

Programme H₂O Chelsea – Eau de surface

Rapport annuel sur l'état de l'eau de surface en 2018 en comparaison avec les valeurs historiques

Avril 2019

Préparé par :

Marie-Pierre Varin, M.Sc. biologie

Révisé par :

Mélanie Lacroix, M.Sc. biologie

Véronique Juneau, M. Sc. biologie

Service de l'urbanisme et du développement durable

Municipalité de Chelsea



Table des matières

Remerciements	iii
Résumé	iv
Liste des tableaux	viii
Liste des figures	ix
Introduction	1
Objectifs généraux.....	2
Méthodologie.....	2
Description des variables étudiés et des concepts clés	8
Résultats et discussion.....	17
Lacs : aperçu et comparaisons entre les lacs Mountains, Kingsmere et Meech	17
Lac Mountains (Beamish) et ruisseau Hayworth.....	32
Lac Meech.....	61
Rivière Gatineau	76
Ruisseaux Chelsea et Meech	85
Ruisseau Chelsea	89
Ruisseau Meech	96
Conclusion et recommandations	104
Références	108

Remerciements

Le volet eau de surface du programme H₂O Chelsea est rendu possible grâce à l'implication bénévole de nombreuses personnes ayant donné leur temps pour l'échantillonnage de l'eau de surface des lacs, des ruisseaux et de la rivière Gatineau de 2014 à 2018: Dan Boucher, Brigitte Desmeules, Ernie Tardiff, Margaret Tardiff, Gershon Rother, Mike Paukstaitis (lac Kingsmere); Joanne Hamilton, Steve Gleddie, Hawley McDonald, Nancy Frank (lac Meech); Steve Labossière et Pamela Williams (lac Mountains (Beamish)); Louise Gancz (ruisseau Chelsea); les Amis de la rivière Gatineau (*Friends of Gatineau River*), notamment Ronnie Drever, Steve Ferguson, Alain Piché et Neil Faulkner, R. Phillips, D. Taylor et Janet Intscher (rivière Gatineau); Ariane Blier-Langdeau (ruisseau Meech).

Nous remercions aussi les citoyens de Chelsea pour leur participation dans le cadre du volet eau souterraine du programme H₂O Chelsea.

Nous remercions également la mairesse de la Municipalité de Chelsea, Madame Caryl Green, ainsi que les membres du conseil municipal et tous les membres du personnel ayant rendu possible le programme H₂O Chelsea. Nous remercions également les professeurs Antoine Morin et Scott Findlay de l'université d'Ottawa pour leur implication et leur aide dans le projet au cours des dernières années, notamment avec l'analyse de données, ainsi que la Commission de la capitale nationale (CCN) pour avoir permis l'accès aux terrains requis pour plusieurs sites d'études.

Le financement pour l'année de fonctionnement 2018 provient de la Municipalité de Chelsea, et le redémarrage de H₂O Chelsea en 2014 et 2015 a été rendu possible grâce à une subvention du fonds du Pacte rural du Centre local de développement (CLD) des Collines.

Résumé

Dans le cadre du programme H₂O Chelsea, trois lacs (Mountains, Kingsmere et Meech), une rivière (Gatineau) et deux ruisseaux (Chelsea et Meech) sont échantillonnés depuis plus d'une dizaine d'années.

Lacs

Les trois lacs visés par le programme H₂O Chelsea sont dimictiques (deux brassages par année), comme une majorité de lacs tempérés. Les lacs Kingsmere et Meech ont eu en 2018, de même qu'au cours des années précédentes, des valeurs de phosphore, de chlorophylle *a* et de transparence correspondant à une classe oligotrophe. Le lac Mountains (Beamish), démontre des concentrations plus élevées en phosphore et en chlorophylle *a*, de même qu'une transparence plus faible que les autres lacs et correspond à une classe méso-eutrophe. Le niveau trophique plus élevé dans ce lac est certainement lié au plus grand nombre d'habitations et de routes le long de ses berges et dans son bassin versant. Aussi, ce dernier est situé sur les Basses-Terres du Saint-Laurent, formé de roches sédimentaires et de sédiments non-consolidés plutôt riches en nutriments, alors que les deux autres lacs d'étude se trouvent sur le Bouclier Canadien. Ce contexte humain et géologique en font un lac plus riches en nutriments et en ions. On note des signes de relargage de phosphore dans le lac Mountains (Beamish) depuis plusieurs années, probablement liés au fait que l'hypolimnion devient rapidement anoxique en début d'été. Suite à une augmentation préoccupante des coliformes fécaux de 2013 à 2017, ce paramètre a diminué en 2018, montrant des signes d'amélioration. Les concentrations en phosphore et en azote avaient aussi légèrement augmenté de 2013 à 2017, puis ont légèrement diminué en 2018. Les valeurs de pH qui avait été particulièrement élevées en 2016 semblent être retournées à des valeurs plus normales et le seuil supérieur de protection de la vie aquatique a été franchi une seule fois en 2018. En ce qui a trait au ruisseau Hayworth, il semble que celui-ci contribue peu à l'apport de nutriments et de matières en suspension dans le lac Mountains, sauf pour quelques épisodes ponctuels.

Après une légère acidification de l'eau du lac Kingsmere en 2017, le pH est remonté à des valeurs plus près de ses valeurs historiques en 2018, pour les eaux de l'épilimnion. Cependant, les eaux du métalimnion et de l'hypolimnion ont été légèrement plus acides que dans le passé. Les concentrations en phosphore total et en azote Kjeldahl total de l'épilimnion du lac Kingsmere

ont montré une légère diminution à l'été 2018, après une hausse de 2015 à 2017. Les teneurs en chlorophylle *a* avaient augmenté suite à l'année 2013 et depuis ce temps, elles oscillent dans la gamme de valeurs correspondant à la classe mésotrophe. Les coliformes fécaux avaient pour leur part nettement diminué en 2017, puis ont légèrement augmenté à nouveau en 2018, tout en demeurant dans une qualité de l'eau excellente. Les concentrations en oxygène dissous ont quelque peu diminué en 2018, franchissant le seuil de protection de la vie aquatique lors de chaque échantillonnage, alors que ce seuil avait été atteint une seule fois en 2017. Depuis les trois dernières années, le niveau trophique se situe à la limite d'oligotrophe et de mésotrophe.

Le lac Meech est le plus faible en nutriments et correspond à un niveau oligotrophe, bien qu'il se soit approché du niveau méso-eutrophe en 2018. Les concentrations en phosphore dans les eaux de surface avaient légèrement diminué au cours des cinq dernières années, puis ont remonté à l'été 2018. Quant aux concentrations en chlorophylle *a* et en azote, elles étaient plutôt faibles et constantes. Les coliformes fécaux sont en très faible concentration depuis le début du programme et correspondent à une excellente qualité de l'eau pour la baignade et les activités récréatives. Si les concentrations en phosphore sont basses dans l'épilimnion, elles augmentent dans l'hypolimnion, principalement durant les périodes lors desquelles cette couche d'eau est anoxique. Ceci suggère que les sédiments du lac Meech relâchent du phosphore dans la colonne d'eau. Ce phénomène avait aussi été remarqué dans les années passées. Les mesures d'azote ammoniacal avaient été reprises en 2017, suite aux recommandations de 2016. En 2018, l'azote ammoniacal a été mesuré à 1 m au-dessus des sédiments seulement. Les résultats de ce paramètre se sont avérés plutôt bas, quoiqu'une mesure au site ML5 en août 2018 se soit approchée du seuil compromettant l'efficacité de la désinfection et du traitement.

Rivière Gatineau

La qualité de l'eau de la rivière Gatineau, dans les sites étudiés dans le cadre du projet H₂O Chelsea, semble très bonne et tout à fait convenable à des activités récréatives. Les concentrations en phosphore et en azote sont très basses et correspondent à une classe oligotrophe pour les cours d'eau. Les concentrations historiques en coliformes fécaux ont oscillé entre une qualité de l'eau excellente et bonne et ont correspondu à une excellente qualité de l'eau en 2018. Puisque les concentrations en phosphore, en azote et coliformes fécaux ne présentent pas de patron évident de l'amont vers l'aval, il ne semble pas y avoir de source ponctuelle ou importante de ces nutriments entre Wakefield et Chelsea. Les concentrations en oxygène dissous étaient

particulièrement élevées et similaires pour l'ensemble de la colonne d'eau en 2018, ce qui offre un habitat favorable aux organismes aquatiques nécessitant de l'oxygène. La transparence de l'eau était plutôt faible dans la rivière Gatineau en 2018 et dans les années passées. Ceci est probablement lié à la présence de particules inorganiques plutôt qu'organiques. Après des saisons estivales plutôt acides en 2016 et 2017, il semble que les valeurs de pH aient remonté vers des valeurs plus saines en 2018. Les mesures de pH n'ont d'ailleurs pas franchi les seuils de protection de la vie aquatique en 2018. Finalement, la conductivité de la rivière Gatineau est basse, ce qui suggère qu'elle obtient peu d'apports en sel par rapport à son volume d'eau.

Ruisseaux

Les ruisseaux Chelsea et Meech correspondent tous deux à la classe de cours d'eau méso-oligotrophe, basé sur leurs concentrations en phosphore total et d'azote Kjeldahl total. Si les concentrations en PT semblaient stables de l'amont vers l'aval de 2016 à 2018 dans le ruisseau Chelsea, le ruisseau Meech montrait plutôt une augmentation graduelle des concentrations de ce nutriment de l'amont vers l'aval. Les concentrations en ce nutriment sont plus basses dans le ruisseau Chelsea que dans le ruisseau Meech. Pour ce qui est de l'azote, les deux ruisseaux montraient peu de gradient dans leur sens d'écoulement et les moyennes estivales ont diminué au cours des quatre dernières années. En ce qui attrait aux coliformes fécaux, le ruisseau Chelsea a connu en 2018 des concentrations légèrement inférieures à celles du ruisseau Meech, tout comme en 2016 et 2017. Si les concentrations en coliformes fécaux ont été semblables en 2018 aux années précédentes dans le ruisseau Chelsea, celles-ci ont augmenté dans le ruisseau Meech et ont atteint des niveaux parmi les plus élevés depuis le début du programme H₂O Chelsea. De plus, ces concentrations montraient un patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval dans le ruisseau Meech, contrairement au ruisseau Chelsea. Il semble donc y avoir eu des apports importants de coliformes fécaux le long du ruisseau Meech, en aval de la décharge du lac. Les deux ruisseaux ont obtenu en 2017 des concentrations de coliformes fécaux qui ont grandement varié, passant d'une qualité de l'eau excellente à médiocre. Les matières en suspension ont connu une augmentation de concentration de l'amont vers l'aval dans le ruisseau Meech, alors que les concentrations dans le ruisseau Chelsea étaient plutôt constantes spatialement, puis elles ont diminué graduellement de 2015 à 2018. Les concentrations en chlorures et en sodium étaient nettement plus élevées dans le ruisseau Chelsea que dans le ruisseau Meech, probablement en raison du fait que le ruisseau Chelsea navigue dans le vieux Chelsea et à travers davantage de

zones habitées que le ruisseau Meech, recevant ainsi du sel de déglacage appliqué sur les routes en hiver. Les concentrations n'ont cependant pas atteint les seuils de protection de la vie aquatiques. Les deux ruisseaux montraient des concentrations relativement semblables en potassium en 2018, qui étaient également similaires à leurs concentrations des années passées. Pour le ruisseau Chelsea, on assiste donc à une légère diminution des concentrations en nutriments et des matières en suspension, une stabilité des coliformes fécaux et du potassium, puis une augmentation des concentrations en chlorures et en sodium. Quant au ruisseau Meech, l'année 2018 a été marquée d'une diminution en azote, puis d'une augmentation de toutes les autres variables, soit le phosphore, les coliformes fécaux, les chlorures, le sodium, le potassium et les matières en suspension. Les résultats suggèrent toujours la présence de sources de nutriments, de coliformes fécaux, de sédiments, d'anions et de cations le long du ruisseau Meech.

Liste des tableaux

Tableau 1 Liste des sites d'échantillonnage du projet H ₂ O en 2018	p. 4
Tableau 2 Caractéristiques physiques principales des trois lacs d'étude et de leur bassin versant	p.7
Tableau 3 Classification des niveaux trophiques basée sur les concentrations moyennes de phosphore total, d'azote Kjeldahl total, de chlorophylle <i>a</i> et de la transparence des eaux de surface durant la saison estivale. Tiré de Kalff (2001)	p. 11

Liste des figures

- Figure 1** Localisation des sites d'échantillonnage du programme H₂O Chelsea en 2018p.5
- Figure 2** Bassins versants des lacs Meech, Kingsmere et Mountains (Beamish), ainsi que leurs sites d'échantillonnagep. 6
- Figure 3** Stratification thermique typique des lacs tempérés montrant l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion, ainsi que leurs caractéristiques principales.....p. 16
- Figure 4** Profils de A) température, B) pH (les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme; seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5. Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0), C) conductivité et D) oxygène dissous (la ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue représente le seuil de protection pour la vie aquatique) dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech de juin à octobre 2018p.27
- Figure 5** A) Moyennes de phosphore total (\pm écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2018 et B) profils des concentrations en phosphore total dans la colonne d'eau en 2018 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe (<10 μ g/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (10 à 30 μ g/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 30 μ g/L)p. 28
- Figure 6** A) Moyennes d'azote Kjeldahl total (\pm écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2018 et B) profils des concentrations d'azote Kjeldahl total dans la colonne d'eau en 2018 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2018 alors que les valeurs historiques (2003 – 2017) sont indiquées par les formes concentriques de teinte verte à orangé. La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe (<0,35 mg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (0,35 à 0,65 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 0,65 μ g/L)p.29
- Figure 7** A) Moyennes des concentrations en chlorophylle a (\pm écart-type) dans l'ensemble de la colonne d'eau de 2004 à 2018 et B) profils des concentrations en chlorophylle a dans la colonne d'eau en 2018 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2018 alors que les valeurs historiques (2003 – 2017) sont indiquées par les formes concentriques de teinte verte à orangé. La zone verte indique un niveau de chlorophylle a correspondant à un niveau oligotrophe (<3 μ g/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (3 à 8 μ g/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 8 μ g/L).....p.30
- Figure 8** Moyennes des coliformes fécaux (\pm écart-type) de 2003 à 2018 dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)p.31
- Figure 9** Profils des températures du lac Beamish de 2003 à 2018. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prisep.41
- Figure 10** Profils du pH au lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2017. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.....p.42

Figure 11 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Beamish de 2003 à 2018. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).p.43

Figure 12 Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Mountains (Beamish). Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2018 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2017. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L, B) > 0,65mg/L, C) > 8 µg/Lp.44

Figure 13 Niveau trophique du lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2018 selon le système de classification du MELCC. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembrep.45

Figure 14 Concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) matières en suspension dans les deux sites du ruisseau Hayworth et au lac Mountains (Beamish) de 2004 à 2018. Les chiffres de 6 à 9 indiquent le mois d'échantillonnage. En A), la zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe (lac : <10 µg/L; cours d'eau : <25 µg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (lac : 10 à 30 µg/L; cours d'eau : 25 à 75 µg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (lac : > 30 µg/L; cours d'eau : >75 µg/L). En B) La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe (<0,35 mg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (0,35 à 0,65 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 0,65 µg/L). Note : les zones de couleur sont décalées entre les sites H2 et BL2, car les valeurs correspondant aux trois niveaux trophiques sont différentes pour les cours d'eau (H1 et H2) et les lacs (BL2). p.46-47

Figure 15 Profils des températures du lac Kingsmere de 2003 à 2018. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prisep.55

Figure 16 Profils du pH au lac Kingsmere de 2014 à 2018. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétique (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.....p.56

Figure 17 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Kingsmere de 2003 à 2018. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L)p.57

Figure 18 Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Kingsmere. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points noirs indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2018 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2017. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L, B) > 0,65mg/L, C) > 8 µg/Lp.58

Figure 19 Niveau trophique du lac Kingsmere de 2014 à 2018. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre, pour l'eau prélevée à une profondeur de 2 m.....p.59

Figure 20 Profils des températures du lac Meech de 2003 à 2018, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prisep.69

Figure 21 Profils de pH du lac Meech de 2014 à 2018, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0. À noter que la sonde à pH éprouvait des difficultés en juillet 2017, les résultats pour ce mois sont anormalement bas et résultent tout probablement de problèmes techniquesp.70

Figure 22 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Meech de 2003 à 2018, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).p.71

Figure 23 Profils des concentrations en A) phosphore total; B) azote Kjeldahl total; C) azote ammoniacal et D) chlorophylle *a* dans la colonne d'eau du lac Meech, aux sites Meech Lake 3 et Meech Lake 5. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2018 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2017. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L; B) < 0,35 mg/L; D) < 3 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L; B) 0,35 – 0,65 mg/L; D) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L; B) > 0,65mg/L; D) > 8 µg/L. En C), la ligne pointillée bleu représente le seuil de la contamination de l'OMS (0,2 mg/L) et la ligne pointillée rouge représente le seuil de protection de la vie aquatique (1,5 mg/L). p.72-73

Figure 24 Niveau trophique du lac Meech de 2014 à 2018. Les valeurs présentées sont les moyennes pour les deux sites au lac Meech (ML3 et ML5) de mai à septembre.p.74

Figure 25 Profils de A) température aux sites GR22 et GR151 de la rivière Gatineau et B) de pH aux sites GR22 et GR151, de 2006 à 2018. Les deux lignes pointillées rouges en B) indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0.p.80

Figure 26 Profils de A) conductivité aux sites GR22 et GR151, B) oxygène dissous aux sites GR22 et GR151, de 2006 à 2018. La ligne pointillée rouge en B) représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).p.81

Figure 27 A) Moyennes de phosphore total (±écart-type) et B) moyennes d'azote Kjeldahl total (±écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval, de 2014 à 2018. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe pour les rivières: A) < 25 µg/L, B) < 0,70 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe pour les rivières: A) 25 – 75 µg/L, B) 0,70 – 1,50 mg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe pour les rivières: A) > 75 µg/L, B) > 1,50mg/Lp.82

Figure 28 A) Moyennes géométriques de coliformes fécaux (±écart-type) et B) moyennes de la transparence (±écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval, de

2000 à 2018. En A) la zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml). En B) la zone verte représente une transparence correspondant à une classe oligotrophe (> 5m), la zone jaune représente une transparence correspondant à une classe mésotrophe (5 à 3,5 m) et la zone rouge représente une classe eutrophe (< 2,5 m).p.83

Figure 29 Valeurs en A) phosphore total (zone verte : oligotrophe (< 25 µg/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 75 µg/L)); B) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe (< 0,7 µg/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 1,5 µg/L)); C) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)); D) matières en suspension; E) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L); F) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L) et G) Potassium. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées en 2018 alors que les zones ombragées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2004 et 2016. Les sites sont placés de l'amont (gauche) vers l'aval (droite)..... p.85-87

Figure 30 Évolution des moyennes annuelles (±erreur type) en A) phosphore total (zone verte : oligotrophe (< 25 µg/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 75 µg/L)); B) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe (< 0,7 µg/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 1,5 µg/L)); C) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)); D) matières en suspension; E) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L); F) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L) et G) Potassium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval, de 2004 à 2018 p.92-94

Figure 31 Évolution des moyennes annuelles (±erreur type) dans le ruisseau Meech en A) phosphore total (zone verte : oligotrophe (< 25 µg/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 75 µg/L)); B) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe (< 0,7 µg/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 1,5 µg/L)); C) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)); D) matières en suspension; E) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L); F) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L) et G) Potassium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval, de 2004 à 2018... p.100-102

Introduction

Le Canada est le pays qui détient le plus grand nombre de lacs sur son territoire et possède le cinquième des ressources en eau douce sur Terre. Un nombre incalculable d'espèces animales et végétales dépend des ruisseaux, des rivières et des lacs pour leur survie, allant des organismes microscopiques aux grands mammifères. Si certaines espèces résident dans l'eau tout au long de leur vie (poissons, algues), certaines s'en servent à certains stades de vie seulement (insectes) ou encore en alternance avec le milieu terrestre (amphibiens, certains mammifères et oiseaux). Les humains bénéficient également de ces précieuses ressources pour l'approvisionnement en eau potable, l'agriculture, les activités industrielles, la production d'électricité, et bien entendu, pour la pratique des activités récréatives comme la baignade, les sports nautiques et la pêche. Les lacs et les rivières ont également joué un rôle dominant dans l'histoire du pays, agissant de voie de communication et d'exploration. Le maintien d'une bonne qualité de l'eau est primordial pour toutes les espèces qui dépendent des ressources en eau potable, ainsi que pour les humains afin de jouir d'une qualité de vie qui nous permet de s'approvisionner en eau potable saine pour la consommation, et de profiter de la multitude des activités reliées à l'eau que nous pratiquons, autant au niveau industriel que récréatif.

La municipalité de Chelsea a à cœur la qualité de l'eau sur son territoire. En ce sens, le programme H₂O Chelsea a vu le jour en 2003 afin de suivre l'état de la qualité de l'eau de surface et souterraine. De 2010 à 2013, H₂O Chelsea avait cédé la place au programme H₂O des Collines. Ce projet de gouvernance de l'eau était géré par la Municipalité régionale de comté (MRC) des Collines-de-l'Outaouais et englobait sept municipalités, dont celle de Chelsea. À la fin du programme des Collines et face à l'intérêt de poursuivre une telle initiative à Chelsea, la Municipalité de Chelsea a donc redémarré son programme en 2014.

Objectifs généraux

Le programme H₂O Chelsea comporte deux volets : (1) eau souterraine et (2) eau de surface. Le présent rapport fait état de la qualité des eaux de surface.

Pour le volet eau souterraine (1), le programme vise à :

- sensibiliser les résidents à l'importance d'analyser leur eau de puits;
- les encourager à le faire régulièrement;
- leur offrir un service d'analyses de laboratoire à prix compétitif;
- leur offrir un soutien pour comprendre leurs résultats d'analyse;
- leur offrir de l'information pour appuyer leur prise de décisions pertinentes à leur puits.

Pour le volet eau de surface (2), dont le présent rapport fait état, le programme vise à :

- mesurer la qualité de l'eau des plans et cours d'eau sélectionnés;
- déterminer le niveau trophique des lacs;
- établir la classification de la qualité de l'eau à des fins récréatives à deux sites fréquentés de la rivière Gatineau (en collaboration avec les Amis de la rivière Gatineau);
- identifier des problématiques spécifiques et suggérer des recommandations appropriées.

Méthodologie

Les sites inclus dans la campagne d'échantillonnage 2018, ainsi qu'en 2014-2017, sont présentés dans le tableau 1 ainsi que dans la figure 1. Certains de ces sites ont également été échantillonnés depuis un plus grand nombre d'années; les données historiques de ces sites en particulier sont présentées dans les figures pertinentes dans la suite du rapport. Les sites d'échantillonnage sur les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech, ainsi que leur bassin versant respectif, sont présentés à la figure 2. Les caractéristiques physiques principales des lacs d'études sont présentées dans le tableau 2.

Les variables mesurées varient en fonction des sites et une description plus détaillée de ces variables est fournie dans la section « Description des variables étudiés » de ce rapport. Des profils de la colonne d'eau pour les variables suivantes sont mesurés dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech grâce à une sonde multi-paramétrique YSI: température, pH, conductivité, solides dissous totaux et oxygène dissous. Des échantillons d'eau dans l'épilimnion,

le métalimnion et l'hypolimnion sont également prélevés à l'aide d'un échantillonneur de Van Dorn afin de mesurer les variables suivants : phosphore total, azote Kjeldahl total, et chlorophylle *a*. Des échantillons d'eau prélevés à un mètre sous la surface de l'eau des lacs sont utilisés pour mesurer les matières en suspension et les coliformes fécaux. La transparence de l'eau est mesurée grâce à un disque de secchi. Ce disque circulaire d'une vingtaine de centimètres de diamètre, partagé en quarts noirs et blancs (chacun alternativement), est descendu dans la colonne d'eau jusqu'à ce qu'il soit invisible. La profondeur à laquelle le disque n'est plus visible et notée comme étant la profondeur de secchi. Plus l'eau d'un lac est transparente, plus la profondeur de secchi sera grande.

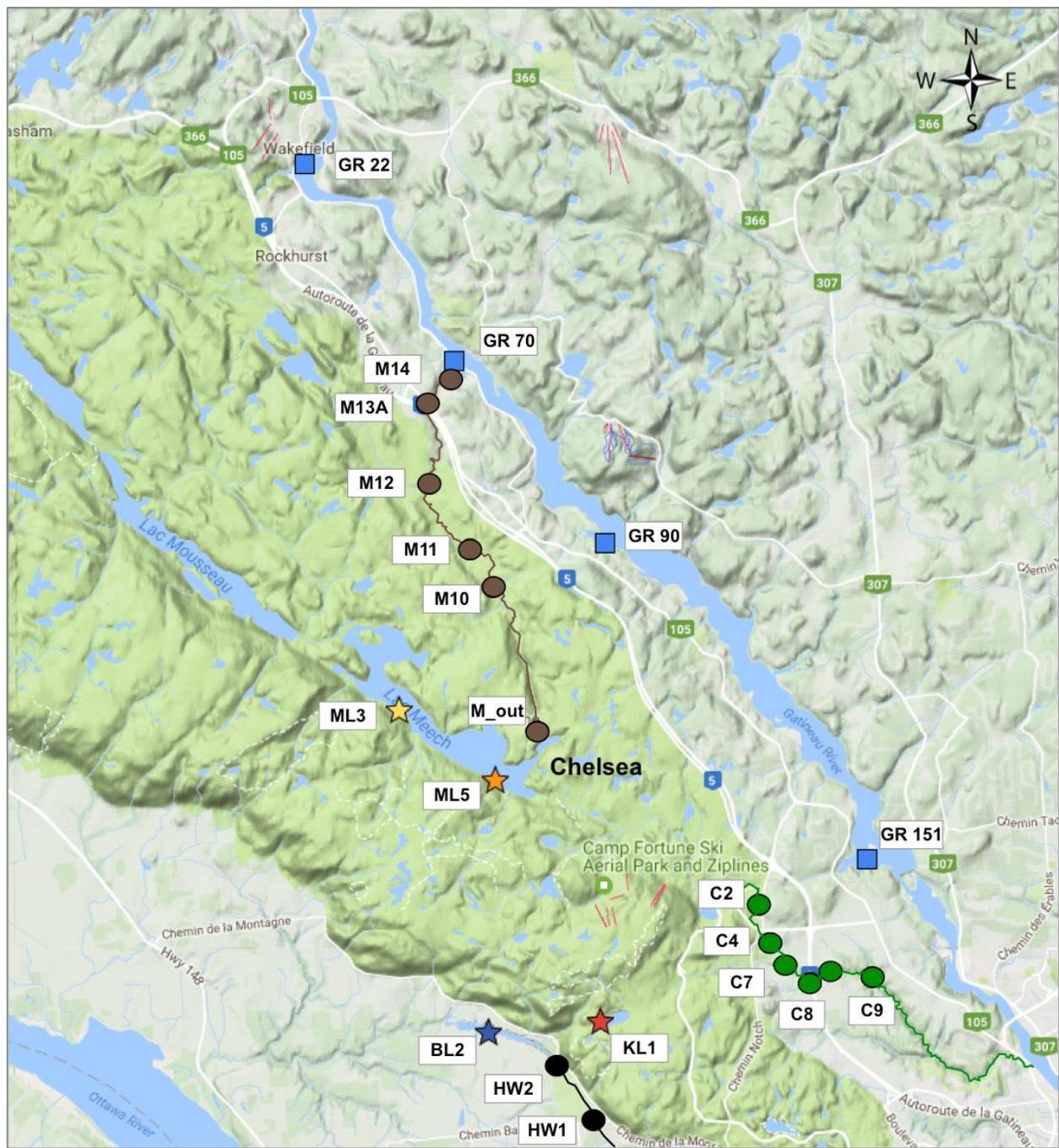
Dans les ruisseaux Chelsea et Meech, la température de l'eau est mesurée à l'aide d'une sonde multi-paramétrique YSI. Aussi, des échantillons d'eau sont prélevés puis analysés en laboratoire afin de mesurer la teneur en coliformes fécaux, en phosphore total, en azote Kjeldahl total, en matières en suspension, en chlorures, en sodium et en potassium. Dans le ruisseau Hayworth, la température est mesurée, puis des échantillons d'eau sont prélevés pour le phosphore total et les matières en suspension.

La rivière Gatineau compte quatre sites d'échantillonnage. À deux de ces sites (GR22 et GR151), des profils de la colonne d'eau sont mesurés avec la sonde multi-paramétrique: température, pH, conductivité, solides dissous totaux et oxygène dissous; puis des échantillons d'eau sont prélevés à 1 m de profondeur pour mesurer le phosphore total, l'azote Kjeldahl total et l'azote ammoniacal.

Toutes les mesures prises lors de l'échantillonnage, de même que les résultats mesurés en laboratoire, sont compilés dans une base de données dans Microsoft Excel®. Cette base de données inclut également toutes les données historiques disponibles depuis le tout début du programme H₂O Chelsea. Les analyses de données et les graphiques sont ensuite effectuées dans le logiciel R Studio®.

Tableau 1 Liste des sites d'échantillonnage du projet H₂O Chelsea en 2018.

