

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

POTENTIEL REPRODUCTEUR DE LA PERCHAUDE ET DU GRAND BROCHET
DANS LES MILIEUX NATURELS ET AGRICOLES DE LA
PLAINE D'INONDATION DU LAC SAINT-PIERRE

MÉMOIRE PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
ANTHONY DE ROY

AOÛT 2023

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire, de cette thèse ou de cet essai a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire, de sa thèse ou de son essai.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire, cette thèse ou cet essai. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire, de cette thèse et de son essai requiert son autorisation.

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet n'aurait pu être possible sans le support de mon directeur de recherche, Marco A. Rodríguez, ainsi que des membres de mon comité d'évaluation, Philippe Brodeur et Andrea Bertolo. J'aimerais aussi remercier plusieurs collègues et membres du personnel du centre de recherche (RIVE) de l'Université du Québec à Trois-Rivières qui ont grandement aidé à l'aboutissement de mon projet, dont Antoine Sénéchal, Pascal Philippon, Alexis Baribeau-Rondeau, Marc-Olivier Maalnaes, Maxime Clermont, Pierre-Olivier Leblanc, Jérôme Barbeau, Kristof Mercier, Thibaud Tournadre, Geoffrey Marselli et Chantal Fournier. Mes derniers remerciements sont destinés à l'équipe de biologistes et techniciens du Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) pour leur collaboration cruciale pour la récolte de données. Merci aux biologistes Philippe Brodeur, Émilie Paquin, et Marianne Théberge ainsi que les techniciens Nicolas Auclair, Rémi Bacon et Guillaume Hubert. Cette étude, réalisée dans le cadre des travaux du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, fut financée par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC) et le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).

RÉSUMÉ

Dans les lacs fluviaux des régions tempérées, les poissons à fraie hâtive exploitent en période de crue les inondations saisonnières associées à des événements hydrologiques naturellement générés pour réaliser une variété d'étapes de leur cycle vital. L'altération des habitats piscicoles dans les plaines inondables dans les zones d'activités agricoles intensives limite l'exploitation de ces habitats par certaines espèces de poissons. Par exemple, la conversion des habitats naturels dans les plaines inondables en cultures agricoles annuelles perturbe les habitats, notamment des frayères de qualité pour les poissons sexuellement matures. Nous avons étudié l'influence de l'utilisation des terres dans une plaine inondable tempérée sur la fraie de deux espèces de poissons, le grand brochet (*Esox lucius*) et la perchaude (*Perca flavescens*), en examinant comment l'abondance des œufs varie le long d'un gradient d'intensité agricole croissante, dans trois secteurs du lac Saint-Pierre (Québec, Canada). Les régressions basées sur l'abondance des œufs ont démontré que le grand brochet avait tendance à éviter les cultures annuelles (soya et maïs) et les sols labourés pour la ponte des œufs. Pour les deux espèces, l'abondance des œufs était la plus élevée dans les habitats à couvert végétal dense (forêt, prairies naturelles et vieilles prairies). Notre étude souligne l'importance des habitats naturels et des cultures pérennes comme sites de fraie pour le grand brochet et la perchaude dans une plaine inondable tempérée.

Mots-clés : agriculture, grand brochet (*Esox lucius*), habitats, perchaude (*Perca flavescens*), plaine inondable, reproduction.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
RÉSUMÉ	iii
LISTE DES FIGURES	iii
CHAPITRE 1	
INTRODUCTION GENERALE	1
1.1 Introduction	1
1.1.1 Les stratégies de reproduction des poissons.....	1
1.1.2 L'effort de reproduction déployé par les poissons en fonction des facteurs biologiques et des conditions environnementales	2
1.1.3 La dynamique des inondations et utilisation des plaines inondables par les poissons	4
1.1.4 L'architecture et la densité de la végétation dans les habitats des poissons.....	5
1.1.5 Biologie du grand brochet	6
1.1.6 Biologie de la perchaude	8
1.2 Objectifs	11
1.3 Méthodes	11
1.3.1 Description de la zone d'étude	11
1.3.2 Échantillonnage des œufs	14
1.3.3 Types d'utilisation des terres	15
1.3.4 Analyses quantitatives	15
CHAPITRE 2	
EFFECTS OF LAND USE ON THE SPAWNING OF NORTHERN PIKE (<i>Esox lucius</i>) AND YELLOW PERCH (<i>Perca flavescens</i>) IN A TEMPERATE FLOOD-PLAIN.....	17
Abstract.....	18
Introduction.....	19
Methods	20
Study area	20
Land use classification	21

Egg counts.....	21
Quantitative analyses.....	22
Results.....	22
Discussion.....	23
Acknowledgements.....	24
References.....	25
Figure captions.....	30
CHAPITRE 3	
PRINCIPAUX CONSTATS	36
3.1 Principaux constats pour le grand brochet.....	36
3.2 Principaux constats pour la perchaude.....	36
3.3 Discussion.....	37
RÉFÉRENCES	39

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Cycle vital de la perchaude dans les lacs profonds	10
1.2	Secteurs d'échantillonnage (en rouge) de l'étude, avec les limites de récurrence du niveau d'eau 0-2 ans et 0-20 ans du lac Saint-Pierre.....	14

CHAPITRE 1

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Introduction

Le potentiel reproducteur d'une population de poissons est défini comme étant la capacité des géniteurs de la population, au cours d'une année, à produire des œufs viables et des larves qui pourraient potentiellement évoluer du stade juvénile au stade adulte (Trippel, 1999). Les facteurs biologiques qui contrôlent le potentiel reproducteur sont la fécondité, la croissance, la mortalité, l'âge à maturité sexuelle et la biomasse d'œufs produits (Craig & Kipling, 1983). La capacité des organismes à répondre à un environnement changeant est acquise en partie grâce à leurs adaptations génétiques (Craig & Kipling, 1983). Des conditions environnementales non optimales peuvent avoir un impact négatif sur le succès de reproduction des poissons et provoquer une diminution de la recherche de nourriture, de la croissance et de la fécondité des individus (Roessig et al., 2004). Des conditions environnementales extrêmes, générées par l'augmentation de la température de l'eau, la diminution de l'oxygène dissous ou des changements de la salinité ou le pH, peuvent avoir des effets délétères sur les poissons (Roessig et al., 2004). Par exemple, pour la perchaude (*Perca flavescens*) et le grand brochet (*Esox lucius*), des valeurs de pH à l'extérieur de l'intervalle 3,9-9,5 pour la perchaude et 5,0-9,5 pour le grand brochet ne permettent pas aux œufs de ces espèces de survivre. Par conséquent, les plans d'eau où ces conditions délétères sont présentes sont habituellement évités par la perchaude et le grand brochet (Scott & Crossman, 1974).

1.1.1 Les stratégies de reproduction des poissons

Durant leur cycle vital, les espèces de poissons adoptent différentes stratégies de reproduction (Kjesbu, 2009). Deux stratégies de reproduction contrastées sont observées chez les poissons, l'itéroparité et la sémelparité (Kjesbu, 2009). Une espèce est considérée sémelpare si les individus ne peuvent se reproduire qu'une seule fois au terme de leur cycle vital (Kjesbu,

2009). Pour sa part, l'itéroparité fait référence aux espèces dont les individus ont la possibilité de se reproduire à plusieurs reprises au cours de leur vie (Kjesbu, 2009). Chez les espèces de poissons itéropares, le succès de la reproduction dépend de la capacité des individus à transformer l'énergie provenant des ressources alimentaires en biomasse d'œufs (Chambers & Trippel, 1997). Le succès de la reproduction est donc relié à la différence entre la consommation d'énergie pour les besoins vitaux et le surplus excédentaire d'énergie disponible qui peut être dédié à la reproduction (Chambers & Trippel, 1997). La production totale d'œufs des poissons lors de la saison de ponte est donc corrélée positivement avec le surplus d'énergie obtenu de la nourriture (Chambers & Trippel, 1997).

1.1.2 L'effort de reproduction déployé par les poissons en fonction des facteurs biologiques et des conditions environnementales

L'effort de reproduction chez les poissons téléostéens est obtenu en quantifiant la biomasse d'œufs totale produite par une femelle (Duarte & Alcaraz, 1989). La fécondité représente la capacité de reproduction d'un organisme ou la capacité d'une population à produire des œufs viables ou des descendants au cours d'un cycle de reproduction (Duarte & Alcaraz, 1989). La fécondité et la production d'œufs augmentent de manière non linéaire avec le poids des poissons (Emerson et al., 1990). Le taux de survie des œufs est influencé par la taille des œufs et par les facteurs environnementaux. De plus, le nombre d'œufs produit peut influencer le succès global de la reproduction (Duarte & Alcaraz, 1989). L'effort de reproduction investi par les poissons varie selon les différentes stratégies de reproduction propres à chaque espèce (Duarte & Alcaraz, 1989). Par exemple, les poissons qui produisent des œufs dans des systèmes pélagiques pondent une grande quantité de petits œufs qui sont exposés à un grand risque de mortalité (Duarte & Alcaraz, 1989). Cette stratégie de reproduction est utilisée afin de maximiser la dispersion des œufs (Duarte & Alcaraz, 1989). Pour leur part, les géniteurs démersaux produisent de gros œufs, mais en plus petite quantité (Duarte & Alcaraz, 1989). Le succès reproducteur des géniteurs démersaux est davantage dépendant de la survie individuelle des larves, qui augmente avec la taille des œufs (Duarte & Alcaraz, 1989).

Chez les téléostéens, les œufs et les larves sont exposés à un taux élevé de mortalité (Fortier & Leggett, 1985; McGurk, 1986), alors un investissement d'énergie élevé est déployé dans la production de gamètes afin de maximiser leur chance de survie (Duarte & Alcaraz, 1989). Afin d'améliorer leur taux de survie, plusieurs espèces de poissons vont optimiser leur dépôt d'œufs en se synchronisant avec les pics de concentrations en zooplancton dans leur environnement (Lambert & Ware, 1984). Cependant, les stratégies d'étalement de la ponte d'œufs employées par les poissons et la survie des larves sont à la fois des réponses à la disponibilité alimentaire et à la pression de la prédation. Finalement, le recrutement chez une population de poissons est donc dépendant des conditions observées dans son habitat (Kjesbu, 2009).

L'hétérogénéité de l'habitat a un impact important sur le recrutement chez les poissons (Zeug & Winemiller, 2008). Des facteurs propres à l'habitat, tels que l'hydrologie, la profondeur de la colonne d'eau, la turbidité, la géomorphologie et la structure de la végétation influencent l'exploitation des habitats disponibles par les populations de poissons, par exemple les plaines inondables (Zeug & Winemiller, 2008). L'hétérogénéité environnementale peut aussi avoir un impact sur la perte d'habitats en raison de la modification hydrologique du milieu, par exemple par la perte de connexion d'un système hydrique fluvial principal avec une plaine inondable (Aarts et al., 2004). À l'inverse, la dynamique fluviale crée une mosaïque d'habitats au sein des systèmes fluviaux qui sont reliés à une plaine inondable, y compris les habitats hors chenal tel que les lacs, les rivières tributaires, les marécages et autres zones d'étalement d'eau, par exemple le débordement d'un lac dans des terres agricoles (Amoros & Bornette, 2002; Le Pichon et al., 2018). Ces habitats hétérogènes remplissent une variété de fonctions écologiques, y compris les zones de fraie et d'alevinage et le refuge contre les débits élevés dans le chenal principal d'un système hydrique (Sabo & Kelso, 1991; Humphries et al., 2006; Pease et al., 2006). Les caractéristiques physiques et chimiques d'une unité d'habitat dans un milieu hétérogène (par exemple une zone inondée à végétation dense) permettent l'exploitation de cette unité par un guildes spécifique d'espèces.

1.1.3 La dynamique des inondations et utilisation des plaines inondables par les poissons

Les plaines inondables sont des zones de basses terres sujettes à une inondation par le débordement latéral de l'eau des rivières ou des lacs auxquelles elles sont associées (Junk & Welcomme, 1990; Tockner & Stanford, 2002). À l'échelle mondiale, les plaines inondables sont l'un des écosystèmes les plus productifs; elles possèdent également une biodiversité élevée (Tockner & Stanford, 2002). À l'échelle globale, les plaines inondables fluviales couvrent un territoire supérieur à 2×10^6 km² et sont parmi les écosystèmes les plus menacés sur terre (Tockner & Stanford, 2002). Elles sont des habitats clés pour la recherche de nourriture et la reproduction des poissons (King et al., 2003). La dynamique des inondations est le facteur environnemental principal en lien avec le recrutement des poissons dans les plaines d'inondation (Sparks, 1995; Agostinho et al., 2004; Zeug & Winemiller, 2005). Selon le « Flood-Pulse Concept » (FPC), les inondations annuelles dans les plaines inondables sont responsables du déclenchement de la production primaire et secondaire et les poissons qui exploitent ces habitats pour la fraie sont adaptés afin de tirer profit de ce déclenchement (Junk et al., 1989; Zeug & Winemiller, 2008). La dynamique d'inondation dans les plaines inondables crée des habitats favorables à plusieurs fonctions écologiques pour les poissons, telles que l'alimentation, le refuge contre le débit élevé de l'eau du canal principal et la ponte (Sabo & Kelso, 1991; Humphries et al., 2006; Pease et al., 2006; Zeug & Winemiller, 2008).

