



24 le taux de dispersion de la tanche pourrait ralentir au cours des prochaines années en raison de la  
25 saturation spatiale observée, il semble cependant que l'espèce n'ait pas encore atteint son pic  
26 d'abondance en termes de biomasse. Cette étude souligne l'importance d'orienter les futures études  
27 envers la quantification de ce processus et d'évaluer les conséquences que la tanche aura sur la  
28 communauté des poissons et leur habitat.

29 **Mots clés** : analyses géo-spatialisées, ArcGIS, espèce aquatique envahissante, observations citoyennes,  
30 programme de suivi

### 31 **Abstract**

32 Tench (*Tinca tinca* [Linnaeus, 1758]) was illegally released in the Richelieu River in 1991. After spreading  
33 throughout the river, it has colonized the neighbouring St. Lawrence River and Lake Champlain. This  
34 study analyzes the spatio-temporal evolution of its dispersal by quantifying the dispersal patterns and  
35 rates from 1999 to 2020. Results show the rapid dispersal and spatial saturation at the scale of the entire  
36 fluvial corridor and all sectors of lake Saint-Pierre as soon as 2012. Three distinct phases of dispersal are  
37 observed: 1) a latent period between 1991 and 2006; 2) an exponential dispersal period between 2006  
38 and 2012; and finally, 3) a saturation period after 2012. Results show that citizen observations are  
39 essential for monitoring the expansion of aquatic invasive species in large ecosystems. Although the rate  
40 of spatial dispersal has slowed down over the years as a consequence of spatial saturation, the saturation  
41 in terms of biomass does not seem to have reached its peak yet. Thus, we stress the importance of future  
42 studies focusing on quantifying the density/biomass of tench in the ecosystems and their impacts on fish  
43 communities and habitats.

44 **Keywords:** aquatic invasive species, ArcGIS, citizen observations, geospatial analysis, monitoring  
45 program

### 46 **Introduction**

47 Les espèces aquatiques envahissantes (EAE) représentent une des plus grandes menaces aux  
48 écosystèmes et aux usages humains qui y sont associés (Bellard et collab., 2016). Bien que les

49 conséquences néfastes de leur présence soient connues depuis longtemps (Christie, 1974), le Canada  
50 n'a établi qu'en 2004 sa première stratégie dédiée à celles-ci (Stratégie nationale sur les espèces  
51 exotiques envahissantes). Probablement en raison du faible nombre d'EAE présentes au Québec  
52 comparativement aux Grands Lacs Laurentiens, la lutte aux EAE, comme la carpe commune (*Cyprinus*  
53 *carpio* [Linnaeus, 1758]) et le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum* [Linné, 1753]), n'était pas jugée  
54 prioritaire au Québec jusqu'à tout récemment. Avec l'arrivée notable des moules zébrées (*Dreissena*  
55 *polymorpha* [Pallas, 1771]) en 1989 et des moules quaggas (*D. bugensis* [Andrusov, 1897]) en 1992  
56 (Costan et de Lafontaine, 2000), de la tanche (*Tinca tinca*) en 1991 (Dumont et collab., 2002), du gardon  
57 rouge (*Scardinius erythrophthalmus* [Linné, 1758]) en 1990 (MRNF, 2007), du gobie à taches noires  
58 (*Neogobius melanostomus* [Pallas, 1814]) en 1997 (Brodeur et collab., 2011), de la carpe de roseau  
59 (*Ctenopharyngodon idella* [Valenciennes, 1844]) détectée la première fois en 2016 (Pouliot et Morissette,  
60 2019) et du cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus* [Leydig, 1860]) en 2018, la problématique des  
61 EAE au Québec a pris une tout autre ampleur. En 2016, le Programme québécois de lutte contre les  
62 carpes asiatiques<sup>1</sup> a été lancé par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), aujourd'hui  
63 connu sous le nom du Plan de lutte contre les espèces exotiques envahissantes animales. La majorité  
64 des EAE présentes au Québec sont arrivées dans les eaux territoriales via deux vecteurs principaux : soit  
65 (1) la connectivité naturelle du fleuve Saint-Laurent avec les autres écosystèmes de grande taille, tels que  
66 les Grands Lacs ou le lac Champlain ou (2) l'introduction anthropique (par exemple : eau de ballast,  
67 échappement, introduction volontaire, etc.).

68 Le fleuve Saint-Laurent est un écosystème hétérogène; il abrite d'ailleurs la faune piscicole la plus  
69 diversifiée du Québec, soit 97 espèces de poissons d'eau douce et diadromes (Foubert et collab., 2018).  
70 Le Saint-Laurent se caractérise également par la présence de 3 grands lacs fluviaux, soit les lacs Saint-

---

<sup>1</sup> Les carpes envahissantes, anciennement dénommées « carpes asiatiques », est un groupe de 4 espèces composée de la carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis* [Richardson, 1845]), de la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix* [Valenciennes, 1844]), de la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*) et de la carpe noire (*Mylopharyngodon piceus* [Richardson, 1846]).

71 Pierre, Saint-Louis et Saint-François, qui contribuent à l'hétérogénéité des habitats (La Violette, 2004). À  
72 cet égard, les grandes zones d'herbiers du plus grand de ces lacs (lac Saint-Pierre) abritent un peu plus  
73 de 50 espèces de poissons à elles seules (Foubert et collab., 2018). Ces herbiers contribuent notamment  
74 au maintien de la biodiversité et de l'abondance des espèces présentes (Giacomazzo et collab., 2023).  
75 Ces zones riches en biodiversité ont permis au lac Saint-Pierre d'être désigné en tant que réserve  
76 mondiale de la biosphère par l'UNESCO en 2001 (Coopérative de solidarité de la Réserve de la  
77 biosphère du Lac-Saint-Pierre, 2002).

78 L'arrivée de la tanche est très préoccupante en raison de l'expansion rapide de son aire de répartition, de  
79 son abondance au Québec et des impacts écologiques potentiels qu'elle peut engendrer sur la chaîne  
80 alimentaire (Beklioglu et Moss, 1998; Bronmark, 1994; Rowe et collab., 2008; Williams et collab., 2002).  
81 Importée illégalement au Québec, elle fut illicitement relâchée dans la rivière Richelieu en 1991 à partir  
82 d'étangs d'élevage localisés à proximité de la localité de Saint-Alexandre (Dumont et collab., 2002). Bien  
83 que les premières observations dans la rivière Richelieu aient été enregistrées officiellement en 1999, des  
84 observations non validées remonteraient à 1994 (Dumont et collab., 2002). Les tanches sont observées  
85 depuis 2002 dans le lac Champlain (Marsden et Hauser, 2009). Les premières observations dans le  
86 fleuve Saint-Laurent (lac Saint-Pierre) datent de 2006 alors que les observations dans le corridor fluvial  
87 entre Québec et Montréal datent de 2011 (Masson et collab., 2013). Les plus récentes publications  
88 concernant la distribution des tanches dans le système du Saint-Laurent suggèrent que l'aire de  
89 répartition, depuis 2016, s'étend désormais jusqu'au sud du lac Champlain et dans le fleuve Saint-Laurent  
90 du lac Saint-François à l'ouest jusqu'à la ville de Québec à l'est (Avlijaš et collab., 2017). Malgré l'actuelle  
91 invasion du système par la tanche, l'expansion probable de son aire de répartition n'a pas été mise à jour  
92 depuis 2016, notamment au niveau des états et provinces limitrophes du Québec.

93 La tanche est un poisson de la famille des cyprinidés reconnu pour sa capacité à s'adapter à des  
94 conditions environnementales variées, ce qui lui confère un avantage compétitif, lorsqu'introduit dans un  
95 nouvel habitat (Balık, 2004; Masson et collab., 2013; Moyle, 2002; Starmach, 1951, cité dans Pimpicka et  
96 Piros, 1999). Son alimentation variée inclut insectes, crustacés, mollusques et autres organismes  
97 zoobenthiques typiques des herbiers aquatiques où l'espèce s'alimente préférentiellement (Bezmaternykh

98 et Shcherbina, 2018; Kennedy et Fitzmaurice, 1970). Le comportement de cette espèce a été décrit  
99 comme non migratoire, les individus semblant préférer les eaux stagnantes ou les zones de faibles  
100 courants (Moyle, 2002). Malgré cette description, elle est reconnue également pour sa capacité à  
101 parcourir de relativement grandes distances pour s'alimenter (Perrow et collab., 1996) ou se reproduire  
102 (Pollux et collab., 2006). Des études récentes réalisées dans le fleuve Saint-Laurent suggèrent d'ailleurs  
103 une capacité migratoire plus importante et un choix d'habitat beaucoup plus varié. Ainsi, Morissette et  
104 collab. (2021) ont démontré une grande variabilité dans la réponse à la dispersion des individus présents  
105 dans le fleuve Saint-Laurent; les sites envahis initialement (rivière Richelieu) sont occupés par une  
106 proportion d'individus résidents plus importante alors que les individus migrants sont plus fréquents  
107 dans les sites récemment envahis (lac Saint-Pierre et lac Saint-Louis). La propension à se disperser par  
108 un segment migrateur de la population de tanche aurait été un facteur favorisant l'accroissement rapide  
109 de l'aire de répartition dans le fleuve Saint-Laurent (Morissette et collab., 2021). Après avoir colonisé de  
110 grandes portions du fleuve Saint-Laurent, le front de colonisation principal semble désormais pointer dans  
111 la direction des Grands Lacs. Depuis les dernières études publiées sur la tanche au Québec (Avlijaš et  
112 collab., 2017; Masson et collab., 2013), une quantité importante d'observations a été générée, dont la  
113 majorité a été compilée au sein de diverses bases de données gouvernementales.

114 Bien que les impacts de la tanche dans le système du Saint-Laurent ne soient pas quantifiés, l'explosion  
115 démographique anticipée pourrait contribuer, en synergie avec d'autres EAE également en croissance  
116 dans le système (Paradis, 2018), à altérer davantage l'habitat du poisson (Avlijaš et collab., 2017; Masson  
117 et collab., 2013). Cette situation pouvant être associée à une débâcle due aux invasions (« *invasional  
118 meltdown* »), dans ce cas l'arrivée d'espèces envahissantes pave la voie à l'arrivée de nouvelles espèces  
119 envahissantes qui exacerbe d'autant plus les impacts sur la communauté indigène et favorise un  
120 débalancement général des chaînes trophiques en place (Simberloff et Von Holle, 1999). Actuellement,  
121 bien qu'il soit quasi impossible d'anticiper précisément l'impact qu'auront de nouvelles EAE, des  
122 exemples probants comme la situation de l'invasion de la rivière Mississippi par les carpes envahissantes  
123 démontrent qu'il est impératif de se préparer aux conséquences potentiellement désastreuses que  
124 peuvent avoir ces dernières (Cooke, 2016). Selon la biologie présumée de la tanche, il semble plausible

125 de prédire une dispersion<sup>2</sup> du poisson, au sein du système du Saint-Laurent, limitée aux milieux lentiques  
126 (milieux d'eaux calmes). Toutefois, sa biologie dans un contexte d'envahisseur est peu documentée. La  
127 présence de la tanche dans l'écosystème du Saint-Laurent est désormais une menace grandissante au  
128 maintien de l'intégrité écologique des écosystèmes d'eau douce du Québec. Ces écosystèmes sous  
129 pression démontrent déjà des signes d'impacts écologiques significatifs, notamment en lien avec la  
130 réduction de l'extension des herbiers et l'augmentation de la turbidité au lac Saint-Pierre (Giacomazzo et  
131 collab., 2020; Hudon et collab., 2018). Analyser l'ampleur et la dynamique la dispersion de la tanche  
132 permettrait de mieux comprendre son comportement en milieu envahi et d'anticiper ses déplacements  
133 futurs (par exemple : où seront les prochaines zones impactées).

134 L'objectif principal de la présente étude est de retracer la totalité des observations de tanche en  
135 provenance du Québec, de valider ces dernières et d'établir l'historique des premières phases de  
136 colonisation de la tanche dans le Saint-Laurent. Les objectifs spécifiques sont : 1) de retracer et compiler  
137 l'ensemble de l'information; 2) de réaliser une analyse spatio-temporelle par cartographie des données  
138 d'occurrences de la tanche afin d'identifier les patrons de colonisations passées et 3) d'estimer le taux de  
139 dispersion depuis l'introduction initiale.

## 140 **Matériel et méthodes**

141 Afin de retracer la totalité des données d'observation de tanches capturées ou observées dans le bassin  
142 versant des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent de 1999 à 2020, une recherche exhaustive a été  
143 réalisée auprès de l'ensemble des unités régionales des ministères responsables de la gestion des  
144 pêches et des divers partenaires gouvernementaux du Québec et de l'Ontario. En ce qui a trait aux  
145 données obtenues dans les eaux territoriales américaines, les données compilées aux États-Unis ont été  
146 mises à disposition sur le site Internet du United States Geological Survey (USGS)

---

<sup>2</sup> Ici nous employons le terme « dispersion » pour indiquer la diffusion d'individus dans l'écosystème qui résulte en une augmentation de l'aire de répartition et non pas comme un synonyme de migration qui se réfère à un mouvement annuel des individus dans l'écosystème qu'ils exploitent.

147 (<https://nas.er.usgs.gov/>). Chaque donnée d'observation a été groupée en donnée d'occurrence en  
148 fonction de la date de l'observation, des coordonnées géographiques, de la catégorie d'observation et du  
149 type d'engin de capture. Une occurrence de tanche est définie comme une ou plusieurs tanches  
150 capturées ou observées à un même site, à une même date et par une même méthode de capture.