Nom du plan d'eau	Code de site	Coordonnées	Note
Lac Mountains (Beamish)	BL2	45.48512°N; -75.88067°O	Zone la plus profonde
Lac Kingsmere	KL1	45.48698°N; -75.85252°O	
Lac Meech	ML3	45.54191°N; -75.90328°O	
Lac Meech	ML5	45.52969°N; -75.87894°O	
Gatineau River 22	GR22	45.63874°N; -75.92707°O	Baie de Wakefield
Gatineau River 70	GR70	45.60388°N; -75.88956°O	Quai public de Farm Point
Gatineau River 90	GR90	45.57179°N; -75.85129°O	Rampe à bateau Burnett
Gatineau River 151	GR151	45.51588°N; -75.78551°O	Baie de fer à cheval
Ruisseau Chelsea	C2	45.50787°N; -75.81268°O	Entrée CCN
Ruisseau Chelsea	C4	45.50117°N; -75.80988°O	Aval Old Chelsea
Ruisseau Chelsea	C7	45.49673°N; -75.80645°O	Tributaire-aval
Ruisseau Chelsea	C8	45.49399°N; -75.79954°O	Autoroute 5
Ruisseau Chelsea	C9	45.49500°N; -75.78400°O	Route Fleury
Ruisseau Hayworth	HW1	45.46984°N; -75.85391°O	Amont du terrain de golf
Ruisseau Hayworth	HW2	45.47943°N; -75.86342°O	Aval du terrain de golf
Ruisseau Meech	M_out	45.53829°N; -75.86799°O	Décharge du lac Meech
Ruisseau Meech	M10	45.56393°N; -75.87933°O	Pont Cowden
Ruisseau Meech	M11	45.57057°N; -75.88529°O	Stationnement 16
Ruisseau Meech	M12	45.58219°N; -75.89550°O	Pont couvert
Ruisseau Meech	M13A	45.59623°N; -75.89626°O	Route 105
Ruisseau Meech	M14	45.60064°N; -75.88995°O	Ch. St-Clément



- | | |
|---|--|
|  Ruisseau Meech |  Site d'échantillonnage ruisseaux |
|  Ruisseau Chelsea |  Site d'échantillonnage rivière |
|  Ruisseau Hayworth |  Site d'échantillonnage lacs |



Figure 1 Localisation des sites d'échantillonnage du programme H₂O Chelsea en 2018.

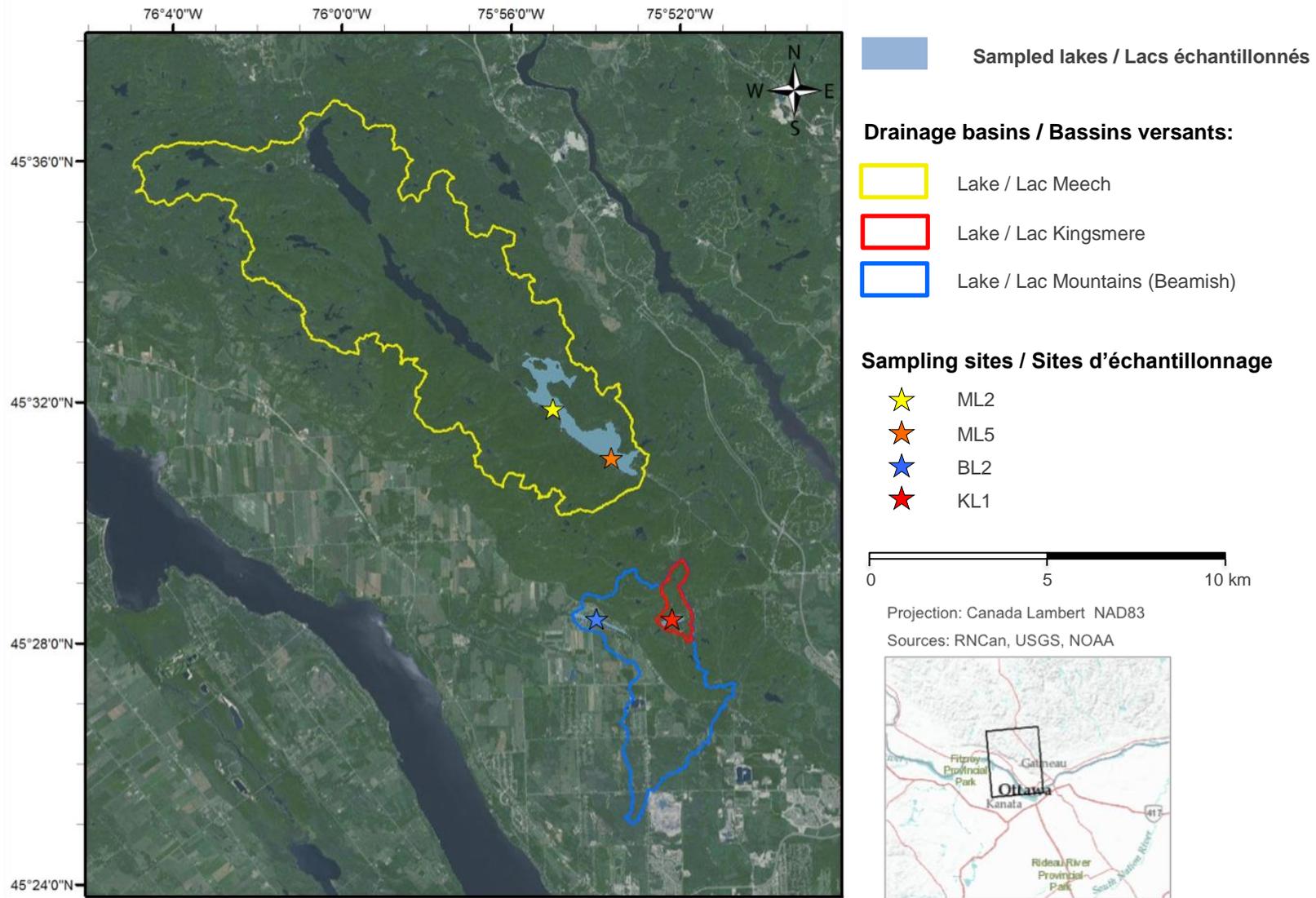


Figure 2 Bassins versants des lacs Meech, Kingsmere et Mountains (Beamish), ainsi que leurs sites d'échantillonnage.

Tableau 2 Caractéristiques physiques principales des trois lacs d'étude et de leur bassin versant.

	Lac Mountains (Beamish)	Lac Kingsmere	Lac Meech
Superficie du lac (m ²)	142 000	123 000	2 748 000
Périmètre (km)	4.1	1.77	16.90
Profondeur moyenne (m)	5.5	7	18
Altitude (m au dessus de la mer)	96	230	163
Province géologique du bassin versant	Basses terres du Sain-Laurent	Grenville (Bouclier Canadien)	Grenville (Bouclier Canadien)

Description des variables étudiés et des concepts clés

Azote ammoniacal / Ammoniacal nitrogen (mg/L)

L'azote ammoniacal inclut l'ammoniaque (NH_3) et l'ammonium (NH_4^+), soit les deux formes inorganiques les plus réduites de l'azote. Les eaux naturelles ont typiquement une concentration en azote ammoniacal inférieure à 0,1 mg/L. L'augmentation des concentrations en azote ammoniacal peut contribuer à l'eutrophisation et une concentration excessive peut s'avérer toxique pour la vie aquatique. Le seuil de protection pour la vie aquatique dépend du pH et de la température. Par exemple, pour un pH de 6,5 et une température de 15°C, le seuil est de 1,8 mg/L alors qu'il est de 1,2 mg/L pour un pH identique mais une température de 20°C.

Azote kjeldahl total (NTK) / Total Kjeldahl nitrogen (TKN) (mg/L)

L'azote, tout comme le phosphore, est un élément essentiel aux organismes vivants. Les sources d'azote incluent les engrais, l'érosion des sols, les eaux usées, ainsi que le contact avec l'atmosphère. L'azote kjeldahl total représente la somme des formes organiques de l'azote, d'ammoniaque (NH_3) et d'ammonium (NH_4^+). Une trop grande concentration en azote contribue à l'eutrophisation. Il est à noter que le MELCC n'inclut pas l'azote Kjeldahl total dans le système de classification du niveau trophique des lacs et des rivières. Cependant, Kalff (2001) et d'autres ouvrages estiment qu'une concentration d'azote Kjeldahl total < 0,35 mg/L correspond à un lac oligotrophe; de 0,35 à 0,65 mg/L à un lac mésotrophe et de > 0,65 mg/L à un lac eutrophe (tableau 3).

Bassin versant / Drainage basin

Le bassin versant constitue l'ensemble de la surface du sol qui draine vers un plan d'eau. Les variables de l'eau d'un lac ou d'une rivière sont grandement influencés par la constitution de son bassin versant, notamment la géologie, la topographie, l'utilisation et la composition des sols, le couvert végétal et les activités humaines. Lors d'une pluie, l'eau s'infiltré dans le sol et ruissèle graduellement vers un lac ou une rivière et au cours de ce processus, l'eau peut transporter, par exemple, des nutriments, des contaminants, des minéraux et des particules de sol.

Chlorophylle a / Chlorophyll a (µg/L)

La chlorophylle a est un pigment nécessaire à la photosynthèse. Ainsi, la concentration de ce pigment renseigne sur la quantité d'algues dans l'eau et contribue à la classification du niveau trophique (tableau 3).

Chlorures / Chlorides (mg/L)

Les chlorures sont une composante naturelle de l'eau douce et de l'eau salée et sont essentiels à la vie. Cependant, de trop grandes concentrations de chlorures peuvent nuire aux organismes aquatiques en altérant leurs capacités d'osmorégulation, le processus qui régule la quantité d'ions dans les fluides corporels. Ceci se traduit par une diminution de leur taux de survie, de croissance et de reproduction. Depuis l'utilisation de sel pour déglacer les routes en hiver, les concentrations de chlorures dans plusieurs lacs et rivières ont fortement augmenté.

Coliformes fécaux / Fecal coliforms (UFC/100 ml)

Les coliformes fécaux, dont *Escherichia coli*, mieux connue sous le nom d'*E. coli*, sont des bactéries vivant de manière naturelle dans l'intestin des animaux à sang chaud, soit les mammifères, les oiseaux et les humains, et qui se retrouvent donc dans leurs matières fécales. La présence de coliformes fécaux dans un plan d'eau indique donc non seulement une contamination récente par des matières fécales, mais également la présence possible de virus, de bactéries et de protozoaires potentiellement pathogènes. Les problèmes de santé les plus fréquemment encourus incluent des troubles gastro-intestinaux de courte durée (nausées, vomissements et diarrhées). Les personnes plus sensibles telles que les enfants en bas âge et les personnes âgées peuvent subir des effets plus graves et chroniques. Les coliformes fécaux sont mesurés en récoltant un volume d'eau prédéterminé, laquelle est ensuite déposée dans un milieu de culture. Dans ces conditions, les bactéries formeront des colonies qu'il est ensuite possible de compter. Selon cette méthode, les coliformes fécaux sont exprimés en UFC/100 ml, soit le nombre d'unités formant des colonies par 100 ml d'eau échantillonnée.

Conductivité / Conductivity (µS/cm)

La conductivité est une mesure de l'habileté de l'eau à conduire un courant électrique et représente une estimation de la quantité d'ions dissous dans l'eau. Cette variable dépend

notamment de la géologie, du ratio entre la taille du bassin versant et de la taille du lac, du taux d'évaporation, ainsi que des sources externes d'ions tels que des stations d'épuration d'eau, des fosses septiques et le ruissellement des routes où du sel est épandu durant l'hiver. La conductivité des eaux douces naturelles en régions nordiques tempérées varie normalement entre 20 et 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Kalff, 2001). Bien que le MELCC n'ait établi aucun critère de qualité pour cette variable, une conductivité et une salinité trop élevée ou trop basse peuvent avoir des effets délétères sur les organismes aquatiques. Aussi, une augmentation soudaine et marquée de la conductivité peut servir d'indicateur de perturbations humaines. Par exemple, l'épandage de sel sur les routes en hiver augmente significativement la conductivité.

Matières en suspension (MES) / *Total suspended solids (TSS)* (mg/L)

Les matières en suspension incluent toutes les particules de taille supérieure à deux microns, alors que les particules de taille inférieure à deux microns sont considérées comme étant en solution. Ces matières sont constituées entre autre de sédiments, de silt, de sable, de plancton, d'algues et de particules organiques provenant de la décomposition de végétaux ou d'animaux. Les MES reflètent en partie la clarté de l'eau. Une teneur élevée en MES augmente la turbidité, réduisant ainsi la transparence et la pénétration de la lumière, ce qui altère la photosynthèse. Une eau dont les MES sont inférieures à 20 mg/L semble claire alors qu'au-dessus de 40 mg/L, l'eau paraît trouble. Ces valeurs varient cependant d'une région à l'autre et les recommandations du MELCC sont axées sur les variations en MES pour un même plan d'eau par rapport à sa concentration «naturelle» ou «ambiante» plutôt que sur des valeurs absolues. Les facteurs contribuant à l'augmentation des MES incluent l'érosion des sols du bassin versant, les eaux de ruissellement, l'agitation des sédiments et les fleurs d'eau de cyanobactéries. Si certaines variations ont lieu de manière naturelle, une forte augmentation de cette variable de qualité de l'eau est souvent liée directement ou indirectement à des activités anthropiques. Notamment, la coupe forestière, la construction de routes, les développements immobiliers, l'urbanisation, les usines de traitement d'eaux usées, le rejet de pesticides ou d'herbicides, de métaux, de bactéries, de protozoaires ou de nutriments provenant d'engrais peut augmenter les concentrations en MES. Plusieurs de ces contaminants peuvent nuire à la faune et à la flore aquatique, provoquer des fleurs d'eau, diminuer les concentrations en oxygène dissous, en plus de présenter un risque pour la santé humaine. De plus, de trop grandes concentrations en MES peuvent nuire aux poissons en

endommageant leurs branchies et en diminuant la quantité d'oxygène dissous pouvant pénétrer dans les œufs, ce qui diminue leur succès reproductif.

Niveau trophique / *Trophic level*

Les lacs et les rivières peuvent être classés en trois catégories générales selon leurs concentrations en nutriments et leur degré de productivité, soit oligotrophe (pauvre en nutriments, basse productivité), mésotrophe (concentration moyenne en nutriments, moyennement productif) et eutrophe (haute concentration en nutriments, hautement productif) (tableau 3).

L'eutrophisation est le processus par lequel l'ajout de nutriments à un plan d'eau provoque son enrichissement et ainsi, stimule la croissance d'algues et de plantes aquatiques. Ainsi, un lac deviendra graduellement un marais, puis une tourbière ou une prairie. Si ce processus a lieu de manière naturelle sur de longues échelles de temps (millénaires), plusieurs activités humaines l'accélèrent de façon prononcée. L'eutrophisation comporte de nombreux effets non désirables tels que la prolifération de cyanobactéries, la diminution de la transparence de l'eau, la réduction d'oxygène dissous (ce qui nuit notamment aux poissons), la surabondance d'algues et de plantes aquatiques, des modifications de la biodiversité animale et végétale et l'accumulation excessive de sédiments.

Tableau 3 Classification des niveaux trophiques basée sur les concentrations moyennes de phosphore total, d'azote Kjeldahl total, de chlorophylle *a* et de la transparence des eaux de surface durant la saison estivale. Tiré de Kalff (2001).

		TP (µg/L)	TKN (mg/L)	Chl <i>a</i> (µg/L)	Transparence (m)
Lacs	Oligotrophe	<10	< 0,35	< 3	> 5
	Mésotrophe	10 – 30	0,35 – 0,65	3 – 8	2,5 – 5
	Eutrophe	> 30	> 0,65	> 8	< 2,5
Rivières	Oligotrophe	< 25	< 0,7	< 10	> 5
	Mésotrophe	25 – 75	0,7 – 1,5	10 – 30	2,5 – 5
	Eutrophe	> 75	> 1,5	> 30	< 2,5

Oxygène dissous (OD) / *Dissolved oxygen (DO)* (mg/L)

L'oxygène dissous est une variable fondamentale de l'eau, car cet élément est essentiel au métabolisme de tous les organismes aquatiques aérobies tels les poissons, les crustacés, les insectes, etc. Les sources d'oxygène dans un lac sont principalement les échanges avec

l'atmosphère et la photosynthèse, alors que la respiration et la dégradation de la matière organique consomment l'oxygène. Les concentrations en oxygène fluctuent au cours des saisons et même au cours d'une même journée. Puisque la photosynthèse nécessite de la lumière, elle se produit uniquement durant les heures d'ensoleillement, alors que la respiration et la dégradation se déroulent de manière continue. Ainsi, la nuit, les concentrations en oxygène dissous diminuent graduellement puisque la photosynthèse ne peut contrebalancer la consommation d'oxygène par la respiration et la dégradation.

Normalement, les eaux de surface sont saturées en oxygène en raison du contact constant avec l'atmosphère. Dans les plans d'eau peu profonds et en mouvement, tels que les ruisseaux, les concentrations en oxygène dissous sont normalement élevées et constantes dans la colonne d'eau. Dans les plans d'eau plus profonds, l'oxygénation des eaux profondes dépend des vents, des courants, ou encore des affluents. Au printemps, le brassage des eaux redistribue les nutriments et l'oxygène dans l'ensemble du lac. La colonne d'eau est alors uniformément riche en oxygène dissous. Au cours de l'été, la stratification thermique engendre une barrière physique entre les différentes couches d'eau, ce qui empêche la circulation d'oxygène dans la colonne d'eau. Les eaux du métalimnion et de l'hypolimnion (voir « température ») deviennent alors appauvries en oxygène dissous par manque d'échange avec l'atmosphère et les eaux de l'épilimnion, et par la consommation de l'oxygène par les organismes aérobies comme les poissons et autres animaux aquatiques, les bactéries et les plantes durant la nuit (les plantes font la respiration en absence de lumière et la photosynthèse durant les périodes d'ensoleillement). Aussi, la dégradation de la matière organique, qui a principalement lieu dans l'hypolimnion, consomme de grandes quantités d'oxygène. Les lacs eutrophes tendent à avoir un hypolimnion hypoxique (faible concentration en oxygène dissous, soit < 2 mg/L) peu de temps après la stratification thermique, mettant en péril les organismes qui nécessitent de l'oxygène pour leur survie.

De faibles quantités en oxygène dissous peuvent causer des effets létaux ou sublétaux chez les organismes aérobies, particulièrement les poissons. Les effets incluent : perte d'équilibre, diminution de la croissance, retard dans le développement et augmentation du taux de mortalité des embryons, retard dans l'éclosion des œufs et augmentation du taux de malformations. Des effets similaires peuvent également affecter plusieurs invertébrés tel que les insectes. Le MELCC

recommande que les valeurs d'oxygène dissous demeurent supérieures à 6 mg/L (pour des eaux entre 10 et 20°C) pour la protection de la vie aquatique. En deçà de ces concentrations, les poissons et autres organismes aérobies risquent de subir les effets mentionnés précédemment. Il arrive que la concentration naturelle en oxygène dissous dans l'hypolimnion soit plus faible que celle recommandée. Dans de telles situations, il est recommandé d'éviter l'ajout de matières biodégradables, puisque la décomposition de celles-ci diminuerait davantage la quantité d'oxygène dissous. L'anoxie, soit l'absence d'oxygène, est atteinte à une concentration inférieure à 0,5 mg/L. Outre les effets délétères directs sur les organismes aquatiques aérobies, l'anoxie peut engendrer le relargage de phosphore par les sédiments, augmentant ainsi les risques de fleurs d'eau (*algal bloom*). L'anoxie peut également mener à l'accumulation d'ammonium et de sulfure d'hydrogène, qui peuvent être toxiques pour les organismes vivant dans l'hypolimnion.

pH

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau et est exprimé sur une échelle de 1 à 14, 1 étant le plus acide et 14 étant le plus alcalin. Les lacs typiques du Bouclier canadien ont un pH moyen aux alentours de 6,5. Toutefois, cette valeur varie grandement, car le pH dépend de plusieurs processus. Par exemple, la photosynthèse consomme le CO₂ dissous et ainsi augmente le pH (devient plus basique) tandis que la respiration diminue le pH (devient plus acide) en générant du CO₂. Le pH varie dans la colonne d'eau en fonction, notamment, des organismes présents (photosynthétiques vs aérobie) et des minéraux en solution. Si de légers changements de pH n'ont pas forcément d'impacts majeurs directs sur les organismes aquatiques, ceux-ci peuvent en subir des impacts indirects. En effet, les changements de pH affectent la solubilité et la disponibilité des nutriments comme le phosphore, l'azote et le carbone, des minéraux et des contaminants. Par exemple, les métaux lourds sont davantage solubles, et donc toxiques, dans des eaux acides. Le MELCC recommande un pH entre 6,5 et 9,0 pour la protection de la vie aquatique, puis de 6,5 à 8,5 pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique. Un pH inférieur à 6 peut entraîner des effets tels l'apparition d'espèces de plancton non désirables ainsi que des altérations au cycle de reproduction, voir même la mort de plusieurs espèces de poissons. Des eaux trop alcalines peuvent également engendrer de sérieux problèmes aux poissons comme des dommages aux branchies, aux yeux et à la peau, des difficultés à excréter les déchets métaboliques, ou même

la mort. De plus, certains contaminants sont plus toxiques à un pH élevé. Par exemple, la toxicité de l'ammoniac est 10 fois plus élevée à un pH de 8 qu'à un pH de 7.

Les organismes photosynthétiques sont surtout situés dans la zone photique (où la lumière pénètre suffisamment pour permettre la photosynthèse) et la profondeur de la zone photique représente approximativement 2 fois la profondeur du disque de Secchi. On pourrait donc s'attendre à ce que le pH diminue en deçà de la zone photique, car à cette profondeur, ce sont les organismes aérobies (respiration) qui dominent la communauté.

Phosphore total (PT) / *Total phosphorus (TP)* (µg/L)

Le phosphore est un élément essentiel pour tous les organismes vivants et est souvent considéré comme le nutriment le plus important en milieu aquatique. Si cet élément est présent de manière naturelle en faible quantité dans les lacs et les rivières, l'humain contribue à en augmenter les apports par l'usage d'engrais, le rejet des eaux usées et l'accélération de l'érosion des sols, par exemple. Une trop grande quantité de phosphore mène à l'eutrophisation en stimulant la croissance accélérée des algues et du phytoplancton et peut ainsi nuire à la qualité de l'eau. La concentration en phosphore, avec la transparence et la concentration en chlorophylle *a*, permet d'établir le niveau trophique d'un lac ou d'une rivière (tableau 3).

Phosphore : relargage par les sédiments / *Phosphorus internal loading*

Plusieurs lacs reçoivent non seulement du phosphore en provenance de leur bassin versant, mais aussi de leurs propres sédiments. Le phénomène lors duquel les sédiments relâchent du phosphore vers la colonne d'eau est nommé le relargage. Ce phénomène, bien que connu depuis plusieurs décennies, est fort complexe et fait toujours le sujet de nombreuses recherches scientifiques. Le modèle le plus simple de relargage par les sédiments suggère que le cycle du phosphore soit lié de près au cycle du fer. En condition oxygénée (présence d'oxygène), le fer a une forte capacité d'adsorption pour le phosphore et ces deux éléments forment un complexe insoluble qui précipite au fond du lac et demeure à la surface des sédiments, tant que la quantité d'oxygène soit suffisante. Si des conditions anoxiques se développent, le fer devient soluble et est relâché dans la colonne d'eau, de même que le phosphore auquel il était lié. Dans certains lacs, le

relargage de phosphore par les sédiments est si important qu'il peut excéder la quantité de phosphore reçue par les sources externes.

Potassium / *Potassium* (mg/L)

Le potassium est un élément essentiel aux organismes vivants, souvent présent en très petites quantités dans les lacs et les cours d'eau. Quoique le MELCC n'indique pas de seuil de protection de la vie aquatique, puisque cet élément est rarement trop abondant pour nuire aux écosystèmes aquatiques, une augmentation des concentrations en potassium indique souvent une hausse de perturbations humaines. Les sources de potassium liées aux activités humaines sont principalement les fertilisants, ainsi que certains types de sels de déglacage.

Sodium / *Sodium* (mg/L)

Le sodium, tout comme les chlorures, est naturellement présent dans les eaux douces, mais a rapidement augmenté depuis l'utilisation de sels de déglacage sur les routes. De trop fortes concentrations de sodium peuvent perturber les écosystèmes aquatiques, contaminer les sources d'eau potable et nuire à la croissance de la végétation. Une augmentation en sodium dans un plan d'eau est souvent indice d'un accroissement des perturbations humaines.

Transparence / *Transparency* (m)

La transparence indique le degré auquel la lumière pénètre l'eau. Cette variable est mesurée à l'aide d'un disque de Secchi (voir la section «Méthodologie» du présent rapport) et dépend de la quantité de particules dans l'eau. Ces particules peuvent être inorganiques, comme des sédiments provenant de l'érosion des sols dans le bassin versant, ou organiques, tel que le phytoplancton, le zooplancton, les algues, etc. Lorsque la turbidité de l'eau est grandement attribuable au phytoplancton, la transparence, exprimée en mètres grâce au disque de Secchi, est utile afin de déterminer le niveau trophique. Plus la transparence est grande, moins il y a de particules dans l'eau, plus le lac est oligotrophe et plus la lumière pourra pénétrer profondément dans la colonne d'eau. À l'inverse, dans les plans d'eau où la turbidité est surtout due à la présence de particules non organiques, tels que des sédiments provenant du bassin versant par exemple, la profondeur de Secchi ne renseigne pas sur le niveau trophique. La profondeur de Secchi permet également de déterminer de manière approximative la zone photique, c'est-à-dire la profondeur à laquelle la

lumière du soleil pénètre suffisamment pour permettre aux organismes d'effectuer la photosynthèse. La zone photique est d'environ deux fois la profondeur de Secchi.

Température / Temperature (°C)

La plupart des lacs en régions tempérées sont dit dimictiques, c'est-à-dire qu'ils subissent deux brassages saisonniers par année, soit un au printemps et un à l'automne. Durant le brassage, la colonne d'eau est isothermique (la température est relativement uniforme de la surface aux eaux profondes). Suite au brassage printanier, l'augmentation des températures atmosphériques et de la durée des périodes d'ensoleillement réchauffe les eaux de surface et en l'absence de vents forts, la colonne d'eau n'est pas brassée et une stratification thermique s'installe. Étant plus froides, les eaux en profondeurs sont plus denses que celles de surface et ainsi, la stratification thermique entraîne également une stratification de densité, ce qui forme une barrière physique au brassage et aux échanges entre les différentes couches d'eau. Les trois couches formées sont l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion (Fig 3).

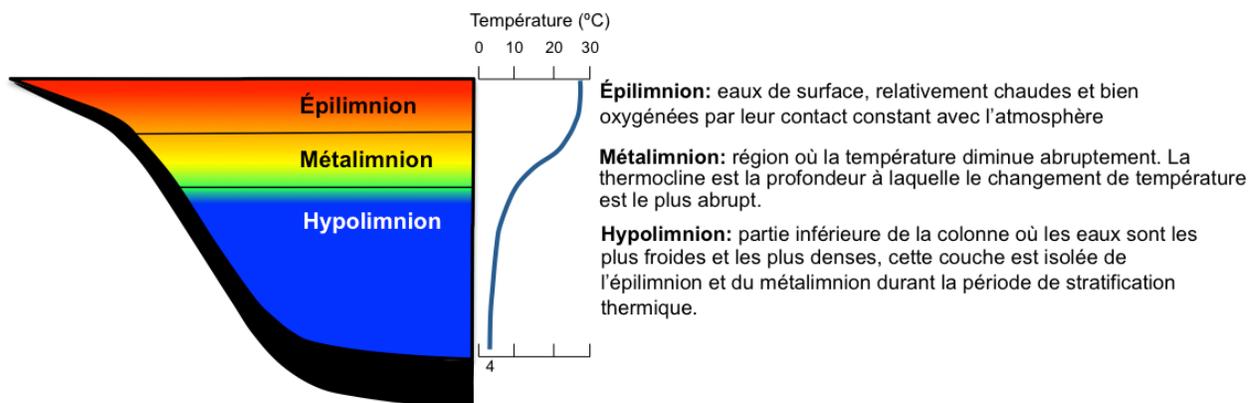


Figure 3 Stratification thermique typique des lacs tempérés montrant l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion, ainsi que leurs caractéristiques principales.

Résultats et discussion

Lacs : aperçu et comparaisons entre les lacs Mountains, Kingsmere et Meech

La présente section a pour but de présenter une vue d'ensemble des lacs échantillonnés dans le cadre du projet H₂O Chelsea, soit les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech afin de les comparer entre eux. Un portrait plus détaillé de chaque lac sera ensuite présenté dans les sections subséquentes.

Contexte physique et géologique

Le lac Meech est le plus profond des trois lacs avec une profondeur moyenne de 18 m aux sites ML3 et ML5, suivi du lac Kingsmere avec une profondeur moyenne de 7 m au site KL1. Le lac Mountains (Beamish) est le moins profond, avec une profondeur moyenne de 5,5 m au site BL2 (tableau 2). La profondeur des trois lacs varie d'un mètre tout au plus au cours des saisons d'échantillonnage. Le lac Meech est également le plus grand lac, avec une superficie de plus de 2,7 millions de mètres carrés, suivi du lac Kingsmere, puis du lac Mountains (Beamish).

