



Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique
Centre Eau Terre Environnement

ÉVALUATION DE L'IMPACT DES USAGES ET DES AMÉNAGEMENTS PROJETÉS SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DES LACS LABERGE

Isabelle Laurion, Ph. D.
Alain N. Rousseau, Ph. D.
Marianne Blanchette, M. Sc.
Amir Sadeghian, Ph. D.

R1811

Rapport préparé pour le Service de la planification, de l'aménagement et de l'environnement de
la Ville de Québec

16 octobre 2018

© INRS, Centre - Eau Terre Environnement, 2019
Tous droits réservés

ISBN : 978-2-89146-913-5 (version électronique)

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2019
Dépôt légal - Bibliothèque et Archives Canada, 2019

ÉQUIPE DE TRAVAIL

Recherche documentaire et rédaction

Isabelle Laurion, Ph. D., professeure, INRS-ETE

Marianne Blanchette, M. Sc., étudiante au doctorat en sciences de l'eau, INRS-ETE

Modélisation de la qualité de l'eau

Alain N. Rousseau, Ph. D., professeur, INRS-ETE

Amir Sadeghian, Ph. D., stagiaire post-doctoral, INRS-ETE

Révision

Isabelle Laurion, Ph. D., professeure, INRS-ETE

Alain N. Rousseau, Ph. D., professeur, INRS-ETE

REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent souligner la contribution de différents intervenants qui ont permis de préciser les constats et les recommandations formulés dans ce rapport: Isabelle Fournier (M. Sc., étudiante au doctorat en biologie, Université Laval), Julie Deslandes (M. Sc., professionnelle en géomatique, Ville de Québec), Dominic Aubé (ing.f. M. Sc., conseiller en environnement, Ville de Québec), Sébastien Bourget (M. Sc., biologiste, MDDELCC), Patrice Couture (Ph. D., professeur, INRS-ETE) et Claude Fortin (Ph. D., professeur, INRS-ETE).

TABLE DES MATIERES

Liste des figures.....	v
Liste des tableaux.....	vii
Lexique.....	1
1 Introduction.....	2
2 Méthode.....	3
2.1 Recherche documentaire.....	3
2.2 Modélisation de la qualité de l'eau.....	3
3 Synthèse de la documentation consultée.....	9
3.1 Historique des Lacs Laberge.....	9
3.2 Structure verticale des Lacs Laberge.....	9
3.3 Synthèse sur l'état de santé des Lacs Laberge.....	11
3.3.1 Inventaire des herbiers.....	12
3.3.2 Inventaire ichtyologique.....	12
3.3.3 Qualité de l'eau pour la baignade (échantillonnage bactériologique).....	14
3.4 Suivi des niveaux d'eau.....	14
4 Les enjeux associés aux caractéristiques intrinsèques du site.....	16
4.1 Le myriophylle à épi et le roseau commun.....	16
4.2 Les chlorures.....	19
4.3 La température de l'eau et son oxygénation.....	22
5 Les enjeux associés aux usages projetés.....	26
5.1 La baignade.....	26
5.2 Les activités nautiques avec embarcations.....	27
5.3 La pêche sportive estivale et hivernale.....	28
6 Les enjeux associés aux aménagements projetés.....	30
6.1 L'aménagement de l'environnement terrestre à proximité.....	30
6.2 Le décroissement des lacs et le reprofilage de la berge.....	31
6.3 L'ensemencement du grand bassin.....	33
6.4 L'application de roténone.....	36
6.5 Les aérateurs (ou re-circulateurs).....	38
6.6 La création d'une charge d'alimentation artificielle des lacs.....	38
7 Conclusion et recommandations principales.....	44
8 Références bibliographiques.....	51
Annexe 1. Information additionnelle sur le modèle de qualité de l'eau.....	56
Annexe 2. Suivi de l'état trophique entre 2001 et 2017.....	59
Annexe 3. Carte du secteur de la base de plein air de Sainte-Foy (GENIVAR, 2003) ...	60
Annexe 4. Pourcentage de la masse d'eau représentant un habitat adéquat.....	61

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Bathymétrie des Lacs Laberge.	4
Figure 2. Grille considérée pour la modélisation de la qualité de l'eau.....	5
Figure 3. Stations d'échantillonnage aux Lacs Laberge.....	6
Figure 4. Calage du modèle aux stations A, B et D (2010).....	8
Figure 5. Validation du modèle aux stations A, B et D (2014-2016).....	8
Figure 6. Évolution des Lacs Laberge entre (a) 1948 et (b) 1965.....	9
Figure 7. Profils de température et d'oxygène (% de saturation) du 19 juin, 20 juillet et 24 août 2017, au point E, F et D (tiré de Trépanier, 2017).	10
Figure 8. Modélisation empirique du pourcentage de volume d'eau par couche de profondeur des Lacs Laberge où la concentration en oxygène dissous demeure supérieure à 5 mg/L, selon les profils d'oxygène issus des suivis de l'état trophique, et ce pour les années 2014 à 2017.....	24
Figure 9. Grille considérée pour le scénario de décloisonnement.	31
Figure 10. Différence entre la température moyenne des plans d'eau résultant du décloisonnement et celle avec la cloison, selon les conditions hydrométéorologiques de 2010.....	32
Figure 11. Pourcentage de volume d'eau par couche de profondeur des Lacs Laberge demeurant sous le seuil des 18°C en 2010.	35
Figure 12. Schéma illustrant la localisation d'une charge d'alimentation artificielle en eau potentielle au fond des Lacs Laberge (traits noirs) afin d'améliorer l'habitat thermique des poissons.	39
Figure 13. Diminution annuelle moyenne, minimale et maximale du niveau de l'eau des Lacs Laberge pour la période de mai à novembre entre 2000 et 2017.....	40
Figure 14. Relation entre la profondeur et le volume des Lacs Laberge (courbe hypsométrique), permettant de calculer le volume perdu associé aux diminutions annuelles moyenne, minimale et maximale du niveau de l'eau observées entre 2000 et 2017.....	41
Figure 15. Analyse dynamique identifiable comparant les scénarios actuels et d'ajout d'une charge d'alimentation artificielle.	42
Figure 16. Hypsométrie des Lacs Laberge, illustrant l'aire (haut) et le volume (bas) des lacs pour chaque tranche d'eau.....	57
Figure 17. Transformation des coordonnées verticales en coordonnées sigma (Ji, 2018).	57
Figure 18. Pourcentage du volume des lacs par couche de profondeur demeurant sous le seuil de température indiqués pour le scénario actuel.....	62

Figure 19. Pourcentage du volume des lacs par couche de profondeur demeurant sous le seuil de température indiqués pour le scénario d'ajout d'une charge d'alimentation artificielle, et ce pour chaque strate de la colonne d'eau et à chaque pas de temps.63

Figure 20. Différence entre le scénario actuel et le scénario d'ajout d'une charge d'alimentation artificielle (figure 18 - figure 19), et ce pour chaque strate (couche de profondeur) de la colonne d'eau et à chaque pas de temps.....64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Espèces de poissons présentes aux Lacs Laberge lors des inventaires de 1973, 2007 et 2015.	13
Tableau 2. Classification pour la qualité bactériologique des eaux de baignade des plages en milieu d'eau douce (MDDELCC, 2018b).	14
Tableau 3. Étendue des concentrations en chlorures mesurées en profondeur à la station B (ou F à partir de 2016) entre 2006 et 2017.	20
Tableau 4. Concentration d'oxygène dissous minimal pour la protection de la vie aquatique, effet chronique (Ontario Ministry of the Environment, 1984).	22
Tableau 5. Embarcations offertes en location à la base de plein air de Ste-Foy en 2016.	28
Tableau 6. Température de l'eau dans la conduite d'eau potable mesurée en 2017 au poste Duplessis (SFRT06, 1055 Autoroute Duplessis).	40
Tableau 7. Quantité d'eau requise pour maintenir le niveau d'eau initial des Lacs Laberge au cours de l'été, selon la diminution minimum, moyenne et maximum de niveau entre 2000 et 2017.	41
Tableau 8. Synthèse des impacts sur la qualité de l'eau associés aux caractéristiques intrinsèques des Lacs Laberge et aux usages et aménagements projetés, ainsi que des solutions envisagées ou recommandations.	46
Tableau 9. Évolution de la qualité de l'eau de surface des Lacs Laberge de 2004 à 2017 (petit bassin/grand bassin).	59

LEXIQUE

Aquariophilie : Désigne la pratique de la culture ou de l'élevage de végétaux et/ou d'animaux aquatiques à des fins récréatives.

Aquascope : Lunette d'observation faite à partir d'un cylindre et d'une vitre de plexiglas permettant de mieux observer, à partir d'une embarcation, le fond d'un plan d'eau.

Fluorescence in vivo : Fluorescence émise par les cellules en suspension dans l'eau, mesurée à l'aide de capteurs généralement montés sur une sonde multiparamétrique, et permettant d'estimer la biomasse algale par des équations empiriques.

Hypolimnion : Couche d'eau plus froide au fond d'un lac stratifié, située sous le métalimnion, et donc isolée de l'atmosphère pendant la saison estivale, et avec peu ou pas de mélange vertical. Cette couche d'eau peut devenir anoxique (dépourvue d'oxygène) si l'activité biologique est suffisante et l'isolation assez longue.

Ichtyologique : Relatif à l'étude scientifique des poissons.

Métalimnion : Couche d'eau d'un lac comprise entre l'épilimnion et l'hypolimnion, où la température décroît rapidement en fonction de la profondeur. C'est dans cette couche que se trouve la thermocline.

Oligotrophe : Stade trophique d'un milieu aquatique pauvre en éléments minéraux nutritifs, et ainsi généralement pauvre en biomasse algale.

Zone pélagique : Désigne le domaine des eaux libres d'un écosystème aquatique, ou la colonne d'eau, par opposition aux biotopes où les eaux sont en contact avec le substrat et qui correspondent à la zone benthique.

Thermographe : Appareil qui sert à enregistrer la température ambiante de manière automatisée.

Zone euphotique : Zone de la colonne d'eau dans laquelle pénètre la lumière, c'est-à-dire où la photosynthèse est possible, et généralement définie par la profondeur où on trouve 1% de la lumière incidente. Stricto sensu, cette zone est définie par la profondeur où la respiration est égale à la production primaire.

1 INTRODUCTION

La base de plein air de Sainte-Foy, couvrant une superficie totale de 118 ha, est un lieu d'intérêt pour la pratique d'activités de plein air à proximité du centre-ville de Québec. De 2012 à 2016, entre 129 000 et 188 000 visiteurs ont fréquenté ce site annuellement¹. Les Lacs Laberge, qui occupent une superficie totale de 18,63 ha, sont composés de deux bassins, soient un petit bassin de 3,36 ha au nord duquel est aménagée une plage et une zone de baignade surveillée, ainsi qu'un grand bassin couvrant une superficie de 15,27 ha où les activités nautiques sont pratiquées (canot, kayak, pédalo, etc.).

Depuis 2009, la Ville de Québec a entrepris le développement d'un projet de réaménagement de la base de plein air de Sainte-Foy. Outre la construction d'un nouveau pavillon d'accueil qui a débuté en 2018, le projet prévoit notamment la bonification des activités déjà offertes. Ce réaménagement inclut également la réfection des installations sanitaires de la plage, l'aménagement d'une promenade, d'un quai sur pilotis ainsi que de jeux d'eau du côté sud du petit bassin, et finalement d'un espace détente et pique-nique au sud du grand bassin. Il est également prévu que la pêche aux Lacs Laberge soit de nouveau valorisée, avec potentiellement un ensemencement de poissons lors d'activités thématiques.

Dans ce contexte, la Ville de Québec a mandaté les professeurs Isabelle Laurion et Alain N. Rousseau de l'INRS-ETE pour synthétiser les connaissances existantes sur l'écosystème des Lacs Laberge et évaluer l'effet des usages et des aménagements projetés sur la qualité de l'eau. L'objectif de l'étude consiste à dresser le portrait des enjeux liés aux caractéristiques intrinsèques des lacs et au projet de réaménagement de la base de plein air, et à identifier, le cas échéant, des solutions permettant de réduire les impacts y étant associés.

Le présent rapport est subdivisé en 7 sections. Suite à cette introduction, la section 2 présente la méthode utilisée pour cette étude tandis que la section 3 présente une brève revue de la documentation consultée. Les sections 4, 5 et 6 décrivent respectivement les enjeux associés aux caractéristiques intrinsèques du site, aux usages projetés et aux aménagements prévus. Finalement, la section 7 présente les conclusions et revient sur les principales recommandations de l'étude.

¹Ces statistiques de fréquentation proviennent d'un document Word intitulé « Base de plein air de Sainte-Foy, Bilan des années 2012 à 2016 » fourni par la Ville de Québec.

2 MÉTHODE

2.1 RECHERCHE DOCUMENTAIRE

La première phase de l'étude consistait à réaliser une revue complète de la documentation disponible en lien avec la base de plein air de Sainte-Foy et les Lacs Laberge. Plusieurs documents ont été consultés afin de dresser le portrait des caractéristiques limnologiques des lacs, incluant les apports restreints en eau et la baisse régulière du niveau d'eau durant la saison estivale, la présence d'espèces exotiques envahissantes, la haute concentration en chlorures et, par moment, la température élevée de l'eau et sa teneur restreinte en oxygène dissous. Les documents consultés ont également permis d'identifier les impacts des activités projetées (baignade, activités nautiques et pêche sans ensemencement), ainsi que les effets potentiels associés aux aménagements envisagés, incluant le décroissement des lacs, l'ensemencement du grand lac de la truite arc-en-ciel et l'éradication des espèces de poissons indésirables à l'aide de roténone. Parmi ces documents, notons entre autres le rapport sur le régime thermique des Lacs Laberge (St-Hilaire et Daigle, 2011), l'inventaire ichtyologique (Dionne et Morin, 2016), les inventaires des herbiers (Dionne *et al.*, 2016; Trépanier, 2016; Trépanier, 2017), le rapport sur les variations du niveau d'eau (Mailhot *et al.*, 2018) ainsi que les rapports ou données de suivi de l'état trophique réalisé entre 2004 et 2017 par la Ville de Québec et l'OBV de la Capitale. Des documents externes (articles de revues scientifiques, livres de référence, rapports et guides gouvernementaux) ont également été consultés afin de préciser l'impact des caractéristiques, des usages ou des aménagements projetés, en plus de permettre d'identifier et d'évaluer la pertinence de certaines solutions.

2.2 MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Considérant la géométrie des lacs et les données requises pour l'étude de la qualité de l'eau, le choix s'est porté sur un modèle tridimensionnel, permettant de produire des simulations hydrodynamiques complexes. Le modèle sélectionné, l'*Environmental Fluid Dynamic Code* (EFDC) (Hamrick, 1992), figure parmi les modèles de qualité de l'eau recommandés par le *United States Environmental Protection Agency* (USEPA). L'EFDC est un modèle complet qui permet la réalisation de simulations hydrodynamiques et de qualité de l'eau dans les milieux humides, les lacs, les rivières et les environnements côtiers, incluant les estuaires (Hamrick & Wu, 1997). Développé au *Virginia Institute of Marine Science* dans les années 1990, le modèle a été mis à jour par *Tetra Tech Inc.*, l'USEPA, et plus récemment par le *Dynamic Solutions International*. Le modèle a été utilisé avec succès dans plusieurs applications et a permis la compréhension des effets des changements climatiques et l'évaluation de scénarios de gestion des plans d'eau.

L'EFDC emprunte les mêmes concepts d'hydrodynamiques et de transport (Ji, 2018) que le *Princeton Ocean Model (POM)*, qui constituent les bases de calcul des processus physiques dans plusieurs modèles similaires (Hamrick & Wu, 1997), tels que *ECON3D* (Blumberg & Mellor, 1987), *CH3D-WES* (Johnson *et al.*, 1993) et *TRIMM* (Casulli & Cheng, 1992). Le modèle résout les équations de quantité de mouvement et de continuité (voir Annexe 1) pour chaque nœud en utilisant un volume fini et des méthodes numériques de discrétisation en différences spatiales finies (Hamrick & Wu, 1997).

Les étapes de la modélisation incluent la création d'une grille horizontale en coordonnées cartésiennes à partir des cartes spatiales et la séparation en couches verticales (coordonnées sigma) basée sur la bathymétrie des lacs. Les isocontours à 0,5 m d'intervalle ont été convertis à partir de la carte bathymétrique et transférés sur la grille en coordonnées cartésiennes (Figure 1). Sur la base de ce transfert, une grille de 81 x 50 cellules de 10 m x 10 m a été générée afin d'obtenir 1761 cellules horizontales (Figure 2) actives (en eau), couvrant une superficie totale² de 17,8 ha. L'ensemble des Lacs Laberge considéré a donc un volume d'approximativement 600 000 m³ et une profondeur moyenne de 3,4 m (Annexe 1). Chacune des cellules a été séparée en 8 couches verticales à l'aide de coordonnées en format sigma (Annexe 1).

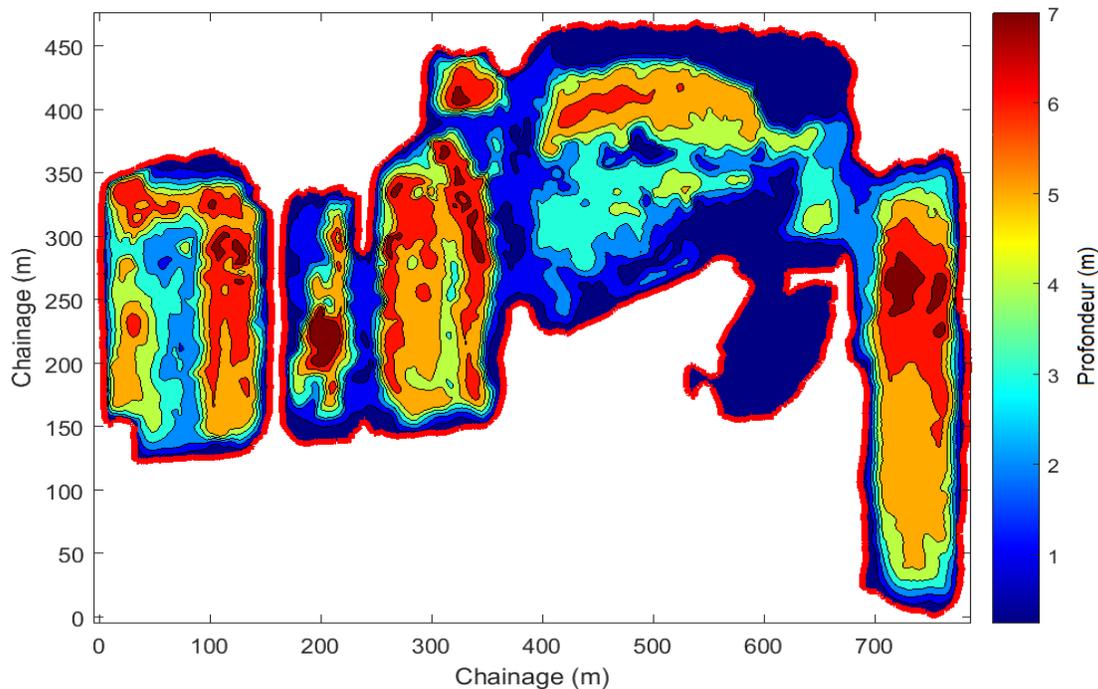


Figure 1. Bathymétrie des Lacs Laberge.

²Cette segmentation résulte en une superficie légèrement inférieure à celle que l'on retrouve dans les informations disponibles sur les lacs. Cette réduction est somme toute négligeable.

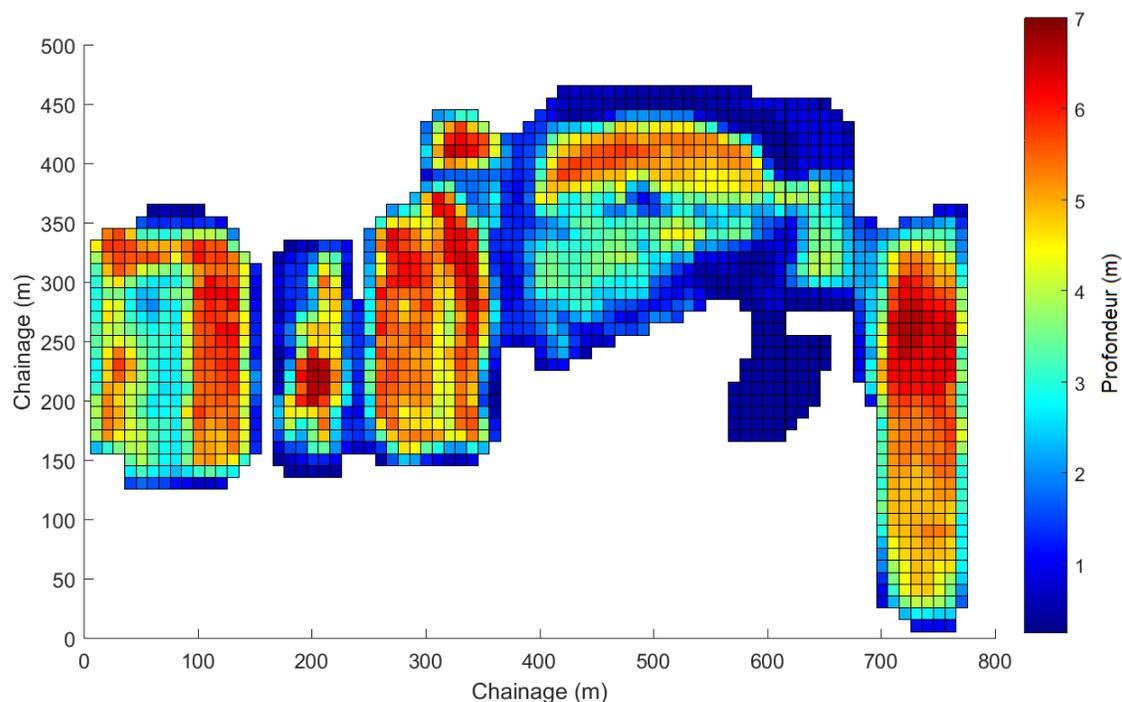


Figure 2. Grille considérée pour la modélisation de la qualité de l'eau.

Les données météorologiques ont été extraites de *MeteoBlue* (2018), un outil qui produit des données climatiques réanalysées pour toute localisation sur la planète, et permet d'extraire 45 paramètres météorologiques. Les données *MeteoBlue* sont d'excellente qualité, tel que confirmé par des tests de précision réalisés sur quelques lacs et réservoirs au Canada, par exemple sur le lac Deifenbaker en Saskatchewan (Sadeghian *et al.*, 2015). L'utilisation de cette base de données se justifie également par la disponibilité de données sur le couvert nuageux, absentes dans la base de données offerte par Environnement et Changements Climatiques Canada, qui est un paramètre crucial au bilan thermique et fondamental à la modélisation.

Les conditions limites du modèle incluent des sources diffuses d'entrées et de sorties distribuées le long des berges et sur le lit du lac, un forçage atmosphérique (radiation solaire, température de l'air, vent), et la résistance à l'écoulement au fond du lac (c.-à-d. la rugosité du lit). Le modèle a été développé en calant le bilan de masse (niveau d'eau), la température de l'eau et la salinité. La simulation^{3,4} du comportement thermique des Lacs Laberge a été réalisée pour l'année 2010 sur

³Un modèle peut très bien représenter les observations avec les valeurs des paramètres par défaut ou bien requérir un calage de ces valeurs. Lors du calage, on divise la période d'observation en deux : une période où l'on ajuste les valeurs afin de reproduire au mieux les observations, et l'autre où l'on vérifie la performance du modèle avec les valeurs obtenues lors du calage. Dans le cadre de ce projet, on a obtenu des performances satisfaisantes en utilisant 10 fois plus d'observations pour le calage (année 2010) que pour la vérification (années 2014-2016). Ainsi, on a jugé que le calage était robuste.

⁴Une animation fournie avec ce rapport présente la simulation du comportement thermique pour cette période à 0,33 m, 0,67 m, 1 m, 2 m, 3 m, 4 m, 5 m et 6 m de profondeur.

l'intervalle de temps débutant le 20 avril jusqu'au 4 novembre 2010. Une température homogène initiale de la colonne d'eau a été établie à 4°C pour les deux lacs, considérant un mélange printanier complet après la fonte des neiges. La période d'initialisation du modèle était environ de 10 jours pour retirer entièrement les effets de la température de départ. Les températures simulées ont été comparées aux profils de température mesurés aux stations A, B et D (Figure 3) par St-Hilaire et Daigle (2011). Ces données observées proviennent de chaînes de [thermographe](#)s (les mots soulignés se retrouvent dans le lexique) déployées de mai à novembre 2010 dans le petit lac Laberge (1 chaîne à la station A) et dans le grand lac Laberge (2 chaînes aux stations B et D). Le nombre total de températures enregistrées est de 2763 observations sur 177 jours consécutifs. Le calage du modèle a été réalisé en ajustant les paramètres affectant l'hydrodynamique, soient le vent (direction et vitesse), la rugosité du lit, l'effet de la végétation, la turbulence et les taux d'évaporation. La performance du modèle a été améliorée en estimant les entrées et sorties d'eau dans les lacs. L'ajout d'un effet de protection contre le vent sur les segments du modèle sur la cloison émergente qui sépare les deux bassins a aussi permis d'améliorer la simulation de la stratification thermique. Par ailleurs, le couplage de la salinité et de son effet sur la densité de l'eau a amélioré le gradient de température vertical simulé. La validation du modèle a été réalisée en générant une simulation pour les années 2014 à 2016 et en comparant les températures simulées avec 287 mesures issues du suivi de l'état trophique des Lacs Laberge par l'OBV de la Capitale pour ces années.

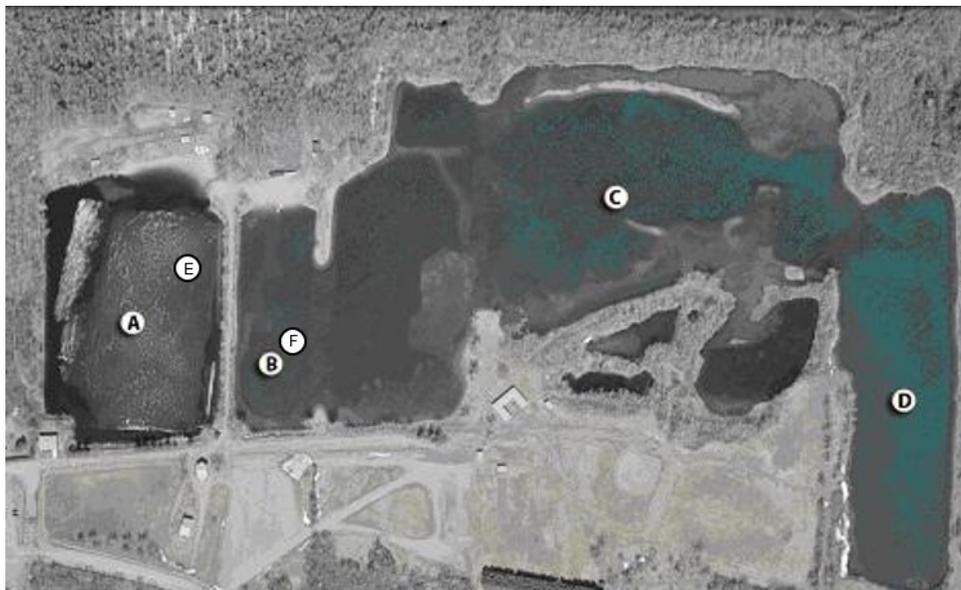


Figure 3. Stations d'échantillonnage aux Lacs Laberge.

La performance du modèle a été évaluée à l'aide des indicateurs suivants : le pourcentage de biais (P_{bias}), l'erreur moyenne quadratique (RMSE), le coefficient de détermination (R^2), le *Nash-Sutcliffe Efficiency* (NSE) et le *Kling-Gupta Efficiency* (KGE) (description à l'Annexe 1). Les résultats des

simulations montrent que le modèle reproduit bien les profils de températures observés (Figure 4). Une certaine sous-estimation est cependant observée. Celle-ci pourrait s'expliquer par une recharge imposée d'eau froide (condition aux frontières dans la modélisation) qui surviendrait au fond des lacs par le biais d'échanges avec la nappe phréatique. Cette injection a permis de reproduire la stratification thermique, mais en retour elle a généré cette sous-estimation. Pour limiter ce biais, une procédure nommée *shape-preserving piecewise cubic interpolation* (SPPCI) a été appliquée aux résultats du modèle en allouant un maximum de 3°C pour les corrections. Ce type d'interpolation préserve les propriétés des données tout en limitant le taux de changement (Sprague, 1990), comparativement aux méthodes conventionnelles d'interpolation polynomiale. Elle consiste à lisser les résultats présentant de faibles erreurs en utilisant une *spline*. Une SPPCI a également été appliquée pour la période de validation, et les résultats obtenus étaient cohérents avec les résultats de calage pour l'année 2010 (Figure 5). Bien qu'on observe un P_{bias} négatif pour la période de calage, indiquant une sous-estimation par rapport aux données observées, de même qu'un P_{bias} positif pour la période de validation, les valeurs de R^2 (0,89 et 0,77 respectivement pour les périodes de calage et de validation) sont satisfaisantes et indiquent que le modèle réussit à reproduire les mécanismes primaires influençant le bilan thermique des lacs.

Les modèles de qualité de l'eau exigent des temps de calcul qui dépendent de la taille de la grille et de la fréquence de changement des conditions limites (par ex. la résolution des données météorologiques). Pour le modèle des Lacs Laberge, chaque simulation nécessite environ 72 heures de temps de calcul (ordinateur avec Intel Core i7-3770 S/8 MB cache 3.4 GHz 5.0 GT/12 GB DDR3), et les fichiers de sortie occupent plus de 1 GB d'espace disque pour les simulations de température et de l'hydrodynamique seulement. L'activation des modules de simulation des nutriments, de l'oxygène dissous et des flux de sédiments pourraient tripler le temps de calcul nécessaire. Les Lacs Laberge sont des lacs peu profonds présentant un faible pouvoir tampon face aux changements diurnes, et plusieurs conditions limites sont inconnues, telles que les entrées d'eau souterraines et la résistance hydraulique causée par la végétation. Ainsi, de nombreuses simulations ont dû être réalisées afin d'ajuster les différents paramètres qui affectent le modèle.

Tel qu'illustré par les figures 4 et 5, la performance du calage a été jugée suffisante pour procéder à des simulations à l'aide du modèle mis en place.

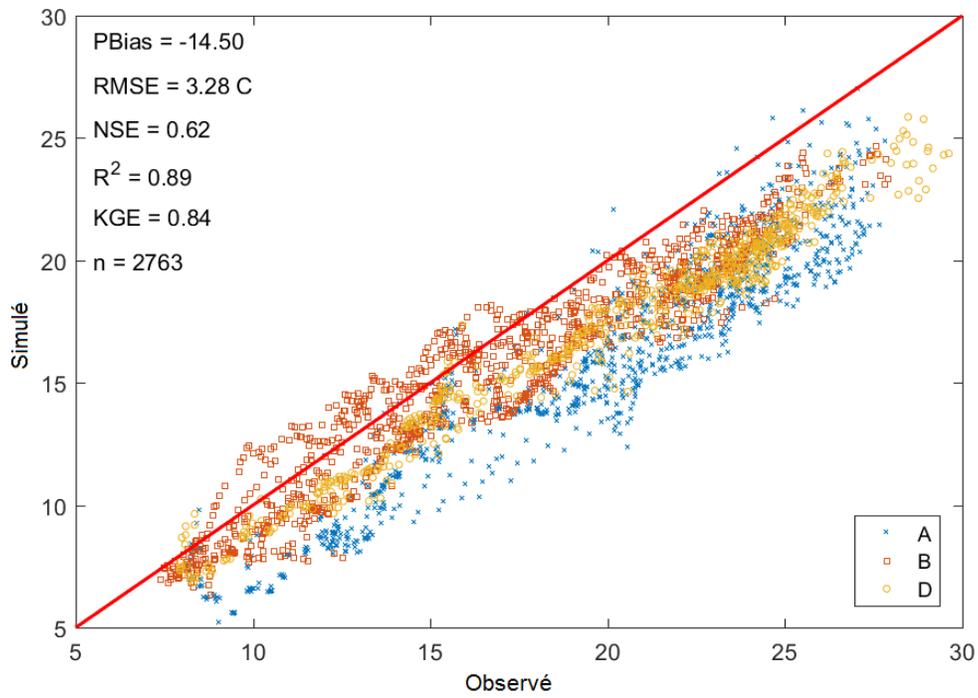


Figure 4. Calage du modèle aux stations A, B et D (2010).

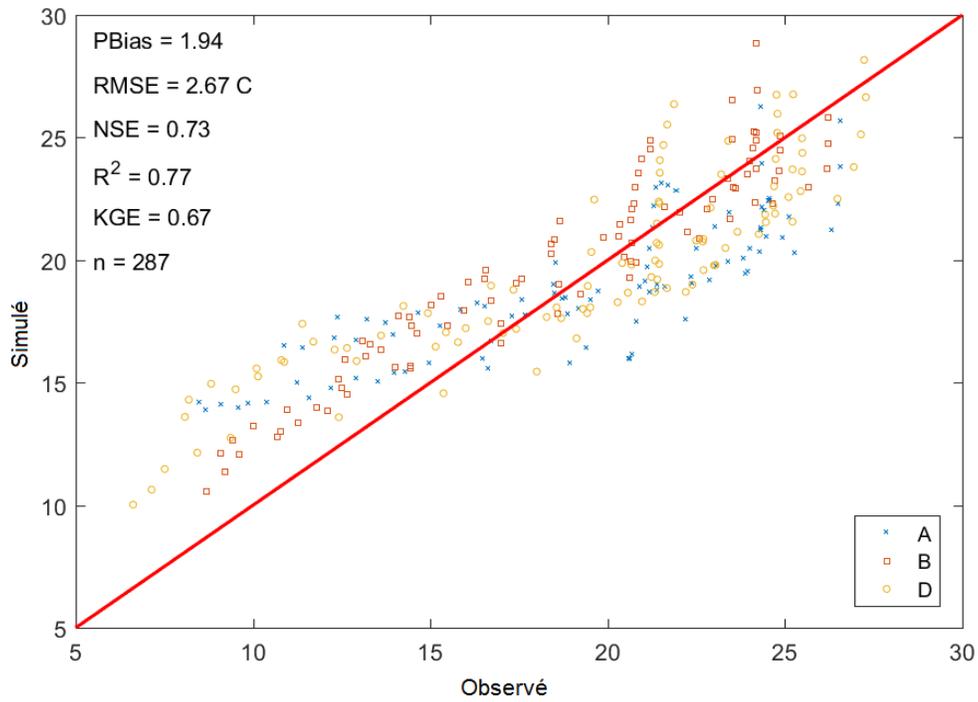


Figure 5. Validation du modèle aux stations A, B et D (2014-2016)

3 SYNTHÈSE DE LA DOCUMENTATION CONSULTÉE

3.1 HISTORIQUE DES LACS LABERGE

Issus de l'exploitation d'une carrière de gravier dans les années 40 (Légaré, 2014), les lacs étaient originalement composés de 3 bassins (Figure 6a). Entre 1965 et 1968, le bassin le plus au sud (délimité par une ligne turquoise sur la Figure 6b) est construit suite à l'acquisition par la Ville de Sainte-Foy des terrains à des fins récréatives. Le territoire, qui accueillait à ce moment principalement des camps de jour, est converti en base de plein air à partir de 1972. En 1975, le Conseil municipal de la Ville de Sainte-Foy dépose un projet d'aménagement du site et propose de relier les bassins afin de former une seule étendue d'eau. En 1979, 1984 et 1986, les chemins de traverse sont abaissés, créant ainsi le grand bassin actuel. Le chemin de traverse entre le petit et le grand bassin demeure cependant en place.

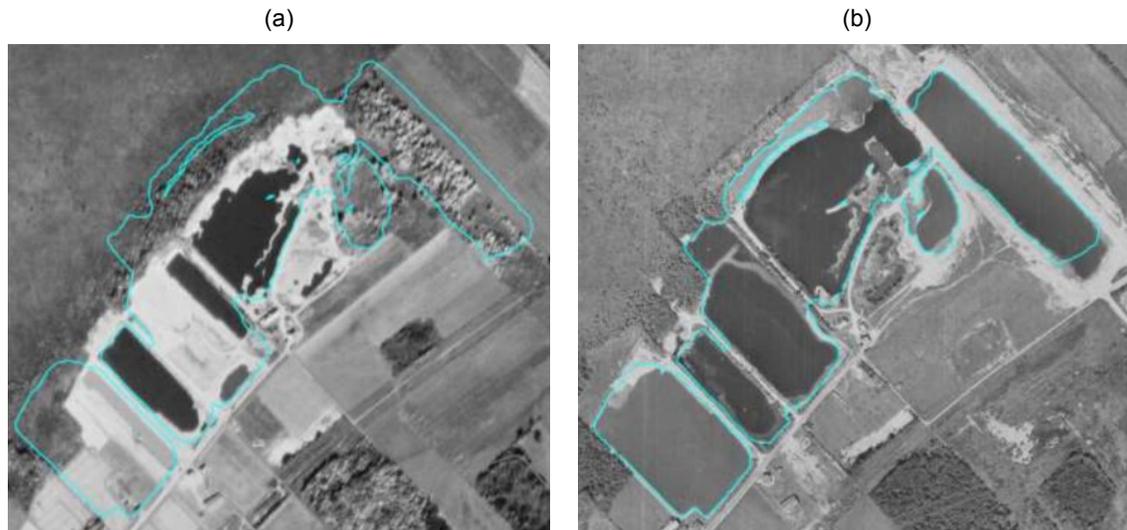


Figure 6. Évolution des Lacs Laberge entre (a) 1948 et (b) 1965.

3.2 STRUCTURE VERTICALE DES LACS LABERGE

Entre mai et octobre 2010, trois chaînes de 6 thermographes ont été installées dans les deux bassins, ainsi que 6 thermographes distribués le long des berges à 1,5 mètres de profondeur (St-Hilaire et Daigle, 2011). Il est à noter que les conclusions tirées pour la station A dans ce rapport ne correspondent sans doute pas aux conditions prévalant au point le plus profond du petit bassin, car les rapports des autres années indiquent une profondeur de 6 m à la station A, alors que le thermographe le plus profond du mouillage de la 'station A' dans l'étude de la thermie en 2010 n'est qu'à 3,6 m. Il faut donc en tenir compte lorsqu'une comparaison entre les stations est effectuée. Ainsi, St-Hilaire et Daigle (2011) concluent que le petit bassin possède une structure thermique

moins stable que le grand bassin, mais ce constat serait lié au positionnement de la chaîne de thermographes. Par ailleurs, on voit dans les rapports des autres années que les profils thermiques de la station A montrent une structure verticale très similaire aux deux autres stations (grand bassin), avec une thermocline saisonnière et une diminution d'oxygène en profondeur (par ex. en 2017, l'oxygène diminue à partir de 5 m et plus à la station E, par comparaison à 3 et 4 m respectivement aux stations F et D; Figure 7).

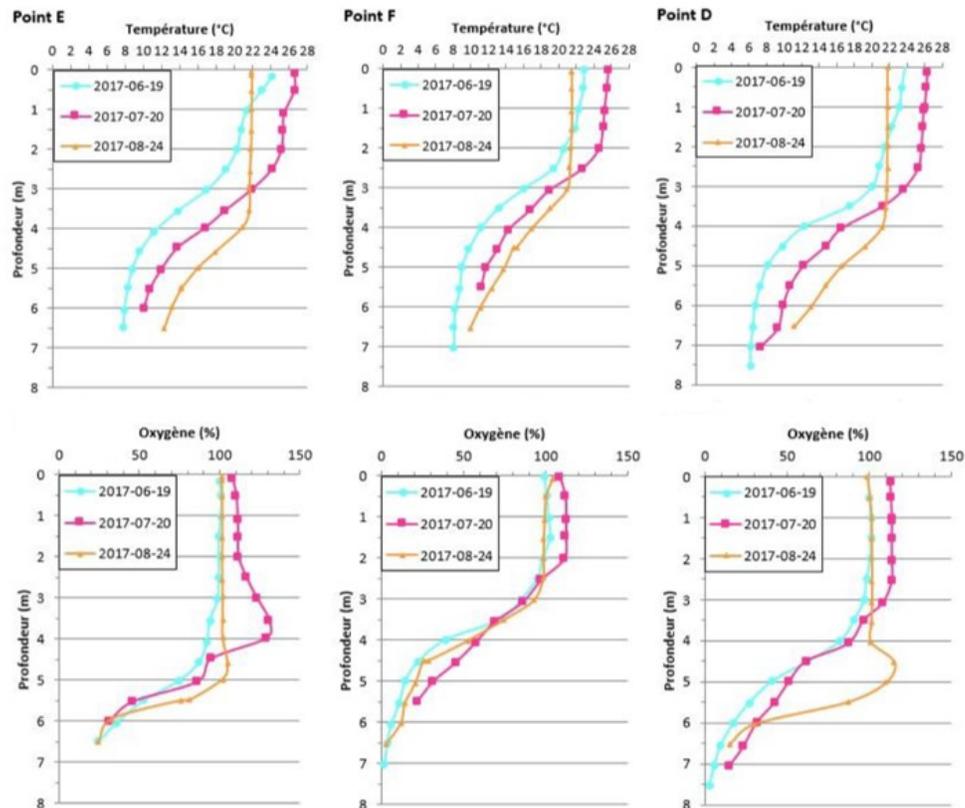


Figure 7. Profils de température et d'oxygène (% de saturation) du 19 juin, 20 juillet et 24 août 2017, au point E, F et D (tiré de Trépanier, 2017).

L'étude sur la thermie des Lacs Laberge en 2010 montre une stratification bien définie aux stations B et D, qui persiste jusqu'en septembre. La stratification s'est établie particulièrement tôt et est demeurée particulièrement marquée à la station B, possiblement lié à la présence de la cloison tout près (côté ouest) qui empêche les vents dominants de générer un mélange, pour une colonne d'eau dont les gradients de salinité exacerbent la stabilité (voir section 4.2). Cette structure thermique prononcée explique les profils d'oxygène obtenus à cette station les autres années, où l'[hypolimnion](#) est plus épais et moins riche en oxygène qu'aux deux autres stations. En 2010, les températures de surface ont fréquemment dépassé 25°C, atteignant même 30°C par endroits. La température en berge ne semblait pas significativement plus basse qu'en [zone pélagique](#),

suggérant un effet d'ombrage limité par les arbres. Les données recueillies par les thermographes ont été utilisées pour caler le modèle hydrologique décrivant la structure verticale de la colonne d'eau des Lacs Laberge.

Tel que démontré en détail pour l'année 2010, les profils thermiques et d'oxygène ponctuels présentés dans les rapports de 2009 et 2013 à 2017 montrent une stratification estivale et une hypoxie hypolimnétique récurrente aux trois stations. L'hypoxie s'intensifie au cours de l'été en profondeur, jusqu'à atteindre l'anoxie près du fond et parfois dès 5 m à la station B (par ex. en 2014). Il se forme parfois un pic d'oxygène dans le [métalimnion](#) (station D et parfois station A) indiquant une activité photosynthétique à ces profondeurs (lorsque > 100% de saturation, voir aussi section 4.3); une telle activité est possible puisque la transparence de l'eau est suffisante aux Lacs Laberge, avec l'entièreté de la colonne d'eau située dans la [zone euphotique](#) (à partir de 2009).

3.3 SYNTHÈSE SUR L'ÉTAT DE SANTÉ DES LACS LABERGE

La synthèse qui suit sur l'état de santé des Lacs Laberge se base sur les rapports du suivi de l'état trophique réalisés entre 2004 et 2017 par la Ville de Québec et l'OBV de la Capitale. Le suivi de l'état trophique a consisté en un échantillonnage des paramètres physicochimiques de l'eau à 3 ou 4 reprises pendant la saison estivale, aux stations présentées à la Figure 3. À noter que la station C a été abandonnée à partir de 2013, et que les stations A et B ont été respectivement remplacées par les stations E et F en 2016 afin qu'elles soient situées aux points les plus profonds des deux lacs. En 2015, dans le cadre du suivi de l'état trophique des lacs, l'OBV de la Capitale a procédé à une mise à jour de la bathymétrie en collaboration avec le MFFP à l'aide d'un échosondeur (Dionne *et al.*, 2016). La version précédente de la bathymétrie avait été réalisée en 1973. Cette mise à jour a permis de valider la position des stations d'échantillonnage pour les années ultérieures. C'est d'ailleurs dans ce contexte que la position des stations A et B a été revue, celles-ci ayant été remplacées respectivement par les stations E et F à partir de 2016.

Le suivi des paramètres permettant de statuer sur l'état trophique des Lacs Laberge, soient la chlorophylle-a (Chl-a), le phosphore total (PT) et la transparence de l'eau, montre que les lacs seraient passés d'un stade eutrophe (2001), à méso-eutrophe (2004-2007), à oligo-mésotrophe (2009-2016), puis oligotrophe plus récemment (Annexe 2). Les concentrations élevées en PT et la faible transparence au début des années 2000 sont possiblement liées à l'ensemencement intense effectué avant 2004, possiblement au-delà de la capacité de support de ces lacs (section 3.4). En effet, selon le rapport de GENIVAR (2003), 6000 ombles de fontaine et 3000 truites arc-en-ciel étaient ensemencés annuellement. Une amélioration des conditions semble se produire suite à l'arrêt de l'ensemencement et de manière graduelle entre 2004 et 2009. Il faut aussi tenir compte du fait que les mesures standards de quantification du PT, de la Chl-a et de la transparence sont entachées d'une incertitude non négligeable, qui a évolué dans le temps (notamment la limite de

détection du PT). D'autre part, il existe une variabilité spatiale, saisonnière et interannuelle assez marquée dans les indices permettant de qualifier l'état trophique des lacs. Par ailleurs, les herbiers sont abondants aux Lacs Laberge (section 3.3.1) indiquant une certaine richesse en nutriments dans les sédiments qui auraient pu s'y accumuler durant les années d'ensemencement (1973-2004; Dionne et Morin, 2016).

Les résultats de 2017 indiquent que les lacs sont aujourd'hui au stade [oligotrophe](#). Toutefois, la présence d'herbiers abondants, l'anoxie récurrente en profondeur, les concentrations élevées en phosphore au fond, et la forte variabilité de l'état trophique observée dans le passé suggèrent que cet écosystème est fragile, sensible aux changements dans les pressions anthropiques survenant sur le bassin versant, et sujet à une eutrophisation rapide si les conditions changent.

3.3.1 Inventaire des herbiers

En 2015, un inventaire des herbiers a été réalisé par Dionne *et al.* (2016), puis mis à jour en 2016 et 2017. Un suivi est également prévu en 2018. L'inventaire de 2015 a permis de déterminer que 22% de la superficie des lacs (27% en 2016 et 2017) était recouverte par des herbiers de plantes aquatiques. De plus, 38% de la zone littorale (< 3 m) est occupée par les herbiers (48% en 2016 et 47% en 2017). Comme l'inventaire de 2015 a été réalisé à partir de la rive et à l'automne, alors que certaines plantes étaient sénescentes, les pourcentages pourraient avoir été sous-estimés cette année-là. La plante aquatique envahissante *Myriophylle* sp., observée en 2014 lors du suivi annuel de l'état trophique, dominait dans 28% des herbiers (26% en 2016 et 25% en 2017). Le roseau commun (*Phragmites australis*), une autre plante envahissante identifiée par le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), a également été observé en 2014 et 2015. Suite à l'inventaire de 2017, l'OBV de la Capitale a noté que cette plante semblait entrer en compétition avec les quenouilles (*Typha* sp.) et qu'elle devra être surveillée de près dans les inventaires ultérieurs.

3.3.2 Inventaire ichtyologique

Un inventaire [ichtyologique](#) des Lacs Laberge a été réalisé pour la première fois en 1973 dans le grand bassin, montrant à la fois la présence d'espèces tolérantes (barbotte brune) que d'espèces relativement sensibles au manque d'oxygène ou aux températures élevées par comparaison aux salmonidés (meunier noir et achigan; Tableau 1). Très peu de données limnologiques sont disponibles durant ces années pour étoffer ce constat. L'inventaire de 2007 dans les deux bassins montre cette fois une dominance par la perchaude suivi du crapet-soleil, deux espèces relativement tolérantes. Entre 1973 et 2004, des ensemencements d'ombles de fontaines (*Salvelinus fontinalis*), d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) et de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) ont été réalisés. Aucune de ces espèces n'a été observée en 2007, ce qui indique que l'habitat était

inadéquat pour le maintien d'une population de salmonidés. Entre 2004 et 2007, on remarque d'ailleurs que l'état trophique variait de mésotrophe à méso-eutrophe, généralement associé à une plus faible oxygénation, inadéquate pour les salmonidés qui nécessitent des concentrations en oxygène supérieures à 5 mg/L.

En 2015, l'OBV de la Capitale a réalisé un nouvel inventaire de la communauté ichthyologique (Dionne et Morin, 2016) indiquant une nette dominance par le crapet-soleil (64%), qui dénote des conditions de vie relativement difficiles. Cette espèce, contrairement aux salmonidés, apprécie les eaux tièdes (tolère des températures allant jusqu'à 30°C), peu profondes et avec une végétation riche, des conditions qu'on retrouve encore aujourd'hui (voir section 4.3). La présence notée d'épinoches, parmi les espèces les plus tolérantes aux températures élevées et dites euryhalines (tolèrent les forts gradients de salinité), suggèrent aussi que les Lacs Laberge sont un environnement peu favorable aux salmonidés. Enfin, il est noté dans l'inventaire ichthyologique que les individus capturés sont petits et immatures, possiblement lié aux méthodes de récolte, car les petits individus n'occupent pas toujours le même espace dans un lac donné (notamment la perchaude).

Tableau 1. Espèces de poissons présentes aux Lacs Laberge lors des inventaires de 1973, 2007 et 2015.

Année de l'inventaire	1973 ¹	2007 ²	2015 ^{3,4}
Méthode utilisée	Seine et filet	Filets maillants (7)	Seines de rivage (4)
Petit bassin	nd	<ul style="list-style-type: none"> • Perchaude (<i>Perca flavescens</i>) • Crapet-soleil (<i>Lepomis gibbosus</i>) • Barbotte brune (<i>Ameirus nebulosus</i>) • Achigan à petite bouche (<i>Micropterus dolomieu</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> • Crapet-soleil (<i>Lepomis gibbosus</i>) • Fondule barré (<i>Fundulus diaphanus</i>) • Perchaude (<i>Perca flavescens</i>)
Grand bassin	<ul style="list-style-type: none"> • Achigan à petite bouche (<i>Micropterus dolomieu</i>) • Barbotte brune (<i>Ameirus nebulosus</i>) • Doré jaune (<i>Sander vitreus</i>) • Meunier noir (<i>Catostomus commersonii</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> • Perchaude (<i>Perca flavescens</i>) • Crapet-soleil (<i>Lepomis gibbosus</i>) • Barbotte brune (<i>Ameirus nebulosus</i>) • Achigan à petite bouche (<i>Micropterus dolomieu</i>) • Meunier noir (<i>Catostomus commersonii</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> • Crapet-soleil (<i>Lepomis gibbosus</i>) • Fondule barré (<i>Fundulus diaphanus</i>) • Perchaude (<i>Perca flavescens</i>) • Achigan à petite bouche (<i>Micropterus dolomieu</i>) • Naseux noir (<i>Rhinichthys atratulus</i>)

¹L'inventaire de 1973 a été réalisé dans le grand bassin seulement. ²Les espèces de poissons sont présentées selon leur ordre décroissant d'abondance. ³L'abondance du crapet-soleil, du fondule barré et de la perchaude était respectivement de 63%, 19% et 16% en 2015. ⁴Des barbottes brunes et des épinoches ont également été observées.

3.3.3 Qualité de l'eau pour la baignade (échantillonnage bactériologique)

Le suivi de la qualité de l'eau à la plage du petit bassin est réalisé à une fréquence hebdomadaire durant la saison estivale (Ville de Québec, 2018). Les rapports d'analyse montrent que la concentration en coliformes fécaux est généralement inférieure à 100 unités formant des colonies (UFC) par 100 millilitres, qualifiant ainsi l'eau de la plage d'« excellente » ou de « bonne » selon la classification du Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte aux Changements Climatiques (MDDELCC, 2018b; Tableau 2). Sur l'ensemble des rapports disponibles, un dépassement n'est survenu qu'à deux reprises les 25 juillet 2012 et 21 juin 2016, avec des concentrations variant entre 180 et 200 UFC par 100 ml, correspondant à la cote « passable ».

Tableau 2. Classification pour la qualité bactériologique des eaux de baignade des plages en milieu d'eau douce (MDDELCC, 2018b).

Coliformes fécaux (UFC/100 ml)	Cote
≤ à 20	A- Excellente
de 21 à 100	B- Bonne
de 101 à 200	C- Passable
≥ à 201	D- Polluée

3.4 SUIVI DES NIVEAUX D'EAU

En 2016 et 2017, le bassin versant (Annexe 3) des Lacs Laberge a été instrumenté afin d'établir les variations annuelles du niveau des lacs (Mailhot *et al.*, 2018). Des capteurs de pression installés dans les deux bassins et dans 3 piézomètres avoisinants ont également permis de comprendre le sens de l'écoulement des eaux souterraines, qui se produit généralement de la nappe phréatique vers les lacs. Cependant, pour les périodes allant de mi-juillet à fin juillet 2017 et de mi-septembre à mi-octobre 2017, les résultats montrent que l'écoulement se fait des lacs vers les eaux souterraines.

Le bilan hydrologique des lacs indique que les apports proviendraient des précipitations directes, du ruissellement de surface et des eaux souterraines, elles-mêmes rechargées par les précipitations et la fonte du couvert nival (en contexte humide), tandis que les pertes se produisent par évaporation et par la recharge des eaux souterraines (en période sèche). Puisque les précipitations et le ruissellement de surface ne permettent pas de compenser les pertes par évaporation et les échanges souterrains en période plus sèche, on assiste donc à un bilan hydrologique négatif et à une baisse globale du niveau des lacs d'environ 11 mm/jour au cours de la période estivale (1,2 m au total). Enfin, le petit lac présentait un niveau d'eau plus élevé de 10 cm par rapport au niveau du grand lac.

La modélisation hydrologique effectuée dans le cadre de la présente étude amène quelques précisions à ce bilan. Par exemple, des calculs plus précis basés sur la météorologie journalière indiquent que le taux d'évaporation moyen était plutôt de 4 mm/jour, ce qui veut dire que la perte nette vers la nappe phréatique serait de l'ordre de 7 mm/jour. Les résultats de Mailhot *et al.* (2018) ont été repris pour estimer la diminution moyenne du niveau d'eau pour la période 2000 à 2017, et les résultats montrent que la baisse annuelle du niveau des lacs était de 1,07 mètres. Sachant que la profondeur moyenne des lacs est de 3,4 mètres, le temps de résidence moyen de l'eau dans les Lacs Laberge est donc de 3,18 années, contrairement à l'estimation donnée dans le rapport de GENIVAR (2003) qui indique un temps de résidence de 11 ans pour les lacs. À titre comparatif, le bassin nord du lac Saint-Charles a un temps de résidence moyen de 22,7 jours, tandis que le bassin sud a un temps de résidence de 7,6 jours (Légaré, 1998; APEL, 2009). Cependant, il faut noter que le lac Saint-Charles est ce qu'on appelle un lac fluvial de par son temps de résidence particulièrement court. Les lacs Saint-Augustin et Saint-Joseph ont pour leur part un temps de résidence autour de 200 jours (calculs basés sur Bergeron *et al.* 2002, ou valeur tirée de Arvisais, 2007). Tel que mentionné par Andradóttir *et al.* (2012), le temps de résidence de l'eau dans un lac en est une caractéristique clé qui affecte sa stratification thermique, son taux de production primaire, les cycles des nutriments qui s'y opèrent et, en général, la qualité de l'eau.

4 LES ENJEUX ASSOCIÉS AUX CARACTÉRISTIQUES INTRINSÈQUES DU SITE

4.1 LE MYRIOPHYLLE À ÉPI ET LE ROSEAU COMMUN

Le myriophylle à épi (*Myriophyllum spicatum*) est une espèce originaire d'Asie, d'Afrique et d'Europe, qui a été introduite en Amérique du Nord entre 1880 et 1940 (Cooke *et al.*, 2005). Au Québec, on estime qu'il est présent depuis 1927, et que depuis il a colonisé au moins 110 plans d'eau (MDDELCC, 2018a). Le myriophylle à épi est adapté aux eaux calmes, douces ou saumâtres, et forme souvent de vastes prairies submergées (Marie-Victorin, 1995). On peut le retrouver dans une grande variété de conditions, notamment à des profondeurs variant de 1 à 10 mètres. Les lacs à substrats fertiles et à texture fine favorisent sa croissance, de même qu'une luminosité élevée et des eaux riches en nutriments.

La reproduction de la plante se fait par graines, par hibernacles (bourgeons rougeâtres qui se détachent des rameaux et qui se fixent sur la vase par des racines adventives), ou par fragmentation des tiges qui s'enracinent et qui produisent de nouveaux individus indépendants (Marie-Victorin, 1995). Le mode de reproduction dominant se fait de manière végétative (Cooke *et al.*, 2005). On distingue deux types de fragmentation chez le myriophylle à épi. L'autofragmentation se produit par l'avortement des tiges récentes ayant développé de petites racines lorsqu'un pic de biomasse est atteint dans une colonie, tandis qu'on associe l'allofragmentation à la rupture mécanique des tiges sans racines par les embarcations nautiques, les baigneurs, la faune ou l'action des vagues (Kimbél, 1982; Madsen & Smith, 1997). Les fragments peuvent également être déplacés dans de nouveaux plans d'eau par ruissellement ou transport anthropique (par ex. navires, embarcations nautiques, [aquariophilie](#) et jardins d'eau; Cooke *et al.*, 2005; MDDELCC, 2018a). Par ailleurs, la plupart des scientifiques s'entendent pour dire que les bateaux et leurs remorques sont les plus importants vecteurs de la dispersion du myriophylle à épi d'un plan d'eau à l'autre (Smith & Barko, 1990).

La densité des herbiers formés par cette plante a provoqué dans plusieurs cas le déplacement d'espèces végétales submergées natives, en raison notamment de son effet d'ombrage et de sa croissance rapide et hâtive au printemps (Cooke *et al.*, 2005; MDDELCC, 2018a). Tandis que les petites colonies peuvent servir d'abri à la faune aquatique (MDDELCC, 2018a), les herbiers plus denses de myriophylle à épi sont associés à une perte de biodiversité aquatique (Cooke *et al.*, 2005). De plus, on peut observer une altération dans la composition des réseaux alimentaires, une réduction de l'oxygène dissous dans les lacs lors de la décomposition des tiges et des feuilles, et une obstruction des sites de frai (MDDELCC, 2018a). Les herbiers denses favorisent également la prolifération des moustiques et autres parasites, ce qui peut augmenter les risques de dermatites

(MDDELCC, 2018a; Eiswerth *et al.*, 2000). La propagation du myriophylle à épi peut également avoir des effets néfastes sur l'apparence esthétique des plans d'eau et sur les activités récréatives telles que la pêche, la baignade ou la navigation de plaisance.

Plusieurs méthodes peuvent être employées pour lutter contre le myriophylle à épi. Parmi celles-ci, le MDDELCC (2018a) distingue les interventions mécaniques (faucardage manuel ou mécanique, arrachage par des plongeurs ou par aspiration) des interventions physiques (bâchage avec jute, géotextile ou *Aquascreen*). Les travaux de Caffrey *et al.* (2010), réalisés dans le lac Lough Corrib en Irlande, ont permis de tester l'efficacité de la toile de jute pour le contrôle de *Lagarosiphon major* Ridley, une autre espèce de macrophyte envahissante. Dans le cadre de cette étude, 7 sites dominés par cette plante et dont la superficie variait entre 100 et 5000 m² ont été traités pour une durée de 4 à 17 mois. Six des 7 sites aménagés, incluant celui où la toile a été maintenue en place seulement pour 4 mois, ont vu l'espèce envahissante être complètement décomposée sous la toile de jute, tandis qu'un des sites présentait encore quelques petites tiges. L'état de la toile de jute est demeurée intacte, y compris aux sites où elle a été maintenue pendant 17 mois. Cependant, au-delà de 10 mois, la toile de jute était plus fragile au déchirement, voire même désintégrée au contact. Finalement, une croissance par les macrophytes indigènes sur et à travers la toile de jute a été observée par les plongeurs au site où la toile avait été installée pendant plus de 7 mois.

L'utilisation d'une toile de jute présente plusieurs avantages, notamment qu'il s'agit d'une membrane naturelle qu'il n'est pas nécessaire de retirer. De plus, la toile de jute se sature rapidement en eau, ce qui facilite son installation alors qu'elle coule rapidement au fond de l'eau. La perméabilité de la toile de jute permet également aux gaz en provenance du fond du lac de s'échapper, ce qui empêche le soulèvement de la toile et même à certaines plantes indigènes de croître. L'Agence de bassin versant des 7 a testé cette méthode pour le contrôle du myriophylle à épi sur une superficie de 6000 m² au lac Pémichangan en Outaouais au printemps 2012. Les résultats du suivi post-installation indiquent que la toile de jute permet de bien contrôler le myriophylle à épi, dans la mesure où l'installation est réalisée adéquatement, c'est-à-dire que l'herbier doit être entièrement recouvert par la toile, et celle-ci doit être bien plaquée sur le fond du lac. Il est important de noter qu'actuellement, en vertu de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), la pose de jute nécessite l'obtention préalable d'un certificat d'autorisation. Quelques autres municipalités testent actuellement cette approche, notamment au lac Stukely dans les Cantons de l'Est, et au lac à la Tortue en Mauricie (SAMBBA, 2018).

Outre la toile de jute, le bâchage à l'aide de géotextile ou d'*Aquascreen*®, une membrane artificielle composée d'un tissage de fibres de verre enduit de PVC monolithique (Les traitements Biobac inc., 2012), peut réduire la croissance du myriophylle de 75 à 100% après 8 semaines de bâchage (MDDELCC, 2018a). L'utilisation de ces deux types de membranes est considérée comme une

méthode sélective, c'est-à-dire qu'elles éliminent toutes les espèces et ne permettent pas la croissance des végétaux indigènes, contrairement à la toile de jute. De plus, ces matériaux ne se décomposent pas, mais peuvent cependant être réutilisés.

Le myriophylle à épi est présent dans les deux bassins des Lacs Laberge, où il a colonisé surtout les zones de moins de 3 mètres de profondeur. Cependant, étant donné la transparence élevée de l'eau des Lacs Laberge ainsi que leur faible profondeur, il se pourrait que la lumière soit suffisante pour permettre la colonisation de cette plante à des profondeurs plus élevées. Les herbiers répertoriés dépassent d'ailleurs légèrement la zone de profondeur inférieure à 3 mètres (Trépanier, 2017). Afin d'entretenir l'aire de baignade, les plantes aquatiques sont actuellement arrachées dans le petit bassin. Étant donné le mode de reproduction végétative de la plante, ceci pourrait favoriser son développement dans le plan d'eau (Trépanier, 2015). Malgré cela, le nombre d'herbiers dominés par le myriophylle est demeuré relativement stable depuis 2014. Il est à noter que le degré de colonisation par les plantes aquatiques pourrait être sous-estimé puisque l'acuité visuelle de l'observateur diminue à partir d'une certaine profondeur lorsque l'inventaire est effectué à l'[aquascope](#).

Le roseau commun (*Phragmites australis*) est une autre espèce invasive à surveiller dans les Lacs Laberge. Cette plante pousse généralement dans les marais et sur les rivages, où elle se propage en produisant des tiges à partir de profonds rhizomes (Marie-Victorin, 1995). Détectée dans les lacs en 2014, cette espèce fera partie des plantes inventoriées lors des prochains suivis d'herbiers.

RECOMMANDATIONS

Afin de limiter la propagation du myriophylle à épi aux Lacs Laberge, il importe d'éviter la fragmentation des tiges, causée notamment par les hélices des embarcations à moteur. Nous recommandons donc d'éviter l'utilisation de toute embarcation à moteur. Si le myriophylle est arraché pour entretenir la plage, cela doit être fait par des plongeurs expérimentés afin de minimiser sa propagation. Si les zones colonisées par le myriophylle viennent à augmenter dans les années à venir, l'installation d'une toile de jute pourrait être envisagée.

En ce qui concerne la propagation du roseau commun, l'inventaire des herbiers prévu en 2018 permettra de suivre l'évolution de sa répartition en zone littorale des lacs. Une méthode de contrôle de cette espèce consiste à mettre d'abord les sols colonisés à nus, à recouvrir ceux-ci de toile pendant un an, puis à réensemencer le site avec des espèces compétitrices (Groupe Phragmites, 2012). Le site du ruisseau du Feu à Terrebonne est un exemple à succès pour le contrôle du roseau commun (Boivin et al., 2017). La méthode utilisée par les gestionnaires du projet comprenait d'abord l'inondation du marais, puis la coupe des tiges de roseau commun sous l'eau. Initiée en 2014, les coupes de tiges ont été répétées à quatre reprises jusqu'en 2016. Après deux années d'interventions, la densité des tiges est passée de 34 tiges/m² à 3 tiges/m², représentant une

diminution de 91%, pour une inondation d'une profondeur supérieure à 200 mm d'eau. Ces techniques pourront être envisagées si la colonie présente aux Lacs Laberge s'accroît.

4.2 LES CHLORURES

Les sources naturelles de chlorures proviennent de la dégradation et de l'érosion des roches et des sols, des précipitations atmosphériques et des infiltrations d'eaux souterraines (Santé Canada, 2001). Des concentrations élevées peuvent toutefois indiquer la présence d'une contamination de nature anthropique, pouvant provenir notamment de l'épandage hivernal de sel sur les routes, d'effluents industriels ou d'eaux usées domestiques (Santé Canada, 1987). On estime que 25 à 50% du sel épandu sur les routes atteint les eaux souterraines. En général, les concentrations dans les eaux de surface naturelles des Basses Terres du Saint-Laurent sont de l'ordre de 20 mg/L (Santé Canada, 1987). Le MDDELCC (2017) a défini les critères suivants de protection de la vie aquatique pour les chlorures: le seuil pour une exposition à long terme (effet chronique) est de 230 mg/L, et le seuil pour une exposition à court terme (effet aigu) est de 860 mg/L. Ces seuils pourraient être trop peu sévères dans le cas où les chlorures sont associés à des concentrations élevées en potassium, calcium ou magnésium.

Les concentrations en chlorures ont été mesurées dans le cadre du suivi de l'état trophique des Lacs Laberge. Entre 2006 et 2017, les concentrations de surface dans le petit bassin ont varié entre 120 et 207 mg/L, et entre 194 et 400 mg/L au fond. On note une augmentation pour les concentrations en profondeur au fil des années dans le petit bassin. Ainsi, le critère d'exposition chronique a été dépassé en profondeur à chaque année depuis 2014, et ce à chacune des dates d'échantillonnage (juin-août). Les concentrations sont toutefois demeurées sous le seuil causant des effets aigus. Dans le grand bassin, les concentrations de surface ont varié entre 100 et 160 mg/L, et entre 290 et 660 mg/L en profondeur à la station B (F à partir de 2016). Les concentrations sont demeurées généralement stables en surface, alors qu'on observe une diminution en profondeur entre 2006 et 2013, puis une augmentation depuis 2013 (Tableau 3). Le seuil d'exposition chronique a donc été dépassé à toutes les dates d'échantillonnage depuis 2009 en profondeur, mais jamais en surface, alors que le seuil d'exposition aigue n'est jamais dépassé. À la station D, les concentrations en chlorures sont généralement uniformes sur toute la colonne d'eau; elles varient entre 100 et 135 mg/L et semblent être constantes depuis 2009, les seuils de protection de la vie aquatique n'étant jamais dépassés durant la période d'échantillonnage. À titre comparatif, les valeurs de chlorures en 2009 au Lac Saint-Charles variaient entre 10,7 et 11,9 mg/L. Au Lac Clément (un lac bordé par l'autoroute 73), les concentrations en surface variaient entre 138 et 178 mg/L en 2010, tandis que celles en profondeur variaient entre 135 et 315 mg/L. Ces concentrations élevées en chlorures ont été associées à l'utilisation de sels de déglçage pour l'entretien hivernal des routes (OBV de la Capitale, 2015).

Tableau 3. Étendue des concentrations en chlorures mesurées en profondeur à la station B (ou F à partir de 2016) entre 2006 et 2017.

Année	Chlorures (mg/L)
2006	350-660
2007	490-560
2008	350-500
2009	390-475
2010	400-500
2011	300-370
2012	290-360
2013	300
2014	350-520
2015	380-460
2016	400-600
2017	470-530

Les concentrations élevées en chlorures aux Lacs Laberge sont fort probablement causées par l'épandage des sels de déglçage sur l'abondant réseau routier avoisinant les lacs, et dans une moindre mesure par les dépôts à neige (Isabelle Fournier, M.Sc., étudiante au doctorat en biologie à l'Université Laval, comm. pers.) ou les eaux usées domestiques. Des concentrations en chlorures de près de 170 mg/L ont déjà été mesurées dans des piézomètres avoisinant les lacs (GENIVAR, 2003), alors que la concentration atteignait 399 mg/L près de la Maison Laberge. En 2009, la Ville a développé un protocole d'échantillonnage des chlorures dans les piézomètres avoisinants, mais aucun résultat n'est disponible à notre connaissance.

Les fortes concentrations en chlorures dans l'eau affectent l'habitat aquatique de manière directe et indirecte. Une eau plus salée étant plus dense, elle coule au fond. Cette salinité prononcée génère un établissement plus hâtif de la stratification thermique au printemps et une plus grande stabilité de la colonne d'eau. Ainsi, la structure verticale de la colonne d'eau se maintient tout au long de l'année même si les lacs sont peu profonds, la masse d'eau hypolimnétique demeure isolée de l'atmosphère pendant toute la saison estivale et l'oxygène y diminue pour atteindre parfois des concentrations très faibles voire nulles (voir section 4.3). En plus de limiter l'habitat des poissons par une contrainte sur la disponibilité en oxygène, la salinité élevée au fond des Lacs Laberge limite l'habitat de manière directe (stress chronique lorsque les chlorures dépassent 230 mg/L) et exerce une pression sélective vers les espèces tolérantes (par ex. les épinoches). Plusieurs autres organismes aquatiques sont sensibles à la salinité, notamment certaines espèces de diatomées (Claude Fortin, Ph. D., professeur à l'INRS-ETE, comm. pers.), pouvant ainsi servir d'indicateurs historiques de la salinité, car ces microalgues sont d'excellents traceurs des conditions limnologiques. Une concentration élevée en chlorures peut affecter la structure des communautés aquatiques et également mobiliser les nutriments des sédiments vers l'eau (Santé Canada, 2001).

RECOMMANDATIONS

Il n'existe pas à ce jour de solutions reconnues pour résoudre les problèmes associés aux concentrations élevées en chlorures. Les actions à prendre sont d'abord de limiter l'utilisation des sels de déglçage dans le bassin versant afin de ne pas aggraver le problème. Un apport soutenu en eau provenant du réseau d'aqueduc (donc de salinité moindre) pourrait à terme diminuer la salinité par échange avec la nappe phréatique, et contrer en partie l'effet de concentrations des sels par évaporation. Une dilution par l'ajout d'une charge d'alimentation artificielle dans le petit bassin est envisageable (voir section 6.6), mais peu utile *a priori* étant donné les usages projetés (baignade) qui ne nécessitent pas de diminution de la salinité. Dans le cas du grand bassin toutefois, cette solution serait utile, car elle permettrait potentiellement à terme de réduire la concentration en chlorures en-dessous du seuil chronique de protection de la vie aquatique. Une autre avenue envisageable serait de générer un mélange de la colonne d'eau pour réduire les concentrations au fond, or les chlorures sont aussi relativement élevés dans l'épilimnion (> 100 mg/L par comparaison à > 470 mg/L dans l'hypolimnion en 2017). Ainsi, il est peu probable qu'un mélange artificiel de la colonne d'eau améliore les conditions du point de vue du dépassement du seuil chronique de 230 mg/L. Selon les connaissances actuelles, nous ne recommandons pas de générer un mélange artificiel de la colonne d'eau. Cependant, un exercice de modélisation de la qualité de l'eau permettrait de valider l'intérêt d'une telle mesure.

Un suivi des chlorures dans l'eau des puits de forage P02, P03 et P04 (GENIVAR, 2003), en parallèle au suivi de la colonne d'eau des Lacs Laberge, permettrait de valider si l'eau souterraine provenant des autoroutes 40 et Duplessis présentent une forte concentration en sels et représente un apport significatif vers les lacs. La modélisation de l'écoulement de l'eau souterraine dans ce secteur apporterait les précisions nécessaires pour développer une solution. Cet échantillonnage devrait être réalisé dès le début de la fonte des neiges, puisque qu'il s'agit de la période la plus propice au transport des sels vers les systèmes aquatiques. De plus, un suivi des chlorures devrait être réalisé à proximité de la maison Laberge, étant donné les concentrations importantes mesurées en 2003, afin de valider si les sols environnants représentent encore une source de contamination. En plus de clarifier la provenance des chlorures, un tel suivi permettrait de documenter la capacité d'infiltration des sels de voiries dans les sols à différentes périodes de l'année sur le bassin versant des lacs; les sols sous-jacents au site seraient constitués de silt-argileux ou d'argile-silteuse plutôt imperméables à l'infiltration (GENIVAR, 2003), alors que la caractérisation environnementale récente des sols (Laboratoire d'Expertises de Québec ltée, 2016) indique la présence de silt et de gravier.

Finalement, connaissant la sensibilité des diatomées à la salinité, une étude paléolimnologique exploitant ces traceurs (par ex. en collaboration avec la Prof. Isabelle Lavoie de l'INRS-ETE) permettrait de connaître l'évolution temporelle des chlorures aux Lacs Laberge.

4.3 LA TEMPÉRATURE DE L'EAU ET SON OXYGÉNATION

La structure thermique est l'une des caractéristiques les plus fondamentales d'un lac, car elle affecte la qualité de l'eau par son impact sur l'oxygénation des masses d'eau (une variable critique décrivant la qualité d'un habitat) et le cycle des nutriments par l'entremise de l'activité microbienne et du mélange. La température de l'eau affecte également directement la solubilité de l'oxygène; par exemple une eau à 30°C contient 33% moins d'oxygène qu'une eau à 10°C, ou 17% moins qu'à 20°C. Les critères de protection de la vie aquatique du MDDELCC (2017), qui s'appuient sur les recommandations du Ministère de l'environnement de l'Ontario (1984), sont résumés au Tableau 4. On voit que les biotes d'eau froide (par ex. salmonidés) ont besoin d'un maintien des concentrations en oxygène à un niveau supérieur aux biotes d'eau chaude (par ex. crapet-soleil).

Tableau 4. Concentration d'oxygène dissous minimal pour la protection de la vie aquatique, effet chronique (Ontario Ministry of the Environment, 1984).

Température (°C)	Concentration en oxygène dissous			
	Biote d'eau froide		Biote d'eau chaude	
	% saturation	mg/L	% saturation	mg/L
0	54	8	47	7
5	54	7	47	6
10	54	6	47	5
15	54	6	47	5
20	57	5	47	4
25	63	5	48	4

Les profils ponctuels de température et d'oxygène dissous des Lacs Laberge, réalisés lors des suivis de l'état trophique, montrent une forte stratification aux trois stations échantillonnées, et ce à toutes les dates d'échantillonnage. Les minima et maxima de température sont très similaires entre les stations d'échantillonnage. La température de surface variait entre 17 et 24°C au début de la saison estivale (juin), pour atteindre des températures maximales de 24 à 27°C au plus chaud de l'été. En profondeur, on observait des températures variant entre 8 et 20°C (8-16°C à la station B/F, 6-18°C à la station D). L'étude de la thermie réalisée en 2010 (St-Hilaire et Daigle, 2011) a permis de constater que la température de surface peut régulièrement dépasser 25°C et atteindre parfois 30°C lors de canicules.

La température de l'eau peut être associée à des risques de stress thermique pour les baigneurs, mais ceux-ci sont peu exposés lorsque les températures sont inférieures à 33°C (Santé Canada, 2012). Outre ce risque, les impacts d'une température élevée sur la qualité de l'eau de baignade sont peu documentés dans la littérature. Winfield & Groisman (2003) indiquent que lorsque les bactéries d'*E. coli* quittent leur hôte (intestins de mammifères, croissance optimale à 37°C), elles se trouvent fortement défavorisées par les fluctuations de température et les concentrations en nutriments beaucoup plus faibles. Elles ne peuvent donc pas se diviser ni proliférer dans

l'environnement externe, mais elles restent viables pendant un certains temps (temps de demi-vie approximatif d'un jour dans l'eau). Ainsi, les conditions caniculaires dans un lac ne favoriseraient pas davantage la prolifération d'*E. coli* que les conditions estivales normales.

En ce qui concerne l'oxygène, on observe une bonne oxygénation en surface et parfois même une supersaturation (> 100% de saturation) causée par l'activité photosynthétique des algues et du phytoplancton. Cependant, l'anoxie est parfois atteinte en profondeur; ces conditions affectent la qualité de l'eau en accélérant le recyclage des nutriments, en générant potentiellement un relargage du phosphore (voir ci-dessous), en solubilisant certains métaux, et en limitant l'habitat du poisson (Cooke *et al.*, 2005). La variabilité interannuelle observée dans les concentrations hypolimnétiques en oxygène dépend des facteurs biotiques, c'est-à-dire du bilan entre la respiration microbienne (contrôlée surtout par la disponibilité en matière organique et la température de l'eau) et la photosynthèse (contrôlée surtout par la disponibilité en lumière). Si une augmentation dans les apports de matière organique survient (par ex. avec un ensemencement de poissons), la consommation de l'oxygène risque d'augmenter et l'anoxie survenir plus souvent et durer plus longtemps.

Une modélisation empirique de la qualité de l'eau a été utilisée afin de simuler les concentrations en oxygène dissous dans l'entièreté des lacs à partir des mesures ponctuelles issues du suivi de l'état trophique. Les mesures prises à la station A ont été distribuées en fonction de la bathymétrie du petit bassin, tandis que les mesures aux stations B et D ont été utilisées pour réaliser une interpolation linéaire entre les deux stations, avant d'être distribuées sur l'ensemble de la superficie du grand bassin et ce pour différentes strates de profondeur. Les résultats montrent que des concentrations en oxygène dissous inférieure à 5 mg/L (limitant l'habitat des salmonidés par ex.) sont atteintes principalement au fond (> 6 m pour le petit bassin, > 4 m pour le grand bassin), avec une grande fraction de la colonne d'eau du petit bassin et plus de la moitié de la colonne d'eau du grand bassin demeurant au-dessus de ce seuil (Figure 8). Ainsi, les conditions hypoxiques ne sont pas en soi le facteur limitant pour la vie aquatique aux Lacs Laberge, mais plutôt les températures élevées (section 6.3). Le petit bassin est somme toute plus favorable comme habitat, car une plus grande part de la colonne d'eau demeure bien oxygénée durant l'été.

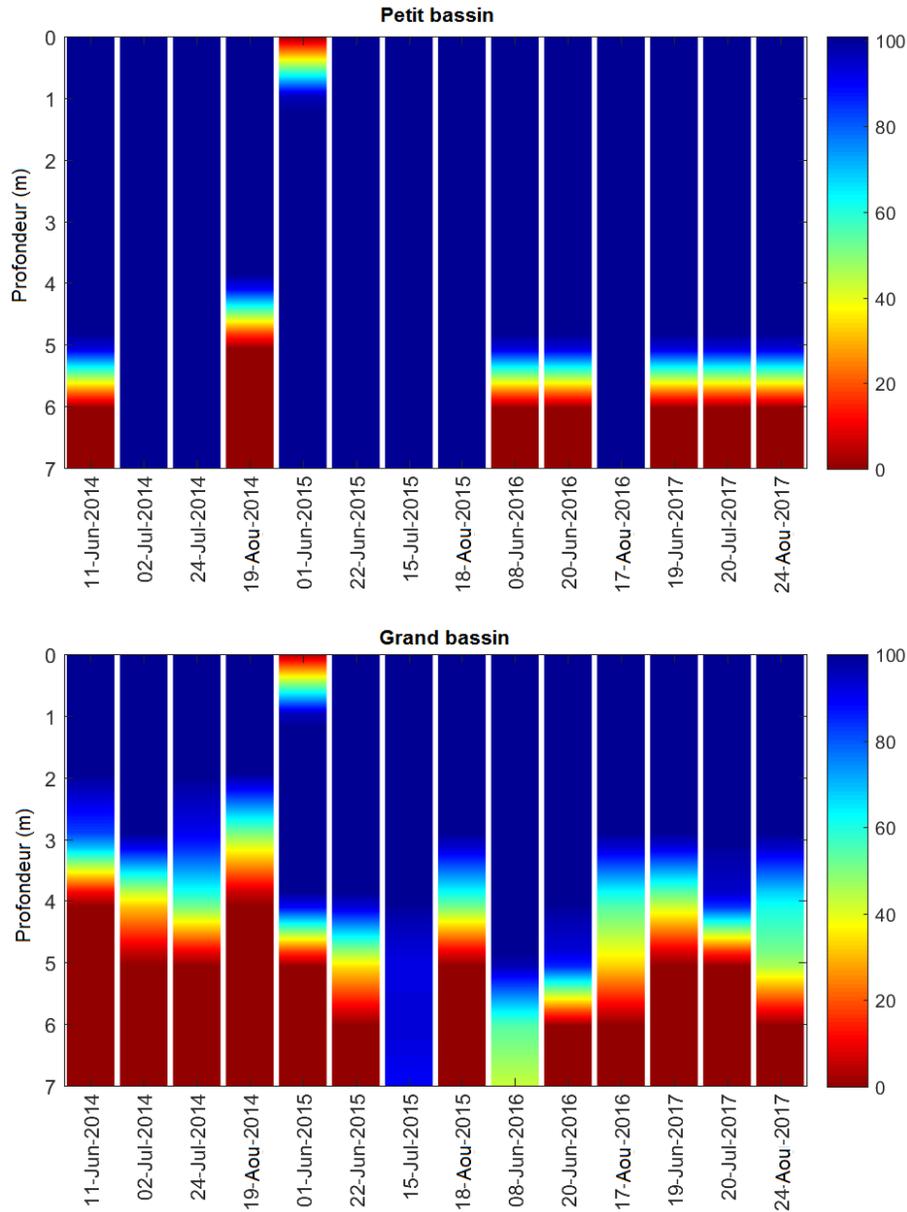


Figure 8. Modélisation empirique du pourcentage de volume d'eau par couche de profondeur des Lacs Laberge où la concentration en oxygène dissous demeure supérieure à 5 mg/L, selon les profils d'oxygène issus des suivis de l'état trophique, et ce pour les années 2014 à 2017.

En 2016 et 2017, les profils du PT montrent une forte augmentation vers le fond, particulièrement dans le grand bassin, ce qui pourrait indiquer un relargage de phosphore par les sédiments associé aux conditions anoxiques. En effet, le PT atteint jusqu'à 160 $\mu\text{g/L}$ en juillet 2017 à la station F, et la plupart du temps demeure supérieur à 20 $\mu\text{g/L}$, excédent ainsi le critère du MDDELCC pour prévenir l'eutrophisation des eaux lacustres. Cette situation implique que la charge interne des lacs constitue une source non négligeable de phosphore à laquelle il faut porter attention dans les études à venir, et tout particulièrement si un ensemencement de poissons est entrepris. Le

phosphore relargué par les sédiments anoxiques demeure isolé de l'épilimnion, où se produit la majorité de la production primaire, tant que la colonne d'eau est stratifiée, sauf pour les espèces migratrices et peu exigeantes en lumière telles que les cyanobactéries. Les profils de [fluorescence in vivo](#) (Chl-a totale et indice de densité des cyanobactéries) indiquent d'ailleurs une augmentation de la biomasse algale au fond (Trépanier, 2016; 2017). Il faut cependant demeurer vigilant sur la signification de ces pics de fluorescence qui doivent être validés par une analyse taxonomique, car la fluorescence in vivo peut être influencée d'une part par la présence de cellules phytoplanctoniques qui ont poussé plutôt en surface (espèces qui requièrent plus de lumière) et qui sont sénescents rendues au fond, et d'autre part par des facteurs d'interférence tels que la matière humique colorée ou les sédiments inorganiques (Zamyadi et al., 2012). Pour connaître l'état des cellules phytoplanctoniques qui s'accumulent dans l'hypolimnion, une quantification du ratio phéophytines/chlorophylle-a par fluorimétrie pourrait aussi être utile. Un ratio qui augmente fortement au fond indiquerait une sénescence plutôt qu'une croissance.

RECOMMANDATIONS

Une meilleure oxygénation au fond des Lacs Laberge permettrait d'envisager l'amélioration de l'habitat pour l'ensemencement de salmonidés (car c'est au fond où la température demeure la plus basse) et ainsi espérer le maintien de la population. Cette oxygénation aurait aussi l'avantage de réduire le risque d'un relargage de phosphore par les sédiments. Les solutions envisageables pour améliorer l'oxygénation hypolimnétique des Lacs Laberge incluent l'installation d'aérateurs (apport d'oxygène pur ou d'air par bullage au fond) ou de re-circulateurs (pompage de l'eau au fond du lac vers la surface permettant sa ré-oxygénation), ainsi que l'ajout d'une charge d'alimentation artificielle au fond (généralement oxygénée, mais ces données ne sont pas disponibles pour l'eau de l'aqueduc). L'impact de ces solutions sur la thermie des lacs sera abordé aux sections 6.5 et 6.6.

Compte tenu que le système est fragilisé par ses caractéristiques intrinsèques, il est primordial qu'un suivi de l'état trophique des Lacs Laberge soit mené de manière régulière (profils de température, oxygène, chlorures, TP et Chl-a, et mesure de la transparence), et tout particulièrement si les pressions anthropiques augmentent dans les années à venir. Par exemple, avec l'introduction de poissons ou une hausse de l'achalandage des baigneurs, et face à une potentielle modification des patrons de précipitations et de températures prévues par les projections climatiques (CEHQ, 2015). Il sera important de poursuivre les mesures à plusieurs stations et à plusieurs dates dans l'année, si possible incluant le printemps et l'hiver en plus des 3 dates estivales. Des mesures effectuées au printemps avant l'établissement de la stratification estivale permettraient d'ailleurs de s'affranchir en partie des variabilités spatiotemporelles associées à l'été.

5 LES ENJEUX ASSOCIÉS AUX USAGES PROJETÉS

5.1 LA BAIGNADE

Au Québec, le critère de qualité de l'eau de surface pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique stipule que la moyenne géométrique d'un minimum de six échantillons prélevés lors d'un même échantillonnage ne doit pas dépasser 200 UFC/100 ml et pas plus de 10% des échantillons ne doit excéder 400 UFC/100 ml (MDDELCC, 2017). Pour les plages où moins de dix échantillons sont prélevés, pas plus d'un échantillon ne doit excéder 400 UFC/100 ml. Pour les activités de contact indirect (pêche sportive ou canotage), ce critère est de 1000 UFC/100 ml. D'un point de vue général, la baignade peut elle-même nuire à la qualité de l'eau, entre autres via l'apport de nutriments (détergents, urée), de pathogènes (coliformes fécaux), d'écrans solaires et autres produits cosmétiques, et de déchets (Venohr *et al.*, 2018).

La plage située sur la berge nord du petit bassin a une capacité de 260 baigneurs (SNC-Lavallin, 2009). Le projet de réaménagement prévoit une bonification de la plage actuelle (nouveau bloc sanitaire et cabines, nouvelle aire de balançoires, acquisition de quelques parasols et tables de pique-nique), sans toutefois en augmenter la superficie (2000 m²; Ville de Québec, 2017). La capacité de la plage demeurerait donc la même, c'est pourquoi les risques associés à la baignade et à son impact sur la qualité de l'eau ne devraient donc pas s'accroître.

Un dépassement des normes sur la qualité bactériologique à la plage n'est survenu qu'à de rares occasions depuis qu'un suivi hebdomadaire durant la saison estivale est effectué (2012). Aucune donnée permettant de statuer sur l'effet des baigneurs sur la qualité de l'eau n'est disponible en dehors de la quantité de coliformes.

RECOMMANDATIONS

Afin de s'assurer en tout temps que la concentration en coliformes fécaux n'est pas dépassée, il est important de maintenir un suivi de la qualité de l'eau de la plage. À cet effet, en remplacement des suivis hebdomadaires, il serait possible d'installer un système permettant la détection automatisée d'une contamination bactériologique tel que le *ColiMinder* (Vienna Water Monitoring Solutions, 2018). Ce système a notamment été installé au lac Raymond à Val-Morin, et à la Baie de Beauport à Québec. Nous recommandons également de vérifier la présence de contaminants émergents tels que les écrans solaires, les médicaments et les hormones, compte tenu de la nature particulière de ce système aquatique semi-fermé.

Les animaux qui fréquentent la base de plein air de Sainte-Foy, notamment la sauvagine, sont une source potentielle de contamination bactériologique de l'eau. Il serait donc souhaitable de sensibiliser les usagers à l'importance de ne pas nourrir ces animaux. Afin d'éviter que cette

contamination n'atteigne l'aire de baignade dans le petit bassin, certaines zones pourraient être aménagées dans la partie la plus à l'est des lacs pour limiter la fréquentation par la faune des secteurs à proximité de la plage, mais cette approche devra être validée par les experts du MFFP. Parmi les aménagements possibles, notons l'installation de nichoirs et la plantation de graminées et de légumineuses telles que l'avoine, l'orge, le phalaris roseau, le foin haut et les trèfles, qui pourront être utilisés par la sauvagine comme aire d'abri et d'alimentation (Paquet et Jutras, 1996). Il faudrait cependant veiller à ce que cela n'implique pas une entrée de nutriments vers les lacs.

L'EXEMPLE DE LA PLAGE JEAN-DORÉ

La plage Jean-Doré au parc Jean-Drapeau est un bon exemple d'aménagement d'une plage en milieu urbain (CRE-Montréal, 2004). L'aire de baignade, d'une superficie de 15 000 m² et pouvant accueillir jusqu'à 3000 baigneurs, est aménagée au bord du lac de l'île Notre-Dame (superficie totale 122 000 m², profondeur maximale 16 m). L'eau de la plage Jean-Doré est reconnue pour sa qualité. Le lac de l'île Notre-Dame est alimenté par l'eau du fleuve Saint-Laurent puisée près des Rapides de Lachine. Le processus de traitement, conçu et réalisé par le jardin Botanique, inclut le passage de l'eau dans un bassin de décantation, puis dans un lac-filtre formé de trois bassins. Le temps de résidence de l'eau dans ces trois bassins est de l'ordre de deux jours, où plus d'une dizaine d'espèces végétales permettent de filtrer l'eau (quenouille, roseau, iris versicolore, cresson, potamot pectiné, etc.). L'eau est ensuite oxygénée puis filtrée par du sable, et finalement désinfectée à l'aide de 128 tubes de rayons UV. L'eau s'écoule ensuite vers les baigneurs par gravité. Cette approche pourrait inspirer la Ville de Québec pour les Lacs Laberge si la qualité de l'eau à proximité de la plage vient à se détériorer, ou si la fréquentation augmente de façon significative.

5.2 LES ACTIVITÉS NAUTIQUES AVEC EMBARCATIONS

Tel que mentionné à la section 4.1, la circulation d'embarcations dans les plans d'eau colonisés par des espèces exotiques envahissantes telles que le myriophylle à épi peut favoriser leur expansion (MDDELCC, 2018a). De plus, la circulation d'embarcations peut remanier les sédiments à texture fine et ainsi augmenter la turbidité de l'eau (Marion *et al.*, 2016). Le Tableau 5 présente le nombre d'embarcations disponibles en 2016 à la base de plein air de Ste-Foy. Deux embarcations à moteur sont également utilisées pour le suivi mensuel de la qualité de l'eau.

Tableau 5. Embarcations offertes en location à la base de plein air de Ste-Foy en 2016.

Type d'embarcations		Quantité
Kayak récréatif	une place	54
	deux places	15
Pédalo	deux places	24
	quatre places	18
Canot		8
Chaloupe		2
Zodiac		1
Rabaska		2
Ponton		2

RECOMMANDATIONS

Afin d'éviter les impacts négatifs potentiels associés aux activités nautiques (allofragmentation des tiges de myriophylle), il est conseillé de limiter la circulation des embarcations aux secteurs les plus profonds, là où le myriophylle n'a pas colonisé le substrat. Ces secteurs pourraient être identifiés à l'aide de câbles et de bouées flottantes, indiquant ainsi aux usagers les zones moins profondes à contourner. De plus, afin d'éviter la colonisation du milieu par d'autres espèces envahissantes, seules les embarcations de la flottille de location devraient être permises sur le lac.

5.3 LA PÊCHE SPORTIVE ESTIVALE ET HIVERNALE

Il est prévu que les activités de pêche soient réalisées dans le grand bassin. À la lumière des résultats de l'inventaire ichtyologique réalisé en 2015 (section 3.3.12), il est possible que l'intérêt des pêcheurs ne soit pas au rendez-vous pour une pêche récréative dans l'état actuel des lacs, compte tenu des espèces présentes et de la taille des individus. En effet, les espèces les plus prisées par les pêcheurs sont les salmonidés (saumon, omble de fontaine, touladi, truite arc-en-ciel, truite brune) et le doré, des espèces inexistantes aux Lacs Laberge.

En plus des risques de propagation accrue des espèces exotiques présentes dans le lac (myriophylle à épi) potentiellement causée par la circulation des embarcations de pêcheurs, la pêche pourrait également être un vecteur pour la colonisation par le cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus*). Ce petit crustacé exotique, qui a fait son apparition dans les plans d'eau du Québec il y a quelques années, entre en compétition avec les espèces indigènes, modifie la chaîne alimentaire et peut avoir des effets négatifs sur la faune ichtyologique, en plus de diminuer la qualité de la pêche par son accumulation sur le matériel et les lignes de pêche (MFFP, 2016). Le cladocère épineux peut facilement être transporté par les embarcations et par le matériel de pêche mal nettoyé.

RECOMMANDATIONS

Dans l'état actuel des conditions, la population ichtyologique des Lacs Laberge ne permet pas une pêche récréative soutenue pour les amateurs de salmonidés. Cependant, la pêche à la perchaude (bon goût) et à l'achigan (combatif), deux espèces présentes aux Lacs Laberge, pourrait être valorisée. Il sera important de s'assurer qu'une telle activité de pêche ne s'accompagne pas d'une colonisation par le cladocère épineux. L'interdiction de l'utilisation d'embarcations personnelles et la sensibilisation des usagers sur l'importance du nettoyage du matériel de pêche permettrait de limiter les risques d'invasion (<https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/envahissantes/methodes-prevention/>).

6 LES ENJEUX ASSOCIÉS AUX AMÉNAGEMENTS PROJETÉS

6.1 L'AMÉNAGEMENT DE L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE À PROXIMITÉ

Les aménagements prévus à proximité des lacs pourraient avoir un effet sur la qualité de l'environnement aquatique. D'abord, l'agrandissement du stationnement et son entretien pourraient engendrer un apport en chlorures par ruissellement ou par infiltration des sels de voiries dans les eaux souterraines. Le sens de l'écoulement de l'eau souterraine en provenance du stationnement se fait d'ailleurs vers le lac (GENIVAR, 2003). De plus, les aménagements pourraient générer un apport ponctuel en sédiments au moment des travaux. Un tel apport pourrait s'accompagner d'une augmentation de la turbidité de l'eau et ainsi nuire à la qualité de l'habitat aquatique, mais aussi causer un apport ponctuel en phosphore, adsorbé aux particules érodées. Une réfection complète des installations septiques situées à proximité de la plage et la végétalisation des berges sont également prévues, ce qui devrait avoir un impact positif sur les lacs en minimisant les apports de nutriments.

RECOMMANDATIONS

Dans le but d'éviter le ruissellement de chlorures et autres contaminants vers le lac, il est recommandé d'interdire l'utilisation de sels de déglçage pour l'entretien du stationnement et des chemins sur la base de plein air en période hivernale. La conservation et/ou la végétalisation des berges permettrait également de réduire l'apport de contaminants et de nutriments vers les lacs (Nigel et al., 2013; 2014). Il est avantageux de re-végétaliser le plus tôt possible dans le projet d'aménagement, car un couvert végétal plus mature tend à retenir les nutriments plus efficacement (Ratté-Fortin et al., 2018). De plus, un couvert végétal arborescent pourrait augmenter l'ombrage, spécifiquement sur la rive sud du lac, et ainsi diminuer la température de l'eau localement, quoique les résultats de l'étude sur la thermie des lacs indiquent peu de différence entre la rive et la zone pélagique (St-Hilaire et Daigle, 2011). Des mesures permettant de minimiser l'apport ponctuel de sédiments devraient également être prévues au moment de la construction du bâtiment, du quai et des aménagements autour de la plage. Cependant, il est suggéré de s'assurer que l'eau de ruissellement sur le stationnement et les chemins se dirige vers les lacs et non vers le réseau des eaux pluviales (surfaces perméables préférables à l'asphalte), afin de minimiser la perte de cette eau et contrer la baisse estivale du niveau d'eau, pour autant qu'elle soit exempte de polluants.

En ce qui concerne la réfection des installations septiques, l'utilisation d'un système complètement hermétique et connecté au réseau d'égout est hautement souhaitable afin d'assurer qu'aucun nutriment ne soit transféré vers les lacs, particulièrement compte tenu de la hausse d'achalandage prévue avec la construction du nouveau pavillon d'accueil. Rappelons ici qu'un champ d'épuration, même *conforme* ne constitue pas une barrière complète aux nutriments, en particulier à l'azote

(Moore et al., 2003; Wernick et al., 1998), et si l'achalandage à la base de plein air augmente, ces apports pourraient être substantiels.

6.2 LE DÉCLOISONNEMENT DES LACS ET LE REPROFILAGE DE LA BERGE

Le modèle de qualité de l'eau a été utilisé afin d'évaluer l'impact du décloisonnement des lacs. Dans le cadre de ce scénario, 6 cellules ont été ajoutées à la grille, en faisant l'hypothèse d'une excavation d'un tiers de la cloison émergente sur 60 mètres, jusqu'à 3 mètres de profondeur, à partir du côté nord des lacs. Le nombre de cellules horizontales actives est donc passé à 1767 (Figure 9), représentant un gain de 600 m².

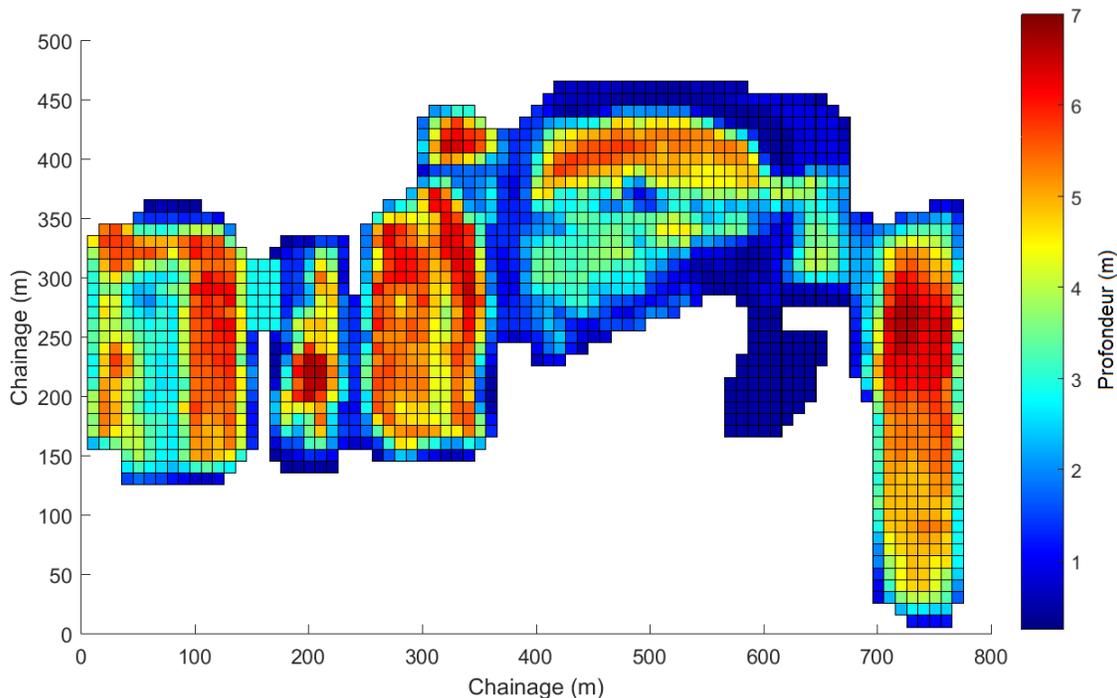


Figure 9. Grille considérée pour le scénario de décloisonnement.

Les résultats montrent qu'une telle connexion entre les deux lacs n'affecterait pas leurs caractéristiques thermiques de façon notable. Une très faible augmentation de la température du lac dans son ensemble a été observée pendant les mois estivaux (maximum de 0,1°C; Figure 10). Le petit bassin devient légèrement plus froid, tandis que le grand bassin devient légèrement plus chaud, étant donné l'absorption efficace de l'énergie solaire par ces nouvelles cellules d'eau. À noter qu'une version antérieure du modèle a été utilisée pour générer ce scénario étant donné le besoin de la Ville de Québec de recevoir un avis sur le décloisonnement dès le début du mois de mai, alors que la version améliorée du modèle n'était pas encore disponible. Par contre, il est peu probable que le décloisonnement augmente la turbulence au point de régler le problème d'absence d'un habitat thermique oxygéné adéquat aux Lacs Laberge, parce que la vitesse d'écoulement de

l'eau est très faible et que de toute façon ce problème ne se limite pas à la station B (aussi problématique aux stations A/E et D). Globalement, les conditions sont très similaires à toutes les stations, c'est-à-dire stables, chaudes en surface et hypoxiques en profondeur.

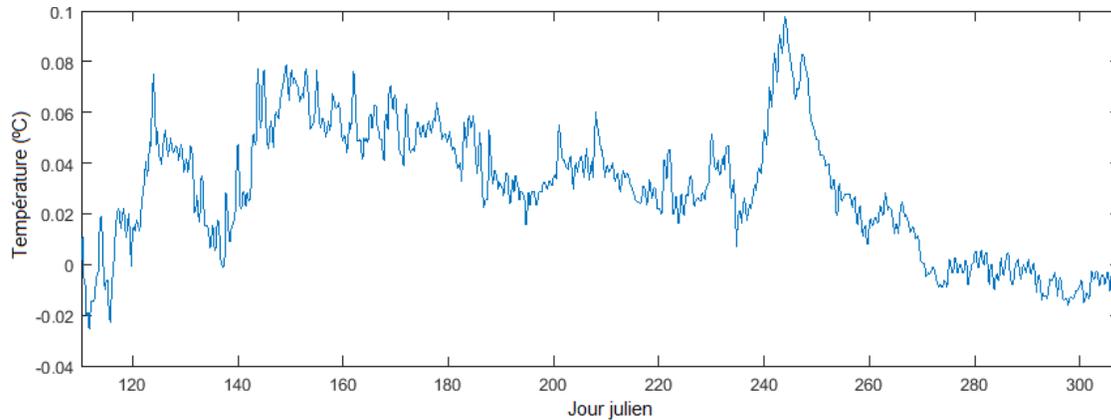


Figure 10. Différence entre la température moyenne des plans d'eau résultant du décloisonnement et celle avec la cloison, selon les conditions hydrométéorologiques de 2010.

Le modèle de qualité de l'eau a également été utilisé pour évaluer l'impact du reprofilage de la berge du côté sud du petit bassin, en vue d'un aménagement potentiel ultérieur d'une zone de baignade à cet endroit. Une version hypothétique de la bathymétrie a donc été implantée dans le modèle de qualité de l'eau, modifiant les coordonnées verticales de 52 cellules de 10 m par 10 m. Les effets de cette nouvelle bathymétrie sur le bilan thermique des lacs étaient de l'ordre de 0,1%, donc un impact négligeable selon les résultats du modèle.

RECOMMANDATIONS

Compte tenu que le décloisonnement ne génère qu'une faible différence dans la structure thermique des deux lacs (et même une différence dans la mauvaise direction, c'est-à-dire un réchauffement, possiblement dû à la nouvelle surface d'eau peu profonde générée par le décloisonnement qui absorbe l'énergie solaire), nous estimons que cette mesure n'améliorera pas la qualité de l'eau de cet écosystème relativement isolé d'un réseau hydrographique de surface (faible connectivité hydrologique). Dans une perspective d'ensemencement de salmonidés (par ex. la truite arc-en-ciel), sensibles à la température et au degré d'oxygénation de l'eau, le maintien d'une cloison permet d'espérer générer des conditions plus favorables à la survie des poissons ainsi que de séparer les usages. Dans la configuration actuelle, cet habitat (défini ici par le maintien d'une température inférieure à 18°C et d'une concentration en oxygène supérieure à 5 mg/L pendant toute l'année; Kerr & Lasenby, 2000; Plumb & Blanchfield, 2009), est pratiquement inexistant dans les deux lacs (données observées et modélisées). Soit la température devient trop chaude en juillet dans la couche d'eau supérieure, soit l'oxygène baisse sous le seuil de survie dans la couche d'eau inférieure. Des conditions plus favorables aux salmonidés pourraient être

générées en diminuant le temps de résidence de l'eau par une entrée d'eau froide et oxygénée (voir section 6.6). Cette entrée d'eau pourrait de surcroît combler la baisse estivale du niveau de l'eau. Par ailleurs, dans une perspective de compatibilité des usages, le maintien d'une cloison apparaît souhaitable, car elle offre la possibilité de séparer la baignade (au nord du petit bassin) des activités nautiques et de la pêche dans le grand bassin.

Ainsi, compte tenu que le décroissement semble peu efficace à changer la structure thermique très stable des lacs et qu'il pourrait causer des conflits d'usages (baignade versus pêche) en plus des coûts élevés associés au dragage, ce scénario a été abandonné. Advenant que celui-ci soit reconsidéré, une attention particulière devrait être portée à l'égard de la profondeur de dragage des sédiments. Une profondeur minimale de 3 mètres, voire plus en raison de la transparence élevée de l'eau des lacs, serait nécessaire afin de limiter l'étalement de la végétation, notamment du myriophylle à épi.

6.3 L'ENSEMENCEMENT DU GRAND BASSIN

Des ensemencements d'ombles de fontaine, de ouananiches, d'ombles chevalier et de truites arc-en-ciel ont déjà eu lieu entre 1973 et 2004, permettant la « pêche en ville » (Légaré, 2014) et la pêche blanche en hiver. Cependant, au dernier inventaire (2015), aucun salmonidé n'a été relevé, indiquant clairement que cet habitat leur était défavorable.

Tel que décrit à la section 4.3, les conditions actuelles dans le grand bassin ne sont toujours pas adéquates pour la survie à long terme des salmonidés, incluant celle de la truite arc-en-ciel, l'espèce retenue pour l'ensemencement. Malgré que cette espèce soit généralement plus tolérante que d'autres salmonidés, les valeurs optimales de son habitat en lac sont une température entre 13°C et 18°C et une concentration en oxygène dissous supérieure à 5 mg/L (MDDEFP, 2013). Les profils de température et d'oxygène dissous montrent que ces conditions ne sont pas maintenues pendant toute la période estivale. De plus, des concentrations en oxygène < 5 mg/L sont atteintes plus tôt dans le grand bassin que dans le petit bassin. Il est donc peu probable que des poissons ensemencés dans le grand bassin survivent tout l'été. Par ailleurs, il n'existe aucun suivi de l'habitat pendant la saison hivernale (température et oxygène), il n'est donc actuellement pas possible de tirer de conclusion quant à la survie de la truite ou autres salmonidés pendant l'hiver.

Les travaux de modélisation ont permis d'obtenir un portrait plus complet des conditions thermales des lacs par rapport aux données de terrain ponctuelles. Étant donné que les résultats de simulation sont assez robustes pour reproduire les températures observées, la distribution de la température de l'eau dans les lacs a pu être utilisée dans une perspective d'ensemencement avec un niveau de confiance suffisant. Le pourcentage de volume d'eau par couche de profondeur qui demeure sous 18°C selon les données simulées pour l'année 2010 est présenté à la Figure 11

(voir l'Annexe 4 pour les pourcentages associés à d'autres seuils de température). On peut voir que le pourcentage de l'habitat ayant une température adéquate pour la truite arc-en-ciel est nul entre le 22 juillet et le 11 août dans le petit bassin, tandis qu'un certain pourcentage du volume d'eau demeure inférieur au seuil de 18°C pour tout l'été dans le grand bassin, mais avec une diminution marquée durant un mois à partir du 12 juillet. L'habitat demeure donc très restreint dans le grand bassin.

Les concentrations en chlorures (section 4.2) pourraient également avoir des répercussions sur la survie des poissons. Ces concentrations sont d'ailleurs plus élevées dans le grand bassin à la station B en profondeur que dans le petit bassin, mais subsistent tout de même plusieurs zones ailleurs où le seuil chronique en chlorures n'est pas dépassé. Enfin, la communauté ichthyologique native d'un lac peut avoir des conséquences sur la performance d'un ensemencement par compétition et prédation. La présence de perchaudes et d'achigans à petite bouche aux Lacs Laberge (inventaire de 2015) pourrait nuire au succès de l'ensemencement pour des raisons de prédation, dépendant de la taille des individus (MDDEFP, 2013).

Actuellement, l'espèce retenue pour l'ensemencement est la truite arc-en-ciel, qui n'est pas une espèce indigène au Québec. L'ensemencement de truites arc-en-ciel s'accompagne de risques d'introduction d'agents pathogènes, telles que la maladie du tournis causée par le parasite *Myxobolus cerebralis* (MDDEFP, 2013). Outre les impacts sur la communauté ichthyologique en place, l'ensemencement d'espèces non natives peut également exercer une pression de prédation sur les amphibiens. Toutefois, ces impacts sont généralement plus importants dans les lacs initialement sans poissons, où les communautés d'amphibiens ne sont pas adaptées à la prédation. À l'heure actuelle, aucun inventaire visant les communautés d'amphibiens n'a été réalisé aux Lacs Laberge.

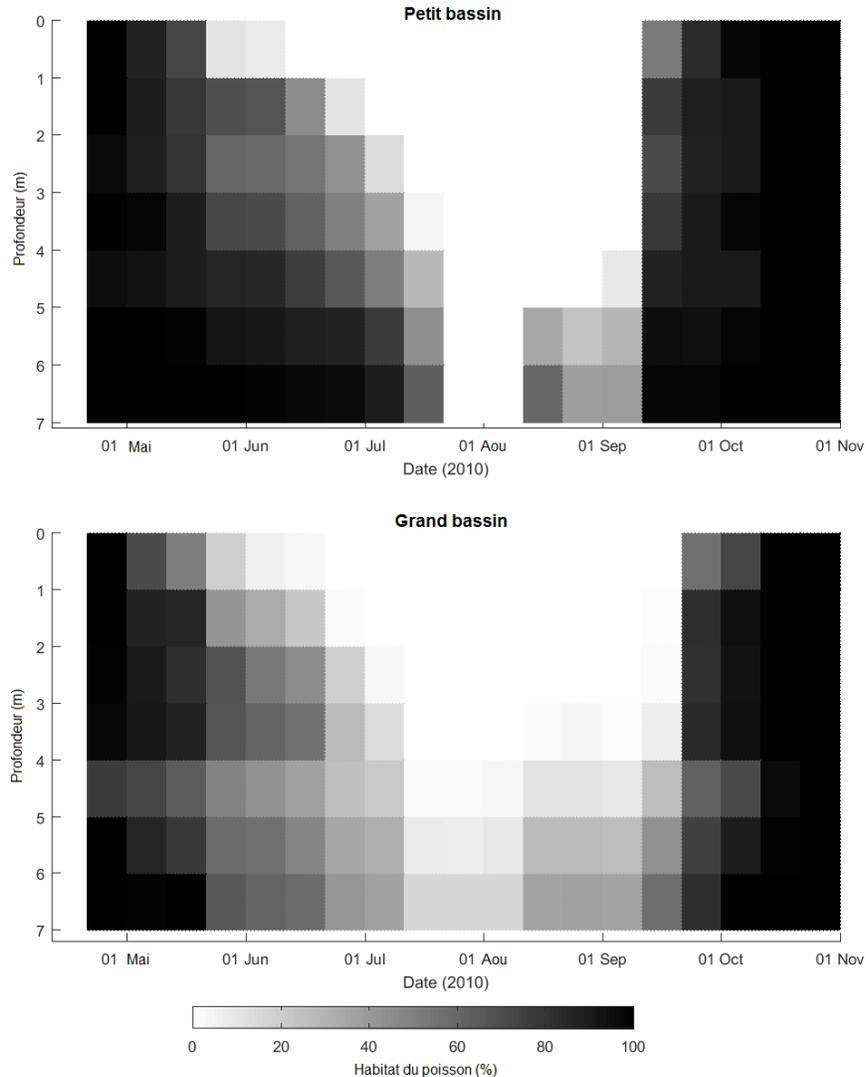


Figure 11. Pourcentage de volume d'eau par couche de profondeur des Lacs Laberge demeurant sous le seuil des 18°C en 2010.

RECOMMANDATIONS

Les conditions actuelles indiquent que le maintien d'une population à long terme de truites arc-en-ciel ou autres salmonidés est peu réaliste aux Lacs Laberge. Une option alternative à considérer serait de réaliser des événements de pêche avec ensemencement ponctuel au début de l'été (mai-juin), alors que les conditions sont acceptables pour la survie des poissons (Figure 11). Ce type d'ensemencement appelé dépôt-retrait est d'ailleurs recommandé pour la truite arc-en-ciel par le MDDEFP (2013) et permettrait de limiter les impacts sur le milieu aquatique. En se basant sur les densités recommandées pour ce type d'ensemencement avec une pression de pêche attendue de 10 à 30 jours (75 individus/ha), la superficie du grand bassin (15,27 ha) permettrait d'ensemencer un maximum de 1145 truites. Tout projet d'ensemencement de type dépôt-retrait ne devrait pas

excéder 1750 poissons. L'état des poissons devra être vérifié afin d'éviter toute propagation de pathogènes dans le lac, telle que la maladie du tournis.

L'introduction d'une quantité limitée de poissons permettrait de minimiser les apports en nutriments et l'eutrophisation accélérée du lac, tel qu'il semble s'être produit suite à l'ensemencement antérieur à 2004 (phosphore encore élevé jusqu'en 2009, transparence encore faible jusqu'en 2007). Il incombe de tenir compte de plusieurs facteurs dans la planification de ce projet d'ensemencement, c'est pourquoi il est suggéré de consulter des experts sur le sujet (par ex. le Prof. Louis Bernachez de l'U. Laval) avant de finaliser le choix des espèces et le nombre d'individus à introduire, choix qui tiendront compte des conditions propres aux Lacs Laberge et des impacts sur l'écosystème récepteur. Par exemple, l'introduction de l'omble de fontaine, native au Québec, serait peut-être à privilégier à la truite arc-en-ciel (Patrice Couture, Ph. D., professeur à l'INRS-ETE, comm. pers.). Par ailleurs, il serait recommandé de réaliser un inventaire des populations d'amphibiens aux Lacs Laberge.

Pour un maintien plus soutenu d'une population de salmonidés (par ex. tout l'été ou à travers les années), il faudra améliorer de façon notable la qualité de l'habitat (baisse de température en surface et/ou hausse de l'oxygène en profondeur), ce qui nécessiterait une entrée d'eau artificielle ou une oxygénation hypolimnétique (sections 6.5 et 6.6). Afin d'obtenir un portrait plus clair des conditions de l'habitat hivernal aux Lacs Laberge, un suivi devra être réalisé afin de documenter la température et les concentrations en oxygène et en chlorure dans le grand bassin sur un cycle annuel complet. Il sera aussi possible d'alimenter le modèle de qualité de l'eau généré pour ce projet afin d'explorer quelques scénarios, notamment l'effet des changements climatiques et la modélisation de l'oxygène.

6.4 L'APPLICATION DE ROTÉNONE

La roténone est une ichthyotoxine naturelle provenant de la racine d'une plante d'Amérique du Sud (*Paraderris elliptica*). Elle agit sur les animaux à branchies, en affectant une mitochondrie intervenant dans le processus de respiration (Ling, 2003). Elle est utilisée dans les lacs au Québec depuis 1942 afin d'éliminer les espèces de poissons non-désirables avant d'introduire ou de restaurer une population de poissons appréciés des pêcheurs. La roténone a été utilisée au Québec pour éradiquer plusieurs espèces introduites accidentellement (Bujold *et al.*, 2013) telles que le meunier noir, le mulot à cornes, le mulot perlé, la ouitouche, le mené ventre rouge et la perchaude. Entre 2001 et 2010, la méthode d'éradication à la roténone a présenté un taux de succès de 93%, et elle s'accompagne généralement de rendements quadruplés et d'un succès de pêche doublé. La littérature à ce sujet indique cependant que certaines espèces sont résistantes à la roténone, telles que la barbotte brune (Vasquez *et al.*, 2012), une espèce observée aux Lacs Laberge par l'OBV de la Capitale en 2015.

Un projet de traitement à la roténone se réalise en plusieurs étapes (Bujold *et al.*, 2013). Le traitement est généralement initié à l'automne, alors que tous les œufs ont éclos, que le niveau d'eau est à son plus bas, que la température de l'eau est froide et que le brassage automnal est en cours, afin de faciliter la répartition du produit. Dans le cas où le plan d'eau visé par le traitement est connecté au réseau hydrographique, il est important d'aménager un obstacle à la migration des poissons afin que les poissons soient contraints au plan d'eau. Une des principales difficultés dans la planification d'un tel traitement concerne la migration possible des poissons via les tributaires. Étant donné l'absence de tributaires, un taux de succès élevé serait attendu dans le cas d'un traitement des Lacs Laberge. On traite ensuite le plan d'eau en commençant par les tributaires et les berges du lac, afin de diriger les poissons vers le centre, que l'on quadrille ensuite afin d'appliquer le produit sur toute la surface. Alors que le produit agit en quelques heures, il demeure actif pendant 2 à 3 semaines dans l'eau. On laisse généralement les poissons morts dans le plan d'eau (Bujold *et al.*, 2013), ce qui peut parfois causer une dégradation de la qualité de l'eau, voire même dans certains cas l'apparition de fleurs d'eau d'algues (Ling, 2003). On procède ensuite à un suivi de l'efficacité du traitement à l'aide d'une pêche de vérification. Au printemps suivant et dans les années qui suivent, onensemence l'espèce désirée puis on aménage des habitats de fraie pour faciliter le maintien de l'espèce.

La roténone est instable lorsqu'elle est exposée à la lumière, à l'air et à une température élevée. Son temps de demi-vie est généralement assez court et le composé toxique est éliminé rapidement dans l'écosystème aquatique. Cependant, dans un cas comme les Lacs Laberge (isolation relative avec le réseau hydrographique et forte stratification de la colonne d'eau), il se pourrait que la roténone persiste plus longtemps dans le plan d'eau. La toxicité de la roténone varie en fonction de la température, du pH, de la lumière, de la turbidité et de l'espèce de poisson (Ling, 2003). Afin d'éliminer toutes les espèces indésirables, on doit donc souvent avoir recours à une concentration supérieure à celle prescrite en théorie. Selon la littérature consultée, l'application de roténone serait sans danger pour les oiseaux, amphibiens ou autres animaux. Des impacts significatifs ont cependant été observés chez les invertébrés, mais les populations se remettent généralement rapidement du traitement (2-3 années), peut-être encore une fois pour des systèmes dont le temps de renouvellement est plus court.

RECOMMANDATIONS

Étant donné que les conditions ne semblent pas appropriées aux Lacs Laberge pour la survie de la truite arc-en-ciel ou autres espèces de salmonidés, et que l'ensemencement devrait être fait sur une base régulière pour soutenir une pêche à moyen terme, le traitement du plan d'eau à la roténone apparaît inadéquat. L'ensemencement de type dépôt-retrait en vue d'une pêche ponctuelle ne nécessite pas l'éradication des espèces présentes dans le lac.

Une alternative intéressante à l'application de roténone consiste à l'enlèvement massif des espèces indésirables à l'aide de cages-trappes ou de filets (Tremblay, 1988). Cela permettrait de mieux contrôler l'espèce à enlever et une pratique de pêche récréative plus rapide, d'autant plus qu'il s'agit d'une méthode moins dispendieuse que l'application de roténone. Celle-ci devra cependant s'accompagner d'un ensemencement massif des espèces désirables par la suite afin de combler le vacuum biologique créé par le retrait des autres espèces, sans quoi les individus restants repeupleront rapidement le lac. Dans tous les cas, le lac doit présenter des caractéristiques adéquates d'habitat pour la survie de l'espèce ensemencée, ce qui n'est pas le cas actuellement aux Lacs Laberge.

6.5 LES AÉRATEURS (OU RE-CIRCULATEURS)

Il y a actuellement trois aérateurs de surface installés devant la plage (pompage de l'eau de surface seulement). Ceux-ci sont en fonction en tout temps, de mai à octobre. L'objectif de ces aérateurs est de permettre la recirculation et l'oxygénation de l'eau (Aquamérik, 2014), or l'eau de surface ne montre aucun problème d'hypoxie. Les profils montrent plutôt que l'oxygène est à saturation dans l'épilimnion des 2 bassins; il ne semble pas non plus y avoir de différence entre le petit bassin, aéré en surface, et le grand bassin qui ne l'est pas. Puisque l'eau pompée dans les aérateurs provient de la surface, cette mesure semble inutile dans sa configuration actuelle.

RECOMMANDATIONS

Puisque l'usage projeté dans le petit bassin est la baignade et que la concentration d'oxygène dissous n'est pas un paramètre considéré dans l'évaluation de la qualité de l'eau de baignade, il ne semble pas y avoir d'intérêt à maintenir les trois aérateurs dans le petit bassin. Cependant, un système d'aération (injection d'air ou d'oxygène au fond par bullage) ou de re-circulation hypolimnétique (pompes qui remontent l'eau du fond vers la surface) pourrait permettre la restauration, et à terme le maintien d'un habitat ichthyologique plus adéquat dans le grand bassin. L'efficacité de ces mesures pourrait être testée par la modélisation, mais cela demandera l'activation d'un module de simulation de l'oxygène dissous et donc plus de temps, et surtout une recherche de la capacité et des types de pompes actuellement disponibles sur le marché.

6.6 LA CRÉATION D'UNE CHARGE D'ALIMENTATION ARTIFICIELLE DES LACS

L'ajout d'une charge d'alimentation artificielle en eau a été identifié comme un aménagement pouvant permettre d'améliorer l'habitat thermique des salmonidés aux Lacs Laberge. Une charge d'alimentation provenant de l'aqueduc a été considérée en tant que premier scénario, l'arrivée d'eau étant positionnée au fond, du côté sud de part et d'autre de la cloison (Figure 12). Un volume d'eau, dont la température a été ajustée selon les données disponibles (Tableau 6), a donc été

ajouté comme source d'entrée au modèle à un débit permettant de maintenir le niveau d'eau constant durant l'été. Ces volumes se sont basés sur la diminution du niveau d'eau des lacs en moyenne de 1,07 m entre mai et novembre (2000-2017), pour des valeurs minimales et maximales de 0,87 et 1,37 m (Figure 13). Considérant les caractéristiques hypsométriques des lacs (relation entre volumes et hauteurs d'eau; Figure 14), les volumes d'eau associés à ces diminutions de niveau sont de $1,66 \times 10^5 \text{ m}^3$ en moyenne, pour des valeurs minimales et maximales de $1,37$ et $2,06 \times 10^5 \text{ m}^3$. Ainsi, 912 m^3 par jour serait requis en moyenne pour combler la diminution du niveau de l'eau (Tableau 7). Ce volume équivaut à une consommation quotidienne par 1609 citoyens en considérant une consommation de $0,57 \text{ m}^3/\text{jour}/\text{personne}$ (Duchesne et Villeneuve, 2006), ou une consommation par 700 ménages en considérant 2,3 personnes par ménage en moyenne (Statistiques Canada, 2016). Pour fin d'exercice de comparaison, le débit des jeux d'eau projetés serait de $816 \text{ m}^3/\text{jour}$ si le déclenchement se faisait sur une base continue (Julie Deslandes, M. Sc., professionnelle en géomatique, Ville de Québec, comm. pers.).

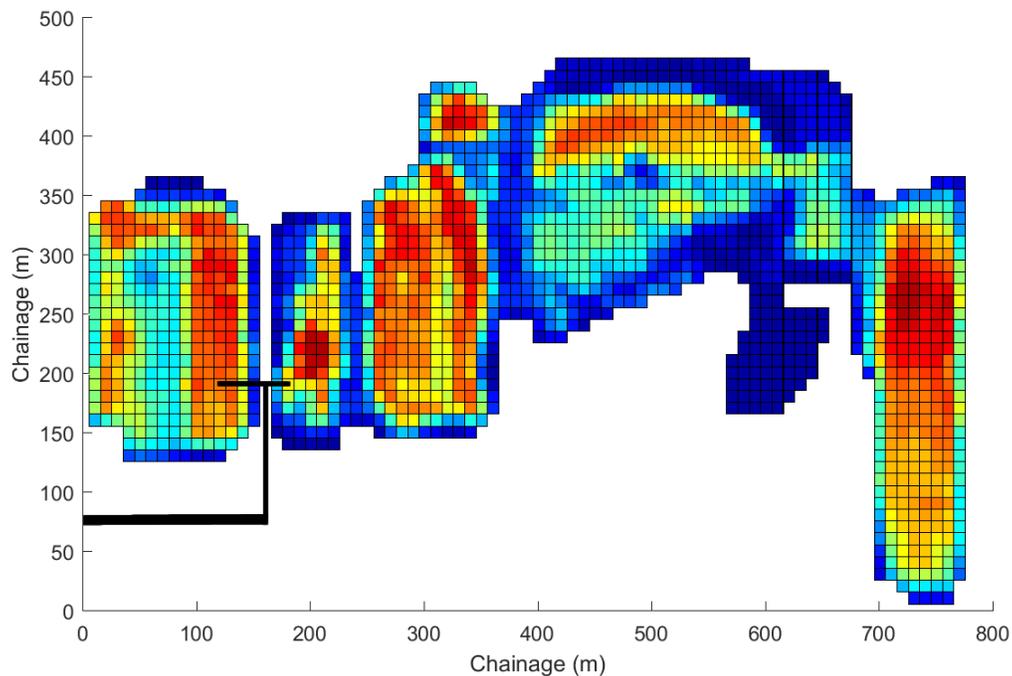


Figure 12. Schéma illustrant la localisation d'une charge d'alimentation artificielle en eau potentielle au fond des Lacs Laberge (traits noirs) afin d'améliorer l'habitat thermique des poissons.

Tableau 6. Température de l'eau dans la conduite d'eau potable mesurée en 2017 au poste Duplessis (SFRT06, 1055 Autoroute Duplessis).

Date	T (°C)	Date	T (°C)	Date	T (°C)	Date	T (°C)
02-Mai	8,5	07-Juin	15,8	11-Juil	20,6	22-Août	21,9
04-Mai	9,4	08-Juin	16	13-Juil	20,7	28-Août	20,9
09-Mai	9,3	13-Juin	17,5	19-Juil	21,7	31-Août	21,0
11-Mai	9,7	15-Juin	18,7	25-Juil	21,5	06-Sep	20,0
16-Mai	10,1	20-Juin	19,4	26-Juil	22,1	07-Sep	19,0
18-Mai	11,7	21-Juin	18,5	01-Août	21,1	11-Sep	19,0
23-Mai	13,5	27-Juin	18,5	03-Août	22,3	14-Sep	19,0
24-Mai	13,3	28-Juin	19,3	08-Août	22	19-Sep	18,0
30-Mai	14,2	04-Juil	18,9	10-Août	21,7	26-Sep	22,0
31-Mai	14,4	06-Juil	19,9	15-Août	21,5	28-Sep	22,0

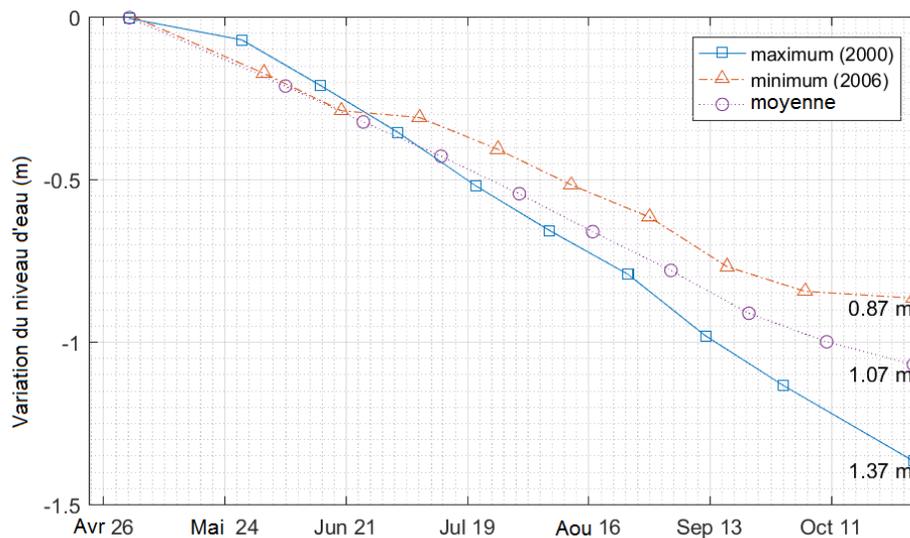


Figure 13. Diminution annuelle moyenne, minimale et maximale du niveau de l'eau des Lacs Laberge pour la période de mai à novembre entre 2000 et 2017.

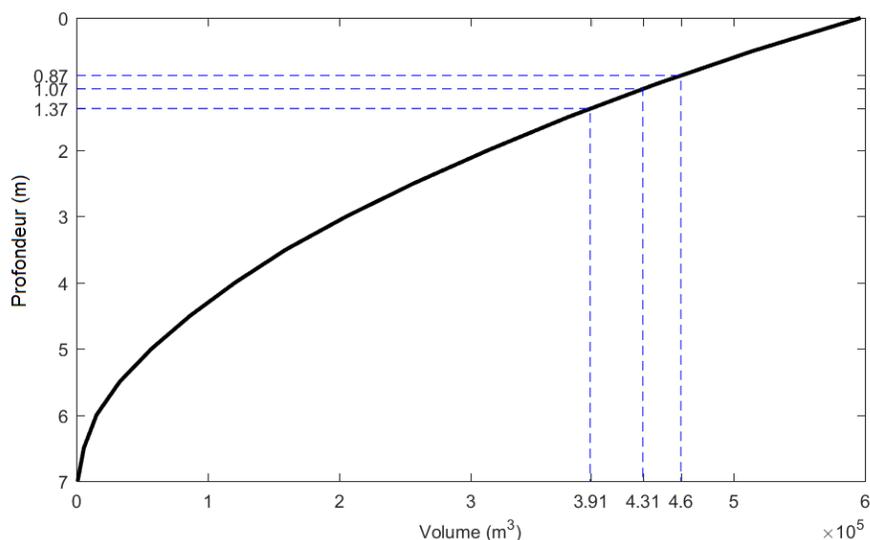


Figure 14. Relation entre la profondeur et le volume des Lacs Laberge (courbe hypsométrique), permettant de calculer le volume perdu associé aux diminutions annuelle moyenne, minimale et maximale du niveau de l'eau observées entre 2000 et 2017.

Tableau 7. Quantité d'eau requise pour maintenir le niveau d'eau initial des Lacs Laberge au cours de l'été, selon la diminution minimum, moyenne et maximum de niveau entre 2000 et 2017.

	Minimum	Moyenne	Maximum
Diminution du niveau d'eau (m/an)	0,87	1,07	1,37
Volume perdu (m³/an)	1,37×10 ⁵	1,66×10 ⁵	2,02×10 ⁵
Nombre de citoyens	1328	1609	1986
Nombre de ménages	578	700	863

Les résultats de la simulation générée à partir du scénario d'ajout d'un volume moyen de 912 m³/jour pour l'année 2010 montrent que le pourcentage du volume d'eau des lacs qui demeure sous 18°C (habitat adéquat pour la truite arc-en-ciel) pourrait augmenter significativement (Figure 15; voir Annexe 4 pour les seuils variant de 8 à 24°C). On observe ainsi que dans le petit bassin, le pourcentage d'habitat adéquat augmente jusqu'au 21 juillet suite à l'ajout d'une charge d'alimentation artificielle (couleurs bleutées). Par contre, entre le 21 juillet et le 11 août, le pourcentage d'habitat adéquat demeure le même que sans l'ajout d'une charge d'alimentation. Entre le 12 et le 21 août, on observe une diminution du pourcentage d'habitat qui demeure sous le seuil des 18°C en profondeur (rouge), ce qui s'explique par le fait que l'eau introduite est plus chaude que l'eau locale (Tableau 6), et donc elle produit une augmentation de la température de l'eau à la profondeur où elle est introduite. Pour ce qui est du grand bassin, on observe une

augmentation du pourcentage d'habitat adéquat de l'ordre de 5%, excepté du 12 au 21 septembre où une diminution du pourcentage est observée. Mentionnons également qu'en plus d'améliorer l'habitat en terme de température, ces pourcentages peuvent servir d'indicateur du changement en terme d'oxygène dissous en assumant que l'eau provenant de la conduite d'eau potable possède une concentration plus élevée en oxygène dissous que celle où elle est introduite (au fond).

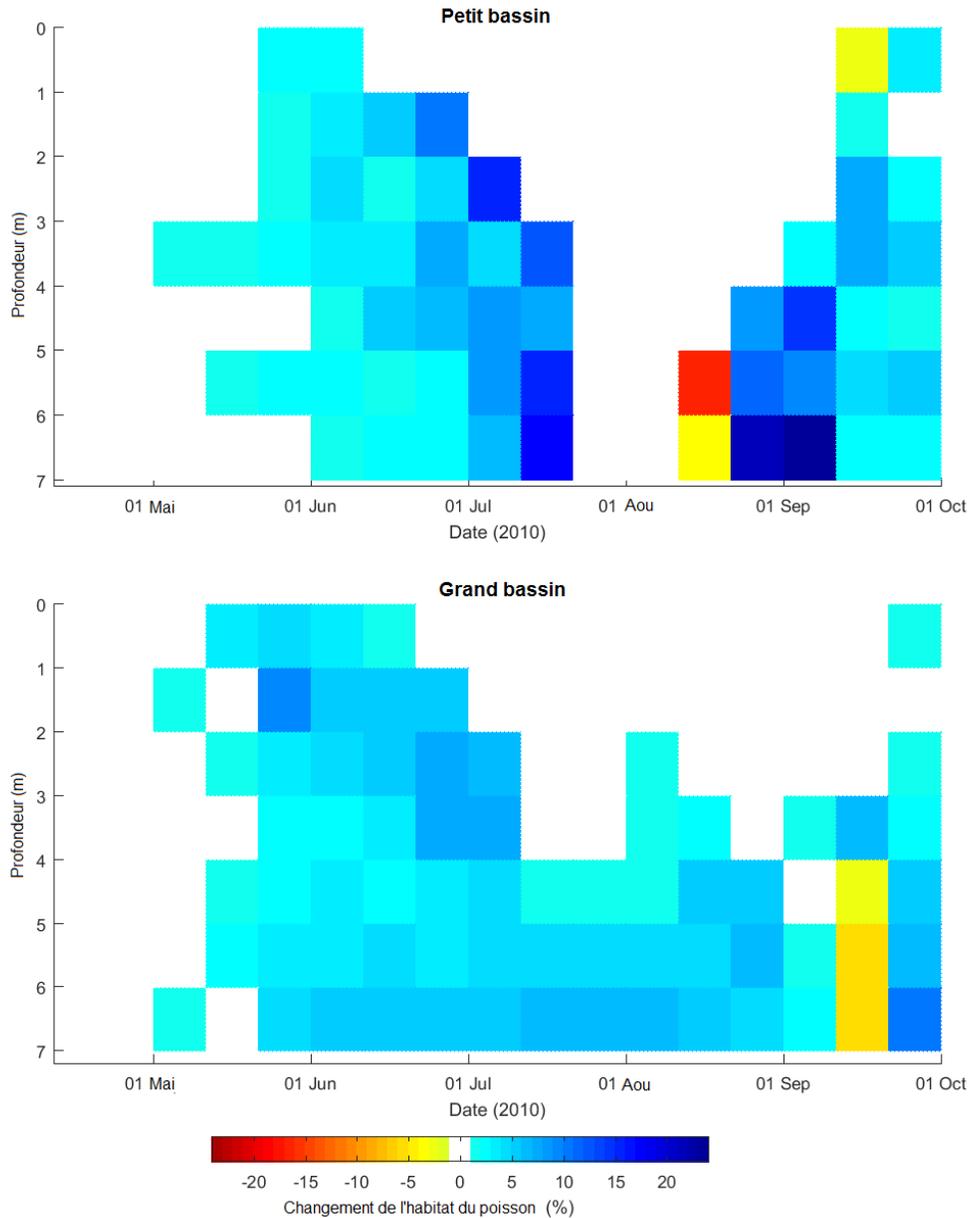


Figure 15. Analyse dynamique identifiable comparant les scénarios actuels et d'ajout d'une charge d'alimentation artificielle.

RECOMMANDATIONS

Les résultats de la simulation indiquent que l'introduction d'une charge externe en eau, généralement plus froide et potentiellement plus riche en oxygène que l'eau locale, pourrait améliorer l'habitat des salmonidés aux Lacs Laberge, particulièrement dans le petit bassin (jusqu'à 25% d'augmentation du volume du bassin au début du mois de septembre), mais malheureusement pas durant la période la plus critique de fin juillet à la mi-août. Par contre, dans le grand bassin, les conditions sont améliorées tout au long de l'été, plus modestement cependant. Si un ensemencement de poissons était envisagé dans le but de maintenir une population à moyen (tout l'été) ou à long terme (plusieurs années) dans le grand bassin, cette charge d'alimentation artificielle pourrait s'avérer utile. Il faudrait connaître la concentration en oxygène dans l'eau de l'aqueduc et simuler le comportement de l'oxygène après l'ajout de ce module dans le modèle hydrologique pour examiner cette question de manière plus complète.

7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS PRINCIPALES

La température élevée des lacs au cœur de l'été, les concentrations élevées en chlorures, les faibles concentrations en oxygène au fond des lacs, et la présence importante du myriophylle à épi sont les caractéristiques intrinsèques principales de cet écosystème pouvant limiter certaines activités récréatives projetées dans les années à venir. Parmi ces activités, on note la bonification de la baignade au nord du petit bassin, ainsi que la pêche et la pratique d'activités nautiques dans le grand bassin. Afin de renouveler l'offre d'activités et augmenter l'achalandage du site, la Ville a prévu certains aménagements, incluant notamment la construction d'un pavillon d'accueil, la réfection des installations sanitaires, et potentiellement l'ensemencement de poissons d'intérêt sportif. Une revue exhaustive de la documentation existant sur les Lacs Laberge ainsi que la mise en place d'un modèle 3D de qualité de l'eau ont permis de documenter les enjeux associés à ces aménagements et à formuler des recommandations.

Dans un contexte d'augmentation de l'achalandage, la première recommandation est de maintenir le suivi annuel de l'état trophique des lacs, afin de s'assurer que ce système relativement fragile ne s'eutrophise pas rapidement, ce qui pourrait réduire notablement l'intérêt des utilisateurs. Ce suivi estival pourrait être bonifié par l'ajout d'une date d'échantillonnage plus hâtive au printemps. Il est également recommandé de poursuivre l'inventaire des herbiers au moins une fois tous les 2 ans afin de suivre de près l'évolution du myriophylle à épi et du roseau commun. Afin de mieux identifier les sources de chlorures, il est recommandé d'ajouter des mesures de qualité de l'eau dans les puits de forage entourant les lacs et à proximité de la maison Laberge, notamment au printemps. Il est également recommandé d'ajouter une mesure dans la colonne d'eau des lacs sous la glace pendant l'hiver afin de mieux statuer sur l'habitat des poissons (oxygène, chlorures).

La Ville de Québec a l'intention de bonifier les activités offertes aux amateurs de pêche, mais notre analyse indique clairement que les Lacs Laberge ne permettent pas le maintien d'une population de salmonidés à moyen ou à long terme dans les conditions actuelles. D'ailleurs, les ensemencements réalisés au début des années 2000 semblent avoir provoqué une augmentation des concentrations en phosphore et une diminution de la transparence de l'eau.

Il est donc recommandé d'une part de valoriser la pêche à la perchaude et à l'achigan, deux espèces déjà présentes dans les lacs, et d'autre part de proposer des événements ponctuels de pêche suivant un ensemencement de type dépôt-retrait. Dans les deux cas, la sensibilisation des pêcheurs à l'importance de nettoyer leur matériel devra faire partie intégrante de la stratégie de protection des Lacs Laberge afin de prévenir la colonisation par le cladocère épineux. L'ajout d'une charge d'alimentation artificielle au fond du grand bassin pourrait améliorer l'habitat du poisson, mais le maintien d'une population à plus long terme devra être réévaluée en considérant l'oxygène

et la salinité. L'ajout d'une charge externe en eau aurait l'avantage à terme de diminuer la salinité des lacs, ce qui pourrait améliorer la disponibilité en oxygène au fond en réduisant la stabilité de la colonne d'eau. Cette hypothèse pourrait être validée (et le délai estimé) à l'aide de la modélisation de la qualité de l'eau suivant différentes conditions météorologiques.

La baignade et la pêche sont deux usages relativement compatibles dans le petit bassin, qui est généralement mieux oxygéné et plus frais que le grand bassin, si la pêche ponctuelle est offerte en mai-juin lorsque l'eau est encore suffisamment froide pour les poissons, et la baignade en juillet-août alors que l'habitat devient défavorable aux poissons. Les activités de pêche tout comme les activités nautiques devront se limiter aux embarcations de la flottille de location, et il serait avisé de circonscrire la circulation aux zones les plus profondes. Les embarcations à moteur devrait être interdites afin d'éviter la fragmentation des tiges de myriophylle.

De par leur nature semi-fermée, les Lacs Laberge s'avèrent un milieu aquatique fragile pouvant s'eutrophiser rapidement face aux pressions anthropiques. Le suivi de l'état trophique devrait permettre d'adapter les scénarios de gestion afin d'assurer la pérennité de l'équilibre de cet écosystème et des services qu'il nous rend. Dans un contexte de changements climatiques, les caractéristiques des lacs sont appelées à évoluer, confirmant d'autant plus l'intérêt d'en faire un suivi rigoureux.

Tableau 8. Synthèse des impacts sur la qualité de l'eau associés aux caractéristiques intrinsèques des Lacs Laberge et aux usages et aménagements projetés, ainsi que des solutions envisagées ou recommandations.

Caractéristiques intrinsèques du site	Résumé	Impacts	Solutions envisagées ou recommandations
Espèces exotiques envahissantes	<ul style="list-style-type: none"> • 2014 : Détection du myriophylle à épi (<i>Myriophyllum spicatum</i>) et du roseau commun (<i>Phragmites australis</i>). • Les herbiers s'étendent au-delà de la zone peu profonde de moins de 3 mètres. La lumière pénètre la colonne d'eau au-delà de 4 mètres étant donné que la transparence de l'eau est excellente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Perturbation du cycle diurne et saisonnier de l'oxygène, accumulation de sédiments organiques (Dionne et al., 2016). • Encombrement du plan d'eau (Dionne et al., 2016), perte de la qualité esthétique du plan d'eau, perturbation des activités récréatives. • Perte de l'habitat du poisson, réduction de l'oxygène dissous et obstruction des sites de frai (MDDELCC, 2018a). • Perte de biodiversité aquatique (Cooke et al., 2005). • Favorisation de la prolifération de moustiques et de parasites responsables de dermatites (MDDELCC, 2018; Eiswerth et al., 2000). 	<ul style="list-style-type: none"> • Évitement de la fragmentation des tiges, causée notamment par l'utilisation d'embarcations à moteur (hélices). • Pour le myriophylle : bâchage avec jute, géotextile ou <i>Aquascreen</i>. • Pour le roseau commun : mise à nu de sols, recouvrement par une toile pendant un an, retrait de la toile et réensemencement à l'aide d'espèces compétitrices (Groupe Phragmites, 2012) ou encore coupe des tiges sous l'eau après l'inondation du marais (Boivin et al., 2017).
Chlorures	<ul style="list-style-type: none"> • Concentrations élevées en chlorures mesurées en profondeur aux stations A et B. • Le ministère n'a pas de critère pour les activités récréatives. Le critère de protection de la vie aquatique à long terme (effet chronique) est de 230 mg/l, et à court terme (effet aigu) est de 860 mg/l (MDDELCC, 2017). • Concentrations élevées en chlorures (170-399 mg/L) mesurées dans des piézomètres avoisinants les lacs (GENIVAR, 2003). • Contamination fort probablement causée par l'épandage de sels de déglçage sur le réseau routier avoisinant. 	<ul style="list-style-type: none"> • Intensification de la stratification thermique (plus stable, plus hâtive). La stratification contrôle l'oxygénation de la colonne d'eau, qui à son tour contrôle l'habitat du poisson et le cycle des nutriments. • Habitat du poisson compromis (effet chronique). • Structure des communautés d'algues affectée (Santé Canada, 2001). • Mobilisation des nutriments des sédiments vers l'eau (Santé Canada, 2001). 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitation de l'utilisation des sels de déglçage. • Ajout d'une charge d'alimentation artificielle (à terme, réduit la salinité) dans le bassin visé par l'ensemencement. • Suivi des concentrations en chlorures dans les puits de forage P02, P03, P04, ainsi que près de la maison Laberge et dans la colonne d'eau. Inclure un échantillonnage durant l'hiver et au début de la période de fonte. • Étude paléolimnologique utilisant les diatomées comme traceurs pour comprendre l'évolution temporelle des concentrations en chlorures depuis la création de cet habitat. • Mélange artificiel de la colonne d'eau du fond vers la surface, qui permettrait la répartition homogène d'un même contenu en sel (à valider par un exercice de modélisation).

Caractéristiques intrinsèques du site	Résumé	Impacts	Solutions envisagées ou recommandations
Température et oxygène dissous	<ul style="list-style-type: none"> • Profils ponctuels indiquant une stratification aux trois stations d'échantillonnage. • Température de surface dépassant fréquemment 25°C, atteignant parfois 30°C en temps de canicule (St-Hilaire et Daigle, 2011) • Anoxie au fond rencontrée à chaque année où les profils ont été réalisés. Bonne oxygénation en surface et parfois supersaturation causée par l'activité photosynthétique (macrophytes et phytoplancton). 	<ul style="list-style-type: none"> • Pour des températures inférieures à 33°C, les baigneurs sont peu exposés à des risques de stress thermique (Santé Canada, 2012). • La température (élevée) et l'oxygène (faible) sont des facteurs limitants pour l'habitat aquatique (faune et flore), notamment pour l'habitat des salmonidés. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ajout d'une charge d'alimentation artificielle (refroidissement et oxygénation de l'eau). • Installation d'aérateurs (apport d'oxygène pur ou d'air par bullage au fond) ou de recirculateurs (pompage de l'eau au fond vers la surface). • Mesures printanières et hivernales à ajouter au suivi régulier de l'état trophique pour obtenir un portrait plus complet de l'habitat.
Usages projetés	Résumé	Impacts	Solutions envisagées ou recommandations
Baignade	<ul style="list-style-type: none"> • La capacité de la plage bonifiée devrait demeurer la même, les impacts sur la qualité de l'eau ne devraient donc pas s'accroître. • Critère de qualité de l'eau de surface pour la protection des activités récréatives (200 UFC/100 ml) rarement dépassé. 	<ul style="list-style-type: none"> • La baignade peut avoir un effet sur la qualité de l'eau via l'apport de nutriments (détergents, urée), de pathogènes (coliformes fécaux), d'écrans solaires, de cosmétiques et de déchets (Venohr et al., 2018). 	<ul style="list-style-type: none"> • Installation d'un système de détection automatisée d'une contamination bactériologique. • Vérification de la présence de contaminants émergents (écrans solaires, médicaments, hormones). • Sensibilisation des usagers à l'importance de ne pas nourrir les animaux.
Activités nautiques	<ul style="list-style-type: none"> • Embarcations nautiques offertes en location sur place (kayak, canot, pédalo, chaloupe, zodiac, rabaska, ponton). • Deux embarcations à moteur sont utilisées pour le suivi de la qualité de l'eau. 	<ul style="list-style-type: none"> • La circulation en zones peu profonde par les embarcations peut favoriser la croissance du myriophylle à épi (MDDELCC, 2018a). • Elle peut également remanier les sédiments et augmenter la turbidité de l'eau (Marion et al., 2016). 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitation de la circulation (le nombre d'embarcations) au secteurs les plus profonds et contrainte à une flottille de location. • Interdiction des embarcations à moteur.

Usages projetés	Résumé	Impacts	Solutions envisagées ou recommandations
Pêche	<ul style="list-style-type: none"> L'inventaire ichtyologique de 2015 révèle que le crapet-soleil (63% des captures), le fondule barré, la perchaude, l'achigan à petite bouche (grand bassin) et le naseux noir (grand bassin) sont présents aux lacs Laberge. La diversité est faible et les individus capturés sont qualifiés de petits et immatures (Dionne et Morin, 2016). La barbotte brune, le doré jaune, le meunier noir ont été observés lors d'inventaires antérieurs (1973 et 2007). 	<ul style="list-style-type: none"> Faible intérêt des pêcheurs compte tenu des espèces présentes et de la petite taille des poissons. La pêche est un vecteur pour la propagation du myriophylle à épi (MDDELCC, 2018a) et du cladocère épineux (MFFP, 2016). 	<ul style="list-style-type: none"> Valorisation de la pêche à la perchaude et à l'achigan. Pêche avec ensemencement de salmonidés pour événements ponctuels. Contrainte à une flottille de location des embarcations. Sensibilisation des pêcheurs aux dangers de l'introduction des espèces envahissantes (prévention d'une colonisation par le cladocère épineux). Suivi des conditions de l'habitat du poisson pendant l'hiver (pour la survie du stock des poissons ensemencés).
Ensemencement du grand bassin	<ul style="list-style-type: none"> Aucun salmonidé n'a été relevé dans le cadre du dernier inventaire ichtyologique de 2015. Les conditions (température, oxygène, chlorures) dans le grand bassin ne sont pas adéquates pour la survie des salmonidés. Les valeurs optimales pour l'habitat de la truite arc-en-ciel en lac sont une température entre 13 et 18°C et une concentration en oxygène dissous supérieure à 5 mg/L (MDDEFP, 2013). L'arrêt de l'ensemencement de poissons en 2004 semble avoir eu un impact positif sur le niveau trophique du lac. 	<ul style="list-style-type: none"> Faible probabilité de survie des individus à long terme dans les conditions actuelles. Risque d'introduction d'agents pathogènes, telle que la maladie du tournis, causée par le parasite <i>Myxobolus cerebralis</i> (MDDEFP, 2013) Les perchaudes et les achigans à petite bouche actuellement présents pourraient exercer une prédation sur l'espèce ensemencée. Augmentation de la pression de prédation sur les amphibiens. 	<ul style="list-style-type: none"> Ensemencement à court terme de type dépôt-retrait (MDDEFP, 2013) en début d'été (mai-juin), en respectant les densités recommandées pour la pression de pêche attendue (maximum de 1145 truites). Vérification de l'état des poissons avant l'ensemencement, afin de détecter la présence d'agents pathogènes ou de maladies (MDDEFP, 2013). Inventaire des populations d'amphibiens.
Aménagements projetés	Résumé	Impacts	Solutions envisagées ou recommandations
Aménagements terrestres	<ul style="list-style-type: none"> L'agrandissement du stationnement et son entretien pourraient engendrer un apport en chlorures par ruissellement ou par infiltration dans les eaux souterraines. L'aménagement de la plage (reprofilage) et les travaux de construction à proximité pourraient causer un apport ponctuel en sédiments. La réfection des installations septiques situées près de la plage est prévue. 	<ul style="list-style-type: none"> Augmentation de la turbidité et de la salinité. Apport en phosphore (adsorbé aux particules érodées). 	<ul style="list-style-type: none"> Interdiction de l'utilisation de sels de déglacage pour l'entretien du stationnement et des chemins sur la base de plein air. Conservation ou régénération d'une bande riveraine pour minimiser l'apport de contaminants et de nutriments vers les lacs. Application de mesures permettant de minimiser l'apport de sédiments au moment de la construction et de l'érosion a posteriori. Privilégier une installation septique complètement hermétique et connectée au réseau d'égout.

Aménagements projetés	Résumé	Impacts	Solutions envisagées ou recommandations
Décloisonnement	<ul style="list-style-type: none"> • Un scénario de décroisonnement des lacs a été considéré par une approche de modélisation de la structure thermique des lacs. Le scénario consiste en l'excavation de la cloison émergente sur 60 mètres de long à partir du côté nord et sur une profondeur de 3 mètres. 	<ul style="list-style-type: none"> • Cause une augmentation minimale de la température du lac pendant l'été (moins de 0.1°C), et n'apparaît pas comme une solution permettant d'améliorer la qualité de l'eau de façon notable compte tenu des usages projetés. • Pas d'amélioration de l'habitat pour les salmonidés, qui est pratiquement inexistant dans ce système. 	<ul style="list-style-type: none"> • Maintien du cloisonnement.
Roténone	<ul style="list-style-type: none"> • La roténone est une ichtyotoxine naturelle provenant de la racine d'une plante d'Amérique du Sud (<i>Paraderris elliptica</i>). Le produit agit sur les animaux à branchies. • Son application est généralement réalisée à l'automne, alors que tous les œufs sont éclos, que le niveau d'eau est à son plus bas et que le brassage automnal est en cours afin de faciliter la circulation du produit dans l'ensemble du plan d'eau. • Permet d'éliminer les espèces envahissantes ou réduire la compétition avec les poissons ensemencés. • La barbotte brune est considérée comme résistante à la roténone (Vasquez et al., 2012). • Les poissons morts sont généralement laissés dans le plan d'eau (Bujold et al., 2013). 	<ul style="list-style-type: none"> • En milieu naturel (avec connexion au réseau hydrographique et donc temps de résidence de l'eau limité), la roténone demeure active dans le milieu pendant 2 à 3 semaines. On ne connaît cependant pas son taux de dégradation dans un milieu aquatique fermé comme celui des lacs Laberge (temps de résidence plus long). Si la dégradation est trop lente, cela pourrait compromettre l'ensemencement de la truite. • Décomposition des poissons in situ pouvant générer un apport de matière organique néfaste. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les conditions de survie inadéquates à long terme pour les salmonidés rendent inapproprié un traitement du plan d'eau à la roténone.
Aérateurs	<ul style="list-style-type: none"> • Trois aérateurs sont actuellement installés devant la plage. Ils sont en fonction à temps plein de mai à octobre. 	<ul style="list-style-type: none"> • Puisque l'eau pompée dans les aérateurs provient de la surface, qui ne montre pas de problème d'hypoxie, cette mesure semble inutile dans sa configuration actuelle. 	<ul style="list-style-type: none"> • D'un point de vue de la concentration en oxygène dissous, il n'y a pas d'intérêt à maintenir les aérateurs de surface. • Des recirculateurs amenant l'eau du fond vers la surface pourraient améliorer l'habitat des poissons (du point de vue oxygénation mais pas du point de vue de l'habitat thermique). L'efficacité de cette mesure pourrait être testée par modélisation. • Une revue des différents modèles d'aérateurs disponibles sur le marché est nécessaire.

Aménagements projetés	Résumé	Impacts	Solutions envisagées ou recommandations
Charge d'alimentation artificielle	<ul style="list-style-type: none"> Un scénario d'ajout d'une charge d'alimentation provenant de l'aqueduc, dont l'arrivée serait positionnée au fond, du côté sud et de part et d'autre de la cloison, a été considéré. 	<ul style="list-style-type: none"> Les résultats de simulation montrent que le pourcentage de volume d'eau qui demeure sous 18°C pourrait augmenter significativement, excepté pour la période la plus critique de fin juillet à la mi-août. 	<ul style="list-style-type: none"> Étude de ce scénario en prenant en compte la concentration d'oxygène dans l'eau de l'aqueduc afin d'examiner la question de manière plus complète. Dans le contexte d'un maintien d'une population de poissons à plus long terme, cet aménagement pourrait s'avérer utile.

8 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Andradóttir, H. Ó., Rueda, F. J., Armengol, J., & Marcé, R. (2012) Characterization of residence time variability in a managed monomictic reservoir. *Water Resources Research*. 48.

APEL (2009) Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec. 354 p.

APEL (2014) Diagnose du lac Saint-Charles, rapport final. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, 519 p.

Aquamérik (2014) Aérateurs d'eau de surface. Page consultée le 31 juillet 2018. URL : http://www.aquamerik.com/catalogue/produits.cgi?category=aerateur_aerateurdeauaquipro

Arsenault, S., Buon, E. et Pilote, R. (2001) Gestion de la qualité de l'eau de l'habitat du poisson: Lacs Laberge, Ville de Saint-Foy. Document préparé pour la Ville de Sainte-Foy par EXXEP Environnement, Sainte-Foy. 21 p. + annexes.

Arvisais, M. (2007) Situation de la communauté ichtyologique du lac Saint-Joseph et de son habitat. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches. Québec. 69 p. + annexe.

Bergeron, M., Corbeil, C. et Arsenault, S. (2002) Diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec, 70 p. + annexes.

Blumberg, A. F., & Mellor, G. L. (1987) A description of a three - dimensional coastal ocean circulation model. *Three - dimensional coastal ocean models*, 4:1-16.

Boivin, P., Karathanos, S. et Brisson, J. (2017) Suivi des activités de gestion du roseau commun exotique réalisées à l'été 2016 au Marais du Ruisseau de Feu. Rapport préparé pour le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs et pour la Ville de Terrebonne. Institut de recherche en biologie végétale. 14 p. + annexes.

Bujold, J. N., Lemieux, M., Arvisais, M. et Massé, A. (2013) Bilan des projets de restauration à la roténone de populations allopatriques d'omble de fontaine au Québec – Version synthèse. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec. 15 p.

Caffrey, J., Millane, M., Evers, S., Moran, H., & Butler, M. (2010) A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. *Aquatic Invasions* 5(2):123-129.

Casulli, V., & Cheng, R. T. (1992) Semi - implicit finite difference methods for three - dimensional shallow water flow. *International Journal for numerical methods in fluids* 15(6):629-648.

CEHQ (2015) Hydroclimatic Atlas of Southern Québec. The Impact of Climate Change on High, Low and Mean Flow Regimes for the 2050 horizon, 81 pp, 741 Québec.

Collins-Fekete, D. (2013) Suivi des paramètres d'eutrophisation et de la qualité des eaux de baignade de la plage du Lac Laberge. 23 p.

Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A., & Nichols, S. A. (2005) Restoration and management of lakes and reservoirs – 3rd edition. CRC Press. 591 p.

- CRE-Montréal (2004) Les espaces verts et bleus du parc Jean-Drapeau, un patrimoine montréalais à protéger. 38 p.
- Dionne, N. et Morin, A. (2016) Portrait ichtyologique du littoral des lacs Laberge. Organisme des bassins versants de la Capitale. Québec. 25 p.
- Dionne, N., Morin, A. et Trépanier, J. (2016) État du lac Laberge : suivi de la qualité du milieu, saison 2015. Organisme des bassins versants de la Capitale. Rapport présenté à la Ville de Québec, Service de l'environnement. Québec. 48 p.
- Duchesne, S. et Villeneuve, J. P. (2006) Estimation du coût total associé à la production d'eau potable: cas d'application de la ville de Québec. *Rev. Sci. Eau/J. Water Sci.* 19(2):69-85.
- Eiswerth, M.E, Donaldson, S.G. & Johnson, W.S. (2000) Potential Environmental Impacts and Economic Damages of Eurasian Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) in Western Nevada and Northeastern California. *Weed Technology.* 14:511-518.
- Fortier, C. (2009) Suivi de la qualité de l'eau du Lac Laberge - Saison 2009. Ville de Québec, Service de l'environnement, Division Qualité du milieu. 26 p.
- GENIVAR (2003) Plan de restauration et de réhabilitation des lacs Laberge. Rapport du Groupe conseil GENIVAR inc. pour la Ville de Québec. 29 p. + annexes.
- Groupe Phragmites (2012) Le roseau envahisseur : la dynamique, l'impact et le contrôle d'une invasion d'envergure. *Le Naturaliste canadien* 136(3):33-39.
- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K. K., & Martinez, G. F. (2009) Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 377(1-2):80-91.
- Hamrick, J. & Wu, T. (1997) Computational design and optimization of the EFDC/HEM3D surface water hydrodynamic and eutrophication models. *Next generation environmental models and computational methods.* Society for Industrial and Applied Mathematics Pennsylvania. 143-161.
- Hamrick, J. M. (1992) A Three-Dimensional Environmental Fluid Dynamics Computer Code: Theoretical and computational aspects. Special report in applied marine science and ocean engineering; no. 317. Virginia Institute of Marine Science, College of William and Mary.
- Ji, Z.G. (2018) *Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries.* John Wiley & Sons. 612 p.
- Johnson, B.H., Kim, K.W., Heath, R.E., Hsieh, B.B., & Butler, H.L. (1993) Validation of three-dimensional hydrodynamic model of Chesapeake Bay. *J. Hydraul. Eng.* 119(1):2-20.
- Kerr, S.J. & Lasenby, T.A. (2000) Rainbow trout stocking in inland lakes and streams: an annotated bibliography and literature review. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources, Petersborough, Ontario. 231 p.
- Kimbel, J.C. (1982) Factors influencing potential intralake colonization by *Myriophyllum spicatum* L. *Aquatic Botany* 14(3):295-307.
- Kling, H., Fuchs, M., & Paulin, M. (2012) Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *J. Hydrol.* 424:264-277.
- Laboratoire d'Expertises de Québec ltée (2016) Étude pédologique. 47 p.
- Légaré, D. (2014) Historique - La base de plein air de Sainte-Foy. 57 p.
- Légaré, S. (1998) Étude limnologique du lac Saint-Charles. Rapport GREPAUL 98-238, Université Laval, Québec. 106 p.

Les traitements Biobac inc. (2012) Aquascreen, contrôle des plantes aquatiques. Page consultée le 11 septembre 2018. URL : <http://www.biobac.qc.ca/aquascreen/>

Ling, N. (2003) Rotenone—a review of its toxicity and use for fisheries management. *Sci. Conserv.* 211:40.

Madsen, J.D. & Smith, D.H. (1997) Vegetative spread of Eurasian watermilfoil colonies. *J. Aquat. Plant Manage.* 35:63-68.

Mailhot, A., Nadeau, D., Bolduc, S., Langelier, V. et Talbot, G. (2018) Études des variations de niveaux des lacs Laberge (Base de plein-air de Ste-Foy). Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement. 89 p.

Marie-Victorin, Frère (1995) Flore Laurentienne, Troisième édition. Montréal. 1093 p.

Marion, J.L., Leung, Y.-F., Eagleston, H., & Burroughs, K. (2016) A Review and Synthesis of Recreation Ecology Research Findings on Visitor Impacts to Wilderness and Protected Natural Areas. *J. For.* 114(3):352-362.

MDDEFP (2013) Outil d'aide à l'ensemencement des plans d'eau – Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique. Québec. 12 p.

MDDELCC (2017) Critères de qualité de l'eau de surface. Page consultée le 31 juillet 2018. URL : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp

MDDELCC (2018a) Espèces exotiques envahissantes - Myriophylle à épi. Page consultée le 31 juillet 2018. URL: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/especes-exotiques-envahissantes/myriophylle-epi/index.htm>

MDDELCC (2018b) Programme Environnement-Plage. Page consultée le 31 juillet 2018. URL: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/env-plage/>

Meteoblue (2018) Météo Québec – meteoblue. Page consultée le 31 juillet 2018. URL: https://www.meteoblue.com/fr/meteo/prevision/semaine/quebec_canada_6325494

MFFP (2016) Cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus*), Page consultée le 31 juillet 2018. URL: <https://www.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/envahissantes/cladocere.jsp>

Moore, J. W., Schindler, D. E., Scheuerell, M. D., Smith, D., & Frodge, J. (2003) Lake Eutrophication at the Urban Fringe, Seattle Region, USA. *Ambio* 32 (1): 13-18.

Nash, J. E. & Sutcliffe, J. V. (1970) River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10 (3): 282-290.

Nigel, R., Chokmani, K., Novoa, J., Rousseau, A. N., & El Alem, A. (2014) An extended riparian buffer strip concept for soil conservation and stream protection in agricultural riverine areas. *Canadian Water Resources Journal* 39 (3): 285-301.

Nigel, R., K. Chokmani, J. Novoa, A.N. Rousseau, & and Dufour, P. (2013) Recommendation of riparian buffer widths based on field surveys of erosion processes on steep cultivated slopes. *Canadian Water Resources Journal* 38 (4): 263-279.

OBV de la Capitale (2015) 1.5 Présence de chlorures. Page consultée le 12 septembre 2018. URL : <http://www.obvcapitale.org/plans-directeurs-de-leau-2/2e-generation/diagnostic/section-1-problematiques-associees-a-la-qualite-de-leau/1-5-presence-de-chlorures>

Ontario Ministry of the Environment (1984) Water Management- Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment - Revised edition. 70 p.

- Ouyang, S., Puhlmann, H., Wang, S., von Wilpert, K., & Sun, O.J. (2014) Parameter uncertainty and identifiability of a conceptual semi-distributed model to simulate hydrological processes in a small headwater catchment in Northwest China. *Ecological Processes* 3 (1): 14.
- Paquet, G. & Jutras, J. (1996) Aménagement d'un étang pour la sauvagine. 8 p.
- Plumb, J. M. & Blanchfield, P. J. (2009) Performance of temperature and dissolved oxygen criteria to predict habitat use by lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 66: 2011-2023.
- Pushpalatha, R., Perrin, C., Le Moine, N., & Andreassian, V. (2012) A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *Journal of Hydrology* 420: 171-182.
- Ratté-Fortin, C., Rousseau, A. N., Thériault, G., & Van Bochove, E. (2018) Evaluating the effects of BMPs on agricultural contaminants using a novel method accounting for uncertainty in water flow and contaminant loads (Article en évaluation au Canadian Water Resources Journal).
- Sadeghian, A., de Boer, D., Hudson, J. J., Wheeler, H., & Lindenschmidt, K.-E. (2015) Lake Diefenbaker temperature model. *Journal of Great Lakes Research* 41: 8-21.
- SAMBBA (2018) Myriophylle à épi - SAMBBA. Page consultée le 12 juillet 2018. URL: <http://sambba.qc.ca/myriophylle-a-epi/>
- Santé Canada (1987) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – chlorure. Page consultée le 31 juillet 2018. URL: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-chlorure.html>
- Santé Canada (2001) Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999), Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation, Sels de voirie. 200 p.
- Santé Canada (2012) Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada, troisième édition. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada. Ottawa (Ontario). Page consultée le 31 juillet 2018. URL: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-sujet-qualite-eaux-utilisees-fins-recreatives-canada-troisieme-edition/recommandations-sujet-qualite-eaux-utilisees-fins-recreatives-canada-troisieme-edition-page-9.html>
- Smith, C.S. & Barko, J.W. (1990) Ecology of Eurasian Watermilfoil. *J. Aquat Plant Manage.* 28:55-64.
- SNC-Lavallin (2009) Étude conceptuelle du réaménagement du Lac Laberge de la base de plein air de Sainte-Foy. 73 p.
- Sprague, T.B. (1990) Shape preserving piecewise cubic interpolation. Dissertation submitted to the Faculty of the Graduate College of Western Michigan University. 134 p.
- St-Hilaire, A. et Daigle, A. (2011) Suivi du régime thermique du lac Laberge (Québec) durant la saison sans glace en 2010. INRS-ETE. 28 p.
- Statistiques Canada (2016) Recensement, Québec et Canada. Page consultée le 31 juillet 2018. URL: <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/details/Page.cfm?Lang=E&Geo1=PR&Code1=24&Geo2=&Code2=&Data=Count&SearchText=Quebec&SearchType=Begins&SearchPR=01&B1=All&GeoLevel=PR&GeoCode=24>
- Tremblay, S. (1988) Contrôle des poissons indésirables pour les plans d'eau à Omble de fontaine au Québec et synthèse des différents moyens de lutte contre les poissons indésirables. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Direction régionale du Saguenay/Lac Saint-Jean. 62 p.

- Trépanier, J. (2015) Suivi des paramètres d'eutrophisation des lacs Laberges : saison 2014. Rapport présenté à la Ville de Québec, Service de l'environnement. Québec. 21 p.
- Trépanier, J. (2016) Suivi du lac Laberge, état trophique et caractérisation des herbiers de plantes aquatiques au lac Laberge. Saison 2016. Organisme des bassins versants de la Capitale, Rapport présenté à la Ville de Québec, Service de l'environnement. Québec. 21 p.
- Trépanier, J. (2017) Suivi de l'état trophique et des herbiers de plantes aquatiques du lac Laberge. Organisme des bassins versants de la Capitale, Rapport présenté à la Ville de Québec, Service de l'environnement. Québec. 21 p.
- Vasquez, M.E., Rinderneck, J., Newman, J., McMillin, S., Finlayson, B., Mekebre, A., Crane, D., & Tjeerdema, R.S. (2012) Rotenone formulation fate in Lake Davis following the 2007 treatment. *Environ. Toxicol. Chem.* 31(5):1032-1041.
- Venohr, M., Langhans, S.D., Peters, O., Hölker, F., Arlinghaus, R., Mitchell, L., & Wolter, C. (2018) The underestimated dynamics and impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems. *Environ. Rev.* 10.1139/er-2017-0024:1-15.
- Vienna Water Monitoring Solutions (2018) Vienna Water Monitoring Solutions. Page consultée le 31 juillet 2018. URL : <https://www.v-w-m.at/>
- Ville de Québec (2017) Projet de plage et aménagements connexes à la Base de plein air de Sainte-Foy. Présentation des scénarios de développement. 11 juillet 2017.
- Ville de Québec (2018) Base de plein air de Sainte-Foy. Page consultée le 31 juillet 2018. URL : https://www.ville.quebec.qc.ca/citoyens/loisirs_sports/parcs/base_plein_air_sainte_foy/index.aspx
- Wagner, T., McIntyre, N., Lees, M. J., Wheeler, H. S., & Gupta, H. V. (2003) Towards reduced uncertainty in conceptual rainfall - runoff modelling: Dynamic identifiability analysis. *Hydrological Processes* 17 (2): 455-476.
- Wernick, B. G., Cook, K. E., & Shreier, H. (1998) Land use and streamwater nitrate-N dynamics in an urban-rural fringe watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, 34 (3): 639-650.
- Winfield, M.D. & Groisman, E.A. (2003) Role of nonhost environments in the lifestyles of *Salmonella* and *Escherichia coli*. *Applied Environmental Microbiology* 69 (7): 3687-3694.
- Zamyadi, A., McQuaid, N., Dorner, S., Bird, D. F., Burch, M., Baker, P., Hobson, P., & Prévost, M. (2012) Cyanobacterial detection using in vivo fluorescence probes: Managing interferences for improved decision-making. *Journal American Water Works Association*, 104: E466-E479. doi:10.5942/jawwa.2012.104.0114.

ANNEXE 1. INFORMATION ADDITIONNELLE SUR LE MODÈLE DE QUALITÉ DE L'EAU

Les équations suivantes de bilan de quantité de mouvement et de continuité (bilan de masse) sont celles utilisées dans le modèle de qualité de l'eau :

$$\begin{aligned} \partial_t(m_x m_y H u) + \partial_x(m_y H u u) + \partial_y(m_x H v u) + \partial_z(m_x m_y w u) - f_e m_x m_y H v = \\ -m_y H \partial_x(p + p_{atm} + \phi) + m_y (\partial_x z_b^* + z \partial_x H) \partial_z p + \partial_z \left(m_x m_y \frac{A_v}{H} \partial_z u \right) + Q_x \end{aligned} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \partial_t(m_x m_y H v) + \partial_x(m_y H u v) + \partial_y(m_x H v v) + \partial_z(m_x m_y w v) - f_e m_x m_y H u = \\ -m_x H \partial_y(p + p_{atm} + \phi) + m_x (\partial_y z_b^* + z \partial_y H) \partial_z p + \partial_z \left(m_x m_y \frac{A_v}{H} \partial_z v \right) + Q_y \end{aligned} \quad (2)$$

$$m_x m_y f_e = m_x m_x f - u \partial_y m_x + v \partial_x m_y \quad (3)$$

$$(\tau_{xz}, \tau_{yz}) = A_v H^{-1} \partial_z(u, v) \quad (4)$$

$$\partial_z p = -g H b = -g H (\rho - \rho_0) \rho_0^{-1} \quad (5)$$

$$\partial_t(m_x m_y H) + \partial_x(m_y H u) + \partial_y(m_x H v) + \partial_z(m_x m_y w) = 0 \quad (6)$$

$$\partial_t(m_x m_y \phi) + \partial_x(m_y g H \bar{u}) + \partial_y(m_x g H \bar{v}) = 0 \quad (7)$$

$$\partial_x(m_y H(u - \bar{u})) + \partial_y(m_x H(v - \bar{v})) + \partial_z(m_x m_y w) = 0 \quad (8)$$

où u , v et w sont les vitesses horizontales et verticales en coordonnées curvilinéaires et σ , p_0 est la pression hydrostatique, p et z sont l'excès de pression cinématique par rapport à la pression de référence, p_{atm} est la pression atmosphérique, ϕ est la surface libre potentielle, z_b^* est la profondeur du lit, H est la hauteur d'eau, f_e est le paramètre de Coriolis, m_x et m_y sont des facteurs d'échelle dimensionnels, Q_x et Q_y représentent des forces additionnelles incluant la résistance induite par la végétation et le stress horizontal turbulent, A_v est la pseudo viscosité induite par la turbulence, b est le paramètre de flottabilité, et g est la constante d'accélération gravitationnelle. L'équation 4 définit la contrainte de cisaillement. L'équation 5 décrit le bilan de pression hydrostatique vertical. L'équation 6 présente l'équation de continuité tridimensionnelle. Les équations 7 et 8 sont les équations de bilan de masse permanente en fonction de l'élévation topographique et pour la soustraction de l'intégrale de la profondeur de l'équation 7 et 6. Pour plus de détails, le lecteur est invité à se référer à Hamrick *et al.* (1997).

La Figure 16 représente les courbes hypsométriques des Lacs Laberge, alors que la Figure 17 illustre le fonctionnement d'une transformation en coordonnées sigma pour la modélisation.

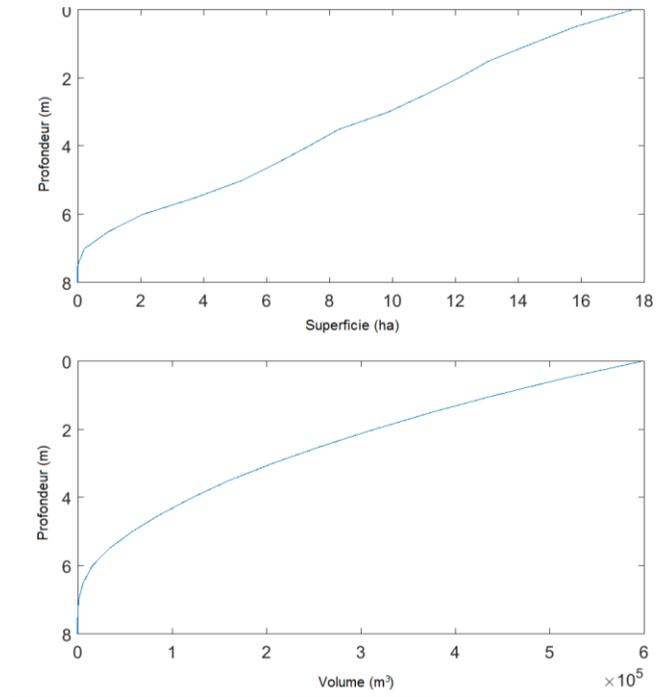


Figure 16. Hypsométrie des Lacs Laberge, illustrant l'aire (haut) et le volume (bas) des lacs pour chaque tranche d'eau.

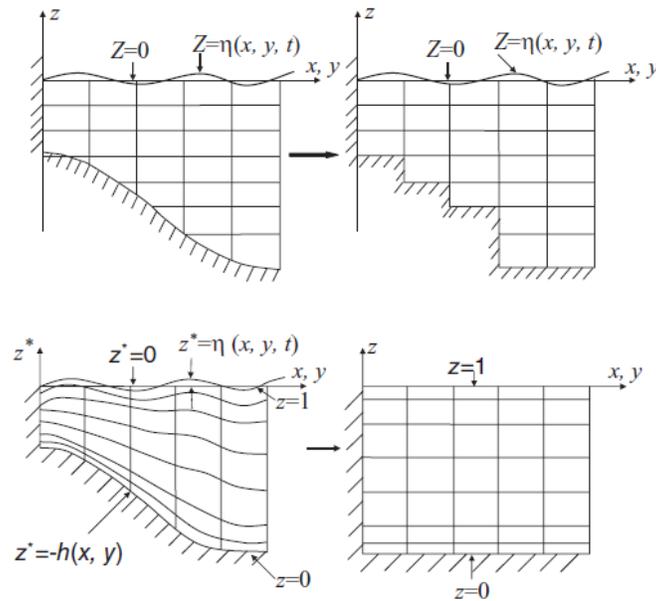


Figure 17. Transformation des coordonnées verticales en coordonnées sigma (Ji, 2018).

DESCRIPTION DES INDICATEURS DE PERFORMANCE DU MODÈLE

Le pourcentage de biais (P_{bias}) mesure la tendance moyenne des valeurs simulées par rapport aux valeurs observées; la valeur optimale est zéro, et les valeurs positives et négatives représentent respectivement des biais de surestimations et de sous-estimations. L'erreur moyenne quadratique (RMSE) quantifie l'efficacité des sorties du modèle et s'exprime avec les mêmes unités que les données originales. Cette métrique est donnée en valeur absolue et la valeur optimale est de zéro. Le coefficient de détermination (R^2) décrit la relation linéaire existant entre les valeurs simulées et observées, avec une valeur optimale de 1. Le critère *Nash-Sutcliffe Efficiency* (NSE) présente également la tendance linéaire existant entre les données observées et simulées, mais cette fois en utilisant les valeurs normalisées par la variance des observations, il représente donc spécifiquement la cohérence avec une droite 1:1. Un NSE supérieur à 0 indique que les prédictions du modèle sont plus précises que la moyenne des données mesurées (valeur optimale de 1), un NSE de 0 indique que les prédictions ne donnent pas de meilleurs résultats que de prendre la moyenne, alors que des valeurs négatives indiquent que la moyenne procure un résultat plus précis que les résultats simulés (Nash & Sutcliffe, 1970; Pushpalatha *et al.*, 2012). Finalement, le *Kling-Gupta Efficiency* (KGE), développé par Gupta *et al.* (2009) et mis à jour par Kling *et al.* (2012), est une version révisée du critère de NSE mais qui tient aussi compte de la corrélation (coefficient de corrélation de Pearson; r), du biais (ratio entre la moyenne des débits simulés et la moyenne des débits observés; β) et de la variabilité (coefficient de variation; γ) existant dans les données. Les équations suivantes définissent ces indices :

$$\begin{aligned}
 P_{Bias} &= 100 \times \frac{\sum S - O}{\sum O} \\
 RMSE &= \sqrt{\frac{\sum (S - O)^2}{n}} \\
 R^2 &= \frac{SSR}{SST} \\
 SSR &= \sum (f - \bar{O})^2, \quad f = ax + b \\
 SST &= \sum (O - \bar{O})^2 \\
 NSE &= 1 - \frac{\sum (S - O)^2}{\sum (O - \bar{O})^2} \\
 KGE &= 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\beta - 1)^2 + (\gamma - 1)^2} \\
 \beta &= \frac{\bar{S}}{\bar{O}} \\
 \gamma &= \frac{stdv(S)/\bar{S}}{stdv(O)/\bar{O}}
 \end{aligned}$$

où S and O sont les valeurs simulées et observées, n est le nombre de valeurs observées, \bar{S} et \bar{O} sont les moyennes des valeurs simulées et observées, f est l'équation linéaire ajustée entre les valeurs observées et simulées, r est le coefficient de corrélation linéaire de Pearson et $stdv$ est l'écart-type.

ANNEXE 2. SUIVI DE L'ÉTAT TROPHIQUE ENTRE 2001 ET 2017

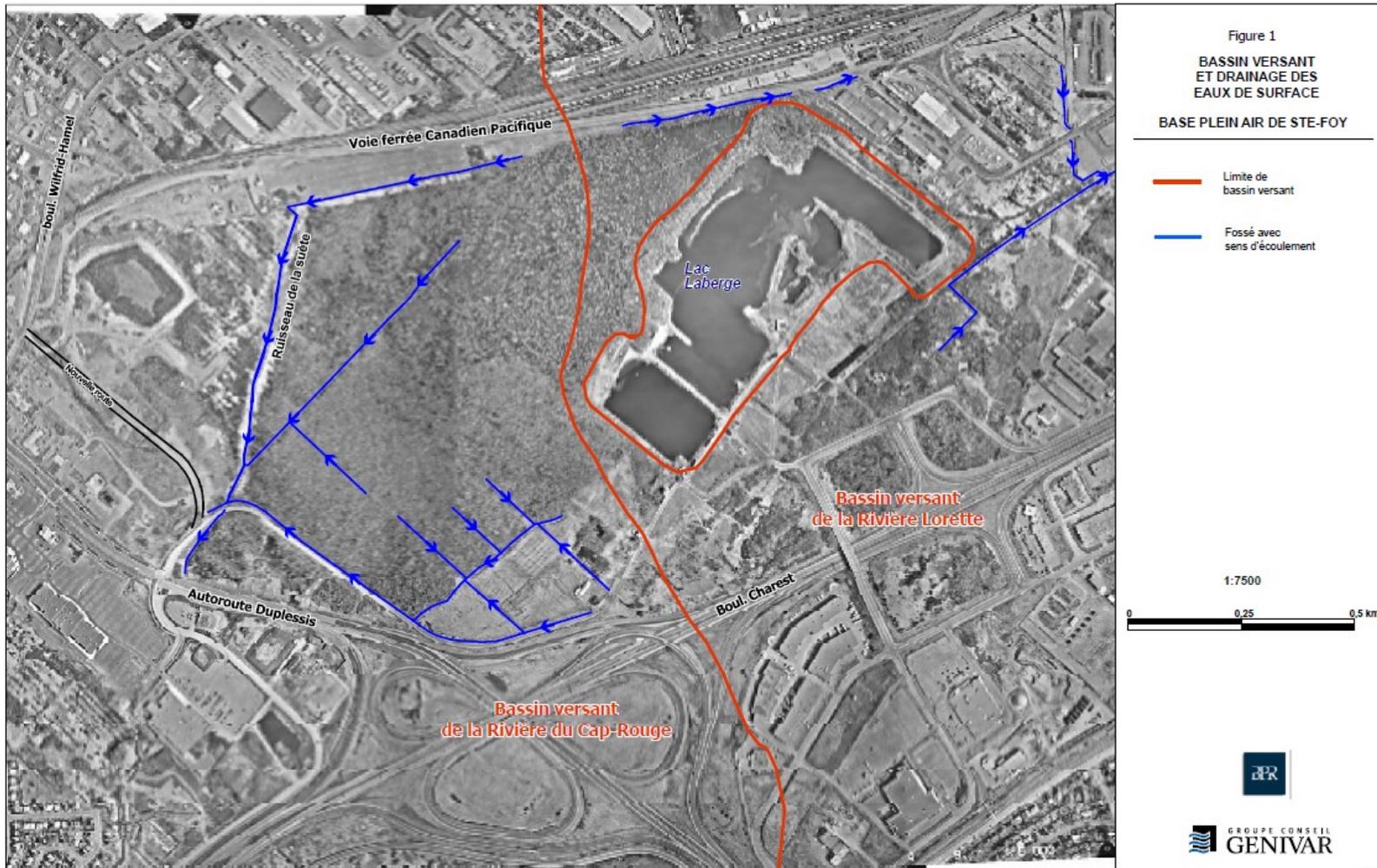
Tableau 9. Évolution de la qualité de l'eau de surface des Lacs Laberge de 2004 à 2017 (petit bassin/grand bassin).

	2001	2004	2005	2006	2007	2009
	Arsenault <i>et al.</i> , 2001 ¹	Fichier ³	Fichier	Fichier	Fichier	Fortier, 2009
Chl-a (µg/L)	6,8/0,9	1,5/0,6	0,8/1,2	4,6/1,6	nd	1,1/0,7
PT (µg/L)	16 ² /13	33/30	25/20	45/40	nd	25/33
Secchi (m)	nd	1,7/3,6	2,0/3,1	1,6/3,5	2,3/2,5	4,7/5,1
État trophique	mésotrophe/ oligo-mésotrophe ³	méso-eutrophe/ mésotrophe	mésotrophe/ oligo-mésotrophe	méso-eutrophe/ mésotrophe	méso-eutrophe/ méso-eutrophe ⁴	oligo-mésotrophe/ oligo-mésotrophe
NT (mg/L)	0,76/0,67	1,67/0,94	1,13/0,71	0,65/0,48/0,5	nd	1,2/0,96
Chlorures (mg/L) ⁵	229/169	nd	nd	206/138	nd	170/137
Cote bact.	nd	nd	nd	nd	nd	A-B
	2012	2013	2014	2015	2016	2017
	Collins-Fekete, 2013	Collins-Fekete, 2013	Trépanier, 2015	Dionne <i>et al.</i> , 2016	Trépanier, 2016	Trépanier, 2017
Chl-a (µg/L)	nd	nd ⁷	1,9/1,3	2,0/2,3	1,4/2,7	0,8/1,7
PT (µg/L)	nd	nd	6/6,5	7,3/7,5	7,0/7,5	5,0/6,6
Secchi (m)	nd	nd	4,4/4,6	4,6/4,5	4,4/3,9	4,5/4,4
État trophique	oligo-mésotrophe ⁶	nd	oligotrophe/ oligotrophe	oligo-mésotrophe/ oligo-mésotrophe	oligo-mésotrophe/ oligo-mésotrophe	oligotrophe/ oligotrophe
NT (mg/L)	nd	nd	0,4/0,3	0,26/0,29	0,3/0,2	0,2/0,2
Chlorures (mg/L)	nd	nd/110 ⁸	150/140	149/113	155/104	155/107
Cote bact.	A-C	A-B	A-B	A	A-C	nd

Note : Pour le grand bassin, une moyenne des stations B et D (ou F et D à partir de 2016) a été effectuée (station C en plus en 2001). La qualité de l'eau comprend ici les concentrations en chlorophylle-a (Chl-a), en phosphore total (PT), la transparence de l'eau (Secchi), l'état trophique moyen (à partir des 3 critères; si la cote correspondant à la transparence était discordante avec les 2 autres critères, cette valeur était exclue de la moyenne, tel que appliqué par le MDDELCC), la concentration en azote total (NT) et en chlorures, et la cote bactériologique de la plage (A = excellente; B = bonne; C = passable). nd = non disponible.

¹Échantillonnage de l'eau effectué plus tôt que pour les autres années, soit le 3 mars (stations A, B, C et D) et le 8 mai (A et B seulement). ²Une des valeurs utilisée pour cette moyenne a été corrigée d'un ordre de grandeur par rapport au tableau original car la valeur donnée (140 µg/L) ne faisait pas de sens. ³Fichier de données rendu disponible par Julie Deslandes, mais aucun rapport associé n'est disponible. ⁴Cote donnée à titre indicatif car repose sur un seul critère. ⁵Jusqu'à ~650 mg/L au fond en 2006 (station B). ⁶Données 2012 non disponibles mais état trophique rapporté dans le rapport de Collins-Fekete (2013) pour l'année précédente. ⁷Données récoltées selon le rapport, mais jamais rendue disponibles. ⁸Valeur estimée sur la figure 8 du rapport de Collins-Fekete (2013).

ANNEXE 3. CARTE DU SECTEUR DE LA BASE DE PLEIN AIR DE SAINTE-FOY (GENIVAR, 2003)



ANNEXE 4. POURCENTAGE DE LA MASSE D'EAU REPRÉSENTANT UN HABITAT ADÉQUAT

Les changements dans le pourcentage de la masse d'eau représentant un habitat thermique adéquat pour les poissons (i.e. avec une température inférieure à une valeur seuil) lors de l'ajout d'une charge d'alimentation artificielle d'eau sont illustrés à la Figure 20 à l'aide d'une analyse dynamique identifiable (Wagener *et al.*, 2003). Cette méthode d'analyse régionale de sensibilité est souvent utilisée dans les études hydrologiques qui calculent le comportement de la distribution spatiale des données modélisées sur plusieurs pas de temps (Ouyang *et al.*, 2014). Pour calculer un changement, il faut d'abord obtenir les pourcentages de la colonne d'eau qui demeure en-deçà du seuil fixé avant l'application d'une mesure (Figure 18; Figure 11 pour le seuil de 18°C) auxquels on soustrait les pourcentages après l'application de cette mesure (Figure 19). La Figure 15 (section 6.6) illustre ce changement pour un seuil fixé à 18°C (limite maximale de l'habitat thermique de la truite arc-en-ciel).

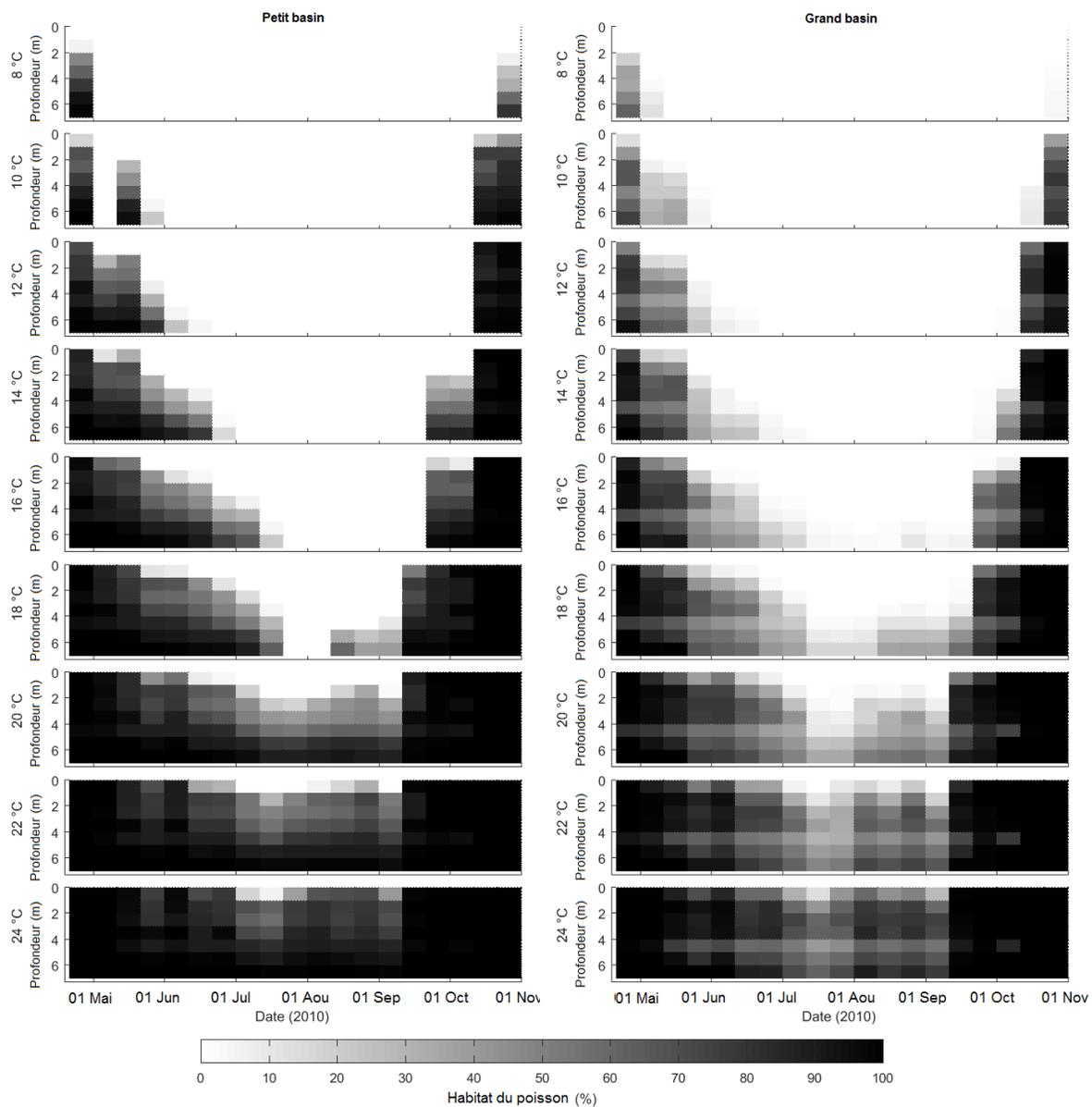


Figure 18. Pourcentage du volume des lacs par couche de profondeur demeurant sous le seuil de température indiqués pour le scénario actuel.

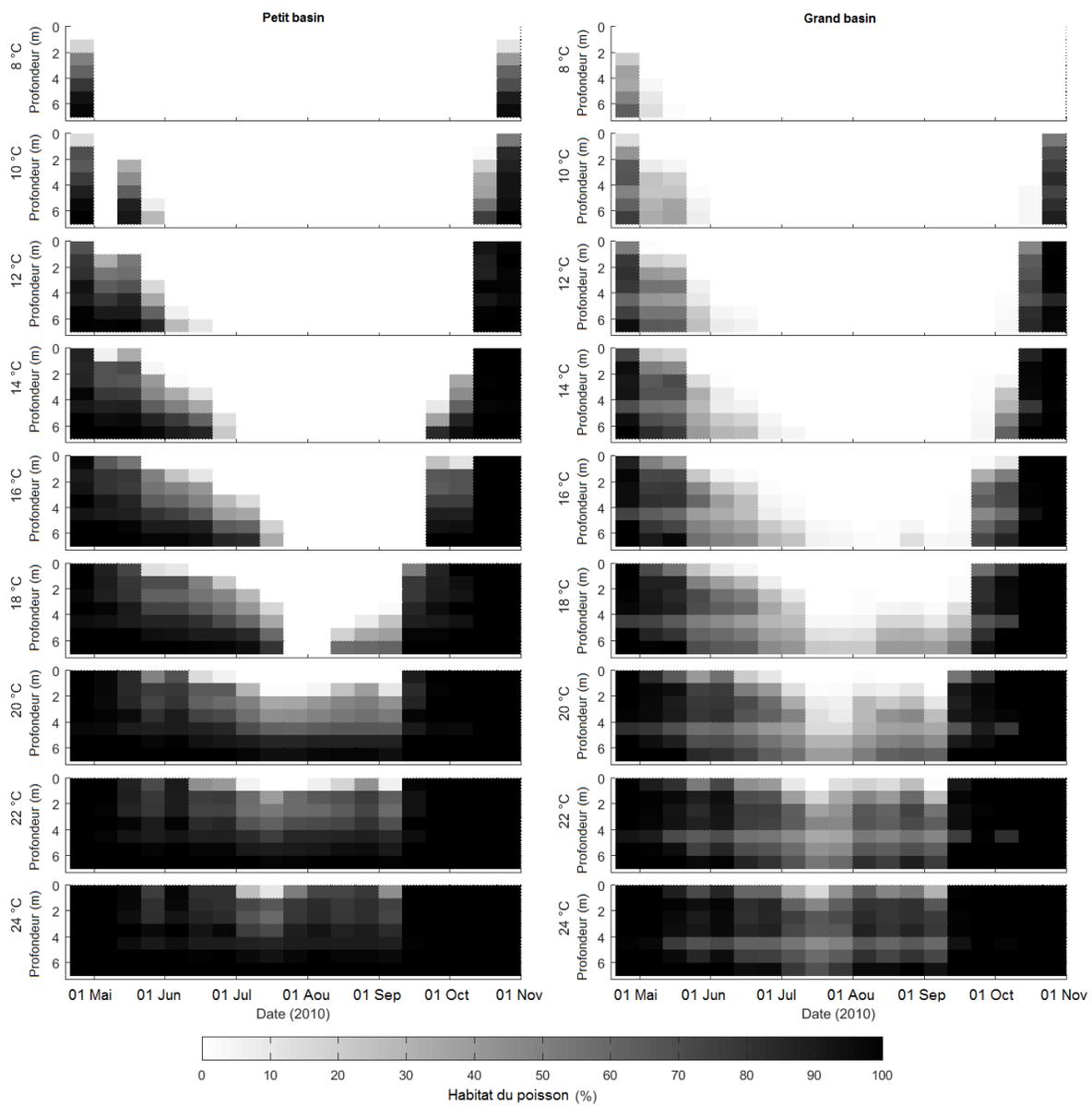


Figure 19. Pourcentage du volume des lacs par couche de profondeur demeurant sous le seuil de température indiqués pour le scénario d'ajout d'une charge d'alimentation artificielle, et ce pour chaque strate de la colonne d'eau et à chaque pas de temps.

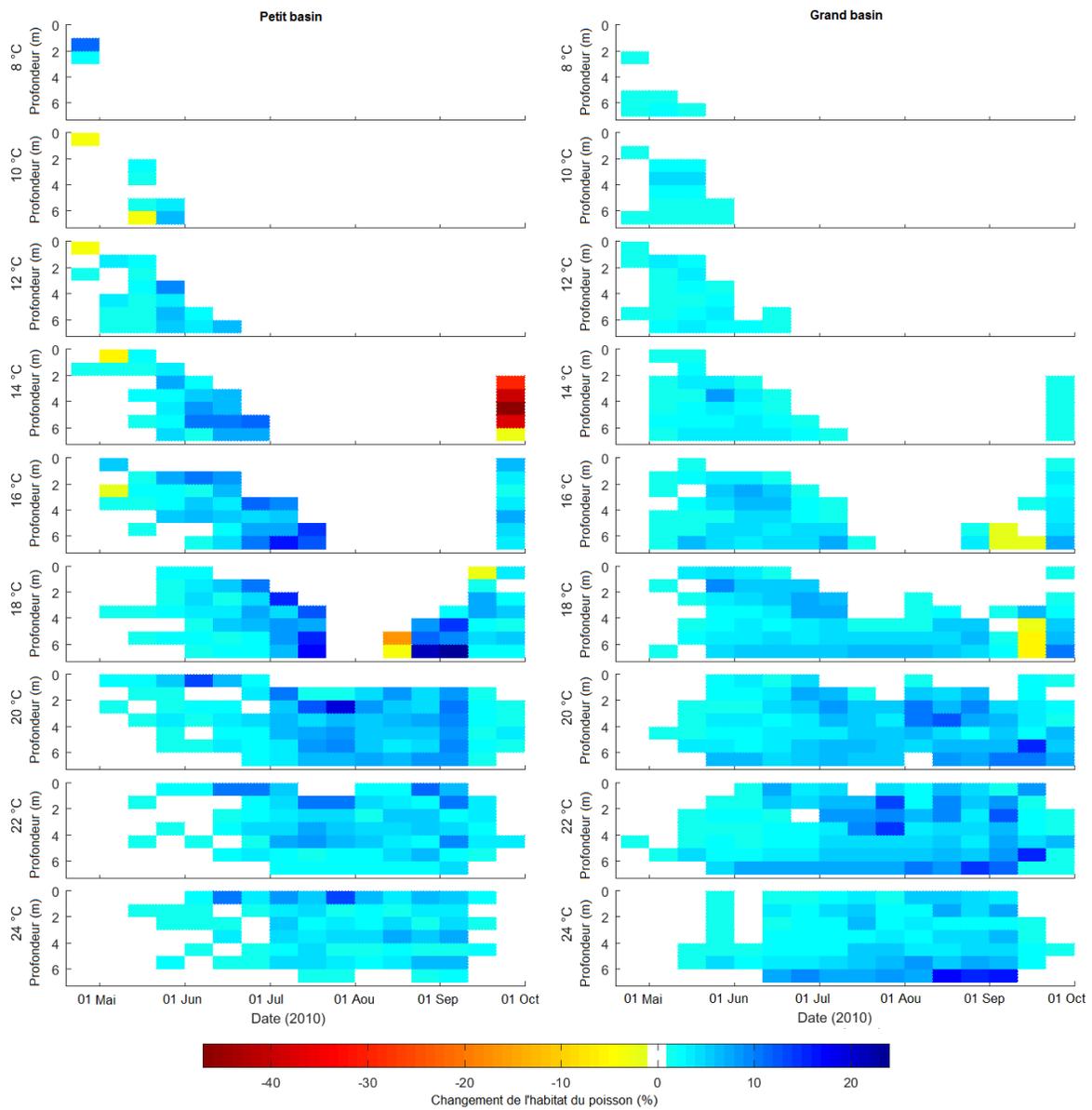


Figure 20. Différence entre le scénario actuel et le scénario d'ajout d'une charge d'alimentation artificielle (Figure 18 - Figure 19), et ce pour chaque strate (couche de profondeur) de la colonne d'eau et à chaque pas de temps.