

DAVID DUSSAULT

**DISPERSION DE LA TANCHE (*TINCA TINCA*) DANS
LE FLEUVE SAINT-LAURENT : IMPLICATIONS
ÉCOLOGIQUES ET SOCIOÉCONOMIQUES
POTENTIELLES**

Essai présenté
à Claude Lavoie
dans le cadre du programme de maîtrise professionnelle en biogéosciences de l'environnement
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

ÉCOLE SUPÉRIEURE D'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE
DÉVELOPPEMENT RÉGIONAL
FACULTÉ D'AMÉNAGEMENT, D'ARCHITECTURE, D'ART ET DE DESIGN
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2021

Résumé

Les espèces exotiques envahissantes représentent une menace majeure pour la conservation des écosystèmes et des communautés d'espèces indigènes. La tanche (*Tinca tinca*) est un poisson exotique envahissant introduit illégalement dans la rivière Richelieu en 1991. Depuis, la tanche s'est largement répandue dans la portion fluviale du fleuve Saint-Laurent et son abondance a fortement augmenté. Cet essai vise à analyser la dispersion de la tanche dans le fleuve Saint-Laurent depuis son introduction, à explorer l'influence des crues et des inondations printanières de la rivière Richelieu sur sa dispersion et à présenter les potentiels impacts écologiques et socioéconomiques liés à sa présence dans le système.

La cartographie et de l'analyse spatio-temporelle des données d'occurrences de tanches de 1999 à 2020 ont montré que la tanche est largement distribuée dans le fleuve Saint-Laurent et la rivière Richelieu et que sa dispersion est en continuelle augmentation. Au lac Saint-Pierre, les résultats indiquent que la tanche a colonisé tous les secteurs du lac. Cette saturation spatiale est également percevable à l'échelle du corridor fluvial. Les tests statistiques n'ont pas démontré d'effets significatifs de l'influence des épisodes de crues de la rivière Richelieu sur la dispersion de la tanche à l'échelle de la région d'étude.

La tanche est une espèce aquatique envahissante supplémentaire dans le bassin du fleuve Saint-Laurent, mettant cet habitat à risque d'un basculement majeur de l'écosystème. La présence de la tanche dans l'écosystème risque de causer des effets néfastes sur les herbiers aquatiques et les communautés d'espèces aquatiques indigènes, et conséquemment de possibles impacts négatifs sur l'industrie de la pêche commerciale et les activités récréotouristiques comme la pêche sportive et la chasse. Dans le lac Saint-Pierre, la tanche risque particulièrement de nuire aux efforts pour le rétablissement de la perchaude et pour la restauration des milieux humides qui bénéficient aux espèces aquatiques d'intérêt sportif comme les canards barboteurs.

Remerciements

Je tiens à remercier avant tout Olivier Morissette et Frédéric Lecomte, mes collaborateurs externes du MFFP, de m'avoir accueilli ouvertement et proposé un sujet de recherche plus que passionnant. Merci pour vos judicieux conseils et commentaires, pour vos nombreuses révisions et particulièrement pour le temps que vous m'avez consacré entre deux ou trois (ou quatre) réunions.

J'aimerais remercier Claude Lavoie, mon directeur d'essai, d'avoir accepté ma supervision et l'évaluation de mon essai. J'aimerais aussi remercier Danielle Cloutier pour les commentaires et le suivi tout au long de la rédaction de l'essai.

Finalement, je souhaite remercier les gens de mon entourage pour les encouragements durant le processus de rédaction. Merci à monoureuse, Émilie, de m'avoir motivé et de m'avoir enduré de parler de mon sujet durant ces derniers mois de confinement. Merci à ma famille et mes amis pour tout le soutien moral, et ce, depuis le début de ma maîtrise.

Table des matières

Résumé.....	i
Remerciements.....	ii
Table des matières	iii
Annexes	iv
Liste des tableaux.....	v
Liste des figures	vi
1. Introduction	1
1.1 La tanche	2
1.2 Objectifs de l'essai	6
2. Région d'étude	8
2.1 Fleuve Saint-Laurent.....	9
2.2 Rivière Richelieu.....	10
2.3 Lac Saint-Pierre.....	12
3. Méthodologie.....	15
3.1 Analyse spatio-temporelle et quantification de la dispersion de la tanche	15
3.1.1 Cartographie.....	15
3.1.2 Taux de dispersion	16
3.1.3 Lac Saint-Pierre	17
3.2 Influence des épisodes de crues et d'inondations printanières de la rivière Richelieu sur la dispersion de la tanche	18
3.2.1 Modèles de régression linéaire	18
3.2.2 Tests de rangs signés de Wilcoxon	19
4. Résultats	21
4.1 Dispersion de la tanche	21
4.1.1 Cartographie.....	21
4.1.2 Taux de dispersion	28
4.1.3 Lac Saint-Pierre	31
4.2 Influence des épisodes de crues et d'inondations printanières de la rivière Richelieu sur la dispersion de la tanche	36
4.2.1 Modèles de régression linéaire	36
4.2.2 Tests de rangs signés de Wilcoxon	38
5. Discussion	40
5.1 Lac Saint-Pierre.....	42
5.2 Dispersion passive ou active?	44
5.3 Implications écologiques et socioéconomiques potentielles.....	46

5.3.1	Porte ouverte pour d'autres espèces aquatiques envahissantes	46
5.3.2	La tanche, deuxième couche après la carpe commune	49
5.3.3	Exploitation commerciale de la tanche au Québec?	51
6.	Conclusion.....	54
	Références.....	56

Annexes

ANNEXE 1 : Résultats de l'analyse spatio-temporelle et de quantification de la dispersion de la tanche à partir des données non reclassées.	69
ANNEXE 2 : Résultats de l'analyse spatio-temporelle et de quantification de la dispersion de la tanche à partir des données reclassées (Tableau 1).	70
ANNEXE 3: Somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km avec découpage au réseau hydrologique entre 1999 et 2000	71
ANNEXE 4 : Somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km avec découpage au réseau hydrologique entre 2001 et 2007	72
ANNEXE 5 : Somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km avec découpage au réseau hydrologique entre 2008 et 2011	73
ANNEXE 6 : Somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km avec découpage au réseau hydrologique entre 2012 et 2016	74
ANNEXE 7 : Somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km avec découpage au réseau hydrologique entre 2017 et 2020	75
ANNEXE 8 : Évolution de l'étendue spatiale du domaine vital (aires internes des isoplèthes de densité 95 %) de la tanche dans la région d'étude et son taux de dispersion instantané entre 2000 et 2020 sans découpage au réseau hydrologique	76

Liste des tableaux

Tableau 1 : Reclassification des valeurs d'abondance de tanches des points d'occurrences.	16
Tableau 2 : Sorties des modèles de régression linéaire (Figure 17) du taux de dispersion instantané annuel (données reclassées) sur les débits moyens de mai et de juin de la rivière Richelieu.	38
Tableau 3 : Valeur p de significativité des tests de rangs signés de Wilcoxon effectués sur les séries de données des taux de dispersion entre 2001 et 2019.....	39

Liste des figures

Figure 1 : Photographie d'une tanche (© Steffen Zienert; Froese et Pauly, 2019).	3
Figure 2 : Localisation de la région d'étude et des occurrences de tanches de 1999 à 2020..	8
Figure 3 : Portions du fleuve Saint-Laurent.....	9
Figure 4 : Bassin hydrographique du lac Champlain et de la rivière Richelieu.	11
Figure 5 : Lac Saint-Pierre et son archipel.	14
Figure 6 : Exemple montrant la différence entre la présence et l'absence d'un découpage de zones tampons au réseau hydrologique.	17
Figure 7 : Exemple montrant les séries de données utilisées pour effectuer le test de rangs signés de Wilcoxon.	20
Figure 8 : Distribution des longueurs des tanches rapportées dans la région d'étude.	21
Figure 9 : Étendue spatiale de la tanche de 1999 à 2000 dans la région d'étude.	24
Figure 10 : Étendue spatiale de la tanche de 2001 à 2007 dans la région d'étude.	25
Figure 11 : Étendue spatiale de la tanche de 2008 à 2011 dans la région d'étude.	26
Figure 12 : Étendue spatiale de la tanche de 2012 à 2016 dans la région d'étude.	27
Figure 13 : Étendue spatiale de la tanche de 2017 à 2020 dans la région d'étude.	28
Figure 14 : Évolution de l'étendue spatiale du domaine vital (aires internes des isoplèthes de densité 95 %) de la tanche dans la région d'étude et du taux de dispersion instantané entre 2000 et 2020 à partir des valeurs reclassées du nombre de tanches observées.	30
Figure 15 : Nombre de tanches observées par année entre 1999 et 2020.	30
Figure 16 : Étendue spatiale de la tanche au lac Saint-Pierre pour les périodes 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011. 2012-2016 et 2017-2020.	32
Figure 17 : Étendue spatiale de la tanche au lac Saint-Pierre pour les périodes 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011. 2012-2016 et 2017-2020.	33
Figure 18 : Étendue spatiale de la tanche au lac Saint-Pierre pour les périodes 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011. 2012-2016 et 2017-2020.	34
Figure 19 : Évolution de l'étendue spatiale du domaine vital (aires internes des isoplèthes 95% des densités de noyau) de la tanche au lac Saint-Pierre entre 2005 et 2020 à partir de rayons de recherche de 3, 5 et 10 km.....	35
Figure 20 : Évolution du taux de dispersion instantané de la tanche au lac Saint-Pierre entre 2005 et 2020 à partir de rayons de recherche de 3, 5 et 10 km.....	35
Figure 21 : Modèles de régression linéaire des taux de dispersion instantanés annuels (données reclassées) (aug_pop_inst) en km^2/an sur les débits moyens (m^3/s) de mai et de juin de la rivière Richelieu à la hauteur des rapides Fryers.	37
Figure 22 : Évolution du pourcentage entre 2005 et 2020 de l'étendue spatiale du domaine vital (aires internes des isoplèthes 95% des densités de noyau) de la tanche au lac Saint-Pierre telle que connue en 2020 à partir de rayons de recherche de 3, 5 et 10 km.	43
Figure 23 : Les trois périodes de dispersion de la tanche dans le système du fleuve Saint-Laurent : 1. Période de latence (1991-2006); 2. Période exponentielle (2006-2012); 3. Période de saturation (depuis 2012) (inspirée de Clout et Williams, 2009).	44

1. Introduction

La présence d'espèces exotiques envahissantes (EEE) est, avec la dégradation et la perte de l'habitat, un facteur de menace prédominant pour la biodiversité mondiale (Duenas *et al.*, 2018). Les EEE représentent aussi une réelle menace pour les poissons d'eau douce du Canada, particulièrement les espèces en situation précaire (Dextrase et Mandrak, 2006). Les conséquences des introductions d'EEE peuvent se manifester par des interactions soit directes ou indirectes; telles que la compétition, la prédation, l'hybridation et l'introduction de maladies et de parasites (Jelks *et al.*, 2008). D'ailleurs, les espèces aquatiques envahissantes (EAE) ont mené, ou fortement contribué, à de nombreuses extinctions (Crowder, 1986; Lodge *et al.*, 2000; Lowe *et al.*, 2000). Par exemple, l'introduction de la perche du Nil (*Lates niloticus*) en Afrique a contribué à l'extinction de plus de 200 espèces de poissons endémiques (Lowe *et al.*, 2000). Les EAE peuvent également perturber significativement la structure des écosystèmes envahis (Solomon *et al.*, 2016), notamment les réseaux trophiques (Freedman *et al.*, 2012; Nilsson *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2016). Des écosystèmes aquatiques entiers ont d'ailleurs été altérés en profondeurs par l'arrivée d'espèces de type « ingénieur d'écosystème »; certains sont désormais méconnaissables aux vues des altérations de l'habitat et de la structure des communautés (Emery-Butcher *et al.*, 2020; Smith *et al.*, 1998; Villamagna et Murphy, 2010).

Les EEE ont aussi d'importantes conséquences socioéconomiques se chiffrant à plusieurs millions de dollars de dommages annuellement, que ce soit dans la sphère de l'agriculture, des pêcheries ou du commerce international (Lovell *et al.*, 2006). Par exemple, la lamproie marine (*Petromyzon marinus*), qui a envahi les Grands Lacs dans les années 1830, a eu des effets ravageurs immédiats pour les pêcheries du Canada et des États-Unis, notamment par la chute drastique des populations de touladi (*Salvelinus namaycush*) (Rosaen *et al.*, 2012). Pour mitiger les impacts et rétablir les populations de poissons décimés par les lamproies marines, un important effort de contrôle et de recherche a été mis en place et est toujours maintenu de nos jours; ces dernières années, le budget annuel du programme de contrôle oscillait aux alentours de 34 millions de dollars canadiens (Rosaen *et al.*, 2012). À ce jour, les Grands Lacs comptent 188 espèces exotiques et présentaient un taux d'introduction aussi élevé que 1,81 nouvelle espèce par année entre 1959 et 2001 (Sturtevant *et al.*, 2019).

De manière analogue, le fleuve Saint-Laurent est l'hôte lui aussi d'un nombre croissant de nouvelles introductions d'EAE, mais *a contrario* des Grands Lacs, ce phénomène est d'une ampleur inférieure. Pour le moment, 9 espèces de poissons d'eau douce non indigènes sont recensées dans le système du fleuve Saint-Laurent (Foubert *et al.*, 2018) et 12 espèces d'invertébrés non indigènes (MFFP, s.d.-b). Les nouveaux envahisseurs incluent notamment la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) (observée pour la première fois en 1989; Costan et de Lafontaine, 2000), le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) (dès 1997; Brodeur *et al.*, 2011) et plus récemment la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*), capturée pour la première fois au printemps 2016 (MFFP, s.d.-a). Les mesures de lutte contre les EAE vont d'efforts de prévention jusqu'à la mise en œuvre de plans d'éradication; ces mesures sont devenues prioritaires dans la portion dulcicole du Saint-Laurent notamment en considérant l'état du système jugé « Intermédiaire-Mauvais » en raison de ses multiples invasions (Paradis, 2018).

1.1 La tanche

Une des introductions notables dans le fleuve Saint-Laurent est celle de la tanche (*Tinca tinca* L.) (Figure 1). Originnaire d'Eurasie, la tanche est un poisson de la famille des cyprinidés qui s'est propagé dans presque toute la portion d'eau douce du fleuve Saint-Laurent depuis son introduction illégale au début des années 1990 dans la rivière Richelieu (Dumont *et al.*, 2002). En 1986, une trentaine de tanches ont été importées illégalement au Québec depuis l'Allemagne par un éleveur désireux de développer une production piscicole à Saint-Alexandre, à quelques kilomètres au sud-est de Saint-Jean-sur-Richelieu (Dumont *et al.*, 2002). En 1991, après plusieurs tentatives commerciales infructueuses, plusieurs étangs piscicoles sont drainés, relâchant les tanches dans le réseau de ruisseaux agricoles à proximité, qui s'écoulent dans la rivière Richelieu. En octobre 1999, le premier spécimen capturé par un pêcheur commercial du Haut-Richelieu est soumis pour identification. À l'automne 1999 dans la rivière Richelieu, 150 individus sont capturés alors qu'en 2000 il s'en capture un total de 176 (Dumont *et al.*, 2002). Avlijaš *et al.* (2017) et Masson *et al.* (2013) constatent une augmentation sa dispersion dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires depuis les premières captures par les pêcheurs commerciaux en 1999. Le premier spécimen est détecté dans le cours principal du fleuve Saint-Laurent en 2006 sur la rive sud

du lac Saint-Pierre (Masson *et al.*, 2013). Depuis 2011, la tanche est observée dans le Saint-Laurent entre Montréal et Québec (Masson *et al.*, 2013). Depuis 2016, l'aire de distribution de la tanche s'étend jusqu'au sud du lac Champlain, à l'ouest au lac Saint-François dans le fleuve Saint-Laurent (Avlijaš *et al.*, 2017) et à l'est dans la rivière Ouelle.



Figure 1 : Photographie d'une tanche (© Steffen Zienert; Froese et Pauly, 2019).

La tanche est capable de s'adapter à des conditions environnementales variées, ce qui lui confère certains avantages compétitifs par rapport à d'autres poissons indigènes (Balık, 2004; Masson *et al.*, 2013; Moyle, 2002; Starmach, 1951 cité dans Pimpicka et Piros, 1999). L'espèce peut tolérer des eaux ayant une faible saturation en oxygène, voire même survivre une journée entière hors de l'eau si son corps est maintenu humide (Balık *et al.*, 2009; Guibert, 2000; Kennedy et Fitzmaurice, 1970; Weatherley, 1959). Elle est ubiquiste, mais semble préférer les plans d'eau stagnante ou les zones de faibles courants des rivières aux sédiments limoneux et vaseux et où la végétation est abondante (Bezmaternykh et Shcherbina, 2018; Guibert, 2000). Moyle (2002) décrit l'espèce comme étant plutôt lente et fortement non migratoire. Toutefois, certains auteurs ont démontré que la tanche possède la capacité de parcourir de grandes distances, notamment pour la recherche de nourriture (Perrow *et al.*, 1996) et pour la reproduction (Pollux *et al.*, 2006). Les récents résultats de Morissette *et al.* (2021) suggèrent que la tanche dans le fleuve Saint-Laurent est capable de parcourir de longues distances, ce qui aurait probablement contribué à l'accroissement rapide de son aire de répartition dans le Saint-Laurent. Bien que présumée comme étant une espèce lentique typique, la tanche a été introduite dans une zone lotique (rivière Richelieu) et possède la capacité d'acquérir certaines caractéristiques rhéophiles pouvant contribuer à accroître sa dispersion (Massidda *et al.*, 2008 cités dans Orrù *et al.*, 2010). D'autre part, l'alimentation des juvéniles se limite au zooplancton et aux algues (Bezmaternykh et

Shcherbina, 2018; Guibert, 2000), mais changent rapidement vers une alimentation d'invertébrés benthiques, dont des insectes, des crustacés, des mollusques, et d'autres organismes zoobenthiques (Bezmaternykh et Shcherbina, 2018; Kennedy et Fitzmaurice, 1970). Les résultats de Brönmark (1994), par ailleurs, suggèrent que la tanche se spécialiserait plutôt sur les mollusques. Une telle spécialisation peut causer un effet en cascade sur la chaîne alimentaire par une diminution des gastropodes brouteurs, provoquant une augmentation de la biomasse du périphyton (Brönmark, 1994) et une diminution du taux de croissance des macrophytes dans les milieux envahis (Rowe *et al.*, 2008). Bien qu'ils ne constituent pas une préférence de son alimentation, les macrophytes ou les débris de plantes peuvent occuper une proportion importante du tube digestif de la tanche, reflétant son comportement de recherche intense de nourriture au fond des plans d'eau ou pouvant indiquer une diminution d'organismes invertébrés dans son environnement (Adámek *et al.*, 2003; Alaş *et al.*, 2010; Kennedy et Fitzmaurice, 1970).

La biologie reproductive de la tanche peut varier selon différents facteurs abiotiques, biotiques, physicochimiques et climatiques et selon la localité des habitats (Alaş et Solak, 2004). L'âge à maturité varie entre 3 et 5 ans, mais est communément assigné autour de 3 ans (Alaş et Solak, 2004; Cudmore et Mandrak, 2011; Kennedy et Fitzmaurice, 1970; Neophitou, 1993). La longueur à maturité varie entre 70 et 250 mm (Cudmore et Mandrak, 2011). La période de fraie peut prendre place entre mai et septembre selon la localisation (Alaş et Solak, 2004; Neophitou, 1993). Selon les résultats de Pimpicka (1991) en Pologne, la fécondité relative de la tanche était de 85,7 à 543,9 milliers d'œufs par kilogramme de poids corporel. Dans le fleuve Saint-Laurent, on estime que 50 % des tanches seraient matures à une longueur de 250 mm (environ 3 ans), la période de reproduction se déroulerait entre la fin juin et la mi-juillet (Olivier Morissette, communication personnelle).

La tanche est une espèce préoccupante, notamment en raison de ses impacts potentiels sur les communautés aquatiques indigènes et sur la qualité de l'eau du fleuve et de ses tributaires (Avlijaš *et al.*, 2017; Masson *et al.*, 2013). Elle constitue également une menace pour les pêcheries commerciales et sportives de par les conséquences associées à son introduction. La tanche représente également un risque pour les poissons indigènes en étant un potentiel vecteur de parasites et de virus (Matras *et al.*, 2019). L'envahissement des

Grands Lacs par la tanche n'est pas exclu; les obstacles (ex. barrages, écluses) le long de la voie maritime du Saint-Laurent ne représentent probablement pas un frein à sa dispersion naturelle (Morissette *et al.*, 2021). Environ 10 ans après son introduction, Dumont *et al.* (2002) observaient que la répartition de la tanche était limitée à la rivière Richelieu montrant une progression plutôt lente comparativement à d'autres EAE. Plus de 15 ans auront été nécessaires avant que la tanche ne connaisse une expansion considérable de son aire de répartition au-delà de la rivière Richelieu (Masson *et al.*, 2013). Depuis 2009, les captures de tanches par les pêcheurs commerciaux deviennent de plus en plus fréquentes, atteignant plusieurs milliers en 2014 (Pelletier et Gagnon, 2014 cités dans Avlijaš *et al.*, 2017). En majorité, ces tanches sont de taille adulte (plus de 200 mm de longueur) et capturées au verveux (Olivier Morissette, communication personnelle).

Il est important de bien comprendre le patron de dispersion et le comportement migratoire des EAE afin de prédire les futurs déplacements dans l'écosystème. La dispersion peut être soit passive, soit active. La dispersion passive implique peu ou pas de choix dans la sélection de l'emplacement final de l'organisme (Ramakrishnan, 2008). Chez les larves d'organismes aquatiques, la dispersion suit souvent le sens du courant (Ramakrishnan, 2008). La moulée zébrée est un exemple d'organisme se dispersant passivement. Les moules zébrées se dispersent naturellement sur de longues distances grâce à la dérive des larves en aval par les courants. Elles peuvent néanmoins se faire transporter en amont par les oiseaux aquatiques et par les eaux de ballast des navires (Johnson et Carlton, 1996). La dispersion active implique des choix qui influenceront le processus de dispersion de l'organisme (Ramakrishnan, 2008). Ce dernier possède souvent les habiletés nécessaires, comme une capacité de mouvement appropriée, lui permettant une dispersion active plus efficace (Croteau, 2010). La lamproie marine est un exemple d'espèce anadrome qui se disperse activement, remontant l'estuaire du Saint-Laurent sur plusieurs centaines de kilomètres pour se reproduire (Beamish, 1980).

Différents facteurs pourraient expliquer cette dispersion rapide vers le fleuve Saint-Laurent. Masson *et al.* (2013) mettent de l'avant l'hypothèse que la crue printanière exceptionnelle de 2011 de la rivière Richelieu aurait pu agir comme possible facteur de dispersion de la tanche. Il a été démontré que l'inondation de plaines inondables pouvait avoir une influence

bénéfique sur la productivité des poissons, notamment percevable par une augmentation de la diversité des espèces, de l'abondance relative et de la croissance (Gutreuter et al., 1999; Phelps *et al.*, 2015; Sommer *et al.*, 2001; Theiling *et al.*, 1999). De plus, Gibson-Reinemer *et al.* (2017) ont constaté un fort lien entre l'abondance de jeunes carpes à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*) (< 1 an) et les fortes crues de la portion inférieure de la rivière Illinois.

Depuis les premières captures de tanches dans la rivière Richelieu, cette dernière a connu plusieurs épisodes d'inondations, notamment en 1993, en 1994, en 1998, en 2008 et la plus importante en 2011 (Mayer-Jouanjan et Bleau, 2018; Programme de mise en valeur du lac Champlain, 2013). Les crues et les inondations peuvent représenter un facteur d'accélération de la dispersion chez les espèces aquatiques (Koščo *et al.*, 2003; Lusk *et al.*, 2004). L'impact des crues sur la dispersion serait plus grand chez les organismes dont la dispersion est principalement passive, tels que les invertébrés pélagiques, les œufs et les larves de poissons (Dettmers *et al.*, 2005; Heggenes et Traaen, 1988; Schiemer *et al.*, 2003). Le déplacement occasionné par les crues durant ce stade de vie favoriserait ainsi la dispersion de l'espèce vers l'aval de la rivière. Telles que démontrées par Foubert *et al.* (2019) chez le grand brochet (*Esox lucius*) du fleuve Saint-Laurent et du lac Saint-Pierre, les épisodes de forts débits et de niveau d'eau élevé peuvent favoriser la productivité en augmentant la superficie des frayères et des nourriceries accessibles, favorisant ainsi le recrutement. Le lien entre la dispersion de la tanche et les épisodes de crues majeures et d'inondations printanières ayant touché la rivière Richelieu depuis l'introduction de la tanche nécessite d'être exploré. À partir des données de présence de tanches, les meilleures et les plus complètes à ce jour, l'hypothèse de Masson *et al.* (2013) pourra être testée. Étant un envahisseur encore en émergence dans le système Saint-Laurent, il s'avère important de bien comprendre les processus de dispersion, mais aussi d'explorer les implications écologiques et socioéconomiques potentielles que pourra avoir la tanche dans le fleuve Saint-Laurent afin d'en adapter la gestion (ex. mitigation).

1.2 Objectifs de l'essai

L'objectif de cet essai est d'analyser l'ampleur et la dynamique de la dispersion de la tanche dans le fleuve Saint-Laurent depuis son introduction. Ce travail vise également à discuter

de l'état des lieux concernant les impacts écologiques et socioéconomiques actuels et appréhendés liés à la présence de la tanche dans le grand système du fleuve Saint-Laurent. Les objectifs spécifiques du projet consistent à :

- Faire l'analyse spatio-temporelle des données d'observations de la tanche et quantifier son taux de dispersion dans le Saint-Laurent;
- Explorer l'influence des épisodes de crues et d'inondations printanières de la rivière Richelieu sur la dispersion de la tanche, de manière à vérifier si l'importance des crues et des inondations contribue à favoriser sa dispersion;
- Présenter les potentiels impacts que peut engendrer l'espèce sur les usages liés au fleuve Saint-Laurent et à ses tributaires.

2. Région d'étude

La région d'étude a été délimitée en fonction de la dispersion des données d'occurrences de tanches récoltées depuis 1999 (Figure 2). Elle comprend exclusivement les masses d'eau comprises à l'intérieur de ces délimitations, constituées spécifiquement du tronçon fluvial, de l'estuaire fluvial et d'une portion de l'estuaire moyen du fleuve Saint-Laurent et ses tributaires (Figure 3). Un de ses tributaires d'intérêt est la rivière Richelieu, découlant du lac Champlain situé sur la frontière canado-américaine. La région d'étude s'étend au sud jusqu'à la South Bay du lac Champlain dans l'état de New York aux États-Unis.

