

Rapport Technique RT-139

**Modèle d'impacts des fluctuations
de niveau d'eau sur la survie
hivernale du rat musqué**

Valérie Ouellet, Olivier Champoux et Jean
Morin

Septembre 2005

Pour fin de citation :

Ouellet, V., O. Champoux et J. Morin (2005). Modèle d'impacts des fluctuations de niveau d'eau sur la survie hivernale du rat musqué : Rapport final des activités entreprises dans le cadre du Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Rapport Technique SMC Québec – Section Hydrologie RT-139, Environnement Canada, Sainte-Foy, préparé pour le Groupe de travail technique sur l'environnement du Groupe d'étude International sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (Commission Mixte Internationale). 66 pages.

ÉQUIPE DE RECHERCHE

Environnement Canada - Service météorologique du Canada - Hydrologie

Rédaction

Valérie Ouellet, B.Sc
Olivier Champoux, M. Sc
Jean Morin, Ph.D

Réalisation des travaux

Olivier Champoux, M. Sc
Valérie Ouellet, B.Sc
Jean Morin, Ph.D

Révision

Jean-Philippe Côté, M.ATDR

Modèle d'impacts des fluctuations de niveau d'eau sur la survie hivernale du rat musqué

Valérie Ouellet, Olivier Champoux et Jean Morin, 2005

Sommaire

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), un modèle de survie hivernale des populations de rat musqué a été développé. Le rat musqué est un mammifère semi-aquatique qui occupe une gamme variée de milieux humides. Les densités les plus élevées de rat musqué sont observées dans les milieux où une forte densité de quenouilles (*Typha spp.*) est présente et où les niveaux d'eau sont plus stables en hiver. La quenouille représente pour cette espèce une plante de choix, tant pour l'alimentation que pour la construction de diverses structures de protection. L'impact des fluctuations du niveau d'eau sur l'espèce est particulièrement important durant la période hivernale, une période critique pour sa survie. Les fluctuations hivernales, à la hausse ou à la baisse, auront pour effet de restreindre l'accès à la hutte et/ou à des sources de nourriture et de forcer l'exposition du rat musqué à la prédation.

Un modèle d'inondation des huttes hivernales du rat musqué a été construit à l'aide de diverses variables 2D. Le nombre de huttes contenu dans un milieu a été déterminé en utilisant les modèles 2D de *Typha angustifolia* et de profondeur d'eau. Ces modèles ont servi à élaborer un Indice de Qualité d'Habitats (IQH) qui permet d'estimer le nombre de huttes par unité de surface. Les données de calibration et de validation proviennent d'un dénombrement des huttes effectué au lac Saint-Pierre en 1988. Le modèle prédit relativement bien la distribution des huttes sur l'ensemble du domaine. L'impact de la remontée du niveau d'eau durant l'hiver a également été intégré en utilisant les dimensions typiques d'une hutte moyenne pour le secteur. Les données modélisées ont ensuite été assemblées en une matrice qui permet de calculer rapidement la performance de l'indicateur sur de longues séries temporelles. Cette matrice a permis de déterminer le nombre de huttes pour une année donnée et pour les séries complètes représentant différents plans de régularisation.

Les résultats montrent que le plan actuel de régularisation (1958-DD) est le plus performant pour la survie hivernale du rat musqué, en comparaison avec plusieurs des nouveaux plans, dont le plan représentant les conditions naturelles du fleuve (*Pré-Projet*). Toutefois, cette série intègre « l'effet de glace » et elle ne permet donc pas d'estimer précisément la performance du système dans son état naturel. Le modèle 2D montre également 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.

On recommande aux concepteurs de nouveaux plans de régularisation de tendre vers une augmentation des niveaux durant le mois de novembre, afin de permettre l'absorption de l'impact de l'augmentation des débits suivant la mise en place de « l'effet de glace ». Dans le cadre d'un programme de suivi, l'amélioration du modèle devrait être concentrée sur l'obtention de données sur les dimensions de huttes plus spécifiques aux régions visées ainsi que sur l'incorporation de l'effet de l'hydrologie locale sur les dimensions de huttes.

TABLE DES MATIÈRES

1 INTRODUCTION	1
1.1 PROBLÉMATIQUE.....	1
1.2 OBJECTIFS	2
2 BIOLOGIE DU RAT ET MODÉLISATION DE SON HABITAT	4
2.1.1 Distribution et alimentation.....	4
2.1.2 Construction des huttes.....	5
2.1.3 Cycle de vie.....	6
2.2 ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES MODÈLES D’HABITAT POUR LE RAT MUSQUÉ	9
2.2.1 Les IQH pour le rat musqué	9
3 MÉTHODOLOGIE	11
3.1 MISE EN PLACE DU MODÈLE 2D	11
3.1.1 Modèle numérique de terrain (MNT).....	11
3.1.2 Modélisation 2D des variables physiques.....	15
3.1.3 Modélisation des milieux humides	16
3.2 ÉVALUATION DE LA DENSITÉ DE HUTTES	17
3.2.1 Observations des huttes de rat au lac Saint-Pierre	17
3.2.2 Production des IQH.....	18
3.2.3 Production de l’IQH _{typha}	19
3.2.4 Production de l’IQH _{profondeur}	22
3.3 IMPACT DES FLUCTUATIONS DE NIVEAU D’EAU SUR LES HUTTES	25
3.3.1 Simplification du modèle 2D.....	30
3.4 ANALYSE DES SÉRIES TEMPORELLES DE NIVEAU D’EAU	32
4 RÉSULTATS	34
4.1 CALIBRATION DU RATIO DE DENSITÉ.....	34
4.2 VALIDATION DU MODÈLE	37
4.3 RÉSULTATS OBTENUS PAR L’IQH	38
4.3.1 Indice de Qualité d’Habitat	38
4.3.2 Densité de huttes	41
4.3.3 Matrice de résultats servant au transfert vers le modèle simplifié	43
4.4 APPLICATION AUX SÉRIES PRÉ-PROJET ET 1958-DD	43
4.5 ANALYSE STATISTIQUE DES SÉRIES DE NIVEAUX D’EAU	46
5 DISCUSSION	54
5.1 LA CALIBRATION ET LA VALIDATION	54
5.2 APPLICABILITÉS ET LIMITES	55
5.2.1 Observations récentes sur le terrain	56
5.3 APPLICATION DU MODÈLE AUX SÉRIES TEMPORELLES	56
5.4 ANALYSES STATISTIQUES	57

6	CONCLUSION.....	59
7	RÉFÉRENCES.....	62

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Agrandissement de la grille pour le secteur des îles de Sorel.	12
Figure 2 : Secteur de la Baie Saint-François, A) données LIDAR, B) interpolation.	13
Figure 3: Baie de Maskinongé, A) avant validation, interférence par la végétation et pénétration du signal sous la surface de l'eau, B) après validation, C) image IKONOS.	14
Figure 4: Section transversale de la Baie Maskinongé (Figure 3).	15
Figure 5. Cartographie des secteurs utilisés pour la calibration et la validation, lac Saint-Pierre.	18
Figure 6: Cartographie des présence/absence de <i>T. angustifolia</i> pour la saison estivale de 1988 au lac Saint-Pierre, correspondant à un débit moyen de 9500 m ³ /s, le seuil de décision est fixé à 0.5.	20
Figure 7. Construction de la fonction de transfert entre la probabilité de présence de quenouilles à feuilles étroites et l' IQH _{Typa}	21
Figure 8. Cartographie de la distribution des profondeurs (m) pour la saison estivale de 1988 au lac Saint-Pierre, correspondant à un débit moyen de 9500 m ³ /s.	23
Figure 9. Courbe représentant la gamme des profondeurs qui constituent l' IQH _{Profondeur}	24
Figure 10: Paramètres caractéristiques associés à la construction d'une hutte d'hiver chez le rat musqué. Données tirées de la littérature.	26
Figure 11. Réseau triangulaire d'interpolation (TIN) et valeurs de la demi-marée lunaire dans l'ensemble du domaine d'étude.	28
Figure 12: Définition des principaux paramètres d'une hutte typique, utilisés dans le modèle d'impact des fluctuations hivernales du niveau d'eau.	29
Figure 13: Construction de la fonction de transfert pour l'impact des remontées du niveau de l'eau sur les huttes de rats musqués.	32
Figure 14: Valeur des IQH pour l'année 1988 (amont du lac Saint-Pierre).	35
Figure 15: Cartographie de l'Indice de Qualité d'Habitat pour le tronçon fluvial lac Saint-Louis/Trois-Rivières pour un débit moyen de 9500 m ³ /s et un scénario <i>moyen</i> de quenouilles.	39
Figure 16: Comparaison de l'Indice de Qualité d'Habitat pour la région du Lac Saint-Pierre. Les images représentent les résultats pour un débit de 9500 m ³ /s et pour deux scénarios de quenouilles (<i>bas</i> et <i>moyen</i>).	40
Figure 17: Distribution des densités de huttes tronçon fluvial lac Saint-Louis/Trois-Rivières pour un scénario moyen de quenouilles et un débit 9500 m ³ /s.	42
Figure 18: Nombre de huttes de rat musqué calculées par le modèle en fonction du plan de régularisation <i>1958-DD</i> , lac Saint-Pierre, 1960 à 2000.	44
Figure 19: Nombre de huttes de rat musqué calculées par le modèle en fonction du plan de régularisation <i>Pré-Projet</i> , lac Saint-Pierre, 1960 à 2000.	45
Figure 20: 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, (résultats présentés en mars 2005).	46
Figure 21: Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal maximal et le niveau	

moyen de novembre mesurés à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995.....	48
Figure 22: Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal minimal et le niveau moyen de novembre mesurés à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995.....	49
Figure 23: Évolution temporelle des niveaux d'eau moyens de novembre mesurés à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995.	50
Figure 24: Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal maximal et le niveau moyen de novembre pour les plans de régularisation <i>1958-DD</i> et <i>Pré-Projet</i> , 1960-2000, lac Saint-Pierre.....	51
Figure 25: Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal minimal et le niveau moyen de novembre pour les plans de régularisation <i>1958-DD</i> et <i>Pré-Projet</i> , 1960-2000, lac Saint-Pierre.....	52
Figure 26: Évolution temporelle du niveau d'eau moyen de novembre pour les plans de régularisation <i>1958-DD</i> et <i>Pré-Projet</i> , 1960-2000, lac Saint-Pierre.....	53

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Fluctuations moyennes approximatives du niveau, liées aux effets de marée, semi diurne et semi-lunaire (tiré de Morin & Bouchard 2000).	27
Tableau 2: Ratios calculés pour les milieux naturels entre les valeurs d'IQH et le nombre de huttes observées lors du recensement de 1988.	36
Tableau 3: Ratios calculés pour les milieux aménagés entre les valeurs d'IQH et le nombre de huttes observées lors du recensement de 1988.	36
Tableau 4: Densités de huttes calculées par le modèle et observées lors du recensement de 1988, lac Saint-Pierre.....	37
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 (<i>bas</i>))......	43
Tableau 6: Principales caractéristiques des résultats obtenus pour les différents plan de régularisation.	45

1 Introduction

1.1 *Problématique*

Le Groupe d'étude international sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent vient de conclure, 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 rat musqué est une espèce très importante dans le maintien des milieux humides au lac Ontario. Dans ce secteur, il semble que la réduction importante du nombre de rats musqués, suite à la régularisation, soit en partie responsable de la surabondance des quenouilles dans l'ensemble des marais de ce secteur. Dans ce contexte, il était impératif de produire un modèle de réponse pour le rat musqué dans le lac Ontario qui analyse principalement les baisses hivernales du niveau d'eau (Farrell *et al.*, 2004). Le modèle développé pour le fleuve Saint-Laurent et présenté ici, a été construit principalement afin d'obtenir un portrait complet de la réponse potentielle du rat musqué face aux divers scénarios de régularisation dans l'ensemble du plan d'étude sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent.

Les rats musqués sont intimement liés à la dynamique des milieux humides. Ils sont considérés comme des agents écologiques importants ayant le potentiel de modifier sensiblement leur habitat (Allen et Hoffman, 1984; Campbell *et al.*, 1998; Clark, 1994). Par leurs activités, alimentation et construction de différentes structures, les rats musqués utilisent en grande quantité de nombreuses espèces végétales (Allen et Hoffman, 1984; Danell, 1978; Dozier *et al.*, 1948; Takos, 1947). Leurs impacts ont surtout été observés sur des espèces prolifiques telles la quenouille (*Typha spp.*), qui est une espèce de prédilection pour les rats musqués (Bednarik, 1956; Bellrose et Brown, 1941; Clark, 1994; Mirka *et al.*, 1996). Ceux-ci l'utilisent tant pour l'alimentation que pour la construction de hutte (Traversy *et al.*, 1994). Par conséquent, il est possible qu'ils puissent en limiter la prolifération dans les milieux où ils sont présents (Allen et Hoffman, 1984; Farrell *et al.*, 2004; Lacki *et al.*, 1990; Proulx, 1981). Les rats musqués sont souvent associés à une communauté végétale diversifiée (Takos, 1947). L'activité des rats musqués peut aussi être bénéfique à d'autres espèces qui fréquentent les milieux humides (Clark,

1994). Par exemple, il a été montré que certaines espèces aviaires utilisent les restes de huttes pour l'installation de leur nid (Bishop *et al.*, 1979; Danell, 1978). De même, il est probable que les canaux et les marres entretenus par les rats musqués permettent l'accès à des sites de ponte ou encore deviennent des sites de ponte pour certaines espèces de poissons.

Afin de quantifier les impacts possibles de la régularisation des niveaux d'eau sur le rat musqué et par conséquent, sur les milieux humides, certains aspects de l'écologie de cette espèce doivent être approfondis. Il est nécessaire de documenter de façon précise les impacts des fluctuations de niveau d'eau sur les rats musqués, particulièrement durant l'hiver, qui se veut une période critique pour cette espèce. En effet, plusieurs études montrent que les marais dont le niveau d'eau est stable supportent une densité (nombre de rats musqués par hectare) de rats musqués plus importante que les marais dont les niveaux d'eau suivent une variabilité saisonnière (Allen et Hoffman, 1984; Bishop *et al.*, 1979; Krummes, 1940). Au moment de la construction, le rat musqué établit sa hutte en fonction de la profondeur d'eau. Ainsi, toute fluctuation subséquente pourra, en fonction de son importance, avoir pour effet d'inonder la hutte ou encore de bloquer l'accès à des sources de nourriture. Suite à cette perturbation, les rats musqués sont contraints de trouver de nouveaux abris et des sources alternatives de nourriture. Les fluctuations de niveau d'eau, qu'elles soient à la hausse ou à la baisse, vont avoir des impacts qui sont susceptibles d'être mortels pour les rats musqués (Thurber *et al.*, 1991). Cependant, il a été observé que les baisses du niveau d'eau pouvaient sembler être moins problématiques que l'on ne le croyait puisque les rats musqués ont la possibilité d'utiliser des petits chenaux au fond du marais pour se déplacer et ainsi trouver des sites d'alimentation, tout en continuant d'utiliser la même hutte (P. Blanchette, comm. pers., 2004). Bien qu'il soit extrêmement difficile d'évaluer le taux de mortalité réel provoqué par les fluctuations des niveaux d'eau, ces dernières sont reconnues comme un facteur limitatif des populations de rats musqués (Allen et Hoffman, 1984; Bélanger, 1986; Blanchette, 1991).

1.2 Objectifs

L'objectif général de ce document est de présenter le modèle qui permet d'estimer le nombre de huttes de rats musqués qui sont inondées durant l'hiver. Il s'agit d'un modèle d'Indice de Qualité d'Habitat (IQH) de la densité de huttes, celle-ci étant par la suite modulée par les fluctuations hivernales des niveaux d'eau.

Afin de bien situer les impacts potentiels de la variation des niveaux d'eau et les périodes critiques pour le rat musqué, une description de la biologie du rat musqué et de son impact sur le milieu est présentée. Le modèle numérique de terrain (MNT), la simulation des variables physiques 2D et les modèles sous-jacents pour les milieux humides sont également présentés. Enfin, la calibration et la validation du modèle et les analyses de l'impact des quelques scénarios de régularisation sont aussi des éléments qui sont présentés.

2 Biologie du rat et modélisation de son habitat

2.1.1 Distribution et alimentation

Le rat musqué est le plus grand représentant de la famille des Arvicolidae (Campbell et MacArthur, 1998). Bien que l'espèce montre certaines préférences écologiques en ce qui a trait à son habitat, elle est aussi dotée d'une grande amplitude écologique (Allen et Hoffman, 1984). Cette caractéristique lui a permis de s'adapter à une gamme variée de milieux et de conditions (Errington, 1948), expliquant ainsi sa vaste distribution. 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 (Dilworth, 1966). Ils occupent aussi l'ouest du Québec jusqu'au Manitoba ainsi que le nord-est des États-Unis, 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).

Ce rongeur consomme toute une variété de plantes émergentes selon leur valeur nutritive et leur disponibilité saisonnière. De façon générale, ils 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). Au Québec, les espèces végétales les plus souvent utilisées durant la saison estivale sont principalement des plantes aquatiques émergentes et facilement accessibles telles 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). Tel que mentionné précédemment, c'est la valeur nutritive et la disponibilité qui conditionnent 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).

La quenouille (*Typha spp.*) semble représenter une plante de choix pour le rat musqué (Allen et Hoffman, 1984; Bellrose, 1950; Lacki *et al.*, 1990; Pelikán *et al.*, 1970). Les analyses de pellettes fécales réalisées ont montré que cette plante 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 perdent leurs propriétés nutritives (Allen et Hoffman, 1984; Campbell *et al.*, 1998). Des études ont montré que les rats musqués habitant 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 se nourrissant d'autres espèces de plantes émergentes (Bednarik, 1956; Dozier, 1945; 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 durant la saison estivale une protection contre les conditions environnementales adverses (Proulx, 1981). Il a été établi que les milieux ayant une forte densité de quenouille supportent une densité de rats musqués plus élevés à l'hectare (Bednarik, 1956; Bellrose et Brown, 1941; Clark, 1994).

2.1.2 Construction des huttes

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 vont être construites en fonction du niveau d'eau effectif à cette période de l'année (Léveillé et Bélanger, 1983; Proulx, 1981). C'est pourquoi toute fluctuation ultérieure du niveau d'eau pourra potentiellement causer des problèmes et elle pourra même limiter l'utilisation des huttes (Bélanger, 1983).

Les rats musqués construisent leur hutte en utilisant une grande diversité de matériaux. Ils vont se servir d'une multitude d'espèces selon leur disponibilité. 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 peuvent être utiles à d'autres espèces, notamment pour la fraie de certains poissons (Danell, 1978). Cette tendance n'empêche pourtant pas ce mammifère de démontrer une préférence pour des espèces telles *Typha spp.* (Bellrose et Brown, 1941; Campbell *et al.*, 1998; Connors *et al.*, 1999; Farrell *et al.*, 2004; Mirka *et al.*, 1996; Pelikán *et al.*, 1970). Les milieux contenant de la quenouille vont supporter une plus grande densité de huttes à l'hectare que ceux où il n'y en a pas (Clark, 1994).

De façon générale, les rats musqués vont utiliser une végétation émergente plus robuste pour la construction des huttes afin que la structure édifiée soit la 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.

Les huttes sont de dimensions variables puisqu'elles dépendent des matériaux ainsi que des emplacements de construction disponibles (Bednarik, 1956; Darchen, 1964; McNicoll et Traversy, 1985). Ce sont principalement les dimensions du support qui déterminent les dimensions de la hutte (Allen et Hoffman, 1984). Plus le support sera grand, plus la hutte sera de grande taille. Les huttes varient en taille, mais de façon générale, elles font entre 50 et 120 cm en hauteur, à partir de la surface de l'eau, et 120 à 180 cm en largeur (Bélanger, 1982; Bellrose et Brown, 1941; Blanchette, 1991; Léveillé et Bélanger, 1983; Proulx, 1981). Les murs ont habituellement une épaisseur variant entre 30 et 61 cm (Bellrose, 1950). Les huttes contiennent habituellement une seule chambre, celle-ci se situant généralement entre 15 et 25 cm au-dessus du niveau de l'eau et dont les dimensions sont d'environ 13 cm (Bélanger, 1982; 1986). Dans la plupart des cas, il y a deux chemins d'accès à la chambre, ce qui facilite la fuite des individus lorsque cela est nécessaire (Darchen, 1964). Errington (1963) a observé que dans le cas de grosses huttes, il est possible d'y retrouver des chambres multiples ainsi que plusieurs chemins d'accès, mais cela est plutôt rare.

Bien que les huttes soient construites de façon similaire, les conditions environnantes vont faire en sorte que certaines différences vont être observées en fonction des milieux. En effet, il semble que l'hydrologie locale puisse influencer l'aspect des huttes. Dans les milieux où les niveaux d'eau sont stables, ou varient de façon saisonnière, les dimensions des huttes dépendent principalement du substrat de base utilisé pour l'installation de la hutte alors qu'aux endroits soumis à d'autres fluctuations telles la marée, il est probable que se soient les conditions hydrologiques qui puissent déterminer les dimensions de la hutte.

2.1.3 Cycle de vie

Le premier accouplement se produit en avril, peu de temps après la débâcle (Traversy *et al.*, 1994). Après l'accouplement suit une période de gestation de 10 à 35 jours et les premières portées naissent vers la mi-mai (Blanchette, 1991, Stewart et Bider, 1974). Les femelles mettent bas en général deux fois durant l'été. Par contre, lors d'une débâcle printanière hâtive, il est

possible que les rats musqués puissent avoir trois ou très rarement quatre portées durant la saison estivale (Mousseau et Beaumont, 1981). La taille des portées est variable et elle dépend beaucoup de la densité d'individus ainsi que de la qualité du milieu. En effet, il semble que les rats musqués vivants dans des habitats de faible qualité tendent à produire des portées peu nombreuses et de petite taille (Mousseau et Beaumont, 1981). Lorsque la densité est faible, les femelles tendent à être plus productives (Errington *et al.*, 1963). En moyenne, il a été établi par les cicatrices placentaires, que les femelles avaient 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). Les subadultes deviennent matures vers l'âge de un an et ils peuvent alors commencer à se reproduire (Dilworth, 1966).

