

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	iv
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES FIGURES	ix
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE PREMIER	
DÉPLACEMENTS ET DOMAINES VITAUX DES CHEVALIERS CUIVRÉS	
ADULTES DANS LE SYSTÈME DU FLEUVE SAINT-LAURENT	7
RÉSUMÉ	8
1.1 Introduction	9
1.2 Aire d'étude	14
1.3 Matériel et méthodes	18
1.3.1 Capture des poissons	18
1.3.2 Marquage et suivi télémétrique	19
1.3.3 Analyse des données de télémétrie	23
1.3.4 Analyses statistiques	26
1.4 Résultats	27
1.4.1 Capture, marquage et suivi télémétrique	27
1.4.2 Déplacements	32
1.4.3 Domaines vitaux	49
1.5 Discussion	53
1.5.1 Stress de marquage et considérations méthodologiques sur le choix de la	
méthode de marquage	53
1.5.2 Aire de répartition	56
1.5.3 Déplacements	59
1.5.4 Implication pour la conservation du chevalier cuivré	71
1.6 Conclusion	76
CHAPITRE 2	
SÉLECTION ET CARACTÉRISATION DES HABITATS ESTIVAUX DES	
CHEVALIERS CUIVRÉS ADULTES DANS LE SYSTÈME DU FLEUVE SAINT-	
LAURENT	78
RÉSUMÉ	79
2.1 Introduction	80
2.2 Aire d'étude	85
2.3 Matériel et méthodes	87
2.3.1 Marquage et suivi télémétrique	88
2.3.2 Disponibilité et utilisation de l'habitat	90
2.3.3 Analyses statistiques et modèle de régression logistique	92
2.4 Résultats	95
2.5 Discussion	103
2.5.1 Implications d'aménagement	108
CONCLUSION GÉNÉRALE	110
RÉFÉRENCES	115

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Caractéristiques biologiques et synthèse des données de capture, de marquage, et de suivi télémétrique recueillies pour chaque chevalier cuivré adulte muni d'un émetteur dans le système du fleuve Saint-Laurent en 2004.	29
Tableau 1.2. Temps de résidence des chevaliers cuivrés adultes sur la frayère de Saint-Ours pendant la période de fraye, du 14 juin au 2 juillet 2004.	38
Tableau 1.3. Moyenne des taux de déplacement (en mètres par jour) pour chaque période du cycle vital (ND = non déterminé).....	41
Tableau 1.4. Superficies des domaines vitaux (PCM 100 % en km ²) et des zones d'utilisation intensive (contours Kernel 50%) des chevaliers cuivrés marqués en fonction des saisons.....	50
Tableau 2.1. Descripteurs biotiques et physico-chimiques utilisés pour déterminer la probabilité de présence des chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent. *variable qualitative.....	94
Tableau 2.2. Valeur des coefficients de régression (<i>B</i>) des variables de l'habitat retenues dans le modèle écologique de régression logistique pour les chevaliers cuivrés adultes du fleuve Saint-Laurent pendant la période estivale ; SE (erreur standard), Wald (<i>Wald Statistic</i>), seuil de signification $p \leq 0.05$	99

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 a. Aire d'étude et sites de marquage des chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent et la rivière Richelieu, à Saint-Ours (voir Figure 1.1b).	15
Figure 1.1b. Agrandissement du secteur de Saint-Ours dans la rivière Richelieu.....	16
Figure 1.2. Femelle munie d'un émetteur interne (code 6) le 27 mai 2004 et recapturée dans la passe migratoire Vianney-Legendre le 18 juin 2005.	30
Figure 1.3. Localisations télémétriques des chevaliers cuivrés adultes dans le système du fleuve Saint-Laurent en 2004.....	31
Figure 1.4. Localisations télémétriques et aire fréquentée (PCM 100%) par les chevaliers cuivrés adultes dans le bassin de Chambly en 2004.....	37
Figure 1.5b. Taux moyen de déplacement saisonnier des chevaliers cuivrés adultes munis d'un émetteur dans le système du Saint-Laurent en 2004 en fonction du sexe.....	44
Figure 1.6. Taux moyen de déplacement individuel pendant les migrations. Les migrations pré-fraye et post-fraye ont été combinées (test de Kruskal-Wallis $p = 0,457$).	46
Figure 1.7. Taux moyen de déplacement individuel pendant la période pré-fraye.....	47
Figure 1.8. Taux moyen de déplacement individuel pendant la période estivale.....	48
Figure 1.9. Taux moyen de déplacement individuel pendant la période automnale.....	49
Figure 2.1. Aire d'étude et sites de marquage des chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent et la rivière Richelieu, à Saint-Ours.	87
Figure 2.2. Localisations télémétriques estivales des chevaliers cuivrés adultes dans le système du Saint-Laurent en 2004.....	98
Figure 2.3. Distribution de fréquence des sites fréquentés (utilisation) et des sites aléatoires (disponibilité) échantillonnés pendant la période estivale pour chacune des variables d'habitat du fleuve Saint-Laurent retenues pour le développement du modèle de régression logistique.	100
Figure 2.4. Distribution de fréquence des sites fréquentés (utilisation) et des stations aléatoires (disponibilité) en fonction des classes d'abondance des différentes	

proies potentielles des chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent pendant la période estivale.	102
---	-----

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les poissons d'eau douce présentent l'un des plus hauts taux d'extinction en Amérique du Nord (Ricciardi et Rasmussen 1999). Chez les catostomidés, qui représentent la plus grande famille de poissons d'eau douce du continent, un nombre croissant d'espèces est menacé. De nombreux facteurs sont à l'origine de l'important déclin de plusieurs de ces espèces, dont la perte et la dégradation des habitats associées au développement urbain et agricole, les obstacles à la migration, la contamination de l'eau et l'introduction d'espèces exotiques (Cooke et al. 2005). Au Québec, le système du fleuve Saint-Laurent a subi d'importantes transformations physiques au cours du dernier siècle (Robitaille et al. 1988) et compte maintenant plusieurs espèces en difficulté. Parmi elles, le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), le seul vertébré unique au Québec, possède le statut provincial d'espèce menacée en vertu de la Loi sur les espèces menacées et vulnérables (L.R.Q., chapitre E-12.01) et d'espèce en voie de disparition au Canada (Mongeau et al. 1986, 1992, La Haye et Huot 1995, Comité d'intervention 1999, COSEPAC 2004, Équipe de rétablissement du chevalier cuivré 2004). La répartition historique mondiale du chevalier cuivré se limite au fleuve Saint-Laurent et à quelques-uns de ses tributaires (Jenkins 1970, Scott et Crossman 1974, Mongeau et al. 1986). Toutefois, l'espèce est rare dans toute cette aire et le déclin de sa population est observé depuis les dernières décennies. Actuellement, la rivière Richelieu abrite le seul groupement dont la reproduction est confirmée, mais l'espèce éprouve de sérieuses difficultés à se reproduire en milieu naturel (Mongeau et al. 1986, 1992, Branchaud et al. 1995, COSEPAC 2004).

La situation critique du chevalier cuivré semble avoir été induite par sa vulnérabilité naturelle (Léger 2006) couplée à une combinaison de facteurs anthropiques qui ont agi sur plusieurs composantes de son habitat. Comme la plupart des catostomidés, il est très sensible à la dégradation de ses habitats (Cooke et al. 2005). Les études réalisées sur l'espèce ont démontré une constriction de son aire de répartition, un vieillissement de la population lié au faible recrutement et une baisse constante des effectifs (Branchaud et al. 1995, La Haye et Huot 1995, COSEPAC 2004). Même si les causes responsables du déclin des populations du chevalier cuivré ne sont pas clairement identifiées, la détérioration de la qualité de l'eau (Gendron et Branchaud 1997), l'envasement, la fragmentation et la perte des habitats sont les principaux facteurs suspectés (Mongeau et al. 1992, Comité d'intervention 1999, Vachon 2003). En effet, les cours d'eau que fréquente le chevalier cuivré drainent les régions les plus peuplées du Québec. Il est même possible que l'espèce ait disparu des rivières Yamaska et Noire, où la qualité de l'eau est très préoccupante (e.g. présence de pesticides, turbidité élevée ; MEF 1998). Présentement, les deux seules frayères fonctionnelles connues du chevalier cuivré sont confinées à de petits secteurs d'eaux vives de la rivière Richelieu (Vachon et Chagnon 2004, Équipe de rétablissement du chevalier cuivré 2004). Des habitats de croissance des alevins ont été identifiés et caractérisés dans la rivière Richelieu, en aval de la frayère de Chambly (Vachon 1999a). L'existence probable d'une seule population résiduelle accroît considérablement la vulnérabilité de l'espèce face à la menace d'extinction. La survie actuelle de l'espèce repose essentiellement sur les actions de conservation entreprises, le renouvellement du stock reproducteur à partir du plan de reproduction artificielle (Bernatchez 2004) et

l'amélioration rapide de son habitat. Faute de connaissances précises sur les caractéristiques des habitats fréquentés, leur protection est sans doute insuffisante.

Dans ce contexte, la redécouverte d'un important groupement de chevaliers cuivrés adultes dans un tronçon restreint du fleuve Saint-Laurent en 1998, le secteur Lavaltrie-Contrecoeur, prend de l'importance. La présence de ce groupement, qui avait déjà été identifié dans les années 1970 (Massé et Mongeau 1976), a été à nouveau mise en évidence grâce à la collaboration d'un pêcheur commercial. Uniquement composé de gros spécimens, son appartenance à la population actuellement connue avait été mise en doute puisque des spécimens, qui présentaient des signes évidents de reproduction, avaient été capturés dans ce tronçon fluvial, loin des frayères de la rivière Richelieu. Des aires de reproduction potentielles et des sites de croissance de jeunes chevaliers d'autres espèces (*Moxostoma macrolepidotum*, *M. anisurum* et *M. valenciennesi*) y avaient également été identifiées (Vachon et Chagnon 2004). Cependant, plusieurs faits récents viennent corroborer l'existence d'une seule population. D'abord, la comparaison des patrons génétiques d'individus capturés dans le fleuve et dans la rivière Richelieu n'a pas démontré de différences (Lippé et al. 2006). Ensuite, l'analyse des données de captures commerciales accidentelles de chevaliers cuivrés adultes a montré qu'il est envisageable que ce tronçon du fleuve soit utilisé comme aire de rassemblement avant et après la fraye. De plus, la migration de certains individus du fleuve à Saint-Ours dans la rivière Richelieu et inversement a été démontrée grâce à l'analyse des recaptures des poissons marqués (Vachon et Chagnon 2004). Finalement, De Lafontaine et al. (2002) ont montré que des contaminants typiques du fleuve Saint-Laurent étaient retrouvés dans la chair de chevaliers cuivrés capturés au pied du barrage de Saint-Ours sur la

rivière Richelieu. Ces derniers suggèrent que cette exposition à la contamination s'effectue probablement par la chaîne alimentaire du Saint-Laurent, ce qui porte à croire que des sites d'alimentation pourraient être présents dans le fleuve.

En raison du faible nombre de spécimens capturés depuis sa reconnaissance scientifique en 1942 (Legendre 1942), les connaissances sur les déplacements et les habitats fréquentés sont demeurées fragmentaires et restent donc à documenter (Mongeau et al. 1986, Branchaud et al. 1995, Vachon 1999a). Si les spécimens adultes capturés dans le fleuve Saint-Laurent et dans la rivière Richelieu constituent une seule population, tel que semblent le démontrer les différents arguments présentés, il est possible que les chevaliers cuivrés effectuent une migration entre le fleuve Saint-Laurent et la rivière Richelieu et utilisent les deux frayères actuellement connues.

L'acquisition de connaissances sur ces aspects du cycle vital est primordiale afin de définir les habitats essentiels à la pérennité du chevalier cuivré. La définition du terme «habitat essentiel» utilisé au cours de l'étude est celle décrite en vertu de la Loi sur les espèces en péril au Canada (LEP, 2002, Chap. 29), soit un habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite sur la liste des espèces en péril au Canada. Pour les espèces aquatiques, il peut s'agir de frayères, d'aire d'alevinage, de croissance et d'alimentation, de routes migratoires ou d'aires où l'espèce s'est déjà trouvée. La connaissance des habitats essentiels du chevalier cuivré permettra d'identifier les pressions anthropiques qui les menacent. Entre autres, l'effet potentiel du contrôle des débits du fleuve Saint-Laurent sur ces habitats constitue une sérieuse préoccupation, d'autant plus que ces modalités de contrôle sont actuellement en

révision. En effet, les fluctuations saisonnières du fleuve Saint-Laurent ont été amoindries depuis la construction des infrastructures de régularisation à la sortie des Grands Lacs dans les années 1960 (CMI 1999, Environnement Canada 1998, Hudon 2004).

La télémétrie est un outil efficace pour détecter les déplacements à grande et à petite échelle sans intervention directe auprès des spécimens et dans des habitats difficiles à étudier (Jepson et al. 2002). Chez les catostomidés, la télémétrie a permis de décrire les patrons de déplacements et de faciliter la compréhension du comportement de migration de plusieurs espèces (Modde et Irving 1998, Cooke et Bunt 1999, Mueller et al. 2000, Karp et Mueller 2002, Clark 2004, Jeffres et al. 2006). Cependant, peu d'études se sont penchées sur les domaines vitaux et la majorité d'entre elles ont utilisé la méthode de capture-marquage-recapture (Meyer 1962) avant l'arrivée de la télémétrie (Bunt et Cooke 2001, Clark 2004).

Dans le chapitre 1, nous avons documenté, à l'aide d'un suivi télémétrique, les déplacements de 20 chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires en périodes printanière, estivale et automnale. Nous avons comparé les déplacements et la taille des domaines vitaux des chevaliers cuivrés adultes entre les sexes et les périodes pré et post-fraye du cycle vital.

L'acquisition de connaissances sur les caractéristiques des habitats essentiels à la survie de l'espèce est prioritaire dans le cadre d'une stratégie globale de rétablissement de l'espèce (Équipe de rétablissement du chevalier cuivré 2004). L'objectif spécifique

du chapitre 2 était de déterminer les caractéristiques des habitats estivaux fréquentés par les chevaliers cuivrés dans le fleuve Saint-Laurent, afin de définir les habitats potentiels dans l'aire de répartition. Les habitats estivaux des chevaliers cuivrés constituent des habitats d'alimentation (Mongeau et al. 1986, 1992) essentiels à la survie de l'espèce. Nous avons développé un modèle écologique d'utilisation de l'habitat estival des chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent.

CHAPITRE PREMIER

DÉPLACEMENTS ET DOMAINES VITAUX DES CHEVALIERS CUIVRÉS ADULTES DANS LE SYSTÈME DU FLEUVE SAINT-LAURENT

RÉSUMÉ

Le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), le seul vertébré unique au Québec, est en voie de disparition. Malgré son statut précaire, peu d'informations sont disponibles sur les habitats utilisés par l'espèce. En 2004, 20 chevaliers cuivrés adultes ont été munis d'émetteurs internes ou externes et suivis entre les mois d'avril et novembre. L'objectif était de comparer les déplacements et la taille des domaines vitaux entre les sexes et les périodes du cycle vital annuel dans le système du fleuve Saint-Laurent. De la mi-mai au début juin, la majorité des poissons ont effectué des migrations de plus de 45 km pour atteindre les deux seules frayères connues dans la rivière Richelieu. Onze spécimens ont utilisé les deux frayères sur une période de 2 à 33 jours et une superficie de 0,02 et 0,03 km². Après la fraye, la majorité des spécimens (12 / 20) ont établi leur domaine vitaux dans le Saint-Laurent entre le lac Saint-Pierre et le lac Saint-Louis, alors que d'autres ont plutôt utilisé les tributaires (rivières des Mille Îles, des Prairies et Richelieu). La période du cycle vital influençait le taux de déplacement qui variait entre 0,13 et 6,6 km/j. Les taux de déplacement moyens ne différaient pas entre les sexes pour toutes les périodes du cycle vital, sauf pendant la fraye où les femelles ont parcouru de plus grandes distances que les mâles. Au cours de la saison estivale, les chevaliers cuivrés fréquentaient des herbiers riches en mollusques près de berges naturelles. La taille des domaines vitaux saisonniers était majoritairement inférieure à 1 km² et n'était pas influencée par la longueur ni le sexe des individus. Les résultats des déplacements suggèrent que les poissons du Richelieu et du fleuve ne forment qu'une seule population effective. Par conséquent, le maintien de la connectivité entre les habitats est primordial dans une perspective de conservation de l'espèce. Les archipels de Boucherville et de Lavaltrie-Contrecoeur, ainsi que les quelques herbiers de la rivière Richelieu entre Saint-Ours et Chambly constituent des secteurs utilisés par les chevaliers cuivrés adultes. Ces secteurs constituent des habitats d'alimentation essentiels pour la survie de l'espèce et des mesures de protection devraient y être réalisées de façon prioritaire. Dans le même ordre d'idées, les limites du refuge faunique Pierre-Étienne-Fortin devraient être agrandies. Finalement, la création d'autres refuges fauniques tels que l'actuel refuge Pierre-Étienne-Fortin dans le bassin de Chambly et l'achat d'îles par intendance sont des stratégies potentielles pour assurer la protection des habitats identifiés.

1.1 Introduction

Les catostomidés représentent la plus grande famille de poissons d'eau douce d'Amérique du Nord, et un nombre croissant d'espèces est menacé (Cooke et al. 2005). Jusqu'à maintenant, peu d'intérêts ont été consentis pour établir des stratégies de gestion avant de constater leur déclin, la plupart de ces espèces n'ayant pas ou peu de valeur économique (Ricciardi et Rasmussen 1999). Devant l'augmentation du nombre d'espèces à statut précaire et le besoin urgent d'établir des stratégies de rétablissement, plusieurs études ont été menées dans le but d'acquérir des connaissances sur l'écologie, la systématique et les menaces auxquelles font face les poissons sans intérêt économique direct comme les catostomidés (Bradford et Gurtin 2000, Pearson et Healey 2003, Clark 2004, Cooke et al. 2005).

Le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), la seule espèce vertébrée unique au Québec, présente une situation très préoccupante. Il possède le statut d'espèce menacée au Québec et est désigné espèce en voie de disparition au Canada (COSEPAC 2004). La répartition mondiale du chevalier cuivré se limite au fleuve Saint-Laurent et à quelques-uns de ses tributaires (Jenkins 1970, Scott et Crossman 1974, Mongeau et al. 1986, 1992). L'espèce est rare dans son aire de répartition et le déclin de sa population est observé depuis les dernières décennies. En plus de la constriction de son aire de répartition, l'espèce éprouve de sérieuses difficultés à se reproduire en milieu naturel (Mongeau et al. 1986, 1992, Branchaud et al. 1995, COSEPAC 2004). Actuellement, la rivière Richelieu abrite les deux seules frayères connues de l'espèce où viennent se

reproduire les individus provenant de la rivière Richelieu et du Saint-Laurent (Lippé et al. 2006). Au cours de la dernière décennie, une baisse constante des effectifs ainsi qu'un vieillissement de la population lié au faible recrutement ont été observés (Branchaud et al. 1995, La Haye et Huot 1995, Vachon et Chagnon 2004). L'ensemble de ces facteurs amplifie considérablement la possibilité d'extinction mondiale de l'espèce (COSEPAC 2004, Lippé et al. 2004).

L'élaboration de stratégies de protection des populations précaires exige l'acquisition de connaissances sur l'utilisation de l'habitat et de l'espace (Bradford et Gurtin 2000, Pearson et Healey 2003, Nichols 2003, Cooke et al. 2005). Ces connaissances permettent de définir les habitats essentiels et les échelles spatiales à considérer pour assurer la pérennité des espèces et les protéger des pressions anthropiques régionales. En Amérique du Nord, plusieurs stratégies de conservation dont la mise en place a permis la protection efficace d'autres espèces de poissons (création d'aires protégées, élaboration de mesures légales pour réduire toutes atteintes aux habitats critiques et à la qualité de l'eau, élimination des obstacles à la migration, maintien d'un régime hydrique naturel et restauration d'habitats) pourraient être appropriées pour les catostomidés (Lewis et al. 1996, Graf 1999, Crivelli 2002, Cooke et al. 2005). D'ailleurs, certaines d'entre elles ont déjà été appliquées pour le chevalier cuivré (Branchaud et al. 1995, Gendron et Branchaud 1999, Fleury et Desrochers 2003, Bernatchez 2004).

Dans le cas du chevalier cuivré, peu d'informations sont disponibles sur l'utilisation de l'habitat, de l'espace et les déplacements au cours de l'ensemble du

cycle vital (Mongeau et al. 1986, 1992, Vachon 2003, COSEPAC 2004). Les captures historiques de chevaliers cuivrés ont montré qu'ils fréquentaient le fleuve Saint-Laurent et les rivières Noire, Yamaska, Maskinongé, Richelieu et des Mille Îles (Jenkins 1970, Mongeau et al. 1986). Cependant, il est maintenant envisageable que l'espèce ait disparu des rivières Yamaska et Noire, où la qualité de l'eau est fortement affectée par la pollution agricole et industrielle (Gendron et Branchaud 1997, De Lafontaine et al. 2002, Gaskin et al. 2003, COSEPAC 2004). Des études récentes suggèrent que les chevaliers cuivrés effectuent des migrations entre le fleuve et l'aval du barrage de Saint-Ours sur la rivière Richelieu, surtout pendant la période de reproduction (De Lafontaine et al. 2002, Vachon et Chagnon 2004, Lippé et al. 2004). La passe migratoire Vianney-Legendre a été construite afin de rétablir la libre circulation jusqu'au bassin de Chambly, où se trouve la frayère la plus productive de l'espèce. Des hypothèses ont également été émises sur l'existence de frayères dans le fleuve Saint-Laurent (Vachon et Chagnon 2004). Pour évaluer la taille de la population et tenter de déterminer les habitats utilisés dans fleuve Saint-Laurent, un suivi des captures commerciales accidentelles a été instauré (Vachon et Chagnon 2004). Cependant, la répartition de ces captures concentrées sur quelques lieux de pêche ne permet pas d'identifier, de caractériser et de délimiter les habitats essentiels à la survie de l'espèce (Vachon et Chagnon 2004). De toute évidence, les connaissances sur les habitats et les déplacements de l'espèce sont fragmentaires et demeurent à documenter afin de définir les habitats essentiels et mettre en place des stratégies de conservation et de restauration efficaces.

Face au manque de connaissances sur les habitats des catostomidés, les études se sont d'abord concentrées sur la description des patrons de déplacement et d'utilisation d'habitat (Tyus 1987, Tyus et Karp 1990, Kwak et Skelly 1992, Matheney et Rabeni 1995, Karp et Mueller 2002, Bunt et Cooke 2001, Pearson et Healey 2003, Jeffres et al. 2006). Les patrons de déplacement ont surtout été étudiés chez les adultes catostomidés pendant la fraye et la période post-fraye. Plusieurs études montrent que les déplacements sont principalement dictés par les changements saisonniers (e.g. température, débit, photopériode) et que le sexe et la taille ont peu d'influence (Funk 1957, Gerking 1959, Barton 1980, Tyus et Karp 1990, Matheney et Rabeni 1995, Modde et Irving 1998, Mueller et al. 2000, Bunt et al. 2001, Pearson et Healey 2003, Grabowski et Isely 2006). Généralement, les distances parcourues sont plus élevées au printemps que pendant les autres saisons. Pendant la période de reproduction, les chevaliers sont capables d'effectuer des migrations de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de kilomètres pour atteindre les sites de fraye (Scoppettone et al. 1983, Tyus et Karp 1990, Modde et Irving 1998, Bunt et Cooke 2001). Après la fraye, les migrations qui ont lieu marquent souvent le retour vers des habitats estivaux et automnaux plus productifs et riches en proies. Les taux de déplacement y sont moins importants et souvent circonscrits à l'intérieur d'une zone restreinte de quelques centaines de mètres carrés. Ceci nous permet de poser l'hypothèse que les déplacements des chevaliers cuivrés adultes devraient être plus importants au printemps, période à laquelle ils migrent vers les frayères, qu'au cours de l'été et de l'automne, périodes pendant lesquelles ils s'alimentent. De plus, ces déplacements devraient être peu influencés par le sexe et la taille des spécimens.

L'identification du domaine vital d'une espèce est une méthode couramment utilisée pour décrire l'utilisation de l'habitat. Principalement utilisé pour les mammifères terrestres, le terme domaine vital réfère à l'espace qu'un animal traverse et qui contient toutes les ressources pour subvenir à ses besoins (abri, nourriture, aire de reproduction) (Burt 1943, Samuel et Fueller 1994). Dans les systèmes lotiques, on utilise plutôt le concept de domaine vital linéaire, qui se réfère simplement à la longueur d'une rivière utilisée par un poisson (Vokoun 2003). Il a été employé pour décrire l'utilisation de l'habitat des catostomidés qui fréquentent de petites rivières (Tyus et Karp 1990, Matheney et Rabeni 1995, Pearson et Healey 2003). Cependant, ce concept est difficilement applicable aux espèces qui, tout comme le chevalier cuivré, fréquentent un grand fleuve. Très peu d'études ont estimé la taille des domaines vitaux avec les modèles d'analyse à deux dimensions appliqués aux mammifères terrestres (Burt 1943). La télémétrie est un outil efficace pour détecter les déplacements à de multiples échelles à l'intérieur d'habitats hétérogènes (Bunt et Cooke 2001, Jepson et al. 2002, Clark 2004). Elle a permis de décrire les patrons de déplacements et l'utilisation de l'habitat chez plusieurs espèces de catostomidés (Modde et Irving 1998, Cooke et Bunt 1999, Karp et Mueller 2002, Jeffres et al. 2006).

L'objectif général de cette étude est de documenter, à l'aide d'un suivi télémétrique, l'utilisation de l'habitat des chevaliers cuivrés au stade adulte dans une perspective de conservation des habitats essentiels. Plus précisément, l'objectif spécifique de l'étude est de tester l'influence des saisons (printemps, été, automne), du sexe et de la longueur des chevaliers cuivrés adultes sur leurs déplacements et la taille des domaines vitaux dans le système fluvial du Saint-Laurent.

1.2 Aire d'étude

L'aire d'étude est localisée dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent au Québec dans l'est du Canada. Elle inclut le tronçon fluvial du Saint-Laurent, qui s'étend du lac Saint-Louis jusqu'au lac Saint-Pierre, ainsi que trois tributaires : les rivières Richelieu, des Mille Îles et des Prairies (Figure 1.1a). Elle correspond à une portion de 127 km d'eau douce tempérée du fleuve Saint-Laurent, d'une largeur qui varie de 1 km dans le corridor fluvial à 14 km dans les lacs fluviaux. Dans les tributaires, l'aire d'étude s'étend, à partir de l'embouchure, sur 10 km dans la rivière des Mille Îles, 15 km dans la rivière des Prairies et 75 km dans la rivière Richelieu. La largeur des tributaires est toujours inférieure à 1 km. La zone d'étude couvre une superficie aquatique d'environ 1 000 km² caractérisée par la présence de plusieurs îles, dont les archipels du lac Saint-Pierre, de Contrecoeur et de Montréal. Elle coïncide presque entièrement avec l'aire de répartition historique du chevalier cuirré (Mongeau et al. 1986, 1988, 1992, Branchaud et Jenkins 1999, COSEPAC 2004).

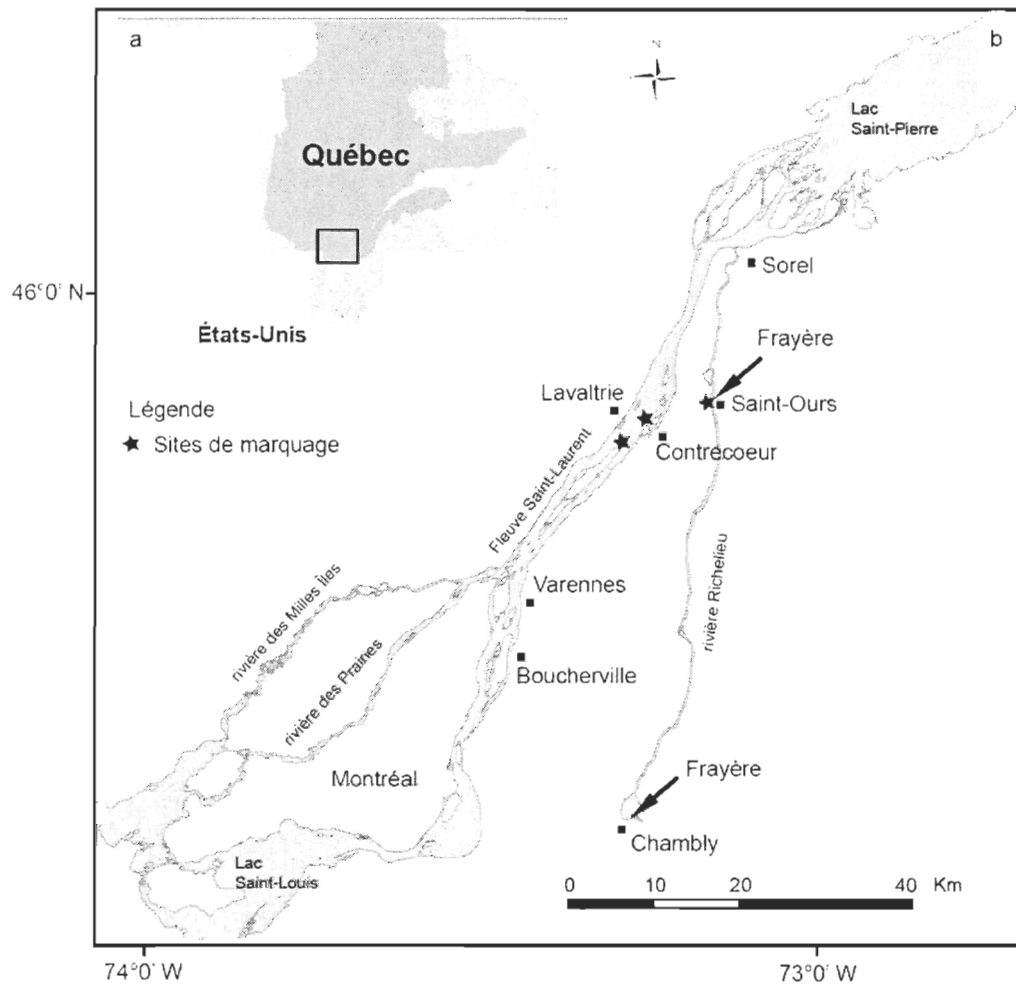


Figure 1.1 a. Aire d'étude et sites de marquage des chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent et la rivière Richelieu, à Saint-Ours (voir Figure 1.1b).

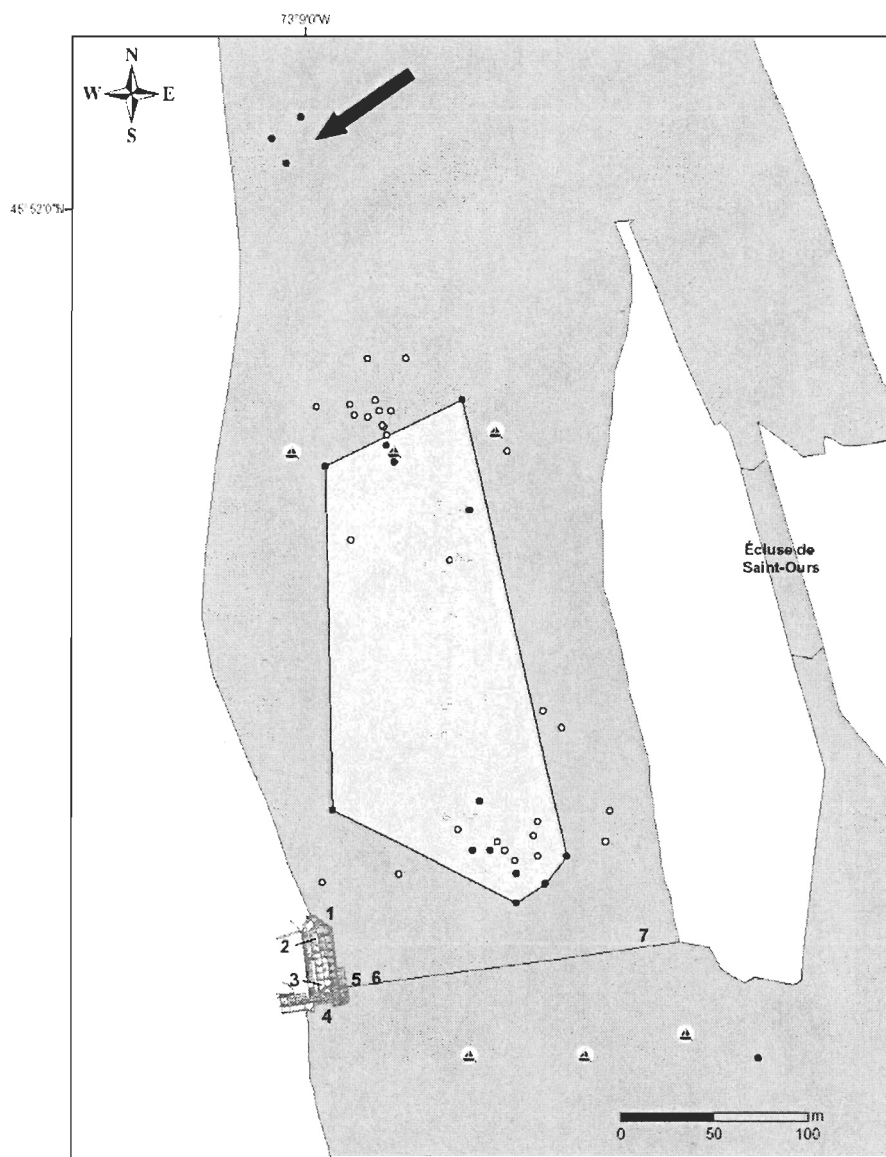


Figure 1.1b. Agrandissement du secteur de Saint-Ours dans la rivière Richelieu. Les chiffres de 1 à 7 représentent la localisation des antennes Yagi reliées à la station fixe et installées sur la passe migratoire Vianney-Legendre et le barrage de Saint-Ours. Les cercles vides représentent les localisations des chevaliers cuivrés munis d'un émetteur sur la frayère de Saint-Ours en 2004. Le polygone gris (PCM 100%) inclut les localisations (cercles pleins) effectuées pendant la période de fraie (du 14 juin au 2 juillet). La flèche indique une zone où du frai de chevalier cuivré a été récolté en 1995 et 1996 (Dumont et al. 1997). Les bouées de navigation sont représentées par les cercles avec un symbole de bateau.

La profondeur moyenne des lacs fluviaux et du tronçon fluvial est inférieure à cinq mètres alors qu'elle varie de 12 à 15 m dans le chenal de navigation. Dans les tributaires, la profondeur varie de moins d'un mètre dans la rivière des Mille Îles à neuf mètres dans la rivière Richelieu (Simoneau 1993, Brouillette 2007). Dans le corridor fluvial, la vitesse du courant varie de $0,7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ à $1,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ dans le chenal de navigation. Dans les lacs fluviaux et les zones ripariennes ($< 2 \text{ m}$), elle diminue à $0,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Hudon 1997).

Les eaux vertes fortement minéralisées des Grands Lacs et les eaux brunes de la rivière des Outaouais, qui possèdent des caractéristiques physico-chimiques distinctes, sont présentes à l'intérieur du tronçon fluvial à l'étude (Painchaud et Villeneuve 2003). La conductivité moyenne des eaux vertes dans le haut Saint-Laurent se situe autour de $298 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et la quantité de matières en suspension est d'environ $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Les eaux brunes de la rivière des Outaouais ont une conductivité inférieure à $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et la quantité de matières en suspension est de $7,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Rondeau et al. 2000, 2005). À l'embouchure du lac Saint-Pierre, les eaux vertes contribuent en moyenne à 80 % du débit du fleuve, mais cette contribution peut être très variable selon la période de l'année. Aussi, la contribution des eaux brunes oscille entre 16 % et 50% en période de crue printanière (Hébert et Belley 2005). Le débit annuel moyen atteint $10\,350 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ à l'embouchure du lac Saint-Pierre (Hébert et Belley 2005).

Les tributaires dans l'aire d'étude présentent des débits très variables selon les périodes de crue et d'étiage. La rivière Richelieu a un débit moyen de $341 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ qui

peut s'élever jusqu'à $1260 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ en période de crue printanière (avril et mai) et diminuer à $39,9 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ au mois de septembre, en période d'étiage (Simoneau 1993). Les rivières des Mille Îles et des Prairies sont alimentées essentiellement par les eaux de la rivière Des Outaouais, dont le débit est influencé par les opérations du barrage hydroélectrique de Carillon. La rivière des Prairies présente un débit qui varie de 700 à $1600 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (Nilo et al. 1997). Le débit de la rivière des Mille Îles varie d'environ $80 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ en période d'étiage (entre la mi-août et la mi-septembre) à près de $500 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ en période de crue printanière (Brouillette 2007).

1.3 Matériel et méthodes

1.3.1 Capture des poissons

Dans le fleuve Saint-Laurent, des observateurs ont suivi les activités de pêche commerciale pratiquées au printemps (du 1^{er} avril au 14 juin) dans le secteur de Lavaltrie et Contrecoeur (Figure 1.1a). Afin de conserver les captures accidentelles de chevaliers cuivrés adultes, les levées quotidiennes des verveux (5 cerceaux de 0,76 m de diamètre espacés de 0,64 m ; guideau : 9,8 m ; ailes : 3,7 m ; mailles étirées : 50 mm ; longueur de la tuque : 0,66 m) étaient examinées. Un maximum de 44 verveux ont été tendus simultanément à moins de deux mètres de profondeur au pourtour des îles et sur les hauts-fonds. Au cours de cette période de pêche commerciale autorisée, cinq chevaliers cuivrés adultes ont été capturés à deux stations différentes (Figure 1.1a). Ces captures étant insuffisantes, 15 chevaliers cuivrés ont également été capturés lors de

pêches scientifiques réalisées dans le cadre d'un programme de reproduction artificielle dans la rivière Richelieu à Saint-Ours. Une courte section de filet maillant flottant (longueur : 10 m ; hauteur : 2 m ; mailles étirées : 130 mm) a été tendue dans le bassin aval de la passe migratoire Vianney-Legendre entre le 28 mai et le 17 juin 2004 (Figure 1.1b).

Au cours de l'étude, la longueur totale (LT, mm), le poids (g), le sexe et le stade de maturité sexuelle (Nikolsky 1963) ont été notés pour tous les chevaliers cuivrés capturés. Le sexe et le stade de maturité sexuelle ont été déterminés par l'expulsion des produits sexuels et par la présence chez le mâle ou l'absence chez la femelle de tubercules nuptiaux sur le museau et sur les nageoires anale et caudale.

1.3.2 Marquage et suivi télémétrique

Les chevaliers cuivrés capturés ont d'abord été transférés dans un bassin de rétention oxygéné. Deux techniques ont été utilisées pour les munir d'un émetteur : l'insertion interne dans la cavité abdominale et la fixation externe operculaire. L'insertion interne a été pratiquée en utilisant la méthode de Ross et Kleiner (1982) : l'émetteur était positionné au-dessus de la ceinture pelvienne et l'antenne ressortait par un orifice différent de celui de l'incision situé entre la ceinture pelvienne et l'anus. L'insertion interne a été réalisée selon des techniques de chirurgie connues (Summerfelt et Smith 1990) : 1- anesthésie par balnéation (5-7 min., solution d'huile de clou de girofle de 100 mg.l⁻¹; Peake 1998), 2- retrait des écailles (environ huit) au site

d'incision, 3- désinfection des instruments, du site d'incision et de l'émetteur (chlorexidine 0,5 %), 4- perforation d'un orifice (aiguille de 2 mm de diamètre) pour le passage d'un cathéter (Sovereign en plastique 56 cm) et de l'antenne, 5- incision sur la ligne médio-ventrale (3 cm), 6- fermeture de l'incision (3-4 points de suture interrompus simples, Ethicon, monofilament non résorbables 2-0, aiguille tranchante CP-1, 1/2), 7- application de colle chirurgicale (3M Vetbond) et 8- injection d'antibiotique (oxytétracycline, $55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) pour prévenir les risques d'infection.

La fixation externe consistait à attacher l'émetteur sur l'opercule du poisson à l'aide d'un fil en acier inoxydable de 1 mm de diamètre en forme de «U». Les trous dans l'émetteur nécessaires à la fixation externe ont été modifiés par le fournisseur (Lotek Wireless Inc.) : le premier était situé à proximité de l'antenne radio et le second au centre de l'émetteur. Deux trous de 1,5 mm de diamètre distants de 25 mm ont été perforés sur l'opercule à l'aide d'une perceuse équipée d'une mèche en acier inoxydable et d'un guide en plastique couvrant les deux côtés de l'opercule. La mèche était munie d'un bloqueur afin d'éviter des dommages aux branchies.

Après la pose de l'émetteur, les poissons ont été placés en observation dans le bassin d'eau oxygénée. Ils ont récupéré de l'anesthésie à l'intérieur d'une période de 3 à 12 minutes. Le temps moyen des manipulations a été de $2,5 \pm 1,0$ minutes (étendue : 1-5 minutes, $n = 16$) pour la fixation externe et de $9 \pm 2,7$ minutes (étendue : 7-13 minutes, $n = 4$) pour l'insertion interne. Le ratio *poids de l'émetteur : poids du poisson* variait entre 0,37 et 0,62. Après le marquage, tous les poissons ont récupéré rapidement (externe $8,4 \pm 1,8$ minutes, étendue : 5-11 minutes; interne $7,8 \pm 1,5$ minutes, étendue :

7-10 minutes) : ils ont parfaitement maintenu leur équilibre et ont nagé activement dans le bassin de rétention avant leur remise à l'eau. Les poissons marqués ont été remis à l'eau après une période d'observation de 12 à 101 minutes. Les spécimens capturés dans le fleuve Saint-Laurent ont été remis à l'eau au site de capture et ceux capturés dans la passe migratoire ont été relâchés en amont du barrage de Saint-Ours afin qu'ils puissent poursuivre leur migration vers la frayère de Chambly. Les opérations de marquage ont été réalisées à des températures de l'eau inférieures à 20 °C.

Les 20 chevaliers cuivrés adultes ont été munis d'émetteurs codés de type combiné statique radio-acoustique (Lotek Wireless Inc. ; modèle CART 14-1 ; 55 x 14 mm ; 22 g dans l'air ; cycle de programmation 16 heures activé (jour) / huit heures interrompu (nuit) ; intervalle d'émission de 2,5 secondes ; 181 jours de longévité ; cinq fréquences radio : 150,240 à 150,320 MHz ; deux fréquences acoustiques : 66 et 77 kHz). Les ondes radio et ultrasoniques étaient émises en alternance. L'interruption d'émission de signaux pendant la nuit, pendant qu'aucun suivi n'était effectué, a servi à prolonger la durée des piles. Le modèle d'émetteurs de type radio-acoustique sélectionné est généralement utilisé dans des milieux caractérisés par une grande variabilité des conditions physico-chimiques qui risquent de nuire à la transmission des signaux lorsque le poisson se déplace dans un type d'habitat défavorable aux ondes radio ou ultrasoniques (Winter 1996). Ce type d'émetteur a été retenu en raison de la présence des deux masses d'eau distinctes et de la grande variété d'habitats rencontrés à l'intérieur de la zone d'étude (e.g., rapides à courant fort et turbulent, habitat lentique peu profond à forte densité de végétation, habitat lotique profond, lac fluviaux, archipels).

