Université du Québec

Institut National de la Recherche Scientifique - Eau, Terre et Environnement

Modélisation des impacts des fluctuations de niveau d'eau sur la survie hivernale du rat musqué (*Ondatra zibethicus*), espèce déterminante dans la dynamique des milieux humides

Par Valérie Ouellet

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.) en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examinateur interne

André Saint-Hilaire

Professeur à l'INRS-ETE

Examinateur externe

Pierre Blanchette

Biologiste au Ministère des

Ressources naturelles et de la Faune

Directeur de recherche

Michel Leclerc

Professeur à l'INRS-ETE

Codirecteur de recherche

Jean Morin

Chercheur à Environnement Canada

À des fins de citation :

Ouellet, V. 2006. Modélisation des impacts des fluctuations de niveau d'eau sur la survie hivernale du rat musqué (*Ondatra zibethicus*), espèce déterminante dans la dynamique des milieux humides. Mémoire de maîtrise présenté pour l'obtention du grade Maître es sciences en sciences de l'eau. Institut National de la Recherche Scientifique – Eau, Terre et Environnement. Québec. 205 pages.

Résumé

L'approfondissement des connaissances entre les interactions milieux humides — fluctuations des niveaux d'eau — rats musqués a été le principal objectif de ce mémoire. Le rat musqué est le seul herbivore d'importance qui fréquente les milieux humides en Amérique du Nord. Ce mammifère semi-aquatique peut s'adapter à des habitats variés et il utilise la végétation émergente tant pour son alimentation que pour la construction de diverses structures d'habitation. La quenouille (*Typha spp.*) a été identifiée à plusieurs reprises comme une espèce de choix. Des densités plus élevées de rats musqués, de même que de huttes, ont été observées dans les milieux humides où pousse une forte densité de cette plante prisée. Par conséquent, il est possible que rat musqué puisse influencer la composition végétale des milieux humides de par ses activités. Il est aussi sensible aux fluctuations de niveaux d'eau, surtout si celles-ci surviennent durant l'hiver, qui est une période critique pour la survie de l'espèce. À la hausse ou à la baisse, des fluctuations hivernales du niveau d'eau pourront affecter la survie de l'espèce en restreignant l'utilisation des huttes et des sites d'alimentation, et en forçant l'exposition du rat musqué à la prédation.

Dans un premier temps, un modèle d'utilisation des huttes de rats musqués pour évaluer leur survie a été développé dans le cadre de la révision du plan de régularisation des débits du fleuve Saint-Laurent et du lac Ontario commandée par la Commission Mixte Internationale (CMI). Ce modèle repose sur la possibilité d'utiliser les huttes à travers divers scénarios de fluctuations du niveau d'eau. Le modèle a été élaboré à partir d'un IQH 2D développé spécifiquement pour les huttes de rats musqués et cet IQH utilise les modèles 2D de *Typha angustifolia* et de profondeur d'eau comme variables. Cela permet d'estimer le nombre de huttes sur une superficie donnée. Les données modélisées ont ensuite été intégrées dans une matrice qui permet de calculer rapidement la performance de l'indicateur sur de longues séries temporelles. Il a ainsi été possible d'appliquer le modèle à divers scénarios de régularisation. Les résultats montrent que le plan actuel de régularisation (1858-DD) est le plus performant, même si la performance globale de tous les indicateurs est assez faible. La performance accrue du 1958-DD résulte de la

stabilisation des niveaux d'eau hivernaux dans ce plan. Le modèle 2D, en plus de montrer l'importance de la stabilisation hivernale des niveaux d'eau, a aussi mis en valeur que les marais aménagés et les marais naturels perchés sont des milieux très importants pour la survie du rat musqué. Leur disparition graduelle, causée par le drainage massif de la plaine inondable, a certainement contribué à la diminution de la densité de rat musqué dans le tronçon fluvial. Parallèlement à cela, des analyses ont été effectuées sur des séries de niveaux d'eau et de débits mesurés afin d'approfondir notre connaissance des changements survenus dans le tronçon fluvial à l'étude et qui pourraient avoir influencé la survie des populations de rats musqués. Il est probable que l'« effet de glace » soit un facteur important qui influence grandement les fluctuations hivernales de niveaux d'eau durant l'hiver.

Dans un deuxième temps, des données de terrain ont été analysées afin d'améliorer notre compréhension des interactions. Elles montrent que les rats musqués qui habitent des milieux où surviennent régulièrement des fluctuations importantes du niveau d'eau construisent des huttes de plus grande dimension. Elles ont aussi permis de voir à quel point les remontées hivernales du niveau d'eau pouvaient compromettre la survie hivernale des rats musqués.

Aussi, en comparant la végétation de deux milieux dont les niveaux d'eau varient différemment (milieux contrôlés en opposition aux fluctuations naturelles), il a été possible d'évaluer l'impact des fluctuations de niveaux d'eau sur la composition végétale et l'évolution de ces deux milieux, tout en tentant de comprendre à quel niveau et comment le rat musqué peut influencer cette dynamique.

Les résultats montrent qu'il faut tendre à une stabilisation des niveaux d'eau durant l'hiver ou à une minimisation des impacts de ces fluctuations, tout en favorisant une variabilité du niveau d'eau sur le reste de l'année, afin d'assurer le maintien de l'intégrité des milieux humides et la survie hivernale des populations de rats musqués.

Michel Lecter

Michel Leclerc, directeur de recherche

alérie Ouellet, étudiante

Jean Morin, codirecteur de recherche

Avant propos

La Commission Mixte Internationale

La Commission Mixte Internationale (CMI) est un organisme indépendant et binational (Canada et États-Unis) qui a été créé en vertu du traité sur les eaux limitrophes de 1909. Elle s'emploie à prévenir et à résoudre les différends entre les États-Unis et le Canada. Le principal mandat de la CMI est d'étudier les demandes d'approbations de projets touchant les eaux frontalières ainsi que transfrontalières et elle possède aussi le pouvoir de réglementer ces ouvrages. De plus, elle assiste les deux pays pour la protection de l'environnement en valorisant l'application de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs et en visant l'amélioration de la qualité de l'air dans les régions frontalières. Enfin, la CMI renseigne les gouvernements sur les enjeux qui peuvent être source de litiges entre les deux pays (CMI, 2005).

Le 12 décembre 2000, la CMI a mis sur pied le Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent et dont le mandat donné par le CMI était (Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, 2005) :

«[...] d'entreprendre pour la Commission mixte internationale (CMI) une étude quinquennale afin d'examiner et d'évaluer les critères actuellement appliqués pour régulariser les niveaux d'eau dans le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. Le Groupe d'étude est composé d'experts issus du secteur gouvernemental, du milieu universitaire, de communautés autochtones ainsi que de groupes d'intérêt ayant des préoccupations d'ordre géographique, scientifique et social relativement au réseau hydrographique que représentent le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. Le Groupe d'étude a pour mandat de faire participer le public tout au long de l'étude en invitant les citoyens à donner leur opinion, d'analyser les commentaires et de tenir compte de leurs préoccupations dans les travaux scientifiques réalisés par ses groupes d'étude technique, et ce, dans le but de présenter à la Commission mixte internationale des recommandations sur l'établissement de nouveaux critères et la mise à jour du plan de régularisation des niveaux d'eau et des débits. »

Pour cette étude, plusieurs groupes de travail technique ont été créés avec pour mandat d'étudier et de prévoir la réponse de certains indicateurs environnementaux face à une variété de scénarios de régularisation. Face à ce défit de taille, la modélisation numérique s'est révélée être un atout important puisqu'elle permet d'utiliser les relations

développées en mode prédictif pour analyser les impacts de différents changements environnementaux (Morin et al., 2005).

<u>Environnement Canada Sainte-Foy (Service météorologique du Canada – Section</u> Hydrologie)

Ce mémoire s'insère dans le cadre des travaux de modélisations réalisés par l'équipe d'Environnement Canada à Sainte-Foy (Service météorologique du Canada – Section Hydrologie). Cette équipe a fait partie du groupe de travail technique en environnement qui a produit un modèle intégré de la réponse de l'écosystème (IERM/MIRE) qui permet d'analyser les changements dans l'écosystème suite à des modifications dans l'hydrologie du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Le rat musqué a été identifié comme étant un indicateur important et les travaux effectués dans le cadre de ce mémoire ont été réalisés sous la supervision de Jean Morin, chercheur à Environnement Canada.

L'équipe du service météorologique du Canada – Section Hydrologie s'intéresse depuis plusieurs années déjà (1999) à la modélisation. Les travaux ont d'abord été amorcés avec Michel Leclerc et Yves Secrétan à l'INRS-ETE. Les modèles 2D développés ont d'abord été conçus pour l'introduction du frottement dans les modèles hydrodynamiques et la reconstitution de séries de débits et de niveaux d'eau. Depuis, les applications de la modélisation se sont diversifiées et les différentes équipes de modélisateurs se sont intéressées aux modèles 2D d'habitats. Plus particulièrement, depuis 2000, l'équipe du SMC s'est penchée sur la dynamique des milieux humides dans le but d'en modéliser l'évolution en fonction des conditions environnementales et surtout, des fluctuations de niveaux d'eau du fleuve Saint-Laurent. Aujourd'hui, les modèles d'habitats 2D développés à Environnement Canada sont inclus dans des processus de décision et de gestion des ressources, tels que celui géré par la CMI.

Remerciements

Je voue un grand respect à mes directeurs de maîtrise, Jean Morin et Michel Leclerc, qui ont fait preuve d'une grande confiance envers moi. Ils ont su m'intégrer dans l'équipe et ils m'ont permis de mettre à profit mes connaissances en écologie, tout en découvrant de nouvelles facettes d'applications grâce à la modélisation. Je remercie tout particulièrement Jean Morin pour m'avoir confié un projet stimulant et pour son ouverture d'esprit face à mes nombreux questionnements.

Je remercie également la Commission Mixte Internationale et Environnement Canada – Sainte-Foy (Service météorologique du Canada – Section Hydrologie) pour le financement accordé via les travaux de Jean Morin. Je tiens particulièrement à remercier l'équipe du SMC pour leur soutien technique et plus précisément Olivier Champoux pour sa patience, son aide et ses conseils, ainsi que Katrine Turgeon, Sylvain Martin et Nicolas Fortin. Merci aussi à Jean-Philippe Côté pour la pertinence de ces commentaires et le temps investi dans la correction de mon mémoire. Je remercie aussi les gens de la SABL et plus particulièrement Jean-François Cloutier et Paul Messier pour leur soutien technique sur le terrain.

Un merci tout spécial à Caroline Savage, Guy Létourneau et Martin Jean du Centre Saint-Laurent – Environnement Canada pour m'avoir aidée dans mes analyses et pour m'avoir transmis un peu de leur savoir en botanique.

Merci à John Farrell, Jason Toner et Pierre Blanchette d'avoir pris le temps de me transmettre les résultats de leurs recherches sur les rats musqués et pour les discussions sur mon projet qui m'ont beaucoup apporté.

Je veux aussi exprimer ma reconnaissance à André Saint-Hilaire, Anne-Catherine Favre et Mériem Saïd de la Chaire en Hydrologie Statique à l'INRS-ETE pour le soutien qu'ils m'ont apporté en statistiques et pour leur grande disponibilité. Enfin, je tiens à exprimer ma gratitude à Jean Philippe Chenel pour tout l'aide et le soutien qu'il m'a apportés.

Table des matières

| RÉS | SUMÉ | |
|-----|--|----------------------|
| | ANT PROPOS | |
| | MERCIEMENTS | |
| | BLE DES MATIÈRES | |
| | TE DES FIGURES | |
| | | |
| | TE DES TABLEAUX | |
| | TE DES ÉQUATIONS | |
| LIS | TE DES ABRÉVIATIONS | . XXIII |
| INT | RODUCTION | 1 |
| 1.1 | PROBLÉMATIQUE | 2 |
| 1.2 | OBJECTIFS | 6 |
| 1.3 | COMPOSITION DES CHAPITRES | 6 |
| 2 | BIOLOGIE DU RAT MUSQUÉ | 9 |
| 2.1 | LE RAT MUSQUÉ DANS LE MONDE | 9 |
| 2.2 | HABITUDES ALIMENTAIRES | 10 |
| 2.3 | ACTIVITÉS DE CONSTRUCTION | 11 |
| 2.4 | CYCLE DE VIE | 14 14 14 |
| 2.5 | ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES MODÈLES D'HABITAT DU RAT MUSQUÉ 2.5.1 Les Indices de Qualité d'Habitat | |
| 3 | MÉTHODOLOGIE | 21 |
| 3.1 | UTILISATION DE LA MODÉLISATION 2D | 21 |
| 3.2 | CONCEPTION DU MODÈLE 2D D'UTILISATION DES HUTTES | 23 27 |
| | 3.2.4 Données de calibration et de validation 3.2.5 Évaluer la densité de huttes 3.2.5.1 IQHTypha 3.2.5.2 IQHProfondeur. 3.2.5.3 Calcul des densités de huttes | 29 30 31 35 |

| 3.3 | DÉFINITION DES PARAMÈTRES SPÉCIFIQUES DU MODÈLE | 38 |
|-----|--|--------|
| 3.4 | APPLICATION DU MODÈLE | 43 |
| | 3.4.1 Analyse des séries de niveaux d'eau des plans de régularisation | 45 |
| | 3.4.2 Analyse des séries de débits et de niveaux d'eau mesurés | 46 |
| 3.5 | DONNÉES DE TERRAIN | 48 |
| | 3.5.1 Les exclos | |
| | 3.5.2 Relevés de végétation | |
| | 3.5.3 Dénombrement des huttes | |
| | 3.5.4 Analyses statistiques | 52 |
| 4 | RÉSULTATS | 54 |
| 4.1 | MODÈLE D'UTILISATION DES HUTTES | . 54 |
| 7.1 | 4.1.1 Relation entre les IQH | |
| | 4.1.2 Résultats finaux de l'IQH | |
| | 4.1.3 Détermination du coefficient pour le calcul de la densité | |
| | 4.1.4 Validation des coefficients choisis | |
| | 4.1.5 Densité de huttes | 62 |
| | 4.1.6 Transfert du modèle vers des relations simplifiées | |
| | 4.1.7 Application aux plans de régularisation | 65 |
| | 4.1.8 Analyses statistiques des séries de niveaux d'eau modélisés et mesurés | 70 |
| | 4.1.8.1 Séries de niveaux d'eau modélisés | |
| | 4.1.8.2 Série de niveaux d'eau mesurés | 73 |
| 4.2 | DONNÉES DE TERRAIN | 84 |
| | 4.2.1 Les exclos | |
| | 4.2.2 Caractéristiques des huttes | 87 |
| | 4.2.3 Composition végétale des huttes | 89 |
| | 4.2.3.1 Baie Lavallière | |
| | 4.2.3.2 Baie de l'île de Grâce | |
| | 4.2.4 Dénombrement et état des huttes | |
| | 4.2.4.1 Baie Lavallière | |
| | 4.2.4.2 Baie de l'île de Grâce | |
| | 4.2.5 Relevés de végétation | |
| | 4.2.5.1 Association vegetale et structure | 117 |
| | 4.2.5.3 Évolution comparative de la végétation de la baie Lavallière et de la baie | . 1 17 |
| | de l'île de Grâce | 118 |
| 5 | LA SURVIE HIVERNALE DES RATS MUSQUÉS | |
| 5 | | |
| 5.1 | CONSTRUCTION DU MODÈLE | |
| | 5.1.1 Calibration et validation | |
| | 5.1.1.1 Milieux humides aménagés | |
| | 5.1.2 Applicabilité et limites | 122 |
| 5.2 | CONCORDANCE DU MODÈLE AVEC LES OBSERVATIONS DE TERRAIN | 124 |
| 5.3 | ANALYSE STATISTIQUE DES PLANS DE RÉGULARISATION | 124 |
| J.J | 5.3.1 Importance de la stabilité hivernale des niveaux d'eau | |
| | · | |
| 5.4 | ANALYSE STATISTIQUE DES SÉRIES DE NIVEAUX D'EAU MESURÉS | |
| | 5.4.1 Changements survenus dans le fleuve Saint-Laurent | 126 |
| 5.5 | LA SURVIE HIVERNALE | 127 |
| | IMPORTANCE DES CYCLES EYONDATION/INONDATION POLIR LE | |

| | MAINTIEN DE L'INTÉGRITÉ DES MILIEUX HUMIDES | 131 |
|-----|---|-----|
| 6.1 | RÔLE DES CYCLES EXONDATION/INONDATION | 131 |
| 6.2 | MILIEUX CONTRÔLÉS VERSUS MILIEUX NATURELS | 131 |
| | 6.2.1 Baie Lavallière | |
| | 6.2.2 Baie de l'île de Grâce | 133 |
| 6.3 | LA QUENOUILLE ET LES MATELAS FLOTTANTS | 134 |
| 6.4 | LES MILIEUX HUMIDES ET LE RAT MUSQUÉ | 136 |
| 7 | CONCLUSION | 139 |
| BIE | BLIOGRAPHIE | 143 |
| AN | NEXES | 153 |

Liste des figures

| Figure 1 : Distribution du rat musqué à l'échelle mondiale, tiré de Prescott et Richard (1996) | 10 |
|--|------|
| Figure 2 : Dynamique des trouées créées par les rats musqués et recolonisation du site par la végétation émergente en absence d'activités. Modifié de Danell (1978) | 12 |
| Figure 3 : Principales caractéristiques associées à la construction d'une hutte d'hiver chez le rat musqué. Données tirées de la bibliographie (sources diverses) | 13 |
| Figure 4 : Démarche d'analyse des impacts des fluctuations de niveau d'eau sur la survie hivernale des huttes de rat musqué | 22 |
| Figure 5 : Agrandissement de la grille pour le secteur des îles de Sorel | 24 |
| Figure 6 : Secteur de la baie Saint-François, rive sud du lac Saint-Pierre. | 25 |
| Figure 7 : Baie Maskinongé, rive nord du lac Saint-PIerre, comparaison des isosurfaces à diverses étapes de traitement avec une image IKONOS | 26 |
| Figure 8 : Pénétration du signal sous la surface de l'eau, section transversale de la Baie Maskinongé (Figure 7) | .27 |
| Figure 9 : Cartographie des secteurs utilisés pour la calibration et la validation, lac Saint-Pierre | 30 |
| Figure 10 : Cartographie des présences/absences de <i>T. angustifolia</i> pour la saison estivale de 1988 au lac Saint-Pierre à un débit moyen de 9500 m ³ /s | .33 |
| Figure 11 : Fonction de transfert entre la probabilité de présence de <i>T. angustifolia</i> . La droite représente les valeurs attribuées à l'IQH _{Typha} en fonction du potentiel d'utilisation de <i>T. angustifolia</i> par les rats musqués. | .35 |
| Figure 12 : Cartographie de la distribution des profondeurs (m) pour novembre 1988 au lac Saint-Pierre, à un débit moyen de 9500 m ³ /s. | 36 |
| Figure 13: Fonction de transfert entre la profondeur d'eau et l' IQH _{Profondeur} . La courbe représente les valeurs attribuées à l'IQH _{Profondeur} en fonction du potentiel d'utilisation des profondeurs d'eau par les rats musqués. | .37 |
| Figure 14 : Définition des principaux paramètres d'une hutte typique utilisés dans le modèle d'utilisation des huttes | 39 |
| Figure 15 : Maillage d'interpolation triangulaire (TIN) et valeurs de la demi-marée lunaire dans l'ensemble du domaine d'étude. | 42 |
| Figure 16 : Fonction de transfert pour l'impact des remontées du niveau de l'eau sur les huttes de rats musqués. La droite représente les valeurs attribuées aux valeurs de stress en fonction d'une valeur de remontée du niveau d'eau | . 45 |
| Figure 17 : Sites d'étude situés au lac Saint-Pierre (LANDSAT 7, 2001), A) baie de l'île de Grâce (IKONOS, 2002) et B) baie Lavallière (IKONOS, 2002) | 49 |
| Figure 18 : Schéma des exclos construits pour les suivis de végétation - Année de terrain 2004-2005. | 50 |
| Figure 19 : Valeur des IOH | 55 |

| Figure 20 : Cartographie de l'Indice de Qualité d'Habitat sur le tronçon fluvial lac Saint- Louis/Trois-Rivières, pour un débit de 9500 m ³ /s et un scénario <i>moyen</i> de quenouilles5 |
|--|
| Figure 21 : Comparaison de l'Indice de Qualité d'Habitat du rat musqué pour la région du lac Saint-Pierre, pour un débit de 9500 m³/s et les scénarios de quenouilles bas et moyen59 |
| Figure 22 : Distribution simulée des densités de huttes dans le tronçon fluvial lac Saint- Louis/Trois-Rivières pour un débit 9500 m ³ /s et un scénario <i>moyen</i> de quenouilles64 |
| Figure 23 : Nombre de huttes de rat musqué calculées par le modèle pour les scénarios hydrologiques 1958-DD et Pré-Projet au lac Saint-Pierre de 1960 à 200067 |
| Figure 24 : Nombre de huttes de rat musqué calculées par le modèle pour les scénarios hydrologiques 1958-DD et Pré-Projet au lac Saint-Pierre de 1900 à 195968 |
| Figure 25 : Vue détaillée de la moyenne interannuelle sur 40 ans de niveau d'eau pour la station de Sorel durant l'automne et l'hiver pour 6, plans de régularisation69 |
| Figure 26: Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal maximal et le niveau moyen de novembre pour les plans de régularisation 1958-DD et Pré-Projet, période de 1960 à 2000 au lac Saint-Pierre |
| Figure 27 : Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal minimal et le niveau moyen de novembre pour les plans de régularisation 1958-DD et Pré-Projet pour la période de 1960 à 2000 au lac Saint-Pierre |
| Figure 28 : Évolution temporelle du niveau d'eau moyen de novembre pour les plans de régularisation 1958-DD et Pré-Projet pour la période de 1960 à 2000 au lac Saint-Pierre |
| Figure 29: Analyse des différences entre le niveau d'eau hivernal maximum et le niveau moyen de novembre mesurés à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995: A) évolution temporelle; B) Mu; C) CUSUM; et D) Tau |
| Figure 30 : Analyse des différences entre le niveau d'eau hivernal minimum et le niveau moyen de novembre mesurés à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995 : A) évolution temporelle; B) Mu; C) CUSUM; et D) Tau |
| Figure 31 : Analyse du niveau moyen de novembre mesuré à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995 : A) évolution temporelle; B) Mu; C) CUSUM; et D) Tau7 |
| Figure 32 : Analyse des différences entre le débit hivernal maximum et le débit moyen de novembre mesurés à la station de Cornwall, 1932-2001: A) évolution temporelle; B) <i>Mu</i> ; C) CUSUM; et D) <i>Tau</i> |
| Figure 33 : Analyse des différences entre le débit hivernal minimum et le débit moyen de novembre mesurés à la station de Cornwall, 1932-2001: A) évolution temporelle; B) <i>Mu</i> ; C) CUSUM; et D) <i>Tau</i> |
| Figure 34 : Analyse du débit moyen de novembre mesuré à la station de Cornwall, 1932-2001: A) évolution temporelle; B) <i>Mu</i> ; C) CUSUM; et D) <i>Tau</i> |
| Figure 35: Analyses des différences entre le débit hivernal maximum et le débit moyen de novembre mesurés à la station de Carillon, 1870-2001: A) évolution temporelle; B) Mu; C) CUSUM; et D) Tau |
| |

| Figure 36: Analyse des différences entre le débit hivernal minimum et le débit moyen de novembre mesurés à la station de Carillon, 1870-2001: A) évolution temporelle; B) Mu; C) CUSUM; et D) Tau |
|--|
| Figure 37 : Analyse du débit moyen de novembre mesuré à la station de Carillon, 1870-2001: A) évolution temporelle; B) Mu ; C) CUSUM; et D) Tau |
| Figure 38 : Exclos construits pour isoler des parcelles de végétation avec de la quenouille (audessus) et sans quenouille (en dessous) dans la baie Lavallière |
| Figure 39 : Photographies de huttes typiques observées sur les sites d'étude |
| Figure 40 : Fréquences d'utilisation (%) des espèces végétales pour la construction des huttes dans la baie Lavallière au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005. VG-NI signifie végétaux non identifiés |
| Figure 41 : Fréquences des associations végétales (%) les plus communément observées pour la construction de huttes dans la baie Lavallière au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005 91 |
| Figure 42 : Fréquences d'utilisation (%) des espèces végétales utilisées pour la construction des huttes dans la baie de l'île de Grâce au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005. VG-NI signifie végétaux non identifiables |
| Figure 43 : Fréquences des associations végétales (%) les plus communément observées pour la construction de huttes à la baie de l'île de Grâce au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005 |
| Figure 44 : Hutte construite à même l'exclos dans la baie de l'île de Grâce, automne 2004 94 |
| Figure 45: Cartographie et état des huttes dans la baie Lavallière au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005 |
| Figure 46 : Aperçu général de la baie Lavallière : une épaisse couche de neige recouvrait le marais |
| Figure 47 : Fréquence des épaisseurs de glace dans la baie Lavallière à l'hiver 2004-2005 98 |
| Figure 48 : Fréquence de l'épaisseur d'eau dans la baie Lavallière à l'hiver 2004-200598 |
| Figure 49 : Rats musqués morts depuis quelques heures, apparemment en bonne santé dans la baie Lavallière en février 2005 |
| Figure 50 : Hutte ouverte par un vison dans la baie Lavallière |
| Figure 51 : Niveau d'eau en moyenne journalière à la station de Sorel au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005 |
| Figure 52 : Huttes prises sous ou dans la glace dans la baie de l'île de Grâce en février 2005 103 |
| Figure 53 : Cartographie et état des huttes dans la baie de l'île de Grâce au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005 |
| Figure 54 : Huttes inondées, gelées et inactives en février 2005 - Baie de l'île de Grâce 106 |
| Figure 55 : Intérieur d'une hutte active; de la végétation fraîche tapisse le plancher de la chambre et les chemins d'accès sont à l'eau libre |
| Figure 56 : Huttes piétinées et détruites par des chevreuils, baie de l'île de Grâce, hiver 2004-2005 |

| Figure 57 : Fréquence de l'épaisseur de glace dans la baie de l'île de Grâce, hiver 2004-2005 109 |
|--|
| Figure 58 : Fréquence de l'épaisseur d'eau libre dans la baie de l'île de Grâce, hiver 2004- 2005110 |
| Figure 59 : Dendrogramme effectué sur les espèces végétales de la baie Lavallière (été 2004). L'algorithme de Ward a été utilisé et la distance calculée avec le r de Pearson |
| Figure 60 : Dendrogramme effectué sur les espèces végétales de la baie de l'île de Grâce (été 2004). L'algorithme de Ward a été utilisé et la distance calculée avec le r de Pearson 112 |
| Figure 61 : Hydrosère du milieu humide de la baie Lavallière (été 2004)115 |
| Figure 62 : S Hydrosère du milieu humide de la baie de l'île de Grâce (été 2004)116 |
| Figure 63 : Variation saisonnière du niveau d'eau à la baie de l'île de Grâce et à la baie Lavallière. Moyennes sur 30 ans (1971-2001)117 |

Liste des tableaux

Liste des équations

| $IQH_{Hutte} = (IQH_{Typha} * IQH_{Profondeur})^{1/2}$ Équation 1 | 31 |
|--|-------|
| $IQH_{Typha} = (1,6667 * P_{Typha}) - 0,5$ Équation 2 | 33 |
| $IQH_{Profondeur} = (3,1600 * Profondeur) - 0,0040$ Équation 3 | 37 |
| $IQH_{Profondeur} = (-3,3300 * Profondeur) + 3,3350$ Équation 4 | 37 |
| RC = HHM - HPM - 13 - 20 Équation 5 | 40 |
| RC = (HHM + demi marée) - (HPM + demi marée) - 13 - 20 Équation 6 | 42 |
| Densité de huttes ajustée = Densité de huttes * état Équation 7 | 43 |
| Nombre de huttes impactées = 0,0832 * Densité de huttes ajustée - 0,0830 Équatio | n 844 |

Liste des abréviations¹

| Abréviations | Nom latin | Nom commun |
|---------------------|-------------------------|-----------------------|
| Acca | Acorus Calamus L. | Acorus roseau |
| Alpl | Alisma plantago | Plantain d'eau |
| Altr | Alisma triviale | Alisma commun |
| Arla | Arctium Lappa L. | Bardane majeure |
| Bavu | Barbarea vulgaris | Barbarée vulgaire |
| Bice | Bidens cernua L. | Bident penché |
| Br | Bromus sp. | Brome spp. |
| Buom | Butomus ombellatus L. | Butome à ombelles |
| Ca | Carex spp. | Carex sp. |
| Cacr | Carex crinita | Carex crépu |
| Cibu | Cicuta bulbilfera L. | Cicutaire bulbifère |
| Coar | Convolvulus arvensis L. | Liseron des champs |
| Co | Cornus spp. | Cornouiller sp. |
| Diar | Dulichium arundinaceum | Dulichium roseau |
| Eclo | Echinocystis lobata | Échinocystis lobé |
| Elsm | Eleocharis Smallii | Eléocharide de Small |
| Eqfl | Equisetum fluviatile L. | Prêle fluviatile |
| Gapa | Galium palustre L. | Gaillet palustre |
| Imca | Impatiens capensis | Impatiente du Cap |
| Irve | Iris versicolor L. | Iris versicolore |
| Leor | Leersia oryzoides | Léersie faux-riz |
| Lyam | Lycopus americanus | Lycope d'Amérique |
| Lyte | Lysimachia terrestris | Lysimiaque terrestre |
| Lysa | Lythrum Salicaria L. | Lytrhum salicaire |
| Onse | Onoclea sensibilis L. | Onoclée sensible |
| Phar | Phalaris arundinacea L. | Phalaris roseau |
| Polco | Polygonum coccineum | Renouée écarlate |
| Posa | Polygonum sagittatum L. | Renouée sagittée |
| Ponco | Pontederia cordata L. | Pontédérie cordée |
| Popa | Potentilla palustris | Potentille palustre |
| Roam | Rorippa amphibia | Rorippa amphibie |
| Ru | Rumex spp. | Rumex sp. |
| S | Spartina pectinata | Spartine pectinée |
| Sala | Sagittaria latifolia | Sagittaire latifoliée |
| Sari | Sagittaria rigida | Sagittaire dressée |
| Sa | Salix spp. | Saule sp. |
| Sccy | Scirpus cyperinus | Scirpe souchet |
| Scfl | Scirpus fluviatilis | Scirpe fluviatile |
| Seva | Scirpus validus | Scirpe vigoureux |
| Sisu | Sium suave | Berle douce |

¹ Marie-Victorin, 2002.

| Soca | Solidago canadensis | Verge d'or du Canada |
|------|-----------------------|--------------------------------|
| Speu | Sparganium eurycarpum | Rubanier à gros fruits |
| Tavu | Tanacetum vulgare L. | Tanaisie vulgaire |
| Ty | Typha spp. | Quenouille sp. |
| Tyan | Typha angustifolia L. | Quenouille à feuilles étroites |
| Tyla | Typha latifolia L. | Quenouille à feuilles larges |
| Urdi | Urtica dioica L. | Grande ortie |
| Vicr | Vicia Cracca L. | Vesce jargeau |
| Ziaq | Zizania aquatiqua L. | Zizanie aquatique |
| | | |

Introduction

1.1 Problématique

Depuis les 150 dernières années, de nombreuses modifications (dragages et dépôts, ouvrages de régularisation et de contrôle des glaces, etc.) ont profondément modifié le paysage et les écosystèmes du fleuve Saint-Laurent (Morin et Côté, 2003). Les débits sortant du lac Ontario sont soumis à la régularisation depuis 1960, principalement par le barrage hydro-électrique Moses-Saunders situé à Cornwall en Ontario et achevé en 1958. Le plan de régularisation 1958-DD est en opération depuis 1963. Ce projet a vu le jour suite à une collaboration canado-américaine ayant pour but la production d'électricité et la construction de la Voie maritime du Saint-Laurent qui a été terminée en 1959.

Actuellement, le Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent vient de conclure, pour le compte de la Commission Mixte Internationale (CMI), une étude quinquennale afin d'examiner et d'évaluer les critères présentement appliqués pour régulariser les niveaux d'eau dans le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. À l'époque, peu d'emphase avait été mise sur les préoccupations écologiques tel que le maintien de l'intégrité des écosystèmes. Ces critères de régularisation ont déjà été revus partiellement afin d'inclure des déviations dans le plan 1958-DD, principalement afin de répondre aux besoins des riverains mais surtout à des intérêts liés à la production hydroélectrique et à la navigation commerciale.

Actuellement, la révision des critères vise entre autres à intégrer dans l'analyse les impacts de la régularisation sur l'environnement et sur plusieurs espèces cibles afin de déterminer les niveaux d'eau et les périodes critiques pour leur survie.

Parmi les espèces ciblées, le rat musqué a été identifié comme un animal important dans le maintien des milieux humides. Il est le seul herbivore d'importance qui fréquente les milieux humides et il joue un rôle majeur dans leur dynamique, notamment en ce qui a trait à la diversité végétale et par conséquent, animale (Bishop *et al.*, 1979). Au lac Ontario par exemple, il semblerait que la régularisation ait provoqué une réduction importante des populations de rats musqués (Farrell *et al.*, 2004). Cela aurait permis à la

quenouille (*Typha spp.*) d'envahir les milieux humides du secteur alors qu'elle était présente en moins grande densité auparavant. C'est dans ce contexte qu'il a été décidé de développer un modèle pour le fleuve Saint-Laurent afin d'obtenir un portrait détaillé de la réponse potentielle du rat musqué face à divers scénarios de régularisation dans l'ensemble du plan d'étude sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent. Parallèlement au développement du modèle, il a été convenu d'approfondir la compréhension de la survie hivernale du rat musqué ainsi que le rôle de l'espèce dans l'écologie des milieux humides.

1.1.1 Des écosystèmes uniques

Les milieux humides sont des composantes essentielles à l'équilibre des écosystèmes aquatiques. Ils ont notamment la capacité de filtrer les eaux qui y transitent en retenant de nombreux polluants et en jouant un rôle dans le recyclage du carbone (Wetzel, 2001; van Lonkhuyzen et al., 2004). Ils supportent un nombre considérable d'espèces végétales et animales, dont plusieurs sont considérées comme menacées ou vulnérables (Turgeon et al., 2005). Au cours du dernier siècle, les milieux humides ont subi de nombreuses perturbations d'origine anthropique: agriculture, urbanisation, coupe forestière, régularisation des niveaux d'eau, etc. (Jean et al., 1992). Ces changements auraient participé à la destruction de près de 50 % des marais au Canada (Blanchette, 1985). Le long du fleuve Saint-Laurent, des Grands Lacs jusqu'à son embouchure, ce serait plus de 70 % des milieux humides qui auraient été altérés (Blanchette, 1985). La préservation de ces milieux représente une réelle préoccupation et plusieurs organismes s'y attaquent depuis de nombreuses années. Malgré tous ces efforts, ces écosystèmes uniques demeurent en péril et leur superficie diminue régulièrement (van Lonkhuyzen et al., 2004; Turgeon et al., 2005).

Dans la perspective d'en assurer la pérennité, de nombreux chercheurs se sont penchés sur l'approfondissement des connaissances concernant plusieurs aspects de la dynamique des milieux humides. Un nombre considérable d'études a été réalisé sur les fluctuations ainsi que sur la régularisation des niveaux d'eau afin de comprendre les impacts de telles pratiques sur la structure des milieux humides (Wilcox, 1990; Tsihrintzis et Madiedo, 2002; Farrell, *et al.*, 2004). Certains en sont arrivés à la conclusion que les hauts niveaux d'eau sont néfastes pour la dynamique des milieux humides (Wilcox, 1990). Cependant,

les impacts mesurés font partie d'un processus cyclique important (Wilcox et al., 1985; Keddy et Reznicek, 1986; Wilcox, 1990; Hudon, 1997). En effet, les milieux humides ont besoin des fluctuations cycliques de l'eau afin de permettre à la végétation de se régénérer. Cette dynamique est essentielle afin de favoriser la diversification et empêcher l'installation de milieux monotypiques (Keddy et Zeznicek, 1986). La survie des rats musqués est liée aux fluctuations de niveaux d'eau et à la composition végétale. En effet, il a été montré, que l'un des facteurs principaux qui intervient dans la cyclicité des populations de rats musqués est la disponibilité des espèces végétales (Errington, 1948; Errington et al., 1963; Allen et Hoffman, 1984). De la même façon, les fluctuations de niveaux d'eau sont reconnues pour être un facteur limitatif des populations de rats musqués (Allen et Hoffman, 1984; Bélanger, 1986; Blanchette, 1991; Thurber et al., 1991). Afin d'être en mesure de mieux préserver l'intégrité des milieux humides, il est nécessaire de continuer les recherches afin d'améliorer les connaissances disponibles, et surtout, afin d'approfondir la compréhension des liens entre ces habitats exceptionnels et les espèces qui y vivent.

1.1.2 Importance du rat musqué

Le rat musqué est le seul herbivore d'importance que l'on retrouve dans les milieux humides. Cette espèce est intimement liée à la dynamique de ces écosystèmes puisqu'elle a le potentiel d'en modifier la composition végétale ainsi que l'hétérogénéité spatiale (Allen et Hoffman, 1984; Clark, 1994; Campbell *et al.*, 1998). En effet, les rats musqués utilisent de nombreuses espèces végétales, principalement des plantes émergentes, pour leurs activités d'alimentation et de construction de diverses structures (Takos, 1947; Dozier *et al.*, 1948; Danell, 1978; Allen et Hoffman, 1984). Selon plusieurs auteurs, les impacts les plus importants se feraient sentir sur la quenouille (*Typha spp.*), qui est une espèce de prédilection pour le rat musqué, tous types d'activités confondus (Bellrose et Brown, 1941; Bednarik, 1956; Clark, 1994; Mirka *et al.*, 1996). De plus, les rats musqués utilisent de grandes quantités de végétaux, notamment pour l'alimentation puisqu'ils ne consomment que la partie basale des plantes (Bednarik, 1956; Campbell *et al.*, 1998). Ces comportements expliquent qu'ils aient le pouvoir de limiter la prolifération de nombreuses espèces, mais surtout de la quenouille (*Typha spp.*), lorsqu'ils sont présents

en assez grand nombre (Proulx, 1981; Allen et Hoffman, 1984; Lacki et al., 1990; Farrell et al., 2004). De plus, les rats musqués sont associés à une communauté végétale diversifiée (Takos, 1947). En utilisant la quenouille de préférence à d'autres, ils en contrôlent la densité et ils permettent à d'autres espèces, probablement moins compétitives, de s'installer dans le milieu. Il faut savoir que les capacités de la quenouille à se reproduire de façon végétative et à utiliser très efficacement les nutriments disponibles dans le milieu font en sorte qu'elle peut surpasser un grand nombre d'espèces et mener ainsi à la formation de milieux monotypiques (Wilcox et al., 1985; Woo et Zedler, 2002).

L'activité des rats musqués peut aussi être bénéfique à d'autres espèces qui fréquentent les milieux humides. Ils jouent un rôle à la fois dans la diversité végétale des espèces émergentes et dans la décomposition de la végétation (Allen et Hoffman, 1984; Clark, 1994; Ford et Grace, 1998). De plus, il est probable que les marres ainsi que les chenaux entretenus par les rats musqués puissent servir de sites de ponte ou d'accès à des sites de ponte pour plusieurs espèces de poissons (Danell, 1978; Farrell *et al.*, 2004). Il a aussi été démontré que certaines espèces aviaires utilisent les restes de huttes pour l'installation de leur nid (Bishop *et al.*, 1979). En contribuant à l'hétérogénéité du milieu et à la diversité végétale, les rats musqués permettent à une communauté animale plus diversifiée de s'installer. Pour toutes ces raisons, les impacts bénéfiques des rats musqués dans les milieux humides ne sont pas à négliger.

La gestion équilibrée des populations de rats musqués est très importante et on sait depuis longtemps qu'ils doivent être pris en compte dans les plans d'aménagement des milieux humides (Krummes, 1940). Les densités élevées que peuvent atteindre les populations de rats musqués peuvent avoir de nombreux impacts sur les processus écologiques qui s'y déroulent. L'hétérogénéité créée par les activités des rats est importante pour la diversité de la faune et de la flore de ces milieux. Par contre, il ne faut pas non plus que cette hétérogénéité créée par les rats musqués prenne trop de place dans la dynamique des milieux humides. En effet, si les rats musqués sont présents en trop grand nombre, ils ont le potentiel de surexploiter certaines espèces végétales et de créer un nombre important d'ouvertures dans le marais (Bishop *et al.*, 1979; Allen et Hoffman, 1984). Cela n'est pas

souhaitable puisque plusieurs effets négatifs en découleraient, le principal étant sans aucun doute une diminution de la biodiversité. Bien sûr, lorsque cela se produit, il est assuré que les populations reviendront tôt ou tard à une densité plus basse suite à la destruction du milieu et par un fort taux de mortalité lié au manque de ressources (Weller et Spatcher, 1965; Willner *et al*, 1980). Dans ce contexte, il est indispensable d'avoir une meilleure compréhension de certains aspects de l'écologie des rats musqués. On pense notamment ici aux impacts possibles de la régularisation du Saint-Laurent sur leur survie hivernale.

L'hiver est une période critique pour la survie de l'espèce et les fluctuations hivernales de niveaux d'eau doivent être documentées de façon précise. Plusieurs études montrent que les marais dont le niveau d'eau est stable durant l'hiver supportent une densité de rats musqués à l'hectare plus élevée que ceux dont le niveau d'eau suit une variation saisonnière (Krummes, 1940; Bishop *et al.*, 1979; Allen et Hoffman, 1984). Dans le cas de stabilisation annuelle des niveaux d'eau, il faut porter une attention particulière à ne pas dénaturer la dynamique entre les niveaux d'eau et les espèces végétales. Le cas échéant, c'est tout le milieu qui s'en trouverait perturbé.

La construction des huttes atteint son apogée à l'automne et elle se termine peu avant la prise des glaces (Bélanger, 1983). L'emplacement de la hutte est déterminé en fonction de certains critères (présence de végétation émergente, dimension et type de substrat, etc.), mais principalement selon la profondeur d'eau. Les fluctuations subséquentes du niveau d'eau pourront faire en sorte que la hutte se retrouvera immergée ou submergée et que les sources habituelles de nourriture ne seront pas disponibles. Ces perturbations obligent les rats musqués à se trouver de nouveaux abris ainsi que des sources alternatives de nourriture. Ces perturbations ont comme principale conséquence de rendre les rats musqués plus vulnérables à la prédation et à la mort par inanition. Bien que les fluctuations du niveau de l'eau, à la baisse ou à la hausse, soient reconnues comme un facteur limitatif des populations de rats musqués (Allen et Hoffman, 1984; Bélanger, 1986; Blanchette, 1991; Thurber et al., 1991), il est cependant extrêmement difficile de déterminer avec précision quelle part de mortalité leur est attribuable.

1.2 Objectifs

Ce mémoire comporte trois objectifs principaux. Le premier objectif consiste à présenter le modèle d'utilisation des huttes de rats musqués. Le modèle se base sur l'estimation de la densité de huttes à l'aide d'un Indice de Qualité d'Habitat (IQH) développé spécifiquement pour le rat musqué. Dans la suite, le modèle servira à déterminer le nombre de huttes impactées par des hausses hivernales de niveaux d'eau reliées à divers scénarios de régularisation. Parallèlement à cet objectif, diverses séries historiques de niveaux d'eau et de débits seront analysées afin de comprendre les changements survenus dans le Saint-Laurent, et afin de déterminer lesquels peuvent avoir eu le plus d'impacts sur l'écologie du rat musqué.

Le deuxième objectif consiste à présenter et interpréter les données de terrain acquises dans les baies de l'île de Grâce et Lavallière dans le secteur du lac Saint-Pierre. Ces données permettent d'appuyer les résultats du modèle et de mieux en comprendre la portée puisqu'elles visent l'approfondissement des connaissances sur divers aspects de l'écologie du rat musqué : la construction des huttes, la survie hivernale et les impacts de l'espèce sur la végétation émergente. Suite à ces deux premiers objectifs, une discussion faisant le point sur la survie hivernale du rat musqué ainsi que sur son importance dans la dynamique des milieux humides sera présentée.

Enfin, le troisième objectif consiste en une étude succincte de la dynamique des milieux humides selon les variations saisonnières du niveau d'eau en se servant de l'exemple des baies à l'étude afin de comparer un milieu naturel à un milieu aménagé.

1.3 Composition des chapitres

Ce mémoire comporte six chapitres. Le premier chapitre est consacré à la présentation de la problématique, des objectifs et de la structure du mémoire. Le deuxième chapitre comprend une brève description de la biologie du rat musqué : celle-ci sert à mieux cerner l'importance de cette espèce, à identifier les périodes critiques à considérer et à évaluer les impacts potentiels des variations de niveaux d'eau sur celle-ci. La méthodologie est présentée au troisième chapitre et les thèmes sont abordés dans l'ordre suivant : les bases

de la modélisation et le développement du modèle d'utilisation des huttes, les travaux de terrain et finalement, la composition végétale des milieux humides. Le quatrième chapitre est dédié à la présentation des résultats en conservant l'ordre des thèmes utilisé dans le chapitre portant sur la méthodologie. Le cinquième chapitre présente une discussion sur la survie hivernale des rats musqués, sur l'importance de cette espèce pour l'écosystème ainsi que sur les priorités vers lesquelles devrait s'orienter la poursuite des travaux. Enfin, les liens entre la végétation et la gestion des niveaux d'eau sont abordés au sixième chapitre.



2 Biologie du rat musqué²

2.1 Le rat musqué dans le monde

Le rat musqué est l'herbivore le plus important qui fréquente les milieux humides et le plus grand représentant de la famille des Arvicolidae (Campbell et MacArthur, 1998). Cette espèce se retrouve dans une multitude d'habitats grâce à sa grande capacité d'adaptation (Errington, 1948; Allen et Hoffman, 1984; Danell, 1996; Ford et Grace, 1998). En Amérique du Nord, les rats musqués occupent tout le sud-est du Canada, incluant Terre-Neuve, l'Île-du-Prince-Édouard, le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse (Figure 1) (Dilworth, 1966). Au Québec, on retrouve principalement l'espèce dans les marais et milieux humides du tronçon fluvial du Saint-Laurent. Néanmoins, les rats musqués sont tout de même présents sur tout le territoire du Québec et des Maritimes, dans le centre du Canada jusqu'au Manitoba, ainsi que dans le nord-est des Etats-Unis. Leur distribution s'étend aussi du sud au nord de la Géorgie et de l'Arkansas, exception faite de la côte Atlantique et du sud de la baie du Delaware (Dilworth, 1966). En Europe, l'espèce a été introduite en 1905. Elle s'est très bien adaptée à ce nouvel environnement et elle a amorcé une rapide colonisation des habitats disponibles. Danell (1996) présente un historique de la propagation rapide de l'espèce lors de son introduction en Finlande en 1919. Depuis, elle occupe une grande partie de l'Eurasie, de même que certaines régions de la Scandinavie, de l'ancienne Union Soviétique et de la Chine (Prescott et Richard, 1996).

² Seuls quelques éléments essentiels à la compréhension de l'espèce sont présentés au chapitre 2. Une revue bibliographique exhaustive est présentée à l'Annexe 1.

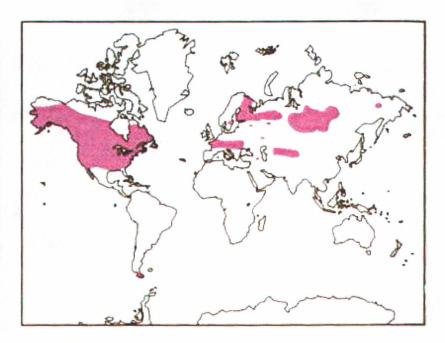


Figure 1 : Distribution du rat musqué à l'échelle mondiale, tiré de Prescott et Richard (1996).

2.2 Habitudes alimentaires

Leur valeur nutritive et leur disponibilité saisonnière conditionnent principalement le choix du rat musqué dans sa consommation des espèces végétales (Bellrose, 1950). De façon générale, ils consomment les plantes au début de leur stade de croissance, au moment où elles sont les plus nutritives et tendres. Au Québec, les espèces suivantes ont été identifiées comme faisant partie de la diète estivale des rats musqués : les quenouilles (*Typha spp.*), les scirpes (*Scirpus spp.*), le phalaris roseau (*Phalaris arundinacea*), les carex (*Carex spp.*), l'acorus roseau (*Acorus calamus*), les sagittaires (*Sagittaria spp.*), la pontédérie cordée (*Pontederia cordata*) et le rubanier à gros fruits (*Sparganium eurycarpum*) (Mousseau et Beaumont, 1981; Traversy et al., 1994).

Plusieurs études ont montré que la quenouille (*Typha spp*.) représente une espèce de choix pour les rats musqués (Bellrose, 1950; Pelikãn *et al.*, 1970; Allen et Hoffman, 1984; Lacki *et al.*, 1990). Les analyses de pellettes fécales ont mis en lumière que la quenouille est utilisée toute l'année et qu'elle compose fréquemment la majeure partie de l'alimentation des rats musqués (Bednarik, 1956). Cette plante est particulièrement prisée durant l'hiver pour ses rhizomes très nutritifs alors que les autres plantes deviennent

sénescentes et qu'elles perdent une partie de leurs propriétés nutritives (Allen et Hoffman, 1984; Campbell *et al.*, 1998). Des études ont montré que les rats musqués qui habitent des milieux riches en quenouilles sont plus gros en terme de poids corporel et de longueur, tout en ayant un plus grand pourcentage de graisses, que les individus qui se nourrissent d'autres espèces de plantes émergentes (Dozier *et al.*, 1948; Bednarik, 1956; Friend *et al.*, 1964). En plus de représenter une source de nourriture accessible et nutritive tout au long de l'année, la quenouille offre aussi une protection contre les conditions environnementales durant la saison estivale (Proulx, 1981). De nombreux chercheurs ont observé que les milieux ayant une forte densité de quenouilles supportent une densité de rats musqués plus élevée (Bednarik, 1956; Bellrose et Brown, 1941; Clark, 1994). Allen et Hoffman (1984) ont observé que cette augmentation de densité peut être de l'ordre de 7 % en comparant des milieux très pauvres en éléments nutritifs avec des milieux riches. Lorsqu'ils ont comparé des milieux qui avaient une productivité plus semblable, ils ont trouvé que cette différence était plutôt autour de 2 %.