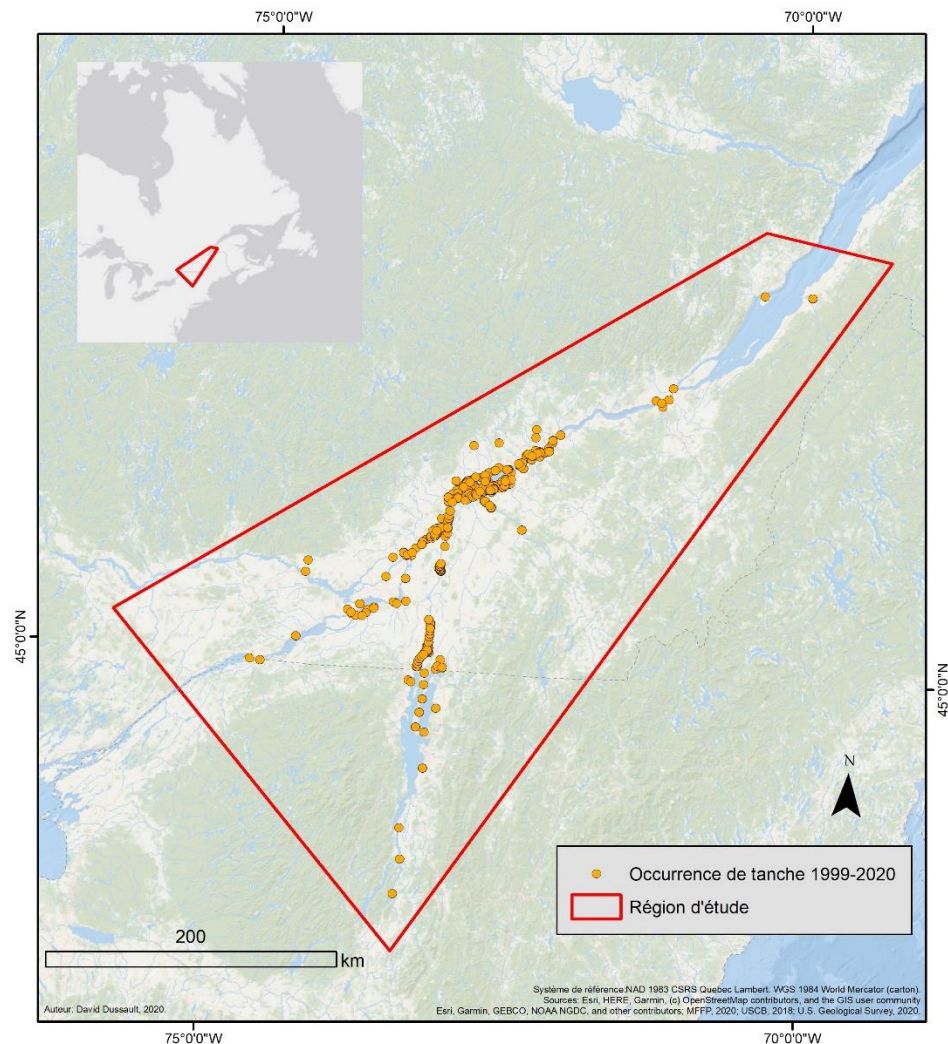


Figure 2 : Localisation de la région d'étude et des occurrences de tanches de 1999 à 2020.

2.1 Fleuve Saint-Laurent

Le fleuve Saint-Laurent prend sa source principalement des Grands Lacs et de la rivière des Outaouais, mais est également alimenté des eaux de ses 244 affluents, sur plus de 1 600 kilomètres, faisant de lui un des plus grands fleuves au monde (Plan Saint-Laurent, 2012). Il se divise en trois portions : le tronçon fluvial, l'estuaire et le golfe (Figure 3) (Plan Saint-Laurent, 2012). Cet énorme bassin versant abrite plus de 15 millions de Canadiens et de Canadiennes et 30 millions d'Américains et d'Américaines (Environnement et Changement Climatique Canada, 2017).

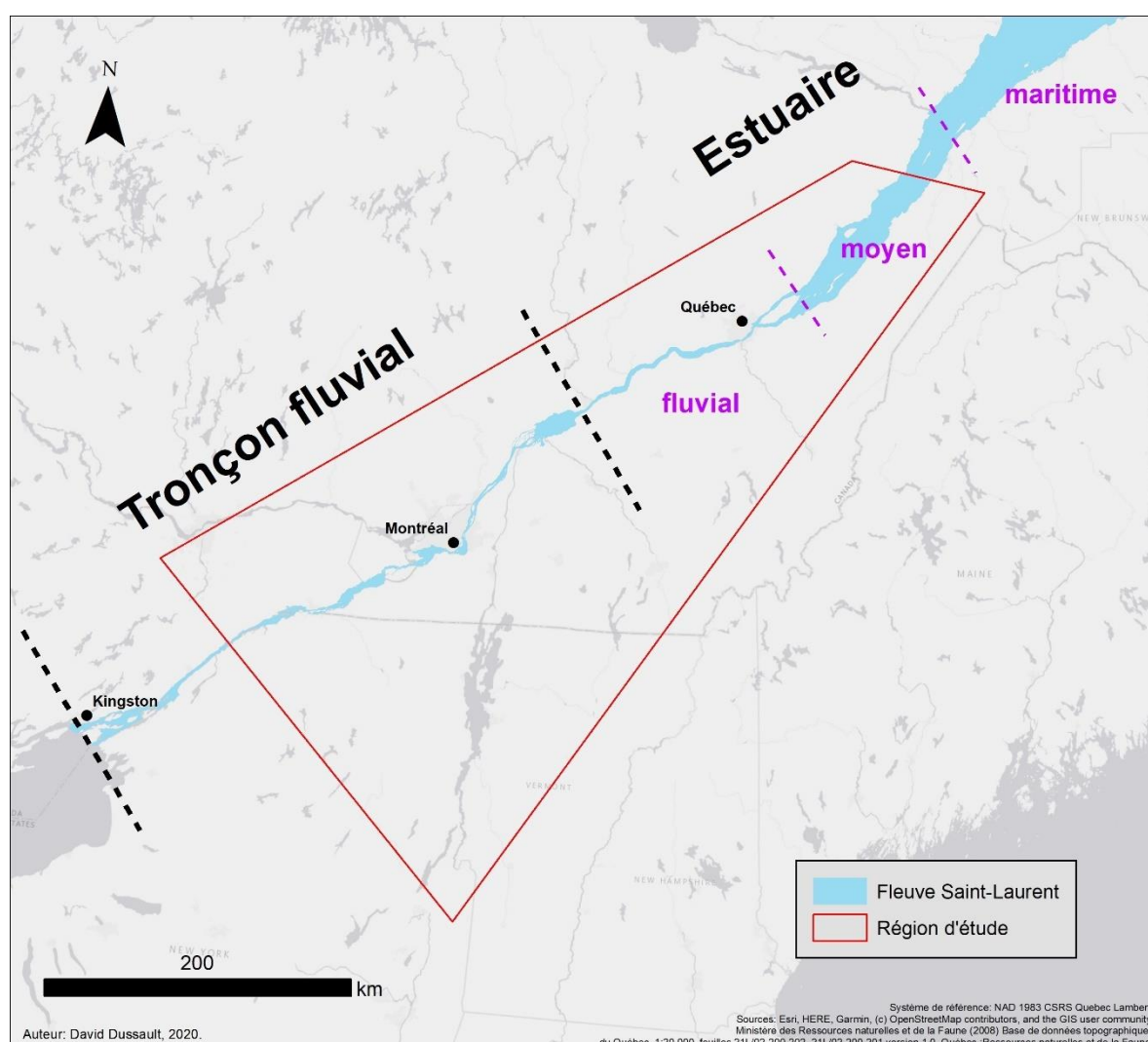


Figure 3 : Portions du fleuve Saint-Laurent.

Le tronçon fluvial se situe entre Kingston en Ontario et l'exutoire du lac Saint-Pierre. Ce tronçon est composé exclusivement des eaux douces qui ne sont pas influencées par les

marées (Plan Saint-Laurent, 2012). Trois lacs fluviaux occupent le tronçon fluvial, soit le lac Saint-François, le lac Saint-Louis et le lac Saint-Pierre. Ce dernier s'est avéré être un plan d'eau très important dans le processus d'envahissement de la tanche, où l'espèce s'est montrée très prolifique au cours de la dernière décennie (Avlijaš *et al.*, 2017). La section suivante, l'estuaire, est là où les marées se font sentir et où se rencontrent l'eau douce et l'eau salée (White et Johns, 1997). L'estuaire comprend trois sections : l'estuaire fluvial, l'estuaire moyen et l'estuaire maritime. L'estuaire fluvial du Saint-Laurent débute à l'exutoire du lac Saint-Pierre et se termine à la pointe est de l'île d'Orléans dans la région de Québec (Plan Saint-Laurent, 2012). L'estuaire moyen, situé entre la pointe est de l'île d'Orléans et Tadoussac, est caractérisé par une eau saumâtre résultant de la rencontre entre l'eau douce de l'estuaire fluvial et l'eau salée du golfe. La rencontre des eaux douces et salées est caractérisée par des concentrations élevées de particules en suspension, des brassages de la colonne d'eau et des dépôts importants de limons et de boues, et ce, particulièrement plus intenses dans la zone de turbidité maximum se trouvant entre la pointe est de l'île d'Orléans et l'île aux Coudres (GESAMP, 1987; White et Johns, 1997). En dehors de la région d'étude se trouve l'estuaire maritime débutant à Tadoussac et se terminant à Pointe-des-Monts.

Le fleuve Saint-Laurent constitue un écosystème riche en habitats fauniques et floristiques diversifiés reconnu mondialement (Plan Saint-Laurent, 2012). Il compte quatre sites Ramsar de la Convention sur les zones humides d'importance internationale dont le plus vaste se situe au lac Saint-Pierre, également Réserve mondiale de la biosphère depuis 2001 (Environnement et Changement Climatique Canada, 2017). Le Saint-Laurent compte aussi plus de 600 sites d'aire protégée, représentant au moins 12 % des sites d'aire protégée du Québec en 2020 (MELCC, 2020).

2.2 Rivière Richelieu

Le bassin versant de la rivière Richelieu, situé en Montérégie fait partie du grand bassin hydrographique du lac Champlain et de la rivière Richelieu, s'étend sur près de 23 720 km², faisant de la rivière Richelieu le plus important tributaire de la Rive-Sud du fleuve Saint-Laurent (Figure 4) (COVABAR, 2015). La rivière Richelieu, d'une longueur de 124 km, débute à l'exutoire du lac Champlain et se déverse dans le fleuve Saint-Laurent près de

Sorel-Tracy. Sur un territoire de 2 546 km², elle draine les eaux de nombreux cours d'eau dont, parmi les tributaires les plus importants, la rivière l'Acadie, la rivière Lacolle, la rivière du Sud et la rivière des Hurons (COVABAR, 2015).

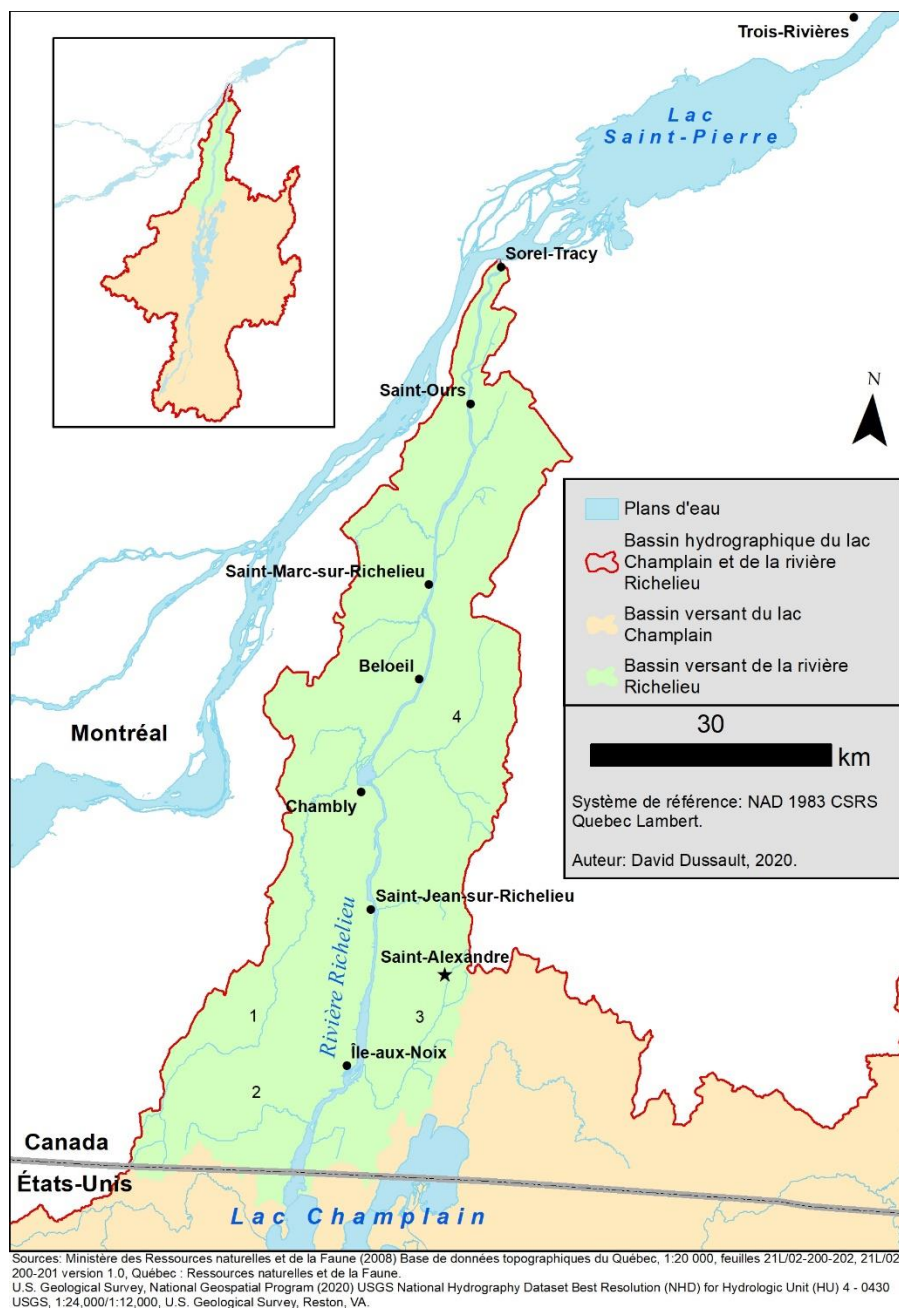


Figure 4 : Bassin hydrographique du lac Champlain et de la rivière Richelieu. Les tributaires les plus importants de la rivière Richelieu sont la rivière l'Acadie (1), la rivière Lacolle (2), la rivière du Sud (3) et la rivière des Hurons (4).

L'occupation du sol dans le bassin versant de la rivière Richelieu est à prédominance agricole, soit près de 70 % (COVABAR, 2015). La population étant majoritairement

localisée et concentrée le long de la rivière Richelieu, plusieurs villes sont traversées par la rivière telles que Sorel-Tracy, Beloeil, Chambly et Saint-Jean-sur-Richelieu. Plus de 435 000 habitants sont répartis sur le territoire du bassin versant.

La rivière Richelieu est par ailleurs connue pour ses nombreux épisodes de crues, notamment les inondations du printemps 2011. L'importante montée des eaux du lac Champlain et de la rivière Richelieu, en raison des fortes précipitations printanières et d'une fonte de neige rapide, a entraîné un débordement durant une période de 67 jours consécutifs (Commission mixte internationale Canada et États-Unis, 2013). Au total, les inondations sur le territoire québécois de la rivière Richelieu ont touché environ 3 000 résidences et ont causé des dégâts estimés à environ 72 000 000 \$ (Agence Spatiale Canadienne, 2013; Commission mixte internationale Canada et États-Unis; 2013).

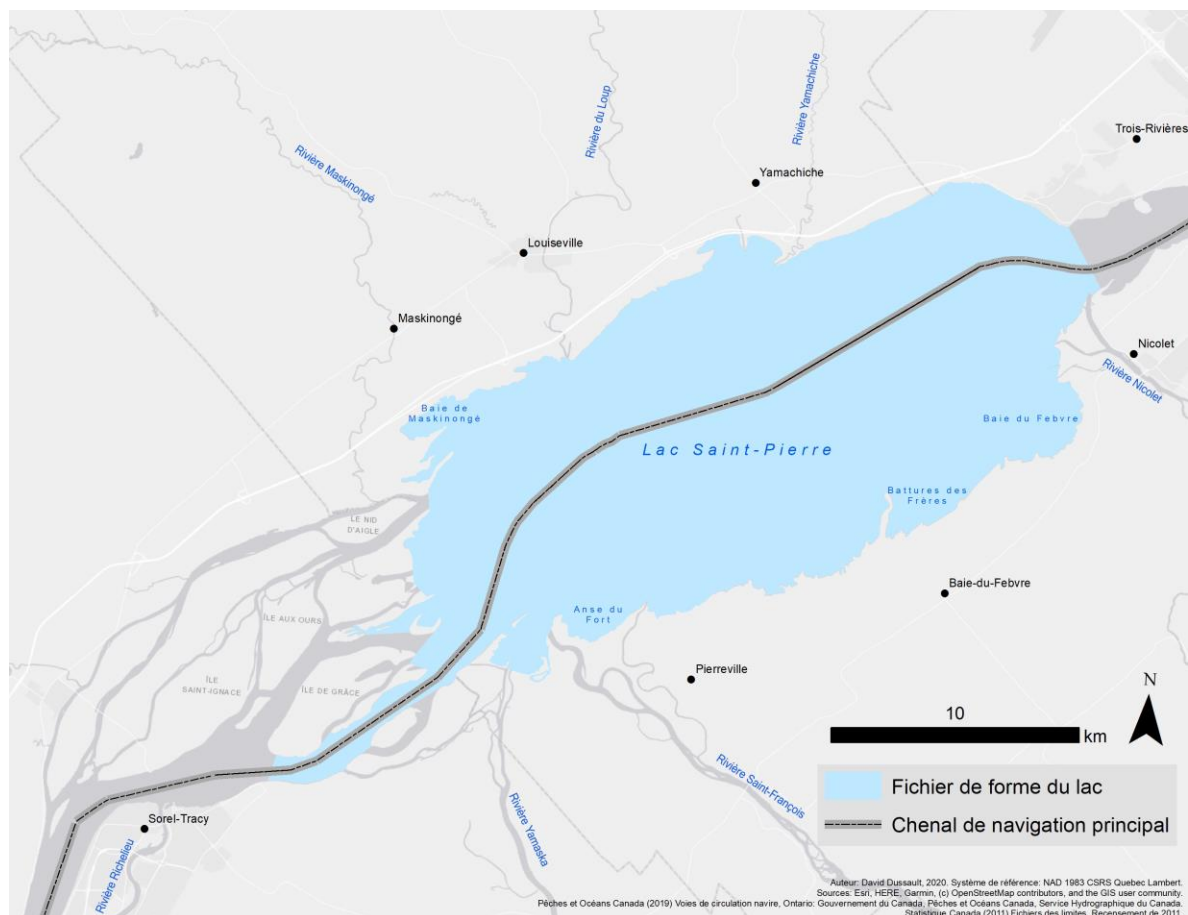
Le bassin versant de la rivière Richelieu abrite une grande diversité d'espèces floristiques et fauniques. De nombreuses aires protégées y sont localisées, comme la réserve écologique Marcel-Raymond, la réserve naturelle Gault-de-l'Université-McGill et l'archipel des îles de Jeannotte et aux Cerfs. Le Richelieu est une rivière riche en espèces de poissons; plus de 57 espèces y ont été recensées par les inventaires réalisés par le gouvernement du Québec entre 1995 et 2004 et en 2011 (MELCC, s.d.). Le Richelieu abrite les deux sites de fraie connus du chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), une espèce menacée endémique au Québec (COVABAR, 2015).

2.3 Lac Saint-Pierre

Troisième lac fluvial du tronçon fluvial du Saint-Laurent, le lac Saint-Pierre constitue le dernier bassin d'eau douce avant l'estuaire et le plus important archipel du Saint-Laurent avec ses 103 îles (Figure 5) (CSRBLSP, 2002). L'archipel couvre une superficie de 151 km² et le lac Saint-Pierre, une superficie de 318 km² (La Violette, 2004). Ce réseau hydrographique s'étend sur une longueur de 48 km (Lessard, 1991 cité dans La Violette, 2004) et atteint une largeur de 12,8 km au niveau du lac (Massé et Mongeau, 1974). La profondeur moyenne du lac est 2,7 m (Carignan et Lorrain, 2000), mais peut atteindre 13,7 m dans le chenal de navigation principale (Massé et Mongeau, 1974). La zone littorale du lac Saint-Pierre, s'étend du centre du lac jusqu'à la ligne des hautes eaux et couvre environ

288 km² selon les années, regroupe 21 municipalités comprises dans six municipalités régionales de comté (MRC) et quatre régions administratives (TCRLSP, 2017). Le milieu humain occupe environ 5 264 ha de terres agricoles et environ 283 ha d'autres milieux anthropiques (TCRLSP, 2017).

Malgré l'occupation humaine, le territoire est demeuré naturel à 90 % (CSRBLSP, 2002). Les milieux humides, incluant les herbiers aquatiques, les marais, les marécages et les prairies humides, couvrent près de 28 000 ha autour du lac Saint-Pierre (Langlois *et al.*, 1992), ce qui représente plus de 40 % des milieux humides du Saint-Laurent (CSRBLSP, 2002). Le territoire du lac Saint-Pierre est reconnu depuis 1998 comme zone humide d'importance internationale (site RAMSAR) et désigné Réserve mondiale de la biosphère par l'UNESCO depuis 2001 pour sa grande diversité biologique. Langlois *et al.* (1992) comptent un total de 79 espèces de poissons identifiées au lac Saint-Pierre, soit 68 % des espèces d'eau douce du Québec (MEF, 1998). Une vingtaine d'espèces de poissons utilisent la plaine inondable du lac Saint-Pierre parmi lesquelles figurent la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*), la perchaude (*Perca flavescens*) et le grand brochet (*Esox lucius*) (Tessier, 1983 cité dans Langlois *et al.*, 1992), des espèces d'intérêt pour la pêche commerciale (Langlois *et al.*, 1992).



3. Méthodologie

3.1 Analyse spatio-temporelle et quantification de la dispersion de la tanche

3.1.1 Cartographie

L'analyse spatio-temporelle a été effectuée sur l'ensemble des données d'occurrences de tanches disponibles dans la région d'étude de 1999 à août 2020. Ces données sont pour la plupart des observations opportunistes de la présence de la tanche, provenant, entre autres, d'observations citoyennes, de la pêche commerciale, de suivis des populations de poissons et de pêches expérimentales ponctuelles. Les données de pêche sont en majorité des tanches de plus de 200 mm de longueur capturées au verveux, au filet maillant ou à la seine. Cette analyse emploie la base de données géoréférencée à jour la plus complète en Amérique du Nord. Les données d'occurrences proviennent de bases de données compilées par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) et par le United States Geological Survey (USGS) (U.S. Geological Survey, 2020; voir les références citées dans USGS).

Afin d'obtenir un portrait général de la dispersion de la tanche dans la région d'étude, une cartographie a été réalisée avec *ArcGIS 10.3.1* (ESRI, 2015), montrant la dispersion de 1999 à 2020 par intervalles (1999-2000, 2001-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020). L'emploi de ces intervalles irréguliers permettait de mieux diviser les différentes phases de dispersion de la tanche selon les occurrences au cours des années. Afin de calculer l'évolution de l'aire de distribution entre ces différentes périodes, la distribution des observations cumulées a été calculée, c'est-à-dire que chaque année considère les données d'occurrences des années précédentes. Afin de visualiser les zones chaudes (c'est-à-dire des zones de forte abondance), des zones tampons de 10 km de rayon autour de chaque point d'occurrences ont été créées. Le nombre de tanches pour chaque zone de superposition fut estimé par la somme de tanches capturées ou observées pour chaque occurrence. Pour faciliter la visualisation, les classes d'abondance suivantes ont été utilisées: [1-10], [11-50], [51-90], [91-200], [201-500], [501-1000] et [1001-3730]. Compte tenu de la distribution inégale du nombre de tanches par zones, chaque classe d'abondance brute fut reclassée de 1 à 5 (Tableau 1).

Tableau 1 : Reclassification des valeurs d'abondance de tanches des points d'occurrences.

Valeur reclassée	
1	[1, 5]
2	[6, 19]
3	[20, 57]
4	[58, 196]
5	[197, 1948]

À partir des données reclassées, des matrices de densité de noyau ont été créées avec l'outil *Densité de noyau* dans ArcGIS. L'estimation par noyaux consiste en une méthode adéquate afin de caractériser les centres d'activités, soit les secteurs les plus utilisés par l'espèce, et les limites des domaines vitaux (Girard *et al.*, 2002; Marzluff *et al.*, 2004). Un rayon de recherche de 10 km a été utilisé pour l'analyse de densité de noyau. Les isoplèthes de densité 50 % et 95 % ont ensuite été calculées à partir de l'outil *Isopleth* du logiciel *Geospatial Modeling Environment* (Beyer, 2015) pour chacune des matrices de densité créées. Les aires à l'intérieur des isoplèthes 50 % et 95 % représentent respectivement l'étendue spatiale des centres d'activité et des domaines vitaux (Girard *et al.*, 2002). Afin de faciliter la visualisation des résultats de la dispersion de la tanche, la surface terrestre est comprise dans les zones tampons et dans les isoplèthes (Figure 11). Les annexes 3 à 7 présentent des exemples de cartes où la surface terrestre n'est pas comprise dans les zones tampons.

3.1.2 Taux de dispersion

Pour quantifier la dispersion, les isoplèthes 95 % ont été retenues pour l'analyse, car elles représentent une meilleure estimation des limites des domaines vitaux de la tanche. L'exclusion de toute surface terrestre de l'analyse était nécessaire afin de ne considérer que les surfaces d'eau pouvant réellement être fréquentées par le poisson (Figure 6). Cette procédure évite d'augmenter artificiellement l'aire de distribution estimée. Les découpages des isoplèthes ont été réalisés avec l'outil *Découper* du logiciel ArcGIS en utilisant un fichier de forme polygonale de l'ensemble du réseau hydrographique de la région d'étude comme entité de découpage. Les données de superficies des isoplèthes ont été ajoutées dans le logiciel *Regressi* (Millet, 2017). L'outil *Tangente* dans *Regressi* a permis de calculer les taux de variation instantanés à partir des superficies d'isoplèthes 95 %. Le taux de

dispersion instantané annuel, exprimé en $\text{km}^2/\text{année}$, est défini comme le gain annuel en étendue spatiale des domaines vitaux de la tanche.

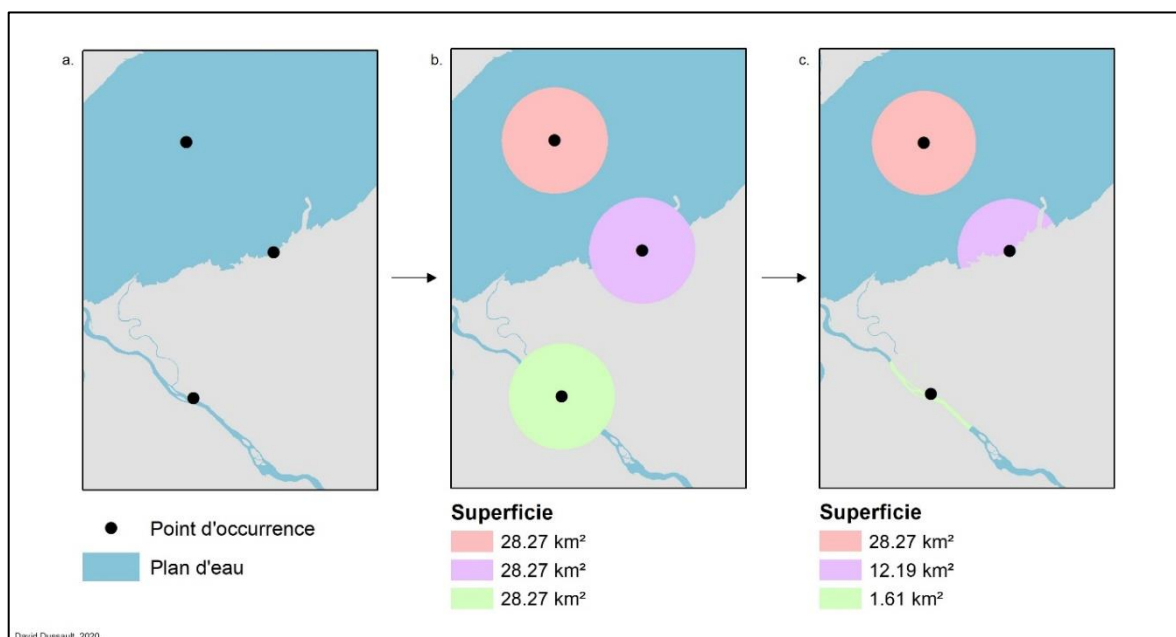


Figure 6 : Exemple montrant la différence entre la présence et l'absence d'un découpage de zones tampons au réseau hydrologique. a. Les points correspondent à des occurrences de tanches, la surface terrestre est représentée en gris, les plans d'eau en bleu. b. Chaque point d'occurrence est entouré d'une zone tampon de 3 km de rayon. Sans découpage, la superficie de chaque zone tampon est d'environ $28,27 \text{ km}^2$. c. Avec un découpage au réseau hydrologique, la superficie des zones tampons changent dépendamment de leur localisation. Les zones tampons situées sur des rivières, des cours d'eau et qui piétinent sur la surface terrestre voient leur superficie diminuée significativement après le découpage.