Le suivi télémétrique a été réalisé dans l'aire d'étude en embarcation et en aéronef. Le repérage en embarcation a été effectué de jour par deux équipes de suivi, de cinq à sept fois par semaine, du 27 avril au 26 novembre 2004. Dans les tributaires, le repérage a été effectué en suivant un transect parallèle à la rive, au centre du cours d'eau. Dans le fleuve, les transects parallèles à la rive étaient espacés de 1,2 km. Le repérage a été effectué en mode radio dans les secteurs peu profonds et en mode sonique dans les fosses et les chenaux plus profonds. Les poissons ont été localisés en utilisant la méthode du homing (White et Garrot 1990, Samuel et Fueller 1994) à l'aide d'un récepteur SRX-400 (Lotek Wireless, Inc.). En mode radio, le récepteur était relié à une antenne Yagi 4 éléments fixée sur un mat de 3,7 m. En mode sonique, il était relié à un hydrophone directionnel (Lotek Wireless Inc., modèle HPA-D-2) fixé sur un tube d'acier de 3,1 m. Afin de retrouver les spécimens dont le signal était perdu, cinq sessions de repérage en aéronef ont été effectuées entre le 6 juillet et le 16 novembre à l'aide de deux antennes H fixées sur l'aéronef. À chacune des localisations, les coordonnées géographiques ont été déterminées à l'aide d'un appareil GPS. En moyenne, chaque spécimen a été localisé 2,3 fois par semaine au cours de l'étude.

Une station fixe de repérage a également été en opération 24 heures par jour sur le barrage de Saint-Ours et la passe migratoire Vianney-Legendre entre le 16 juin et le 19 août 2004. Elle permettait de suivre la migration des poissons en dévalaison et les déplacements des poissons sur le bief aval du barrage de Saint-Ours et dans la passe migratoire Vianney-Legendre (Figure 1.1b). Les poissons ont été repérés à l'aide d'un récepteur SRX-400 (Lotek Wireless, Inc.) relié à sept antennes : trois antennes Yagi

cinq éléments couvraient la façade aval de la passe migratoire et du barrage, une couvrait la façade amont, une antenne Yagi trois éléments couvrait la sortie de la passe migratoire et deux antennes H couvraient l'intérieur des bassins B-13 et B-17 (Figure 1.1b). Les antennes ont été disposées de façon à ce que leur zone de réception couvre toute la superficie de la frayère de Saint-Ours située à environ 340 m en aval du barrage, ainsi qu'une section (entre 40 et 60 m) située en amont. Les données enregistrées par la station fixe ont été recueillies 2 fois par mois.

La marge d'erreur des localisations télémétriques a été évaluée pour chaque observateur à partir d'émetteurs en position connue, cachés dans l'aire d'étude à une profondeur similaire à celle des sites utilisés par les chevaliers cuivrés (1-4 m). Pour les quatre observateurs, l'erreur moyenne était de 9 ± 4 m ($n = 3$), 13 ± 9 m ($n = 6$), 15 ± 10 m ($n = 5$) et 17 ± 13 m ($n = 7$) respectivement. L'erreur moyenne globale entre les observateurs était de 14 ± 10 m.

1.3.3 Analyse des données de télémétrie

Toutes les localisations télémétriques ont été consignées sur une carte en format numérique (échelle 1 : 20 000). Puisque la majorité (14 sur 16) des émetteurs externes operculaires sont tombés avant la fin du suivi télémétrique, les localisations de chaque poisson ont été examinées individuellement afin de ne retenir que celles valides. Les localisations invalides étaient déterminées lorsque le mouvement du poisson ne pouvait plus être détecté, c'est-à-dire que la distance entre les localisations consécutives était

inférieure à l'erreur moyenne des observateurs. Au total, 132 localisations ont été retranchées de l'analyse.

Pour l'analyse des déplacements, nous avons considéré cinq périodes de temps qui correspondent à la biologie du chevalier cuirvé (Mongeau et al. 1986, 1992) et à des changements de comportements induits par les changements saisonniers dans l'habitat (Harris et al. 1990) : 1- la période printanière pré-fraye (du début du suivi télémétrique le 27 avril 2004 jusqu'au début de la migration de fraye), 2- les migrations pré-fraye et post-fraye (variables selon les individus), 3- la fraye (du 14 juin au 2 juillet 2004, soit l'intervalle de temps entre la présence du premier et du dernier individu sur les frayères de Saint-Ours et de Chambly) (Tyus et Karp 1990), 4- la période estivale (de la fin de la migration post-fraye jusqu'au 30 septembre 2004) et 5- la période automnale (du 1^{er} octobre jusqu'à la fin du suivi télémétrique le 26 novembre 2004). Au cours de l'étude, un déplacement a été simplement défini comme étant le mouvement d'un poisson, de petite ou de grande ampleur, d'un lieu à un autre. Les migrations ont été considérées comme des déplacements de grande ampleur effectués sur de courtes périodes de temps entre deux habitats essentiels pour compléter le cycle vital.

Pour chaque poisson, les distances minimales parcourues entre deux localisations ont été calculées à l'aide des logiciels Arc View 3.2 et Arc GIS 9, ainsi que des extensions Animal Movement Analysis (AMAE, version 2.0, Hooge et Eichenlaub 2000) et Spatial Analyst (Environmental Systems Research Institute Inc. 2004). Les taux de déplacement (distance entre deux localisations consécutives divisée par l'intervalle de temps) ont été compilés par période du cycle vital, ce qui permettait de

standardiser les données de déplacement. En raison des importantes variations interindividuelles, la période de temps utilisée pour calculer les taux de déplacement correspondait aux cinq périodes du cycle vital telles que définit précédemment plutôt qu'en fonction d'une échelle temporelle absolue (e.g. semaine, mois). Les enregistrements de la station fixe à Saint-Ours ont été utilisés pour calculer les temps de résidence des chevaliers cuivrés présents sur la frayère située en aval du barrage pendant la période de reproduction.

La taille des domaines vitaux printaniers, estivaux et automnaux a été calculée à l'aide de la méthode du polygone convexe minimum 100 % (PCM 100; Hooge et Eichenlaub 2000). L'analyse de stabilité de la taille des domaines vitaux en relation avec le nombre de localisations a été effectuée à partir d'une procédure *bootstrap* afin de ne retenir que les domaines vitaux stables pour les comparaisons statistiques (Hooge et al. 2000). Les localisations utilisées pour les calculs de tous les domaines vitaux étaient séparées par des intervalles de temps supérieurs à une journée et considérées indépendantes. Les déplacements migratoires ont été exclus des calculs. La taille des domaines vitaux a été corrigée en excluant les superficies non aquatiques. La méthode du PCM 100 a également été utilisée pour calculer la taille de l'aire fréquentée par les poissons en période de reproduction sur les frayères de Saint-Ours et de Chambly. Dans ce cas, les polygones ont été construits en utilisant les localisations combinées de tous les individus ayant fréquenté l'une ou l'autre des frayères.

La méthode du PCM doit être complétée par une autre analyse pour décrire l'intensité de l'utilisation de l'espace (Worton 1989). La taille des centres d'activités à

l'intérieur des domaines vitaux a été calculée à l'aide de la méthode probabiliste des contours Kernel 50 %. Le paramètre de lissage (facteur H) a été estimé à l'aide de la méthode *Least square cross validation* (LSCV) (Worton 1989, Worton 1995, Seaman et Powell 1996, Hooge et Eichenlaub 2000). La méthode des contours Kernel estime l'intensité de l'utilisation de l'espace à l'aide d'une fonction de probabilité de densité. Elle calcule l'aire minimale à l'intérieur de laquelle l'animal a une probabilité prédéterminée d'être rencontré (Worton 1995).

1.3.4 Analyses statistiques

Les taux de déplacement (en mètres par jour) ont été comparés entre les périodes et le sexe à l'aide d'une ANOVA à deux facteurs croisés après une transformation logarithmique₁₀ des données, suivi d'un test de Tuckey. Les taux de déplacement ont également été comparés entre les individus pour chacune des périodes du cycle vital annuel prises individuellement. Pendant les périodes migratoire (pré-fraye et post-fraye combinées), de fraye, estivale et automnale, les taux de déplacements ont été comparés à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis suivi d'un test de Dunn, tandis que pendant la période pré-fraye, ils ont été comparés à l'aide d'une ANOVA à un facteur après transformation logarithmique₁₀ des données, suivie d'un test de Tuckey. L'influence de la période et du sexe sur la taille des domaines vitaux a été évaluée à l'aide d'une ANOVA à deux facteurs croisés après une transformation logarithmique₁₀ des données.

Le coefficient de corrélation de Pearson a été utilisé afin d'établir la relation entre les taux de déplacement moyens et la taille des domaines vitaux estivaux (après transformation logarithmique₁₀ des données). La relation entre la longueur des poissons, la taille des domaines vitaux et les taux de déplacement ont aussi été évaluées à l'aide d'un coefficient de corrélation de Pearson.

1.4 Résultats

1.4.1 Capture, marquage et suivi télémétrique

Entre le 27 avril et le 17 juin 2004, 20 spécimens (11 mâles et neuf femelles) ont été munis d'un émetteur codé interne (quatre poissons) ou externe operculaire (16 poissons) de type combiné statique radio-acoustique (Tableau 1.1). De ce nombre, quatre chevaliers cuivrés avaient été marqués antérieurement à l'aide d'une étiquette de type transpondeur passif lors du suivi des captures accidentelles dans le fleuve Saint-Laurent. La taille et le poids moyen des mâles étaient de $642,3 \pm 19,2$ mm et $4341,8 \pm 428,9$ g ($n = 11$). Chez les femelles, ils étaient de $653,7 \pm 37,0$ mm et $4664,4 \pm 813,4$ g ($n = 9$; Tableau 1.1). Dix-sept des poissons marqués ont bénéficié d'une période de récupération variant entre 3 et 28 jours entre le marquage et la période de reproduction (14 juin au 2 juillet). Seuls trois spécimens ont été marqués pendant la période de fraie. Les chevaliers ont été suivi durant une période variant de 14 à 180 jours (moyenne : 99 ± 54 jours) (Tableau 1.1). Tous les spécimens munis d'un émetteur interne ont été suivis jusqu'à l'épuisement des piles. Leur taux de rétention fut de 100 %, alors que celui des

émetteurs externes fut faible (12 %). En effet, 14 des 16 individus munis d'un émetteur externe operculaire ont progressivement perdu leur émetteur sur une période de 14 à 175 jours (moyenne : 90 ± 42 jours). Deux émetteurs operculaires ont été récupérés au cours de l'étude.

Aucun spécimen marqué sur l'opercule n'a été recapturé pour évaluer les effets du marquage sur le poisson. Par contre, une femelle munie d'un émetteur interne en 2004 (code 6) a été recapturée le 18 juin 2005 (LT : 624 mm; 3850 g) dans la passe migratoire Vianney-Legendre à Saint-Ours. L'incision pratiquée était complètement cicatrisée et recouverte d'écailles de remplacement. Aucune abrasion n'a été observée autour du point de la sortie de l'antenne (Figure 1.2) et la femelle était sexuellement mature.

Le suivi télémétrique a permis d'enregistrer 618 localisations (incluant celles des captures) entre le 27 avril et le 26 novembre 2004 (Figure 1.3). Parmi ces localisations, 606 ont été récoltées en bateau et 12 en aéronef. Le nombre moyen de localisations obtenu pour les spécimens suivis était de 31 ± 18 ($n = 20$; Tableau 1.1). La station fixe a permis de recueillir 22 451 enregistrements sur neuf individus qui ont franchi la zone de réception ou qui sont demeurés à l'intérieur pendant plusieurs jours. En se basant sur le déplacement des poissons, aucune mortalité n'est survenue au cours de la période d'étude.

Tableau 1.1. Caractéristiques biologiques et synthèse des données de capture, de marquage, et de suivi télémétrique recueillies pour chaque chevalier cuivré adulte muni d'un émetteur dans le système du fleuve Saint-Laurent en 2004.

Code	Date de capture	Site de capture	LT (mm)	Poids (g)	Sexe	Méthode de marquage	Rétention	Temps de suivi (jours)	Nb de localisations	Nb de localisations moyen par semaine	Distance maximale du site de relâche (km)
3	03 Juin	Richelieu	633	4060	M	Interne	Complète	118	18	0,79	80,0
4*	01 Juin	Richelieu	661	4600	M	Externe	Partielle	98	35	1,83	73,4
5	27 Avril	Fleuve	625	3820	M	Externe	Partielle	64	38	3,98	47,9
6*	27 Mai	Fleuve	610	4300	F	Interne	Complète	180	52	1,94	48,1
7	03 Juin	Richelieu	710	5520	F	Externe	Partielle	14	7	2,63	51,4
8	28 Mai	Richelieu	610	4560	M	Externe	Partielle	36	12	1,83	43,5
9	01 Juin	Richelieu	670	5040	M	Externe	Complète	175	60	2,32	92,3
10	17 Juin	Richelieu	615	3760	F	Externe	Partielle	97	31	2,12	87,5
11	01 Juin	Richelieu	655	4800	M	Externe	Partielle	100	17	0,88	47,7
12	10 Mai	Fleuve	671	4660	M	Interne	Complète	137	50	2,03	48,1
13	08 Juin	Fleuve	675	4740	F	Interne	Complète	145	14	0,61	93,3
14*	17 Juin	Richelieu	625	3680	M	Externe	Partielle	56	22	1,77	65,2
15	03 Juin	Richelieu	633	4200	M	Externe	Partielle	90	25	1,83	80,1
16	11 Juin	Richelieu	636	4000	M	Externe	Partielle	74	25	2,24	11,8
17	28 Mai	Richelieu	691	5800	F	Externe	Complète	143	54	2,51	51,5
18*	01 Juin	Richelieu	665	4900	F	Externe	Partielle	83	26	2,06	7,9
19	03 Juin	Richelieu	646	4340	M	Externe	Partielle	118	25	1,39	51,5
20	17 Juin	Richelieu	613	3560	F	Externe	Partielle	91	22	1,58	11,0
21	11 Juin	Richelieu	633	3980	F	Externe	Partielle	53	11	1,27	43,4
22	04 Mai	Fleuve	671	5420	F	Externe	Partielle	149	74	3,41	48,0

*Recapture d'un marquage antérieur.



Figure 1.2. Femelle munie d'un émetteur interne (code 6) le 27 mai 2004 et recapturée dans la passe migratoire Vianney-Legendre le 18 juin 2005.

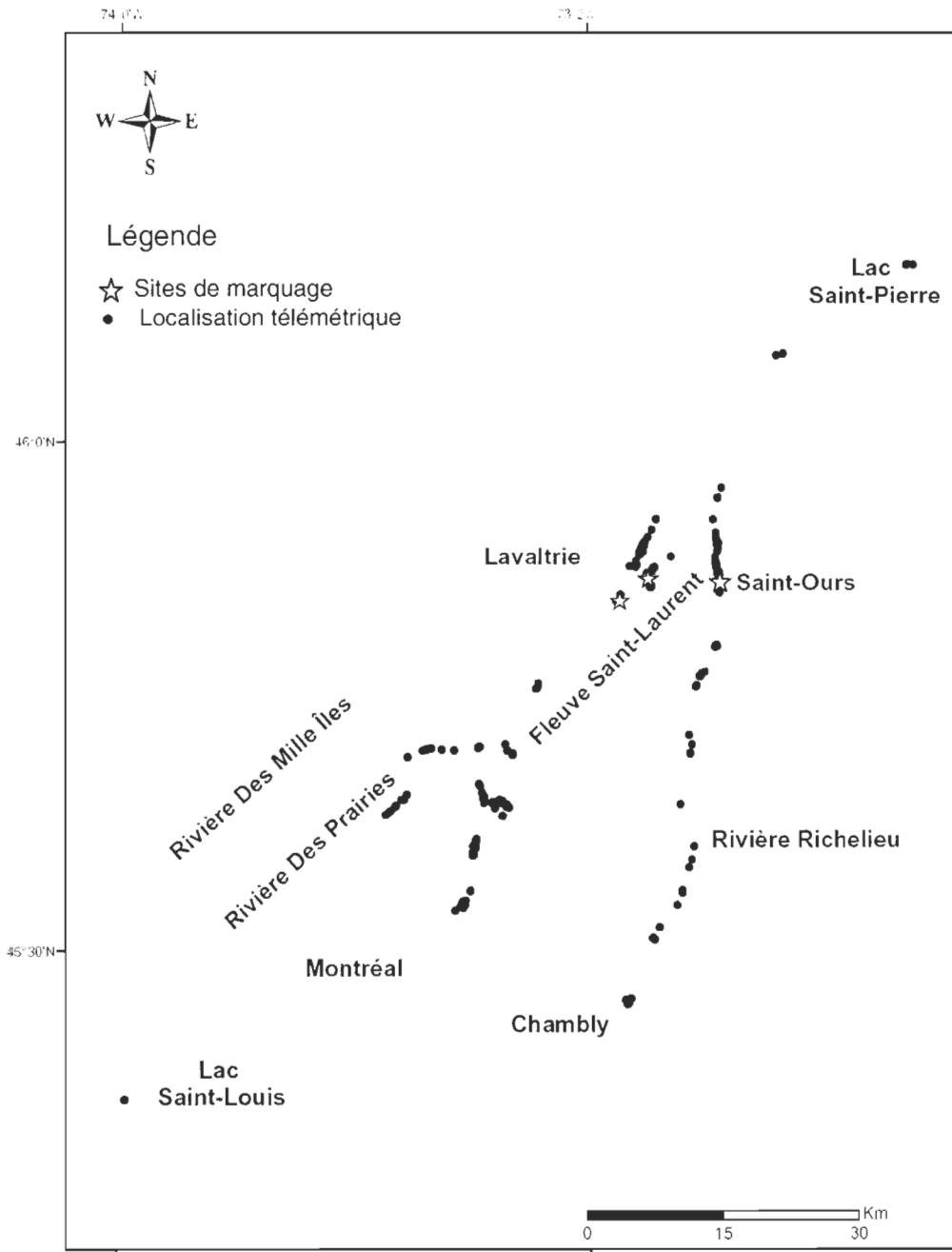


Figure 1.3. Localisations télémétriques des chevaliers cuivrés adultes dans le système du fleuve Saint-Laurent en 2004.

1.4.2 Déplacements

Les patrons généraux de déplacements sont décrits en fonction des périodes du cycle vital des chevaliers cuivrés : le printemps (pré-fraye) et les migrations, la fraye, l'été et l'automne (post-fraye). Les patrons de déplacements individuels sont présentés aux annexes 2 à 21.

1.4.2.1 La période printanière et les migrations

Les cinq poissons marqués dans le Saint-Laurent ont effectué des déplacements migratoires vers l'amont du Saint-Laurent ou vers la rivière Richelieu en moyenne 6,6 jours après leur relâche. Quatre d'entre eux (les mâles codes 5 et 12 et les femelles codes 6 et 22) ont amorcé une migration vers les sites de fraye de la rivière Richelieu sur une période qui s'étend du 30 avril au 7 juin (Annexes 4, 5, 11 et 21). Ils sont arrivés sur la frayère de Saint-Ours entre le 28 mai et le 14 juin après avoir parcouru une distance moyenne de 54,3 km (étendue : 45,3 à 72,1 km). Le mâle code 12 a fait un aller-retour entre le fleuve Saint-Laurent et la rivière Richelieu avant la période de fraye et a parcouru plus de 151 km (annexe 11B). Seul le spécimen code 13, marqué le plus tardivement, n'a pas fréquenté la rivière Richelieu. Après la reproduction, trois des quatre chevaliers cuivrés (codes 6, 12, 22) ont quitté la frayère de Saint-Ours et sont retournés rapidement vers le Saint-Laurent parcourant une distance moyenne de 72,1 km (étendue : 44,3 à 91,9 km). Le spécimen code 5 a perdu son émetteur sur la frayère de Saint-Ours le 30 juin 2004.

Parmi les 15 chevaliers cuivrés capturés dans la passe migratoire Vianney-Legendre à Saint-Ours sur la rivière Richelieu et remis à l'eau en amont du barrage, quatre types de déplacement ont été observés.

Premièrement, six spécimens (codes 7, 8, 16, 18, 19 et 21) sont demeurés en amont de la passe migratoire durant toute la période de leur suivi télémétrique (du 28 mai au 1^{er} octobre 2004). Deux d'entre eux (femelle code 7 et mâle code 19) ont effectué une migration de 51 km jusqu'au bassin de Chambly. Ils sont arrivés sur la frayère de Chambly le 8 juin, soit cinq jours après leur marquage. Les quatre autres spécimens (codes 8, 16, 18 et 21) se sont également déplacés en amont de la passe migratoire sur une distance moyenne de 26,6 km (étendue : 7,8 à 43,4 km), mais ils ont interrompu leur migration avant d'atteindre la frayère de Chambly.

Deuxièmement, trois spécimens (mâle code 9 et femelles codes 10 et 17) se sont déplacés en amont de la passe migratoire jusqu'au bassin de Chambly après leur marquage et sont retournés au fleuve après la fraye. Ils sont arrivés sur la frayère de Chambly entre le 10 et le 21 juin, de quatre à 24 jours après leur marquage. Après la reproduction, ils ont parcouru une distance moyenne de 125,3 km (étendue : 101,6 à 137,6 km) jusqu'au Saint-Laurent.

Troisièmement, cinq spécimens (codes 3, 4, 11, 14 et 15) ont dévalé la rivière Richelieu jusqu'au Saint-Laurent en moyenne 3,8 jours (étendue : un à dix jours) après le marquage, parcourant une distance moyenne de 69,2 km (étendue : 48,3 à 80,5 km).

À l'exception du spécimen code 14 qui a quitté la frayère de Saint-Ours le 18 juin, ils avaient tous quitté les sites de fraie avant la période de reproduction.

Finalement, le spécimen code 20 s'est déplacé sur une distance de 11 km en amont du barrage de Saint-Ours pour ensuite retourner vers son point de départ. Il a franchi le barrage pour rejoindre les autres poissons sur la frayère de Saint-Ours le 20 juin, trois jours après sa relâche. Il y est demeuré jusqu'à la perte de son émetteur le 17 septembre (annexe 19).

1.4.2.2 Déplacements au cours de la période de reproduction

Parmi les 15 chevaliers cuivrés qui ont amorcé une migration vers l'amont après leur marquage, 11 d'entre eux (codes 5, 6, 7, 9, 10, 12, 14, 17, 19, 20, 22) ont été localisés sur au moins une de ces deux frayères. Cinq individus (codes 7, 9, 10, 17 et 19) ont été repérés sur la frayère de Chambly, mais aucune localisation n'a été effectuée à l'intérieur des limites du refuge faunique Pierre-Étienne-Fortin (Figure 1.4). Quelques localisations ont été effectuées à une dizaine de mètres du refuge, mais la majorité des localisations ont été effectuées à plus de 500 m au sud-ouest des zones de fraie de chevaliers cuivrés répertoriées en rive gauche. Deux localisations ont également été effectuées à une centaine de mètres en aval d'une zone de fraie et de dépôt d'œufs répertoriées (Gendron et Branchaud 1999).

Pendant la période de fraye, les femelles ont eu des taux moyens de déplacement supérieurs à ceux des mâles ($p = 0,045$; femelles : 707,8 m/jour, $n = 6$; mâles : 47,6 m/jour, $n = 5$; Tableau 1.3). La majorité des mâles se sont peu déplacés une fois arrivés sur les frayères, alors que la majorité des femelles ont fait plusieurs allers et retours entre les frayères et les secteurs aval. Aucun poisson marqué n'a été relocalisé dans la passe migratoire après son marquage. Il n'y avait pas de corrélation significative entre la longueur totale des individus et le taux moyen de déplacements pour la fraye ($r_{\text{pearson}} = -0,346$, $p = 0,297$, $n = 11$).

À Saint-Ours, la superficie de l'aire fréquentée par les poissons sur la frayère a été estimée à $2,3 \cdot 10^{-2} \text{ km}^2$ (Figure 1.1b). Pendant la période de reproduction, cinq poissons (codes 5, 6, 9, 14 et 20) ont passé plus de 60% de leur temps sur la frayère en aval du barrage (Tableau 1.2). Parmi les spécimens marqués dans le Saint-Laurent, les deux mâles (codes 5 et 12) ont fréquenté la frayère pendant une période de 4 et 33 jours et les deux femelles (codes 6 et 22) pendant une période de 17 et 26 jours. Les enregistrements de la station fixe à Saint-Ours ont indiqué que les poissons effectuaient fréquemment des déplacements hors de la zone de réception des antennes entre 17 h et l'arrêt de leur émetteur pendant la nuit.

À Chambly, la superficie de l'aire fréquentée par les poissons a été estimée à $3 \cdot 10^{-2} \text{ km}^2$ (PCM 100% ; Figure 1.4). Les temps de résidence des poissons sur la frayère sont moins précis vu l'absence de station fixe. Les femelles (codes 10, 17 et 7) ont fréquenté la frayère moins longtemps que les mâles, soit deux, quatre et huit jours respectivement. Les mâles (code 9 et 19) y sont demeurés 15 et 30 jours respectivement.

Le mâle code 9 est le seul spécimen qui se soit arrêté en aval de la passe migratoire sur la frayère de Saint-Ours au cours de sa dévalaison de Chambly. Il est demeuré sur la frayère durant quelques heures du 29 juin (matin) au 30 juin (soir) en présence de quatre autres spécimens (codes 5, 6, 20 et 22).

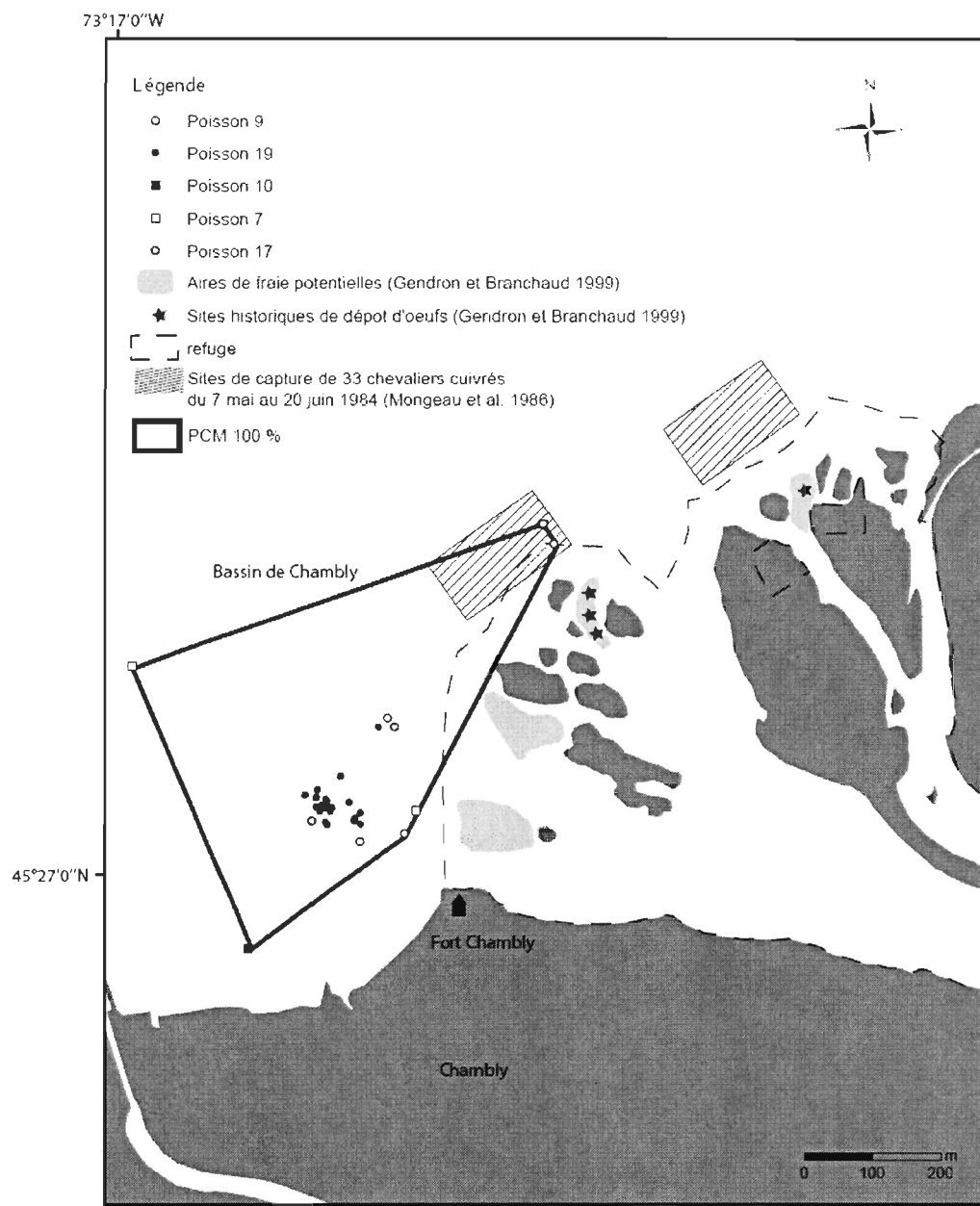


Figure 1.4. Localisations télémétriques et aire fréquentée (PCM 100%) par les chevaliers cuivrés adultes dans le bassin de Chambly en 2004.

Tableau 1.2. Temps de résidence des chevaliers cuivrés adultes sur la frayère de Saint-Ours pendant la période de fraye, du 14 juin au 2 juillet 2004.

Code	Ouverture ¹	Fermeture ¹	Durée (h)	Jours potentiels ²	Temps de résidence potentiel (h) ³	Jours réels ⁴	Temps de résidence réel ⁵	Taux de résidence (%) ⁶
5	06:45	22:46	16	15	240	15	225 h 15 min	93,9
6	07:15	23:15	16	17	272	17	177h 22 min	65,2
9	09:15	01:45	16	2	32	2	27 h 20 min	85,4
10	12:06	04:06	16	6	96	1	11 min	0,2
12	06:54	22:54	16	3	48	3	8 h 14 min	17,2
14	12:04	04:04	16	3	48	3	30 h 50 min	64,2
17	07:28	23:28	16	2	32	0	0	0
20	12:06	04:06	16	16	256	13	182 h 26 min	71,3
22	07:32	23:32	16	16	256	8	94 h 59 min	37,1

¹ Heures programmées de mise en marche et d'arrêt de l'émetteur, la durée d'ouverture étant de 16 h par jour.

² Nombre de jours où l'individu se trouvait à proximité de la frayère en aval du barrage de Saint-Ours, ou dans la zone de réception des antennes en amont du barrage.

³ Temps maximal que l'individu a passé pendant l'ouverture de son émetteur à proximité de la frayère en aval du barrage de Saint-Ours, ou dans la zone de réception des antennes en amont du barrage.

⁴ Nombre de jours passés par l'individu sur la frayère de Saint-Ours pendant la période d'ouverture de son émetteur.

⁵ Temps passé par l'individu sur la frayère de Saint-Ours pendant la période d'ouverture de son émetteur.

⁶ (Temps de résidence réel / Temps de résidence potentiel)*100

1.4.2.3 Taux de déplacement

Les taux moyens de déplacement les plus élevés ont été mesurés pendant les migrations alors que les taux les moins élevés ont été mesurés pendant l'été (Tableau 1.3). La période du cycle vital annuel a influencé de façon significative le taux de déplacement des chevaliers cuivrés ($p < 0,001$). Les taux moyens de déplacement effectués au printemps et pendant les migrations (4,7 et 6,6 km/jour) étaient significativement plus élevés (test de Tuckey $p < 0,05$) que ceux effectués pendant la fraye (0,41 km/jour) et les périodes estivale (0,13 km/jour) et automnale (0,16 km/jour) (Figure 1.5a). Par contre, il n'y a pas d'influence du sexe ($p = 0,067$) sur le taux moyen de déplacement à l'intérieur des domaines vitaux, ni d'interaction des facteurs sexe et période ($p = 0,332$; Figure 1.5b).

Printemps et migrations

Il n'y avait pas de corrélation entre la longueur totale des individus et le taux moyen de déplacements pendant les migrations (pré et post-fraye confondues ; $r_{\text{pearson}} = 0,064$, $p = 0,788$, $n = 20$). Les données étaient insuffisantes pour tester l'existence d'une corrélation entre la longueur totale des individus et le taux moyen de déplacements au printemps ($n = 4$). Aucune différence significative des taux de déplacements migratoires n'a été observée entre les individus ($p = 0,457$; Figure 1.6). Par contre, les taux moyens de déplacement entre les individus étaient significativement différents pendant la période pré-fraye ($p = 0,002$). Les individus codes 5 et 6 ont eu des taux moyens de

déplacement supérieurs à celui de l'individu code 12 (test de Tuckey $p < 0,05$; Figure 1.7).

Tableau 1.3. Moyenne des taux de déplacement (en mètres par jour) pour chaque période du cycle vital (ND = non déterminé).

Code Poisson	Périodes																	
	Total			Printemps			Migrations			Fraye			Été			Automne		
	Moy.	Écart-type	n ¹	Moy.	Écart-type	n ¹	Moy.	Écart-type	n ¹	Moy.	Écart-type	n ¹	Moy.	Écart-type	n ¹	Moy.	Écart-type	n ¹
3	412,70	712,61	16	-	-	-	1906,7 ³	136,3	2	-	-	-	66,5	65,9	7	102,7	56,7	6
4	102,77	349,56	33	-	-	-	2291,7 ^{2,3}	844,1	4	-	-	-	17,6	24,4	27	9,4	0,3	2
5	2847,54	5757,80	36	3517,9	6457,6	10	4944,2 ²	7036,3	13	18,0	14,4	13	-	-	-	-	-	-
6	1553,76	4229,49	52	13506,1	5965,3	2	9582,4 ^{2,3}	50,9	2	2993,9	6462,5	13	161,1	136,9	23	251,3	475,7	12
7	5880,73	8412,69	5	-	-	-	15373,6 ^{2,3}	9283,6	3	233,2	ND	1	2,8	ND	1	-	-	-
8	889,62	2784,52	10	-	-	-	8814,5 ²	ND	1	-	-	-	9,1	9,4	9	-	-	-
9	1312,29	3108,16	58	-	-	-	14640,9 ^{2,3}	4970,1	8	159,0	128,4	4	316,8	495,2	32	328,0	546,9	14
10	2624,73	6039,62	31	-	-	-	23974,8 ^{2,3}	8602,3	7	187,3	ND	1	155,6	371,1	23	-	-	-
11	298,89	387,67	15	-	-	-	1231,7 ^{2,3}	376,2	6	38,3	ND	1	106,1	251,9	7	7,6	ND	1
12	1395,53	3427,84	48	470,2	724,1	12	9816,4 ^{2,3}	6715,8	9	6,2	ND	1	543,6	978,6	21	504,4	238,4	5
13	1672,35	4889,95	12	-	-	-	771,9 ³	ND	1	-	-	-	-	-	-	211,8	223,4	10
14	233,42	792,77	20	-	-	-	1972,1 ³	2236,8	2	-	-	-	40,2	113,9	18	-	-	-
15	170,68	525,21	23	-	-	-	2013,4 ³	ND	1	-	-	-	11,7	11,6	20	-	-	-
16	223,06	664,07	23	-	-	-	2943,7 ²	ND	1	-	-	-	99,4	305,8	22	-	-	-
17	1064,87	2494,37	54	-	-	-	9833,7 ^{2,3}	4061,7	11	89,6	ND	1	216,0	345,6	38	8,0	3,7	4
18	183,30	761,54	24	-	-	-	3755,6 ²	ND	1	-	-	-	28,0	31,8	23	-	-	-
19	930,19	3058,12	23	-	-	-	10597,3 ²	1018,7	2	16,6	10,7	6	7,0	5,6	14	2,3	ND	1
20	782,95	2513,47	21	-	-	-	5410,5 ²	5069,5	3	29,3	13,0	4	6,7	5,9	14	-	-	-
21	961,23	2444,28	9	-	-	-	4313,9 ²	4346,6	2	-	-	-	3,3	2,7	7	-	-	-
22	892,54	1690,62	72	1263,5	2499,1	23	4212,9 ^{2,3}	2083,0	7	713,4	785,5	6	568,2	873,9	36	-	-	-
\bar{x} MÂLES	801,52	822,90	305	1994,1	2155,1	2	9705,9	1260,7	11	47,6	63,3	5	121,8	174,9	10	159,1	210,2	6
\bar{x} FEMELLE S	1735,16	1698,79	280	7384,8	8656,8	2	4493,3	841,9	9	707,8	1145,8	6	142,7	191,8	8	157,1	130,6	3
TOTAL	1221,66	1341,12	585	4689,4	6017,9	4	6578,4	2983,8	20	407,7	881,4	11	131,1	177,4	18	158,4	178,5	9

¹ n = Nombre de localisations; ² Migration pré-fraye; ³ Migration post-fraye.

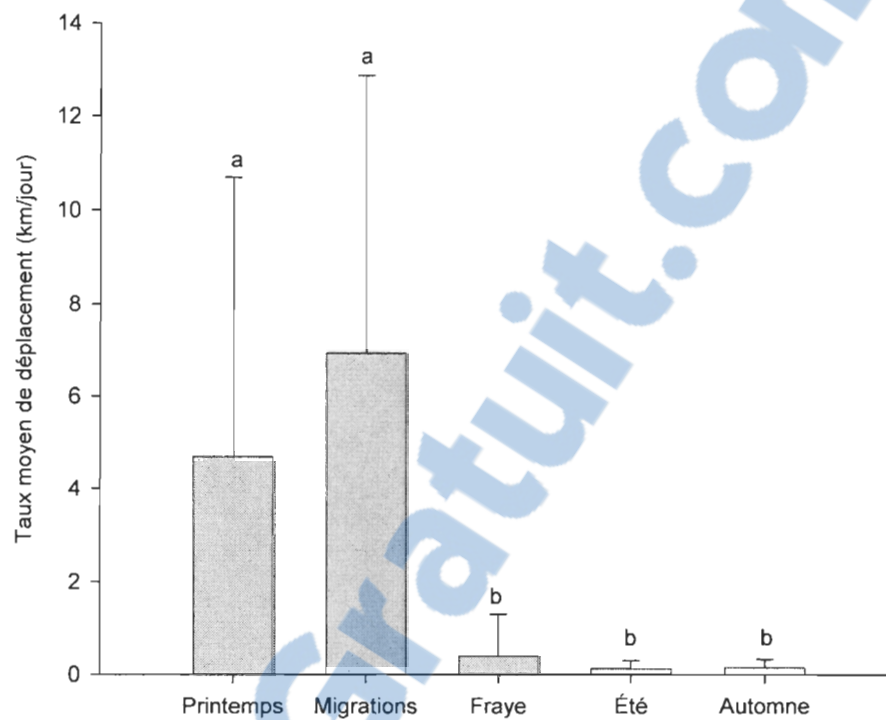


Figure 1.5a. Taux moyen de déplacement saisonnier des chevaliers cuivrés adultes munis d'un émetteur dans le système du Saint-Laurent en 2004. Les déplacements du groupe *a* sont significativement plus élevés que ceux du groupe *b* (test de Tuckey $p < 0,05$).

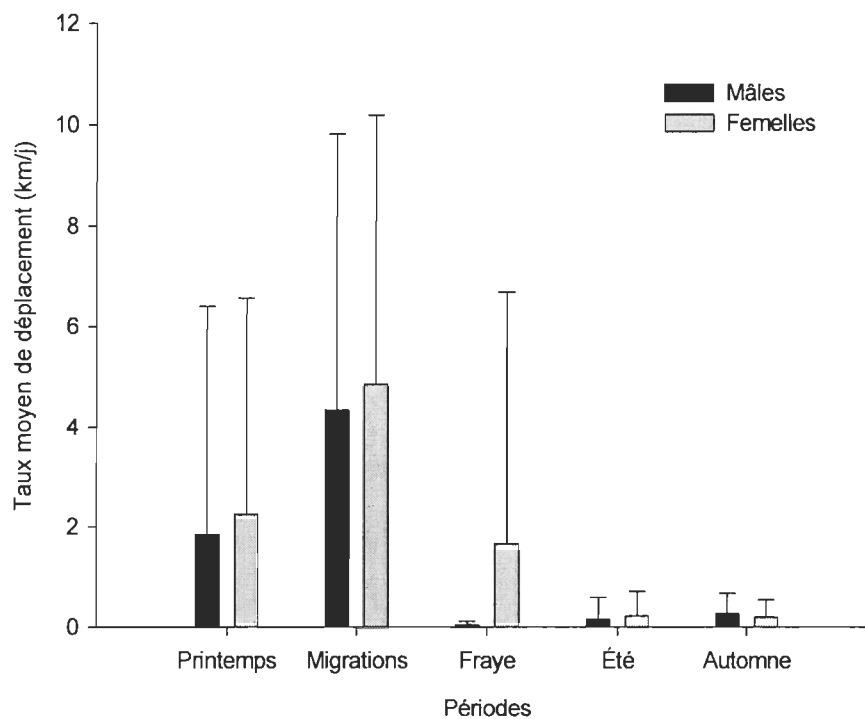


Figure 1.5b. Taux moyen de déplacement saisonnier des chevaliers cuivrés adultes munis d'un émetteur dans le système du Saint-Laurent en 2004 en fonction du sexe.

Été

Il n'y avait pas de corrélation significative entre la longueur totale des individus et le taux moyen de déplacement pendant l'été ($r_{\text{pearson}} = 0,347$, $p = 0,158$, $n = 18$). Les taux moyens de déplacement étaient significativement différents entre les individus (test de Kruskal-Wallis $p < 0,001$) et variaient entre 0,03 et 0,57 km/jour (Figure 1.8). Le test de Dunn a révélé la présence de deux groupes (*a* et *b*) significativement distincts: neuf poissons affichaient un taux moyen inférieur à 0,1 km/jour, alors que quatre poissons avaient un taux qui variait entre 0,16 et 0,57 km/jour. Quatre poissons ont obtenu peu

ou pas de localisations pendant l'été. Un poisson a perdu son émetteur pendant la période de fraye (code 5) et deux quelques jours après (codes 7 et 8). Aucune localisation du spécimen code 13 n'a été effectuée entre son marquage et l'automne.

Automne

Il n'y avait pas de corrélation significative entre la longueur totale des individus et le taux moyen de déplacement pendant l'automne ($r_{\text{pearson}} = 0,037$, $p = 0,925$, $n = 9$). Pendant la période automnale, seulement deux poissons (codes 12 et 17) ont démontré une différence très hautement significative de leur taux moyen de déplacement ($p = 0,001$) (Figure 1.9). Le spécimen code 13 a été retrouvé au lac Saint-Louis le 7 octobre 2004.