### 151 ***Aire d'étude***

152 Le bassin versant du fleuve Saint-Laurent (incluant la portion associée aux Grands Lacs) draine près de  
153 25 % de l'eau douce de surface de la planète pour un total de 1 600 000 km<sup>2</sup> de surface. La connectivité  
154 du réseau aquatique a été modifiée par la création de nombreux barrages et digues. Dans la portion  
155 ontarienne, immédiatement en amont du lac Saint-François, le complexe Moses-Saunders sert à la  
156 production hydroélectrique et à la régulation du niveau d'eau du lac Ontario (La Violette, 2004).  
157 Cependant, le cours naturel du fleuve Saint-Laurent n'est entravé dans la portion québécoise que par le  
158 barrage de Beauharnois, ce dernier est localisé immédiatement en aval du lac Saint-François et délimite  
159 la partie amont du lac Saint-Louis. Les lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre sont des  
160 élargissements du fleuve Saint-Laurent et couvrent ensemble une superficie approximative de 800 km<sup>2</sup>  
161 (La Violette, 2004).

162 La région d'étude a été délimitée en fonction de l'aire de distribution des données d'occurrences de  
163 tanches récoltées depuis 1999 (figure 1). Elle comprend spécifiquement le tronçon fluvial, l'estuaire fluvial  
164 et une portion de l'estuaire moyen du fleuve Saint-Laurent et ses tributaires. La rivière Richelieu est à cet  
165 égard un des tributaires d'intérêt puisque l'historique de l'invasion des tanches y est intimement lié. Ce  
166 tributaire draine le lac Champlain qui se situe à la frontière canado-américaine. La région d'étude s'étend  
167 au sud jusqu'à la South Bay du lac Champlain dans l'état de New York aux États-Unis.

### 168 ***Analyse cartographique***

169 La cartographie de la région d'étude, c'est-à-dire la portion de l'aire d'étude où des tanches ont été  
170 observées, a employé le système de coordonnées projetées NAD83 (SCRS) Lambert du Québec (EPSG :  
171 6622). L'analyse spatio-temporelle et la cartographie ont été réalisées avec la suite de logiciels  
172 ArcGIS 10.3.1 (Esri, 2015) en employant une approche développée à partir de la méthode de Docherty et

173 collab. (2017). Cette dernière consiste en l'utilisation d'une analyse de densité de noyau et des isoplèthes  
174 de densité (en pourcentage) par intervalles de 4 ans. Dans la présente étude, une isoplèthe correspond à  
175 la ligne de délimitation qui contient une proportion donnée d'une variable (ici, la densité). Par exemple,  
176 une isoplèthe de densité 95 % représenterait la ligne contenant 95 % de la densité totale de tanches  
177 capturées ou observées. La méthode de Docherty et collab. (2017) a dû être modifiée afin de l'adapter au  
178 profil de nos données. Les intervalles suivants furent ainsi employés : 1999-2000, 2001-2007, 2008-2011,  
179 2012-2016 et 2017-2020. Contrairement à la méthode originale qui utilise des intervalles réguliers de 4  
180 ans, des intervalles irréguliers ont été utilisés afin de représenter les différentes phases de la courbe  
181 d'invasion / dispersion (introduction, période de latence, croissance exponentielle, saturation). Pour  
182 correspondre à la méthode de Docherty et collab. (2017), l'accumulation des données a été priorisée  
183 dans la cartographie. Ainsi, chaque période présente le cumulatif de la distribution des occurrences des  
184 périodes existantes précédentes afin de calculer l'évolution de l'aire de distribution entre ces différentes  
185 périodes (par exemple, les occurrences de la période 2001-2007 incluent aussi les occurrences de la  
186 période 1999-2000). De façon à représenter les zones de forte abondance, des zones tampons de 10 km  
187 de rayon autour de chaque point d'occurrences ont été créées. Cette valeur arbitraire de rayon a été  
188 choisie, car jugée suffisamment conservatrice (considérant la biologie de l'espèce) tout en permettant de  
189 suivre une certaine progression dans la dispersion du front d'invasion. Une valeur trop forte (par  
190 exemple : 100 km) aurait fait en sorte que le système aurait été saturé trop rapidement alors qu'une  
191 valeur trop faible (par exemple : 1 km) aurait laissé d'immenses zones inoccupées en dépit de la  
192 colonisation de l'écosystème en entier. Le nombre de tanches pour chaque zone de superposition fut  
193 estimé par la somme de tanches capturées ou observées pour chaque occurrence. Pour faciliter la  
194 visualisation cartographique, des classes d'abondance arbitraires basées sur la distribution du nombre  
195 d'observations ont été utilisées sur ces zones : [1-10], [11-50], [51-90], [91-200], [201-500], [501-1000] et  
196 [1001-3730].

197 Afin de représenter l'étendue de l'aire de répartition de la tanche, chaque classe d'abondance brute fut  
198 reclassée dans 5 catégories compte tenu de la distribution inégale du nombre de tanches par zones : 1  
199 pour [1-5]; 2 pour [6-19]; 3 pour [20-57]; 4 pour [58-196]; 5 pour [197-1948]. Le nombre de catégories a

200 été choisi en fonction de la forme de la distribution du nombre d'observations, alors que le choix des  
201 intervalles a été fait selon la méthode de classification par seuils naturels (Jenks, 1967). À partir des  
202 données reclassées, des matrices de densité de noyau ont été créées avec l'outil Densité de noyau  
203 d'ArcGIS. L'estimation par noyaux consiste en une méthode permettant de caractériser les centres  
204 d'activités, c'est-à-dire les secteurs les plus utilisés par l'espèce, et les limites de l'aire de répartition  
205 (Girard et collab., 2002; Marzluff et collab., 2004). Comme pour les zones tampons, un rayon de  
206 recherche de 10 km a été utilisé pour l'analyse de densité de noyau. Les isoplèthes de densité 50 % et  
207 95 % ont ensuite été calculées pour chacune des matrices de densité créées à partir de l'outil Isopleth du  
208 logiciel Geospatial Modeling Environment (GME) (Beyer, 2015), fonctionnant avec le logiciel R (R Core  
209 Team, 2018). Les surfaces à l'intérieur des isoplèthes 50 % et 95 % représentent respectivement  
210 l'étendue spatiale des centres d'activité et de l'aire de répartition (Girard et collab., 2002). Pour faciliter la  
211 visualisation des résultats de la dispersion de la tanche, la surface terrestre est illustrée dans les zones  
212 tampons et dans les isoplèthes présentées dans la figure 2, cependant ces zones ne sont pas  
213 considérées dans les calculs d'aire de répartition ni de taux de dispersion (par exemple : km<sup>2</sup>/année).

214 Afin d'évaluer l'importance des observations citoyennes dans la détection hâtive de l'espèce, une  
215 cartographie a été réalisée en y présentant les occurrences rapportées par les citoyens et les occurrences  
216 provenant d'autres sources. Les occurrences citoyennes ont été divisées en 2 sous-catégories, soit les  
217 occurrences citoyennes observées dans une zone non colonisée à plus de 5 km (première occurrence  
218 citoyenne) et celles à moins de 5 km d'une autre occurrence toutes catégories confondues (autre  
219 occurrence citoyenne). Nous avons arbitrairement fixé à 5 km la distance différenciant deux observations  
220 distinctes considérant (1) qu'elle représente une distance suffisamment grande permettant d'assurer que  
221 deux observations ne soient pas liées tout en permettant (2) de détecter la progression de la colonisation  
222 de nouveaux habitats.

### 223 ***Quantification de la dispersion***

224 Les isoplèthes 95 % ont été employées pour quantifier la dispersion, car elles représentent une meilleure  
225 estimation des limites de l'aire de répartition de la tanche. Afin d'éviter d'augmenter artificiellement l'aire  
226 de distribution estimée à partir des surfaces entourant les points d'observations, les portions des

227 isoplèthes 95 % se retrouvant sur la surface terrestre ont été retranchées des analyses spatiales. Les  
228 découpages des isoplèthes ont été réalisés avec l'outil Découper d'ArcGIS en utilisant un fichier de forme  
229 polygonale de l'ensemble du réseau hydrographique de la région d'étude comme entité de découpage.  
230 Les données de superficies des isoplèthes ont été ajoutées dans le logiciel Regressi (Millet, 2017). L'outil  
231 Tangente de Regressi a permis de calculer les taux de variation instantanés à partir des superficies  
232 d'isoplèthes 95 %. Le taux de dispersion instantané annuel, exprimé en km<sup>2</sup>/année, est défini comme le  
233 gain annuel en étendue spatiale de l'aire de répartition de la tanche.

#### 234 ***Lac Saint-Pierre***

235 Considérant l'importance que revêt le lac Saint-Pierre en termes de biodiversité et de zone de pêche  
236 sportive et commerciale, nous avons analysé avec une approche fine l'invasion de ce plan d'eau par la  
237 tanche. La cartographie du lac Saint-Pierre a été réalisée avec un découpage du fichier de forme  
238 polygonale du lac Saint-Pierre (environ 333 km<sup>2</sup>) provenant des fichiers hydrographiques des littoraux  
239 (Gouvernement du Canada, 2016). Ce fichier a été utilisé pour montrer la dispersion de la tanche de 1999  
240 à 2020 en utilisant les intervalles suivants : 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020.  
241 Le pas des intervalles utilisés est le même que pour les analyses précédentes hormis les deux premiers  
242 intervalles qui ont été adaptés au fait que l'espèce était absente du lac jusqu'en 2006 (1999-2005 :  
243 absence; 2006-2007 : premières observations). Dans la présente analyse, l'étendue du lac Saint-Pierre  
244 débute au sud-ouest de l'île de Grâce de l'archipel du Lac Saint-Pierre (latitude 46° 4' 1,528" N; longitude  
245 73° 3' 43,429" O) et finit à l'embouchure de la rivière Nicolet dans le lac Saint-Pierre (latitude  
246 46° 15' 31,34" N; longitude 72° 38' 56,469" O). Une analyse de sensibilité a été réalisée en comparant les  
247 résultats d'étendue spatiale de l'aire de répartition et de taux de dispersion instantané obtenus en  
248 considérant des zones tampons de 3, 5 et 10 km. L'utilisation de zones tampons plus petites que 10 km  
249 de rayon permet une analyse à plus fine échelle ce qui rend possible l'identification de secteurs notables  
250 dans le lac où le taux de dispersion pourrait différer. Ces différences dans les taux de dispersion peuvent  
251 être masquées lorsque des secteurs sont couverts par des zones tampons trop grandes. Au final, la  
252 méthode utilisée pour cartographier les zones tampons et les isoplèthes a été répétée avec des zones  
253 tampons de 5 km de rayon et des isoplèthes 95 % seulement.

## 254 **Résultats**

255 Un total de 2 387 données d'observation a été compilé. Parmi celles-ci, 90 données, datées de 2009 à  
256 2017, n'ont pas été considérés en raison qu'elles n'étaient pas géoréférencées. De plus, une donnée  
257 d'observation de 2018 provenant du lac Ontario dans le secteur de Belleville en Ontario n'a pas été  
258 considéré dans l'analyse, puisque nous suspectons que cet individu ait été relâché localement, sa  
259 présence ne serait pas le résultat d'une dispersion naturelle. L'ensemble des 2 296 données  
260 d'observation compilées et considérées dans la présente analyse possèdent ces informations : la date de  
261 l'observation, le plan d'eau d'observation, les coordonnées géographiques, la catégorie (source)  
262 d'observation et le nombre de tanches capturées ou observées par donnée. D'autres informations sont  
263 disponibles pour une majorité de ces données : le secteur d'observation, le type d'engin de capture, les  
264 longueurs totales et masses moyennes des spécimens capturés, le sexe et le niveau de maturité. Les  
265 données d'observation proviennent de diverses sources, incluant les citoyens, les pêcheurs commerciaux,  
266 les pêcheurs sportifs, les travaux scientifiques, les données obtenues lors de suivis des populations de  
267 poissons et les sources d'origine inconnue. L'ensemble de ces observations sont principalement des  
268 tanches capturées soit au verveux, au filet maillant ou à la seine. Les observations citoyennes auxquelles  
269 se réfèrent les présentes analyses comprennent les observations provenant des citoyens (sans lien avec  
270 la pêche), de pêcheurs sportifs et de pêcheurs autochtones (pêche de subsistance). Les observations  
271 d'origine inconnue proviennent de bases de données de l'Ontario (Ontario Federation of Anglers and  
272 Hunters [OFAH]) et des États-Unis (USGS). Dans ces cas, la source originale n'est pas spécifiée bien que  
273 ces observations aient été confirmées par des autorités compétentes.

