

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES**

**EFFETS DE LA SAISONNALITÉ, DES ÉVÈNEMENTS MÉTÉOROLOGIQUES  
EXTRÊMES, DE L'UTILISATION DU TERRITOIRE ET DE LEUR  
INTERACTION SUR LES COMMUNAUTÉS DE POISSONS DES PETITS  
COURS D'EAU**

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ**

**COMME EXIGENCE PARTIELLE DE LA**

**MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR**

**AUDREY DASSYLVA**

**DÉCEMBRE 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 (3403)

**Direction de recherche :**

Vincent Fugère

---

Prénom et nom

directeur de recherche

Renée Gravel

---

Prénom et nom

codirecteur de recherche

**Jury d'évaluation**

Renée Gravel

---

Prénom et nom

Membre du jury

---

Fonction du membre de jury

Eric Harvey

---

Prénom et nom

Membre du jury

---

Fonction du membre de jury

Andrea Bertolo

---

Prénom et nom

Membre du jury

---

Fonction du membre de jury

## REMERCIEMENTS

À mon directeur de recherche, Vincent. Merci d'avoir été un guide exceptionnel dans ma découverte du monde de la recherche. Ton ouverture d'esprit, ta bienveillance, ainsi que la richesse de tes connaissances et de tes compétences ont été pour moi une source d'inspiration, tant sur le plan professionnel que personnel.

À ma co-directrice, Renée. Ton expérience professionnelle et ton engagement envers ce projet ont été à la fois essentiels et encourageants. Ton dévouement à nous soutenir, que ce soit pour recruter du personnel de terrain parmi les employés du ministère ou pour fournir l'équipement nécessaire, a été inestimable.

À tous ceux qui ont participé de près ou de loin à ce projet. Rien de tout cela n'aurait été possible sans votre précieuse contribution et participation. Je tiens à remercier particulièrement mon équipe de terrain avec qui j'ai partagé sueur, chaleur, souvenir et fou rire durant tout l'été.

À mon amoureux, Rafael. Merci de m'avoir soutenue, écoutée et accompagnée dans les moments les plus stressants et difficiles. Tu as été ma plus grande source de réconfort et mon repère le plus précieux. Savoir que tu étais là, dans les beaux comme dans les moins glorieux moments, m'a fait que t'aimer davantage.

À ma famille et à mes amies, vous savoir fiers de moi a été une source constante de motivation. Un remerciement tout particulier à ma formidable petite sœur, Megan. Je n'aurais pas pu rêver d'une meilleure supportrice tout au long de mon parcours scolaire. Tu as été ma lumière dans les moments les plus sombres, et je ne pourrai jamais assez te remercier pour cela.

J'aimerais finalement remercier les partenaires au financement de ce projet, le GRIL, le FRQNT ainsi que l'Université du Québec à Trois-Rivières.

## RÉSUMÉ

Le 9 août 2024, le Québec a connu sa deuxième plus importante tempête de pluie depuis 1915, avec 109 mm en 24 heures. Ce genre d'évènement météorologique extrême (EME) 'rare' devrait devenir plus fréquent et intense à l'échelle mondiale en raison des changements climatiques. Malgré ces prévisions, peu d'études ont évalué précisément les effets des évènements météorologiques extrêmes sur les écosystèmes aquatiques, et encore moins leurs interactions avec d'autres perturbations, telles que l'utilisation du territoire, une cause majeure du déclin de la biodiversité des écosystèmes d'eau douce. Nous avons donc évalué les effets des évènements de canicules et des tempêtes de pluie sur les communautés de poissons de 12 petits cours d'eau ainsi que déterminer le niveau d'interaction entre ces évènements et l'utilisation du territoire. Pour ce faire, nous avons caractérisé la variation saisonnière et la réponse des communautés de poissons selon un gradient d'utilisation du territoire dans le bassin versant, allant de majoritairement agricole à forestier. Un suivi à haute résolution temporelle a été réalisé en 2024, comprenant 10 inventaires entre avril et octobre 2024, ainsi qu'un enregistrement continu de la température de l'eau et de la profondeur de l'eau. En nous appuyant sur diverses mesures de diversité ainsi que de traits fonctionnels des communautés, nous avons documenté les fluctuations saisonnières des conditions abiotiques et biotiques, ainsi qu'enregistré plusieurs épisodes de canicules et de tempêtes de pluie.

Le niveau d'eau maximal a occasionné la réponse négative la plus marquée, avec une réduction significative de l'abondance et de la biomasse en poisson. À l'inverse, un faible effet positif des canicules a été observé sur l'abondance en poissons. Contrairement aux attentes, une interaction synergique entre les EMEs et l'utilisation du territoire a été observée au sein des stations plus forestières, où une perte de diversité était liée à l'augmentation des températures estivales moyennes. Par ailleurs, une seule réponse significative a été observée au sein des différents traits fonctionnels évalués, soit une abondance d'individus de plus grande taille plus élevée dans les stations majoritairement agricole que forestière. Globalement, peu d'effet des EMEs ont été observés sur les communautés de poissons malgré l'observation de record de canicules et de tempêtes de pluie au cours de l'année 2024, suggérant une résistance élevée des communautés des petits cours d'eau de la plaine sud du Saint-Laurent. Notre étude, parmi les premières à examiner les effets combinés des EMEs et de l'utilisation du territoire sur les communautés de poissons d'eau douce, souligne l'importance d'élucider les mécanismes régissant les réponses des communautés à de multiples stress.

**Mots-clés :** Écosystème d'eau douce, écologie des communautés, stress multiples, canicules, tempêtes de pluie, changements climatiques, utilisation du territoire, biodiversité de poissons, traits fonctionnels, série temporelle, petit cours d'eau.

## TABLE DES MATIÈRES

|   |             |
|---|-------------|
| <b>REMERCIEMENTS</b> .....  | <b>III</b>  |
| <b>RÉSUMÉ</b> .....   | <b>IV</b>   |
| <b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....   | <b>VII</b>  |
| <b>LISTE DES FIGURES</b> .....  | <b>VIII</b> |
| <b>LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES</b> .....  | <b>X</b>    |
| <b>LISTE DES SYMBOLES</b> .....   | <b>1</b>    |
| <br>  |             |
| <b>CHAPITRE I</b> .....   | <b>2</b>    |
| 1.1 Description de la problématique.....  | 2           |
| 1.2 Objectif de l'étude .....   | 4           |
| <b>CONCEPTS GÉNÉRAUX</b> .....  | <b>5</b>    |
| 1.3 Les petits cours d'eau .....  | 5           |
| 1.4 Pêche électrique.....   | 6           |
| 1.5 Évènements météorologiques extrêmes.....  | 9           |
| 1.6 Utilisation du territoire .....   | 11          |
| 1.7 Stress multiple .....   | 12          |
| 1.8 Contexte géographique .....   | 14          |
| <br>  |             |
| <b>CHAPITRE II</b> .....  | <b>16</b>   |
| <b>CUMULATIVE EFFECTS OF EXTREME WEATHER EVENTS AND<br/>LAND USE ON STREAM FISH COMMUNITIES</b> ..... | <b>16</b>   |
| <b>ABSTRACT</b> .....   | <b>17</b>   |
| <b>INTRODUCTION</b> .....   | <b>18</b>   |
| <b>METHODS</b> .....  | <b>20</b>   |
| <b>RESULTS</b> .....  | <b>28</b>   |
| <b>DISCUSSION</b> .....   | <b>36</b>   |
| <b>CONCLUSION</b> .....   | <b>41</b>   |
| <b>REFERENCES</b> .....   | <b>43</b>   |
| <b>SUPPLEMENTARY MATERIAL</b> .....   | <b>50</b>   |

|   |           |
|---|-----------|
| <b>CHAPITRE III.....</b>                          | <b>70</b> |
| 3.1 Résultats généraux et conclusion.....         | 70        |
| 3.2 Implication pour la gestion .....             | 71        |
| 3.2.1 Implication pour la gestion générale.....   | 71        |
| 3.2.2 Implication pour la gestion au Québec ..... | 72        |
| 3.3 Perspectives .....                            | 73        |
| <b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>           | <b>75</b> |

## LISTE DES TABLEAUX

| Tableau   | Page |
|---|------|
| <b>Table 1.</b> ANOVA statistical results corresponding to the effect of “Month” in a LMM with site as a random effect on fish species richness, Shannon diversity index, total abundance and biomass across all sites. ....  | 32   |
| <b>Table 2.</b> Results of statistical linear mixed models (LMMs) and generalized linear mixed models (GLMMs) assessing the effects of the 7-day average maximum daily depth (cm), and the 7-day mean water temperature (°C) preceding fish sampling on fish abundance, biomass, and Shannon diversity index across 12 sites during the summer season (June 20 to September 22, 2024). For the Shannon diversity index, the effect of mean water temperature corresponds to the interaction between temperature and the percentage of forest cover in the watershed. Yellow rows indicate the individual effect of mean water temperature (mt), orange rows indicate the individual effect of watershed forest cover (fc), and green rows highlight the interaction effect between temperature and forest cover (mtfc) on the Shannon diversity index. Significant effects are indicated bold. .... | 33   |
| <b>Table 3.</b> Results of statistical linear mixed models (LMMs) assessing the effects of the 7-day average maximum daily water level (cm) (Maximum water level), the 7-day mean water temperature (°C) preceding fish sampling (Mean water temperature), and land use (Percentage of forest in the watershed) on seven fish traits across 12 sites during the summer season. Significant effects are indicated bold.....  | 35   |

## LISTE DES FIGURES

| Figure           |   | Page |
|------------------|---|------|
| <b>Figure 1.</b> | (A) Relation entre la conductivité de l'eau ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et le voltage appliqué (V). (B) Relation entre le niveau d'eau moyen (cm) et le voltage appliqué (V). (C) Relation entre la conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et l'indice d'efficacité de pêche ( $A^2 \cdot T \cdot D^{-1}$ ). (D) Relation entre le niveau d'eau mesuré par les enregistreurs (cm) et l'indice d'efficacité de pêche. Les points représentent les inventaires réalisés dans l'ensemble des sites. Les lignes représentent les droites de régression linéaire entre les variables. ....   | 8    |
| <b>Figure 2.</b> | Relation entre la température de l'eau au moment de l'inventaire ( $^{\circ}\text{C}$ ) et l'indice d'efficacité de pêche ( $A^2 \cdot T \cdot D^{-1}$ ). Les points représentent les inventaires réalisés dans l'ensemble des sites. La ligne représente la droite de régression linéaire entre les deux variables. ....   | 9    |
| <b>Figure 3.</b> | Représentation de la température moyenne fluctuant en fonction de la proportion de l'utilisation du territoire agricole et de la hauteur moyenne de la canopée sur une zone tampon autour du site d'échantillonnage de 10 mètres de large sur 250 mètres de longueur.   | 12   |
| <b>Figure 4.</b> | Illustration conceptuelle des différents types d'effet causé par les stress multiples: effets additifs (équivalent), antagonistes (réduction ou compensation) ou synergiques (amplification). La figure 1 illustre l'impact de facteur de stress multiple sur la richesse spécifique d'une communauté en présence du stress A (utilisation du territoire), du stress B (changements climatiques) et avec les deux stress (A+B). Lorsque les deux stress ont lieu, leur impact combiné peut être classifié comme étant additif, antagoniste ou synergique. Cet impact est calculé en comparant la réponse de la communauté (pourcentage de diminution de la richesse en espèces) sous les deux facteurs de stress avec la somme additive de leurs effets individuels (stress additif = stress A + stress B $\rightarrow$ 30+20 = 50). .... | 14   |
| <b>Fig. 1.</b>   | (A) Location and watershed boundaries of the 12 small streams surveyed across two regions of southern Quebec, Canada, spanning a land-use gradient from predominantly agricultural (90-92% agricultural land use within the watershed) to predominantly forested (1-10% agricultural land use within watershed). Red dots indicate the locations of the three air temperature and barometric pressure loggers installed within the riparian zone at the geographic extremities of the study area. (B) Mean daily water depth (cm) and (C) mean daily water temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) recorded by pressure and temperature data loggers deployed at the 12 sites from April to October 2024. Blue and orange dots indicate the dates of the 120 fish sampling events,   |      |

- overlaid on the logger-derived daily time series to show the timing of sampling relative to water depth and temperature..... 23
- Fig. 2.** A) Principal Components Analysis (PCA) of temporally averaged physicochemical and habitat variables and land use variables. For each principal component (PC), the variance explained is indicated in parenthesis. Symbol colors indicate site land use. Variable names and acronyms are listed in Table S2. B) Principal Coordinates Analysis (PCoA) based on Bray-Curtis dissimilarities of fish community composition across site and sampling dates. Symbol shape and color distinguish sites, with 10 samples per site. Ellipses indicate confidence intervals for summer samples vs. samples from other seasons (spring and autumn. point. C) The same PCoA as in B, but with points color coded for watershed land use.. ..... 36
- Fig. 3.** Variation in (A) fish species richness, (B) Shannon diversity, (C) total abundance, and (D) biomass across sites (lines) and sampling date by month (x axis). Lines are color-coded according to the percentage of forest cover in the watershed (Prct\_forest\_ws) of each site.. ..... 36
- Fig. 4.** Results of linear mixed models (LMMs) and generalized linear mixed models (GLMMs) evaluating the effects of the 7-day average maximum daily water depth (cm) and the 7-day mean water temperature (°C) preceding fish sampling on fish (A–B) abundance, (C–D) biomass, and (E–F) Shannon diversity across 12 sites during the summer season. Points are color-coded according to the percentage of forest cover in the watershed (Prct\_forest\_ws). Thin lines show model-predicted trends for each site, based on conditional predictions that include random effects (sites). Thick black lines show the overall trend across sites (solid = significant effect, dotted = non-significant). For Shannon diversity, the effect of mean water temperature depends on watershed forest cover (significant interaction effect): the solid green line represents the marginal effect under high forest cover, while the solid yellow line shows the marginal effect under low forest cover in the watershed.. ..... 36
- Fig. 5.** Results of linear mixed-effects models (LMMs) assessing the effects of (A) the 7-day average maximum daily water depth (cm) on mean community critical swimming speed (Ucrit), (B) the 7-day mean water temperature (°C) preceding fish sampling on mean community critical thermal maximum (CTmax) values, and (C) the percentage of forest in the watershed (%) on average body size (mm) across 12 sites during the summer season.. The solid black line indicates a significant effect, while the dashed black lines indicate non-significant effects. Points are color-coded according to watershed forest cover (in panel C).. ..... 36

## LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

|               |   |
|---------------|---|
| AIC           | Critère d'information d'Akaike / Akaike's Information Criterion                         |
| AGRCQ         | Association des gestionnaires régionaux des cours d'eau du Québec                       |
| BlBd          | Allongement du corps / Body elongation  |
| Canopy_height | Canopy height within a 250 x 10 m buffer upstream of the logger                         |
| CFdCPd        | Étranglement du pédoncule caudal / Caudal peduncle throttling                           |
| CHM           | Modèle hauteur de canopée / Canopy Height Model   |
| CTmax         | Maximum thermique critique / Critical thermal maxima                                    |
| DEM           | Modèle digitale d'élévation / Digital Elevation Model                                   |
| Densio_forest | Couverture de la canopée dans le transect / Canopy cover in the transect                |
| EdHd          | Taille relative des yeux / Relative eye size  |
| EhBd          | Position vertical des yeux / Eye vertical position                                      |
| EMEs/EWEs     | Évènements météorologiques extrêmes / Extreme weather events                            |
| EPA           | Agence américaine de protection de l'environnement / Environmental protection agency    |
| GIS           | Systèmes d'informations géographique / Geographic Information Systems                   |
| GLMMs         | Modèles linéaires généralisés à effets mixtes / Generalized linear mixed effects models |

|                |   |
|----------------|---|
| HdBd           | Forme latérale du corps / Body lateral shape  |
| JHd            | Longueur maxillaire relative / Relative maxillary length  |
| LiDAR          | Détection et télémétrie par la lumière / Light detection and ranging                                      |
| LMMs           | Modèles linéaires à effets mixtes / Linear mixed effects models   |
| MELCCFP        | Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatique, de la Faune et des Parcs   |
| MoBd           | Position de l'ouverture de la bouche / Oral gape position   |
| NRSA           | Évaluation nationale des rivières et des cours d'eau / National river and stream assesment                |
| OGT            | Température optimale de croissance / optimum growth temperature   |
| PC1            | Première composante principale / First principal component  |
| PC2            | Deuxième composante principale / Second principal component   |
| PCA            | Analyse en composantes principales / Principal component analysis   |
| PCE            | Petit cours d'eau   |
| PCoA           | Analyse en coordonnées principales / Principal coordinates analysis                                       |
| PFiBd          | Position verticale de l'extrémité pectorale / Pectoral fin vertical position                              |
| PFiBl          | Taille des nageoires pectorales / Pectoral fin size   |
| Prcf_forest_ws | Pourcentage de couverture forestière dans le bassin versant / Percentage of forest cover in the watershed |
| SWANCC         | Agence des déchets solides du nord du comté de Cook / Solid Waste Agency of Northern Cook County          |

|       |  |
|-------|--|
| Ucrit | Vitesse de nage critique / critical swimming speed   |
| UILT  | Température létale initiale supérieure / Upper incipient lethal temperature                        |
| USEPA | Agence américaine de protection de l'environnement / United States Environmental Protection Agency |
| VIF   | Facteur d'inflation de la variance / Variance inflation factor                                     |

## LISTE DES SYMBOLES

|                           |                                      |
|---------------------------|--------------------------------------|
| A                         | Ampère                               |
| cm                        | Centimètre                           |
| m                         | Mètre                                |
| mm                        | Millimètre                           |
| m/s                       | Mètre par seconde                    |
| mg/L                      | Milligramme par litre                |
| $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ | Microgramme par centimètre carré     |
| $\mu\text{S}/\text{cm}$   | Microsiemens par centimètre          |
| $\text{km}^2$             | Kilomètre carré                      |
| FNU                       | Unités néphélométriques de formazine |
| Hz                        | Hertz                                |
| P                         | Puissance                            |
| V                         | Volt                                 |
| $^{\circ}\text{C}$        | Degré Celsius                        |
| $^{\circ}$                | Degré                                |
| %                         | Pourcentage                          |

# CHAPITRE I

## INTRODUCTION

### 1.1 Description de la problématique

Les écosystèmes d'eau douce représentent seulement 0,001 % de l'eau totale et moins de 1 % de la surface terrestre (Barbarossa *et al.*, 2021; Dudgeon, 2019; Sayer *et al.*, 2025). Malgré cette faible proportion, ils abritent une importante biodiversité, soit plus de 10 % des espèces totales connus à ce jour et près de la moitié des espèces de poissons (Sayer *et al.*, 2025). Ils fournissent également de nombreux services écosystémiques essentiels, tels que des pêcheries, un approvisionnement en eau, une sécurité alimentaire (Segurado *et al.*, 2021) et une protection contre les inondations en ralentissant l'écoulement des eaux (Jackson *et al.*, 2016; Reid *et al.*, 2019; Sayer *et al.*, 2025). Pourtant, au cours des dernières décennies, un important déclin de la biodiversité est observé à l'échelle mondiale. Les écosystèmes d'eau douce étant particulièrement touchés, avec un taux de déclin supérieur à celui des autres biomes (Dudgeon, 2019; Sayer *et al.*, 2025), soit de 83 % entre les années 1970 et 2014 (Reid *et al.*, 2019). Un quart des espèces des écosystèmes d'eau douce sont considérés à risque et environ 50 % des espèces de poissons sont menacés par une ou l'action simultanée de plusieurs facteurs (Sayer *et al.*, 2025). Les principales pressions sont bien documentées et se répartissent en cinq grandes catégories : la surexploitation, le développement et la régulation des régimes d'écoulement, l'introduction d'agents pathogènes et d'espèces exotiques envahissantes, la pollution, ainsi que l'utilisation du territoire (Dudgeon *et al.*, 2006; Dudgeon, 2019).

Parmi les principaux facteurs d'érosion de la biodiversité, les changements climatiques ainsi que l'utilisation du territoire figurent parmi les contributeurs majeurs (Newbold, 2018). Les changements climatiques sont internationalement reconnus comme une menace émergente et majeure pour la biodiversité des écosystèmes d'eau douce, en raison des prévisions d'augmentation de la température de l'eau, de la fréquence et de la

sévérité des événements météorologiques extrêmes (EMEs), ainsi que de leur potentiel à amplifier les effets d'autres facteurs d'érosion (Dudgeon, 2019; Reid *et al.*, 2019). À notre connaissance, bien que les modèles prévoient une intensification et une multiplication des EMEs (Reid *et al.*, 2019; Sabater *et al.*, 2023), aucune étude n'a explicitement examiné les effets des canicules et des précipitations extrêmes sur les communautés de poissons, malgré les impacts directs et abrupts sur l'habitat et les individus. Cependant, la recherche sur les impacts des changements climatiques s'est principalement concentrée sur les effets de l'augmentation graduelle de la température de l'air, révélant ainsi une lacune importante dans la littérature (Maxwell *et al.*, 2018; Woodward *et al.*, 2016). En effet, ces perturbations pourraient limiter les capacités d'adaptation des espèces pouvant occasionner une cascade d'effets sur les fonctions écosystémiques qu'ils fournissent (Sabater *et al.* 2023).

Considérant que les perturbations environnementales surviennent rarement indépendamment, cette lacune est davantage marquée lorsque les EMEs interagissent avec les pressions liées à l'utilisation du territoire (Maxwell *et al.*, 2018; Newbold, 2018). En plus de leurs effets directs sur l'habitat et la biodiversité, l'interaction potentielle de l'utilisation du territoire et des EMEs pourrait générer des effets synergiques sur les communautés aquatiques. Par exemple, les petits cours d'eau (PCE) situés en zones agricoles, dont la température moyenne de l'eau est généralement plus élevée que celle des ruisseaux en milieu forestier en raison de la perte d'ombrage (réduction du couvert forestier), pourraient atteindre des températures particulièrement élevées lors des événements de canicules. De plus, le drainage et la chenalisation artificielle, fréquemment observés en milieu agricole et consistant en des modifications de l'hydromorphologie naturelle des cours d'eau visant principalement à accélérer l'écoulement, pourraient également accroître la fréquence et la sévérité des inondations, ainsi que générer des flux de tempêtes d'intensité plus élevés (Effert-Fanta *et al.*, 2019).

Ainsi, cette étude s'intéresse principalement à la synergie potentielle entre deux facteurs de stress concomitants affectant la biodiversité des communautés de poissons des petits cours d'eau du Sud Québec: les EMEs et l'utilisation du territoire. Une telle synergie

pourrait entraîner des modifications temporelles, spatiales et fonctionnelles de la composition des communautés (Schweiger et al., 2010), ainsi qu'une diminution de l'abondance et de la diversité résultant de la mortalité d'espèces incapables de tolérer les conditions abiotiques extrêmes ou de migrer vers des habitats plus favorables (Rahel, 2002). L'ensemble de ces interactions et de ces changements potentiels pourrait ultimement menacer l'intégrité des services et des bienfaits écosystémiques fournis par les écosystèmes d'eau douce (Vander Sleen et Albert, 2022).

## 1.2 Objectif de l'étude

En dépit des nombreuses études démontrant l'unicité des communautés aquatiques retrouvées dans les PCE en raison de leur adaptabilité aux conditions environnementales variables (température et débit) de ces milieux, peu d'études ont été réalisées sur les communautés de poissons des PCE du Québec (Gravel, 2021). Par ailleurs, relativement peu d'études se sont intéressées aux effets des EMEs sur les communautés de poissons, de sorte que les effets interactifs de ceux-ci combinés aux impacts de l'utilisation du territoire demeurent quasi inexplorés. Par conséquent, cette étude a pour premier objectif d'évaluer les effets des EMEs sur les communautés de poissons des PCE du sud du Québec et sur leur habitat, en caractérisant leur variation saisonnière (température et crue printannière). Le deuxième objectif est de quantifier les effets potentiels de l'interaction entre deux facteurs de stress concomitants : les EMEs et l'utilisation du territoire, selon un gradient d'utilisation du territoire dans le bassin versant allant de majoritairement agricole à forestier. Plus précisément elle vise à évaluer si les canicules et les tempêtes de pluies (analyses centrées sur l'été) exercent des effets synergiques sur les communautés de poissons des PCE en bassin versant majoritairement agricole.

À cette fin, un échantillonnage à haute résolution temporelle a été réalisé au cours de la saison de croissance 2024, soit d'avril à octobre. Dix inventaires ont été effectués sur chacun des douze sites : du 15 au 17 et du 26 au 29 avril, du 6 au 10 mai, du 21 au 24 mai, du 3 au 6 juin, du 25 juin au 3 juillet, du 15 au 17 juillet, du 24 au 30 juillet, du 6 au

8 août, du 19 au 25 août et du 30 septembre au 2 octobre. De plus, des enregistreurs de données automatiques et continues ont été déployés dans chacun des 12 ruisseaux, environ 20 mètres en amont du tronçon échantillonné. Trois enregistreurs de pression ont également été installés hors de l'eau sur la berge, à la même distance (20 m en amont du transect échantillonné) que les enregistreurs de données hydriques des stations situées aux trois extrémités géographiques de la zone étudiée. L'ensemble des 24 appareils a été déployé près de 34 semaines, soit du 5 avril au 27 novembre 2024.

## CONCEPTS GÉNÉRAUX

### 1.3 Les petits cours d'eau

L'utilisation et la définition des termes "petit cours d'eau" et "cours d'eau de tête" ne font pas l'unanimité au sein de la littérature et plusieurs auteurs interchangent les termes (Ferreira *et al.*, 2023; Gravel, 2021, Wohl, 2017). Il est néanmoins reconnu que les petits cours d'eau (PCE) réfèrent généralement aux ruisseaux d'ordre 1 et 2 selon la classification de Strahler. De plus, ils se définissent par des caractéristiques morphologiques distinctives, une diversité d'habitats, ainsi qu'un volume d'eau plus variable dans le temps, notamment en fonction des saisons, comparativement aux cours d'eau de plus grande taille (Schlosser, 1982).

Malgré leur petite taille individuelle, les petits cours d'eau constituent la majorité du réseau hydrographique d'un bassin versant. Les PCE correspondent également à environ 70-80 % de la longueur totale du réseau fluvial à l'échelle mondiale (Ferreira *et al.*, 2023; Wohl, 2017). En plus de leur importance hydrographique, les petits cours d'eau fournissent plusieurs services écosystémiques, tels que des habitats aux organismes aquatiques ainsi que des zones de fraie et de croissance pour la faune ichthyenne (Ferreira *et al.*, 2023; Gravel, 2021). Ils contribuent également au maintien de la biodiversité à une

plus grande échelle, en favorisant une diversité d'habitats et une connectivité entre ceux-ci (Allan, 2004; Wohl, 2017).