Le lac Meech possède le plus grand bassin versant, principalement dans le Parc de la Gatineau (Fig 2). Le lac Kingsmere a le plus petit bassin versant, lui aussi principalement dans les limites du parc de la Gatineau. Ces deux lacs subissent donc relativement peu de perturbations humaines dans leur bassin versant. Le lac Mountains (Beamish) a le second plus grand bassin versant et possède des caractéristiques différentes des deux autres lacs, qui peuvent influencer la chimie de l'eau. Une grande partie de son bassin versant est constitué de zones urbaines et périurbaines, comprenant donc davantage de perturbations humaines. Quant au contexte géologique, le lac Mountains (Beamish) est situé dans les Basses Terres du Saint-Laurent, une plateforme de roches sédimentaires recouverte par endroits de dépôts meubles, facilement érodables (tableau 2). Ce contexte géologique peut contribuer à augmenter l'apport en nutriments et en sédiments au lac Mountains (Beamish). Les lacs Kingsmere et Meech et leur bassin versant sont quant à eux situés dans la province géologique de Grenville (Bouclier Canadien), constitué principalement de gneiss (roche métamorphique), de granite (roche ignée) et de marbre (roche métamorphique). Ces roches sont moins facilement érodées que celles des Basses Terres du Saint-Laurent et risquent donc moins de contribuer à l'apport en sédiments et en nutriments aux lacs s'y trouvant.

Température

Les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech présentent une stratification typique des zones tempérées et semblent dimictiques, ce qui signifie deux brassages par année, un au printemps et un à l'automne, soit la norme pour les lacs de zones tempérées. Au moment du premier échantillonnage de l'année 2018, soit à la fin mai pour les lacs Mountains (Beamish) et Meech, ces derniers montraient déjà une stratification thermique. Cela était également le cas lors du premier échantillonnage du lac Kingsmere, à la fin juin (Fig 4 A). Déjà en septembre, la colonne d'eau était isotherme autour de 17°C, puis autour de 12°C en octobre dans le lac Mountains (Beamish). Le brassage saisonnier s'est probablement fait en octobre dans ce lac. Puisque les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere sont peu profonds, soit environ 5,5 et 7 mètres, leur stratification est moins prononcée que dans des lacs plus profonds, tel que le lac Meech. En octobre, la colonne d'eau était isotherme dans le lac Meech, contrairement à l'année précédente. À noter qu'en 2018, l'échantillonnage a eu lieu le 24 octobre, contre le 4 octobre en 2017. Il se peut donc que cette vingtaine de jours explique cette différence au niveau de la stratification, ou qu'un automne plus froid en 2018 ait permis un brassage plus hâtif.

pH

Les lacs échantillonnés ont été de légèrement acide à faiblement alcalin en 2018, avec un pH variant de 6,89 à 8,75 pour le lac Mountains (Beamish), de 6,35 à 8,34 pour le lac Kingsmere, puis de 6,94 à 8,57 pour le lac Meech (Fig 4 B), et ont généralement présenté une augmentation du pH de l'épilimnion vers l'hypolimnion, ce qui correspond au patron typique des lacs tempérés. En effet, la photosynthèse tend à augmenter le pH alors que la respiration le diminue en relâchant du CO₂. Puisque les organismes photosynthétiques dominent l'épilimnion, où la lumière est abondante, le pH y est le plus haut (alcalin); alors que le pH est plus bas (acide) dans l'hypolimnion, où les organismes faisant la respiration sont plus abondants. Ce patron est moins présent au lac Mountains (Beamish), probablement puisqu'il est moins profond que les deux autres lacs.

Le pH du lac Mountains (Beamish) avait grandement fluctué en 2016, passant de 7,6 à 8,57 dans les eaux de surface au cours de la saison, s'était plutôt stabilisé en 2017, puis a grandement

fluctué à nouveau en 2018. Le pH le plus élevé avait été de 8,57 en 2016, contre 8,2 en 2017, puis 8,75 en 2018. La valeur la plus haute de 2017 est légèrement supérieure au seuil pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique (8,5). Il est cependant à noter qu'il s'agit de la seule mesure prise en 2018 qui dépasse ce seuil de protection, et que celle-ci a été mesurée uniquement à la profondeur de 2 m en mai.

Tout comme en 2016 et 2017, le lac Kingsmere a montré une stratification de pH en juin, juillet et en août lors de la saison 2018. Les valeurs de pH dans ce lac se situaient autour de 7,5 dans l'hypolimnion, puis diminuaient près de 6,5 - 7 dans l'hypolimnion. En juillet, le pH à la profondeur de 6 m a atteint le seuil inférieur pour la protection des activités récréatives et d'esthétique (6,5), avec une valeur de 6,35. Les valeurs de pH ont été très près de ce seuil lors des échantillonnages en septembre et juin aux profondeurs de 6 à 8 m. Dans son ensemble, la colonne d'eau du lac Kingsmere a été légèrement plus acide en 2018 qu'en 2017.

Aux deux stations du lac Meech, les valeurs de pH ont montré une stratification typique d'augmentation du pH de l'épilimnion vers l'hypolimnion, surtout du mois d'août au mois de septembre. Durant cette période, le pH de l'épilimnion était d'environ 8,2; puis diminuait à environ 7 dans l'hypolimnion. Les valeurs de pH mesurées en 2018 étaient supérieures (plus alcalines) qu'en 2017. La profondeur de Secchi était entre 3 m et 5,5 m, les organismes photosynthétiques dominaient donc probablement jusqu'à 6 à 11 m de profondeur, ce qui contribuait à maintenir un pH relativement élevé. Alors que de mesures plutôt acides avait été mesurées en 2017 dans l'hypolimnion du lac Meech, le pH a davantage autour de 7 en 2018.

Conductivité

Durant l'été 2018, la conductivité a varié entre 277 et 411 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au lac Mountains (Beamish), entre 143 et 158 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au lac Kingsmere et entre 47 et 101 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au lac Meech (Fig 4 C). Cette tendance d'une plus grande conductivité au lac Mountains (Beamish), suivi du lac Kingsmere, puis du lac Meech a également été observée en 2016 et 2017. La conductivité représente une estimation de la quantité d'ions dissous dans l'eau, provenant en grande partie des activités ou infrastructures humaines telles que l'épandage de sel sur les routes, des stations d'épuration d'eau et des fosses septiques, qui peuvent tous contribuer à augmenter l'apport en ions dissous. Comme

le lac Mountains (Beamish) est bordé de plusieurs habitations et de routes très fréquentées dont le chemin de la Montagne, et que son bassin versant est le plus perturbé par l'humain parmi les lacs échantillonnés, il se peut que ce lac reçoive davantage d'eau de ruissellement contenant des sels dissous, notamment en provenance du sel épandu sur le chemin de la Montagne et les autres routes à proximité lors de la saison hivernale. La conductivité élevée dans ce lac reflète donc probablement l'impact plus prononcé de la présence humaine comparativement aux autres lacs étudiés. Les lacs Kingsmere et Meech ont, quant à eux, moins d'habitations et de routes sur leurs rives et dans leur bassin versant, ce qui diminue les sources potentielles d'ions dissous. Le volume d'eau dans les lacs peut également expliquer les tendances observées en conductivité. Pour une quantité donnée d'ions dissous qui entre dans un plan d'eau, un lac avec un grand volume d'eau ne verra pas sa conductivité augmenter autant qu'un lac avec un petit volume d'eau en raison de sa capacité de dilution. Les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech ont une aire de 0,118 km²; 0,123 km² et 2,737 km², puis leur profondeur est d'environ 5,5 m; 7 m et 18 m, respectivement (tableau 2). On peut déduire que le lac Mountains (Beamish) a le plus petit volume d'eau et donc, des apports externes en ions auront davantage d'effets sur la conductivité que dans les autres lacs, qui ont un volume d'eau plus grand et donc une capacité de dilution supérieure.

Oxygène dissous

Les lacs Mountains (Beamish) et Meech ont présenté une stratification en oxygène dissous (OD) (Fig 4 D). Si le lac Mountains (Beamish) avait vu des concentrations en OD inférieures en 2017 qu'en 2016, la situation s'est améliorée à nouveau en 2018. La concentration en OD a varié entre 6,56 et 9,20 mg/L en 2018, contre 4,8 à 9,69 mg/L en 2017. Aussi, le seuil de l'anoxie a seulement été atteint lors d'un seul échantillonnage en août 2018, alors que ce seuil avait été atteint lors de trois échantillonnages l'année précédente. De plus, les eaux de surface avaient, en 2018, une concentration en OD supérieure au seuil de protection pour la vie aquatique de 6 mg/L. L'OD dans le lac Kingsmere a connu une diminution à l'été 2018 par rapport à l'été précédent, variant entre 6,50 et 7,85 mg/L, contre 7,0 à 10,3 mg/L en 2017. Aussi, si les concentrations en OD étaient plutôt stables à travers la colonne d'eau en 2017 avec une seule mesure inférieure au seuil de protection de la vie aquatique à une profondeur de 6 m en juillet, l'été 2018 a connu trois échantillonnages sous ce seuil, soit en juin, juillet et septembre. Aussi, le seuil a été franchi dès la

profondeur de 3 m en septembre. Il semble toutefois y avoir eu une couche d'organismes photosynthétiques particulièrement productifs entre 4 et 6 mètres de profondeur en juin et juillet, avec des concentrations en OD autour de 10,0 mg/L. La profondeur de secchi était de 4,5 et de 4,75 lors de ces deux échantillonnages, respectivement. La lumière aux profondeurs de 4 à 6 m était donc suffisante pour permettre une forte activité photosynthétique.

La stratification en oxygène dissous était davantage prononcée dans le lac Meech que dans les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere, certainement puisque celui-ci est davantage profond. La profondeur de secchi a varié entre 3,0 et 5,5 m au cours de la période d'échantillonnage, permettant la photosynthèse jusqu'à environ 6 à 11 m. En deçà de cette profondeur, les teneurs en oxygène dissous ont atteint l'anoxie aux mois d'août et d'octobre, au site ML 5 seulement. De plus, les concentrations en OD ont été supérieures au lac Meech en 2018 par rapport à l'année précédente. En 2017, l'anoxie avait été atteinte dans l'hypolimnion en septembre et en octobre aux deux sites du lac Meech. En 2018, l'anoxie a seulement été atteinte en août et octobre et ce, au site ML 5 seulement. Aussi, les eaux de surface avaient connu une concentration en OD inférieures au seuil de la protection pour la vie aquatique aux sites ML 3 et ML 5 en juin 2017. Aucun échantillonnage n'a mesuré une concentration en OD inférieure à ce seuil dans l'épilimnion en 2018.

Phosphore total

Les concentrations moyennes en phosphore total (PT) dans les trois lacs échantillonnés ont correspondu à un niveau trophique oligotrophe pour les lacs Kingsmere et Meech, puis mésotrophe – eutrophe pour le lac Mountains (Beamish), de manière similaire aux deux années précédentes (Fig 5). Historiquement, le lac Mountains (Beamish) est celui dont les concentrations moyennes en PT étaient les plus élevées, oscillant entre la classe eutrophe et mésotrophe (Fig 5A). La moyenne estivale en PT dans les eaux de surface a diminué en 2018 par rapport aux trois années précédentes. En effet, la moyenne fut de 23,16 µg/L en 2018; de 29,4 µg/L en 2017; de 28 µg/L en 2016; de 27,5 µg/L en 2015 et de 24 µg/L en 2014. La tendance d'augmentation progressive observée au cours des quatre années précédentes semble donc s'être ralentie en 2018, alors que la moyenne en PT s'apparentait à ce qu'elle avait été en 2014. Une tendance similaire a été observée dans le lac Kingsmere. Ce dernier avait été plutôt stable de 2011 à 2017. En 2018, la

moyenne estivale en PT des eaux de surface a diminué pour atteindre 4,33 µg/L, une valeur inférieure à toutes les moyennes estivales depuis le début du programme H₂O Chelsea. Le lac Kingsmere est demeuré à des concentrations correspondant à un niveau oligo-mésotrophe en 2013 – 2017, puis un niveau oligotrophe en 2018. Les moyennes estivales des années précédentes avaient été de 7,9 µg/L en 2017 et de 7,34 µg/L l'année précédente. Contrairement aux lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere, le lac Meech a, quant à lui, connu une augmentation de sa moyenne estivale en PT. En 2018, celle-ci fut de 7,46 µg/L; alors qu'elle avait été de 4,43 µg/L en 2017; puis de 6,61 µg/L en 2016, et de 7,02 µg/L en 2015. La moyenne du lac Meech de la dernière année d'échantillonnage correspond à un niveau oligotrophe – mésotrophe, alors que les années précédentes correspondaient plutôt à un niveau oligotrophe. Il est cependant important de noter qu'une seule mesure a grandement contribué à augmenter la moyenne, avec une concentration de 33 µg/L en octobre au site ML 3 alors qu'à pareille date, la concentration au site ML 5 était de 3,3 µg/L. La mesure prise en octobre au site ML 3 peut représenter un évènement ponctuel particulier, ou encore une contamination de l'échantillon. Mis à part cette valeur anormalement élevée, les valeurs ont oscillé entre 3,2 µg/L et 9,0 µg/L en 2018.

Les concentrations en phosphore ont été mesurées dans toute la colonne d'eau dans les trois lacs d'étude. Le lac Meech semble subir un relargage de phosphore par les sédiments (voir « Phosphore – relargage par les sédiments » dans la section « Description des variables étudiés et des concepts clés »). Cette tendance est observée historiquement et en 2018. En 2017 et 2016, les concentrations en phosphore hypolimnétiques avaient été parmi les valeurs les plus élevées enregistrées à ce jour, avec 200 µg/L en octobre 2016 et 82,0 µg/L en septembre 2017 (Fig 5 B). En 2018, la mesure hypolimnétique la plus élevée était de 51 µg/L, soit en octobre à une profondeur de 16 m. Ce relargage est probablement lié aux faibles concentrations en oxygène dissous dans l'hypolimnion (Fig 4 D). Cette situation est préoccupante, car le relargage peut augmenter de manière significative les apports en phosphore et peut ainsi contribuer à l'eutrophisation, de même que stimuler la prolifération d'algues, de macrophytes ou de cyanobactéries. Cependant, les concentrations en phosphore épilimnétique demeurent basses et correspondent à un niveau oligotrophe. Il semble donc que le phosphore relargué par les sédiments n'atteint pas l'épilimnion.

De manière similaire au lac Meech, le lac Mountains (Beamish) a également obtenu des mesures en PT plus élevées dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion. Tout comme pour le lac Meech, cette tendance est probablement en lien avec les faibles concentrations en oxygène dissous dans l'hypolimnion (Fig 4 D). Le phosphore relargué par les sédiments peut contribuer à l'eutrophisation du lac en contribuant aux apports en phosphore. En 2016, les concentrations en PT étaient plutôt stables dans l'ensemble de la colonne d'eau du lac Mountains (Beamish) et les valeurs hypolimnétiques les plus élevées avaient été de 44 et 46 µg/L, en août et en septembre. En 2017, les plus hautes valeurs de PT hypolimnétiques ont été de 170 µg/L en septembre et de 63 µg/L en août. En 2018, une valeur très élevée, de 310 µg/L, fut mesurée en août à la profondeur. La deuxième valeur la plus élevée était de 150 µg/L en juin. La concentration en PT hypolimnétique la plus basse en 2018 était de 34 µg/L en mai.

Pour ce qui est du lac Kingsmere, les concentrations en PT ont été semblables aux années antérieures. Les teneurs sont également stables dans la colonne d'eau. Ce lac ne semble donc pas expérimenter de relargage par les sédiments. Les valeurs en PT hypolimnétiques ont varié entre 5,1 et 13 µg/L en 2016; entre 6,2 et 16,0 µg/L en 2017, puis entre 11 et 15 µg/L en 2018. Le fait que toute la colonne d'eau soit bien oxygénée contribue certainement à éviter un relargage de phosphore par les sédiments.

Azote Kjeldahl total

Les concentrations moyennes épilimnétiques en azote Kjeldahl total (NKT) en 2018 ont légèrement diminuées par rapport aux trois années précédentes dans les trois lacs échantillonnés (Fig 6 A). Dans le lac Mountains (Beamish), la moyenne en NKT épilimnétique était de 0,61 mg/L avec des mesures entre 0,3 et 1,2 mg/L; alors que la moyenne avait été de 0,77 mg/L en 2017 (0,62 – 1,1 mg/L) et de 0,76 mg/L en 2016 (0,6 – 0,96 mg/L). Si le lac Mountains (Beamish) correspondait à la catégorie eutrophe en 2015 – 2017, ce dernier correspondait plutôt à la catégorie mésotrophe – eutrophe en 2018. Pour ce qui est du lac Kingsmere, ses valeurs moyennes en NKT concordait avec la catégorie mésotrophe en 2016 et 2017, alors que la diminution en 2018 correspond davantage à la catégorie mésotrophe – oligotrophe. La concentration épilimnétique moyenne était de 0,34 mg/L (0,15 – 0,49 mg/L) en 2018, de 0,56 mg/L (0,47 – 0,68 mg/L) en 2017, puis de 0,51 mg/L (0,35 – 0,68 mg/L) en 2016. La

diminution en azote a également été observée au lac Meech, avec une moyenne de 0,35 mg/L (0,15 – 0,47 mg/L) en 2018; de 0,41 mg/L (0,15 – 0,62 mg/L) en 2017; puis de 0,40 mg/L (0,2 – 0,57 mg/L) en 2017.

Bien que la moyenne estivale en NKT au lac Mountains (Beamish) et au lac Meech en 2018 ait été légèrement inférieure aux années antérieures, plusieurs mesures dans le métalimnion et l'hypolimnion semblaient supérieures aux mesures historiques (Fig 6 B), une tendance qui avait débuté en 2016 et qui s'est maintenue en 2017 et 2018. Les lacs Mountains (Beamish) et Meech présentaient une tendance d'augmentation des concentrations en azote de l'épilimnion vers l'hypolimnion, semblable au phosphore expliqué ci-haut. De plus, les valeurs mesurées en 2018 étaient supérieures à celles mesurées antérieurement dans le métalimnion et l'hypolimnion. Au lac Mountains (Beamish), les deux valeurs les plus élevées mesurées au cours des trois dernières années étaient en 2018, toutes deux lors de l'échantillonnage en août. Les valeurs de 1,90 mg/L et de 1,20 mg/L ont été mesurées aux profondeurs de 5 m et de 2 m, respectivement. Au lac Meech, trois des cinq valeurs les plus élevées au cours des trois dernières années étaient en 2018, soit de 1,5 mg/L à la profondeur de 12 m en juillet; de 1,4 mg/L en juin à 4 m de profondeur; puis de 0,92 mg/L à 20 m de profondeur en juillet. Une explication possible est que la dégradation de la matière organique en milieu anoxique relâche de l'ammonium (NH_4) par le processus d'ammonification. Les hautes concentrations en azote mesurées dans le lac Meech, particulièrement dans le métalimnion et l'hypolimnion, pourraient donc être en partie causées par la dégradation de matière organique en absence d'oxygène, tel que c'était le cas au lac Mountains (Beamish) lors des mesures les plus élevées en NKT hypolimnétique en août 2018. La sonde à oxygène dissous était malheureusement non-fonctionnelle lors de l'échantillonnage du lac Meech en juillet, donc il est impossible de savoir si l'hypolimnion était anoxique lors de cet échantillonnage. Cependant, c'était le cas en août 2018, et à plusieurs occasion durant les été passés.

Chlorophylle *a*

Les concentrations en chlorophylle *a* dans l'épilimnion avaient diminué dans le lac Mountains (Beamish) au cours des trois années précédentes, après un pic en 2015 de 20,35 $\mu\text{g/L}$, puis sont demeurées semblables en 2018. En 2016, la concentration moyenne annuelle avait été de

12,82 µg/L, puis de 7,27 µg/L en 2017, soit un niveau plus similaire aux années 2010 à 2013. À l'été 2018, la moyenne estivale fut de 8,11 µg/L. Selon les catégories du MELCC, les teneurs en chlorophylle *a* correspondaient à une classe eutrophe de 2013 à 2016, puis mésotrophe en 2017 et 2018.

Dans le lac Kingsmere, les concentrations en chlorophylle *a* ont été plutôt stables de 2014 à 2017, après une augmentation par rapport à 2010 – 2013, puis ont légèrement diminué en 2018. En 2017, la moyenne annuelle fut de 4,86 µg/L, ce qui correspondait à un niveau mésotrophe, tout comme en 2014 – 2016. En 2018, la moyenne épilimnétique estivale était de 2,23 µg/L, correspondant à la catégorie oligotrophe.

Pour ce qui est du lac Meech, les concentrations en chlorophylle *a* indiquent un niveau oligotrophe, tout comme les valeurs de phosphore total, quoique la moyenne estivale ait augmenté en 2018. Les concentrations de ce pigment avaient été plus élevées de 2005 à 2010 et suggéraient plutôt un niveau mésotrophe. Depuis 2011, les concentrations ont diminué et en 2018, la concentration épilimnétiques estivale était de 2,14 µg/L; contre 1,97 µg/L en 2017; 2,09 µg/L en 2016, puis 2,33 µg/L en 2015.

Coliformes fécaux

Le lac Mountains (Beamish) a obtenu en 2018 une moyenne des concentrations en coliformes fécaux de 26 UFC/100 ml; contre 92 UFC/100 ml en 2017; 35,75 UFC/100 ml en 2016; puis 11,25 UFC/100 ml en 2015 (Fig 8). La qualité de l'eau correspondante à ces concentrations était « excellente » en 2015, « bonne – médiocre » en 2016 - 2017, puis à la limite entre « bonne » et « excellente » en 2018. Après plusieurs années d'augmentation, cet important paramètre de la qualité de l'eau s'est donc heureusement amélioré.

La concentration moyenne estivale en coliformes fécaux au lac Kingsmere avait grandement diminué en 2017 par rapport à 2016, puis a légèrement remonté en 2018. Celle-ci était passée de 35 UFC/100 ml en 2016 à 1 UFC/100 ml (limite de détection) en 2017, pour remonter à 3,33 UFC/100 ml en 2018. La forte augmentation observée en 2016 semblait donc éphémère et

les années 2017 et 2018 ont permis au lac Kingsmere de retrouver une qualité d'eau correspondant à « excellente », plus semblable à ce qui avait été observé de 2012 à 2015.

Pour ce qui est du lac Meech, les concentrations en coliformes fécaux sont demeurées très stables depuis le début du programme H₂O Chelsea en 2003 et sont toujours demeurées dans la catégorie de qualité de l'eau « excellente ». Depuis lors, les concentrations ont varié entre la limite de détection et 2,8 UFC/100 ml. En 2018, la moyenne estivale était de 2,2 UFC/100 ml, contre 1,8 UFC/100 ml en 2017.

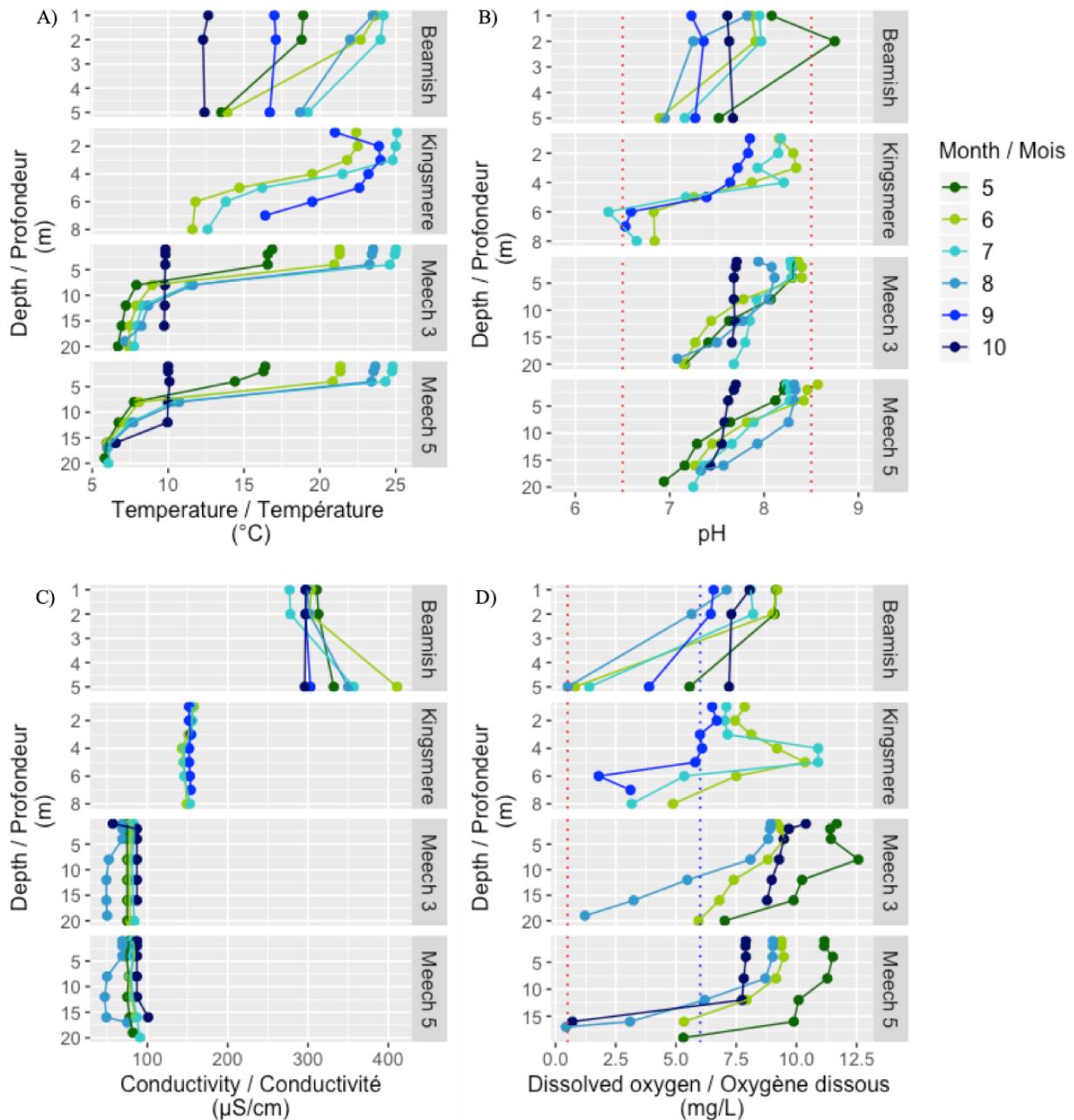


Figure 4 Profils de A) température, B) pH (les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme; seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5. Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0), C) conductivité et D) oxygène dissous (la ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue représente le seuil de protection pour la vie aquatique) dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech de juin à octobre 2018.

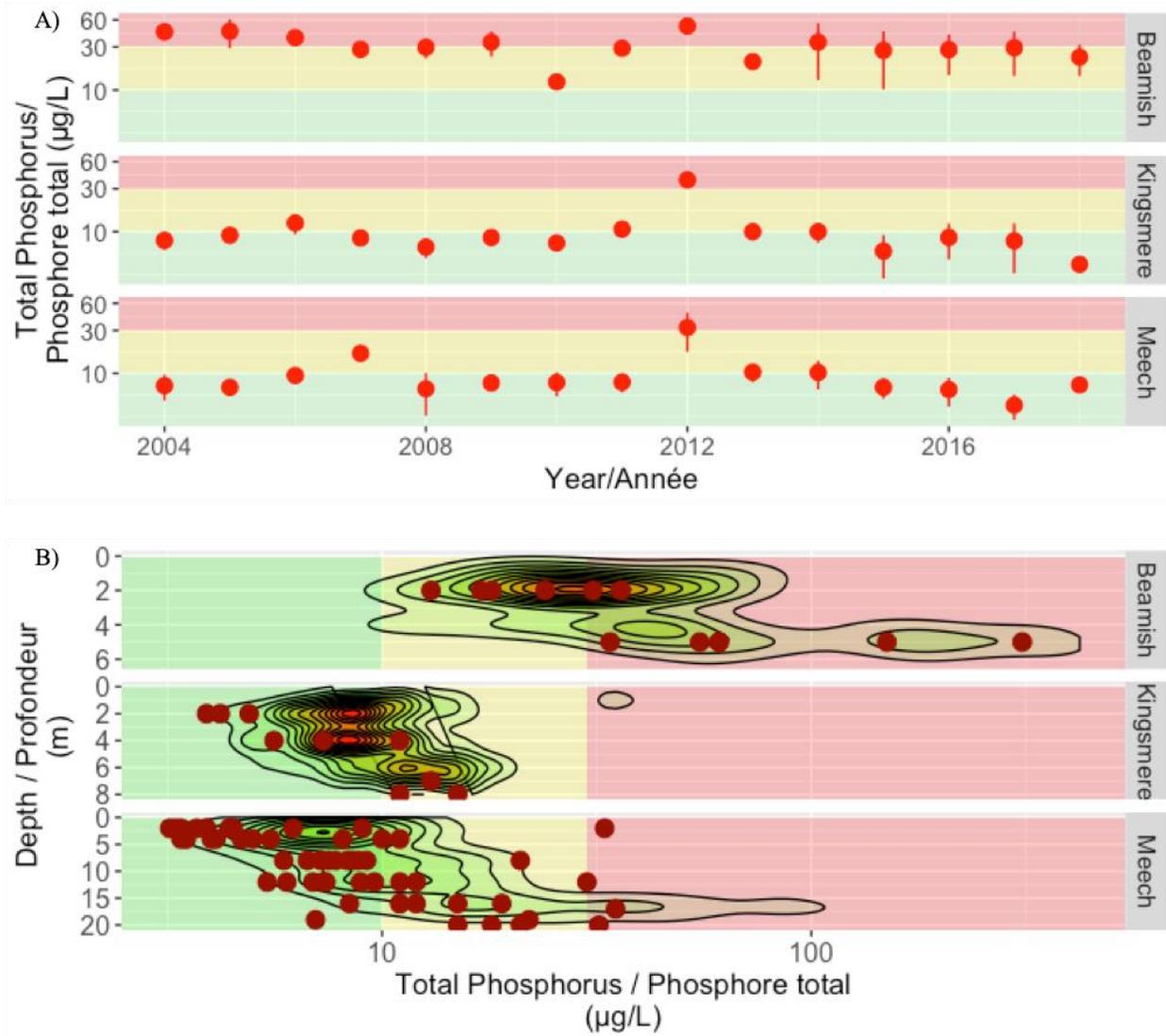


Figure 5 A) Moyennes de phosphore total (\pm écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2018 et B) profils des concentrations en phosphore total dans la colonne d'eau en 2018 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe (<10 $\mu\text{g/L}$), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (10 à 30 $\mu\text{g/L}$) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 30 $\mu\text{g/L}$).