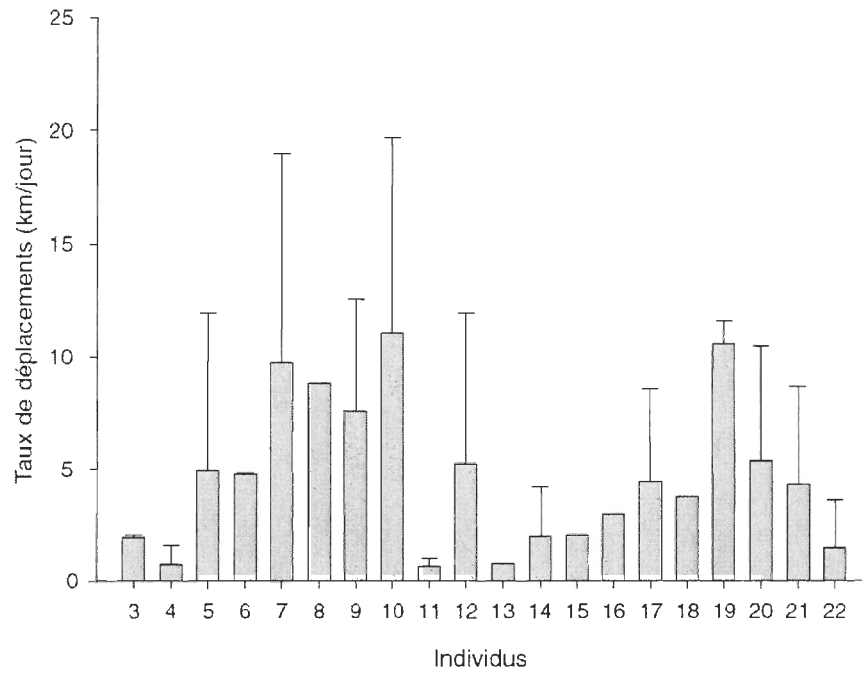


Figure 1.6. Taux moyen de déplacement individuel pendant les migrations. Les migrations pré-fraye et post-fraye ont été combinées (test de Kruskal-Wallis $p = 0,457$).

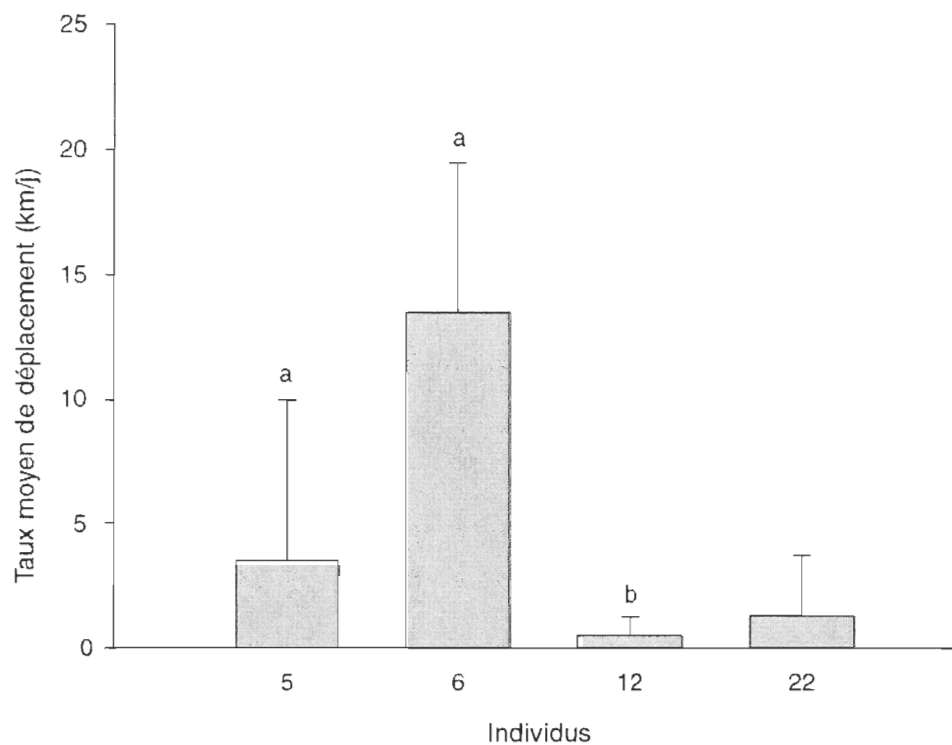


Figure 1.7. Taux moyen de déplacement individuel pendant la période pré-fraye. Le taux de déplacement du groupe *a* est significativement plus élevé que celui de l'individu code 12 (ANOVA après transformation logarithmique₁₀ des données $p = 0,002$, test de Tuckey $p < 0,05$). L'individu code 22, qui n'appartient ni au groupe *a*, ni au groupe *b*, a un taux de déplacement qui n'est pas significativement différent des trois autres poissons.

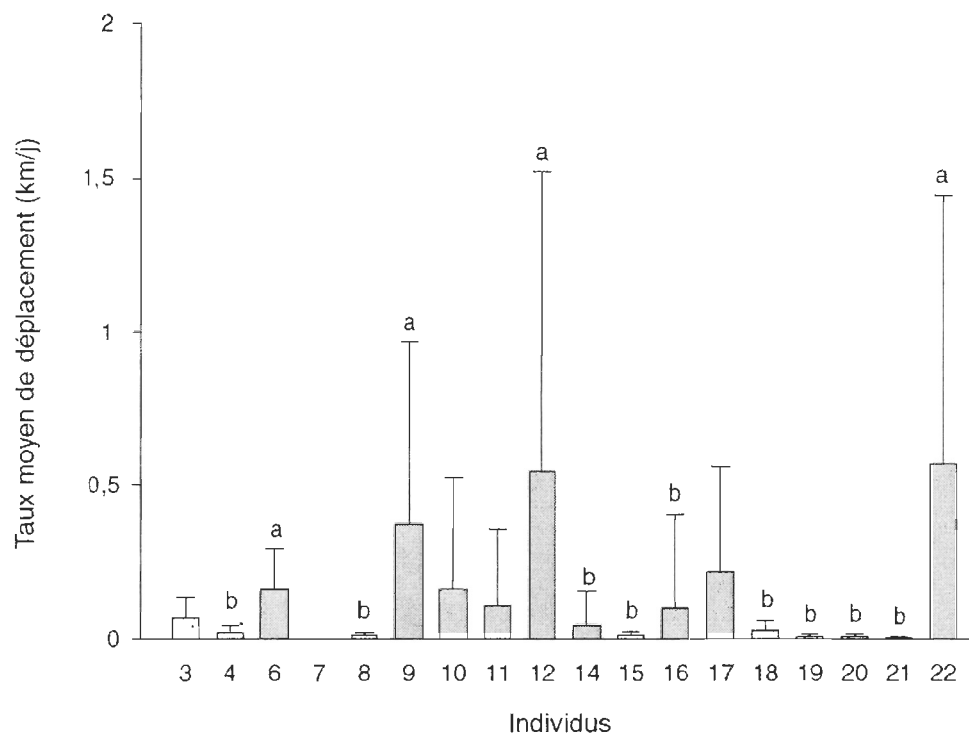


Figure 1.8. Taux moyen de déplacement individuel pendant la période estivale. Le taux de déplacement du groupe *a* est significativement plus élevé que celui du groupe *b* (test de Kruskal-Wallis $p < 0,001$, test de Dunn). Les individus qui n'appartiennent ni au groupe *a*, ni au groupe *b*, ont un taux de déplacement qui n'est pas significativement différent des autres poissons.

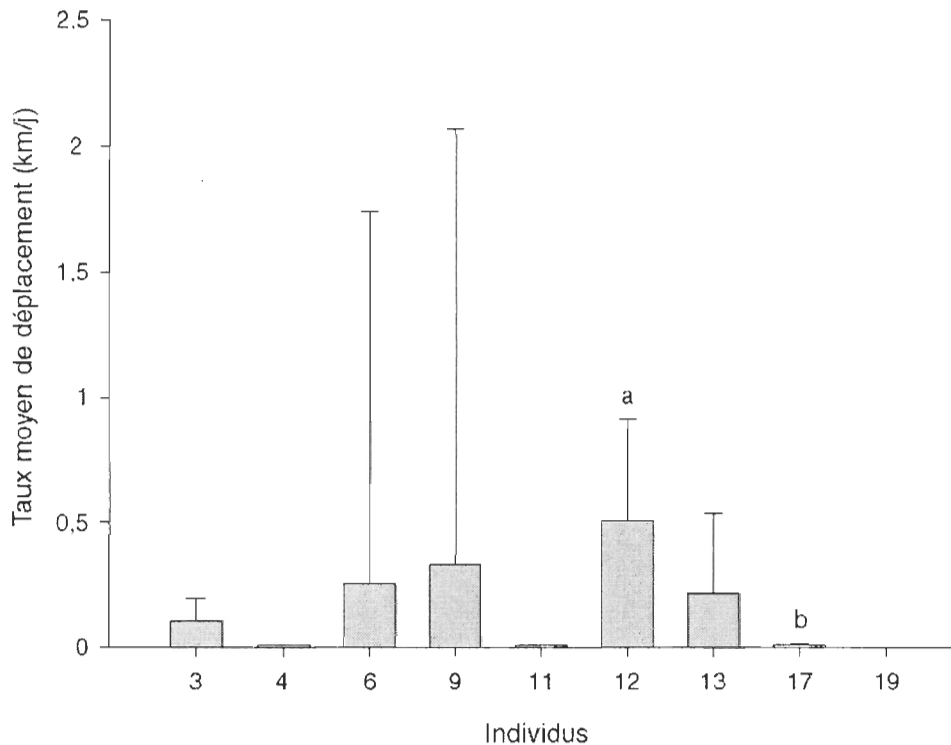


Figure 1.9. Taux moyen de déplacement individuel pendant la période automnale. Le taux de déplacement du poisson code 12 est significativement plus élevé que celui du poisson code 17 (test de Kruskal-Wallis $p = 0,001$, test de Dunn). Les individus qui n'appartiennent ni au groupe *a*, ni au groupe *b*, ont un taux de déplacement qui n'est pas significativement différent des autres poissons.

1.4.3 Domaines vitaux

Seulement deux poissons ont présenté suffisamment de localisations pour estimer la taille de leurs domaines vitaux au printemps, 16 pendant la période estivale et six pendant la période automnale (Tableau 1.4). Au cours de toute la période de l'étude, aucun des domaines vitaux (PCM 100 %) et aucune des zones d'utilisation intensives

(contours Kernel 50%) se sont superposés au cours d'une même saison (annexes 2 à 21).

Tableau 1.4. Superficies des domaines vitaux (PCM 100 % en km²) et des zones d'utilisation intensive (contours Kernel 50%) des chevaliers cuivrés marqués en fonction des saisons.

Code Poisson	Printemps			Été			Automne		
	PCM 100 %	Kernel 50 %	n	PCM 100 %	Kernel 50 %	n	PCM 100 %	Kernel 50 %	n
3	-	-	-	0,207	0,059	8	0,056	0,103	6
4	-	-	-	0,005	0,0005	28	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	-	-	-	0,424	0,095	24	0,504	0,567	12
7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	0,003	-	-	-	-
9	-	-	-	2,041	0,305	33	13,059	1,328	14
10	-	-	-	0,437	0,292	24	-	-	-
11	-	-	-	0,022	0,030	8	-	-	-
12	0,176	0,128	12	0,747	-	21	0,406	-	5
13	-	-	-	-	-	-	0,003	0,0006	11
14	-	-	-	0,029	0,009	19	-	-	-
15	-	-	-	0,002	0,0004	21	-	-	-
16	-	-	-	0,010	0,0008	25	-	-	-
17	-	-	-	0,022	0,001	39	0,022	0,001	4
18	-	-	-	0,031	0,002	24	-	-	-
19	-	-	-	0,003	0,001	14	-	-	-
20	-	-	-	0,001	0,0002	14	-	-	-
21	-	-	-	0,001	0,0004	8	-	-	-
22	3,090	0,592	23	0,697	0,172	37	-	-	-
Moyenne	1,633	0,360	2	0,292	0,065	16	2,342	0,400	6
Écart-type	2,060	0,328	-	0,532	0,107	-	5,255	0,569	-
Min.	0,176	0,128	12	0,001	0,0002	8	0,022	0,001	4
Max.	3,090	0,592	23	0,747	0,292	39	13,059	1,328	14

La période ($p = 0,303$) et le sexe ($p = 0,848$) des poissons n'ont pas d'influence sur la taille des domaines vitaux. L'influence de l'interaction de la période et du sexe sur la superficie des domaines vitaux (PCM 100% en km²) n'est pas significative ($p = 0,226$). La taille des poissons n'est pas corrélée à la superficie des domaines vitaux estivaux (PCM 100% en km²) ($r_{\text{pearson}} = 0,293$, $p = 0,441$, $n = 16$). Par contre, les taux

moyens de déplacement sont corrélés positivement avec la superficie des domaines vitaux estivaux ($r_{\text{pearson}} = 0,883$; $p = 0,009$, $n = 16$).

1.4.3.1 La période printanière

Au printemps, deux individus marqués dans le fleuve (codes 12 et 22) ont utilisé un domaine vital de 0,2 et 3 km² composé d'un ou deux centres d'activité d'une superficie de 0,128 et 0,592 km² respectivement. Les deux domaines vitaux étaient situés dans le secteur Lavaltrie-Contrecoeur (annexes 11 et 21). Le code 22 a quitté son domaine vital printanier près de l'île Lavaltrie pour se diriger vers la rivière Richelieu et est revenu au même endroit pour établir son domaine vital estival (annexe 21).

1.4.3.2 La période estivale

En été, la taille moyenne des domaines vitaux était de $0,292 \pm 0,533$ km². La majorité des zones d'utilisation intensive avaient une superficie inférieure à $6 \cdot 10^{-3}$ km². Le domaine vital estival de 14 chevaliers cuivrés était composé d'un seul centre d'activité (annexes 2, 3, 5, 7, 8A, 9, 10, 13, 15, 16, 17, 18, 19, 21), alors que deux poissons (annexes 14 et 20) se déplaçaient entre deux ou trois centres d'activité.

La majorité des poissons ont établi leur domaine vital dans le fleuve Saint-Laurent, dont six dans les îles de Boucherville, trois dans le secteur Lavaltrie-Contrecoeur, un dans le lac Saint-Pierre, un dans la rivière des Mille Îles et un dans la

rivière des Prairies. Dans la rivière Richelieu, un poisson a fréquenté le secteur de Saint-Ours, deux poissons le secteur de Saint-Denis-sur-Richelieu, un poisson le secteur de Saint-Mathias-sur-Richelieu et un poisson le bassin de Chambly. Tous les domaines vitaux sont localisés dans des zones peu profondes recouvertes d'herbiers aquatiques denses autour d'îles ou près de berges naturelles, à l'exception du poisson code 19 dans le bassin de Chambly. Ce dernier a établi son domaine vital près du site de reproduction où la végétation est absente et le substrat dominant est composé de cailloux et de galets.

1.4.3.3 La période automnale

Pendant l'automne, la taille moyenne des domaines vitaux était de $2,33 \pm 5,26$ km². Ils étaient composés d'un à trois centres d'activité d'une superficie moyenne de $0,40 \pm 0,57$ km². Quatre poissons ont établi leur domaine vital dans les îles de Boucherville, un dans le lac Saint-Louis et un près de l'île Lavaltrie. Tous les poissons ont établi leur domaine vital automnal à proximité de leur domaine vital estival, à l'exception du poisson code 13, dont on ne connaît pas l'emplacement des sites fréquentés pendant l'été.

1.5 Discussion

1.5.1 Stress de marquage et considérations méthodologiques sur le choix de la méthode de marquage

La télémétrie réalisée avec des émetteurs d'ondes combinées radio et ultrasoniques s'est avérée une méthode efficace pour déterminer les déplacements à grande échelle des chevaliers cuivrés adultes dans le système du fleuve Saint-Laurent. Les poissons marqués ont généralement bien réagi aux manipulations liées au marquage à des températures qui variaient entre 6 et 20°C. En effet, aucune mortalité n'a été observée et la majorité des spécimens capturés dans le Saint-Laurent et la rivière Richelieu ont complété leur migration pour la fraye. La récupération rapide de l'anesthésie après l'intervention, le maintien de l'équilibre et la nage active sont des indicateurs de la bonne réaction des spécimens au stress de marquage (Jepsen et al. 2002).

Il est plausible que l'opération de marquage ait inhibé le comportement de montaison pour la fraye d'individus qui présentaient des signes évidents de reproduction (pore urogénital enflé, présence de tubercules nuptiaux sur les nageoires et le museau, gonades au stade V, Nikolsky 1963). La modification des déplacements quelques heures ou quelques jours après le marquage, telle que l'adoption d'un comportement de dévalaison et d'interruption de la migration, a déjà été observée chez d'autres espèces (e.g., *Salmo* spp., *Chamistes brevirostris*, *Acipenser oxyrinchus*) et semble être une

réaction normale au stress du marquage (Perkins et Scoppettone 1996, Hatin et al. 2002, Lepage et al. 2005). Par contre, il est possible que le chevalier cuivré ne migre pas et ne se reproduise pas chaque année parce que le coût énergétique est trop important, comme c'est le cas chez d'autres espèces longévives présentes dans le fleuve Saint-Laurent, telles que l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) (Perkins et Scoppettone 1996, Vachon et Chagnon 2004). Des chevaliers cuivrés adultes ont été capturés accidentellement par un pêcheur commercial dans le fleuve Saint-Laurent durant la période de fraye (Vachon et Chagnon 2004). Ce type de comportement est rapporté chez d'autres catostomidés (Trippel et Harvey 1989, Scoppettone et al. 2000), mais pas chez le genre *Moxostoma*. Certaines populations nordiques de meunier noir ne se reproduisent pas de façon annuelle, leur maturation pouvant être inhibée par des facteurs énergétiques tels que l'hypoxie ambiante et une densité insuffisante de proies (Trippel et Harvey 1989). Les conditions environnementales défavorables peuvent également entraver la migration pour la fraye et empêcher la reproduction chez *Chasmistes cujus* (Scoppettone et al. 2000). Le poisson code 13 est le seul individu marqué qui n'a pas fréquenté la rivière Richelieu pendant l'étude et aucune localisation n'a été obtenue entre son marquage et son habitat automnal. Étant donné la longue période durant laquelle ce spécimen n'a pas été repéré, il est possible qu'il ait frayé ailleurs (Perkins et Scoppettone 1996). Des frayères potentielles ont déjà été identifiées (Massé et al. 1981, Mongeau et al. 1986), entre autres dans les chenaux de Dorion et de Sainte-Anne-de-Bellevue (Legendre 1942, Jenkins 1970), là où le spécimen a été détecté.

Réalisée avec succès dans plusieurs études télémétriques chez d'autres catostomidés (Tyus 1988, Matheney et Rabeni 1995, Modde et Irving 1998, Mueller et al. 2000, Brown et al. 2001, Karp et Mueller 2002), l'insertion abdominale s'est avérée être une méthode de marquage très efficace chez les chevaliers cuivrés adultes. Les quatre poissons dans lesquels un émetteur a été implanté ont été suivis durant plus de 118 jours, soit jusqu'à l'épuisement des piles. De plus, la recapture d'une femelle (code 6 ; LT : 624 mm ; poids : 3850 g) en très bonne condition sur la frayère à Saint-Ours le 18 juin 2005 confirme le succès de l'insertion abdominale chez l'espèce au stade adulte. Elle a d'ailleurs pondu plus de 29 000 œufs dans le cadre d'un programme de reproduction artificielle.

La fixation operculaire s'est avérée moins efficace que l'insertion abdominale pour un suivi à long terme, puisque seulement deux des 16 spécimens marqués avec cette méthode ont conservé leur émetteur durant toute la période de l'étude. L'émetteur externe diminue les performances natatoires du poisson parce qu'il entrave l'hydrodynamisme du poisson en augmentant la résistance à l'eau (Thorstad et al. 2001). Il peut aussi augmenter les risques d'abrasion et de pertes causées par des accrochages à la végétation (Mellas et Haynes 1985, Bridger et Booth 2003). Les études antérieures sur les chevaliers cuivrés adultes (Mongeau 1986, 1992, La Haye et al. 1992) suggéraient que l'espèce fréquentait des milieux exempts d'herbiers aquatiques, ce qui diminuait les risques de perte ou de blessure associés. Cependant, les localisations télémétriques et le mauvais état des deux émetteurs externes tombés et récupérés au cours de l'étude ont démontré que les chevaliers cuivrés fréquentent des milieux aquatiques où la végétation peut être dense et encombrante.

La fixation operculaire présente des avantages pour une étude à court terme (quelques semaines), surtout chez une espèce qui fréquente des milieux aquatiques exempts de végétation. La fixation externe a l'avantage de se faire dans un délai très court (moins de deux minutes au cours de notre étude), requiert une manipulation minimale du poisson et exige un degré de difficulté moins élevé qu'une chirurgie. De plus, un opercule de grande dimension comme celui du chevalier cuivré permet aisément d'y fixer l'émetteur. Finalement, cette opération ne demandant aucune incision, elle peut être pratiquée dans une gamme plus étendue de températures sans avoir à tenir compte du temps de cicatrisation ou des risques d'infection associés. Tous ces facteurs contribuent à réduire le stress lié à la pose de l'émetteur. En outre, la fixation étant temporaire, le poisson peut éventuellement se libérer de son émetteur.

En somme, l'insertion abdominale est la méthode recommandée lors des futures études télémétriques chez les chevaliers cuivrés adultes parce qu'elle présente beaucoup plus d'avantages pour la rétention de l'émetteur et l'hydrodynamisme du poisson que la fixation operculaire.

1.5.2 Aire de répartition

Les localisations télémétriques ont démontré que la répartition des chevaliers cuivrés adultes est demeurée essentiellement la même depuis les 50 dernières années (Mongeau et al. 1986). Malgré le faible effectif d'individus marqués, l'espèce utilise

l'ensemble de l'aire de répartition délimitée depuis 1942, à l'exception des rivières Maskinongé, Yamaska et Noire, où la détérioration de la qualité de l'eau et la fragmentation des habitats sont vraisemblablement à l'origine de sa disparition (Gendron et Branchaud 1997). Par conséquent, l'image révélée par la télémétrie montre que la constriction de l'aire de répartition n'est pas aussi prononcée que celle qui était mise en évidence par les données de captures historiques (COSEPAC 2004). En effet, l'espèce a été localisée dans plusieurs portions de son aire de répartition où sa présence n'avait pas été rapportée depuis plusieurs décennies : les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre (Legendre 1942, Cuerrier et al. 1946), l'archipel du lac Saint-Pierre (Massé et Mongeau 1976) et la rivière des Mille Îles (Mongeau et al. 1986). Finalement, l'étude télémétrique a permis de confirmer la présence du chevalier cuivré dans la rivière des Prairies pour la première fois depuis sa découverte en 1942 (COSEPAC 2004).

Les résultats de cette étude montrent clairement que les chevaliers cuivrés adultes utilisent les habitats du fleuve et de ses tributaires pour compléter toutes les étapes de leur cycle vital. Ces résultats supportent ceux de l'étude génétique de Lippé et al. (2006) qui montrent qu'actuellement, il n'existe qu'une seule population. Cette situation, combinée au fait que les seuls sites de reproduction et d'alevinage connus sont situés dans la rivière Richelieu (Vachon 1999a), augmente considérablement la vulnérabilité de l'espèce face à l'extinction (Lippé et al. 2006).

La libre circulation entre les divers habitats utilisés au cours du cycle vital est un élément essentiel à la survie des espèces migratrices qui sont particulièrement vulnérables à la fragmentation de leurs habitats (Fausch et al. 2002). Le chevalier cuivré

utilisent des habitats répartis dans le fleuve et ses tributaires pour compléter son cycle vital, ce qui aura des répercussions importantes dans les stratégies de rétablissement de l'espèce. Elles devront assurer la connectivité entre les divers habitats qui permettent à l'espèce de combler ses besoins (Schlosser 1991). La présence de nombreux barrages dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, particulièrement dans le bassin de la rivière Yamaska, a déjà été identifiée comme l'un des facteurs ayant contribué à la fragmentation des habitats et au déclin de la population (COSEPAC 2004). La répartition de l'espèce dans toute l'aire d'étude signifie que les efforts de conservation qui visent la protection des habitats sans assurer le maintien de leur connectivité seront inutiles et qu'une approche à l'échelle de l'écosystème doit être favorisée (Lubchenco et al. 1991, Fausch et al. 2002, Cooke et al. 2005). La construction de nouvelles passes migratoires sur les barrages infranchissables qui ont fragmenté les habitats dans l'aire de répartition du chevalier cuivré fait partie des options à envisager pour remédier au problème. Par exemple, les nombreux barrages du bassin de la rivière Yamaska, le complexe Beauharnois dans le fleuve Saint-Laurent, le barrage de Carillon sur la rivière des Outaouais, le barrage de la rivière des Prairies et le barrage en amont du bassin de Chambly sont des ouvrages infranchissables qui ont contribué à restreindre l'accès à des habitats potentiels dans l'aire de répartition du chevalier cuivré.

1.5.3 Déplacements

1.5.3.1 Déplacements migratoires et période de reproduction

Les déplacements effectués au printemps par les individus marqués dans le Saint-Laurent ont été beaucoup plus importants que ceux effectués au cours des saisons estivale et automnale. Cette période correspond à la période pré-fraye pendant laquelle des chevaliers cuivrés ont effectué des migrations du fleuve Saint-Laurent vers les deux sites de fraye de la rivière Richelieu, situés à Saint-Ours et à Chambly. L'information spécifique sur les comportements migratoires d'autres espèces de *Moxostoma* dans le système du Saint-Laurent est limitée. Les informations recueillies sur les déplacements des catostomidés en rivière indiquent qu'ils sont généralement plus élevés au printemps que pendant les autres saisons, période à laquelle la majorité des populations effectuent des migrations vers les sites de fraye (Burr et Morris 1977, Barton 1980, Curry et Spacie 1984, Tyus 1987, Tyus et Karp 1990, Modde et Irving 1998, Grabowski et Isely 2006).

L'étendue et la durée des déplacements migratoires varient grandement entre les espèces de catostomidés (Curry et Spacie 1984). Chez trois espèces de *Moxostoma* (*M. carinatum*, *M. valenciennesi* et *M. robustum*), les distances parcourues lors des migrations post-fraye sont généralement équivalentes à celles des migrations pré-fraye, mais s'effectuent durant une période plus courte. En effet, les poissons prennent plusieurs semaines pour effectuer leur migration vers les sites de fraye, alors que les migrations post-fraye peuvent se faire en quelques jours (Hackeney et al. 1968, Bunt et

Cooke 2001, Grabowski et Isely 2006). Chez les chevaliers cuivrés, les migrations effectuées l'ont été sur de très longues distances comparativement à celles entreprises par d'autres espèces de chevaliers, telles que *Moxostoma valenciennesi* (Cooke et Bunt 1999) et *Moxostoma carinatum* (Hackeney et al. 1968), mais équivalentes à celles effectuées par *Moxostoma robustum* (plus de 100 km ; Grabowski et Isely 2006) et *Xyrauchen texanus* (30 à 190 km ; Tyus 1987, Tyus et Karp 1990). La durée très variable de ces migrations (deux à 120 jours) est probablement liée au faible nombre de localisations télémétriques récoltées pendant cette période. Les spécimens capturés à la passe Vianney-Legendre à Saint-Ours avaient entamé leur migration pour la fraye lors du marquage et la distance qu'ils avaient déjà parcourue n'a pu être estimée. Lors des migrations post-fraye, chez plusieurs spécimens, seuls les points de départ et d'arrivée ont pu être détectés. Ces individus devaient probablement avoir rejoint leur habitat estival depuis plusieurs jours lorsqu'ils ont été détectés.

Chez le chevalier cuivré, la migration pour la fraye n'avait jamais été clairement démontrée. L'analyse des déplacements de certains individus à l'aide des recaptures avait démontré que l'espèce pouvait parcourir de grandes distances (Vachon et Chagnon 2004). De plus, la présence de certains contaminants typiquement associés au fleuve Saint-Laurent avait été identifiée chez des chevaliers cuivrés tués accidentellement en aval du barrage de Saint-Ours (De Lafontaine et al. 2002). Les résultats de cette étude et l'analyse des captures accidentelles (Vachon et Chagnon 2004) démontrent que les chevaliers cuivrés adultes utilisent les habitats du fleuve Saint-Laurent en-dehors de la période de reproduction et effectuent des migrations dans la rivière Richelieu pour frayer aux sites de Saint-Ours et de Chambly.

Avant la construction de la passe migratoire Vianney-Legendre en 2001, la présence du barrage de Saint-Ours sur la rivière Richelieu constituait un obstacle à la migration du chevalier cuivré jusqu'à la frayère de Chambly. Par conséquent, plusieurs individus fréquentaient la frayère de Saint-Ours au bief aval du barrage, même si celle-ci constitue un habitat de moindre qualité que la frayère de Chambly (La Haye et al. 1992, Boulet et al. 1995, Branchaud et al. 1996, Dumont et al. 1997). Au moment de l'étude, le barrage de Saint-Ours pouvait encore constituer un obstacle à la montaison de l'espèce, les conditions optimales d'opération de cet ouvrage n'ayant pas encore été identifiées et appliquées (Fleury et Desrochers 2006). Le nombre de chevaliers cuivrés ayant franchi la passe migratoire depuis 2002 n'est pas connu, aucun décompte exhaustif étant effectué. Cependant, nous savons que le libre passage n'est pas parfaitement assuré (Fleury et Desrochers 2003, 2006). Au cours de l'étude, plusieurs des spécimens capturés dans la passe et relâchés en amont du barrage après le marquage ont poursuivi leur migration jusqu'à Chambly. Les impacts de la fragmentation des habitats sur les populations de poissons sont souvent catastrophiques, entraînant une diminution drastique de leur abondance (Graf 1999). Des situations semblables, où des poissons ont dû interrompre leur migration et utiliser des sites de fraye de moindre qualité au pied de barrages infranchissables, ont été observées chez plusieurs espèces, dont *Moxostoma valenciennesi* (Cooke et Bunt 1999), *Moxostoma robustum* (Grabowski et Isely 2006), *Acipenser transmontanus* (Jager 2006), *Catostomus commersonii* et *Micropterus dolomieu* (Bunt et al. 2001). La mise en opération de la passe migratoire Vianney-Legendre a facilité l'accès à un habitat de reproduction de meilleure qualité et favorisera un meilleur succès de reproduction pour l'espèce.

Déplacements exploratoires hors des frayères

En plus des migrations, les taux de déplacements plus élevés observés au cours du printemps sont également liés aux comportements exploratoires que les chevaliers cuivrés ont effectués en aval des sites de fraye. Les comportements exploratoires hors des sites de reproduction avant la période de fraye ont été rapportés chez plusieurs espèces de poissons et différentes hypothèses ont été avancées pour tenter de les expliquer. Entres autres, ce type de comportement pourrait être associé à la recherche de partenaires pour la reproduction chez les espèces peu abondantes telles que le chevalier jaune (*Moxostoma valenciennesi* ; Jenkins et Jenkins 1980, Cooke et Bunt 1999, Bunt et Cooke 2001). La recherche d'un passage au pied d'un obstacle infranchissable, tel que l'entrée de la passe migratoire d'un barrage, a également été évoquée (Tyus et Karp 1990, Bunt et Cooke 2001). Cooke et Bunt (1999) rapportent que très peu de chevaliers jaunes empruntaient la passe migratoire de Grand River (Ontario) et frayaient au pied du barrage.

Séquence d'apparition et temps de résidence des mâles et des femelles sur les frayères

Les mâles arrivent généralement avant les femelles sur les sites de reproduction chez les catostomidés (Page et Johnston 1990). Lors de l'étude, la date d'arrivée précise des individus de chaque sexe sur les frayères était difficile à évaluer parce qu'une partie des opérations de capture et de marquage a été effectuée pendant la montaison pour la fraye. Cependant, dès la fin mai, des mâles et des femelles ont été capturés dans la passe

migratoire et quelques jours plus tard, des individus des deux sexes étaient présents à Chambly. L'arrivée sur les frayères plusieurs jours avant le début de la fraye a été documentée chez d'autres espèces, notamment *Xyrauchen texanus* (Tyus et Karp 1990). Les conditions hydrologiques qui déclenchent les migrations, telles que la température de l'eau et le débit (Tyus et Karp 1990), peuvent survenir tôt, plusieurs dizaines de jours avant que les conditions environnementales adéquates pour la fraye ne soient réunies. Un marquage des individus plus tôt au printemps permettrait de déterminer de façon plus précise si la migration est entreprise plus rapidement pendant la saison chez les mâles que chez les femelles.

Pendant la période de fraye, le temps de résidence des individus sur la frayère de Saint-Ours était très variable et certains individus ont passé beaucoup de temps sur le bief aval du barrage. De fréquents déplacements entre la frayère et des sections d'eau plus calme en aval de la frayère de Saint-Ours ont été observés chez certains individus pendant la période de reproduction, particulièrement chez les femelles. Ce comportement permet aux individus de se reposer durant les intervalles qui séparent les actes de reproduction (Tyus et Karp 1990). Le faible taux de déplacement des mâles pendant cette période pourrait être associé à la défense d'un territoire (Page et Johnston 1990).

Lieux et période de fraye

Les chevaliers marqués ont fréquenté les deux frayères actuellement connues dans la rivière Richelieu. La période de fréquentation observée à Saint-Ours et à Chambly au

cours de l'étude (14 juin au 2 juillet) était similaire aux dates de fraye déterminées lors d'études antérieures à Saint-Ours et à Chambly à l'aide de captures d'individus en voie de frayer et de récolte de frai, qui variaient de la mi-juin à la mi-juillet (Mongeau et al. 1986, 1992, la Haye et al. 1992, Boulet et al. 1996). De plus, des individus capturés au lac Saint-Louis à la mi-juin par Legendre (1942) étaient en voie de frayer (Jenkins 1970). La température de l'eau lors de la période de fraye (17,1 à 20,7°C) était également similaire aux températures observées au cours des études sur la reproduction du chevalier cuivré (18°C à 23°C ; Mongeau et al. 1986, 1992, La Haye et al. 1992, Boulet et al. 1996).

Des trois individus (codes 9, 10, 17) qui ont visité la frayère de Chambly et qui ont dévalé la rivière Richelieu après la fraye, seul le poisson code 9 s'est clairement arrêté sur la frayère de Saint-Ours, les 29 et 30 juin. Il a possiblement frayé une deuxième fois, puisque les poissons codes 5, 6, 20 et 22 étaient également présents pendant cette période. Il est aussi possible que le poisson code 17 se soit arrêté sur la frayère pendant la nuit, alors que son émetteur était fermé. L'utilisation de plusieurs sites de reproduction, notamment chez les femelles, a été rapportée chez *Xyrauchen texanus* (Tyus 1987, Mueller 1989, Tyus et Karp 1990, Modde et Irving 1998, Mueller et al. 2000). Malgré le faible effectif de la population, ce type de comportement, combiné à la longévité de l'espèce, pourrait contribuer à maintenir la diversité génétique (Mueller et al. 2000, Lippé et al. 2006).

Des études sur les catostomidés pendant la période de reproduction indiquent que les conditions environnementales, telles que la température de l'eau, le débit et la

période de la journée, constituent les principaux facteurs qui déterminent le début et la durée de la période de reproduction (Jenkins et Jenkins 1980, Page et Johnston 1990, Tyus et Karp 1990, Grabowski et Isely 2006). À Saint-Ours, les activités de reproduction des chevaliers cuivrés marqués ont semblé s'amorcer vers 17h et se poursuivre durant la nuit. Des géniteurs de chevaliers cuivrés avaient déjà été identifiés pendant le soir et la nuit sur la frayère de Saint-Ours (Dumont et al. 1997) et de Chambly (Mongeau et al. 1992, La Haye et al. 1992). Des chevaliers jaunes ont également été observés en train de frayer au coucher du soleil et pendant la nuit dans le secteur des Mille Îles du fleuve Saint-Laurent (Jenkins et Jenkins 1980) et la Grand River en Ontario (Cooke et Bunt 1999).

1.5.3.2 Déplacements estivaux et automnaux

Les patrons de déplacements observés chez les chevaliers cuivrés adultes au cours de la saison estivale dans les habitats d'alimentation sont comparables à ceux de plusieurs autres espèces de poissons : de faibles taux de déplacements à l'intérieur des habitats d'alimentation entrecoupés de longues migrations pour la fraye (Funk 1957, Tyus 1987, Tyus et Karp 1990, Fortin et al. 1993, Gowan et al. 1994, Bradford et Gurtin 2000, Mueller et al. 2000, Lucas et Baras 2001, Crook 2004, Grabowski et Isely 2006). Les déplacements post-fraye sont inférieurs à 1 km, restreints à l'intérieur d'habitats de petite superficie et plus productifs que les sites de reproduction (Reynolds 1983, Mueller et al. 2000, Bunt et Cooke 2001, Crook 2004, Grabowski et Isely 2006). Certaines études sur des populations de poissons en rivière concluent que les adultes ont

normalement un comportement sédentaire hors de la période de reproduction (Gerking 1953, Crook 2004). Le faible taux de déplacement et la fréquentation d'habitats plus productifs que les sites de reproduction après la fraye suggèrent que les chevaliers s'y alimentent, une activité critique pour retrouver une meilleure condition (Wydoski et Wick 1998 *cité dans* Mueller et al. 2000).

Le taux de déplacement des chevaliers cuivrés adultes en dehors de la période de fraye n'a été affecté ni par leur taille, ni par leur sexe. Les mêmes observations ont été réalisées chez le chevalier jaune, même si, dans ce cas, les femelles étaient significativement plus grosses que les mâles (Bunt et Cooke 2001). Mueller et al. (2000) ont observé qu'après la période de reproduction, le taux de déplacement entre les sexes chez *Xyrauchen texanus* étaient le même, alors qu'au cours de la reproduction, les femelles se déplaçaient sur de plus grandes distances que les mâles. Cependant, il est important de noter que la faible variation de taille entre les chevaliers cuivrés capturés limite le potentiel de détecter des effets significatifs. La faible gamme de taille des poissons de l'échantillon est liée à la structure vieillissante de la population et au faible recrutement (COSEPAC 2004),

Au cours de la période post-fraye, deux individus (codes 9 et 12) ont été beaucoup plus mobiles que la majorité des individus marqués, se déplaçant d'un habitat à l'autre sur plusieurs centaines de mètres. Les différences observées entre les chevaliers cuivrés concordent avec les résultats d'autres études sur les déplacements de *Xyrauchen texanus* (Tyus 1987, Tyus et Karp 1990, Bradford et Gurtin 2000, Mueller et al. 2000). Les raisons de cette variabilité dans les comportements individuels sont incertaines, mais

celle-ci est considérée comme un patron commun chez les poissons de grande taille inféodés aux milieux lenticques (Funk 1957). Certaines études suggèrent qu'il existe une dichotomie dans le comportement des populations de poissons en rivière, celles-ci se formant d'une composante sédentaire principale et d'une petite composante mobile (Stott 1967 et Northcote 1992 *cité dans* Crook 2004).

Après la fraye, deux spécimens ont établi leur habitat d'été à proximité de la frayère à Saint-Ours et à Chambly. Ce comportement, déjà été observé chez *Moxostoma robustum*, suggère que ces individus sont en mesure de combler l'ensemble de leurs besoins à ces endroits (Grabowski et Isely 2006). Cependant, le faible nombre de chevaliers cuivrés qui fréquentent ces habitats en dehors de la période de fraye, l'absence d'herbier et la faible densité de gastéropodes retrouvés semblent démontrer une faible capacité de support de ces milieux pour l'alimentation d'individus adultes.

1.5.3.3 Domaines vitaux saisonniers

Les méthodes probabilistes qui permettent de déterminer les domaines vitaux, telle que celle du Kernel, sont fréquemment utilisées dans les études sur des animaux terrestres (Burt 1943), mais sont peu courantes chez les poissons (Vokoun 2003, Vokoun et Rabeni 2005). Les habitats utilisés dans les rivières sont souvent déterminés à partir de domaines vitaux linéaires (Matheney et Rabeni 1995, Vokoun et Rabeni 2005) ou simplement à partir des déplacements rectilignes des poissons dans les cours d'eau (Modde et Irving 1998, Mueller et al. 2000, Brown et al. 2001, Karp et Mueller

2002). La méthode du Kernel permet de circonscrire des aires d'utilisation plus intensives et d'ajouter une dimension spatiale à une simple description amont-aval des déplacements (Vokoun 2003). Elle permet d'identifier des zones d'activités plus intensives (Worton 1989), dont la superficie varie principalement en fonction de la capacité de support du milieu, c'est-à-dire que plus l'habitat est riche, plus la superficie utilisée tend à être petite (Gerking 1953). Les centres d'activité intensive du chevalier cuivré après la fraye sont restreints à une faible superficie et concentrés dans les herbiers aquatiques riches en mollusques.

Nos résultats suggèrent qu'en dehors de la période de reproduction, les chevaliers cuivrés adultes sont principalement sédentaires et occupent un petit domaine vital (de 0,001 à 2 km²) pendant de longues périodes, entrecoupées de migrations pour la fraye. Pendant l'été et l'automne, les poissons avaient un très petit domaine vital et ne fréquentaient qu'un seul site dont les limites correspondaient grossièrement à la taille de l'herbier fréquenté. À l'intérieur de cet habitat, les déplacements totaux de ces individus étaient inférieurs à 1 km. Les comportements de sédentarité similaires ont été rapportés chez *Moxostoma valenciennesi* (Bunt et Cooke 2001), *Moxostoma robustum* (Grabowski et Isely 2006), *Xyrauchen texanus* (Mueller et al. 2000), *Macquaria ambigua* (Crook 2004) et *Cyprinus carpio* (Reynolds 1983, Crook 2004) dans leurs habitats post-fraye situés en rivière, leurs déplacements ne dépassant pas 1 km. Ce comportement suggère que la capacité de support de leur habitat leur permet de combler l'ensemble de leurs besoins, excepté pour la fraye, à l'intérieur d'une très petite superficie (Gerking 1959, Grabowski et Isely 2006). Les grandes productivité et diversité de la faune benthique du système du Saint-Laurent permettent de répondre aux

besoins spécifiques d'une espèce spécialisée comme le chevalier cuirré. En effet, les densités de mollusques, qui constituent les proies exclusives du chevalier cuirré, y sont particulièrement élevées (Ferraris 1984, Nilo et al. 2006). La variabilité de la superficie des domaines vitaux estivaux (0,532 km²) pourrait être due à la capacité de support des différents types d'herbiers, à la présence de congénères non marqués ou de compétiteurs pour les ressources alimentaires (Minns 1995).

Au cours du suivi télémétrique, deux chevaliers cuirrés mâles (codes 9 et 12) ont utilisé plusieurs sites dans le fleuve Saint-Laurent correspondant à un très grand domaine vital qui inclut plusieurs herbiers. Ce comportement a également été décrit pour deux autres espèces de chevalier, *Moxostoma robustum* (Grabowski et Isely 2006) et *Xyrauchen texanus* (Mueller et al. 2000) ainsi que chez *Macquaria ambigua* et *Cyprinus carpio* (Crook 2004). Il est associé à un changement de domaine vital en réponse à l'arrivée de compétiteurs, à une diminution de la qualité de l'habitat ou à la localisation d'un nouveau centre d'activité de meilleure qualité découvert lors d'un déplacement exploratoire (Crook 2004). Malgré leur grande richesse en mollusques (Ferraris 1984, Nilo et al. 2006), il est possible que le faible nombre d'herbiers dans l'aire de répartition du chevalier cuirré (sauf dans les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre) augmente la compétition intraspécifique et interspécifique. De plus, ces herbiers sont soumis à de fortes pressions anthropiques (Gaskin et al. 2003) et il est possible que des dérangements forcent les individus à se déplacer. Finalement, certaines espèces introduites et ubiquistes telles que la carpe (*Cyprinus carpio*) peuvent entrer en compétition avec le chevalier cuirré sur le plan alimentaire.