274 Les 2 296 données d'observations conservées dans la base de données ont été regroupées en  
275 904 occurrences pour un total de 5928 tanches observées, avec une moyenne de 6,6 poissons par  
276 occurrence. Les occurrences répertoriées sont associées à des observations d'un nombre variable de  
277 tanches (de 1 à 1948 individus). Nos données ne présentent aucune occurrence de tanche pour les  
278 années 2001, 2003, 2004, 2005 et 2008. Parmi les occurrences, 1872 tanches observées sont associées  
279 à une longueur totale (mm) et 4056 n'ont pas de longueur associée. Parmi les tanches mesurées, la  
280 moyenne est d'environ 295 mm, dont environ 62 % sont supérieures ou égales à 250 mm de longueur

281 totale, taille à laquelle la tanche peut être considérée mature (Alaş et Solak, 2004; Erguden et Goksu,  
282 2010; Kennedy et Fitzmaurice, 1970; Neophitou, 1993). Les tanches non mesurées ont été capturées  
283 majoritairement via des engins de capture non sélectifs quant à la taille (seine ou verveux). Les tanches  
284 observées peuvent être considérées comme des individus majoritairement adultes, notamment dans les  
285 secteurs comme le lac Champlain (taille moyenne de 404 mm) et les lacs fluviaux Saint-François (416  
286 mm), Saint-Louis (419 mm) et Saint-Pierre (267 mm).

287 Les pourcentages d'occurrences par catégorie d'observation se présentent ainsi : 49 % (pêche  
288 commerciale) ; 40 % (suivi des populations) ; 5 % (pêche scientifique) ; 3 % (observation citoyenne) ; 2 %  
289 (observation d'origine inconnue). Toutefois, les pourcentages d'individus observés par catégorie  
290 d'observation sont les suivants : 82 % (suivi de populations) ; 15 % (pêche commerciale) ; 2 % (pêche  
291 scientifique) ; 0,7 % (observation citoyenne) ; 0,3 % (observation d'origine inconnue). Parmi les  
292 observations citoyennes, soit 44 tanches observées pour 29 occurrences, 19 captures ont été signalées  
293 de la pêche sportive à la ligne, représentant moins de 0,01 % des observations. Seules 22 observations  
294 sont d'origine inconnue, 2 proviennent de la base de données de l'OFAH et 20 de l'USGS.

### 295 ***Cartographie de l'expansion démographique***

296 La période 1999-2000 est caractérisée par une très faible expansion de la tanche, celle-ci se limitant à la  
297 rivière Richelieu dans la région du Haut-Richelieu en amont du site d'introduction (Saint-Alexandre) et en  
298 aval du lac Champlain (figure 2). Durant cette période, 65 tanches (24 occurrences, répartis sur 4  
299 positions géographiques différentes) sont observées dans un rayon de moins de 4 km, toutes regroupées  
300 dans la zone délimitée par l'isoplèthe 50 %. Parmi ces 65 tanches, 57 sont des captures de pêcheurs  
301 commerciaux datant de 1999. L'ensemble des tanches de cette période a été capturé avec des engins de  
302 type commercial (filet maillant, verveux).

303 La période 2001-2007 est marquée par les premières occurrences de tanches dans le nord du lac  
304 Champlain en 2002 et en 2007 (2 occurrences), et en aval de la rivière Richelieu, soit à Saint-Marc-sur-  
305 Richelieu en 2007 (1 occurrence) (figure 2). L'occurrence de 2002 au lac Champlain est la première

306 occurrence citoyenne, soit une tanche capturée à la ligne. En 2006, une première tanche est capturée par  
307 un pêcheur commercial dans le lac Saint-Pierre.

308 La période 2008-2011 marque le début d'une augmentation du nombre de tanches capturées, dont 51 en  
309 2010 et 65 en 2011 (figure 2). Cette augmentation est apparente notamment dans le lac Saint-Pierre,  
310 devenant une nouvelle zone chaude d'observations avec un nombre de tanches observées pouvant  
311 atteindre 87 dans un même rayon de 10 km (pour les périodes 1999 à 2011 cumulées). L'espèce s'est  
312 aussi dispersée dans le fleuve Saint-Laurent au niveau de la municipalité de Saint-Pierre-les-Becquets en  
313 2010, puis dans les secteurs de l'île de Montréal et de Québec en 2011. La majorité des tanches  
314 capturées dans cette période provient de la pêche commerciale, avec 42 en 2010 et 48 en 2011.

315 Durant la période 2012-2016 (5 années cumulées), le nombre de tanches observées s'élève à 1501  
316 comparativement à 192 de 1999 à 2011 (13 années cumulées) (figure 2). À partir de 2012, le nombre  
317 d'observations s'accroît, notamment au lac Saint-Pierre et dans la rivière Richelieu (secteurs du Haut-  
318 Richelieu et de Saint-Marc-sur-Richelieu). Le nombre de tanches observées dans un même rayon de  
319 10 km peut excéder 600 dans le lac Saint-Pierre et 300 dans la région du Haut-Richelieu (pour les  
320 périodes 1999 à 2016 cumulées). Les occurrences cumulées augmentent dans le tronçon du Saint-  
321 Laurent entre Montréal et le lac Saint-Pierre (120 en 2016 contrairement à 18 en 2011) et des tanches  
322 sont observées en amont de cette zone (dont 5 occurrences au lac Saint-Louis entre 2013 et 2016 et 1  
323 occurrence au lac Saint-François en 2016). L'expansion est notable dans le lac Champlain avec plusieurs  
324 nouvelles occurrences au nord du lac à partir de 2012 et quelques occurrences allant jusqu'à son  
325 extrémité sud dès 2016. Par ailleurs, des captures de 196 tanches par pêcheur ont été rapportées pour  
326 un même jour dans le Haut-Richelieu en 2014. Ce nombre atteint 1948 captures par pêcheur dans le lac  
327 Saint-Pierre en 2017.

328 Durant la période 2017-2020 (4 années cumulées), 4235 tanches sont observées, dont 3563 en 2017  
329 dans le secteur du lac Saint-Pierre seulement (figure 2). Cette période est marquée particulièrement pour  
330 une augmentation d'occurrences dans des secteurs déjà colonisés dont à Québec, au lac Saint-Pierre, au  
331 lac Saint-Louis et dans la rivière Richelieu (secteurs du Haut-Richelieu, de Saint-Marc-sur-Richelieu et de

332 Saint-Ours). Une tanche est observée en 2017 dans le secteur de l'Isle-aux-Coudres, puis 8 autres dans  
333 la rivière Ouelle de 2018 à 2019, ce qui en fait les observations géolocalisées se trouvant le plus en aval  
334 du fleuve Saint-Laurent actuellement. D'autres observations sont réalisées dans la rivière des Outaouais  
335 (1 observation en amont du barrage de Carillon et 1 en aval de ce barrage), dans le lac Saint-François  
336 (lac fluvial) (6 observations), dans la rivière Saint-Maurice (1 observation) et dans la rivière Saint-François  
337 (84 observations). Une tanche est observée en territoire ontarien en 2020 dans la rivière Nation, affluent  
338 de la rivière des Outaouais.

339 Parmi les 29 occurrences citoyennes, 17 sont apparues en premier dans une zone non colonisée à plus  
340 de 5 km d'une autre occurrence toutes catégories confondues, représentant 58,6 % des occurrences  
341 citoyennes (figure 3).

#### 342 ***Taux de dispersion***

343 L'évolution de l'étendue spatiale de l'aire de répartition et du taux de dispersion de la tanche dans la  
344 région d'étude de 2000 à 2020 est présentée à la figure 4. L'étendue spatiale est passée de 17 km<sup>2</sup> en  
345 2000 à plus de 1 350 km<sup>2</sup> en 2020. De 1999 à 2007, l'expansion de la tanche est lente. Le taux de  
346 dispersion calculé durant cette période reste relativement faible et stable par rapport aux autres périodes,  
347 soit inférieur à 30 km<sup>2</sup>/année. L'étendue spatiale de l'espèce s'accroît exponentiellement dès 2007  
348 jusqu'en 2010. Durant cette période, l'étendue augmente d'environ 367 km<sup>2</sup> en 3 ans comparativement à  
349 une augmentation d'environ 162 km<sup>2</sup> de 2000 à 2007. Le taux de dispersion atteint un pic de  
350 133,7 km<sup>2</sup>/année en 2009. La dispersion de la tanche connaît ensuite un ralentissement de 2010 à 2014,  
351 passant de 124,8 à 36,0 km<sup>2</sup>/année. Une augmentation du nombre de tanches est toutefois observée  
352 durant cette période, dont 514 tanches en 2012 et 230 en 2014. Parmi celles-ci, 437 des 514 tanches  
353 observées en 2012 proviennent du lac Saint-Pierre et 200 des 230 tanches observées en 2014  
354 proviennent d'un même point d'occurrences dans le secteur du Haut-Richelieu. En 2015, le taux de  
355 dispersion atteint un pic de 120,6 km<sup>2</sup>/année, où l'étendue spatiale s'accroît de 187,9 km<sup>2</sup> de 2015 à  
356 2016. Par ailleurs, il semble y avoir eu une perte d'étendue spatiale de 2016 à 2017. Cette perte  
357 d'étendue est estimée à 11,1 km<sup>2</sup>. L'année 2017 est aussi caractérisée par une légère baisse du taux de  
358 dispersion (78,0 km<sup>2</sup>/année) par rapport à 2015 et 2016. Toutefois, le nombre de tanches observées

359 durant cette année atteint un nombre record de 4 001 tanches. Les 3 dernières années sont marquées  
360 par une augmentation de l'étendue spatiale, passant de 1 225,3 km<sup>2</sup> en 2018 à 1 386,1 km<sup>2</sup> en 2020. Le  
361 taux de dispersion atteint un troisième pic de 142,6 km<sup>2</sup>/année en 2018 et décroît à 80,4 km<sup>2</sup>/année en  
362 2019 suivant la baisse du nombre de tanches observées de 2019 à 2020, passant de 89 à 11 tanches  
363 observées respectivement.

364 À partir des valeurs obtenues d'étendue spatiale et du taux de dispersion, trois phases distinctes de  
365 l'invasion du système par la tanche ont pu être identifiées : une première phase de latence de 1991 à  
366 2006, suivie par une seconde phase de croissance exponentielle de 2006 à 2012 et finalement l'actuelle  
367 phase de saturation qui débute vers 2012 (figure 5). La phase de croissance exponentielle est définie  
368 principalement par des observations commerciales (environ 75 % des observations rapportées pendant  
369 cette phase), alors que la phase de saturation consiste majoritairement d'observations de suivis des  
370 populations (environ 84 % des observations).

### 371 ***Lac Saint-Pierre***

372 La figure 6 illustre l'étendue spatiale de la tanche avec un rayon de recherche de 5 km au lac Saint-Pierre  
373 pour les périodes 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020. Aucune occurrence n'est  
374 présente dans la période 1999-2005. Une occurrence est présente dans le secteur des Battures des  
375 Frères durant la période 2006-2007. Dans la période 2008-2011, environ 56 % de la superficie du lac est  
376 couverte par la surface interne de l'isoplèthe 95 %, comparativement à 8,8 % dans la période 2006-2007.  
377 Cette surface couvre environ 98,7 % de la superficie du lac dans la période 2012-2016 et couvre  
378 l'entièreté de la superficie du lac dans la période 2017-2020. L'évolution de l'étendue spatiale de la tanche  
379 au lac Saint-Pierre diffère selon la dimension du rayon de recherche. L'étendue spatiale pour un rayon de  
380 recherche de 3 km atteint un maximum de 255,7 km<sup>2</sup> en 2020, comparativement à 332,9 et 333,0 km<sup>2</sup>  
381 pour des rayons de 5 et 10 km respectivement (figure 7). D'ailleurs, l'étendue spatiale pour un rayon de  
382 10 km atteint 278,9 km<sup>2</sup> dès 2011, représentant environ 84 % de la superficie du lac. L'évolution du taux  
383 de dispersion instantané permet de distinguer deux phases de dispersion au lac Saint-Pierre, soit une  
384 première phase de 2007 à 2010 commune pour les trois rayons de recherche, et une deuxième phase de

385 2014 à 2017 se manifestant seulement pour les rayons de 3 et 5 km (figure 7). À partir de 2017, l'étendue  
386 spatiale se stabilise pour les 3 rayons, où le taux de dispersion semble tendre vers une valeur nulle.

## 387 **Discussion**

### 388 ***Un exemple de patron d'invasion d'un vaste écosystème***

389 L'historique de la dispersion de la tanche dans le Saint-Laurent concorde avec les diverses phases  
390 typiquement observées lors d'une invasion biologique (voir figure 5). Bien qu'il fût anticipé que la tanche  
391 allait s'établir au Québec du fait qu'elle est originaire d'une région arborant des similitudes écologiques  
392 avec le sud du Québec, l'augmentation de son abondance au cours des premières années suivant son  
393 introduction ne suggérait pas l'explosion démographique et l'expansion spatiale qui allaient s'en suivre  
394 (Dumont et collab., 2002; Masson et collab., 2013). Les risques qu'une dispersion hors contrôle puisse  
395 s'étendre à l'ensemble du Saint-Laurent n'a été appréhendée que tardivement. Il est désormais  
396 vraisemblable qu'elle puisse atteindre les Grands Lacs, dans un avenir proche (Avlijaš et collab., 2017).  
397 Les présents résultats démontrent que la tanche s'est dispersée dans toute la portion dulcicole du Saint-  
398 Laurent où la connectivité naturelle n'est pas contrainte par la présence de barrages. La dispersion  
399 s'étend même au-delà de certains barrages, notamment le complexe hydroélectrique de Beauharnois-Les  
400 Cèdres (sépare le lac Saint-François de la portion continue du fleuve Saint-Laurent) et le barrage de  
401 Carillon (premier barrage en aval sur la rivière des Outaouais).

