



**UQAC**

Université du Québec  
à Chicoutimi

**L'influence de l'urbanisation et des impacts anthropiques sur les invasions biologiques  
dans les communautés de poissons des rivières du Québec.**

**par Adam Djelloul**

**Mémoire présenté à l'Université du Québec à Chicoutimi en vue de l'obtention du grade de  
Maîtrise ès sciences (M. Sc.) en ressources renouvelables**

Québec, Canada

© Adam Djelloul, 2025

## RÉSUMÉ

L'urbanisation croissante entraîne des conséquences néfastes sur les écosystèmes aquatiques et pourrait favoriser l'établissement d'espèces exotiques envahissantes. Cette étude visait à évaluer l'influence d'un gradient d'urbanisation sur les communautés de poissons dans les rivières du sud du Québec, et plus précisément sur l'invasion du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*). Un total de 24 sites d'échantillonnage dans le sud du Québec ont été caractérisés à l'aide de 3 variables indicatrices de l'anthropisation soit, l'occupation du territoire anthropique, l'Indice de Qualité Morphologique (IQM) et des variables physico-chimiques *in situ*. La structure des communautés de poissons a été analysée par des méthodes multivariées (ACP et RDA). Les effets compétitifs du gobie sur deux espèces natives, le raseux-de-terre gris (*Etheostoma olmstedii*) et le meunier noir (*Catostomus commersonii*), ont été évalués grâce à des analyses de croissance basées sur l'otolithométrie. De plus, une comparaison de la taille à l'âge des gobies entre la région du Québec et la région de Toronto (Ontario) a également été réalisée. Les résultats indiquent que l'IQM est le meilleur prédicteur de la structure des communautés, expliquant mieux la distribution des espèces que la seule proportion de surface urbaine. Les espèces natives étaient associées à une haute qualité d'habitat (IQM, oxygène dissous élevé), tandis que le gobie était corrélé à des variables davantage anthropiques (conductivité et phosphore). Sa distribution spatiale est plus importante en aval des tributaires, suggérant une colonisation à partir du fleuve Saint-Laurent, potentiellement limitée en amont par des barrières physiques. L'analyse des otolithes a révélé que les raseux-de-terre gris coexistant avec le gobie présentaient une taille moyenne significativement plus grande à 1 an, mais une abondance réduite, révélant un mécanisme pouvant s'apparenter à de l'exclusion compétitive, où seuls les individus les plus performants persistent. Aucun effet significatif n'a été détecté sur les jeunes meuniers noirs. Enfin, les gobies de Toronto montraient une taille à l'âge significativement plus grande à 1 an que ceux du Québec, indiquant des variations régionales potentielles dans leur stratégie écologique. Cette étude conclut que la relation entre l'urbanisation et l'invasion du gobie à taches noires est nuancée au Québec. Le gobie ne semble pas directement favorisé par les milieux urbains, mais plutôt par des perturbations anthropiques plus diffuses, telle que la conductivité. Cependant, sa présence peut entraîner des impacts significatifs sur les compétiteurs natifs, modifiant la structure de taille et l'abondance des populations.

**MOTS-CLÉS :** Espèce exotique envahissante, gobie à taches noires, urbanisation, indice de qualité morphologique (IQM), otolithométrie, communauté de poissons, Québec.

## ABSTRACT

Increasing urbanization has adverse effects on aquatic ecosystems and may facilitate the establishment of invasive exotic species. This study aimed to evaluate the influence of an urbanization gradient on fish communities, with a particular focus on the invasion of the round goby (*Neogobius melanostomus*) in rivers of southern Quebec. Twenty-four sampling sites in Southern Quebec were characterized using three indicators of anthropogenic pressure: anthropogenic land use, the Morphological Quality Index (MQI), and in situ physicochemical variables. The structure of fish communities was analyzed using multivariate methods (PCA and RDA). The competitive effects of the goby on two native species, the tessellated darter (*Etheostoma olmstedi*) and the white sucker (*Catostomus commersonii*), were assessed through growth analyses based on otolith measurements. Additionally, a comparison of goby size-at-age between Quebec and Toronto (Ontario) was conducted. Results indicate that the MQI is the most effective predictor of community structure, explaining species distribution better than the proportion of urbanized area alone. The presence of native species was found to be associated with high-quality habitats, as indicated by elevated MQI and dissolved oxygen levels. In contrast, the goby exhibited a correlation with likely anthropogenic variables, including high conductivity and phosphorus levels. Its spatial distribution was greater downstream of tributaries, suggesting colonization from the St. Lawrence River, potentially limited upstream by physical barriers. Otolith analyses revealed that tessellated darters coexisting with the goby exhibited significantly larger mean size at 1 year old, but lower abundance, indicating a mechanism resembling competitive exclusion, where only the most performant individuals persist. No significant effect was detected on juvenile white suckers. Finally, gobies from Toronto showed significantly larger size-at-age at 1 year old compared to those from Quebec, suggesting potential regional differences in ecological strategy. This study concludes that the relationship between urbanization and round goby invasion is nuanced in Quebec. The goby does not appear to be directly favored by urban environments per se, but rather by more diffuse anthropogenic disturbances, such as increased conductivity. Nevertheless, its presence can have significant impacts on native competitors, altering size structure and population abundance

**KEYWORDS:** Invasive exotic species, round goby, urbanization, Morphological Quality Index (MQI), otolithometry, fish communities, Quebec.

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	ii
ABSTRACT.....	ii
TABLE DES MATIÈRES .....	iii
LISTE DES TABLEAUX .....	iv
LISTE DES FIGURES .....	v
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES.....	vi
REMERCIEMENTS.....	vii
AVANT-PROPOS .....	viii
1 INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
2 THE INFLUENCE OF URBANIZATION AND ANTHROPOGENIC IMPACTS ON BIOLOGICAL INVASIONS IN FISH COMMUNITIES OF RIVERS IN QUEBEC.....	11
2.1 Introduction .....	11
2.2 Materials and methods.....	16
2.2.1 Study area .....	16
2.2.2 Urbanization gradient and sampling sites.....	16
2.2.3 Fish community sampling and ethics approval.....	20
2.2.4 Age reading.....	21
2.2.5 Statistical analyses .....	22
2.3 Results .....	25
2.3.1 Urbanization gradient and community composition.....	25
2.3.2 Gobies' effects and biogeographic comparison.....	28
2.4 Discussion .....	32
2.4.1 Urbanization gradient and community composition.....	33
2.4.2 Gobies' impacts and biogeographic comparison.....	37
2.5 Conclusion.....	42
3 CONCLUSION GÉNÉRALE .....	44
LISTE DE RÉFÉRENCES .....	52
ANNEXE A .....	63

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Table 1.</b> Presence of the three studied species in the eight stations selected for age reading of native species.....	22
---	----

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Location of the sampling stations based on the percentage of anthropic land use in Montérégie, Québec. The color of each point indicates the percentage of urban land surrounding the sampling sites: blue for 0–30%, red for 33–66%, and yellow for 66–100% urban cover. The color gradient ranges from green, representing natural areas (e.g., forests, river), to purple, representing highly urbanized surfaces (e.g., buildings, roads). Acronyms correspond to the study sites (e.g., PAB, SAPI, MCM)..... 18
- Figure 2.** RDA based on variables selected by PCA and abundance data. The analysis includes seven variables, 24 stations, and 23 fish species (including ETOL, CACO, and NEME\_Q). Blue arrows represent environmental variables, red triangles species, dots stations, and ellipses delineate ecologically similar station groups. ....27
- Figure 3.** (A) Comparison of Round Goby abundance (NEME\_Q) between upstream and downstream stations (excluding PAB). (B) Comparison of MQI between upstream and downstream stations (excluding PAB). ....28
- Figure 4.** (A) Comparison of mean total length (TL) (mm) by age (year) for ETOL in presence and absence of Round Goby (NEME\_Q). Group comparisons were performed using two-factor ANOVA, followed by Tukey HSD post-hoc tests. (B) Comparison of mean abundance of ETOL coexisting with Round Goby (ETOL, NEME) and without (ETOL only), per sampling station. ....29
- Figure 5.** (A) Comparison of mean total length (mm) for YOY of White Sucker in the presence and absence of Round Goby (NEME\_Q). (B) Comparison of mean abundance of White Sucker co-occurring with Round Goby (CACO, NEME) and without goby (CACO only), per sampling station. ....30
- Figure 6.** Comparison of mean total length (mm) by age for Round Goby in Quebec (NEME\_Q) and Toronto (NEME\_T). Group comparisons (age 1 and 2) were performed using two-factor ANOVA, followed by Tukey HSD post-hoc tests. ....31
- Figure A.1.** PCA showing the most significant variables in the study. The plot displays a correlation circle of variables. Units of the variables are: temperature (°C), dissolved oxygen (%), conductivity ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), MQI (%), urbanized surface (%), clay/silt substrate (%), and phosphorus ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ). ....63

## LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ANOVA	Analysis of variance
CACO	white sucker
CREAE	Chaire de Recherche sur les Espèces Aquatiques Exploitées
ETOL	Tessellated darter
MQI	Morphological quality index
NEME	Round Goby
NEME_Q	Round Goby from Quebec
NEME_T	Round Goby from Toronto
PCA	Principal component analysis
RDA	Redundance analysis
YOY	Young-of-the-year

## REMERCIEMENTS

Je souhaite commencer mes remerciements par Olivier Morissette, qui a été un superviseur exceptionnel. Tout au long de mon parcours, il a su me guider, me conseiller et a toujours fait preuve de bienveillance. Je n'ai jamais ressenti le moindre jugement, et je lui suis profondément reconnaissant de m'avoir confié ce projet. Grâce à cette expérience, j'ai pu grandir et acquérir des compétences scientifiques et personnelles précieuses, qui me suivront tout au long de mon parcours.

Je tiens également à remercier mon co-directeur, Maxime Boivin. Lui aussi m'a accordé sa confiance et m'a fait découvrir le monde de la géographie. Bien que ce domaine m'ait parfois paru complexe, il a su rendre l'apprentissage enrichissant et stimulant. Merci à vous deux de m'avoir ouvert les portes de vos laboratoires.

Je souhaite aussi exprimer ma gratitude aux membres de la Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées (CREAE-UQAC), sans qui la réalisation de ce travail n'aurait jamais été possible. Un immense merci à Anne-Lise pour ses précieuses connaissances sur les otolithes. Sa pédagogie, sa patience et son engagement ont énormément facilité mon travail.

Un grand merci à Sonya pour sa disponibilité et ses précieux conseils, qui m'ont beaucoup aidé dans mes présentations visuelles et dans bien d'autres aspects. Merci également à Julien et Anna-Eve pour leur soutien sur le terrain, ainsi qu'à Mathis pour son aide au laboratoire. Enfin, merci à tous celles et ceux du laboratoire aquatique, proches comme plus éloignés, qui ont contribué à créer une dynamique de travail motivante et enrichissante.

Je tiens également à remercier les membres du LERGA pour leur aide et toutes les connaissances en cartographie qu'ils m'ont apportées.

Je tiens également à remercier Nicholas Mandrak et Piatã Marques pour le stage que j'ai eu la chance de réaliser à leurs côtés. Leur encadrement et leurs conseils ont grandement enrichi mon apprentissage. Je les remercie également pour l'apport d'échantillons et de données complémentaires, qui ont nourri le développement de mon projet de maîtrise.

À mes amis proches du Québec, merci pour tous ces moments inoubliables. Vous avez toujours été là pour me soutenir et m'apporter de la joie. À celles et ceux qui m'ont soutenu depuis la France, mes amis, et surtout ma famille, qui n'a jamais cessé de croire en moi et de m'encourager dans tout ce que j'entreprenais, rien de tout cela n'aurait été possible sans vous.

Enfin, mes derniers remerciements vont aux partenaires financiers de ce projet, notamment le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), qui a rendu ce travail possible, ainsi qu'à Ressources aquatique Québec (RAQ) pour son aide précieuse dans le financement de mon stage.

## AVANT-PROPOS

Ce mémoire a été réalisé dans le cadre de la maîtrise en ressources renouvelables de l'Université du Québec à Chicoutimi. Il adopte la structure d'un mémoire sous forme d'article scientifique, où le chapitre principal est rédigé en anglais et mis en page selon les standards d'un article scientifique. Une introduction générale, en français, permet de situer le sujet dans son contexte, tandis qu'une conclusion générale, également en français, vient clore le mémoire. Des analyses de données supplémentaires sont présentées en annexe.

L'article scientifique représenté par le chapitre principal de ce mémoire sera soumis pour révision par les pairs au journal scientifique « *Biological Invasions* » (*Springer Nature*). Cet article est une œuvre originale de ma part, ayant été bonifié par la collaboration de deux autres co-auteurs : Olivier Morissette et Maxime Boivin, mes directeurs de recherche de ce projet de maîtrise. Tous deux ont participé à la conceptualisation, aux choix méthodologiques, au développement analytique, au suivi et aux corrections du manuscrit.

# 1 INTRODUCTION GÉNÉRALE

Au cours des dernières décennies, la mondialisation, marquée par le commerce international et les échanges culturels, a profondément transformé les dynamiques socio-économiques (Rothenberg 2003; Azzi 2025). Cette nouvelle réalité a fortement contribué à accélérer le développement urbain à travers le monde, notamment en Amérique du Nord, où les surfaces urbaines sont en pleine expansion, un phénomène connu sous le nom d'urbanisation (Elmqvist *et al.* 2015). Le Québec ne fait pas exception à cette tendance puisqu'entre 1990 et 2013, l'étendue des zones urbaines dans la partie méridionale de la province a augmenté de 528 km<sup>2</sup>, soit un taux de croissance annuel d'environ 0,6 % (Rioux 2019). À titre de comparaison, la région administrative de Montréal couvrait une superficie de 498 km<sup>2</sup> en 2024 (Gouvernement du Québec. Ministère de l'Économie de l'Innovation et de l'Énergie 2024). Cette expansion témoigne de la transformation rapide des espaces naturels en milieux urbains, ce qui peut engendrer des conséquences écologiques majeures. En plus de s'être agrandis, les centres urbains sont devenus plus denses, reflétant la forte croissance démographique qu'a connue le Québec depuis 1972 (Institut de la statistique du Québec 2023). Les effets combinés de la croissance de la population et de l'intensification des activités humaines accentuent considérablement « l'empreinte humaine » (Dwiyahreni *et al.* 2021). Cependant, bien que l'urbanisation semble être corrélée à l'anthropisation, le processus de développement territorial ne l'explique pas entièrement. Par exemple, une urbanisation dense limite l'étalement urbain et préserve les milieux naturels, tandis qu'une urbanisation étalée favorise l'augmentation des pressions anthropiques (Bourgeois 2015). L'anthropisation devient problématique lorsque l'expansion urbaine se fait au détriment des milieux naturels. Dans le Québec méridional, 66 % des nouvelles surfaces artificielles créées

entre 1990 et 2013 ont remplacé des forêts, tandis que 19 % des milieux humides ont été détruits ou perturbés (Daigneault 2017; Rioux 2019). Ainsi, l'urbanisation constitue un moteur essentiel du développement, elle entraîne également une transformation profonde des milieux naturels, intensifiant l'empreinte humaine sur les écosystèmes. Il est donc crucial d'analyser les impacts globaux des activités humaines sur l'environnement afin de mieux comprendre les enjeux écologiques qui en découlent.

Selon Sala *et al.* (2000), cinq facteurs principaux influencent les changements mondiaux au niveau de la biodiversité : l'occupation du territoire, le climat, les pluies acides et le dépôt de nitrates, les échanges biotiques et la concentration de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère. Aujourd'hui encore, certains de ces facteurs sont interconnectés et agissent en synergie, amplifiant leurs effets respectifs (Purvis *et al.* 2019). Ensemble, ils résultent de l'impact humain, localisé principalement dans les zones urbaines et rurales, mais ayant des répercussions à l'échelle globale. Cette dynamique anthropique fonctionne comme une boucle de rétroaction, étant donné que ces facteurs ne cessent de s'intensifier au fil du temps. L'urbanisation et l'occupation du territoire, par exemple, contribuent de manière significative à la perte de biodiversité, notamment par la fragmentation des habitats et l'artificialisation des sols (Bélanger & Grenier 2002). Les changements climatiques, qui sont en grande partie causés par l'émission de gaz à effet de serre, sont responsables de phénomènes environnementaux graves tels que les sécheresses, les feux de forêt et les perturbations des régimes de précipitations, comme observé au Canada (Gouvernement du Canada 2019; Molina *et al.* 2021). Ces changements ont un impact direct sur les écosystèmes aquatiques, notamment sur les milieux humides, les lacs et les rivières, qui subissent des phénomènes d'eutrophisation et de pollution (Gouvernement du Canada 2022). Des études ont montré que les activités

humaines, telles que la pêche et la pollution par les pesticides, peuvent avoir un impact négatif sur les poissons en altérant leur croissance (Dawood *et al.* 2020; Burch *et al.* 2025). Par exemple, Power *et al.* (1997) montrent le toxaphène, un pesticide utilisé en milieu agricole, qui peut impacter la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*) en réduisant sa croissance et sa survie. Ainsi, ces stress combinés fragilisent la population. Toutefois, les milieux aquatiques ne sont pas seulement affectés par l'agriculture et la pêche. En milieu urbain, les rivières et plans d'eau subissent également de profondes altérations dues à l'artificialisation des sols et aux rejets anthropiques, entraînant une dégradation généralisée de leur qualité écologique ; le syndrome des rivières urbaines (Booth *et al.* 2016; Bureau du vérificateur général du Canada 2017).