Quatre sources peuvent contribuer à l'inondation des plaines inondables : le débordement latéral d'un cours d'eau, les eaux souterraines, les sources d'eau des terres hautes et les précipitations (Tockner & Stanford, 2002). La dégradation des plaines inondables par l'altération de l'habitat, le contrôle des débits d'eau et des inondations, l'introduction d'espèces invasives et la pollution entraîne un déclin de la biodiversité des eaux douces (Tockner & Stanford, 2002). En Europe et en Amérique du Nord, jusqu'à 90 % des plaines inondables sont cultivées pour l'agriculture (Tockner & Stanford, 2002). Le recrutement peut être le principal facteur qui régule à la fois l'abondance et la structure de population des poissons (Beckman & Elrod, 1971; Koonce, 1977; Smith et al., 2007). En zone tempérée, la température de l'eau et la photopériode influencent le déclenchement de la reproduction des poissons (Dabrowski et al., 1996; Brodeur et al., 2004). De plus, la variation saisonnière de la température de l'eau et le niveau d'eau ont une forte influence sur la formation des cohortes pour plusieurs espèces de

poissons d'eau douce, dont le grand brochet (Smith et al., 2007). La force des cohortes de cette espèce dans le fleuve Saint-Laurent est liée positivement au niveau d'eau printanier, qui influence aussi la disponibilité des sites de reproduction de cette espèce (Armellin et al., 2004; Mingelbier et al., 2004). Le recrutement du grand brochet et de la perchaude est aussi influencé positivement par l'abondance et la qualité des habitats inondés temporairement pour la fraie, une température de l'eau élevée et un niveau d'eau élevé maintenu pendant plusieurs semaines après la ponte des œufs lors de la crue printanière (Hudon et al., 2010; Johnson, 1957; Casselman & Lewis, 1996).

1.1.4 L'architecture et la densité de la végétation dans les habitats des poissons

La végétation aquatique submergée constitue une composante majeure de l'habitat du poisson; elle sert d'abri contre les prédateurs et comme zone d'alimentation et de reproduction (Rozas & Odum, 1988). L'architecture de la végétation aquatique est définie comme la combinaison du nombre, de la morphométrie et de la disposition des tiges, des branches et des feuilles, en fonction de l'âge et la maturité des plantes (Erickson & Michelini, 1957; Lillie & Budd, 1992). Les changements phénologiques et les différences morphologiques dans l'architecture des espèces végétales influencent la colonisation des herbiers aquatiques par les macroinvertébrés et les poissons (Hargeby, 1990; Lillie & Budd, 1992). L'architecture d'une espèce végétale peut changer selon la disponibilité de la lumière, des nutriments et en réponse aux variations de température de son environnement. L'étendue de ces différences et les changements temporels dans l'architecture des plantes influencent l'utilisation des lits de macrophytes par les macroinvertébrés et les poissons (Hacker & Steneck, 1990; Lillie & Budd, 1992). Les plantes ayant une architecture finement divisée sont généralement considérées comme des structures intéressantes pour le dépôt des œufs des poissons (Lillie & Budd, 1992). Bien que les formes de croissance complexes et denses des plantes puissent fournir des habitats pour les macroinvertébrés et les poissons, ces mêmes densités élevées ou formes de croissance complexes peuvent interférer avec l'efficacité de la recherche de nourriture des insectivores et des poissons piscivores (Crowder & Cooper, 1982; Savino & Stein, 1989; Diehl, 1988; Gotceitas, 1990; Dionne & Folt, 1991; Lillie & Budd, 1992). La valeur des plantes aquatiques comme habitat de qualité pour les poissons et les macroinvertébrés varie selon les espèces

végétales, en fonction de la combinaison de la densité et de la complexité de l'architecture de la végétation, du substrat inondé et de l'abondance des ressources alimentaires comme le zooplancton (Crowder & Cooper, 1992; Chilton, 1990; Lillie & Budd, 1992; Grenouillet et al., 2002).

1.1.5 Biologie du grand brochet

Le grand brochet est une espèce piscivore « cle de voûte », qui exerce des effets ascendants et descendants sur les communautés de poissons (Bregazzi & Kennedy, 1980). Cette espèce, distribuée dans une grande partie de l'Eurasie et de l'Amérique du Nord, tolère un large éventail de conditions environnementales et fréquente généralement des habitats d'eau froide (Craig, 2008). Le grand brochet possède des adaptations aux milieux productifs mésotrophes et eutrophes peu profonds (< 12 m) (Casselman & Lewis, 1996). La fraie hâtive de cette espèce suit immédiatement la fonte des glaces et se déroule généralement entre des températures de l'eau qui varient entre 5 et 12 °C (Fortin et al., 1982; Le Pichon et al., 2018). La période critique dans son cycle de reproduction s'étend sur environ 5 semaines, soit dès le début de la période de fraie (semaine 0; autour du 15 avril), et période qui dure environ 10 à 20 jours, et qui est suivie par le commencement de la nourricerie à la semaine 5, quand les larves débutent leur alimentation (Brodeur et al., 2004; Le Pichon et al., 2018). Le grand brochet est l'une des premières espèces à frayer dans la végétation de la plaine d'inondation du LSP lorsque l'eau se réchauffe (Le Pichon et al., 2018). La fraie se déroule dans des zones de végétation dense et dans des eaux peu profondes (Le Pichon et al., 2018).

La fraie, l'incubation des œufs et la croissance des jeunes jusqu'à la taille moyenne de 20 mm ont une durée de 40 jours (Fortin et al., 1982). Le temps d'éclosion est très dépendant de la température de l'eau, et a une durée d'environ 12 à 14 jours (Le Pichon et al., 2018). Suite à l'éclosion et à l'absorption du vitellus, les jeunes entament la nourricerie qui est étroitement dépendante du zooplancton et des larves d'insectes immatures (Balvay, 1983). La taille des œufs varie en fonction de l'âge et de la biomasse des femelles (Wright & Shoesmith, 1988). Les œufs sont de couleur ambrée et vont varier en diamètre, en densité et en taux de survie selon le type de substrat utilisé pour la fraie (Wright & Shoesmith, 1988).

Les œufs sont vulnérables à l'assèchement après la ponte, parce que les lieux de ponte choisis sont des habitats peu profonds exposés à un réchauffement rapide de l'eau, et où il y a un ralentissement de la vitesse du courant au printemps (Brodeur et al., 2008). La mortalité potentielle causée par l'exposition des œufs à l'assèchement peut être élevée (Brodeur et al., 2008). Des variations rapides du niveau de la crue, de la température et la turbidité de l'eau sont des facteurs de mortalité des œufs (Gillet, 1989). Des différences marquantes de densité d'œufs peuvent exister entre différents substrats de fraie : sable/limon ($< 1 \text{ m}^{-2}$), végétation submergée (8 m^{-2}) et prairies inondées (110 m^{-2}) (McCarragher & Thomas, 1972). Les œufs ont un volume variant entre $8,18$ et $14,14 \text{ mm}^3$ (Bagenal, 1971). Le diamètre des œufs d'une femelle mature varie entre $2,26$ et $2,56 \text{ mm}$ précédant la fraie et peut atteindre $3,4 \text{ mm}$ lors de la fraie (Bregazzi & Kennedy, 1980). Les œufs qui tombent au fond de l'eau et qui n'adhèrent pas à la végétation ont tendance à ne pas éclore dû aux conditions anoxiques dans les sédiments riches en matière organique (McCharragher & Thomas, 1972).

Dans la plaine d'inondation du LSP, la ponte est influencée par les niveaux d'eau printaniers, qui influencent la disponibilité d'habitats de fraie et d'alimentation (Brodeur et al., 2006). Parmi les habitats de fraie, on trouve des endroits où la végétation est dominée par des plantes aux feuilles étroites (Franklin & Smith, 1963). Au moins 25 espèces de plantes peuvent être utilisées comme substrat de fraie (Raaf, 1988; Bry, 1996; Fortin et al., 1982). Les deux familles de plantes les plus favorables pour le dépôt des œufs sont les graminées et les cypéracées du genre *Carex* (Fabricius & Gustafson, 1958; Franklin & Smith, 1963; Forney, 1968; McCarragher & Thomas, 1972; Bry, 1996; Casselman & Lewis, 1996). Les roselières des milieux humides sont aussi utilisées pour la reproduction et l'alimentation (Lappalainen et al., 2008; Kallasvuo et al., 2010; Kallasvuo et al., 2011). Le roseau commun (*Phragmites australis*) est une végétation de ponte préférée à la quenouille à feuilles étroites (*Typha angustifolia*), mais si l'accès le permet, le grand brochet choisit l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) ou le scirpe fluvial (*Bolboschoenus fluvialis*) (Lappalainen et al., 2008; Kallasvuo et al., 2010; Kallasvuo et al., 2011).

Les plantes composées de matière ligneuse sont moins utilisées (Farrell, 2001; Cooper et al., 2008). Les prairies humides qui possèdent une dominance de graminées à tiges courtes,

comme l'alpiste roseau, sont des habitats propices à la reproduction du grand brochet (McCarragher & Thomas, 1972). La température de l'eau joue un rôle crucial dans la sélection de l'habitat de fraie, car les zones humides attrayantes peuvent être rejetées par les géniteurs si elles sont trop froides (Brodeur et al., 2008; Mingelbier et al. 2008). Une eau qui se réchauffe rapidement et une faible vélocité du courant au printemps sont préférées à un habitat à fort courant pour la ponte des œufs (Brodeur et al., 2008). Le grand brochet exploite les ressources alimentaires disponibles dans les champs inondés et les fossés de drainage en quittant le plan d'eau principal et en suivant ses proies dans les plaines inondables (Masters et al., 2002).

Le recrutement des jeunes de l'année dépend de la prédation et du cannibalisme à l'intérieur d'une même classe d'âge, ainsi que de la densité de la végétation disponible (Grimm, 1989). La fécondité chez le grand brochet est influencée par la longueur, le poids et l'âge (Wright & Shoemith, 1988). La fécondité absolue correspond à une estimation de la quantité d'œufs matures totale (Wright & Shoemith, 1988). La fécondité relative est le nombre d'œufs par unité de poids de poisson (Wright & Shoemith, 1988). La fécondité relative varie en fonction des conditions de recherche de nourriture et de fraie (type de substrat) et réagit aux changements dans les réserves énergétiques stockées (biomasse) et la longueur chez la femelle adulte (Wright & Shoemith, 1988).

1.1.6 Biologie de la perchaude

La perchaude est une espèce qui fréquente plusieurs types d'habitats : rivière ou lac dégagé, chaud ou froid, végétation modérée, à eau claire et à fond variant de boueux à sablonneux, argileux et graveleux (Robillard & Marsden, 2001). La fraie de la perchaude est optimale lorsque la température de l'eau oscille entre 9 et 15 °C (Hokanson, 1977). Pour se reproduire, la perchaude se déplace dans les habitats littoraux pour pondre ses œufs et les embryons effectuent ensuite, dans les lacs profonds, une migration vers la zone limnétique pour poursuivre leur développement (Figure 1.1).

Durant la période de 1995 à 2015, l'âge à la maturité des femelles au lac Saint-Pierre a varié entre 1,8 et 2,7 ans sur la rive sud du lac Saint-Pierre et dans son archipel, comprenant les

îles de Sorel et de Berthier (Magnan et al., 2017). Une maturité hâtive peut être associée à une forte mortalité chez les adultes (Magnan et al., 2005). En général, les femelles croissent plus rapidement que les mâles, et atteignent ultimement une taille plus grande (Headley & Lauer, 2008). En 2016, les femelles étaient matures à partir de deux ans sur la rive sud du LSP et à trois ans sur la rive nord (Magnan et al., 2017). La migration de cette espèce vers des habitats de fraie dans la plaine d'inondation du LSP a généralement lieu lorsque la température de l'eau atteint 7 °C (Magnan et al., 2017). Cette migration succède à celle du grand brochet qui se fait à des températures inférieures à 6 °C (Brodeur et al. 2004). La période de fraie de la perchaude se déroule de la mi-avril au 5 mai (Brodeur et al., 2004) et l'éclosion des œufs a lieu entre 10 et 20 jours suivant le dépôt des œufs (Whiteside & Doolittle, 1985). La ponte peut se faire dans une végétation morte (des arbustes et branches mortes) ou une végétation vivante submergée (macrophytes, le Potamot sp., *Potamogeton crispus*, *Artemisia* sp. et le roseau commun; *Phragmites communis*) (Čech et al., 2009). Le choix du substrat est dépendant de la disponibilité d'habitats au moment de la fraie (Brodeur et al., 2004) et la ponte peut avoir lieu jusqu'à une profondeur de 16 m si le substrat est adéquat (Čech et al., 2009). Dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, les profondeurs préférentielles de ponte se situent entre 0,3 m et 1 m (de la Chenelière et al. 2014). La femelle pond ses œufs à l'intérieur d'une seule masse gélatineuse de couleur transparente qui contient entre 8 000 et 45 000 œufs (Dumont, 1996; Guénette et al. 1994). En général, les femelles possédant une taille entre 130 et 257 mm contiennent entre 3 000 et 61 000 œufs dans cette masse gélatineuse (Scott & Crossman, 1974). Les œufs matures de la perchaude atteignent un diamètre moyen de 2,26 mm (Mansueti, 1964).

