

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

**RÉPONSES DES LARVES DE POISSONS AUX ACTIVITÉS AGRICOLES ET
MILIEUX NATURELS DANS LA ZONE LITTORALE DU LAC SAINT-PIERRE**

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

**PAR
CLAUDIA NAULT**

JUILLET 2025

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.

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

Direction de recherche :

Marco A. Rodríguez

Prénom et nom

directeur de recherche

Jury d'évaluation

Marco A. Rodríguez

Prénom et nom

directeur de recherche

Vincent Fugère

Prénom et nom

Professeur, science de l'environnement (UQTR)

Fonction du membre de jury

Philippe Brodeur

Prénom et nom

Biologiste (MELCCFP)

Fonction du membre de jury

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, j'aimerais remercier mon directeur de recherche Marco A. Rodríguez de m'avoir permis de réaliser ce projet de recherche et de son soutien durant sa réalisation, mais aussi mon comité d'orientation formé de Philippe Brodeur et Vincent Fugère pour leurs commentaires pertinents qui ont grandement permis d'améliorer grandement ce mémoire et mes connaissances.

Je remercie également Alexis Baribeau Rondeau, Anne Beaulieu, Christophe Naelten, Florence Gagné, Kristof Mercier et Thibaud Tournadre (Université du Québec à Trois-Rivières) pour leur participation à l'échantillonnage terrain et aux travaux de laboratoires. Merci aux biologistes Émilie Paquin et Philipe Brodeur ainsi qu'au technicien de la faune Remi Bacon du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) pour leur aide dans le projet et pour les méthodes d'identification des larves de poissons.

Un énorme merci à Gabriel Lortie, Lauriane Thibault et Thibaud Tournadre pour votre soutien, vos encouragements et votre aide tout au long de ce projet, qui sans eux aurait été beaucoup plus difficile et moins agréable.

Ce projet de recherche a été réalisé dans le cadre des travaux du Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre, qui a financé le projet.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire a été réalisé dans le cadre du programme de maîtrise en sciences de l'environnement à l'Université du Québec à Trois-Rivières dans le laboratoire de Marco A. Rodríguez. Ce projet de recherche a été réalisé dans le cadre des travaux du *Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre* dont le mandat est 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. Cette recherche avait pour objectif de quantifier la réponse des larves de poissons aux différentes cultures agricoles et aux milieux naturels dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre.

Ce mémoire comprend trois chapitres. Le premier chapitre est une introduction générale sur le sujet et les méthodes utilisés dans le cadre de ce projet. Le second chapitre est un article scientifique en anglais qui présente les résultats essentiels du projet. Le troisième chapitre est une conclusion générale qui présente les principaux résultats ainsi qu'une discussion sur le projet de recherche.

RÉSUMÉ

Lors des crues printanières, l'augmentation des niveaux d'eau des milieux aquatiques permet le déplacement de plusieurs organismes et de nutriments dans les milieux terrestres inondés, ce qui contribue à une grande productivité primaire et une diversité d'habitats pour les poissons. Ce phénomène est important pour la survie et le développement des espèces aquatiques puisqu'il rend disponibles plusieurs sources alimentaires, des abris contre les prédateurs et des habitats de reproduction. Cependant, l'augmentation des milieux agricoles et l'intensification des pratiques, au détriment des milieux naturels, engendre une perte importante d'habitats essentiels pour plusieurs espèces de poissons, particulièrement pour les larves qui vont s'y développer. L'objectif de cette étude était de quantifier la réponse des larves de poissons aux différentes cultures agricoles et aux milieux naturels dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, Québec. Les résultats démontrent que l'abondance et la taille des larves de poissons dans les différents traitements agricoles et naturels varient selon les taxons. Les prairies humides et les vieilles prairies étaient les milieux où l'abondance et la taille des perchaudes et des grands corégones étaient les plus élevées, contrairement aux cyprinidés et aux larves d'*Etheostoma sp.*, dont la taille et l'abondance étaient plus élevées dans les parcelles en maïs conventionnel et en soya amélioré. Cette variation peut être expliquée par les différents besoins de reproduction et de développement des larves de poissons, l'hétérogénéité environnementale de la plaine inondable pourrait donc favoriser une plus grande diversité d'espèces.

Mots-clés : abondance des larves de poissons, activités agricoles, croissance individuelle, larves de poissons, habitats aquatiques, plaine inondable

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	iii
AVANT-PROPOS	iv
RÉSUMÉ.....	v
LISTE DES FIGURES.....	vii
CHAPITRE I	1
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1. Introduction	1
1.2. Méthodes	6
1.2.1 Aire d'étude.....	6
1.2.2 Échantillonnage des larves de poissons	8
1.2.3 Analyses statistiques	11
CHAPITRE II.....	13
RESPONSES OF FISH LARVAE TO AGRICULTURAL ACTIVITIES AND NATURAL ENVIRONMENTS IN THE LAKE SAINT-PIERRE FLOODPLAIN	13
CHAPITRE III	51
CONCLUSION GÉNÉRALE	51
3.1 Principaux résultats	51
3.1.1. Abondance des larves de poissons	51
3.1.2. Taille moyenne des larves de poissons	52
3.2. Discussion	54
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	57

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Carte de localisation du lac Saint-Pierre, des secteurs à l'étude et des zones de récurrences des crues de 2 ans, 20 ans et 100 ans de la plaine inondable	9
Figure 2. Variation du niveau d'eau (m) à la station hydrologique de Sorel #15930 durant la période d'échantillonnage du 21 avril au 06 juin 2022.....	11

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1. Introduction

Une plaine inondable est un milieu aquatique temporaire pouvant être utilisé par plusieurs espèces de poissons. Dans les régions tempérées, la plaine autour de plusieurs milieux aquatiques peut se retrouver sous l'eau lors des périodes de crues, principalement au printemps lorsque le niveau d'eau du plan d'eau à proximité est plus élevé. L'eau qui se retrouve alors dans la plaine provient principalement de la fonte des neiges, des eaux souterraines ou de l'eau de ruissellement retrouvée sur l'ensemble du bassin versant, qui font augmenter le niveau d'eau des lacs ou des rivières jusqu'à leur débordement dans la plaine. La période d'inondation dans la plaine contribue à la recharge d'eau des nappes souterraines et à stocker une quantité importante de carbone et de sédiments dans les sols (McInerney et al., 2023). En combinant les fonctions des milieux aquatiques et des milieux terrestres qu'elle comporte, la plaine offre des habitats hétérogènes et diversifiés pouvant ainsi soutenir une biodiversité et une productivité importantes (Havrdová et al., 2023).

L'une des hypothèses proposées pour expliquer l'augmentation de la productivité dans une plaine inondable est le « flood-pulse concept ». Celui-ci définit comment s'effectue le mouvement des nutriments ainsi que des organismes tels que des poissons et des invertébrés entre une rivière ou un plan d'eau et sa plaine inondable (Junk et al., 1989). Lorsque le niveau d'eau monte dans une plaine inondable, l'eau apporte au milieu terrestre une quantité importante de ressources provenant des nutriments et des organismes qui étaient présents dans le lac et qui pourront être intégrées dans le système (Junk et al., 1989). Cette arrivée d'eau dans le milieu terrestre contribue donc à augmenter la productivité primaire tout en évitant les problèmes fréquents d'une eau stagnante dans certains milieux aquatiques peu profonds comme l'eutrophisation ou l'anoxie (Junk et al., 1989; McInerney et al., 2023). L'augmentation de la productivité primaire des milieux aquatiques en plaine inondable est causée par l'importante contribution en sédiments, en matière organique et en nutriments provenant du milieu terrestre (Junk et al., 1989). Ces apports sont rendus disponibles pour la croissance des végétaux et des producteurs primaires aquatiques dans la plaine inondable (Junk et al., 1989). Cette production primaire peut ensuite être utilisée par les niveaux

trophiques supérieurs, soit par les consommateurs primaires, qui seront à leur tour consommés par les consommateurs secondaires (Farly et al., 2019; McInerney et al., 2023). L'efficacité de l'apport de nutriments ou d'organismes, soit la qualité et la quantité des éléments apportés, est déterminée principalement par la durée, l'intensité et la fréquence de l'inondation dans la plaine (Junk et al., 1989; McInerney et al., 2023). La fréquence élevée des inondations est également un facteur important pour expliquer la productivité dans une zone inondable (Junk et al., 1989; McInerney et al., 2023). En effet, les crues récurrentes permettent aux organismes de développer des adaptations pour utiliser efficacement la plaine et en tirer un bénéfice plus élevé alors que les crues imprévisibles n'offrent pas ces possibilités d'adaptations aux organismes (Junk et al., 1989). Les ressources apportées par l'inondation ont donc des impacts sur le type d'espèces qui se retrouvent dans la plaine inondable et sur leur comportement, mais aussi sur leur croissance et leur taux de survie (Junk et al., 1989). Ces ressources seront également exportées vers la rivière ou le lac lors du retrait des eaux, fournissant ainsi des ressources disponibles pour la faune aquatique (Junk et al., 1989).

La qualité de l'habitat durant l'inondation de la plaine est donc importante pour la conservation des espèces aquatiques puisqu'elle influence grandement la croissance des poissons et leur taux de survie (Junk et al., 1989; Farly et al., 2019). Au moment de l'inondation, la plaine devient un milieu favorable à plusieurs espèces de poissons puisqu'elle rend disponible une quantité d'abris contre les prédateurs et des habitats de reproduction favorables (Junk et al., 1989). La plaine inondable favorisera les espèces qui peuvent tolérer certaines conditions particulières telles qu'une turbidité élevée et une température plus chaude (Giacomazzo et al., 2023). En effet, la faible profondeur d territoire inondé peut provoquer le mélange entre les sédiments du sol et l'eau, augmentant donc la quantité de matière en suspension en plus de causer un réchauffement hâtif de l'eau (Junk et al., 1989).

Pour plusieurs espèces de poissons, la plaine rend accessible un substrat essentiel pour la fraie et représente un bon habitat pour la reproduction (Górski et al., 2013; Farly et al., 2021). Parfois, plusieurs habitats différents peuvent être nécessaires pour combler tous les besoins diversifiés des poissons qui doivent alors migrer entre plusieurs milieux afin d'avoir les ressources nécessaires pour compléter leur cycle de vie (Górski et al., 2013; Farly et al., 2021). C'est ainsi que certaines espèces peuvent se retrouver dans les plaines inondables pour la période de fraie (Górski

et al., 2013). La plaine offre la possibilité de retrouver des habitats diversifiés à condition que le niveau d'eau permette le déplacement entre les différents milieux (Schlosser, 1991). Les habitats forestiers, les herbiers ou les plaines végétales pourront fournir à plusieurs espèces de poissons des structures pour y déposer les œufs (Schlosser, 1991). Certaines espèces ont besoin de cette végétation afin que leurs œufs puissent s'y fixer et s'y maintenir jusqu'à l'éclosion (Schlosser, 1991). L'hétérogénéité de la plaine inondable permet donc à un nombre d'espèces important d'avoir à disposition la variété d'habitats nécessaire pour répondre à leurs besoins (Havrdová et al., 2023).

La plaine peut également être favorable pour la fraie puisque les poissons ont besoin d'une température adéquate pour permettre l'éclosion des œufs et le bon développement des larves (Balon, 1975). Pour certaines espèces en zone tempérée, cette température se situe autour des 15°C, alors que d'autres espèces ont besoins ou exigent des températures plus chaudes ou plus froides (Arevalo et al., 2023). L'atteinte de ces températures déterminera les différentes étapes de la période de reproduction ainsi que la chronologie de l'éclosion des œufs des diverses espèces et donc, plus le réchauffement est hâtif, plus la reproduction et l'éclosion se produiront tôt dans la saison (Hugues et al., 2011; Arevalo et al., 2023). L'eau peu profonde de la plaine permet ce réchauffement de l'eau plus rapide comparativement aux plans d'eau adjacents, qui nécessitent plus de temps pour atteindre une température adéquate (Arevalo et al., 2023). Une fraie hâtive dans de bonnes conditions permet aux poissons juvéniles d'atteindre des tailles plus importantes et d'améliorer ainsi leur survie une fois de retour au plan d'eau principal (Gagné et al., 2008; Hugues et al., 2011). Une bonne condition physique permet ainsi aux juvéniles d'augmenter les chances de survivre aux prédateurs et au premier hiver et de contribuer à la croissance de la population (Gagné et al., 2008; Hugues et al., 2011).

La plaine inondable procure également plus de nourriture que le cours d'eau principal pour des espèces se nourrissant à partir de résidus végétaux, d'insectes ou de zooplancton (Farly et al., 2021). Les larves de certaines espèces peuvent être très abondantes dans la plaine inondable où il y a présence de milieux humides et de végétation comparativement au chenal principal d'une grande rivière puisqu'elle offre plusieurs types de ressources (Górski et al., 2013; Farly et al., 2021). Le zooplancton est l'une des principales sources alimentaires pour plusieurs espèces de poissons qui ne possèdent pas de sac vitellin durant le stade larvaire et pour les espèces littorales

(Farly et al., 2021). La végétation submergée dans la plaine abrite souvent les sources de nourriture principales des poissons puisque le zooplancton et même des insectes peuvent s'y réfugier et fournir de la nourriture à certains poissons juvéniles et adultes (Górski et al., 2013). La présence de végétation et d'arbres dans la plaine permet donc de rendre disponibles plusieurs types d'insectes aquatiques et terrestres qui seraient indisponibles sans le chevauchement des deux milieux (Junk et al., 1989).

Le zooplancton a également tendance à être plus gros dans les zones littorales et les milieux humides, procurant donc une valeur nutritive plus importante pour les poissons qui s'en nourrissent (Górski et al., 2013). La plus grande taille du zooplancton dans la plaine comparativement aux lacs et aux rivières provient, entre autres, des différences dans la disponibilité en carbone dans les deux milieux (Farly et al., 2019). Le carbone apporté par l'augmentation du niveau d'eau durant l'inondation de la plaine peut fournir de source alimentaire importante pour le phytoplancton (Farly et al., 2019; McInerney et al., 2023). Le phytoplancton est la principale source alimentaire du zooplancton, donc la disponibilité en carbone dans la plaine a une influence indirecte sur sa productivité et sur le zooplancton (Farly et al., 2019).

Finalement, la plaine inondable peut fournir aux poissons-proies plusieurs types d'abris contre les prédateurs (Sass et al., 2006). La présence de ces abris s'explique par la disponibilité de souches, de roches, de racines et d'une importante quantité de végétation submergée pouvant servir de contre la prédation (Sass et al., 2006).

La plaine peut donc présenter plusieurs caractéristiques intéressantes pour les poissons. Les poissons pourraient être en mesure d'atteindre une croissance et une condition physique supérieure grâce à l'apport des nutriments, de ressources alimentaires et de la diversité d'habitats pouvant répondre à l'ensemble de leurs besoins (Farly et al., 2021). Le recrutement des poissons peut donc être amélioré par l'utilisation de la plaine inondable, puisque la condition physique des poissons est positivement corrélée avec le taux de survie individuel (Balcombe et al., 2007; Hugues et al., 2011). Le recrutement correspond à la quantité de jeunes qui sont capables de survivre et ainsi contribuer à la croissance de la population, qui peut être déterminé par le nombre d'individus ou la biomasse totale (Gilbert, 1997). Si un trop grand nombre de poissons aux premiers stades de développement n'arrivent pas à survivre jusqu'à l'âge adulte dû aux perturbations du milieu ou

selon divers facteurs biotiques et abiotiques, les populations sont à risque de déclin (Hugues et al., 2011).

Les plaines inondables du Québec sont devenues de plus en plus utilisées par l'homme, causant ainsi des changements d'utilisation des sols et une perte de végétation importante (Jobin & Brodeur, 2023). Les milieux qui étaient autrefois recouverts de cultures pérennes ont été convertis en grandes cultures, causant ainsi une perte importante d'habitat et de végétation submergée pour les espèces aquatiques (De la Chenelière et al., 2014). La transformation de ces cultures pérennes en cultures annuelles pourrait avoir des impacts importants sur la distribution et l'abondance des poissons dans les plaines inondables (De la Chenelière et al., 2014; Jobin & Brodeur, 2023). La végétation des plaines est fauchée et les sols sont labourés afin d'en faire des territoires agricoles plus productifs et ceux-ci sont régulièrement laissés à nu durant l'hiver (Jobin & Brodeur, 2023). L'impact peut être d'autant plus important sur les espèces qui utilisent la végétation submergée de la plaine comme milieu de fraie (Gorski et al., 2011). Puisque les larves de poissons ont des déplacements limités avant de développer leur capacité de nage et sont parfois influencées par des mouvements passifs, une bonne partie de leur croissance a lieu directement sur ou à proximité du site d'éclosion des œufs (Gorski et al., 2011; Bertolo et al., 2012). Les larves sont donc plus susceptibles d'être affectées par les perturbations dans le milieu et dépendent beaucoup de la qualité de l'habitat dans lequel ils se retrouvent (Gorski et al., 2011; Bertolo et al., 2012). Puisque les cultures annuelles intensives font de plus en plus partie de la plaine d'inondation du lac Saint-Pierre, il est important de comprendre l'impact des différentes cultures et le rôle des milieux naturels sur le développement des poissons. En étant directement affectées par la qualité des habitats de la plaine inondable, les larves peuvent fournir une bonne indication de l'impact des milieux agricoles et des milieux naturels sur les populations de poissons (Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre., 2024).

