

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

**PRÉDIRE LA COMPOSITION DES COMMUNAUTÉS DE POISSONS DANS
LES PETITS COURS D'EAU : UNE COMPARAISON DES MÉTHODES
D'ACQUISITION DE DONNÉES**

MÉMOIRE PRÉSENTÉ

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

PAR

Audrey Robert

Janvier 2025

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

AVERTISSEMENT

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

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

REMERCIEMENTS

J'ai eu la chance d'avoir un directeur de recherche à l'écoute et disponible qui a su me guider avec bienveillance. Son expertise, combinée à sa générosité intellectuelle, m'a permis d'avancer à bon pas à chaque étape de ce projet. Sa capacité à clarifier les concepts complexes et à m'aider à structurer mes idées a été d'une valeur inestimable. Il a été une véritable source d'inspiration et je lui suis infiniment reconnaissante pour ses précieux conseils et son encadrement exceptionnel. Merci Vincent.

Je souhaite aussi exprimer toute ma reconnaissance à ma co-directrice de recherche, Pascale, dont l'expertise en géo a été précieuse tout au long de ce projet. Toujours rapide dans ses réponses, elle a su éclairer mes interrogations avec précision et efficacité, me permettant de progresser dans ma réflexion et mes analyses. Ses conseils ont grandement contribué à l'avancement de ce travail, et je lui suis reconnaissante pour sa générosité et son engagement.

Lorsque j'ai décidé de quitter ma carrière en design pour reprendre des études en biologie, c'était un véritable saut dans l'inconnu. Je n'aurais jamais envisagé cette voie, ni eu le courage de me lancer dans des études universitaires en sciences, sans les longues discussions ainsi que le soutien émotionnel et psychologique de mon partenaire de vie, Alexandre. Merci d'avoir été là tout au long de ce processus qui aura duré 6 ans, je ne sais pas si j'y serais arrivé sans tes conseils, ton soutien répété et ta compréhension.

Un chaleureux merci à mes amis et ma famille qui m'ont soutenu dans ce projet. J'ai eu la chance d'être entourée de gens compréhensifs, qui, simplement par leur présence, m'ont aidée à leur manière.

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

RÉSUMÉ

Les cours d'eau de petite taille abritent une grande diversité de poissons, mais leur dynamique communautaire reste difficile à prédire, surtout dans un contexte de changement climatique et d'augmentation de l'impact anthropique. Notre projet vise à identifier les principaux facteurs influençant la composition et la diversité des communautés de poissons dans ces cours d'eau aux États-Unis et à comparer l'efficacité des données géospatiales et des mesures de terrain pour ces prédictions. En s'appuyant sur un ensemble de données exhaustif provenant de l'Évaluation nationale des rivières et des cours d'eau menée par l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA), intégrant des mesures de terrain (habitat, conditions des berges, variables hydrologiques) et des données dérivées de systèmes d'information géographique (SIG) telles que l'occupation des sols et les variables climatiques, huit facettes de la biodiversité des poissons ont été analysées : les indices de diversité de Shannon, phylogénétique, bêta, fonctionnelle, la composition de la communauté, l'abondance et la proportion d'espèces tolérantes.

À l'aide de méthodes d'apprentissage automatique, dont les modèles de forêt aléatoire (*Random Forest*) et de gradient de forêt (*Gradient Forest*), nous avons identifié les variables climatiques, les caractéristiques de taille des cours d'eau et les apports en eau souterraine comme prédicteurs majeurs. À l'échelle nationale, les variables liées à l'agriculture montrent une relation négative avec la diversité bêta, mais positive avec la diversité alpha et la proportion de taxons tolérants. En plus de la confirmation de schémas biogéographiques bien établis, tels que les gradients de biodiversité amont-aval, notre étude a également évalué la performance des variables dérivées des SIG comparées à celles mesurées sur le terrain. Nos résultats indiquent que les modèles basés sur des données géospatiales surpassent, ou égalent, ceux basés sur les données de terrain, ce qui suggère que la prédiction des communautés de poissons à grande échelle peut être efficacement réalisée à l'aide de données SIG. Les résultats obtenus montrent l'importance d'intégrer plusieurs facettes de la communauté de poissons dans les études et les évaluations environnementales pour permettre de brosser un portrait juste. Ces conclusions ont des implications importantes pour la conception des programmes de surveillance et les efforts de conservation des cours d'eau.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ	IV
TABLE DES MATIÈRES.....	V
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES.....	VII

CHAPITRE I

DESCRIPTION DU PROJET	1
1.1 INTRODUCTION À LA PROBLÉMATIQUE	1
1.2 OBJECTIF DE L'ÉTUDE	4
1.3 LES PETITS COURS D'EAU	5
1.4 SUIVI DE LA BIODIVERSITÉ	6
1.4.1 La télédétection.....	6
1.4.2 Les facettes de la communauté	8
1.5 FACTEURS NATURELS VS ANTHROPIQUES	10
1.5.1 Chimie et qualité de l'eau	10
1.5.3 Variabilité spatiale	12
1.5.4 Les perturbations anthropiques.....	12
1.6 CONTEXTE GÉOGRAPHIQUE.....	13

CHAPITRE II

PREDICTING STREAM FISH COMMUNITIES ACROSS THE UNITED STATES WITH GEOSPATIAL DATASETS VS. FIELD HABITAT MEASUREMENTS	17
--	-----------

ABSTRACT	18
RÉSUMÉ	19
INTRODUCTION	20
METHODS	22
Study design and field sampling	22
Site and variable selection	23
Fish community metrics	25
Data analysis	26
RESULTS	28
Model performance across predictor sets and community metrics.....	28
Variable importance across community metrics.....	32
DISCUSSION.....	35
REFERENCES	39
SUPPLEMENTARY MATERIAL	47

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE	57
3.1 RÉSULTATS GÉNÉRAUX ET CONCLUSION	57
3.2 IMPLICATIONS POUR LA GESTION AU QUÉBEC	58
3.3 PERSPECTIVES	60
RÉFÉRENCES	61

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

COD	Carbone organique dissous / Dissolved organic carbon
DF	Diversité fonctionnelle / Functional diversity
DP	Diversité phylogénétique / Phylogenetic diversity
DT	Diversité taxonomique / Taxonomic diversity
EPA	Agence américaine de protection de l'environnement / Environmental protection agency
FEOW	Écorégions d'eau douce du monde / Freshwater ecoregion of the world
LCBD	Contribution locale à la diversité bêta / Local contribution to beta diversity
LiDAR	Système de mesure à distance par laser / Light detection and ranging
NRSA	Évaluation nationale des rivières et des cours d'eau / National river and stream assesment
PCE	Petits cours d'eau
SDM	Modèle de distribution d'espèces / Species distribution models
SIG	Systèmes d'informations géographique

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 PROBLÉMATIQUE

Nous savons aujourd'hui que la biodiversité et les services écosystémiques sont intimement liés et que la perte du premier engendre souvent le déclin du second (Cardinale et al., 2012). Le concept de services écosystémiques englobe les écosystèmes et les espèces qui les composent et définit les processus par lesquels la nature soutient l'humain (Daily, 1997). C'est d'ailleurs une part importante du bien-être humain qui est fournie par ces services (Costanza et al., 1997). À titre d'exemple on retrouve notamment les biens matériels comme la nourriture, le bois, les médicaments ou les textiles (Hassan et al., 2005), la résilience aux perturbations et aux changements environnementaux (Hooper et al., 2005), le stockage et la séquestration du carbone (Hassan et al., 2005), les loisirs, mais aussi, l'augmentation du bien-être physique (Völker et Kistermann, 2013 ; Brückner et al., 2022) et mental (White et al., 2010 ; Smith et al., 2021).

C'est entre autres pour ces raisons qu'aujourd'hui la préservation de l'environnement est de plus en plus motivée par la protection de la biodiversité (Rands et al., 2010). À l'échelle globale, celle-ci diminue à un rythme alarmant en raison de facteurs tels que la fragmentation et la destruction des habitats, la surexploitation, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes, les changements climatiques ainsi que la pollution (Seto et al., 2011). Des études ont montré que les taux d'extinction actuels sont de 100 fois (Cellabos et al., 2015) à 1000 fois (Pimm et al., 2014) plus élevés que dans les registres fossiles. Depuis 2000, le nombre d'espèces en danger d'extinction a augmenté de façon considérable. Actuellement, ce sont plus de 45 300 espèces, soit 28% des 163 040 espèces évaluées par l'IUCN et ses organismes affiliés, qui sont dans cette situation précaire (IUCN, 2024). Bref, le déclin de la biodiversité à l'échelle globale fait maintenant consensus dans la communauté scientifique (Gonzalez et al., 2016). Certains chercheurs s'entendent même pour dire que des taux d'extinction de près de 75% sont à quelques

centaines d'années d'être atteints, nous menant aux portes de la sixième extinction de masse si les efforts de conservation ne s'ajustent pas (Barnosky et *al.*, 2011 ; Hooper et *al.* 2012).

Ce constat alarmant du déclin mondial de la biodiversité souligne l'urgence de mieux comprendre les facteurs qui influencent les communautés biologiques à différentes échelles. Cependant, malgré cette reconnaissance de la crise écologique, nous ne savons pas encore clairement si l'influence relative des facteurs anthropiques locaux sur les communautés est comparable à celle des processus naturels qui structurent la distribution de la biodiversité à travers le paysage. Il est attendu que selon les groupes d'organismes, l'impact des facteurs environnementaux, influencés ou non par l'humain, peut différer (Heino, 2013) et peu d'études ont permis de départager l'effet de ces deux types de facteurs (Urban et *al.*, 2006). Il est donc impératif de pousser notre compréhension des facteurs qui influencent la structure des communautés ainsi que l'impact des changements dans les habitats.

L'Amérique du Nord abrite la plus grande diversité de poissons d'eau douce tempérée au monde (Warren et Burr, 1994), mais les poissons constituent le groupe de vertébrés le plus menacé (Leidy et Moyle, 1998 ; UICN, 2024). L'exploitation des ressources, la pollution et les contaminants, la destruction des habitats (Maxwell et *al.*, 2016 ; Newbold et *al.*, 2015 ; Sayer et *al.*, 2025), les espèces envahissantes (Havel et *al.*, 2015) et le changement climatique (Daufresne et Boet, 2007) constituent autant de menaces bien documentées dans la littérature, pesant sur les communautés de poissons. Mais, comprendre leur dynamique complexe représente un défi de taille, en particulier dans les petits cours d'eau (PCE) qui sont souvent des écosystèmes négligés mais qui jouent pourtant un rôle essentiel dans le maintien de la santé globale de l'environnement.

Les technologies de télédétection sont devenues récemment plus courantes dans le suivi de la biodiversité (Foody, 2008), offrant des moyens non-invasifs de recueillir des informations biotiques à grande échelle. Contrairement aux enquêtes de terrain, qui sont laborieuses, l'intégration de la télédétection et des systèmes d'information géographique (SIG) pourrait offrir une approche plus efficace et rentable pour la collecte de données écologiques à long terme. Bien que davantage utilisées dans les environnements terrestres,

la télédétection de la biodiversité a également trouvé des applications dans certains milieux aquatiques (Kachelriess et al., 2014 ; Miller et al., 2005 ; Sandström et al., 2016 ; Wedding et al., 2008). Cependant, dans certains systèmes d'eau douce, tels que les PCE ou les lacs profonds, la télédétection est plus difficile en raison de facteurs comme la couverture végétale et la turbidité, qui empêchent l'observation directe des organismes aquatiques. Cela est particulièrement préoccupant étant donné que les PCE, qui représentent jusqu'à 70-80 % de la longueur des réseaux fluviaux, sont écologiquement essentiels en raison de la biodiversité qu'ils abritent et des nombreux services écosystémiques qu'ils fournissent (Ferreira et al., 2023 ; Hanna et al., 2018 ; Meyer et al., 2007 ; Richardson, 2019 ; Schlosser, 1995). Les PCE sont façonnés par les paysages environnants et plusieurs études ont montré que les caractéristiques du bassin versant exercent une influence directe sur la composition et structure des communautés de poissons qui y vivent (Allan, 2004 ; Beecher et al., 1988 ; Frederico et al., 2014 ; Hughes et al., 2023 ; Taylor et al., 2006). Par conséquent, l'analyse des propriétés du bassin versant par télédétection pourrait fournir des informations précieuses pour prédire la biodiversité des cours d'eau.

Ce lien entre les propriétés du bassin versant et la qualité des cours d'eau a conduit au développement d'indices comme l'Indice de Qualité Morphologique (IQM) (Rinaldi et al., 2011), qui peut être adéquatement estimé à partir de variables dérivées de SIG (Lemay et al., 2021). Développé pour évaluer l'intégrité hydromorphologique des systèmes fluviaux, l'IQM comprend 28 indicateurs classés en trois catégories : la fonctionnalité, qui évalue l'intégrité des processus hydromorphologiques ; l'artificialité, qui quantifie les modifications anthropiques du système fluvial ; et les ajustements du chenal, qui examinent les changements morphologiques. Bien que l'IQM ne soit pas spécifiquement un indice de qualité de l'habitat des poissons, il est fortement corrélé à l'Indice d'Évaluation Qualitative de l'Habitat (QHEI), un indice de qualité de l'habitat des poissons qui nécessite des mesures de terrain (Foote et al., 2024 ; Lemay et al., 2021). À ce jour, peu d'études ont directement comparé un ensemble complet de variables dérivées des SIG et de variables mesurées sur le terrain pour tester si les premières prédisent adéquatement divers éléments des communautés de poissons. Un tel exercice bénéficierait également de l'inclusion de plusieurs facettes de la biodiversité, telles que la diversité fonctionnelle,

phylogénétique et bêta, en plus des mesures plus couramment utilisées de la diversité taxonomique ou de la composition des communautés. En effet, chaque facette de la biodiversité peut répondre à des facteurs différents, fournissant des informations complémentaires sur l'intégrité des écosystèmes et leur potentiel de conservation (Devictor et al., 2010 ; Jarzyna & Jetz, 2016). À notre connaissance, il n'existe pas encore d'indice pour évaluer la qualité de l'habitat des poissons basé sur les SIG, en particulier un indice qui intégrerait ces multiples facettes de la biodiversité.

1.2 OBJECTIF DE L'ÉTUDE

L'objectif de cette recherche est d'utiliser un ensemble de données de suivi standardisé et exhaustif afin de déterminer si les observations dérivées des SIG peuvent prédire adéquatement divers aspects des communautés de poissons dans les PCE. Cet ensemble de données, provenant de l'évaluation nationale des rivières et des cours d'eau (NRSA) de l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA), comprend des milliers de sites et des centaines de variables d'habitat mesurées sur le terrain (par exemple, des variables sur l'habitat, les conditions des berges et le régime hydrologique) ou à l'aide des SIG (par exemple, des variables liées à l'utilisation des terres et au climat). En utilisant des méthodes d'apprentissage automatique pour les données structurées (modèles de Random Forest et de Gradient Forest), nous visons à identifier les principaux prédicteurs de plusieurs facettes de la composition et de la biodiversité des communautés de poissons dans les cours d'eau, à savoir la composition des communautés, la proportion de taxons tolérants et la diversité alpha, bêta, fonctionnelle et phylogénétique. En plus de confirmer des schémas biogéographiques connus, tels que les gradients de biodiversité amont-aval à l'échelle continentale, nous évaluerons la puissance prédictive des variables dérivées des SIG par rapport aux variables d'habitat mesurées sur le terrain, en tenant compte à la fois des facteurs naturels et anthropiques influençant chaque facette de la biodiversité.

CONCEPTS GÉNÉRAUX

1.3 LES PETITS COURS D'EAU

La définition d'un petit cours d'eau (PCE) varie selon les études et les contextes, mais ils sont généralement caractérisés par une zone de drainage maximale de 130 km² (Bradford et Heinonen, 2008 ; Couture et al., 2024 ; Davis et al., 1996) ou classés comme des cours d'eau de 1er à 3e ordre selon la classification de Strahler (Beschta et Platts, 1986 ; Wohl, 2017). Bien que modestes en taille, ils représentent collectivement 70 à 80 % de la longueur totale des réseaux hydrographiques (Downing et al., 2012) et fournissent des services écosystémiques essentiels, tels que la régulation des flux hydrologiques, le soutien à la biodiversité, ainsi que la filtration des nutriments et polluants, contribuant ainsi à la qualité de l'eau en aval et à la santé des écosystèmes riverains (Wohl, 2017).

En plus de leurs fonctions écologiques comme zones de frai et pouponnières (Montgomery et al., 1999), sources de nourriture (Wipfli et Gregovich, 2002), et corridors de migration à travers les paysages (McClain et Naiman, 2008), les PCE offrent des habitats aquatiques et riverains uniques (Schlosser, 1995 ; Meyer et al., 2007). Ils forment également une barrière initiale contre les contaminants, tels que les sédiments fins et les nutriments en excès. Leurs propriétés physiques et celles de leurs rives influencent grandement le transport vers aval de ces éléments. En amont, la chimie de l'eau est directement liée aux caractéristiques locales, comme les apports atmosphériques, la géologie et la composition des sols (Wohl, 2013). En l'absence des mécanismes de tamponnement présents en amont, ces PCE réagissent rapidement aux modifications environnementales ou à l'usage des terres. En tant que premières zones de réception des contaminants et de la matière organique, leurs caractéristiques riveraines et la structure de leur chenal déterminent en grande partie la rétention et le traitement des sédiments et nutriments, ou leur transfert vers l'aval (Alexander et al., 2007).

Malgré leur importance, les PCE sont sans doute les écosystèmes fluviaux les plus menacés en raison de l'altération et de la destruction provoquées par l'utilisation des

terres. Ils sont souvent négligés par les protections juridiques puisque celles-ci sont généralement accordées aux grands fleuves. Ce manque de protection fait en sorte que les PCE sont affectés de manière disproportionnée par les activités humaines. Ces activités comprennent les perturbations de connectivité causées par des structures telles que les ponts, l'enfouissement dans les zones urbaines et agricoles (Elmore et Kaushal, 2008), la suppression de la végétation indigène (Pusey & Arthington, 2003), le drainage ou la chenalisation (Gravel, 2021; Petersen et al., 1987) et l'extraction des eaux souterraines qui abaisse les nappes phréatiques (Falke et al., 2011). Plusieurs études ont mis en évidence les conséquences de ces altérations, telles que l'eutrophisation (Elser et al., 2007 ; Howarth, 2008), une augmentation de la production primaire (Bolduc, 2004), la réduction de la productivité secondaire (Freeman et al., 2007), l'envasement (Tiecher et al., 2017 ; Berkman & Rabeni, 1987), l'homogénéisation de l'habitat (Zeni & Casatti, 2014), tout ceci menant à une diminution de la viabilité des PCE (Ricciardi et Rasmussen, 1999).