3.1.3 Lac Saint-Pierre

Afin d'obtenir une vue d'ensemble de la dispersion de la tanche dans le lac Saint-Pierre, une cartographie a été réalisée avec un découpage du fichier de forme polygonale du lac Saint-Pierre (environ $332,95 \text{ km}^2$), montrant la dispersion de la tanche de 1999 à 2020 par intervalles (1999-2005, 2006-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020). Ce fichier de forme provient des fichiers hydrographiques des littoraux (Recensement de 2011) fournis par Statistique Canada (Gouvernement du Canada, 2016). L'étendue du fichier de forme du lac Saint-Pierre débute au sud-ouest de l'Île de Grâce de l'archipel du Lac Saint-Pierre ($46^{\circ}4'1.528'' \text{ N}$; $73^{\circ}3'43.429'' \text{ O}$) et finit à l'embouchure de la rivière Nicolet dans le lac Saint-Pierre ($46^{\circ}15'31.34'' \text{ N}$; $72^{\circ}38'56.469'' \text{ W}$) (Figure 5). Ainsi, la surface terrestre n'a pas été considérée afin d'obtenir une représentation plus nette de la dispersion de la tanche.

La méthode utilisée pour cartographier les zones tampons et les isoplèthes à la section 3.1.1 a été répétée avec des zones tampons de 3, 5 et 10 km de rayon et des isoplèthes 95 % seulement. L'utilisation de zones tampons plus petites que 10 km de rayon permet une analyse à plus fine échelle ce qui rend possible l'identification de secteurs notables dans le lac où le taux de dispersion pourrait différer. Ces différences dans les taux de dispersion peuvent être masquées lorsque des secteurs sont couverts par des zones tampons trop grandes. Pour déterminer les taux de dispersion représentés par les zones tampons de 3, 5 et 10 km de rayon, la méthode à la section 3.1.2 a été répétée.

3.2 Influence des épisodes de crues et d'inondations printanières de la rivière Richelieu sur la dispersion de la tanche

3.2.1 Modèles de régression linéaire

Les données de dispersion ont été utilisées afin de tester l'hypothèse de l'influence de l'hydrologie du débit sur la dispersion de la tanche. Le taux de dispersion instantané annuel de la tanche (provenant des données reclassées) en fonction du débit de la rivière Richelieu a été modélisé par régression linéaire. Les débits moyens de mai et de juin ont été utilisés pour la modélisation et proviennent des données historiques (1999-2020) de la station 02OJ007 de la rivière Richelieu aux rapides Fryers à Carignan (45° 23' 54" N; 73° 15' 30" W) (Environnement et Changement Climatique Canada, 2020). Les modèles linéaires ont été effectués en utilisant la fonction *lm* (Fitting Linear Models) de R (R Core Team, 2018). Les mois de mai et de juin correspondent respectivement aux périodes de pré-reproduction et de reproduction de la tanche liées à une migration plus active pour la recherche de sites de fraie et le dépôt des œufs. Il est donc présumé que les débits moyens de mai et de juin correspondent à des périodes de plus grands déplacements de la tanche et où les œufs et les larves, plus susceptibles au déplacement passif lié à l'hydrologie, devraient être les plus abondantes dans la rivière Richelieu. Considérant que la base de données contient majoritairement des poissons de 3 ans et que le stade de vie larvaire est le plus susceptible d'être exporté par les forts débits et les inondations, l'effet attendu de la dispersion passive devrait se faire ressentir environ 3 ans post-fraie, lorsque les engins de pêche deviennent plus susceptibles de capturer les tanches. Puisqu'il était probable que la relation linéaire entre le taux de dispersion et le débit mensuel soit observée avec un

décalage, les relations linéaires ont été modélisées en utilisant des décalages allant de 0 à 4 ans.

3.2.2 Tests de rangs signés de Wilcoxon

Compte tenu du faible nombre d'observations disponibles, l'hypothèse de l'influence de l'hydrologie du débit sur la dispersion de la tanche a également été testée à l'aide de modèles non paramétriques plus parcimonieux, soit le test de rangs signés de Wilcoxon. Les tests ont été effectués en utilisant la fonction *wilcox.test* dans *R* (R Core Team, 2018). Ce test permet de déterminer s'il existe une différence entre la médiane de deux séries de données appariées, en triant par ordre croissant la variable indépendante (débit moyen mensuel). Le test compare la médiane de la première et la deuxième moitié de la série de données de la variable dépendante (taux de dispersion annuel) non triée (Figure 7). Les taux de dispersion annuels utilisés pour les tests proviennent des résultats de quantification de la dispersion à partir des données non reclassées (Annexe 1) et reclassées (Annexe 2). La Figure 7 illustre un exemple montrant les deux moitiés de la série de données des taux de dispersion utilisées pour le test de Wilcoxon. Pour les mêmes raisons évoquées dans la section 3.2.1, les tests ont été effectués avec des décalages allant de 0 à 4 ans.

ANNÉE	TAUX DE DISPERSION	DÉBIT MOYEN DE JUIN	Série de donnée utilisée pour le test		Triée en ordre croissant	
			TAUX DE DISPERSION	DÉBIT MOYEN DE JUIN		
2001	2.50	486	Première moitié de la série de donnée	-98.63	291	Faible débit
2002	1.25	638		72.06	361	
2003	0	478		50.98	363	
2004	0	469		47.77	423	
2005	0	499		7.23	443	
2006	1.42	703		2.76	462	
2007	2.76	462		0	469	
2008	2.68	474		2.68	474	
2009	47.77	423		0	478	
2010	72.06	361		2.50	486	
2011	62.37	1040	Deuxième moitié de la série de donnée	0	499	Fort débit
2012	50.98	363		-154.90	557	
2013	11.58	676		72.06	579	
2014	8.53	617		8.53	617	
2015	72.06	579		1.25	638	
2016	-98.63	291		11.58	676	
2017	-154.90	557		1.42	703	
2018	7.23	443		2.67	757	
2019	2.67	757		62.37	1040	

Figure 7 : Exemple montrant les séries de données utilisées pour effectuer le test de rangs signés de Wilcoxon. Dans ce cas, la colonne des débits moyens est premièrement triée en ordre croissant. La colonne des taux de dispersion est ensuite divisée en deux, la première moitié de la série de données étant associée à de faibles débits, la deuxième moitié associée à de forts débits. Les deux moitiés seront utilisées comme les deux séries de données à comparer dans le test de Wilcoxon.

4. Résultats

Parmi les occurrences de la banque de données, 1870 observations de tanches sont associées à une longueur totale maximum (mm) et 4052 n'ont pas de longueur associée (Figure 8). Les tanches non mesurées, provenant majoritairement de captures à la seine ou au verveux, sont vraisemblablement des poissons de taille se situant dans la moyenne des autres et sont considérées comme vraisemblablement supérieures à 200 mm. Parmi les 1870 tanches mesurées, la moyenne est d'environ 295 mm, dont environ 71 % sont supérieures à 200 mm de longueur.

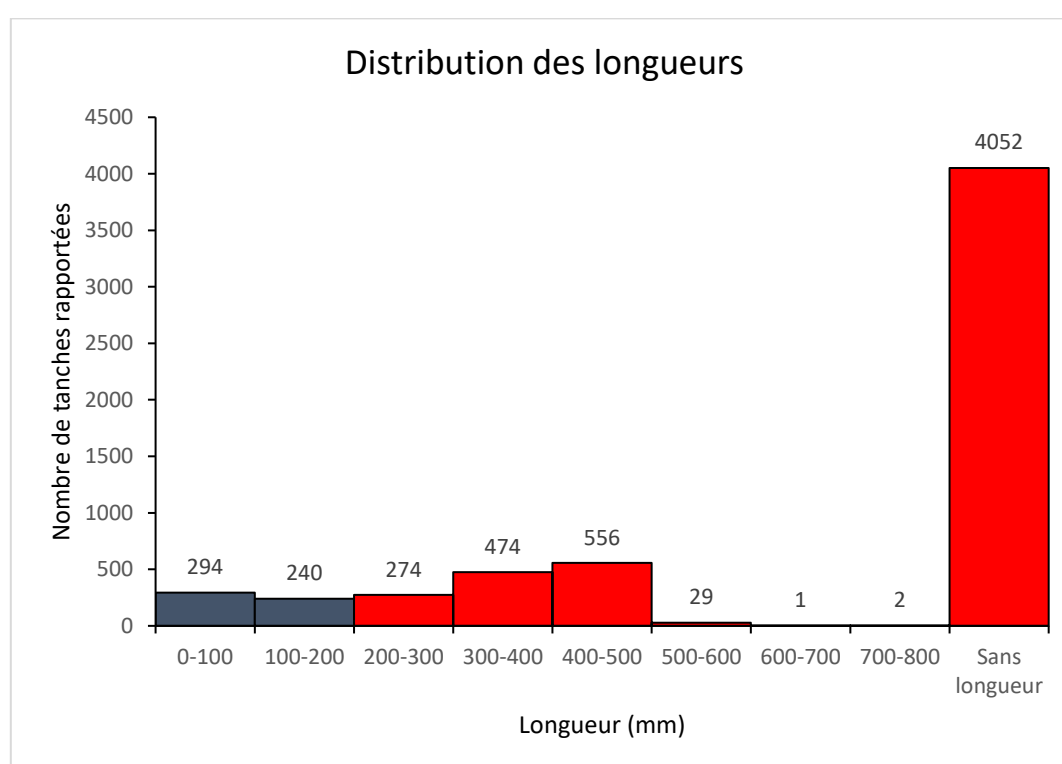


Figure 8 : Distribution des longueurs des tanches rapportées dans la région d'étude. La classe « Sans longueur » désigne les tanches n'ayant aucune longueur associée dans la base de données et considérées comme ayant une longueur de 200 mm et plus.

4.1 Dispersion de la tanche

4.1.1 Cartographie

Les premières observations de tanches sont montrées à la Figure 9 pour la période 1999-2000. Durant cette période, la tanche ne connaît pas d'importantes expansions et se limite à la rivière Richelieu, dans la région du Haut-Richelieu en amont du lieu d'introduction

(Saint-Alexandre), mais en aval du lac Champlain. Les 65 tanches observées (4 points d'occurrences) se retrouvent toutes dans un rayon de moins de 4 km et sont toutes incluses dans la zone délimitée par l'isoplèthe de densité 50 % (Figure 9).

La période 2001-2007 est marquée par des occurrences de tanches dans le nord du lac Champlain, à Saint-Marc-sur-Richelieu et dans le lac Saint-Pierre (Figure 10). L'occurrence au nord du lac Champlain en 2002 suggère que l'espèce pouvait déjà être observée au-delà de la région du Haut-Richelieu trois ans après l'observation initiale. L'occurrence au lac Saint-Pierre en 2006 et celle à Saint-Marc-sur-Richelieu en 2007 suggèrent aussi que l'espèce pouvait être observée au-delà de la région du Haut-Richelieu, mais également dans le fleuve Saint-Laurent.

La période 2008-2011 montre le début d'une augmentation du nombre de tanches capturées, dont 51 occurrences en 2010 et 65 en 2011. Ces observations démontrent que l'espèce s'est dispersée dans le fleuve Saint-Laurent au niveau de la municipalité de Saint-Pierre-les-Becquets en 2010 et dans les secteurs de Lachine et de Québec en 2011 (Figure 11). Cette augmentation est apparente notamment dans le lac Saint-Pierre, devenant une nouvelle zone chaude d'occurrences avec un nombre de tanches rapportées pouvant aller jusqu'à 87 dans un même rayon de 10 km.

Le nombre de tanches observées entre 2012 et 2016 s'élève à 1500 comparativement à 192 tanches entre 1999 et 2011. À partir de 2012, le nombre d'observations s'accroît, notamment au lac Saint-Pierre et dans les secteurs du Haut-Richelieu et de Saint-Marc-sur-Richelieu de la rivière Richelieu. Durant la période 2012-2016, le nombre de tanches capturées dans un même rayon de 10 km peut excéder 500 dans le lac Saint-Pierre et 300 dans la région du Haut-Richelieu (Figure 12). Les occurrences se font plus fréquentes dans le tronçon du Saint-Laurent entre Montréal et le lac Saint-Pierre et en aval de celui-ci, dont 3 occurrences au lac Saint-Louis. La tanche connaît aussi une expansion dans le lac Champlain avec des occurrences au nord du lac et quelques occurrences additionnelles allant jusqu'à son extrémité sud.

Entre 2017 et 2020, l'espèce continue d'agrandir son domaine vital. Une tanche est observée en 2017 dans le secteur de l'Isle-aux-Coudres, puis 8 autres dans la rivière Ouelle

entre 2018 et 2019, ce qui en fait les observations géolocalisées se trouvant le plus en aval du fleuve Saint-Laurent actuellement (Figure 13). Dans la période 2017-2020, d'autres observations sont faites, notamment dans la rivière des Outaouais, le lac Saint-François, la rivière Saint-Maurice et la rivière Saint-François. Plusieurs occurrences s'ajoutent à celles des périodes précédentes dans les secteurs de Québec, du lac Saint-Pierre, du lac Saint-Louis et dans les secteurs du Haut-Richelieu, de Saint-Marc-sur-Richelieu et de Saint-Ours de la rivière Richelieu. Un nombre de 4230 tanches est observé entre 2017 et 2020, dont 3563 en 2017 au lac Saint-Pierre seulement.

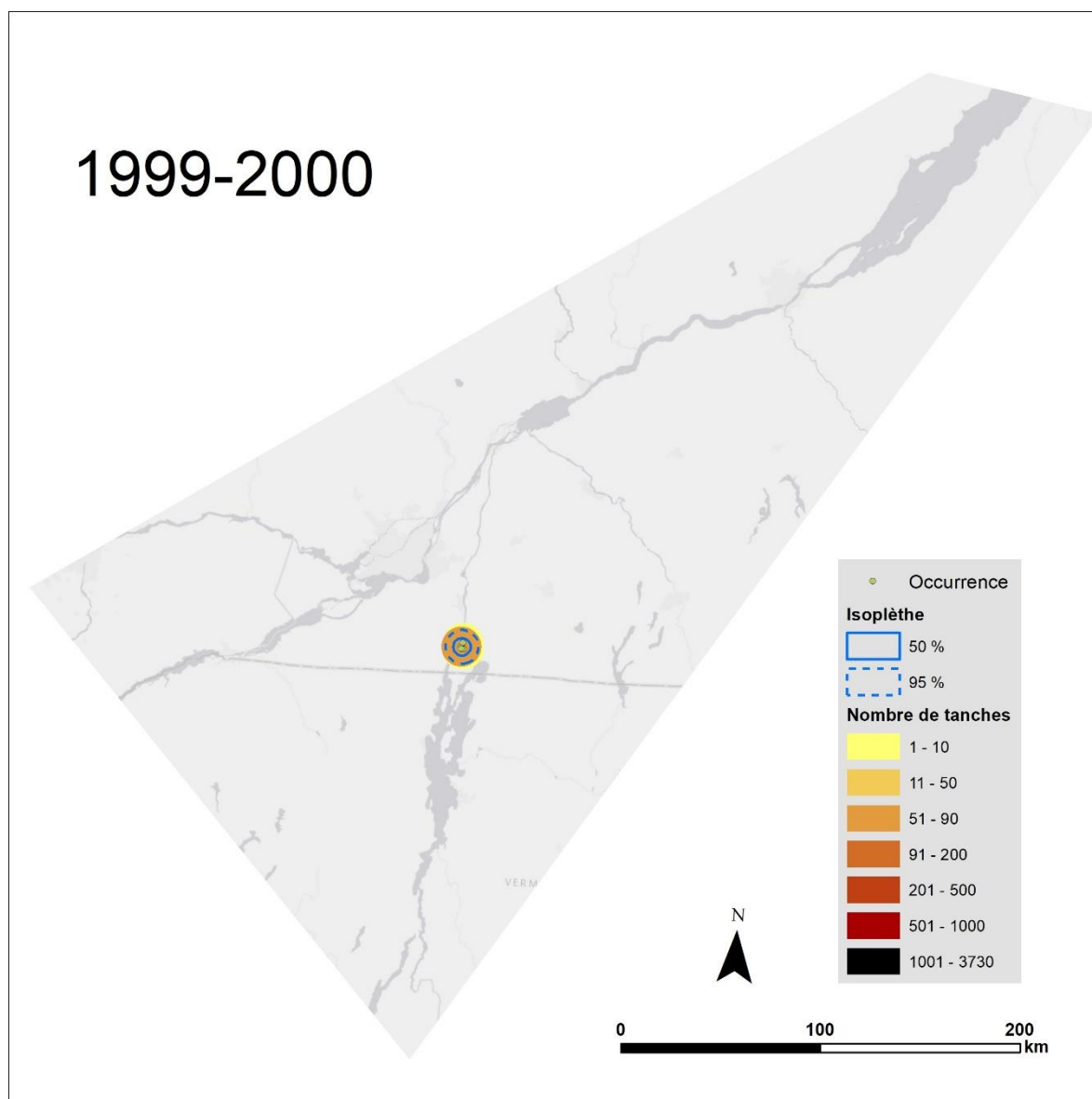


Figure 9 : Étendue spatiale de la tanche de 1999 à 2000 dans la région d'étude. Les zones colorées représentent la somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km. Les isoplèthes 50 % des densités de noyau sont montrées en ligne pleine; les isoplèthes 95 % des densités de noyau sont montrées en ligne pointillée.

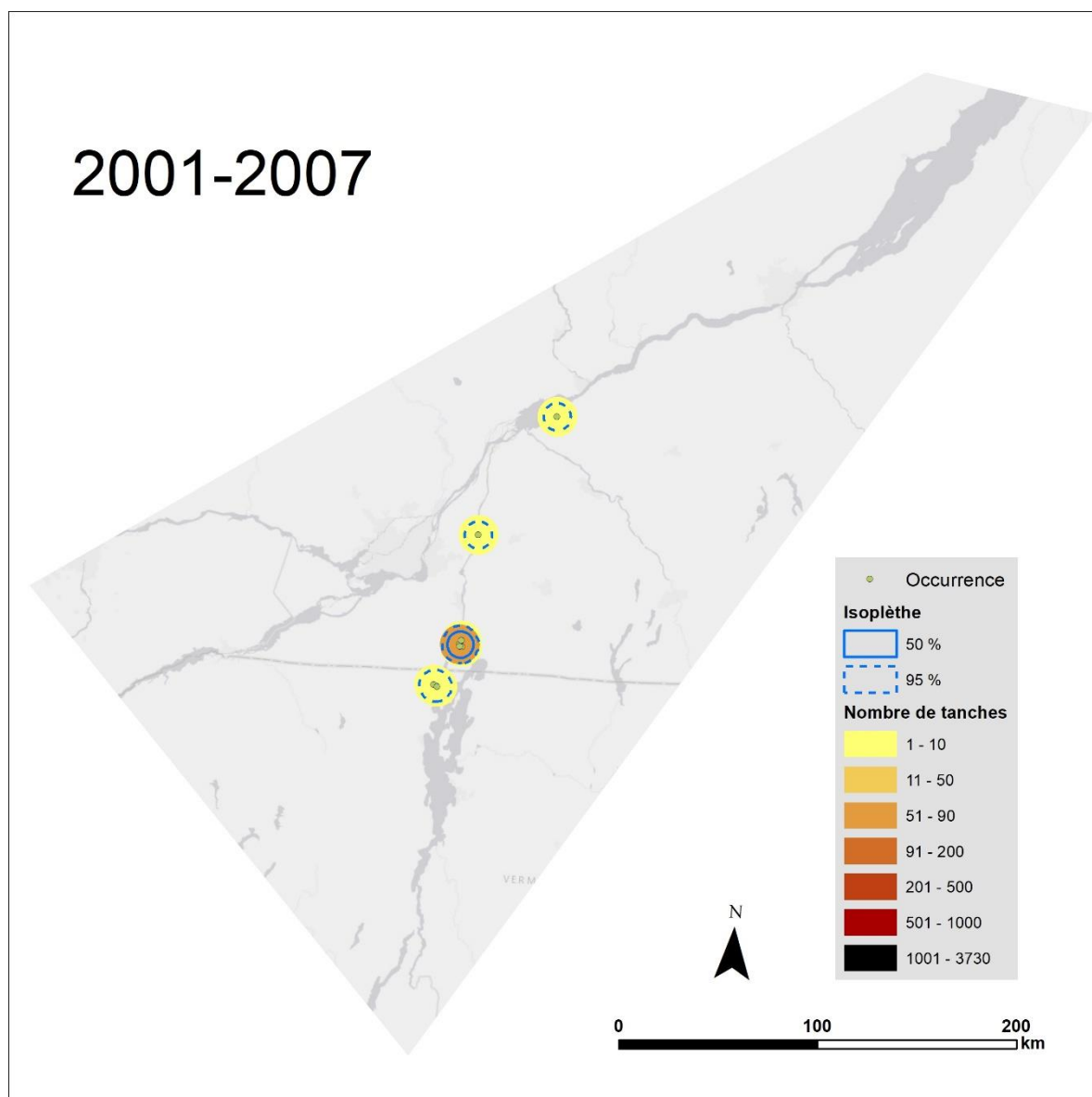


Figure 10 : Étendue spatiale de la tanche de 2001 à 2007 dans la région d'étude. Les zones colorées représentent la somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km. Les isoplèthes 50 % des densités de noyau sont montrées en ligne pleine; les isoplèthes 95 % des densités de noyau sont montrées en ligne pointillée.

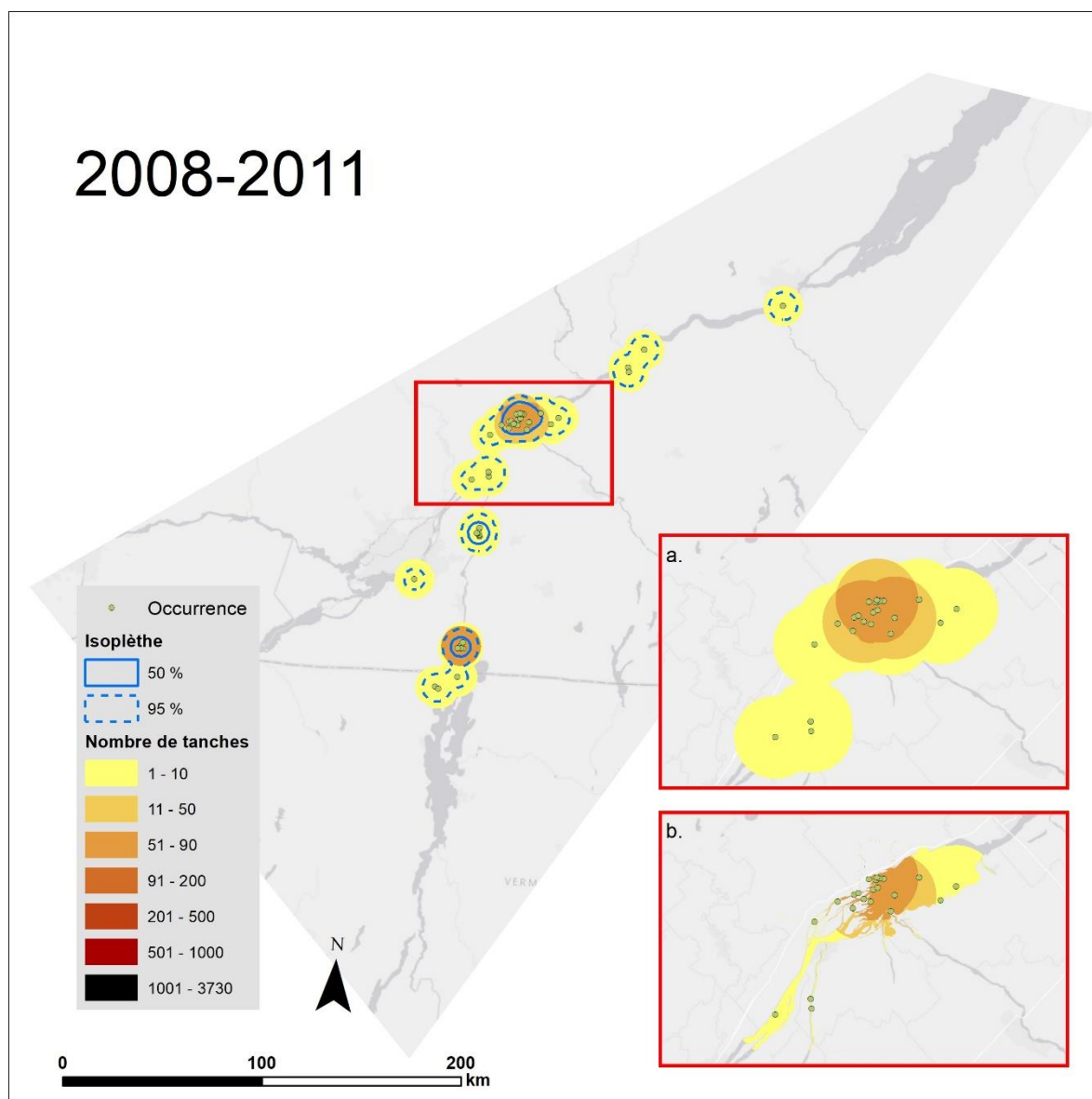


Figure 11 : Étendue spatiale de la tanche de 2008 à 2011 dans la région d'étude. Les zones colorées représentent la somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km. Les isoplèthes 50 % des densités de noyau sont montrées en ligne pleine; les isoplèthes 95 % des densités de noyau sont montrées en ligne pointillée. a. Exemple d'un zoom montrant les zones tampons non découpées au réseau hydrologique. b. Exemple d'un zoom montrant les zones tampons découpées au réseau hydrologique.