Le syndrome des rivières urbaines est un phénomène mondial résumant les changements vécus par les rivières situées dans les zones urbaines. En raison de l'urbanisation, les rivières urbaines présentent des symptômes similaires, exprimant une dégradation collective de leurs conditions physiques, chimiques et biologiques (Booth *et al.* 2016). Par exemple, l'augmentation des surfaces imperméables, combinée à un transport plus efficace des eaux de ruissellement, provoquera des écoulements d'eaux plus fréquents et plus importants. Ces perturbations hydrauliques favoriseront l'incision du lit et une érosion des berges supérieure à la normale, contribuant à la détérioration physique des cours d'eau (Walsh *et al.* 2005). Par la suite, des corrélations positives ont été observées entre l'urbanisation de bassins versants et des concentrations de certains polluants dans des cours d'eau (Horner *et al.* 1997; Walsh *et al.* 2005). À titre d'exemple, la conductivité dans l'Est de Melbourne en Australie a fortement augmenté, et ce, probablement à cause du système de drainage urbain, plutôt que de variations d'origine biotique (Walsh *et al.* 2001). De plus, ces milieux deviennent

généralement pauvres en espèces, étant principalement habités par des taxons tolérants aux perturbations. Par exemple, l'étude de Crooks *et al.* (2011) a montré que les perturbations anthropiques, telles que la pollution au cuivre, peuvent favoriser les espèces exotiques envahissantes, dont la richesse reste stable, au détriment des espèces indigènes, qui sont fortement affectées. Ainsi, ces environnements urbains exercent une pression de sélection, favorisant certaines espèces au détriment d'autres (Donihue & Lambert 2015). Cependant, l'article de Santana Marques *et al.* (2020) montre que le guppy (*Poecilia reticulata*), une espèce envahissante, présente une densité 26 fois plus élevée et une taille corporelle plus importante en milieu urbain que ses congénères en milieux non urbanisés. Ces différences pourraient s'expliquer par une disponibilité alimentaire accrue dans les milieux urbains. C'est pourquoi ces nouveaux environnements urbains, souvent considérés comme des habitats uniques ou dégradés, présentent à la fois des difficultés pour certaines espèces sensibles et offrent des opportunités à d'autres. Ainsi, on pourrait inférer que les espèces aquatiques envahissantes (EAE) seraient capables de tolérer ces conditions uniques ou de tirer parti des opportunités trouvées dans ces environnements.

En effet, les rivières urbaines, dues à leurs conditions, présentent des facteurs propices à l'établissement des EAE (Kowarik 2011; Cadotte *et al.* 2017). Spécifiquement, les rivières sont soumises au phénomène d'îlots de chaleur urbains, entraînant une augmentation de leur température. De plus, elles présentent fréquemment des rives non végétalisées et instables, qui amplifient la hausse de température dans ce type d'environnements fluviaux. Leurs régimes hydrologiques sont perturbés, comme mentionné précédemment, causant une modification marquée de la dynamique des nutriments et un apport élevé en matière organique. C'est pourquoi les organismes persistant dans ces habitats doivent être flexibles

ou préadaptés à ces conditions stressantes (Cadotte *et al.* 2017). Dans un deuxième temps, en plus des conditions mentionnées ici-haut, les milieux urbains pourraient également jouer le rôle de “portails d’invasion” en préadaptant certaines espèces indigènes à la vie en milieu urbain, facilitant ainsi leur établissement dans d’autres villes à diverses échelles. Une fois introduites dans ces nouveaux milieux, ces espèces peuvent s’y établir plus facilement et peuvent éventuellement être reconnues comme envahissantes. Par exemple, Giraudeau *et al.* (2014) ont montré que l’urbanisation peut entraîner des changements morphologiques et comportementaux chez les individus, les rendant potentiellement mieux adaptés aux écosystèmes urbains.

Parallèlement, les rivières urbaines sont soumises à une pression d’introduction (ou pression de propagule) plus élevée. En effet, les humains transportent parfois des organismes vivants, de façon délibérée ou accidentelle, vers de nouveaux environnements, ce qui favoriserait leurs établissements et leur propagation. La forte densité de population des villes augmente, ainsi la probabilité locale d’introduction peut augmenter aussi. Par exemple, l’achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) a été introduit par l’homme au lac des Habitants à Lamarche en 2014 (Le ministère des Forêts de la Faune et des Parcs (MFFP) 2022) et se propage maintenant dans les habitats aquatiques environnants, constituant une menace écologique pour la communauté aquatique du Lac-Saint-Jean en tant que compétiteur de la ouananiche (*Salmo salar*) et du doré jaune (*Sander vitreus*) par exemple (Le ministère des Forêts de la Faune et des Parcs (MFFP) 2022). Bien que l’achigan à petite bouche soit une espèce indigène au Québec, il est considéré comme une espèce envahissante dans ce milieu étant naturellement hors de son aire de répartition indigène. De même, le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*), une espèce exotique envahissante, a été introduit

par l'homme en Amérique du Nord probablement par les eaux de ballast des navires transocéaniques en provenance de la mer Noire (Corkum *et al.* 2004; Cerwenka *et al.* 2023), avant de coloniser les Grands Lacs Laurentiens et le fleuve Saint-Laurent.

Ces exemples témoignent de deux réalités : l'homme peut être un vecteur pour la dispersion des espèces aquatiques envahissantes, et les zones urbaines représentent probablement des environnements favorables à leur introduction et propagation, en raison d'une probabilité accrue d'introduction et de traits préadaptés avantageux. Ces nouveaux types d'écosystèmes urbains pourraient donc représenter un risque pour la biodiversité et l'intégrité écologique des plans d'eau du Québec. Avec l'urbanisation grandissante au Québec, nous sommes en position de nous demander si celle-ci pourrait favoriser les espèces envahissantes, telles que le gobie à taches noires, dans les rivières urbaines et dans quelle mesure le Québec est touché par ce phénomène.

Le gobie à taches noires est originaire des mers du centre de l'Europe et de l'Asie. Son apparition initiale en Amérique du Nord a été signalée au lac Saint-Clair au Michigan en 1990 (Jude *et al.* 1992). Au Québec, la première observation du gobie remonte à 1997, où un spécimen fut capturé dans les pêches scientifiques de l'Aquarium de Québec. Dans la décennie suivante, le gobie a colonisé l'entièreté de la zone d'eau douce du fleuve Saint-Laurent. Ce petit poisson benthique se montre territorial et agressif, représentant ainsi un sérieux compétiteur pour les poissons benthiques indigènes (Morissette *et al.* 2018). La présence du gobie à taches noires dans certains habitats a entraîné des impacts négatifs sur la composition et la diversité des communautés benthiques, tout en affectant négativement plusieurs espèces de poissons incluant les cottidés et les petits percidés se nourrissant également de mollusques et de gastéropodes (Kipp *et al.* 2012). Le gobie présente une variété

de caractéristiques morphologiques et comportementales favorisant son introduction et sa dispersion. Il est notamment doté de nageoires pelviennes fusionnées et d'une grande tolérance environnementale, due à sa résistance à un large gradient de température et de salinité. De plus, son régime alimentaire est très varié et flexible, grâce à ses dents pharyngiennes robustes, lui permettant de broyer la coquille des bivalves (Cerwenka *et al.* 2023). Cela lui confère un avantage par rapport aux espèces aquatiques indigènes, qui ne possèdent pas toutes cette capacité. Il est également suggéré que l'invasion des Grands Lacs et du Saint-Laurent aurait été facilitée par la présence de la moule zébrée, qui est elle aussi une EAE à fort taux de propagation (Cerwenka *et al.* 2023). Ensuite, le gobie peut se reproduire extrêmement rapidement en raison de sa longue période de reproduction (d'avril à septembre), de sa capacité à se reproduire jusqu'à 6 fois pendant la saison, ainsi que d'un taux élevé de survie de ses embryons. Il peut devenir dominant seulement deux ans après son introduction initiale (Cerwenka *et al.* 2023). Toutes ces caractéristiques pourraient potentiellement expliquer le succès de sa colonisation (Adrian-Kalchhauser *et al.* 2020; Gouvernement du Québec 2023).

L'arrivée du gobie à taches noires représente une perturbation importante qui nécessite notre attention. Les EAE doivent être surveillées, afin d'estimer si elles peuvent profiter des zones urbaines afin de se propager et d'augmenter leurs impacts sur la composition des communautés et la structure des réseaux trophiques dans les rivières du Québec. L'étude des otolithes peut fournir des indices cruciaux sur la performance (par l'estimation de la croissance) du gobie en interaction avec d'autres poissons indigènes (Nguyen *et al.* 2021). En effet, les otolithes sont de petites structures calcaires situées à l'arrière du crâne de tous les poissons osseux, appelés téléostéens. D'un point de vue fonctionnel, ils jouent un rôle

essentiel dans l'équilibre et l'audition (Gouvernement du Canada 2018). Il existe trois types d'otolithes : les *sagittae*, généralement les plus volumineux, les *astérisci* et les *lapilli*. Leur croissance se poursuit tout au long de la vie du poisson, par l'accumulation successive de couches concentriques à leur périphérie, dont la formation peut être influencée par la croissance, la physiologie ainsi que par l'environnement des poissons (Panfili *et al.* 2002). Ces couches présentent une alternance de zones sombres et claires. En saison chaude, lorsque les ressources alimentaires sont abondantes, la croissance du poisson est accélérée, entraînant un dépôt plus rapide de calcium, ce qui rend l'otolithe plus opaque. À l'inverse, en saison froide, la croissance ralentit et la minéralisation est moindre (Campana & Stevenson 1992). Cette dynamique conduit à la formation d'anneaux de croissance, appelés *annuli*, qui permettent de déterminer l'âge des poissons ainsi que les taux de croissance journaliers ou annuels. L'otolithométrie est une méthode couramment utilisée pour étudier la dynamique des populations et la gestion des stocks en pêche (Campana & Thorrold 2001; Yule *et al.* 2008; Hanson & Stafford 2017). Cependant, l'intégration des otolithes dans l'étude des invasions biologiques est un domaine en plein développement (Morissette & Whitley 2022). Certaines études ont déjà fait leurs preuves, comme celle d'Edwards *et al.* (2014), qui ont utilisé les otolithes pour déterminer l'âge et la croissance du poisson-lion (*Pterois spp.*), une espèce envahissante dans la mer des Caraïbes. L'article a mis en évidence un dimorphisme sexuel ainsi qu'une croissance rapide, impliquant une maturité sexuelle précoce. Ces résultats permettent de mieux comprendre la dynamique de cette espèce et de mettre en place des stratégies de gestion plus efficaces. Ainsi, l'utilisation de l'otolithométrie pourrait offrir des éléments essentiels pour mieux comprendre l'expansion du gobie dans des écosystèmes tels que le fleuve Saint-Laurent (Morissette *et al.* 2018).

Cependant, il est également essentiel d'examiner les effets des perturbations environnementales, telles que celles induites par l'urbanisation. Une étude récente souligne une lacune dans la manière dont le gradient d'urbanisation est généralement quantifié, celui-ci étant le plus souvent défini uniquement selon la distance au centre urbain, sans tenir compte d'autres dimensions importantes de l'urbanisation (Cadotte *et al.* 2017). C'est pourquoi le gradient d'urbanisation devrait plutôt être complété d'informations spécifiques et précises sur l'état de chaque site échantillonné (ex. superficie de surface imperméable, présence de végétation, densité humaine, etc.) en plus de la surface urbanisée (Cadotte *et al.* 2017). De ce fait, l'utilisation d'outils hydrogéomorphologiques, tels que l'indice de qualité morphologique (IQM), pourrait permettre une quantification plus précise des perturbations anthropiques subies par les cours d'eau en milieux urbains. En effet, l'IQM analyse la présence/absence des processus hydrogéomorphologiques naturels et le niveau d'impact de l'humain sur ces processus naturels (Rinaldi *et al.* 2013). Il est composé d'un maximum de 28 critères, répartis en trois catégories principales : artificialité, ajustement et fonctionnalité. La catégorie artificialité évalue les interventions humaines ou les structures artificielles qui perturbent le fonctionnement hydrogéomorphologique naturel des cours d'eau. Par exemple, elle prend en compte la présence de traverses, de ponts, ou de protections contre l'érosion des berges. La catégorie ajustement analyse les modifications anthropiques historiques qui altèrent la morphologie fluviale, telle que les changements de style fluvial ou les perturbations affectant la stabilité naturelle (largeur et profondeur par exemple) du cours d'eau. Enfin, la catégorie fonctionnalité évalue la capacité du système fluvial à maintenir ses processus hydrogéomorphologiques naturels. Cela inclut, par exemple, l'analyse de la plaine alluviale, et de la bande riveraine (Pouliot *et al.* 2024). L'IQM est conçu pour évaluer l'anthropisation des cours d'eau, mais son utilisation dans le contexte des invasions

biologiques reste peu courante. Ces critères offrent cependant une analyse complète de l'état du cours d'eau et permettent d'identifier des zones particulièrement vulnérables aux invasions biologiques, comme celles du gobie à taches noires.

L'objectif général de ce projet est d'examiner la présence et l'abondance des poissons exotiques envahissants dans différentes rivières du Québec, en fonction d'un gradient d'urbanisation. Le gobie à taches noires sera utilisé comme espèce modèle afin de mieux comprendre les dynamiques d'invasion et leurs effets sur les communautés de poissons indigènes. Plus précisément, cette étude vise à : (1) quantifier le niveau d'anthropisation des rivières étudiées à l'aide d'outils géomatiques (IQM, surface urbanisée) et de mesures *in situ* ; (2) analyser la relation entre le degré d'anthropisation et la distribution des communautés de poissons, en examinant l'abondance du gobie à taches noires ainsi que des espèces indigènes en fonction des variables environnementales et anthropiques ; (3) évaluer les impacts écologiques de l'invasion du gobie à taches noires sur les communautés de poissons indigènes, notamment à travers des analyses de structure d'âge et de croissance basées sur l'otolithométrie. Cette approche permet de mieux comprendre les interactions compétitives entre le gobie et les espèces locales, ainsi que d'évaluer sa croissance et sa dispersion selon les conditions environnementales.

## 2 THE INFLUENCE OF URBANIZATION AND ANTHROPOGENIC IMPACTS ON BIOLOGICAL INVASIONS IN FISH COMMUNITIES OF RIVERS IN QUEBEC

### 2.1 Introduction

Over the past few decades, globalization, marked by international trade and cultural exchanges, has profoundly transformed socio-economic dynamics (Azzi 2025). This new reality has significantly contributed to accelerating urban development worldwide, particularly in North America, where urban areas are rapidly expanding; a phenomenon known as urbanization (Elmqvist *et al.* 2015). Seto *et al.* (2012) predicted that 65% of urban areas in 2030 will have been newly developed since 2000, mostly on natural or agricultural land. In addition to their spatial expansion, urban centers are expected to become more densely populated, as the global population is projected to increase by approximately 2 billion people by 2050 (Gunes 2021). The combined effects of population growth and the intensification of human activities have significantly exacerbated the global "human footprint" (Wackernagel & Rees 1998; Dwiyahreni *et al.* 2021). In southern Quebec, 66% of the new artificial surfaces created between 1990 and 2013 replaced forests, while 19% of wetlands were destroyed or disturbed (Daigneault 2017; Rioux 2019). This exemplifies how the establishment of new urban ecosystems could lead to significant disruptions of biodiversity (Savard *et al.* 2000). The resulting urban habitats are characterized by numerous common environmental conditions, including habitat heterogeneity, fragmentation, heat islands and imbalances in physicochemical variables, all of which are affecting the richness and composition of various living communities (Kowarik 2011). Quebec's aquatic ecosystems, which include approximately 189,593 km<sup>2</sup> of wetlands constituting 12.5% of the province's total area, are to some extent threatened by this urban expansion (Pellerin & Poulin 2013; Gouvernement du Canada 2022).