La longévité maximale du rat musqué est de quatre ans. Par contre, il est rare que celui-ci dépasse trois ans. Déjà vers l'âge de trois ans, les rats musqués perdent une bonne partie de leurs capacités et ils deviennent beaucoup plus vulnérables à la prédation (FAPAQ, 2004). Les rats musqués connaissent des taux de mortalité assez élevés. La mortalité estivale est de 30 à 50 % pour les subadultes et de 10 % pour les adultes (Traversy *et al.*, 1994). La mortalité hivernale varie de 47 à 75 % dans les deux segments de la population (Proulx et Gilbert, 1984) tandis que le renouvellement de la population s'effectue généralement aux deux ans (Errington, 1963).

Les populations de rats musqués sont soumises à divers facteurs régulateurs pouvant en influencer la densité. Parmi ceux-ci, mentionnons la prédation, les activités de trappage, les maladies et la compétition. Plusieurs prédateurs sont présents dans le milieu, mais il est difficile de connaître exactement la part de la mortalité attribuable uniquement à la prédation. 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*). Ce prédateur représente, avec le brochet (*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 littérature 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*) et divers oiseaux de proie (aigles,

chouettes, hiboux) (Bednarik, 1956; Dilworth, 1966; Errington, 1963). Il n'en demeure pas moins que le prédateur le plus efficace de cette espèce est certainement l'homme. Les activités de trappage représentent une importante cause de mortalité et elles permettent de contrôler cette espèce prolifique dans plusieurs milieux (Bishop *et al.*, 1979).

Périodiquement, il arrive aussi que les populations de rats musqués connaissent des épisodes de maladies causées principalement par la tularémie, maladie infectieuse causée par une bactérie (*Francisella tularensis*) (FAPAQ, 2004), et par la maladie hémorragique, aussi connue sous le nom de « Errington's disease » (Errington, 1939). Ces maladies peuvent occasionnellement décimer les populations allant jusqu'à entraîner la disparition locale de certaines populations (Bishop *et al.*, 1979). Il existe aussi d'autres maladies pouvant affliger cette espèce. Parmi celles-ci, on retrouve des champignons pathogéniques comme *Trychophyton* et *Haplosporagium*, divers protozoaires comme ceux du genre *Eimeria*; et d'autres bactéries comme *Salmonella* (Dilworth, 1966; Dozier, 1945; Errington, 1939). Ces champignons et bactéries sont possiblement la cause des déclinés de densité observés suite à leur passage au sein d'une population (Errington, 1963).

Même si les rats musqués connaissent de façon naturelle des fluctuations cycliques de l'ordre de 7 à 10 ans (Farrell *et al.*, 2004), la cause de ces fluctuations demeure inconnue (P. Blanchette, comm. pers., 2004). Les différentes phases et la durée des cycles varient selon les régions (Allen et Hoffman, 1984). Ainsi, les cycles de deux populations voisines peuvent ne pas être synchronisés (Errington, 1939). Au Québec, aucune donnée précise n'est disponible à ce sujet. 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.

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), cette période semble être déterminante pour la survie de l'espèce puisque la mortalité hivernale peut atteindre de 47 à 75 % (Proulx et Gilbert, 1984). Plusieurs facteurs peuvent causer la mortalité : la disponibilité de la nourriture, les conditions climatiques, l'épaisseur de la glace et les fluctuations de niveau d'eau. Parmi ces facteurs, Clark (1994) a identifié les fluctuations du niveau de l'eau comme étant celui qui était le plus déterminant. Les variations du niveau de l'eau ont des impacts majeurs, qu'elles soient à la baisse ou à la hausse. Par contre, il est difficile de quantifier précisément la part de mortalité qui peut être attribuable

aux fluctuations de niveau d'eau puisque les effets sont indirects (augmentation de la prédation, stress, accessibilité à la nourriture, etc.).

2.2 État des connaissances sur les modèles d'habitat pour le rat musqué

Au fil des ans, plusieurs travaux de recherche ont porté sur les populations de rats musqués (Bednarik, 1956; Blanchette, 1985; Danell, 1978; Darchen, 1964; Errington, 1963; Proulx, 1981; Willner *et al.*, 1980; et autres). Par contre, très peu de chercheurs se sont concentrés sur les aspects spécifiques des liens écologiques unissant l'espèce à son habitat. Une clef de potentiel d'habitats a notamment été créée pour le rat musqué (Léveillé et Bélanger, 1983). Cette clef repose sur six critères incluant : la profondeur d'eau, les groupements végétaux, l'intégrité du milieu biophysique, l'exposition au vent et aux vagues, le substrat et les vitesses. Contrairement aux modèles mathématiques tels les IQH (Indice de Qualité d'Habitat) qui décortiquent la valeur du milieu en évaluant chacun des paramètres qui le composent, la clé de potentiel porte un jugement global sur l'ensemble du milieu (MRNFP, 2004). Il semble donc que la quantification des liens entre le rat musqué et son habitat ait fait l'objet d'un nombre encore plus restreint d'études. Un Indice de Qualité d'Habitat (IQH) a toutefois 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 de d'autres régions étant donné qu'il requiert un nombre élevé de variables et une définition à long terme de ces variables. Ces relations peuvent être simplifiées en un nombre plus restreint de facteurs tout en conservant une bonne capacité de prédiction du modèle et en améliorant son applicabilité. À notre connaissance, c'est la seule étude du genre qui porte sur l'intégration et la quantification des liens unissant le rat musqué à son habitat.

2.2.1 Les IQH pour le rat musqué

Les Indices de Qualité d'Habitats sont inspirés des « *Habitat Suitability Index* » 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 permettant

d'évaluer la valeur de l'habitat pour une espèce donnée, en terme de variables biologiques et physiques. Les valeurs d'habitat varient entre 0 (mauvais habitat) et 1 (excellent habitat) (Guay *et al.*, 2003). On utilisa ce type de modèle 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 par ce 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 d'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).

Dans le cadre du projet actuel, un IQH a été utilisé puisqu'il permet de déterminer le potentiel d'habitat pour l'installation de huttes par les rats musqués à partir de relations relativement simples. Cette méthode est bien adaptée à la construction de modèles à partir d'un nombre restreints d'observations et elle permet d'intégrer aisément les connaissances tirées de la littérature. La profondeur d'eau et la présence de quenouille sont les principaux facteurs expliquant le potentiel d'utilisation d'un site pour l'implantation de huttes.

3 Méthodologie

3.1 Mise en place du modèle 2D

La création et développement d'un modèle 2D de la survie hivernale des populations de rats musqués, basé sur des variables du milieu physique, nécessitent une connaissance détaillée et précise de la topographie de l'ensemble du territoire. Cette connaissance prend la forme d'un modèle numérique de terrain (MNT). Celui-ci permet de jeter les bases des connaissances numériques du terrain qui permettront d'ancrer les couches d'information et de mettre en place les modèles mathématiques.

3.1.1 Modèle numérique de terrain (MNT)

Le MNT utilisé a été élaboré à partir de relevés bathymétriques du Service hydrographique du Canada (SHC), de sondages en eaux peu profondes produits par le Service météorologique du Canada (SMC) et de données LIDAR (LIght and Detection RAnging) acquises en 2001. Les données ont été assemblées après avoir été validées et corrigées (Ouellet *et al.*, 2003).

La validation des données LIDAR a été effectuée en deux étapes. La première étape a consisté à filtrer les données à l'aide d'un algorithme développé spécifiquement pour le traitement des données LIDAR. Cet algorithme a permis de diminuer la densité de points à traiter et ce, en fonction de la variabilité de la pente, sans toutefois diminuer la précision de façon significative. L'algorithme a été utilisé sur une grille de 5 m de précision qui avait été préalablement construite sur l'ensemble du domaine d'étude (Fortin *et al.*, 2002). Ce procédé a permis de construire une grille de points équidistants; la distance entre les points étant déterminée selon l'indice de pente¹. Pour les points ayant un indice de pente compris entre 0 et 3, il a été convenu de prendre le point de plus basse hauteur parmi tous les points de LIDAR situés dans un carré de 15 m de côté autour du point de la grille, donc dans un carré de 225 m² où le point de grillage est le centre. Ainsi, le point de grillage représente la valeur minimale du carré. La même procédure a été appliquée pour les points ayant un indice de pente plus fort, soit de 4 à 10, à l'exception que le carré était de 5 m de côté. Dans ce cas-ci, le point de grillage représente la valeur minimale dans un carré de 25 m². Dans tous les cas, les valeurs en x et y attribuées au point sont celles du

¹ Différence maximale entre la valeur en z du point du grillage et celle de ses 24 voisins les plus proches.

grillage alors que la valeur en z (élévation) est celle du point le plus bas. De plus, afin d'éviter une redondance d'information, les points en double ont été éliminés, conservant à chaque fois les points espacés de 5 m préférentiellement à ceux de 15 m afin de garder l'information la plus précise possible. De cette façon, il a été possible d'obtenir une grille où les points situés en forte pente se trouvent espacés de 5 m alors que ceux en faible pente, le sont de 15 m (Figure 1), facilitant grandement la gestion des données.

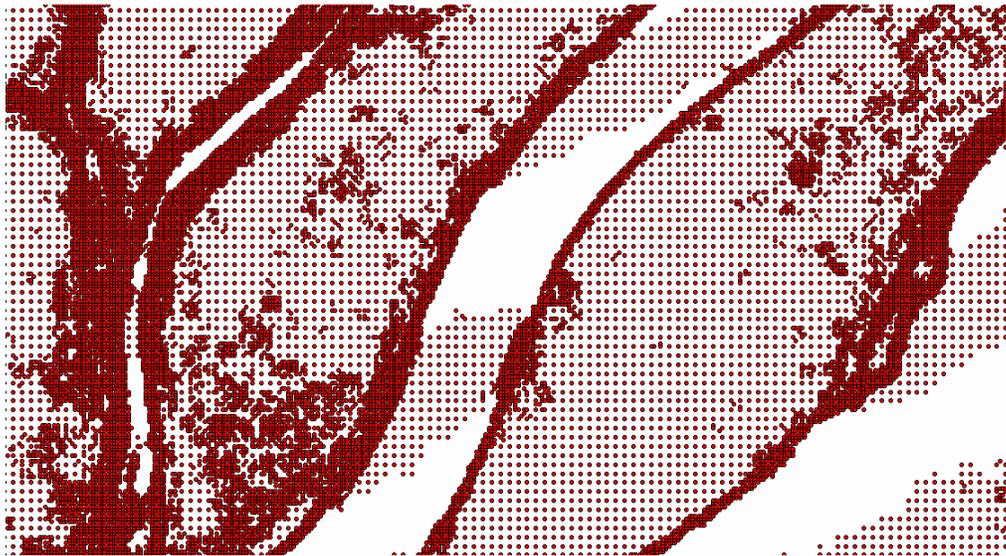


Figure 1 : Agrandissement de la grille pour le secteur des îles de Sorel.

La deuxième étape du processus de validation s'est faite de façon manuelle par comparaison de la grille avec des images IKONOS (pixel de 4 m) ainsi qu'avec des photographies aériennes noir et blanc, à l'échelle de 1 :30 000, numérisées à 600 ppp. Les données LIDAR filtrées par l'algorithme ont d'abord été importées dans le logiciel MAPINFO. Grâce à ce logiciel, il a été possible de faire une interpolation entre les points afin de faciliter la visualisation de l'information (Figure 2). De cette façon, les variations de hauteur peuvent être perçues par les isosurfaces de couleur. La Figure 3 montre la comparaison de la couche d'information combinée interpolation-isosurfaces à l'image IKONOS, pour une région agricole. En comparant les deux sources d'information, il est facile de différencier les structures qui sont réelles de celles qui sont causées par la méthode d'acquisition. Après avoir identifier les secteurs de points non valides, il suffit ensuite d'extraire ces points du grillage.

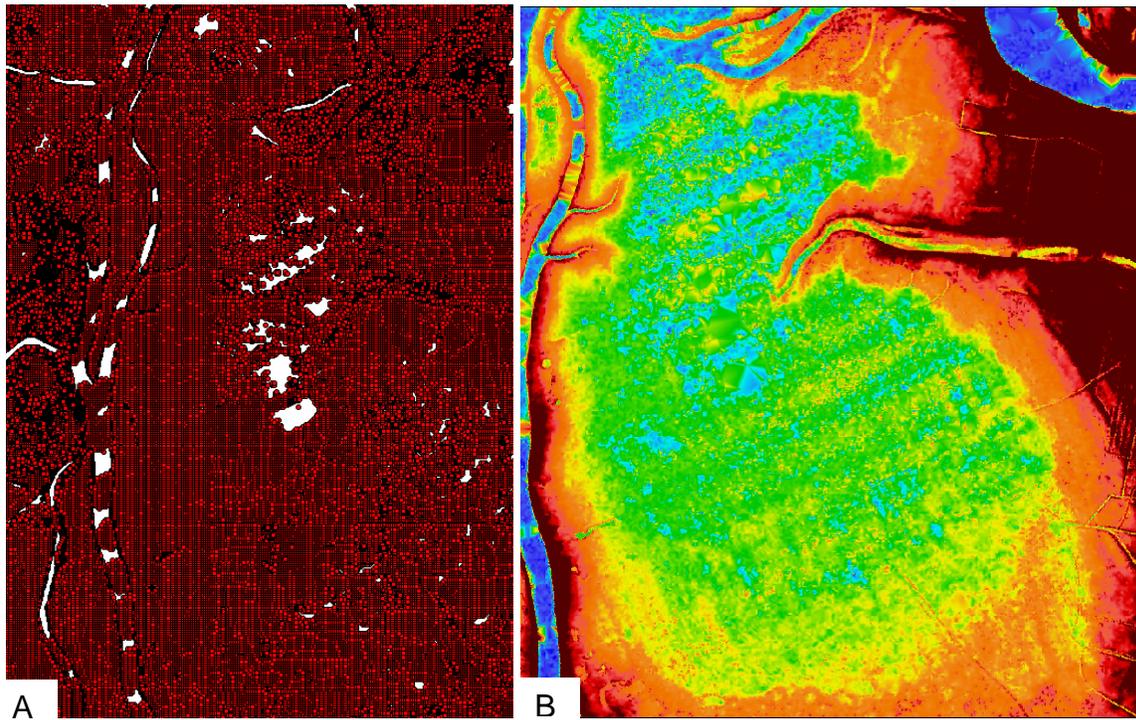


Figure 2 : Secteur de la Baie Saint-François, A) données LIDAR, B) interpolation.

Plusieurs sources d'erreurs ont été identifiées au niveau du LIDAR, notamment dans les zones à forte densité de végétation émergente et dans les zones d'eaux peu profondes et calmes (Figure 3 et Figure 4).

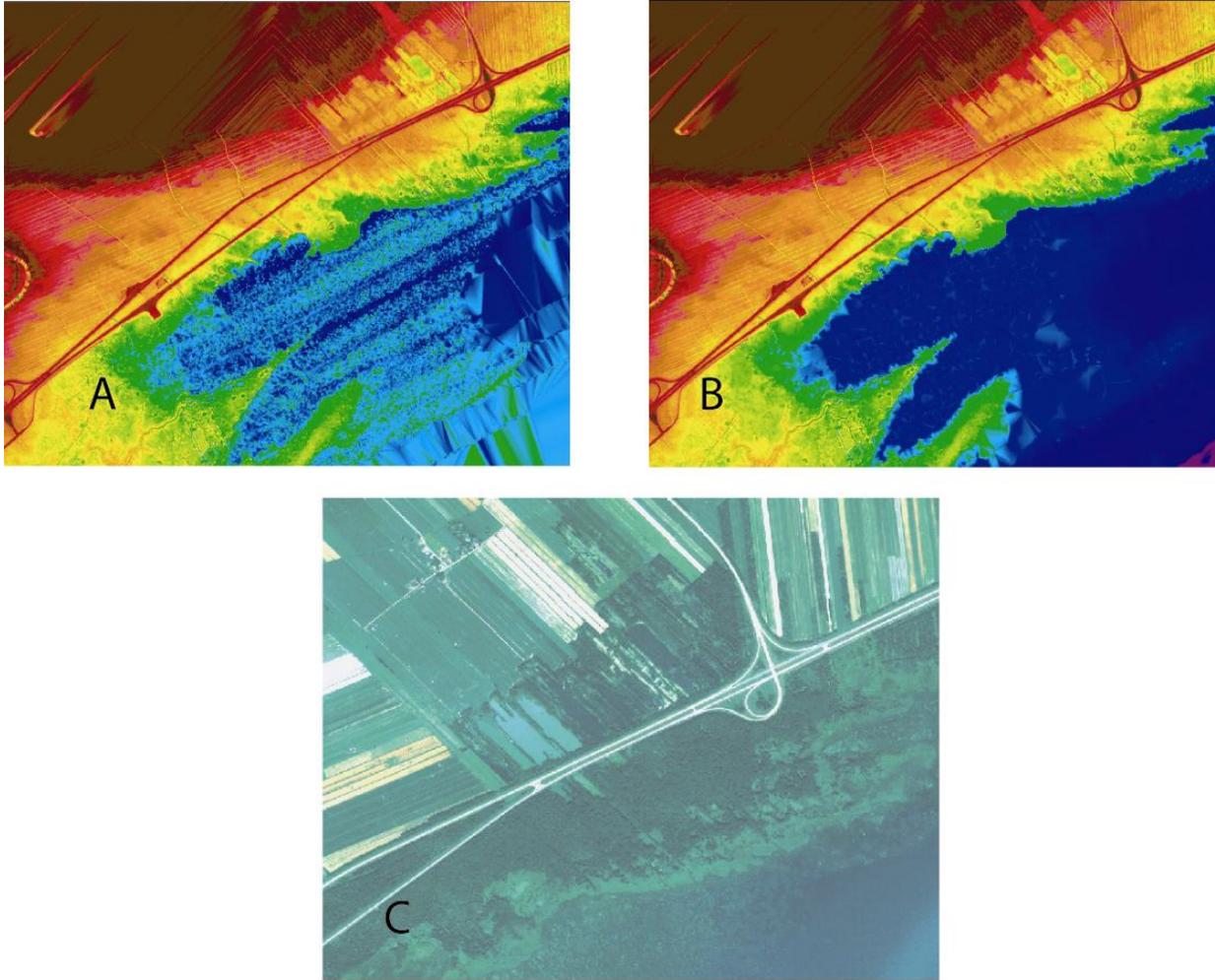


Figure 3: Baie de Maskinongé, A) avant validation, interférence par la végétation et pénétration du signal sous la surface de l'eau, B) après validation, C) image IKONOS.

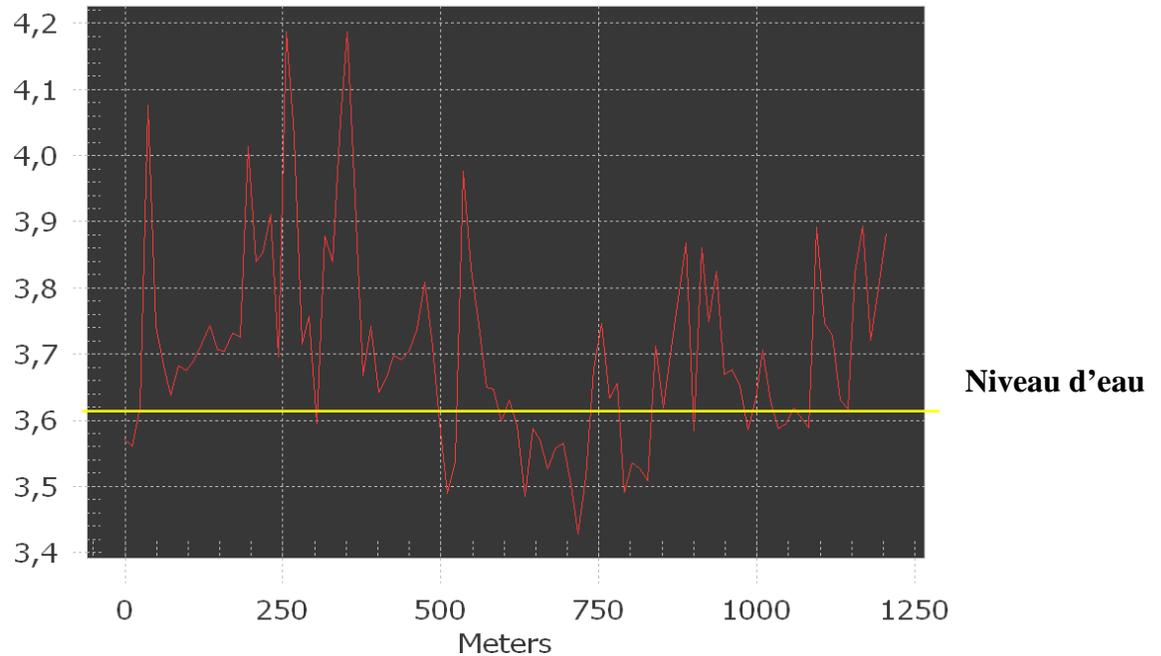


Figure 4: Section transversale de la Baie Maskinongé (Figure 3).

Lors de la phase de validation, des erreurs de près de 1 m ont été détectées, principalement dans les milieux où une forte densité de végétation a empêché le signal de pénétrer jusqu'au sol. L'intégration des trois ensembles de données a permis la création d'un MNT pour toute la plaine inondable du tronçon fluvial lac Saint-Louis/Trois-Rivières. La précision verticale du MNT est de ± 15 cm.

3.1.2 Modélisation 2D des variables physiques

La grille MIRE (Modèle Intégré de la Réponse de l'Écosystème) a été créée afin de supporter les calculs des différentes variables et de permettre leur représentation spatiale. L'ensemble du domaine est représenté par 124 121 nœuds (Morin *et al.*, 2005). La résolution spatiale de la grille varie entre 20 et 40 m sur la plaine inondable, 80 m en eaux peu profondes et 160 m en eaux profondes. À chaque nœud du domaine, les variables physiques (niveau d'eau, débit, substrat, profondeur, vitesse, vague, lumière au fond, taux de sédimentation, etc.) sont calculées et/ou modélisées en 2D pour des séries de 100 ans à une résolution temporelle du quart de mois.

