



**La mortalité sélective en fonction de la taille des jeunes perchaudes (*Perca flavescens*)
de l'année dans un lac fluvial du fleuve Saint-Laurent: Effets de l'hiver et de la
prédation aviaire**

par Imanol Boussion

**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 (ressources
biologiques)**

Québec, Canada

© Imanol Boussion, 2025

Résumé

L'effondrement du stock de perchaudes (*Perca flavescens*) du lac Saint-Pierre au milieu des années 1990 est attribuable à l'échec récurrent du recrutement, résultant d'une faible survie des jeunes de l'année au premier hiver. De plus, la croissance des perchaudes au cours de leur première année de vie a diminué d'environ 25% entre 1980 et 2020, laissant présager un lien de causalité entre croissance et survie. La présente étude visait à comprendre si les jeunes de l'année de cette population sont soumis à une mortalité hivernale sélective en fonction de la taille favorisant les individus de grande taille. Cette observation confirmerait le lien entre le ralentissement documenté de la croissance et la hausse de la mortalité hivernale. Pour ce faire, les tailles rétrocalculées à partir de la microstructure des otolithes des survivants à l'hiver et de la population globale de jeunes de l'année ont été comparées pour les classes d'âge 2020 et 2021. Nous visions également à déterminer si les cormorans à aigrettes (*Nannopterum auritum*), prédateurs reconnus des perchaudes dont l'abondance a récemment augmenté dans le lac Saint-Pierre, exercent une pression de prédation dépendante de la taille sur les jeunes de l'année. Ainsi, les tailles des jeunes de l'année des classes d'âge 2019 et 2020 ont été comparées aux tailles des jeunes de l'année échantillonnés dans des estomacs de cormorans. Chez la classe d'âge 2020, les survivants à l'hiver présentaient des tailles et des taux de croissance plus élevés que les jeunes de l'année, suggérant une mortalité hivernale sélective, contrairement à la classe d'âge 2021 qui n'a subi aucune sélection. L'absence apparente de mortalité sélective chez la classe d'âge 2021 a été attribuée à la grande taille des jeunes de l'année à la fin de leur première année de croissance, leur conférant un avantage pour la survie hivernale. Ces résultats suggèrent l'existence d'un seuil de taille préhivernale situé entre 66 mm et 73 mm au-delà duquel la probabilité de survie est élevée. En 2020, les individus échantillonnés dans les estomacs de cormorans avaient une longueur totale moyenne plus élevée que ceux prélevés dans le lac, alors qu'aucune différence de ce type n'a été observée en 2019. Cette observation met en évidence une variabilité interannuelle potentielle de l'impact des cormorans sur cette population de perchaudes.

Abstract

The collapse of the Yellow Perch (*Perca flavescens*) stock in Lake Saint-Pierre in the mid-1990s is attributed to persistent recruitment failure, which is believed to result from the extremely low first-winter survival of young-of-the-year (YOY). Additionally, Yellow Perch growth in their first year decreased by about 25% between 1980 and 2020, indicating a possible connection between growth rates and survival. This study aimed to determine whether YOY experience size-selective mortality favouring larger individuals during their first winter. This observation would demonstrate the link between the observed reduction in growth rate and the increase in winter mortality. To address this, back-calculated size-at-age based on otolith microstructure of winter survivors (OYO) and the overall YOY population were compared for two consecutive year classes (2020 and 2021). This project also aimed to determine whether Double-crested Cormorants (*Nannopterum auritum*), which heavily prey on Yellow Perch and whose abundance in Lake Saint-Pierre has recently increased, exert size-dependant predation on YOY Yellow Perch. The sizes at capture and back-calculated sizes of the YOY population from the 2019 and 2020 year classes, respectively, were compared to the size at capture of YOY sampled in Cormorant stomachs (YOY_{corm}) in 2019 and 2020. In the 2020 year class, the OYO exhibited significantly higher growth rates and size-at-age compared to the YOY, suggesting an overwinter size-selective mortality, a pattern that was absent in the 2021 year class. The absence of size-selective mortality in the 2021 year class during their first winter was caused by their significantly larger size compared to the 2020 year class, which likely enhanced their survival during the winter. The results suggest the existence of a pre-winter size threshold between 66 mm and 73 mm, above which the overwinter survival probability is high, and size selectivity is weak. In 2020, individuals sampled from cormorant stomachs were significantly larger than those collected in the lake, whereas no such difference was observed in 2019, highlighting potential interannual variability in the impact of cormorants on this Yellow Perch population.

Table des matières

Résumé.....	iii
Abstract.....	iv
Table des matières	v
Liste des tableaux.....	vii
Liste des figures	viii
Liste des abréviations, des sigles et des acronymes.....	x
Dédicace.....	xi
Remerciements.....	xii
Avant-propos	xiii
1 Introduction générale.....	1
1.1 Menaces sur les populations de poissons.....	1
1.2 Les jeunes stades de vie des poissons	3
1.3 Le recrutement	3
1.4 La perchaude (<i>Perca flavescens</i>) et ses enjeux.....	7
1.5 Le lac Saint-Pierre et l'effondrement du stock de perchaudes	8
1.6 Objectifs.....	11
2 Size-selective mortality of young-of-the-year Yellow Perch (<i>Perca flavescens</i>) in a shallow fluvial lake: The effects of winter and avian predation.....	12
2.1 Introduction.....	12
2.2 Material and methods.....	16
2.2.1 Study site: Lake Saint-Pierre	16
2.2.2 Sampling	17
2.2.3 Laboratory analyses	19
2.2.4 Data analyses	21
2.3 Results.....	27
2.3.1 Size-selective mortality.....	27
2.3.2 Cormorant-induced selective mortality	30
2.4 Discussion	32
2.4.1 Size-selective winter mortality	32
2.4.2 Cormorant-induced selective mortality	39
2.5 Conclusion	41
3 Conclusion générale	43
3.1 Mortalité hivernale sélective en fonction de la taille et implications	43
3.2 Limites de la taille sur le recrutement.....	45
3.3 La prédation par les cormorans à aigrettes	47

3.4 Perspectives et complément d'étude	49
Annexe A	68
Annexe B	69

Liste des tableaux

Table 1. Sample size (n) of YOY, YOY _{corn} and OYO Yellow Perch for the 2019, 2020 and 2021 year classes. Bold values represent individuals with both total length and otolith data; non-bold values represent individuals with total length data only.....	20
Table 2. Growth autocorrelation matrix for Lake Saint-Pierre YOY and OYO Yellow Perch from the 2020 and 2021 year classes. Correlation coefficients (r) for each 10-day interval between day 10 and day 100 are presented.	29
Table 3. Relative frequencies (%) of back-calculated size at 100 days classes of YOY and OYO Lake Saint-Pierre Yellow Perch and resulting survival ratios (SR) from the 2020 and 2021 year classes. SR= 0: size class only represented in YOY; SR= ∞: size class only present in OYO; SR= -, undetermined: size class not represented in either YOY or OYO.....	30

Liste des figures

- Figure 1. Débarquements commerciaux et sportifs de perchaude au lac Saint-Pierre au cours de la période 1986-2011 (source : Magnan *et al.* (2022), reproduit avec la permission du MELCCFP).9
- Figure 2. Captures moyennes par jour-station (capture par unité d'effort; CPUE) de perchaudes d'âge 1+ sur les deux rives du lac Saint-Pierre de 2002 à 2021 (graphiques de gauche) et dans l'archipel du lac Saint-Pierre de 1995 à 2020 (graphiques de droite) provenant du Réseau de suivi ichtyologique. Les différences interannuelles significatives sont représentées par des lettres différentes ($p < 0,05$, modèle linéaire généralisé basé sur une distribution binomiale négative de type 2 suivi d'un test de comparaisons multiples de Tukey). L'absence de lettres indique qu'il n'y a aucune différence statistiquement significative entre les années. Les traits verticaux rouges marquent le début du moratoire (source : Magnan *et al.* (2022), reproduit avec la permission du MELCCFP). 10
- Figure 3. Map of Lake Saint-Pierre. The large red circles represent Cormorant sampling locations. The white, grey, turquoise and orange dots represent beach seine sampling stations in fall 2020, fall 2021, spring 2021 and spring 2022, respectively. Dark green and light green points represent the electrofishing sampling stations in spring 2021 and 2022, respectively. Base map source : Bing Maps (2025)..... 19
- Figure 4. Relationship between total length and maximum otolith radius for Yellow Perch samples from Lake Saint-Pierre. The dotted line represents a linear regression fit for all data points. Each point indicates an individual fish. White and black points represent fish from 2020 and 2021 year class, respectively.22
- Figure 5. Right lapillus otolith of a OYO Yellow Perch (200×) from Lake Saint-Pierre. The red arrow represents the most readable radius, while the black arrow indicates the maximum radius.22
- Figure 6. Total length at capture of Yellow Perch from Lake Saint-Pierre, by life stage (YOY and OYO) and year class (2020 and 2021).28
- Figure 7. Mean ($\pm$ SE, represented by grey shade) back-calculated total length of (a) 2020 and (b) 2021 year classes of Lake Saint-Pierre Yellow Perch based on their otolith daily increments. Filled points represent YOY while hollow points represent OYO. Growth curves for YOY and OYO of the 2021 year class overlap.29
- Figure 8. Size-frequency distribution of YOY (grey) and YOY_{corn} (black) Lake Saint-Pierre Yellow Perch. Panels (a) and (b) correspond to the 2019 year class, while (c) and (d) correspond to the 2020 year class.31

Figure A.1. Température de l'eau (degrés-jour $>5^{\circ}\text{C}$ cumulés) durant la saison de croissance des perchaudes du lac Saint-Pierre en 2020 (courbe noire) et en 2021 (courbe grise). 68

Figure A.2. Niveaux d'eau (m) durant le début de la saison de croissance des perchaudes du lac Saint-Pierre en 2020 (courbe noire) et en 2021 (courbe grise).68

Figure B.1. Courbes de croissances modélisées de jeunes perchaudes de l'année ayant des tailles en octobre de [55-65[mm (rouge), [65-75[mm (vert), [75-85[mm (bleu). Les droites représentent la taille moyenne et la zone colorée l'intervalle de confiance à 95%. Les courbes de croissance de chaque individu ont été réalisées avec des données de taille réelles (jour 0 à 100) et modélisées (du jour 100 au jour final) puis regroupées en fonction de la taille à l'automne des individus.69

Liste des abréviations, des sigles et des acronymes

ANOVA	Analysis of variance
CREAE	Chaire de Recherche sur les Espèces Aquatiques Exploitées
MANOVA	Multivariate analysis of variance
MATS	Modified ANOVA-Type Statistic
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs
RM	Repeated-measures
OYO	One-year-old (first winter survivors)
YOY	Young-of-the-year
YOY _{corm}	Young-of-the-year sampled from Cormorant stomachs
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

Dédicace

Je fais ici une dédicace à ma compagne Shanan Brun-Dabbagh qui m'a accompagné, m'a motivé et m'a encouragé durant ces deux années. Son aide, qui a été émotionnelle ou technique a été d'une importance cruciale dans la réalisation de ce projet.

Je tiens aussi à rendre hommage à ma mère, sans qui je ne serais pas ici. C'est elle qui m'a toujours encouragé à partir de ma ville natale, aller découvrir le monde et ses merveilles. Tout a été possible grâce à elle. Merci du fond du cœur.

Enfin, il est important pour moi d'également mentionner ici les personnes extraordinaires que j'ai pu rencontrer durant mon projet de maîtrise. Une pensée pour Adam Djelloul, Julier Lalouer, Martin Breton, Megan Larouche, Henrique Peres, Tom Bernaudon.

« Quand je vais sur la jetée et que je regarde le bout du ciel, eh, je suis déjà de l'autre côté. Quand je vois un bateau sur la mer, je le sens qu'il me tire comme avec une corde, je sais plus où je suis, je sais plus ce que je fais. » Cette réplique provient de *Marius*, un film datant de 1931 ayant bercé mon enfance, réalisé par Marcel Pagnol, un auteur, écrivain et réalisateur originaire de ma ville natale, Marseille. Le personnage principal, Marius, nourrit une passion pour la mer et une envie profonde de partir au loin, en bateau, pour explorer le monde. Cette réplique me correspond parfaitement et a toujours résonné en moi depuis mon enfance, lorsque je n'étais qu'un enfant rêveur, assoiffé de connaissance et désireux de partir à l'autre bout du monde. Aujourd'hui, je suis très fier d'avoir réalisé ce rêve en ayant eu l'opportunité de vivre et de travailler dans la magnifique région qu'est le Saguenay-Lac-Saint-Jean.

Remerciements

Je tiens à remercier en premier lieu à mon directeur de maîtrise Pascal Sirois pour m'avoir permis de me joindre à son laboratoire, la Chaire de Recherche sur les Espèces Aquatiques Exploitées (CREAE). Il a su m'apporter sa confiance malgré mon inexpérience en recherche et ma connaissance assez limitée des poissons d'eau douce du Québec. J'ai énormément appris de ses compétences de recherche, que ce soit au niveau des dynamiques des populations de poissons, le traitement des données ou la communication scientifique. Grâce à cette expérience, j'ai pu développer des compétences importantes dans le domaine fascinant qu'est l'écologie des poissons. Ce projet de maîtrise a également consolidé ma passion sur l'étude des écosystèmes aquatiques et des interactions prédateur-proie.

D'autre part, j'alloue mes sincères remerciements à mon codirecteur Olivier, qui a su apporter une expertise cruciale à ce projet de maîtrise, que ce soit avec ses compétences en biostatistiques ou sa connaissance très poussée des écosystèmes aquatiques du Québec. Au cours de ce projet de maîtrise, il s'est montré disponible et très pertinent, que ce soit dans ses critiques, mais aussi dans ses analyses. J'ai beaucoup appris de lui en tant que professeur, mais également en tant que chercheur.

Je tiens aussi à remercier mes deux co-auteurs et partenaires Philippe Brodeur et Émilie Paquin, affiliés au ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) pour leur expertise technique et du terrain. Ces derniers sont à la base de la conception du projet et ont fourni les échantillons nécessaires pour mettre à bien cette étude. Leurs suggestions et leurs données ont permis de solidifier la cohérence scientifique et de répondre aux objectifs du projet.

Cette maîtrise à l'UQAC n'aurait également pas pu aboutir sans la CREAE et ses membres, avec qui, au-delà de la recherche, j'ai noué de sincères amitiés. Anne-Lise Fortin, assistante de recherche à la CREAE a été à la base de toutes mes connaissances quant à la sclérochronologie. Elle m'a appris toutes les méthodes d'analyses des otolithes. Au-delà de cela, elle m'a guidé et enseigné l'importance cruciale de l'organisation et de la structuration des données, des échantillons et du matériel de recherche, sans quoi mon projet aurait été désordonné et beaucoup plus fastidieux. Je retire d'elle des leçons essentielles qui vont certainement me servir durant toute ma carrière en recherche. Je remercie également Sonya Levesque, coordinatrice à la CREAE, pour son travail exemplaire dans la communication d'informations, la direction d'activités de la chaire et la coordination de mon projet. Par sa présence et ses activités, elle a permis de faciliter la communication avec les chercheurs impliqués dans mon projet, les différentes institutions et les partenaires. Enfin, je souhaite remercier Rosalie Gagnon et Shanan Brun-Dabbagh, employées temporaires à la CREAE pour leur aide dans l'exécution d'une partie des analyses en laboratoire. Enfin, je remercie tous les membres de la chaire pour leur cordialité et leur chaleureux accueil au sein de l'équipe, qui ont mené à de longues discussions, des rires et des idées.

Avant-propos

Ce projet a été construit grâce à un partenariat entre la CREAE à l'UQAC et le MELCCFP afin de documenter les potentielles causes du faible renouvellement de la population de perchaudes du lac Saint-Pierre. Le présent mémoire de recherche a été rédigé dans le cadre du programme de maîtrise en ressources renouvelables de l'Université du Québec à Chicoutimi, sous la direction de Pascal Sirois et Olivier Morissette, professeurs à l'UQAC et chercheurs titulaires de la CREAE. La formule présentée est celle d'un mémoire par article scientifique avec pour chapitre 1 l'introduction générale en français, pour chapitre 2 l'article scientifique en anglais et pour chapitre 3 la conclusion générale en français.

L'article présenté dans le chapitre 2 sera soumis pour révision par les pairs au journal scientifique « *Journal of Great Lakes Research* » (Elsevier). Cet article scientifique a été élaboré grâce à la collaboration de 4 co-auteurs dont 1) mon directeur Pascal Sirois, ayant participé à la direction, à la conceptualisation, au développement analytique, au suivi et aux corrections du manuscrit 2) mon codirecteur Olivier Morissette, qui a aidé à la conceptualisation, au suivi, aux analyses statistiques et à la correction du manuscrit 3) nos deux partenaires du MELCCFP, Philippe Brodeur et Émilie Paquin, qui ont proposé le projet, fourni les échantillons et des données, fait un suivi du projet et apporté des corrections au manuscrit.

Une partie des résultats de cette thèse a également été présentée sous forme d'affiche ou de présentations orales lors de différentes conférences nationales et internationales :

Présentation par affiche :

Boussion, I., Morissette, O., Brodeur, P., Paquin, É. et Sirois, P. Size-selective mortality of Yellow Perch in Lake Saint-Pierre during their first winter. 47th Larval Fish Conference. Huron, Ohio (États-Unis). 12-16 mai 2024. *A reçu le prix John H.S. Blaxter pour la meilleure affiche étudiante.

Présentations orales :

Boussion, I., Morissette, O., Brodeur, P., Paquin, É. et Sirois, P. La mortalité sélective des perchaudes du lac Saint-Pierre durant leur premier hiver. Réunion annuelle Ressources Aquatiques Québec (RAQ). Québec, QC (Canada). 6-8 novembre 2023.

Boussion, I., Morissette, O., Brodeur, P., Paquin, É. et Sirois, P. La mortalité sélective taille-dépendante des perchaudes du lac Saint-Pierre durant leur premier hiver. Progrès en développement durable. Chicoutimi, QC (Canada). 16-18 octobre 2024.

Boussion, I., Morissette, O., Brodeur, P., Paquin, É. et Sirois, P. La mortalité sélective des perchaudes du lac Saint-Pierre durant leur premier hiver. Réunion annuelle Ressources Aquatiques Québec (RAQ). Québec, QC (Canada). 4-6 novembre 2024.

Boussion, I., Morissette, O., Brodeur, P., Paquin, É. et Sirois, P. Size-selective mortality of young-of-the-year Yellow Perch (*Perca flavescens*) in a shallow fluvial lake: The effects of winter and avian predation. 48th Larval Fish Conference. Québec, QC (Canada). 15-19 juin 2025.

1 Introduction générale

1.1 Menaces sur les populations de poissons

Les populations de poissons, en plus d'être un levier socio-économique important, assurent à la société moderne des services écosystémiques, culturels et alimentaires essentiels (FAO 2022). En dépit de leur importance, de nombreuses menaces pèsent sur ces populations et fragilisent leur pérennité dans le temps. Une des premières pressions appliquées sur ces populations est la surexploitation (Allan *et al.* 2005; Arthington *et al.* 2016; FAO 2022). La surexploitation désigne une situation de prélèvement dont l'ampleur et le rythme sont supérieurs à la capacité naturelle de renouvellement (Pelletier & Laurec 1992). Contrairement à l'exploitation durable, elle compromet le maintien des espèces dans leur environnement (Allan *et al.* 2005; Arthington *et al.* 2016; FAO 2022). Que ce soit en eau douce ou en milieu marin, une telle pression excessive peut entraîner un effondrement des stocks de poissons, voire, dans les cas extrêmes, mener à leur extinction (FAO 2024). Principalement alimentée par la forte demande du marché et les retombées économiques associées aux espèces ciblées, la surexploitation est également favorisée dans les contextes où la gestion des ressources halieutiques est déficiente ou peu contrôlée (FAO 2024). Entre 1974 et 2021, la proportion des stocks d'animaux marins et d'eau douce exploités à des niveaux biologiquement durables est passée de 90% à 62.3% (FAO 2024). Ces données montrent une tendance actuelle inquiétante témoignant de l'augmentation de la surexploitation. Cette tendance est particulièrement prononcée dans la zone du Pacifique sud-ouest où seulement 33.3% des stocks sont exploités de façon durable (FAO 2024).