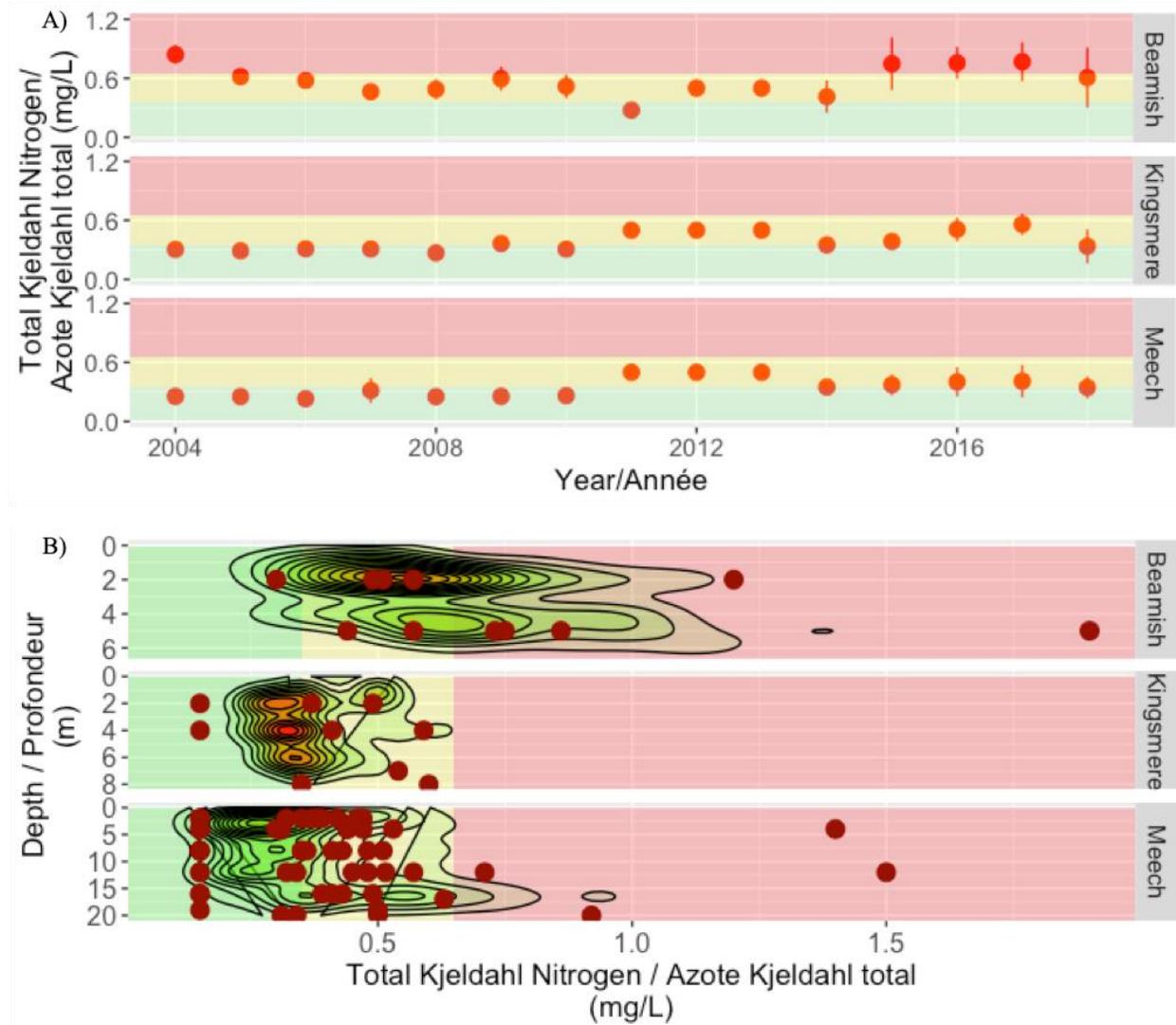


Figure 6 A) Moyennes d'azote Kjeldahl total (\pm écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2018 et B) profils des concentrations d'azote Kjeldahl total dans la colonne d'eau en 2018 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2018 alors que les valeurs historiques (2003 – 2017) sont indiquées par les formes concentriques de teinte verte à orangé. La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe ($< 0,35 \text{ mg/L}$), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (0,35 à 0,65 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ($> 0,65 \text{ mg/L}$).

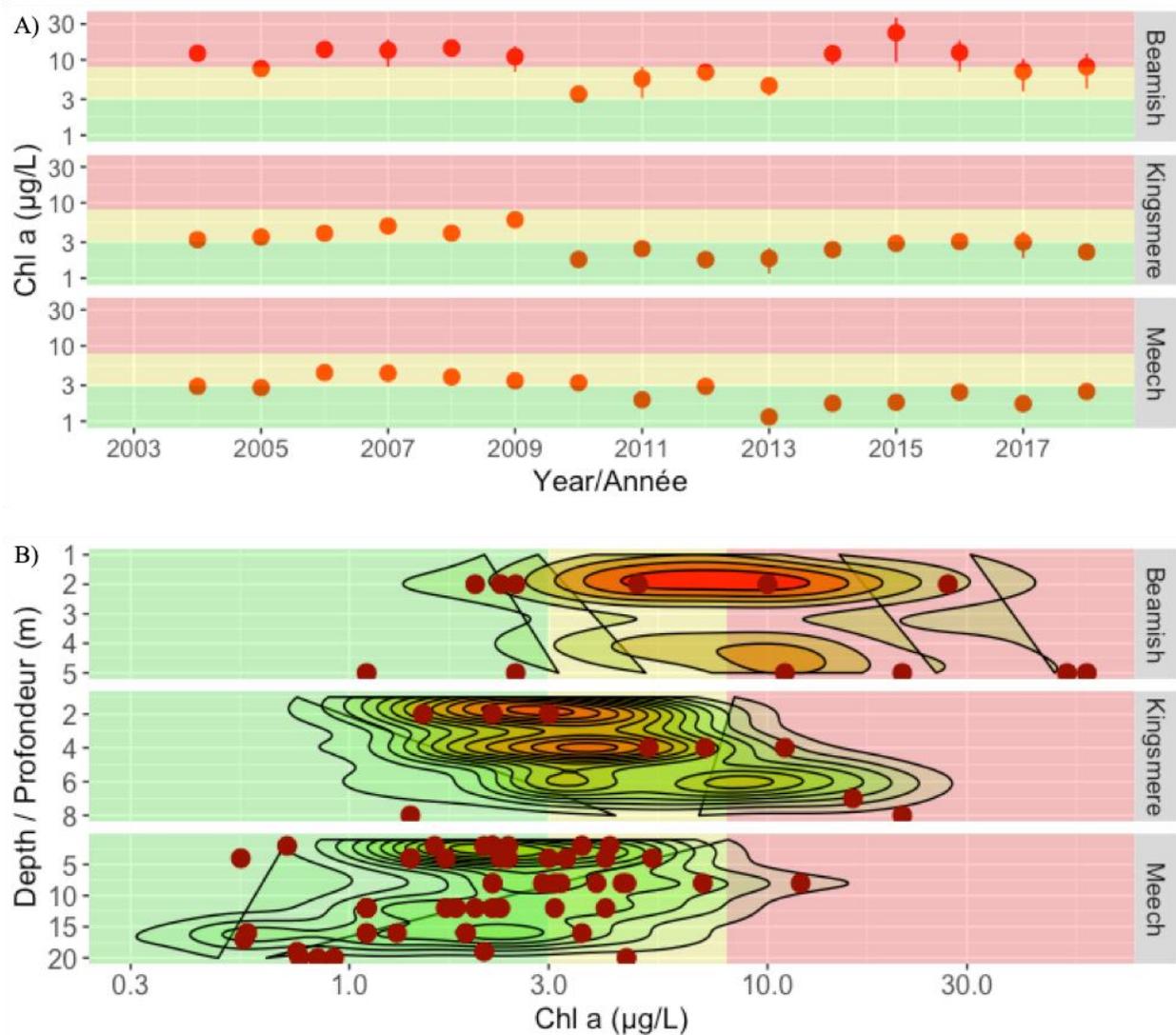


Figure 7 A) Moyennes des concentrations en chlorophylle a (\pm écart-type) dans l'ensemble de la colonne d'eau de 2004 à 2018 et B) profils des concentrations en chlorophylle a dans la colonne d'eau en 2018 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2018 alors que les valeurs historiques (2003 – 2017) sont indiquées par les formes concentriques de teinte verte à orangé. La zone verte indique un niveau de chlorophylle a correspondant à un niveau oligotrophe (<math>< 3 \mu\text{g/L}</math>), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (3 à 8 $\mu\text{g/L}</math>) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 8 $\mu\text{g/L}</math>).$$

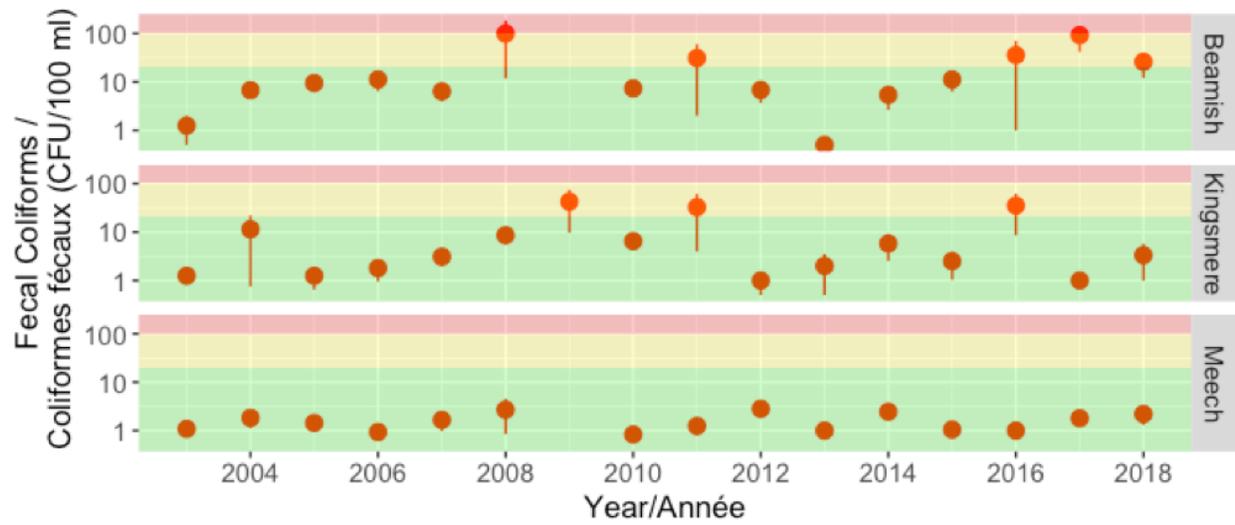


Figure 8 Moyennes des coliformes fécaux (\pm écart-type) de 2003 à 2018 dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml).

Lac Mountains (Beamish) et ruisseau Hayworth

Résumé

Le lac Mountains (Beamish) est classifié de méso-eutrophe selon ses concentrations en phosphore total, en chlorophylle *a* et sa transparence. Ses concentrations en nutriments, notamment en phosphore et en azote, sont supérieures aux deux autres lacs d'étude. On note une légère diminution des concentrations en phosphore total de 2004 à 2010, suivi d'une augmentation de 2010 à 2012; d'une stabilité entre 2014 et 2017 à la limite entre les classes mésotrophe et eutrophe, puis d'une légère diminution en 2018. Comme les concentrations en phosphore sont plus élevées dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion durant une partie de la saison estivale, il semble y avoir un relargage de phosphore par les sédiments. L'azote Kjeldahl total a également légèrement diminué en 2018, correspondant maintenant plutôt à la catégorie mésotrophe. La conductivité était particulièrement élevée dans le lac Mountains (Beamish) par rapport aux lacs Kingsmere et Meech, probablement parce que celui-ci reçoit de plus grandes quantités de sel de déglacage en raison du plus grand nombre de routes près de ses rives et dans son bassin versant. Aussi, il est important de noter qu'il est fort probable que le lac Mountains (Beamish) reçoive davantage de nutriments et de matières en suspension de son bassin versant en comparaison aux deux autres lacs d'étude, car ce dernier est constitué en grande partie de zones urbaines et périurbaines (Fig 2), alors que les bassins versants des lac Kingsmere et Meech sont principalement dans le parc de la Gatineau, comprenant ainsi moins de perturbations humaines. Le lac Mountains (Beamish) et la majorité de son bassin versant sont situés dans les Basses Terres du Saint-Laurent (tableau 2), ce qui contribue probablement à augmenter l'apport en nutriments et en sédiments. Aussi, compte tenu de son assez petite superficie et de sa faible profondeur (tableau 2), le lac Mountains (Beamish) a une plus faible capacité de dilution.

Le lac Mountains (Beamish) suit le patron typique des lacs en régions tempérées avec deux brassages saisonniers, soit un au printemps et un à l'automne. La stratification thermique était déjà installée lors du premier échantillonnage en mai 2018, ce qui n'avait pas été le cas en mai 2016 (le lac n'avait pas été échantillonné en mai 2017), suggérant un printemps plus hâtif lors de la dernière année. La thermocline semble se situer autour d'une profondeur de 3 m. Suite à une année 2018 avec des températures très semblables avec les années précédentes, le mois de septembre et d'octobre ont montré des températures plus froides que la normale, suggérant un

début d'automne plus froid. Alors que les valeurs de pH avait été élevées en 2016, celles-ci ont diminué en 2017 et se sont davantage situées autour d'un pH de 7, tout comme ce fut le cas en 2018. Le seuil supérieur pour les activités récréatives et l'esthétisme a uniquement été atteint une fois, en mai 2018 à la profondeur de 2 m. Les seuils de protection de la vie aquatiques n'ont pas été atteints au cours de la dernière saison estivale. Les concentrations en oxygène dissous dans le lac Mountains (Beamish) ont augmenté en 2018 par rapport à 2017, une année marqué par des concentrations en OD plutôt basses. L'eau de l'hypolimnion a seulement atteint l'anoxie une fois, soit en août. Aussi, la quantité d'OD était supérieure en septembre et octobre 2018 que pour les mêmes mois l'année précédente. Dès septembre, la stratification en OD s'affaiblissait, apportant de l'oxygène aux couches d'eau plus profonde plus tôt en saison. La moyenne estivale de coliformes fécaux a diminué par rapport à 2017 et s'est apparenté à la moyenne de 2016.

Finalement, le ruisseau Hayworth semble peu contribuer à l'apport en phosphore et en matières en suspension dans le lac Mountains (Beamish), sauf pour quelques épisodes très ponctuels. Des quantités de coliformes fécaux des plus élevées ont été mesurées en juillet, août et septembre dans le ruisseau Hayworth. Bien que cela ne semble pas avoir atteint le lac Mountains (Beamish), cette situation est préoccupante et mérite de s'y attarder davantage pour éviter de futurs épisodes avec autant de bactéries dans le ruisseau.

Température

Lors du premier échantillonnage du lac Mountains (Beamish), en mai 2018, la stratification thermique s'était déjà installée (Fig 9). En 2017, le premier échantillonnage avait eu lieu en juin et la stratification était également installée. En 2016, le brassage des eaux printanier semblait avoir eu lieu en mai, alors que la température était uniforme dans la colonne d'eau. Il se peut donc que les températures aient été plus chaudes au printemps 2018 que 2016, ce qui aurait favorisé une stratification plus hâtive. En septembre, la colonne d'eau était encore fortement stratifiée, contrairement à ce qui avait été observé en 2016. La stratification thermique est demeurée présente en juin, juillet et août, puis la colonne d'eau était isotherme autour de 17°C en septembre. Lors de l'année 2017, la stratification thermique avait été encore présente en septembre, contrairement aux années antérieures. Les températures en septembre 2018 ont donc été plus semblables à celles des années antérieures à 2017, ce qui a permis un brassage automnal

en septembre-octobre. Il semble même que l'automne 2018 ait été plus froid que la moyenne, car la température de l'ensemble de la colonne d'eau était inférieure en 2018 à toutes les années précédentes (à l'exception de septembre 2014). Le lac Mountains (Beamish) semble donc suivre le patron typique des lacs tempérés, avec un brassage des eaux au printemps et un à l'automne (lac dimictique). Selon les profils de température en juin et en juillet 2017 au lac Mountains (Beamish), il semble que l'épilimnion soit de la surface jusqu'à 3 m de profondeur, avec un métalimnion autour de 3 à 4 m de profondeur, puis l'hypolimnion en deçà de 4 m.

pH

Si le lac Mountains (Beamish) avait un pH généralement plus élevé en 2016 que dans les deux autres lacs d'étude et avait franchit le seuil supérieur pour la protection des activités récréatives et l'esthétique en juin, les valeurs en pH ont diminué vers des valeurs plus près du pH 7 en 2017 et cette tendance a perduré en 2018 (Fig 10). En effet, le pH a varié entre 7,98 et 6,7 au cours de l'été 2017 et est demeuré bien entre les deux seuils de protection des activités récréative et l'esthétique. En 2018, le pH a franchi une fois le seuil supérieur pour la protection des activités récréatives et l'esthétique, avec une valeur de 8,75 en mai à une profondeur de 2 m. Mis à part cette mesure ponctuelle, les valeurs de pH pour l'ensemble de la colonne sont demeurées entre 6,89 et 7,97 pour toute la colonne d'eau à l'été 2018.

Oxygène dissous

Le profil d'oxygène dissous (OD) montrait déjà une stratification lors du premier échantillonnage de l'été, au mois de mai (Fig 11). En 2016, la stratification n'était pas encore installée lors de l'échantillonnage en mai. Il semble donc que l'oxygène qui avait été redistribué dans la colonne d'eau au cours du brassage printanier (tout probablement à la fin avril – début mai) ait été consommé relativement rapidement dans l'hypolimnion. En juin 2018, la concentration en OD frôlait le seuil de l'anoxie à une profondeur de 5 m avec une valeur de 0,8 mg/L. En 2016 et 2017, l'eau de cette profondeur avait atteint le seuil de l'anoxie. En 2017, la concentration en OD des eaux de surface en juin avait été la plus faible mesurée à ce jour, avec une concentration de 7,44 mg/L. Comme l'échantillonnage avait été fait assez tôt le matin, vers 9:20, comparativement à des heures généralement plus tardives, il est possible que la photosynthèse (débutant avec le lever du soleil) n'avait tout simplement encore fourni de grandes quantités d'oxygène. Les mois

d'août et septembre 2018 ont montré une concentration en OD plus basse que les années précédentes dans l'épilimnion. Tout comme pour le mois de juin 2017, ces échantillonnages ont eu lieu tôt le matin, il est donc possible qu'il s'agisse simplement d'un effet de l'heure de la journée. De manière générale, la concentration en OD dans la zone trophique diminue durant la nuit puisque la photosynthèse (produit de l'oxygène) n'a pas lieu en absence de lumière alors que la respiration continue (consomme de l'oxygène). Le matin, les concentrations en OD augmentent graduellement alors que les organismes photosynthétiques commencent à faire la photosynthèse grâce à la lumière du jour. Au cours l'été 2018, les concentrations en OD dans la colonne ont été semblables, voir même légèrement supérieures, aux années antérieures. Le seuil de l'anoxie a été atteint une seule fois dans l'hypolimnion en août. Dès septembre, la stratification s'affaiblissait et en octobre, l'ensemble de la colonne d'eau était stable autour de 7.5 mg/L, une concentration nettement supérieure à l'année précédente. Les températures plus froides en septembre 2018 que les années précédentes peuvent avoir favorisé les échanges d'oxygène de la surface vers les couches d'eau sous-jacentes.

Phosphore total

Les valeurs en phosphore total (PT) sont relativement élevées dans le lac Mountains (Beamish) et correspondent à la catégorie eutrophe-mésotrophe (voir « Niveau trophique » dans la section « Description des variables étudiés et des concepts clés »), bien qu'elles ont légèrement diminué en 2018. Les valeurs mesurées se situaient entre 13 et 36 µg/L avec une moyenne de 23,17 µg/L pour les eaux de surface à l'été 2018, contre de 19 à 170 µg/L (moyenne de 29,4 µg/L) pour la saison estivale 2017 et 14 à 46 µg/L (moyenne de 28 µg/L) pour la saison estivale 2016. Les concentrations de ce nutriment dans la colonne d'eau étaient plutôt dans la moyenne des années précédentes de juin à septembre 2018, puis légèrement inférieures à la moyenne à la profondeur de 2 m en octobre (Fig 12 A). Historiquement, les moyennes annuelles en PT épilimnétiques étaient plus élevées de 2004 à 2009, variant entre 28,25 et 44,25 µg/L (Fig 5). Elles ont atteint leur minimum en 2010 avec une moyenne de 12,3 µg/L, pour ensuite osciller entre 21 et 34 µg/L, avec un pic à 51 µg/L en 2012. Ainsi, bien que la moyenne en 2018 soit supérieure aux deux autres lacs d'étude, on note une légère tendance à la diminution des concentrations en PT dans le lac Mountains (Beamish) au cours de la période 2004 – 2014, avec une certaine stabilité au cours des années 2014 – 2017, suivi d'une légère diminution en 2018.

En 2018, les concentrations en PT ont systématiquement été plus élevées dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion, ce qui suggère un certain relargage par les sédiments en période estivale. Ceci est synchrone avec les périodes d'anoxie dans l'hypolimnion (Fig 11), ce qui suggère que les deux phénomènes sont inter reliés.

Azote Kjeldahl total

Les concentrations moyennes en azote Kjeldahl total (NKT) ont été légèrement diminuées en 2018, après des concentrations relativement élevées en 2017, 2016 et en 2015 dans le lac Mountains (Beamish) correspondant à un niveau eutrophe (Fig 6). Tout comme durant la période 2006 – 2014, l'été 2018 a connu à nouveau un niveau mésotrophe. De plus, si les teneurs en NKT étaient supérieures en juin, juillet et septembre 2017 comparativement aux années antérieures et ce, surtout à la profondeur de 2 m, les valeurs en 2018 ont été davantage similaires à celles des années précédentes aux profondeurs de 2 et 5 m (Fig 12 B). Le seul échantillonnage en 2018 lors duquel les valeurs en NKT étaient supérieures aux moyennes des années précédentes était au mois d'août, avec des concentrations de 1,2 et de 1,9 mg/L aux profondeurs de 2 et de 5 m, respectivement. Bien que le phosphore soit généralement considéré comme le facteur limitant dans les lacs, plusieurs chercheurs estiment que l'azote peut également contribuer à l'eutrophisation (ex : Carpenter *et al.*, 1998; Winter *et al.*, 2002), menant entre autre à des efflorescences de cyanobactéries, la surcroissance d'algues et de plantes aquatiques et la diminution des concentrations en oxygène dissous. Les sources d'azote sont beaucoup plus nombreuses que celles de phosphore, mais on compte notamment les engrais et fertilisants, les eaux usées et l'épandage de fumier dans les zones agricoles. Il serait donc avisé de continuer à surveiller les concentrations en azote au lac Mountains (Beamish) afin de prévenir des effets négatifs.

Chlorophylle *a*

Après une diminution dans les concentrations en chlorophylle *a* épilimnétiques moyennes de 2015 à 2017 dans le lac Mountains (Beamish), la moyenne estivale a légèrement augmenté à nouveau en 2018 (Fig 7). Les concentrations en chlorophylle *a* aux profondeurs de 2 et de 4 m ont été similaires aux années précédentes en juin; supérieures aux années précédentes en juillet et

en août 2018, puis similaires légèrement inférieures aux années précédentes en septembre et octobre. Le mois d'août a connu des concentrations particulièrement élevées avec 27 µg/L à la profondeur de 2 m, puis 58 µg/L à la profondeur de 5 m, correspondant à un niveau eutrophe (Fig 12 C).

Coliformes fécaux

Dans le lac Mountains (Beamish), les concentrations moyennes annuelles en coliformes fécaux ont correspondu à une qualité d'eau excellente dans la majorité des années entre 2003 et 2015. Les concentrations annuelles ont atteint seulement quatre fois une qualité de l'eau bonne depuis le début du programme H₂O Chelsea (10 à 100 UFC/100 ml), soit en 2008 avec une moyenne de 99 UFC/100 ml; en 2011 avec une moyenne de 31 UFC/100 ml; en 2016 avec une moyenne de 36 UFC/100 ml; puis en 2017 avec une moyenne de 93 UFC/100 ml (Fig 8). Il est toutefois à noter que 450 UFC/100 ml ont été dénombrés en septembre 2008, alors que toutes les autres mesures étaient inférieures à 20 UFC/100 ml pour la même année. Il est donc possible que cet échantillon avait été contaminé, ou qu'il reflétait un évènement hors de l'ordinaire, tel qu'un déversement inhabituel d'eaux usées. De manière similaire, 140 UFC/100 ml ont été dénombrés en août 2016, alors que toutes les autres mesures prises durant la même année étaient inférieures à 3 UFC/100 ml. Il est donc probable que la concentration au mois d'août était le résultat d'un évènement particulier et ponctuel dans le temps. Depuis 2013, les moyennes annuelles ont constamment augmentés et en 2018, la moyenne a diminué à nouveau, s'approchant de la limite entre la catégorie bonne et excellente avec une moyenne de 26 UFC/100 ml. Il est souhaitable de continuer de suivre cette situation au cours des prochaines années et d'identifier les sources potentielles de coliformes fécaux au lac Mountains (Beamish) afin de prévenir une dégradation de qualité de l'eau.

Niveau trophique

En somme, le lac Mountains (Beamish) est considéré méso-eutrophe selon le système de classification du MELCC, qui est basé sur les concentrations moyennes annuelles en phosphore total, en chlorophylle *a* et sur la transparence (Fig 13). Le niveau trophique en 2018 était similaire aux trois années antérieures, bien que l'on note une diminution du phosphore total et de la chlorophylle *a*. La transparence a toutefois diminué pour atteindre 2 m, alors qu'elle se situait

entre 2,6 et 3,1 m au cours des quatre années précédentes. La transparence varie cependant grandement selon des facteurs autres que la biomasse contenue dans le lac, tel que la présence de sédiments en suspension suite à une forte pluie par exemple.

Influence du ruisseau Hayworth - phosphore total et azote Kjeldahl total:

Dans le but de déterminer si le terrain de golf situé sur le chemin de la Montagne affecte la qualité de l'eau dans le lac Mountains (Beamish), deux sites d'échantillonnage sur le ruisseau Hayworth qui avaient été échantillonnés entre 2004 et 2008 ont été visités à nouveau de 2015 à 2018, soit les sites H1 (en amont du terrain de golf) et H2 (en aval du terrain de golf). Ce ruisseau est tributaire du lac Mountains (Beamish). La figure 14 A suggère que le terrain de golf représente un apport de phosphore vers le lac Mountains (Beamish) seulement de manière occasionnelle. Deux échantillonnages récents, soit en juillet 2015 et en septembre 2016, indiquent une concentration en phosphore nettement plus élevée au site H2 qu'au site H1, atteignant 410 et 290 µg/L, respectivement. Une explication possible serait, par exemple, un épisode d'épandage de fertilisant du terrain de golf, suivi de fortes pluies, ce qui aurait entraîné d'importantes quantités de phosphore vers le ruisseau Hayworth. Si les concentrations en phosphore au site H2 étaient plus élevées en juillet 2015 que ce qui avait été mesuré dans le passé, les concentrations dans le lac Mountains (Beamish) sont demeurées relativement faibles, soit 17 µg/L (mésotrophe), alors qu'elles étaient de 16 µg/L le mois précédent. Il ne semble donc pas que le phosphore contenu dans le ruisseau Hayworth à cette date ait été suffisant pour augmenter les concentrations de ce nutriment dans le lac. À l'inverse, en septembre 2016, la concentration en phosphore dans le lac Mountains (Beamish) était de 46 µg/L (eutrophe), contre 28 µg/L le mois précédent (mésotrophe). Il semble donc que les hautes teneurs en phosphore au site H2 en septembre 2016 aient pu contribuer à augmenter les concentrations de ce nutriment dans le lac Mountains (Beamish).