Les variables physiques ont été produites à partir de mesures et de modèles physiques 2D (hydrodynamique, vagues naturelles, transport diffusion). Les variables physiques et leur intégration dans un environnement de modélisation sont décrites dans Morin *et al.* (2005). Ces variables sont ensuite mises en relation avec les observations biologiques afin de produire des relations statistiques prédictives (régression multivariée). Ces relations sont calculées sur la grille pour produire des cartes de distribution de l'habitat de l'espèce pour une condition hydrologique particulière. Morin *et al.* (2005) ont présenté les différentes méthodes de modélisation de l'habitat dans le cadre du plan d'étude de la CMI.

Les calculs des modèles d'habitats se font par l'intermédiaire d'une base de données qui permet, par des fonctions et des procédures, d'effectuer des calculs sur la grille MIRE selon les variables qui y sont définies et les paramètres spécifiés par la fonction ou la procédure. Les résultats sont fournis à chacun des nœuds du domaine. De cette façon, il est possible de quantifier les impacts physiques et biologiques des fluctuations de débits et ce, de façon spatiale et temporelle.

3.1.3 Modélisation des milieux humides

La modélisation 2D permet de construire des modèles biologiques détaillés puisque les variables physiques d'un milieu décrivent partiellement la variabilité spatio-temporelle des communautés végétales et animales s'y trouvant. Grâce à ces relations, des variables biologiques peuvent être modélisées en 2D. Le modèle de milieux humides développé par Turgeon *et al.* (2005) a été établi en utilisant la grille MIRE pour les calculs. C'est un modèle probabiliste qui utilise les régressions logistiques pour établir les liens entre les variables abiotiques et la distribution/composition des milieux humides. Les variables physiques qui ont été retenues 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. En combinant les diverses relations, il est possible de simuler la réponse des milieux humides. Grâce à ce modèle, il est possible de déterminer la distribution spatiale et temporelle des milieux humides, par exemple celui de la quenouille, en fonction des associations végétales ou par la présence/absence d'espèces végétales. Différentes analyses statistiques et des comparaisons des prédictions du modèle avec des ouvrages de référence ont mis en évidence l'excellente capacité du modèle à prédire les variations spatio-temporelles des milieux humides (Turgeon *et al.*, 2005).

3.2 Évaluation de la densité de huttes

3.2.1 Observations des huttes de rat au lac Saint-Pierre

La production d'un modèle biologique exige des observations ou des mesures concernant l'espèce qui sont utilisées afin de calibrer et de valider le modèle. Pour ce qui est des rats musqués de la plaine inondable du Saint-Laurent, il existe peu d'informations détaillées sur leur habitat ou sur leur nombre. Par contre, pour le lac Saint-Pierre, un relevé des huttes a été effectué en 1988 par le Service de la Faune et des Parcs (FAPAQ). Cet inventaire s'est déroulé à l'automne (octobre-novembre) et il couvre tout le secteur du lac Saint-Pierre. Étant donné que cet inventaire représente la seule source de données disponible pour la calibration et pour la validation du modèle, il a été utilisé pour les deux étapes.

L'inventaire a été divisé en un certain nombre de secteurs afin de ne pas utiliser les mêmes pour la calibration et la validation. Pour chacune des étapes, les secteurs contenaient à la fois des milieux aménagés ainsi que des milieux dont les niveaux d'eau varient de façon naturelle. Dans un premier temps, 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 ont été utilisées pour la calibration. Alors que les secteurs de la Baie Maskinongé, de l'Île du Moine, des Ilets Percés, de la Pointe aux Raisins et de l'Anse du Fort (Figure 5).

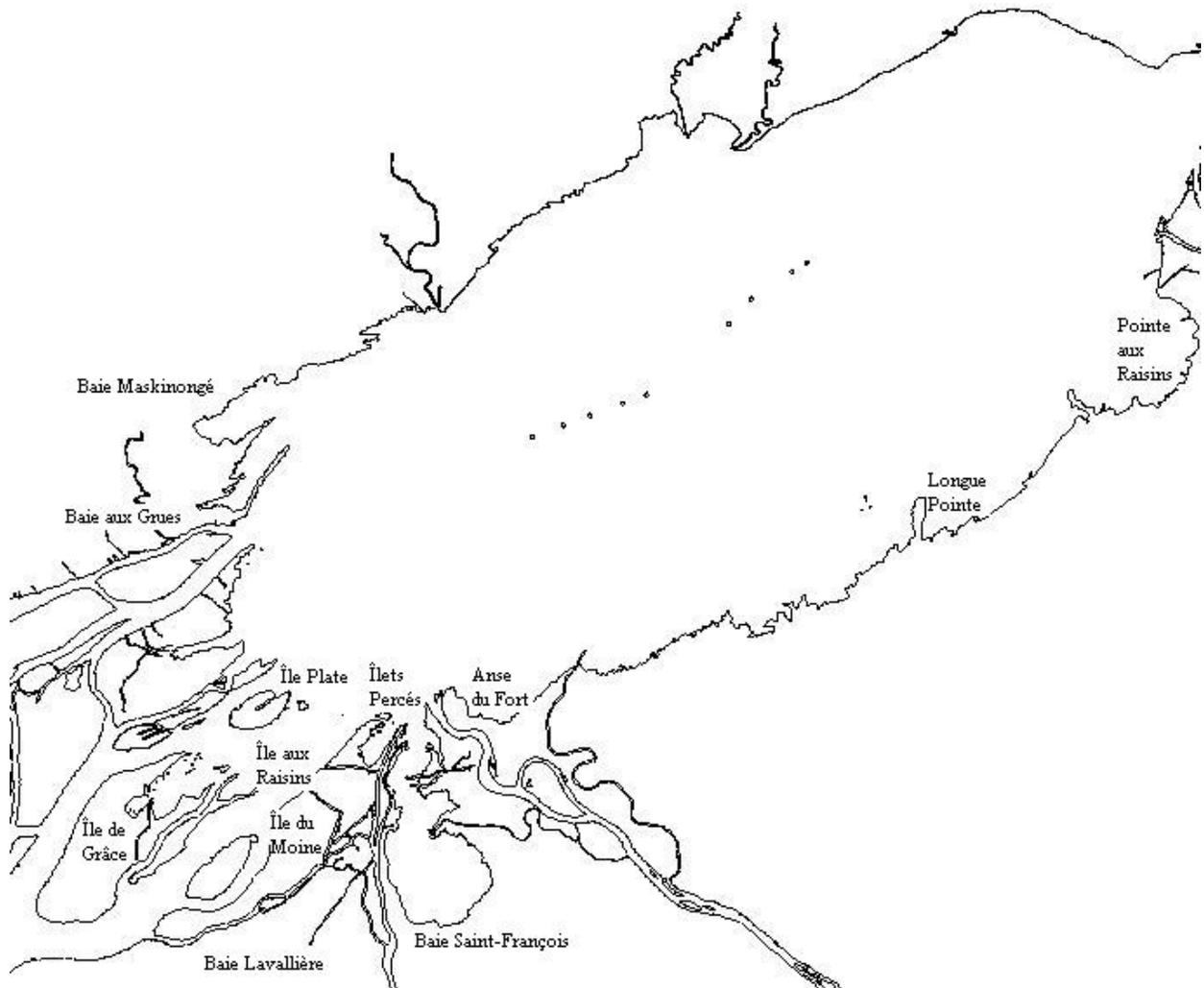


Figure 5. Cartographie des secteurs utilisés pour la calibration et la validation, lac Saint-Pierre.

3.2.2 Production des IQH

Dans le but de déterminer la densité de huttes, un indice de qualité d'habitat 2D (IQH) a été élaboré. L'IQH permet d'identifier un habitat potentiel par une relation mathématique plus ou moins complexe entre une variable dépendante recherchée et des variables explicatives spatialisées. L'IQH est donc un modèle mathématique qui permet d'évaluer la valeur de l'habitat pour une espèce donnée et ce, en terme de variables biologiques et physiques. Un IQH ne permet pas d'obtenir directement une densité d'individus. Par contre, en utilisant certaines relations mathématiques entre la valeur de l'habitat et la présence/absence d'une espèce, il est possible de prédire des densités d'individus. Cet élément sera présenté un peu plus loin (voir 3.2).

La revue de littérature préalablement effectuée a fait ressortir l'importance de la relation entre les facteurs environnementaux et l'habitat et le cycle de vie des rats musqués. Pour l'établissement des huttes en automne, les facteurs les plus importants sont la profondeur d'eau et la présence de végétation émergente à proximité (préférentiellement *Typha spp.*). Ainsi, ce sont ces deux variables qui seront utilisées dans le modèle d'établissement des huttes. Le modèle (IQH_{Hutte}) est décrit par l'équation suivante :

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

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

Pour la calibration du modèle, les deux variables ont été produites pour l'événement de l'automne 1988.

3.2.3 Production de l' IQH_{Typha}

La variable IQH_{Typha} a été produite à partir d'un modèle probabiliste du même type que celui des milieux humides (Turgeon *et al.*, 2005). Le modèle de *Typha spp.* a été développé en utilisant la régression logistique entre les données biotiques (dépendantes) et les données physiques (indépendantes) caractérisant l'habitat (voir Morin *et al.*, 2005 pour description complète du modèle). Les données physiques modélisées en 2D utilisées pour le modèle de *Typha spp.* sont : la profondeur, le cycle exondation/inondation, l'effet des vagues, le courant et la pente. Les résultats montrent que le modèle a une bonne capacité de prédiction, avec 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). Dans le cas présent, *T. angustifolia* a été utilisée dans la formulation de l' IQH , étant donné la plus grande efficacité du modèle à prédire les probabilités pour cette espèce (meilleur rendement) et parce que la distribution de *T. angustifolia* recouvre celle de *T. latifolia*. Aucune donnée émanant de la littérature n'indique que les rats musqués pourraient avoir une préférence pour l'une ou l'autre de ces espèces. Les probabilités obtenues se situent entre 0 et 1. Ces résultats nous permettent de visualiser la distribution 2D de *T. angustifolia* tant en terme de probabilités qu'en terme de présence/absence (Figure 6).

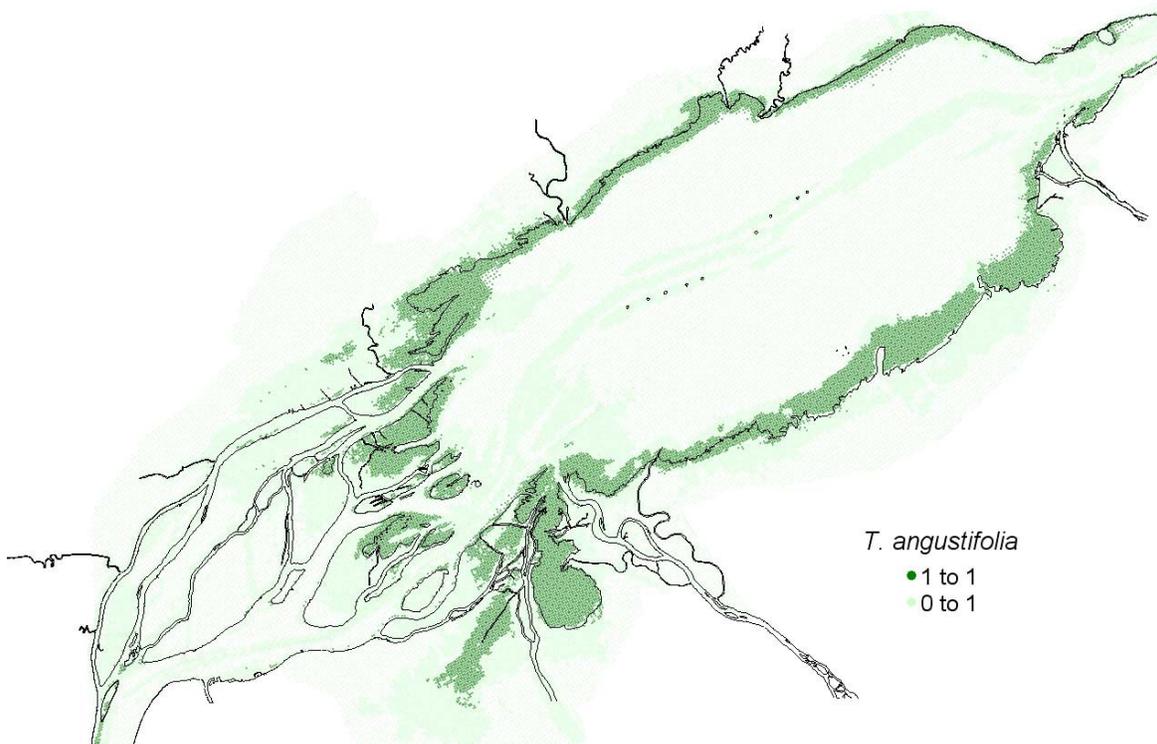


Figure 6: Cartographie des présence/absence de *T. angustifolia* pour la saison estivale de 1988 au lac Saint-Pierre, correspondant à un débit moyen de 9500 m³/s, le seuil de décision est fixé à 0.5.

Le rendement du modèle, évalué avec le Kappa de Cohen (0.607), montre que les probabilités de présence/absence diffèrent de ce qui est attendu par chance. Le Kappa de Cohen, est dérivé des matrices de confusion et il varie entre -1 et 1. Il permet d'estimer si la performance du modèle diffère de ce qui est attendu par chance seulement. Une valeur de zéro pour le Kappa de Cohen indique qu'il n'y a pas de différences entre les prédictions du modèle et celles obtenues aléatoirement.

Afin d'utiliser les probabilités produites par le modèle de quenouilles dans un indice de qualité de l'habitat de quenouilles (l'IQH_{Typha}), une fonction de transfert, entre le calcul de probabilité de présence de quenouilles à feuilles étroites et le modèle d'IQH, a été créée selon l'équation suivante :

$$IQH_{Typha} = (1,6667 * P_{Typha}) - 0,5 \quad \text{Équation 2}$$

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

La fonction de transfert (Équation 2) à été construite en utilisant une borne inférieure de probabilité de présence de quenouilles (0.3) ainsi qu'une borne supérieur (0.9) et en leur associant respectivement une valeur d' IQH_{Typha} . Ainsi pour une probabilité de présence de quenouilles de 0.3, la valeur d' IQH_{Typha} associée est de zéro et pour une probabilité de présence de quenouilles de 0.9, la valeur d' IQH_{Typha} associée est de 1 (Figure 7).

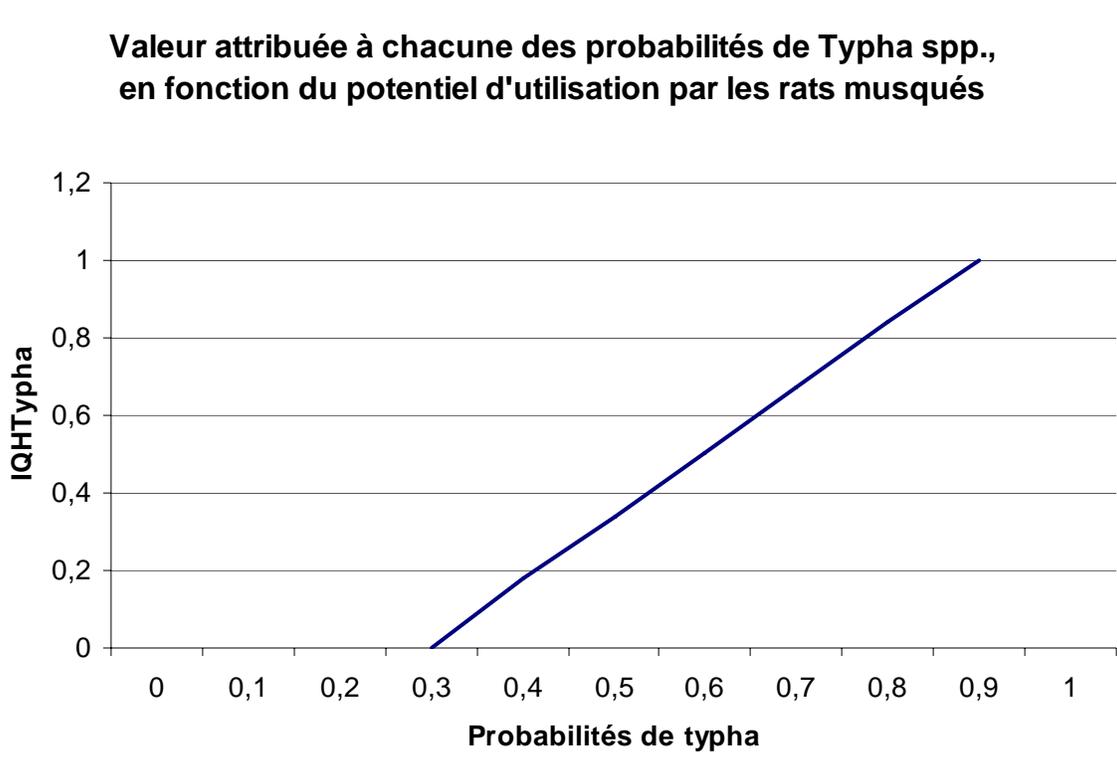


Figure 7. Construction de la fonction de transfert entre la probabilité de présence de quenouilles à feuilles étroites et l' IQH_{Typha} .

La borne inférieure de probabilité de quenouilles de cette fonction (Équation 2) a été arbitrairement fixée à 0.3 étant donné qu'une densité minimale de quenouilles est nécessaire afin de déterminer un habitat propice aux rats musqués. La borne supérieure de probabilité de quenouille a été fixée à 0.9. Celle-ci a été établie en supposant qu'il est nécessaire d'obtenir bonne probabilité de quenouilles pour que l'habitat soit optimal.

3.2.4 Production de l'IQH_{Profondeur}

L'environnement de modélisation développé par Morin *et al.* (2005) et mis en place dans le cadre du plan d'étude de la CMI, permet la production de plusieurs variables. Les variables sont non seulement spatialisées, mais elles sont aussi référencées dans le temps. Ainsi, pour n'importe quel quart de mois, entre 1900 et 2000, il est possible d'obtenir toutes les variables physiques intégrées dans l'environnement de modélisation. La variable profondeur d'eau a été identifiée comme étant 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, soustraite à la valeur de topographie, donne la valeur de 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 l'automne 1988 a été utilisée (Figure 8). Les valeurs de niveau d'eau utilisées en novembre 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 moitié de la valeur maximale d'amplitude de la marée lunaire a été ajoutée à la valeur calculée en novembre.

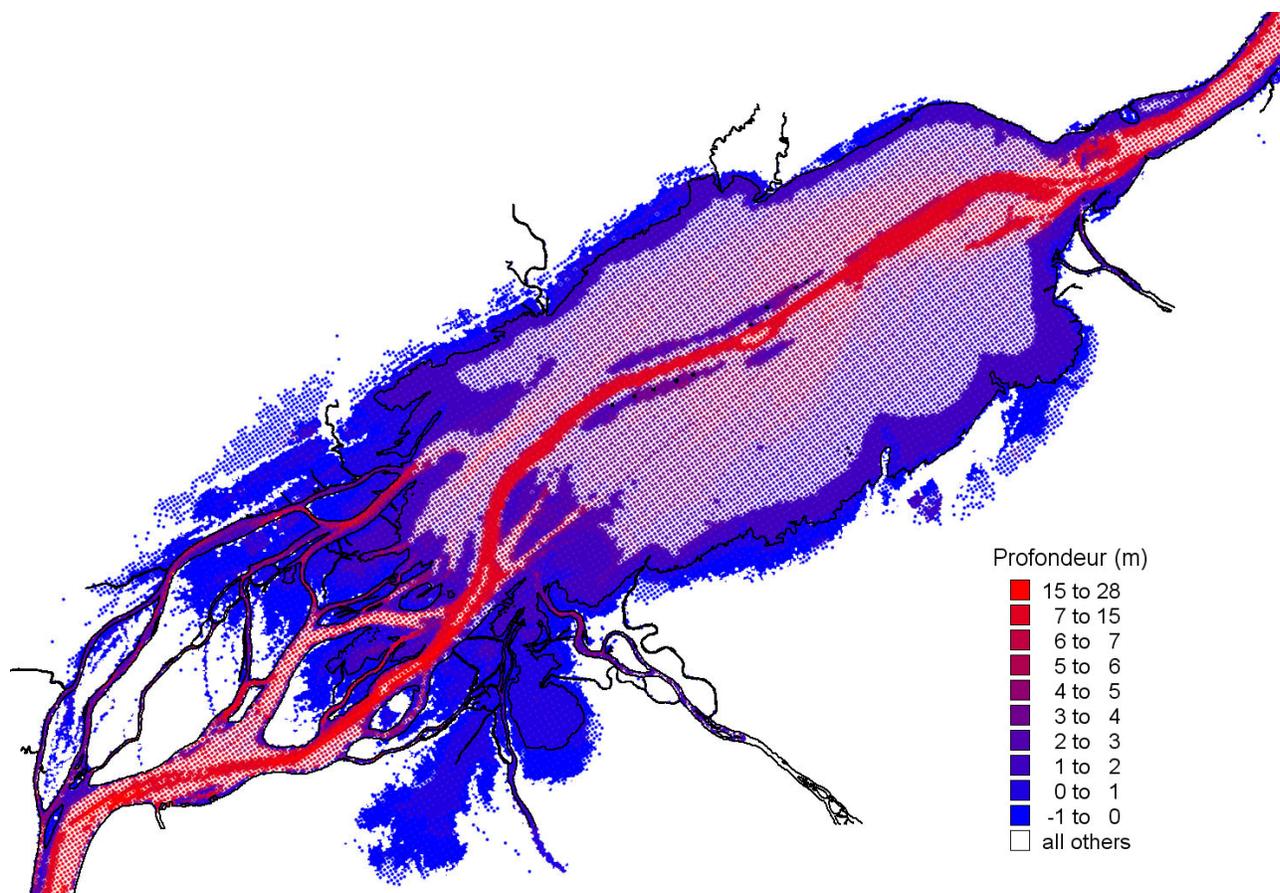


Figure 8. Cartographie de la distribution des profondeurs (m) pour la saison estivale de 1988 au lac Saint-Pierre, correspondant à un débit moyen de 9500 m³/s.

Dans la littérature, il est mentionné que les rats musqués établissent leur hutte à différentes profondeurs. De façon générale, ils construisent leur hutte à des profondeurs d'eau se situant entre 15 et 90 cm, tout en ayant une préférence marquée pour la profondeur se situant entre 30 et 70 cm. Pour le rat musqué, il est nécessaire d'avoir une profondeur d'eau minimale. Par contre, au-delà de 1 m de profondeur, le potentiel d'habitat pour l'établissement des huttes est pratiquement nul.