Si nous avons une compréhension générale des activités impactant les PCE et de leurs conséquences, d'importantes lacunes dans les connaissances subsistent. L'un des principaux défis est le manque de données complètes et à haute résolution, qui limite notre capacité à comprendre pleinement les fonctions écologiques et la résilience de ces cours d'eau en réponse aux perturbations actuelles et futures. De plus, l'absence d'inventaires détaillés des espèces et de mesures hydrologiques dans de nombreuses régions entrave la conservation et la gestion efficaces de ces écosystèmes vulnérables (Wohl, 2017). Face à ces défis, la nécessité de méthodes plus efficaces pour collecter des données à grande échelle devient évidente, d'autant plus que les approches traditionnelles s'avèrent souvent coûteuses et chronophages.

1.4 SUIVI DE LA BIODIVERSITÉ

1.4.1 La télédétection

Compte tenu de la couverture étendue des PCE sur le territoire, la réalisation d'enquêtes de terrain exhaustives représente un défi monumental. La collecte des données

nécessiterait beaucoup de travail, de temps et de ressources financières, ce qui rendrait la surveillance à grande échelle et à long terme difficile à réaliser. Certaines avancées technologiques récentes pourraient néanmoins faciliter la collecte de données tel que ce fut le cas dans les écosystèmes terrestres. Par exemple, la miniaturisation des capteurs et le développement de systèmes de collecte de données automatisés ont profondément transformé la manière dont la biodiversité végétale est surveillée à différentes échelles spatiales. La télédétection, en particulier via les satellites, offre une couverture spatiale exhaustive et répétée sur de vastes territoires, ce qui en fait un outil idéal pour surveiller la couverture terrestre ainsi que les changements dans l'utilisation du territoire au fil du temps (Duro et al. 2007 ; Foody, 2008 ; Turner et al. 2003). Ces données sont cruciales pour évaluer la perte, la fragmentation et la dégradation des habitats, qui constituent des menaces majeures pour la biodiversité (Broussard et al., 2018 ; Harris et al., 2019 ; Pettorelli et Turner, 2014). En complément, les capteurs LiDAR et radar aéroportés permettent de caractériser la structure tridimensionnelle des habitats, comme la hauteur de la canopée, la densité et la biomasse de la végétation (Burns et al., 2024). Ces caractéristiques structurelles sont souvent fortement liées à la diversité et à la distribution des espèces, en particulier dans les écosystèmes forestiers. Bien que la télédétection ne permette généralement pas d'observer directement les espèces, elle fournit des informations indirectes sur leur distribution et abondance en fonction de leur association à des habitats spécifiques (Foody, 2008).

Les SIG et la télédétection sont également utilisés pour modéliser la distribution des espèces, en s'appuyant sur des variables environnementales telles que la température, les précipitations ou la structure de l'habitat (Turner et al. 2003 ; Kerr et Ostrovsky, 2003). Ces modèles aident à prédire la présence d'espèces dans des zones non explorées et à comprendre les facteurs qui influencent leur répartition. Par exemple, Gillespie et al. (2008) ont montré que les données de télédétection sur le climat et la végétation peuvent améliorer les modèles de distribution des plantes, principalement des arbres, permettant ainsi d'anticiper leur réponse aux changements environnementaux. Il a aussi été démontré qu'il était possible d'estimer la richesse spécifique végétale, notamment dans les zones inaccessibles ou lorsque les données de terrain sont limitées. Les scientifiques utilisent des approches directes et indirectes, telles que l'identification d'espèces à partir d'images

haute résolution (Turner et al., 2003) ou l'utilisation de variables environnementales comme la productivité végétale ou l'hétérogénéité de l'habitat pour estimer la biodiversité (Scholes et Biggs, 2005 ; Turner et al., 2003). Des études ont montré que des mesures spectrales dérivées d'images satellites peuvent être corrélées à la richesse spécifique des plantes, permettant ainsi d'estimer la biodiversité à grande échelle (Rocchini et al., 2007). Finalement, certaines séries chronologiques de données de télédétection ont permis de suivre les changements dans la biodiversité à long terme (Pettorelli et Turner, 2014). En surveillant l'évolution de la couverture terrestre, la fragmentation des habitats et d'autres variables environnementales, il devient possible d'évaluer l'impact des activités humaines et des changements climatiques globaux sur la biodiversité (Cayuela et al., 2006 ; Kerr et Ostrovsky, 2003 ; Roy et al., 2013).

Dans les milieux aquatiques, les systèmes de drone permettent de cartographier et d'évaluer les habitats essentiels comme les frayères et les zones humides tidales, offrant ainsi une compréhension précise de la complexité des habitats des poissons, cruciale pour la conservation. Les systèmes d'aéronef sans pilotes (UAS) facilitent également le dénombrement des espèces et des individus, notamment pour les plus gros organismes aquatiques comme les baleines ou les requins, et sont utilisés pour surveiller la qualité de l'eau, en complétant les méthodes traditionnelles grâce à des indicateurs comme la chlorophylle (Harris et al., 2019 ; Hodgson et al., 2016 ; Kopaska, 2014). Cependant, l'utilisation de ces technologies dans les PCE est compliquée en raison de la couverture végétale dense et la turbidité de l'eau qui limitent l'observation directe des habitats et des espèces. De plus, la variabilité hydrologique et l'accès difficile à ces milieux nécessitent souvent des données de terrain pour compléter les analyses.

1.4.2 Les facettes de la communauté

Un autre aspect du suivi des communautés est le choix des facettes de la biodiversité à intégrer dans les analyses. En écologie, ces facettes représentent différentes dimensions de la diversité, notamment la diversité taxonomique (richesse spécifique), la diversité fonctionnelle (traits des espèces influençant leurs rôles dans l'écosystème) ou la diversité phylogénétique (liens évolutifs entre espèces). Une approche multifacette permet

ainsi d'obtenir une compréhension plus complète de la structure et du fonctionnement de la communauté étudiée. La richesse spécifique, bien qu'intuitive, ne reflète pas à elle seule la complexité des relations écologiques et évolutives au sein d'une communauté (Duro et al., 2007). C'est pour cette raison que des mesures complémentaires sont utilisées pour une description plus complète de la diversité. Il y a d'abord les indices de diversité taxonomique comme l'indice de diversité de Shannon, un des plus couramment utilisé en écologie, prend en compte à la fois la richesse en espèces et l'équitabilité, ce qui en fait une mesure plus complète de la diversité que la richesse en espèces seule (Heip et al., 1998). Puis, la diversité bêta (β), qui mesure la variation de la composition des espèces entre les sites, permet de comprendre la contribution des communautés locales à la diversité régionale (Whittaker, 1972). Lorsqu'elle est mesurée en tant que contribution locale à la diversité bêta (LCBD), elle reflète le degré d'unicité des sites en termes de composition des espèces par rapport à tous les autres sites de la région d'étude (Dray et al., 2018). Les diversités fonctionnelle (DF) et phylogénétique (DP), quant à elles fournissent des informations complémentaires sur les rôles écologiques et les trajectoires évolutives des espèces (Roa-Fuentes et al., 2019). La DF englobe l'ensemble des traits morphologiques, physiologiques et écologiques uniques présents au sein d'une communauté et permet de mieux comprendre comment différentes espèces contribuent aux processus écosystémiques, tels que la production primaire, la décomposition ou la régulation des cycles biogéochimiques (Pool et al., 2014). La DF permet aussi de mieux prédire quelles espèces vont répondre à certains stress et extrapoler cette réponse à des espèces ailleurs ou faire des prédictions sur les changements qui pourraient s'opérer au niveau écosystémique (Benoit, 2021). Par exemple, dans les lacs, la perte de planctivores aura un impact positif sur la production primaire (Suding, 2008) ce qui pourrait également entraîner une diminution des transferts énergétiques vers les niveaux trophiques supérieurs. La DP, quant à elle, mesure l'histoire évolutive partagée par les espèces au sein d'une communauté et permet de déterminer si une communauté comprend des espèces provenant de diverses « branches » de la phylogénie, chacune comportant souvent des adaptations uniques (Faith, 1992). Contrairement à l'indice de diversité de Shannon, la DP accorde plus de poids aux espèces dont la distance évolutive est plus éloignée. Ces deux indices ont moins de limites lorsqu'ils sont utilisés à grande échelle que la diversité taxonomique

(DT) puisqu'ils sont moins sensibles à la saturation de la dissimilarité (lorsque les communautés n'ont pas d'espèces en commun). Ensemble, ils peuvent révéler des redondances fonctionnelles et des adaptations convergentes (Perez Rocha et al., 2018). Un autre indicateur intéressant dans le suivi des communautés est la proportion de taxons tolérants. Il reflète la capacité de certaines espèces à résister aux perturbations environnementales, notamment celles d'origine anthropique. En mesurant cette proportion, il est possible d'évaluer l'impact des activités humaines sur l'écosystème et de mieux comprendre les changements dans la structure des communautés, souvent liées à la dégradation de la qualité de l'habitat ou à des stress écologiques (Yuan et Norton, 2003). Une compréhension globale des multiples facettes de la biodiversité permet d'adopter une approche plus inclusive pour la conservation et d'adapter efficacement les stratégies de gestion.

1.5 FACTEURS D'INFLUENCE NATURELS ET ANTHROPIQUES SUR LES COMMUNAUTÉS DE POISSONS

Depuis longtemps, les écologistes reconnaissent que les cours d'eau sont intimement liés aux paysages qu'ils traversent, intégrant ainsi les influences des bassins versants environnants (Cummins, 1974). Les caractéristiques chimiques et physiques de l'eau, ainsi que la complexité structurale des habitats aquatiques, sont des indicateurs essentiels pour évaluer la qualité de l'environnement. Ces éléments permettent non seulement de mesurer l'intégrité écologique des cours d'eau, mais aussi de comprendre les impacts des activités humaines, telles que la pollution ou la dégradation de l'habitat. La diversité et la complexité de ces paramètres jouent un rôle fondamental dans la capacité des écosystèmes à soutenir une communauté biologique aquatique saine et résiliente face aux perturbations (Stevenson & Bahls, 2002). En combinant ces différentes données, il est possible de mieux anticiper les réponses des communautés aquatiques aux changements environnementaux et orienter les efforts de conservation et de gestion des écosystèmes aquatiques.

1.5.1 Chimie et qualité de l'eau

Les communautés de poissons fluviaux sont sensibles aux changements de la qualité de l'eau. Certaines espèces, comme les salmonidés, se trouvent principalement en eau froide et la température moyenne de l'eau peut alors être un facteur décisif dans leur établissement (Grossman & Freeman, 1987 ; Kriauciūnienė et al., 2019; Torgersen et al., 1999). L'oxygène dissous ainsi que le pH peuvent avoir des répercussions importantes sur la croissance et le métabolisme de plusieurs espèces qui ont une faible tolérance aux bas taux d'oxygène dissous et à un pH bas. La conductivité, souvent en lien avec la qualité de l'eau, peut montrer la présence de sels, de métaux lourds, de polluants ou de sédiments en suspension (Tancioni et al., 2006 ; Tongnunui & Beamish, 2009). Finalement, le niveau de carbone organique dissous (COD) ainsi que la transparence de l'eau ou la turbidité, peuvent avoir un impact au niveau du comportement de nutrition et de la physiologie des poissons (Weidel, 2017).

1.5.2 Habitat physique

La dimension du cours d'eau joue un rôle majeur dans la diversité des poissons, les PCE abritant généralement moins d'espèces (Jackson et al., 2001 ; Oberdorff et al., 1995 ; Vannote et al., 1980). La diversité et la complexité de la structure physique de l'habitat, comme la disponibilité d'abris et le couvert de macrophytes (Flebbe & Dolloff, 1995), exercent une influence positive sur la diversité et l'abondance des poissons tout comme la diversité de substrats plus grossier et un ratio balancé d'habitat d'eau rapide et de fosses (Tongnunui & Beamish, 2009). Des conditions d'habitat plus diversifiées soutiennent une plus grande gamme d'espèces et de classes d'âge que les habitats simples (Magnuson et al., 1998) parce qu'elles fournissent à la fois une plus grande disponibilité de ressources alimentaires et de meilleurs refuges contre la prédation. Certaines caractéristiques morphologiques, telles que la structure du chenal et la capacité de transport des sédiments ont un impact sur les communautés fluviales (Hart, 1992). La vitesse et la direction du courant ainsi que la disponibilité en habitat influencent leur capacité à se déplacer, se nourrir et se reproduire alors que la quantité de sédiments en

suspension affecte la qualité de l'eau (Statzner et al., 1988). La taille du cours d'eau ou l'ordre de Strahler (Hughes, 2011) a un effet clair sur les communautés de poissons de rivières. Il en est de même pour la profondeur qui est aussi négativement corrélée avec la probabilité de gel dans les milieux froids (Schlosser, 1987). L'utilisation de ces informations environnementales et biologiques est essentielle pour comprendre les impacts environnementaux et leurs conséquences écologiques (Jackson et al., 2001).

1.5.3 Variabilité spatiale

La géographie influence également les assemblages de poissons. En effet la structure des communautés de poissons montre des schémas non aléatoires en fonction de la longitude (Lasne et al. 2007), de la latitude (Stevens et al., 2003) ainsi que de l'élévation (Kirk & Laughlin, 2022). La température moyenne annuelle, le régime de précipitations, les conditions géologiques locales ainsi que le taux d'oxygène peuvent différer grandement selon le déplacement sur l'un de ces trois axes. Le réseau de drainage d'une région détermine également la composition des communautés, les bassins hydrographiques isolés abritant souvent des espèces endémiques (Taylor et al., 2006).

1.5.4 Perturbations anthropiques

Les impacts anthropiques sur les communautés de poissons ont été étudiés dans de nombreuses recherches, révélant qu'ils constituent une cause significative des changements dans la structure et la composition des assemblages de poissons. Sans compter la surexploitation des stocks de poissons (Maxwell et al., 2016) ou l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (Havel et al., 2015), les activités humaines, telles que l'urbanisation, l'agriculture et la construction de barrages, modifient de manière significative les habitats des poissons (Taylor, 1997 ; Gebrekiros, 2016). Ces transformations incluent la chenalisation et le curage (Gravel, 2021), l'augmentation de l'imperméabilisation des sols, la perturbation des régimes de débit des cours d'eau et une sédimentation accrue (Andrew, 1970 ; Leibold et al., 2004). L'imperméabilisation

provoque un ruissellement plus rapide des eaux de pluie, réduisant ainsi la capacité des sols à filtrer les polluants et les sédiments. La modification du débit des cours d'eau, notamment par les barrages, affecte directement la connectivité des habitats aquatiques, ce qui peut isoler des populations de poissons et limiter leurs migrations. De plus, l'augmentation de la sédimentation peut étouffer les habitats de reproduction des poissons, entraînant des baisses dans la diversité et la richesse des espèces (Tiecher et al., 2017 ; Berkman & Rabeni, 1987). Les polluants issus des eaux usées, du ruissellement agricole et des rejets industriels ont un effet néfaste sur les populations de poissons (Kolpin et al., 2002). La contamination des eaux par les nutriments, les produits chimiques toxiques ou les métaux lourds peut causer des malformations, ralentir les taux de croissance, réduire les capacités de reproduction et, dans les cas graves, provoquer la mortalité des poissons. Les perturbations chimiques modifient également la qualité de l'eau, rendant certains environnements invivables pour certaines espèces sensibles. Ce ne sont là que quelques-uns des facteurs néfastes énumérés, et les communautés de poissons des cours d'eau situés en amont, souvent plus petites et plus isolées, sont particulièrement sensibles aux changements d'habitat et de qualité de l'eau. Leur isolement signifie également qu'elles ont moins de capacité à récupérer à la suite de perturbations, ce qui peut conduire à des extinctions locales. Qu'elles soient directes ou indirectes, l'impact de l'humain peut avoir des effets profonds sur ces communautés de poissons et la gestion durable des écosystèmes aquatiques doit tenir compte de ces impacts pour préserver la diversité et la résilience des espèces.

1.6 CONTEXTE GÉOGRAPHIQUE

L'étude des communautés de poissons au Canada se heurte à un manque de données standardisées à l'échelle nationale. Les relevés de poissons et les données environnementales dans ces habitats sont souvent fragmentaires et disparates, ce qui complique l'analyse des dynamiques écologiques et la comparaison entre différentes régions. Contrairement à certains pays comme les États-Unis, où des bases de données

standardisées et accessibles sont disponibles pour les écosystèmes aquatiques, le Canada n'a pas encore développé un réseau d'information similaire à grande échelle.

Les États-Unis, un pays d'une superficie de près de 9,8 millions de kilomètres carrés, se distinguent par une incroyable diversité écologique et géographique. De la toundra arctique de l'Alaska aux forêts tropicales de Floride, en passant par les vastes prairies du Midwest et les déserts du Sud-Ouest, le territoire américain abrite une variété d'écosystèmes qui soutiennent une richesse impressionnante de biodiversité. Cette diversité écologique est le résultat de plusieurs facteurs, notamment la variation des climats, de la topographie et de la géologie à travers le pays (Marsh-Matthews et Matthews, 2000). Les rivières, lacs, zones humides et estuaires qui parsèment le paysage américain jouent un rôle crucial dans le maintien de la biodiversité, fournissant des habitats essentiels pour de nombreuses espèces de poissons, oiseaux, amphibiens et mammifères. Cependant, cette richesse écologique fait face à des défis importants et les États-Unis ont connu des déclin significatifs dans certaines populations de poissons et d'autres espèces, entraînant des efforts de conservation et de restauration à l'échelle nationale (Aune et al., 2024).

Afin de guider les initiatives de conservation, les États-Unis ont mis en place des inventaires standardisés accessibles en ligne, ouverts à tous, permettant de partager des données précises sur la biodiversité et l'état des cours d'eau, favorisant ainsi une gestion collaborative des ressources aquatiques (US EPA, 2016 / 2020 / 2023). Ces ensembles de données, provenant du National River and Stream Assessment (NRSA) de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis, comprennent des milliers de sites et des centaines de variables d'habitat mesurées sur le terrain ou à l'aide des SIG. Les emplacements d'échantillonnage sont sélectionnés à l'aide d'un plan probabiliste où chaque élément de la population de cours d'eau a une probabilité connue d'être sélectionné. La sélection des sites comprend une pondération pour équilibrer le nombre de sites de rivières et de cours d'eau de chacune des classes de taille et la sélection est aussi contrôlée pour la distribution spatiale afin de s'assurer que les sites d'échantillonnage sont répartis à travers les États-Unis (et dans chaque écorégion).