Around the world, waterways located in urban environments exhibit a collective degradation of their physical, chemical, and biological conditions, a phenomenon known as the "urban stream syndrome" (Walsh *et al.* 2005; Booth *et al.* 2016). Due to their specific conditions, these waterways evolve into distinct ecosystems, creating transformed habitats that generate new biological dynamics (Paul & Meyer 2001). Deterioration of water quality and disruption of trophic networks in such environments have been shown to have a detrimental effect on the persistence probability of many organisms that inhabit these changing environments (Paul & Meyer 2001). Generally, a decline in native biodiversity is observed, marked by the disappearance of most intolerant plant species, insects, and fish (Sweeney 1993; Komínková 2012; Lisi *et al.* 2018). However, some stress-tolerant organisms maintain or even increase their relative abundance in those degraded environments (Pyšek 1993; Kowarik 2011). For example, the study by Crooks *et al.* (2011) showed that anthropogenic disturbances such as copper pollution can allow establishment of invasive exotic species, whose richness remains stable, to the detriment of native species, which are significantly affected. Thus, these urban environments exert selective pressure, favoring certain species at the expense of others (Donihue & Lambert 2015). In line with this, Santana Marques *et al.* (2020) found that the invasive guppy (*Poecilia reticulata*) reaches much higher densities and larger body sizes in urban streams, likely due to increased food availability. In addition to the myriads of urban factors mentioned earlier, urban rivers also face invasive species propagule pressure (Pigot *et al.* 2018). It is evident that human beings predominantly migrate between significant urban hubs on a global scale. This mobility facilitates the unintentional transportation of organisms to novel environments, thereby enabling their successful establishment and propagation (Borden & Flory 2021). For instance, 34% of the fish fauna in Polish inland waters consists of non-native species, with 65% of these

introductions being largely intentional and occurring over the past 60 years (Grabowska *et al.* 2010). Furthermore, urban environments may also act as invasion gateways by preadapting certain invasive exotic species to urban life, thereby facilitating their establishment in other cities across different scales. Giraudeau *et al.* (2014) showed that urbanization can result in morphological and behavioral changes in individuals, potentially making them better adapted to urban ecosystems. These examples highlight two realities: humans can act as vectors for the dispersal of undesirable aquatic species, and urban areas likely represent environments conducive to the introduction and spread of invasive species.

Sala *et al.* (2000) highlighted that biotic exchanges, including the introduction and dispersal of invasive alien species, are among the five main factors influencing global biodiversity changes. They lead to global biotic homogenization as species expand their ranges and colonize disturbed environments (Dextrase & Mandrak 2006; García-Berthou 2007). Several lines of evidence converge on the idea that invasive species pose a major threat to ecosystem integrity. Through their presence, they can alter the evolution of native species by mechanisms such as hybridization, competitive exclusion, and their ability to adapt to new environments (Mooney & Cleland 2001). Since 1970, studies have shown a rapid decline in freshwater vertebrate populations worldwide. In North America, this decline is estimated to be five times greater than that of terrestrial wildlife and three times greater than that of coastal and marine mammals (Millennium Ecosystem Assessment 2005). At the same time, there has been a rise in aquatic invasive species (AIS) in recent years, particularly in Canada (Dextrase & Mandrak 2006). They represent the second most significant threat after habitat degradation for freshwater fish, affecting 26 of the 41 species (63%) listed as at

risk (Dextrase & Mandrak 2006). Quebec is no exception to this trend; approximately 50 AIS are closely monitored by the government (Benoit 2012).

In recent years, the Round Goby (*Neogobius melanostomus*) has emerged as a significant AIS in the province of Quebec (Benoit 2012). Native from the seas of Central Europe and Asia, the first documented sighting in North America was reported in Lake St. Clair, Michigan, in 1990 (Jude *et al.* 1992). In Quebec, the first observation was made in a section of the St. Lawrence River in 1997 during a scientific fishery conducted for the *Aquarium de Québec* (Morissette *et al.* 2018). In the subsequent decade, the Round Goby proliferated throughout the entire freshwater zone of the river and is currently present downstream of Québec city (Morissette *et al.* 2018). It exhibits a variety of morphological and behavioral traits that facilitate its introduction and spread, which could reach 10 to 40 km/year in downstream dispersal (George *et al.* 2021). This benthic fish is territorial and aggressive, having a high potential to have major effects on littoral native fish (Morissette *et al.* 2018). Its presence in certain habitats has led to negative impacts on the composition and diversity of benthic communities, while also adversely affecting several fish species, including cottids and small percids that feed on mollusks and gastropods (Kipp *et al.* 2012). The ecological impacts of the species are likely fuelled by its high environmental tolerance, owing to its resistance to a wide range of temperature and salinity levels (Karsiotis *et al.* 2012) and its highly varied and flexible diet, classifying it as a generalist predator (Benoit 2012; Kipp *et al.* 2012; Cerwenka *et al.* 2023).

The Round Goby, like many other AIS, represents a growing threat to Quebec's aquatic ecosystems. Accelerated urbanization in the province has been identified as a contributing factor to the creation of disturbed environments, which in turn have the potential to facilitate

the establishment and subsequent spread of AIS. These new urban ecosystems, characterized by altered environmental conditions, could amplify the decline of local biodiversity and threaten the ecological integrity of water bodies. In this context, it is essential to examine how urbanization influences the dynamics of AIS, such as the Round Goby, in Quebec's urban rivers, and to assess the ecological impacts of this invasion. The study of growth can serve as an effective metric for evaluating a fish species' performance in a specific environment. However, traditional approaches to measuring urbanization, often based on distance from urban centers, have limitations (Cadotte *et al.* 2017). A more precise quantification of anthropogenic disturbances is needed, incorporating site-specific indicators such as the Morphological Quality Index (MQI) (Rinaldi *et al.* 2013). This tool, adapted to various rivers in the world, including in the province of Québec (Lemay *et al.* 2021), allows for a detailed assessment of human impacts on waterways, providing a solid approach for studying the interactions between urbanization and biological invasions (Pouliot *et al.* 2024).

The general objective of this paper is to examine the presence and abundance of invasive exotic fish in various rivers in Quebec, within an urbanization gradient. The Round Goby has been selected as a model species to facilitate a more profound comprehension of the dynamics of invasion and their repercussions on native fish communities. More specifically, this study aims to: (1) quantify the level of anthropogenic impact on the studied rivers using geomatic approaches (e.g., MQI, anthropic land use) and *in situ* measurements (e.g., physicochemistry); (2) analyze the relationship between the degree of anthropogenic disturbances and the distribution of fish communities, examining the abundance of Round Goby and native species in relation to environmental and anthropogenic variables; and (3)

evaluate the ecological impacts of the Round Goby invasion on native fish communities through age structure and growth analyses based on otoliths.

## **2.2 Materials and methods**

### **2.2.1 Study area**

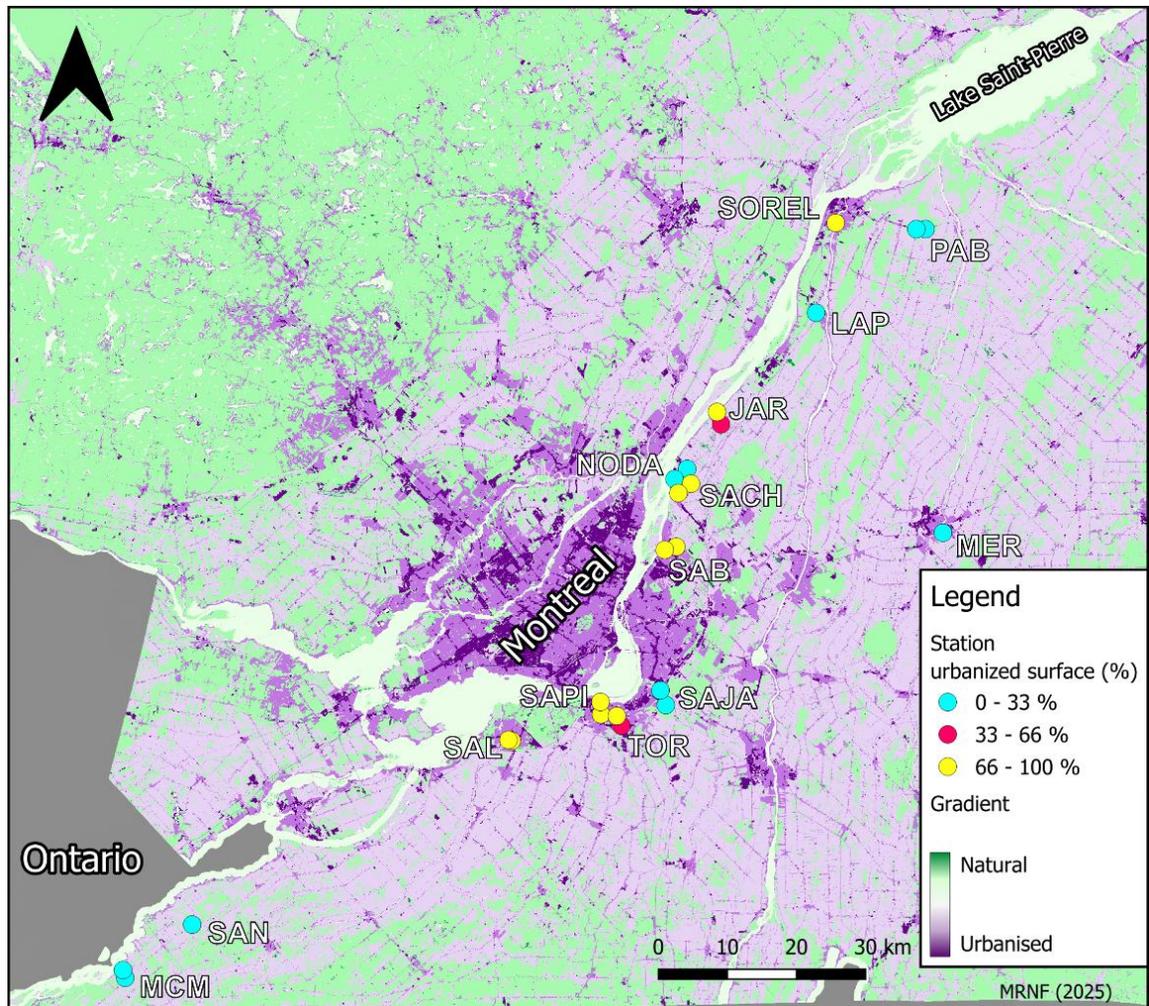
This study was conducted in southern Quebec, Canada, specifically within the Montérégie administrative region, which stretches along the St. Lawrence River to the U.S. border (Couture *et al.* 2024). The region covers an area of 11,852 km<sup>2</sup> and includes cities of varying sizes, with an average population density of 169.3 inhabitants/km<sup>2</sup> in 2024 (Institut de la statistique du Québec (ISQ) 2024). Southern Quebec is a diverse region composed of 9% of artificial surfaces, 10% of water and wetlands, with a distinct hydrological regime, and 54% of agricultural land (Institut de la statistique du Québec 2018). The area is primarily drained by the St. Lawrence River but also includes other major tributaries, such as the Yamaska and Richelieu rivers (Gaudreau 1991). Additionally, the presence of aquatic invasive species (AIS), particularly the Round Goby, has been documented in this region (De Lafontaine *et al.* 2000; Vachon *et al.* 2013; Morissette *et al.* 2018). In total, 24 sampling sites were selected across the region. These sites were positioned along an urbanization gradient described in the following section.

### **2.2.2 Urbanization gradient and sampling sites**

Southern Quebec exhibits high spatial and hydrographic heterogeneity, making it ideal for establishing and studying an urbanization gradient. In this study, the gradient was defined using three indicators of anthropogenic pressure: land use; the Morphological Quality Index (MQI), assessing hydrogeomorphological integrity; and a set of environmental variables

(e.g., dissolved oxygen, water temperature, conductivity), providing a comprehensive assessment. Together, these indicators characterize the intensity, nature, and spatial extent of human disturbances.

**Land use** categories and their respective coverage values (in m<sup>2</sup>) were extracted from Québec government data (Ministère de l'Environnement Lutte contre les changements climatiques Faune et des Parcs 2018). Anthropogenic and agricultural land use around sampling sites was quantified using QGIS 3.38 (Qgis.org 2025) by creating a 500 m buffer zone around each station as an arbitrary starting point. Within each buffer, anthropogenic land use (roads, buildings, industrial zones, etc.) and agricultural land use (cereals, legumes, perennial crops and pastures, as well as fallow lands, etc.) were measured. The proportion of land use was expressed as a percentage (%) of the total land use classes in each buffer zone (Paredes del Puerto *et al.* 2021). A total of 24 sampling sites were distributed across 14 rivers, according to the degree of anthropogenic land use. Most rivers included two sites (upstream and downstream) to capture contrasting environmental conditions and ensure spatial replication chosen based on accessibility. In some cases, replication was not possible due to logistical constraints or site-specific characteristics. The sites were classified as Strahler orders 1-3 (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs 2021) and predominantly located near the St. Lawrence River.



**Figure 1.** Location of the sampling stations based on the percentage of anthropic land use in Montérégie, Québec. The color of each point indicates the percentage of urban land surrounding the sampling sites: blue for 0–30%, red for 33–66%, and yellow for 66–100% urban cover. The color gradient ranges from green, representing natural areas (e.g., forests, river), to purple, representing highly urbanized surfaces (e.g., buildings, roads). Acronyms correspond to the study sites (e.g., PAB, SAPI, MCM).

**The Morphological Quality Index (MQI)** is based on a hydrogeomorphological analysis of physical processes and the intensity of human impacts on fluvial systems (Rinaldi *et al.* 2013). This method was chosen because it is an effective ecological indicator of fish communities (Lemay *et al.* 2021). The MQI comprises 28 criteria, which are grouped into three categories: artificialization (A), adjustment (CA) and functionality (F). Each criterion is assigned a score used to calculate an overall rating ranging from 0 to 1. In the present study

this rating was converted to a percentage (%) to facilitate comparisons among sites. The resulting scores classify the morphological quality of sites into five categories: very poor, poor, moderate, good or very good (Lemay *et al.* 2021). The analysis was performed using photo-interpretation in QGIS 3.38 (Qgis.org 2025). The data used in the analysis came from the Québec Hydrographic Network Geobase (GRHQ), which includes a digital elevation model (DEM) derived from LiDAR surveys, among other layers. This data was provided by the Government of Québec (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs 2021). Aerial orthophotos (dating from 1949 to 1975) obtained through Géoindex, a multi-university platform providing access to Québec government geospatial data, were also used to assess changes in fluvial style over time (criterion CA1). Indices requiring field validation could not be assessed, so five criteria (F3, F6, F10, A11 and C3) were excluded from the analysis. All criteria descriptions are detailed, and the procedure applied in this study followed the MQI guideline previously adapted for Québec in the article by Pouliot *et al.* (2024).

**Several environmental variables** were measured at each station, including water temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), dissolved oxygen (both % saturation and  $\text{mg L}^{-1}$ ), turbidity (FNU), and nitrates (ppm) using a Hanna Instruments multiparameter probe (HI 9829). Discharge ( $\text{m s}^{-1}$ ) was measured with a propeller current meter. Phosphorus ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) and chlorophyll-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) were analysed in water samples and the composition of the substrate (percentage of each type: e.g., clay/silt, sand, gravel, cobble, boulder, and bedrock) was assessed visually. The selection of these variables was guided by previous studies that identified them as strongly influenced or particularly sensitive to anthropogenic disturbances (Paul & Meyer 2001; Walsh *et al.* 2005; Tian *et al.* 2024).

### **2.2.3 Fish community sampling and ethics approval**

A single fish community sampling was conducted during the summer, in August 2023. The 24 Quebec sites were sampled using an electrofishing device (model LR-24, Smith-Root®) according to open station standardised sampling protocol (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs 2022).

To broaden the analysis beyond Quebec and incorporate a wider biogeographic context, four stations from rivers in the Toronto region (Ontario) were also included. Although these stations lack anthropisation data comparable to that used in this study (MQI, land use metrics, and environmental variables), they were included to enable comparison of the age structure and growth rates of Round Goby populations in Québec and Ontario. These opportunistic data were collected in accordance with the study's standardised protocols to ensure comparability.

To ensure consistent sampling effort across sites, each site was surveyed along a upstream 100-meter transect. All captured individuals were identified and counted, regardless of sex. Additionally, up to 10 individuals smaller than 15 cm were collected per station and preserved at  $-40^{\circ}\text{C}$ . Euthanasia was performed using an overdose of tricaine methanesulfonate (MS-222) at a concentration of 250 mg/L (Underwood & Anthony 2020).

This study was conducted in accordance with the laws and ethical principles in force in Québec, Canada, and was reviewed and approved by the Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP), permit number: 2023: 050201700SP. In addition, fish euthanasia, necessary for otolith analysis, complied with the protocol approved by the Animal Care Committee (ACC) of the Université

du Québec à Chicoutimi (UQAC): R45-23\_OM CEX-244. Euthanasia procedures also followed the standard animal care protocols of the University of Toronto.

#### 2.2.4 Age reading

From the complete dataset, a targeted subsample of stations and species was selected to investigate the potential influence of Round Goby on native fish species. Only sites with confirmed Round Goby presence and coexisting native populations occupying similar ecological niches were retained for otolith analysis. The selected native competitor species were White Sucker (*Catostomus commersonii*, CACO) and Tessellated Darter (*Etheostoma olmstedi*, ETOL), both previously documented to compete with Round Goby (Abbett et al. 2013; Kindree et al. 2023). A total of 8 out of 24 sites met the criteria for coexistence between Round Goby and the two target native species (**Table 1**). For each sampled fish, total length (TL, mm) and weight (g) were recorded prior to otolith extraction. To assess potential regional differences in Round Goby age structure, supplemental individuals from the Toronto region (NEME\_T; n = 31, TL = 75.8 ± 13.9 mm, range 41–105 mm) were included and compared to those from Quebec (NEME\_Q; n = 53, TL = 65.9 ± 16.5 mm, range 19–101 mm).