Le régime alimentaire de la perchaude est principalement composé de zooplancton, d'invertébrés et de poissons (Scott & Crossman, 1974). Les jeunes perchaudes sont dépendantes du zooplancton. Des changements dans l'assemblage du zooplancton, tel un déclin de leur densité, peuvent affecter la survie et la croissance des jeunes perchaudes (Francis et al., 1996). Quand les sources de nourriture comprennent du poisson et du benthos, l'âge optimal de la reproduction varie fortement avec la survie des adultes (Hayes & Taylor, 1990). Les jeunes et les adultes peuvent être des concurrents alimentaires de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), du cisco de printemps (*Coregonus artedi*), du grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), de l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), de la marigane

noire (*Pomoxis nigromaculatus*) et du crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Scott & Crossman, 1974). Dans une population de perchaudes, la présence de nouveaux juvéniles de l'année suite à une éclosion des œufs est corrélée négativement avec l'abondance des juvéniles et corrélée positivement avec l'abondance des adultes (Sanderson et al., 1999). La prédation exercée par les juvéniles ou les adultes de perchaude sur les jeunes de l'année (cannibalisme), le potentiel de reproduction des adultes, ainsi que la compétition entre les jeunes de l'année et les juvéniles, affectent le recrutement chez la perchaude (Sanderson et al., 1999). Lorsque les jeunes perchaudes atteignent le stade juvénile, elles peuvent réduire la survie des cohortes suivantes par un comportement de cannibalisme et de compétition (Sanderson et al., 1999).

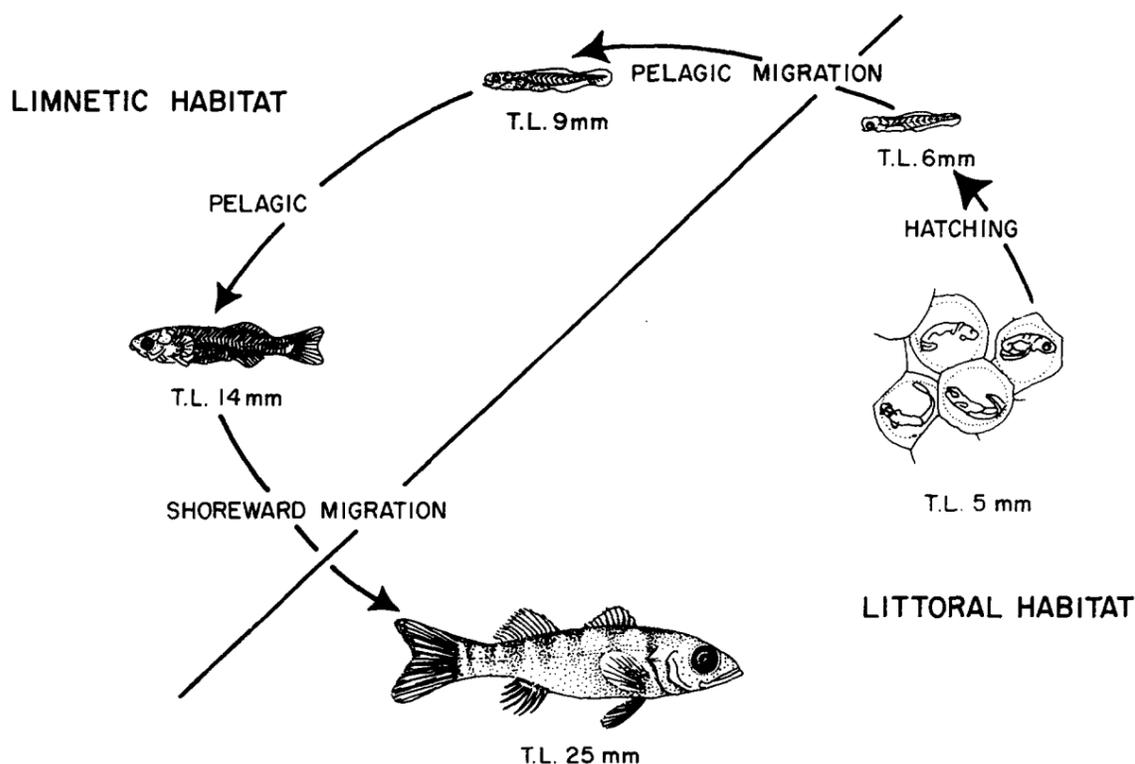


Figure 1.1 Cycle vital de la perchaude dans les lacs profonds.

Suite à l'éclosion des œufs, l'embryon libre migre dans la zone limnétique passant d'une alimentation endogène vers une alimentation exogène. Environ 40 jours après l'éclosion des œufs, la métamorphose de la larve à l'état juvénile est complétée et les juvéniles retournent vers des habitats littoraux (Tirée de : Whiteside & Doolittle, 1985).

1.2 Objectifs

Dans un contexte de pressions exercées par l'agriculture intensive sur les habitats disponibles dans la plaine inondable du LSP pour la fraie du grand brochet et de la perchaude, l'objectif de cette étude était de quantifier l'abondance des pontes de la perchaude et des œufs du grand brochet selon différents types d'utilisation du sol dans trois secteurs de la plaine d'inondation (Baie-du-Febvre, Pierreville et Saint-Barthélemy) du LSP et pour une période de trois printemps consécutifs (2019, 2020 et 2021). Les différents habitats échantillonnés ont été classés en quatre catégories d'utilisation du sol dans la plaine inondable du LSP. La première catégorie comprend les cultures conventionnelles, incluant les sols labourés avec résidus de cultures annuelles, les cultures annuelles de maïs avec plantations de *Zea mays* L., de soya (*Glycine max* [L.] Merr.) et de paille. La deuxième catégorie comprend les cultures de couverture, incluant les cultures d'avoine et de raygrass. La troisième catégorie comprend les prairies agricoles possédant un couvert végétal au sol et qui subit une fauche annuelle, incluant les nouvelles prairies (établies depuis d'au plus 2 ans) et les vieilles prairies (établies depuis au moins trois ans). La quatrième catégorie comprend les prairies naturelles et les forêts, des habitats ne subissant pas de fauche annuelle et qui possèdent un couvert végétal dense.

1.3 Méthodes

1.3.1 Description de la zone d'étude

Le lac Saint-Pierre (LSP) occupe une superficie de 315 km². Sa largeur est de 13,1 km et sa profondeur moyenne de 3,17 m au débit moyen (Frenette & Morin, 2003). Ce lac fluvial est alimenté par trois masses d'eau principales, composées au nord par les rivières des Outaouais, du Loup et Maskinongé, au centre par l'eau provenant des Grands-Lacs et au sud par les rivières Richelieu, Saint-François et Yamaska. Les apports de matière organique, inorganique et des matières en suspension provenant de ces trois grandes masses d'eaux du LSP ainsi que des apports mineurs des petits tributaires contribuent à la qualité générale de l'eau du LSP. Le chenal de navigation situé au centre du LSP a un débit fluctuant entre 6 000 et 9 000 m³s⁻¹ par année (Frenette & Morin, 2003).

La superficie de la plaine inondable du LSP varie en fonction du niveau de la crue et les inondations répertoriées annuellement sont classées selon trois niveaux de récurrences ayant les

cotes suivantes : 0-2 ans, 0-20 ans et 0-100 ans (Gouvernement du Québec, 2019). Le littoral du LSP est délimité par la ligne des hautes eaux (LHE), qui situe l'inondation de récurrence 0-2 ans délimitant ainsi le littoral et la rive. Le littoral est la partie du lac qui s'étend de la LHE jusqu'au centre du plan d'eau. La rive est la bande de terre qui longe le lac et qui s'étend vers l'intérieur des terres depuis la LHE (Gouvernement du Québec, 2019). Durant la période de 1950 à 1997, la plaine inondable du LSP a subi des changements dans l'occupation des sols, attribuables à l'intensification des activités agricoles (Jobin & Brodeur, 2023). Ces changements ont mené à une dégradation des milieux naturels et des milieux humides (marécage, prairies et marais) fréquentés par les espèces fauniques à différentes étapes de leur cycle vital (Dauphin & Jobin, 2016). Depuis 1950, 32 km² de milieux naturels et de cultures pérennes ont été modifiés en cultures agricoles annuelles (maïs et soya) dans la plaine 0-2 ans (Dauphin & Jobin, 2016). En 2016, la superficie occupée par les cultures pérennes dans ce secteur de la plaine n'occupait que 2 % alors qu'en 1950, les cultures pérennes représentaient 75 % de cette zone de récurrence (Jobin & Brodeur, 2023). La conversion des cultures pérennes (fourrages, pâturages et prairies humides) en cultures annuelles à grands interlignes est l'une des principales raisons de la perte d'habitats de reproduction qui a contribué à l'effondrement des stocks de perchaude et de grand brochet (Foubert et al. 2020; de la Chenelière et al., 2014; Dauphin & Jobin, 2016). À plus petite échelle, des habitats naturels ont également été convertis en cultures annuelles, entre autres 3,5 km² d'habitats de prairies humides (Dauphin & Jobin, 2016). Ces changements affectent plusieurs espèces fauniques, dont les canards barboteurs, les oiseaux champêtres et la perchaude, dont la population est en déclin au LSP, notamment en raison de la perte d'habitats de fraie (de la Chenelière et al., 2014; Jobin & Brodeur, 2023; Magnan et al. 2022). La situation de la perchaude est devenue critique et le gouvernement du Québec a instauré en 2012 un moratoire de cinq ans sur les pêches commerciales et sportives, qui a été reconduit de nouveau pour cinq ans en 2017 et en 2022 (Maillot et al., 2015; Magnan et al., 2017; Magnan et al. 2022). Le changement du type d'occupation des sols dans la plaine inondable du LSP, soit une conversion des cultures pérennes et des milieux naturels en cultures annuelles a engendré une perte de 50 km² d'habitats potentiels pour la fraie de la perchaude au printemps (de la Chenelière et al., 2014; TCRLSP, 2017). Au LSP, 13.3 km² de marais aménagés sont utilisés par les poissons lors de la crue printanière (Brodeur et al., 2004). La plaine d'inondation du LSP fournit des macroinvertébrés et du zooplancton qui sont consommés par les poissons (Farly et al., 2019).

L'abondance totale du zooplancton est environ deux fois plus grande dans la plaine inondable du LSP que dans le plan d'eau principal (Farly et al., 2019).

La présente étude s'intègre dans les travaux du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, un programme de recherche scientifique à trois axes principaux, créé en 2018 par le gouvernement du Québec et partagé entre trois universités du Québec, soit l'Université Laval, l'Université McGill et l'Université du Québec à Trois-Rivières (axe environnement et faune). Le Pôle d'expertise inclut la participation de deux ministères : le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et le Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Le Pôle a le mandat de proposer une stratégie d'intervention dans la zone littorale favorisant la mise en place d'une agriculture durable, adaptée et respectueuse de l'écosystème du lac Saint-Pierre et soutenant la restauration de milieux prioritaires. Les secteurs d'échantillonnages de la présente étude sont illustrés ci-dessous (Figure 1.2).

