



**Effets de l'utilisation du territoire sur la tolérance thermique et
la tolérance au réchauffement de deux espèces de poissons de
petits cours d'eau**

Mémoire présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en biologie

en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

PAR

© **Catherine Lapointe**

Mars 2026

Composition du jury :

François Vézina, président du jury, Université du Québec à Rimouski

Emmanuelle Chrétien, directrice de recherche, Université du Québec à Rimouski

Vincent Fugère, codirecteur de recherche, Université du Québec à Trois-Rivières

Christelle Leung, examinatrice externe, Université du Québec à Trois-Rivières

Dépôt initial 13 décembre 2025

Dépôt final le 20 mars 2026

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord exprimer toute ma gratitude à mes directeurs de recherche, Emmanuelle et Vincent, pour m'avoir offert l'opportunité de réaliser ce projet et pour m'avoir accompagnée avec autant de générosité au fil de ces dernières années. Merci de m'avoir donné l'espace pour proposer mes idées et d'avoir soutenu ce projet dès le départ.

À Emmanuelle, merci d'avoir cru en mes capacités. Ta confiance m'a poussée à me dépasser et ta façon de pousser mes réflexions, de poser les bonnes questions et de m'aider à clarifier chaque détail a énormément enrichi mon travail. À Vincent, je tiens aussi à exprimer une reconnaissance toute particulière. Même à distance, tu as toujours été d'une présence exceptionnelle tout au long du projet. Merci pour ton aide sur le terrain. Ta disponibilité et ta façon de rendre des notions accessibles m'ont permis de gagner en confiance et en autonomie.

Je souhaite également remercier l'équipe terrain avec laquelle j'ai travaillé tout au long de l'été : Audrey, Youri et Pascal, pour leur aide et leur soutien au quotidien. Je tiens à remercier Thibault, Alan et Pierre-Luc pour leur précieuse aide sur le terrain, de même que l'ensemble des membres des laboratoires d'Emmanuelle et de Vincent pour leurs échanges, leur soutien et leurs conseils. Je remercie également Renée Gravel et l'équipe du MELCCFP pour leur collaboration, ainsi que les partenaires ayant soutenu financièrement le projet : le FRQNT (Établissement de la relève professorale), la Chaire UQTR en conservation de la faune aquatique, les subventions à la découverte du CRSNG ainsi que le Groupe de recherche universitaire en limnologie. Je souhaite remercier Alain Caron pour sa grande disponibilité et son aide précieuse concernant les notions de statistiques, ainsi que Marie-Andrée Roy pour son soutien et son accompagnement en cartographie. Finalement, j'aimerais remercier toutes celles et ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ma maîtrise.

Enfin, je souhaite exprimer toute ma gratitude à mes amis pour leur présence et leur soutien tout au long de cette aventure. Un merci tout particulier à mon copain Alexis ainsi qu'à mes parents, Anna et Guy, pour leur confiance, leurs encouragements et leur présence, qui ont été une source précieuse de motivation et de réconfort au cours de ces années.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire est présenté sous la forme d'un article scientifique rédigé en anglais, destiné à une soumission future à la revue scientifique *Functional Ecology*. Il est complété par une introduction et une conclusion générale en français, permettant d'offrir une mise en contexte des concepts écologiques et des notions abordées.

Contribution des auteurs :

Emmanuelle Chrétien et Vincent Fugère ont encadré l'étudiante lors de la planification du travail sur le terrain, de l'analyse des données et de la rédaction de l'article. Audrey Dassylva a contribué à la réalisation des expériences sur le terrain, ainsi qu'à l'organisation des données. C. Lapointe a mené les expériences sur le terrain, réalisé les analyses statistiques et assuré la rédaction du mémoire et de l'article.

RÉSUMÉ

La conversion des habitats naturels en paysages anthropiques, résultant de l'expansion des terres agricoles et de la transformation des zones forestières, représente un enjeu préoccupant pour l'intégrité des cours d'eau. L'utilisation du territoire, combinée au réchauffement climatique, expose les cours d'eau à des températures pouvant excéder les limites supérieures de la tolérance thermique des poissons. Le déplacement vers des zones plus fraîches, l'acclimatation via la plasticité phénotypique ou l'adaptation pour survivre dans des eaux plus chaudes sont tous des mécanismes qui pourraient favoriser leur persistance. Dans le sud du Québec (Canada), la majorité des bassins versants est dédiée aux activités agricoles, lesquelles se pratiquent fréquemment à proximité des petits cours d'eau. Malgré leur importance, les effets de ces pratiques sur la tolérance thermique des populations de poissons demeurent mal connus. Cette étude vise donc à déterminer s'il existe une plasticité phénotypique dans les traits de tolérance thermique au sein des populations qui évoluent dans ces milieux perturbés. Pour ce faire, les objectifs étaient de caractériser et de comparer la température de 12 cours d'eau représentant un gradient d'utilisation du territoire, puis de quantifier la température maximale critique (CT_{max}) et la tolérance au réchauffement (*sensu warming tolerance*; WT) de deux espèces dominantes dans ces cours d'eau en fonction de la température et de l'utilisation du territoire. Des expériences de tolérance thermique *in situ* ont été réalisées sur l'épinoche à 5 épines (*Culaea inconstans*) et le mulot à cornes (*Semotilus atromaculatus*) pour déterminer les CT_{max} et la WT au début, au milieu et à la fin de l'été. Les résultats révèlent qu'un couvert végétal plus important est associé à des températures plus basses dans les cours d'eau. Les expériences de tolérance thermique indiquent que, pour les deux espèces, les CT_{max} augmentent alors que la WT diminue dans les ruisseaux les plus chauds et agricoles. Ces résultats suggèrent que l'ajustement de la tolérance thermique n'est pas complètement suffisant pour compenser le stress thermique. Notre étude souligne l'importance de cibler les populations les plus vulnérables aux effets combinés de l'utilisation du territoire et du réchauffement climatique afin de mieux anticiper les conséquences de ces enjeux.

Mots clés : Acclimatation thermique, déforestation, ectothermes, température maximale critique, tolérance au réchauffement, utilisation du territoire

ABSTRACT

The conversion of natural habitats into anthropogenic landscapes, particularly due to the expansion of agricultural land and the transformation of forested areas, is a major concern for water quality. Land use, combined with global warming, exposes streams to temperatures that can exceed the upper limits of fish thermal tolerance. Migration to cooler areas, acclimation through phenotypic plasticity, or adaptation to survive in increasingly warm waters are all mechanisms that could support their persistence. In southern Quebec (Canada), most watersheds are dedicated to agricultural activities, which are often conducted in proximity to small streams. Despite their importance, the effects of these practices on the thermal tolerance of fish populations remain poorly understood. Therefore, this study aimed to determine whether phenotypic plasticity exists in thermal tolerance traits within populations inhabiting these disturbed environments. The objectives were to characterize and compare the temperature of 12 streams spanning a land use gradient, as well as to quantify and compare the critical thermal maximum (CT_{max}) and warming tolerance (WT) of two dominant species in the region, in relation to stream temperature and land use. *In situ* thermal tolerance experiments were conducted on the Brook Stickleback (*Culaea inconstans*) and the Creek Chub (*Semotilus atromaculatus*) in early, mid and late summer. The results reveal that greater canopy cover is associated with lower stream temperatures. Moreover, thermal tolerance experiments indicate that, for both species, CT_{max} increases while WT decreases in the warmest and most agricultural streams. These results suggest that adjustments in thermal tolerance are not entirely sufficient to compensate for thermal stress. Our study highlights the importance of targeting the most vulnerable populations to the combined effects of land use and climate warming to better anticipate the consequences of these challenges.

Keywords: Critical thermal maximum, deforestation, ectotherms, land use, thermal acclimation, thermal tolerance, warming tolerance

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	vii
AVANT-PROPOS	x
RÉSUMÉ.....	xi
ABSTRACT	xiii
TABLE DES MATIÈRES	xiv
LISTE DES TABLEAUX.....	xvii
LISTE DES FIGURES.....	xix
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES	xxi
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1. LES ECOSYSTEMES AQUATIQUES D’EAU DOUCE.....	1
2. L’UTILISATION DU TERRITOIRE	2
3. LE RECHAUFFEMENT CLIMATIQUE	3
4. EFFETS DE LA TEMPERATURE SUR LES ORGANISMES	4
5. ACCLIMATATION THERMIQUE ET ADAPTATION EVOLUTIVE.....	8
6. METHODES POUR EVALUER LES LIMITES THERMIQUES SUPERIEURES	9
7. PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS.....	11
8. BIOLOGIE DE L’EPINOCHÉ A 5 EPINES ET DU MULET A CORNES.....	11
CHAPITRE 1 EFFECTS OF LAND USE ON THERMAL TOLERANCE AND WARMING TOLERANCE OF TWO COMMON STREAM FISH.....	14
1.1 RESUME.....	15
1.2 ABSTRACT	17
1.3 INTRODUCTION	19
1.4 MATERIAL AND METHODS	21
1.5 RESULTS.....	32

1.6	DISCUSSION	38
1.7	ACKNOWLEDGMENTS.....	44
1.8	SUPPLEMENTARY MATERIAL	45
	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	51
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	57

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Site physico-chemical properties. The temperature (T °C) values, depth (average stream depth) and dissolved oxygen (DO) in % air sat. – mg/L are averaged over the summer period. Watershed area, percentage of land use, canopy characteristics and nutrient concentrations (TN = total nitrogen; TP = total phosphorus) are one-time measures. CC indicates Creek Chub, and BS Brook Stickleback. E, M and L are for early, mid- and late summer, respectively.....	24
Table 2. Replication statement of the study.....	30
Table 3. Results of linear mixed models testing the effects of watershed land use and month (period) on stream temperature and land use, period, and temperature on fish thermal and warming tolerance (WT). R^2_m is the proportion of variance explained by fixed effects, R^2_c is the proportion of variance explained by fixed and random effects, ICC is the interclass correlation, AIC is the Akaike information criterion, and NS indicates non-significant results.	34

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Courbe de performance thermique.	6
Figure 2. Épinoche à 5 épines (David Noakes).	12
Figure 3. Mulet à cornes (modifiée de Gallery.nanfa.org).	13
Figure 4. Map, figure and photographs of study sites. (a) Study area in southern Quebec showing the twelve stations represented by red triangles. (b) Time series of water temperature at each site from June to August 2024. Sites are ordered from the lowest to the highest riparian canopy height. The grey ribbon represents the range of daily temperatures. Blue dots indicate the dates on which thermal tolerance experiments were conducted. For the <i>BOIS</i> site, the first field experiment for CT_{max} measurements was not performed due to weather conditions. Red dashed lines correspond to the mean temperature for each site over the study period. (c) Photographs of a forest site with a riparian buffer strip with high canopy height (Bois) vs. (d) An agricultural site with low riparian forest cover (Baz).....	23
Figure 5. Relationship between stream temperatures and land use (%) across three summer periods. (a) Mean water temperature over the 14 days before thermal tolerance experiments. (b) Maximum water temperature over the 7 days before and after the experiments. Each colour represents a different site, and each point indicates a sampling date.....	34
Figure 6. Effects of sampling periods and mean temperature during the 14 days before the experiments on CT_{max} of (a) Brook Stickleback and (b) Creek Chub. Each colour represents a different site, and each point indicates an organism.	37
Figure 7. Effects of sampling periods and watershed land use on warming tolerance of (a) Brook Stickleback and (b) Creek Chub. Each colour represents a different site, and each point indicates an organism.	38

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

CT_{max}	Température critique maximale
CT_{min}	Température critique minimale
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs
PCE	Petit cours d'eau
T_a	Température ambiante
T_{opt}	Température optimale
UQAR	Université du Québec à Rimouski
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières
WT	Warming tolerance / Tolérance au réchauffement

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1. LES ECOSYSTEMES AQUATIQUES D'EAU DOUCE

Les écosystèmes aquatiques d'eau douce ne représentent que 0,01 % de l'eau sur terre et à peu près 0,8 % de la surface terrestre (Gleick, 1996). Pourtant, plus de 10 000 espèces de poissons vivent dans ces écosystèmes (Lundberg et al., 2000), représentant à peu près 40% de la diversité globale en poissons et un quart des espèces de vertébrés (Cazzolla Gatti, 2016). En plus de cette richesse biologique, ces écosystèmes fournissent une grande variété de biens et de services écosystémiques (Ehrlich & Ehrlich, 1981), définis comme « les bénéfices que les êtres humains tirent des écosystèmes » (MEA, 2003, 2005). Ils incluent, par exemple, les pêcheries (Dudgeon et al., 2006) ou encore la régulation du climat (Hayat & Gupta, 2016). Parmi ces écosystèmes, les petits cours d'eau (PCE) se distinguent par leurs caractéristiques morphologiques, la diversité de leurs habitats, ainsi que leurs volumes d'eau qui varient dans le temps (Schlosser, 1982). Bien que la définition de PCE varie au sein de la littérature, ce terme se réfère habituellement aux ruisseaux de premier et deuxième ordre selon rang de Strahler (Ferreira et al., 2023). Ils peuvent être pérennes, intermittents ou éphémères selon les conditions climatiques (Costigan et al., 2017; Ferreira et al., 2023; Messenger et al., 2021), mais jouent tous un rôle comparable dans le soutien des services écosystémiques. Les PCE représentent 70 à 80 % de la longueur totale des réseaux hydrographiques (Wohl, 2017).

Malgré leur importance, ils demeurent souvent négligés dans les législations et les programmes d'évaluation (Ferreira et al., 2023). De par leur petite taille, leur faible débit, leurs liens étroits avec les milieux terrestres et forestiers, ils sont particulièrement vulnérables aux changements environnementaux (Ferreira et al., 2023).

2. L'UTILISATION DU TERRITOIRE

Les menaces affectant les écosystèmes d'eau douce peuvent généralement être regroupées en 5 grandes catégories : la surexploitation des ressources, l'introduction d'espèces invasives, la pollution, la modification des régimes hydrologiques ainsi que la dégradation de l'habitat (Dudgeon et al., 2006). Au cours des dernières décennies, la dégradation des habitats est devenue un enjeu particulièrement préoccupant en raison des activités humaines à l'échelle du paysage, susceptibles d'affecter les écosystèmes aquatiques ainsi que la qualité des eaux et des habitats (Allan, 2004; Mello et al., 2018). On peut notamment penser aux pratiques agricoles qui se sont intensifiées grâce aux avancées technologiques ainsi qu'au rythme accéléré de la conversion des milieux naturels (Ruiz, 2019) afin de satisfaire la demande croissante en ressources au détriment des zones forestières (Fugère et al., 2016; Macedo et al., 2013; Mello et al., 2018; Vettorazzi & Valente, 2016).

Les changements dans l'occupation du territoire modifient les régimes d'écoulement en réduisant l'infiltration de l'eau dans le sol, ce qui augmente le ruissellement en surface et diminue à la fois l'évapotranspiration et la recharge des nappes phréatiques (MEA, 2005). Ce ruissellement intensifié entraîne l'érosion des sols et la sédimentation des cours d'eau (Comte et al., 2021), augmentant les apports de matière organique allochtone, tels que la litière de feuilles et les débris ligneux. Il favorise également le transport de produits agrochimiques et de nutriments vers les cours d'eau (Cooper, 1993; Fugère et al., 2016; Weijters et al., 2009). La conversion des milieux forestiers en milieux agricoles s'accompagne aussi d'une perte de couverture végétale, ce qui accroît la quantité d'énergie solaire atteignant la surface de l'eau (Fugère et al., 2016). Par conséquent, la température des cours d'eau peut augmenter rapidement dans ces conditions (Abell & Allan, 2002). Une augmentation de 7,8 °C des températures mensuelles maximales moyennes de l'eau dans le bassin versant de la rivière Alsea en Oregon aurait d'ailleurs été enregistrée à la suite d'une déforestation riveraine (Caissie, 2006). Tous ces impacts liés aux pratiques agricoles sont

particulièrement présents dans les PCE en raison de leur proximité immédiate des terres agricoles et de leurs faibles volumes d'eau (Halbach et al., 2021).

3. LE RECHAUFFEMENT CLIMATIQUE

Les changements globaux, et plus précisément le réchauffement climatique, exercent également une pression sur les écosystèmes. Il s'agit d'ailleurs d'un des enjeux environnementaux les plus importants de notre époque (Houghton, 2005) qui transforment rapidement les écosystèmes d'eau douce (Dahal et al., 2025). En effet, le réchauffement climatique s'accompagne de plusieurs conséquences dont la perturbation des cycles hydrologiques via, par exemple, l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements de précipitations extrêmes (Dahal et al., 2025). Par ailleurs, le réchauffement climatique implique une hausse globale de la température. À court terme, les projections climatiques indiquent une augmentation de 1,5 °C de la température moyenne globale sur une période de 20 ans, entre 2021 et 2040, par rapport à la moyenne des années 1850-1900 (Lee et al., 2021). À plus long terme, les projections montrent une augmentation possible allant jusqu'à 6 °C d'ici 2100 (Lee et al., 2021). Le réchauffement climatique implique également une intensification des phénomènes extrêmes, tels que la fréquence et l'intensité des épisodes de chaleur extrême, ainsi qu'une diminution des périodes de froid intense (Houghton, 2005). Ces changements dans les régimes de température s'accompagnent d'un risque pour les écosystèmes puisque la capacité d'adaptation des espèces dépend du rythme auquel ces modifications se produisent (Houghton, 2005). Dans les PCE exposés aux pratiques agricoles, ces effets peuvent être particulièrement prononcés, et une homogénéisation des températures pourrait être observée.

En effet, comme les perturbations d'origine humaine surviennent la plupart du temps de manière interdépendante, il est possible de se demander comment les facteurs de stress liés au changement global pourraient interagir entre eux et influencer une population ou un écosystème. Ces interactions peuvent avoir des effets équivalents (additifs), accrus

(synergiques) ou réduits (antagonistes) par rapport à la somme des effets individuels des facteurs de stress (Jackson et al., 2016). Dans un contexte où l'utilisation du territoire interagit de manière synergique avec d'autres pressions, telles que le réchauffement climatique (Meyer et al., 1999), les conditions thermiques des cours d'eau risquent d'atteindre des extrêmes et, ultimement, de mener à une perte de biodiversité dans les cours d'eau à proximité des terres agricoles (Comte et al., 2021).