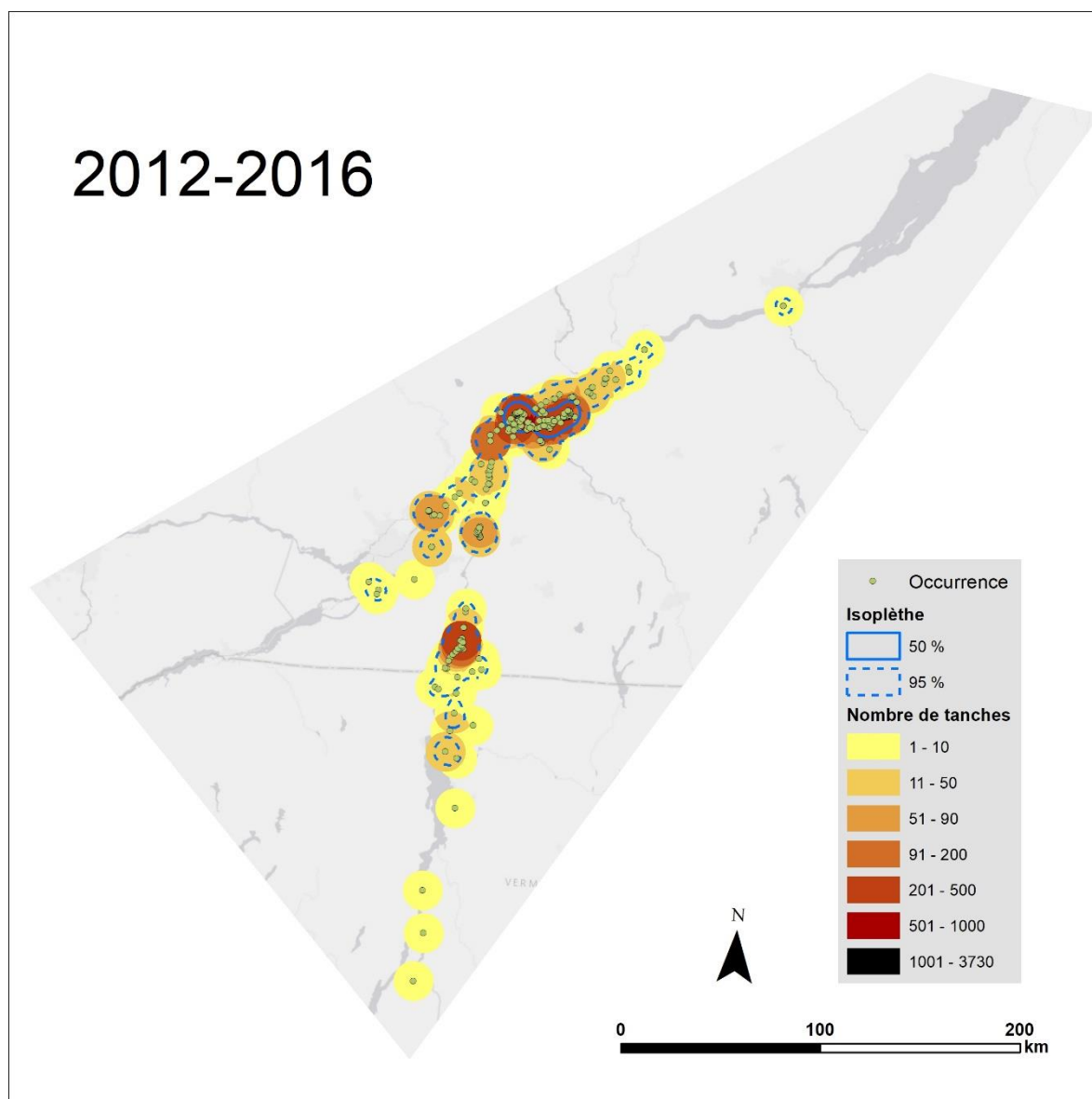


Figure 12 : Étendue spatiale de la tanche de 2012 à 2016 dans la région d'étude. Les zones colorées représentent la somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km. Les isoplèthes 50 % des densités de noyau sont montrées en ligne pleine; les isoplèthes 95 % des densités de noyau sont montrées en ligne pointillée.

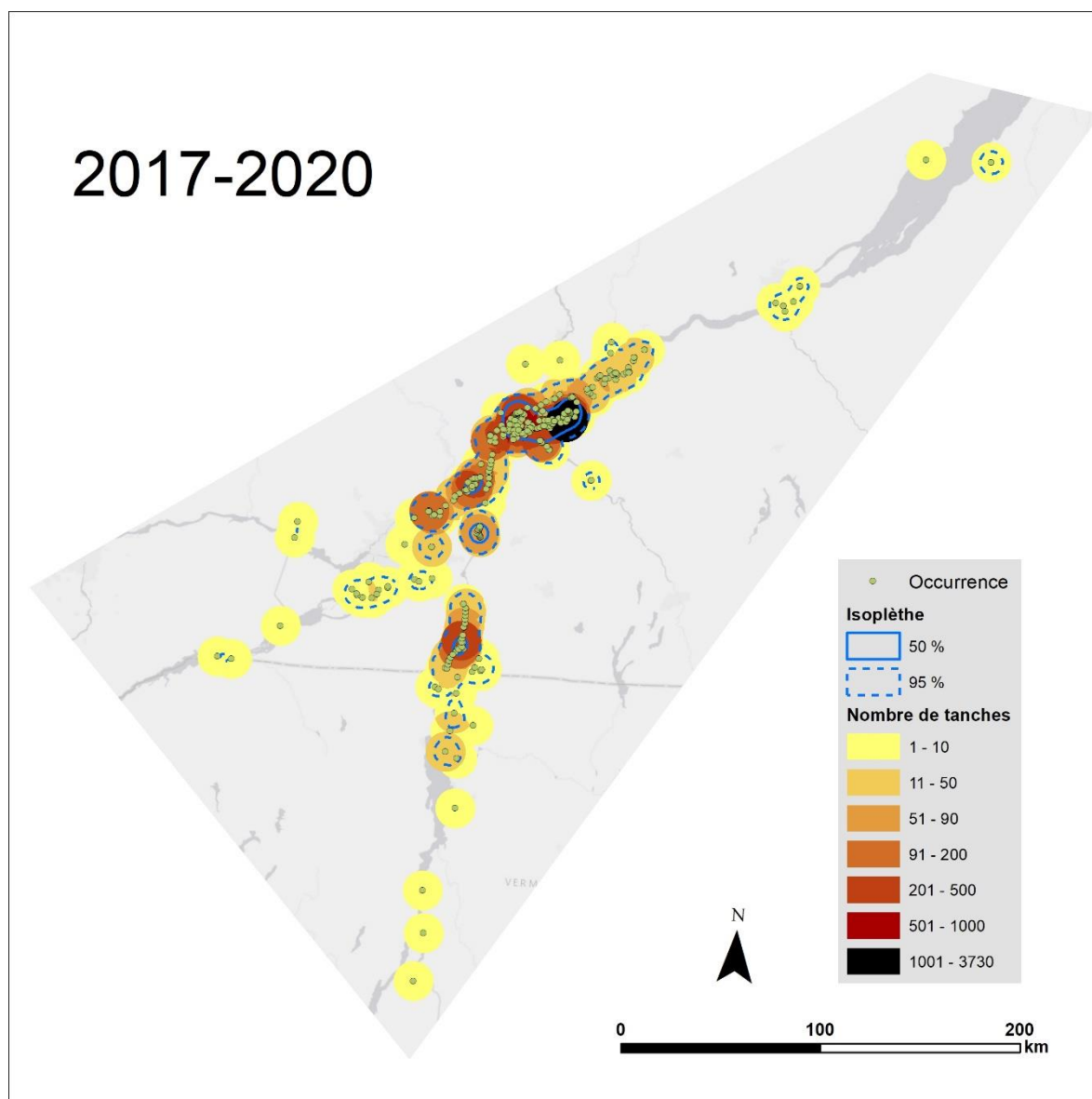


Figure 13 : Étendue spatiale de la tanche de 2017 à 2020 dans la région d'étude. Les zones colorées représentent la somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km. Les isoplèthes 50 % des densités de noyau sont montrées en ligne pleine; les isoplèthes 95 % des densités de noyau sont montrées en ligne pointillée.

4.1.2 Taux de dispersion

L'étendue spatiale du domaine vital est passée de 17 km en 2000 à plus de 1250 km² en 2020. Entre 1999 et 2007, l'expansion de la tanche est lente. Le taux de dispersion calculé reste faible et stable durant cette période, soit inférieur à 30 km²/année (Figure 14). L'étendue spatiale de l'espèce s'accroît exponentiellement dès 2007 jusqu'en 2010. Durant cette période, l'étendue augmente d'environ 367 km² en trois ans comparativement à une

augmentation d'environ 162 km² entre 2000 et 2007. Le taux de dispersion atteint un pic de 133,70 km²/année en 2009 (Figure 14). La dispersion de la tanche connaît ensuite un ralentissement entre 2010 et 2014, passant de 124,80 à 35,98 km²/année. Une augmentation du nombre de tanches est toutefois observée durant cette période, dont 514 tanches en 2012 et 230 en 2014 (Figure 15). Parmi celles-ci, 437 des 514 tanches observées en 2012 proviennent du lac Saint-Pierre et 200 des 230 tanches observées en 2014 proviennent d'un même point d'occurrences dans le secteur de Saint-Paul-de-l'Île-aux-Noix de la rivière Richelieu. En 2015, le taux de dispersion atteint un pic de 120,60 km²/année, où l'étendue spatiale s'accroît de 187,89 km² entre 2015 et 2016. Par ailleurs, il semble y avoir eu une perte d'étendue spatiale en 2017 (Figure 14). Cette perte d'étendue est estimée à 68,10 km². L'année 2017 est aussi caractérisée par une baisse du taux de dispersion (20,95 km²/année) par rapport à 2015 et 2016. Toutefois, le nombre de tanches observées durant cette année atteint un nombre record de 3999 tanches (Figure 15). Les trois dernières années sont marquées par une augmentation de l'étendue spatiale, passant de 1 111,28 km² en 2018 à 1 253,10 km² en 2020. Le taux de dispersion atteint un troisième pic de 104,60 km²/année en 2018 et décroît à 70,91 km²/année en 2019 suivant la baisse du nombre de tanches observées entre 2019 et 2020, passant de 88 à 10 tanches observées.

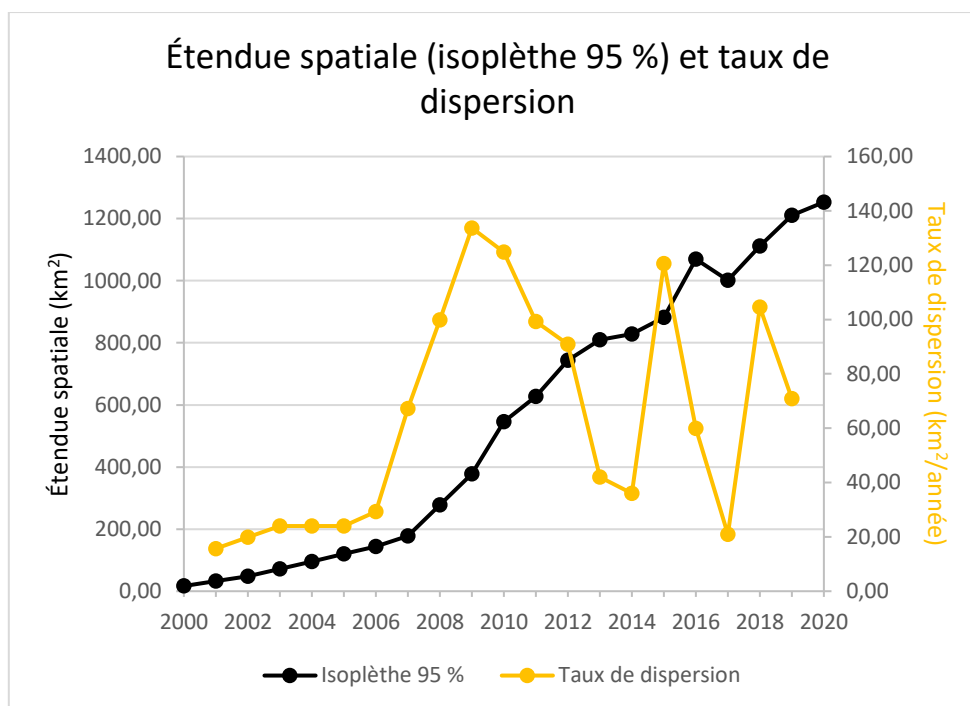


Figure 14 : Évolution de l'étendue spatiale du domaine vital (aires internes des isoplèthes de densité 95 %) de la tanche dans la région d'étude et du taux de dispersion instantané entre 2000 et 2020 à partir des valeurs reclassées du nombre de tanches observées. La surface terrestre comprise dans les limites des isoplèthes n'a pas été incluse dans le calcul de l'étendue spatiale.

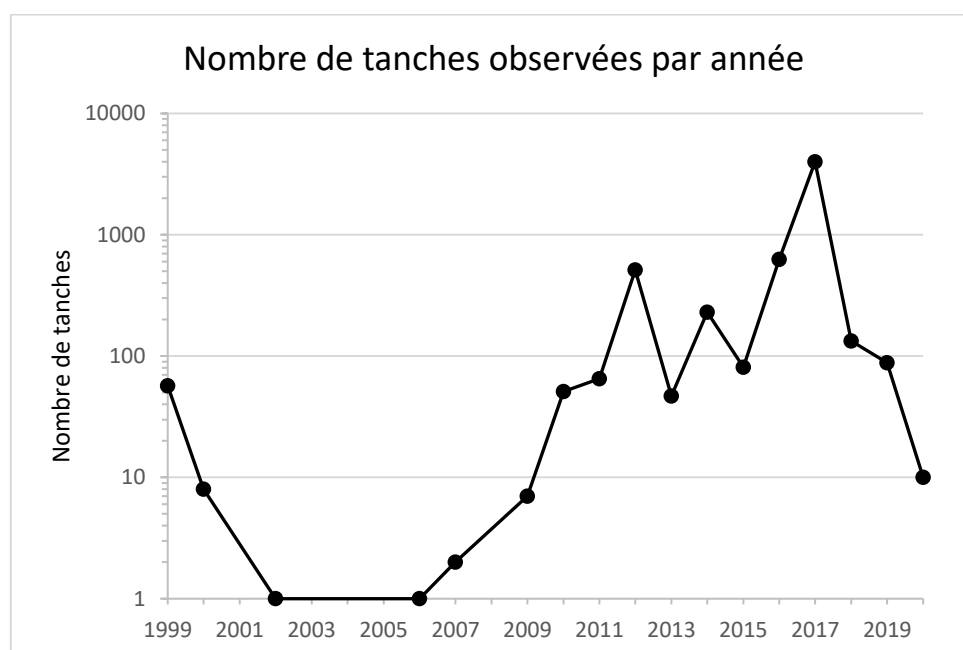


Figure 15 : Nombre de tanches observées par année entre 1999 et 2020.

4.1.3 Lac Saint-Pierre

L'évolution de l'étendue spatiale de la tanche au lac Saint-Pierre diffère selon la dimension du rayon de recherche. L'utilisation d'un rayon de 3 km montre qu'en 2020 certains secteurs du lac ne sont pas couverts par les sections hachurées et n'entrent donc pas dans l'étendue spatiale de la tanche, notamment au tronçon sud-ouest en amont du lac et à sa partie est, à proximité du chenal de navigation de la voie maritime du Saint-Laurent (Figure 16). L'étendue spatiale pour un rayon de 3 km atteint un maximum de 255,65 km² en 2020 (Figure 19). Pour les rayons de recherche de 5 et 10 km, les sections hachurées couvrent l'entièreté de la superficie du lac Saint-Pierre en 2020, soit 332,95 km² (332,91 km² dans le cas du rayon de 5 km) (Figure 17 et Figure 18). Les plus petits rayons de recherche permettent de révéler des secteurs de hautes densités tels que dans la baie du Febvre et les battures des Frères au sud-est du lac, ainsi que la baie de Maskinongé au nord-ouest (Figure 16). La courbe de colonisation arrive donc plus rapidement à saturation en utilisant un rayon de recherche de 10 km, tandis que la vitesse de colonisation semble plus linéaire vers un rayon de 3 km (Figure 19). L'évolution du taux de dispersion instantané permet de distinguer deux phases de dispersion au lac Saint-Pierre, soit une première phase entre 2007 et 2010 commune pour les trois rayons de recherches, et une deuxième phase entre 2014 et 2017 se manifestant seulement pour les rayons de 3 et 5 km (Figure 20). À partir de 2017, l'étendue spatiale se stabilise pour les trois rayons, où le taux de dispersion semble tendre vers une valeur nulle.

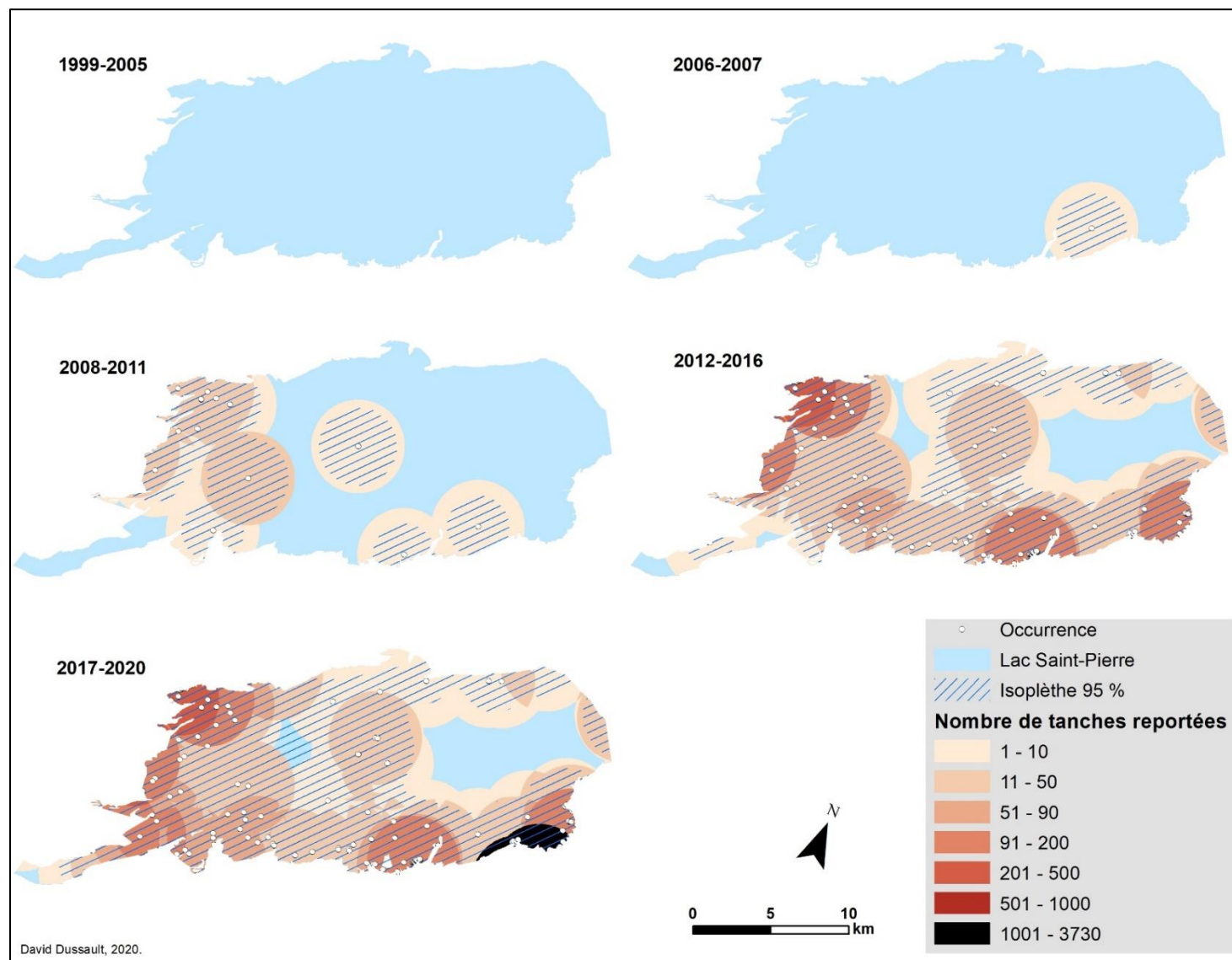


Figure 16 : Étendue spatiale de la tanche au lac Saint-Pierre pour les périodes 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020. Les zones colorées représentent la somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 3 km. Ces zones ont été découpées au fichier de forme polygonale du lac Saint-Pierre. Les sections hachurées représentent l'aire interne des isoplèthes 95 % des densités de noyau.

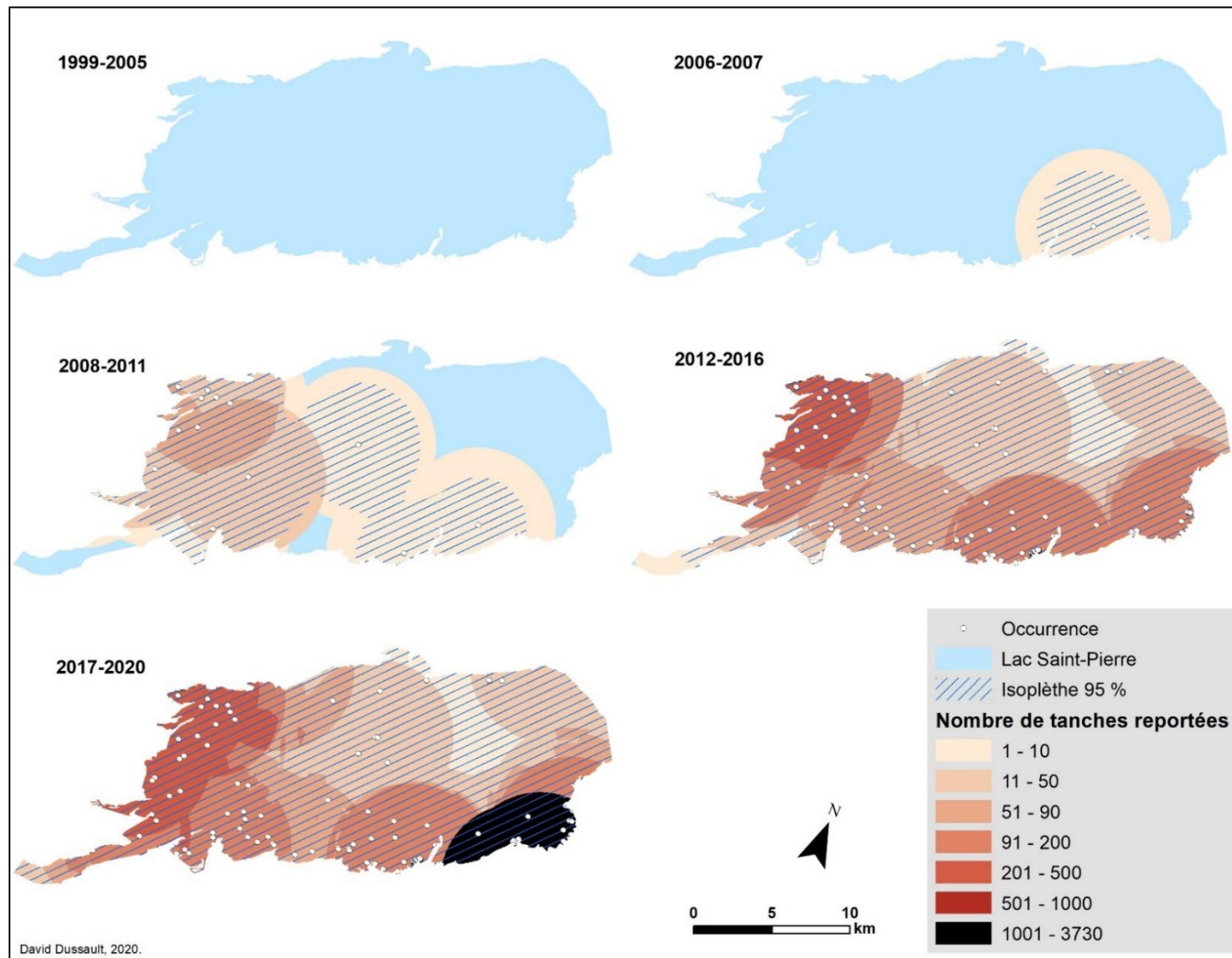


Figure 17 : Étendue spatiale de la tanche au lac Saint-Pierre pour les périodes 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020. Les zones colorées représentent la somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 5 km. Ces zones ont été découpées au fichier de forme polygonale du lac Saint-Pierre. Les sections hachurées représentent l'aire interne des isoplèthes 95 % des densités de noyau.

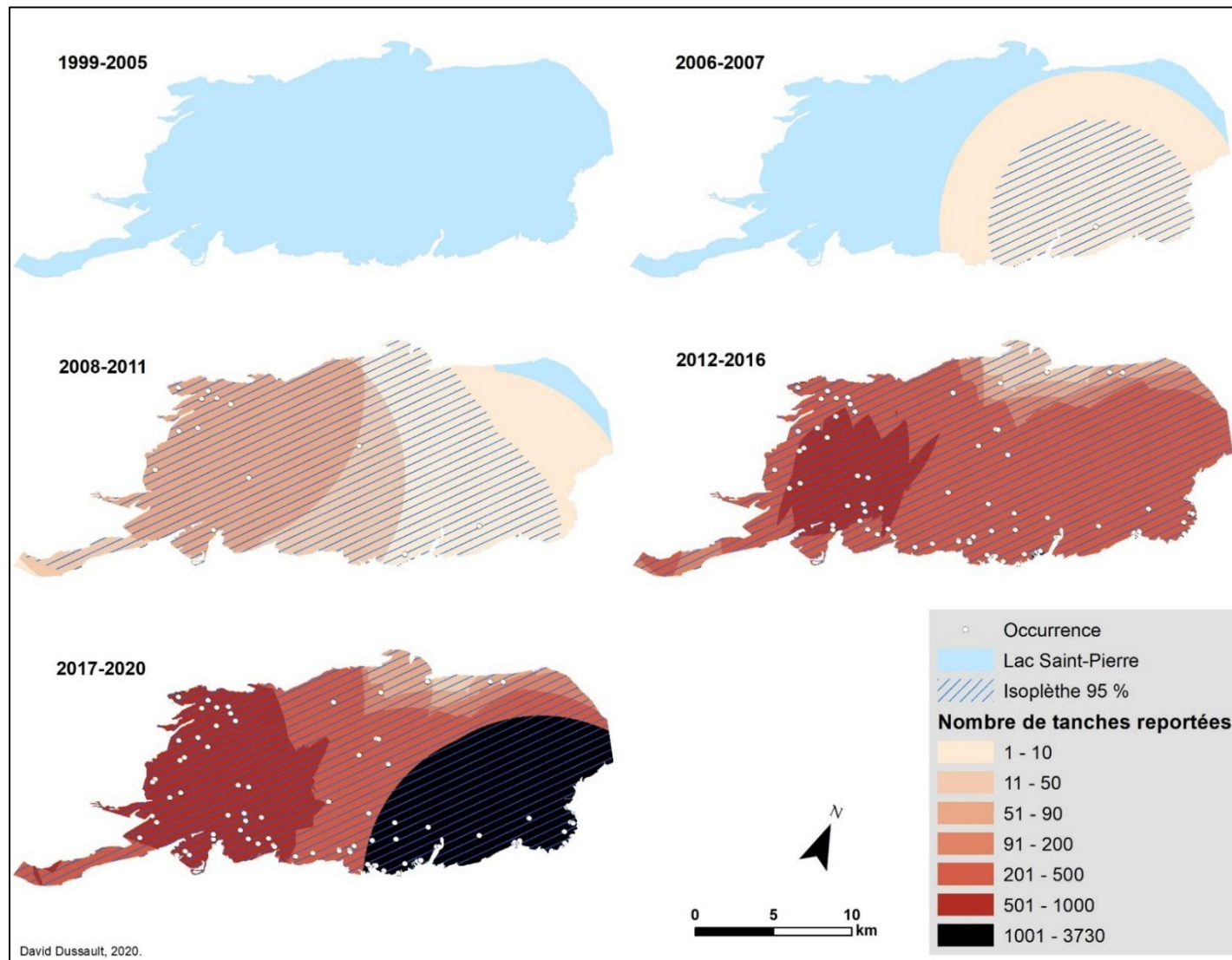


Figure 18 : Étendue spatiale de la tanche au lac Saint-Pierre pour les périodes 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020. Les zones colorées représentent la somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km. Ces zones ont été découpées au fichier de forme polygonale du lac Saint-Pierre. Les sections hachurées représentent l'aire interne des isoplèthes 95 % des densités de noyau.

