiques de l'écologie des milieux humides. Éléments de modélisation de l'habitat des macrophytes émergentes. Rapport scientifique SMC-Hydrologie RS-102. Environnement Canada, Sainte-Foy, 48 pages.
- Harris, S.W. & Marshall, W.H. 1963. Ecology of water-level manipulations on a northern marsh. *Ecology*. 44: 331-343.
- 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: 23-54.
- Hosmer, D.W. and Lemeshow, S. 2000. Applied logistic regression, 2nd ed. Wiley-Interscience. New York. 375 pp.
- Jacques, D., 1986. Corporation pour la mise en valeur du lac Saint-Pierre. - Cartographie des terres humides et des milieux environnants du lac Saint-Pierre, Denis Jacques Enr, - VI, 70 f. ; 6 réf., 69 p.
- Jean, M. & Bouchard, A. 1991. Temporal changes in wetland landscapes of a section of the St. Lawrence River, Canada. *Environmental Management*, 15, 241-250.
- Jean, M., Champoux, O. & Morin, J. 2001. Impacts of water level fluctuations on wetlands: Repentigny to Trois-Rivières. Rapport remis à la Commission mixte internationale Montréal. 69 pp. (*en preparation*).
- Jean, M., D'Aoust, M., Gratton, L., & Bouchard, A. 1992. Impacts of water level fluctuations on wetlands : Lake Saint-Louis case study. Institut de recherche en biologie végétale, Report presented to International Joint Commission Water levels reference study, Montréal. 75p.
- Jean, M. & Bouchard, A. 1996. Tree-ring analysis of wetlands of the upper St. Lawrence River, Québec: response to hydrology and climate. *Canadian Journal of Forest Resources*. 26: 482-491.
- Jongman, R.H.G, Ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Reprint edition, Cambridge University Press, Cambridge, 299 pp.
- Keddy, P.A. 1983. Shoreline vegetation in Lake Ontario: Effects of exposure on zonation patterns.

- Ecology. 64(2): 331-344.
- Lamoureux, J.-P. 1971. Étude écologique de quelques groupements ripariens de la région de Montréal, Faculté de foresterie et de géodésie. Québec. Université Laval, Thèse de Maîtrise. 137 p.
- Langlais, D. & Bégin, Y. 1993. The effects of recent floods and geomorphic processes on red ash populations, Upper St. Lawrence Estuary, Québec. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 37: 525-538.
- Leck, M.A. 2003. Seed-bank and vegetation development in a created tidal freshwater wetland on the Delaware River, Trenton, New Jersey, USA, *Wetlands* 23(2): 310-343.
- Manel, S., Williams, C.H., and Ormerod, S.J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: The need to account for prevalence. *J. Appl. Ecol.* 38: 921-931.
- Marie-Victorin. 1995. Flore Laurentienne. Troisième édition. Les Presses de l'Université de Montréal. Montréal, Québec. 1083 pp.
- Middleton, B.A. 2003. Soil seed banks and the potential restoration of forested wetlands after farming. *Journal of Applied Ecology*. 40: 1025-1034.
- Mitsch W.J. & Gosselink, J.G. 1993. *Wetlands*, 2nd edition, Van Nostrand Reinhold, New York, 725p.
- McCook, L.J. 1994. Understanding ecological community succession: Causal models and theories, a review. *Vegetatio*. 110: 115-147.
- Morin, J. et Bouchard, A. 2000. Les bases de la modélisation du tronçon Montréal / Trois-Rivières. Rapport scientifique SMC-Hydrométrie RS-100. Environnement Canada, Sainte-Foy, 56 p.
- Muscatt A.D., Harris G.L., Bailey S.W. & Davies D.B. 1993. Buffer zones to improve water quality: A review of their potential use in UK agriculture. *Agricultural Ecosystems and Environment*. 45: 59-77.
- Nilsson, C. & Keddy, P.A. 1988. Predictability of change in shore line vegetation in a hydroelectric reservoir, northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 45: 1896-1904.
- Pearce, J. and Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol. Model.* 133: 225-245.
- Perry, L.G., Galatowitsch, S.M. & Rosen, C.L. 2004. Competitive control of invasive vegetation: a native wetland sedge suppresses *Phalaris arundinacea* in a carbon-enriched soil. *Journal of Applied Ecology*. 41: 151-162.
- Pilon, C., Boisvert, J.-M., Carrière, D., Champagne, J., Chevalier, P., Le Quere, D., Sicard, V. & Sylvain, G. 1980. Les îles du Saint-Laurent, de Boucherville à Contrecoeur : Environnement biophysique. Centre de recherche écologique de Montréal. Université de Montréal. 292p.
- Odland, A. & del Moral, R. 2002. Thirteen years of wetland vegetation succession following a permanent drawdown, Myrkdalen Lake, Norway. *Plant Ecology*. 162: 185-198.
- Osborne, L. L. & Kovacic, D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-257.
- Ouellet, V, Morin, J., Champoux, O., et Martin, S. 2003. Validation des données LIDAR du tronçon Montréal/Trois-Rivières, pour la modélisation de la végétation émergente. Note Technique NT 109. Service Météorologique du Canada, Environnement Canada, Sainte-Foy. 35p.
- Reyes, E., White, M.L., Martin, J.F., Kemp, P., Day, J.W. and Aravamuthan, V. 2000. Landscape modeling of coastal habitat change in the Mississippi Delta. *Ecology* 81(8): 2331-2349.
- Shipley B., Keddy, P.A. Moore, D.J.R. & Lemky, K. 1989. Regeneration and establishment strategies of

- emergent macrophytes. *Journal of Ecology* 77: 1093-1110.
- Southwood, T.R.E. 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos*. 52: 3-18
- Tabacchi, E., Correll, D.L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A-M. & Wissmar, R.C. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*. 40: 497-516.
- Tabachnick, B.G. & Fidell, L.S. 1996. Using multivariate statistics. HarperCollins, New York, New York. USA.
- Ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*: 67(5): 1167-1179.
- Ter Braak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*: 68: 69-77.
- Tessier, C. & Caron, P. 1981. Cartographie écologique de la végétation de la rive nord du lac Saint-Pierre. Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, Direction régionale des Trois-Rivières. Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, ZAC Saint-Pierre. 24 pp.
- Tessier, C., Maire, A. & Aubin, A. 1981. Étude de la végétation des zones riveraines de l'archipel des Cent-îles du fleuve Saint-Laurent, Québec. *Canadian Journal of Botany*. 59 : 1526-1536.
- Toner, M. & Keddy, P.A. 1997. River hydrology and riparian wetlands: A predictive model for ecological assembly. *Ecological Applications*. 7(1): 236-246.
- Townsend, P. 2001. Relationships between vegetation patterns and hydroperiod on the Roanoke River floodplain, North Carolina. *Plant Ecology*. 156: 43-58.
- van der Valk, A.G., Squires, L. & Welling, C.H. 1994. Assessing the impacts of an increase in water level on wetland vegetation. *Ecological Applications*. 4(3): 525-534.
- Verdonchot, P.F.M. & Ter Braak, C.J.F. 1994. An experimental manipulation of oligochaete communities in mesocosms treated with chlorpyrifos or nutrient additions: multivariate analyses with Monte Carlo permutations tests. *Hydrobiologia* 278: 251-266.
- Vyzamal, J. 1995. *Algae and Element cycling in Wetlands* Lewis, Ann Arbor, 689 pages.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. 1991. *Limnological analyses*. New-York. Springer-Verlag, 2nd edition, 391 pp.