Pour ce qui est des cours d'eau, l'échantillonnage comprend les grandes rivières (comme le Mississippi et le Missouri), les rivières, les PCE pérennes, ainsi que les ruisseaux. Cette initiative nous donne alors accès à un échantillonnage de plus de 1200 cours d'eau une fois aux 5 ans dont trois cycles ont déjà été réalisés (2008-09, 2013-14, 2018-19), soit des informations sur plus de 3500 sites. Une des caractéristiques clés de cette base de données est les méthodes d'échantillonnages standardisées à l'échelle nationale (pêche électrique pour les poissons). Pour chacune des stations échantillonnées, la base de données contient également plus de 600 paramètres physico-chimiques et de bassin versant.

Malgré certaines différences importantes entre les écosystèmes canadiens et états-uniens, le Canada partage des enjeux environnementaux similaires, notamment en ce qui concerne la gestion des cours d'eau et des habitats aquatiques. Par conséquent, les initiatives américaines, telles que ces inventaires standardisés, offrent un cadre pertinent pour orienter les stratégies de conservation au Canada. S'appuyer sur ces données et approches peut ainsi aider à mieux protéger et restaurer la biodiversité des écosystèmes aquatiques canadiens, tout en prenant en compte les défis uniques liés à notre propre territoire.

1.7 DONNÉES DÉRIVÉES DU SIG ET MESURÉES SUR LE TERRAIN

Bien que l'influence des variables d'habitat local (mesures de terrain) et des variables de bassin versant (dérivées du SIG) sur la structure des communautés de poissons n'ait pas toujours été comparée directement, de nombreuses études ont souligné l'importance des deux types de variables dans la prédiction de ces communautés. Dans certains cas, les variables macroclimatiques peuvent même se substituer aux variables locales pour modéliser la répartition des poissons, tandis que les données locales affinent ces prédictions pour certaines espèces spécifiques (Frederico et al., 2014). Il a également été démontré que différents indicateurs des communautés de poissons répondent de manière distincte aux facteurs environnementaux. Par exemple, dans une étude menée par Marsh-Matthews et Matthews (2000), la composition des assemblages de poissons était

principalement influencée par la géographie à grande échelle, avec un effet secondaire des caractéristiques riveraines, tandis que la richesse en espèces était davantage expliquée par la longitude et les propriétés aquatiques locales. Des recherches plus récentes ont également montré que des facteurs à l'échelle du bassin versant, tels que l'altitude, le climat et la disponibilité en habitat, exercent une forte influence sur la structure des communautés aquatiques (Labat et al., 2024). Par conséquent, la prise en compte conjointe des variables locales et de bassin versant semble essentielle pour prédire avec précision la composition des communautés de poissons. Cependant, peu d'études ont comparé de manière exhaustive un ensemble complet de variables dérivées du SIG à des variables mesurées sur le terrain pour évaluer la capacité des premières à prédire divers aspects des communautés de poissons. De plus, l'intégration de multiples facettes de la biodiversité dans ces analyses permettrait de fournir une vision plus globale et inclusive des dynamiques communautaires.

CHAPITRE II

PREDICTING STREAM FISH COMMUNITIES ACROSS THE UNITED STATES WITH GEOSPATIAL DATASETS AND FIELD HABITAT MEASUREMENTS

Manuscrit en préparation pour : Ecology Letters

Audrey Robert¹, Pascale Biron², and Vincent Fugère¹

¹ Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières,
Trois-Rivières, Québec, G8Z 4M3, Canada

² Department of Geography, Planning and Environment, Concordia University,
Montréal, Québec, H3G 1M8, Canada

ABSTRACT

Small streams host a great diversity of fish, but their community dynamics remain challenging to predict, especially in the context of climate change and increasing human impact. Watershed properties measured from geospatial datasets could serve as proxies for fish biodiversity and allow its prediction at scale; however, the validity of such proxies remains to be tested and compared with more traditional habitat indicators measured in situ. Using a comprehensive dataset from the U.S. Environmental Protection Agency's (EPA) National Rivers and Streams Assessment (NRSA) and machine learning models, we identify key predictors of eight facets of stream fish biodiversity and composition, comparing the predictive power of geospatial data vs. field habitat measurements related to climate, land use, water quality, and morphology. Natural variation in climate, stream size (e.g. position on the upstream-downstream gradient), and groundwater inputs emerged as key factors influencing fish community composition and diversity. Nevertheless, the most important predictors varied depending on biodiversity facets and the spatial scale of analysis. Predictors related to land use and water quality were generally less important, except for a positive association between agricultural land use and several biodiversity facets at the country scale. Most importantly, our results indicate that models based on geospatial data outperform or equal those based on field data, suggesting that fish community composition and diversity can be effectively predicted using already-available GIS data, at least at relatively coarse spatial scales. These findings also underscore the need to integrate multiple biodiversity facets in indicators of stream integrity, with implications for monitoring programs and stream conservation.

RÉSUMÉ

Les petits ruisseaux abritent une grande diversité de poissons, mais la dynamique de leurs communautés reste difficile à prédire, en particulier dans le contexte du changement climatique et de l'augmentation de l'impact humain. Les caractéristiques des bassins versants mesurées à partir de jeux de données géospatiaux pourraient servir d'indicateurs de la biodiversité des poissons et permettre sa prédiction à grande échelle, mais la validité de ces variables reste à tester et à comparer avec des indicateurs de milieu plus traditionnels mesurés in situ. En utilisant un ensemble de données complet provenant de l'Évaluation nationale des rivières et des cours d'eau de l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis (EPA) et des modèles d'apprentissage automatique, nous identifions les principaux facteurs prédictifs de huit facettes de la biodiversité et de la composition des poissons des PCE, en comparant la capacité prédictive des données géospatiales et des mesures de terrain liées au climat, à l'utilisation des sols, à la qualité de l'eau et à la morphologie. La variation naturelle du climat, de la taille des cours d'eau (par exemple, la position sur le gradient amont-aval) et des apports en eau souterraine ont émergé comme des facteurs clés influençant la composition et la diversité des communautés de poissons, mais les prédicteurs les plus importants ont varié en fonction des facettes de la biodiversité et de l'échelle spatiale de l'analyse. Les prédicteurs liés à l'utilisation des sols et à la qualité de l'eau étaient généralement moins importants, à l'exception d'une association positive entre les variables liées à l'agriculture et plusieurs facettes de la biodiversité à l'échelle nationale. Plus important encore, nos résultats indiquent que les modèles basés sur des données géospatiales surpassent ou égalent ceux basés sur des données de terrain, suggérant que la composition et la diversité des communautés de poissons peuvent être efficacement prédites en utilisant des données SIG déjà disponibles, du moins à des échelles spatiales relativement larges. Ces résultats soulignent également la nécessité d'intégrer plusieurs facettes de la biodiversité dans les indicateurs d'intégrité des PCE, avec des implications pour les programmes de suivi et la conservation.

INTRODUCTION

Understanding aquatic biodiversity in rivers and streams is essential for the conservation of freshwater ecosystems. However, monitoring biodiversity in many rivers over long periods of time presents considerable challenges. Traditional field surveys, while valuable, are often labor-intensive and costly, particularly when aiming to cover large geographic areas in a consistent manner. In this context, remote sensing technologies have recently become more common in biodiversity monitoring (Foody, 2008), providing non-invasive means of collecting biotic and abiotic information. In contrast to field surveys, integrating remote sensing and Geographic Information System (GIS) could offer a more efficient and cost-effective approach to long-term ecological data collection. For instance, satellite imagery, drones, and other sensor-based technologies allow scientists to assess habitat conditions, land cover changes, species distribution, and ecosystem health (Duro et al. 2007; Fretwell et al., 2012; Gillespie et al. 2008; Pearson et al., 2014; Turner et al. 2003). Hyperspectral imaging and LiDAR (Light Detection and Ranging) are now increasingly being used to capture detailed information on plant traits, biomass, and habitat structure, providing new insights into biodiversity patterns (Asner et al., 2014; Burns et al., 2024; Swatantran et al., 2012). Such technologies will help fill data gaps in large-scale biodiversity datasets, a necessary step towards reaching the objectives set by the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (Gonzalez et al., 2023).

While more widely used in terrestrial environments, remote sensing of biodiversity has also found applications in some aquatic settings (Wedding et al., 2008; Miller et al., 2005; Kachelriess et al., 2014; Sandström et al., 2016). However, in some freshwater systems such as small streams or deeper lakes, remote sensing is more challenging due to factors like canopy cover and turbidity that preclude the direct observation of aquatic organisms. This is particularly concerning given that small streams, which contribute up to 70–80% of stream length in river networks, are ecologically critical given the biodiversity they harbour and the various ecosystem services that they provide (Ferreira et al., 2023; Hanna et al., 2018; Meyer et al., 2007; Richardson, 2019; Schlosser, 1995).

These streams are shaped by their surrounding landscapes (Cummins, 1974) with watershed characteristics directly influencing the biodiversity they support. Numerous studies have shown that factors such as watershed size, geomorphology, soil type, vegetation, hydrology, and land use influence the composition and structure of fish communities in streams (Allan 2004; Beecher et al., 1988; Frederico et al., 2014; Hughes et al., 2023; Taylor et al., 2006). Consequently, analyzing these watershed properties through remote sensing could provide valuable insights for predicting stream biodiversity.

Some indicators of morphological stream quality, such as the Morphological Quality Index (MQI) (Rinaldi et al. 2011) are heavily based on remote sensing data. The MQI, which aims to characterize functionality, artificiality and channel adjustments, has proven to provide an accurate assessment of the morphological quality of streams and their floodplain without the need for field data (Lemay et al., 2021). Although the MQI is not specifically a fish habitat quality index, it was shown to be highly correlated to the Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI), an index of fish habitat quality that requires field-based measurements (Foote et al., 2024; Lemay et al., 2021). However, to date, few studies have directly compared a comprehensive set of GIS-derived versus field-measured variables to test whether the former can adequately predict various aspects of fish communities. Furthermore, while some work has explored morphological quality using GIS-derived data, there has been little exploration of fish habitat quality using GIS alone. Such exercises would also benefit from including multiple facets of biodiversity such as functional, phylogenetic, and beta diversity in addition to more commonly used metrics of taxonomic diversity or community composition (Marsh-Matthews & Matthews, 2000). Indeed, each facet of biodiversity can respond to different drivers, providing complementary information about ecosystem integrity and conservation potential (Devictor et al., 2010; Jarzyna & Jetz, 2016). To our knowledge, no GIS-derived indices for assessing fish habitat quality have been developed so far, especially ones that integrate multiple facets of biodiversity.

Here, we use an extensive, standardized monitoring dataset to determine whether GIS-derived observations can adequately predict various aspects of fish communities in small streams of the United States. To our knowledge, this approach has never been applied before to assess the predictive power of GIS data for fish community structure. Using current machine learning methods for structured data (random forest and gradient forest models), we aim to identify the main predictors of multiple biodiversity facets of stream fish communities, namely community composition, proportion of tolerant taxa and alpha, beta, functional, and phylogenetic diversity. In addition to looking at known biogeographical patterns such as upstream-downstream biodiversity gradients at the continental scale, we evaluate the predictive power of GIS-derived variables vs. field-measured habitat variables, including both natural and anthropogenic drivers of each biodiversity facet.

METHODS

Study design and field sampling

We used a database from the National River and Stream Assessment (NRSA) of the US Environmental Protection Agency (EPA), which conducts a national inventory of 2,000 to 2,500 sites every 5 years for a comprehensive set of abiotic and biotic variables. Sites are selected with a stratified random sampling approach, using stream size and position (state and ecoregion) as grouping factors (Olsen and Peck, 2008). Sampling includes all perennial streams and rivers. We compiled data from inventories conducted during 2008–2009, 2013–2014, and 2018–2019 (three “rounds” of the EPA-NRSA program), covering 5147 distinct sites with the same standardized sampling methods. Over 350 water chemistry, geomorphological, and landscape composition variables are available for each site, in addition to the fish community composition data detailed below. Methods of measurement for all field and GIS-derived variables are outlined in National Rivers and Streams Assessment Technical Support Document (2016; 2020; 2023). The database was further enhanced by adding climate data, using bioclimatic variables available through WorldClim (WorldClim, 2020).

Fish were surveyed using either backpack (wading) or boat electrofishing, depending on stream size. Our study focused on the former and excluded sites with ‘boat electrofishing’ listed as the fishing method. For wadeable streams less than 13 m wide (average of 5 measurements taken at equal intervals over the sampling reach), the sampled reach length was 40 times the wetted channel width, or 150 m if 40 times the channel width was less than 150 m. For wadeable sites wider than 13 m, the minimum sampled reach length was the longest of either 500 m or 20 wetted channel widths. Fish were identified on-site or in the laboratory to species or subspecies level when needed. For species identified on-site, voucher specimens were collected for taxonomic confirmation in the laboratory.

Site and variable selection

Our study focused on small streams, defined as sites with a Strahler order ≤ 3 . The average drainage area of sites was 24.5 km² (ranging from 0.0009 km² to 124.5 km²); 95% of streams had drainage area under 100 km². There is no consensus definition of a ‘small stream’ but our selection criteria were coherent with other studies defining small streams as sites with a maximum drainage area of 130 km² (Bradford & Heinonen, 2008; Couture et al., 2024; Davis et al., 1996) or up to a Strahler order of 3 (Beschta & Platts, 1986). We then subdivided the sites of interest into five regions based on their geographical location on the continent: the Northeast, the Southwest, the Southeast, the West and the Midwest. Regions were defined based on state boundaries according to the classification of (National Geographic Society, 2024). Initially, we also considered using the Freshwater Ecoregions of the World (FEOW) framework for site classification. However, the results were similar to those obtained with geographical regions, and the use of FEOW led to the exclusion of some sites, as certain ecoregions contained too few sites to allow for robust machine learning analyses. To ensure the inclusion of all available sites and employ the statistical tools we deemed most appropriate, we opted for a geographical classification based on state boundaries instead. Site selection resulted in a total of 1,563 streams for analysis (Fig 1.), harbouring a total of 116 fish taxa.

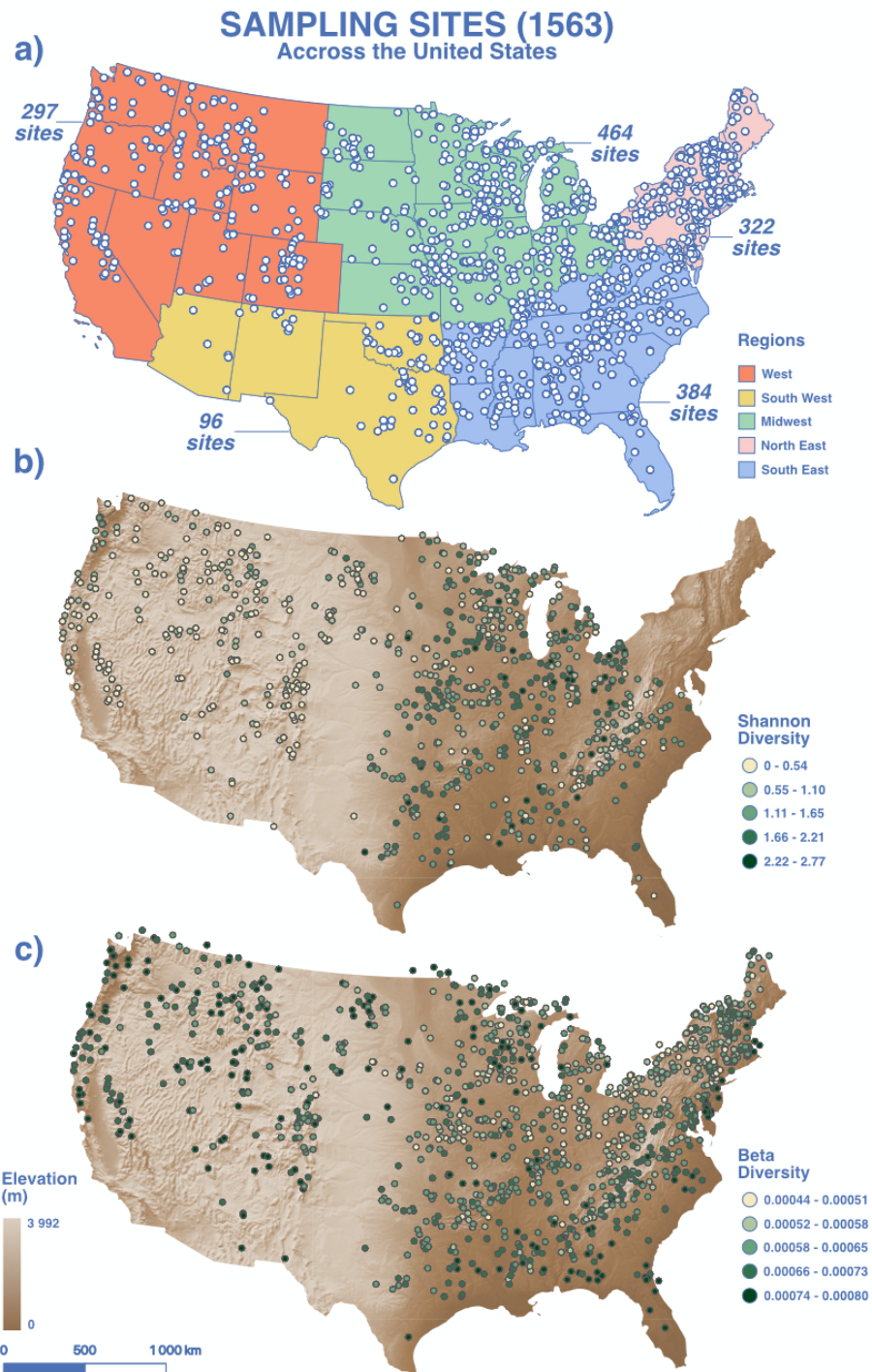


Fig 1. a) Sampling sites and b) distribution of Shannon diversity and c) beta diversity across the United States. The database included 1,563 small streams distributed across five regions of the United States: West (297 sites), Southwest (96 sites), Midwest (464 sites), Northeast (322 sites), and Southeast (384 sites). See other community and diversity index in Fig. S1.