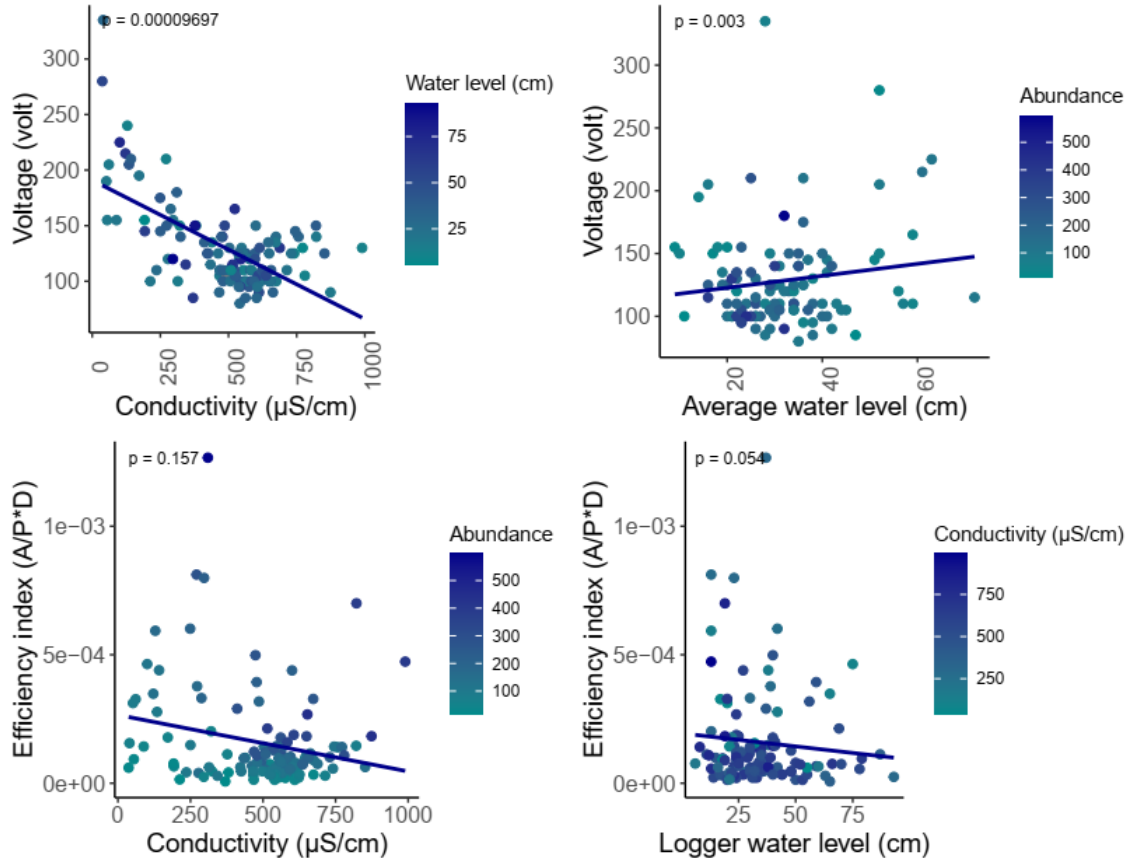
Les PCE sont particulièrement vulnérables aux perturbations anthropiques en raison de leur dimension réduite, de leur faible volume d'eau, de leur isolement, de leur étroite connexion entre les écosystèmes terrestres avoisinants, telle que la ripisylve ou "bande riveraine", ainsi que par la possibilité relativement simple de les chenaliser, déplacer ou modifier autrement (Ferreira *et al.*, 2023; Somerville et Pruitt, 2004; Wohl, 2017). De plus, en dépit de leur abondance et de leur importance pour les écosystèmes d'eau douce, les PCE sont peu considérés dans la législation et dans les programmes d'évaluation. Dans une analyse du cadre légal dans divers pays, Ferreira *et al.* (2023) soulignent qu'ils sont souvent négligés. Par exemple, depuis 2001, la décision de la Cour suprême des États-Unis dans l'affaire SWANCC a restreint la protection des PCE, en la limitant uniquement à ceux directement connectés aux voies navigables ou exerçant une influence sur celles-ci (Ferreira *et al.*, 2023). La faible, voire l'absence de protection de ces environnements accroît le risque de modification et de dégradation de ces milieux, notamment en lien avec l'utilisation des terres (Wohl, 2017) et compromet ainsi la pérennité des services écosystémiques qu'ils fournissent (Ferreira *et al.*, 2023).

#### 1.4 Pêche électrique

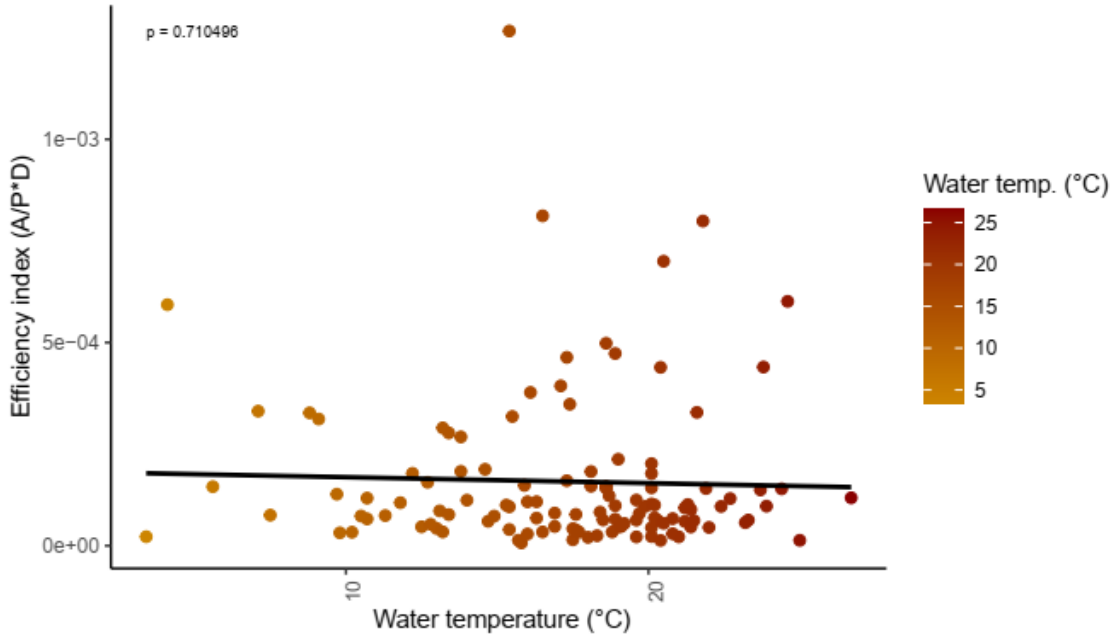
La pêche électrique constitue l'une des méthodes les plus utilisées pour l'échantillonnage et la caractérisation des communautés de poissons en cours d'eau de faible profondeur (Hense *et al.*, 2010; Reynolds & Kolz, 1996). Cette technique consiste à appliquer un faible courant électrique dans l'eau afin d'étourdir temporairement les poissons pour permettre leur capture. La capacité de l'eau à transmettre l'électricité dépend toutefois de sa concentration ionique (Reynolds & Kolz, 1996). Ainsi, la profondeur de l'eau, la température et la conductivité peuvent toutes trois influencer le taux de capture lors de la pêche électrique (Hense *et al.*, 2010; Reynolds & Kolz, 1996). Une conductivité très élevée ou très faible, de même qu'une augmentation du niveau d'eau et une température de l'eau très froide peuvent réduire l'efficacité de cette méthode.

Dans notre étude, l'influence de la conductivité, du niveau d'eau et de la température de l'eau sur l'efficacité de capture a été examinée afin d'assurer la fiabilité des estimations des paramètres de diversité et d'éviter tout biais dans l'interprétation des effets des EMEs sur les communautés de poissons. À cette fin, un courant continu pulsé à une fréquence de 60 Hz et à un rapport cyclique de 25 % a été utilisé à chaque inventaire. La tension (V) a été ajustée *in situ* en fonction de la conductivité mesurée avec une sonde portable (Hanna) avant chaque prélèvement (gamme de tension: 80–335 V). L'ampérage (A) a été déterminé selon les valeurs préconisées par le protocole de l'Environmental Protection Agency (USEPA, 2022; « National Rivers and Streams Assessment »). La puissance (W) a ensuite été calculée à partir de la formule proposée par Reynolds & Kolz (1996). Enfin, un indice d'efficacité a été calculé pour chaque site et chaque inventaire à partir des valeurs d'ampérage et de puissance, conformément à la méthode décrite dans *Fisheries Techniques* (Reynolds & Kolz, 1996).

Comme prévu, nos résultats révèlent une corrélation négative et significative ( $p < 0.05$ ) entre la conductivité et le voltage nécessaire pour la pêche électrique (Figure 1A), ainsi qu'une corrélation positive et significative entre le voltage et le niveau de l'eau (Figure 1B). Un faible effet négatif, mais non significatif ( $p > 0.05$ ), de l'augmentation de la profondeur et de la conductivité sur l'efficacité de pêche sont également observables (Figure 1C–D). Aucun effet de la température de l'eau n'est observable sur l'indice d'efficacité de pêche (Figure 2).



**Figure 1.** (A) Relation entre la conductivité de l'eau ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et le voltage appliqué (V). (B) Relation entre le niveau d'eau moyen (cm) et le voltage appliqué (V). (C) Relation entre la conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) et l'indice d'efficacité de pêche ( $\text{A}^2 \cdot \text{T} \cdot \text{D}^{-1}$ ). (D) Relation entre le niveau d'eau mesuré par les enregistreurs (cm) et l'indice d'efficacité de pêche. Les points représentent les inventaires réalisés dans l'ensemble des sites. Les lignes représentent les droites de régression linéaire entre les variables.



**Figure 2.** Relation entre la température de l'eau au moment de l'inventaire (°C) et l'indice d'efficacité de pêche ( $A^2 \cdot T \cdot D^{-1}$ ). Les points représentent les inventaires réalisés dans l'ensemble des sites. La ligne représente la droite de régression linéaire entre les deux variables.

### 1.5 Évènements météorologiques extrêmes

Il est prédit que les changements climatiques induiront une augmentation de 2 à 4 °C de la température moyenne de l'air d'ici 2070, ainsi qu'une augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements de vagues de chaleur, des précipitations (IPCC, 2022), des débits hivernaux (Reynolds *et al.*, 2015), et de la sévérité des crues et des étiages au Québec (Ouranos, 2015). Or, la recherche sur les changements climatiques s'est principalement concentrée sur les effets du réchauffement progressif des températures, alors que les EMEs, prévues être plus fréquents et puissants, pourraient entraîner des répercussions environnementales plus marquées que les changements climatiques graduels (Maxwell *et al.*, 2019). Cette tendance est exemplifiée par l'été 2024, marqué de canicules et tempêtes de pluie records observées à travers le Québec, ainsi que par le constat d'un doublement du nombre de « jours de canicule » entre 1996 et 2021 au sein de 70 rivières des États-Unis (Tassone *et al.*, 2023). L'augmentation de ces EMEs, telles

que les périodes de chaleur inhabituelle et de fortes inondations, pourrait avoir des impacts particulièrement significatifs sur les PCE, dont les températures et les débits sont déjà plus instables que ceux des grands cours d'eau (Matthews & Marsh-Matthews, 2017). Ces perturbations pourraient également excéder la capacité d'adaptation et d'acclimatation des organismes aquatiques qui y vivent (Reid *et al.*, 2019).

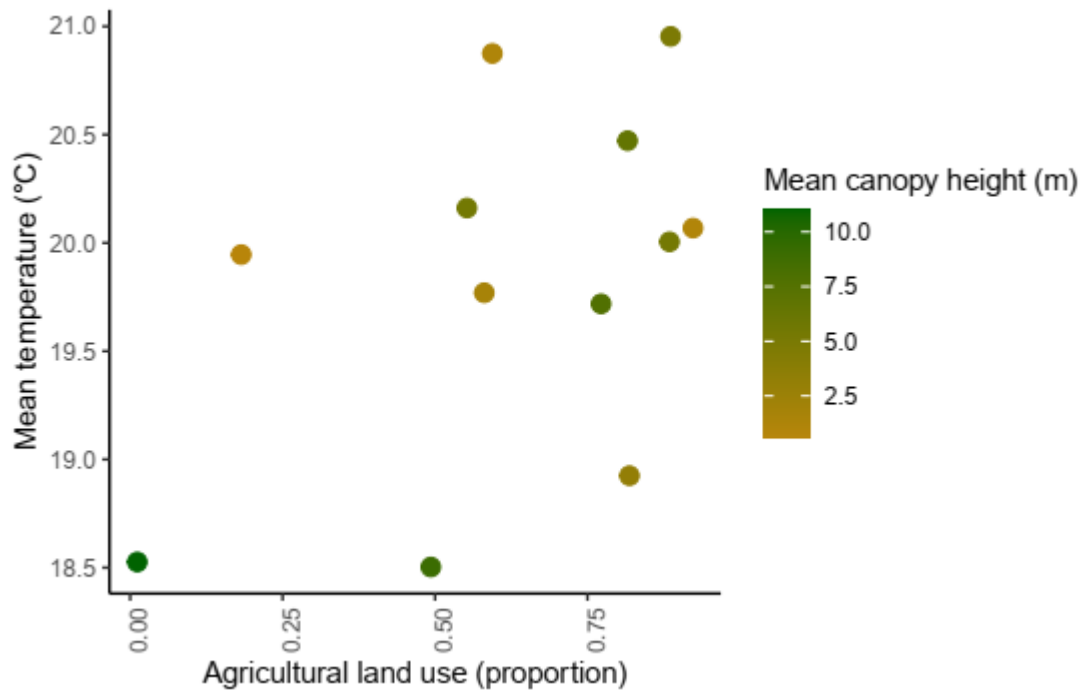
Les EMEs, tels que les canicules et les épisodes de fortes pluies, correspondent à des phénomènes statistiquement rares, dont la fréquence ou l'intensité excèdent les valeurs normales attendues pour une région et une période donnée (Maxwell *et al.*, 2019). À titre d'exemple, une tempête générant un important coup d'eau durant une période habituellement sèche (juillet ou août). Contrairement aux changements graduels de la température de l'air (effet de tendance), les EMEs constituent des perturbations à impulsion ponctuelle occasionnant des changements abrupts et rapides des conditions environnementales, en particulier dans les cours d'eau (Lakes, 2000; Sabater *et al.*, 2023). Les tempêtes de pluie engendrent des impacts importants au sein des écosystèmes aquatiques et des services écosystémiques qu'ils fournissent (Hicke *et al.*, 2022; Talbot *et al.*, 2018). Ils occasionnent de sévères inondations ainsi qu'une surcharge en nutriment et en sédiment, une érosion des berges et une prolifération algale pouvant drastiquement altérer la structure et l'assemblage des organismes aquatiques, tels que les poissons (Hicke *et al.*, 2022; Talbot *et al.*, 2018; Ward *et al.*, 2003). Ces soudains événements peuvent également engendrer la mortalité de poissons locaux (Dudgeon, 2019; Parmesan *et al.*, 2023) en surpassant la vitesse de nage critique ( $U_{crit}$ ) des espèces de poissons ou par l'impossibilité des espèces à se déplacer vers un milieu plus propice. Ensuite, les canicules engendrent une augmentation de la température de l'eau et une réduction de l'oxygène dissous pouvant altérer la distribution, la composition, la phénologie et la survie des espèces de poissons (Dudgeon, 2019; Jones & Petreman, 2013; Parmesan *et al.*, 2023; Reid *et al.*, 2019). Des mortalités massives pourraient être observées si la température de l'eau dépasse la capacité thermique maximale ( $CT_{max}$ ) des espèces présentes ou s'il y a limitation dans la thermorégulation comportementale (Jones & Petreman, 2013).

## 1.6 Utilisation du territoire

Au Québec, une proportion élevée des petits cours d'eau de tête de bassin versant illustre un état de dégradation attribuable aux activités agricoles (AGRCQ, 2017). Ces activités entraînent des modifications des caractéristiques physiques et hydrologiques de l'habitat des cours d'eau, ainsi qu'une altération de leur diversité biologique (Allan, 2004). Les activités de déforestation, de drainage et de canalisation, fréquemment observée dans ces milieux, accentuent la turbidité de l'eau, l'érosion des berges et les processus de sédimentation (Allan, 2004; Effert-Fanta *et al.*, 2019; Fugère *et al.*, 2018). La réduction du couvert arbustif et arborescent observé aux abords des cours d'eau contribue à l'augmentation des radiations solaires et de la température de l'eau, de l'apport en polluant, de l'altération des débits et la réduction de l'apport en ressources allochtones, telles que la litière végétale, qui alimente et soutient le réseau trophique (Allan, 2004; Effert-Fanta *et al.*, 2019; Fugère *et al.*, 2018). Les processus de relevé de l'eau fréquemment observé peuvent engendrer la perte d'habitats et de connectivité pouvant occasionner des changements de l'assemblage et de la biodiversité aquatique (Effert-Fanta *et al.*, 2019). De plus, les cours d'eau en milieu agricole présentent fréquemment des concentrations accrues en nutriments et en contaminants favorisant la prolifération algale et réduisant la concentration en oxygène dissous. L'ensemble de ces modifications entraînent des changements au sein de la structure des communautés aquatiques, au profit d'espèces tolérantes, généralistes et des espèces exotiques et envahissantes (Allan, 2004).

L'influence de l'utilisation agricole du territoire à l'échelle du bassin versant, ainsi que des caractéristiques de la zone riparienne sur la température moyenne de l'eau a été mise en évidence dans notre étude. En effet, nos résultats démontrent que la température moyenne de l'eau augmente en fonction de la proportion de terres agricoles dans le bassin versant, mais que cet effet peut être atténué par la présence d'une zone tampon présentant une hauteur de canopée élevée (Figure 2). À titre d'exemple, un site caractérisé par 50 % de terres agricoles à l'échelle du bassin versant et par une hauteur moyenne de canopée élevée dans la zone tampon de 250 mètres affiche une température moyenne de l'eau

inférieure à celle d'un site ayant une proportion agricole plus faible, mais une canopée de moindre hauteur dans la zone tampon.

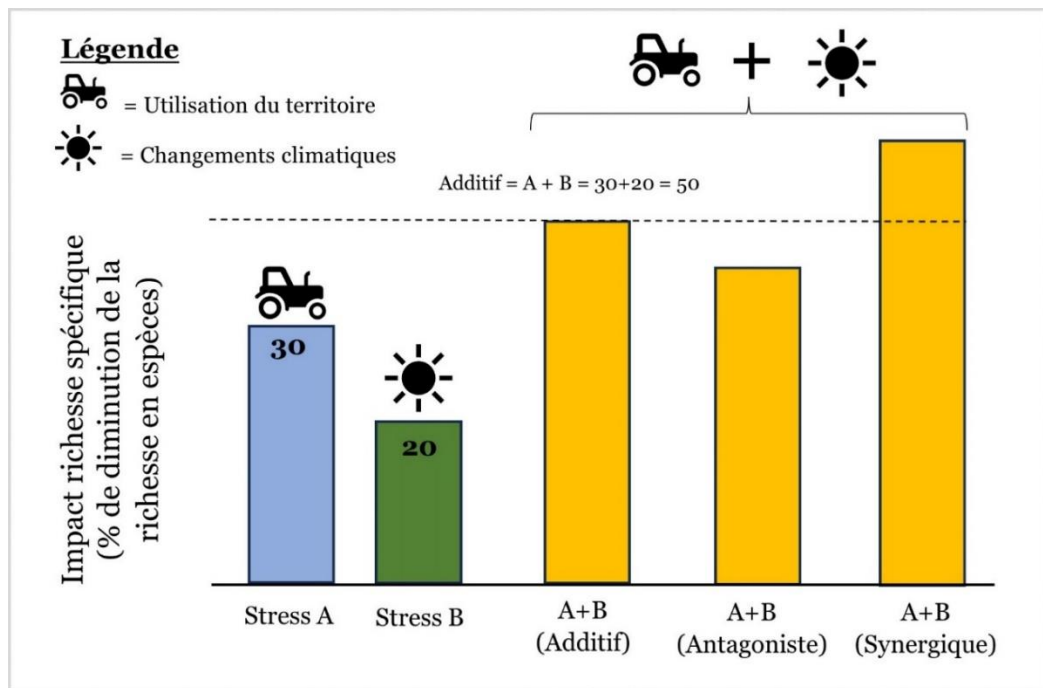


**Figure 3.** Représentation de la température moyenne fluctuant en fonction de la proportion de l'utilisation du territoire agricole et de la hauteur moyenne de la canopée sur une zone tampon autour du site d'échantillonnage de 10 mètres de large sur 250 mètres de longueur.

### 1.7 Stress multiple

Plusieurs études ont été réalisées afin d'évaluer l'effet distinct et isolé des principales menaces sur les organismes aquatiques d'eau douce, mais beaucoup d'incertitude demeure quant aux conséquences de ces facteurs de stress interagissant simultanément (Jackson *et al.*, 2016; Schweiger *et al.*, 2010). Puisque les différentes perturbations environnementales surviennent rarement indépendamment, il est primordial de comprendre la complexité des effets interactifs et de leur impact sur les différents niveaux trophiques, ainsi que sur les différentes espèces des écosystèmes d'eau douce

(Gilbert *et al.*, 2022; Porter *et al.*, 2013; Schweiger *et al.*, 2010; Segurado *et al.*, 2021; Stendera *et al.*, 2012). Les stress multiples peuvent induire des effets additifs (équivalent), antagonistes (réduction ou compensation) ou synergiques (amplification) sur les écosystèmes aquatiques (Figure 3) (Gilbert *et al.*, 2022; Jackson *et al.*, 2016; Porter *et al.*, 2013; Stendera *et al.*, 2012). Les effets additifs s'observent lorsque les facteurs de stress ont un effet égal à la somme de leurs effets évalués indépendamment (Porter *et al.*, 2013). Les effets antagonistes (compensatoires) s'observent lorsque l'interaction des facteurs cause l'atténuation ou la compensation de l'impact net des différents facteurs évalués indépendamment. Inversement, les effets synergiques s'observent lorsque l'interaction des facteurs cause une amplification de l'impact net des différents facteurs évalués indépendamment.



**Figure 4.** Illustration conceptuelle des différents types d'effet causé par les stress multiples: effets additifs (équivalent), antagonistes (réduction ou compensation) ou synergiques (amplification). La figure 1 illustre l'impact de facteur de stress multiple sur la richesse spécifique d'une communauté en présence du stress A (utilisation du territoire), du stress B (changements climatiques) et avec les deux stress (A+B). Lorsque les deux stress ont lieu, leur impact combiné peut être classifié comme étant additif, antagoniste ou synergique. Cet impact est calculé en comparant la réponse de la communauté (pourcentage de diminution de la richesse en espèces) sous les deux facteurs de stress avec la somme additive de leurs effets individuels (stress additif = stress A + stress B -> 30+20 = 50).

## 1.8 Contexte géographique

L'étude est axée sur de petits cours d'eau du sud du Québec, caractérisés par un climat continental froid et humide, ainsi que la région la plus chaude de la province (MELCCFP, 2024a). Le sud du Québec correspond à l'un des secteurs abritant la plus grande richesse en espèce de poissons de la province et l'une des régions les plus diversifiées du Canada (Chu *et al.*, 2003). Paradoxalement, le territoire du sud du Québec est également dominé par l'agriculture intensive avec une superficie zonée agricole d'environ 86 à 93 % dans le secteur ciblé, dont 81 % sont activement cultivés (Gouvernement du Québec, 2025; MAPAQ, 2021). Malgré la richesse taxonomique de la

région, la diversité ichthyologique des petits cours d'eau de ce secteur demeure relativement méconnue (Gravel, 2021) et les suivis environnementaux sont généralement à faible résolution temporelle.

Les 12 petits cours d'eau de tête de bassins versants sélectionnés ont été répartis entre la région de Drummondville (45.883360°, -72.4824100°) et de Saint-Hyacinthe (45.630760°, -72.956990°). Dans le bassin versant de la rivière Yamaska (4 843 km<sup>2</sup>; OBV Yamaska, 2021), sept cours d'eau étaient répertoriés, tandis que cinq étaient situés dans le bassin versant de la rivière Nicolet (3 650 km<sup>2</sup>; COPERNIC, 2019). Les PCE de cette étude se situaient dans des sous-bassins versants couvrant une superficie de 5 à 25 km<sup>2</sup> et d'une largeur d'eau médiane en période estivale comprise entre 2 et 6 m et une pente moyenne majoritairement nulle (0 à 3 %) (MRNF, 2016). De plus, les stations ont été sélectionnées en fonction des critères suivants : une facilité d'accès, un niveau d'eau de moins d'un mètre de profondeur observé lors de la visite préliminaire à l'automne 2023 et une catégorisation de cours d'eau de type permanent selon l'Atlas de l'eau (MELCCFP, 2024(b)). Après avoir identifié tous les sites potentiels remplissant ces critères, 12 sites ont été choisis pour obtenir un gradient d'utilisation du territoire, allant de bassins versants forestiers à majoritairement agricoles. Les sols dominants dans la zone à l'étude sont, par ordre d'importance, les sols podzoliques, gleysoliques et organiques (Gouvernement du Canada, 2025).