L'objectif de cette étude est de quantifier la réponse des larves de poissons aux différentes cultures agricoles et aux milieux naturels dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Pour ce faire, l'abondance et la taille des larves de poissons a été quantifiée dans les divers types d'utilisation du sol de la plaine inondable. L'utilisation des terres a été classée en deux catégories : 1) les cultures agricoles, incluant les sols labourés, les cultures de maïs conventionnel, de soya conventionnel, de soya amélioré et les vieilles prairies et 2) les milieux naturels, incluant les prairies humides et les

forêts naturelles. L'abondance des larves de poissons dans différents types d'utilisation des sols de la plaine inondable du lac Saint-Pierre a été modélisé à l'aide de modèles de régression mixte afin de déterminer comment varie l'abondance des larves dans les différents types d'utilisation du sol de la plaine d'inondation.

1.2. Méthodes

1.2.1 Aire d'étude

Le site à l'étude est la plaine inondable du lac Saint-Pierre, un élargissement du fleuve Saint-Laurent. Situé en amont de la ville de Trois-Rivières, au Québec, ce lac mesure près de 30 km de longueur et 13 km de largeur (La Violette, 2004). Le lac peut atteindre une superficie de 500 km², selon l'élévation du niveau d'eau (Dauphin & Jobin, 2016). La profondeur moyenne du lac Saint-Pierre est de 2,7 m, excluant le chenal de navigation en son centre, d'une profondeur pouvant atteindre 13,7 m (La Violette, 2004). Lors de la fonte des neiges au printemps, le niveau du lac peut augmenter considérablement au-dessus du niveau habituel observé en période estivale (Dauphin & Jobin, 2016). La zone des crues de récurrence de 2 ans (superficie : 20 857 ha) a une grande importance écologique pour les poissons (Dauphin & Jobin, 2016). Cette zone est particulièrement importante pour les larves de poissons, puisqu'elle offre une diversité d'habitats pouvant servir à la fraie de plusieurs espèces, dont la perchaude et le grand brochet (De la Chenelière et al., 2014; Foubert et al., 2020). La zone des crues de récurrence de 2 ans correspond à la partie de la plaine inondable qui sera inondée de façon répétée lors des crues fréquentes, contrairement aux zones d'inondations de récurrence de 20 ans et de 100 ans qui seront inondées seulement lors de fortes crues (De la Chenelière et al., 2014).

Actuellement, environ 5 000 ha de la plaine inondable du lac Saint-Pierre sont recouverts par des productions agricoles diverses (Jobin & Brodeur, 2023). Dans la zone des crues de récurrence de 2 ans, les cultures agricoles ont été longtemps dominées par les cultures pérennes qui occupaient 23,9% du territoire en 1950 et 80% des terres cultivées en 1950 (Jobin & Brodeur, 2023). Ces cultures ont progressivement été transformées en cultures annuelles (maïs, soya ou blé). En 1997, les cultures annuelles occupaient plus du double de la superficie occupée par les cultures

pérennes (Jobin & Brodeur, 2023). L'expansion des cultures annuelles s'est poursuivie jusqu'en 2016 où elles occupaient près de 86% des terres agricoles alors que les cultures pérennes étaient présentes à seulement 2,2% sur l'ensemble de la zone des crues de récurrences de 2 ans (Jobin & Brodeur, 2023). Les cultures annuelles ont ainsi remplacé plus de la moitié des cultures pérennes, ce qui a réduit considérablement la superficie des habitats fauniques disponibles dans la zone des crues de récurrences de 2 ans. Entre 1950 et 2016, une perte de près de 3 800 ha d'habitats fauniques a été observée sur ce territoire (Jobin & Brodeur, 2023). La modification de ces habitats a été causée principalement par la conversion des cultures pérennes vers des cultures annuelles, mais également par la diminution en superficie de certains milieux naturels tels que des friches, des prairies humides et de milieux humides (Jobin & Brodeur, 2023).

Les méthodes agricoles traditionnelles consistent à labourer le sol sur une quinzaine de centimètres avant l'hiver, préparant ainsi le sol pour favoriser le travail du semoir au printemps suivant (MAAA, 2017). Le sol est ainsi laissé complètement à nu durant tout l'hiver jusqu'à la crue. Ce type de culture laisse peu de végétation naturelle pour protéger les sols de l'érosion et fournir de la nourriture, de la protection et un substrat de fraie aux poissons durant la période de crue (MAAA, 2017).

Certaines nouvelles pratiques agricoles diminuent le travail du sol appliqué à l'automne dans le but de préserver une couverture végétale durant l'hiver et donc durant l'inondation du printemps (Kroodsma et al., 2006). Dans ces champs agricoles, une culture de blé d'automne ou d'autres types de culture de couverture permettraient non seulement d'augmenter les rendements des terres, mais également d'augmenter certains nutriments dans le sol tel que le carbone (Kroodsma et al., 2006). La couverture permettrait aussi de réduire l'érosion lors du retrait de l'eau de fonte au printemps (Kroodsma et al., 2006).

On retrouve dans le lac Saint-Pierre 79 espèces de poissons, dont 22 utilisent les milieux humides de la plaine inondable durant la période d'inondation comme site de reproduction ou d'alimentation (Benoît et al., 1987). Par contre, les poissons du lac Saint-Pierre font face à plusieurs pressions anthropiques, telles que les pratiques agricoles intensives qui engendrent des pertes d'habitat, les pêches sportive et commerciale ainsi que la détérioration de la qualité de l'eau (De la Chenelière et al., 2014; Dauphin et al., 2016). Certaines espèces ont subi des déclin importants dans les dernières années dues à ces pressions. Par exemple, la population de perchaudes (*Perca*

flavescens) a vécu un déclin important à partir du milieu des années 1990 avec une baisse de 86% du nombre de femelles reproductrices (Magnan et al., 2022). Dans le but de ralentir le déclin de la population de perchaude dans le lac Saint-Pierre, un moratoire sur les pêches sportives et commerciales de la perchaude a été instauré en 2012 pour une durée de cinq ans et a été reconduit en 2017 et en 2022 (Magnan et al., 2022). Malgré l'interdiction de la pêche, la population reproductrice demeure trop peu abondante pour maintenir une pêche durable (Magnan et al., 2022). Plusieurs autres espèces, telles que le grand brochet (*Esox lucius*), sont également en déclin ou en faible abondance dans le lac Saint-Pierre actuellement principalement dû à la qualité de l'habitat (Paquin et al., 2018).

1.2.2 Échantillonnage des larves de poissons

Les larves de poissons ont été échantillonnées dans trois secteurs de la plaine inondable du lac Saint-Pierre, soit Pierreville, Baie-du-Febvre et Saint-Barthélemy (Figure 1). Les traitements ont été échantillonnés dans des parcelles de tailles variées situées dans les terres agricoles ou dans des zones naturelles réparties dans les trois secteurs d'étude. Sept traitements différents ont été étudiés : sol à nu labouré, maïs conventionnel, soya conventionnel, soya amélioré, vieille prairie cultivée, prairie humide naturelle et forêt naturelle. Seuls les traitements en prairie humide et en forêt correspondaient à des milieux naturels ; les autres sont tous en milieux agricoles.

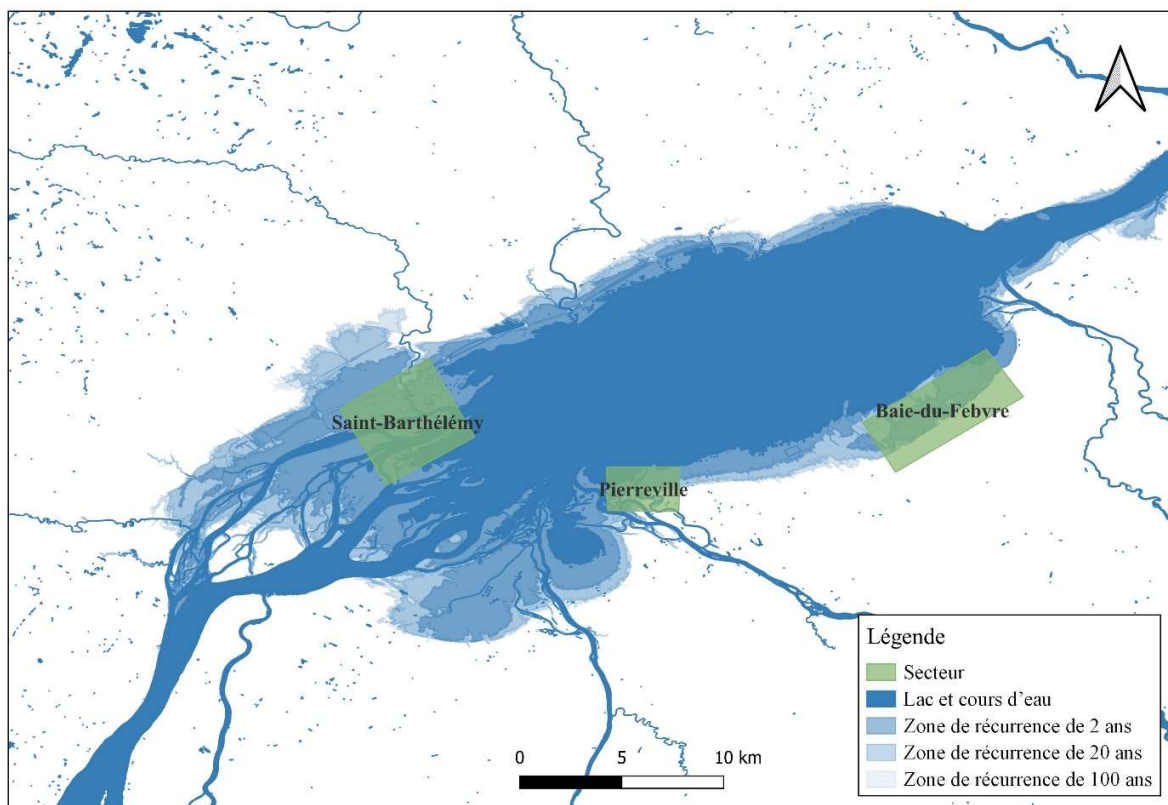


Figure 1. Carte de localisation du lac Saint-Pierre, des secteurs à l'étude et des zones de récurrences des crues de 2 ans, 20 ans et 100 ans de la plaine inondable.

L'échantillonnage a été effectué à l'aide de pièges lumineux de type Quatrefoil, du 21 avril au 6 juin 2022. La végétation, les débris ou des structures humaines (routes, barrière) présents dans la plaine inondable peuvent rendre l'échantillonnage difficile et inefficace par des méthodes de capture actives (Pierce et al., 2006). Les pièges lumineux sont des engins d'échantillonnage efficaces dans des milieux complexes, où les obstacles rendent d'autres méthodes de pêche traditionnelle inefficaces (Pierce et al., 2006). Le piège Quatrefoil permet de standardiser l'effort de pêche dans tous les sites malgré les obstacles qui peuvent se présenter, à condition qu'il y ait une profondeur suffisante pour l'immerger complètement, soit environ 30 cm d'eau et plus (Pierce et al., 2006). Ce piège flottant est constitué de quatre cylindres de Plexiglas, entre lesquels peuvent s'introduire les larves de poissons, et d'un bâton lumineux disposé au centre (Floyd et al., 1984).

Les trois secteurs d'échantillonnage ont été divisés en stations, correspondant chacune à un type d'utilisation des terres particulier. Les stations étaient de tailles variées selon la disposition et

la superficie des parcelles agricoles et des milieux naturels sur le territoire. Les pièges ont été disposés en ligne droite à travers la station, à distances égales l'un de l'autre afin qu'ils couvrent l'ensemble de la station dans la partie accessible et assez profonde (entre 5 et 15 mètres de distance selon la longueur de la station). Puisque le niveau d'eau peut varier durant la saison d'échantillonnage (Figure 2), certaines parties des stations étaient à sec au moment de l'échantillonnage, les rendant inaccessibles. Dans ce cas, les pièges ont été disposés seulement dans la partie suffisamment inondée pour maintenir le piège dans la colonne d'eau (entre 22 et 173 cm de profondeur). Un total de sept pièges par station ont été installés chaque soir et relevés exactement 2 heures plus tard. Les pièges ont été installés lorsque le soleil était complètement couché afin d'éviter un biais provenant de la lumière du soleil. Une fois relevés, le contenu des pièges a été préservé dans de l'éthanol à 70%. La turbidité (FNU), l'oxygène dissous (% et mg/L), la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) et la température ($^{\circ}\text{C}$) ont été mesurés à chaque station (sonde Hanna 9829). Les larves ont été dénombrées, mesurées et identifiées en laboratoire selon la clé de Auer (1982) à l'aide d'une loupe binoculaire. Pour chacun des pièges, dix individus par espèce ont été mesurés (mm) afin de calculer la longueur moyenne par espèce. Les échantillons ont ensuite été préservés dans de l'éthanol à 70%.

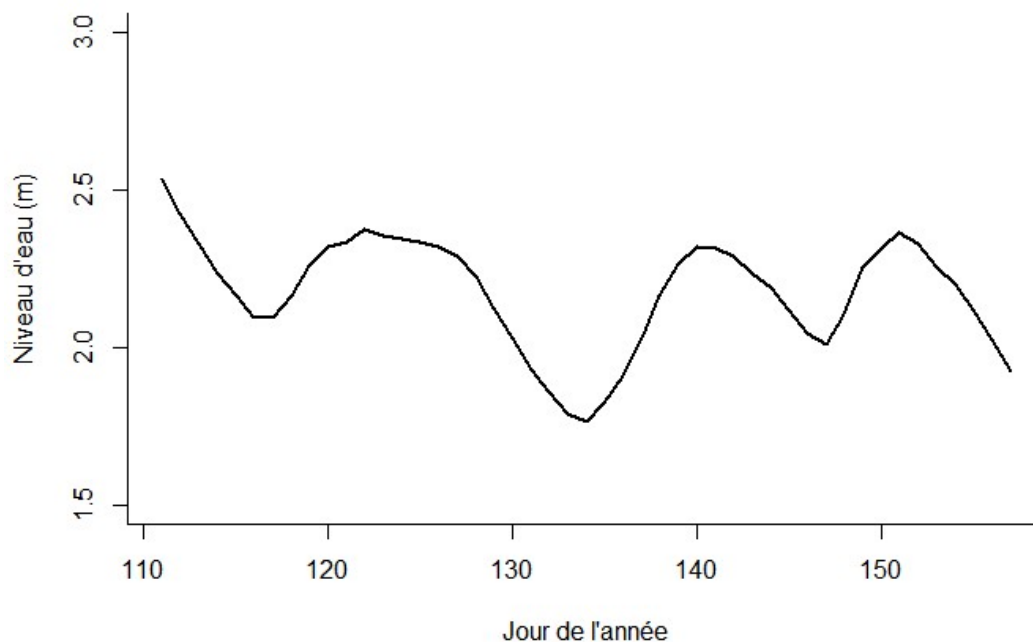


Figure 2. Variation du niveau d'eau (m; par rapport au zéro des cartes) à la station hydrologique de Sorel #15930 durant la période d'échantillonnage du 21 avril au 06 juin 2022.

1.2.3 Analyses statistiques

Le modèle utilisé pour quantifier les variations de l'abondance des larves de poissons entre les différents traitements est un modèle de régression Poisson à surplus de zéros (Lambert, 1992). Ce modèle permet d'évaluer la variation de l'abondance moyenne, rapporté à l'échelle logarithmique, des différents taxons dans chacun des traitements selon plusieurs prédicteurs. Le type d'utilisation des terres (sol à nu labouré, maïs conventionnel, soya conventionnel, soya amélioré, vieille prairie cultivée, prairie humide naturelle et forêt naturelle), la date d'échantillonnage, les variables environnementales (conductivité, oxygène dissous, température et turbidité) ont été utilisés comme effets fixes alors que le secteur d'échantillonnage (Saint-Barthélémy, Pierreville et Baie-du-Febvre), la station et le piège ont été utilisés comme effets aléatoires. Les modèles ont été utilisés pour examiner l'abondance de quatre des douze taxons échantillonnés, soit la perchaude (*Perca flavescens*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), les cyprinidés (*Cyprinidae sp.*) et les raseux (*Etheostma sp.*). L'abondance des autres espèces n'était pas suffisante pour obtenir des modèles qui convergeaient de façon adéquate donc ces

modèles n'ont pas été utilisés. Tous les prédictors ont été évalués dans différents modèles, mais ils ne permettaient pas tous d'expliquer la variation de l'abondance des taxons (Table 1 – Chapitre II, Table 2 – Chapitre II). La contribution des prédictors dans les modèles a été déterminé en vérifiant que la valeur de l'indice « Rhat » indiquait une bonne convergence du modèle et que l'ajustement des valeurs prédites correspondaient bien aux données. Tous les modèles ont été implémentés dans R (version 4.3.1, R core team 2023) à l'aide du package brms (Bürkner, 2017).