887 potential environmental predictors were available in at least one NRSA survey. 535 variables were removed as they were not available for all survey years. Out of the remaining 352 variables, we eliminated all variables that were missing data at more than 80% of sites. We also checked cross-correlation between variables and eliminated those that had a correlation greater than or equal to 0.9 with another variable. The choice of which of the two correlated variables to keep was made based on the highest relevance in the literature as drivers of change in river fish communities or indicators of habitat quality. This led to the inclusion of 71 variables which we categorized as follows: (9) water chemistry, (35) physical habitat and riparian zone, (3) climate, (21) watershed composition, and (3) position-related variables. Variables were further classified into three categories: field-measured, GIS-derived, and geographic position variables. Table S1 in the Supplementary material lists all selected variables and their classification.

Fish community metrics

Community composition (presence/absence of taxa and abundance of common taxa) was analyzed using multivariate random forest models, as detailed below. Then, we also included various univariate descriptors to capture various facets of the fish community. We used six metrics related to alpha diversity, functional diversity, phylogenetic diversity, beta diversity, the proportion of tolerant taxa, and total fish abundance. Alpha diversity was measured as Shannon diversity using the function `diversity` in the R package ‘vegan’ (v2.6-4; Oksanen et al., 2022). This index incorporates both species richness and their evenness within a community, reflecting the even distribution of individuals among species and providing a more comprehensive understanding of community structure and ecological balance. Functional diversity was calculated as functional dispersion because this metric can accommodate sites with fewer species than the number of traits. This index calculates the average distance of each species to the centroid of all species within site, in multivariate trait space. These distances are then weighted by the relative abundance of each species at a site to calculate the

functional diversity of a specific assemblage (Laliberté & Legendre, 2010). The following traits were included in the analysis: “habitat preference” (water column, benthic, edges), “migratory” (yes vs. no), “reproductive strategy” (clean, coarse (lithophil), drifter, guarder, other), “temperature preferences” (warm, coldwater, coolwater), “trophic guild” (carnivore, invertivore, herbivore, omnivore), “velocity preferences” (other, rheophile, pool) and, “maximum body length” (continuous trait in mm). All traits were available through the NRSA dataset. Function ‘FDis’ in R package ‘fundiversity’ v1.1-1 (Grenié & Gruson, 2024) was used to calculate functional dispersion. Phylogenetic diversity was calculated as Faith’s PD using function ‘pd’ in R package ‘picante’ version v1.8-2 (Kembel & Kembel, 2014). We used a phylogeny obtained from: the Fish Tree of Life API (Chang et al., 2019) accessed through the R package ‘fishtree’. The phylogeny included 623 of the 604 taxa in our dataset; missing taxa (contributing about 3% of total occurrences) were removed from the analysis. Beta diversity was measured as Local Contributions to Beta Diversity (LCBD), representing the degree of uniqueness of the sites in terms of their species composition relative to all other sites in a study region (Dray et al., 2018). LCBD values were computed using function ‘beta.div’ in R package ‘adespatial’. The proportion of tolerant taxa was also included as an indicator of functional composition related to potential human impacts. This metric was already available in the NRSA database (variable ‘TOLRPTAX’) and uses the Assemblage Tolerance Index (ATI) which is based on species tolerances to general human disturbance (Whittier et al., 2007). Finally, we also modelled total fish abundance in the sampling reach, which was also available in the NRSA database (variable ‘TOTLNIND’).

Data analysis

All analyses were performed using R Statistical Software (v4.2.2; R Core Team 2022). We predicted the different indices and ratio of tolerant taxa using the Random Forests method (Brieman 2001; Liaw and Wiener 2002). Random Forest is a machine learning algorithm that uses multiple regression (or classification) trees to make predictions (Evans and Cushman 2009). It combines the results from many trees through

bagging (Breiman, 2001), with the final prediction based on a majority vote. The algorithm creates random subsets of the original data using the 'bootstrap' technique (De'ath & Fabricius, 2000). This approach reduces overfitting and allows the inclusion of a large number of potentially correlated predictor variables (Cutler et al. 2007). We used an 80% out-of-bag (OOB) sample to ensure robust model learning while reserving 20% for validation. The number of bootstrap replicates was set to 500, as this provided a stable error rate.

For community composition (occurrences), we used the Gradient Forest method (Ellis et al., 2012), which identifies, along an environmental gradient, where changes in community structure occur and determines the thresholds for these changes. This method aggregates multiple Random Forest models, each corresponding to an individual species, weighting models based on their R^2 values and variable importance measures. The Gradient Forest generates a monotonic function for each predictor, enabling transformations that maximize the alignment between predictors and species turnover. This approach serves as a multivariate extension of the univariate Random Forest, making it particularly well-suited for analyzing the complex, multidimensional data characteristic of community ecology. For these models, we used 1,000 trees per forest to ensure model stability and accuracy (see Fig 2. for methodology summary).

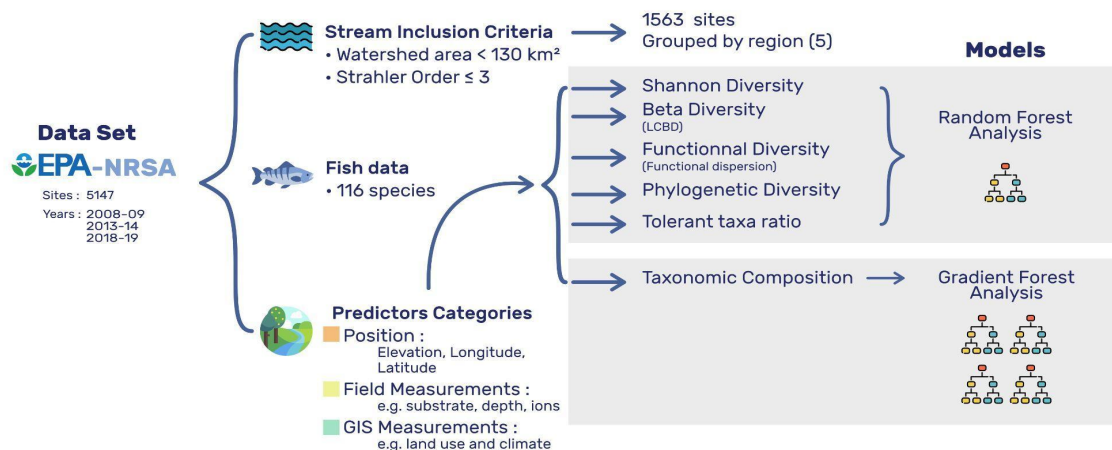


Fig 2. Overview of methods related to site and variable selection, fish community metrics, and statistical analyses with Random Forests and Gradient Forest models

Each category of predictors—field-measured variables, GIS-derived variables, or all variables—was tested both with and without the inclusion of position-related variables, as the interpretability of models is easier when position is excluded. Additionally, models using only position-related variables were tested as a benchmark to which other models were compared. This led to a total of seven different combinations of predictor variables for each community diversity metrics across each geographic unit (one of five U.S. regions or the entire country). In total, this resulted in 336 different models being tested, from which we extracted performance metrics (adjusted R^2 values) and variable importance scores. The R^2 values indicate how well each model fits the out-of-bag data, with higher R^2 values reflecting better model performance. We normalized the importance values to a scale of 100, averaged them across the different regions, and identified the top 15 most influential variables for each community facet. For the 15 most important variables identified, Partial Dependence Plots (PDPs) were also generated to visualize their effects on model predictions using R function ‘partialPlot’ from package ‘randomForest’ (v 4.7-1.1, Liaw and Wiener 2002). PDPs illustrate the relationship between a predictor variable and the predicted outcome while averaging out the effects of all other variables. This technique allows us to examine how changes in each variable impact the model's predictions, providing insights into the direction and strength of these relationships.

RESULTS

Model performance across predictor sets and community metrics

The performance of the Random Forest models predicting the proportion of tolerant taxa and diversity indices (Fig. 3) or total fish abundance (Fig. S2) across each region, as well as for all regions combined, ranged in R^2 values from 0.11 to 0.68 (mean R^2 of 0.39). Model performance varied across regions (worse = West, best = South-West) and scale, with higher R^2 at the country scale than at the regional scale. The rank order of model performance for the various community diversity metrics was relatively similar across regions and scales; Shannon and phylogenetic diversity were generally predicted

best, followed by composition-related variables (proportion of tolerant taxa and beta diversity), and with prediction accuracy being lowest for functional dispersion. Models including only position often performed almost as well as other models (orange vs. other bars in Fig. 3), except for a few fish metric-region combinations (e.g. functional dispersion in the Midwest and North-East). Overall, models using GIS-derived data performed comparably to, or even better than those utilizing field-measured or all available data (green vs other bars in Fig. 3). This trend was particularly pronounced when position variables were excluded, which often reduced the performance of models based on field-measured data but not those based on GIS data.



Fig 3. Performance of random forest models predicting the proportion of tolerant taxa and diversity indices across each region, as well as for all regions combined. Models were tested with and without position variables; the difference in fit is indicated by the dotted line.

An evaluation of the Gradient Forest models predicting community composition, based on either the presence/absence of taxa (Fig. 4) or the abundance of common species (Fig. S3), across each region and for all regions combined, indicated no strong difference in model performance across predictor sets (i.e. the distribution of species-specific R^2

values is similar across models). This suggests that models incorporating all variables did not outperform those using only position or GIS-derived variables. However, median R^2 was worse for models based on field data, a pattern visible across all regions. For example, at the country scale, median R^2 was almost twice as large when using position or GIS-derived than field-measured data. Additionally, models tested with and without position variables showed that consistent with the random forest models, the performance of models based on field data generally declined most when position variables were excluded.

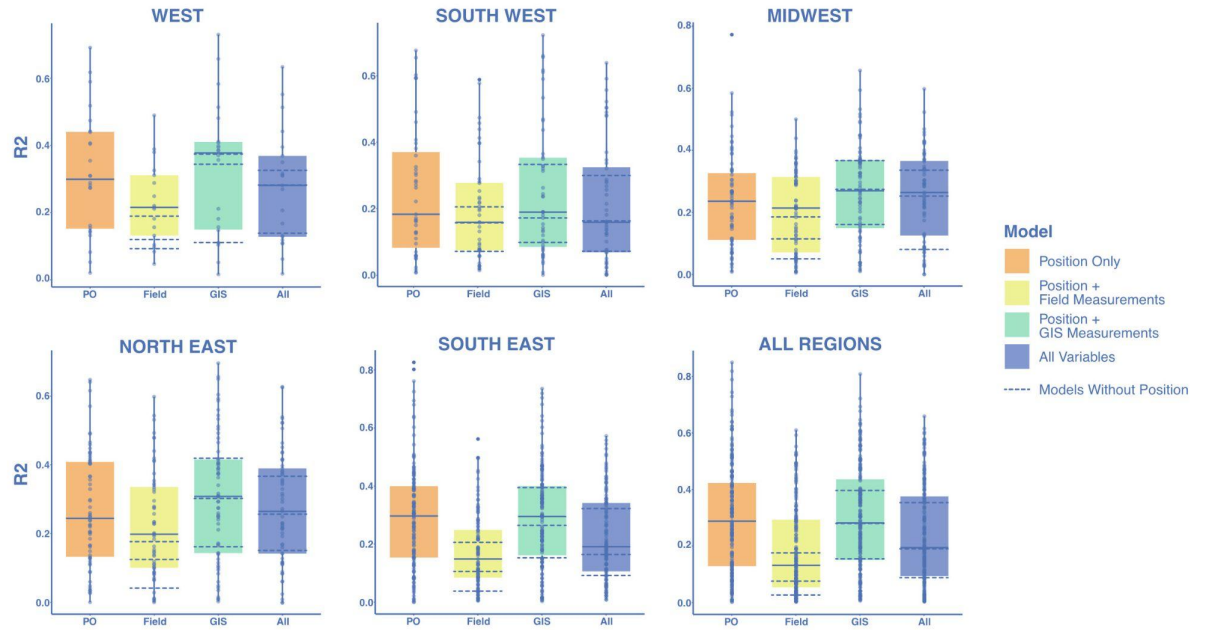
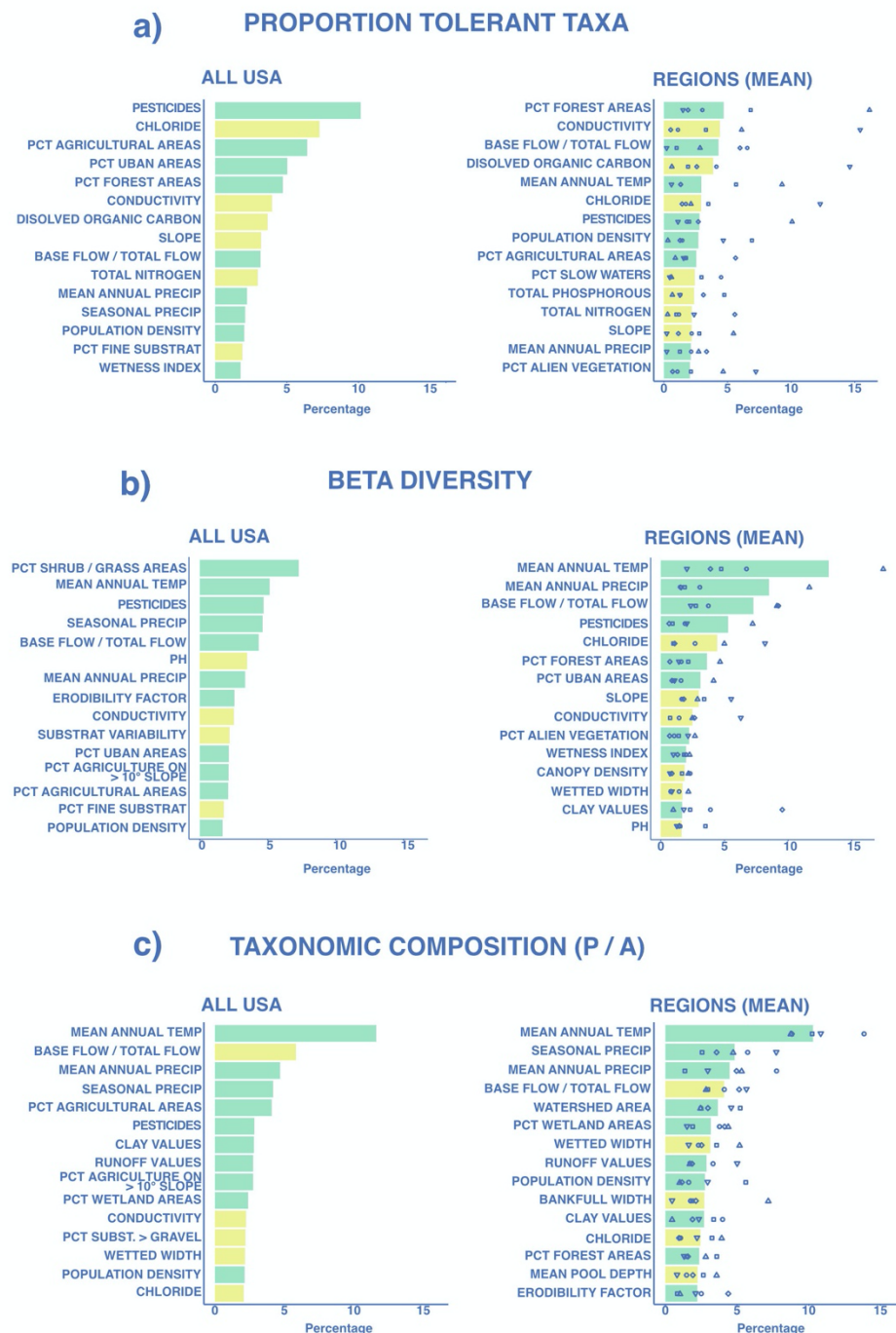


Fig 4. Performance of gradient forest models predicting community composition based on presence/absence of taxa, across each region, as well as for all regions combined. The boxplots show distribution of R^2 values for species-specific models contributing to the overall community model. Models were tested with and without position variables, as indicated by the three dotted lines, with each line representing a quartile of the R^2 values.

Variable importance across community metrics

Models identified key sets of variables that explain variation in stream fish community composition and biodiversity (Fig. 5 and S4). Position-related variables consistently ranked high and demonstrated strong predictive performance across multiple facets of the fish community. To facilitate model interpretation, we focus here on models without position but with all other variables included, as the exclusion of position did not lower the overall performance of such models (see blue bars and dotted lines in Fig. 3 and Fig. 4). When importance scores were averaged across regions, we observed the prominence of climate-related variables (average annual temperature, average annual precipitations, seasonal variation in precipitations and wetness index) which emerged as particularly important, especially in explaining beta diversity and community composition (Fig 5 b and c). Variables related to stream size, including drainage area, depth, width, and slope, consistently ranked high, particularly in relation to Shannon, phylogenetic, and functional diversity indices (Fig 5 d, e and f). This group of size related-variables, mainly classified as field-measured variables (in yellow in Fig. 4) were the top predictors in all three alpha diversity models, suggesting a strong upstream-downstream gradient with taxonomic, functional, and phylogenetic diversity all being higher in larger (downstream) sites. Land use and water quality variables were generally absent from the top predictors, except for the proportion of tolerant taxa. Indeed, conductivity, dissolved organic carbon, chloride, and total phosphorus and nitrogen were all positively related to the proportion of tolerant taxa, while forest cover was negatively related to this variable (Fig 5 a). Finally, the ratio of base flow to total flow emerged as an important variable in many models. This ratio notably affects several aspects of small streams, including hydrological stability, habitat availability, and nutrient dynamics. We then asked which variables were most important in predicting stream fish communities across the entire United States, when pooling sites across all regions. Variables related to stream size and climate, important at the regional scale, remained among the top predictors at the country scale (Fig 5 b, c, d, e and f). Slope emerged as a particularly critical factor affecting taxonomic, phylogenetic, and functional alpha diversity, with a negative relationship observed for all indices. Interestingly, variables related to land use, which were not important at the regional scale, became important at the country scale. More specifically, variables such as (modeled)

pesticide application rates and percentages of agricultural land or natural environments (e.g., prairies, wetlands, forests) all ranked high in Figure 5. While agriculture-related variables negatively impacted beta diversity, they were positively associated with Shannon, phylogenetic, and functional diversity indices.