## CHAPITRE II

### CUMULATIVE EFFECTS OF EXTREME WEATHER EVENTS AND LAND USE ON STREAM FISH COMMUNITIES

Manuscrit en préparation pour : Ecology

Audrey Dassylva<sup>1,2</sup>, Renée Gravel<sup>3</sup>, Cindy Paquette<sup>1,2</sup>, Catherine Lapointe<sup>4</sup> et Vincent Fugère<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Département des Sciences de l'environnement et centre de recherche RIVE, Université du  
Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Québec, G8Z 4M3, Canada

<sup>2</sup> Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie (GRIL), Montréal, QC, Canada

<sup>3</sup> Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et  
des Parcs, Québec, Canada

<sup>4</sup> Département de chimie, biologie et géographie, Université du Québec à Rimouski, Québec,  
G5L 3A1, Canada

**Keywords:** Freshwater ecology, community ecology, multiple stressors, heat waves, rainstorms, climate change, land use, fish biodiversity, small streams, functional traits, time series

## **ABSTRACT**

Extreme weather events (EWEs) are expected to become more frequent and intense, yet their effects on biodiversity remain poorly understood relative to gradual, long-term climate trends. EWEs also occur with other stressors such as land use and land cover (LULC) changes, a major driver of biodiversity loss. In freshwater systems, EWEs and LULC are expected to act synergistically, exacerbating impacts of either stressor on freshwater biodiversity, yet this hypothesis remains largely unexplored. To narrow this knowledge gap, we conducted high-temporal-resolution fish community surveys over 3 seasons in 12 streams forming a gradient of land use impacts, to assess seasonal variation in assemblages, the individual impacts of land use and EWE (heatwaves and rainstorms) on these assemblages, and the cumulative effects of EWE and land use on both taxonomic and functional composition and diversity. We found that increases in maximum water level (rainstorms) had the most pronounced negative impact on fish communities, decreasing total abundance, but leaving diversity unaffected. In contrast, heatwaves had a slightly positive effect on fish abundance. However, a synergistic effect between land use and heatwaves was observed, with reduced diversity in more forested watersheds associated with higher summer water temperatures. Trait analyses found a greater number of larger individuals in agricultural streams, the only significant effect detected among the evaluated traits. Overall, even if our study was conducted during a year with particularly extreme weather relative to past years, effects of EWE on fish communities were relatively mild, suggesting strong community resistance to such events. Our study is one of the few to investigate the combined effects of EWEs and land use on freshwater fish communities, such that additional studies in other geographical contexts should be conducted to evaluate the generality of these findings.

## INTRODUCTION

Freshwater ecosystems support significant biodiversity and provide essential ecosystem services (Dudgeon et al., 2006; Ferreira et al., 2023; Reid et al., 2019; Sayer et al., 2025). However, they are among the most threatened biomes, facing pressures from multiple major stressors including pathogens and invasive species, flow regulation, dams and water abstraction, land use change, global climate change, pollution, and overexploitation (Dudgeon, 2019). Multiple stressors can have interacting effects, whereby one stressor can strengthen the impact of another (synergistic effect) or weaken it (antagonist effect) (Jackson et al., 2016). Freshwater biodiversity is particularly sensitive to the combined influence of multiple stressors, with synergistic effects commonly reported in such environments (Dudgeon & Strayer, 2025; Sayer et al., 2025). Yet, several stressor combinations have not been evaluated, and the cumulative effects of the main drivers of biodiversity change in freshwater environments remain unclear (Jackson et al., 2016). For example, among these major threats, land use and climate change are considered the most significant contributors to biodiversity loss, yet the interaction between these two drivers have only recently been explored (Newbold, 2018).

Climate change is widely recognized as an emerging and major threat to freshwater biodiversity, driving increases in water temperature, intensifying the frequency and severity of extreme weather events (EWEs), altering discharge regimes, and anticipated to amplify other stressors (Reid et al., 2019). Contrary to gradual changes in temperature (trend effect), EWEs such as heatwaves and rainstorms are pulse disturbances causing abrupt changes in environmental conditions, particularly in stream ecosystems (Lake, 2000; Sabater et al., 2023). These rapid changes directly affect habitat extent and suitability, potentially impacting stream biota and ecosystem function (Sabater et al., 2023). Despite the prediction of increased frequency and severity of EWEs (Reid et al., 2019; Sabater et al., 2023), and the significant possible effect on freshwater ecosystems, climate change research has largely focused on gradual temperature increases (Maxwell et al., 2019; Woodward et al., 2016). As such, the ecological consequences of EWEs

remain poorly understood, especially when combined with other environmental stressors such as land use (Maxwell et al., 2019; Newbold, 2018). In stream ecosystems, watershed land use, particularly agricultural, is a leading driver of decline in water quality, habitat degradation and biodiversity loss (Allan, 2004). These degraded systems often exhibit elevated temperatures and more variable hydrology, which may amplify the effects of EWEs (Dudgeon, 2019; Newbold, 2018; Sayer et al., 2025).

To understand the mechanisms underlying community responses to multiple stressors such as EWEs and land use, trait-based approaches provide a promising framework. The application of trait-based approaches has grown substantially over the past decade (Green et al., 2022; Zakharova et al., 2019) and is increasingly recognized as a powerful tool for predicting the impacts of global change on community assembly (Newbold, 2018). By simultaneously integrating multiple environmental filtering processes (Green et al., 2022), trait-based methods can be applied across systems and help bridge knowledge gaps for poorly studied species (Zakharova et al., 2019). In particular, functional response traits provide explicit metrics for forecasting changes in species abundance, community composition, and species distribution in response to disturbances or abiotic changes (Green et al., 2022; Zakharova et al., 2019). For example, rising temperatures would be expected to increase the mean critical thermal tolerance (CT<sub>max</sub>) of communities, reflecting a dominance of warm-water species, while changes in precipitations and flow regimes could favor rheophilic species with higher critical swimming speed (U<sub>crit</sub>) (Comte et al., 2021). Nevertheless, the interactive impacts of climate change and land use on trait composition in communities remain understudied, especially in freshwater ecosystems (Green et al., 2022; Zakharova et al., 2019).

Here we ask whether watershed land use has synergetic effect with extreme weather events on fish communities of small stream located in southern Québec, Canada. We hypothesize that extreme weather events influence both fish community structure and habitat variables. Following a heatwave, we expect increases in fish abundance, mean community critical thermal maximum (CT<sub>max</sub>), upper incipient lethal temperature (UILT), and the proportion of warmwater-preferring species. In contrast, species diversity

and average body size are anticipated to decline due to the emigration of larger-bodied fish. Conversely, after an extreme rainstorm event, we predict reductions in fish abundance, diversity, and the number of pool specialists, along with an increase in average body size due to the downstream flushing of smaller individuals. We also expect a higher representation of species with hydrodynamic morphologies and greater critical swimming speeds ( $U_{crit}$ ). Furthermore, we hypothesize a synergistic interaction between EWEs and land use, particularly in watersheds with reduced forest cover, amplifying the impacts of these events on fish communities and habitat conditions.

## **METHODS**

### *Study area*

Our study was conducted in 12 small streams located in the Saint-Lawrence lowlands of Southern Quebec (Fig. 1A), a region known for its high fish diversity in Canada (Chu et al., 2003). Paradoxically, the area is also strongly influenced by intensive agriculture, with approximately 90% of the land zoned for agricultural use within the study region, of which 81% is actively cultivated (Gouvernement du Québec, 2025; MAPAQ, 2021). The definition of "headwaters" or "small streams" varies across the literature but generally refers to streams with a Strahler order  $\leq 2$  (Ferreira et al., 2023; Wohl, 2017). In our study, the 12 small streams had watersheds ranging from 5 to 25 km<sup>2</sup>, an average wetted width of 2-6 m and exhibited low channel slopes (0–3%) over the studied reaches (MRNF, 2016). Watershed land use spans a gradient from predominantly forested to largely agricultural (range = 1–92% agricultural land cover measured from the upstream end of the sampled transect). The dominant form of agricultural land use in the study area are intensive row crop monocultures (soy and corn). The dominant soil types in the study area, in decreasing order of prevalence, are podzolic, gleysolic, and organic (Government of Canada, 2025). The climatic region is characterized by moderate temperatures, sub-humid precipitation, and a long growing season (Gouvernement du Québec, 2025).

### *Fish sampling*

A high-temporal-resolution fish inventory was conducted, consisting of ten sampling events per site between April and October 2024 overlapping three seasons, with samples collected before and after EWEs. A fixed minimum interval of seven days was maintained between site visits. Maintaining a consistent sampling interval improves the robustness of statistical analyses and reduces both handling-related stress and behavioural biases in fish. The sampling protocol was adapted from the United States Environmental Protection Agency ‘National Rivers and Streams Assessment’ (USEPA, 2022). Briefly, we used a Smith-Root LR-24 backpack electrofishing unit to capture fish along a 150-meter stream transect, starting at the downstream end. One person carried the backpack and moved the anode upstream in a zigzag pattern, covering the entire stream wetted width, while two persons collected fish with dipnets. We used pulsed direct current with a frequency of 60Hz and a duty cycle of 25%. Voltage was adjusted *in situ* based on water conductivity measured with a handheld probe (Hanna) prior to each sampling event (voltage range = 80-335V). Fish were transferred to an aerated bucket and were then identified to species level and measured for maximum length on site. Too small or hardly identifiable fish on site (740 out of 18,581 collected) were euthanized with clove oil and preserved in ethanol for subsequent laboratory identification. All manipulations were approved by our institutional animal care committee and by the Quebec ministry of wildlife. At each site, the same 150m transect was sampled on every site visit. One sampling event (1 out of 120) was affected by a malfunction in the electrofishing equipment such that the full transect could not be completed; however, as nothing odd in the data justified excluding this datapoint (Fig. S1), it was kept for analyses described below.

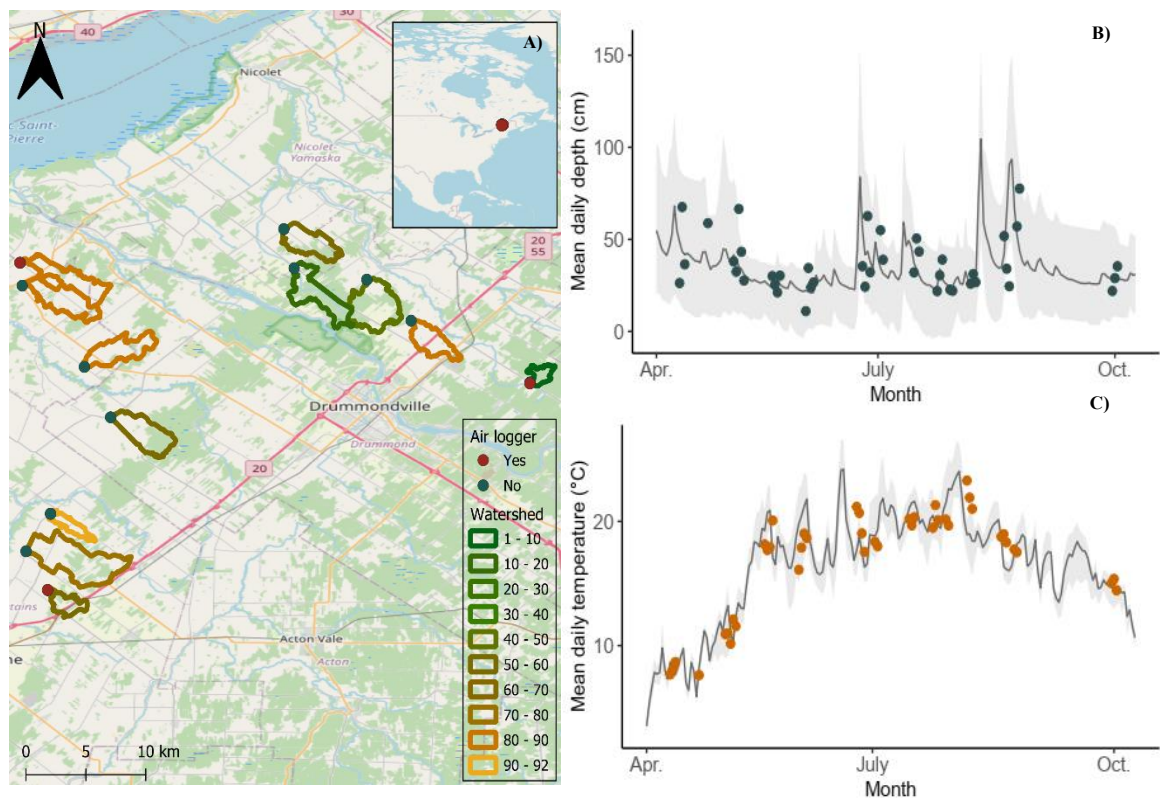
### *Environmental variables*

Dissolved oxygen, water pressure (Fig. 1B), and water temperature (Fig. 1C) were recorded at hourly intervals from April to October 2024 using Onset HOBO U24 pressure loggers and PME miniDOT oxygen loggers. The instruments were attached to a brick and deployed approximately 20 m upstream of each electrofishing transect. In addition, pressure loggers were installed within the riparian zone at the three sites located at the

geographic limits of the study area (Fig. 1A), about 1m above water level. Depth was estimated by subtracting the mean hourly air pressure measured by the 3 out-of-water loggers from in-stream pressure measurements. Then, after each fish sampling event, benthic algal biomass (chlorophyll *a*) was measured flurometrically using a Benthos Torch (bbe Molbanedeke) on 5 flat submerged rocks (the mean of the 5 measurements was taken). We also used a YSI multiparameter probe to measure water temperature, dissolved oxygen, conductivity, pH, and turbidity. Stream velocity was measured with a water velocity meter (Global Water). Since velocity was sometimes very low, we also used the floating object method described in the *Streamkeeper's Field Guide* (Taccogna & Munro, 1995), whereby the time it took for a street hockey ball to travel 10m was measured thrice and averaged. Water depth and wetted width were also measured at the data logger location, and additional depth measurements were taken approximately every 15 meters along the transect using a measuring stick while electrofishing (to better estimate mean thalweg depth). Punctual measurements of water temperature and velocity collected during field visits were used to assess the accuracy of the dataloggers measurements (Fig. S2). Continuous dissolved oxygen data recorded by the loggers were excluded from analysis because some loggers were on several occasions buried beneath the substrate, compromising the reliability of the measurements.

A comprehensive physical habitat characterization was also conducted once in August, with measurements taken every 5 meters along the 150-meter fish sampling transect, yielding a total of 30 cross-sections. The assessed variables included wetted width, canopy cover, water velocity, water depth, substrate composition, presence of macrophyte, and bank slope. Canopy cover was measured at the midpoint of the stream using a spherical densiometer. Stream velocity, water depth and substrate composition were characterized using protocols adapted from the USEPA (2022). At each of the 30 cross-sections, measurements were taken at three equidistant points across the wetted width (25, 50 and 75%). Velocity was measured with a flowmeter, while the dominant substrate at the sampling point was visually estimated and classified according to the Wentworth (1922) grain size scale. The percentage of each substrate in the 150 m transect was calculated. In addition, the presence of submerged, emergent, and floating

macrophytes in each stream section was visually assessed. Bank slope was measured on both streambanks at three locations along the transect (0, 75, and 150 m) using an optical clinometer. Finally, duplicate water samples were collected at each site, on two occasions during the summer, to determine total nitrogen and phosphorus concentrations using a YSI 9500 portable photometer and the manufacturer’s protocols. Unless otherwise noted, replicate measurements collected during the same site visit were averaged to estimate mean values of each physicochemical variable. The average quantile percentages of substrate size and macrophyte cover, as well as the mean values of water depth, wetted width, nitrogen and phosphorus concentrations and riparian slope, along with the coefficient of variation in depth, were calculated from the comprehensive physical habitat characterization data.



**Fig. 1.** (A) Location and watershed boundaries of the 12 small streams surveyed across two regions of southern Quebec, Canada, spanning a land-use gradient from predominantly agricultural (90-92% agricultural land use within the watershed) to predominantly forested (1-10% agricultural land use within watershed). Red dots indicate the locations of the three air temperature and barometric pressure loggers installed within the riparian zone at the geographic extremities of the study area. (B) Mean daily water depth (cm) and (C) mean daily water temperature (°C) recorded by pressure and temperature data loggers deployed at the 12 sites from April to October 2024. Blue and orange dots indicate the dates of the 120 fish sampling events, overlaid on the logger-derived daily time series to show the timing of sampling relative to water depth and temperature.

### *Land use variables*

All watershed delineation and land use analyses were performed using Geographic Information Systems (GIS) in ArcGIS Pro (version 3.4, ESRI, 2024). Watershed boundaries were defined using a LiDAR-derived (Light Detection and Ranging) potential flow bed and a 1-meter resolution Digital Elevation Model (DEM) for our study region (MRNF, 2016). Land use in the watersheds was extracted from the 2019 land cover dataset provided by the Québec government (MELCCFP, 2018). The detailed raster data with 1000+ categories were reclassified into major land use categories (forest, agriculture, impervious cover) and the proportion of each category in the watershed was calculated. At the riparian corridor scale, mean canopy height was calculated at each site using a 1-meter resolution, LiDAR-derived Canopy Height Model (CHM) (MRNF, 2016). Mean canopy height was measured upstream of data loggers, using a 10m wide X 250m long or a 10m X 500m buffer along the stream network. The 250m buffer was retained for subsequent analyses as it showed the strongest association with mean water temperature and was highly correlated with the 500m metric (Fig. S3).

### *Fish traits*

Field data were used to calculate fish mean body size. Then, we conducted a literature search to compile data on 14 other functional traits, including morphological and physiological traits, for freshwater fish species occurring in the province of Quebec. Thermal tolerance and preference traits were compiled from multiple sources. Critical thermal maximum (CT<sub>max</sub>) values were obtained from Comte & Olden (2017), while upper incipient lethal temperature (UILT) values were sourced from Hasnain et al. (2010). Species-specific thermal preference (coldwater, coolwater, warmwater) and velocity preference (rheophilic, pool, other) were extracted from the U.S. Environmental Protection Agency's National Rivers and Streams Assessment dataset (USEPA, 2019). Thermal and velocity preferences were converted into binary variables (0–1); for thermal preference, only two categories were observed (coolwater and warmwater), while for velocity preference, only one species belonged to the rheophilic category. This category was therefore combined with the "other" category and distinguished from "pool-associated" species.

Morphological traits were obtained from the FISHMORPH database (Su et al., 2021), which include: body elongation (BIBd), relative eye size (EdHd), oral gape position (MoBd), relative maxillary length (JIHd), eye vertical position (EhBd), body lateral shape (HdBd), pectoral fin vertical position (PFiBd), pectoral fin size (PFIBl), caudal peduncle throttling (CFdCPd) and maximum body length. A principal component analysis (PCA) was performed using seven of these morphological traits possibly related to swimming ability and position in the water column—BIBd, EhBd, MoBd, HdBd, PFiBd, PFIBl and CFdCP (Fig. S4). The first principal component (PC1) was retained and used as a composite morphological index related to swimming performance in the statistical analyses described below.

Unlike other traits, no single database existed from which we could extract critical swimming speed ( $U_{crit}$ ) for all of our species. Thus, we reviewed the literature and compiled  $U_{crit}$  values from several articles, listed in table S1. For species with multiple  $U_{crit}$  estimates, we calculated the average value. Among the 115 freshwater fish species documented in Quebec,  $U_{crit}$  data in function of body length were found for 61 species (53%) (Fig. S5). The morphometric traits described above were then used to predict  $U_{crit}$  values for species lacking empirical estimates (Fig. S6). We used the Variable Selection Using Random Forests (VSURF) implemented in the ‘*VSURF*’ R package (Genuer et al., 2022) to predict  $U_{crit}$  values for all 113 species with morphological data (Fig. S7). The model was trained using the 61 species with known log-transformed  $U_{crit}$  values as the response variable, and morphometric variables as predictors. Adequate model fit ( $r^2$  values between observed and predicted values = 0.5) prompted us to use inferred values of  $U_{crit}$  for all study species lacking empirical estimates in the analyses described below.

### *Data analysis*

All analyses were conducted using R Statistical Software (v4.2.2; R Core Team, 2023). We first examined the relationships among environmental variables using principal components analysis (PCA) fitted with the function ‘*prcomp*’ in the *stats* R package (Venables & Ripley, 2013). Then, for the fish data, the final dataset included 18,539 individual fish from 24 species (Table S2). Small cyprinids ( $\leq 19$  mm; 42/18,581) were

excluded from the dataset due to the difficulty of accurate species identification. We visualized variation in fish communities across sites and dates using principal coordinates analysis (PCoA) fitted with the function ‘*envfit*’ from the R package ‘*vegan*’, after calculating a Bray-Curtis dissimilarity matrix with the function ‘*vegdist*’ in *vegan* (v2.6-4; Oksanen et al., 2007; Ricotta, & Podani, 2017). Then, for each sampling event, we calculated total fish abundance, total fish biomass, species richness, Shannon diversity, and mean trait values for all functional traits. Biomass was estimated using length–mass relationships ( $W = a \times L^b$ ) to estimate fish mass ( $W$ ) from length ( $L$ ), where  $a$  and  $b$  are species-specific constants obtained from the LENGTH-Mass table in FishBase (FishBase, 2025; Jisr *et al.*, 2018). Shannon diversity was calculated using the ‘*diversity*’ function from the ‘*vegan*’ R package (v2.6-4; Oksanen et al., 2007). Community-weighted mean trait values of each sample was also calculated for 7 traits (mean body size, Ucrit, velocity preference, morphological index, CTmax, UILT, and thermal preference), multiplying the relative abundance of each species by its trait value. For mean body size, we simply averaged the field-measured total length of all individuals in the sample. Mean body size and trait values were used, instead of measures such as variance, maximum, or standard deviation, as communities were relatively homogeneous and characterized by a predominance of small-bodied species.

To evaluate the effects of heatwaves and rainstorms on fish communities, we assumed that one or more such events would occur during the sampling period. To assess the effects of heatwaves, we calculated the 7-day average of daily mean water temperature preceding each fixed fish sampling event, based on measurements from the data loggers. We selected mean temperature for further analyses because median temperature, maximum temperature, and the number of hours above a critical threshold were also computed and tested, and all were strongly correlated. This 7-day window was selected as it corresponds to the minimum interval between two consecutive sampling events. We assumed that prolonged exposure to elevated temperatures would have a greater cumulative negative effect on fish communities, given that heatwaves are gradual and temporally extended phenomena (Yount & Niemi, 1990). Rainstorms effects were characterized using the mean daily maximum depth over the same 7-day period (i.e., the

mean of 7 daily maxima), which was correlated with the shorter windows tested 3 and 5 days; Fig. S8). The maximum depth was selected since we assumed high-flow flood pulses are expected to have a stronger negative impact on fish communities, given the short and impulse nature of rainstorms (Lakes, 2000). Among the time windows tested (3, 5, and 7 days), the 7-day window yielded the strongest fish-community responses for both heatwaves and rainstorms (Fig. S8). Then, to test the effects of land use, we assessed the relationships among our three land use metrics, percentage of forest cover within the watershed, mean canopy height 250m upstream of the logger, and in-transect canopy cover, using a Principal Components Analysis (PCA). Among these metrics, the percentage of forest cover at the watershed scale was retained for subsequent statistical analyses, as it reflects broader patterns of riparian vegetation, which strongly influence streamflow dynamics and solar radiation input (Moore et al., 2005; Naman et al., 2024). Finally, we also used “season” as a predictor in statistical models, to test the effect of longer-scale temporal variation. Five sampling dates were considered “summer” (from June 20 to August 25), while the other dates in April, May, early June, and September-October were considered “other seasons”.

The effects of EWEs, land use, season, and their interaction on fish metrics were tested with linear mixed effects models (LMMs) and generalized linear mixed effects models (GLMMs) fitted with the R package ‘*lme4*’ (version 1.1-37; Bates et al., 2015). Predictor variables were standardized (centered and scaled) using the *scale* function in R to compare effects of variables measured in different units. Models with Shannon diversity or community-averaged traits values as the response used a Gaussian distribution (function *lmer*), while models with abundance or biomass as the response used a Gamma distribution (function *glmer*). All models included “site” as a random intercept to account for repeated measurements at the site level. Random slopes were excluded from all models due to convergence issues. We fitted a total of 40 (G)LMMs: 10 fish metrics (abundance, biomass, Shannon diversity, or one of 7 mean trait values) x 2 environmental predictors (mean weekly temperature or mean weekly maximum depth, in interaction with land use) x 2 periods (all 10 sampling points, which we refer to as “all seasons”, vs. only the 5 sampling points during the summer months, from June 20 to August 25) (Fig. S9 ;Table

S3). We expected the effect of temperature and depth across the whole sampling period to reflect seasonal variation, while temperature and depth during summer months only would be more directly linked to EWEs. Model diagnostics included extraction of performance metrics (adjusted  $R^2$  values), comparison of Akaike's Information Criterion (AIC) using the '*model\_performance*' function from the '*performance*' R package, and visual inspection of residuals versus predicted values, and assessment of residual independence by plotting residuals against each model covariate. Additionally, we examined multicollinearity among predictors using the '*check\_collinearity*' function from the '*performance*' R package, and all variance inflation factors (VIFs) were below 1.15 indicating low multicollinearity (James et al., 2013).