4. EFFETS DE LA TEMPERATURE SUR LES ORGANISMES

La température des cours d'eau est un paramètre non négligeable lorsqu'il est question d'écologie puisqu'elle permet de déterminer la santé globale d'un écosystème aquatique (Coutant, 1999). En effet, les régimes thermiques jouent un rôle important dans l'évolution, les fonctions physiologiques, la répartition et l'écologie des organismes aquatiques et notamment des poissons, puisque la plupart de ceux-ci sont de nature ectotherme (Fry, 1971; Macedo et al., 2013). À la différence des endothermes qui maintiennent une température interne constante grâce à leur métabolisme, les ectothermes ont une température corporelle qui dépend de leur environnement, et donc de la température ambiante (T_a) (Beitinger et al., 2000; Macedo et al., 2013). Chaque organisme vit dans une gamme de températures limitées (Pörtner & Farrell, 2008) et les espèces ectothermes occupent des niches thermiques spécifiques auxquelles elles sont adaptées (Hochachka & Somero, 2002; Pörtner, 2010; Potts et al., 2021).

Afin d'expliquer les effets de la température sur les poissons, les concepts de « performance thermique » et de « tolérance thermique » sont couramment utilisés dans la littérature (Ern et al., 2023). D'une part, la performance thermique correspond à la capacité d'un individu à réagir après un changement de température et peut être mesurée à l'aide d'indices comportementaux ou physiologiques (Desforges et al., 2023). D'autre part, la tolérance thermique correspond à la plage de températures favorables comprenant la zone

optimale et sous-optimale pour les performances. Au-dessus ou en dessous de cette plage de température, la performance est affectée négativement et l'espèce ne peut survivre que pendant une période limitée (Cereja, 2020; Madeira et al., 2012). La tolérance thermique d'une espèce peut être évaluée via des caractéristiques de performance représentées à l'aide d'une courbe de performance thermique (Figure 1) (Ern et al., 2023). Les métriques de performance utilisées chez les poissons incluent des aspects de la performance de nage, du taux métabolique maximal ou de la croissance, par exemple (Lefevre et al., 2021; Morgan et al., 2022). Les représentations de courbe de performance ressemblent généralement à une courbe renversée représentant la performance qui augmente initialement lentement avec l'augmentation des températures, jusqu'à une température optimale (T_{opt}) à laquelle la courbe atteint un plateau, avant une diminution rapide à des températures supra-optimales (Payne et al., 2016). L'espèce, le stade de vie et le trait en question sont tous des facteurs qui peuvent influencer l'allure de cette courbe (Jutfelt et al., 2024). Les limites thermiques inférieures et supérieures de cette courbe de performance se nomment couramment « température minimale critique, CT_{min} » et « température maximale critique, CT_{max} », respectivement. Ces limites correspondent au point thermique avant la mort d'un organisme (Beitinger et al., 2000).

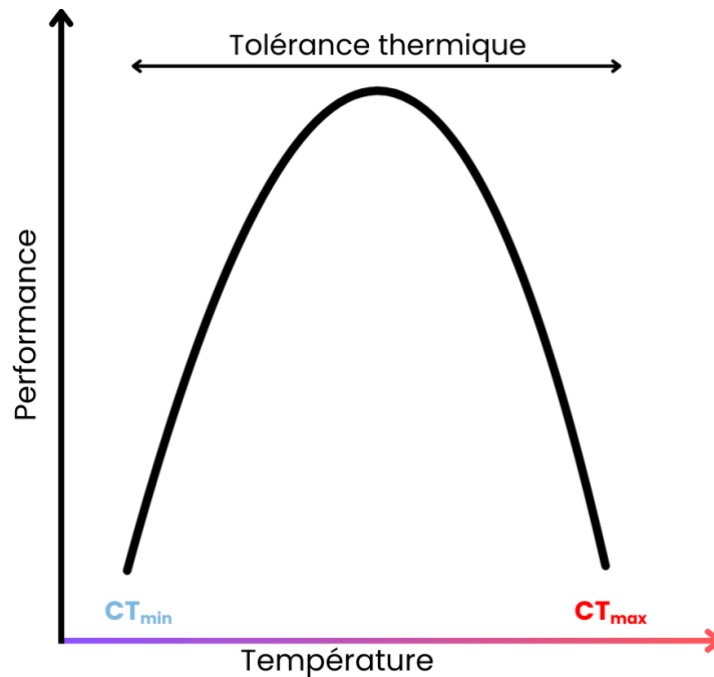


Figure 1. Courbe de performance thermique.

Dans un contexte de changements globaux, les systèmes aquatiques font face, entre autres, à des augmentations des températures de l'eau. La réduction de la performance d'un organisme s'observe quand on s'éloigne de la T_{opt} . Si la limite supérieure de la tolérance thermique est excédée de manière persistante ($> CT_{max}$), une défaillance fonctionnelle irréversible peut être observée (Comte & Olden, 2017; Jutfelt et al., 2024). Dans ce contexte, les populations devraient s'adapter pour perdurer dans des habitats de plus en plus chauds en déplaçant, par exemple, leur CT_{max} ou leur T_{opt} grâce à des ajustements physiologiques. Sinon, des effets directs au niveau fondamental pourraient survenir (Macedo et al., 2013), notamment des perturbations de l'activité enzymatique ou du taux métabolique, des changements réversibles dans la structure des protéines réduisant leurs fonctions ainsi que des changements dans la fluidité des membranes cellulaires (Jutfelt et al., 2024). Par ailleurs, des effets indirects pourraient également se manifester, affectant l'abondance et la répartition

des espèces et/ou stimulant la propagation d'espèces envahissantes ou de maladies, par exemple (Macedo et al., 2013; Parmesan, 2006).

La migration vers des environnements plus favorables, la plasticité physiologique (c.-à-d. l'acclimatation) et/ou l'adaptation évolutive grâce à des changements génétiques via la sélection naturelle représentent tous des réactions possibles face aux défis thermiques que vivent les populations de poissons (Dallas & Rivers-Moore, 2018; Narum et al., 2013). Chez les poissons strictement dulcicoles, les possibilités de déplacement sont généralement limitées en raison de la nature souvent isolée de leurs habitats (Arthington et al., 2016; Van Vliet et al., 2011; Woodward et al., 2010). Au sein de ces systèmes, une stratégie de thermorégulation comportementale fréquemment observée consiste donc à utiliser des refuges thermiques, c'est-à-dire des zones d'eau froide provenant d'affluents ou d'infiltration souterraine (e.g., Frechette et al., 2018; Kanno et al., 2014). Ces refuges permettent aux organismes de se protéger dans le temps et l'espace face aux températures extrêmes vécues dans leur milieu initial (Linnansaari et al., 2023; McCullough et al., 2009; Sullivan et al., 2021). Leur disponibilité tend toutefois à diminuer (Gillis et al., 2023) avec l'homogénéisation de la température des cours d'eau liée au changement climatique. De plus, dans certains paysages anthropisés, tels que des cours d'eau à forte activité agricole, l'habitat physique des cours d'eau est simplifié en raison des travaux d'aménagement qu'il ne reste souvent plus de variation thermique ni de véritables refuges thermiques pour les organismes (Turunen et al., 2021). Dans ce contexte, l'absence de refuge dans ce système précède même les effets du changement climatique. Par conséquent, l'acclimatation thermique ainsi que l'adaptation évolutive sont deux processus nécessaires pour les populations de poissons faisant face à des conditions thermiques dépassant leur optimum de température (Morgan et al., 2022; Narum et al., 2013).

5. ACCLIMATATION THERMIQUE ET ADAPTATION EVOLUTIVE

L'acclimatation thermique permet de redéfinir la CT_{max} lorsque les T_a ne correspondent plus aux préférences thermiques des organismes (Huey et al., 1999; Leclerc et al., 2022). Ce processus implique une variété d'ajustements des taux physiologiques tels que la fréquence cardiaque, le taux métabolique et l'activité enzymatique (Seebacher et al., 2015). L'effet de l'acclimatation thermique peut ultimement conduire à un déplacement adaptatif de la performance thermique, de sorte que la T_{opt} d'un organisme se rapproche de la nouvelle température à laquelle celui-ci est exposé (Huey et al., 1999). Toutefois, cette augmentation de CT_{max} n'est pas illimitée ; il existe un plafond à l'acclimatation thermique. Un nombre croissant d'études suggère notamment un lien entre l'hypoxie et la tolérance thermique, expliqué par le concept OCLTT (Oxygen and capacity limited thermal tolerance) (Pörtner, 2010; Pörtner & Farrell, 2008). Selon ce modèle théorique, la tolérance thermique d'un organisme serait limitée par sa capacité à oxygéner ses tissus. Autrement dit, avec une augmentation de température, le métabolisme de l'organisme augmente, et au-delà de la T_{opt} , la capacité du système à oxygéner les tissus est affectée. La capacité de l'organisme à tolérer des températures plus élevées est alors affectée (Pörtner, 2010). Par ailleurs, une autre théorie, basée sur le métabolisme et ses fondements biochimiques, suggère que l'ensemble des processus biologiques dépend du métabolisme d'un organisme, lequel est lui-même conditionné par la sensibilité des enzymes à la température (Brown et al., 2004). Dans ce contexte, les températures extrêmes altéreraient les processus métaboliques (Molnár et al., 2017) et limiteraient l'acclimatation thermique. Finalement, les processus évolutifs d'adaptation locale et de changements génétiques se déroulant sur plusieurs générations peuvent également modifier les limites thermiques supérieures d'une population, lui permettant de s'ajuster face aux augmentations de température (Barrett et al., 2011).

6. METHODES POUR EVALUER LES LIMITES THERMIQUES SUPERIEURES

La métrique la plus utilisée pour quantifier la limite supérieure de la tolérance thermique des ectothermes est la CT_{max} d'un organisme (Beitinger et al., 2000; Desforges et al., 2023; Ern et al., 2023). Chez les poissons, la CT_{max} correspond à la température à laquelle l'organisme perd l'équilibre, ce qui représente un point sous-létal. Ce comportement peut être expliqué par un dysfonctionnement musculaire ou neuronal entraînant une incapacité à contrôler et contracter la musculature responsable du maintien de l'équilibre dans l'eau (Beitinger et al., 2000). L'évaluation de la CT_{max} repose sur des expériences de tolérance thermique. Chez les poissons, ces expériences consistent à exposer un organisme à une augmentation constante de la température de l'eau à un taux rapide et standard, habituellement de 0,33 °C par minute à partir de sa température d'acclimatation, et ce, jusqu'à l'atteinte de la perte d'équilibre (Beitinger et al., 2000; Chen et al., 2013; Kochhann et al., 2021; Turko et al., 2020). Ces expériences sont largement utilisées au sein de la communauté scientifique et permettent d'atteindre plusieurs objectifs tels que prédire la répartition des espèces (Sunday et al., 2012) et la vulnérabilité locale des espèces (Morley et al., 2019; Van Der Walt et al., 2021) ainsi qu'investiguer sur les mécanismes physiologiques de la tolérance thermique (Ern et al., 2023). Étant donné la simplicité de la méthode, au cours des 15 dernières années, l'intérêt envers la CT_{max} des organismes aquatiques ectothermes a augmenté de manière significative (Raby et al., 2025, prépublication).

L'estimation de la CT_{max} peut ultimement permettre de lier ce trait aux T_a des cours d'eau via la tolérance au réchauffement (warming tolerance, WT). La WT indique dans quelle mesure un organisme évolue près de sa limite thermique supérieure dans l'environnement (Dai et al., 2022). Il s'agit toutefois d'une mesure permissive, puisque la performance physiologique des organismes commence souvent à être compromise bien avant d'atteindre la CT_{max} (Beitinger et al., 2000). Cette métrique reste néanmoins utile pour prédire la vulnérabilité des organismes aux changements de température dans les milieux aquatiques. Pour une même valeur de CT_{max} , à mesure que les T_a vécues par les organismes augmentent,

la tolérance au réchauffement diminue, ce qui intensifie par le fait même la période de sensibilité aux augmentations de température (Leclair et al., 2020).

La CT_{max} n'est pas identique pour tous les individus ou les populations. Plusieurs facteurs contribuent à la variation intraspécifique des limites thermiques supérieures, notamment la plasticité phénotypique et les différences dans cette plasticité entre les individus (Stearns, 1989). La plasticité phénotypique se définit par la capacité d'un génotype à produire deux phénotypes ou plus à la suite d'une exposition aux variations environnementales (Barley et al., 2021). L'acclimatation thermique représente ainsi une forme de plasticité qui modifie les limites thermiques d'un organisme (Somero, 2010).

Étant donné que les augmentations de température sont susceptibles d'affecter les organismes et que ceux-ci sont soumis à différentes conditions thermiques locales, on peut s'intéresser aux possibles différences dans la tolérance au réchauffement entre les populations d'une même espèce afin d'évaluer leur vulnérabilité à ces enjeux.

En effet, évaluer la WT des populations représente une étape importante pour anticiper si celles-ci pourront faire face aux réchauffements prévus. Le sud du Québec est une région largement occupée par les activités agricoles intensives (Ruiz, 2019), lesquelles se pratiquent souvent à proximité immédiate de PCE (Couture et al., 2024). Les cultures en Montérégie occupent d'ailleurs à peu près 52% de sa superficie (Couture et al., 2024). Dans un contexte où cette utilisation du sol s'ajoute aux effets du réchauffement climatique, les cours d'eau risquent de connaître des conditions thermiques de plus en plus extrêmes, ce qui pourrait exercer une pression de sélection importante sur les poissons qui occupent les PCE de cette région. Pourtant, la capacité de ces populations à tolérer de tels changements demeure encore mal connue. Évaluer l'existence d'une plasticité phénotypique dans les traits de tolérance thermique constitue une étape importante pour déterminer si ces populations peuvent s'ajuster à ces pressions anthropiques et environnementales.

7. PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS

L'objectif principal de notre recherche était de documenter, à l'aide d'une approche écophysiological, les effets de l'utilisation du territoire sur la température des cours d'eau du sud du Québec ainsi que sur la tolérance thermique des communautés de poissons qui y vivent lors de la saison estivale. Pour ce faire, nous avons caractérisé et comparé la température moyenne et maximale de 12 PCE représentant un gradient d'utilisation du territoire. Nous avons ensuite quantifié et comparé la CT_{max} chez deux espèces bien répandues dans la région, soit l'épinoche à 5 épines (*Culaea inconstans*) et le mulot à cornes (*Semotilus atromaculatus*), afin d'évaluer une possible acclimatation et/ou adaptation selon les milieux. Nous avons aussi calculé et comparé la tolérance au réchauffement chez ces deux espèces afin d'évaluer leur vulnérabilité face au réchauffement futur. Nous supposons que les températures des ruisseaux agricoles seront plus élevées qu'en milieu forestier, en raison d'une exposition accrue au rayonnement solaire. Nous supposons également que les organismes en milieu agricole présenteront une CT_{max} plus élevée que celle des organismes forestiers. Avec une température du milieu plus élevée, nous croyons toutefois que la tolérance au réchauffement restera plus étroite en milieu agricole, rendant les organismes plus vulnérables aux augmentations de température futures.

8. BIOLOGIE DE L'ÉPINOCHÉ À 5 ÉPINES ET DU MULET À CORNES

L'épinoche à 5 épines (Figure 2) appartient à la famille des Gastérostéidés. Il s'agit d'un petit poisson au corps haut, comprimé latéralement, lisse et dépourvu d'écaillés. Elle se distingue par 5 épines dorsales pouvant se rabaisser dans un sillon ainsi qu'une nageoire caudale arrondie séparée du corps par un pédoncule élancé (Scott & Crossman, 1974). Cette espèce est largement distribuée dans les eaux claires et froides du centre-nord de l'Amérique du Nord. La période de fraie a lieu de la fin avril à juillet, généralement en eau profonde et à

des températures se situant entre 8 et 19 °C (Scott & Crossman, 1974). Elle se retrouve dans de petits cours d'eau et des étangs caractérisés par des eaux froides, claires et à végétation dense, et se nourrit principalement de larves d'insectes aquatiques, de crustacés, ainsi que d'œufs et de larves de poissons (Scott & Crossman, 1974).

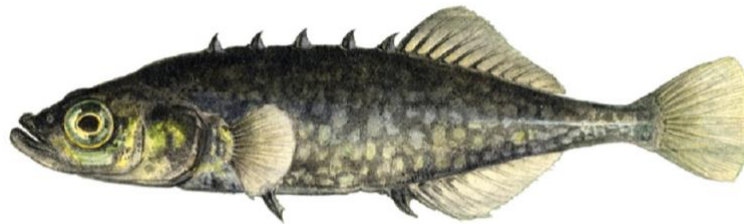


Figure 2. Épinoche à 5 épines (David Noakes).

Le mullet à cornes (Figure 3) appartient à la famille des Leuciscidae. Il se caractérise par un corps trapu et robuste, ainsi qu'une tache noire distincte à la base des trois premiers rayons de la nageoire dorsale. En période de fraie, le mâle se distingue par des tubercules nuptiaux bien développés sur la tête et la face dorsale des nageoires pectorales (Scott & Crossman, 1974). Cette espèce est largement distribuée dans les petits ruisseaux clairs. Au Canada, le mullet à cornes est présent dans plusieurs lacs et cours d'eau de l'est et du centre, et constitue le mené le plus commun des cours d'eau de l'est de l'Amérique du Nord. La fraie a lieu au printemps lorsque la température de l'eau atteint environ 13 °C (Scott & Crossman, 1974). Son habitat optimal correspond à des cours d'eau clairs et frais, avec un substrat de gravier et des bassins offrant une nourriture abondante (Moshenko & Gee, 1973). Au cours de sa croissance, son régime alimentaire évolue, passant de petites larves à des insectes aquatiques et terrestres adultes.



Figure 3. Mulet à cornes (modifiée de Gallery.nanfa.org).