For age reading, the sagittal otolith was used for both the Round Goby and the Tessellated Darter (n = 36; TL = 53.8 ± 14.6 mm, range 24–74 mm) (Schultz 1999; Kornis et al. 2017), whereas the asteriscus otolith was preferred for White Sucker because its annual growth rings were more clearly visible than on the sagittal (n = 26; TL = 64.0 ± 14.4 mm, range 43–112 mm) (Breeggemann et al. 2014). For consistency, the right otolith was systematically selected for all species. In addition, for all species, otoliths were placed sulcus

side facing the observer, and age reading was performed via transmitted light. Otoliths were mounted on a microscope slide using transparent thermoplastic glue (Crystalbond™ 509; Arenco™ Products, NY, USA) for the Round Goby and the White Sucker, while those of the Tessellated Darter were simply mounted in immersion oil to enhance otolith contrast. All otoliths were read along a species-specific axis, identical for all individuals within a given group (Campana & Stevenson 1992). Age reading was performed using a Leica DMLB microscope coupled with an Opti-Tech View-4K camera, with the ObjectJ image analysis system. The width of each annulus was measured ( $\mu\text{m}$ ) for all individuals and species along the established reading axis, providing a value for annual growth. Each otolith was read twice, with a minimum interval of one month between readings, in order to evaluate the reproducibility of age estimation (Leclerc *et al.* 2011).

**Table 1.** Presence of the three studied species in the eight stations selected for age reading of native species.

Stations	CACO	ETOL	NEME_Q
PAB-AM	–	11	✓
SAPI-AV	–	5	✓
SAPI-AM	–	10	–
PAB-AV	–	10	–
SAL-AV	10	–	✓
NODA-AV	4	–	✓
SAL-AM	5	–	–
NODA-AM	7	–	–

CACO = white sucker, ETOL = tessellated darter, NEME = Round Goby. Numbers indicate the number of individuals analyzed for each species. The symbol (✓) indicates presence of the species without otolith analysis, and (–) its absence.

### 2.2.5 Statistical analyses

To reduce collinearity among the variables under study, a principal component analysis (PCA) was performed on the correlation matrix of the standardised variables. More than twenty variables were measured or calculated for each site (anthropic land use, MQI and *in-*

*situ* variables). This step identified the most representative variables to facilitate construction of the redundancy analysis (RDA). Contributions of the variables to the first two principal PCA axes were examined, and only those variables that best explained the observed variability were retained for subsequent analyses. Variable selection was carried out step-by-step and manually rather than by permutation, to avoid keeping variables judged ecologically irrelevant solely because of their high statistical contribution. The PCA was performed in R version 4.3.2 (R Core Team 2025) with the package FactoMineR for computation (Lê *et al.* 2008) and factoextra for visualisation (Kassambara & Mundt 2016).

Subsequently, an RDA was used to study the influence of the variables identified by the PCA (explanatory variables) on the fish community (response variables). The RDA was computed using the vegan package in R (Oksanen *et al.* 2013). The community data were transformed using the Hellinger method and the decostand function in the vegan package to reduce the influence of extreme or rare abundances (Legendre et Gallagher 2001). All variables selected by the PCA were standardised using the scale function. The anova.cca function assessed the overall significance of the model by permutation with 999 random draws ( $\alpha = 0.05$ ). A hierarchical classification into five groups was performed, based on a Calinski–Harabasz index score of 4.32, allowing the formation of ellipses reflecting ecological similarity (fish community and variables) among sites. The final RDA was created using the ggplot2 package with the graphical scaling configuration `scaling = 2`, to emphasise the explanatory variables.

In order to identify a geographical trend in the distribution of the Round Goby in the study area, its abundance was compared between pairs of upstream and downstream sites from a selection of streams. This comparison used data from 18 of the 24 study sites: nine of

which were upstream and nine of which were downstream, with the PAB sites excluded. Moreover, to assess differences in habitat quality between upstream and downstream reaches, a Student's t-test was applied to the MQI. This analysis for significant differences in MQI between the two positions, potentially in relation to the presence of the Round Goby.

A two-way analysis of variance (ANOVA) was used to compare size structures (dependent variable, mean total length) as a function of age and group (independent variables). The groups included the Tessellated Darter and the White Sucker, either coexisting or not with the Round Goby (**Table 1**), as well as round gobies from Quebec and Toronto. Both age and group were treated as fixed factors in the analysis. A post-hoc Tukey HSD (Honestly Significant Difference) test was then applied to examine the observed effects and conduct pairwise comparisons between groups. This approach allowed for the identification of general trends in the age–size relationship across groups. All analyses were conducted using R software.

Finally, additional analyses were conducted to compare mean abundances among the study groups, Tessellated Darter and White Sucker. Abundances were calculated as sites-level means by group. For Tessellated Darter, the analysis included all sites where they were present, grouped by the presence or absence of the Round Goby. The Tessellated Darter only group consisted of 13 sites without goby, while the Tessellated Darter and Round Goby (ETOL+NEME) group included 7 sites where both species coexisted. Similarly, for the White Sucker, 13 stations without goby were grouped, and 5 sites where both species cohabited formed the White Sucker and Round Goby (CACO+NEME) group. We calculated the average abundance per station for each group, then used Student's t or Wilcoxon–Mann–

Whitney tests in R to see if there were significant differences in abundance between the groups.

Before each parametric test (ANOVA or t-test), the assumptions of normality and homogeneity of variances were verified. Normality was assessed using the Shapiro–Wilk test, and homogeneity of variances was tested using Levene’s test. In all cases, variances were found to be homogeneous. When the assumption of normality was not met, a non-parametric Wilcoxon–Mann–Whitney test was used instead of the t-test. All statistical analyses were conducted using R.

## **2.3 Results**

### **2.3.1 Urbanization gradient and community composition**

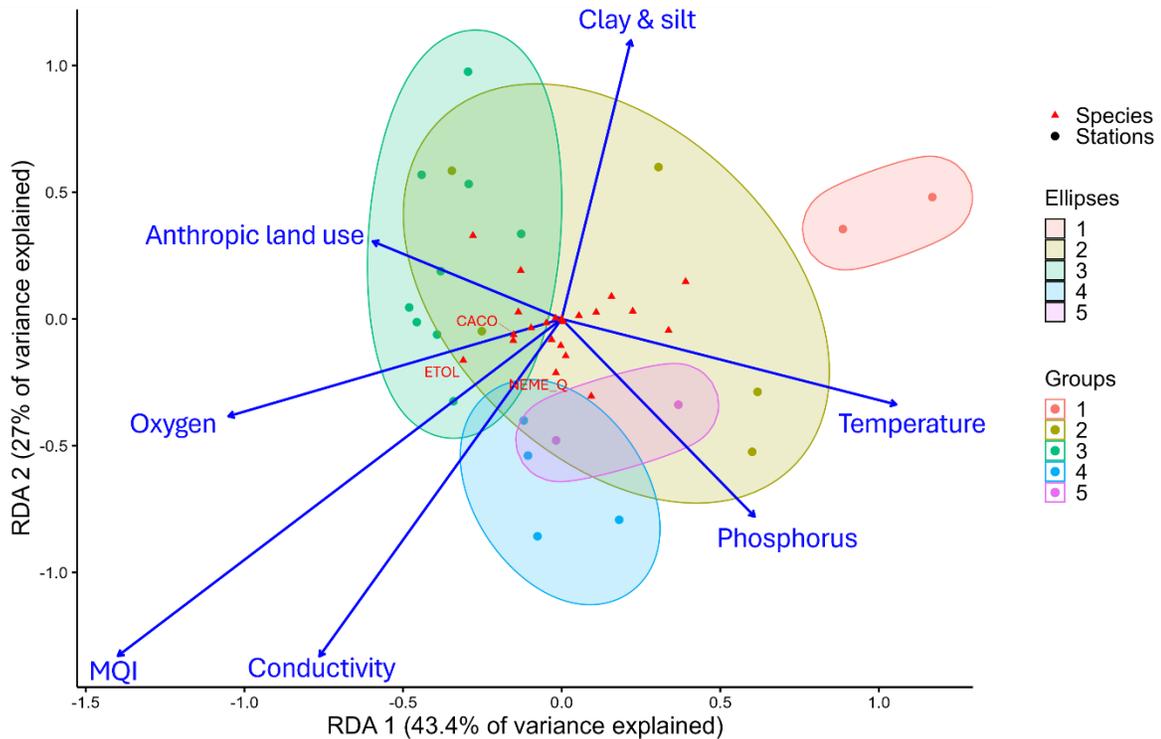
Principal component analysis (PCA) was used to explore the relationships among the 23 variables in the study. Following this, a redundancy analysis (RDA) was performed on the remaining seven variables. The results of the PCA showed that the first two principal components (Dim1 and Dim2) explained a total variance of 64.6%. The first axis, Dim1, accounted for 37.7%, while the second axis, Dim2, explained 26.8% of the variance. The primary factors influencing Dim1 were water conductivity (contribution of 31.9%), clay-silt substrate (25.9%), and MQI (21.4%). In turn, Dim2 was influenced by temperature (35.5%), anthropic land use (25.4%), and phosphorus concentration ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (18.5%). Finally, dissolved oxygen (% saturation) contributed 61% to Dim5, suggesting its independence from the other factors (**Figure A.1**).

Redundancy analysis (RDA) was performed to study the relationship between the seven most representative variables (selected by PCA) and the fish community composition

(23 species). These variables explained a total constrained variance of 41.2% in fish community composition (adjusted  $R^2 = 0.119$ ). The first two RDA axes explained 70% of the variance explained by the variables. The first axis (RDA1) represented 43.4%, while the second axis (RDA2) explained 27%. The global analysis was significant ( $F = 1.4039$ ,  $p\text{-value} = 0.042$ ) (**Figure2**).

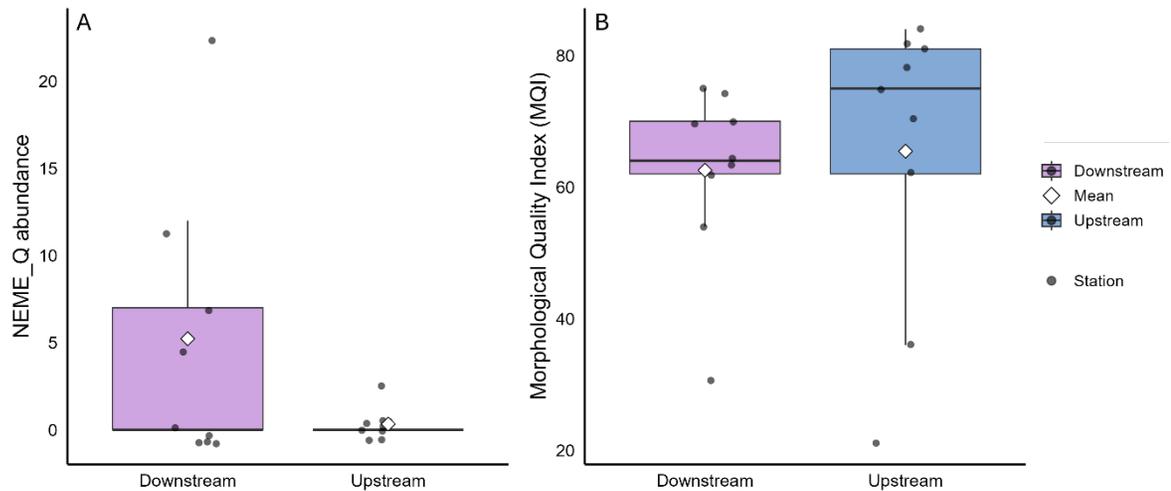
The RDA1 was positively associated with temperature (0.53) and phosphorus (0.30), while negatively associated with MQI (-0.70), dissolved oxygen (-0.53), conductivity (-0.38), and anthropic land use (-0.29). These results suggested a trend of contrast between warm, phosphorus-rich environments and hydromorphologically high-quality, well-oxygenated, potentially urbanised environments. The RDA2 was positively associated with fine substrate (clay-silt, 0.55), but negatively associated with conductivity, MQI (-0.66), and phosphorus (-0.39). This axis may reflect an opposition between soil composition and potentially anthropogenic environmental variables (conductivity and phosphorus) in hydromorphosphorus (-quality environments (**Figure 2**).

The Tessellated Darter (ETOL) and White Sucker (CACO) were mostly abundant in groups 3 and 4, linked to MQI and higher dissolved oxygen levels. In contrast, the Round Goby (invasive species) was associated with higher conductivity and phosphorus, with a slight affiliation to MQI. It also showed a negative correlation with fine substrate (clay-silt), indicating a preference for coarser substrates. Although it partially shared groups 4 and 5 with native species, its environmental affinities follow a different trend (**Figure 2**).



**Figure 2.** RDA based on variables selected by PCA and abundance data. The analysis includes seven variables, 24 stations, and 23 fish species (including ETOL, CACO, and NEME\_Q). Blue arrows represent environmental variables, red triangles species, dots stations, and ellipses delineate ecologically similar station groups.

The presence of Gobies was identified in 4 out of 9 downstream sites (35 specimens in total; mean abundance: 5.22; maximum: 23), whereas only 1 out of 9 upstream sites contained gobies (three specimens). These observations indicate a spatial variability in goby distribution between upstream and downstream sites (**Figure 3**). The Morphological Quality Index (MQI) was compared between the upstream and downstream sites. The objective was to determine whether this index, recognized as a good indicator of fish habitat quality, could help explain the difference in goby presence between upstream and downstream sites. The Wilcoxon test did not reveal a significant difference between groups ( $p = 0.25$ ). Morphological quality index was overall similar between upstream (MQI of  $65.4 \pm 22.3$ ; range 21–84) and downstream (MQI of  $62.6 \pm 13.6$ ; range 31–75), although variability is greater upstream (**Figure 3**).



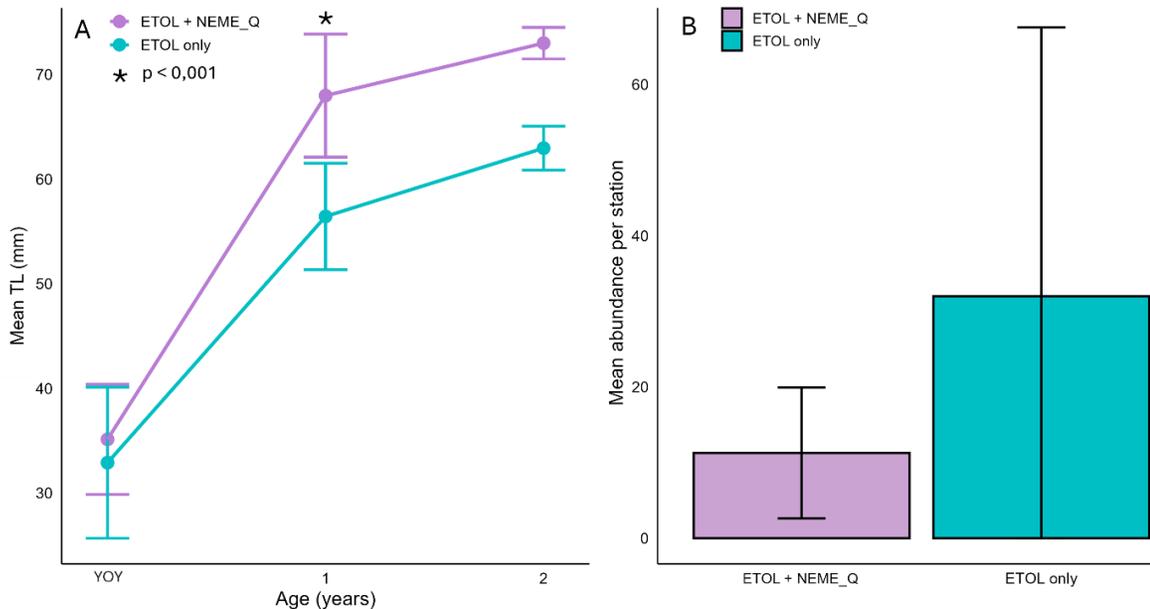
**Figure 3.** (A) Comparison of Round Goby abundance (NEME\_Q) between upstream and downstream stations (excluding PAB). (B) Comparison of MQI between upstream and downstream stations (excluding PAB).

### 2.3.2 Gobies' effects and biogeographic comparison

The comparison of mean total lengths by age class of Tessellated Darter coexisting (ETOL+NEME) or not (ETOL only) with Round Goby showed some difference (**Figure 4**). A two-factor ANOVA revealed a significant effect of group ( $F= 28.274$ ,  $p < 2.45e-05$ ) and age ( $F= 5.552$ ,  $p < 0.028$ ), with no significant interaction between age and group ( $F= 0.05$ ,  $p = 0.82$ ), indicating that the group differences were consistent across age classes. A Tukey post-hoc test showed a significant difference between Tessellated Darter only and ETOL+NEME at age 1 ( $p < 0.001$ ), but not at age 2. These results indicate that ETOL coexisting with Round Goby tended to be larger than those occurring alone, especially at age 1. Regarding young-of-the-year (YOY) ETOL, mean total lengths were comparable between groups without goby ( $32.9 \pm 7.2$  mm,  $n=3$ ) and with goby ( $35.1 \pm 5.3$  mm,  $n=7$ ) (**Figure 4**).