Grâce à ces informations, des valeurs d' $IQH_{\text{Profondeur}}$ ont pu être attribuées à des profondeurs. Ainsi, pour des profondeurs entre 0 et 0.3 m, qui correspondent au seuil minimal en disponibilité d'eau, l' $IQH_{\text{Profondeur}}$ a été calculé en fonction de l'équation suivante :

$$IQH_{\text{Profondeur}} = (3,160000 * \text{Profondeur}) - 0,004000 \quad \text{Équation 3}$$

Les valeurs de profondeur associées à la préférence optimale du rat musqué ($IQH = 1$) ont été attribuées aux profondeurs se situant entre 0.3 m et 0.7 m. Pour les profondeurs plus élevées, mais qui ne dépassent pas 1 m de profondeur, les valeurs d' $IQH_{\text{Profondeur}}$ ont été attribuées par l'équation suivante :

$$IQH_{\text{Profondeur}} = (-3,330000 * \text{Profondeur}) + 3,335000 \quad \text{Équation 4}$$

Les deux équations ont été tirées de la courbe représentant la gamme des profondeurs possibles entre l' $IQH_{\text{Profondeur}}$ 0 et 1 (Figure 9).

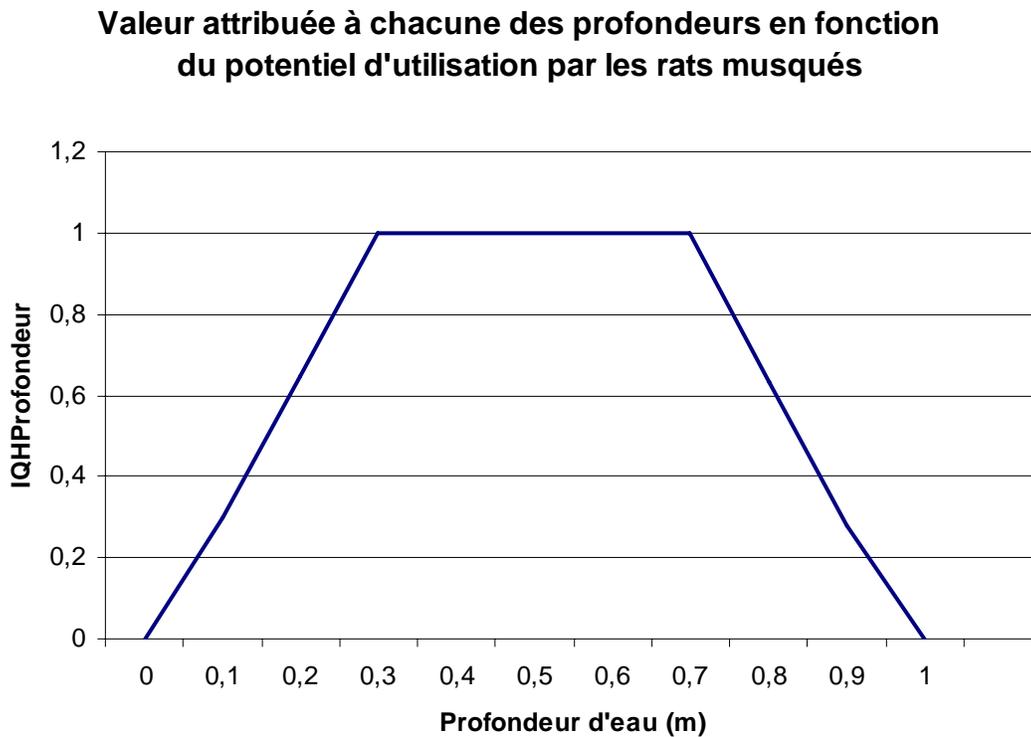


Figure 9. Courbe représentant la gamme des profondeurs qui constituent l' $IQH_{\text{Profondeur}}$.

Lorsque les deux IQH constituant l' IQH_{Hutte} , soit l' IQH_{Typha} et l' $IQH_{\text{Profondeur}}$, sont calculés sur chacun des nœuds de la grille MIRE, l' IQH_{Hutte} peut aussi être calculé selon l'équation suivante :

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

Les IQH_{Typha} et $IQH_{Profondeur}$ sont multipliés puis élevés à la puissance $\frac{1}{2}$. Cette moyenne géométrique permet d'attribuer un « poids » égal au deux IQH de l'équation. À partir de ce résultat, il est possible de visualiser en 2D les sites ayant le plus fort potentiel pour l'établissement des huttes par rapport à ceux ayant un potentiel moins élevé.

La dernière étape consiste à transformer les valeurs finales d' IQH_{Hutte} en densité. La densité a été calculée en utilisant les données de l'inventaire de 1988 et en comparant le nombre de huttes recensées à la valeur finale d'IQH obtenue pour 1988. Ainsi, deux ratios moyens ont été déterminés, dont un pour les milieux naturels et un autre pour les milieux aménagés. Le ratio est ensuite multiplié par la valeur de l'IQH afin de calculer la densité de huttes sur une superficie représentée par un noeud de la grille MIRE. Dans le cas du rat musqué, les points de calibration se trouvent tous dans des points de 80 m de résolution spatiale, ce qui représente une superficie de 6400 m². 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.

La détermination de la densité de huttes est une étape importante puisqu'elle permettra l'application des différentes séries de niveaux. Une certaine marge d'erreur est incluse dans la détermination de ce paramètre et à notre point de vue, elle est acceptable étant donné que le but du modèle n'est pas tant de prédire le nombre exacte de huttes pour les secteurs d'étude mais bel et bien l'impact des fluctuations de niveaux d'eau travers divers plans de régularisation.

3.3 Impact des fluctuations de niveau d'eau sur les huttes

Le présent modèle a été développé afin de déterminer l'impact des hausses hivernales du niveau d'eau sur l'utilisation des huttes par les rats musqués. Les baisses importantes du niveau d'eau peuvent aussi être significatives. Toutefois, ces situations se produisent généralement lors de périodes de froid intense, associées à un gel extensif du marais en profondeur. Le présent modèle n'inclut pas les baisses puisqu'elles apparaissent moins problématiques étant donné que les rats musqués peuvent s'y adapter plus facilement et qu'elles semblent provoquer moins d'impacts (Errington *et al.*, 1963), du moins pour ce qui est du tronçon fluvial du Saint-Laurent. En effet,

les milieux abritant les rats musqués sont souvent truffés de petits chenaux que ceux-ci tracent à travers les rhizomes des plantes et qu'ils utilisent pour se déplacer et pour trouver des sources d'alimentation. Des observations ont même été faites de certains individus se promenant dans la colonne de glace lorsque celle-ci se forme par couches successives, provoquant ainsi l'apparition de poches d'air qui permettent ces déplacements (Prowse et Gridley, 1993). Un algorithme a donc été créé afin de déterminer l'impact des fluctuations de niveau d'eau à la hausse sur l'utilisation des huttes par les rats musqués.

Les huttes de rats musqués sont de tailles variables (Figure 10) et de façon générale, elles permettent à leurs occupants de s'adapter à une certaine amplitude de variation des niveaux d'eau. Des fluctuations dépassant les seuils critiques vont avoir pour effet de restreindre l'utilisation des huttes et de causer, directement ou indirectement, une hausse de la mortalité hivernale.

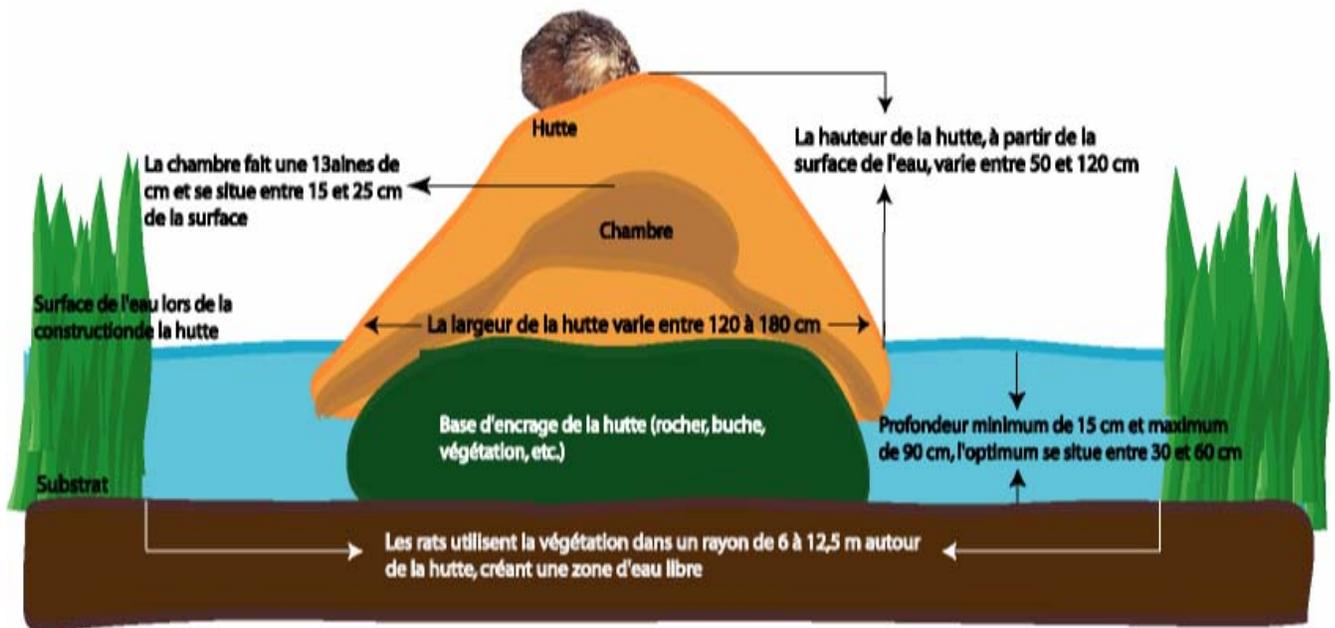


Figure 10: Paramètres caractéristiques associés à la construction d'une hutte d'hiver chez le rat musqué. Données tirées de la littérature.

Le modèle d'impact des niveaux d'eau sur l'utilisation des huttes de rat musqué permet d'estimer le nombre de huttes qui sont inondées lors d'épisodes d'augmentation du niveau. En entrant dans le modèle les valeurs pour la dimension d'une chambre typique (13 cm), la hauteur du plancher de la chambre par rapport à la surface de l'eau (15 cm), la hauteur de la hutte (76

cm) et de l'épaisseur minimale des murs (20 cm), il est possible de déterminer si les rats musqués peuvent encore rehausser le plancher de leur chambre sans percer leur structure (Figure 10). L'équation déterminant cette possibilité est la suivante :

$$RC = HHM - HPM - 0.13 - 0.2 \quad \text{Équation 5}$$

où RC est égal au nombre de centimètres disponibles pour le réaménagement de la chambre (rehaussement du plancher), HHM est égal à la hauteur de la hutte (en cm) et HPM est égal à la hauteur du plancher de la chambre (en cm).

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 (Ouellet, en rédaction). La moitié du signal maximal de marée lunaire a été utilisée afin de calculer de nouvelles dimensions aux huttes.

Dans le calcul du RC, les variables HHM et HPM sont établies en fonction de la hauteur de la demi-marée lunaire pour chacun des nœuds. En effet, la valeur de la demi-marée lunaire a été ajoutée à chacun des points de la grille MIRE. Cette valeur correspond à l'amplitude locale de la marée semi-lunaire maximale. 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 (Morin et Bouchard, 2000).

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

Station de niveau	Fluctuations approximatives	
	Semi-diurne	Semi-lunaire
Jetée #1	< 1 cm	15 à 20 cm
Contreccœur	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

La valeur imposée sur chacun des points de la grille MIRE correspond une valeur interpolée linéairement entre les valeurs de demi-marée lunaire connues pour les stations de mesures de niveaux d'eau. L'interpolation linéaire a été produite grâce à un réseau d'interpolation

triangulaire (TIN). La Figure 11 montre la méthode utilisée pour assigner les valeurs de demi-marée lunaire à chacun des points de la grille MIRE.

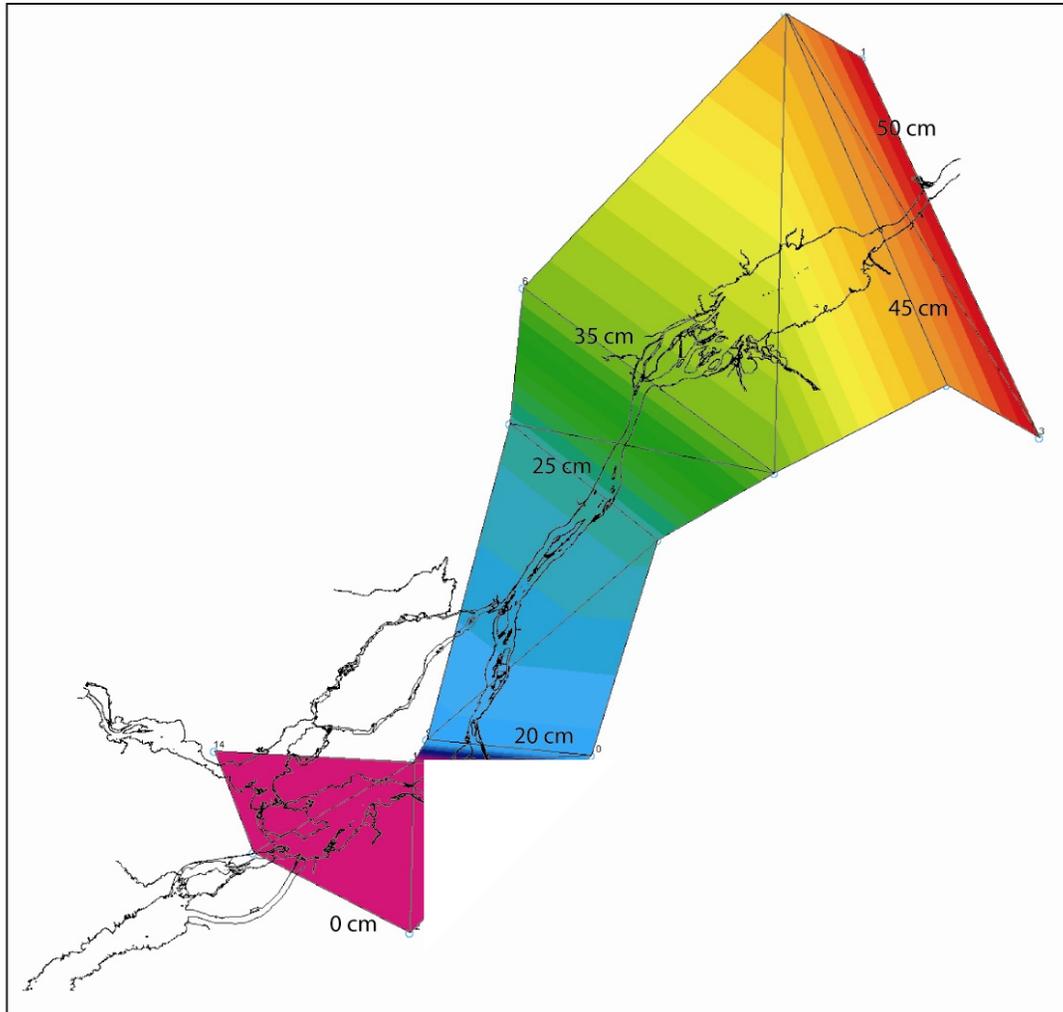


Figure 11. Réseau triangulaire d'interpolation (TIN) et valeurs de la demi-marée lunaire dans l'ensemble du domaine d'étude.

Ainsi, après avoir établi une valeur de demi-marée lunaire pour chacun des points de la grille MIRE, il est possible de réajuster la taille des huttes en fonction de cette valeur. Par conséquent, la valeur de la hauteur du plancher de la chambre par rapport à la surface de l'eau (HHM) qui était de 15 cm, prend la valeur suivante : $HHM = \text{demi-marée lunaire au point (en cm)} + 15 \text{ cm}$ et la valeur de la hauteur de la hutte fixée à 76 cm devient : $HPM = \text{demi-marée lunaire au point}$

(en cm) + 76 cm. Les paramètres typiques de huttes, telles que définies pour utilisation dans le modèle, sont présentés à la Figure 12.

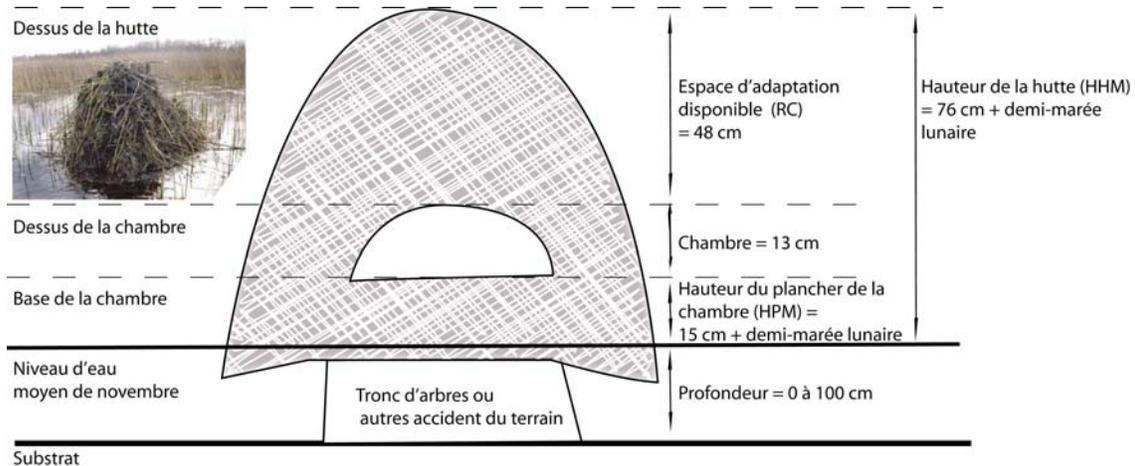


Figure 12: Définition des principaux paramètres d'une hutte typique, utilisés dans le modèle d'impact des fluctuations hivernales du niveau d'eau.

L'équation déterminant la possibilité de rehausser le plancher de la chambre des huttes devient alors la suivante :

$$RC = (15 \text{ cm} + \text{demi-marée lunaire}) - (76 \text{ cm} + \text{demi-marée lunaire}) - 0.13 - 0.2 \quad \text{Équation 6}$$

La possibilité de rehaussement du plancher de la chambre définit le seuil maximal de remontées du niveau d'eau possible avant qu'une hutte soit inondée. Lorsque cette capacité est dépassée par une augmentation à la hausse du niveau d'eau durant la période allant de décembre à février, la hutte est considérée comme inactive (valeur de zéro), alors qu'elle demeure active (valeur de 1), tant et aussi longtemps que ce seuil n'est pas dépassé. De plus, le nombre de hutte est recalculé en novembre de chaque année, puisque les huttes sont détruites lors de la débâcle.

Afin d'ajuster les résultats en fonction de l'état de la hutte, le modèle procède par une multiplication de la « densité de huttes » et de la valeur associée à « l'état » de la hutte, l'état est de « 1 » si la hutte demeure active et est de « 0 » si la hutte devient inactive suite à un stress

dépassant la capacité de rehaussement du plancher. Le résultat final peut être décrit par l'équation suivante :

$$\text{Densité de huttes ajustée} = \text{Densité de huttes} * \text{état} \quad \text{Équation 7}$$

3.3.1 Simplification du modèle 2D

Afin de rencontrer les objectifs du plan d'étude et du groupe de travail technique en environnement (ETWG), une transformation du modèle 2D a été produite afin de pouvoir intégrer le modèle de huttes des rats musqués dans l'environnement simplifié du « Share Vision Model » (SVM) et du « Integrated Ecosystem Response Model » (IERM). Le détail de cette transformation a été présenté en détails par Morin *et al.* (2005). L'idée générale de cette transformation est de produire, pour un ensemble de conditions hydrologiques possibles (niveaux d'eau et fluctuations), les résultats finaux du modèle de hutte associés aux paramètres des conditions hydrologiques (par exemple, le nombre de hutte pour des niveaux moyen de novembre à Sorel de 4.56 m et des fluctuations maximales de 0.50 cm entre décembre et février). Tous les résultats des différentes combinaisons de paramètres hydrologiques ont été intégrés dans une matrice de calculs.

Cette matrice a été établie à partir de huit scénarios de débits représentant 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 conditionnée par les conditions hydrologiques des trois années antérieures à l'année cible. Ces scénarios de quenouilles 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 hutte sont calculées en fonction de toutes ces possibilités, soit 3 scénarios de quenouilles * 8 scénarios de débits. Les fluctuations de niveaux d'eau ont été établies après la procédure d'interpolation de l'année cible telle que décrite par Morin *et al.* (2005). Les fluctuations ont été produites par la suite, dans l'environnement 1D puisqu'elles ne pouvaient pas être intégrées dans la matrice multidimensionnelle. Par conséquent, la valeur du nombre de hutte de l'année cible a été modulée par une équation afin de tenir compte des stress liés aux fluctuations. Dans la littérature, il a été montré que des

fluctuations du niveau d'eau de 15 cm et moins n'avaient aucun impact, alors que les tests effectués avec le modèle ont montré que les fluctuations de 75 cm et plus avaient l'équivalent de 100 % d'impact. Par conséquent, il est possible de construire une équation permettant de quantifier en pourcentage, les impacts des fluctuations de niveaux. La fonction calculant les impacts dans l'environnement de modélisation 1D est décrite par l'équation suivante :

$$\text{Nombre de huttes impactées} = 0.083214 * \text{Densité de huttes ajustée} - 0.083038 \quad \text{Équation 8}$$

L'équation est tirée de la droite représentant les valeurs possibles de stress imputées aux huttes, où en deçà de 15 cm, les remontées n'ont pas d'impacts et au-delà de 75 cm, toutes les huttes sont touchées (Figure 13). Ces deux bornes ont permis de créer la droite servant à la fonction de transfert pour déterminer le stress imputé aux huttes par une remontée des eaux. Elle agit en complémentarité avec l'étape précédente qui permet de déterminer l'état d'une hutte. Lorsque les huttes sont inactives, elles sont retirées des calculs. Par contre, celles qui demeurent actives ont tout de même subi un stress pouvant potentiellement en limiter l'utilisation et cette méthode permet d'en déterminer l'ampleur. En effet, bien que la possibilité de rehaussement du plancher de la chambre ne soit pas dépassée, il est possible que les modifications effectuées par les rats musqués puissent résulter en un effondrement de la hutte ou encore que les fluctuations elles-mêmes causent la destruction de la hutte.