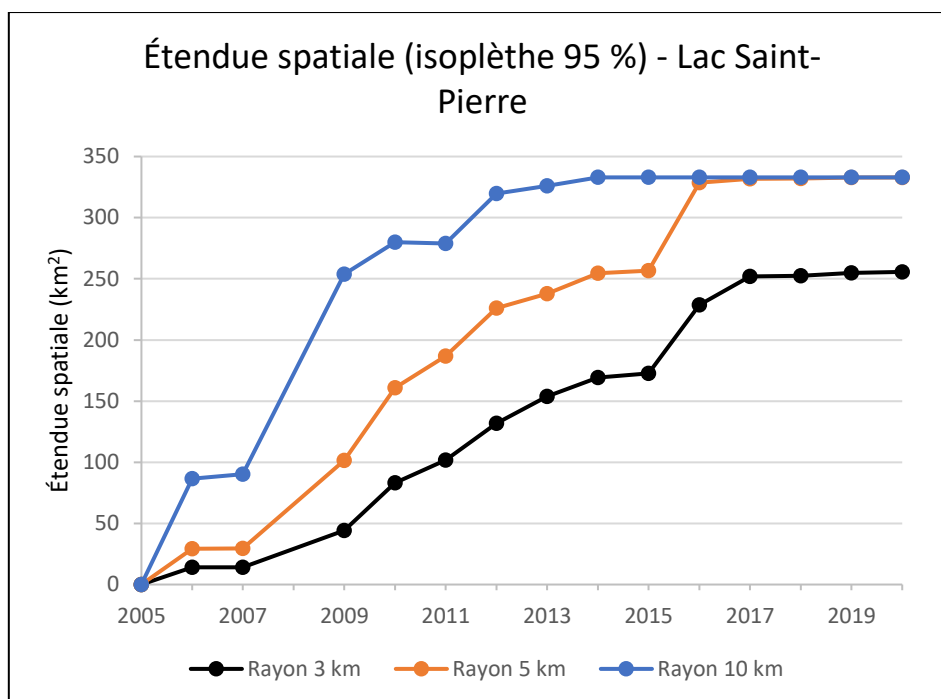


Figure 19 : Évolution de l'étendue spatiale du domaine vital (aires internes des isoplèthes 95% des densités de noyau) de la tanche au lac Saint-Pierre entre 2005 et 2020 à partir de rayons de recherche de 3, 5 et 10 km. La surface terrestre comprise dans les limites des isoplèthes n'a pas été incluse dans le calcul de l'étendue spatiale.

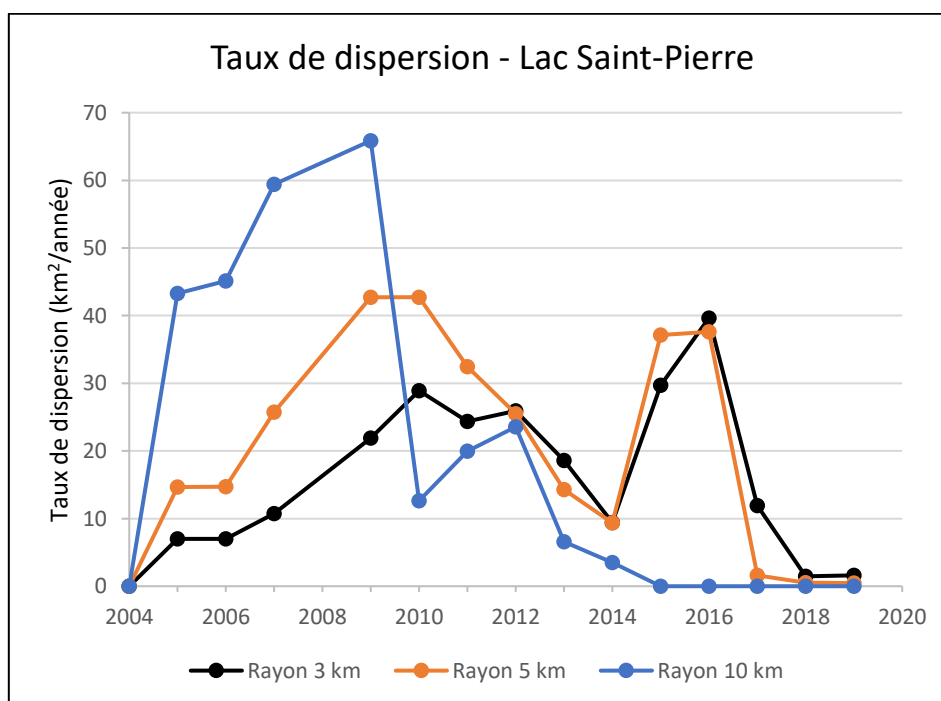


Figure 20 : Évolution du taux de dispersion instantané de la tanche au lac Saint-Pierre entre 2005 et 2020 à partir de rayons de recherche de 3, 5 et 10 km.

4.2 Influence des épisodes de crues et d'inondations printanières de la rivière Richelieu sur la dispersion de la tanche

4.2.1 Modèles de régression linéaire

Le seul modèle présentant une relation significative ($p < 0.05$) entre les taux de dispersion instantanés annuels et les débits moyens de la rivière Richelieu est DM4, soit avec la relation entre les taux de dispersion et les débits de mai avec un décalage de 4 ans (Figure 21). Tous les autres modèles entre les taux de dispersion instantanés annuels et les débits moyens de mai et juin ne conduisent pas à des relations significatives ($p > 0.05$) (Tableau 2). La représentation graphique des données présente une dispersion quasi aléatoire des points (Figure 21). La présence d'un seul modèle significatif suggère qu'il s'agit tous de relations aléatoires. De plus, la moitié des modèles présentent des estimations de pente positives (DMT, DM1, DM4, DJ1 et DJ4) et l'autre moitié des estimations de pente négatives (DM2, DM3, DJT, DJ2 et DJ3) (Tableau 2). Ces résultats permettent de réfuter l'hypothèse de l'impact des épisodes de crues sur la dispersion de la tanche.

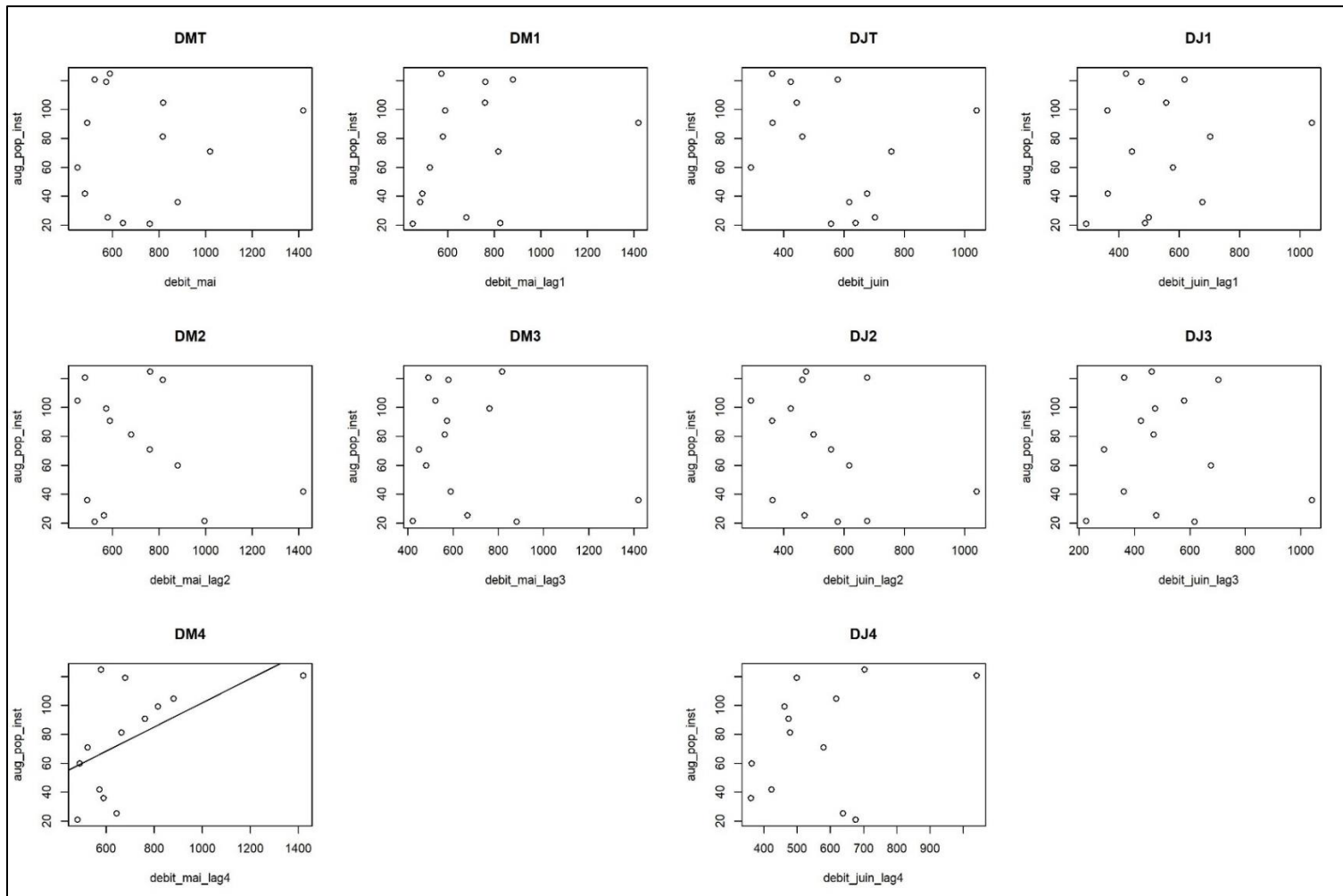


Figure 21 : Modèles de régression linéaire des taux de dispersion instantanés annuels (données reclassées) (aug_pop_inst) en km^2/an sur les débits moyens (m^3/s) de mai et de juin de la rivière Richelieu à la hauteur des rapides Fryers. Les modèles sont nommés selon les mois, soit DM (débit de mai) et DJ (débit de juin), et selon le décalage (lag), soit T (la vraie valeur), ou un décalage de 1 an jusqu'à 4 ans. Le modèle DM4 est le seul à montrer une relation significative ($p < 0.05$).

Tableau 2 : Sorties des modèles de régression linéaire (Figure 17) du taux de dispersion instantané annuel (données reclassées) sur les débits moyens de mai et de juin de la rivière Richelieu. p : significativité du modèle de régression linéaire; l'estimation de la pente de chaque droite de régression et son écart type sont donnés et indiquent le sens de la relation.

Modèle	p	Estimation de la pente $\pm$ Écart type
Débit mai, sans décalage (DMT)	0.8365	0.009 ± 0.042
Débit mai, décalage 1 an (DM1)	0.2666	0.049 ± 0.042
Débit mai, décalage 2 ans (DM2)	0.4050	-0.036 ± 0.041
Débit mai, décalage 3 ans (DM3)	0.4210	-0.035 ± 0.042
Débit mai, décalage 4 ans (DM4)	0.0466*	0.084 ± 0.037
Débit juin, sans décalage (DJT)	0.3943	-0.048 ± 0.055
Débit juin, décalage 1 an (DJ1)	0.5009	0.040 ± 0.058
Débit juin, décalage 2 ans (DJ2)	0.2497	-0.068 ± 0.056
Débit juin, décalage 3 ans (DJ3)	0.8069	-0.013 ± 0.054
Débit juin, décalage 4 ans (DJ4)	0.2340	0.072 ± 0.057

Note : * correspond à un niveau de probabilité $p < 0.05$.

4.2.2 Tests de rangs signés de Wilcoxon

Les tests de Wilcoxon effectués sur les taux de dispersion et les débits moyens de mai et juin ne permettent pas non plus de démontrer une relation significative entre les variables. Un seul test montre une différence significative ($p < 0.05$) de taux de dispersion au mois de juin avec un décalage de 3 ans (Tableau 3). Ces résultats ne correspondent pas non plus à celui du modèle linéaire DM4 (Tableau 2), qui est significatif, en raison qu'aucune différence significative n'est démontrée pour le mois de mai à un décalage de 4 ans (Tableau 3). De plus, comme dans le cas des modèles linéaires, le sens de la relation entre les taux de dispersion et les débits moyens n'est pas constant, notamment pour un même mois et un même décalage, ce qui renforce la supposition qu'il s'agisse de relations aléatoires et tendent aussi à suggérer un refus de l'hypothèse de l'impact des épisodes de crues.

Tableau 3 : Valeur p de significativité des tests de rangs signés de Wilcoxon effectués sur les séries de données des taux de dispersion entre 2001 et 2019. Les tests ont été effectués à partir des taux de dispersion calculés des données reclassées et non reclassées et des isoplèthes 50 % et 95 % avec (avec hydro) ou sans (sans hydro) découpage au réseau hydrologique.

	Mois de mai					Mois de juin				
	0	-1	-2	-3	-4	0	-1	-2	-3	-4
<u>Données reclassées</u>										
Isoplèthe 50 sans hydro	0.25	0.3594	0.4258	0.25	0.5703	0.8203	0.07422	0.3594	1	0.5703
Isoplèthe 95 sans hydro	0.9102	0.9102	0.25	0.3594	0.9102	0.8203	0.5703	0.25	0.6523	0.1289
Isoplèthe 50 avec hydro	0.9102	0.5703	1	1	0.7344	0.3008	0.09766	0.25	0.9102	0.9102
Isoplèthe 95 avec hydro	0.6523	0.4961	0.7344	0.1289	0.6523	0.2031	0.7344	0.3594	0.4961	0.09766
<u>Données non reclassées</u>										
Isoplèthe 50 sans hydro	0.4961	0.3008	0.4258	0.4258	0.2031	0.7344	0.9442	0.2031	0.03906*	0.8336
Isoplèthe 95 sans hydro	0.4258	0.5703	0.7344	0.6523	1	0.4961	0.7344	0.25	0.8203	0.25
Isoplèthe 50 avec hydro	0.25	0.25	0.4961	0.5703	0.07422	1	0.6523	0.07422	0.09766	0.6241
Isoplèthe 95 avec hydro	0.4258	0.4258	0.6523	0.6523	1	0.1641	1	0.7344	0.6523	0.1641

Note : Les tests statistiques ont été effectués avec des décalages de 0, -1, -2, -3 et -4 ans. Les valeurs en gras montrent une relation positive entre les taux de dispersion et les débits moyens; * correspond à un niveau de probabilité $p < 0.05$.

5. Discussion

L'analyse spatio-temporelle de l'aire de distribution de la tanche suggère que l'espèce est désormais bien établie dans le fleuve Saint-Laurent et dans la rivière Richelieu. Les résultats montrent que la relation entre le nombre de tanches observées par année et le taux de dispersion est complexe. Dans les premières années suivant l'introduction (1999-2006), les observations de tanches sont restées rares. Malgré une première observation dans le fleuve Saint-Laurent (lac Saint-Pierre) en 2006, les tanches capturées étaient en faible abondance et se situaient majoritairement à quelques kilomètres du site d'introduction de Saint-Alexandre, même plus de 15 ans après son introduction (Figure 9 et Figure 10). Cette première période (1999-2006) est caractérisée par une dispersion lente de l'espèce. Par ailleurs, la rapide hausse de dispersion entre 2007 et 2010 est associée à de nouveaux secteurs n'ayant jamais été colonisés auparavant par la tanche. À partir de 2009, le nombre de tanches observées augmente considérablement, coïncidant également avec une baisse du taux de dispersion entre 2010 et 2014. Ces nouvelles observations sont faites majoritairement dans des secteurs déjà colonisés. C'est d'ailleurs le cas dans le lac Saint-Pierre et le Haut-Richelieu, des secteurs en forte augmentation d'observations durant cette période, ce qui ne contribue pas à augmenter l'étendue spatiale, ce qui explique la baisse du taux de dispersion. Les occurrences de tanches dans la période 2012-2016 (Figure 12) illustrent bien l'augmentation exponentielle du nombre de tanches capturées par les pêcheurs commerciaux dans le lac Saint-Pierre entre 2007 et 2014 présentée par Avlijaš *et al.* (2017).

Entre 2015 et 2016, la hausse des occurrences dans des secteurs non colonisés, soit le lac Champlain et en aval du lac Saint-Pierre, entraîne une hausse de l'étendue spatiale de l'espèce, ce qui explique la soudaine augmentation du taux de dispersion en 2015. L'événement de 2017 comprend une très forte abondance de tanches capturées au lac Saint-Pierre associée à un suivi printanier de la pêche commerciale (Olivier Morissette, communication personnelle), ce qui a pu causer une perte d'étendue spatiale liée à un artéfact de calcul associé aux outils géomatiques utilisés. Le calcul des isoplèthes est influencé par la densité des points d'occurrences ainsi que par leur champ de population (nombre de tanches observées). L'exclusion de la surface terrestre dans le calcul des

isoplèthes, combinée avec la hausse majeure de la densité de tanches observées dans le lac Saint-Pierre, fait en sorte que certaines zones moins denses en occurrences, comme le lac Champlain et le lac Saint-Louis, sont en partie ignorées par les calculs. Cela a donc eu pour effet de réduire légèrement la superficie des isoplèthes (i.e. l'étendue spatiale) dans ces zones. Par exemple, inclure la surface terrestre dans le calcul des isoplèthes élimine cette perte d'étendue spatiale entre 2016 et 2017 (voir Annexe 8), car les gains en étendue spatiale sont majoritairement sur la terre ferme. Toutefois, les zones moins denses dont l'ampleur des isoplèthes a été réduite empiètent davantage sur des plans d'eau que sur la terre ferme. Donc, lorsque la surface terrestre n'est pas prise en compte, les pertes en étendue spatiale sur les plans d'eau sont supérieures aux gains.

D'autre part, l'étendue spatiale continue d'augmenter dans les dernières années, passant de 1 001 km² en 2017 à 1 253 km² en 2020. Dès 2010, le nombre de tanches observées par année est au minimum de 47 tanches. L'année 2020 est caractérisée par une diminution considérable de tanches observées, soit 10 au total. Le nombre d'observations par année dépend de l'effort de capture qui peut être variable dans le temps, que ce soit pour des observations citoyennes et des pêches commerciales ou scientifiques. Une augmentation ou une diminution d'observations ne signifie pas nécessairement une augmentation ou une diminution de tanches dans le milieu naturel. Dans le cas de cette étude, les observations peuvent renseigner sur la répartition de la tanche et montrer les zones chaudes où l'espèce semble être plus abondante, mais ne peuvent conclure à une augmentation ou une diminution de la taille de la population. En mars 2020, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) déclare la pandémie de la maladie à coronavirus 2019 (COVID-19) (OMS, 2020). Avec les mesures d'urgence sanitaire émises par le gouvernement du Canada et du Québec et le ralentissement des activités économiques dans l'ensemble de la province, les activités de pêche, commerciales, scientifiques ou récréatives, ont probablement été ralenties, réduisant l'effort. De manière générale, les observations de tanches sont faites entre les mois d'avril et de novembre, période où des mesures de confinement sévères (mars et avril) furent instaurées puis progressivement relâchées. Il est donc fortement probable que la baisse du nombre d'observations de tanches soit liée aux événements associés à la pandémie de COVID-19. L'année 2020 devra, dans le futur, être analysée de plus près afin

de vérifier si la pandémie a influencé le nombre de captures commerciales recensées au cours de l'année.

5.1 Lac Saint-Pierre

Malgré des taux de dispersion variables au fil des années à l'échelle de la région d'étude, rien ne semble conclure à une stabilisation ou une diminution de la dispersion de la tanche au sein du Saint-Laurent. Toutefois, en observant la dispersion au lac Saint-Pierre, les taux de dispersion calculés avec des rayons de recherche de 3, 5 et 10 km semblent tous converger vers un taux nul en 2020 (Figure 20). Ceci ne signifie cependant pas une stabilisation ou une diminution de l'abondance de tanches au lac Saint-Pierre, mais bien à une saturation quant à l'utilisation de la surface d'habitats disponibles dans le lac Saint-Pierre.

Un rayon de recherche plus élevé semble présenter un indice concret de la répartition de l'espèce autour de chaque point d'occurrence à une échelle cartographique plus faible (Figure 9 à Figure 13). À une échelle cartographique plus grande (Figure 16, Figure 17 et Figure 18), un rayon de recherche trop élevé (Figure 18) peut masquer des zones spécifiques de haute densité et des indices d'épisodes de dispersion plus subtils. Durant la phase de dispersion entre 2014 et 2017, certains secteurs non couverts par l'isoplèthe 95 % pour des rayons de 3 et 5 km étaient déjà couverts pour un rayon de 10 km, raison pour laquelle il est possible d'observer deux phases de dispersion distinctes dans le lac Saint-Pierre au lieu d'une seule en utilisant des rayons de recherche inférieurs à 10 km.

Cependant, même si un rayon de recherche plus petit signifie forcément des parties du lac non couvertes par l'isoplèthe 95 %, cela ne peut pas être assurément attribué à une absence de tanches, mais plutôt des manques dans les données disponibles. Par exemple, peu de tanches sont observées sur le chenal de navigation, pouvant être expliquées par la difficulté d'échantillonner cette zone (Mingelbier *et al.*, 2016). Il en va de même lorsqu'il y a une réduction de la vitesse de colonisation, particulièrement entre les deux phases de dispersion. Cela ne signifie pas que la présence de l'espèce s'essouffle, mais plutôt qu'il y a de moins en moins d'endroits non colonisés. Puisque certaines zones n'ont pas été échantillonnées, il est fort probable que ces zones soient déjà colonisées, sans qu'elles ne

puissent être considérées dans l'analyse. Pour contourner ce problème, il est possible de s'intéresser à l'évolution du pourcentage de l'étendue spatiale colonisée telle que connue en 2020. Cette analyse montre mieux la progression de colonisation de la tanche dans le lac Saint-Pierre, et ce, peu importe le rayon de recherche utilisé (Figure 22). Avec un rayon de 10 km, la colonisation complète se fait très rapidement, où plus de 95 % de la surface maximale actuelle est colonisée en 2012. Avec des rayons de 3 et 5 km, plus de 95 % de la surface maximale actuelle est colonisée en 2017 et en 2016 respectivement. La superficie colonisable telle que connue en 2020 a donc été saturée entre 2012 et 2017.

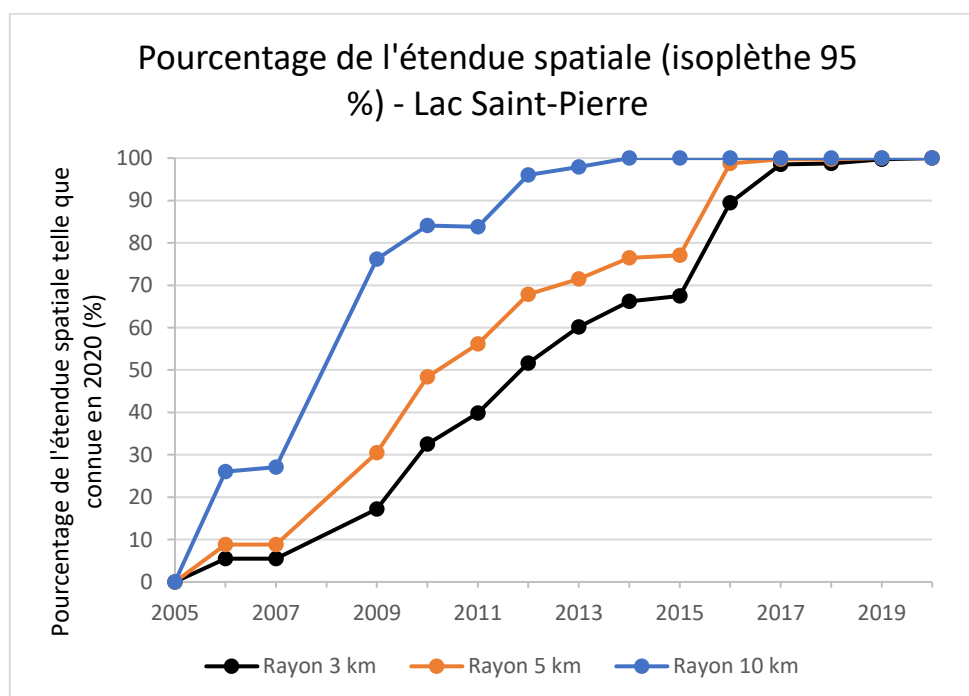


Figure 22 : Évolution du pourcentage entre 2005 et 2020 de l'étendue spatiale du domaine vital (aires internes des isoplèthes 95% des densités de noyau) de la tanche au lac Saint-Pierre telle que connue en 2020 à partir de rayons de recherche de 3, 5 et 10 km.

À partir de l'analyse spatio-temporelle du système du fleuve Saint-Laurent et du lac Saint-Pierre, il est possible de diviser la dispersion de la tanche selon trois périodes distinctes : la période de latence entre 1991 et 2006; la période exponentielle entre 2006 et 2012; la période de saturation depuis 2012 (Figure 23). Cette dispersion correspond à la courbe typique d'invasion caractérisée par les mêmes périodes. Dans la période de latence, d'une durée d'environ 15 ans, la première détection de l'espèce se fait huit ans après son introduction. Ce long laps de temps entre l'introduction et la première détection peut être le

reflet de la taille du système dans lequel l'espèce prolifère et se disperse. La tanche a désormais atteint un niveau de dispersion où une relative saturation spatiale est observée dans la portion dulcicole du fleuve Saint-Laurent, laissant l'amont, l'aval et les tributaires à des niveaux de plus faible envahissement. Toutefois, les effets délétères liés à une croissance démographique rapide dans le corridor fluvial ne peuvent pas être décelés par la présente analyse.

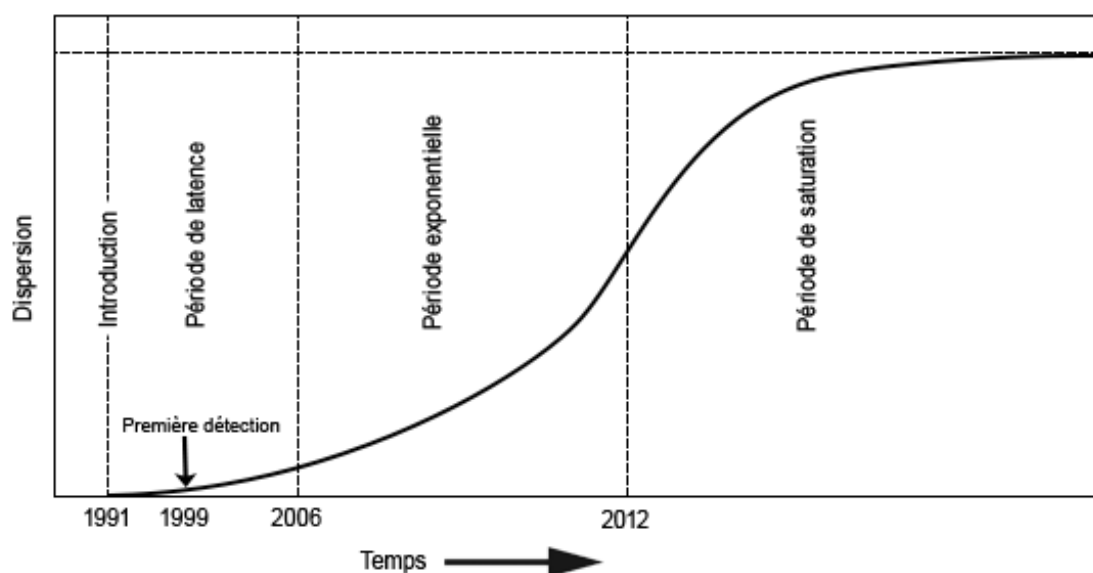


Figure 23 : Les trois périodes de dispersion de la tanche dans le système du fleuve Saint-Laurent : 1. Période de latence (1991-2006); 2. Période exponentielle (2006-2012); 3. Période de saturation (depuis 2012) (inspirée de Clout et Williams, 2009).