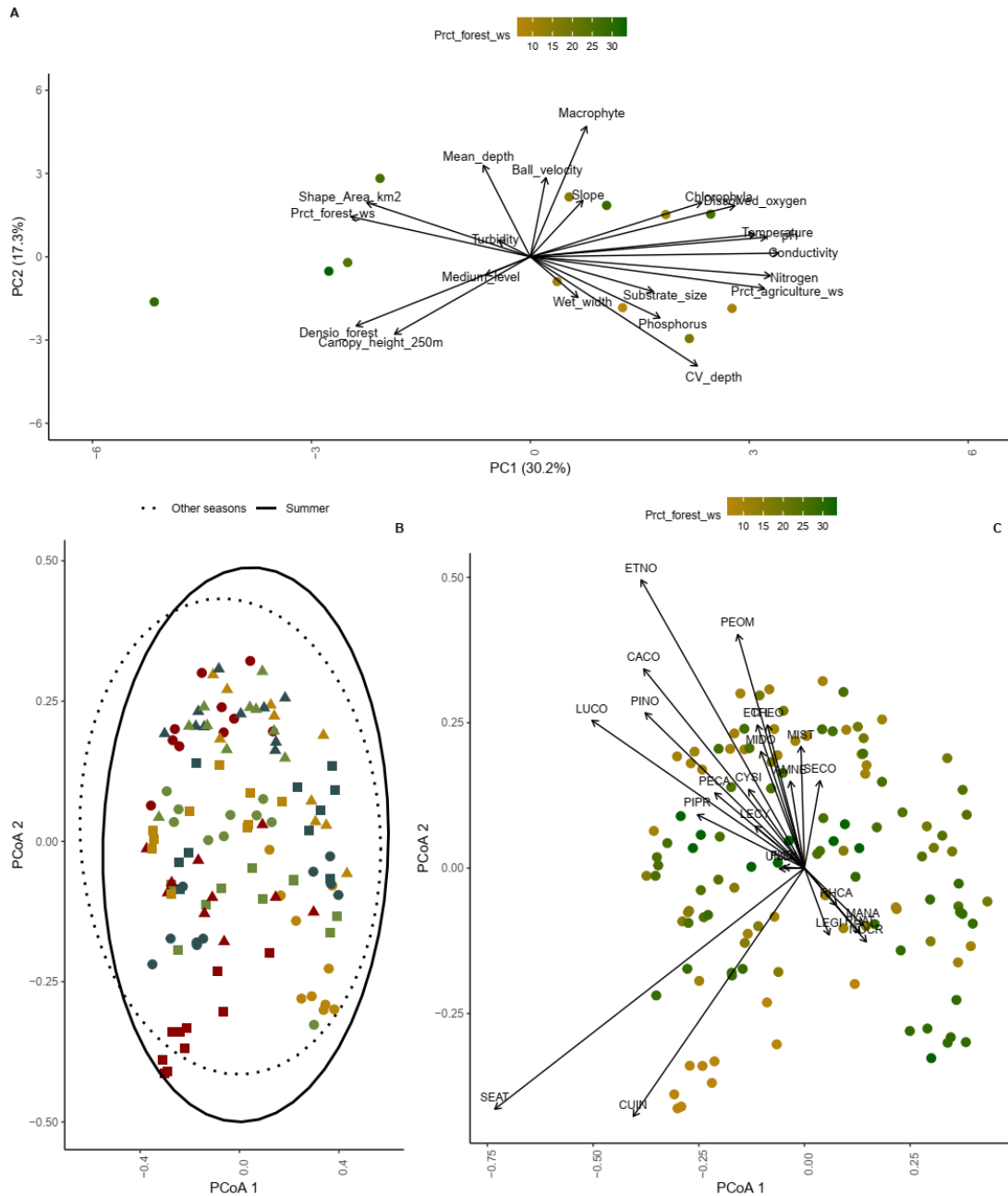
## RESULTS

### *Spatial and temporal variation in abiotic and biotic variables*

A principal component analysis (PCA) illustrated variation in chemical and physical variables across sites representing a land use gradient, with forest cover in the watershed (*prct\_forest\_ws*) ranging from 8% to 35% (Fig. 2A). The first principal component (PC1) accounted for 30.2% of the total variance and was primarily associated with dissolved oxygen (mg/L), water temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), conductivity ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), pH, turbidity (FNU), periphyton chlorophyll *a* ( $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ), substrate size, and nitrogen and phosphorus concentrations (mg/L). The second component (PC2) explained 17.3% of the variance and was mainly related to mean depth (cm), surface velocity (m/s) (ball velocity, measured with the floating object method), riparian slope (%), average water level (cm), wetted width (cm), and the coefficient of variation of depth (*cv depth*). A positive correlation was also observed among the three land use metrics: percentage of forest cover in the watershed (*prct\_forest\_ws*), canopy cover in the transect (*densio\_forest*), and average lidar-measured canopy height within a 250 x 10 m buffer upstream of the logger (*canopy\_height\_250m*). In contrast, a higher percentage of forest cover in the watershed was negatively correlated with several physicochemical variables, including elevated

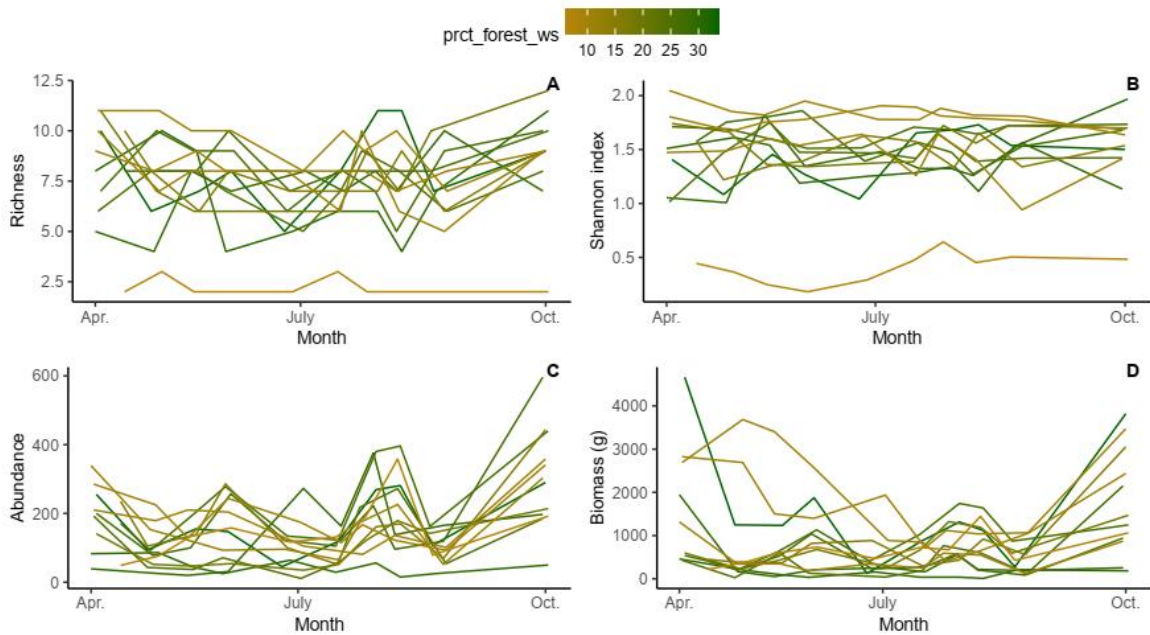
water temperature, conductivity, pH, and nitrogen and phosphorus concentrations. The PCA indicates weak correlations among the three variables of interest: `pct_forest_ws`, water velocity, and water temperature, allowing us to test the effect of land use and EWE in the same models (see below). Finally, syntopic measurements of depth, temperature, and water velocity corroborated values estimated by the loggers and confirmed that a strong correlation between depth and velocity is present at all sites (Fig. S2).

A Principal Coordinates Analysis (PCoA) of the fish samples revealed substantial variation in fish community composition across sites and sampling dates (Fig. 2B). The clustering of points by shape in Fig. 2B nonetheless indicates that spatial variation is greater than temporal variation. For example, community composition did not differ markedly when pooling summer months and comparing them with months from other seasons (Fig. 2B, overlapping ellipses). Land use appears to weakly explain site-level variation in composition, with no fish taxa clearly associated with a specific land use type and no clustering of sites based on land use in multivariate space (Fig. 2C; Fig. S10). Fish communities in these small streams were primarily composed of species common to eastern North America and of taxa exhibiting intermediate or tolerant ecological tolerances, including *Semotilus atromaculatus* (SEAT; Creek chub) (34%), *Etheostoma nigrum/olmsteddi* (ETNO; Johnny/Tessellated darter) (15%), *Culaea inconstans* (CUIN; Brook stickleback) (12%), and *Catostomus commersonii* (CACO; White sucker) (12%), at all sites (Table S2).



**Fig. 2.** A) Principal Components Analysis (PCA) of temporally averaged physicochemical and habitat variables and land use variables. For each principal component (PC), the variance explained is indicated in parenthesis. Symbol colors indicate site land use. Variable names and acronyms are listed in Table S2. B) Principal Coordinates Analysis (PCoA) based on Bray-Curtis dissimilarities of fish community composition across site and sampling dates. Symbol shape and color distinguish sites, with 10 samples per site. Ellipses indicate confidence intervals for summer samples vs. samples from other seasons (spring and autumn). C) The same PCoA as in B, but with points color coded for watershed land use.

When looking at temporal (month-to-month) variation from May to October 2024, we observed that Shannon diversity did not vary significantly across months (Fig. 3B; Table 1; Fig. S11; Table S4). In contrast, richness, abundance, and biomass varied significantly across months (Table 1). Biomass varied most, with higher values observed in spring and fall compared to summer months (Fig. 3A, C-D; Table 1; Fig. S11). Abundance followed a similar, but weaker pattern, indicating that some of the temporal variation in biomass is also due to size variation (larger individuals caught in spring and fall). Weaker yet significant temporal variation was also seen for richness, with slightly higher values in the fall. This is accompanied by reduced evenness, leading to temporally invariant Shannon diversity. Finally, no significant difference in fish richness, Shannon diversity, abundance, or biomass were detected along the forest cover gradient ( $p > 0.05$  for all fish metrics; line colors in Fig. 3; Table S4).



**Fig. 3.** Variation in (A) fish species richness, (B) Shannon diversity, (C) total abundance, and (D) biomass across sites (lines) and sampling *date by month* (x axis). Lines are color-coded according to the percentage of forest cover in the watershed (Prct\_forest\_ws) of each site.

**Table 1.** ANOVA statistical results corresponding to the effect of “Month” in a LMM with site as a random effect on fish species richness, Shannon diversity index, total abundance and biomass across all sites.

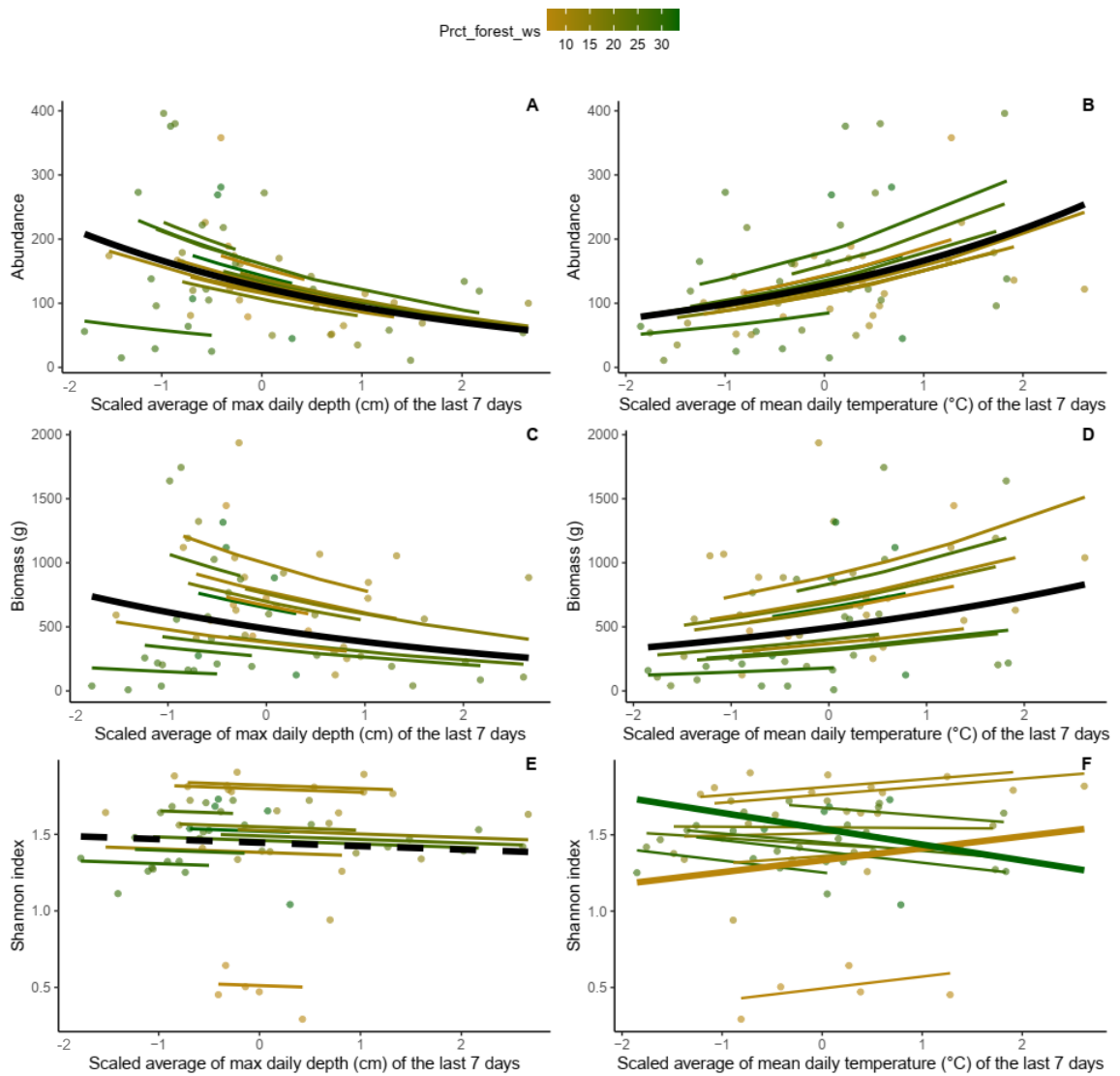
| <b>Fish community index</b> | DF     | F-value | P-value            |
|-----------------------------|--------|---------|--------------------|
| Richness                    | 103.08 | 3.2793  | <b>0.008**</b>     |
| Shannon diversity index     | 103.03 | 0.7976  | 0.553              |
| Abundance                   | 103.34 | 9.2135  | <b>2.82e-07***</b> |
| Biomass                     | 103.14 | 7.2833  | <b>7.04e-06***</b> |

*Effects of EWEs and land use on fish abundance and diversity*

The 7-day average of the maximum daily water depth (cm) and the 7-day mean water temperature (°C) preceding each fish sampling during the summer season significantly affected fish abundance, biomass, and Shannon diversity ( $p < 0.05$  for all variables; Table 2). An increase in maximum depth corresponds to decreases in both abundance and biomass (Fig. 4A-C), whereas higher mean water temperatures are linked to increases in abundance, biomass and Shannon diversity (Fig. 4B, 4D-F). In contrast, maximum depth has no significant effect on the Shannon diversity (Fig. 4E; Table 2). Although forest cover in the watershed exerts limited direct effects on diversity, as reported above, its interaction with mean water temperature significantly reduced Shannon diversity ( $p = 0.016$ , estimate =  $-0.007$ ; Table 2; Fig. 4F). More specifically, elevated temperatures decreased Shannon diversity only under conditions of high forest cover (Fig. S12). No other significant interactions between EWEs and land use were observed for any fish community indices (Table S5).

**Table 2.** Results of statistical linear mixed models (LMMs) and generalized linear mixed models (GLMMs) assessing the effects of the 7-day average maximum daily depth (cm), and the 7-day mean water temperature (°C) preceding fish sampling on fish abundance, biomass, and Shannon diversity index across 12 sites during the summer season (June 20 to September 22, 2024). For the Shannon diversity index, the effect of mean water temperature corresponds to the interaction between temperature and the percentage of forest cover in the watershed. Yellow rows indicate the individual effect of mean water temperature (mt), orange rows indicate the individual effect of watershed forest cover (fc), and green rows highlight the interaction effect between temperature and forest cover (mtfc) on the Shannon diversity index. Significant effects are indicated bold.

| Fish community          | Maximum water level |                  |       | Mean water temperature |                      |       |
|-------------------------|---------------------|------------------|-------|------------------------|----------------------|-------|
|                         | Estimate            | P value          | R2    | Estimate               | P value              | R2    |
| Abundance               | <b>-0.288</b>       | <b>0.0004***</b> | 0.172 | <b>0.261</b>           | <b>0.001**</b>       | 0.045 |
| Biomass                 | <b>-0.236</b>       | <b>0.0205*</b>   | 0.087 | <b>0.199</b>           | <b>0.0469*</b>       | 0.070 |
| Shannon diversity index | -0.022              | 0.400            | 0.004 | <b>0.120</b>           | <b>0.034* (mt)</b>   | 0.045 |
|                         |                     |                  |       | 0.007                  | 0.535 (fc)           |       |
|                         |                     |                  |       | <b>-0.007</b>          | <b>0.016* (mtfc)</b> |       |



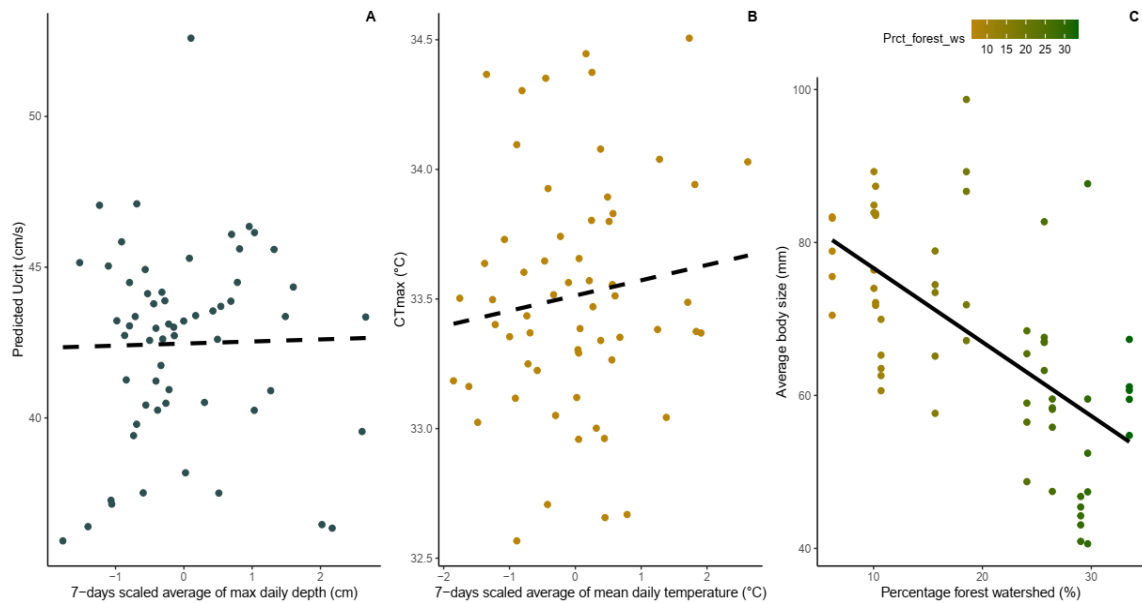
**Fig. 4.** Results of linear mixed models (LMMs) and generalized linear mixed models (GLMMs) evaluating the effects of the 7-day average maximum daily water depth (cm) and the 7-day mean water temperature (°C) preceding fish sampling on fish (A–B) abundance, (C–D) biomass, and (E–F) Shannon diversity across 12 sites during the summer season. Points are color-coded according to the percentage of forest cover in the watershed (Prct\_forest\_ws). Thin lines show model-predicted trends for each site, based on conditional predictions that include random effects (sites). Thick black lines show the overall trend across sites (solid = significant effect, dotted = non-significant). For Shannon diversity, the effect of mean water temperature depends on watershed forest cover (significant interaction effect): the solid green line represents the marginal effect under high forest cover, while the solid yellow line shows the marginal effect under low forest cover in the watershed.

*Effects of EWEs and land use on fish traits*

Models revealed that EWEs had no significant effect on any of the traits examined ( $p > 0.05$  for all traits; Table 3). For example, we found no relationship between mean community Ucrit and water level (Fig. 5A), nor any relationship between mean community CTmax and water temperature (Fig. 5B). Land use, in contrast, significantly influenced the functional composition of fish assemblages, with agricultural sites exhibiting a higher relative abundance of larger individuals compared to more forested watersheds ( $p = 0.005$ ; Table 3; Fig. 5C).

**Table 3.** Results of statistical linear mixed models (LMMs) assessing the effects of the 7-day average maximum daily water level (cm) (Maximum water level), the 7-day mean water temperature (°C) preceding fish sampling (Mean water temperature), and land use (Percentage of forest in the watershed) on seven fish traits across 12 sites during the summer season. Significant effects are indicated bold.

| Predictor                             | Trait                        | Estimate      | P value        | R2           |
|---------------------------------------|------------------------------|---------------|----------------|--------------|
| Maximum water level                   | Mean body size               | -0.925        | 0.396          | 0.004        |
|                                       | Ucrit                        | 0.266         | 0.407          | 0.006        |
|                                       | Morphology-swimming capacity | -0.030        | 0.386          | 0.011        |
|                                       | Velocity preference          | -0.020        | 0.231          | 0.014        |
| Mean water temperature                | Mean body size               | -1.446        | 0.133          | 0.009        |
|                                       | CTmax                        | 0.060         | 0.169          | 0.016        |
|                                       | UILT                         | 0.036         | 0.391          | 0.006        |
|                                       | Thermal preference           | 0.009         | 0.499          | 0.003        |
| Percentage of forest in the watershed | Mean body size               | <b>-0.966</b> | <b>0.005**</b> | <b>0.362</b> |
|                                       | CTmax                        | -0.004        | 0.755          | 0.006        |
|                                       | Ucrit                        | -0.135        | 0.143          | 0.130        |



**Fig. 5.** Results of linear mixed-effects models (LMMs) assessing the effects of (A) the 7-day average maximum daily water depth (cm) on mean community critical swimming speed ( $U_{crit}$ ), (B) the 7-day mean water temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) preceding fish sampling on mean community critical thermal maximum ( $CT_{max}$ ) values, and (C) the percentage of forest in the watershed (%) on average body size (mm) across 12 sites during the summer season. The solid black line indicates a significant effect, while the dashed black lines indicate non-significant effects. Points are color-coded according to watershed forest cover (in panel C).

## DISCUSSION

The high temporal resolution of our fish survey, spanning 120 samples over 6 months, allowed us to characterize seasonal patterns and assess the effects of EWEs, also examining interaction with watershed land use. To our knowledge, this study is among the few that simultaneously assess the response of stream fish communities to EWEs and land use, two key drivers of biodiversity loss in aquatic ecosystems, yet rarely examined together. Furthermore, by linking species responses to their functional traits, we aimed to provide a framework for predicting the impacts of EWEs on functionally similar species across different geographic regions.

### *Seasonal and spatial variation in fish communities*

As predicted, we observed seasonal shifts in fish communities, which might be driven by dynamic physicochemical conditions (Gorman & Karr, 1978). These shifts included increases in abundance and biomass associated with colder average temperatures, as well as an increase in larger individuals, likely due to spring and autumn migration. In contrast, diversity (richness or Shannon diversity) was temporally invariant across seasons. This suggests that colonization (the establishment of previously unrecorded species) and local extinction (the loss of species from these environments) events are rare in these systems, at least over the temporal scale considered here. Moreover, given the stability of community evenness that we noted, temporal variation in abundance is likely similar across species, i.e., we did not find, for example, an increase in warmwater specialists over the summer. This finding is consistent with other studies of seasonal variation in stream fish assemblages (e.g. Ostrand & Wilde, 2002) and might be due to the relatively narrow trait variation observed in small streams, whereby all communities are dominated by a set of relatively similar, generalist species that all do well across seasons. Measuring trait variation at the individual level instead of the species level (as was done for body size, but not for other traits) might have revealed additional seasonal variation, e.g. in thermal tolerance (e.g. Leclair et al., 2020).

In contrast, we noted clear spatial variation in both water quality and fish community composition and diversity. For example, one site had much lower richness than all the other sites. As expected, sites with a low percentage of forest cover in the watershed exhibited higher water temperature, conductivity, pH values, macronutrient concentrations, and algal productivity (as indicated by chlorophyll a), likely due to watershed inputs and increased solar radiation resulting from reduced riparian canopy cover (Allan, 2004). Agricultural sites also showed lower average surface velocity and water depth, but higher variability in water depth, which may be attributed to the lack of riparian vegetation, channelization and associated changes in hydrological buffering (Allan, 2004). Although the physicochemical characteristics of our surveyed streams were influenced by land use, they did not emerge as primary drivers of fish community structure or diversity, contrary to the findings from several other studies (Allan, 2004; Wang et al.,

2003). This finding nonetheless aligns with previous observations that the effects of agricultural land use at the watershed scale on stream fish community are highly variable across studies (Allan, 2004; Effert-Fanta et al., 2019). Indeed, while some report strong negative impacts when agricultural land cover exceeds 50%, others observe no significant effects, even under similar disturbance levels, in small stream systems (Allan, 2004; Maloney & Weller, 2011). The inherent stochasticity of small stream environments (Maloney & Weller, 2011), the predominance of habitat-generalist fish species (Gorman & Karr, 1978), and the overriding influence of habitat characteristics such as watershed area, stream size, and in stream habitat heterogeneity, all of which are well-established drivers of fish diversity and community composition in stream system (Schlosser, 1982; Ostrand and Wilde, 2002; Vander Sleen & Albert, 2022), may obscure land use effects. In our study area composed mainly of small headwater streams with limited variation in watershed size, the absence of significant differences in species diversity linked to land use likely reflect the low habitat complexity and natural species diversity of these systems. Indeed, the lack of features such as meanders, pools, macrophytes, and large woody debris, mostly driven by human-modification like channelization, may constrain fish diversity, regardless of spatial context and watershed land use.

### *Effects of heat waves and their interaction with land use*

We found no clear negative effect of heatwaves on stream fish communities. These results were unexpected given the record-high summer temperatures observed in 2024 in our study region and the occurrence of several intense heatwave events. In fact, we found a weak but significant positive effect of weekly temperature increases on total fish abundance. This may be attributed to increased food availability across life stages and enhanced reproductive output under warmer conditions, likely driven by temperature-induced stimulation of periphyton and invertebrate production (Jackson et al., 2016). Also, heatwave conditions in the relatively cool region of southern Québec may have brought stream temperatures closer to the optimum growth temperature (OGT) of many warm- and coolwater species present in these systems (reviewed by Hasnain et al., 2010). However, it remains difficult to ascertain whether our results are specific to the climatic context of our study region, as few other studies have examined the effect of heatwaves

on stream fish at the community level. Indeed, previous studies have mostly focused on physiological effects of heat waves (e.g. Dai et al. 2022), on available oxythermal habitat for focal species (e.g. Kelly & Kelly 2024), or on laboratory acclimation experiment (e.g. Troia & Giam 2019). For example, Dai et al. (2022) reported that fathead minnows, a prevalent species in our dataset, did not exhibit an increase in CT<sub>max</sub> following exposure to a single 32 °C heatwave (relative to a 25 °C control). Under current thermal conditions in agricultural streams, short-duration heatwaves may not impose sufficient thermal stress to trigger significant heat hardening, indicating a potential physiological capacity of different species to tolerate such events without substantial acclimatory adjustments (Dai et al., 2022). Given that maximum recorded in-stream temperatures (29.6 °C; several multi-day events above 28.0 °C lasting on average 2–3 days) across all sites (Fig. S13) remained below the CT<sub>max</sub> of all species present (Comte & Olden, 2017), it is plausible that most individuals were able to withstand these elevated temperatures. Moreover, the persistence of tolerant and generalist species, likely shaped by long-term ecological and evolutionary filtering in small, environmentally variable streams (Matthews & Styron, 1981; Jackson et al., 2016; Jones & Petreman, 2013; Matthews & Marsh-Matthews, 2003), may have further contributed to the lack of negative community-level responses observed in our study. Given the increase in the frequency and severity of heat waves in north American streams (Tassone et al. 2023), the weak effects of heat waves that we report here should be verified and tested in other regional contexts, to assert whether these results can be generalized more broadly. Moreover, we note that the optimal temperature for reproduction for many of our species (reviewed by Hasnain et al., 2010) is well below the mean temperature recorded at our warmest sites. Thus, over the long term, repeated heat wave events may impact abundance through negative effects on reproduction, even if they increase growth. A longer-term time series over several years would be required to test this hypothesis.