Outre la pression exercée par les pêcheries, les populations de poissons marins et d'eau douce sont confrontées à de nombreuses autres menaces, qui, dans le contexte des sociétés modernes, peuvent représenter un danger croissant, parfois même plus préoccupant que la surexploitation elle-même (FAO 2022). Dans de nombreux écosystèmes, les pressions anthropiques sur les milieux aquatiques favorisent l'établissement d'espèces exotiques envahissantes, présentant généralement une plus grande tolérance aux conditions altérées que les espèces indigènes (Xie & Chen 1999; Chen *et al.* 2020; Santana Marques *et al.* 2020). La croissance de ces espèces exotiques se produit souvent au détriment des espèces indigènes en altérant leurs habitats optimaux, leur croissance, leur reproduction et leur survie (Simberloff 2010; Gutowsky *et al.* 2019). De plus, l'anthropisation induit également une pollution accrue qui affecte la qualité des eaux marines et continentales (Vigneron & Oberdorff 2010). Cette pollution organique et minérale peut provenir des milieux municipaux, agricoles et industriels et avoir un impact significatif sur les habitats (Xie & Chen 1999; Chen *et al.* 2020). Une telle empreinte humaine sur le milieu a notamment pour effet d'accélérer l'eutrophisation des milieux aquatiques, provoquant ainsi une importante dégradation et modification des écosystèmes (Xie & Chen 1999; Vigneron & Oberdorff 2010; Vinçon-Leite & Casenave 2019). Le principal danger de ce phénomène sur les communautés de poissons est l'augmentation des éclosions d'algues toxiques pouvant accroître la mortalité au sein des populations (Dorgham 2014). Les activités humaines peuvent également affecter indirectement les milieux aquatiques, notamment en modifiant les débits fluviaux dans les eaux continentales ou en accroissant la fréquence des canicules marines (Dudgeon *et al.* 2006; Oliver *et al.* 2018). De telles modifications dans le milieu induisent de forts changements de dynamiques, de richesse spécifique ou encore de densité des populations (Dudgeon *et al.* 2006).

1.2 Les jeunes stades de vie des poissons

La compréhension du déclin des populations de poissons et la mise en œuvre de mesures de conservation efficaces passent nécessairement par une bonne connaissance des jeunes stades de vie, une période cruciale qui s'étend de la ponte des œufs à l'intégration des individus à la population reproductrice. Ces stades jouent un rôle clé dans la dynamique des populations, influençant directement la variabilité à court et long terme de l'abondance des stocks ainsi que la persistance de la population adulte. La plupart des espèces de poissons connues adoptent une stratégie de reproduction de type « r », caractérisée par une production très élevée de jeunes individus et l'absence de soins parentaux. Cette stratégie s'accompagne de taux de mortalité pouvant dépasser 99,99 % chez les jeunes stades de vie (Houde 1987). Dans de telles conditions, un léger changement dans le taux de mortalité peut entraîner une variation de plusieurs ordres de grandeur dans le nombre de survivants, ce qui fait des jeunes stades de vie une période critique et le goulot d'étranglement primaire de la dynamique des stocks de poissons (Houde 1987; Anderson 1988). Ainsi, l'analyse des dynamiques des populations doit être plurifactorielle et intégrer à la fois la production d'individus ainsi que leur survie (Carpenter *et al.* 1992; Rothschild 2000). Un processus explicatif prenant en compte ces deux facteurs est le recrutement, qui désigne l'ajout d'individus d'une cohorte au stock reproducteur.

1.3 Le recrutement

Les taux de recrutement chez la majorité des espèces de poissons peuvent montrer des fluctuations interannuelles de plusieurs ordres de grandeur (Houde 2016). De plus, la quantité de recrues d'une espèce dans un milieu est souvent faiblement corrélée avec l'abondance du stock reproducteur, rendant le recrutement hautement imprévisible (Hjort 1914; Pope &

Macer 1996; Houde 2016). Les milieux aquatiques imposent de nombreuses pressions physiques et biologiques aux jeunes stades de vie des poissons et entraînent des fluctuations directes du recrutement (Pepin 1990; Houde 2008). En effet, les changements locaux ou à grande échelle des paramètres environnementaux, tels que la température, peuvent limiter la production de recrues. En modifiant le taux métabolique, la chronologie du développement ontogénique et la croissance somatique, la température de l'eau exerce une influence directe sur la physiologie des poissons, conditionnant ainsi leur probabilité de survie (Green & Fisher 2004). La température influence également d'autres caractéristiques physicochimiques impliquées dans la survie larvaire comme la viscosité de l'eau, la densité de l'eau, ou la solubilité de l'oxygène dans l'eau (Truesdale & Downing 1954; Podolsky 1994; Harvey & Friend 2004; Holzman *et al.* 2015). Enfin, la température est impliquée dans des procédés écologiques cycliques permettant l'enrichissement du milieu et les éclosions planctoniques, assurant la nutrition des larves.

Hjort (1914) a été le premier à suggérer que l'abondance et la diversité du plancton étaient cruciales pour la production de larves. Il a ainsi proposé l'hypothèse de la « *critical period* », suggérant que le recrutement dépend de la disponibilité des proies lorsque les larves transitent d'une alimentation vitelline à une alimentation exogène. À partir de cette hypothèse, Cushing (1975) a élaboré celle du « *match-mismatch* », stipulant que l'ampleur du recrutement des espèces tempérées est positivement corrélée à la synchronisation entre le développement des larves de poisson et le pic d'abondance du plancton dont elles se nourrissent. En cas de « *match* », les larves commencent à se nourrir lorsque leurs proies atteignent un pic d'abondance dans le milieu, menant ainsi à un fort succès de recrutement. En revanche, lors d'un « *mismatch* », les larves se développent lorsque l'abondance de proies est faible, provoquant ainsi une forte mortalité. Un « *match* » ou un « *mismatch* » parfaits

sont rares. L'hypothèse repose surtout sur l'existence d'un gradient de synchronisation entre le début de la nutrition des larves et le pic d'abondance des proies, où une meilleure synchronisation se traduit par une survie larvaire accrue (Cushing 1990).

Cependant, entre 1960 et 1980, des expériences ont permis d'observer que la quantité de proies nécessaire à la survie de larves en laboratoire dépassait de 10 à 1000 fois la quantité présente dans le milieu (Hunter 1981; Houde 2008; Houde 2016). Ces observations inattendues ont soulevé des interrogations sur les mécanismes permettant la survie larvaire dans leur environnement malgré des ressources alimentaires limitées. En milieu naturel, le comportement des larves ainsi que des processus physiques responsables de l'agrégation des organismes planctoniques augmentent les probabilités d'interaction entre les larves et leurs proies, leur permettant de survivre malgré des densités de proies relativement faibles (Lasker *et al.* 1970; Rothschild & Osborn 1988; Houde 2008; Peck *et al.* 2013; Houde 2016). Ce phénomène a inspiré la formulation de l'hypothèse du « *Stable Ocean* » par Lasker (1978), suggérant que la stratification de la colonne d'eau induit des agrégations locales de proies planctoniques, favorisant la survie larvaire. Cury & Roy (1989) ont ensuite précisé ce concept avec l'« *Optimum Environmental Window Hypothesis* », suggérant que des niveaux modérés de turbulence dans la colonne d'eau favorisent à la fois la production de nourriture et les taux de rencontre entre les larves et leurs proies.

Les hypothèses citées précédemment reposent sur le postulat que le succès du recrutement dépend principalement de la quantité et la disponibilité de la nourriture dans un milieu. Cependant, ces hypothèses ne tiennent pas compte de la prédation comme facteur de mortalité (Houde 2008; Houde 2016; Robert *et al.* 2023). Selon l'hypothèse originale de Hjort (1914) et celles qui en ont découlé, la mortalité par inanition survient sur une courte période en début de vie larvaire. En revanche, la prédation s'applique plus globalement tout

au long de la vie du poisson et constitue donc une source cumulative de mortalité potentiellement plus importante (Hunter 1981; Paradis *et al.* 1996). Cette conjecture a notamment été appuyée par Øiestad (1985), qui a documenté une forte survie larvaire en l'absence de prédateur malgré des conditions nutritives sous-optimales. L'identification de la prédation comme source primaire de mortalité a induit une transition de perspective, passant d'une régulation « *bottom-up* » (inanition) à une régulation « *top-down* » (prédation). Ces concepts ont ensuite été combinés pour donner naissance au paradigme croissance-survie. Le lien étroit entre la croissance et la survie chez les jeunes stades de vie a en premier lieu été mis en évidence par Cushing (1975), qui a suggéré que le ratio entre le taux de croissance et le taux de mortalité pourrait représenter un indicateur du succès de recrutement. Le paradigme croissance-survie postule que la taille et la croissance des larves et des juvéniles sont négativement corrélées à la mortalité. Ainsi, la force des classes d'âge serait directement liée aux taux de croissance des individus. À la suite de l'identification de ce paradigme, trois mécanismes explicatifs ont été mis en évidence : 1) le « *bigger-is-better* », établissant que les gros individus ont de meilleures capacités physiques, leur accordant une meilleure efficacité de fuite face aux prédateurs, ainsi qu'une résistance accrue à l'inanition (Miller *et al.* 1988), 2) le « *stage-duration* », selon lequel les individus à forte croissance ont une durée des stades larvaire et juvénile plus courte, réduisant ainsi la mortalité cumulative (Chambers & Leggett 1987; Houde 1987) et 3) le « *growth-selective predation* » d'après lequel une croissance rapide à une taille donnée implique une meilleure condition physique et donc une meilleure capacité d'échapper aux prédateurs (Takasuka *et al.* 2003). En dépit de ces mécanismes favorisant les gros individus, de nombreuses cohortes ne montrent aucune évidence de sélection (Meekan & Fortier 1996) ou une sélection favorisant les individus à faible croissance (Blanco *et al.* 2018; Slotte *et al.* 2019).

La découverte par Pannella (1971) de la présence d'accroissements journaliers sur les otolithes et la mise en évidence par Brothers (1981) que la largeur de ces accroissements est proportionnelle à la croissance journalière a grandement facilité le test du paradigme croissance-survie. L'enregistrement de la croissance somatique dans les accroissements journaliers de l'otolithe en fait une structure clé pour analyser l'historique de croissance des jeunes stades de vie. Il est notamment devenu possible de comparer la croissance larvaire de survivants avec celle de la population larvaire d'une cohorte donnée afin d'identifier les effets du taux de croissance sur la survie (Hovenkamp 1992). Une des premières études à utiliser ce protocole a été menée par Post & Prankevicius (1987), qui ont démontré la présence de mortalité sélective en fonction de la taille chez une population de perchaudes (*Perca flavescens*) originaire du lac Dickie en Ontario.

1.4 La perchaude (*Perca flavescens*) et ses enjeux

La perchaude est un poisson d'eau douce largement distribué en Amérique du Nord entre la Nouvelle-Écosse, la Floride, le nord-ouest du Montana et la Colombie-Britannique (Black 1953; Heidinger & Kayes 1986; Post & Prankevicius 1987). Que ce soit pour la pêche sportive ou commerciale, elle fait l'objet d'une exploitation importante au Canada comme aux États-Unis (Marsden & Robillard 2004). Préférant les zones littorales végétalisées et peu profondes (3 m), la perchaude arbore un régime alimentaire diversifié comptant des arthropodes aquatiques, des mollusques ou même d'autres espèces de poissons (Mailhot *et al.* 2015). Dans son environnement, elle joue un rôle clé en tant que lien entre les superprédateurs et les niveaux trophiques inférieurs, tels que les poissons invertivores ou les macroinvertébrés, faisant d'elle une espèce clé du réseau trophique (Rudstam *et al.* 2004; Mailhot *et al.* 2015). La période de fraie de la perchaude varie selon les régions entre avril et

mai, et est synchrone avec le réchauffement printanier des eaux (Mailhot *et al.* 2015). Très prisée par les pêches sportives et commerciales depuis le siècle dernier, la perchaude représente une importante ressource économique et alimentaire au Québec, notamment dans le fleuve Saint-Laurent (Mailhot *et al.* 2015). Ainsi, l’effondrement récent de certaines populations, notamment celle du lac Saint-Pierre à partir du milieu des années 1990, est très préoccupant pour la santé de l’écosystème et pour les retombées économiques (Magnan *et al.* 2022).

1.5 Le lac Saint-Pierre et l’effondrement du stock de perchaudes

Le lac Saint-Pierre est une portion élargie du fleuve Saint-Laurent qui s’étend, avec son archipel, sur 48 km de long et 12.8 km de large en son centre (Magnan *et al.* 2022). En plus d’être une réserve de biosphère de l’UNESCO, il abrite la plaine d’inondation en eau douce la plus étendue du Québec, offrant ainsi un habitat favorable aux poissons (Magnan *et al.* 2022). Les perchaudes du lac Saint-Pierre et du tronçon du fleuve situé en aval jusqu’à Québec sont génétiquement isolées de celles présentes en amont du fleuve (Leclerc *et al.* 2008). La grande distance séparant ces deux zones limite les échanges génétiques, faisant ainsi du groupe de perchaudes du tronçon lac Saint-Pierre - Québec une population distincte des autres populations du fleuve Saint-Laurent (Leclerc *et al.* 2008). La forte pression de pêche (**Figure 1**), combinée à plusieurs années successives de faible succès de la reproduction, a conduit, entre 1995 et 1998, à l’effondrement initial du stock (Magnan 2002). À partir de 1997, plusieurs plans de gestion ont permis de resserrer la réglementation sur la pêche jusqu’à l’instauration en 2012 d’un moratoire de 5 ans sur les pêches commerciale et sportive, qui a été renouvelé en 2017 et en 2022 (Gouvernement du Québec 2022; Magnan

et al. 2022). En dépit de la suppression totale du prélèvement par la pêche, l'état du stock demeure inquiétant et ne montre pas de signe d'amélioration (Magnan *et al.* 2022).

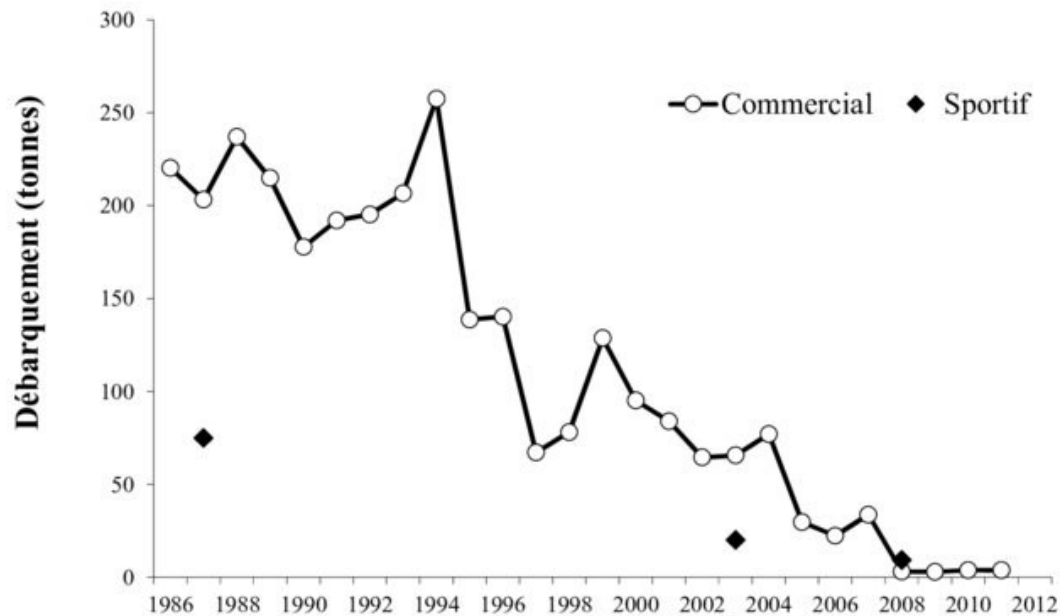


Figure 1. Débarquements commerciaux et sportifs de perchaude au lac Saint-Pierre au cours de la période 1986-2011 (source : Magnan *et al.* (2022), reproduit avec la permission du MELCCFP).

Malgré le déclin d'environ 90% de l'abondance des jeunes perchaudes âgées d'un an, en comparaison avec le début des années 2000 (**Figure 2**), l'abondance de jeunes de l'année n'a pas montré de diminution comparable. Ce constat suggère une bonne production de juvéniles, mais que ceux-ci subissent une forte mortalité au cours de leur premier hiver (Magnan *et al.* 2022). Il a également été démontré que la taille atteinte par les jeunes perchaudes à la fin de leur première année de vie a diminué d'environ 25% au cours des 40 dernières années, passant d'une longueur totale moyenne de 85 mm dans les années 1980, à 75 mm au début des années 2000, puis à 65 mm entre 2019 et 2020 (Magnan *et al.* 2022). Cette réduction de la taille et de la croissance a potentiellement entraîné chez les jeunes de

l'année une augmentation des taux de mortalité hivernale, limitant ainsi le recrutement et l'abondance des perchaudes âgées d'un an.

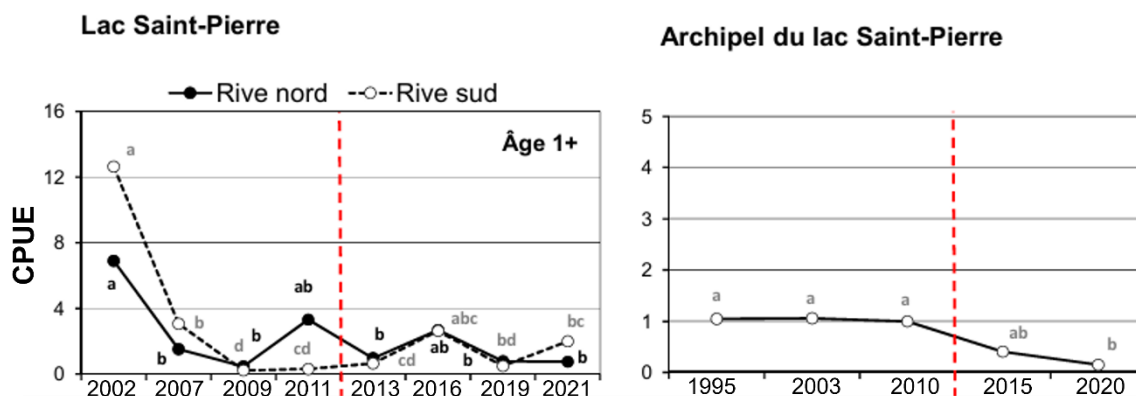


Figure 2. Captures moyennes par jour-station (capture par unité d'effort; CPUE) de perchaudes d'âge 1+ sur les deux rives du lac Saint-Pierre de 2002 à 2021 (graphiques de gauche) et dans l'archipel du lac Saint-Pierre de 1995 à 2020 (graphiques de droite) provenant du Réseau de suivi ichthyologique. Les différences interannuelles significatives sont représentées par des lettres différentes ($p < 0,05$, modèle linéaire généralisé basé sur une distribution binomiale négative de type 2 suivi d'un test de comparaisons multiples de Tukey). L'absence de lettres indique qu'il n'y a aucune différence statistiquement significative entre les années. Les traits verticaux rouges marquent le début du moratoire (source : Magnan *et al.* (2022), reproduit avec la permission du MELCCFP).

Les perchaudes du lac Saint-Pierre subissent des pressions de prédateurs exercées à la fois par des poissons comme le grand brochet (*Esox lucius*) et le doré jaune (*Sander vitreus*), mais également par des oiseaux, dont le cormoran à aigrettes (*Nannopterum auritum*) (Mailhot *et al.* 2015; Boivin *et al.* 2021; Boivin 2022). Dans certains écosystèmes, ces oiseaux aquatiques opportunistes, situés au sommet du réseau trophique, ont un impact négatif sur le recrutement de la perchaude (Fielder 2010; Ovegård *et al.* 2021). Des analyses des contenus stomacaux réalisées en 2012 ont révélé que les cormorans du lac Saint-Pierre ciblent une grande diversité d'espèces, avec des proies de taille moyenne avoisinant 11 cm et s'alimentent à 45,5 % (en nombre) et à 27,9 % (en poids) de perchaudes (MRNF 2013). Le nombre de couples de cormorans nichant au lac Saint-Pierre est passé de 66 à 948 entre 1998 et 2004, soit une augmentation de 1336% en seulement 6 ans (Mailhot *et al.* 2015). De plus, chaque année, quelques milliers de cormorans migrants rejoignent le lac à la fin de

l'été pour s'alimenter, démultipliant potentiellement la pression de prédation exercée sur la perchaude du lac Saint-Pierre (Mailhot *et al.* 2015). Même s'ils ne sont pas la cause de l'effondrement du stock, les cormorans à aigrettes représentent un potentiel frein au rétablissement des perchaudes du lac Saint-Pierre (Magnan *et al.* 2017).