CHAPITRE II

RESPONSES OF FISH LARVAE TO AGRICULTURAL ACTIVITIES AND NATURAL ENVIRONMENTS IN THE LAKE SAINT-PIERRE FLOODPLAIN

Introduction

Floodplains are temporary aquatic environments used by many species of fish. In temperate regions, during periods of flooding in spring, the water levels of the waterbodies adjacent to a main river rise due to snowmelt, groundwater and runoff. Flooding contributes to recharging the water table and to the storage of carbon and sediments in the soils (McInerney et al., 2023). By combining aquatic and terrestrial environments, floodplains harbour heterogeneous and diverse environments that support aquatic biodiversity and productivity (Havrdová et al., 2023).

The inflow of floodwaters into the terrestrial environment contributes to increasing primary productivity (Junk et al., 1989; McInerney et al., 2023). The duration, intensity, frequency, and especially the regularity of flooding are important factors in explaining floodplain productivity (Junk et al., 1989; McInerney et al., 2023). Recurrent floods allow taxa to develop adaptations for efficient use of the floodplain and higher yields, whereas unpredictable floods do not allow taxa to develop these adaptations (Junk et al., 1989). The resources provided by the flood have a major impact on the type of species found in the floodplain, on their behaviour, growth, and survival (Junk et al., 1989).

Habitat quality in the floodplain is therefore a key element for the conservation of aquatic species, as it greatly influences fish growth and survival (Junk et al., 1989; Farly et al., 2019). The floodplain environment favours species that can tolerate specific conditions such as high turbidity and warmer temperatures (Giacomazzo et al., 2023). The shallow depth of the flooded area can cause soil sediments to mix with the water, thus increasing the amount of suspended matter and causing early warming of the water (Junk et al., 1989). These conditions allow tolerant fish to reach more quickly the temperature required to attain various stages of the reproductive period, including egg hatching and larval development (Balon, 1975; Hugues et al., 2011; Arevalo et al., 2023). The floodplain harbours a heterogeneity of habitats which are interconnected by animal movements and

water flows, and are important for the spawning and development of several species (Schlosser, 1991; Górski et al., 2013; Farly et al., 2021). Habitats rich in submerged aquatic or terrestrial vegetation can provide many fish species with substrate on which they can lay their eggs (Schlosser, 1991). Early spawning allows fish to reach larger juvenile sizes and therefore improve survival once they return to the main body of water (Gagné et al., 2008; Hugues et al., 2011). Good physical condition also increase first winter survival and subsequent contributions to population growth (Gagné et al., 2008; Hugues et al., 2011).

The abundance of submerged vegetation in floodplains can be beneficial to the development of fish larvae, since it provides shelter from predators, as well as food for species that feed on plants residues, insects or zooplankton (Sass et al., 2006; Farly et al., 2021). Floodplain vegetation increases the availability of many types of aquatic and terrestrial insects that would be unavailable without the overlap between the two environments, and provides shelter for larger zooplankton (Junk et al., 1989; Górski et al., 2013). The larger size of zooplankton on the floodplain, compared with the adjacent lakes and rivers, is due partly to differences in carbon availability in the two habitats (Farly et al., 2019; McInerney et al., 2023).

The floodplain may allow fish to improve their physical condition by increasing food supply and habitat diversity, which can lead to increased individual survival and recruitment to the reproductive segment of the population (Balcombe et al., 2007; Hugues et al., 2011; Farly et al., 2021). Recruitment refers to the quantity of juveniles that are able to survive long enough to contribute to population growth and can be determined by the number of individuals or the total biomass (Gilbert, 1997). If too much fish are unable to survive from the early stages of development to maturity as a result of environmental disturbance or other various biotic and abiotic limitations, populations are at risk of decline (Hugues et al., 2011).

Quebec's floodplains have undergone changes in land use and significant losses of vegetation over the past few decades (Jobin & Brodeur, 2023). Habitats that were once covered with perennial crops have been converted to annual crops, causing significant loss of habitat and submerged vegetation for aquatic species (De la Chenelière et al., 2014). The transition from perennial to annual crops can have substantial impacts on the distribution and abundance of fish in floodplains (De la Chenelière et al., 2014; Jobin & Brodeur, 2023). As vegetation is mowed and soils are plowed to increase the productivity of agricultural land, lots are regularly left uncovered

during winter (Jobin & Brodeur, 2023). The impact of changing land use can be important for species that use the submerged vegetation of the floodplain as spawning habitat (Gorski et al., 2011). Fish larvae tend to have limited movements before developing their swimming ability, so that in the absence of passive flow-driven movements much of their growth takes place near to the hatching site (Gorski et al., 2011; Bertolo et al., 2012). Larvae are therefore highly dependent on the quality of local habitat in the spawning grounds (Gorski et al., 2011; Bertolo et al., 2012). Since coverage by intensive annual crops is steadily increasing in the Lake Saint-Pierre floodplain, it is important to understand the impact of different crop types on fish development. Fish larvae are directly affected by the quality of floodplain habitats and can thus provide an indicator of the relative impact of agricultural activities on fish populations (Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre., 2024).

The objective of this study is to quantify the responses of fish larvae to agricultural and natural land use categories in the Lake Saint-Pierre floodplain. To achieve this, larval fish abundance and length was quantified under various categories of floodplain land use. Land use was classified as 1) agricultural land, which includes plowed soils, conventional corn, conventional soybeans, soybeans with autumn wheat and old grasslands, and 2) natural land, which includes natural grasslands and natural forests. Larval fish abundance was measured in the field and quantified using mixed regression models to determine how larval abundance varies among land use categories.

Methods

Study area

The study site is the floodplain of Lake Saint-Pierre, a widening of the St. Lawrence River located upstream from the city of Trois-Rivières, Québec. The lake is nearly 30 km long, 13 km-wide and can cover an area of up to 500 km², depending on the water level (La Violette, 2004; Dauphin & Jobin, 2016). The average depth of Lake Saint-Pierre is 2.7 m, excluding the navigation channel at its centre, which can reach a depth of 13.7 m (La Violette, 2004). During spring snowmelt, the level of the lake can rise considerably above the usual level observed in summer (Dauphin & Jobin, 2016). The 2-years flood recurrence flood zone (surface area: 20,857 ha) is of

great ecological importance for fish (Dauphin & Jobin, 2016). This flooded zone is particularly important for fish larvae, as it opens a diversity of habitats that can be used by several species for spawning, including yellow perch (*Perca flavescens*) and northern pike (*Esox lucius*) (De la Chenelière et al., 2014; Foubert et al., 2020).

Approximately around 5,000 ha of the Lake Saint-Pierre floodplain are currently covered by a variety of agricultural crops (Jobin & Brodeur, 2023). In the 2-years recurrence flood zone, agricultural crops have long been dominated by perennial crops, which occupied 23.9% of the territory in 1950 and 80% of cultivated land in 1950 (Jobin & Brodeur, 2023). These crops gradually transitioned to annual crops (corn, soybeans or wheat), so that annual crops occupied more than twice the area of perennial crops in 1997 and nearly 86% of agricultural land in 2016, when perennial crops were present on only 2.2% of the 2-years recurrence flood zone (Jobin & Brodeur, 2023). Annual crops have considerably reduced the area available for wildlife habitat in the 2-years recurrence flood zone. Between 1950 and 2016, a loss of nearly 3,800 ha of wildlife habitat was observed in this territory, mostly through the losses of perennial crops for annual crops and reductions in surface area of some wastelands, wet grasslands and wetlands (Jobin & Brodeur, 2023).

Some species have suffered substantial declines in recent years as a result of these changes. For example, the yellow perch population experienced a major decline in the 90s, with an 86% drop in the number of breeding females (Magnan et al., 2022). In order to slow the decline of the yellow perch population in Lake Saint-Pierre, a moratorium on sport and commercial yellow perch fishing was instituted in 2012 for a period of five years, and was renewed in 2017 (Magnan et al., 2022). The yellow perch population remains too low to maintain a sustainable fishery (Paquin et al., 2018). Several other species, such as northern pike, are also declining in Lake Saint-Pierre, mainly as a consequence of reduced habitat quality (Paquin et al., 2018).

Larval fish sampling

Fish larvae were sampled in three areas of the Lake Saint-Pierre floodplain: Pierreville, Baie-du-Febvre and Saint-Barthélemy (Figure 1). Seven different treatments were studied: plowed soil, conventional corn, conventional soybeans, soybeans with autumn wheat, old grassland,

natural grassland and natural forest. Only the natural grassland and natural forest treatments are natural habitats; the others are all in agricultural environments. Treatments were sampled in parcels of various sizes located in agricultural land or natural areas spread over the three study sectors.

Sampling was performed using Quatrefoil light traps from April 21 to June 6, 2022. Vegetation, debris and human structures (roads, fences, ditches) in the floodplain can make sampling difficult and ineffective using active capture methods (Pierce et al., 2006). The Quatrefoil trap makes it possible to standardize fishing effort at all sites, despite the obstacles that may be encountered, as long as there is sufficient depth to submerge it completely, which is around 30 cm of water (Pierce et al., 2006). The traps were set out in a straight line across the station, at equal distances from each other so that they covered the entire station in the accessible, deep enough part (between 5 and 15 metres apart, varying with the length of the station). Since water levels can vary during the sampling season (Figure 2), some parts of the stations were dry at the time of sampling. In such cases, traps were placed only in the part of the station that was sufficiently flooded to keep the trap in the water column (between 22 and 173 cm). A total of seven traps per station were set each evening and collected exactly 2 hours later. Traps were set after sunset to avoid bias from sunlight. Once collected, the trap contents were preserved in 70% ethanol. Turbidity (FNU), dissolved oxygen (% and mg/L), conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$) and temperature ($^{\circ}\text{C}$) were measured at each station (Hanna 9829 multiparameter). Larvae were counted and measured under a binocular stereo microscope in the laboratory and were identified using the keys in Auer (1982). For each trap, ten individuals per species were measured (mm) to calculate the average length per species. Samples were then preserved in 70% ethanol.

Statistical analysis

The model used to determine how fish larval abundance varies between treatments is a zero-inflated Poisson regression (Lambert, 1992). This model evaluates the mean abundance, modelled on the log scale, of individual taxa in each treatment as a function of set of predictors. The land use types (plowed soil, conventional corn, conventional soybeans, soybeans with autumn wheat, old grassland, natural grassland and natural forest), sampling date, environmental descriptors (turbidity, dissolved oxygen, conductivity and temperature) entered the model as fixed predictors whereas sampling area (Saint-Barthélémy, Pierreville and Baie-du-Fevbre), station and light trap

entered as random effects. Models were run for four of the twelve taxa sampled: yellow perch (*Perca flavescens*), lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), cyprinids (Cyprinidae sp.) and darters (*Etheostoma* sp.). Some species did not have sufficient abundance to obtain models that converged adequately, so these models were excluded from further analysis. All predictors were evaluated in different models, but not all were useful to explain the variation in taxon abundance (Table 1 – Chapter II, Table 2 – Chapter II). Convergence of the parameter estimation procedure was assessed using the Rhat diagnostic criterion. All models were implemented in R (version 4.3.1, R core team 2023) using the brms package (Bürkner, 2017).

Results

Abundance of fish larvae

Fish larvae from 12 different taxa were collected, most of which were distributed among six taxa: yellow perch (n = 12,644), Cyprinidae (n = 10,350), lake whitefish (n = 411), darters (n = 275), common log perch (n = 184), and Catostomidae (n = 98). A total of 24,042 fish larvae were collected over the entire sampling period (Table 3 - Chapter II).

The first species that were captured in the floodplain during the sampling period were lake whitefish and yellow perch (Figure 3 - Chapter II). These were present from the first days of sampling, on April 21, 2022. Unlike lake whitefish, which were present only until May 10, yellow perch were present throughout the entire study period. Two waves of hatching were observed in yellow perch: on May 10 and May 25. Catostomidae and Cyprinidae were next to appear on May 11 and 13, followed by common log perch and darter, both on May 19.

The Rhat values (Table 8 – Chapter II, Table 9 – Chapter II) and the relationship between predicted and observed values (Figure 10 – Chapter II, Figure 11 – Chapter II) found in the models showed that convergence and model fit for the abundance were adequate.

The effect of date on yellow perch and cyprinids abundance in the models was positive, showing an increase in abundance as the season progressed (Figure 3 - Chapter II, Table 4 - Chapter II). The effect was stronger for cyprinids showing that cyprinids abundance increased more rapidly than yellow perch, despite the fact yellow perch appeared earlier in the season (May 5) than cyprinids (May 13) (Figure 6a and 6b - Chapter II, Table 4 - Chapter II). The abundance of yellow

perch and cyprinid larvae increased rapidly in the first few days of catch, before stabilizing at a plateau (Figure 6a and 6b - Chapter II).

For darter and lake whitefish, the confidence intervals of the abundance were very wide, indicating great uncertainty in these parameter estimates (Table 4 - Chapter II). The confidence intervals for most estimates of land use effects included 0 (Table 4 - Chapter II). Compared to the baseline level for plowed soil, corn and conventional soybean treatments had a positive effect on the abundance of cyprinids, whereas all other land use types had negative effects (Figure 5b - Chapter II, Table 4 - Chapter II). For lake whitefish, the effect of all types of land use, with the exception of the conventional soybean treatment, was positive compared to the baseline level (Figure 5c - Chapter II, Table 4 - Chapter II). These results show that lake whitefish larvae use conventional soybean and plowed soil treatments less often than the other treatments. Yellow perch larvae were less abundant in conventional soybean treatments and in soybean with autumn wheat treatments and natural forests (Figure 5a - Chapter II, Table 4 - Chapter II). The natural meadow treatment had the highest abundance of yellow perch larvae, followed by conventional corn and old meadow. In contrast, darter larvae were more abundant in the soybean with autumn wheat, conventional soybean and natural forest environments (Figure 5d - Chapter II, Table 4 - Chapter II). The abundance of darters was lowest in the old grassland, natural grassland, and conventional corn treatments.

Mean size of fish larvae

The mean size of the most abundant larval species tended to increase seasonally (Figure 4 - Chapter II). Lake whitefish showed the largest mean size from the start of the study on April 21, 2022, until its disappearance in catches on May 12, 2022 (Figure 3 - Chapter II). Yellow perch and cyprinids showed a sustained increase in mean size throughout the season (Figure 3 - Chapter II).

The date effect estimated in the models for the mean size of fish larvae was positive for all species analyzed, except for the lake whitefish (Table 5 - Chapter II). The date effect was stronger for yellow perch and cyprinid larvae, indicating that these species grow faster than the other species studied (Figure 8a and 8b - Chapter II, Table 5 - Chapter II). The mean size of darter larvae also increased with date, but at a slower rate (Figure 8d - Chapter II, Table 5 - Chapter II). In contrast

to the other species, lake whitefish showed a slight decrease in mean size over the season (Figure 8c - Chapter II, Table 5 - Chapter II). However, lake whitefish had the highest mean size at the time of its appearance in the samples (Figure 4 - Chapter II, Figure 8c - Chapter II).

The effect of conventional corn and soybean treatments on cyprinid mean size was positive, while improved soybean, old grassland, natural grassland and natural forest treatments had a negative effect on cyprinid mean size compared to plowed soil (Figure 7b - Chapter II, Table 5 - Chapter II). Cyprinid larvae were therefore bigger in the plowed soil, conventional corn and soybean agricultural treatments than in the natural treatments. In contrast, lake whitefish showed smaller mean size in conventional corn and soybean treatments (Figure 7c - Chapter II, Table 5 - Chapter II). Lake whitefish larvae were generally bigger in old meadows than in natural meadows. For darter larvae, the effect of treatments on size of larvae was positive in both agricultural and natural environments (Figure 7d - Chapter II, Table 5 - Chapter II). The mean size of darter larvae was lower in plowed soils than in the improved soybean and conventional corn treatments, where the largest larvae were found. The mean size of yellow perch larvae shows that the improved soybean and natural forest treatments had a negative effect compared with the plowed soil, unlike conventional corn, conventional soybean, old grassland and natural grassland (Figure 7a - Chapter II, Table 5 - Chapter II). Yellow perch larvae with the highest mean size were found in the natural grassland and conventional corn treatments.