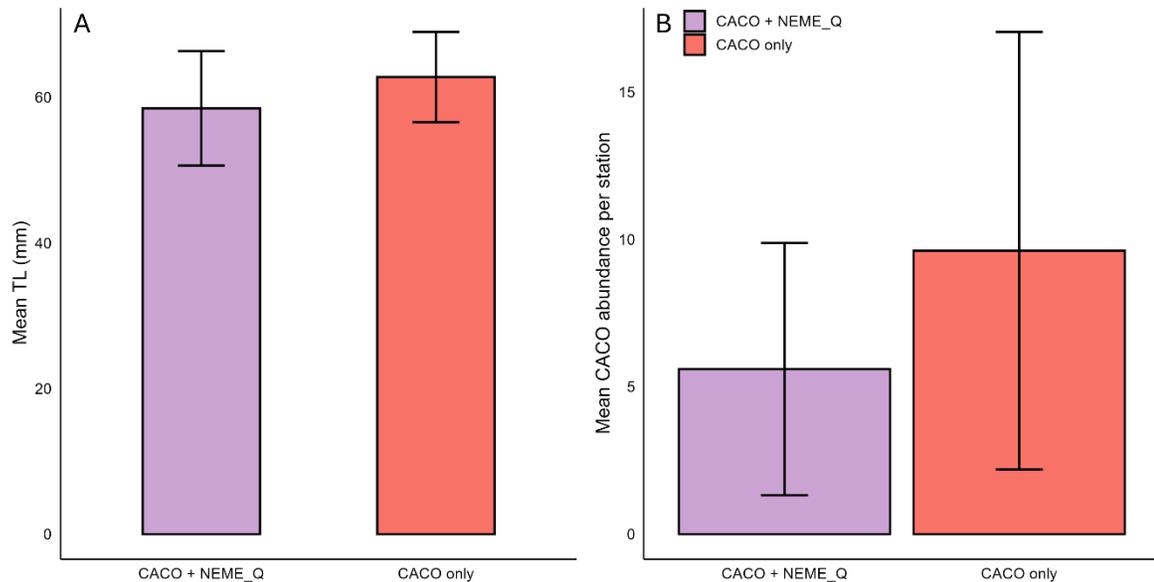
The mean abundance of Tessellated Darter per sampling station, by group (ETOL only vs. ETOL+NEME) also showed some differences. Mean abundance was higher without goby

( $32.0 \pm 35.5$ ) than with Round Goby present ( $11.3 \pm 8.7$ ). However, the difference was not statistically significant (Wilcoxon test,  $p$ -value = 0.19), though a trend was visible.



**Figure 4.** (A) Comparison of mean total length (TL) (mm) by age (year) for ETOL in presence and absence of Round Goby (NEME\_Q). Group comparisons were performed using two-factor ANOVA, followed by Tukey HSD post-hoc tests. (B) Comparison of mean abundance of ETOL coexisting with Round Goby (ETOL, NEME) and without (ETOL only), per sampling station.

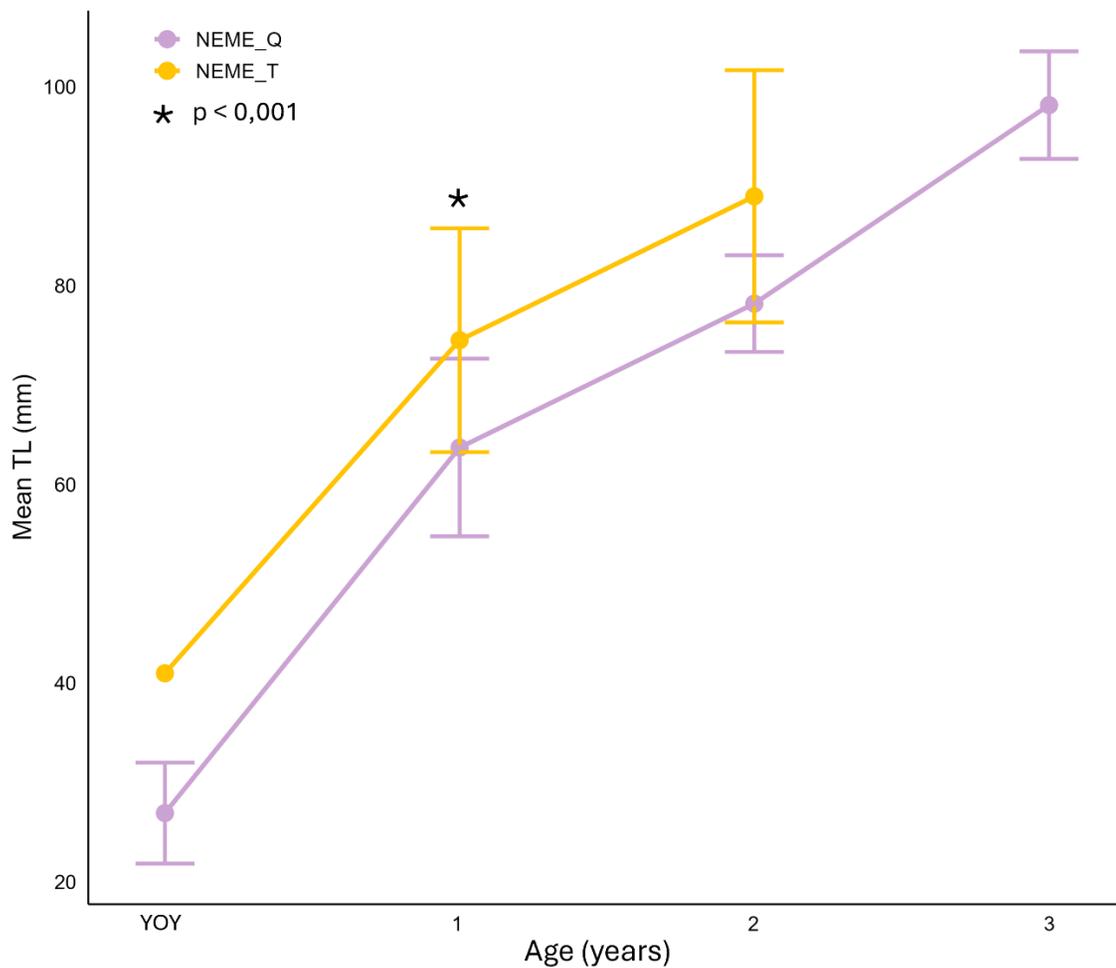
The comparison of mean total lengths between two groups of White Sucker was carried out—those cohabiting with Round Goby (CACO+NEME) and those without goby (CACO only). This was done for individuals (YOY) assigned the following age reading. The mean total length for White Sucker living with goby ( $58.5 \pm 7.9$  mm) was nearly equal to that of those without goby ( $62.8 \pm 6.2$  mm). Accordingly, the difference between groups was not statistically significant (Student's  $t$ -test,  $p$ -value = 0.26). The mean abundance of White Sucker per sampling station, comparing the two groups defined above, CACO only and CACO+NEME, also showed no difference. Hence, mean abundance was higher in the absence of goby ( $9.6 \pm 7.4$ ) than in stations with co-occurrence ( $5.6 \pm 7.4$ ), but this difference was not statistically significant (Student's  $t$ -test,  $p$ -value = 0.17) (**Figure 5**).



**Figure 5.** (A) Comparison of mean total length (mm) for YOY of White Sucker in the presence and absence of Round Goby (NEME\_Q). (B) Comparison of mean abundance of White Sucker co-occurring with Round Goby (CACO, NEME) and without goby (CACO only), per sampling station.

Finally, the comparison of mean total lengths (LT) by age for Round Goby was done between two regions: Quebec (NEME\_Q) and Toronto (NEME\_T) (**Figure 6**). It includes all individuals captured in Quebec ( $n = 53$ ;  $LT = 65.9 \pm 16.5$  mm; range 19–101 mm) and Toronto ( $n = 31$ ;  $LT = 75.8 \pm 13.9$  mm; range 41–105 mm). An ANOVA was performed on the mean total lengths of Round Goby at ages 1 and 2 years from these two regions (Quebec:  $n = 35$  at 1 year old,  $n = 11$  at 2 years old; Toronto:  $n = 25$  at 1 year old,  $n = 5$  at 2 years old). The analysis revealed a significant effect of group ( $F = 29.805$ ,  $p = 5.93e-07$ ) and age ( $F = 54.881$ ,  $p = 2.07e-15$ ), while the interaction between group and age was not significant ( $F = 0.046$ ,  $p = 0.955$ ), indicating parallel growth trajectories with a consistent size difference between regions. Individuals from Quebec had smaller mean sizes than those from Toronto at equivalent ages. A Tukey *post-hoc* test confirmed a significant difference at age 1 year old ( $p < 0.001$ ) but not at age 2 years old ( $p = 0.29$ ). Overall, Toronto gobies were slightly larger

than Quebec gobies, at least for the age classes that were included in the study. It is also worth noting that additional data show that the mean size of gobies under 1 year old was also higher in Toronto (41.0 mm, n=1) than in Quebec (26.9 ± 5.1 mm, n=4), although these sample sizes remain small. These observations suggest that the size difference between the two regions may be present from the earliest developmental stages (**Figure 6**).



**Figure 6.** Comparison of mean total length (mm) by age for Round Goby in Quebec (NEME\_Q) and Toronto (NEME\_T). Group comparisons (age 1 and 2) were performed using two-factor ANOVA, followed by Tukey HSD post-hoc tests.

## 2.4 Discussion

Several studies suggest that aquatic habitat degradation linked to urbanization may facilitate the introduction and spread of invasive species, though the underlying mechanisms remain poorly understood (Cadotte *et al.* 2017; Santana Marques *et al.* 2020). The main objective of this study was to evaluate the influence of human pressure and activity, measured along a gradient of urbanisation, on the composition of fish communities by analysing the distribution and establishment of the Round Goby. The study also aimed to examine its potential effects on two native competitor species and to compare its growth between two distinct regions, Quebec and Toronto (Ontario). The study tested the hypothesis that the Round Goby would be more abundant in degraded habitats and would have a negative effect on the growth of native competitors. Multivariate analyses (PCA, RDA) were used to identify key anthropogenic variables and their relationship with species distribution. The results suggested a potential association between native competitors (ETOL & CACO) and the MQI and dissolved oxygen, while NEME appeared to be linked to conductivity and phosphorus. In other words, higher MQI and higher dissolved oxygen were positively associated with greater abundance of native competitors. Univariate analyses indicated that the Round Goby's spatial distribution was concentrated downstream of sampling stations, regardless of MQI. Furthermore, individuals of Tessellated Darter tended to show larger size at age 1 when co-occurring with Round Goby, unlike its interaction with CACO for YOY, which could be linked to interspecific competitive exclusion. Finally, Round Goby from the Toronto region exhibited a larger size-at-age compared to those from Quebec, highlighting the potential for impacts of some factors contributing to regional variation.

### 2.4.1 Urbanization gradient and community composition

The RDA analysis (**Figure 2**) suggested that the variable with the strongest explanatory power for fish community structure was the Morphological Quality Index (MQI), which displayed strong negative correlations on both principal axes (RDA1 =  $-0.70$ ; RDA2 =  $-0.66$ ). In comparison, the proportion of anthropic land use around sampling sites contributed only weakly ( $-0.29$  on RDA1), suggesting that the local condition of rivers, as assessed by the MQI, plays a more significant role in explaining species distribution than urbanization measured within a 500m buffer. Indeed, the MQI was based on a detailed and diversified evaluation, integrating many fundamental stream factors rooted in hydrogeomorphology, which are expected to better represent fish habitat conditions (Lemay *et al.* 2021). The MQI and dissolved oxygen were both projected in the same direction (negative RDA1), indicating that they characterize similar favorable conditions. These conditions corresponded to well-oxygenated rivers and were opposed to those dominated by fine substrates (clay, silt). Thus, higher-quality habitats appear associated with coarser substrates and good oxygenation, while lower-quality rivers predominantly feature fine substrates. Although fine substrates are integral to river hydrogeomorphological functioning, they can harm fish habitat when excessively present (Kemp *et al.* 2011). Moreover, Erman and Erman's (1984) study supported the idea that coarse substrates provide a better foundation for macroinvertebrate communities, enhancing their abundance and diversity, which is critical for fish fauna. However, the proportion of urbanized surfaces surrounding rivers did not fully reflect habitat quality or the impact of anthropogenic modifications, likely due to the scale of analysis (McDonnell & Hahs 2008). A 500m buffer provides a rapid local assessment but does not capture hydrological dynamics or the topographic structure of the

system (Sliva & Williams 2001). In contrast, a catchment area approach considers all areas contributing to drainage and ecological processes upstream of each site, offering a more accurate representation of anthropogenic pressures (Sliva & Williams 2001; Lange *et al.* 2014). Consequently, urbanized area measured within a 500m radius may have been less explanatory, as this local scale does not adequately reflect the pressures occurring at the watershed scale. Additionally, the findings suggested a potential relationship between water temperature and urbanisation, a notion that may initially seem counterintuitive. Urban ecosystems are often thought to be more exposed to temperature increases due to soil impermeability and lack of vegetation, which may promote urban heat islands (Deilami *et al.* 2018). This suggests that the urban rivers included in this study show no direct link between urbanization and temperature rise, aligning with the general trend that community structure is more influenced by the collective variables used in MQI than by general urbanization alone. It is possible, however, that urban rivers are affected by heat island effects, but these were not captured by the analysis, either because the variables (e.g., spot water temperature) used were not precise enough, masked by broader trends, or due to sampling conditions.

Phosphorus concentration was weakly correlated with RDA1 (0.30), indicating a minor contribution to fish community composition. This variable is generally viewed as an anthropogenic indicator, tied to wastewater discharge or fertilizer use (Paul & Meyer 2001; Withers & Jarvie 2008). Its presence suggests human pressures at some sites, but its overall impact remains moderate given its low contribution to community composition. Conductivity showed a marked negative correlation with both RDA axes ( $-0.38$  for RDA1 and  $-0.66$  for RDA2), associating it with sites of high morphological quality index (MQI). However, some studies indicate that elevated conductivity in urban or agricultural areas may stem from

anthropogenic pressures, such as ionic enrichment (road salt, nutrients, or other contaminants) (Paul & Meyer 2001; Novotny *et al.* 2008; Wallace *et al.* 2013; Shupe 2017). Quebec is no exception to this phenomenon, which has also been documented (Guesdon *et al.* 2016; Fournier *et al.* 2022). Thus, while the origin of conductivity in this study is uncertain, it is likely anthropogenic. The combined use of geomatic metrics (MQI, anthropic land use) and *in situ* physicochemical variables enabled a nuanced analysis of the studied rivers' anthropogenic pressures. Results suggest that hydrogeomorphological quality, assessed via the MQI, is a better ecological indicator than anthropic land use alone. Additionally, subtle disturbances (phosphorus, conductivity) indicate that anthropogenic alterations may persist even in hydrogeomorphologically suitable urban rivers, anthropogenic alterations may persist, which highlights the importance of integrated assessment tools for evaluating river anthropogenic impacts comprehensively.

Fish are commonly used as bioindicators due to their sensitivity to environmental conditions (Whitfield & Elliott 2002; Mondal & Kaviraj 2010; Naigaga *et al.* 2011). The presence, abundance and diversity of these species are significant indicators of the quality of the aquatic habitat. The occurrence of native species in higher-quality sites reinforces the interpretation of the quality indices derived from environmental variables: fish community composition thus provides dual ecological validation, through both *in situ* measurements and the organisms present. The RDA analysis revealed that Tessellated Darter and White Sucker are strongly correlated with MQI and dissolved oxygen, and weakly with conductivity. These results suggest that these native species, which compete with Round Goby, are primarily associated with well-oxygenated rivers, coarse substrates, and overall good hydrogeomorphological quality, alongside conductivity potentially of anthropogenic origin

(Paul & Meyer 2001). These species are generally recognized as moderately tolerant to environmental conditions, implying they can withstand without being severely impacted, certain conductivity-linked pressures (Goodchild 1993; Wallace *et al.* 2013).