5.2 Dispersion passive ou active?

Les modèles de régression linéaire et les tests de rangs signés de Wilcoxon n'ont pas permis de montrer de relations significatives entre les taux de dispersion de la tanche dans la région d'étude et les débits moyens de mai et juin de la rivière Richelieu. Ces résultats appuient l'hypothèse qu'il n'y a pas d'impacts détectables des débits locaux de la rivière Richelieu sur la dispersion de la tanche à l'échelle de la région d'étude, même lorsque des modèles plus parcimonieux sont utilisés. L'hypothèse de Masson *et al.* (2013) est principalement basée sur la présomption d'une capacité limitée de la tanche à se disperser, liée à un mode de dispersion passif. Comme abordé précédemment, une dispersion passive impliquerait avant tout l'effet des courants d'eau comme patron de dispersion principal. Dans ce cas, la progression des occurrences de tanches aurait tendance à se diriger

chronologiquement vers aval depuis le point d'introduction dans le Haut-Richelieu jusqu'à l'embouchure de la rivière Richelieu et ensuite vers l'aval du fleuve Saint-Laurent. Toutefois, la cartographie de l'évolution de l'aire de distribution de la tanche (Figure 9 à Figure 13) supporte l'hypothèse opposée, c'est-à-dire que la tanche se disperse activement. Cette conclusion a été également suggérée par Morissette *et al.* (2021), qui par l'analyse de la chimie des otolithes ont observé des patrons de colonisation nécessitant la dispersion active. Les indices obtenus par la présente étude sont visibles dès la période 2001-2007 avec deux occurrences (en 2002 et en 2007) au nord du lac Champlain (Figure 10), suggérant un déplacement en amont du secteur d'introduction de la rivière Richelieu (i.e. dispersion à contresens de l'écoulement des eaux). Durant la période 2008-2011, une première tanche est observée dans le tronçon Montréal-Sorel du Saint-Laurent. Plusieurs autres observations durant les périodes 2012-2016 et 2017-2020 indiquent une progression de l'espèce en amont de l'embouchure de la rivière Richelieu, notamment dans le lac Saint-Louis en 2013, et dans le lac Saint-François et la rivière des Outaouais en 2018. Bien qu'elles ne semblent pas participer à la dispersion, les crues et les inondations pourraient cependant avoir un effet sur la croissance démographique de la population de tanche. Les résultats de Foubert *et al.* (2019) montrent que les périodes de niveaux d'eau élevée et stables dans le fleuve Saint-Laurent augmentent la superficie d'habitats propices à la reproduction du grand brochet, comme les plaines inondables riveraines, ce qui peut favoriser la productivité de l'espèce. Effectivement, une fois submergés, ces habitats regorgent d'herbiers aquatiques servant de source de nourriture et de refuge pour les organismes aquatiques benthiques (Newman, 1991). Sachant que les herbiers aquatiques jouent un rôle essentiel dans les processus d'alimentation et de reproduction de la tanche (Copp et Mann, 1993; Kennedy et Fitzmaurice, 1970; Perrow et al., 1996), il est probable que les niveaux d'eau élevés causés par les crues printanières rendent accessible une plus grande superficie de végétation submergée, qui pourrait être bénéfique à la reproduction et à la survie des jeunes et donc à la productivité. Par le biais d'une productivité augmentée, les risques de dispersion naturelle de l'espèce pourraient s'accroître.

Ceci n'exclut pas le fait que la dispersion passive joue un rôle sur les mouvements migratoires de la tanche, comme pour de nombreuses espèces de poissons du Saint-Laurent (Fortier et Leggett, 1982; Laprise et Dodson, 1990; Leclerc *et al.*, 2008). Sur un échantillon

de 85 tanches capturées dans le fleuve Saint-Laurent, la rivière Richelieu et le lac Champlain, dont 14 % proviennent du lac Saint-Pierre, Morissette *et al.* (2021) montrent que toutes les tanches capturées au lac Saint-Pierre sont présumées provenir de sites d'éclosion de la rivière Richelieu ou du lac Champlain. Ces résultats sont en accord avec l'hypothèse de Masson *et al.* (2013). Toutefois, sachant que la tanche possède des capacités migratoires plus élevées qu'il ne l'était présumé auparavant (Cudmore et Mandrak, 2011; Moyle, 2002), il n'est pas possible de faire le lien direct entre un mouvement vers l'aval et une dispersion passive. Afin de tester l'hypothèse de Masson *et al.* (2013) d'une façon plus directe, il pourrait être pertinent de faire un suivi des larves et des œufs en dévalaison dans la rivière Richelieu aux mois de juin et de juillet (période post-fraie) et lier l'ampleur de cette dévalaison avec les débits.

5.3 Implications écologiques et socioéconomiques potentielles

5.3.1 Porte ouverte pour d'autres espèces aquatiques envahissantes

Les écosystèmes de la rivière Richelieu et du fleuve Saint-Laurent regorgent d'une multitude d'espèces aquatiques. Un total de 97 espèces de poissons d'eau douce et diadromes exploitent le Saint-Laurent (Foubert *et al.*, 2018), dont plusieurs exploitent les mêmes ressources que la tanche. Plus de 15 ans après son introduction, le fait qu'aucune explosion démographique n'ait été détectée peut être le résultat d'une certaine stabilité ou résilience de l'écosystème. Cette résilience s'est dégradée depuis les dernières décennies, notamment en raison de pressions sur les milieux naturels liées aux usages du fleuve comme la navigation, l'agriculture, la pêche et le rejet des déchets et des contaminants (Hudon et Carignan, 2008; Mingelbier *et al.*, 2008; Vincent et Dodson, 1999). L'hétérogénéité du fleuve Saint-Laurent, par ses caractéristiques physiographiques et hydrologiques très variables spatiotemporellement, influence les habitats et l'organisation spatiale de ses communautés de poissons (Foubert *et al.*, 2018; Mingelbier *et al.*, 2008). Les pressions anthropiques comme la voie maritime du Saint-Laurent et la régulation du débit par la présence de barrages ont contribué à l'homogénéisation du paysage du fleuve et à restreindre la connectivité des habitats (La Violette *et al.*, 2003), c'est-à-dire en augmentant la similitude du biote local menant souvent à une diminution des espèces indigènes au profit des espèces exotiques (McKinney et Lockwood, 1999; Rahel, 2002). Le fleuve Saint-

Laurent, au niveau de ses invasions, ne subit pas une pression du même ordre de grandeur que les Grands Lacs, qui accueillent près de 200 espèces aquatiques envahissantes. De nombreuses EAE ont été introduites dans les années 1990 et se sont fortement répandues dans le fleuve, comme le gardon rouge (*Scardinius erythrophthalmus*), la tanche, les moules zébrée (*Dreissena polymorpha*) et quagga (*D. bugensis*) et le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) (Paradis, 2018). Les EAE du Saint-Laurent sont pour plusieurs en hausse depuis les deux dernières décennies (Paradis, 2018) et ont déjà contribué aux modifications des communautés de poissons (Morissette *et al.*, 2018). Elles constituent donc une pression additionnelle pouvant modifier la structure et l'état des habitats et des communautés de poissons du fleuve et potentiellement faire basculer les écosystèmes.

Malgré le fait que cette étude ne faisait pas l'objet d'une mesure de la taille des populations de tanches, le nombre croissant d'observations entre 1999 et 2020 et l'ampleur de son étendue spatiale dans le système du Saint-Laurent suggèrent que l'espèce est encore en pleine croissance démographique, sa densité augmentant dans certaines régions et donc amplement susceptible d'avoir un impact sur l'écosystème envahi. Tel que relevé par Cudmore et Mandrak (2011), la tanche, lorsqu'abondante dans un milieu, peut entrer en compétition avec d'autres espèces de poissons ayant un régime alimentaire similaire. À forte densité, elle peut aussi avoir un effet négatif direct ou indirect sur leurs habitats, soit par la consommation de plantes aquatiques ou par un effet en cascade sur la chaîne alimentaire (Brönmark, 1994). Par conséquent, elle peut être un facteur de déséquilibre des écosystèmes locaux pouvant nuire particulièrement aux espèces indigènes, adaptées à des conditions environnementales spécifiques, au profit des EAE, généralement plus tolérantes et donc capables de s'adapter rapidement à des conditions environnementales dégradées. Cette perte de résilience de l'écosystème due aux impacts engendrés par les EAE pourrait ouvrir la voie à d'autres envahisseurs. L'hypothèse derrière cette assertion, communément appelée « *invasional meltdown hypothesis* », stipule que les EEE facilitent l'envahissement d'autres EEE par le déclenchement de rétroactions positives, intensifiant leurs impacts écologiques dans les écosystèmes envahis (Simberloff et Von Holle, 1999). En d'autres termes, tant qu'il n'y a pas d'EEE dans un écosystème, celui-ci est plus susceptible de ne pas être envahi, ou de mieux résister à une introduction. À présent, il n'existe pas d'études spécifiques à la tanche démontrant sa capacité à faciliter l'envahissement d'autres EEE.

Cependant, considérant son abondance et son type d'alimentation, elle pourrait être considérée comme une espèce structurante de l'écosystème pour laquelle un suivi serré de son impact sur l'habitat du poisson est requis. De nombreuses études sont néanmoins en accord avec l'hypothèse du « *invasional meltdown* », dont plusieurs montrent certaines preuves que des poissons exotiques envahissants aient pu faciliter l'envahissement d'autres EAE (Adams *et al.*, 2003; Gallardo et Aldridge, 2015; Korsu *et al.*, 2010; Tucker et Williamson, 2014).

La présence de la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*) dans le système du Saint-Laurent, confirmée en 2016 (MFFP, s.d.-a), est très préoccupante pour l'avenir de l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques au Québec. Aucune donnée actuelle ne permet de conclure à l'établissement d'une population de carpe de roseau, ni même à statuer sur son abondance (Paradis, 2018). Cependant, une diminution de la qualité des habitats aquatiques du Saint-Laurent engendrée par la tanche pourrait, dans l'avenir, augmenter le risque d'établissement de la carpe de roseau, notamment en raison de sa tolérance à une large gamme de conditions environnementales (Pípalová, 2006). La carpe de roseau peut avoir un impact négatif majeur sur les communautés de plantes aquatiques (Van Dyke, 1984). Les pertes de biomasse végétale occasionnées par la présence de carpe de roseau peuvent nuire à la pérennité des communautés animales aquatiques qui dépendent de cette végétation. Dans les secteurs du fleuve Mississippi moyen, où la carpe de roseau est déjà présente, une exploitation continue de plus de 30 % de sa biomasse initiale serait nécessaire annuellement pour éliminer l'espèce, ce qui reflète de sa forte abondance dans l'écosystème (Kramer *et al.*, 2019). L'invasion par la carpe de roseau, mais également par la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*) et la carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*), dans les secteurs non envahis du Mississippi moyen, pourrait diminuer de 10 à 30 % la biomasse initiale des poissons indigènes et exotiques envahissants déjà présents (Kramer *et al.*, 2019). De surcroît, le nombre de crapets arlequins (*Lepomis macrochirus*) dans des étangs expérimentaux a été réduit significativement de 52 % en présence de carpe de roseau (Forester et Lawrence, 1978). La carpe de roseau pourrait perturber les activités se déroulant dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires, comme la pêche commerciale et sportive (Pouliot et Morissette, 2019). À titre d'exemple, la valeur totale des impacts de la présence de la carpe de roseau du côté

canadien des Grands Lacs est estimée à 244 millions de dollars américains pour la pêche commerciale et à 345 millions de dollars américains pour la pêche sportive sur un horizon de 10 ans (Hayder, 2019). Bien qu'il demeure impossible de prédire un éventuel établissement de la carpe de roseau dans les eaux du Saint-Laurent, la prévention reste la solution préférable pour limiter sa propagation. Le MFFP, par son Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques, s'est vu accorder 1,7 million de dollars en 2016 et 5,0 millions de dollars additionnels en 2019 afin d'accroître les actions du gouvernement du Québec, notamment dans l'établissement et la mise en œuvre d'un plan d'action (Pouliot et Morissette, 2019). Ces fonds serviront par exemple à optimiser un réseau de détection hâtive afin d'intervenir le plus rapidement possible en cas d'apparition dans l'écosystème.

5.3.2 La tanche, deuxième couche après la carpe commune

La cooccurrence d'EEE dans un même écosystème peut complexifier l'évaluation de leurs impacts respectifs. Bien qu'une cooccurrence entre deux espèces n'assure pas une interaction entre ces deux espèces (Blanchet *et al.*, 2020), la présence d'une EEE peut exacerber les impacts d'une autre EEE, c'est-à-dire causer des effets synergiques sur l'écosystème (Rowe *et al.*, 2008). Plusieurs exemples montrent les effets synergiques de la combinaison d'espèces introduites sur des espèces indigènes (Beggel *et al.*, 2016; Morgan *et al.*, 2002; Rowe, 2007; Warburton et Madden, 2003). La carpe commune (*Cyprinus carpio*) est présente dans le fleuve Saint-Laurent depuis plus d'une centaine d'années (McCrimmon, 1968) et est toujours susceptible d'avoir des impacts sur les écosystèmes aquatiques (Paradis, 2018). Étant un poisson omnivore/herbivore au mode d'alimentation particulier, cette espèce creuse dans les sédiments ou arrache la végétation afin d'y trouver ses proies préférentielles, de ce fait elle dégrade les herbiers aquatiques qui constituent des habitats importants pour les poissons et les oiseaux; en plus de détruire la végétation, les carpes communes ont pour effet d'augmenter la turbidité de l'eau où elles s'alimentent (Bajer *et al.*, 2009; Bonneau et Scarnecchia, 2015; Breukelaar *et al.*, 1994; Weber et Brown, 2009). La tanche, étant un poisson benthivore, a aussi le potentiel de contribuer à l'augmentation de la turbidité de l'eau par ses activités d'alimentation (Rowe, 2007). Schallenberg et Sorrell (2009) montrent que la cooccurrence de poissons herbivores et benthivores, comprenant la présence de la carpe commune et de la tanche, était associée

positivement avec des changements de régime entre eau claire et eau turbide dans des lacs en Nouvelle-Zélande. Ces résultats supportent ceux de Rowe (2007), qui montrent que la présence de plus d'un poisson exotique introduit, incluant la tanche et la carpe koï (forme domestique créée à partir de *Cyprinus carpio*), dans des lacs en Nouvelle-Zélande résulte à une baisse plus marquée de la clarté de l'eau. Les poissons herbivores et benthivores agiraient en synergie ce qui induirait un déclin des communautés de plantes aquatiques des lacs et augmenterait ainsi la turbidité (Rowe, 2007). Il est donc plausible de penser que, en raison de leur cooccurrence, la tanche et la carpe commune aient le potentiel d'avoir des effets synergiques nuisibles sur les herbiers aquatiques et sur la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires.

Une dégradation des herbiers aquatiques, qui servent d'alimentation et de refuge pour de nombreuses espèces aquatiques indigènes, pourrait affecter plusieurs secteurs socioéconomiques, tels que la pêche commerciale et les activités récréatives liées au tourisme comme la pêche sportive et la chasse. Au Québec, la pêche commerciale en eau douce était pratiquée par 78 pêcheurs en 2016, elle se déroule principalement dans le fleuve Saint-Laurent et le lac Saint-Pierre, où la valeur estimée des débarquements s'élevait à 1,1 million de dollars (Direction des analyses et des politiques des pêches et de l'aquaculture, 2018). Les espèces les plus pêchées sont la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*), l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*), l'esturgeon noir (*Acipenser oxyrinchus*) et l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). La perchaude (*Perca flavescens*) a longtemps été une espèce prisée des pêcheurs commerciaux du lac Saint-Pierre. Depuis 2012, un moratoire interdit la pêche commerciale et sportive à la perchaude au lac Saint-Pierre jusqu'en 2022, comme moyen de protection afin de renverser le déclin de la population observé depuis les années 1990 (MFFP, s.d.-c). Beaucoup d'efforts ont été faits pour le rétablissement des stocks de perchaude dans le lac Saint-Pierre, particulièrement dans le cadre de la Stratégie d'intervention pour l'avenir du lac Saint-Pierre où 14 millions de dollars ont été investis pour restaurer les fonctions écologiques du littoral du lac Saint-Pierre, notamment (MFFP, s.d.-c). Ces efforts pourraient être mis en danger par l'interférence de la tanche dans l'écosystème, ce qui pourrait entraver le retour de la perchaude ou favoriser la destruction des habitats d'autres espèces d'intérêt halieutique. Les impacts potentiels de la tanche touchent aussi les activités récréatives telles que la pêche

sportive et la chasse à la sauvagine. La restauration des milieux humides du lac Saint-Pierre est également bénéfique aux canards qui profitent des herbiers aquatiques pour leur alimentation et au maintien des habitats de poissons d'intérêt comme les dorées, les achigans et le brochet. Les activités de pêche sportive et de chasse au Québec engendrent des revenus annuels considérables, soit plus de 1,5 milliard de dollars (Bureau d'études stratégiques et techniques en économie, 2020). La tanche, en synergie avec la carpe commune, risque de nuire aux travaux de restauration visant les milieux humides et les habitats des espèces valorisées. Néanmoins, la prédictibilité des effets synergiques de la tanche et de la carpe commune sur l'écosystème est pratiquement nulle, ce qui complique la gestion des stocks de poissons du Saint-Laurent et du lac Saint-Pierre. Des études portant sur le comportement alimentaire de la tanche ou sur les interactions entre la tanche et la carpe commune, et un suivi étroit des populations de tanches permettraient de mieux comprendre l'existence et l'ampleur des effets synergiques de leur combinaison sur les espèces indigènes du Saint-Laurent et de ses tributaires.

5.3.3 Exploitation commerciale de la tanche au Québec?

L'exploitation commerciale d'une EEE est une stratégie de lutte qui permet de diminuer ses impacts tout en minimisant les coûts liés à sa gestion grâce à ses retombées économiques. L'idée de diminuer les abondances des EEE en les exploitant pour les consommer semble à première vue une option gagnant-gagnant. Après tout, la tanche est une espèce d'intérêt commercial en Europe, qui jouit d'une certaine popularité auprès des pêcheurs sportifs et de l'élevage en aquaculture (Rowe *et al.*, 2008). D'ailleurs, la tanche est célébrée tous les ans durant la troisième semaine du mois de juillet à Clusane, un petit village situé en bordure du lac d'Iseo en Italie, où les restaurateurs offrent leur plat typique traditionnel « Tinca al forno », traduit par la « Tanche au four » (Corigliano, 2016). En Espagne, la tendance à la baisse vue chez les populations de tanches depuis les dernières années n'est pas ralentie par la production de tanches en aquaculture, soit 23 tonnes en 2015 (Viking Aquaculture Development, s.d.-a). Considérant qu'elle est fortement prisée en Europe, la commercialisation de la tanche du Québec semble possible s'il existe un marché.

L'exploitation de la tanche pour l'alimentation humaine comporte certains risques d'ordre écologique et économique. Bien que la vente de la tanche vivante soit présentement

interdite au Québec, un marché destiné à la consommation directe passerait essentiellement par une commercialisation du poisson vivant, parce que la période de conservation de la chair fraîche de tanche n'est que de quelques jours (Viking Aquaculture Development, s.d.-b). Ceci ajoute donc un risque supplémentaire de propagation de l'espèce dans le milieu naturel. Aussi, une exploitation basée sur la consommation comme stratégie de lutte peut créer une certaine demande et même une volonté de maintenir les stocks de tanches afin de garantir un approvisionnement constant de la ressource, ce qui vient à l'encontre même de la stratégie initiale. Compte tenu du type d'approche visant à éviter la propagation des EEE, qui est vivement encouragé au Québec, un commerce de la tanche augmenterait les risques inhérents d'introduction secondaire, de destruction d'habitats aquatiques et de propager l'espèce au-delà des limites de l'aire de distribution actuelle de la tanche. De plus, il existe des incertitudes quant au potentiel économique de sa commercialisation, à savoir la possibilité d'un réel marché au Québec. La tanche est en expansion dans le fleuve Saint-Laurent seulement depuis une décennie et peu de gens sont conscients ou informés de sa présence dans les eaux du Saint-Laurent. Il serait nécessaire de s'assurer que les populations de tanches dans le système du Saint-Laurent soient assez abondantes pour être exploitées. Une analyse de marché permettrait également de savoir s'il existe une demande suffisante pour que sa commercialisation soit rentable.

Sachant que la tanche devient de plus en plus abondante au Québec, l'éradication comme option de lutte est improbable, voire impossible. Green et Grosholz (2021) proposent une vision alternative, l'éradication fonctionnelle, qui consiste à diminuer l'abondance locale d'un envahisseur sous un certain seuil afin d'en réduire ses impacts dans des habitats à plus haute priorité. Il serait avant tout nécessaire d'évaluer les impacts de la tanche sur les communautés indigènes ainsi que les mécanismes impliqués et d'identifier les niveaux de populations où les effets écologiques causés par l'espèce sont négligeables. Les activités de retrait massif peuvent être un moyen efficace pour réduire la biomasse d'une espèce indésirable d'un écosystème, mais nécessitent des efforts considérables, dont beaucoup de ressources qu'une instance gouvernementale seule pourrait difficilement prendre en charge (Brodeur *et al.*, 2001; Mehner *et al.*, 2002). Il pourrait aussi être judicieux de trouver de nouvelles voies d'utilisation de l'espèce. Étant très tolérante à la pollution, la tanche représente une bonne espèce-modèle de bioaccumulation des contaminants de

l'environnement où elle vit et pourrait servir de bioindicateur de la qualité de l'eau (Gatermann *et al.*, 2002; Svobodova et Kolarova, 2004; Tekin-Özan et Kir, 2005). La tanche pourrait aussi contribuer à séquestrer et retirer les métaux lourds et les contaminants de l'écosystème si elle est retirée du système par la pêche. Finalement, la tanche comme produit de la pêche pourrait aussi être valorisée et utilisée pour des produits alternatifs, notamment en transformant le poisson pour la fabrication de farines, d'engrais et d'huiles par exemple, ce qui minimiserait les risques de dispersion secondaire et les coûts de retrait en assurant un revenu d'appoint aux pêcheurs commerciaux du fleuve Saint-Laurent.

6. Conclusion

L'analyse spatio-temporelle de la distribution des observations de la tanche a permis clairement d'identifier trois périodes distinctes : une première période (de 1991 à 2006) pendant laquelle l'espèce s'est dispersée lentement, suivie par une seconde période (2006 à 2012) qui a vu une rapide accélération de l'augmentation de sa distribution dans le système du fleuve Saint-Laurent, tout particulièrement dans la période de 2007 à 2010. Cette augmentation a résulté en une saturation spatiale dans quasiment toute la portion d'eau douce du fleuve Saint-Laurent. Depuis 2012, la troisième période s'est amorcée, c'est-à-dire la saturation spatiale du fleuve Saint-Laurent dans sa portion dulcicole. La situation prévalant dans le lac Saint-Pierre illustre bien la nouvelle réalité de la communauté des poissons du Saint-Laurent. La présente analyse s'est concentrée sur l'état de la tanche du Saint-Laurent en termes spatiaux. Or, il n'existe pas toujours une corrélation directe entre les aspects spatiaux et les aspects démographiques (ex. abondance, densité) qui sont, eux, intimement liés aux conséquences écologiques. Bien que le taux de colonisation puisse ralentir au cours des prochaines années, en raison de la saturation spatiale observée, il n'est pas possible de conclure sur la saturation en termes de biomasse. Par ailleurs, cet essai ne permet pas de supporter l'hypothèse de Masson *et al.* (2013), mais ne permet pas non plus de l'infirmer complètement, dû aux limites de la méthodologie employée et aux potentiels effets de productivité de l'espèce.

La présente étude permet notamment d'émettre certaines recommandations pour l'élaboration d'un plan de gestion de la tanche:

- Mise en place d'un programme de suivi annuel standardisé afin d'évaluer l'augmentation de biomasse;
- Mise en place d'un suivi serré de l'apparition et de la progression dans le lac Saint-François afin d'identifier une éventuelle dispersion vers les Grands Lacs;
- Mise en place d'un suivi de la rivière des Outaouais
- Financement et réalisation d'études scientifiques des impacts écologiques de la tanche dans les écosystèmes du Saint-Laurent et de ses tributaires;
- Sensibilisation du grand public et des pêcheurs sportifs sur les moyens de prévenir sa dispersion.

Cet ouvrage présente l'ensemble de toutes les informations connues de la tanche au Québec jusqu'en date de 2020 et a permis de mettre à jour l'ensemble de toutes les données disponibles, faisant de sa base de données et de son analyse spatiale ceux à utiliser pour des analyses subséquentes. Des analyses démographiques seraient plus utiles afin de déceler les effets délétères liés à une augmentation de biomasse et les risques que ces effets soient observés à plusieurs endroits le long du fleuve Saint-Laurent.

Références

- Adámek, Z., Sukop, I., Rendón, P. M., et Kouřil, J. (2003). Food competition between 2+ tench (*Tinca tinca* L.), common carp (*Cyprinus carpio* L.) and bigmouth buffalo (*Ictiobus cyprinellus* Val.) in pond polyculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 19(3), 165–169.
- Adams, M. J., Pearl, C. A., et Bruce Bury, R. (2003). Indirect facilitation of an anuran invasion by non-native fishes. *Ecology Letters*, 6(4), 343–351.
- Agence Spatiale Canadienne. (2013). Inondations de la rivière Richelieu - Un an plus tard.
- Alaş, A., Altındağ, A., Yılmaz, M., Kırpık, M. A., et Ak, A. (2010). Feeding habits of tench (*Tinca tinca* L., 1758) in Beyşehir Lake (Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 10(2), 187–194.
- Alaş, A. et K. Solak. (2004). The reproductive biology of the tench (*Tinca tinca* L., 1758) in Kayabogazi (Kutahya, Turkey) Dam Lake. *Turkish Journal of Veterinary & Animal Sciences*, 28(5), 879–885.
- Avlijaš, S., Mandrak, N., Fischer-Rush, J., et Ricciardi, A. (2016). Evaluating & predicting impacts of globally invasive freshwater fishes using multi-population comparisons. [En ligne]. Disponible au https://www.icaais.org/pdf/2016abstracts/ICAIS%20Wednesday%20PM%20Session%20B/210_Avlijas.pdf (Consulté le 10 décembre 2020).
- Avlijaš, S., Ricciardi, A., et Mandrak, N. E. (2017). Eurasian tench (*Tinca tinca*): the next Great Lakes invader. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(2), 169–179.
- Bajer, P. G., Sullivan, G., et Sorensen, P. W. (2009). Effects of a rapidly increasing population of common carp on vegetative cover and waterfowl in a recently restored Midwestern shallow lake. *Hydrobiologia*, 632(1), 235–245.
- Balık, İ., Çubuk, H., Çınar, Ş. et Özkök, R. (2009). Population structure, growth, mortality and estimated stock size of the introduced tench, *Tinca tinca* (L.), population in Lake Beyşehir, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology*, 25(2), 206–210.
- Balık, S., Sarı, H.M., Ustaoglu, M.R. et Ilhan, A. (2004). The structure, mortality and growth of the tench (*Tinca tinca* L., 1758) in Çivril Lake, Denizli, Turkey. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 28(6), 973–979.
- Beamish, F. W. H. (1980). Biology of the North American anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(11), 1924–1943.