While our results suggest that fish communities in small streams can resist short-term thermal stress, we found that the interaction between land use and rising temperatures may still modulate community responses. Contrary to our expectations, elevated water temperatures in agriculturally dominated watersheds did not have negative synergistic

effects on fish community. Ectothermic species often exhibit heightened sensitivity to the combined effects of multiple stressors as they approach their thermal tolerance limits (Jackson et al., 2016; Maxwell et al., 2019), yet our results find the opposite pattern: a decline in Shannon diversity under high forest cover as average temperatures increased during summer heatwaves. Our findings may support the hypothesis that populations living in agriculturally dominated small streams have developed greater tolerance to thermal and oxygen-related stressors (Matthews & Styron, 1981; Jones & Petreman, 2013; Matthews & Marsh-Matthews, 2003). However, we are aware of no other study that has documented interactions between heat waves and land use, and thus additional data is required before we can explain the pattern reported here.

#### *Effects of rainstorms and their interaction with land use*

Our hypotheses regarding the effects of rainstorms were partially supported. As expected, we found a significant negative effect of weekly maximum water level on fish abundance and biomass. This response may be explained by the displacement of individuals through migratory movements, dispersal into refuges, or by flushing effects associated with high-volume, fast-flowing water (Maxwell et al., 2019; Robertson et al., 2015). However, we found no significant effect on species diversity or on morphological and physiological trait composition. Within a given species, body length is a key determinant of swimming performance (Katopodis & Gervais, 2016). In small streams, which are typically dominated by smaller individuals regardless of species (Leavy & Booner, 2009), the intensity of abrupt and unsteady peak flow events (Lake, 2000) may have exceeded the swimming capacities of most species, including those typically considered strong swimmers, thereby limiting any selective filtering based on swimming performance and land use. In addition, different factor such as behavioral responses to high flows, substrate composition and flood refugia (Borba et al., 2021; Lake, 2000) may outweigh the role of swimming capacity in enabling fish to persist in streams during fast-flood events (Leavy & Booner, 2009; Ward et al., 2003).

Then, elevated water level in agriculturally dominated watersheds did not have negative synergistic effects on fish community despite the expected greater hydrological instability of agricultural streams. These results could be explained by the fact that the intensity of peak flow increased in agricultural watershed can be mitigated by the surficial geology which may constrain the effect on fish diversity, regardless of spatial context (Stanfield & Jackson, 2011). For example, an agricultural stream underlain by permeable soils or porous geological deposits (e.g., sands, gravels) may absorb and attenuate flood flows, thereby reducing the speed and volume of water reaching the stream. Again, it is difficult to ascertain whether our results are specific to the climate and region in which we worked, since the few previous studies have focused mainly on functions (e.g., sediment transport, habitat provision) indirectly related to fish dynamics (Freeman et al., 2022), on larger streams, or on salmonid species (Borba et al., 2021; Milner et al., 2013; Robertson et al., 2015; Scheurer et al., 2009). Given the increase in the frequency and severity of rainstorms in north American streams (Tassone et al. 2023), the negative effect on abundance and the weak effect on diversity/traits that we report here should be verified and tested in other regions. Nonetheless, our results highlight the importance of incorporating flow management in small streams into broader strategies for conserving freshwater biodiversity under global change.

## **CONCLUSION**

Considering that EWEs are projected to increase in frequency and intensity under climate change, the resilience and resistance currently observed in fish community from harsh small streams may eventually be compromised. Successive EWEs could approach or exceed the thermal limits and swimming capacities of many fish species, threatening their persistence. Moreover, while present-day heat waves may temporarily favor the optimum growth temperatures of several warm- and coolwater species, they often surpass reproductive thermal optima, which could potentially lead to substantial declines in abundance under recurrent events. However, the limited number of studies constrains our understanding of the underlying mechanisms and hinders our ability to predict how

climate change will alter these dynamics. Previous research has reported declines in the abundance of typically dominant species in the year following drought events, along with similar or even higher proportions of young-of-the-year individuals (Matthews & Marsh-Matthews, 2003). Considering this pattern, it may be both interesting and necessary to monitor the years following extreme heatwaves and rainstorms along a land use gradient, to determine whether delayed impacts are more pronounced in agriculturally dominated watersheds. However, given the inconsistent predictive power of watershed-scale land use metrics for stream fish communities (Allan, 2004; Effert-Fanta et al., 2019), future research should identify the spatial scales, whether watershed-level or *in situ*, at which land use variables most effectively predict fish assemblage composition.

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

This study was funded by a ‘Research Support for New Academics’ grant from the Fonds de Recherche du Québec – Nature et Technologie (FRQNT), awarded to VF, and by the Ministère de l’Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) du Québec. A.D. also acknowledges funding (scholarships and travel grants) from the Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie (GRIL; doi.org/10.69777/341034) and from Université du Québec à Trois-Rivières.

## **AUTHOR CONTRIBUTIONS**

A.D., R.G., and V.F. designed the research. A.D. analyzed the data, created the figures, and wrote the manuscript with substantial input from V.F. C.P. compiled and analyzed fish traits data, and used them to predict species Ucrit. C.L. assisted with GIS processing and land use data analysis.

## REFERENCES

- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284 p.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R. H. B., Singmann, H., ... & Bolker, M. B. (2015). Package ‘lme4’. *convergence*, 12(1), 2.
- Borba, G. C., Costa, F. R., Espírito-Santo, H. M., Leitao, R. P., Dias, M. S., & Zuanon, J. (2021). Temporal changes in rainfall affect taxonomic and functional composition of stream fish assemblages in central Amazonia. *Freshwater Biology*, 66(4), 753-764. DOI: 10.1111/fwb.13675.
- Chu, C., C.K. Minns & N.E. Mandrak. 2003. Comparative regional assessment of factors impacting freshwater fish biodiversity in Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(5), 624-634 p.
- Comte, L., & Olden, J. D. (2017). Climatic vulnerability of the world’s freshwater and marine fishes. *Nature Climate Change*, 7(10), 718-722.
- Comte, L., Olden, J. D., Tedesco, P. A., Ruhi, A., & Giam, X. (2021). Climate and land-use changes interact to drive long-term reorganization of riverine fish communities globally. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(27), e2011639118.
- Dai, Q., Hostert, L. E., Rondon, J. K., Cao, Y., & Suski, C. D. (2022). Thermal tolerance of fish to heatwaves in agricultural streams: What does not kill you makes you stronger? *Freshwater Biology*, 67(10), 1801-1814.
- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R960-R967. DOI: 10.1016/j.cub.2019.08.002.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.
- Genuer, R., Poggi, J.-M., Tuleau-Malot, C., 2022. Package “VSURF”: Variable Selection Using Random Forests. R package version 4.4.0.
- Effert-Fanta, E. L., Fischer, R. U., & Wahl, D. H. (2019). Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. *Hydrobiologia*, 841(1), 45-64.

- ESRI Canada. (2024). ArcGIS Pro. Next-generation Desktop GIS. Overview. Version 3.4. <https://www.esri.ca/en-ca/products/gis-mapping-products/arcgis-pro/overview>.
- Ferreira, V., R. Albariño, A. Larrañaga, C. J. LeRoy, F. O. Masese & M. S. Moretti. (2023). Ecosystem services provided by small streams: An overview. *Hydrobiologia*, 850(12-13), 2501-2535 p.
- FishBase. (2024). FishBase ver. 04/2025. Search.php. <https://www.fishbase.se/search.php?lang=French>.
- Freeman, M. C., Bestgen, K. R., Carlisle, D., Frimpong, E. A., Franssen, N. R., Gido, K. B., ... & Wenger, S. J. (2022). Toward improved understanding of streamflow effects on freshwater fishes. *Fisheries*, 47(7), 290-298. DOI:10.1002/fsh.10731.
- Genuer, R., Poggi, J.-M., & Tuleau-Malot, C. (2022). Package “VSURF”: Variable Selection Using Random Forests. R package version 4.4.0.
- Gorman, O. T., & Karr, J. R. (1978). Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3), 507-515. <http://www.jstor.org/stable/1936581>.
- Gouvernement du Québec. (2025). Aires protégées au Québec. Les provinces naturelles. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec. Les principaux descripteurs des provinces naturelles. Search.php. [https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/provinces/partie3.htm](https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/partie3.htm).
- Gouvernement du Québec. (2025). Portraits régionaux de l'agriculture. Search.php. [https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/agriculture/industrie-agricole-au-quebec/portraits-regionaux-agriculture#:~:text=Mont%C3%A9rie%20\\*%20Superficie%20agricole%20:%20771%20000,du%20march%C3%A9%20:%203%20273%20millions%20\\$](https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/agriculture/industrie-agricole-au-quebec/portraits-regionaux-agriculture#:~:text=Mont%C3%A9rie%20*%20Superficie%20agricole%20:%20771%20000,du%20march%C3%A9%20:%203%20273%20millions%20$.).
- Government of Canada. (2025). Slope class (BDTQ). Search.php. <https://open.canada.ca/data/en/dataset/2df11367-cc4a-402b-bf40-baa0b677d1c1>.
- Green, S. J., Brookson, C. B., Hardy, N. A., & Crowder, L. B. (2022). Trait-based approaches to global change ecology: moving from description to prediction. *Proceedings of the Royal Society B*, 289(1971), 20220071. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.0071>.

- Hasnain, S. S., Minns, C. K., & Shuter, B. J. (2010). *Key ecological temperature metrics for Canadian freshwater fishes* (No. CCRR-17, pp. iv+44).
- Jackson, M. C., Loewen, C. J., Vinebrooke, R. D., & Chimimba, C. T. (2016). Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: A meta-analysis. *Global change biology*, 22(1), 180-189.
- James, G., Witten, D., Hastie, T., and Tibshirani, R. (eds.). (2013). *An introduction to statistical learning: with applications in R*. New York: Springer.
- Jisr, N., Younes, G., Sukhn, C., & El-Dakdouki, M. H. (2018). Length-weight relationships and relative condition factor of fish inhabiting the marine area of the Eastern Mediterranean city, Tripoli-Lebanon. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 44(4), 299-305.
- Jones, N. E., & Petreman, I. C. (2013). Relating extremes of flow and air temperature to stream fish communities. *Ecohydrology*, 6(5), 826-835. DOI: 10.1002/eco.1305.
- Katopodis, C., & Gervais, R. (2016). Fish Swimming Performance Database and Analyses. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/002., 550.
- Kelly, S., & Kelly, F. L. (2024). Shaded streams with permeable watersheds provide naturally resilient fish habitat refugia during heatwaves. *Fisheries Management and Ecology*, 31(6), e12704.
- Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the north american Benthological society*, 19(4), 573-592.
- Leavy, T. R., & Bonner, T. H. (2009). Relationships among swimming ability, current velocity association, and morphology for freshwater lotic fishes. *North American Journal of Fisheries Management*, 29(1), 72-83. <http://dx.doi.org/10.1577/M07-040.1>.
- Leclair, A. T., Drake, D. A. R., Pratt, T. C., & Mandrak, N. E. (2020). Seasonal variation in thermal tolerance of reidside dace *Clinostomus elongatus*. *Conservation Physiology*, 8(1), coaa081. 10.1093/conphys/coaa081.
- Maloney, K. O., & Weller, D. E. (2011). Anthropogenic disturbance and streams: Land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. *Freshwater Biology*, 56(3), 611-626.

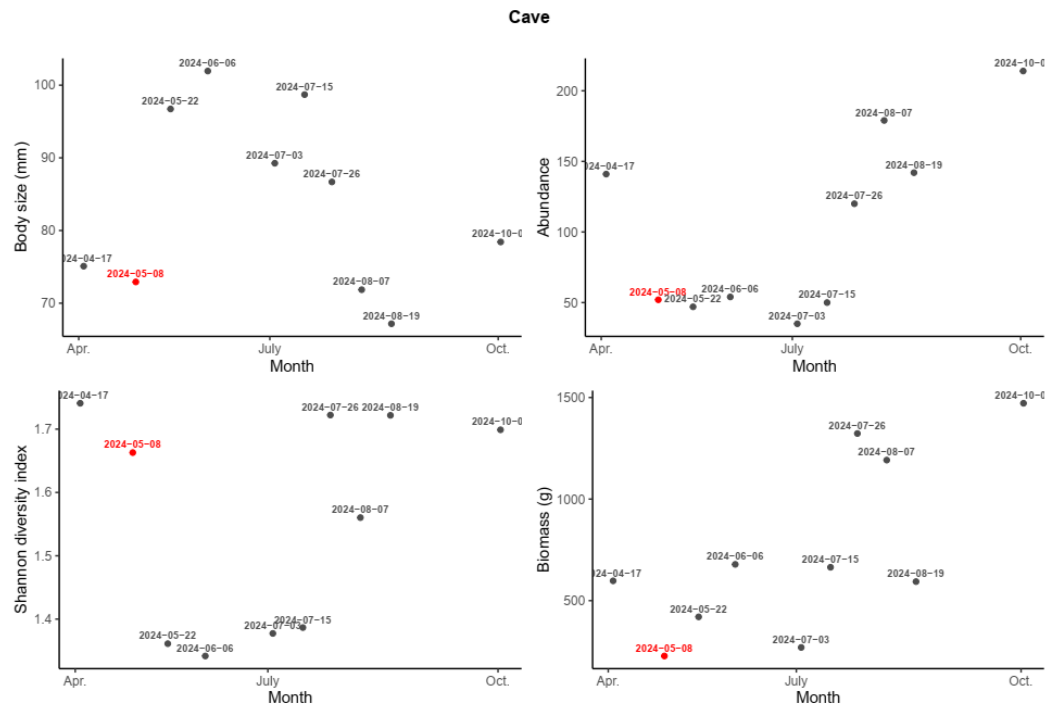
- Matthews, W. J., & Marsh-Matthews, E. (2003). Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater biology*, 48(7), 1232-1253.
- Matthews, W. J., & Styron Jr, J. T. (1981). Tolerance of headwater vs. mainstream fishes for abrupt physicochemical changes. *American Midland Naturalist*, 149-158.
- Maxwell, S. L., Butt, N., Maron, M., McAlpine, C. A., Chapman, S., Ullmann, A., ... & Watson, J. E. (2019). Conservation implications of ecological responses to extreme weather and climate events. *Diversity and Distributions*, 25(4), 613-625.
- Milner, A. M., Robertson, A. L., McDermott, M. J., Klaar, M. J., & Brown, L. E. (2013). Major flood disturbance alters river ecosystem evolution. *Nature Climate Change*, 3(2), 137-141. DOI: 10.1038/NCLIMATE1665.
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). (2021). PROFIL RÉGIONAL de l'industrie bioalimentaire au Québec. ESTIMATIONS POUR L'ANNÉE 2021. Portrait régional et contribution de l'industrie bioalimentaire à l'activité économique régionale. [https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/agriculture-pecheriesalimentation/agriculture/industrieagricole/regions/FS\\_profilregionalbioalimentaire\\_complet\\_MAPAQ.pdf](https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/agriculture-pecheriesalimentation/agriculture/industrieagricole/regions/FS_profilregionalbioalimentaire_complet_MAPAQ.pdf).
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). (2018). Utilisation du territoire, [Jeu de données], dans Données Québec, 2018, mis à jour le 02 juin 2025. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/utilisation-du-territoire>.
- Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts (MRNF). (2016). Lidar - Modèles numériques (terrain, canopée, pente, courbe de niveau), [Jeu de données], dans Données Québec, 2016, mis à jour le 25 juin 2025. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/produits-derives-de-base-du-lidar>.
- Moore, R. D., Spittlehouse, D. L., & Story, A. (2005). Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: A review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(4), 813–834. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb04465.x>.

- Naman, S. M., Pitman, K. J., Cunningham, D. S., Potapova, A., Chartrand, S. M., Sloat, M. R., & Moore, J. W. (2024). Forestry impacts on stream flows and temperatures: A quantitative synthesis of paired catchment studies across the Pacific salmon range. *Ecological Solutions and Evidence*, 5(2), e12328. DOI: 10.1002/2688-8319.12328.
- Newbold, T. (2018). Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proc. R. Soc. B* 285: 20180792. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2018.0792>.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, 10(631-637), 719.
- Ostrand1, K. G., & Wilde, G. R. (2002). Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of freshwater fish*, 11(3), 137-149.
- R Core Team. (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Lien URL: <https://www.R-project.org/>.
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., ... & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological reviews*, 94(3), 849-873.
- Ricotta, C., & Podani, J. (2017). On some properties of the Bray-Curtis dissimilarity and their ecological meaning. *Ecological Complexity*, 31, 201-205.
- Robertson, A. L., Brown, L. E., Klaar, M. J., & Milner, A. M. (2015). Stream ecosystem responses to an extreme rainfall event across multiple catchments in southeast Alaska. *Freshwater Biology*, 60(12), 2523-2534.
- Sabater, S., Freixa, A., Jiménez, L., López-Doval, J., Pace, G., Pascoal, C., ... & González-Trujillo, J. D. (2023). Extreme weather events threaten biodiversity and functions of river ecosystems: evidence from a meta-analysis. *Biological Reviews*, 98(2), 450-461.
- Sayer, C. A., Fernando, E., Jimenez, R. R., Macfarlane, N. B., Rapacciuolo, G., Böhm, M., ... & Darwall, W. R. (2025). One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction. *Nature*, 1-8.

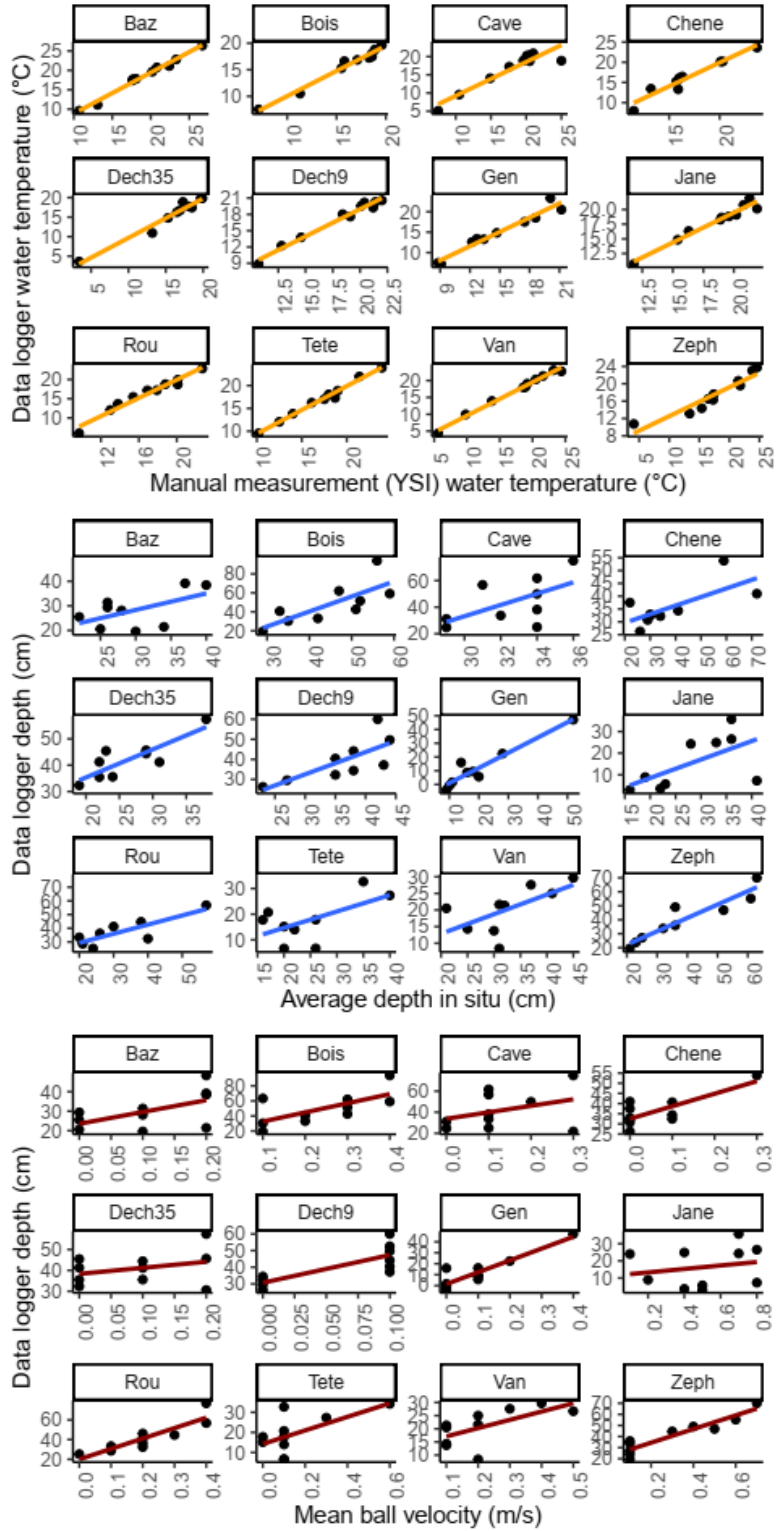
- Scheurer, K., Alewell, C., Bänninger, D., & Burkhardt-Holm, P. (2009). Climate and land-use changes affecting river sediment and brown trout in alpine countries—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(2), 232-242.
- Schlosser, I. J. (1982). Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological monographs*, 52(4), 395-414.
- Stanfield, L. W., & Jackson, D. A. (2011). Understanding the factors that influence headwater stream flows in response to storm events 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 47(2), 315-336.
- Su, G., Logez, M., Xu, J., Tao, S., Villéger, S., & Brosse, S. (2021). Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science*, 371(6531), 835-838. <https://doi.org/DOI: 10.1126/science.abd3369>.
- Taccogna, G., & Munro, K. (1995). The Streamkeepers handbook: a practical guide to stream and wetland care. *Salmonid Enhancement Program, Department of Fisheries and Oceans, Vancouver, BC*.
- Tassone, S. J., A.F. Besterman, C.D. Buelo, D.T. Ha, J.A. Walter & M.L. Pace. (2023). Increasing heatwave frequency in streams and rivers of the United States. *Limnology and Oceanography Letters*, 8(2), 295-304 p.
- Troia, M. J., & Giam, X. (2019). Extreme heat events and the vulnerability of endemic montane fishes to climate change. *Ecography*, 42(11), 1913-1925.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2022). National Rivers and Streams Assessment 2023/24: Field Operations Manual – Wadeable. EPA-841-B-22-006. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2019). National Rivers and Streams Assessment. Fish taxa. 02042019. [https://www.epa.gov/nrsa1314\\_fishtaxa\\_02042019](https://www.epa.gov/nrsa1314_fishtaxa_02042019).
- Vander Sleen, P., & J.S. Albert. (2022). Patterns in freshwater fish diversity. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, 26(3), 894-907 p.
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2013). *Modern applied statistics with S*. Springer Science & Business Media.
- Wang, L., Lyons, J., Rasmussen, P., Seelbach, P., Simon, T., Wiley, M., ... & Stewart, P. M. (2003). Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in

- the Northern Lakes and Forest Ecoregion, USA. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, 60(5), 491-505.
- Ward, D. L., Schultz, A. A., & Matson, P. G. (2003). Differences in swimming ability and behavior in response to high water velocities among native and nonnative fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 68(1), 87-92.
- Wentworth, C.K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *Journal of Geology*, 30, 377-392.<https://doi.org/10.1086/622910>.
- Wohl, E. (2017). The significance of small streams. *Frontiers of Earth Science*, 11(3), 447-456.
- Woodward, G., Bonada, N., Brown, L. E., Death, R. G., Durance, I., Gray, C., ... & Pawar, S. (2016). The effects of climatic fluctuations and extreme events on running water ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1694), 20150274.
- Yount, J. D., & Niemi, G. J. (1990). Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance—a narrative review of case studies. *Environmental management*, 14(5), 547-569.
- Zakharova, L., Meyer, K. M., & Seifan, M. (2019). Trait-based modelling in ecology: A review of two decades of research. *Ecological Modelling*, 407, 108703.