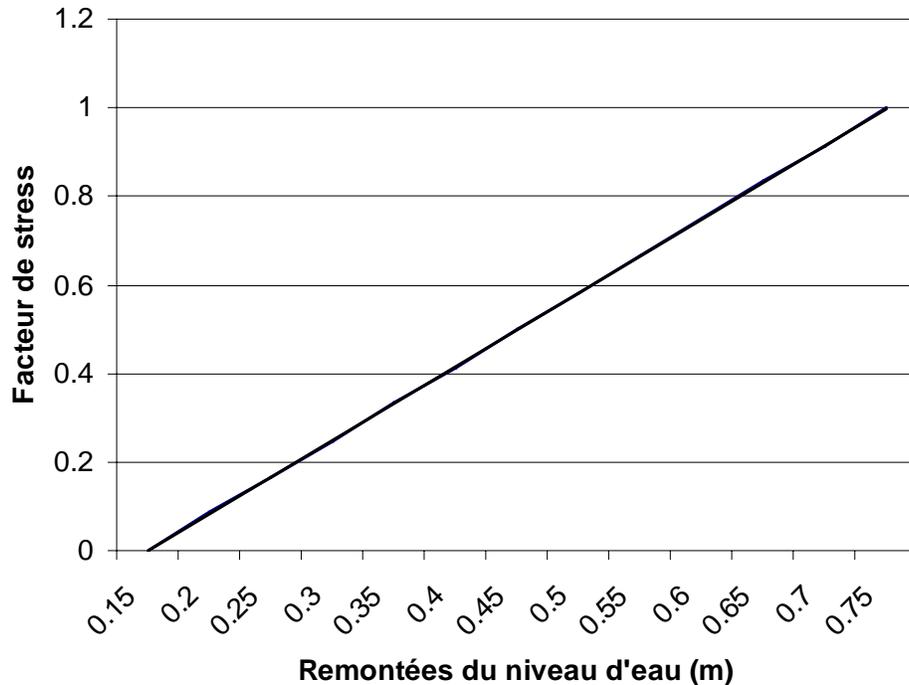


Figure 13: Construction de la fonction de transfert pour l'impact des remontées du niveau de l'eau sur les huttes de rats musqués.

3.4 Analyse des séries temporelles de niveau d'eau

L'environnement de modélisation utilisé dans le plan d'étude pour l'analyse de la performance des divers plans (SVM) est modulé uniquement par les séries hydrologiques. Cet environnement permet d'obtenir des résultats annuels sur une période de 100 ans pour différentes combinaisons série d'apport hydrologique/plan de régularisation. Le mandat donné par la CMI aux différents groupes composant le plan d'étude est de produire des modèles qui sont sensibles à l'hydrologie et qui permettent d'analyser les impacts des séries hydrologiques de régularisation sur les composantes de l'écosystème.

Dans ce rapport sont analysés les résultats de l'indicateur de performance du rat musqué provenant du calcul de la série d'apport hydrologique « historique » en utilisant le plan *1958-DD* et le plan *Pré-Projet*. Les analyses qui portent sur les plans d'absence de régularisation (*Pré-Projet*) et celui correspondant à la gestion actuelle du système (*1958-DD*) permettent de déterminer de quelle façon la régularisation a pu influencer la performance du rat musqué dans le système. La série historique de niveaux d'eau mesurés sera aussi analysée afin de déterminer le comportement du système avant la régularisation et afin de voir si les modèles utilisés

correspondent aux observations disponibles dans le système. La caractérisation de ces changements permet de vérifier l'impact de la régularisation du fleuve en relation avec les autres changements historiques dans le système comme la régularisation de l'Outaouais. La série *Pré-Projet* ne représente pas réellement le système fluvial à l'état vierge. En plus de l'effet causé par l'Outaouais, l'effet du contrôle des glaces y est inclus afin de faciliter la comparaison avec les autres plans de régularisation; d'où l'importance d'utiliser la série de niveaux mesurés afin de représenter le système tel qu'il était en conditions pré-régularisation.

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel *Statistica version 6*. Ce sont des tests descriptifs (normalité, distribution de fréquence) ainsi que tests permettant la comparaison d'échantillons (*Wilcoxon*). Le test de Wilcoxon est non paramétrique et il permet de comparer des échantillons en faisant des interférences sur la médiane d'une population. Enfin, des analyses de séries temporelles par autocorrélation ont aussi été réalisées afin de déceler les périodes durant lesquelles les changements sont survenus au cours du siècle dernier et ce, à partir des séries historiques de mesures. La fonction d'autocorrélation décrit la similitude entre la série elle-même et cette même série, décalée d'un intervalle k , habituellement 5 ans, tel que dans le cas présent. Cette fonction, tout comme le coefficient de corrélation classique, varie entre -1 et +1. Ces analyses mettent en valeur les changements survenus dans les séries temporelles, quel que soit leur influence sur le modèle.

Les analyses portent sur la série historique (1912-1995) de niveaux d'eau mesurés à la station de Sorel en amont du lac Saint-Pierre et sur les niveaux d'eau modélisés (1960-2000) pour les deux plans de régularisation (*1958-DD* et *Pré-Projet*). Les données brutes ont été moyennées en quart de mois afin de les rendre compatibles avec les séries hydrologiques du plan d'étude. Les variables analysées sont 1) le niveau d'eau moyen 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.

4 Résultats

4.1 Calibration du ratio de densité

La Figure 14 montre le résultat de l'IQH_{Hutte} ainsi que ceux de l'IQH_{Profondeur} et de l'IQH_{Typha} pour l'année de calibration (1988). On observe que la représentation spatiale des valeurs de l'IQH_{Hutte} concorde bien avec celles de l'IQH de la quenouille et de la profondeur. En effet, dans plusieurs secteurs, il est possible d'observer une restriction des habitats à fort potentiel pour l'établissement des huttes et/ou la diminution des valeurs de l'IQH_{Hutte} suite à des différences entre les IQH de la profondeur et de la quenouille. De même, les secteurs ayant le plus fort potentiel sont ceux où les valeurs de l'IQH_{Profondeur} et de l'IQH_{Typha} sont élevées. On remarque que dans la majorité des cas, c'est la profondeur d'eau qui réduit la possibilité d'utilisation d'un site pour l'établissement des huttes. L'influence de l'IQH_{Typha} pourrait théoriquement être forte en bordure des sites où la distribution de la quenouille devient limitée. Toutefois, comme il y a peu ou pas d'eau à ces endroits, c'est encore une fois principalement la profondeur qui module le résultat final. L'influence de la quenouille se fait plutôt remarquer par sa distribution parfois interrompue qui fait en sorte que, bien qu'une profondeur adéquate soit présente, le résultat final peut être plus faible étant donné le manque de quenouilles. Ce phénomène est particulièrement facile à observer dans la baie Lavallière.

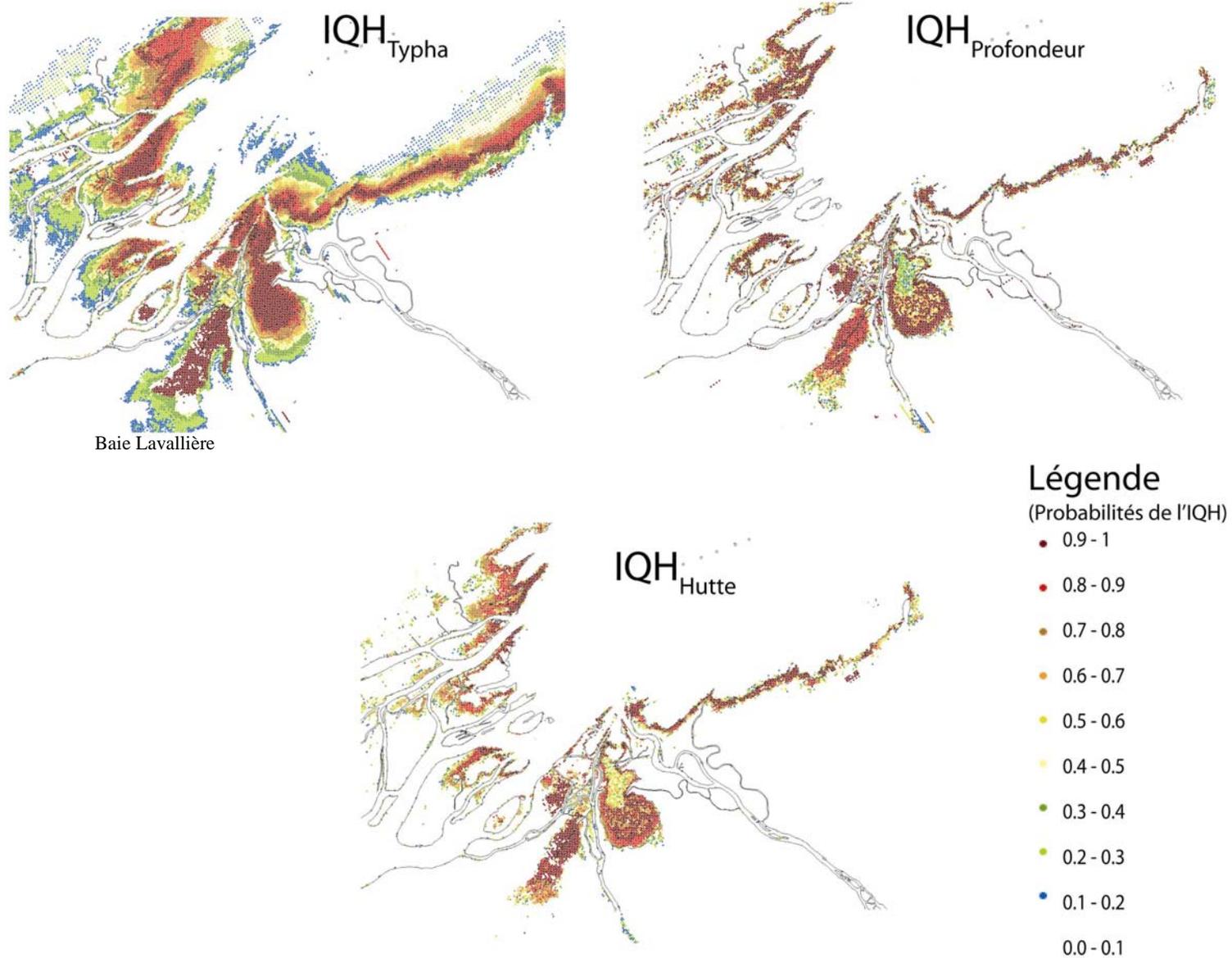


Figure 14: Valeur des IQH pour l'année 1988 (amont du lac Saint-Pierre).

Les Tableau 2 et 3 montrent les ratios qui ont été calculés lors de la calibration à partir du recensement de la FAPAQ en 1988. Ces ratios ont permis de vérifier si les valeurs d'IQH calculées permettaient d'obtenir des densités de huttes réalistes dans les secteurs naturels et dans les marais aménagés. Les secteurs non utilisés pour la calibration ont été conservés pour la validation afin de vérifier si les coefficients choisis permettaient d'obtenir un rendement acceptable. Le ratio pour les secteurs naturels se rapproche de celui calculé pour la plupart des milieux, sauf dans le cas des secteurs de faible superficie ayant une faible densité de huttes par superficie. Il est certain que cette situation va entraîner une marge d'erreur dans le modèle, mais de façon générale, le ratio utilisé est représentatif de la majorité des secteurs. Quant au ratio pour les milieux aménagés, il a été difficile à établir étant donné que la variabilité est très forte et que peu de milieux aménagés ont fait parti du recensement. Le ratio a été choisi en fonction de celui qui offrait le meilleur rendement pour la plupart des milieux aménagés et en ne tenant pas compte des milieux où les densités sont extrêmement élevées.

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

	Milieux naturels		
	Nombre de huttes	IQH	Ratio
Baie Saint-François	985	1062	0.927
Île aux Raisins	26	57	0.452
Île Plate	6	14	0.428
Baie aux Grues	26	29	0.911
Île de Grâce	181	174	1.038
Dans l'ensemble du lac	1224	1337	0.916
Moyenne			0.751

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

	Milieux aménagés		
	Nombre de huttes	IQH	Ratio
Baie Lavallière	929	603	1.541
Longue Pointe	220	14	15.804
Dans l'ensemble du lac	1149	776	1.481
Moyenne			8.673

Le ratio a été fixé à 0.86 dans les milieux naturels et à 1.55 dans les milieux aménagés puisque ces derniers montrent un potentiel plus élevé. Cette différence s’explique probablement par les conditions stables qui prévalent dans les milieux aménagés, celles-ci influençant favorablement les rats musqués.

4.2 Validation du modèle

La validation du modèle a été faite en utilisant les données de recensement de huttes de 1988. Les secteurs qui ont été utilisés sont les suivants : la baie Maskinongé, de l’île du Moine, l’Anse du Fort, les îlets Percés et la Pointe aux Raisins. Les résultats obtenus ont été comparés aux données du recensement. Ces comparaisons ont permis d’établir que les ratios établis lors de la calibration permettaient d’obtenir une prédiction du nombre de huttes similaire à celui du recensement de 1988. Faute de données supplémentaires disponibles, il a été impossible de valider les résultats pour d’autres années et les résultats pour des secteurs autres que celui du lac Saint-Pierre. Les résultats de la validation sont présentés au Tableau 4. Dans l’analyse, seul le milieu aménagé de l’île du Moine a été considéré. La valeur prédite pour cet aménagement est légèrement supérieure (18.13 %) à celle observée. Dans les milieux aménagés, l’erreur est principalement due à la représentativité du coefficient choisi puisqu’il existe une grande variabilité entre ces milieux dans le nombre de huttes observées par superficie. Pour cet aménagement, le coefficient de 1.55 est représentatif du milieu. Par contre, il le serait probablement moins pour un secteur comme Longue-Pointe où un coefficient de 15.80 est observé (Tableau 3). Pour les milieux naturels pour lesquels on observe une moins grande variabilité spatiale, il est possible de constater que le modèle prédit avec une bonne précision le nombre de huttes dans le milieu (erreur entre 4 % et 20 %, sauf en ce qui a trait au secteur de Pointe aux Raisins (58.53 %)).

Tableau 4: Densités de huttes calculées par le modèle et observées lors du recensement de 1988, lac Saint-Pierre

	Nombre de huttes	
	Recensement	Prédiction
Île du Moine	57	70
Pointe aux Raisins	9	22
Îlets Percés	155	124
Anse du Fort	50	47
Baie Maskinongé	230	220

4.3 Résultats obtenus par l'IQH

4.3.1 Indice de Qualité d'Habitat

La Figure 15 montre les différents résultats obtenus pour l'IQH pour un débit moyen de 9500 m³/s et pour un scénario *moyen* de quenouilles. Ces résultats représentent une année typique en terme de scénario de quenouilles et de débits. Pour le lac Saint-Pierre, on observe que les valeurs maximums de l'IQH sont principalement concentrées sur le pourtour du lac et dans les baies, là où les profondeurs semblent les plus propices à la fois à la croissance de la quenouille et à l'établissement des huttes. Pour les secteurs de Contrecoeur et de Boucherville, les habitats à fort potentiel sont surtout localisés sur le pourtour des îles alors que très peu de bons habitats sont disponibles sur les rives. Au lac Saint-Louis, on observe que les habitats se trouvent principalement limités au secteur des îles de la Paix et à l'île Bernard, ainsi qu'à leurs environs immédiats. Ces résultats permettent donc d'évaluer la distribution typique des habitats de qualité pour une année donnée en fonction des préférences du rat musqué.

En comparaison à ces résultats, la Figure 16 montre les résultats de l'IQH pour des scénarios de quenouilles *bas* (1965) et *moyen* (1984), à un débit de 9500 m³/s. Un zoom a été fait dans le secteur des Îles de Sorel et du lac Saint-Pierre afin de montrer en détails de quelle façon les scénarios de quenouilles peuvent influencer les résultats de l'IQH. Bien que les superficies disponibles demeurent sensiblement les mêmes, les valeurs de l'IQH calculées en utilisant le scénario *bas* de quenouilles sont plus faibles en comparaison à celles obtenues en utilisant le scénario *moyen*. Lors de conditions de scénario *moyen*, une plus grande densité de plantes émergentes est disponible pour les activités d'alimentation et de construction des rats musqués, expliquant ainsi les valeurs plus élevées associées à l'IQH pour ce scénario.

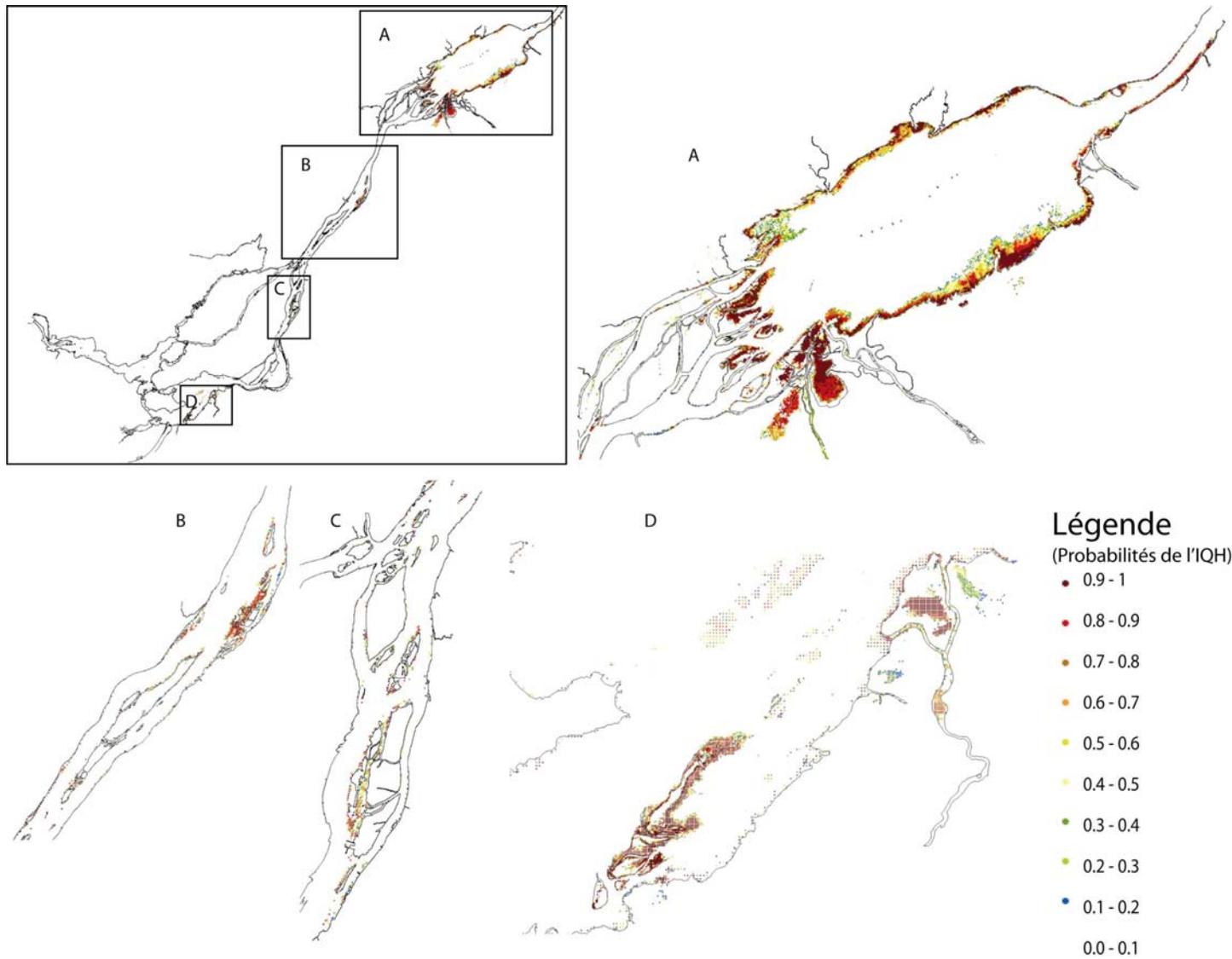


Figure 15: Cartographie de l'Indice de Qualité d'Habitat pour le tronçon fluvial lac Saint-Louis/Trois-Rivières pour un débit moyen de 9500 m³/s et un scénario *moyen* de quenouilles.