- Beggel, S., Brandner, J., Cerwenka, A. F., et Geist, J. (2016). Synergistic impacts by an invasive amphipod and an invasive fish explain native gammarid extinction. *BMC Ecology*, 16, 1–13.
- Beyer, H.L. (2015). Geospatial Modelling Environment (Version 0.7.4.0). (logiciel).
- Bezmaternykh, V. V. et G. K. Shcherbina. (2018). Feeding of Tench *Tinca tinca* (Cyprinidae) in a Small Eutrophic Water Body. *Journal of Ichthyology*, 58(4), 545–551.
- Blanchet, F. G., Cazelles, K., et Gravel, D. (2020). Co-occurrence is not evidence of ecological interactions. *Ecology Letters*, 23(7), 1050–1063.
- Bonneau, J. L., et Scarnecchia, D. L. (2015). Response of benthic macroinvertebrates to carp (*Cyprinus carpio*) biomanipulation in three tributaries of a eutrophic, Great Plains reservoir, USA. *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 118(1-2), 13–26.
- Breukelaar, A. W., Lammens, E. H., Breteler, J. G. K., et Tatrai, I. (1994). Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biology*, 32(1), 113–121.
- Brodeur, P., Magnan, P., et Legault, M. (2001). Response of fish communities to different levels of white sucker (*Catostomus commersoni*) biomanipulation in five temperate lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(10), 1998–2010.
- Brodeur, P., Reyjol, Y., Mingelbier, M., Rivière, T., et Dumont, P. (2011). Prédation du gobie à taches noires par les poissons du Saint-Laurent: contrôle potentiel d'une espèce exotique. *Le Naturaliste canadien*, 135(2), 89–96.
- Bureau d'études stratégiques et techniques en économie. (2020). Retombées économiques des activités de chasse, de pêche et de piégeage au Québec en 2018. [En ligne]. Disponible au https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/Retombees_economiques_CPP_Quebec_2018.pdf (Consulté le 8 mai 2021).
- Carignan, R., et Lorrain, S. (2000). Sediment dynamics in the fluvial lakes of the St. Lawrence River: accumulation rates and characterization of the mixed sediment layer. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(S1), 63–77.
- Clout, M. N., et Williams, P. A. (Eds.). (2009). Invasive species management: a handbook of principles and techniques. Oxford University Press, 308 p.
- Commission mixte internationale Canada et États-Unis. (2013). Plan d'étude pour la détermination des mesures visant à atténuer les inondations et leurs répercussions dans le bassin versant du lac Champlain et de la rivière Richelieu. [En ligne]. Disponible au

- http://ijc.org/files/publications/Plan%20d'%C3%89tude%20Final_lac%20Champlain%20rivi%C3%A8re%20Richelieu.pdf (Consulté le 17 janvier 2021).
- Coopérative de solidarité de la Réserve de la biosphère du Lac-Saint-Pierre (CSRBLSP). (2002). Synthèse du plan directeur de développement écotouristique de la réserve mondiale de la biosphère du Lac-Saint-Pierre. [En ligne]. Disponible au https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/pls/public/docs/GSC665/F1378044184_Synthese_plan_directeur.pdf (Consulté le 20 janvier 2021)
- Copp, G. H., et Mann, R. H. K. (1993). Comparative growth and diet of tench *Tinca tinca* (L.) larvae and juveniles from river floodplain biotopes in France and England. *Ecology of Freshwater Fish*, 2(2), 58–66.
- Corigliano, M. A. (2016). Wine routes and territorial events as enhancers of tourism experiences. Dans *Wine and tourism* (pp. 41-56). Springer, Cham.
- Costan, G., et de Lafontaine, Y. (2000). Présence de la moule zébrée dans le Saint-Laurent: à suivre... Ministère des Travaux publics et Services gouvernementaux, Canada. [En ligne]. Disponible au http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/610/13/Costan_2000_Moule%20z%C3%A9br%C3%A9_A.pdf (Consulté le 26 janvier 2021).
- COVABAR. (2015). Plan directeur de l'eau -Portrait du bassin versant de la Rivière Richelieu et de la zone Saint-Laurent, août 2015. Beloeil.
- Croteau, E. K. (2010). Causes and Consequences of Dispersal in Plants and Animals. *Nature Education Knowledge* 3(10), 12.
- Crowder, L. B. (1986). Ecological and morphological shifts in Lake Michigan fishes: glimpses of the ghost of competition past. *Environmental Biology of Fishes*, 16, 147–157.
- Cudmore, B. C. et N. E. Mandrak. (2011). Biological synopsis of Tench (*Tinca tinca*). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences. Burlington, Ministry of Fisheries and Oceans Canada. 2948, 20 p.
- Dettmers, J. M., Janssen, J., Pientka, B., Fulford, R. S., et Jude, D. J. (2005). Evidence across multiple scales for offshore transport of yellow perch (*Perca flavescens*) larvae in Lake Michigan. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(12), 2683–2693.
- Dextrase, A. J., et Mandrak, N. E. (2006). Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biological Invasions*, 8(1), 13–24.
- Direction des analyses et des politiques des pêches et de l'aquaculture. (2018). Pêches et aquaculture commerciales au Québec en un coup d'oeil - Portrait statistique : Édition 2017. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), Canada, Québec. [En ligne]. Disponible au

<https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/CoupOeilpeche.pdf> (Consulté le 8 mai 2021).

- Docherty, C., Ruppert, J., Rudolfson, T., Hamann, A., et Poesch, M. S. (2017). Assessing the spread and potential impact of Prussian Carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) to freshwater fishes in western North America. *BioInvasions Record*, 6(3).
- Duenas, M. A., Ruffhead, H. J., Wakefield, N. H., Roberts, P. D., Hemming, D. J., et Diaz-Soltero, H. (2018). The role played by invasive species in interactions with endangered and threatened species in the United States: a systematic review. *Biodiversity and Conservation*, 27(12), 3171–3183.
- Dumont, P., Vachon, N., Leclerc, J., et Guibert, A. (2002). Intentional introduction of tench into southern Quebec. Alien invaders in Canada's waters, wetlands, and forests. Édité par R. Claudi, P. Nantel et E. Muckle-Jeffs. Ottawa, Canadian Forest Service, 169–177.
- Emery-Butcher, H. E., Beatty, S. J., et Robson, B. J. (2020). The impacts of invasive ecosystem engineers in freshwaters: A review. *Freshwater Biology*, 65(5), 999–1015.
- Environnement et Changement Climatique Canada (2017). Fleuve Saint-Laurent. [En ligne]. Disponible au <http://www.ec.gc.ca/stl/default.asp?lang=Fr&n=F46CF5F8-1%20> (Consulté le 12 janvier 2021).
- Environnement et Changement climatique. (2020). Niveau d'eau et débit. [En ligne]. Disponible au <https://eau.ec.gc.ca/> (Consulté le 19 décembre 2020).
- ESRI. (2015). ArcGIS 10.3.1 for Desktop. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Forester, T. S., et Lawrence, J. M. (1978). Effects of grass carp and carp on populations of bluegill and largemouth bass in ponds. *Transactions of the American Fisheries Society*, 107(1), 172–175.
- Fortier, L., et Leggett, W. C. (1982). Fickian transport and the dispersal of fish larvae in estuaries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(8), 1150–1163.
- Foubert, A., Lecomte, F., Legendre, P., et Cusson, M. (2018). Spatial organisation of fish communities in the St. Lawrence River: A test for longitudinal gradients and spatial heterogeneities in a large river system. *Hydrobiologia*, 809(1), 155–173.
- Foubert, A., Le Pichon, C., Mingelbier, M., Farrell, J. M., Morin, J., et Lecomte, F. (2019). Modeling the effective spawning and nursery habitats of northern pike within a large spatiotemporally variable river landscape (St. Lawrence River, Canada). *Limnology and Oceanography*, 64(2), 803–819.

- Freedman, J. A., Butler, S. E., et Wahl, D. H. (2012). Impacts of invasive Asian carps on native food webs. Final project report to Illinois–Indiana Sea Grant. University of Illinois, Sullivan.
- Froese, R., et Pauly, D. Éditeurs. (2019). FishBase. World Wide Web electronic publication. Version (12/2019). [En ligne]. Disponible au www.fishbase.org (Consulté le 10 janvier 2021).
- Gallardo, B., et Aldridge, D. C. (2015). Is Great Britain heading for a Ponto–Caspian invasional meltdown?. *Journal of Applied Ecology*, 52(1), 41–49.
- Gatermann, R., Biselli, S., Hühnerfuss, H., Rimkus, G. G., Hecker, M., et Karbe, L. (2002). Synthetic musks in the environment. Part 1: Species-dependent bioaccumulation of polycyclic and nitro musk fragrances in freshwater fish and mussels. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42(4), 437–446.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). (1987). Land/Sea Boundary Flux of Contaminant Contributions from Rivers. GESAMP Reports and Studies, No. 32. United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (UNESCO). Paris, France. [En ligne]. Disponible au <http://www.gesamp.org/site/assets/files/1209/land-sea-boundary-flux-of-contaminants-contributions-from-rivers-en.pdf> (Consulté le 11 janvier 2021).
- Gibson-Reinemer, D. K., Solomon, L. E., Pendleton, R. M., Chick, J. H., et Casper, A. F. (2017). Hydrology controls recruitment of two invasive cyprinids: bigheaded carp reproduction in a navigable large river. *PeerJ*, 5, e3641.
- Girard, I., Ouellet, J. P., Courtois, R., Dussault, C., et Breton, L. (2002). Effects of sampling effort based on GPS telemetry on home-range size estimations. *The Journal of wildlife management*, 1290–1300.
- Gouvernement du Canada. (2016). Fichier hydrographique - Littoraux (polygones) - Recensement de 2011. [En ligne]. Disponible au <https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/92e3ad59-c7d3-4b79-ba90-5540a67a89a7> (Consulté le 23 mai 2021).
- Green, S. J., et Grosholz, E. D. (2021). Functional eradication as a framework for invasive species control. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(2), 98–107.
- Guibert, A. (2000). La tanche (*Tinca tinca*) dans le Haut-Richelieu : État des connaissances et perspectives. Rapport de stage de Maîtrise, Université de Tours (France). Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Montérégie.
- Gutreuter, S., Bartels, A. D., Irons, K., et Sandheinrich, M. B. (1999). Evaluation of the flood-pulse concept based on statistical models of growth of selected fishes of the Upper Mississippi River system. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(12), 2282–2291.

- Hayder, S. (2019). Socio-economic Risk Assessment of the Presence of Grass Carp in the Great Lakes basin, Fisheries and Oceans Canada. Policy and Economics Section, Winnipeg, MB.
- Heggenes, J., et Traaen, T. (1988). Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology*, 32(5), 717–727.
- Hudon, C., et Carignan, R. (2008). Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(6), 1165–1180.
- Jelks, H. L., S. J. Walsh, N. M. Burkhead, S. Contreras-Balderas, E. Díaz-Pardo, D. A. Hendrickson, J. Lyons, N. E. Mandrak, F. McCormick, J. S. Nelson, S. P. Platania, B. A. Porter, C. B. Renaud, J. Jacobo Schmitter-Soto, E. B. Taylor, et M.L. Warren, Jr. (2008). Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries*, 33(8), 372–407.
- Johnson, L. E., et Carlton, J. T. (1996). Post-establishment spread in large-scale invasions: dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Ecology*, 77(6), 1686–1690.
- Kennedy, M., et Fitzmaurice, P. (1970). The Biology of the Tench *Tinca tinca* (L.) in Irish Waters. *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, Geological, and Chemical Science*, 69(3), 31–82.
- Korsu, K., Huusko, A., et Muotka, T. (2010). Impacts of invasive stream salmonids on native fish: using meta-analysis to summarize four decades of research. *Boreal Environment Research*, 15, 491–500.
- Koščo, J., Lusk, S., Halacka, K., et Luskova, V. (2003). The expansion and occurrence of the Amur sleeper (*Perccottus glenii*) in eastern Slovakia. *Folia Zoologica*, 52(3), 329–336.
- Kramer, N. W., Phelps, Q. E., Pierce, C. L., et Colvin, M. E. (2019). A food web modeling assessment of Asian Carp impacts in the Middle and Upper Mississippi River, USA. *Food Webs*, 21, e00120.
- Langlois, C., Lapierre, L., Léveillé, M., Turgeon, P., et Ménard, C. (1992). Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques de lac Saint-Pierre: rapport technique, zone d'intérêt prioritaire no. 11. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada.
- Laprise, R., et Dodson, J. J. (1990). The mechanism of retention of pelagic tomcod, *Microgadus tomcod*, larvae and juveniles in the well-mixed part of the St. Lawrence Estuary. *Environmental Biology of Fishes*, 29(4), 293–302.

- La Violette, N. (2004). Les lacs fluviaux du Saint-Laurent: Hydrologie et modifications humaines. *Le naturaliste canadien*, 128(1), 98–104.
- La Violette, N., Fournier, D., Dumont, P., et Mailhot, Y. (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. [En ligne]. Disponible au https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/car_comm_poissons.pdf (Consulté le 20 avril 2021).
- Leclerc, E., Mailhot, Y., Mingelbier, M., et Bernatchez, L. (2008). The landscape genetics of yellow perch (*Perca flavescens*) in a large fluvial ecosystem. *Molecular ecology*, 17(7), 1702–1717.
- Lodge, D. M., Taylor, C. A., Holdich, D. M., et Skurdal, J. (2000). Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries*, 25(8), 7–20.
- Lovell, S. J., Stone, S. F., et Fernandez, L. (2006). The economic impacts of aquatic invasive species: a review of the literature. *Agricultural and resource economics review*, 35(1), 195–208. [En ligne]. Disponible au https://www.cambridge.org/core/services/aop-cambridge-core/content/view/29A85EE0FD98F469BC729CED6AB8CA7F/S1068280500010157a.pdf/economic_impacts_of_aquatic_invasive_species_a_review_of_the_literature.pdf (Consulté le 14 septembre 2020).
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., et De Poorter, M. (2000). 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. ISSG, Auckland, New Zealand. [En ligne]. Disponible au http://www.issg.org/pdf/publications/worst_100/english_100_worst.pdf (Consulté le 14 septembre 2020).
- Lusk, S., Hartvich, P., Halacka, K., Lusková, V., et Holub, M. (2004). Impact of extreme floods on fishes in rivers and their floodplains. *International Journal of Ecohydrology and Hydrobiology*, 1(04), 173–181.
- Malchoff, M., J.E. Marsden, et M. Hauser. (2005). Feasibility of Champlain Canal aquatic nuisance species barrier options. Lake Champlain Sea Grant, Burlington, Vermont. [En ligne]. Disponible au <https://www.uvm.edu/seagrant/sites/default/files/uploads/publication/ansbarrierrprt06.pdf> (Consulté le 10 décembre 2020).
- Marzluff, J. M., Millspaugh, J. J., Hurvitz, P., et Handcock, M. S. (2004). Relating resources to a probabilistic measure of space use: forest fragments and Steller's jays. *Ecology*, 85(5), 1411–1427.
- Massé, G., et Mongeau, J.R. (1974). Répartition géographique des poissons, leur abondance relative et bathymétrie de la région du lac Saint-Pierre. Ministère du Tourisme, de la

- Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement de la faune, Québec, 59 p. [En ligne]. Disponible au <ftp://transfert.mern.gouv.qc.ca/public/Biblio/Mono/2015/04/0010810.pdf> (Consulté le 20 janvier 2021).
- Masson, S., de Lafontaine, Y., Pelletier, A. M., Verreault, G., Brodeur, P., Vachon, N., et Massé, H. (2013). Dispersion récente de la tanche au Québec. *Le Naturaliste canadien*, 137(2), 55–61.
- Matras, M., Stachnik, M., Borzym, E., Maj-Paluch, J., et Reichert, M. (2019). Potential vector species of carp edema virus (CEV). *Journal of fish diseases*, 42(7), 959–964.
- Mayer-Jouanjean, I., et Bleau, N. (2018). Projet 551013: Historique des sinistres d'inondations et d'étiages et des conditions météorologiques associées. Rapport présenté à Environnement et Changement climatique Canada, au Gouvernement du Québec et à Ouranos. Montréal, Ouranos, 42 p. [En ligne]. Disponible au https://www.researchgate.net/publication/326632059_Historique_des_sinistres_d%27inondations_et_d%27etiages_de_leurs_consequences_de_leur_gestion_des_conditions_meteorologiques_associees_et_des_solutions_mises_en_place (Consulté le 14 décembre 2020).
- McCrimmon, H. R. (1968). Carp in Canada. *Fisheries Research Board of Canada*, 165, 1–93.
- McKinney, M. L., et Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(11), 450–453.
- Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., ... et Wysujack, K. (2004). How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology*, 11(3-4), 261–275.
- Millet, J.-M. (2017). Regressi. Association Evariste. France.
- Mingelbier, M., Paradis, Y., Brodeur, P., de la Chenelière, V., Lecomte, F., Hatin, D., et Verreault, G. (2016). Gestion des poissons d'eau douce et migrateurs dans le Saint-Laurent: mandats, enjeux et perspectives. *Le Naturaliste canadien*, 140(2), 74–90.
- Mingelbier, M., Reyjol, Y., Dumont, P., Mailhot, Y., Brodeur, P., Deschamps, D., et Côté, C. (2008). Les communautés de poissons d'eau douce dans le Saint-Laurent, 2ème édition. Secteur Faune, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 8 p.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). (1998). Lac Saint-Pierre. Fiche d'information sur les zones humides Ramsar. [En ligne]. Disponible au <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/CA949RIS.pdf> (Consulté le 21 janvier 2021).

- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (2020). Registre des aires protégées. [En ligne]. Disponible au https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/registre/ (Consulté le 30 mars 2021).
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (s.d.). La diversité des poissons – Bassin versant de la rivière Richelieu. [En ligne]. Disponible au <http://www.environnement.gouv.qc.ca/poissons/richelieu/richelieu.asp> (Consulté le 17 janvier 2021).
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). (s.d.-a). Carpes asiatiques : carpe à grosse tête, carpe argentée, carpe noire, carpe de roseau. [En ligne]. Disponible au <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/envahissantes/carpes-asiatiques/> (Consulté le 29 avril 2021).
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). (s.d.-b). Espèces exotiques envahissantes animales. [En ligne]. Disponible au <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/envahissantes/> (Consulté le 3 juillet 2021).
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). (s.d.-c). Prolongation de 5 ans du moratoire sur la pêche à la perchaude au lac Saint-Pierre. [En ligne]. Disponible au <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/peche/prolongation-moratoire-perchaude/> (Consulté le 8 mai 2021).
- Morgan, D. L., Hambleton, S. J., Gill, H. S., et Beatty, S. J. (2002). Distribution, biology and likely impacts of the introduced redbfin perch (*Perca fluviatilis*) (Percidae) in Western Australia. *Marine and Freshwater Research*, 53(8), 1211–1221.
- Morissette, O., Lecomte, F., Vachon, N., Drouin, A., et Sirois, P. (2021). Quantifying migratory capacity and dispersal of the invasive Tench (*Tinca tinca*) in the St. Lawrence River using otolith chemistry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- Morissette, O., Paradis, Y., Pouliot, R., & Lecomte, F. (2018). Spatio-temporal changes in littoral fish community structure along the St. Lawrence River (Québec, Canada) following round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Aquatic Invasions*, 13(4), 501–512.
- Moyle, P. B. (2002). Inland fishes of California Revised and Expanded. University of California Press. [En ligne]. Disponible au https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/tmdl/records/state_board/1998/ref2608.pdf (Consulté le 1 février 2021).
- Neophitou, C. (1993). Some biological data on the tench (*Tinca tinca* (L.)) in Lake Pamvotida (Greece). *Acta Hydrobiologica*, 4(35), 367–379.

- Newman, R. M. (1991). Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society*, 10(2), 89–114.
- Nilsson, E., Solomon, C. T., Wilson, K. A., Willis, T. V., Larget, B., et Vander Zanden, M. J. (2012). Effects of an invasive crayfish on trophic relationships in north-temperate lake food webs. *Freshwater Biology*, 57(1), 10–23.
- Organisation de la sécurité civile du Québec (OSCQ). (2013). Rapport d'évènement : Inondations printanières Montérégie 2011. [En ligne]. Disponible au https://www.securitepublique.gouv.qc.ca/fileadmin/Documents/securite_civile/inondations_monteregie_2011/rapport_evenement_inondations_monteregie.pdf (Consulté le 6 octobre 2020).
- Organisation mondiale de la santé (OMS). (2020). Allocution liminaire du Directeur général de l'OMS lors du point presse sur la COVID-19 - 11 mars 2020. [En ligne]. Disponible au <https://www.who.int/fr/director-general/speeches/detail/who-director-general-s-opening-remarks-at-the-media-briefing-on-covid-19---11-march-2020> (Consulté le 2 mars 2021).
- Orrù, F., Deiana, A. M., et Cau, A. (2010). Introduction and distribution of alien freshwater fishes on the island of Sardinia (Italy): an assessment on the basis of existing data sources. *Journal of Applied Ichthyology*, 26, 46–52.
- Paradis, Y. (2018). Les espèces animales aquatiques envahissantes du fleuve Saint-Laurent : bilan de la situation en eau douce. [En ligne]. Disponible au http://planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/fiches_indicateurs/Francais/2018_Es peces_aquatiques_envahissantes_fleuve_Saint-Laurent_bilan_situation_eau_douce.pdf (Consulté le 14 septembre 2020).
- Pelletier, A.-M., Verreault, G. et Simard, A. (2012). Le Réseau de détection précoce des espèces aquatiques exotiques envahissantes du Saint-Laurent : bilan des activités 2007-2010. *Le Naturaliste canadien*, 136(3), 73–79.
- Perrow, M. R., Jowitt, A. J. D., et Johnsonf, S. R. (1996). Factors affecting the habitat selection of tench in a shallow eutrophic lake. *Journal of Fish Biology*, 48(5), 859–870.
- Phelps, Q. E., Tripp, S. J., Herzog, D. P., et Garvey, J. E. (2015). Temporary connectivity: the relative benefits of large river floodplain inundation in the lower Mississippi River. *Restoration Ecology*, 23(1), 53–56.
- Pimpicka, E. (1991). Fecundity of tench (*Tinca tinca* (L.)) females in Lake Drweckim. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 21, 129–141.
- Pimpicka, E., et Piros, B. (1999). Growth of female tench (*Tinca tinca*) in lake Dgal Wielki, NE Poland. *Folia Zoologica*, 48(2), 143–148.

- Pípalová, I. (2006). A review of grass carp use for aquatic weed control and its impact on water bodies. *Journal of Aquatic Plant Management*, 44(1), 1–12.
- Plan Saint-Laurent. (2012). Le Saint-Laurent. Gouvernement du Canada, Gouvernement du Québec. Plan d'action Saint-Laurent 2011-2026. [En ligne]. Disponible au http://planstlaurent.qc.ca/fr/le_saint_laurent.html (Consulté le 1 novembre 2020).
- Pollux, B. J. A., Korosi, A., Verberk, W. C. E. P., Pollux, P. M. J., et van der Velde, G. (2006). Reproduction, growth, and migration of fishes in a regulated lowland tributary: potential recruitment to the river Meuse. *Hydrobiologia*, 565(1), 105-120.
- Pouliot, R., & Morissette, O. (2019). Risques de dispersion des carpes asiatiques dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent, Aspects théoriques, évaluation préliminaire de la franchissabilité des obstacles pour les carpes asiatiques et actions pouvant être mises en œuvre pour contribuer à la protection des eaux intérieures. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, 163 p.
- Programme de mise en valeur du lac Champlain. (2013). Résilience aux inondations dans le bassin du lac Champlain et la rivière Richelieu. [En ligne]. Disponible au http://www.lcbp.org/wp-content/uploads/2013/04/FloodReport2013_fr.pdf (Consulté le 14 décembre 2020).
- R Core Team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rahel, F. J. (2002). Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 291–315.
- Ramakrishnan, A. P. (2008). Dispersal–migration. Dans *Encyclopedia of Ecology* (pp. 185–191). Elsevier.
- Rosaen, A. L., Grover, E. A., et Spencer, C. W. (2012). The costs of aquatic invasive species to Great Lakes states. *Anderson Economical Group, East Lansing, MI*. [En ligne]. Disponible au <https://www.conservationgateway.org/ConservationByGeography/NorthAmerica/UnitedStates/michigan/projects/Documents/ais-economic-report.pdf> (Consulté le 14 septembre 2020).
- Rowe, D. K. (2007). Exotic fish introductions and the decline of water clarity in small North Island, New Zealand lakes: a multi-species problem. *Hydrobiologia*, 583(1), 345–358.
- Rowe, D. K., Moore, A., Giorgetti, A., Maclean, C., Grace, P., Wadhwa, S., et Cooke, J. (2008). Review of the impacts of gambusia, redbfin perch, tench, roach, yellowfin goby and streaked goby in Australia. Rédigé pour le compte du Australian Government Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, Canberra. [En ligne]. Disponible au

- <https://www.environment.gov.au/system/files/resources/ed20fcbe-2a52-48e1-b81f-c79496dfc23b/files/introduce-fish.pdf> (Consulté le 4 février 2021).
- Schallenberg, M., et Sorrell, B. (2009). Regime shifts between clear and turbid water in New Zealand lakes: environmental correlates and implications for management and restoration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43(3), 701–712.
- Simberloff, D., et Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. *Biological Invasions*, 1(1), 21–32.
- Smith, T. E., Stevenson, R. J., Caraco, N. F., et Cole, J. J. (1998). Changes in phytoplankton community structure during the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion of the Hudson River (New York). *Journal of Plankton Research*, 20(8), 1567–1579.
- Solomon, L. E., Pendleton, R. M., Chick, J. H., et Casper, A. F. (2016). Long-term changes in fish community structure in relation to the establishment of Asian carps in a large floodplain river. *Biological Invasions*, 18(10), 2883–2895.
- Sommer, T. R., Nobriga, M. L., Harrell, W. C., Batham, W., et Kimmerer, W. J. (2001). Floodplain rearing of juvenile Chinook salmon: evidence of enhanced growth and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(2), 325–333.
- Sturtevant, R. A., Mason, D. M., Rutherford, E. S., Elgin, A., Lower, E., et Martinez, F. (2019). Recent history of nonindigenous species in the Laurentian Great Lakes; An update to Mills et al., 1993 (25 years later). *Journal of Great Lakes Research*, 45(6), 1011–1035.
- Svobodova, Z., et Kolarova, J. (2004). A review of the diseases and contaminant related mortalities of tench (*Tinca tinca* L.). *Veterinarni medicina*, 49(1), 19–34.
- Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre (TCRLSP). (2017). Cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre. Fiche synthèse. [En ligne]. Disponible au http://belsp.uqtr.ca/id/eprint/1430/1/TCRLSP%203_2017_%20agriculture_faune_Fiche%20synth%C3%A8se_A.pdf (Consulté le 21 janvier 2021).
- Tekin-Özan, S., et Kir, İ. (2005). Comparative study on the accumulation of heavy metals in different organs of tench (*Tinca tinca* L. 1758) and plerocercoids of its endoparasite *Ligula intestinalis*. *Parasitology Research*, 97(2), 156–159.
- Theiling, C. H., Tucker, J. K., et Cronin, F. A. (1999). Flooding and fish diversity in a reclaimed river-wetland. *Journal of Freshwater Ecology*, 14(4), 469–475.
- Tucker, A. J., et Williamson, C. E. (2014). The invasion window for warmwater fish in clearwater lakes: the role of ultraviolet radiation and temperature. *Diversity and Distributions*, 20(2), 181–192.