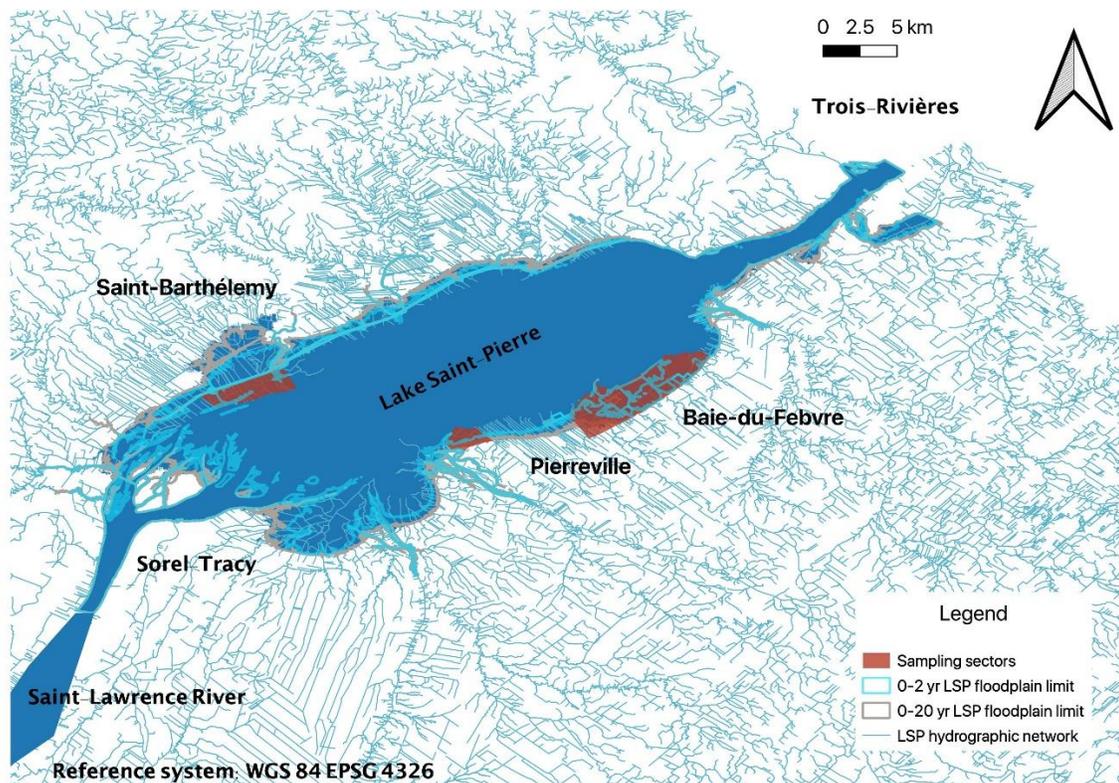


Figure 1.2 Secteurs d'échantillonnage (en rouge) de l'étude, avec les limites de récurrence du niveau d'eau 0-2 ans et 0-20 ans du lac Saint-Pierre.

1.3.2 Échantillonnage des œufs

Le décompte des œufs de grand brochet et des masses d'œufs de perchaude a été effectué lors de trois printemps consécutifs, soit en 2019 (8 mai – 13 mai), 2020 (29 avril – 5 mai) et 2021 (4 avril – 6 avril) dans trois secteurs de la plaine inondable du LSP : Saint-Barthélemy (46,2218° N, 73,1696° O), Pierreville (46,0695° N, 72,8094° O) et Baie-du-Febvre (46,1392° N, 72,7172° O).

Les œufs de grand brochet ont été échantillonnés dans le substrat et dans la végétation submergée au moyen de balayages au troubleau effectués le long de transects linéaires (longueur de transect : 168 m en 2019 ; 40 m en 2020 et 2021) à des profondeurs d'eau comprises entre 0,15 m et 1 m. Un nombre fixe de balayages au filet (24 en 2019 ; 10 en 2020 et 2021) a été effectué à intervalles équidistants le long de chaque transect. Les balayages individuels consistaient à traîner doucement un troubleau (ouverture : 36 X 28 cm ; profondeur : 30 cm ;

mailles : 750 μm ; attaché à une perche de 1,5 m) sur la surface échantillonnée sur une distance fixe le long du transect (1 m en 2019, 3 m en 2020 et 2021). Les masses d'œufs de perchaudes ont été comptées le long des transects simultanément avec les balayages au troubleau en 2020 et 2021.

1.3.3 Types d'utilisation des terres

Les sites d'étude ont été classés en différentes catégories d'utilisation des terres et ont ensuite été séparés en quatre groupes. Le premier groupe, l'agriculture conventionnelle, comprend les sols avec des résidus de l'agriculture conventionnelle ou des sols à nu, le maïs (champs organisés en rangées avec des résidus au sol de plantations de *Zea mays* L.), le soya (champs organisés en rangées avec des résidus au sol de plantations de *Glycine max* [L.] Merr.) et la paille (champs d'une culture conventionnelle indéterminée comprenant des résidus végétaux). Le deuxième groupe, les cultures de couverture, comprend les champs avec des résidus d'avoine (*Avena sativa* L.) et de ray-grass (*Lolium perenne* L.). Le troisième groupe, les prairies agricoles, présente un couvert végétal de vieilles prairies (cultures établies depuis au moins trois ans) ou de jeunes prairies (cultures établies depuis au moins deux ans) qui sont fauchées annuellement. Le quatrième groupe, les prairies naturelles, sont des terres naturelles qui comprennent des marécages d'arbustes, des champs de graminées (*Phalaris arundinacea*; alpiste roseau), et de marécages boisés avec présence d'érables argentés (*Acer saccharinum*) et de la végétation aquatique submergée.

1.3.4 Analyses quantitatives

Les distributions de Poisson et binomiales négatives sont utiles pour modéliser les données de dénombrement. Les valeurs possibles de la variable de sortie dans un modèle qui utilise une de ces distributions sont des nombres entiers non négatifs : 0, 1, 2, 3, (Minami et al., 2007). Dans certains cas, la distribution binomiale négative est utilisée au lieu de la distribution de Poisson pour traiter la surdispersion dans les données collectées (Chipeta et al., 2014). Des modèles bayésiens ont été ajustés aux données de dénombrement des œufs de grand brochet et des pontes de perchaude afin de déterminer comment la moyenne ajustée (à l'échelle log) de l'abondance variait en fonction de l'utilisation du sol.

Pour le grand brochet, une distribution binomiale négative a été utilisée pour modéliser les données de dénombrement d'œufs comme variable de sortie du modèle (Lindén et Mäntyniemi, 2011). Les calculs de dénombrement d'œufs du grand brochet ont inclus les trois campagnes d'échantillonnage (2019, 2020 et 2021). Les catégories d'utilisation des terres ont été utilisées comme effet fixe du modèle tandis que la station d'échantillonnage et la date d'échantillonnage ont été utilisées comme effets aléatoires. Les effets aléatoires aident à gérer la surdispersion et la variance dans les dénombrements et leur inclusion dans une analyse où des données spatiales et temporelles sont récoltées permet d'améliorer l'ajustement du modèle (Hall, 2000; Christensen & Waagepetersen, 2002; Monod, 2014).

Afin de tenir compte des différences d'effort d'échantillonnage, la distance linéaire totale balayée par le troubleau le long de chaque transect (pour le grand brochet) ou pour la longueur totale du transect (pour la perchaude) a été utilisée comme décalage (angl. : « offset ») (Chiquet et al., 2019). Tous les modèles ont été générés dans R (version 4.1.2, R Core Team, 2017), et ce, en utilisant l'interface brms (v. 2.14.4; Bürkner 2017) vers Stan (v. 2.28, Stan Development Team 2021).

Pour le modèle de la perchaude, une distribution de Poisson a été utilisée pour modéliser les données de dénombrement d'observations visuelles des pontes (Hayat & Higgins, 2014). Seulement les données de dénombrement de pontes récoltées au printemps 2020 furent utilisées dans la modélisation. Comme pour le modèle du grand brochet, les catégories d'utilisation des terres ont été utilisées comme effet fixe du modèle tandis que la station d'échantillonnage et la date d'échantillonnage ont été utilisées comme effets aléatoires. Une pondération a également été utilisé pour tenir compte des différences d'effort d'échantillonnage dans la recherche de pontes de perchaude au cours de la période d'échantillonnage du printemps 2020. Ce décalage est associé à la distance linéaire totale balayée par chaque coup de troubleau lors des transects d'échantillonnage.

CHAPITRE 2

EFFECTS OF LAND USE ON THE SPAWNING OF NORTHERN PIKE (*Esox lucius*) AND YELLOW PERCH (*Perca flavescens*) IN A TEMPERATE FLOODPLAIN

Anthony De Roy and Marco A. Rodríguez*

Département des sciences de l'environnement and Centre de recherche sur les interactions bassins versants et écosystèmes aquatiques, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351, boulevard des Forges, Trois-Rivières, QC G9A 5H7, Canada.

*Corresponding author

Abstract

In fluvial lakes of temperate regions, fish can exploit seasonal flood pulses associated with natural hydrologic events to complete various phases of their life cycle. However, agricultural activities in floodplain areas can alter fish habitats and threaten the persistence of species that exploit the floodplain. For example, conversion of natural floodplain habitats to annual agricultural crops can limit access to quality spawning areas for sexually mature fish. This study aimed to assess the influence of land use in a temperate floodplain on the spawning of two fish species, northern pike (*Esox lucius*) and yellow perch (*Perca flavescens*). We examined how egg abundance varied along a gradient of increasing agricultural intensity in three sectors of the Lake Saint-Pierre (Québec, Canada) floodplain. Count-based regressions showed that northern pike tended to avoid annual crops (soy and maize) and barren soils for egg deposition. For both species egg abundance was greatest in habitats with dense vegetation cover (forest, natural and old grasslands). Our study points to the importance of natural habitats and perennial crops as spawning sites for northern pike and yellow perch in a temperate floodplain.

Key words: agriculture, floodplain, habitat, land use, northern pike (*Esox lucius*), reproduction, yellow perch (*Perca flavescens*).

Introduction

Fragmentation and degradation of fish habitats can hinder the survival of fish (Nilsson et al., 2005; Dudgeon et al., 2006; Strayer and Dudgeon 2010). Freshwater fish habitats are threatened by increasing fertilizer, herbicide, and pesticide discharges driven by agricultural intensification (Karr et al., 1985; Giacomazzo et al., 2020). Freshwater temperate floodplains are important for fish conservation (Lasne and Laffaille, 2007) and are currently one of the most threatened aquatic ecosystems (Tockner and Stanford, 2002). Large river floodplains comprise lotic to semi-lotic and lentic habitats that are seasonally accessible to fish during the flood period (Lasne and Laffaille, 2007). Lateral expansion of the main river channel during the flood period creates a temporary floodplain that can export detritus and living organisms, both of which can act as ecological subsidies that stimulate the growth and productivity of invertebrate and fish consumers in the river channel (Bayley 1995; Farly et al., 2019; Junk et al., 1989). Floodplain ecosystems sustain regional biodiversity and can enhance fish productivity (Sparks, 1995; Farly et al., 2019). Flooded forests and grasslands can provide quality spawning, nursery, and feeding habitats for fish (Goulding, 1980; Karr et al., 1985; Górski et al., 2010). Many fish species have life-history adaptations that involve synchronizing their lateral migrations and reproduction to hydrological events such as seasonal flooding and shifts in flow regime (Lytle and Poff, 2004).

Anthropogenic stressors, such as deforestation and agricultural activities, lead to declines in habitat quality and can be harmful for aquatic species that use the floodplain for feeding and spawning (Górski et al., 2010; Mac Nally et al., 2011). In the Lake Saint-Pierre (LSP) floodplain (Québec, Canada), perennial crops have been gradually replaced by annual crops over the past six decades (Dauphin & Jobin, 2016; Jobin & Brodeur, 2023). Since the 1990s, the collapse in yellow perch populations in LSP has been linked to a decline in spawning success associated with loss of nursery habitat (de la Chenelière et al., 2014). Agricultural intensification in the LSP floodplain has also led to reduction of suitable spawning areas for northern pike (Foubert et al., 2020). The objective of this study is to assess the influence of land use in the LSP floodplain on the spawning of two fish species, northern pike (*Esox lucius*), and yellow perch (*Perca flavescens*), by examining how egg abundance varies along a gradient of increasing agricultural intensity in three sectors of the LSP floodplain.

Methods

Study area

Lake Saint-Pierre (LSP; 46.2044° N, 72.83° W), an enlargement of the St. Lawrence River between Sorel and Trois-Rivières, is the largest fluvial lake of the St. Lawrence River (315 km²; Frenette & Morin 2003; Foubert et al., 2020). The lake has a maximum width of 13.1 km, a length of approximately 30 km, and an average depth of 3.17 meters at mean flow (Frenette & Morin 2003; Hudon & Carignan 2008).

Following the snowmelt in spring, LSP expands to occupy a floodplain area of approximately 140 km² over a period of 5 to 9 weeks (Lessard, 1991; Farly et al. 2019)). Land use in the LSP floodplain has changed substantially over the past decade (Dauphin & Jobin, 2016). In the early 1950s, the floodplain was dominated by pastures, perennial crops, marshes, swamps, and wet meadows. The following decades saw a progressive replacement of perennial crops by annual cereal (maize and wheat) and oilseed crops (Dauphin & Jobin, 2016). Perennial crops occupied approximately 75 % of agricultural land in the 0-2 year flood-recurrence zone in the 1950s, but only 2 % in 2016 (Jobin & Brodeur, 2023). These changes in agricultural land use have led to loss of potential spawning habitats for northern pike (*Esox lucius*) and yellow perch (*Perca flavescens*) in the LSP floodplain (Dauphin & Jobin 2016; Foubert et al., 2020). Nearly 38 km² of wildlife habitats (perennial crops and natural habitats) have been modified in the LSP floodplain since 1950, mainly for the benefit of annual crops (Jobin & Brodeur, 2023). Floodplain habitats surrounding the LSP depend on the lateral connectivity between the lake and its floodplain. Strong fluctuations in water level at springtime favour a high connectivity between LSP and its floodplain and wetland development, which varies according to flood magnitude and water temperature in the floodplain (Hudon & Létourneau, 2018).