402 Au cours de la phase de latence, qui s'est déroulée sur 15 années, la première détection de l'espèce n'a  
403 été rapportée que 8 ans après son introduction dans la rivière Richelieu. Cette phase a été caractérisée  
404 par de rares observations faites à proximité du secteur où l'espèce fut initialement introduite. Durant cette  
405 phase, la dispersion était lente. Bien qu'elles varient d'une espèce envahissante à l'autre, des phases de  
406 latence similaires ont été observées dans plusieurs écosystèmes. C'est notamment le cas du cladocère  
407 épineux dans le lac Mendota au Wisconsin (États-Unis) (Walsh et collab., 2016). Le laps de temps  
408 relativement long entre l'introduction et la première détection peut s'expliquer en partie par les limites de  
409 détection, l'effet de dilution engendré par la taille du système et le temps de génération de l'espèce  
410 (approximativement 3 ans dans le cas de la tanche) (Alaş et Solak, 2004; Kennedy et Fitzmaurice, 1970;  
411 Neophitou, 1993). Malgré la popularité de l'espèce à des fins de pêche sportive dans d'autres régions du

412 monde (Fitzmaurice, 1984), nos données de captures de tanches de 1999 à 2006 montrent que 98,5 %  
413 des captures sont faites avec des engins de type commercial (filet maillant, verveux) et 1,5 % par la  
414 pêche sportive (pêche à la ligne) (Malchoff et collab., 2005). Encore aujourd'hui, la pêche sportive à la  
415 ligne ne vise généralement pas la tanche, principalement parce que l'espèce n'est pas encore bien  
416 connue des citoyens du Québec ni désirée par ceux-ci. Les pêcheurs commerciaux localisés dans la  
417 portion dulcicole du Saint-Laurent emploient principalement des engins fixes tels que les filets maillants et  
418 des verveux. Considérant la faible densité de tanches durant cette période et le fait qu'elles étaient  
419 spatialement limitées à une zone spécifique, les engins de pêche commerciale constitueraient une  
420 méthode de capture davantage appropriée à ce type d'espèce. Le temps écoulé entre l'introduction initiale  
421 et l'établissement de l'espèce est la période clé où les efforts dédiés à l'éradication, ou du moins  
422 l'endiguement de l'espèce, a le plus de chance de porter fruit. Cependant, de tels efforts ne peuvent être  
423 démarrés qu'après la détection initiale de la présence de l'espèce dans l'écosystème. Dans le présent  
424 cas, le fait qu'il se soit écoulé 8 années entre l'introduction et la détection (présence cryptique) de la  
425 tanche dans le fleuve Saint-Laurent en a pratiquement scellé le sort. Présentement, l'usage de nouvelles  
426 méthodes de surveillance des EAE plus sensibles (par exemple : ADN environnemental), le déploiement  
427 d'un réseau de détection hâtive et les efforts consentis envers la sensibilisation citoyenne, visent à réduire  
428 la période où une espèce envahissante est présente de façon cryptique dans l'écosystème.

429 La phase de croissance exponentielle a été caractérisée par une hausse rapide des observations, tout  
430 particulièrement de 2007 à 2010. Dans cette phase d'expansion, l'augmentation du taux de dispersion,  
431 lequel a atteint un sommet de 133,7 km<sup>2</sup>/année en 2009, est attribuable à la colonisation de nouvelles  
432 zones où les tanches n'avaient pas encore été observées. D'ailleurs, la différence d'occurrences entre les  
433 périodes 2008-2011 et 2012-2016 illustre bien l'augmentation exponentielle du nombre de tanches  
434 capturées par les pêcheurs commerciaux dans le lac Saint-Pierre de 2007 à 2014 tel que décrit par  
435 Pelletier et Gagnon (2014). Cette augmentation exponentielle concorde également avec la première  
436 phase de dispersion observée de 2007 à 2010 dans le lac Saint-Pierre. À partir de 2011, la répartition de  
437 la tanche s'étend désormais dans l'entièreté de la rivière Richelieu à partir du nord du lac Champlain et  
438 comprend une importante portion du fleuve Saint-Laurent entre Lachine (dans la région de Montréal) et la

439 ville de Québec. Trois zones de forte densité sont bien définies spatialement par les isoplèthes de densité  
440 50 % : 1) le Haut-Richelieu, 2) le Bas-Richelieu et 3) le lac Saint-Pierre. La localisation de ces zones en  
441 périphérie du site original d'introduction est cohérente avec l'idée que la rivière Richelieu ait été  
442 entièrement colonisée dès 2011. La zone de forte densité observée au lac Saint-Pierre apparaît avant  
443 celle dans le Bas-Richelieu. De tels résultats appuient le patron de dispersion inféré par Morissette et  
444 collab. (2021). Ces derniers décrivent la dispersion de la tanche comme étant une stratégie de diffusion  
445 stratifiée, suggérant la coexistence de dispersion à courte et longue distance chez cette espèce. Des  
446 analyses récentes de la structure génétique de la tanche dans le fleuve Saint-Laurent, qui montre la  
447 présence d'un fort flux génique entre les secteurs du fleuve, corroborent également cette stratégie de  
448 dispersion (Bernos et collab., 2022). Les pêcheurs commerciaux ont joué un important rôle dans la  
449 détection de l'espèce avec environ 75 % des observations au cours de la phase de croissance  
450 exponentielle. Hormis les 57 observations commerciales datant de 1999, le nombre d'individus observés  
451 annuellement par les pêcheurs commerciaux est passé de 1 tanche pour l'année 2006 à 48 tanches pour  
452 l'année 2011. Toutefois, la contribution des pêcheurs commerciaux dans la détection de la dispersion de  
453 la tanche diminue drastiquement à partir de 2012, notamment en raison que la majorité des observations  
454 commerciales sont effectuées dans le lac Saint-Pierre, étant déjà colonisé à plus de 80 % en 2011.

455 Dans la phase de saturation, bien que le taux de dispersion augmente encore un peu après 2012,  
456 l'augmentation interannuelle du taux de dispersion ne s'accroît plus de manière exponentielle et tend à se  
457 stabiliser. La phase de saturation peut être définie par un taux de dispersion qui diminue en raison de la  
458 présence de barrières biotiques et abiotiques, par exemple la présence de limites géographiques de  
459 l'espace accessible par l'espèce (Lambrinos, 2001; Shigesada et Kawasaki, 1997). Cette saturation  
460 spatiale peut être démontrée par des diminutions fréquentes du taux de dispersion à partir de 2012, soit  
461 en raison de la présence importante d'individus dans certaines zones déjà fréquentées comme le lac  
462 Saint-Pierre (3 563 tanches en 2017). Toutefois, la réduction du nombre de captures pour l'année 2020  
463 doit être évaluée en considérant l'impact marqué qu'a eu la pandémie de la COVID-19 sur l'effort de  
464 pêche commerciale et sur la capacité de récupérer et colliger les observations provenant des pêcheurs.  
465 Par la nature même de la base de données utilisée pour la présente étude, nous ne sommes pas en

466 mesure de déterminer de façon précise la densité de la tanche dans le système du Saint-Laurent. Nous  
467 ne pouvons pas actuellement statuer sur le niveau de saturation du système par l'espèce (par exemple :  
468 biomasse). La corrélation entre la saturation spatiale et la saturation démographique est difficile à établir,  
469 cette dernière varie d'une EAE à l'autre et selon la taille du système envahi et sa capacité de support. Par  
470 exemple, bien que le gobie à taches noires soit arrivé dans les Grands Lacs dès 1996 et qu'il s'est  
471 rapidement dispersé dans l'ensemble des 5 lacs (Charlebois et collab., 1997), les populations de gobies  
472 des Grands Lacs ont commencé à présenter des indices de saturation qu'à partir d'environ 2002  
473 (Roseman et Riley, 2009; Young et collab., 2010). L'exemple de la carpe à grosse tête  
474 (*Hypophthalmichthys nobilis*), qui est bien établie dans la rivière Illinois depuis la fin des années 1990  
475 (Chick et Pegg, 2001; Koel et collab., 2000), montre aussi que l'espèce a atteint un pic d'abondance au  
476 début des années 2000 dans la région de *La Grange Reach* avant de voir le nombre de captures diminuer  
477 en 2005 et 2006, suggérant l'atteinte de la capacité de support de l'habitat envahi (Hayer et collab., 2014;  
478 Irons et collab., 2011).

479 Enfin, la dernière phase (2017-2020) est particulièrement marquée par la présence de nouvelles  
480 occurrences en territoire ontarien. Les deux observations dans les rivières Nation et des Outaouais en  
481 amont du barrage de Carillon suggèrent une éventuelle dispersion en direction ouest (Ottawa). Par  
482 ailleurs, au fil des différentes périodes, la colonisation progressive de la tanche vers la portion ouest du  
483 tronçon fluvial est flagrante. Bien que l'observation de 2018 au lac Ontario n'ait pas été considérée dans  
484 la présente analyse, celle-ci n'est pas à négliger puisqu'elle confirme la présence de la tanche dans les  
485 Grands Lacs. À ce jour, aucune tanche n'a été observée dans le tronçon fluvial en amont du barrage  
486 Moses-Saunders. Mise à part l'observation dans le lac Ontario. Il n'est pour l'instant pas possible de  
487 statuer sur la présence de l'espèce dans le tronçon fluvial entre le lac Ontario et le barrage Moses-  
488 Saunders, quoique le potentiel d'invasion soit présent.

#### 489 ***Une méthodologie permettant l'interprétation de données irrégulières***

490 La méthode d'analyse spatio-temporelle utilisée dans la présente étude est une technique qui est  
491 relativement simple méthodologiquement et qui permet d'exploiter une base de données imparfaite et non  
492 standardisée. En effet, un faible nombre de variables sont nécessaires à la réalisation de l'analyse, soit

493 les coordonnées géographiques de l'occurrence, la date de l'occurrence et le nombre de tanches  
494 observées par occurrence. Les informations additionnelles fournies dans la base de données comme la  
495 catégorie d'observation et le type d'engin de capture ont notamment permis d'obtenir des renseignements  
496 sur les moyens de capture préférentiels et la provenance des observations. L'analyse par densité de  
497 noyau a permis de calculer des superficies estimées de zones colonisées par la tanche à partir  
498 d'observations géoréférencées. Cette méthode est largement utilisée dans le domaine de l'écologie des  
499 populations pour estimer l'aire de répartition d'une espèce (Kernohan et collab., 2001; Seaman et collab.,  
500 1999), notamment pour des populations de poissons (Gilroy et collab., 2010; Vokoun et Rabeni, 2005).  
501 Cette technique est appropriée, particulièrement pour sa capacité à calculer les limites d'étendue de  
502 zones de forte densité et pour son absence de sensibilité aux valeurs aberrantes (Kernohan et collab.,  
503 2001). Les limites d'étendue peuvent néanmoins être biaisées par un mauvais choix de distance de rayon  
504 de recherche, communément nommé le paramètre de lissage, qui devient alors une composante critique  
505 de la technique (Worton, 1995). Le choix d'un rayon de recherche de 10 km est conservateur puisqu'il  
506 considère une distance de dispersion somme toute minimale pour un individu au cours de sa vie sachant  
507 que la tanche peut parcourir au moins 80 km au cours de sa vie (Morissette et collab., 2021). Un rayon de  
508 recherche trop grand aurait comme effet de diluer la densité estimée et ainsi augmenter à tort les limites  
509 d'étendue. Par ailleurs, la nécessité d'employer uniquement des observations géoréférencées demeure  
510 un facteur limitant de la méthode. Ainsi, plusieurs observations confirmées non géoréférencées sont  
511 éliminées des analyses subséquentes. Par exemple, Pelletier et Gagnon (2014) répertoriaient 84 tanches  
512 récoltées dans le Saint-Laurent en 2011; notre base de données compte seulement 65 tanches  
513 géoréférencées pour la même année. Pareillement, Dumont et collab. (2002) rapportaient un total de  
514 150 tanches capturées dans la rivière Richelieu en 1999 et 176 en 2000; seulement 57 ont été  
515 géoréférencées pour l'année 1999 et 8 pour l'année 2000. Un autre facteur limitant est l'interprétation de  
516 l'absence de données. Une perte d'étendue spatiale d'environ 11,1 km<sup>2</sup> est notée de 2016 à 2017, ce qui  
517 pourrait porter à croire que des zones déjà colonisées ne le seraient plus. Cependant, il ne s'agit pas ici  
518 d'une perte réelle d'étendue spatiale, mais bien d'un artéfact de calcul associé aux outils géomatiques  
519 utilisés qui vient en partie ignorer certaines zones moins denses en occurrences (par exemple : lac  
520 Champlain et lac Saint-Louis) et valoriser les zones plus denses en occurrences (lac Saint-Pierre).

521 D'autre part, les données utilisées dans la présente étude ne proviennent pas d'inventaires exhaustifs ou  
522 de suivis visant particulièrement la tanche, mais plutôt d'opportunités provenant de la disponibilité des  
523 données de pêche, d'inventaires et de suivis des populations d'agences gouvernementales. Ainsi, la  
524 méthode ne permet pas de garantir l'absence de l'espèce dans un secteur où aucune occurrence n'est  
525 présente en raison qu'aucune donnée d'absence n'est disponible.