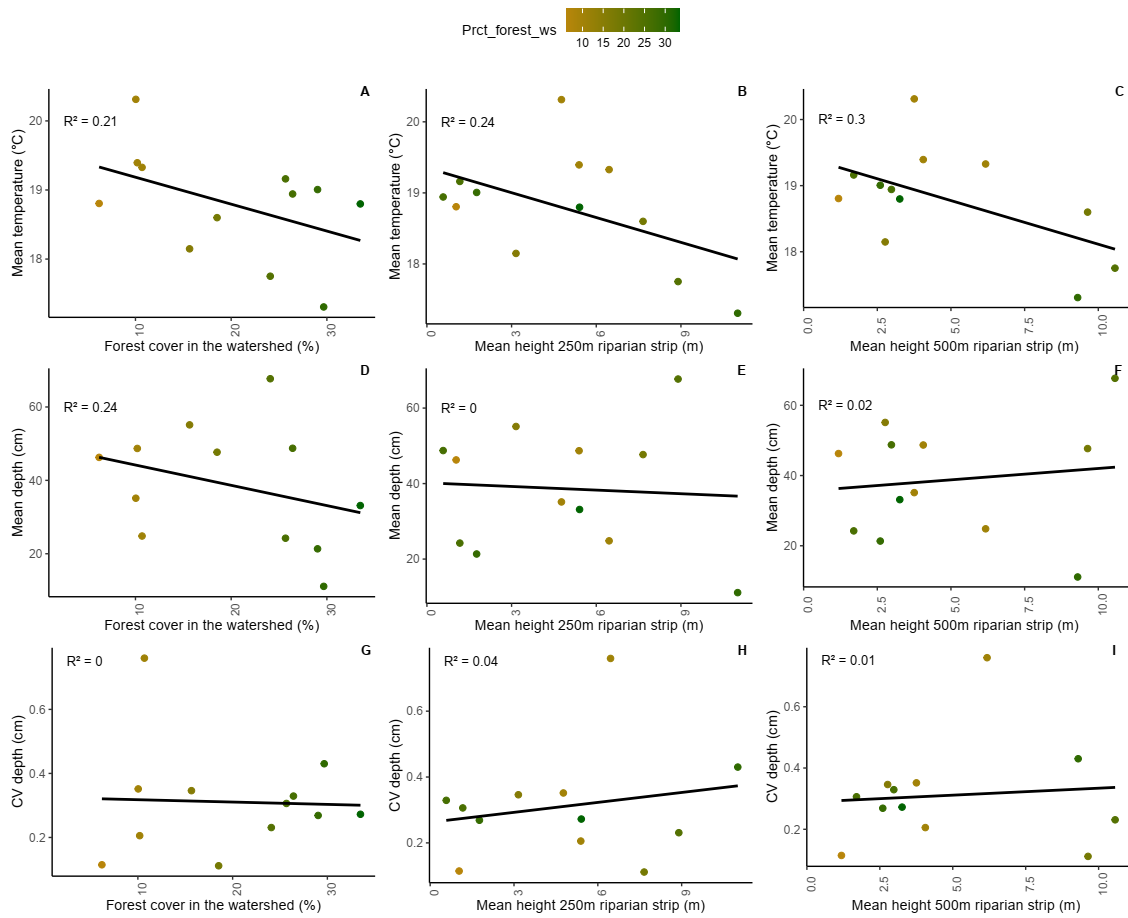
## SUPPLEMENTARY MATERIAL



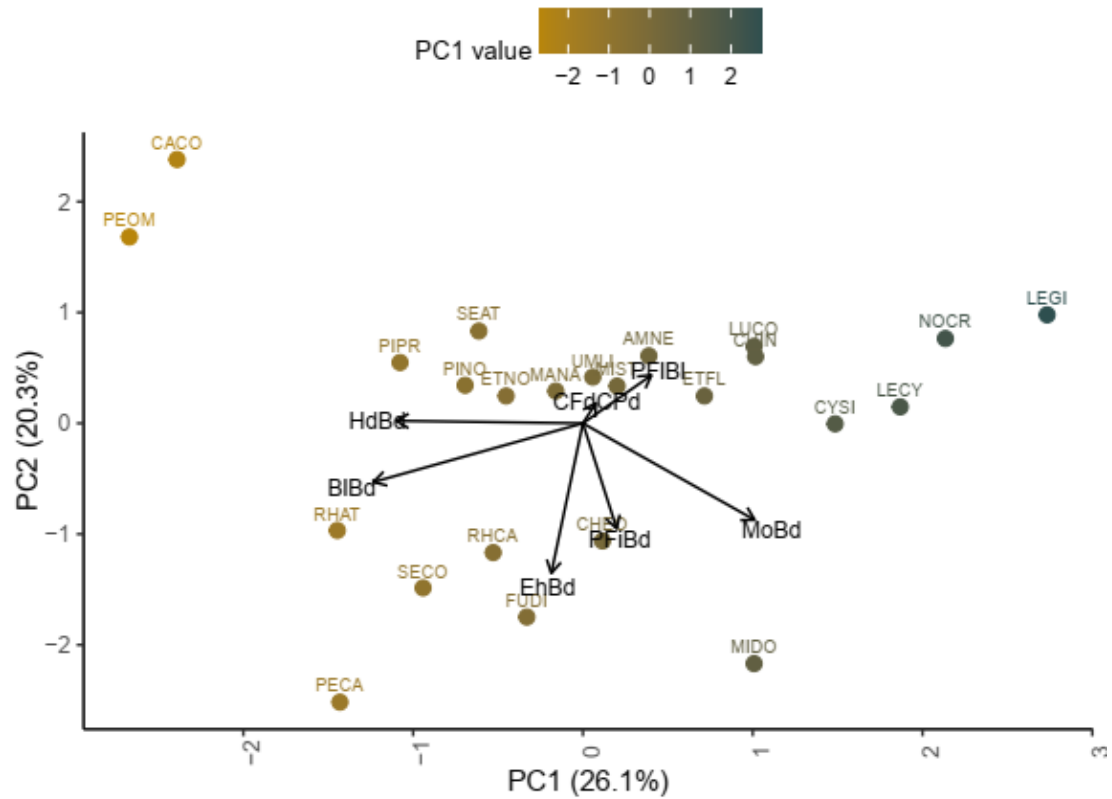
**Fig. 1.** Mean fish size, abundance, Shannon diversity, and biomass at the CAVE site are shown as a function of sampling date across months. The single sampling event affected by electrofishing equipment malfunction is indicated by the point and date in red. All other sampling dates at that site are shown in grey.



**Fig. S2.** Relationship between spot measurements of mean water temperature, velocity (measured with a floating object travelling over a distance of 10m) and depth collected during field visits, and corresponding values recorded by automated data loggers across all sites.



**Fig. S3.** Relationships between mean water temperature, mean water depth and coefficient of variation depth in situ and the three land use metrics—percentage of forest cover within the watershed, forest overstory density (on-site canopy cover), and 250-meter mean canopy for the summer period (June 20 to September 22, 2024). Points are colored according to the percentage of forest cover in the watershed (Prct\_forest\_ws).



**Fig. S4.** Principal Component Analysis (PCA) using the average of each seven morphological traits of each species: BIBd, EhBd, MoBd, HdBd, PFiBd, PFIBI and CFdCP. The first principal component (PC1) was used as a composite morphological index related to swimming performance in the statistical analyses.

**Table S1.** Ucrit reference per fish species.

| <b>Code</b> | <b>Name</b>           | <b>Genus.species</b>                | <b>Reference</b>           |
|-------------|-----------------------|-------------------------------------|----------------------------|
| ACFU        | lake sturgeon         | <i>Acipenser.fulvescens</i>         | Peake et al. 1977          |
| ACOX        | Atlantic sturgeon     | <i>Acipenser.oxyrinchus</i>         | Wilkens et al. 2015        |
| ALAE        | blueback herring      | <i>Alosa.aestivalis</i>             |                            |
| ALPS        | alewife               | <i>Alosa.pseudoharengus</i>         | Reviewed in Peake 2008     |
| ALSA        | American shad         | <i>Alosa.sapidissima</i>            |                            |
| AMCA        | bowfin                | <i>Amia.calva</i>                   |                            |
| AMNA        | yellow bullhead       | <i>Ameiurus.natalis</i>             |                            |
| AMNE        | brown bullhead        | <i>Ameiurus.nebulosus</i>           |                            |
| AMPE        | Eastern sand darter   | <i>Ammocrypta.pellucida</i>         |                            |
| AMRU        | rock bass             | <i>Ambloplites.rupestris</i>        | Tuononen 2016              |
| ANRO        | American eel          | <i>Anguilla.rostrata</i>            | Mueller et al. 2019        |
| APGR        | freshwater drum       | <i>Aplodinotus.grunniens</i>        |                            |
| APQU        | fourspine stickleback | <i>Apeltes.quadracus</i>            | Reviewed in Peake 2008     |
| CAAU        | goldfish              | <i>Carassius.auratus</i>            | Liew et al., 2012          |
| CACA        | longnose sucker       | <i>Catostomus.catostomus</i>        | Reviewed in Peake 2008     |
| CACO        | white sucker          | <i>Catostomus.commersonii</i>       | Reviewed in Peake 2008     |
| CACY        | quillback             | <i>Carpoides.cyprinus</i>           |                            |
| COAR        | cisco                 | <i>Coregonus.artedi</i>             | Bernatchez & Dodson (1985) |
| COBA        | mottled sculpin       | <i>Cottus.bairdii</i>               | Reviewed in Peake 2008     |
| COCL        | lake whitefish        | <i>Coregonus.clupeaformis</i>       | Reviewed in Peake 2008     |
| COCO        | slimy sculpin         | <i>Cottus.cognatus</i>              | Reviewed in Peake 2008     |
| COPL        | lake chub             | <i>Couesius.plumbeus</i>            | Reviewed in Peake 2008     |
| CORI        | spoonhead sculpin     | <i>Cottus.ricei</i>                 |                            |
| CUIN        | brook stickleback     | <i>Culaea.inconstans</i>            |                            |
| CYCA        | common carp           | <i>Cyprinus.carpio</i>              | Tudorache et al., 2008     |
| CYSI        | spotfin shiner        | <i>Cyprinella.spiloptera</i>        | Nichols et al., 2018;      |
| DOCE        | gizzard shad          | <i>Dorosoma.cephedianum</i>         |                            |
| ESAM        | redfin pickerel       | <i>Esox.americanus.americanus</i>   |                            |
| ESLU        | Northern pike         | <i>Esox.lucius</i>                  | Reviewed in Peake 2008     |
| ESMA        | muskellunge           | <i>Esox.masquinongy</i>             |                            |
| ESNI        | chain pickerel        | <i>Esox.niger</i>                   |                            |
| ESVE        | grass pickerel        | <i>Esox.americanus.vermiculatus</i> |                            |
| ETCA        | rainbow darter        | <i>Etheostoma.caeruleum</i>         | Reviewed in Ficke 2015     |
| ETEX        | Iowa darter           | <i>Etheostoma.exile</i>             |                            |
| ETFL        | fantail darter        | <i>Etheostoma.flabellare</i>        |                            |
| ETNI        | Johnny darter         | <i>Etheostoma.nigrum</i>            |                            |
| ETOL        | tessellated darter    | <i>Etheostoma.olmstedii</i>         |                            |

|      |                          |                                    |                                     |
|------|--------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|
| EXMA | cutlip minnow            | Exoglossum.maxillingua             |                                     |
| FUDI | banded killifish         | Fundulus.diaphanus.diaphanus       | Reviewed in Peake 2008              |
| FUHE | mummichog                | Fundulus.heteroclitus.heteroclitus | Reviewed in Peake 2008              |
| GAAC | Three-spined stickleback | Gasterosteus.aculeatus             | Reviewed in Peake 2008              |
| GAWH | blackspotted stickleback | Gasterosteus.wheatlandi            | Reviewed in Peake 2008              |
| HAL  | goldeye                  | Hiodon.alosoides                   | Jones et al. (1974)                 |
| HITE | mooneye                  | Hiodon.tergisus                    |                                     |
| HYHA | brassy minnow            | Hybognathus.hankinsoni             | Reviewed in Ficke 2015              |
| HYRE | Eastern silvery minnow   | Hybognathus.regius                 |                                     |
| ICPU | channel catfish          | Ictalurus.punctatus                | Gerhart 2022                        |
| LASI | brook silverside         | Labidesthes.sicculus               |                                     |
| LECY | green sunfish            | Lepomis.cyanellus                  | Scott and Magoulick 2008            |
| LEGI | pumpkinseed              | Lepomis.gibbosus                   |                                     |
| LEMA | bluegill                 | Lepomis.macrochirus                | Reviewed in Ficke 2015              |
| LEME | longear sunfish          | Lepomis.megalotis                  | Scott and Magoulick 2008            |
| LEOS | longnose gar             | Lepisosteus.osseus                 | Webb 1992                           |
| LOLO | burbot                   | Lota.lota                          | Reviewed in Peake 2008              |
| LUCO | common shiner            | Luxilus.cornutus                   | Reviewed in Ficke 2015              |
| MAMA | pearl dace               | Margariscus.margarita              | Reviewed in Peake 2008              |
| MIDO | smallmouth bass          | Micropterus.dolomieu               | Reviewed in Cooke et al., 2009      |
| MISA | largemouth bass          | Micropterus.salmoides              | Reviewed in Cooke et al., 2009      |
| MITO | Atlantic tomcod          | Microgadus.tomcod                  | Reviewed in Peake 2008              |
| MOAM | white perch              | Morone.americana                   | Summarized in NEUMAN 1981           |
| MOAN | silver redhorse          | Moxostoma.anisurum                 | Hatry et al., 2014                  |
| MOCA | river redhorse           | Moxostoma.carinatum                | Hatry et al., 2014                  |
| MOCH | white bass               | Morone.chrysops                    |                                     |
| MOHU | copper redhorse          | Moxostoma.hubbsi                   |                                     |
| MOMA | shorthead redhorse       | Moxostoma.macrolepidotum           | Hatry et al., 2014                  |
| MOSA | striped bass             | Morone.saxatilis                   | Freadman (1979)                     |
| MOVA | greater redhorse         | Moxostoma.valenciennesi            |                                     |
| MYQU | fourhorn sculpin         | Myoxocephalus.quadricornis         |                                     |
| MYTH | deepwater sculpin        | Myoxocephalus.thompsonii           |                                     |
| NEME | round goby               | Neogobius.melanostomus             | Egger 2021; Reviied in Burger 2019  |
| NOAT | emerald shiner           | Notropis.atherinoides              | Fried 2019                          |
| NOBI | bridle shiner            | Notropis.bifrenatus                | Gray 2014                           |
| NOCR | golden shiner            | Notemigonus.crysoleucas            | Beecham 2009; Boyd & Parsons (1998) |
| NOFL | stonecat                 | Noturus.flavus                     | Reviewed in Ficke 2015              |

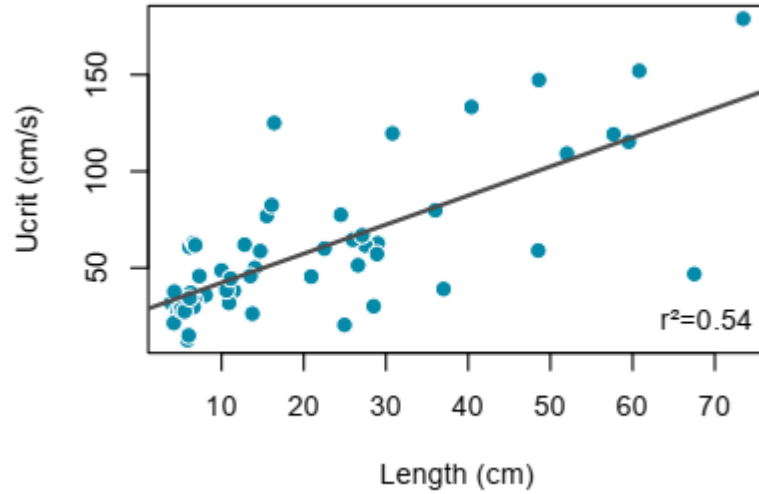
|      |                        |                                    |   |
|------|------------------------|------------------------------------|---|
| NOGY | tadpole madtom         | <i>Noturus.gyrinus</i>             |   |
| NOHD | blackchin shiner       | <i>Notropis.heterodon</i>          | Gray 2014                                     |
| NOHL | blacknose shiner       | <i>Notropis.heterolepis</i>        | Gray 2014                                     |
| NOHU | spottail shiner        | <i>Notropis.hudsonius</i>          | Chan et al., 2001                             |
| NOIN | margined madtom        | <i>Noturus.insignis</i>            |   |
| NORU | rosyface shiner        | <i>Notropis.rubellus</i>           |   |
| NOST | sand shiner            | <i>Notropis.stramineus</i>         |   |
| NOVO | mimic shiner           | <i>Notropis.volucellus</i>         | Gray 2014                                     |
| ONCL | cutthroat trout        | <i>Oncorhynchus.clarkii</i>        | MacNutt 2004                                  |
| ONKI | coho salmon            | <i>Oncorhynchus.kisutch</i>        | Reviewed in Kraskura 2024                     |
| ONMY | rainbow trout          | <i>Oncorhynchus.mykiss</i>         | Reviewed in Kraskura 2024                     |
| ONNE | sockeye salmon         | <i>Oncorhynchus.nerka</i>          | Reviewed in Kraskura 2024                     |
| ONTS | Chinook salmon         | <i>Oncorhynchus.tshawytscha</i>    | Reviewed in Kraskura 2024                     |
| OSMO | rainbow smelt          | <i>Osmerus.mordax.mordax</i>       | Reviewed in Peake 2008                        |
| PECA | logperch               | <i>Percina.caprodes</i>            |   |
| PECO | channel darter         | <i>Percina.copelandi</i>           |   |
| PEFL | yellow perch           | <i>Perca.flavescens</i>            | Taylor 2004                                   |
| PEOM | trout-perch            | <i>Percopsis.omiscomaycus</i>      |   |
| PHEO | Northern redbelly dace | <i>Chrosomus.eos</i>               | Reviewed in Ficke 2015                        |
| PHNE | finescale dace         | <i>Phoxinus.neogaeus</i>           |   |
| PINO | bluntnose minnow       | <i>Pimephales.notatus</i>          | Nichols et al., 2018                          |
| PIPR | fathead minnow         | <i>Pimephales.promelas</i>         | Farrell et al 2004; kolok et al., 1998        |
| PONI | black crappie          | <i>Pomoxis.nigromaculatus</i>      | Gaston 2011                                   |
| PRCY | round whitefish        | <i>Prosopium.cylindraceum</i>      | Reviewed in Peake 2008                        |
| PRMA | Tubenose goby          | <i>Proterorhinus.marmoratus</i>    |   |
| PUPU | ninespine stickleback  | <i>Pungitius.pungitius</i>         | Reviewed in Peake 2008                        |
| RHAT | Eastern blacknose dace | <i>Rhinichthys.atratulus</i>       | Nelon et al., 2003                            |
| RHCA | longnose dace          | <i>Rhinichthys.cataractae</i>      | Reviewed in Peake 2008                        |
| SAAL | Arctic char            | <i>Salvelinus.alpinus.alpinus</i>  | Reviewed in Peake 2008                        |
| SACA | sauger                 | <i>Sander.canadensis</i>           |   |
| SAFO | brook trout            | <i>Salvelinus.fontinalis</i>       | Reviewed in Peake 2008                        |
| SANA | lake trout             | <i>Salvelinus.namaycush</i>        | Reviewed in Peake 2008                        |
| SASA | Atlantic salmon        | <i>Salmo.salar</i>                 | Reviewed in Peake 2008                        |
| SASO | landlocked salmon      | <i>Salmo.salar</i>                 |   |
| SATR | brown trout            | <i>Salmo.trutta</i>                | Reviewed in Peake 2008                        |
| SAVI | walleye                | <i>Sander.vitreus</i>              | Peake 2000; Ritchie 2024                      |
| SCER | rudd                   | <i>Scardinius.erythrophthalmus</i> |   |
| SEAT | creek chub             | <i>Semotilus.atromaculatus</i>     | Reviewed in Ficke 2015; Tritico et cotel 2010 |

|      |                   |                      |  |
|------|-------------------|----------------------|--|
| SECO | fallfish          | Semotilus.corporalis |  |
| TITI | tench             | Tinca.tinca          |  |
| UMLI | central mudminnow | Umbra.limi           |  |

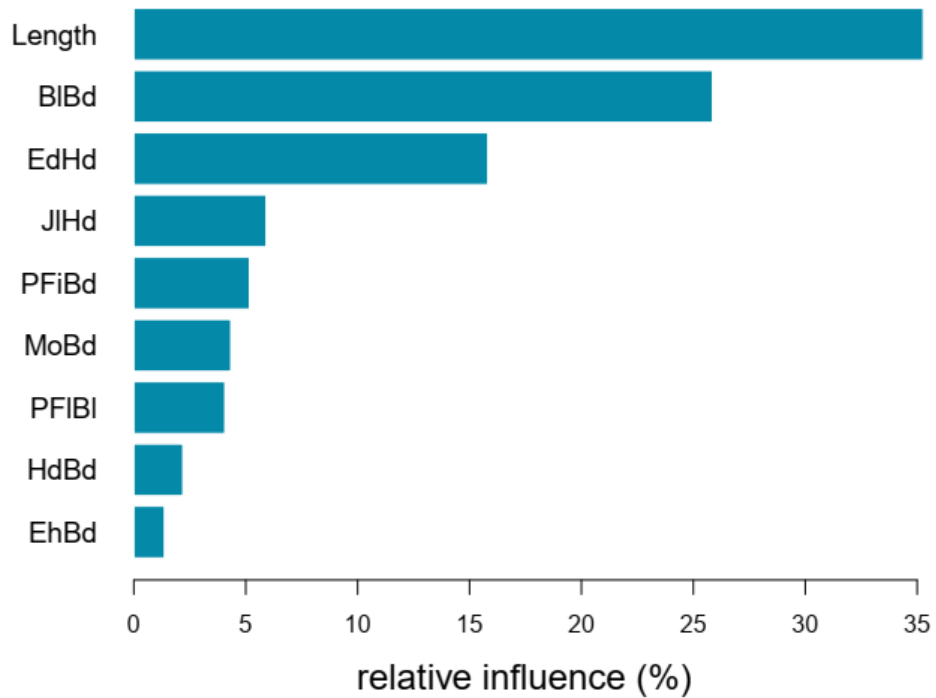
- Beecham, R. V., Pearson, P.R., LaBarre, S.B., Minchew, C.D., 2009. Swimming Performance and Metabolism of Cultured Golden Shiners. *N. Am. J. Aquac.* 71, 59–63. <https://doi.org/10.1577/A07-079.1>
- Bernatchez, L., Dodson, J.J., 1985. Influence of temperature and current speed on the swimming capacity of lake whitefish ( *Coregonus clupeaformis*) and cisco ( *C. artedii*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 1522–1529. <https://doi.org/10.1139/F85-190>;WEBSITE:WEBSITE:NRC-SITE;WGROU:STRING:CSP
- Boyd, G.L., Parsons, G.R., 1998. Swimming performance and behavior of golden shiner, *Notemigonus crysoleucas*, while schooling. *Copeia* 1998, 467–471. <https://doi.org/10.2307/1447443>
- Burger, C., 2019. A Review of Round Goby Swimming Capabilities, Behaviors, and Habitat Preferences to inform Colonization Deterrence Applications in Waterways. Millersburg, MI.
- Chan, M.D., Orth, D.J., Angermeier, P.L., Ney, J.J., Smith, E.P., Diplas, P., 2001. Fish ecomorphology: predicting habitat preferences of stream fishes from their body shape. *Fish ecomorphology: predicting habitat preferences of stream fishes from their body shape.*, Blacksburg, Virginia.
- Cooke, S.J., Philipp, D.P., 2009. Centrarchid Fishes: Diversity, Biology, and Conservation, *Centrarchid Fishes: Diversity, Biology and Conservation*. John Wiley & Sons, Hoboken, N.J. <https://doi.org/10.1002/9781444316032>
- Egger, B., Wiegleb, J., Seidel, F., Burkhardt-Holm, P., Emanuel Hirsch, P., 2021. Comparative swimming performance and behaviour of three benthic fish species: The invasive round goby (*Neogobius melanostomus*), the native bullhead (*Cottus gobio*), and the native gudgeon (*Gobio gobio*). *Ecol. Freshw. Fish* 30, 391–405. <https://doi.org/10.1111/EFF.12592>
- Farrell, A.P., Kennedy, C.J., Kolok, A.K., 2004. Effects of wastewater from an oil-sand-refining operation on survival, hematology, gill histology, and swimming of fathead minnows. *Can. J. Zool.* 82, 1519–1527. <https://doi.org/10.1139/Z04-128>;JOURNAL:JOURNAL:CJZ;WGROU:STRING:CSP
- Ficke, A.D., Myrick, C.A., Jud, N., 2011. The swimming and jumping ability of three small great plains fishes: Implications for fishway design. *Trans. Am. Fish. Soc.* 140, 1521–1531. <https://doi.org/10.1080/00028487.2011.638579>;CTYPE:STRING:JOURNAL
- Freadman, M.A., 1979. Swimming Energetics of Striped Bass (*Morone Saxatilis*) and Bluefish (*Pomatomus Saltatrix*): Gill Ventilation and Swimming Metabolism. *J. Exp. Biol.* 83, 217–230. <https://doi.org/10.1242/JEB.83.1.217>
- Fried, H.S., 2019. How do algal and sedimentary turbidity affect the swimming performance of Emerald Shiner and Golden Shiner in Lake Erie? Ohio State University.
- Gaston, J.C., 2011. The Effects of Seasonal Changes and Turbidity on Swimming Performance in White Crappie *Pomoxis Annularis* and Black Crappie *Pomoxis Nigromaculatus*. *Electron. Theses Diss. University of Mississippi*.