Vegetation along the St. Lawrence River includes wooded and shrubby wetlands, marshy herbaceous vegetation and floating or submerged aquatic vegetation (Hudon & Létourneau, 2018). *Acer saccharinum* and *Salix* spp are the dominant tree species in forested swamps. Grasses in the *Poaceae* family (*Phalaris arundinacea* and *Phragmites australis*) are found in high marshes that are occasionally inundated in the spring (Hudon & Létourneau, 2018).

Bolboschoenus fluviatilis, *Typha angustifolia*, *Potamogeton richardsonii* and *Chara* sp are found at lower elevations during the plant growth season (April 1st – Sept. 30) (Hudon & Létourneau, 2018). The extent of emergent marshes and shallow waters in LSP increased from the 1970s to the 1990s coinciding with a drop in mean water level of LSP and a decadal drying trend (Hudon & Létourneau, 2018).

Land use classification

Study sites were classified into four different groups defined by vegetation ground cover. The first group, conventional agriculture, includes soils with conventional agriculture residues, maize (fields organized in rows with ground residues of maize, *Zea mays* L., plantations), soy (fields organized in rows with ground residues of soy, *Glycine max* [L.] Merr., plantations) and straw (fields occupied by rows of Gramineae stems). The second group, cover crops, includes fields with ground residues of oat, *Avena sativa* L., and raygrass, *Lolium perenne* L. The third group, agricultural grasslands, consists of old (established for at least three years) or young (established for at least two years) grasslands which are mowed annually. The fourth group, natural ground cover, includes forest swamps and grasslands not subject to mowing. The natural grasslands include shrub swamps, fields of grass (*Phalaris arundinacea*; reed canarygrass and *Phragmites australis*; common reed). Forested swamps comprise stands of *Acer saccharinum* (silver maple), shrubs, and submerged aquatic vegetation.

Egg counts

Egg counts of the northern pike and egg mass counts of yellow perch were made in three sectors of the LSP floodplain: Saint Barthélemy (46.2218° N, 73.1696° W), Pierreville (46.0695° N, 72.8094° W), and Baie-du-Febvre (46.1392° N, 72.7172° W) (Fig. 1). In 2019 (8 May – 13 May), 2020 (29 April – 5 May), and 2021 (4 April – 6 April), northern pike eggs were collected from the bottom substrate and from submerged vegetation by means of pond-net sweeps performed along linear transects (transect length: 168 m in 2019; 40 m in 2020 and 2021) at water depths between 0.15 m and 1 m). A fixed number of net sweeps (24 in 2019; 10 in 2020 and 2021) was done at equidistant intervals along each transect. Individual sweeps

consisted of gently dragging a rectangular pond-net (opening: 36 x 28 cm; depth: 30 cm; mesh size: 750 μm ; attached to a 1.5 m pole) over the sampled surface for a fixed distance along the transect (1 m in 2019; 3 m in 2020 and 2021). In 2020, yellow perch egg masses were detected visually and counted along the transects simultaneously with the net sweeps.

Quantitative analyses

For northern pike, egg counts were modelled as arising from a negative binomial distribution, whose mean was modelled on the log scale as a function of fixed and random effects. The fixed effects were represented by indicator variables coding for land use categories. Random effects were used to capture temporal variation among sampling dates (day of the year), and spatial variation among individual transects and among study sectors. To accommodate for differences in sampling effort, the total linear distance swept by the net along each transect was used as an offset in the model (Chiquet et al., 2019).

For yellow perch, egg mass counts were modelled as arising from a Poisson distribution, whose mean was modelled on the log scale as a function of fixed and random effects. The fixed effects were represented by indicator variables coding for land use categories. Random effects were used to capture spatial variation among individual transects and among study sectors.

All models were implemented in R (v. 4.1.2; R Core Team, 2017) using the brms package (v. 2.14.4; Bürkner 2017) as an interface to Stan (v. 2.28, Stan Development Team 2021).

Results

The responses of northern pike and yellow perch can be represented along a gradient of land use (Figs. 1, 2; Tables 1, 2). For both species, egg abundance tends to decline along a gradient of increasing agricultural intensity.

Discussion

Floodplain habitats altered by conventional intensive agriculture, which had strongly reduced plant cover, were seldom used by northern pike for egg deposition. With the exception of soy crops, no eggs were found in the cover crops (oats and ryegrass) nor the conventional agriculture (ploughed soils and maize crops). This result suggests that habitats altered by agricultural activity were actively avoided by northern pike during the spawning period.

Reduced levels of aquatic vegetation and ground cover in agricultural land can affect the choice of spawning substrate for northern pike, which may explain the absence of eggs in these types of habitats (Frost & Kipling, 1967; Brodeur et al., 2006). Submerged natural grasslands provide favorable conditions for northern pike spawning (Nilsson et al., 2014), and the density of flooded grassland vegetation has been found to reflect the quality of spawning habitat for northern pike (Casselman and Lewis, 1996). Additionally, increased food abundance in natural grasslands can favor the presence of northern pike during the reproduction period (Nilsson et al., 2014). The total abundance of zooplankton in the LSP floodplain is about twice that in the lake (Farly et al., 2019). Following the spring snowmelt, northern pike migrate into the flooded grasslands to reproduce (Nilsson et al., 2014; Casselman and Lewis, 1996). Our results are consistent with previous studies showing that habitats with plant cover (old grasslands, natural grasslands, and forests) are favored by northern pike for egg deposition.

Although spring-flooded grasslands with dense plant cover are favorable spawning substrates for northern pike (McCarragher & Thomas, 1972), the type of plant cover substrate is not critical for this species as long as a dense vegetation cover is present on the submerged ground (Forney, 1968). Despite this lack of selectivity for vegetation type, only one northern pike egg was observed in flooded soy crops, suggesting that soy crops are not suitable habitats for northern pike egg deposition. No northern pike eggs were observed within the maize and plowed crops. Plowed annual crops without vegetation cover are bare fields with no suitable vegetation substrate for egg deposition. Annual crops have previously been shown to have negative effects on northern pike egg deposition (Foubert et al. 2020).

For yellow perch, our results show that old grasslands, natural grasslands, and forests are favored habitats for egg mass deposition in the LSP floodplain. Old grasslands and natural grasslands have a dense vegetation cover which, when flooded in the spring presents favorable conditions for yellow perch spawning (Leclerc et al., 2008; de la Chenelière et al., 2014). Conversely, habitats with low plant or no vegetation cover are often avoided by yellow perch for egg mass deposition (Mingelbier et al., 2005).

Over the past decades, anthropogenic changes in the LSP floodplain have strongly reduced the potential spawning area for fish in the LSP ecosystem, (Dauphin & Jobin, 2016; Foubert et al., 2020). The main anthropogenic stressor is agricultural activity, through the increase in annual crops to the detriment of perennial and natural crops, a shift which has reduced the availability of spawning areas for northern pike and yellow perch (Foubert et al., 2020). The availability of reproduction habitats for these two species in the LSP floodplain is positively related to the water level and discharge of the St. Lawrence River in spring, and to the density of the aquatic vegetation present in natural floodplain habitats (Mingelbier & Brodeur, 2004). Our results suggests that conversion of intensive agricultural crops to natural grasslands or perennial crops would increase the area available for spawning of northern pike and yellow perch in the LSP floodplain.

Acknowledgements

We thank Antoine Sénéchal, Pascal Philippon, Alexis Baribeau-Rondeau, Marc-Olivier Maalnaes, Maxime Clermont, Pierre-Olivier Leblanc, Jérôme Barbeau, Thibaud Tournadre, Kristof Mercier, Geoffrey Marselli and Chantal Fournier (UQTR) for assistance with the field work. Émilie Paquin, Philippe Brodeur, Marianne Théberge, Nicolas Auclair, Rémi Bacon, and Guillaume Hubert (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs; MELCCFP) provided helpful comments and logistic support. Funding was provided by the MELCCFP (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs) and the Ministry of Agriculture, Fisheries and alimentation of Quebec (MAPAQ).

References

- Bayley, P. B. 1995. Understanding large river- floodplain ecosystems. *BioScience*, **45**: 153-158.
- Bürkner, P. C. 2017. brms: An R package for Bayesian multilevel models using Stan. *Journal of Statistical Software*, **80**: 1-28.
- Chen, Y. H., Wen, X. W., Wang, B., & Nie, P. Y. 2017. Agricultural pollution and regulation: How to subsidize agriculture? *Journal of Cleaner Production*, **164**: 258-264.
- Chipeta, M. G., Ngwira, B. M., Simoonga, C., & Kazembe, L. N. 2014. Zero adjusted models with applications to analysing helminths count data. *BMC Research Notes*, **7**: 1-11.
- Chiquet, J., Robin, S., & Mariadassou, M. 2019. Variational inference for sparse network reconstruction from count data. In *International Conference on Machine Learning* (pp. 1162-1171). PMLR, 2019. p. 1162-1171.
- Christensen, O. F., & Waagepetersen, R. 2002. Bayesian prediction of spatial count data using generalized linear mixed models. *Biometrics*, **58**: 280-286.
- Cooke, S. J., & Cowx, I. G. 2004. The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience*, **54**: 857-859.
- Dauphin, D., & Jobin, B. 2016. Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997. *Le naturaliste canadien*, **140**: 42-52.
- 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.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, **81**:163-182.
- Farly, L., Hudon, C., Cattaneo, A., & Cabana, G. 2019. Seasonality of a floodplain subsidy to the fish community of a large temperate river. *Ecosystems*, **22**: 1823-1837.
- Forney, J. L. 1968. Production of young northern pike in a regulated marsh. *New York Fish and Game Journal*, **15**: 143-154.
- Foubert, A., Lecomte, F., Brodeur, P., Le Pichon, C., & Mingelbier, M. 2020. How intensive agricultural practices and flow regulation are threatening fish spawning habitats and their

- connectivity in the St. Lawrence River floodplain, Canada. *Landscape Ecology*, **35**: 1229-1247.
- Frenette, J. J., Arts, M. T., & Morin, J. 2003. Spectral gradients of downwelling light in a fluvial lake (Lake Saint-Pierre, St-Lawrence River). *Aquatic Ecology*, **37**: 77-85.
- Frost, W. E., & Kipling, C. 1967. A study of reproduction, early life, weight-length relationship and growth of pike, *Esox lucius* L., in Windermere. *The Journal of Animal Ecology*, **36**: 651-693.
- Giacomazzo, M., Bertolo, A., Brodeur, P., Massicotte, P., Goyette, J. O., & Magnan, P. 2020. Linking fisheries to land use: How anthropogenic inputs from the watershed shape fish habitat quality. *Science of the Total Environment*, **717**: 135- 377.
- Goulding, Michael. *The fishes and the forest: Explorations in Amazonian Natural History*. Univ of California Press, 1980.
- Górski, K., Winter, H. V., De Leeuw, J. J., Minin, A. E., & Nagelkerke, L. A. J. 2010. Fish spawning in a large temperate floodplain: The role of flooding and temperature. *Freshwater Biology*, **55**: 1509-1519.
- Hall, D. B. 2000. Zero-inflated Poisson and binomial regression with random effects: a case study. *Biometrics*, **56**:1030-1039.
- Harrison, X. A. 2014. Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. *PeerJ*, vol. **2**, e616.
- Hayat, M. J., & Higgins, M. 2014. Understanding Poisson regression. *Journal of Nursing Education*, **53**: 207-215.
- Hudon, C., & Carignan, R. 2008. Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **65**: 1165-1180.
- Hudon, C., Armellin, A., Gagnon, P., & Patoine, A. 2010. Variations in water temperatures and levels in the St. Lawrence River (Québec, Canada) and potential implications for three common fish species. *Hydrobiologia*, **647**: 145-161.
- Hudon, C., Jean, M., & Létourneau, G. 2018. Temporal (1970–2016) changes in human pressures and wetland response in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Science of the Total Environment*, **643**: 1137-1151.