À l'été 2018, les concentrations en PT ont été légèrement inférieures dans le lac Mountains (Beamish) que dans les deux sites du ruisseau Hayworth en juin et en juillet. À l'inverse, les concentrations en PT ont été légèrement plus élevées dans le lac que dans le ruisseau en août (Fig 14 A). En septembre, le PT était de 18 µg/L au site H1, puis de 31 µg/L au site H2 et dans le

lac Mountains (Beamish). La moyenne estivale de phosphore était de 26,5 µg/L au site H1, de 33,5 µg/L au site H2, puis de 23,17 µg/L au site BL2.

Tout comme pour le phosphore, il ne semble pas que le ruisseau Hayworth apporte de l'azote de manière importante et constante vers le lac Mountains (Beamish) (Fig 14 B). Les données historiques montrent que les concentrations en azote Kjeldahl total (NKT) diminuent généralement du site H1 vers le site H2 en juin et en septembre. Cette situation s'est répétée pour ces deux mois en 2017 et en 2018. En juin 2018, la concentration en NKT était de 0,79 mg/L au site H1; de 0,53 mg/L au site H2, puis de 0,51 mg/L dans le lac Mountains (BL2). En juillet, certaines années sont marquées d'une concentration en NKT plus élevée au site H2, tel qu'il fut le cas en 2017, mais en juillet 2018, la tendance était la même en juillet qu'en juin et en septembre. Généralement, la différence des teneurs en NKT aux sites H1 et H2 est faible au mois d'août. En 2018, les valeurs entre les trois sites étaient similaires entre elles, mais elles étaient élevées par rapport aux années précédentes, avec une concentration de 1,1 mg/L au site H1; de 1,2 mg/L au site H2; puis de 1,2 mg/L au site BL2 du lac Mountains (Beamish).

Hormis les épisodes ponctuels mentionnés ci-haut, il ne semble pas y avoir de tendance claire ou constante quant aux concentrations de phosphore et d'azote dans le ruisseau Hayworth et celles dans le lac Mountains (Beamish). Les données historiques montrent qu'au mois de juin, les concentrations en phosphore sont généralement similaires aux sites H1 et H2, puis inférieures dans le lac Mountains (Beamish). En juillet, les teneurs en phosphore sont légèrement supérieures au site H2 qu'au site H1, puis elles sont similaires entre le site H2 et le lac Mountains (Beamish). Quant au mois d'août et de septembre, les tendances sont variables d'une année à l'autre.

Influence du ruisseau Hayworth - matières en suspension et coliformes fécaux

Il est difficile de déterminer si le ruisseau Hayworth et, plus particulièrement le terrain de golf, contribuent de manière significative à l'apport de matières en suspension (MES) dans le lac Mountains (Beamish) (Fig 14 C). La concentration en MES était plus haute au site H1 qu'au site H2 et BL2 en juin 2018, 2016 et 2015, alors que les concentrations étaient pratiquement égales entre ces deux sites en juin 2017. D'ailleurs, la teneur en MES au site H1 en juin 2018 était la plus élevée mesurée jusqu'à présent, avec 120 mg/L, alors qu'elle était au plus bas mesuré

jusqu'à présent au site BL2 avec 0,5 mg/L. Il ne semble donc pas que les matières en suspension particulièrement élevées au site H1 aient affecté significativement les mesures au lac Mountains (Beamish). En juillet 2015 et en septembre 2016, il semble y avoir eu un épisode de très hautes concentrations en MES, qui était également synchronisé à un épisode de haute concentration en phosphore total (Fig 14 A). Comme mentionné ci-haut, cela pourrait être dû, par exemple, à un épandage de fertilisant au terrain de golf, suivi de fortes pluies, ce qui aurait entraîné d'importantes quantités de phosphore et de MES vers le ruisseau Hayworth. Tout comme pour le phosphore, cette hausse ne semble pas avoir affecté les concentrations en MES dans le lac Mountains (Beamish). En août 2015 et 2016, puis en juillet 2018, les concentrations en MES étaient très semblables entre les sites H1, H2 et BL2; tandis qu'en août et en septembre 2018, les concentrations augmentaient du site H1 vers H2, pour ensuite diminuer dans le lac Mountains (Beamish).

Les concentrations en coliformes fécaux ont été mesurées dans les sites H1, H2 et BL2 de juin à octobre 2018, alors que ces mesures ont été effectuées plus sporadiquement dans le passé (Fig 14 D). En juin 2018, la qualité de l'eau correspondait à une qualité « médiocre » selon ce critère avec des concentrations de 150 UFC/100 ml au site H1 et de 210 UFC/100 ml au site H2, alors qu'aucune bactérie n'a formé de colonie au site BL2, ce qui correspond à une qualité d'eau « excellente ». Le mois suivant, les dénombrements de coliformes fécaux aux sites H1 et H2 étaient les plus élevés jamais enregistrés avec 1100 et 900 UFC/100 ml, respectivement, ce qui est nettement au-delà du barème pour une qualité d'eau « médiocre » de 100 à 200 UFC/100 ml. Il ne semble pas que le lac Mountains (Beamish) ait été affecté, car on dénombrait seulement 5 UFC/100 ml. La quantité de coliformes a diminué dans le ruisseau Hayworth en août, mais est tout de même demeurée très élevée avec 460 et 330 UFC/100 ml aux sites H1 et H2, respectivement. Le nombre de coliformes était plus élevé dans le lac Mountains (Beamish) que durant les mois précédent, avec 74 UFC/100 ml. L'année 2018 montre des valeurs de coliformes extrêmement élevées et il serait surprenant qu'il s'agisse de contamination durant deux échantillonnages consécutifs, en juillet et en août. Il serait donc prioritaire d'évaluer ce qui a pu causer de telles concentrations en coliformes durant l'été 2018. Heureusement, les concentrations ont de nouveau diminué en octobre 2018, quoi que tout de même élevées par rapport aux données historiques, avec 62 UFC/100 ml au site H1, 30 UFC/100 ml au site H2, puis 66 UFC/100 ml au

site BL2 (non représenté dans la figure 14 par manque de données historique pour le mois d'octobre).

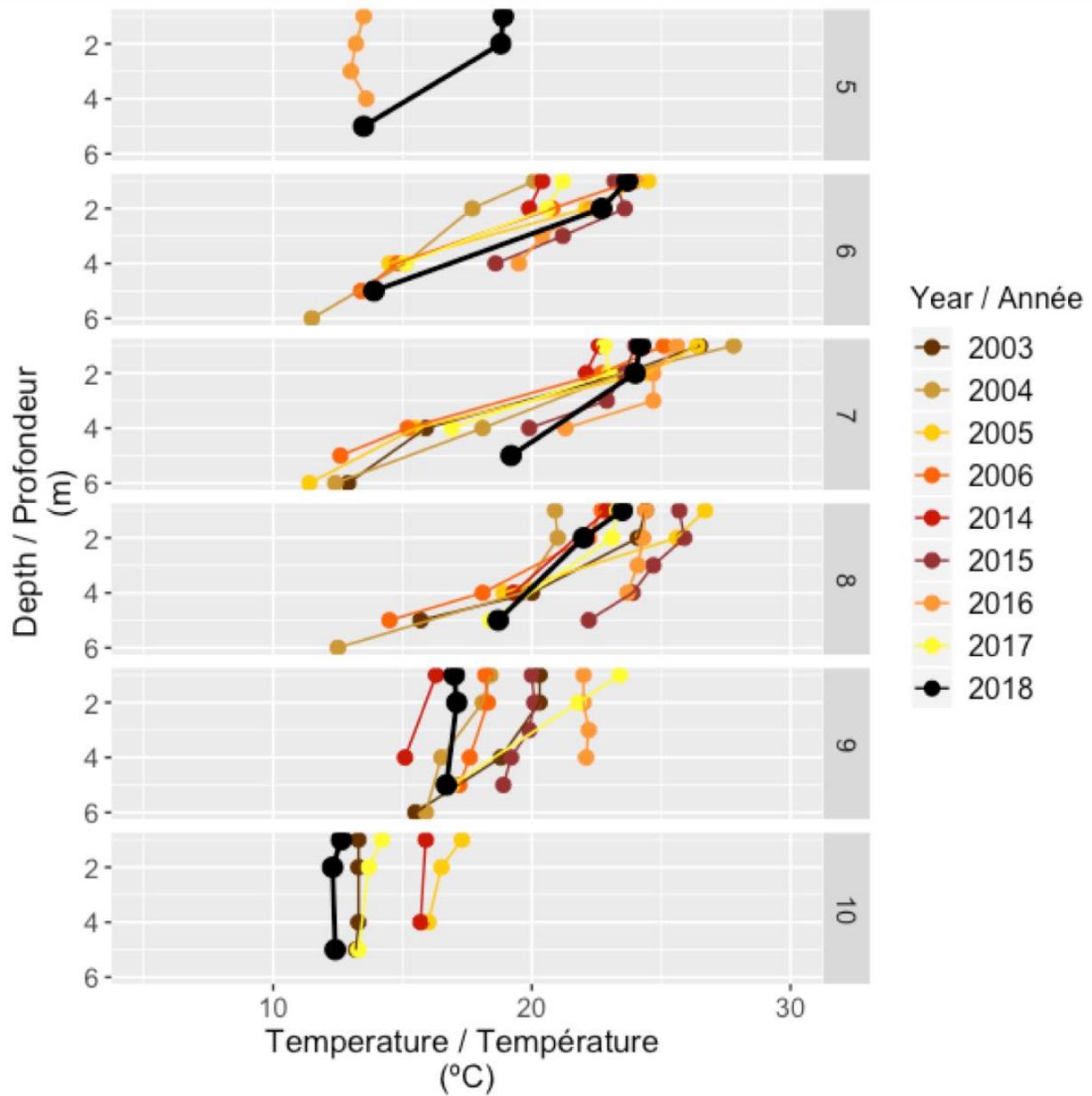


Figure 9 Profils des températures du lac Beamish de 2003 à 2018. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

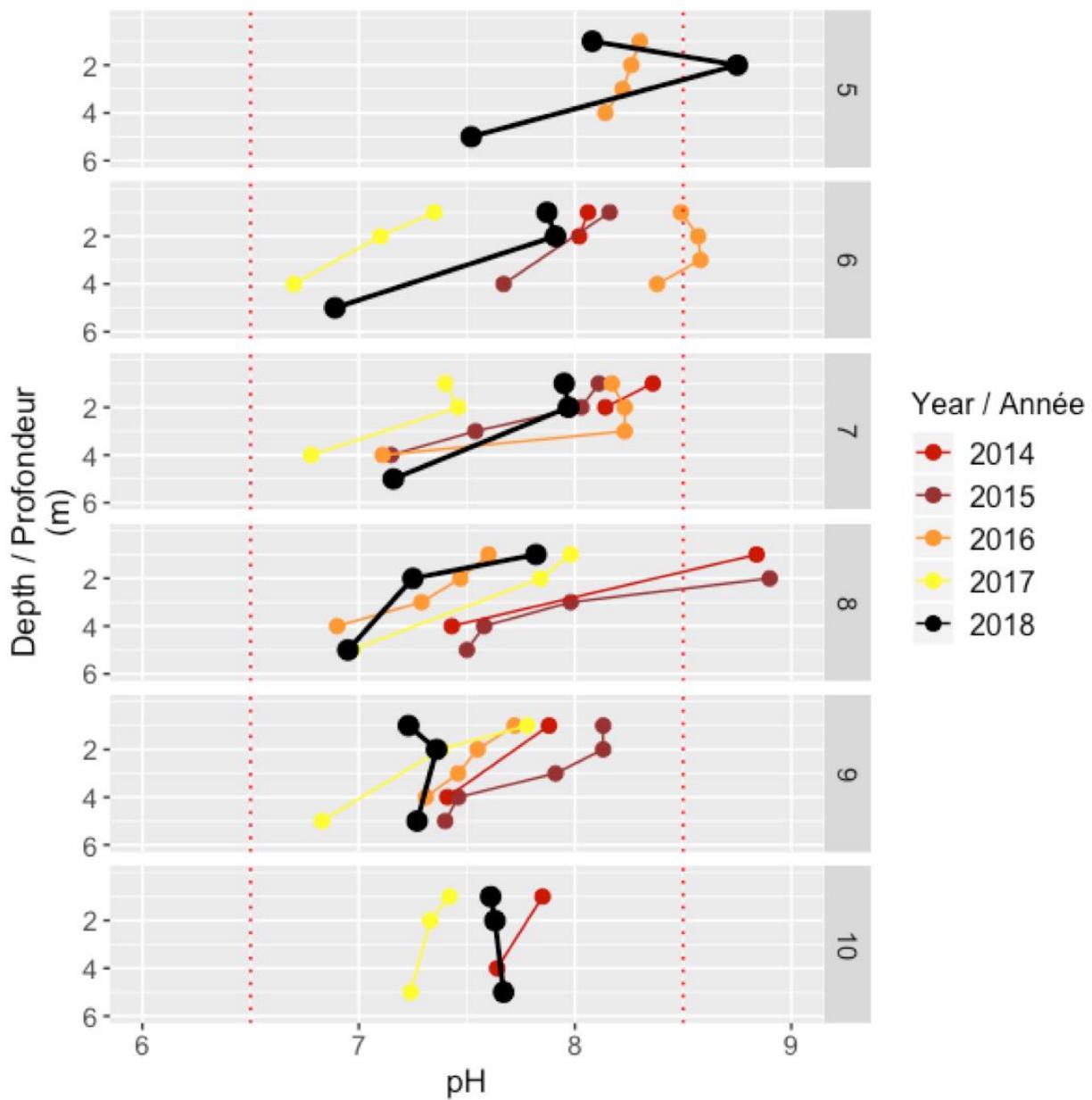


Figure 10 Profils du pH au lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2017. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétique (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0.

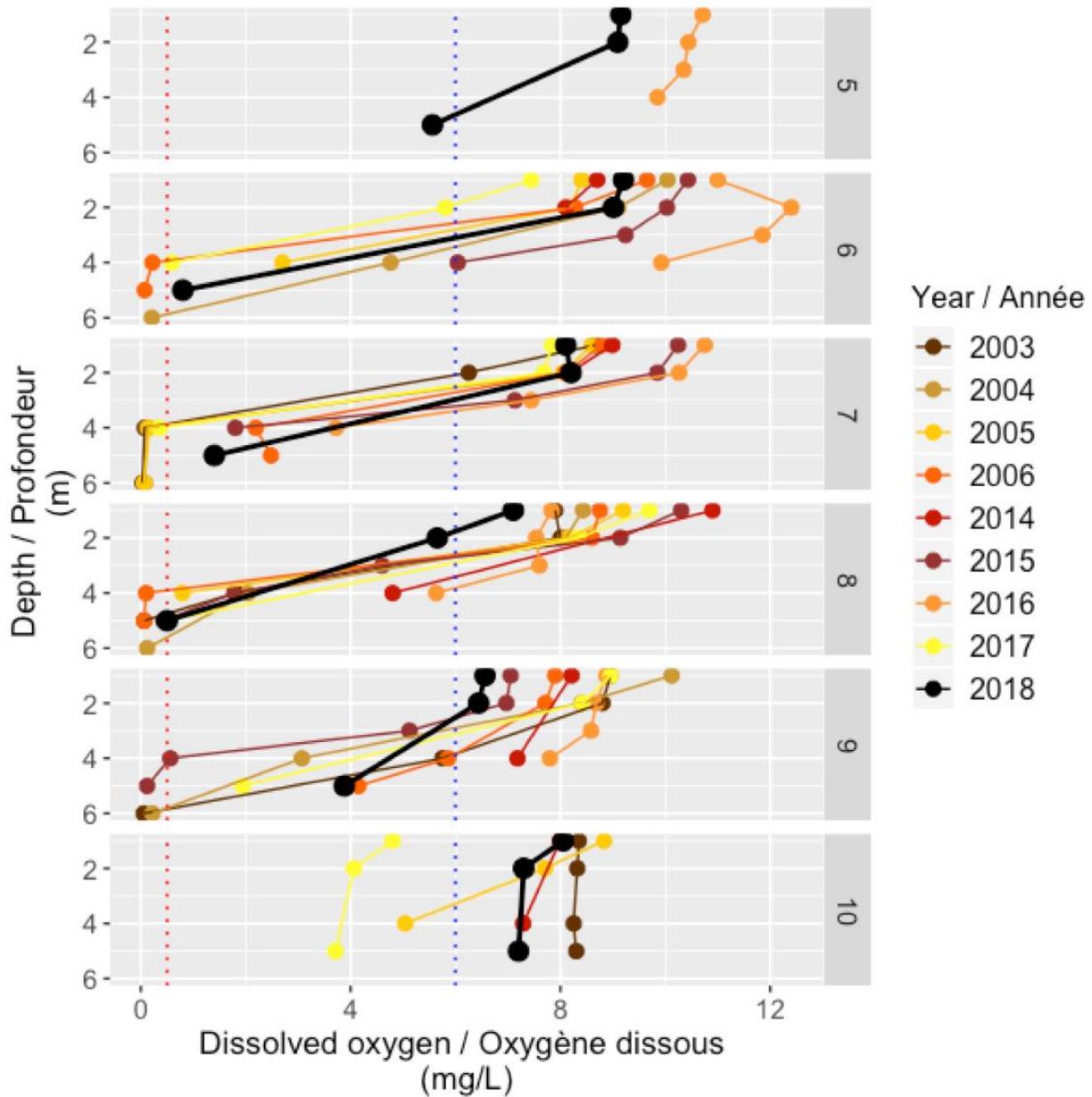


Figure 11 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Beamish de 2003 à 2018. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques ($< 0,5$ mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).

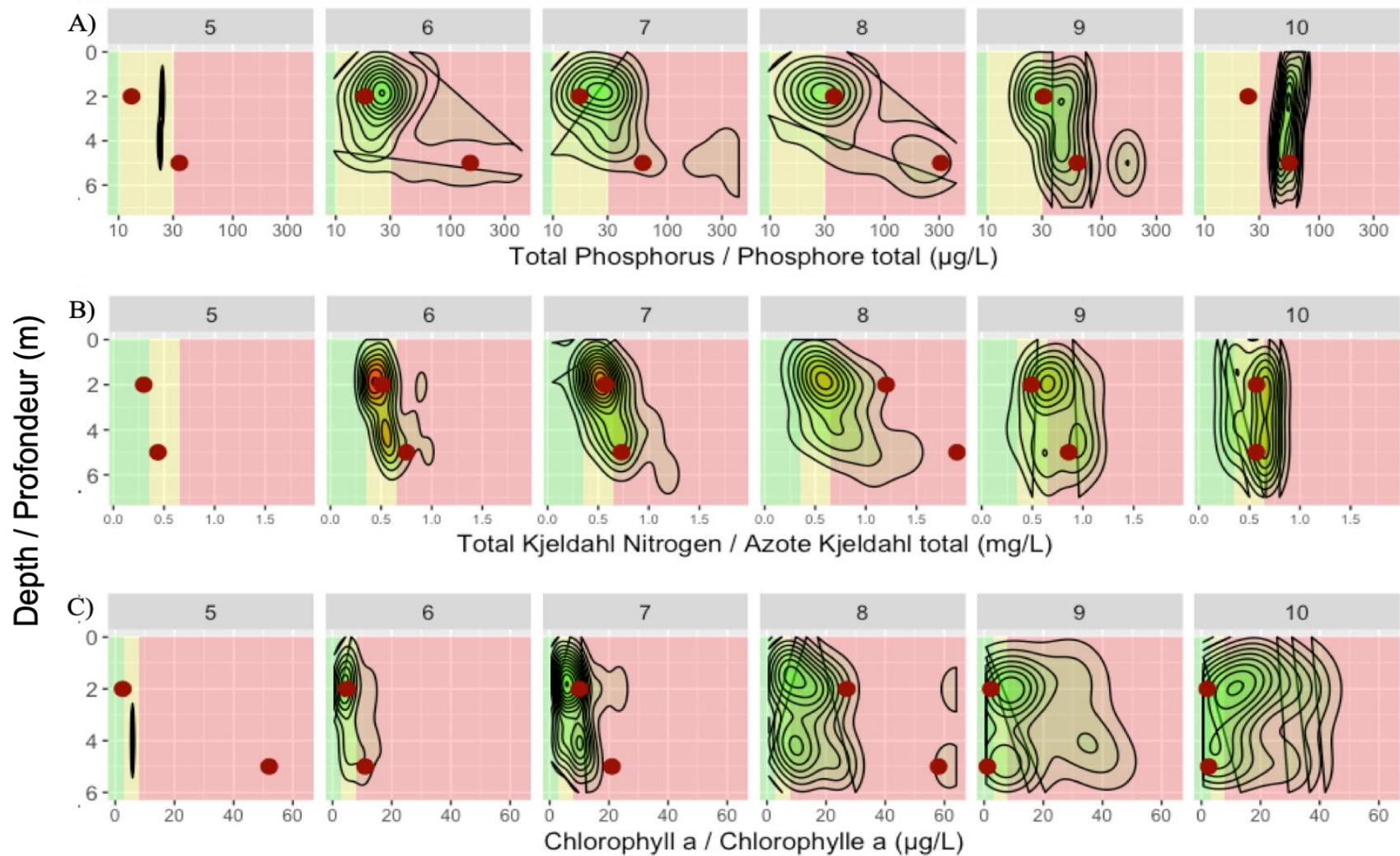


Figure 12 Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Mountains (Beamish). Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2018 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2017. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 $\mu\text{g/L}$, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 $\mu\text{g/L}$; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 $\mu\text{g/L}$, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 $\mu\text{g/L}$; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 $\mu\text{g/L}$, B) > 0,65mg/L, C) > 8 $\mu\text{g/L}$.

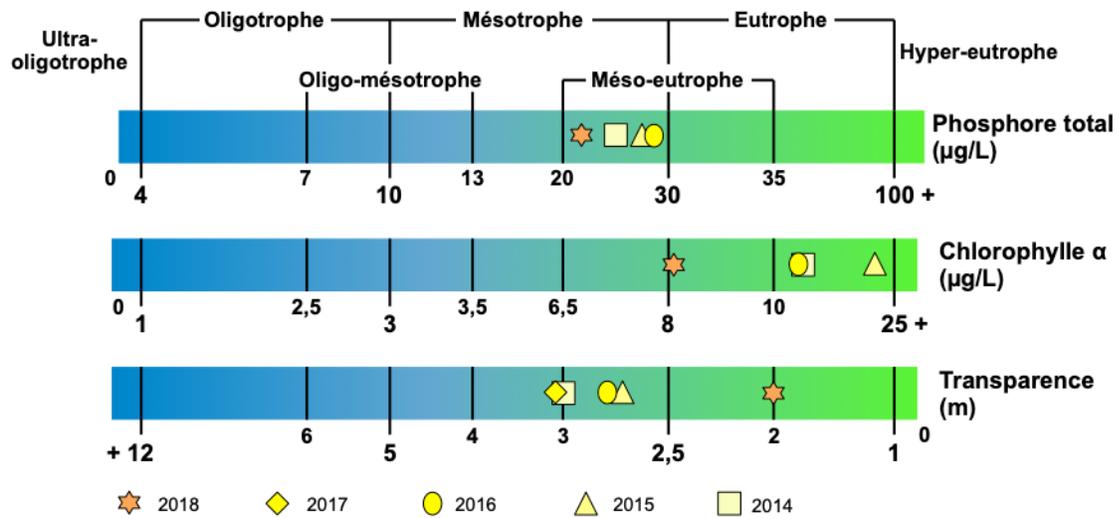
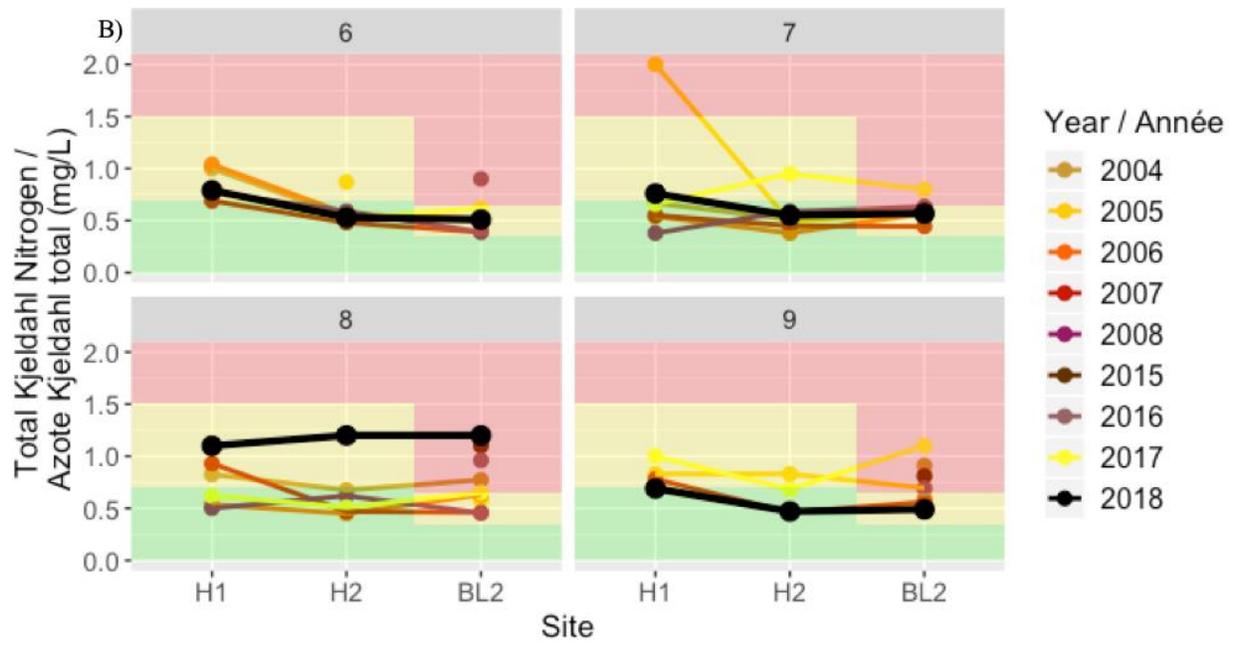
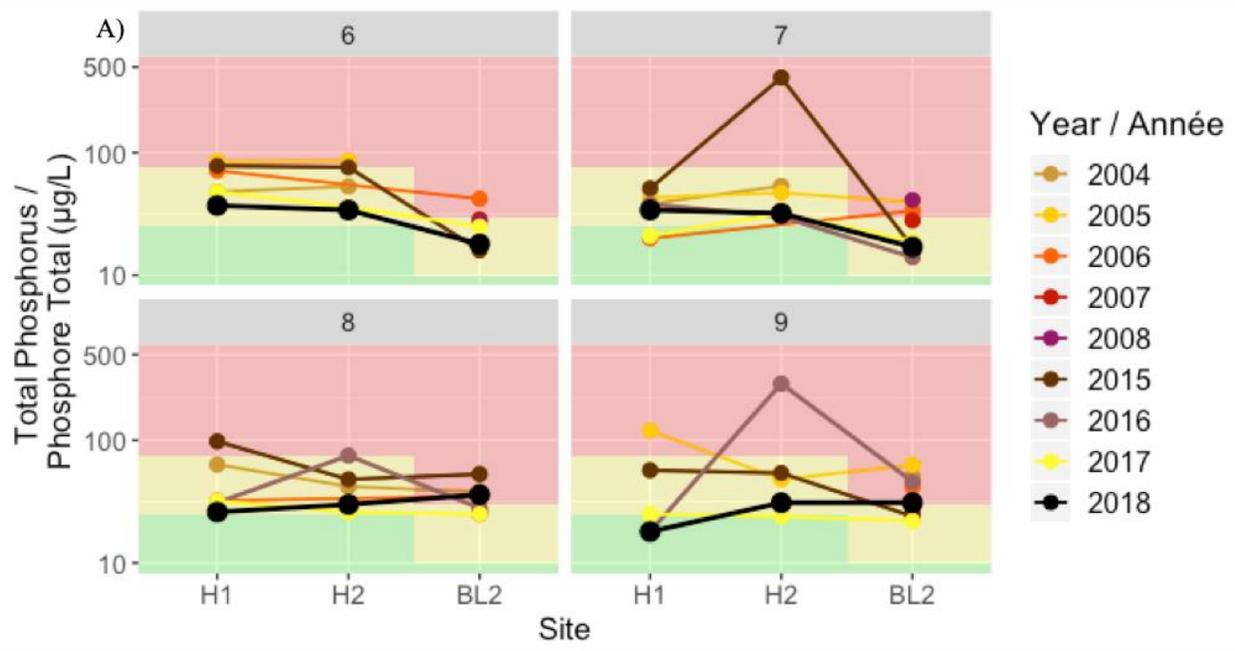


Figure 13 Niveau trophique du lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2018 selon le système de classification du MELCC. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre.