CHAPITRE 1
EFFECTS OF LAND USE ON THERMAL TOLERANCE AND WARMING
TOLERANCE OF TWO COMMON STREAM FISH

Catherine Lapointe¹, Vincent Fugère², Audrey Dassylva², Emmanuelle Chrétien¹

¹ Department of Biology, Chemistry, and Geography, Université du Québec à Rimouski, 300 Allée des Ursulines, Rimouski, Québec G5L 31A, Canada

² Department of Environmental Sciences, Université du Québec à Trois-Rivières, 3351 boulevard des Forges, Trois-Rivières, Québec, G8Z 4M3, Canada

*Cet article scientifique rédigé en anglais est en préparation pour une soumission à la revue scientifique **Functional Ecology**.*

1.1 RESUME

1. La conversion des habitats naturels en paysages anthropiques par la déforestation et l'agriculture est un facteur majeur de la perte de biodiversité en eau douce. Combinée au réchauffement climatique, l'utilisation du territoire expose les ruisseaux à des températures plus élevées qui sont susceptibles de dépasser la tolérance thermique supérieure des ectothermes, tels que les poissons. La persistance de ces organismes dans ces milieux pourrait dépendre de leur capacité à tolérer ou à s'ajuster à ces températures accrues. Toutefois, on en sait encore peu sur la capacité des populations de poissons à faire face aux effets thermiques cumulés de l'utilisation du territoire et des changements climatiques.
2. Dans une région d'agriculture intensive du sud du Québec (Canada), l'objectif de cette étude est de déterminer si deux espèces communes de poissons de petit cours d'eau présentent une plasticité phénotypique dans leur tolérance au réchauffement, en réponse aux variations saisonnières et spatiales de température le long d'un gradient d'utilisation du territoire. Nous avons d'abord caractérisé et comparé la température de 12 ruisseaux suivant ce gradient. Nous avons ensuite comparé la température critique maximale (CT_{max}) et la tolérance au réchauffement (WT) de l'épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*) et du mulot à cornes (*Semotilus atromaculatus*). Pour ce faire, nous avons mené des expériences de tolérance thermique à proximité immédiate des ruisseaux au début, au milieu et à la fin de l'été, testant 644 poissons provenant de 24 populations.
3. Des températures plus fraîches ont été observées dans les ruisseaux dont le bassin versant était forestier ou dont la canopée riveraine était plus élevée, indiquant que différentes configurations spatiales du couvert forestier offrent des bénéfices thermiques similaires. Les deux espèces de poissons ont montré des variations temporelles et spatiales de CT_{max} . Des effets saisonniers ont été observés, avec une tolérance thermique plus élevée au milieu de l'été lorsque les ruisseaux atteignaient

leur température maximale après plusieurs vagues de chaleur. La CT_{max} était également plus élevée dans les ruisseaux plus chauds (agricoles), ce qui suggère une acclimatation ou une adaptation des populations à leur environnement thermique local. Toutefois, la tolérance au réchauffement diminuait pour les deux espèces lorsque la température augmentait, avec les valeurs les plus faibles observées au milieu de l'été dans les sites agricoles.

4. Ces résultats suggèrent que la présence d'ajustements de la tolérance thermique sont présents, mais ne suffisent pas entièrement à compenser le stress thermique induit par l'utilisation du territoire. Bien que des valeurs positives de WT indiquent qu'une certaine résilience à un réchauffement supplémentaire demeure possible, des effets sublétaux du réchauffement pourraient survenir dans les ruisseaux les plus chauds. Notre étude souligne l'importance d'examiner les populations les plus vulnérables aux effets combinés de l'utilisation du territoire et du réchauffement climatique afin de mieux anticiper les conséquences de ces défis.

1.2 ABSTRACT

1. The conversion of natural habitats into anthropogenic landscapes through deforestation and agriculture is a major driver of freshwater biodiversity loss. Combined with global warming, land use exposes streams to higher temperatures that may exceed the upper thermal tolerance of ectotherms such as fishes. Persistence in these habitats might depend on organisms' ability to tolerate or adjust to elevated temperatures, but little is known about the capacity of natural stream populations to deal with the cumulative thermal effects of land use and climate change.
2. Working in an area of intensive agriculture in southern Quebec (Canada), we examined whether two common species of stream fish show phenotypic plasticity in heat tolerance in response to seasonal and spatial temperature variation along a land use gradient. We first characterized and compared the temperature of 12 streams following a land use gradient. Then, we compared the critical thermal maximum (CT_{max}) and warming tolerance (WT) of Brook Stickleback (*Culaea inconstans*) and Creek Chub (*Semotilus atromaculatus*). We conducted stream-side thermal tolerance experiments during early, mid and late summer, testing 644 fish from 24 populations.
3. Cooler temperatures were observed in streams with forested watersheds or taller riparian canopy, indicating that multiple spatial configurations of forest cover provide similar thermal benefits. Both fish species displayed temporal and spatial variation in CT_{max} . Seasonal effects were found, with higher thermal tolerance in mid-summer when streams reached their warmest temperature after several heat waves. CT_{max} was also higher in warmer (agricultural) streams, suggesting acclimation or adaptation of populations to the local thermal environment. However, WT for both species narrowed with increasing temperature, with the lowest values observed in mid-summer at agricultural sites.
4. These results suggest that adjustments in thermal tolerance are common but not entirely sufficient to compensate for thermal stress induced by watershed land use.

While positive WT values indicated that some resilience to additional warming remains, sublethal impacts of warming could occur at the warmest streams. Our study highlights the importance of examining the most vulnerable populations to the combined effects of land use and climate warming to better anticipate the consequences of these challenges.

1.3 INTRODUCTION

Land use changes, including deforestation, agricultural expansion, and urbanization, have transformed a large proportion of the planet's land surface (Foley et al., 2005), with humans now appropriating nearly half of global ecosystem production (Haberl et al., 2007). With urban development and population growth, deforestation and land conversion are expected to intensify (WWF, 2022). Yet, forests play a fundamental role in regulating multiple ecosystem functions, including stabilization of global climate and precipitation patterns (Francispillai & Chapman, 2025). While the consequences of deforestation for terrestrial systems have been widely documented, its impacts on freshwater ecosystems have received far less attention. This knowledge gap is particularly concerning given that freshwater ecosystems have experienced an 83% global decline in species abundance since 1970 (WWF, 2022), with land use change and deforestation as key drivers (Allan, 2004; Sala et al., 2000).

Documented impacts of watershed land use include sedimentation, increased nutrient and pollutant inputs from fertilizer and pesticide runoff (Cooper, 1993; Fugère et al., 2016; Weijters et al., 2009), altered hydrological regimes (Comte et al., 2021), and increased water temperatures (Abell & Allan, 2002). Indeed, the alteration of riparian zones reduces stream shading and increases exposure to solar radiation (Johnson, 2004; Poole & Berman, 2001), which not only elevates average water temperatures (Francispillai & Chapman, 2025) but also amplifies diel fluctuations, leading to higher daily temperature peaks in deforested stream reaches (Fugère et al., 2018). For instance, in the Alsea River watershed (Oregon), riparian deforestation was associated with a 7.8°C rise in average monthly maximum water temperatures (Caissie, 2006). When combined with other anthropogenic pressures such as global warming (Meyer et al., 1999), land use could push stream thermal regimes towards extremes, and ultimately lead to biodiversity loss in agricultural landscapes (Comte et al., 2021). Yet, the cumulative and potentially synergistic effects of global warming and thermal alterations linked to land use have mostly been studied in terrestrial systems, and impacts on stream fauna remain to be evaluated (Frishkoff et al., 2016).

Warmer waters directly challenge the physiology of aquatic ectotherms such as fishes whose body temperature is tightly coupled to environmental conditions (Narum et al., 2013). Individuals can partly compensate through thermal acclimation (Campos et al., 2021) by adjusting physiological processes such as heart rate, metabolic rate, and enzyme activity (Francispillai & Chapman, 2025). However, this plasticity has limits, and beyond a critical threshold, the performance and survival of organisms can be compromised (Madeira et al., 2012). Thermal tolerance defines the range of temperatures within which organisms can persist, with performance declining rapidly outside their optimal zone (Ern et al., 2023). A common measure of upper thermal tolerance is the critical thermal maximum (CT_{max}), defined, for fishes, as the temperature at which organisms lose equilibrium (LOE) under acute warming. Although mortality would occur at slightly higher temperatures, LOE provides a reliable sublethal proxy of fish upper thermal limit (Beitinger et al., 2000; Lutterschmidt & Hutchison, 1997). CT_{max} is therefore considered a biologically meaningful indicator of maximum thermal tolerance, making it a valuable metric to assess the vulnerability of ectotherm populations to warming (Pörtner, 2010).

Yet, thermal constraints may arise before CT_{max} is reached, and the difference between habitat temperature and CT_{max} (warming tolerance, WT) provides a critical measure of the buffering capacity of an organism's physiology against additional, acute heat stress (Dai et al., 2022; Sandblom et al., 2016). A narrow WT indicates that organisms live close to their upper thermal limit, making them vulnerable to warming events such as heat waves. This pattern was observed in European perch (*Perca fluviatilis*) from a chronically heated environment, which exhibited a progressive decline in WT as environmental temperatures increased, despite maintaining cardiorespiratory performance and enhanced growth (Sandblom et al., 2016). This highlights that reduced WT with performance maintenance may mask a threshold effect, where populations seem resilient under chronic warming but become suddenly vulnerable once extreme temperatures exceed physiological ceilings. This situation might be common for ectotherms living in deforested, warmer streams, making them vulnerable to temperature increases and thermal extremes exacerbated by climate change. Persistence in these habitats will therefore depend on the ability of organisms to tolerate or

adjust to higher temperatures, yet little is known about the WT of natural stream populations. An important, as of yet unanswered question is whether thermal acclimation and adaptation to land use-associated warming can maintain sufficient WT to safeguard against upcoming climate warming.

In this study, we use an ecophysiological approach to evaluate how watershed land use influences stream temperature and fish thermal tolerance in Southern Québec, Canada, a region heavily influenced by agricultural land use (Couture et al., 2024). We first compared mean and maximum water temperatures of 12 streams forming a watershed land use gradient (agricultural to forested). Then, we focused on two widespread fish species that contribute a large fraction of fish biomass in our study system. For these species, we quantified CT_{max} and WT for 24 populations (12 populations of 2 species) distributed along a gradient of land use. Thermal tolerance experiments were repeated three times over the growing season to capture seasonal variation in thermal responses. We predicted that (i) agricultural streams would be warmer than forested ones; (ii) that fish from agricultural streams would be acclimated or adapted to warmer conditions and therefore have a higher CT_{max} , and (iii) that WT would be similar across land use types, suggesting that acclimation and/or evolutionary processes allow fish to maintain comparable physiological performance despite temperature differences between habitats. Alternatively, (iv) if the increase in CT_{max} at warmer sites is not sufficient to prevent a decline in WT, then fish from agricultural areas would be considered more vulnerable to future warming.

1.4 MATERIAL AND METHODS

1.4.1 Study location

The 12 sampling sites were 150-meter transects located in small streams distributed within the watersheds of the Yamaska (4 843 km² ; OBV Yamaska, 2021) and the Nicolet (3 650 km² ; Copernic, 2019) rivers, both located in southern Quebec, Canada (Figure 4a). Both

rivers originate in the Appalachian Mountains, characterized by hilly, mountainous terrain (Berryman, 2008; UQCN, 2005), and then flow northwards through the flat, fertile, and highly agricultural St. Lawrence Lowlands (Berryman, 2008). In the Yamaska watershed, nearly 50% of the territory is used for agriculture, with intensive corn monocultures and livestock farming representing the dominant form of land use (Berryman, 2008). The Nicolet River watershed is less agricultural, with approximately 36% of agricultural land cover including forage crops, corn/soybeans and cereals such as barley and oats (Giroux & Simoneau, 2008). We selected 12 perennial streams to form a gradient of land use (Table 1, Figure 4c–d). To cover the summer range of ambient water temperature across sites, we sampled them three times during the summer (defined as “period” in analyses: early summer (late June to early July), mid-summer (late July) and late summer (late August)).

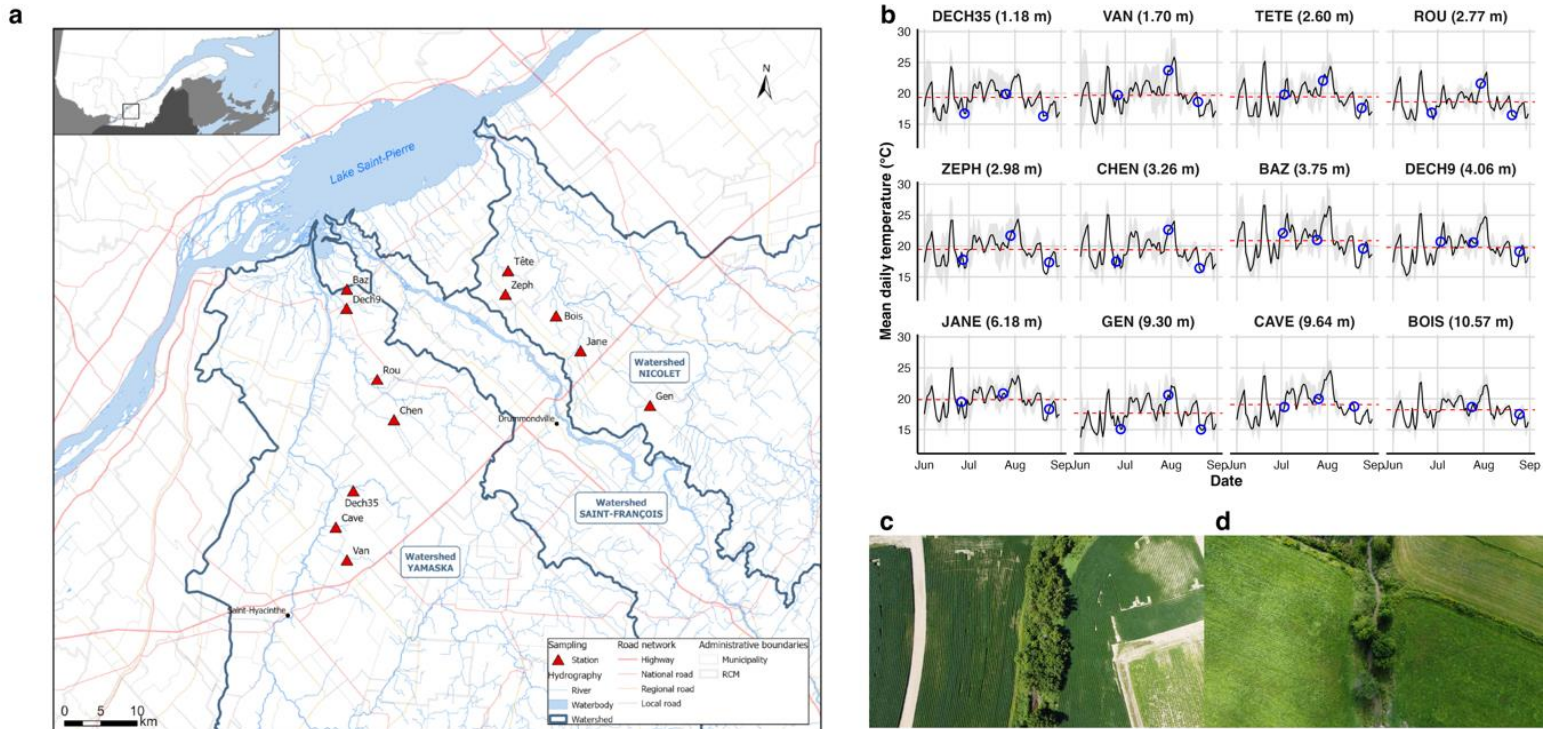


Figure 4. Map, figure and photographs of study sites. (a) Study area in southern Quebec showing the twelve stations represented by red triangles. (b) Time series of water temperature at each site from June to August 2024. Sites are ordered from the lowest to the highest riparian canopy height. The grey ribbon represents the range of daily temperatures. Blue dots indicate the dates on which thermal tolerance experiments were conducted. Red dashed lines correspond to the mean temperature for each site over the study period. (c) Photographs of a forest site with a riparian buffer strip with high canopy height (Bois) vs. (d) An agricultural site with low riparian forest cover (Baz).

Table 1. Site physico-chemical properties. The temperature (T °C) values, depth (average stream depth) and dissolved oxygen (DO) in % air sat. – mg/L are averaged over the summer period. Watershed area, percentage of land use, canopy characteristics and nutrient concentrations (TN = total nitrogen; TP = total phosphorus) are one-time measures. CC indicates Creek Chub, and BS Brook Stickleback. E, M and L are for early, mid- and late summer, respectively.

Site name (code)	Watershed area (km ²)	Land use (%)	Canopy cover (%)	Canopy height (m)	T °C (avg, min–max)	Depth (m)	DO (%–mg/L)	TN (mg/L)	TP (mg/L)	n CC	n BS
<i>Nicolet watershed</i>											
Boisvert (Bois)	18.76	52.53	65.61	10.57	18.21 (17.06 – 19.52)	10.40	88.05 – 8.33	0.60	0.05	E: 0 M: 11 L: 11	E: 0 M: 5 L: 6
Des Saults (Gen)	10.70	1.22	85.47	9.30	17.66 (15.96 – 19.50)	5.41	50.28 – 4.94	0.51	0.02	10 0 8	14 11 2
Janelle (Jane)	12.54	87.85	16.87	6.18	19.85 (18.19 – 21.62)	6.69	110.42 – 9.87	0.74	0.02	10 9 9	10 11 3
Tête de rivière (Tête)	12.22	58.75	8.55	2.60	19.43 (17.49 – 21.50)	6.55	92.60 – 8.50	0.77	0.09	13 12 12	15 13 10
Boisvert-Lemire (Zeph)	16.26	19.44	9.89	2.98	19.46 (17.26 – 21.92)	9.05	93.60 – 8.55	0.64	0.03	10 12 10	3 0 0

Site name (code)	Watershed area (km ²)	Land use (%)	Canopy cover (%)	Canopy height (m)	T °C (avg, min-max)	Depth (m)	DO (%-mg/L)	TN (mg/L)	TP (mg/L)	n CC	n BS
<i>Yamaska watershed</i>											
Bazin (Baz)	11.91	89.45	46.12	3.75	20.87 (18.58 - 23.43)	7.79	103.73 - 9.16	0.78	0.36	E: 15 M: 11 L: 10	E: 0 M: 11 L: 10
La Cavée (Cave)	22.73	78.73	38.30	9.64	19.06 (17.64 - 20.65)	8.89	94.65 - 8.60	0.91	0.12	9 13 10	0 0 4
Des Chêmes (Chen)	15.12	57.50	87.79	3.26	19.38 (17.58 - 21.38)	7.61	74.87 - 6.95	0.44	0.08	5 11 11	6 13 10
Décharge des Tro Cinq (Dech35)	7.28	93.80	10.46	1.18	19.34 (17.45 - 21.43)	8.84	69.98 - 6.63	0.80	0.06	13 12 8	10 13 10
Décharge des Neu (Dech9)	18.89	89.52	78.19	4.06	19.76 (18.13 - 21.56)	8.96	97.47 - 8.78	0.68	0.16	10 13 10	9 3 4
Rousseau (Rou)	12.23	82.75	38.81	2.77	18.61 (17.25 - 20.09)	9.59	87.77 - 8.01	0.75	0.09	10 11 7	10 10 6
Du Cordon Saint-Patrick (Van)	19.32	69.17	18.91	1.70	19.68 (17.49 - 22.28)	6.76	104.97 - 9.44	0.69	0.07	9 10 9	11 11 12

1.4.2 Study species

Creek Chub (*Semotilus atromaculatus*; Leuciscidae; Mitchill, 1818) and Brook Stickleback (*Culaea inconstans*; Gasterosteidae; Kirtland, 1840) were used in thermal tolerance experiments. Creek Chub is a common cyprinid (Leuciscidae) typically found in small, clear streams (McMahon, 1982). It is an omnivorous and tolerant species that can occupy a variety of habitats (Scott & Crossman, 1974). Brook Stickleback is a small forage fish characterized by protective spines and inhabits clear, cool rivers and lakes (Stewart et al., 2007). This species is carnivorous, feeding mainly on aquatic insect larvae, small crustaceans and fish eggs (Scott & Crossman, 1974). Creek Chub and Brook Stickleback were selected based on preliminary electrofishing surveys conducted in May and early June 2024, which identified them as the most abundant and consistently present species across the 12 study streams. Their widespread occurrence ensured availability throughout the field season and allowed comparisons across sites. Since both species contribute a large fraction of fish biomass in these small streams, they also likely play an important role in food web dynamics. Thus, understanding the thermal ecology of these species is relevant when anticipating the ecological consequences of thermal stress and climate warming on the functioning of North American streams.