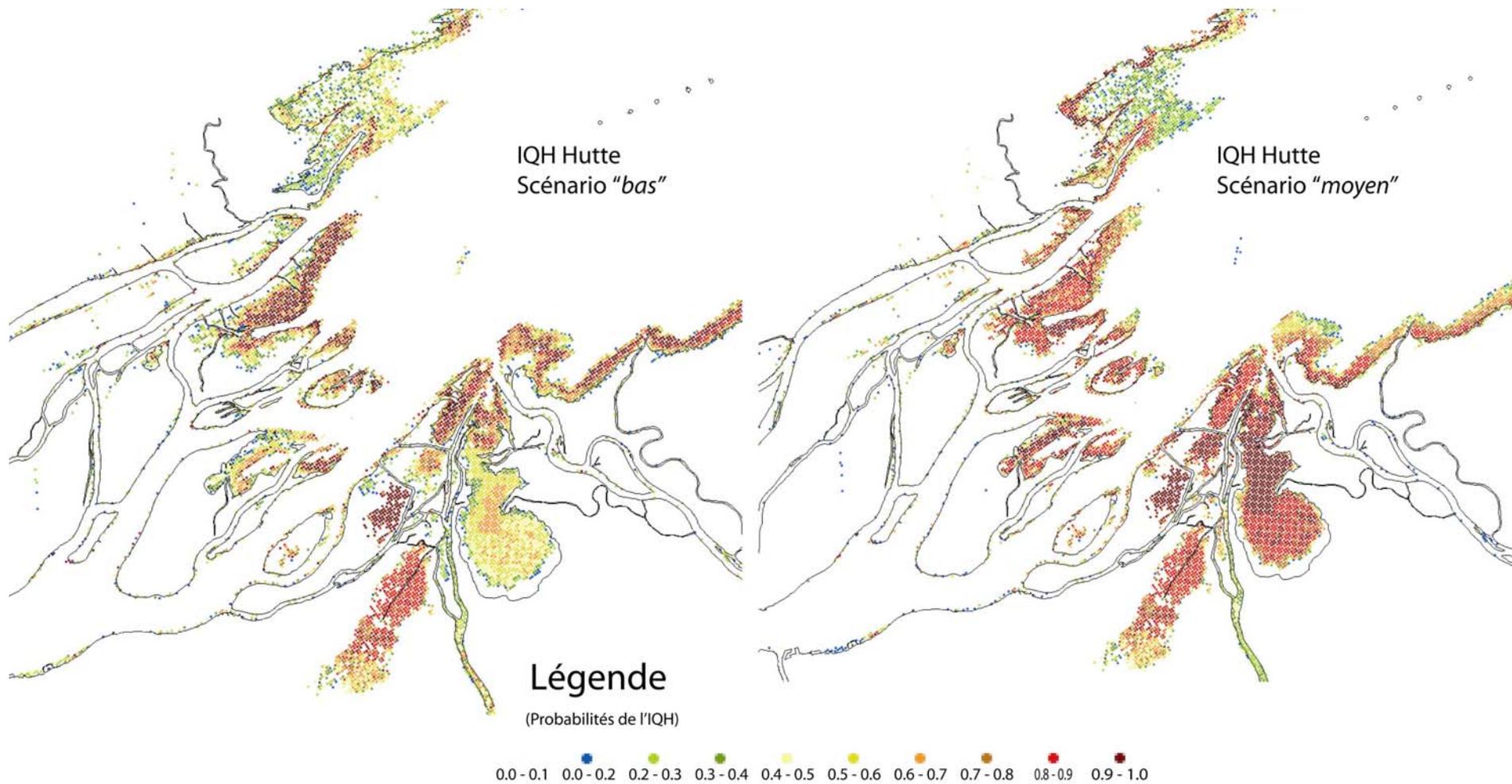


Figure 16: Comparaison de l'Indice de Qualité d'Habitat pour la région du Lac Saint-Pierre. Les images représentent les résultats pour un débit de 9500 m³/s et pour deux scénarios de quenouilles (*bas* et *moyen*).

4.3.2 Densité de huttes

La Figure 17 montre les densités de huttes obtenues par la multiplication des valeurs de l'IQH et du coefficient exprimant la relation entre la densité de huttes et la valeur de l'IQH. Tel que mentionné précédemment, ce coefficient a été fixé à 0.86 dans les milieux dont les niveaux d'eau fluctuent naturellement et à 1.55 dans les milieux aménagés. Les densités sont présentées pour un débit de 9500 m³/s et pour un scénario *moyen* de quenouilles. En observant les résultats de l'IQH, on remarque que les habitats de qualité identifiés précédemment sont effectivement ceux qui supportent les plus grandes densités de huttes. Les fortes densités se concentrent sur le pourtour de la plaine inondable, des îles et dans les baies. Ces résultats sont particulièrement importants puisqu'ils permettent d'identifier les secteurs les plus importants pour l'espèce. Lorsque l'on connaît la réaction de ces secteurs en fonction de différents scénarios de débits et de présence de quenouilles, cela permet de comprendre l'évolution probable ou attendue des populations de rats musqués dans le temps et dans l'espace.

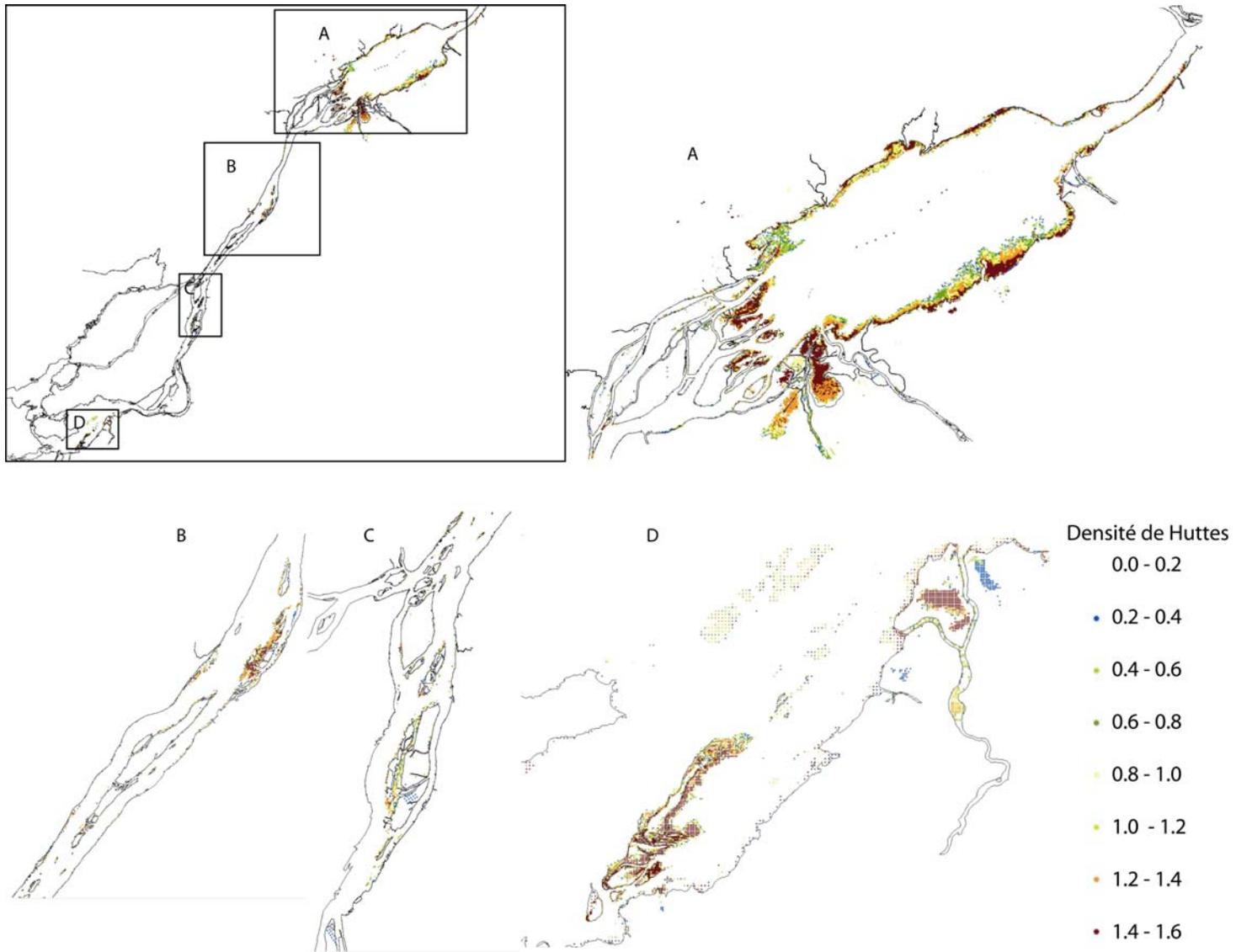


Figure 17: Distribution des densités de huttes tronçon fluvial lac Saint-Louis/Trois-Rivières pour un scénario moyen de quenouilles et un débit 9500 m³/s.

4.3.3 Matrice de résultats servant au transfert vers le modèle simplifié

Le Tableau 5 montre la matrice élaborée pour le lac Saint-Pierre en fonction du calcul de densité de huttes par l'IQH pour chacun des scénarios de débits et le scénario de quenouilles *bas*. Pour chacune des combinaisons possibles, le nombre de huttes a été calculé. Ceci permet d'effectuer les calculs pour chacune des années et permet ensuite d'obtenir un nombre de huttes impactées en appliquant ces résultats aux diverses séries de niveau d'eau. Le nombre de huttes est alors recalculé en fonction des remontées du niveau d'eau observées durant l'hiver. Ces résultats ont été produits pour toutes les combinaisons de scénarios quenouilles (3) et débits (8).

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 (m ³ /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

4.4 Application aux séries Pré-Projet et 1958-DD.

Les résultats de l'application du modèle simplifié pour deux plans de régularisation, le *1958-DD* et le *Pré-Projet*, montrent des différences dans le nombre de huttes actives durant la saison hivernale (Figure 18 et Figure 19). Même si les tendances sont similaires pour les deux plans, le nombre de huttes actives est légèrement inférieur pour le plan *1958-DD*. Par contre, en terme de persistance temporelle, soit le nombre d'année nulle et le nombre d'années consécutives où cela se produit, le plan *1958-DD* est supérieur (Tableau 6). Dans ce contexte, le plan *Pré-Projet* est moins performant puisque des valeurs de 0 sont atteintes plus souvent et elles se poursuivent sur plusieurs années consécutives, généralement entre 2 et 3 années; bien que ce dernier montre une variabilité temporelle un peu moins marquée que le *1958-DD*, avec des pics de densités plus

élevés. Ces résultats montrent aussi une variabilité temporelle importante entre les deux plans de régularisation.

Enfin, dans les deux cas, on peut facilement observer entre les valeurs maximales de plus de 5000 huttes (Figure 18), plusieurs scores intermédiaires à un peu moins de 1000 huttes qui sont relativement stables dans le temps. Ceci s'explique par la contribution des milieux aménagés. En effet, ceux-ci sont moins variables dans le temps étant donné le contrôle de leur niveau d'eau. Il semble que ces aménagements contribuent à une bonne performance de l'indicateur, mais surtout à une certaine stabilité temporelle.

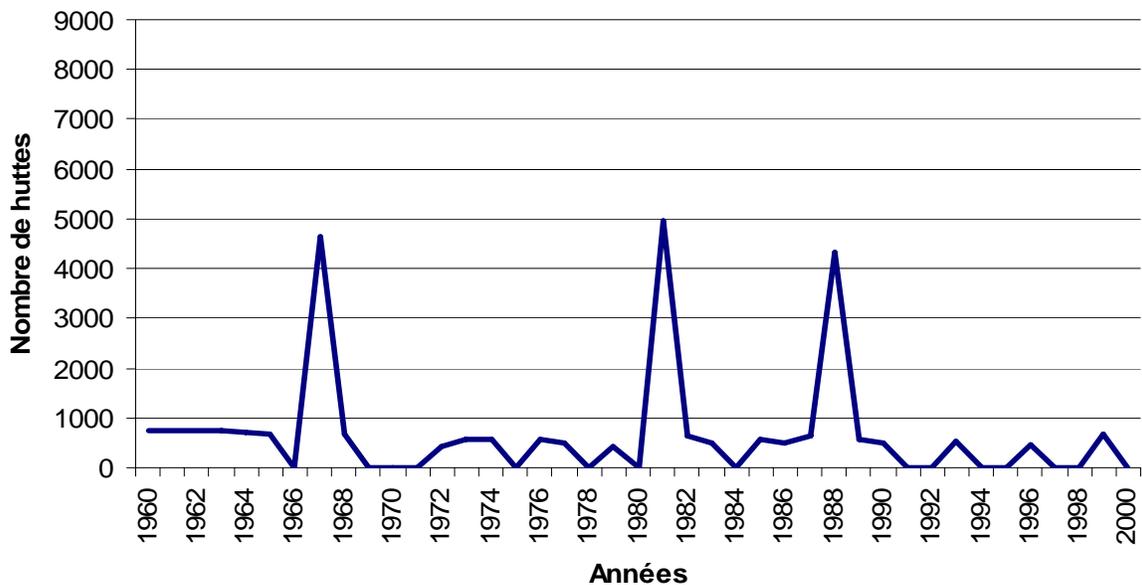


Figure 18: Nombre de huttes de rat musqué calculées par le modèle en fonction du plan de régularisation 1958-DD, lac Saint-Pierre, 1960 à 2000.

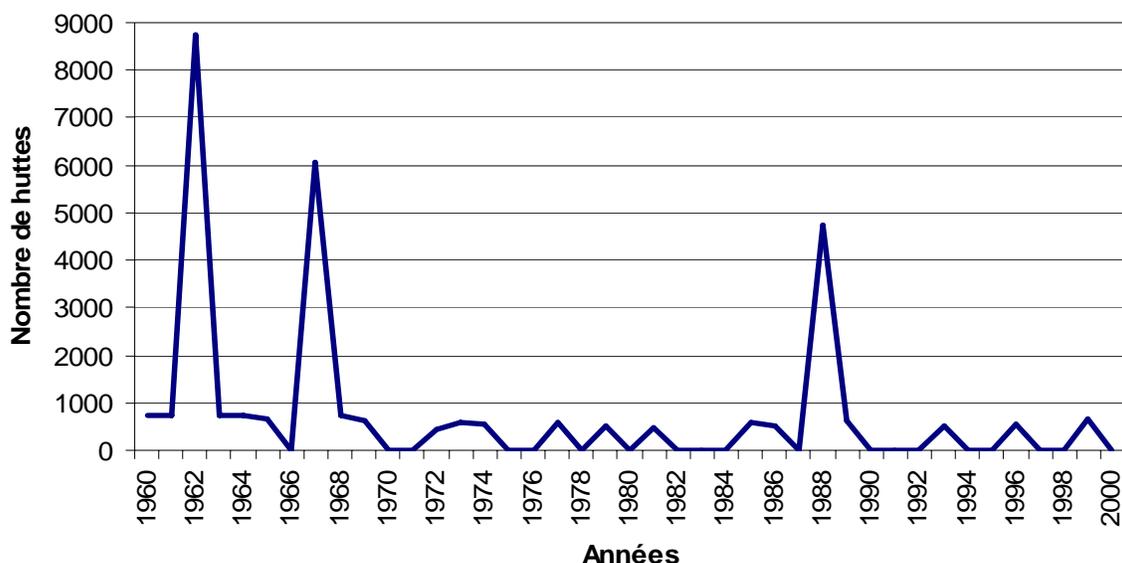


Figure 19: Nombre de huttes de rat musqué calculées par le modèle en fonction du plan de régularisation *Pré-Projet*, lac Saint-Pierre, 1960 à 2000.

Tableau 6: Principales caractéristiques des résultats obtenus pour les différents plan de régularisation.

	<i>1958-DD</i>	<i>Pré-Projet</i>
Somme	27 534	31 009
Moyenne	688	775
Maximum	4972	8740
Nombre de fois où la série atteint 0	14	18
Nombre de fois consécutives où la série atteint 0	4	6

L'effet de glace inclus dans les plans de régularisation pourrait être responsable de la faible performance des indicateurs. L'effet de glace constitue une forme de régularisation des débits lors de la formation du couvert de glace en amont des barrages. La Figure 20 montre l'effet de la glace pour 6 plans de régularisation pour une moyenne interannuelle (40 ans) de niveau d'eau à la station de Sorel. Le premier effet se manifeste par une diminution des niveaux d'eau à la fin décembre - début janvier. Suite à la formation du couvert de glace, les débits et les niveaux augmentent en janvier et en février. L'effet de glace a été inclus dans le plan *Pré-Projet* (normalement sans gestion) afin d'uniformiser les analyses par rapport à tous les autres plans avec régularisation. Les hausses des niveaux d'eau en janvier et février, associées à l'effet de glace, ont probablement un impact sur la performance des plans de régularisation testés. Suite à

l'analyse des résultats du plan *Pré-Projet*, il semble que l'effet de glace ait un impact non-négligeable sur la performance du plan. On ne peut donc pas considérer la série *Pré-Projet* comme étant parfaitement représentative des conditions du système à l'état vierge.

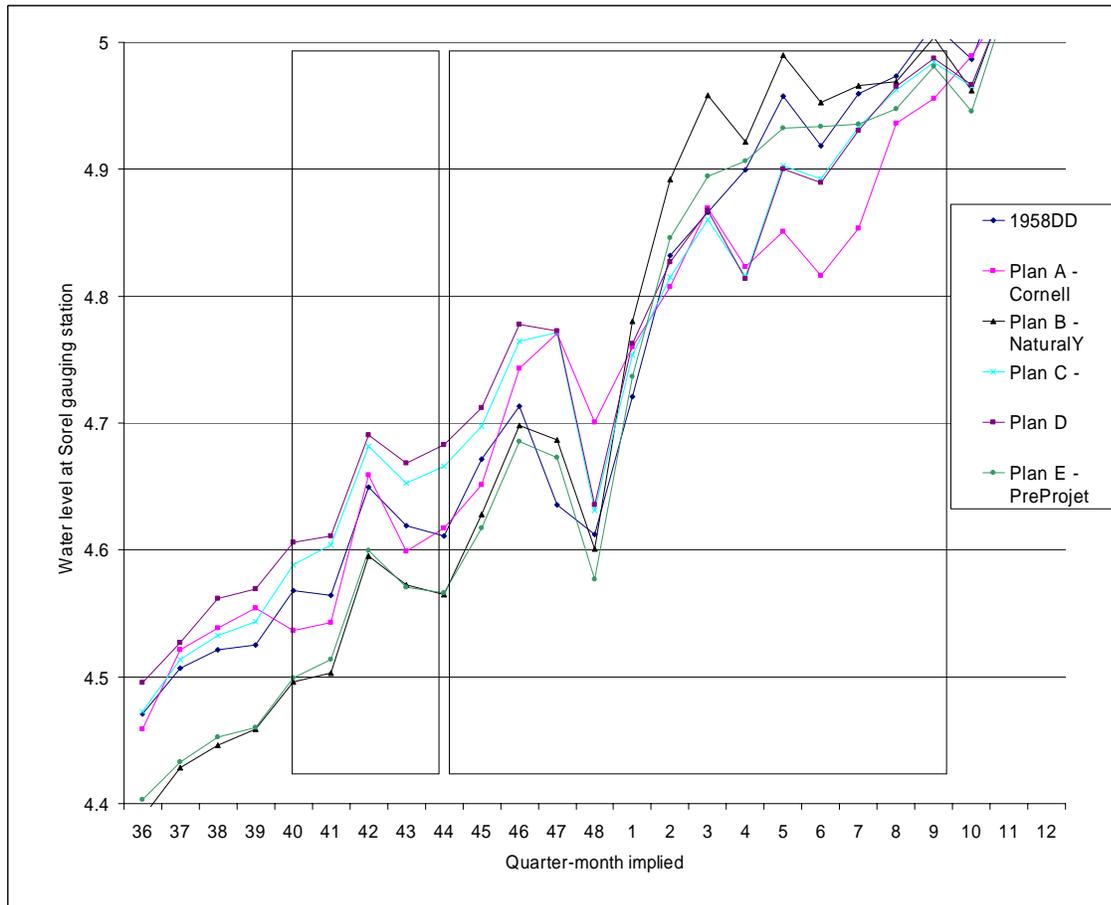


Figure 20: Vue détaillée de la moyenne interannuelle sur 40 ans de niveau d'eau pour la station de Sorel durant l'automne et l'hiver pour 6 plans de régularisation, (résultats présentés en mars 2005).

4.5 Analyse statistique des séries de niveaux d'eau

Étant donné que les séries utilisées dans le cadre du plan d'étude ne permettent pas de connaître précisément les conditions hydrologiques antérieures à la régularisation, une série historique des niveaux d'eau mesurés à Sorel, a été analysée uniquement en fonction des niveaux moyens de novembre ainsi que des différences de niveaux entre la moyenne de novembre et les maximums et minimums de l'hiver suivant (décembre, janvier et février).

L'analyse comparative des niveaux historiques mesurés (1913 à 1994) à la station de Sorel a montré que les différences entre le niveau d'eau maximal hivernal et le niveau moyen de novembre ont connu une variation temporelle statistiquement significative (Wilcoxon p-valeur : 0.014240). En effet, la série évolue différemment depuis la fin des années 1960, date où les différences observées tendent à diminuer. Des valeurs positives indiquent que le niveau hivernal maximal est plus grand que la moyenne de novembre alors qu'une valeur négative indique que le niveau maximal est sous la valeur de la moyenne de novembre (Figure 21). Avant cette période, les différences observées sont très grandes, attestant que les maximums hivernaux étaient plus importants. Cette situation devait être problématique pour la survie hivernale des rats musqués. Les lignes rouges indiquent la moyenne calculée pour les différentes périodes (Figure 21). Pour le calcul de la moyenne, la série a été divisée en deux parties, soit la pré-régularisation (1912-1960) et la post-régularisation (1961 à 1995), afin de pouvoir constater les effets de la régularisation par rapport au système à l'état vierge. Dans la première portion de la série, la moyenne est de 1.089 alors qu'elle est de 0.854 dans la deuxième partie. La régularisation du système, ou du moins la somme des impacts cumulés sur les niveaux hivernaux après 1960, semble donc effectivement avoir favorisé la survie hivernale du rat puisque les différences entre la moyenne de novembre et les niveaux maximaux sont moins élevées en hiver.