Des îles de Boucherville à l'embouchure du lac Saint-Pierre, la répartition spatiale des domaines vitaux estivaux correspond à la répartition des herbiers aquatiques les plus importants en terme de superficie et de densité (Massé et Mongeau 1976, Gauthier 1980). Pendant toute la période d'étude, les limites des domaines vitaux et des zones d'utilisation intensive des différents poissons ne se sont jamais superposées. En effet, les plus petits herbiers étaient utilisés par un seul individu marqué, alors que deux individus pouvaient être présents dans les herbiers de grande superficie, comme celui de la batture de l'île Lavaltrie. Ils occupaient alors les extrémités opposées de l'herbier. Nos résultats indiquent que les chevaliers cuivrés adultes ont besoin d'herbiers riches en mollusques d'une superficie minimale de 0,02 km² dans le fleuve et de 0,01 km² dans la rivière Richelieu. La faible densité de la population de chevaliers cuivrés favorise vraisemblablement la répartition des individus dans toute l'aire d'étude pendant la période d'alimentation. Étant donné le faible effectif de la population par rapport aux abondances historiques (COSEPAC 2004), la capacité de support de ces herbiers pour combler les exigences alimentaires des chevaliers cuivrés adultes est vraisemblablement sous exploitée et ceux-ci pourraient supporter une augmentation des effectifs de la population. D'autres études sur les besoins énergétiques de l'espèce et l'abondance des proies dans les habitats d'alimentation sont nécessaires pour étayer cette hypothèse.

1.5.4 Implication pour la conservation du chevalier cuivré

1.5.4.1 Importance des archipels du fleuve Saint-Laurent pour l'habitat des chevaliers cuivrés adultes

Cette étude révèle que le fleuve abrite une proportion importante des habitats utilisés par les chevaliers cuivrés adultes, particulièrement en été. Les données montrent que le secteur de l'archipel de Boucherville est vraisemblablement fréquenté davantage que le secteur Lavaltrie-Contrecoeur par les chevaliers cuivrés adultes. La moitié des poissons marqués qui ont fréquenté le fleuve Saint-Laurent après la reproduction ont utilisé les herbiers aquatiques qui bordent les îles de Boucherville pendant l'été et l'automne. Ces herbiers denses et riches en mollusques (Ferraris 1984, Nilo et al. 2006) sont les plus importants en terme de superficie dans le tronçon fluvial qui s'étend de l'archipel de Boucherville à l'embouchure du lac Saint-Pierre (Gauthier 1980). La présence de chevalier cuivré a également été répertoriée dans les herbiers aquatiques autour de tous les autres archipels de ce tronçon fluvial, soient Verchères, Lavaltrie-Contrecoeur et Sorel. La superficie et l'abondance des herbiers aquatiques de ce tronçon sont beaucoup moins importantes que dans les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre, ainsi que dans le bassin de La Prairie (Gauthier 1980, Gratton et Dubreuil 1990). De plus, ces milieux, situés à proximité du chenal maritime, sont soumis aux importants processus d'érosion engendré par le batillage des navires commerciaux (Gaskin et al. 2003). La rareté de ces herbiers, leur situation précaire et leur utilisation privilégiée par les

chevaliers cuivrés adultes pendant la période post-fraye justifient leur protection intégrale.

L'importance de l'archipel du secteur Lavaltrie-Contrecoeur dans le fleuve Saint-Laurent pour les habitats des chevaliers cuivrés adultes est également confirmée. Au printemps, les données télémétriques ont indiqué que les individus ont fréquenté les zones terrestres inondées par la crue et les milieux peu profonds du Chenal du chasseur et de la batture des îles Lavaltrie et Bouchard. Ces milieux constituent de bonnes aires de repos à l'abri du courant et près de l'embouchure de la rivière Richelieu. Grabowski et Isely (2006) ont également montré que *Moxostoma robustum* utilisait des milieux semblables au printemps, soit des plaines d'inondation en période de haut niveau d'eau. Cependant, le faible nombre de chevaliers cuivrés capturés et marqués qui ont fréquenté ce secteur ne permet pas de confirmer que les adultes y effectuent des rassemblements avant la fraye (Vachon et Chagnon 2004), tel que documenté chez *Xyrauchen texanus* (Tyus et Karp 1990) et *Chasmistes cujus* (Scopettone et al. 1986). Les chevaliers cuivrés adultes semblent plutôt y transiter au cours de leur migration des secteurs plus en amont (tels que l'archipel de Boucherville) vers la rivière Richelieu pour la reproduction. L'utilisation des plaines de débordements pendant les périodes de crues printanières a été associée à différents comportements chez les poissons fluviaux, dont l'évitement des courants élevés (Matheney et Rabeni 1995, David et Closs 2002) et l'alimentation (Ross et Baker 1983, Snedden et al. 1999, Grabowski et Isely 2006). Il est possible que les chevaliers cuivrés adultes utilisent les zones terrestres inondées et les milieux aquatiques peu profonds pour s'alimenter. D'avril à juin, même si les plantes aquatiques qui supportent les populations de petits mollusques n'ont pas encore

émergé, des biomasses importantes de gastéropodes ont été échantillonnées dans l'aire d'étude (Ferraris 1984). De plus, les contenus stomacaux de chevaliers cuivrés et d'esturgeons jaunes examinés à cette même période de l'année contenaient d'importantes quantités de gastéropodes (Mongeau et al. 1986, 1992, Nilo et al. 2006). Les chenaux de l'archipel du lac Saint-Pierre, situés en aval de l'embouchure de la rivière Richelieu, offrent le même type d'habitats que les îles de Lavaltrie-Contrecoeur au printemps. Il est possible que les chevaliers cuivrés qui fréquentent le lac Saint-Pierre s'alimentent à cet endroit avant d'entreprendre la migration vers les sites de reproduction de la rivière Richelieu.

1.5.4.2 Habitats à protéger et échelle spatiale à considérer

L'analyse des déplacements des chevaliers cuivrés corrobore les résultats de l'étude génétique menée par Lippé et al. (2006) qui indiquent qu'il n'y a actuellement qu'une seule population de chevaliers cuivrés dans la plaine du Saint-Laurent. Par conséquent, tous les habitats identifiés au cours de l'étude sont essentiels à la survie de l'espèce et leur protection légale doit être envisagée rapidement. Les efforts de protection des habitats des chevaliers cuivrés adultes doivent se concentrer prioritairement sur les herbiers aquatiques autour des îles et des berges du fleuve Saint-Laurent et de la rivière Richelieu, lesquels sont peu abondants et particulièrement vulnérables aux pressions anthropiques (Gaskin et al. 2003, Hudon 2004).

L'échelle spatiale et la connectivité entre les habitats sont les deux principaux facteurs à considérer dans les projets de conservation des espèces qui impliquent l'aménagement et la restauration des habitats (Schlosser 1991, Schlosser et Angermeier 1995, Cooke et al. 2005). Les aménagements des habitats estivaux des chevaliers cuivrés adultes devraient être réalisés à une échelle qui correspond à la taille moyenne du domaine vital calculé pour cette période, soit environ 0,3 km² par individu (Tableau 1.4). Cette superficie étant très variable (0,001 à 2,041 km²), un partage est possible en situation de plus forte densité. La superficie adéquate d'habitats à protéger doit permettre de supporter une population de chevaliers cuivrés adultes d'environ 4000 individus pour maintenir la diversité génétique de l'espèce (Lippé et al. 2006). La superficie d'habitats à protéger pour supporter une population viable est donc considérable. La protection des sites doit être accompagnée d'une stratégie de maintien de leur connectivité pour s'assurer de son efficacité. La répartition spatiale des habitats, de même que leur connectivité par des voies migratoires est critique parce qu'elles permettent de compléter les différentes étapes du cycle vital d'un poisson qui requiert différents types d'habitats (Schlosser et Angermeier 1995). Le caractère migrateur des chevaliers cuivrés adultes démontré au cours de l'étude exige que la libre circulation de l'espèce soit maintenue et favorisée dans l'ensemble de son aire de répartition. L'accès aux différents habitats (fraye, alevinage, alimentation) utilisés par l'espèce dans le fleuve et ses tributaires permettra de soutenir la population et de favoriser le recrutement des individusensemencés (Bernatchez 2004). La présence de frayères ailleurs que dans la rivière Richelieu n'a pas été confirmée, mais les résultats de l'étude ne permettent pas d'écarter cette hypothèse. Par exemple, un des poissons marqués (code 13) n'a pas été repéré pendant toute la période de reproduction et une partie de la

saison estivale. Il n'a été repéré qu'à l'automne au lac Saint-Louis à proximité de frayères potentielles déjà identifiées (Jenkin 1970).

Au cours de l'étude, les sites spécifiques identifiés dans le fleuve Saint-Laurent à Boucherville et à Lavaltrie-Contrecoeur, dans les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre, ainsi que dans les rivières Richelieu et des Prairies devraient être considérés de façon prioritaire dans les stratégies d'aménagement et de protection des habitats de l'espèce. Les sites protégés doivent être répartis dans la rivière Richelieu (de l'amont du barrage de Saint-Ours au bassin de Chambly) et le fleuve Saint-Laurent (du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre). La protection intégrale des herbiers aquatiques des îles de Boucherville, de Verchères et de Lavaltrie-Contrecoeur doit être envisagée étant donné la rareté des herbiers dans le tronçon fluvial et leur utilisation intensive par les chevaliers cuivrés adultes. Dans le même ordre d'idées, les rares herbiers présents en amont du barrage de Saint-Ours jusque dans le bassin de Chambly doivent être protégés intégralement, vu la faible disponibilité de tels types d'habitats dans cette section de la rivière Richelieu. De plus, Vachon (2002) a démontré que les herbiers en bordure de l'île Jeanotte à Saint-Marc-sur-Richelieu constituaient des aires d'alevinage pour le chevalier cuivré. La création d'autres refuges fauniques tels que le refuge Pierre-Étienne-Fortin (Gendron et Branchaud 1999) et l'achat d'îles par intendance sont des stratégies déjà utilisées qui sont envisageables pour assurer la protection des habitats identifiés. D'autres espèces ichthyennes plus généralistes qui utilisent ce type d'habitat pourront bénéficier de ces aires protégées.

Dans le bassin de Chambly, les localisations télémétriques ont démontré que les individus marqués n'ont pas fréquenté le refuge faunique Pierre-Étienne-Fortin pendant l'étude. Aussi, les limites légales devraient être étendues pour augmenter l'efficacité du refuge. De plus, la période où la fréquentation du refuge est interdite pendant la reproduction de l'espèce (du 20 juin au 20 juillet) devrait s'étendre du début du mois de juin et au-delà du 20 juillet pour inclure les habitats des poissons qui fréquentent le bassin de Chambly pendant l'été. Notre étude a clairement montré que les chevaliers cuivrés arrivent au site avant la période de reproduction et que des chevaliers cuivrés adultes établissent leurs habitats estivaux aux frayères de Saint-Ours et de Chambly. D'ailleurs, des individus avaient déjà été capturés sur la frayère de Saint-Ours, ainsi qu'à Chambly, après la période de fraye (Boulet et al. 1996).

1.6 Conclusion

Les résultats du suivi télémétrique de vingt chevaliers cuivrés adultes dans le système du Saint-Laurent ont permis d'accroître les connaissances sur les déplacements et les habitats utilisés par l'espèce du printemps à l'automne. Le sexe et la taille des individus n'influencent pas les déplacements, ni la dimension des domaines vitaux. De la mi-mai au début juin, la majorité des poissons ont effectué des migrations de plus de 45 km du fleuve Saint-Laurent jusqu'à Saint-Ours dans la rivière Richelieu. Onze spécimens ont utilisé les deux seules frayères connues du 14 juin au 2 juillet, à Saint-Ours et à Chambly. Après la fraye, la majorité des spécimens (12 / 20) ont migré vers le Saint-Laurent. Ils se sont alors redistribués des îles de Boucherville au lac Saint-Pierre, ainsi que dans les rivières des Mille Îles et des Prairies. Un individu marqué a

également fréquenté le lac Saint-Louis. Les habitats du fleuve Saint-Laurent sont utilisés en-dehors de la période de fraye, alors que ceux de la rivière Richelieu sont principalement utilisés pour la reproduction, ainsi que pour l'alimentation. Pendant la période estivale, les chevaliers cuivrés ont fréquenté les rares herbiers riches en mollusques du tronçon fluvial du Saint-Laurent entre les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre, ainsi que ceux des rivières des Mille Îles, des Prairies et Richelieu. Ces habitats doivent être protégés intégralement et de façon prioritaire pour assurer la survie de l'espèce.

CHAPITRE 2

SÉLECTION ET CARACTÉRISATION DES HABITATS ESTIVAUX DES CHEVALIERS CUIVRÉS ADULTES DANS LE SYSTÈME DU FLEUVE SAINT- LAURENT

RÉSUMÉ

Une meilleure connaissance des habitats essentiels du chevalier cuirré dans son aire de répartition s'avère primordiale pour intervenir efficacement à l'aide de mesures de conservation appropriées. Nous avons déterminé les caractéristiques des habitats estivaux du chevalier cuirré adulte dans le fleuve Saint-Laurent à partir d'un modèle écologique de sélection d'habitat. En nous basant sur le caractère sténophage de l'espèce exclusivement axé sur les mollusques, nous avons émis l'hypothèse que la présence de proies devrait influencer la sélection de ces habitats. L'hypothèse a été testée à l'aide de 252 localisations télémétriques de 11 spécimens suivis au cours de l'été, du 7 juillet au 30 septembre 2004. La disponibilité de leurs habitats a été déterminée par l'échantillonnage de 300 stations générées aléatoirement dans l'aire d'étude et de 14 000 stations modélisées à partir d'un modèle hydrodynamique à deux dimensions du fleuve Saint-Laurent. Le modèle de régression logistique développé a permis d'identifier quatre facteurs qui déterminent la sélection des habitats estivaux des chevaliers cuirrés, soit la présence de gastéropodes, la principale proie de l'espèce, la fine granulométrie du substrat, la faible vitesse de courant et la présence de dreissenidés. Nous avons comparé les distributions de fréquence des valeurs de chacune de ces variables dans les stations de localisation télémétrique et les stations aléatoires. D'autres variables, non retenues par la procédure multivariée effectuée, pourraient également favoriser la présence des chevaliers cuirrés adultes : la densité et la composition des herbiers aquatiques, le coefficient d'extinction lumineuse au fond, la conductivité et la profondeur de l'eau. Toutes les localisations estivales des chevaliers cuirrés étudiés ont été répertoriées dans des herbiers aquatiques denses à proximité des berges ou dans les archipels de l'aire d'étude (Boucherville, Varennes, Lavaltrie-Contrecoeur). Ces herbiers correspondent au type d'habitat où sont retrouvées les plus fortes abondances de gastéropodes dans le fleuve Saint-Laurent, ce qui confirme l'hypothèse de départ. La présence de dreissenidés dans les habitats sélectionnés et la constitution de l'appareil pharyngien du chevalier cuirré laissent présumer que le chevalier cuirré aurait introduit ces moules dans sa diète, mais cette hypothèse devra être explorée plus en profondeur lors d'études supplémentaires. Cette étude a montré que les herbiers aquatiques du tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent constituent des habitats essentiels à l'alimentation des chevaliers cuirrés adultes au cours de l'été. Leur rareté et leur richesse en mollusques justifient leur protection intégrale et urgente pour assurer la survie de l'espèce.

2.1 Introduction

Le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi* Legendre) est l'une des cinq espèces du genre *Moxostoma* (*M. anisurum*, *M. carinatum*, *M. macrolepidotum* et *M. valenciennesi*) présentes dans la portion québécoise du système du fleuve Saint-Laurent. Ce poisson sténophage benthique rare est exclusivement présent dans le sud-ouest du Québec. Plusieurs de ses caractéristiques biologiques le distinguent de ses congénères : sa grande longévité (30 ans), sa maturité sexuelle tardive (10 ans), sa fraye tardive (à la fin de juin) ainsi que son alimentation exclusivement axée sur les petits mollusques (Mongeau et al. 1986, 1992). Certaines de ces caractéristiques accroissent la vulnérabilité de l'espèce à la disparition (COSEPAC 2004) et correspondent au profil général des espèces les plus à risque d'extinction (Parent et Schriml 1995, Léger 2006).

La population de chevaliers cuivrés, actuellement estimée à moins d'un millier d'individus adultes, décline sérieusement et son vieillissement lié au faible recrutement a été mis en évidence par plusieurs études (Mongeau et al. 1986, 1992, La Haye et al. 1992, Branchaud et al. 1993, 1995, Boulet et al. 1995, 1996, Vachon et Chagnon 2004). L'abondance relative du chevalier cuivré par rapport aux autres moxostomes dans son aire de répartition est passée de plus de 10% au XIX^e siècle (COSEPAC 2004), à moins de 3% dans les années 1960-1970 (Mongeau et al. 1986). Actuellement, elle est inférieure à 1% (Vachon et Chagnon 2004). Par ailleurs, sa répartition régresse et est limitée au tronçon fluvial du Saint-Laurent et à la portion inférieure de quelques-uns de ses tributaires. De plus, les connaissances actuelles de même que l'analyse des déplacements présentée dans le chapitre précédent indiquent que tous les chevaliers

cuivrés de la plaine du Saint-Laurent appartiennent à une seule population génétique et se reproduisent aux deux seuls sites de fraye connus situés dans la rivière Richelieu (Lippé et al. 2006).

Outre ses caractéristiques biologiques, la situation critique du chevalier cuivré, confirmée par l'attribution du statut d'espèce menacée au Québec et d'espèce en voie de disparition au Canada, semble avoir été induite par une combinaison de facteurs anthropiques qui ont agi sur plusieurs composantes de son habitat. L'habitat de l'espèce a été fortement fragmenté par les nombreux barrages sans passe migratoire érigés sur le fleuve Saint-Laurent et la majorité de ses tributaires dans son aire de répartition (Dynesius et Nilsson 1994, Environnement Canada 1998, Rondeau et al. 2000, Hudon 2004). Par conséquent, l'accès à des habitats de qualité, notamment au plus important site de reproduction situé dans les rapides de Chambly sur la rivière Richelieu (Dumont et al. 1997) a été restreint. Comme la plupart des catostomidés, le chevalier cuivré est très sensible à la dégradation de ses habitats et à la détérioration de la qualité de l'eau (Gendron et Branchaud 1997). Les cours d'eau fréquentés par l'espèce, situés dans les régions les plus peuplées et industrialisées du Québec, sont particulièrement affectés par l'accroissement de la pollution, l'envasement et l'augmentation de la turbidité. Or, ces perturbations affectent la survie des mollusques, nourriture essentielle du chevalier cuivré. Elles sembleraient également troubler le fonctionnement normal de la reproduction de l'espèce (Mongeau et al. 1992, Gendron et Branchaud 1997, Comité d'intervention 1999, Vachon 2003). Le faible succès de reproduction se traduit par un manque, voire une absence de recrutement au sein de la population certaines années (Vachon 1999ab, 2002).

Plusieurs aspects de la biologie du chevalier cuivré sont relativement bien connus : systématique et identification (Legendre 1952, Gendron et Branchaud 1991, Branchaud et al. 1996, Grünbaum et al. 2003), croissance, fécondité, et alimentation des adultes et des juvéniles (Mongeau et al. 1986, 1992, Branchaud et Gendron 1993, Vachon 1999a), maturité sexuelle (Mongeau et al. 1986, 1992), détermination des dates et des lieux de reproduction (Mongeau et al. 1986, 1992, La Haye et al. 1992, 1993, Boulet et al. 1996), structure génétique (Branchaud et al. 1996, Lippé et al. 2004, 2006) et profil de contamination (De Lafontaine et al. 2002). Cependant, les connaissances récentes sur l'utilisation de son aire de répartition sont encore insuffisantes pour définir ses habitats essentiels. Les habitats de croissance des jeunes de l'année, des herbiers littoraux peu profonds, ont été décrits par Vachon (1999a). Pour les subadultes et les adultes, les seules informations disponibles proviennent des inventaires ichtyologiques effectués dans la plaine du Saint-Laurent principalement dans les années 1960-1970 (Mongeau et al. 1986, 1992), des captures accidentelles de chevaliers cuivrés lors de pêches commerciales dans le système du Saint-Laurent (Vachon et Chagnon 2004), ainsi que des profils de contamination effectués sur quelques individus décédés accidentellement (De Lafontaine et al. 2002). Ces informations sommaires suggéraient que les poissons de cette espèce préféraient des cours d'eau de plaine, d'importance moyenne, aux berges abruptes, de profondeur uniforme et s'écoulant sur un substrat dur, constitué d'argile, de sable et de gravier, des milieux paradoxalement peu propices à une abondance élevée de mollusques, dont se nourrit quasi exclusivement le chevalier cuivré (Mongeau et al. 1986, 1992). Or, une meilleure connaissance des habitats essentiels du chevalier cuivré devrait permettre d'intervenir plus efficacement par des

mesures de conservation appropriées (Équipe de rétablissement du chevalier cuivré 2004).

L'utilisation de modèles statistiques pour prédire l'occurrence d'une espèce et quantifier ses besoins en habitat offre de plus en plus d'intérêt dans la mise en place de plans de gestion et de conservation de la faune (Guisan et Zimmermann 2000, Olden et Jackson 2002, Behrouz et al. 2006). Plusieurs méthodes univariées, telles que le test de Friedman, le test du Khi carré qualité d'ajustement ou la méthode de Johnson, testent les différences entre la proportion d'habitats utilisés par les poissons et la proportion d'habitats disponibles dans le milieu (Alldredge et Ratti 1986, Samuel et Fueller 1994). Les méthodes multivariées, telles que l'analyse factorielle, l'analyse en composante principale (ACP) et l'indice de qualité d'habitat (IQH), ont été largement utilisées pour évaluer l'utilisation des ressources par les populations et les espèces (Samuel et Fueller 1994). Le modèle log-linéaire et la régression logistique utilisent la présence et l'absence d'une espèce comme variable dépendante pour évaluer l'utilisation et la disponibilité des habitats. L'approche du modèle log-linéaire assume que la disponibilité des habitats est connue (Neu et al. 1974), ce qui n'est pas le cas du chevalier cuivré. La régression logistique permet d'identifier la combinaison de descripteurs abiotiques et biotiques (variables indépendantes) qui explique la sélection d'habitat effectuée par une espèce dans son environnement. L'équation obtenue peut ensuite être appliquée à un territoire donné pour déterminer les habitats potentiels qui possèdent les caractéristiques recherchées par l'espèce (Hosmer et Lemeshow 2000, Keating et Cherry 2004). La profondeur d'eau, l'occurrence et l'abondance de la végétation aquatique, la vitesse du courant, certains descripteurs de la qualité de l'eau,

la pente et la granulométrie du substrat sont des variables fréquemment utilisées pour évaluer les caractéristiques de l'habitat des poissons (Guay et al. 2000, Ostrand et al. 2005, Breden et al. 2006). Le développement d'un modèle de régression logistique repose sur une analyse comparée des caractéristiques de sites fréquentés et non fréquentés par l'espèce. Leur application à différentes échelles spatiales permet de prédire la répartition des habitats potentiels et d'assurer une gestion éclairée des espèces (Guisan et Zimmermann 2000, Olden et Jackson 2002, Blanck et al. 2007).

Dans cette étude, nous avons développé un modèle écologique d'utilisation de l'habitat estival du chevalier cuivré à partir du suivi télémétrique de vingt individus adultes dans le fleuve Saint-Laurent. L'acquisition de connaissances sur les caractéristiques des habitats essentiels à la survie de l'espèce est prioritaire dans le cadre d'une stratégie globale de rétablissement (Équipe de rétablissement du chevalier cuivré 2004). L'objectif spécifique de cette étude est de déterminer les caractéristiques des habitats estivaux fréquentés par les chevaliers cuivrés dans le fleuve Saint-Laurent afin de définir les habitats potentiels dans l'aire de répartition. Les habitats estivaux des chevaliers cuivrés constituent des habitats d'alimentation (Mongeau et al. 1986, 1992) essentiels à la survie de l'espèce. Considérant la sténophagie de l'espèce axée exclusivement sur les mollusques, nous avons testé l'hypothèse que l'abondance de proies devrait influencer de manière significative la sélection d'habitat des adultes pendant la période estivale de croissance.

2.2 Aire d'étude

L'aire d'étude est située dans le tronçon du fleuve Saint-Laurent qui s'étend du lac Saint-Louis jusqu'au lac Saint-Pierre et couvre une superficie aquatique de 924 km² caractérisée par une grande diversité d'habitats (Figure 2.1). Elle est décrite de façon détaillée dans le chapitre 1 de ce mémoire. Dans le tronçon fluvial à l'étude, les lacs fluviaux, les resserrements et les îles se succèdent. On y retrouve une grande variété d'habitats aux caractéristiques abiotiques (profondeur, vitesse de courant, substrat, physico-chimie) et biotiques variées, notamment en raison de la présence de plusieurs archipels entrecoupés de chenaux naturels ou artificiels (par exemple, les archipels de Montréal, de Contrecœur, de Verchères et du lac Saint-Pierre ; Robitaille et Saucier 1998).

L'aire d'étude comprend les régions phytogéographiques du lac Saint-Louis et du couloir fluvial (Gauthier 1980). Les régions du lac Saint-Pierre et du lac Saint-Louis possèdent les plus grandes superficies d'herbiers aquatiques du fleuve Saint-Laurent, dominées par la communauté à *Vallisneria americana*. Les dépôts marins fins (argile et limon) qui prédominent dans ces régions, les faibles courants et la faible profondeur moyenne (< 2 m) favorisent le développement de vastes herbiers aquatiques (Couillard et Grondin 1986, Gratton et Dubreuil 1990, Robitaille et Saucier 1998). Les macrophytes sont surtout abondantes dans les zones littorales près des berges et autour des îles où le courant est modéré (Edwards et al. 1989, Hudon 1997). Ces herbiers supportent une faune benthique abondante et diversifiée (Ferraris 1984, Nilo et al. 2006).

Le territoire d'intérêt est traversé par le canal de navigation, utilisé par les navires océaniques pour atteindre Montréal. Son aménagement et son entretien ont entraîné et entraînent toujours des modifications importantes des habitats aquatiques. Des opérations de dragage effectuées régulièrement maintiennent la profondeur de ce canal artificiel entre 12 et 15 m, alors qu'elle est inférieure à cinq mètres dans les lacs fluviaux et le tronçon fluvial. La vitesse du courant y est également nettement supérieure comparativement au reste du corridor fluvial (Hudon 1997). En amont de Montréal, un réseau de chenaux et d'écluses de moins grande profondeur (8 m) permet à des navires de plus faible tirant d'eau d'atteindre les Grands Lacs. La construction de structures de contrôle, en aval du lac Ontario, à la fin des années 1950, permet maintenant une régularisation des débits du Saint-Laurent, ce qui a pour conséquence d'amoinrir les fluctuations saisonnières des niveaux d'eau (CMI 1999, Environnement Canada 1998, Hudon 2004).

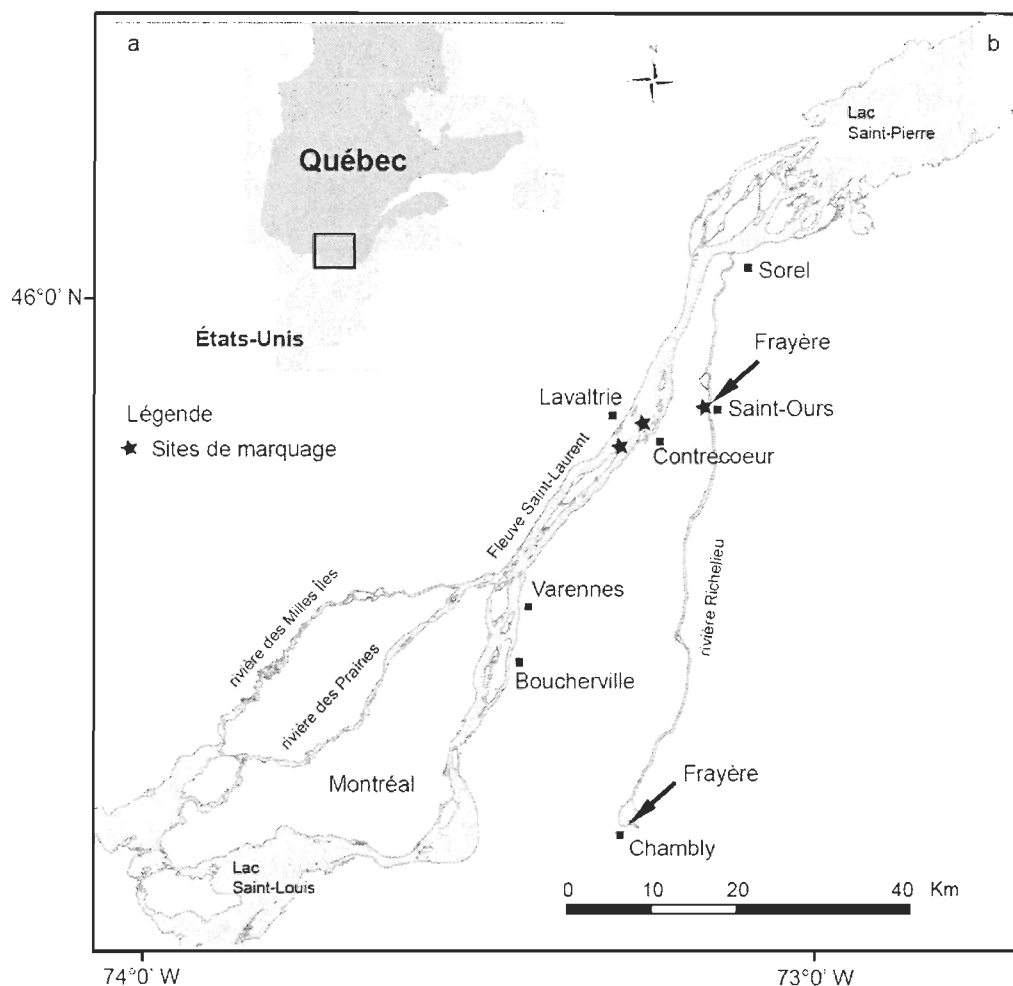


Figure 2.1. Aire d'étude et sites de marquage des chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent et la rivière Richelieu, à Saint-Ours.

2.3 Matériel et méthodes

Pour la caractérisation des habitats d'été par le chevalier cuivré au stade adulte dans le fleuve Saint-Laurent, nous avons utilisé un modèle basé sur l'utilisation et la disponibilité de l'habitat. Ce type de modèle est le plus fréquemment utilisé dans les études de sélection d'habitat (Keating et Cherry 2004). L'utilisation de l'habitat a été

déterminée à l'aide d'une partie des localisations télémétriques effectuées pour l'étude des déplacements et des domaines vitaux (Chapitre 1), alors que la disponibilité a été déterminée à l'aide d'un ensemble de stations échantillonnées aléatoirement dans l'aire d'étude. L'absence de chevalier cuivré, marqué ou non, a été assumée aux sites aléatoires puisqu'elle ne pouvait pas être déterminée avec certitude.

2.3.1 Marquage et suivi télémétrique

La période de capture des 20 chevaliers cuivrés adultes s'est déroulée du 1^{er} avril au 22 juin 2004. Cinq des spécimens ont été capturés dans les verveux de la pêche commerciale (5 cerceaux de 0,76 m de diamètre espacés de 0,64 m; guideau : 9,8 m ; ailes : 3,7 m ; dimension des mailles : 5 cm étirées ; longueur de la tuque : 0,66 m), pratiquée dans le secteur Lavaltrie-Contrecoeur du fleuve Saint-Laurent. Les autres spécimens ont été capturés dans le bassin d'entrée de la passe migratoire Vianney-Legendre du barrage de Saint-Ours dans la rivière Richelieu à l'aide d'un filet maillant (hauteur : 2 m ; longueur : 10 m ; dimension des mailles étirées: 13 cm). Le marquage a été effectué sur les 20 spécimens selon la procédure suivante : anesthésie par balnéation dans une solution d'huile de clou de girofle (Anderson et al. 1997, Peake 1998), pose de l'émetteur par fixation operculaire ou insertion abdominale, récupération en bassin oxygéné au moins 30 minutes sous surveillance et remise à l'eau. La fixation operculaire a été pratiquée sur 16 spécimens. À l'aide d'une broche en acier inoxydable, l'émetteur, muni d'un trou à chaque extrémité (Lotek Wireless inc.), a été attaché à l'opercule perforé. L'implantation chirurgicale des émetteurs a été effectuée selon une

version modifiée de la méthode de Ross et Kleiner (1982) : désinfection (chlorexidine 0,5%), incision (1 cm), implantation abdominale de l'émetteur, passage de l'antenne au-dessus de la ceinture pelvienne et sortie par une seconde ouverture, fermeture (trois à quatre points de suture simple, non résorbables en monofilament, non reliés) et colle chirurgicale (voir section 1.3.2 ; Summerfelt et Smith 1990). Les spécimens capturés dans les verveux ont été remis à l'eau au large du site de capture afin d'éviter leur recapture ; ceux capturés dans la passe migratoire ont été remis à l'eau en amont de celle-ci.

Le suivi télémétrique a été réalisé dans le tronçon du fleuve Saint-Laurent situé entre le lac Saint-Pierre et le lac Saint-Louis (127 km). Il a été conduit en embarcation, de jour, de cinq à sept fois par semaine, du 27 avril au 26 novembre 2004. Toutes les localisations ont été géoréférencées à l'aide d'un système de positionnement géographique (GPS) et certaines caractéristiques de l'environnement immédiat de la localisation ont été répertoriées (annexe 22). Des émetteurs codés à haute puissance, de type combiné radio-ultrason (Lotek, Wireless Inc., modèle CAFT 14-1, 55 X 14 mm, 22 g dans l'air, n = 20, fréquences acoustiques : 66 et 77 kHz) ont été employés. Les signaux ultrasoniques et radio étaient émis en alternance sur une période de 2,5 secondes, avec un cycle de programmation de 16 heures en phase d'activation et de huit heures en phase d'interruption, pour une longévité minimale de 181 jours.

2.3.2 Disponibilité et utilisation de l'habitat

La disponibilité des habitats du chevalier cuivré dans le fleuve Saint-Laurent a été déterminée à l'aide d'environ 278 stations générées aléatoirement. Les stations ont été échantillonnées en 2004 et en 2005. L'utilisation des habitats estivaux a été évaluée à partir des localisations télémétriques effectuées du 7 juillet au 30 septembre.

À chacune de ces stations (aléatoire et localisation), l'habitat a été caractérisé (annexe 22) le long d'un transect de 5 m à partir du point de localisation, ce qui correspondait à la précision approximative de la localisation. Les caractéristiques de l'eau (conductivité, turbidité, température) ont été mesurées à partir d'un échantillon d'eau prélevé à un mètre de la surface, la transparence a été mesurée au disque de Secchi et la profondeur a été mesurée à l'aide d'un sonar. La couverture relative des substrats dominants et sous-dominants a été caractérisée à l'aide de deux coups de benne (petite benne Ponar 225 cm²). Le substrat a été tamisé et classé en cinq classes granulométriques : argile (< 0,1 mm), limon (0,1 mm), sable (0,1 à 2 mm), gravier (2 à 40 mm), caillou (40 à 80 mm), galet (80 à 250 mm) et bloc (> 250 mm). La densité des macrophytes submergées et émergentes a été classifiée en cinq catégories : 1-absente, 2-éparse (quelques plantes), 3-moyenne (plusieurs plantes, mais le fond est visible), 4-élevée (couvert végétal complet sans feuilles en surface) et 5-très élevée (couvert végétal complet avec des feuilles en surface). La composition taxonomique des macrophytes a été identifiée à l'espèce ou au genre et classée en sept catégories : 1-absente, 2-*Elodea* spp., 3-*Heterentera dubia*, 4-*Myriophyllum spicatum*, 5-*Potamogeton* spp., 6-*Vallisneria americana* et 7-autres. À l'interface eau/fond, la végétation et le

substrat ont été examinés à l'aide d'une caméra aquatique (Aqua-Vu DT120), déplacée le long d'un transect de 5 m pour détecter la présence de blocs et pour obtenir de l'information sur d'autres caractéristiques du milieu physique (e.g. débris ligneux, roche-mère) qui ne pouvaient être récoltées par la benne. Le macrobenthos a été identifié selon les taxons suivants : gastéropodes, sphériidés, dreissenidés, unionidés et autres macroinvertébrés. Leur abondance dans le substrat a été évaluée qualitativement dans l'échantillon de substrat récolté et passé au tamis (1 mm) selon quatre classes : absence, de 1 à 10 individus, de 11 à 100 et plus de 100 par coup de benne. Leur abondance dans la végétation était évaluée à partir d'un échantillon de plantes aquatiques récoltées à l'intérieur d'un quadrat d'un mètre carré. Les abondances des proies potentielles présentes dans le substrat et dans la végétation ont été combinées pour déterminer leur disponibilité à chaque station.

Pour certaines stations dont les données de caractérisation étaient incomplètes, les observations ont été complétées par des valeurs obtenues à partir d'un modèle hydrodynamique à deux dimensions simulant les conditions moyennes d'écoulement du fleuve Saint-Laurent durant l'été pour un débit de $8500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à 14 271 sites (Morin et al. 2000). Ce modèle hydrodynamique est basé sur une description précise de la topographie du fond et du substrat. Une fois calibré, le modèle permet de simuler une série de variables telles que la profondeur, la vitesse du courant, la pente au fond et la lumière disponible au fond. D'autres modèles biologiques sont couplés à ce modèle physique, prédisant la présence de certains groupes végétaux, ainsi que la densité de la végétation. Les valeurs de toutes ces variables sont reportées sur une grille carrée

régulière dont la taille de la maille était de 80 m de côté, ce qui équivalait à 14 271 nœuds pour notre aire d'étude (Morin et al. 2000).

2.3.3 Analyses statistiques et modèle de régression logistique

L'objectif poursuivi était de développer un modèle écologique qui permettrait de décrire les habitats utilisés par les chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent pendant la période estivale. Aussi, seules les données obtenues sur les 278 stations aléatoires et les 232 points de localisation recueillis pendant l'été sur les spécimens qui ont fréquenté le fleuve ont été utilisées pour construire le modèle, lequel correspond à un modèle probabiliste d'habitat (Probabilistic Habitat Index, PHI) :

Équation 1.
$$PR_{(\text{probabilité})} = \frac{1}{1 + e^{-z}}$$

où $e = 2,718$ et $Z = B_0 + B_1X_1 + \dots + B_iX_i$, où B_0 est la constante du modèle, les B_i sont les coefficients de régression et les X_i sont les variables indépendantes. La variable dépendante est la probabilité d'utilisation de l'habitat, $PR_{(\text{probabilité})}$. Elle varie entre 0 et 1, où 0 représente l'absence d'individu ou la non utilisation de l'habitat et 1 représente la présence d'individu ou l'utilisation de l'habitat (Hosmer et Lemeshow 2000).

Une matrice de corrélation (r de Pearson) a été produite pour s'assurer que les variables étaient indépendantes, pour éviter les redondances et minimiser le surajustement (*overfitting* ; par exemple, la turbidité a été retenue et la transparence au disque de Secchi éliminée). En langage statistique, ce terme désigne une addition excessive de variables qui peut suggérer un meilleur ajustement du modèle aux données,

tout en lui ajoutant très peu de puissance explicative (Quinn et Keough 2002). Une première série de régressions logistiques univariées a été réalisée séparément avec chacune des 44 variables mesurées et modélisées (annexe 22). Le but de ces régressions était d'identifier les variables significativement corrélées et d'effectuer une première sélection de celles qui étaient les plus susceptibles d'expliquer la présence de l'espèce. Les variables retenues lors de la première étape de sélection sont présentées au tableau 2.1. Nous avons alors comparé les distributions de fréquence des valeurs de chacune de ces variables dans les stations de localisation télémétrique et les stations aléatoires.

Par la suite, l'analyse de régression logistique multivariée appliquée aux variables présélectionnées communes aux 203 stations utilisées et aux 265 stations aléatoires a permis d'identifier les variables qui ont été reprises dans le modèle final (Tableau 2.1). Celui-ci a été développé en utilisant la procédure du pas-à-pas (*stepwise*) comme guide pour la sélection des variables à inclure (Statistical Analysis System ; SAS Intitute, Inc. 2001). Une série de tests (*likelihood*, *score* et *Wald chi-square*) a été effectuée pour établir les seuils de signification pour le modèle global et pour chaque variable retenue dans le modèle. Le modèle final a été déterminé en comparant les valeurs de AIC (*Akaike Information Criterion*), de *c* (statistique de Hosmer-Lemeshow) et le nombre de descripteurs pour obtenir le meilleur modèle écologique, c'est-à-dire le plus parcimonieux et celui dont la variance cumulée des descripteurs offrait la meilleure explication sur le plan écologique. La statistique *c*, qui a été utilisée comme valeur d'ajustement (qualité d'ajustement) du modèle, varie entre 0,5 et 1. Une valeur de 0,5 de la statistique *c* signifie qu'il n'y a pas de discrimination, entre 0,7 et 0,8 indique une discrimination acceptable, entre 0,8 et 0,9 indique une excellente correspondance avec

les données et lorsque la valeur est supérieure à 0,9, cela signifie une correspondance exceptionnelle (Hosmer et Lemeshow 2000). Pour l'analyse des résultats, l'interprétation du seuil de signification p varie selon que les variables sont quantitatives ou qualitatives. Pour une variable quantitative, la valeur de p détermine son inclusion dans le modèle est statistiquement significative et à quelle puissance. Pour une variable qualitative, la valeur de p indique si les différences entre le niveau du coefficient de régression de référence (B_0 ; équation 1) et les autres niveaux sont significatives.

Tableau 2.1. Descripteurs biotiques et physico-chimiques utilisés pour déterminer la probabilité de présence des chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent. *variable qualitative.

	Sites utilisés			Sites aléatoires		
	Moyenne	Écart-type	n	Moyenne	Écart-type	n
Espèce végétale dominante*	-	-	232	-	-	276
Densité de végétation*	-	-	232	-	-	277
Turbidité	2,69	2,37	219	7,73	12,27	265
Conductivité	270	42,46	232	269	39,42	278
Vitesse du courant	0,35	0,15	231	0,43	0,28	14 271
Profondeur	2,60	1,49	232	4,49	3,33	14271
Coefficient d'extinction lumineuse au fond	0,18	0,14	225	0,19	0,28	14 271
Substrat dominant*	-	-	232	-	-	278
Abondance de proies (gastéropodes, sphaeriidés, unionidés)*	-	-	203	-	-	278
Abondance de gastéropodes*	-	-	203	-	-	278
Abondance de dreissenidés*	-	-	203	-	-	278
Abondance de macroinvertébrés*	-	-	203	-	-	278

2.4 Résultats

Deux équipes de repérage en embarcation ont enregistré, pendant la période estivale, 252 localisations télémétriques. Les localisations provenaient de 11 individus (codes 3, 4, 6, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 17 et 22) qui ont séjourné dans le Fleuve Saint-Laurent. Le nombre moyen de localisations par spécimen utilisé était 23 ± 10 . En se basant sur le déplacement des poissons, il appert qu'aucune mortalité et aucun rejet d'émetteur interne n'est survenu au cours de la période d'étude. Les neuf autres individus ont séjourné dans les tributaires pendant la période estivale ou n'ont pas été repérés pendant cette période. Ils n'ont donc pas été retenus pour l'élaboration du modèle.