1.4.3 Environmental variables

Stream water temperature was measured continuously at each site from the beginning of June to the end of August 2024 (Figure 4b) using data loggers (Onset HOBO U20L). This period is defined as summer in this study. The loggers were fixed to a concrete block and deployed 20 m upstream of the electrofishing transect within each sampling site. Measurements were recorded every 30 minutes with an accuracy of $\pm 0.2^{\circ}\text{C}$. Once during the summer, at each site, a 350 m reach (including 100 m upstream and 100 m downstream of 150 m electrofishing transect) was sampled at 5-m intervals with a YSI probe to assess the

presence of thermal variation within sites. As thermal conditions were found to be homogeneous over this distance, the temperature measured by the logger was considered representative of the temperature experienced by fish within each sampled reach. For each site and each day, we calculated the mean, maximum (95th percentile) and minimum (5th percentile) daily temperatures. Percentiles were used to exclude potentially erroneous (extreme) values measured by the loggers.

Additional environmental measurements were also taken at each site. Pressure was recorded continuously throughout the summer with the Onset HOBO data logger, while dissolved oxygen was measured with a PME Minidot oxygen data logger. Summer averages were then calculated for each site. To estimate water level, in-stream pressure was corrected for mean atmospheric pressure measured with three reference loggers placed above the stream surface, at three sites located at the geographical limits of the study area (Baz, Gen, Van). The canopy cover was measured over a 350 m (100 m upstream and 100 m downstream of the electrofishing transect) at 5 m intervals with a spherical densiometer.

1.4.4 Land use metrics

Two metrics were used to evaluate land use around the study sites: (1) the percentage of agriculture in the watershed upstream of the sampling site, and (2) the canopy height in a 10 m X buffer 500 m of stream length upstream from the temperature logger. For the first method, the upstream drainage area of each reach was delineated using ArcGIS Pro 3.4 (Esri., 2023) and a digital elevation model (DEM) for the province of Quebec. Culverts were manually 'burned' on the DEM to fill discontinuities in the stream network at road crossings, with corrections based on satellite images and the hydrographic network of Quebec (MRNF, 2025). Land cover data from 2019 (MELCCFP, 2025) were then used to calculate the proportion of > 100 land use categories, which were then grouped into broad classes such as

agricultural, forested, and built (impervious surface) areas. We defined watershed ‘land use’ as the sum of agricultural and built areas relative to watershed area. For the second method, the buffer was manually delineated using the same software, following the stream upstream from the temperature logger of each site. The ‘buffer’ function was used to create a 10 m by 500 m rectangle. Land cover data from the Open Forest database were then used to calculate the mean canopy height (in meters) within the buffer.

1.4.5 Fish sampling

Brook Stickleback ($n = 279$) and Creek Chub ($n = 365$) were captured during daylight hours, at least 2h after sunrise and 2h30 before sunset, with a backpack electrofisher (Smith-Root LR-24) within each site. The same sampling reach was used for all three periods. On each visit, we aimed for approximately 10 individuals per species per site, focusing on juveniles (between 20 and 40 mm for Brook Stickleback and 60 and 80 mm for Creek Chub) to avoid adults that might be allocating energy to reproduction, which could affect their thermal tolerance. Individuals showing signs of active reproduction were not selected. The size range of Brook Stickleback and Creek Chub captured was 25–60 mm and 29–155 mm, respectively. After capture, fish were transported in a bucket containing stream water and equipped with an air stone, then transferred to the experimental setup for thermal tolerance experiments (Figure S1a).

1.4.6 Thermal tolerance experiments

Stream-side thermal tolerance experiments were conducted over five days during each period across the 12 sites to measure critical thermal maximum (CT_{max}). The experimental setup consisted of two insulated tanks (65 x 36 x 36 cm) filled with 36 L of stream water (one tank per species), each equipped with a mesh separator isolating the fish arena from the equipment (Figure S1b). Each tank contained a heating element (Finnex model THU-800), a

temperature controller (Inkbird model ITC-306A), an air stone and recirculation pumps (Eheim model compactON 300). Both systems were powered by the same gas-powered generator, allowing simultaneous tests with the two species. Experimental equipment was always maintained in the shade (Figure S1a). The number of fish per trial varied from 3 to 15 individuals, depending on the number of fish caught during electrofishing. We found no apparent effect of fish size on CT_{max} values (Figure S2), so fish of all sizes were pooled for the analysis. After a 30 minutes acclimation period at the stream temperature, the water temperature was increased at a constant rate of $0.33\text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$. This rate of warming has been used in previous studies (e.g., McDonnell & Chapman, 2015; Turko et al., 2020) and is considered slow enough to prevent a significant difference between the fish's body temperature and the water temperature, while still being rapid enough to avoid thermal acclimation during the trial (Beitinger et al., 2000). Loss of equilibrium (LOE) was used as the sub-lethal endpoint for CT_{max} and was defined as the point where individuals could not maintain an upward position and started swimming in an angled position. This definition is consistent with previous studies (Madeira et al., 2012; Turko et al., 2020; Vinagre et al., 2016) and is considered to reflect the 'ecological death' of animals under natural conditions (Lutterschmidt & Hutchison, 1997).

When a fish reached its CT_{max} , it was transferred to an individual holding container placed in a large, isolated tank containing oxygenated stream water with air stones for recuperation. The holding containers were perforated and numbered to ensure the circulation of oxygenated river water and individual identification. Each fish was measured (standard and total length) after the experiment and fin-clipped (caudal fin for Brook Stickleback and left pelvic fin for Creek Chub). After the 30 minutes recuperation period, fish were released back into the stream. Fin clips were taken for the first two periods to ensure individuals were not tested again later in the summer (some individuals were indeed recaptured). All sampling and experimental procedures were approved by the animal care committee of Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR), Canada. The replication statement is presented in Table 2.

Table 2. Replication statement of the study.

Scale of inference	Scale at which the factor is applied	Number of replicates at the appropriate scale
Stream site	Stream site	12 sites (3x per sites)
Population (Brook Stickleback)	Stream site	12 populations (3x per sites)
Population (Creek Chub)	Stream site	12 populations (3x per sites)

1.4.7 Statistical analyses

1.4.7.1 Stream temperature

All statistical analyses were conducted in the statistical computing software R version 4.4.1 (R Core Team, 2024). We first assessed the influence of land use on stream temperature. We fitted two different linear mixed effect models (LMMs; lmer() function from package lme4; Bates et al., 2015) using the same temperature metrics used for thermal tolerance analyses (see below), namely the mean water temperature (°C) 14 days prior to the experiment and the maximum temperature 7 days before and after experiment. Models had one of these metrics as the response, land use (percentage of agriculture in the watershed) and period as fixed effects, and site as a random intercept. We tested the effect of land use and mean canopy height within a 500 m buffer on mean, maximum and minimum stream temperatures over the entire summer period using linear models (LM; Table S1, Figure S3). The interaction between land use and period was not significant for these models and was therefore removed from models for parsimony. For each model, we calculated the marginal R^2 (the proportion of variance explained by fixed effects), the conditional R^2 (the proportion of variance explained by fixed and random effects) (Andorra & Martinez-Lapiscina, 2019), the interclass correlation (ICC) and the Akaike information criterion (AIC) (Kuha, 2004). Model assumptions were explored using plots with the ‘performance’ package

(Lüdecke et al., 2021). Finally, principal component analysis (PCA) was performed using the ‘factoextra’ package (Kassambara & Mundt, 2020) to explore relationships among abiotic parameters (Figure S4ab).

1.4.7.2 CT_{max}

To evaluate the influence of site temperature on CT_{max} , we first identified an ecologically relevant stream temperature predictor. Unlike laboratory experiments with controlled acclimation temperature, our stream-side measurements were conducted *in situ* without a fixed acclimation period. To determine the *in situ* acclimation time window that best predicted CT_{max} , we calculated mean daily stream temperatures over multiple time windows (0 to 30 days before thermal tolerance trial). We then tested the effect of each temperature metric on CT_{max} using LMMs with site as a random effect. We found that the mean temperature 14 days before each experiment provided the strongest explanatory power (largest effect and highest R^2), such that this time window was used for further analyses (Figure S5). Since period and mean temperature were correlated, CT_{max} analyses were conducted separately for each predictor to distinguish their respective effects. We first fitted two species-specific LMMs with CT_{max} as the response and period (a factor with 3 levels) as a fixed effect, and site as random effect. Then we analyzed each period separately and species separately, fitting 6 LMMs with CT_{max} as the response and the mean stream temperature 14 days prior to the site visit as a fixed effect. Individuals with CT_{max} values below 30 °C were considered outliers and were excluded from thermal tolerance analyses (8 Brook Stickleback and 3 Creek Chub were removed from the dataset).

1.4.7.3 WT

To evaluate the influence of land use on WT, we calculated individual warming tolerance (WT) as the difference between maximum daily water temperature (95th

percentile) and individual CT_{max} . Based on our LMM results for CT_{max} , we assumed that an individual's CT_{max} was relatively constant over a period of 7 days. Thus, we calculated 14 values for each fish, namely the difference between CT_{max} and maximum daily temperature 7 days before and 7 days after the experiment, and then averaged the 14 resulting values to obtain WT. This approach captures mean thermal stress rather than relying on a single temperature peak over the two weeks. It also accounts for short-term variation in temperature before and after the experiment, providing a more accurate representation of each fish's WT for each period. To test the hypothesis that land use decreases WT, we fitted species-specific models with WT as the response, site as a random effect, and land use, period, and their interaction as fixed effects. When the interaction was not significant, it was removed from the model for parsimony. Model results and assumptions were again evaluated with the 'performance' R package. All reported values are presented as mean \pm standard error, unless otherwise stated.

1.5 RESULTS

1.5.1 Stream temperatures

There was a positive relationship between mean stream temperature 14 days before the experiments and watershed land use throughout the sampling periods ($F_{1, 9.69} = 7.08$, $p < 0.05$; Figure 5a, Table 3). Temperatures also differed among periods ($F_{2, 20.90} = 67.41$, $p < 0.001$). Tukey post hoc test indicated that mean temperatures were significantly higher during mid-summer (20.2 ± 0.19 °C) compared to early summer (19.0 ± 0.19 °C; difference = 1.21 °C) and late summer (18.5 ± 0.19 °C; difference = 1.72 °C). Similarly, the maximum temperature 7 days before and after the experiments was significantly different between periods ($F_{2, 20.81} = 87.67$, $p < 0.001$; Figure 5b, Table 3). Tukey post hoc test showed significantly higher temperatures during mid-summer (23.3 ± 0.36 °C) compared to early summer (21.1 ± 0.37 °C; difference = 2.15 °C) and late summer (19.2 ± 0.36 °C; difference = 4.11 °C). However,

no relationship was found between land use and maximum temperatures ($F_{1, 9.56} = 1.94$, $p > 0.05$). When considering the entire summer period (early June to late August, as defined in this study), watershed land use had a positive effect on both mean ($F_{1, 10} = 5.39$, $p < 0.05$) and minimum ($F_{1, 10} = 16.89$, $p < 0.01$) stream temperature (Figure S3a). There was also a negative effect of canopy height on maximum stream temperature over the entire summer period ($F_{1, 10} = 6.82$, $p < 0.05$) and a marginally-significant negative effect on mean stream temperature (Figure S3b, Table S1).

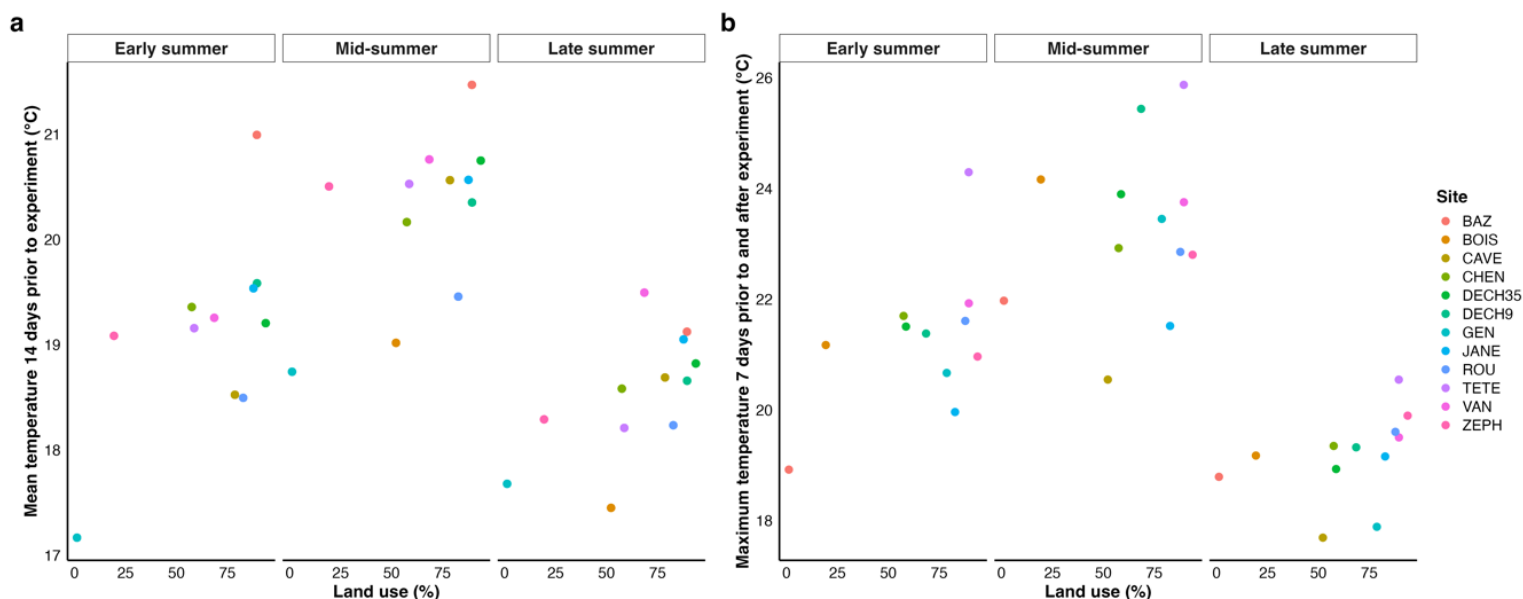


Figure 5. Relationship between stream temperatures and land use (%) across three summer periods. (a) Mean water temperature over the 14 days before thermal tolerance experiments. (b) Maximum water temperature over the 7 days before and after the experiments. Each colour represents a different site, and each point indicates a sampling date.

Table 3. Results of linear mixed models testing the effects of watershed land use and month (period) on stream temperature and land use, period, and temperature on fish thermal and warming tolerance (WT). R^2_m is the proportion of variance explained by fixed effects, R^2_c is the proportion of variance explained by fixed and random effects, ICC is the interclass correlation, AIC is the Akaike information criterion, and NS indicates non-significant results.

Species	Period	Response	Predictor	R^2_m	R^2_c	ICC	AIC	Significant effects
Na	All	T° 14 days before experiment	Period + Land use	0.637	0.884	0.680	66.510	Land use ($p < 0.05^*$) and period ($p < 0.001^{***}$)
	All	T° max 7 days before		0.675	0.877	0.622	108.943	Period ($p < 0.001^{***}$)

Species	Period	Response	Predictor	R ² _m	R ² _c	ICC	AIC	Significant effects
BS	All	and after experiment CT _{max}	Period	0.199	0.542	0.427	512.984	p < 0.001***
	1		T°C 14 days before experiment	0.272	0.454	0.250	156.825	p < 0.05*
	2			0.150	0.528	0.445	181.422	p = 0.09815
	3			0.104	0.628	0.585	147.575	NS
CC	All	CT _{max}	Period	0.227	0.564	0.437	835.121	p < 0.001***
	1		T°C 14 days before experiment	0.002	0.489	0.488	229.365	NS
	2			0.310	0.514	0.295	283.834	p < 0.01**
	3			0.147	0.504	0.419	297.518	p = 0.06411
BS	All	WT	Period + Land use	0.557	0.779	0.478	534.474	Period (p < 0.001***)
CC			Period * Land use	0.536	0.711	0.377	780.830	Land use (p < 0.05), period (p < 0.001) and interaction (p = 0.051)

Land use and temperature also covaried with other abiotic parameters. For example, nutrients and dissolved oxygen concentrations were higher at warmer, more agricultural sites (Figure S4ab). Canopy cover and canopy height within a 500m buffer were moderately correlated with watershed land use and stream temperatures, while watershed area and stream depth were not correlated with the other variables (Figure S4ab). Interestingly, we observed an interaction between land use, temperatures, canopy cover and canopy height, whereby cooler streams had either forested watersheds or forested riparian areas, but not necessarily both. That is, for a given percentage of watershed land use (e.g., 50%), streams with greater riparian canopy height had cooler mean summer temperatures (Figure S4c; e.g. site Bois vs. site Baz; see also Figure 4cd).

1.5.2 Temperature effects on CT_{\max}

Sampling period had a significant effect on CT_{\max} for both species ($p < 0.001$; Figure 6; Table 3), with the highest values observed during mid-summer, followed by early summer, and late summer. Mean temperature also varied across periods, with mid-summer being the warmest period and late summer the coldest (Figure 6). When looking at variation within periods across sites, stream temperature had a significant positive effect on CT_{\max} during early summer for Brook Stickleback ($F_{1, 5.49} = 8.23$, $p < 0.05$; Figure 6a, Table 3), a marginally-significant positive effect in mid-summer ($F_{1, 7.23} = 3.60$, $p = 0.098$) and no effect in late summer ($F_{1, 10.31} = 2.38$, $p > 0.05$). For Creek Chub, variation in temperature across sites had a significant positive effect on CT_{\max} in mid-summer ($F_{1, 9.04} = 14.19$, $p < 0.01$; Figure 6b, Table 3), a marginally-significant positive effect in late summer ($F_{1, 9.70} = 4.36$, $p = 0.064$) and no effect in early summer ($F_{1, 8.68} = 0.030$, $p > 0.05$). In sum, warmer temperatures linked to seasonal variation (“period”) and land use (“stream temperature”) both tended to increase CT_{\max} , but effects were sometimes weak/not significant.