2.3 Activités de construction

Selon leurs besoins saisonniers, les rats musqués construisent quatre types d'habitation: 1) les huttes (d'alimentation et d'habitation); 2) les terriers; 3) les « niches de neige »; et 4) les abris d'hiver. La construction des huttes d'habitation débute à la fin de l'été et se termine aux alentours de la période de la prise des glaces à la mi-novembre (Bednarik, 1956; Darchen, 1964; Mousseau et Beaumont, 1981). Cette période est particulièrement importante, car les huttes sont construites en fonction du niveau d'eau effectif à cette période de l'année (Proulx, 1981; Léveillé et Bélanger, 1983). Toute hausse significative du niveau d'eau pourra potentiellement causer des problèmes et compromettre l'utilisation des huttes (Bélanger, 1983).

Divers végétaux sont utilisés pour la construction d'une hutte et ceux-ci sont principalement choisis en fonction de leur disponibilité. Les rats musqués utilisent la végétation dans un rayon de 6 à 12,5 m autour de l'emplacement de la hutte (MacArthur, 1978). Ce comportement contribue à la création de surfaces dénudées de végétation émergente lesquelles peuvent par ailleurs être utiles pour d'autres espèces (Danell, 1978;

MacArthur, 1978). Ces surfaces sont habituellement colonisées rapidement par la végétation submergée tant et aussi longtemps que les rats musqués utiliseront le site. Lorsque l'utilisation cesse, la végétation émergente recolonise la surface en question (Figure 2) (Danell, 1978).

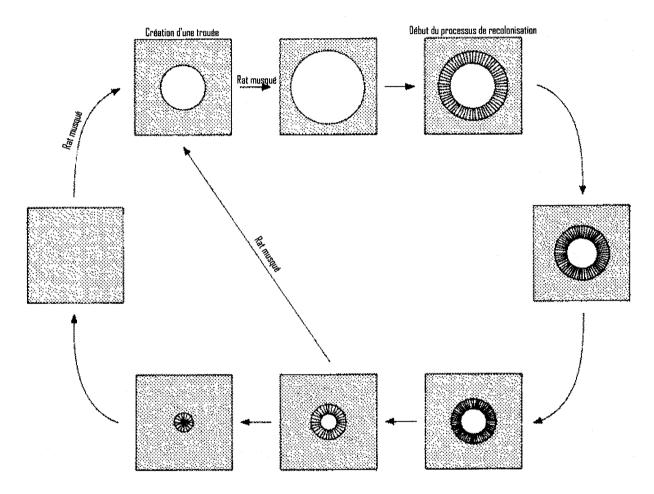


Figure 2 : Dynamique des trouées créées par les rats musqués et recolonisation du site par la végétation émergente en absence d'activités. Modifié de Danell (1978).

Tout comme pour son alimentation, le rat musqué tend à utiliser préférentiellement la quenouille pour ses activités de construction (Bellrose et Brown, 1941; Mirka *et al.*, 1996; Campbell *et al.*, 1998; Connors *et al.*, 1999; Farrell *et al.*, 2004). Les milieux fortement peuplés par la quenouille vont supporter une plus grande densité de huttes à l'hectare que ceux où il n'y en a pas (Clark, 1994). En conséquence, il apparaît clairement que les rats musqués peuvent limiter la prolifération de la quenouille (Pelikãn *et al.*, 1970).

Les caractéristiques environnementales de l'emplacement de la hutte déterminent les dimensions, non seulement à cause de l'envergure du support de base et des matériaux de construction disponibles, mais aussi à cause de l'hydrologie locale. En effet, certaines observations de trappeurs indiquent que, dans les milieux où les niveaux d'eau sont contrôlés, les huttes sont plus petites que dans les milieux dont les niveaux varient naturellement. Au lac Saint-Pierre par exemple, les données préliminaires recueillies sur le terrain en 2004 et 2005 donnent à penser que le signal de marée semi-lunaire (période de 14 jours), celui-ci étant de l'ordre de 25 à 35 cm à Sorel, pourrait être responsable des différences observées.

Selon certains auteurs, les dimensions typiques d'une hutte sont : 1) une hauteur qui varie entre 50 et 120 cm à partir de la surface de l'eau; 2) une largeur qui varie entre 120 et 180 cm; 3) une épaisseur des murs qui varie entre 30 et 61 cm; 4) une chambre située entre 15 et 25 cm de la surface; 5) une chambre d'une dimension de 13 cm et 6) deux chemins d'accès (Figure 3) (Brown, 1941; Bellrose, 1950; Darchen, 1964; Proulx, 1981; Bélanger, 1982; Léveillé et Bélanger, 1983; Bélanger, 1986; Blanchette, 1991).

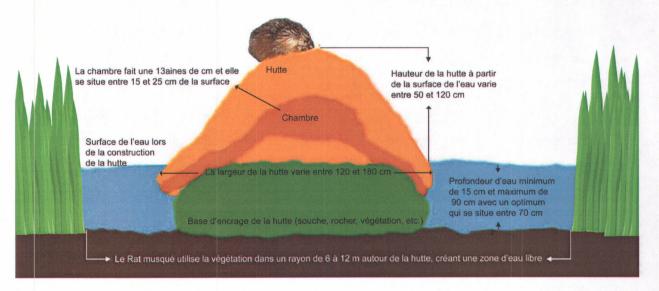


Figure 3 : Principales caractéristiques associées à la construction d'une hutte d'hiver chez le rat musqué. Données tirées de la bibliographie (sources diverses).

2.4 Cycle de vie

2.4.1 Reproduction

La période d'accouplement débute en avril, peu de temps après la débâcle du couvert de glace, et elle se poursuit durant l'été (Traversy et al., 1994). Les premières portées naissent vers la mi-mai et les femelles mettent bas en général deux fois durant l'été (Stewart et Bider, 1974; Blanchette, 1991). Lors d'une débâcle printanière hâtive, il est possible que les rats musqués puissent avoir trois ou même très rarement quatre portées durant la saison estivale (Mousseau et Beaumont, 1981). La taille des portées est assez variable. Il a été observé que les femelles avaient en moyenne de 6,3 à 7,1 petits par portée pour ce qui est des latitudes du Québec et de ses environs (Mousseau et Beaumont, 1981; Proulx et Gilbert, 1984). La maturité sexuelle est atteinte vers l'âge d'un an (Dilworth, 1966).

2.4.2 Longévité

Les rats musqués vivent environ quatre ans, mais il est en réalité rare de les voir atteindre cet âge en nature. Vers l'âge de trois ans, ils commencent à perdre une bonne partie de leurs capacités et ils deviennent ainsi plus vulnérables à la prédation et aux maladies (FAPAQ, 2004). Cette espèce connaît des taux de mortalité assez élevés pouvant atteindre de 30 à 50 % pour les subadultes et de 10 % pour les adultes durant la saison estivale (Traversy *et al.*, 1994), alors qu'elle varie de 47 à 75 % dans les deux segments de la population durant l'hiver (Proulx et Gilbert, 1984). Le renouvellement de la population s'effectue généralement aux deux ans (Errington, 1963).

2.4.3 Facteurs de mortalité

Divers facteurs influencent la mortalité des rats musqués et il est assez difficile de déterminer avec certitude quelle part de mortalité est attribuable à chaque facteur. La prédation joue un rôle prépondérant lors des mouvements de population printaniers et automnaux. En dehors de ces périodes, environ 13 % de la mortalité peut être attribuable à la prédation alors que 70 % des causes de décès demeurent inconnues (Blanchette, 1991). Le prédateur le plus important pour cette espèce est le vison (*Mustela vison*), et il

représente avec le brochet (*Esox spp.*) et la chélydre serpentine (*Chelida serpentina*), une importante cause de mortalité chez les juvéniles (Mousseau et Beaumont, 1981). Plusieurs autres prédateurs potentiels se nourrissent occasionnellement de rats musqués. Il n'en demeure pas moins que le prédateur le plus efficace de cette espèce est certainement l'Homme. Les activités de trappe du rat musqué représentent une importante cause de mortalité et elles permettent de contrôler cette espèce prolifique dans plusieurs milieux (Bishop *et al.*, 1979).

Par ailleurs, cette espèce est sensible à certains pathogènes. Parmi ceux-ci, notons la tularémie, maladie infectieuse causée par une bactérie (*Francisella tularensis*) (FAPAQ, 2004), et la maladie hémorragique, aussi connue sous le nom de« *Tyzzer's disease* » (Errington, 1939). Ces maladies sont les plus importantes chez l'espèce et elles peuvent occasionnellement causer le déclin des populations (Errington, 1963).

À plusieurs endroits, les populations de rats musqués connaissent des fluctuations cycliques à tous les 7 à 10 ans. La cause exacte de ces fluctuations demeure inconnue (P. Blanchette, comm. pers., 2004). Toutes les populations ne fluctuent pas cycliquement ou au même rythme, ce qui fait en sorte que des populations voisines peuvent ne pas être synchronisées (Errington, 1939; Allen et Hoffman, 1984). Il est probable que la cause principale qui explique ces fluctuations soit les interactions prédateurs/proies, principalement avec le vison. Toutefois, cela dépend du degré de spécialisation du prédateur envers sa proie (Erb et al., 2000; Erb et al., 2001; Viljugrein et al., 2001; Zhang et al., 2003). À nos latitudes, il est possible que la cyclicité soit liée ou intégrée à la variabilité induite par les conditions hivernales, qui affectent grandement les populations de rat musqué, en combinaison à la spécialisation du vison envers le rat musqué (Erb et al., 2000; Viljugrein et al., 2001).

L'hiver est sans aucun doute la période de l'année durant laquelle le taux de mortalité est le plus élevé (45 à 75 %) (Proulx et Gilbert, 1984). Bien que les rats musqués soient très bien adaptés à l'hiver grâce à leur capacité élevée de thermorégulation et à l'augmentation automnale de leur masse corporelle (Campbell et MacArthur, 1998), plusieurs facteurs font en sorte que cette saison est une période critique pour la survie des

rats musqués. La disponibilité de la nourriture, les conditions climatiques, l'épaisseur du couvert de glace et principalement les fluctuations du niveau d'eau, sont les principaux facteurs qui affectent la survie hivernale.

2.4.4 Le rat musqué, les milieux humides et les fluctuations de niveau d'eau

Les fluctuations de niveaux d'eau ont un impact important sur l'habitat du rat musqué. L'alternance des périodes de haut niveau d'eau et des étiages fait en sorte de favoriser la diversification des espèces végétales et elle détermine directement le type d'espèces végétales qui caractérisent le milieu. Tel qu'il a été mentionné précédemment, la quenouille est sans contredit une espèce de choix pour les rats musqués. Selon les espèces (*T. latifolia, T. angustifolia* et *T. x glauca*), cette plante germe à une profondeur d'eau qui varie entre 15 et 50 cm. Il importe donc que les niveaux d'eau soient suffisants afin de permettre la germination de cette plante. Si les niveaux d'eau sont trop élevés, cela peut entraver la germination de la quenouille et à l'inverse, si les niveaux d'eau sont trop bas, cela peut favoriser la germination d'espèces de la prairie humide, voire carrément d'espèces terrestres avec lesquelles la quenouille ne pourra probablement pas concurrencer pour l'espace disponible. Par contre, cela est moins important lorsque la quenouille est déjà bien installée dans le milieu puisqu'elle se reproduit principalement par reproduction végétative. Dans ce cas, les impacts se feront à plus long terme.

Durant l'hiver, les fluctuations du niveau d'eau ont possiblement de nombreux impacts sur l'espèce (Errington *et al.*, 1963; Proulx et Gilbert, 1984; Campbell et McArthur, 1998). Étant donné que la construction des huttes se termine habituellement en novembre, les fluctuations de niveaux d'eau qui surviennent après cette période sont susceptibles de compromettre l'utilisation des huttes et l'accès aux sources de nourriture. Selon son importance, une remontée hivernale du niveau d'eau peut causer l'inondation de la hutte et celle-ci peut geler par la suite. À l'inverse, les baisses hivernales de niveaux d'eau ont comme effet de provoquer l'extension du gel en profondeur, empêchant ainsi les rats musqués d'avoir accès à leur hutte ou encore aux rhizomes des plantes au fond du marais (Mousseau et Beaumont, 1981; Léveillé et Bélanger, 1983; Bélanger, 1986). Suite à ces perturbations, les rats musqués sont contraints de trouver de nouveaux abris et des sources

alternatives de nourriture, ce qui les expose à la prédation et à la mort par inanition. Les fluctuations hivernales de niveaux d'eau ont très certainement des impacts qui sont susceptibles d'être mortels pour les rats musqués (Thurber *et al.*, 1991). Plusieurs auteurs s'entendent pour dire que les fluctuations hivernales du niveau d'eau représentent un facteur limitatif des populations de rats musqués (Bellrose et Brown, 1941; Bélanger, 1986; Blanchette, 1991). Tel que mentionné précédemment, il a été montré à plusieurs reprises que les milieux humides dont le niveau d'eau hivernal est stable supportent des densités de rats musqués et de huttes par hectare plus importantes que les marais dont les niveaux d'eau suivent une variabilité saisonnière (Allen et Hoffman, 1984; Thurber *et al.*, 1991; Farrell *et al.*, 2004).

Il apparaît toutefois que les baisses du niveau d'eau puissent être moins problématiques qu'on pourrait le penser à prime abord. Il a été observé à quelques reprises que les rats musqués utilisaient de petits chenaux au fond du marais afin d'accéder à leur hutte, ou encore, à des sites d'alimentation (Errington, 1963; P. Blanchette, comm. pers., 2004). De plus, il est possible pour les rats musqués d'utiliser les poches d'air contenues dans la glace pour se déplacer à l'intérieur de celle-ci, principalement lorsque cette dernière se forme en couches successives (Prowse et Gridley, 1993). Il est entendu que ces conditions ne représentent pas une situation idéale étant donné que la diminution de l'isolation de leurs abris, associée au temps de recherche accru pour la nourriture et les abris, fera en sorte d'accentuer la vulnérabilité à la prédation ainsi que la demande envers les capacités de thermorégulation. Malgré tout, les rats musqués peuvent s'y adapter plus aisément.

2.5 État des connaissances sur les modèles d'habitat du rat musqué

De nombreux travaux de recherche ont porté sur l'étude des rats musqués (Bednarik, 1956; Blanchette, 1985; Danell, 1978; Darchen, 1964; Errington, 1963; Proulx, 1981; Willner *et al.*, 1980; et autres). Peu d'entre eux se sont concentrés sur les aspects spécifiques des liens écologiques qui unissent l'espèce à son habitat. Léveillé et Bélanger (1983) ont développé une clef de potentiel d'habitat pour le rat musqué. Cette clef repose sur six critères : la profondeur d'eau, les groupements végétaux, l'intégrité du milieu biophysique, l'exposition au vent et aux vagues, le substrat et les vitesses de courant.

Contrairement aux modèles mathématiques tels les Indices de Qualité d'Habitat (IQH) qui décortiquent la valeur du milieu en évaluant chacun des paramètres qui le composent, la clef de potentiel porte un jugement plutôt qualitatif sur l'ensemble du milieu (MRNFP, 2004). La quantification des liens entre le rat musqué et son habitat a donc fait l'objet d'un nombre encore plus restreint d'études.

Il existe toutefois quelques tentatives de modélisation de l'habitat du rat musqué. Nadeau et al. (1995) ont développé deux modèles pour prédire des densités de rats musqués, le premier basé sur la présence de terriers seulement et le deuxième, sur la présence de signes d'activités d'alimentation et de fientes. Les résultats montrent que le modèle basé uniquement sur la présence de terriers offre de meilleurs résultats étant donné qu'il est plus facile de relier la présence d'une habitation à la présence/absence ou à nombre défini d'individus. Malgré tout, le modèle fourni des estimations assez différentes des décomptes effectués sur le terrain. Les auteurs suggèrent que ce type de modèle soit utilisé lorsqu'une estimation approximative de la densité d'individus est nécessaire en une courte période de temps, puisque leurs modèles demandent peu de variables et celles-ci peuvent être évaluées rapidement. Ils concluent qu'un modèle basé uniquement sur des signes qui attestent de la présence d'individus ne peut fournir une estimation adéquate des densités de rats musqués en fonction de différents habitats et ce, principalement parce que la sélection d'habitat peut être dépendante de la densité.

Le modèle développé par Brooks et Dodge (1986) vise l'estimation du nombre de terriers de rats musqués à partir d'un nombre restreint de variables qui caractérisent la portion du cours d'eau à l'étude, soit : le nombre d'îles présentes, le nombre de baies, l'utilisation du sol (pourcentage de superficies forestières et pourcentage de superficies dédiées à l'agriculture ainsi que celles exemptes de forêts) et l'ordre de la rivière dominante. Les résultats montrent que le modèle tant à sous-estimer le nombre réel de terriers et qu'il ne peut être transféré à une autre région que celle pour laquelle il a été développé, étant donné que la présence de terrains est définie par une combinaison spécifique de caractéristiques qui peut varier d'un endroit à l'autre. Les auteurs concluent que l'estimation des terriers doit non seulement prendre en compte les conditions propices à

l'utilisation de terriers, mais aussi déterminer les facteurs qui vont faire en sorte que les rats musqués vont opter pour un terrier ou une hutte.

Enfin, un IQH a été développé par Allen et Hoffman (1984). Cet IQH est basé sur neuf variables différentes, incluant les diverses strates de végétation, leur recouvrement et leur emplacement, la profondeur et le pourcentage d'eau libre ainsi que l'élévation. Selon Allen et Hoffman (1984), l'IQH performe bien, mais il est difficilement transférable pour l'analyse d'autres régions étant donné qu'il requiert un nombre élevé de variables et une caractérisation à long terme de ces variables. Ces relations peuvent cependant être simplifiées en un nombre plus réduit de facteurs tout en conservant une bonne capacité de prédiction du modèle et en améliorant son applicabilité. À notre connaissance, l'étude d'Allen et Hoffman (1984) est la seule qui traite aussi spécifiquement de l'intégration et de la quantification des liens unissant le rat musqué à son habitat.

2.5.1 Les Indices de Qualité d'Habitat

Les Indices de Qualité d'Habitat (IQH) sont inspirés des « Habitat Suitability Index (HSI)» développés aux États-Unis dans les années 1970 (Carrecker, 1985). Ils ont été conçus afin de déterminer le potentiel d'habitat pour une espèce donnée. L'IQH est un modèle mathématique qui permet de quantifier la valeur de l'habitat pour une espèce donnée, en termes de variables biologiques et physiques. Les valeurs d'habitat varient entre 0 (mauvais habitat) et 1 (excellent habitat) (Bovee 1982). Ce type de modèle a été utilisé pour la première fois afin de comparer les effets de différentes pratiques forestières sur la faune (Carrecker, 1985). Ces modèles ont rapidement été critiqués par la communauté scientifique puisqu'ils étaient, à cette époque, rarement testés et validés (van Horne et Wiens, 1991). Ils ont aussi été critiqués pour leur trop grande simplicité et parce qu'ils ne reflétaient pas la réalité (Verner et al., 1986). Depuis, leurs formulations se sont affinées et les IQH ont été appliqués à d'autres types de milieux et à d'autres espèces. Ils ont notamment été appliqués aux habitats aquatiques de certaines espèces piscicoles (Bovee, 1982; Bovee et al., 1998). La complexité et la précision des IQH dépendent à la fois des besoins de l'espèce en terme d'habitat, du niveau de connaissance de la sélection de l'habitat de l'espèce en cause et de la disponibilité des données descriptives de

l'habitat. La valeur d'un habitat pour une espèce ou pour un stade particulier est établie en fonction des besoins spécifiques. Pour les espèces terrestres, ces besoins s'expriment généralement par la composition et la structure de la végétation alors que pour les espèces aquatiques, les besoins sont définis par la qualité de l'eau, la nature du substrat, la vitesse du courant et la pente du cours d'eau (MRNFP, 2004). Cette méthode est bien adaptée à la construction de modèles à partir d'un nombre restreint d'observations et elle permet d'intégrer aisément les connaissances tirées de la littérature, tel que dans le cas présent. La profondeur d'eau et la présence de quenouille sont les principaux facteurs qui expliquent le potentiel d'utilisation d'un site pour l'implantation de huttes. Tel qu'il sera présenté au chapitre 3, l'IQH développé pour le rat musqué repose sur une relation simple entre ces variables qui se laissent aisément représenter dans un espace bidimensionnel horizontal (2D).

3 Méthodologie

3.1 Utilisation de la modélisation 2D

L'utilisation de la modélisation 2D est un atout important pour ce projet de recherche. En temps normal, le développement d'un modèle de survie hivernale du rat musqué demanderait de nombreuses années d'acquisition de données et d'observations. La modélisation permet de pallier cette lourde exigence. Dans le cas présent, seulement un nombre restreint de données existantes était disponible (Figure 4). Grâce à la modélisation, il a été possible de tirer profit de ces données afin de construire un modèle d'utilisation des huttes en expliquant, à partir de relations mathématiques, les variations du paramètre sélectionné. Dans un premier temps, la modélisation a permis d'obtenir des données 2D de profondeur et de distribution de quenouilles afin de formuler un IQH_{Hutte} 2D qui, dans un deuxième temps, a été appliqué à tout le tronçon d'étude (lac Saint-Louis/Trois-rivières) et pour une série temporelle de 100 ans (1900-2000). Il a ainsi été possible de répondre à la problématique initiale, tout en palliant le manque de ressources disponibles et en dépassant les limites imposées par des données ponctuelles.

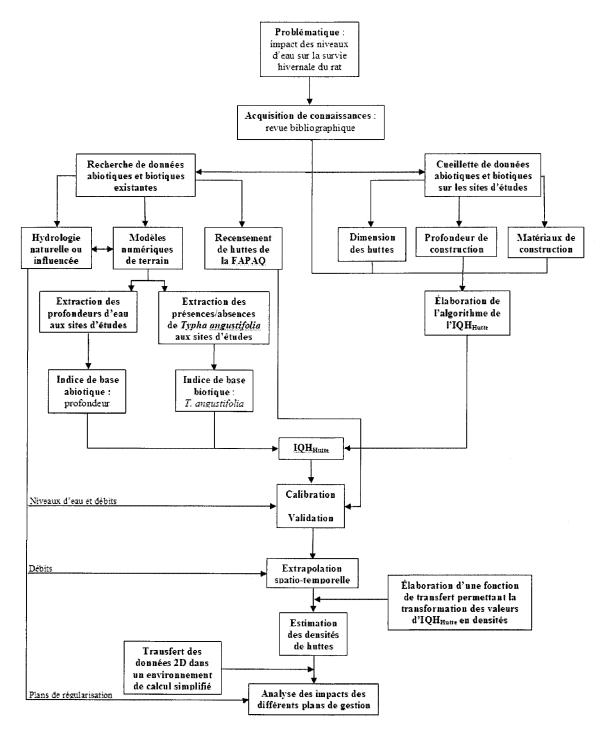


Figure 4 : Démarche d'analyse des impacts des fluctuations de niveau d'eau sur la survie hivernale des huttes de rat musqué.

3.2 Conception du modèle 2D d'utilisation des huttes

Le modèle présenté ici a été développé pour toute la plaine inondable du tronçon fluvial lac Saint-Louis/Trois-Rivières (excluant le bassin de LaPrairie). Il a été élaboré en collaboration avec l'équipe d'Environnement Canada à Sainte-Foy (Service météorologique du Canada – Section Hydrologie).

3.2.1 Modèle Numérique d'Élévation (MNE)

Avant toute chose, il est nécessaire d'avoir une connaissance précise de la topographie pour l'ensemble du territoire à l'étude puisque cette variable joue un rôle écologique important. À partir de cette connaissance, il est possible de dériver un certain nombre de variables pouvant, par exemple, servir dans les modèles d'habitats (Morin *et al.*, 2005).

Dans le cas présent, le Modèle Numérique d'Élévation (MNE) créé par le SMC – Hydrologie a été utilisé. Le MNE a été élaboré en combinant différentes sources d'information : 1) des relevés hydrographiques (bathymétrie) réalisés par le Service hydrographique du Canada (SHC); 2) des sondages en eaux peu profondes produits par l'équipe du SMC – Hydrologie et 3) des données LIDAR (LIght and Detection RAnging) acquises en 2001 par le Groupe LaserMap. Avant l'assemblage des différentes sources de données, ces dernières ont été validées et corrigées (Ouellet *et al.*, 2003).

Les erreurs les plus communément observées provenaient des données LIDAR et elles étaient principalement dérivées de la méthode d'acquisition. La validation a été effectuée en deux étapes. Dans un premier temps, un algorithme élaboré spécifiquement pour le traitement de ce type de données a été développé par Fortin *et al.* (2002). Les données initiales étant espacées à tous les 2 m, cela représentait un volume trop important d'information à gérer pour la capacité des outils disponibles. La fonction de l'algorithme est de diminuer la densité de points, en se basant sur la variabilité de la pente, sans toutefois affecter la précision des données de façon significative. Afin d'appliquer l'algorithme, une grille orthogonale régulière de 5 m de côté a préalablement été posée sur l'ensemble du territoire d'étude. Ce procédé est nécessaire afin de construire une grille où les points sont équidistants. La distance entre les points est déterminée selon l'indice de pente, qui est lui-même basé sur la différence maximale entre la valeur en z du

point de la grille et celle de ses 24 voisins les plus proches. L'indice de pente varie entre 0 et 10; plus la valeur est élevée, plus le terrain est incliné. Ainsi, pour les points ayant un indice de pente entre 0 et 3, l'algorithme procède en conservant le point de plus basse altitude (valeur de z) parmi tous les autres points se trouvant dans un carré de 225 m² (15 m * 15 m), où le point de la grille orthogonale est le centre. En conservant la valeur la plus basse, cela évite de tenir compte des valeurs erronées qui sont généralement plus élevées que celles des points avoisinants. Cette procédure a été répétée pour les points dont l'indice de pente variait entre 4 et 10, à l'exception que cette fois-ci, la valeur la plus basse est recherchée dans un carré de 25 m² (5 m * 5 m). Les valeurs attribuées en x et y (coordonnées géographiques) sont celles de la grille de points équidistants alors que celle en z (élévation), est celle du point le plus bas. Les doublons ont été éliminés. Il en résulte une grille où les points situés en forte pente sont espacés de 5 m, alors que ceux dont l'indice de pente est plus faible se trouvent espacés de 15 m (Figure 5). Cette étape a permis de corriger de nombreuses erreurs, en plus d'être essentielle pour faciliter la gestion des données et la deuxième phase du traitement.

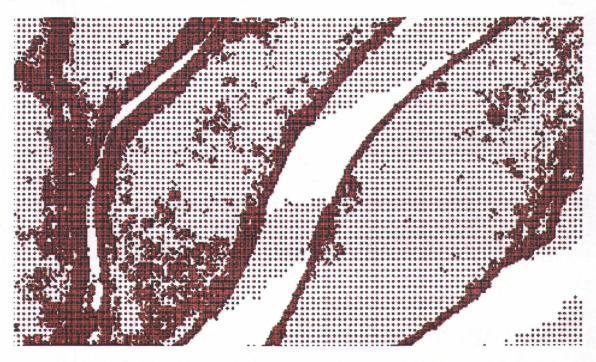


Figure 5 : Agrandissement de la grille pour le secteur des îles de Sorel.

Dans un deuxième temps, la validation a été faite de façon manuelle et elle a consisté à utiliser des images IKONOS (pixels de 4 m) et des photographies aériennes en noir et blanc à l'échelle 1: 30 000 et numérisées à 600 point par pixel, comme bases de comparaison avec la grille précédemment créée. Importées dans le logiciel MAPINFO^{MD}, les données LIDAR ont pu être visualisées en isosurfaces de couleur. Le logiciel procède en interpolant entre les points, ce qui facilite grandement la visualisation de l'information. La Figure 6 montre la visualisation des données LIDAR, en comparaison avec les isosurfaces produites dans MAPINFO^{MD}. La comparaison des isosurfaces avec les images IKONOS et les photographies aériennes permet d'identifier rapidement les fausses structures générées lors de l'acquisition des données. Les points non validés sont simplement extraits de la grille de points équidistants.

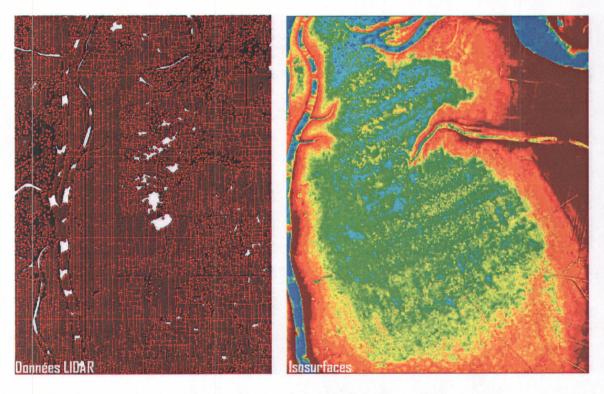


Figure 6 : Secteur de la baie Saint-François.

Ces étapes ont permis de déterminer que les erreurs étaient d'une part, dues à des interférences avec la végétation qui empêche la pénétration du signal jusqu'au sol dans les zones à forte densité de peuplements végétaux et d'autre part, bien que cela soit théoriquement impossible, à la pénétration du signal sous la surface de l'eau en présence

de conditions précises (eaux peu profondes, peu turbides et calmes). Les isosurfaces, avant traitement des données LIDAR, montrent des élévations qui ne sont pas réelles qui par la suite corrigée lors du traitement. L'exactitude de la correction est confirmée par la comparaison de ces isosurfaces avec les images IKONOS (Figure 7). La Figure 8 montre le profil transversal de l'élévation dans la baie Maskinongé où il est possible d'observer la pénétration du signal sous la surface de l'eau. Toutes ces interférences sont causées par la méthode d'acquisition qui procède en balayant les zones d'étude avec un signal en faisceau. La largeur de balayage est de 402 m et l'angle d'émission peut varier entre ± 15 degrés (Fortin *et al.*, 2002). Cela fait en sorte que lorsque le signal arrive à la surface avec un angle trop petit, il n'est pas réfléchi correctement vers l'appareil ou il y a interférence avec d'autres objets empêchant le signal d'atteindre le sol. Des erreurs de près de 1 m ont ainsi pu être détectées et corrigées.

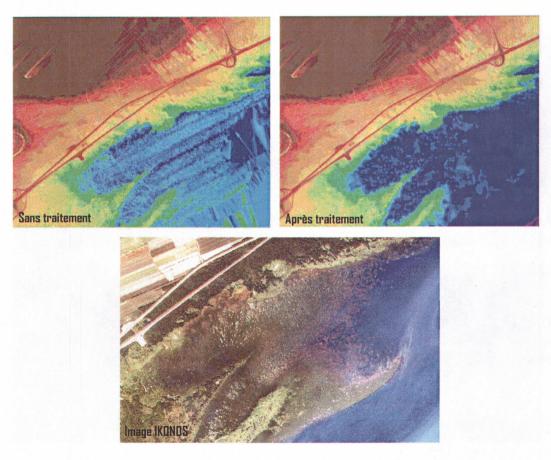


Figure 7 : Baie Maskinongé, comparaison des isosurfaces à diverses étapes de traitement avec une image IKONOS.

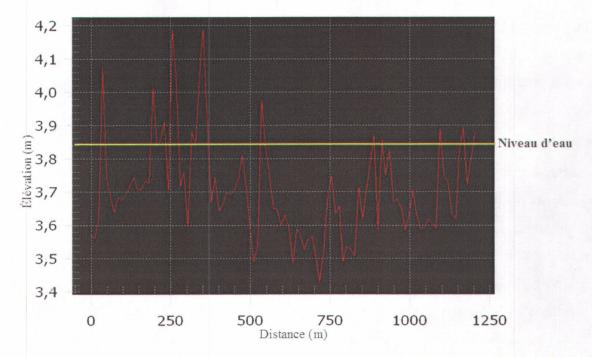


Figure 8 : Pénétration du signal sous la surface de l'eau, section transversale de la Baie Maskinongé (Figure 7).

Enfin, l'intégration des trois sources de données a amené à la création d'un MNE pour toute la plaine inondable du tronçon fluvial lac Saint-Louis/Trois-rivières. La précision verticale du MNE résultant est de \pm 15 cm.

3.2.2 Environnement de modélisation

La gestion des calculs et des variables associés au développement des modèles a mené à la création de la grille MIRE (Modèle Intégré de la Réponse de l'Écosystème). Cette grille et le système de modélisation intégrée ont été développés par le SMC – Hydrologie (Morin et al., 2005). La grille MIRE a été construite pour l'ensemble du domaine et elle est représentée par 124 121 nœuds sur lesquels les calculs s'effectuent et où sont représentées les différentes variables physiques mesurées ou modélisées (niveau d'eau, débit, substrat, profondeur, vitesse, vague, lumière au fond, taux de sédimentation, etc.). La résolution spatiale de la grille varie selon les nœuds qui sont situés dans la plaine inondable (résolution entre 20 et 40 m), en eaux peu profondes (80 m) ou en eaux profondes (160 m). Pour chacun des nœuds, les variables physiques et les calculs sont définis ou modélisés pour des séries temporelles de 100 ans (1900-2000) et pour chaque

quart de mois. Les calculs se font à chaque nœud de la grille MIRE par l'entremise d'une base de données dans laquelle les commandes à effectuer sont spécifiées par des fonctions et des procédures. Tous les résultats sont obtenus en 2D, permettant ainsi la visualisation de la variation spatio-temporelle de chacune des variables.

Les variables physiques intégrées dans l'environnement de modélisation proviennent de mesures ou de résultats de modèles physiques 2D (hydrodynamique, vagues naturelles et transport diffusion). En mettant ces variables en relation avec des observations biologiques, il est dès lors possible de produire des relations statistiques prédictives. Ces relations sont notamment obtenues à l'aide de régressions multivariées. Cela permet par exemple de produire des cartes de distribution de l'habitat d'une espèce pour une condition hydrologique définie. Morin *et al.* (2005) présentent en détail l'intégration des variables dans l'environnement de modélisation et les différentes méthodes de modélisation de l'habitat dans le cadre des travaux effectués pour le Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent de la CMI.

3.2.3 Modélisation des milieux humides

Puisque les variables physiques déterminent partiellement la variabilité spatio-temporelle des communautés végétales et animales, il est intéressant de déterminer les relations qui expliquent cette variabilité et de modéliser par la suite en mode prédictif un grand nombre de variables biologiques en 2D. Ainsi, Turgeon *et al.* (2005) ont développé un modèle de milieux humides en utilisant la grille MIRE comme support de calcul. Ce modèle est de type probabiliste et il utilise les régressions logistiques afin d'établir les liens entre les variables abiotiques et la distribution/composition des milieux humides. Les variables retenues pour la construction du modèle sont : la profondeur de l'eau, le pourcentage de la saison de croissance inondée, les cycles inondation/exondation, la vitesse du courant, l'effet des vagues et la pente du terrain. La combinaison des différentes relations établies entre les variables abiotiques et les groupements végétaux permet de simuler la répartition spatio-temporelle des milieux humides. Les différentes analyses statistiques réalisées, ainsi que les comparaisons entre la prédiction et des documents de référence, ont démontré l'excellente capacité du modèle à prédire la distribution spatiale et temporelle

des milieux humides (Turgeon *et al.*, 2005). À partir de ce modèle, il est possible de rechercher l'information tant pour des associations d'espèces que pour une espèce particulière, notamment la quenouille (*Typha spp.*) comme il sera présenté un peu plus loin dans cette section.

3.2.4 Données de calibration et de validation

La production d'un modèle nécessite des mesures qui sont utilisées pour calibrer et valider les prédictions. Dans le cas des rats musqués de la plaine inondable du Saint-Laurent, il existe peu d'informations détaillées sur leur habitat ou sur les densités de population. Un relevé de huttes a cependant été effectué par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) à l'automne 1988 (octobre-novembre) pour le secteur du lac Saint-Pierre (Leclerc, 1988). À notre connaissance, c'est la seule source de données disponible pour les secteurs à l'étude. Ainsi, elle a dû être subdivisée en deux sous-ensembles pour la calibration et la validation du modèle. Dans les deux groupes, des milieux aménagés et naturels ont été sélectionnés. Lors de l'étape de la calibration, les secteurs suivants ont été utilisés : les baies aux Grues, Lavallière, Saint-François, de l'île de Grâce, de l'île Plate, de l'île aux Raisins et de Longue Pointe (Figure 9). Les secteurs des baies Maskinongé, de l'Île du Moine, des Îlets Percés, de la Pointe aux Raisins et de l'Anse du Fort ont été conservés pour l'étape de la validation.

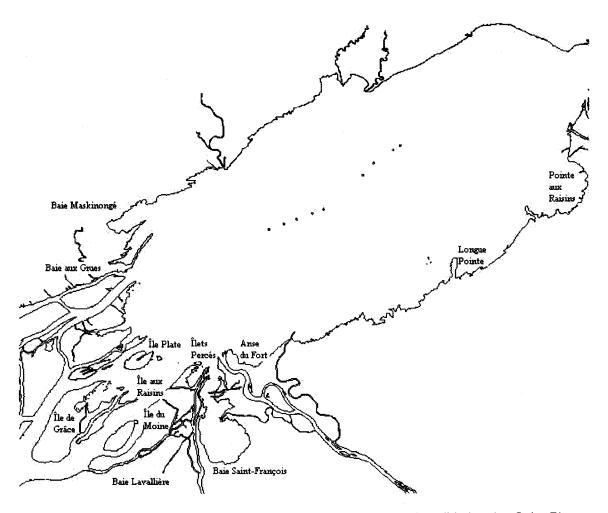


Figure 9 : Cartographie des secteurs utilisés pour la calibration et la validation, lac Saint-Pierre.

3.2.5 Évaluer la densité de huttes

La conception d'un modèle d'utilisation des huttes nécessite au préalable la détermination de la densité de huttes présentes. Afin de parvenir à ce résultat, un Indice de Qualité d'Habitat (IQH) a été élaboré en 2D, spécifiquement pour les huttes de rats musqués. L'IQH permet d'identifier le potentiel d'un habitat par une relation mathématique plus ou moins complexe entre une variable dépendante et des variables explicatives spatialisées. Dans le cas présent, le modèle mathématique permet d'évaluer le potentiel d'habitat pour une hutte à partir des variables biologiques (quenouilles) et physiques (profondeurs) explicatives disponibles en 2D. Par contre, l'IQH ne permet pas d'obtenir directement une densité d'individus, ou de huttes comme c'est le cas ici. Afin d'arriver à ce résultat, des

relations mathématiques entre la valeur de l'habitat et la présence/absence de huttes ont été utilisées. Ces relations seront présentées un peu plus loin dans cette section.

Suite à la revue bibliographique, il a été possible de mettre en lumière l'importance de la relation liant certains facteurs environnementaux et le cycle de vie des rats musqués. En ce qui concerne la construction des huttes en automne, il a été établi que les facteurs les plus importants sont la profondeur d'eau et la présence de végétation émergente. Étant donné que le rat musqué montre une préférence marquée pour la quenouille (*Typha spp.*), il a été choisi d'utiliser cette espèce dans la formulation de l'IQH. Les deux variables retenues ont été produites (reconstituées) pour l'événement de l'automne 1988, période du recensement effectué par le MRNF. Il est donc possible de calibrer et de valider le modèle pour cet événement de référence. Par la suite, le modèle a pu être appliqué selon diverses conditions de modélisation. Le modèle (IQH_{Hutte}) est décrit par l'équation suivante :

$$IQH_{Hutte} = (IQH_{Typha} * IQH_{Profondeur})^{1/2}$$
 Équation 1

où l'IQH_{Typha} est la valeur de l'indice de qualité d'habitat de la quenouille et l'IQH_{Profondeur}; la valeur associée à la préférence de profondeurs pour la construction des huttes.

Les IQH_{Typha} et IQH_{Profondeur} sont multipliés puis élevés à la puissance ½, ce qui permet d'attribuer un « poids » égal aux deux IQH. Une moyenne géométrique a été utilisée car aucune donnée émanant de la littérature ou des travaux de terrain ne permet de déterminer la prépondérance de l'un ou l'autre des facteurs sur le choix de l'habitat.

3.2.5.1 IQHTypha

La variable IQH_{Typha} est produite en utilisant un modèle probabiliste de même type que celui des milieux humides (Turgeon *et al.*, 2005). Afin de déterminer la répartition de la quenouille (*Typha spp.*), des régressions logistiques ont été établies entre les données biotiques (dépendantes) et les données physiques (indépendantes) qui caractérisent l'habitat. La description complète du modèle est présentée dans Morin *et al.* (2005). Les données physiques utilisées, disponibles en 2D sur la grille MIRE, sont : la profondeur

d'eau, le cycle exondation/inondation, l'effet des vagues, le courant et la pente. Les tests effectués sur le modèle montrent que celui-ci a une excellente capacité de prédiction, ayant un taux de classification correcte de 81,2 % pour *T. angustifolia* (Quenouille à feuilles étroites) et de 75,6 % pour *T. latifolia* (Quenouille à larges feuilles).

Pour l'IQH_{Typha}, seules les prédictions pour *T. angustifolia* ont été retenues. Ce choix s'explique d'une part par le fait que ce modèle prédit plus efficacement les probabilités de l'espèce et parce que la distribution de *T. angustifolia* recouvre celle de *T. latifolia*. D'autre part, aucune recherche n'indique que les rats musqués puissent avoir une préférence pour l'une ou l'autre de ces espèces. Enfin, les probabilités obtenues par le modèle permettent de visualiser la distribution 2D de *T. angustifolia* (Figure 10). Il a été choisi de présenter les données en terme de présence/absence en utilisant un seuil de décision de 0,221. 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 and Bell 1997; Turgeon *et al.*, 2005). La méthode utilisée, « receiver-operating characteristic » (ROC), indique comment la sensibilité et la spécificité varient en fonction du choix d'un point de coupure) et elle permet d'évaluer la capacité de prédiction en fonction de tous les point de coupure potentiels (Pearce and Ferrier, 2000).

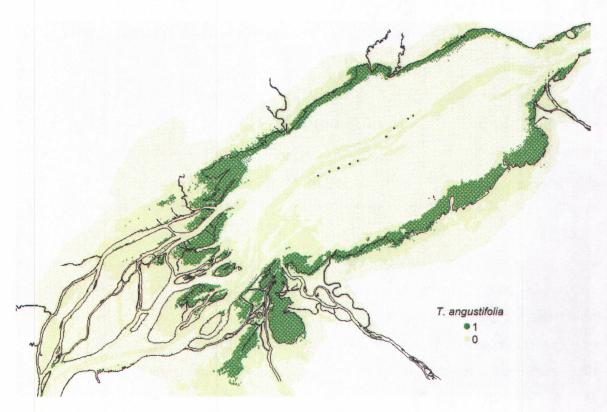


Figure 10 : Cartographie des présences/absences de *T. angustifolia* pour la saison estivale de 1988 au lac Saint-Pierre à un débit moyen de 9500 m³/s.

Le modèle démontre non seulement une bonne capacité de prédiction, mais aussi que la performance du modèle diffère de ce qui est attendu par chance seulement. Cela a été évalué avec le Kappa de Cohen qui donne dans ce cas-ci une valeur de 0,607. Ce test est dérivé des matrices de confusion et il varie entre -1 et 1. Une valeur de zéro pour le Kappa de Cohen signifie qu'il n'y a pas de différence entre les prédictions du modèle et celles obtenues aléatoirement (Fielding et Bell, 1997; Baldi et al., 2000; Manel et al 2001).

Afin d'utiliser les probabilités de quenouilles dans l' IQH_{Typha} , il a été nécessaire de procéder à l'élaboration d'une fonction de transfert entre les probabilités et le modèle d'IQH. Cette fonction permet de déterminer les valeurs de l' IQH_{Typha} et elle est décrite par l'équation suivante :

$$IQH_{Typha} = (1,6667 * P_{Typha}) - 0,5$$

Équation 2

où P_{Typha} est la probabilité de présence de quenouilles calculée par le modèle 2D de quenouilles.

Pour déterminer cette équation, deux bornes ont été établies, une inférieure (0,3) et une supérieure (0,9) (Figure 11). Des valeurs d'IQH_{Typha} ont été attribuées à chacune de ces bornes en se servant des connaissances recueillies sur le rat musqué. Ainsi, une valeur IQH_{Typha} de 0 a été associée à une probabilité de quenouilles de 0,3. Ce seuil a été choisi puisque dans le modèle de quenouilles, le point de coupure de décision optimal est fixé à 0,221 (Morin et al., 2005). Ce qui signifie que les probabilités sous ce seuil sont considérées comme des absences, alors qu'au-delà de cette valeur, elles sont considérées comme des présences. En choississant 0,3 comme seuil, il est assuré qu'une quantité minimale de végétation est présente pour la construction des huttes. Allan et Hoffman (1984) mentionnent qu'un rapport 80 : 20 de végétation émergente et de surface d'eau libre représente un habitat optimal pour l'espèce. Pour le seuil maximal, il a été déterminé en testant les impacts de divers seuils qu'il fallait avoir une excellente probabilité de quenouilles, supérieure à 0,9, pour arriver à illustrer ce rapport. À partir de ce seuil, la valeur d'IQH_{Typha} associée est de 1. Les seuils ont donc été choisis en ayant pour principale préoccupation de tenter d'illustrer le ratio plante émergente et surface d'eau libre d'un habitat optimal. Entre ces deux bornes, les valeurs ont été interpolées linéairement puisque aucune donnée émanant de la bibliographie n'a permis de les déterminer autrement.

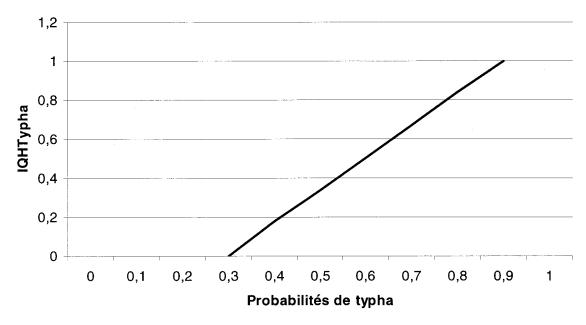


Figure 11 : Fonction de transfert entre la probabilité de présence de *T. angustifolia*. La droite représente les valeurs attribuées à l'IQH_{Typha} en fonction du potentiel d'utilisation de *T. angustifolia* par les rats musqués.

3.2.5.2 IQHProfondeur

La variable profondeur d'eau (IQH_{profondeur}) a été identifiée comme étant très importante lors de l'établissement des huttes à l'automne. Dans la construction de l'IQH, la profondeur a été produite en utilisant la modélisation des niveaux d'eau présentée par Morin *et al.* (2005). Ce modèle permet d'obtenir la valeur du niveau d'eau pour n'importe quel point et n'importe quel quart de mois. Cette valeur, une fois soustraite à celle de la topographie, donne la profondeur d'eau à chacun des points. Pour la production de l'IQH_{Profondeur}, la moyenne de la profondeur des quarts de mois de novembre 1988 a été utilisée (Figure 12).

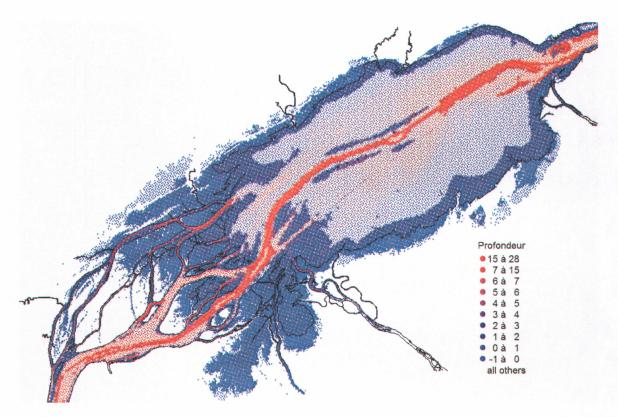


Figure 12 : Cartographie de la distribution des profondeurs (m) pour novembre 1988 au lac Saint-Pierre, à un débit moyen de 9500 m³/s.

Tel que déjà mentionné, les valeurs de niveaux d'eau utilisées en novembre (période de construction des huttes) sont une moyenne pour les quarts de temps du mois de novembre. Par conséquent, le signal de marée présent dans le domaine est lissé. Afin d'en tenir compte, la valeur de l'amplitude de la marée a été ajoutée à la valeur calculée en novembre.

Selon les données tirées de la bibliographie, la construction des huttes s'effectue dans une profondeur d'eau variant entre 15 et 90 cm, avec une préférence marquée pour la gamme de 30 à 70 cm (Bellrose et Brown, 1941; Dilworth, 1966; Léveillé et Bélanger, 1983). Ces données sont utilisées pour permettre l'attribution de valeur d'IQH_{Profondeur} en fonction de la profondeur (Figure 13), tel qu'il a été présenté pour l'IQH_{Typha}. Ainsi, pour des profondeurs se situant entre 0 et 0,3 m, celles-ci correspondant au seuil minimal de disponibilité en eau, l'IQH_{Profondeur} se calcule de la façon suivante :

 $IQH_{Profondeur} = (3,1600 * Profondeur) - 0,0040$

Équation 3

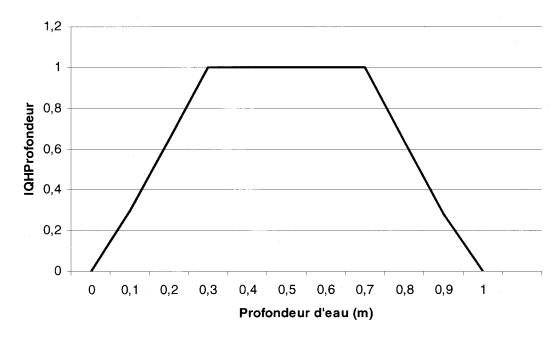


Figure 13 : Fonction de transfert entre la profondeur d'eau et l' IQH_{Profondeur}. La courbe représente les valeurs attribuées à l'IQH_{Profondeur} en fonction du potentiel d'utilisation des profondeurs d'eau par les rats musqués.

Ensuite, la valeur de 1 a été attribuée aux profondeurs se situant entre 0,3 et 0,7 m puisque celles-ci sont considérées optimales pour l'établissement de huttes. En ce qui concerne les valeurs de profondeurs se situant au-delà de 0,7 m, mais qui ne dépassent pas 1 m, les valeurs sont déterminées par l'équation suivante :

$$IQH_{Profondeur} = (-3,3300 * Profondeur) + 3,3350$$
 Équation 4

Pour les valeurs de plus de 1 m, la valeur d'IQH est automatiquement de 0 puisque les huttes ne sont pas construites aussi profondément.

Enfin, l'IQH_{Hutte} peut être calculé sur chacun des nœuds de la grille MIRE avec l'équation 1.