Toutes les localisations retenues étaient situées à l'intérieur de superficies recouvertes d'herbiers aquatiques submergés (Figure 2.2), en zone peu profonde (< 5 m) et à proximité d'îles ou de berges où le courant est lent (Figure 2.3). Les zones les plus utilisées par les individus marqués étaient les herbiers aquatiques des îles du fleuve Saint-Laurent le long de l'île de Montréal (les archipels de Boucherville et de Varennes), ainsi que les herbiers aquatiques qui occupent la batture de l'île Lavaltrie.

L'étape de sélection du pas-à-pas a permis d'identifier les quatre variables les plus importantes pour prédire la présence de chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent pendant la période estivale : trois variables qualitatives (abondance de gastéropodes, substrat dominant et abondance de dreissenidés) et une variable continue

(vitesse du courant) (Tableau 2.2). La valeur de la statistique c obtenue pour le modèle est de 0,859, ce qui indique une excellente correspondance du modèle avec les données.

L'abondance de gastéropodes, la principale catégorie de proies du chevalier cuivré, est la variable qui contribue majoritairement à la régression (c partiel = 0,76). La probabilité de présence du chevalier cuivré augmente selon les modalités croissantes d'abondance de gastéropodes (Tableau 2.2). La différence entre les classes d'abondance de gastéropodes (1 à 10, 11 à 100 et > 100) n'est pas significative, alors qu'elle est significative entre la classe *absence de gastéropodes* et la classe *abondance >100*. De plus, la fréquence relative des sites utilisés est nettement plus élevée aux sites où des proies sont présentes qu'aux sites où elles sont absentes (Figure 2.3). Les sites où l'on observe des gastéropodes et des dreissenidés sont plus fréquemment sélectionnés que les sites où l'on retrouve des sphériidés et des unionidés (Figure 2.4). La probabilité de présence du chevalier cuivré augmente aussi selon les modalités suivantes de la variable substrat dominant : gravier, limon, caillou-galet-bloc, sable et argile (Tableau 2.2). Les stations à substrat dominé par l'argile et le sable sont utilisées de façon préférentielle (Figure 2.3). Cette préférence n'est cependant pas mise en relief par la régression logistique, aucune différence significative n'ayant été observée entre les types de substrat dominants sélectionnés par l'espèce (Tableau 2.2). Le modèle indique également que plus la vitesse est grande, plus la probabilité de présence du chevalier cuivré est faible. Les chevaliers cuivrés favorisent les sites où la vitesse de courant varie entre 0,25 et 0,50 m/s et évitent les sites où elle est supérieure à 0,50 m/s (Tableau 2.2 ; Figure 2.3). Finalement, l'abondance de dreissenidés est la dernière variable retenue par la procédure pas-à-pas (Tableau 2.2). L'espèce préfère de façon significative les sites où

l'abondance des dreissenidés est supérieure à 10 par rapport aux sites où leur abondance est faible ou nulle. En effet, les valeurs des coefficients de régression sont négatives pour les niveaux où l'abondance des moules est faible ou nulle et elles diffèrent significativement par rapport au niveau de référence, soit une abondance supérieure à 10 (Tableau 2.2 ; Figure 2.4).

La plupart des variables exclues du modèle final lors de la procédure pas-à-pas présentent des modalités qui semblent privilégiées par les chevaliers cuivrés adultes (Figure 2.3). En effet, l'espèce a favorisé les sites en eau verte (conductivité élevée, bonne pénétration de la lumière au fond) où la densité de la végétation aquatique était de moyenne à élevée et la profondeur variait entre un et trois mètres. D'après le modèle retenu, les espèces végétales présentes dans les herbiers n'ont pas d'influence prépondérante sur la sélection des sites fréquentés par les chevaliers cuivrés. Par contre, *Vallisneria americana* était présente dans plus de 70 % des sites fréquentés par l'espèce, une proportion supérieure à la disponibilité dans le milieu (55 %). Finalement, l'espèce évite les sites exempts de végétation où la profondeur excède cinq mètres et où il n'y a pas de proies présentes.

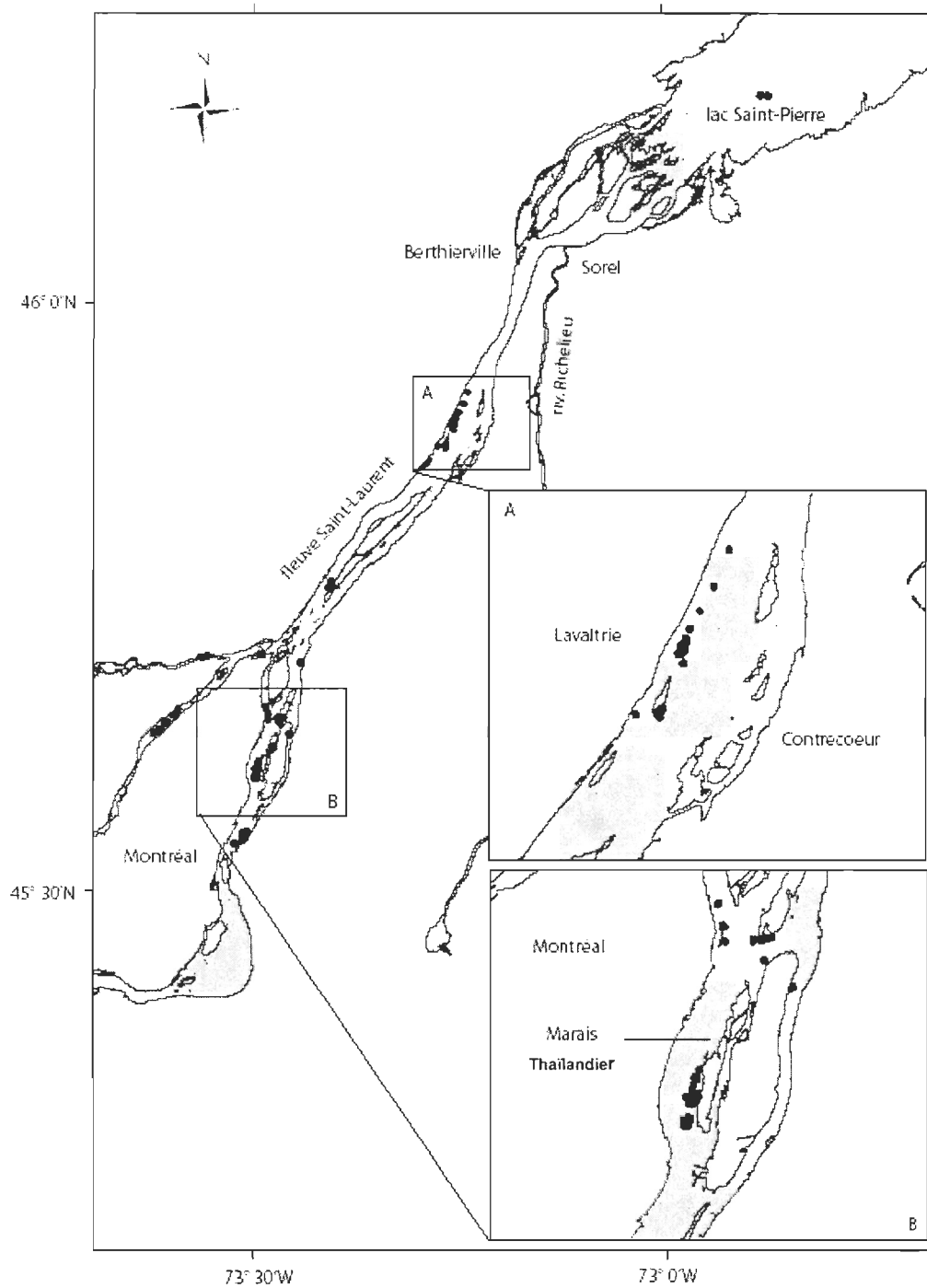


Figure 2.2. Localisations télémétriques estivales des chevaliers cuivrés adultes dans le système du Saint-Laurent en 2004.

Tableau 2.2. Valeur des coefficients de régression (B) des variables de l'habitat retenues dans le modèle écologique de régression logistique pour les chevaliers cuivrés adultes du fleuve Saint-Laurent pendant la période estivale ; SE (erreur standard), Wald (*Wald Statistic*), seuil de signification $p \leq 0.05$. L'ordre d'intégration des variables dans le modèle est le même que celui du tableau.

Variabes	Niveau du facteur	B	SE	Wald	p	C
B_0	-	6,94	1,83	14,43	0,0001	-
1.	0	-2,84	0,85	11,18	0,0008	
Abondance de gastéropodes	1 à 10	-0,78	0,85	0,86	0,3543	0.76
	11 à 100	-0,25	0,89	0,08	0,7739	
	> 100	0	-	-	-	
2. Substrat dominant	Argile	1,20	0,74	2,64	0,1040	0.814
	Limon	-0,64	0,75	0,71	0,3976	
	Sable	1,06	0,71	2,23	0,1352	
	Gravier	-2,00	1,08	3,43	0,0639	
	Caillou-Galet-Bloc	0	-	-	-	
3. Vitesse du courant	-	-3,34	0,93	12,87	0,0003	0.839
4.	0	-4,26	1,37	9,66	0,0019	
Abondance de dreissenidés	1 à 10	-3,65	1,40	6,77	0,0093	0.859
	> 10	0	-	-	-	

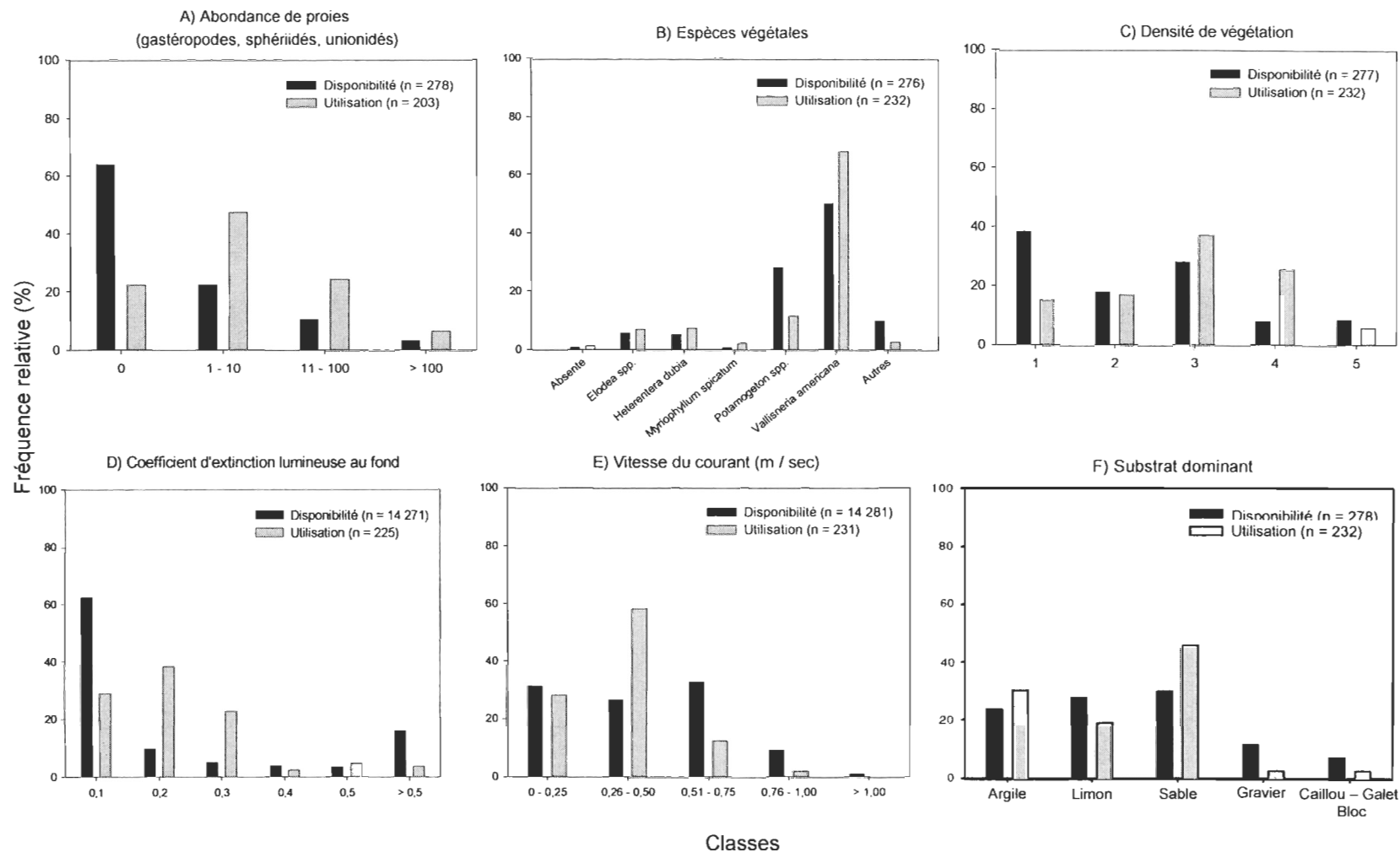


Figure 2.3. Distribution de fréquence des sites fréquentés (utilisation) et des sites aléatoires (disponibilité) échantillonnés pendant la période estivale pour chacune des variables d'habitat du fleuve Saint-Laurent retenues pour le développement du modèle de régression logistique.

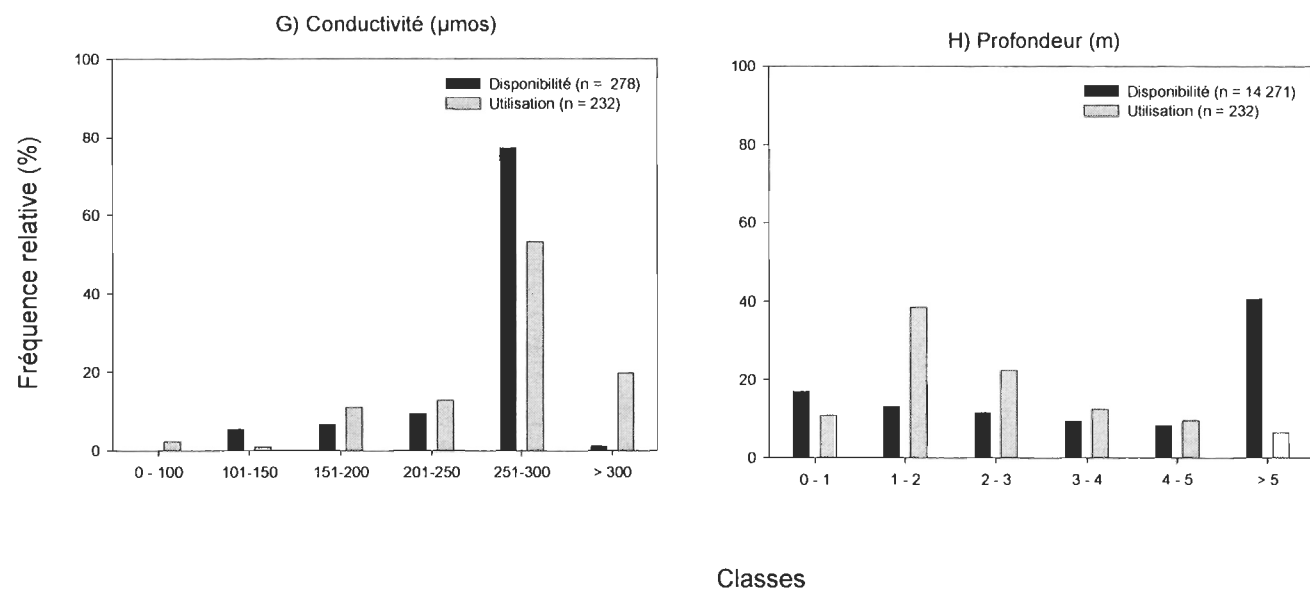


Figure 2.3. (Suite) Distribution de fréquence des sites fréquentés (utilisation) et des sites aléatoires (disponibilité) échantillonnés pendant la période estivale pour chacune des variables d'habitat du fleuve Saint-Laurent retenues pour le développement du modèle de régression logistique.

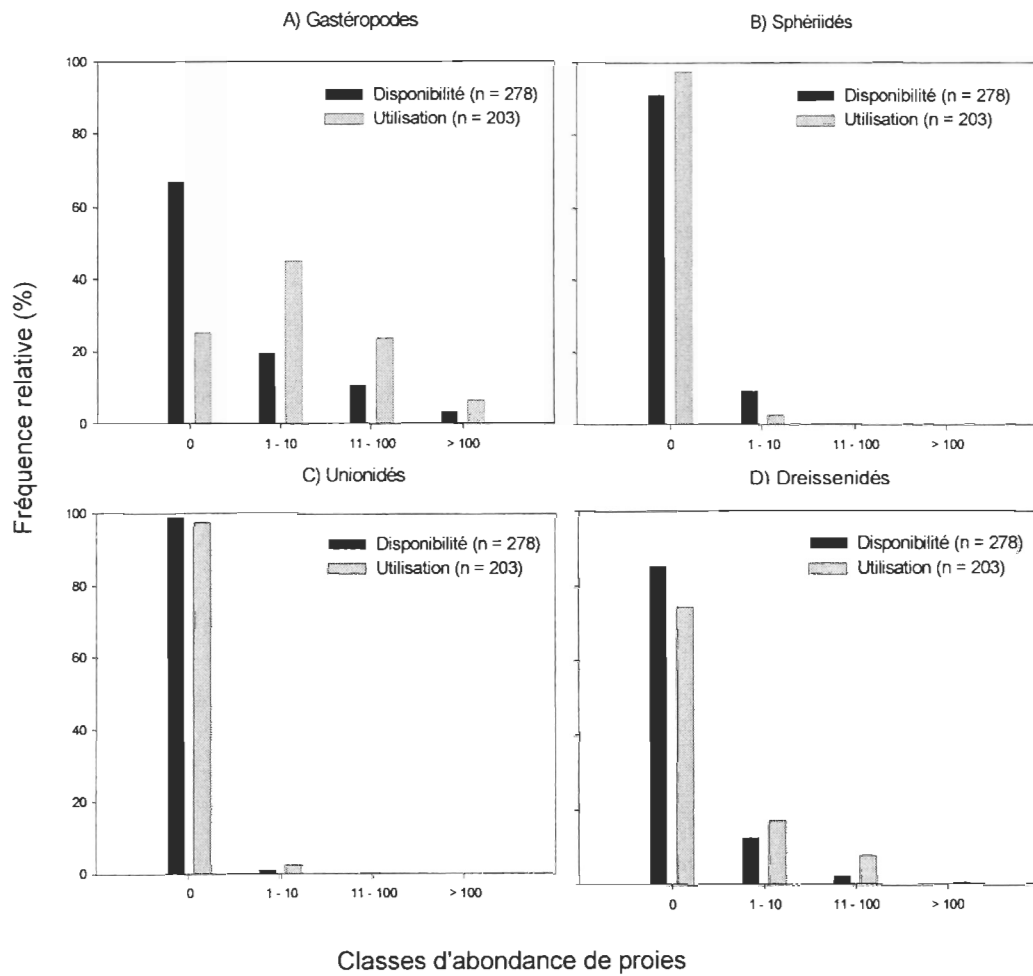


Figure 2.4. Distribution de fréquence des sites fréquentés (utilisation) et des stations aléatoires (disponibilité) en fonction des classes d'abondance des différentes proies potentielles des chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent pendant la période estivale.

2.5 Discussion

Après la période de fraye au début de l'été, les 11 chevaliers cuivrés étudiés dans le fleuve Saint-Laurent se sont déplacés vers des herbiers aquatiques denses en zone lentique peu profonde sur des substrats mous. Ces résultats contrastent avec le portrait de Mongeau et al. (1986, 1992) qui décrivent les habitats utilisés dans les tributaires par les chevaliers cuivrés comme étant des tronçons de rivière moyennement profonds (4-7 m), caractérisés par un courant modéré et un substrat dur sans végétation. Les herbiers aquatiques situés près des berges et autour des îles du Saint-Laurent supportent une faune benthique diversifiée caractérisée par d'importantes densités de petits mollusques (Ferraris 1984, Nilo et al. 2006). Le caractère sténophage du chevalier cuivré axé sur les mollusques expliquerait que l'espèce sélectionne ce type d'habitats. Les gastéropodes, les mollusques les plus abondamment répertoriés dans les contenus stomacaux des chevaliers cuivrés adultes (Mongeau et al. 1986, 1992), sont des brouteurs qui sélectionnent des herbiers aquatiques denses en zone peu profonde (Ferraris 1984). D'autres espèces de poissons, dont la diète se compose de petits mollusques, fréquentent des milieux similaires pendant l'été : l'esturgeon jaune (Nilo et al. 2006), le chevalier de rivière (Cuerrier et al. 1946, Mongeau et al. 1992), la perchaude (La Violette et al. 2003) et le malachigan (French III 1993). Cette recherche d'habitats plus productifs lors des migrations post-fraye est associée au comportement d'alimentation et a été démontrée chez le chevalier jaune et *Xyrauchen texanus* (Tyus et Karp 1990, Modde et Irving 1998, Mueller et al. 2000, Bunt et Cooke 2001).

La disponibilité des proies est l'un des paramètres les plus importants dans la sélection de l'habitat d'alimentation chez les poissons (Wilzbach 1985). D'après le modèle, la présence en abondance de gastéropodes, la principale proie du chevalier cuivré, constitue le facteur déterminant de la sélection des habitats estivaux. Ces résultats confirment l'hypothèse de départ qui stipulait que la disponibilité des proies était une variable déterminante de la sélection d'habitat chez les chevaliers cuivrés adultes. En effet, le chevalier cuivré choisit plus fréquemment les sites où il y a présence de gastéropodes que ceux où il n'y en a pas, alors que la diversité et la disponibilité des autres organismes benthiques du fleuve est très élevée (>2000 individus/m²; Nilo et al. 2006). Par comparaison, le portrait est tout autre pour une espèce généraliste et opportuniste comme l'esturgeon jaune qui consomme près de 75 taxa différents dans les secteurs fréquentés par le chevalier cuivré (Nilo et al. 2006). Il en est de même chez le chevalier de rivière, qui possède des dents pharyngiennes molariformes, moins robustes que celles du chevalier cuivré, mais également conçues pour broyer des coquilles (Jenkins 1970), et qui consacre une grande partie de sa diète à d'autres organismes que les mollusques (Mongeau et al. 1986, 1992).

Parce qu'elles influencent fortement la répartition des proies (Matheney et Rabeni 1995; Thompson et al. 2001), les caractéristiques physico-chimiques de l'habitat influencent également la localisation des poissons, qui recherchent les sites où l'on retrouve les plus fortes densités de nourriture. Dans le fleuve Saint-Laurent, les caractéristiques des habitats sélectionnés par les chevaliers cuivrés correspondent à ceux où sont les plus fortes abondances de gastéropodes sont répertoriées, c'est-à-dire les herbiers aquatiques denses. Malgré le fait que certaines espèces de gastéropodes

possèdent une tolérance plus grande pour des vitesses de courant modérées (0,5 m/s) et de fortes profondeurs (12 m), la plupart de celles présentes dans le fleuve sont plus abondantes à des vitesses de courant faibles et une profondeur inférieure à 5 m (Ferraris 1984). Les espèces végétales les plus abondantes qui ont été recensées dans les sites sélectionnés par les chevaliers cuivrés (*Vallisneria spiralis*, *Potamogeton* spp.) colonisent les eaux tranquilles (Marie-Victorin et al. 2002), dont la profondeur moyenne est généralement inférieure à trois mètres (Hudon 1997). Dans le modèle de régression, les deux autres paramètres qui ont influencé la sélection des habitats estivaux, soit le substrat fin et la faible vitesse du courant, sont également reliés à la présence d'herbiers aquatiques. Le substrat composé de limon ou de sable permet aux espèces végétales répertoriées aux sites sélectionnés par les chevaliers cuivrés de s'établir (Gratton et Dubreuil 1990, Marie-Victorin et al. 2002). Les plantes aquatiques colonisent les milieux à courant faible ou modéré et, une fois établies, ralentissent l'écoulement, entraînant ainsi le dépôt de matière végétale et de matière en suspension, ce qui favorise le développement d'un substrat mou (Morin et al. 2000).

Les plus grands herbiers du tronçon fluvial du Saint-Laurent qui abritent les populations de gastéropodes se retrouvent majoritairement dans les eaux vertes et peu profondes de la rive sud du Saint-Laurent (Ferraris 1984). La très faible quantité de matières en suspension présentes dans ces eaux (Rondeau et al. 2000, 2005) et la faible profondeur favorisent la pénétration de la lumière, le facteur le plus important dans l'établissement des communautés végétales aquatiques. La forte conductivité des eaux vertes du fleuve Saint-Laurent ($> 300 \mu\text{mhos}$) et les concentrations élevées en calcium (près de $35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) influencent aussi la répartition des gastéropodes (Boycott 1936,

Lodge et al. 1987, Thorp et Covich 2001). Le calcium constitue un élément essentiel à leur développement en eau douce, comme pour tous les mollusques qui portent une coquille (Dillon 2000, Briers 2003). Les densités maximales de gastéropodes brouteurs sont observées en période estivale, et plus précisément à la fin de l'été (Ferraris 1984), période qui correspond en général à l'éclosion des œufs et à l'émergence des juvéniles de gastéropodes, mais également aux pics de croissance des communautés de plantes aquatiques submergées (Pip et Stewart 1976, Lodge et Kelly 1985, Hudon 1997).

La présence de dreissenidés (moules zébrées *Dreissena polymorpha* et moules quagga *Dreissena bugensis*) est la dernière variable intégrée dans le modèle de régression logistique. Introduites dans les Grands Lacs en 1988 (Griffiths et al. 1991), les moules zébrées et quagga sont des espèces invasives d'origine européenne qui ont rapidement envahi le fleuve Saint-Laurent. Leur expansion a mené à une baisse drastique des populations résidentes d'unionidés (Ricciardi et al. 1996), qui font partie de l'alimentation du chevalier cuirvé (Mongeau et al. 1986, 1992). La réduction de l'abondance des populations résidentes d'unionidés dans l'aire de répartition du chevalier cuirvé pourrait favoriser l'intégration des dreissenidés dans la diète de l'espèce. Les dents pharyngiennes molariformes fortement développées du chevalier cuirvé qui lui permettent de broyer les coquilles de ses proies en font un prédateur potentiel de ces moules (French III 1993). En Europe, les prédateurs naturels des dreissenidés sont des cyprinidés munis de dents pharyngiennes robustes (Stanczykowska 1977). Depuis son introduction dans le fleuve Saint-Laurent, la moule zébrée est trouvée dans le tractus digestif d'un nombre croissant d'esturgeons jaunes récoltés par la pêche commerciale (TL > 800 mm ; Nilo et al. 2006). Par contre, bien

que présente dans les contenus stomacaux des esturgeons juvéniles, elle ne semble pas sélectionnée par ces derniers (Guilbard et al. 2007, Nilo et al. 2006). Sa présence est également en croissance dans la diète du malachigan (*Aplodinotus grunniens*) dans les Grands Lacs (French and Burr 1996). Les impacts de l'introduction des dreissenidés sur les populations de poissons qui les ont intégrées à leur diète sont peu documentés (Mayer et al. 2000). Toutefois, les conséquences sur la condition du chevalier cuivré pourraient être néfastes. Les tissus de la moule zébrée possèdent un contenu calorique très élevé (Ricciardi et al. 1996), mais contrairement aux moules indigènes du Saint-Laurent, la majorité de la biomasse des individus est constituée de la coquille qui est indigestible et risque de réduire l'apport en nourriture chez les organismes qui la consomment (A. Ricciardi, comm. pers.). Dans les lacs Ontario et Michigan, l'indice de condition du Grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) a diminué lorsque l'espèce a changé sa diète vers la moule zébrée suite à son introduction (Hoyle et al. 1999, Pothoven et al. 2001). De plus, la concentration des métaux et des contaminants peut-être très élevée dans la chair des dreissenidés (Lowe et Day 2002) en raison des grands volumes d'eau qu'ils peuvent filtrer (Lei et al. 1996). Dans les Grands Lacs, les organismes qui les consomment, tels que les canards plongeurs et les poissons (Mazak et al. 1997, Lowe et Day 2002), augmentent leur exposition à ces contaminants. Une telle augmentation des contaminants chez le chevalier cuivré pourrait, par exemple, affecter les capacités reproductives de l'espèce (Gendron et Branchaud 1997). Jusqu'à maintenant, les concentrations de contaminants trouvées dans les tissus du chevalier cuivré étaient considérées inférieures aux niveaux reconnus pour nuire aux processus de reproduction chez les poissons (De Lafontaine et al. 2002).

2.5.1 Implications d'aménagement

L'abondance des gastéropodes dans les herbiers aquatiques situés dans l'aire de répartition du chevalier cuivré est un bon indicateur des secteurs à protéger de façon prioritaire contre la baisse des niveaux d'eau, l'érosion causée par la circulation maritime, l'artificialisation des berges et le dépôt des matériaux de dragage. La rareté des herbiers du tronçon fluvial et la richesse de la faune benthique inféodée à ces milieux en justifient la protection intégrale. Les secteurs prioritaires à protéger sont les herbiers des îles de Boucherville, dont le grand marais Thaïlandier, et les herbiers du secteur Lavaltrie-Contrecoeur. Les grands herbiers de l'archipel du lac Saint-Pierre, des lacs Saint-Louis et Saint-Pierre constituent également des zones à protéger. Même si peu de spécimens marqués y ont été observés au cours de l'étude, ces herbiers aquatiques sont les plus importants dans l'aire de répartition du chevalier cuivré et pourraient prendre de l'importance si l'abondance du chevalier cuivré s'accroît dans le système, tel que visé par le Plan de rétablissement de l'espèce (Équipe de rétablissement du chevalier cuivré 2004). De plus, ces régions sont particulièrement sensibles aux variations hydrologiques qui affectent de façon négative la disponibilité des habitats aquatiques (Brodeur et al. 2006).

Les habitats estivaux des chevaliers cuivrés adultes marqués en 2004 sont majoritairement situés à proximité de voies de navigation de plaisance ou commerciale (Massé et Mongeau 1976). Or, ces aires d'alimentation sont situées en eau peu profonde, ce qui les rend particulièrement vulnérables aux importantes fluctuations des

niveaux d'eau et compromet leur intégrité (Hudon 1997, Brodeur et al. 2006). En effet, les écosystèmes aquatiques du fleuve Saint-Laurent sont perturbés par les niveaux d'eau en baisse continue et les étiages de plus en plus sévères des 20 dernières années (Robichaud et Drolet 1998, Morin et Leclerc 1998, Bouchard et al. 2002). L'augmentation de la circulation maritime accélère les processus naturels d'érosion des berges liés au batillage, dont les pertes sont estimées entre un et trois mètres par année entre Montréal et le lac Saint-Pierre (Gaskin et al. 2003). De plus, les travaux de dragage pour l'entretien de la voie de navigation occasionnent des dépôts de sédiments qui affectent l'habitat du poisson (Hatin et al. 2002). Des mesures de protection des habitats du chevalier cuivré identifiés lors de cette étude devront être mises en place.

La régularisation des niveaux d'eau du système Grands Lacs – Saint-Laurent depuis le début des années 1960 a eu des impacts importants sur la disponibilité des habitats des poissons du tronçon fluvial, particulièrement dans l'archipel de Sorel et le lac Saint-Pierre (Brodeur et al. 2006). Ces variations anthropiques affectent la composition des herbiers aquatiques et favorisent l'établissement d'espèces végétales exotiques (Hudon 1997, Morin et al. 2000). La réduction possible des niveaux d'eau du Saint-Laurent induite par les changements climatiques entraînerait le remplacement graduel des plantes aquatiques submergées par des espèces émergentes ou terrestres plus tolérantes à la sécheresse (Hudon 1997). Ces pressions anthropiques pourraient avoir des répercussions majeures sur la production biologique de ces habitats, particulièrement sur les plantes submergées qui supportent les communautés benthiques dont s'alimentent les chevaliers cuivrés adultes (Hudon 1997).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce mémoire apporte une contribution majeure aux connaissances sur les déplacements, les domaines vitaux saisonniers et les caractéristiques des habitats des chevaliers cuivrés adultes dans le système du fleuve Saint-Laurent. Des études antérieures avaient apporté des connaissances sur plusieurs aspects de l'écologie de l'espèce, mais d'importantes lacunes persistaient sur les habitats utilisés par les adultes en-dehors de la période de reproduction. La définition des habitats essentiels du chevalier cuivré était l'un des objectifs prioritaires établis dans le plan de rétablissement de l'espèce. L'attribution des statuts d'espèce menacée au niveau provincial en 1999 et d'espèce en voie de disparition au niveau fédéral en 2007 peut permettre d'assurer la protection légale de ces habitats et de favoriser la pérennité de l'espèce, actuellement soutenue par un programme d'ensemencement artificiel. Dans cette étude, nous avons pallié à cette situation grâce à l'utilisation d'un suivi télémétrique à l'échelle du système du Saint-Laurent.

Dans cette dernière section, nous reviendrons sur les contributions de notre étude à la compréhension de l'écologie des chevaliers cuivrés adultes dans le système du fleuve Saint-Laurent. Nous évaluerons l'implication des résultats de ces travaux dans l'élaboration de stratégies de conservation et d'aménagement des habitats. Finalement, nous présenterons les perspectives de recherche en lien avec ces stratégies et les besoins d'acquisition de connaissances complémentaires.

Rappel des principales contributions du mémoire

Les résultats de ce mémoire permettent de dégager deux contributions majeures aux connaissances actuelles sur l'écologie du chevalier cuivré.

Chapitre 1. Déplacements et domaines vitaux saisonniers des chevaliers cuivrés adultes dans le système du fleuve Saint-Laurent

L'implantation abdominale d'émetteurs qui produisent des signaux radio et ultrasoniques combinés s'est avérée une méthode efficace pour réaliser le suivi télémétrique des chevaliers cuivrés adultes dans la mosaïque des divers habitats du système du Saint-Laurent. Les localisations télémétriques ont permis de déterminer que la répartition de l'espèce est demeurée essentiellement la même depuis les 50 dernières années (Mongeau et al. 1986), soit le couloir fluvial du lac Saint-Louis au lac Saint-Pierre, ainsi que la rivière Richelieu de l'embouchure jusqu'à Chambly et la partie aval de la rivière des Mille Îles. De plus, la présence du chevalier cuivré a été confirmée pour la première fois depuis sa découverte en 1942 dans la rivière Des Prairies, en amont du lac Saint-Louis.

Les résultats du suivi télémétrique viennent également appuyer les résultats de l'étude génétique (Lippé et al. 2006) qui montrent qu'actuellement, il n'existe qu'une seule population. En effet, la majorité des chevaliers cuivrés marqués dans le Saint-Laurent ont effectué une migration vers la rivière Richelieu pendant la période de

reproduction, où se situent les deux seules frayères connues. Après la reproduction, la majorité des chevaliers cuivrés qui ont fréquentés le Richelieu sont retournés vers des habitats plus productifs que les habitats de fraye dans le Richelieu et fleuve Saint-Laurent.

C'est au cours de ces migrations, avant et après la fraye, que les individus ont effectué les déplacements les plus importants. Dans les habitats printaniers, estivaux et automnaux, les déplacements étaient significativement inférieurs. Les domaines vitaux saisonniers, dont la taille variait entre 1 et 13 km², étaient majoritairement situés dans les herbiers des archipels des îles de Boucherville, de Montréal et de Lavaltrie-Contrecoeur, ainsi que dans ceux de la rivière Richelieu.

Chapitre 2. Sélection des habitats estivaux dans le fleuve Saint-Laurent.

À partir d'un modèle écologique de sélection des habitats estivaux du chevalier cuivré dans le fleuve Saint-Laurent, quatre facteurs ont été identifiés. La présence de gastéropodes, la principale proie de l'espèce, dans les herbiers fréquentés constitue le facteur qui contribue le plus au modèle. La fine granulométrie du substrat et la faible vitesse du courant sont également deux variables déterminantes de la sélection des habitats estivaux. Finalement, la présence de dreissenidés, dont le chevalier cuivré pourrait s'alimenter, constitue la dernière variable intégrée au modèle.

D'autres variables, non retenues dans la procédure multivariée, pourraient également influencer la présence de l'espèce : la forte densité et la composition des

herbiers, notamment la présence de *Vallisneria americana*, le coefficient d'extinction lumineuse au fond, la conductivité et la profondeur de l'eau.

Finalement, toutes les localisations estivales observées dans le fleuve Saint-Laurent se situent dans des herbiers aquatiques denses à proximité des berges ou dans les archipels de l'aire d'étude (Boucherville, Varennes, Lavaltrie-Contrecoeur). Ces herbiers correspondent au type d'habitats où sont retrouvées les plus fortes densités de gastéropodes dans le fleuve Saint-Laurent.

Implication d'aménagement

Étant donné le statut précaire de l'unique population mondiale de chevalier cuivré, tous les habitats identifiés au cours de cette étude sont essentiels à la survie de l'espèce et leur protection légale doit être envisagée rapidement. La rareté des herbiers aquatiques autour des îles et près des berges et la richesse de la faune benthique inféodée à ces milieux dans le tronçon fluvial et les tributaires justifient leur protection intégrale, d'autant plus qu'ils sont particulièrement vulnérables aux pressions anthropiques actuelles. En se basant sur les résultats de l'étude de Lippé et al. (2006), la superficie d'habitat à protéger devrait permettre de supporter une population de 4 000 individus adultes afin de conserver la diversité génétique actuelle. La protection de ces habitats doit être accompagnée d'une stratégie de maintien de leur connectivité dans toute l'aire de répartition de l'espèce. La création de refuges fauniques et l'achat d'îles par intendance sont des stratégies envisageables pour assurer la protection des habitats identifiés.

Perspectives de recherche

Les connaissances acquises au cours de cette étude ont permis d'améliorer la compréhension de l'écologie du chevalier cuivré, mais certains aspects nécessitent d'être approfondis. Notamment, des travaux supplémentaires permettraient de mieux documenter certains milieux où peu de localisations ont été récoltées : les habitats printaniers et automnaux, ainsi que les habitats utilisés dans les lacs Saint-Louis et Saint-Pierre. De plus, des questions subsistent : (a) À la fin de l'automne et au cours de l'hiver, de quelle façon les chevaliers cuivrés adultes utilisent-ils l'espace dans leur aire de répartition et quelle est l'ampleur de leurs déplacements ? (b) Où sont situés les habitats hivernaux et quelles sont leurs caractéristiques ? (c) Outre les frayères actuellement connues, d'autres habitats de reproduction sont-ils utilisés ailleurs dans l'aire de répartition ? (d) Le chevalier cuivré a-t-il intégré les dreissenidés à sa diète, qui étend son aire de répartition dans le système du Saint-Laurent ? Si oui, les conséquences de sa consommation sont-elles néfastes à l'espèce ? La poursuite des études sur le chevalier cuivré permettra de répondre à ces questions et d'assurer sa pérennité.

RÉFÉRENCES

- Allredge J. R. et J. T. Ratti 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resources selection. *Journal of Wildlife Management* **50**: 157-165.
- Anderson W. G., R. S. McKingley et M. Colvecchia 1997. The use of clove oil as an anesthetic for rainbow trout and its effects on swimming performance. *North American Journal of Fisheries Management* **17**: 301-307.
- Barton A. B. 1980. Spawning migrations, age and growth, and summer feeding of White and Longnose Suckers in an irrigation reservoir. *Canadian Field-Naturalist* **94** (3): 300-304.
- Behrouz A.-N., A. St-Hilaire, M. Bérubé, É. Robichaud, N. Thiémonge et B. Bobée 2006. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research Applications* **22**: 503-523.
- Bernatchez L. 2004. Considérations génétiques et protocole de reproduction relatifs au plan de rétablissement du chevalier cuirvé (*Moxostoma hubbsi*). Étude réalisée pour la compte du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et e la Montérégie, Longueuil et Pêches et Océans Canada, région du Québec, Rapport technique 16-22, viii + 38 p.
- Blanck A., P. A. Tedesco et N. Lamouroux 2007. Relationships between life-history strategies of European freshwater fish species and their habitat preferences. *Freshwater biology* **52**(7): 843-859.

- Bouchard A., Cantin, J.-F. et J. Morin 2002. Hydrology of the St. Lawrence River and the potential effects of climate change: overview of an integrated modelling approach. Proceeding of a Special Public Symposium, Brace Center for Water Resources Management McGill University (eds), Montréal, p. 9-26.
- Boulet M., Y. Chagnon et J. Leclerc 1996. Recherche et caractérisation des aires de fraye des suceurs cuivré et ballot au bief d'aval du barrage de Saint-Ours (rivière Richelieu) en 1992. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de la Montérégie, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Longueuil, Rapport de travaux. 06-38, xi + 37 p.
- Boulet M., J. Leclerc et P. Dumont 1995. Programme triennal d'étude sur le suceur cuivré. Rapport d'étape. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Montréal, Laval, Lanaudière, Laurentides, Montérégie, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal, 61 p.
- Boycott A. E. 1936. The habitats of the freshwater Mollusca in Britain. *Journal of Animal Ecology* **5**: 116-186.
- Bradford R. H. et S. D. Gurtin 2000. Habitat use by hatchery-reared adult razorback suckers released into the Lower Colorado River, California-Arizona. *North American Journal of Fisheries Management* **20**: 154-167.
- Branchaud A., L. Bernatchez, J. Leclerc et R. Fortin 1996. Identification des larves et des œufs des suceurs, *Moxostoma*, par analyse de l'ADN mitochondrial. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et de ses habitats. Rapport technique, 18 p.
- Branchaud A., M. Boulet, S. Pépin et R. Fortin 1993. Essais de reproduction artificielle du suceur cuivré entrepris au cours de l'été 1993. Québec, Ministère du Loisir, de

la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Rapport de travaux. 06 – 34, 34 p.

Branchaud A. et A. Gendron 1993. Artificial spawning and rearing of the copper redhorse, *Moxostoma hubbsi* (Teleostei: Catostomidae). Canadian Field-Naturalist. **107**: 279-282.

Branchaud A., D. Hatin, P. Cayer, L. Côté, P. Dumont et R. Fortin 1995. Reproduction artificielle et élevage du suceur cuivré. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Montréal, Laval, Lanaudière, Laurentides Montérégie, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal, Rapport de travaux. 06-34, 49 p.

