

Mars
2016

RAPPORT FINAL

Biodiversité de l'écosystème aquatique du Grand Lac Saint-François

Préparé par :

Irene Gregory-Eaves¹, Christian Nozais², Chris Solomon¹, Katrine Turgeon¹, Alexander Latzka¹, Leanne Elchyshyn¹, Gabrielle Trottier¹ et Raphaëlle Thomas¹

¹. Université McGill

². Université du Québec à Rimouski



Remerciements



+ nos étudiants au baccalauréat, Jean-Olivier Goyette et les Drs. Cristian Correa-Guzman, Emilie Saulnier-Talbot, et Michael Paterson.

Table de matières

1. Résumé	5
2. Mise en contexte	
a. Contexte du projet de recherche et rôle des partenaires universitaires, et du Centre de la Science de la Biodiversité du Québec (CSBQ)	6
b. Processus d'embauche des stagiaires et présentation du programme MITACS accélération	7
3. Objectifs du projet et étapes de réalisation	
a. Brève description des objectifs	8
b. Description de la méthodologie utilisée	10
4. Résultats obtenus et interprétations	
a. Thème 1 : Limnologie et paléolimnologie	15
b. Thème 2 : Macroinvertébrés et poissons	21
5. Conclusions et recommandations de gestion	
a. Conclusions de l'étude	28
b. Recommandations spécifiques	28
6. Liste des références	35
7. Annexes	
a. Rapport administratif	40
b. Liste des partenaires	40
c. Rencontres d'équipe, présentations et travaux de terrain	40
d. Communications portant sur le projet	45
e. Travaux à terminer et échéanciers	45

Légendes des figures et des tableaux

Figure 1. Localisation des lacs et des réservoirs visités en 2013 (Lacs 31-Milles, Poisson Blanc, GLSF, Aylmer, Memphrémagog, Massawippi) et en 2014 (Lacs Flagstaff, Kennebago, First Connecticut, Francis, Mooselookmeguntic, Richardson and Umbagog) 10

Figure 2. a) Analyse bathymétrique du GLSF illustrant les différents niveaux d'eau saisonniers et la distribution potentielle de l'habitat où les macrophytes peuvent croître dans la zone littorale (basé sur l'équation de Chambers et Kalff, 1985), et b) taux de perte d'habitat pour la zone littorale et la surface totale du lac pour un marnage moyen et pour le marnage maximal observé au GLSF 16

Figure 3. Analyse en composantes principales (ACP) de l'assemblage des diatomées (espèces représentées par des codes de 4 lettres en minuscules, couleur grise) provenant de la surface des sédiments de 11 lacs qui ont été sélectionnés pour être comparables au niveau de leur morphométrie et biogéochimie mais différents dans leur marnage hivernal (0,3 à 7,2 mètres). La distribution des lacs dans l'ACP, représentée par des codes en majuscules de 3-4 lettres (les couleurs représentant l'amplitude du marnage), démontre la similarité dans les assemblages de diatomées. Plus les sites sont proches les uns des autres, plus l'assemblage de diatomées est comparable. GLSF = Grand Lac Saint Francois, AYL = Aylmer, MASS = Massawippi, 31M = 31 Milles, PB = Poisson Blanc, UM = Umbagog, RG = Rangeley, RCH = Richardson, AZ = Azischohos, FC = First Connecticut, MLM = Mooselookmeguntic 17

Figure 4. Estimés du phosphore total inféré par l'analyse des diatomées (TP-DI) et incertitude associée (barres d'erreur) dans les sédiments de l'ère contemporaine (symboles bleus) et pré-perturbation (avant la période industrielle; symboles verts) pour 11 lacs/réservoirs. Les réservoirs sont classés par l'amplitude de leur marnage (axe X). Le code des lacs correspond aux codes de la figure 17

Figure 5. Diagramme récapitulatif des séries chronologiques historiques et contemporaines pour le bassin versant ainsi que des indicateurs paléolimnologiques complémentaires mesurés dans le bassin Sud du GLSF. NB : Le NAPI (Net Anthropogenic Phosphorus Input) représente l'apport net de phosphore d'origine humaine et agricole dans un territoire donné comme, par exemple, un bassin versant. Ici, seule l'aire d'agriculture est présentée. D'autres activités humaines pratiquées sur le territoire, mais non présentées sur cette figure, contribuent au NAPI 20

Figure 6. Relation entre l'abondance des macroinvertébrés obtenus à partir des bennes Ponar et l'amplitude du marnage hivernal dans 15 réservoirs 21

Figure 7. Patrons d'émergence de chironomidés en régime naturel et avec marnage. L'émergence annuelle des chironomidés est significativement réduite dans un régime avec marnage ($F = 1708,51$; $p < 0,05$, rm-nested-ANOVA). Il n'y a pas d'effet de la saison d'échantillonnage ($F = 25,75$, $p = 0,1380$). SPR, SUM & LSUM représentent, respectivement, les périodes d'échantillonnage printannière, estivale et de fin d'été 22

Figure 8. Simulations de la croissance (augmentation du poids) d'un juvénile de perchaude selon différents scénarios de changement de diète 23

Figure 9. Histogrammes représentant les distributions de fréquence du nombre de séries temporelles pour lesquelles nous avons a) le nombre d'années de suivi, b) l'année à laquelle l'étude a débuté (avant ou après la construction du barrage), distribution de fréquence d'études pour lesquelles nous avons c) le nombre de réplicats et d) le nombre de sites de référence. Les barres bleues foncées représentent les données provenant des 82 études qui convenaient à nos critères de recherche et les barres en bleu clair représentent les données provenant des études utilisées pour les analyses quantitatives 24

Figure 10. Représentation schématique de l'hypothèse de l'explosion trophique. Suite à la mise en eau d'un réservoir, nous devrions observer une augmentation suivie d'une dépression de la biomasse des poissons et autres composantes de l'écosystème, et l'atteinte d'un nouvel équilibre 25

Figure 11. Résumé des tendances générales observées pour les séries chronologiques soutenant au non l'hypothèse de l'explosion trophique pour a) les juvéniles et b) les poissons adultes, espèces et réservoirs confondus. Les tendances sont catégorisées en une augmentation de l'abondance en fonction du temps, une forme de cloche (concordant avec l'hypothèse de l'explosion trophique), une décroissance générale en fonction du temps ou une absence de tendance. L'aire en blanc représente le nombre de séries temporelles qui supportent l'explosion trophique graphiquement mais pas statistiquement. L'aire en noir représente le nombre de séries chronologiques qui ne soutiennent pas l'explosion trophique graphiquement et statistiquement. L'aire en gris (b) représente le nombre de séries temporelles qui démontrent un patron en forme de « U » (non-détecté statistiquement) 26

Figure 12. Séries chronologiques représentant l'abondance estimée de doré jaune dans a) les réservoirs d'Hydro-Québec et b) les réservoirs dans la rivière Missouri et dans la Baie Wupaw. « A » = avant le remplissage, « a » = après le remplissage. Les chiffres entre parenthèses représentent le marnage moyen observé dans les réservoirs 26

Figure 13. Analyse en composantes principales (ACP) des variables environnementales collectées par la SEPAQ sur les sites de fraie potentiels du doré jaune au printemps 2014 dans le GLSF 27

Tableau 1. Résumé des indicateurs paléolimnologiques récoltés sur des échantillons des bassins Nord et Sud du GLSF, leur résolution temporelle ainsi que le "timing" des points d'inflexion dans leur trajectoire au fil du temps 19

1. Résumé

Un partenariat a été établi entre des chercheurs du centre de la science de la biodiversité du Québec (CSBQ), le conseil régional de l'environnement Chaudière-Appalaches (CRECA) et Genivar (maintenant WSP) pour mener des recherches visant à mieux comprendre les impacts du marnage hivernal sur la qualité de l'eau et la biodiversité des invertébrés et des poissons du Grand Lac Saint-François. Pour atteindre ces objectifs de recherche, cette équipe de chercheurs, constituée des professeurs Gregory-Eaves, Nozais et Solomon, a développé une approche multi-trophique à plusieurs volets comprenant : 1) une étude paléolimnologique et sur la biodiversité des macroinvertébrés benthiques sur des réservoirs/lacs similaires du point de vue morphométrique et chimique, mais différant dans le degré de marnage, 2) une synthèse quantitative de la littérature et une méta-analyse sur l'effet de la mise en eau des réservoirs sur les populations et les communautés de poissons 3) des analyses quantitatives sur des jeux de données existants sur les communautés de poissons, et 4) des exercices de simulations pour évaluer l'impact de différents scénarios de gestion des niveaux de l'eau sur la bioénergie des poissons. L'étude paléolimnologique détaillée du GLSF a montré que l'écosystème est devenu légèrement plus riche en nutriments au cours des 200 dernières années et a montré des changements significatifs dans plusieurs indicateurs entre les années 1884 et 1917. Ces changements sont intervenus durant les années de construction des barrages Jules-Allard et Dupuis mais coïncident également avec des changements dans l'utilisation des terres dans le bassin versant et des variations climatiques à l'échelle régionale. Les travaux de terrain ont également montré que le marnage a un effet néfaste sur l'abondance et la biomasse des macroinvertébrés, ce qui en retour peut avoir un effet négatif sur la croissance des poissons et la taille de leurs populations. Les analyses portant sur la croissance des poissons sont en cours, mais l'analyse bioénergétique préliminaire montre qu'une diminution de la disponibilité des macroinvertébrés benthiques pourrait se traduire par des baisses substantielles de la croissance chez les poissons qui dépendent de cette ressource. En outre, l'exercice de simulation suggère qu'un marnage hivernal de 5 mètres expose toute la zone littorale du GLSF et peut avoir des répercussions importantes sur les plantes aquatiques, lesquelles sont connues pour servir de refuges aux macroinvertébrés et aux poissons. Les analyses sur la composition des communautés de poissons montrent que le marnage et la présence de barrage ne sont pas des facteurs significatifs pouvant expliquer la variation dans ces communautés. Au terme de cette étude, l'équipe de chercheurs formule les recommandations suivantes : 1) le développement de zones tampons autour du lac et de ses affluents comme moyen important de prévenir un enrichissement du GLSF en éléments nutritifs; 2) l'adoption d'une approche de précaution et la prise en considération d'une limitation du marnage hivernal dans le GLSF; 3) le rétablissement des niveaux d'eau avant la fraie des poissons d'intérêts sportifs; 4) la réalisation d'une étude pilote pour évaluer la pertinence des débris ligneux grossiers comme substituts aux macrophytes pouvant être affectés par le marnage hivernal et 5) l'amorce de discussions plus larges avec la communauté sur les priorités et les compromis à envisager pour maintenir l'intégrité écologique du GLSF.

2. Mise en contexte

a. Contexte du projet de recherche et rôle des partenaires universitaires (Université McGill et Université du Québec à Rimouski), ainsi que du Centre de la Science de la Biodiversité du Québec (CSBQ)

Le Grand Lac Saint-François (GLSF) est un plan d'eau situé dans le sud du Québec qui abrite une grande diversité d'espèces de poissons. Bien qu'une proportion substantielle des berges du GLSF fasse partie intégrante du Parc National de Frontenac, ce lac fait face à de nombreuses pressions anthropogéniques, dont certaines sont en émergence (RPGLSF 2010). L'une des pressions anthropogéniques les plus préoccupantes consiste en un marnage hivernal (décembre à avril; Houde-Fortin et Gibeault, 2007), important (moyenne de 5 mètres) et variable (en raison de l'exploitation du barrage Jules-Allard). Ce marnage hivernal pourrait affecter la dynamique de population des poissons sportifs, notamment le doré jaune. À titre d'exemple, il est reconnu qu'un marnage hivernal important entraîne une diminution de l'abondance des macroinvertébrés benthiques qui sont des proies importantes pour de nombreuses espèces de poissons dans le GLSF. Parmi les autres préoccupations figurent l'augmentation de l'abondance des cyanobactéries, les changements de l'état trophique du lac, la surexploitation des poissons sportifs et la présence d'espèces envahissantes.

Dans ce contexte, le Conseil régional de l'environnement Chaudière-Appalaches (CRECA) a communiqué avec le CSBQ au cours de l'été 2012 pour initier un projet en collaboration avec des chercheurs universitaires pour mieux comprendre les impacts du marnage hivernal sur la qualité de l'eau et la biodiversité du GLSF. En décembre 2012, une entente et un accord-cadre furent signés par le CRECA, le CSBQ et Genivar (firme d'ingénierie; aujourd'hui WSP) pour formaliser officiellement la collaboration entre ces différents partenaires. Ce même mois, une demande de subvention a été faite auprès du programme MITACS accélération pour apparier des fonds à ceux fournis par le CRECA et le CSBQ. Le projet financé par MITACS a été approuvé officiellement en mars 2013. L'accord a été immédiatement suivi par le recrutement d'étudiants à la maîtrise et une campagne d'échantillonnage sur le terrain en juillet-août 2013. Une seconde campagne d'échantillonnage a été menée au cours de l'été 2014 pour étendre le gradient de marnage et augmenter le nombre d'échantillons pour les analyses statistiques. Les objectifs du programme de recherche sont regroupés selon deux grands thèmes principaux :

Thème 1. Limnologie et paléolimnologie

1. Comment ont varié la qualité de l'eau et l'abondance des cyanobactéries du GLSF au cours des 200 dernières années?
2. La construction et l'utilisation du barrage Jules-Allard ont-elles altéré la trajectoire de la qualité de l'eau et les abondances des cyanobactéries?

Thème 2. Abondance et structure des communautés de macroinvertébrés et de poissons

3. L'abondance des poissons et des macroinvertébrés sont-elles moins élevées dans le GLSF comparativement à des lacs similaires qui ne subissent pas, ou peu, de marnage hivernal?

4. La structure des communautés de poissons et des macroinvertébrés du GLSF diffèrent-elles substantiellement de celles de lacs similaires qui ne subissent pas, ou peu, de marnage hivernal?

b. Processus d'embauche des stagiaires et présentation du programme MITACS accélération

Nous avons lancé des appels à candidature pour des étudiants et des stagiaires postdoctoraux : 1) par le biais de nos sites web personnels; 2) dans nos classes et lors de conférences; 3) en communiquant avec des collègues; et 4) en passant par la Société Canadienne de Limnologie, le CSBQ, et le Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie (GRIL). Les investigateurs principaux (PIs) ont pris connaissance des CV des candidats et ont mené des entrevues. Le nom des stagiaires et leurs rôles respectifs dans le projet sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Équipe d'étudiantes et stagiaires postdoctoraux

Nom	Rôle et champ d'expertise	Période d'activité	Superviseur(s)
Cristian Correa Guzman	Stagiaire postdoctoral, écologie des poissons	mai à août 2013	Gregory-Eaves/Solomon
Katrine Turgeon	Stagiaire postdoctorale, écologie des poissons, écologie numérique	septembre 2013 à mai 2014; congé maternité et retour en 2015 (<i>retour sur un projet financé par Hydro Québec, mais avec un lien thématique</i>)	Gregory-Eaves/Solomon
Alexander Latzka	Stagiaire postdoctoral, écologie des poissons, modélisation écologique	août 2015 à août 2016	Solomon/Gregory-Eaves
Gabrielle Trottier	Étudiante à la maîtrise, écologie benthique	juin 2013 à août 2015	Gregory-Eaves/Nozais
Raphaëlle Thomas	Étudiante à la maîtrise, écologie des poissons	juin 2013 à avril 2016	Solomon
Leanne Elchyshyn	Étudiante à la maîtrise, paléolimnologie	mai 2013 à avril 2016	Gregory-Eaves
Shannon Boyle	Premier cycle, assistante de terrain	juin 2013 à avril 2014	Solomon

Audrey Pilon	Assistante de terrain, premier cycle	juillet à août 2013	Nozais
Julie-Anne Dorval	Assistante de terrain, premier cycle	juillet à août 2013	Nozais
Holly Embke	Assistante de laboratoire, premier cycle	septembre 2013 à avril 2014 et septembre à décembre 2014	Gregory-Eaves
Melanie Massey	Assistante de terrain et de laboratoire, premier cycle	juin à décembre 2014	Gregory-Eaves/Solomon
Jessica Lang	Assistante de laboratoire, premier cycle	janvier à avril 2015	Gregory-Eaves
Laura Lyon	Assistante de laboratoire, premier cycle	janvier à avril 2015	Gregory-Eaves
Angela Borynec	Assistante de laboratoire, premier cycle	décembre à avril 2015	Solomon
Dylan Yaffy	Assistant de laboratoire, premier cycle	février à avril 2015	Solomon
Jesse White	Assistante de laboratoire, premier cycle	septembre à décembre 2015	Solomon

3. Objectifs du projet et étapes de réalisation

a. Brève description des objectifs

Thème 1 : Limnologie et Paléolimnologie (Étudiants impliqués : Leanne Elchyshyn et Alexander Latzka)

Afin de mieux définir les changements dans les habitats aquatiques sous différents scénarios de gestion des niveaux de l'eau, nous avons effectué une analyse bathymétrique du GLSF. Pour ce faire, nous avons utilisé un système d'informations géo-référencées (SIG) pour quantifier, en pourcentage, la superficie du lac qui est exposée en hiver sous différentes amplitudes de marnage. Nous avons également estimé la proportion de la zone littorale qui est exposée en hiver sous ces mêmes conditions de marnage. Cette zone est particulièrement importante pour la distribution et la croissance des macrophytes submergées.