3.2.5.3 Calcul des densités de huttes

L'étape suivant la formulation de l'IQH consiste à transformer les valeurs finales de l'IQH_{Hutte} en densités. Pour ce faire, les données de l'inventaire de 1988 ont été utilisées. La comparaison des valeurs d'IQH avec les densités de huttes de l'inventaire a permis de déterminer deux coefficients, l'un pour les milieux naturels et l'autre pour les milieux aménagés. Ce coefficient multiplie la valeur de l'IQH et il permet d'obtenir la densité de huttes sur une superficie représentée par un nœud de la grille MIRE. Dans le cas des calculs effectués pour le rat musqué, tous les points de densités se trouvent en eaux peu profondes, là où la résolution spatiale de grille est de 80 m. Par conséquent, l'indicateur de performance du rat musqué devrait être utilisé de la manière suivante : le résultat annuel représente, après la mortalité, le nombre de huttes actives par superficie de 6400 m², soit 80 m * 80 m.

Cette étape est particulièrement importante pour la poursuite de l'élaboration du modèle puisqu'il est impossible d'appliquer celui-ci aux différentes séries de niveaux d'eau sans avoir préalablement déterminé les densités de huttes. Puisqu'un coefficient moyen a été utilisé afin de transformer les valeurs d'IQH en densités, une certaine marge d'erreur est par le fait même incluse dans la détermination de ce paramètre. Étant donné que l'objectif du modèle n'est pas de prédire de façon exacte les densités de huttes, mais bien de prédire l'impact relatif des fluctuations de niveau d'eau selon divers plans de régularisation, la marge d'erreur incluse dans la détermination des densités de huttes est dès lors acceptable.

3.3 Définition des paramètres spécifiques du modèle

Le modèle a été développé dans le but de déterminer l'impact des fluctuations hivernales de niveaux d'eau sur l'utilisation des huttes par les rats musqués. Il faut spécifier que le modèle ne prend pas en compte les baisses de niveau d'eau puisqu'elles apparaissent moins problématiques et que leurs impacts sont plus difficiles à prédire étant donné que les rats musqués s'y adaptent plus facilement. Par conséquent, l'algorithme a donc été élaboré uniquement afin de déterminer l'impact des fluctuations de niveau d'eau à la hausse sur l'utilisation des huttes par les rats musqués.

La taille des huttes de rats musqués, qui peut varier d'un milieu à un autre, dépend principalement des emplacements et des matériaux de construction disponibles. Les huttes permettent généralement à leurs occupants de s'adapter à une certaine amplitude de variations du niveau d'eau. Toutefois, les fluctuations qui dépassent les seuils critiques de niveau d'eau vont restreindre l'utilisation des huttes et ainsi causer, directement ou indirectement, une hausse de la mortalité hivernale chez les rats musqués. Pour la création du modèle, des valeurs typiques de dimensions de hutte ont été attribuées aux différents paramètres (Figure 14). Ainsi, les valeurs suivantes ont été fixées en utilisant des données de la littérature : 1) hauteur d'une chambre typique (13 cm); 2) hauteur du plancher de la chambre par rapport à la surface de l'eau (15 cm); 3) hauteur de la hutte (76 cm) et 4) épaisseur minimale des murs pour empêcher l'effondrement (20 cm) (Brown, 1941; Bellrose, 1950; Darchen, 1964; Proulx, 1981; Bélanger, 1982; Léveillé et Bélanger, 1983; Bélanger, 1986; Blanchette, 1991).

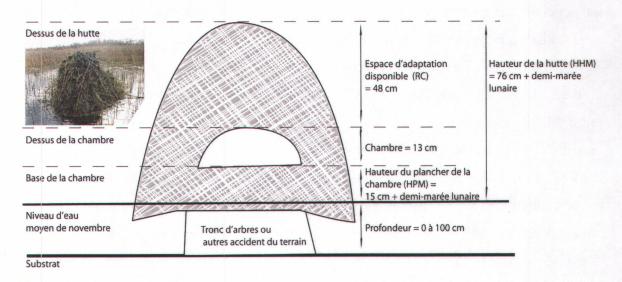


Figure 14 : Définition des principaux paramètres d'une hutte typique utilisés dans le modèle d'utilisation des huttes.

Ces différents paramètres permettent de déterminer la capacité du rat musqué à rehausser la chambre³ à l'intérieur de la hutte, sans que l'efficacité de la hutte ou que sa solidité soient compromises. La capacité de rehaussement de la chambre se calcule de la façon suivante :

Équation 5

$$RC = |HHM - HPM - 13 - 20|$$

où RC est égal au nombre de cm disponibles pour le rehaussement de la chambre (rehaussement du plancher), HHM est égal à la hauteur de la hutte (en cm), HPM est égal à la hauteur du plancher de la chambre (en cm), 13 cm est la dimension de la chambre et 20 cm est l'épaisseur minimale des murs pour prévenir l'effondrement de la hutte.

Lors des travaux de terrain effectués pour ce projet, il a été observé que les rats musqués construisent de plus grosses huttes lorsqu'ils se trouvent dans un milieu où le signal de marée est existant et significatif. Ces observations ont aussi été confirmées par des trappeurs de la région du lac Saint-Pierre. Par conséquent, l'amplitude du signal de marée a été utilisée afin de calculer de nouvelles dimensions pour les huttes se trouvant dans les secteurs où le signal de marée est perceptible, c'est-à-dire dans les milieux non aménagés. Pour ce faire, la valeur de l'amplitude de la marée a été ajoutée à chacun des points de la grille MIRE. Cette valeur correspond à l'amplitude locale de la marée semi-lunaire maximale puisque cette dernière provoque les plus grandes fluctuations, contrairement à la marée semi-diurne qui a un signal moins important (Tableau 1). L'effet de cette marée est perceptible dans le Saint-Laurent fluvial jusqu'à Montréal. Le signal de marée semi-lunaire a une période de 14 jours et son effet maximum se fait sentir à la pleine lune et dans une moindre mesure, à la nouvelle lune (Tableau 1) (Morin et Bouchard, 2000).

³ Lors d'épisodes de remontée du niveau d'eau, les rats musqués grattent le plafond de la hutte afin de rehausser le plancher de la chambre pour se maintenir au sec. Les limites de cette pratique sont intimement liées aux dimensions initiales de la hutte.

Tableau 1 : Fluctuations moyennes approximatives du niveau d'eau liées aux effets de la marée semi-diurne et semi-lunaire (tiré de Morin et Bouchard, 2000)

| Station de niveau | Fluctuations approximatives | |
|------------------------|-----------------------------|--------------|
| | Semi-diurne | Semi-lunaire |
| Jetée n ⁰ 1 | < 1 cm | 15 à 20 cm |
| Contrecœur | 2 cm | 18 à 25 cm |
| Sorel | 5 cm | 25 à 35 cm |
| Port Saint-François | 10 cm | 35 à 45 cm |
| Trois-Rivières | 15 cm | 40 à 50 cm |

Un maillage d'interpolation linéaire triangulaire (TIN) temporaire a été créé afin de transposer la valeur de l'amplitude de la marée aux stations disponibles à chacun des points de la grille MIRE. Dans ce maillage, les valeurs de demi-marée sont interpolées linéairement entre les valeurs connues pour les stations de mesure de niveaux d'eau (Figure 15).

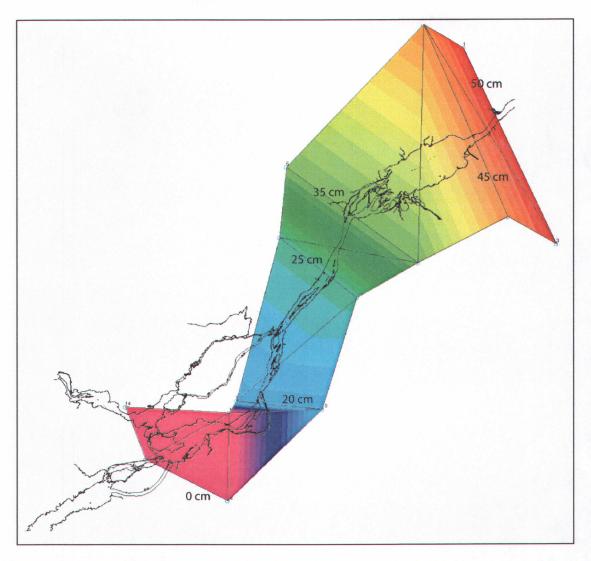


Figure 15 : Maillage d'interpolation triangulaire (TIN) et valeurs de la demi-marée lunaire dans l'ensemble du domaine d'étude.

L'équation déterminant la possibilité de rehaussement de la chambre devient donc la suivante :

$$RC = |(HHM + demi mar\acute{e}) - (HPM + demi mar\acute{e}) - 13 - 20|$$
 Équation 6

Cette possibilité permet d'établir le seuil maximal de la remontée du niveau d'eau avant qu'une hutte ne soit submergée. Lorsque cette capacité est dépassée, la hutte est considérée comme inactive (valeur de 0) dans les calculs, alors qu'elle demeure active (valeur de 1), tant et aussi longtemps que ce seuil n'est pas dépassé. Le nombre de huttes

est réinitialisé en novembre de chaque année, puisque les huttes sont détruites lors de la débâcle.

Cette classification permet d'ajuster les résultats en fonction de l'état de la hutte. Ainsi, le modèle procède en multipliant la « densité de huttes » et la valeur associée à « l'état » de la hutte; l'état est de « 1 » si la hutte demeure active et de « 0 » si la hutte devient inactive suite à une remontée dépassant la capacité de rehaussement du plancher. Seules les huttes actives sont conservées pour l'application du stress sur les huttes. Cette étape est présentée à la prochaine section. Le résultat final est décrit par l'équation suivante :

Densité de huttes ajustée = Densité de huttes * état Équation 7

3.4 Application du modèle

Afin de rencontrer les objectifs du Groupe de travail technique en environnement (ETWG) du Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, une transformation du présent modèle 2D a été produite afin d'intégrer le modèle dans l'environnement simplifié du « Shared Vision Model » (SVM) et du « Integrated Ecosystem Response Model » (IERM) qui ne permet que des modèles dépendant du débit ou du niveau d'eau. De façon générale, la transformation permet de produire, pour un ensemble de conditions hydrologiques possibles (niveaux d'eau et fluctuations), les résultats finaux du modèle (par exemple, le nombre de huttes pour des niveaux moyens de novembre de 4,56 m à Sorel et des fluctuations maximales de 50 cm entre décembre et février). Le détail de cette transformation a été présenté par Morin *et al.* (2005). Tous les résultats des différentes combinaisons de paramètres hydrologiques ont été intégrés dans une matrice de calculs.

La matrice a été établie à partir de huit scénarios de débits qui représentent la gamme des débits pouvant être mesurés à la station de Sorel, ainsi que trois scénarios de quenouilles : bas, moyen et haut (Morin et al., 2005). La distribution annuelle des milieux humides, et donc de la quenouille, est déterminée par les conditions hydrologiques des trois années antérieures à l'année cible. Ces scénarios correspondent à des années typiques qui servent de référence pour la modélisation de la quenouille. Ils correspondent aux années 1965

(bas), 1976 (haut) et 1984 (moyen). Les densités de huttes sont calculées en fonction de toutes ces possibilités, soit 3 scénarios de quenouilles * 8 scénarios de débits.

Par la suite, il est possible d'appliquer le modèle à divers plans de régularisation. L'étape finale de l'application du modèle aux plans de régularisation a été produite dans l'environnement simplifié puisqu'elle ne pouvait pas être intégrée dans la matrice multidimensionnelle.

Ainsi, la valeur du nombre de huttes de l'année cible est modulée par une équation afin de tenir compte des stress liés aux fluctuations. Certaines études ont montré que les fluctuations du niveau d'eau de 15 cm et moins n'avaient pas d'impact (Bélanger, 1982; 1983; 1986). De plus, les tests effectués avec le modèle ont montré que les fluctuations de 75 cm et plus avaient l'équivalent de 100 % d'impact. Le seuil maximal d'impact a été déterminé en effectuant des simulations avec le modèle puisque aucune donnée de la littérature n'était spécifique à ce sujet. La comparaison des résultats du modèle aux observations de terrain permettra de déterminer si ce seuil est réaliste ou non. À partir de ces données, il est possible de construire une équation permettant de quantifier, en pourcentage, l'impact des fluctuations de niveaux. La fonction calculant les impacts dans l'environnement de modélisation simplifié est décrite par l'équation suivante :

Nombre de huttes impactées = 0,0832 * Densité de huttes ajustée - 0,0830 Équation 8

Cette équation provient de la droite représentant les valeurs possibles de stress imputées aux huttes, où 15 cm représente le seuil minimal en deçà duquel les remontées n'ont pas d'impact et 75 cm, celui au-delà duquel toutes les huttes sont inondées (100 % de stress) (Figure 16). Entre ces deux bornes, les valeurs de stress sont interpolées linéairement. L'équation 8 agit en complémentarité avec l'étape précédente sur l'état de la hutte. Bien que les huttes actives soient conservées dans les calculs, elles subissent tout de même un stress pouvant potentiellement limiter leur utilisation, et c'est par cette méthode que l'on en détermine l'ampleur.

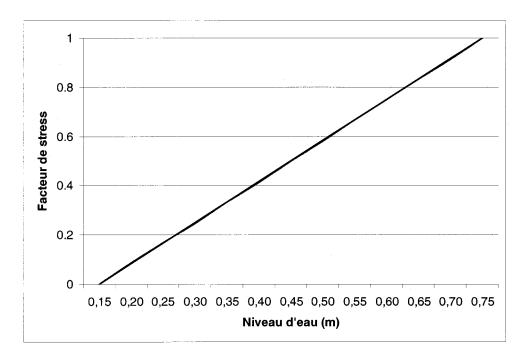


Figure 16 : Fonction de transfert pour l'impact des remontées du niveau de l'eau sur les huttes de rats musqués. La droite représente les valeurs attribuées aux valeurs de stress en fonction d'une valeur de remontée du niveau d'eau.

3.4.1 Analyse des séries de niveaux d'eau des plans de régularisation

L'environnement de modélisation utilisé pour analyser la performance des divers plans de gestion (SVM) est modulé uniquement par les séries hydrologiques (Morin *et al.*, 2005). Cet environnement permet d'obtenir des résultats annuels sur une période de 100 ans pour différentes combinaisons de séries d'apports hydrologiques/plans de régularisation. Le mandat donné par la CMI aux différents groupes de travail est la production de modèles sensibles à l'hydrologie et qui permettent d'analyser l'impact des séries hydrologiques de régularisation sur les composantes de l'écosystème.

Dans le cadre de cette recherche, deux plans de régularisation ont été analysés : 1) le plan 1958-DD qui représente les apports hydrologiques tels que gérés actuellement dans le fleuve Saint-Laurent; et 2) le plan *Pré-Projet* qui représente le système à l'état naturel, soit en absence de régularisation. L'analyse comparative de ces deux plans entre 1900 et 2000 permet de déterminer de quelle façon la régularisation peut avoir influencé la l'indicateur du rat musqué dans le système fluvial.

Afin de comprendre quels sont les facteurs qui influencent la performance de chacun des plans de régularisation, il a été décidé d'analyser les caractéristiques hivernales de leurs niveaux d'eau. Ainsi, les variables suivantes ont été analysées pour chacun des plans de régularisation: 1) le niveau d'eau moyen du mois de novembre; ainsi que les différences de niveau entre la moyenne de novembre et les niveaux d'eau : 2) hivernaux maximaux; et 3) hivernaux minimaux observés durant l'hiver (décembre de l'année en cours, ainsi que janvier et février de la suivante). Ces variables ont été choisies puisqu'elles permettent de caractériser les changements hivernaux de niveaux d'eau durant une période déterminante pour la survie des rats musqués. Il sera ainsi possible de déterminer quels sont les facteurs critiques pour chacun des plans de régularisation. Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel *Statistica* (Version 6). Étant donné que les données ne présentent pas une distribution normale, le test de *Wilcoxon* a été utilisé. Ce test est non paramétrique et il permet de comparer des échantillons en faisant des inférences sur la médiane d'une population (Scherrer, 1984).

3.4.2 Analyse des séries de débits et de niveaux d'eau mesurés

Des séries historiques de niveaux d'eau et de débits ont été analysées dans le but de déterminer si les niveaux d'eau modélisés pour chacun des plans de régularisation sont fidèles à la réalité. Ces analyses revêtent aussi une importance capitale dans la l'approfondissement des connaissances sur le système fluvial d'une part, pour savoir quels sont les impacts réels de la régularisation du système fluvial en 1959 et d'autre part, pour déterminer si d'autres modifications historiques ont un impact sur la survie des rats musqués. Les variables analysées sont : 1) le niveau d'eau moyen du mois de novembre; ainsi que les différences de niveau entre la moyenne de novembre et les niveaux d'eau : 2) hivernaux maximaux; et 3) hivernaux minimaux observés durant l'hiver (décembre de l'année en cours, ainsi que janvier et février de la suivante).

Les analyses ont porté sur trois différentes séries historiques : 1) la série historique de niveaux d'eau mesurés à la station de Sorel au lac Saint-Pierre de 1912 à 1995; 2) la série de débits mesurés à Cornwall (1932-2001) et 3) la série de débits reconstitués à Carillon (1870-2001). Les deux dernières séries ont aussi été analysées afin d'évaluer les

changements survenus et de comparer l'influence relative de chacun de ces affluents situés en amont du lac Saint-Pierre. Pour ces séries, les données sur les débits ont été utilisées puisque, pour comparer l'influence relative de ces deux sources probables de perturbations, il faillait être en mesure de les comparer à partir d'une métrique semblable, en éliminant le plus de facteurs incertains. Les débits ont donc été utilisés puisqu'ils représentent une mesure plus directe des changements survenus puisque les niveaux d'eau sont fonction de plusieurs facteurs. Pour ce qui est de la série de débits de Carillon, elle a été reconstituée en utilisant la série de débits à Grenville (1870 à 1960), à quelques kilomètres en amont de Carillon. Après la construction du barrage de Carillon en 1960, le seuil de Grenville a été ennoyé et les mesures utilisées pour obtenir le reste de la série (1960 à 2001) sont celles qui ont été corrigées à partir des estimations au barrage de Carillon (Morin et Bouchard, 2000; Bouchard et Morin, 2000). Ces analyses sont d'autant plus importantes que la série *Pré-Projet* ne représente pas le système fluvial à l'état naturel puisque les effets de la régularisation de l'Outaouais et du contrôle des glaces y sont inclus afin de faciliter la comparaison avec le plan 1958-DD.

Pour les séries de débits et de niveaux d'eau mesurés, un test bayésien de rupture a été réalisé. Ce type d'analyse permet de déterminer à quel moment un changement, c'est-à-dire une modification des valeurs moyennes, s'est produit sur une série temporelle (Jaynes, 1985). Il est possible d'appliquer ce test même si le point de rupture est *a priori* inconnu. La méthode utilisée dans le cas présent est celle proposée par Lee et Heghnian (1977) et appliquée par Perreault et al. (2000a; 2000). Les résultats obtenus sont des probabilités de *Tau* (point de rupture) ainsi que leur représentation graphique. Celles-ci permettent d'identifier l'année de rupture et d'obtenir l'intervalle de confiance à 90% sur les probabilités de *Tau*, ainsi que le graphique de *Mu* (distribution de la moyenne) qui permet de visualiser les moyennes calculées avant et après le point de rupture. Étant donné que l'objectif de ces analyses n'est pas d'examiner tous les changements existant dans les séries, il a été convenu d'effectuer les analyses de façon à ne détecter que le point de rupture le plus significatif, c'est-à-dire celui ayant le mode le plus élevé. Il a aussi été décidé d'illustrer le point de rupture par la construction d'un graphique du cumul des différences (des différences entre les valeurs et la moyenne) pour chacun des cas. Le

CUSUM (cumulative sum charts) permet d'identifier rapidement les points de rupture dans la ou les séries en question et, selon la pente, il est possible de déterminer l'orientation du changement (Hinkley, 1971; Pettitt, 1980). En général, une pente positive indique que les valeurs tendent à être supérieures à la moyenne a lors qu'une pente négative indique que les valeurs tendent à être inférieures. Ensuite, en faisant les calculs à nouveau par rééchantillonnage (bootstrapping), il est possible de déterminer si les résultats sont réellement différents de l'hypothèse nulle, c'est-à-dire différents de ce qui est attendu par chance (Hinkley et Schechtman, 1987). Pour ces deux types d'analyse, les variables testées sont les mêmes que celles qui ont été utilisées pour les séries de niveaux d'eau modélisés.

3.5 Données de terrain

Les travaux de terrain se sont déroulés dans deux baies au lac Saint-Pierre (Figure 17): la baie de l'île de Grâce, dont le niveau d'eau fluctue au même rythme que celui du fleuve, et la baie Lavallière, dont le niveau d'eau est partiellement contrôlé au moyen de digues. Les travaux d'endiguement ont débuté en 1977 et l'ouvrage a été mis en opération en 1986. Le niveau d'eau a ainsi été fixé à 5,20 m. Ces deux secteurs ont été choisis afin de pouvoir comparer le comportement des différents paramètres étudiés dans un milieu naturel et dans un milieu partiellement contrôlé.

⁴ Cela change si les différences par rapport à la moyenne sont négatives. Dans ce cas, la relation est inverse, c'est-à-dire qu'une pente positive indique que les valeurs tendent à être sous la moyenne et *vice-versa*.

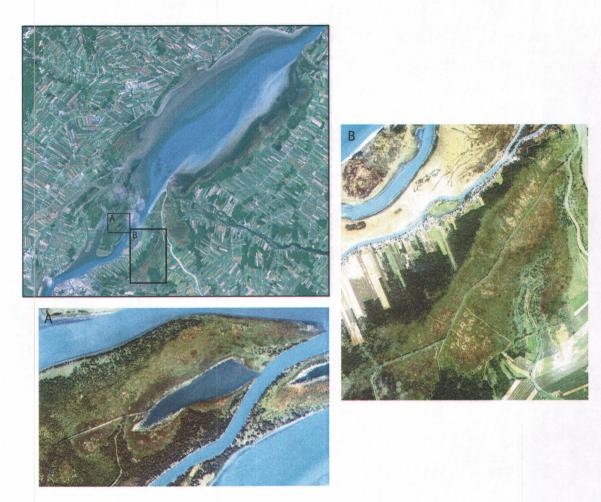


Figure 17 : Sites d'étude situés au lac Saint-Pierre (LANDSAT 7, 2001), A) baie de l'île de Grâce (IKONOS, 2002) et B) baie Lavallière (IKONOS, 2002).

3.5.1 Les exclos

Dans chacune des baies à l'étude, 5 sites de suivi de la végétation ont été installés au début de l'été 2004. Chacun de ces sites se composait de deux « exclos » (zones d'exclusion), espacés de quelques mètres. Les exclos étaient placés dans la végétation émergente, l'un contenant de la quenouille et l'autre pas. Cette méthode a été choisie afin de permettre d'isoler des parcelles de végétation afin de vérifier l'impact des rats musqués sur la végétation émergente et plus particulièrement sur la quenouille. Les exclos faisaient 1 m * 1 m et ils ont été mis en place à l'aide de tiges d'acier longues de 2 m, placées aux quatre coins (Figure 18), et enfoncées dans le sol afin de bien maintenir les exclos en place, tout en empêchant les risques d'intrusion par le dessous. Un grillage

métallique avec une maille de 2,54 cm a été utilisé pour les parois de l'exclos afin d'empêcher les rats musqués de passer au travers.

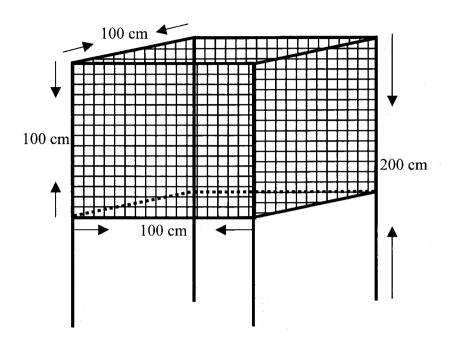


Figure 18 : Schéma des exclos construits pour les suivis de végétation - Année de terrain 2004-2005.

La végétation à l'intérieur de chacun des exclos a été identifiée et la densité de chaque espèce a été évaluée selon une échelle de 1 à 5 (1 étant une faible densité et 5, une densité maximale). Pour chacun des exclos, un quadrat témoin de 1 m * 1 m, situé dans un rayon de moins de 2 m de l'exclos, a été analysé selon les mêmes variables. Les relevés de végétation ont été effectués en juin 2004 à l'installation des exclos, à la fin d'octobre 2004 durant le maximum d'activité de construction de hutte, ainsi qu'à l'été suivant (août 2005), afin d'examiner la repousse dans et à l'extérieur des exclos.

3.5.2 Relevés de végétation

Des relevés de végétation ont été effectués dans chacune des baies en août 2004 afin de déterminer la composition végétale des deux secteurs d'étude et pour comparaison ultérieure de la dynamique végétation – niveaux d'eau. Les données comprennent l'identification des espèces, la détermination de la densité végétale sur une échelle de

1 à 5 (1 étant une faible densité et 5 une densité maximale) et la prise des coordonnées géographiques des quadrats. Ces données ont servi à produire une cartographie des espèces identifiées. Le substrat de base a été identifié et quelques observations sur l'environnement immédiat du quadrat ont aussi été notées. L'échantillonnage a été effectué en choisissant des transects espacés d'environ 200 à 400 m et en effectuant des quadrats de 2 m * 2 m sur chacun des transects afin de bien couvrir les baies à l'étude. Les quadrats étaient choisis aléatoirement sur les transects, en faisant abstraction du type de végétation présent et du gradient de profondeur de façon à ce que toutes les states de végétation aient la même probabilité d'être représenté. La comparaison de la végétation pour chacune des baies a permis d'établir les différences existant entre les deux milieux étudiés et d'identifier par quel phénomène ces différences peuvent être induites. Ces données ont aussi été comparées aux travaux de classification effectués par Jacques (1986), Falardeau et Morin (2000) et par Létourneau et Jean (2005), afin de déterminer l'évolution de la végétation dans les deux sites à l'étude.

3.5.3 Dénombrement des huttes

Deux décomptes de hutte ont été effectués dont l'un à l'automne 2004 et l'autre en février 2005. Le décompte automnal s'est fait en avion, par photographies à l'aide d'un appareil numérique ayant une résolution de 8 Mégapixels. L'appareil utilisé était un Cessna 172 et les survols ont été effectués à une vitesse moyenne de 96 km/h et à une altitude d'environ 150 m. Plusieurs passages au-dessus des sites d'étude ont été effectués afin de photographier le territoire en entier.

Le décompte hivernal a consisté à parcourir les deux baies en motoneige afin d'y recenser toutes les huttes existantes et de noter leur position. Par la même occasion, l'état de la hutte (active ou inactive) a été déterminé en insérant un thermomètre jusqu'à la chambre. Il a été établi que les huttes étaient actives lorsque le thermomètre affichait des températures au-delà de 2°C. Lorsque ce n'était pas le cas, les huttes étaient considérées comme inactives à moins que d'autres signes n'indiquent le contraire (chemin d'accès dégelé, végétation non gelée dans la chambre, etc.). La dimension des huttes a aussi été notée, de même que celle de la chambre lorsque les huttes ont été ouvertes (environ 10

par baies). Les huttes ouvertes étaient ensuite refermées en ajoutant du jute (chanvre de Calcutta) afin de boucher les trous et d'isoler la structure. La hutte était ensuite recouverte de neige, lorsque possible, afin de compléter l'isolation. Les huttes ouvertes ont été choisies de façon à favoriser l'ouverture de huttes abandonnées ainsi que de façon à offrir une couverture maximale des baies. La composition végétale des matériaux de construction a été notée et déterminée jusqu'à l'espèce lorsque l'état de la végétation le permettait. Enfin, l'épaisseur de la couche de glace et la profondeur d'eau ont été mesurées afin de déterminer dans quelle mesure le gel en profondeur affecte l'utilisation des huttes.

3.5.4 Analyses statistiques

Les dimensions (longueur, largeur et hauteur) des huttes et de la chambre, de même que la composition végétale (espèces et associations) des matériaux de construction ont été analysées afin de déterminer si ces caractéristiques différaient entre les baies. Les analyses ont été effectuées en utilisant le logiciel *Statistica*^{MD} version 6 et en utilisant le test de *Wilcoxon*, tel que décrit à la section 3.4.1.

Des classification hiérarchiques ascendantes, qui utilisent le groupement à liens complets, ont été effectuées sur les relevés de végétation afin d'évaluer la structure de chacune des baies en utilisant le logiciel *Statistica^{MD} version 6*. Les analyses de groupement permettent de rassembler des objets selon leur similarité, basée sur le r de Pearson dans ce cas-ci. L'algorithme de Ward a été utilisé puisqu'il fusionne à chaque étape les deux classes qui feront le moins augmenter l'inertie intra-classe et il va conséquemment, regrouper les objets les plus similaires (Ward, 1963).Le groupement à liens complets est une des méthodes de groupement les plus restrictives en ce sens qu'elle demande qu'un objet ne rejoigne un groupe que lorsqu'il est lié au membre le plus distant du groupe et par le fait même, à tous les membres du groupe (Quinn et Keough, 2003). De la même manière, pour qu'un groupe fusionne à un autre, tous ses membres doivent être liés à tous ceux de l'autre groupe à la similarité considérée.

4.1 Modèle d'utilisation des huttes

4.1.1 Relation entre les IQH

Dans cette section, les valeurs IHQ_{Typha-Profondeur-Hutte} sont présentées pour l'année de calibration (1988) afin de montrer les interactions et surtout l'influence de chacune des variables sur les valeurs de l'IQH_{Hutte}. Elles sont présentées pour le secteur en amont du lac Saint-Pierre, ce qui permet d'obtenir une vue détaillée des résultats (Figure 19). En examinant les résultats de l'IQH_{Hutte}, on remarque que, pour obtenir de fortes valeurs d'habitat propices à la construction de huttes, les IQH_{Typha-Profondeur} doivent aussi présenter une combinaison de valeurs fortes, ce qui est logique puisque les deux variables ont un poids égal dans la formulation de l'IQH. Par contre, la profondeur est plus limitative que la distribution de la quenouille sur les valeurs finales. À quelques reprises, il a été possible d'observer que, malgré de bonnes valeurs de l'IQH_{Typha}, l'IQH_{Hutte} reste faible et ce, parce que l'IQH_{Profondeur} montre de faibles valeurs. Ce phénomène s'observe particulièrement au centre des baies. Sur la majorité du territoire, IQH_{Typha} est assez élevé, sauf là où la distribution de la quenouille devient limitée, mais dans ce dernier cas, la profondeur devient aussi restrictive. En fait, l'influence majeure de l'IQH_{Typha} réside dans la distribution spatiale parfois interrompue de la quenouille dans des sites qui ont une profondeur d'eau adéquate. Cela s'observe notamment dans la baie Lavallière (rive sud du lac Saint-Pierre) où l'on remarque que les valeurs d'IQH_{Typha} présentent plusieurs trouées. De façon générale, il est normal que la profondeur soit plus restrictive puisque c'est le principal facteur déterminant le choix d'un site pour l'emplacement d'une hutte. Sur le terrain il a été observé que même s'il y a de la quenouille à un endroit donné, si une profondeur d'eau adéquate n'est pas présente, les rats musqués n'y construiront pas de huttes. De plus, la distribution des profondeurs d'eau adéquate est moins étendue comparativement à celle de la quenouille.

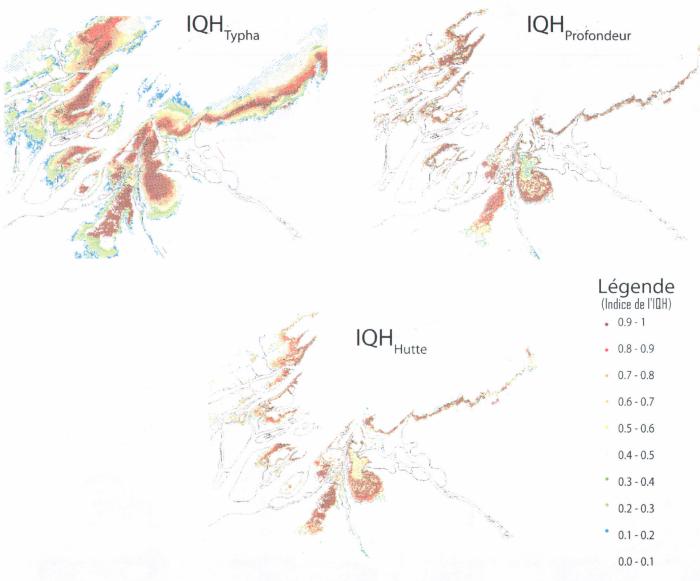


Figure 19 : Valeur des IQH_{Hutte-Typha-Profondeur}, pour l'année 1988 à l'amont du lac Saint-Pierre.

4.1.2 Résultats finaux de l'IQH

Étant donné que les calculs ont été faits pour toutes les combinaisons possibles de scénarios débits/quenouilles, ce qui représente une somme considérable de résultats, il a été choisi de n'en présenter que quelques-uns. Encore une fois, les résultats présentés portent sur 1988, année pour laquelle la calibration a été faite.

Les résultats de l'IQH_{Hutte} sont présentés pour un débit moyen de 9500 m³/s et pour un scénario moyen de quenouilles (Figure 20). Cette combinaison a été choisie car elle représente une année typique tant en terme de débit que de scénarios de quenouilles. Au lac Saint-Pierre, les valeurs maximales d'IQH se concentrent principalement en périphérie du lac ainsi que dans les baies. C'est dans cette partie du tronçon d'étude que se concentrent les valeurs les plus élevées d'habitats, de même que les plus grandes superficies disponibles. Dans les secteurs de Contrecoeur et de Boucherville, les habitats à fort potentiel se situent plutôt sur les îles alors que peu de bons habitats sont disponibles en rives. Ces dernières sont principalement utilisées pour l'agriculture ou l'urbanisation. En ce qui a trait au lac Saint-Louis, les habitats à fort potentiel se trouvent principalement limités aux secteurs des îles de la Paix et à l'île Saint-Bernard, de même qu'à leurs environs immédiats. Ailleurs, les valeurs d'habitats sont très faibles, voire nulles. Ces résultats permettent d'obtenir un très bon aperçu de la distribution des habitats de qualité propices à l'établissement des huttes par les rats musqués. Il est ainsi possible de constater qu'en dehors du lac Saint-Pierre, les habitats propices aux rats musqués sont restreints et que leur distribution est dispersée sur tout le reste du tronçon d'étude.

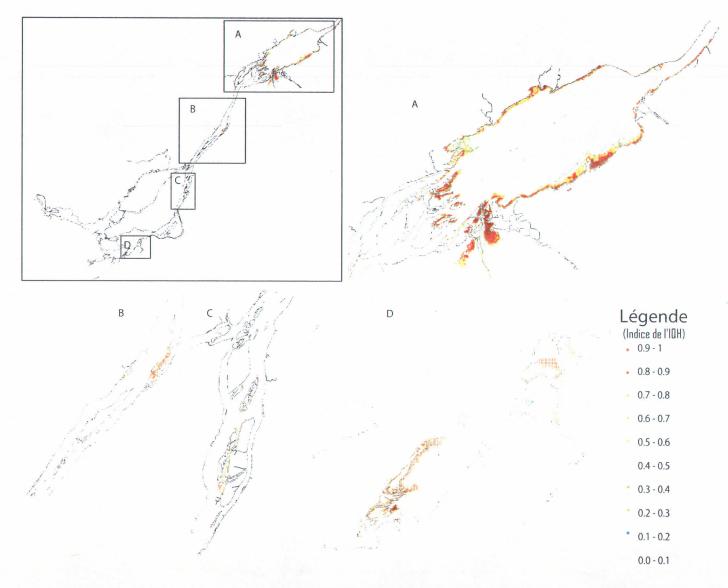


Figure 20 : Cartographie de l'Indice de Qualité d'Habitat sur le tronçon fluvial lac Saint-Louis/Trois-Rivières, pour un débit de 9500 m³/s et un scénario *moyen* de quenouilles.

Les résultats présentés à la Figure 21 montrent les valeurs d'IQH_{Hutte} pour un même débit qu'auparavant (9500 m³/s), mais pour des scénarios de quenouilles *bas* (1965) et *moyen* (1984). Un zoom a été effectué sur la partie amont du lac Saint-Pierre dans le but de montrer des résultats détaillés. Cela permet ainsi de voir comment différents scénarios de quenouilles peuvent influencer les valeurs finales de l'IQH. En ce qui concerne les superficies disponibles en termes de quantité d'habitats, elles demeurent à peu près semblables pour les deux scénarios. C'est dans la qualité de l'habitat que s'établissent les différences majeures. Les valeurs d'IQH sont plus faibles dans le cas des calculs effectués avec le scénario de quenouilles *bas*, étant donné que la quenouille y est plus restreinte. De plus, en ce qui concerne le scénario *bas* de quenouilles, il y a un déplacement des habitats de qualité vers l'étage inférieur du marais. Ces résultats permettent de voir de quelle façon la quantité de quenouilles présente peut affecter les valeurs finales de l'IQH, et causer une diminution importante des superficies d'habitats de qualité. Cette relation est importante puisque les espèces émergentes, particulièrement la quenouille, sont essentielles aux activités d'alimentation et de construction des rats musqués.

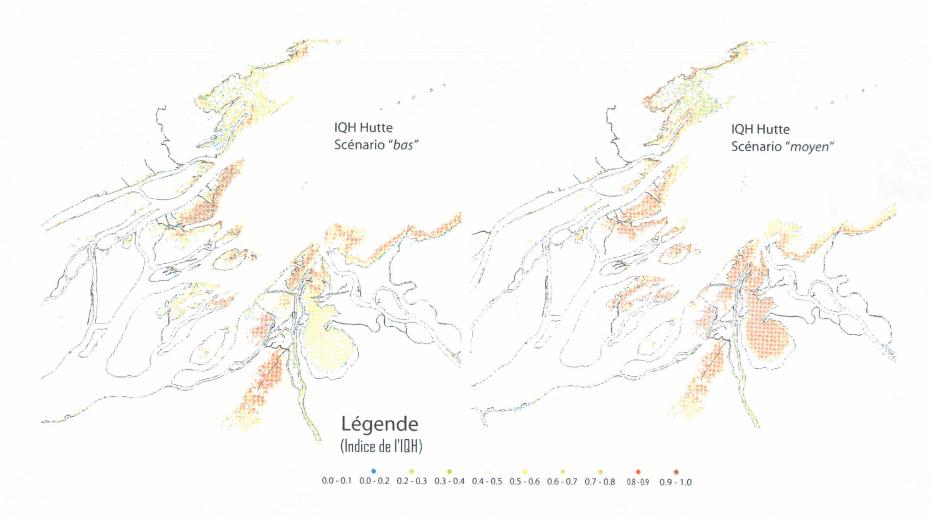


Figure 21 : Comparaison de l'Indice de Qualité d'Habitat du rat musqué pour la région du lac Saint-Pierre, pour un débit de 9500 m³/s et les scénarios de quenouilles bas et moyen.

Dans le cas des résultats obtenus pour différents scénarios de débits en fonction d'un même scénario de quenouilles, les diverses combinaisons montrent des patrons de répartition des milieux humides différents. En effet, dans le cas de niveaux d'eau plus bas, les milieux humides migrent vers le centre des baies et du lac Saint-Pierre, alors que c'est en périphérie de ceux-ci qu'ils se déplacent lorsque les niveaux d'eau sont plus élevés. La qualité des habitats ne varie que lors de l'utilisation de scénarios extrêmes de hauts ou de bas débits, ce qui n'est pas représentatif de la réalité actuelle du tronçon fluvial puisque de tels événements se produisent plutôt rarement.

4.1.3 Détermination du coefficient pour le calcul de la densité

Les coefficients de densité (rapport entre le nombre de huttes et l'IQH) permettent d'estimer les densités de hutte en fonction de la qualité de l'habitat ont été établis en comparant les données du recensement de la FAPAQ de 1988 avec les valeurs d'IQH obtenues pour les mêmes secteurs. Tel que mentionné précédemment, ce recensement a été divisé en deux sous-ensembles de données : l'un pour la calibration du coefficient, et l'autre pour sa validation. Les coefficients ont été obtenus en calculant une moyenne sur les coefficients obtenus par comparaison et en ajustant cette moyenne de façon à obtenir le rendement optimal pour les secteurs d'étude. Il a été possible de vérifier que les coefficients obtenus permettaient de prédire des densités de huttes réalistes en comparant les résultats obtenus avec les densités de huttes des secteurs conservés pour la validation.

Dans le cas des milieux naturels, le coefficient choisi est de 0,86 et il se rapproche de celui calculé pour la plupart des secteurs, bien qu'il soit un peu sous la moyenne (Tableau 2). Cette valeur minimise le plus la marge d'erreur entre les milieux peu productifs *versus* ceux qui le sont plus.

Pour les milieux aménagés, les coefficients calculés sont assez variables et il a été difficile d'établir une valeur qui puisse représenter de façon la plus précise possible l'ensemble des milieux (Tableau 3). Néanmoins, un coefficient de densité de 1,55 a été retenu et il permet une assez bonne représentation de ces secteurs. Ce coefficient a été déterminé en faisant abstraction des secteurs dont la densité de huttes est extrêmement élevée. Pour le secteur de Longue Pointe par exemple, le coefficient calculé est de 15,80.

Il est difficile de déterminer si cette valeur est représentative de la majorité des années, si elle résulte d'une année exceptionnelle durant laquelle les populations ont connu un fort accroissement ou encore si les conditions de terrain locales permettent une plus grande productivité ou survie qu'ailleurs dans le système. Enfin, le coefficient pour les milieux naturels est plus faible que celui des milieux aménagés puisque ces derniers tendent à être plus productifs, très probablement à cause des conditions stables de niveau d'eau hivernal qui y prévalent.

Tableau 2 : Coefficients de densité calculés pour les milieux naturels liant les valeurs d'IQH et le nombre de huttes observées lors du recensement de 1988.

| | Milieux naturels | | |
|------------------------|------------------|-------------------|-------------|
| | Nombre de huttes | Valeurs de l'IQH* | Coefficient |
| Baie Saint-François | 985 | 1062 | 0,93 |
| Île aux Raisins | 26 | 57 | 0,45 |
| Île Plate | 6 | 14 | 0,43 |
| Baie aux Grues | 26 | 29 | 0,91 |
| Île de Grâce | 181 | 174 | 1,03 |
| Dans l'ensemble du lac | 1224 | 1337 | 0,92 |

Tableau 3 : Coefficients de densité calculés pour les milieux aménagés liant les valeurs d'IQH et le nombre de huttes observées lors du recensement de 1988.

| | Milieux aménagés | | |
|------------------------|------------------|------------------|-------------|
| | Nombre de huttes | Valeurs de l'IQH | Coefficient |
| Baie Lavallière | 929 | 603 | 1,54 |
| Longue Pointe | 220 | 14 | 15,80 |
| Dans l'ensemble du lac | 1149 | 776 | 1,48 |

4.1.4 Validation des coefficients choisis

Les secteurs conservés pour la validation ont permis de comparer les densités de huttes calculées à partir des coefficients à celles observées lors du recensement de 1988 (Tableau 4). Faute de données disponibles, il a été impossible d'effectuer la validation

^{*} Les valeurs d'IQH présentées aux tableaux 2 et 3 représentent la somme des valeurs de l'IQH pour le secteur considéré.

pour certains secteurs et années. Néanmoins, les comparaisons effectuées ont permis d'établir que les coefficients choisis permettaient d'obtenir une bonne prédiction du nombre de huttes dans chacun des secteurs où l'exercice était possible. Tel qu'attendu, les erreurs sont maximales pour les milieux aménagés étant donné la grande variabilité de ces milieux. L'erreur est de 18,13 % pour la baie de l'île du Moine. Cette marge d'erreur est acceptable contenu du fait qu'il n'est pas nécessaire de déterminer avec exactitude le nombre de huttes construites dans un secteur pour déterminer l'impact des fluctuations de niveau d'eau.

Il y a moins de variabilité de densité de huttes dans les milieux naturels. Cela explique le fait que le modèle a une meilleure capacité de prédiction pour ces milieux. Les erreurs se situent entre 4,6 et 25 %, sauf en ce qui a trait au secteur de Pointe aux Raisins, où l'erreur est de 58,5 %. Cela s'explique par le faible nombre de huttes recensées pour la superficie du territoire. Les habitats disponibles ne sont donc pas utilisés à leur plein potentiel mais la cause exacte n'a pas été identifiée. Par contre, il est probable que la présence de rives propices aux terriers puisse expliquer le faible nombre de huttes recensées.

Tableau 4 : Densités de huttes calculées par le modèle et observées lors du recensement de 1988 au lac Saint-Pierre. L'île du Moine est un milieu aménagé alors que les autres sont des milieux naturels.

| | Nombre de huttes | | | |
|--------------------|------------------|------------|------------|--|
| | Recensement | Prédiction | Erreur (%) | |
| Île du Moine | 57 | 70 | 18,1 | |
| Pointe aux Raisins | 9 | 22 | 58,5 | |
| Îlets Percés | 155 | 124 | 25,0 | |
| Anse du Fort | 50 | 47 | 6,6 | |
| Baie Maskinongé | 230 | 220 | 4,6 | |

4.1.5 Densité de huttes

Les valeurs d'IQH formant une variable distribuée (x,y), les calculs de densité réalisés avec les coefficients proposés forment également une variable spatialisée; il a ainsi été possible d'obtenir des densités de huttes pour le secteur d'étude en entier (Figure 22). Comme pour les résultats de l'IQH_{Hutte}, les densités sont présentées pour l'année 1988 et

pour une combinaison typique de scénarios, soit un débit de 9500 m³/s et un scénario *moyen* de quenouilles. Tel qu'attendu, les densités de huttes les plus élevées se trouvent dans les secteurs où les valeurs de l'IQH sont également élevées. Par conséquent, il est possible d'observer que les plus grandes densités de rats musqués se trouvent sur le pourtour de la plaine inondable et des îles ainsi que dans les baies. C'est au lac Saint-Pierre que les densités simulées sont les plus fortes. L'identification de ces secteurs est importante afin de déterminer ceux pour lesquels une intervention pourrait être entreprise afin de maximiser la performance du rat musqué. De plus, par l'entremise des diverses combinaisons de scénarios débits/quenouilles, il est possible d'évaluer l'évolution probable de ces secteurs, et donc des populations de rats musqués, en fonction des critères de décision appliqués.

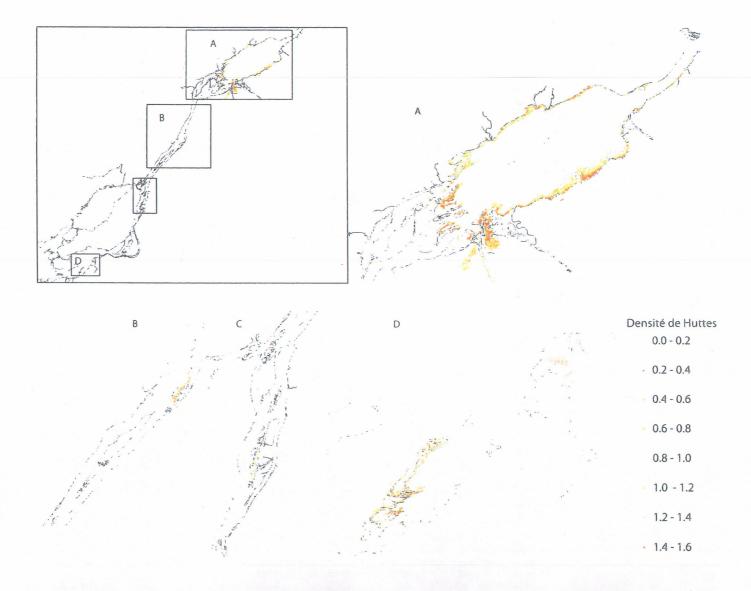


Figure 22 : Distribution simulée des densités de huttes dans le tronçon fluvial lac Saint-Louis/Trois-Rivières pour un débit 9500 m³/s et un scénario *moyen* de quenouilles.

4.1.6 Transfert du modèle vers des relations simplifiées

Avant d'appliquer le modèle aux divers plans de régularisation, une vue agrégée de la situation est nécessaire. Pour ce faire, une agrégation du modèle 2D vers des relations 1D a été réalisée. Cette étape est essentielle à la poursuite des calculs et à l'intégration du modèle dans l'environnement de modélisation de la CMI. Pour effectuer ce transfert et permettre l'application du modèle aux plans de régularisation, une matrice a été créée où tous les calculs de densités sont faits pour toutes les combinaisons scénarios de débits/quenouilles. Le résultat présenté ici ne contient que les calculs pour le scénario de quenouilles *bas*, pour tous les scénarios de débit et pour le secteur du lac Saint-Pierre uniquement (Tableau 5). Pour de plus amples détails, se référer à Morin *et al.* (2005). En plus d'être nécessaire aux calculs des densités, la matrice permet de déterminer le nombre de huttes impactées en appliquant ces résultats aux séries de niveaux d'eau. Les densités finales de huttes sont alors recalculées en fonction des remontées du niveau d'eau afin de fournir pour chaque année le nombre de huttes qui demeurent utilisables par les rats musqués, en fonction de l'état de la hutte et du stress qui y est appliqué.

Tableau 5 : Matrice de calcul des densités de huttes pour chaque combinaison de scénarios quenouilles*débits, pour le lac Saint-Pierre (pour les scénarios de quenouilles : 1 représente l'année de référence 1965 (bas)).

| Débits (m³/s) | Quenouilles | Nombre de huttes |
|------------------|-------------|------------------|
| 5000 | 1 | 7480 |
| 6500 | 1 | 8644 |
| 8000 | 1 | 8782 |
| 9500 | 1 | 7006 |
| 12 000 | 1 | 3880 |
| 14 500 | 1 | 4266 |
| 17 500 | , 1 | 4288 |
| 20 500 | 1 | 3920 |

4.1.7 Application aux plans de régularisation

Le modèle agrégé (1D) a été appliqué à deux scénarios hydrologiques contrastés, soit le plan de régularisation 1958-DD, qui représente la situation existante, et le *Pré-Projet*, qui représente le système à l'état naturel. Les résultats obtenus portent sur le nombre de huttes de rats musqués maintenues actives annuellement. Il a été choisi de présenter les

résultats obtenus pour le lac Saint-Pierre étant donné que de plus grandes densités y ont été observées et parce que les tendances sont similaires pour les autres secteurs du tronçon d'étude. Les résultats montrent qu'il existe des différences quant à la performance du rat musqué dans les deux conditions hydrologiques (Tableau 6). Le plan 1958-DD est plus stable temporellement puisque le nombre de huttes fluctue moins souvent et il chute aussi moins fréquemment vers une valeur nulle (Figure 23). Dans le cas du scénario Pré-Projet, le nombre de huttes actives atteint plus régulièrement zéro et ce, pendant 2 à 3 années consécutives (Figure 23). Au total par contre, un moins grand nombre de huttes actives sont disponibles en regard du plan 1958-DD. Il n'en demeure pas moins que ce dernier est légèrement plus performant grâce à sa plus grande stabilité temporelle. Il est sans doute préférable d'obtenir une activité relativement stable des rats musqués que de générer des périodes d'activités intenses suivies de périodes plus faibles.