The Round Goby, the invasive species studied, shows slightly different environmental associations compared to native competitors. While there appears to be a weak association with the Morphological Quality Index (MQI), a clear relationship with the variable anthropic land use representing urban areas is not immediately evident. However, it is mainly correlated with two physicochemical parameters likely of anthropogenic origin: conductivity and phosphorus. A prior study already highlighted a strong correlation between Round Goby and conductivity (Morissette *et al.* 2024), reinforcing this study's observations. The Round Goby likely benefits from these environmental conditions due to a suite of factors including its evolutionary origin, ecological proximity to its native habitat or superior physiological performance in high-conductivity water (Iacarella & Ricciardi 2015). Moreover, it shows a marked preference for coarse substrates (gravel, pebbles...) and tends to avoid fine substrates (clay, silt), as documented elsewhere (Young *et al.* 2010; Kornis *et al.* 2012; Brandner *et al.* 2013; Morissette *et al.* 2024). Finally, the RDA reveals partial habitat overlap between Round Goby and native species, suggesting potential interspecific competition, particularly in shared habitats (Morissette *et al.* 2018; Kindree *et al.* 2023). It appears that the Round Goby may have a slight advantage at sites with higher levels of conductivity and phosphorus, though this is not necessarily due to outcompeting native species. Instead, it seems that the Round Goby may be able to take advantage of conditions that could facilitate its establishment. However, the RDA interpretation (**Figure 2**) does not indicate that the goby is directly favored by urban environments (anthropic land use). Instead, it may benefit from

more diffuse anthropogenic disturbances, such as increased conductivity or phosphorus concentrations. In other regions, urbanization has been shown to benefit some invasive fish species (Santana Marques *et al.* 2020), but in the case of Quebec, the Round Goby does not seem to gain a direct advantage. It seems to be associated more with the quality of the habitat (MQI) than with the proportion of urbanised areas. Therefore, its relationship with anthropogenic effects appears to be more subtle, indirect and complex than a simple direct effect of urbanization.

#### **2.4.2 Gobies' impacts and biogeographic comparison**

The comparison between upstream and downstream sites shows a tendency for higher abundance of Round Goby in downstream sites. At the same time, the MQI does not vary significantly between the two groups, suggesting that morphological habitat quality is not the determining factor in the observed distribution of Round Goby in this experiment. This observation could imply other mechanisms, not captured by the MQI, which might explain its presence downstream. One hypothesis relates to the invasion dynamics of Round Goby. As several studies have shown, this species spreads primarily along major river systems, such as the St. Lawrence River, before gradually colonizing tributaries (Abbett *et al.* 2013; Morissette *et al.* 2018; George *et al.* 2021). This could explain its presence in downstream sites, all hydrologically connected to the river. However, this hypothesis does not explain its absence in some upstream stations that nevertheless present favorable morphological conditions for its establishment. The Round Goby is known for its rapid invasion capacity, including in habitats that are still sparsely occupied. It does not depend on environmental saturation to disperse; its expansion can occur even when environmental or population conditions remain favorable (Bronnenhuber *et al.* 2011; Kornis *et al.* 2012). Thus, the low

abundance of Round Goby upstream could be explained by physical structures, such as impassable obstacles (sills, culverts, waterfalls). Although Round Goby can reach swimming speeds of 163 cm/s, a constant flow of 125 cm/s is sufficient to limit its upstream movement (Tierney *et al.* 2011). Consequently, these performance levels drop in strong and prolonged currents. Vertical barriers would be effective because it lacks the ability to jump (Tierney *et al.* 2011). It depends on coarse substrates for stabilization, which puts it at a disadvantage in areas with fine substrates. Thus, in rivers where sills, waterfalls, or high-flow culverts are built on non-adhesive substrates, Round Goby dispersal can be physically hindered (Wiegleb *et al.* 2022). This limiting mechanism is consistent with observations made on other invasive species in Canada, such as bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis*), whose progression has been slowed by similar obstacles (Parker *et al.* 2016; Fritts *et al.* 2024). It is therefore plausible that these barriers play a similar role in the case of Round Goby, restricting its upstream colonization despite favorable environmental conditions.

It is well documented that the Round Goby exerts multiple effects on native fish, but these effects can strongly depend on the trophic position of the concerned species and the ecosystem. Indeed, some piscivorous species like Yellow Perch (*Perca flavescens*), Burbot (*Lota lota*), or Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*) may benefit from the goby's presence, as it represents a new prey source. These predators sometimes show improved growth or condition when incorporating the goby into their diet (Steinhart *et al.* 2004; Johnson *et al.* 2005; Brooking *et al.* 2022). Conversely, native benthic species sharing a similar ecological niche with the goby appear more negatively impacted. The literature shows decreased abundance of these species in the goby's presence (Bergstrom & Mensinger 2009; Kornis *et al.* 2012), often attributed to competition for space or food. However, very few

studies have demonstrated clear growth reduction in benthic species coexisting with gobies, as most focus on abundance rather than size-at-age (Hirsch *et al.* 2016). The results showed that the mean size of the Tessellated Darter at age 1 was significantly higher in specimens cohabiting with round gobies, despite the lower average abundance of these specimens (Figure 4). While this difference was not significant at age 2, the trend remained similar individuals coexisting with gobies showing larger mean sizes than those living without them. This suggests the goby's effect wasn't limited to juvenile stages of Darters but may persist over time. However, caution is required in interpretation of these results due to the small sample size at age 2. The significant size difference at age 1 years old in Tessellated Darter implies selective pressures are already at work during juvenile stages.

Even if there is no difference in mean size for the YOY, the observed gap at age 1 suggests that competitive sorting occurred during the first year of life. Smaller or less competitive individuals may have been eliminated before reaching this age, explaining why mean size is appears larger when cohabiting with gobies (Sogard 1997). Interspecific competition from gobies could thus intensify selective pressure, favoring faster-growing individuals from early life stages. This phenomenon could be fueled by numerous processes implying selective-mortality or simply habitat exclusion to sites where gobies don't occur. This selective filtering doesn't necessarily imply individual growth differences in Tessellated Darter between sites, but more of an alteration of population composition. Large individuals may exist in both contexts, but in sites with goby, smaller individuals may not survive or persist to age 1. This results in a higher population mean size at a given age, without actual changes in individual growth rates. This interpretation could also explain the difference in abundance that was observed between the two types of stations (**Figure 4**): in the absence of

gobies, the average abundance per station was  $32.0 \pm 35.5$ , compared to  $11.3 \pm 8.7$  in stations where gobies were present. This mechanism may be indicative of a competitive exclusion, wherein only the most resilient individuals prevail under elevated pressures. A similar pattern was reported by Kornis *et al.* (2014), who found that native fish (Johnny darter (*Etheostoma nigrum*) and White Sucker exhibited reduced growth at low goby densities but improved growth at high densities, at the cost of decreased abundance. The authors of this study interpret this as indicative of a higher mortality rate among less competitive individuals. Regarding White Sucker, no significant differences were detected in juvenile size or abundance. This might be because samples were primarily YOY, before competition effects fully manifest. Some studies, nevertheless, indicate niche overlap between gobies and White Sucker (Kindree *et al.* 2023), suggesting potential undetected competition at later stages. Finally, a comparison of sites in this study shared similar hydrogeomorphological characteristics (**Figure 3**), strengthening the hypothesis that observed differences are goby-related rather than due to external environmental conditions. This habitat has been demonstrated to facilitate a more robust isolation of the Round Goby's effect on native species' growth and abundance dynamics.

Size-at-age analysis revealed that round gobies from Toronto are significantly larger than those from Quebec at age 1. This difference is also observable at age 2, with higher average sizes in Toronto, although this result is not statistically significant. These size disparities between the two regions appear to be present as early as the juvenile stage (**Figure 6**). However, this trend should be interpreted with caution, as the sample size for YOY individuals remains low. The relatively stable size difference between age classes suggests that Round Goby from the Toronto sites may benefit from an early size advantage or,

alternatively, from a faster growth rate during their first year, although the exact mechanism remains unclear. This could reflect developmental differences between the two regions, potentially linked to environmental factors influencing their ecological strategies. Indeed, Wallace *et al.* (2013) suggest that Toronto's rivers exhibit urban stream syndrome, characterized by disrupted hydrology, pollution (chloride, copper, zinc), and elevated temperatures, all strongly correlated with road density. Their multivariate analyses reveal that these urban factors, particularly water temperature and road density, significantly structure fish communities in this environment. Some studies have shown that these conditions could indirectly lead to growth advantages or improved biological performance for round gobies (Kornis *et al.* 2012; Morissette *et al.* 2024). In parallel, our results show that fish community composition in Quebec is primarily explained by habitat quality and by the morphological quality index (MQI) and dissolved oxygen, while anthropic land use plays a secondary role (**Figure 2**). This finding suggests that anthropogenic impact does not exert pressure comparable to that observed in Toronto's rivers. The two regions appear to differ in the types of pressures they experience, although some variables, like conductivity and phosphorus, seems to co-occur. While urbanization may favor invasive species to some extent, this trend must be interpreted cautiously, not only due to the small sample size of YOY individuals but also because many unmeasured factors such as population density (Kornis *et al.* 2014), diet (French & Jude 2001), genetic differences (Cerwenka *et al.* 2014), or other environmental variables (e.g., annual degree-days or other climate-related metrics) could also influence goby growth. Current data demonstrate a size difference between Toronto and Quebec populations but are insufficient to identify its causes. The hypothesis of an initial size advantage in Toronto gobies remains plausible and warrants further

investigation in future studies to determine whether this difference reflects a genuine ecological phenomenon.

## **2.5 Conclusion**

This study examined the influence of anthropogenic disturbances and urbanization on Round Goby distribution and its interactions with two native competitor species, White Sucker and Tessellated Darter. Results show that MQI was a better predictor of fish community structure than anthropic land use measurement, confirming the importance of physical habitat quality in aquatic ecosystems. However, the presence of likely anthropogenic variables like conductivity and phosphorus modifies this finding by showing that some factors escape precise hydrogeomorphological assessments, underscoring the relevance of a multi-variable environmental approach. Spatial distribution of gobies showed greater presence in downstream than upstream stations despite comparable MQI values. This suggested that colonization originated from the St. Lawrence River into its tributaries, potentially limited upstream by physical barriers, substrate types, discharge or a combined interaction of those factors. Regarding the ecological impacts of this invasive fish, analyses reveal species-specific effects. Tessellated Darter showed significantly larger average size (at age 1 year old) but reduced abundance in goby presence, likely due to the competitive exclusion where only the highest-performing individuals persist. In contrast, no significant effects were detected in young White Sucker, though potential competition at older stages (e.g., 1 to 3 years old) cannot be ruled out. The biogeographic comparison between Toronto and Quebec populations revealed morphological differences. Toronto gobies were consistently larger than Quebec gobies across all age classes. These variations could reflect local adaptations to

specific urban conditions, genetic differences between populations, or divergent ecological strategies.

### 3 CONCLUSION GÉNÉRALE

Depuis quelques années, les espèces aquatiques envahissantes connaissent une expansion significative au Canada (Dextrase & Mandrak 2006; Bobeldyk *et al.* 2015). Leur propagation et leur établissement entraînent plusieurs impacts négatifs et sont parfois régulés par des mécanismes encore mal compris à ce jour. Parallèlement, l'urbanisation s'intensifie et modifie les écosystèmes aquatiques, créant de nouveaux milieux avec leurs propres dynamiques en contexte urbain (Walsh *et al.* 2005). Plusieurs études suggèrent que la dégradation des habitats aquatiques liée à l'urbanisation pourrait faciliter l'introduction et la dispersion des espèces envahissantes, bien que les mécanismes sous-jacents liant ces deux phénomènes restent encore à être élucidés (Cadotte *et al.* 2017; Santana Marques *et al.* 2020).

Les résultats obtenus dans le cadre de la présente étude ont permis d'enrichir nos connaissances sur les interactions entre les dynamiques d'urbanisation, les espèces aquatiques envahissantes et les communautés indigènes des rivières du Québec, un sujet jusqu'ici très peu abordé. Notamment, cette étude a permis de mettre en évidence les principales variables indicatrices de l'anthropisation permettant de caractériser les rivières québécoises et leurs communautés de poissons respectives, incluant l'espèce envahissante étudiée, le gobie à taches noires. Elle a également permis de préciser la dynamique de d'établissement et de dispersion du gobie dans la province, d'évaluer son impact potentiel sur deux espèces compétitrices indigènes, ainsi que de comparer sa croissance, en taille à l'âge, entre deux régions distinctes : la Montérégie (Québec) et Toronto (Ontario).

De manière plus précise, le gradient d'urbanisation utilisé dans cette étude était composé de trois variables indicatrices de l'anthropisation, soit l'occupation du territoire, l'IQM et les variables environnementales mesurées *in situ*. Ensemble, ces variables ont permis

d'expliquer la structure des communautés de poissons dans les rivières étudiées. Les résultats indiquent que l'IQM constitue l'indicateur le plus explicatif de cette structure. Il se montre particulièrement pertinent pour l'évaluation de la qualité de l'habitat, comme en témoignent son association avec l'oxygène dissous et son opposition aux substrats fins, ce qui concorde avec l'étude menée par Lemay *et al.* (2021). À l'inverse, l'occupation du territoire, représentée par la proportion de surfaces urbanisées autour des stations, a montré un faible pouvoir explicatif. Cette mesure locale (zone tampon de 500 m) ne reflète pas pleinement la qualité fonctionnelle des milieux ni les impacts anthropiques, car elle ne tient pas compte de la dynamique hydrologique ni de la topographie du système (Sliva & Williams 2001). Plusieurs études soulignent que le bassin versant (*catchment area*) constitue une unité spatiale plus pertinente pour quantifier les pressions anthropiques, en intégrant l'ensemble des surfaces contribuant au drainage et aux dynamiques écologiques en amont des sites (Sliva & Williams 2001; Lange *et al.* 2014). Ainsi, la proportion de surface urbanisée mesurée avec une zone tampon peut être moins précise, ne capturant pas adéquatement les pressions anthropiques effectives. Par la suite, certaines pressions probablement d'origine anthropique se montrent plus subtiles, telles que la quantité de phosphore dissout ou la conductivité de l'eau, dans des milieux d'apparence de bonne qualité. Ainsi, l'utilisation combinée de mesures géomatiques (IQM et l'occupation du territoire par exemple) et de variables physico-chimiques *in situ* a permis d'aborder de façon plus nuancé l'urbanisation des rivières étudiées. De plus, certaines pressions plus diffuses (phosphore, conductivité) indiquent que des altérations anthropiques peuvent être présentes même dans des rivières *hydrogéomorphologiquement* convenables (fort IQM), renforçant la nécessité de combiner plusieurs outils pour évaluer de façon intégrée le niveau d'anthropisation d'un cours d'eau.

Certains poissons, sensibles aux conditions environnementales, sont de précieux bio-indicateurs des milieux (Whitfield & Elliott 2002; Mondal & Kaviraj 2010; Naigaga *et al.* 2011). Leur présence et leur diversité reflètent la qualité de l'habitat et confirment les indices environnementaux, permettant une double validation écologique. Les compétiteurs indigènes étudiés, le meunier noir ainsi que le raseux-de-terre gris, sont principalement associés à des rivières bien oxygénées et globalement de bonne qualité hydrogéomorphologique. À l'inverse, le gobie à taches noires, était associé à des variables physico-chimiques susceptibles d'être influencées par l'activité humaine, telles que la conductivité et la quantité de phosphore. Une étude antérieure a déjà mis en évidence un fort lien potentiel entre le gobie et la conductivité, ce qui renforce l'interprétation du lien entre cette mesure et la présence du gobie observé dans la présente étude (Morissette *et al.* 2024). Il est probable que le gobie tire un certain avantage des eaux fortement conductives et riches en raison de plusieurs facteurs, comme son origine évolutive, la proximité avec son habitat naturel, une plus grande disponibilité de proies ou encore une meilleure performance physiologique (Iacarella & Ricciardi 2015; Morissette *et al.* 2024). Ces paramètres, potentiellement d'origine anthropiques, semblent donc lui être bénéfiques sans pour autant exclure les compétiteurs indigènes. Les résultats de cette étude mettent donc en évidence un chevauchement partiel entre l'habitat du gobie et celui des poissons indigènes, étant potentiellement tempéré par la tolérance du gobie aux milieux plus dégradés.

Concernant la distribution du gobie à taches noires au sein de l'étude, il s'est révélé que qu'il était plus abondant dans les sites situés en aval des rivières étudiées. Parallèlement, l'IQM ne variait pas significativement entre les deux sites d'une même rivière, ce qui laisse présager que la qualité de l'habitat, d'un point de vue *hydrogéomorphologique*, n'était pas

un facteur déterminant dans la répartition du gobie observé au sein d'une même rivière. Cette observation pourrait impliquer d'autres mécanismes, non capturés par l'IQM, qui expliqueraient son abondance plus élevée en aval. Une des hypothèses retenues repose sur la dynamique d'invasion du gobie à taches noires. Comme montré dans plusieurs études, cette espèce se propage principalement en suivant les grands axes fluviaux tels que le fleuve Saint-Laurent, pour ensuite coloniser ses tributaires secondaires (Abbett *et al.* 2013; Morissette *et al.* 2018). La proximité avec le fleuve Saint-Laurent pourrait expliquer en partie sa présence dans les sites situés en aval. Cependant, cela n'explique pas son absence dans les sites situés en amont, présentant pourtant des conditions morphologiques favorables à son établissement et représentant des distances généralement facilement parcourues par le gobie à tache noire. L'hypothèse retenue réside dans la présence de structures physiques, comme des obstacles infranchissables anthropiques ou non (seuils, ponceaux, chutes et rapides), qui bloqueraient ou ralentiraient la propagation du gobie dans les sites localisés en amont, expliquant sa faible abondance dans ces milieux. Il est important de souligner que la caractérisation de ces obstacles a été faite de façon partielle dans le projet, empêchant leur utilisation dans les analyses subséquentes. Il serait intéressant de s'interroger sur le fait de savoir si la présence de ces structures (ex. seuils, ponceaux et chutes) pourrait expliquer la présence du gobie variable entre les tributaires du fleuve et même servir de méthode de contrôle de la propagation comme chez d'autres espèces aquatiques envahissantes (Parker *et al.* 2016; Fritts *et al.* 2024). Cela révélerait une autre facette plus nuancée de l'urbanisation, car, dans un sens, ces structures d'origine anthropique pourraient freiner la propagation des espèces envahissantes.