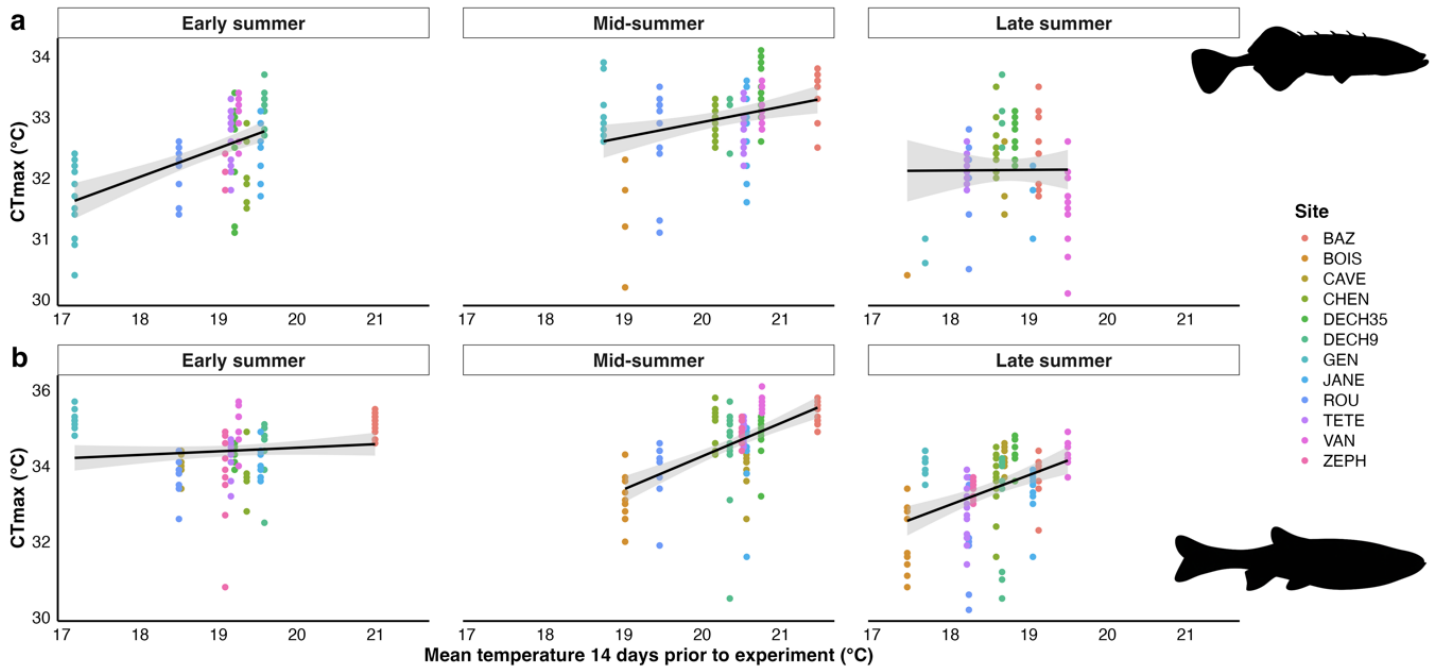


Figure 6. Effects of sampling periods and mean temperature during the 14 days before the experiments on CT_{max} of (a) Brook Stickleback and (b) Creek Chub. Each colour represents a different site, and each point indicates an organism.

1.5.3 Land use effects on warming tolerance

Sampling period had a significant effect on Brook Stickleback WT ($F_{2,194.53} = 250.02$, $p < 0.001$; Figure 7a, Table 3), while watershed land use had no significant effect ($F_{1,9.74} = 1.06$, $p > 0.05$), regardless of the period. Pairwise comparisons indicated that WT significantly differed between periods (all $p < 0.001$), with the highest values in late summer (12.93 ± 0.25 °C), followed by early summer (11.37 ± 0.25 °C) and the lowest in mid-summer (9.77 ± 0.25 °C). In mid-summer, WT for the populations in Baz and Van sites were relatively low, with values between 7 and 8 °C. For Creek Chub, both period and land use had a significant effect on WT (Figure 7b, Table 3). The interaction between land use and sampling period was also marginally-significant ($F_{2,248.98} = 3.00$, $p = 0.051$), suggesting that the effect of land use on WT varies across periods. Post hoc analysis indicated that the negative effect of land use on WT was indeed significantly stronger in early summer ($p < 0.05$). Re-running analyses with canopy height in a 500 m buffer instead of watershed land use led to slightly

different results, whereby a significant interaction between canopy height and period was found for Brook Stickleback but not Creek Chub (Table S1, Figure S6). However, the effects were qualitatively similar to the results with watershed land use, in that more forest in the watershed or riparian buffer both increased WT (in both species), but effects were generally weak.

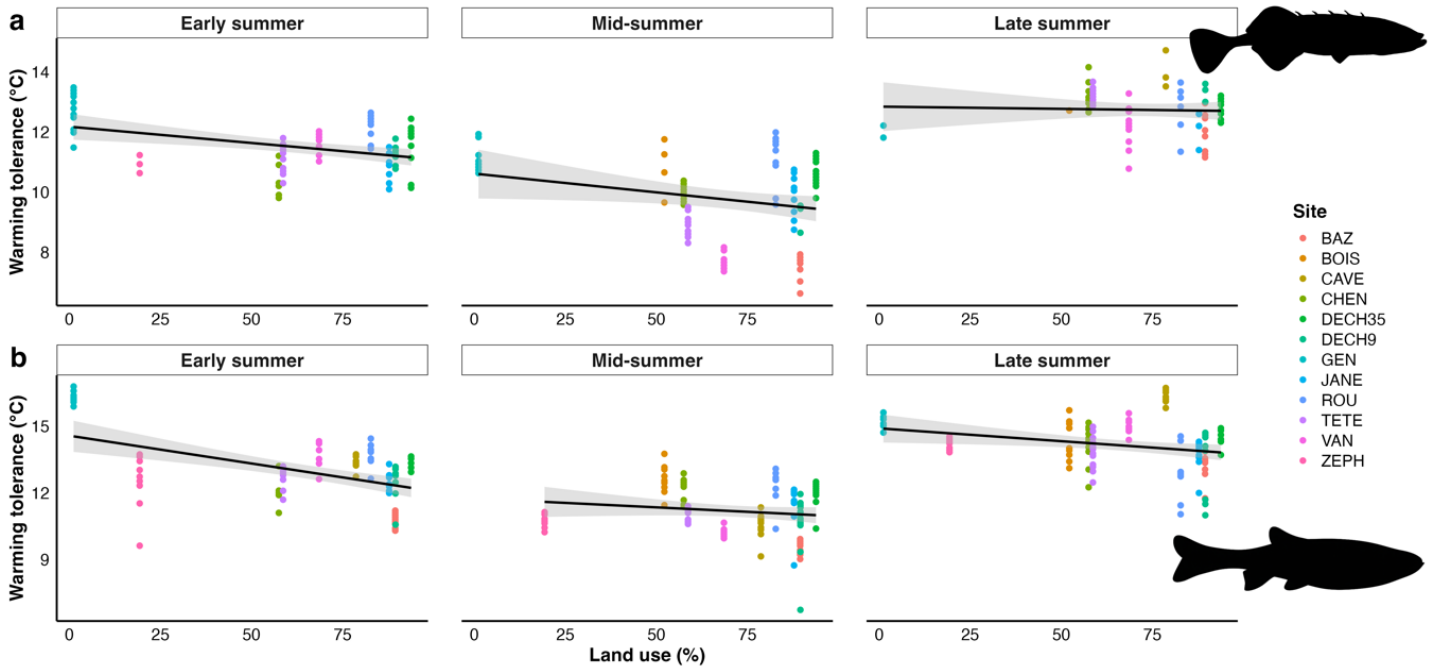


Figure 7. Effects of sampling periods and watershed land use on warming tolerance of (a) Brook Stickleback and (b) Creek Chub. Each colour represents a different site, and each point indicates an organism.

1.6 DISCUSSION

The aim of this study was to test whether watershed land use alters stream temperatures, and then if these perturbations translate into differences in thermal tolerance of two stream fish species across seasonal and spatial thermal gradients. First, our results confirm that watershed land use had a significant influence on summer stream temperatures, particularly on mean and minimum temperatures. Agricultural streams were consistently warmer than forested streams across all summer periods, a pattern widely seen due to loss of canopy cover

at both small and large scales (Abell & Allan, 2002; Fugère et al., 2018; Moore et al., 2005). Indeed, the effects of riparian shading on stream temperature are well documented, and there is broad consensus that summer temperatures in small streams increase following riparian deforestation (e.g., Ferreira et al., 2023; Sun et al., 2015). For instance, peak daytime solar radiation over an open stream can be more than five times greater than that under a forest canopy during summer (Brown, 1969). Interestingly, while watershed land use had no significant effect on maximum stream temperature for the whole summer period, canopy height in the riparian zone did (Figure S3), suggesting that local riparian vegetation may play a key role in buffering against short-term thermal peaks. In sum, cooler temperatures occurred in streams with either forested watersheds or taller riparian canopy, but not necessarily both, indicating that multiple spatial configurations of forest cover can provide similar thermal benefits. Such temperature reductions can extend the period during which thermal conditions remain within the optimal window for fish species (Morgan et al., 2022).

When exposed to thermal stress, organisms are capable of responding to rising temperatures through various behavioural, physiological, and evolutionary mechanisms. The strategies employed will depend on their ability to move to more favourable environments, acclimatize through phenotypic plasticity, and/or adapt through genetic changes in response to natural selection (Dallas & Rivers-Moore, 2018; Narum et al., 2013). In our study, it was unsurprising to observe seasonal variation in CT_{max} for both species, as exposure to warmer acclimation temperatures can enhance their thermal tolerance (Beitinger et al., 2000). Indeed, acclimation is now considered one of the most effective responses to human-induced global warming, as it increases the resilience of individuals to environmental change (Grigaltchik et al., 2012). As temperature increases, organisms can adjust their thermal tolerance to match environmental conditions through molecular and cellular modifications that help maintain physiological performance (Clarke, 2003). For example, previous studies have shown that exposure to warmer conditions can increase the production of heat-shock proteins, stimulate the cellular stress response, or improve cardiorespiratory function (e.g., Eliason et al., 2011; Morgan et al., 2018). The seasonal variation in CT_{max} that we observed demonstrates the capacity of both focal species to cope with fluctuating stream temperatures through short-

term thermal acclimation (Campos et al., 2021; De Bonville et al., 2025; Leclair et al., 2020; Shultz et al., 2016; Turko et al., 2020). Beyond seasonal changes, we also found spatial variation in CT_{max} for both species. This indicates that local stream temperatures also modulate the thermal tolerance of fish populations. Populations in agricultural streams – typically warmer and less shaded than forested streams – generally had higher CT_{max} compared to populations from cooler, forested sites. This spatial variation in thermal tolerance supports the idea that populations experience different selective pressures depending on local thermal conditions. These intraspecific differences in CT_{max} could reflect site-specific acclimation or local adaptation (Narum et al., 2013; Potts et al., 2021). Indeed, widely distributed species are often exposed to various thermal environments that could lead to local thermal adaptations, when gene flow is limited (Chen et al., 2013). In our study, since phenotypes were measured in the field without acclimation to common garden conditions, we cannot determine the mechanisms behind the population differences that we observed.

Interestingly, we observed a significant effect of land use on CT_{max} in early summer with marginal effect in mid-summer for sticklebacks. In late summer, however, no effect was detected, probably because the warmest sites (i.e., agricultural sites) were cooler than at the beginning of the season and remained within the species optimum thermal range (4°C - 18°C ; Froese & Pauly, 2025) Therefore, adjusting their CT_{max} was probably not necessary for sticklebacks in late summer. In addition, aquatic and riparian vegetation are normally fully developed later in the summer in temperate environments, increasing the availability of shallow vegetated habitats typically preferred by this species (Scott & Crossman, 1974; Stewart et al., 2007). In contrast, the significant effect of land use on Creek Chub CT_{max} during mid and late summer reflects contrasting seasonal patterns of land-use effects on thermal tolerance, which could perhaps be related to slower acclimation or interspecific differences in thermal plasticity. Contrary to sticklebacks that inhabit shallow waters and well-vegetated shorelines (Stewart et al., 2007) often exposed to temperature variations, Creek Chub often utilize a variety of microhabitats, including deeper or sheltered pools (Moshenko & Gee, 1973) that may be thermally buffered. The Bois site, which is among the deepest sites (Table 1), exhibited lower CT_{max} values for Creek Chub in mid and late summer

(Figure 6). This suggests that microhabitat differences, such as local depth variation, could potentially reduce exposure to peak temperatures and delay acclimation of CT_{max} . Further data would be needed to confirm this pattern. Overall, our results highlight that both seasonal and spatial variation in CT_{max} are related to site and month-specific thermal conditions, such that land use can influence fish thermal tolerance in addition to well-known drivers such as seasonal variation (Comte et al., 2021).

However, it is important to note that increases in CT_{max} are not unlimited, i.e. there is a “ceiling” to thermal acclimation. Two distinct theoretical frameworks are often invoked to explain these limits. The first framework, based on metabolism and its biochemical underpinnings, suggests that all biological processes rely on temperature-sensitive metabolic enzymes (Brown et al., 2004), which can become inactive under extreme temperatures, thereby halting metabolic processes (Molnár et al., 2017). The second one is explained by the concept of Oxygen and capacity limited thermal tolerance (OCLTT). This hypothesis advances that as water temperature increases, resting oxygen consumption rises exponentially, while maximum oxygen uptake eventually reaches a plateau due to cardiorespiratory limits. This reduces aerobic scope and constrains the capacity of fish to tolerate higher temperatures (Pörtner, 2010). Those two different hypotheses can explain why thermal acclimation cannot keep pace indefinitely with environmental warming and increases in CT_{max} may eventually reach a plateau (Ern et al., 2023; McKenzie et al., 2021). Indeed, for sticklebacks, CT_{max} increased by ~ 1 °C across the observed thermal ranges in all three periods, despite variations in stream temperatures ranging from 2 to 3°C. For Creek Chub, adjustments were stronger in mid- and late summer (~ 2 °C) across thermal ranges of ~ 4 and 2 °C, respectively. This pattern points to seasonal differences in thermal plasticity, yet in both species’ compensation remained below a 1:1 relationship with environmental warming.

Within this context, an important question arises from our study: can agricultural streams continue to warm with climate change, and if so, how close are fish already living to their upper thermal limits? That is, even if fish at agricultural sites can increase their CT_{max} , is this increase sufficient to prevent a loss of performance? To address this, we examined

warming tolerance (WT), defined as the difference between the CT_{max} and maximum stream temperatures, to evaluate the potential vulnerability of populations to further warming. For the two species, WT narrowed with increasing temperature (summer period), which is consistent with previous studies (e.g., Campos et al., 2021; Morgan et al., 2020; Sandblom et al., 2016). This diminution suggests that the increase in CT_{max} is probably not enough to completely compensate for seasonal variation in thermal conditions, especially during mid-summer at agricultural sites (where we recorded the highest temperatures). For example, we observed a WT mean value approaching 7 °C in mid-summer (see Figure 7) at one of the warmest sites for sticklebacks. Although positive WT values indicate that environmental temperatures do not exceed tolerance limits (Shultz et al., 2016; Sunday et al., 2014), they may still approach a threshold where sublethal effects could occur, particularly on essential functions such as growth (Pörtner & Farrell, 2008). Indeed, optimal temperatures for growth and reproduction are always well below CT_{max} (Ern et al., 2023).

Narrower WT may thus have important ecological consequences, as fish living close to their upper thermal limit are especially vulnerable to climatic variability (Somero, 2010). Even short-term thermal extremes can shift community structure, modulate predator-prey interactions (Parmesan, 2006), and alter biogeographical distributions (Grigaltchik et al., 2012; Vinagre et al., 2019). Also, our results suggested that watershed land use had a limited influence on WT in sticklebacks, whereas local riparian canopy cover provided a buffering effect by increasing WT. This emphasizes the importance of riparian vegetation as a management tool to mitigate thermal stress in fish populations inhabiting agricultural streams. During high temperature periods, riparian vegetation could provide necessary thermal refuge (Leclair et al., 2020), particularly given that freshwater fishes often have limited potential to shift their distribution due to natural and anthropogenic barriers (Narum et al., 2013). Therefore, it is crucial to consider mitigation strategies and action plans aimed at maintaining stable stream temperature (i.e., enforcing riparian buffer regulations in agricultural landscapes, Lorion & Kennedy, 2009).

On the other hand, we observed that WT of Creek Chub was significantly impacted by watershed land use, which indicates that WT not only narrowed with seasonal variation in temperatures, but the decline in WT during mid-summer was also more pronounced at agricultural sites. The fact that we had a marginally-significant interaction between the two factors suggests that the influence of watershed land use on WT may vary across periods, with stronger effects at certain times of the summer. However, both species maintained positive WT, indicating that acclimation capacity may still enable persistence in these systems (Shultz et al., 2016).

To our knowledge, this study is the first to demonstrate the effect of land use on the thermal tolerance of two widespread fish species *in situ*. Given that deforestation can dramatically affect freshwater biodiversity and water quality and considering that watersheds in many regions are now dominated by agriculture (including our study area of southern Québec), our results contribute to understand the impacts of these pressures. Our findings confirm our initial predictions, namely that watershed land use significantly increased stream temperatures, with differences reaching up to 3 °C in mid-summer, and that these thermal alterations translated into changes in fish CT_{max}. Despite this, Brook Stickleback and Creek Chub are not currently living at the edge of their thermal limit in agricultural streams, which is encouraging given that these species dominate small freshwater streams in our study region and likely contribute importantly to food web dynamics and ecosystem functioning. However, this does not prevent the possibility that some populations at agricultural sites could eventually approach their upper thermal limits as the climate warms. Moreover, consistently higher temperatures in agricultural streams raise concerns in the context of increasingly frequent and intense climatic extremes (Ficke et al., 2007), such as summer heat waves. For example, during June 2024, temperatures exceeded seasonal norms by more than 10 °C in parts of Québec according to Environment and Climate Change Canada (ECCC, 2024). Such conditions could impose additional thermal stress on less tolerant species than the ones examined in this study. Extending our results to a broader diversity of species would provide a more comprehensive assessment of the vulnerability of fish communities in small streams.

1.7 ACKNOWLEDGMENTS

Financial support was provided by the Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT; Establishment of New University Researchers), the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (Discovery Grants), the UQTR Chair in Aquatic Wildlife Conservation and the Groupe de recherche universitaire en limnologie (GRIL). C.L. is grateful to the field team members for their contribution to data collection, in particular A. Dassylva, Y. Simard and P. Côté. We also thank Renée Gravel and the MELCCFP team for their collaboration, as well as the staff at UQAR and UQTR for helpful discussions and support throughout the project.