### 526 ***L'utilité des observations citoyennes***

527 Malgré le faible nombre d'occurrences citoyennes dans la base de données (29 occurrences pour un total  
528 de 44 observations), plus de la moitié de ces occurrences sont localisées en périphérie des zones  
529 principales de pêche sportive et commerciale. Le positionnement des occurrences citoyennes observées  
530 dans une zone non colonisée à plus de 5 km d'une autre occurrence toutes catégories confondues a  
531 permis de démontrer ainsi que le signalement citoyen a joué un rôle central dans le suivi de l'expansion  
532 des zones envahies par l'espèce. L'efficacité de rapporter les observations par les citoyens est cependant  
533 dépendante de leur capacité d'identification, de leur mobilisation et de leur niveau de sensibilisation à la  
534 problématique. Considérant les efforts consentis pour la lutte aux EAE et la couverture spatiale requise,  
535 l'implication des citoyens devient un élément incontournable afin de suivre l'expansion des aires de  
536 distribution d'espèces envahissantes ou pour détecter l'arrivée de nouvelles espèces. Martelo et collab.  
537 (2021) ont démontré que les données d'observations citoyennes peuvent être utilisées conjointement  
538 avec les données provenant de différentes sources d'observations afin de mieux estimer la distribution  
539 spatiale des espèces exotiques envahissantes. À cet égard, l'outil Web « Sentinelle » déployé par le  
540 ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs  
541 permet notamment de transmettre et de consulter des observations d'espèces exotiques envahissantes  
542 en ligne (<https://www.pub.enviroweb.gouv.qc.ca/scc/>).

543 Bien qu'il soit possible de regrouper les observations en provenance de la pêche commerciale avec celles  
544 issues des observations citoyennes, nous les avons différenciées puisque les pêcheurs commerciaux  
545 sont particulièrement visés par le Réseau de détection hâtive des espèces aquatiques exotiques  
546 envahissantes du Saint-Laurent (Pelletier et collab., 2012), assurant un suivi dans les zones productives,  
547 notamment dans le lac Saint-Pierre. Les citoyens assurent d'autre part un suivi plus étendu, mais moins

548 intense, et qui ne vise pas nécessairement les zones de forte production. En effet, nos résultats montrent  
549 que 58,6 % des occurrences citoyennes de tanches proviennent de sites aux limites de l'aire de  
550 répartition de l'espèce connue préalablement. Ceci suggère que la contribution du public peut servir  
551 comme indicateur d'expansion d'aire de répartition d'espèces exotiques envahissantes et qu'en ce sens  
552 elle joue un rôle significatif quant au suivi de l'expansion de l'espèce.

### 553 ***Nouvelle perception de la tanche dans le Saint-Laurent***

554 D'après la littérature, la tanche posséderait des capacités migratoires limitées et serait plutôt sédentaire  
555 (Moyle, 2002). En ce sens, il était probable que la tanche se limite géographiquement aux eaux de la  
556 rivière Richelieu. Toutefois, la présente étude démontre que la tanche a colonisé des habitats atypiques  
557 comparativement à ce qui était rapporté par la littérature. Le type d'analyse employée dans la présente  
558 étude et le profil des observations compilées ne permettent pas de brosser un portrait précis des aspects  
559 démographiques qui ont eu cours pendant les premières étapes de colonisation de l'écosystème du Saint-  
560 Laurent. Cependant, l'évolution du profil des occurrences rapportées démontre que la densité de tanches  
561 a atteint des biomasses importantes localement, et ce, exclusivement après 2012. En effet, des  
562 occurrences avec plus de 100 tanches observées sont visibles à partir de 2014, dont une occurrence  
563 avec plus de 1900 tanches observées au Lac Saint-Pierre en 2017. La présence de biomasses élevées  
564 de tanche dans le lac Saint-Pierre a d'ailleurs été validée récemment par des travaux du MFFP utilisant la  
565 pêche électrique (Drouin, communication personnelle, octobre 2021).

566 Masson et collab. (2013) ont proposé que les inondations majeures de la rivière Richelieu en 2011 aient  
567 contribué à favoriser la dispersion de la tanche dans le fleuve Saint-Laurent. En analysant les données  
568 compilées dans la présente étude, Dussault (2021) a montré qu'il n'y avait pas de corrélation entre les  
569 taux de dispersion et les débits mesurés dans la rivière Richelieu, et ce, même en comparant avec des  
570 décalages de 1 à 4 ans pour considérer l'effet potentiel sur le recrutement de jeunes ayant bénéficié de  
571 conditions environnementales plus favorables à la survie et la croissance. Bien que ces analyses ne  
572 puissent détecter un effet sur la biomasse locale, il demeure que la vitesse de colonisation n'a pas  
573 accéléré de façon significative après les inondations. Vraisemblablement, l'expansion de l'aire de

574 répartition de la tanche n'aurait pas été dépendante de la présence de fortes crues printanières, celles-ci  
575 ne représentant pas le mécanisme principal expliquant l'actuel patron de dispersion.

576 Une augmentation démographique de la population de tanche du fleuve Saint-Laurent serait amplement  
577 susceptible d'avoir un impact sur l'écosystème envahi. Des études montrent qu'à densités élevées, la  
578 tanche pourrait avoir un impact néfaste sur les populations de macroinvertébrés, notamment les  
579 gastéropodes (Beklioglu et Moss, 1998; Bronmark, 1994). Ces taux de consommation élevés pourraient  
580 provoquer un effet en cascade sur la chaîne alimentaire en stimulant l'augmentation de la biomasse du  
581 périphyton et ainsi provoquer une diminution du taux de croissance des macrophytes dans les milieux  
582 envahis (Beklioglu et Moss, 1998; Bronmark, 1994; Rowe et collab., 2008; Vis et collab., 2008; Williams et  
583 collab., 2002). Les herbiers aquatiques représentent une source de nourriture et de refuge pour les  
584 organismes aquatiques benthiques (Hudon et collab., 2008), notamment pour le stock de perchaudes  
585 (*Perca flavescens* [Mitchill, 1814]) du lac Saint-Pierre qui est protégé par un moratoire sur la pêche  
586 sportive et commerciale depuis 2012 (Magnan, 2002). La présence de fortes biomasses de tanches dans  
587 le lac Saint-Pierre est une pression supplémentaire sur l'écosystème qui peut aller à l'encontre des efforts  
588 de restauration du stock de perchaude et de ses habitats. Cette altération de l'habitat pourrait être  
589 exacerbée par la cooccurrence d'autres EAE, soit par leurs effets synergiques sur l'écosystème ou les  
590 espèces indigènes (Beggel et collab., 2016; Morgan et collab., 2002; Rowe, 2007; Warburton et Madden,  
591 2003). À cet égard, la carpe commune (*Cyprinus carpio*) est présente dans le fleuve Saint-Laurent depuis  
592 plus d'une centaine d'années (McCrimmon, 1968) et est toujours susceptible d'avoir des impacts sur les  
593 écosystèmes aquatiques (Paradis, 2018). Schallenberg et Sorrell (2009) montrent que la cooccurrence de  
594 poissons herbivores et benthivores, comprenant la présence de la carpe commune et de la tanche, était  
595 associée positivement avec des changements de régime entre eau claire et eau turbide dans des lacs en  
596 Nouvelle-Zélande. Ces résultats supportent ceux de Rowe (2007), qui montrent que la présence de plus  
597 d'un poisson exotique introduit, incluant la tanche et la carpe koï (forme domestique créée à partir de  
598 *Cyprinus carpio*), dans des lacs en Nouvelle-Zélande entraîne une baisse plus marquée de la clarté de  
599 l'eau et par conséquent impacte négativement la croissance des herbiers aquatiques. Avec la détection  
600 récemment confirmée de la carpe de roseau dans le fleuve Saint-Laurent, une diminution de la qualité des

601 habitats aquatiques du Saint-Laurent engendrée par la tanche pourrait, dans l'avenir, favoriser  
602 l'établissement et la croissance de la biomasse de cette espèce de carpes envahissantes, notamment en  
603 raison de sa tolérance à une large gamme de conditions environnementales (Pípalová, 2006).

604 La vitesse d'expansion observée au cours des 10 dernières années et ses impacts potentiels sur  
605 l'écosystème entier du fleuve Saint-Laurent justifient que l'on s'intéresse davantage à cette espèce qui se  
606 doit d'être jugée comme prioritaire en termes de gestion et de protection de la biodiversité. L'instauration  
607 de suivis standardisés permettant d'évaluer l'augmentation de la biomasse semble une prérogative afin  
608 de mieux anticiper les impacts délétères sur l'écosystème et d'éventuellement identifier des actions de  
609 mitigation. Finalement, un suivi du front de colonisation semble nécessaire afin de contrer la dispersion de  
610 la tanche vers les zones encore exemptes et de prendre des mesures de gestion afin de restreindre sa  
611 progression vers les eaux intérieures (par exemple : araser ou non des barrages et autres contraintes au  
612 libre passage des poissons).

### 613 **Remerciements**

614 Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un essai de la maîtrise en biogéosciences de l'environnement à  
615 l'Université Laval. Des remerciements particuliers sont adressés à M. Claude Lavoie et Mme Danielle  
616 Cloutier de l'Université Laval pour la supervision et l'encadrement. La production de cette étude a été  
617 possible grâce aux pêcheurs commerciaux du Réseau de détection et aux données recueillies et  
618 communiquées par les responsables des programmes de suivi et biologistes en région du MFFP. Un  
619 remerciement spécial s'adresse à Émilie Morissette pour son support tout au long de la réalisation de  
620 cette étude.

### 621 **Références**

622 Alaş, A. et K. Solak, 2004. The reproductive biology of the tench (*Tinca tinca* L., 1758) in Kayabogazi  
623 (Kutahya, Turkey) Dam Lake. Turkish Journal of Veterinary & Animal Sciences, 28 (5) : 879-885.  
624 Disponible en ligne à : <https://journals.tubitak.gov.tr/veterinary/vol28/iss5/15>.

625 Avlijaš, S., A. Ricciardi et N.E. Mandrak, 2017. Eurasian tench (*Tinca tinca*): The next Great Lakes  
626 invader. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 75 (2) : 169-179.  
627 <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0171>.

628 Balık, S., H.M. Sarı, M.R. Ustaoglu et A. İlhan, 2004. The structure, mortality and growth of the tench  
629 (*Tinca tinca* L., 1758) in Çivril Lake, Denizli, Turkey. Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences,  
630 28 (6) : 973-979. Disponible en ligne à : <https://journals.tubitak.gov.tr/veterinary/vol28/iss6/3>.

631 Beggel, S., J. Brandner, A.F. Cerwenka et J. Geist, 2016. Synergistic impacts by an invasive amphipod  
632 and an invasive fish explain native gammarid extinction. BMC Ecology, 16 : 32.  
633 <https://doi.org/10.1186/s12898-016-0088-6>.

634 Beklioglu, M. et B. Moss, 1998. The effects of tench (*Tinca tinca* (L.)) and sticklebacks (*Gasterosteus*  
635 *aculeatus* L.) on planktonic and benthic communities in mesocosms in a shallow lake. Aquatic Ecology, 32  
636 (3) : 229-240. <https://doi.org/10.1023/A:1009946505397>.

637 Bellard, C., P. Cassey et T.M. Blackburn, 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. Biology  
638 Letters, 12 (2) : 20150623. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>.

639 Bernos, T.A., A. Sunčica, J. Hill, O. Morissette, A. Ricciardi, N.E. Mandrak et K.M. Jeffries, 2022. Genetic  
640 diversity and structure of a recent fish invasion: Tench (*Tinca tinca*) in eastern North America.  
641 Evolutionary Applications, 00 (1) : 1-16. <https://doi.org/10.1111/eva.13520>.

642 Beyer, H.L., 2015. Geospatial Modelling Environment (Version 0.7.4.0). Spatial Ecology LLC.

643 Bezmaternykh, V.V. et G.K. Shcherbina, 2018. Feeding of tench *Tinca tinca* (Cyprinidae) in a small  
644 eutrophic water body. Journal of Ichthyology, 58 (4) : 545-551.  
645 <https://doi.org/10.1134/S003294521804001X>.

646 Brodeur, P., Y. Reyjol, M. Mingelbier, T. Rivière et P. Dumont, 2011. Prédation du gobie à taches noires  
647 par les poissons du Saint-Laurent : contrôle potentiel d'une espèce exotique. Le Naturaliste canadien, 135  
648 (2) : 4-11.

649 Bronmark, C., 1994. Effects of tench and perch on interactions in a freshwater, benthic food chain.  
650 Ecology, 75 (6) : 1818-1828. <https://doi.org/10.2307/1939640>.

651 Charlebois, P.M., J.E. Marsden, R.G. Goettel, R.K. Wolfe, D.J. Jude et S. Rudnika, 1997. The round goby,  
652 *Neogobius melanostomus* (Pallas), a review of European and North American literature. Illinois-Indiana  
653 Sea Grant Program and Illinois Natural History Survey, Champaign, 76 p.

654 Chick, J.H. et M.A. Pegg, 2001. Invasive carp in the Mississippi River basin. Science, 292 (5525) : 2250-  
655 2251. doi:10.1126/science.292.5525.2250.

656 Christie, W.J., 1974. Changes in the fish species composition of the Great Lakes. Journal of the Fisheries  
657 Board of Canada, 31 (5) : 827-854. <https://doi.org/10.1139/f74-104>.

658 Cooke, S.L., 2016. Anticipating the spread and ecological effects of invasive bigheaded carps  
659 (*Hypophthalmichthys spp.*) in North America: a review of modeling and other predictive studies. Biological  
660 Invasions, 18 (2) : 315-344. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-1028-7>.