Le gobie à taches noires exerce des effets multiples sur les poissons indigènes en fonction de la position trophique des espèces concernées et des écosystèmes. Dans certains cas, des espèces piscivores peuvent bénéficier de la présence du gobie à condition qu'il représente une nouvelle source de proies, améliorant leurs conditions et leurs croissances (Steinhart *et al.* 2004; Johnson *et al.* 2005; Brooking *et al.* 2022). A contrario, des espèces benthiques, qui partagent une niche écologique similaire à celle du gobie, peuvent être plus négativement impactées. La littérature montre une diminution d'abondance de ces espèces en présence de du gobie à taches noires (Bergstrom & Mensinger 2009; Kornis *et al.* 2012), en conséquence d'une compétition pour l'espace ou pour la nourriture. Cependant, très peu d'études ont mis en évidence une diminution claire de la croissance des espèces benthiques cohabitant avec le gobie, la plupart se concentrant sur l'abondance plutôt que sur la taille à l'âge (Hirsch *et al.* 2016). L'utilisation de l'otolithométrie s'est révélée prometteuse pour comprendre l'impact du gobie à taches noires sur les espèces indigènes étudiées. Les résultats ont montré que le raseux-de-terre gris avait en moyenne une taille significativement plus élevée à 1 an en présence du gobie. Bien que les différences ne soient pas significatives aux autres classes d'âges, une tendance à une taille plus grande persiste. Cependant ces tailles plus élevées s'accompagnent aussi d'une abondance relative de raseaux (capture par unité d'effort) plus faible. Cela laisse à penser que l'impact du gobie ne se limite pas au stade juvénile, mais pourrait se prolonger dans le temps. La différence significative de taille observée à l'âge de 1 an chez les raseux-de-terre gris suggère une certaine pression de sélection déjà en place dès les stades juvéniles. Ainsi, les individus les plus petits ou les moins compétitifs auraient été éliminés des sites colonisés par le gobie, expliquant la taille moyenne plus élevée en présence du gobie (Sogard 1997). La compétition interspécifique imposée par le gobie pourrait ainsi renforcer une pression de sélection, favorisant les

individus qui grandissent plus vite dès les premiers stades de vie. Ce « filtrage sélectif » n'implique pas nécessairement une différence de croissance individuelle entre les sites, mais plutôt une modification de la composition de la population. Les individus de grande taille pourraient être présents dans les deux contextes, mais être proportionnellement plus fréquent dans les sites avec gobie suite à l'exclusion des petits individus, produisant une taille moyenne plus élevée à âge égal, sans changement de croissance individuelle. Ce mécanisme peut être interprété comme de l'exclusion compétitive, où seuls les individus les mieux adaptés persistent sous forte pression. Concernant le meunier noir, aucune différence significative n'a été détectée, ni sur la taille des juvéniles, ni sur l'abondance. Cela pourrait s'expliquer par le fait que l'échantillon de meunier noir était principalement composé de jeunes de l'année, soit avant que les effets de la compétition ne se manifestent pleinement. Enfin, les stations comparées dans cette étude présentent des caractéristiques hydrogéomorphologiques similaires, ce qui renforce l'hypothèse que les différences observées sont liées à la présence du gobie et non à des conditions environnementales externes.

La comparaison biogéographique entre les gobies à taches noires capturés dans la région de Toronto (Ontario) et du Québec révèle des tailles à l'âge moyennes plus élevées du groupe ontarien à 1 an. Cet écart constant pourrait refléter une taille initiale plus grande ou un taux de croissance plus rapide chez les gobies de Toronto. Les différences environnementales entre les deux régions pourraient influencer le développement et les stratégies écologiques des populations. Selon Wallace et al. (2013), les rivières de Toronto présentent des caractéristiques du « Urban Stream Syndrome », avec une hydrologie perturbée, une pollution et des températures élevées, fortement corrélées à la densité routière. Ainsi, ces

conditions pourraient indirectement favoriser la croissance ou la performance biologique du gobie (Kornis *et al.* 2012; Morissette *et al.* 2024). En Montérégie, la composition des communautés de poissons est surtout expliquée par l'IQM et l'oxygène dissous, tandis que l'occupation du territoire (urbanisation) exerce un faible effet, suggérant une urbanisation moindre qu'à Toronto. Cependant, certaines variables environnementales, telles que la conductivité et le phosphore, sont comparables entre les deux régions. Toutefois, cette analyse reste exploratoire et limitée dans son interprétation. D'autres facteurs, tels que la composition de la communauté, la densité de gobies, le régime alimentaire, les différences génétiques ou d'autres variables environnementales, pourraient également influencer la croissance du gobie (French & Jude 2001; Cerwenka *et al.* 2014; Kornis *et al.* 2014). Les données actuelles permettent de constater une différence de taille entre les populations de Toronto et du Québec, pour une première fois démontrée, mais ne permettent pas d'en identifier les causes. L'hypothèse d'un avantage initial en taille chez les gobies de Toronto reste possible, et mériterait d'être explorée plus en profondeur dans de futures études visant à déterminer si cette différence reflète un phénomène écologique réel ou découle de biais liés aux jeux de données.

Cette étude laisse entrevoir que le gobie à taches noires ne semble pas directement favorisé par les milieux urbains (occupation du territoire anthropique). Bien qu'il puisse tirer profit de certaines formes de perturbations anthropiques plus diffuses, telles que l'apport en phosphore ou une conductivité élevée, son lien avec l'urbanisation est plus nuancé. Dans d'autres régions, l'urbanisation s'est avérée bénéfique pour certaines espèces de poissons envahissantes, comme l'illustre l'étude de Santana Marques *et al.* (2020). Cependant, dans le contexte québécois, le gobie à taches noires ne paraît pas bénéficier d'un avantage direct

et évident. Il semble davantage associé à des milieux de bonne qualité, comme le révèlent les résultats (IQM), qu'aux milieux urbanisés en tant que tels. Ainsi, sa dynamique face à l'urbanisation dans la province apparaît plus complexe et contrastée, probablement en raison d'impacts anthropiques moins intenses que dans d'autres régions du monde. Cependant, sa présence laisse présager des conséquences notables pour des espèces de poissons indigènes, comme le raseux-de-terre gris, pouvant s'apparenter à une exclusion compétitive. C'est pourquoi nos efforts pour comprendre les mécanismes compétitifs du gobie à taches noires sont primordiaux afin de tendre à une conservation durable de la faune piscicole du Québec. Dans l'avenir, l'évaluation de la surface urbanisée à l'échelle du bassin versant (*catchment area*) à l'aide d'un modèle numérique de terrain (MNT) pourrait s'avérer particulièrement pertinente pour améliorer la précision dans la quantification de l'anthropisation des milieux étudiés, plutôt que d'utiliser une zone tampon locale de 500 m. Il serait également intéressant d'intégrer d'autres techniques analytiques, telles que l'analyse des contenus stomacaux ou des isotopes stables, pour mieux comprendre les dynamiques et interactions entre les espèces indigènes et envahissantes. Ces connaissances pourraient ensuite permettre d'orienter plus efficacement les efforts de conservation pour les années à venir.

## LISTE DE RÉFÉRENCES

- Abbett R, Waldt EM, Johnson JH, McKenna Jr JE et Dittman DE. 2013. Interactions between invasive round gobies (*Neogobius melanostomus*) and fantail darters (*Etheostoma flabellare*) in a tributary of the St. Lawrence River, New York, USA. *Journal of Freshwater Ecology*, 28 : 529-537.
- Adrian-Kalchhauser I, Blomberg A, Larsson T, Musilova Z, Peart CR, Pippel M, Solbakken MH, Suurväli J, Walser J-C, Wilson JY, Alm Rosenblad M, Burguera D, Gutnik S, Michiels N, Töpel M, Pankov K, Schloissnig S et Winkler S. 2020. The Round Goby genome provides insights into mechanisms that may facilitate biological invasions. *BMC Biology*, 18 : 1-33.
- Azzi S. 2025 (mis à jour le 20 mars 2025). Mondialisation, L'Encyclopédie canadienne, *Historica Canada*. <https://www.thecanadianencyclopedia.ca/fr/article/mondialisation>
- Bélanger L et Grenier M. 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 17 : 495-507.
- Benoit O. 2012. Contrôle des espèces aquatiques envahissantes du Québec : le cas du gobie à taches noires (*Neogobius Melanostomus*) au Lac Saint-Pierre. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke.
- Bergstrom MA et Mensinger AF. 2009. Interspecific resource competition between the invasive round goby and three native species: logperch, slimy sculpin, and spoonhead sculpin. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138 : 1009-1017.
- Bobeldyk AM, Rüegg J et Lamberti GA. 2015. Freshwater hotspots of biological invasion are a function of species–pathway interactions. *Hydrobiologia*, 746 : 363-373.
- Booth DB, Roy AH, Smith B et Capps KA. 2016. Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 35 : 412-420.
- Borden JB et Flory SL. 2021. Urban evolution of invasive species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19 : 184-191.
- Bourgeois M. 2015. Ecological impacts of urban forms : urban and landscape modelling  
Impacts écologiques des formes d'urbanisation : modélisations urbaines et paysagères. Université de Franche-Comté.
- Brandner J, Cerwenka AF, Schliewen UK et Geist J. 2013. Bigger is better: characteristics of round gobies forming an invasion front in the Danube River. *PLoS One*, 8 : e73036.
- Breeggemann JJ, Hayer C-A, Krause J, Schultz LD, Bertrand KN et Graeb BD. 2014. Estimating the ages of mountain sucker *Catostomus platyrhynchus* from the Black Hills: precision, maturation, and growth. *Western North American Naturalist*, 74 : 299-310.

Bronnenhuber JE, Dufour BA, Higgs DM et Heath DD. 2011. Dispersal strategies, secondary range expansion and invasion genetics of the nonindigenous round goby, *Neogobius melanostomus*, in Great Lakes tributaries. *Molecular Ecology*, 20 : 1845-1859.

Brooking TE, Rudstam LG, Jackson JR, VanDeValk AJ, Holeck KT, Hotaling CW et Cooper JE. 2022. Effects of round goby on the benthic invertebrate community and on diets and growth of yellow perch and white perch in Oneida Lake, New York. *Transactions of the American Fisheries Society*, 151 : 641-654.

Burch E, Hussein MA, Zaki M, Kamal LT, Zaki G, Shoeib T, Dawood M, Sewilam H et Abdelnaser A. 2025. Assessing the Effects of Pesticides on Aquacultured Fish and Ecosystems: A Comprehensive Environmental Health Review. *Fishes*, 10 : 223.

Bureau du vérificateur général du Canada. 2017. Guide en matière d'environnement et de développement durable-Intégrer les considérations relatives à l'environnement et au développement durable dans les missions d'appréciation directe. [https://www.oag-bvg.gc.ca/internet/Francais/meth\\_lp\\_f\\_19275.html](https://www.oag-bvg.gc.ca/internet/Francais/meth_lp_f_19275.html)

Cadotte MW, Yasui SLE, Livingstone S et MacIvor JS. 2017. Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biological Invasions*, 19 : 3489-3503.

Campana SE et Stevenson DK. 1992. Otolith microstructure examination and analysis. *Department of Fisheries and Oceans*, 117: 126 p.

Campana SE et Thorrold SR. 2001. Otoliths, increments, and elements: keys to a comprehensive understanding of fish populations? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 : 30-38.

Cerwenka AF, Brandner J, Geist J et Schlieven UK. 2014. Strong versus weak population genetic differentiation after a recent invasion of gobiid fishes (*Neogobius melanostomus* and *Ponticola kessleri*) in the upper Danube. *Aquatic Invasions*, 9.

Cerwenka AF, Brandner J, Dashinov D et Geist J. 2023. Small but Mighty: The Round Goby (*Neogobius melanostomus*) as a Model Species of Biological Invasions. *Diversity*, 15 : 528.

Corkum LD, Sapota MR et Skora KE. 2004. The Round Goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the atlantic ocean. *Biological Invasions*, 6 : 173-181.

Couture T, Gravel R et Biron PM. 2024. Biodiversité et potentiel de restauration des poissons dans les petits cours d'eau de la Montérégie (Québec). *Le naturaListe canadien*, 148 : 82-98.

Crooks JA, Chang AL et Ruiz GM. 2011. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions*, 13 : 165-176.

Daigneault R. 2017. Conservation des milieux humides et hydriques Les grandes lignes de la nouvelle loi. *Vecteur Environnement*, 50 : 28-30.

Dawood MA, El-Shamaa IS, Abdel-Razik NI, Elkomy AH, Gewaily MS, Abdo SE, Soliman AA, Paray BA et Abdelkhalek N. 2020. The effect of mannanoligosaccharide on the growth performance, histopathology, and the expression of immune and antioxidative related genes in Nile tilapia reared under chlorpyrifos ambient toxicity. *Fish & Shellfish Immunology*, 103 : 421-429.

De Lafontaine Y, Gagné F, Blaise C, Costan G, Gagnon P et Chan H. 2000. Biomarkers in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) for the assessment and monitoring of water quality of the St Lawrence River (Canada). *Aquatic Toxicology*, 50 : 51-71.

Deilami K, Kamruzzaman M et Liu Y. 2018. Urban heat island effect: A systematic review of spatio-temporal factors, data, methods, and mitigation measures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 67 : 30-42.

Dextrase AJ et Mandrak NE. 2006. Impacts of Alien Invasive Species on Freshwater Fauna at Risk in Canada. *Biological Invasions*, 8 : 13-24.

Donihue CM et Lambert MR. 2015. Adaptive evolution in urban ecosystems. *AMBIO*, 44 : 194-203.

Dwiyahreni AA, Fuad HAH, Muhtar S, Soesilo TEB, Margules C et Supriatna J. 2021. Changes in the human footprint in and around Indonesia's terrestrial national parks between 2012 and 2017. *Scientific Reports*, 11.

Edwards MA, Frazer TK et Jacoby CA. 2014. Age and growth of invasive lionfish (*Pterois spp.*) in the Caribbean Sea, with implications for management. *Bulletin of Marine Science*, 90 : 953-966.

Elmqvist T, Zipperer WC et Güneralp B. 2015. Urbanization, habitat loss and biodiversity decline: Solution pathways to break the cycle. Dans : *The Routledge Handbook of Urbanization and Global Environmental Change*. p. 139-151.

Erman DC et Erman NA. 1984. The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. *Hydrobiologia*, 108 : 75-82.

Fournier IB, Galvez-Cloutier R et Vincent WF. 2022. Roadside snowmelt: a management target to reduce lake and river contamination. *Inland Waters*, 12 : 47-60.

French JRP et Jude DJ. 2001. Diets and diet overlap of nonindigenous gobies and small benthic native fishes co-inhabiting the St. Clair River, Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 27 : 300-311.

Fritts AK, Gibson-Reinemer DK, Knights BC, Milde AS, Stanton JC, Brey MK, Appel DS, Cupp AR, Tripp SJ et Lamer JT. 2024. Upstream experience and experimental translocation of invasive bigheaded carps results in increased upstream passage success at a navigation lock in a large river. *River Research and Applications*, 40 : 575-586.

García-Berthou E. 2007. The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? *Journal of Fish Biology*, 71 : 33-55.

Gaudreau D. 1991. Portrait synthèse de la problématique de l'eau de consommation de la Montérégie. Dép. de santé communautaire du Centre hospitalier de Valleyfield.

George SD, Baldigo BP, Rees CB, Bartron ML et Winterhalter D. 2021. Eastward expansion of round goby in New York: assessment of detection methods and current range: round goby range expansion. *Transactions of the American Fisheries Society*, 150 : 258-273.

Giraudeau M, Nolan PM, Black CE, Earl SR, Hasegawa M et McGraw KJ. 2014. Song characteristics track bill morphology along a gradient of urbanization in house finches (*Haemorrhous mexicanus*). *Frontiers in Zoology*, 11 : 83.

Goodchild CD. 1993. Status Report on the Tessellated Darter, *Etheostoma Olmstedii*, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, Ontario.