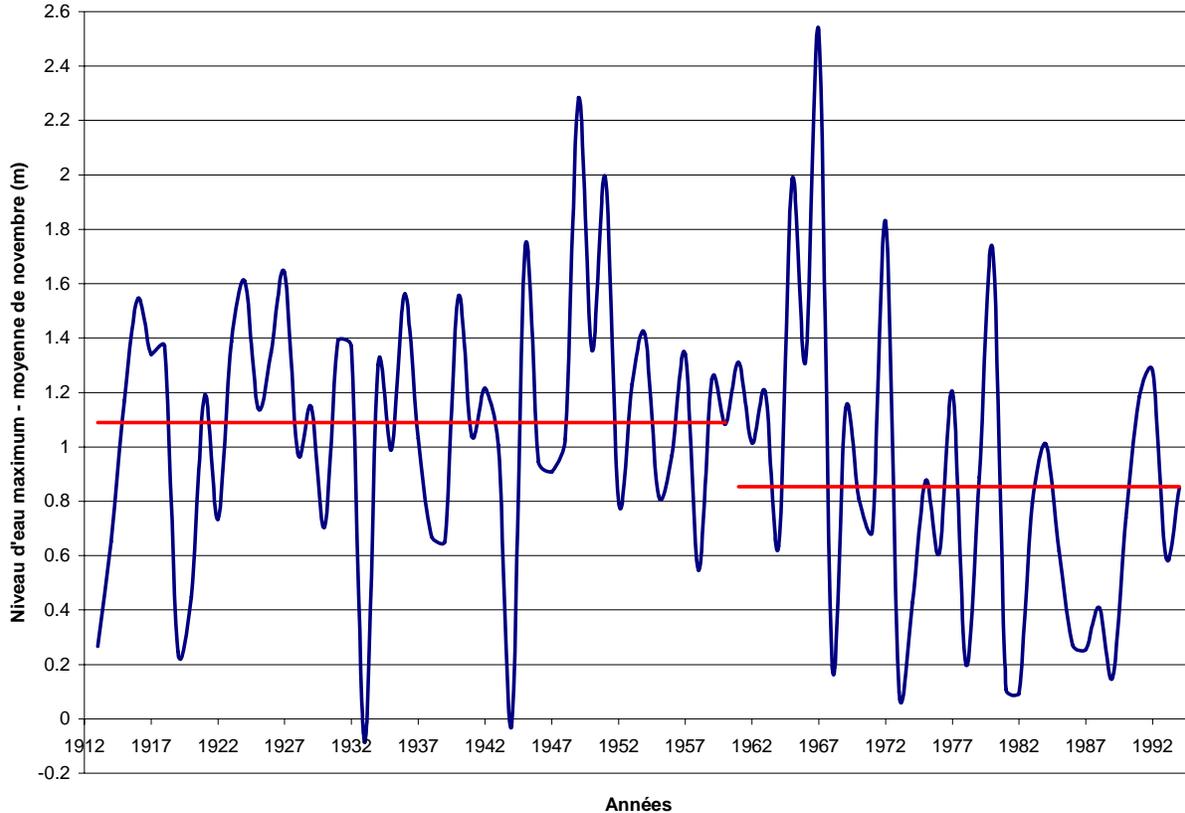


Figure 21: Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal maximal et le niveau moyen de novembre mesurés à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995.

L'analyse statistique de la série temporelle pour les différences de niveau d'eau minimal par rapport à la moyenne de novembre a révélé qu'il n'y avait pas de changement significatifs dans la série mesurée (Wilcoxon p-valeur : 0.262687) (Figure 22). Dans ce cas, une valeur positive indique que le niveau minimal est au-dessus de la moyenne de novembre, alors qu'une valeur négative indique que les minimums sont en deçà de la valeur moyenne de novembre. Bien qu'il semble y avoir une diminution des différences vers la fin des années 1960, celle-ci ne s'est pas avérée statistiquement significative et il est probable qu'elle soit attribuable à la grande variabilité observée dans les différences tout au long de la série temporelle. Les moyennes calculées (-0.0739 et -0.0873) montrent effectivement que les écarts entre la moyenne de novembre et les baisses de niveau d'eau n'ont pas variés entre les conditions pré- et post-régularisation (lignes rouges Figure 22).

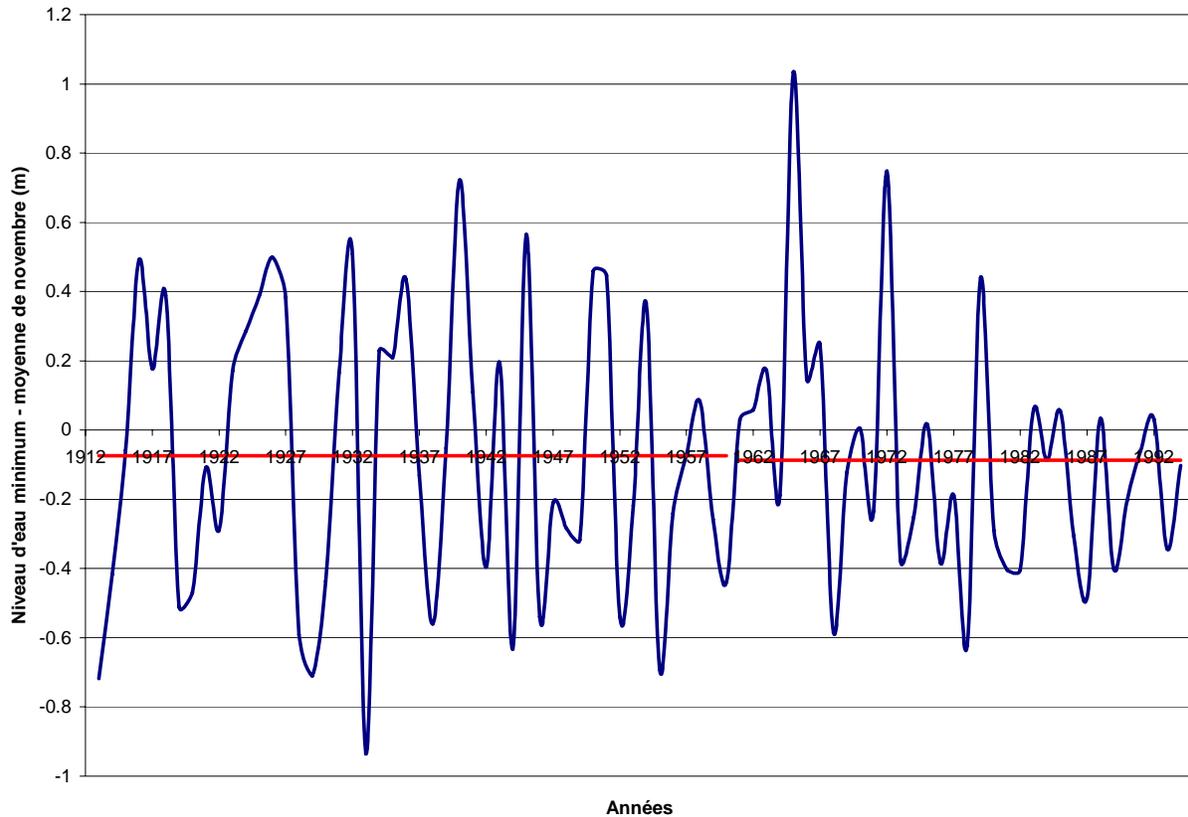


Figure 22: Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal minimal et le niveau moyen de novembre mesurés à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995.

Les analyses statistiques ont aussi permis de déterminer que le niveau d'eau moyen de novembre, période d'installation des huttes, avait changé de façon significative (Wilcoxon p-valeur = 0.043900). À la Figure 23, on observe que les changements résultants sont la stabilisation de la variabilité interannuelle et une augmentation du niveau d'eau moyen. Les moyennes calculées pour chacune des séries montrent que la différence entre les deux est d'environ 25 cm (4.5043 pour la première et 4.756 pour la deuxième) (lignes rouges Figure 23). Cette différence est presque que la même que celle qui a été calculée pour les écarts entre la moyenne et les hausses de niveaux, soit environ 23 cm. Une telle situation a très certainement favorisé la survie hivernale du rat musqué dans le fleuve.

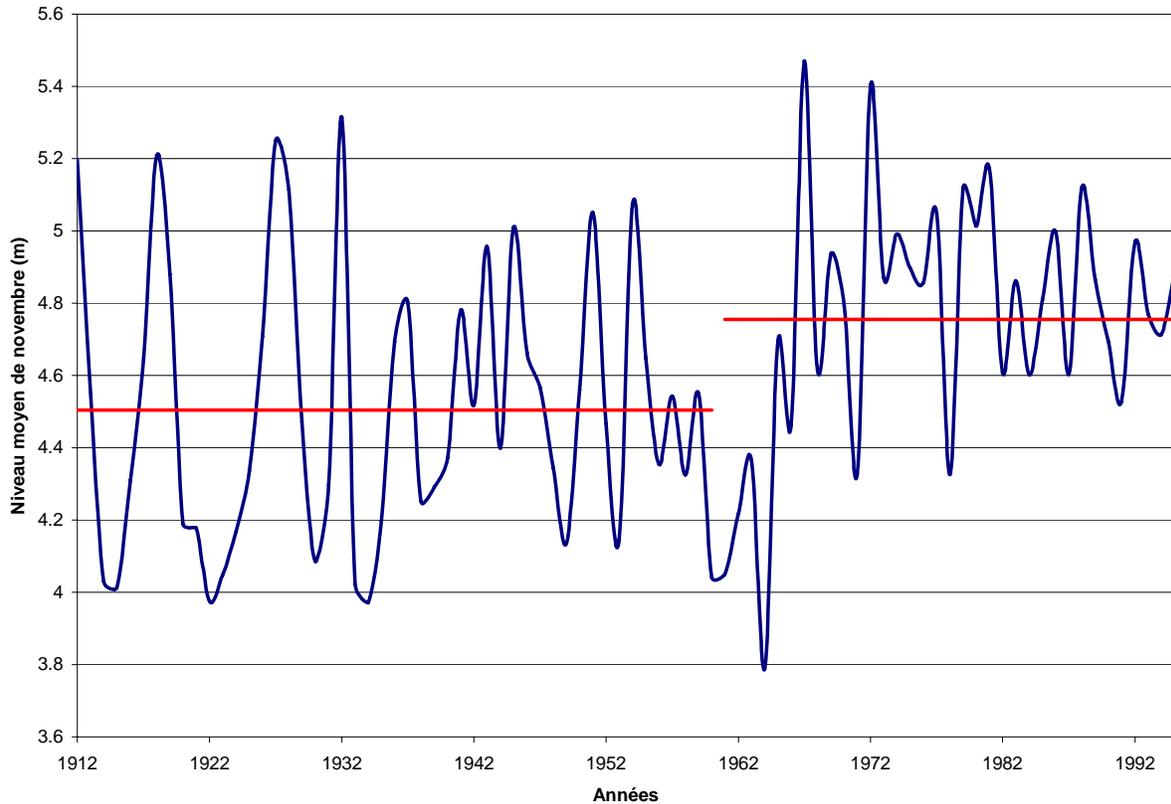


Figure 23: Évolution temporelle des niveaux d'eau moyens de novembre mesurés à la station de Sorel, lac Saint-Pierre, 1912-1995.

Par la suite, les analyses d'autocorrélation ont permis d'identifier l'année 1965 comme étant celle durant laquelle se produisit la coupure entre les deux séries. En effet, les différences entre le niveau d'eau hivernal maximal et la moyenne de novembre, de même que les différences pour la moyenne de novembre, sont plus marquées depuis cette date (p -valeur = 0.0015). Les Figure 21 et Figure 23 montrent que le changement de tendance se produit effectivement aux alentours de cette date. Il semble que les changements observés ne soient pas totalement liés à l'application du plan de régularisation *1958-DD* et que d'autres facteurs ont aussi influencé la dynamique actuelle, soit en interagissant en synergie ou en antagonisme face aux impacts de l'application du plan de régularisation *1958-DD*.

Les tests statistiques ont ensuite été réalisés sur les séries modélisées de niveau d'eau des deux plans de régularisation afin de déterminer en quoi ils diffèrent et de quelle façon cela peut influencer la performance des rats musqués dans l'écosystème. Les analyses ont montré que les deux plans de régularisation n'avaient pas les mêmes caractéristiques hivernales de niveau d'eau.

En effet, les différences calculées entre le niveau d'eau maximal observé durant l'hiver et la moyenne de novembre sont moins importantes pour le plan *1958-DD* que pour le *Pré-Projet* (Wilcoxon p-valeur : 0.00457) (Figure 24). Ces résultats montrent que la régularisation du système a eu comme impact de réduire les écarts entre le niveau d'eau en novembre, au moment de l'installation des huttes, et le niveau maximal des remontées hivernales. La régularisation a donc fort probablement favorisé la survie du rat musqué en hiver. Ces résultats concordent avec ceux qui ont été obtenus lors de l'analyse de la série des niveaux d'eau mesurés.

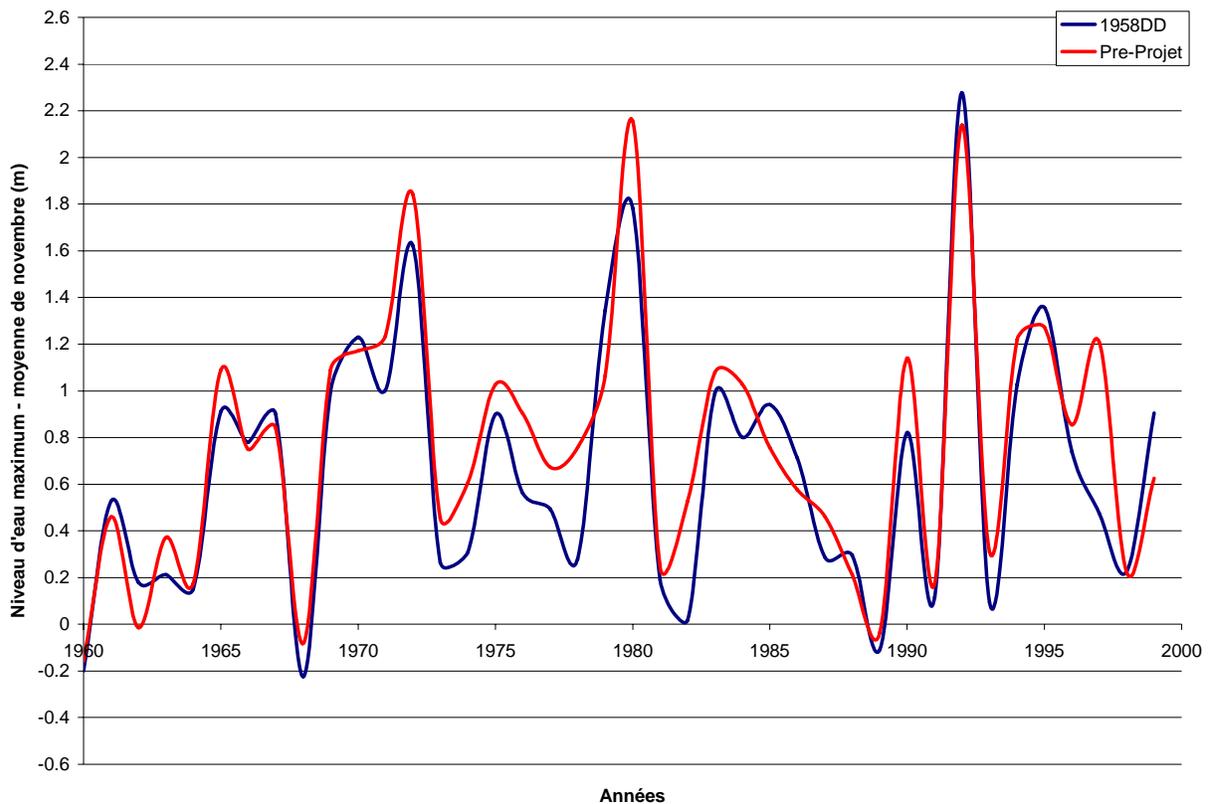


Figure 24: Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal maximal et le niveau moyen de novembre pour les plans de régularisation *1958-DD* et *Pré-Projet*, 1960-2000, lac Saint-Pierre.

Les analyses montrent que les deux plans diffèrent aussi en ce qui concerne les différences calculées entre le niveau minimal observé durant l'hiver et la moyenne de novembre (Wilcoxon p-valeur : 0.004140). La Figure 25 montre les résultats obtenus pour ce calcul. Dans ce cas, on remarque que les baisses du niveau d'eau sont plus marquées dans le système régularisé (*1958-DD*) que dans celui du *Pré-Projet*. Cela indique qu'avec l'application du plan de régularisation

1958-DD, les hausses de niveau d'eau sont devenues moins problématiques et les baisses un peu plus marquées. Par contre, en comparaison avec les résultats de la série mesurée, la régularisation du système ne semble pas avoir eu d'impacts à ce niveau, les écarts de niveau d'eau avec les baisses n'ayant pas variés de façon significative sur près de 100 ans.

Le niveau moyen de novembre diffère aussi pour les deux plans (Wilcoxon p-valeur : 0.006504) (Figure 26); celui-ci étant plus élevé pour le plan 1958-DD. Il est probable que ce soit l'augmentation du niveau d'eau en novembre qui a permis de diminuer les différences avec les maximums hivernaux, mais qui a, en contre partie, contribué à augmenter les différences par rapport aux fluctuations du niveau d'eau à la baisse dans les deux plans de régularisation.

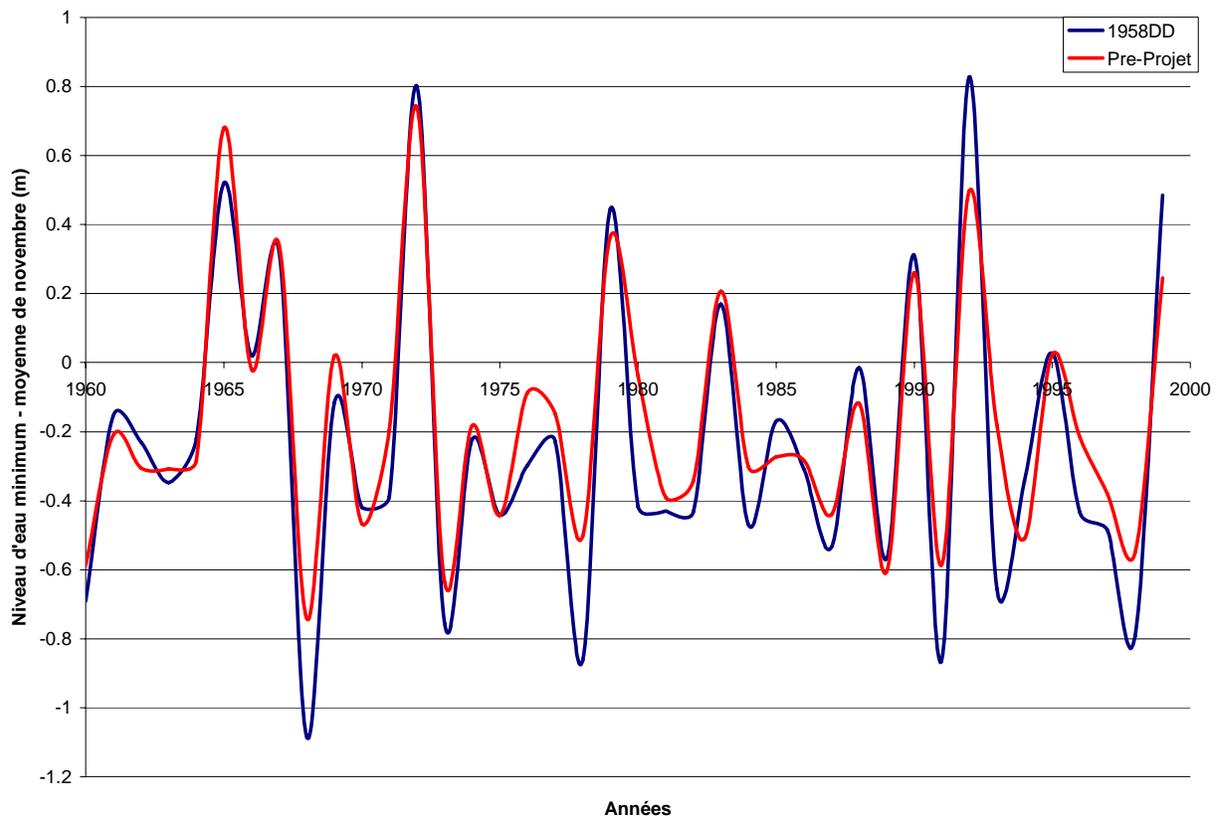


Figure 25: Évolution temporelle des différences entre le niveau d'eau hivernal minimal et le niveau moyen de novembre pour les plans de régularisation 1958-DD et Pré-Projet, 1960-2000, lac Saint-Pierre.

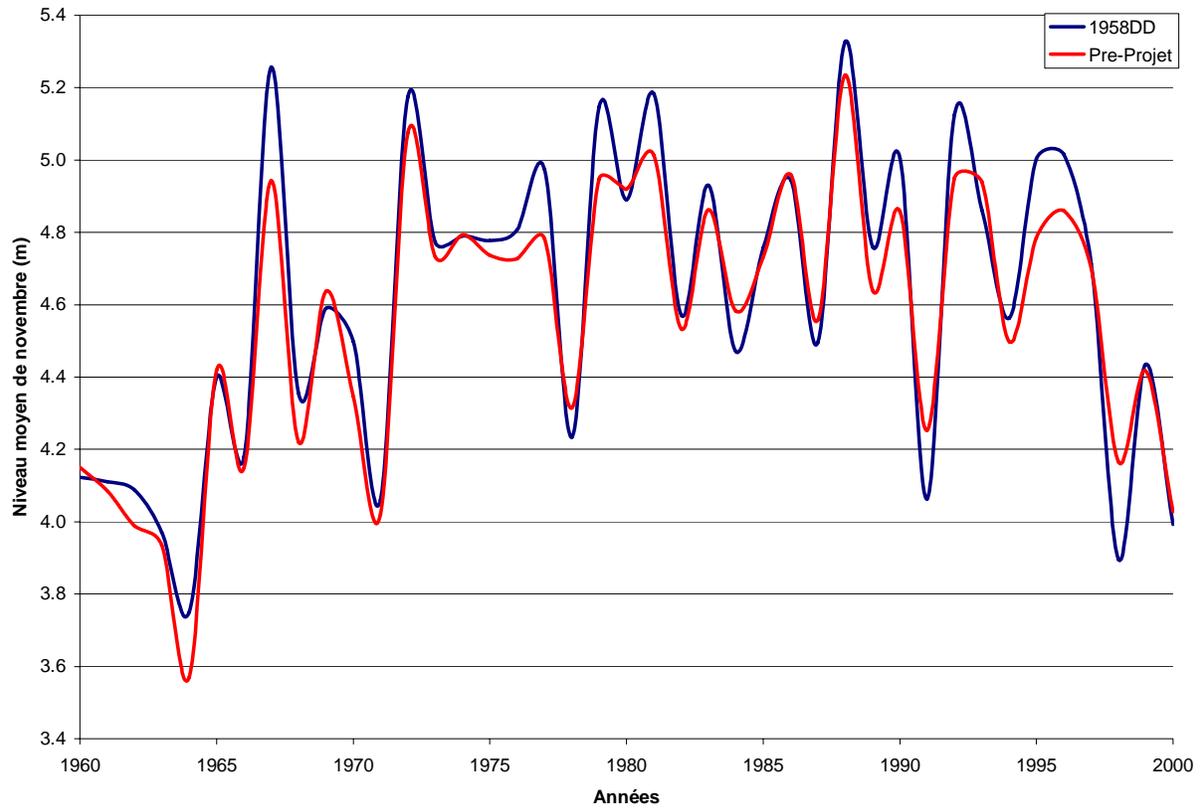


Figure 26: Évolution temporelle du niveau d'eau moyen de novembre pour les plans de régularisation 1958-DD et Pré-Projet, 1960-2000, lac Saint-Pierre.