1.8 SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table S1. Results of linear (LM) and linear mixed models (LMM) testing the effects of canopy height on mean, maximum, and minimum temperatures and warming tolerance.

R^2 values are reported for LM, while marginal R^2 (R^2_m) and conditional R^2 (R^2_c) are reported for mixed-effect models.

Response	Predictor	R^2_m	R^2_c	ICC	AIC	Significant effect
Mean temperature	Canopy height in 500m	$R^2 = 0.310$	NA	NA	30.090	$p = 0.06$
Mean maximum temperature	Canopy height in 500m	$R^2 = 0.406$	NA	NA	35.987	$p < 0.05$
Mean minimum temperature	Canopy height in 500m	$R^2 = 0.125$	NA	NA	27.350	$p > 0.05$
Warming tolerance	Canopy height in 500m * Period	0.606	0.782	0.447	542.238	Interaction ($p < 0.05^*$)
Warming tolerance	Canopy height in 500m + Period	0.494	0.698	0.403	790.380	Period ($p < 0.001^{***}$) and canopy ($p = 0.09352$)

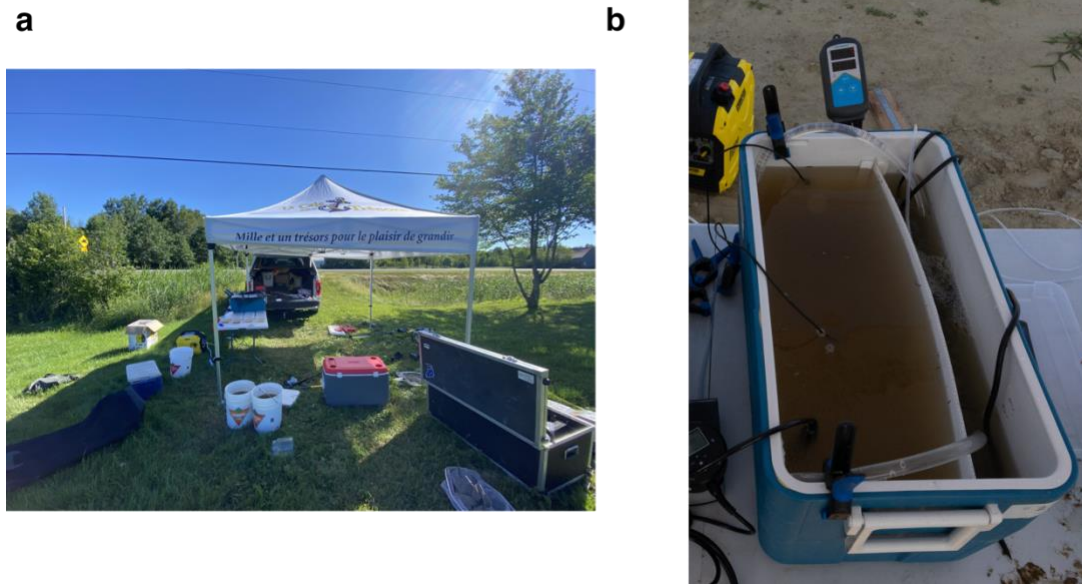


Figure S1. CT_{max} experimental setup. (a) Experiment area organized under a tent to attenuate direct solar radiation during the experiment and (b) Tank during experiments, divided into two parts with a mesh to prevent fish from swimming into the equipment area.

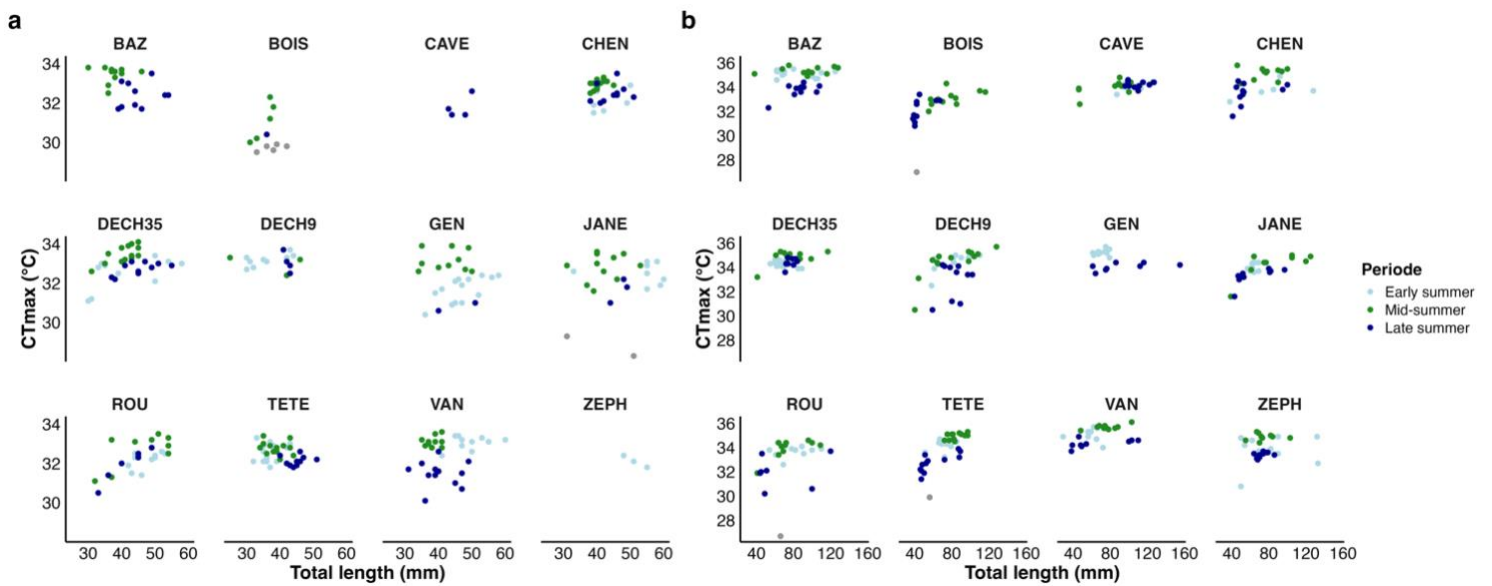


Figure S2. Relationship between total length and CT_{max} for (a) Brook Stickleback and (b) Creek Chub across the 12 study sites, each represented by a panel. Grey points represent fish with a CT_{max} below 30 °C.

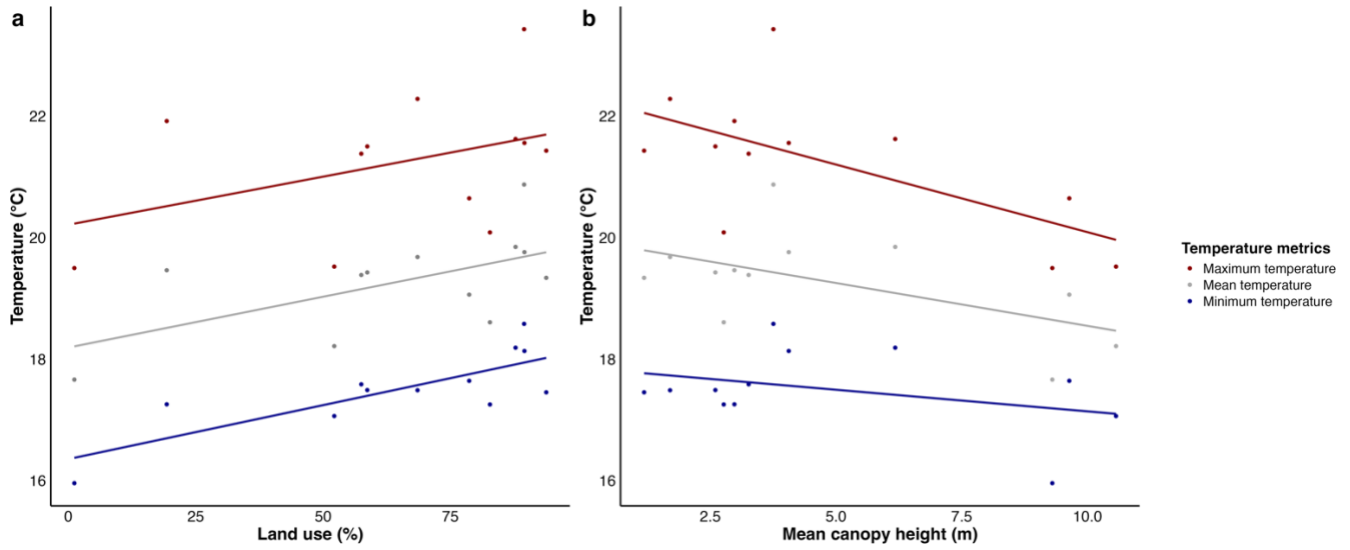


Figure S3. Effect of land use metrics on general thermal descriptors: (a) percentage of land use in the sub-watershed and (b) canopy height in a 500 m buffer. Colour indicates the temperature metrics.

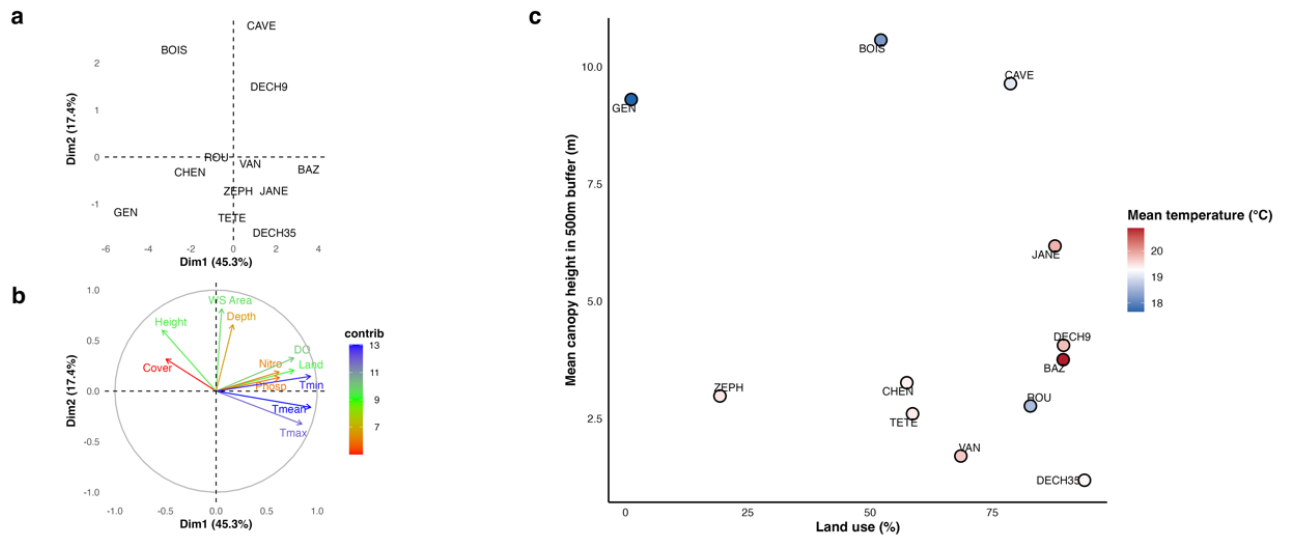


Figure S4. Principal component analysis (PCA) showing site ordination (a) and environmental variables (b). Variables include canopy height in 500 m buffer (height), watershed area (WS Area), average stream depth (depth), nitrogen (nitro) and phosphorus (phosp) concentration, land use percentage (land), and minimum (Tmin), maximum (Tmax) and mean (Tmean) summer temperatures. Panel (c) shows the relationship between land use, canopy height, and mean summer stream temperature.

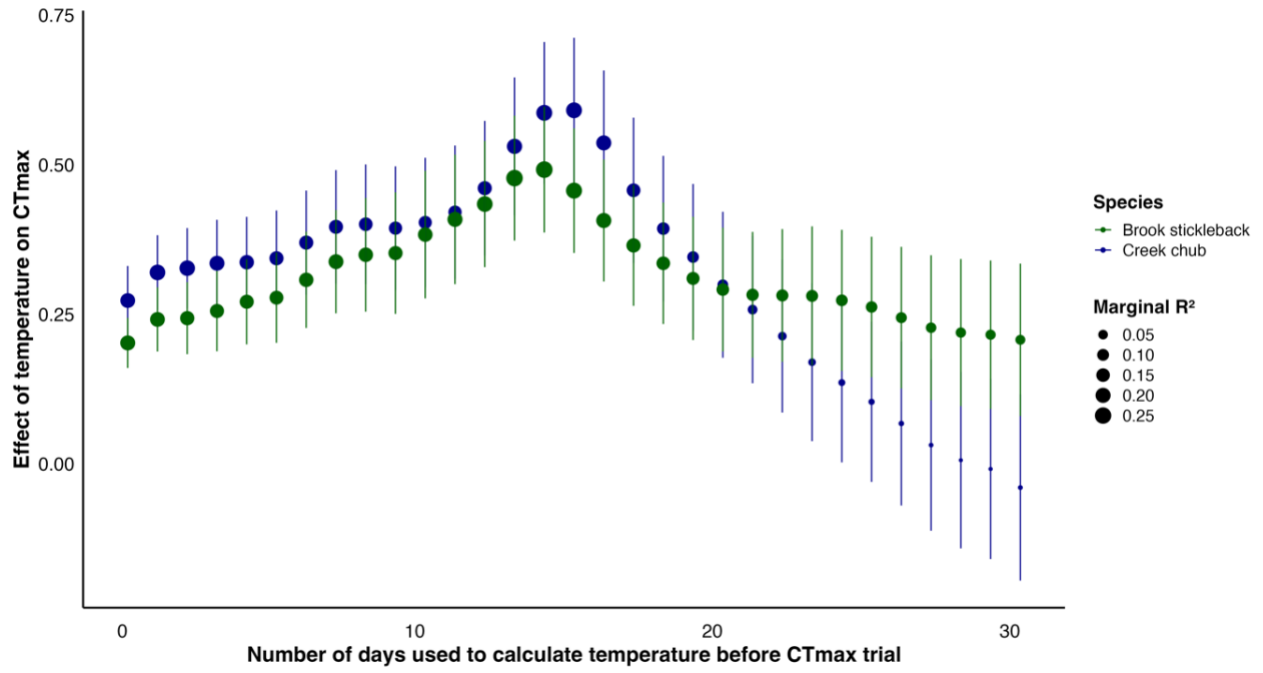


Figure S5. Temporal window effect on CT_{max} of each species: model estimates from 0 to 30 days. Point colour indicates species, and point size represents the marginal R^2 .

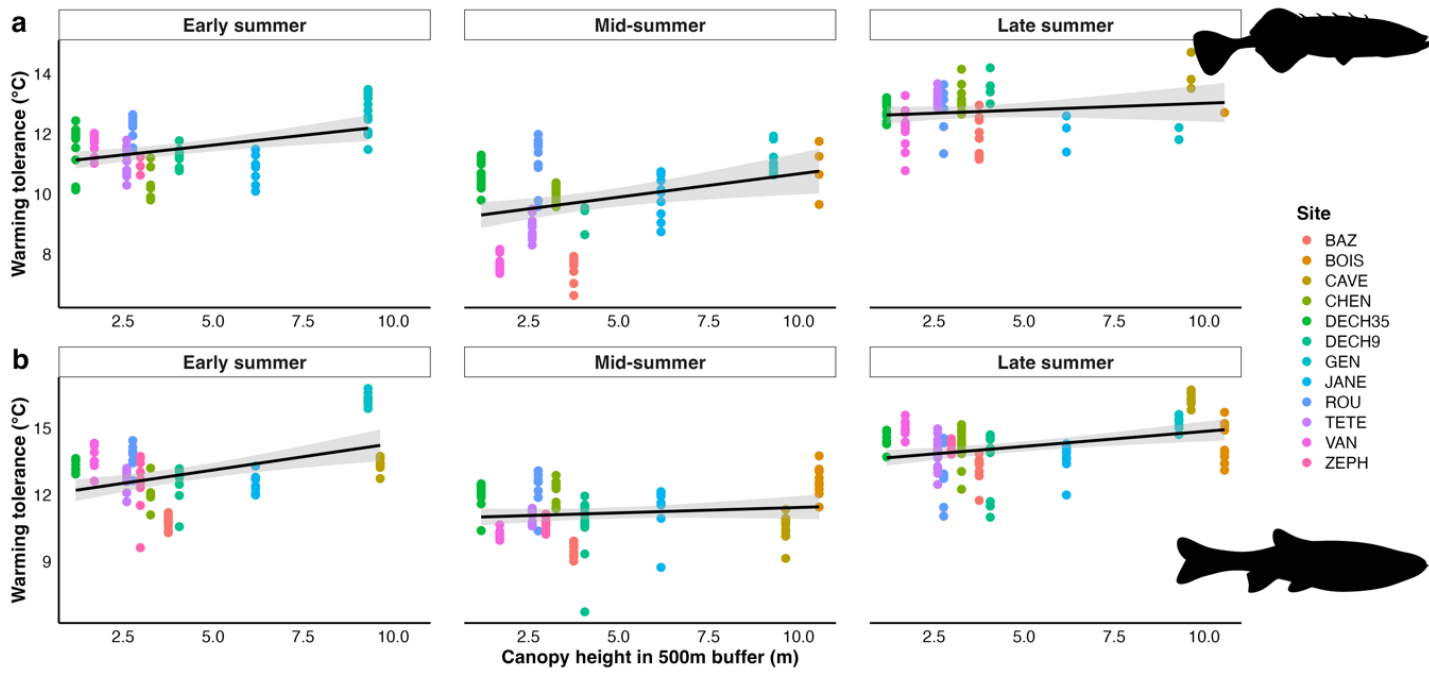


Figure S6. Relationship between canopy height in a 500 m buffer and warming tolerance during each period for (a) Brook Stickleback and (b) Creek Chub. Each colour represents a different site, and each point indicates an organism.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Il est bien connu que les forêts et les bandes riveraines jouent un rôle fondamental dans de nombreuses fonctions écosystémiques. Alors que les conséquences de la déforestation sur les systèmes terrestres ont été largement documentées, leurs impacts sur la faune aquatique, et particulièrement sur les écosystèmes d'eau douce, demeurent moins bien connus (Francisillai & Chapman, 2025). Cette lacune limite notre capacité à prédire la vulnérabilité des espèces dulcicoles face aux changements climatiques et aux pressions anthropiques croissantes. Dans ce contexte, nous avons cherché à évaluer l'impact des pratiques agricoles, très présentes dans le sud du Québec. Plus précisément, nous avons voulu déterminer si les populations en milieu agricole vivaient plus proches de leur limite thermique que celles en milieu forestier. Pour ce faire, nos objectifs étaient de (1) comparer les températures moyennes et maximales des 12 cours d'eau répartis selon un gradient d'utilisation du territoire. Cela nous a permis d'obtenir des informations générales sur les conditions thermiques auxquelles les populations sont exposées. Nous avons ensuite évalué et comparé (2) la CT_{max} des 24 populations appartenant à deux espèces bien répandues dans la région et (3) évalué si les populations en milieu agricole évoluent dans des habitats qui se rapprochent davantage de leur limite thermique en calculant leur tolérance au réchauffement. Pour atteindre ces objectifs, nous avons effectué des expériences de tolérance thermique *in situ* sur l'ensemble des individus et calculé la tolérance au réchauffement. Cela nous a permis de déterminer si les ruisseaux peuvent encore se réchauffer, ou si les poissons vivent déjà au seuil de leur tolérance thermique.