1.6 Objectifs

Cette étude visait à déterminer si les perchaudes du lac Saint-Pierre sont sujettes à une mortalité sélective en fonction de la taille lors de leur premier hiver. Cette analyse a été réalisée en comparant les tailles rétrocalculées à partir de la microstructure des otolithes des survivants à l'hiver et de la population globale de jeunes de l'année pour deux classes d'âge consécutives. Il était attendu que les survivants à l'hiver présentent des tailles à l'âge plus élevées que les jeunes de l'année, témoignant ainsi d'une mortalité sélective. À partir des changements de distribution en taille entre les survivants et la population initiale, des ratios de survie ont été calculés pour chaque classe de taille rétrocalculée à 100 jours de vie. Cette étude visait également à identifier si les jeunes perchaudes de l'année consommées par les cormorans à aigrettes au lac Saint-Pierre étaient en moyenne de plus grande taille que la population globale de jeunes perchaudes de l'année. La taille à la capture des jeunes de l'année retrouvés dans les estomacs de cormorans a été comparée aux tailles à la capture et aux tailles rétrocalculées des jeunes de l'année issus des classes d'âge 2019 et 2020. En documentant la mortalité hivernale des jeunes stades de vie et leurs interactions avec un des prédateurs de l'écosystème, cette étude visait à documenter des éléments utiles à la compréhension du recrutement de la population de perchaudes du lac Saint-Pierre.

2 Size-selective mortality of young-of-the-year Yellow Perch (*Perca flavescens*) in a shallow fluvial lake: The effects of winter and avian predation

2.1 Introduction

Early life stages of fishes, characterized by high and variable mortality, represent the primary bottleneck for the recruitment of fish stocks and is a critical period in their life cycle (Cushing 1990; Garrido *et al.* 2015). During these stages, bottom-up factors such as food availability and top-down factors such as predator density shape the traits of the fish populations (Cushing 1990; Houde 2008; Robert *et al.* 2023). While bottom-up factors mostly regulate vital rates such as growth, top-down factors like predation, mainly control biotic metrics such as body size (Gliwicz 2002). These regulatory factors can either exert uniform pressure across the population or be selective, favouring individuals with specific characteristics. A well-known example of this phenomenon is size-selective mortality (Peterson & Wroblewski 1984; Houde 1987; Anderson 1988; Sogard 1997).

Cushing (1975) was the first to identify the relationship between size, growth and survival in early life stages of fish, leading to the concept known as the “Growth-Survival Paradigm” (GSP). Following Cushing’s theory, three independent mechanisms were proposed to explain why larger and faster-growing individuals tend to experience higher early life survival rates (Robert *et al.* 2023). 1) The “bigger-is-better” mechanism, proposed by Miller *et al.* (1988) states that larger-sized individuals have reduced predation risks due to better escape abilities. 2) The “stage duration” mechanism, based on the size dependence of metamorphosis, stipulates that fast-growing individuals, which metamorphose at a young age, reduce cumulative mortality by spending less time in the larval stage (Chambers & Leggett 1987; Houde 1987). 3) Finally, the “growth-selective predation” mechanism

suggests that faster-growing individuals are in better conditions, allowing them to escape predators more efficiently (Takasuka *et al.* 2003). Despite these mechanisms, size-selective mortality has been shown to favour larger individuals in certain cohorts (Post & Prankevicius 1987; Peres *et al.* 2022), whereas in others, it favours smaller individuals (Blanco *et al.* 2018; Caie & Shima 2019; Slotte *et al.* 2019).

The identification of daily increment formation in fish larvae otoliths by Pannella (1971), and the subsequent recognition by Brothers (1981) that increment width correlates with growth, have established otoliths as a key structure for investigating early life stages growth. By comparing the complete growth history recorded in the otoliths of survivors with the growth history of the overall population from earlier stages, evidence of size-selective mortality can be revealed (Hovenkamp 1992; Sponaugle *et al.* 2011; Robert *et al.* 2023). One of the first studies to apply this protocol was conducted by Post & Prankevicius (1987), who identified size-selective mortality in a Yellow Perch (*Perca flavescens*) population of Dickie Lake, Ontario, Canada. This study highlighted the importance of critical larval stage in shaping the population dynamics of this species.

The Yellow Perch is a native North American species that is widely distributed between Nova Scotia, Florida, Northwest Montana and British Columbia (Black 1953; Heidinger & Kayes 1986). They are extensively fished, both recreationally and commercially, particularly in the Great Lakes region (Marsden & Robillard 2004). In its environment, the Yellow Perch serves as a trophic link between low trophic levels such as invertivorous fish or macroinvertebrates and top predators such as large piscivorous fish, making it a central species within the food web (Marcek *et al.* 2021). They typically spawn once a year during the spring, when water temperatures rise and range from 8 to 12°C (Kayes & Calbert 1979). Spawning occurs nearshore, in shallow waters with a clear abundance of

submerged aquatic vegetation (Forney 1971; Heidinger & Kayes 1986; Collingsworth & Marschall 2011). After depleting their yolk sac, Yellow Perch larvae migrate to the limnetic zone where they grow and undergo metamorphosis. At approximately 40 days post-hatching, they return to the littoral zone as juveniles where they continue to grow (Whiteside *et al.* 1985). Due to their strong utilization of shallow littoral habitats, Yellow Perch are particularly vulnerable to anthropogenic disturbances found along many North American lakes. This is the case of the Lake Saint-Pierre population, Québec, Canada.

Intensive fishing, coupled with poor recruitment, led to a collapse of the Yellow Perch stock in Lake Saint-Pierre between 1995 and 1998 (Magnan *et al.* 2022). The declining trend that began during this period persists to this day and is expected to continue over the next decade (Brodeur *et al.* 2022). Since the 1950s, agricultural intensification along the lake shores has reduced habitat quality and eliminated many Yellow Perch spawning grounds, potentially limiting young-of-the-year (YOY) production (de la Chenelière *et al.* 2014). However, the decline in abundance of one-year-old (OYO) individuals is significantly steeper than the decline in abundance of YOY fish, suggesting that recruitment is driven more by mortality than by YOY production (Mailhot *et al.* 2015; Magnan *et al.* 2022). The sharp drop in abundance from YOY in fall to OYO in spring, observed consistently across cohorts, points to low first-winter survival in this population (Mailhot *et al.* 2015; Magnan *et al.* 2022). The decline in Yellow Perch recruitment observed since the early 2000s has coincided with an increase in first-winter mortality, suggesting that recruitment in this population is constrained by YOY overwinter survival (Mailhot *et al.* 2015; Magnan *et al.* 2022). Among the main causes of low YOY winter survival, a decrease in YOY body size and growth rate is hypothesized (Mailhot *et al.* 2015; Magnan *et al.* 2017; Magnan *et al.* 2022). It was found that the mean total length of OYO fish at spring significantly decreased over the years, going

from 85 mm in 1980, to 75 mm in 2003, and to 65 mm in 2019 (Magnan *et al.* 2022). This significant decrease in size could have led to an increased mortality rate, causing the observed low survival rate to the first winter. The recent establishment in Lake Saint-Pierre of Double-crested Cormorants (*Nannopterum auritum*), a significant avian predator, may also have affected the Yellow Perch recruitment (Mailhot *et al.* 2015). Of the major Yellow Perch predators in Lake Saint-Pierre (Northern Pike (*Esox lucius*), Walleye (*Sander vitreus*), Sauger (*Sander canadensis*)), Double-crested Cormorant shows the greatest proportional increase in abundance since the early 2000s (Mailhot *et al.* 2015; Paquin *et al.* 2018; Boivin *et al.* 2021; Boivin 2022). Since the end of the 1990s, the abundance of Double-crested Cormorants rose from 66 nesting pairs in 1998 to 948 nesting pairs in 2004 (Mailhot *et al.* 2015). Each year, several thousands of migratory Cormorants reach Lake Saint-Pierre by late summer, potentially intensifying predation pressure on Yellow Perch throughout summer and fall (Dufour-Pelletier & Fortin-Castonguay 2024). This predation pressure then ceases in winter, as ice cover prevents them from feeding on fish. In Lake Saint-Pierre, Yellow Perch constitute 45.5% of the Cormorants' diet by number and 27.9% by weight (MRNF 2013), yet the impacts of this predation on the Yellow Perch population remain poorly understood. Although they are likely not the cause of the population decline, Double-crested Cormorants could pose a new threat, limiting Yellow Perch recruitment in Lake Saint-Pierre.

The main objective of this study was to explore the occurrence of size-selective mortality during the first winter of Yellow Perch in Lake Saint-Pierre. The analysis was conducted by examining the otolith microstructures of two consecutive Yellow Perch year classes and comparing the size trajectory of the winter survivors (OYO) with the size trajectory of the overall pre-winter YOY population. It was expected that the OYO show higher growth rates and larger sizes-at-age than the overall population, thereby demonstrating

size-selective mortality targeting smaller, slower growing individuals. By comparing size shifts between YOY and OYO for each size class present in the population, annual survival ratios were estimated. Finally, this study aimed to identify the occurrence of size-selective predation, exerted by Double-crested Cormorants on Yellow Perch. The sizes of fish recovered from Cormorant stomachs were compared with the sizes and the back-calculated sizes of the overall population for the 2019 and 2020 year classes. This study was conducted to provide crucial insights to the collapse of the Yellow Perch population in Lake Saint-Pierre, highlighting their early life dynamics and the interactions with a significant predator of the ecosystem.

2.2 Material and methods

2.2.1 Study site: Lake Saint-Pierre

Located in the province of Québec (Canada, latitude: 46°12'; longitude: 72°50'), Lake Saint-Pierre has an area of 315 km² and represents the largest fluvial lake along the St. Lawrence River. This 48 km long and 12.8 km wide lake is relatively shallow, with a mean depth of 2.7 m and a maximum depth of 13.7 m. The upstream of the lake is characterized by a 22 km long archipelago composed of 103 islands and channels. Its large floodplain, the biggest in Québec, makes Lake Saint-Pierre an important habitat for numerous aquatic and terrestrial species, especially phytophile fish species like Yellow Perch. In 2000, the rich biodiversity of this wetland led to the recognition of Lake Saint-Pierre as a UNESCO Biosphere Reserve, making it one of the only sites recognized under the Ramsar Convention in Canada. However, the ecosystem is heavily endangered by anthropogenic pressures. From 1950 to 1997, agricultural intensification led to a 225% increase in the cultivated area for annual crops in the Lake Saint-Pierre floodplain (de la Chenelière *et al.* 2014; Clermont *et*

al. 2023; Jobin & Brodeur 2023). The shift from perennial to annual agriculture has led to significant soil erosion, habitat degradation, and severe pollution inputs, particularly affecting the floodplain, an essential spawning habitat for Yellow Perch in Lake Saint-Pierre (de la Chenelière *et al.* 2014; Clermont *et al.* 2023; Paquin *et al.* 2024). It is estimated that approximately 5000 ha of potential Yellow Perch reproduction habitats are inadequate for spawning because of intensive agriculture (de la Chenelière *et al.* 2014).

2.2.2 Sampling

YOY Yellow Perch were sampled in summer 2019 (August 21st - 23rd), in fall 2020 (October 8th - 16th) and in fall 2021 (October 6th - 12th) (**Figure 3**) as part of the YOY abundance monitoring program, conducted for over 20 years by the ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Sampling sites were systematically distributed to cover each sector of the lake. In 2020, sampling was conducted using a 10-meter-long beach seine with 0.5 mm mesh size, in water depths of 1 m to 1.5 m. Fish captured were identified and the YOY Yellow Perch were preserved for further laboratory analyses. In 2019 and 2021, sampling efforts were performed using a 12.5 m long beach seine with 3.0 mm mesh size. The bag of the seine had a diameter of 1.22 m, a length of 1.52 m and mesh size of 0.64 mm. Following those sampling events, OYO of the 2020 and 2021 year class were sampled the next spring, from March 31st to April 19th, 2021, and from April 6th to May 1st, 2022. They were captured using beach seines (25 m long, 2 m high, 2 mm mesh size) and electrofishing. In all cases, the seine was deployed perpendicular to the shore in at least 0.5 m of water. Then, it was pulled parallel to the shore in an arc and closed in a triangle. One seine haul was performed at each site. Captured fish were measured and weighed. Large specimens of specific species were released

back into the water. Electrofishing was conducted with a Wisconsin-type electrofishing boat following the method presented by Sénéchal (2022), as part of a standardized monitoring program of species richness and abundance in various areas of Lake Saint-Pierre which has been ongoing since 2019. A total of 111, 176, and 162 YOY Yellow Perch were captured from the 2019, 2020, and 2021 year classes, respectively. Additionally, 39 and 38 OYO from the 2020 and 2021 year classes were collected. Double-crested Cormorants were culled following a standardized management protocol on August 26th and 27th, 2019 and from August 26th to September 9th, 2020. The stomachs were removed, frozen and their contents analyzed. From these, only fish in a low state of digestion and suitable for measurement were retained for further analyses. Yellow Perch contained in the stomach (YOY_{corn}) were measured (maximum total length) and weighed. Individuals smaller than 75 mm were classified as YOY.

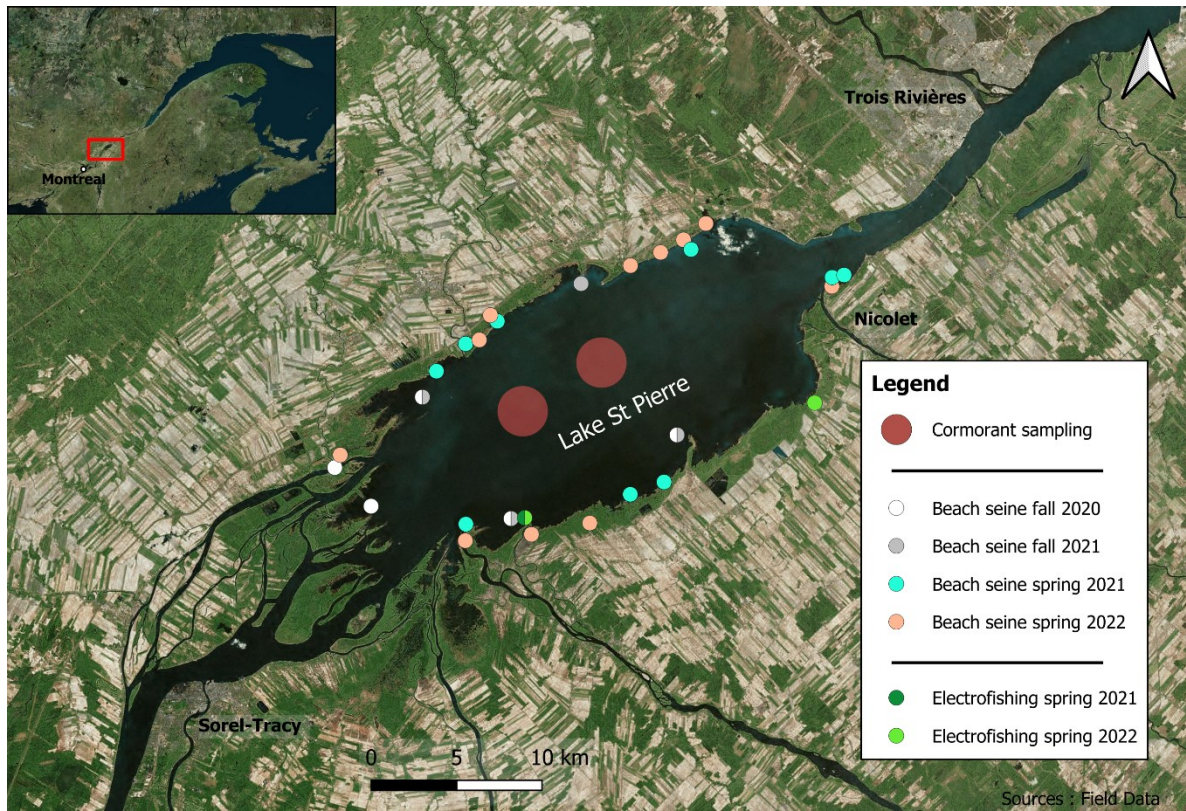


Figure 3. Map of Lake Saint-Pierre. The large red circles represent Cormorant sampling locations. The white, grey, turquoise and orange dots represent beach seine sampling stations in fall 2020, fall 2021, spring 2021 and spring 2022, respectively. Dark green and light green points represent the electrofishing sampling stations in spring 2021 and 2022, respectively. Base map source : Bing Maps (2025).

2.2.3 Laboratory analyses

Each fish was weighed and measured (maximum total length; hereafter referred as total length). We selected for analyses 42 and 40 YOY from year class 2020 and 2021 respectively using a stratified random subsample to 1) reflect the size distribution of the overall sample 2) ensure a balanced spatial representation of sampling sites (**Table 1**). All OYO were included in the analyses (**Table 1**).

Table 1. Sample size (n) of YOY, YOY_{corn} and OYO Yellow Perch for the 2019, 2020 and 2021 year classes. Bold values represent individuals with both total length and otolith data; non-bold values represent individuals with total length data only.

Life stage	2019 year class (n)	2020 year class (n)	2021 year class (n)
YOY	111	42	40
OYO	0	39	38
YOY _{corn}	59	295	0

Right lapilli otoliths were extracted, cleaned and mounted on microscope slides with thermoplastic glue (Crystalbond™ 509; Aremco™ products, NY, USA) following the technique of Secor *et al.* (1992). In cases of errors, mishandling, or damage, left lapilli otoliths were used as substitutes. They were polished using 5 µm and 1 µm lapping film (3M™) until the daily increments were visible. An optical microscope (Leica™ DM 2500) coupled with an image analysis system (Leica™ DFC 450 camera and integrated with the LAS V4.9 software) were used to capture one image at 200× magnification to measure the otolith's maximum radius, defined as the distance from the core to the outer edge (**Figure 5**). Additionally, multiple images were captured from the core to the edge of the otolith at 400× magnification to examine the daily growth increments. These high-magnification images were subsequently merged using the photomerge function in Photoshop v 25.12.1 to reconstruct the otolith section intended for reading. Following the most readable axis, each daily increment was counted and measured using object J, a plugin of the ImageJ software. In later increments (> 100th increment), the likelihood of errors increased significantly for most otoliths due to the higher occurrence of accessory primordia, as described by Neilson (1992). To minimize this bias, only the first 100 increments were counted for each fish. Three counts were conducted by a single reader, each separated by at least two months. Each count was assigned a confidence score ranging from 1 to 4, with 1 indicating very low confidence

and 4 indicating very high confidence. If the counts differed by $< 10\%$ between the second and third reading event, the last one was kept, and a score between 2 and 4 was assigned. Otherwise, the fish was excluded from the analysis. Overall, one individual out of 159 was excluded from the 2020 year class.

2.2.4 Data analyses

Total length back-calculations using otoliths microstructure are based on 2 assumptions: 1) increments are deposited with a daily periodicity, 2) increment widths are proportional to fish growth. Daily increments deposition in Yellow Perch otoliths has been confirmed in previous studies (Post & Prankevicius 1987; Powles & Warlen 1988). As for fish and otolith growth proportionality, a linear regression was fitted between the otolith length at maximum radius and the fish total length. The linear regression showed a significant positive relationship between the maximum radius of the otolith and fish total length, thereby validating the use of back-calculation analysis ($p < 0.001$; **Figure 4**).