En analysant les graphiques, il est aussi possible d'observer des pics intermédiaires de près de 1 000 huttes relativement stables dans le temps. Ces marques intermédiaires s'expliquent très certainement par la contribution des milieux humides aménagés et les marais perchés qui stabilisent la performance des rats musqués à cause de la faible variabilité des niveaux d'eau dans ces milieux. Ceux-ci permettent aux rats musqués d'assurer une présence permanente dans l'écosystème du Saint-Laurent.

Tableau 6 : Nombre de huttes obtenu pour les différents scénarios hydrologiques testés.

| | 1958-DD | Pré-Projet |
|---|---------|------------|
| Somme sur 40 ans | 27 534 | 31 009 |
| Moyenne annuelle | 688 | 775 |
| Maximum atteint | 4972 | 8740 |
| Nombre de fois où la valeur 0 est atteinte | 14 | 18 |
| Nombre de fois consécutives où la valeur 0 est atteinte | 4 | 6 |

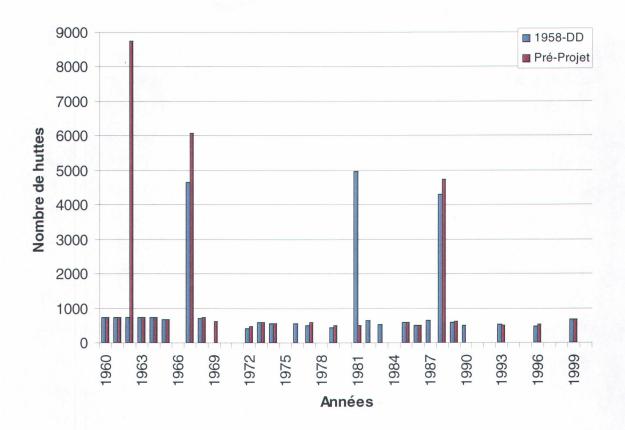


Figure 23 : Nombre de huttes de rat musqué calculées par le modèle pour les scénarios hydrologiques 1958-DD et Pré-Projet au lac Saint-Pierre de 1960 à 2000.

Ensuite, si l'on compare ces deux scénarios pour la période de la première moitié du siècle dernier, soit avant la régularisation de 1959, on remarque qu'il n'y a pas de différence significative entre ceux-ci (Figure 24). Les deux scénarios présentent une tendance similaire jusqu'à la fin de la série, où quelques différences mineures commencent à survenir. Par conséquent, il apparaît évident que la régularisation du Saint-Laurent n'est pas la seule cause de changements des niveaux d'eau durant l'hiver, et que d'autres analyses doivent être faites pour en identifier la source.

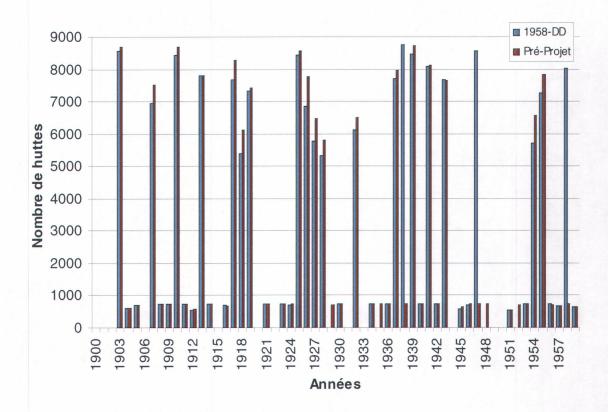


Figure 24 : Nombre de huttes de rat musqué calculées par le modèle pour les scénarios hydrologiques 1958-DD et Pré-Projet au lac Saint-Pierre de 1900 à 1959.

Il est à noter que le scénario *Pré-Projet* ne représente pas tout à fait les conditions du système à l'état naturel car un certain nombre de facteurs ont dû y être inclus afin d'uniformiser les analyses. Ainsi, le scénario *Pré-Projet* représente le système sans la régularisation effectuée par le barrage Moses-Saunders. La gestion des glaces n'est donc pas prise en compte. Cet effet explique probablement une bonne partie de la faible performance globale des scénarios puisqu'en dehors de la variabilité associée à ce facteur, le système devrait présenter des caractéristiques hivernales propices aux populations de rats musqués. La Figure 25 montre l'effet de la glace pour six plans de régularisation pour une moyenne interannuelle (40 ans) de niveau d'eau à la station de Sorel. Cet effet constitue une forme de régularisation des débits et des niveaux d'eau lors de la formation du couvert de glace. La première conséquence consiste en une diminution du débit à la fin décembre-début janvier afin de permettre la formation du couvert de glace. Lorsque celuici est établi, les débits et par conséquent les niveaux d'eau, augmentent durant les mois de

janvier et de février. Cette modulation est appliquée dans le but de minimiser l'impact des changements de débit sur les niveaux grâce à la formation d'un épais couvert de glace. La baisse des niveaux d'eau suivie de hausses successives peut amener une formation extensive de glace en profondeur ainsi que l'ennoiement des huttes. Il est évident que cela peut avoir un impact sur la survie hivernale des rats musqués, surtout lorsque les fluctuations dépassent les seuils critiques.

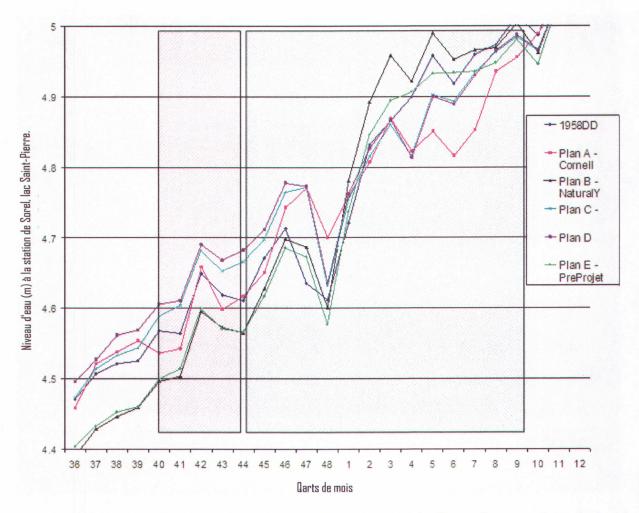


Figure 25 : Vue détaillée de la moyenne interannuelle sur 40 ans de niveau d'eau pour la station de Sorel durant l'automne et l'hiver pour 6, plans de régularisation.

4.1.8 Analyses statistiques des séries de niveaux d'eau modélisés et mesurés

4.1.8.1 Séries de niveaux d'eau modélisés

Tel qu'expliqué dans la méthodologie, les variables choisies pour effectuer les analyses permettent de caractériser les conditions hivernales de niveau d'eau. Ces variables sont : 1) le niveau d'eau moyen du mois de novembre; ainsi que les différences de niveau entre la moyenne de novembre et les niveaux d'eau : 2) hivernaux maximaux; et 3) hivernaux minimaux observés durant l'hiver (décembre de l'année en cours, ainsi que janvier et février de la suivante). L'évolution des différences entre le niveau d'eau moyen de novembre et la valeur maximale atteinte durant l'hiver permet de suivre la tendance temporelle des remontées de niveau d'eau, alors que les différences avec le minimum atteint fournissent un aperçu de la tendance des baisses de niveau d'eau.

Dans un premier temps, il importe de comprendre en quoi les deux plans de régularisation diffèrent et comment ces différences peuvent influencer la performance des rats musqués. Les analyses ont permis de constater que les caractéristiques hivernales des deux plans de régularisation différaient. D'abord, les différences entre le niveau d'eau maximum et la moyenne de novembre sont significativement moins importantes⁵ pour le plan 1958-DD que pour le *Pré-Projet* (Wilcoxon p-valeur : 0,00457) (Figure 26). Ainsi, la régularisation a fait en sorte que les effets des remontées de niveau d'eau par rapport à la moyenne de novembre ont été réduits, comparativement au même système en absence de régularisation (plan *Pré-Projet*).

-

⁵ Des valeurs positives indiquent que le niveau d'eau maximum est plus grand que la moyenne, alors que des valeurs négatives indiquent que le niveau maximum est sous la valeur moyenne de niveau d'eau de novembre.

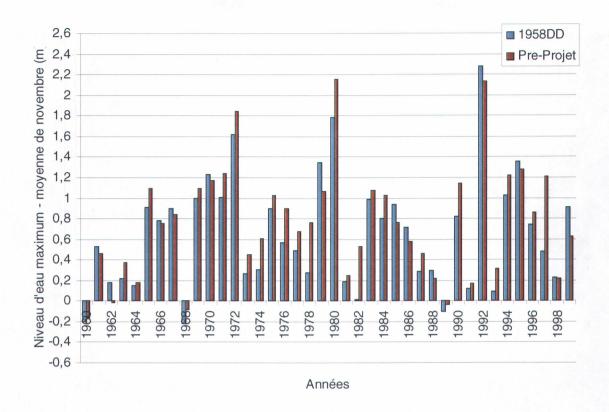


Figure 26: Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal maximal et le niveau moyen de novembre pour les plans de régularisation 1958-DD et Pré-Projet, période de 1960 à 2000 au lac Saint-Pierre.

Ensuite, il a été montré que les deux plans différaient aussi en ce qui concerne les différences calculées entre le niveau hivernal minimum et la moyenne de novembre (Wilcoxon p-valeur : 0,00414) (Figure 27). Les baisses du niveau d'eau sont plus marquées⁶ pour le plan 1958-DD.

⁶ Dans le cas présent, une valeur positive indique que le niveau minimum est au-dessus de la valeur de la moyenne de novembre tandis qu'une valeur négative indique que la valeur minimum est en deçà de la moyenne de novembre.

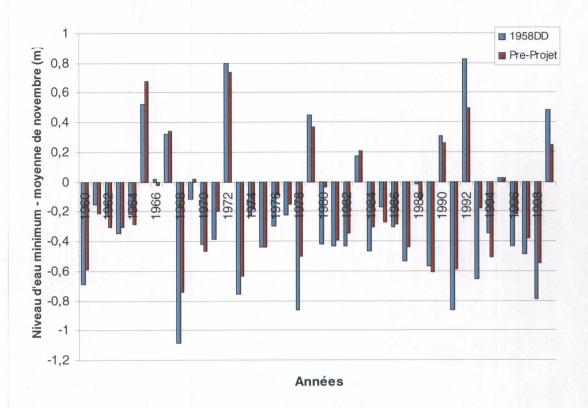


Figure 27 : Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal minimal et le niveau moyen de novembre pour les plans de régularisation 1958-DD et Pré-Projet pour la période de 1960 à 2000 au lac Saint-Pierre.

Enfin, les analyses ont révélé que les deux plans avaient un niveau moyen de novembre différent (Wilcoxon p-valeur : 0,006504), celui-ci étant plus élevé pour le plan 1958-DD (Figure 28), ce qui explique les résultats observés sur les deux graphiques précédents. En définitive, les caractéristiques hivernales du scénario Pré-Projet sont moins propices à la survie hivernale des rats musqués et cela probablement en raison des fortes variations à la hausse du niveau d'eau durant l'hiver. La stabilisation et l'augmentation automnale des niveaux d'eau dans le plan 1958-DD expliquent la performance accrue de ce plan de régularisation. Somme toute, l'augmentation de l'importance des baisses hivernales de niveaux d'eau n'a pas un effet très important sur la performance de ce plan de régularisation, alors que le fait de minimiser les impacts des hausses de niveau d'eau peut faire toute la différence. Ces résultats appuient l'hypothèse qui veut que les baisses de niveau d'eau soient moins problématiques que les hausses à moins d'événements majeurs.

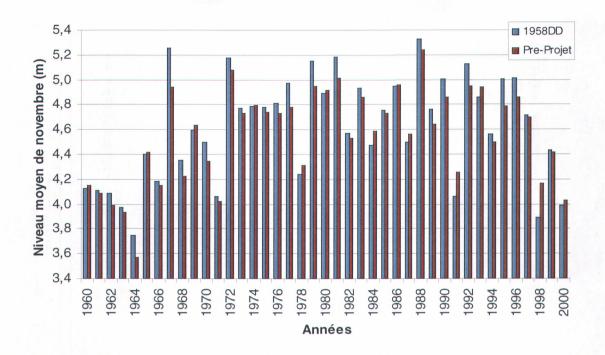


Figure 28 : Évolution temporelle du niveau d'eau moyen de novembre pour les plans de régularisation 1958-DD et Pré-Projet pour la période de 1960 à 2000 au lac Saint-Pierre.

4.1.8.2 Série de niveaux d'eau mesurés

Dans un deuxième temps, il a été convenu de procéder à l'analyse de la série historique de niveaux d'eau mesurés (1912-1995) à la station de Sorel (lac Saint-Pierre) et des séries historiques de débits mesurés à Cornwall (1932-2001) et reconstitués à Carillon (1870-2000) puisque les séries de niveaux d'eau modélisés utilisées dans les deux plans de régularisation ne permettent pas de déterminer précisément quels sont les éléments en cause dans la faible performance du rat musqué. Le détail des résultats est présenté à l'Annexe 3.

Pour la station de Sorel, il a été observé que les différences entre le niveau d'eau hivernal maximum et le niveau moyen de novembre ont varié significativement à travers la série (Figure 29). La figure qui montre les valeurs de CUSUM (Figure 29c) permet de voir qu'effectivement, la série présente bel et bien une rupture. Bien que les distributions des moyennes (*Mu*) se superposent quelque peu à la base (Figure 29b), le point de rupture observé dans la série est significatif. Il est intéressant de noter que, lorsque le point de rupture est situé plus tard dans la série, la première moyenne calculée (courbe rouge) est

mieux définie que la seconde, ce qui se traduit par un écart-type moins important. Cela s'explique par le fait que moins de données sont disponibles pour calculer la moyenne sur la seconde partie de la série. De plus, le CUSUM montre qu'un point de rupture existe bien et que les valeurs, suite au point de rupture, sont supérieures à la moyenne. Ainsi, les différences entre le niveau d'eau hivernal maximum et la moyenne sont moins importantes depuis la rupture identifiée dans la série. Dans le cas présent, l'année de rupture identifiée par le test est 1972 (intervalle de confiance de Tau à 90 % = [1963-1979]. L'intervalle de confiance est assez large et on remarque que plusieurs modes existent, mais c'est celui de 1972 qui a la plus haute valeur (Figure 29d). Cela indique probablement que le point de rupture observé à cet endroit résulte de plusieurs changements successifs et il n'est pas exclu que la régularisation du système par le barrage Moses-Saunders soit un de ces facteurs. Somme toute, quelle que soit la cause de ces changements, cela a très certainement favorisé la survie hivernale du rat musqué puisque selon les mesures historiques de niveau à Sorel, les différences entre la moyenne de novembre et les niveaux maximaux sont actuellement moins élevées en hiver que durant la période pré-régularisation. Ces résultats concordent avec ceux obtenus lors de l'analyse des séries de niveaux d'eau modélisés et plus particulièrement avec le plan 1958-DD.

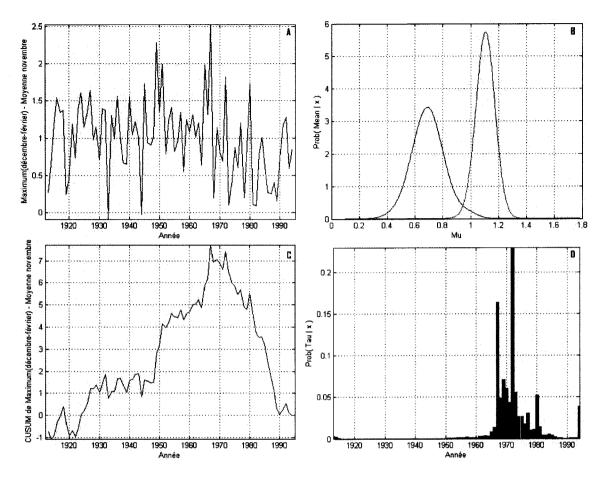


Figure 29 : Analyse des différences entre le niveau d'eau hivernal maximum et le niveau moyen de novembre mesurés à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995 :

A) évolution temporelle; B) *Mu*; C) CUSUM; et D) *Tau*.

L'analyse des différences entre le niveau hivernal minimum et la moyenne de novembre a révélé que cette variable n'a pas changé de façon significative (Figure 30), bien qu'une diminution des valeurs se produit vers la fin de la série (Figure 30a). Comme on le voit sur la Figure 30c, le CUSUM montre une grande variabilité sur toute la série et les courbes des moyennes se superposent (Figure 30b), ce qui démontre qu'il n'y a pas de changement significatif. Il faut aussi noter que les fortes probabilités de *Tau* (Figure 30d) observées au tout début ou en fin de série, ne sont pas prises en compte étant donné qu'elles ne peuvent pas être comparées à des données à la fois avant et après. Une façon de contrevenir à cela consiste à donner une probabilité de zéro à ces années, tout en laissant une probabilité uniforme pour les autres années. Peut-être qu'avec des données futures, il sera possible de détecter un changement, mais pour l'instant la tendance n'est

pas significative. Lors des analyses effectuées sur les séries modélisées, le plan 1958-DD avait montré une tendance à l'augmentation des différences pour cette variable par rapport au scénario *Pré-Projet*. Par contre, cet effet ne se fait pas sentir au lac Saint-Pierre pour la série historique mesurée à Sorel où aucun changement n'a été détecté pour cette variable.

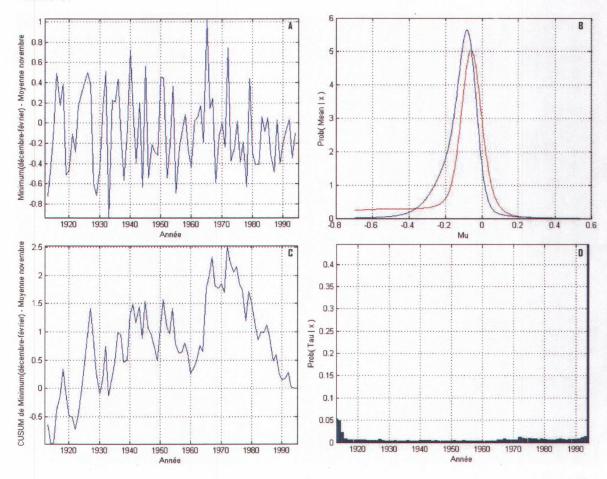


Figure 30 : Analyse des différences entre le niveau d'eau hivernal minimum et le niveau moyen de novembre mesurés à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995 :

A) évolution temporelle; B) *Mu*; C) CUSUM; et D) *Tau*.

L'analyse sur les niveaux d'eau mesurés à Sorel a aussi mis en évidence que le niveau moyen de novembre a changé de façon significative (Figure 31). Sur la Figure 31a qui présente l'évolution temporelle, on remarque que les changements observables sont la stabilisation de la variabilité interannuelle des niveaux moyens de novembre, de même qu'une augmentation du niveau moyen (pente négative du CUSUM). Le CUSUM (Figure 31c) permet d'observer que le point de rupture est très net et il est aussi possible de voir

que les courbes de *Mu* ne se superposent presque pas (Figure 31b). La date déterminée pour le changement est 1966, avec un intervalle de confiance pour *Tau* à 90 % très court = [1963 1970] (Figure 31d). Ces résultats attestent que c'est effectivement la stabilisation et l'augmentation du niveau moyen de novembre qui sont responsables de la diminution des différences entre le niveau hivernal maximal et cette variable. Encore une fois, ces résultats concordent avec ceux obtenus lors des analyses effectuées sur les plans de régularisation, qui présentent aussi une augmentation du niveau d'eau moyen de novembre pour la série post-régularisation.

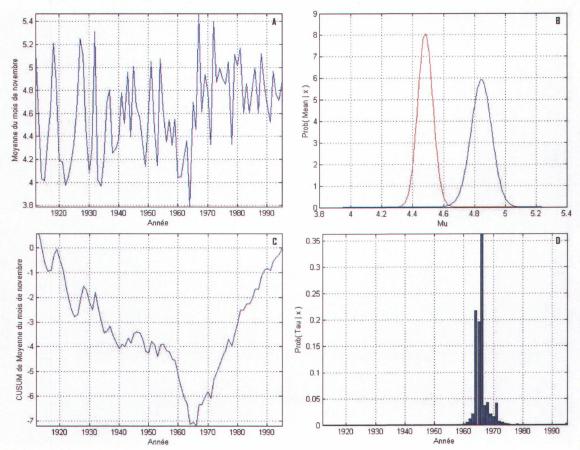


Figure 31 : Analyse du niveau moyen de novembre mesuré à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995 : A) évolution temporelle; B) *Mu*; C) CUSUM; et D) *Tau*.

Les analyses réalisées sur les séries de débits mesurés de Cornwall et de Carillon permettent d'évaluer les changements survenus et de comparer l'influence relative de chacun de ces affluents situés en amont du lac Saint-Pierre. Ces analyses sont utiles pour connaître le moment approximatif auquel des changements se sont produits. Les analyses

ont montré que les différences entre le débit hivernal maximal et la moyenne de novembre n'ont pas changé significativement sur toute la série (Figure 32). À l'exception de quelques années montrant des valeurs extrêmes (voir CUSUM, Figure 32c), la série maintient la même cyclicité jusqu'en 2001. Bien que les valeurs de *Tau* (Figure 32d) soient plus élevées sur la portion de la série entre 1970 et 1990, la superposition des courbes de *Mu* (Figure 32b) montre que les changements ne sont pas significatifs et cela résulte très probablement de la grande variabilité dans la série qui empêche d'y voir une tendance quelconque.

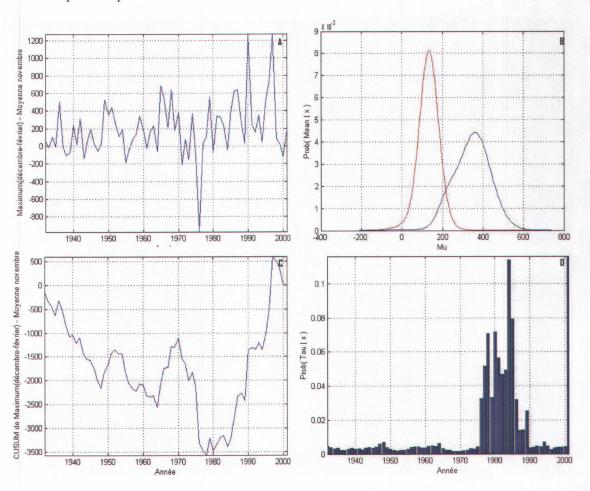


Figure 32 : Analyse des différences entre le débit hivernal maximum et le débit moyen de novembre mesurés à la station de Cornwall, 1932-2001:

A) évolution temporelle; B) *Mu*; C) CUSUM; et D) *Tau*.

Les différences entre le débit hivernal minimal et la moyenne de novembre ne montrent pas de changements significatifs avant 1971 (intervalle de confiance pour *Tau* à 90 % =

[1965 1970]) (Wilcoxon p-valeur = 0,903175) (Figure 33). Après cette date, les baisses de débit sont plus marquées (Figure 33a). Il faut noter que l'intervalle à 90 % de *Tau* n'inclut pas l'année de rupture. Ceci est particulier, mais s'explique par le plateau que l'on observe avec le CUSUM (Figure 33c) et les forts modes observés avec les probabilités de *Tau* (Figure 33d). Bien que l'année 1971 soit celle avec le plus haut mode, de fortes valeurs sont observées autour et ce sont ces valeurs qui définissent l'intervalle à 90 %. À 95 %, 1971 fait partie de l'intervalle de confiance (Annexe 3). Enfin, plusieurs points de rupture hautement significatifs existent sur cette série. Les courbes des moyennes montrent que ces dernières sont nettement différentes (Figure 33b). Ces mêmes résultats ont été observés lors des analyses effectuées sur les séries de niveaux d'eau des plans de régularisation, mais dans une moindre mesure. Par contre, cela ne s'observe pas au niveau de la station de Sorel où aucun changement n'a été détecté pour la variable différence entre le débit hivernal minimal et la moyenne de novembre.

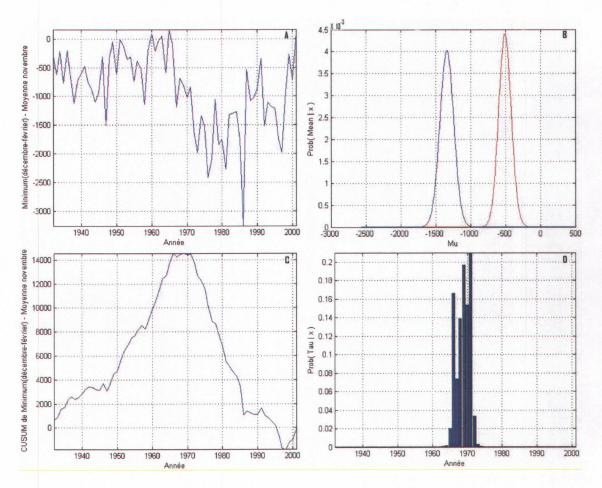


Figure 33 : Analyse des différences entre le débit hivernal minimum et le débit moyen de novembre mesurés à la station de Cornwall, 1932-2001:

A) évolution temporelle; B) *Mu*; C) CUSUM; et D) *Tau*.

En ce qui a trait au débit moyen de novembre, il est significativement plus élevé après 1966 (intervalle de confiance pour Tau à 90 % = [1964-1968]) (Figure 34d). L'intervalle calculé est très court et cela s'explique par le fait que le point de rupture est très net. La Figure 34d (probabilités de Tau) montre que les variations sont bel et bien concentrées autour de 1966. Les figures des CUSUM (Figure 34c) et de Mu (Figure 34b) montrent que le point de rupture identifié est effectivement très net et que les moyennes, qui sont d'ailleurs bien définies, sont significativement différentes l'une de l'autre.

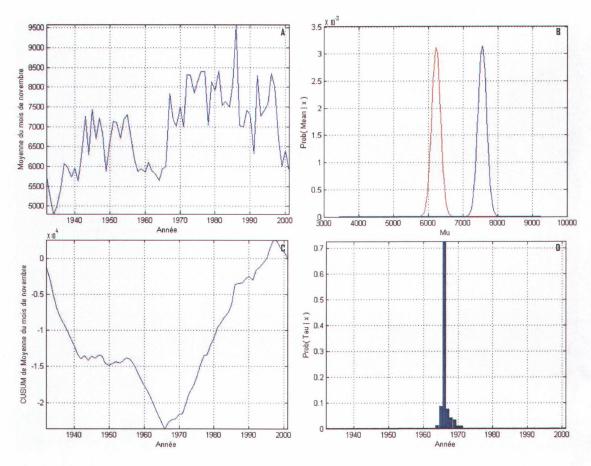


Figure 34 : Analyse du débit moyen de novembre mesuré à la station de Cornwall, 1932-2001: A) évolution temporelle; B) *Mu*; C) CUSUM; et D) *Tau*.

La série de débits à Carillon a été reconstituée en utilisant les données de deux stations de mesures afin d'obtenir une série qui s'étale de 1870 à 2001 (Morin et Bouchard 2000). Il est possible de voir que les différences entre le débit hivernal maximal et le débit moyen de novembre ont changé de façon significativement différente (Figure 35). Les différences calculées après 1958 (intervalle de confiance pour Tau à 90 % = [1953 1960]) sont nettement plus élevées que celles calculées pour le reste de la série. Le CUSUM va dans le même sens car la pente est négative (Figure 35c). Les distributions calculées pour Mu ne se superposent pas, attestant que le point de rupture est hautement significatif car les moyennes calculées sont nettement différentes avant et après le point de rupture (Figure 35b). Encore une fois, les probabilités de Tau sont bien regroupées autour de 1958, attestant que le point de rupture se situe clairement autour de cette période. Ce changement va à l'encontre de ce qui a été observé auparavant pour les séries de niveaux

d'eau mesurés et modélisés au lac Saint-Pierre. Il est certain que l'augmentation de l'incidence des hausses de niveau d'eau après 1958 ne favorise pas la survie hivernale des rats musqués.

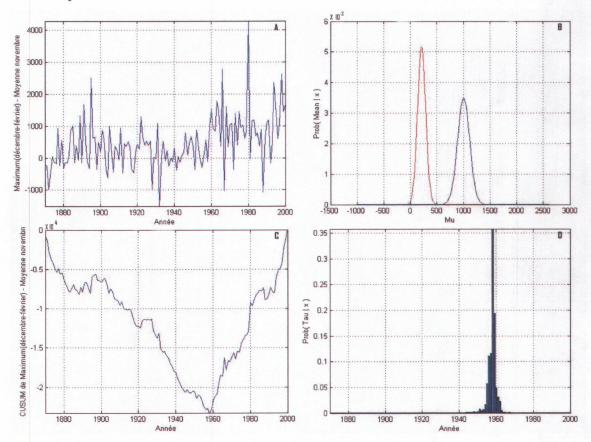


Figure 35 : Analyses des différences entre le débit hivernal maximum et le débit moyen de novembre mesurés à la station de Carillon, 1870-2001:

A) évolution temporelle; B) *Mu*; C) CUSUM; et D) *Tau*.

Les résultats obtenus pour les différences entre le débit hivernal minimal et la moyenne de novembre montrent que pour cette variable, les changements se produisent plutôt vers 1941 (intervalle de confiance pour Tau à 90 % = [1927 1947]) (Figure 36). Après cette période, les changements sont de plus grande amplitude (Figure 36a). Les CUSUM montre que le changement se produit assez nettement, mais étant donné la variabilité de la série (Figure 36c), il est plus difficile d'obtenir un intervalle de confiance restreint pour les valeurs de Tau. De plus, plusieurs modes élevés sont observés sur cette figure, ce qui suppose que plusieurs autres changements ont pu survenir à cette période (Figure 36d). Malgré tout, les courbes de Mu ne se superposent qu'à leurs extrémités, ce qui montre que

le changement détecté est significatif. Cela semble indiquer que les interventions survenues sur la rivière des Outaouais (Morin et Bouchard, 2000) ont influencé la survie hivernale du rat musqué.

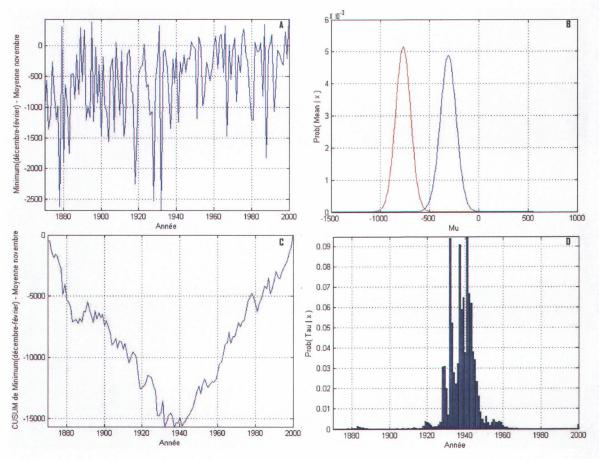


Figure 36 : Analyse des différences entre le débit hivernal minimum et le débit moyen de novembre mesurés à la station de Carillon, 1870-2001:

A) évolution temporelle; B) *Mu*; C) CUSUM; et D) *Tau*.

Dans le cas du débit moyen de novembre, la série diffère après 1966 (intervalle de confiance pour Tau à 90 % = [1925 1974]). Le débit moyen devient légèrement plus élevé, mais surtout plus stable (Figure 37). Le point de rupture est ciblé sur l'année 1966 bien que beaucoup de variations se produisent autour de cette année. Par les probabilités de Tau (Figure 37d), on remarque qu'un changement se produit aussi vers les années 1920, sans qu'il soit très significatif. Le CUSUM montre aussi des écarts assez importants, suggérant qu'encore une fois, que d'autres changements importants se sont produits (Figure 37c). Quant aux moyennes, elles se superposent à leurs bases et elles

sont assez évasées. Il est possible que la variabilité importante observée dans la série fasse en sorte que les moyennes sont moins bien définies, même si le point de rupture est significatif. Ainsi, il est plus que probable qu'une grande variabilité observée dans le système puisse être attribuée à la rivière des Outaouais. En effet, les ruptures de séries tendent à se produire plus tôt et des changements contraires à ceux observés sur les autres portions du système ont été trouvés.

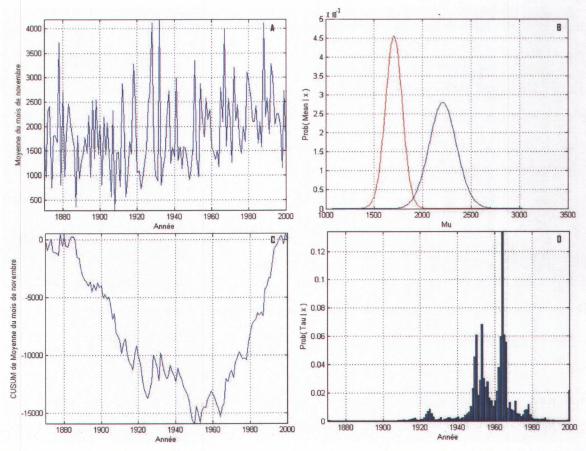


Figure 37 : Analyse du débit moyen de novembre mesuré à la station de Carillon, 1870-2001:
A) évolution temporelle; B) *Mu*; C) CUSUM; et D) *Tau*.

4.2 Données de terrain

4.2.1 Les exclos

Les exclos ont permis de constater que la végétation des deux baies à l'étude n'était pas exploitée par le rat musqué à son maximum d'intensité, principalement dans la baie Lavallière. Les résultats obtenus montrent qu'aucune différence n'est observée entre la

végétation recensée à l'intérieur des exclos, que ce soit avec ou sans quenouilles, et celle des quadrats témoins (Annexe 4).

Dans la baie Lavallière, la quenouille est présente en assez grande densité et les rats musqués n'ont pas été assez limités pour tenter d'avoir accès à la végétation à l'intérieur des exclos. Il n'a donc pas été possible de restreindre de façon importante l'accès des rats musqués à la quenouille. Les rats musqués ont construit leurs huttes dans des endroits adjacents aux sites des exclos, sans toutefois s'en approcher ou utiliser la végétation des sites témoins.

Dans la baie de l'île de Grâce, la distribution de la quenouille est plus restreinte et les rats musqués ont construit leurs huttes très près des exclos. Par contre, la végétation présente dans la parcelle témoin n'a pas été utilisée, exception faite d'une hutte construite en appui sur l'exclos, ce qui explique que certaines différences n'ont pu être détectées. Il semble que les rats musqués n'aient pas tenté d'approcher près des exclos, alors qu'après une certain distance, environ 1 à 2 m, la quenouille présente était utilisée. Mentionnons aussi que, lors de l'acquisition des données, il a été remarqué que, dès que les quenouilles étaient présentes, que ce soit dans un ou l'autre des sites d'étude, une hutte était construite à proximité ou dans la zone de quenouilles. Toutefois, les ébauches construites aux endroits qui n'avaient pas une profondeur d'eau adéquate ont été abandonnées.

La Figure 38 montre deux exclos construits dans la baie Lavallière, entourant de la quenouille et le deuxième entourant de la végétation émergente sans quenouille. Les exclos se sont avérés efficaces pour empêcher l'intrusion de rats musqués à l'intérieur. Toutefois, pour de meilleurs résultats, il aurait été nécessaire d'isoler plus de parcelles de végétation afin de restreindre réellement l'accès des rats musqués à la quenouille, de même qu'il aurait été nécessaire d'associer un plus grand nombre de parcelles témoin à chacun des exclos. Une autre solution possible aurait consisté à évaluer l'étendue des parcelles de quenouilles avant et après la construction des huttes, ce qui n'aurait pas nécessité l'installation d'exclos.



Figure 38 : Exclos construits pour isoler des parcelles de végétation avec de la quenouille (audessus) et sans quenouille (en dessous) dans la baie Lavallière.

4.2.2 Caractéristiques des huttes

Une campagne de terrain a été effectuée en février 2005 afin de dénombrer les huttes, de noter leur position, d'en mesurer les dimensions incluant celles de la chambre à l'intérieur, d'en déterminer l'état et d'analyser la composition végétale des matériaux de construction (Annexe 5). Dans un premier temps, ces données ont permis d'établir des comparaisons entre les deux secteurs à l'étude dont l'hydrologie diffère, soit la baie Lavallière (milieu contrôlé) et la baie de l'île de Grâce (milieu naturel). Dans un deuxième temps, l'acquisition de ces données était nécessaire afin d'obtenir une meilleure compréhension de la construction des huttes et de la possible influence du rat musqué sur la végétation émergente puisque cela n'a pas été possible avec les exclos.

Les dimensions (longueur, largeur, hauteur) des huttes et des chambres ont été analysées en utilisant le test de Wilcoxon afin de comparer les caractéristiques des huttes dans chacune des baies. Ces analyses ont permis d'établir que, pour les dimensions des huttes, seule la hauteur est significativement différente dans les deux milieux (Tableau 7). La moyenne pour cette variable dans la baie de l'île de Grâce (91,81 cm) est nettement supérieure à celle de la baie Lavallière (72,33 cm). Cela concorde avec l'hypothèse qui stipule que l'hydrologie locale peut affecter les dimensions des huttes, tel qu'observé sur le terrain (Figure 39). En effet, les rats musqués de la baie de l'île de Grâce doivent se prémunir contre la marée qui a une amplitude de 25 à 35 cm dans ce secteur (

Tableau 1 Tableau 1), alors que le niveau de la baie Lavallière est fixé à 5,20 m.

Tableau 7 : Résultats de la comparaison des dimensions de huttes. BL signifie baie Lavallière et BG; baie de l'île de Grâce.

| Paramètres | BG (moyenne en cm) | BL (moyenne en cm) | Wilcoxon p-valeur |
|------------|--------------------|--------------------|-------------------|
| Longueur | 87,4414 | 79,6712 | 0,2489 |
| Largeur | 75,6897 | 66,6986 | 0,0765 |
| Hauteur | 32,8276 | 21,8182 | 0 |









Figure 39 : Photographies de huttes typiques observées sur les sites d'étude.

En ce qui concerne les dimensions de la chambre, elles ne sont pas significativement différentes et ce, pour tous les paramètres testés (Tableau 8). Ainsi, peu importe la dimension des huttes, la chambre garde sensiblement la même dimension. De façon générale, la chambre est construite de façon à n'accueillir que de 1 à 2 individus.

Tableau 8 : Résultats de la comparaison des dimensions de la chambre. BL signifie baie Lavallière et BG; baie de l'île de Grâce.

| Paramètres | BG (moyenne en cm) | BL (moyenne en cm) | Wilcoxon p-valeur |
|------------|--------------------|--------------------|-------------------|
| Longueur | 41,50 | 34,3636 | 0,5198 |
| Largeur | 32,0 | 28,2727 | 0,3739 |
| Hauteur | 24,50 | 19,1818 | 0,0912 |

4.2.3 Composition végétale des huttes

L'identification des végétaux qui ont servi de matériaux pour la construction des huttes est une étape complémentaire à celle des exclos. Les végétaux ont été identifiés sur toutes les huttes recensées à l'hiver 2004-2005, soit 145 huttes pour la baie Lavallière et 76 pour la baie de l'île de Grâce. Ces analyses ont permis de déterminer les espèces les plus souvent utilisées et celles qui sont le plus souvent associées. Ces analyses ont été réalisées pour chacune des deux baies à l'étude.

4.2.3.1 Baie Lavallière

Dans ce secteur, les espèces les plus souvent utilisées comme matériel de construction pour les huttes sont le rubanier à gros fruits et la quenouille (*Typha spp.*) (Figure 40). Il n'est pas surprenant d'observer que ces espèces soient celles le plus souvent associées comme matériaux de construction (Figure 41) car elles poussent sensiblement aux mêmes endroits. Ensuite, les végétaux les plus souvent associés sont le rubanier et le butome à ombelles (*Butomus ombellatus*). Ce sont principalement la disponibilité des espèces et leur répartition qui déterminent leur utilisation ainsi que leur association comme matériaux de construction. La grande abondance du rubanier, de même que la gamme de profondeurs auxquelles cette espèce peut être retrouvée (milieu terrestre avec nappe phréatique affleurant jusqu'à 0,8 m (Fleurbec, 1987), font en sorte qu'elle est utilisée en

plus grande proportion comme matériau de construction. Le butome représente quant à lui une espèce très largement distribuée dans la baie Lavallière. Cette espèce se retrouve habituellement en association avec le rubanier et elle peut pousser dans une profondeur allant jusqu'à 2 m (Fleurbec, 1987). Il est aussi intéressant de noter que, bien que le butome soit abondamment distribué dans le milieu d'étude, il n'apparaît pas comme principal matériel de construction. Il est probable que ses petites tiges, peu rigides, ne soient pas prisées pour la construction des huttes. Les rats musqués recherchent la quenouille en priorité et à défaut de quenouille, le choix se porte sur le rubanier ou sur d'autres plantes émergentes. Bien que les exclos n'aient pas permis d'observer cela, il semble néanmoins que la quenouille soit particulièrement prisée.

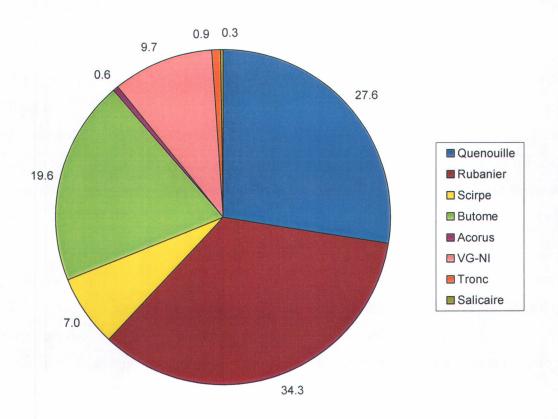


Figure 40 : Fréquences d'utilisation (%) des espèces végétales pour la construction des huttes dans la baie Lavallière au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005. VG-NI signifie végétaux non identifiés.

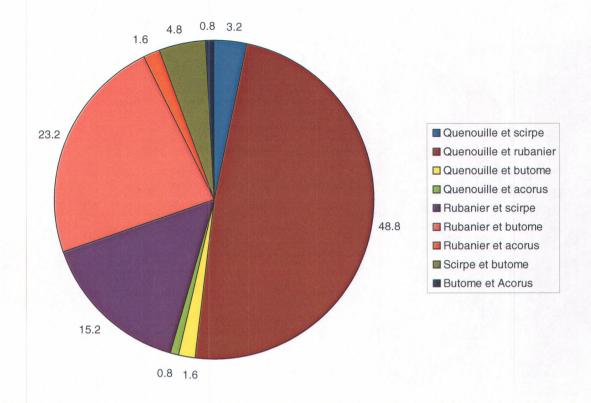


Figure 41 : Fréquences des associations végétales (%) les plus communément observées pour la construction de huttes dans la baie Lavallière au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005.

4.2.3.2 Baie de l'île de Grâce

Plusieurs différences ont été observées dans la composition végétale des deux baies à l'étude. Dans le cas de la baie de l'île de Grâce, l'espèce la plus souvent utilisée pour la construction des huttes est le scirpe (*Scirpus spp.*) (Figure 42). Cette espèce est particulièrement abondante dans la baie de l'île de Grâce et elle pousse à des profondeurs propices, voire même préférentielles, pour l'installation des huttes par les rats musqués : 0,3 m de préférence pour le scirpe fluviatile (*Scirpe fluviatilis*), le plus commun dans la baie de l'île de Grâce, alors que les autres espèces peuvent pousser dans des profondeurs allant jusqu'à 2 m (Fleurbec, 1987).

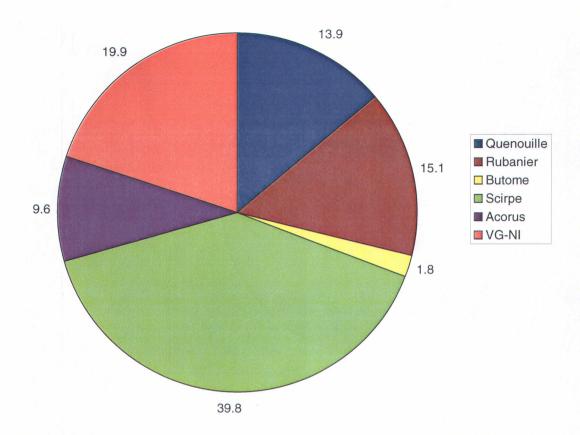


Figure 42 : Fréquences d'utilisation (%) des espèces végétales utilisées pour la construction des huttes dans la baie de l'île de Grâce au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005. VG-NI signifie végétaux non identifiables.

En ce qui a trait aux associations, c'est le scirpe et le rubanier qui dominent, suivis par le scirpe et l'acorus roseau (Figure 43). L'acorus a été identifié dans les îles de Sorel comme étant une plante de choix pour les rats musqués (De Koninck, 2000).

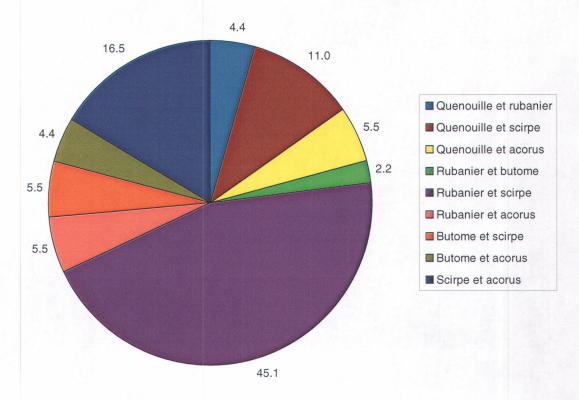


Figure 43 : Fréquences des associations végétales (%) les plus communément observées pour la construction de huttes à la baie de l'île de Grâce au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005.

Il est surprenant de constater que, même si le butome à ombelles est abondant dans la baie de l'île de Grâce, il fut peu utilisé pour la construction des huttes. Cela confirme l'hypothèse qui stipule que le butome ne représente pas une plante très propice pour la construction des huttes. Dans cette baie, beaucoup de plantes propices à la construction poussent. Le scirpe a été identifié à quelques reprises comme une alternative intéressante qui compense l'absence de quenouilles (Errington, 1943; Mousseau et Beaumont, 1981; Traversy et al.; 1994).

Bien que la quenouille ne soit pas présente en très grande quantité dans cette baie, les rats musqués vont utiliser cette espèce de préférence aux autres lorsqu'elle est accessible. En effet, il est possible de remarquer que la quenouille fait partie de plusieurs associations et donc, que c'est sa faible disponibilité qui restreint son utilisation. Dans la baie de l'île de Grâce, une hutte a même été construite en appui contre un exclos, ce qui permet de penser que les rats musqués ont tenté d'accéder à la quenouille ainsi isolée (Figure 44).



Figure 44 : Hutte construite à même l'exclos dans la baie de l'île de Grâce, automne 2004.

4.2.4 Dénombrement et état des huttes

En raison de la difficulté de géoréférencer les photographies aériennes, et surtout parce que celles-ci ne permettaient par l'identification des huttes avec certitude, les photographies aériennes n'ont pas été utilisées. L'altitude minimale de vol étant trop élevée, il était en effet impossible d'y discriminer les huttes des amas de végétation. Il est recommandé d'effectuer de tels relevés en hélicoptère ou, le cas échéant, d'utiliser une technique de photographie plus précise. Il apparaît maintenant évident que, même si l'avion représente une solution beaucoup plus économique, les contraintes de vitesse et de hauteur minimale ne forment pas une situation idéale pour ce genre d'étude.

4.2.4.1 Baie Lavallière

Un total de 145 huttes ont été dénombrées dans le secteur de la baie Lavallière à l'hiver 2004-2005. Près de 79,3 % d'entre elles étaient inactives (Tableau 9). La majorité des unités abandonnées étaient celles dont les chemins d'accès étaient complètement gelés, celles qui étaient construites dans des arbustes ou celles qui ont été l'objet de prédation. Beaucoup de huttes abandonnées étaient situées dans un secteur où le couvert de glace

atteignait le fond, et c'est le plus souvent en périphérie de la baie que cela s'est produit. Comme seulement 20,7 % des huttes ont été trouvées actives, il est probable que les rats musqués aient cherché refuge ailleurs dans la baie. D'ailleurs, les huttes construites dans les bosquets semblaient récentes et, le plus souvent, elles étaient construites avec un mélange de boue et de végétation en décomposition. De plus, la présence d'une épaisse couche de neige dans ce secteur (Figure 46) a probablement favorisé la construction de niches de neige ou d'abris temporaires afin de pallier à la désactivation des huttes. Cette situation est très différente de celle qui a été observée pour la baie de l'île de Grâce où il n'y avait peu ou pas de neige.

Tableau 9 : Nombre de huttes dénombrées dans la baie Lavallière, classées selon leur état : active ou inactive

| | Nombre | Pourcentage (%) |
|----------|--------|-----------------|
| Active | 30 | 20,7 |
| Inactive | 115 | 79,3 |
| Total | 145 | 100 |

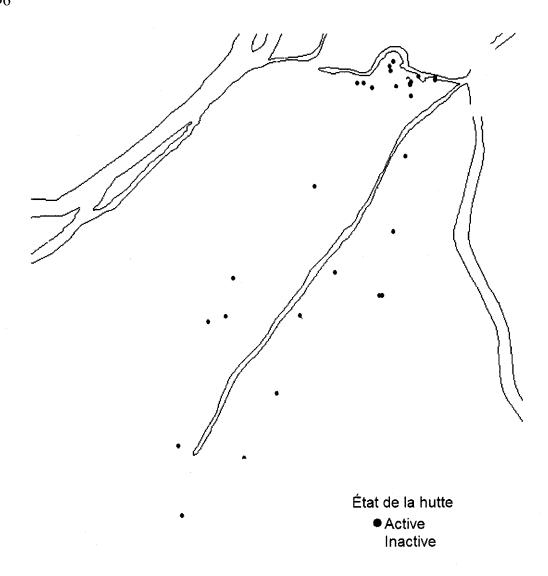


Figure 45: Cartographie et état des huttes dans la baie Lavallière au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005.



Figure 46 : Aperçu général de la baie Lavallière : une épaisse couche de neige recouvrait le marais.