Nous avons d'abord prédit que la température moyenne et maximale quotidienne des cours d'eau situés près des terres agricoles serait plus élevée que celle des cours d'eau en milieu forestier en raison de la perte du couvert forestier qui cause une augmentation de l'exposition au rayonnement solaire (Fugère et al., 2016). Abell & Allan (2002) avaient d'ailleurs conclu que l'ombrage était la variable influençant le plus la température des cours d'eau dans un bassin versant agricole du Michigan (États-Unis). Nos résultats ont confirmé en partie cette prédiction : la température moyenne était significativement supérieure en

milieu agricole, mais aucun effet de l'utilisation du territoire à l'échelle du bassin versant n'a été observé sur la température maximale. La hauteur de la canopée dans la zone riveraine a toutefois montré une influence significative sur cette dernière, suggérant que la végétation riveraine locale joue un rôle important pour tamponner le milieu contre les pics de température à court terme. Ce résultat concorde avec l'idée selon laquelle le rayonnement solaire maximal pendant la journée au-dessus d'un cours d'eau dépourvu de canopée peut être plus de 5 fois supérieur à celui sous un couvert forestier en été (Brown, 1969).

À la lumière de ces résultats, nous concluons que les températures plus fraîches étaient associées à un bassin versant forestier ou à une canopée riveraine élevée, mais pas nécessairement les deux. Ainsi, plusieurs configurations spatiales de couverture végétale peuvent fournir des bénéfices thermiques similaires. De telles réductions dans la température peuvent permettre de prolonger les conditions thermiques qui sont dans les optima de température des espèces aquatiques (Morgan et al., 2022). Nous avons également enregistré une source de variabilité dans les températures des ruisseaux qui était liée à l'aspect saisonnier. Les températures moyennes et maximales étaient significativement plus élevées au milieu de l'été et plus fraîches à la fin de l'été.

Chez les deux espèces, la CT_{max} était aussi liée aux conditions thermiques saisonnières, avec des valeurs maximales observées en milieu d'été, intermédiaires en début d'été et minimales en fin de saison, suivant la tendance des températures des ruisseaux. Ceci renforce l'idée que l'exposition à des températures d'acclimatation plus chaudes peut améliorer la tolérance thermique (Beitinger et al., 2000). Au-delà des variations saisonnières, nous avons également observé des variations spatiales de la CT_{max} chez les deux espèces. Les populations vivant dans les cours d'eau agricoles, plus chauds et moins ombragés, présentaient généralement une CT_{max} plus élevée que les populations vivant dans des sites forestiers plus frais. Ces différences intraspécifiques de CT_{max} pourraient refléter une acclimatation spécifique au site ou une adaptation locale (Narum et al., 2013; Potts et al., 2021). Néanmoins, la CT_{max} ne peut augmenter de manière indéfinie : au-delà d'un certain seuil, un plafond à cette acclimatation thermique est atteint. Dans ce contexte, une question importante

se pose : les ruisseaux agricoles peuvent-ils continuer de se réchauffer dans un contexte de changements climatiques et, si oui, l'augmentation dans les CT_{max} des populations observées serait-elle suffisante pour éviter une perte de performance ? Le calcul de la tolérance au réchauffement (warming tolerance, WT) des 24 populations a permis de répondre à cette question.

D'abord, sur le plan temporel, nous avons observé une diminution dans les valeurs de la WT en milieu d'été pour les deux espèces, suggérant que l'augmentation de la CT_{max} n'a pas suffi à compenser complètement le réchauffement saisonnier des cours d'eau lors de la période la plus chaude de l'été. Sur le plan spatial, l'effet de l'utilisation du territoire à l'échelle du bassin versant sur la WT de l'épinoche était limité, mais la hauteur de la canopée exerçait cependant un effet tampon en améliorant la tolérance. Chez le mulot à cornes, à l'inverse, la WT était surtout influencée par l'utilisation du territoire, avec des valeurs plus faibles en milieu agricole. Ces résultats mettent en évidence l'importance de la végétation riveraine, tant à l'échelle locale qu'à celle du bassin versant, comme outil de gestion pour réduire le stress thermique des poissons en milieu agricole. Lors de périodes estivales à grande chaleur, la végétation riveraine pourrait également fournir des refuges pour l'épinoche, des conditions optimales pour son habitat (Leclair et al., 2020). Il convient cependant de noter que, même si les valeurs de WT sont demeurées globalement élevées, une marge plus étroite, d'environ 7 °C, a été enregistrée chez une population d'épinoche évoluant dans un milieu davantage agricole. Il n'est pas impossible que des effets sublétaux sur des fonctions physiologiques puissent survenir dans ces circonstances. Idéalement, la marge de sécurité thermique (thermal safety margin, TSM), qui quantifie la différence entre la température optimale et la température maximale à laquelle les organismes sont exposés, serait une métrique plus informative pour évaluer la vulnérabilité des populations. Néanmoins, la WT fournit un indicateur utile du risque face au réchauffement.

En recueillant de l'information sur la vulnérabilité des espèces de poissons dulcicoles au réchauffement des eaux associé à l'utilisation du territoire, nous pouvons mieux anticiper et mettre en place des mesures d'atténuation appropriées. Selon nos connaissances, cette

étude est la première à documenter les effets de l'utilisation du territoire sur la tolérance thermique *in situ* de deux espèces bien répandues dans les cours d'eau. Nos résultats ont confirmé nos prédictions initiales, selon lesquelles l'utilisation du territoire au niveau du bassin versant aurait un effet notable sur les températures des ruisseaux, avec des différences allant jusqu'à 3 °C dans les périodes les plus chaudes (mi-été). Également, nos résultats soulignent que les variations saisonnières et spatiales dans la CT_{max} sont liées aux conditions thermiques spécifiques aux périodes de l'été et aux ruisseaux dans lesquels les populations évoluent. Cela suggère que l'utilisation du territoire peut influencer la tolérance thermique des individus en plus des facteurs saisonniers. Toutefois, les phénotypes étaient mesurés sur le terrain sans période d'acclimatation contrôlée. Nous ne pouvons donc pas déterminer les mécanismes expliquant les différences observées au sein des populations. Autrement dit, ces différences dans les CT_{max} pourraient être dues à de l'acclimatation thermique et/ou à de l'adaptation locale.

Toutefois, il est connu que dans des eaux peu profondes, les variations de température se font rapidement (Vallin et al., 2025). Dans ces milieux, tels que les PCE, les refuges thermiques sont rares, ce qui soumet les organismes à une pression de sélection favorisant une plasticité phénotypique importante (De Bonville et al., 2025). Les différences dans les CT_{max} observées, et par le fait même dans la tolérance au réchauffement dans la présente étude, sont probablement dues à ce mécanisme permettant de faire face aux augmentations rapides de température. Une des limites principales de cette étude est l'incapacité de réellement vérifier le mécanisme sous-jacent de ces différences. Il aurait été intéressant d'ajouter une composante générationnelle impliquant plusieurs lignées (populations en milieu forestier et populations en milieu agricole) au projet. Cet ajout aurait permis de valider si les différences observées sont plutôt dues à de l'adaptation génétique qui nécessite plusieurs générations.

Bien que les espèces à l'étude ne vivent pas encore au seuil de leur tolérance thermique dans les ruisseaux agricoles, l'augmentation des températures et la fréquence des vagues de chaleur pourraient rapprocher certaines populations de leurs limites physiologiques. Comme

il s'agit de la première étude de ce type, il serait pertinent d'étendre ces analyses à d'autres espèces, en particulier celles reconnues comme étant moins tolérantes. L'établissement des niveaux de tolérance thermique des communautés de poissons permettrait de mieux anticiper et atténuer les conséquences du changement climatique sur les communautés de poissons des petits cours d'eau. La mise en place d'aménagements favorisant l'ombrage ou le maintien de zones ripariennes pourrait contribuer à limiter les pics de température, et ainsi atténuer les impacts sur les communautés de poissons des petits cours d'eau.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abell, R., & Allan, J. D. (2002). Riparian shade and stream temperatures in an agricultural catchment, Michigan, USA. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 28(1), 232-237.
<https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11902578>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes : The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 257-284.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Andorra, M., & Martinez-Lapiscina, E. H. (2019). Reporting of R^2 Statistics for Mixed-Effects Regression Models—Reply. *JAMA Neurology*, 76(4), 507.
<https://doi.org/10.1001/jamaneurol.2018.4723>
- Arthington, A. H., Dulvy, N. K., Gladstone, W., & Winfield, I. J. (2016). Fish conservation in freshwater and marine realms : Status, threats and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 838-857.
<https://doi.org/10.1002/aqc.2712>
- Barley, J. M., Cheng, B. S., Sasaki, M., Gignoux-Wolfsohn, S., Hays, C. G., Putnam, A. B., Sheth, S., Villeneuve, A. R., & Kelly, M. (2021). Limited plasticity in thermally tolerant ectotherm populations : Evidence for a trade-off. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 288(1958), 20210765.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2021.0765>

- Barrett, R. D. H., Paccard, A., Healy, T. M., Bergek, S., Schulte, P. M., Schluter, D., & Rogers, S. M. (2011). Rapid evolution of cold tolerance in stickleback. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1703), 233-238. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.0923>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using **lme4**. *Journal of Statistical Software*, 67(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Beitinger, T. L., Bennett, W. A., & McCauley, R. W. (2000). Temperature Tolerances of North American Freshwater Fishes Exposed to Dynamic Changes in Temperature. *Environmental Biology of Fishes*, 58(3), 237-275. <https://doi.org/10.1023/A:1007676325825>
- Berryman, D. (2008). *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Yamaska : Faits saillants 2004-2006*. ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- Brown, G. W. (1969). Predicting Temperatures of Small Streams. *Water Resources Research*, 5(1), 68-75. <https://doi.org/10.1029/WR005i001p00068>
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., & West, G. B. (2004). Toward a Metabolic Theory of Ecology. *Ecology*, 85(7), 1771-1789. <https://doi.org/10.1890/03-9000>
- Caissie, D. (2006). The thermal regime of rivers : A review. *Freshwater Biology*, 51(8), 1389-1406. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x>

- Campos, D. F., Amanajás, R. D., Almeida-Val, V. M. F., & Val, A. L. (2021). Climate vulnerability of South American freshwater fish : Thermal tolerance and acclimation. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology*, 335(9-10), 723-734. <https://doi.org/10.1002/jez.2452>
- Cazzolla Gatti, R. (2016). Freshwater biodiversity : A review of local and global threats. *International Journal of Environmental Studies*, 73(6), 887-904. <https://doi.org/10.1080/00207233.2016.1204133>
- Cereja, R. (2020). Critical thermal maxima in aquatic ectotherms. *Ecological Indicators*, 119, 106856. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106856>
- Chen, Z., Anttila, K., Wu, J., Whitney, C. K., Hinch, S. G., & Farrell, A. P. (2013). Optimum and maximum temperatures of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) populations hatched at different temperatures. *Canadian Journal of Zoology*, 91(5), 265-274. <https://doi.org/10.1139/cjz-2012-0300>
- Clarke, A. (2003). Costs and consequences of evolutionary temperature adaptation. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(11), 573-581. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.08.007>
- Comte, L., & Olden, J. D. (2017). Evolutionary and environmental determinants of freshwater fish thermal tolerance and plasticity. *Global Change Biology*, 23(2), 728-736. <https://doi.org/10.1111/gcb.13427>
- 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. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011639118>

- Cooper, C. M. (1993). Biological Effects of Agriculturally Derived Surface Water Pollutants on Aquatic Systems—A Review. *Journal of Environmental Quality*, 22(3), 402-408. <https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200030003x>
- Copernic. (2019). *Portrait du bassin versant*. <https://copernicinfo.qc.ca/portrait-du-bassin-versant/>
- Costigan, K. H., Kennard, M. J., Leigh, C., Sauquet, E., Datry, T., & Boulton, A. J. (2017). Flow Regimes in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams* (p. 51-78). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00003-6>
- Coutant, C. C. (1999). *Perspectives on Temperature in the Pacific Northwest's Fresh Waters* (ORNL/TM-1999/44, 9042; p. ORNL/TM-1999/44, 9042). <https://doi.org/10.2172/9042>
- Couture, T., Gravel, R., & Biron, P. M. (2024). Biodiversité et potentiel de restauration des poissons dans les petits cours d'eau de la Montérégie (Québec). *Le Naturaliste canadien*, 148(1), 82. <https://doi.org/10.7202/1111868ar>
- Dahal, D., Bhattarai, N., Silwal, A., Shrestha, S., Shrestha, B., Poudel, B., & Kalra, A. (2025). A Review on Climate Change Impacts on Freshwater Systems and Ecosystem Resilience. *Water*, 17(21). <https://doi.org/10.3390/w17213052>
- 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. <https://doi.org/10.1111/fwb.13976>

- Dallas, H. F., & Rivers-Moore, N. A. (2018). Temporal thermal refugia and seasonal variation in upper thermal limits of two species of riverine invertebrates : The amphipod, *Paramelita nigroculus*, and the mayfly, *Lestagella penicillata*. *Aquatic Ecology*, *52*(4), 333-349. <https://doi.org/10.1007/s10452-018-9667-2>
- De Bonville, J., Andreassen, A. H., Cowan, Z.-L., Silva-Garay, L., Leeuwis, R. H. J., Åsheim, E. R., Speers-Roesch, B., Raby, G. D., Binning, S. A., & Jutfelt, F. (2025). Dynamics of thermal tolerance plasticity across fish species and life stages. *Journal of Thermal Biology*, *127*, 104024. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2024.104024>
- Desforges, J. E., Birnie-Gauvin, K., Jutfelt, F., Gilmour, K. M., Eliason, E. J., Dressler, T. L., McKenzie, D. J., Bates, A. E., Lawrence, M. J., Fanguie, N., & Cooke, S. J. (2023). The ecological relevance of critical thermal maxima methodology for fishes. *Journal of Fish Biology*, *102*(5), 1000-1016. <https://doi.org/10.1111/jfb.15368>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity : Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, *81*(2), 163-182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- ECCC. (2024). *Canada releases first results from rapid extreme weather event attribution system*.
- Ehrlich, P., & Ehrlich, A. (1981). *Extinction : The causes and consequences of the disappearance of species*. Random House.

- Eliason, E. J., Clark, T. D., Hague, M. J., Hanson, L. M., Gallagher, Z. S., Jeffries, K. M., Gale, M. K., Patterson, D. A., Hinch, S. G., & Farrell, A. P. (2011). Differences in Thermal Tolerance Among Sockeye Salmon Populations. *Science*, 332(6025), 109-112. <https://doi.org/10.1126/science.1199158>
- Ern, R., Andreassen, A. H., & Jutfelt, F. (2023). Physiological Mechanisms of Acute Upper Thermal Tolerance in Fish. *Physiology*, 38(3), 141-158. <https://doi.org/10.1152/physiol.00027.2022>
- Esri. (2023). *ArcGIS Pro* (Version version 3.4) [Logiciel]. <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>
- Ferreira, V., Albariño, R., Larrañaga, A., LeRoy, C. J., Masese, F. O., & Moretti, M. S. (2023). Ecosystem services provided by small streams : An overview. *Hydrobiologia*, 850(12-13), 2501-2535. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05095-1>
- Ficke, A. D., Myrick, C. A., & Hansen, L. J. (2007). Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 17(4), 581-613. <https://doi.org/10.1007/s11160-007-9059-5>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

- Francispillai, E. K., & Chapman, L. J. (2025). Effects of Deforestation-Induced Warming on the Thermal Tolerance of an African Clariid Catfish. *Freshwater Biology*, 70(1), e14375. <https://doi.org/10.1111/fwb.14375>
- Frechette, D. M., Dugdale, S. J., Dodson, J. J., & Bergeron, N. E. (2018). Understanding summertime thermal refuge use by adult Atlantic salmon using remote sensing, river temperature monitoring, and acoustic telemetry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(11), 1999-2010. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0422>
- Frishkoff, L. O., Karp, D. S., Flanders, J. R., Zook, J., Hadly, E. A., Daily, G. C., & M'Gonigle, L. K. (2016). Climate change and habitat conversion favour the same species. *Ecology Letters*, 19(9), 1081-1090. <https://doi.org/10.1111/ele.12645>
- Froese, R., & Pauly, D. (2025). *FishBase* (Version Version 04/2025) [Jeu de données]. <https://www.fishbase.org>
- Fry, F. E. J. (1971). The Effect of Environmental Factors on the Physiology of Fish. In *Fish Physiology* (Vol. 6, p. 1-98). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(08\)60146-6](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(08)60146-6)
- Fugère, V., Kasangaki, A., & Chapman, L. J. (2016). Land use changes in an afrotropical biodiversity hotspot affect stream alpha and beta diversity. *Ecosphere*, 7(6), e01355. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1355>
- Fugère, V., Mehner, T., & Chapman, L. J. (2018). Impacts of deforestation-induced warming on the metabolism, growth and trophic interactions of an afrotropical stream fish. *Functional Ecology*, 32(5), 1343-1357. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13065>

- Gillis, C.-A., Ouellet, V., Breau, C., Frechette, D., & Bergeron, N. (2023). Assessing climate change impacts on North American freshwater habitat of wild Atlantic salmon—Urgent needs for collaborative research. *Canadian Water Resources Journal / Revue Canadienne Des Ressources Hydriques*, 48(2), 222-246. <https://doi.org/10.1080/07011784.2022.2163190>
- Giroux, I., & Simoneau, M. (2008). *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Nicolet : Faits saillants 2004-2006*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- Gleick, P. H. (1996). Water resources. In S. H. Schneider (Éd.), *Encyclopedia of climate and weather* (Vol. 2, p. 817-823). Oxford University Press.
- Grigaltchik, V. S., Ward, A. J. W., & Seebacher, F. (2012). Thermal acclimation of interactions : Differential responses to temperature change alter predator–prey relationship. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1744), 4058-4064. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1277>
- Haberl, H., Erb, K. H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W., & Fischer-Kowalski, M. (2007). Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(31), 12942-12947. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704243104>
- Halbach, K., Möder, M., Schrader, S., Liebmann, L., Schäfer, R. B., Schneeweiss, A., Schreiner, V. C., Vormeier, P., Weisner, O., Liess, M., & Reemtsma, T. (2021). Small