661 Coopérative de solidarité de la Réserve de la biosphère du Lac-Saint-Pierre, 2002. Plan de coopération.  
662 Disponible en ligne à :  
663 [https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/pls/public/docs/GSC665/F852556915\\_Plan\\_de\\_cooperation\\_2002.pdf](https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/pls/public/docs/GSC665/F852556915_Plan_de_cooperation_2002.pdf).  
664 [Visité le 2022-11-27].

665 Costan, G., et Y. de Lafontaine, 2000. Présence de la moule zébrée dans le Saint-Laurent : à suivre...  
666 Environnement Canada, Montréal, 8 p. Disponible en ligne à  
667 [https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/610/13/Costan\\_2000\\_Moule%20z%C3%A9br%C3%A9e\\_A.pdf](https://belsp.uqtr.ca/id/eprint/610/13/Costan_2000_Moule%20z%C3%A9br%C3%A9e_A.pdf).

668 De La Chenelière, V., P. Brodeur et M. Mingelbier, 2014. Restauration des habitats du lac Saint-Pierre :  
669 un prérequis au rétablissement de la perchaude. Le Naturaliste canadien, 138 (2) : 50-61.  
670 <https://doi.org/10.7202/1025070ar>.

671 Docherty, C., J. Ruppert, T. Rudolfson, A. Hamann et M.S. Poesch, 2017. Assessing the spread and  
672 potential impact of Prussian Carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) to freshwater fishes in western North  
673 America. *BiolInvasions Records*, 6 (3) : 291-296. <https://doi.org/10.3391/bir.2017.6.3.15>.

674 Dumont, P., N. Vachon, J. Leclerc et A. Guibert, 2002. Introduire délibérément un poisson au Canada  
675 peut être facile : l'exemple de l'implantation de la tanche dans le sud du Québec. Dans : Claudi, R., P.  
676 Nantel, et E. Muckle-Jeffs (édit.). *Envahisseurs exotiques des eaux, milieux humides et forêts du Canada*.  
677 *Ressources Naturelles Canada*, Ottawa, p.169-177.

678 Dussault, D., 2021. Dispersion de la tanche (*Tinca tinca*) dans le fleuve Saint-Laurent : implications  
679 écologiques et socioéconomiques potentielles. Essai de maîtrise, Université Laval, Québec, 83 p.

680 Erguden, S.A., et M.Z.L. Goksu. Age, growth and sex ratio of tench *Tinca tinca* (L., 1758) in Seyhan Dam  
681 Lake, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology*, 26 (4) : 546-549. [https://doi.org/10.1111/j.1439-](https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01476.x)  
682 [0426.2010.01476.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01476.x).

683 Esri, 2015. ArcGIS Desktop : Release 10.1.3. Environmental Systems Research Institute, Redlands.

684 Fitzmaurice, P., 1984. The effects of freshwater fish introductions into Ireland. Dans : Commission  
685 européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (édit.). Douzième session de la  
686 CECPI. Documents présentés au symposium sur l'amélioration des stocks dans le cadre de  
687 l'aménagement des pêcheries d'eau douce tenu à Budapest, 31 mai-2 juin 1982. Volume 2 : Introductions  
688 et transplantations, Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, p. 449-457.

689 Foubert, A., F. Lecomte, P. Legendre et M. Cusson, 2018. Spatial organisation of fish communities in the  
690 St. Lawrence River: a test for longitudinal gradients and spatial heterogeneities in a large river system.  
691 *Hydrobiologia*, 809 (1) : 155-173. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3457-z>.

692 Giacomazzo, M., A. Bertolo, P. Brodeur et P. Magnan, 2023. Relationship between submerged aquatic  
693 vegetation, turbidity, and fish distribution in a large shallow fluvial lake. *Environmental Biology of Fishes*,  
694 106 : 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01359-w>.

695 Giacomazzo, M., A. Bertolo, P. Brodeur, P. Massicotte, J.-O. Goyette et P. Magnan, 2020. Linking  
696 fisheries to land use: How anthropogenic inputs from the watershed shape fish habitat quality. *Science of*  
697 *the Total Environment*, 717 : 135377. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135377>.

698 Gilroy, D.J., O.P. Jensen, B.C. Allen, S. Chandra, B. Ganzorig, Z. Hogan, J.T. Maxted et M.J. Vander  
699 Zanden, 2010. Home range and seasonal movement of taimen, *Hucho taimen*, in Mongolia. *Ecology of*  
700 *Freshwater Fish*, 19 (4) : 545-554. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00434.x>.

701 Girard, I., J.P. Ouellet, R. Courtois, C. Dussault et L. Breton, 2002. Effects of sampling effort based on  
702 GPS telemetry on home-range size estimations. *The Journal of Wildlife Management*, 66 (4) : 1290-1300.  
703 <https://doi.org/10.2307/3802962>.

704 Gouvernement du Canada, 2016. Fichier hydrographique – Littoraux (polygones) – Recensement de  
705 2011. Disponible en ligne à [https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/92e3ad59-c7d3-4b79-ba90-](https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/92e3ad59-c7d3-4b79-ba90-5540a67a89a7)  
706 [5540a67a89a7](https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/92e3ad59-c7d3-4b79-ba90-5540a67a89a7). [Visité le 2022-11-28].

707 Grice, T., 2009. Principles of containment and control of invasive species. Dans : Clout, M.N. et P.A.  
708 Williams (édit.). *Invasive species management : A handbook of principles and techniques*. Oxford  
709 University Press, New York, p. 62.

710 Hayer, C.A., J.J. Breeggemann, R.A. Klumb, B.D. Graeb et K.N. Bertrand, 2014. Population  
711 characteristics of bighead and silver carp on the northwestern front of their North American invasion.  
712 *Aquatic Invasions*, 9 (3) : 289-303. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.3.05>.

713 Hudon, C., A. Cattaneo, A.-M. T. Poirier, P. Brodeur, P. Dumont, Y. Mailhot, J.-P. Amyot, S.-P. Despatie  
714 et Y. de Lafontaine, 2012. Oligotrophication from wetland epuration alters the riverine trophic network and  
715 carrying capacity for fish. *Aquatic Sciences*, 74 : 495-511. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0243-2>.

716 Hudon, C., M. Jean et G. Létourneau, 2018. Temporal (1970–2016) changes in human pressures and  
717 wetland response in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Science of The Total Environment*, 643 :  
718 1137-1151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.080>.

719 Irons, K.S., G.G. Sass, M.A. McClelland et T.M. O'Hara, 2011. Bigheaded carp invasion of the La Grange  
720 Reach of the Illinois River: insights from the Long Term Resource Monitoring Program. Dans : Chapman,  
721 D.C., et M.H. Hoff (édit.). Invasive Asian carps in North America. American Fisheries Society, Bethesda, p.  
722 31-50.

723 Jenks, G.F., 1967. The Data Model Concept in Statistical Mapping. International Yearbook of  
724 Cartography, 7 : 186-190.

725 Kennedy, M., et P. Fitzmaurice, 1970. The Biology of the Tench *Tinca tinca* (L.) in Irish Waters.  
726 Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B : Biological, Geological, and Chemical Science, 69  
727 (3) : 31-82.

728 Kernohan, B.J., R.A. Gitzen et J.J. Millspaugh, 2001. Chapter 5 – Analysis of animal space use and  
729 movements. Dans : Millspaugh, J.J. et J.M. Marzluff (édit.). Radio Tracking and Animal Populations.  
730 Academic Press, San Diego, p. 125-166. <https://doi.org/10.1016/B978-012497781-5/50006-2>.

731 Koel, T.M., K.S. Irons et E. Ratcliff, 2000. Asian carp invasion of the Upper Mississippi River System. U.S.  
732 Geological Survey, La Crosse. Disponible en ligne à  
733 [https://www.umesc.usgs.gov/reports\\_publications/psrs/psr\\_2000\\_05.html](https://www.umesc.usgs.gov/reports_publications/psrs/psr_2000_05.html). [Visité le 2022-11-28].

734 Lambrinos, J.G., 2001. The expansion history of a sexual and asexual species of *Cortaderia* in California,  
735 USA. Journal of Ecology, 89 (1) : 88-98. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00524.x>.

736 La Violette, N., 2004. Les lacs fluviaux du Saint-Laurent : hydrologie et modifications humaines. Le  
737 Naturaliste canadien, 128 (1) : 98-104.

738 Magnan, P., 2002. Avis scientifique sur l'état du stock de perchaudes au lac Saint-Pierre, les indicateurs  
739 biologiques utilisés pour effectuer son suivi et la pertinence de protéger la période de fraye de façon  
740 partielle ou totale. Chaire de recherche en écologie des eaux douces, Université du Québec à Trois-  
741 Rivières, Trois-Rivières, 52 p.

742 Malchoff, M., J.E. Marsden, M. Hauser, C.L.K. Liang, E. Fitzpatrick, B. Higgins et K. O'Neil, 2005.  
743 Feasibility of Champlain Canal aquatic nuisance species barrier options. Lake Champlain Sea Grant,  
744 Plattsburgh, 46 p.

745 Marsden, J.E. et M. Hauser, 2009. Exotic species in Lake Champlain. Journal of Great Lakes Research,  
746 35 (2) : 250-265. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2009.01.006>.

747 Martelo, J., L.M. da Costa, D. Ribeiro, J. Gago, M.F. Magalhães, H.F. Gante, M.J. Alves, G. Cheoo, C.  
748 Gkenas, F. Banha, M. Gama, P.M. Anastácio, P.M. Tiago et F. Ribeiro, 2021. Evaluating the range  
749 expansion of recreational non-native fishes in Portuguese freshwaters using scientific and citizen science  
750 data. BioInvasions Records, 10 (2) : 378-389.

751 Marzluff, J.M., J.J. Millspaugh, P. Hurvitz et M.S. Handcock, 2004. Relating resources to a probabilistic  
752 measure of space use: Forest fragments and Steller's jays. Ecology, 85 (5) : 1411-1427.  
753 <https://doi.org/10.1890/03-0114>.

754 Masson, S., Y. de Lafontaine, A.-M. Pelletier, G. Verreault, P. Brodeur, N. Vachon et H. Massé, 2013.  
755 Dispersion récente de la tanche au Québec. Le Naturaliste canadien, 137 (2) : 55-61.  
756 <https://doi.org/10.7202/1015516ar>.

757 McCrimmon, H.R., 1968. Carp in Canada. Fisheries Research Board of Canada, 165 : 1-93.

758 Millet, J.-M., 2017. Regressi (Version 3.99). Evariste.

759 [MRNF] Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2007. Guide d'identification pour le Réseau  
760 de détection des espèces aquatiques exotiques envahissantes dans le St-Laurent. Gouvernement du  
761 Québec, Rivière-du-Loup, 49 p. Disponible en ligne à : [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/guide-](https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/guide-especies-aquatiques.pdf)  
762 [especies-aquatiques.pdf](https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/guide-especies-aquatiques.pdf).

763 Morgan, D.L., S.J. Hambleton, H.S. Gill et S.J. Beatty, 2002. Distribution, biology and likely impacts of the  
764 introduced redbfin perch (*Perca fluviatilis*) (Percidae) in Western Australia. Marine and Freshwater  
765 Research, 53 (8) : 1211-1221. <https://doi.org/10.1071/MF02047>.

766 Morissette, O., F. Lecomte, N. Vachon, A. Drouin et P. Sirois, 2021. Quantifying migratory capacity and  
767 dispersal of the invasive Tench (*Tinca tinca*) in the St. Lawrence River using otolith chemistry. Canadian  
768 Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 78 (11) : 1628-1638. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0460>.

769 Moyle, P.B., 2002. Inland Fishes of California: Revised and Expanded. University of California Press,  
770 Berkeley, 517 p.

771 Neophitou, C., 1993. Some biological data on the tench (*Tinca tinca* (L.)) in Lake Pamvotida (Greece).  
772 Acta Hydrobiologica, 35 (4) : 367-379.

773 Paradis, Y. 2018. Les espèces animales aquatiques envahissantes du fleuve Saint-Laurent : bilan de la  
774 situation en eau douce. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 9 p. Disponible en ligne  
775 à :  
776 [https://www.planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/fiches\\_indicateurs/Francais/2018\\_Especies\\_aquatig](https://www.planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/fiches_indicateurs/Francais/2018_Especies_aquatig)  
777 [ues\\_envahissantes\\_fleuve\\_Saint-Laurent\\_bilan\\_situation\\_eau\\_douce.pdf](https://www.planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/fiches_indicateurs/Francais/2018_Especies_aquatig_ues_envahissantes_fleuve_Saint-Laurent_bilan_situation_eau_douce.pdf).

778 Pelletier, A.-M., et P. Gagnon, 2014. Réseau de détection précoce des espèces aquatiques exotiques  
779 envahissantes du Saint-Laurent – Bilan 2014. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Rivière-du-  
780 Loup, 1 p.

781 Pelletier, A.-M., G. Verreault et A. Simard, 2012. Le Réseau de détection précoce des espèces  
782 aquatiques exotiques envahissantes du Saint-Laurent : bilan des activités 2007-2010. Le Naturaliste  
783 canadien, 136 (3) : 73-79. <https://id.erudit.org/iderudit/1009243ar>.

784 Perrow, M.R., A.J.D. Jowitt et S.R. Johnsonf, 1996. Factors affecting the habitat selection of tench in a  
785 shallow eutrophic lake. Journal of Fish Biology, 48 (5) : 859-870. [https://doi.org/10.1111/j.1095-](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1996.tb01481.x)  
786 [8649.1996.tb01481.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1996.tb01481.x).