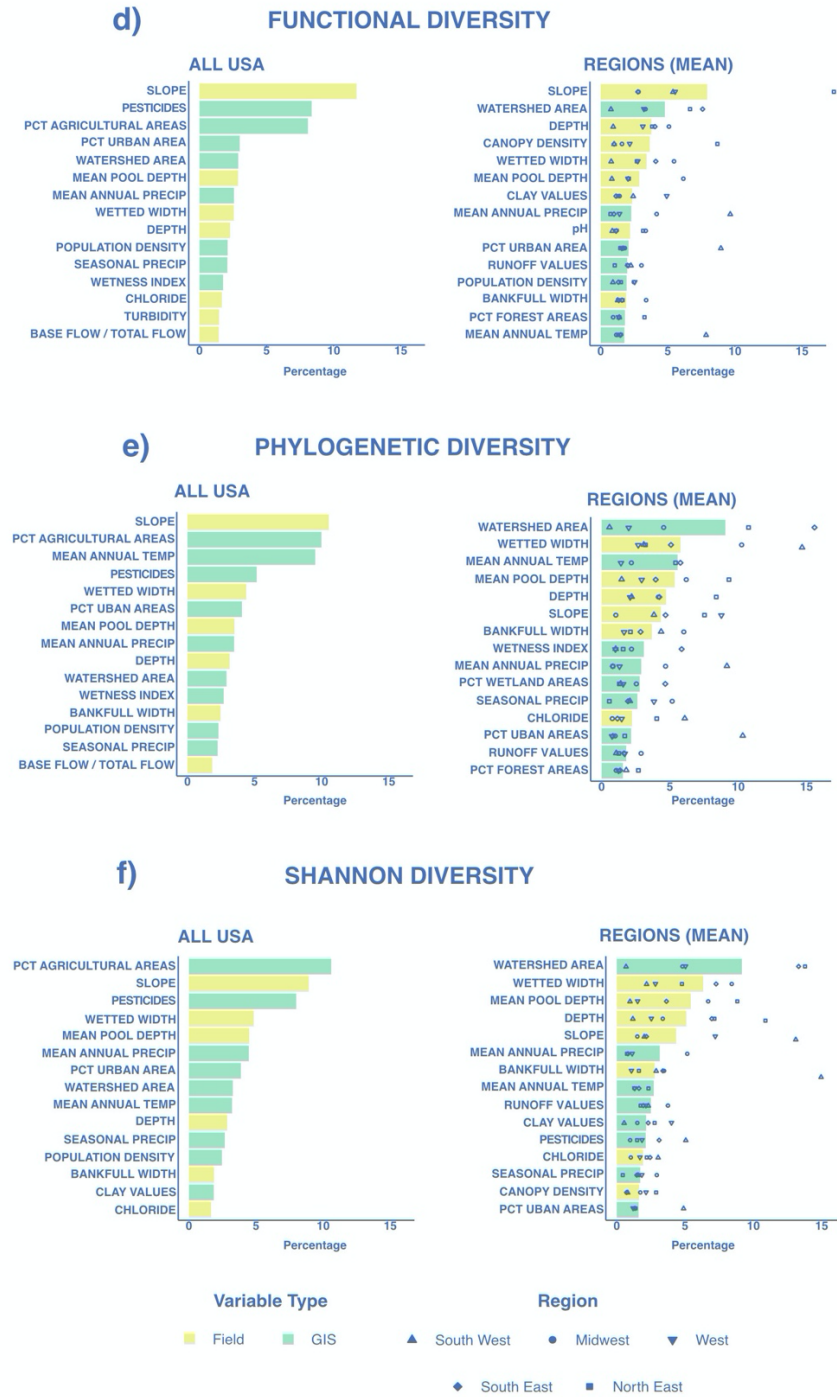


Fig 5. Importance of field-measured (yellow) and GIS-derived (green) variables in models including all predictors for a) proportion of tolerant taxa, b), beta diversity, c) taxonomic composition, d) functional diversity, e) phylogenetic diversity and f) Shannon diversity. Importance scores are shown at the regional scale (left) and at the country scale (right). At the country scale, variable importance is shown for each region-specific model with symbols and for their overall importance, when averaging across regions, with bars.

DISCUSSION

Using data from over 1,500 small streams, our study evaluates a broad range of environmental predictors derived from distinct data acquisition methods, in relation to eight facets of fish community structure and biodiversity. This extensive dataset allowed us to employ two machine learning approaches namely Random Forest and Gradient Forest models. In addition to identifying key predictors of fish community composition and diversity at two spatial scales, the study provides a comparative assessment of the effectiveness of geospatial data versus field habitat measurements in predicting stream fish communities.

Across the five regions of the contiguous US and at the country scale, climate-related variables (e.g., mean annual temperature, precipitations), stream size-related variables (e.g., drainage area, depth, width, slope) and groundwater inputs (ratio of base flow to total flow) consistently emerged as significant predictors of fish community composition and biodiversity. As noted in previous studies, climate-related variables play a particularly important role in explaining community composition and thus site-level beta diversity (uniqueness of community composition) (Buisson et al., 2008; Wang et al., 2020). Climate variables typically operate over large spatial scales and are strongly correlated with latitude, longitude, and altitude (Hawkins et al., 2003). In riverine systems, it has been well-documented that fish communities are spatially structured, according to longitude (Lasne et al., 2007), latitude (Stevens et al., 2003), and elevation (Kirk & Laughlin, 2022). These patterns arise because climate gradients influence water temperature, flow regimes, and seasonal variability, which are critical factors shaping species distributions and interactions (Grossman & Lobón-Cerviá, 2007). Because of this strong correlation between climate and spatial position, removing spatial position had little influence on the predictive power of models that included climate variables. For alpha diversity measured with Shannon, phylogenetic, and functional diversity indices, the most influential predictors were variables related to stream size. This highlights an upstream-downstream diversity gradient, with alpha diversity increasing downstream as rivers grow larger and deeper. These findings are in line with the species-area and species-volume hypotheses, which suggest that larger habitats support more species due to increased

habitat heterogeneity and resource availability (Angermeier & Schlosser, 1989; Gerking, 1949; Sheldon, 1968; Schlosser, 1987; Capone & Kushlan, 1991; Taylor et al., 1993). Finally, the significant influence of the baseflow index on multiple community metrics is not surprising, as the hydrological dynamics of small streams are often governed by groundwater inputs that support baseflow (Wohl, 2010). Baseflow not only stabilizes flow conditions during dry periods but can also provide essential thermal refugia for cold-water species (Bilby, 1984).

At the national scale, additional variables related to land use—such as pesticide application rates and percentages of agricultural or forested land—emerged as important predictors. This result may be attributed to the uneven distribution of agricultural land use and fish biodiversity across different regions, with some regions having both a higher biodiversity and more agricultural land. Indeed, our analyses showed that agriculture-related variables had a negative impact on beta diversity but were positively associated with Shannon diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and the proportion of tolerant taxa. The relationship seen with beta diversity and proportion of tolerant taxa may indicate that fish communities in small agricultural streams are more homogeneous, or alternatively, that headwater streams in more forested areas harbor more unique communities. The positive association between agriculture and alpha diversity metrics (Shannon, phylogenetic, and functional diversity) can be explained by the fact that agriculture often takes place in regions of inherently high biodiversity, such as the Midwest and Southeast. These areas are naturally home to a rich variety of species due to their favorable environmental conditions and geological history (Smith et al., 2010), and it has been shown that agricultural streams can also support significant biodiversity (Couture et al., 2024). Therefore, the elevated alpha diversity in agricultural areas does not necessarily indicate that agriculture promotes biodiversity, but rather that it occurs in regions that already support a diverse fish community, leading to biodiversity hotspots where diversity and anthropogenic impacts coincide. We expect that the agriculture-biodiversity relationship is scale-dependent, shifting from positive at large spatial scales to negative at small spatial scales. Indeed, agricultural land use often degrades stream habitats (Allan 2004), reducing environmental heterogeneity and favoring generalist or tolerant species that can thrive in disturbed environments (Zeni & Casatti, 2014, Couture

et al., 2024). These findings underscore the necessity for future research at smaller spatial scales to identify more localized effects of land use. Importantly, even though we used one of the largest, standardized fish community datasets available for small streams, data were still insufficient to use machine learning approaches at smaller spatial scales where spatial units would regroup fewer sites than the regions we used in this analysis, highlighting the need for further biodiversity inventories in small streams even in a relatively well-studied area such as the continental US.

Perhaps most importantly, we also found that models based on geospatial data (derived from GIS) often outperformed, or at least matched in performance, those using field-measured variables. In models using GIS data, performance was comparable with or without positional variables, as these variables were effectively replaced by climate-related (GIS-derived) variables. Conversely, in models based on field-measured environmental parameters, the exclusion of positional variables generally led to a noticeable decline in performance, indicating that no other ‘field variable’ in the dataset could fully capture the spatial patterns provided by positional or climate data. This suggests that many facets of stream fish communities can be predicted rather well using GIS-derived data only, at least at large spatial scales (e.g. comparing streams across a large region of the US). Furthermore, many field-measured variables identified as important in this study, could, in some cases, be estimated or substituted by GIS-derived data (e.g. stream slope). While certain variables, like stream depth, are more difficult to estimate, other stream size-related variables, such as drainage area, can easily serve as proxies. These findings align well with recent efforts to model fish habitat quality using remote sensing data, providing indices of habitat quality based on watershed properties and stream geomorphological features (Kuiper et al., 2023; Lemay et al., 2021; Rinaldi, 2011).

In conclusion, our study provides new insights into stream fish community ecology through the extensive scale of analysis (numerous sites across the United States), the inclusion of multiple biodiversity facets (8 facets), the use of 71 environmental variables, and the application of machine learning tools. By incorporating multiple dimensions of biodiversity, we captured the complexity of aquatic systems more effectively than single-

facet analyses, which risk overlooking ecological patterns. This approach highlights the importance of incorporating multiple dimensions of biodiversity to fully capture the complexity of aquatic systems, as single-facet analyses risk overlooking essential ecological patterns. Our study also confirms some well-known biogeographical patterns in stream community ecology, namely the role of upstream-downstream river gradients in shaping biodiversity and the influence of climatic conditions on community structure. Yet, our analysis also provides novel insights. For example, we showed that the most important drivers of fish composition vary strongly depending on the facet of biodiversity considered, which highlights the need to include multiple dimensions in studies and policies to adequately capture the biocomplexity of aquatic systems (Strecker et al., 2011). This finding also has implications for indices of stream habitat quality for fish as the definition of fish habitat quality will depend on the facet of the community that one wishes to preserve or manage. Finally, given the relatively narrow range of stream sizes considered and the large number of *in situ* habitat measurements, we were surprised that field measurements did not provide any additional predictive power to models—a finding that has clear practical applications when designing monitoring programs. Much recent literature has discussed the potential of remote sensing for biodiversity inventories, but these have tended to focus on terrestrial systems (Pettorelli et al., 2014) or specific fish populations inhabiting clear-water environments where fish can be observed directly, e.g., using drones (Harris et al., 2019). For small streams with fish communities that cannot be observed directly from a satellite or airborne sensor, previous studies have used watershed properties as proxies of fish communities, but such studies usually involved much broader environmental gradients than those considered here (e.g. Frederico et al. 2014 comparing first to fourteenth-order streams across the Amazon Basin). The ability to predict fish communities from GIS-derived data could also be scale-dependent. We suggest that future studies should determine the spatial scale (e.g. mean distance across sampling sites) at which *in situ* limnological or hydrogeomorphological measurements become necessary to predict differences in fish assemblages, to evaluate if and when collecting field data becomes valuable.

REFERENCES

- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35(1), 257-284.
- Angermeier, P. L., & Schlosser, I. J. (1989). Species-area relationship for stream fishes. *Ecology*, 70(5), 1450-1462.
- Asner, G. P., Martin, R. E., Tupayachi, R., Anderson, C. B., Sinca, F., Carranza-Jiménez, L., & Martinez, P. (2014). Amazonian functional diversity from forest canopy chemical assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(15), 5604-5609.
- Beecher, H. A., Dott, E. R., & Fernau, R. F. (1988). Fish species richness and stream order in Washington State streams. *Environmental Biology of Fishes*, 22, 193-209.
- Beschta, R. L., & Platts, W. S. (1986). Morphological features of small streams: Significance and function 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 22(3), 369-379.
- Bilby, R. E. (1984). Characteristics and frequency of cool-water areas in a western Washington stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 2(6), 593-602.
- Bradford, M. J., & Heinonen, J. S. (2008). Low flows, instream flow needs and fish ecology in small streams. *Canadian water resources Journal*, 33(2), 165-180.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45, 5-32.
- Buisson, L., Thuiller, W., Lek, S., Lim, P. U. Y., & Grenouillet, G. (2008). Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology*, 14(10), 2232-2248.
- Burns, P., Hakkenberg, C. R., & Goetz, S. J. (2024). Multi-resolution gridded maps of vegetation structure from GEDI. *Scientific Data*, 11(1), 881.

- Chang, J., Rabosky, D. L., Smith, S. A., & Alfaro, M. E. (2019). An R package and online resource for macroevolutionary studies using the ray-finned fish tree of life. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(7), 1118-1124.
- Couture, T., Gravel, R., & Biron, P. (2024). Biodiversité et potentiel de restauration des poissons dans les petits cours d'eau de la Montérégie (Québec). *Le Naturaliste canadien*, 148(1), 82-98.
- Cummins, K. W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24(11), 631-641.
- Cutler, D. R., Edwards Jr, T. C., Beard, K. H., Cutler, A., Hess, K. T., Gibson, J., & Lawler, J. J. (2007). Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 88(11), 2783-2792.
- Davis, W. S., Snyder, B. D., Stribling, J. B., & Stoughton, C. (1996). Summary of state biological assessment programs for streams and wadeable rivers. *Rep. No. EPA 230-R-96*, 7.
- De'ath, G., & Fabricius, K. E. (2000). Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81(11), 3178-3192.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., & Mouquet, N. (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology letters*, 13(8), 1030-1040.
- Dray, S., Blanchet, G., Borcard, D., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., ... & Dray, M. S. (2018). Package 'adespatial'. *R package*, 2018, 3-8.
- Duro, D. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., & Han, T. (2007). Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in physical geography*, 31(3), 235-260.

- Ellis, N., Smith, S. J., & Pitcher, C. R. (2012). Gradient forests: calculating importance gradients on physical predictors. *Ecology*, 93(1), 156-168.
- Evans, J. S., & Cushman, S. A. (2009). Gradient modeling of conifer species using random forests. *Landscape ecology*, 24, 673-683.
- 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), 2501-2535.
- Frederico, R. G., De Marco Jr, P., & Zuanon, J. (2014). Evaluating the use of macroscale variables as proxies for local aquatic variables and to model stream fish distributions. *Freshwater Biology*, 59(11), 2303-2314.
- Foody, G. M. (2008). GIS: biodiversity applications. *Progress in physical geography*, 32(2), 223-235.
- Fretwell, P. T., LaRue, M. A., Morin, P., Kooyman, G. L., Wienecke, B., Ratcliffe, N., ... & Trathan, P. N. (2012). An emperor penguin population estimate: the first global, synoptic survey of a species from space. *PloS one*, 7(4), e33751.
- Gebrekiros, S. T. (2016). Factors affecting stream fish community composition and habitat suitability. *Journal of Aquaculture and Marine Biology*, 4(2), 00076.
- Gillespie, T. W., Foody, G. M., Rocchini, D., Giorgi, A. P., & Saatchi, S. (2008). Measuring and modelling biodiversity from space. *Progress in physical geography*, 32(2), 203-221.
- Grenié, M., & Gruson, H. (2023). fundiversity: a modular R package to compute functional diversity indices. *Ecography*, 2023(3), e06585.
- Grossman, G. D., & Lobón-Cerviá, J. (2007). Where we are, where we are going.... *Ecology of freshwater fish*, 16(4), 465-467.

- Gonzalez, A., Vihervaara, P., Balvanera, P., Bates, A. E., Bayraktarov, E., Bellingham, P. J., ... & Torrelio, C. Z. (2023). A global biodiversity observing system to unite monitoring and guide action. *Nature ecology & evolution*, 7(12), 1947-1952.
- Gorman, O. T., & Karr, J. R. (1978). Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3), 507-515.
- Hanna, D. E., Tomscha, S. A., Ouellet Dallaire, C., & Bennett, E. M. (2018). A review of riverine ecosystem service quantification: Research gaps and recommendations. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1299-1311.
- Harris, J. M., Nelson, J. A., Rieucan, G., & Broussard III, W. P. (2019). Use of drones in fishery science. *Transactions of the American Fisheries Society*, 148(4), 687-697.
- Hawkins, B. A., Field, R., Cornell, H. V., Currie, D. J., Guégan, J. F., Kaufman, D. M., ... & Turner, J. R. (2003). Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84(12), 3105-3117.
- Hughes, R. M., Herlihy, A. T., Comeleo, R., Peck, D. V., Mitchell, R. M., & Paulsen, S. G. (2023). Patterns in and predictors of stream and river macroinvertebrate genera and fish species richness across the conterminous USA. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 424(19).
- Jackson, D. A., Peres-Neto, P. R., & Olden, J. D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58(1), 157-170.
- Jarzyna, M. A., & Jetz, W. (2016). Detecting the multiple facets of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(7), 527-538.
- Kachelriess, D., Wegmann, M., Gollock, M., & Pettorelli, N. (2014). The application of remote sensing for marine protected area management. *Ecological Indicators*, 36, 169-177.

- Kanno, Y., Pregler, K. C., Hitt, N. P., Letcher, B. H., Hocking, D. J., & Wofford, J. E. (2016). Seasonal temperature and precipitation regulate brook trout young-of-the-year abundance and population dynamics. *Freshwater Biology*, 61(1), 88-99.
- Kelly-Quinn, M., Bruen, M., Carlsson, J., Gurnell, A., Jarvie, H., & Piggott, J. (2019). Managing the small stream network for improved water quality, biodiversity and ecosystem services protection (SSNet). *Research Ideas and Outcomes*, 5, e33400.
- Kembel, S. W., & Kembel, M. S. W. (2014). Package ‘picante’. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*: <https://cran.r-project.org/web/packages/picante/picante.pdf>. [Google Scholar].
- Kirk, M. A., Rahel, F. J., & Laughlin, D. C. (2022). Environmental filters of freshwater fish community assembly along elevation and latitudinal gradients. *Global Ecology and Biogeography*, 31(3), 470-485.
- Kuiper, S. D., Coops, N. C., Hinch, S. G., & White, J. C. (2023). Advances in remote sensing of freshwater fish habitat: A systematic review to identify current approaches, strengths and challenges. *Fish and Fisheries*, 24(5), 829-847.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.
- Lasne, E., Bergerot, B., Lek, S., & Laffaille, P. (2007). Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire basin (France). *River Research and Applications*, 23(8), 877-890.
- Lemay, J., Biron, P. M., Boivin, M., Stämpfli, N., & Foote, K. (2021). Can the Morphological Quality Index (MQI) be used to determine the ecological status of lowland rivers?. *Geomorphology*, 395, 108002.
- Liaw, A. & Wiener, M. (2002). Classification and Regression by randomForest. *R News* 2(3), 18--22.