- Gerhart, B., 2022. The effects of moderate and high temperatures on growth, metabolism, and blood-oxygen affinity in *Ictalurus* spp. Mississippi State University, Mississippi.
- Gray, S.M., Bieber, F.M.E., McDonnell, Laura H., Chapman, Lauren J., Mandrak, N.E., 2014. Experimental evidence for species-specific response to turbidity in imperilled fishes. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 546–560. <https://doi.org/10.1002/AQC.2436>
- Hatry, C., Thiem, J.D., Binder, T.R., Hatin, D., Dumont, P., Stampelcoskie, K.M., Molina, J.M., Smokorowski, K.E., Cooke, S.J., 2014. Comparative physiology and relative swimming performance of three redhorse (*Moxostoma* spp.) species: Associations with fishway passage success. *Physiol. Biochem. Zool.* 87, 148–159. <https://doi.org/10.1086/671900>;JOURNAL:JOURNAL:PBZ;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:PBZ;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Jones, D.R., Kiceniuk, J.W., Bamford, O., 1974. Evaluation of the Swimming Performance of Several Fish Species from the Mackenzie River. *J. Fish. Res. board canada* 31, 1641–1647. <https://doi.org/10.1139/F74-206>
- Kolok, A.S., Plaisance, E.P.P., Abdelghani, A., 1998. Individual variation in the swimming performance of fishes: An overlooked source of variation in toxicity studies. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 282–285. <https://doi.org/10.1002/ETC.5620170221>
- Kraskura, K., Patterson, D.A., Eliason, E.J., 2024. A review of adult salmon maximum swim performance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 81, 1174–1216. <https://doi.org/10.1139/CJFAS-2023-0246> ASSET/IMAGES/CJFAS-2023-0246\_F9.JPG
- Liew, H.J., Sinha, A.K., Mauro, N., Diricx, M., Blust, R., De Boeck, G., 2012. Fasting goldfish, *Carassius auratus*, and common carp, *Cyprinus carpio*, use different metabolic strategies when swimming. *Comp. Biochem. Physiol. - A Mol. Integr. Physiol.* 163, 327–335. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2012.07.012>
- Macnutt, M.J., Hinch, S.G., Farrell, A.P., Topp, S., 2004. The effect of temperature and acclimation period on repeat swimming performance in cutthroat trout. *J. Fish Biol.* 65, 342–353. <https://doi.org/10.1111/J.0022-1112.2004.00453.X>;CTYPE:STRING:JOURNAL
- Mueller, R., Liss, S., Deng, Z.D., 2019. Implantation of a New Micro Acoustic Tag in Juvenile Pacific Lamprey and American Eel. *J. Vis. Exp.* e59274.
- Neumann, D.A., O'Connor, J.M., Sherk, J.A., 1981. Oxygen consumption of white perch (*Morone americana*), striped bass (*M. saxatius*) and spot (*Leiostomus xanthurus*). *Comp. Biochem. Physiol. Part A Physiol.* 69, 467–478. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(81\)93006-1](https://doi.org/10.1016/0300-9629(81)93006-1)
- Nichols, C., Smith, A., Huelsman, S., Schemmel, C., Doll, J.C., Jacquemin, S.J., 2018. Preliminary Understanding of Complexities in Swimming Performance of Common Minnow (Cyprinidae) Taxa. *Ohio J. Sci.* 118, 16–24. <https://doi.org/10.18061/OJS.V118I2.6117>
- Peake, S., Beamish, F.W.H., McKinley, R.S., Scruton, D.A., Katopodis, C., 1997a. Relating swimming performance of lake sturgeon, *Acipenser fulvescens*, to fishway design. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 1361–1366. <https://doi.org/10.1139/F97-039>;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER
- Peake, S., McKinley, R.S., Scruton, D.A., 2000. Swimming performance of walleye (*Stizostedion vitreum*). *Can. J. Zool.* 78, 1686–1690. <https://doi.org/10.1139/Z00->

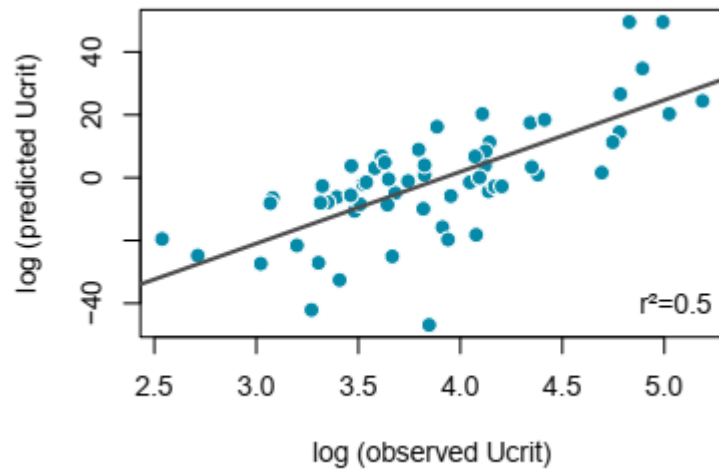
- Peake, S., McKinley, R.S., Scruton, D.A., 1997b. Swimming performance of various freshwater Newfoundland salmonids relative to habitat selection and fishway design. *J. Fish Biol.* 51, 710–723. <https://doi.org/10.1111/J.1095-8649.1997.TB01993.X>
- Peake, S.J., 2008. Swimming performance and behaviour of fish species endemic to Newfoundland and Labrador: A literature review for the purpose of establishing design and water velocity criteria for fishways and culverts. St John's, Canada.
- Ritchie, E.B., Raby, G.D., Smith, K.A., Bzonek, P.A., Brownscombe, J.W., 2025. Calibration of accelerometer transmitters to enable estimation of field metabolic rates in walleye. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 82. [https://doi.org/10.1139/CJFAS-2024-0180/SUPPL\\_FILE/CJFAS-2024-0180SUPPLA.DOCX](https://doi.org/10.1139/CJFAS-2024-0180/SUPPL_FILE/CJFAS-2024-0180SUPPLA.DOCX)
- Scott, M.K., Magoulick, D.D., 2008. Swimming Performance of Five Warmwater Stream Fish Species. *Trans. Am. Fish. Soc.* 137, 209–215. <https://doi.org/10.1577/T06-278.1>;JOURNAL:JOURNAL:UTAF20;SUBPAGE:STRING:ACCESS
- Taylor, L.N., McFarlane, W.J., Pyle, G.G., Couture, P., McDonald, D.G., 2004. Use of performance indicators in evaluating chronic metal exposure in wild yellow perch (*Perca flavescens*). *Aquat. Toxicol.* 67, 371–385. <https://doi.org/10.1016/J.AQUATOX.2004.01.018>
- Tritico, H.M., Cotel, A.J., 2010. The effects of turbulent eddies on the stability and critical swimming speed of creek chub (*Semotilus atromaculatus*). *J. Exp. Biol.* 213, 2284–2293. <https://doi.org/10.1242/JEB.041806>
- Tudorache, C., Viaene, P., Blust, R., Vereecken, H., De Boeck, G., 2008. A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecol. Freshw. Fish* 17, 284–291. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0633.2007.00280.X>;JOURNAL:JOURNAL:16000633;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Tuononen, E.I., 2016. Fish community interactions with Very Low Head (VLH) turbine technology. Carleton University.
- Webb, P.W., Hardy, D.H., Mehl, V.L., 1992. The effect of armored skin on the swimming of longnose gar, *Lepisosteus osseus*. *Can. J. Zool.* 70, 1173–1179. <https://doi.org/10.1139/Z92-164>
- Wilkins, J.L., Katzenmeyer, A.W., Hahn, N.M., Hoover, J.J., Suedel, B.C., 2015. Laboratory test of suspended sediment effects on short-term survival and swimming performance of juvenile Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*, Mitchill, 1815). *J. Appl. Ichthyol.* 31, 984–990. <https://doi.org/10.1111/JAI.12875>



**Fig. S5.** Relationship between critical swimming speed (Ucrit) and body length (cm) for 61 fish species tested under laboratory conditions. Model performance is expressed as  $R^2$ .



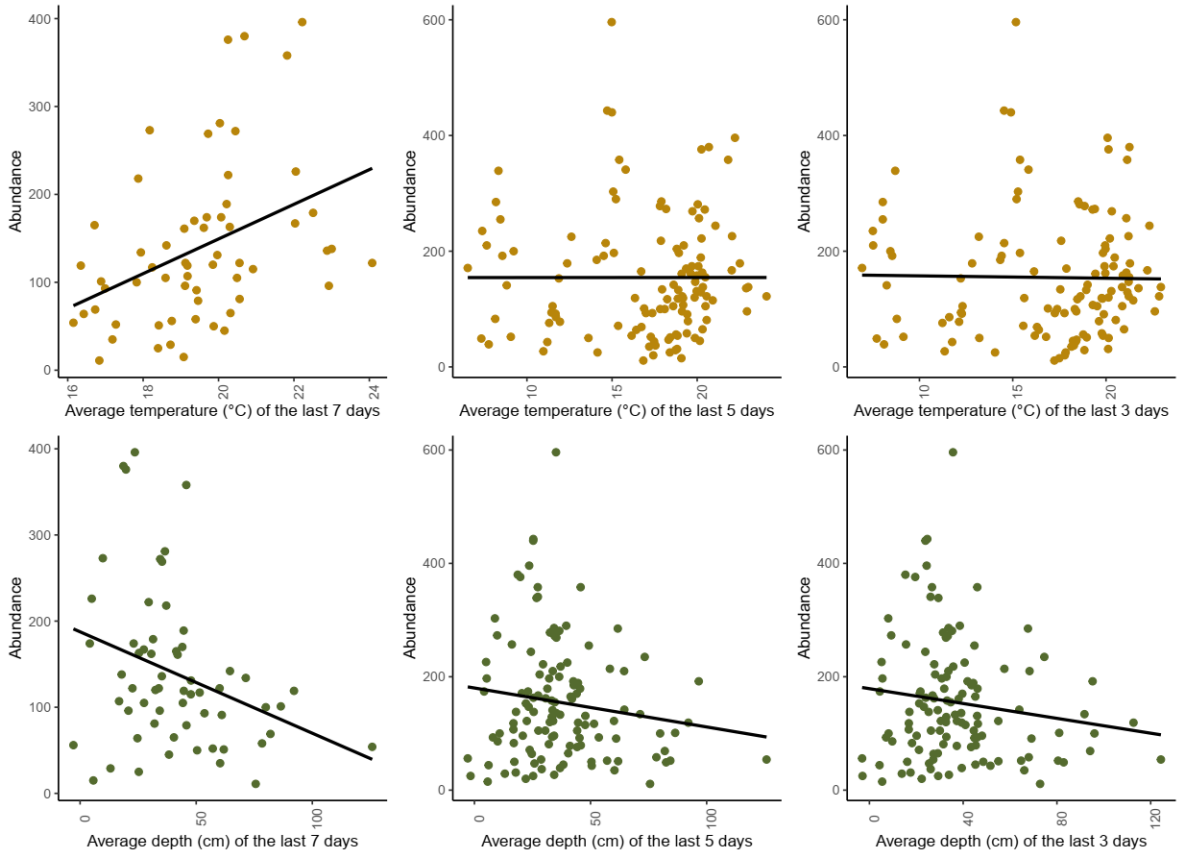
**Fig. S6.** Relative influence (%) of each morphological data to predict Ucrit values for all 113 species from fish in Quebec province.



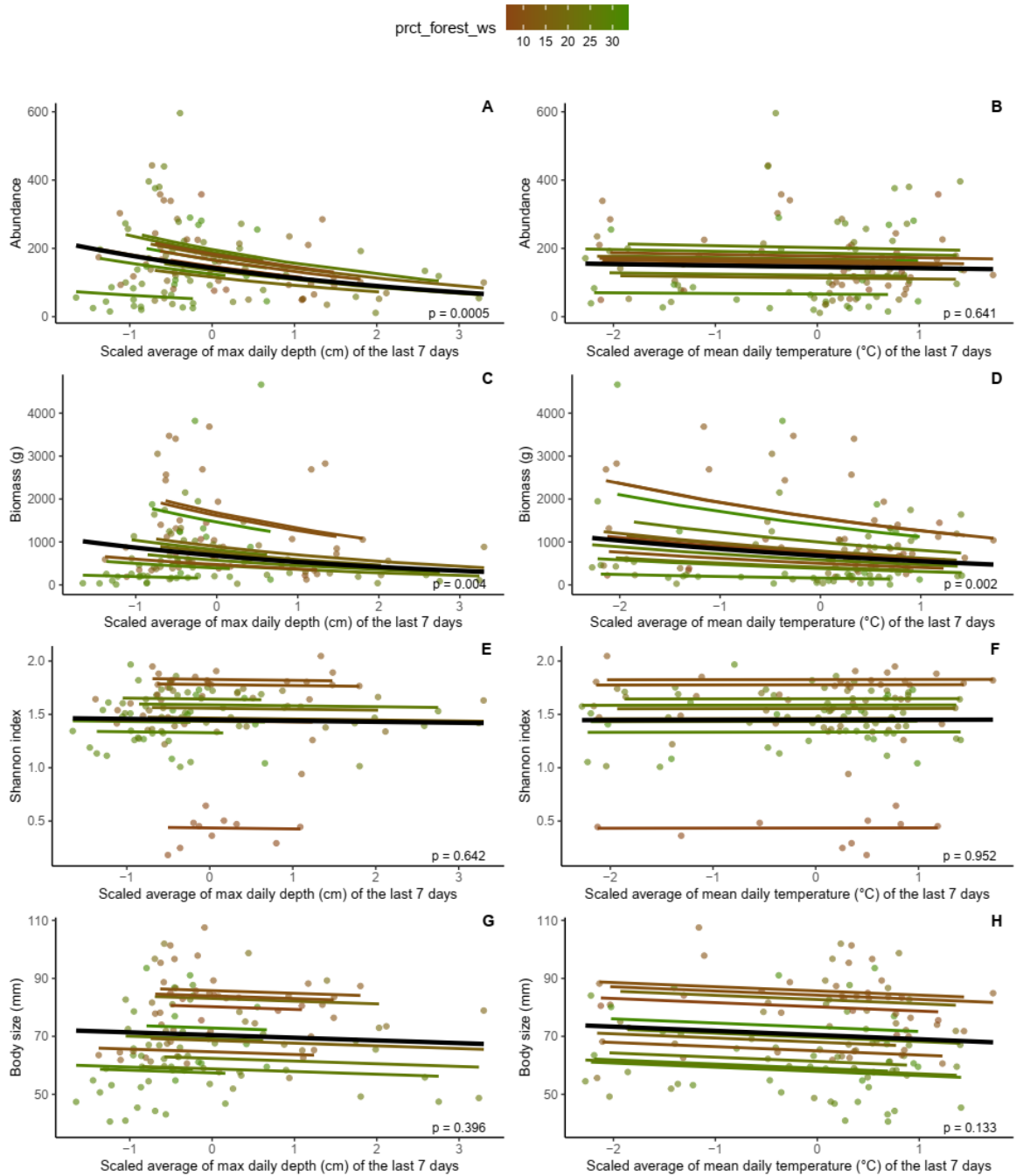
**Fig. S7.** Relationship between observed and predicted Ucrit values based on residuals for 113 fish species. Predictions were generated using morphometric traits selected via the VSURF (Variable Selection Using Random Forests). The model was trained on 61 species with known log-transformed Ucrit values. Model performance is indicated by the coefficient of determination ( $R^2$ ).

**Table S2.** Summary of fish data with 18,581 individuals representing 24 species, with counts provided by species code and scientific name.

| <b>Code</b>                        | <b>Scientific name</b>             | <b>Number</b> |
|------------------------------------|------------------------------------|---------------|
| AMNE                               | <i>Ameiurus nebulosus</i>          | 1             |
| CACO                               | <i>Catostomus commersonii</i>      | 2203          |
| CHEO                               | <i>Chrosomus eos</i>               | 40            |
| CUIN                               | <i>Culaea inconstans</i>           | 2304          |
| CYSI                               | <i>Cyprinella spiloptera</i>       | 30            |
| CYSP                               | <i>Leuciscidae sp .</i>            | 42            |
| ETFL                               | <i>Etheostoma flabellare</i>       | 747           |
| ETNO                               | <i>Etheostoma nigrum/olmsteddi</i> | 2731          |
| FUDI                               | <i>Fundulus diaphanus</i>          | 2             |
| LECY                               | <i>Lepomis cyanellus</i>           | 15            |
| LEGI                               | <i>Lepomis gibbosus</i>            | 19            |
| LUCO                               | <i>Luxilus cornutus</i>            | 1748          |
| MANA                               | <i>Margariscus nachtriebi</i>      | 5             |
| MIDO                               | <i>Micropterus dolomieu</i>        | 48            |
| MIST                               | <i>Miniellus stramineus</i>        | 23            |
| NOCR                               | <i>Notemigonus crysoleucas</i>     | 5             |
| PECA                               | <i>Percina caprodes</i>            | 6             |
| PEOM                               | <i>Percopsis omiscomaycus</i>      | 528           |
| PINO                               | <i>Pimephales notatus</i>          | 557           |
| PIPR                               | <i>Pimephales promelas</i>         | 122           |
| RHAT                               | <i>Rhinichthys atratulus</i>       | 16            |
| RHCA                               | <i>Rhinichthys cataractae</i>      | 749           |
| SEAT                               | <i>Semotilus atromaculatus</i>     | 6247          |
| SECO                               | <i>Semotilus corporalis</i>        | 4             |
| UMLI                               | <i>Umbra limi</i>                  | 209           |
| <b>Total number of individuals</b> |                                    | <b>18581</b>  |
| <b>Total number of species</b>     |                                    | <b>24</b>     |



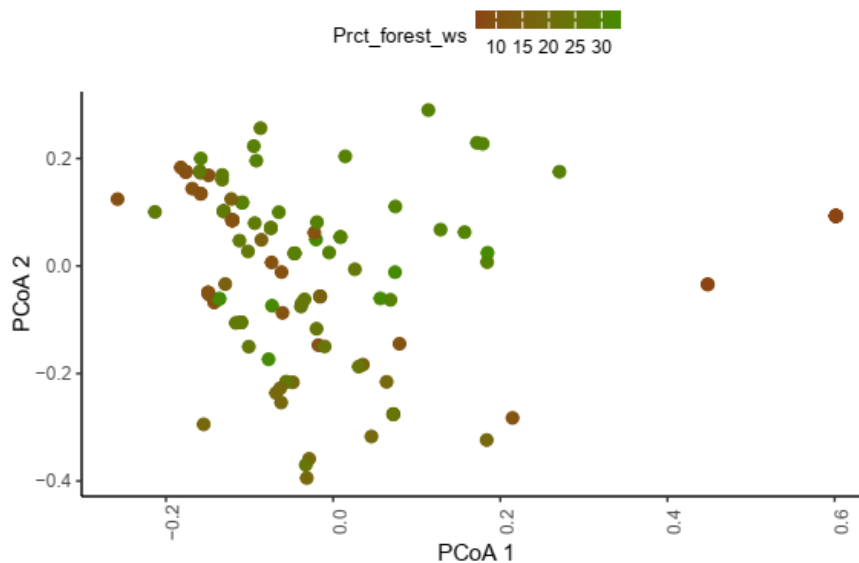
**Fig. S8.** Results of the average temperature (°C) and the daily maximum water depth (cm) over the 3, 5, and 7 days preceding each fish sampling event, based on water temperature data logger and water depth derived from pressure data loggers on fish abundance.



**Fig. S9.** Results of the scaled average daily maximum water depth (cm) and mean daily temperature (°C) of the last 7 days preceding each fish sampling event on (A-B) abundance, (C-D) biomass (g), (E-F) Shannon diversity index, and (G-H) body size (mm) across all three seasons (April to October 2024). Points are colored according to the percentage of forest cover in the watershed (Prct\_forest\_ws). Colored lines show model-predicted trends for each site, based on conditional predictions that include random effects (Sites).

**Table S3.** Results of statistical linear mixed models (LMMs) and generalized linear mixed models (GLMMs) assessing the effects of the 7-day average maximum daily depth (cm), and the 7-day mean water temperature (°C) preceding fish sampling on fish abundance, biomass, Shannon diversity index and mean body size across 12 sites during all three season (April to October 2024). Model performance is indicated by the coefficient of determination (marginal R<sup>2</sup>). Significant effects are indicated bold.

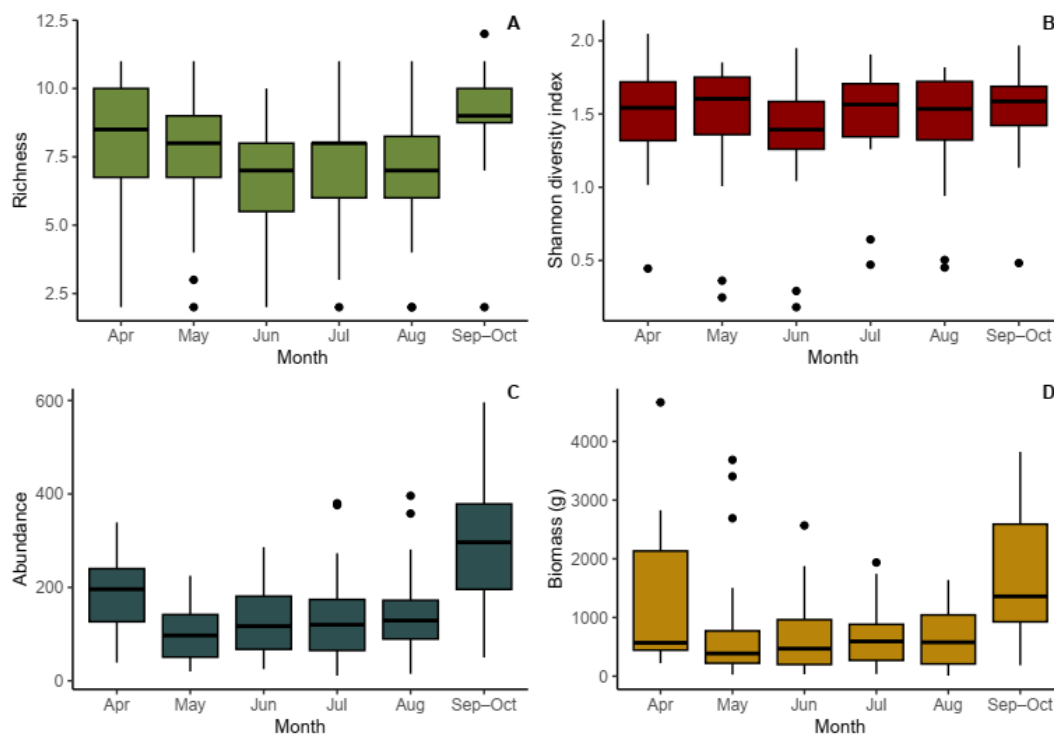
| Fish community index | Maximum water level |                  |         | Mean water temperature |                |         |
|----------------------|---------------------|------------------|---------|------------------------|----------------|---------|
|                      | Estimate            | P value          | R2      | Estimate               | P value        | R2      |
| Abundance            | <b>-0.230</b>       | <b>0.0003***</b> | 0.104   | -0.027                 | 0.641          | 0.002   |
| Biomass              | <b>-0.243</b>       | <b>0.004**</b>   | 0.060   | <b>-0.209</b>          | <b>0.002**</b> | 0.052   |
| Shannon diversity    | -0.008              | 0.642            | 4.9e-04 | <b>1.0e-03</b>         | <b>0.952</b>   | 6.5e-06 |
| Mean body size       | -0.925              | 0.396            | 0.004   | -1.446                 | 0.133          | 0.009   |



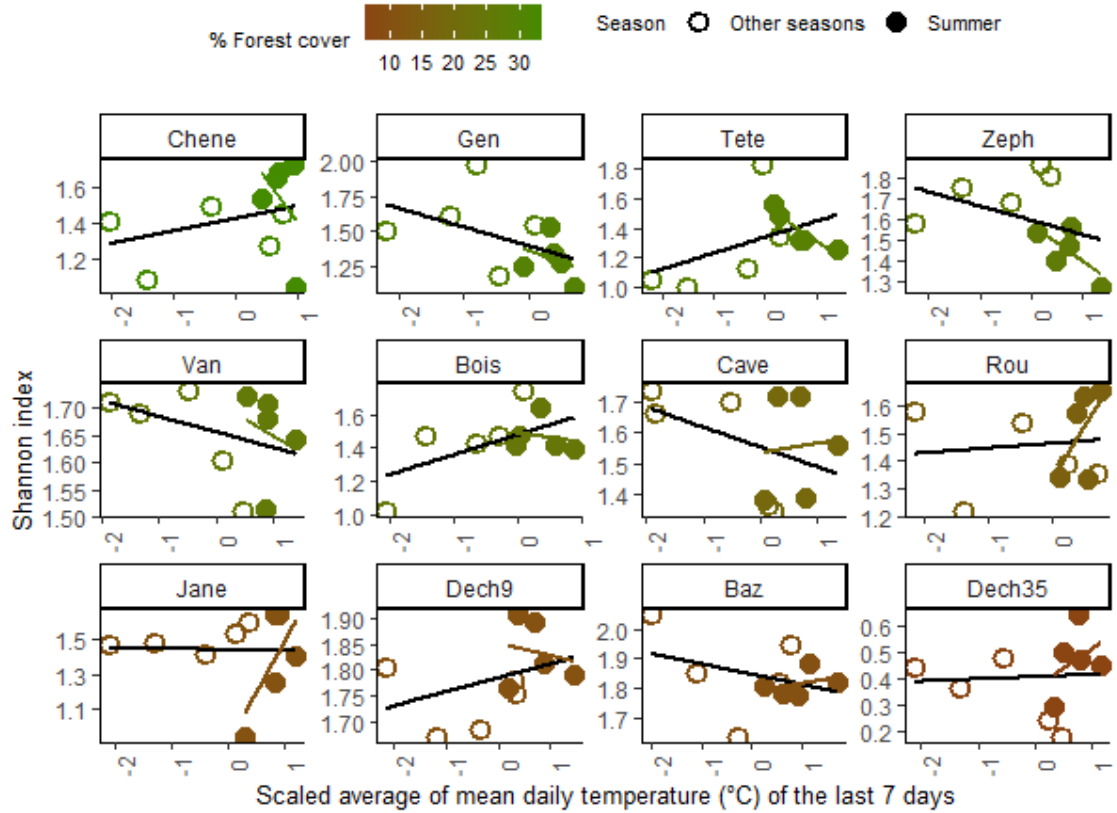
**Fig. S10.** Principal Coordinate Analysis (PCoA) based on Jaccard dissimilarities representing presence-absence of fish species per site in relation to land use gradient (percentage of forest cover within the watershed).

**Table S4.** Statistical results corresponding to the effect of “Season” on fish richness, Shannon diversity, Biomass and abundance in a LMM with site as a random effect, and season, land use, and their interaction as fixed effects. Note that all land use and interaction effects are non-significant.

| Variables                          | Richness    |                  |       | Shannon diversity index |                  |       | Biomass       |                   |       | Abundance    |                     |       |
|------------------------------------|-------------|------------------|-------|-------------------------|------------------|-------|---------------|-------------------|-------|--------------|---------------------|-------|
|                                    | Estim.      | P value          | R2    | Estim.                  | P value          | R2    | Estim.        | P value           | R2    | Estim.       | P value             | R2    |
| Other seasons                      | <b>6.98</b> | <b>0.0002***</b> |       | <b>1.263</b>            | <b>0.0006***</b> |       | <b>1614.9</b> | <b>0.00321 **</b> |       | <b>222.7</b> | <b>4.11e-05 ***</b> |       |
| Summer                             | -1.05       | 0.140            |       | 0.035                   | 0.671            |       | <b>-661.7</b> | <b>0.04263 *</b>  |       | -86.0        | 0.062               |       |
| Interaction other seasons:land use | 0.04        | 0.443            | 0.073 | 0.010                   | 0.432            | 0.033 | -21.3         | 0.32721           | 0.105 | -2.4         | 0.244               | 0.038 |
| Interaction summer:land use        | 0.008       | 0.799            |       | -0.003                  | 0.431            |       | 6.7           | 0.65097           |       | 2.6          | 0.201               |       |



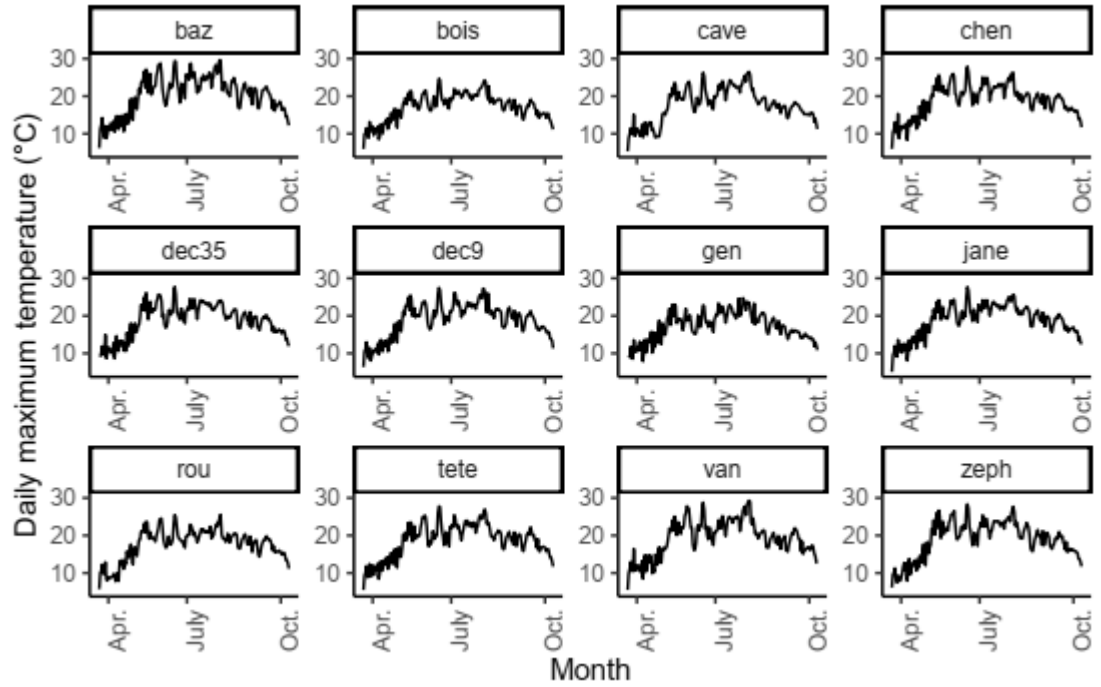
**Fig. S11.** Boxplots showing temporal variation in fish A) species richness, B) Shannon diversity index, C) abundance, and D) biomass (g) across months (April to October 2024), pooled across all 12 study sites.