Branchaud A. et R. E. Jenkins 1999. Pierre Fortin (1823-1888) et la première description scientifique du chevalier cuivré, *Moxostoma hubbsi*. Canadian Field-Naturalist **113**: 345-358.

Breden T. O., B. R. Murphy et E. M. Hallerman 2006. Effect of discharge on daytime habitat use by muskellunge in the New River, Virginia. Transactions of the American Fisheries Society **135**: 1546-1558.

Bridger C. J. et R. K. Booth 2003. The effect of biotelemetry transmitter presence and attachment procedures on fish physiology and behavior. Reviews in Fisheries Science **11**(1): 13-34.

Briers R. A. 2003. Range size and environmental calcium requirements of British freshwater gastropods. Global Ecology and Biogeography **12**: 47-51.

Brodeur P., M. Mingelbier et J. Morin 2006. Impact de la régularisation du débit des Grands Lacs sur l'habitat de reproduction des poissons dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. Le Naturaliste Canadien **130** (1) : 60-68.

- Brouillette D. 2007. Qualité de l'eau de la rivière des Mille Îles 2000-2005. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, ISBN-978-2-550-50314-9 (PDF), 36 p. + 2 annexes.
- Brown R. S., G. Power et S. Beltaos 2001. Winter movements and habitat use of riverine brown trout, white sucker and common carp in relation to flooding and ice break-up. *Journal of Fish Biology* **59**: 1126-1141.
- Bunt C. M. et S. J. Cooke 2001. Post-spawn movements and habitat use by greater redhorse, *Moxostoma valenciennesi*. *Ecology of Freshwater Fish* **10**: 57-60.
- Bunt C. M., B. T. van Poorten et L. Wong 2001. Denil fishway utilization patterns and passage of several warmwater species relative to seasonal, thermal and hydraulic dynamics. *Ecology of Freshwater Fish* **10**: 212-219.
- Burr B. M. et M. A. Morris 1977. Spawning behavior of the shorthead redhorse, *Moxostoma macrolepidotum*, in Big Rock Creek, Illinois. *Transactions of the American Fisheries Society* **106**: 80-82.
- Burt W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* **24**: 346-352.
- Clark J. W. 2004. Redhorse suckers (*Moxostoma*) in the Grand River, Ontario: how do six ecologically similar species coexist? Master thesis, University of Guelph, Ontario, 79 p.
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) 2004. Rapport de situation du COSEPAC sur le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 38 p. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm)

- Comité d'intervention 1999. Plan d'intervention pour la survie du chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*). Québec, Société de la faune et des parcs du Québec. Direction de la faune et des habitats, 55 p.
- Commission Mixte Internationale (CMI) 1999. Plan d'étude concernant la révision des critères faisant partie des ordonnances d'approbation pour la régularisation du niveau et du débit du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. [En ligne] URL : <http://www.ijc.org/php/publications/html/pos/posf.html> Page consultée le 5 décembre 2006.
- Cooke S. J. et C. M. Bunt 1999. Spawning and reproductive biology of the Greater redhorse, *Moxostoma valenciennesi*, in the Grand River, Ontario. Canadian Field-Naturalist **113**(3): 497-502.
- Cooke S. J., C. M. Bunt, S. J. Hamilton, C. A. Jennings, M. P. Pearson, M. S. Cooperman et D. F. Markle 2005. Threats, conservation strategies, and prognosis for the suckers (Catostomidae) in North America: insights from regional case studies of a diverse family of non-game fishes. Biological Conservation **121**: 317-331.
- Couillard L. et P. Grondin 1986. La végétation des milieux humides du Québec. Les publications du Québec. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 399 p.
- Crivelli A. J. 2002. The role of protected areas in freshwater fish conservation. In: Collares-Pereira M. J., I. G. Cowx et M. M. Coelho (Éd.). Conservation of Freshwater Fishes : Options for the future. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, p. 373-388.
- Crook D. A. 2004. Is the home range concept compatible with the movements of two species of lowland river fish? Journal of Animal Ecology **73**: 353-366.

- Cuerrier J. P., F. E. J. Fry et G. Préfontaine 1946. Liste préliminaire des poissons de la région de Montréal et du lac Saint-Pierre. *Le Naturaliste Canadien* **73**: 17-32.
- Curry K. D. et A. Spacie 1984. The importance of tributary streams to the reproduction of catostomids and sauger. Purdue University, Water Resources Research Center, West Lafayette, Indiana, technical report no. 126, 82 p.
- David B. O. et G. P. Closs 2002. Behavior of a stream-dwelling fish before, during, and after high-discharge events. *Transactions of the American Fisheries Society* **131**: 762-771.
- De Lafontaine Y., N. C. Gilbert, F. Dumouchel, C. Brochu, S. Moore, E. Pelletier, P. Dumont et A. Branchaud 2002. Is chemical contamination responsible for the decline of the Copper Redhorse (*Moxostoma hubbsi*), an endangered fish species, in Canada? *The Science for Total Environment* **298**: 24-44.
- Dillon R. T. 2000. *The ecology of freshwater molluscs*. Cambridge University Press. England, 509 p.
- Dumont P., J. Leclerc, J.-D. Allard et S. Paradis 1997. Libre passage des poissons au barrage de Saint-Ours, rivière Richelieu. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de la Montérégie, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune et Direction des ressources matérielles et des immobilisations, Québec, et Ministère du Patrimoine canadien (Parcs Canada), xiii + 88 p.
- Dynesius M. et C. Nilsson 1994. Fragmentation and flow regulation of the river systems in the northern third of the world. *Science* **266**: 753-762.
- Edwards C. J., P. L. Hudson, W. G. Duffy, S. J. Nepszy, C. D. McNabb, R. C. Haas, C. R. Liston, B. A. Manny et W. N. Busch 1989. Hydrological, morphological and

biological characteristics of the connecting rivers of the International Great Lakes: a review, p. 240-264. *In* D. P. Dodge [ed.] Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science 106.

Environnement Canada 1998. Les fluctuations des niveaux d'eau du Saint-Laurent. Saint-Laurent Vision 2000, 16 p.

Équipe de rétablissement du chevalier cuivré 2004. Plan de rétablissement pour la survie du chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) 2004-2008. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction du développement de la faune. Québec, 77 p.

Fausch K. D., C. E. Torgerson, C. V. Baxter et H. W. Li 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *Bioscience* 52: 483-498.

Ferraris J. 1984. Archipel de Montréal. Macroinvertébrés 6: Habitats potentiels des macroinvertébrés benthiques et phytophiles. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service Archipel, 106 p.

Fleury D. et D. Desrochers 2003. Validation de l'efficacité des passes à poissons au lieu historique du Canal-de-Saint-Ours – saison 2002. Firme Milieux inc. pour Parcs Canada. Québec, 69 p. + annexes.

Fleury D. et D. Desrochers 2006. Validation de l'efficacité de la passe multiespèces Vianney-Legendre au lieu historique national du Canal-de-Saint-Ours – Saison 2005. Rapport final. Firme Milieux inc. pour Parcs Canada. Québec, 80 p. + annexes.

- Fortin R., J.-R. Mongeau, G. Desjardins et P. Dumont 1993. Movements and biological statistics of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) populations from the St. Lawrence and Ottawa River system, Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 71(3) : 638-650.
- French III J. R. P. 1993. How well can fishes prey on zebra mussels in Eastern North America. *Fisheries* 18(6): 13-19.
- French III J. R. P. et M. T. Burr 1996. The effect of zebra mussel consumption on growth of freshwater drum in Lake Erie. *Journal of Freshwater Ecology* 11(3): 283-290.
- Funk, J. L. 1957. Movement of stream fishes in Missouri. *Transactions of the American Fisheries Society* 85: 39-57.
- Gaskin S. J., J. Pieterse, A. Al Shafie et S. Lepage 2003. Erosion of undisturbed clay samples from banks of the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Civil Engineering* 30: 585-595.
- Gauthier B. 1980. Les limites phytogéographiques du Saint-Laurent. Mémoire de l'herbier de Louis-Marie, Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Provencheria no.11, 103 p.
- Gendron A. et A. Branchaud 1991. Identification des œufs de Catostomidés récoltés au bassin de Chambly en juillet 1991. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, rapport de travaux 06 – 18, 11 p. + 2 annexes.
- Gendron A. D. et A. Branchaud 1997. Impact potentiel de la contamination du milieu aquatique sur la reproduction du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) : Synthèse des connaissances. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de

l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Longueuil, Rapport technique 016-02, xvi + 160 p.

Gendron A. D. et A. Branchaud 1999. Dossier de présentation du refuge faunique des rapides de Chambly pour la protection du Chevalier cuivré. Québec, Faune et Parcs, Direction régionale de la Montérégie, Longueuil, et Direction de la faune et de ses habitats, Québec, v + 48 p.

Gerking S. D. 1953. Evidence for the concepts of home-range and territory in stream fishes. *Ecology* **34**: 347-365.

Gerking S. D. 1959. The restricted movement of fish populations. *Biological Reviews* **34**: 221-242.

Gowan C., M. K. Young, K. D. Fausch et S. C. Riley 1994. Restricted movement in resident stream salmonids: a paradigm lost. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **51**: 2626-2637.

Grabowski T. B. et J. J. Isely 2006. Seasonal and diel movements and habitat use of robust redbhorse in the Lower Savannah River, Georgia and South Carolina. *Transactions of the American Fisheries Society* **135**: 1145-1155.

Graf W. L. 1999. Dam nation: a geographic census of American dams and their large-scale hydrologic impacts. *Water Resources Research* **35** (4): 1305-1311.

Gratton L. et C. Dubreuil 1990. Portrait de la végétation et de la flore du Saint-Laurent. Direction de la conservation et du patrimoine écologique, ministère de l'Environnement, Québec, 56 p.

Griffiths R. W., D. W. Schloesser, J. H. Leach et W. P. Kovalak 1991. Distribution and dispersal of the zebra mussel (*Deissena polymorpha*) in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **48**: 1382-1388.

- Grünbaum T., R. Cloutier et P. Dumont 2003. Congruence between chondrification and ossification sequences during caudal skeleton development: a Moxostomatini case study. H. I. Browman et A. B. Skiftesvik (eds.). The Big Fish Bang: Proceedings of the 26th Annual Larval Fish Conference, Bergen, p. 161-176.
- Guilbard F., J. Munro, P. Dumont, D. Hatin and R. Fortin 2007. Feeding ecology of Atlantic and Lake sturgeon in the St. Lawrence estuarine transition zone. American Fisheries Society Symposium 56:85-104.
- Guisan A. et N. E. Zimmermann 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135: 147-186.
- Guay J. C., D. Boisclair, D. Rioux, M. Leclerc, M. Lapointe et P. Legendre 2000. Development and validation of numerical models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Journal of Fisheries and Aquatic Science 57: 2065-2075.
- Hackney P. A., W. A. Tatum et S. L. Spencer 1968. Life history study of the river redhorse, *Moxostoma carinatum* (Cope), in the Cahaba River, Alabama, with notes on the management of the species as a sport fish. Proceedings of the 21st annual conference of the Southeast Association of Game and Fish Commnrs 21: 324-332.
- Harris S., W. J. Cresswell, P. G. Forde, W. J. Trewhella, T. Woollard et S. Wray 1990. Home-range analysis using radio-tracking data – a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mammal Review 20 (2/3): 97-123.
- Hatin D., R. Fortin et F. Caron 2002. Movements and aggregation areas of adult Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*) in the St.Lawrence River estuary, Québec, Canada. Journal of Applied Ichthyology 18: 586-594.

- Hébert S. et J. Belley 2005. Le Saint-Laurent – La qualité des eaux du fleuve 1990-2003. Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n° ENV/2005/0095, collection n° QE/156, 25 pages + 3 annexes.
- Hooge P. N. et B. Eichenlaub 2000. Animal movement extension to Arcview. ver. 2.0. Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, Alaska, USA.
- Hooge P. N., B. Eichenlaub et E. K. Solomon 2000. Using GIS to analyse animal movements in marine environment. University of Alaska Sea Grant, Fairbanks, Alaska, USA.s
- Hosmer D. W. et S. Lemeshow 2000. Applied Logistic Regression. 2nd edition. Wiley-Interscience, New York, 373 p.
- Hoyle J. A., T. Schaner, J. M. Casselman et R. Dermott 1999. Changes in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) stocks in eastern lake Ontario following *Dreissena* mussel invasion. Great Lakes Research Review 4(2): 5-10.
- Hudon C. 1997. Impact of water level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 54: 2853-2865.
- Hudon C. 2004. Shift in wetland plant composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River: looking the future. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 61: 603-617.
- Hynes H. B. N. 1970. The ecology of running waters. University of Toronto Press, Toronto, 555 p.

- Jager H. I. 2006. Chutes and ladders and other games we play with rivers. II. Simulated effects of translocation on white sturgeon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **63**: 176-185.
- Jeffres C. A., A. P. Klimley, J. E. Merz et J. J. Cech Jr. 2006. Movement of Sacramento sucker, *Catostomus occidentalis*, and hitch, *Lavinia exilicauda*, during a spring release of water from Camanche Dam in the Mokelumne River, California. *Environmental Biology of Fishes* **75**: 365-373.
- Jenkins R. E. 1970. Systematic studies of the Catostomid fish tribe *Moxostomatini*. Ph. D. Thesis, Cornell University, Ithaca, New York, 800 p.
- Jenkins R. E. et D. J. Jenkins 1980. Reproductive behavior of the Greater redhorse, *Moxostoma valenciennesi*, in the Thousand Islands Region. *Canadian Field-Naturalist* **94**(4): 426-430.
- Jepsen N., A. Koed, E. B. Thorstad et E. Baras 2002. Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? *Hydrobiologia* **483**: 239-248.
- Karp C. A. et G. Mueller 2002. Razorback sucker movements and habitat use in the San Juan River inflow, Lake Powell, Utah, 1995-1997. *Western North American Naturalist* **62** (1): 106-111.
- Keating K. A. et S. Cherry 2004. Use and interpretation of logistic regression in habitat-selection studies. *Journal of Wildlife Management* **68**(4): 774-789.
- Kwak T. J. et T. M. Skelly 1992. Spawning habitat, behavior, and morphology as isolating mechanisms of the golden redhorse, *Moxostoma erythrurum*, and the black redhorse, *M. duquesnei*, two syntopic fishes. *Environmental Biology of Fishes* **34**: 127-137.

- La Haye M., C. Bélanger, J. Leclerc et P. Dumont 1992. Observations sur la reproduction du Suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) dans le bassin de Chambly en 1991. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal, Rapp. Trav. 06-19, 39 p.
- La Haye M., S. Desloges, Y. Chagnon, J. Leclerc et M. Boulet 1993. Mise au point de la méthode de localisation des aires de reproduction du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) et du suceur ballot (*Moxostoma carinatum*) dans les rapides de Chambly (rivière Richelieu) par radio-téléométrie. Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal. Rapport de travaux. 06-25, 39 p.
- La Haye M. et M. Huot 1995. Situation du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) au Québec : espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable, Québec, Le Groupe de Recherche SÉEEQ Itée pour le ministère de l'Environnement et de la faune, Direction de la faune et de ses habitats, 50 p.
- La Violette N., D. Fournier, P. Dumont et Y. Mailhot 2003. Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-Laurent, 1995-1997. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 237 p.
- Legendre V. 1942. Redécouverte après un siècle et reclassification d'une espèce de Catostomidé. *Naturaliste Canadien* **69**: 227-233.
- Legendre V. 1952. Les poissons d'eau douce. Tome 1. Clef des poissons de pêche sportive et commerciale de la province de Québec. Soc. Canad. d'Écologie, Montréal, et ministère de la Chasse et de la Pêche et des Pêcheries, province de Québec. VIII + 84 p. + 80 fig.

- Léger A. 2006. Indice de vulnérabilité à l'extinction des poissons d'eau douce du Québec : une analyse multivariée des traits biologiques, écologiques et biogéographiques. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 92 p.
- Lei J., B. S. Payne et S. Y. Wang 1996. Filtration dynamics of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **53**(1): 29-37.
- Lepage M. C. Taverny, S. Piefort. P. Dumont, E. Rochard et L. Brosse 2005. Juvenile sturgeon (*Acipenser sturio*) habitat utilization in the Gironde estuary as determined by acoustic telemetry. Proceedings of the fifth conference of Fish Telemetry held in Europe, Ustica, Italy, 9-13 juin p. 169-177.
- Lewis C. A., N. P. Lester, A. D. Bradshaw, J. E. Fitzgibbon, K. Fuller, L. Hakanson et C. Richards 1996. Consideration of scale in habitat conservation and restoration, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science **53** (Suppl. 1): 440-445.
- Lippé C., P. Dumont et L. Bernatchez 2004. Isolation and identification 21 microsatellite loci in the copper redhorse (*Moxostoma hubbsi*; Catostomidae) and their variability in other catostomids. Molecular Biology Notes **4**: 638-641.
- Lippé C., P. Dumont et L. Bernatchez 2006. High genetic diversity and no inbreeding in the endangered copper redhorse, *Moxostoma hubbsi* (Catostomidae, Pisces): the positive sides of a long generation time. Molecular Ecology **15**: 1769-1780.
- Lodge D. M., K. M. Brown, S. P. Klosiewski, R. A. Stein, A. P. Covich, B. K. Leathers et C. Broenmark 1987. Distribution of freshwater snails: Spatial scale and the relative importance of physicochemical and biotic factors. American Malacological Bulletin **5**(1): 73-84.

- Lodge D. M. et P. Stewart 1985. Habitat disturbance and the stability of freshwater gastropod populations. *Oecologia* **68**: 111-117.
- Lowe T. P. et D. D. Day 2002. Metal concentrations in zebra mussels and sediments from embayments and riverine environments of Eastern Lake Erie, Southern Lake Ontario, and the Niagara River. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. **43** : 301-308.
- Lubchenco J. et 15 co-auteurs 1991. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda. *Ecology* **72**(2): 371-412.
- Lucas M. C. et E. Baras 2001. Migration of freshwater fishes. Blackwell Scientific Press, Oxford.
- Marie-Victorin F., E. Rouleau, L. Brouillet et collaborateurs 2002. Flore laurentienne. 3^e édition. Gaëtan Morin Éditeur ltée, Boucherville, 1093 p.
- Massé G., J. Leclerc, P. Lévesque et L. Saulnier 1981. Les frayères du rapide du Grand Moulin, rivière des Mille Îles. Québec, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Rapp. tech. 38 p.
- Massé G. et J.-R. Mongeau 1976. Influence de la navigation maritime sur la répartition géographique et l'abondance des poissons du fleuve Saint-Laurent entre Longueuil et Sorel. Québec, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Service de l'aménagement de la faune. Rapport technique 06-10.
- Matheney M. et C. F. Rabeni 1995. Patterns of movements and habitat use by the northern hog sucker in an Ozark stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **124**: 886-897.

- Mayer C. M., A. J. VanDeValk, J. L. Forney, L. G. Rudstam et E. L. Mills 2000. Response of yellow perch (*Perca flavescens*) in Oneida Lake, New York, to the establishment of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science **57**: 742-754.
- Mazak E. J., H. J. MacIsaac, M. R. Srvos et R. Hesslein 1997. Influence of feeding habits on organochlorine contaminant accumulation in waterfowl on the Great Lakes. Ecological Applications **7**: 1133-1143.
- Mellas E. J. et J. M. Haynes 1985. Swimming performance and behaviour of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and white perch (*Morona americana*): effects of attaching telemetry transmitters. Journal of Fisheries and Aquatic Science **42**: 488-493.
- Meyer H. W. 1962. Life history of three species of redhorse (*Moxostoma*) in the Des Moines River, Iowa. Transactions of the American Fisheries Society **91** (4): 412-419.
- Miller R. J. 1979. Relationship between habitat and feeding mechanisms in fishes. P. 269-280. In H. Clepper, editor. Predator-prey systems in fisheries management. Sport Fishing Institute, Washington, D. C.
- Ministère de l'environnement et de la faune (MEF) 1998. État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Yamaska - Synthèse 1998. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq no EN980181, 84 p.
- Minns C. K. 1995. Allometry of home range size in lake and river fishes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science **52**: 1499-1508.

- Modde T. et D. B. Irving 1998. Use of multiple spawning sites and seasonal movement by razorback sucker in the middle Green River, Utah. *North American Journal of Fisheries Management* **18**: 318-326.
- Mongeau J.-R., P. Dumont et L. Cloutier 1986. La biologie du suceur cuivré, *Moxostoma hubbsi*, une espèce rare et endémique à la région de Montréal, Québec, Canada. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Direction régionale de Montréal. 137 p.
- Mongeau J.-R., P. Dumont, L. Cloutier et A.-M. Clément 1988. Le statut du Suceur cuivré, *Moxostoma hubbsi*, au Canada. *Canadian Field-Naturalist* **102**(1): 132-139.
- Mongeau J.-R., P. Dumont et L. Cloutier 1992. La biologie du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) comparée à celle de quatre autres espèces de *Moxostoma* (*M. anisurum*, *M. carinatum*, *M. macrolepidotum* et *M. valenciennesi*). *Canadian Journal of Zoology* **70**: 1354-1363.
- Morin J. et M. Leclerc 1998. From pristine to present state : hydrology evolution of Lake Saint-François St. Lawrence River. *Canadian Journal of Civil Engineering* **25**: 864-897.
- Morin J., M. Leclerc, Y. Secretan et P. Boudreau 2000. Modélisation bidimensionnelle intégrée des macrophytes et de l'hydrodynamique. *Journal of Hydrolic Research* **38**(3) : 163-172.
- Mueller G. 1989. Observation of spawning razorback sucker *Xyrauchen texanus* utilizing riverine habitat in the lower Colorado River, Arizona-Nevada. *Southwestern Naturalist* **34**: 147-149.

- Mueller G., P. C. Marsh, G. Knowles et T. Wolters 2000. Distribution, movements, and habitat use of razorback sucker (*Xyrauchen texanus*) in a lower Colorado River reservoir, Arizona-Nevada. *Western North American Naturalist* **60** (2): 180-187.
- Neu C. W., C. R. Byers et J. M. Peek 1974. A techniques for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* **38**: 541-545.
- Nichols M. 2003. Conservation strategy for robust redhorse (*Moxostoma robustum*). Robust Redhorse Conservation Committee, 18 p.
(<http://www.robustredhorse.com/f/ConservStrategyMay62003.pdf>)
- Nikolsky G. V. 1963. The ecology of fishes. Academic Press, London and New York, 352 p.
- Nilo P., P. Dumont, et R. Fortin 1997. Climatic and hydrological determinants of year-class strength of St. Lawrence River lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **54**: 774-780.
- Nilo P., S. Tremblay, A. Bolon, J. Dodson, P. Dumont et R. Fortin 2006. Feeding ecology of juvenile lake sturgeon in the St. Lawrence River system. *Transactions of the American Fisheries Society* **135**: 1044-1055.
- Olden J. D. et D. A. Jackson 2002. A comparison of statistical approaches for modelling fish species distributions. *Freshwater Biology* **47**: 1976-1995.
- Ostrand W. D., T. A. Gotthardt, S. Howling et M. D. Robards 2005. Habitat selection models for Pacific sand lance (*Ammodytes hexapterus*) in Prince William Sound, Alaska. *Northwestern Naturalist* **86**: 131-143.
- Page L. M. et C. E. Johnston 1990. Spawning in the creek chubsucker, *Erimyzon oblongus*, with a review of spawning behavior in suckers (Catostomidae). *Environmental Biology of Fishes* **27**: 265-272.

- Painchaud J. et S. Villeneuve 2003. Portrait global de l'état du Saint-Laurent : l'eau, les sédiments, les ressources biologiques et les usages. Ministère de l'Environnement du Québec et Environnement Canada, 16 p.
- Parent S. et L. M. Schriml 1995. A model for the determination of fish species at risk upon life-history traits and ecological data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **52**: 1758-1781.
- Parker B. J. 1989. Status of the black redbhorse, *Moxostoma duquesni*, in Canada. *Canadian Field-Naturalist*. **103**(2): 175-179.
- Peake S. 1998. Sodium bicarbonate and clove oil as potential anesthetics for nonsalmonid fishes. *North American Journal of Fisheries Management* **18**:919-924.
- Pearson M. P. et M. C. Healey 2003. Life-history characteristics of the endangered salish sucker (*Catostomus* sp.) and their implications for management. *Copeia* **4**: 759-768.
- Perkins D. L. et G. Scopettone 1996. Spawning and migration of Lost River suckers (*Deltistes luxatus*) and Shortnose suckers (*Chamistes brevirostri*) in the Clear Lake-Reservoir watershed, Modoc County, California. Final report to the California Department of Fish and Game, California Science Center, Reno, Nevada, 52 p.
- Pip E. et J. M. Stewart 1976. The dynamics of two aquatic plant-snail associations. *Canadian Journal of Zoology* **54**: 1192-1205.
- Pothoven S. A., T. F. Nalepa, P. J. Schneeberger et S. B. Brandt 2001. Changes in diet and body condition of Lake whitefish in Southern Lake Michigan associated with

- changes in benthos. *North American Journal of Fisheries Management* **21**: 876-883.
- Quinn G. P. et M. J. Keough 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge, 537 p.
- Reynolds L. F. 1983. Migration patterns of five species in the Murray-Darling river system. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **34**: 857-871.
- Ricciardi A. et J. B. Rasmussen 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* **13**: 1220-1222.
- Ricciardi A., F. G. Whoriskey et J. B. Rasmussen 1996. Impact of the *Dreissena* invasion on native unionid bivalves in the upper St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **53**: 1434-1444.
- Robichaud A. et R. Drolet 1998. Rapport sur l'état du Saint-Laurent – Les fluctuations des niveaux d'eau du Saint-Laurent. Équipe conjointe bilan, composée de représentants d'Environnement Canada, de Pêches et Océans Canada et du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Sainte-Foy. Rapport technique.
- Robitaille A. et J.-P. Saucier 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Les publications du Québec, Québec, 213 p.
- Robitaille J.-A., Y. Vigneault, G. Shooner, C. Pomerleau et Y. Mailhot 1988. Modifications physiques de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent de 1945 à 1984 et effets sur les pêches commerciales. *Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 1608 : v + 45 p.

- Rondeau B., D. Cossa, P. Gagnon et L. Bilodeau 2000. Budget and sources of suspended sediment transported in the St. Lawrence river, Canada. *Hydrological Processes* **14**: 21-36.
- Rondeau B., D. Cossa, P. Gagnon, T. T. Pham et C. Surette 2005. Hydrobiological and biogeochemical dynamics of the minor and trace elements in the St. Lawrence River. *Applied Geochemistry* **20** : 1391-1408.
- Ross S. T. et J. A. Baker 1983. The response of fishes to periodic spring floods in a southeastern stream. *American Midland Naturalist* **109**: 1-14.
- Ross M. J. et C. F. Kleiner 1982. Shielded needle technique for surgically implanting transmitters in fish. *Progressive Fish-Culturist* **44**: 41-43.
- Samuel M. D. et M. R. Fuller 1994. Wildlife radiotelemetry, pp. 370-417. *In* : Research and management techniques for wild life and habitats. Fifth edition. The Wildlife Society, Bethesda, Md. Editions: T.A. Bookhout.
- Schlosser I. J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* **41** (10): 704-712.
- Schlosser I. J. et P. L. Angermeier 1995. Spatial variation in demographic processes of lotic fishes : conceptual models, empirical evidence and implications for conservation. *American Fisheries Society Symposium* **17**: 392-401.
- Scoppettone G. G., M. Coleman et G. A. Wedemeyer 1986. Life history and status of the endangered cui-ui of Pyramid Lake, Nevada. US Fish and Wildlife Service, Fish and Wildlife Research. Washington, DC.
- Scoppettone G. G., P. H. Rissler et M. E. Buettner 2000. Reproductive longevity and fecundity associated with nonannual spawning in cui-ui. *Transactions of the American Fisheries Society* **129**: 658-669.

- Scoppettone G. G., G. A. Wedemeyer, M. Coleman et H. Burge 1983. Reproduction by the endangered Cui-oi in the Lower Truckee river. Transactions of the American Fisheries Society **112**: 788-793.
- Scott W. B. et E. J Crossman 1974. Poissons d'eau douce du Canada, Environnement Canada, Service des pêches et des sciences de la mer, Bulletin 184, 1026 p.
- Seaman D. E. et R. A Powell 1996. An evaluation of the accuracy of the Kernel density estimators for the home-range analysis. Ecology **77**(7): 2075-2085.
- Simoneau M. 1993. Qualité des eaux de la rivière Richelieu, 1979-1991. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Québec, envirodoq n° EN930016, rapport n° QEN/QE-83-1, 180 p. + 6 annexes.
- Stanczykowska A. 1977. Ecology of *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bilvalvia) in lakes. Polish Archives of Hydrobiology **24**(4): 461-530.
- Snedden G. A., W. E. Kelso et D. A. Rutherford. 1999. Diel and seasonal patterns of spotted gar movement and habitat use in the lower Atchafalaya River basin. Transactions of the American Fisheries Society **128**: 144-154.
- Summerfelt R. C. et L. S. Smith 1990. Anesthesia, surgery and related techniques. pp. 213-272 In Schreck C. B. et P. B. Moyle, editors. Methods for fish biology. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Thompson A. R., J. T. Petty et G. D. Grossman 2001. Multi-scale effects of resource patchiness on foraging behaviour and habitat use by longnose dace, *Rhinichthys cataractae*. Freshwater Biology **46**: 145-160.
- Thorpe J. H. et A. P. Covich 2001. Ecological and classification of North American freshwater invertebrates. 2nd edition, Academic Press, San Diego. 1056 p.

- Thorstad E. B., F. Økland et T. G. Heggberget 2001. Are long term negative effects from external tags underestimated? Fouling of an externally attached telemetry transmitter. *Journal of Fish Biology* **59**: 1092-1094.
- Trautman M. B. 1981. The fishes of Ohio with illustrated keys. 2nd edition. Ohio State University Press, Columbus, Ohio.
- Trippel E. A. et H. H. Harvey 1989. Missing opportunities to reproduce : an energy dependant or a fecundity gaining strategy in the white sucker (*Catostomus commersoni*)? *Canadian Journal of Zoology* **67**: 2180-2188.
- Tyus H. M. 1987. Distribution, reproduction and habitat use of the razorback sucker in the Green River, Utah, 1979-1986. *Transactions of the American Fisheries Society* **116**: 111-116.
- Tyus H. M. 1988. Long-term retention of implanted transmitters in Colorado squawfish and razorback sucker. *North American Journal of Fisheries Management* **8**: 264-267.
- Tyus H. M. et C. A. Karp 1990. Spawning and movements of Razorback sucker, *Xyrauchen texanus*, in the Green River basin of Colorado and Utah. *The Southwestern Naturalist* **35**(4): 427-433.
- Vachon V. 1999a. Écologie des juvéniles 0+ et 1+ de chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), une espèce menacée, comparée à celle des quatre autres espèces de *Moxostoma* (*M. anisurum*, *M. carinatum*, *M. macrolepidotum*, *M. valenciennesi*) dans le système de la rivière Richelieu. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 175 p.
- Vachon N. 1999b. Suivi de l'abondance relative des chevaliers 0+ dans le secteur Saint-Marc de la rivière Richelieu en septembre 1999 avec une attention particulière

portée au chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*). Société de la faune et des parcs du Québec, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Longueuil, rapport technique 16-05, vii + 25 p.

Vachon N. 2002. Variations interannuelles de l'abondance des chevaliers 0+ dans le secteur Saint-Marc de la rivière Richelieu de 1997 à 2001 avec une attention particulière portée au chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*). Société de la faune et des parcs du Québec, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Longueuil, rapport technique 16-08.

Vachon, N. 2003. L'envasement des cours d'eau : processus, causes et effets sur les écosystèmes avec une attention particulière aux Catostomidés dont le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*). Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, Laval et de la Montérégie, Rapport technique 16-13, vi + 49 p.

Vachon N. et Y. Chagnon 2004. Caractérisation de la population de chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) du fleuve Saint-Laurent (secteur Lavatrie-Contrecoeur) à partir des captures fortuites d'un pêcheur commercial en 1999, 2000 et 2001. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil, Rapp. Tech. 16-16, ix + 74 pages + annexes.

Vokoun J. C. 2003. Kernel density estimates of linear home ranges for stream fishes: advantages and data requirements. *North American Journal of Fisheries Management* **23**: 1020-1029.

- Vokoun J. C. et C. F. Rabeni 2005. Home range and space use patterns of flathead catfish during the summer-fall period in two Missouri streams. *Transactions of the American Fisheries Society* **134**: 509-517.
- White G. C. et R. A. Garrott 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press Inc, San Diego, Californie, 383 p.
- Wilzbach M. A. 1985. Relative roles of food abundance and cover in determining the habitat distribution of stream-dwelling cutthroat trout (*Salmo clarki*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **42**: 1668-1672.
- Winter J. D. 1996. Underwater biotelemetry. pp. 555-590. *In* Murphy B.R. et D.W. Willis, editors. *Fisheries Techniques*, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Worton B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* **70** (1): 164-168.
- Worton B. J. 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate Kernel-based home-range estimators. *Journal of Wildlife management* **59** (4): 794-800.

ANNEXES

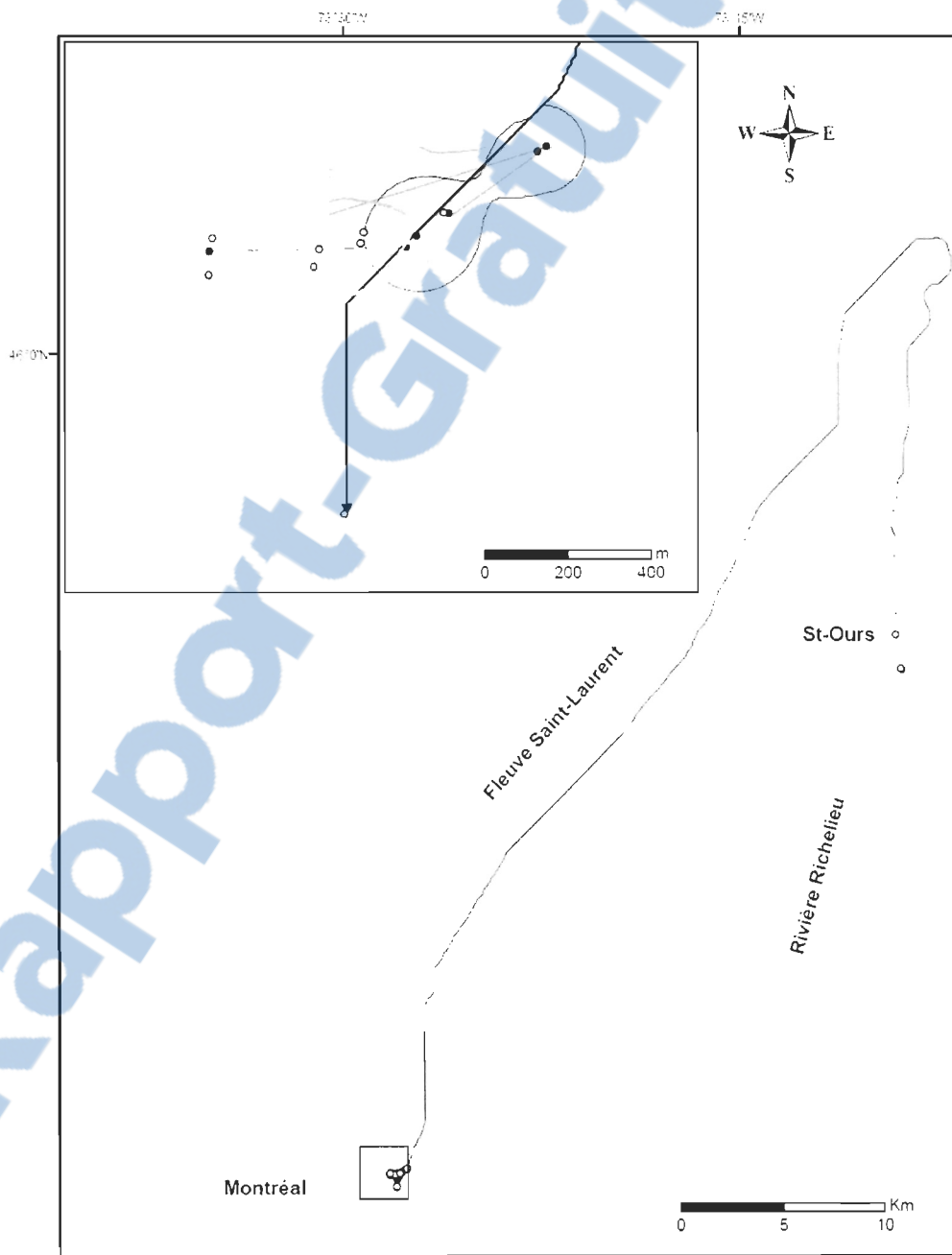
Annexe 1. Caractéristiques des chevaliers cuivrés adultes capturés lors des activités de pêches commerciale dans le fleuve Saint-Laurent et scientifique dans la rivière Richelieu en 2004 (NA = Non applicable; ND = Non déterminé ; * = spécimen mort dans l'engin de pêche).

Numéro	Date de capture	Code de l'émetteur	LT (mm)	Poids (g)	Type de mesure du poids	Sexe	Site de capture
1	04 Avril	NA	638	4 498	Estimé	ND	Saint-Laurent
2	27 Avril	5	625	3 820	Mesuré	M	Saint-Laurent
3	04 Mai	22	671	5 420	Mesuré	F	Saint-Laurent
4	10 Mai	12	671	4 660	Mesuré	M	Saint-Laurent
5	27 Mai	6	610	4 300	Mesuré	F	Saint-Laurent
6	28 Mai	8	610	4 560	Mesuré	M	Richelieu
7	28 Mai	17	691	5 800	Mesuré	F	Richelieu
8	1 ^{er} Juin	18	665	4 900	Mesuré	F	Richelieu
9	1 ^{er} Juin	9	670	5 040	Mesuré	M	Richelieu
10	1 ^{er} Juin	11	655	4 800	Mesuré	M	Richelieu
11	1 ^{er} Juin	4	661	4 600	Mesuré	M	Richelieu
12*	12 Juil.	NA	ND	ND	ND	ND	Saint-Laurent
13	03 Juin	7	710	5 520	Mesuré	F	Richelieu
14	03 Juin	19	646	4 340	Mesuré	M	Richelieu
15	03 Juin	15	633	4 200	Mesuré	M	Richelieu
16	03 Juin	3	633	4 060	Mesuré	M	Richelieu
17	08 Juin	13	675	4 740	Mesuré	F	Saint-Laurent
18	11 Juin	21	633	3 980	Mesuré	F	Richelieu
19	11 Juin	16	636	4 000	Mesuré	M	Richelieu
20	17 Juin	20	613	3 560	Mesuré	F	Richelieu
21	17 Juin	10	615	3 760	Mesuré	F	Richelieu
22	17 Juin	14	625	3 680	Mesuré	M	Richelieu
23	22 Juin	NA	479	2 210	Mesuré	M	Richelieu
24	21 Juin	NA	473	2 300	Mesuré	M	Richelieu
24	17 Juin	NA	555	3 000	Mesuré	F	Richelieu
26	20 Juin	NA	551	3 080	Mesuré	F	Richelieu
27	17 Juin	NA	542	3 300	Mesuré	F	Richelieu
28	17 Juin	NA	541	3 300	Mesuré	F	Richelieu
29	17 Juin	NA	552	3 330	Mesuré	M	Richelieu
30	20 Juin	NA	534	3 420	Mesuré	F	Richelieu
31	17 Juin	NA	577	3 500	Mesuré	M	Richelieu
32	22 Juin	NA	552	3 550	Mesuré	F	Richelieu
33	22 Juin	NA	574	3 550	Mesuré	M	Richelieu
34	17 Juin	NA	540	3 630	Mesuré	F	Richelieu
35	20 Juin	NA	603	3 820	Mesuré	M	Richelieu
36	17 Juin	NA	616	4 230	Mesuré	M	Richelieu
37	22 Juin	NA	608	4 310	Mesuré	F	Richelieu
38	21 Juin	NA	627	4 590	Mesuré	M	Richelieu
39	21 Juin	NA	623	4 650	Mesuré	M	Richelieu
40	22 Juin	NA	638	4 680	Mesuré	F	Richelieu
41	20 Juin	NA	597	4 830	Mesuré	F	Richelieu
42	21 Juin	NA	610	5 020	Mesuré	M	Richelieu
43	21 Juin	NA	645	5 100	Mesuré	F	Richelieu

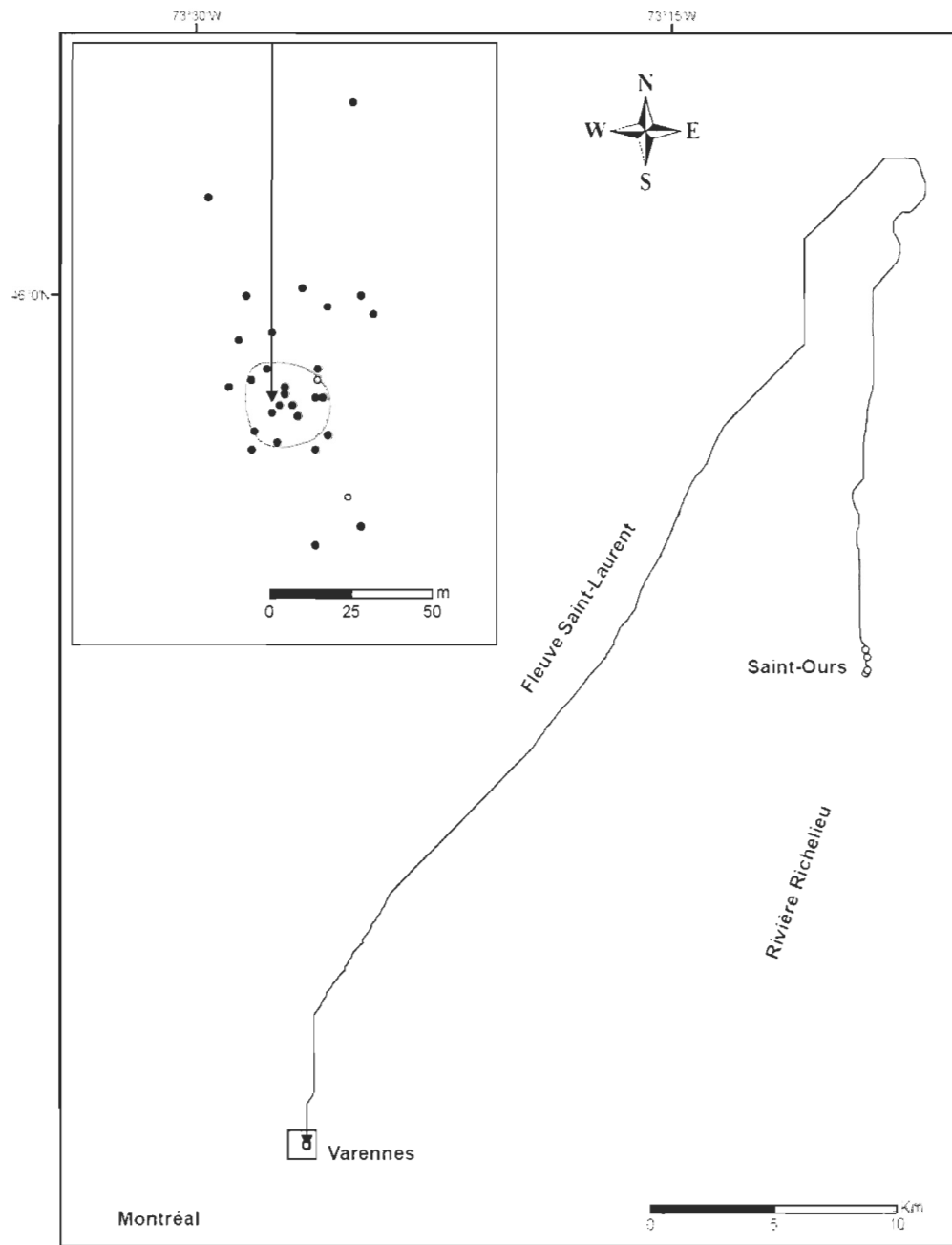
Annexe 1 (suite) Caractéristiques des chevaliers cuivrés adultes capturés lors des activités de pêches commerciale dans le fleuve Saint-Laurent et scientifique dans la rivière Richelieu en 2004 (NA = Non applicable; ND = Non déterminé ; * = spécimen mort dans l'engin de pêche).