- Meyer, Judy L., David L. Strayer, J. Bruce Wallace, Sue L. Eggert, Gene S. Helfman, and Norman E. Leonard. "The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks 1." *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 43, no. 1 (2007): 86-103.
- McGlynn, B. L., McDonnell, J. J., Seibert, J., & Kendall, C. (2004). Scale effects on headwater catchment runoff timing, flow sources, and groundwater-streamflow relations. *Water Resources Research*, 40(7).
- Miller, R. L., Del Castillo, C. E., & McKee, B. A. (Eds.). (2005). *Remote sensing of coastal aquatic environments* (Vol. 511). Netherlands: Springer.
- National Geographic Society (2024). [United States Regions]. Accessed on February 13, 2024, on <https://education.nationalgeographic.org/resource/united-states-regions/>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., ... & Oksanen, M. J. (2013). Package 'vegan'. *Community ecology package, version*, 2(9), 1-295.
- Pearson, R. G., Stanton, J. C., Shoemaker, K. T., Aiello-Lammens, M. E., Ersts, P. J., Horning, N., ... & Akçakaya, H. R. (2014). Life history and spatial traits predict extinction risk due to climate change. *Nature Climate Change*, 4(3), 217-221.
- Pease, A. A., GONZÁLEZ-DÍAZ, A. A., Rodiles-Hernández, R. O. C. I. O., & Winemiller, K. O. (2012). Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57(5), 1060-1075.
- Pettorelli, N., Laurance, W. F., O'Brien, T. G., Wegmann, M., Nagendra, H., & Turner, W. (2014). Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 839-848.
- Qian, H., Cao, Y., Chu, C., Li, D., Sandel, B., Wang, X., & Jin, Y. (2021). Taxonomic and phylogenetic β -diversity of freshwater fish assemblages in relationship to

- geographical and climatic determinants in North America. *Global Ecology and Biogeography*, 30(10), 1965-1977.
- Richardson, J. S. (2019). Biological diversity in headwater streams. *Water*, 11(2), 366.
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., & Bussettini, M. (2011). L'Indice Di Qualità Morfologica (IQM) per la valutazione e la classificazione idromorfologica dei corsi d'acqua. *italian journal of engineering geology and environment*, 1, 17-36.
- Sandström, A., Philipson, P., Asp, A., Axenrot, T., Kinnerbäck, A., Ragnarsson-Stabo, H., & Holmgren, K. (2016). Assessing the potential of remote sensing-derived water quality data to explain variations in fish assemblages and to support fish status assessments in large lakes. *Hydrobiologia*, 780, 71-84.
- Schlosser, I. J. (1995). Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, 303, 71-81.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. - Univ. Illinois Press, Urbana.
- Smith, G. R., Badgley, C., Eiting, T. P., & Larson, P. S. (2010). Species diversity gradients in relation to geological history in North American freshwater fishes. *Evolutionary Ecology Research*, 12(6), 693-726.
- Stevens, R. D., Cox, S. B., Strauss, R. E., & Willig, M. R. (2003). Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. *Ecology letters*, 6(12), 1099-1108.
- Strecker, A. L., Olden, J. D., Whittier, J. B., & Paukert, C. P. (2011). Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecological Applications*, 21(8), 3002-3013.
- Swatantran, A., Dubayah, R., Goetz, S., Hofton, M., Betts, M. G., Sun, M., ... & Holmes, R. (2012). Mapping migratory bird prevalence using remote sensing data fusion. *PloS one*, 7(1), e28922.

- Taylor, C. M., Holder, T. L., Fiorillo, R. A., Williams, L. R., Thomas, R. B., & Warren, Jr, M. L. (2006). Distribution, abundance, and diversity of stream fishes under variable environmental conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(1), 43-54.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., & Steininger, M. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in ecology & evolution*, 18(6), 306-314.
- U.S. Environmental Protection Agency. [2016]. *National Aquatic Resource Surveys. [National Rivers and Streams Assessment 2008-2009]*. Available from U.S. EPA web page: <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-rivers-and-streams-assessment-2008-2009-technical-report>. Date accessed: 2022-10-07
- U.S. Environmental Protection Agency. [2020]. *National Aquatic Resource Surveys. [National Rivers and Streams Assessment 2013-2014]*. Available from U.S. EPA web page: <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-rivers-and-streams-assessment-2013-2014-technical>. Date accessed: 2022-10-07
- U.S. Environmental Protection Agency. [2023]. *National Aquatic Resource Surveys. [National Rivers and Streams Assessment 2018-2019]*. Available from U.S. EPA web page: <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-rivers-and-streams-assessment-2018-19-technical-support>. Date accessed: 2024-02-22
- Wang, J., Legendre, P., Soininen, J., Yeh, C. F., Graham, E., Stegen, J., ... & Pan, F. (2020). Temperature drives local contributions to beta diversity in mountain streams: stochastic and deterministic processes. *Global Ecology and Biogeography*, 29(3), 420-432.
- Wedding, L. M., Friedlander, A. M., McGranaghan, M., Yost, R. S., & Monaco, M. E. (2008). Using bathymetric lidar to define nearshore benthic habitat complexity: Implications for management of reef fish assemblages in Hawaii. *Remote Sensing of Environment*, 112(11), 4159-4165.

Whittier, T. R., Hughes, R. M., Lomnický, G. A., & Peck, D. V. (2007). Fish and amphibian tolerance values and an assemblage tolerance index for streams and rivers in the western USA. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136(1), 254-271.

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

Zeni, J. O., & Casatti, L. (2014). The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, 726, 259-270.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table S1. List of selected variables and classification

VARIABLE TYPE	ACQUISITION METHOD	NAME	DESCRIPTION
Position	Position-related	LON_DD83	Longitude (based on NAD83 datum) for stream site from NHD-based sample frame,
Position	Position-related	LAT_DD83	Latitude (based on NAD83 datum) for stream site from NHD-based sample frame,
Position	Position-related	Elev_PT	Elevation at site location (meters) from 30m NHDPlusV2 which uses National Elevation Data (NED) snapshots from 2010 and 2011
Water Chemistry	Field-measured	COLOR	Color
Water Chemistry	Field-measured	COND	Specific Conductance

Water Chemistry	Field-measured	DOC	Dissolved Organic Carbon
Water Chemistry	Field-measured	NTL	Total Nitrogen
Water Chemistry	Field-measured	PH	pH
Water Chemistry	Field-measured	PTL	Total Phosphorus
Water Chemistry	Field-measured	TSS	Total Suspended Solids
Water Chemistry	Field-measured	TURB	Turbidity
Water Chemistry	Field-measured	CL	Chloride
Physical habitat	Field-measured	XSLOPE	Mean Slope of water surface (%)
Physical habitat	Field-measured	VIW_MSQ	Bankful Channel woody debris (m3/m2)
Physical habitat	Field-measured	XFC_LWD	Large woody debris areal cover
Physical habitat	Field-measured	PCT_SA	Thalweg substrate Sand -- ,06-2 mm (%)
Physical habitat	Field-measured	PCT_FN	Bed Surface % Fines <0,06mm
Physical habitat	Field-measured	PCT_GC	Substrate Coarse Gravel -- 16-64 mm (%)
Physical habitat	Field-measured	PCT_GF	Substrate Fine Gravel -- 2-16 mm (%)

Physical habitat	Field-measured	PCT_BIGR	Bed Surface % Larger than Gravel (64mm)
Physical habitat	Field-measured	PCT_ORG	Substrate Wood or Detritus -- (%)
Physical habitat	Field-measured	LSUBD_SD	Thalweg sub,-StDev LOG10(Diam Class mm)
Physical habitat	Field-measured	SINU	Sinuosity of sample reach,
Physical habitat	Field-measured	CVDTH	CV of thalweg depth (SDDEPTH/XDEPTH)
Physical habitat	Field-measured	CVWIDTH	CV of Wetted Width (SDWIDTH/XWidth)
Physical habitat	Field-measured	XDEPTH_CM	Mean thalweg depth (cm), converted from raw data in m
Physical habitat	Field-measured	XWIDTH	Mean Wetted Width (m)
Physical habitat	Field-measured	XBKF_W	Mean Bankfull Width (m)
Physical habitat	Field-measured	XEMBED	Mean streambed embeddedness (%)
Physical habitat	Field-measured	RPXDEP_CM	Mean residual pool depth in reach (cm/pool), converted from raw data in m
Physical habitat	Field-measured	BFWD_RAT	Bankfull Width/Depth Ratio
Physical habitat	Field-measured	XINC_H	Terrace Height above water level (m)

Physical habitat	Field-measured	W1_HALL	Human Disturbance Index(distance-wtd tally of types and presence
Physical habitat	Field-measured	QR1	Riparian Quality Index (Scaled XCMGW XCdenBK W1Hall 0-1)
Physical habitat	Field-measured	XPCAN	Rip Canopy Present (Fraction of reach)
Physical habitat	Field-measured	XCL	Large diameter (Dbh>0,3m) Tree Canopy Areal Cover proportion
Physical habitat	Field-measured	XCMGW	Sum of Woody Canopy+Mid+Ground layer areal cover proportion
Physical habitat	Field-measured	XCDENBK	Canopy Density at bank (mean percent)
Physical habitat	Field-measured	XCDENMID	Canopy Density at mid-channel (mean percent)
Physical habitat	Field-measured	XFC_ALG	Filamentous algae Mean areal cover
Physical habitat	Field-measured	PCT_SLOW	Percent of reach with Pool or Glide Habitat,
Physical habitat	Field-measured	XFC_AQM	Aquatic macrophyte mean areal cover
Physical habitat	Field-measured	PCT_DR	Percent of Reach that is Dry
Physical habitat	Field-measured	RPGT50	Resid Pools >50cm deep (number/reach)
Physical habitat	Field-measured	XFC_LVT	Fish Cvr-Artif, Structs, (Areal Prop)

Physical habitat	Field-measured	XFC_NAT	Sum of non-anthropogenic fish areal cover types
Physical habitat	Field-measured	XFC_ALL	Lit, cover-sum(all) (Areal Prop)
Watershed composition	GIS-derived	CatAreaSqKm	Area in square kilometers of the sub-catchment created by accumulating from the survey site upstream within the NHDPlusV21 catchment,
Watershed composition	GIS-derived	WsAreaSqKm	Area in square kilometers of the watershed basin, Summarized by joining the sub-catchment area of the catchment with all of the upstream catchments of the NHDPlusV21,
Watershed composition	GIS-derived	PCT_AG	PctHayWs + PctCropWs
Watershed composition	GIS-derived	PctAg2006Slp10Ws	Percentage of Agricultural Land (NLCD 2006)that lies on slopes greater than 10 degrees within the watershed (Ws),
Watershed composition	GIS-derived	Pestic97Ws	Mean of all pestic,tif values within upstream watershed (Ws),
Watershed composition	GIS-derived	ManureWs	Mean rate of manure application to agricultural land from confined animal feeding operations in kg N/ha/yr, within the upstream watershed (Ws),
Watershed composition	GIS-derived	DamDensWs	Density of georeferenced dams within the upstream watershed (Ws),
Watershed composition	GIS-derived	BFIWs	Bfi is the ratio of base flow to total flow, expressed as a percentage, %, within the upstream watershed (Ws),
Watershed	GIS-derived	DamNIDStorWs	Volume all reservoirs (NID_STORA in NID) per unit

composition			area of the upstream watershed (Ws),
Watershed composition	GIS-derived	PCT_URB	PctUrbOpWs + PctUrbLoWs + PctUrbMdWs + PctUrbHiWs
Watershed composition	GIS-derived	PCT_FOR	PctDecidWs + PctConifWs + PctMxFstWs
Watershed composition	GIS-derived	PCT_WET	PctWdWetWs + PctHbWetWs
Watershed composition	GIS-derived	PCT_SHRUB_GRASS	PctShrbWs + PctGrWs
Watershed composition	GIS-derived	PctNonAgIntrodManagVegWs	% Nonnative vegetation landcover type reclassified from LANDFIRE Existing Vegetation Type (EVT), within upstream watershed (Ws),†
Watershed composition	GIS-derived	PopDen2010Ws	Mean of all popden2010 values within the upstream watershed (Ws),
Watershed composition	GIS-derived	Kfact_PT	Site mean of the soil erodibility factor (no units) of soils from the State Soil Geographic (STATSGO) Database,
Watershed composition	GIS-derived	PctWaterWs	% of the upstream watershed (Ws) classified as lithology type: water,
Watershed composition	GIS-derived	ClayWs	Mean of all clay values within the upstream watershed (Ws),
Watershed composition	GIS-derived	PctBIWs	% of the upstream watershed (Ws) areas classified as areas of bedrock, desert pavement, scarps, talus, slides, volcanic material, glacial debris, sand dunes, strip mines, gravel pits, and other accumulations of earthen material, Derived from the nlcd.tif (class 31) landscape raster,

Watershed composition	GIS-derived	WetIndexWs	Mean Composite Topographic Index (CTI)[Wetness Index];, within the upstream watershed (Ws)†
Watershed composition	GIS-derived	RunoffWs	Mean of all runoff values within the upstream watershed (Ws),
Climate	GIS-derived	BIO1	Annual Mean Temperature
Climate	GIS-derived	BIO12	Annual Precipitation
Climate	GIS-derived	BIO15	Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)

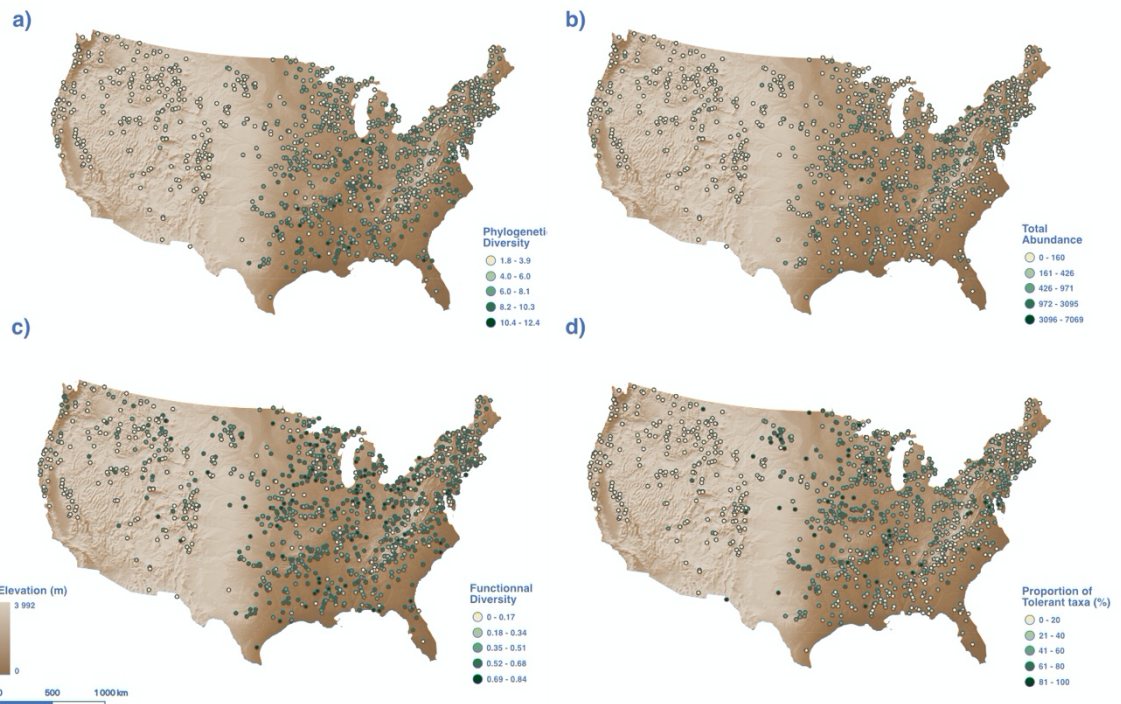


Fig. S1 Distribution of a) phylogenetic diversity, b) total abundance, c) functional diversity and d) proportion of tolerant taxa across the United States.

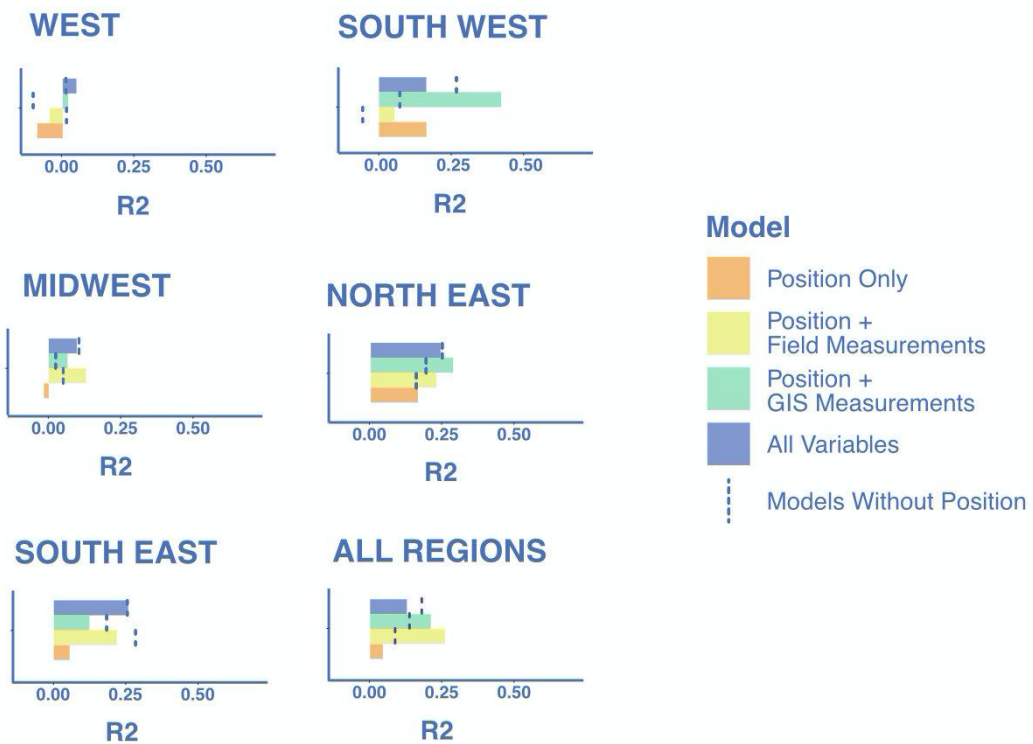


Fig. S2 Random Forest models performances predicting the total abundance of fish across each region, as well as for all regions combined. Models were tested without position included as seen with the dotted line.

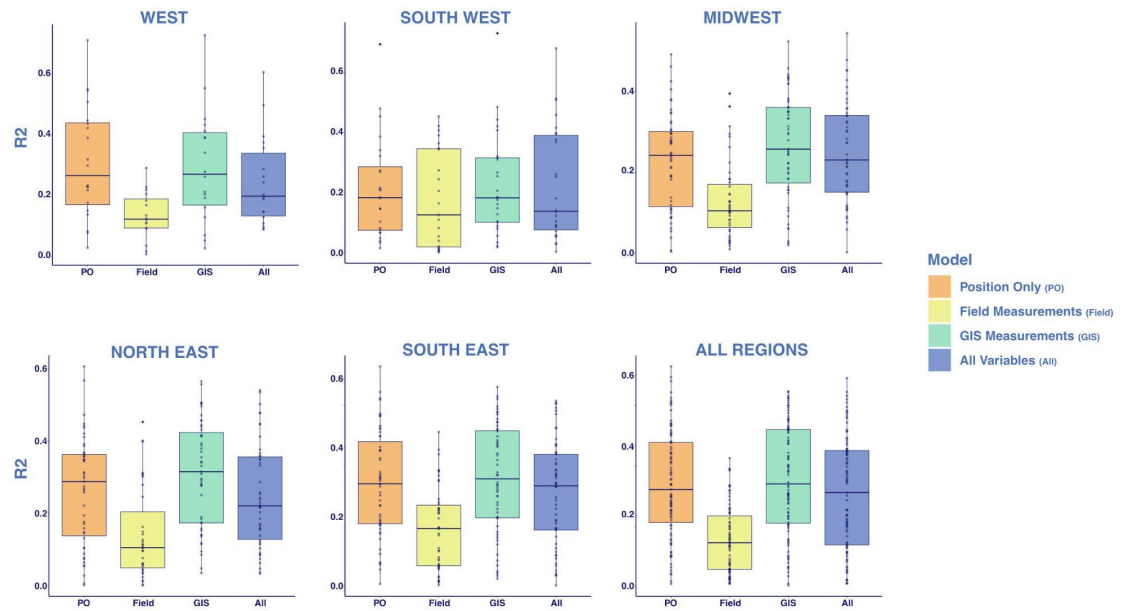


Fig. S3 Gradient Forest models performances predicting the abundance of the community composition based on most common taxa, across each region, as well as for all regions combined.

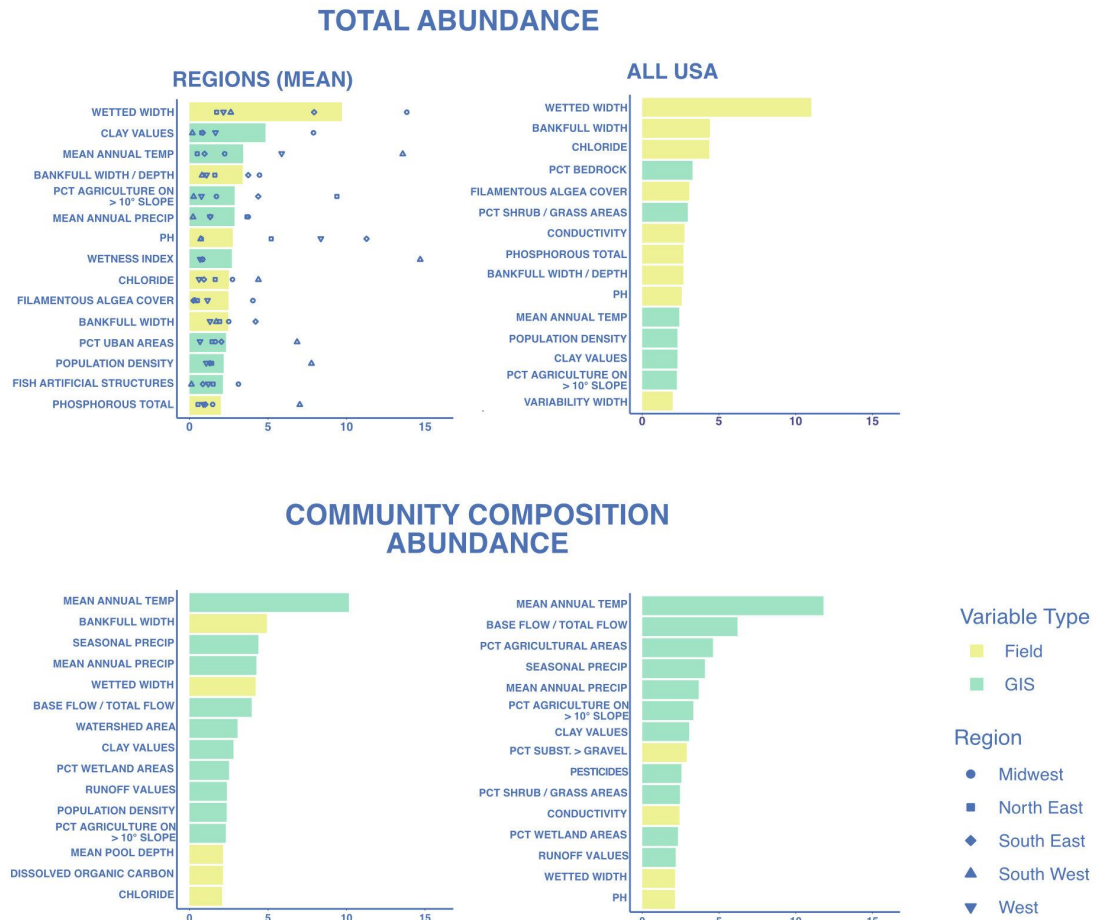


Fig. S4 Key variables—field-measured (yellow) or GIS-derived (green)— influencing the prediction of the total abundance and the abundance of the community composition of most common species, averaged across all regions, as well as for the entire study area.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1 RÉSULTATS GÉNÉRAUX ET CONCLUSION

Cette étude a utilisé un vaste ensemble de données de plus de 1 500 PCE (ordre de Strahler égal ou inférieur à 3) pour évaluer l'importance relative de divers prédicteurs environnementaux sur huit facettes de la biodiversité et de la structure des communautés de poissons. En appliquant deux approches d'apprentissage automatique (Random Forest et Gradient Forest), l'étude a mis en évidence que les variables climatiques, telles que la température annuelle moyenne et les précipitations, ainsi que les variables liées à la taille des cours d'eau (par exemple, la superficie du bassin versant, la largeur, la profondeur) ainsi que les apports en eau souterraines étaient les prédicteurs les plus importants de la composition des communautés de poissons et de la biodiversité à grande échelle spatiale. Bien que ces facteurs se révèlent être influents, des variations ont été observées entre les différentes facettes de la communauté, soulignant ainsi l'importance d'intégrer plusieurs dimensions pour obtenir une vision complète et précise. À l'échelle nationale, des variables supplémentaires liées à l'utilisation des terres ont montré une association négative à la diversité bêta, mais positive aux indices de diversité de Shannon, phylogénétique, fonctionnelle ainsi qu'à la proportion de taxons tolérants. L'association positive entre l'agriculture et les métriques de diversité alpha peut s'expliquer par le fait que l'agriculture se pratique souvent dans des régions à biodiversité naturellement élevée, telles que le Midwest et le Sud-Est. Finalement, peut-être plus important encore, nous avons également constaté que les modèles basés sur des données géospatiales (dérivées des SIG) surpassaient souvent, ou au moins égalait en performance, ceux utilisant des variables mesurées sur le terrain, suggérant que de nombreuses facettes des communautés de poissons des cours d'eau peuvent être relativement bien prédites en utilisant uniquement des données dérivées des SIG.

3.2 IMPLICATIONS POUR LA GESTION AU QUÉBEC

En utilisant des approches de modélisation actuelles, notre étude confirme certains des schémas biogéographiques bien connus dans l'écologie des communautés de cours d'eau, à savoir le rôle des gradients amont-aval dans la structuration de la biodiversité et l'influence des conditions climatiques sur la structure des communautés. Cependant, notre analyse apporte également des perspectives nouvelles, avec des implications importantes pour la gestion des écosystèmes aquatiques au Québec, notamment en ce qui concerne la surveillance des communautés de poissons et la gestion de la biodiversité dans les PCE. Le fait que les données géospatiales soient suffisantes pour prédire la communauté de poissons pourrait transformer les stratégies de gestion en privilégiant des approches basées sur la télédétection et les SIG. Une première phase d'analyse par SIG pourrait identifier les sites prioritaires pour un échantillonnage sur le terrain, optimisant ainsi les efforts et les ressources de suivi en ciblant les zones les plus pertinentes. Cette approche réduirait potentiellement une partie de la dépendance à des campagnes intensives de terrain. Avec ses 10% du territoire recouvert d'eau douce, ce sont des dizaines de milliers de rivières qui sillonnent le paysage québécois, dont 60% à 85 % sont des PCE (MELCCFP, 2024a). Plusieurs de ces PCE se trouvent dans des régions éloignées ou difficiles d'accès et l'utilisation des données SIG pour modéliser les communautés de poissons pourrait représenter un atout majeur. Cela permettrait de mieux cibler les zones à haute priorité pour la conservation, en particulier dans les bassins versants vulnérables au réchauffement climatique, où les variables climatiques et les apports en eau souterraine jouent un rôle clé dans la structure des communautés.

Au Québec, plusieurs indices sont couramment utilisés pour évaluer la qualité des cours d'eau, tels que l'indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP), l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) et l'indice diatomées de l'Est du Canada (IDEC) (MELCCFP, 2024b). Par ailleurs, l'indice de qualité morphologique (IQM), bien que principalement utilisé en Europe, est de plus en plus employé au Canada. Il a notamment montré son efficacité au Québec et en Ontario pour évaluer la qualité de l'habitat des poissons (Lemay et al., 2021). Dans notre jeu de données, bien que nous ne disposions pas de toutes les variables nécessaires au calcul de l'IQM, nous avons utilisé

des indicateurs similaires, tels que la présence de débris de bois dans le cours d'eau, la sinuosité, l'indice de qualité des berges, ainsi que la densité des barrages, pour n'en nommer que quelques-uns. Ces différentes variables ne sont toutefois pas ressorties comme étant parmi les plus importantes pour prédire la communauté de poissons (Foote et al., 2024). Les résultats de nos analyses ont souligné l'importance de la taille du cours d'eau, les apports en eau souterraine ainsi les influences climatiques, qui ne sont pas directement inclus dans l'IQM. Ces éléments, notamment les régimes hydrologiques et les variations saisonnières, pourraient être des ajouts pertinents et l'intégration de ces aspects permettrait de mieux capter les dynamiques hydrologiques et écologiques.

Ce projet de recherche a été motivé par la disponibilité de bases de données robustes aux États-Unis, offrant une opportunité unique d'explorer des tendances à grande échelle. Bien que les résultats obtenus soient en parti transférable à notre réalité, l'absence de bases de données standardisées sur les espèces aquatiques au Québec limite notre capacité à évaluer ces dynamiques de manière exhaustive. Afin de broser un portrait représentatif de la situation au Québec, il serait nécessaire de mettre en place des programmes de collecte de données à long terme, impliquant des partenariats entre les chercheurs, les gestionnaires de l'environnement et les organismes gouvernementaux. De plus, l'harmonisation des protocoles de surveillance et l'établissement de normes de qualité des données permettront d'assurer une collecte cohérente et fiable des informations, facilitant ainsi des analyses comparatives et une meilleure prise de décision en matière de gestion des écosystèmes aquatiques.

Nos conclusions sur l'importance d'inclure plusieurs dimensions de la diversité, telles que la diversité fonctionnelle, phylogénétique et la proportion d'espèces tolérantes, dans les études et les politiques pourraient influencer l'utilisation de ces indices. En effet, la définition de la qualité de l'habitat des poissons dépend de la facette de la communauté que l'on souhaite préserver ou gérer. L'adoption d'une approche multidimensionnelle permettrait aux gestionnaires d'obtenir un portrait plus précis des pressions exercées sur les communautés et de mieux ajuster les stratégies de conservation. Cette approche pourrait aussi mener à une révision des indices actuels, comme l'IQM, pour qu'ils reflètent plus fidèlement les divers aspects de la biodiversité aquatique. Par ailleurs, bien que les

indices de diversité alpha, fonctionnels et phylogénétiques puissent offrir des réponses similaires dans une analyse globale, ils peuvent révéler des dynamiques distinctes dans des contextes spécifiques, notamment face à des pressions environnementales particulières (Burgad et al., 2019) ou en fonction de l'échelle spatiale (Legendre, 2014). Privilégier d'utiliser seulement la diversité alpha et bêta, pourrait donc mener à une perte d'information sur la structure et le fonctionnement des communautés, limitant ainsi les capacités d'anticipation et d'adaptation des stratégies de gestion. Ces indices devraient évoluer en fonction des spécificités territoriales, car les pressions environnementales et les caractéristiques écologiques peuvent varier d'une région à l'autre, rendant nécessaire une personnalisation des indices pour chaque contexte.

Enfin, cette étude invite à une réflexion sur l'intégration des approches climatiques dans la planification de la gestion des écosystèmes aquatiques. Avec les changements climatiques affectant les régimes hydrologiques et les températures de l'eau, il est crucial de considérer ces variables dans les stratégies de gestion des rivières et des cours d'eau au Québec afin de maintenir la résilience des communautés de poissons face à ces perturbations.

3.3 PERSPECTIVES

Les perspectives de cette étude mettent en lumière l'importance de déterminer à quelle échelle spatiale l'intégration de mesures *in situ* devient essentielle pour prédire les variations des assemblages de poissons. Bien que les données dérivées des SIG aient montré un fort potentiel pour prédire les communautés de poissons à grande échelle, leur capacité à capturer la complexité des écosystèmes pourrait être limitée à plus petite échelle. Nous suggérons donc que les recherches futures se concentrent sur la définition de cette échelle critique, en identifiant la distance moyenne entre les sites d'échantillonnage où des mesures limnologiques ou hydro-géomorphologiques sur le terrain deviennent nécessaires, afin d'optimiser les programmes de suivi et de gestion des cours d'eau.

RÉFÉRENCES

- Andrew MS (1970) Water in Urban planning, Salt Creek Basin, Illinois water management as related to alternative land-use practices. U.S. Geological Survey Water - Supply paper, 2002, Washington, D.C., USA, pp. 58-60.
- Alexander, R. B., Boyer, E. W., Smith, R. A., Schwarz, G. E., & Moore, R. B. (2007). The role of headwater streams in downstream water quality 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(1), 41-59.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35(1), 257-284.
- Asner, G. P., Martin, R. E., Tupayachi, R., Anderson, C. B., Sinca, F., Carranza-Jiménez, L., & Martinez, P. (2014). Amazonian functional diversity from forest canopy chemical assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(15), 5604-5609.
- Aune, M., Ramasco, V., Wells, N., Warren, M., Cyr, F., Pedersen, E. J., ... & Renaud, P. E. (2024). Taxonomic and functional-trait metrics track recovery of demersal fish and shrimp communities following system collapse. *Frontiers in Marine Science*, 11, 1237573.
- Barnosky, A., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B., et Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. *Nature*, 471, 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>.
- Beecher, H. A., Dott, E. R., & Fernau, R. F. (1988). Fish species richness and stream order in Washington State streams. *Environmental Biology of Fishes*, 22, 193-209.
- Benoit, D. M., Jackson, D. A., & Chu, C. (2021). Partitioning fish communities into guilds for ecological analyses: an overview of current approaches and future directions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(7), 984-993.

- Berkman, H. E., & Rabeni, C. F. (1987). Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of fishes*, 18, 285-294.
- Beschta, R. L., & Platts, W. S. (1986). Morphological features of small streams: Significance and function 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 22(3), 369-379.
- Bolduc, F. (2004). *Caractérisation des habitats aquatiques du ruisseau Taché*. Rapport présenté par *Pro Faune* au Ministère des Transports, direction de Québec. 21 pages et 4 annexes.
- Bradford, M. J., & Heinonen, J. S. (2008). Low flows, instream flow needs and fish ecology in small streams. *Canadian water resources Journal*, 33(2), 165-180.
- Brückner, Anna, Timo Falkenberg, Christine Heinzl, et Thomas Kistemann. « The Regeneration of Urban Blue Spaces: A Public Health Intervention? Reviewing the Evidence ». *Frontiers in Public Health* 9 (2022). <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fpubh.2021.782101>.
- Broussard, W., G. Suir, and J. Visser. 2018. Unmanned aircraft systems (UAS) and satellite imagery collections in a coastal intermediate marsh to determine the land–water interface, vegetation types, and normalized difference vegetation index (NDVI) values. U.S. Army Corps of Engineers, Engineer. Research and Development Center, Wetlands Regulatory Assistance Program, Technical Note WRAP-181, Vicksburg, Mississippi.
- Burgad, A. A., Adams, G. L., & Adams, R. (2019). Temporal and spatial dynamics of fish community structure during watershed alteration in two Ouachita River systems. *Ecology of Freshwater Fish*, 28(3), 459-472.
- Burns, P., Hakkenberg, C. R., & Goetz, S. J. (2024). Multi-resolution gridded maps of vegetation structure from GEDI. *Scientific Data*, 11(1), 881.

- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- Cayuela, L., Benayas, J. M. R., & Echeverría, C. (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management*, 226(1-3), 208-218.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, 1(5), e1400253.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253-260.
- Couture, T., Gravel, R., & Biron, P. (2024). Biodiversité et potentiel de restauration des poissons dans les petits cours d'eau de la Montérégie (Québec). *Le Naturaliste canadien*, 148(1), 82-98.
- Cummins, K. W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24(11), 631-641.
- Daily, G. C. (1997). Introduction: what are ecosystem services? *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, 1(1).
- Daufresne, M., & Boet, P. (2007). Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology*, 13(12), 2467-2478.
- Davis, W. S., Snyder, B. D., Stribling, J. B., & Stoughton, C. (1996). Summary of state biological assessment programs for streams and wadeable rivers. *Rep. No. EPA 230-R-96*, 7.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., & Mouquet, N. (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional

- diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology letters*, 13(8), 1030-1040.
- Downing, J. A., Cole, J. J., Duarte, C. M., Middelburg, J. J., Melack, J. M., Prairie, Y. T., ... & Tranvik, L. J. (2012). Global abundance and size distribution of streams and rivers. *Inland waters*, 2(4), 229-236.
- Duro, D. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., & Han, T. (2007). Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in physical geography*, 31(3), 235-260.
- Elmore, A. J., & Kaushal, S. S. (2008). Disappearing headwaters: patterns of stream burial due to urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 308-312.
- Elser, J. J., Bracken, M. E., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., ... & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 10(12), 1135-1142.
- Faith, D. P., 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61(1): 1–10. [https:// doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3).
- Falke J A, Fausch K D, Magelky R, Aldred A, Durnford D S, Riley L K, Oad R (2011). The role of groundwater pumping and drought in shaping ecological futures for stream fishes in a dryland river basin of the western Great Plains, USA. *Ecohydrology*, 4(5): 682–697
- 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), 2501-2535.
- Foody, G. M. (2008). GIS: biodiversity applications. *Progress in physical geography*, 32(2), 223-235.

- Flebbe, P. A., & Dolloff, C. A. (1995). Trout use of woody debris and habitat in Appalachian wilderness streams of North Carolina. *North American Journal of Fisheries Management*, 15(3), 579-590.
- Frederico, R. G., De Marco Jr, P., & Zuanon, J. (2014). Evaluating the use of macroscale variables as proxies for local aquatic variables and to model stream fish distributions. *Freshwater Biology*, 59(11), 2303-2314.
- Freeman M C, Pringle C M, Jackson C R (2007). Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *J Am Water Resour Assoc*, 43(1): 5–14
- Fretwell, P. T., LaRue, M. A., Morin, P., Kooyman, G. L., Wienecke, B., Ratcliffe, N., ... & Trathan, P. N. (2012). An emperor penguin population estimate: the first global, synoptic survey of a species from space. *PloS one*, 7(4), e33751.
- Gebrekiros, S. Tesfay. (2016) "Factors affecting stream fish community composition and habitat suitability." *Journal of Aquaculture and Marine Biology* 4.2 : 00076.
- Gillespie, T. W., Foody, G. M., Rocchini, D., Giorgi, A. P., & Saatchi, S. (2008). Measuring and modelling biodiversity from space. *Progress in physical geography*, 32(2), 203-221.
- Gonzalez, A., Cardinale, B. J., Allington, G. R., Byrnes, J., Arthur Endsley, K., Brown, D. G., ... & Loreau, M. (2016). Estimating local biodiversity change: a critique of papers claiming no net loss of local diversity. *Ecology*, 97(8), 1949-1960.
- Gonzalez, A., Vihervaara, P., Balvanera, P., Bates, A. E., Bayraktarov, E., Bellingham, P. J., ... & Torrelio, C. Z. (2023). A global biodiversity observing system to unite monitoring and guide action. *Nature ecology & evolution*, 7(12), 1947-1952.
- Gravel, R. Communautés ichthyologiques des petits cours d'eau de la Montérégie et leur réponse à différents types d'interventions à des fins de drainage agricole — Rapport technique. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP Québec), 78 pp. (2021).

- Grossman, G. D., & Lobón-Cerviá, J. (2007). Where we are, where we are going.... *Ecology of freshwater fish*, 16(4), 465-467.
- Grossman, G. D., & Freeman, M. C. (1987). Microhabitat use in a stream fish assemblage. *Journal of Zoology*, 212(1), 151-176.
- Hanna, D. E., Tomscha, S. A., Ouellet Dallaire, C., & Bennett, E. M. (2018). A review of riverine ecosystem service quantification: Research gaps and recommendations. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1299-1311.
- Harris, J. M., Nelson, J. A., Rieucan, G., & Broussard III, W. P. (2019). Use of drones in fishery science. *Transactions of the American Fisheries Society*, 148(4), 687-697.
- Hassan, R., Scholes, R., & Ash, N. (2005). Ecosystems and human well-being: current state and trends.
- Hart, D. D. (1992). Community organization in streams: the importance of species interactions, physical factors, and chance. *Oecologia*, 91, 220-228.
- Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., Amalfitano, S., & Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750, 147-170.
- Heino, J. (2013). The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews*, 88(1), 166-178.
- Heino, J., & Tolonen, K. T. (2017). Ecological drivers of multiple facets of beta diversity in a lentic macroinvertebrate metacommunity. *Limnology and Oceanography*, 62(6), 2431-2444.
- Heip, C. H., Herman, P. M., and Soetaert, K. (1998). Indices of diversity and evenness. *Oceanis* 24, 61–88.
- Hodgson, J. C., Baylis, S. M., Mott, R., Herrod, A., & Clarke, R. H. (2016). Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. *Scientific reports*, 6(1), 22574.

- Hooper, D. U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3-35.
- Hooper, D. U., Adair, E. C., Cardinale, B. J., Byrnes, J. E., Hungate, B. A., Matulich, K. L., ... & O'Connor, M. I. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486(7401), 105-108.
- Howarth R W (2008). Coastal nitrogen pollution: a review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae*, 8(1): 14–20
- Hughes, R. M., Herlihy, A. T., Comeleo, R., Peck, D. V., Mitchell, R. M., & Paulsen, S. G. (2023). Patterns in and predictors of stream and river macroinvertebrate genera and fish species richness across the conterminous USA. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 424(19).
- IUCN. (2024). *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/>. ISSN : 2307-8235
- Jackson, D. A., Peres-Neto, P. R., & Olden, J. D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58(1), 157-170.
- Jarzyna, M. A., & Jetz, W. (2016). Detecting the multiple facets of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(7), 527-538.
- Kachelriess, D., Wegmann, M., Gollock, M., & Pettorelli, N. (2014). The application of remote sensing for marine protected area management. *Ecological Indicators*, 36, 169-177.
- Kerr, Jeremy T., and Marsha Ostrovsky. "From space to species: ecological applications for remote sensing." *Trends in ecology & evolution* 18, no. 6 (2003): 299-305.

- Kirk, M. A., Rahel, F. J., & Laughlin, D. C. (2022). Environmental filters of freshwater fish community assembly along elevation and latitudinal gradients. *Global Ecology and Biogeography*, 31(3), 470-485.
- Kolpin DW, Furlong ET, Meyer MT, Thurman EM, Zaugg SD, et al. 2002. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999–2000: a national reconnaissance. *Environ. Sci. Technol.* 36:1202–11
- Kopaska, J. (2014). Drones—a fisheries assessment tool?. *Fisheries*, 39(7), 319-319.
- Kriaučiūnienė, J., Virbickas, T., Šarauskienė, D., Jakimavičius, D., Kažys, J., Bukantis, A., ... & Tomkevičienė, A. (2019). Fish assemblages under climate change in Lithuanian rivers. *Science of The Total Environment*, 661, 563-574.
- Lasne, E., Bergerot, B., Lek, S., & Laffaille, P. (2007). Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire basin (France). *River Research and Applications*, 23(8), 877-890.
- Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1324-1334.
- Leibold MA, Holyoak M, Mouquet N, Amarasekare P, Chase JM, et al. (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7(7): 601-613.
- Leidy, R. A., & Moyle, P. B. (1998). Conservation status of the world's fish fauna: an overview. *Conservation biology: for the coming decade*, 187-227.
- Lemay, J., Biron, P. M., Boivin, M., Stämpfli, N., & Foote, K. (2021). Can the Morphological Quality Index (MQI) be used to determine the ecological status of lowland rivers?. *Geomorphology*, 395, 108002.
- Magnuson, J. J., Tonn, W. M., Banerjee, A., Toivonen, J., Sanchez, O., & Rask, M. (1998). Isolation vs. extinction in the assembly of fishes in small northern lakes. *Ecology*, 79(8), 2941-2956.

- Marsh-Matthews, E., & Matthews, W. J. (2000). Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States?. *Ecology of Freshwater Fish*, 9(1-2), 9-21.
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), 143-145.
- McClain, M. E., & Naiman, R. J. (2008). Andean influences on the biogeochemistry and ecology of the Amazon River. *BioScience*, 58(4), 325-338.
- MELCCFP. (2024)a. *L'eau au Québec : une ressource à protéger*. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/inter.htm>.
- MELCCFP. (2024)b. *Atlas de l'eau*. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs <https://services-mddelcc.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=371faa9786634167a7bdefdead35e43e>
- Meyer, Judy L., David L. Strayer, J. Bruce Wallace, Sue L. Eggert, Gene S. Helfman, and Norman E. Leonard. "The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks 1." *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 43, no. 1 (2007): 86-103.
- Miller, R. L., Del Castillo, C. E., & McKee, B. A. (Eds.). (2005). *Remote sensing of coastal aquatic environments* (Vol. 511). Netherlands: Springer.
- Montgomery, D. R., Beamer, E. M., Pess, G. R., & Quinn, T. P. (1999). Channel type and salmonid spawning distribution and abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(3), 377-387.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... & Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50.

- Oberdorff, T., Guégan, J. F., & Hugueny, B. (1995). Global scale patterns of fish species richness in rivers. *Ecography*, 18(4), 345-352.
- Pearson, R. G., Stanton, J. C., Shoemaker, K. T., Aiello-Lammens, M. E., Ersts, P. J., Horning, N., ... & Akçakaya, H. R. (2014). Life history and spatial traits predict extinction risk due to climate change. *Nature Climate Change*, 4(3), 217-221.
- Perez Rocha, M., L. M. Bini, S. Domisch, K. T. Tolonen, J. Jyrkänkallio-Mikkola, J. Soininen, et al., 2018. Local environment and space drive multiple facets of stream macroinvertebrate beta diversity. *Journal of Biogeography* 45(12): 2744–2754.
- Petersen R C, Madsen B L, Wilzbach M W, Magadza C H, Paarlberg A, Kullberg A, Cummins K W (1987). Stream management: emerging global similarities. *Ambio*, 16: 166–179
- Pettorelli, N., Safi, K., & Turner, W. (2014). Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369(1643), 20130190. rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187). DOI: 10.1126/science.1246752.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., P. H. Raven, C. M. Roberts, et Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their
- Pool, T. K., G. Grenouillet & S. Villéger, 2014. Species contribute differently to the taxonomic, functional, and
- Pettorelli, N., Safi, K., & Turner, W. (2014). Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369(1643), 20130190. rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187). DOI: 10.1126/science.1246752.
- Pusey, B. J., & Arthington, A. H. (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and freshwater Research*, 54(1), 1-16.

- Rands, M. R., Adams, W. M., Bennun, L., Butchart, S. H., Clements, A., Coomes, D., ... & Vira, B. (2010). Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *science*, 329 (5997), 1298-1303.
- Ricciardi A, Rasmussen J B (1999). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conserv Biol*, 13(5): 1220–1222
- Richardson, J. S. (2019). Biological diversity in headwater streams. *Water*, 11(2), 366.
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., & Bussetini, M. (2011). L'Indice Di Qualità Morfologica (IQM) per la valutazione e la classificazione idromorfologica dei corsi d'acqua. *italian journal of engineering geology and environment*, 1, 17-36.
- Roa-Fuentes, C. A., J. Heino, M. V. Cianciaruso, S. Ferraz, J. O. Zeni & L. Casatti, (2019). Taxonomic, functional, and phylogenetic β -diversity patterns of stream fish assemblages in tropical agroecosystems. *Freshwater Biology* 64(3): 447–460. <https://doi.org/10.1111/fwb.13233>.
- Rocchini, D., Ricotta, C., & Chiarucci, A. (2007). Using satellite imagery to assess plant species richness: The role of multispectral systems. *Applied Vegetation Science*, 10(3), 325-331.
- Roy, P. S., Kushwaha, S. P. S., Roy, A., Karnataka, H., & Saran, S. (2013). Biodiversity characterization at landscape level using geospatial model. *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto–SBSR, Foz do Iguacu, PR, Brasil*, 3321-3328.
- Sandström, A., Philipson, P., Asp, A., Axenrot, T., Kinnerbäck, A., Ragnarsson-Stabo, H., & Holmgren, K. (2016). Assessing the potential of remote sensing-derived water quality data to explain variations in fish assemblages and to support fish status assessments in large lakes. *Hydrobiologia*, 780, 71-84.
- Sayer, C. A., Fernando, E., Jimenez, R. R., Macfarlane, N. B., Rapacciuolo, G., Böhm, M., ... & Darwall, W. R. (2025). One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction. *Nature*, 1-8.

- Schlosser, I. J. 1987. A conceptual framework for fish communities in small warm streams. In *Community and Evolutionary Ecology of North American River Fishes*. Edited by W.J. Matthews and D.C. Heins. Oklahoma University Press, Norman, Okla. p.p. 17–24.
- Schlosser, I. J. (1995). Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, 303, 71-81.
- Scholes, R. J., & Biggs, R. (2005). A biodiversity intactness index. *Nature*, 434(7029), 45-49.
- Seto, K. C., Fragkias, M., Güneralp, B., & Reilly, M. K. (2011). A meta-analysis of global urban land expansion. *PloS one*, 6(8), e23777.
- Smith, Niamh, Michail Georgiou, Abby C. King, Zoë Tieges, Stephen Webb, et Sebastien Chastin. « Urban Blue Spaces and Human Health: A Systematic Review and Meta-Analysis of Quantitative Studies ». *Cities* 119 (1 décembre 2021): 103413. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2021.103413>.
- Statzner, B., Gore, J. A., & Resh, V. H. (1988). Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American benthological society*, 7(4), 307-360.
- Stevens, R. D., Cox, S. B., Strauss, R. E., & Willig, M. R. (2003). Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. *Ecology letters*, 6(12), 1099-1108.
- Stevenson, R. J., & Bahls, L. L. (2002). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. *Periphyton protocols, 2nd ed. US EPA, Washington*, 123.
- Suding, K. N., Lavorel, S., Chapin Iii, F. S., Cornelissen, J. H., Díaz, S., Garnier, E., ... & Navas, M. L. (2008). Scaling environmental change through the community-level: A trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology*, 14(5), 1125-1140.

- Swatantran, A., Dubayah, R., Goetz, S., Hofton, M., Betts, M. G., Sun, M., ... & Holmes, R. (2012). Mapping migratory bird prevalence using remote sensing data fusion. *PloS one*, 7(1), e28922.
- Tancioni, L., Scardi, M., & Cataudella, S. (2006). Riverine fish assemblages in temperate rivers. *Biological Monitoring of Rivers*, 47.
- Taylor, C. M. (1997). Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: effects of pool volume and spatial position. *Oecologia*, 110, 560-566.
- Taylor, C. M., Holder, T. L., Fiorillo, R. A., Williams, L. R., Thomas, R. B., & Warren, Jr, M. L. (2006). Distribution, abundance, and diversity of stream fishes under variable environmental conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(1), 43-54.
- Tiecher, T., Minella, J. P. G., Caner, L., Evrard, O., Zafar, M., Capoane, V., ... & Dos Santos, D. R. (2017). Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 237, 95-108.
- Tongnunui, S., & Beamish, F. W. H. (2009). Habitat and relative abundance of fishes in small rivers in eastern Thailand. *Environmental Biology of Fishes*, 85, 209-220.
- Torgersen, C. E., Price, D. M., Li, H. W., & McIntosh, B. A. (1999). Multiscale thermal refugia and stream habitat associations of chinook salmon in northeastern Oregon. *Ecological Applications*, 9(1), 301-319.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., & Steininger, M. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in ecology & evolution*, 18(6), 306-314.
- Urban, M. C., Skelly, D. K., Burchsted, D., Price, W., & Lowry, S. (2006). Stream communities across a rural–urban landscape gradient. *Diversity and distributions*, 12(4), 337-350.

- U.S. Environmental Protection Agency. [2016]. *National Aquatic Resource Surveys. [National Rivers and Streams Assessment 2008-2009]*. Available from U.S. EPA web page: <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-rivers-and-streams-assessment-2008-2009-technical-report>. Date accessed: 2022-10-07
- U.S. Environmental Protection Agency. [2020]. *National Aquatic Resource Surveys. [National Rivers and Streams Assessment 2013-2014]*. Available from U.S. EPA web page: <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-rivers-and-streams-assessment-2013-2014-technical>. Date accessed: 2022-10-07
- U.S. Environmental Protection Agency. [2023]. *National Aquatic Resource Surveys. [National Rivers and Streams Assessment 2018-2019]*. Available from U.S. EPA web page: <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-rivers-and-streams-assessment-2018-19-technical-support>. Date accessed: 2024-02-22
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- Völker, S., and T. Kistemann. 2013. “I’m always entirely happy when I’m here!” Urban blue enhancing human health and well-being in Cologne and Düsseldorf, Germany. *Social Science & Medicine* 78:113–124.
- Warren Jr, M. L., & Burr, B. M. (1994). Status of freshwater fishes of the United States: overview of an imperiled fauna. *Fisheries*, 19(1), 6-18.
- Wedding, L. M., Friedlander, A. M., McGranaghan, M., Yost, R. S., & Monaco, M. E. (2008). Using bathymetric lidar to define nearshore benthic habitat complexity: Implications for management of reef fish assemblages in Hawaii. *Remote Sensing of Environment*, 112(11), 4159-4165.
- Weidel, B. C., Baglini, K., Jones, S. E., Kelly, P. T., Solomon, C. T., & Zwart, J. A. (2017). Light climate and dissolved organic carbon concentration influence species-specific changes in fish zooplanktivory. *Inland Waters*, 7(2), 210-217.

- White, M., A. Smith, K. Humphries, S. Pahl, D. Snelling, and M. Depledge. 2010. Blue space: the importance of water for preference, affect, and restorativeness ratings of natural and built scenes. *Journal of Environmental Psychology* 30:482–493.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3), 213-251.
- Wipfli, M. S., & Gregovich, D. P. (2002). Export of invertebrates and detritus from fishless headwater streams in southeastern Alaska: implications for downstream salmonid production. *Freshwater Biology*, 47(5), 957-969.
- Wohl, E. (2013). *Mountain rivers revisited*. John Wiley & Sons.
- Wohl, E. (2017). The significance of small streams. *Frontiers of Earth Science*, 11, 447-456.
- Yuan LL, Norton SB. 2003. Comparing responses of macroinvertebrate metrics to increasing stress. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 22: 308–22
- Zbinden, Z. D., Geheber, A. D., Lehrter, R. J., & Matthews, W. J. (2022). Multifaceted assessment of stream fish alpha and beta diversity using spatial models. *Hydrobiologia*, 849(8), 1795-1820.
- Zeni, J. O., & Casatti, L. (2014). The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, 726, 259-270.