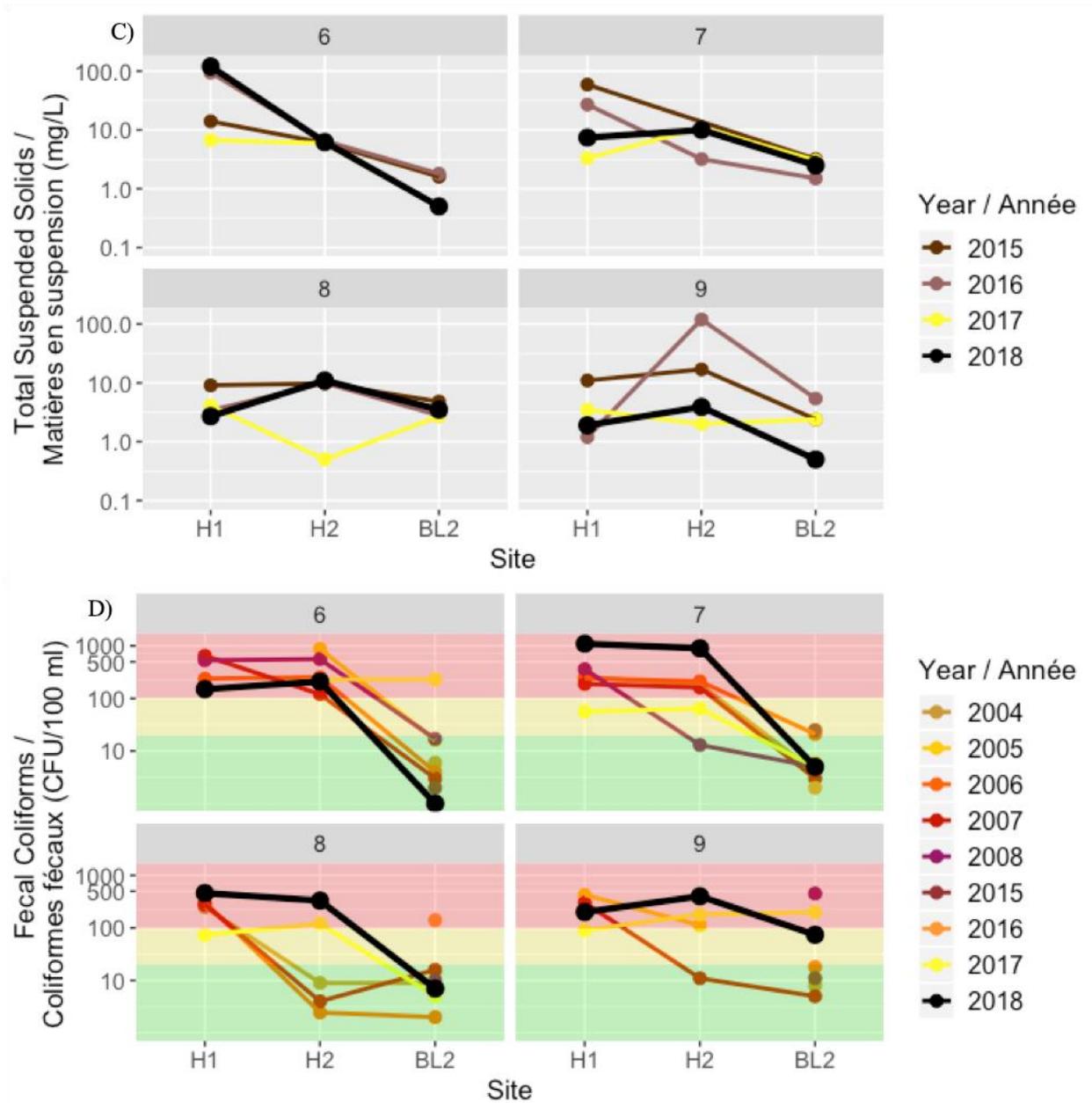


Figure 14 Concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) matières en suspension dans les deux sites du ruisseau Hayworth et au lac Mountains (Beamish) de 2004 à 2018. Les chiffres de 6 à 9 indiquent le mois d'échantillonnage. En A), la zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe (lac : $<10 \mu\text{g/L}$; cours d'eau : $<25 \mu\text{g/L}$), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (lac : $10 \text{ à } 30 \mu\text{g/L}$; cours d'eau : $25 \text{ à } 75 \mu\text{g/L}$) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (lac : $> 30 \mu\text{g/L}$; cours d'eau : $>75 \mu\text{g/L}$). En B) La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe ($<0,35 \text{ mg/L}$), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe ($0,35 \text{ à } 0,65 \text{ mg/L}$) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ($> 0,65 \text{ mg/L}$). Note : les zones de couleur sont décalées entre les sites H2 et BL2, car les valeurs correspondant aux trois niveaux trophiques sont différentes pour les cours d'eau (H1 et H2) et les lacs (BL2).

Lac Kingsmere

Résumé

Le lac Kingsmere est classifié d'oligo-mésotrophe selon le système de classification du MELCC. Ce dernier est également dimictique, c'est-à-dire qu'il subit deux brassages par année, comme la vaste majorité des lacs en région tempérée, et sa thermocline se situe aux alentours de 4 m. Les profils de température durant l'année 2018 ont été semblables aux années passées, mis à part un mois de septembre avec des températures de l'eau un peu plus élevées et une stratification un peu plus forte que les années passées. Il se peut cependant que cela soit simplement dû au fait que le lac fut échantillonné au tout début du mois et que les températures aient diminué durant les semaines subséquentes. Le pH de l'épilimnion était situé autour de 8, donc légèrement alcalin durant l'été 2018. Cependant, les eaux du métalimnion et de l'hypolimnion ont été plus acides que dans le passé. Les valeurs mesurées en 2018 ont d'ailleurs été parmi les plus basses enregistrées depuis 2014 et ont franchi le seuil de protection pour les activités récréatives et l'esthétique en juillet et en septembre. Les valeurs en oxygène dissous ont été légèrement inférieures en 2018 par rapport aux années précédentes, avec plusieurs mesures sous le seuil de protection de la vie aquatique, ce qui avait été mesuré une seule fois en 2017. Les moyennes estivales en phosphore total et azote Kjeldahl total dans les eaux de surface ont toutes deux diminué en 2018, après une hausse progressive de 2014 à 2017, atteignant des niveaux parmi les plus bas depuis le début du programme H₂O Chelsea. Toutefois, des concentrations particulièrement élevées en phosphore total dans l'hypolimnion suggèrent des épisodes de relargage par les sédiments associés avec les périodes d'hypoxie dans l'hypolimnion, ce qui concorde avec les profils en chlorophylle *a*. En effet, lorsque la concentration en phosphore total hypolimnétique était élevée, la concentration en chlorophylle *a* était elle aussi élevée. D'ailleurs, la transparence de l'eau était suffisante pour que des organismes photosynthétiques puissent vivre jusqu'au fond du lac. Malgré de hautes concentrations en chlorophylle *a* dans le métalimnion et l'hypolimnion, les concentrations de ce pigment dans l'épilimnion ont été plutôt basses en 2018. La moyenne en coliformes fécaux est demeurée basse au cours de l'été. Il semble donc que la hausse témoignée en 2016 n'ait été qu'éphémère.

Température

Les profils de température du lac Kingsmere suggèrent que ce lac est dimictique (deux brassages par année, soit un au printemps et un à l'automne), ce qui est typique pour les lacs en régions

tempérées. Au moment du premier échantillonnage de l'année 2018, soit en juin, le lac montrait déjà une stratification thermique avec des eaux de surface autour de 22°C alors que l'hypolimnion était d'environ 12°C, soit quelques degrés plus froid que l'année précédente, mais tout à fait dans les moyennes des années antérieures (Fig 15). En 2016, un échantillonnage avait eu lieu en mai et la colonne d'eau était isotherme autour de 10°C, ce qui suggère que le brassage printanier s'effectue en fin mai – début juin. En septembre 2018, la stratification thermique était encore bien présente, avec une température d'eau de surface autour de 24 °C, alors que plusieurs échantillonnages des années passées indiquaient une colonne d'eau isotherme autour de 16 à 18°C. Cela est peut-être simplement un effet de la date d'échantillonnage plutôt hâtive en septembre 2018, soit le 5 septembre, alors que les échantillonnages des années précédentes ont généralement eu lieu plus tard au cours de ce mois. Bien qu'aucun échantillonnage n'ait eu lieu en octobre 2018, les données historiques indiquent que le brassage automnal s'effectue habituellement en octobre. Selon les profils de température de juin à septembre 2018, il semble que l'épilimnion soit de la surface jusqu'à 3 m de profondeur, avec un métalimnion autour de 4-5 m de profondeur, puis l'hypolimnion en deçà de 5 m, tout comme les valeurs historiques le suggèrent également.

pH

Le pH dans le lac Kingsmere été légèrement plus acide dans l'hypolimnion que les années précédentes, variant entre 6,35 et 8,34 en 2018 pour l'ensemble de la colonne d'eau, alors qu'il avait varié entre 6,57 et 8,17 en 2017 (Fig 16). Si, en juillet 2017, le pH de toute de la colonne d'eau avait été inférieur (plus acide) aux années précédentes, frôlant le seuil inférieur de protection de la vie aquatique avec une valeur de à la profondeur de 6 m, la situation semble s'être améliorée en 2018 dans l'épilimnion et le métalimnion. Effectivement, le pH de ces deux couches est demeuré entre 7,64 et 8,34 au cours de la saison estivale 2018. Depuis 2016, on assiste à un hypolimnion de plus en plus acide. Les mesures prises en 2018 dans cette couche ont été les plus basses jamais prélevées et ce, pour les trois échantillonnages effectués. Le pH de l'hypolimnion au mois de juillet a franchit le seuil inférieur de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme de 6,5; avec une valeur mesurée de 6,35. Cette situation avait eu lieu une seule fois précédemment en juillet 2015. En septembre 2018, le ph à la profondeur de 7 m a frôlé le seuil de protection, avec un pH mesuré de 6,53. Aussi, les profils de pH dans le lac

Kingsmere tendaient à diminuer de l'épilimnion vers l'hypolimnion et ce, en 2018 comme durant les années précédentes. Cette tendance correspond au patron typique dans les lacs tempérés, tout comme dans les lacs Mountains (Beamish) et Meech, et est notamment dû aux organismes dominants dans chacune des couches d'eau. Les organismes photosynthétiques rejettent de l'oxygène dissous, ce qui a tendance à augmenter le pH (alcalin). Ces organismes dominent l'épilimnion, où la lumière du soleil est abondante. À l'inverse les organismes qui font la respiration rejettent du CO₂, ce qui diminue le pH (acide). De tels organismes dominent dans l'hypolimnion, où la lumière est insuffisante pour effectuer la photosynthèse. Le pH du lac Kingsmere semble donc tout à fait normal et sain pour un lac québécois.

Oxygène dissous

Les valeurs d'oxygène dissous (OD) au lac Kingsmere lors des trois échantillonnages de 2018, soit en juin, juillet et septembre étaient légèrement inférieures aux années antérieures dans l'ensemble de la colonne d'eau (Fig 17). La concentration en OD a varié entre 6,5 et 7,85 mg/L dans les eaux de surface au cours de l'été 2018, alors qu'elle était située entre 7,48 et 10,3 mg/L l'été précédent. En septembre 2018, le seuil de protection de la vie aquatique a été atteint dès la profondeur de 3 m, ce qui avait été observé une seule fois dans le passé pour cette profondeur. De plus, l'hypolimnion a été en deçà de ce seuil lors de chaque échantillonnage effectué en 2018. En 2017, une seule mesure sous le seuil de protection de la vie aquatique avait été enregistrée. Si l'année 2017 semblait montrer une augmentation des concentrations en OD par rapport aux années antérieures (note : le lac Kingsmere n'avait cependant pas été échantillonné en septembre), l'année 2018 marquait plutôt une diminution importante.

Les concentrations en OD étaient plus élevées dans le métalimnion en juin et en juillet 2018. Ce patron est assez fréquent et est souvent attribué à une couche d'organismes photosynthétiques particulièrement actifs. La profondeur de secchi était de 4,5 m lors de ces échantillonnages, ce qui permettait amplement de lumière dans le métalimnion pour soutenir une forte activité photosynthétique. Une seconde explication possible est que l'oxygène dissous apporté aux couches plus profondes lors du brassage saisonnier du printemps soient demeuré resté une fois la stratification installée. Cela pourrait être le cas pour le mois de juin, peu de temps après le brassage, mais serait étonnant en juillet car normalement, la dégradation de la matière organique

a déjà consommé une grande partie de l'oxygène dissous disponible dans le métalimnion et l'hypolimnion.

Phosphore total

Les concentrations en phosphore total (PT) ont montré une très légère hausse de 2015 à 2017 dans le lac Kingsmere, puis une diminution en 2018. En 2018, la concentration moyenne pour les eaux de surface était de 4,33 µg/L, contre 7,9 µg/L en 2017; 7,34 µg/L en 2016; puis 6,7 µg/L en 2015 (Fig 5). La concentration en 2018 correspond à la plus basses enregistrée depuis le 2004 et correspond actuellement à la classe « oligotrophe » selon le MELCC. En juin 2018, les concentrations en PT étaient sous les moyennes antérieures dans l'épilimnion et le métalimnion, dans près des moyennes antérieures dans l'hypolimnion (Fig 18 A). Les concentrations en PT ont également été sous la moyennes des années passée dans l'épilimnion en juillet et en septembre, puis plutôt près des moyennes dans le métalimnion et l'hypolimnion durant ces deux mêmes mois. Les concentrations de ce nutriment augmentent de l'épilimnion vers l'hypolimnion, ce qui suggère un certain relargage de phosphore par les sédiments. En 2017, les concentrations étaient plus stables à travers la colonne d'eau, probablement en lien avec une plus haute concentration en OD durant cette même année. Or, en 2018, les concentrations en OD dans l'hypolimnion ont été particulièrement basses. Ceci suggère que des évènements de relargage de phosphore par les sédiments soient associés avec les de faibles concentrations en OD dans le lac Kingsmere. Heureusement, il semble que le phosphore relargué par les sédiments n'atteint pas l'épilimnion.

Azote Kjeldahl total

Les moyennes d'azote Kjeldahl total (NKT) dans les eaux de surface ont graduellement augmenté de 2014 à 2017. Elles étaient de 0,35 mg/L en 2014; 0,39 mg/L en 2015; 0,51 mg/L en 2016 et 0,56 mg/L en 2017 (Fig 6). Tout comme pour le phosphore, la moyenne estivale en NKT a diminué en 2018 et était de 0,34 mg/L. Si le lac Kingsmere a souvent été dans la catégorie « oligotrophe – mésotrophe » selon cette variable de qualité de l'eau, l'augmentation de la concentration moyenne en 2017 l'avait approché de la limite « mésotrophe – eutrophe ». En 2018, le lac est retourné à une concentration correspondant à la catégorie «oligotrophe – mésotrophe ».

Les valeurs de NKT dans la colonne d'eau ont été plus basses en juin 2018 que lors du même mois des années antérieures, avec des valeurs sous la limite de détection aux profondeurs de 2 m et de 4 m, puis de 0,35 mg/L à la profondeur de 8 m (Fig 18 B). En juillet 2018, les concentrations en NKT étaient légèrement supérieures aux moyennes de années précédentes dans l'ensemble de la colonne d'eau, de même qu'en septembre.

Bien que le MELCC n'utilise pas le NKT dans son système de classification des lacs, les valeurs correspondaient, en 2018, au niveau oligo-mésotrophe selon Kalff (2001). Le mois de juin avait correspondu à la catégorie oligotrophe, alors que les mois de juillet et septembre ont correspondu à la classe mésotrophe. L'azote peut contribuer à l'eutrophisation des lacs et mener, par exemple, à des efflorescences de cyanobactéries, à la surcroissance d'algues et de plantes aquatiques et à la diminution en OD. Ce nutriment provient de plusieurs sources, telles que les engrais et les fertilisants, les eaux usées et l'épandage de fumier dans les zones agricoles. Le bassin versant du lac Kingsmere ne semble pas comporter de zones agricoles, mais il compte tout de même un certain nombre d'habitations (Fig 2). Si les résidents du bassin versant ont, par exemple, épandu des fertilisants sur leur terrain, il est probable qu'une partie de l'azote contenu dans ces fertilisants se soit rendue dans l'eau du lac Kingsmere, contribuant ainsi à augmenter les concentrations en NKT au cours des dernières années. Bien que les concentrations en NKT aient diminuées en 2018 et ne semblent pas problématique, la hausse observée de 2014 à 2017 justifie une surveillance la situation afin de prévenir des effets négatifs dans les années à venir.

Il est à noter que les limites de détection en laboratoire ont beaucoup varié pour le NKT au cours des dernières années, passant de 0,7 mg/L en 2014 à 0,3 mg/L en 2015 et 2016, puis à 0,3 mg/L en 2017 et 2018. Durant le programme H₂O des Collines (2011 – 2013), la limite de détection était de 1 mg/L. Par convention, lorsqu'une mesure est sous la limite de détection, on y accorde la moitié de la valeur de limite de détection. Par exemple, l'échantillon prélevé à 6 m de profondeur le 6 juin 2016 au lac Kingsmere a obtenu un résultat de NKT inférieur à la limite de détection. Dans la base de données, cet échantillon s'est vu attribuer la valeur de 0,15 mg/L puisque la limite de détection était de 0,3 mg/L durant cette année. Il est important de comprendre cette réalité afin de bien interpréter les résultats des figures 6 et 18 B. Bien que les moyennes les plus élevées aient été mesurées en 2011, 2012 et 2013; avec 0,5 mg/L pour chacune de ces trois

années (Fig 6), cela est simplement un effet de la haute limite de détection durant ces années. En effet, la limite de détection était de 1 mg/L et tous les échantillons prélevés durant cette période ont obtenu des résultats sous la limite de détection, ils ont donc tous eu la valeur de 0,5 mg/L dans la base de données.

Chlorophylle *a*

Tout comme le phosphore et l'azote, les concentrations en chlorophylle *a* dans les eaux de surface ont diminué à l'été 2018, suite à une légère augmentation de 2013 à 2017 (Fig 18 C). En 2018, la moyenne estivale de l'épilimnion était de 2,23 µg/L, alors qu'elle avait été de 3,00 µg/L en 2017 et de 2,96 µg/L en 2016. En juin 2018, les concentrations aux profondeurs de 2 m, 4 m et 8 m étaient de 3,0 µg/L, 5,2 µg/L, et 1,4 µg/L, respectivement, ce qui correspond bien aux moyennes des années précédentes. Malgré les faibles concentrations en chlorophylle *a* dans les eaux de surface en 2018, le métalimnion et l'hypolimnion ont connu de très hautes concentrations de ce pigment en juillet et en septembre. Des augmentations en chlorophylle *a* aux profondeurs de 4 m et plus avaient aussi été observées en 2017 et lors d'années antérieures, ce qui suggère que ce lac connaît occasionnellement une forte activité photosynthétique dans les couches d'eau inférieures. Les hautes concentrations chlorophylle *a* à la profondeur de 4 m en juillet sont synchrones avec les augmentations de l'oxygène dissous et du PT mentionnées ci-haut. Comme la profondeur de secchi était de 4,5 m en juin et en juillet, puis de 4,75 m en septembre, la lumière du soleil pénétrait suffisamment dans le lac Kingsmere au cours de l'été 2018 pour permettre la photosynthèse jusqu'au fond du lac. Les données suggèrent que le phosphore relargué par les sédiments en juillet et en septembre ait permis une forte activité photosynthétique dans l'hypolimnion, tel qu'indiqué par les fortes concentrations en chlorophylle *a*. D'ailleurs, l'OD était particulièrement élevé à la profondeur de 4 et 5 m en juillet, tout probablement en raison de la photosynthèse par des organismes très actifs à cette profondeur. Si la concentration en OD dans le méta- et l'hypolimnion en septembre n'était pas aussi élevée qu'en juillet, malgré une haute concentration en chlorophylle *a*, c'est probablement que la dégradation de la matière organique consommait l'OD, ce qui contrebalançait l'ajout d'oxygène par les organismes photosynthétiques. En effet, la dégradation de la matière organique dans les couches plus en profondeur augmente généralement à mesure que la saison estivale progresse.

Coliformes fécaux

Après une augmentation marquée au lac Kingsmere en 2016, les coliformes fécaux ont diminué abruptement en 2017, puis légèrement augmenté à nouveau en 2018 pour atteindre une moyenne estivale de 3,33 UFC/100 ml (Fig 8). Il semble donc que la hausse observée en 2016 ne s'est pas perdurée et que le lac Kingsmere a retrouvé son « excellente » qualité de l'eau selon ce critère, tel qu'il avait été le cas de 2012 à 2015, ainsi que de 2003 à 2007. À noter que les coliformes fécaux avaient uniquement été analysés à deux reprises en 2017, soit en juin et juillet. Lors de ces deux échantillonnages, le nombre de coliformes fécaux était sous la limite de détection, on leur a ainsi attribué la valeur de 1 UFC/100 ml. L'année 2016 avait connu quatre mesures de coliformes fécaux, de juin à septembre. La valeur la plus élevée avait alors été de 140 UFC/100 ml en août. Une mesure particulièrement élevée avait également été mesurée en juin, avec 30 UFC/100 ml. Comme la présence de coliformes fécaux indique habituellement une contamination récente par des matières fécales, il se peut que des événements inhabituels comme des fuites de fosses septiques ou un déversement d'eau usées aient eu lieu en juin et en août 2016 dans le bassin versant du lac Kingsmere, augmentant ainsi le nombre de coliformes fécaux lors de ces prélèvements. En 2018, l'échantillonnage en septembre et en juillet ont tous deux eu des valeurs sous la limite de détection, alors que l'échantillonnage en août a eu comme résultat 8 UFC/100 ml.

Niveau trophique

En considérant les concentrations en phosphore total et en chlorophylle *a*, puis la transparence, le lac Kingsmere est classé méso-oligotrophe selon le système de classification du MELCC (Fig 19). La moyenne en PT a diminué en 2018 par rapport aux quatre années précédentes. La chlorophylle *a* et la transparence ont aussi diminué, puis se sont rapprochées des valeurs mesurées en 2014 et 2015.

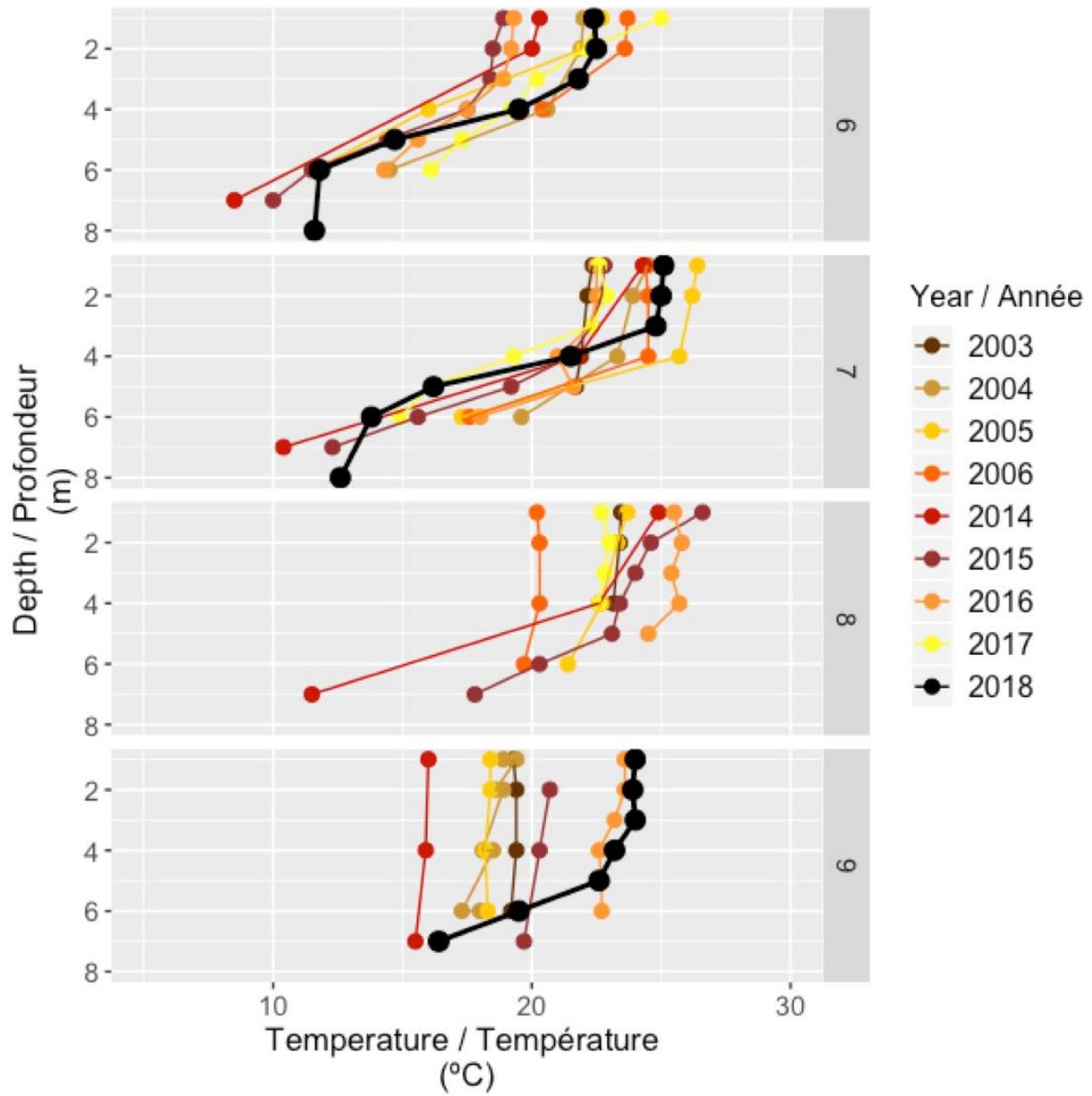


Figure 15 Profils des températures du lac Kingsmere de 2003 à 2018. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

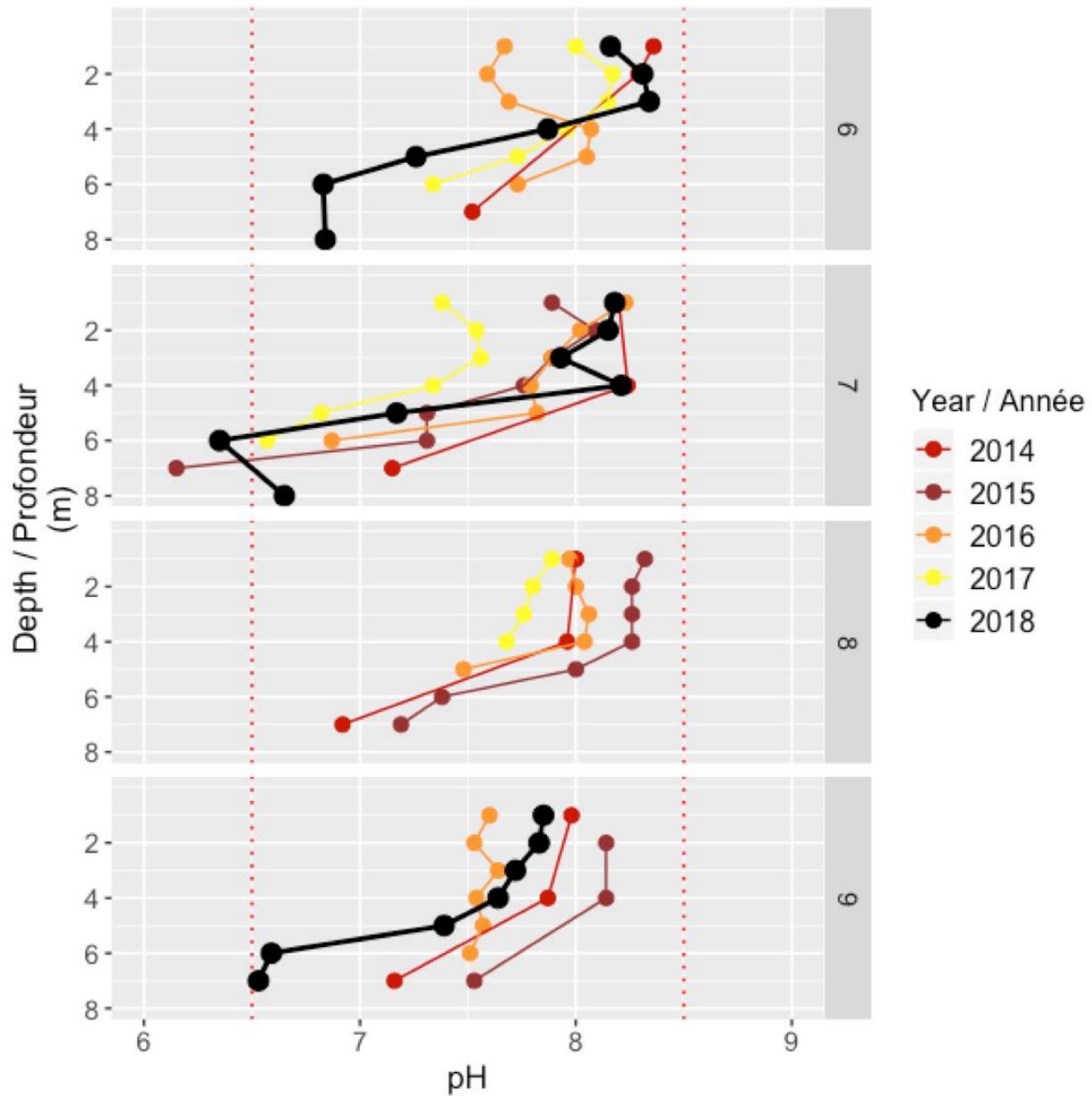


Figure 16 Profils du pH au lac Kingsmere de 2014 à 2018. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.