5 Discussion

5.1 *La calibration et la validation*

Les données disponibles servant à la calibration et à la validation de l'IQH consistent en un recensement effectué en 1988 par la FAPAQ pour un certain nombre de secteurs au lac Saint-Pierre. L'utilisation d'une même source de données limite la confiance dans les résultats puisque l'on ne peut pas tester le modèle dans différentes conditions hydrologiques. Cependant, l'échantillonnage disponible a été divisé en deux portions distinctes; une pour la validation et une autre pour la calibration.

La validation de l'IQH_{Hutte} montre qu'il existe une certaine variation entre les données prédites et celles observées lors du recensement de 1988. Une part de cette variabilité est attribuable à la difficulté de définir de façon exacte la limite des secteurs. Lors du recensement, les huttes ont été comptées sur un certain territoire qui a ensuite été tracé approximativement sur une carte.

Il est possible d'attribuer une autre part de la variabilité aux milieux humides aménagés où les différences entre les valeurs prédites et observées sont maximales. Tel que mentionné dans la méthodologie et les résultats, il a été difficile de choisir un ratio pour les milieux aménagés puisqu'ils présentent une grande variabilité entre eux. Certains milieux humides ont un ratio de huttes plus élevé par superficie que celui choisi alors que c'est l'inverse pour d'autres. Les milieux varient entre eux, mais aussi d'une année à l'autre. Bien que cela provoque une certaine variabilité entre les résultats observés et calculés, il a semblé que l'utilisation d'un ratio moyen ait été une avenue représentative de la réalité.

La plus grande performance des milieux humides aménagés, en terme de huttes par unité de surface, est attribuable à une combinaison de facteurs. Dans les milieux aménagés, le niveau d'eau est beaucoup plus stable que dans le fleuve puisqu'une digue contrôle un niveau minimal. La profondeur près des huttes ne varie pas, sauf lors d'évènements exceptionnels de haut niveau. Les milieux ayant un niveau d'eau stable sont reconnus pour soutenir une plus forte densité de rats musqués à l'hectare. De plus, les seuils de niveau d'eau fixés vont déterminer les espèces végétales qui vont pousser. Ainsi, le contrôle du niveau d'eau dans l'aménagement permet de privilégier certaines espèces telles la quenouille. La présence de digues de terres dans ces

milieux permet aux rats musqués de creuser des abris souterrains qui serviront de refuge en cas de remontées importantes du niveau d'eau en hiver. Par exemple, pour le secteur des îlets Percés (erreur de 20 %), il est probable que la présence de talus fasse en sorte que ce milieu supporte plus de rats musqués que ce qu'il est prédit par l'IQH. Ce dernier n'inclut pas la présence de talus dans son algorithme puisqu'il est difficile de prédire combien de rats musqués vont habiter ces talus et quelle fraction de ceux-ci construiront des huttes à l'automne. La combinaison de toutes ces variables va faire en sorte que certains milieux vont supporter une densité de huttes très forte par superficie comparativement aux milieux naturels.

5.2 Applicabilités et limites

Le présent modèle est applicable à tout le tronçon fluvial lac Saint-Louis/Trois-Rivières. L'utilisation de la profondeur et de la présence/absence de quenouille pour la formulation de l'IQH permet de définir la qualité de l'habitat. Tel que mentionné, la principale source de variation est associée au ratio choisi et cela ne semble pas être un problème important étant donné les faibles taux d'erreurs observés. De plus, nous ne nous intéressons pas à un secteur spécifique dans lequel il faut déterminer le nombre de huttes avec précision, mais plutôt aux impacts de la régularisation sur l'ensemble du domaine. Dès lors, il est justifiable d'assumer une certaine marge d'erreur dans la prédiction de la densité de huttes. L'application du modèle à divers scénarios de niveau d'eau a montré que le modèle réagit fortement et tel qu'attendu aux variations hivernales, attestant de sa fiabilité à prédire les impacts des plans de régularisation testés.

Plusieurs facteurs environnementaux, qui ne sont pas inclus dans le présent modèle, peuvent influencer la mortalité des rats musqués. Ces facteurs, tels la température et l'épaisseur du couvert de neige et de la glace, peuvent moduler la densité de la population de rats musqués. De même, d'autres facteurs tels que le taux de natalité, l'abondance des ressources alimentaires et les changements dans la pression de prédation peuvent aussi avoir le même impact. Il est difficile dans ce cas de prédire la densité de rats musqués et par conséquent, le nombre de huttes construites. Pour ce faire, un modèle de population serait nécessaire, ce qui sous-entend une connaissance approfondie des liens entre la végétation et le rat musqué, l'impact des fluctuations de niveau, la température, la prédation, les maladies, etc. Ces facteurs sont extrêmement complexes et leurs interactions le sont encore plus. La construction de ce type de modèle n'est

pas envisagée pour l'instant et de toute façon, difficilement justifiable dans le contexte pour lequel le rat musqué est actuellement étudié.

5.2.1 Observations récentes sur le terrain

Des données de terrain préliminaires recueillies durant l'hiver 2004-2005 au lac Saint-Pierre montrent que le modèle fourni des résultats concordants avec ce qui a été observé durant l'hiver lors de remontées du niveau d'eau (Ouellet, en rédaction). Les données ont été recueillies dans la baie de l'Île de Grâce, où le niveau d'eau a augmenté de 90 cm durant l'hiver, causant l'inondation et le gel de la totalité des huttes. En effet, en regard des données journalières de niveau d'eau à la station de Sorel, on remarque que le niveau d'eau moyen de novembre, lors de la construction des huttes, était de 3.79 m alors qu'en février il atteignait 4.69 m. Toutes les huttes cartographiées dans le milieu ne dépassaient de la glace que de quelques centimètres. Pour survivre, les rats musqués ont dû construire des abris temporaires ou déboucher les huttes gelées pour les réutiliser lorsque cela était possible. Le modèle montre qu'au-delà de 75 cm, toutes les huttes présentes dans le milieu sont inondées. La valeur de 75 cm est basée sur l'inondation de la chambre du rat musqué, après la possibilité de rehaussement de celle-ci, et non sur la submersion complète de la hutte, sachant que les rats musqués doivent conserver une épaisseur minimal de murs entre 15 à 20 cm pour ne pas causer l'effondrement de la hutte. Ces données appuient la bonne capacité de prédiction du modèle et montre que les seuils fixés sont concordants avec la réalité.

5.3 Application du modèle aux séries temporelles

La comparaison du plan de régularisation *1958-DD* à la série *Pré-Projet* montre des différences importantes entre les deux séries; le plan *1958-DD* donnant un rendement moins élevé que le plan *Pré-Projet* en terme de huttes actives, tout en montrant une plus grande stabilité temporelle. Dans les deux cas, la performance des rats musqués sur ces séries semble faible. Peu de huttes demeurent actives durant tout l'hiver et il est probable que les populations de rats musqués subissent une forte pression de mortalité dans les milieux humides du Saint-Laurent. Avec le *Pré-Projet*, les densités de huttes chutent plus souvent à zéro et ce, pendant quelques années consécutives; le plus souvent 2 à 3 ans. Cette faible performance de l'indicateur montre l'impact important des fluctuations de niveau d'eau en hiver. Dans le *Pré-Projet*, l'effet de la glace a été

inclus. Il est probable que cela explique la faible performance de l'indicateur par rapport à la réponse qu'on attendait d'une situation « naturelle ». En comparaison, la meilleure performance causée par la régularisation actuelle résulte de la stabilité temporelle plus marquée des niveaux d'eau hivernaux. Les résultats montrent que les fluctuations importantes du niveau de l'eau en hiver dans le Saint-Laurent sont néfastes pour les huttes et probablement pour le rat musqué. Bien que le plan *1958-DD* soit « performant », une plus grande stabilisation du niveau durant l'hiver, en fonction du niveau de novembre, pourrait certainement permettre à l'espèce d'avoir une meilleure performance.

5.4 Analyses statistiques

L'application de l'indicateur « rat » sur les séries *Pré-Projet* et *1958-DD* montre que pour les niveaux d'eau de la période 1960-2000, la régularisation semble être bénéfique pour le rat musqué et ce, en raison de la stabilisation des niveaux d'eau hivernaux. Cette situation est inverse à la très grande majorité des indicateurs de performance développés dans le plan d'étude. Il semble que la stabilisation des niveaux d'eau, provoquée par la régularisation, soit venue aider à la performance des rats musqués après une période rendue critique par de nombreux changements ayant modifié l'écosystème. Afin de vérifier si l'indicateur « rat » montre que la régularisation est bénéfique en comparaison à une condition hydraulique naturelle, la série des niveaux mesurés, de même que les séries modélisées pour les plans de régularisation, ont été analysées pour les variables suivantes : niveau d'eau moyen de novembre ainsi que différences entre les niveaux d'eau maximaux et minimaux durant l'hiver (décembre, janvier et février) et la moyenne de novembre.

Les résultats de la série mesurée de niveau d'eau à Sorel ont permis de déterminer que les différences entre le niveau d'eau hivernal maximal et la moyenne de novembre ont changé de façon significative. Depuis la fin des années 1960, les différences sont de moins grande amplitude, ce qui a très certainement contribué à aider les rats musqués en diminuant le stress imposé sur les huttes à chaque hiver. Cette amélioration de la situation est probablement attribuable à l'augmentation des niveaux d'eau de novembre et à leur stabilisation, résultants de l'application du présent plan de régularisation. En effet, les changements observés pour ces deux variables ont un ordre de grandeur qui est sensiblement le même, soit 23 cm pour les écarts entre les remontées de niveau d'eau et la moyenne et 25 cm pour la moyenne de novembre. De plus,

ces résultats correspondent à ce qui a été observé dans la comparaison des scénarios modélisés des plans de régularisation (*1958-DD* et *Pré-Projet*).

Les analyses statistiques effectuées sur les deux plans de régularisation ont permis d'identifier en quoi les deux plans influencent différemment la performance de l'indicateur « rat musqué ». Les différences entre les niveaux d'eau maximaux et la moyenne de novembre sont moins grandes pour le plan *1958-DD*, ce qui est plus favorable pour le rat musqué, comparativement à ce qui est observé pour le plan *Pré-Projet*. Par contre, les différences entre le niveau d'eau hivernal minimal et la moyenne de novembre sont plus marquées pour le plan *1958-DD*. Il est probable que les changements observés soient une conséquence de l'élévation des niveaux d'eau de novembre. En effet, cette augmentation des niveaux d'eau est venue diminuer les écarts avec les remontées hivernales du niveau d'eau, mais elle a par contre augmenté les écarts par rapport aux baisses. Bien que les baisses de niveau d'eau puissent être problématiques, il semble que leurs impacts soient moins importants et que la stabilisation des écarts hivernaux, par rapport aux remontées, soit le principal facteur contribuant à une meilleure performance du plan *1958-DD* par rapport au *Pré-Projet*. Encore une fois, ces résultats montrent que l'application du plan de régularisation *1958-DD* est venue stabiliser la performance du rat musqué dans un système où divers facteurs contribuaient à affecter la survie hivernale de l'espèce.

Malgré tout, il est pour l'instant difficile de vérifier si la régularisation a bel et bien eu un impact direct et positif sur les populations de rat musqué dans le système. Les données temporelles sur l'abondance des rats musqués ne sont pas disponibles. De plus, le discours des trappeurs interrogés dans le secteur amont du lac Saint-Pierre amène à penser qu'il y aurait plutôt eu une diminution de la population de rat musqué depuis une trentaine d'année. Cette réduction de la population pourrait aussi être liée à la diminution importante des marais en marges du fleuve, celle-ci ayant été causée principalement par la mise en culture des terres de la plaine inondable. Les données sur ce sujet étant encore fragmentaires, la 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.

6 Conclusion

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), un modèle de survie hivernale des populations de rat musqué a été développé. Le rat musqué est une espèce importante pour la dynamique des milieux humides et pour laquelle les fluctuations de niveau d'eau ont été identifiées comme un facteur limitant de la densité des populations.

Le développement d'un modèle de survie hivernale des huttes de rat musqué est important pour la gestion de cette espèce. Les niveaux d'eau hivernaux sont un paramètre important et leur gestion peut avoir des impacts directs sur la mortalité hivernale des rats musqués. Dans ce contexte, l'utilisation de la modélisation pour la comparaison de différents scénarios de régularisation a comme principal avantage qu'elle permet de quantifier les impacts sans avoir à recourir à des campagnes de terrain sur plusieurs années. De plus, les données sont disponibles à chaque année et pour des périodes de temps définies.

Basé sur la prédiction des profondeurs et de la présence/absence de quenouille, l'IQH développé dans un premier temps permet de déterminer la qualité de l'habitat. En comparant les résultats de l'IQH à un recensement de huttes effectué en 1988 par la FAPAQ, il a été possible de calculer un ratio afin de transformer les valeurs d'IQH en densité. Ce ratio est de 0.86 dans les milieux naturels et de 1.55 dans les milieux aménagés. Ces derniers tendent à être plus productifs en terme de huttes par superficie. Enfin, à l'aide d'une matrice de transfert vers des relations simplifiées et de la fonction de stress sur les huttes, les résultats ont été appliqués aux plans de régularisation afin de déterminer le nombre de huttes demeurant actives à chaque année, sur une période de 40 ans, suite à des remontées hivernales du niveau d'eau.

Le développement du présent modèle a permis de rencontrer les objectifs visés, soit le développement d'un modèle permettant de prédire le nombre de huttes construites à l'automne et les impacts subséquents des fluctuations de niveau d'eau hivernales sur ces huttes. Testés dans diverses conditions hydrologiques et de densités de quenouilles, le modèle s'est montré sensible aux changements de paramètres et ses variations se sont faites tel qu'attendu. La comparaison des résultats du modèle avec le recensement de 1988 a montré que le modèle avait une bonne capacité de prédiction dans la plupart des milieux. Les erreurs maximales ont été observées dans

les milieux aménagés puisque ceux-ci sont caractérisés par une grande variabilité en terme de productivité.

Les données de terrain préliminaires recueillies durant l'hiver 2004-2005 appuient les résultats obtenus par le modèle. Les données ont montré qu'une remontée hivernale de 90 cm après la construction des huttes avait causé l'inondation et le gel de toutes les huttes présentes dans le milieu. Seuls quelques centimètres du bout de la hutte dépassaient du couvert de glace. Le modèle, lui, prédit que des remontées de 75 cm sont suffisantes pour causer l'inondation de toutes les huttes construites dans la zone où la remontée a lieu. Ces résultats montrent la bonne fiabilité du modèle et que les seuils choisis sont représentatifs de la réalité.

L'application du modèle aux plans de régularisation *1958-DD* et *Pré-Projet* montre que le plan actuel de régularisation est plus performant, i.e. que les conditions hydrauliques actuelles sont plus favorables au rat musqué en comparaison avec les conditions naturelles. En effet, bien que le plan *1958-DD* fournisse une densité de huttes un peu moins grande, sa stabilité temporelle est un atout majeur dans le présent contexte. Cette performance distincte est attribuable aux différences observées pour chacun des plans quant aux niveaux d'eau prévalant durant la période hivernale. Le *1958-DD* offre une meilleure performance puisque l'application de ce plan fait en sorte que les remontées hivernales du niveau d'eau ont une moins grande amplitude par rapport à l'élévation du niveau moyen de novembre. Le modèle permet de confirmer que les fluctuations hivernales de niveaux d'eau sont effectivement néfastes pour l'utilisation des huttes et par conséquent, pour la survie hivernale des rats musqués.

L'écosystème du Saint-Laurent a subi de nombreux changements depuis le début du siècle : travaux de dragage, drainage de milieux humides au profit de l'agriculture, ouverture de la voie navigable en hiver, régularisation de l'Outaouais, etc. Les analyses effectuées sur les niveaux d'eau montrent que ces facteurs paraissent être en cause dans la faible performance du rat musqué durant la période pré-régularisation. Il semble que la mise en place du plan de régularisation actuel soit venue stabiliser la situation puisque les niveaux d'eau hivernaux sont plus constants depuis cette période. Par contre, l'adoption d'un plan de régularisation qui stabiliserait encore plus les niveaux d'eau hivernaux pourrait, principalement pour contrebalancer les impacts de l'effet de glace, aider la productivité de l'écosystème en terme de densités de rats musqués.

L'application d'un nouveau plan de régularisation demande un suivi des populations de rats musqués afin d'obtenir une meilleure compréhension de l'impact des niveaux d'eau sur celles-ci, spécialement en ce qui a trait aux conséquences des baisses de niveau d'eau. Ces données pourraient être utilisées afin de valider le modèle dans de nouvelles conditions hydrologiques et pour en raffiner certains paramètres, notamment l'acquisition des dimensions spécifiques de huttes dans les secteurs d'étude et la détermination plus précise de l'effet de l'hydrologie locale sur les dimensions des huttes.

7 Références

- Allen, W. A. and R.D. Hoffman. 1984. Habitat suitability index models: muskrat. Washington DC, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior.
- Bednarik, K. 1956. *The muskrat in Ohio Lake Erie marshes*. Ohio Division of Wildlife. Ohio.
- Bélanger, R. 1986. Rapport : Influence de faibles hausses de niveau d'eau sur les populations de rat musqué dans el Sud-Ouest du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Québec. 33 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.
- 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.
- Bellrose, F.C. 1950. The relationship of muskrat populations to various mars hand aquatic plants. *Journal of Wildlife Management*. 14:299-315.
- 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.
- Bishop, R. A., R. D. Andrews, and R. J. Bridges. 1979. Marsh management and its relationship to vegetation, waterfowl and muskrats. *Proc. Iowa Acad. Sci.* 86[2], 50-56.
- Blanchette, P. 1991. Effets des inondations printanières sur l'écologie du rat musqué (*Ondatra zibethicus*). Thèse de doctorat. Québec, Université Laval.
- 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. Québec, Université du Québec à Trois-Rivières.
- Blanchette, P. Ph. D. 2004. Biologiste à la Gestion intégrée des ressources au Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs. Communication Personnelle.
- Bovee, K.D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. *Instream Flow Inf. Pap.* 12 U.S. Fish Wildlife Service Publ. 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. Geol. Surv. Biol. Resour. Div. Inf. Tech. Rep. USGS/BRD-1998-0004.

- Campbell, K.L., G.L. Wesen 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. *Can. J. Zool.* 76:163-174
- Carrecker, R. G. 1985. Habitat Suitability Index Models: Snowshoe hare. U.S. Fish and Wildlife Service. Biological Report. 82. 21p.
- Clark, W. R. 1994. Habitat selection by muskrats in experimental marshes undergoing succession. *Can. J. Zool.* 72, 675-680.
- 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. *Am. Midl. Nat.* 143, 53-63.
- Danell, K. 1978. Ecology of the muskrat in Northern Sweden. Department of Ecological Zoology, University of Umeå.
- Darchen, R. 1964. Notes écologiques sur le rat musqué *Ondatra zibethica* L. et en particulier sur la construction de hutte d'hiver. *Mammalia* 28, 137-168.
- Dilworth, T.G. 1966. Life history and ecology of the muskrat under severe water level fluctuation. Msc. Thesis. New-Brunswick, University of New-Brunswick.
- 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.
- Dozier, H.L. 1945. Sex ratio and weights of muskrats from the Montezuma National Wildlife Refuge. *Journal of Wildlife Management*. 9 (3): 232-239.
- Errington, P. L. 1948. "Environmental control for increasing muskrat production." *Thirteenth North American Wildlife Conference*.
- Errington, P. L. 1939. Reactions of muskrat populations to drought. *Ecology* 20[2], 168-186.
- Errington, P.L. 1963. Muskrat population. The Iowa State University Press. U.S.A.
- 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.
- 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.
- 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], 125-132.
- Guay, J. C., D. Boisclair, M. Leclerc and M. Lapointe. 2003. Assessment of the transferability of biological habitat models for Atlantic salmon parr (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60(11): 1398-1408.
- Krummes, W. T. 1940. "The muskrat: a factor in waterflow habitat management." In Transactions of the North American Wildlife Conference Editor. 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
- Léveillé, M. et R. Bélanger. 1983. Facteurs limitatifs et clé de potentiel pour la détermination des habitats propices au rat musqué. Potentiel des habitats propices au rat musqué. Rat Musqué 1 et 2. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service Archipel.
- MacArthur R. A. 1978. Winter movements and home range of the muskrat. The Canadian Field-Naturalist 92, 345-349.
- 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 pp.
- 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*, from a watershed with uranium tailings near the city of Elliot Lake, Canada. Environmental Pollution. Vol. 91, No. 1:41-51.
- 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.
- 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.

- Mousseau, P. and 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.
- MRNFP. <http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/>. consulté en 2004. Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs.
- Ouellet, V., J. Morin, O. Champoux et Sylvain 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. en rédaction. Modélisation des impacts des fluctuations de niveau d'eau sur la survie hivernale du rat musqué (*Ondatra zibethicus*) et des impacts de cette espèce sur les milieux humides. Institut National de la Recherche Scientifique – Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE). Québec.
- Pelikán, J., J. Svoboda, and J. Kvet. 1970. On some relations between the production of *Typha latifolia* and a muskrat population. *Zoologické Listy*. 19[4], 303-320.
- Proulx, G. and F.F. Gilbert. 1984. Estimating muskrat population trends by house counts. *Journal of Wildlife Management*. 48:917-922
- Proulx, G. 1981. Relationship between muskrat populations, vegetation and water-level fluctuations and management considerations at Luther Marsh, Ontario. Phd. Thesis. Ontario, University of Guelph.
- 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.
- 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.
- Takos, M.J. 1947. A semi-quantitative study of muskrat food habits. *Journal of Wildlife Management*. 11:331-339.
- Thurber, J., R. O. Peterson 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.
- Traversy, N., R. McNicoll, and R. Lemieux. 1994. Contribution à l'étude de l'écologie du rat musqué au Lac Saint-Pierre. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune.
- 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. Environnement Canada, SMC-Hydrologie, Sainte-Foy, 70 p.

- 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.
- 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.
- Willner, G. R., G. A. Feldhamer, E. E. Zucker, and J. A. Chapman. 1980. *Ondatra zibethicus*. The American Society of Mammalogists 141, 1-8.