Discussion

The agricultural areas of the Lake Saint-Pierre floodplain have little or no vegetation cover during periods of flooding and are therefore unfavourable for certain species during their breeding and larvae development periods (De la Chenelière et al., 2014). Vegetation is essential for phytophilous fish species, which can use it for egg-laying, protection for larvae and juveniles, as well as for the presence of food resources (Balon, 1975; Paradis et al., 2014; Paquin et al., 2024). The greater abundance of yellow perch and the biggest size of lake whitefish larvae in old and natural grassland could be explained by the dependence of yellow perch and lake whitefish larvae on vegetation for their development and feeding (Balon, 1975). Natural and old grassland were the type of land use with the most abundant ground vegetation (Paquin et al., 2024). Lake whitefish and yellow perch were generally smaller and less abundant in agricultural environments in which

vegetation is less accessible, whereas cyprinids and darters were larger and more abundant in agricultural environments.

Yellow perch could therefore be more abundant in old grasslands and natural grasslands because these habitats allow them to attain larger size and better survival of eggs laid on the vegetation. After hatching, the larvae can remain in the old and natural meadows, which provide food and protection (Bertolo et al., 2012; Paradis et al., 2014). Yellow perch may also lay fewer eggs in treatments with less vegetation, explaining their lower presence in agricultural environments (Paquin et al., 2024). Lake whitefish may benefit from the high zooplankton abundance in vegetated natural environments, thus explaining the larger size of whitefish in old and natural grassland (Pothoven et al., 2006). The disappearance of lake whitefish from in trap captures after May 12 may be explained by its earlier growth compared with other species, which may have rendered the whitefish larvae too large to enter the trap or able to swim away from the trap (Auer, 1982).

Species that are less dependent on vegetation for reproduction and development were found in greater abundance in agricultural environments. Agricultural environments had high turbidity and may have been selected more frequently by turbidity-tolerant species and avoided by less tolerant species such as yellow perch (Figure 9 - Chapter II) (Giacomazzo et al., 2020). Cyprinids with a higher tolerance to turbidity were found in greater abundance in the agricultural environments of the floodplain, such as conventional corn plots. Yellow perch larvae also can actively select habitats based on light conditions and turbidity levels to improve feeding (Wellington et al., 2010; Giacomazzo, 2021). This may explain why yellow perch larvae were less abundant in agricultural environments, which had lower light transmission and were more turbid than natural environments.

Although larvae can actively select their habitat, larval movement is also dependent on wind and water currents (Bertolo et al., 2012). Water flow can transport larvae across habitats, possibly explaining why vegetation-dependent larvae could end up in more open, turbid environments such as agricultural areas (Bertolo et al., 2012). Water level fluctuations in the floodplain could influence larval movement and therefore their abundance in different treatments. This would attenuate any local treatment effects on abundance, since larval abundance could be more strongly affected by passive drift than by the local environment.

The results of this study tended to demonstrate the importance of natural environments and floodplain vegetation for the reproduction and development of vegetation-dependent species such as yellow perch and lake whitefish. Old grasslands and natural grasslands are the environments with the most ground vegetation and the lowest turbidity, but also where yellow perch larvae abundance and lake whitefish larvae mean size were the highest. In contrast, larval cyprinids and darters, which are turbidity-tolerant, were found in greater abundance and larger size in agricultural environments of conventional corn and soybeans with autumn wheat. The heterogeneity of the floodplain may therefore be favorable to a greater diversity of species, but the significant loss of vegetation that has occurred around Lake Saint-Pierre could induce a decrease in the abundance and size of species that depend on it, such as yellow perch and lake whitefish.

Acknowledgements

We thank Émilie Paquin, Philippe Brodeur and R.m.i Bacon (ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs) for their help with the project and Alexis Baribeau Rondeau, Anne Beaulieu, Christophe Naelten, Florence Gagné, Kristof Mercier et Thibaud Tournadre (Université du Québec à Trois-Rivières) for their assistance with the field and laboratory work. This research was funded by the Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre.

References

- Auer, N. A. (1982). Identification of larval fishes of the Great Lakes basin with emphasis on the Lake Michigan drainage (Vol. 82). Great Lakes Fishery Commission.
- Arevalo, E., Cabral, H. N., Villeneuve, B., Possémé, C., & Lepage, M. (2023). Fish larvae dynamics in temperate estuaries: A review on processes, patterns and factors that determine recruitment. *Fish and Fisheries*, 24(3), 466-487.
- Balcombe, S., Bunn, S., Arthington, A., Fawcett, J., McKenzie-Smith, F., & Wright, A. (2007). Fish larvae, growth and biomass relationships in an Australian arid zone river: links between floodplains and waterholes. *Freshwater Biology*, 52(12), 2385-2398.
- Balon EK. (1975). Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32: 821-864. doi:10.1139/f75-110.
- Bertolo, A., Blanchet, F. G., Magnan, P., Brodeur, P., Mingelbier, M., & Legendre, P. (2012). Inferring processes from spatial patterns: the role of directional and non-directional forces in shaping fish larvae distribution in a freshwater lake system. *PLoS One*, 7(11), e50239.
- Bürkner, P.-C. (2017). brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan. *Journal of Statistical Software*, 80(1), 1–28. <https://doi.org/10.18637/jss.v080.i01>
- 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(1), 42-52.
- de la Chenelière, V., Brodeur, P., & Mingelbier, M. (2014). Restauration des habitats du lac Saint-Pierre: un prérequis au rétablissement de la perchaude. *Le naturaliste canadien*, 138(2), 50-61.
- 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.

Farly, L., Hudon, C., Cattaneo, A., & Cabana, G. (2021). Hydrological control of a floodplain subsidy to littoral riverine fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(12), 1782-1792.

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.

Gagné, S., & Rodríguez, M. A. (2008). Modelling seasonal increments in size to determine the onset of annual growth in fishes. *Journal of Fish Biology*, 73(1), 153-168.

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, 135377.

Giacomazzo, M., Bertolo, A., Brodeur, P., & Magnan, P. (2023). Relationship between submerged aquatic vegetation, turbidity, and fish distribution in a large shallow fluvial lake. *Environmental Biology of Fishes*, 106(1), 1-17.

Gilbert, D. J. (1997). Towards a new recruitment paradigm for fish stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(4), 969-977.

Gorski K, De Leeuw JJ, Winter HV, Vekhov DA, Minin AE, Buijse AD, Nagelkerke LAJ (2011). Fish recruitment in a large, temperate floodplain: the importance of annual flooding, temperature and habitat complexity. *Freshw Biol*, 56(11):2210–2225

Górski, K., Collier, K. J., Duggan, I. C., Taylor, C. M., & Hamilton, D. P. (2013). Connectivity and complexity of floodplain habitats govern zooplankton dynamics in a large temperate river system. *Freshwater Biology*, 58(7), 1458-1470.

Havrdová, A., Douda, J., & Doudová, J. (2023). Threats, biodiversity drivers and restoration in temperate floodplain forests related to spatial scales. *Science of The Total Environment*, 854, 158743.

Hugues P Benoît, Pierre Pepin, and Joseph A Brown. (2011). Patterns of metamorphic age and length in marine fishes, from individuals to taxa. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57(4): 856-869. <https://doi.org/10.1139/f00-019>

Jobin, B. et P. Brodeur. 2023. Changement 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. *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(1), 110-127.

Lambert, D. (1992). Zero-inflated Poisson regression, with an application to defects in manufacturing. *Technometrics*, 34(1), 1– 17.

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

McInerney, P. J., Giling, D. P., Wolfenden, B., & Sengupta, A. (2023). A synthesis of floodplain aquatic ecosystem metabolism and carbon flux using causal criteria analysis. *Limnology and Oceanography*, 68(1), 97-109.

Paquin, É., P. Brodeur, N. Vachon, Y. Paradis et C. Côté. (2018). Synthèse de l'état de situation des espèces de poissons d'intérêt sportif au lac Saint-Pierre en 2016. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 4 p.

Paradis, Y., Bertolo, A., Mingelbier, M., Brodeur, P., & Magnan, P. (2014). What controls distribution of larval and juvenile yellow perch? The role of habitat characteristics and spatial processes in a large, shallow lake. *Journal of Great Lakes Research*, 40(1), 172-178.

Pierce, R. B., Shroyer, S., Pittman, B., Logsdon, D. E., & Kolander, T. D. (2006). Catchability of larval and juvenile northern pike in Quatrefoil light traps. *North American Journal of Fisheries Management*, 26(4), 908-915.

Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre (2024). Rapport final, Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval et Université McGill, 801 p. + annexes.

Pothoven, S. A., & Nalepa, T. F. (2006). Feeding ecology of lake whitefish in Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research*, 32(3), 489-501.

Remington, R. K. (2008). Ecology and evolution of turbid water adaptations in fishes. The University of Oklahoma.

Sass, G. G., Gille, C. M., Hinke, J. T., & Kitchell, J. F. (2006). Whole-lake influences of littoral structural complexity and prey body morphology on fish predator-prey interactions. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(3), 301-308.

Schlosser, I. J. (1991). Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, 41: 704-712.
doi:10.2307/1311765.

Wellington, C. G., Mayer, C. M., Bossenbroek, J. M., & Stroh, N. A. (2010). Effects of turbidity and prey density on the foraging success of age 0 year yellow perch *Perca flavescens*. *Journal of Fish Biology*, 76(7), 1729-1741.

Figure captions

Figure 1. Location map of lake Saint-Pierre, study areas and 2, 20 and 100-year floodplain recurrence zones.

Figure 2. Variation in water level (m, according to map) at Sorel hydrological station #15930 during the sampling period from April 21 to June 06, 2022.

Figure 3. Abundance (nb/light trap) of common taxa sampled in three sectors of the Lake Saint-Pierre floodplain between April 21 and June 6, 2022.

Figure 4. Total length (log) of common taxa sampled in the three sectors of the Lake Saint-Pierre floodplain between April 21 and June 6, 2022.

Figure 5. Fish larval abundance (mean and 95% credibility intervals) for *Perca flavescens* (A), Cyprinidae (B), *Coregonus clupeaformis* (C) and *Etheostoma* (D) by land use type.

Figure 6. Fish larvae abundance (mean and 95% credibility intervals) for *Perca flavescens* (A), Cyprinidae (B) by day of the year.

Figure 7. Fish larval size (mean and 95% credibility intervals) for *Perca flavescens* (A), Cyprinidae (B), *Coregonus clupeaformis* (C) and *Etheostoma* (D) by land use type.

Figure 8. Fish larvae size (mean and 95% credibility intervals) for *Perca flavescens* (A), Cyprinidae (B), *Coregonus clupeaformis* (C) and *Etheostoma* (D) by day of the year.

Figure 9. Mean turbidity (FNU) and 95% credibility intervals by land use category in Lake Saint-Pierre.

Figure 10. Predicted and observed values for the fish larvae abundance for *Perca flavescens*, Cyprinidae, *Coregonus clupeaformis* and *Etheostoma* sp. captured in Lake Saint-Pierre.

Figure 11. Predicted and observed values for the fish larvae mean size for *Perca flavescens*, Cyprinidae, *Coregonus clupeaformis* and *Etheostoma* captured in Lake Saint-Pierre.

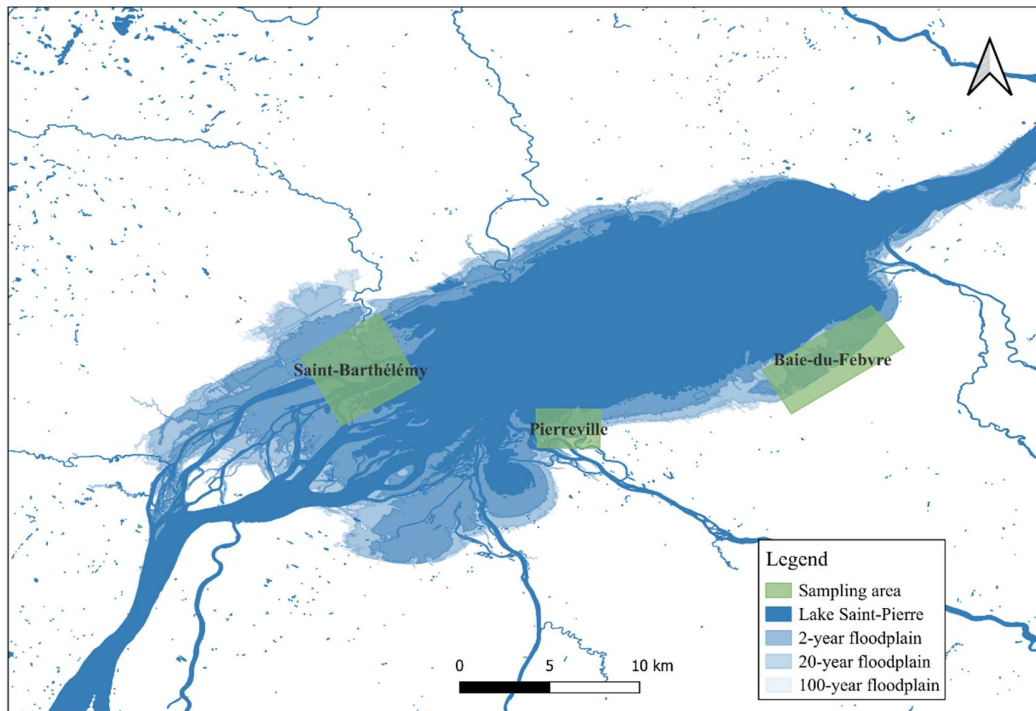


Figure 1.

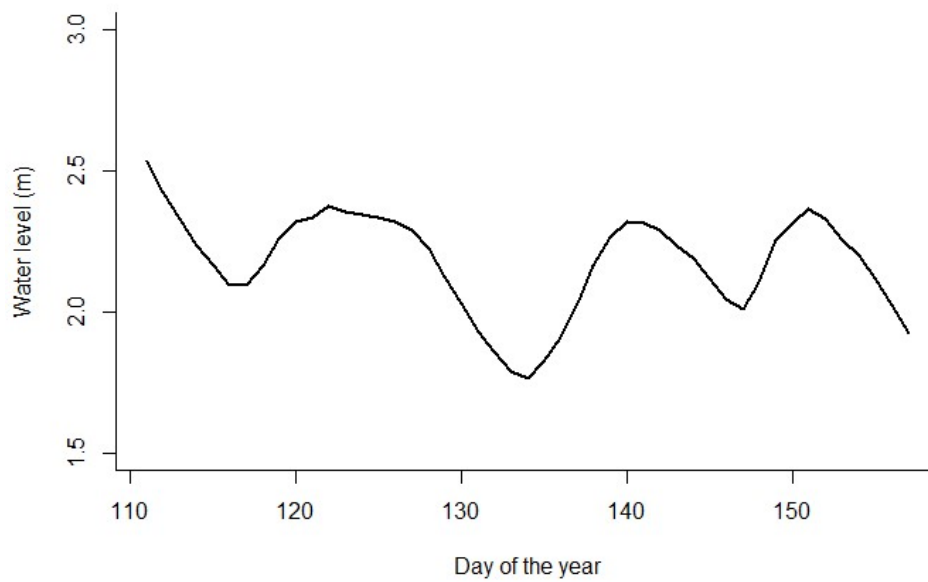


Figure 2.

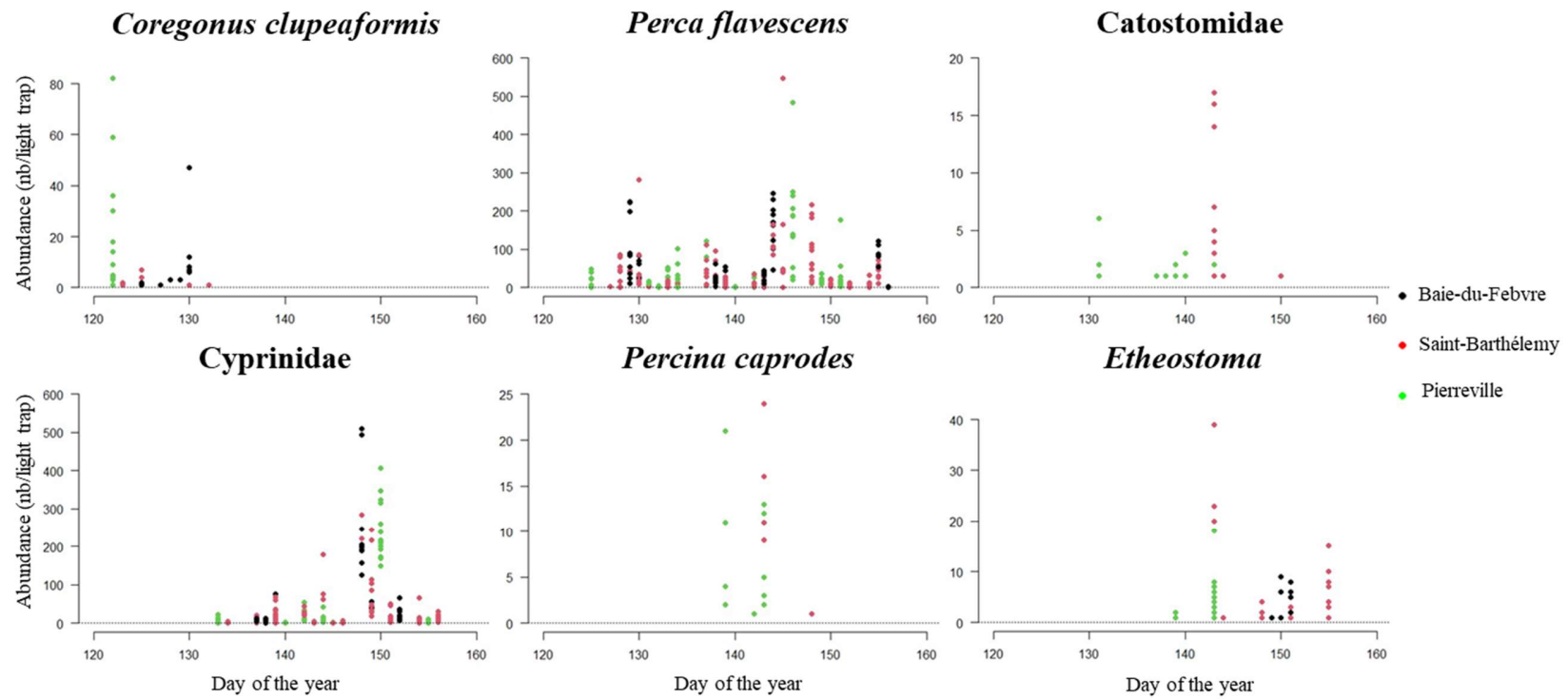


Figure 3.