- U.S. Geological Survey. (2020). Specimen observation data for *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758), Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. [En ligne]. Disponible au <https://nas.er.usgs.gov/viewer/omap.aspx?SpeciesID=652> (Consulté le 15 septembre 2020).
- Vachon, N. et Dumont, P. (2000). Caractérisation des premières mentions de capture de la tanche (*Tinca tinca* L.) dans le Haut-Richelieu (Québec). Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Montérégie, Longueuil, Rapport technique 16-07, 25 p.
- Van Dyke, J. M., Leslie Jr, A. J., et Nall, J. E. (1984). The effects of the grass carp on the aquatic macrophytes of four Florida lakes. *Journal of Aquatic Plant Management*, 22, 87–95.
- Viking Aquaculture Development. (s.d.-a). Aquaculture Species. Tench. [En ligne]. Disponible au http://www.vadsl.net/vikingaqua_010.htm (Consulté le 10 mai 2021).
- Viking Aquaculture Development. (s.d.-b). Marketing of the Tench. Sale of the Productions. [En ligne]. Disponible au http://www.vadsl.net/vikingaqua_013.htm (Consulté le 10 mai 2021).
- Villamagna, A. M., et Murphy, B. R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater Biology*, 55(2), 282–298.
- Vincent, W. F., et Dodson, J. J. (1999). The St. Lawrence River, Canada-USA: the need for an ecosystem-level understanding of large rivers. *Japanese Journal of Limnology*, 60(1), 29–50.
- Warburton, K., et Madden, C. (2003). Behavioural responses of two native Australian fish species (*Melanotaenia duboulayi* and *Pseudomugil signifer*) to introduced Poeciliids (*Gambusia holbrooki* and *Xiphophorus helleri*) in controlled conditions. *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales*, 124, 115–123.
- Weatherley, A. H. (1959). Some features of the biology of the tench *Tinca tinca* (Linnaeus) in Tasmania. *Journal of Animal Ecology*, 28(1), 73–87.
- Weber, M. J., et Brown, M. L. (2009). Effects of Common Carp on Aquatic Ecosystems 80 Years after “Carp as a Dominant”: Ecological Insights for Fisheries Management. *Reviews in Fisheries Science*, 17(4), 524–537.
- White, L. et Johns, F. (1997). Évaluation du milieu marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Pêches et Océans Canada. Dartmouth, Nouvelle-Écosse, Mont-Joli, Québec.
- Zhang, H., Rutherford, E. S., Mason, D. M., Breck, J. T., Wittmann, M. E., Cooke, R. M., Lodge, D. M., Rothlisberger, J. D., Zhu, X., et Johnson, T. B. (2016). Forecasting the impacts of silver and bighead carp on the Lake Erie food web. *Transactions of the American Fisheries Society*, 145(1), 136–162.

ANNEXE 1 : Résultats de l'analyse spatio-temporelle et de quantification de la dispersion de la tanche à partir des données non reclassées.

Année	Sans découpage au réseau hydrologique				Avec découpage au réseau hydrologique			
	Aire interne des isoplèthes 50 % (km²)	Taux de variation instantané (isoplèthe 50 %) (km²/année)	Aire interne des isoplèthes 95 % (km²)	Taux de variation instantané (isoplèthe 95 %) (km²/année)	Aire interne des isoplèthes 50 % (km²)	Taux de variation instantané (isoplèthe 50 %) (km²/année)	Aire interne des isoplèthes 95 % (km²)	Taux de variation instantané (isoplèthe 95 %) (km²/année)
2000	58.82		209.83		9.19		16.43	
2001	61.31	2.50	216.74	6.92	9.35	0.17	16.71	0.28
2002	63.81	1.25	223.66	5.96	9.52	0.08	16.99	0.23
2003	63.81	0	228.67	5.12	9.52	0	17.17	0.17
2004	63.81	0	233.89	5.22	9.52	0	17.33	0.15
2005	63.81	0	239.12	5.33	9.52	0	17.48	0.14
2006	63.81	1.42	244.55	68.73	9.52	0.10	17.61	12.01
2007	66.66	2.76	376.57	153.90	9.72	0.19	41.49	59.20
2008	69.34	2.68	552.41	175.80	9.90	0.18	136.02	94.52
2009	72.02	47.77	728.25	420.30	10.08	19.73	230.54	142.20
2010	164.88	72.06	1393.03	504.40	49.35	35.73	420.51	122.00
2011	216.13	62.37	1737.09	142.70	81.53	32.00	474.52	-9.25
2012	289.61	50.98	1678.35	-2.83	113.34	19.38	402.01	-27.48
2013	318.10	11.58	1731.44	57.69	120.29	-7.98	419.57	13.97
2014	312.76	8.53	1793.73	241.30	97.38	-7.79	429.95	38.91
2015	335.16	72.06	2214.01	635.30	104.71	42.24	497.38	164.60
2016	456.89	-98.63	3064.42	-1.06	181.87	-32.48	759.18	17.09
2017	137.89	-154.90	2211.90	-291.60	39.75	-69.52	531.57	-97.73
2018	147.03	7.23	2481.27	174.00	42.83	2.46	563.73	23.32
2019	152.36	2.67	2559.94	53.68	44.67	0.92	578.21	10.44
2020	152.36		2588.63		44.67		584.62	

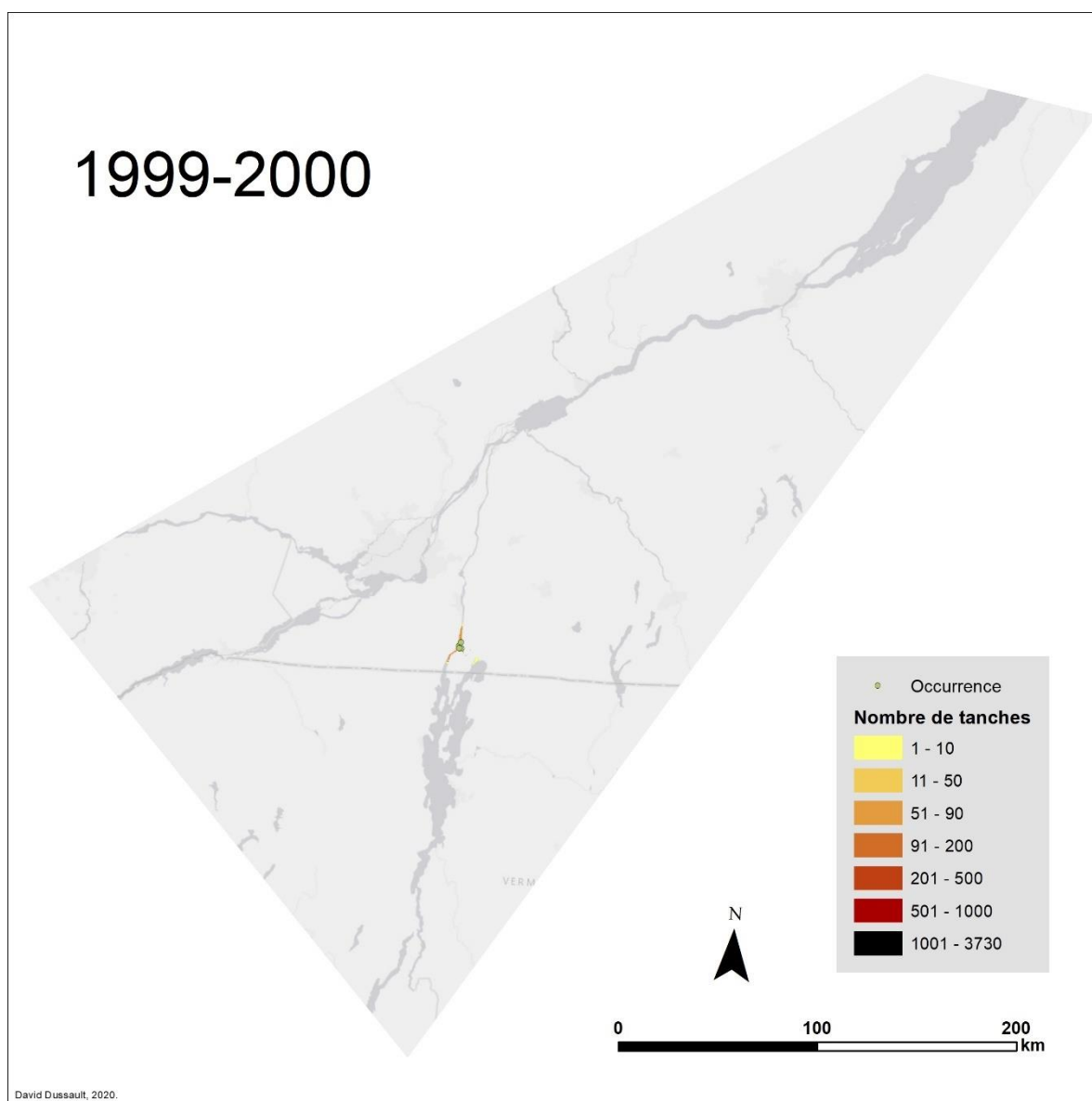
Note : Les valeurs en gras sont des valeurs interpolées.

ANNEXE 2 : Résultats de l'analyse spatio-temporelle et de quantification de la dispersion de la tanche à partir des données reclassées (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

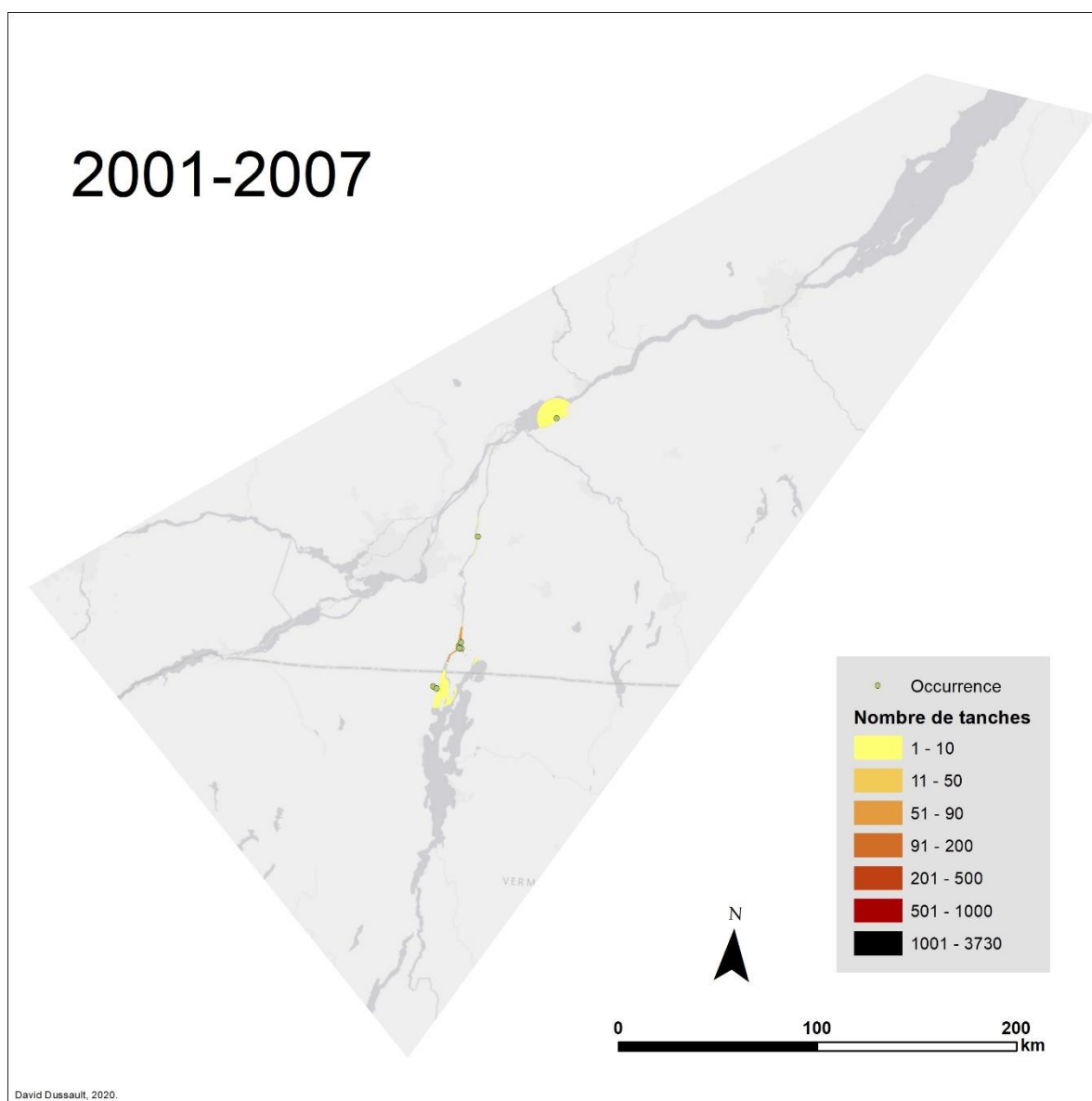
	Sans découpage au réseau hydrologique				Avec découpage au réseau hydrologique			
Année	Aire interne des isoplèthes 50 % (km ²)	Taux de variation instantané (isoplèthe 50 %) (km ² /année)	Aire interne des isoplèthes 95 % (km ²)	Taux de variation instantané (isoplèthe 95 %) (km ² /année)	Aire interne des isoplèthes 50 % (km ²)	Taux de variation instantané (isoplèthe 50 %) (km ² /année)	Aire interne des isoplèthes 95 % (km ²)	Taux de variation instantané (isoplèthe 95 %) (km ² /année)
2000	60.40		217.40		9.17		16.67	
2001	62.30	1.90	294.60	77.20	9.29	0.13	32.36	15.68
2002	64.20	6.01	371.80	60.86	9.42	0.36	48.04	19.81
2003	74.33	9.95	416.32	44.65	10.02	0.62	71.97	23.96
2004	84.10	9.78	461.10	44.78	10.65	0.64	95.96	23.99
2005	93.88	9.60	505.88	44.90	11.29	0.66	119.96	24.02
2006	103.30	21.21	550.90	134.70	11.97	1.12	144.00	29.23
2007	136.30	48.95	775.20	204.70	13.52	13.38	178.42	67.16
2008	201.20	64.40	960.20	185.40	38.74	25.22	278.32	99.90
2009	265.10	60.10	1146.00	459.90	63.95	46.04	378.22	133.70
2010	321.40	71.55	1880.00	616.00	130.83	43.27	545.80	124.80
2011	408.20	99.95	2378.00	505.50	150.49	28.72	627.72	99.22
2012	521.30	70.65	2891.00	355.00	188.27	43.21	744.24	90.90
2013	549.50	25.65	3088.00	205.00	236.90	28.73	809.52	42.01
2014	572.60	53.15	3301.00	352.50	245.74	16.36	828.26	35.98
2015	655.80	-56.10	3793.00	438.00	269.62	-5.87	881.48	120.60
2016	460.40	-5.65	4177.00	282.00	233.99	8.43	1069.37	59.89
2017	644.50	123.40	4357.00	336.00	286.47	33.99	1001.27	20.95
2018	707.20	39.10	4849.00	504.50	301.98	12.11	1111.28	104.60
2019	722.70	21.55	5366.00	366.50	310.70	7.67	1210.44	70.91
2020	750.30		5582.00		317.32		1253.10	

Note : Les valeurs en gras sont des valeurs interpolées.

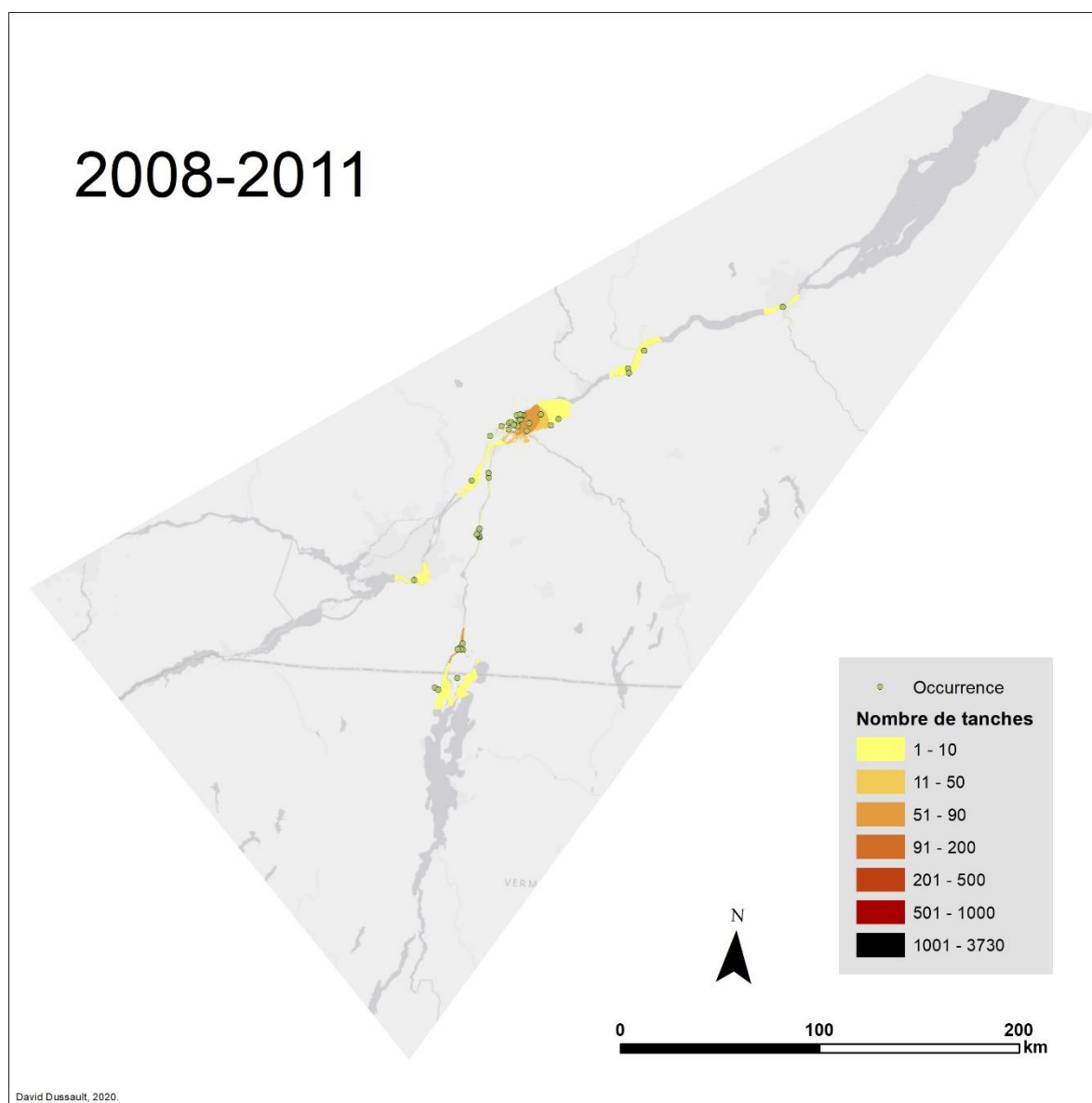
ANNEXE 3: Somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km avec découpage au réseau hydrologique entre 1999 et 2000



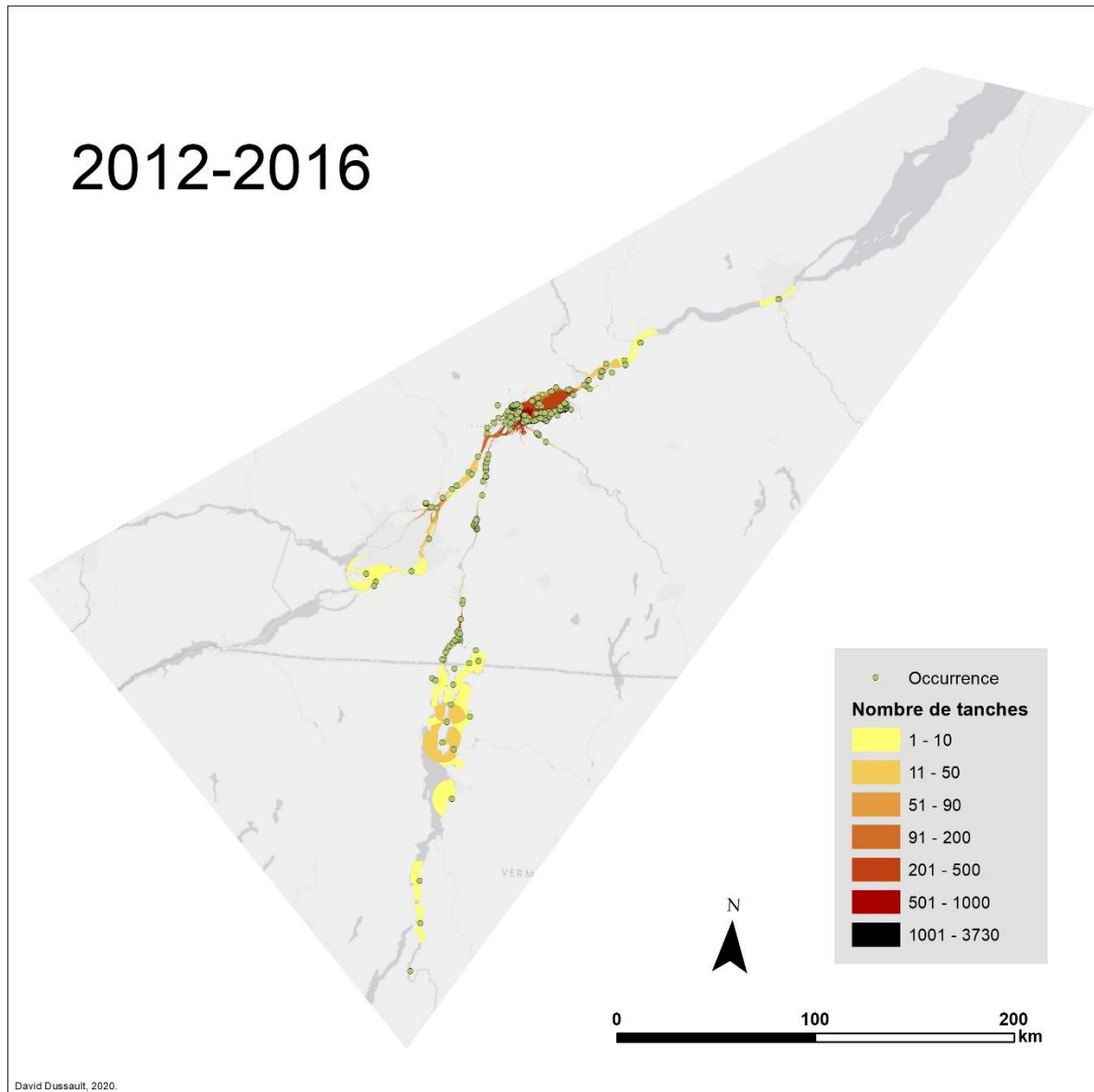
ANNEXE 4 : Somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km avec découpage au réseau hydrologique entre 2001 et 2007



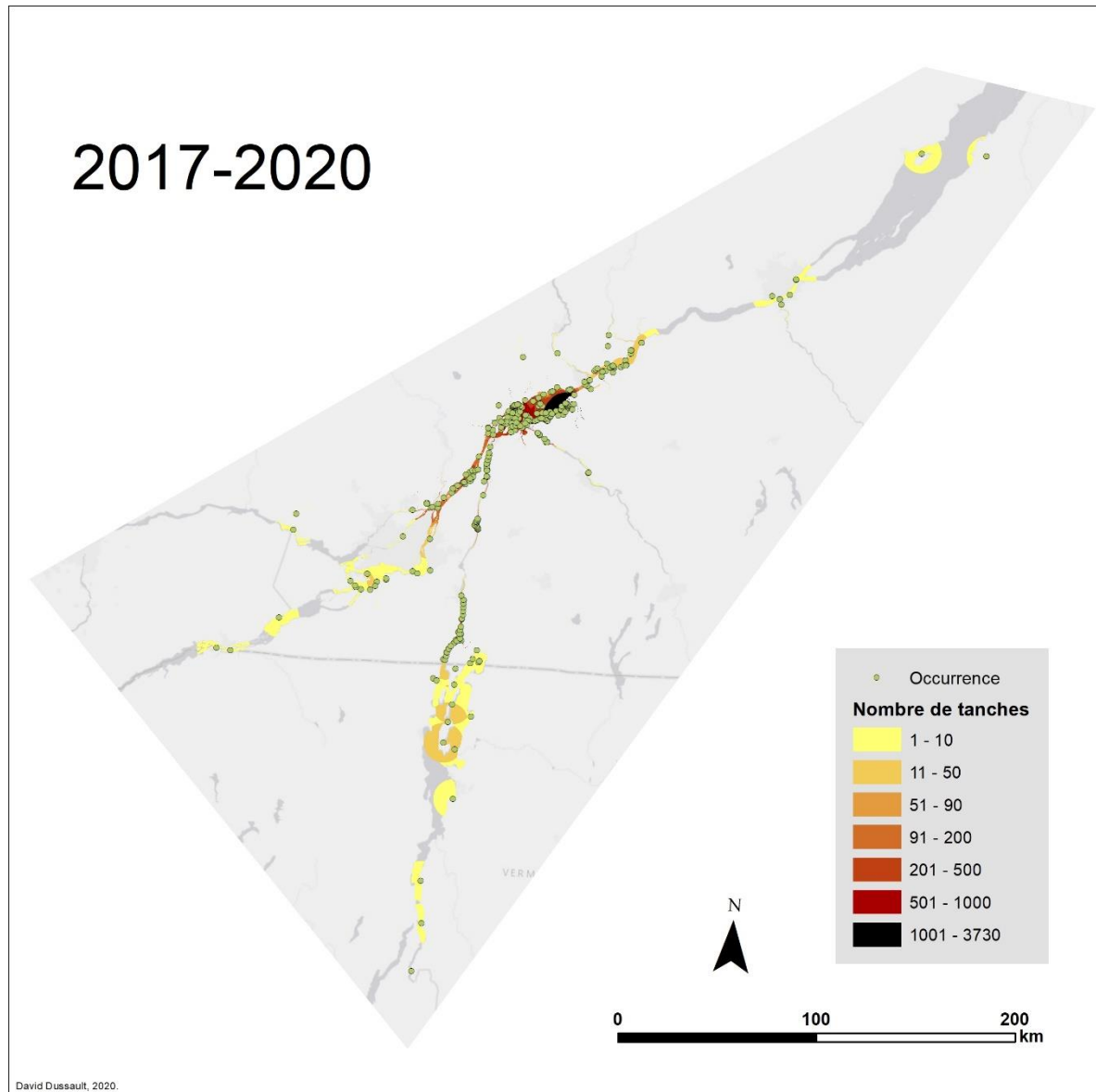
ANNEXE 5 : Somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km avec découpage au réseau hydrologique entre 2008 et 2011



ANNEXE 6 : Somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km avec découpage au réseau hydrologique entre 2012 et 2016



ANNEXE 7 : Somme des tanches observées pour chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km avec découpage au réseau hydrologique entre 2017 et 2020



ANNEXE 8 : Évolution de l'étendue spatiale du domaine vital (aires internes des isoplèthes de densité 95 %) de la tanche dans la région d'étude et son taux de dispersion instantané entre 2000 et 2020 sans découpage au réseau hydrologique