Pour parvenir à une meilleure gestion des conditions trophiques actuelles et futures dans les lacs de notre région d'étude (**Fig. 1**), nous devons tout d'abord comprendre les tendances et changements historiques. Étant donné que nous n'avons pas accès à des données écologiques de suivi à long terme, nous avons utilisé des techniques paléolimnologiques. La paléolimnologie permet de construire une archive écologique en analysant des indicateurs écologiques (ex. algues, pigments) conservés dans les sédiments au cours du temps. La paléolimnologie nous a permis d'observer des tendances et changements à long terme. Puisque les impacts du marnage sur la qualité de l'eau des réservoirs sont encore peu documentés, et que les préoccupations du GLSF ne sont pas uniques, nous avons également réalisé une analyse sur 10 autres lacs/réservoirs qui varient dans l'amplitude du marnage hivernal. Ceci nous permet de tirer des conclusions plus générales sur l'impact du marnage sur la qualité de l'eau en région tempérée.

Thème 2 : Macroinvertébrés et poissons (Étudiants impliqués : Gabrielle Trottier, Leanne Elchyshyn, Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon, et Alexander Latzka)

Les objectifs principaux du thème 2 étaient de quantifier les effets du marnage hivernal sur l'abondance des macroinvertébrés benthiques, sur la dynamique de population et la croissance des poissons, et sur la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques et de poissons. De par la littérature existante, nous savons que le marnage hivernal a de multiples effets sur l'habitat des invertébrés et des poissons benthiques en zone littorale. Par exemple, le marnage hivernal cause de la mortalité chez les invertébrés benthiques qui constituent la principale source de nourriture pour de nombreuses espèces et classes d'âge de poissons en les exposant à la dessiccation et au gel (Vander Zanden et Vadeboncoeur 2002, Haxton et Findlay 2008). Par ailleurs, le marnage hivernal entraîne une réduction temporaire du volume du lac et expose certains habitats littoraux riches en macrophytes et en débris ligneux grossiers (refuges pour plusieurs espèces en zone littorale), entraînant une diminution de la disponibilité et de la qualité de l'habitat. Ces changements dans la structure, la disponibilité et la qualité de l'habitat peuvent rendre certaines espèces de poissons plus vulnérables aux prédateurs suite à une réduction de l'abondance des refuges (macrophytes et débris ligneux) et à une augmentation de la densité d'individus qui augmente les contacts entre prédateurs et proies. Une réduction de la disponibilité et de la qualité de l'habitat en zone littorale peut également mener à une diminution du succès de fraie printanière et automnale de certaines espèces de poissons (Ploskey 1986, Sass et al. 2006). À ce jour, les études scientifiques réalisées dans ce domaine présentent deux grandes lacunes : manque de réplication adéquate et de sites de référence pour permettre d'identifier des patrons robustes et généraux et peu d'études aux échelles de la communauté et de l'écosystème.

Pour combler ces lacunes, nous avons développé une approche multi-trophique à plusieurs volets comprenant : 1) une étude comparative sur le terrain sur des réservoirs/lacs similaires du point de vue morphométrique et chimique, mais différant dans le degré de marnage; 2) une synthèse quantitative de la littérature et une méta-analyse sur l'effet de la mise en eau des réservoirs sur les populations et les communautés de poissons; 3) des analyses quantitatives sur des jeux de données existants et 4) des exercices de simulations évaluant l'impact de différents scénarios de gestion des niveaux de l'eau sur la bioénergétique des poissons (ce dernier volet est en cours).

b. Description de la méthodologie utilisée

Approche 1 : Étude comparative multi-trophique des réservoirs et lacs régulés

Au cours des étés 2013 et 2014, nous avons échantillonné, aux USA et au Canada, quinze lacs régulés ou réservoirs (incluant le GLSF) qui diffèrent dans l'amplitude du marnage hivernal. Tous les lacs retenus pour cette étude sont comparables au GLSF en termes morphométrique, géographique et de la chimie de leur eau, mais sont exposés à des fluctuations de niveaux d'eau différents. Cet ensemble de 15 lacs s'étend le long d'un gradient de marnage allant de 0,3 à 7,2 mètres (le GLSF est quant à lui exposé à un marnage de 5 mètres). Pour contrôler les effets qui peuvent être dûs à des variations locales des conditions environnementales et à des conditions temporelles d'échantillonnage, nous avons païré des lacs à fort marnage avec des lacs à faible marnage ou à marnage inexistant (ex. : les lacs Aylmer et GLSF sont dans la même région et sont exposés respectivement à un marnage d'environ 1,3 mètre et 5,0 mètres; **Fig. 1**). Dans chaque lac, des échantillons ont été prélevés pour l'analyse des sédiments, l'abondance et la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques et la structure des communautés de poissons. Des poissons ont également été échantillonnés pour des mesures de croissance et d'âge. Les détails spécifiques concernant les modalités d'échantillonnage et les méthodes d'analyses associées à chaque thème ou type d'organisme sont présentés dans les sections suivantes.

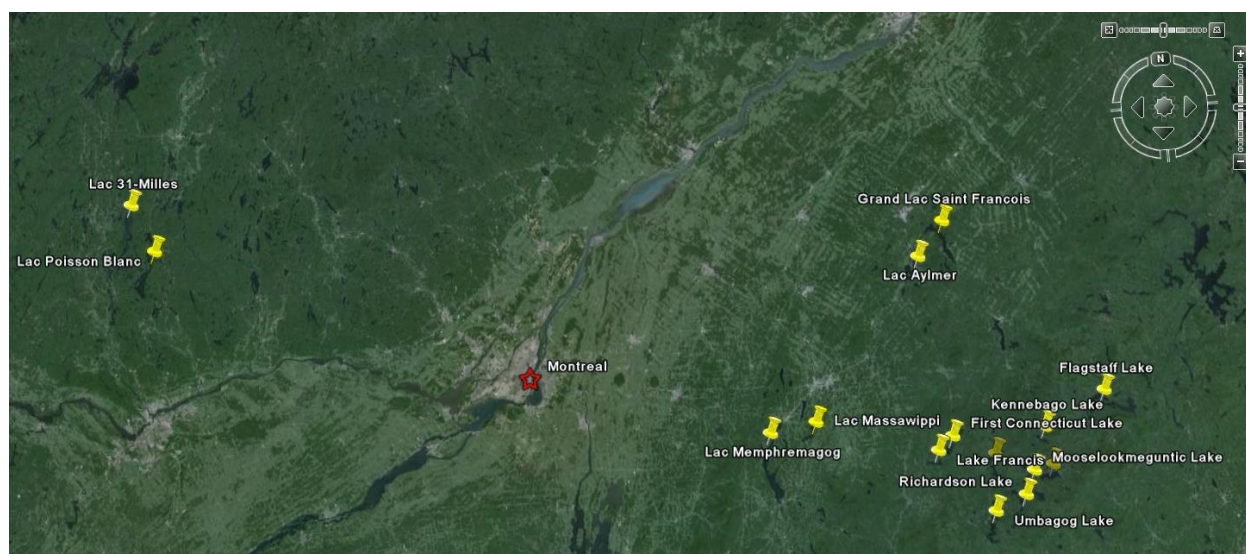


Fig. 1. Localisation des lacs et des réservoirs visités en 2013 (Lacs 31-Milles, Poisson Blanc, GLSF, Aylmer, Memphrémagog, Massawippi) et en 2014 (Lacs Flagstaff, Kennebago, First Connecticut, Francis, Mooselookmeguntic, Richardson and Umbagog).

Thème 1 : Limnologie et paléolimnologie

Pour quantifier l'influence du marnage sur la disponibilité des habitats dans le GLSF, nous avons estimé l'habitat potentiel pour la croissance des macrophytes (i.e., la profondeur maximale à laquelle les macrophytes peuvent coloniser un milieu aquatique) en utilisant l'équation suivante : profondeur maximale de colonisation = $1,33 \times \log(\text{Secchi}) + 1.40$)²) développée pour la région d'étude et basée sur

des lectures de disque de Secchi (Chambers et Kalff 1985). Nous avons ensuite digitalisé la carte bathymétrique du GLSF en utilisant un SIG et avons estimé le pourcentage de la superficie du lac qui serait exposée à différentes amplitudes de marnage et le pourcentage de la surface qui aurait pu être colonisée par les macrophytes mais qui est exposée en raison du marnage.

Sur le terrain, des carottes de sédiments ont été prélevées à des stations qui correspondent aux zones les plus profondes dans le GLSF et dans les autres lacs sélectionnés. Dans le GLSF, deux profils complets de sédiments ont été réalisés à des intervalles de 0,5 centimètre. Dans les autres lacs, nous avons suivi une approche « dessus-dessous ». Cette approche consiste à sectionner le haut et la base de la carotte de sédiments pour obtenir des informations sur les conditions récentes/présentes et sur les conditions historiques (Smol 2008). Pour s'assurer que les échantillons prélevés datent d'avant la construction du barrage pour l'approche « dessus-dessous », nous avons déterminé approximativement les taux de sédimentation en utilisant une formule prédictive (Brothers et al. 2008) et les carottes de sédiments de 30 centimètres de long prélevées ont été sectionnées horizontalement sur le terrain et conservées pour des analyses ultérieures au laboratoire. Les communautés de diatomées (algues microscopiques) des échantillons régionaux provenant d'une époque contemporaine et historique (avant la révolution industrielle, environ 1850 ère commune; EC), et des échantillons de la carotte du bassin sud de GLSF ont été examinés pour évaluer non seulement les changements survenus dans la composition de cette communauté, mais également pour inférer les tendances dans les concentrations en nutriments (Phosphore) dans le plan d'eau en utilisant un modèle prédictif de la région (Tremblay et al. 2014). Ceci nous a permis de comparer les conditions historiques de la qualité de l'eau aux conditions actuelles. Tous les échantillons qui ont été collectés ont été congelés pour des analyses ultérieures en laboratoire.

Une série d'analyses en laboratoire des strates sédimentaires a permis la reconstruction des conditions de la qualité de l'eau au cours du temps en utilisant des déductions à la fois directes (en utilisant un modèle prédictif de la région pour le phosphore) et indirectes (en faisant des analyses des diatomées qui sont de bons bioindicateurs; Smol 2008). Pour les carottes prélevées dans le GLSF, et sur certaines strates de sédiments, nous avons effectué un certain nombre de travaux qui sont présentés dans ce qui suit :

- 1) Analyses géochronologiques pour établir la chronologie des sédiments des carottes du GLSF et pour déduire les taux de déposition au cours des 200 dernières années;
- 2) Préparation de lames pour l'étude de la communauté de diatomées par microscopie suivant un protocole standard (Battarbee et al. 2001). Les lames préparées ont fait l'objet d'identification et de dénombrement à l'espèce pour observer les tendances dans les changements de composition et pour en déduire les conditions historiques de la qualité de l'eau;
- 3) Perte au feu (*ang.*; LOI), un processus de combustion séquentielle des sédiments, suivant le protocole standard de Heiri et al. (2001), couramment utilisé pour déterminer les changements dans la teneur en matière organique dans les sédiments au cours du temps;
- 4) Susceptibilité magnétique (MS), couramment utilisée en complémentarité avec d'autres indices pour déduire des tendances à l'échelle du bassin versant à partir de processus environnementaux locaux (i.e., des taux d'érosion; Sandgren et Snowball 2001);

- 5) Quantification des pigments préservés dans les dépôts sédimentaires permettant l'identification des groupes d'algues dominants rencontrés au cours du temps. Les pigments sont extraits des sédiments et analysés par chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC) suivant les méthodes adaptées de Leavitt et Hodgson (2001).

À partir des séries temporelles extraites de l'analyse des sédiments, nous avons inféré (de manière quantitative et qualitative) sur : 1) la composition des communautés de diatomées, 2) les concentrations en phosphore total déduites de la composition en diatomées (PT-DI), 3) les abondances de cyanobactéries (pigment échinénone), 4) susceptibilité magnétique, et 5) contenu des sédiments en matière organique et en carbonates. Pour déduire des changements dans les concentrations en phosphore total (apport en nutriments) à partir des assemblages de diatomées énumérées, nous avons appliqué des modèles empiriques basés sur une calibration de sédiments de surface (i.e. déposition contemporaine) provenant de cinquante-cinq lacs (Tremblay et al. 2014). Des analyses multivariées nous ont permis d'identifier les relations entre le marnage et les changements dans les paramètres de qualité de l'eau à travers le temps. Finalement, nous avons également travaillé avec des collègues de l'Université de Montréal pour estimer la dynamique des apports de nutriments dans le bassin versant du GLSF, en utilisant des données de recensement et en suivant l'approche de MacDonald et Bennett (2009). Cette approche permet de quantifier la variation nette de la charge en nutriments dans un bassin versant en prenant en compte les apports de phosphore provenant de sources humaines et agricoles (e.g., détergents, produits alimentaires et aliments pour animaux, engrais) et les exportations de phosphore (e.g., production agricole).

Thème 2 : Macroinvertébrés et poissons

i. Macroinvertébrés benthiques

Plusieurs études ont considéré l'influence du marnage sur l'abondance et la composition des invertébrés benthiques; toutes ont cependant uniquement porté dans les tous premiers mètres de la colonne d'eau (White et al. 2011, Sutela et al. 2013) ou se sont concentrées sur un nombre insuffisant de réservoirs pour pouvoir dresser des conclusions robustes et généralisables (ex., Furey et al. 2006). Pour évaluer l'impact du marnage sur la communauté de macroinvertébrés et combler les lacunes mentionnées ci-haut, nous avons échantillonné dans les zones peu profondes des lacs avec un filet troubleau (pratique la plus répandue) et à des stations réparties le long de transects perpendiculaires à la rive avec une benne Ponar (4 transects par lac; 6 stations par transect). Les transects sélectionnés ont subi un minimum d'influence humaine.

À chaque transect, la zone littorale peu profonde (0 à 1 mètre) a d'abord été échantillonnée à l'aide d'un filet troubleau. L'échantillonnage, d'une durée de 3 minutes, débutait à 1 mètre de profondeur et se terminait au bord de la rive. L'échantillon est constitué de triplicats espacés de 5 mètres les uns des autres. À partir d'un mètre de profondeur, 6 stations ont été positionnées avec une benne Ponar, afin d'échantillonner un gradient de profondeurs. Les stations étaient respectivement distribuées à 1, 3, 5, 8, 12, et 16 mètres de profondeur, perpendiculairement à la rive. À chacune de ces stations, des paramètres limnologiques ont été mesurés à environ 20 centimètres au-dessus du substrat (pH, température, conductivité et oxygène dissout (DO)).

Notre étude de terrain a également été complétée par une analyse de données obtenues à partir d'une expérience de manipulation du marnage réalisée à l'échelle d'un écosystème lacustre en Ontario. Nous avons examiné en particulier comment les abondances d'insectes émergents (ex. : les chironomidés) variaient entre les années (n=3 ans) avec et sans marnage pour tester l'hypothèse selon laquelle les émergences d'insectes seraient plus faibles durant les années avec marnage.

ii. Poissons

Chaque lac a été échantillonné à l'aide de filets maillants, d'une seine, d'un verveux et de bourroles, à l'exception des six lacs situés aux États-Unis où il a été impossible d'utiliser des filets maillants. Les filets maillants ont été déployés en fin d'après-midi et relevés tôt le lendemain matin. Dans chacun des lacs, cinq filets maillants ont été installés en zone littorale et un en zone pélagique. La seine, le verveux et les bourroles ont également été utilisés en zone littorale pour capturer des spécimens de poissons de petite taille. Pour chaque poisson capturé, nous avons noté l'espèce, la longueur à la fourche et le poids. La profondeur et les coordonnées des stations échantillonnées, et l'effort de pêche ont également été pris en note pour chacun des engins de pêche utilisés.