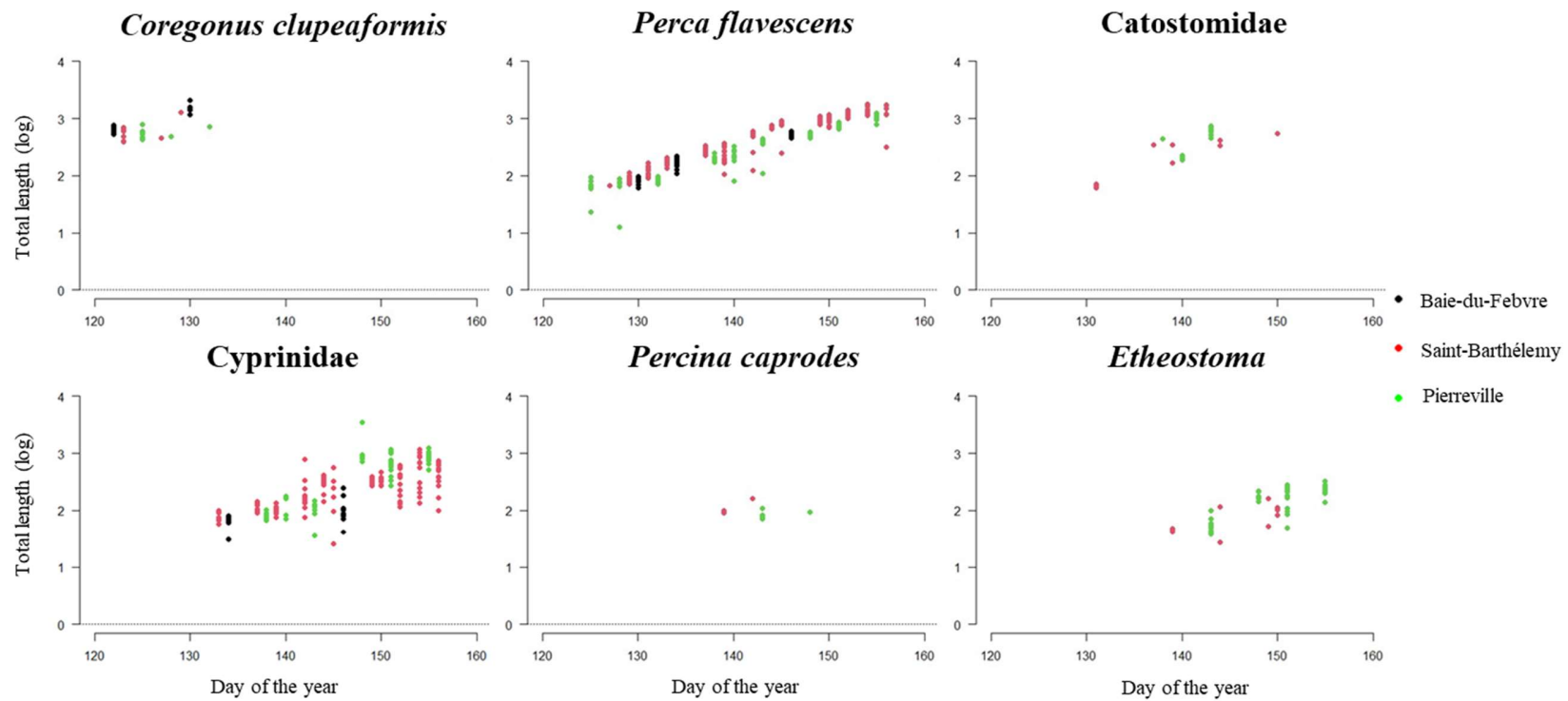


Figure 4.

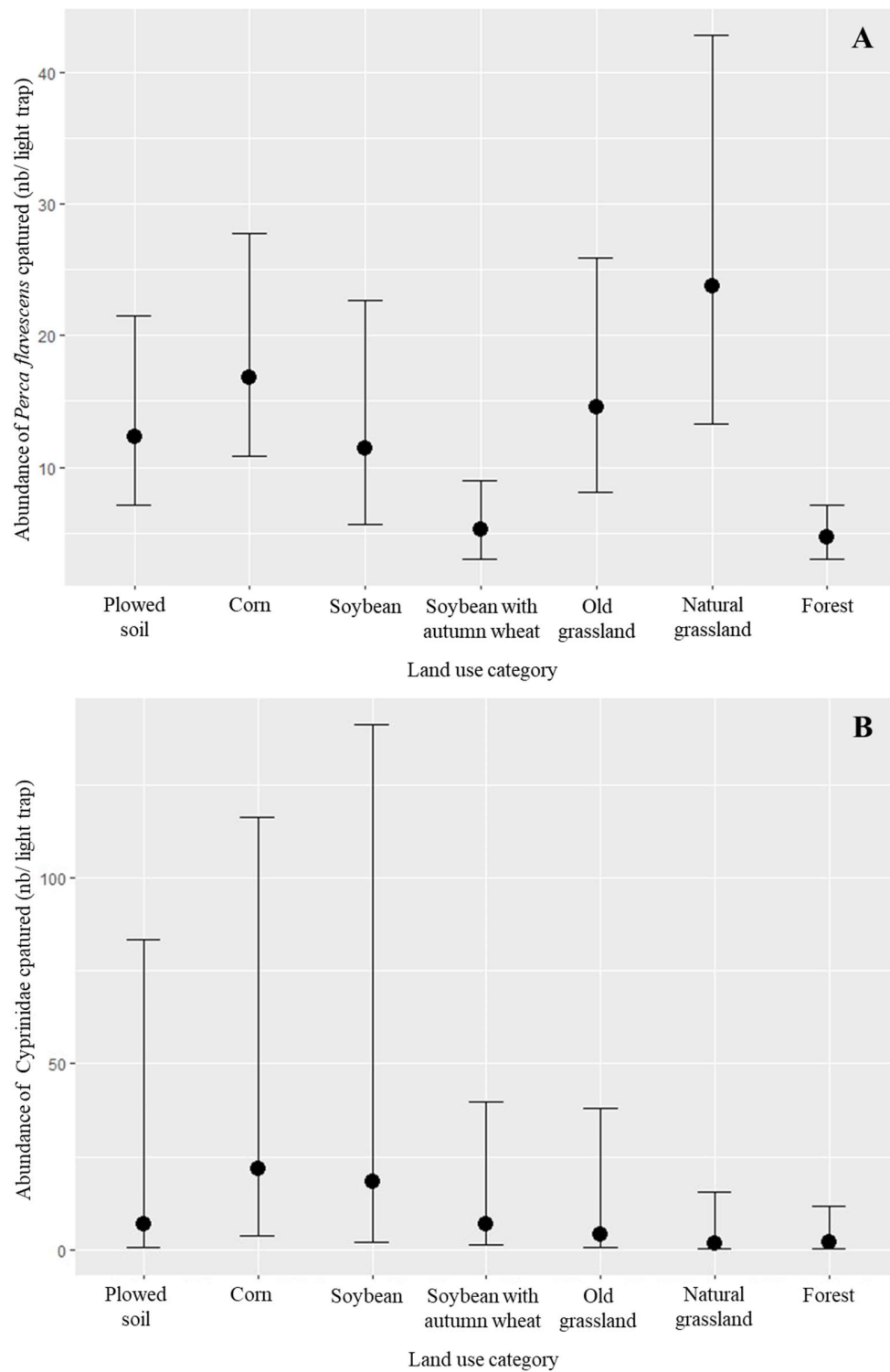


Figure 5.

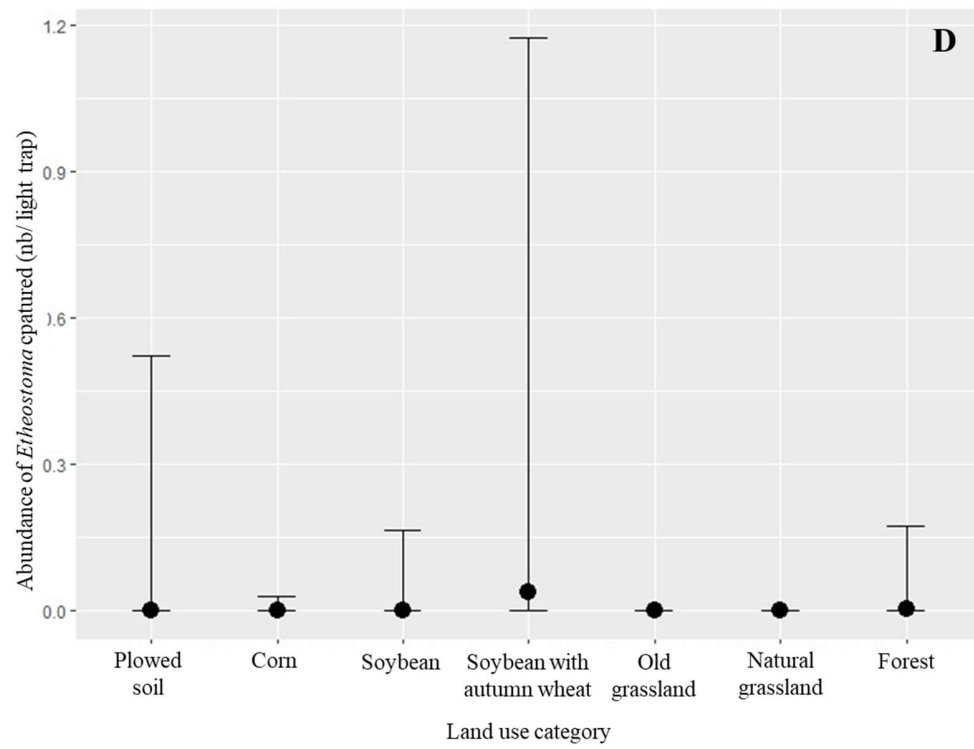
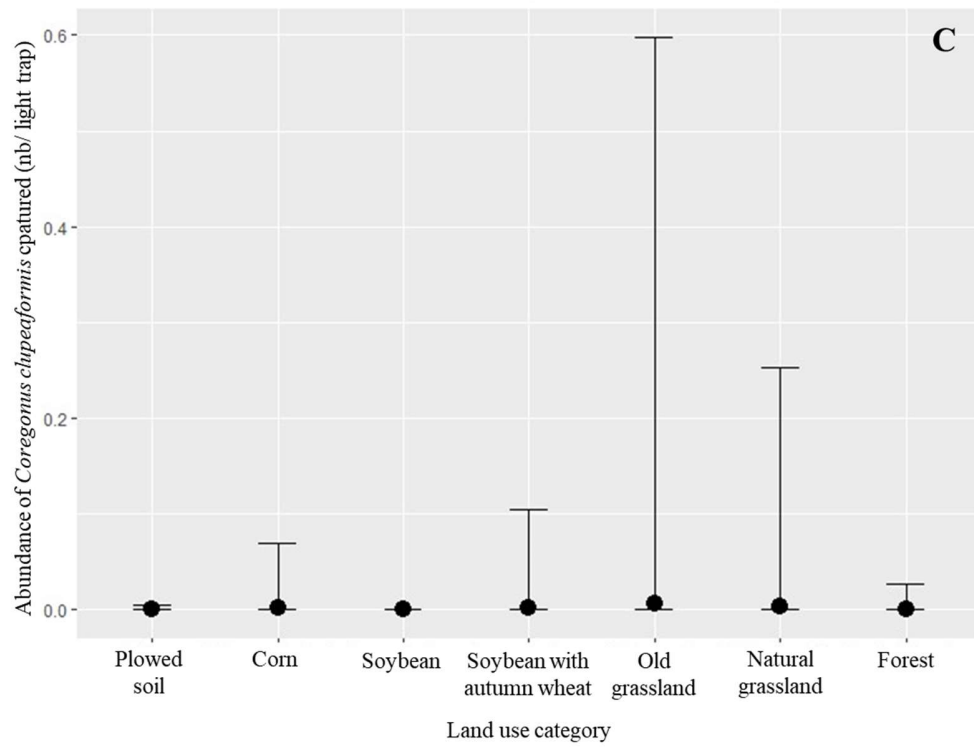


Figure 5. (continued)

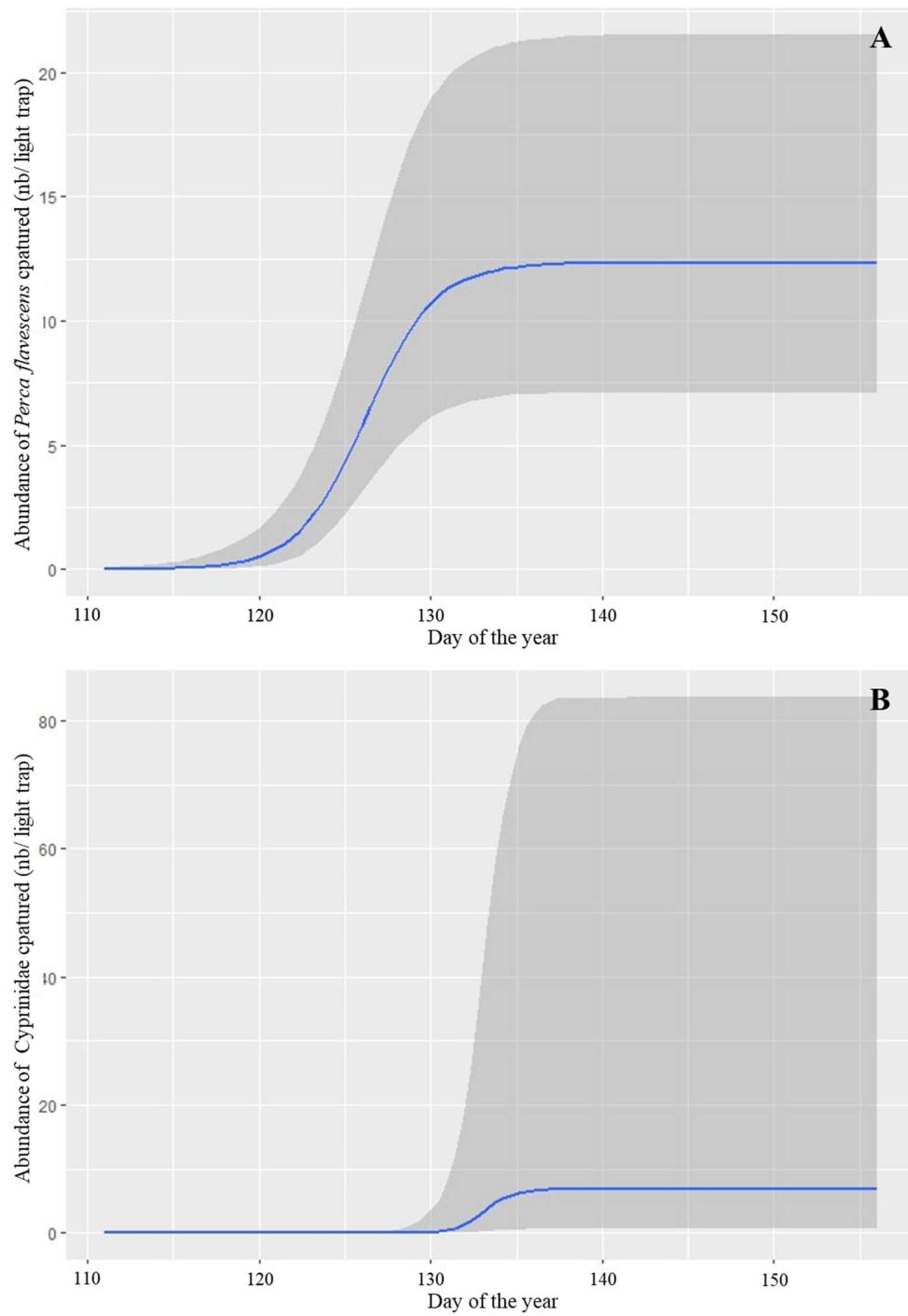


Figure 6.