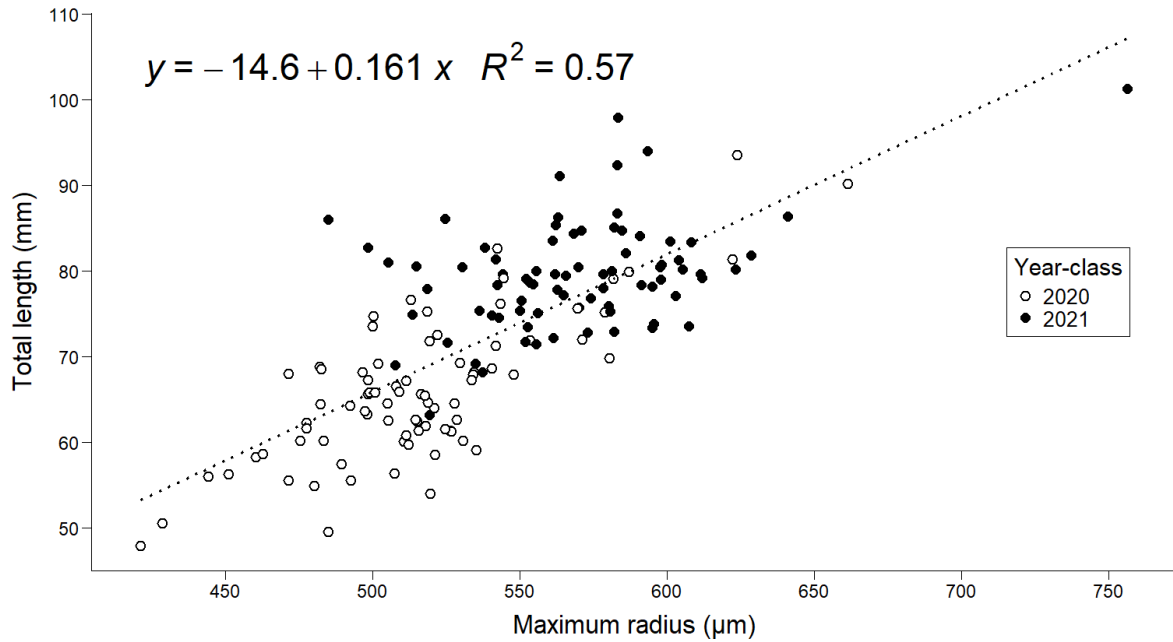


Figure 4. Relationship between total length and maximum otolith radius for Yellow Perch samples from Lake Saint-Pierre. The dotted line represents a linear regression fit for all data points. Each point indicates an individual fish. White and black points represent fish from 2020 and 2021 year class, respectively.

Total length among year classes and life stages (YOY/OYO) was compared using a two-way ANOVA, followed by post-hoc tests for pairwise comparisons. All increment-width data were standardized using a ratio of maximum radius on the most readable radius (**Figure**

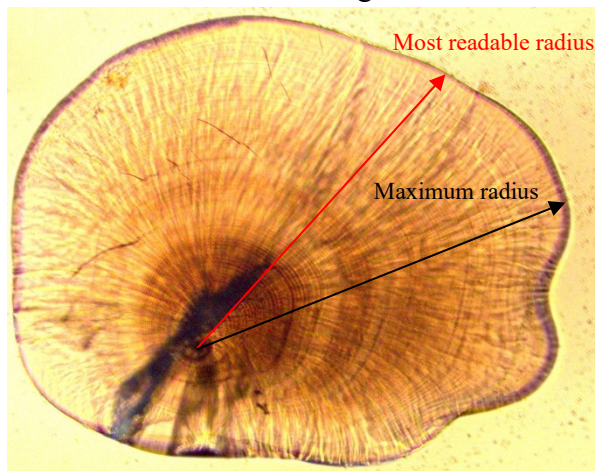


Figure 5. Right lapillus otolith of a YOY Yellow Perch (200×) from Lake Saint-Pierre. The red arrow represents the most readable radius, while the black arrow indicates the maximum radius.

5), simulating measurements as if all increments were taken along the maximum radius (Campana 1992). At any given age (in days), the otolith radius corresponds to the cumulative sum of all daily increment widths up to that point. For each fish, the radius width at day i was calculated by summing up the increment widths from the

core to day i. Size-at-age was back-calculated at each day using the biological intercept formula (Campana 1990)

$$L_a = L_c + (O_a - O_c)(L_c - L_i)(O_c - O_i)^{-1}$$

where L and O represent the length of the fish and the maximal radius of the otolith, respectively, at a specific age (a), at capture (c) and at the biological intercept (i). The biological intercept (i.e., size at hatching) was determined to be 7.53 mm based on Leclerc *et al.* (2011). Following the methods detailed in Chambers & Miller (1995), a repeated-measures multivariate analysis of variance (RM-MANOVA) was performed on daily increment width data to compare size-at-age across life stages for each year class. This method has been widely used by others, notably by Sirois & Dodson (2000); Robert *et al.* (2007); Peres *et al.* (2022). The Modified ANOVA-Type Statistic (MATS) test was used to examine differences in size-at-age measured on 5-day intervals between YOY and OYO fish. The model included 1) a subject factor ('ID') to account for individual variability, 2) a within-subject factor ('day') representing the repeated measures, 3) a between-group factor ('stage') to distinguish between YOY and OYO fish, and 4) the interaction between the within- and between-subject factors. A multivariate approach was chosen over a univariate one because our data did not meet the assumptions of sphericity and compound symmetry required for univariate analysis (Sirois & Dodson 2000; Mateo *et al.* 2011). Moreover, the RM-MANOVA accounts for the interdependence of repeated measures taken on each individual, which would otherwise bias the results in a standard MANOVA (Chambers & Miller 1995). The MANOVA assumptions of multivariate normality, no outliers and independence of observations were all met. Since the model includes only one variable, the assumptions of homogeneity of covariance matrices, linearity of relationships between the dependent variables, and the absence of multicollinearity among the dependent variables were

inherently met. If the RM-MANOVA showed significant results, one-way ANOVAs were conducted at each time interval to determine the specific day on which the fish sizes significantly differed between YOY and OYO.

The autocorrelation of growth was calculated to examine individual growth patterns throughout the growing season. This analysis reveals whether individuals tend to maintain consistent relative growth rates (e.g., low, intermediate, high) over time, thereby enabling the modelling of growth dynamics across the entire growing season. Each 10-day growth interval was compared with every other 10-day interval using Pearson's r-correlation coefficient (Burns *et al.* 2021; Tanaka *et al.* 2022).

The size of the YOY_{corn} was needed to be compared to the YOY sampled in the lake in 2020. However, the mean capture date of the YOY_{corn} was August 29th, around a month and a half earlier than that of the YOY sampled in the lake. As a result, their sizes at capture could not be directly compared due to growth bias between the two sampling dates. Additionally, only the sagittae of the YOY_{corn} were kept, which are not comparable to the lapilli used in this study, thereby preventing otoliths analyses for these samples. To address this issue, linear models and birth date estimations were used to estimate the cumulative otolith radius for each YOY 2020 otolith on August 29th. For both year classes, the maximum spawning date (i.e., the date on which 50% of Yellow Perch females had spawned) was calculated according to the methods described by Mingelbier *et al.* (2005). A linear model was fitted to the otolith growth data, allowing for the estimation of each fish's age at capture and date of birth based on the estimated total number of daily increments. The winter period appeared as a very narrow width on the OYO otoliths, suggesting slow or inhibited growth during the first winter. This slower growth could not be accounted for by the model, leading to a significant bias in the age-at-capture estimates for OYO fish. Thus, age at capture and

date of birth were only calculated for the YOY. To ensure accuracy in model construction, only otoliths with a confidence level of 3 or 4, and fish with estimated birth dates consistent with the maximum spawning date, were selected for analysis. A total of 7 fish from the 2020 year class with confidence levels < 3 were excluded from the analysis. In 2020, the theoretical maximum spawning date was April 27th. Since the Yellow Perch spawning season lasts around 10 days in Lake Saint-Pierre (Brodeur *et al.* 2004; Mingelbier *et al.* 2005), and eggs hatch 10 to 20 days after spawning, individuals in the 2020 year class likely hatched between May 2nd and May 22nd (Whiteside *et al.* 1985; Brodeur *et al.* 2004; Starzynski & Lauer 2015). To account for differences between modelled and observed spawning date (Mingelbier *et al.* 2005), natural spawning variability and to strengthen the robustness of the analysis, individuals with estimated hatching dates between April 22nd and May 25th were included in the analyses. Consequently, individuals with model-estimated hatch dates earlier than April 22nd or later than May 25th were excluded from the analyses. This allowed the back-calculation of the total length of 2020 YOY as of August 29th. The estimated size on that date was then calculated for the remaining individuals and used in the analyses. One-way ANOVAs were used to compare 1) the size at capture of YOY and YOY_{corn} both from the 2019 year class, 2) the back-calculated size of YOY with the size at capture of YOY_{corn} for the 2020 year class, 3) the size at capture of YOY_{corn} from the 2019 and 2020 year class, and 4) the back-calculated size of YOY and size at capture of YOY from year class 2020 and 2019, respectively.

The size at 100 days old of YOY and OYO was compared to estimate winter survival ratio, which represents the winter survival rate of individuals depending on size (Hovenkamp 1992). Size data were grouped into 5 mm classes. For each size class, the relative frequency

of YOY and OYO was calculated. The survival ratio was determined for each size class by calculating the ratio of the relative frequency of OYO to that of YOY.

A non-linear model that links size at 100 days to size at capture was fitted (average capture date: October 9th). This model allows the estimation of survival ratio based on fish size on October 9th. To account for potential sampling bias, the size of the fish was compared based on sampling area and fishing techniques (beach seine and electrofishing), using one-way ANOVAs.

Statistical analyses were performed using the version 4.2.2 of R (R Core Team 2022) within RStudio (Posit team 2022). The package tidyverse (Wickham *et al.* 2019), dplyr (Wickham 2022), MANOVA.RM (Friedrich *et al.* 2023), car (Fox & Weisberg 2019), itsadug (van Rij *et al.* 2022), mgcv (Wood 2023), lubridate (Grolemund & Wickham 2011), performance (Lüdecke *et al.* 2021), MVN (Korkmaz *et al.* 2014), and emmeans (Lenth 2022) were used for the analysis.

2.3 Results

Size at capture of OYO Yellow Perch wasn't significantly different between electrofishing and beach seine sampling, thus suggesting no potential sampling bias (2020 year class: $F_{1,37} = 2.4953$, $p = 0.12$; 2021 year class: $F_{1,36} = 0.0689$, $p = 0.79$). In the 2020 year class, OYO from the north shore were significantly larger at capture than OYO from the south shore ($F_{1,37} = 5.1282$; $p = 0.030$). Size of OYO from the 2021 year class between the north and south shores were not significantly different ($F_{1,36} = 0.9554$; $p = 0.33$).

2.3.1 Size-selective mortality

Total length at capture differed significantly between year class and life stages, and the interaction between these factors was significant ($F_{1,411} = 26.065$, $p < 0.001$; **Figure 6**). For both life stages, individuals from the 2021 year class were larger than those of the 2020 year class ($p < 0.001$). In the 2020 year class, OYO were significantly larger than the YOY ($p < 0.001$) whereas in the 2021 year class, there was no size difference between OYO and YOY ($p = 0.40$).

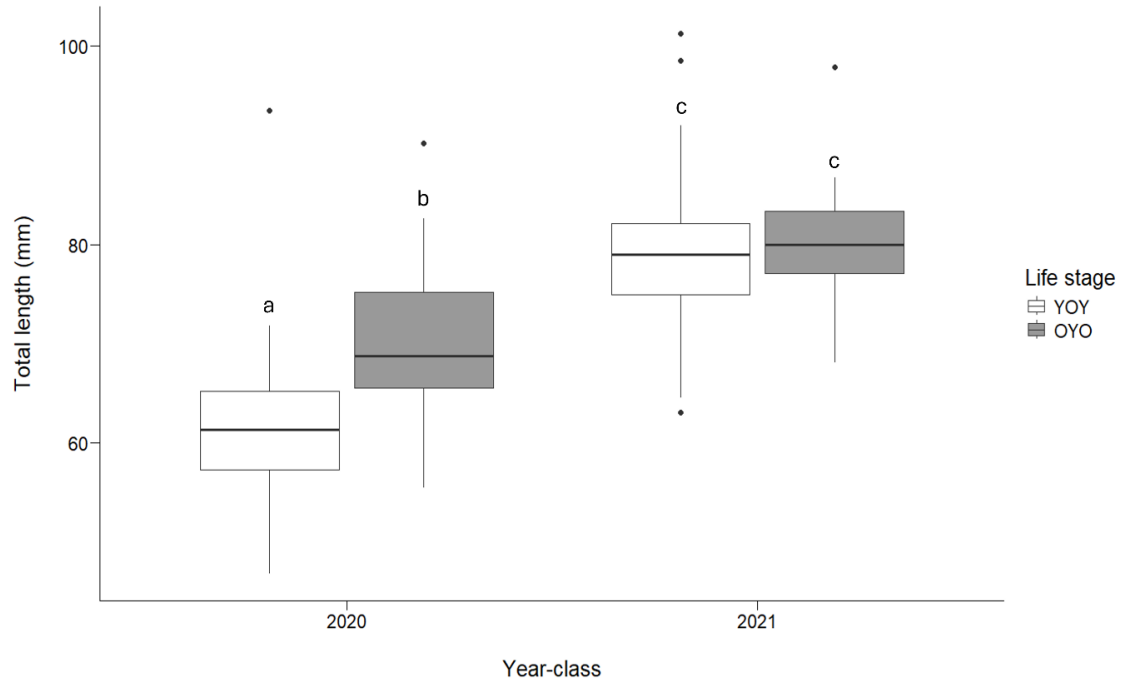


Figure 6. Total length at capture of Yellow Perch from Lake Saint-Pierre, by life stage (YOY and OYO) and year class (2020 and 2021).

In 2020, the average size-at-age of OYO was significantly higher than that of the YOY (MATS = 295.011, $p < 0.001$; **Figure 7**). The interaction between age (days) and life stage was also significant, suggesting a higher growth rate of OYO (MATS = 309.089, $p < 0.001$; **Figure 7**). The difference in size-at-age between the YOY and OYO of 2020 was statistically significant since day 5 ($F_{1,78} = 4.02$, $p = 0.048$) and all subsequent days. In 2021, size-at-age was not statistically different between YOY and OYO (MATS = 0.302, $p = 0.49$). Each 10-day size intervals showed a positive correlation with every other interval, indicating a strong growth autocorrelation ($r > 0.56$, $p < 0.001$; **Table 2**).

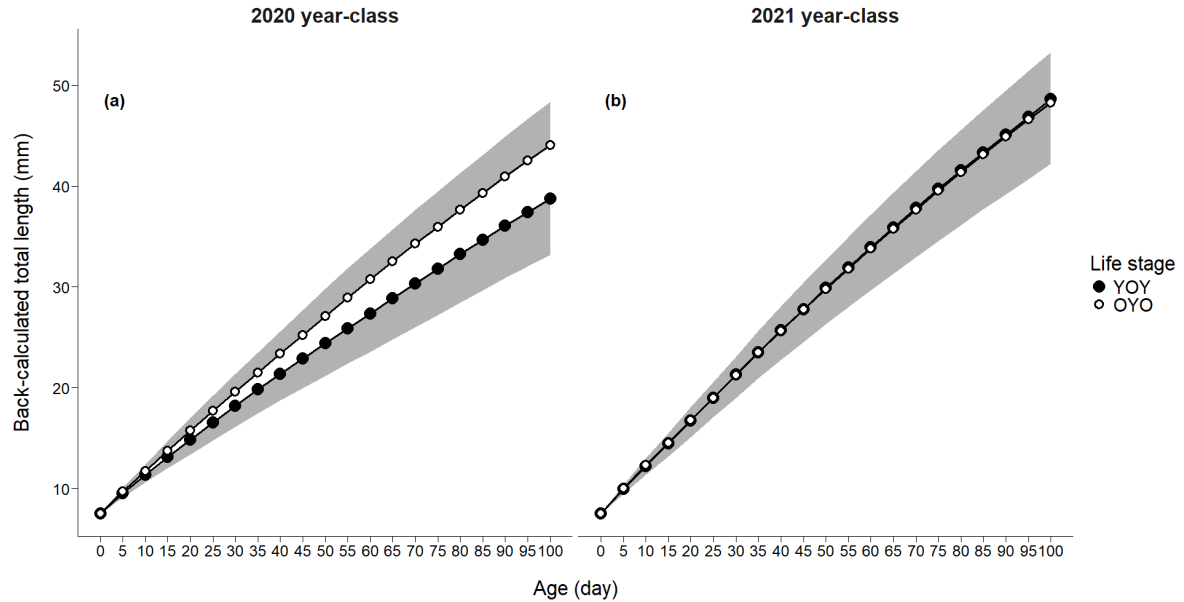


Figure 7. Mean ($\pm$ SE, represented by grey shade) back-calculated total length of (a) 2020 and (b) 2021 year classes of Lake Saint-Pierre Yellow Perch based on their otolith daily increments. Filled points represent YOY while hollow points represent OYO. Growth curves for YOY and OYO of the 2021 year class overlap.

Table 2. Growth autocorrelation matrix for Lake Saint-Pierre YOY and OYO Yellow Perch from the 2020 and 2021 year classes. Correlation coefficients (r) for each 10-day interval between day 10 and day 100 are presented.

	Day 10	Day 20	Day 30	Day 40	Day 50	Day 60	Day 70	Day 80	Day 90	Day 100
Day 10	1.00									
Day 20	0.90	1.00								
Day 30	0.81	0.88	1.00							
Day 40	0.76	0.83	0.92	1.00						
Day 50	0.73	0.78	0.86	0.91	1.00					
Day 60	0.70	0.77	0.82	0.84	0.90	1.00				
Day 70	0.69	0.74	0.79	0.79	0.82	0.90	1.00			
Day 80	0.63	0.69	0.73	0.72	0.75	0.83	0.89	1.00		
Day 90	0.62	0.64	0.69	0.69	0.72	0.78	0.84	0.90	1.00	
Day 100	0.56	0.62	0.63	0.64	0.67	0.77	0.79	0.79	0.88	1.00

The survival ratio suggested a significant influence of size on inferred survival. To improve clarity, each size class at 100 days and its corresponding fall size will hereafter be expressed as a class index, representing the midpoint between the lower and upper limits of the fall size class (**Table 3**). Every size class above the 56.5 mm class index showed a survival ratio above 0, establishing this range as the minimum size class required in October for winter

survival (**Table 3**). Fish in the 63 mm class index demonstrated intermediate winter survival, with survival ratio ranging from 0.53 to 0.57 in 2021 and 2020, respectively (**Table 3**). Fish reaching the 69.5 mm class index and above showed significantly improved winter survival, with ratios exceeding or approximating 1. Survival ratio dropped to 0.42 and 0 for the 86.5 mm and 95.0 mm size indexes, potentially caused by low sample size which may have biased survival estimate (**Table 3**).

Table 3. Relative frequencies (%) of back-calculated size at 100 days classes of YOY and OYO Lake Saint-Pierre Yellow Perch and resulting survival ratios (SR) from the 2020 and 2021 year classes. SR= 0: size class only represented in YOY; SR= ∞ : size class only present in OYO; SR= -, undetermined: size class not represented in either YOY or OYO.

Size at 100 days (mm)	Size at fall (mm)	Class index (mm)	2020 year class survival ratio			2021 year class survival ratio		
			YOY	OYO	SR	YOY	OYO	SR
[25-30[	[46-53[	49.5	7.3	0	0	0	0	-
[30-35[	[53-60[	56.5	19.6	2.6	0.13	0	0	-
[35-40[	[60-66[	63.0	31.7	17.9	0.57	5.0	2.6	0.53
[40-45[	[66-73[	69.5	24.4	35.9	1.47	27.5	26.3	0.96
[45-50[	[73-79[	76.0	14.6	33.3	2.23	32.5	31.6	0.97
[50-55[	[79-84[	81.5	2.4	10.6	4.21	20.0	31.6	1.58
[55-60[	[84-89[	86.5	0	0	-	12.5	5.3	0.42
[60-65[	[89-93[	91.0	0	0	-	0	2.6	∞
[65-70[	[93-97[	95.0	0	0	-	2.5	0	0

2.3.2 Cormorant-induced selective mortality

In 2019, there were no statistical differences between the total length at capture of YOY_{corn} and YOY ($F_{1,168} = 0.1816$, $p = 0.67$; **Figure 8**). In 2020, analysis showed that size at capture of YOY_{corn} was significantly higher than the back-calculated size of YOY ($F_{1,307} = 67.274$, $p < 0.001$; **Figure 8**). Cormorants also consumed larger individuals in 2020 than in 2019 ($F_{1,352} = 162.94$, $p < 0.001$). Finally, YOY back-calculated size in 2020, was not

significantly different than the YOY size at capture in 2019, suggesting that both year classes had similar sizes in summer ($F_{1,123} = 0.7806$, $p = 0.38$).