Pour déterminer si le taux de croissance des poissons littoraux est affecté par le marnage, nous avons choisi deux espèces qui se nourrissent principalement de macroinvertébrés en zone littorale : le meunier noir (*Catostomus commersonii*) et la perchaude (*Perca flavescens*). Pour évaluer la croissance et l'âge des individus, nous avons prélevé la paire d'otolithes *sagittae* (petits os de l'oreille interne) sur un maximum de 30 spécimens par lac échantillonné et pour chaque espèce. Une lecture d'âge des otolithes a ensuite été effectuée en laboratoire en vue de déterminer la courbe de croissance Von Bertalanffy.

Certaines études suggèrent que les poissons peuvent allouer l'énergie acquise pour maintenir leur taux de croissance dans des conditions de disponibilité réduite en proies, plutôt que d'investir cette énergie dans la reproduction (Lester et al. 2004). Les modèles bioénergétiques ou modèles de budget énergétique dynamique sont un moyen d'explorer ces différents compromis et de faire des prédictions sur la façon dont l'effet du marnage sur l'abondance des macroinvertébrés peut se répercuter sur les poissons. En estimant indépendamment les taux de croissance des poissons dans nos lacs par l'analyse des otolithes, nous serons en mesure de développer et tester les prédictions de ces modèles.

Approche 2 : Analyses quantitatives de données existantes

Thème 2 : Poissons

Analyses de la structure des communautés de poissons dans des lacs régulés et non régulés du Nord de l'Amérique du Nord

Les buts spécifiques de ces analyses étaient de quantifier l'importance de la régulation des écosystèmes aquatiques (réservoirs ou lacs naturels) comme facteur impactant la structure des communautés de poissons. Plus précisément, nous avons évalué l'effet de la régulation de l'écosystème aquatique (régulé ou naturel) et de l'amplitude du marnage sur l'abondance relative des poissons. Pour

ce faire, nous avons eu accès à trois bases de données : les données EMAP (plusieurs lacs du Nord des États-Unis régulés et non-régulés), les données d'Hydro-Québec sur les projets de construction de centrales hydro-électriques et barrages (projets de la Baie James et du Nord de la Mauricie, lacs et réservoirs régulés et non-régulés) et les données récoltées par Raphaëlle Thomas au cours des étés 2013 et 2014. Des analyses de redondance canonique (RDA) ont été menées pour relier la structure des communautés de poissons aux données environnementales (ex. : présence d'un barrage, amplitude du marnage et autres variables environnementales comme la géographie, la superficie de l'écosystème, le pH, etc...).

Approche 3 : Synthèse quantitative de la littérature et méta-analyse

Synthèse de la littérature

Nous avons effectué une synthèse de la littérature sur les effets de la mise en eau des réservoirs sur la dynamique de population et la structure des communautés de poissons. Cette synthèse nous a permis de détecter des lacunes dans nos connaissances actuelles et de déterminer les sujets nécessitant plus d'informations. Cette synthèse consiste en deux volets. Premièrement, la synthèse nous a permis de décrire la réponse temporelle des populations de poissons suite à la mise en eau des réservoirs en testant l'hypothèse de l'explosion trophique c'est-à-dire une forte augmentation de l'abondance des poissons, suivie d'une dépression et d'un retour à l'équilibre, et si les patrons sont similaires pour les juvéniles et les adultes. Deuxièmement, nous avons testé l'effet de la mise en eau sur la biodiversité de poissons en comparant les réservoirs et les écosystèmes naturels et en examinant les changements possibles de la communauté dans les réservoirs en fonction du temps. Pour réaliser la synthèse de la littérature, nous avons fait une recherche sur *ISI Web of Science* (puissant moteur de recherche scientifique) pour recenser les articles scientifiques évalués par les pairs et rapports gouvernementaux traitant de la régulation du niveau de l'eau et des impacts sur les poissons. Nous avons utilisé les mots clés suivants : « *water levels* », « *reservoir* », « *drawdown* », « *withdrawal* », « *impoundment* », « *water regulation* », « *discharge* » ET « *fish* » sans restriction de date (période couvrant près de 100 ans; 1920 – 2014). Pour chaque article ou rapport pertinent, nous avons également examiné la liste de références pour trouver des rapports et articles additionnels qui n'étaient pas ressortis par la recherche *ISI Web of Science*. Nous avons complété la recherche en utilisant l'outil *Google Scholar* en utilisant les mêmes mots clés. Nous avons exclu les articles de modélisation car nous voulions orienter cette synthèse de la littérature sur des évidences empiriques.

De ces études, nous avons extrait de l'information sur la localisation des réservoirs, le nombre de réplicats, la présence de sites contrôles ou de références (c'est-à-dire des sites non-régulés dans des environnements similaires), le nombre de réservoirs/lacs échantillonnés, la date à laquelle le réservoir a été mis en eau, le nombre d'années pendant lesquelles le réservoir a été suivi dans le temps avant la mise en eau et après la mise en eau, et l'amplitude du marnage (en mètres). Ces données environnementales et de régulation du niveau de l'eau ont été mises en relation avec les différents paramètres de la dynamique de population de poissons (abondance de juvénile et d'adultes) et avec des indicateurs de biodiversité (richesse spécifique, diversité et équitabilité).

4. Résultats obtenus et interprétations

a. Thème 1 –Limnologie et paléolimnologie

Limnologie

Nos analyses spatiales et bathymétriques ont démontré qu'un marnage moyen de 5 mètres expose toute la zone littorale du GLSF, et 35% de la superficie maximale du lac (**Fig. 2**). Dans les années avec un marnage extrême (plus de 7 mètres), plus de 40% de la surface maximale du GLSF est exposée à l'air (**Fig. 2**). L'exposition des macrophytes à l'air et au gel en hiver peut entraîner la perte des lits de macrophytes (Turner et al. 2005) ou un passage à une communauté de macrophytes plus tolérantes au gel (McGowan et al. 2005). La perte des macrophytes peut avoir des répercussions importantes car leur abondance est corrélée à la productivité d'invertébrés et de poissons benthiques dans les lacs (Wiley et al. 1984, Rasmussen 1988, Blindow et al. 1993, Diehl, 1993, Diehl et Kornijów 1998).

L'exposition à l'air et au gel de la zone littorale du GLSF, et l'absence d'inondation printanière peuvent également avoir des conséquences importantes pour certaines espèces des milieux humides et peuvent même mettre en péril certaines grandes classes de milieux humides. Plusieurs espèces de plantes des milieux humides ne tolèrent pas le gel de leur système racinaire. De plus, la survie et l'établissement de certaines espèces de marais dépendent fortement de la durée de l'inondation printanière durant leur saison de croissance (Hudon et al. 2006, Morin et al. 2006). La perte de certaines espèces ou le changement de communauté végétale de certains milieux humides peuvent impacter les poissons, particulièrement la perchaude et le grand brochet qui dépendent des marais pour frayer au printemps. De plus, plusieurs études menées au Québec ont démontré de fortes corrélations entre l'abondance d'espèces de poissons qui frayent en eau peu profonde et les hauts niveaux d'eau au printemps (de Lafontaine et Marchand 2003, de Lafontaine et al. 2006). Finalement, l'absence d'inondation printanière et le maintien d'un niveau d'eau bas durant la saison de croissance des plantes de milieux humides indigènes peuvent potentiellement changer la dynamique de la nappe phréatique et affecter les espèces colonisant les prairies humides et les marécages. Ceci peut résulter en un succès de colonisation de certaines plantes graminoides invasives, certaines introduites, qui sont plus tolérantes aux conditions plus sèches, comme le roseau commun (*Phragmites australis*) et le Calamagrostide du Canada (*Calamagrostis canadensis*). Ces deux espèces ont fortement proliféré dans les prairies humides bordant le fleuve Saint-Laurent et ses grands lacs fluviaux depuis la régulation du tronçon fluvial (contrôle et réduction de l'inondation printanière; Hudon et al. 2005; Lavoie et al. 2003). Cette hypothèse pourrait expliquer la prolifération du roseau commun le long des berges du GLSF. Des milieux humides en santé dans un écosystème régulé requièrent le maintien d'un régime hydrologique où les variations saisonnières et interannuelles respectent le plus possible les conditions naturelles observées (Dynesius et Nilsson 1994; Rosenberg et al. 1997).

Malheureusement, dans le cadre de cette étude, nous n'avons pas échantillonné la végétation de la zone littorale du GLSF et nous ne pouvons donc pas clairement déterminer si les macrophytes ou les milieux humides sont impactés par le marnage. Nous recommandons fortement qu'un échantillonnage et des études plus poussées soient effectués dans la zone littorale pour mieux comprendre les effets du marnage dans cette zone fragile mais très productive. Nous pouvons

cependant conclure, d'après nos analyses spatiales et bathymétriques, que certaines composantes clés de la zone littorale sont altérées par l'exposition résultant du marnage.

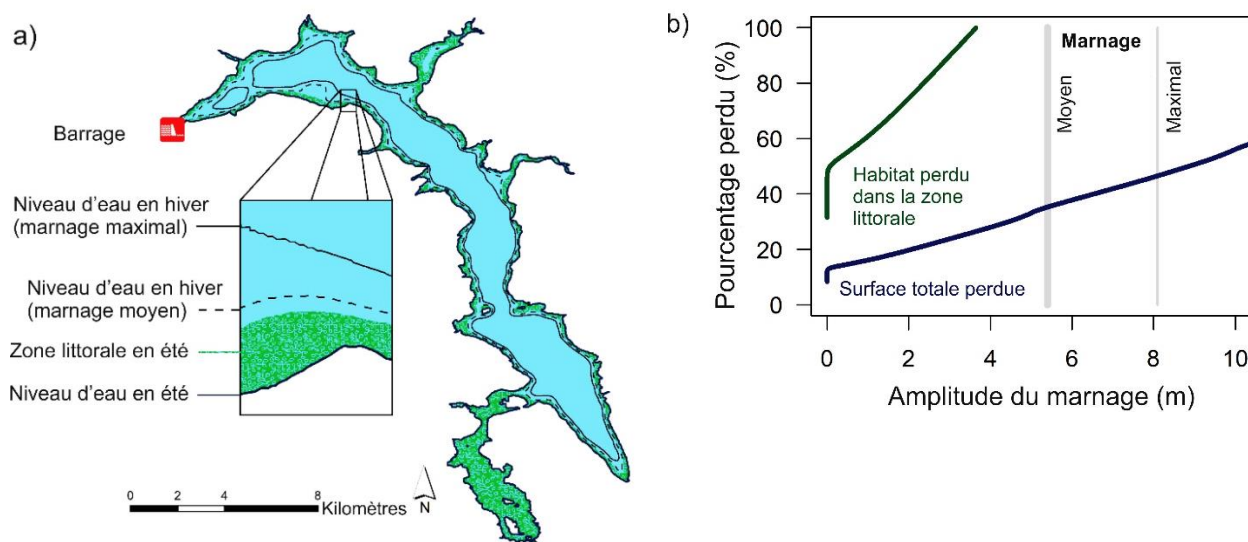


Fig. 2. a) Analyse bathymétrique du GLSF illustrant les différents niveaux d'eau saisonniers et la distribution potentielle de l'habitat où les macrophytes peuvent croître dans la zone littorale (basé sur l'équation de Chambers et Kalff, 1985), et b) taux de perte d'habitat pour la zone littorale et la surface totale du lac pour un marnage moyen et pour le marnage maximal observé au GLSF.

Paléolimnologie

En se basant sur notre analyse régionale, où nous avons examiné l'assemblage de diatomées de l'ère contemporaine et avant l'ère industrielle (1850 ère commune (EC)), qui ont été conservées dans les carottes de sédiments, nous n'avons aucune évidence venant supporter un effet important du marnage hivernal sur l'évolution de la communauté de diatomées ou sur les estimations inférées de la qualité de l'eau. Plus précisément, en utilisant une analyse en composantes principales (ACP ; **Fig. 3**), nous avons constaté qu'il existe un important chevauchement, et donc très peu de différences, dans l'assemblage de diatomées entre les sites caractérisés par un important marnage (> 3 mètres) et par un faible marnage (moins de 1,5 mètres). Nous avons ensuite appliqué une fonction de transfert pour déduire les concentrations en phosphore total contemporain et historique à partir des assemblages de diatomées. En comparant les estimations TP-DI pré-1850 (EC ; bleu) et les estimations contemporaines (vert ; **Fig 4**), nous avons constaté que la plupart des lacs démontrent très peu de changements et que l'ampleur du changement observé au fil du temps n'est pas lié au marnage observé dans chaque réservoir. À titre d'exemple, les lacs Aylmer et Massawippi démontrent des changements importants dans le TP-DI, mais ces lacs subissent un faible marnage hivernal. Nous pensons qu'un changement dans l'utilisation des terres pourrait être responsable de la variation observée du TP-DI dans les lacs Aylmer et Massawippi. Nous sommes présentement en train d'effectuer des analyses spatiales SIG afin de clarifier cette hypothèse. Dans le contexte de notre analyse régionale, le GLSF est le lac qui a subi la troisième plus forte hausse en TP-DI à travers le temps et une étude plus détaillée des carottes de sédiments du GLSF nous a permis d'approfondir nos connaissances sur les facteurs influençant la qualité de l'eau dans le GLSF au cours du temps.

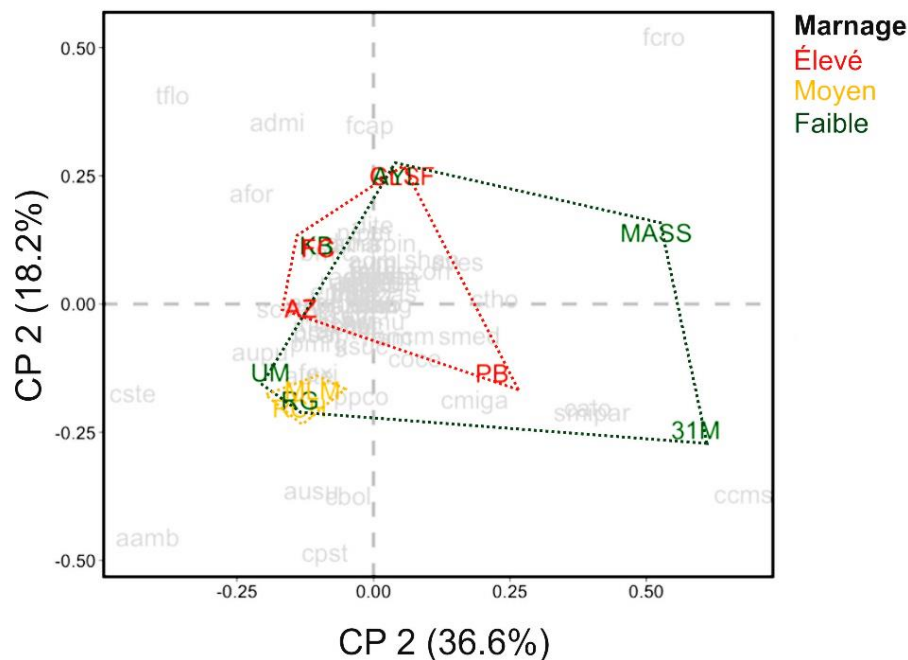


Fig. 3. Analyse en composantes principales (ACP) de l'assemblage des diatomées (espèces représentées par des codes de 4 lettres en minuscules, couleur grise) provenant de la surface des sédiments de 11 lacs qui ont été sélectionnés pour être comparables au niveau de leur morphométrie et biogéochimie mais différents dans leur marnage hivernal (0,3 à 7,2 mètres). La distribution des lacs dans l'ACP, représentée par des codes en majuscules de 3-4 lettres (les couleurs représentant l'amplitude du marnage), démontre la similarité dans les assemblages de diatomées. Plus les sites sont proches les uns des autres, plus l'assemblage de diatomées est comparable. GLSF = Grand Lac Saint Francois, AYL = Aylmer, MASS = Massawippi, 31M = 31 Milles, PB = Poisson Blanc, UM = Umbagog, RG = Rangeley, RCH = Richardson, AZ = Aziscohos, FC = First Connecticut, MLM = Mooselookmeguntic.