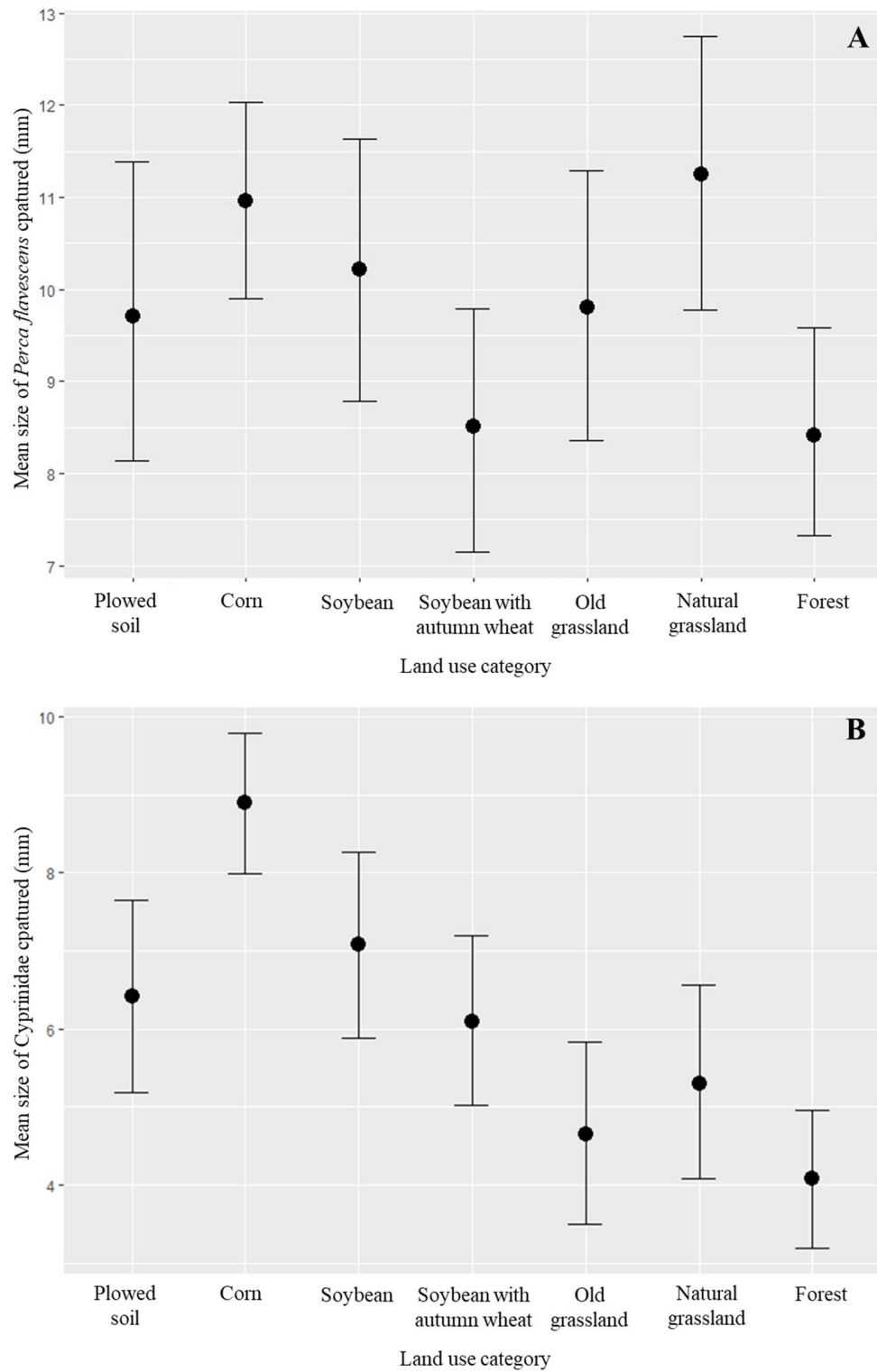


Figure 7.

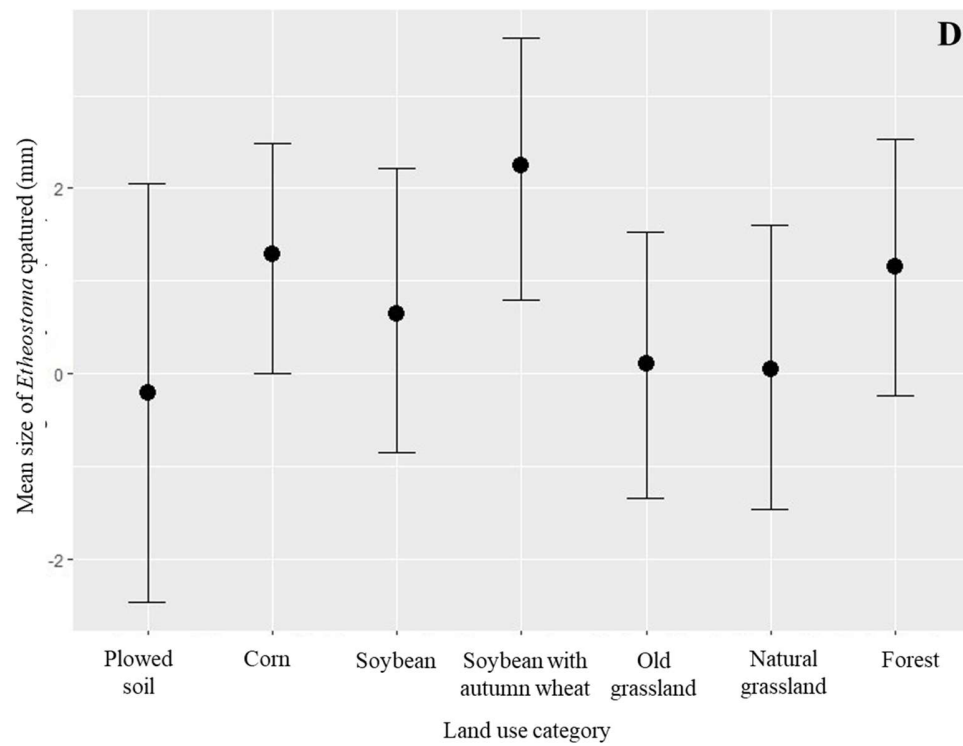
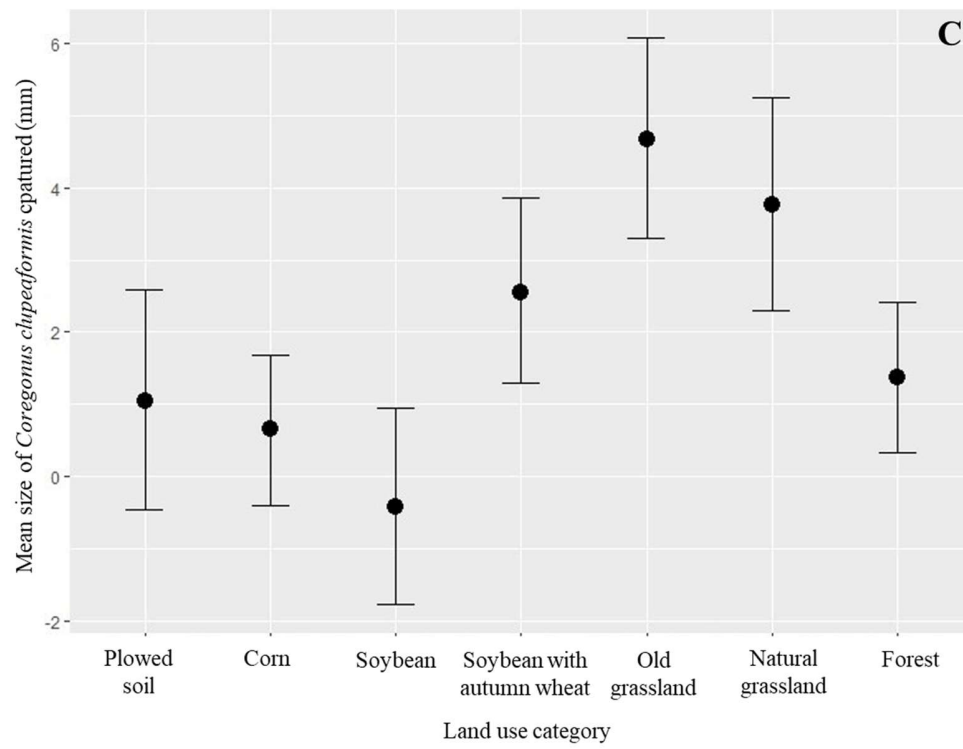


Figure 7. (continued)

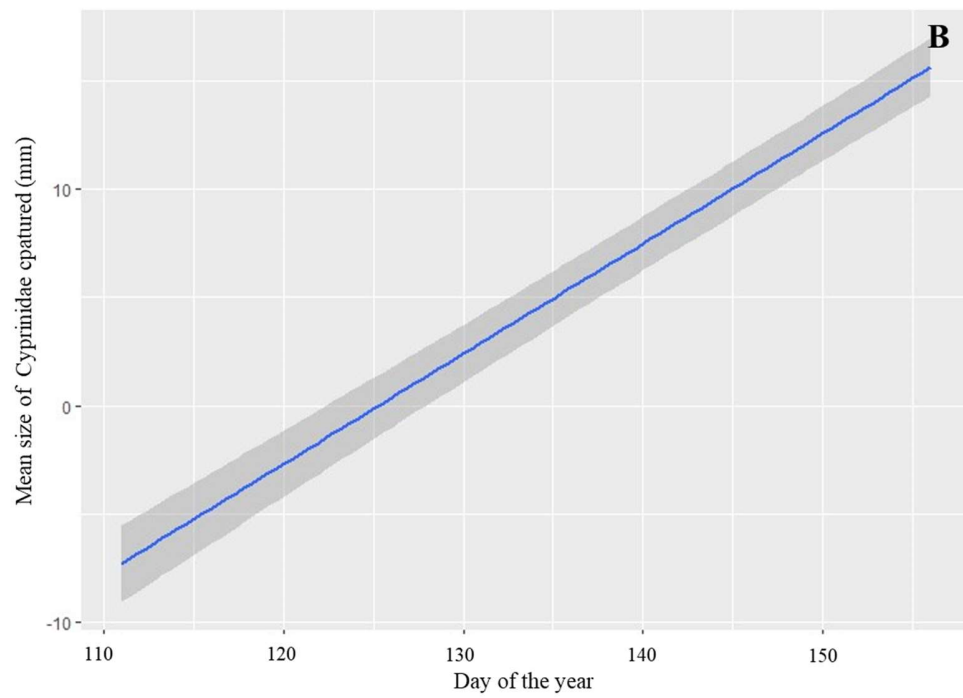
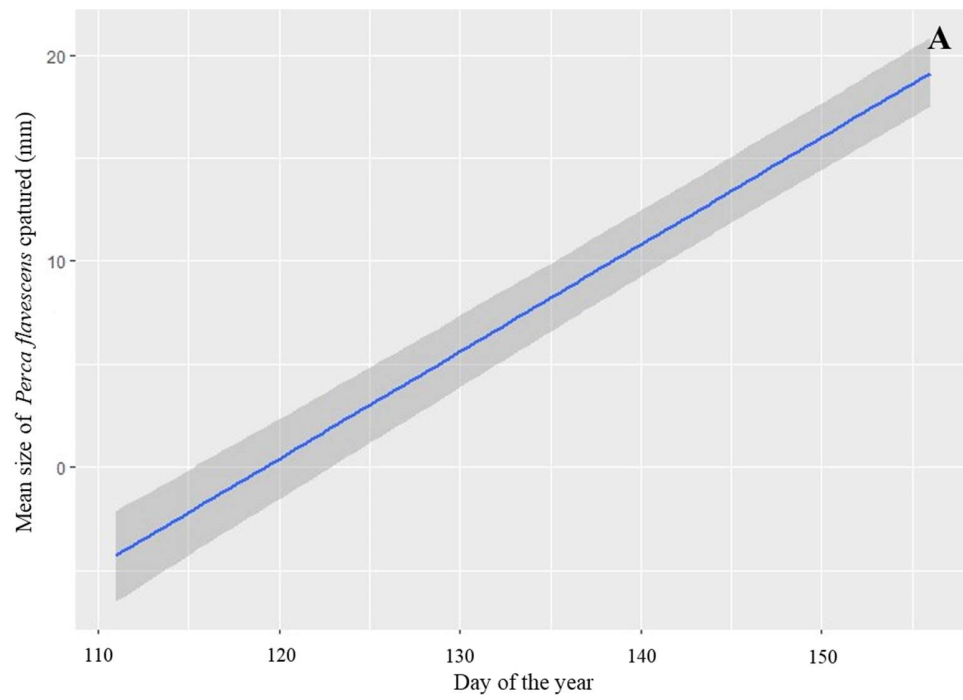


Figure 8.

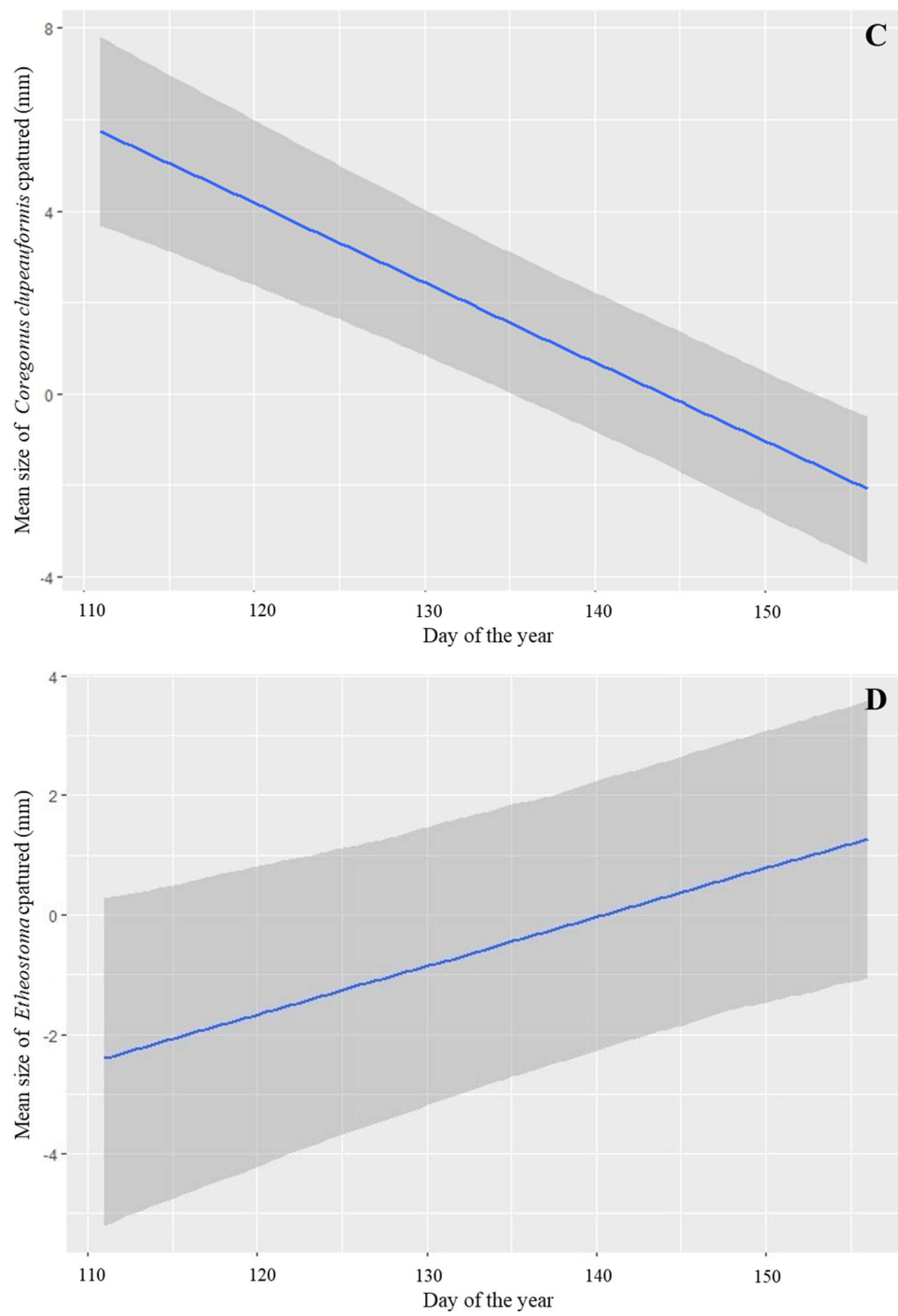


Figure 8. (continued)