787 Pimpicka, E. et B. Piros, 1999. Growth of female tench (*Tinca tinca*) in lake Dgal Wielki, NE Poland. Folia  
788 Zoologica, 48 (2) : 143-148.

789 Pípalová, I., 2006. A review of grass carp use for aquatic weed control and its impact on water bodies.  
790 Journal of Aquatic Plant Management, 44 (1) : 1-12. Disponible en ligne à : [https://apms.org/wp-](https://apms.org/wp-content/uploads/japm-44-01-001.pdf)  
791 [content/uploads/japm-44-01-001.pdf](https://apms.org/wp-content/uploads/japm-44-01-001.pdf).

792 Pollux, B.J.A., A. Korosi, W.C.E.P. Verberk, P. M. J. Pollux et G. van der Velde, 2006. Reproduction,  
793 growth, and migration of fishes in a regulated lowland tributary: potential recruitment to the river Meuse.  
794 Hydrobiologia, 565 (1) : 105-120. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1908-4>.

795 Pouliot, R. et O. Morissette, 2019. Risques de dispersion des carpes asiatiques dans les tributaires du  
796 fleuve Saint-Laurent – Aspects théoriques, évaluation préliminaire de la franchissabilité des obstacles  
797 pour les carpes asiatiques et actions pouvant être mises en œuvre pour contribuer à la protection des  
798 eaux intérieures. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 163 p. Disponible en ligne :  
799 <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/risques-dispersion-carpes-asiatiques.pdf>.

800 R Core Team, 2018. R : A language and environment for statistical computing. Disponible en ligne à :  
801 <https://www.r-project.org>. [Visité le 2022-11-28].

802 Roseman, E.F. et S.C. Riley, 2009. Biomass of deepwater demersal forage fishes in Lake Huron, 1994-  
803 2007: Implications for offshore predators. Aquatic Ecosystem Health & Management, 12 (1) : 29-36.  
804 <https://doi.org/10.1080/14634980802711786>.

805 Rowe, D.K., 2007. Exotic fish introductions and the decline of water clarity in small North Island, New  
806 Zealand lakes: a multi-species problem. Hydrobiologia, 583 (1) : 345-358. [https://doi.org/10.1007/s10750-](https://doi.org/10.1007/s10750-007-0646-1)  
807 [007-0646-1](https://doi.org/10.1007/s10750-007-0646-1).

808 Rowe, D.K., A. Moore, A. Giorgetti, C. Maclean, P. Grace, S. Wadhwa et J. Cooke, 2008. Review of the  
809 impacts of gambusia, redfin perch, tench, roach, yellowfin goby and streaked goby in Australia.  
810 Commonwealth of Australia, 245 p. Disponible en ligne à :  
811 <https://www.dcceew.gov.au/sites/default/files/documents/introduce-fish.pdf>.

812 Schallenberg, M. et B. Sorrell, 2009. Regime shifts between clear and turbid water in New Zealand lakes:  
813 Environmental correlates and implications for management and restoration. *New Zealand Journal of*  
814 *Marine and Freshwater Research*, 43 (3) : 701-712. <https://doi.org/10.1080/00288330909510035>.

815 Seaman, D.E., J.J. Millsaugh, B.J. Kernohan, G.C. Brundige, K.J. Raedeke et R.A. Gitzen, 1999. Effects  
816 of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management*, 63 (2) : 739-747.  
817 <https://doi.org/10.2307/3802664>.

818 Shigesada, N. et K. Kawasaki, 1997. *Biological Invasions: Theory and Practice*. Oxford University Press,  
819 Oxford, 205 p.

820 Simberloff, D. et B. Von Holle, 1999. Positive interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown?  
821 *Biological Invasions*, 1(1) : 21-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>.

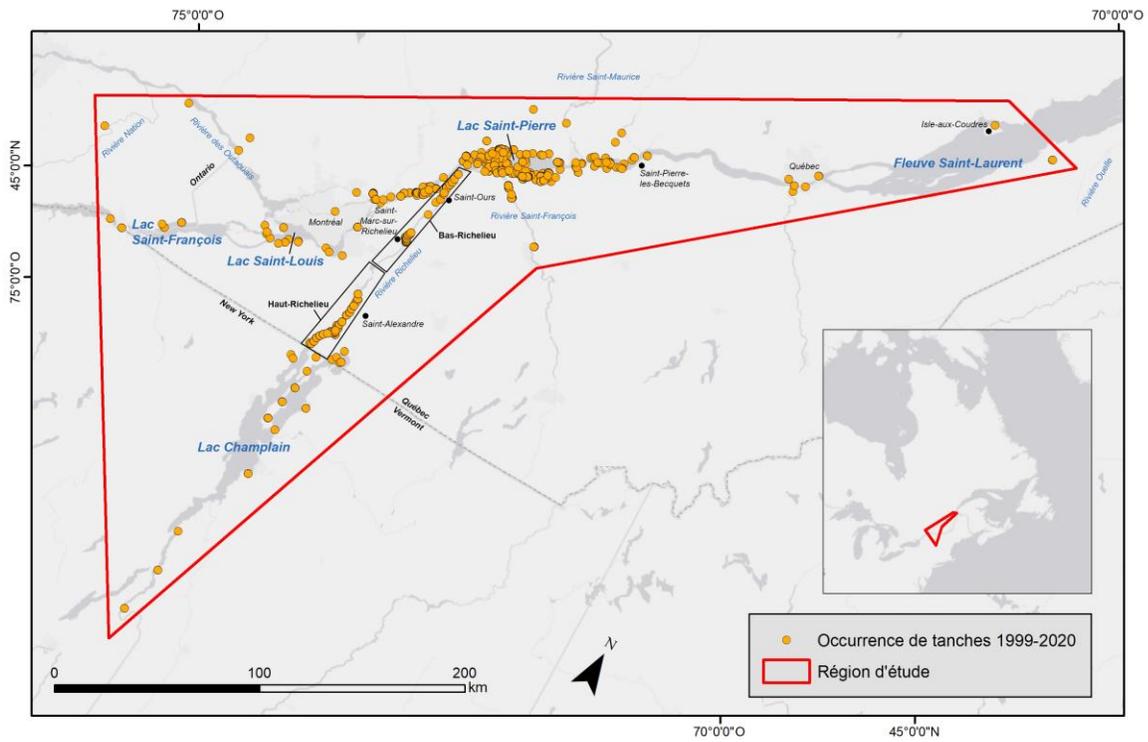
822 Vis, C., A. Cattaneo et C. Hudon, 2008. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae  
823 along a gradient of nitrate depletion. *Journal of Phycology*. 44 : 38-44. [https://doi.org/10.1111/j.1529-](https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2007.00429.x)  
824 [8817.2007.00429.x](https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2007.00429.x).

825 Vokoun, J.C. et C.F. Rabeni, 2005. Home range and space use patterns of flathead catfish during the  
826 summer–fall period in two Missouri streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134 (2) :  
827 509-517. <https://doi.org/10.1577/T04-064.1>.

828 Walsh, J.R., S.E. Munoz et M.J. Vander Zanden, 2016. Outbreak of an undetected invasive species  
829 triggered by a climate anomaly. *Ecosphere*, 7 (12) : e01628. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1628>.

830 Warburton, K. et C. Madden, 2003. Behavioural responses of two native Australian fish species  
831 (*Melanotaenia duboulayi* and *Pseudomugil signifer*) to introduced *Poeciliids* (*Gambusia holbrooki* and  
832 *Xiphophorus helleri*) in controlled conditions. *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales*,  
833 124 : 115-124.

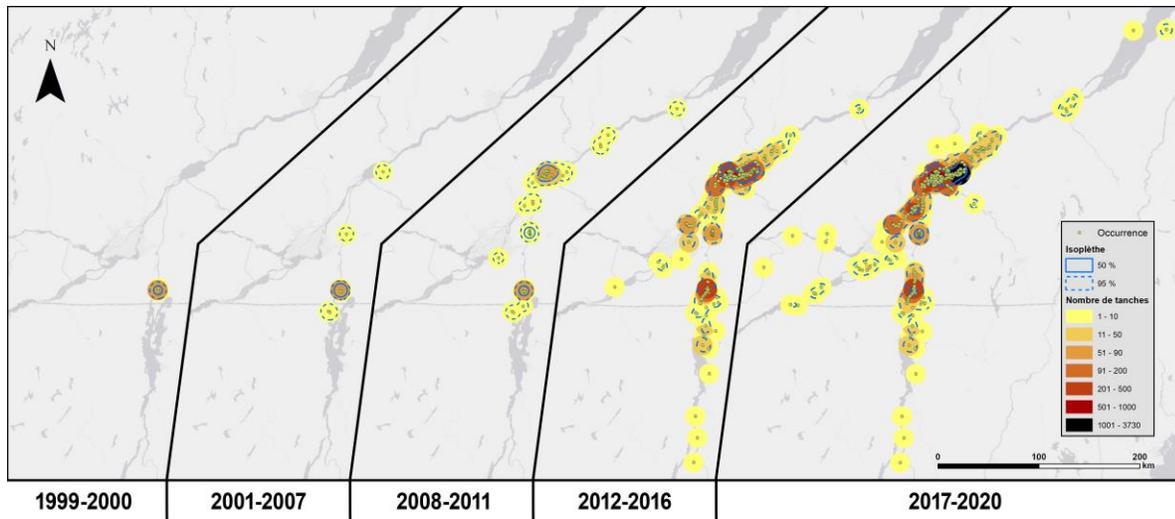
- 834 Williams, A.E., B. Moss et J. Eaton, 2002. Fish induced macrophyte loss in shallow lakes: Top-down and  
835 bottom-up processes in mesocosm experiments. *Freshwater Biology*, 47 (11) : 2216-2232.  
836 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00963.x>.
- 837 Worton, B.J., 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *The*  
838 *Journal of Wildlife Management*, 59 (4) : 794-800. <https://doi.org/10.2307/3801959>.
- 839 Young, J.A.M., J.R. Marentette, C. Gross, J.I. McDonald, A. Verma, S.E. Marsh-Rollo, P.D.M. Macdonald,  
840 D.J.D. Earn et S. Balshine, 2010. Demography and substrate affinity of the round goby (*Neogobius*  
841 *melanostomus*) in Hamilton Harbour. *Journal of Great Lakes Research*, 36 (1) : 115-122.  
842 <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2009.11.001>.



843

844 Figure 1 : Carte de l'emplacement de la région d'étude (encadré rouge) et des occurrences de tanches de  
 845 1999 à 2020 (points orange).