- streams–large concentrations? Pesticide monitoring in small agricultural streams in Germany during dry weather and rainfall. *Water Research*, 203, 117535. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117535>
- Hayat, S., & Gupta, J. (2016). Kinds of freshwater and their relation to ecosystem services and human well-being. *Water Policy*, 18(5), 1229-1246. <https://doi.org/10.2166/wp.2016.182>
- Hochachka, P. W., & Somero, G. N. (2002). *Biochemical adaptation : Mechanism and process in physiological evolution*. Oxford University Press.
- Houghton, J. (2005). Global warming. *Reports on Progress in Physics*, 68(6), 1343-1403. <https://doi.org/10.1088/0034-4885/68/6/R02>
- Huey, R. B., Berrigan, D., Gilchrist, G. W., & Herron, J. C. (1999). Testing the Adaptive Significance of Acclimation : A Strong Inference Approach. *American Zoologist*, 39(2), 323-336. <https://doi.org/10.1093/icb/39.2.323>
- Jackson, M. C., Loewen, C. J. G., 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. <https://doi.org/10.1111/gcb.13028>
- Johnson, S. L. (2004). Factors influencing stream temperatures in small streams : Substrate effects and a shading experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(6), 913-923. <https://doi.org/10.1139/f04-040>
- Jutfelt, F., Ern, R., Leeuwis, R. H. J., & Clark, T. D. (2024). Effects of climate warming. In *Encyclopedia of Fish Physiology* (p. 14-31). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90801-6.00183-X>

- Kanno, Y., Vokoun, J. C., & Letcher, B. H. (2014). PAIRED STREAM-AIR TEMPERATURE MEASUREMENTS REVEAL FINE-SCALE THERMAL HETEROGENEITY WITHIN HEADWATER BROOK TROUT STREAM NETWORKS : PAIRED STREAM-AIR TEMPERATURE MODELLING. *River Research and Applications*, 30(6), 745-755. <https://doi.org/10.1002/rra.2677>
- Kassambara, A., & Mundt, F. (2020). *Factoextra Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses*. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
- Kochhann, D., Sarmiento, C. G., De Oliveira, J. C., Queiroz, H. L., Val, A. L., & Chapman, L. J. (2021). Take time to look at the fish : Behavioral response to acute thermal challenge in two Amazonian cichlids. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology*, 335(9-10), 735-744. <https://doi.org/10.1002/jez.2541>
- Kuha, J. (2004). AIC and BIC : Comparisons of Assumptions and Performance. *Sociological Methods & Research*, 33(2), 188-229. <https://doi.org/10.1177/0049124103262065>
- Leclair, A. T. A., Drake, D. A. R., Pratt, T. C., & Mandrak, N. E. (2020). Seasonal variation in thermal tolerance of redbside dace *Clinostomus elongatus*. *Conservation Physiology*, 8(1), coaa081. <https://doi.org/10.1093/conphys/coaa081>
- Leclerc, M. A. J., Guivarc'h, L., Lazzari, C. R., & Pincebourde, S. (2022). Thermal tolerance of two Diptera that pollinate thermogenic plants. *Journal of Thermal Biology*, 109, 103339. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2022.103339>
- Lee, J.-Y., Marotzke, J., Bala, G., Cao, L., Corti, S., Dunne, J. P., Engelbrecht, F., Fischer, E., Fyfe, J. C., Jones, C., Maycock, A., Mutemi, J., Ndiaye, O., Panickal, S., & Zhou,

- T. (2021). Future Global Climate : Scenario-Based Projections and Near-Term Information. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou (Éds.), *Climate Change 2021 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (1^{re} éd., p. 553-672). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.006>
- Lefevre, S., Wang, T., & McKenzie, D. J. (2021). The role of mechanistic physiology in investigating impacts of global warming on fishes. *Journal of Experimental Biology*, 224(Suppl_1), jeb238840. <https://doi.org/10.1242/jeb.238840>
- Linnansaari, T., O’Sullivan, A. M., Breau, C., Corey, E. M., Collet, E. N., Curry, R. A., & Cunjak, R. A. (2023). The Role of Cold-Water Thermal Refuges for Stream Salmonids in a Changing Climate—Experiences from Atlantic Canada. *Fishes*, 8(9), 471. <https://doi.org/10.3390/fishes8090471>
- Lorion, C. M., & Kennedy, B. P. (2009). Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, 19(2), 468-479. <https://doi.org/10.1890/08-0050.1>
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. (2021). performance : An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software*, 6(60), 3139. <https://doi.org/10.21105/joss.03139>

- Lundberg, J. G., Kottelat, M., Smith, G. R., Stiassny, M. L. J., & Gill, A. C. (2000). So Many Fishes, So Little Time: An Overview of Recent Ichthyological Discovery in Continental Waters. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 87(1), 26. <https://doi.org/10.2307/2666207>
- Lutterschmidt, W. I., & Hutchison, V. H. (1997). The critical thermal maximum: History and critique. *Canadian Journal of Zoology*, 75(10), 1561-1574. <https://doi.org/10.1139/z97-783>
- Macedo, M. N., Coe, M. T., DeFries, R., Uriarte, M., Brando, P. M., Neill, C., & Walker, W. S. (2013). Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619), 20120153. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0153>
- Madeira, D., Narciso, L., Cabral, H. N., & Vinagre, C. (2012). Thermal tolerance and potential impacts of climate change on coastal and estuarine organisms. *Journal of Sea Research*, 70, 32-41. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.03.002>
- McCullough, D. A., Bartholow, J. M., Jager, H. I., Beschta, R. L., Cheslak, E. F., Deas, M. L., Ebersole, J. L., Foott, J. S., Johnson, S. L., Marine, K. R., Mesa, M. G., Petersen, J. H., Souchon, Y., Tiffan, K. F., & Wurtsbaugh, W. A. (2009). Research in Thermal Biology: Burning Questions for Coldwater Stream Fishes. *Reviews in Fisheries Science*, 17(1), 90-115. <https://doi.org/10.1080/10641260802590152>
- McDonnell, L. H., & Chapman, L. J. (2015). At the edge of the thermal window: Effects of elevated temperature on the resting metabolism, hypoxia tolerance and upper critical

- thermal limit of a widespread African cichlid. *Conservation Physiology*, 3(1), cov050. <https://doi.org/10.1093/conphys/cov050>
- McKenzie, D. J., Zhang, Y., Eliason, E. J., Claireaux, G., Blasco, F. R., Nati, J. J. H., & Farrell, A. P. (2021). Intraspecific variation in tolerance of warming in fishes. *Journal of Fish Biology*, 98(6), 1536-1555. <https://doi.org/10.1111/jfb.14620>
- McMahon, T. E. (1982). *Habitat suitability index models : Creek chub* (U.S.D.I. Fish and Wildlife Service).
- MELCCFP. (2025). *Utilisation du territoire* [Jeu de données]. Données Québec, 2018,. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/utilisation-du-territoire>
- Mello, K. D., Valente, R. A., Randhir, T. O., Dos Santos, A. C. A., & Vettorazzi, C. A. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *CATENA*, 167, 130-138. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- Messenger, M. L., Lehner, B., Cockburn, C., Lamouroux, N., Pella, H., Snelder, T., Tockner, K., Trautmann, T., Watt, C., & Datry, T. (2021). Global prevalence of non-perennial rivers and streams. *Nature*, 594(7863), 391-397. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03565-5>
- Meyer, J. L., Sale, M. J., Mulholland, P. J., & Poff, N. L. (1999). Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 35(6), 1373-1386. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1999.tb04222.x>

- Millennium Ecosystem Assessment [MEA]. (2003). *Ecosystems and human well-being : A framework for assessment*. Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment [MEA]. (2005). *Ecosystems and human well-being : Current states and trends*. Island Press.
- Molnár, P. K., Sekrabilis, J. P., Altman, K. A., & Raffel, T. R. (2017). Thermal Performance Curves and the Metabolic Theory of Ecology—A Practical Guide to Models and Experiments for Parasitologists. *Journal of Parasitology*, *103*(5), 423. <https://doi.org/10.1645/16-148>
- Moore, R., 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>
- Morgan, R., Andreassen, A. H., Åsheim, E. R., Finnøen, M. H., Dresler, G., Brembu, T., Loh, A., Miest, J. J., & Jutfelt, F. (2022). Reduced physiological plasticity in a fish adapted to stable temperatures. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *119*(22), e2201919119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2201919119>
- Morgan, R., Finnøen, M. H., Jensen, H., Pélabon, C., & Jutfelt, F. (2020). Low potential for evolutionary rescue from climate change in a tropical fish. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *117*(52), 33365-33372. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011419117>

- Morgan, R., Finnøen, M. H., & Jutfelt, F. (2018). CTmax is repeatable and doesn't reduce growth in zebrafish. *Scientific Reports*, 8(1), 7099. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-25593-4>
- Morley, S. A., Peck, L. S., Sunday, J. M., Heiser, S., & Bates, A. E. (2019). Physiological acclimation and persistence of ectothermic species under extreme heat events. *Global Ecology and Biogeography*, 28(7), 1018-1037. <https://doi.org/10.1111/geb.12911>
- Moshenko, R. W., & Gee, J. H. (1973). Diet, Time and Place of Spawning, and Environments Occupied by Creek Chub (*Semotilus atromaculatus*) in the Mink River, Manitoba. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 30(3), 357-362. <https://doi.org/10.1139/f73-065>
- MRNF. (2025). *Géobase du réseau hydrographique du Québec (GRHQ)* [Jeu de données]. Données Québec, 2019. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/grhq>
- Narum, S. R., Campbell, N. R., Meyer, K. A., Miller, M. R., & Hardy, R. W. (2013). Thermal adaptation and acclimation of ectotherms from differing aquatic climates. *Molecular Ecology*, 22(11), 3090-3097. <https://doi.org/10.1111/mec.12240>
- OBV Yamaska. (2021). *Connaître le bassin versant de la Yamaska*. <https://obv-yamaska.qc.ca/connaitre-le-bassin-versant-de-la-yamaska/>
- Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37(1), 637-669. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>
- Payne, N. L., Smith, J. A., Van Der Meulen, D. E., Taylor, M. D., Watanabe, Y. Y., Takahashi, A., Marzullo, T. A., Gray, C. A., Cadiou, G., & Suthers, I. M. (2016).

- Temperature dependence of fish performance in the wild: Links with species biogeography and physiological thermal tolerance. *Functional Ecology*, 30(6), 903-912. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12618>
- Poole, G. C., & Berman, C. H. (2001). An Ecological Perspective on In-Stream Temperature : Natural Heat Dynamics and Mechanisms of Human-Caused Thermal Degradation. *Environmental Management*, 27(6), 787-802. <https://doi.org/10.1007/s002670010188>
- Pörtner. (2010). Oxygen- and capacity-limitation of thermal tolerance : A matrix for integrating climate-related stressor effects in marine ecosystems. *Journal of Experimental Biology*, 213(6), 881-893. <https://doi.org/10.1242/jeb.037523>
- Pörtner, H. O., & Farrell, A. P. (2008). Physiology and Climate Change. *Science*, 322(5902), 690-692. <https://doi.org/10.1126/science.1163156>
- Potts, L. B., Mandrak, N. E., & Chapman, L. J. (2021). Coping with climate change : Phenotypic plasticity in an imperilled freshwater fish in response to elevated water temperature. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(10), 2726-2736. <https://doi.org/10.1002/aqc.3620>
- R Core Team. (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* [R Foundation for Statistical Computing]. <https://www.R-project.org/>
- Raby, G., Morgan, R., Andreassen, A., Stewart, E., De Bonville, J., Hoots, E., Kuchenmüller, L., Metz, M., Rowsey, L., Green, L., Griffin, R., Martin, S., Reid, H., Ern, R., Asheim, E., Cowan, Z.-L., Leeuwis, R., Blewett, T., Speers-Roesch, B., ... Jutfelt, F. (2025).

Measuring critical thermal maximum in aquatic ectotherms: A practical guide.

<https://doi.org/10.32942/X28S69>

Ruiz, J. (2019). Modernisation de l'agriculture et occupation des terres agricoles au Québec (1951-2011). *Cahiers de géographie du Québec*, 63(179-180), 213.

<https://doi.org/10.7202/1084233ar>

Sala, O. E., Stuart Chapin, F., Iii, Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

Sandblom, E., Clark, T. D., Gräns, A., Ekström, A., Brijs, J., Sundström, L. F., Odelström, A., Adill, A., Aho, T., & Jutfelt, F. (2016). Physiological constraints to climate warming in fish follow principles of plastic floors and concrete ceilings. *Nature Communications*, 7(1), 11447. <https://doi.org/10.1038/ncomms11447>

Schlosser, I. J. (1982). Fish Community Structure and Function along Two Habitat Gradients in a Headwater Stream. *Ecological Monographs*, 52(4), 395-414.

<https://doi.org/10.2307/2937352>

Scott, W. B., & Crossman, E. J. (1974). *Poissons d'eau douce du Canada* (Réimprimé 1975, 1978, 1985, 1990, Vol. 184). Office des recherches sur les pêcheries du Canada.

Seebacher, F., Ducret, V., Little, A. G., & Adriaenssens, B. (2015). Generalist–specialist trade-off during thermal acclimation. *Royal Society Open Science*, 2(1), 140251.

<https://doi.org/10.1098/rsos.140251>

- Shultz, A. D., Zuckerman, Z. C., & Suski, C. D. (2016). Thermal tolerance of nearshore fishes across seasons : Implications for coastal fish communities in a changing climate. *Marine Biology*, 163(4), 83. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-2858-2>
- Somero, G. N. (2010). The physiology of climate change : How potentials for acclimatization and genetic adaptation will determine ‘winners’ and ‘losers’. *Journal of Experimental Biology*, 213(6), 912-920. <https://doi.org/10.1242/jeb.037473>
- Stearns, S. C. (1989). The Evolutionary Significance of Phenotypic Plasticity. *BioScience*, 39(7), 436-445. <https://doi.org/10.2307/1311135>
- Stewart, D. B., Reist, J. D., Carmichael, T. J., Sawatzky, C. D., & Mochnacz, N. J. (2007). *Fish life history and habitat use in the Northwest Territories : Brook stickleback*.
- Sullivan, C. J., Vokoun, J. C., Helton, A. M., Briggs, M. A., & Kurylyk, B. L. (2021). An ecohydrological typology for thermal refuges in streams and rivers. *Ecohydrology*, 14(5), e2295. <https://doi.org/10.1002/eco.2295>
- Sun, N., Yearsley, J., Voisin, N., & Lettenmaier, D. P. (2015). A spatially distributed model for the assessment of land use impacts on stream temperature in small urban watersheds : Assessment of land use impact on urban stream temperature. *Hydrological Processes*, 29(10), 2331-2345. <https://doi.org/10.1002/hyp.10363>
- Sunday, J. M., Bates, A. E., & Dulvy, N. K. (2012). Thermal tolerance and the global redistribution of animals. *Nature Climate Change*, 2(9), 686-690. <https://doi.org/10.1038/nclimate1539>
- Sunday, J. M., Bates, A. E., Kearney, M. R., Colwell, R. K., Dulvy, N. K., Longino, J. T., & Huey, R. B. (2014). Thermal-safety margins and the necessity of thermoregulatory

- behavior across latitude and elevation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(15), 5610-5615. <https://doi.org/10.1073/pnas.1316145111>
- Turko, A. J., Nolan, C. B., Balshine, S., Scott, G. R., & Pitcher, T. E. (2020). Thermal tolerance depends on season, age and body condition in imperilled redbreasted sunfish *Clinostomus elongatus*. *Conservation Physiology*, 8(1), coaa062. <https://doi.org/10.1093/conphys/coaa062>
- Turunen, J., Elbrecht, V., Steinke, D., & Aroviita, J. (2021). Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshwater Biology*, 66(4), 785-798. <https://doi.org/10.1111/fwb.13678>
- Union québécoise pour la conservation de la nature [UQCN]. (2005). *La gestion du territoire et des activités agricoles dans le cadre de l'approche par bassin versant : Rapport présenté en mars 2005 au ministère de l'Environnement du Québec - Bassin versant de la rivière Yamaska. Fiche descriptive [Rapport – bilan]*. Union québécoise pour la conservation de la nature (UQCN). https://doi.org/10.1/UQCN_2005_Activit%2525C3%2525A9s_agricoles_bassin_versant_Yamaska_A.pdf
- Vallin, J., Gerberon, F., Lassus, R., Floury, M., Maire, A., Daufresne, M., & Sentis, A. (2025). Rapid and reversible plasticity of upper thermal limit, but no effects of multigenerational warming in medaka. *Journal of Thermal Biology*, 130, 104155. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2025.104155>
- Van Der Walt, K.-A., Porri, F., Potts, W. M., Duncan, M. I., & James, N. C. (2021). Thermal tolerance, safety margins and vulnerability of coastal species : Projected impact of

- climate change induced cold water variability in a temperate African region. *Marine Environmental Research*, 169, 105346.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105346>
- Van Vliet, M. T. H., Ludwig, F., Zwolsman, J. J. G., Weedon, G. P., & Kabat, P. (2011). Global river temperatures and sensitivity to atmospheric warming and changes in river flow. *Water Resources Research*, 47(2), 2010WR009198.
<https://doi.org/10.1029/2010WR009198>
- Vettorazzi, C. A., & Valente, R. A. (2016). Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. *Ecological Engineering*, 94, 255-267.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.069>
- Vinagre, C., Dias, M., Cereja, R., Abreu-Afonso, F., Flores, A. A. V., & Mendonça, V. (2019). Upper thermal limits and warming safety margins of coastal marine species – Indicator baseline for future reference. *Ecological Indicators*, 102, 644-649.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.030>
- Vinagre, C., Leal, I., Mendonça, V., Madeira, D., Narciso, L., Diniz, M. S., & Flores, A. A. V. (2016). Vulnerability to climate warming and acclimation capacity of tropical and temperate coastal organisms. *Ecological Indicators*, 62, 317-327.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.010>
- Weijters, M. J., Janse, J. H., Alkemade, R., & Verhoeven, J. T. A. (2009). Quantifying the effect of catchment land use and water nutrient concentrations on freshwater river and stream biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(1), 104-112. <https://doi.org/10.1002/aqc.989>

- Wohl, E. (2017). The significance of small streams. *Frontiers of Earth Science*, 11(3), 447-456. <https://doi.org/10.1007/s11707-017-0647-y>
- Woodward, G., Perkins, D. M., & Brown, L. E. (2010). Climate change and freshwater ecosystems: Impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2093-2106. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0055>
- WWF. (2022). *Living Planet Report 2022 – Building a nature-positive society*. <https://www.worldwildlife.org/publications/living-planet-report-2022>