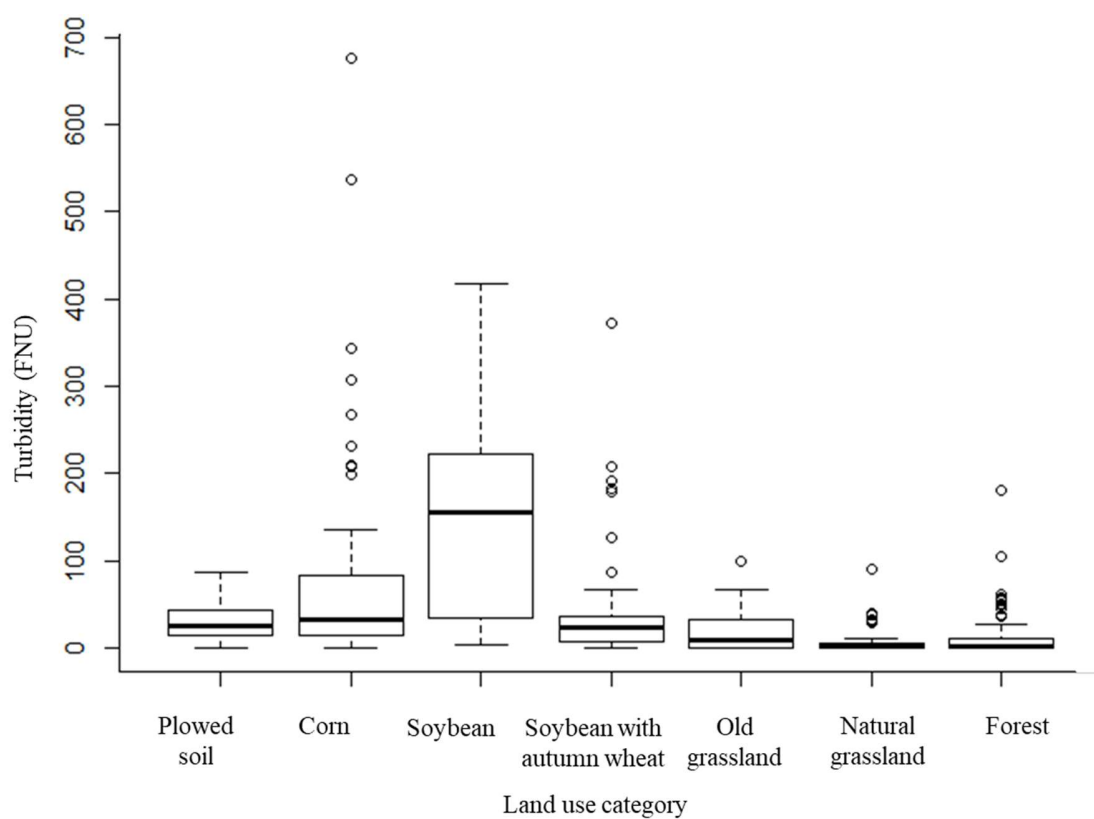


Figure 9.

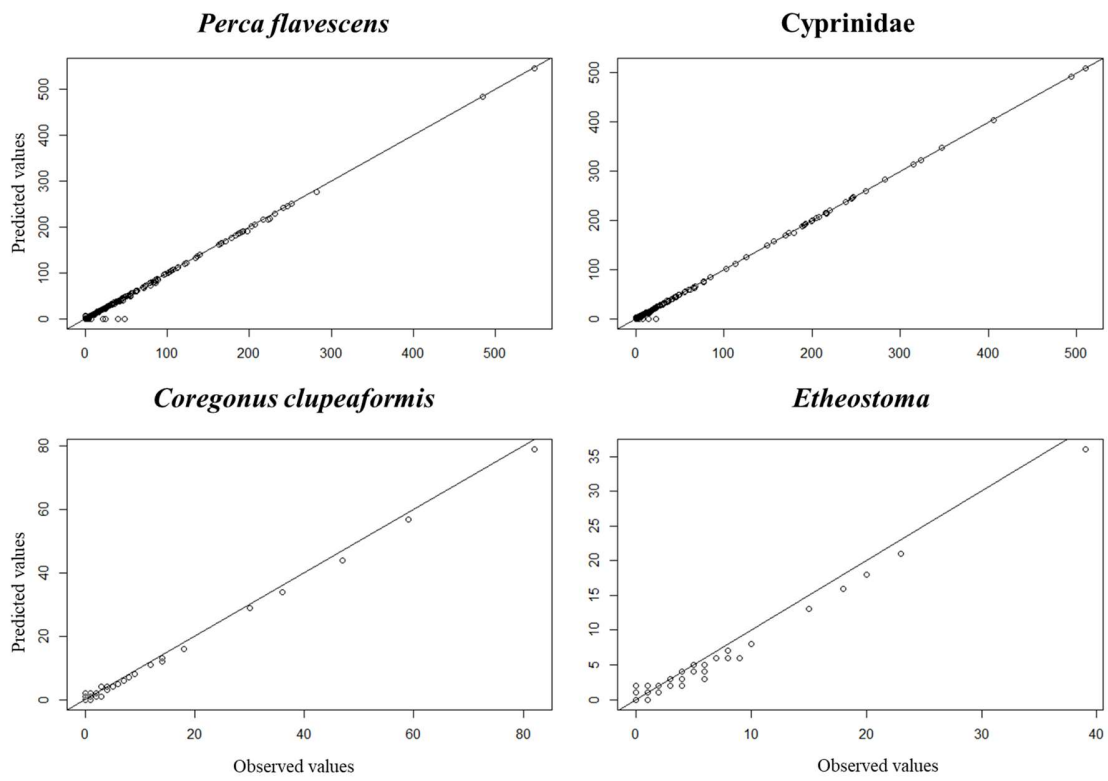


Figure 10.

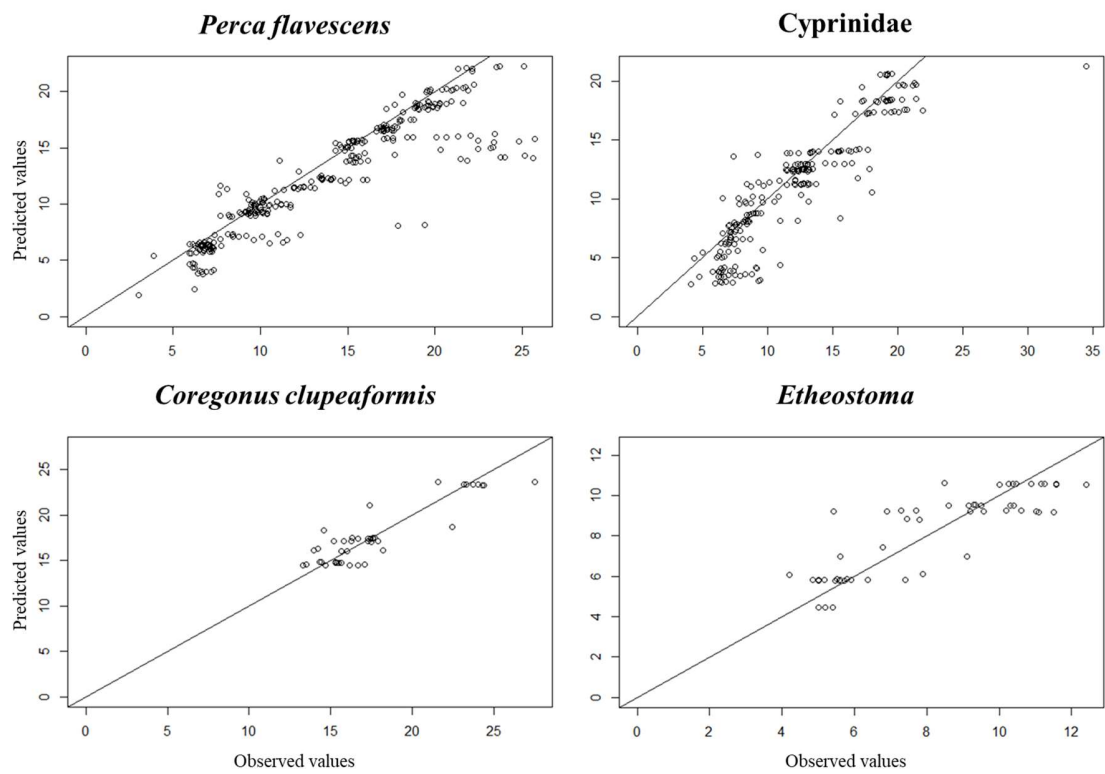


Figure 11.

Table 1. Predictors used as fixed and random effects to evaluate the abundance, by taxons.

Scientific name	Fixed effects	Random effects
Cyprinidae	Land use treatment Date	Light trap
<i>Coregonus clupeaformis</i>	Land use treatment	Light trap
<i>Etheostoma nigrum</i> or <i>olmstedii</i>	Land use treatment	Light trap Station
<i>Perca flavescens</i>	Land use treatment Date	Light trap

Table 2. Predictors used as fixed and random effects to evaluate the mean size, by taxons.

Scientific name	Fixed effects	Random effects
Cyprinidae	Land use treatment Date	
<i>Coregonus clupeaformis</i>	Land use treatment Date	
<i>Etheostoma nigrum or olmstedii</i>	Land use treatment Date	Station
<i>Perca flavescens</i>	Land use treatment Date	

Table 3. Total counts of individuals captured in the Lake Saint-Pierre floodplain by taxon and land use treatment.

Family	Scientific name	Plowed soil	Corn	Soybean	Soybean with autumn wheat	Old grassland	Natural grassland	Forest
Atherinidae	Atherinidae	13	0	0	0	0	0	0
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	0	0	0	0	0	0	2
Cyprinidae	Cyprinidae	612	4516	1740	2533	309	129	511
	Catostomidae	2	3	2	9	0	6	76
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	2	0	0	0	0	1	5
Gadidae	<i>Lota lota</i>	0	0	0	0	1	14	1
Percidae	<i>Perca flavescens</i>	2371	2124	800	807	1936	2883	1723
	<i>Sander vitreus</i>	1	31	7	1	0	0	0
	<i>Etheostoma nigrum or olmstedii</i>	2	13	8	52	0	0	200
	<i>Percina caprodes</i>	0	7	0	32	0	0	145
Salmonidae	<i>Coregonus chupeaformis</i>	0	17	0	31	132	227	4
Umbridae	<i>Umbra limi</i>	0	0	0	0	0	0	1

Table 4. Fixed effects of land use treatments and date on abundance, by taxon. Medians (0.05, 0.95 quantiles) are shown. Date is modeled as zero inflated variable, which implies an inversion of the positive and negative signs.

Scientific name	Corn	Soybean	Soybean with autumn wheat	Old grassland	Natural grassland	Forest	Date
Cyprinidae	1.13 (-1.87, 4.03)	0.97 (-2.21, 4.21)	-0.00 (-3.01, 2.91)	-0.52 (-3.80, 2.68)	-1.41 (-4.87, 1.80)	-1.27 (-4.32, 1.64)	-1.27 (-2.09, -0.70)
<i>Coregonus clupeaformis</i>	34.39 (-1.50, 131.74)	-4,58 (-140.35, 102.33)	34.12 (-1.77, 129.17)	35.60 (-1.02, 135.63)	34.89 (-1.98, 134.55)	32.86 (-3.23, 131.28)	-
<i>Etheostoma nigrum or olmstedii</i>	-0.59 (-8.86, 7.43)	0.51 (-8.14, 9.66)	3.47 (-4.09, 12.02)	-73.82 (-493.48, -0.52)	-117.86 (-1026.13, -0.06)	1.06 (-7.29, 9.25)	-
<i>Perca flavescens</i>	0.31 (-0.37, 1.05)	-0.08 (-1.01, 0.87)	-0.86 (-1.66, -0.07)	0.17 (-0.65, 0.99)	0.66 (-0.12, 1.42)	-0.98 (-1.69, -0.28)	-0,51 (-0.69, -0.35)

Table 5. Fixed effects of land use treatments and date on mean size, by taxon. Medians (0.05, 0.95 quantiles) are shown.

Scientific name	Corn	Soybean	Soybean with autumn wheat	Old grassland	Natural grassland	Forest	Date
Cyprinidae	2.49 (0.87, 4.05)	0.68 (-1.07, 2.45)	-0.31 (-1.96, 1.27)	-1.75 (-3.43, 0.02)	-1.10 (-3.84, -0.77)	-2.33 (-3.84, -0.77)	0.51 (0.47, 0.55)
<i>Coregonus clupeaformis</i>	-0.40 (-2.31, 1.46)	-1.49 (-3.52, 0.58)	1.51 (-0.44, 3.53)	3.64 (1.67, 5.68)	2.73 (0.58, 4.90)	0.31 (-1.50, 2.11)	-0.17 (-0.22, -0.13)
<i>Etheostoma nigrum or olmstedii</i>	1.49 (-1.08, 4.18)	0.86 (-1.99, 3.65)	2.44 (-0.17, 5.09)	0.33 (-2.39, 3.01)	0.25 (-2.46, 2.91)	1.36 (-1.27, 3.88)	0.08 (0.03, 0.14)
<i>Perca flavescens</i>	1.24 (-0.76, 3.23)	0.51 (-1.63, 2.65)	-1.22 (-3.32, 0.85)	0.10 (-2.06, 2.32)	1.55 (-0.67, 3.70)	-1.29 (-3.25, 0.66)	0.52 (0.47, 0.57)

Table 6. Random effects of light trap and station treatment on abundance, by taxon. Medians (0.05, 0.95 quantiles) are shown.

Scientific name	Light trap	Station
Cyprinidae	0.82 (0.75, 0.95)	2.12 (1.58, 2.85)
<i>Coregonus clupeaformis</i>	1.16 (0.82, 1.58)	5.32 (3.08, 8.93)
<i>Etheostoma nigrum or olmstedii</i>	1.08 (0.76, 1.47)	4.71 (2.70, 8.17)
<i>Perca flavescens</i>	1.82 (1.65, 2.00)	-

Table 7. Random effects of station on mean size, by taxon. Medians (0.05, 0.95 quantiles) are shown.

Scientific name	Station
Cyprinidae	-
<i>Coregonus clupeaformis</i>	-
<i>Etheostoma nigrum</i> or <i>olmstedii</i>	1.92 (1.53, 2.41)
<i>Perca flavescens</i>	-

Table 8. Rhat values of fixed (land use treatment, date) and random (station and light trap) effects on abundance, by taxon.

Scientific name	Corn	Soybean	Soybean with autumn wheat	Old grassland	Natural grassland	Forest	Date	Light trap	Station
Cyprinidae	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Coregonus clupeaformis</i>	1,03	1,02	1,03	1,02	1,03	1,03	1,01	1,01	1,01
<i>Etheostoma nigrum or olmstedii</i>	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1	1	1
<i>Perca flavescens</i>	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1,01	1	1,01	-

Table 9. Rhat values of fixed (land use treatment, date) and random (station) effects on mean size, by taxon

Scientific name	Corn	Soybean	Soybean with autumn wheat	Old grassland	Natural grassland	Forest	Date	Station
Cyprinidae	1	1	1	1	1	1	1	-
<i>Coregonus clupeaformis</i>	1	1	1	1	1	1	1	-
<i>Etheostoma nigrum or olmstedii</i>	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Perca flavescens</i>	1	1	1	1	1	1	1	-

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1 Principaux résultats

3.1.1. Abondance des larves de poissons

Duran

t l'échantillonnage, des larves de poissons de 12 taxons différents ont été récoltées. La majorité des larves était répartie entre six taxons, soit la perchaude ($n = 12\,644$), les cyprinidés ($n = 10\,350$), le grand corégone ($n = 411$), une espèce du genre *Etheostoma* ($n = 275$), le fouille-roche zébré ($n = 184$) et les catostomidés ($n = 98$). Au total, 24 042 larves de poissons ont été récoltées pour l'ensemble de la période d'échantillonnage (Table 3 – Chapitre II).

Les premières espèces à avoir été capturées dans la plaine inondable pour la période d'échantillonnage sont le grand corégone et la perchaude (Figure 3 – Chapitre II). Ces deux espèces ont été présentes dès les premiers jours de récolte, le 21 avril 2022. Contrairement aux corégonos qui ont été présents seulement jusqu'au 10 mai, les perchaudes ont été présentes durant la totalité de l'étude. Il est possible d'observer deux vagues d'éclosion plus importantes le 10 mai et le 25 mai chez la perchaude. Les catostomidés et les cyprinidés ont été les suivants à faire leur apparition le 11 et le 13 mai suivi par les larves de fouille-roche zébré et des *Etheostoma* qui sont tous deux apparus le 19 mai.