- Jobin, B., & 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.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, **106**: 110-127.
- Karr, J. R., Toth, L. A., & Dudley, D. R. 1985. Fish communities of midwestern rivers: A history of degradation. *BioScience*, **35**: 90-95.
- Larochelle M. 2011. Effets de l'invasion de deux milieux humides d'eau douce du fleuve Saint-Laurent par le roseau commun sur la reproduction et la croissance du grand brochet. M.Sc. Thesis, Université Laval, Québec, 59 pp.
- Lasne, E., Lek, S., & Laffaille, P. 2007. Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: the role of hydrological connectivity and implications for conservation. *Biological Conservation*, **139**: 258-268.
- Leclerc, E., Mailhot, Y., Mingelbier, M., & Bernatchez, L. 2008. The landscape genetics of yellow perch (*Perca flavescens*) in a large fluvial ecosystem. *Molecular Ecology*, **17**: 1702-1717.
- Lessard, M. 1991. Analyse multidimensionnelle et discontinuités spatiales des communautés de poissons du lac Saint-Pierre et de l'archipel de Sorel. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en Sciences de l'Environnement, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, 220 p.
- Lindén, A., & Mäntyniemi, S. 2011. Using the negative binomial distribution to model overdispersion in ecological count data. *Ecology*, **92**: 1414-1421.
- Lytle, D. A., & Poff, N. L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, **19**: 94-100.
- MacNally, R., Cunningham, S. C., Baker, P. J., Horner, G. J., & Thomson, J. R. 2011. Dynamics of Murray-Darling floodplain forests under multiple stressors: The past, present, and future of an Australian icon. *Water Resources Research*, **47**: 1-11.
- McCarragher, D.B., et. Thomas, R.E. 1972. Ecological significance of vegetation to northern pike, *Esox lucius*, spawning. *Transactions of the American Fisheries Society*, **101**: 560-563.
- Magnan, P., Paquin, É., Brodeur, P., Paradis, Y., Vachon, N., Dumont, P., & 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. 43 p. et annexes.

- Mailhot, Y., Dumont, P., Paradis, Y., Brodeur, P., Vachon, N., Mingelbier, M., Lecomte, F., Magnan, P. 2015. Yellow perch (*Perca flavescens*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada): Population dynamics and management in a river with contrasting pressures. In *Biology of Perch* (pp. 111-157). Editors: Patrice Couture, Greg Pyle. CRC Press.
- Minami, M., Lennert-Cody, C. E., Gao, W., & Román-Verdesoto, M. 2007. Modeling shark bycatch: the zero-inflated negative binomial regression model with smoothing. *Fisheries Research*, **84**: 210-221.
- Mingelbier, M., Brodeur, P., & Morin, J. 2004. Impacts de la régularisation du débit des Grands Lacs et des changements climatiques sur l'habitat des poissons du fleuve Saint-Laurent. *Vecteur environnement*, **37**: 34-43.
- Mingelbier M., P. Brodeur et J. Morin. 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, Québec, 141 pp.
- Monod, A. 2014. Random effects modelling and the zero-inflated Poisson distribution. *Communications in Statistics-Theory and Methods*, **43**: 664-680.
- Moser, W. R. 1996. Less than full rank models. Pages 161-175 in *Linear models: A Means Model approach*. Elsevier.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, **308**: 405-408.
- Nilsson, J., Engstedt, O., & Larsson, P. 2014. Wetlands for northern pike (*Esox lucius* L.) recruitment in the Baltic Sea. *Hydrobiologia*, **72**: 145-154.
- Ricciardi, A., & Rasmussen, J. B. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, **13**:1220-1222.
- Richard, G., Côté, D., Mingelbier, M., Jobin, B., Morin, J., Brodeur, P., 2011. Utilisation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent) durant les périodes 1950, 1964 et 1997 : interprétation de photos aériennes, numérisation et préparation d'une base de données géoréférencées. Tech. Rep., Gouvernement du Québec, Québec.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

- Sparks, R. E. 1995. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *Bio-Science*, **45**: 168-182.
- Strayer, D. L., & Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, **29** :344-358.
- Tockner, K., & Stanford, J. A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, **29**: 308-330.
- Wiens, J. A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, **47**: 501-515.

Figure captions

Figure 1. Study sectors (red) and sampling locations (yellow) in the Lake Saint-Pierre floodplain, Quebec, Canada. The 0-2 year (light blue) and 0-20 year (grey) flood-recurrence boundaries are shown.

Figure 2. Adjusted mean abundance (log scale) and associated 90% credible intervals of egg counts for northern pike (*Esox lucius*). Treatments: conventional agriculture (red), cover crops (orange), agricultural grasslands (light green), and natural grasslands (dark green).

Figure 3. Adjusted mean abundance (log scale) and associated 90% credible intervals of egg-mass counts for yellow perch (*Perca flavescens*). Treatments: conventional agriculture (red), cover crops (orange), agricultural grasslands (light green), and natural grasslands (dark green).

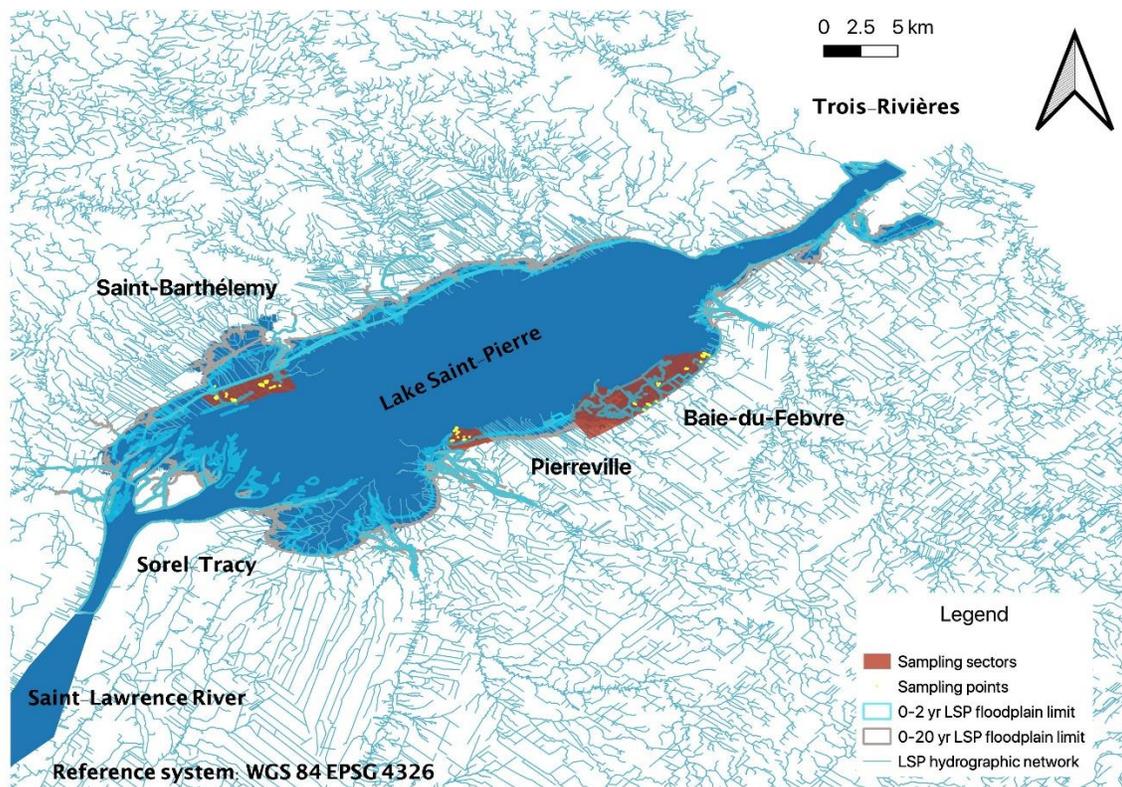


Figure 1.

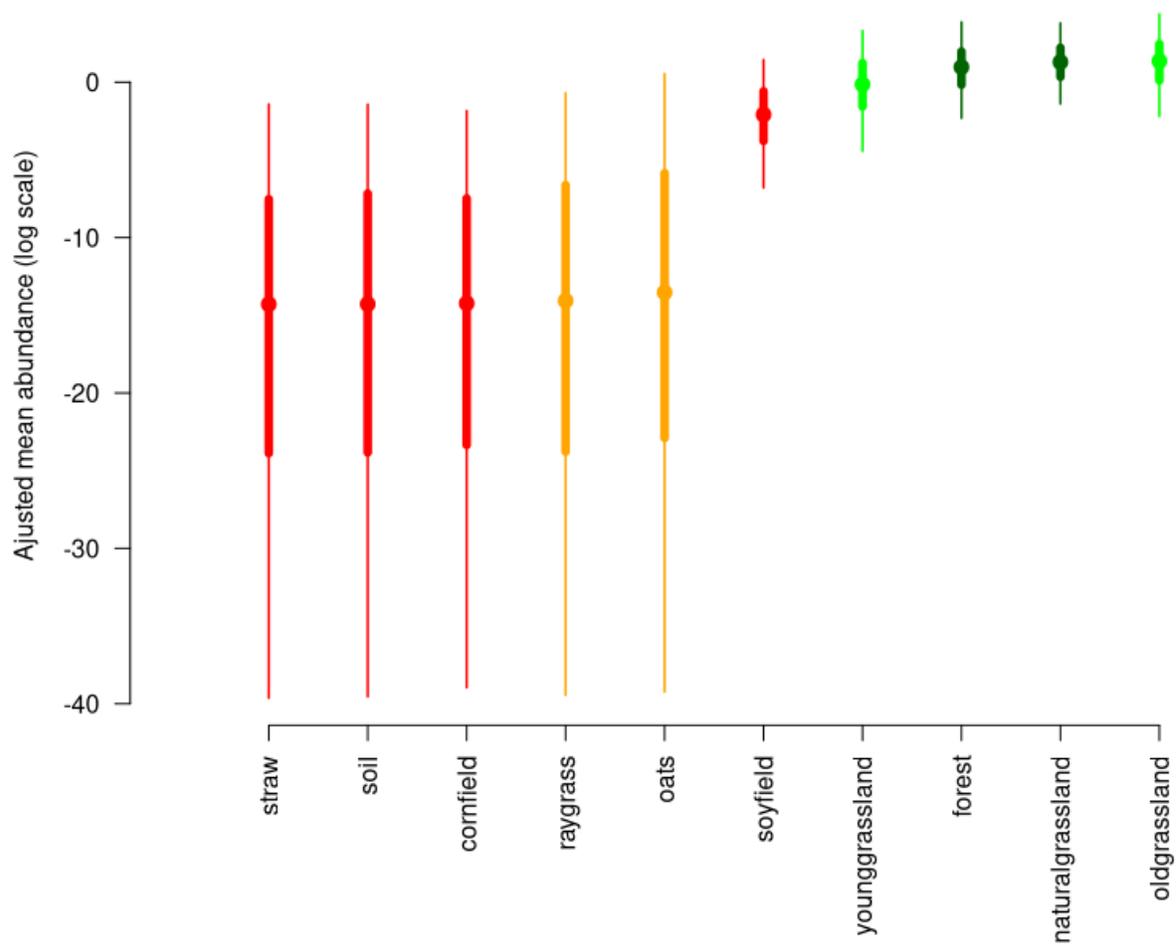


Figure 2.

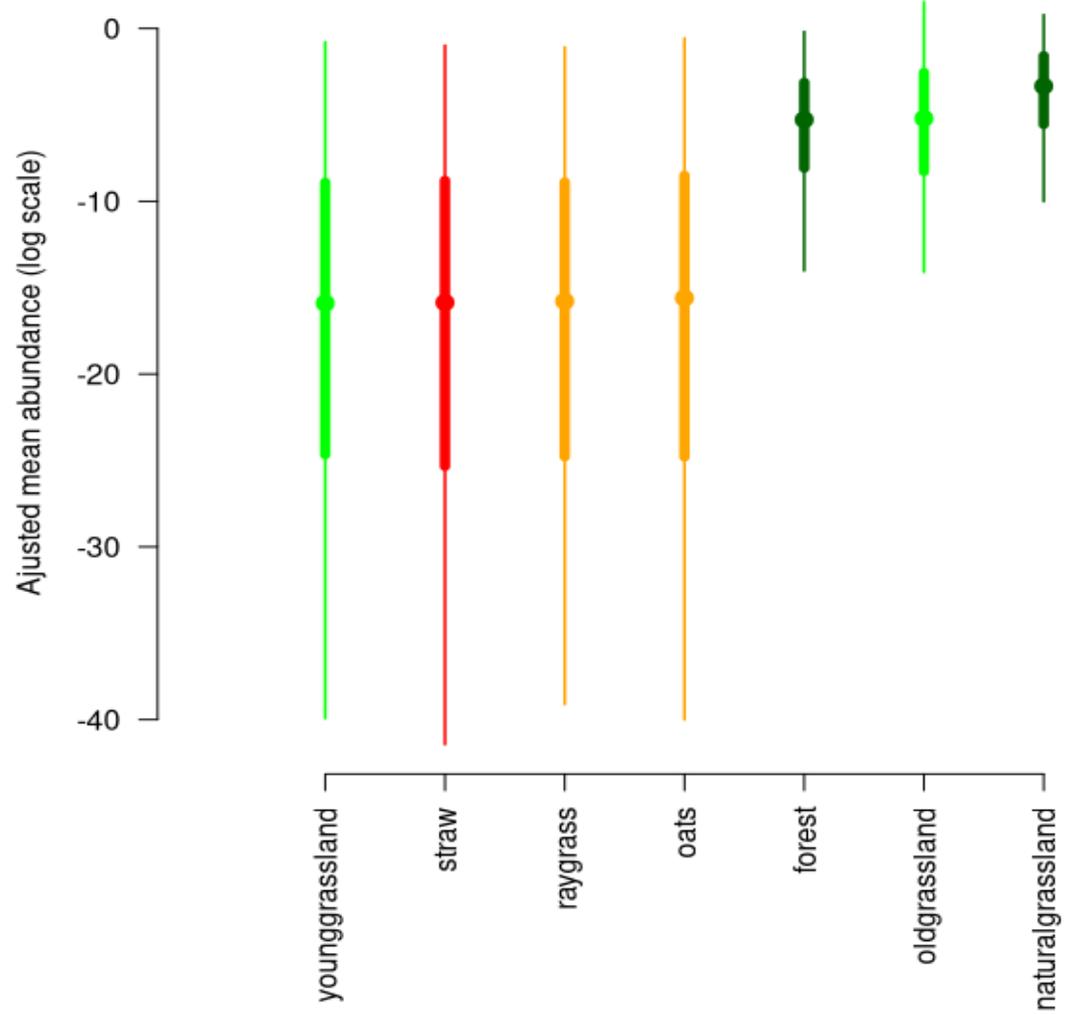


Figure 3.

Table 1. Regression coefficients (means) and credible intervals (lower and upper 90% limits) for the model relating northern pike egg abundance to land use.

<i>Treatment</i>	<i>Regression coefficients</i>	<i>90% credibility intervals</i>
Maize	-14.35	-40.17, -1.83
Straw	-14.22	-40.96, -1.33
Plowed soils	-13.94	-39.56, -1.30
Raygrass	-13.23	-40.13, -0.08
Oats	-13.20	-39.15, 0.36
Soy	-2.16	-6.70, 1.42
Young grasslands	-0.06	-4.12, 3.24
Forests	1.01	-2.29, 3.85
Old grasslands	1.26	1.78, -1.98
Naturals grasslands	1.28	-1.48, 3.78

Table 2. Regression coefficients (means) and credible intervals (lower and upper 90% limits) for the model relating yellow perch egg mass abundance to land use.

<i>Treatment</i>	<i>Regression coefficients</i>	<i>90% credibility intervals</i>
Straw	-15.86	-41.43, -0.98
Raygrass	-15.78	-39.12, -1.08
Oats	-15.60	-40.00, -0.56
Young grasslands	-15.90	-39.93, -0.78
Forests	-5.28	-14.02, -0.18
Old grasslands	-5.20	-14.10, 0.79
Natural grasslands	-3.34	-10.01, 2.20

CHAPITRE 3

PRINCIPAUX CONSTATS

3.1 Principaux constats pour le grand brochet

Premièrement, on remarque l'évitement des cultures annuelles par le grand brochet pour la ponte. Deuxièmement, les prairies agricoles et les prairies naturelles de la plaine inondable du LSP sont des milieux favorisés par le grand brochet pour le dépôt des œufs au printemps (Figure 2 – Chapitre II). Troisièmement, les cultures de couverture (raygrass et avoine) ont très peu ou pas été utilisées pour le dépôt des œufs, au même titre que pour les sols labourés. De plus, les catégories d'habitats mentionnés ci-haut sont des milieux qui ne se dissocient pas grandement par rapport à l'abondance moyenne des œufs des cultures conventionnelle qui incluent les sols labourés, la paille et le maïs. En effet, l'abondance moyenne des œufs calculée pour le maïs, la paille, les sols labourés, le raygrass et l'avoine dans la modélisation sont semblables (Table 1). Les milieux naturels demeurent les habitats où l'abondance des œufs est la plus élevée par rapport à l'agriculture conventionnelle et aux cultures de couverture (Figure 2 et Table 1 – Chapitre II).

3.2 Principaux constats pour la perchaude

Premièrement, les prairies agricoles et les prairies naturelles sont les milieux utilisés pour la ponte des œufs par la perchaude pendant sa période de fraie au printemps, et ce, à l'exception des jeunes prairies. De plus, les jeunes prairies (catégorie des milieux naturels), la paille (faisant partie de la catégorie des cultures conventionnelles) ainsi que les cultures de couvertures (avoine et raygrass) ont très peu ou pas été utilisées pour le dépôt des œufs, au même titre des sols labourés. De plus, les habitats énumérés ci-haut ne semblent pas être des habitats qui se dissocient les uns des autres par rapport à l'abondance moyenne des pontes calculée par la modélisation, car l'abondance des œufs est semblable entre ces traitements d'utilisation des

terres (Figure 3 et Table 2 – Chapitre II). Finalement, les milieux naturels incluant les forêts et les prairies naturelles, ainsi que les vieilles prairies sont les habitats où l'abondance des œufs est la plus élevée par rapport aux milieux agricoles conventionnels et améliorés (cultures de couverture) de la plaine inondable du LSP (Table 2 – Chapitre II).

3.3 Discussion

Les habitats de la plaine inondable du LSP altérés par l'agriculture intensive conventionnelle qui montrent une couverture végétale fortement réduite en période de crue ont été très peu utilisés par le grand brochet pour la ponte des œufs. Dans le soya conventionnel, un seul œuf a été observé dans une seule planche agricole. À l'exception des cultures de soya, aucun œuf n'a été trouvé dans les cultures de couverture (avoine et raygrass) ni dans les autres types d'agriculture conventionnelle (sols labourés et cultures de maïs). Ce résultat suggère que les habitats altérés par l'activité agricole dans la plaine inondable du LSP n'ont pas été utilisés par le grand brochet pendant sa période de fraie.

La diminution de la végétation aquatique et de la couverture végétale des terres agricoles peut affecter le choix du substrat de fraie du grand brochet, ce qui peut expliquer l'absence d'œufs dans ces types d'habitats (Frost et Kipling, 1967; Paquin & Brodeur, 2021). Les prairies naturelles submergées offrent des conditions favorables à la fraie du grand brochet (Nilsson et al., 2014), et il a été observé que la densité de la végétation des prairies inondées reflète la qualité de l'habitat de fraie du grand brochet (Casselman et Lewis, 1996). De plus, l'abondance de nourriture dans les prairies naturelles peut favoriser la présence du grand brochet pendant sa période de reproduction (Nilsson et al., 2014). Après la fonte des neiges au printemps, le grand brochet migre dans les prairies inondées pour se reproduire (Nilsson et al., 2014; Casselman et Lewis, 1996). Nos résultats sont cohérents avec des études antérieures montrant que les habitats à couvert végétal les plus denses (vieilles prairies, prairies naturelles et forêts) sont favorisés par le grand brochet pour la ponte.

Bien que les prairies inondées au printemps avec une couverture végétale dense soient des substrats de fraie favorables pour le grand brochet (McCarragher et Thomas, 1972), le grand

brochet peut utiliser une diversité de types de couverts, tant que la densité de végétation est élevée sur le sol inondé (Bry, 1996; Nilsson et al. 2014). Par exemple, la densité de végétation au sol laissée par les résidus de soya, où un seul œuf fut observé démontre l'importance de la végétation pour le dépôt des œufs, mais ne démontre pas pour autant que le soya est un habitat propice pour le dépôt des œufs par le grand brochet lors de sa période de fraie. De plus, aucun œuf n'a été observé dans les planches agricoles occupées par les résidus de maïs et les sols à nu. Les sols labourés sans couverture végétale créent des champs à nus sans substrat, et donc sans structure végétative permettant le dépôt des œufs par le grand brochet (Foubert et al. 2020). Le remplacement des cultures pérennes par des sols labourés et les cultures annuelles ont des effets négatifs sur la reproduction du grand brochet dans la plaine inondable du LSP, notamment pendant sa période de fraie (Foubert et al. 2020).

Pour la perchaude, nos résultats montrent que les vieilles prairies, les prairies naturelles et les forêts sont des habitats privilégiés pour la ponte des masses d'œufs dans la plaine inondable du LSP. Les vieilles prairies et les prairies naturelles présentent un couvert végétal dense qui, lorsqu'il est inondé au printemps, présente des conditions favorables à la fraie de la perchaude (Leclerc et al., 2008; de la Chenelière et al., 2014). À l'inverse, les habitats où l'on observe un faible couvert végétal ou un substrat inorganique exempt de structure végétale sont souvent évités par les femelles de perchaude pour y déposer leurs œufs (Mingelbier et al., 2005). Aucune ponte fut observée dans les cultures conventionnelles et les cultures améliorées (de couvertures).

Au cours des dernières décennies, les modifications anthropiques de la plaine inondable du LSP ont fortement réduit la zone de fraie potentielle des poissons de l'écosystème du LSP, particulièrement pour la perchaude et le grand brochet (Jobin & Brodeur, 2023; Dauphin & Jobin, 2016; Foubert et al., 2020). Nos résultats suggèrent que la restauration des cultures agricoles intensives en prairies naturelles ou en cultures pérennes augmenterait la superficie d'habitats de qualité disponible pour la fraie du grand brochet et de la perchaude dans la plaine inondable du LSP. Cela pourrait améliorer les chances de rétablissement de la perchaude, qui subit un moratoire sur la pêche commerciale et sportive depuis plus de 10 ans.

RÉFÉRENCES

- Aarts, B. G., Van Den Brink, F. W., & Nienhuis, P. H. 2004. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Applications*, **20**: 3-23.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Veríssimo, S., & Okada, E. K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **14**: 11-19.
- Amoros, C., & Bornette, G. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, **47**: 761-776.
- Armellin, A., M. Mingelbier et J. Morin. 2004. Year-class formation of the Northern pike and water-level fluctuations in the St. Lawrence River. Présenté à la 11e Conférence annuelle du St. Lawrence River Institute of Environmental Sciences, Cornwall, 18 mai 2004.
- Bagenal, T. B. 1971. The interrelation of the size of fish eggs, the date of spawning and the production cycle. *Journal of Fish Biology*, **3**: 207-219.
- Balvay, G. 1983. L'alimentation naturelle des alevins de brochet (*Esox lucius* L.) durant leur premier mois de vie. Pages 179-198 In R. Billard, editor. *Le Brochet: Gestion dans le milieu naturel et élevage*. INRA, Paris, France.
- Beckman, L. G., and J. H. Elrod. 1971. Apparent abundance and distribution of young-of-year fishes in Lake Oahe, 1965–69. Pages 333–347 in G. E. Hall, editor. *Reservoir Fisheries and Limnology*. *American Fisheries Society*, Special Publication 8, Bethesda, Maryland.
- Bregazzi, P. R., & Kennedy, C. R. 1980. The biology of pike, *Esox lucius* L., in a southern eutrophic lake. *Journal of Fish Biology*, **171**: 91-112.
- Brodeur, P., Mingelbier, M., & Morin, J. 2004. Impacts des variations hydrologiques sur les poissons des marais aménagés du Saint-Laurent fluvial. *Le naturaliste canadien*, **128**: 66-77.
- Brodeur, P., Mingelbier, M., & Morin, J. 2006. Impact de la régularisation du débit des Grands Lacs sur l'habitat de reproduction des poissons dans la plaine inondable du fleuve Saint-Laurent. *Le naturaliste canadien*, **130**: 60-68.
- Brodeur, P., Mingelbier, M., et Morin J. 2008. Spatially explicit model predicting the spawning habitat and early stage mortality of Northern pike (*Esox lucius*) in a large system:

- the St. Lawrence River between 1960 and 2000. International Pike Symposium. *Hydrobiologia*, **601**: 55-69.
- Bry, C., 1996. Role of vegetation in the life cycle of pike. Pages 45-68 *In* Craig, J. F, editor. *Pike Biology and Exploitation*. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Casselman, J.M., & Lewis, C.A. 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**: 161-174.
- Čech, M., Peterka, J., Říha, M., Jůza, T., & Kubečka, J. 2009. Distribution of egg strands of perch (*Perca fluviatilis* L.) with respect to depth and spawning substrate *Hydrobiologia*, **630**: 105-114.
- Chambers, R. C., & E. A. Trippel. 1997. Early life history and recruitment: legacy and challenges. Pages 515-549 *In* R. C. Chambers & E. A. Trippel, editors. *Early Life History and Recruitment in Fish Populations*. Chapman & Hall, New York, New York, USA
- Chilton, E. W. 1990. Macroinvertebrate communities associated with three aquatic macrophytes (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, and *Vallisneria americana*) in Lake Onalaska, Wisconsin. *Journal of Freshwater Ecology*, **5**: 455-466.
- Cooper, J.E., Mead J.V., Farrell, J.M., & Werner R.G. 2008. Potential effects of spawning habitat changes on the segregation of northern pike (*Esox lucius*) and muskellunge (*E. masquinongy*) in the Upper St. Lawrence River. *Hydrobiologia*, **601**: 41-53.
- Craig, J. F., & Kipling, C. 1983. Reproduction effort versus the environment; case histories of Windermere perch, *Perca fluviatilis* L., and pike, *Esox lucius* L. *Journal of Fish Biology*, **22**: 713-727.
- Craig, J. F. 2008. A short review of pike ecology. *Hydrobiologia*, **601**: 5-16.
- Crowder, L. B., & Cooper, W. E. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, **63**: 1802-1813.
- Dabrowski, K., Ciereszko R.E., Ciereszko, A., Toth, G.P., Christ S.A, Elsaidy, D., & Ottobre, J.S. 1996. Reproductive physiology of yellow perch (*Perca flavescens*): environmental and endocrinological cues. *Journal of Applied Ichthyology*, **12**: 139-148.
- Diehl, S. 1988. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos*, **53**: 207-214.
- Dionne, M., & Folt, C. L. 1991. An experimental analysis of macrophyte growth forms as fish foraging habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48**:123-131.

- Duarte, C. M., & Alcaraz, M. 1989. To produce many small or few large eggs: a size-independent reproductive tactic of fish. *Oecologia*, **80**: 401-404.
- Dumont, P. 1996. Comparaison de la dynamique des populations de perchaudes (*Perca flavescens*) soumises à des niveaux différents de stress anthropique (Doctoral dissertation, Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, Montréal, et Ministère de l'Environnement et de la Faune, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal, Rapport technique 06-46, xxvi+ 286 p).
- Emerson, L. S., Walker, M. G., & Witthames, P. R. 1990. A stereological method for estimating fish fecundity. *Journal of Fish Biology*, **36**: 721-730.
- Erickson, R. O., & F. J. Michelini. 1957. The plastochron index. *American Journal of Botany*, **44**: 297-305.
- Fabricius, E., et Gustafson, K. J. 1958. Some new observations on the spawning behavior of the pike, *Esox lucius* L. *Institute of Freshwater Research*, **39**: 23-54.
- Farrell, J.M. 2001. Reproductive success of sympatric northern pike and muskellunge in an Upper St. Lawrence River bay. *Transactions of the American Fisheries Society*, **130**: 796-808.
- Francis, J. T., Robillard, S. R., & Marsden, J. E. 1996. Yellow perch Management in Lake Michigan: A Multi-jurisdictional Challenge. *Fisheries*, **21**: 18-20.
- Franklin, D.R., & Smith L. L. 1963. Early life history of the northern pike, *Esox lucius* L., with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. *Transactions of the American Fisheries Society*, **92**: 91-110.
- Fortier, L., & Leggett, W. C. 1985. A drift study of larval fish survival. *Marine Ecology Progress Series*. **25**: 245-257.
- Fortin, R., Dumont, P., Fournier, H., Cadieux, C., & Villeneuve D. 1982. Reproduction et force des classes d'âge du grand brochet (*Esox lucius* L.) dans le Haut-Richelieu et la baie Missisquoi. *Canadian Journal of Zoology*, **60**: 227-240.
- Gillet, C. 1989. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. *Hydroécologie Appliquée*, **1**:117-143.
- Gotceitas, V. 1990. Plant stem density as a cue in patch choice by foraging juvenile bluegill sunfish. *Environmental Biology of Fishes*, **29**: 227-232.
- Gouvernement du Québec. 2019. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2, 2.1-2.4).

- Grenouillet, G., Pont, D., & Seip, K. L. 2002. Abundance and species richness as a function of food resources and vegetation structure: juvenile fish assemblages in rivers. *Ecography*, **25**: 641-650.
- Grimm, M. P. 1989. Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. *Hydrobiological Bulletin*, **23**: 59-65.
- Guénette, S. 1994. Paramètres biologiques, exploitation commerciale et modélisation de la population de perchaude (*Perca flavescens*) du lac Saint-Pierre.
- Hacker, S. D., & Steneck, R. S. 1990. Habitat architecture and the abundance and body-size-dependent habitat selection of a phytal amphipod. *Ecology*, **71**: 2269-2285.
- Hargeby, A. 1990. Macrophyte associated invertebrates and the effect of habitat permanence. *Oikos*, **57**: 338-346.
- Hayes, D. B., & Taylor, W. W. 1990. Reproductive strategy in yellow perch (*Perca flavescens*): effects of diet ontogeny, mortality, and survival costs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **47**: 921-927.
- Headley, H. C., & Lauer, T. E. 2008. Density-dependent growth of yellow perch in southern Lake Michigan, 1984-2004. *North American Journal of Fisheries Management*, **28**: 57-69.
- Hokanson, K. E. 1977. Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, **34**: 1524-1550.
- Humphries, P., Cook, R. A., Richardson, A. J., & Serafini, L. G. 2006. Creating a disturbance: manipulating slackwaters in a lowland river. *River Research and Applications*, **22**: 525-542.
- Jobin, B., & Brodeur, P. 2023. Changements de l'occupation du sol de la plaine inondable du lac Saint-Pierre de 1950   2016 et perspectives pour la restauration des milieux naturels. *Le naturaliste canadien*, **147**:14-26.
- Johnson, F. H., 1957. Northern pike year-class strength and spring water level. *Transactions of the American Fisheries Society*, **86**: 285-293.
- Junk, W. J., & Welcomme, R. L. 1990. Floodplains. In: Patten, B. C., Jorgensen, S. E. & Dumont, H. (eds): - *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*: 491-524.
- Kallasvuo, M., A. Lappalainen & L. Urho, 2011. Coastal reed belts as fish reproduction habitats. *Boreal Environment Research*, **16**: 1-14.

- Kallasvuo, M., M. Salonen & A. Lappalainen, 2010. Does the zooplankton prey availability limit the larval habitats of pike in the Baltic Sea? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **86**: 148-156.
- King, A. J., Humphries, P., & Lake, P. S. 2003. Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**: 773-786.
- Kjesbu, O. S. 2009. Applied fish reproductive biology: contribution of individual reproductive potential to recruitment and fisheries management. Pages 293-332 In T. Jakobsen, M. J. Fogarty, B. A. Megrey, and E. Moksness, editor. *Fish reproductive biology: implications for assessment and management*. Wiley Blackwell Scientific Publications, Oxford, United Kingdom.
- Koonce, J. F., T. B. Bagenal, R. F. Carline, K. E. F. Hokanson, and M. Nagiec. 1977. Factors influencing year-class strength of percids: a summary and a model of temperature effects. *Journal of the Fisheries Research Board Canada*, **34**:1900-1909.
- Lambert, T. C., & Ware, D. M. 1984. Reproductive strategies of demersal and pelagic spawning fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **41**: 1565-1569.
- Lappalainen, A., M. Härma, S. Kuningas & L. Urho, 2008. Reproduction of pike (*Esox lucius*) in reed belt shores of the SW coast of Finland, Baltic Sea: a new survey approach. *Boreal Environment Research*, **13**: 370-380.
- Leclerc, E., Mailhot, Y., Mingelbier, M., & Bernatchez, L. 2008. The landscape genetics of yellow perch (*Perca flavescens*) in a large fluvial ecosystem. *Molecular Ecology*, **17**: 1702-1717.
- Le Pichon, C., Mingelbier, M., Legros, M., Foubert, A., & Brodeur, P. 2018. Effets du réseau routier sur la connectivité des frayères du grand brochet (*Esox lucius*) au lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent, Canada). *Le naturaliste canadien*, **142**: 78-91.
- Lillie, R. A., & Budd, J. 1992. Habitat architecture of *Myriophyllum spicatum* L. as an index to habitat quality for fish and macroinvertebrates. *Journal of Freshwater Ecology*, **7**: 113-125.
- Mac Nally, R., Cunningham, S. C., Baker, P. J., Horner, G. J., & Thomson, J. R. 2011. Dynamics of Murray-Darling floodplain forests under multiple stressors: The past, present, and future of an Australian icon. *Water Resources Research*, **47**: 1-11.
- Magnan, P., Paquin, É., Brodeur, P., Paradis, Y., Vachon, N., Dumont, P., & 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. 43 p. et annexes.

- Magnan, P., R. Proulx and M. Plante. 2005. Integrating the effects of fish exploitation and interspecific competition into current life history theories: an example with lacustrine brook trout, *Salvelinus fontinalis*, populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**: 747-757.
- Magnan, P., Brodeur, P., Paquin, É., Vachon, N., Paradis, Y., Dumont, P., & Mailhot, Y. 2017. État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre en 2016.
- Mansueti, A. J. 1964. Early development of the yellow perch, *Perca flavescens*. *Chesapeake Science*, **5**: 46-66.
- Masters, J. E. G., Welton, J. S., Beaumont, W. R. C., Hodder, K. H., Pinder, A. C., Gozlan, R. E., & Ladle, M. 2002. Habitat utilisation by pike *Esox lucius* L. during winter floods in a southern English chalk river. *Hydrobiologia*, **483**: 185-191.
- McCarragher, D.B., et. Thomas, R.E. 1972. Ecological significance of vegetation to northern pike, *Esox lucius*, spawning. *Transactions of the American Fisheries Society*, **101**: 560-563.
- McGurk, M. D. 1986. Natural mortality of marine pelagic fish eggs and larvae: role of spatial patchiness. *Marine Ecology Progress Series*, **34**: 227-242.
- Mingelbier, M., Brodeur, P., & Morin, J. 2004. Impacts de la régularisation du débit des Grands Lacs et des changements climatiques sur l'habitat des poissons du fleuve Saint-Laurent. *Vecteur environnement*, **37**: 34-43.
- Mingelbier, M., & Morin, J. 2005. Modélisation numérique 2D de l'habitat des poissons du Saint-Laurent fluvial pour évaluer l'impact des changements climatiques et de la régularisation. *Le naturaliste canadien*, **129**: 96-102.
- Mingelbier, M., P. Brodeur et J. Morin, 2008. Spatially explicit model predicting the spawning habitat and early stage mortality of northern pike (*Esox lucius*) in a large system: The St. Lawrence River between 1960 and 2000. *Hydrobiologia*, **601**: 55-69.
- Paquin, É., & Brodeur, P. 2021. Développement d'un protocole d'échantillonnage d'oeufs de grand brochet au filet troubleau dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre au printemps 2018. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. 12 p. et annexes.
- Pease, A. A., Justine Davis, J., Edwards, M. S., & Turner, T. F. 2006. Habitat and resource use by larval and juvenile fishes in an arid-land river (Rio Grande, New Mexico). *Freshwater Biology*, **51**: 475-486.

- Raat, A. J. 1988. Synopsis of biological data on the northern pike: *Esox lucius* Linnaeus, 1758. *Fisheries Synopsis*. 30, 2: 1-178. FAO, Rome.
- Robillard, S. R., & Marsden, J. E. 2001. Spawning substrate preferences of yellow perch along a sand–cobble shoreline in southwestern Lake Michigan. *North American Journal of Fisheries Management*, **21**: 208-215.
- Roessig, J. M., Woodley, C. M., Cech, J. J., & Hansen, L. J. 2004. Effects of global climate change on marine and estuarine fishes and fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **14**: 251-275.
- Rozas, L. P., & Odum, W. E. 1988. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia*, **77**: 101-106.
- Sabo, M. J., & Kelso, W. E. 1991. Relationship between morphometry of excavated floodplain ponds along the Mississippi River and their use as fish nurseries. *Transactions of the American Fisheries Society*, **120**: 552-561.
- Sanderson, B. L., Hrabik, T. R., Magnuson, J. J., & Post, D. M. 1999. Cyclic dynamics of a yellow perch (*Perca flavescens*) population in an oligotrophic lake: evidence for the role of intraspecific interactions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**: 1534-1542.
- Savino, J. F., & Stein, R. A. 1989. Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation. *Environmental Biology of Fishes*, **24**: 287-293.
- Scott et Crossman. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin 184. Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Ottawa 1974. 1065pp.
- Smith, B. V., J. M. Farrell, H. B. Underwood & S. Smith, 2007. Year-class strength of St. Lawrence River northern pike. *North American Journal of Fisheries Management*, **27**: 481-491.
- Stan Development Team. 2021. Stan Modeling Language Users Guide and Reference Manual, Version 2.28. <https://mc-stan.org>
- Table de concertation régionale du lac Saint-Pierre (TCRLSP). 2017. Cohabitation agriculture-faune en zone littorale au lac Saint-Pierre. Fiche Synthèse. 28 p. et annexes.
- Tockner, K., & Stanford, J. A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, **29**: 308-330.
- Trippel, E. A. 1999. Estimation of stock reproductive potential: history and challenges for Canadian Atlantic gadoid stock assessments. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, **25**: 61-82.

- Whiteside, M. C., Swindoll, C. M., & Doolittle, W. L. 1985. Factors affecting the early life history of yellow perch, *Perca flavescens*. *Environmental Biology of Fishes*, **12**: 47-56.
- Wright, R.M., & Shoesmith, E. A. 1988. The reproductive success of pike, *Esox lucius*: aspects of fecundity, egg density and survival. *Journal of Fish Biology*, **33**: 623-636.
- Zeug, S. C., & Winemiller, K. O. 2008. Relationships between hydrology, spatial heterogeneity, and fish recruitment dynamics in a temperate floodplain river. *River Research and Applications*, **24**: 90-102.
- Zeug, S. C., Winemiller, K. O., & Tarim, S. 2005. Response of Brazos River oxbow fish assemblages to patterns of hydrologic connectivity and environmental variability. *Transactions of the American Fisheries Society*, **134**: 1389-1399.