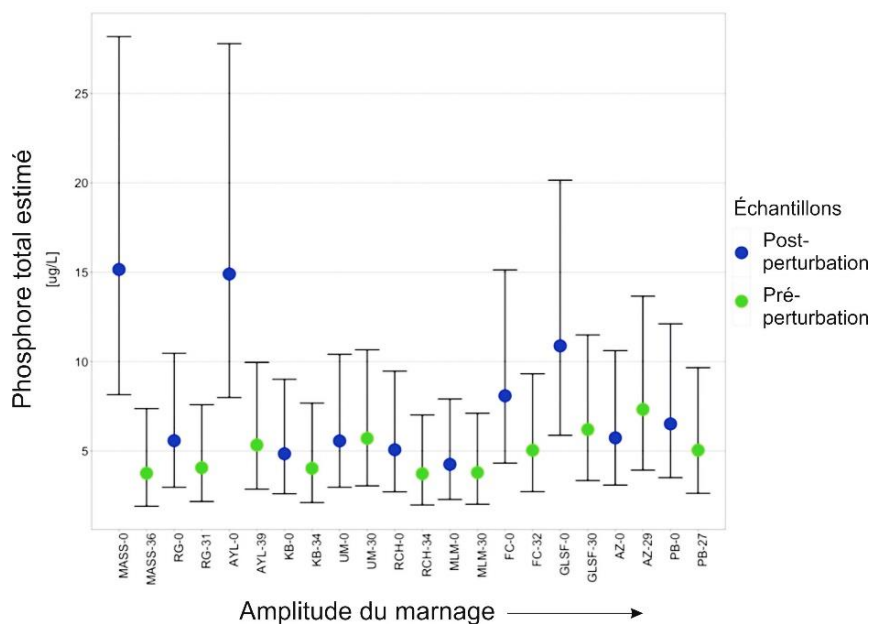


Fig. 4. Estimés du phosphore total inféré par l'analyse des diatomées (TP-DI) et incertitude associée (barres d'erreur) dans les sédiments de l'ère contemporaine (symboles bleus) et pré-perturbation (avant la période industrielle; symboles verts) pour 11 lacs/réservoirs. Les réservoirs sont classés par l'amplitude de leur marnage (axe X). Le code des lacs correspond aux codes de la figure 3.

En se basant sur les analyses d'échantillons du GLSF et sur une synthèse du budget historique de l'apport en nutriments dans le bassin versant (analyses NAPI. Le NAPI (Net Anthropogenic Phosphorus

Input) représente l'apport net de phosphore d'origine humaine et agricole apporté dans un territoire donné comme, par exemple, un bassin versant), nous avons fait les observations clés suivantes :

- 1) Des changements significatifs sont survenus dans plusieurs indicateurs paléolimnologiques (*i.e.*, contenu en matière organique, susceptibilité magnétique, TP-DI, et pigments de cyanobactéries (échinénone)) dans les années de la construction du barrage Jules-Allard (**Fig. 5, Table 1**). Même si les changements de TP-DI sont relativement mineurs, le GLSF a évolué d'un lac oligotrophe à un lac presque mésotrophe. Tous les changements dans nos indicateurs paléolimnologiques se sont déroulés à la fin du 19^{ième} siècle ou au tout début du 20^{ième} siècle, coïncidant avec la construction des barrages Jules Allard et Dupuis (**Table 1**).
- 2) Pour ajouter à la construction du barrage, il y a eu des changements quantifiables dans le bassin versant en ce qui a trait à l'apport en nutriments (NAPI) (**Fig. 5**). Le climat a également changé au cours des derniers 150 ans avec une augmentation significative de la température nécessaire à la croissance végétale (mai-octobre; $\tau = 0,59$; $p < 0,001$). Ces facteurs additionnels peuvent avoir contribué à l'eutrophisation du lac et peuvent être une cause possible de la présence de fleurs de cyanobactéries (Taranu et Gregory-Eaves 2008; Beaulieu et al. 2013).
- 3) Malheureusement, nous n'avons pas accès aux données de marnage hivernal avant 1972 et nous avons donc une fenêtre temporelle limitée pour quantifier la relation entre le marnage et la concentration en pigments de cyanobactéries (échinénone). Avec la série chronologique disponible (1972-2013), nous sommes incapables de déceler une relation significative entre le marnage et les concentrations d'échinénone (valeur de p ajustée pour l'autocorrélation temporelle = 0,13; $n = 30$). Étant donné que les données de température et le NAPI s'étendent sur plus de 100 ans, notre fenêtre temporelle pour tester l'effet de ces variables sur les concentrations en échinénone est meilleure et nous avons détecté une relation significative entre ces deux variables et les concentrations d'échinénone. Ceci suggère que la température et le NAPI peuvent être des facteurs conduisant au développement des cyanobactéries dans le GLSF (valeur de p ajustée pour l'autocorrélation temporelle = 0,04; $n = 24$).

Tableau 1. Résumé des indicateurs paléolimnologiques récoltés sur des échantillons des bassins Nord et Sud du GLSF, leur résolution temporelle ainsi que le “timing” des points d’inflexion dans leur trajectoire au fil du temps

Bassin Sud				
Sédimentologie				
Indicateurs	Résolution	N	Premier point de cassure	Erreur standard
LOI	~2 ans	83	1913	2,2 ans
SM	~2 ans	88	1894	3 ans
Indicateurs biologiques				
Échinénone	~2 ans	84	1917	11,9 ans
Diatomées	~10 ans	17	1906	25,1 ans

Bassin Nord				
Sédimentologie				
Indicateurs	Résolution	N	Premier point de cassure	Erreur standard
LOI	~4 ans	45	1901	3,7 ans
SM	~4 ans	45	1901	5,6 ans
Indicateurs biologiques				
Échinénone	~4 ans	35	1884	31,4 ans

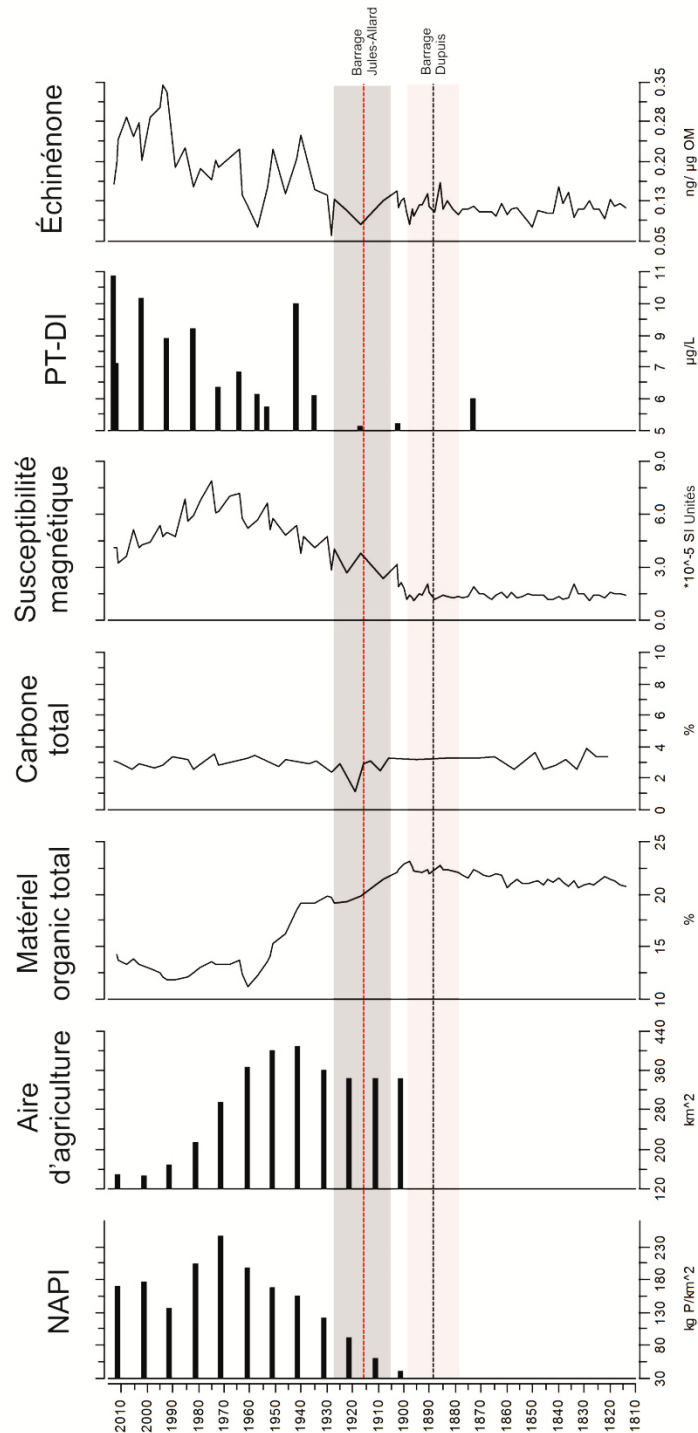


Fig. 5. Diagramme récapitulatif des séries chronologiques historiques et contemporaines pour le bassin versant ainsi que des indicateurs paléolimnologiques complémentaires mesurés dans le bassin Sud du GLSF. NB : Le NAPI (Net Anthropogenic Phosphorus Input) représente l'apport net de phosphore d'origine humaine et agricole dans un territoire donné comme, par exemple, un bassin versant. Ici, seule l'aire d'agriculture est présentée. Il est important de mentionner ici que d'autres activités humaines autres que l'agriculture pratiquées sur le territoire, non présentées sur cette figure, contribuent au NAPI.

b. Thème 2: Macroinvertébrés et poissons

Macroinvertébrés

Nous avons effectué une analyse exhaustive des macroinvertébrés retrouvés dans 118 échantillons de bennes Ponar récoltés dans les 15 réservoirs (**Fig. 1**). Nous avons considéré plusieurs variables prédictives pour expliquer la variation dans l'abondance en macroinvertébrés et avons développé une série de modèles alternatifs (basés sur le critère d'information Akaike; la localisation du transect et l'identification du réservoir ont été codées en variables aléatoires pour contrôler pour la pseudoréplication dans les analyses statistiques). Le meilleur modèle incluait le marnage hivernal et le régime thermique (échantillons en zone épilimnétique ou hypolimnétique). Ce modèle a démontré un déclin rapide de l'abondance et de la biomasse de macroinvertébrés avec l'augmentation du marnage, surtout lorsque le marnage est supérieur à 1,5 mètre (**Fig. 6**). Par ailleurs, l'abondance et la biomasse de macroinvertébrés sont fortement corrélées; $r^2 = 0,57$; $P < 0,05$).

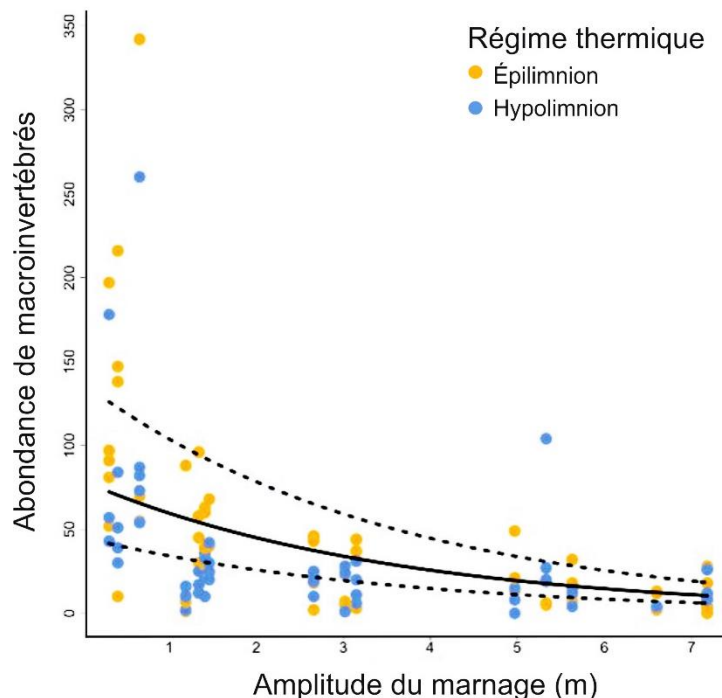


Fig. 6. Relation entre l'abondance des macroinvertébrés obtenus à partir des bennes Ponar et l'amplitude du marnage hivernal dans 15 réservoirs.

Nous avons révisé notre analyse de l'abondance des macroinvertébrés prélevés dans les filets troubleau ($n = 15$) depuis le dernier rapport (document déposé en mars 2015) car nous avons été en mesure d'obtenir des mesures plus précises du marnage dans les lacs localisés dans le nord des États-Unis. Cependant, ces nouvelles données réduisent notre gradient de marnage (réduction de presque ~50% car le marnage hivernal maximal est de 7,2 mètres au lieu de 15 mètres). La nouvelle analyse ne nous permet pas de détecter de relations significatives entre l'abondance en macroinvertébrés et l'amplitude du marnage. Il est cependant important de mentionner ici qu'en raison du faible nombre

d'échantillons de données provenant des filets trouble-eau, la probabilité de détecter un patron significatif est réduit.

En ce qui a trait à la composition de la communauté, nous avons constaté que l'assemblage de macroinvertébrés était fortement dominé par deux groupes : les oligochètes et les chironomidés (indépendamment de l'outil de collecte (benne Ponar ou filet troubleeau)). Nous avons effectué une analyse d'ordination contrainte (Analyse de redondance; RDA) pour tester si une différence dans la structure des communautés peut être expliquée par les données environnementales. Cette analyse nous a permis de démontrer que l'amplitude du marnage, le « fetch » du lac/réservoir et le régime thermique étaient des variables prédictives significatives pour expliquer la structure des communautés de macroinvertébrés, mais ces variables n'expliquent seulement que 5% de la variation (figure présentée dans Trottier 2015). Avec un si faible pouvoir d'explication de la variation, il est difficile de faire ressortir des conclusions pertinentes de cette analyse de la communauté. Nous pensons que la présence de certains groupes taxonomiques très dominants a limité notre capacité à obtenir des différences significatives entre les réservoirs. Dans des études futures, une résolution taxonomique plus précise de l'assemblage de chironomidés préservés dans les échantillons de sédiments pourrait être très instructive car les restes d'organismes sont plus faciles à identifier comparativement aux larves échantillonnées avec les bennes Ponar. Ceci nous permettrait de voir si la communauté de chironomidés a changé au cours du temps.

En plus de cette étude comparative sur des lacs régulés, nous avons été capables d'obtenir des données de macroinvertébrés (plus spécifiquement des chironomidés) tirées d'une expérience de manipulation du marnage effectuée sur un lac en Ontario (données acquises mais n'ayant, à ce jour, jamais fait l'objet d'analyses). L'avantage de coupler ces données aux nôtres est de générer des conclusions plus robustes. Conformément à notre hypothèse, nous avons constaté que l'émergence d'insectes était significativement plus faible l'année où un marnage hivernal expérimental a été appliqué (**Fig. 7**). Ce résultat fait écho à celui présenté à la figure 6 et qui montrait de plus faibles abondances en macroinvertébrés le long du gradient de marnage. Tout comme dans notre étude de terrain, nous avons trouvé que la composition des communautés ne semble pas différente entre les années, avec et sans marnage.

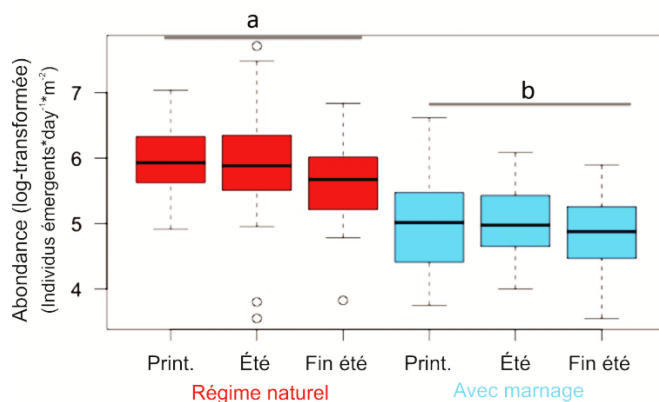


Fig. 7. Patrons d'émergence de chironomidés en régime naturel et avec marnage. L'émergence annuelle des chironomidés est significativement réduite dans un régime avec marnage ($F = 1708,51$; $p < 0,05$, rm-nested-ANOVA). Il n'y a pas d'effet de la saison d'échantillonnage ($F = 25,75$, $p = 0,1380$). SPR, SUM & LSUM représentent, respectivement, les périodes d'échantillonnage printannière, estivale et de fin d'été.

Objectif 1 : Déterminer si la croissance, l'alimentation et l'abondance des poissons sont altérées dans les réservoirs, et plus particulièrement ceux soumis au marnage.

Pour atteindre cet objectif, nous avons examiné des échantillons récoltés durant nos sorties de terrain sur 15 réservoirs (**Fig. 1**). Nous avons également extrait de l'information dans des bases de données existantes, avons développé des modèles bioénergétiques, et avons effectué une synthèse quantitative de la littérature. De plus, nous avons fait des analyses additionnelles sur la qualité des sites de fraie du doré jaune, qui est une espèce problématique dans le GLSF.

A. Croissance et bioénergétique des poissons

Nos analyses sur l'effet du marnage sur la croissance des poissons sont en cours et notre interprétation des résultats est très préliminaire. Cependant, nous avons effectué une série de modèles bioénergétiques. Ces analyses nous permettent de quantifier les conséquences possibles du marnage hivernal sur des poissons qui vivent dans des habitats où la densité en macroinvertébrés est réduite. Les macroinvertébrés sont une source de nourriture importante pour plusieurs espèces de poissons habitant la zone littorale, plus particulièrement les juvéniles de la perchaude et les meuniers noirs. Les poissons peuvent utiliser plusieurs stratégies lorsque la ressource alimentaire est déficiente : 1) ils peuvent changer de ressource alimentaire et se tourner vers une ressource de moins bonne qualité (ici, des macroinvertébrés vers le zooplancton), 2) ils peuvent réduire leur consommation et garder la même ressource alimentaire (macroinvertébrés) ou 3) augmenter le temps de recherche alimentaire (macroinvertébrés) et négliger d'autres comportements (ex. : recherche de refuges, de sites de repos ou de partenaires). Nos simulations préliminaires suggèrent que le premier scénario serait dommageable pour la croissance (**Fig. 8**) mais que les scénarios 2 et 3 seraient beaucoup plus dommageables pour la croissance et pourraient mener à une mortalité accrue (données non-présentées). Lorsque nous aurons terminé nos analyses de croissance d'après l'examen des otolithes, nous serons mieux positionnés pour déterminer lequel des trois scénarios est le plus plausible.

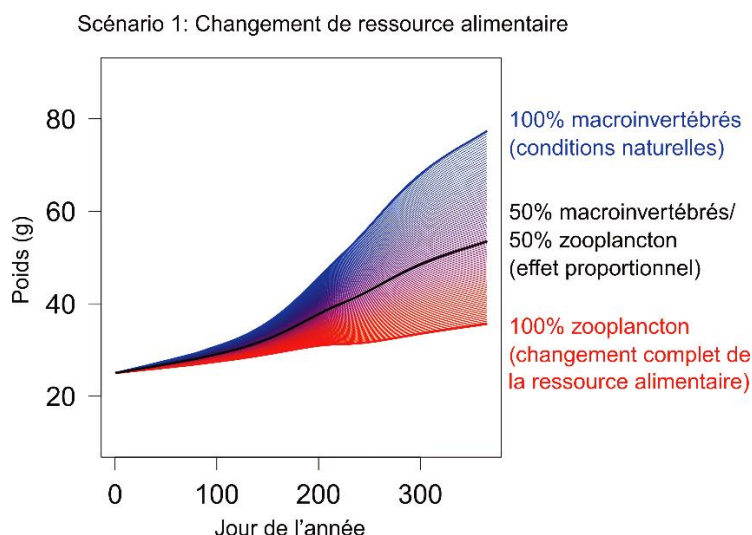


Fig. 8. Simulations de la croissance (augmentation du poids) d'un juvénile de perchaude sous différents scénarios de changement de régime.

Quatre-vingt-deux études provenant d'articles scientifiques et rapports gouvernementaux correspondaient à nos critères de recherche et ont été consultés pour effectuer la synthèse. Cette synthèse était un exercice nécessaire car l'information sur l'effet du marnage et de la régulation des niveaux d'eau dans les réservoirs était fragmentaire. Ainsi, la plupart des études portant sur les réponses des poissons à la régulation des niveaux d'eau ont été menées sur seulement quelques sites ou seulement quelques années (moins de 10 ans); très peu d'études présentent des données sur les conditions retrouvées avant la mise en eau du réservoir et souvent avec peu de réplicats ou sites de référence (Turgeon et al., article soumis; **Fig. 9**).

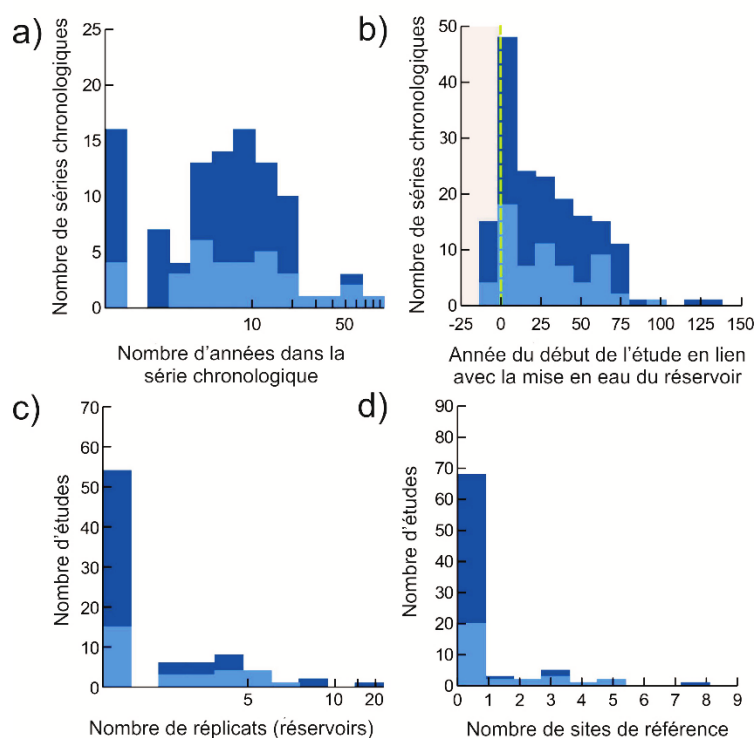


Fig. 9. Histogrammes représentant les distributions de fréquence du nombre de séries temporelles pour lesquelles nous avons a) le nombre d'années de suivi, b) l'année à laquelle l'étude a débuté (avant ou après la construction du barrage), distribution de fréquence d'études pour lesquelles nous avons c) le nombre de réplicats et d) le nombre de sites de référence. Les barres bleues foncées représentent les données provenant des 82 études qui convenaient à nos critères de recherche et les barres en bleu clair représentent les données provenant des études utilisées pour les analyses quantitatives.

Des 82 études qui correspondaient à nos critères de recherche, seules 30 d'entre elles ont été utilisées pour la synthèse quantitative. Les études qui contenaient seulement quelques années pour les suivis des populations et celles pour lesquelles aucune information n'était fournie avant la mise en eau des réservoirs ont été exclues. Des 30 études utilisées, sept ont été utilisées pour tester l'hypothèse de l'explosion trophique (**Fig.10**) suite à la mise en eau des réservoirs (patrons au niveau de la population). De ces sept études, 40 séries temporelles nous ont permis d'examiner le recrutement (l'abondance des juvéniles) en fonction du temps et 125 ont permis d'examiner les patrons d'abondance des adultes. Comme son nom le suggère, l'explosion trophique consiste en une augmentation explosive suivie d'une

dépression de la biomasse des poissons et autres composantes de l'écosystème et l'atteinte d'un nouvel équilibre. Cette explosion à plusieurs niveaux trophiques serait une réponse à l'augmentation de phosphore dans l'eau suite à l'inondation des terres en périphérie du plan d'eau. Des 30 études utilisées, 23 l'ont été pour évaluer l'effet de la régulation du niveau d'eau sur la biodiversité des poissons où nous avons comparé des écosystèmes naturels et des réservoirs, et où nous avons évalué un changement de diversité avec l'évolution en âge des réservoirs.

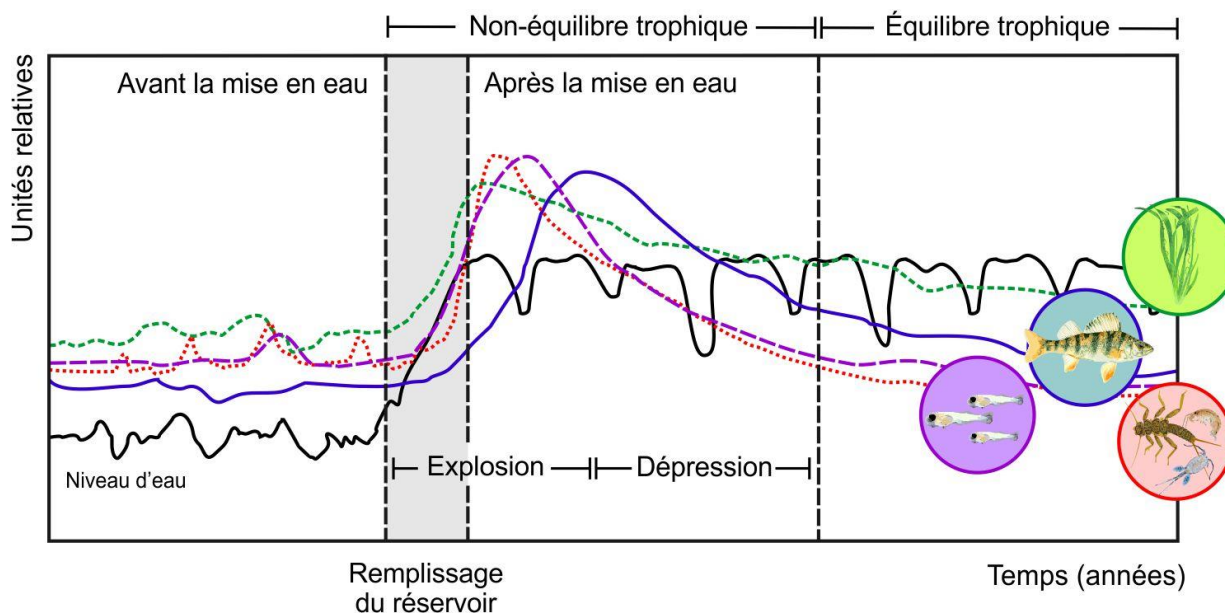


Fig. 10. Représentation schématique de l'hypothèse de l'explosion trophique. Suite à la mise en eau d'un réservoir, nous devrions observer une augmentation suivie d'une dépression de la biomasse des poissons et autres composantes de l'écosystème, et l'atteinte d'un nouvel équilibre.

Au niveau de la population, l'explosion trophique est fréquente et observée dans plus de 55% des séries temporelles (**Fig. 11**), autant pour les juvéniles que pour les adultes, elle s'observe dès le remplissage des réservoirs, et est transitoire (semble disparaître après 10 ans). Bien que le patron en forme de cloche (soutenant l'hypothèse de l'explosion trophique) soit fréquent (**Fig. 11**), nous observons beaucoup de variabilité entre les réservoirs et les espèces. À titre d'exemple, les séries temporelles du doré jaune ne démontrent pas de patrons prévisibles entre les réservoirs (**Fig. 12**). Étonnamment, même si nous avons plus de 15 ans de données dans certains réservoirs, les séries chronologiques disponibles sont trop courtes pour confirmer l'atteinte d'un nouvel équilibre. Ce qui suggère qu'un réservoir peut être en changement sur plusieurs années suite à la mise en eau. Au niveau de la communauté, nous avons trouvé une plus grande richesse spécifique et diversité de poissons dans les réservoirs que dans les rivières, aucune différence entre les réservoirs et les lacs, et aucun changement de diversité après la mise en eau des réservoirs.

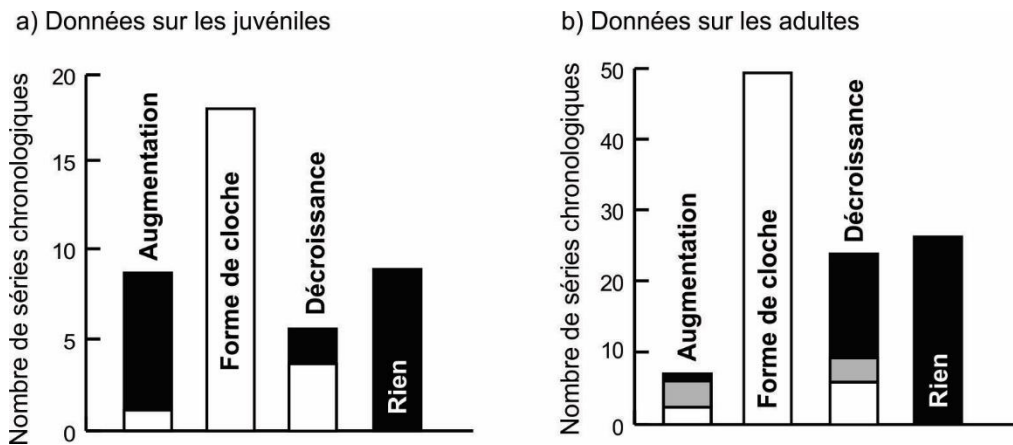


Fig. 11. Résumé des tendances générales observées pour les séries chronologiques soutenant au non l'hypothèse de l'explosion trophique pour a) les juvéniles et b) les poissons adultes, espèces et réservoirs confondus. Les tendances sont catégorisées en une augmentation de l'abondance en fonction du temps, une forme de cloche (concordant avec l'hypothèse de l'explosion trophique), une décroissance générale en fonction du temps ou une absence de tendance. L'aire en blanc représente le nombre de séries temporelles qui supportent l'explosion trophique graphiquement mais pas statistiquement. L'aire en noir représente le nombre de séries chronologiques qui ne soutiennent pas l'explosion trophique graphiquement et statistiquement. L'aire en gris (b) représente le nombre de séries temporelles qui démontrent un patron en forme de « U » (non-détecté statistiquement).

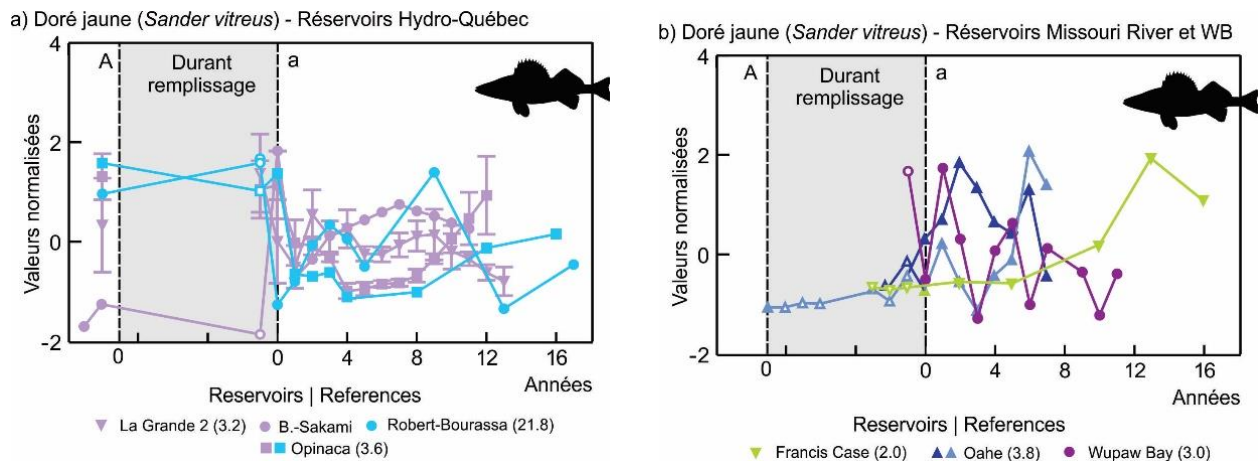


Fig. 12. Séries chronologiques représentant l'abondance estimée de doré jaune dans a) les réservoirs d'Hydro-Québec et b) les réservoirs dans la rivière Missouri et dans la Baie Wupaw. « A » = avant le remplissage, « a » = après le remplissage. Les chiffres entre parenthèses représentent le marnage moyen observé dans les réservoirs.

Les réservoirs représentés par les données chronologiques de la **Fig. 12** couvrent un large éventail de marnage (2,0 à 21,8 mètres) et ne démontrent pourtant aucune tendance évidente liée au marnage (**Fig. 12**). À partir de ces données, nous suggérons que le marnage seul n'est pas le facteur principal responsable de la variation dans l'abondance des adultes de doré dans ces différentes régions. Des travaux antérieurs produits par Luc Major et collègues ont cependant montré que le moment auquel le marnage débute (réduction du niveau de l'eau en fin d'automne) et le moment auquel le lac retrouve ses niveaux d'eau « normaux » (remplissage au printemps) sont critiques. En particulier, Major et al. (1997) ont démontré que l'abondance estimée des dorés à l'âge de 2 ans dans le GLSF a été considérablement réduite lorsque les niveaux d'eau étaient inférieurs à la moyenne au printemps (du 15

Avril au 15 mai), ce qui correspond à la période de fraie de cette espèce. Major et al. (2001) ont suggéré que ces résultats peuvent être dûs à : 1) la perte de l'habitat des larves et juvéniles de doré ou 2) la perte de connectivité entre les sites de fraie et le lac lors des faibles niveaux d'eau au printemps.

Pour parvenir à une meilleure compréhension des facteurs environnementaux qui expliqueraient les différences entre les sites de fraie de bonne, moyenne et faible qualité pour le doré jaune dans le GLSF, nous avons mené une analyse en composantes principales (ACP) des données recueillies par un technicien pour la SEPAQ (Stéphane Poulin) au GLSF. Ces résultats montrent que les sites de faible qualité sont caractérisés par une très faible profondeur d'eau, une vitesse de courant plus lente et un substrat plus fin tandis que les sites de bonne qualité sont caractérisés par des eaux plus profondes et un substrat plus grossier (**Fig. 13**). Cependant, même si les sites de bonne qualité sont localisés en eau plus profonde que les sites de faible qualité, ils sont tout de même caractérisés par des profondeurs d'eau relativement faibles (moyenne: 0,36 mètre, étendue : 0,2 à 0,6 mètre) et sont très probablement exposés lors du marnage. À la lumière de ces informations, et des observations fournies par Major et al. (2001), si la vitesse de remplissage du lac au printemps (du 15 Avril au 15 mai) est trop lente pour inonder ces sites à temps pour la migration et la reproduction, le recrutement pourrait être négligeable pour ces années.

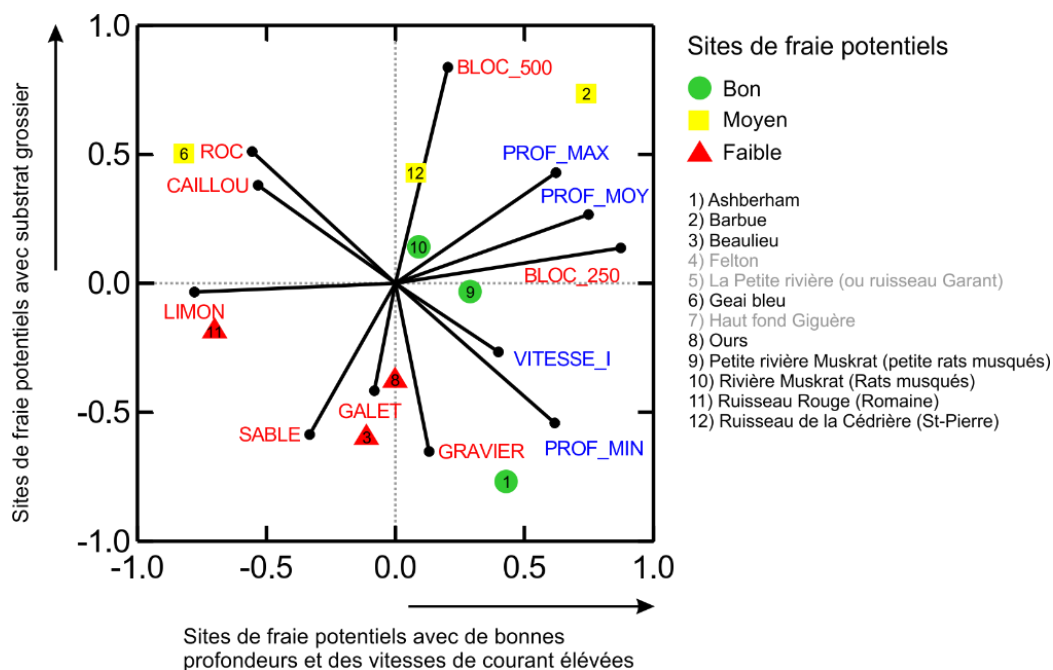


Fig. 13. Analyse en composantes principales (ACP) des variables environnementales collectées par la SEPAQ sur les sites de fraie potentiels du doré jaune au printemps 2014 dans le GLSF.

Objectif 2 : Déterminer si la structure des communautés de poissons à l'échelle du lac est altérée par le marnage hivernal

Nous avons compilé deux ensembles de données pour les analyses des communautés de poissons en relation avec le marnage : 1) un ensemble de données de 205 lacs ou des réservoirs pour lesquels nous avons identifié la présence ou l'absence d'un barrage (soit par le biais de la connaissance locale du

site ou de vérification par le biais de l'Inventaire national américain des barrages); 2) un ensemble de données de 23 lacs ou réservoirs pour lesquels nous avons obtenu des informations sur l'amplitude du marnage. En se basant sur une analyse des 205 lacs et réservoirs, nous avons découvert que la présence d'un barrage était un facteur significatif pour prédire la structure de communauté des poissons mais elle n'explique seulement que 3% de la variation totale alors que la latitude et la longitude (position géographique) des sites expliquent environ 17% de la variation. Avec les données provenant des 23 lacs pour lesquels nous avons des données de marnage, nous avons constaté que le marnage n'est pas un facteur significatif pour expliquer la variation dans la communauté de poissons. Collectivement, ces résultats suggèrent que le marnage et la présence de barrages affectent les peuplements de poissons mais pas considérablement. Ces analyses de la communauté de poissons vont dans la même direction que les résultats obtenus à partir de la synthèse de la littérature (Turgeon et al. soumis) où nous ne trouvons pas de patrons directionnels tangibles pour expliquer les indices de diversité lorsque l'on compare les réservoirs et les lacs de référence.

5. Conclusions et recommandations de gestion

a. Conclusions de l'étude

- **Bathymétrie** : L'exercice de simulation que nous avons réalisé suggère qu'un marnage hivernal de 5 mètres expose toute la zone littorale du GLSF, et expose 35% de la superficie maximale du lac. Durant les années soumises à un marnage extrême (plus de 7 mètres), plus de 40% de la surface maximale du GLSF est exposée à l'air.
 - *Cela a des conséquences négatives sur les habitats littoraux (milieux humides) et les macrophytes submergées qui sont des habitats de très bonne qualité pour les organismes aquatiques.*
- **Limnologie** : L'état trophique du GLSF a changé au cours des 150 dernières années. Il est passé d'un état oligotrophe à un état presque mésotrophe.
- **Macroinvertébrés** : Le marnage a un effet néfaste sur l'abondance et la biomasse des macroinvertébrés, ce qui en retour peut avoir un effet négatif sur la croissance des poissons et la taille de leurs populations.
- **Poissons** :
 - Le marnage semble être fortement relié à un très faible recrutement du doré jaune. Les frayères de bonne qualité sont localisées à de faibles profondeurs.
 - Nos travaux sur les poissons à l'échelle populationnelle sont encore en cours, mais les analyses bioénergétiques préliminaires suggèrent déjà que ceux d'entre eux qui utilisent les macroinvertébrés comme proies seraient fortement affectés négativement. D'ici quelques mois, nos analyses de la croissance des perchaudes et des meuniers seront utilisées pour tester ces prédictions bioénergétiques.
 - Le marnage et la présence de barrage ont relativement peu d'impacts significatifs sur les communautés de poissons et leur diversité, à quelques exceptions près.

b. Recommandations spécifiques

Dans les sections suivantes, nous discutons de plusieurs options de gestion qui pourraient être mises en œuvre, et que nous avons regroupées en cinq catégories thématiques : 1) la protection de la qualité de l'eau, 2) l'ampleur du marnage, 3) la synchronisation du marnage avec la fraie des poissons, 4)

l'adaptation, et 5) les projets à long terme. Changer l'amplitude et la synchronisation du marnage nécessite d'altérer les pratiques de marnage. Les options d'adaptation seraient de tenter de protéger et/ou de restaurer certaines populations de macroinvertébrés et de poissons, et ce, même si des changements dans la pratique de gestion du marnage ne sont pas mises en œuvre. Les options à long terme sont celles qui ne peuvent pas être immédiatement mises en application, mais qui pourraient être considérées dans des projets futurs.

1) La protection de la qualité de l'eau : Développer des zones tampons le long des affluents et du rivage du GLSF

Contexte : La pollution diffuse causée par les apports de phosphore et d'azote sous forme d'engrais d'origine agricole ou issus de la déforestation, de la gestion des eaux usées et des pratiques horticoles, provoque l'eutrophisation de nombreux lacs et rivières en Amérique du Nord, (Carpenter et al. 1998). Bien que le GLSF ait connu des changements pour des conditions oligo-mésotrophes au cours des 150 dernières années, la qualité de l'eau à cet endroit est encore très bonne. Il existe une réelle opportunité pour maintenir la qualité de l'eau du GLSF dans son état actuel, de telle sorte que ce lac puisse continuer à fournir une multitude de services écosystémiques pour la région. Accompagnée de changements dans les pratiques d'application d'engrais et d'utilisation des terres, la gestion de la bande riveraine (zone tampon végétalisée localisée entre le plan d'eau et le milieu terrestre) sous forme de zones tampons peut réduire les apports en azote et phosphore dans les écosystèmes aquatiques (Polyakov et al. 2005) et constitue généralement l'approche la plus rentable (Kramer et al. 2006).

En moyenne, il est recommandé que les zones tampons atteignent au moins 22 à 29 mètres de large à travers les États-Unis et le Canada, et même plus dans de nombreuses régions du Canada (Lee et al., 2004). Pour la qualité de l'eau et la réduction des apports en éléments nutritifs, la plupart des recommandations suggèrent une zone tampon d'au moins 30 mètres (Wenger 1999, Broadmeadow et Nisbet 2001). Cependant, les pentes raides (par définition, pentes allant de 10 à 40%) accroissent les taux de ruissellement et exigent soit des zones tampons plus larges ou la mise en place de zones tampons dans des zones en pente douce. Par conséquent, la pente est souvent utilisée dans les calculs pour déterminer différentes largeurs de zones tampons, où la largeur de la zone tampon = (pente moyenne / facteur d'érosion)^{0,5} ou bien la largeur de la zone tampon = 2,5 x (durée du transport de l'eau de ruissellement) x (pente)^{0,5} (Hawes et Smith 2005). En outre, les sols qui sont moins perméables peuvent permettre l'absorption, et les sols très humides et les zones humides peuvent permettre la dénitrification. Il est important de noter que les bandes riveraines et les zones tampons ne sont pas universellement efficaces, et il est donc nécessaire de concevoir et de mettre en œuvre des zones tampons appropriées au paysage local considéré (Polyakov et al. 2005).

Recommandations et commentaires détaillés : Nous suggérons au RGLSF l'embauche d'un professionnel pour aider ses membres, compte tenu des particularités locales, à la planification et à la conception éventuelles de zones tampons associées aux bandes riveraines déjà mises en place.

2) Amplitude du marnage : Réduire l'ampleur du changement du niveau de l'eau en hiver.

Contexte : Bien que les études touchant aux réponses des réservoirs à des diminutions du marnage soient encore peu nombreuses, il en existe un certain nombre qui viennent appuyer l'idée selon laquelle un marnage inférieur ou égal à 1,5 mètre aurait moins d'impact sur le biote aquatique que

des marnages plus élevés. McEwen et Butler (2010) ont montré des changements dans la communauté de macroinvertébrés dans le réservoir Namakan (MN), quand le marnage de celui-ci est passé de 2,5 à 1,5 mètres. Ils ont constaté des augmentations d'abondances significatives au sein des communautés d'invertébrés à des profondeurs de 1-2 mètres, profondeurs auxquelles les invertébrés sont les plus exposés au gel et à la dessiccation. Dans un même ordre d'idées, en région boréale, des réservoirs exposés à un marnage de moins de deux mètres présentaient des communautés de macroinvertébrés benthiques plus similaires à celles de lacs de référence qu'à celles de réservoirs soumis à un marnage plus extrême (White et al. 2011). En ce qui concerne les poissons, Sutela et Vehanen (2008) ont constaté que le pourcentage de la biomasse constitué par des espèces littorales et consommatrices de zoobenthos était plus élevé dans les lacs de référence que dans les lacs avec marnage; et un modèle décrivant ces données suggère pour le marnage un seuil compris entre 0,5 et 1,5 mètre. Bien que d'autres seuils existent pour d'autres impacts et dans d'autres systèmes (par exemple, un seuil de 4,6 mètres pour le succès de fraie du saumon Kokanee; Stober et Tyler 1982), des études similaires à celles entreprises dans le GLSF semblent montrer une réponse non linéaire s'apparentant à celle que nous avons relevée pour les macroinvertébrés à des niveaux de marnage relativement faibles.

Nos résultats, et les mécanismes qui conduisent probablement aux changements observés, sont en accord avec l'existence d'un marnage seuil de 1,5 mètre. Tout d'abord, une abondance élevée en macroinvertébrés tend à être observée seulement aux sites situés en bordure de rive s'ils ne sont pas exposés par le marnage, ce qui nécessite donc un marnage de faible amplitude pour maintenir ces zones d'abondances élevées intactes. En deçà de cette profondeur, il y a une forte diminution de l'abondance en macroinvertébrés qui peut résulter d'un voire deux mécanismes agissant indépendamment ou de concert. Premièrement, il est apparu que les macroinvertébrés en général sont présents à des abondances plus élevées dans des eaux peu profondes. Quand le marnage s'étend au-delà de ces zones peu profondes, les macroinvertébrés non mobiles restent pris au piège et se retrouvent hors de l'eau pendant l'hiver. Deuxièmement, les espèces de macroinvertébrés mobiles peuvent se déplacer avec la baisse des niveaux d'eau et peuvent être tributaires de la complexité des habitats littoraux pour leur survie. Notre modélisation de l'habitat suggère que la croissance des plantes dans la zone littorale est limitée à 4,4 mètres pour toute vie végétale (incluant les espèces algales benthiques) et 3,6 mètres pour la plupart des macrophytes (**Fig. 2**). Le marnage moyen actuel de 5 mètres contribue par conséquent à supprimer complètement la complexité de l'habitat créée par les macrophytes, exposant à la prédation les macroinvertébrés et les petits poissons ayant survécu. Par contre, un marnage de 1,5 mètre, où le premier mètre d'eau serait sous forme de glace, laisserait environ 1,1 mètre de profondeur d'eau, profondeur à laquelle les macrophytes seraient en mesure de croître et de demeurer submergées durant l'hiver, créant ainsi un habitat pour les macroinvertébrés et les poissons de petite taille. En plus de permettre l'existence d'un habitat complexe pendant l'hiver, un faible marnage permet davantage d'espèces de macrophytes de survivre et de croître pendant la période estivale. Les marnages de forte amplitude, qui affectent les macrophytes en hiver, peuvent également affecter leurs banques de semences, de sorte que seules les espèces résistantes à la dessiccation et au gel seront en mesure de survivre. Les marnages de faible amplitude qui laissent certaines zones littorales immergées en hiver peuvent permettre une meilleure survie hivernale. Finalement, bien que nous ne disposions pas de modèles ou de mesures pour prédire la présence d'habitats qui génèrent de la complexité d'habitat tels que les débris ligneux grossiers ou les galets, ces structures sont probablement présentes dans les milieux peu profonds et sont susceptibles de disparaître en période de marnages élevés.

Étant donné que les macroinvertébrés sont des proies importantes pour certains espèces de poissons, parmi lesquelles les jeunes perchaudes jaunes, le meunier noir, et d'autres espèces de poissons littoraux, il est plausible qu'une diminution de l'abondance (biomasse) en macroinvertébrés puisse conduire à des taux de croissance plus faibles; ceci a d'ailleurs été démontré dans notre modélisation bioénergétique initiale. Des taux de croissance extrêmement faibles et des pertes de poids peuvent alors mener à des taux de survie plus faibles, ce qui peut conduire à de petits effectifs de populations, et donc des conséquences pour la pêche. Cependant, les réponses des poissons à ce changement en termes de croissance vont dépendre de la façon dont ces mêmes poissons pourraient répondre à un rebond d'abondance dans les populations de macroinvertébrés. Bien que nos modèles bioénergétiques indiquent que les taux de croissance sont susceptibles d'être plus faibles pour les espèces qui dépendent des macroinvertébrés pour leur alimentation, il est également possible que ces poissons adoptent des stratégies pour maintenir une croissance suffisante en présence d'abondances faibles en macroinvertébrés; leur croissance pourrait donc ne pas changer fortement si l'amplitude du marnage était modifiée. Notre analyse de la croissance est en cours et nous espérons avoir sous peu plus de données à ce sujet. Il est important de noter, cependant, que nous avons mené de nombreuses analyses au niveau des communautés de poissons et qu'il ne semble pas y avoir d'effet important associé au marnage.

Recommandations: Sur la base de nos résultats, nous préconisons une approche de précaution et une limitation du marnage dans le GLSF. Nous admettons cependant qu'une modification importante du marnage pour atteindre un niveau d'environ 1,5 mètre nécessite davantage de recherche avant d'être envisagée. Ceci étant dit, voici une liste de ce que nous considérons comme étant des recherches prioritaires dans le futur :

1. Localiser les zones de fraie pour les poissons d'intérêt, et déterminer si leur disponibilité est reliée à l'amplitude du marnage
2. Acquérir des données de bathymétrie à haute résolution pour les zones littorales de sorte que l'on puisse modéliser plus précisément les effets du marnage sur la disponibilité des différents habitats (par exemple, les macrophytes, les débris ligneux grossiers, les zones humides)
3. Déterminer si la présence de galets et d'habitats constitués de débris ligneux grossiers est liée à la profondeur

3) Synchronisation du marnage : Rétablir les niveaux d'eau au printemps (du 15 Avril au 15 mai), avant la migration des poissons littoraux et dans les tributaires pour la fraie (un ajustement a déjà été réalisé en ce sens)

Contexte et questions en suspens : Un retard dans la restauration des niveaux d'eau au printemps peut affecter le succès reproducteur des poissons, puisque les géniteurs de printemps sont incapables d'atteindre les habitats de fraie favorables, fraient dans des habitats inadéquates, ou évitent de frayer (par exemple, Jorgensen et al. 2006). Des échecs de recrutement d'une classe d'âge ont été documentés pour de nombreuses espèces de poissons dans la littérature; dans de nombreux cas, c'est un marnage d'amplitude élevé qui empêchait la reproduction des poissons et réduisait la taille de la population, ou provoquait l'effondrement de cette population. Notre compréhension de la situation est que, sur la base des observations faites par Major et al. (2001), des actions ont été entreprises pour

veiller à ce que, au moment de la fraie pour le doré, les niveaux d'eau soient restaurés de telle sorte qu'ils sont suffisamment élevés pour permettre aux poissons d'accéder à la zone littorale et aux tributaires. Par contre, une certaine incertitude demeure quant aux travaux qui auraient été entrepris pour d'autres espèces de poissons qui pondent dans les zones littorales. Dès lors, les questions suivantes restent en suspens : Quand les différentes espèces de poissons fraient-elles et quels sont les éléments déclencheurs de la fraie? Où se situent les aires de fraie pour les espèces littorales? Et la disponibilité des aires de fraie dépend-elle de l'amplitude du marnage?

4) Adaptation et création de conditions permettant la résilience au marnage : Créer de la complexité dans les habitats profonds (sous le niveau du marnage) pour protéger certains invertébrés et les poissons de petite taille.

Contexte: La complexité de l'habitat dans la zone littorale peut avoir une influence majeure sur la biodiversité (Strayer et Findlay 2010). Comparativement aux habitats simples, les habitats structurellement complexes ont tendance à présenter des densités (Barwick 2004, Barwick et al. 2004, Newbrey et al. 2005) des biomasses (Barwick 2004, Lewin et al. 2004), et des richesses en espèces (Jennings et al. 1999) de poissons plus élevées. En outre, la croissance de certaines espèces de poissons peut être plus élevée dans des habitats plus complexes (Schindler et al. 2000, Gaeta et al. 2011). La complexité de l'habitat littoral est cruciale en fournissant des refuges pour les petits poissons contre les prédateurs, et favorise donc l'augmentation du recrutement des juvéniles de poissons qui en augmentant de taille entreront dans les pêcheries.

Les débris ligneux grossiers sont une source majeure de complexité de l'habitat dans les lacs. L'importance des débris ligneux grossiers comme habitats pour les macroinvertébrés et les poissons a été mise en évidence par les relations positives qui existent entre la biomasse des macroinvertébrés et des poissons juvéniles et la structure ligneuse (Lewin et al. 2004). Lorsque les macrophytes sont absentes ou rares, comme c'est le cas dans de nombreux réservoirs fortement touchés par le marnage hivernal, les débris ligneux grossiers deviennent des habitats particulièrement importants. La perte de ces habitats peut nuire aux populations de poissons. Ainsi, l'aménagement du littoral conduit souvent à l'élimination de l'habitat constitué de ces débris ligneux grossiers (Christensen et al. 1996), qui peut causer une diminution de la densité de population de poissons qui résidaient dans ces débris ligneux grossiers (Scheuerell et Schindler 2004) et une croissance plus lente de ces derniers (Schindler et al. 2000, Gaeta et al. 2011). Dans une étude où 75% des habitats constitués de débris ligneux grossiers avaient été retirés expérimentalement dans le nord du Wisconsin, le stock de perchaudes s'est effondré, ce qui a conduit l'achigan à grande bouche à s'alimenter sur des invertébrés terrestres, énergétiquement moins riches, et à présenter des taux de croissance faibles (Sass et al. 2006, Helmus et Sass 2008). Des effets identiques peuvent être observés lorsque la sécheresse provoque une réduction de l'habitat constitué de débris ligneux grossiers (Gaeta et al. 2014). Bien que ce type d'habitat puisse être important directement et/ou indirectement en soutenant une abondance élevée en invertébrés benthiques (Francis et al. 2007), il n'y a aucun changement dans ces populations quand ces débris ligneux grossiers sont retirés (Helmus et Sass 2008).

La restauration des habitats complexes peut contribuer à l'atténuation des pressions négatives exercées sur les populations de poissons, mais il demeure une certaine incertitude quant au degré d'amélioration de la taille de la population et des taux de croissance pouvant être atteints. Tout d'abord,

il a été montré que la plupart des ajouts de structures ligneuses permettent d'augmenter la présence d'agrégation des poissons mais ces études n'incluent pas d'analyses populationnelles à l'échelle du lac (Bassett, 1994). En outre, la mise en place d'habitats constitués de débris ligneux grossiers n'a pas permis d'atteindre les augmentations attendues des taux de croissance de crapet arlequin ou de l'achigan à grande bouche, qui sont probablement plus fortement touchés par des effets de densité-dépendance et des facteurs environnementaux comme le climat (Sass et al. 2011). Néanmoins, la mise en place de tels habitats a probablement contribué à l'accroissement de la diversité et de la disponibilité des proies (macroinvertébrés benthiques pour le crapet arlequin, et poissons fourrages pour l'achigan à grande bouche), ce qui en a résulté en une alimentation de meilleure qualité. Par conséquent, bien que des effets potentiels sur la dynamique des populations ne soient pas apparents, la productivité de la pêcherie peut avoir été accrue par l'addition d'un habitat formé de débris ligneux grossiers. Par ailleurs, ces expériences d'apports ou de retraits de débris ligneux grossiers simulent des pertes ou des gains à long terme d'habitats ligneux.

Les décisions relatives à la constitution de nouveaux habitats formés de débris ligneux grossiers doivent considérer la quantité, le type et l'emplacement de ces débris ligneux grossiers, ainsi que des plans de suivi de leur efficacité. Pour ce qui concerne la quantité d'habitats à ajouter, il faut considérer que chaque achigan à grande bouche nécessite 1,3m² d'habitat ligneux, et que la structure totale ne devrait pas couvrir plus de 0,25% de la superficie du lac (Wege et Anderson, 1979). Cependant, ces règles approximatives restent non testées et ne sont pas développées pour de multiples espèces. En ce qui a trait au type de débris ligneux grossiers à ajouter, il est important d'avoir une certaine diversité dans le degré de complexité - certains types devraient présenter des ramifications très complexes pour servir de refuge pour les petits poissons, tandis que d'autres devraient être de plus grand diamètre avec un plus grand espacement pour fournir de l'espace pour les poissons prédateurs. Ces structures ligneuses devraient être déployées à différentes profondeurs à l'intérieur et à proximité de la zone littorale, y compris des zones qui deviendront peu profondes pendant le marnage hivernal. Plus important encore, en raison des incertitudes quant à la façon dont les poissons et potentiellement les macroinvertébrés répondront à la présence de ces structures, il sera nécessaire de monitorer le comportement et la dynamique des populations de poissons pendant et après la manipulation. Tout en reconnaissant que les effets au niveau de la population peuvent prendre plusieurs années à se manifester et que d'autres facteurs comme le climat, l'ensemencement et/ou la pêche peuvent jouer des rôles encore plus importants dans les fluctuations de la population.

Recommandations : En se basant sur le potentiel de cette technique mais également sur le degré d'incertitude associé à l'ajout de débris ligneux grossiers, nous recommandons que la communauté du GLSF entame tout d'abord une étude cartographique détaillée de l'habitat (comme cela a été décrit dans la recommandation #2) et développe une compréhension plus complète, du type de poissons utilisant la zone littorale pour la fraie, des habitats et du moment de l'année où ces habitats sont fréquentés (comme cela a été décrit dans la recommandation #3). En procédant de la sorte, la communauté du GLSF serait alors bien positionnée pour participer à une étude pilote (éventuellement en association avec le Parc National de Frontenac). Cette étude pilote porterait sur la question suivante : Quelles sont les quantités de débris ligneux grossiers à ajouter pour atteindre des réponses à l'échelle de la population?

5) Options à long terme : Nous recommandons à la communauté de s'engager dans une discussion plus large sur les coûts/avantages de la gestion du niveau d'eau du GLSF.

Il y a plusieurs coûts associés au marnage hivernal, incluant ses effets négatifs sur les macroinvertébrés et potentiellement négatifs sur les taux de croissance de certaines espèces de poissons et sur la communauté. Les populations de poissons en santé constituées d'individus à croissance rapide peuvent soutenir une pêche récréative, tandis qu'une pêcherie en déclin peut causer le départ des pêcheurs vers d'autres plans d'eau. Les avantages de la gestion des niveaux d'eau incluent la protection des propriétés sujettes aux inondations et des revenus supplémentaires grâce à la production d'énergie hydroélectrique. Par conséquent un exercice, prenant en compte différents scénarios de gestion, qui évaluerait les coûts/bénéfices inhérents au marnage hivernal permettrait à la communauté du GLSF d'évaluer s'il est utile d'envisager des solutions de rechange pour atténuer les inondations et à la production d'énergie hydroélectrique.

En outre, des conversations avec la communauté pourraient faire naître de nouvelles idées sur des sujets préoccupants, autres que ceux touchant à la régulation du niveau d'eau du GLSF. Ainsi, il serait utile de savoir comment la communauté se positionne sur des questions touchant à l'ensemencement de poissons, les espèces envahissantes, et l'aménagement du littoral. Ces points de vue pourraient alors être pris en considération lors de prises de décisions portant autant sur la régulation du niveau de l'eau que sur la gestion générale du lac.

6. Liste des références

- Barwick D.H. 2004. Species richness and centrarchid abundance in littoral habitats of three southern U.S. reservoirs. *North American Journal of Fisheries Management* 24:76–81.
- Barwick R.D., Kwak T.J., Noble R.L. et Barwick D.H. 2004. Fish populations associated with habitat-modified piers and natural woody debris in Piedmont Carolina reservoirs. *North American Journal of Fisheries Management* 24:1120–1133.
- Bassett C.E. 1994. Use and evaluation of fish habitat structures in lakes of the Eastern United States by the USDA Forest Service. *Bulletin of Marine Science* 55:1137–1148.
- Battarbee R.W., Carvalho L., Jones V.J., Flower R.J., Cameron N.J. et Bennion H. 2001 Diatoms. In: *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, vol 2 (Eds J.P. Smol et al.), pp. 155–202. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Beaulieu M., Pick F. et Gregory-Eaves I. 2013. Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacteria biomass in a ~1000 lake dataset. *Limnology and Oceanography*. 58: 1736–1746.
- Blindow I., Andersson G., Hargeby A. et Johansson S. 1993. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*. 30: 159–167.
- Broadmeadow S. et Nisbet T.R. 2001. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences* 8:286–305.
- Brothers S., Vermaire J. et Gregory-Eaves I. 2008. Empirical models for describing recent sedimentation rates in lakes distributed across broad spatial scales. *Journal of Paleolimnology* 40: 1003–1019.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N. et Smith V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8:559–568.
- Chambers P. et Kalff J. 1985. The influence of sediment composition and irradiance on the growth and morphology of *Myriophyllum spicatum* L. *Aquatic Botany* 22:253–263.
- Christensen D.L., Herwig B.R., Schindler D.E. et Carpenter S.R. 1996. Impacts of lakeshore residential development on coarse woody debris in north temperate lakes. *Ecological Applications* 6:1143–1149.
- de LaFontaine Y. et Marchand F. 2003. Hydrological Fluctuations and Productivity of Freshwater Fish in the Lower St. Lawrence River. Report presented to the International Joint Commission in partial fulfillment of The Plan of Study for Criteria Review for Regulation of Lake Ontario – St. Lawrence River Levels and Flows. 49 pages.
- de Lafontaine Y., Armellin A., Marchand F., Mingelbier M., Brodeur P. et Morin J. 2006. Chapter 7. Impacts of hydrological regime on St. Lawrence River fish communities and their habitats. In: *Water availability issues for the St. Lawrence River. An Environmental Synthesis*. Environment Canada, pp. 82–102. Montreal, Canada.

- Diehl S. 1993. Effects of habitat structure on resource availability, diet and growth of benthivorous perch, *Perca fluviatilis*. *Oikos* 67: 403–414.
- Diehl S. et Kornijów R. 1998. Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. In: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*, E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. Søndergaard, and K. Christoffersen, eds. (Springer New York), pp. 24–46.
- Dynesius M. et Nilsson C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the World. *Science* 266: 753–762.
- Francis T.B., Schindler D.E., Fox J.M. et Seminet-Reneau E. 2007. Effects of urbanization on the dynamics of organic sediments in temperate lakes. *Ecosystems* 10:1057–1068.
- Furey P.C., Nordin R.N. et Mazumder A. 2006. Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and a natural lake. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 19–31.
- Gaeta J.W., Guarascio M.J., Sass G.G., et Carpenter S.R. 2011. Lakeshore residential development and growth of largemouth bass (*Micropterus salmoides*): a cross-lakes comparison. *Ecology of Freshwater Fish* 20:92–101.
- Gaeta J.W., Sass G.G. et Carpenter S.R. 2014. Drought-driven lake level decline: effects on coarse woody habitat and fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71:315–325.
- Hawes E. et Smith M. 2005. Riparian buffer zones: Functions and recommended widths. Rapport. Yale School of Forestry and Environmental Studies. 15 pages.
- Haxton T.J. et Findlay C.S. 2008. Meta-analysis of the impacts of water management on aquatic communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65:437–447.
- Heiri O., Lotter A. et Lemcke G. 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content on sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25: 101–110.
- Helmus M.R. et Sass G.G. 2008. The rapid effects of a whole-lake reduction of coarse woody debris on fish and benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 53:1423–1433.
- Houde-Fortin M.-A. et Gibeault F. C. 2007. Revue de littérature sur les composantes écologiques du Grand lac Saint-François - Impacts du marnage. Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches. 33 pages.
- Hudon C., Gagnon P. et Jean M. 2005. Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Ecoscience* 12: 347–357.
- Hudon C., Wilcox, D. et Ingram J. 2006. Modeling Wetland Plant Community Response to Assess Water-Level Regulation Scenarios in the Lake Ontario – St. Lawrence River Basin. *Environmental Monitoring and Assessment*. 113:303–328.

- Jennings M. J., Bozek M.A., Hatzenbeler G.R., Emmons E.E. et Staggs M.D. 1999. Cumulative effects of incremental shoreline habitat modification on fish assemblages in north temperate lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 19:18–27.
- Jørgensen C., Ernande B., Fiksen O., et Dieckmann U. 2006. The logic of skipped spawning in fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:200–211.
- Kramer D.B., Polasky S., Starfield A., Palik B., Westphal L., Snyder S., Jakes P., Hudson R. et Gustafson E. 2006. A comparison of alternative strategies for cost-effective water quality management in lakes. *Environmental Management* 38:411–425.
- Lavoie C., Jean M., Delisle F. et Létourneau G. 2003. Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography* 30:537–549.
- Leavitt P. et Hodgson D. 2001. Sedimentary pigments. In: *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, vol 2 (Eds J.P. Smol, H.J.B. Birks & W.M. Last), pp. 295–326. Kluwer Academic.
- Lee P., Smyth C. et Boutin S. 2004. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management* 70:165–180.
- Lester N.P., Shuter B.J. et Adams P.A. 2004. Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: the cost of reproduction. *Proceedings of the Royal Society B*. 271: 1625–1631
- Lewin W.-C., Okun N. et Mehner T. 2004. Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwater Biology* 49:410–424.
- Macdonald G. et Bennett E. 2009. Phosphorus accumulation in Saint Lawrence River watershed soils: A century-long perspective. *Ecosystems* 12:621–635.
- Major L., Pettigrew P. et Collin P.-Y. 2001. Caractérisation ichtyologique du lac St-François et état de la population de dorés jaunes (*Stizostedion vitreum*) 1998-2000. Rapport. Société de la faune et des parcs du Québec. Direction de l'aménagement de la faune de la Chaudière-Appalaches. 28p. + ann.
- McEwan D.C. et Butler M.G. The effects of water-level manipulation on the benthic invertebrates of a managed reservoir. *Freshwater Biology* 55: 1086–1101.
- McGowan S., Leavitt P. et Hall R.I. 2005. A whole-lake experiment to determine the effects of winter droughts on shallow lakes. *Ecosystems* 8:694–708.
- Morin J., Turgeon K., Martin S. et Champoux O. 2006. Chapter 4. Modelling changes in aquatic plant communities and wetlands of the St. Lawrence River. In: *Water availability issues for the St. Lawrence River. An Environmental Synthesis*. Environment Canada, pp. 40–52. Montreal, Canada.
- Newbrey, M.G., Bozek M.A., Jennings M.J. et Cook J.E. 2005. Branching complexity and morphological characteristics of coarse woody structure as lacustrine fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:2110–2123.
- Ploskey G.R. 1986. Management of the physical and chemical environment. In: *Reservoir fisheries management: strategies for the 80's*. (Eds G.E. Hall and M. J. Van Den Avyle editors P. 86-97 American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

- Polyakov V., Fares A. et Ryder M.H. 2005. Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environmental Reviews* 13:129–144.
- Rasmussen J.B. 1988. Littoral zoobenthic biomass in lakes, and its relationship to physical, chemical, and trophic Factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 45:1436–1447.
- Rasmussen J. et Rowan D. 1997. Wave velocity thresholds for fine sediment accumulation in lakes, and their effect on zoobenthic biomass and composition. *Journal of the North American Benthological Society* 16:449–465.
- Regroupement pour le Grand Lac Saint François (RPGLSF) 2010. Plan d'intervention en développement durable au Grand lac Saint-François. Rapport final. 72 pages + appendices.
- Rosenberg D.M., Berkes F., Bodaly R.A., Hecky R.E., Kelly C.A. et Rudd J.W. 1997. Large-scale impacts of hydroelectric development. *Environmental Reviews* 5:27–54.
- Sandgren P. et Snowball I. 2001. Application of mineral magnetic techniques to paleolimnology. Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 2: Physical and Geochemical Methods. W. M. Last & J. P. Smol (eds.) Springer: 217–237.
- Sass G.G., Kitchell J.F., Carpenter S.R., Hrabik T.R., Marburg A.E. et Turner M.G. 2006. Fish community and food web responses to a whole-lake removal of coarse woody habitat. *Fisheries* 31:321–330.
- Sass G.G., Carpenter S.R., Gaeta J.W., Kitchell J.F. et Ahrenstorff T.D. 2011. Whole-lake addition of coarse woody habitat: response of fish populations. *Aquatic Sciences* 74:255–266.
- Scheuerell M.D. et Schindler D.E. 2004. Changes in the spatial distribution of fishes in lakes along a residential development gradient. *Ecosystems* 7:98–106.
- Schindler D.E., Geib S.I. et Williams M.R. 2000. Patterns of fish growth along a residential development gradient in north temperate lakes. *Ecosystems* 3:229–237.
- Shaw Chraibi V., Bennett E. et Gregory-Eaves I. 2011. Conservation of a transboundary lake: Application of historical watershed and paleolimnological analyses inform management strategies. *Lake and Reservoir Management*. 27:355–364.
- Stober Q.J. et Tyler R.W. 1982. Rule curves for irrigation drawdown and kokanee salmon (*Oncorhynchus nerka*) egg to fry survival. *Fisheries Research* 1:195–218.
- Strayer D.L. et Findlay S.E.G. 2010. Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72:127–163.
- Smol J.P. 2008. *Pollution of Lakes and Rivers: A Paleoenvironmental Perspective – 2nd Edition*. Blackwell Publishing, Oxford. 383 pp.
- Sutela T., Aroviita J. et Keto A. 2013. Assessing ecological status of regulated lakes with littoral macrophyte, macroinvertebrate and fish assemblages. *Ecological Indicators* 24:185–192.
- Sutela T. et Vehanen T. 2008. Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613:13–20.

Taranu Z.E. and Gregory-Eaves I. 2008. Quantifying relationships among phosphorus agriculture and lake depth at an inter-regional scale. *Ecosystems* 11:715–725.

Tremblay R., Pienitz R. et Legendre P. 2014. Reconstructing phosphorus levels using models based on the modern 1 diatom assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. DOI: 10.1139/cjfas-2013-0469

Trottier G. 2015. Evaluating the impacts of winter drawdown on macroinvertebrate communities within the context of localized environmental conditions. McGill MSc thesis.

Turner M.A., Huebert D.B., Findlay D.L., Hendzel L.L., Jansen W.A. Bodaly R.A., Armstrong L.M. et Kasian S.E.M. 2005. Divergent impacts of experimental lake-level drawdown on planktonic and benthic plant communities in a boreal forest lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 991–1003.

Turgeon K., Solomon C.T., Nozais C. et Gregory-Eaves I. *soumis*. Fish population dynamics and diversity in boreal and temperate reservoirs: A quantitative synthesis. *Ecological Applications*.
<http://www.biorxiv.org/content/early/2015/11/30/033282.abstract>

Vander Zanden J. et Vadeboncoeur Y. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* 83:2152–2161.

Wege G.J. et Anderson R.O. 1979. Influence of artificial structures on largemouth bass and bluegill in small ponds. Pages 59-69 in D. L. Johnson and R. A. Stein, cds. Response of fish to habitat structure in standing water. North Central Division American Fisheries Society Special Publication 6.

Wenger S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, Georgia.

White M.S., Xenopoulos M.A., Metcalfe R.A. et Somers K.M. 2011. Water level thresholds of benthic macroinvertebrate richness, structure, and function of boreal lake stony littoral habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68:1695–1704.

Wiley M.J., Gorden R.W., Waite S.W. et Powless T. 1984. The relationship between aquatic macrophytes and sport fish production in Illinois ponds: A simple model. *North American Journal of Fisheries Management* 4:111–119.

Annexes

a. Rapport administratif

Nous sommes une équipe qui travaille en étroite collaboration, qui partage ses heures et le financement pour faire des avancées scientifiques sur chaque thème. Comme indiqué ci-haut, les étudiants et les stagiaires postdoctoraux travaillent individuellement sur leurs projets respectifs mais collaborent étroitement sur le terrain et pour l'analyse des données. Outre certaines nécessités académiques (cours de formation, charge de cours, charge d'assistant d'enseignement), les étudiants et les stagiaires postdoctoraux travaillent à temps plein sur le projet du GLSF. Chaque chercheur (Gregory-Eaves, Solomon et Nozais) participe au développement de chaque projet.

b. Liste de partenaires

- Fondation de la faune du Québec
- Regroupement pour le Grand Lac Saint François
- Le Conseil régional de l'environnement Chaudière-Appalaches (CRECA)
- Parc National de Frontenac
- Centre de la science de la biodiversité du Québec
- WSP
- MITACS
- Université McGill
- Université du Québec à Rimouski

c. Rencontres d'équipe, présentations et travaux de terrain

Date	Objet	Membres de l'équipe
05 avril 2013	Mise en route du projet, perspective administrative	Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon et Christian Nozais
29 avril 2013	Mise en route du projet, perspective administrative	Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon et Christian Nozais
01 mai 2013	Commencement du projet	Cristian Correa Guzman (premier stagiaire postdoctoral)
01 - 31 mai 2013	Entraînement analytique au laboratoire de Gregory-Eaves	Leanne Elchyshyn

10 mai 2013	Suivi du projet	Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon, Cristian Correa Guzman et Christian Nozais
28-29 mai 2013	Échantillonnage préliminaire sur le terrain	Cristian Correa Guzman, Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier et Raphaëlle Thomas
01 juin 2013	Démarrage officiel du projet terrain	Cristian Correa Guzman, Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier et Raphaëlle Thomas
06 juin 2013	Suivi du projet	Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon, Cristian Correa Guzman et Christian Nozais
08 juillet 2013	Présentation du projet devant le comité scientifique du GLSF, suivie d'une période de discussion	Cristian Correa Guzman, Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier et Raphaëlle Thomas
24 juillet 2013	Présentation du projet par les étudiants durant un 5 à 7 au Parc National de Frontenac	Cristian Correa Guzman, Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier, Raphaëlle Thomas et Irene Gregory-Eaves
08 juillet – 23 août 2013	Travaux de terrain	Cristian Correa Guzman, Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier et Raphaëlle Thomas, Audrey Pilon, Shannon Boyle et Julie-Anne Dorval
14 août 2013	Réunion avec le CRECA, le CSBQ et les chercheurs	Cosmin Vasile, Guy Lessard, Philippe Auzel, Irene Gregory-Eaves et Cristian Correa Guzman
01 septembre 2013	Commencement du projet	Katrine Turgeon (deuxième stagiaire postdoctorale)
12 septembre 2013	Réunion avec les Pls de McGill et de l'UQAR et les stagiaires – Post-mortem de la saison d'échantillonnage sur le terrain	Cristian Correa Guzman, Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier, Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon, Shannon Boyle, Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon et Christian Nozais
07 novembre 2013	Réunion avec Luc Major (MRNF)	Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon et Chris Solomon
14 novembre 2013	Présentation à l'Association des biologistes du Québec (ABQ)	Katrine Turgeon et René Charest
15 novembre 2013	Réunion avec les Pls de McGill et de l'UQAR et les stagiaires – Discussion sur les analyses préliminaires	Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier, Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon, Shannon Boyle, Holly Embke, Irene Gregory-

		Eaves, Chris Solomon et Christian Nozais
30 novembre 2013	Soumission d'une demande de subvention " <i>Applying remote sensing technologies to gain critical insight into the effect of reservoir water level drawdown on fish communities</i> " au France-Canada Research Fund (<i>cette subvention n'a pas été retenue pour financement</i>)	Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon, Jean Gaillard (INRA, France) et Victor Frossard (INRA, France)
12-13 décembre 2013	Présentations orales et d'affiches par les stagiaires au colloque du CSBQ à Montréal	Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier, Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon, Irene Gregory-Eaves et Chris Solomon
16 janvier 2014	Réunion avec CRECA, WSP et les chercheurs de McGill et UQAR	Cosmin Vasile, Guy Lessard, Sylvain Arsenault, Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon et Katrine Turgeon
13 février 2014	Réunion avec les Pls de McGill et de l'UQAR et les stagiaires – Discussion sur les analyses préliminaires	Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier, Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon, Holly Embke, Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon et Christian Nozais
20 - 22 février 2014	Présentations orales et d'affiches par les stagiaires au colloque du GRIL (Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie) à Saint Hippolyte	Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier, Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon, Irene Gregory-Eaves et Chris Solomon
26 février 2014	Première rencontre du comité de maîtrise de Leanne Elchyshyn, candidate MSc	Leanne Elchyshyn, Chris Solomon, Irene Gregory-Eaves et Elena Bennett
27 février 2014	Soumission d'une demande de subvention " <i>Quantifying effects of winter drawdown to guide lake fisheries management and policy</i> " au State of Maine Outdoor Heritage Fund (<i>cette subvention n'a pas été retenue pour financement</i>)	Chris Solomon, Christian Nozais et Irene Gregory-Eaves

03 mars 2014	Première rencontre du comité de maîtrise de Raphaëlle Thomas, candidate MSc	Raphaëlle Thomas, Chris Solomon, Irene Gregory-Eaves et Pedro Peres-Neto
17 mars 2014	Rencontre d'équipe du projet GLSF	Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier, Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon, Irene Gregory-Eaves, Christian Nozais et Chris Solomon
21-24 mars 2014	Étude pilote de reconnaissance de sites lacustres potentiels aux USA	Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier et Raphaëlle Thomas
24 mars 2014	Rencontre de l'équipe du projet GLSF avec le RPGLSF	René Charest, Cosmin Vasile, Guy Lessard, Irene Gregory-Eaves, Katrine Turgeon, Gabrielle Trottier, Leanne Elchyshyn et Raphaëlle Thomas
14 avril 2014	Première rencontre du comité de maîtrise de Gabrielle Trottier, candidate MSc	Gabrielle Trottier, Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon, Christian Nozais, et Tony Ricciardi
28 avril 2014	Présentation de l'état d'avancement du projet à Sainte-Praxède dans le cadre de l'assemblée annuelle du Regroupement pour la protection du Grand lac Saint-François	Christian Nozais, Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon, Katrine Turgeon, Cristian Correa, Leanne Elchyshyn, Raphaëlle Thomas et Gabrielle Trottier
25 – 29 mai 2014	Présentations orales et d'affiches au colloque national « Génomes à Biomes » à Montreal	Irene Gregory-Eaves (oral), Gabrielle Trottier (affiche), Raphaëlle Thomas (affiche) et Leanne Elchyshyn (affiche)
15 juin au 29 août 2014	Seconde saison de terrain incluant une visite au GLSF	Gabrielle Trottier, Leanne Elchyshyn, Raphaëlle Thomas et Melanie Massey
12 novembre 2014	Rencontre des Pls du projet GLSF avec le CRECA	Cosmin Vasile, Guy Lessard, Irene Gregory-Eaves, Chris Solomon et Christian Nozais

11-12 décembre 2014	Présentation orale et d’affiche par les stagiaires au colloque du CSBQ	Gabrielle Trottier (oral) et Leanne Elchyshyn (affiche)
8 – 11 janvier 2015	Présentation d’affiche par un des stagiaires au colloque de la Société Canadienne de Limnologie	Raphaëlle Thomas (affiche)
30 janvier 2015	Rencontre d’équipe du projet GLSF	Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier, Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon, Irene Gregory-Eaves, Christian Nozais et Chris Solomon
12-14 mars 2015	Présentation d’affiche au colloque du GRIL (Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie) à Saint Hippolyte	Raphaëlle Thomas (affiche)
17 mai 2015	Présentation orale à la conférence annuelle de la Society for Freshwater Science à Milwaukee (USA)	Gabrielle Trottier
20 mai 2015	Présentation orale au Symposium Ontario-Québec en Paléolimnologie à Waterloo	Leanne Elchyshyn
4 – 9 juin 2015	Travaux de terrain	Leanne Elchyshyn et Gabrielle Trottier
4 juin 2015	Présentation orale au Rendez-vous des OBV à Québec	Irene Gregory-Eaves
6 août 2015	Présentation orale au Symposium Internationale en Paléolimnologie à Lanzhou, Chine	Irene Gregory-Eaves
4 septembre 2015	Rencontre d’équipe du projet GLSF	Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier, Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon, Alex Latzka Irene Gregory-Eaves, Christian Nozais et Chris Solomon

29-30 octobre 2015	Présentations orale et d’affiche par les stagiaires au colloque du CSBQ	Katrine Turgeon (oral) et Alex Latzka (affiche)
10 novembre 2015	Rencontre d’équipe du projet GLSF	Leanne Elchyshyn, Gabrielle Trottier, Raphaëlle Thomas, Katrine Turgeon, Alex Latzka Irene Gregory-Eaves, Christian Nozais et Chris Solomon

d. Communications portant sur le projet

1) Blogue de René Charest, avec la participation d’Irene Gregory-Eaves

<http://www.sepaq.com/parcs-quebec/blogue/recherche.dot?c=gestion>, 26 novembre 2013, qui a été reproduit dans plusieurs journaux locaux (par exemple, le Cantonnier : <http://www.lecantonnier.com/le-grand-lac-saint-francois-sous-la-loupe/>)

2) Communication de presse de l’Université McGill sur Facebook :

<https://www.facebook.com/McGillUniversity/photos/a.10152527365350933.1073741855.7981260932/10152527365470933/>

e. Travaux à terminer et échéanciers

En date du dépôt de ce rapport, Gabrielle Trottier, qui a travaillé sur les communautés d’invertébrés benthiques du GLSF, a déposé la version finale de son mémoire de maîtrise. Leanne Elchyshyn, dont les travaux portaient sur la paléolimnologie du GLSF, est en phase de rédaction de son mémoire de maîtrise. Ce dernier devrait faire l’objet d’un dépôt final d’ici la mi-août 2016. Raphaëlle Thomas, dont le projet portait sur les communautés de poissons du GLSF, déposera également la version finale de son mémoire de maîtrise au mois d’août 2016. Katrine Turgeon travaille à la révision d’un manuscrit scientifique portant sur la méta-analyse décrite dans ce rapport. Alexander Latzka travaille actuellement sur les modèles de bioénergétique des poissons présentés dans ce rapport et devrait soumettre à cet effet un article scientifique au cours de l’été 2016. Tous ces mémoires et toutes ces publications seront transmis à nos partenaires dès leur parution.

Toutes les données obtenues dans le cadre de ce projet multidisciplinaire seront présentées dans les annexes de mémoires de maîtrise et seront rendues accessibles à nos partenaires dans ce projet.