L'effet de la date sur l'abondance des perchaudes et des cyprinidés dans les modèles est positif, indiquant une augmentation de la population au fil de la saison (Figure 3 – Chapitre II, Table 4 – Chapitre II). L'effet étant plus fort chez les cyprinidés démontre que l'abondance des cyprinidés augmenteraient plus rapidement que celle des perchaudes, malgré que la première date d'apparition des perchaudes dans les pièges lumineux, le 5 mai 2022, soient plus hâtives que celles des cyprinidés qui sont apparus à partir du 13 mai (Figure 6a et 6b – Chapitre II, Table 4 – Chapitre II). L'abondance des larves de perchaudes et de cyprinidés capturées augmente rapidement dans les premiers jours de captures avant d'atteindre un plateau et de se stabiliser (Figure 6a et 6b –

Chapitre II). La date n'a pas été incluse comme effet fixe dans les modèles pour les raseux et le grand corégone, puisqu'elle ne contribuait pas à expliquer l'abondance des larves dans les modèles.

Les intervalles de confiance obtenus pour la majorité des estimés d'abondance dans les types d'utilisation des terres passent par 0 (Table 4 – Chapitre II). L'effet des types d'utilisation des terres sur l'abondance des cyprinidés est positif par rapport au témoin en sol labouré dans les traitements de maïs et de soya conventionnel, mais est négative dans tous les autres types d'utilisation des terres (Figure 5b – Chapitre II, Table 4 – Chapitre II). Les résultats des modèles démontrent donc que les larves de cyprinidés seraient présentes en plus grande abondances dans les milieux plus perturbés et où la végétation est moins abondante. Pour ce qui est du grand corégone, l'effet de tous les types d'utilisation des terres, à l'exception du traitement de soya conventionnel, est fortement positif comparativement au contrôle (Figure 5c – Chapitre II, Table 4 – Chapitre II). Ces résultats indiquent que les larves de grands corégonos sélectionneraient moins fréquemment les milieux de soya conventionnel et les traitements de sol labouré servant de contrôle dans les modèles. Les larves de perchaudes ont aussi une abondance plus faible dans les traitements de soya conventionnel, mais également dans les traitements de soya amélioré ainsi que dans les forêts naturelles (Figure 5a - Chapitre II, Table 4 – Chapitre II). Le traitement de prairie humide est celui qui retrouve la plus grande abondance de larves de perchaude, suivi du maïs conventionnel ainsi que de la vieille prairie. L'effet contraire est observé chez les larves de raseux qui sont plus abondantes dans les milieux de soya amélioré, de soya conventionnel ainsi que de forêt naturelle (Figure 5d – Chapitre II, Table 4 – Chapitre II). L'abondance des larves de raseux estimée dans les modèles est plus faible dans les traitements de vieille prairie et de prairie humide ainsi qu'en traitement de maïs conventionnel.

3.1.2. Taille moyenne des larves de poissons

La taille moyenne des espèces de larves les plus abondantes de l'étude démontre une tendance à augmenter avec l'avancement de la saison chez toutes des espèces échantillonnées (Figure 4 – Chapitre II). Le grand corégone est l'espèce dont la taille moyenne est la plus élevée dès le début de l'étude et jusqu'à sa disparition. Une augmentation constante de la taille moyenne des perchaudes et des cyprinidés a été observée tout au long de l'étude.

L'effet de la date sur la taille moyenne des larves de poissons est positif pour toutes les espèces analysées à l'exception du grand corégone (Table 5 – Chapitre II). L'effet de la date est plus fort chez les larves des perchaudes et des cyprinidés indiquant que leur croissance serait plus rapide que chez les autres espèces étudiées (Figure 8a et 8b – Chapitre II, Table 5 – Chapitre II). La taille moyenne chez les larves de raseux augmenterait également avec l'avancement de la saison, mais plus lentement (Figure 8d – Chapitre II, Table 5 – Chapitre II). Au contraire des autres espèces, le grand corégone démontre une légère diminution de sa taille moyenne au cours de la saison (Figure 8c – Chapitre II, Table 5 – Chapitre II). Cependant, le grand corégone est celui dont la taille moyenne est la plus élevée au moment de son apparition dans l'échantillonnage (Figure 4 – Chapitre II, Figure 8c – Chapitre II).

L'effet des traitements de maïs et de soya conventionnel sur la taille moyenne des larves de cyprinidé est positif, tandis que les traitements de soya amélioré, de vieille prairie, de prairie humide et de forêt naturelle ont un effet négatif sur la taille moyenne des cyprinidés comparativement au témoin en sol labouré (Figure 7b – Chapitre II, Table 5 – Chapitre II). Les larves de cyprinidés ont donc une taille moyenne supérieure dans les traitements agricoles de sol labouré, de maïs et de soya conventionnel que dans les traitements naturels. L'effet inverse est observé chez le grand corégone qui démontre une taille inférieure en traitement de maïs et de soya conventionnel (Figure 7c – Chapitre II, Table 5 – Chapitre II). La taille des larves de corégones est généralement plus grande dans les vieilles prairies et dans les prairies naturelles. Pour ce qui est des larves de raseux, l'effet des traitements est positif autant pour les traitements en milieux agricoles que naturels (Figure 7d – Chapitre II, Table 5 – Chapitre II). Les larves de raseux ont donc une taille moyenne inférieure dans les sols labourés comparativement au traitement de soya amélioré et de maïs conventionnel où les larves les plus grosses sont retrouvées. La taille moyenne des larves de perchaudes estimée dans le modèle démontre que les traitements en soya amélioré et en forêt naturelle ont un effet négatif par rapport au contrôle en sol labouré contrairement au maïs conventionnel, au soya conventionnel, en vieille prairie et en prairie naturelle (Figure 7a – Chapitre II, Table 5 – Chapitre II). Les larves de perchaudes ayant la taille moyenne la plus élevée ont été retrouvées dans les traitements de prairies naturelles et de maïs conventionnel.

3.2. Discussion

Les milieux agricoles de la plaine inondable du lac Saint-Pierre ont une couverture végétale faible voir inexistante en période d'inondations et seraient donc défavorables à certaines espèces pour leur période de reproduction et de développement (De la Chenelière et al., 2014). En effet, la végétation est essentielle pour les espèces de poissons phytophiles qui peuvent l'utiliser pour la ponte des œufs, la protection des larves et juvéniles ainsi que pour la disponibilité de nourriture (Balon, 1975; Paradis et al., 2014). La plus grande abondance des larves de perchaudes et la taille supérieure des larves de grands corégones dans les vieilles prairies et les prairies naturelles pourraient s'expliquer par le besoin en végétation pour le développement et l'alimentation des larves de perchaudes et de grands corégones (Balon, 1975). La vieille prairie et la prairie naturel sont les types d'utilisation des terres où la végétation au sol est la plus abondante. Les larves de perchaudes et de grand corégone étaient généralement moins abondantes et plus petites en milieu agricole où la végétation est moins présente, au contraire des cyprinidés et des raseux qui étaient plus abondants et de taille supérieure en milieux agricoles.

Les perchaudes pourraient donc être plus abondantes dans les vieilles prairies et les prairies naturelles pour atteindre une taille plus importante et un plus haut taux de survie en pondant ses œufs sur les végétaux. Après l'éclosion, les larves pourraient rester de façon active dans les vieilles prairies et les prairies naturelles, où ont éclos les œufs, qui fournissent de la nourriture et de la protection (Bertolo et al., 2012 ; Paradis et al., 2014). Les perchaudes pourraient également déposer moins d'œufs dans les traitements où la végétation est moins présente, expliquant leur présence moins forte en milieux agricoles (Paquin et al., 2024). Le grand corégone pourrait profiter davantage de la végétation des milieux naturels pour s'alimenter du zooplancton s'y abritant, expliquant ainsi sa taille plus importante en prairie naturelle. La disparition des larves de grands corégones dans les pièges après le 12 mai pourrait s'expliquer par sa croissance plus hâtive comparativement aux autres espèces, car les larves deviennent rapidement trop grandes pour être en mesure d'entrer dans les pièges (Auer, 1982).

Les espèces qui sont moins dépendantes de la végétation pour leur reproduction et leur développement ont été en plus grande abondance dans les milieux agricoles. Une turbidité plus

élevée a également été observée dans les milieux agricoles, qui pourraient être sélectionnés plus fréquemment par des espèces plus tolérantes à la turbidité et être évités par les espèces moins tolérantes, telles que la perchaude (Figure 9 – Chapitre II) (Giacomazzo et al., 2020). Les cyprinidés, ayant une tolérance plus élevée à la turbidité, ont été retrouvés en plus forte abondance dans les milieux agricoles de la plaine d'inondation, telles que les parcelles de maïs conventionnel. Les larves de perchaude ont démontré une capacité à sélectionner activement des habitats en fonction de la luminosité environnante ainsi que de la turbidité, qui réduit la capacité d'alimentation des larves de perchaude (Wellington et al., 2010; Giacomazzo, 2021). Cela pourrait expliquer que les larves de perchaudes se retrouvent en abondance plus faible dans les milieux agricoles puisque la turbidité est plus élevée et permet une transmission de la lumière moindre comparativement aux milieux naturels.

Par contre, bien qu'elles soient capables de sélectionner activement leur habitat, le mouvement des larves est également dépendant des vents et des courants du milieu (Bertolo et al., 2012). Le mouvement de l'eau peut transporter les larves de poissons à travers les habitats, expliquant possiblement la présence des espèces dépendantes à la végétation en milieux agricoles qui sont plus ouverts et plus turbides (Bertolo et al., 2012). Le niveau d'eau dans la plaine inondable, qui varie régulièrement avec le retrait et l'arrivée des eaux dans le milieu terrestre, peut influencer la présence des larves de poissons dans les différents traitements. Cette variation pourrait atténuer les effets locaux des traitements sur l'abondance, puisque l'abondance des larves pourrait être plus fortement influencé par la dérive passive que par l'environnement local.

Les résultats de cette étude démontrent l'importance des milieux naturels et de la végétation en plaine inondable pour la reproduction et le développement des espèces dépendantes de la végétation, telles que la perchaude et le grand corégone. Les vieilles prairies et les prairies humides sont les milieux où la végétation au sol est la plus présente et la turbidité la plus faible, mais également où l'abondance des larves de perchaudes et la taille moyenne des larves de grands corégonos étaient les plus élevée. Par contre, les larves de cyprinidés et de raseux, des espèces plus tolérantes à la turbidité, ont été retrouvées en plus grandes abondances et de taille supérieure dans les milieux agricoles de maïs conventionnel et de soya amélioré. L'hétérogénéité de la plaine inondable peut donc être favorable à une plus grande diversité d'espèces, mais la perte de végétation importante qui est survenue autour du lac Saint-Pierre pourrait induire une diminution

de l'abondance et de la taille des espèces qui en sont dépendantes, telles que la perchaude et le grand corégone.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Auer, N. A. (1982). Identification of larval fishes of the Great Lakes basin with emphasis on the Lake Michigan drainage (Vol. 82). Great Lakes Fishery Commission.

Arevalo, E., Cabral, H. N., Villeneuve, B., Possémé, C., & Lepage, M. (2023). Fish larvae dynamics in temperate estuaries: A review on processes, patterns and factors that determine recruitment. *Fish and Fisheries*, 24(3), 466-487.

Balcombe, S., Bunn, S., Arthington, A., Fawcett, J., McKenzie-Smith, F., & Wright, A. (2007). Fish larvae, growth and biomass relationships in an Australian arid zone river: links between floodplains and waterholes. *Freshwater Biology*, 52(12), 2385-2398.

Balon EK. (1975). Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32: 821-864. doi:10.1139/f75-110.

Benoît, J., R. Bergeron, J.-C. Bourgeois, S. Desjardins et J. Picard. (1987). Les habitats et la faune de la région du lac Saint-Pierre : synthèse des connaissances. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionales de Montréal et de Trois-Rivières, ix + 123 p.

Bertolo, A., Blanchet, F. G., Magnan, P., Brodeur, P., Mingelbier, M., & Legendre, P. (2012). Inferring processes from spatial patterns: the role of directional and non-directional forces in shaping fish larvae distribution in a freshwater lake system. *PLoS One*, 7(11), e50239.

Bürkner, P.-C. (2017). brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan. *Journal of Statistical Software*, 80(1), 1–28. <https://doi.org/10.18637/jss.v080.i01>

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(1), 42-52.

de la Chenelière, V., Brodeur, P., & Mingelbier, M. (2014). Restauration des habitats du lac Saint-Pierre: un prérequis au rétablissement de la perchaude. *Le naturaliste canadien*, 138(2), 50-61.

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.

Farly, L., Hudon, C., Cattaneo, A., & Cabana, G. (2021). Hydrological control of a floodplain subsidy to littoral riverine fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(12), 1782-1792.

Floyd, K. B., Courtenay, W. H., & Hoyt, R. D. (1984). A new larval fish light trap: the quatrefoil trap. *The Progressive Fish-Culturist*, 46(3), 216-219.

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.

Gagné, S., & Rodríguez, M. A. (2008). Modelling seasonal increments in size to determine the onset of annual growth in fishes. *Journal of Fish Biology*, 73(1), 153-168.

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, 135377.

Giacomazzo, M. (2021). Des larves aux adultes : effets de la végétation aquatique et de la qualité de l'eau sur l'abondance de la perchaude dans le lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent). [Thèse universitaire, Université du Québec à Trois-Rivières]

Giacomazzo, M., Bertolo, A., Brodeur, P., & Magnan, P. (2023). Relationship between submerged aquatic vegetation, turbidity, and fish distribution in a large shallow fluvial lake. *Environmental Biology of Fishes*, 106(1), 1-17.

Gilbert, D. J. (1997). Towards a new recruitment paradigm for fish stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(4), 969-977.

Gorski K, De Leeuw JJ, Winter HV, Vekhov DA, Minin AE, Buijse AD, Nagelkerke LAJ (2011). Fish recruitment in a large, temperate floodplain: the importance of annual flooding, temperature and habitat complexity. *Freshw Biol*, 56(11):2210–2225

Górski, K., Collier, K. J., Duggan, I. C., Taylor, C. M., & Hamilton, D. P. (2013). Connectivity and complexity of floodplain habitats govern zooplankton dynamics in a large temperate river system. *Freshwater Biology*, 58(7), 1458-1470.

Havrdová, A., Douda, J., & Doudová, J. (2023). Threats, biodiversity drivers and restoration in temperate floodplain forests related to spatial scales. *Science of The Total Environment*, 854, 158743.

Hugues P Benoît, Pierre Pepin, and Joseph A Brown. (2011). Patterns of metamorphic age and length in marine fishes, from individuals to taxa. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57(4): 856-869. <https://doi.org/10.1139/f00-019>

Jobin, B. et P. Brodeur. 2023. Changement 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. *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(1), 110-127.

Kroodsma, D. A., & Field, C. B. (2006). Carbon sequestration in California agriculture, 1980–2000. *Ecological Applications*, 16(5), 1975-1985.

Lambert, D. (1992). Zero-inflated Poisson regression, with an application to defects in manufacturing. *Technometrics*, 34(1), 1– 17.

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

Magnan, P., É. Paquin, P. Brodeur, Y. Paradis, N. Vachon, P. Dumont et Y. Mailhot. 2022. État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre et du secteur pont Laviolette – Saint-Pierre-les-Becquets en 2021. Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. iv + 49 pages et annexes.

McInerney, P. J., Giling, D. P., Wolfenden, B., & Sengupta, A. (2023). A synthesis of floodplain aquatic ecosystem metabolism and carbon flux using causal criteria analysis. *Limnology and Oceanography*, 68(1), 97-109.

Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales (MAAA). (2017). Guide agronomique des grandes cultures (Publications 811F).

Paquin, É., P. Brodeur, N. Vachon, Y. Paradis et C. Côté. (2018). Synthèse de l'état de situation des espèces de poissons d'intérêt sportif au lac Saint-Pierre en 2016. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 4 p.

Paradis, Y., Bertolo, A., Mingelbier, M., Brodeur, P., & Magnan, P. (2014). What controls distribution of larval and juvenile yellow perch? The role of habitat characteristics and spatial processes in a large, shallow lake. *Journal of Great Lakes Research*, 40(1), 172-178.

Pierce, R. B., Shroyer, S., Pittman, B., Logsdon, D. E., & Kolander, T. D. (2006). Catchability of larval and juvenile northern pike in Quatrefoil light traps. *North American Journal of Fisheries Management*, 26(4), 908-915.

Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre (2024). Rapport final, Université du Québec à Trois-Rivières, Université Laval et Université McGill, 801 p. + annexes.

Pothoven, S. A., & Nalepa, T. F. (2006). Feeding ecology of lake whitefish in Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research*, 32(3), 489-501.

Remington, R. K. (2008). Ecology and evolution of turbid water adaptations in fishes. The University of Oklahoma.

Sass, G. G., Gille, C. M., Hinke, J. T., & Kitchell, J. F. (2006). Whole-lake influences of littoral structural complexity and prey body morphology on fish predator–prey interactions. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(3), 301-308.

Schlosser, I. J. (1991). Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, 41: 704-712.
doi:10.2307/1311765.

Wellington, C. G., Mayer, C. M., Bossenbroek, J. M., & Stroh, N. A. (2010). Effects of turbidity and prey density on the foraging success of age 0 year yellow perch *Perca flavescens*. *Journal of Fish Biology*, 76(7), 1729-1741.