Gouvernement du Canada. 2018 (mis à jour le 5 décembre 2018). Prélèvement d'otolithes et détermination de l'âge. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/science/especes-especes/otoliths/students/removal-prelevement-fra.html>

Gouvernement du Canada. 2019 (mis à jour le 28 mars 2019). Causes des changements climatiques. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/changements-climatiques/causes.html>

Gouvernement du Canada. 2022 (mis à jour le 28 mars 2024). Changements de la quantité d'eau : facteurs et incidences. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/changements-quantite-eau-facteurs-incidences.html>

Gouvernement du Québec. 2023 (mis à jour le 18 septembre 2025). Le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*). <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/envahissantes/gobie-taches-noires/>

Gouvernement du Québec. Ministère de l'Économie de l'Innovation et de l'Énergie. 2024 (mis à jour le 10 avril 2025). Occupation du territoire – Montréal. <https://www.economie.gouv.qc.ca/pages-regionales/montreal/portrait-regional/occupation-du-territoire>

Grabowska J, Kotusz J et Witkowski A. 2010. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. *Folia Zoologica*, 59 : 73-85.

Guesdon G, de Santiago-Martín A, Raymond S, Messaoud H, Michaux A, Roy S et Galvez R. 2016. Impacts of salinity on Saint-Augustin Lake, Canada: Remediation measures at watershed scale. *Water*, 8 : 285.

Gunes I. Global Cities and The Future of Demographic Transformation. Dans : Journal of Social Policy Conferences, 2021. Istanbul University, p. 485-499.

Hanson SD et Stafford CP. 2017. Modeling otolith weight using fish age and length: applications to age determination. Transactions of the American Fisheries Society, 146 : 778-790.

Hirsch PE, N’Guyen A, Adrian-Kalchhauser I et Burkhardt-Holm P. 2016. What do we really know about the impacts of one of the 100 worst invaders in Europe? A reality check. AMBIO, 45 : 267-279.

Horner RR, Booth DB, Azous A et May CW. Watershed determinants of ecosystem functioning. Dans : Effects of watershed development and management on aquatic ecosystems, 1997. ASCE, p. 251-274.

Iacarella JC et Ricciardi A. 2015. Dissolved ions mediate body mass gain and predatory response of an invasive fish. Biological Invasions, 17 : 3237-3246.

Institut de la statistique du Québec. 2018. Le Québec chiffres en main – Édition 2018. Institut de la statistique du Québec, Québec, Canada.

Institut de la statistique du Québec. 2023. Évolution, mouvement et structure par âge de la population. *Faits saillants tirés du Bilan démographique du Québec. Édition 2025.* <https://statistique.quebec.ca/fr/produit/publication/evolution-mouvement-structure-age-population-bilan-demographique>

Institut de la statistique du Québec (ISQ). 2024. Le Québec chiffres en main – Édition 2024. Québec, Canada.

Johnson TB, Bunnell DB et Knight CT. 2005. A potential new energy pathway in central Lake Erie: the round goby connection. Journal of Great Lakes Research, 31 : 238-251.

Jude DJ, Reider RH et Smith GR. 1992. Establishment of Gobiidae in the Great Lakes Basin. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 49 : 416-421.

Karsiotis SI, Pierce LR, Brown JE et Stepien CA. 2012. Salinity tolerance of the invasive round goby: Experimental implications for seawater ballast exchange and spread to North American estuaries. Journal of Great Lakes Research, 38 : 121-128.

Kassambara A et Mundt F. 2016. Factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses. CRAN: Contributed Packages.

Kemp P, Sear D, Collins A, Naden P et Jones I. 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrological processes, 25 : 1800-1821.

Kindree MM, Jones NE et Mandrak NE. 2023. Competitive interactions between invasive round goby and native white sucker in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 80 : 978-991.

Kipp R, Ricciardi A et Ramcharan CW. 2012. Impacts of the Eurasian Round Goby (*Neogobius Melanostomus*) on benthic communities in the upper Saint. Lawrence river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69 : 469-486.

Komínková D. 2012. The urban stream syndrome—a mini-review. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal*, 5 : 24-29.

Kornis M, Mercado-Silva N et Vander Zanden M. 2012. Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *Journal of Fish Biology*, 80 : 235-285.

Kornis MS, Weidel BC et Vander Zanden MJ. 2017. Divergent life histories of invasive round gobies (*Neogobius melanostomus*) in Lake Michigan and its tributaries. *Ecology of Freshwater Fish*, 26 : 563-574.

Kornis MS, Carlson J, Lehrer-Brey G et Vander Zanden MJ. 2014. Experimental evidence that ecological effects of an invasive fish are reduced at high densities. *Oecologia*, 175 : 325-334.

Kowarik I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159 : 1974-1983.

Lange K, Townsend CR, Gabrielsson R, Chanut PC et Matthaei CD. 2014. Responses of stream fish populations to farming intensity and water abstraction in an agricultural catchment. *Freshwater Biology*, 59 : 286-299.

Le ministère des Forêts de la Faune et des Parcs (MFFP). 2022 (mis à jour le 1er septembre 2022). Espèce aquatique envahissante : un crapet-soleil pêché dans la rivière Petite-Décharge à Alma, au Lac-Saint-Jean. <https://www.quebec.ca/nouvelles/actualites/details/saguenay-lac-saint-jean-espece-aquatique-envahissante-un-crapet-soleil-peche-dans-la-riviere-petite-decharge-a-alma-au-lac-saint-jean-42987>

Lê S, Josse J et Husson F. 2008. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software*, 25 : 1-18.

Leclerc V, Sirois P et Bérubé P. 2011. Impact of forest harvesting on larval and juvenile growth of yellow perch (*Perca lavescens*) in boreal lakes. *Boreal Environment Research*, 16.

Lemay J, Biron PM, Boivin M, Stämpfli N et Foote K. 2021. Can the Morphological Quality Index (MQI) be used to determine the ecological status of lowland rivers? *Geomorphology*, 395 : 108002.

Lisi PJ, Childress ES, Gagne RB, Hain EF, Lamphere BA, Walter RP, Hogan JD, Gilliam JF, Blum MJ et McIntyre PB. 2018. Overcoming urban stream syndrome: Trophic flexibility confers resilience in a Hawaiian stream fish. *Freshwater Biology*, 63 : 492-502.

McDonnell MJ et Hahs AK. 2008. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23 : 1143-1155.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water *Synthesis*. World resources institute, Washington, DC.

Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs. 2021 (mis à jour le 26 juin 2023). Cadre de référence hydrologique du Québec - Version 1.1. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/crhq>

Ministère de l'Environnement Lutte contre les changements climatiques Faune et des Parcs. 2018 (mis à jour le 2 juin 2025). Utilisation du territoire 2019. Consulté le 22 juillet 2025, <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/utilisation-du-territoire>

Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. 2022. Procédure normalisée de fonctionnement (PNF)– Pêche électrique. [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/PD\\_PNF\\_capture-peche-electrique.pdf](https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/PD_PNF_capture-peche-electrique.pdf)

Molina E, Valeria O, De Grandpre L, Ramirez JA, Cyr D et Boulanger Y. 2021. Projecting future aboveground biomass and productivity of managed eastern Canadian mixedwood boreal forest in response to climate change. *Forest Ecology and Management*, 487.

Mondal DK et Kaviraj A. 2010. Water quality parameters and fish biodiversity indices as measures of ecological degradation: a case study in two floodplain lakes of India. *Journal of Water Resource and Protection*, 2 : 85-92.

Mooney HA et Cleland EE. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98 : 5446-5451.

Morissette O et Whitley GW. 2022. Listening with the invasive fish ear: applications and innovations of otolith chemistry analysis in invasive fish biology. *Environmental Biology of Fishes*, 105 : 327-343.

Morissette O, Paradis Y, Pouliot R et 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 : 501-512.

Morissette O, Charette C, Windle MJS, Francis A, Drouin A, Goldsmit J et Derry AM. 2024. Environmental determinants of round goby invasion refuges at a river scale: implications for conservation of native biodiversity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 81 : 190-201.

Naigaga I, Kaiser H, Muller W, Ojok L, Mbabazi D, Magezi G et Muhumuza E. 2011. Fish as bioindicators in aquatic environmental pollution assessment: A case study in Lake Victoria wetlands, Uganda. *Physics and Chemistry of the Earth, parts A/B/C*, 36 : 918-928.

Nguyen H, Bell JD et Patil JG. 2021. Daily ageing to delineate population dynamics of the invasive fish *Gambusia holbrooki*: implications for management and control. *Biological Invasions*, 23 : 2261-2270.

Novotny EV, Murphy D et Stefan HG. 2008. Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of The Total Environment*, 406 : 131-144.

Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'hara R, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH et Wagner H. 2013. Package 'vegan'. *Community ecology package*, version, 2 : 1-295.

Panfili J, De Pontual H, Troadec H et Wright P. 2002. *Manuel de sclérochronologie des poissons*. Coédition Ifremer-IRD, 464 p.

Paredes del Puerto JM, Paracampo AH, García ID, Maiztegui T, Garcia de Souza JR, Maroñas ME et Colautti DC. 2021. Fish assemblages and water quality in pampean streams (Argentina) along an urbanization gradient. *Hydrobiologia*, 848 : 4493-4510.

Parker AD, Glover DC, Finney ST, Rogers PB, Stewart JG et Simmonds Jr RL. 2016. Fish distribution, abundance, and behavioral interactions within a large electric dispersal barrier designed to prevent Asian carp movement. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73 : 1060-1071.

Paul MJ et Meyer JL. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual review of Ecology and Systematics*, 32 : 333-365.

Pellerin S et Poulin M. 2013. *Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable. Rapport final présenté au Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs, Rapport final présenté au Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs*, 104 p.

Pigot AL, Cassey P et Blackburn TM. 2018. How to incorporate information on propagule pressure in the analysis of alien establishment success. *Methods in Ecology and Evolution*, 9 : 1097-1108.

Pouliot L-G, Boivin M et Demers S. 2024. *Guide québécois d'application de l'Indice de Qualité Morphologique (IQM) des cours d'eau*. Firme Rivières et Laboratoire d'expertise et de recherche en géographie appliquée. LERGA-UQAC. 108 pages et annexes.

Power M. 1997. Assessing the effects of environmental stressors on fish populations. *Aquatic Toxicology*, 39 : 151-169.

Purvis A, Molnár Z, Obura D, Ichii K, Willis K, Chettri N, Dulloo M, Hendry A, Gabrielyan B, Gutt J, Jacob U, Keskin E, Niamir A, Öztürk B, Salimov R et Jaureguiberry P. 2019. Chapter 2.2 Status and Trends –Nature. Zenodo.

Pyšek P. 1993. Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements. *Vegetatio*, 106 : 89-100.

Qgis.org. 2025. QGIS Geographic Information System,. QGIS Association.

R Core Team. 2025. R: A language and environment for statistical computing.

Rinaldi M, Surian N, Comiti F et Bussetini M. 2013. A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology*, 180-181 : 96-108.

Rioux J-F. 2019. Évolution de la couverture terrestre du Québec méridional sous l'influence des grands centres urbains,[En ligne]. Institut de la statistique du Québec, Québec.

Rothenberg LE. 2003. Globalization 101: The Three Tensions of Globalization. *Occasional Papers. Issues in global education*, 176 : 2002-2003.

Sala OE, Stuart Chapin F, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld Mn, PoffNL, Sykes MT, Walker BH, Walker M et Wall DH. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287 : 1770-1774.

Santana Marques P, Resende Manna L, Clara Frauendorf T, Zandonà E, Mazzoni R et El-Sabaawi R. 2020. Urbanization can increase the invasive potential of alien species. *Journal of Animal Ecology*, 89 : 2345-2355.

Savard J-PL, Clergeau P et Mennechez G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48 : 131-142.

Schultz DL. 1999. Comparison of lipid levels during spawning in annual and perennial darters of the subgenus *Boleosoma*, *Etheostoma perlongum*, and *Etheostoma olmstedii*. *Copeia* : 906-916.

Seto KC, Güneralp B et Hutyrá LR. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 : 16083-16088.

Shupe SM. 2017. High resolution stream water quality assessment in the Vancouver, British Columbia region: a citizen science study. *Science of The Total Environment*, 603 : 745-759.

Sliva L et Williams D. 2001. Buffer Zone versus Whole Catchment Approaches to Studying Land Use Impact on River Water Quality. *Water Research*, 35 : 3462-3472.

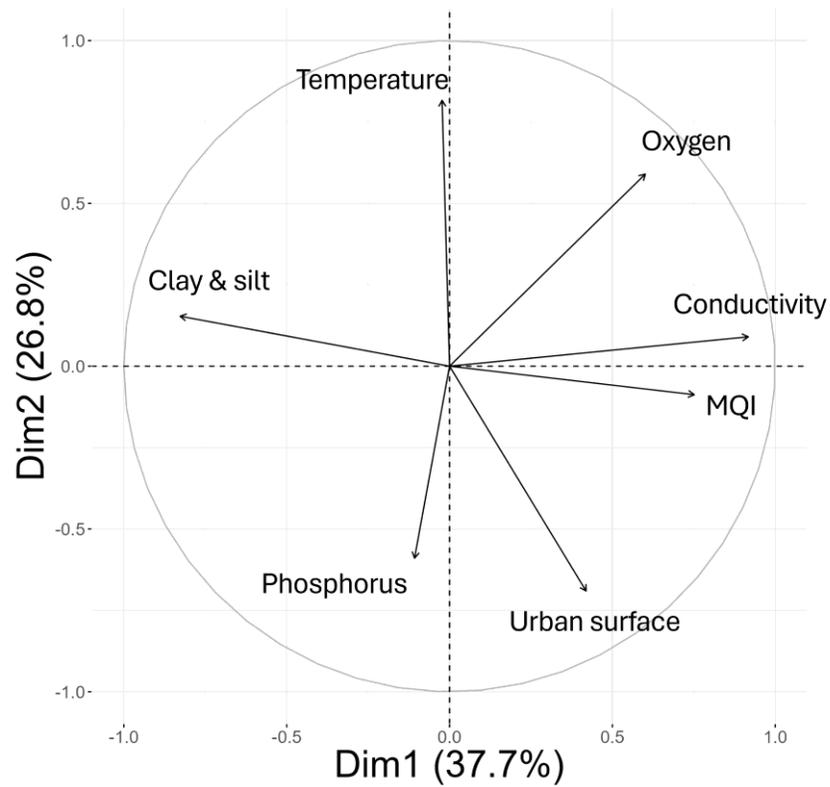
- Sogard SM. 1997. Size-selective mortality in the juvenile stage of teleost fishes: a review. *Bulletin of Marine Science*, 60 : 1129-1157.
- Steinhart GB, Stein RA et Marschall EA. 2004. High growth rate of young-of-the-year smallmouth bass in Lake Erie: a result of the round goby invasion? *Journal of Great Lakes Research*, 30 : 381-389.
- Sweeney BW. 1993. Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of White Clay Creek in eastern North America. *Proceedings of the Academy of natural Sciences of Philadelphia* : 291-340.
- Tian B, Chang S, Ye S, Zhang Y, Wang Y, Wang S, Wu L et Zhang T. 2024. Spatio-Temporal Dynamics of Fish Community and Influencing Factors in an Urban River (Haihe River), China. *Sustainability*, 17 : 231.
- Tierney KB, Kasurak AV, Zielinski BS et Higgs DM. 2011. Swimming performance and invasion potential of the round goby. *Environmental Biology of Fishes*, 92 : 491-502.
- Underwood W et Anthony R. 2020. AVMA guidelines for the euthanasia of animals: 2020 edition. Retrieved on March, 2013 : 2020-2021.
- Vachon N, Dumont P, Brodeur P, Côté C, Mailhot Y, Mingelbier M et Paradis Y. 2013. Réseau de suivi ichtyologique: le lac Saint-François de 1996 à 2009. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 16 p.
- Wackernagel M et Rees W. 1998. *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth*. New society publishers.
- Wallace AM, Croft-White MV et Moryk J. 2013. Are Toronto's streams sick? A look at the fish and benthic invertebrate communities in the Toronto region in relation to the urban stream syndrome. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 : 7857-7875.
- Walsh CJ, Sharpe AK, Breen PF et Sonneman JA. 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46 : 535-551.
- Walsh CJ, Roy AH, Feminella JW, Cottingham PD, Groffman PM et Morgan RP. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24 : 706-723.
- Whitfield A et Elliott M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, 61 : 229-250.
- Wiegand J, Hirsch PE, Seidel F, Rauter G et Burkhardt-Holm P. 2022. Flow, force, behaviour: assessment of a prototype hydraulic barrier for invasive fish. *Hydrobiologia*, 849 : 1001-1019.

Withers PJA et Jarvie HP. 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of The Total Environment*, 400 : 379-395.

Young JAM, Marentette JR, Gross C, McDonald JI, Verma A, Marsh-Rollo SE, Macdonald PDM, Earn DJD et Balshine S. 2010. Demography and substrate affinity of the round goby (*Neogobius melanostomus*) in Hamilton Harbour. *Journal of Great Lakes Research*, 36 : 115-122.

Yule DL, Stockwell JD, Black JA, Cullis KI, Cholwek GA et Myers JT. 2008. How systematic age underestimation can impede understanding of fish population dynamics: lessons learned from a Lake Superior cisco stock. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137 : 481-495.

## ANNEXE A



**Figure A.1.** PCA showing the most significant variables in the study. The plot displays a correlation circle of variables. Units of the variables are: temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), dissolved oxygen (%), conductivity ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), MQI (%), urbanized surface (%), clay/silt substrate (%), and phosphorus ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ).