

L'effet des enrochements sur l'utilisation de l'espace par les communautés de poissons dans les Basses-Terres du Saint-Laurent

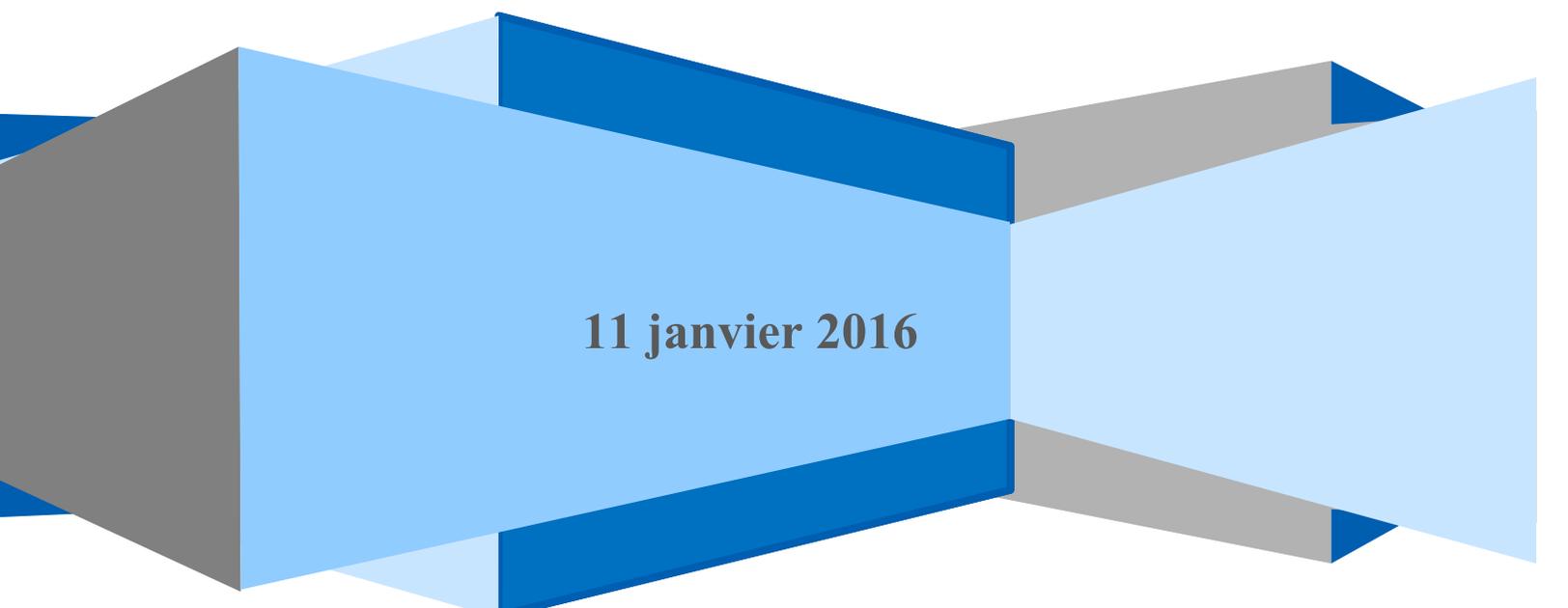
par Joanie Asselin

Département des Sciences biologiques de l'Université de Montréal

Facultés des arts et des sciences

**Mémoire de Maîtrise présenté à la Faculté des études supérieures en vue de l'obtention du grade de
Maîtrise ès sciences (M.Sc) en sciences biologiques
option : écologie aquatique**

© Joanie Asselin, 2016



11 janvier 2016

© Joanie Asselin 2016

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

L'effet des enrochements sur l'utilisation de l'espace par les communautés
de poissons dans les Basses-Terres du Saint-Laurent

Présenté par :

Joanie Asselin

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Christopher Cameron

.....
président rapporteur

Daniel Boisclair

.....
directeur de recherche

Jan Franssen

.....
membre du jury

Résumé

L'enrochement est une méthode de stabilisation des berges qui est couramment utilisée pour protéger les ponts des érosions fluviales. Toutefois, la littérature contient peu d'information sur les effets de ces enrochements sur les communautés de poissons d'eaux chaudes dans de petites rivières fortement dégradées par les perturbations anthropiques. L'objectif de cette étude est d'évaluer les impacts potentiels des enrochements sur les communautés de poissons à travers une comparaison de sites enrochés et non enrochés, et ce, dans la région des Basses-Terres du Saint-Laurent où l'on retrouve des petites rivières dégradées et contenant des populations de poissons d'eaux chaudes. Les communautés de poissons et un ensemble de conditions environnementales ont été échantillonnés dans un total de neuf rivières à deux reprises. Des modèles linéaires mixtes ont été développés pour identifier quelles sont les conditions environnementales qui expliquent chaque métrique de poissons (richesse, densité et biomasse) et ces modèles ont été validés par un modèle de validation croisée (leave-one-out jackknife procédure). Notre étude a démontré que de courts enrochements (<100 mètres de long) dans de petites rivières dégradées (3 à 10 m de largeur) ont un effet positif ou neutre sur la diversité, la densité et la biomasse de poissons. Les modèles développés identifient les conditions environnementales qui influencent chaque métrique et permettent de prédire les répercussions des modifications des conditions environnementales sur les métriques de poissons. Les résultats de cette étude contribuent aux connaissances sur l'utilisation de l'espace par les communautés de poissons dans le secteur des Basses-Terres et vont servir à mieux concevoir les enrochements afin de minimiser les effets sur les communautés de poissons.

Mots clés : Basses-Terres, enrochements, stabilisation des berges, rivières agricoles, perturbations anthropiques, hétérogénéité de l'habitat, espèces d'eau chaude

Abstract

Rock riprapping revetment a form of riverbank stabilization that is commonly used to protect road and bridge infrastructures from fluvial erosion. However, little is known about how these may affect habitat selection by riverine fish in streams impacted by multiple stressors stemming from agricultural activities and inhabited by warm water species. The objective of this study is to assess potential impacts of the riprap stabilization on fish communities through a comparison of stabilized and non stabilized sites, in the Lowland regions in Southern Québec (Québec, Canada). Nine streams served as study sites, where fish surveys and environmental conditions were measured. Nested linear mixed models were conducted to assess the ecological effects of riprap stabilization across agricultural streams and were cross validated using the jackknife leave-one-out procedure. Our study showed that for small (3 to 10 meters large), agricultural streams, with small riprap stabilization areas (<100 meters long), species richness, density, and biomass may remain constant or increase, if certain environmental conditions are maintained. However, if certain conditions are modified with the construction of riprap stabilization, our models inform on the conditions required to re-establish optimal fish community estimates. The results from this study are therefore useful to inform management decisions regarding future riprap designs, by providing quantitative information concerning impacts on fish habitats.

Keywords : Lowlands, rock riprapping stabilization, fish communities, agricultural streams, warm water species, habitat heterogeneity

Table des matières

| | |
|--|-----|
| Résumé | i |
| Abstract | ii |
| Liste des Tables | v |
| Liste des Figures..... | vii |
| Liste des signes et abréviations | ix |
| Remerciements | x |
| Préambule..... | 1 |
| | |
| Introduction générale..... | 4 |
| L'encrochement..... | 5 |
| Effets possibles des encrochements | 6 |
| Des effets variables..... | 6 |
| Géomorphologie fluviale..... | 8 |
| Communautés de poissons..... | 9 |
| Importance de l'hétérogénéité de l'habitat | 11 |
| Législation et obligations du MTQ..... | 12 |
| Justification de l'étude..... | 13 |
| Objectifs de l'étude..... | 14 |
| | |
| Chapitre 1: Article scientifique | 16 |
| Introduction..... | 18 |
| Materials and methods..... | 21 |
| Study area and stream segments sampled..... | 21 |
| Fish community descriptors..... | 25 |
| Environmental conditions..... | 26 |
| Statistical analysis..... | 26 |
| Results | 29 |
| Fish community descriptors..... | 29 |
| Environmental conditions..... | 30 |

| | |
|---|----|
| Explanatory models | 31 |
| Model validation..... | 34 |
| Discussion..... | 35 |
| Interpretation of models..... | 35 |
| Conclusion | 38 |
| Acknowledgements..... | 39 |
| | |
| Chapitre 2 : Rapport du Ministère des Transports | 40 |
| Introduction..... | 41 |
| Objectifs spécifiques..... | 42 |
| Méthodologie..... | 42 |
| Zone d'étude et segments de rivières | 43 |
| Métriques de poissons | 43 |
| Conditions environnementales | 45 |
| Analyses statistiques..... | 46 |
| Résultats..... | 49 |
| Objectif 1 : Définir les effets des enrochements sur trois métriques de poisson..... | 49 |
| Objectif 2 : Identifier les conditions environnementales qui expliquent la richesse, la densité et la biomasse des poissons. | 51 |
| Objectif 3 : Définir les effets de l'enrochement sur les conditions environnementales. | 53 |
| Objectif 4 : Identifier les espèces qui utilisent les enrochements..... | 54 |
| Discussion..... | 60 |
| Conclusion générale | 66 |
| Effets des enrochements sur l'utilisation de l'espace par les poissons..... | 67 |
| Effets des enrochements sur les conditions environnementales | 68 |
| Effets des conditions environnementales sur les métriques de poissons..... | 69 |
| Recommandations..... | 72 |
| | |
| Références | i |
| Annexe 1 : Coordonnées des chercheurs et des partenaires | x |

Liste des Tables

Table 1. Description of stream segments sampled: Names of the streams sampled, identification numbers (ID No.) for the stream segments presented on the map (Figure 1), years of riprap construction, geographic coordinates of the stabilized site, fish community descriptors : Richness is the total number of fish species collected in a stream segment, mean Density is the mean number of fish (all species and sites within a stream segment combined) in a stream segment, and Mean Biomass is the mean biomass of fish (all species and sites within a stream segment combined) in a stream segment. The mean water depth, mean water velocity, and mean wetted width of each stream segment are presented. Numbers between the brackets represent the minimum and the maximum observed per site in each stream segment.

Table 2. Probabilities (p-value) of the Student T test and Fisher test for fish community descriptors (species richness, density and biomass) and environmental conditions for each visit across all streams (macrophytes, woody, canopy and rocks only in the first visit).

Table 3. Percent difference (%D) between the variables (fish community descriptors and environmental conditions) in RS (V_{RS}) and the mean value of variables in NRS (M_{NRS}) in each stream segment for each visit. Calculated from equation (1).

Table 4. Fixed effects selected in explanatory models for each fish community descriptors (species richness, density and biomass). Estimate, standard error (Sd. Error), T-value, probability (p-value), cumulative Marginal and Conditional R^2 (%) along with the value R^2_{CV} of predictive model are presented.

Table 5. Liste des espèces capturées dans les neuf segments de rivière à l'étude durant l'échantillonnage juin à août 2014 comprenant la famille, le nom français, anglais et latin ainsi que le code pour chaque espèce.

Table 6. Pour chaque rivière, l'utilisation exclusive des sites non enrochés (SNE), des sites enrochés (SE) ou des sites non enrochés + des sites enrochés (SNE + SE) pour chaque espèce de poissons est décrite.

Table 7. Utilisation des enrochements par les espèces où le nombre de poissons pour chaque espèce est indiqué avec le nombre de rivières dans lesquelles elles ont été trouvées. La colonne «utilisation» représente le pourcentage de poissons se retrouvant uniquement dans le site enroché (SE), uniquement dans les sites non enrochés (SNE) ou dans les deux types de sites (SE + SNE).

Table 8 : Matrice de traits pour toutes les espèces retrouvées dans nos rivières avec un pourcentage d'occurrence supérieur 5%. Où Inter = intermédiaire, Al = algues, Am = amphibiens, Cr = crustacés, Dv = débris végétaux, In = insectes, M= mammifères, Mo = mollusques, Op = œufs de poissons, P= poissons, Pl = planctons, V= Vers.

Table 9 : Matrice de traits pour toutes les espèces retrouvées dans nos rivières avec un pourcentage d'occurrence inférieur 5%. Où Inter = intermédiaire, Al = algues, Am = amphibiens, Cr = crustacés, Dv = débris végétaux, In = insectes, M= mammifères, Mo = mollusques, Op = œufs de poissons, P= poissons, Pl = planctons, V= Vers.

Liste des Figures

Figure 1. Photographies d'un enrochement réalisé par le Ministère des Transports du Québec prises par Joanie Asselin en septembre 2013.

Figure 2. Map of the study area showing the location of the nine stream segments sampled. The limits of the two watersheds including the stream segments sampled are presented (from left to right, the Richelieu River and the Yamaska River watersheds).

Figure 3. Schematic representation of the distribution of sampling sites in each stream segment. The sampling site 6 is the sampling site stabilized with riprap (RS) and the sampling sites 1 to 5 (upstream the bridge and RS) and 7 to 11 (downstream the bridge and RS) are not stabilized with riprap.

Figure 4. Cross-validation of the three explained models for each fish community descriptors. Relationship between predicted and observed values for (a) richness, (b) density (b) and (c) biomass. 1:1 relationships are presented.

Figure 5. Site 1 de la rivière Ruisseau, avec un pourcentage de roches de 90%.

Figure 6. Schématisation du fonctionnement du test T de Student adapté (comparaison d'une observation à la distribution e des visites où S+ : nombre de tests significativement positifs ; S- : nombre de tests significativement négatifs ; NS : nombre de tests non significatifs.

« Le bonheur c'est de faire de sa passion son métier »

Liste des signes et abréviations

AIC : Akaike Information Criterion

ATC : Association des transports du Canada

e.g. : for example

i.e. : that is

LMM : Linear mixed-model

MTQ : Ministère des Transports

MERN : Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles

MDDELCC : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

MPO : Ministère Pêches et Océans Canada

R^2 : Coefficient of determination

R^2_{cv} : Cross-validated coefficient of determination

RS : Riprap Site

NRS : Sites not stabilized with riprap

US DoT : U.S. Department of Transportation Federal Highway Administration

Remerciements

J'aimerais remercier mon directeur de recherche Daniel Boisclair d'avoir cru en mon potentiel et de m'avoir appuyé au courant de ces deux années. Également, merci au professeur Pierre Legendre d'avoir contribué à mon projet pour ce qui est des analyses statistiques. Un énorme merci à mes incroyables collègues du Labo «Fish Lover» sans qui rien de tout cela n'aurait été possible : Caroline Senay, Simonne H. Lavoie, Camille Macnaughton, Zofia Taranu, Emmanuelle Chrétien, Gabriel Lanthier, Guillaume Bourque, Nathan Sartre, Guillaume Guénard et Cédric Lejeune. Vous êtes pour moi une deuxième famille et je suis chanceuse de pouvoir vous compter dans ma vie. Un merci spécial à Caroline pour son appuie tout au long de ma recherche et à Gabriel (alias grand schtroumpf) qui a changé ma vie en me prenant sous son aile il y a cinq années et en m'apprenant une bonne partie des connaissances qui m'ont permis de réaliser cette maîtrise. Sans oublier ma super équipe de terrain : Natanièle Picard, Émile B. Curadeau, Bastien Prévost (Marco) qui ont concrétisé mon projet de recherche et qui ont su donner leur cœur à ce projet. Vous avez été les meilleurs techniciens et vous avez réalisé l'impossible, vous êtes super! J'aimerais remercier tous mes amis et mon incroyable entourage qui ont su me motiver et m'encourager sans même toujours comprendre la nature de mon travail! Merci à toute l'équipe d'Éducazoo d'avoir pris les rênes de la compagnie pendant mon absence! Un merci particulier à mes parents qui m'ont épaulé durant ces deux années et qui ont accepté d'augmenter leur charge de travail pour me permettre de réaliser ma maîtrise. Un merci spécial à ma super associée Loanie qui n'a pas hésité à m'encourager dans ce beau projet malgré nos projets de vie qui me réquisitionnait ailleurs... sans toi je n'aurais jamais osé me lancer! Et merci à toi Alexandre Lafrenière d'être toujours là après ces deux années et de me donner le sourire jour après jour!

Préambule

Le ministère des Transports du Québec (MTQ) a mandaté plusieurs professeurs chercheurs afin de conduire une étude visant à quantifier et qualifier l'effet de l'enrochement des rives et du lit d'un cours d'eau sur l'habitat du poisson, et ce, afin d'améliorer les pratiques d'aménagements utilisées lors des projets d'infrastructures routières. Un réseau de chercheurs impliquant plusieurs universités et un comité de concertation formé de biologistes au Ministère des Transports du Québec ont été consolidés (partenariat).

L'équipe de chercheurs se compose de :

- Daniel Boisclair, Biologiste et professeur titulaire. Département de sciences biologiques de l'Université de Montréal. Superviseur de Joanie Asselin, étudiante à la maîtrise à l'Université de Montréal.
- Michel Lapointe, Hydro-géomorphologue et professeur titulaire. Département de géographie de l'Université McGill.
- Normand Bergeron, Hydro-géomorphologue et chercheur-professeur. Institut National de la Recherche Scientifique (INRS), Centre Eau Terre Environnement.
- Pascale Biron, Hydro-géomorphologue et professeure agrégée. Département de géographie, urbanisme et environnement de l'Université Concordia. Superviseur de William Massey, étudiant à la maîtrise à l'Université de Concordia. Superviseur de Guénoé Choné, agent de recherche.

Voir la liste des coordonnées des chercheurs en annexe 1.

Le comité de concertation (partenaires) se compose de :

- Ariane Bouffard, Biologiste. Ministère des Transports du Québec, direction de l'Est-de-la-Montérégie, Service des projets
- Jérôme Guay, Biologiste. Ministère des Transports du Québec, direction de l'Est-de-la-Montérégie.
- Isabel Bernier-Bourgault, Biologiste. Ministère des Transports du Québec, direction de l'environnement et de la recherche.
- Sylvain Primeau, Biologiste. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de Parcs, direction régionale de l'analyse et de l'expertise de l'Estrie et de la Montérégie.
- Steve Garceau, Biologiste. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Unité de gestion des ressources naturelles et de la faune de Montréal-Montérégie.

Voir la liste des coordonnées des membres du comité de concertation en annexe 1.

Cette étude comporte plusieurs objectifs :

- 1) Déterminer l'influence des caractéristiques hydrauliques et géomorphologiques des cours d'eau (débit, pente, taille et charge des sédiments) et des caractéristiques de l'enrochement (calibre du matériel utilisé, longueur et/ou surface enrochée, type d'aménagement) sur :
 - a. La vitesse de sédimentation et de colmatage naturelle.
 - b. Les enrochements du lit des cours d'eau.
 - c. Les changements morpho-sédimentaires à proximité d'un enrochement de rive.

- 2) Déterminer l'effet des caractéristiques de l'enrochement du lit et de la rive du cours d'eau (calibre du matériel utilisé, longueur et/ou surface enrochée, type d'aménagement) sur la qualité de l'habitat du poisson par l'analyse des paramètres suivants:
- a. Les caractéristiques physiques de l'habitat disponible.
 - b. La fréquentation des surfaces enrochées par les poissons.
 - c. Le libre passage des poissons au-dessus des surfaces enrochées en période d'étiage.

L'objectif pour ma partie de l'étude consiste en l'objectif 2b, soit l'effet potentiel de l'enrochement sur l'utilisation de l'espace par les communautés de poissons et se concentre dans le secteur de la Montérégie-Est (Rive-Sud de Montréal).



Introduction générale

L'énrochement

La stabilisation des berges par l'énrochement (empierrement du lit et/ou des berges de la rivière) est la méthode la plus utilisée dans les rivières au Canada (US DoT 1989). Un énrochement peut consister en un empierrement partiel ou entier du lit et peut s'étendre de quelques mètres à plusieurs kilomètres. Il existe plusieurs techniques d'énrochement, mais dans ce mémoire (Figure 1) tous les énrochements étudiés suivent la législation du Ministère des Transports du Québec (MTQ). La technique utilisée par le MTQ consiste à retirer une quantité de substrat naturel avant de le remplacer par une quantité équivalente de roches (ATC 2005). L'aménagement d'un tel énrochement devrait modifier uniquement le substrat de la rivière et des berges et non la profondeur de l'eau, la vitesse du courant ou la largeur de la rivière.

Figure 1 : Photographies d'un énrochement réalisé par le Ministère des Transports du Québec prises par Joanie Asselin en septembre 2013.



L'énrochement est généralement employé pour résoudre des problématiques liées au domaine de la construction, aux enjeux environnementaux ainsi qu'à des fins de sécurité publique. L'énrochement est utilisé afin de limiter les processus naturels d'érosion dans les rivières pour protéger les infrastructures à proximité des routes (US DoT 1989 , ATC 2005), pour stabiliser les berges lorsqu'il faut contrôler des phénomènes d'érosion (Avery 1995) ou

encore pour répondre à des problématiques de sécurité publique (ex. perturbations environnementales pouvant engendrer des glissements de terrain) (MDDEFP 2013).

Effets possibles des enrochements

Des effets variables

La littérature scientifique révèle plusieurs contradictions quant aux effets des enrochements, en particulier sur les communautés de poissons. Certaines études démontrent des effets négatifs puisque l'habitat initial est altéré par le changement des conditions environnementales (Chapman and Knudsen 1980, Knudsen and Dilley 1987, Peters et al. 1998, Garland et al. 2002, Kimball and Kondolf 2002, Fisheries et al. 2004). Modifier le substrat d'une rivière déséquilibre les processus physiques et biologiques modulant les conditions environnementales du milieu, ce qui peut provoquer divers impacts sur l'habitat et la répartition des poissons (Craig and Zale 2001). D'autre part, le nouveau substrat mis en place par l'enrochement peut créer un nouveau type d'habitat dont la qualité peut être supérieure, égale ou inférieure à ce qui était présent auparavant et modifier la répartition des poissons dans une rivière (Pennington et al. 1983, Price and Birge 2005, Bouchard and Boisclair 2008).

Or, les effets des enrochements semblent varier en fonction des espèces présentes dans les cours d'eau (Craig and Zale 2001, Fischenich 2003, Fisheries et al. 2004). Les communautés de salmonidés sont, dans plusieurs études, négativement affectées par les enrochements qui changent les vitesses de courant et le substrat initial (Garland et al. 2002, Kimball and Kondolf 2002, Fisheries et al. 2004). Par contre, les enrochements sont parfois utilisés par les saumons juvéniles (tacons) dans certaines rivières perturbées par les perturbations anthropiques

(Schmetterling et al. 2001). Knudsen and Diley (1987) ont étudié les populations de saumons juvéniles avant et après l'enrochement dans cinq cours d'eau de Washington. Leurs travaux démontrent que les effets des enrochements varient en fonction des conditions environnementales des rivières et que les effets négatifs à court terme semblent diminuer avec l'augmentation de la largeur de la rivière et en fonction de la taille des poissons. Ainsi, dans une rivière large peuplée de gros poissons, les effets négatifs de l'enrochement seraient plus faibles que ceux observés dans une rivière étroite peuplée de petits poissons. Les auteurs soulèvent également que les rivières dégradées par les perturbations anthropiques seraient plus négativement affectées par les enrochements. Par contre, d'autres études suggèrent que les enrochements aménagés dans des rivières fortement dégradées par les perturbations anthropiques (activités agricoles, urbanisation, barrages) pourraient avoir un effet positif sur les communautés de poissons en diversifiant les conditions environnementales (Craig and Zale 2001). Les résultats de White et al. (2010) pour la rivière Kansas (États-Unis) supportent cette hypothèse. Cette rivière est l'une des rivières les plus fortement polluées des États-Unis en raison de sa faible profondeur, des grandes quantités de limons en suspension, du drainage intense provenant des terrains avec de faibles pentes et de la proximité de nombreux centres industriels (Quist and Guy 1999, Makinster 2006). Les auteurs concluent que les sites enrochés de la rivière Kansas diversifient les habitats et que les roches fournissent des habitats potentiels pour certains ictaluridés et catostomidés. Quelques autres enrochements réalisés dans des rivières fortement dégradées par les perturbations anthropiques révèlent des effets positifs sur des cyprinidés (Gidley et al. 2012), des ictaluridés (Dardeau et al. 1995) et des clupéidés (Farabee 1986). Une autre étude par Madejczyk et al. (1998) a démontré que les rivages enrochés augmentaient significativement de 30% la biomasse des poissons comparés à une bordure dépourvue de

substrats grossiers et aussi la présence de plus gros poissons dans les milieux possédant une structure complexe.

La majorité des études démontrant des effets négatifs des enrochements sur les communautés de poissons concernaient des poissons d'eaux froides et des rivières ayant eu peu ou pas de perturbations anthropiques (Chapman and Knudsen 1980, Knudsen and Dilley 1987, Peters et al. 1998, Garland et al. 2002, Kimball and Kondolf 2002, Fisheries et al. 2004). Or, dans des milieux fortement dégradés, un enrochement peut avoir des répercussions positives sur certaines espèces de poissons (Craig and Zale 2001, Fischenich 2003, White et al. 2010, Gidley et al. 2012). Beaucoup d'incertitudes demeurent quant aux effets possibles des enrochements dans nos rivières sur nos communautés de poissons, mais un constat demeure : les conséquences dépendent des caractéristiques des rivières à l'étude (largeur, perturbations anthropiques déjà présentes, espèces présentes, etc.). Ainsi, l'observation de la modification des conditions environnementales est une étape importante dans le processus d'évaluation des effets des enrochements sur les communautés de poissons.

Géomorphologie fluviale

Modifier le substrat d'une rivière peut altérer sa morphologie localement (Pitlick and Wilcock 2001) et même favoriser des phénomènes d'érosion ailleurs le long de son chenal (Breschta and Platts, 1986). Les réseaux de rivières transportent des sédiments, de l'eau et des nutriments provenant de différentes sources (Ferguson 1981). Les rivières sont des entités dynamiques dans le temps et dans l'espace (Knighton 2014) qui répondent à ces apports en eau et en sédiment en ajustant leur morphologie (largeur et profondeur) (Pitlick and Wilcock 2001). Cette dynamique d'érosion et d'aggradation est perturbée lorsqu'on met en place un

enrochement qui empêche la migration latérale du chenal et bloque les processus géomorphologiques naturels (Fischenich 2003). Les processus d'ajustements sont régis par le principe de la conservation de masse : lorsque l'apport en eau et en sédiments n'est pas équilibré, il y a une modification de la géomorphologie de la rivière (Blum and Törnqvist 2000). Les systèmes fluviaux naturels maintiennent un équilibre dynamique entre les décharges de fluides et solides (Blum and Törnqvist 2000, Knighton 2014). Par exemple, si l'entrée globale de sédiments dans le bassin est faible, le maintien de l'équilibre dépendra fortement de l'apport en sédiments des berges et du lit (Knighton 2014). En empêchant l'érosion naturelle, l'enrochement d'une rivière peut réduire l'apport de sédiments des berges et du lit en plus d'empêcher les processus naturels d'ajustements morphologiques de la rivière.

Communautés de poissons

La modification des conditions environnementales (c.-à-d. qualité des habitats) peut affecter la richesse et l'abondance des communautés de poissons (Yarnell et al. 2006, Brown 2007). L'ajout de roches dans une rivière peut avoir des effets positifs en créant de nouvelles zones d'habitat et de protection lorsque l'état initial de la rivière offre peu de complexité structurelle (Lister et al. 1995, Beamer and Henderson 1998a, Beamer and Henderson 1998b). Les substrats rocheux peuvent soutenir des communautés d'invertébrés plus denses et diversifiées que les substrats sableux ou vaseux (Litvan et al. 2008), augmentant potentiellement la disponibilité des ressources alimentaires pour soutenir une plus grande richesse et abondance de poissons (Mueller Jr and Pyron 2010). L'augmentation de la diversité des substrats peut aussi contribuer à offrir des sites potentiels de pontes pour certaines espèces de poissons (Talmage et al. 2002). À l'inverse, les enrochements peuvent aussi diminuer la complexité du milieu et

affecter négativement certains salmonidés, cyprinidés (naseux) et cottidés (chabots) (Peters et al. 1998). La modification du substrat peut également éliminer des substrats de pontes adéquats et retirer des habitats représentant des refuges pour les communautés de poissons (Fischenich 2003, Fisheries et al. 2004). L'engrènement contribue à réduire le pourcentage de débris ligneux et de canopée (végétation de la bande riveraine offrant un ombrage sur la rivière) (Craig and Zale 2001, Fischenich 2003). Or, ceux-ci servent d'habitats pour les communautés de poissons en fournissant des abris contre les hautes températures ainsi que des sources potentielles de nourriture (Craig and Zale 2001, Talmage et al. 2002, Fischenich 2003). La canopée permet de réguler la température de l'eau en créant des zones ombragées sur la rivière dont bénéficient les espèces de poissons sensibles aux hautes températures (Price and Birge 2005, Ruesch et al. 2012). La canopée joue également un rôle important dans la résistance d'écoulement (ex. formation d'embâcles) (Hicken et al. 1984) et différents types de végétation peuvent influencer les vitesses du courant (Hession et al., 2003). Ainsi, la modification de la canopée peut affecter directement (ombrage) ou indirectement (modification du courant) les communautés de poissons. Les débris ligneux fournissent aussi des zones de protection contre les grandes vitesses lors des périodes à haut débit (Talmage et al. 2002). La construction d'un engrènement par le MTQ implique l'ajout de roches sur les berges, ce qui retire toute la végétation initiale, diminuant ainsi les berges à un stade de succession antérieure (Fischenich 2003) et le recrutement des débris ligneux.

La mise en place d'un engrènement peut modifier les conditions hydrauliques de la rivière, soit la profondeur, la vitesse du courant et largeur mouillée (Gorman and Karr 1978, Angermeier and Schlosser 1989). L'ajout d'un engrènement dans une rivière où le substrat initial est plus fin (c.-à-d. les rivières limoneuses ou sableuses) modifie la résistance de l'écoulement ce qui

accélère la vitesse du courant (Fischenich 2003). Un changement de pente peut également provoquer une augmentation de courant lorsque plus de sédiments sont remis au site enroché lors de la construction (Fisheries et al. 2004, Knighton 2014). La modification des conditions hydrauliques de la rivière affecte les processus biologiques (Fischenich 2003) puis la richesse et l'abondance des communautés de poissons (Pennington et al. 1983, Price and Birge 2005). Des vitesses élevées de courant peuvent limiter la distribution des espèces ayant de faibles capacités natatoires (Jackson et al. 2001, Grossman et al. 2010), tandis que la profondeur de l'eau et la largeur peuvent entraver les mouvements des poissons et affecter la disponibilité des habitats (Jackson et al. 2001, Rosenfeld et al. 2011).

Importance de l'hétérogénéité de l'habitat

La complexité d'un habitat (hétérogénéité) peut être définie par la diversité des conditions environnementales incluant la diversité des éléments structuraux (substrat, macrophytes, débris ligneux) (McMahon and Hartman 1989) et les variations hydrologiques (Gorman and Karr 1978, Angermeier and Schlosser 1989, Lamberti et al. 1989, Pearsons et al. 1992). Un milieu complexe et diversifié peut augmenter la quantité d'habitats disponibles pour le poisson (Avery 1995, Horan et al. 2000, Zale and Rider 2003) et avoir un effet positif sur la diversité spécifique (Beisel et al. 2000, Brown 2003, Yarnell et al. 2006, Brown 2007). Augmenter la diversité et l'abondance des habitats d'un écosystème permet à plusieurs espèces d'avoir des niches appropriées pour vivre, se nourrir, se reproduire et se réfugier ce qui augmente la richesse et l'abondance des poissons (Townsend et al. 1997, Ward et al. 1999, Ward and Tockner 2001). Lorsqu'on réduit les habitats (taille et abondance), les espèces de poissons ont tendance à entrer en compétition (Karr et al. 1986). Considérant que les différentes espèces diffèrent dans leur

capacité à entrer en compétition pour les ressources disponibles, la modification de l'habitat peut mener à l'explosion d'une seule espèce compétitive et au déclin de plusieurs autres espèces.

De plus, l'enrochement augmente également la linéarisation (c.-à-d. perte des méandres des rivières) des rivières (Buffington et al. 2002, Price and Birge 2005), ce qui peut contribuer à homogénéiser le paysage et diminuer la qualité de l'habitat pour les communautés de poissons (Price and Birge 2005).

Législation et obligations du MTQ

Les travaux d'enrochement effectués dans un cours d'eau sont assujettis à plusieurs lois provinciales et fédérales. Les travaux doivent se conformer aux exigences de la Loi sur la qualité de l'environnement (MDDELCC) et de la Loi sur les pêches (MPO). De plus, lorsque les activités se déroulent sur les terres du domaine de l'état, la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (MERN) doit aussi être respectée. Dans le cas où les travaux ont potentiellement un effet significatif et permanent sur l'habitat du poisson (ex. destruction ou détérioration), les autorités responsables de l'application de ces lois peuvent exiger que les pertes soient atténuées et/ou compensées. Une entente administrative –entre le Ministère des Transports (MTQ), le Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN) et le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC)– stipule que, lorsqu'un projet d'infrastructure créer une perte d'habitat du poisson, le MTQ se doit de compenser ces pertes par la création d'un habitat de remplacement, par une compensation faunique ou par une compensation financière (MTQ 2012).

Justification de l'étude

Depuis les années 2000, de nouvelles techniques d'enrochement sont utilisées afin de limiter leurs effets sur les communautés de poissons (MTQ 2012). Dans le secteur de la Montérégie-Est (Montréal, Québec), une soixantaine d'infrastructures (ponts, ponceaux, portiques) ont été construites ou reconstruites par le MTQ. De plus, des enrochements de plusieurs kilomètres ont été réalisés par le Ministère de la Sécurité publique afin d'empêcher d'éventuels glissements de terrain. Devant toutes ces nouvelles constructions, le MTQ a recommandé une étude environnementale afin d'évaluer les effets potentiels de ses enrochements sur les communautés de poissons. Pour la présente étude, les sites sélectionnés sont des enrochements ayant été mis en place afin de stabiliser et de protéger des ponts aménagés par le MTQ dans la région des Basses-Terres du Saint-Laurent.

Les rivières des Basses-Terres possèdent des conditions environnementales spécifiques et peu étudiées à ce jour. Tout d'abord, elles sont caractérisées par de faibles largeurs (< 10 m), de faibles vitesses de courant (< 1 m de s^{-2}) et de faibles profondeurs d'eau (< 75 cm) ce qui est très peu présent dans la littérature scientifique disponible. Également, le régime hydrique de cette région est fortement influencé par les fermes qui drainent les champs en plus d'être affecté par de nombreuses constructions résidentielles. La majorité des études sur l'enrochement se sont déroulées dans des cours d'eau qui ne présentaient peu ou pas de perturbations anthropiques avant les mesures d'enrochement. De plus, des études récentes démontrent que des enrochements réalisés dans des rivières fortement dégradées par des perturbations anthropiques peuvent avoir des effets positifs. Finalement, la majorité des études sur les effets des enrochements sur le poisson ont étudié des milieux peuplés espèces d'eau froide (ex. salmonidés). Or, dans la région des Basses-Terres, certaines rivières peuvent atteindre des températures de 27°C et elles abritent

principalement des espèces de poissons d'eau chaude telles que les catostomidés, les centrarchidés, les cyprinidés et les percidés. Il appert donc de procéder à une étude d'impact locale pour évaluer convenablement l'effet de l'enrochement sur les communautés de poissons pour les rivières des Basses-Terres du Saint-Laurent.

Objectifs de l'étude

La présente étude vise globalement à analyser les effets potentiels des enrochements sur l'utilisation de l'espace par les communautés de poissons dans le secteur des Basses-Terres du Saint-Laurent par la réalisation de quatre objectifs spécifiques.

Le premier objectif est d'examiner comment l'enrochement est utilisé par les communautés de poissons. Pour ce faire, nous comparons l'utilisation des zones enrochées par les communautés de poissons afin de voir si les poissons utilisent plus ou moins l'enrochement que les autres sites de la rivière. Afin d'évaluer les effets des enrochements sur les communautés de poissons, trois métriques ont été analysées, soit la richesse, la densité et la biomasse. La richesse représente une métrique importante pouvant révéler la qualité du milieu, la densité nous informe sur la quantité de poissons présents et la biomasse nous renseigne sur la taille potentielle des poissons.

Le deuxième objectif est d'examiner si l'enrochement crée de nouvelles conditions environnementales dans les rivières. Cet objectif vise à déterminer si l'habitat mis en place par l'enrochement représente un nouveau type d'habitat pour les communautés de poissons. Cette étape est importante puisque les effets des enrochements semblent être positifs lorsque l'hétérogénéité de l'habitat est augmentée.

Le troisième objectif est d'identifier les conditions environnementales influençant chaque métrique de poissons (richesse, la densité et la biomasse). Nous développons des modèles explicatifs décrivant les effets des conditions environnementales sur les différentes métriques de poissons. De plus, ces modèles nous permettront de constater les conséquences des enrochements réalisées par le MTQ (objectif 2) sur les métriques de poissons (objectif 3).

Le quatrième objectif de ce mémoire est de formuler des recommandations afin de guider le MTQ lors de ses prochaines constructions d'enrochements. Ces recommandations proviendront à la fois des modèles explicatifs développés afin d'illustrer l'influence de certaines conditions sur les métriques de poissons, mais également des observations effectuées sur les enrochements ayant été mis en place par le MTQ pour évaluer si ceux-ci respectent les normes de constructions (ex. ne pas modifier la largeur de la rivière).



Chapitre 1: Article scientifique

THE EFFECTS OF ROCK RIPRAPPING STABILIZATION ON FISH RICHNESS, DENSITY, AND BIOMASS IN LOWLANDS STREAMS

Joanie Asselin*, Caroline Senay, Camille J. Macnaughton, Gabriel Lanthier and Daniel Boisclair

Département de sciences biologiques, Université de Montréal, C.P. 6128, succursale Centre-ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3J7

Key-words: agricultural rivers, rock revetment, warm water species, habitat heterogeneity

Introduction

The variance of environmental conditions, habitat heterogeneity (HH), is a key ecosystem attribute (Power 1992) and has been described as one of the primary attributes driving species richness (Field et al. 2009). For instance, ecosystems with greater HH have showed higher species richness (Hutchinson 1959, MacArthur and MacArthur 1961, Gee and Warwick 1994, Kelaher and Castilla 2005, Pedersen et al. 2014). The increase of HH permits the coexistence of more species by providing a greater number of ecological niches (Willis et al. 2005). For example, in freshwater systems, macrophyte heterogeneity correlates with species richness and density of fish communities (Taniguchi et al. 2003, Angradi et al. 2004, McAbendroth et al. 2005, Thomaz et al. 2008, Mormul et al. 2011). Conversely, homogeneous streams (i.e. low variability of environmental conditions) support impoverished fish communities due to low diversity of habitats (Schlosser 1995, Meyer et al. 2007). The effect of HH on the diversity of several taxa including insects, fishes, birds, and mammals is well established (MacArthur and MacArthur 1961, Murdoch et al. 1972, Kaiser et al. 1999, Craig and Zale 2001). Fish diversity can be negatively impacted by human activity. For example, streams in agricultural watersheds which have a large influx of fine sediments result in homogeneous conditions (Pitlick and Wilcock 2001, Yarnell et al. 2006). Decreases in HH is one of the most serious problems threatening the persistence of fish communities (Dobson et al. 1997, Cardinale et al. 2002, Pickett et al. 2012). Human perturbations, such as agricultural activities and road constructions, have an impact on the initial HH by changing the environmental conditions of streams (e.g. modifying the initial direction of the channel) (Urban and Rhoads 2003, Gorney et al. 2012). The maintenance or the restoration of habitat quality in streams has, therefore, often focused on

the conservation or the reestablishment of high levels of HH (Fischenich 2003, Palmer et al. 2010, Gorney et al. 2012).

A commonly used method in stream restoration projects is to add physical structures such as rock revetments, henceforth referred to as riprap (Palmer et al. 2010), to increase the HH of the stream ecosystem from its initial homogeneous state (Yarnell et al. 2006). Riprap forms of riverbank stabilization is the most frequently used method in Canada and the United States (US DoT 1989), for stabilizing infrastructures (i.e. roads and bridges), assuring protection from landslides, and reducing erosion (Fischenich 2003). The addition of physical structures can create fine scale changes (e.g. substrate composition, velocity conditions) creating new environmental conditions for fish communities (Shields Jr et al. 1995, Pitlick and Wilcock 2001). The addition of physical structures in streams may have positive effects by creating new resting and protection areas (Lister et al. 1995, Beamer and Henderson 1998a, Beamer and Henderson 1998b)) facilitating the establishment of aquatic invertebrates which provides alternative feeding opportunities for fish communities (Craig and Zale 2001, Mueller Jr and Pyron 2010), and offering new adequate spawning conditions for fish communities (Talmage et al. 2002). However, riprap stabilization may negatively impact fish communities by altering the fluvial environment as well as the processes creating fish habitats (Craig and Zale 2001, Fischenich 2003, Knighton 2014). They are known to reduce the overhanging vegetation that is important to moderate water temperatures for sensitive warm water species (Ruesch et al. 2012) and to reduce the natural inputs of woody debris which creates new stream habitats (Angradi et al. 2004). Negative impacts of adding physical structures are often observed when the initial habitat is a heterogeneous ecosystem that can satisfy the needs of all biota (Fischenich 2003, Brown 2007).

Most riprap studies have been realised in cold water streams inhabited by cold water species, such as recreationally valuable fishes like salmonids (Knudsen and Dilley 1987, Beamer and Henderson 1998a, Beamer and Henderson 1998b, Fisheries et al. 2004, Pepino et al. 2012). It is essential to gather information about the other fish families, notably, warm water fish families (e.g. cyprinids, centrarchids, percides, and catostomids), because they are important to the equilibrium in streams communities. In addition, the majority of previous studies have focused only on short-term effects of riprap stabilization and were done in heterogeneous streams, without human disturbance (Kallemeyn 1977, Burress et al. 1982, Knudsen and Dilley 1987, Beamer and Henderson 1998b, Craig and Zale 2001, Garland et al. 2002, Fischenich 2003). More recently, riprap done in streams with human disturbance (eg. urbanization) demonstrate positive effects on fish community descriptors including species richness and density (White et al. 2010, Gidley et al. 2012).

We hypothesize that riprap in homogeneous stream will increase HH, which will in turn positively affect fish communities. As human perturbations increasingly turn heterogeneous streams into homogeneous ones, it is important to quantify the potential ecological effects of riprap stabilization in these latter systems. Communities of fish found in those warm water streams often support extremely diverse biological communities (Fischenich 2003). This study aims to acquire knowledge about the effects of riprap in relatively homogeneous streams. This was achieved by focussing on three objectives: 1) evaluate how riprap stabilizations affect fish community descriptors; 2) evaluate how riprap stabilizations affect environmental conditions, and; 3) identify the environmental conditions that contribute most to the effects of riprap on fish community descriptors. Key findings from this study may be relevant for management

implications, as new riprap stabilization projects continue to be slated for agricultural homogeneous streams.

Materials and methods

Site stabilized with riprap (RS) and sites not stabilized with riprap (NRS) were compared across nine agricultural streams to estimate the differences in fish community descriptors and environmental conditions.

Study area and stream segments sampled

The study was conducted in nine stream segments located in the St. Lawrence lowlands of Québec's eastern Montérégie region (Canada; Figure 2). The St. Lawrence lowlands are characterized by flat and fertile terrains, where 50% to 70% of the lands are devoted to agricultural activities (Berryman 2008, Simoneau and Thibault 2009). Due to high levels of agriculture and land use in the region, streams have a large influx of fine sediment, which lead to homogeneous substrate conditions, and a reduction in the riparian vegetation (Berryman 2008, Simoneau and Thibault 2009).

The selection of stream segments that contain both riprap and non-riprap sites proceeded in four steps. First, riprap sites designed to protect bridges were identified and pre-selected using a database provided by Québec's Ministry of Transportation. Second, only riprap, built between 2000 and 2012, using stabilization techniques currently in use across Quebec (i.e. removing the actual substrate and replace it with rocks - ATC, 2005) were retained. Riprap sites selected consisted of construction armouring both streambanks and/or the stream bed which is expected to have more severe effects (Reid and Church 2015). Third, to minimize the potential influence

of tributaries on fish community descriptors, stream segments were discarded if they were in close proximity to tributaries (< 600m) that were greater than 50% of the mean stream wetted width. Lastly, only stream segments that were shallow enough (<1.5 m) to adequately sample fish communities using a backpack electrofishing unit were kept. This process led to the identification of nine stream segments in which sampling was conducted (Figure 2; Table 1).

Figure 2. Map of the study area showing the location of the nine stream segments sampled. The limits of the two watersheds including the stream segments sampled are presented (from left to right, the Richelieu River and the Yamaska River watersheds).

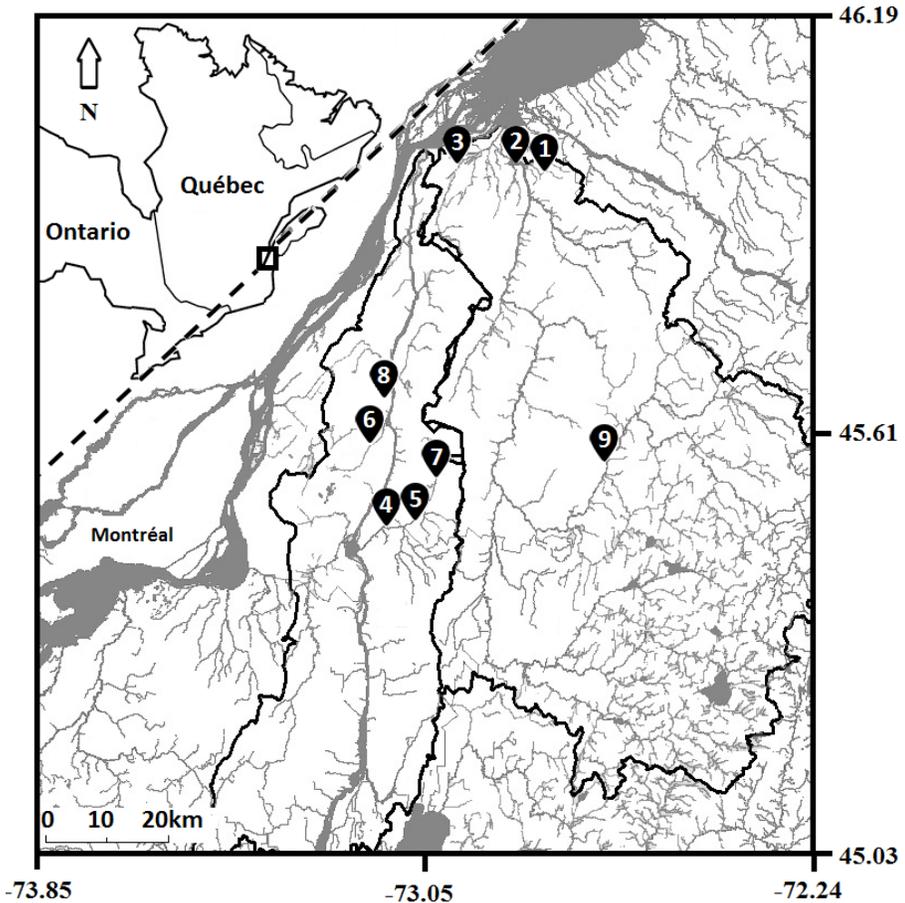
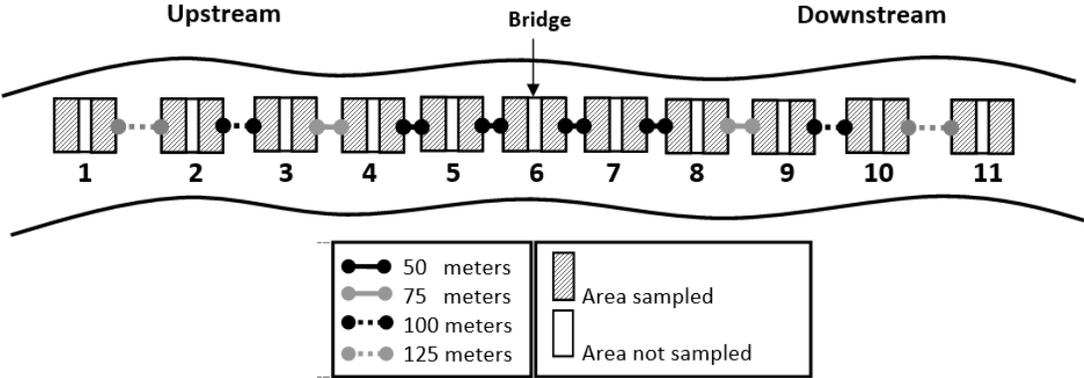


Table 1. Description of stream segments sampled: Names of the streams sampled, identification numbers (ID No.) for the stream segments presented on the map (Figure 1), years of riprap construction, geographic coordinates of the stabilized site, fish community descriptors : Richness is the total number of fish species collected in a stream segment, mean Density is the mean number of fish (all species and sites within a stream segment combined) in a stream segment, and Mean Biomass is the mean biomass of fish (all species and sites within a stream segment combined) in a stream segment. The mean water depth, mean water velocity, and mean wetted width of each stream segment are presented. Numbers between the brackets represent the minimum and the maximum observed per site in each stream segment.

| River | ID No. | Year | Coordinates (Latitude ; Longitude) | Richness (n. species) | Mean Density (f m ⁻²) | Mean Biomass (g m ⁻²) | Mean Water depth (cm) | Mean Water Velocity (cm s ⁻¹) | Mean Wetted width (m) |
|-----------------|--------|------|---------------------------------------|--------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------|--|--------------------------|
| Pot au Beurre | 1 | 2004 | 46.023 ; -73.050 | 16 [0-9] | 0.12 [0.00-0.36] | 1.05[0.00-4.05] | 44 [19 - 76] | 0.12 [0.01-0.86] | 5.9 [4.1-9.4] |
| Saint-Louis | 2 | 2006 | 46.017 ; -72.929 | 13 [0-7] | 0.10 [0.00-0.93] | 0.26 [0.00-1.45] | 40 [19 - 87] | 0.07 [-0.03-0.48] | 5.4 [2.0-8.9] |
| Fagnant | 3 | 2006 | 46.011 ; -72.880 | 9 [3-9] | 0.47 [0.05-1.18] | 5.22 [0.58-12.07] | 36 [11 - 54] | 0.08 [-0.05-0.26] | 4.9 [2.6-7.2] |
| Hurons | 4 | 2010 | 45.496 ; -73.156 | 17 [1-14] | 0.27 [0.01-1.29] | 4.17 [0.01-17.04] | 35 [14 - 59] | 0.10 [-0.03-0.04] | 9.0 [4.5-10.4] |
| Grande Décharge | 5 | 2012 | 45.512 ; -73.112 | 11 [3-9] | 0.81 [0.28-2.38] | 3.63 [0.26-14.28] | 25 [10 - 67] | 0.03 [-0.02-7.2] | 3.5 [1.8-7.2] |
| Beloeil | 6 | 2011 | 45.627 ; -73.214 | 19 [2-10] | 0.16 [0.04-0.41] | 4.38 [0.09-26.00] | 35 [24 - 52] | 0.09 [0.03-0.21] | 7.0 [4.9-8.4] |
| Ruisseau | 7 | 2012 | 45.578 ; -73.096 | 12 [2-13] | 0.47 [0.04-2.93] | 3.40 [0.03-25.66] | 32 [11 - 64] | 0.04 [-0.01-0.17] | 3.5 [2.2-4.8] |
| Richer | 8 | 2012 | 45.681 ; -73.207 | 20 [3-13] | 0.53 [0.11-1.87] | 3.50 [0.55-12.00] | 32 [12 - 47] | 0.16 [-0.01-0.52] | 3.4 [2.8-4.7] |
| Aulnages | 9 | 2012 | 45.552 ; -72.790 | 10 [1-8] | 0.29 [0.05-1.00] | 1.82 [0.05-5.62] | 34 [19 - 64] | 0.11 [0.01-0.31] | 2.6 [2.1-3.4] |

In each nine stream segments, a total of 11 sampling sites were positioned along and approximate 1 km long stretch where 10 NRS were sampled for one RS. The ten NRS were positioned on either side of the RS: 5 NRS were distributed upstream (numbered 1 to 5) and 5 downstream (numbered 7 to 11) (Figure 3). The surface area of RS ranged from 50 to 120 m² depending on the dimension of the RS on each stream segment. The area directly below the bridge was excluded from total RS surface area surveyed, to avoid confounding effects of the riprap and the shading provided by the bridge. As such, the riprap areas located upstream and downstream of the bridge were combined to consider the overall effects of riprap on fish community descriptors. Due to the variability in the surface area surveyed for the RS across the nine stream segments, the ten NRS had the same surface area as their corresponding RS. The distance between sampling adjacent sites increased from 50 m to 125 m to avoid pseudo-replication caused by fish moving from one site to another within a fish sampling survey (Figure 3) (Legendre and Legendre 2012).

Figure 3. Schematic representation of the distribution of sampling sites in each stream segment. The sampling site 6 is the sampling site stabilized with riprap (RS) and the sampling sites 1 to 5 (upstream the bridge and RS) and 7 to 11 (downstream the bridge and RS) are not stabilized with riprap.



Fish community descriptors

Fish community descriptors were estimated twice across all sites in each stream segment, between June 22nd to July 20th, 2014 (first visit) and July 16th to August 8th, 2014 (second visit), except the Hurons stream which was sampled only once (on August 10th, 2014) because additional time and resources allowed us to increase our sampling effort. This resulted in 17 surveys (2 surveys x 8 stream segments + 1 survey in one stream segment) with a total of 187 sites surveyed over that time period (11 sites sampled x 17 surveys). The minimum interval between consecutive samplings of a single stream segment was 16 days. All sites of a given stream segment were surveyed during a single day and the sampling was conducted between 08:30 and 18:30 on days without rain. Fish were sampled with a LR-24 backpack electrofishing unit (Smith-Root, Vancouver, WA) set to deliver a standard power of 200 Watts to minimize variations of sampling effectiveness associated with different water conductivities. A team of three operators conducted electrofishing surveys in accordance to Ontario Ministry of Natural Resources policy standards (Jones 2011). These operators fished the complete surface area of a sampling site (rate of 5 shocking seconds m^{-2}) by zigzagging in an upstream direction to the limit of the sampling site. All fish captured within a site were identified to the species and measured (± 0.1 cm total length). Species-specific mass-length relationships derived from electrofishing data obtained in streams of the same region (Senay et al. 2015) were used to estimate mass from length as per Le Cren (1951). For the four species not covered by Senay et al. (2015), we derived mass-length relationships from the taxonomically closest species. Fish community descriptors consisted of species richness (number of species sampled; n. species), fish density (number of fish divided by the surface area of a site; $f m^{-2}$), and estimates of fish biomass (total fish mass divided by the surface area of a site; $g m^{-2}$) for each site and visit.

Environmental conditions

The prevailing environmental conditions at each site were estimated immediately after the fish sampling. Wetted width (± 10 cm) was measured twice per site, approximately in the middle of the downstream and upstream part of each site. Water depth (± 1 cm) and water velocity (at 40% of the water column; ± 0.01 cm s⁻¹) were taken with a Marsh-McBirney Flo-Mate 2000 (ACG Technology Ltd & Envirocan Wastewater Treatment Equip. Co. Ltd.; 131 Whitmore Road, Unit 13 Woodbridge, Canada) at 4 locations evenly distributed within each site. The percent of the streambed covered by macrophytes (%macrophytes), woody debris (>5cm diameter; %woody debris), and rocks (> 6 cm; %rocks) were visually estimated over the complete surface area of each site. The percent of the surface area of the stream bed that was shaded by the canopy (%canopy) was also visually estimated. Environmental conditions therefore consisted of variables describing water depth, wetted width, water velocity, %macrophytes, %woody debris, %rocks and %canopy.

Statistical analysis

Prior to analyses, fish community descriptors and environmental conditions were transformed when necessary to meet normality assumptions (square-root, fourth-root and logarithmic transformations) (Scherrer 2007, Legendre and Legendre 2012). The first objective of this study was to evaluate the effect of riprap stabilizations on fish community descriptors. We addressed this objective by conducting two series of statistical analyses. First, bidirectional Student T tests were done for the 17 fish surveys to test the hypothesis that an observation made for a fish community descriptor at the RS (species richness, fish density, or fish biomass; total of 51 Student T tests) did not belong to the distribution formed by the values of this variable in the ten NRS (Sokal and Rohlf 1969). Under this test, the null hypothesis was rejected for any

given combination of streams, visits, and fish community descriptors when $p < 0.025$ or $p > 0.975$. Second, bidirectional Fisher tests were done to assess the probability of rejecting the null hypothesis using the probabilities of Student T tests obtained for a series of streams (Fisher 1934, Sokal and Rohlf 1969, Legendre and Legendre 2012). Six Fisher tests were done (combinations of visit one or visit two and fish community descriptors). The null hypothesis that a fish community descriptor from RS belonged to the distribution of the ten NRS was rejected by a Fisher test when $p < 0.025$ or $p > 0.975$. A percentage difference (%D) between the value in RS (V_{RS}) and the mean value in NRS (M_{NRS}) was estimated for each stream segment and visit as:

$$(1) \quad \%D = 100 * (V_{RS} - M_{NRS}) / M_{NRS}$$

The second objective of the study was to evaluate the effects of riprap stabilizations on environmental conditions in relatively homogeneous streams (in our case, streams impacted by agricultural activities). The same methodology as the first objective was used (i.e combining an adapted Student T test and a Fisher Test) which lead to 87 Student T test and ten Fisher tests done on each environmental conditions for each visit (3 variables sampled at the two visit and 4 variables at only the first visit).

The third objective was to identify the environmental conditions that contribute most to explain the potential effects of riprap stabilizations on fish community descriptors. This objective was achieved by developing explanatory models for each fish community descriptor using a linear mixed-model (LMM) and comprising fixed and random effects (Shields Jr et al. 1995, Hill and Gelman 2007, Zuur et al. 2009, Fergus et al. 2011, Nakagawa and Schielzeth 2013). Fixed effects were the environmental conditions and they were standardized (mean of 0 and standard deviation of 1) for the purposes of the LMM (Zuur et al. 2009). The random effects were the

identity of the streams (mean to account the spatial structure) and the identity of the visits (mean to represent the temporal structure of sampling surveys). The explanatory models were developed nesting the two visits in the nine streams. All standardised environmental conditions were included as fixed effects (Zuur et al. 2009), and these were removed one at a time based on the Akaike Information Criterion (AIC) which is a comparison measure to identify the best models by searching the lowest value (Fergus et al. 2011). A Marginal R^2 and Conditional R^2 were quantified to evaluate the variance explained respectively by the fixed effects and by the combination of fixed and random effects (Nakagawa and Schielzeth 2013, Johnson 2014). Normality and homoscedasticity assumptions required for those analyses were confirmed by visual inspections of the plots of the relationships between fitted values and the residuals of the explanatory models (Zuur et al. 2009). The predictive capacity of explanatory models was assessed by cross-validation (jackknife or leave-one-out procedure). This method consisted of removing each site sequentially, developing an explanatory model using the remaining sites, and using this model to predict fish community descriptors in the removed site. For each of the fish community descriptors, a R^2_{CV} was calculated (Guénard et al. 2013). R^2_{CV} can vary between $-\infty$ and 1, where $R^2_{CV} = 1$ means that all predictions fit perfectly with the observations, $R^2_{CV} > 0$ indicate accurate predictions, and $R^2_{CV} < 0$ indicate that predictions are no better than what would be expected from chance alone. All statistical analyses were performed using R Language (Team 2014).

Results

A total of 5 261 individual fish, from 37 species belonging to 12 families (anguillidea, catostomidea, centrarchidea, cyprinidea, esocidea, fundulidea, gasterosteidea, gobiidea, ictaluridea, lotidea, percidea, and percopsidea), were surveyed. Mean species richness (9 to 20 species), mean density (0.12 to 0.53 f m⁻²) and mean biomass (0.26 to 5.22 g m⁻²) varied widely among streams (Table 1).

Fish community descriptors

For both visits, positive or neutral effects on fish community descriptors were observed in the RS (Table 2, Table 3). For species richness, 33% of the streams in the first visit showed an increase of richness; however, the Fisher tests indicated no difference between RS and NRS, regardless of the visit. For fish density, 56% (1st visit) and 25% (2nd visit) of the streams showed an increase of density at the RS. The Fisher test suggested that density at the RS tended to be higher (p-value = 0.999) in the first visit with an average increase of 309% [min= -76%, max = 1150%] compare to NRS. For fish biomass, 11% (1st visit) and 25% (2nd visit) of the streams showed an increase at the RS. The Fisher test suggested that biomass at first visit tended to be higher (p-value = 0.984) at the RS with an average increase of 256% [min= -54%, max = 1361%] compare to NRS. In all the other situations, the RS showed no difference from the NRS on streams and no negative effects were observed on fish community descriptors.

Table 2. Probabilities (p-value) of the Student T test and Fisher test for fish community descriptors (species richness, density and biomass) and environmental conditions for each visit across all streams (macrophytes, woody, canopy and rocks only in the first visit).

| Variables | | Visit | Student T test | | | | | | | Fisher Test (p-value) |
|-------------------------------|---|-----------------------|-----------------------------|--------------------|----|---------|-----------------|-----|--------|--------------------------|
| | | | p-value mean [min - max] | Transformation (%) | | | Significativity | | | |
| | | | | No | √ | Log + 1 | S+ | NS | S- | |
| Fish community descriptors | Species Richness (n. species) | 1 | 0.746 [0.036 – 0.998] | 100 | 0 | 0 | 33 | 67 | 0 | 0.940 |
| | | 2 | 0.719 [0.130 – 0.953] | 89 | 11 | 0 | 0 | 100 | 0 | 0.964 |
| | Density (f m ⁻²) | 1 | 0.839 [0.170 – 1.000] | 56 | 44 | 0 | 56 | 44 | 0 | 0.999* |
| | | 2 | 0.730 [0.083 – 0.999] | 63 | 37 | 0 | 25 | 75 | 0 | 0.910 |
| | Biomass (g m ⁻²) | 1 | 0.719 [0.221 – 0.975] | 44 | 56 | 0 | 11 | 89 | 0 | 0.984* |
| | | 2 | 0.545 [0.088 – 0.995] | 37 | 63 | 0 | 25 | 75 | 0 | 0.587 |
| Environmental conditions | Water Velocity (cm s ⁻¹) | 1 | 0.780 [0.163 – 1.000] | 89 | 11 | 0 | 44 | 56 | 0 | 0.991* |
| | | 2 | 0.808 [0.458 – 1.000] | 100 | 0 | 0 | 50 | 50 | 0 | 0.991* |
| | Water Depth (cm) | 1 | 0.420 [0.036 – 0.986] | 78 | 22 | 0 | 11 | 89 | 0 | 0.101 |
| | | 2 | 0.354 [0.070 – 0.970] | 100 | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 | 0.122 |
| | Wetted width (m) | 1 | 0.240 [0.004 – 0.815] | 100 | 0 | 0 | 0 | 56 | 44 | <0.001* |
| | | 2 | 0.209 [0.000 – 0.855] | 88 | 12 | 0 | 0 | 63 | 37 | <0.001* |
| | Macrophytes (%) | 1 | 0.601 [0.239 – 1.000] | 56 | 44 | 0 | 22 | 78 | 0 | 0.860 |
| | Woody (%) | 1 | 0.510 [0.205 – 0.999] | 44 | 44 | 12 | 11 | 89 | 0 | 0.714 |
| | Canopy (%) | 1 | 0.188 [0.037 – 0.597] | 89 | 11 | 0 | 0 | 100 | 0 | 0.008* |
| Rocks (%) | 1 | 0.937 [0.530 – 1.000] | 33 | 56 | 11 | 78 | 22 | 0 | 1.000* | |

Environmental conditions

For both visits, difference between RS and NRS were observed (Table 2, Table 3). Wetted width at the RS showed an average decrease of 20% [min= -24%, max = 61%] compare to NRS in both visits ($6.23 \times 10^{-5} < p\text{-values} < 1.16 \times 10^{-4}$). As can be expected given a constant flow condition ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) among sites of a stream during a particular visit, an opposite pattern was observed with water velocity. Water velocity tended to be significantly higher in the RS compared to NRS in both visits (p-values = 0.991) and showed an average increase of 334% [min = -128%, max = 1308%] at the RS. The RS showed an increase in the %rocks (p-value = 1.000) on average 579% more than in NRS. As can be expected by the addition of rocks on the streambank, a significant decrease of %canopy (p-value = 0.008) was observed at the RS with

and average decrease of 74% [min = -100%, max = 21%] at the RS. No significant differences were observed for water depth on both visits (p-value = 0.101, 0.122), %macrophytes (p-value = 0.860) nor %woody debris (p-value = 0.714).

Table 3. Percent difference (%D) between the variables (fish community descriptors and environmental conditions) in RS (V_{RS}) and the mean value of variables in NRS (M_{NRS}) in each stream segment for each visit. Calculated from equation (1).

| Variables | | Visit | Streams | | | | | | | | |
|----------------------------|---------------------------------|-------|---------------|-------------|---------|--------|-----------------|--------|----------|--------|----------|
| | | | Pot au Beurre | Saint-Louis | Fagnant | Hurons | Grande Décharge | Belœil | Ruisseau | Richer | Aulnages |
| Fish community descriptors | Species Richness (n. species) | 1 | 165 | 355 | 17 | 159 | 15 | 28 | -51 | -41 | 19 |
| | | 2 | 52 | 106 | 32 | NA | 38 | 35 | -62 | -14 | 13 |
| | Density ($f\ m^{-2}$) | 1 | 173 | 1150 | 191 | 618 | 211 | 183 | -76 | 0 | 329 |
| | | 2 | 100 | 977 | 58 | NA | 133 | 82 | -94 | -47 | 46 |
| | Biomass ($g\ m^{-2}$) | 1 | -33 | 1361 | -3 | 487 | 32 | 445 | -54 | -20 | 85 |
| | | 2 | 82 | 547 | -58 | NA | 11 | 1008 | -99 | -62 | -87 |
| Environmental conditions | Water Velocity ($cm\ s^{-1}$) | 1 | 383 | 395 | 1022 | 371 | -8 | 108 | 289 | -46 | 125 |
| | | 2 | 246 | 1308 | -128 | NA | -26 | 54 | 1093 | 42 | 15 |
| | Water Depth (cm) | 1 | -39 | -24 | -69 | 33 | 1 | 48 | -63 | 25 | -23 |
| | | 2 | -41 | -48 | -64 | NA | -1 | 47 | -66 | 7 | -25 |
| | Wetted width (m) | 1 | -39 | -47 | -20 | -52 | 24 | -30 | -7 | -21 | 1 |
| | | 2 | -36 | -61 | -26 | NA | 22 | -34 | -25 | -13 | 15 |
| | Macrophytes (%) | 1 | -100 | -100 | 900 | -100 | 122 | 400 | 77 | -19 | 0 |
| | Woody (%) | 1 | -69 | -47 | 36 | 400 | -64 | -9 | -16 | -100 | -60 |
| | Canopy (%) | 1 | -100 | -65 | -100 | -33 | -91 | 21 | -100 | -100 | -100 |
| | Rocks (%) | 1 | 50/0 | 1186 | 321 | 1500 | 1100 | 300 | -17 | 300 | 525 |

Explanatory models

To identify the environmental conditions that best describe each of the fish community descriptors, we conducted a series of LMMs that accounted for the nested design of our sites and visits. All standardized environmental conditions were first included as fixed effects in our model

and each condition was removed, one at the time, based on lowering the AIC values. All but species richness descriptors were fourth-root transformed to meet normality assumptions.

The best explanatory species richness model included environmental conditions: wetted width, rocks, and canopy (p-value < 0.05, Table 4). A statistically significant interaction was found between wetted width and %rocks (p-value = 0.005). The interaction indicated that the effect of %rocks depended on wetted width. Richness increased with %rocks, but this effect was significantly more pronounced in streams that had greater wetted width. Individual probability and estimate of wetted width (p-value < 0.001) and %rocks (p-value = 0.086) cannot be interpreted individually because they are linked in the interaction (Legendre and Legendre 2012). Richness tended to decrease as %canopy increased (estimate = -0.734). Fixed effects (wetted width, % rocks, %canopy) explained 22% (Marginal R^2) and the combination of fixed and random effects (stream-visit) explained 39% (Conditional R^2) of the among-sites variations in richness. Therefore, 17% of the variation was accounted by the effect of streams and visits, independently of the environmental conditions included in the model.

The best explanatory model developed for density included wetted width, water depth, water velocity, and %rocks (Table 4). Water depth and water velocity had a negative effect on density (estimate of -0.041 and -0.029, respectively). Similar to the richness model, an interaction between wetted width and %rocks was found (p-value = 0.020) and indicated that the positive effect of rocks on density was greater when wetted width was larger. Fixed effects alone explained 36% (Marginal R^2) and the combination of fixed and random effects (stream-visit) explained 59% (Conditional R^2) of the among-site variations. Therefore, 23% of the variation could be accounted by the effect of streams and visits, independently of the environmental conditions included in the model.

Table 4. Fixed effects selected in explanatory models for each fish community descriptors (species richness, density and biomass). Estimate, standard error (Sd. Error), T-value, probability (p-value), cumulative Marginal and Conditional R^2 (%) along with the value R^2_{CV} of predictive model are presented.

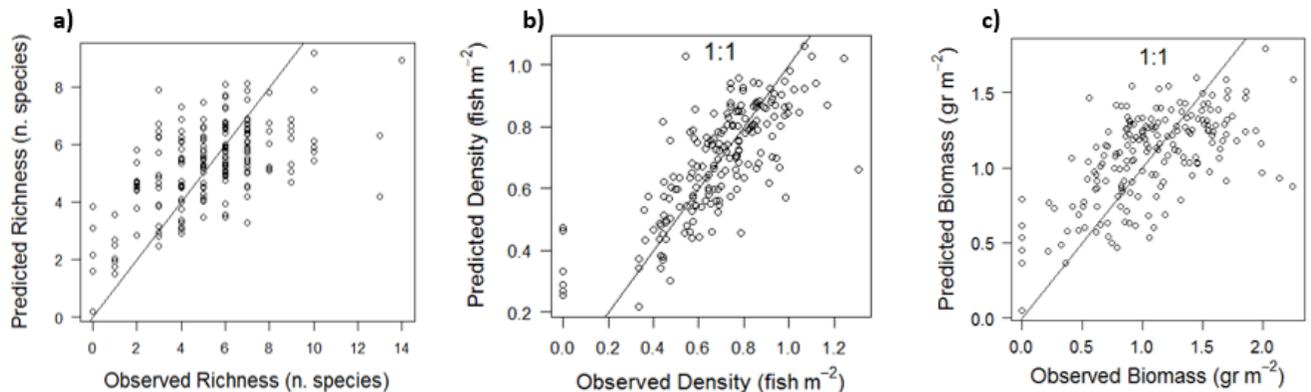
| Fish community descriptors | Fixed effects | Estimate | Sd. Error | T-value | Probability | Marginal R^2 (%) | Conditional R^2 (%) | R^2_{CV} (%) |
|--------------------------------|----------------------|----------|-----------|---------|-------------|--------------------|-----------------------|----------------|
| Species Richness (no. species) | Intercept | 5.527 | 0.327 | 16.911 | <0.001 | 22 | 39 | 33 |
| | Rocks | 0.842 | 0.202 | 4.172 | 0.086 | | | |
| | Wetted width | -0.395 | 0.235 | -1.680 | <0.001 | | | |
| | Canopy | -0.389 | 0.170 | -2.281 | 0.024 | | | |
| | Rocks : Wetted width | 0.734 | 0.259 | 2.839 | 0.005 | | | |
| Density ($f m^{-2}$) | Intercept | 0.707 | 0.037 | 19.133 | <0.001 | 36 | 59 | 57 |
| | Rocks | 0.077 | 0.015 | 5.069 | <0.001 | | | |
| | Wetted width | -0.069 | 0.019 | -3.660 | <0.001 | | | |
| | Water depth | -0.041 | 0.012 | -3.321 | 0.001 | | | |
| | Wwater velocity | -0.029 | 0.012 | -2.400 | 0.018 | | | |
| | Rocks : Wetted width | 0.046 | 0.020 | 2.358 | 0.020 | | | |
| Biomass ($g m^{-2}$) | Intercept | 1.126 | 0.088 | 12.751 | <0.001 | 18 | 45 | 38 |
| | Rocks | 0.132 | 0.037 | 3.506 | 0.001 | | | |
| | Wetted width | -0.116 | 0.047 | -2.472 | 0.014 | | | |
| | Water depth | 0.076 | 0.032 | 2.426 | 0.019 | | | |
| | Rocks : Wetted width | 0.126 | 0.048 | 2.575 | 0.010 | | | |

The best explanatory model developed for biomass included wetted width, water depth, and %rock (Table 4). Biomass increased with water depth (estimate = 0.76) and the same interaction between wetted width and %rocks was found (p-value = 0.010) which reiterated the finding that the positive effect of rocks was greater when wetted width was larger. Fixed effects alone explained 18% (Marginal R^2) and the combination of fixed and random effects (stream-visit) explained 45% (Conditional R^2) of the among-site variations of biomass. Therefore, 27% of the variation could be accounted by the effect of streams and visits, independently of the environmental conditions included in the model.

Model validation

Cross-validation indicated that the explanatory models developed for each fish community descriptor could be used for predictive purposes (Table 4, Figure 4). The R^2_{CV} of the relationships between predicted and observed fish community descriptors were 33%, 57% and 38% for species richness, density and biomass, respectively. These values are similar to the Conditional R^2 obtained for each fish community descriptors (Table 4), indicating that models were not over-fitted, which can happen when too many variables are included in a model, inducing spurious relationships (Legendre and Legendre 2012). Although the explanatory models adequately predicted fish community descriptors, they often tended to underestimate the largest values of observed fish community descriptors. Indeed, the largest observed values were 14 species, 1.3 f m^{-2} and 2.4 g m^{-2} whereas the largest predicted values were 9 species, 1.1 f m^{-2} , and 1.9 g m^{-2} , for species richness, density and biomass respectively.

Figure 4. Cross-validation of the three explained models for each fish community descriptors. Relationship between predicted and observed values for (a) richness, (b) density (b) and (c) biomass. 1:1 relationships are presented.



Discussion

In the context of agricultural streams in the lowlands of Québec Montérégie region, riprap stabilization had a net positive or neutral effect on species richness, density and biomass. Generally, negative effects of riprap stabilization on fish community descriptors are expected for heterogeneous streams dominated by cold water species (Craig and Zale 2001, Schmetterling et al. 2001, Garland et al. 2002, Fisheries et al. 2004, Gorney et al. 2012, Knighton 2014). However, in degraded streams inhabited by warm water species, we expect a positive effect of riprap stabilization (White et al. 2010, Gidley et al. 2012, Gorney et al. 2012) and this is what we found. We found that riprap contributed to increased HH that sometimes increased fish community descriptors. Though we also found that riprap stabilizations are variable between streams, resulting in conflicting trends between environmental conditions and individual fish community descriptors.

Interpretation of models

Streams stabilization using riprap created new environmental conditions that have both positive and negative effects on fish community descriptors. Riprap stabilization showed an increase of the %rocks, a decrease of stream wetted width and an increase of water velocity. The models developed showed that 1) the %rocks and the wetted width had an effect on all fish community descriptors, 2) the canopy was negatively related with species richness, 3) water depth was positively and negatively related with biomass and density estimates, respectively, and 4) water velocities were negatively associated with densities.

For agricultural streams dominated by fine sediments, an increase in the %rocks at the riprap site means that fish community may utilize new habitats created by these rocks that would otherwise not be present. Indeed, our models revealed a positive effect of the increase of %rocks

on all fish community descriptors. It is known that rocks provided by the riprap stabilization create new environmental conditions and types of habitats that can be exploited by fish communities (Fischenich 2003). Specifically, rocks and the interstitial spaces may create new resting and protection areas for fish (Lister et al. 1995, Beamer and Henderson 1998b), spawning sites (Schlosser 1982, Talmage et al. 2002) and for aquatic invertebrates that provide alternative feeding opportunities for these fish communities (Craig and Zale 2001, Mueller Jr and Pyron 2010). Moreover, by increasing the HH of a stream, species richness and density benefit (Cardinale et al. 2002, Brown 2007). These results are therefore aligned with literature.

Contrary to original riprap construction designs, the wetted width was decreased across all riprap sites compared with all other sites within the same streams, causing a constriction at the riprap site. Decreasing the initial wetted width had a negative effect on fish community descriptors, but also reduced the positive effect of increasing rocks at the site. Reducing the wetted width may decrease the usable surface area, which constricts the habitats that could be used by fish communities. Previous studies have indicated that negative impacts of riprap were greater for small streams, compared to larger ones (Knudsen and Dilley 1987, Gidley et al. 2012). However, we showed that even for small streams (wetted width <3m), we may observe positive effects of riprap constructions via the increase in the %rocks. This relationship tends to decrease if the wetted width is reduced to a point that the gains from increasing habitat heterogeneity with rocks are outweighed by the loss of surface area and habitat structure. Further work is required to elucidate the interaction between wetted width, percent cover of rocks, and fish community descriptors to arrive at more concise stream management prescriptions.

The decrease of %canopy observed at riprap sites may be the result of the addition of rocks on the stream bank, which eliminated riparian vegetation and further limited their regrowth

(Peters et al. 1998, Thompson 2002). Contrary to literature, we showed an inverse relationship between canopy cover and species richness, where a decrease of %canopy was related to an increase of species richness at the riprap site. Canopy cover generally produces shade that moderates peak summer temperatures and provides refuges for heat-sensitive fish species (Ruesch et al. 2012). In our study, stream water temperatures reached up to 27°C during the sampling and streams were inhabited by a majority of warm water species. In these conditions, shading from overhead canopy cover may not have played as important a role, because the fishes sampled are less sensitive to water temperature peaks. As such, we suppose that fish are selecting more complex habitats, which coincide with the riprap site, than seeking cooler, shaded areas in the stream.

An increase of water velocities observed at riprap sites may come from the combined effects of decreased wetted widths and modified substrate composition (Fischenich 2003). This increase of water velocity also had a negative impact on fish densities. We suggest that increasing the water velocities at riprap sites, posed a form of velocity barrier that excluded species that are considered poor swimmers (Jackson et al. 2001). Since the stream on either side of the riprap site is typically associated with low water velocities, we hypothesize that poor swimmers are located beyond the riprap zone and fish communities established at riprap sites are better accustomed to swimming at greater water velocities. These assertions are, however, dependent on the water depths measured at the riprap sites. Though we did not find differences in water depths between the riprap site and non-riprap sites across streams, our results revealed a significant effect of water depth on fish density and biomass. In fact, increasing the water depth simultaneously decreased the density and increased the biomass. Many small fish use shores as refuges to avoid large predators, which commonly occupy the deepest part of rivers (Pavlov

1989). As such, a reduction of water depths at the riprap sites may increase the density of small fishes, but decrease overall biomass through the exclusion of larger fishes. Other studies comparing fish community descriptors between the shore and the deeper parts of the river have also observed that fish densities were higher near the shore, while larger fish were observed in the deeper areas (Lamouroux et al. 1999, Wolter and Bischoff 2001).

These results allowed us to identify the key environmental conditions driving each of the fish community descriptors, for the purpose of better understanding how riprap sites impact fish communities in lowland agricultural streams. These results have also contributed to establishing recommendations on how to construct riprap stabilization to minimize the effects on each of the fish community descriptors. Increasing the %rocks while maintaining the wetted stream width, for example, should augment all fish community descriptors. Furthermore, construction of the riprap at the narrowest part of the stream should be avoided because reducing the wetted width to less than 3m, had negative effects on all fish community descriptors. Riprap designs should also take into account changes in water velocities and depths at the site, which for slow moving agricultural streams, caused pronounced decreases in fish densities.

Conclusion

The novelty of this study stems from the use of explanatory models to evaluate the effects of riprap stabilizations armouring both banks and/or streambed, in narrow streams with warm water fish species. We focus our study at the riprap site, but indirect effects of sedimentation and changes in the hydraulic conditions downstream from the affected site, may further impact riverine fishes (Fischenich 2003). Nevertheless, our study showed that for small, agricultural

streams, with small riprap stabilization areas (<100 meters long), species richness, density, and biomass may remain constant or increase, if certain environmental conditions are met. However, if certain conditions are modified with the construction of riprap stabilization, our models inform on the conditions required to re-establish optimal fish community estimates. The results from this study are therefore useful to inform management decisions regarding future riprap designs, by providing quantitative information concerning impacts on fish habitats.

Acknowledgements

The authors wish to thank Natanièle Picard, Émile Brisson Curadeau et Bastien Prévost for their help in the field. This project was funded by the Ministère des Transports du Québec.



Chapitre 2 : Rapport du Ministère des Transports – section étude des communautés de poissons (objectif 2B du préambule)

Introduction

La mise en place d'un enrochement déséquilibre les processus physiques et biologiques, ce qui modifie les conditions environnementales et, par conséquent, change la répartition des poissons (Craig and Zale 2001, Bouchard and Boisclair 2008). La littérature scientifique révèle plusieurs contradictions quant aux effets des enrochements sur les communautés de poissons. Plusieurs études démontrent des effets négatifs puisque l'habitat initial est altéré par l'ajout de roches (Chapman and Knudsen 1980, Knudsen and Dilley 1987, Peters et al. 1998, Garland et al. 2002, Kimball and Kondolf 2002, Fisheries et al. 2004) alors que d'autres études suggèrent que l'ajout de roches peut fournir un habitat à certaines espèces de poissons (Craig and Zale 2001, Fischenich 2003, White et al. 2010, Gidley et al. 2012). Les effets négatifs des enrochements sont souvent observés sur les espèces de poissons d'eau froide ainsi que dans des cours d'eau étant peu ou pas affectés par des perturbations anthropiques (Chapman and Knudsen 1980, Knudsen and Dilley 1987, Peters et al. 1998, Garland et al. 2002, Kimball and Kondolf 2002, Fisheries et al. 2004). Or, dans des cours d'eau dégradés, un enrochement peut avoir des effets positifs sur certaines espèces de poissons (Craig and Zale 2001, Fischenich 2003, White et al. 2010, Gidley et al. 2012).

Une grande partie des cours d'eau de la région de l'Est-de-la-Montérégie possèdent des conditions environnementales peu étudiées à ce jour. Tout d'abord, le régime hydrique de cette région est fortement influencé par les fermes qui drainent les champs en plus d'être affecté par de nombreuses constructions résidentielles alors que la majorité des études sur l'enrochement se sont déroulées dans des cours d'eau qui ne présentaient peu ou pas de perturbations anthropiques. De plus, les cours d'eau de cette région abritent principalement des espèces de poisson d'eau chaude telle que les catostomidés, centrachidées, cyprinidés, percidés, etc. Puisque les résultats

et conclusions émis dans les études antérieures sont difficilement applicables aux conditions qui prévalent dans la vallée du Saint-Laurent, il appert donc essentiel de procéder à une étude d'impact locale pour évaluer convenablement l'effet de l'enrochement dans cette région.

Objectifs spécifiques

L'objectif principal de cette partie de l'étude correspond à l'objectif 2B qui consiste à déterminer les effets des enrochements sur la fréquentation des surfaces enrochées par les communautés de poissons. Pour réaliser cet objectif principal, les objectifs spécifiques suivants ont été définis :

1. Définir les effets de l'enrochement sur trois métriques de poisson (richesse, densité et biomasse).
2. Identifier les conditions environnementales qui expliquent la richesse, la densité et la biomasse des poissons.
3. Définir les effets de l'enrochement sur les conditions environnementales.
4. Identifier les espèces qui utilisent les enrochements.

La littérature scientifique fournissant plus d'éléments sur l'impact potentiel des enrochements dans un contexte tel que les Appalaches que pour les Basses-Terres, cette partie de l'étude se concentre sur les Basses-Terres.

Méthodologie

Afin d'évaluer les effets des enrochements sur les métriques de poisson, la richesse, la densité, la biomasse et les conditions environnementales ont été comparées entre les sites enrochés (SE) et les sites non enrochés (SNE).

Zone d'étude et segments de rivières

L'étude a été menée dans neuf segments de rivières (Table 1). Ces segments ont été sélectionnés en deux étapes à partir de l'ensemble des enrochements considérés pour le projet. Tous les segments de rivières situés à moins de 600 m d'un tributaire important, c'est-à-dire possédant une largeur de plus de 50% de la rivière à l'étude, ont été écartés. Ensuite, seulement les rivières possédant des profondeurs d'eau adéquates pour bien échantillonner les communautés de poissons avec la pêche électrique ont été conservées.

Dans chaque segment de rivière, onze sites au total sont distribués sur une distance d'environ 1 km, avec un site enroché par le ministère des Transports (SE) pour dix sites non enrochés (SNE) (Figure 3). Le site 6 correspond au SE et les dix SNE sont positionnés de part et d'autre équitablement à l'aval du SE (sites 1 à 5) et à l'amont du SE (sites 7 à 11). La zone directement sous le pont est exclue de la surface échantillonnée du SE afin d'éviter les effets confondants de l'ombrage créé par le pont. Les portions en aval et en amont du SE (sans la portion sous le pont) sont combinées et définissent les dimensions des autres sites (SNE) qui ont donc la même superficie d'échantillonnage que le SE. Compte tenu des différentes tailles de cours d'eau, la surface échantillonnée par site varie donc de 50, sur les plus petits cours d'eau, à 120 m², sur les cours d'eau plus larges. L'espacement entre les sites adjacents varie de 50 à 125 m, afin d'éviter la pseudo-réplication des données provoquée par le mouvement des poissons (Legendre et Legendre 2012).

Métriques de poissons

Les communautés de poissons ont été échantillonnées pour chaque segment de rivière au total quatre fois par deux techniques d'échantillonnage durant l'été 2014 (du 22 juin au 18 août). À deux reprises dans l'été (visite 1 et visite 2, avec au moins 16 jours entre les deux visites),

chaque segment de rivière a été échantillonné deux jours consécutifs par deux techniques d'échantillonnage : pêche électrique et nasses. Tous les sites d'un même segment étaient échantillonnés entre 8h30 et 18h30 d'une même journée non pluvieuse. L'échantillonnage électrique a été effectué à l'aide d'une pêcheuse LR-24 electrofishing backpack unit (Smith-Root, Vancouver, WA) programmée pour délivrer une puissance constante de 200 W, afin de minimiser la variation entre les échantillonnages vu les différentes conductivités de l'eau. Les sites ont été parcourus par trois pêcheurs de façon à couvrir la totalité de la zone à échantillonner. Les poissons pêchés étaient recueillis dans un filet loin derrière le champ électrique par la quatrième personne et étaient identifiés et mesurés avant d'être relâchés à l'endroit de capture. La même force d'échantillonnage (5 secondes de décharge par m²) a été conservée entre les segments de rivières afin de pouvoir comparer les résultats entre eux. L'échantillonnage par les nasses s'est réalisé en combinant deux tailles de nasses afin de réduire leur sélectivité. Pour chaque site un lot de quatre nasses (deux petites et deux grandes) a été déposé selon une configuration précise pour une durée de 2 heures. Les poissons étaient identifiés et mesurés avant d'être relâchés à l'endroit de capture. Les poissons n'ont pas été pesés sur place afin de maximiser le nombre de rivières échantillonnées et éviter des comparaisons aval et amont de deux journées consécutives. Pour obtenir la biomasse, des relations masses longueurs ont été développées à l'aide de données de pêches électriques obtenues dans une étude antérieure provenant de la même région (Senay et al. 2015). Ces relations ont été utilisées pour obtenir la masse de chaque poisson en fonction de son espèce et de sa longueur (Le Cren 1951). Pour les quatre espèces ne figurant pas dans les données de Senay et al. (2015), la relation masse longueur de l'espèce la plus proche taxonomiquement a été utilisée. Les métriques de poissons étudiées consistent en la richesse spécifique (nombre d'espèces; nb. espèces), la densité de poisson

(nombre de poissons divisé par la superficie du site; $d \text{ m}^{-2}$) et la biomasse de poisson (masse totale divisée par la superficie du site; $b \text{ m}^{-2}$). Ces métriques ont été estimées deux fois (deux visites) pour 8 dans 9 segments de rivière et une fois pour le segment sur la rivière des Hurons (où une seule visite a été effectuée).

Conditions environnementales

Les conditions environnementales ont été estimées après chaque échantillonnage de poissons. La largeur de la rivière ($\pm 10 \text{ cm}$) a été mesurée deux fois par site, approximativement au milieu de la partie en aval et amont du site. La profondeur d'eau ($\pm 1 \text{ cm}$) et la vitesse du courant (à 40% de la colonne d'eau, $\pm 0.01 \text{ cm s}^{-1}$) ont été recueillies par un Marsh-McBirney Flo-Mate 2000 (ACG Technology Ltd & Envirocan Wastewater Treatment Equip. Co. Ltd.; 131 Whitmore Road, Unit 13 Woodbridge, Canada) à 4 endroits distribués aléatoirement dans chaque site. Les pourcentages du lit couvert par les macrophytes (%macrophytes), les débris ligneux de diamètre supérieur à 5cm (%débris ligneux) et les roches de diamètre supérieur à 6cm (%roches) ont été visuellement estimés sur la surface complète du site, et ce, pour chacun des sites. Il est à noter que, bien que dans la plupart des cas le site enroché était celui avec le plus fort pourcentage de roches, certains autres sites pouvaient en contenir aussi, par exemple le site 1 du cours d'eau Ruisseau avec 90% de roches (Figure 5). L'origine de ces roches pouvait être anthropique (par exemple une stabilisation de berge effectuée par un propriétaire riverain) ou naturelle lorsque la rivière traverse des dépôts de till. Le pourcentage de la surface du lit du cours d'eau ombragée par la canopée (%canopée) a été également visuellement estimé. Les variables environnementales échantillonnées correspondent à la largeur de la rivière, la profondeur d'eau, la vitesse de courant, le pourcentage de macrophytes, le pourcentage de débris ligneux, le pourcentage de roches et le pourcentage de canopée. Il est à noter que les variables

%macrophytes, %débris ligneux, %roches et %canopée ont été échantillonnés uniquement lors de la première visite.

Figure 5. Site 1 de la rivière Ruisseau, avec un pourcentage de roches de 90%.



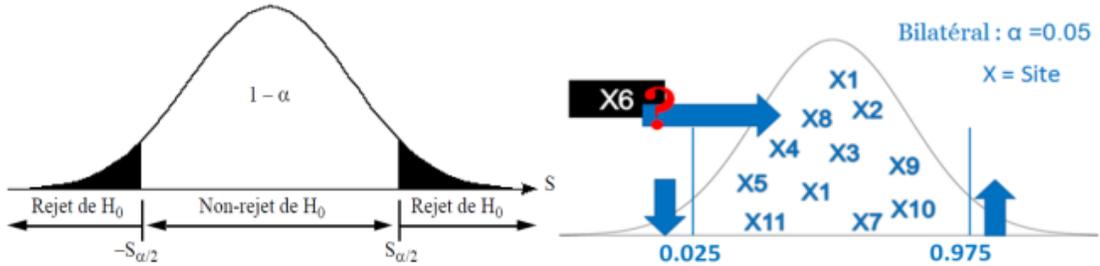
Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant le langage R (Team 2014). Les analyses ont été réalisées uniquement sur les poissons échantillonnés à la pêche électrique puisque les résultats des nasses fournissent sensiblement les mêmes relations, mais apportent moins d'informations, soit moins de richesse, densité et biomasse.

Pour répondre à l'objectif 1, deux tests statistiques ont été réalisés. Un test T de Student adapté (comparaison d'une observation à la distribution moyenne d'un échantillon) a été réalisé sur chacune des métriques de poissons pour chacune des rivières et visites (Sokal and Rohlf 1969), totalisant 51 tests indépendants. Ceux-ci testent si la métrique retrouvée au SE s'insère dans la distribution normale des dix SNE (Figure 6). Une méthode bilatérale a été employée afin

de tester soit une diminution soit une augmentation de la métrique au SE. Le seuil alpha a été fixé à 0.05 et réparti de part et d'autre de la courbe de normalité à 0.025 (Scherrer 2007). Les résultats significatifs ont donc été détectés lorsque $0.025 \geq \text{probabilité} \geq 0.975$. L'obtention d'un résultat significatif démontre que le SE se différencie des SNE. Une valeur de probabilité inférieure à 0.025 indique une diminution alors qu'une valeur supérieure à 0.975 indique une augmentation. Un test de Fisher a ensuite été réalisé sur chaque métrique de poisson afin de produire un test incluant les 9 rivières pour la première visite et les 8 rivières pour la deuxième visite, totalisant 6 tests. Le test de Fisher évalue si toutes les probabilités rassemblées dans un vecteur permettent de détecter une différence globalement significative au SE (Fisher 1934). Un résultat significatif indique que tous les enrochements ont le même effet globalement sur une métrique. Un résultat non significatif indique que les enrochements n'ont pas d'effet ou que les effets varient d'une rivière à l'autre, ce qui ne permet pas d'arriver à une conclusion globale pour tous les enrochements.

Figure 6. Schématisation du fonctionnement du test T de Student adapté (comparaison d'une observation à la distribution moyenne d'un échantillon) réalisé en mode bilatéral.



Pour répondre à l'objectif 2, trois modèles linéaires mixtes hiérarchisés (LMM) ont été développés, soit un modèle pour chaque métrique de poissons. Les LMM permettent d'illustrer les principales relations entre les métriques de poissons et les conditions environnementales (effets fixes) en plus de tenir compte des effets spatiaux et temporels (effets aléatoires) présents

dans la matrice de données. Les effets fixes correspondent aux conditions environnementales tandis que les effets aléatoires correspondent aux rivières (effet spatial) et aux visites (effet temporel). Les modèles explicatifs ont été développés en hiérarchisant les deux visites dans les neuf rivières afin de tenir compte de la structure des données. Pour chaque métrique, indépendamment, l'analyse débute en incluant toutes les conditions environnementales normalisées dans les effets fixes. Afin de sélectionner le bon modèle, les conditions environnementales ont été retirées une à la fois afin d'obtenir la plus petite valeur d'AIC (mesure de comparaison de modèle) (Fergus et al. 2011). Suite à l'obtention du meilleur modèle, des coefficients de détermination (R^2) marginal et conditionnel ont été calculés pour évaluer le pourcentage de variance expliquée respectivement par les effets fixes et par la combinaison des effets fixes et aléatoires (Nakagawa and Schielzeth 2013, Johnson 2014). Les conditions requises de normalité et d'homoscédasticité pour ces analyses ont été confirmées en inspectant visuellement les graphiques des relations entre les valeurs ajustées et les résidus des modèles explicatifs (Zuur et al. 2009). La capacité prédictive des modèles explicatifs a été évaluée par une validation croisée (jackknife). Par cette méthode, chaque site est retiré séquentiellement, un nouveau modèle est produit avec les données restantes et un résultat est prédit pour les données retirées. Par la suite, les données prédites ont été comparées aux données observées afin de valider les modèles. Pour chacun des modèles, un R^2_{CV} a été calculé (Guénard et al. 2013). Le R^2_{CV} peut varier entre $-\infty$ et 1, où $R^2_{CV} = 1$ signifie que toutes les prévisions cadrent parfaitement avec les observations, $R^2_{CV} > 0$ indiquent des prédictions précises et $R^2_{CV} < 0$ indique que les prédictions ne sont pas mieux que ce qui résulterait du hasard.

Pour répondre à l'objectif 3, les modifications des conditions environnementales engendrées par la mise en place de l'enrochement ont été analysées. Ainsi, la même analyse qu'à l'objectif

1 a été effectuée, soit deux tests statistiques combinant en premier un test T de Student adapté et un test de Fisher. Une série de tests T a été réalisée sur les conditions environnementales pour chacune des rivières et visites (Sokal et Rohlf 1969), totalisant 87 tests indépendants (7 variables prises sur les 9 rivières, plus 3 variables prises à nouveau sur les 8 rivières lors de la deuxième visite). Les tests de Fisher (totalisant 10 tests) ont ensuite été réalisés sur chaque condition environnementale, pour chaque visite.

Pour répondre à l'objectif 4, une analyse statistique ainsi qu'une description quantitative ont été effectuées. Pour chaque espèce, une régression logistique pour expliquer la présence d'une espèce en fonction du pourcentage de roches a été effectuée. Cette analyse a été réalisée sur les espèces possédant un pourcentage d'occurrence supérieur à 5%. L'analyse des espèces observées à un pourcentage d'occurrence inférieur à 5% pourrait amener une fausse interprétation de l'utilisation de l'espace de ces espèces. Trois dénombrements du nombre de segments de rivière ont été effectués : où une espèce donnée a été observée uniquement dans le SE, où une espèce donnée a été observée uniquement dans au moins un des sites SNE, et finalement où une espèce donnée a été observée dans les deux types de sites. Ces dénombrements ont été transformés en pourcentage afin de connaître dans quelles proportions chaque espèce était observée uniquement dans le SE, uniquement dans au moins un des SNE ou dans les deux types de sites.

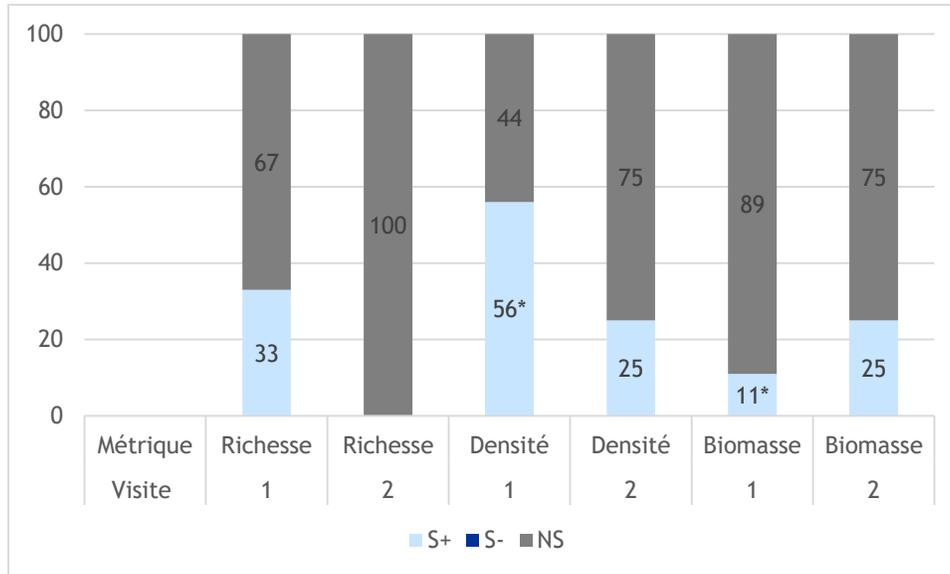
Résultats

Objectif 1 : Définir les effets des enrochements sur trois métriques de poisson (richesse, densité et biomasse).

Les tests démontrent que la richesse, la densité et la biomasse au SE sont soit augmentés (probabilité > 0.975) ou non significativement différents ($0.025 < \text{probabilité} < 0.975$) lorsqu'ils sont comparés aux SNE (Table 2, Figure 7). Une augmentation significative de la richesse a été

observée au SE dans 3 des 9 cours d'eau lors de la première visite, alors que dans tous les autres cours d'eau, aucune différence significative n'a été observée entre les SE et les SNE. Lors de la deuxième visite, aucune différence significative en richesse n'a été observée entre les SE et les SNE. Les résultats des tests de Fisher pour la richesse ne démontrent également aucune différence significative entre les SE et les SNE, et ce, pour les deux visites. Respectivement pour la première et la deuxième visite, 5 (sur 9) et 2 (sur 8) des SE ont montré une augmentation significative de la densité, alors que 1 (sur 9) et 2 (sur 8) des SE ont montré une augmentation significative de la biomasse. Dans tous les autres cas, aucune différence significative entre les SE et SNE n'a été observée pour ces métriques. Le test de Fisher réalisé pour la première visite démontre que l'ensemble des enrochements augmente significativement la densité (probabilité = 0.999) et la biomasse (probabilité = 0.984) alors que pour la deuxième visite, aucune différence entre les SE et SNE n'a été observée. Il est à noter que les probabilités des tests de T sont variables; dans certains cas, les métriques de poisson sont plus élevées dans les SE que dans les SNE, alors que dans d'autres cas on observe que ces métriques s'approchent d'une diminution significative. Aucune différence globale significative n'a été détectée dans certains cas par le test de Fisher en raison de la variabilité des effets des enrochements d'une rivière à l'autre.

Figure 7. Résultats des différents tests T de Student (en %) effectués pour chacune des métriques de poissons et pour chacune des visites où S+ : nombre de tests significativement positifs ; S- : nombre de tests significativement négatifs ; NS : nombre de tests non significatifs



Objectif 2 : Identifier les conditions environnementales qui expliquent la richesse, la densité et la biomasse des poissons.

Les LMM permettent d’identifier les conditions environnementales qui expliquent chaque métrique de poisson à l’échelle du site. Le pourcentage de canopée, la largeur de la rivière et le pourcentage de roches sont les trois conditions environnementales qui expliquent la richesse dans les rivières à l’étude (Table 4). Le modèle identifie une interaction significative entre la largeur et le pourcentage de roches (probabilité = 0.005) qui se retrouve également dans les deux autres modèles (densité et biomasse). Cette interaction indique qu’il est nécessaire de toujours considérer les deux conditions environnementales comme liées entre elles, puisqu’elles interagissent ensemble, ce qui les rend non interprétables indépendamment. Ainsi, la probabilité de l’interaction doit être regardée, et non les probabilités individuelles pour chacune des

conditions environnementales. Les estimés obtenus permettent de déduire l'effet des conditions environnementales sur chaque métrique de poisson. Cette interaction démontre que plus la largeur de la rivière est grande, plus l'effet positif du pourcentage de roches sur la richesse est élevé (estimé = 0.734, probabilité = 0.005). À pourcentage de roches équivalent, la richesse est plus grande dans un site ayant une largeur plus élevée. Le modèle nous indique que la richesse est inversement corrélée au pourcentage de canopée (estimé = -0.389, probabilité = 0.024). Les trois conditions environnementales (effets fixes) expliquent 22% (R^2 marginal) et la combinaison des effets fixes et aléatoires (visite-rivières) explique 39% (R^2 conditionnel) des variations entre les sites.

La vitesse du courant, la profondeur d'eau, la largeur de la rivière le pourcentage de roches sont les quatre conditions environnementales qui expliquent la densité dans les rivières à l'étude. L'augmentation de la vitesse du courant est inversement corrélée à la densité de poissons (estimé = -0.041, probabilité = 0.018) (Table 4). Le modèle montre également un effet négatif de la profondeur d'eau sur la densité (estimé = -0.029 probabilité = 0.01). De plus, ce modèle comprend la même interaction entre la largeur de la rivière et le pourcentage de roches (estimé = 0.046, probabilité = 0.020) que le LMM développé pour la richesse. Ces quatre conditions environnementales (effets fixes) expliquent 36% (R^2 marginal) et la combinaison des effets fixes et aléatoires (visite-rivières) explique 59% (R^2 conditionnel) des variations entre les sites.

La profondeur d'eau, la largeur de la rivière, et le pourcentage de roches sont les trois conditions environnementales qui expliquent la biomasse dans les rivières à l'étude. L'augmentation de la profondeur d'eau est corrélée positivement (estimée = 0.076, probabilité = 0.019) à la biomasse (Table 4). De plus, ce modèle comprend la même interaction entre la largeur de la rivière et le pourcentage de roches (estimée = 0.126, probabilité = 0.010). Ces trois

conditions environnementales expliquent 18% (R^2 marginal) et la combinaison des effets fixes et aléatoires (visite-rivières) explique 45% (R^2 conditionnel) des variations entre les sites.

La validation de ces modèles a confirmé que les LMM décrivent bien les relations observées dans nos rivières et peuvent être utilisés à des fins prédictives (Table 4, Figure 4). Les R^2_{CV} des relations entre les valeurs observées et prédites sont de 33%, 57% et 38% pour la richesse, la densité et la biomasse respectivement. Puisque ces valeurs sont proches des R^2 conditionnels, cela indique que les valeurs ne sont pas surestimées, ce qui aurait pu induire de fausses relations (Legendre and Legendre 2012).

Objectif 3 : Définir les effets de l'enrochement sur les conditions environnementales.

Les tests de T démontrent que les rivières sont relativement homogènes et que l'enrochement crée de nouvelles caractéristiques environnementales qui ne se retrouvent pas dans les SNE. Les analyses de Fisher démontrent que les enrochements réduisent significativement la largeur des rivières, et ce, lors des deux visites (probabilités < 0.001) (Table 2). Les tests ont démontré que les enrochements ont augmenté significativement la vitesse lors des deux visites (probabilités = 0.991). Aucune différence significative de profondeur d'eau n'a été observée entre les SE et les SNE. Une réduction significative du pourcentage de canopée a été observée au SE (probabilité = 0.008). Cette réduction peut provenir directement de la construction des enrochements puisque la technique employée par le MTQ implique l'ajout de roches sur les berges, ce qui retire la végétation initiale (Fischenich 2003). De plus, une augmentation significative du pourcentage de roches a été démontrée aux enrochements (probabilité = 1.000). Les pourcentages de roches retrouvés dans les SE sont significativement différents des SNE dans toutes les rivières à l'exception de la rivière le ruisseau. Il n'est pas étonnant d'obtenir un niveau maximal de roche dans la zone enrochée, mais le fait de dénoter

une augmentation du pourcentage de roche au site enroché nous confirme que la majorité des SNE sont composés de substrats fins (argile, limon et sable).

Objectif 4 : Identifier les espèces qui utilisent les enrochements.

Un total de 5261 poissons appartenant à 12 familles différentes et totalisant 37 espèces ont été capturés dans les neuf segments de rivières (Table 5). La majorité des poissons échantillonnés appartiennent à la famille des cyprinidés, centrarchidés, percidés, fundilidés et gastéroidés (Table 7). La majorité des espèces retrouvées représentent des poissons préférant les eaux chaudes et les faibles vitesses de courant (Table 8). De plus, toutes les espèces ayant été observées à un pourcentage d'occurrence supérieure à 5% sont des espèces polluo-résistantes (intermédiaires à fortes) et donc aucune espèce polluo-sensibles n'a été observé (table 8). Par contre, sur certaines rivières, des espèces isolées (pourcentage occurrence inférieur à 5%) polluo-sensibles ont été détectées pouvant nous indiquer que certaines rivières sont moins polluées que d'autres (Table 9).

Trois espèces ont démontré une forte attirance aux enrochements. Deux membres de la famille des cyprinidés, soit le méné bleu (*Cyprinella spiloptera*, R^2 ajusté = 12%, probabilité = 0.003) et le méné à grosse tête (*Pimephales promelas*, R^2 ajusté = 11%, probabilité = 0.003), puis un membre de la famille des percidés, soit le fouille roche zébré (*Percina caprodes*, R^2 ajusté = 19%, probabilité = 0.002), ont montré une relation significative entre leur présence et le pourcentage de roches. Ces trois espèces utilisent peu les macrophytes pour se cacher et préfèrent en général les substrats rocheux (Table 8). Puisque ces trois espèces de poissons se nourrissent d'invertébrés benthiques, les enrochements pourraient représenter des sources de nourritures intéressantes pour certaines espèces de poissons puisque certaines études ont démontré que les enrochements peuvent également servir d'habitats pour les communautés d'invertébrés

benthiques (Craig and Zale 2001, Fischenich 2003). De plus, ces trois espèces représentent des espèces adoptant des comportements sociaux de regroupement «schooling» ce qui peut être un critère important considérant que les sites enrochés possèdent en général des densités de poissons plus élevés (Table 8). Par contre, mis à part certaines espèces présentes dans nos rivières, nous retrouvons peu d'espèces arborant un comportement territorial (Table 8, Table 9). Aucune relation négative n'a été trouvée entre le pourcentage de roches et la présence des espèces (occurrence > 5%) dans les rivières des Basses-Terres du Saint-Laurent. La barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) n'a pas été trouvée dans les enrochements, mais cette espèce a été observée uniquement dans une rivière, ainsi il est difficile d'émettre des conclusions.

Beaucoup de membres de la famille des cyprinidés, soit CYSP, NOST, PINO, PIPR, RHAT, SEAT et trois membres de la famille des percidés, soit ETON, PECA et PEFL, ont été trouvés dans les SE dans plus de 50 % des rivières échantillonnées (Table 6, Table 7). D'autres espèces ont été trouvées dans plus de 67% des SE tels que CUIN (gastéroidés, 67%) FUDI (fundilidés, 70%), LOLO (lottidés, 75%) et UMLI (umbridés, 86%). MOAN (catostomidés) n'a été observé dans aucun des SE, mais il n'est pas possible de conclure que cette espèce n'utilise pas les SE puisqu'il a été observé dans des rivières où les SE ne possédaient pas de grandes profondeurs. Cette observation pourrait être due à la préférence des grandes profondeurs d'eau vu sa grande taille (Pavlov 1989, Lamouroux et al. 1999, Wolter and Bischoff 2001). Trois espèces à statut invasif ont été trouvées sur les rivières, soit la tanche (TITI), la carpe (CYCA) et le gobie à tache noire (NEME). Seulement neuf TITI et 7 CYCA ont été trouvés dans les sites non enrochés, et ce, sur une seule rivière (Table 6, Table 7). Dans les deux cas, les deux espèces semblaient plus attirer par les macrophytes dans la rivière que par les substrats rocheux ce qui correspond aux préférences des espèces trouvées dans la littérature (Table 8). Seulement cinq NEME ont été

trouvés, et ce, sur deux rivières (Table 6, Table 7). Par contre, sur une des deux rivières, les NEME ont été trouvés dans le site enroché uniquement démontrant donc que cette espèce peut utiliser les enrochements. Les NEME représentent des espèces exotiques envahissantes et compétitives pouvant dominer les autres espèces (Desroches and Picard 2013). Puisque cette espèce a été trouvée dans deux des neuf rivières et a été capturée dans le site enroché, un suivi de cette espèce pourrait être important afin de connaître son expansion sur le territoire de la Montérégie, car la répartition de ce poisson pourrait nuire à certaines de nos espèces endémiques utilisant les mêmes niches écologiques telles que certains percidés (ETON, PECA).

Table 5. Liste des espèces capturées dans les neuf segments de rivière à l'étude durant l'échantillonnage juin à août 2014 comprenant la famille, le nom français, anglais et latin ainsi que le code pour chaque espèce.

| Familles | Français | Anglais | Latin | Code |
|-----------------------|------------------------------|------------------------------|--------------------------------|-------------|
| Anguillidés | Anguille d'Amérique | American Eel | <i>Anguilla rostrata</i> | ANRO |
| Cyprinidés | Carpe | Common Car | <i>Cyprinus carpio</i> | CYCA |
| | | p | | |
| | Tanche | Tench | <i>Tinca tinca</i> | TITI |
| | Mulet à Cornes | Creek Chub | <i>Semotilus atromaculatus</i> | SEAT |
| | Ouitouche | Fallfish | <i>Semotilus corporalis</i> | SECO |
| | Mulet de Lac | Lake chub | <i>Couesius plumbeus</i> | COPL |
| | Naseux Noir | Eastern Blacknose Dace | <i>Rhinichthys atratulus</i> | RHAT |
| | Naseux des Rapides | Longnose Dace | <i>Rhinichthys cataractae</i> | RHCA |
| | Méné à Nageoires Rouges | Common Shiner | <i>Luxilus cornutus</i> | LUCO |
| | Méné Bleu | Spotfin Shiner | <i>Cyprinella spiloptera</i> | CYSP |
| | Méné Jaune | Golden Shiner | <i>Notemigonus crysoleucas</i> | NOCR |
| | Méné à museau arrondi | Bluntnose Minnow | <i>Pimephales notatus</i> | PINO |
| | Méné à grosse tête | Fathead Minnow | <i>Pimephales promelas</i> | PIPR |
| | Méné à queue tachetée | Spottail Shiner | <i>Notropis hudsonius</i> | NOHU |
| | Méné Pâle | Mimic Shiner | <i>Notropis volucellus</i> | NOVO* |
| Méné Paille | Sand Shiner | <i>Notropis stramineus</i> | NOST* | |
| Méné à menton noir | Blackchin Shiner | <i>Notropis heterodon</i> | NOHE | |
| Catostomidés | Meunier Noir | White Sucker | <i>Catostomus commersoni</i> | CACO |
| | Silver Redhorse | Siver Redhorse | <i>Moxostoma anisurum</i> | MOAN |
| Ictaluridés | Barbotte Brune | Brown Bullhead | <i>Ameiurus nebulosus</i> | AMNE |
| | Barbue de Rivière | Channel Catfish | <i>Ictalurus punctatus</i> | ICPU |
| | Chat-fou des Rapides | Stonecat | <i>Noturus flavus</i> | NOFL |
| Ésocidés | Grand Brochet | Northern Pike | <i>Esox lucius</i> | ESLU |
| | Umbre de Vase | Central mudminnow | <i>Umbra limi</i> | UMLI |
| Percopsidés | Omisco | Trout-Perch | <i>Percopsis omiscomaycus</i> | PEOM |
| Lotidés | Lotte | Burbot | <i>Lota lota</i> | LOLO |
| Fundilidés | Fondule Barré | Banded Killifish | <i>Fundulus diaphanus</i> | FUDI |
| Gastérostéidés | Épinoche à Cinq Épines | Brook Stickleback | <i>Culaea inconstans</i> | CUIN |
| Centrarchidés | Crapet Soleil | Pumpkinseed | <i>Lepomis gibbosus</i> | LEGI |
| | Crapet Arlequin | Bluegill | <i>Lepomis macrochirus</i> | LEMA |
| | Crapet de Roche | Rockbass | <i>Ambloplites rupestris</i> | AMRU |
| | Achigan à Petite Bouche | Smallmouth bass | <i>Micropterus dolomieu</i> | MIDO |
| Percidés | Perchaude | Yellow Perch | <i>Perca flavescens</i> | PEFL |
| | Doré Jaune | Walleye | <i>Sander vitreus</i> | SAVI |
| | Raseux de Terre Gris ou Noir | Johnny or Tessellated Darter | <i>Etheostoma</i> | ETON |
| | Fouille-Roche Zébré | Logperch | <i>Percina caprodes</i> | PECA |
| Gobidés | Gobie à Tâche Noire | Round Goby | <i>Neogobius melanostomus</i> | NEME |

Table 6. Pour chaque rivière, l'utilisation exclusive des sites non enrochés (SNE), des sites enrochés (SE) ou des sites non enrochés + des sites enrochés (SNE + SE) pour chaque espèce de poissons est décrite.

| Rivière | SNE (10 Sites) | SE (1 site) | SNE + SE |
|--|--|------------------------------|--|
| Hurons | AMNE, MOAN, PEFL | ANRO, PECA, PIPR, RHCA, SECO | AMRU, CACO, CYSP, ETON, FUDI, LEGI, LUCO, NOST, PINO |
| Grande décharge | CYSP, LEMA, LUCO | NA | CACO, CUIN, ETON, FUDI, NOST, PINO, PIPR, SEAT |
| Ruisseau | AMNE, LEGI, LECO, MOAN, NOCR, PEFL, PINO, PIPR, TITI | NA | CACO, FUDI, CUIN, SEAT |
| Pot au Beurre | AMRU, CACO, PINO, SAVI | CUIN, LOLO, NOCR, PECA | CYSP, ESLU, ETON, LEGI, NEME NOHU, PEFL, SEAT, UMLI |
| Saint-Louis | CYSP, LUCO, NEME, NOHU, PEOM, SECO | FUDI, LOLO | CACO, CUIN, ETON, NOST, PINO, SEAT, UMLI |
| Beloeil | CUIN, CYCA, FUDI, ICPU, LEGI, MOAN, NOST | UMLI | AMNE, AMRU, CACO, CYSP, ETON, LOLO, MIDO, PECA, PEOM, PINO, SEAT |
| Aulnages | AMNE, CACO, LUCO | NA | CUIN, NOCR, NOST, PINO, PIPR, RHAT, SEAT |
| Fagnant | PEOM | NA | CACO, CUIN, ETON, LUCO, PINO, PIPR, SEAT, UMLI |
| Richer | AMNE, AMRU, COPL, CYSP, ETON, LEGI, LEMA, MOAN, NOCR, NOHE, NOST, PECA | NA | CACO, CUIN, FUDI, LUCO, PINO, PIPR, SEAT, UMLI |
| <p>* Chaque site a été visité 4 fois : 2 fois à la pêche électrique et deux fois à l'aide des nasses. Cette table comprend les 4 visites.</p> <p>* À noter que les bébés MOAN (>10 cm) ont été mis dans la même catégorie que les bébés CACO, ainsi, lorsque vous voyez MOAN dans la table c'est tout individu plus grand que 10cm.</p> <p>* Les codes utilisés pour les poissons se retrouvent listés dans la table 5.</p> | | | |

Table 7. Utilisation des enrochements par les espèces où le nombre de poissons pour chaque espèce est indiqué avec le nombre de rivières dans lesquelles elles ont été trouvées. La colonne «utilisation» représente le pourcentage de poissons se retrouvant uniquement dans le site enroché (SE), uniquement dans les sites non enrochés (SNE) ou dans les deux types de sites (SE + SNE).

| Familie | Espèces (codes) | Nb poissons - Nb rivières | Utilisation | | |
|---------------------|-----------------|---------------------------|-------------|-----|----------|
| | | | SE | SNE | SE + SNE |
| Anguillidé | ANRO | 1 – 1 | 100 | 0 | 0 |
| Catostomidé | CACO | 822 – 9 | 0 | 41 | 59 |
| | MOAN | 6 – 4 | 0 | 100 | 0 |
| Centrarchidé | AMRU | 57 – 4 | 0 | 67 | 33 |
| | LEGI | 79 – 5 | 0 | 67 | 33 |
| | LEMA | 2 – 2 | 0 | 100 | 0 |
| | MIDO | 4 – 1 | 0 | 50 | 50 |
| Cyprinidé | COPL | 2 – 1 | 0 | 100 | 0 |
| | CYCA | 7 – 1 | 0 | 100 | 0 |
| | CYSP | 66 – 6 | 0 | 50 | 50 |
| | LUCO | 247 – 7 | 0 | 64 | 34 |
| | NOCR | 69 – 4 | 0 | 67 | 33 |
| | NOHE | 1 – 1 | 0 | 100 | 0 |
| | NOHU | 2 – 1 | 0 | 100 | 0 |
| | NOST | 148 – 6 | 0 | 44 | 56 |
| | PINO | 956 – 9 | 0 | 19 | 81 |
| | PIPR | 133 – 6 | 0 | 30 | 70 |
| | RHAT | 49 – 1 | 0 | 0 | 100 |
| | RHCA | 2 – 1 | 100 | 0 | 0 |
| | SEAT | 931 – 8 | 0 | 25 | 75 |
| | SECO | 3 - 2 | 50 | 50 | 0 |
| TITI | 8 - 1 | 0 | 100 | 0 | |
| Esocidé | ESLU | 5 - 1 | 0 | 0 | 100 |
| | UMLI | 61 - 4 | 0 | 14 | 86 |
| Fundilidé | FUDI | 673 - 6 | 0 | 30 | 70 |
| Gastéroidé | CUIN | 373 - 8 | 0 | 33 | 67 |
| Gobidé | NEME | 5-1 | 50 | 50 | 0 |
| Ictaluridé | AMNE | 9-5 | 14 | 71 | 14 |
| | ICPU | 14-1 | 0 | 100 | 0 |
| Lottidé | LOLO | 6-3 | 50 | 25 | 25 |
| Osméridé | PEOM | 23-3 | 0 | 75 | 25 |
| Percidé | ETON | 414-7 | 0 | 25 | 75 |
| | PECA | 37-4 | 0 | 43 | 57 |
| | PEFL | 32-3 | 0 | 50 | 50 |
| | SAVI | 1-1 | 0 | 100 | 0 |

Table 8 : Matrice de traits pour toutes les espèces retrouvées dans nos rivières avec un pourcentage d'occurrence supérieur 5%. Où Inter = intermédiaire, Al = algues, Am = amphibiens, Cr = crustacés, Dv = débris végétaux, In = insectes, M= mammifères, Mo = mollusques, Op = œufs de poissons, P= poissons, Pl = planctons, V= Vers.

| Espèce | Niveau Trophique | Statut) | Préférence de température | Tolérance à pollution | Préférence de vitesse | Utilisation de la végétation | Composition de la diète | Social (S) et/ou Territorial (T) |
|-------------|-------------------|-----------|---------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------|------------------------------|----------------------------------|
| | (Fishbase 2016) | | | | | | | |
| FUDI | 3,3 ± 0,2 | PC | Inter. | Tolérante | Lent- Inter. | Élevé | Cr, Dv, In | S - T |
| RHAT | 3,1 ± 0,39 | PC | Inter. | Inter.-Intolérant | Inter.- Rapide | Inter. | Cr, In, Op, V | S - T |
| PINO | 2,7 ± 0,1 | PC | Chaude | Inter.-Tolérante | Lent- Inter. | Inter. | Db, Mo, Op, Pl | S - T |
| CUIN | 3,2 ± 0,1 | PC | Inter. | Tolérante | Lent- Inter. | Élevé | Al, Cr, In, Mo, Op, V | S - T |
| AMNE | 3,7 ± 0,1 | PC | Chaude | Tolérante | Lent- Inter. | Inter. | Al, Dv, In, Mo, Op, P | T |
| UMLI | 3,7 ± 0,2 | PC | Inter.-Chaude | Tolérante | Lent- Inter. | Élevé | Cr, In, Mo, P | S - T |
| ICPU | 4,2 ± 0,3 | PC | Froide | Tolérante | Indifférent | Inter. | Al, Cr, In, Mo, P | NA |
| LUCO | 2,8 ± 0,2 | PC | Inter. | Toléante | Indifférent | Inter. | A, Cr, Dv, In, P | S - T |
| SEAT | 4,0 ± 0,5 | PC | Inter. | Tolérante | Indifférent | Inter. | Cr, Dv, In, Mo, P, Pl, V | S - T |
| PIPR | 2,4 ± 0,1 | PC | Chaude | Tolérante | Lent- Inter. | Inter. | AL, In, Mo, Pl | S |
| NOCR | 2,7 ± 0,1 | PC | Inter. | Tolérante | Indifférent | NA | Al, Cr, In, Mo, Pl | S |
| PECA | 3,4 ± 0,46 | PC | Inter. | Inter. | Indifférent | Faible | Cr, In, Mo | S |
| LEGI | 3,3 ± 0,1 | PC | Chaude | Tolérante | Lent- Inter. | Élevé | Am, Cr, In, P, V | S - T |
| AMRU | 3,4 ± 0,2 | PC | Froide | Inter. | Lent- Inter. | Faible | Cr, In, Mo, P | S - T |
| NOST | 2,4 ± 0,2 | PC | Chaude | Inter. | Lent | Élevé | Al, Cr, In | S |
| CYSP | 2,8 ± 0,1 | PC | Chaude | Tolérante | Lent- Inter. | Faible | In | S - T |
| ETON | 2,9 ± 0,36 | PC | Inter. | Tolérante | Indifférent | Faible | In, Mo | T |
| PEOM | 3,4 ± 0,51 | PC | Inter. | Tolérante | Lent- Inter. | Faible | Cr, In, P | S |
| CACO | 2,8 ± 0,02 | PC | Inter. | Inter. | Lent- Inter. | Faible | Cr, Dv, In, Mo, Op | S |
| PEFL | 3,7 ± 0,02 | PC | Inter. | Inter.-Tolérante | Lent- Inter. | Inter. | Al, Cr, Dv, In, Mo, Op, P, V | S |

Table 9 : Matrice de traits pour toutes les espèces retrouvées dans nos rivières avec un pourcentage d'occurrence inférieur 5%. Où Inter = intermédiaire, Al = algues, Am = amphibiens, Cr = crustacés, Dv = débris végétaux, In = insectes, M= mammifères, Mo = mollusques, Op = œufs de poissons, P= poissons, Pl = planctons, V= Vers.

| Espèce | Niveau Trophique | Statut | Préférence de température | Tolérance à pollution | Préférence de vitesse | Utilisation de la végétation | Composition de la diète | Social (S) et/ou Territorial (T) |
|--------|------------------|--------|---------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|
| | | | | | | | | |
| ANRO | 3,8 ± 0,2 | PC | Inter. | Inter. - Intolérant | Indifférent | Faible | Am, Cr, In, M, P | NA |
| NOHE | 3,3 ± 0,45 | PC | Inter.- Chaude | Inter. - Intolérant | Lent- Inter. | Élevé | Cr, In | S |
| LEMA | 3,2 ± 0,2 | PC | Inter.- Chaude | Tolérante | Lent- Inter. | Inter. | Cr, Db, In, Mo, P | NA |
| LOLO | 3,8 ± 0,2 | PC | Froide-Inter. | Inter. - Intolérant | Inter.- Rapide | Faible | Cr, In, P | NA |
| CYCA | 3,1 ± 0,0 | VUL | Chaude | Tolérante | Lent- Inter. | Élevé | Cr, Dv, I, M, Mo, O, P, Pl, V | S |
| SECO | 3,4 ± 0,55 | PC | Inter. | Inter. | Lent | Inter. | Cr, In, Op, P | S - T |
| COPL | 3,4 ± 0,43 | PC | Inter. | Interm - intol | Lent | Faible | Al, Cr, In, P | S |
| RHCA | 3,2 ± 0,4 | PC | Inter. | Intolérant | Inter.- Rapide | Inter. | In, Mo | S - T |
| NOVO | 3 ± 0,2 | PC | Chaude | Inter. | Lent | Élevé | Al, Cr, In | S |
| ESLU | 4,1 ± 0,4 | PC | Inter. | Inter. | Lent- Inter. | Élevé | Am, Cr, M, O, P | T |
| NEME | 3,3 ± 0,1 | PC | Inter.-Chaude | Tolérante | Indifférent | Faible | Cr, In, Op, Mo, P, V | T |
| MOAN | 3,0 ± 0,38 | PC | Inter. | Inter. - Tolérante | Lent- Inter. | Inter. | In, Mo | T |
| MIDO | 3,6 ± 0,2 | PC | Chaude | Tolérante | Indifférent | Faible | Am, Cr, In, P | S - T |
| NOHU | 2,1 ± 0,1 | PC | Froide-Inter. | Inter. - Tolérante | Lent- Inter. | Inter. | Al, In, Mo, Op, P, Pl | S |
| NOFL | 3,2 ± 0,46 | PC | Chaude | Inter. - Intolérant | Run- Riffle | Faible | Cr, Dv, In, Mo, P | T |
| TITI | 3,7 ± 0,0 | PC | Inter.-Chaude | Tolérante | Lent- Inter. | Élevé | Al, Dv, In, Mo, Pl, V | NA |
| SAVI | 4,5 ± 0,0 | PC | Inter. | Inter. | Indifférent | Faible | Am, Cr, In, M, P, V | S |

Discussion

Les analyses menées pour cette partie de l'étude ont montré que les enrochements du MTQ présentent une quantité plus importante de roches de diamètre supérieur à 6 cm que les autres sites du cours d'eau. Ce résultat peut sembler intuitif, mais il indique que les sites non enrochés contiennent, dans le contexte des Basses-Terres, très peu de roches et que l'enrochement apporte donc un nouvel habitat potentiellement utilisable par les communautés de poissons. Dans aucune des rivières, une diminution de la richesse, de la densité ou de la biomasse n'a été observée dans les sites enrochés. Soit des effets positifs ou des effets neutres sur la richesse, la densité ou la biomasse ont été démontrés aux enrochements. Le développement des trois modèles explicatifs a permis de démontrer que l'augmentation du pourcentage de roches pouvait avoir un effet positif sur la richesse, la densité et la biomasse et que celui-ci variait en fonction de la largeur de la rivière. Cette conclusion est en accord avec les résultats d'études pourtant sur des milieux dégradés (White et al. 2010, Gidley et al. 2012, Gorney et al. 2012).

La combinaison de l'objectif 2 (impact des enrochements sur les variables environnementales) et de l'objectif 3 (effets de ces variables environnementales sur la richesse, la densité et la biomasse) permet de tirer certaines conclusions supplémentaires. Tout d'abord, il a été constaté que les enrochements diminuaient le recouvrement par la canopée des rivières. Cette diminution du recouvrement par la canopée est associée avec une augmentation de la richesse d'après le modèle linéaire mixte. Ce résultat est contraire aux autres études qui révèlent l'importance des refuges thermiques créés par l'ombrage de la canopée pour les espèces de poissons sensibles aux hautes températures (Price and Birge 2005, Ruesch et al. 2012), ainsi qu'à l'effet positif généralement reconnu d'une bande riveraine végétalisée (Florsheim et al. 2008). Il est probable que cet effet de la canopée apparaisse dans le modèle linéaire mixte puisque la

canopée au site enroché est toujours affectée : les sites enrochés n'ont en général peu ou pas de canopée. Trop peu de sites présentant une forte canopée et un fort enrochement étaient présents parmi les sites échantillonnés pour pouvoir déterminer l'effet de la canopée indépendamment de l'effet de l'enrochement.

Il est possible que l'augmentation des vitesses observée aux enrochements soit reliée à l'augmentation de la pente, constatée dans un autre objectif du projet, tout particulièrement pour les rivières où un bris de pente important a été observé. La diminution de la rugosité du milieu (Fischenich 2003) et la diminution de la largeur sont deux autres éléments pouvant possiblement renforcer l'augmentation des vitesses du courant. Cette augmentation est reliée par les modèles mixtes à une diminution de la densité de poissons. Puisque les rivières des Basses-Terres du Saint-Laurent sont caractérisées par de faibles vitesses de courants, une explication plausible pour cet effet est que les poissons ne sont pas habitués aux grandes vitesses de courant et ne possèdent pas de bonnes capacités de nage (Jackson et al. 2001).

Le rôle de la profondeur est un autre élément mis en évidence par les modèles mixtes. La profondeur n'a pas été identifiée comme significativement différente à l'enrochement. Cependant, lors de la deuxième visite, il a été remarqué que plusieurs sites enrochés possédaient des profondeurs d'eau se rapprochant des plus faibles profondeurs des sites non enrochés. Certes, ailleurs sur la rivière, quelques autres sites possèdent la même profondeur d'eau, mais au site enroché, une dissipation de l'eau à travers les roches amenant des milieux plus difficilement exploitables par les communautés de poissons a été observée. La corrélation négative entre la profondeur d'eau et la densité mise en évidence par le modèle mixte peut être expliquée par le fait que des petites profondeurs peuvent représenter des refuges pour les petits poissons qui utilisent ces profondeurs pour éviter les grands prédateurs que l'on retrouve souvent dans les

plus parties les plus profondes (Pavlov 1989). D'autres études comparant les métriques de poissons entre le rivage et les parties les plus profondes de la rivière ont également observé que les densités de poissons étaient plus élevées près de la rive (Lamouroux et al. 1999, Wolter and Bischoff 2001). Par ailleurs, la relation positive entre la profondeur et la biomasse peut être expliquée par le fait que les plus grands poissons préfèrent les parties plus profondes de la rivière (Pavlov 1989, Lamouroux et al. 1999, Wolter and Bischoff 2001). Ainsi, une augmentation de la profondeur d'eau augmente la densité de gros poissons ce qui augmente la biomasse globale, grâce à l'exclusion des plus petits poissons.

Enfin, une réduction de la largeur de la rivière a été démontrée aux enrochements. Il a été constaté à l'aide des modèles, par l'interaction entre le pourcentage de roche et la largeur, que l'effet positif du pourcentage de roches varie en fonction de la largeur de la rivière et qu'une faible largeur réduisait cet effet positif des enrochements sur les communautés de poissons, au niveau de la richesse, de la densité et de la biomasse. De plus, les modèles ont révélé que lorsque la largeur de la rivière approchait les valeurs de 2.5 à 3 mètres, l'effet positif d'augmenter le pourcentage de roches était presque nul. Les modèles linéaires mixtes développés pour la richesse, la densité et la biomasse étant basés sur un ensemble de rivières de tailles différentes, l'effet de la taille des rivières pourrait cependant avoir influencé les interactions entre le pourcentage de roche et la largeur du site apparaissant dans ces modèles. Une variation locale de la largeur du chenal pourrait en conséquence avoir un effet différent de celui identifié dans les modèles.

Les analyses ont démontré que les enrochements aménagés dans des rivières homogènes (telles que les rivières des Basses-Terres du Saint-Laurent) peuvent avoir un effet positif ou neutre sur la richesse, la densité et la biomasse des poissons. En effet, puisque ces rivières

possèdent peu de diversité en termes de caractéristiques environnementales, la mise en place de l'énrochement peut fournir de nouvelles caractéristiques environnementales exploitables par les communautés de poissons et devenir un milieu attractif pour certaines espèces. Uniquement trois espèces ont démontré une attirance significative aux substrats rocheux (CYSP, PIPR et PECA), mais il est statiquement difficile de trouver une telle relation puisque nos neuf rivières possédaient des populations de poissons différentes. Ainsi, les résultats obtenus démontrent que les énrochements peuvent avoir un effet positif ou neutre sur la richesse, la densité et la biomasse de poisson lorsque l'énrochement contribue à augmenter l'hétérogénéité de la rivière et lorsque celui-ci conserve les caractéristiques environnementales démontrées par les trois modèles linéaires mixtes.



Conclusion générale

Effets des enrochements sur l'utilisation de l'espace par les poissons.

Cette étude suggère que les enrochements aménagés dans la région des Basses-Terres du Saint-Laurent sont soit plus ou autant utilisés par les communautés de poissons que les sites non enrochés. Dans aucun enrochement à l'étude, un déclin de la richesse, de la densité ou de la biomasse n'a été observé. Quelques enrochements ont démontré des effets positifs sur la richesse (33% des enrochements lors de la première visite), mais globalement les enrochements possèdent les mêmes richesses que les autres sites des rivières. Des augmentations de la densité et de la biomasse ont été observées globalement dans tous les enrochements lors de la première visite, mais seulement dans 25% des rivières lors de la deuxième visite. Nos résultats indiquent que les enrochements peuvent contribuer à augmenter la richesse, la densité et la biomasse des poissons et démontrent qu'il y a de la variation entre les effets des différents enrochements sur les communautés de poissons.

Généralement, les effets négatifs des enrochements sont observés dans des rivières possédant peu ou pas de perturbations anthropiques et habitant des communautés de poissons d'eaux froides (Chapman and Knudsen 1980, Knudsen and Dilley 1987, Peters et al. 1998, Craig and Zale 2001, Garland et al. 2002, Kimball and Kondolf 2002, Fischenich 2003, Fisheries et al. 2004). Dans cette étude, nous avons confirmé la possibilité d'observer des effets positifs des enrochements sur les communautés de poissons lorsque les rivières sont fortement dégradées par les perturbations anthropiques et habitent des communautés de poissons d'eaux chaudes.

Effets des enrochements sur les conditions environnementales

Les enrochements aménagés par le MTQ sont régis par des normes qui spécifient que les conditions environnementales ne doivent pas être modifiées lors de la mise en place d'un enrochement (ATC 2005). Par contre, notre étude démontre que les enrochements mis en place dans les Basses-Terres du Saint-Laurent par le MTQ ont créé de nouvelles conditions environnementales.

Notre étude démontre que les enrochements réduisent la largeur des rivières en moyenne de 20%. Cette réduction de la largeur peut provenir directement de la construction de l'enrochement si les concepteurs n'ont pas pris soin de conserver la largeur initiale de la rivière ou peut provenir d'un éboulement de roches suite à l'aménagement de celui-ci. La constriction de la largeur de la rivière peut accélérer la vitesse du courant ainsi qu'augmenter la profondeur d'eau du site puisque ces trois variables sont interreliées (Leopold & Maddock, 1953). Nos analyses ont démontré qu'en moyenne les enrochements ont augmenté la vitesse de 293% et de 375% lors de la première et de la deuxième visite. Cette augmentation peut provenir de la constriction de la rivière (Knighton 2014), de la modification du substrat fin par un substrat grossier (Fischenich 2003), ou même d'une augmentation de la pente lors de l'aménagement de l'enrochement (Fisheries et al. 2004, Knighton 2014). Pour ce qui est de la profondeur, 50% des enrochements ont démontré une augmentation de la profondeur d'eau et tandis que les autres 50%, ont montré une diminution de la profondeur d'eau. Les augmentations de profondeurs observées sont probablement le résultat de la constriction de la rivière au site enroché tandis que les diminutions observées peuvent provenir, par exemple, de la dissipation de l'eau à travers les roches de l'enrochement si le lit de la rivière a été surélevé lors de la mise en place de l'enrochement (Knighton 2014). Du moins, ce résultat nous démontre de la variance dans les effets des

enrochements qui peuvent provenir, par exemple, des différences lors de la conception des enrochements (ex. différents ingénieurs).

Notre étude démontre que les enrochements ont réduit en moyenne de 74% les pourcentages de canopée. Cette réduction peut provenir directement de la construction des enrochements puisque la technique employée par le MTQ implique l'ajout de roches sur les berges ce qui retire toute la végétation initiale (Fischenich 2003). De plus, les enrochements démontrent une augmentation moyenne de 579% du pourcentage de roches. Ce résultat peut sembler intuitif, mais il nous indique que les sites non enrochés contiennent très peu de roches et qu'ainsi l'enrochement apporte un nouvel habitat potentiellement utilisable par les communautés de poissons.

Effets des conditions environnementales sur les métriques de poissons.

Dans la section précédente, on a conclu que l'enrochement a modifié certaines conditions environnementales. Certes, les enrochements ont démontré des modifications des conditions hydrauliques aux sites enrochés, mais est-ce ces modifications ont un effet négatif sur les communautés piscicoles ? Par exemple, dans des rivières à faibles vitesses de courant, comme celles des Basses-Terres, des accélérations de vitesses pourraient fournir de nouveaux types d'habitats intéressants pour certaines espèces de poissons au même titre que celles-ci pourraient nuire aux espèces ne possédant pas de bonnes capacités de nage. Ainsi, il est important d'observer les effets des enrochements sur les conditions environnementales, mais il est également primordial d'identifier leurs effets sur les métriques de poissons. Pour ce faire, nous avons développé trois modèles, un pour chaque métrique de poissons qui permettent d'interpréter comment chaque condition environnementale influence chaque métrique de poisson.

Le modèle développé pour décrire la richesse identifie que le %canopée, la largeur de la rivière et le %roches sont les trois conditions environnementales qui régulent la richesse dans les rivières à l'étude. La richesse est inversement corrélée au %canopée. Ce résultat est contraire aux autres études qui révèlent l'importance de la canopée qui offre des refuges thermiques aux espèces de poissons sensibles aux hautes températures en créant des zones ombragées sur les rivières (Price and Birge 2005, Ruesch et al. 2012). On peut émettre l'hypothèse que dans des rivières fortement homogènes et dépourvues d'habitats, les communautés de poissons préféreraient les sites offrant des habitats à la canopée. De plus, les rivières des Basses-Terres abritent des communautés de poissons d'eaux chaudes et donc ils seraient moins dépendants à ces zones d'ombrage créées par la canopée. Le modèle démontre également une interaction entre le %roches et la largeur de la rivière qui se retrouvent également dans les deux autres modèles (densité et biomasse). Cette interaction démontre que l'augmentation du %roches a un effet positif sur la richesse des poissons et que cet effet positif s'accroît avec l'augmentation de la largeur de la rivière. Knudsen and Dilley (1987) avaient démontré que l'augmentation de la largeur diminuait les impacts négatifs des enrochements, mais dans notre étude on démontre que l'augmentation de la largeur augmente les effets positifs des enrochements.

Le modèle développé pour décrire la densité identifie que la vitesse du courant, la profondeur d'eau, la largeur de la rivière, et le % roches sont les quatre conditions environnementales qui régulent la richesse dans les rivières à l'étude. L'augmentation de la vitesse du courant est inversement corrélée à la densité de poissons. Puisque les rivières des Basses-Terres du Saint-Laurent sont caractérisées par de faibles vitesses de courants, l'augmentation de la vitesse pourrait avoir un effet négatif sur la densité puisque les poissons ne sont pas habitués aux grandes vitesses de courant et ne possèdent pas de bonnes capacités

natatoires (Jackson et al., 2001). Deuxièmement, la profondeur d'eau indique un effet négatif sur la densité. Des petites profondeurs peuvent représenter des refuges pour les petits poissons qui utilisent ces petites profondeurs pour éviter les grands prédateurs que l'on retrouve souvent dans les plus parties les plus profondes (Pavlov, 1989). D'autres études comparant les métriques de poissons entre le rivage et les parties les plus profondes de la rivière ont également observé que les densités de poissons étaient plus élevées près de la rive (Lamouroux et al. 1999, Wolter et Bischoff 2001). De plus, ce modèle comprend la même interaction que la richesse spécifiant que le %roches augmente la densité des poissons et que cet effet est augmenté en fonction de l'augmentation de la largeur de la rivière.

Le modèle développé pour décrire la biomasse identifie que la profondeur d'eau, la largeur de la rivière, et le % de roches sont les trois conditions environnementales qui régulent la biomasse dans les rivières à l'étude. L'augmentation de la profondeur d'eau serait corrélée positivement à la biomasse. Les plus grands poissons préfèrent les parties plus profondes de la rivière (Pavlov 1989, Lamouroux et al. 1999, Wolter and Bischoff 2001). Ainsi une augmentation de la profondeur de l'eau augmente la densité de gros poissons ce qui augmente la biomasse globale grâce à l'exclusion des plus petits poissons. De plus, ce modèle comprend la même interaction que les deux autres modèles spécifiant que le %roches augmentent la biomasse des poissons et que cet effet est augmenté en fonction de l'augmentation de la largeur de la rivière.

La réalisation de modèles explicatifs linéaires mixtes représente de bons outils afin d'identifier les conditions environnementales qui influencent la richesse, la densité et la biomasse. La réalisation de ces modèles nous permet de comprendre comment la variation de

chaque condition environnementale peut affecter chaque métrique de poisson. De plus, la validation de ces modèles (par la méthode de validation croisée de jackknife) a confirmé que ces modèles décrivent bien les relations observées dans nos rivières. Ces modèles peuvent aussi servir d'outil prédictif puisqu'ils fournissent des équations de types linéaires qui peuvent prédire comment les différentes métriques de poissons seront affectées par le changement des conditions environnementales.

Recommandations

Les enrochements réalisés par le MTQ n'ont révélé aucun effet négatif sur les métriques de poissons, mais par contre ils ont modifié certaines conditions environnementales qui elles ont des répercussions sur les métriques de poissons. En identifiant les modifications des conditions environnementales qui ont provoqué des effets négatifs sur les métriques de poissons, on peut émettre des recommandations afin d'augmenter les effets positifs des enrochements.

Premièrement, l'augmentation du pourcentage de roche dans les rivières des Basses-Terres du Saint-Laurent a un effet positif sur la richesse, la densité et la biomasse. Ainsi, les enrochements sembleraient augmenter l'hétérogénéité de l'habitat et fournir un habitat potentiel pour les communautés de poissons. Par contre, cet effet positif varie en fonction de la largeur de la rivière. Les enrochements ont démontré une réduction de la largeur de la rivière. Nous avons constaté à l'aide des modèles que cette réduction de la largeur réduisait l'effet positif des enrochements sur les communautés de poissons. Ainsi, afin d'augmenter l'effet positif des enrochements sur la richesse, la densité et la biomasse, il serait préférable de ne pas réduire la largeur initiale de la rivière lors de la mise en place de l'enrochement. De plus, les modèles ont révélé que lorsque la largeur rivière de la rivière approchait les valeurs de 2.5 à 3 mètres, l'effet

positif d'augmenter le %roches étaient presque nul, voire même négatif. Une autre recommandation qui découle de cette analyse serait de réduire les enrochements dans les petites sections de rivières puisqu'on pourrait avoir de moins grands positifs de l'augmentation du %roches. Même si les modèles démontrent qu'une augmentation de la largeur contribue aux trois métriques de poissons, une augmentation au-dessus de la largeur du cours d'eau initial n'aurait peut-être pas les mêmes effets. Dans aucun enrochement à l'étude nous n'avons observé cette situation puisque les enrochements étudiés dans cette étude ont contribué à diminuer la largeur de la rivière. Une étude plus approfondie sur ce sujet serait nécessaire pour répondre à cette question.

Deuxièmement, les enrochements ont démontré une augmentation de la vitesse du courant qui a démontré avoir un effet négatif sur la densité des poissons. Ainsi, il serait important de ne pas accélérer la vitesse du courant dans la zone enrochée puisque la majorité des espèces présentes dans nos rivières ne semblent pas profiter de cette nouvelle condition environnementale. En effet, les sites situés en amont et aval de la zone enrochée sont des sites possédant de faibles vitesses de courant et donc les poissons ne profiteraient pas de cette accélération de vitesse puisqu'ils ne possèdent probablement pas de bonnes capacités natatoires.

Troisièmement, les modèles ont démontré l'importance de la profondeur d'eau sur la densité et la biomasse de poissons. Une augmentation de la profondeur d'eau favorise la biomasse au détriment de la densité et la relation inverse est observée lorsque l'on diminue la profondeur de l'eau. Quoique les enrochements n'ont pas démontré globalement des valeurs plus faibles ou plus grandes que les autres sites des rivières, certains enrochements ont démontré parfois de très faibles profondeurs d'eau se rapprochant des sites les moins profonds de la rivière. Dans ces enrochements, ayant démontré de très faibles profondeurs d'eau (<15 cm), on a observé une

diminution de l'effet positif des enrochements sur la densité. Ainsi, même si les modèles suggèrent qu'une diminution de la profondeur d'eau augmente la densité, il serait important de ne pas diminuer la profondeur de l'eau sous les 15 centimètres d'eau puisqu'on a remarqué qu'autour de ces valeurs, on n'avait plus d'effet positif de l'enrochement sur la densité des poissons. Diminuer la profondeur de l'eau dans la zone enrochée peut également provoquer le ruissellement de l'eau à travers les roches, et ainsi créer un infranchissable au poisson.

Références

- Angermeier, P., and I. Schlosser. 1989. Species-area relationship for stream fishes. *Ecology* **70**:1450-1462.
- Angradi, T., E. Schweiger, D. Bolgrien, P. Ismert, and T. Selle. 2004. Bank stabilization, riparian land use and the distribution of large woody debris in a regulated reach of the upper Missouri River, North Dakota, USA. *River Research and Applications* **20**:829-846.
- ATC. 2005. L'Association des transports du Canada. Manuel de conception hydraulique des ponts. Page 76 p., Québec.
- Avery, E. 1995. Effects of streambank riprapping on physical features and brown trout standing stocks in Millville Creek. . Department of Natural Resources Research, Wisconsin
- Beamer, E., and R. Henderson. 1998. Juvenile Salmonid Use of Natural and Hydromodified Stream Banks in the Mainstem Skagit River, Northwest Washington. Prepared for the United States Army Corps of Engineers, Seattle District. Skagit System Cooperative, LaConner, WA.
- Beisel, J., P. Usseglio-Polatera, and J. Moreteau. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. Springer.
- Berryman, D. 2008. État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Yamaska : faits saillants 2004-2006. ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec.
- Blum, M., and T. Törnqvist. 2000. Fluvial responses to climate and sea-level change: a review and look forward. *Sedimentology* **47**:2-48.
- Bouchard, J., and D. Boisclair. 2008. The relative importance of local, lateral, and longitudinal variables on the development of habitat quality models for a river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**:61-73.
- Brown, B. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology letters* **6**:316-325.
- Brown, B. 2007. Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. *Hydrobiologia* **586**:93-106.

- Buffington, J., T. Lisle, R. Woodsmith, and S. Hilton. 2002. Controls on the size and occurrence of pools in coarse-grained forest rivers. *River Research and Applications* **18**:507-531.
- Burress, R., D. Krieger, and C. Pennington. 1982. Aquatic biota of bank stabilization structures on the Missouri River, North Dakota.
- Cardinale, B., M. Palmer, C. Swan, S. Brooks, and N. Poff. 2002. The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem. *Ecology* **83**:412-422.
- Chapman, D., and E. Knudsen. 1980. Channelization and livestock impacts on salmonid habitat and biomass in western Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* **109**:357-363.
- Craig, A., and A. Zale. 2001. Effects of bank stabilization structures on fish and their habitat: a literature review. U.S. Army Corps of Engineers and Governor's Upper Yellowstone River Task Force, Report to Omaha District.
- Dardeau, T., K. Killgore, and A. Miller. 1995. Using riprap to create or improve riverine habitat. *Coastal and Shore Protection Using Riprap and Armourstone*. John Wiley & Sons, New York, NY:609-620.
- Desroches, J., and I. Picard. 2013. *Poissons d'eau douce du Québec et des Maritimes*, Waterloo, Canada.
- Dobson, A., A. Bradshaw, and A. Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* **277**:515-522.
- Farabee, G. B. 1986. Fish species associated with revetted and natural main channel border habitats in Pool 24 of the upper Mississippi River. *North American Journal of Fisheries Management* **6**:504-508.
- Fergus, E., P. Soranno, K. Cheruvilil, and M. Bremigan. 2011. Multiscale landscape and wetland drivers of lake total phosphorus and water color. *Limnology and Oceanography* **56**:2127-2146.
- Field, R., B. A. Hawkins, H. V. Cornell, D. J. Currie, J. A. F. Diniz-Filho, J. F. Guégan, D. M. Kaufman, J. T. Kerr, G. G. Mittelbach, and T. Oberdorff. 2009. Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis. *Journal of Biogeography* **36**:132-147.
- Fischenich, J. C. 2003. Effects of riprap on riverine and riparian ecosystems. DTIC Document.
- Fisher, R. 1934. *Statistical methods for research workers*.

- Fisheries, C. D. o., O. P. R. Habitat, E. Branch, and J. Quigley. 2004. Streambank protection with rip-rap: an evaluation of the effects on fish and fish habitat. Fisheries and Oceans Canada.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2016. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, (01/2016)
- Florsheim, J. L., J. F. Mount, and A. Chin. 2008. Bank erosion as a desirable attribute of rivers. *BioScience* **58**:519-529.
- Garland, R., K. Tiffan, D. Rondorf, and L. Clark. 2002. Comparison of subyearling fall Chinook salmon's use of riprap revetments and unaltered habitats in Lake Wallula of the Columbia River. *North American Journal of Fisheries Management* **22**:1283-1289.
- Gee, J., and R. Warwick. 1994. Metazoan community structure in relation to the fractal dimensions of marine macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* **103**:141-150.
- Gidley, C., D. Scarnecchia, and J. Hansen. 2012. Fish community structure associated with stabilized and unstabilized shoreline habitats, Coeur d'Alene River, Idaho, USA. *River Research and Applications* **28**:554-566.
- Gorman, O., and J. Karr. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*:507-515.
- Gorney, R., M. Williams, D. Ferris, and L. Williams. 2012. The influence of channelization on fish communities in an agricultural coldwater stream system. *The American Midland Naturalist* **168**:132-143.
- Grossman, G., R. Ratajczak Jr, M. Farr, C. Wagner, and J. Petty. 2010. Why there are fewer fish upstream. Pages xxx–xxx in KB Gido and D. Jackson, editors. *in Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques*. American Fisheries Society, Symposium.
- Guénard, G., P. Legendre, and P. Peres-Neto. 2013. Phylogenetic eigenvector maps: a framework to model and predict species traits. *Methods in Ecology and Evolution* **4**:1120-1131.
- Hicken, M., F. Kirschensteiner, D. True, and A. Taleff. 1984. Spent fuel consolidation system. Google Patents.
- Hill, J., and A. Gelman. 2007. Data analysis using regression and multilevel/hierarchical models. Cambridge University Press.

- Horan, D., J. Kershner, C. Hawkins, and T. Crowl. 2000. Effects of habitat area and complexity on Colorado River cutthroat trout density in Uinta Mountain streams. *Transactions of the American Fisheries Society* **129**:1250-1263.
- Hutchinson, G. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *American naturalist*:145-159.
- Jackson, D., P. Peres-Neto, and J. Olden. 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**:157-170.
- Johnson, P. 2014. Extension of Nakagawa & Schielzeth's R2GLMM to random slopes models. *Methods in Ecology and Evolution* **5**:944-946.
- Jones, N. 2011. Aquatic Research Series 2011-06 Electrofishing Rivers: Nearshore Community Sampling Methodologies for Ontario's Flowing Waters.
- Kaiser, M., S. Rogers, and J. Ellis. 1999. Importance of benthic habitat complexity for demersal fish assemblages. Pages 212-223 *in* American Fisheries Society Symposium.
- Kallemeyn, L. 1977. Fish and fish food organisms in various habitats of the Missouri River in South Dakota, Nebraska, and Iowa.
- Kelaher, B., and J. Castilla. 2005. Habitat characteristics influence macrofaunal communities in coralline turf more than mesoscale coastal upwelling on the coast of Northern Chile. *Estuarine, coastal and shelf Science* **63**:155-165.
- Kimball, L., and G. Kondolf. 2002. Analysis of Channel Geomorphology and Habitat Forming Processes for Feasibility Assessment of Rip-rap Removal, Muir Woods National Monument, Mill Valley, California. University of California, Berkeley.
- Knighton, D. 2014. Fluvial forms and processes: a new perspective. Routledge.
- Knudsen, E., and S. Dilley. 1987. Effects of riprap bank reinforcement on juvenile salmonids in four western Washington streams. *North American Journal of Fisheries Management* **7**:351-356.
- Lamberti, G., S. Gregory, L. Ashkenas, R. Wildman, and A. Steinman. 1989. Influence of channel geomorphology on retention of dissolved and particulate matter in a Cascade Mountain stream. USDA Forest Service General Technical Report PSW-110:33-39.

- Lamouroux, N., J. Olivier, H. Persat, M. Pouilly, Y. Souchon, and B. Statzner. 1999. Predicting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics. *Freshwater biology* **42**:275-299.
- Le Cren, E. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology*:201-219.
- Legendre, P., and L. Legendre. 2012. *Numerical ecology*. Elsevier.
- Lister, D., R. Beniston, R. Kellerhals, and M. Miles. 1995. Rock size affects juvenile salmonid use of streambank riprap. *River, Coastal and Shoreline Protection*:621-632.
- Litvan, M., T. Stewart, C. Pierce, and C. Larson. 2008. Effects of grade control structures on the macroinvertebrate assemblage of an agriculturally impacted stream. *River Research and Applications* **24**:218-233.
- MacArthur, R., and J. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* **42**:594-598.
- Madejczyk, J., N. Mundahl, and R. Lehtinen. 1998. Fish assemblages of natural and artificial habitats within the channel border of the upper Mississippi River. *The American Midland Naturalist* **139**:296-310.
- Makinster, A. 2006. Flathead catfish population dynamics in the Kansas River. Kansas State University.
- McAbendroth, L., P. Ramsay, A. Foggo, S. Rundle, and D. Bilton. 2005. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? *Oikos* **111**:279-290.
- McMahon, T., and G. Hartman. 1989. Influence of cover complexity and current velocity on winter habitat use by juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**:1551-1557.
- MDDEFP. 2013. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2013). Rapport d'analyse environnementale de la demande de soustraction à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement du projet de stabilisation du talus de la rivière Salvail, sur le territoire de la municipalité de Saint-Jude par la Municipalité de Saint-Jude, Dossier 3216-02-043
- Meyer, J., D. Strayer, J. Wallace, S. Eggert, G. Helfman, and N. Leonard. 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks1. Wiley Online Library.

- Mormul, R., S. Thomaz, A. Takeda, and R. Behrend. 2011. Structural complexity and distance from source habitat determine invertebrate abundance and diversity. *Biotropica* **43**:738-745.
- MTQ. 2012. Ministère des Transports. Direction de la Montérégie, Quantification et qualification des l'impact des enrochements dans les cours d'eau sur les habitats aquatiques dans le cadre de projets d'infrastructures routières. Fiche de proposition, Projet de recherche dans le cadre de la programmation de la recherche ministérielle 2011-2012, 8p. .
- Mueller Jr, R., and M. Pyron. 2010. Fish assemblages and substrates in the Middle Wabash River, USA. *Copeia* **2010**:47-53.
- Murdoch, W., F. Evans, and C. Peterson. 1972. Diversity and pattern in plants and insects. *Ecology* **53**:819-829.
- Nakagawa, S., and H. Schielzeth. 2013. A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* **4**:133-142.
- Palmer, M., H. Menninger, and E. Bernhardt. 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater biology* **55**:205-222.
- Pavlov, D. 1989. Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. Food & Agriculture Org.
- Pearsons, T., H. W. Li, and G. Lamberti. 1992. Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblages. *Transactions of the American Fisheries Society* **121**:427-436.
- Pedersen, M., K. Kristensen, and N. Friberg. 2014. Re-meandering of lowland streams: will disobeying the laws of geomorphology have ecological consequences?
- Pennington, C., J. Baker, and M. Potter. 1983. Fish populations along natural and revetted banks on the lower Mississippi River. *North American Journal of Fisheries Management* **3**:204-211.
- Pépino, M., J. Franssen, M. Rodríguez, and P. Magnan. 2012. Impacts of highway construction on redd counts of stream-dwelling brook trout. *North American Journal of Fisheries Management* **32**:1167-1174.
- Peters, R., B. Missildine, and D. Low. 1998. Seasonal fish densities near river banks stabilized with various stabilization methods. First Year Report Of The Flood Technical

- Assistance Project. in. US Fish and Wildlife Service, North Pacific Coast Ecoregion. Western Washington Office, Aquatic Resources Division. Lacey, Washington.
- Pickett, S., R. Ostfeld, M. Shachak, and G. Likens. 2012. *The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. Springer Science & Business Media.
- Pitlick, J., and P. Wilcock. 2001. Relations between streamflow, sediment transport, and aquatic habitat in regulated rivers. *Geomorphic Processes and Riverine Habitat. Water Science and Application* **4**:185-198.
- Power, M. 1992. Habitat Heterogeneity and The Functional Significance of Fish in River Food Webs. *Ecology* **73**:1675-1688.
- Price, D., and W. Birge. 2005. Effectiveness of stream restoration following highway reconstruction projects on two freshwater streams in Kentucky. *Ecological Engineering* **25**:73-84.
- Quist, M., and C. Guy. 1999. Spatial variation in population characteristics of shovelnose sturgeon in the Kansas River. *Prairie Naturalist* **31**:65-74.
- Reid, D., and M. Church. 2015. Geomorphologic and Ecological Consequences of Riprap Placement in River Systems *Journal of the American Water Resources Association*. Early view.
- Rosenfeld, J., K. Campbell, E. Leung, J. Bernhardt, and J. Post. 2011. Habitat effects on depth and velocity frequency distributions: Implications for modeling hydraulic variation and fish habitat suitability in streams. *Geomorphology* **130**:127-135.
- Ruesch, A., C. Torgersen, J. Lawler, J. Olden, E. Peterson, C. Volk, and D. Lawrence. 2012. Projected Climate-Induced Habitat Loss for Salmonids in the John Day River Network, Oregon, USA. *Conservation Biology* **26**:873-882.
- Scherrer, B. 2007. *Biostatistique, Vol. 1*. Gaëtan Morin éditeur (816 pp.).
- Schlosser, I. 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. Pages 71-81 *The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish*. Springer.
- Schlosser, I. J. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological monographs* **52**:395-414.
- Schmetterling, D. A., C. G. Clancy, and T. M. Brandt. 2001. Effects of riprap bank reinforcement on stream salmonids in the western United States. *Fisheries* **26**:6-23.

- Senay, C., C. Macnaughton, G. Lanthier, S. Harvey-Lavoie, M. Lapointe, and D. Boisclair. 2015. Identifying key environmental variables shaping within-river fish distribution patterns. *Aquatic Sciences* **77**:709-721.
- Shields Jr, F., C. Cooper, and S. TESTA III. 1995. Towards greener riprap: environmental considerations from microscale to macroscale. *River, coastal and shoreline protection: Erosion control using riprap and armourstone* **557**:574.
- Simoneau, M., and G. Thibault. 2009. État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Richelieu : faits saillants 2005-2007. Page 23p. *in* d. l. E. e. d. P. ministère du Développement durable, Direction du suivi de l'état de l'environnement, editor., Québec.
- Sokal, R., and F. Rohlf. 1969. *The principles and practice of statistics in biological research.* WH Freeman and company San Francisco:.
- Talmage, P., J. Perry, and R. Goldstein. 2002. Relation of instream habitat and physical conditions to fish communities of agricultural streams in the northern Midwest. *North American Journal of Fisheries Management* **22**:825-833.
- Taniguchi, H., S. Nakano, and M. Tokeshi. 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater biology* **48**:718-728.
- Team, R. D. C. 2014. *R : A Language and Environment for Statistical Computing.* Vienna, Austria. Internet: <http://www.R-project.org>.
- Thomaz, S., E. Dibble, L. Evangelista, J. Higuity, and L. Bini. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater biology* **53**:358-367.
- Thompson, D. 2002. Long-term effect of instream habitat-improvement structures on channel morphology along the Blackledge and Salmon rivers, Connecticut, USA. *Environmental Management* **29**:250-265.
- Townsend, C., M. Scarsbrook, and S. Dolédec. 1997. The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography* **42**:938-949.
- Urban, M., and B. Rhoads. 2003. Catastrophic human-induced change in stream-channel planform and geometry in an agricultural watershed, Illinois, USA. *Annals of the Association of American Geographers* **93**:783-796.

US DoT. 1989 U.S. Department of Transportation Federal Highway Administration

Design of riprap revetment. Retrieved January 1, 2014 from:

<http://www.fhwa.dot.gov/engineering/hydraulics/pubs/hec/hec11sI.pdf>.

Ward, J., and K. Tockner. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater biology* **46**:807-820.

Ward, J., K. Tockner, and F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *River Research and Applications*.

White, K., J. Gerken, C. Paukert, and A. Makinster. 2010. Fish community structure in natural and engineered habitats in the Kansas River. *River Research and Applications* **26**:797-805.

Willis, S., K. Winemiller, and H. Lopez-Fernandez. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia* **142**:284-295.

Wolter, C., and A. Bischoff. 2001. Seasonal changes of fish diversity in the main channel of the large lowland River Oder. *Regulated Rivers: Research & Management* **17**:595-608.

Yarnell, S., J. Mount, and E. Larsen. 2006. The influence of relative sediment supply on riverine habitat heterogeneity. *Geomorphology* **80**:310-324.

Zale, A., and D. Rider. 2003. Comparative Use of Modified and Natural Habitat of the Upper Yellowstone River by Juvenile Salmonids. Montana Cooperative Fishery Research Unit, Montana: State University, Bozeman.

Zuur, A., E. Ieno, N. Walker, A. Saveliev, and G. Smith. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer Science & Business Media.

Annexe 1 : Coordonnées des chercheurs et des partenaires

Chercheurs

Daniel Boisclair

Biologiste et professeur titulaire

Département des sciences biologiques, Université de Montréal

C.P. 6128, Succ. Centre-Ville, Montréal, Qc H3C 3J7

Joanie Asselin

Étudiante à la maîtrise dirigée par Daniel Boisclair

Département des sciences biologiques, Université de Montréal

C.P. 6128, Succ. Centre-Ville, Montréal, Qc H3C 3J7

Michel Lapointe

Hydrogéomorphologue et professeur titulaire

Département de géographie, Université McGill

805, rue Sherbrooke O., Montréal, Qc H3A 2K6

Normand Bergeron

Hydrogéomorphologue et chercheur-professeur

Institut de la Recherche Scientifique (INRS), Centre Eau Terre Environnement

490, rue de la Couronne, Québec, Qc G1K 9A9

Pascale Biron

Hydrogéomorphologue et Professeure agrégée

Département de géographie, urbanisme et environnement, Université Concordia

1455 Boul. De Maisonneuve O., Montréal, Qc H3G 1M3

William Massé

Étudiant à la maîtrise dirigé par Pascale Biron

Département de géographie, urbanisme et environnement, Université Concordia

1455 Boul. De Maisonneuve O., Montréal, Qc H3G 1M3

Partenaires au projet

Ariane Bouffard

Direction de l'Est-de-la-Montérégie, Service des projets

Téléphone : 450-677-8974 #326

Jérôme Guay

Biologist, ministère des Transports du Québec, direction de l'Est-de-la-Montérégie

450-677-8974 #326

Isabel Bernier-Bourgault

Biologiste, ministère des Transports du Québec, direction de l'environnement et de la recherche

418-643-7828 #4313

Sylvain Primeau

Biologiste

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, direction régionale de l'analyse et de l'expertise de l'Estrie et de la Montérégie

450 928-7607 #246

Steve Garceau

Biologiste

Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Unité de gestion des ressources naturelles et de la faune de Montréal-Montérégie

450-928-7608 #348