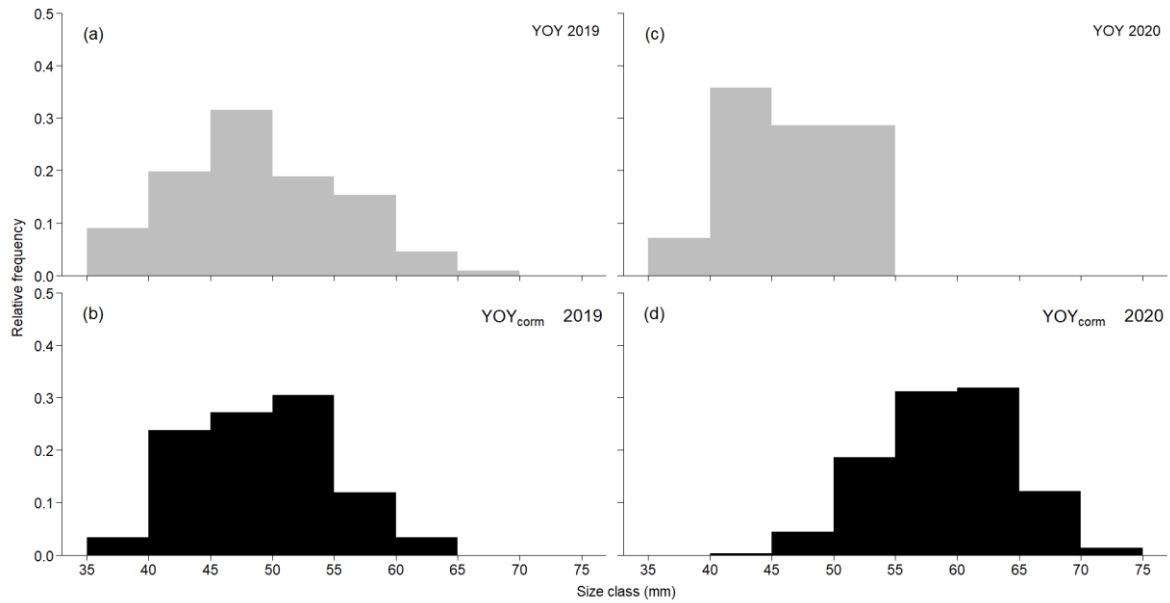


Figure 8. Size-frequency distribution of YOY (grey) and YOY_{corm} (black) Lake Saint-Pierre Yellow Perch. Panels (a) and (b) correspond to the 2019 year class, while (c) and (d) correspond to the 2020 year class.

2.4 Discussion

Using size-at-age history recorded in otoliths, we found that in Lake Saint-Pierre, larger Yellow Perch from the 2020 year class survived to their first winter at a higher rate than smaller individuals. Individuals from the 2021 year class were on average larger than their 2020 counterparts, allowing a higher survival and reducing size-dependent winter mortality. These results suggest that Lake Saint-Pierre Yellow Perch undergo size-selective mortality during their first winter. Our results also provide evidence for a size index (see results and **Table 3**) threshold of 69.5 mm in fall, above which first winter survival probability is relatively high. Although the 2019 and 2020 year classes had similar summer sizes, YOY_{corm} were significantly larger than lake-sampled YOY in 2020 but not in 2019, showing interannual variability regarding the relative size of the Yellow Perch Cormorants consumed. This study provides valuable insights to the comprehension of winter survival and Cormorant predation in declining recruitment of Yellow Perch in Lake Saint-Pierre.

2.4.1 Size-selective winter mortality

The comparison of size-at-age and growth between OYO and YOY revealed a selective pressure favouring large and fast-growing individuals from the 2020 year class, a pattern not observed in 2021. This trend was further reflected in size at capture differences between year classes, with a clear gap between YOY and OYO in the 2020 year class but not in 2021. Despite the six-month interval between YOY and OYO sampling, the cold winter conditions in Lake Saint-Pierre cause minimal growth during this period, allowing for a size comparison. This stagnation in growth is driven by the physiological constraints of Yellow Perch, which require a minimum water temperature of 13.5°C for growth, a threshold not reached in Lake Saint-Pierre from fall (October) to mid-spring (May) (Le Cren 1958;

Nakashima & Leggett 1975; Power & van den Heuvel 1999; Canadian Coast Guard 2023; Mingelbier *et al.* 2024). The near absence of otolith growth during this period further supports this hypothesis. Such environmental limitation rules out growth bias, allowing the size at capture of both YOY and OYO to be placed on a comparable scale.

The survival ratios reaching or exceeding 1 suggests the relative abundance of the corresponding class index remained stable or increased following winter, thereby indicating high relative survival. For both year classes, the survival ratio neared or exceeded 1 from the 69.5 mm class index upward, suggesting that the size class between 66 mm and 73 mm represents a size threshold associated with a high probability of winter survival. These results are consistent with the conclusions of Post & Evans (1989), who found that Yellow Perch reaching 70 mm exhibited low winter mortality rates due to starvation. These findings also align with the historical decline in YOY growth, which occurred simultaneously with the recruitment decline (Magnan *et al.* 2022; MELCCFP 2025, unpublished). In the early 2000s, when recruitment began to fall sharply, the mean size of juveniles after their first growing season fell potentially under or under the 69.5 mm size index (Magnan *et al.* 2022). The simultaneity of these patterns suggests that recruitment depends on whether YOY surpass the 69.5 mm size index, further supporting the idea that the latter represents an overwinter survival threshold across both current and past year classes. Whereas most YOY before the 2000s exceeded the 69.5 mm class index threshold, resulting in size-selective mortality affecting a small portion of the population, most individuals now fall below this threshold, exposing a large part of the YOY population to overwinter mortality and limiting recruitment. This provides further evidence that the decline in size is a key explanatory factor for both past and current recruitment failures.

The 2020 year class YOY Yellow Perch exhibited body sizes consistent with the recent size distribution observed in Lake Saint-Pierre (Magnan *et al.* 2022), with a large portion of the YOY falling below the 69.5 mm index threshold, thus resulting in strong overwinter size-selective mortality. However, YOY from the 2021 year class reached unusually large body sizes, with total lengths comparable to those observed in the 1980s (Magnan *et al.* 2022). Most captured specimens exceeded the 69.5 class index, which likely helped mitigate winter size-selective mortality whether driven by top-down or bottom-up mechanisms. Such results align with the findings of Post & Prankevicius (1987), who documented size-selective mortality in a slow-growing, small-bodied Yellow Perch population, but not in a fast-growing, large-bodied one. We hypothesized that the size of individuals in a population is the main driver of the strength and pressure of size-selective mortality, favouring those that exceed a specific threshold size. This specific size could be explained by the amount of lipid reserves needed for winter survival, gape-limited predators or feeding capacity (Post & Prankevicius 1987; Miller *et al.* 1988; Mogensen & Post 2012).

The size of individuals in a year class is strongly influenced by habitat, food availability, and environmental conditions (Ebenman & Persson 1988; Erzini 1994). At the Sorel (15930) station (46°02'49.9"N 73°06'56.5"W), water temperature degree-day > 5°C (**Figure A.1**) began accumulating earlier in 2021 (April) compared to 2020 (May) (OGSL 2025). These earlier water warming prompted Yellow Perch to spawn earlier in 2021 than in 2020. Even though this earlier spawning may have given the 2021 YOY more time to grow, this factor alone cannot explain their approximately 30% larger size on average in the fall compared to the 2020 year class. Environmental factors including water temperature and differences in water levels likely influenced growth rates between years. In 2021, water temperature during the growing season was higher and globally remained closer to 20.5°C,

the thermal optimum for Yellow Perch growth in Lake Saint-Pierre, compared to 2020 (Glémet & Rodríguez 2007; OGSL 2025). Moreover, the water level at the Sorel station during the early spring was up to 1.59 m lower in 2021 than in 2020 (**Figure A.2**), a condition that is thought to favour early life growth of Yellow Perch in Lake Saint-Pierre (Fisheries and Oceans Canada 2019). Since Lake Saint-Pierre's floodplain is covered by annual crops (e.g., maize, soy), the soil remains barren in spring, (Clermont *et al.* 2023) which favours turbid water and pollutant release. When water levels are high, as in 2020, the lake's littoral zone extends into these impacted lands, causing Yellow Perch to spawn and hatch in suboptimal habitats with minimal submerged aquatic vegetation. The lack of vegetation is thought to lower the availability of food and shelters, potentially leading to slower growth and increased vulnerability to predators. In contrast, when water levels remain low, as in 2021, the lake's shores are composed of vegetation and natural structures, providing more favourable conditions for Yellow Perch reproduction and early life stages. Water temperature and water levels exhibited clear differences between years, providing measurable environmental variables that may have contributed to the observed size differences in both year classes. Overall, the growth and size distribution of a year class is also influenced by other factors, including local perturbations (Cury & Roy 1989) or the match between hatching and plankton bloom (Cushing 1990), which can be challenging to quantify *a posteriori*.

Beyond size, many studies emphasize strong selection for high growth rates but not necessarily large body size (Takasuka *et al.* 2004; Huss *et al.* 2008; Robert *et al.* 2023). Size represents a snapshot in time, whereas growth rate establishes the potential for reaching a particular future state. As a result, two fish from the same year class may have the same size on a given date but different growth rates. Although it is often the case, growth and size

selectivity do not always align in the same direction, with one type of selectivity possibly being stronger than the other (Huss *et al.* 2008). While our study does not allow for determining the relative strength of each type of selectivity, otolith microstructure shows that winter survivors exhibited faster growth rates than the overall population in the 2020 year class but not in 2021. This result is supported by the strong growth autocorrelation, indicating that individual growth rates remain proportionally consistent over time, with those exhibiting high growth rates in their early larval stage maintaining elevated growth in later stages. Even if size is a good indicator of survival within year classes, growth has been shown in some perch populations to be a better explanatory factor for survival across year classes (Huss *et al.* 2008). If this holds true for the Lake Saint-Pierre Yellow Perch population, differences in winter survival among year classes would be explained by growth rate rather than size itself. However, the simplicity of measuring the size distribution of a year class, compared to growth distribution, provides a significant advantage, making size a much more practical parameter. Since the Yellow Perch population in Lake Saint-Pierre spawns only once a year, individuals within a year class are relatively close in age, positioning growth rate as the primary determinant of size-at-age. Therefore, size can serve as a proxy for growth in this population, simplifying the prediction of year-class strength for management purpose. Both characteristics likely play a role in Lake Saint-Pierre Yellow Perch overwinter survival, although their relative importance remains uncertain.

While overwinter size-selective mortality has been widely documented, the underlying drivers of winter selectivity remain poorly understood and challenging to quantify (Hurst 2007). In many temperate fish species, including Yellow Perch, low winter temperatures reduce metabolic rates and suppress foraging activity, leading to an energy deficit (Craig 1977; Cunjak *et al.* 1998; Hurst 2007). This is notably true for Lake Saint-

Pierre, where the overwinter water temperature often fall below 2°C (OGSL 2025). Under these conditions, lipids serve as a primary energy reserve, making their accumulation essential for winter survival (Craig 1977; Cunjak *et al.* 1998; Hurst 2007). As lipid content is strongly correlated with body size, smaller individuals with lower energy reserves are at a higher risk of starvation during winter (Post & Parkinson 2001; Biro *et al.* 2004; Huss *et al.* 2008; Mogensen & Post 2012). Beyond its impact on metabolism, winter cold temperatures may also affect Yellow Perch survival by disrupting homeostasis and, in extreme conditions, causing blood plasma to freeze (Hurst 2007). Small juveniles have proportionately larger gills relative to their body size, increasing their permeability to water and ions (Johnson & Evans 1996; McCollum *et al.* 2003; Anderson & Scharf 2013). This condition makes them more vulnerable to osmotic stress, further reducing their survival under the overwinter cold conditions of Lake Saint-Pierre (Johnson & Evans 1996; McCollum *et al.* 2003; Anderson & Scharf 2013).

Besides cold and starvation, predators are believed to play a major role in shaping the size distribution of fish populations through selective predation (Hunter 1984; Wright *et al.* 1993; Fennie *et al.* 2020; Futamura *et al.* 2022; Robert *et al.* 2023). Extreme cold conditions in Lake Saint-Pierre may reduce fish locomotor performances, an effect expected to be weak in large predators but strong in small YOY Yellow Perch, further increasing their vulnerability to top-down effects (Guderley & Blier 1988; Hurst 2007). Across a wide range of fish species, prey capture success increases as prey size decreases, leading predators to target smaller individuals (Newman & Waters 1984; Ellis & Gibson 1997; Scharf *et al.* 2000; Fennie *et al.* 2020; Grausgruber & Weber 2020). This applies to Northern Pike and Walleye, the two most important fish predators of Yellow Perch in Lake Saint-Pierre (Einfalt & Wahl 1997; Campbell 1998; Nilsson & Brönmark 2000; Boivin *et al.* 2021; Boivin 2022). Both

species have been shown to be size-selective and rely on Yellow Perch as a primary food source (Einfalt & Wahl 1997; Campbell 1998; Nilsson & Brönmark 2000; Liao *et al.* 2002; James 2011). For these predators, preying on smaller individuals strongly improve their survival by allowing them to increase capture success, reduce handling time and lower the energy spent (Einfalt & Wahl 1997; Campbell 1998; Nilsson & Brönmark 2000). Both species also have morphological limitations that force them to feed on smaller prey (Einfalt & Wahl 1997; Campbell 1998; Nilsson & Brönmark 2000). Walleye and Northern Pike are gape-limited and can only feed on preys within a certain size range (Einfalt & Wahl 1997; Campbell 1998; Nilsson & Brönmark 2000). As a result, large YOY Yellow Perch that exceed the maximum consumable prey size of some individuals are less vulnerable to predation and achieve higher survival probabilities.

In natural conditions, size-selective mortality results from the combined effects of these factors rather than from each one individually. For example, the winter-induced combination of scarce food and reduced locomotion abilities could make foraging particularly challenging for smaller individuals, who are more susceptible to starvation (Guderley & Blier 1988; Post & Parkinson 2001; Biro *et al.* 2004). As a result, these fish would suffer from poor condition, becoming more vulnerable to predators (Ellis & Gibson 1997; Takasuka *et al.* 2003). Even if they manage to evade predation, their weakened state might leave them highly susceptible to death from the cold (McCollum *et al.* 2003). However, reality does not always align with theoretical expectations and many cases of absent selectivity are documented (Litvak & Leggett 1992; Mehner *et al.* 2016; Grausgruber & Weber 2020).

When investigating size selectivity within a year class over a specific period, a key premise is that the sample must be representative of the entire population. To ensure this

condition, the sampling efforts must be 1) of sufficient size, 2) independent, 3) non-selective and 4) spatially evenly distributed. We selected our samples from standardized, intensive sampling efforts conducted over several years. The sampling methods used were tested and have been shown to successfully capture fish non-selectively across a size range of 14 mm to 700 mm (Paquin & Brodeur 2021). Comparisons of fish sizes captured by beach seines and electrofishing, both in this study and in previous monitoring work (Paquin & Brodeur 2021) revealed no significant differences between the sampling methods, suggesting no sampling bias. The sampling events were also distributed to equally cover every part of the lake, ensuring uniform spatial distribution. Taken together, these measures give us confidence that our sample is representative of the entire population and accurately reflects its size distribution during the sampling period.

2.4.2 Cormorant-induced selective mortality

In 2020, Cormorants targeted larger individuals within the 2020 year class YOY and thereby induced size-selective mortality that favoured smaller individuals, in contrast to the overwinter size-selective mortality, which favours larger individuals. Due to this predation pressure, some large individuals, which might have survived the winter, were removed from the population, potentially resulting in a negative impact of Cormorants on the strength of this year class. However, the lack of size differences between YOY_{corn} and lake-sampled YOY from the 2019 year class leaves their impact across year classes uncertain. Despite the 2019 and 2020 year classes being similar in size, Cormorants fed on larger individuals in 2020 than in 2019, indicating that other external factors could have induced a shift in the size of their preys between the two years. Unfortunately, our data are insufficient to determine the causes of this change, leaving its underlying reasons unknown. Given the significant

differences in preferred size of Yellow Perch by Cormorants reported in the literature, it is likely that their size preferences in Lake Saint-Pierre vary annually (Burnett *et al.* 2002; Eisenhower & Parrish 2009; Barks *et al.* 2010). Within the ecosystem, Yellow Perch population parameters, such as YOY density, play a key role in determining Cormorant predation pressure (Rail & Chapdelaine 1998; Eisenhower & Parrish 2009). Thus, interannual shifts in prey sizes are to be expected in these waterbirds. As opportunistic apex predators in aquatic systems, Double-crested Cormorants have access to a wide range of prey and exhibit stochastic food preferences (DeBruyne *et al.* 2013). Their broad dietary flexibility enables them to adjust their feeding habits based on fluctuations in prey availability and abundance (Rail & Chapdelaine 1998). However, the annual variability in YOY_{corn} mean sizes may not reflect intrinsic selectivity by Cormorants, but instead external factors influencing which individuals are more easily captured in a given year (Eisenhower & Parrish 2009). For example, in years with lower water temperatures, Cormorants may reduce the energetic costs of diving in cold water by foraging in shallower areas, where prey tend to be smaller (Whiteside *et al.* 1985; Enstipp *et al.* 2006).

Even if Cormorant predation increases mortality rates of large individuals, it would need to be substantial to exert a significant impact on the Lake Saint-Pierre Yellow Perch population (DeBruyne *et al.* 2017). The annual proportion of YOY Yellow Perch consumed by Cormorants remains undocumented, leaving their impact on year-class strength uncertain. Although Double-crested Cormorants in Lake Saint-Pierre were estimated to consume approximately 800 kg of YOY Yellow Perch between July and October 2023, the total size of the stock is unknown (Dufour-Pelletier & Fortin-Castonguay 2024). This number is also likely to vary due to ongoing changes in fish assemblage within the lake (DeBruyne *et al.* 2013; Morissette 2018). In the future, Double-crested Cormorants may potentially switch

their diet from being dominated by Yellow Perch, to other abundant fish species, including the invasive Round Goby (*Neogobius melanostomus*) (Morissette 2018). Such dietary shifts have been observed in Cormorants in the Laurentian Great Lakes, which greatly benefited from the widespread invasion of Round Goby in North America, now relying heavily on this species as a primary food source (Madura & Jones 2016; DeBruyne *et al.* 2017). This pattern has also been documented in Lake Saint-Pierre, where Round Goby can be found in 18–50% of piscivorous fish stomachs, depending on the year (Boivin *et al.* 2021; Boivin 2022). Even if these shifts could be interpreted as reduced predation pressure on Yellow Perch, and thus a positive sign, it more likely reflects their concerning decline in abundance within Lake Saint-Pierre (Boivin *et al.* 2021; Boivin 2022).

2.5 Conclusion

The occurrence of size-selective mortality in one year class but not in the other, as documented in this study, highlights interannual variability in selection and adds nuance to the GSP (Robert *et al.* 2023). Further investigations adopting a narrower perspective are needed to clarify the relative roles of top-down and bottom-up processes in this selective mortality and their implications for Yellow Perch recruitment in Lake Saint-Pierre. Regarding Cormorants, their long-term impact on fish populations remains complex. Besides, most documented cases of prey selectivity in Cormorants focus on differences between species or across cohorts rather than size selection within a single year class (Burnett *et al.* 2002; Eisenhower & Parrish 2009; Barks *et al.* 2010; DeBruyne *et al.* 2013; DeBruyne *et al.* 2017). This study provides initial insights regarding annual interactions between Double-crested Cormorants and YOY Yellow Perch. However, the intraspecific selectivity and the factors influencing size-based predation by Double-crested Cormorants remain

unclear in Lake Saint-Pierre. Analysis of size histories recorded in the otoliths of YOY Yellow Perch consumed by Cormorants across several year classes could yield a more precise understanding of predation impacts and further evidence of potential selection patterns.

3 Conclusion générale

La présente étude visait à identifier si, dans le lac Saint-Pierre, les jeunes perchaudes de l'année subissent une mortalité sélective en fonction de la taille induite par les conditions hivernales ou par la pression de prédation exercée par les cormorans à aigrettes. Les résultats ont montré que la gamme de tailles préhivernale comprise entre 66 mm et 73 mm constitue un seuil de survie, en dessous duquel les perchaudes subissent une forte mortalité au cours de leur premier hiver. Au-delà de ce seuil, cette mortalité sélective est modérée et les individus présentent un taux de survie élevé. En 2020, les cormorans à aigrettes se sont nourris de jeunes de l'année dont la taille moyenne était supérieure à celle de la population globale, contrairement à 2019, illustrant une variabilité interannuelle dans leur prédation sur les jeunes perchaudes.

3.1 Mortalité hivernale sélective en fonction de la taille et implications

La population de perchaudes du lac Saint-Pierre présentait des caractéristiques intrinsèques propices à une mortalité sélective en fonction de la taille, dont une croissance limitée depuis le début des années 2000 et une forte variabilité individuelle de la taille (Sogard 1997). Dans la présente étude, nous avons analysé l'implication de la taille et de la croissance des jeunes de l'année sur la survie à l'hiver et sur la prédation par le cormoran à aigrettes. Durant le premier hiver des perchaudes issues de la classe d'âge 2020, les individus de petite taille ont présenté des taux de mortalité significativement plus élevés que les individus de grande taille. Ces résultats soulignent l'importance de la taille dans la survie hivernale de la population de perchaudes du lac Saint-Pierre. En revanche, la classe d'âge 2021 n'a pas connu de mortalité hivernale sélective en fonction de la taille. En 2021, les

jeunes de l'année montraient des tailles significativement plus élevées que ceux de 2020, augmentant ainsi leur résilience face aux facteurs de mortalité hivernale sélective. Ces observations suggèrent que la mortalité hivernale s'exerce selon un processus de sélection qui favorise les individus dont la taille à l'automne excède le seuil de survie. Une fois ce seuil atteint, la probabilité de survie est élevée et l'amplitude de la mortalité sélective diminue. En dessous du seuil, la probabilité de survie est faible et l'amplitude de la mortalité sélective est élevée. Cette étude apporte de nouvelles connaissances sur la dynamique de la population de perchaudes du lac Saint-Pierre, qui peut bénéficier à sa gestion. Les modèles de croissances générés permettent d'estimer la taille atteinte par les perchaudes à la fin de leur première année de croissance (octobre) en fonction de leur taille observée à une date antérieure (**Figure B.1**). Ainsi, la taille à la fin de l'année de croissance, facteur clé de la sélection hivernale facilement mesurable ou estimable, constitue un outil potentiel pour prédire la force du recrutement annuel, notamment lorsqu'elle est associée à une estimation de l'abondance. L'échantillonnage des jeunes de l'année en octobre permet d'établir une distribution des tailles et peut fournir une première estimation de l'ampleur de la mortalité hivernale attendue (Anderson 1988; Miller *et al.* 1988). Cette approche doit reposer sur un échantillonnage aléatoire et représentatif de la population. Si une grande proportion des individus d'une classe d'âge sont en dessous de la gamme de tailles seuil, ils seront exposés à une forte mortalité hivernale, réduisant ainsi la force de cette classe d'âge. Dans ce cas de figure, la probabilité de survie hivernale d'un individu sera fortement proportionnelle à sa taille. Si une partie des individus d'une classe d'âge dépasse le seuil, seule une partie de la population sera exposée à une forte mortalité hivernale sélective. Au-delà de 73 mm, les individus vont montrer de meilleures chances de survie et seront exposés à une mortalité sélective hivernale d'ampleur relativement faible. La taille étant moins limitante chez les classes d'âge dominées par des

individus de grande taille, la survie dépendra principalement de facteurs de sélection indépendants de la taille, comme le comportement ou la sévérité de l'hiver. Pour une abondance équivalente, les classes d'âge dont la structure de taille est majoritairement en dessous du seuil, équilibrée autour du seuil et majoritairement au-dessus du seuil devraient afficher des recrutements faibles, modérés et élevés, respectivement.

3.2 Limites de la taille sur le recrutement

Dans les systèmes comme le lac Saint-Pierre, où la mortalité sélective hivernale favorise les individus de grande taille, les classes d'âges émergentes devraient favoriser leur survie en étant majoritairement composées de poissons de grande taille. Toutefois, cette prédiction est rarement mesurable en milieu naturel (Sogard 1997). La survie au sein d'écosystèmes complexes est un processus multifactoriel nécessitant des adaptations spécifiques. Chaque individu adopte une stratégie de développement impliquant des compromis entre les coûts énergétiques et les bénéfices pour la survie, qui est optimisée lorsque les bénéfices sont maximisés et les coûts minimisés.

Les compromis quant à la croissance et à la taille atteinte par chaque individu apparaissent dès les premiers stades du développement (Sogard 1997). Des œufs de grande taille produisent généralement des larves de plus grande taille montrant un taux de croissance accru (Blaxter & Hempel 1963; Burns *et al.* 2021). Cependant, la production de gros œufs est contrainte par des exigences énergétiques et nutritionnelles élevées, ce qui se traduit par une réduction de la fécondité. Les femelles ajustent donc la stratégie de développement de leurs gamètes entre la production d'un nombre restreint de gros œufs, favorisant une meilleure survie des larves, et la production d'un grand nombre de petits œufs, présentant une croissance et une survie limitées (Sogard 1997; Takasuka *et al.* 2003). À la taille et au

nombre d'œufs produit s'ajoute la dimension spatiotemporelle de la ponte, particulièrement dans les milieux tempérés où la période de croissance est limitée. Une ponte hâtive permet de maximiser la taille des juvéniles dans les habitats les plus favorables à la croissance. Cependant, une reproduction trop hâtive, précédant les blooms phytoplanctoniques printaniers, exposerait les larves à un environnement pauvre en ressources alimentaires et donc à une mortalité accrue (Cushing 1990). De plus, la compétition et le risque de prédation sont susceptibles d'augmenter dans les habitats favorables à la croissance (Mittelbach 1981). Dans les deux cas, la maximisation de la taille et de la croissance n'est pas toujours optimale et peut entraîner une mortalité généralisée des larves.

Au-delà des enjeux liés à la reproduction, le comportement larvaire constitue une composante clé du recrutement. Les larves téméraires maximisent leur croissance en fréquentant des zones riches en ressources alimentaires, mais généralement associées à une pression de prédation plus élevée (Sogard 1997; Schultz *et al.* 1998). À l'inverse, les larves prudentes s'alimentent dans des zones moins productives, où les risques de prédation sont plus modérés (Sogard 1997; Schultz *et al.* 1998). La croissance réduite associée aux comportements prudents pourrait à long terme compromettre leur survie hivernale et entraîner des échecs de recrutement. En revanche, bien que la croissance rapide des larves téméraires puisse améliorer leur survie, elle s'accompagne d'une mortalité potentiellement plus élevée. La survie optimale ne repose pas uniquement sur une croissance élevée, mais sur un compromis entre les apports énergétiques et l'exposition aux facteurs de mortalité (Sogard 1997; Schultz *et al.* 1998). Ainsi, les poissons optimisent le recrutement par un compromis entre la croissance et la survie.

La taille des jeunes stades de vie est limitée par des contraintes environnementales et physiologiques. Chez certaines espèces tempérées comme la perchaude, les hivers courts et

peu rigoureux induisent une réduction de la taille des œufs, du succès d'éclosion et de la taille des larves (Farmer *et al.* 2015). Un second facteur limitant la croissance des poissons est la disponibilité des ressources alimentaires (Le Pape & Bonhommeau 2013). Les aires de croissance des jeunes stades de vie sont généralement riches en ressources alimentaires, mais peuvent être le siège de fortes compétitions inter- et intraspécifiques (Nunn *et al.* 2011). La compétition restreint l'accès aux ressources, obligeant les individus moins efficaces à se contenter de ressources limitées ou à modifier leur régime alimentaire, ce qui entrave leur croissance. Ce phénomène de compétition intra- et interspécifique est présent au lac Saint-Pierre et touche potentiellement la perchaude, notamment en raison des changements observés au sein des habitats et de la colonisation de l'écosystème par des espèces exotiques envahissantes (Hudon *et al.* 2012; Giacomazzo *et al.* 2020; Laporte *et al.* 2025). S'ajoutent à ces contraintes pour la croissance les limites associées aux capacités physiologiques intrinsèques de chaque individu. L'ingestion alimentaire et la conversion des ressources en tissus somatiques sont restreintes par la capacité stomacale et le taux métabolique (Sogard 1997). Ces capacités présentent des seuils maximaux, qui montrent une variabilité interindividuelle marquée, empêchant certains individus d'atteindre des taux de croissance élevés, même dans des conditions optimales. De plus, les prédateurs aviaires, dont les cormorans à aigrettes, montrent dans de nombreux écosystèmes une préférence pour les individus de grande taille, atténuant ainsi les bénéfices de la taille sur la survie des poissons (Sogard 1997).

3.3 La prédation par les cormorans à aigrettes

La forte augmentation du nombre de cormorans à aigrettes nichant et faisant halte à l'automne au lac Saint-Pierre au début des années 2000 a suscité des préoccupations quant à

son impact potentiel sur le stock de perchaudes déjà en déclin. Par mesure de précaution, compte tenu de l'état préoccupant de la perchaude, des mesures de contrôle ont été mises en place au lac Saint-Pierre (MRNF 2013; Magnan *et al.* 2022). La première mesure, mise en place en 2008, a consisté à stériliser des œufs de cormorans en les enrobant d'huile végétale, limitant ainsi la reproduction. Cette méthode a été suivie d'essais de contrôle par abattage, mis en place en 2012. Les campagnes d'abattage ont permis de récupérer les estomacs des cormorans et de caractériser leur alimentation. Plus récemment, pour réduire l'abondance des cormorans en période de migration automnale, des dispositifs d'exclusion ont été installés sur les îlots rocheux d'aide à la navigation situés au centre du lac et sur lesquels les cormorans se reposent durant la nuit (Dufour-Pelletier & Fortin-Castonguay 2024). Notre étude avait pour objectif secondaire de déterminer si les cormorans exercent une prédation sélective en fonction de la taille sur les jeunes perchaudes de l'année. Les données ont montré que les cormorans ont exercé une prédation favorisant les gros individus en 2020, mais pas en 2019. La prédation observée en 2020 ciblait principalement les jeunes de l'année de grande taille, qui ont un grand potentiel de survie au premier hiver. La transition d'une prédation indépendante de la taille en 2019 à une prédation taille-dépendante en 2020 est encore mal comprise et ses causes demeurent méconnues. Alors que les résultats de 2020 soulignent l'importance de la taille dans la prédation des cormorans, les résultats de 2019 suggèrent que d'autres facteurs indépendants de la taille pourraient aussi intervenir. La position des cormorans, en tant que prédateurs opportunistes dans le lac Saint-Pierre, leur confère une grande flexibilité alimentaire. De plus, leur appartenance au milieu terrestre introduit des facteurs environnementaux supplémentaires, tels que la profondeur de l'eau, qui influencent significativement la prédation et interagissent avec la taille des proies (Troynikov *et al.* 2013; Vilches *et al.* 2013). Ces spécificités complexifient la mise en évidence des tailles

préférentielles des juvéniles ciblées par les cormorans. Afin de combler ces lacunes de connaissances, il est primordial de prélever les otolithes des jeunes perchaudes de l'année ingérées par les cormorans et de comparer leur croissance juvénile avec la population globale. Les études portant sur les cormorans à aigrettes doivent également inclure un plus large éventail de classes d'âge afin d'évaluer leurs impacts au sein de chaque classe d'âge et entre les différentes classes d'âge. Il serait ainsi pertinent de déterminer si la pression de prédation qu'ils exercent constitue une menace significative pour la population de perchaudes du lac Saint-Pierre. Afin d'éviter de biaiser les résultats, une telle analyse devrait non seulement intégrer les données de prédation, mais également les paramètres de survie juvénile en fonction des caractéristiques intrinsèques. Si le taux de prélèvement des perchaudes par les cormorans est insuffisant pour engendrer un déclin notable des jeunes de l'année, leur impact pourrait sembler négligeable sur le recrutement et la dynamique de la population. Cependant, si cette prédation, bien que modérée, cible les grands individus, elle pourrait ne laisser subsister que de petits juvéniles vulnérables aux conditions hivernales, accentuant ainsi indirectement la mortalité. L'importance des cormorans sur le recrutement de la perchaude pourrait donc être plus important qu'il n'y paraît et potentiellement non négligeable.

3.4 Perspectives et complément d'étude

Les résultats de cette étude ont montré l'importance de la taille sur le recrutement de la population de perchaudes du lac Saint-Pierre. La mise en évidence d'un seuil de taille au-delà duquel la survie hivernale est élevée constitue une étape essentielle au suivi de la perchaude du lac Saint-Pierre, à la compréhension du recrutement et des facteurs qui ont contribué à son déclin. En revanche, nos données ne permettent pas de quantifier précisément l'ampleur de la mortalité. Pour répondre à cette problématique, nous proposons, en

complément de notre étude, une adaptation du suivi de la taille des jeunes perchaudes de l'année. Nous suggérons d'ajouter au suivi existant des jeunes de l'année, réalisé en octobre, un échantillonnage standardisé des jeunes de l'année en août ainsi qu'un échantillonnage des survivants à l'hiver, idéalement en mai. Concernant les survivants à l'hiver, les échantillonnages réalisés par le Réseau de suivi ichtyologique (RSI) pourraient également être utilisés. Ces trois échantillonnages devront inclure des mesures de taille et des calculs d'abondance. En comparant les tailles et les abondances relatives des jeunes de l'année échantillonnés en octobre et des survivants à l'hiver, nous pourrions quantifier l'ampleur de la mortalité sélective documentée dans notre étude pour chaque classe de taille. L'impact des cormorans sur les jeunes de l'année pourrait également être évalué en comparant la mortalité globale estimée à partir de la variation d'abondance observée entre août et octobre, à la mortalité attribuable aux cormorans durant cette même période, calculée à partir des données des contenus stomacaux (Dufour-Pelletier & Fortin-Castonguay 2024). Par ailleurs, il serait également important de prélever les otolithes lapilli des jeunes perchaudes de l'année ingérées par les cormorans afin de comparer leur historique de taille avec celui de la population globale de jeunes de l'année. Cette analyse supplémentaire permettrait d'uniformiser la méthodologie et d'éviter les biais liés à la modélisation des tailles rétrocalculées effectuée dans la présente étude.

Comme montré précédemment, la réduction significative de la croissance des jeunes perchaudes du lac Saint-Pierre est alarmante pour le recrutement du stock (Mailhot *et al.* 2015; Magnan *et al.* 2022). Cependant, l'identification des causes de ce déclin de taille est complexe et peu explorée. L'hypothèse actuelle la plus probable est que la baisse de croissance reflète la dégradation des environnements aquatiques naturels dans le lac Saint-Pierre. La construction d'infrastructures telles que l'autoroute 40 et l'endiguement des terres

dans la zone littorale du lac entrave la libre circulation des poissons entre leurs habitats (de la Chenelière *et al.* 2014). Bien que des conduites de drainage permettent à certains endroits le déplacement des poissons, ces aménagements restent insuffisants pour assurer une connectivité optimale entre les habitats (Brodeur *et al.* 2004; de la Chenelière *et al.* 2014). Ainsi, l'accès aux habitats favorables au développement des jeunes perchaudes est potentiellement restreint, les contraignant à occuper des milieux moins optimaux pour leur croissance (Brodeur *et al.* 2004). À ces infrastructures littorales s'ajoutent des aménagements physiques, tels que la construction d'îlots artificiels et l'aménagement d'un chenal de navigation. Ces modifications ont altéré profondément l'hydrographie du lac et de ses chenaux, influençant ainsi les dynamiques écologiques essentielles aux perchaudes et aux habitats aquatiques (de la Chenelière *et al.* 2014). Enfin, l'intensification des pratiques agricoles dans la zone littorale a conduit, au cours des dernières décennies, à une transition des cultures pérennes vers des cultures annuelles intensives (Jobin & Brodeur 2023). En conséquence, une partie importante des habitats de reproduction et de croissance de la perchaude et d'autres espèces de poissons a été perdue (Paquin *et al.* 2024). Il est très probable qu'un tel impact sur le milieu ait réduit la richesse des habitats, limitant ainsi leur établissement, leur alimentation et, par extension, leur croissance (Paquin *et al.* 2024).

De plus, le lac Saint-Pierre est exposé aux eaux usées provenant de plusieurs villes situées dans son bassin versant et aux sources de pollution diffuses d'origine agricole (de la Chenelière *et al.* 2014; Giacomazzo *et al.* 2020). Les activités agricoles intensives engendrent des apports de nutriments et de pesticides dans le lac Saint-Pierre et ses tributaires, qui ont contribué à une détérioration de la qualité de l'eau (Hudon *et al.* 2012; Giacomazzo *et al.* 2020; Laporte *et al.* 2023). La turbidité moyenne de l'eau du lac a triplé depuis le début des années 2000, réduisant significativement la profondeur de la zone photique et la quantité de

lumière pénétrant dans la colonne d'eau (Giacomazzo *et al.* 2020; Laporte *et al.* 2023). Dans certaines portions du lac, ces nouvelles conditions environnementales ont été particulièrement défavorables à la végétation aquatique submergée, dont l'abondance a drastiquement chuté depuis le milieu des années 2000 au profit des cyanobactéries benthiques (Hudon *et al.* 2012; Laporte *et al.* 2023). Le bouleversement des communautés benthiques a appauvri les ressources alimentaires pour les poissons et compromis la qualité des habitats de croissance juvénile (Poirier *et al.* 2010; Hudon *et al.* 2012). La perte de végétation aquatique submergée se reflète par un ralentissement de la croissance des jeunes perchaudes, ce qui pourrait avoir contribué aux déficits importants observés dans le recrutement depuis le début des années 2000 comme mentionné dans cette étude.

L'effectif actuel et le recrutement de la perchaude du lac Saint-Pierre ne sont pas suffisants pour supporter une pêche durable et viable au long terme (Brodeur *et al.* 2022). Le rétablissement du stock nécessite une augmentation du recrutement annuel et dépend donc de la survie des jeunes de l'année. En plus de l'interdiction du prélèvement commercial et récréatif, une restauration significative des habitats est nécessaire pour favoriser la reproduction, la croissance et la survie des jeunes stades. Le rétablissement des habitats de reproduction et de croissance de la perchaude du lac Saint-Pierre requiert une implication multidisciplinaire et à grande échelle.

Liste de références

- Allan JD, Abell R, Hogan Z, Revenga C, Taylor BW, Welcomme RL et Winemiller K. 2005. Overfishing of inland waters. *BioScience*, 55 : 1041-1051.
- Anderson DA et Scharf FS. 2013. The effect of variable winter severity on size-dependent overwinter mortality caused by acute thermal stress in juvenile red drum (*Sciaenops ocellatus*). *ICES Journal of Marine Science*, 71 : 1010-1021.
- Anderson JT. 1988. A review of size dependent survival during pre-recruit stages of fishes in relation to recruitment. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science*, 8 : 55-66.
- Arthington AH, Dulvy NK, Gladstone W et Winfield IJ. 2016. Fish conservation in freshwater and marine realms: Status, threats and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26 : 838-857.
- Barks PM, Doucette JL et Somers CM. 2010. Lack of angling-sized yellow perch in a Canadian Boreal Lake: Potential influences of growth rate, diet, and predation by double-crested cormorants. *Transactions of the American Fisheries Society*, 139 : 1029-1040.
- Bing Maps. 2025. Satellite Imagery.
- Biro PA, Morton AE, Post JR et Parkinson EA. 2004. Over-winter lipid depletion and mortality of age-0 rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61 : 1513-1519.
- Black EC. 1953. Upper lethal temperatures of some British Columbia freshwater fishes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 10 : 196-210.
- Blanco E, Reglero P, Ortega A, de la Gándara F et Folkvord A. 2018. Size-selective mortality of laboratory-reared Atlantic bluefin tuna larvae: Evidence from microstructure analysis of otoliths during the piscivorous phase. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 509 : 36-43.
- Blaxter JHS et Hempel G. 1963. The influence of egg size on herring larvae (*Clupea harengus l.*). *ICES Journal of Marine Science*, 28 : 211-240.
- Boivin V. 2022. Régime alimentaire des poissons capturés dans le cadre du Réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent: Secteurs du lac Saint-Pierre et de Bécancour-Batiscan en 2021. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de Lanaudière et des Laurentides, 27 p. + annexes.
- Boivin V, Vachon N et Brodeur P. 2021. Régime alimentaire des poissons capturés dans le cadre du Réseau de suivi ichtyologique du fleuve Saint-Laurent: Archipel du lac Saint-Pierre

2020. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de Lanaudière et des Laurentides, rapport d'activité, 13 p. + annexe.

Brodeur P, Mingelbier M et Morin J. 2004. Impacts des variations hydrologiques sur les poissons des marais aménagés le long du Saint-Laurent fluvial. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec, 60 p.

Brodeur P, Dumont P, Magnan P, Paquin É, Paradis Y, Vachon N et Mailhot Y. 2022. Évaluation par simulation de la capacité du stock de perchaudes du Lac Saint-Pierre à soutenir une pêche durable. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.

Brothers EB. 1981. Correlations between otolith microstructure, growth, and life history transition in newly recruited French grunts [*Haemulon flavolineatum* (Desmarest), *Haemulidae*]. Rapports et procès-verbaux des réunions du Conseil international pour l'Exploration de la Mer, 178 : 369-374.

Burnett JAD, Ringler NH, Lantry BF et Johnson JH. 2002. Double-Crested Cormorant Predation on Yellow Perch in the Eastern Basin of Lake Ontario. Journal of Great Lakes Research, 28 : 202-211.

Burns CM, Pepin P, Plourde S, Veillet G, Sirois P, Robert D et Dolgov A. 2021. Revealing the relationship between feeding and growth of larval redbait (*Sebastes* sp.) in the Gulf of St. Lawrence. ICES Journal of Marine Science, 78 : 3757-3766.

Caie P et Shima JS. 2019. Patterns of selective predation change with ontogeny but not density in a marine fish. Oecologia, 189 : 123-132.

Campana SE. 1990. How reliable are growth back calculations based on otoliths. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 47 : 2219-2227.

Campana SE. 1992. Measurement and interpretation of the micro-structure of fish otoliths. Dans : Stevenson DK et Campana SE édés. Otolith microstructure examination and analysis. Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences, p. 59-71.

Campbell EA. 1998. Predation by small walleyes on yellow perch: Effects of prey size distribution. Transactions of the American Fisheries Society, 127 : 588-597.

Canadian Coast Guard. 2023. Water temperature - St. Lawrence Ship Channel. Consulté le 04 Février 2025, <https://e-navigation.canada.ca/topics/water-levels/central/temperatures-en?type=historical&location=sor>

Carpenter SR, Fisher SG, Grimm NB et Kitchell JF. 1992. Global change and freshwater ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics, 23 : 119-139.

Chambers R et Miller T. 1995. Evaluating fish growth by means of otolith increment analysis: Special properties of individual-level longitudinal data. Dans : Secor DH, *et al.* édés.

Recent Developments in Fish Otolith Research. University of South Carolina Press, Columbia, SC., p. 155-175.

Chambers RC et Leggett WC. 1987. Size and age at metamorphosis in marine fishes: An analysis of laboratory-reared winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) with a review of variation in other species. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 44 : 1936-1947.

Chen Y, Qu X, Xiong F, Lu Y, Wang L et Hughes RM. 2020. Challenges to saving China's freshwater biodiversity: Fishery exploitation and landscape pressures. Ambio, 49 : 926-938.

Clermont M, Kinnard C, Dubé-Richard D, Campeau S, Bordeleau P-A, de Grandpré A, Ziyad J et Roy A. 2023. Using remote sensing to assess how intensive agriculture impacts the turbidity of a fluvial lake floodplain. Journal of Great Lakes Research, 49 : 102240.

Collingsworth PD et Marschall EA. 2011. Identifying relationships between catches of spawning condition yellow perch and environmental variables in the western basin of Lake Erie. Transactions of the American Fisheries Society, 140 : 31-36.

Craig JF. 1977. The body composition of adult perch, *Perca fluviatilis* in windermere, with reference to seasonal changes and reproduction. Journal of Animal Ecology, 46 : 617-632.

Cunjak RA, Prowse TD et Parrish DL. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: "the season of parr discontent"? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55 : 161-180.

Cury P et Roy C. 1989. Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46 : 670-680.

Cushing DH. 1975. Marine ecology and fisheries. Cambridge University Press.

Cushing DH. 1990. Plankton production and year-class strength in fish populations: An update of the match/mismatch hypothesis. Dans : Blaxter JHS et Southward AJ édés. Advances in Marine Biology. Academic Press, p. 249-293.

de la Chenelière V, Brodeur P et Mingelbier M. 2014. Restauration des habitats du Lac Saint-Pierre : Un prérequis au rétablissement de la perchaude. Le Naturaliste canadien, 138 : 50-61.

DeBruyne RL, Fielder DG, Roseman EF et Butchko PH. 2017. Exploring potential effects of cormorant predation on the fish community in Saginaw Bay, Lake Huron. Journal of Great Lakes Research, 43 : 387-393.

DeBruyne RL, Coleman JTH, Jackson JR, Rudstam LG et VanDeValk AJ. 2013. Analysis of prey selection by double-crested cormorants: A 15-year diet study in Oneida Lake, New York. Transactions of the American Fisheries Society, 142 : 430-446.

- Dorgham MM. 2014. Effects of eutrophication. Dans : Ansari AA et Gill SS éd. Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Springer, Dordrecht, p. 29-44.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z, Knowler DJ, Leveque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny ML et Sullivan CA. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews, 81 : 163-182.
- Dufour-Pelletier S et Fortin-Castonguay V. 2024. Réduction de la pression de prédation occasionnée par les cormorans à aigrette en migration automnale au lac Saint-Pierre : Évaluation de l'efficacité des dispositifs dissuasifs aux sites de repos à l'été et l'automne 2023. Nation W8banaki, 38 pages et annexes.
- Ebenman B et Persson L. 1988. Introduction dynamics of size-structured populations: An overview. Dans : Ebenman B et Persson L éd. Size-Structured Populations. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 3-9.
- Einfalt LM et Wahl DH. 1997. Prey selection by juvenile walleye as influenced by prey morphology and behavior. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 54 : 2618-2626.
- Eisenhower MD et Parrish DL. 2009. Double-crested cormorant and fish interactions in a shallow basin of Lake Champlain. Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology, 32 : 388-399.
- Ellis T et Gibson RN. 1997. Predation of 0-group flatfishes by 0-group cod: Handling times and size selection. Marine Ecology Progress Series, 149 : 83-90.
- Enstipp MR, Gremillet D et Jones DR. 2006. The effects of depth, temperature and food ingestion on the foraging energetics of a diving endotherm, the double-crested cormorant (*Phalacrocorax auritus*). The Journal of Experimental Biology, 209 : 845-859.
- Erzini K. 1994. An empirical study of variability in length-at-age of marine fishes. Journal of Applied Ichthyology, 10 : 17-41.
- FAO. 2022. The state of world fisheries and aquaculture 2022 –Towards blue transformation. Rome.
- FAO. 2024. The state of world fisheries and aquaculture 2024 – Blue transformation in action. FAO, Rome.
- Farmer TM, Marschall EA, Dabrowski K et Ludsins SA. 2015. Short winters threaten temperate fish populations. Nature Communications, 6 : 7724.
- Fennie HW, Sponaugle S, Daly EA et Brodeur RD. 2020. Prey tell: What quillback rockfish early life history traits reveal about their survival in encounters with juvenile coho salmon. Marine Ecology Progress Series, 650 : 7-18.

Fielder DG. 2010. Response of yellow perch in Les Cheneaux Islands, Lake Huron to declining numbers of double-crested cormorants stemming from control activities. *Journal of Great Lakes Research*, 36 : 207-214.

Fisheries and Oceans Canada. 2019. Station inventory data. Consulté le 03 Février 2025, <https://www.isdm-gdsi.gc.ca/isdm-gdsi/twl-mne/inventory-inventaire/sd-ds-eng.asp?no=15930&user=isdm-gdsi®ion=LAU>

Forney JL. 1971. Development of dominant year classes in a yellow perch population. *Transactions of the American Fisheries Society*, 100 : 739-749.

Fox J et Weisberg S. 2019. *An R companion to applied regression*. Thousand Oaks CA: Sage.

Friedrich S, Konietschke F et Pauly M. 2023. MANOVA.RM: Resampling-based analysis of multivariate data and repeated measures designs. R package version 0.5.4. doi:10.32614/CRAN.package.MANOVA.RM.

Futamura R, Morita K, Kanno Y et Kishida O. 2022. Size-selective mortality occurs in smolts during a seaward migration, but not in river residents, in masu salmon (*Oncorhynchus masou*). *Environmental Biology of Fishes*, 105 : 1833-1843.

Garrido S, Ben-Hamadou R, Santos AMP, Ferreira S, Teodósio MA, Cotano U, Irigoien X, Peck MA, Saiz E et Ré P. 2015. Born small, die young: Intrinsic, size-selective mortality in marine larval fish. *Scientific Reports*, 5 : 17065.

Giacomazzo M, Bertolo A, Brodeur P, Massicotte P, Goyette J-O et Magnan P. 2020. Linking fisheries to land use: How anthropogenic inputs from the watershed shape fish habitat quality. *Science of The Total Environment*, 717 : 135377.

Glémet H et Rodríguez MA. 2007. Short-term growth (RNA/DNA ratio) of yellow perch (*Perca flavescens*) in relation to environmental influences and spatio-temporal variation in a shallow fluvial lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64 : 1646-1655.

Gliwicz ZM. 2002. On the different nature of top-down and bottom-up effects in pelagic food webs. *Freshwater Biology*, 47 : 2296-2312.

Gouvernement du Québec. 2022. Reconstitution du moratoire de la pêche à la perchaude au lac Saint-Pierre et dans les secteurs du fleuve Saint-Laurent compris entre le pont Laviolette et Saint-Pierre-Les-Becquets. Gouvernement du Québec.

Grausgruber EE et Weber MJ. 2020. Is bigger better? Evaluation of size-selective predation on age-0 walleye. *North American Journal of Fisheries Management*, 40 : 726-732.

Green BS et Fisher R. 2004. Temperature influences swimming speed, growth and larval duration in coral reef fish larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 299 : 115-132.

- Grolemund G et Wickham H. 2011. Dates and times made easy with lubridate. *Journal of Statistical Software*, 40 : 1 - 25.
- Guderley H et Blier P. 1988. Thermal acclimation in fish: Conservative and labile properties of swimming muscle. *Canadian Journal of Zoology*, 66 : 1105-1115.
- Gutowsky LFG, Giacomini HC, de Kerckhove DT, Mackereth R, McCormick D et Chu C. 2019. Quantifying multiple pressure interactions affecting populations of a recreationally and commercially important freshwater fish. *Global Change Biology*, 25 : 1049-1062.
- Harvey AH et Friend DG. 2004. Physical properties of water. Dans : Palmer DA, *et al.* éd. *Aqueous systems at elevated temperatures and pressures*. Academic Press, London, UK, p. 1-27.
- Heidinger JG et Kayes TB. 1986. Yellow perch. Dans : Stickney RR éd. *Culture of non-salmonid freshwater fishes*. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 103-113.
- Hjort J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern europe viewed in the light of biological research. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International Pour L'Exploration de la Mer*, 228 p.
- Holzman R, China V, Yaniv S et Zilka M. 2015. Hydrodynamic constraints of suction feeding in low reynolds numbers, and the critical period of larval fishes. *Integr Comp Biol*, 55 : 48-61.
- Houde ED. 1987. Fish early life dynamics and recruitment variability. *American Fisheries Society Symposium*, 2 : 17-29.
- Houde ED. 2008. Emerging from Hjort's shadow. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 41 : 53-70.
- Houde ED. 2016. Recruitment variability. Dans : Jakobsen T, *et al.* éd. *Fish reproductive biology: Implications for assessment and management*. John Wiley and Sons, Ltd, p. 98-187.
- Hovenkamp F. 1992. Growth-dependent mortality of larval plaice *Pleuronectes platessa* in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 82 : 95-101.
- Hudon C, Cattaneo A, Tourville Poirier A-M, Brodeur P, Dumont P, Mailhot Y, Amyot J-P, Despatie S-P et de Lafontaine Y. 2012. Oligotrophication from wetland epuration alters the riverine trophic network and carrying capacity for fish. *Aquatic Sciences*, 74 : 495-511.
- Hunter JR. 1981. Feeding ecology and predation of marine fish larvae. Dans : Lasker R éd. *Marine fish larvae Morphology, ecology and relation to fisheries*. University of Washington Press, Seattle, p. 34-77.

- Hunter JR. 1984. Inferences regarding predation on the early life stages of cod and other fishes. Dans : Dahl E, *et al.* éds. The propagation of cod *Gadus morhua*. Institute of Marine Research, Flødevigen Biological Station, p. 533-562.
- Hurst TP. 2007. Causes and consequences of winter mortality in fishes. *Journal of Fish Biology*, 71 : 315-345.
- Huss M, Byström P, Strand Å, Eriksson L-O et Persson L. 2008. Influence of growth history on the accumulation of energy reserves and winter mortality in young fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65 : 2149-2156.
- James SD. 2011. The feeding pattern and daily ration of a top carnivore, the northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Zoology*, 57 : 2121-2127.
- Jobin B et Brodeur P. 2023. Changements de l'occupation du sol de la plaine inondable du lac Saint-Pierre de 1950 à 2016 et perspectives pour la restauration des milieux naturels. *Le Naturaliste canadien*, 147 : 14-26.
- Johnson TB et Evans DO. 1996. Notes: Temperature constraints on overwinter survival of age-0 white perch. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125 : 466-471.
- Kayes TB et Calbert HE. 1979. Effects of photoperiod and temperature on the spawning of yellow perch (*Perca flavescens*). *Proceedings of the World Mariculture Society*, 10 : 306-316.
- Korkmaz S, Goksuluk D et Zararsiz G. 2014. MVN: An R Package for Assessing Multivariate Normality. *The R Journal*, 6 : 151.
- Laporte M, Giacomazzo M, Ragot-Peere R, Gagnon M-J, Brodeur P, Paquin É, Bernatchez S, Bégin PN, Mingelbier M, Paradis Y et Pouliot R. 2025. La transformation du lac Saint-Pierre: plus qu'une histoire de perchaude. *Canadian Journal of Zoology*, 103 : 1-15.
- Laporte M, Gagnon M-J, Bégin PN, Brodeur P, Paquin É, Mainguy J, Mingelbier M, Côté C, Lecomte F, Beauvais C, Taranu ZE, Paradis Y et Pouliot R. 2023. Déclin de la végétation aquatique submergée au lac Saint-Pierre de 2002 à 2021. *Le Naturaliste canadien*, 147 : 69-81.
- Lasker R. 1978. The relations between oceanographic conditions and larval anchovy food in the California Current: Identification of factors contributing to recruitment failure. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 173 : 212-230.
- Lasker R, Feder HM, Theilacker GH et May RC. 1970. Feeding, growth, and survival of *Engraulis mordax* larvae reared in the laboratory. *Marine Biology*, 5 : 345-353.

- Le Cren ED. 1958. Observations on the growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) over twenty-two years with special reference to the effects of temperature and changes in population density. *Journal of Animal Ecology*, 27 : 287-334.
- Le Pape O et Bonhommeau S. 2013. The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. *Fish and Fisheries*, 16 : 373-398.
- Leclerc EM, Mailhot Y, Mingelbier M et Bernatchez L. 2008. The landscape genetics of yellow perch (*Perca flavescens*) in a large fluvial ecosystem. *Molecular Ecology*, 17 : 1702-1717.
- Leclerc V, Sirois P, Planas D et Bérubé P. 2011. Diet and feeding success of fast-growing yellow perch larvae and juveniles in perturbed boreal lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 140 : 1193-1205.
- Lenth RV. 2022. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.8.3. doi:10.32614/CRAN.package.emmeans.
- Liao H, Pierce CL et Larscheid JG. 2002. Diet dynamics of the adult piscivorous fish community in Spirit Lake, Iowa, USA 1995–1997. *Ecology of Freshwater Fish*, 11 : 178-189.
- Litvak MK et Leggett WC. 1992. Age and size-selective predation on larval fishes: The bigger-is-better hypothesis revisited. *Marine Ecology Progress Series*, 81 : 13-24.
- Lüdecke D, Ben-Shachar M, Patil I, Waggoner P et Makowski D. 2021. performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. *Journal of Open Source Software*, 6.
- Madura PT et Jones HP. 2016. Invasive species sustain double-crested cormorants in southern Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 42 : 413-420.
- Magnan P. 2002. Avis scientifique sur l'état des stocks de perchaudes au lac Saint-Pierre, les indicateurs biologiques utilisés pour effectuer son suivi et la pertinence de protéger la période de fraye de façon partielle ou totale. Chaire de recherche en écologie des eaux douces, Université du Québec à Trois-Rivières, 52 p.
- Magnan P, Brodeur P, Paquin É, Vachon N, Paradis Y, Dumont P et Mailhot Y. 2017. État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre en 2016. Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre. Chaire de recherche du Canada en écologie des eaux douces, Université du Québec à Trois-Rivières et ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. vii + 34 pages + annexes.
- Magnan P, Paquin E, Brodeur P, Paradis Y, Vachon N, Dumont P et Mailhot Y. 2022. État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre et du secteur pont Laviolette – Saint-Pierre-les-Becquets en 2021. Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. iv + 49 pages et annexes.

- Mailhot Y, Dumont P, Paradis Y, Brodeur P, Vachon N, Mingelbier M, Lecomte F et Magnan P. 2015. Yellow perch (*Perca flavescens*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada): Population dynamics and management in a river with contrasting pressures. Dans : Couture P et Pyle G éds. *Biology of Perch*. CRC Press, p. 101-147.
- Marcek BJ, Farmer TM, Marschall EA, Petris G et Ludsins SA. 2021. Ecosystem change as a driver of fish recruitment dynamics: A case study of two Lake Erie yellow perch populations. *Freshwater Biology*, 66 : 1149-1168.
- Marsden JE et Robillard SR. 2004. Decline of yellow perch in southwestern Lake Michigan, 1987–1997. *North American Journal of Fisheries Management*, 24 : 952-966.
- Mateo I, Durbin E, Appeldoorn R, Adams A, Juanes F et Durant D. 2011. Inferred growth of juvenile french grunts, *Haemulon flavolineatum*, and schoolmaster, *Lutjanus apodus*, in mangrove and seagrass habitats. *Bulletin of Marine Science*, 87 : 339-350.
- McCollum AB, Bunnell DB et Stein RA. 2003. Cold, northern winters: The importance of temperature to overwinter mortality of age-0 white crappies. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132 : 977-987.
- Meekan MG et Fortier L. 1996. Selection for fast growth during the larval life of Atlantic cod *Gadus morhua* on the Scotian Shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 137 : 25-37.
- Mehner T, Keeling C, Emmrich M, Holmgren K, Argillier C, Volta P, Winfield IJ et Brucet S. 2016. Effects of fish predation on density and size spectra of prey fish communities in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73 : 506-518.
- Miller TJ, Crowder LB, Rice JA et Marschall EA. 1988. Larval size and recruitment mechanisms in fishes: Toward a conceptual framework. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 : 1657-1670. doi : 10.1139/f88-197.
- Mingelbier M, Brodeur P et Morin J. 2005. Recommandations concernant les poissons et leurs habitats dans le Saint-Laurent fluvial et évaluation des critères de régularisation du système lac Ontario–Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche sur la faune, 141 p.
- Mingelbier M, Chion C, Lagrois D, Roca IT et Senecal J-F. 2024. Open-air acoustic laboratory in a world biosphere reserve: The case of lake Saint-Pierre, Canada. Dans : Popper AN, *et al.* éds. *The effects of noise on aquatic life: Principles and practical considerations*. Springer International Publishing, Cham, p. 479-495.
- Mittelbach GG. 1981. Foraging efficiency and body size: A study of optimal diet and habitat use by bluegills. *Ecology*, 62 : 1370-1386.