**Fig. S12.** Relationship between the scaled 7-day mean daily water temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) preceding each fish sampling event and the Shannon diversity index across all three seasons and the summer season. Filled points represent summer samples, while open points indicate spring and fall samples. Point colors reflect the percentage of forest cover in the watershed (Prct\_forest\_ws). Short colored lines illustrate seasonal summer trends, whereas the solid black line represents the overall trend across all seasons.

**Table S5.** Results of statistical linear mixed models (LMMs) and generalized linear mixed models (GLMMs) assessing the effects of the interaction between the 7-day average maximum daily depth (cm), and the 7-day mean water temperature (°C) preceding fish sampling with the percentage of forest in the watershed on fish abundance, biomass, Shannon diversity index and mean body size across 12 sites during all three season (April to October 2024) and across only summer (June 20 to September 22, 2024). Model performance is indicated by the coefficient of determination (marginal and conditional R<sup>2</sup>). Result of multicollinearity among predictors are indicated in the VIF column. Significant effects are indicated bold.

| Influence of 7 days average temperature and max depth on fish community over the year |              |                 |              |                |                      |         |          |          |      |              |                |              |                |                      |               |          |          |      |
|---|--------------|-----------------|--------------|----------------|----------------------|---------|----------|----------|------|--------------|----------------|--------------|----------------|----------------------|---------------|----------|----------|------|
| Fish community index  | Max depth    |                 | % forest     |                | Max depth * % forest |         |          |          | Col. | Mean temp    |                | % forest     |                | Mean temp * % forest |               |          |          | Col. |
|   | Estim.       | P value         | Estim.       | P value        | Estim.               | P value | R2 (con) | R2 (mar) | VIF  | Estim.       | P value        | Estim.       | P value        | Estim.               | P value       | R2 (con) | R2 (mar) | VIF  |
|   |              |                 |              |                |                      |         |          |          |      |              |                |              |                |                      |               |          |          |      |
| Abundance   | <b>-0.22</b> | <b>0.000***</b> | -0.11        | 0.331          | 0.09                 | 0.232   | 0.37     | 0.12     | 1.0  | -0.02        | 0.695          | -0.09        | 0.379          | 0.05                 | 0.351         | 0.24     | 0.02     | 1.0  |
| Biomass   | <b>-0.23</b> | <b>0.005**</b>  | -0.28        | 0.191          | 0.05                 | 0.631   | 0.47     | 0.11     | 1.1  | <b>-0.20</b> | <b>0.002**</b> | -0.29        | 0.179          | -0.09                | 0.159         | 0.50     | 0.15     | 1.0  |
| Shannon index   | -0.00        | 0.608           | 0.07         | 0.534          | -0.01                | 0.595   | 0.81     | 0.03     | 1.0  | 0.00         | 0.936          | 0.07         | 0.514          | 0.00                 | 0.631         | 0.80     | 0.03     | 1.0  |
| Average length  | -1.10        | 0.315           | -7.25        | 0.023          | -0.78                | 0.559   | 0.53     | 0.21     | 1.0  | -1.48        | 0.124          | <b>-6.99</b> | <b>0.027*</b>  | -0.89                | 0.351         | 0.54     | 0.22     | 1.0  |
| Influence of 7 days average temperature and max depth on fish community across summer |              |                 |              |                |                      |         |          |          |      |              |                |              |                |                      |               |          |          |      |
| Fish community index  | Max depth    |                 | % forest     |                | Max depth * % forest |         |          |          | Col. | Mean temp    |                | % forest     |                | Mean temp * % forest |               |          |          | Col. |
|   | Estim.       | P value         | Estim.       | P value        | Estim.               | P value | R2 (con) | R2 (mar) | VIF  | Estim.       | P value        | Estim.       | P value        | Estim.               | P value       | R2 (con) | R2 (mar) | VIF  |
|   |              |                 |              |                |                      |         |          |          |      |              |                |              |                |                      |               |          |          |      |
| Abundance   | <b>-0.28</b> | <b>0.000***</b> | -0.04        | 0.714          | 0.05                 | 0.610   | 0.48     | 0.16     | 1.0  | <b>0.26</b>  | <b>0.001**</b> | 0.06         | 0.515          | -0.02                | 0.803         | 0.32     | 0.18     | 1.0  |
| Biomass   | <b>-0.25</b> | <b>0.011*</b>   | -0.40        | 0.065          | -0.08                | 0.530   | 0.57     | 0.26     | 1.0  | <b>0.21</b>  | <b>0.042*</b>  | -0.29        | 0.108          | 0.06                 | 0.580         | 0.48     | 0.24     | 1.1  |
| Shannon index   | -0.02        | 0.454           | 0.06         | 0.551          | 0.03                 | 0.304   | 0.83     | 0.03     | 1.0  | -0.01        | 0.553          | 0.06         | 0.535          | <b>-0.06</b>         | <b>0.016*</b> | 0.85     | 0.05     | 1.0  |
| Average length  | 1.86         | 0.174           | <b>-8.39</b> | <b>0.008**</b> | -0.94                | 0.578   | 0.66     | 0.36     | 1.0  | -0.64        | 0.604          | <b>-8.85</b> | <b>0.005**</b> | 1.29                 | 0.33          | 0.65     | 0.37     | 1.0  |



**Fig. S13.** Maximum daily water temperature (°C) recorded by temperature data loggers deployed at the 12 sites from April to October 2024.

## CHAPITRE III

### CONCLUSION GÉNÉRALE

#### 3.1 Résultats généraux et conclusion

Cette étude couvrant un échantillonnage à haute résolution temporelle résultant à 120 échantillonnages et trois saisons au cours de l'année 2024, a permis de capturer 18 539 poissons de 24 espèces différentes. Ce projet a également permis de caractériser les fluctuations précises de la température de l'eau et du niveau de l'eau de 12 petits cours d'eau du sud du Québec. L'ensemble de ces données ont mis en évidence les tendances saisonnières des variables abiotiques et biotiques, des effets des événements de canicules et de tempêtes de pluie, ainsi que de son interaction avec l'utilisation du territoire sur la composition des communautés de poissons. Les effets ont été analysés au sein de 20 métriques différentes incluant des indices de communautés et des traits fonctionnels. Globalement, cette étude a permis en outre d'observer des fluctuations saisonnières d'abondance, de biomasse et de longueur moyenne au sein des communautés de poissons. De plus, elle a permis de mettre en évidence l'impact négatif d'une crue subite, en particulier l'augmentation du niveau d'eau maximal sur l'abondance et la biomasse des poissons, avec des effets plus prononcés en été, alors que peu d'effets négatifs de l'augmentation de la température de l'eau ont été observés sur les communautés de poissons. À l'inverse, une hausse de la température de l'eau corrélait avec l'augmentation de l'abondance de poissons. De plus, les événements de canicule observés se rapprochaient davantage de la température optimale de croissance des espèces que de leur température critique maximale. Contrairement à nos attentes, aucun effet synergique n'a été observé entre les EMEs et l'utilisation du territoire sur les communautés de poissons en milieu agricole, mais plutôt sur les communautés en milieu forestier. En effet, l'interaction entre ces deux perturbateurs a engendré une diminution de l'indice de Shannon sous un couvert forestier important (environ 35 %), à mesure que la température moyenne augmente pendant l'été. Finalement, les EMEs n'ont eu aucun effet significatif sur les différents traits examinés. En revanche, l'utilisation du territoire a influencé la

composition fonctionnelle des communautés avec une abondance d'individus de plus grande taille significativement plus élevée dans les sites majoritairement agricole comparée au site forestier. À notre connaissance, notre étude est parmi les premières à avoir évalué les effets simultanés des EMEs et de l'utilisation du territoire, deux facteurs d'érosion majeure de la biodiversité des écosystèmes d'eau douce, sur les communautés de poissons.

## 3.2 Implication pour la gestion

### 3.2.1 Implication pour la gestion générale

L'utilisation du territoire est considérée comme une cause importante du déclin de la biodiversité d'eau douce. Cependant, les effets négatifs de l'utilisation du territoire agricole à l'échelle du bassin versant sur les communautés aquatiques demeurent relativement variables, comme observé dans notre étude et plusieurs autres (Allan, 2004; Effert-Fanta *et al.*, 2019; Maloney & Weller, 2011). Cette incohérence pourrait être due à l'usage de multiples méthodes d'évaluation (Effert-Fanta *et al.*, 2019), l'inconsistance du pouvoir prédictif des mesures d'utilisation du territoire à l'échelle du bassin versant et *in situ* ainsi que l'absence de consensus quant à l'échelle spatiale à laquelle l'utilisation du territoire influence les habitats dulcicoles et les assemblages de poissons (Effert-Fanta *et al.*, 2019; Stanfield & Kilgour, 2013; Wang *et al.*, 2003). Plusieurs facteurs locaux et régionaux exercent une influence sur les paramètres d'habitat et des communautés de poissons, tels que la taille du bassin versant, la largeur et la profondeur du cours d'eau, les conditions locales ripariennes, la surface géologique, le type de sol ainsi que le type de substrat rocheux (Effert-Fanta *et al.*, 2019; Stanfield & Jackson, 2011; Wang *et al.*, 2003). Il est donc essentiel de déterminer avec précision les échelles spatiales, qu'elles soient régionales, locales ou une combinaison des deux, auxquelles les variables d'utilisation du territoire prédisent le plus efficacement la composition des assemblages de poissons afin de déterminer à quelle échelle spatiale les activités de conservation et de restauration sont les plus efficaces (Wang *et al.*, 2003).

### 3.2.2 Implication pour la gestion au Québec

Ce projet a permis d'améliorer les connaissances sur la diversité de poissons de la Montérégie et du Centre-du-Québec, deux régions où la biodiversité des PCE demeure relativement méconnue (Gravel, 2021). Parmi les 24 espèces recensées, aucune espèce à statut précaire n'a été observée. Toutefois, l'occurrence de deux espèces inattendues a été détectée, soit l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) et le crapet vert (*Lepomis cyanellus*). La capture de juvéniles d'achigan à petite bouche, une espèce prisée par les pêcheurs sportifs en Amérique du Nord, confirme l'utilisation des cours d'eau de tête de bassin de ce secteur comme aire de reproduction et d'alevinage par cette espèce. De plus, la capture de crapets verts, une espèce exotique considérée potentiellement préoccupante au Québec, incluant des individus juvéniles et adultes, contribue à documenter de nouvelles occurrences et de préciser l'expansion de son aire de répartition dans le bassin versant de la rivière Yamaska. À ce jour, cette espèce est considérée comme établie au Québec que dans ce bassin versant depuis 2007 (Vachon *et al.*, 2021). Contrairement aux attentes, aucun grand brochet (*Esox lucius*), également une espèce d'intérêt sportif, n'a été observé. Cette absence pourrait s'expliquer par le manque d'herbiers aquatiques denses et de structures submergées (p. ex. branches ou embâcles) au sein des sites échantillonnés, des habitats généralement associés à cette espèce.

Cette étude a également permis d'approfondir les connaissances concernant les effets combinés des EMEs et de l'utilisation du territoire sur les communautés d'eau douce du Québec (Chu *et al.*, 2003; Crouhen *et al.*, 2017) une thématique pour laquelle les données demeurent encore limitées. Les nouvelles données et connaissances sur les espèces et les paramètres d'habitats des PCE caractérisés dans le cadre de notre étude permettent également au gouvernement du Québec, s'il y a nécessité, d'établir des plans d'action pour la protection de l'habitat du poisson et la productivité d'espèces exploitées. De plus, le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) obtient des informations utiles pour la génération d'un protocole d'évaluation des communautés de poissons des PCE dans le but d'assurer une constance au sein des diverses régions et une reproductibilité pour de future

évaluation. Finalement, nos résultats soulignent l'importance d'échantillonner durant les périodes associées aux migrations, notamment en avril et en octobre, où l'abondance, la biomasse, la longueur moyenne et l'indice de diversité atteignent leurs valeurs maximales. De plus, puisque les niveaux moyens et maximaux d'eau ont un effet négatif sur plusieurs composantes des communautés de poissons, en particulier l'abondance et la biomasse, il serait pertinent d'ajuster les périodes de pêche, afin de les décaler de plusieurs jours après les épisodes de grosses pluies.

### 3.3 Perspectives

Cette étude met en évidence la résistance et la résilience actuelles des communautés de poissons des PCE, en particulier dans les milieux agricoles, probablement façonnées par un filtrage évolutif et écologique ayant favorisé les individus adaptés à des conditions environnementales instables et extrêmes. Toutefois, dans un contexte où les EMEs devraient devenir plus fréquents et plus intenses avec les changements climatiques, il devient crucial de déterminer le seuil critique au-delà duquel les communautés ne pourront plus se rétablir. Autrement dit, il s'agit de déterminer à quelle fréquence ou avec quelle intensité les événements dépasseront le CTmax et l'Ucrit moyens des espèces, provoquant des pertes irréversibles de biodiversité et altérant les fonctions écologiques essentielles fournies par les écosystèmes d'eau douce.

Compte tenu du nombre restreint d'études sur ce sujet, nous recommandons que les recherches futures se concentrent à la compréhension des mécanismes écologiques et physiologiques actuels, afin de mieux prédire la réponse des communautés aux changements climatiques et d'identifier les facteurs clés d'adaptation et d'acclimatation. Peu d'études se sont intéressées aux effets combinés des EMEs et de l'utilisation du territoire sur les écosystèmes d'eau douce. Pourtant, il est largement reconnu à l'échelle internationale que l'utilisation du territoire constitue l'une des principales causes du déclin de la biodiversité en eau douce. Les cours d'eau en milieux agricoles présentent généralement des températures plus élevées et une variabilité hydrologique accrue par rapport aux cours d'eau naturels et en milieu forestier. Combinées à une succession

d'EMEs de plus en plus intenses, ces conditions pourraient entraîner un déclin marqué de l'abondance des poissons, une fois les seuils critiques de tolérance des communautés aquatiques dépassés. Je recommande donc que les futures recherches intègrent plus systématiquement ces deux facteurs de stress concomitants, tout en considérant le besoin de déterminer précisément les échelles spatiales auxquelles les variables d'utilisation du territoire permettent de prédire le plus efficacement la composition des assemblages de poissons et les caractéristiques de leur habitat. De telles connaissances sont essentielles pour optimiser les stratégies de gestion, de conservation et de restauration des PCE, afin de préserver les différents services écologiques, tels que la régulation hydrologique, la filtration de l'eau et les zones de refuge et de reproduction pour de nombreuses espèces.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284 p.

Association des gestionnaires régionaux des cours d'eau du Québec (AGRCQ). (2017). Guide sur la gestion des cours d'eau du Québec. Consulté le 20 septembre 2023. Site <https://acrobat.adobe.com/link/track?uri=urn%3Aaaid%3Ascds%3AUS%3Ade7ef5bf-a76e-4615-b7a5-231414be8aef&viewer%21megaVerb=group-discover>. 322 p.

Barbarossa, V., Bosmans, J., Wanders, N., King, H., Bierkens, M. F., Huijbregts, M. A., & Schipper, A. M. (2021). Threats of global warming to the world's freshwater fishes. *Nature communications*, 12(1), 1701.

Chu, C., Minns, C. K., & Mandrak, N. E. (2003). Comparative regional assessment of factors impacting freshwater fish biodiversity in Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(5), 624-634.

Crouhen, V.B., R. Siron & A. Blondlot. (2017). État des lieux des pêches et de l'aquaculture au Québec en lien avec les changements climatiques. Ouranos.

Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R960-R967. DOI: 10.1016/j.cub.2019.08.002.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182. Genuer, R., Poggi, J.-M., Tuleau-Malot, C., 2022. Package "VSURF": Variable Selection Using Random Forests. R package version 4.4.0.

Effert-Fanta, E. L., Fischer, R. U., & Wahl, D. H. (2019). Effects of riparian forest buffers and agricultural land use on macroinvertebrate and fish community structure. *Hydrobiologia*, 841(1), 45-64.

Ferreira, V., R. Albariño, A. Larrañaga, C. J. LeRoy, F. O. Masese & M. S. Moretti. (2023). Ecosystem services provided by small streams: An overview. *Hydrobiologia*, 850(12-13), 2501-2535 p.

Fugère, V., Jacobsen, D., Finestone, E. H., & Chapman, L. J. (2018). Ecosystem structure and function of afrotropical streams with contrasting land use. *Freshwater Biology*, 63(12), 1498-1513.

Gouvernement du Québec. (2025). Portraits régionaux de l'agriculture. Search.php. [https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/agriculture/industrie-agricole-au-quebec/portraits-regionaux-agriculture#:~:text=Mont%C3%A9rie%C3%A9gie%20\\*%20Superficie%20agricole%20:%20771%20000,du%20march%C3%A9%20:%203%20273%20millions%20\\$](https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/agriculture/industrie-agricole-au-quebec/portraits-regionaux-agriculture#:~:text=Mont%C3%A9rie%C3%A9gie%20*%20Superficie%20agricole%20:%20771%20000,du%20march%C3%A9%20:%203%20273%20millions%20$).

Glibert, P. M., Cai, W. J., Hall, E. R., Li, M., Main, K. L., Rose, K. A., ... & Vidyaratna, N. K. (2022). Stressing over the complexities of multiple stressors in marine and estuarine systems. *Ocean-Land-Atmosphere Research*.

Gravel, R. (2021). Communautés ichthyologiques des petits cours d'eau de la Montérégie et leur réponse à différents types d'interventions à des fins de drainage agricole — Rapport technique, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 78 p. et annexes.

Hense, Z., Martin, R. W., & Petty, J. T. (2010). Electrofishing capture efficiencies for common stream fish species to support watershed-scale studies in the central Appalachians. *North American Journal of Fisheries Management*, 30(4), 1041-1050.

Hicke, J. A., Lucatello, S., Mortsch, L. D., Holsman, K., Conde, C., Froehlich, H., & Dukes, J. (2022). Intergovernmental Panel on Climate Change Working Group II Sixth Assessment Report Chapter 14: North America Food and Fibre. In *Global Climate Change Conference Proceedings* (pp. 1929-2042).

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, doi:10.1017/9781009325844. 3056 pp.

Jackson, M. C., Loewen, C. J., Vinebrooke, R. D., & Chimimba, C. T. (2016). Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: A meta-analysis. *Global change biology*, 22(1), 180-189.

Jones, N. E., & Petreman, I. C. (2013). Relating extremes of flow and air temperature to stream fish communities. *Ecohydrology*, 6(5), 826-835.

Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the north american Benthological society*, 19(4), 573-592.

Maloney, K. O., & Weller, D. E. (2011). Anthropogenic disturbance and streams: Land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. *Freshwater Biology*, 56(3), 611-626.

Matthews, W. J., & Marsh-Matthews, E. (2017). *Stream fish community dynamics: A critical synthesis*. JHU Press.

Maxwell, S. L., Butt, N., Maron, M., McAlpine, C. A., Chapman, S., Ullmann, A., ... & Watson, J. E. (2019). Conservation implications of ecological responses to extreme weather and climate events. *Diversity and Distributions*, 25(4), 613-625.

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). (2021). *PROFIL RÉGIONAL de l'industrie bioalimentaire au Québec. ESTIMATIONS POUR L'ANNÉE 2021. Portrait régional et contribution de l'industrie bioalimentaire à l'activité économique régionale*.

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). (2024(a)). Normales climatiques 1981-2010. Climat du Québec. Site internet. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/climat-qc.htm>.

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (MELCCFP). (2024(b)). Atlas de l'eau. Page consulté en septembre 2023. Lien URL : <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/atlas/index.htm>.

Newbold, T. (2018). Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proc. R. Soc. B* 285: 20180792.

Organisme de bassin versant de la Yamaska (OBV Yamaska). (2021). Connaître le bassin versant de la Yamaska. Consulté en mai 2024. Site internet. <https://obv-yamaska.qc.ca/connaitre-le-bassin-versant-de-la-yamaska/>.

Organisme de concertation pour l'eau des bassins versants de la rivière Nicolet (COPERNIC). (2019). Portrait du bassin versant. Documentation. Site internet. <https://copernicinfo.qc.ca/portrait-du-bassin-versant/>.

Ouranos, H. C. (2015). Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Ouranos Consortium on Regional Climatology and Adaptation to Climate Change, 415.

Parmesan, C., Morecroft, M. D., Trisurat, Y., Adrian, R., Anshari, G. Z., Arneth, A., ... & Young, K. (2023). Terrestrial and freshwater ecosystems and their services. In *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability: Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 197-378). Cambridge University Press.

Porter, E. M., Bowman, W. D., Clark, C. M., Compton, J. E., Pardo, L. H., & Soong, J. L. (2013). Interactive effects of anthropogenic nitrogen enrichment and climate change on terrestrial and aquatic biodiversity. *Biogeochemistry*, 114(1), 93-120.

Rahel, F. J. (2002). Homogenization of freshwater faunas. *Annual review of ecology and systematics*, 33(1), 291-315 p.

Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., ... & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological reviews*, 94(3), 849-873.

Reynolds, J. B., & Kolz, A. L. (1996). Electrofishing. In B. R. Murphy & D. W. Willis (Eds.), *Fisheries Techniques* (2nd ed., pp. 221–253). Bethesda, MD: American Fisheries Society.

Reynolds, L. V., P. B. Shafroth & N. L. Poff. (2015). Modeled intermittency risk for small streams in the Upper Colorado River Basin under climate change. *Journal of Hydrology*, 523, 768-780 p.,

Sabater, S., Freixa, A., Jiménez, L., López-Doval, J., Pace, G., Pascoal, C., ... & González-Trujillo, J. D. (2023). Extreme weather events threaten biodiversity and functions of river ecosystems: evidence from a meta-analysis. *Biological Reviews*, 98(2), 450-461.

Sayer, C. A., Fernando, E., Jimenez, R. R., Macfarlane, N. B., Rapacciuolo, G., Böhm, M., ... & Darwall, W. R. (2025). One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction. *Nature*, 1-8.

Schlosser, I. J. (1982). Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological monographs*, 52(4), 395-414 p.

Schweiger, O., J.C. Biesmeijer, R. Bommarco, T. Hickler, P.E. Hulme, S. Klotz, ... & J. Settele. (2010). Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biological Reviews*, 85(4), 777-795 p.

Segurado, P., Ferreira, T., & Branco, P. (2021). Assessing the effects of multiple stressors on aquatic systems across temporal and spatial scales: From measurement to management. *Water*, 13(24), 3549.

Somerville, D. E., & B.A. Pruitt. (2004). Physical stream assessment: A review of selected protocols for use in the Clean Water Act Section 404 Program. Prepared for the US Environmental Protection Agency, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Wetlands Division (Order No. 3W-0503-NATX), Washington, DC.

Stendera, S., Adrian, R., Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Hugueny, B., Januschke, K., ... & Hering, D. (2012). Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: a review. *Hydrobiologia*, 696(1), 1-28.

Stanfield, L. W., & Jackson, D. A. (2011). Understanding the factors that influence headwater stream flows in response to storm events 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 47(2), 315-336.

Stanfield, L. W., & Kilgour, B. W. (2013). How proximity of land use affects stream fish and habitat. *River Research and Applications*, 29(7), 891-905.

Talbot, C. J., Bennett, E. M., Cassell, K., Hanes, D. M., Minor, E. C., Paerl, H., ... & Xenopoulos, M. A. (2018). The impact of flooding on aquatic ecosystem services. *Biogeochemistry*, 141(3), 439-461.

Tassone, S. J., A.F. Besterman, C.D. Buelo, D.T. Ha, J.A. Walter & M.L. Pace. (2023). Increasing heatwave frequency in streams and rivers of the United States. *Limnology and Oceanography Letters*, 8(2), 295-304 p.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2022. National Rivers and Streams Assessment 2023/24: Field Operations Manual – Wadeable. EPA-841-B-22-006. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Washington, DC.

Vachon, N., Normand, S. & Jannelle, S. 2021. Présence du crapet vert (*Lepomis cyanellus*) dans des étangs privés à Bromont : origine de l'introduction d'une espèce exotique dans le bassin versant de la rivière Yamaska? ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de l'Estrie, de Montréal, de la Montérégie et de Laval, Secteur des opérations régionales, Rapp. tech. 16-53. iv + 18 p.

Vander Sleen, P., & J.S. Albert. 2022. Patterns in freshwater fish diversity. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, 26(3), 894-907 p.

Wang, L., Lyons, J., Rasmussen, P., Seelbach, P., Simon, T., Wiley, M., ... & Stewart, P. M. (2003). Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, USA. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, 60(5), 491-505.

Ward, D. L., Schultz, A. A., & Matson, P. G. (2003). Differences in swimming ability and behavior in response to high water velocities among native and nonnative fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 68(1), 87-92.

Woodward, G., Bonada, N., Brown, L. E., Death, R. G., Durance, I., Gray, C., ... & Pawar, S. (2016). The effects of climatic fluctuations and extreme events on running water ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1694), 20150274.

Wohl, E. 2017. The significance of small streams. *Frontiers of Earth Science*, 11, 447-456 p.