Numéro	Date de capture	Code de l'émetteur	LT (mm)	Poids (g)	Type de mesure du poids	Sexe	Site de capture
44	1 ^{er} Juin	NA	640	4 527	Estimé	F	Richelieu
45	13 Juin	NA	550	3 303	Estimé	F	Richelieu
46	27 Oct.	NA	684	5 199	Estimé	ND	Saint-Laurent
47	27 Oct.	NA	652	4 706	Estimé	ND	Saint-Laurent
48	20 Oct.	NA	670	4 980	Estimé	ND	Saint-Laurent
49	20 Oct.	NA	645	4 601	Estimé	ND	Saint-Laurent
50	27 Sept.	NA	650	4 676	Estimé	ND	Saint-Laurent
51	27 Sept.	NA	670	4 980	Estimé	ND	Saint-Laurent
52	26 Sept.	NA	700	5 455	Estimé	ND	Saint-Laurent
53	22 Sept.	NA	630	4 382	Estimé	ND	Saint-Laurent
54	22 Sept.	NA	640	4 527	Estimé	ND	Saint-Laurent
55	21 Sept.	NA	670	4 980	Estimé	ND	Saint-Laurent
56	17 Sept.	NA	625	4 310	Estimé	ND	Saint-Laurent
57	17 Sept.	NA	655	4 751	Estimé	ND	Saint-Laurent
58	16 Sept.	NA	650	4 676	Estimé	ND	Saint-Laurent
59	14 Sept.	NA	624	4 680	Mesuré	M	Saint-Laurent
60	09 Sept.	NA	561	6 280	Mesuré	F	Saint-Laurent
61	04 Sept.	NA	584	3 742	Estimé	ND	Saint-Laurent
62*	18 Juil.	NA	ND	ND	ND	ND	Saint-Laurent
63	18 Juil.	6	624	3 850	Mesuré	F	Richelieu

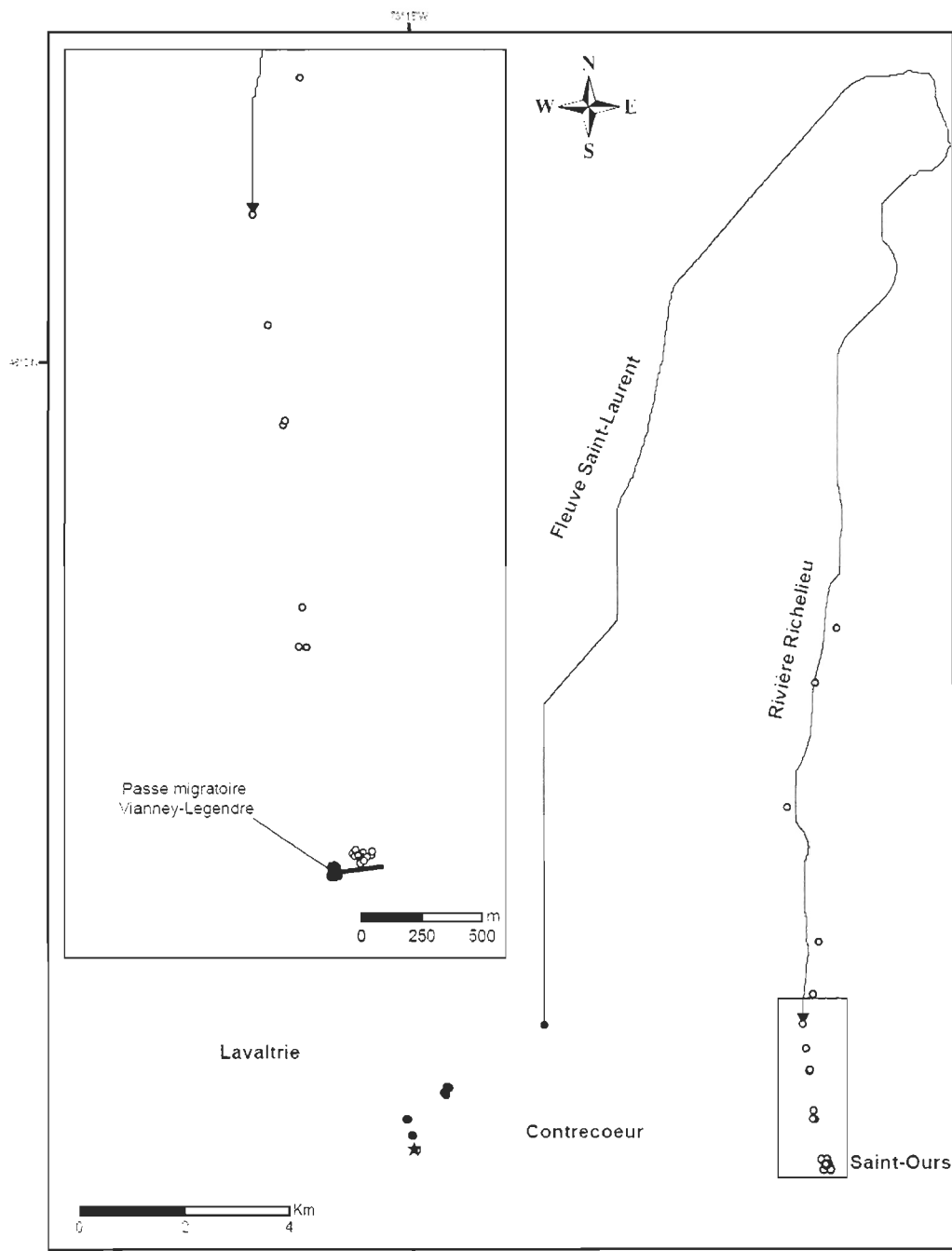
Annexe 2. Localisations, déplacements (migration post-fraye du site de reproduction de Saint-Ours à l'habitat estival : →), domaines vitaux estival (polygone convexe minimum (PCM) 100% blanc, points clairs) et automnal (PCM 100% couleur, points foncés) et zones d'utilisation intensive (contours Kernel 50%, gris : utilisation intensive estivale ; noir : utilisation intensive automnale) du poisson code 3.



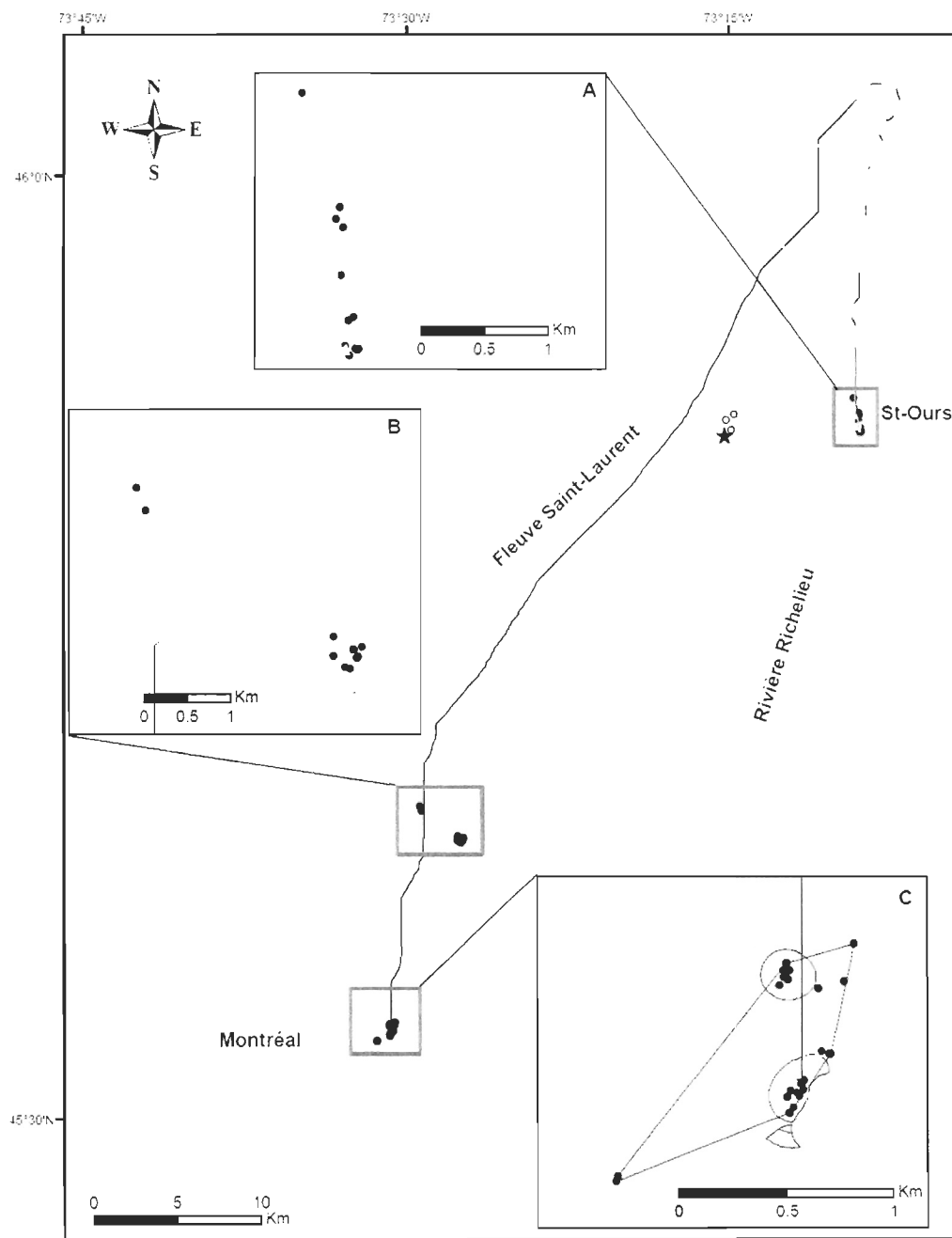
Annexe 3. Localisations (dans l'encadré, estivales points foncés ; automnales points clairs), déplacements (migration post-fraye du site de reproduction de Saint-Ours à l'habitat estival : →), domaine vital estival (PCM 100%) et zone d'utilisation intensive estivale (contour Kernel 50% noir) du poisson code 4.



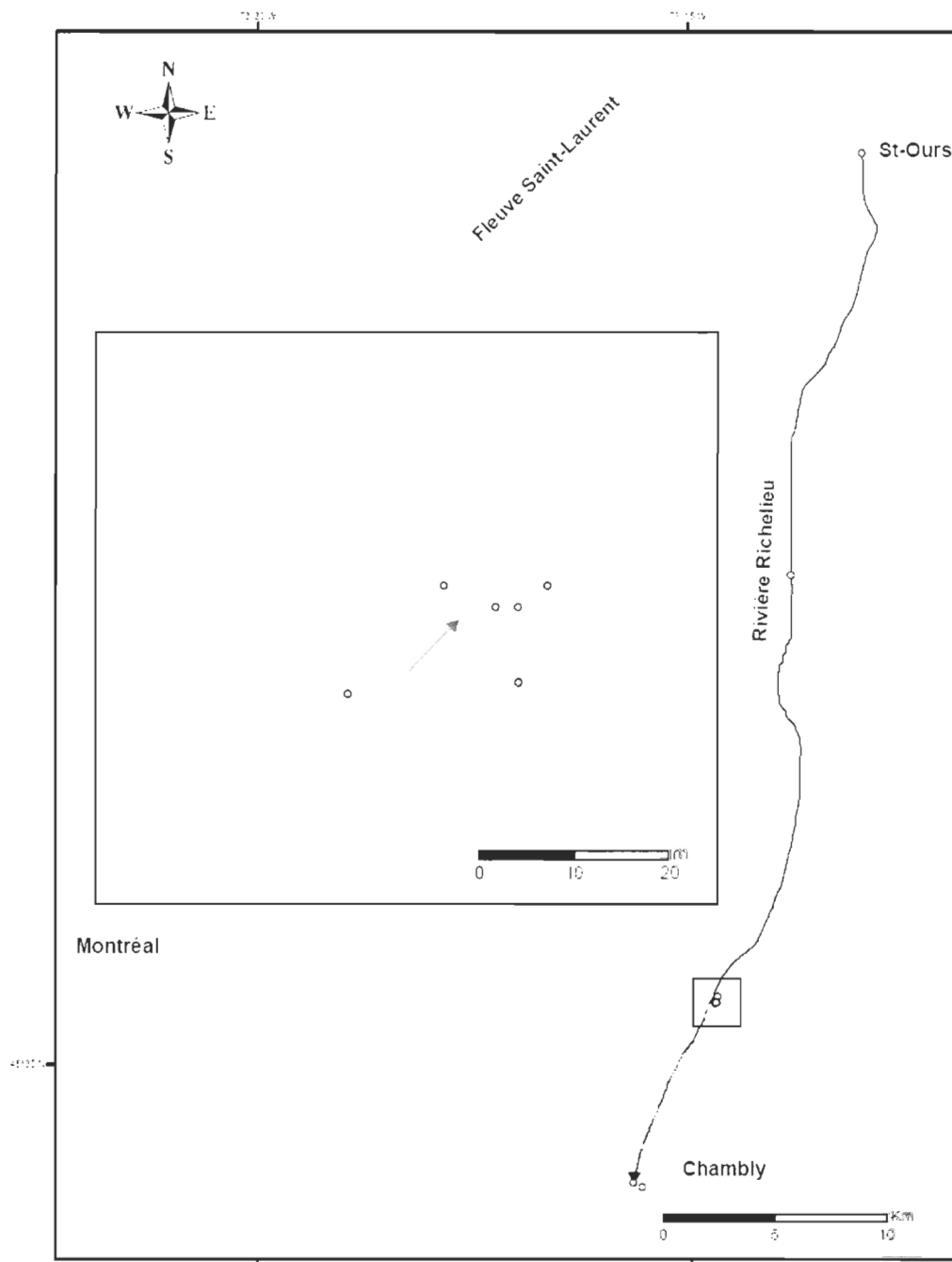
Annexe 4. Localisations (printanières : points foncés ; pendant la fraye : points clairs ; pendant la migration : points gris ; site de marquage : ★) et déplacements (migration pré-fraye de l'habitat printanier au site de reproduction de Saint-Ours : →) du poisson code 5.



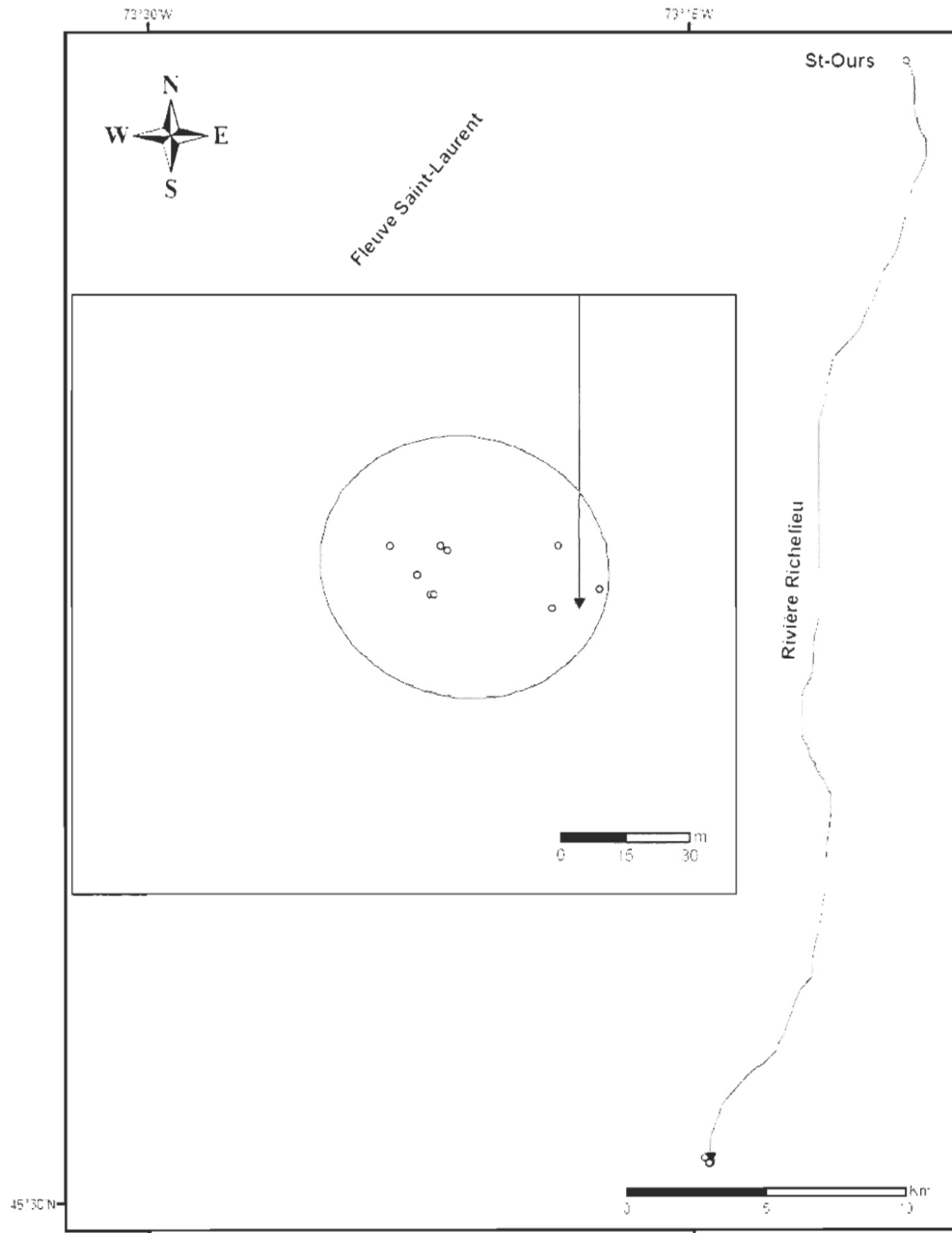
Annexe 5. Localisations (printanières, points clairs ; fraye, estivales et automnales, points foncés ; site de marquage : ★), déplacements (migration pré-fraye de l'habitat printanier au site de reproduction : ; migration post-fraye du site de reproduction à l'habitat estival : →), domaines vitaux saisonniers (PCM 100%) et zones d'utilisation intensive (contours Kernel 50%) du poisson code 6. A. Localisations pendant la période de fraye. B. Localisations, domaine vital et zone d'utilisation intensive en été. C. Localisations, domaine vital et zones d'utilisation intensive en automne.



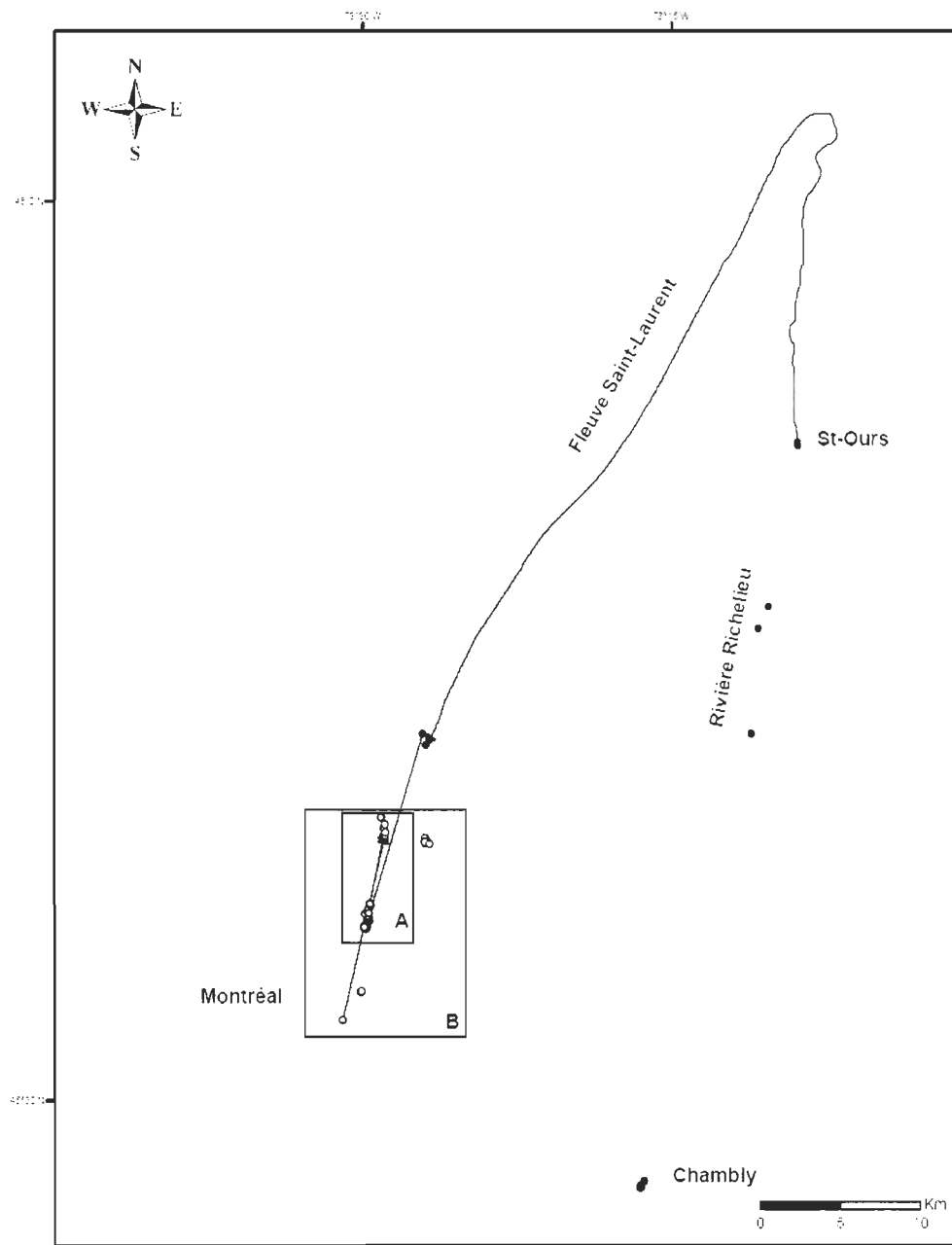
Annexe 6. Localisations et déplacements (migration pré-fraye de l'habitat printanier au site de reproduction de Chambly : → ; migration post-fraye du site de fraye à l'habitat estival : ○) du poisson code 7.



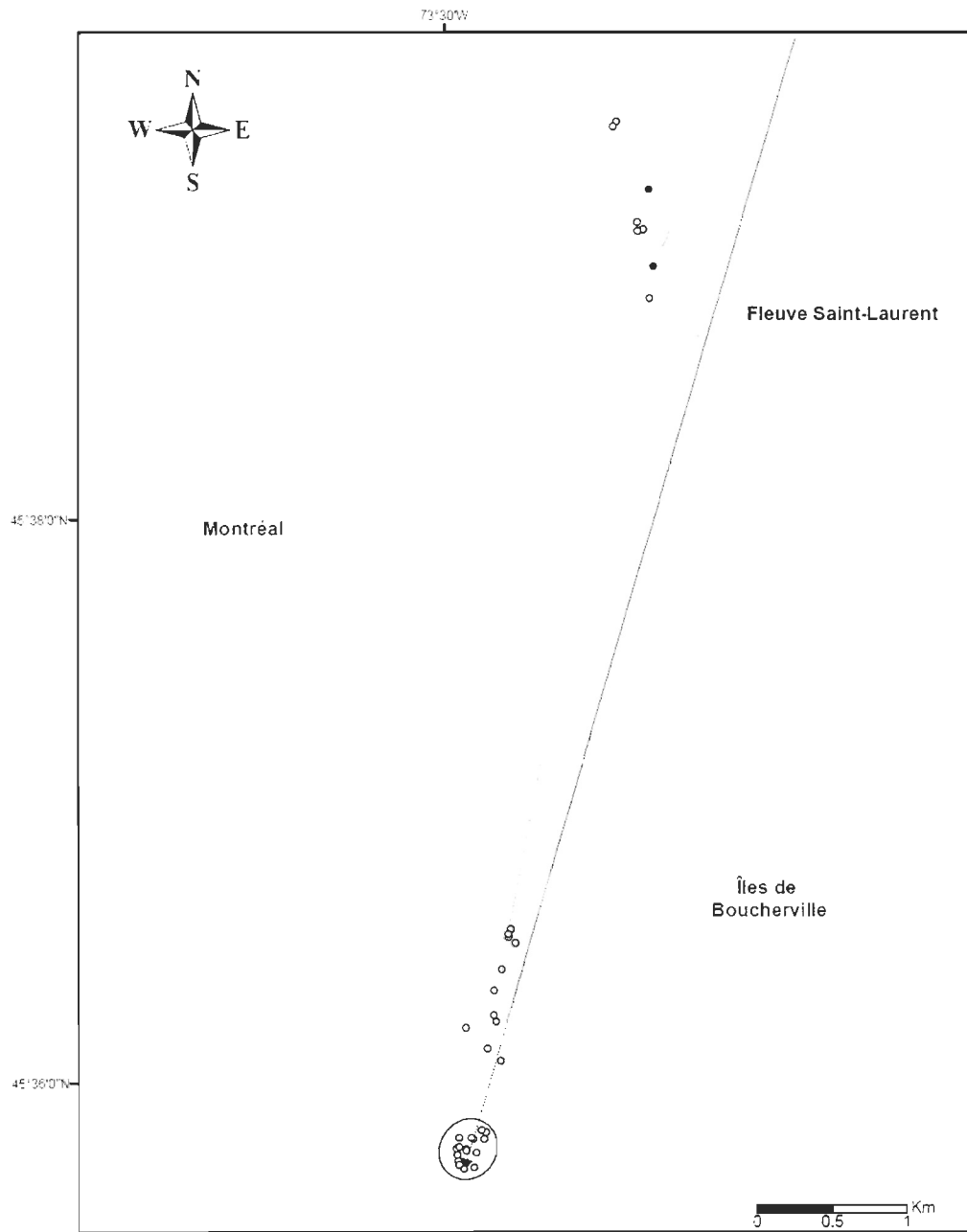
Annexe 7. Localisations, déplacements (migration du site de marquage à l'habitat estival: →) et zones d'utilisation intensive en été (contour Kernel 50%) du poisson code 8.



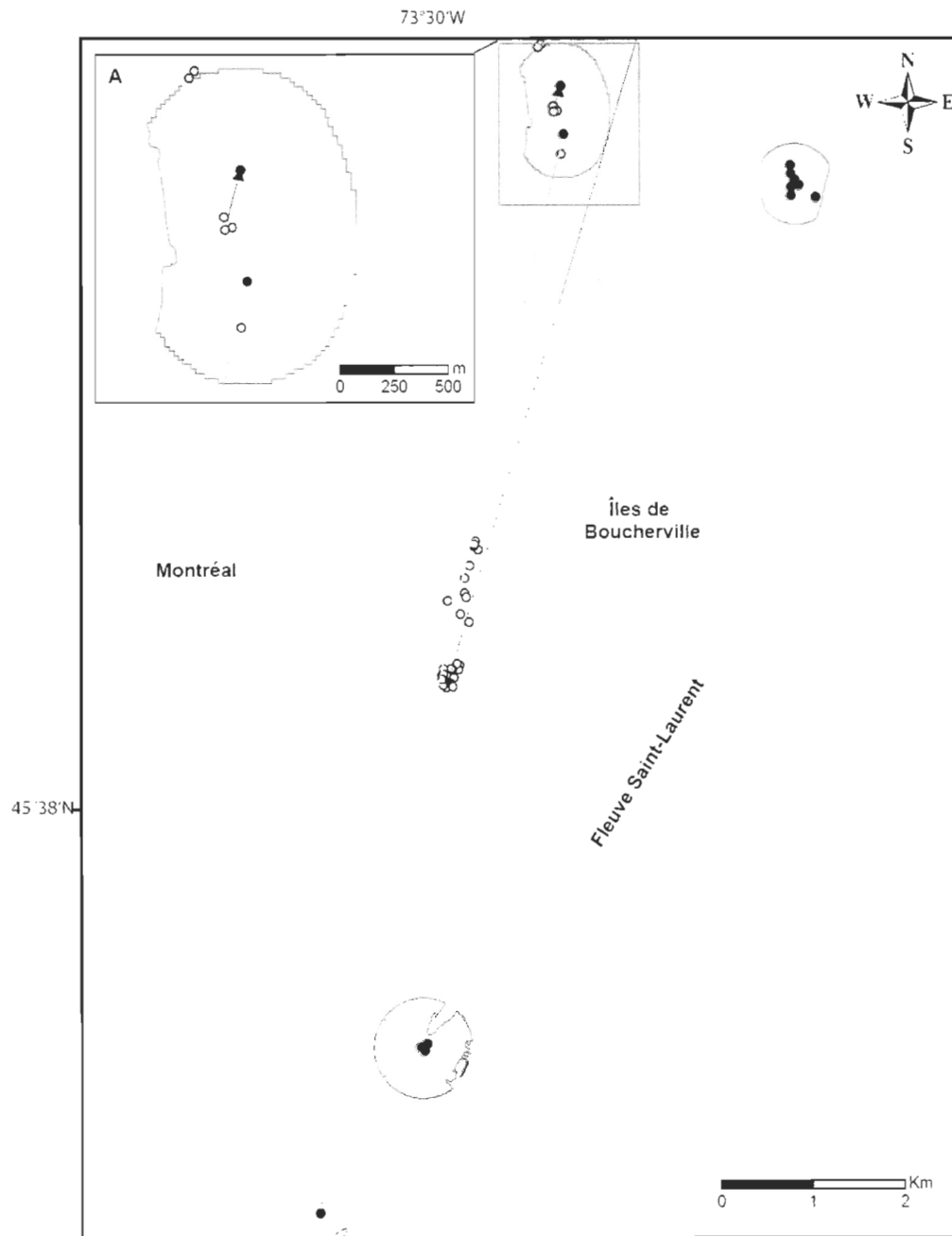
Annexe 8. Localisations (pendant les migrations et la fraye : points foncés ; période estivale : points gris ; période automnale : points clairs) et déplacements (migration pré-fraye du site de marquage à Saint-Ours au site de fraye de Chambly : \rightarrow ; migrations post-fraye du site de fraye aux habitats estival et automnal : \rightarrow) du poisson code 9. A. Agrandissement des localisations et déplacements estivaux (voir Annexe 8A). B. Agrandissement des localisations et déplacements automnaux (voir Annexe 8B).



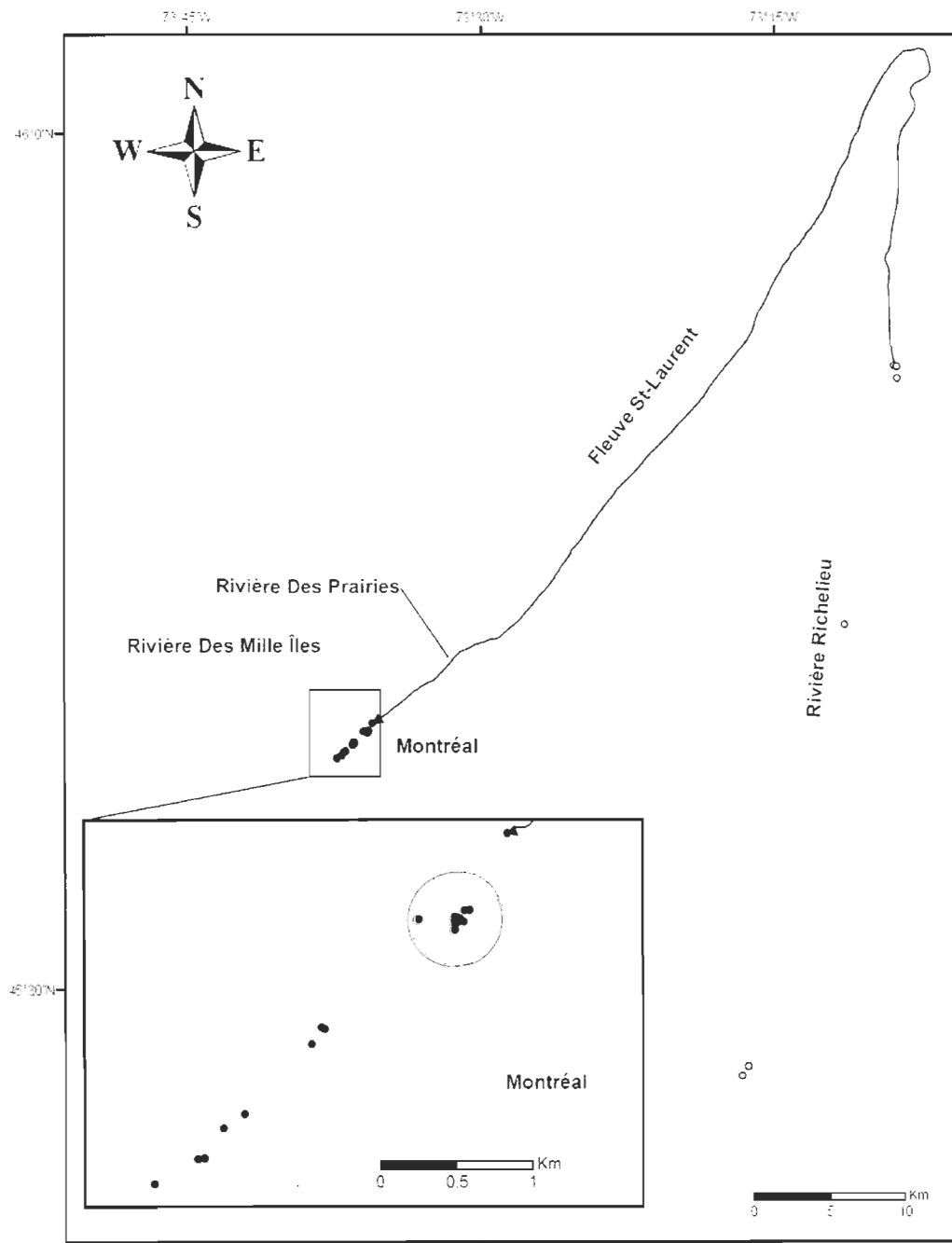
Annexe 8A. Localisations (estivales : points clairs ; automnales : points foncés), déplacements (migration post-fraye: → ; déplacement automnal :), domaine vital estival (PCM 100%) et zones d'utilisation intensive (contours Kernel 50%, H(LSCV) gris : 185.9 ; H(LSCV) noir : 164.6) du poisson code 9 en été.



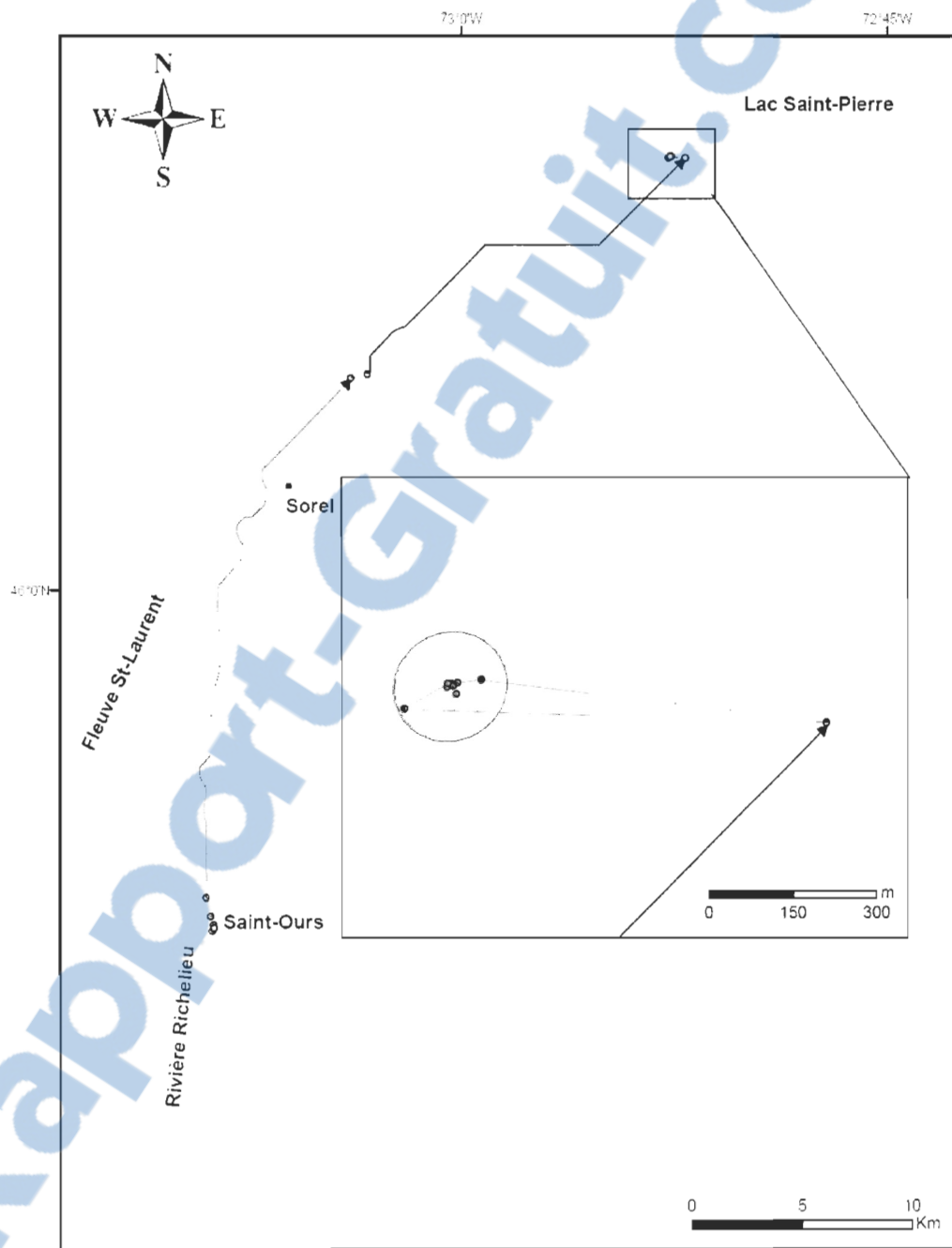
Annexe 8B. Localisations (estivales, points clairs; automnales, points foncés), déplacements (migration post-fraye: →. déplacement automnal:), domaine vital automnal (PCM 100%) et zones d'utilisation intensive (contours Kernel 50%, H(LSCV) gris : 396.1 ; H(LSCV) noir : 493.9) pendant la période automnale du poisson code 9.



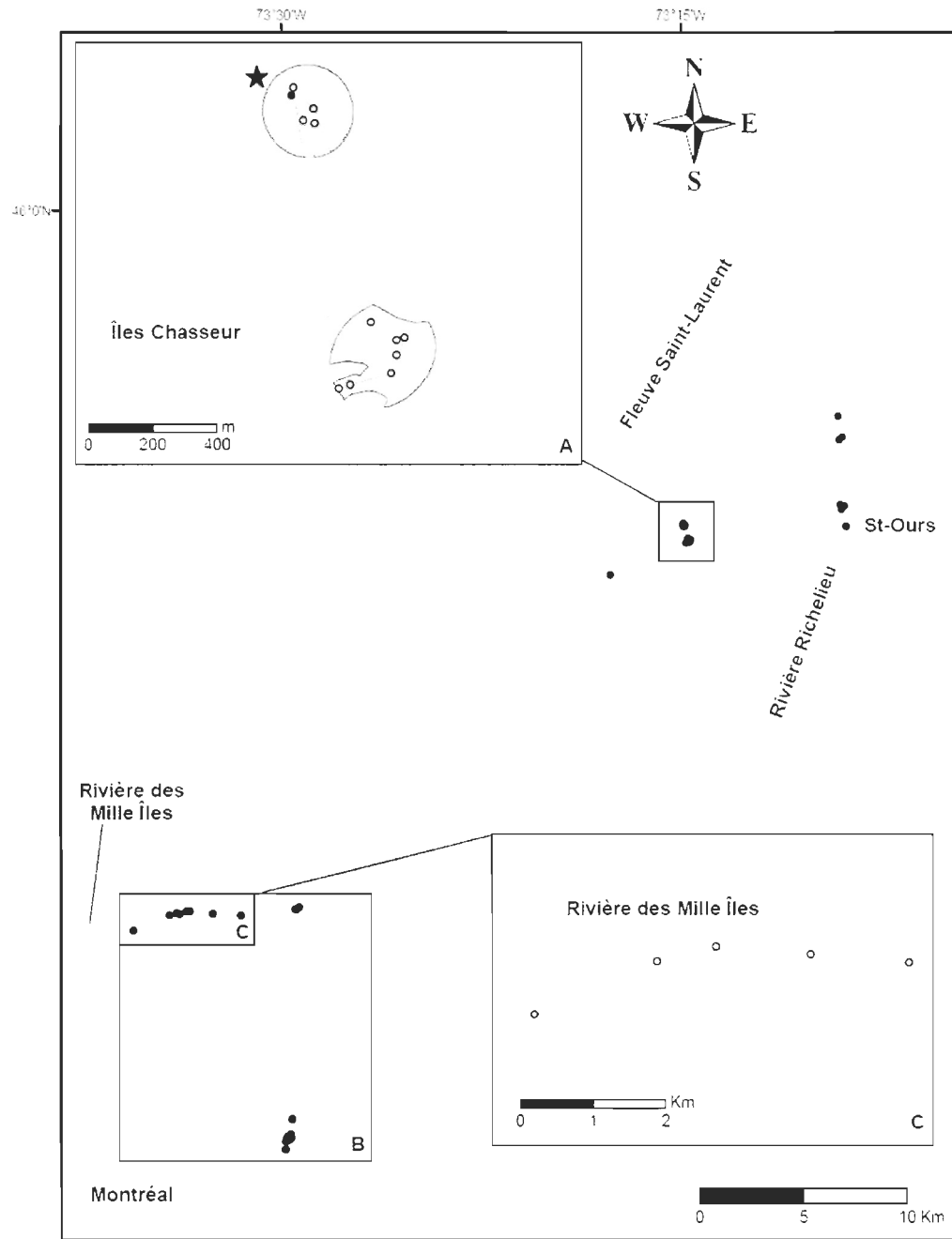
Annexe 9. Localisations (points clairs : migration et fraye ; points foncés : localisations estivales), déplacements (migration pré-fraye du site de marquage de Saint-Ours au site de reproduction de Chambly ; migration post-fraye de Chambly à l'habitat estival →), domaine vital estival (PCM 100%) et zone d'utilisation intensive (contour Kernel 50%) du poisson code 10 en été.