- Mogensen S et Post JR. 2012. Energy allocation strategy modifies growth–survival trade-offs in juvenile fish across ecological and environmental gradients. *Oecologia*, 168 : 923-933.
- Morissette O. 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.
- MRNF. 2013. Restauration du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre : Bilan des essais de contrôle par abattage du cormoran à aigrettes réalisés au lac Saint Pierre en 2012. *Trois-Rivières*, 4 p.
- Nakashima BS et Leggett WC. 1975. Yellow perch (*Perca flavescens*) biomass responses to different levels of phytoplankton and benthic biomass in Lake Memphremagog, Quebec–Vermont. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32 : 1785-1797.
- Neilson JD. 1992. Sources of error in otolith microstructure examination. Dans : Stevenson DK et Campana SE édés. *Otolith microstructure examination and analysis*. Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences, p. 115-125.
- Newman RM et Waters TF. 1984. Size-selective predation on *Gammarus pseudolimnaeus* by trout and sculpins. *Ecology*, 65 : 1535-1545.
- Nilsson PA et Brönmark C. 2000. Prey vulnerability to a gape-size limited predator: Behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. *Oikos*, 88 : 539-546.
- Nunn AD, Tewson LH et Cowx IG. 2011. The foraging ecology of larval and juvenile fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22 : 377-408.
- OGSL. 2025. Conditions maritimes. Consulté le 22 Avril 2025, <https://ogsl.ca/conditions/>
- Øiestad V. 1985. Predation on fish larvae as a regulatory force, illustrated in mesocosm studies with large groups of larvae. *NAFO Scientific Council Studies*, 8 : 25-32.
- Oliver ECJ, Donat MG, Burrows MT, Moore PJ, Smale DA, Alexander LV, Benthuyssen JA, Feng M, Sen Gupta A, Hobday AJ, Holbrook NJ, Perkins-Kirkpatrick SE, Scannell HA, Straub SC et Wernberg T. 2018. Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications*, 9 : 1324.
- Ovegård MK, Jepsen N, Bergenius Nord M et Petersson E. 2021. Cormorant predation effects on fish populations: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 22 : 605-622.
- Pannella G. 1971. Fish otoliths: Daily growth layers and periodical patterns. *Science*, 173 : 1124-1127.

Paquin E et Brodeur P. 2021. Efficacité d'une embarcation de pêche électrique à échantillonner le littoral du lac Saint-Pierre Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Mauricie et du Centre-du-Québec , 5 p. + annexe.

Paquin É, Vachon N, Paradis Y, Côté C et Brodeur P. 2018. Synthèse de l'état de situation des espèces de poissons d'intérêt sportif au lac Saint-Pierre en 2016. Direction de la gestion de la faune de la Mauricie et du Centre-du-Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 4 p.

Paquin É, Brodeur P, Vaillancourt M, Poulin M, Bourgeois B et Rodríguez MA. 2024. Végétation propice à la reproduction de la perchaude et du grand brochet et gestion des prairies dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre. *Le Naturaliste canadien*, 148 : 46-57.

Paradis AR, Pepin P et Brown JA. 1996. Vulnerability of fish eggs and larvae to predation: review of the influence of the relative size of prey and predator. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 : 1226-1235.

Peck MA, Reglero P, Takahashi M et Catalán IA. 2013. Life cycle ecophysiology of small pelagic fish and climate-driven changes in populations. *Progress in Oceanography*, 116 : 220-245.

Pelletier D et Laurec A. 1992. Management under uncertainty: Defining strategies for reducing overexploitation. *ICES Journal of Marine Science*, 49 : 389-401.

Pepin P. 1990. Biological correlates of recruitment variability in North Sea fish stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 47 : 89-98.

Peres HA, Robert D, Mainguy J et Sirois P. 2022. Interannual variability in size-selective winter mortality of young-of-the-year striped bass. *ICES Journal of Marine Science*, 79 : 1614-1623.

Peterson I et Wroblewski JS. 1984. Mortality rate of fishes in the pelagic ecosystem. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41 : 1117-1120.

Podolsky RD. 1994. Temperature and water viscosity: Physiological versus mechanical effects on suspension feeding. *Science*, 265 : 100-103.

Poirier A-MT, Cattaneo A et Hudon C. 2010. Benthic cyanobacteria and filamentous chlorophytes affect macroinvertebrate assemblages in a large fluvial lake. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 : 737-749.

Pope JG et Macer CT. 1996. An evaluation of the stock structure of North Sea cod, haddock, and whiting since 1920, together with a consideration of the impacts of fisheries and predation effects on their biomass and recruitment. *ICES Journal of Marine Science*, 53 : 1157-1069.

Posit team. 2022. RStudio: Integrated development environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. URL : <http://www.posit.co/>.

Post JR et Prankevicius AB. 1987. Size-selective mortality in young-of-the-year yellow perch (*Perca flavescens*): Evidence from otolith microstructure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 44 : 1840-1847.

Post JR et Evans DO. 1989. Size-dependent overwinter mortality of young-of-the-year yellow perch (*Perca flavescens*): Laboratory, in situ enclosure, and field experiments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46 : 1958-1968.

Post JR et Parkinson EA. 2001. Energy allocation strategy in young fish: Allometry and survival. Ecology, 82 : 1040-1051.

Power M et van den Heuvel MR. 1999. Age-0 yellow perch growth and its relationship to temperature. Transactions of the American Fisheries Society, 128 : 687-700.

Powles PM et Warlen SM. 1988. Estimation of hatch periods for yellow perch, based on otolith readings from juveniles (age-0). American Fisheries Society Symposium, 5 : 60-67.

R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rail J-F et Chapdelaine G. 1998. Food of double-crested cormorants, *Phalacrocorax auritus*, in the gulf and estuary of the St. Lawrence River, Quebec, Canada. Canadian Journal of Zoology, 76 : 635-643.

Robert D, Castonguay M et Fortier L. 2007. Early growth and recruitment in Atlantic mackerel *Scomber scombrus*: Discriminating the effects of fast growth and selection for fast growth. Marine Ecology Progress Series, 337 : 209-219.

Robert D, Shoji J, Sirois P, Takasuka A, Catalán IA, Folkvord A, Ludsin SA, Peck MA, Sponaugle S, Ayón PM, Brodeur RD, Campbell EY, D'Alessandro EK, Dower JF, Fortier L, García AG, Huebert KB, Hufnagl M, Ito Si, Joh M, Juanes F, Nyuji M, Oozeki Y, Plaza G, Takahashi M, Tanaka Y, Tojo N, Watari S, Yasue N et Pepin P. 2023. Life in the fast lane: Revisiting the fast growth—High survival paradigm during the early life stages of fishes. Fish and Fisheries, 24 : 863-888.

Rothschild B. 2000. “Fish stocks and recruitment”: The past thirty years. ICES Journal of Marine Science, 57 : 191-201.

Rothschild BJ et Osborn TR. 1988. Small-scale turbulence and plankton contact rates. Journal of Plankton Research, 10 : 465-474.

Rudstam LG, Van de Valk AJ, Adams CM, Coleman JTH, Forney JL et Richmond ME. 2004. Cormorant predation and the population dynamics of walleye and yellow perch in Oneida Lake. Ecological Applications, 14 : 149-163.

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.

Scharf FS, Juanes F et Rountree RA. 2000. Predator size-prey size relationships of marine fish predators: Interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Marine Ecology Progress Series*, 208 : 229-248.

Schultz ET, Conover DO et Ehtisham A. 1998. The dead of winter: Size-dependent variation and genetic differences in seasonal mortality among Atlantic silverside (*Atherinidae: Menidia menidia*) from different latitudes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 : 1149-1157.

Secor DH, Dean JM et Laban EH. 1992. Otolith removal and preparation for microstructural examination. Dans : Stevenson DK et Campana SE éd. *Otolith microstructure examination and analysis*. Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences, p. 19-57.

Sénéchal A. 2022. Réponses des communautés de poissons aux activités agricoles dans la plaine inondable du Lac Saint-Pierre. Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, 81 p.

Simberloff D. 2010. Invasive species. Dans : Sodhi NS et Ehrlich PR éd. *Conservation biology for all*. Oxford University Press, p. 131-152.

Sirois P et Dodson JJ. 2000. Critical periods and growth-dependent survival of larvae of an estuarine fish, the rainbow smelt *Osmerus mordax*. *Marine Ecology Progress Series*, 203 : 233-245.

Slotte A, Husebø Å, Berg F, Stenevik EK, Folkvord A, Fossum P, Mosegaard H, Vikebø F et Nash RDM. 2019. Earlier hatching and slower growth: A key to survival in the early life history of Norwegian spring spawning herring. *Marine Ecology Progress Series*, 617-618 : 25-39.

Sogard SM. 1997. Size-selective mortality in the juvenile stage of teleost fishes: A review. *Bulletin of Marine Science*, 60 : 1129-1157.

Sponaugle S, Boulay J et Rankin T. 2011. Growth- and size-selective mortality in pelagic-larvae of a common reef fish. *Aquatic Biology*, 13 : 263-273.

Starzynski D et Lauer TE. 2015. How temperature affects timing and duration of yellow perch spawning in the Indiana waters of Lake Michigan. *Journal of Freshwater Ecology*, 30 : 445-453.

Takasuka A, Aoki I et Mitani I. 2003. Evidence of growth-selective predation on larval Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*) in Sagami Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 252 : 223-238.

Takasuka A, Oozeki Y, Kimura R, Kubota H et Aoki I. 2004. Growth-selective predation hypothesis revisited for larval anchovy in offshore waters: Cannibalism by juveniles versus predation by skipjack tunas. *Marine Ecology Progress Series*, 278 : 297-302.

Tanaka S, Togoshi S, Yasue N, Burns CM, Robert D et Takasuka A. 2022. Revisiting the role of early life growth for survival potential in three clupeoid species. *Fisheries Oceanography*, 32 : 245-254.

Troynikov V, Whitten A, Gorfine H, Putys Z, Jakubaviciute E, Lozys L et Dainys J. 2013. Cormorant catch concerns for fishers: Estimating the size-selectivity of a piscivorous bird. *PLoS One*, 8 : e77518.

Truesdale GA et Downing AL. 1954. Solubility of oxygen in water. *Nature*, 173 : 1236-1236.

van Rij J, Wieling M, Baayen R et van Rijn H. 2022. itsadug: Interpreting time series and autocorrelated data using GAMMs. R package version 2.4.1. doi:10.32614/CRAN.package.itsadug.

Vignerot T et Oberdorff T. 2010. Peuplements de poissons et anthropisation du milieu : Le cas des systèmes potamiques du bassin de la Loire. ONEMA, 7 p.

Vilches A, Arizaga J, Salvo I et Miranda R. 2013. An experimental evaluation of the influence of water depth and bottom color on the common kingfisher's foraging performance. *Behavioural Processes*, 98 : 25-30.

Vinçon-Leite B et Casenave C. 2019. Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Science of The Total Environment*, 651 : 2985-3001.

Whiteside MC, Swindoll CM et Doolittle WL. 1985. Factors affecting the early life history of yellow perch, *Perca flavescens*. *Environmental Biology of Fishes*, 12 : 47-56.

Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan L, François R, Grolemund G, Hayes A, Henry L, Hester J, Kuhn M, Pedersen T, Miller E, Bache S, Müller K, Ooms J, Robinson D, Seidel D, Spinu V, Takahashi K, Vaughan D, Wilke C, Woo K et Yutani H. 2019. Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4.

Wickham HF, R.; Henry, L.; Müller, K. 2022. dplyr: A grammar of data manipulation. R package version 1.0.10. doi:10.32614/CRAN.package.dplyr.

Wood S. 2023. mgcv: Mixed GAM computation vehicle with automatic smoothness estimation. R package version 1.9.1. doi:10.32614/CRAN.package.mgcv.

Wright RA, Crowder LB et Martin TH. 1993. The effects of predation on the survival and size-distribution of estuarine fishes: An experimental approach. *Environmental Biology of Fishes*, 36 : 291-300.

Xie P et Chen Y. 1999. Threats to biodiversity in chinese inland waters. *Ambio*, 28 : 674-681.

Annexe A

Données environnementales durant la saison de croissance des perchaudes du lac Saint-Pierre

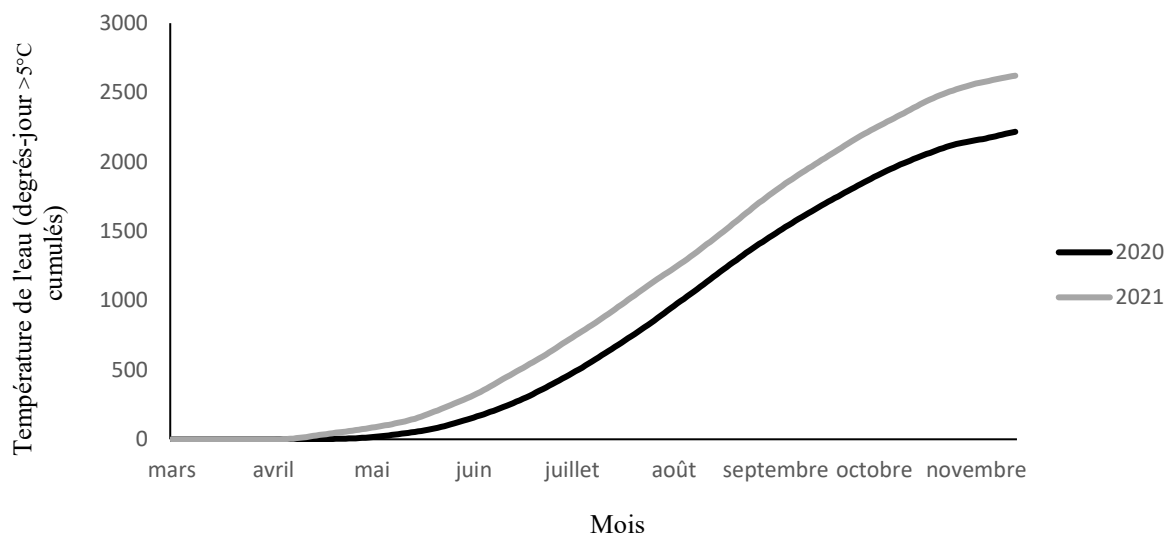


Figure A.1. Température de l'eau (degrés-jour >5°C cumulés) durant la saison de croissance des perchaudes du lac Saint-Pierre en 2020 (courbe noire) et en 2021 (courbe grise).

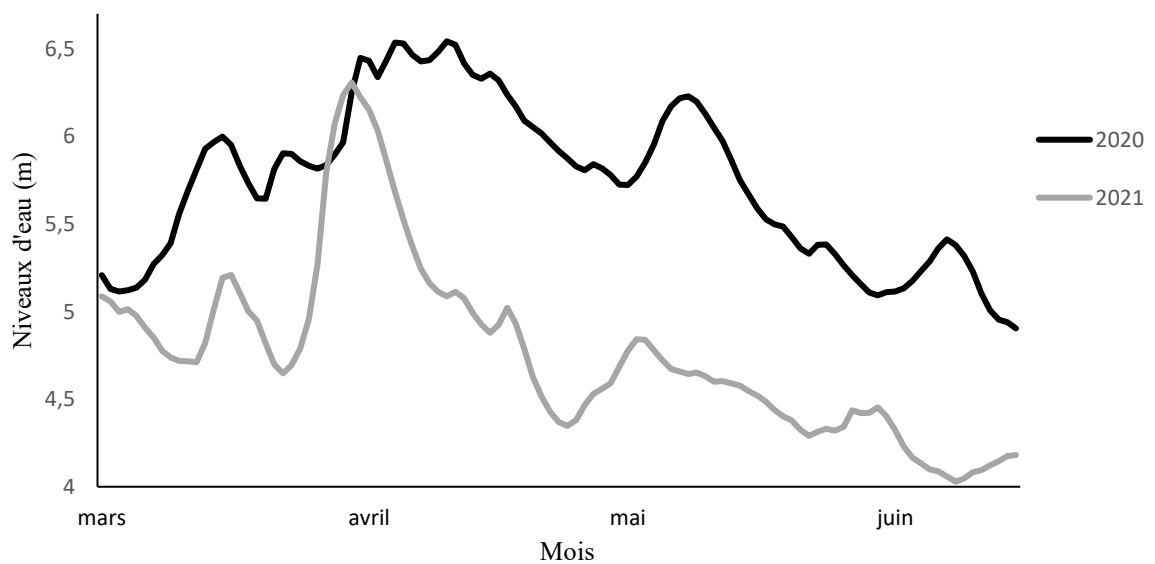


Figure A.2. Niveaux d'eau (m) durant le début de la saison de croissance des perchaudes du lac Saint-Pierre en 2020 (courbe noire) et en 2021 (courbe grise).

Annexe B

Simulation de courbes de croissance des jeunes perchaudes de l'année du lac Saint-Pierre

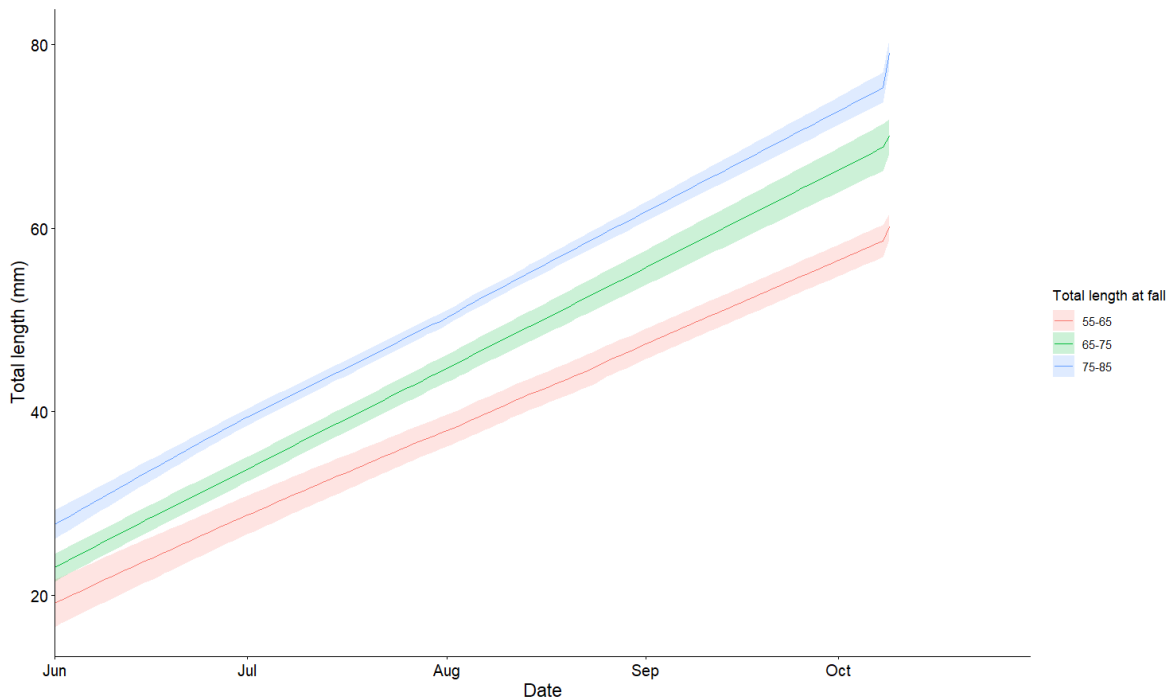


Figure B.1. Courbes de croissances modélisées de jeunes perchaudes de l'année ayant des tailles en octobre de [55-65[mm (rouge), [65-75[mm (vert), [75-85[mm (bleu). Les droites représentent la taille moyenne et la zone colorée l'intervalle de confiance à 95%. Les courbes de croissance de chaque individu ont été réalisées avec des données de taille réelles (jour 0 à 100) et modélisées (du jour 100 au jour final) puis regroupées en fonction de la taille à l'automne des individus.