La Figure 47 et la Figure 48 présentent les distributions de fréquence des observations d'épaisseur de glace et d'eau. Les données proviennent de 20 mesures effectuées aléatoirement sur le territoire de la baie Lavallière. Les mesures étaient réparties de façon à couvrir toute la superficie. La couche de glace, qui variait entre 35 et 75 cm, se trouvait principalement associée à la périphérie du marais, là où on observait le plus souvent une absence d'eau. L'épaisseur du couvert de glace au centre du marais était moindre, entre 35 et 49 cm, et une couche d'eau variant entre 10 et 40 cm y était associée. Ces données expliquent le fait qu'une bonne proportion des huttes construites à l'automne ait été abandonnée puisque la majorité d'entre elles ont été construites en périphérie du marais. C'est à ces endroits que la profondeur d'eau devait être la plus propice à l'automne. Tel que mentionné un peu plus haut, il est probable que les rats musqués aient trouvé refuge ailleurs dans la baie en construisant d'autres refuges sous l'épaisse couche de neige. D'ailleurs, au moment du recensement, les trappeurs de la baie avaient déjà commencé à marquer les huttes et grâce à cela, il a été observé que plusieurs des endroits marqués étaient en réalité des niches de neige ou encore des huttes d'alimentation.

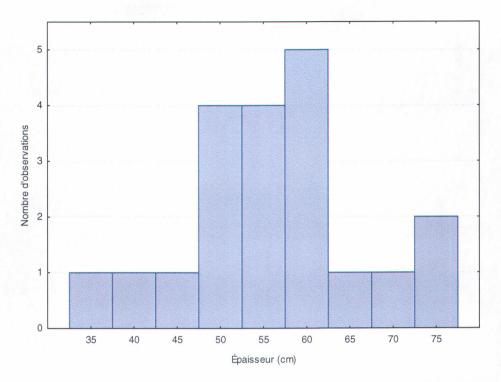


Figure 47 : Fréquence des épaisseurs de glace dans la baie Lavallière à l'hiver 2004-2005.

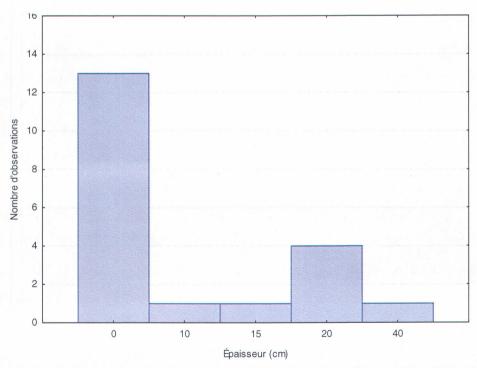


Figure 48 : Fréquence de l'épaisseur d'eau dans la baie Lavallière à l'hiver 2004-2005.

En certains endroits où la glace s'était développée jusqu'au fond du marais, des rats musqués morts ont été observés à quelques reprises dans les huttes (Figure 49). Il semble que ces individus, pourtant en bonne santé selon les observations faites, n'aient pu quitter leur refuge. Dans un des cas, le rat musqué mort depuis peu, était prisonnier de la glace dans le chemin d'accès à la hutte (Figure 49, photo du bas). Cette situation est particulièrement étrange et rien dans l'examen externe des carcasses n'a permis de déterminer la cause du décès. Il est probable que ces individus aient été soumis à des conditions extrêmes pour rester ainsi dans leur hutte et y mourir de cette façon.





Figure 49 : Rats musqués morts depuis quelques heures, apparemment en bonne santé dans la baie Lavallière en février 2005.

Dans la baie Lavallière, il a aussi été remarqué qu'une forte pression de prédation sévissait et que celle-ci était principalement causée par le vison. Une faible activité de prédation par des renards a aussi été observée, du moins en ce qui concerne l'ouverture des huttes. De nombreuses huttes ont été ouvertes par des visons et ce, sur la majorité du territoire de la baie Lavallière (Figure 50). Il a même été observé, dans les cas où les rats musqués ne pouvaient fuir sous l'eau, que ceux-ci étaient sortis à l'extérieur pour tenter de se trouver un abri sous la neige. Sur 145 huttes dénombrées dans la baie Lavallière, autour de 13,91 % ont été ouvertes par un vison, alors que 0,04 % des prédateurs demeurent inconnus. Il est important de mentionner que ces résultats ont été acquis après seulement trois jours d'observation. Les huttes qui avaient été ouvertes par un prédateur avant les observations de terrain ont tout simplement été notées comme inactives. Il est probable que l'extension de la glace en profondeur, associée à la forte pression de prédation, ait causé l'abandon de plusieurs huttes, sans pour autant signifier une mortalité extrême dans la population de rats musqués de ce secteur.



Figure 50 : Hutte ouverte par un vison dans la baie Lavallière.

4.2.4.2 Baie de l'île de Grâce

L'hiver 2004-2005 a présenté des conditions assez difficiles pour les rats musqués de la baie de l'île de Grâce. Les observations ont montré que plusieurs huttes avaient été abandonnées, et que d'autres ont été réutilisées malgré qu'elles aient été submergées antérieurement. Ce secteur a subi une élévation⁷ du niveau de l'eau d'environ 0,77 m durant l'hiver (Figure 51). Il en est résulté que la majorité des huttes ont été submergées et gelées (Figure 52).

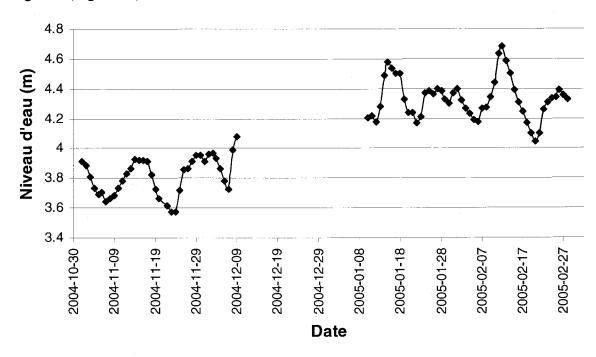


Figure 51 : Niveau d'eau en moyenne journalière à la station de Sorel au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005.

⁷ La différence entre le niveau atteint à la fin octobre et le niveau maximum atteint en février 2005.







Figure 52 : Huttes prises sous ou dans la glace dans la baie de l'île de Grâce en février 2005

Durant cet hiver, l'alternance de pluie et de neige, et probablement aussi le vent, ont fait en sorte que peu de neige était présente à la surface de ce milieu. Cela a vraisemblablement été défavorable pour les rats musqués, qui ne pouvaient se construire d'abris sous la neige ou s'y cacher des prédateurs. De plus, l'addition de toutes ces conditions a provoqué l'expansion du couvert de glace en profondeur dans la partie du marais où les huttes étaient construites. Au total, 76 huttes ont été dénombrées dans la baie de l'île de Grâce (Tableau 10, Figure 53). Il est probable qu'en réalité il y ait eu plus de huttes que le nombre observé en février 2005 puisque celles-ci étaient très difficiles à trouver sous la glace (Figure 52). Le dénombrement effectué sur le terrain a montré que 55 % des huttes étaient inactives, c'est-à-dire qu'elles étaient complètement gelées et que les chemins d'accès étaient impraticables. 45 % des huttes étaient actives, mais très peu d'entre elles étaient en bonne condition puisqu'elles avaient été débouchées et réutilisées par les rats musqués. Si les huttes débouchées et réutilisées n'avaient pas été classifiées actives, il n'y aurait eu en réalité qu'une très faible proportion de huttes actives en bonne état dans cette baie. Plusieurs huttes ont même été trouvées complètement remplies de glace (Figure 54).

Contrairement aux huttes en bonne condition, la végétation de celles qui avaient été réutilisées était complètement gelée. Il est possible de déterminer que la hutte est réutilisée puisque le plancher de la chambre est recouvert avec de la végétation submergée et parce que les rats musqués avaient creusé des chemins d'accès dans la glace, parfois même lorsqu'il y avait absence d'eau. En comparaison, une hutte en bonne condition est gelée à l'extérieur, mais dès que l'on passe la couche superficielle externe, la végétation est humide et tiède au toucher. Le plancher de la hutte est recouvert de végétation émergente et les chemins d'accès sont à l'eau libre (Figure 55). Les rats musqués n'ont pas eu d'autres choix que de tenter de remettre en état les huttes inondées. Des abris temporaires construits avec de la végétation submergée en marge de la zone profondeur du marais ont même été observés, là où il restait une bonne profondeur d'eau sous la glace (Figure 56, photographie du bas). Aucune trace de prédation n'a été observée dans ce secteur, probablement à cause du fait que l'accès aux huttes était difficile puisque ces dernières étaient sous la glace.

Tableau 10 : Nombre de huttes dénombrées dans la baie de l'Île de Grâce, classées selon leur état : active ou inactive

| | Nombre | Pourcentage |
|----------|--------|-------------|
| Active | 34 | 45 |
| Inactive | 42 | 55 |
| Total | 76 | 100 |

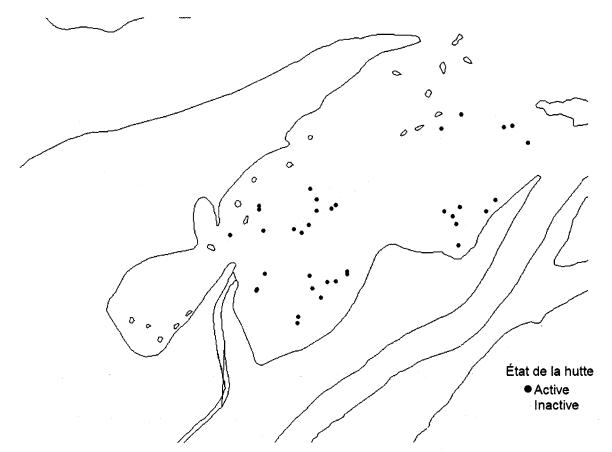


Figure 53 : Cartographie et état des huttes dans la baie de l'île de Grâce au lac Saint-Pierre à l'hiver 2004-2005.





Figure 54 : Huttes inondées, gelées et inactives en février 2005 - Baie de l'île de Grâce.



Figure 55 : Intérieur d'une hutte active; de la végétation fraîche tapisse le plancher de la chambre et les chemins d'accès sont à l'eau libre.

Les rats musqués de la baie de l'île de Grâce ont aussi dû faire face à la destruction des huttes par les cerfs de Virginie. En effet, des cerfs ont tenté d'accéder à la végétation encore verte contenue dans les huttes en les grattant. Plusieurs huttes ont ainsi été détruites (Figure 56). L'hiver 2004-2005 a donc été particulièrement pénible pour les chevreuils de cet endroit et quelques carcasses de ces animaux en mauvais état de santé ont été retrouvées (Messier, P., Comm. Pers, 2005).







Figure 56 : Huttes piétinées et détruites par des chevreuils, baie de l'île de Grâce, hiver 2004-2005.

Enfin, les données sur l'épaisseur de la couche de glace et d'eau libre ont été mesurées dans 28 trous effectués aléatoirement dans la baie de façon à en couvrir la superficie. L'épaisseur de la couche de glace variait principalement entre 60 et 70 cm dans ce secteur (Figure 57). Contrairement au cas de la baie Lavallière, cette couche de glace n'était pas uniquement associée à la périphérie du marais. En effet, des épaisseurs de glace de plus de 80 cm ont été observées même au centre de la baie. Dans la majeure partie des cas, il n'y avait pas d'eau libre sous le couvert de glace (Figure 58), et même la boue sous la glace était gelée. Cela n'était pas le cas dans la baie Lavallière où, malgré l'absence d'une couche d'eau libre, il subsistait un mélange d'eau et de vase sous la glace que les rats musqués pouvaient probablement exploiter pour leurs déplacements. Dans le secteur de la baie de l'île de Grâce, cette situation fut très certainement problématique pour les rats musqués qui ont été forcés de trouver d'autres façons de se déplacer. De plus, il n'y avait pas de couche de neige présente dans la baie et il est certain que si les rats musqués ont eu à se déplacer sur la glace, cela les a rendus plus vulnérables à la prédation.

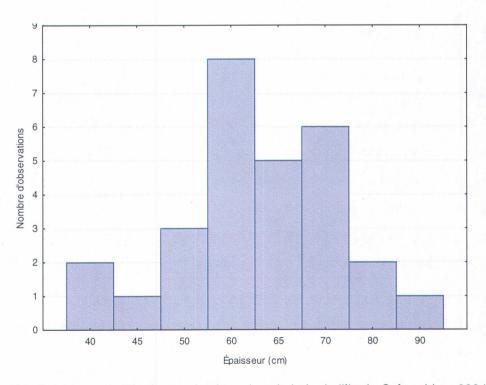


Figure 57 : Fréquence de l'épaisseur de glace dans la baie de l'île de Grâce, hiver 2004-2005.

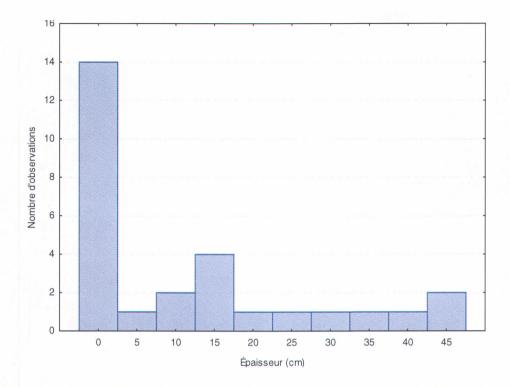


Figure 58 : Fréquence de l'épaisseur d'eau libre dans la baie de l'île de Grâce, hiver 2004-2005.

4.2.5 Relevés de végétation

4.2.5.1 Association végétale et structure

Une classification ascendante hiérarchique a été effectuée sur les espèces végétales dans chacune des baies afin de voir de quelle façon celles-ci se regroupent en elles. La méthode du groupement à liens complets a été utilisée. La végétation a été examinée à l'intérieur de 93 quadrats dans la baie Lavallière et de 69 quadrats dans la baie de l'île de Grâce. Le seuil d'analyse des groupements a été fixé à 0,05. Cette limite peut paraître assez sévère, mais étant donné que toutes les espèces se regroupent à des distances (r de Pearson) assez faibles, le seuil choisi permet d'identifier les groupements principaux.

Dans le cas de la baie Lavallière, trois groupes sont observés (Figure 59). Le premier comprend deux espèces : la sagittaire dressée (*Sagittaira rigidata*) et la zizanie aquatique (*Zizanie aquatica*) qui se retrouvent en eaux profondes, à la limite du marais profond avec vagues. Le deuxième groupe consiste en un mélange de plantes aquatiques : le butome à ombelles, la quenouille à feuilles étroites, la rorippa amphibie (*Rorripa amphibia*) et le rubanier à gros fruits, ainsi que des espèces de milieux humides : la cicutaire bulbifère

(Cicuta bulbifera), le lycope d'Amérique (Lycopus americanus), l'onoclée sensible (Onoclea sensibilis) et la renouée écarlate (Polygonatum coccineum) et terrestres : la grande ortie (Urtica dioica) et lythrum salicaire (Lythrum salicaria). Les espèces de milieux humides et terrestres profitent de la présence de matelas flottants pour s'installer dans la partie profonde et peu profonde du marais puisque les matelas flottants leur offrent un habitat relativement sec. Le troisième groupe comporte des espèces retrouvées dans le marais peu profond : la barbarée vulgaire (Babarea vulgaris), le gaillet palustre (Galium palustre) et le scirpe fluviatile, malgré qu'elles puissent proliférer à de plus grandes profondeurs, et où la présence de matelas flottants favorise aussi l'installation d'espèces de lieux humides et terrestres : la léersie faux-riz (Leesia oryzoides) et le phalaris roseau.

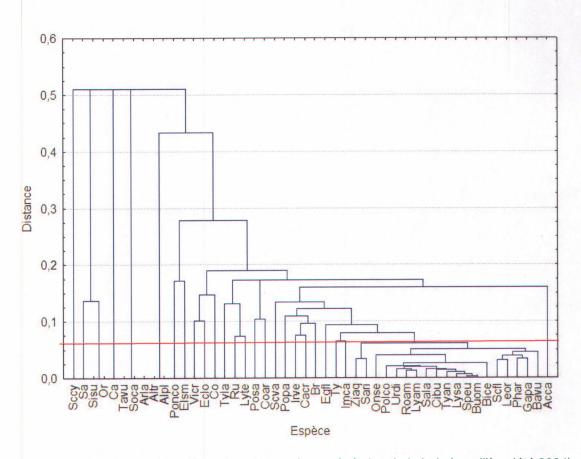


Figure 59 : Dendrogramme effectué sur les espèces végétales de la baie Lavallière (été 2004). L'algorithme de Ward a été utilisé et la distance calculée avec le r de Pearson.

Les groupements identifiés pour la baie de l'île de Grâce sont différents et ils comportent moins d'espèces plutôt terrestres. Cela facilite la distinction entre les différents étages du marais. Deux groupes ont été identifiés (Figure 60). Le premier groupe est constitué d'espèces qui se situent à la limite entre le marais profond et peu profond : la quenouille à feuilles étroites, le rubanier à gros fruits, la sagittaire latifoliée (Sagittaria latifolia), le scirpe fluviatile et le scirpe vigoureux (Scirpus validus), et d'une espèce plus terrestre : le phalaris roseau. Le deuxième groupe est constitué d'espèces retrouvées dans la portion du marais qui correspond aux eaux profondes et non affectée par les vagues : l'acorus calamus, le butome à ombelles, l'éléocharide de Small (Eleocharis smalli), la prêle fluviatile (Equisetum fluviatile) et le scirpe souchet (Scirpus cyperinus), de même qu'une espèce terrestre : le lythrum salicaire.

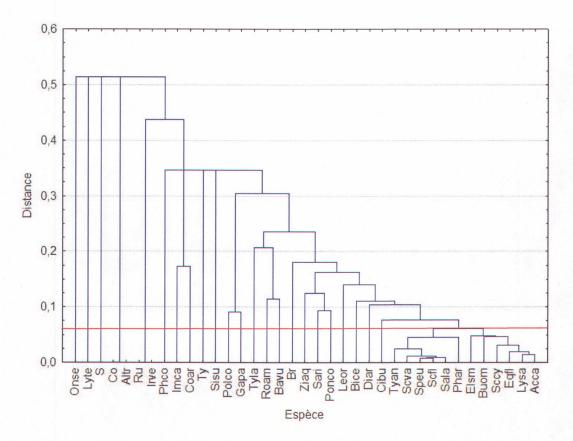


Figure 60 : Dendrogramme effectué sur les espèces végétales de la baie de l'île de Grâce (été 2004). L'algorithme de Ward a été utilisé et la distance calculée avec le r de Pearson.

Les deux baies comportent des groupements qui se ressemblent au niveau des espèces émergentes. Cependant, la baie Lavallière montre un assemblage plus riche et diversifié en termes d'espèces. Cette baie a une richesse plus élevée (48 espèces) comparativement à la baie de l'île de Grâce (37 espèces). La présence répandue de matelas flottants dans toute la baie Lavallière explique que des espèces plutôt terrestres côtoient les espèces du milieu aquatique.

Les matelas flottants se sont développés depuis l'endiguement de la baie et ils sont maintenant stabilisés puisque aucune perturbation majeure ne vient les éliminer. Ainsi, les données de terrain ont montré qu'ils étaient présents dans la majeure partie de baie. En effet, seuls les chenaux où il y a de la circulation d'eau sont exempts de matelas flottants. L'accumulation de végétation se fait sur une épaisseur qui varie entre 20 et 35 cm selon les emplacements. Sous le matelas à proprement dit, on retrouve dans la majorité des cas une accumulation de matière organique en décomposition et qui est non identifiable. C'est seulement dans un nombre restreint de cas que de l'eau libre est retrouvée sous les matelas. Ces mêmes observations ont été faites en 2003 au Lac Ontario, où certains milieux humides sont aussi envahis par les matelas flottants créés par la quenouille qui forme maintenant là-bas des étendues monotypiques (Farrell *et al.*, 2004).

Les relevés de végétation ont aussi montré que la répartition des différents étages variait aussi entre les deux milieux à l'étude. En regard de la Figure 61 et de la Figure 62, on remarque que les associations végétales qui caractérisent la partie profonde, ainsi que la partie peu profonde des milieux humides, sont assez différentes. Dans le cas de la baie Lavallière, on passe rapidement d'un milieu où sont présentes des espèces telles le butome à ombelles et la sagittaire latifoliée, à un milieu en eaux peu profondes composé d'espèces tant aquatiques que terrestres. Dans le cas de la baie de l'île de Grâce, la portion des eaux profondes occupe une grande superficie et plusieurs espèces y sont retrouvées avant que s'effectue la lente transition vers la partie peu profonde du marais. Dans cette dernière partie, il est plus rare de trouver des espèces terrestres. Selon les notes prises lors des relevés de végétation, la présence des espèces terrestres est associée à des élévations naturelles dans la topographie de la baie ou encore à la présence de rares matelas flottants. Cela diffère dans le secteur de la baie Lavallière où l'important

assortiment de plantes terrestres et aquatiques est rendu possible grâce à la présence importante de matelas flottants dans tout le secteur de la baie. La structure du marais de la baie de l'île de Grâce est plus « classique », en ce sens que chacune des subdivisions du marais est bien définie, autant en terme de superficie qu'en terme de composition végétale. Il est intéressant de comparer cette structure « classique » à la structure de la baie Lavallière, secteur pour lequel il est plus difficile de définir les différentes compositions végétales et pour lequel il faut, dans la plupart des cas, se référer à la profondeur d'eau plutôt qu'aux associations végétales caractéristiques.

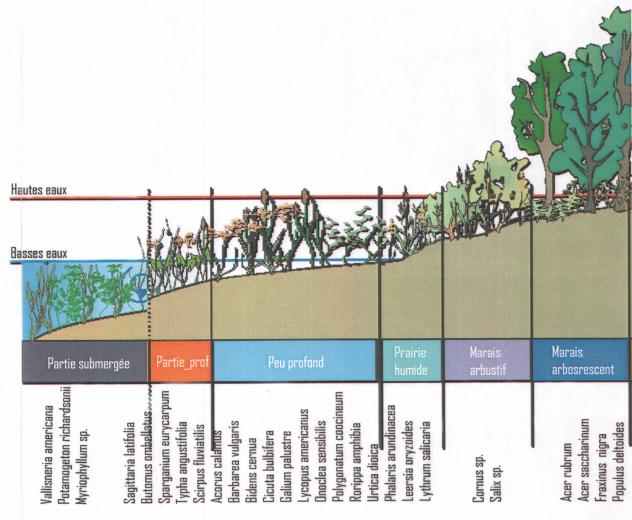


Figure 61 : Hydrosère du milieu humide de la baie Lavallière (été 2004).

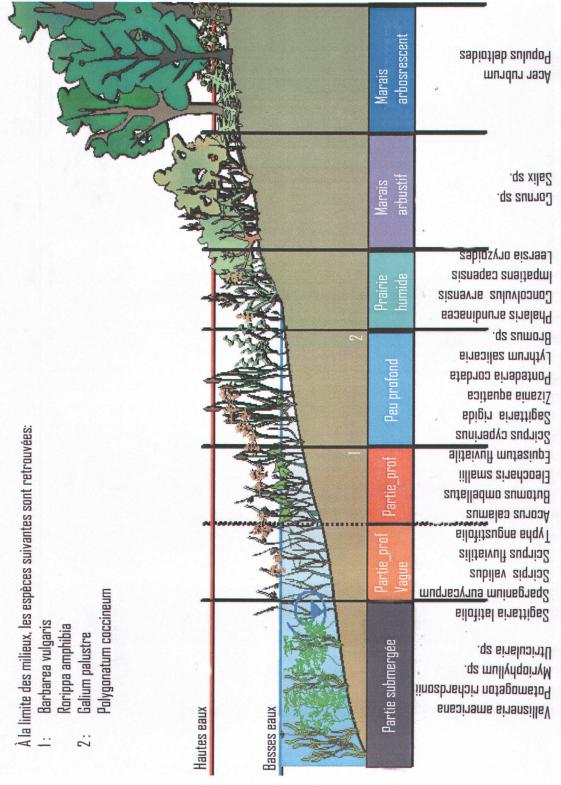


Figure 62 : S Hydrosère du milieu humide de la baie de l'île de Grâce (été 2004)

Hydrologie locale des baies

Il est plus que probable que l'hydrologie locale soit responsable des différences observées dans la composition végétale des deux baies. Pour le milieu contrôlé qu'est la baie Lavallière, le niveau d'eau est maintenu plus élevé et les principales variations se produisent entre mars et juin, période de forte variation du niveau d'eau, alors que celui-ci est pratiquement constant le reste de l'année (Figure 63).

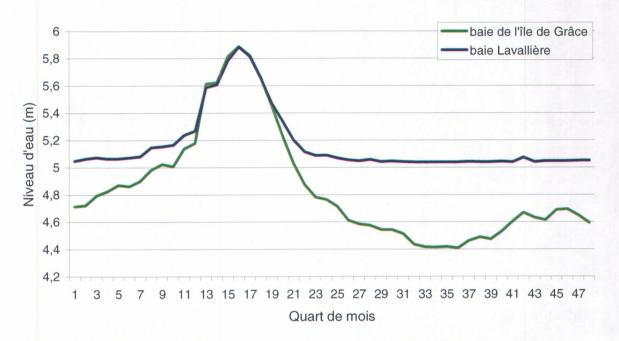


Figure 63 : Variation saisonnière du niveau d'eau à la baie de l'île de Grâce et à la baie Lavallière. Moyennes sur 30 ans (1971-2001)8.

La situation est très différente dans le secteur naturel de la baie de l'île de Grâce puisque les niveaux d'eau ont une variabilité saisonnière importante. Les variations les plus importantes se produisent aussi entre les mois de mars et de juin, mais la période hivernale présente également une bonne variabilité (Figure 63). De plus, les variations de niveau d'eau de la baie de l'île de Grâce ont une amplitude plus élevée que celles de la baie Lavallière, même si le niveau d'eau se situe sous celui de cette dernière. Il est aussi intéressant de souligner que le pic observé lors de la crue printanière est le même pour les

Pour la baie Lavallière, les données ont été reconstituée avant 1986, date d'entrée en opération de l'ouvrage de contrôle, en fonction de la gestion actuelle du système afin d'obtenir des données sur 30 ans. Les paramètres de gestion du système sont les mêmes depuis 1986.

deux baies, ce qui indique que le niveau d'eau atteint des valeurs supérieures aux capacités de l'ouvrage de contrôle de la baie Lavallière.

4.2.5.3 Évolution comparative de la végétation de la baie Lavallière et de la baie de l'île de Grâce

Les comparaisons qualitatives effectuées entre la cartographie produite par Létourneau et Jean (2005) pour les années 1990-1991, 1996-1997 et 2000-2002 (Annexe 6), la classification de Jacques (1986) (Annexe 7) ainsi que nos relevés de végétation effectués en 2004, permettent de déterminer certaines tendances dans l'évolution de la végétation des sites à l'étude. Seules les espèces présentes en plus grande densité ont été analysées.

Dans le secteur de la baie de l'île de Grâce, le butome à ombelles est devenu une espèce de plus en plus présente avec le temps. Dans les classifications antérieures à 2004, l'espèce n'est pas ou très peu citée alors qu'à partir de 2004, elle est régulièrement présente dans les quadrats analysés. Cette espèce n'est toutefois pas prédominante. Le rubanier à gros fruits est une espèce présente en forte densité et largement distribuée pour certaines années, alors que pour d'autres c'est le contraire. Malgré tout, le rubanier a pris de l'importance au cours des années et l'espèce occupe une large place dans la composition végétale de ce milieu humide. La densité des différentes espèces de quenouille a diminué assez drastiquement après les années 1980. Dans sa classification, Jacques (1986) note la présence de quenouilles sur de grandes superficies de bas marais alors que cette espèce était très restreinte dans la baie en 2004. La classification de Létourneau et Jean (2005) va aussi dans le même sens. Il en est de même pour les scirpes qui sont un peu plus restreints à la partie profonde du marais, alors qu'ils étaient plus largement distribués dans les classifications précédant les relevés de terrain de 2004. Le scirpe fluviatile occupe toutefois une bonne superficie dans la partie basse du marais.

Toutefois, d'autres espèces comme le lythrum salicaire ont pris un peu plus d'importance dans le milieu humide, sans toutefois présenter un réel problème. Enfin, il n'est nullement fait mention du roseau commun (*Phragmite autralis*) dans les classifications de Jacques (1986) et de Létourneau et Jean (2005), alors qu'en 2004, cette espèce apparaît à quelques reprises en regroupements assez purs.

Dans le cas de la baie Lavallière, l'endiguement effectué en 1986 (Mingelbier et Douguet, 1999) semble être responsable de plusieurs changements. De plus, l'apparition d'espèces exotiques envahissantes, tel le butome, a participé à la modification du paysage. De prime abord, le butome a pris une grande importance dans la baie, allant même jusqu'à occuper de grandes superficies où poussent aussi du rubanier et des quenouilles. Il semble que les superficies de butome soient en constante évolution depuis le milieu des années 1990, mais cela est difficile à établir étant donné l'utilisation de diverses classifications au cours des années dans la cartographie de Létourneau et Jean (2005). Bien qu'il occupe une grande superficie dans la baie, le rubanier n'a pas connu de changements importants dans sa distribution lorsque l'on compare la classification de Jacques (1986) et Létourneau et Jean (2005) avec les relevés de terrain de 2004.

Comme dans le cas de la baie de l'île de Grâce, les espèces de quenouille, ne sont pas présentes en grande densité, du moins dans les relevés effectués en 2004, alors que, dans la cartographie de Létourneau et Jean (2005), le bas marais à quenouilles est très représenté. Toujours dans la baie Lavallière, la densité des scirpes a diminué de façon drastique puisqu'il ne reste que quelques parcelles de scirpe fluviatile alors que sa distribution était plus répandue au début des années 1990 (Létourneau et Jean, 2005). La partie profonde du marais est plutôt occupée par les sagittaires, le butome et le rubanier. La lythrum salicaire a pris plus d'espace en comparaison avec les classifications précédentes. Par le passé, sa distribution était plutôt restreinte à la digue principale de la baie (Létourneau et Jean, 2005) alors que maintenant, elle colonise petit à petit les habitats potentiels jusqu'à être présente à faible densité un peu partout dans les relevés effectués en 2004. L'évolution de la surface occupée par le phragmite s'est faite en partant de l'extrémité la plus large de la baie vers l'embouchure de la rivière Yamaska, en utilisant les digues et autres zones terrestres. Cette expansion semble se faire petit à petit depuis le début des années 1990. Faute de données plus précises, il est impossible de statuer exactement sur le début de la période de colonisation et surtout, de déterminer s'il existe des facteurs clés liés à cette rapide colonisation de la phragmite. Par contre, dans le contexte actuel de gestion du niveau de l'eau dans la baie, cette expansion a des limites qui sont liées aux superficies disponibles en termes d'habitats.

5 La survie hivernale des rats musqués

5.1 Construction du modèle

5.1.1 Calibration et validation

Lors des phases de calibration et de validation, une attention particulière a été accordée au fait de ne pas utiliser la même source de données lors des deux phases ainsi qu'au fait de valider les résultats en comparant ceux-ci aux changements historiques survenus dans les niveaux d'eau et dans les débits mesurés. Les comparaisons effectuées attestent que les résultats obtenus avec le modèle représentent bien la réalité, et que le modèle réagit fortement et tel qu'attendu aux changements dans les conditions hydrologiques. Ces résultats assurent de la fiabilité du modèle à reproduire de façon réaliste les impacts des différents plans de régularisation.

La validation des densités de huttes a montré qu'il subsiste certaines différences entre les prédictions et les données recensées en 1988 par la FAPAQ au lac Saint-Pierre. Plusieurs facteurs permettent d'expliquer les différences observées. Tout d'abord, lors du recensement, la définition des secteurs a été faite de façon approximative. Il est difficile de déterminer les limites des secteurs de façon à ce qu'elles demeurent homogènes à chaque étape de construction du modèle. Par contre, les différences sont majoritairement induites par les milieux humides aménagés.

5.1.1.1 Milieux humides aménagés

Même si les milieux humides aménagés supportent généralement une grande densité de rats musqués, celle-ci peut varier d'un ouvrage à un autre. Lors de l'élaboration du modèle, l'utilisation d'un coefficient moyen a été retenue, tout en sachant que cela entraînerait une certaine marge d'erreur. L'utilisation d'un tel coefficient, plus représentatif de la réalité, se justifie par le fait que les milieux qui supportent des densités extrêmement élevées de rats musqués ne peuvent maintenir cette capacité de support indéfiniment et qu'à l'inverse, les milieux caractérisés par de faibles densités pourront éventuellement être exploités à plus fort potentiel. Étant donné qu'il n'existe pas de séries chronologiques montrant l'évolution des populations de rats musqués, selon les années et

les différents secteurs, il est difficile d'évaluer si les observations de 1988 représentent une situation récurrente, ou si elles sont plutôt le fruit d'une année exceptionnelle en termes de nombre d'individus. Des données plus abondantes auraient sûrement permis de raffiner davantage le coefficient choisi, peut-être même de procéder par classe de milieux aménagés selon la capacité de support des milieux.

Le modèle indique que les milieux aménagés supportent une plus grande densité de rats musqués et cela s'explique principalement par la stabilité des niveaux d'eau. Ces milieux sont contrôlés à l'aide d'ouvrages de contrôle du niveau, de sorte qu'ils sont maintenus isolés des variations affectant le reste du système fluvial. Plusieurs chercheurs ont démontré que les milieux ayant un niveau d'eau stable, avec une faible variabilité hivernale, soutiennent plus de rats musqués à l'hectare que les autres milieux. Les seuils de niveau d'eau fixés vont aussi avoir pour effet de déterminer les espèces végétales qui vont y pousser. Cela peut favoriser la quenouille et par conséquent, le rat musqué. La présence de digues de terre peut aussi influencer la capacité de support du milieu puisque celles-ci permettent aux rats musqués de creuser des abris souterrains, réduisant ainsi leurs besoins en végétation émergente. Cela pourrait par exemple expliquer les différences observées pour le secteur des îlets Percés où plus de rats musqués ont été recensés par rapport à ce que le modèle avait prédit (erreur de 20 %), certainement à cause de l'utilisation des talus. La détermination du nombre de rats musqués qui utilisent des abris souterrains nécessiterait la caractérisation des berges possiblement utilisables pour chacun des secteurs. En définitive, il a été choisi de ne pas inclure ce facteur dans le modèle car cela aurait nécessité un trop grand investissement en égard au peu de précision que le modèle aurait gagné.

5.1.2 Applicabilité et limites

Le modèle a été développé pour le tronçon fluvial allant du lac Saint-Louis à Trois-Rivières et il a été appliqué à chacune de ces sections sans modifications. L'utilisation de la profondeur et des probabilités de présence/absence de quenouilles pour la formulation de l'IQH a montré une bonne capacité à prédire les huttes. Une moyenne géométrique a été utilisée puisque aucune donnée n'a permis de déterminer si l'un ou l'autre des IQH est

prépondérant dans le choix du site de construction de la hutte. Par contre, il faudrait envisager, pour de futurs raffinements du modèle, d'effectuer des analyses de sensibilité afin de voir comment les résultats varient en fonction d'un poids différent attribué à chacun des IQH_{Typha - Profondeur} et ainsi, vérifier si l'utilisation d'une moyenne géométrique est encore la méthode la plus adéquate.

La construction simple du modèle permet d'identifier rapidement les sources d'erreur, principalement la valeur des coefficients de densité des huttes. Néanmoins, cela ne représente pas un problème important. L'objectif principal du modèle est de déterminer de quelle façon les rats musqués sont affectés *en valeur relative* par les hausses hivernales du niveau d'eau en estimant les densités de huttes encore viables. Dès lors, il est justifiable d'assumer une certaine marge d'erreur dans la prédiction des densités de huttes. Enfin, l'application du modèle à diverses séries de niveaux d'eau a montré que le modèle réagit fortement, et tel qu'attendu selon nos hypothèses, aux variations hivernales de niveaux d'eau. Ces résultats attestent la capacité du modèle à reproduire de façon réaliste l'impact relatif des plans de régularisation testés.

Plusieurs facteurs qui peuvent aussi moduler la densité de huttes ont sciemment été laissés de côté dans la construction du modèle : la présence de talus propice à la construction de terriers, la température, l'épaisseur des couverts de neige et de glace, le taux de natalité (recrutement), l'abondance des ressources alimentaires, les changements dans la pression de prédation, etc. L'intégration de ces facteurs ne pourrait se faire qu'en élaborant un modèle de dynamique de population. Cela demanderait une connaissance plus approfondie des liens entre les rats musqués, la végétation et les niveaux d'eau, de la prédation, des conditions environnementales hivernales, des maladies, etc. Ces facteurs sont relativement complexes et leurs interactions le sont encore plus. La construction de ce type de modèle n'est pas envisageable pour l'instant et le présent contexte d'étude ne le justifiait pas. Par contre, cela pourrait représenter une avenue intéressante qui permettrait de mieux comprendre tous les facteurs qui font en sorte que l'hiver est une période critique pour la survie des rats musqués, ainsi qu'aider à la compréhension de la relation entre les impacts des rats musqués sur les milieux humides et leur densité.

5.2 Concordance du modèle avec les observations de terrain

Les données de terrain recueillies à l'hiver 2004-2005 au lac Saint-Pierre appuient les résultats obtenus par le modèle. En effet, le modèle prédit que toutes les huttes construites sont impactées par une remontée de plus de 75 cm. C'est effectivement ce qui a été observé dans la baie de l'île Grâce, où le niveau d'eau a remonté de 77 cm entre l'installation des huttes à l'automne et le niveau le plus élevé observé en février. Si les fluctuations dans la baie de l'île de Grâce avaient été de moindre amplitude, ce n'est pas la totalité des huttes qui auraient été submergées. Ces observations de terrain attestent que le modèle est bien calibré et que les seuils préférentiels fixés concordent avec la réalité. Durant l'hiver 2004-2005, les rats musqués de la baie de l'île de Grâce ont dû faire face à de nombreuses conditions adverses qui ont probablement eu comme résultat une mortalité excessive chez l'espèce. Par ailleurs, certains trappeurs ont rapporté de faibles captures dans cette baie au printemps suivant, attestant des difficultés de la population suite aux rigueurs de l'hiver et à la fluctuation du niveau d'eau. D'autres observations de ce genre seraient nécessaires afin de pousser plus loin la compréhension des limites du modèle. Pour l'instant, celui-ci a montré une bonne capacité de prédiction face aux conditions dans lesquelles il a été testé et les observations de terrain ont permis de confirmer les résultats obtenus. Par conséquent, le modèle représente un outil prédictif à partir duquel on devrait être en mesure d'évaluer les impacts de la régularisation (sur le rat musqué) ou d'estimer les conséquences d'autres plans de régularisation.

5.3 Analyse statistique des plans de régularisation

Le plan 1958-DD offre une meilleure performance de l'indicateur du rat musqué puisque les niveaux d'eau hivernaux y sont plus stables. Des changements draconiens dans la densité des populations, une explosion démographique suivie d'une diminution soudaine associée, par exemple, à un rehaussement rapide et soutenu du niveau d'eau, causeraient certainement d'importants dommages à la flore, et indirectement à la faune des milieux humides.

Il a été mis en évidence que les différences entre les niveaux d'eau hivernaux maximaux et la moyenne de novembre sont moins grandes pour le plan de régularisation 1958-DD qu'elles ne le sont pour le scénario Pré-Projet. Or, on sait qu'une hausse du niveau d'eau moins prononcée minimise les impacts sur les huttes. Étant donné que le plan 1958-DD a un niveau moyen de novembre plus élevé, cela réduit les écarts face aux variations à la hausse plus tard dans l'hiver. Cela n'est pas le cas du scénario Pré-Projet. Pour celui-ci, les niveaux moyens de novembre sont plus faibles et les niveaux d'eau hivernaux maximaux sont plus importants. L'augmentation de la moyenne de novembre dans le cas du 1958-DD fait aussi en sorte que les différences entre les niveaux d'eau hivernaux minimums et la moyenne de novembre sont plus marquées pour le 1958-DD que pour le Pré-Projet. En revanche, cela n'a pas une incidence importante puisque le plan 1958-DD demeure légèrement plus performant dans l'ensemble. Les résultats montrent que les fluctuations hivernales de niveau d'eau sont effectivement néfastes pour les populations de rats musqués.

5.3.1 Importance de la stabilité hivernale des niveaux d'eau

À la lumière des résultats obtenus par le modèle, il est tentant d'affirmer que la régularisation des niveaux d'eau a favorisé les populations de rats musqués du Saint-Laurent. Par contre, en l'absence de données temporelles sur les populations de rats musqués⁹, il est difficile d'établir avec certitude si la régularisation a bel et bien eu un impact direct et positif sur elles. De plus, les témoignages des trappeurs interrogés donnent à penser qu'il y aurait plutôt eu une diminution de la ressource depuis les 30 dernières années. Néanmoins, il est possible que cette situation ne soit pas attribuable à la régularisation, mais bien à la diminution importante des marais en marge du fleuve, résultant principalement du drainage agricole des milieux humides pour la mise en culture des terres. Plusieurs autres facteurs pourraient être en cause sans que l'on puisse pour autant les identifier clairement. Les données sur ce sujet sont encore fragmentaires et la

⁹ Les données disponibles à 1 au MRNF sont regroupées pour l'ensemble du Québec. Les données par Unités de Gestion des Animaux à Fourrure (UGAF) ne sont disponibles qu'à partir de 2000-2001. Enfin, il n'a pas été possible de recueillir assez de données temporelles des trappeurs pour arriver à conclure plus précisément sur le statut historique de l'espèce. Quant aux données de la Compagnie de la Baie d'Hudson, elles sont regroupées par poste de vente, ce qui inclut un trop vaste territoire pour conclure sur des zones spécifiques, tel que le lac Saint-Pierre.

poursuite des travaux sur le rat musqué demeure incontournable si l'on veut arriver à une véritable compréhension de l'évolution passée, présente et future de cette espèce. L'obtention de données précises sur les densités de population est primordiale à la réalisation d'un tel projet. Pour le moment, l'analyse des fluctuations historiques de niveaux d'eau et de débits a permis d'obtenir un aperçu de l'impact de la régularisation sur les rats musqués du Saint-Laurent.

5.4 Analyse statistique des séries de niveaux d'eau mesurés

Les analyses réalisées dans le cadre du plan d'étude de la CMI sont d'autant plus importantes que l'actuel plan de régularisation pourrait avoir été bénéfique pour le rat musqué, à l'inverse de la très grande majorité des autres indicateurs de performance développés dans le cadre de l'étude de la CMI. L'analyse statistique des séries de niveaux d'eau mesurés a permis de déterminer l'impact relativement favorable de la régularisation existante sur le rat musqué.

5.4.1 Changements survenus dans le fleuve Saint-Laurent

Dans l'ensemble, les résultats obtenus montrent que la régularisation a eu une influence certaine sur les variations de niveaux d'eau dans le système fluvial entre Cornwall et Trois-Rivières. Le changement principal correspond à l'augmentation et à la stabilisation du niveau d'eau moyen de novembre, ce qui est commun à toutes les parties du système qui ont été analysées. Ce changement a fait en sorte d'amortir les hausses de niveau d'eau, et aussi parfois, d'accentuer les baisses. Cela s'observe particulièrement bien pour les secteurs de Sorel et de Cornwall. Ce changement de régime ne peut qu'être bénéfique pour les populations de rats musqués. Par contre, d'autres changements survenus dans le système ont eu des impacts contraires à ceux observés pour la régularisation de 1958, venant ainsi réduire les effets favorables de ce plan.

Lors des analyses bayésiennes effectuées, plus d'un point de rupture a pu être identifié. Ainsi, l'effet de glace a eu un impact majeur en influençant grandement les fluctuations hivernales. La régularisation de la rivière des Outaouais pour la production hydroélectrique est une source importante de certaines perturbations observables dans les

variations de débit, et très certainement du niveau d'eau du Saint-Laurent. Dans le secteur de Carillon, les remontées hivernales sont plus importantes et cela peut induire de nombreux effets, allant même jusqu'à annuler les effets bénéfiques de la régularisation. Cela est d'autant plus important que la gestion des débits dans l'Outaouais, de même qu'à Cornwall pour la gestion du couvert de glace contribue tous deux à produire des hausses de niveaux d'eau durant l'hiver, que l'actuel plan de régularisation ne peut contrebalancer. Ce fait, associé à la perte des milieux humides, est assurément responsable des faibles densités de rats musqués dans l'écosystème fluvial du Saint-Laurent.

5.5 La survie hivernale

Dans la baie Lavallière, les rats musqués installés en marge du marais ont aussi dû quitter leur hutte pendant l'hiver pour se trouver de nouveaux abris. Par contre, la présence d'une épaisse couche de neige dans le milieu a très certainement favorisé la relocalisation des individus, tout en leur offrant une protection contre les prédateurs. Dans ce secteur dont le niveau d'eau est contrôlé, les rats musqués n'ont pas eu à subir l'inondation de leur hutte et c'est l'extension de glace en profondeur qui a provoqué l'abandon de la majorité des huttes désormais inactives. Par contre, les rats musqués de la baie Lavallière ne sont pas présents en forte densité, et cela est peut-être aussi attribuable à la forte pression de prédation exercée par le vison. D'autres données, réparties sur plusieurs années d'observations, seront nécessaires pour en arriver à une meilleure compréhension du phénomène. Il n'en demeure pas moins que les fluctuations de niveau d'eau ne sont pas la cause principale d'abandon des huttes à l'hiver 2004-2005. En revanche, dans la baie de l'Île de Grâce, il est évident que les remontées successives du niveau d'eau est en cause dans l'abandon des huttes car celles-ci ont presque toutes été trouvées sous la glace et même parfois remplies de glace.

Plusieurs auteurs ont observé le comportement des rats musqués dans des situations d'urgence survenues suite à une augmentation draconienne du niveau de l'eau en période estivale (Bellrose et Brown, 1941; Bellrose et Low, 1943; Errington, 1963; Dilworth, 1966). Dans les premiers jours suivant l'augmentation du niveau d'eau, les rats musqués

sont retrouvés sur des amas flottants de végétation, tentant de sauver les petits et de se mettre à l'abri de la submersion. Par la suite, les individus construisent rapidement de nouveaux refuges avec les matériaux disponibles afin de pouvoir se mettre à l'abri le plus tôt possible. Les abris temporaires sont souvent construits dans les arbres et dans les arbustes. Errington (1963) mentionne que les rats musqués sont alors tellement absorbés par cette activité urgente qu'il est possible de les approcher de très près sans qu'ils ne réagissent. Cette situation les rend particulièrement vulnérables à la prédation.

Bien que cette situation estivale ne présente pas les mêmes caractéristiques qu'une hausse hivernale des niveaux d'eau, elle permet de faire un parallèle intéressant et d'imaginer aisément comment cela peut se passer pour les rats musqués durant la saison froide. Les animaux qui se promènent sur le couvert de glace sont facilement repérables et leur fuite est pratiquement impossible. Durant l'hiver, il est aussi beaucoup plus difficile pour les individus de trouver ou de construire de nouveaux abris. Suite à ces événements, les populations touchées connaissent une forte augmentation de la compétition intraspécifique pour les ressources, et ce sont principalement les plus jeunes individus qui sont touchés par une mortalité élevée (Bellrose et Low, 1943; Errington, 1963).

En regard des résultats obtenus, tant par la modélisation que par les observations sur le terrain, il est possible de conclure que les fluctuations de niveau d'eau causent d'importants impacts sur la survie hivernale des populations de rats musqués. Le modèle et les données de terrain montrent qu'au-delà d'une fluctuation de 75 cm, toutes les huttes sont submergées. De telles conditions forcent les rats musqués à se trouver de nouveaux abris, les rendant plus vulnérables à la prédation ou à la mort par le froid. Les rats musqués ont besoin, malgré leur capacité élevée de thermorégulation, d'un endroit sec et à l'abri des intempéries pour récupérer de leurs quêtes aquatiques de nourriture. Dans la baie de l'île de Grâce, l'absence d'endroits adéquats pour se reposer a probablement contribué à la majorité de la pression de mortalité exercée dans ce secteur puisque la prédation ne semble pas avoir été un facteur important. La situation observée sur le terrain représente un cas extrême où toutes les huttes sont impactées. Compte tenu de la géométrie moyenne de huttes, il est vraisemblable de conclure que, même avec une vingtaine de cm en moins, les remontées du niveau d'eau auraient tout de même causé de

nombreux impacts. Le modèle montre qu'à partir d'un seuil de remontée du niveau d'eau de 30 cm, des huttes commencent à être impactées par la submersion.

Dans le cadre de l'étude réalisée pour la CMI, il a donc été recommandé de procéder à une légère augmentation du niveau d'eau en novembre, afin de diminuer les écarts entre le niveau d'eau à ce moment et ceux durant l'hiver (Ouellet *et al.*, 2005). Il a aussi été recommandé de tendre à une uniformisation des débits durant l'hiver. Parallèlement à cela, il est aussi nécessaire de revoir la gestion du contrôle des glaces et surtout, de la régularisation de l'Outaouais. Il a été montré à partir des cartes produites avec l'IQH_{Hutte} que l'écosystème du Saint-Laurent n'est pas très propice à soutenir de fortes densités de rats musqués, principalement à cause du manque d'habitats préférentiels pour cette espèce. Conséquemment, des efforts de préservation des milieux humides existants devront être réalisés, et il faudra peut-être envisager à réhabiliter certains milieux pour permettre aux rats musqués d'être plus prolifiques dans l'écosystème fluvial du Saint-Laurent.

6 Importance des cycles exondation/inondation pour le maintien de l'intégrité des milieux humides

6.1 Rôle des cycles exondation/inondation

De nombreux auteurs s'accordent pour affirmer que les processus hydrologiques façonnent les milieux humides (Nilsson & Keddy 1988; Wilcox, 1990; Jean et al. 1992; van der Valk, 1994; Ellison & Bedford 1995; Toner & Keddy 1997; Tabacchi et al. 1998; Odland & del Moral 2002). Qu'il s'agisse des fluctuations de niveau d'eau, des vagues ou de l'action des glaces, ces phénomènes structurent le paysage des milieux humides et ce, à des degrés divers. L'hydropériode est reconnue pour être le facteur qui a le plus d'influence sur la composition végétale des milieux humides (Mitsch & Gosselink 1993; Townsend 2001; Morin et al. 2003). En effet, l'étendue, la durée et le moment auxquels survient une inondation influencent la distribution des espèces en fonction de leur degré de tolérance face à ces facteurs reliés à la submersion.

6.2 Milieux contrôlés versus milieux naturels

Dans un contexte où il est question de gestion des niveaux d'eau et de l'influence des rats musqués sur les milieux humides, il importe de déterminer avec plus de précision les impacts des niveaux d'eau dans deux milieux ayant une hydrologie différente et de savoir comment les rats musqués interagissent avec la végétation dans ces différents cas.

6.2.1 Baie Lavallière

Il est permis de penser que l'endiguement de la baie Lavallière en 1986 a provoqué un changement important de type de milieu. De fait, la baie est passée du type « marécage » au type « marais » (Létourneau et Jean, comm. pers., 2005), ceci dans le but de valoriser cet endroit pour la sauvagine en accord avec Canards Illimités, le MRNF et la Société d'Aménagement de la Baie Lavallière (SABL). Au cours des années suivant l'endiguement, on a assisté peu à peu à l'implantation de matelas végétaux plutôt permanents qui résultent de la reproduction végétative de la quenouille (Hewitt et

Miyanish, 1997). En l'absence de fluctuations majeures du niveau d'eau et d'actions érosives importantes de la glace (Jordan et Whigham, 1988), ces matelas de végétation ne sont pas évacués et ils prennent de l'ampleur d'année en année. Les données recueillies en 2004 montrent qu'aujourd'hui ces matelas se sont stabilisés et qu'ils recouvrent la majeure partie de la baie. Ainsi, il est possible qu'en l'absence d'actions directes, que la baie Lavallière se transforme en un milieu de type marais supérieur ou marécageux sans aucune superficie d'eau libre en conséquence de l'installation permanente de ces matelas de végétation. Bien la stabilisation des niveaux d'eau soit favorable aux rats musqués, il faudrait tendre simplement à une stabilisation hivernale afin de laisser les fluctuations de niveaux d'eau sur le reste de l'année afin de favoriser une dynamique plus naturelle.

Il est évident que la baie a subi des changements au niveau de sa composition végétale au cours des dernières années. Les données mesurées sur le terrain, lorsque comparées aux cartographies antérieures disponibles, permettent de voir l'évolution des superficies de plusieurs espèces végétales. Les principaux changements sont liés à l'augmentation d'espèces envahissantes telles que le butome à ombelles, le phalaris roseau et le roseau commun (Jacques, 1986; Létourneau et Jean, 2005). Ces espèces colonisent peu à peu les zones habitables au détriment d'autres espèces indigènes. Le roseau commun, par exemple, forme assez souvent des zones homogènes exclusives (Marie-Victorin, 2002). Quant au butome, sa grande tolérance à différentes profondeurs lui permet de coloniser une bonne partie du marais (Fleurbec, 1987).

Il est étonnant de constater que la quenouille est moins présente que par le passé dans la baie Lavallière. Les cartographies effectuées par Jacques (1986), ainsi que par Létourneau et Jean (2005), montrent une décroissance de la densité de quenouilles. Les données de 2004 montrent que la quenouille occupait une faible portion de la baie. Elle a été retrouvée principalement en bordure des chenaux où une profondeur d'eau de 30 cm à 50 cm était présente. L'envahissement du milieu par des espèces compétitrices (Hewitt et Miyanish, 1997) que les rats musqués ne tendent pas à utiliser, telles le butome à ombelles, le phalaris roseau et le roseau commun, peuvent être des facteurs qui ont réduit la distribution de la quenouille. Par contre, il semble que la diminution de la superficie

occupée par la quenouille, associée à une présence extensive de matelas flottants de végétation, résulte de la stabilisation des niveaux d'eau.

6.2.2 Baie de l'île de Grâce

Les relevés effectués en 2004 ainsi que les classifications de Jacques (1986) et de Létourneau et Jean (2005) montrent que la végétation de la baie de l'île de Grâce diffère grandement de celle de la baie Lavallière. Dans cette baie, la fluctuation du niveau, la présence de vagues et l'action érosive de la glace procurent des conditions environnementales très différentes. Une grande superficie de la baie est soumise à l'action des vagues, et c'est principalement le scirpe qui y pousse puisqu'il est tolérant à une grande profondeur d'eau et à l'action des vagues (Turgeon et al., 2005). Viennent ensuite le rubanier à gros fruits, l'acorus roseau, le butome à ombelles et, un peu haut dans le marais, à l'abri des vagues, la quenouille.

On remarque dans la baie de l'île de Grâce la présence des mêmes espèces envahissantes que dans la baie Lavallière, mais en moindre proportion (Jacques, 1986; Létourneau et Jean, 2005). De même, la quenouille a connu une forte diminution sans que l'on soit en mesure d'expliquer précisément la cause. En effet, les cartographies précédemment effectuées montraient de grandes étendues de quenouilles alors que les relevés de 2004 ne montrent que quelques zones restreintes et principalement situées à la limite du marais profond et peu profond. Dans ce cas, ce sont principalement les fluctuations de niveau d'eau, les vagues et l'action érosive de la glace qui limitent la production de matelas flottants par la quenouille et par le fait même son expansion. En effet, la quenouille est plus productive et elle est plus apte à surpasser d'autres espèces lorsqu'elle peut se reproduire de façon végétative (Jordan et Whigham, 1988; Hewitt et Miyanish, 1997). Enfin, les données de terrain de la baie de l'île de Grâce ont montré que les rats musqués cherchaient à s'établir de préférence dans de la quenouille et que cette espèce était grandement utilisée. Cela suggère que les rats musqués auraient des effets notables sur la composition végétale de la baie, principalement sur la quenouille et l'acorus qui sont ses plantes de prédilection.

La végétation de la baie de l'île de Grâce est propice à soutenir une forte population de rats musqués. Les scirpes représentent une nourriture de qualité pour cette espèce. Tel que mentionné précédemment, en absence de quenouilles, les rats musqués se tournent naturellement vers cette espèce (Errington, 1943; Mousseau et Beaumont, 1981; Traversy et al.; 1994). Enfin, malgré les conditions hivernales adverses auxquelles les rats musqués font face dans cette baie, le recensement de l'hiver 2004-2005 montre qu'il y a effectivement un nombre important de huttes construites dans la baie de l'île de Grâce, en dépit de sa petite superficie.

6.3 La quenouille et les matelas flottants

La quenouille, toutes espèces confondues, est très bien adaptée à la forte compétition pour l'espace disponible entre les plantes émergentes. Les conditions optimales de croissance pour la quenouille sont : une forte humidité, un substrat chargé en matière organique mais avec une faible concentration de minéraux ainsi qu'une courte période d'inondation (Hewitt et Miyanish, 1997). Ces conditions limitent plusieurs espèces émergentes qui tolèrent plutôt une hydropériode prolongée et qui se distribuent dans la partie plus profonde du marais, en fonction de leur tolérance aux vagues. La quenouille possède un aérenchyme très bien développé, particulièrement au niveau des racines (Jordan et Whigham, 1988). Les quantités importantes d'oxygène transportées vers les racines peuvent causer l'oxydation de la matière organique au sol, éliminer certaines phytotoxines et altérer la disponibilité des nutriments. De plus, certains auteurs affirment que la quenouille a la possibilité de secréter de l'éthanol, substance toxique pour la plupart des espèces, grâce au métabolisme anaérobique des racines (Jordan et Whigham, 1988; Hewitt et Miyanish, 1997). Enfin, les rhizomes sont très longs à décomposer, de 2 à 3 ans selon les conditions du milieu. Sans contredit, la quenouille est une espèce persistante qui possède tous les atouts pour offrir une forte compétition pour l'espace disponible et former des zones de végétation homogènes.

En examinant le cas de la baie Lavallière suite aux informations disponibles sur la quenouille, on ne peut que s'interroger sur l'installation permanente des matelas végétaux. Cela résulte du fait que la baie est pratiquement fermée et qu'il ne s'y produit

plus de fluctuations majeures du niveau pouvant entraîner le décollement de ces accumulations de végétation ou des baisses de niveaux pouvant favorisées l'oxydation de la matière organique accumulée. Selon les estimations effectuées sur le terrain, ces accumulations font entre 20 et 35 cm d'épaisseur¹⁰. La gestion de la baie Lavallière va demander à ses responsables d'établir leurs priorités d'orientation et de définir un patron de variation du niveau d'eau conforme à ces buts, notamment à l'égard de l'évacuation des matelas flottants de végétation et des espèces invasives.

Les matelas flottants diminuent la superficie d'eau libre disponible et ils permettent l'installation d'espèces moins typiques des milieux humides puisque après un certain temps, ils deviennent en quelque sorte dissociés de la dynamique des niveaux d'eau (Hewitt et Miyanish, 1997). En développant ses rhizomes, la végétation émergente peut accéder à l'eau sous le matelas alors que la végétation aquatique, voire plutôt terrestre peut aussi s'installer sur ces matelas relativement peu humides en surface (Hewitt et Miyanish, 1997). C'est effectivement ce qui est observé dans le cas de la baie Lavallière, où un mélange d'espèces aquatiques et terrestres a été observé suite à leur installation sur les matelas flottants.

Afin de garder un milieu diversifié et attrayant pour une multitude d'espèces végétales et animales, dont le rat musqué, il est recommandé de faire varier les niveaux d'eau de façon à reproduire la débâcle printanière dans le but d'arriver à décoller la végétation en décomposition qui s'accumule d'année en année. La remontée du niveau d'eau tôt au printemps en présence de glace permettrait l'arrachement des matelas flottants. Cela contribuerait, par exemple, à créer des surfaces d'eau libre utile pour la sauvagine et la fraie des poissons, tout en favorisant l'installation d'espèces végétales aquatiques propices aux activités des rats musqués. Enfin, si ce changement dans la gestion des débits ne devait pas suffire pas à diminuer la densité des matelas flottants, il faudrait peut-être envisager une action mécanique pour en favoriser l'arrachement.

¹⁰ Cette estimation comprend uniquement que la partie composée en majeure partie de racines en décompositions alors que sous cette couche, se trouve un mélange plus argileux de végétation à un stade plus avancé de décomposition.

Également, il faudra envisager d'effectuer certaines actions directes pour contrer les espèces invasives afin de limiter leur prolifération. Les impacts des ouvertures créées par la déstabilisation des matelas flottants sur l'envahissement par le roseau commun sont inconnus et il est possible que cela puisse favoriser la germination cette espèce. Cet aspect devra être pris en compte dans la gestion subséquente des niveaux d'eau.

6.4 Les milieux humides et le rat musqué

Les herbivores ont de nombreux impacts sur les milieux humides et ils ont la capacité d'interférer avec les habilités compétitives de la quenouille. Par leurs activités de broutage et leurs déplacements, ils contribuent à accélérer la dégradation des racines, à augmenter la lumière au sol, à altérer la structure du sol et à augmenter le recyclage des nutriments¹¹ (Lynch *et al.*,1947; Ford et Grace, 1998). Hewitt et Miyanish (1997) mentionnent que les rats musqués contribuent à une diminution de la biomasse de quenouille et ils préviennent ainsi l'exclusion des espèces moins compétitrices. Ils ont même remarqué une augmentation de la richesse et de la fréquence d'observation des espèces en association avec les petits chenaux utilisés par les herbivores pour se déplacer dans le marais. Par contre, pour bénéficier de tous ces effets, les herbivores doivent être présents en assez grande quantité. Dans le cas de la baie Lavallière, il peu probable que les rats musqués aient une aussi grande influence sur la dynamique végétale tandis qu'elle pourrait prendre un peu plus d'importance dans la baie de l'île de Grâce, sans toutefois être le facteur prédominant.

Malgré tout, les rats musqués sont considérés comme des agents écologiques importants qui ont le potentiel de modifier sensiblement leur habitat, tant biologiquement que physiquement (Lynch *et al.*, 1947; Allen et Hoffman, 1984; Campbell *et al.*, 1998; Clark, 1994). Ils peuvent ainsi limiter la prolifération de la quenouille et perturber la dynamique entourant la formation des matelas flottants (Proulx, 1981; Allen et Hoffman, 1984; Lacki *et al.*, 1990; Farrell *et al.*, 2004). Weller (1975) considère même le rat musqué comme le

¹¹ Par contre, le recyclage des nutriments, et donc leur mise en disponibilité, ne sont pas toujours bénéfiques puisque, selon le degré d'efficacité de prise en charge des espèces, cela peut favoriser la croissance de la biomasse plutôt qu'une diversification des espèces.

moyen de plus efficace et le moins coûteux d'assurer un contrôle de la quenouille et la création d'ouvertures dans les milieux humides dans le but d'en augmenter l'hétérogénéité et la biodiversité.

Ainsi, la gestion des rats musqués nécessite un suivi à long terme afin de déterminer comment maintenir les populations de rats musqués à des niveaux suffisants pour retirer leurs effets bénéfiques sur les milieux humides. Une population de rats musqués en santé est un excellent indicateur de l'état de l'écosystème. En effet, un nombre élevé de ces mammifères fait en sorte d'accentuer l'hétérogénéité spatiale du marais par la création d'ouverture, qui sont attrayantes pour les oiseaux nicheurs et favorables à la fraie des poissons. Par leurs activités journalières, les rats musqués contribuent aussi au bon fonctionnement de la dynamique végétale et ils permettent le maintien d'une communauté végétale diversifiée et en santé. Pour favoriser ces relations adaptées à une dynamique hydrologique naturelle, la gestion doit tendre à rétablir les fluctuations annuelles de niveaux d'eau, telles que celles prévalant dans le système en absence de régularisation des débits pour la formation du couvert de glace et pour la production hydroélectrique. Donc, en maintenant la stabilisation hivernale des niveaux d'eau associée à une variabilité sur le reste de l'année. Les recommandations effectuées tant en regard de la gestion des niveaux d'eau, du rat musqué et de la baie Lavallière ont été faites au mieux des connaissances disponibles, mais somme toute, une étude de suivi devra être amorcée, car les données demeurent encore fragmentaires.

7 Conclusion

Ce mémoire s'insère dans le cadre de la révision des critères de régularisation du Saint-Laurent commandée par la CMI. La survie hivernale des populations de rats musqués est affectée par les fluctuations de niveaux d'eau qui se produisent durant l'hiver et qui peuvent causer la submersion de la hutte. Afin de comprendre comment la survie hivernale peut être affectée par la régularisation, un modèle d'utilisation des huttes de rat musqué a été développé à partir d'un modèle d'habitat 2D s'inspirant des IQH. L'utilisation de modèles 2D de profondeurs d'eau et de distribution de T. angustifolia a permis de construire un modèle de qualité d'habitat pour les huttes. Par la suite, les résultats de l'IQH_{Hutte} ont été transformés en densités en mobilisant les données de relevé du MRNF afin d'obtenir des coefficients de densités réalistes. Les coefficients déterminés diffèrent pour les milieux non aménagés et aménagés puisque ces derniers sont propices à soutenir des densités plus élevées de rats musqués; résultat de la stabilisation de leurs niveaux d'eau. Ce modèle a permis d'évaluer les impacts des fluctuations hivernales de niveau d'eau sur l'utilisation des huttes de rat musqué selon divers scénarios de régularisation et d'avoir une indication du potentiel de survie hivernale de l'espèce. Il est applicable à l'ensemble du tronçon d'étude, soit du lac Saint-Louis jusqu'à Trois-Rivières pour chaque quart de mois et pour une série temporelle de 100 ans (1900-2000).

Le modèle a été appliqué à deux plans de régularisation, soit la série des niveaux-débit 1958-DD, qui représente l'actuel plan de régularisation, et la série Pré-Projet, qui représente le système en absence de régularisation. Le modèle a montré que contrairement à la majorité des indicateurs écologiques testés pour la CMI, le plan 1958-DD est légèrement plus performant pour le rat musqué. Les analyses statistiques ultérieures des caractéristiques hivernales de niveaux d'eau de chacun des plans ont permis de constater que le 1958-DD performe mieux car les remontées hivernales de niveaux d'eau sont moins importantes pour ce plan.

Pour mieux comprendre les changements historiques survenus dans l'hydrologie du Saint-Laurent et déterminer si les niveaux d'eau modélisés correspondent à la réalité, les caractéristiques hivernales des niveaux d'eau et des débits pour les stations de mesure de Sorel, Cornwall et Carillon ont été analysées. Les résultats obtenus pour les séries modélisées et historiques concordent quant aux impacts de la régularisation; elle a bel et bien eu pour effet de tendre à une stabilisation des niveaux d'eau hivernale. Par contre, il a aussi été observé que d'autres facteurs avaient une influence sur les caractéristiques hivernales de niveau d'eau. Les analyses sur la station de Cornwall ont mis en évidence que la régularisation effectuée pour la mise en place du couvert de glace contribue à augmenter les écarts positifs entre le niveau moyen de novembre et les niveaux d'eau en décembre, janvier et février. Toutefois, les analyses effectuées sur les débits de la station de Carillon révèlent que c'est sur ce tributaire que les changements sont les plus significatifs. La gestion des débits pour la production hydroélectrique a pour effet de faire augmenter les niveaux d'eau durant l'hiver. La remontée successive des niveaux d'eau crée l'extension de la glace en profondeur et l'ennoiement des huttes. Ces impacts sont en prendre en considération dans les options de gestion du fleuve Saint-Laurent.

Les travaux de terrain portant sur les huttes ont permis de montrer l'efficacité du modèle à représenter ce qui se passe sur le terrain. Lors de l'hiver 2004-2005, la totalité des huttes recensée dans la baie de l'île de Grâce a été submergée suite à des remontées successives du niveau d'eau. Les résultats ont même permis de constater que le modèle prédit les mêmes seuils critiques que ceux observés dans le cas d'une remontée réelle du niveau d'eau. Dans la baie Lavallière, les remontées du niveau d'eau ont été moindres et c'est principalement les huttes en périphérie du marais qui ont été touchées par les remontées. Dans cette baie, c'est principalement la prédation qui semble être la cause principale d'abandon des huttes.

Les analyses effectuées sur les dimensions des huttes ont permis de valider l'hypothèse qui stipule que les huttes construites en milieux non aménagés sont plus hautes que celles n'ayant pas à subir le signal de marée. Ces résultats sont importants puisque cela n'avait pas été mentionné dans la littérature auparavant.

Les données recueillies par les exclos et les relevés de végétation ont permis de mettre en évidence que les populations de rats musqués ne sont pas présentent en densités assez élevées pour avoir d'importants impacts sur la végétation des deux baies à l'étude.

Toutefois, les analyses réalisées sur la composition végétale des huttes montrent que la quenouille est nettement privilégiée comme matériel de construction, ce qui laisse à penser que les rats musqués pourraient effectivement contrôler cette espèce.

Les relevés de végétation ont aussi permis de montrer de nombreuses différences dans la composition végétale des deux milieux d'étude et notamment sur la présence et la stabilisation des matelas flottants. Les fluctuations de niveaux d'eau sont essentielles au maintien d'une communauté végétale aquatique diversifiée. En absence de ces fluctuations, les matelas végétaux flottants pourront se stabiliser et prendre de l'ampleur comme dans le cas de la baie Lavallière. Cela entraîne aussi l'installation d'espèces plus terrestres. En comparaison, la baie de l'île de Grâce comporte très peu de matelas flottants et une grande diversité en terme d'espèces aquatiques. Cela résulte de l'effet d'arrachement de la glace de fond suite aux fluctuations de niveau d'eau. Les fluctuations de niveau sont sans contredit importantes dans le maintien d'une communauté végétale diversifiée et surtout caractéristique des milieux humides. Dans une optique de sauvegarde des milieux humides, il faudra penser au rétablissement de l'hydrologie naturelle dans plusieurs milieux humides de l'écosystème du Saint-Laurent.

Les résultats acquis tant par le modèle que sur le terrain attestent que les fluctuations hivernales importantes du niveau d'eau sont néfastes pour la survie des rats musqués. Une gestion des niveaux d'eau visant à reproduire les conditions naturelles du système avant la régularisation du fleuve et de la rivière des Outaouais apparaît comme l'option à adopter si l'on veut favoriser la survie hivernale du rat musqué, qui pourrait être combiné à la restauration de marais perchés dans la plaine inondable. Il faudra aussi considérer l'hydrologie annuelle (fluctuations annuelles) dans le but de maintenir la dynamique naturelle des milieux humides et pour favoriser la croissance de plantes propices aux rats musqués.

Dans le cadre de la révision des critères de régularisation et des décisions prises en ce sens, il est primordial d'effectuer un suivi sur les populations de rats musqués. Cela représente une opportunité exceptionnelle de voir les impacts des options de gestion à la fois sur les populations de rats musqués et les milieux humides. Il sera ainsi possible d'obtenir une compréhension plus détaillée de la dynamique milieux humides – rats musqués – fluctuations de niveaux d'eau.

Bibliographie

- Alcook, J. 2001. Animal behavior. An evolutionary approach. 7th edition. Sinauer Associates, Inc. Publishers Sunderland. Massachusetts. 543 p.
- Allen, W. A. and R.D. Hoffman. 1984. Habitat suitability index models: muskrat. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior. Washington DC. 27 p.
- 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.
- Bednarik, K. 1956. The muskrat in Ohio Lake Erie marshes. Ohio Division of Wildlife. Ohio. 67 p.
- Bélanger, R. 1982. Les effets des inondations printanières sur trois populations de rats musqués à Plaisance. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Québec. 35 p.
- Bélanger, R. 1983. Influence sur une population de rats musqués d'une : 1) hausse de niveau d'eau avant la prise des glaces 2) hausse de niveau d'eau après la prise des glaces. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Québec. 19 p.
- Bélanger, R. 1986. Influence de faibles hausses de niveau d'eau sur les populations de rat musqué dans le Sud-Ouest du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Québec. 33 p.
- Bellrose, F.C. and Brown, L.G. 1941. The effects of fluctuating water levels on the muskrat populations of the Illinois River valley. Journal of Wildlife Management 5:206-212.
- Bellrose, F.C. and J.B. Low. 1943. Influence of flood and low water levels on the survival of muskrats. Journal of Mammalogy 24: 173-188.
- Bellrose, F.C. 1950. The relationship of muskrat populations to various mars and aquatic plants. Journal of Wildlife Management 14: 299-315.
- Bishop, R. A., R. D. Andrews, and R. J. Bridges. 1979. Marsh management and its relationship to vegetation, waterfowl and muskrats. Proceeding of Iowa Academic Sciences 86(2): 50-56.
- Blanchette, P. 1985. Étude de la sélection de l'habitat préférentiel du rat musqué (Ondatra zibethicus) dans des étangs aménagés au Lac Saint-Pierre, Québec. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Trois-Rivières. Québec. 88 p.
- Blanchette, P. 1991. Effets des inondations printanières sur l'écologie du rat musqué

- (Ondatra zibethicus). Thèse de doctorat. Université Laval. Québec. 100 p.
- Blanchette, P. Ph. D. 2004. Biologiste à la Gestion intégrée des Ressources au Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Communication Personnelle.
- Bouchard, A. et J. Morin. 2000. Reconstitution des débits du Fleuve Saint-Laurent entre 1932 et 1998. Rapport technique SMC Québec Section Hydrologie RT-101, Environnement Canada. Sainte-Foy. 72 p.
- Bovee, K.D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Inf. Pap. 12 U.S. Fisheries and Wildlife Service Publication 11: 340-3.
- Bovee, K.D., Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.B., Taylor, J., and Henriksen, J. 1998. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. U.S. Geologic Surveys and Biological Resources Division. USGS/BRD.
- Brooks, R. P. and W. E. Dodge. 1986. Estimation of habitat quality and summer population density for muskrats on a watershed basis. Journal of Wildlife Management 50 (2): 269-273.
- Bulmer, M. G. 1973. A statistical analysis of the 10-year cycle in Canada. Journal of Animal Ecology 43: 701-718.
- Burton, T. M. 1985. Effects of Water Level Fluctuations on Great Lakes Coastal Marshes, Coastal Wetlands, Lewis Publishers. Coastal Wetlands Chelsea. Michigan. Pp. 3-13.
- Campbell, K.L., G.L. Weseen and R.A. MacArthur. 1998. Seasonal changes in water flux, forage intake and assimilated energy of free-ranging muskrats. Journal of Wildlife Management 62: 292-299.
- Campbell, L., K. and R. A. MacArthur. 1998. Nutrition and the energetic tactics of muskrats (Ondatra zibethicus): morphological and metabolic adjustments to seasonal shifts in diet quality. Canadian Journal of Zoology 76: 163-174.
- Carrecker, R. G. 1985. Habitat Suitability Index Models: Snowshoe hare. U.S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 82. 21 p.
- Clark, W. R. 1994. Habitat selection by muskrats in experimental marshes undergoing succession. Canadian Journal of Zoology 72: 675-680.
- Commission Mixte Internationale. 2005. http://www.ijc.org/fr. Consulté en 2005.
- Connors, L. M., E. Kiviat, P. M. Groffman, and R. S. Ostfeld. 1999. Muskrat (Ondatra zibethicus) disturbance to vegetation and potential net nitrogen mineralization and

- nitrification rates in a freshwater tidal marsh. American Midland Naturalist 143. Pp. 53-63.
- Daigle, C. et A. Desrosiers. 1993. Bilan du développement d'une méthode d'inventaire des habitats du rat musqué. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Québec. 31 p.
- Danell, K. 1978. Ecology of the muskrat in Northern Sweden. Department of Ecological Zoology, University of Umeå. 157 p.
- Danell, K. 1996. Introduction of aquatic rodents: lessons of the muskrat Ondatra zibethicus invasion. Wildlife Biology 2: 213-220.
- Darchen, R. 1964. Notes écologiques sur le rat musqué Ondatra zibethica L. et en particulier sur la construction de hutte d'hiver. Mammalia 2 : 137-168.
- De Koninck, R. 2000. Les Cents-Îles du lac Saint-Pierre : retour aux sources et nouveaux enjeux. 2e édition. Les Presses de l'Université Laval. Sainte-Foy. 151 p.
- Dilworth, T.G. 1966. Life history and ecology of the muskrat under severe water level fluctuation. M.Sc. Thesis. University of New-Brunswick. New-Brunswick. 125 p.
- Dozier, H.L. 1945. Sex ratio and weights of muskrats from the Montezuma National Wildlife Refuge. Journal of Wildlife Management 9 (3): 232-239.
- Dozier, H.L., H. Merle and L. M. Llewellyn. 1948. Muskrat investigations on the Blackwater National Wildlife Refuge, Maryland, 1941-1945. Journal of Wildlife Management 12 (2): 177-190.
- 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.
- Erb, J., N. C. Stenseth and M. S. Boyce. 2000. Geographic variation in population cycles of Canadian muskrats (Ondatra zibethicus). Canadian Journal of Zoology 78: 1009-1016.
- Erb, J., M. S. Boyce and N. C. Stenseth. 2001. Spatial variation in mink and muskrat interactions in Canada. Oikos 93: 365-375.
- Errington, P. L. 1939. Reactions of muskrat populations to drought. Ecology 20(2): 168-186.
- Errington, P.L. 1943. Muskrats and marsh management. University of Nebraska Press, Lincoln and London. The Wildlife management Institute. U.S.A. 183 p.
- Errington, P. L. 1948. "Environmental control for increasing muskrat production."

- Thirteenth North American Wildlife Conference.
- Errington, P.L. 1963. Muskrat population. The Iowa State University Press. U.S.A. 665 p.
- Errington, P.L., J.S. Siglin, and R.C. Clark. 1963. The decline of a muskrat population. Journal of Wildlife Management 27(1): 1-8.
- Falardeau I. et J. Morin (2000). La distribution spatiale des plantes émergentes des milieux humides du fleuve Saint-Laurent: tronçon de Montréal à Trois-Rivières. Rapport technique RT-106, Service météorologique du Canada—Hydrologie, Environnement Canada. Sainte-Foy. 52 p.
- FAPAQ. http://www.fapaq.gouv.qc.ca/. consulté en 2004. Ministère de la Faune et des Parcs.
- Farrell, J. M., J. A. Toner, A. D. Halpern, M. Beland, B. Murry, A. Cushing, K. Hawley, and D. J. Leopold. 2004. Restoration of coastal wetlands in the St. Lawrence River through re-establishment of natural hydrological regimes. The Great Lakes Protection Fund. 79 p.
- Fielding, A.H. and Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environnement and Conservation 24:39-49.
- Fleurbec. 1987. Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières, Saint-Augustin, Fleurbec. 399 p.
- Ford, M. A. and J. B. Grace. 1998. Effects of vertebrate herbivores on soil processes, plant biomass, litter accumulation and soil elevation changes in a coastal marsh. Journal of Ecology 86: 974-982.
- Fortin, P., Martin, S. & A. Plante. 2002. Post-processing, validation and integration of LIDAR data into the St.Lawrence river Digital Terrain Model. Rapport Technique RT-120. Service météorologique du Canada, Environnement Canada-Hydrologie. Sainte-Foy. 43 p.
- Friend, M., G. E. Cummings, and J. S. Morse. 1964. Effect of changes in winter water levels on muskrats weights and harvest at the Montezuma National Wildlife Refuge. New York Fish and Game Journal 11(2). Pp. 125-132.
- Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent http://www.losl.org/about/about-f.html. Consulté en 2005.
- Hewitt, N and K. Miyanishi. 1997. The role of mammals in maintaining plant species richness in a floating Typha marsh in southern Ontario. Biodiversity and Conservation 6: 1085-1102.

- Hinkley, D. V. 1971. Inference about the change-point from cumulative sum tests. Biometrika 58(3): 509-523.
- Hinkley, D. V. and E. Schechtman. 1987. Conditional bootstrap methods in the meanshift model. Biometrika 74 (1): 85-93.
- Hudon, C. 1997. Impact of water-level fluctuations on aquatic vegetation in the St. LawrenceRiver (Quebec). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 2853-2865.
- Jacques, D. (1986). Cartographie des terres humides et des milieux environnants du lac Saint-Pierre, Denis Jacques Enr. Corporation pour la mise en valeur du lac Saint-Pierre vi, 70f. 6 réf. 69 p.
- Jaynes, E. T. 1985. Bayesian methods General Bbackground, presented at the Fourth Annual Workshop on Bayesian, Maximum Entropy Methods. University of Calgary, August 1984. In the Proceedings Volume: Maximum Entropy and Bayesian Methods in Applied Statistics. J. H. Justice Editor, Cambridge University Press. Pp. 1-25.
- 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. 75 p.
- Jordan, T. E. and D. F. Whigham. 1988. The importance of standing dead shoots of the narrow leaved cattail, Typha angustifolia L.. Aquatic Botany 29: 319-328.
- Keddy, P.A. and A.A. Reznicek. 1986. Great Lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds. Journal of Great Lakes Research 12:25-36.
- Keddy, P.A. 1991. Water level fluctuations and wetland conservation. In J. Kusler and R. Smardon (eds.) Wetlands of the Great Lakes. Proceedings of the Wetlands of the Great Lakes Symposium, Niagara, May 16 May 18, 1990. Pp. 79-91.
- Krummes, W. T. 1940. "The muskrat: a factor in waterflow habitat management." In Transactions of the North American Wildlife Conference. Pp. 395-398.
- Lacki, M.J., Peneston, W.T., Adams, K.B., Vogt, F.D., and Houppert, J.C. 1990. Summer foraging patterns and diet selection of muskrats inhabiting a fen wetlands. Canadian Journal of Zoology 68: 1163-1167.
- Leclerc, J. 1988. Inventaire aérien du rat musqué en 1988. MLCP. SAEF, Direction générale de Montréal. Montréal. 35 p.
- Lee, A.S.F., Heghinian, S.M., 1977. A shift of the mean level in a sequence of

- independent normal random variables—a Bayesian approach. Technometrics 19: 503–506.
- Létourneau, G. et M. Jean. 2005. Cartographie par télédétection des milieux humides le long du Saint-Laurent (2000). Environnement Canada Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST (en rédaction).
- Létourneau, G. et M. Jean. 2005. Chargés de projet en télédétection et sur les milieux humides à Environnement Canada Section de l'état du Saint-Laurent, Montréal. Communication personnelle (conférence téléphonique).
- Léveillé, M. et R. Bélanger. 1983. Facteurs limitatifs et clé de potentiel pour la détermination des habitas propices au rat musqué. Potentiel des habitats propices au rat musqué. Rat Musqué 1 et 2. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service Archipel. Québec. 36 p.
- Lupien, G. 1994. Impacts des bas niveaux printaniers sur la population de rats musqués du petit marais de Saint-Gédéon. Ministère de l'Environnement et de la Faune. Québec. 15 p.
- Lynch, J. J., T. O'Neil and D. W. Lay. 1947. Management significance of damage by geese and muskrats to gulf coast marshes. Journal of Wildlife Management 11: 50-76.
- MacArthur R. A. 1978. Winter movements and home range of the muskrat. The Canadian Field-Naturalist 9: 345-349.
- Manel, S., Williams, C.H., and Ormerod, S.J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: The need to account for prevalence. Journal of Applied Ecology 38: 921-931.
- Marie-Victorin, Frère. 2002. Flore Laurentienne 3^{ème} édition, revue et annotée par Luc Brouillet et Isabelle Goulet. Gaëtan Morin Éditeur Ltée. Boucherville. Québec. 1093 p.
- McNicoll, R et N. Traversy. 1985. Étude : Expérimentation de la photographie aérienne verticale dans un inventaire de cabanes de rats musqués. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Québec. 13 p.
- Meeks, R.L. 1969. The effect of drawdown on plant succession. Journal of Wildlife Management 33(4): 817-821.
- Messier, P. Technicien de la faune. 2005. Président et responsable de projet à la Société d'Aménagement de la Baie Lavallière (SABL). Communication Personnelle.
- Mingelbier, M. et T. Douguet. 1999. Répertoire-synthèse des aménagements fauniques

- de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Société de la faune et des parcs du Ouébec, Direction de la faune et des habitats. Québec. 37 p.
- Mirka, M. A., F. V. Clulow, N. K. Davé and T. P. Lim. 1996. Radium-226 in cattails, Typha latifolia, and bone of muskrat, Ondatra zibethicus, form a watershed with uranium tailings near the city of Elliot Lake, Canada. Environmental Pollution 91(1): 41-51.
- Mitsch W.J. & Gosselink, J.G. 1993. Wetlands, 2nd edition. Van Nostrand Reinhold. New York. 725 p.
- Morin, J. et A. Bouchard. 2000. Les bases de la modélisation du tronçon Montréal / Trois-Rivières. Rapport scientifique SMC-Hydrométrie RS-100. Environnement Canada. Sainte-Foy. 56 p.
- Morin, J et J.-P. Côté. 2003. Modifications anthropiques sur 150 ans au lac Saint-Pierre : une fenêtre sur les transformations de l'écosystème du Saint-Laurent. VertigO 4(3): 19 p.
- Morin, J., O. Champoux, K. Turgeon S. Martin et V.Ouellet. 2005. Modélisation intégrée de la réponse de l'écosystème dans le fleuve Saint-Laurent : Rapport final des activités entreprises dans le cadre du Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Rapport scientifique RS-108, Environnement Canada, SMC-Hydrologie. Sainte-Foy. 155 p.
- Mousseau, P. et J-P. Beaumont. 1981. Contribution à l'étude de l'habitation du rat musqué (Ondatra zibethicus (L.)) au Lac Saint-Louis et au Bassin de la Prairie. Québec, CREM. 120 p.
- MRNFP. http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/. consulté en 2004. Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs.
- Nadeau, S., R. Décarie, D. Lambert and M. St-Georges. 1995. Nonlinear modeling of muskrat use of habitat. Journal of Wildlife Management. 59 (1): 110-117.
- 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.
- Odland, A. & del Moral, R. 2002. Thirteen years of wetland vegetation succession following a permanent drawdown, Myrkdalen Lake, Norway. Plant Ecology 162: 185-198.
- Ouellet, V., J. Morin, O. Champoux et S. Martin. 2003. Validation des données LIDAR du tronçon Montréal/Trois-Rivières, pour la modélisation de la végétation émergente. Note technique RT-130, Service météorologique du Canada, Environnement Canada. Sainte-Foy. 25 p.

- Ouellet, V., O. Champoux et J. Morin. 2005. Modèle d'impacts des fluctuations de niveau d'eau sur la survie hivernale du rat musqué, Rapport technique RT-139. Service météorologique du Canada, Environnement Canada. Sainte-Foy. 75 p.
- Pearce, J. and Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. Ecological Modelling **133**: 225-245.
- Pelikãn, J., J. Svoboda, and J. Kvet. 1970. On some relations between the production of Typha latifolia and a muskrat population. Zoologicke Listy 19(4): 303-320.
- Perreault. L, J. Bernier, B. Bobée and E. Parent. 2000a. Bayesian change-point analysis in hydrometeorological time series. Part 1. The normal model revisited. Journal of Hydrology 235: 221–241.
- Perreault. L, J. Bernier, B. Bobée and E. Parent. 2000b. Bayesian change-point analysis in hydrometeorological time series. Part 2. Comparison of change-point models and forecasting. Journal of Hydrology 235: 242–263.
- Pettitt, A. N. 1980. A simple cumulative sum type statistic for the change-point problem with zero-one observations. Biometrika 67(1): 79-84.
- Prescott, J. et P. Richard. 1996. Mammifères du Québec et de l'Est du Canada. Guide nature Quintin. Waterloo. 399 p.
- Proulx, G. 1981. Relationship between muskrat populations, vegetation and water-level fluctuations and management considerations at Luther Marsh, Ontario. Phd. Thesis. University of Guelph. Ontario. 254 p.
- Proulx, G. and F.F. Gilbert. 1984. Estimating muskrat population trends by house counts. Journal of Wildlife Management 48: 917-922.
- Prowse, T. D. and N. C. Gridley. 1993. Environmental aspects of river ice, Science Report No. 5. National Hydrology Research Institute. Saskatoon. Pp. 3-74.
- Quinn, G. P. and M. J. Keough. 2003. Experimental design and data analises for biologists. Cambridge University Press. United Kinddom. 537 p.
- Scherrer, B. 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin Éditeur Itée. Montréal. 850 p.
- Stewart, R. W. and J. R. Bider. 1974. Reproduction and survival of ditch-dwelling muskrats in southern Quebec. The Canadian Field Naturalist 88: 429-436.
- 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.

- Takos, M.J. 1947. A semi-quantitative study of muskrat food habits. Journal of Wildlife Management 11: 331-339.
- Thurber, J., R. O. Perterson and T.D. Drummes. 1991. The effect of regulated Lake Levels on muskrats, Ondatra zibethicus, in Voyageurs National Park, Minnesota. The Canadian Field Naturalist 105: 30-40.
- 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.
- Traversy, N., R. McNicoll, and R. Lemieux. 1994. Contribution à l'étude de l'écologie du rat musqué au Lac Saint-Pierre. Ministère de l'Environnement et de la Faune. Québec. 85 p.
- Turgeon, K., O. Champoux, S. Martin et J. Morin. 2005. Modélisation des milieux humides de la plaine inondable du Saint-Laurent, du lac Saint-Pierre au lac Saint-Louis. Rapport scientifique RS-104. Service météorologique du Canada, Environnement Canada. Sainte-Foy. 70 p.
- Tsihrintzis, V. A. and E. Madiedo. 2002. Flow resistance in wetlands: analysis of existing data. 3rd International Symposium on Ecohydraulics. Salt Lake City.
- van Horne, B. et Wiens, J. A. 1991. Forest bird habitat suitability models and the development of general habitat models. U. S. Fish and Wildlife Service. 31 p.
- van Lonkhuyzen, R. A., K. E. Lagory and J. A. Kuiper. 2004. Modeling suitability of wetland mitigation sites. Environmental Management 33(3): 368-375.
- 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.
- Verner, J., Morrison, M. L. et Ralph, C. J. 1986. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates. Based on international symposium held at Stanford Sierra Camp, Fallen Leaf Lake, California, 7-11 October 1984. The University of Wisconsin Press. 262 p.
- Viljugrein, H., O. C. Lindgaerde, N. C. Stenseth and M. S. Boyce. 2001. Spatio-temporal patterns of mink and muskrat in Canada during a quarter century. Journal of Animal Ecology 70: 671-682.
- Ward J. H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. Journal of the American Statistical Association 58: 236-244.

- Weller, M. W. and J. Spatcher. 1965. Role of habitat in the distribution and abundance of marsh birds. Iowa Agriculture and Home Economics Experiment station, special report 43. Ames. Iowa. 31 p.
- Weller, M. W. 1975. Studies of cattail in relation to management for marsh wildlife. Iowa State Journal Research 49: 383-412.
- Wetzel, R.G. 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems. Third Edition. Academic Press, San Diego. California. 1006 p.
- Wilcox, D.A., S.I. Apfelbaum and R. D. Hiebert. 1985. Cattail invasion of sedge meadows following hydrologic disturbance in the Cowles Bog wetland complex, Indiana Dunes National Lake-shore. Wetlands 4: 115-128.
- Wilcox, D.A. 1990. Water-level fluctuations and Great Lakes wetlands. Great Lakes Wetlands 1(2): 2-3.
- Willner, G. R., G. A. Feldhamer, E. E. Zucker, and J. A. Chapman. 1980. Ondatra zibethicus. The American Society of Mammalogists 141: 1-8.
- Woo, I. and J.B. Zedler. 2002. Can nutrients alone shift a sedge meadow towards dominance by the invasive Typha x glauca? Wetlands 22: 509-521.
- Zhang, W., Q. Yao, H. Tong and N. C. Stenseth. 2003. Smoothing for spatiotempal models and its application to modeling muskrat-mink interaction. Biometrics 59: 813-821.

Annexe 1 : Revue bibliographique sur le rat musqué (Ondatra zibethicus)12

Contexte actuel de l'espèce

Les rats musqués dans le monde

Le rat musqué est le plus grand représentant de la famille des *Arvicolidae* (Campbell et MacArthur, 1998). On reconnaît ce mammifère semi-aquatique à son pelage typiquement brun foncé avec le ventre gris-argenté (Dilworth, 1966; Prescott et Richard, 1996). Par ailleurs, sa longue queue écailleuse aplatie latéralement est un signe distinctif qui le rend facilement reconnaissable. De façon générale, ce mammifère pèse entre 800 et 1 580 g, les mâles étant habituellement un peu plus gros de quelques grammes que les femelles (Dozier, 1945; Dilworth, 1966). Bien que l'espèce montre certaines préférences en ce qui a trait à son habitat, elle est aussi dotée d'une grande amplitude écologique (Allen et Hoffman, 1984).

La facilité d'adaptation que possèdent les rats musqués leur a permis de coloniser une gamme variée de milieux et de conditions (Errington, 1948), expliquant ainsi leur vaste distribution (voir Chapitre 2 pour plus de détails).

Situation historique de l'espèce au Québec

Il semble que les rats musqués ne soient pas une espèce naturellement très prolifique au Québec. En effet, plusieurs facteurs (fluctuations du niveau d'eau, hivers rigoureux, perte de milieux humides, etc.) font en sorte que les milieux ne peuvent pas supporter des densités de population aussi élevées que leur potentiel apparent. Malgré tout, ils ont longtemps été une espèce cible pour la trappe (Blanchette, 1991); l'intérêt étant un peu moins poussé aujourd'hui suite au déclin de l'attrait vers les fourrures naturelles et par conséquent, des prix durant les dernières décennies. C'est une espèce qui est relativement facile à attraper, qui se repère aisément et qui est généralement présente en grand nombre. De surcroît, il est possible pour les trappeurs d'exercer une pression de capture assez

¹² Cette bibliographie s'applique principalement à l'espèce nord-américaine, le rat musqué commun, *Ondatra zibethicus zibethicus* (L).

élevée sans mettre les populations en danger. Willner *et al.* (1980) ont démontré qu'il est possible d'exercer une pression de trappe de près de 80 % sans causer de préjudice irréversible aux populations de rats musqués. Bien sûr, ce pourcentage ne tient pas compte des facteurs environnementaux qui causent de temps à autre des chutes de densité assez fortes (Errington, 1963; Dilworth, 1966). Il n'en demeure pas moins que le rat musqué peut être une espèce très prolifique dont les caractéristiques reproductives (nombre de portées et/ou nombre de petits) peuvent être adaptées en fonction de la densité de la population et des conditions environnementales (Errington, 1939; Mousseau et Beaumont, 1981). Avec une diminution de près de 70 % des milieux humides le long du Saint-Laurent depuis le début du siècle (Blanchette, 1985), la situation des rats musqués est devenue plus précaire en certains endroits. Les vastes zones de milieux humides encore persistantes représentent des habitats de choix pour cette espèce (Blanchette, 1985).

Situation actuelle des populations du Québec

Il est difficile d'établir avec certitude comment se portent actuellement les populations de rats musqués au Québec, mais de façon générale, on observe des indices de diminution de l'abondance des rats musqués par rapport au passé. Ceci s'avère exact dans certains secteurs du lac Saint-Pierre (Côté, comm. pers., 2004). De moins en moins de rats musqués sont capturés à chaque année, mais cela peut aussi dépendre de la pression de prédation exercée. Plusieurs personnes ont observé durant les derniers hivers, une grande mortalité d'individus due à des variations dans les conditions environnementales (remontée du niveau d'eau, hiver rigoureux, alternance de précipitations en pluie et en neige, etc.) (Blanchette, comm. pers., 2004). Il est évident que si de telles conditions se perpétuent d'année en année, cela va contribuer à diminuer grandement la densité des populations de rats musqués en ces endroits.

En égard au nombre de rats musqués capturés depuis 1994 (FAPAQ, 2004), les populations sont effectivement à la baisse, le nombre de rats musqués capturés étant en constante diminution année après année, bien que le nombre de permis alloués pour les animaux à fourrure ait augmenté (FAPAQ, 2004). La baisse d'animaux piégés est particulièrement marquée pour les saisons 2002-2003 et 2003-2004. Ces données

appuient les observations faisant état que les mauvaises conditions hivernales de ces dernières années ont contribué à une diminution de la densité des populations de rats musqués, du moins dans le secteur du lac Saint-Pierre.

Spécifications sur l'habitat et les préférences écologiques

Milieux humides

Tel que mentionné précédemment, les rats musqués possèdent une grande capacité d'adaptation face à divers environnements (Errington, 1963; Lacki *et al.*, 1990). Il arrive même que ce mammifère colonise les aménagements agricoles et riverains, ou les fossés de drainage (Stewart et Bider, 1974). Dans ces cas, les rats musqués sont souvent chassés de ces milieux à cause des dommages qu'ils y causent (MRNFP, 2005). Malgré tout, il demeure que leur habitat préférentiel se situe dans les milieux humides où pousse une grande diversité de plantes émergentes, une ressource essentielle pour l'espèce (Allen et Hoffman, 1984). Il est mentionné que l'habitat optimal pour les rats musqués est composé d'un rapport 4/1 de plantes émergentes et de surface dégagée (Allen et Hoffman, 1984; Dilworth, 1966). Les rats musqués forment une composante importante des milieux humides, qui leur servent d'abri et de source d'alimentation, ce qui explique pourquoi ils ont le pouvoir de les structurer substantiellement (Allen et Hoffman, 1984; Clark, 1994; Campbell *et al.*, 1998).

Par leurs activités de broutage et de construction de huttes, les rats musqués modifient substantiellement le milieu. Cette modification de l'habitat peut même mener à l'élimination de certaines espèces préférentielles lorsque la densité d'individus devient trop élevée, causant ainsi un retard dans la régénération des espèces ciblées pendant plusieurs années (Bishop et al., 1979; Allen et Hoffman, 1984). À densité moindre, les rats musqués ont pour effet de contribuer positivement à la dynamique de l'écosystème, créant un milieu plus productif et hétérogène (Clark, 1994). Ils jouent un rôle à la fois dans la diversité végétale des espèces émergentes et dans la décomposition de la végétation (Allen et Hoffman, 1984; Clark, 1994). Étant donné qu'ils sont les herbivores les plus importants occupant les milieux humides, il n'est pas étonnant que les rats musqués fassent partie intégrante de la dynamique de ces milieux.

Facteurs hydrologiques limitatifs

Malgré leur grande amplitude écologique, il n'en demeure pas moins que les rats musqués ont des besoins spécifiques à satisfaire. Ainsi, les milieux où les niveaux d'eau sont stables supportent généralement une plus grande densité de rats musqués que les milieux dont les niveaux fluctuent (Krummes, 1940; Bishop *et al.*, 1979; Allen et Hoffman, 1984). De plus, la stabilité du niveau d'eau pourrait même être plus importante que la profondeur (Allen et Hoffman, 1984). La vitesse du courant représente aussi un facteur limitatif, principalement en ce qui a trait à la présence de terriers (Léveillé et Bélanger, 1983; Allen et Hoffman, 1984). Enfin, une certaine composition végétale est nécessaire pour obtenir une densité maximale de rats musqués (Bellrose et Brown, 1941; Allen et Hoffman, 1984; Blanchette, 1991; Traversy *et al.*, 1994). La dynamique des plantes émergentes est très fortement reliée à celle des fluctuations de niveau d'eau (Burton, 1985; Wilcox, 1990; Keddy, 1991). Il est notable que les niveaux d'eau favorables aux rats musqués soient sensiblement les mêmes que ceux pour l'optimum de croissance des plantes les plus souvent utilisées par l'espèce (Bishop *et al.*, 1979).

Préférences alimentaires

Ce mammifère se nourrit principalement de végétation émergente dont il broute les tiges et les feuilles, tout au long de l'année (Prescott et Richard, 1996). Il lui arrive parfois de se nourrir de mollusques ou d'autres petits invertébrés, ainsi que de grenouilles (Bednarik, 1956; Dilworth, 1966). On peut observer des rats musqués se nourrissant dans les cultures de maïs (Dilworth, 1966; FAPAQ, 2004). Ces sources de nourriture occasionnelles sont considérées comme une alternative lorsque l'animal ne peut pas satisfaire ses besoins alimentaires avec de la végétation naturelle. Les besoins alimentaires des rats musqués sont particulièrement susceptibles de ne pas être comblés en hiver et au printemps; périodes où les ressources végétales sont limitées par la sénescence (Dilworth, 1966). Il a aussi été noté que les individus vivant en terrier ont souvent une alimentation plus diversifiée que ceux vivant dans des huttes au cœur des milieux humides. Cette différence est probablement attribuable à l'hétérogénéité des habitats (Alcock, 2001).

La sélection des plantes émergentes s'effectue selon leur valeur nutritive et leur disponibilité saisonnière. De façon générale, les rats musqués consomment les plantes lorsqu'elles se trouvent au début de leur stade de croissance, les rejetant par la suite car elles deviennent trop ligneuses (Bednarik, 1956). Tel que mentionné précédemment, c'est la valeur nutritive et la disponibilité qui conditionne le choix des espèces (Campbell *et al.*, 1998). Par exemple, il a été montré que les carex sont utilisés principalement au printemps pour leur grande valeur nutritive alors que les autres espèces ne font qu'entamer leur croissance (Danell, 1978). Quoi qu'il en soit, il a été observé à plusieurs reprises et ce, dans une gamme variée d'habitats et d'endroits, que la quenouille (*Typha spp.*) représente une plante de choix pour le rat musqué (Bellrose, 1950; Allen et Hoffman, 1984; Lacki *et al.*, 1990).

Plantes prisées pour la construction de huttes

Tout comme pour l'alimentation, les rats musqués construisent leur hutte avec une grande diversité de matériaux selon leur disponibilité. Ils choisissent de la végétation émergente assez robuste pour la construction des huttes, afin que la structure édifiée soit le plus solide possible. Ils consolident le tout avec de la boue et des plantes submergées afin que la structure soit unifiée et bien isolée pour les protéger des rigueurs de l'hiver. Ils utilisent la végétation dans un rayon de 5 à 10 m autour de l'emplacement de la hutte, créant ainsi une surface dégagée de la plupart des espèces émergentes (McArthur, 1978). Ces marres dégagées de toute végétation émergente peuvent être utiles à d'autres espèces, notamment pour la fraie de certains poissons (Danell, 1978; Farrell, 2004). Cette tendance à utiliser divers matériaux n'empêche pourtant pas ce mammifère de démontrer une préférence pour des espèces telles *Typha spp.* (Bellrose et Brown, 1941; Mirka *et al.*, 1996; Campbell *et al.*, 1998; Connors *et al.*, 1999; Farrell *et al.*, 2004).

Les milieux contenant du *Typha* supportent une plus grande densité de huttes que ceux où il n'y en a pas (Clark, 1994). Les huttes retrouvées dans des milieux ayant une forte densité de quenouilles sont construites presque exclusivement avec cette espèce, alors que les huttes construites avec d'autres matériaux présentent une plus grande diversité de matériaux de construction (diverses espèces végétales, bois, débris divers) (Bellrose et Brown, 1941; Dilworth, 1966). Bellrose et Brown (1941) ont observé qu'à défaut de

quenouille, les rats musqués utilisent alternativement le scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis).

Activités de construction

Types de constructions

Cette espèce construit divers types d'habitation selon la période de l'année et/ou les conditions environnementales. Quatre différents types d'habitation ont pu être identifiés par les chercheurs : 1) les *huttes* (d'alimentation et d'habitation) 2) les *terriers* 3) les « *niches de neige* » et 4) les *abris d'hiver* (Takos, 1947; Bednarik, 1956; Dilworth, 1966; MacArthur, 1978; Proulx, 1981; Bélanger, 1982).

Les huttes d'alimentation et d'habitation, sont construites au cours de l'été et de l'automne avec la végétation disponible dans le milieu (Takos, 1947). Les huttes d'hiver, qui sont principalement construites à la fin de l'automne, sont utilisées au cours de l'hiver et la plupart sont détruites au printemps lors de la débâcle (Errington, 1963; Proulx, 1981). Les huttes d'alimentation sont construites à une certaine distance de la hutte principale (Dilworth, 1966). Elles sont utilisées toute l'année, ne comportent généralement pas de chambre, et elles n'ont généralement qu'un seul chemin d'accès (Takos, 1947; Dilworth, 1966).

Les terriers sont surtout utilisés durant la période estivale et/ou lorsque le milieu ne permet pas la construction de huttes (Errington, 1963). Ils sont construits à même la rive et ils sont aussi susceptibles aux impacts des fluctuations de niveau d'eau (Léveillé et Bélanger, 1983). C'est principalement la pente de la berge qui détermine le potentiel d'utilisation pour la construction de terriers (Bélanger, 1982; Léveillé et Bélanger, 1983).

Les « niches de neige » sont des abris temporaires construits à partir d'un trou ou d'une faille dans la glace (Bednarik, 1956; MacArthur, 1978). À partir de ce trou, les rats se dégagent une petite chambre sous la neige et la tapissent de végétation. Ces abris sont souvent utilisés lorsque les huttes d'habitation ont été détruites ou à la fin de l'hiver, lorsqu'elles commencent à se dégrader (Errington, 1963). Ces types d'abris permettent aussi aux rats musqués d'accéder à un plus grand territoire pour la recherche de nourriture

(Bednarik, 1956). Ces abris tendent à être placés de façon linéaire, radialement à la hutte principale (Dilworth, 1966).

Enfin, les abris d'hiver sont différentes petites concavités qui peuvent être aménagées par le rat musqué pour se protéger des rigueurs de l'hiver (Bednarik, 1956). Par exemple, lors d'événements climatiques exceptionnels, les rats musqués aménagent des creux d'arbres, des petites buttes d'arbustes ou toute autre structure susceptible de les abriter (Errington, 1939). La plus importante de ces structures est sans aucun doute la hutte d'hiver, qui permet aux rats musqués de se protéger contre les intempéries et de se mettre au sec après leurs activités aquatiques (Darchen, 1964).

Plus de précisions sur les huttes d'hiver et d'alimentation

La construction des huttes d'habitation débute à la fin de l'été et elle se termine aux alentours de la période de la prise des glaces à la mi-novembre (Bednarik, 1956; Darchen, 1964; Mousseau et Beaumont, 1981). Les constructions débutent sur un substrat solide et les huttes sont faites des plantes émergentes dominantes retrouvées dans les environs immédiats du site (Allen et Hoffman, 1984). Les rats musqués construisent généralement plusieurs ébauches mais la construction atteint son maximum d'activité au début de novembre, la plupart des ébauches étant abandonnées avant la fin de leur construction (Bednarik, 1956; Darchen, 1964). Cette période est particulièrement importante car les huttes sont construites en fonction du niveau d'eau effectif à ce moment de l'année (Proulx, 1981; Léveillé et Bélanger, 1983). Toute fluctuation ultérieure du niveau d'eau pourra potentiellement causer des problèmes et même limiter l'utilisation des huttes (Bélanger, 1983). Tel que mentionné précédemment, il arrive que les rats musqués construisent plusieurs huttes à divers endroits, mais peu d'entre elles sont effectivement terminées et actives pour l'hiver.

Les huttes d'habitation ne sont jamais utilisées pour se nourrir (Errington, 1963; Darchen, 1964). Il arrive que les rats grignotent un peu de leur hutte, mais la plupart du temps, ils en entretiennent l'intérieur méticuleusement. Plusieurs chercheurs relatent n'avoir trouvé aucune trace de débris de nourriture à l'intérieur de la hutte (Errington, 1963; Darchen, 1964; MacArthur, 1978). Les rats musqués montent souvent dessus et grignotent quelques

plantes ou s'y reposent, mais l'intérieur de la hutte est seulement utilisé comme refuge pour se prémunir contre les conditions extérieures, tant le climat que de la prédation. Ils n'y tolèrent aucun objet et s'ils ne peuvent le déplacer, ils réaménagent l'intérieur pour l'incorporer à la structure et le couvrir de végétation (Darchen, 1964).

En ce qui concerne la quête de nourriture, les rats musqués construisent des huttes d'alimentation à une certaine distance de la hutte principale (Bednarik, 1956; Errington, 1963). Elles permettent aux rats musqués de s'abriter et de se cacher des prédateurs. Les rats musqués accumulent de la végétation à ces endroits et ils vont s'y nourrir périodiquement (Bellrose, 1950). Ces huttes sont facilement distinguables de celles servant d'habitation du fait qu'une énorme quantité de déchets y est habituellement retrouvée ainsi que par les dimensions moindres de cet abri (Bellrose, 1950). Il est fort probable que les rats ne se nourrissent pas à leur hutte principale étant donné la quantité importante de déchets qu'ils produisent en s'alimentant. En effet, plusieurs études ont rapporté que les rats musqués produisent deux fois plus de déchets de végétation que ce qu'ils consomment (Bellrose et Brown, 1941; Bellrose, 1950; Errington, 1963).

Importance de la stabilité du niveau d'eau

Conditions optimales

Le niveau de l'eau est particulièrement important lors de la construction des huttes puisque ces dernières seront établies en fonction du niveau effectif prévalant alors (Proulx, 1981; Allen et Hoffman, 1984; Bélanger, 1986). Plusieurs études montrent que les milieux humides dont le niveau d'eau est stable supportent une densité de rats musqués plus importante que les marais dont les niveaux d'eau suivent une variabilité saisonnière (Allen et Hoffman, 1984; Blanchette, 1991; Thurber et al., 1991; Farrell et al., 2004). De façon générale, la profondeur optimale pour la construction des huttes se situe entre 19 et 90 cm (Léveillé et Bélanger, 1983), avec une préférence marquée pour des profondeurs se situant entre 30 et 70 cm (Bellrose et Brown, 1941; Bellrose, 1950; Dilworth, 1966; Danell, 1978; Léveillé et Bélanger, 1983; Proulx et Gilbert, 1984; Blanchette, 1991). Toute fluctuation ultérieure du niveau de l'eau pourra potentiellement affecter les huttes et la survie des rats musqués (Bellrose et Low, 1943; Friend et al., 1964; Proulx, 1981; Bélanger, 1986). Il est recommandé de ne pas hausser le niveau de

l'eau de plus de 45 cm après la prise des glaces puisque cela peut causer de graves préjudices aux populations de rats musqués (Bélanger, 1982), bien que des hausses de 18 à 25 cm suffisent à provoquer l'abandon et la destruction de la plupart des huttes de petites tailles (Bélanger, 1986).

Végétation émergente et variations du niveau d'eau

Les fluctuations du niveau d'eau ont aussi un impact sur les populations de rats musqués, de par la modification du milieu qui les abrite, notamment au niveau de la composition végétale (Bélanger, 1982; Allen et Hoffman, 1984; Thurber et al., 1991). Tel que mentionné précédemment, c'est dans les milieux où poussent de grandes quantités de *Typha spp.* que les populations de rat musqué sont en meilleure santé et qu'elles présentent un plus grand nombre d'individus (Dozier et al., 1948; Bednarik, 1956). Il est donc nécessaire que les niveaux d'eau et leurs variations permettent à cette espèce de germer et de se maintenir d'année en année dans le milieu. En ce qui concerne la quenouille, son optimum de croissance se situe dans les profondeurs d'eau entre 15 et 50 cm selon l'espèce (*Typha latifolia, Typha angustifolia et Typha x glauca*). Par conséquent, de grandes profondeurs d'eau ont pour principal impact d'empêcher la germination de l'espèce (Keddy et Reznicek, 1986). Par contre, ce n'est là qu'un impact mineur, la majeure partie de l'influence des niveaux d'eau se produisant de façon plus directe sur les populations de rats musqués.

Les rats musqués et les variations du niveau d'eau

Qu'elles soient à la hausse ou à la baisse, les fluctuations influencent la survie des rats musqués et ce, particulièrement durant la période hivernale (Errington *et al.*, 1963; Campbell et McArthur, 1998). Toute fluctuation hivernale du niveau de l'eau a potentiellement pour effet l'ennoiement de la hutte, ou encore le blocage de l'accès à des sources de nourriture. Ces impacts ont souvent pour conséquence d'entraîner la mort d'individus par inanition, ou encore par augmentation de l'exposition à la prédation (Meeks, 1969; Lupien, 1994).

Les remontées du niveau d'eau après l'établissement de la hutte ont comme principale conséquence l'inondation de la hutte. Pour remédier à cela, le rat musqué a la possibilité

de remanier l'intérieur de la hutte, en grattant le plafond afin de surélever le plancher la chambre (Darchen, 1964; Bélanger, 1986). Par contre, cette pratique a des limites intimement liées aux dimensions initiales de la hutte; plus celle-ci sera de grande dimension, plus il sera possible au rat musqué de se maintenir au sec longtemps face à une surélévation du niveau d'eau. Selon Bélanger (1986), une hausse de 18 à 25 cm après la prise des glaces cause la destruction et l'abandon de la plupart des huttes de petite taille. Dans le cas d'augmentations du niveau d'eau plus sévères, les rats musqués se voient contraints d'abandonner leur hutte et de trouver refuge à l'intérieur de troncs d'arbres ou d'autres huttes lorsque cela est possible (Errington et al., 1963; Bélanger, 1986; Blanchette, 1991). Dans la plupart des cas, les individus tentent de se trouver un nouvel abri tout en demeurant à l'intérieur de leur domaine vital (Blanchette, 1991). Certaines personnes ont observé qu'au retour à des niveaux plus bas, il est possible pour les rats musqués de réutiliser les huttes qui n'ont pas été détruites, moyennant quelques réparations (Bélanger, 1982; Blanchette, comm. pers., 2004). Dans ces cas, les rats musqués débouchent les chemins d'accès, dégagent la chambre, la tapissent avec de la végétation fraîche et bouchent les trous.

À l'inverse, lorsque les niveaux d'eau varient à la baisse, il arrive alors que la colonne d'eau gèle jusqu'au fond (Errington, 1939; Allen et Hoffman, 1984). Cela a pour effet de bloquer les chemins d'accès des huttes et d'empêcher les rats de brouter les rhizomes des plantes sous la glace (Mousseau et Beaumont, 1981; Léveillé et Bélanger, 1983; Bélanger, 1986). Les rats musqués sont alors contraints de se trouver de nouveaux abris et des sources alternatives de nourriture. Par contre, les rats musqués peuvent s'adapter plus facilement à ce genre de situation.

Cycle de vie et éthologie

Reproduction

L'étude de la reproduction chez cette espèce, comme bien d'autres d'ailleurs, se fait par l'analyse des cicatrices placentaires (Dilworth, 1966). Par le fait même, on détermine si la femelle est mature sexuellement ou non. Avec cette technique, il est possible de déterminer le nombre de petits et de portées qu'une femelle a eu dans l'année. On peut, par exemple, récupérer les femelles lors de la trappe pour évaluer la fertilité générale de la

population. La seule autre possibilité pour obtenir ces données est de suivre une femelle cible pendant toute la saison de reproduction, ce qui demande beaucoup d'investissements en termes d'énergie et d'argent.

Le premier accouplement se produit en avril, peu de temps après la débâcle (Bednarik, 1956; Traversy et al., 1994). Comme la date de la débâcle varie selon les années et les régions, cela entraîne des différences dans les périodes de gestation et d'ovulation chez les différentes populations (Dilworth, 1966). Étant donné que le cycle oestral varie de 2 à 22 jours, il se passe de trois à quatre cycles avant l'accouplement, l'ovulation étant spontanée (Bednarik, 1956; Mousseau et Beaumont, 1981). Suite à l'accouplement, une période de gestation de 10 à 35 jours s'ensuit et les premières portées naissent vers la mimai (Blanchette, 1991). Par la suite, les femelles auront deux, voire trois ou rarement quatre portées selon le moment auquel se produit la débâcle (Errington, 1943; Dilworth, 1966; Mousseau et Beaumont, 1981). La taille des portées est variable et elle dépend beaucoup de la densité d'individus et de la qualité du milieu. En effet, les rats musqués qui vivent dans des habitats de faible qualité tendent à être moins reproductifs, tant en terme de nombre de portées que de petits par portées (Mousseau et Beaumont, 1981). Lorsque la densité est moindre, les femelles tendent à être plus reproductives (Errington, 1963). En moyenne, il a été établi par les cicatrices placentaires que les femelles ont de 6,3 à 7,1 petits par portée pour les latitudes du Québec et de ses environs (Mousseau et Beaumont, 1981; Bélanger, 1982; Proulx et Gilbert, 1984). Il existe une grande variabilité quant à la taille des portées. Ailleurs dans le monde, il a été observé que, dans certains milieux, les femelles produisent entre 5,0 et 5,4 petits/portée (Dilworth, 1996), alors qu'à d'autres endroits, ce taux peut atteindre 8,3 (Bednarik, 1956).

À leur naissance, les petits sont sans pelage et aveugles, mais dès l'âge de cinq jours, ils possèdent déjà la capacité de flotter (Mousseau et Beaumont, 1941). Leur pelage apparaît et leurs yeux s'ouvrent durant la deuxième semaine, et ils ont la capacité de nager à la troisième semaine. Le sevrage survient vers la quatrième semaine, et c'est à ce moment que les petits acquièrent leur autonomie (Errington, 1963). Par contre, les subadultes ne deviennent matures et aptes à se reproduire que vers l'âge de un an, soit à la prochaine saison de reproduction (Dilworth, 1966). Errington (1963) a observé que certaines

femelles pouvaient devenir aptes à la reproduction de façon précoce et que ce phénomène était très certainement lié à des épisodes d'augmentation de la densité.

Ratios sexuels

Beaucoup de données ont été publiées sur la comparaison des ratios sexuels chez les populations de rats musqués (Bednarik, 1956; Errington, 1963; Dilworth, 1966). Le sexe de l'individu est établi par l'examen des structures de reproduction externes. La moyenne des observations faites par différents chercheurs se situe entre 51,2 à 61,2 % de mâles (Dilworth, 1966). Errington (1963) a montré qu'une mortalité différentielle se produit entre mâles et femelles. En effet, bien que la proportion de mâles soit plus élevée à la naissance, ceux-ci sont présents en moins grand nombre au stade adulte. Ces observations reflètent probablement la plus grande vulnérabilité des mâles à diverses causes de mortalité, notamment durant la saison de reproduction et les déplacements printaniers et automnales.

Structure d'âge

Les méthodes liées à la détermination de l'âge des individus sont variables. La majorité des critères utilisés pour déterminer si l'individu est un adulte ou un subadulte sont : 1) la grosseur et l'apparence des organes de reproduction internes; 2) l'apparence des organes génitaux externes; 3) l'apparence du pelage; 4) la longueur et le poids de la peau; 5) le « zygomatic breadth »; 6) la largeur des incisives supérieures; 7) l'aspect des molaires supérieures; 8) l'aspect des molaires inférieures ainsi que 9) la morphologie du « baculum » chez le mâle (Errington, 1939; Bellrose, 1950; Dilworth, 1966). D'autres techniques ont aussi été développées, comme le poids de la lentille oculaire, ou encore la pesée des organes, mais celles-ci, comme d'autres mentionnées ci haut, demandent la dissection de l'animal (Dilworth, 1966).

La plupart du temps, c'est par la trappe du rat musqué que ces données sont obtenues. Communément, les proportions de ces caractères observés dans les relevés de trappe reflètent directement ceux de la population (Bellrose, 1950). Errington (1943) a observé des rapports variant de 10 à 19 subadultes pour une femelle adulte, la densité de jeunes rats musqués étant inversement proportionnelle à la densité de la population reproductrice (Dilworth, 1966). D'autres ont observé une moyenne de 7,23 subadultes pour une femelle

adulte (Dilworth, 1966). Ces données montrent à quel point l'habitat peut influencer les caractéristiques démographiques des populations de rats musqués.

Territorialité

Les rats musqués se déplacent dans un espace relativement restreint compte tenu de leurs capacités (Errington, 1963). Ils vivent généralement par petits groupes, ou familles, comportant le couple reproducteur ainsi que la progéniture de l'année. Effectivement, la majorité des subadultes passent leur premier automne et l'hiver suivant dans ou à proximité du territoire parental. Il n'est pas rare de voir plusieurs individus habiter une même hutte durant l'hiver. Bien que chacun des individus possède un territoire défini et que les différents territoires puissent se chevaucher, il y a peu d'altercations liées à la territorialité. Par contre, c'est une espèce qui a des mœurs sédentaires très marqués et qui, en fonction de certains facteurs, peut défendre son territoire contre l'intrusion d'autres individus. C'est principalement au printemps, lors de la reproduction, que la notion de territoire prend toute son importance pour les rats musqués. L'étendue du territoire en milieu marécageux est sensiblement la même que celle du domaine vital et elle a été estimée en moyenne à 60-70 m de diamètre (Mousseau et Beaumont, 1981). Les déplacements n'excèdent que très rarement 180 m, tout dépendant de la qualité du milieu (Dilworth, 1966; McArthur, 1978). Dans les fossés et les petits ruisseaux, l'étendue du territoire a été estimée à 200-300 m longitudinalement, tandis qu'en milieu riverain, elle a été estimée à plus de 900 m de berges (Mousseau et Beaumont, 1981).

Déplacements

Deux déplacements saisonniers ont été notés chez cette espèce : un printanier et un automnale, qui est de moindre envergure que le premier. Le déplacement automnal est lié à la dispersion des jeunes alors que celui du printemps est lié à la reproduction. À l'automne, les jeunes s'installent principalement à proximité du territoire parental, expliquant ainsi la faible amplitude des déplacements à cette période de l'année. Les déplacements printaniers sont plus importants car les individus sont en quête d'un nouveau territoire où s'installer (Errington, 1963). Ce sont principalement les mâles et les jeunes qui contribuent à ces déplacements, cherchant à s'établir dans un territoire pour l'accouplement. Par contre, il n'est pas rare que les rats musqués cherchent à s'établir à

l'intérieur ou près du marais où ils sont nés (Dilworth, 1966). Ces déplacements constituent aussi une façon d'ajuster la densité dans une même population, tout en permettant des échanges avec d'autres (Errington, 1963). Plus la population sera importante, plus les déplacements, ainsi que les confrontations entre les individus, risquent d'être élevés (Errington, 1963). Entre l'été et le printemps, les rats musqués se déplacent en moyenne de 295 m (Traversy et al., 1994). Cette espèce est active le matin de bonne heure et en fin d'après-midi (Dilworth, 1966). Plus précisément, les rats musqués montrent des signes d'activité entre 18h00 et 4h00. Le reste du temps, ils sont inactifs, c'est-à-dire habituellement endormis dans leur abri, pour ensuite reprendre un peu d'activités en fin de journée. Cette stratégie est probablement en lien avec la prédation (Alcock, 2001). En effet, plusieurs mammifères diurnes de petite taille adoptent une stratégie faisant en sorte que leurs périodes d'activités sont concentrées au lever et au coucher du soleil, se cachant durant le jour pour éviter les prédateurs.

Causes de mortalité

Prédation

Les populations de rats musqués sont sujettes à diverses forces régulatrices (prédation, trappe, maladies, compétition) pouvant en influencer la densité. Errington (1943) pense que la prédation pourrait représenter un facteur limitatif, seulement lorsqu'elle est en association avec d'autres facteurs pouvant influencer les densités, alors que d'autres croient qu'en aucun cas la prédation peut représenter un facteur limitatif en regard du haut taux de natalité de l'espèce (Dilworth, 1966). Les rats musqués sont particulièrement vulnérables à la prédation lors des mouvements de population printaniers et automnaux, ou encore durant l'hiver lorsqu'ils sont forcés de se déplacer sur la neige.

Le prédateur le plus important de cette espèce est le vison (*Mustela vison*). Tel que mentionné, ils sont particulièrement vulnérables à ce prédateur durant l'hiver ou durant l'assèchement des marais étant donné qu'ils doivent effectuer leurs déplacements sur de vastes étendues désertes (Lacki *et al.*, 1990). Ce prédateur représente, avec les brochets (*Esox spp.*) et la chélydre serpentine (*Chelida serpentina*), une importante cause de mortalité chez les juvéniles (Mousseau et Beaumont, 1941). Il existe aussi d'autres prédateurs tels le raton laveur (*Procyon lotor*) et le rat surmulot (*Rattus norvegicus*), qui

s'attaquent principalement aux jeunes (Bednarik, 1956). Enfin, il est possible de retrouver dans la bibliographie une liste de plusieurs prédateurs potentiels: le renard (*Vulpes vulpes*), le coyote (*Canis latrans*), le chien domestique (*Canis familiaris*), la moufette rayée (*Mephitis mephitis*), la loutre (*Lutra spp.*), la belette (*Mustela nivalis*) ainsi que divers oiseaux de proie (aigles, chouettes, hiboux) (Bednarik, 1956; Errington, 1963; Dilworth, 1966).

Trappe

En dépit du nombre de prédateurs existants, il n'en demeure pas moins que le prédateur pouvant être le plus efficace est certainement l'homme. La trappe représente une importante cause de mortalité qui, dans plusieurs milieux, permet de contrôler cette espèce prolifique, et l'empêche de dégrader son environnement (Bishop et al., 1979). De nombreuses études relatent des cas où, lors d'une explosion de population, les rats musqués ont entièrement utilisé certaines espèces présentes, causant d'énormes dégâts dans les milieux humides (Bednarik, 1956; Allen et Hoffman, 1984; Clark, 1994). Wilner et al. (1980) ont montré qu'il est possible d'exercer une pression de trappe de près de 80% (annuellement) sans causer de préjudice irréversible aux populations de rats musqués. Les méthodes utilisées pour la trappe peuvent mettre d'autres espèces en danger, comme certaines espèces de sauvagines qui, par leur comportement, sont susceptibles d'être prises dans les pièges à rats musqués (Dilworth, 1966; FAPAQ, 2004). Au Québec, la saison de trappe s'étend de l'automne (octobre) jusqu'au printemps (vers la mi-avril) (MRNF, 2005). Cette période varie selon les Unités de Gestion des Animaux à Fourrure (UGAF) et il arrive même que la trappe soit limitée au printemps ou à l'automne lorsque l'état de la population le justifie.

Maladies

Périodiquement, il arrive aussi que les populations de rats musqués connaissent des périodes de maladie comme la tularémie, une infection bactérienne (*Francisella tularensis*) (FAPAQ, 2004), et la maladie hémorragique, aussi connue sous le nom de « Tyzzer's disease » (*Clostridium filiforme*) (Errington, 1963). Cette dernière peut durer plusieurs années et la propagation se fait au moyen de spores (Bednarik, 1956). La tularémie est également transmissible à l'homme et des précautions doivent être prises

lors de la manipulation d'animaux contaminés (FAPAQ, 2004). Ces maladies peuvent occasionnellement décimer les populations allant jusqu'à en entraîner la disparition locale (Bishop et al., 1979; Traversy et al., 1994). Il existe aussi d'autres sources de maladie pouvant affliger cette espèce : 1) des champignons pathogéniques comme *Trychophyton* et *Haplosporagium*; 2) divers protozoaires comme ceux du genre *Eimeria*; 3) et d'autres bactéries comme *Salmonella* (Errington, 1943; Dozier, 1945; Dilworth, 1966). Ces dernières causes, comme les précédentes, sont soupçonnées de pouvoir causer des déclins de densité suite à leur passage au sein d'une population (Errington, 1963).

Compétition et cannibalisme

Errington (1963) a noté que les rats musqués peuvent connaître des épisodes de forte compétition intra-spécifique associés à des situations d'urgence comme un manque de ressources alimentaires, une surpopulation et toute autre condition de vie défavorable conduisant à l'augmentation de l'intolérance à la présence d'autres individus sur son propre territoire ou dans les environs. Cette compétition est aussi associée à la période de reproduction et elle est directement proportionnelle à la densité d'individus (Dilworth, 1966).

Il a aussi été observé que, lors des périodes de forte compétition ou de disettes, les rats musqués peuvent occasionnellement devenir cannibales (Errington, 1963). Ce phénomène est plutôt rare et c'est principalement les jeunes qui en sont victimes.

Cyclicité des populations

Les rats musqués connaissent naturellement des fluctuations cycliques de l'ordre de 7 à 10 ans (Farrell *et al.*, 2004), mais la dynamique et les liens de causalité de ces fluctuations ne sont pas bien connus (Blanchette, P., Comm. Pers., 2004). Ces cycles s'initient par une faible densité de rats musqués associée parallèlement au développement d'un couvert de végétation émergente important, suivi d'une rapide augmentation du nombre d'individus qui entraîne un surpeuplement du milieu, causant finalement la destruction de l'habitat, et par le fait même, l'épuisement des ressources alimentaires. Cette dernière phase conduit à un taux de mortalité élevé et à un rapide déclin de la densité (Allen et Hoffman, 1984). Les différentes phases ainsi que la durée des cycles varient selon les régions (Allen et Hoffman, 1984), faisant en sorte que deux populations

voisines peuvent ne pas être synchronisées (Errington, 1948; Errington *et al.*, 1963). L'amplitude ainsi que la durée de ces fluctuations sont remises en cause à certains endroits (Bulmer, 1973). Au Canada, les données indiquent que les populations de rats musqués ont déjà suivi de tels cycles, mais que ce ne soit plus le cas aujourd'hui. Dans la plupart des cas, les fluctuations cycliques des populations de rats musqués ont été reliées à des populations de visons (Erb *et al.*, 2000). Par contre, aucune donnée plus précise sur le Québec n'est disponible. À ces latitudes, il est possible de penser qu'il est difficile d'observer la cyclicité avec précision étant donné que la variabilité des conditions hivernales est souvent un facteur influençant fortement les densités de rats musqués. Ce facteur risque d'être confondu avec la cyclicité.

Il est intéressant de noter qu'Errington (1963) a suggéré, suite à une étude de plusieurs années, que l'accent devrait être mis sur les facteurs se « synchronisant » aux cycles, plutôt que sur les cycles eux-mêmes. En effet, les changements dans le nombre de petits sont fortement corrélés au cycle : les petites portées dans la phase de forte densité, les grosses dans celle de faible densité. Il en est de même pour le nombre de femelles précoces qui diminue en phase avec le pic de densité (Dilworth, 1966). Les maladies, par exemple, n'ont pas la même force selon la densité de la population. Tous ces changements sont reliés à des changements de physiologie chez les rats musqués et les liens unissant ces changements à la densité des populations doivent être approfondis (Errington, 1943; Erb *et al.*, 2000). Ce n'est qu'à travers l'approfondissement de ces liens qu'il sera possible d'acquérir une meilleure connaissance des facteurs causant ces cycles.

Mortalité hivernale

Bien que les rats musqués soient très bien adaptés à la période hivernale, comme le montre leur capacité élevée de thermorégulation et l'augmentation automnale de leur masse corporelle (Campbell et MacArthur, 1998), l'hiver représente malgré tout une période déterminante pour la survie. Tel que mentionné précédemment, la mortalité hivernale peut atteindre de 47 à 75 % dans les populations de rats musqués (Proulx et Gilbert, 1984). Plusieurs facteurs peuvent être en cause : disponibilité de la nourriture, températures, épaisseur de la glace, fluctuations de niveau d'eau, etc. Par exemple, Campbell et MacArthur (1998) ont observé que la formation intensive d'un couvert de

glace, associé à de basses températures, réduit les mouvements chez les individus car ces conditions entraînent des coûts métaboliques liés à la thermorégulation très importants, tout en réduisant la diversité de sources de nourriture disponibles. Ces conditions sont susceptibles d'entraîner un taux de mortalité plus élevé que la normale en cette saison. La formation intensive de glace est généralement liée à l'absence d'un couvert de neige suffisant ainsi qu'à de basses températures (Allen et Hoffman, 1984). Il résulte que la glace s'étend en profondeur, pouvant même causer la mort par inanition lorsque cette couche de glace bloque l'accessibilité aux ressources alimentaires. Clark (1994) a identifié la prédation et l'accessibilité à de la nourriture comme étant des facteurs critiques pouvant influencer la mortalité hivernale de l'espèce. Selon Blanchette (1991), la disponibilité et les caractéristiques des sites de construction des huttes peuvent aussi être un facteur déterminant pour la survie des rats musqués. Malgré tout, le facteur le plus déterminant est représenté par les fluctuations hivernales du niveau de l'eau (Bednarik, 1956; Errington, 1963; Dilworth, 1966; Clark, 1994).

Techniques de recensement

Recensements hivernaux

Typiquement, les recensements hivernaux s'effectuent en motoneige et ils couvrent une superficie déterminée à l'intérieur de laquelle le nombre de hutte et/ou la position sont comptabilisés (Proulx et Gilbert, 1984). Cette méthode a comme principal avantage comparatif qu'il est possible d'observer la taille réelle des structures et aussi de discriminer avec plus de certitude les huttes d'habitation des autres structures.

Survol aérien

Une méthode très employée pour effectuer les décomptes de huttes est le survol aérien. Il s'effectue en hélicoptère, à une vitesse moyenne entre 20 et 120 km/h et une altitude se situant entre 20 et 100 m (Daigle et Desrosiers, 1993). Ces inventaires doivent s'effectuer un peu avant la prise des glaces, lorsqu'une mince couche de neige recouvre les milieux humides. De cette façon, les huttes sont facilement observables et il est plus difficile de les confondre avec des amas de végétation.

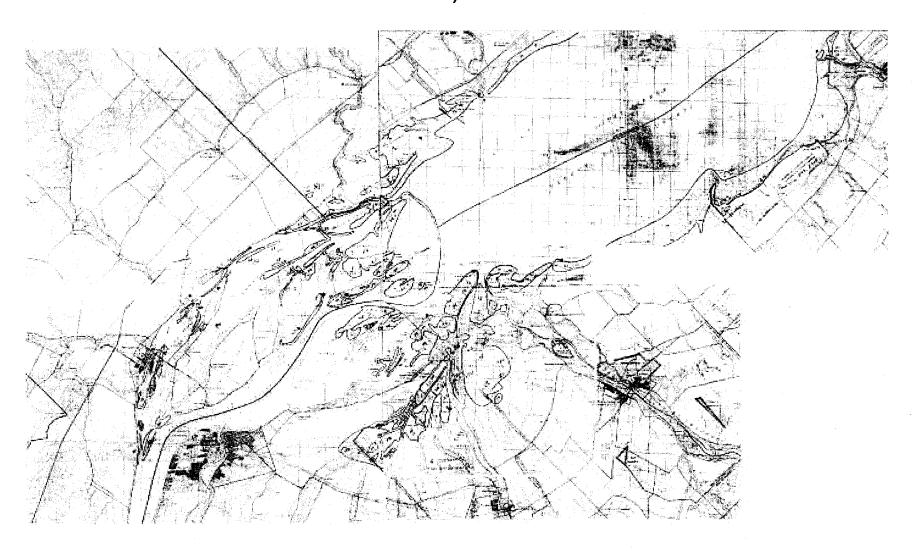
Photographie aérienne

Au Québec, les seuls essais de photographie aéroportée infrarouge ont à notre connaissance été réalisés par McNicoll et Traversy (1985). Ils ont effectué de tels essais à l'infra-rouge mais aussi en noir et blanc (N/B), aux échelles de 1:2 800 et 1:4 000. Ils ont conclu que cette méthode était peu efficace. La comparaison des résultats obtenus par avion à des recensements effectués en hélicoptère montre que ces derniers sont supérieurs. La photographie infrarouge demeure la méthode la plus intéressante des deux puisqu'elle permet la reconnaissance de la plupart des groupements végétaux. Le principal désavantage de la photographie aérienne est que trop de huttes sont confondues avec des amas de végétation, la situation géographique des huttes, leur grosseur ainsi que la densité de la végétation étant les principaux facteurs affectant le dénombrement adéquat. Par contre, d'autres études indiquent que la photographie aérienne infrarouge à des échelles plus petites (1:2 000; 1:4 000 à 1:10 000) peut-être très efficace (McNicoll et Traversy, 1985). Il est probable qu'à une échelle plus réduite, que les huttes soient plus facilement discernables, tout dépendant des caractéristiques des secteurs à l'étude.

Estimer la densité d'individus

Une étude de Proulx et Gilbert (1984) a montré que les huttes abritent typiquement de 2,8 à 3,5 individus alors que dans la bibliographie en général, ce nombre varie entre 1,3 et 5,0 (Dilworth, 1966). Le nombre varie principalement selon les sites d'étude et les densités de population. Par contre, avec ces chiffres et des vérifications sur le terrain, il est possible d'évaluer approximativement le nombre de rats musqués, connaissant le nombre de huttes au préalable. De même, si l'on veut utiliser le taux de natalité en association à la mortalité automnale et hivernale pour déterminer la densité d'individus (Proulx et Gilbert, 1984), on se soumet à une grande incertitude. En effet, les taux de natalité et de mortalité sont aussi très variables. De plus, pour cette méthode, il faut connaître approximativement le nombre de femelles dans la population. Dans la bibliographie, il est aussi mentionné qu'il est possible d'utiliser les ratios de trappe pour chaque segment de la population pour déterminer approximativement le nombre de rats musqués (Dilworth, 1966). Finalement, peu importe la méthode utilisée, l'estimation de la densité d'individus demeure assez approximative, à moins d'opter pour une application extensive d'une de ces méthodes.

Annexe 2 : Décompte de huttes, FAPAQ 1988, lac Saint-Pierre (Leclerc *et al.*, 1988).



| · | | |
|---|--|--|
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |
| | | |

Annexe 3 : Résultats de l'application du test bayésien de rupture

RÉSULTATS DE L'APPLICATION DU TEST BAYÉSIEN DE RUPTURE (LEE & HEGHINIAN, 1977)

CARILLON - Moyenne de novembre

Période = $[1870 \ 2000]$

Probabilité critique = 0.13424 Probabilité de changement = 0.9785 Probabilité de non-changement = 0.021499

Mode de Tau = **1964** Intervalle de confiance à 90% pour Tau = **[1925 1974]** Intervalle de confiance à 95% pour Tau = **[1922 1978]**

Moyenne pour mu1 = 1700.1915 Moyenne pour mu2 = 2208.0918

Mode pour Delta = 511.6495 Moyenne pour Delta = 507.9003 Intervalle de confiance à 95% pour Delta = [1.8e+002 8.2e+002]

CARILLON - Maximum (décembre à février) - Moyenne novembre

Période = [1870 2000]

Probabilité critique = 0.35786 Probabilité de changement = 0.99999 Probabilité de non-changement = 9.9261e-006

Mode de Tau = 1958 Intervalle de confiance à 90% pour Tau = [1953 1960] Intervalle de confiance à 95% pour Tau = [1951 1962]

Moyenne pour mu1 = 210.037Moyenne pour mu2 = 1002.2095

Mode pour Delta = 796.503 Moyenne pour Delta = 792.1725 Intervalle de confiance à 95% pour Delta = [5.1e+002 1.1e+003]

CARILLON - Minimum (décembre à février) - Moyenne novembre

Période = [1870 2000]

Probabilité critique = 0.09471

Probabilité de Changement = 0.99795

Probabilité de Non-Changement = 0.0020451

Mode de Tau = 1941

Intervalle de confiance à 90% pour Tau = [1927 1947]

Intervalle de confiance à 95% pour Tau = [1921 1955]

Moyenne pour mu1 = -771.672

Moyenne pour mu2 = -310.6611

Mode pour Delta = 462.5552

Moyenne pour Delta = 461.0109

Intervalle de confiance à 95% pour Delta = [2.4e+002 6.7e+002]

CORNWALL - Moyenne de novembre

Période = [1932 2001]

Probabilité critique = 0.7268

Probabilité de changement = 1

Probabilité de non-changement = 3.5979e-008

Mode de Tau = 1966

Intervalle de confiance à 90% pour Tau = [1964 1968]

Intervalle de confiance à 95% pour Tau = [1964 1969]

Moyenne pour mu1 = 6228.822

Moyenne pour mu2 = 7559.9998

Mode pour Delta = 1329.5943

Moyenne pour Delta = 1331.1778

Intervalle de confiance à 95% pour Delta = [9.5e+002 1.7e+003]

CORNWALL - Maximum (décembre à février) - Moyenne novembre

Période = [1932 2001]

Probabilité critique = 0.11609

Probabilité de changement = 0.88391

Probabilité de non-changement = 0.11609

Mode de Tau = 1984

Intervalle de confiance à 90% pour Tau = [1944 1989]

Intervalle de confiance à 95% pour Tau = [1937 1995]

Moyenne pour mu1 = 130.1834

Moyenne pour mu2 = 341.3463

Mode pour Delta = 226.1772

Moyenne pour Delta = 211.1629

Intervalle de confiance à 95% pour Delta = $[-4.8 \ 4.2e + 002]^{13}$

CORNWALL - Minimum (décembre à février) - Moyenne novembre

 $Période = [1932 \ 2001]$

Probabilité critique = 0.20997

Probabilité de changement = 1

Probabilité de non-changement = 1.5664e-006

Mode de Tau = 1971

Intervalle de confiance à 90% pour Tau = [1965 1970]

Intervalle de confiance à 95% pour Tau = [1965 1972]

Moyenne pour mu1 = -507.0909

Moyenne pour mu2 = -1338.0514

Mode pour Delta = -832.024

Moyenne pour Delta = -830.9604

Intervalle de confiance à 95% pour Delta = [-1.1e+003 -5.8e+002]

SOREL - Moyenne de novembre

Période = [1912 1995]

Probabilité critique = 0.36313

Probabilité de changement = 0.99736

Probabilité de non-changement = 0.0026397

Mode de Tau = 1966

Intervalle de confiance à 90% pour Tau = [1963 1970]

Intervalle de confiance à 95% pour Tau = [1962 1971]

¹³ Lorsque cet intervalle contient 0, cela indique que la rupture n'est pas significative.

Moyenne pour mu1 = 4.482

Moyenne pour mu2 = 4.8433

Mode pour Delta = 0.36471Moyenne pour Delta = 0.36131

Intervalle de confiance à 95% pour Delta = $[0.18 \ 0.52]$

SOREL - Maximum (décembre à février) - Moyenne novembre

Période = [1913 1994]

Probabilité critique = 0.22988

Probabilité de changement = 0.96144

Probabilité de non-changement = 0.038563

Mode de Tau

= 1972

Intervalle de confiance à 90% pour Tau = [1963 1979]

Intervalle de confiance à 95% pour Tau = [1952 1982]

Moyenne pour mu1 = 1.0985

Moyenne pour mu2 = 0.69385

Mode pour Delta = -0.42486

Moyenne pour Delta = -0.40462

Intervalle de confiance à 95% pour Delta = [-0.69 - 0.084]

SOREL - Minimum (décembre à février) - Moyenne novembre

Période = [1913 1994]

Aucun changement sur la série¹⁴

¹⁴ De nombreux tests ont été effectués sur cette série et pour une raison inconnue il n'est possible d'obtenir que les figures en sortie.

Annexe 4 : Données de terrain – Relevés de végétation dans les exclos et les parcelles témoins¹⁵.

| Site | Relevé Juin - Exclos | Relevé Juin - Témoin | Relevé Juillet - Exclos | Relevé Juillet - Témoin | Relevé Octobre - Exclos | Relevé Octobre - Témoin |
|---|--|--|---|---|---|---|
| | Salicaire pourpre (Lythrum salicaria) - 2 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 4 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 2 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 4 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 2 | Salicaire pourpre (Lythrum salicaria) - 4 |
| | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 |
| | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 |
| | Scutellaire toque (Scutellaria epilobiifolia) -1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Scutellaire toque (Scutellaria epilobiifolia) -1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Scutellaire toque (Scutellaria epilobiifolia) -1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 |
| 10 | Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 1 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 |
| 1Q- BL | Lycope d'Amérique (Lycopus americanus) - 3 | Scutellaire toque (Scutellaria epilobiifolia) - 1 | Lycope d'Amérique (Lycopus americanus) - 3 | Scutellaire toque (Scutellaria epilobiifolia) - 1 | Lycope d'Amérique (Lycopus americanus) - 3 | Scutellaire toque (Scutellaria epilobiifolia) - 1 |
| | Gaillet palustre (Galium palustre) - 3 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Gaillet palustre (Galium palustre) - 3 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Gaillet palustre (Galium palustre) - 3 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 |
| | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 2 |
| | Rorippa amphibie (<i>Rorripa</i> amphibia) - 3 | | Rorippa amphibie (<i>Rorripa</i> amphibia) - 3 | | Rorippa amphibie (<i>Rorripa</i> amphibia) - 3 | |
| | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | |
| 1S- BL | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 |
| Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 4 | | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 5 | Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 4 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 4 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 5 |

¹⁵ La lettre Q identifie les sites avec de la quenouille et la lettre S, ceux où cette espèce est absente. BL signifie baie Lavallière alors que BG signifie baie de l'île de Grâce.

| | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 1 | Riz sauvage (<i>Zizania</i> aquatica) - 1 | Rorippa amphibie (<i>Rorripa</i> amphibia) - 1 |
|-----------|---|--|---|--|--|---|
| | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 4 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta bulbilfera</i>) - 1 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 4 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta bulbilfera</i>) - 1 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 4 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 |
| | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbifera) - 1 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 4 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 4 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 4 |
| | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 5 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 5 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 5 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 |
| | | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 |
| | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 |
| 2Q- | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 4 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 4 | Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 4 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 4 | Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 4 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 4 |
| BL | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 |
| | Acorus roseau (Acorus calamus) - 3 | | Acorus roseau (Acorus calamus) - 3 | | Acorus roseau (Acorus calamus) - 3 | |
| | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Riz sauvage (<i>Zizania</i> aquatica) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 |
| | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 |
| 2S- BL | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 |
| | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | |
| | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 5 |
| | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) -5 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) -5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 |
| 3Q- BL | Butome à ombelle (Butomus Butome à ombelle umbellatus) - 1 (Butomus umbellatus) - | | Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 |
| | Rorippa amphibie (<i>Rorripa</i> amphibia) - 2 | | | Rorippa amphibie (<i>Rorripa</i> amphibia) - 3 | Rorippa amphibie (<i>Rorripa</i> amphibia) - 2 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 3 |
| | Acorus roseau (Acorus calamus) - 1 | | Acorus roseau (Acorus calamus) - 1 | | Acorus roseau (Acorus calamus) - 1 | |

| | _ | | | | | |
|-----------|--|---|--|---|---|---|
| 3S- | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 |
| BL | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) -5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) -5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) -5 |
| | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 |
| | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) -5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) -5 |
| | Scutellaire toque (Scutellaria epilobiifolia) -1 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Scutellaire toque (Scutellaria epilobiifolia) -1 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Scutellaire toque (Scutellaria epilobiifolia) -1 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta bulbilfera</i>) - 1 |
| 4Q- BL | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 1 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 1 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 1 |
| | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 3 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 3 | Rorippa amphibie (<i>Rorripa</i> amphibia) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 3 |
| | Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 2 | | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 | | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 | |
| | Salicaire pourpre (Lythrum salicaria) - 1 | | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 1 | | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 1 | |
| | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 5 |
| 4S- BL | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 |
| | | Morelle douce-amère (Solanum dulcamara) - 1 | | Morelle douce-amère (Solanum dulcamara) - 1 | • | Morelle douce-amère (Solanum dulcamara) - 1 |
| | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 4 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 |
| 50 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 | Acorus roseau (Acorus calamus) 1 1 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 | Acorus roseau (Acorus calamus) 1 1 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) -5 | Acorus roseau (Acorus calamus) 1 1 |
| 5Q- BL | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 |
| | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 1 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | Rorippa amphibie (Rorripa amphibia) - 1 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | Rorippa amphibie (<i>Rorripa</i> amphibia) - 1 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 |
| | | Inconnu p.51 ou 57 - 1 | | Inconnu p.51 ou 57 - 1 | | Inconnu p.51 ou 57 - 1 |
| 5S- BL | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 |
| | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 | Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 |
| | | | | | | |

| | | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 3 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 4 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 3 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 4 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 3 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 4 |
|---------|---------|--|--|---|--|--|---|
| | | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 |
| | | Iris versicolore (<i>Iris</i> versicolor) - 4 Inconnu 9 p.58 – 1 Onoclée sensible (<i>Onoclée sensibilis</i>) - 1 Cicutaire bulbifère (<i>Cicubulbilifèra</i>) - 2 | | Iris versicolore (<i>Iris</i> versicolor) - 4 | Onoclée sensible (<i>Onoclea</i> sensibilis) - 1 | Iris versicolore (<i>Iris</i> versicolor) - 4 | Onoclée sensible (Onoclea sensibilis) - 1 |
| | | | | Inconnu 9 p.58 – 1 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 2 | Inconnu 9 p.58 – 1 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 2 |
| | | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 2 | | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 2 | | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 2 | |
| | | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | |
| | | Onoclée sensible (<i>Onoclea sensibilis</i>) - 1 | | Onoclée sensible (Onoclea sensibilis) - 1 | | Onoclée sensible (<i>Onoclea sensibilis</i>) - 1 | |
| | | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 |
| | | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 |
| | | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 4 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 4 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 4 |
| 10 | Q- | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 |
| | Ğ | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 1 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 1 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 1 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 |
| | | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 |
| | | Inconnu p.58 -1 | | Inconnu p.58 -1 | | Inconnu p.58 -1 | |
| | | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 | | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 | | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 | |
| | | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 1 | | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 1 | | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 1 | |
| 1: B | S- G | | | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 5 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 5 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 5 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 5 |
| | | Scirpe vigoureux (Scirpus Scirpe vigoureux (Scirpus Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 2 validus) - 1 validus) - 2 | | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 2 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 1 | |

| s w | (Sparganium eurycarpum) - 4 (Programment) - 4 (P | Rubanier à gros fruit Sparganium eurycarpum) - 1 Sparganium eurycarpum) - 3 Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 (Typha angustifolia) - 5 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 aquatica) - 2 Sagittaire dressée (Sagittaria Pontédérie cordée rigida) - 1 (Pontederia cordata) - 1 | Butome à ombelle (Butomus Scirpe vigoureux (Scirpus umbellatus) - 2 scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 1 Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 1 Éléocharide de small | (Eleocharis Smallii) - 1 Dulichium roseau arundinaceum) - 2 Dulichium arundinaceum) | Scirpe fluviatile (Scirpus Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 3 fluviatilis) - 4 Butome à ombelle (Butomus Butome à ombelle umbellatus) - 1 (Butomus umbellatus) - 1 | Quenouille à feuille large (Typha latifolia) -1 (Typha latifolia) -1 Scirpe vigoureux (Scirpus Quenouille à feuille étroite validus) - 4 (Typha angustifolia) - 1 |
|---|--|--|--|--|--|--|---|
| · | Eléocharide de small Sag Eleocharis Smallii) - 3 Sagittaire dressée C (Sagittaria rigida) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - (Sp. 3) Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 2 Pontédérie cordée Sa (Pontederia cordata) - 1 | Scirpe vigoureux (<i>Scirpus</i> Bu validus) - 1 | Dulichium roseau (Dilichium arundinaceum) - | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Quenouille à feuille large (<i>Typha latifolia</i>) - 1 Quenouille à feuille étroite S (<i>Typha angustifolia</i>) - 1 |
| Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 Salicaire pourpre (Lythrum salicaria) - 1 Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 Rubanier à gros fruit | (Spargamum eurycarpum) - 4 Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbifèra) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 Seirpe vigoureux (Scirpus validus) - 1 Éléocharide de small | (Eleocharis Smallii) - 1 Dulichium roseau (Dilichium arındinaceum) - 2 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 3 Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Quenouille à feuille large (Typha latifolia) -1 Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 |
| Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 Salicaire pourpre (Lythrum salicaria) - 1 Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 Rubanier à gros fruit (Sparganium eurocarpum) | 13 Éléocharide de small (Eleocharis Smallii) - 3 Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 2 Pontédérie cordée (Pontederia cordata) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 1 | Dulichium roseau (Dilichium arundinaceum) - | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Quenouille à feuille large (Typha latifolia) - 1 Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 1 |
| Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 Salicaire pourpre (Lythrum salicaria) - 1 Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 Rubanier à gros fruit | (Sparganum eurycarpum) - 4 Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 Cicutaire bulbifére (Cicuta bulbiffera) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 1 Éléocharide de small | (Eleocharis Smallii) - 1 Dulichium roseau (Dilichium arundinaceum) - 2 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 3 Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Quenouille à feuille large (Typha latifolia) -1 Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 |
| | | | 2Q- BG | | 2S- BG | | |

| | Éléocharide de small (<i>Eleocharis Smallii</i>) - 4 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 | Éléocharide de small (<i>Eleocharis Smallii</i>) - 4 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 | Éléocharide de small (<i>Eleocharis Smallii</i>) - 4 | Scirpe vigoureux (<i>Scirpus</i> validus) - 3 |
|-----------|---|---|--|--|---|--|
| | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - I | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 1 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 1 |
| | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta bulbilfera</i>) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Riz sauvage (<i>Zizania</i> aquatica) - 1 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 |
| | Inconnu 10 p.83 - 1 | Inconnu 10 p.83 - 1 | Inconnu 10 p.83 - 1 | Inconnu 10 p.83 - 1 | Inconnu 10 p.83 - 1 | Inconnu 10 p.83 - 1 |
| | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 4 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 4 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 4 |
| | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Sagittaire dressée (Sagittaria rigida) - 1 |
| | | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 |
| | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 |
| | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 |
| 3Q- | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 5 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 5 |
| BG | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 |
| | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 2 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 2 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 2 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 |
| | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 1 |
| 3S- BG | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Salicaire pourpre (Lythrum salicaria) - 1 |
| | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 5 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 5 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 5 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 |
| | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 5 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 5 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 5 |
| | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 |
| | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 | Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 | Butome à ombelle (<i>Butomus</i> umbellatus) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 |

| | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 | Riz sauvage (Zizania aquatica) - 1 |
|-----------|--|--|---|--|---|--|
| | | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 | | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 | | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 2 |
| | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 |
| 4Q- | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | 4 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 |
| BG | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 |
| | | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - I | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 |
| | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 5 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 |
| 4S- BG | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 5 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 5 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 3 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 5 |
| | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 2 |
| | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 1 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 |
| 5Q- BG | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Inconnu 11 p155 - 1 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Inconnu 11 p155 - 1 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Inconnu 11 p155 - 1 |
| | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Léersie faux-riz (Leerzia oryzoides) - 2 |
| | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Butome à ombelle (Butomus umbellatus) - 1 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 |
| | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 3 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 2 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 3 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 2 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 3 | Salicaire pourpre (<i>Lythrum</i> salicaria) - 2 |
| | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Quenouille à feuille étroite (<i>Typha angustifolia</i>) - 5 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 4 | Quenouille à feuille étroite (Typha angustifolia) - 5 |
| | Inconnu 11 p155 – 2 | Quenouille à feuille large (Typha latifolia) - 1 | Inconnu 11 p155 – 2 | Quenouille à feuille large (<i>Typha latifolia</i>) - 1 | Inconnu 11 p155 – 2 | Quenouille à feuille large (Typha latifolia) - 1 |
| | Quenouille à feuille large (Typha latifolia) - 1 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 1 | Quenouille à feuille large (<i>Typha latifolia</i>) - 1 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 1 | Quenouille à feuille large (<i>Typha latifolia</i>) - 1 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 1 |
| | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 |

| | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 3 |
|-----------|---|---|---|---|---|---|
| | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 2 | Sagittaire à larges feuilles (Sagittaria latifolia) - 3 |
| 5S- BG | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 2 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 2 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 2 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 |
| | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 2 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 | Scirpe vigoureux (<i>Scirpus</i> validus) - 2 | Scirpe fluviatile (Scirpus fluviatilis) - 4 | Scirpe vigoureux (Scirpus validus) - 2 |
| | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 | Éléocharide de small (<i>Eleocharis Smallii</i>) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 | Éléocharide de small (<i>Eleocharis Smallii</i>) - 1 | Rubanier à gros fruit (Sparganium eurycarpum) - 2 | Éléocharide de small (Eleocharis Smallii) - 1 |
| | | Cicutaire bulbifère (<i>Cicuta</i> bulbilfera) - 1 | | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 | | Cicutaire bulbifère (Cicuta bulbilfera) - 1 |

Annexe 5 : Données de terrain – Recensement hivernal (2004-2005) des huttes dans les baies¹⁶ de l'île de Grâce et Lavallière.

| | Coordo | nnées ¹⁷ | Dimension de la hutte (cm) | | Dimension de la chambre (cm) | | | Profo (cı | | | | | | |
|----|-----------|---------------------|----------------------------|---------|------------------------------|----------|---------|----------------|---------------------|-------|-----|------|---|-------------------|
| # | Longitude | Latitude | Longueur | Largeur | Hauteur | Longueur | Largeur | Hauteur | Température (0C) | Glace | Eau | État | Matériaux | Notes |
| 1 | 0653083 | 5107423 | - | - | - | 26 | 21 | 10 | - | 60 | - | I | Scirpe et salicaire, mélange d'autres végétaux non- identifiables | Remplie de glace. |
| 2 | 0653153 | 5107322 | - | - | - | - | - | . - | - | 80 | - | I | Quenouille et autres végétaux non-identifiables. | Remplie de glace. |
| 3 | 0653193 | 5107228 | 60 | 60 | 30 | 28 | 19 | 17 | - | 70 | 20 | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Réutilisée. |
| 4 | 0653194 | 5107363 | 90 | 70 | 5 | - | - | - | - | 60 | - | I | Scirpe, butome, acorus, rubanier | Remplie de glace. |
| 5 | 0653213 | 5107279 | 90 | 70 | 16 | - | - | - | - | 40 | - | I | Scirpe, acorus, quenouille. | Remplie de glace. |
| 6 | 0653266 | 5107281 | 103 | 70 | 30 | 22 | 17 | 11 | - 0.1 | 70 | 15 | I | Scirpe, acorus, butome, rubanier. | Gelée. |
| 7 | 0653232 | 5107244 | 60 | 40 | 10 | - | - | - | 0.4 | - | - | I | Quenouille, scirpe et acorus. | Remplie de glace. |
| 8 | 0653170 | 5107210 | 41 | 27 | 14 | - | - | - | - | 60 | 5 | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Active. |
| 9 | 0653130 | 5107188 | 85 | 72 | 14 | - | | - | - 0.1 | - | - | I | Mousse, butome et scirpe. | Remplie de glace |
| 10 | 0653121 | 5107206 | 80 | 96 | 20 | - | - | - | - | 90 | - | I | Scirpe et rubanier. | Remplie de glace |
| 11 | 0653087 | 5107258 | 60 | 50 | 15 | - | - | - | 5.9 | 80 | - | A | Quenouille, scirpe, acorus et rubanier. | Réutilisée. |
| 12 | 0653077 | 5107288 | 55 | 45 | 23 | - | - | - | - | - | - | I | - | Remplie de glace |
| 13 | 0653050 | 5107320 | 42 | 40 | 21 | - | - | - | 4,4 | 60 | - | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Active. |
| 14 | 0653030 | 5107348 | 55 | 47 | 10 | - | - | - | 2,4 | - | - | I | Scirpe et acorus. | Gelée. |
| 15 | 0652978 | 5107288 | 53 | 33 | 10 | - | - | - | - | - | - | , I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Remplie de glace. |

Les nombres 1 à 76 sont des huttes dans la baie de l'île de Grâce et ceux de 77 à 221, sont des huttes dans la baie Lavallière.

17 UTM, NAD 83, zone 18.

| 16 | 0653085 | 5107198 | 75 | 50 | 35 | 31 | 25 | 20 | 2,9 | 45 | - | Α | Scirpe et quenouille. | Chambre légèrement inondée, mais non glacée. Accès à un endroit sèche où la végétation n'est pas glacée, signifiant que la hutte est active. Fond du marais gelé, pourtant il y a de l'eau dans la hutte. |
|----------|--------------------|--------------------|-----------|-----------|----------|----|-----|----------------|------------|----|----|--------|---|---|
| 17 | 0653045 | 5107118 | 49 | 40 | 14 | - | - | - | 4 | - | - | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Réutilisée. |
| 18 | 0653025 | 5107142 | 73 | 60 | 22 | - | - | - | 2,5 | - | - | I | Scirpe, rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 19 | 0653003 | 5107073 | 118 | 88 | 32 | - | - | - | 2,8 | 65 | 25 | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Réutilisée. |
| 20 | 0652961 | 5107092 | 67 | 52 | 25 | 28 | 21 | 18 | 1,6 | 65 | 10 | A | Scirpe, butome et acorus. | Malgré la faible température, le tapis de la chambre montre qu'elle est occupée (tapis frais et non gelé), ou qu'elle a été abandonnée récemment. Base de la chambre située à la hauteur de la glace. |
| 21 | 0652931 | 5107098 | 60 | 56 | 21 | - | - | - | 1,6 | - | - | I | Quenouille et scirpe. | Gelée. |
| 22 | 0652767 | 5107223 | 110 | 80 | 34 | - | · - | - | 3,2 | 60 | - | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Rat musqué présent à l'intérieur durant les mesures, peut- être prisonnier (attaque la sonde). |
| 23 24 | 0652764 0652788 | 5107204 5107085 | 110 83 | 104 62 | 27 26 | - | - | , - | 2,1 2,3 | - | - | A A | Scirpe, acorus et rubanier Scirpe et rubanier. | Active. Réutilisée. |
| | | | | | • | | | | | | | | pe et idouniet. | reduiisee, |

| 25 | 0652710 | 5107029 | 120 | 100 | 44 | | - | - | 1,7 | 50 | - | I | Scirpe, rubanier et autres végétaux non-identifiables. | Gelée. |
|----|--------------|---------|-----|-----|----|----|----|----|-----|----|----|---|--|--|
| 26 | 0652605 | 5107036 | 145 | 110 | 55 | - | - | - | 1,5 | - | - | I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Gelée. |
| 27 | 0652601 | 5107060 | 55 | 55 | 23 | - | - | - | 2,5 | - | - | Α | Scirpe, rubanier et acorus. | Active. |
| 28 | 0652798 | 5106842 | 142 | 125 | 35 | 30 | 29 | 23 | 1,9 | 65 | 15 | A | Scirpe, acorus, quenouille et rubanier. | Réutilisée. |
| | 0652754 | 5106756 | 61 | 43 | 16 | - | - | - | 1,8 | - | - | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Active. |
| | 0652749 | 5106749 | 37 | 33 | 16 | - | - | - | 1,3 | - | - | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Active. |
| 29 | 0652908 | 5106587 | 70 | 65 | 40 | 19 | 17 | 13 | - | - | - | I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Le rat musqué est sortit par le toit et s'est sauvé sur la glace (traces). Les chemins d'accès et la chambre sont gelés. |
| 30 | 0652979 | 5106567 | 58 | 53 | 23 | - | _ | - | 2,8 | 70 | _ | Α | Scirpe et rubanier. | Réutilisée. |
| 31 | 0652985 | 5106602 | 50 | 50 | 40 | - | - | - | 3,9 | - | - | Α | Scirpe et rubanier. | Réutilisée. |
| 32 | 0652990 | 5106699 | 60 | 56 | 27 | - | - | - | - | - | - | I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Remplie de glace. |
| 33 | 0653065 | 5106760 | 40 | 35 | 23 | - | - | - | 2,2 | - | - | Α | Scirpe et rubanier. | Réutilisée. |
| 34 | 0653047 | 5106832 | 52 | 30 | 10 | - | - | - | 4,9 | 70 | 35 | A | Quenouille, végétation submergée, patates de sagitaires. | Construction récente car le végétation submergée est verte; probablement une hutte de secours. |
| 35 | - | - | 65 | 50 | 15 | - | - | - | - | - | - | I | Scirpe, quenouille et rubanier. | Hutte défoncée soit par un prédateur ou par les chevreuils. |
| 36 | 0653148 | 5106795 | 70 | 50 | 5 | - | - | - | 5,7 | - | _ | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Active. |
| 37 | 0653074 | 5106676 | 50 | 46 | 22 | - | - | - | 1,9 | | - | I | Quenouille et autres végétaux non-identifiables. | Gelée. |
| | | | | | | | | | | | | | | |

| 38 | 0653112 | 5106706 | 40 | 36 | 26 | • • | - | - | 4,6 | - | - | A | Quenouille, acorus, scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Active. |
|----|---------|---------|-----|-----|----|--------|----|----------|-----|----|----|---|---|---|
| 39 | 0653259 | 5106838 | 100 | 60 | 20 | - | - | - | 4,6 | - | - | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Réutilisée. |
| 40 | 0653257 | 5106856 | 90 | 90 | 22 | - | - | - | 3 | - | - | A | Scirpe, quenouille et rubanier. | Réutilisée. |
| 41 | 0653188 | 5106853 | 74 | 60 | 12 | - | - | - | - | - | - | I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Hutte défoncée soit par un prédateur ou par les chevreuils. |
| 42 | 0653194 | 5109000 | 45 | 28 | 10 | - | - | - | 8,7 | - | - | A | Végétation submergée et autres parties de végétaux non-identifiables. | Construction- récente car le végétation submergée est verte; probablement une hutte de secours. |
| 43 | 0653317 | 5106996 | 70 | 70 | 14 | - | - | - | - | - | - | I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Hutte défoncée soit par un prédateur ou par les chevreuils. |
| 44 | 0653363 | 5106928 | 50 | 48 | 10 | - | - | - | - | - | - | I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Gelée. |
| 45 | 0653882 | 5107001 | 80 | 76 | 10 | 30 | 25 | 18 | · - | 60 | 45 | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Réutilisée. |
| 46 | 0653437 | 5107013 | 43 | 40 | 12 | - | - | - | 2,8 | - | - | I | Scirpe et rubanier. | Réutilisée. |
| 47 | 0653591 | 5107024 | 80 | 50 | 13 | - | - | - | - | 40 | - | I | Scirpe, acorus et butome. | Grattée par chevreuil, en piteuse état. |
| 48 | 0653616 | 5107104 | 87 | 65 | 7 | - | - | - | - | - | - | I | Scirpe et quenouille. | Réutilisée. |
| 49 | 0653713 | 5107045 | 63 | 57 | 18 | - | - | - | - | - | - | I | Acorus, scirpe et salicaire. | Gelée. |
| 50 | 0653800 | 5107193 | 92 | 90 | 25 | - | - | - | 2,7 | 70 | 40 | A | Scirpe et végétation submergée. | Active. |
| 51 | 0653868 | 5107122 | 104 | 99 | 42 | 43 | 36 | 21 | 4,9 | 60 | - | Α | Acorus, rubanier et scirpe. | Active. |
| 52 | 0653858 | 5107148 | 70 | 60 | 7 | - | - | - | - | - | - | I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Gelée. |
| 53 | 0653850 | 5107166 | 170 | 100 | 24 | - | - | - | 4,2 | - | - | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Réutilisée. |

| 54 | 0653841 | 5107192 | 65 | 40 | 8 | - | - | · • | - | - | - | I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Gelée. |
|----|---------|---------|-----|-----|----|----|----|-----|-----|----|----|---|---|--|
| 55 | 0653890 | 5107216 | 50 | 44 | 25 | - | - | - | 2,8 | - | - | A | Végétation submergée et autres parties de végétaux non-identifiables. | Construction récente car le végétation submergée est verte; probablement une hutte de secours. |
| 56 | 0653934 | 5107115 | 140 | 110 | 37 | 51 | 51 | 23 | - | - | - | I | Scirpe et salicaire, mélange d'autres végétaux non- identifiables | Hutte défoncée par les chevreuils. |
| 57 | 0654036 | 5107191 | 90 | 70 | 23 | - | - | - | 4,5 | - | - | A | Scirpe et quenouille. | Active. |
| 58 | 0653980 | 5107222 | 110 | 104 | 10 | - | - | - | - ' | - | - | l | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Gelée. |
| 59 | 0654089 | 5107256 | 72 | 55 | 23 | - | - | - | 3,3 | 70 | 15 | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Active. |
| 60 | 0654120 | 5107244 | 95 | 88 | 46 | • | - | - | - | - | - | I | Quenouille, salicaire, acorus et scirpe. | Gelée. |
| 61 | 0654089 | 5107729 | 85 | 82 | 33 | - | - | - | 1,5 | - | - | I | Scirpe et rubanier. | Gelée. |
| 62 | 0654215 | 5107677 | 111 | 90 | 28 | - | - | - | 1,2 | 60 | 10 | I | Quenouille, scirpe et rubanier. | Gelée. |
| 63 | 0654269 | 5107576 | 160 | 180 | 58 | 70 | 50 | 37 | 6,4 | 50 | 15 | A | Quenouille, scirpe et rubanier. | Réutilisée. |
| 64 | 0654225 | 5107614 | 120 | 103 | 26 | - | - | - | - | - | - | I | Quenouille et autres végétaux non-identifiables. | Ouverte sur le dessus, semble être le rat qui est sortit par le toit. |
| 65 | 0654181 | 5107674 | 97 | 70 | 22 | - | - | - | 4,1 | - | - | A | Quenouille, scirpe, rubanier et acorus. | Réutilisée. |
| 66 | 0654133 | 5107665 | 90 | 75 | 20 | - | - | - | 4,8 | 65 | 45 | A | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Réutilisée. |
| 67 | 0653909 | 5107663 | 90 | 90 | 13 | - | - | - | - | - | - | I | | Ouverte par un chien. |
| 68 | 0653895 | 5107734 | 126 | 120 | 40 | | - | - | 4,3 | 50 | - | A | Scirpe, rubanier et patates de sagittaires. | Réutilisée. |
| 69 | 0653784 | 5107658 | 80 | 80 | 14 | - | - | - | 4,7 | - | - | A | Scirpe et rubanier. | Réutilisée. |
| 70 | 0653787 | 5107611 | 56 | 42 | 10 | - | - | - | - | - | - | I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | Remplie de glace. |
| 71 | 0653672 | 5107535 | 60 | 60 | 14 | - | - | - | 1,9 | - | - | I | Scirpe et quenouille. | Active. |

| 72 | 0653626 | 5107503 | - | - | - | - | - | <u>-</u> | - | - | - | I | Quenouille. | Complètement enfouie et remplie de neige. |
|----|---------|---------|-----|-----|----|----|----|----------|-----|----|-----|---|--|--|
| 73 | 0653371 | 5107370 | 65 | 53 | 19 | - | - | - | - | - | - | I | - | Ouverte par un coyote. |
| 74 | 0653372 | 5107363 | 70 | 34 | 5 | - | - | - | - | - | - | I | Scirpe et autres végétaux non-identifiables. | La hutte a été ouverte par un prédateur. |
| 75 | 0653305 | 5107312 | 70 | 55 | 20 | - | - | - | 1,4 | 65 | 30 | I | Scirpe, rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 76 | 0653274 | 5107312 | 60. | 58 | 10 | - | - | | 1,9 | - | - | 1 | Scirpe et rubanier. | Active. |
| 77 | 0657875 | 5105001 | 85 | 80 | 36 | - | - | - | 4,2 | 50 | 5 | A | Quenouille, rubanier et butome. | Active. |
| 78 | 0657908 | 5105001 | 60 | 58 | 20 | - | - | - | 1,8 | - | - | Α | Rubanier et butome. | Active. |
| 79 | 0657945 | 5105013 | 84 | 74 | 32 | - | - | - | 1,8 | - | - | I | Butome, rubanier et acorus. | Gelée. |
| 80 | 0657957 | 5104978 | 190 | 150 | 70 | 38 | 36 | 26 | 4,3 | 35 | - | A | Scirpe, quenouille, butome et rubanier. | Active. |
| 81 | 0657936 | 5104961 | 95 | 80 | 20 | - | - | - | 0,6 | - | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Gelée. |
| 82 | 0657988 | 5104917 | 63 | 52 | 18 | - | - | - | 0,6 | - | - | I | Salicaire, scirpe, butome et rubanier. | Gelée. |
| 83 | 0657928 | 5104877 | 60 | 42 | 15 | - | - | - | - | - | - | I | Scirpe et rubanier. | Prédation, vison. |
| 84 | 0657987 | 5104839 | 60 | 55 | 25 | - | - | - | 1 | - | - | I | Scirpe et végétaux non- identifiables. | Inactive. |
| 85 | 0658038 | 5104837 | 56 | 54 | 14 | - | - | - | 1 | - | - | l | Butome et végétaux non- identifiables. | Inactive. |
| 86 | 0658063 | 5104849 | 83 | 76 | 14 | - | - | - | - | - | - | I | Quenouille et butome. | Prédation, vison. |
| 87 | 0658071 | 5104906 | 65 | 53 | 23 | - | - | - | - | - | - | I | Rubanier, butome et scirpe. | Prédation, vison. |
| 88 | 0658054 | 5104944 | 59 | 51 | 13 | - | - | - | 1 | - | - | I | Scirpe et végétaux non- identifiables. | Inactive. |
| 89 | 0658025 | 5104947 | 58 | 52 | 15 | - | | - | | - | - ' | I | Scirpe, quenouille, butome et rubanier. | La hutte est remplie de neige et de glace, probablement ouverte par un prédateur. |
| 90 | 0657992 | 5104977 | 71 | 57 | 19 | - | - | - | 1 | - | - | I | Scirpe et rubanier. | Gelée. |
| 91 | 0657974 | 5104990 | 80 | 75 | 22 | - | - | - | 0 | - | - | Į | Rubanier, butome et scirpe. | Prédation, vison. |
| | | | | | | | | | | | | | | |

| 92 | 0658086 | 5104958 | 136 | 110 | 55 | 37 | 35 | 27 | - | - | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Prédation, vison. |
|-----|---------|---------|-----|-----|----|----|----|----|----------|----|----|---|---|---|
| 93 | 0658089 | 5104965 | 97 | 90 | 43 | - | - | - | - | 50 | - | I | Scirpe, quenouille, butome et rubanier. | Prédation, vison. |
| 94 | 0658079 | 5104923 | 110 | 105 | 60 | - | - | | - | - | • | I | Rubanier, butome et scirpe. | Prédation, vison. |
| 95 | 0658124 | 5104935 | 100 | 86 | 31 | - | - | - | - | - | - | I | Rubanier, butome et scirpe. | Gelée. |
| 96 | 0658080 | 5105003 | 105 | 92 | 25 | - | - | - | - | - | - | I | Rubanier, butome et scirpe. | Gelée. |
| 97 | 0658087 | 5104987 | 131 | 110 | 55 | 46 | 34 | 30 | 2 | 55 | - | Α | Rubanier, butome et scirpe. | Active. |
| 98 | 0658134 | 5104954 | 105 | 90 | 10 | 56 | 40 | 23 | - | - | - | I | Rubanier, butome et scirpe. | Prédation, vison. |
| 99 | 0658152 | 5104951 | 77 | 62 | 10 | - | - | - | - | - | - | I | Rubanier, butome et scirpe. | Remplie de glace. |
| 100 | 0658167 | 5104938 | 100 | 70 | 40 | - | - | - | - | - | - | A | Scirpe, quenouille, butome et rubanier. | La hutte est active, le vision a tenté de l'ouvrir. |
| 101 | 0658191 | 5104955 | 110 | 60 | 10 | - | - | - | - | - | - | I | Indéterminé. | La hutte est aplatie, la chambre est minuscule. |
| 102 | 0658055 | 5105070 | 97 | 70 | 25 | - | - | - | - | 60 | 20 | Α | Rubanier, butome et scirpe. | Active. |
| 103 | 0658051 | 5105096 | 90 | 75 | 22 | - | - | | - | - | - | A | Rubanier, butome et scirpe. | Active. |
| 104 | 0658070 | 5105124 | 85 | 80 | 23 | - | - | - | - | - | • | Α | Rubanier, butome et scirpe. | Active, |
| 105 | 0658132 | 5105023 | 95 | 84 | 30 | - | - | - | - | - | - | I | Rubanier, butome et scirpe. | Gelée. |
| 106 | 0658150 | 5105025 | 86 | 80 | 37 | - | - | - | - | - | - | A | Quenouille, rubanier et butome. | Active. |
| 107 | 0658154 | 5105018 | 95 | 74 | 30 | - | - | - | - | - | - | I | Rubanier, butome et scirpe. | Gelée. |
| 108 | 0658160 | 5105000 | 80 | 60 | 24 | - | - | - | - | - | - | A | Rubanier et quenouille. | Active. |
| 109 | 0658162 | 5104996 | 70 | 57 | 36 | - | - | - | - | - | - | Α | Acorus, rubanier et quenouille. | Active. |
| 110 | 0657169 | 5105013 | 90 | 75 | 34 | - | - | - | - | 60 | 20 | A | Quenouille, rubanier et butome. | Active. |
| 111 | 0658169 | 5105037 | 84 | 65 | 24 | - | - | - | - - | - | - | I | Butome, scirpe et quenouille. | Gelée. |
| 112 | 0658166 | 5105044 | 72 | 65 | 37 | - | - | - | - | - | - | I | Butome, scirpe et quenouille. | Gelée. |
| 113 | 0658209 | 5105042 | 82 | 70 | 16 | - | - | - | - | 55 | 10 | A | Quenouille, rubanier et butome. | Active. |
| 114 | 0658296 | 5105025 | 100 | 80 | 40 | - | - | - | - | - | - | A | Quenouille, rubanier et butome. | Active. |
| 115 | 0658297 | 5405039 | 90 | 80 | 34 | - | - | - | - | 55 | 15 | A | Quenouille, rubanier et butome. | Active. |
| 116 | 0658146 | 5104647 | 87 | 73 | 17 | 36 | 20 | 21 | -0.5 | 75 | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 117 | 0658154 | 5104653 | 46 | 43 | 10 | - | - | - | -1 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| | | | | | | | | | | | | | - | |

| 118 | 0658144 | 5104607 | 63 | 60 | 10 | | | | | | | | Rubanier et végétaux non- | |
|-----|---------|---------|-----|-----|----|-----|----|------------|------|--------------|------|---|---|-------------------|
| 110 | 0036144 | 3104007 | 03 | 60 | 12 | - | - | - | -0,7 | - | | A | identifiables. | Active. |
| 119 | 0658152 | 5104578 | 84 | 79 | 30 | - | - | - | -1,6 | - | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Gelée. |
| 120 | 0658117 | 5104563 | 87 | 81 | 27 | 44 | 30 | 30 | - | - | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Prédation. |
| 121 | 0658113 | 5104552 | 54 | 52 | 27 | - | - | - | -0,5 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Inactive. |
| 122 | 0658074 | 5104487 | 82 | 68 | 10 | - | - | - | - | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 123 | 0658057 | 5104394 | 140 | 130 | 31 | - | - | - | -3 | - | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Gelée. |
| 124 | 0658055 | 5101372 | 120 | 120 | 50 | - | - | - | -0,6 | - | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Gelée. |
| 125 | 0658124 | 5104245 | 125 | 120 | 75 | - | - | - | -1,4 | 65 | - | I | Butome et quenouille. | Gelée. |
| 126 | 0658108 | 5104219 | 95 | 90 | 50 | 34 | 23 | 11 | -1,4 | - | - | I | Runbanier et végétaux non- identifiables. | Prédation. |
| 127 | 0658109 | 5104479 | 70 | 53 | 24 | - | - | - | -1 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 128 | 0658087 | 5104194 | 55 | 50 | 15 | - | - | - | 8,3 | | - | Α | Rubanier et quenouille. | Traces de renard. |
| 129 | 0658071 | 5103982 | 75 | 65 | 20 | - | - | - | -1,3 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 130 | 0658032 | 5103843 | 57 | 50 | 15 | = | - | - | 1,4 | - | - | A | Rubanier et quenouille. | Active. |
| 131 | 0658019 | 5103847 | 90 | 80 | 20 | - | - | - | 1,5 | - | - | A | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Active |
| 132 | 0658040 | 5103679 | 56 | 50 | 10 | - | - | - | -1,9 | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Gelée. |
| 133 | 0657783 | 5103948 | 90 | 80 | 30 | - | - | - | -1,4 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 134 | 0657771 | 5103969 | 86 | 85 | 35 | - | - | - | 2,7 | - | - | A | Butome et rubanier. | Active. |
| 135 | 0657644 | 5103803 | 53 | 50 | 15 | - | - | - | -2,8 | 55 | 20 . | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 136 | 0657586 | 5103731 | 50 | 27 | 15 | - | - | - | - | - | - | A | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Active. |
| 137 | 0657587 | 5103709 | 100 | 86 | 25 | - , | - | - | 4,8 | - | - | A | Quenouille, rubanier et butome. | Active. |
| 138 | 0657584 | 5103703 | 76 | 65 | 18 | - | - | - | - | | - | I | Rubanier et quenouille. | Prédation. |
| 139 | 0657577 | 5103688 | 66 | 60 | 30 | - | - | - | -2,1 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 140 | 0657081 | 5103684 | 76 | 74 | 28 | - | - | - | 2,1 | - | - | A | Rubanier et quenouille. | Active. |
| 141 | 0657488 | 5105062 | 70 | 70 | 20 | - | - | - | -4,9 | - | - | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
| 142 | 0657626 | 5103608 | 66 | 60 | 27 | 34 | 26 | 26 | - | - ' | - | I | Butome et rubanier. | Prédation, vison. |
| 143 | 0657670 | 5103515 | 78 | 76 | 30 | - | - | - | 0,2 | 45 | - | l | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 144 | 0657695 | 5103421 | 54 | 50 | 17 | - | - | · <u>-</u> | -4,5 | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Inactive. |
| 145 | 0657688 | 5103434 | 53 | 51 | 30 | - | - | - | -3 | 50 | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Inactive. |

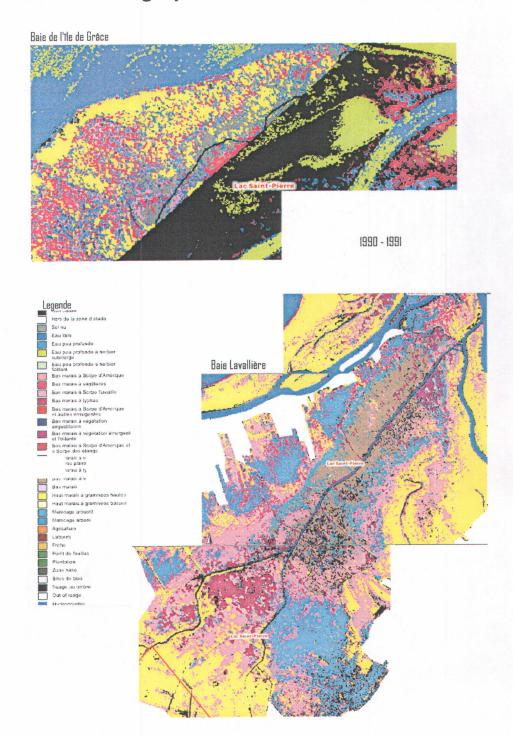
| 146 | 0657699 | 5103403 | 68 | 57 | 35 | 44 | 40 | 20 | - | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Prédation, vison. |
|-----|---------|---------|-----|----|----|----|----|----------------|------|----|----|---|---|---|
| 147 | 0657608 | 5103479 | 87 | 80 | 30 | - | - | . - | -3,2 | 50 | 40 | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Gelée. |
| 148 | 0657580 | 5103480 | 88 | 86 | 40 | - | - | - | -4,4 | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Remplie de glace. |
| 149 | 0657615 | 5103491 | 65 | 58 | 30 | 37 | 32 | 26 | • ' | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Prédation, vison. |
| 150 | 0657465 | 5103305 | 100 | 65 | 30 | - | - | - | 1,4 | - | - | A | Rubanier et quenouille. | Active |
| 151 | 0657484 | 5103312 | 90 | 84 | 48 | 36 | 30 | 16 | | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Prédation, vison. |
| 152 | 0657562 | 5103097 | 90 | 89 | 50 | 35 | 30 | 24 | 2,1 | 40 | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | La hutte était active, mais les rats y sont morts ce matin, les carcasses sont encore chaudes. Les chemin d'accès sont gelés, le fond du marais du gelé. Les rats n'ont pas l'air d'être morts d'inanition. |
| 153 | 0657524 | 5103010 | 76 | 70 | 25 | - | - | - | -3,1 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 154 | 0657346 | 5103013 | 95 | 74 | 50 | - | - | - | -0,5 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 155 | 0657297 | 5102945 | 100 | 80 | 36 | - | - | - | 1,9 | 75 | - | A | Quenouille, rubanier et butome. | Active. |
| 156 | 0657296 | 5102930 | 70 | 30 | 30 | - | - | - | -3,7 | - | - | ı | Quenouille, rubanier et butome. | Gelée. |
| 157 | 0657245 | 5102942 | 70 | 59 | 25 | - | - | - | -2,5 | - | - | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
| 158 | 0657241 | 5102940 | 87 | 82 | 38 | - | - | - | -3,5 | - | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Gelée. |
| 159 | 0657135 | 5102885 | 88 | 55 | 30 | - | - | - | -4,7 | - | - | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
| 160 | 0657123 | 5102871 | 75 | 66 | 23 | - | - | - | -2,6 | - | - | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
| 161 | 0657102 | 5102893 | 70 | 70 | 23 | - | - | - | -2,3 | _ | - | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
| 162 | 0657100 | 5102911 | 80 | 60 | 32 | - | - | - | -2,9 | 60 | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Gelée. |
| 163 | 0657078 | 5102892 | 80 | 68 | 33 | - | - | - | -2,4 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 164 | 0657098 | 5102856 | 65 | 61 | 19 | - | - | - | -3,4 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 165 | 0657043 | 5102767 | 90 | 80 | 40 | - | - | - | -3,3 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| | | | | | | | | | | | | | | |

| 166 | 0657033 | 5102769 | 123 | 82 | 37 | | - | - | -0,5 | - | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Gelée. |
|-----|---------|---------|-----|------|------|------------|----|----|------|----------|----|---|---|--|
| 167 | 0656960 | 5102628 | 125 | 104 | 65 | - | - | - | 2,6 | - | - | Α | Rubanier et quenouille. | Active. |
| 168 | 0656922 | 5102631 | 70 | 55 | 25 | - | - | - | -2,1 | _ | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 169 | 0656985 | 5102478 | 68 | 52 | . 29 | - | - | - | -0,6 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 170 | 0656978 | 5102465 | 100 | 80 | 53 | - | - | - | -2,3 | - | - | 1 | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 171 | 0656949 | 5102465 | 90 | 58 | 10 | - | - | - | -2 | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Prédation. |
| 172 | 0656816 | 5102242 | 70 | 68 | 30 | - | - | - | 0.3 | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Gelée. |
| 173 | 0656695 | 5102368 | 90 | 90 | 30 | - | - | - | -3.3 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 174 | 0656593 | 5102439 | 76 | 70 | 36 | - | - | - | -3.1 | - | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Gelée. |
| 175 | 0656473 | 5102564 | 120 | 107 | 47 | 70 | 42 | 40 | 0.7 | - | - | I | Arbustes, rubanier, butome et végétaux non-identifiables. | Vison et hutte fragile dans les arbustes. |
| 176 | 0656476 | 5102564 | 96 | 93 | 52 | - | - | - | -1 | 70 | _ | I | Arbustes, rubanier, butome et végétaux non-identifiables. | Prédation, vison. |
| 177 | 0656436 | 5102539 | 80 | 70 | 24 | - | - | - | - | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Prédation, vison. |
| 178 | 0656490 | 5102577 | 70 | 70 | 14 | - | - | - | 0.6 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 179 | 0656499 | 5102626 | 95 | 80 | 46 | - | - | - | -0.6 | - | - | I | Arbustes, rubanier, butome et végétaux non-identifiables. | Hutte abandonnée, fragile dans les arbustes. |
| 180 | - | - | 84 | 80 | 45 | - | - | - | -1.3 | - | - | I | Arbustes et quenouille. | Hutte abandonnée, fragile dans les arbustes. |
| 181 | 0656685 | 5102763 | 95 | 80 | 40 | - | - | - | -2 | - | - | I | Arbustes, rubanier et végétaux non-identifiables. | Hutte abandonnée, fragile dans les arbustes. |
| 182 | 0656851 | 5102924 | 87 | 85 | 30 | - | - | - | -0.6 | • | - | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
| 183 | 0656933 | 5103003 | 92 | 90 | 47 | · - | - | • | 1.6 | - | - | Α | Rubanier et quenouille. | Active. |
| 184 | 0656901 | 5103027 | 100 | . 80 | 55 | - | - | - | -2.9 | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Gelée. |
| 185 | 0656955 | 5103101 | 100 | 80 | 60 | - | - | - | -1.7 | - | - | l | Arbustes, rubanier, butome et végétaux non-identifiables. | Gelée. |
| 186 | 0656968 | 5103072 | 70 | 50 | 25 | - | - | - | -1 | 60 | 20 | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |

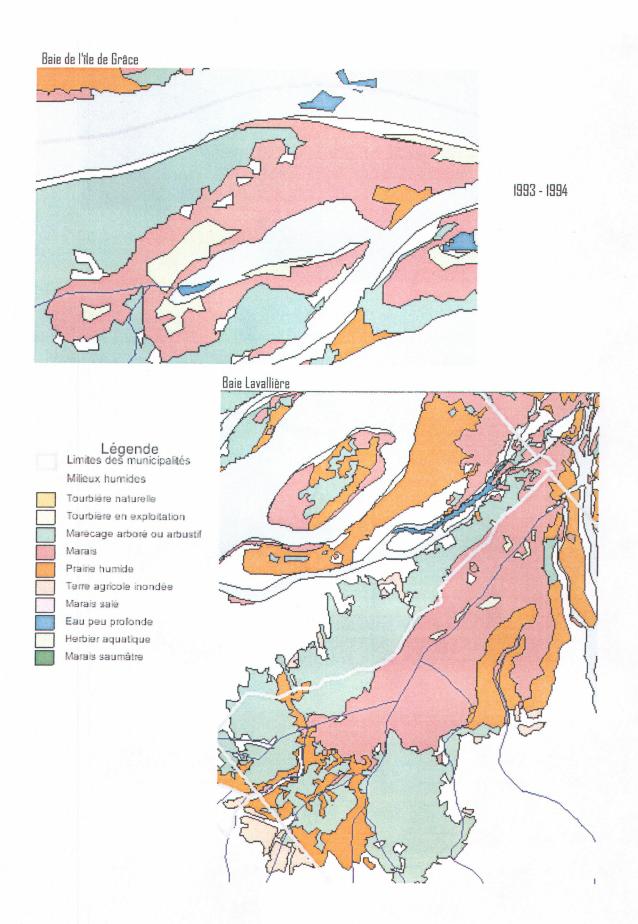
| 187 | 0657083 | 5103124 | 70 | 66 | 40 | - | - | - | -2 | - | - | I | Arbustes, rubanier, butome et végétaux non- identifiables. | Gelée. |
|-----|---------|---------|-----|-----|----|----|----|-----|------|----|------------|---|---|-------------------|
| 188 | 0657072 | 5103154 | 105 | 90 | 40 | - | - | - | -1.4 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 189 | 0657063 | 5103155 | 105 | 105 | 60 | - | - | - | -0.7 | - | - | I | Sur tronc fourchu, rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 190 | 0657047 | 5103162 | 130 | 80 | 77 | - | - | - | -1.9 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 191 | 0657049 | 5103188 | 110 | 100 | 45 | 34 | 30 | 23 | -1.1 | - | - | I | Rubanier et végétaux non- identifiables. | Gelée. |
| 192 | 0657093 | 5103180 | 80 | 70 | 55 | - | - | · _ | -1.2 | - | - | I | Sur tronc fourchu, rubanier. | Gelée. |
| 193 | 0657103 | 5103194 | 150 | 94 | 30 | - | - | - | -0.6 | - | - | I | Rubanier et végétaux non- identifiables. | Gelée. |
| 194 | 0657089 | 5103290 | 90 | 80 | 20 | - | - | - | -0.6 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 195 | 0657290 | 5103424 | 66 | 59 | 20 | - | - | - | -1.3 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 196 | 0657132 | 5103497 | 80 | 70 | 25 | - | - | - | -1.1 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 197 | 0657094 | 5103570 | 80 | 60 | 35 | - | - | - | -1.3 | - | - | I | Arbustes, quenouille et végétaux non-identifiables. | Gelée. |
| 198 | 0657133 | 5103544 | 150 | 138 | 60 | - | - | - | - | - | - | I | Arbustes, rubanier, butome, quenouille et végétaux non-identifiables. | Prédation, vison. |
| 199 | 0657177 | 5103716 | 100 | 100 | 36 | - | - | - | -1.4 | 60 | - | A | Rubanier et végétaux non- identifiables. | Active. |
| 200 | 0657112 | 5103733 | 90 | 90 | 35 | - | - | - | -0.5 | - | - | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
| 201 | 0657271 | 5103879 | 70 | 66 | 25 | - | - | - | -0.7 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 202 | 0657262 | 5103895 | 100 | 90 | 40 | - | - | - | -0.9 | - | - | 1 | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 203 | 0657217 | 5103925 | 70 | 70 | 30 | - | - | - | 0.6 | - | - | A | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Active. |
| 204 | 0657158 | 5103971 | 120 | 78 | 29 | - | - | - | - | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Prédation, vison. |
| 205 | 0657217 | 5104029 | 90 | 90 | 25 | - | - | - | -0.7 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 206 | 0657267 | 5107029 | 80 | 75 | 20 | - | - | - | -1.6 | - | - | I | Rubanier et végétaux non- identifiables. | Gelée. |
| 207 | 0657408 | 5104200 | 80 | 70 | 44 | - | - | - | - | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Remplie de glace. |
| 208 | 0657407 | 5104224 | 130 | 120 | 72 | - | - | - | -0.5 | - | - | I | Quenouille, rubanier et butome. | Gelée. |
| 209 | 0657534 | 5104402 | 66 | 65 | 30 | - | - | - | -1 | - | - , | I | Rubanier et végétaux non- identifiables. | Gelée. |
| 210 | 0657544 | 5104417 | 70 | 70 | 33 | - | - | - | -1.1 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 211 | 0657533 | 5104506 | 110 | 97 | 40 | - | - | - | -1.4 | - | | Ī | Butome et rubanier. | Gelée. |
| | | | | | | | | | | | | | | |

| 212 | 0657605 | 5104483 | 130 | 110 | 45 | - | = | - | -1.1 | - | - | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
|-----|---------|---------|-----|-----|----|---|-----|---|------|---|---|---|---|------------|
| 213 | 0657653 | 5104436 | 78 | 70 | 10 | - | - | - | 0.9 | - | - | A | Arbustes et quenouille. | Active |
| 214 | 0657602 | 5104623 | 140 | 130 | 70 | - | - | - | -0.3 | - | - | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
| 215 | 0657771 | 5104809 | 80 | 65 | 47 | - | - | - | -1.6 | - | - | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
| 216 | 0657869 | 5104831 | 84 | 82 | 30 | - | - | - | -0.3 | - | • | I | Butome et rubanier. | Gelée. |
| 217 | 0657913 | 5104868 | 110 | 110 | 55 | - | - | - | 0.1 | - | | I | Sur tronc fourchu, rubanier et butome. | Gelée. |
| 218 | 0658012 | 5104784 | 70 | 60 | 40 | - | - | - | -1.9 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 219 | 0658025 | 5104748 | 110 | 110 | 70 | - | - ' | - | - | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Prédation. |
| 220 | 0658006 | 5104697 | 100 | 80 | 60 | - | - | - | -0.7 | - | - | I | Rubanier et quenouille. | Gelée. |
| 221 | 0657865 | 5104513 | 90 | 70 | 30 | - | _ | - | -1.1 | - | - | I | Quenouille et végétaux non- identifiables. | Gelée. |

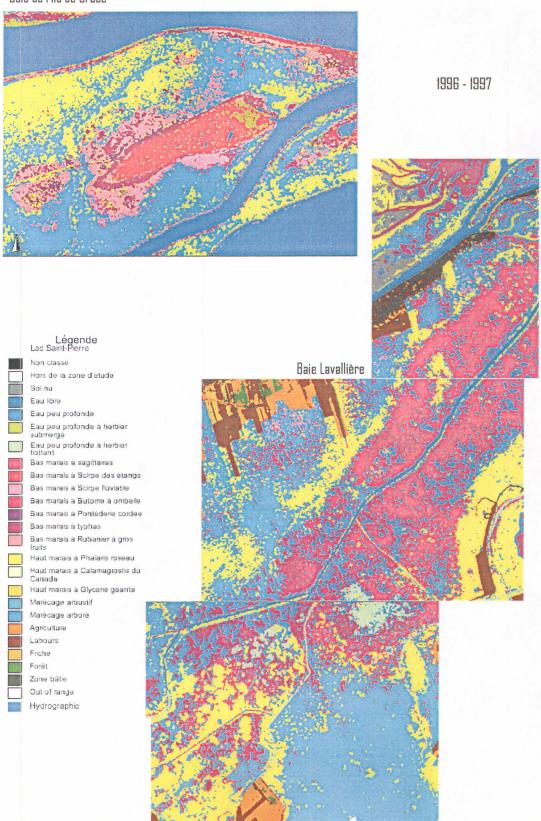
Annexe 6 : Cartographie de Létourneau et Martin¹⁸

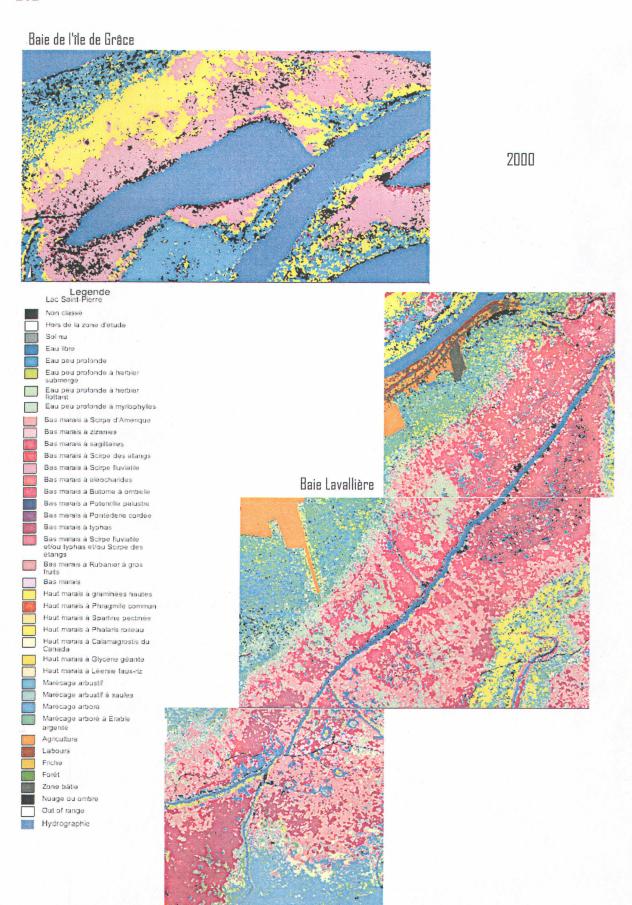


¹⁸ Les images ont été assemblées et modifiées de : http://www.qc.ec.gc.ca/geo/mil/mil001_f.html. Par souci de concision, seules les données pour les secteurs d'étude sont présentées.

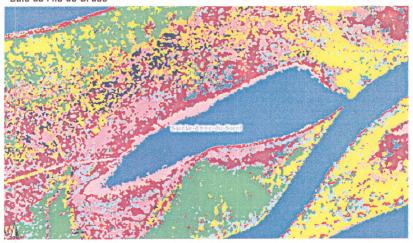


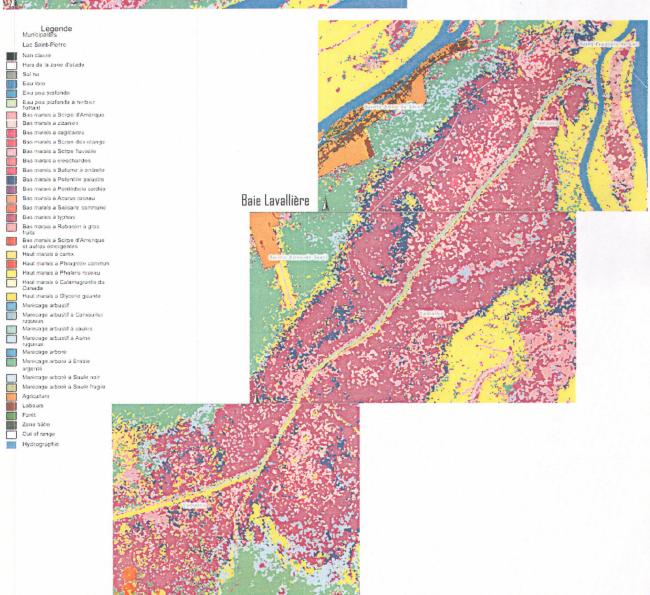
Baie de l'île de Grâce



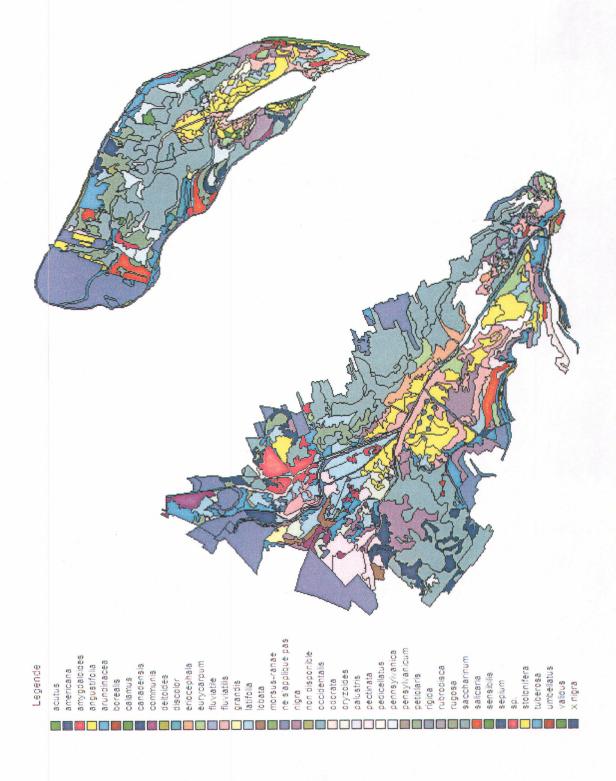


Baie de l'île de Grâce





Annexe 7 : Cartographie de Jacques (1986)¹⁹



¹⁹ Par soucis de concision, seules les données pour les secteurs d'étude sont présentées.

REPROGRAPHIE DE LA REMISE FINALE DU MÉMOIRE OU DE LA THÈSE

Lors de la remise finale de mon mémoire ou de ma thèse, les photocopies ont été effectuées par :

| l'étudiant(e) : | Les photocopies effectuées par l'étudiant(e) seront sous sa responsabilité. |
|---------------------|--|
| Valérie Ouellet Nom | Signature pour V.OUELLET |

Nom du directeur de recherche:

Michel Leclerc

Nom du co-directeur de recherche:

Jean Morin

Boursier ou non-boursier:

Non boursière