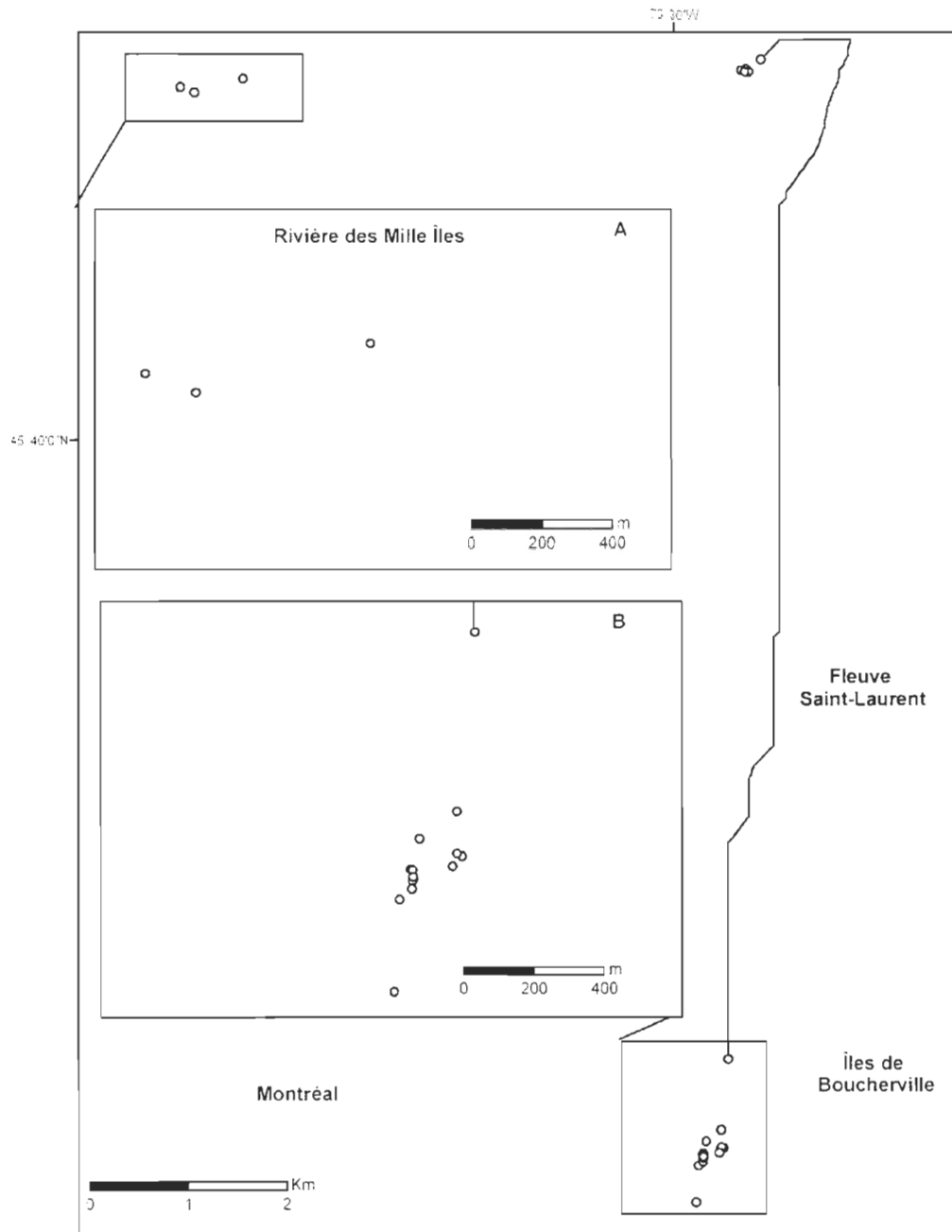
Annexe 10. Localisations, déplacements (migrations post-fraye du site de reproduction à l'habitat estival: →), domaine vital estival (PCM 100%) et zone d'utilisation intensive estivale (contour Kernel 50%) du poisson code 11.



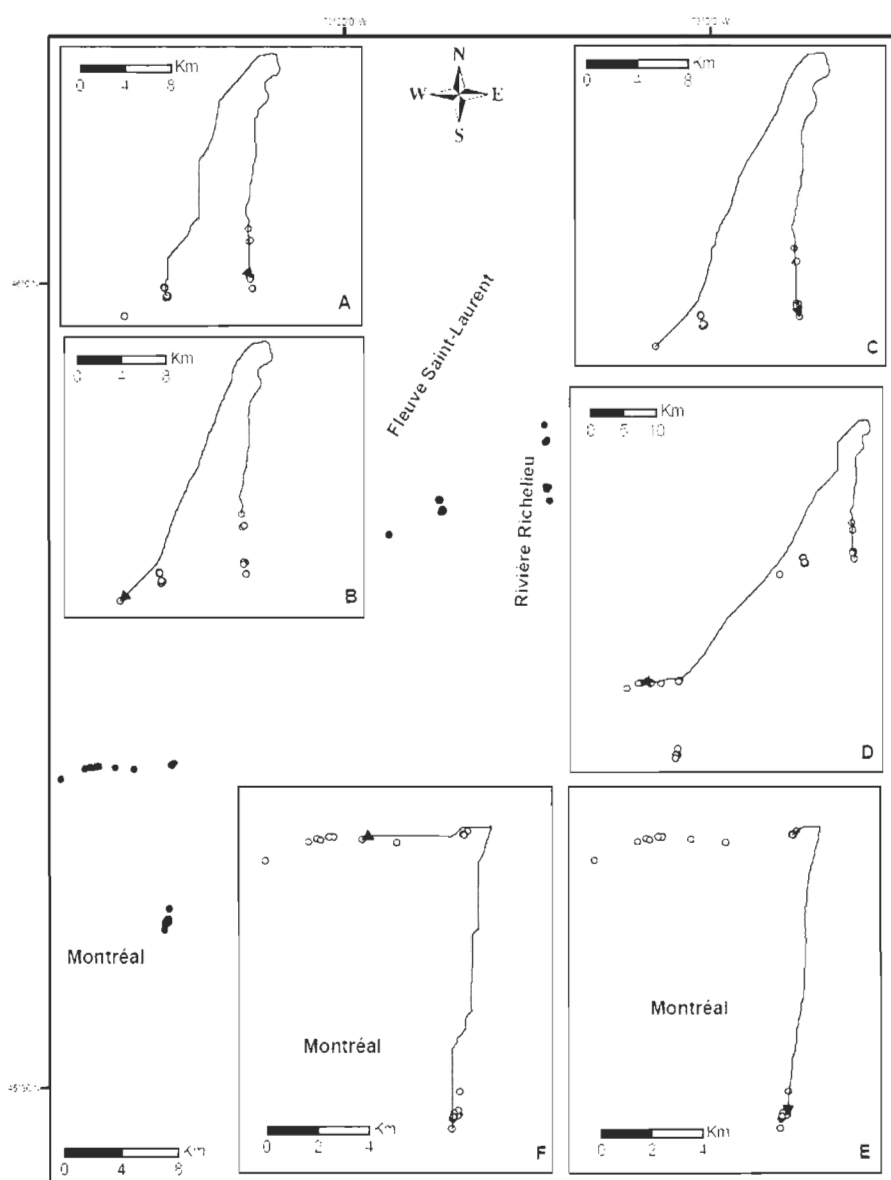
Annexe 11. Localisations et domaines vitaux du poisson code 12. A. Printemps, localisations, site de capture et de relâche (★), domaine vital (PCM 100%) et zones d'utilisation intensive (contours Kernel 50%). B. Été, localisations (voir Annexe 11A). C. Automne, agrandissement des localisations et du domaine vital (PCM 100%) (voir Annexe 11 B).



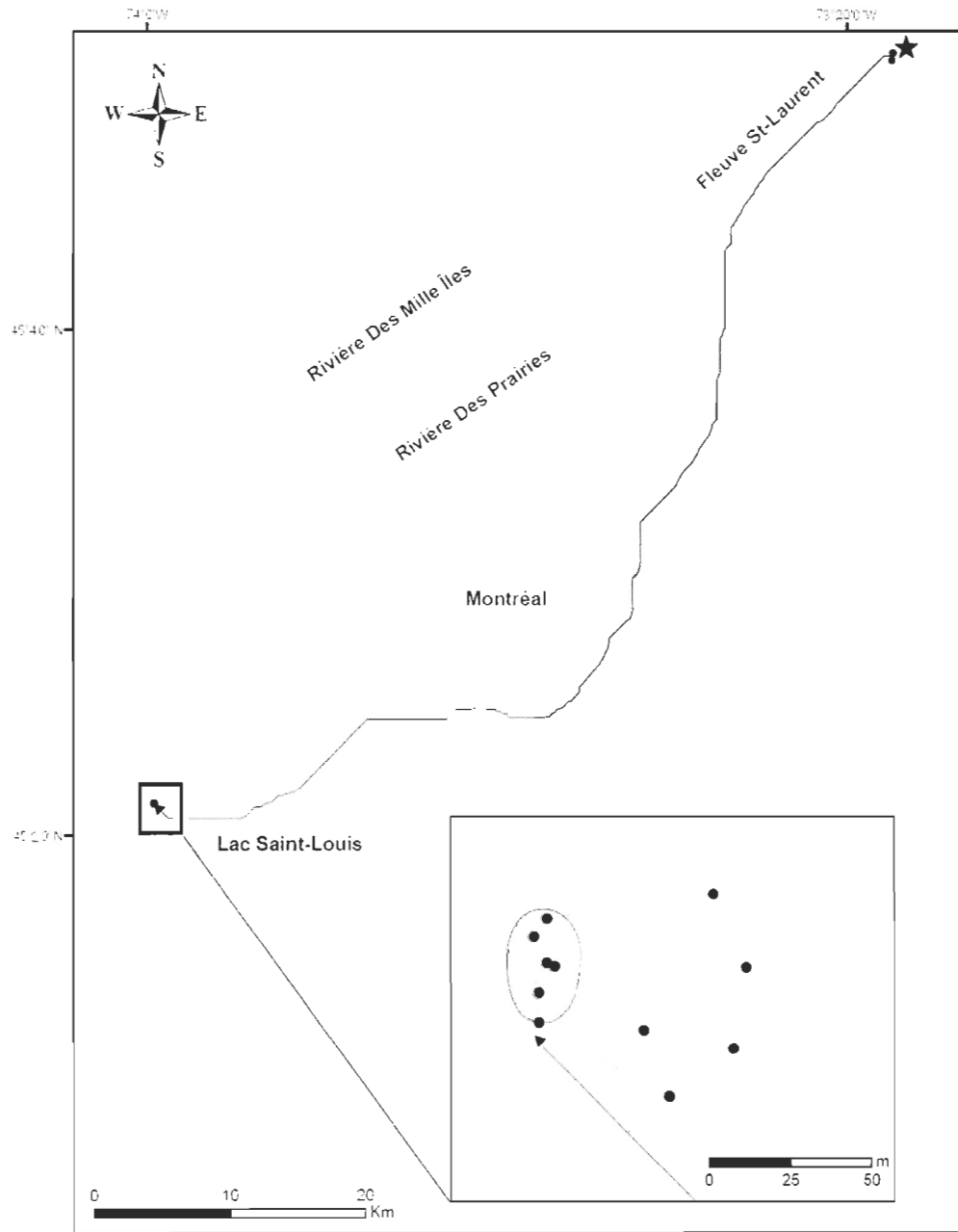
Annexe 11A. Localisations et domaines vitaux estivaux du poisson code 12. A. Agrandissement de la partie du domaine vital estival (PCM 100%) située dans les rivières des Mille Îles et des Prairies. B. Agrandissement de la partie du domaine vital estival (PCM 100%) située dans le fleuve Saint-Laurent.



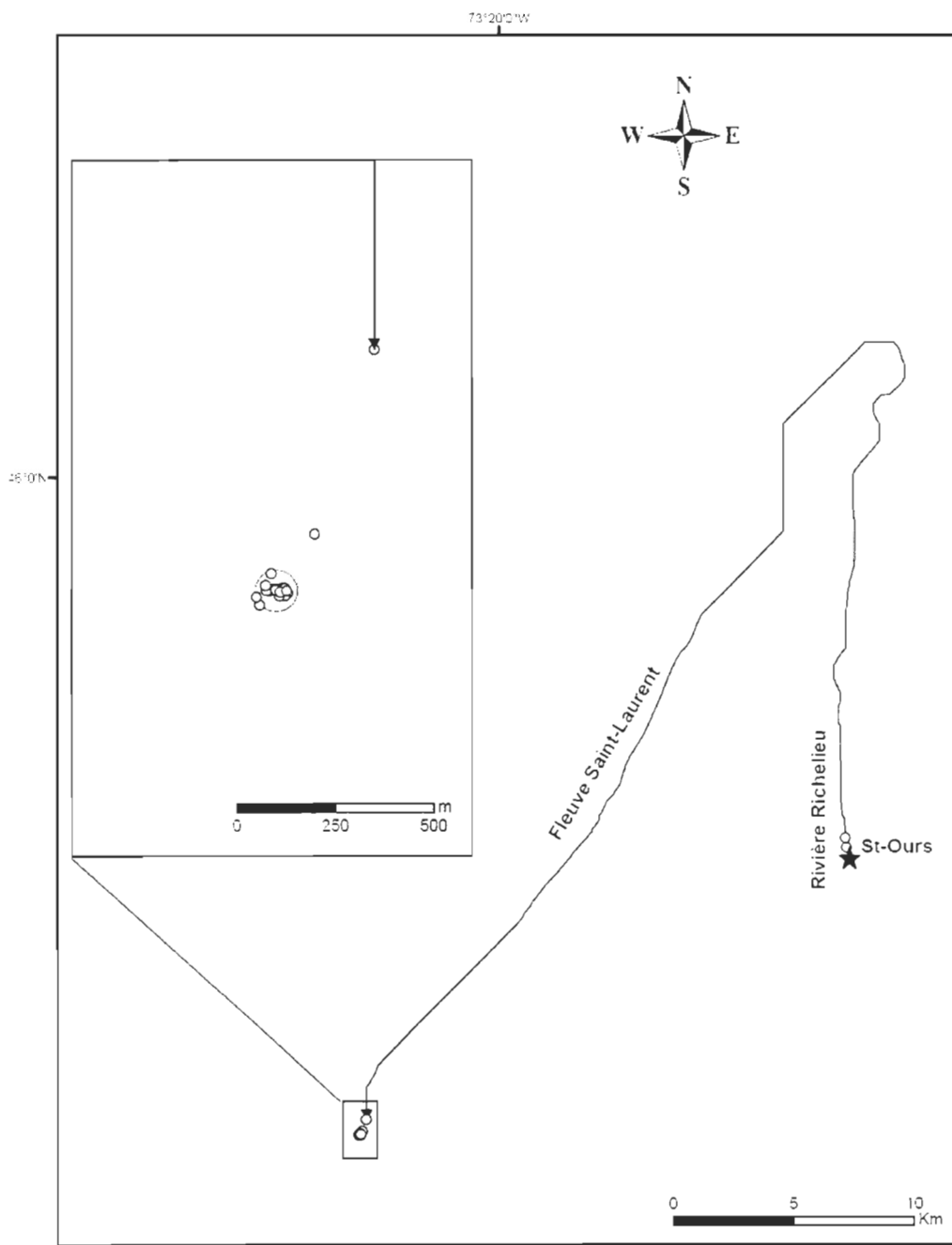
Annexe 11B. Localisations et séquence de déplacements (→) du poisson code 12. A, B et C. Migrations exploratoires entre le fleuve Saint-Laurent et le site de reproduction de Saint-Ours dans la rivière Richelieu (A : 23 au 27 mai ; B : 7 au 11 juin ; C : 11 au 14 juin) D. Migration post-fraye du site de reproduction de Saint-Ours aux habitats estivaux (18 juin au 6 juillet). E. Déplacement de la rivière des Prairies au fleuve Saint-Laurent, à l'intérieur du domaine vital d'été (16 au 19 juillet). F. Déplacement de l'habitat d'été, dans le fleuve Saint-Laurent, à l'habitat d'automne, dans la rivière des Mille Îles (13 août au 8 octobre).



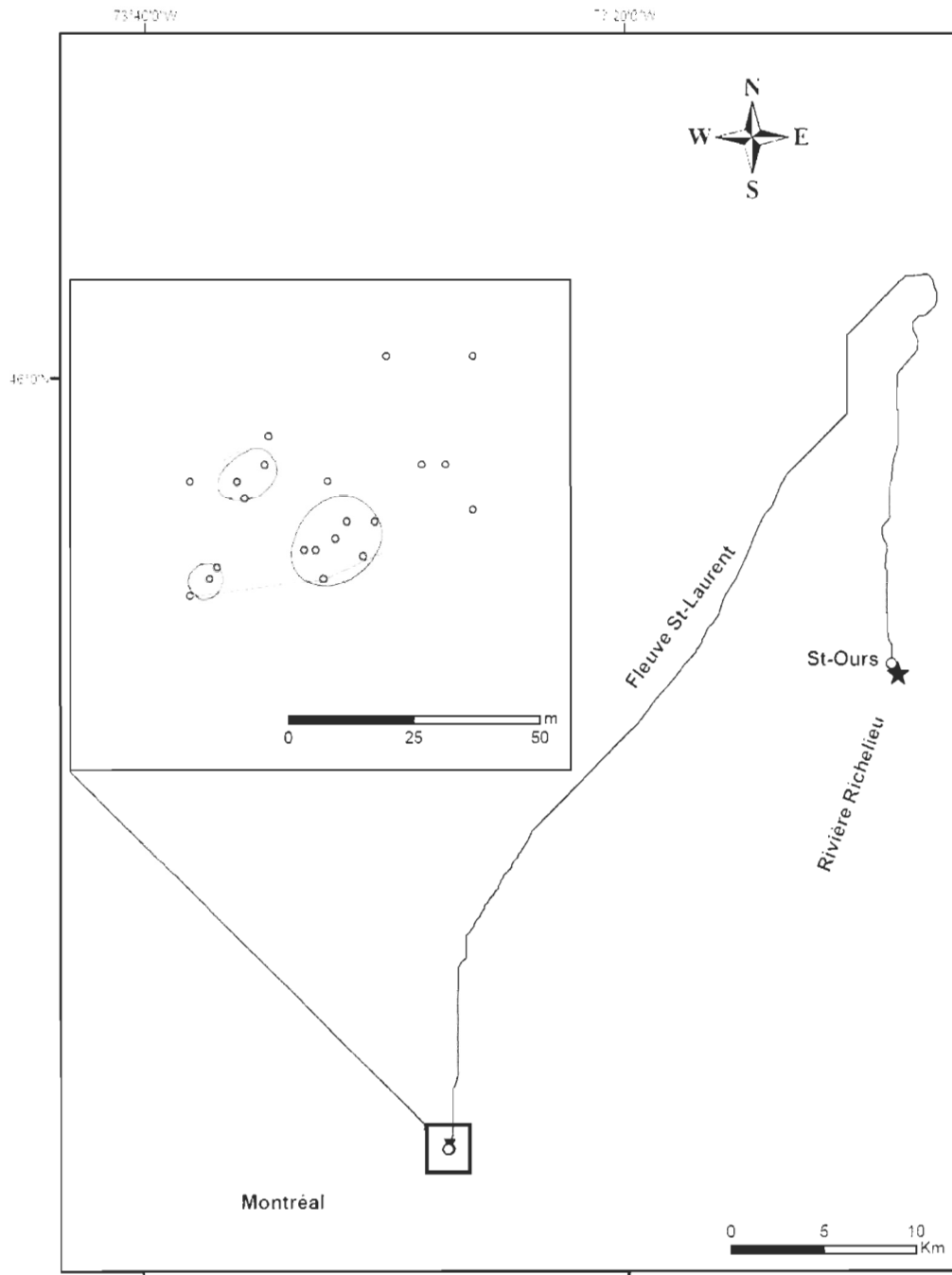
Annexe 12. Localisations, migration (→) du site de marquage (★) à l'habitat d'automne, domaine vital (PCM 100%) et zones d'utilisation intensive (contour Kernel 50%) pendant l'automne, du poisson code 13.



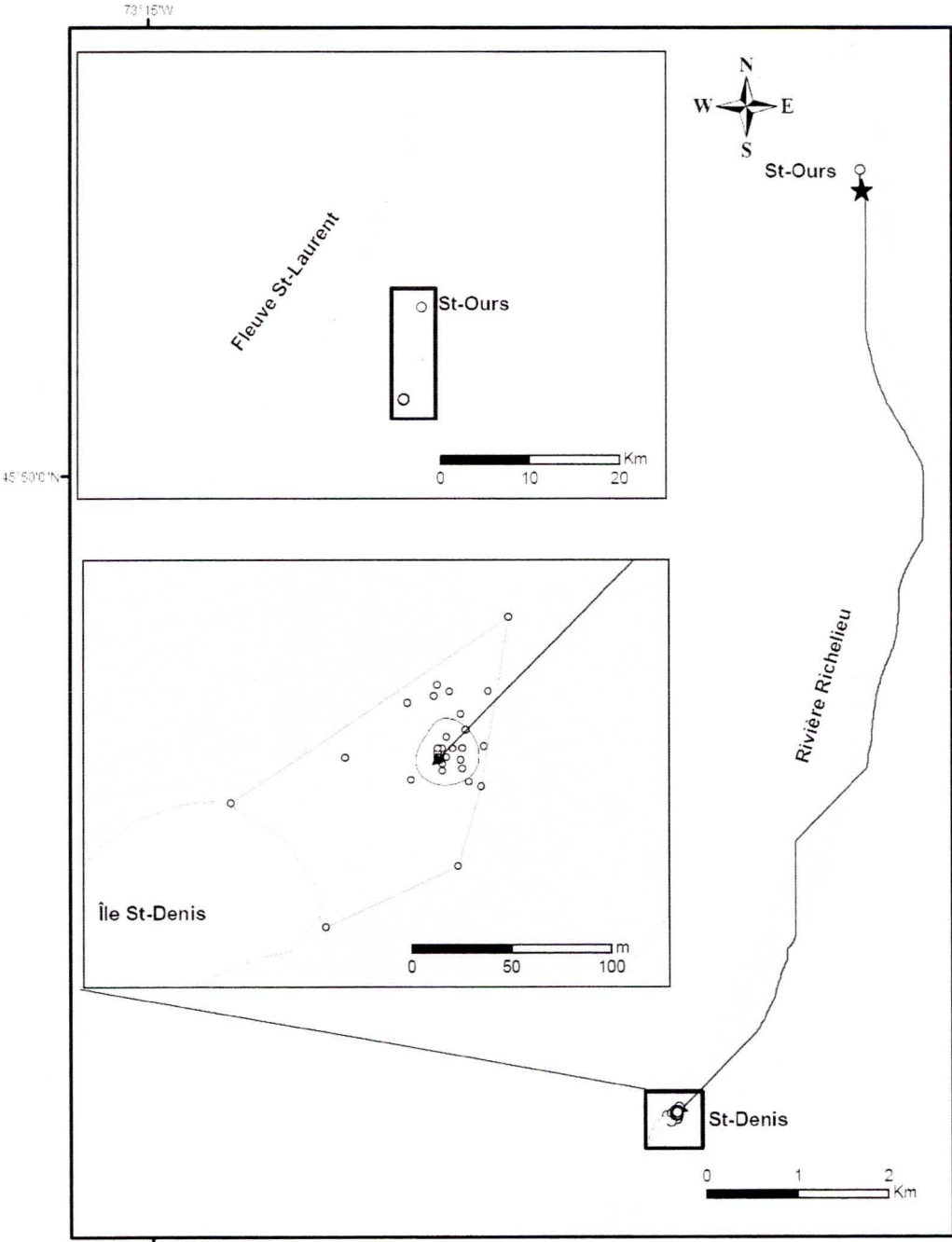
Annexe 13. Localisations, migration (→) du site de marquage (★) à l'habitat d'été, domaine vital estival (PCM 100%), zone d'utilisation intensive (contour Kernel 50%) du poisson code 14 en été.



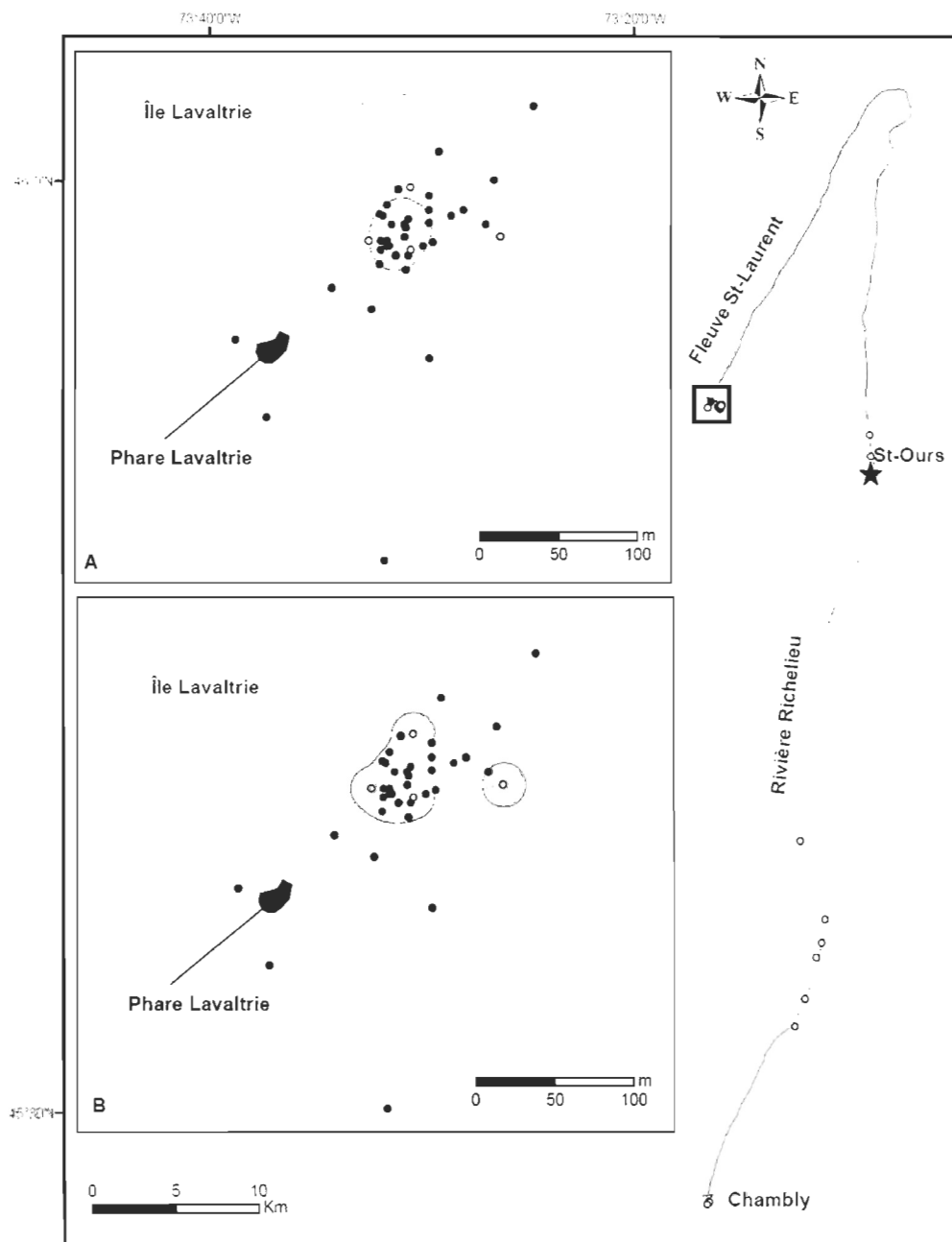
Annexe 14. Localisations, migration (→) du site de marquage (★) à l'habitat d'été, domaine vital estival (PCM 100%), zones d'utilisation intensive (contours Kernel 50%) du poisson code 15 en été.



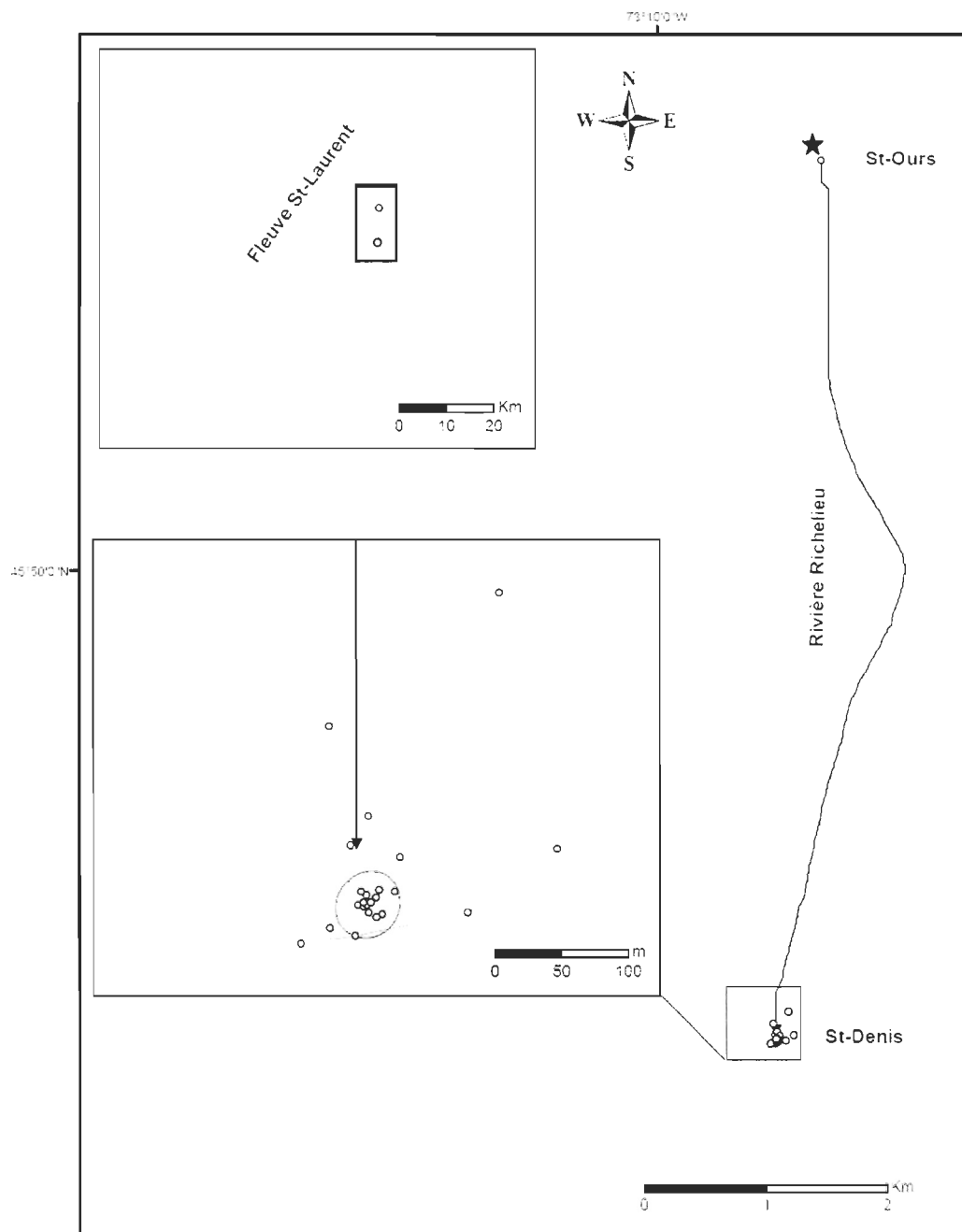
Annexe 15. Localisations, migration (→) du site de marquage (★) à l'habitat d'été, domaine vital estival (PCM 100%), zones d'utilisation intensive (contour Kernel 50%) du poisson code 16 en été.



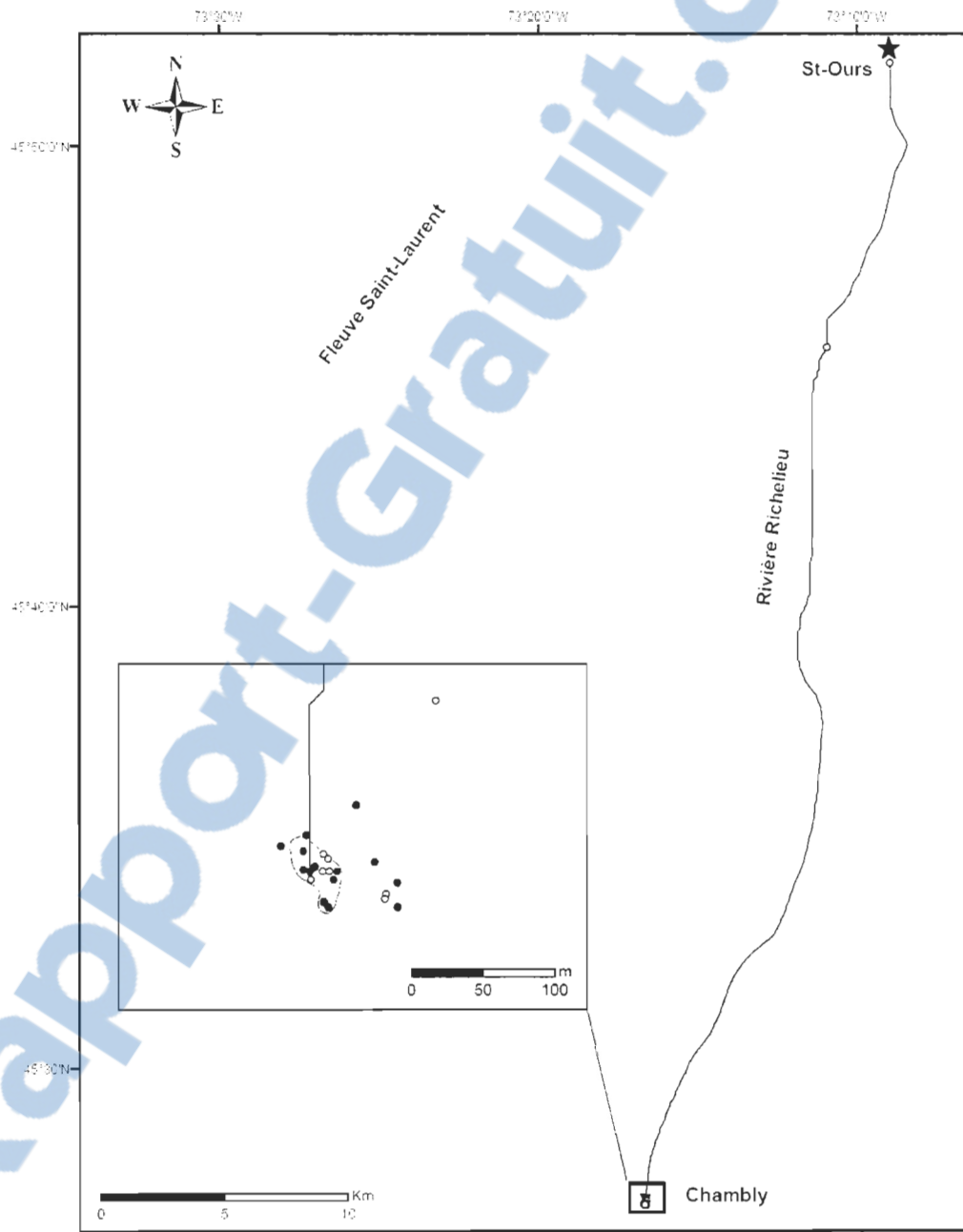
Annexe 16. Localisations (estivales points foncés, automnales points clairs) et déplacements (migration pré fraye () du site de marquage (★) au site de reproduction de Chambly ; migration post-fraie (→) de Chambly à l'habitat d'été) du poisson code 17. A. Domaine vital d'été (PCM 100%) et zone d'utilisation intensive en été (contours Kernel 50%). B. Domaine vital d'automne (PCM 100%) et zones d'utilisation intensive automnale (contours Kernel 50%).



Annexe 17. Localisations, déplacement (migration du site de marquage (★) à l'habitat d'été), domaine vital (PCM 100%) et zone d'utilisation intensive (contour Kernel 50%) du poisson code 18 en été.



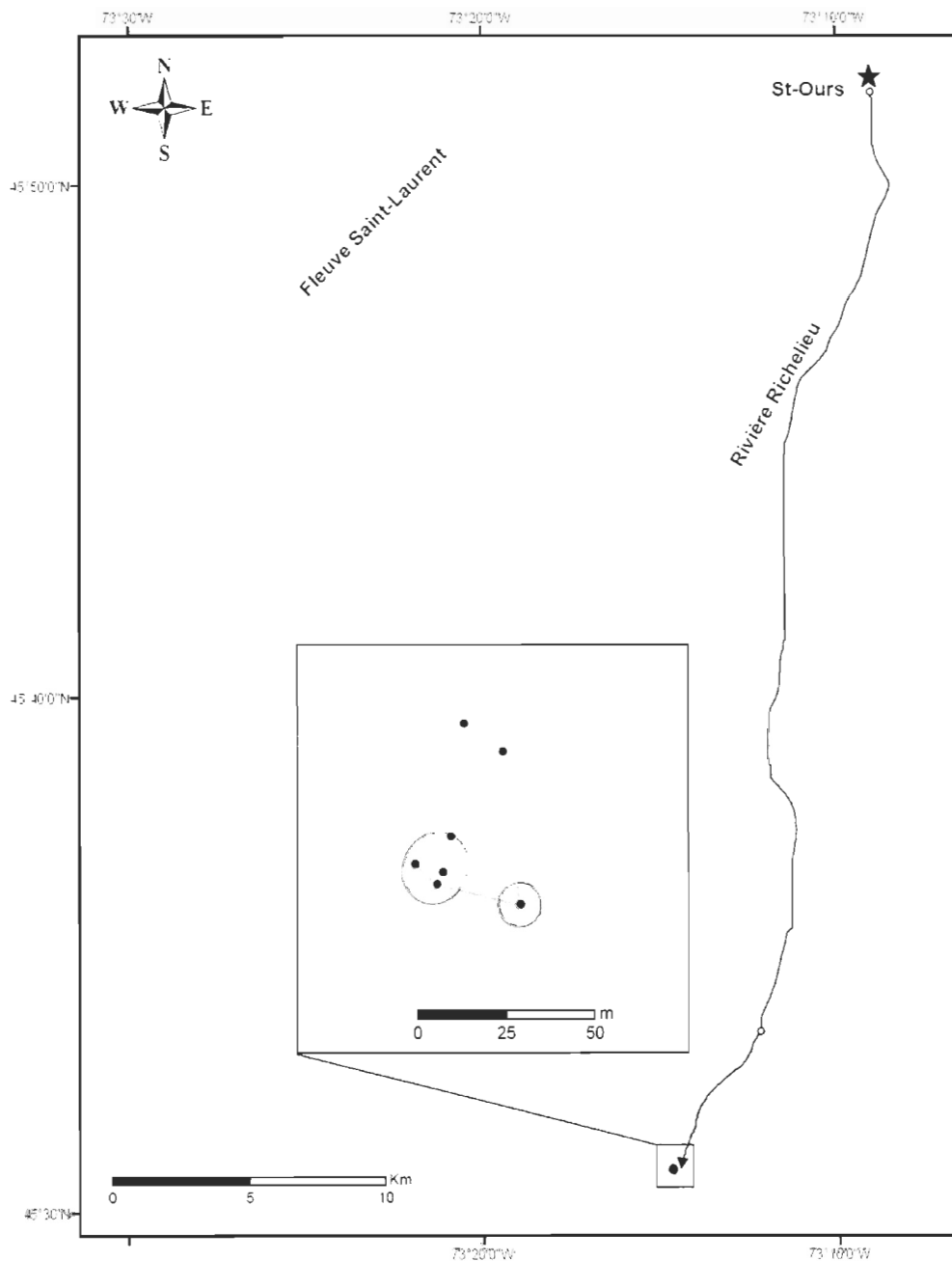
Annexe 18. Localisations (estivales points foncés ; fraye points clairs), déplacements (migration pré-fraye du site de marquage à Saint-Ours (★) au site de reproduction de Chambly), domaine vital (PCM 100%) et zone d'utilisation intensive (contour Kernel 50%) du poisson code 19 en été.



Annexe 19. Localisations (pré-fraye points clairs ; estivales points foncés), déplacements, domaine vital (PCM 100%) et zone d'utilisation intensive (contour Kernel 50%) du poisson code 20 en été.



Annexe 20. Localisations (migration points clairs, estivaux points foncés), déplacements (migration du site de marquage à Saint-Ours (★) à l'habitat d'été), domaine vital (PCM 100%) et zones d'utilisation intensive (contours Kernel 50%) du poisson code 21 en été.



Annexe 21. Localisations et déplacements du poisson code 22. A. Localisations printanières (points foncés), domaine vital au printemps (PCM 100%) et zone d'utilisation intensive (contour Kernel 50%). B. Localisations estivales (points clairs), domaine vital (PCM 100%) et zone d'utilisation intensive (contour Kernel 50%) en été.



Annexe 22. Liste des variables mesurées et estimées à partir du modèle hydrodynamique à deux dimensions (Morin et al. 2000) utilisées dans l'élaboration du modèle de sélection des habitats estivaux des chevaliers cuivrés adultes dans le fleuve Saint-Laurent.

Variabes	Unités	Variable mesurée	Variable modélisée
Vitesse	m/s		X
Profondeur	m	X	
Taux d'absorption au fond	-		X
Turbidité	NTU	X	
Pente	Degré		X
Transparence (Secchi)	m	X	
Conductivité	µmhos	X	
Température de l'eau	°C	X	
Couleur de l'eau	Verte/Brune	X	
Indice granulométrique du substrat	-	X	
Substrat dominant		X	
Argile	% / benne	X	
Limon	% / benne	X	
Sable	% / benne	X	
Gravier	% / benne	X	
Cailloux	% / benne	X	
Galets	% / benne	X	
Substrat sous dominant			
Argile	% / benne	X	
Limon	% / benne	X	
Sable	% / benne	X	
Gravier	% / benne	X	
Cailloux	% / benne	X	
Galets	% / benne	X	
Substrat dominant prédit	-		X
Substrat sous dominant prédit	-		X
Végétation dominante			
<i>Alisma gramineum</i>	%	X	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	%	X	
<i>Elodea</i> spp.	%	X	
<i>Heterentera dubia</i>	%	X	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	%	X	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	%	X	
<i>Potamogeton richardsoni</i>	%	X	
<i>Vallisneria americana</i>	%	X	
Végétation dominante prédite	-		X
Densité de végétation	%	X	
Densité de végétation prédite	%		X
Abondance de proies	-	X	
Abondance de gastéropodes	Nb d'ind./benne	X	
Abondance de sphériidés	Nb d'ind./benne	X	
Abondance d'unionidés	Nb d'ind./benne	X	
Abondance de Deissenidés	Nb d'ind./benne	X	
Abondance de macroinvertébrés	Nb d'ind./benne	X	