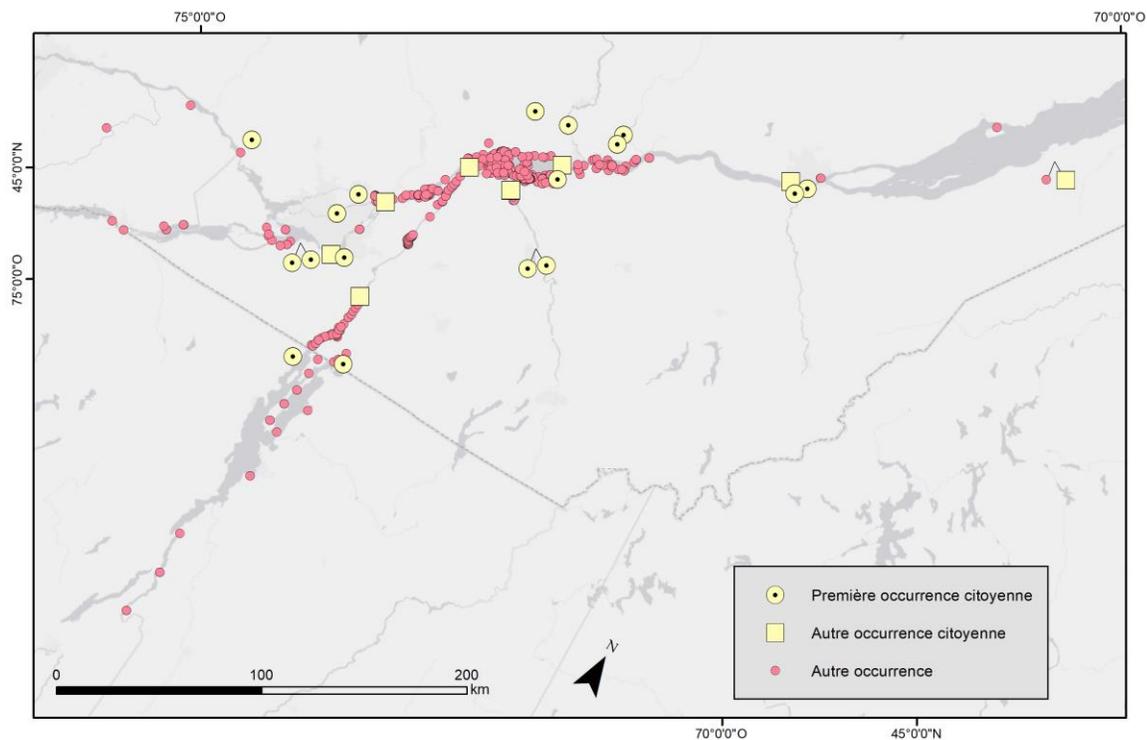
846



847

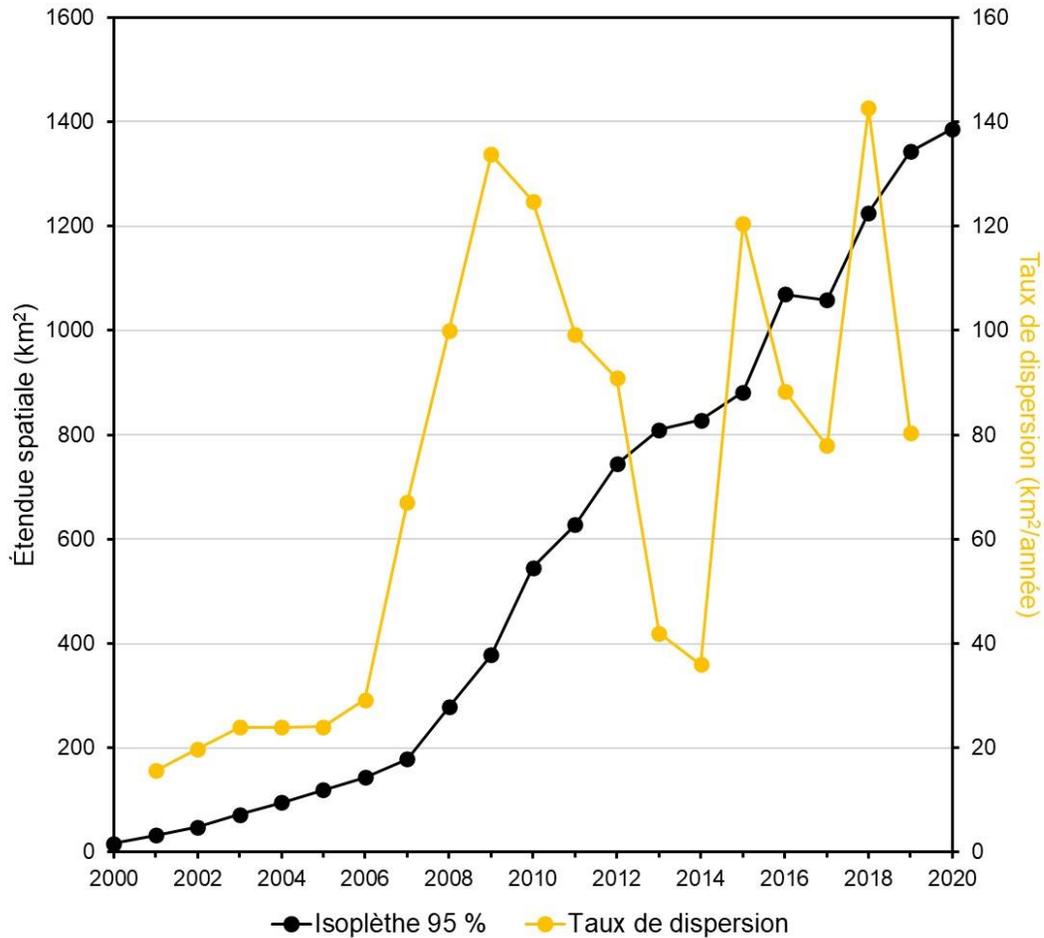
848 Figure 2 : Évolution de l'étendue spatiale de l'aire de répartition occupée par la tanche dans la région  
 849 d'étude au cours des périodes 1999-2000, 2001-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020. Chaque  
 850 période présente le cumulatif de la distribution des occurrences des périodes existantes précédentes. Les  
 851 zones colorées représentent la somme du nombre de tanches observées à chaque point d'occurrence  
 852 dans un rayon de 10 km. Les isoplèthes 50 % des densités de noyau sont montrées en lignes pleines; les  
 853 isoplèthes 95 % des densités de noyau sont montrées en lignes pointillées.

854



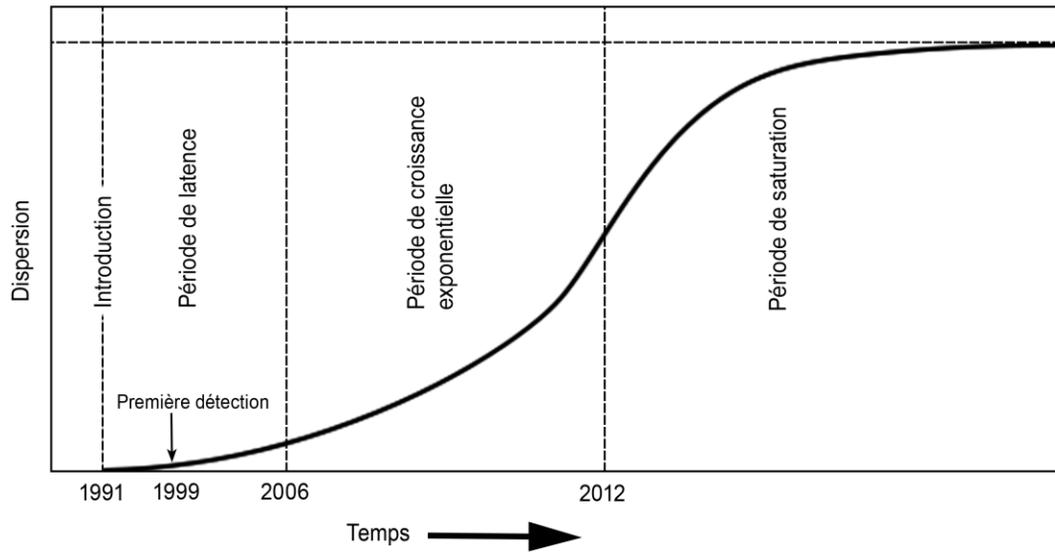
855

856 Figure 3 : Carte de la répartition des occurrences rapportées par des citoyens et des occurrences des  
 857 autres catégories dans la région d'étude. Les occurrences rapportées par des citoyens dans une zone  
 858 non colonisée à plus de 5 km d'une autre occurrence toutes catégories confondues (Première occurrence  
 859 citoyenne) sont indiquées avec un cercle jaune, alors que celles à moins de 5 km d'une autre occurrence  
 860 toutes catégories confondues (Autre occurrence citoyenne) sont indiquées avec un carré jaune. Les  
 861 occurrences des autres catégories qui ne sont pas citoyennes (Autre occurrence) sont indiquées avec un  
 862 point rouge.



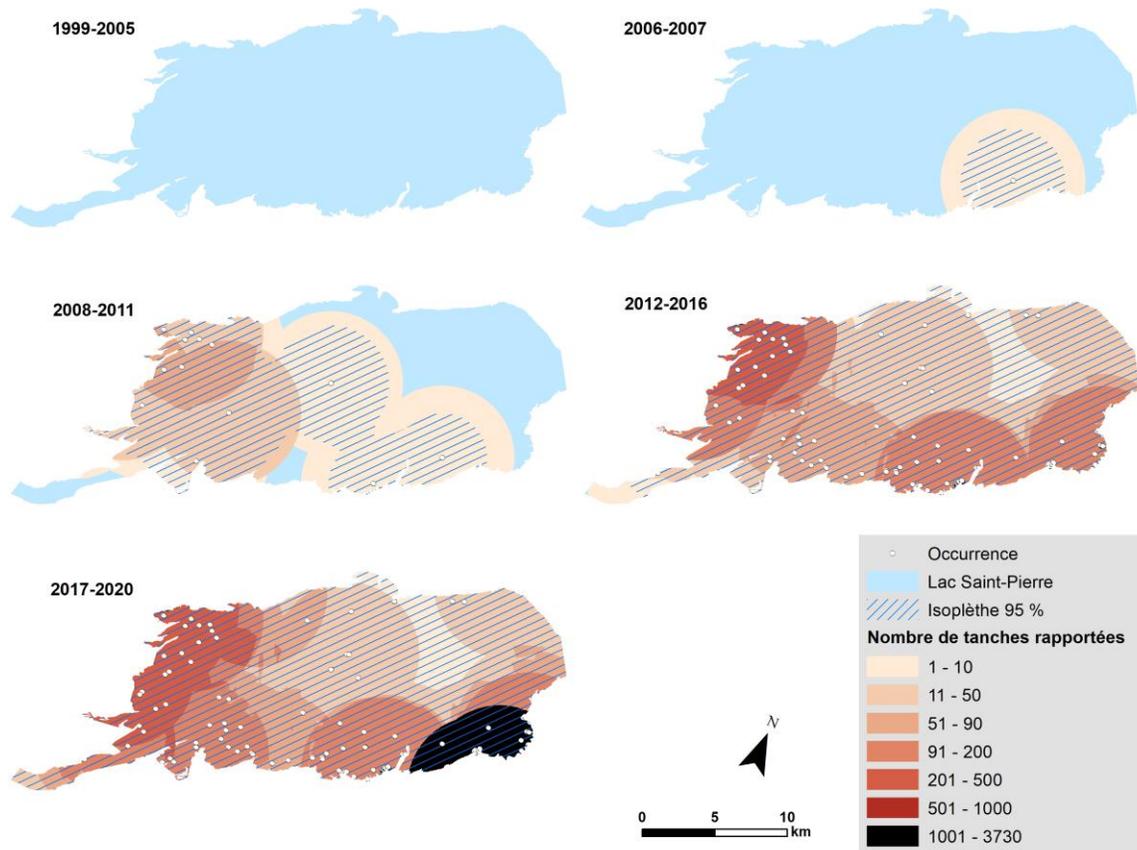
863

864 Figure 4 : Évolution de l'étendue spatiale (ligne noire) de l'aire de répartition (aires internes des isoplèthes  
 865 de densité 95 %) de la tanche dans la région d'étude et du taux de dispersion instantané (ligne jaune) de  
 866 2000 à 2020, à partir des valeurs reclassées du nombre de tanches observées.



867

868 Figure 5 : Les 3 périodes de dispersion de la tanche dans le système du fleuve Saint-Laurent : 1. Période  
 869 de latence (1991-2006); 2. Période de croissance exponentielle (2006-2012); 3. Période de saturation  
 870 (depuis 2012) (inspirée de Grice, 2009).



871

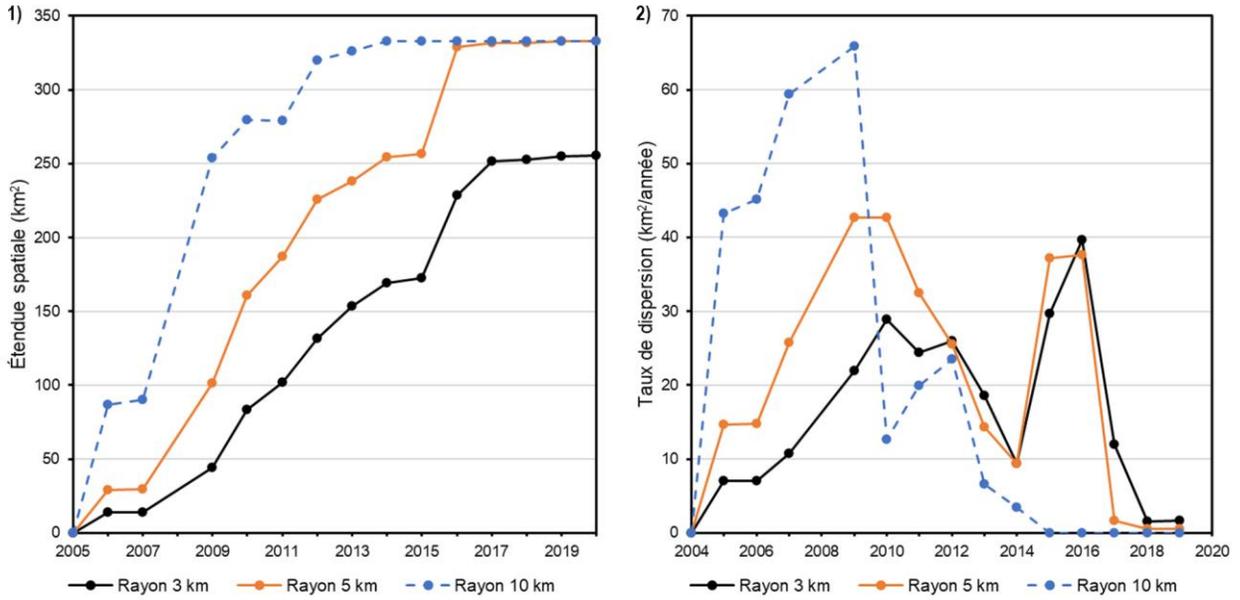
872 Figure 6 : Évolution de l'étendue spatiale de l'aire de répartition occupée par la tanche au lac Saint-Pierre

873 pour les périodes 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011. 2012-2016 et 2017-2020. Les zones colorées

874 représentent la somme du nombre de tanches observées à chaque point d'occurrence dans un rayon de

875 5 km. Ces zones ont été découpées au fichier de forme polygonale du lac Saint-Pierre. Les sections

876 hachurées représentent l'aire interne des isoplèthes 95 % des densités de noyau.



877

878 Figure 7 : Évolution de 1) l'étendue spatiale de l'aire de répartition (aires internes des isoplèthes 95 % des  
 879 densités de noyau) et 2) du taux de dispersion instantané de la tanche au lac Saint-Pierre de 2005 à  
 880 2020, à partir de rayons de recherche de 3 km (ligne pleine noire), 5 km (ligne pleine orange) et 10 km  
 881 (ligne pointillée bleue). La surface terrestre comprise dans les limites des isoplèthes n'a pas été incluse  
 882 dans le calcul de l'étendue spatiale.