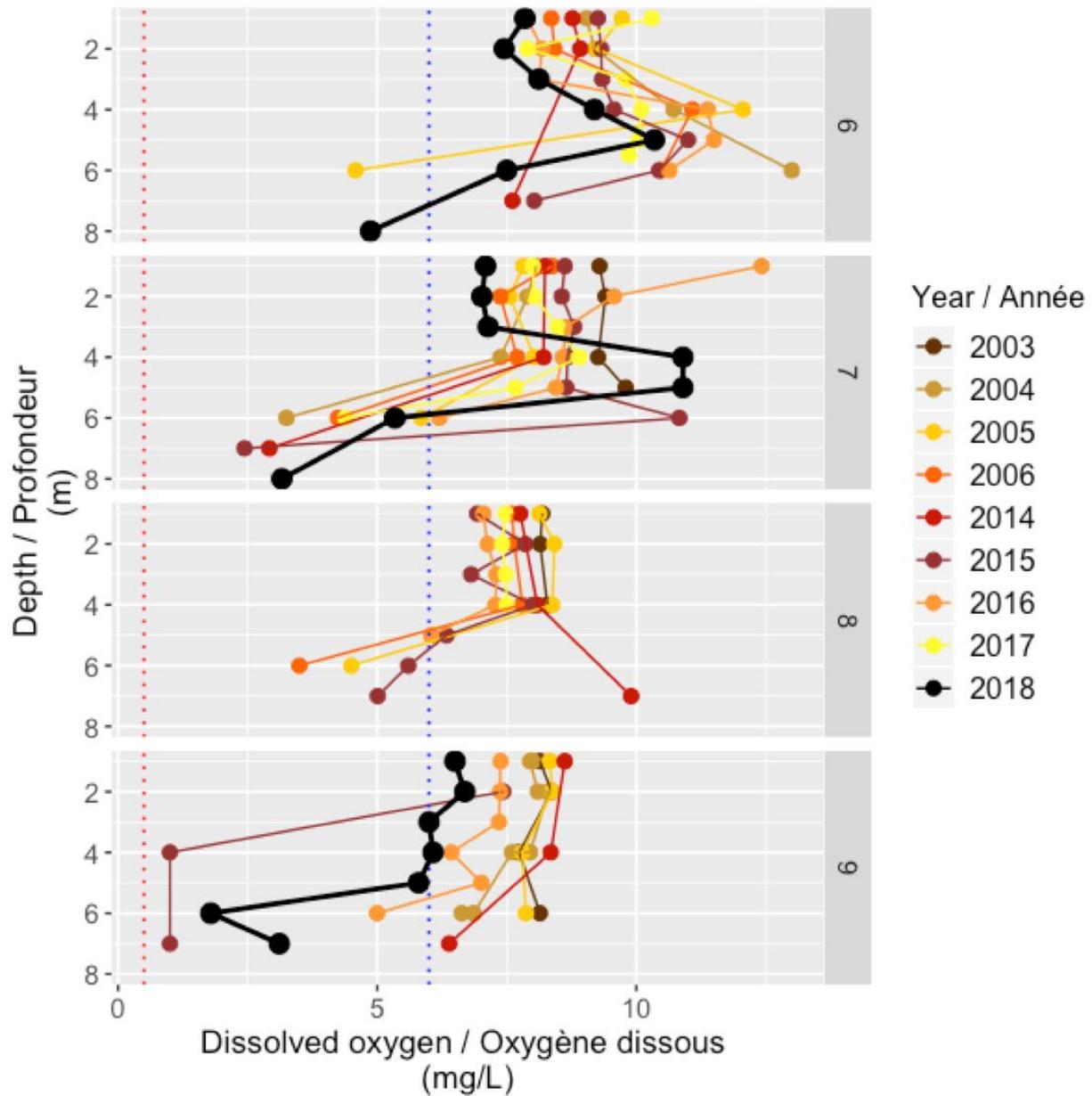


Figure 17 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Kingsmere de 2003 à 2018. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).

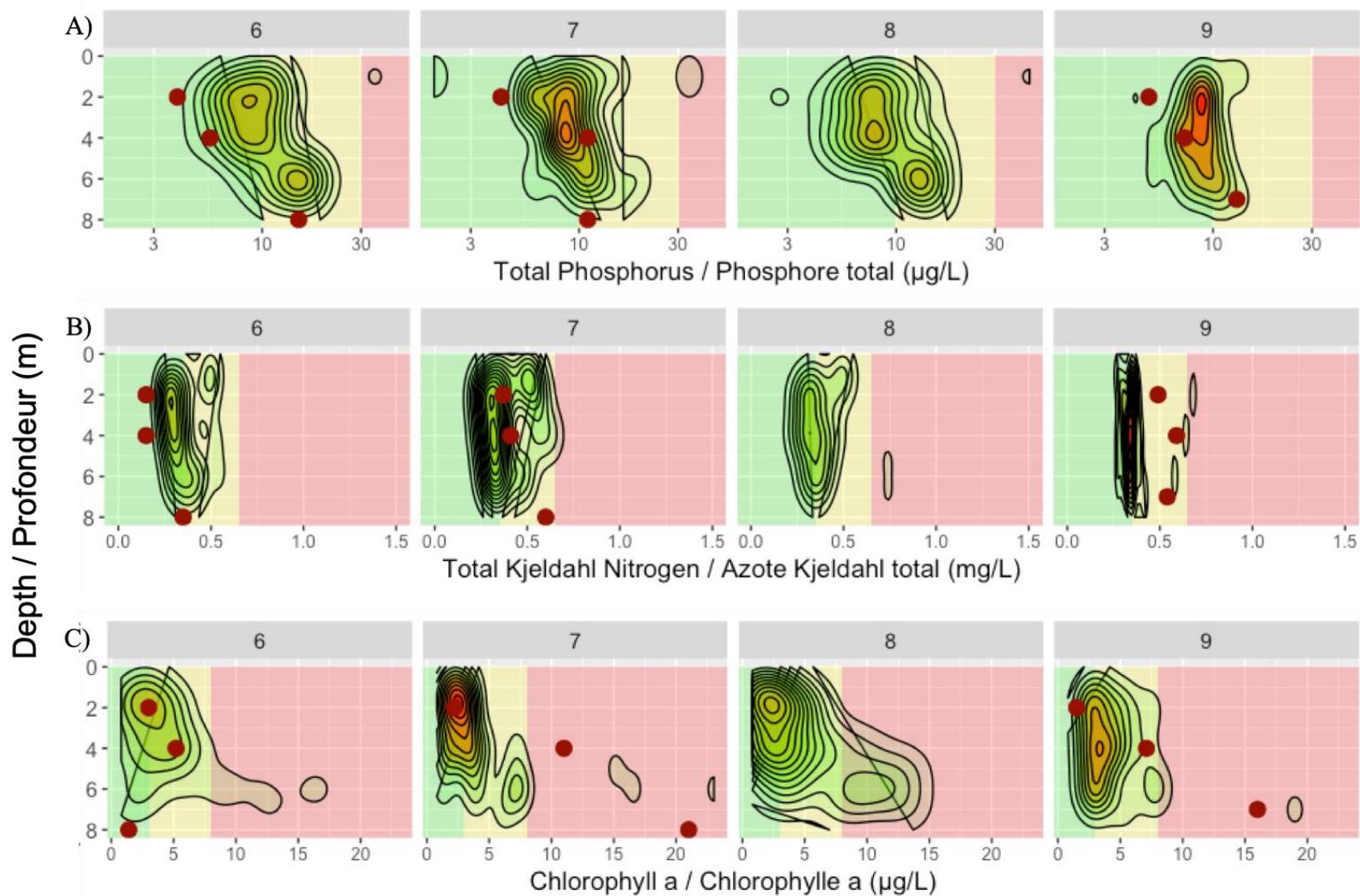


Figure 18 Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Kingsmere. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points noirs indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2018 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2017. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 mg/L); les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L, B) > 0,65mg/L, C) > 8 µg/L.

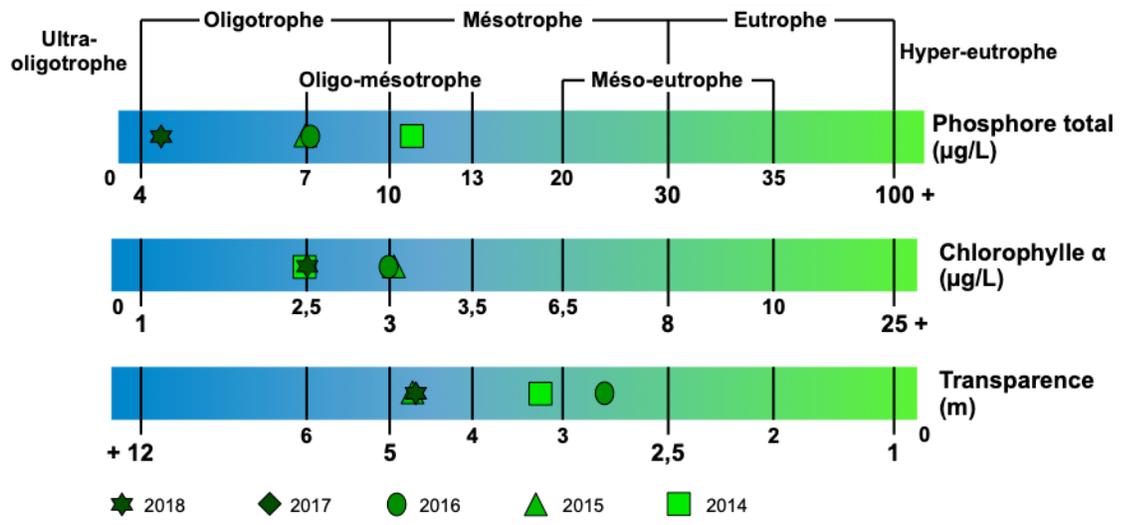


Figure 19 Niveau trophique du lac Kingsmere de 2014 à 2018. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre, pour l'eau prélevée à une profondeur de 2 m.

Lac Meech

Résumé

Le lac Meech comporte deux sites d'échantillonnage, soit ML3 et ML5. Ce lac est le plus grand et le plus profond des trois lacs d'étude (tableau 2). Son bassin versant est également le plus étendu, couvrant principalement les zones plus nordiques du parc de la Gatineau, et les lacs Mousseau, Philippe, Lusk, Taylor, Renaud, Kiddler et Clair (Fig 2). Le lac Meech est classé comme oligotrophe selon le système de classification du MELCC. Les valeurs en chlorophylle *a* et en phosphore étaient légèrement supérieures en 2018 qu'en 2017, bien qu'elles demeurent plutôt basses par rapport aux autres lacs étudiés et aux valeurs historiques. Le lac Meech correspond toujours à la classe oligotrophe, bien qu'il se soit approché de la classe oligo-mésotrophe en 2018. Cependant, les concentrations en phosphore dans l'hypolimnion étaient élevées, ce qui suggère que les sédiments du lac relâchaient du phosphore dans la colonne d'eau, en 2018 comme dans les années antérieures. Les concentrations en azote étaient elles aussi élevées dans l'hypolimnion. Suite aux recommandations du rapport H₂O Chelsea 2016, les concentrations en azote ammoniacal ont été mesurées dans la colonne d'eau du lac Meech en 2017, puis à un mètre au-dessus des sédiments en 2018. Celles-ci se sont avérées plutôt basses en 2017 et 2018, quoique une valeur se soit approchée du seuil compromettant l'efficacité de la désinfection et du traitement, au site ML5 en août. Les coliformes fécaux étaient en très faibles concentrations en 2018 comme dans les années antérieures et correspondaient à une excellente qualité de l'eau pour la baignade et les activités récréatives. Les profils de température étaient similaires aux années passées, quoique les eaux de l'épilimnion étaient dans la gamme supérieure par rapport aux années précédentes en juillet et en août. Lors de l'échantillonnage en octobre, la colonne d'eau était isotherme autour de 10°C, suggérant un brassage automnal imminent. Les valeurs de pH ont été plus alcalines qu'en 2017 et le seuil supérieur de protection de la vie aquatique a été atteint une seule fois, en juin dans l'épilimnion. Quant à l'oxygène dissous, l'hypolimnion du lac Meech était anoxique en août, tout comme lors des années passées. Bien que ceci soit commun dans les lacs d'une telle profondeur, éviter d'ajouter de la matière organique et des nutriments aiderait à empêcher d'amplifier le phénomène.

Température

Les profils de température aux deux sites d'échantillonnage du lac Meech montraient des températures de la colonne d'eau dans la moyenne supérieure par rapport aux années passées de juin à août 2018 (Fig 20). Lors du premier échantillonnage de l'année 2018 le 28 mai, le lac était stratifié avec un épilimnion de 0 à ~ 5 m, un métalimnion de ~ 5 à 6 m, puis un hypolimnion de ~ 6 m jusqu'au fond. Les températures de l'épilimnion en juillet ont été parmi les plus hautes enregistrées, autour de 25°C.

Lors du dernier échantillonnage du lac Meech en 2018, le 24 octobre, la colonne d'eau était isotherme à 10°C, alors que dans le passé, le lac était normalement encore stratifié en octobre. À noter que les échantillonnages des années passées s'effectuaient normalement dans la première semaine du mois, alors qu'il s'est fait à la dernière semaine du mois en 2018. Il semble donc qu'en 2018, le brassage se soit effectué à la mi-octobre.

pH

Le pH a varié entre 6,94 et 8,57 en 2018, alors qu'il avait varié entre 5,93 et 7,8 en 2017 pour l'ensemble de la colonne d'eau, les deux sites confondus (Fig 21). Si les valeurs de pH avaient été plutôt acides en 2017, les profils de 2018 indiquent un pH plus sain et qui s'est maintenu entre les deux seuils de protection pour les activités récréatives et l'esthétisme.

Les profils de pH dans le lac Meech suivaient en 2018 le patron typique des lacs en région tempérée, c'est-à-dire que le pH diminuait généralement de l'épilimnion vers l'hypolimnion. Ceci est notamment causé par les organismes dominants dans chacune des couches d'eau. Les organismes photosynthétiques rejettent de l'oxygène dissous, ce qui a tendance à augmenter le pH (alcalin). Ces organismes sont dominants dans l'épilimnion, où la lumière du soleil est abondante. À l'inverse les organismes qui font la respiration rejettent du CO₂, ce qui diminue le pH (acide). De tels organismes dominant dans l'hypolimnion, où la lumière n'est pas suffisante pour effectuer la photosynthèse. Le lac Meech semblait donc avoir retrouvé un pH tout à fait normal et sain pour un lac québécois, suite à un épisode acide l'année précédente et en 2015.

Oxygène dissous

Les profils en oxygène dissous (OD) en 2018 aux sites ML3 et ML5 étaient semblables entre eux, et semblables aux années antérieures (Fig 22). De mai à octobre, les concentrations en OD ont varié de 7,88 mg/L à 11,67 mg/L dans l'épilimnion (0 à 4 m, les deux sites confondus), puis diminuaient sous ces profondeurs. Le seuil de protection de la vie aquatique a été atteint dès mai au site ML5 à la profondeur de 19 m, ce qui indique que l'oxygène apporté en profondeur lors du brassage printanier a rapidement été consommé. Par la suite, le seuil de protection a été atteint en juin à 20 m de profondeur au site ML3 et à 16 m au site ML5; puis en août à 12 m de profondeur au site ML3 et à 16 au site ML5. Le seuil d'anoxie n'a pas été atteint au site ML3 en 2018, bien qu'il avait souvent été le cas dans le passé. Au site ML5, le seuil de l'anoxie a été atteint une seule fois en août à la profondeur de 17 m. À noter que la sonde à oxygène ne fonctionnait pas en juillet. En octobre, alors que la colonne d'eau était isotherme, on constate que le brassage commençait à avoir lieu, puisque l'oxygène dissous était élevé dans les eaux profondes, à la seule exception de la profondeur de 16 m au site ML5.

Il est assez commun pour un lac d'une telle profondeur d'atteindre le seuil de protection pour la vie aquatique et l'anoxie durant la saison estivale. Une fois le lac stratifié, les échanges de gaz entre les différentes couches sont très limités et ainsi, l'hypolimnion n'obtient aucun apport en OD. Les organismes qui vivent dans l'hypolimnion sont ceux faisant la respiration (consomment de l'oxygène et rejettent du CO₂), car la lumière est insuffisante pour permettre aux organismes photosynthétiques d'effectuer la photosynthèse. De plus, la matière organique qui descend graduellement dans le lac se fait décomposer, ce qui consomme de l'oxygène. En somme, durant le brassage printanier, toute la colonne d'eau reçoit un apport en OD et une fois le lac stratifié, l'oxygène qui se trouvait dans l'hypolimnion est consommé par les organismes faisant la respiration et par la dégradation de la matière organique.

Bien qu'il soit commun que l'hypolimnion devienne anoxique au cours de l'été dans un lac ayant la profondeur du lac Meech, une telle situation peut engendrer une hausse de concentrations en phosphore dans l'hypolimnion, tel que discuté ci-bas. Il serait adéquat d'éviter d'ajouter davantage de matière organique dans le lac afin de limiter la consommation d'OD pour sa décomposition. Aussi, diminuer les nutriments qui atteignent le lac contribuerait à réduire la

productivité des organismes y vivant. Si moins d'organismes faisant la respiration se développent dans l'hypolimnion, la consommation en OD sera elle aussi réduite. Somme toute, les concentrations en oxygène dissous se sont améliorées en 2018 par rapport à 2017 et les années précédentes.

Phosphore total

Bien que la concentration annuelle moyenne en phosphore total (PT) des eaux de surface ait légèrement augmenté en 2018, celle-ci correspondait à un niveau oligotrophe, tout comme de 2015 à 2017. La concentration moyenne était de 7,46 µg/L en 2018; de 4,43 µg/L en 2017; de 6,61 µg/L en 2016 et de 7,02 µg/L en 2015 (Fig 5). Les années 2014 et 2013 avaient été légèrement plus élevées, avec toutes deux ~10 µg/L de moyenne annuelle. Le lac Meech, tout comme les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere, avait connu une concentration annuelle particulièrement élevée en 2012, rejoignant 32,25 µg/L. Il semble que l'année 2012 était exceptionnelle, car jamais les concentrations en PT n'ont été aussi élevées par la suite et ce, dans les trois lacs d'étude. Depuis ce temps, les concentrations annuelles en phosphore ont diminué dans le lac Meech.

Le lac Meech montre des signes de relargage de phosphore par les sédiments (voir « Phosphore – relargage par les sédiments » dans la section « Description des variables étudiés et des concepts clés »; Fig 5 B), car les concentrations en PT sont souvent supérieures dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion au cours de la saison estivale. Ce phénomène est répétitif d'année en année, et les années 2018 et 2017 semblent avoir connu un relargage similaire aux années précédentes, suite à une année supérieure à la normale en 2016. En effet, les concentrations hypolimnétiques en PT les plus élevées en 2018 ont été de 51 µg/L au site ML5 en octobre, contre 200 µg/L en octobre 2016 au site ML3. Les profils de concentrations de ce nutriment ont été dans les moyennes des années précédentes durant toute la saison d'échantillonnage 2018 (Fig 23 A). Le relargage de ce nutriment semble avoir débuté au mois de mai au site ML3 et au mois de juin au site ML5, pour ensuite s'intensifier au cours de l'été jusqu'en octobre (Fig 23 A). Lors du brassage automnal, le phosphore est redistribué dans la colonne d'eau et les concentrations sont constantes dans la colonne d'eau.

Le relargage de phosphore par les sédiments est un phénomène relativement commun dans les lacs des régions tempérées et est souvent observé en conditions anoxiques. Il apparaît d'ailleurs que le patron temporel d'oxygène dissous est corrélé au relargage, car l'hypolimnion est typiquement anoxique du mois de juillet/août jusqu'en octobre (Fig 22). Bien que le relargage soit relativement commun, il relève certaines inquiétudes. Notamment, un ajout important de phosphore par les sédiments peut mener à l'eutrophisation et sur-stimuler la croissance d'algues, de cyanobactéries, ou d'autres espèces non désirables. Aussi, dans les lacs où des efforts sont faits afin de réduire la quantité de phosphore rejetés, en diminuant la quantité de fertilisants appliquée sur les résidences à proximité du lac ou en re-végétalisant les berges par exemple, le relargage de phosphore par les sédiments peut retarder l'amélioration de qualité de l'eau, puisque d'importantes quantités de phosphore continuent d'atteindre le lac (Søndergaard *et al.*, 2003). Heureusement, le lac Meech est plutôt oligotrophe et il ne semble pas que le relargage de phosphore affecte les concentrations annuelles dans l'épilimnion. Il serait tout de même souhaitable de continuer à échantillonner les différentes couches d'eau dans le lac Meech durant la saison estivale afin de vérifier que le relargage ne s'amplifie pas et que les concentrations épilimnétiques demeurent stables.

Azote Kjeldahl total et azote ammoniacal

Les concentrations en azote Kjeldahl total (NKT) dans les eaux de surface sont demeurées relativement faibles et constantes au cours des dernières années au lac Meech (Fig 6). En 2018, la concentration moyenne annuelle en NKT était de 0,35 mg/L, contre 0,41 mg/L en 2017; 0,40 mg/L en 2016; 0,37 mg/L en 2015 et 0,35 mg/L en 2014. Bien que le MELCC n'utilise pas le NKT dans son système de classification des lacs, ces valeurs correspondaient au niveau mésotrophe selon Kalff (2001). Il semble que les concentrations étaient plus élevées de 2011 à 2013, mais cela est plutôt un effet des changements de laboratoire où les analyses étaient faites, car les limites de détection peuvent varier d'un laboratoire d'analyse à l'autre. Durant le programme H₂O des Collines (2011 – 2013), la limite de détection était de 1 mg/L. Par convention, lorsqu'une mesure est sous la limite de détection, on y accorde la moitié de la valeur de limite de détection. Tous les échantillons prélevés de 2011 à 2013 ont obtenu des résultats sous la limite de détection et la valeur de 0,5 mg/L leur a donc été attribuée. En 2014, la limite de

détection était de 0,7 mg/L; puis de 0,3 mg/L en 2015 à 2017. Il est important de comprendre cette réalité afin de bien interpréter les résultats des figures 6 et 22 B.

Si les concentrations moyennes en NKT sont demeurées plutôt stables et basses au cours des dernières années dans l'eau de surface du lac Meech, les concentrations dans la colonne d'eau semblent avoir dans la gamme supérieure (Fig 6 B). Dès le mois de juin, les concentrations en NKT dans la colonne d'eau étaient dans la gamme supérieure des valeurs des années précédentes (Fig 23 B). De plus, les concentrations tendaient à augmenter de l'épilimnion vers l'hypolimnion aux mois de juillet et août au site ML5 et au mois d'août au site ML3. Cette tendance était davantage prononcée en 2017 qu'en 2018. Le phénomène le plus probable pour expliquer la tendance d'augmentation des concentrations en NKT en profondeur est lié à la dégradation de la matière organique. En absence d'oxygène, la dégradation de la matière organique à la surface des sédiments rejette de l'ammonium (NH_4) par le processus d'ammonification. Basé sur les profils d'oxygène dissous dans le lac Meech, l'hypolimnion a été anoxique au mois d'août aux deux sites, et la sonde à oxygène dissous était défectueuse en juillet (Fig 22). Il est donc probable qu'au cours de l'été, la dégradation de la matière organique à la surface des sédiments augmente les concentrations en ammonium, ce qui est reflété par de hautes concentrations en NTK (l'azote Kjeldahl total inclus l'ammonium) dans l'hypolimnion lorsque celui-ci est anoxique. De plus, certaines mesures de NKT particulièrement élevées ont été mesurées, soit 1,5 mg/L au site ML3 en juillet à la profondeur de 12 m; puis 1,4 mg/L au site ML5 en juin à la profondeur de 4 m. Ces valeurs semblent anormalement élevées, soit les plus hautes mesurées depuis 2004. Elles pourraient être dues à une contamination des échantillons. Une autre possibilité est que l'eau prélevée contenait un agrégat d'algues, ce qui aurait augmenté le résultat.

L'azote ammoniacal (NH_3 et NH_4) peut s'avérer toxique pour la faune aquatique, principalement les poissons, lorsque présent en trop grande concentration. L'azote ammoniacal réduit le taux d'éclosion des œufs et le taux de croissance des poissons, en plus de causer des dommages aux branchies, au foie et aux reins (Oram, Water Research Center, 2014). L'Organisation Mondiale de la Santé a établi deux seuils de la contamination. Selon l'organisme, une concentration d'azote ammoniacal de plus de 0,2 mg/L peut compromettre l'efficacité de la

désinfection pour l'eau potable et une concentration de plus de 1,5 mg/L peut altérer les propriétés organoleptiques et esthétiques de l'eau pour les usages récréatifs.

L'azote ammoniacal avait été mesuré dans les lacs durant le programme H₂O des Collines, soit de 2011 à 2013. Suite aux recommandations effectuées dans le rapport H₂O Chelsea 2016, cette variable de qualité de l'eau a été de nouveau analysé en 2017 dans toute la colonne d'eau, puis dans le bas de l'hypolimnion seulement en 2018.

Les concentrations en azote ammoniacal ont été plutôt basses en 2018, tout comme en 2017. Deux mesures ont été sous la limite de détection de 0,05 mg/L alors que la valeur la plus élevée était de 0,19 mg/L au site ML5 en août (Fig 23 C). La valeur la plus élevée de 2017 avait été de 0,48 mg/L au site ML3 en août, à la profondeur de 17 m. En 2017, les concentrations en azote ammoniacal avait été plutôt constantes dans l'épilimnion et le métalimnion, puis augmentaient dans l'hypolimnion, un patron semblable à l'NKT. En 2018, l'azote ammoniacal a seulement été mesuré dans l'échantillon prélevé à un mètre du fond de l'eau. Chacune des valeurs mesurées dans le lac Meech en 2018 était bien en deçà du seuil pour la protection de la vie aquatique. Une seule mesure a frôlé le seuil compromettant l'efficacité de la désinfection et du traitement établi par l'Organisation Mondiale de la Santé de 0,2 mg/L, soit 0,19 mg/L au site ML5 en août. En 2017, deux mesures avaient dépassé ce seuil. Ainsi, si des résidents prélèvent l'eau du lac Meech à des fins de consommations, il serait important que la prise d'eau se situe à plus d'un mètre du fond du lac, car c'est normalement à cette profondeur que la concentration en azote ammoniacal est la plus élevée.

Chlorophylle *a*

La concentration moyenne estivale en chlorophylle *a* dans les eaux de surface en 2018 a graduellement augmenté de 2013 à 2018 (Fig 7 A). La concentration moyenne estivale en 2018 à une profondeur de 2 m, les deux sites confondus, était de 2,48 µg/L ; contre 1,71 µg/L en 2017; 2,44 µg/L en 2016; 1,86 µg/L en 2015 et 1,78 µg/L en 2014. Ces valeurs correspondent toutes à un niveau oligotrophe. Les concentrations moyennes avaient été plus élevées de 2004 à 2010 et correspondaient à un niveau mésotrophe. En 2018, comme lors des années antérieures, les concentrations en chlorophylle *a* ont suivi le patron typique dans la colonne d'eau, c'est-à-dire

des valeurs relativement élevées dans l'épilimnion et le métalimnion, suivi d'une baisse dans l'hypolimnion (Fig 23 D). Deux valeurs particulièrement élevées ont été mesurées, en 2018, soit 7 µg/L en juillet à la profondeur de 8 m au site ML3, et 4,5 µg/L en août à la même profondeur et le même site. La profondeur de secchi lors de ces deux échantillonnages était de 4,5 m et de 5,5 m, respectivement. La transparence était donc suffisante pour permettre la photosynthèse à la profondeur de 8 m, où les hautes concentration en chlorophylle *a* ont été mesurées. Il semble donc y avoir eu une couche d'organismes photosynthétiques particulièrement actifs à cette profondeur. La moyenne estivale pour la profondeur de secchi était de 4,45 m au lac Meech alors la zone photique (profondeur à laquelle la lumière du soleil pénètre suffisamment pour permettre la photosynthèse) était donc d'environ 8,9 m. Puisque la lumière est insuffisante pour permettre la photosynthèse en deçà de cette profondeur, les concentrations en chlorophylle *a* sont faibles.

Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont historiquement très faibles dans le lac Meech (Fig 8). En 2017, la moyenne a été de 1,8 UFC/100 ml, alors qu'elle avait été de 1 UFC/100 ml et en 2016 et 2015, car toutes les mesures avaient été sous la limite de détection. Il est important de noter des changements dans la limite de détection des coliformes fécaux. En 2015 et 2016, la limite de détection avait été de 2 UFC/100 ml. En 2017, la limite de détection a parfois été de 2 UFC/100 ml, et d'autres fois de 10 UFC/100 ml. Lorsqu'une mesure est sous la limite de détection, on lui accorde une valeur correspondant à la moitié de la limite de détection. Ainsi, si la limite de détection était de 2 UFC/100 ml et qu'une mesure était sous la limite, elle s'est vue accorder la valeur de 1 UFC/100 ml. Pour les échantillons analysés avec une technique de 10 UFC/100 ml comme limite de détection, une mesure sous cette valeur s'est vue attribuer la valeur de 5 UFC/100 ml. En 2017, seulement les analyses effectuées en juin avaient 10 UFC/100 ml comme limite de détection. Puisque les résultats furent sous la limite, la valeur attribuée a été de 5 UFC/100 ml. Somme toute, en 2017 comme en 2016 et 2015, tous les résultats de coliformes fécaux ont été sous la limite de détection et la qualité de l'eau pour ce critère selon le MELCC correspond à « excellente ».

Niveau trophique

En considérant les concentrations en phosphore total et en chlorophylle *a*; puis la transparence, le lac Meech est classé comme oligotrophe selon le système de classification du MELCC (Fig 24). Les concentrations en phosphore total dans les eaux de surface avaient diminué au cours de la période 2013-2017, puis ont légèrement remonté en 2018. Les concentrations en chlorophylle *a* avaient légèrement diminué en 2016-2017, puis ont elles aussi légèrement monté à nouveau en 2018. La transparence a quant à elle légèrement diminué en 2017 et 2018. La transparence moyenne était de 4,45 m en 2018; contre 5,15 m en 2017 et 5,31 en 2016. La moyenne de transparence en 2018 correspond plutôt à la classe oligo-mésotrophe. Bref, bien que le lac Meech corresponde toujours à la classe oligotrophe, ce dernier s'est approché de la classe oligo-mésotrophe en 2018.

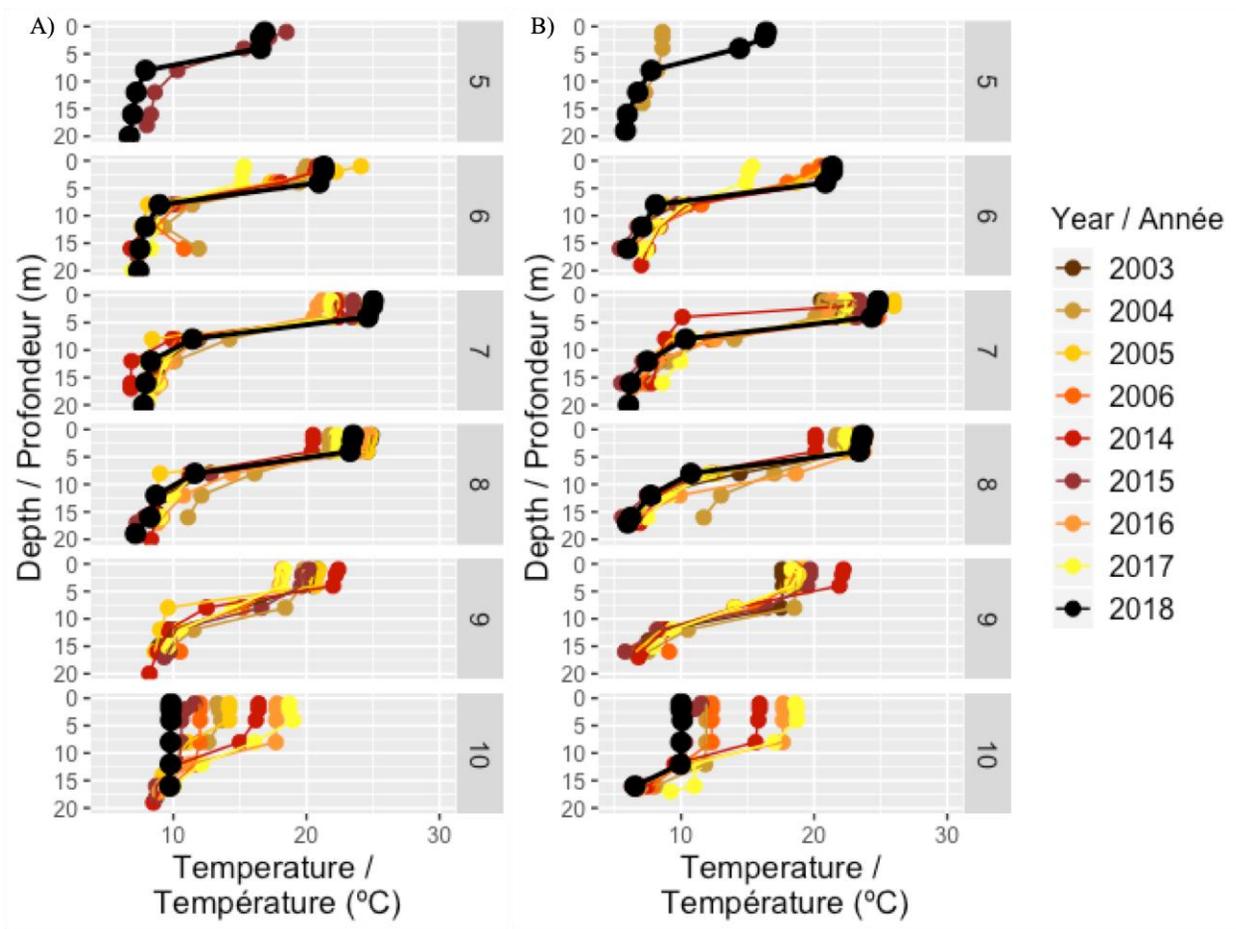


Figure 20 Profils des températures du lac Meech de 2003 à 2018, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

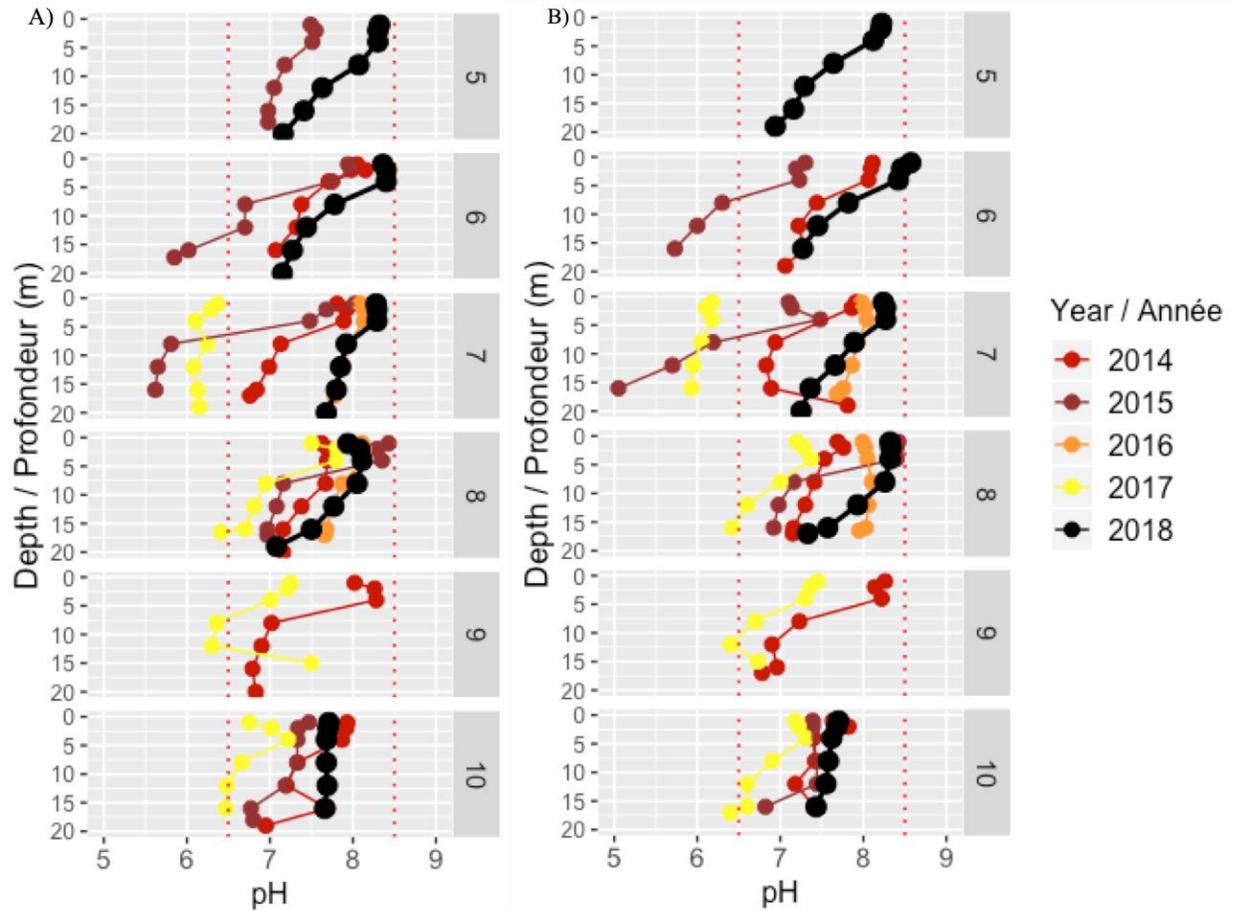


Figure 21 Profils de pH du lac Meech de 2014 à 2018, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0. À noter que la sonde à pH éprouvait des difficultés en juillet 2017, les résultats pour ce mois sont anormalement bas et résultent tout probablement de problèmes techniques.

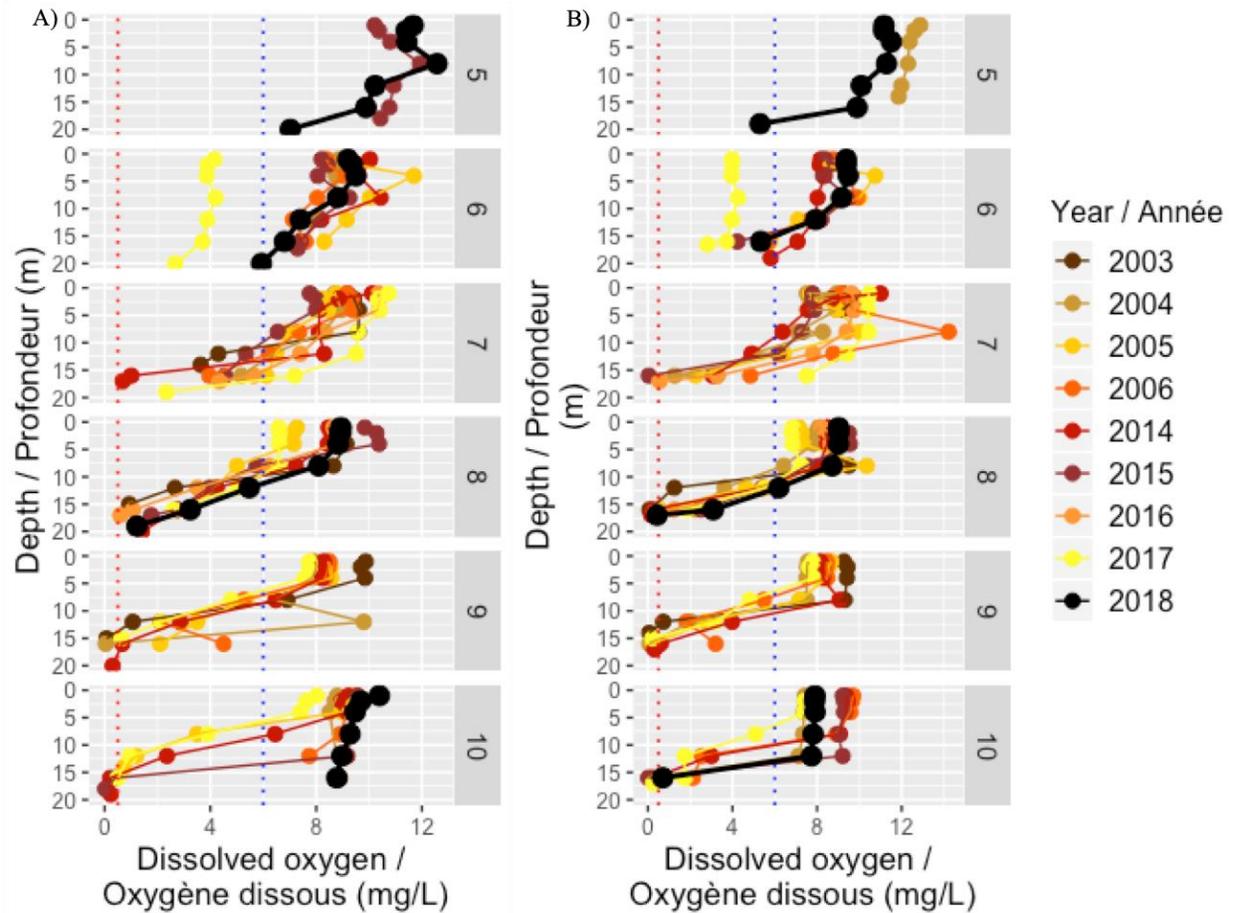
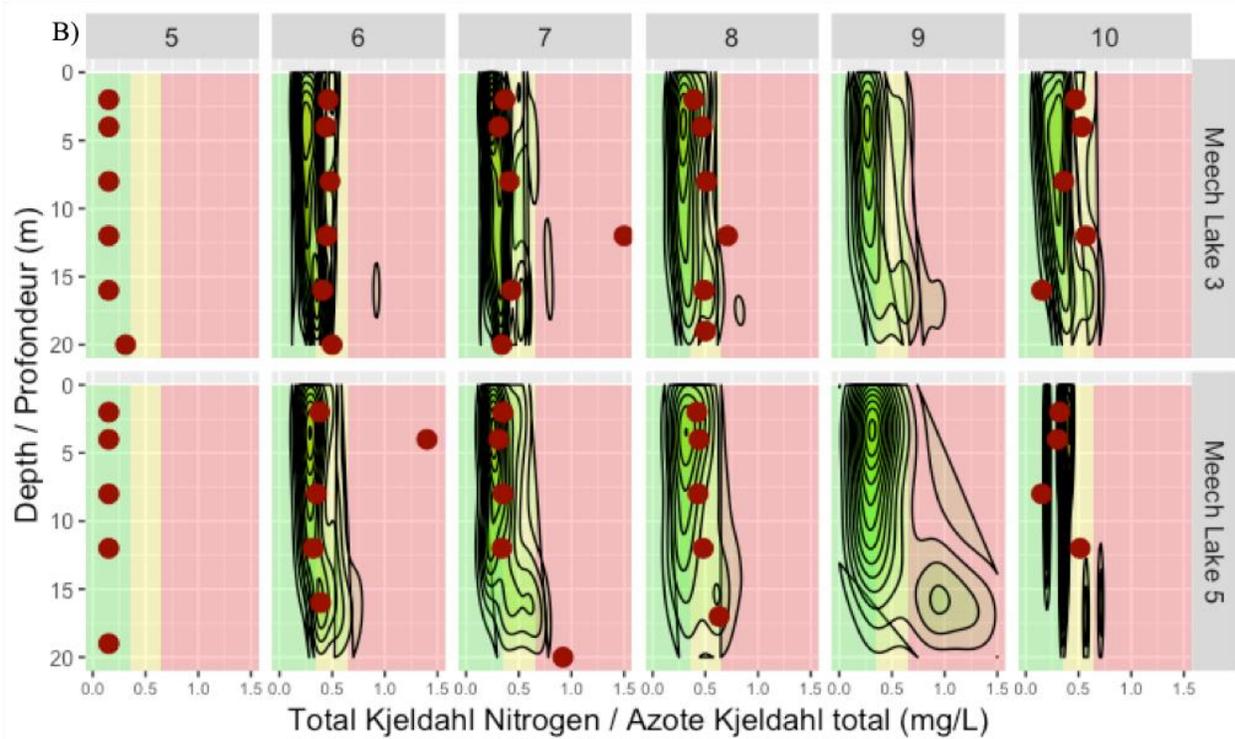
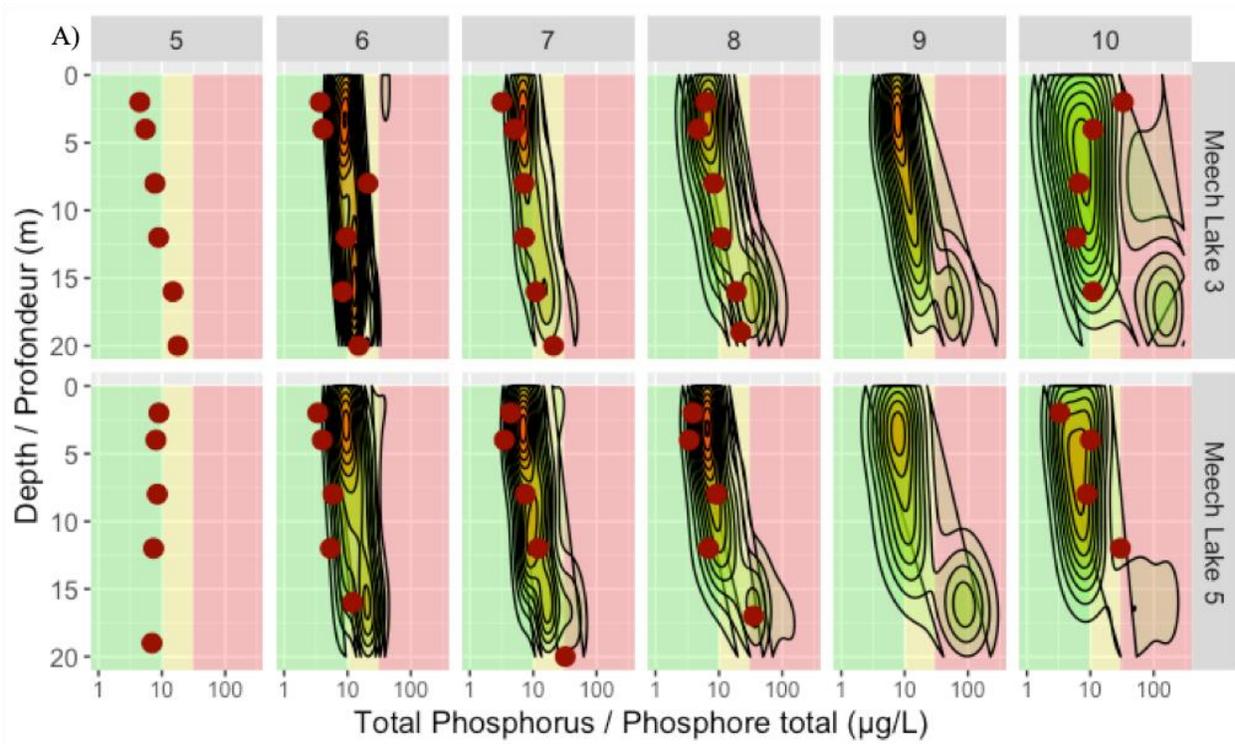


Figure 22 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Meech de 2003 à 2018, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).



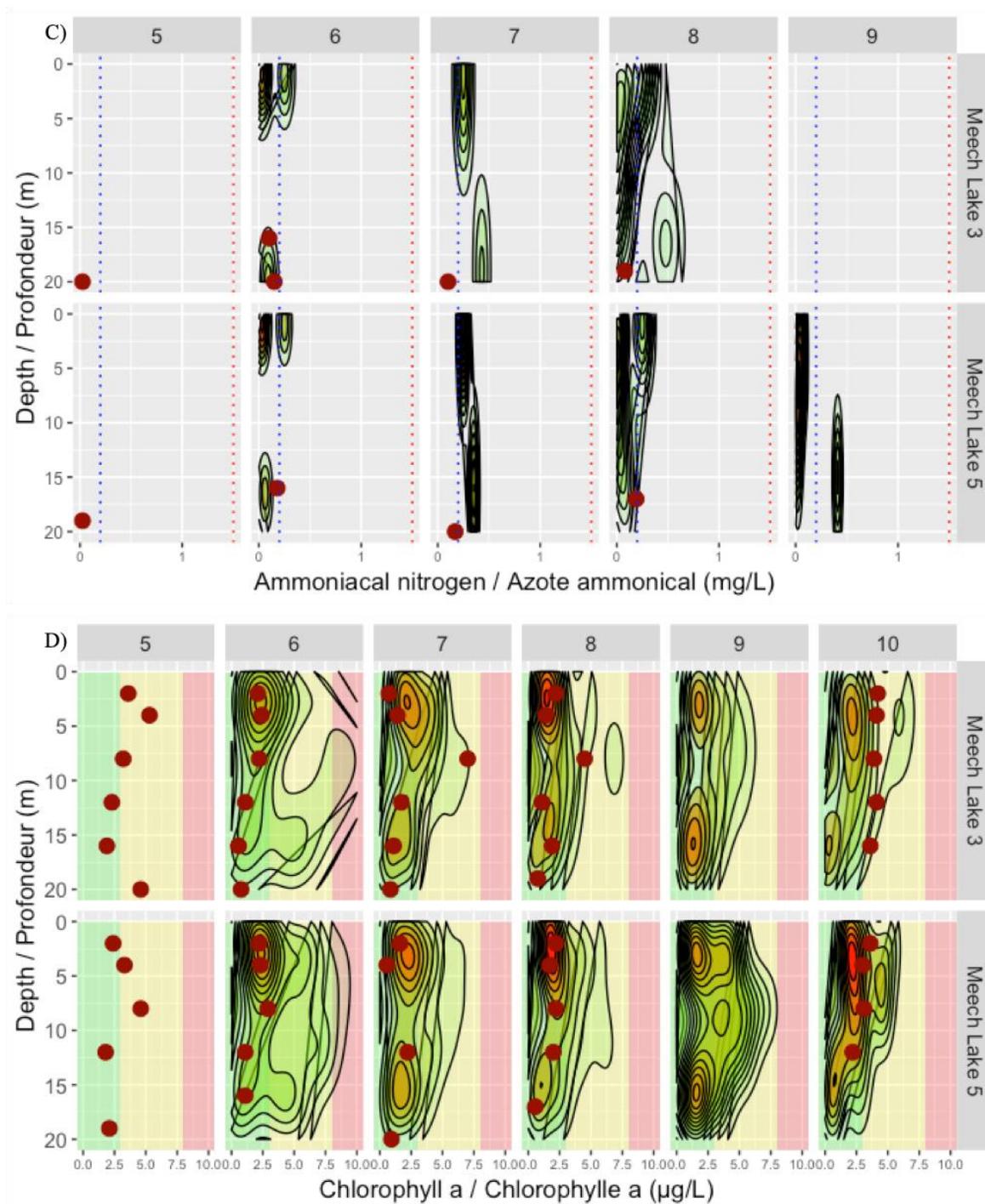


Figure 23 Profils des concentrations en A) phosphore total; B) azote Kjeldahl total; C) azote ammoniacal et D) chlorophylle *a* dans la colonne d'eau du lac Meech, aux sites Meech Lake 3 et Meech Lake 5. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2018 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2017. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L; B) < 0,35 mg/L; D) < 3 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L; B) 0,35 – 0,65 mg/L; D) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L; B) > 0,65mg/L; D) > 8 µg/L. En C), la ligne pointillée bleu représente le seuil de la contamination de l'OMS (0,2 mg/L) et la ligne pointillée rouge représente le seuil de protection de la vie aquatique (1,5 mg/L).

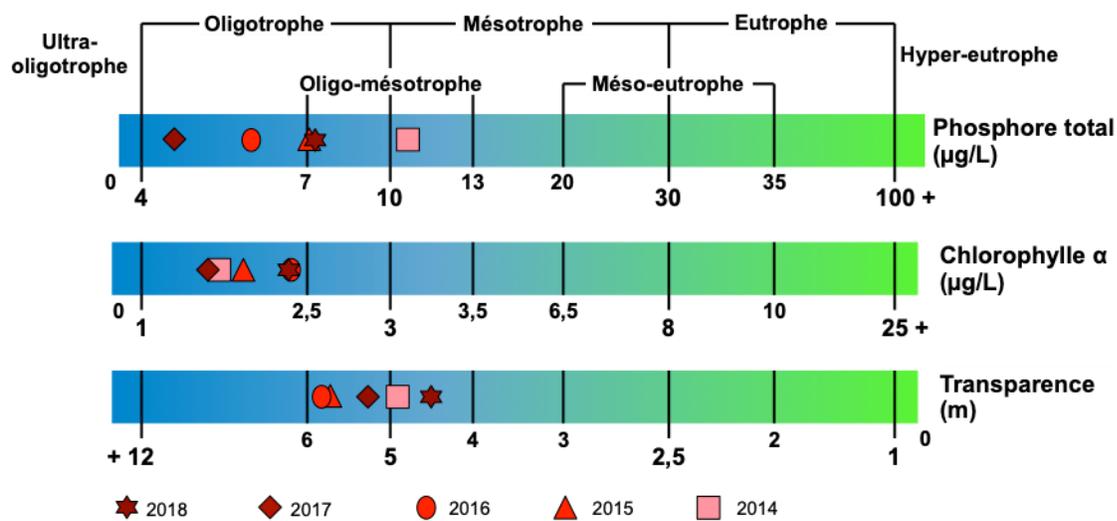


Figure 24 Niveau trophique du lac Meech de 2014 à 2018. Les valeurs présentées sont les moyennes pour les deux sites au lac Meech (ML3 et ML5) de mai à septembre.

Rivière Gatineau

Résumé

La rivière Gatineau prend sa source dans le réservoir Baskatong, au nord de l'Outaouais, et coule sur 386 km de longueur jusqu'à son embouchure dans la rivière des Outaouais. La qualité de l'eau dans cette rivière, dans les sites étudiés dans le cadre du projet H₂O, semble très bonne et tout à fait convenable à des activités récréatives. Les concentrations en phosphore et en azote sont très basses et correspondent à une classe oligotrophe pour les cours d'eau. Les concentrations historiques en coliformes fécaux ont oscillé entre une qualité de l'eau excellente et bonne et ont correspondu à une excellente qualité de l'eau en 2018. Puisque les concentrations en phosphore, en azote et coliformes fécaux ne présentent pas de patron évident de l'amont vers l'aval, il ne semble pas y avoir de source ponctuelle ou importante de ces nutriments entre Wakefield et Chelsea. La température de l'eau en 2018 a montré un début d'été similaire aux années précédentes, suivi de mesures plutôt chaudes en août et en septembre. Les concentrations en oxygène dissous étaient parmi les mesures les plus élevées depuis le début du programme H₂O Chelsea et similaires pour l'ensemble de la colonne d'eau en 2018, ce qui offre un habitat favorable aux organismes aquatiques nécessitant de l'oxygène. La transparence de l'eau était plutôt faible dans la rivière Gatineau en 2018 et dans les années passées. Ceci est probablement lié à la présence de particules inorganiques plutôt qu'organiques. Après des saisons estivales plutôt acides en 2016 et 2017, il semble que les valeurs de pH aient remonté vers des valeurs plus saines en 2018. Les mesures de pH n'ont d'ailleurs pas franchi les seuils de protection de la vie aquatique en 2018. Finalement, la conductivité de la rivière Gatineau est basse, ce qui suggère qu'elle obtient peu d'apports en sel par rapport à son volume d'eau.

Température

Les profils de température sont effectués dans deux sites de la rivière Gatineau, soit GR22 (Baie de Wakefield) et GR151 (Baie de fer à cheval). À ces deux sites, les profils de température en 2018 étaient similaires aux années antérieures au mois de juillet, puis dans la gamme supérieure par rapport aux années antérieures en août et en septembre (Fig 25 A). Alors que les trois lacs étudiés dans le cadre du projet H₂O Chelsea montrent une stratification thermique marquée, les deux sites de la rivière Gatineau sont isothermes et ce, tout au long de la saison estivale. Le courant de la rivière brasse constamment les eaux et permet ainsi une distribution assez uniforme

de la chaleur à travers la colonne d'eau. En juillet 2018, l'ensemble de la colonne d'eau aux deux sites était dans la moyenne de températures des années passées, avec une moyenne de 20,38°C au site GR22 et de 20,73°C au site GR151. Les températures ont par la suite légèrement augmenté en août, avec une moyenne de 22,71°C et de 23,39°C aux sites GR22 et GR151, respectivement. Puis, en septembre, les températures de la colonne d'eau étaient dans la gamme supérieure comparativement aux années passées, avec une moyenne de 22,20°C et 22,66°C aux sites GR22 et GR151, respectivement.

pH

Les mesures de pH dans la rivière Gatineau ont été dans la gamme supérieure des valeurs historiques (Fig 25 B). Durant le mois d'août, les valeurs de pH ont été particulièrement élevées et ont varié entre 7,70 à 8,04 au site GR22, puis de 7,46 à 7,63 au site GR151. Bien que ces valeurs soient supérieures aux valeurs précédentes, elles demeurent bien situées entre les seuils inférieurs et supérieurs pour la protection de la vie aquatique. En 2016, les eaux de la colonne d'eau de la rivière Gatineau avaient montré des signes d'acidification, qui ne semblaient pas s'être perduré en 2017, ni en 2018.

Conductivité

La conductivité aux deux sites de la rivière Gatineau est plutôt faible, avec des valeurs entre 30 et 38 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2018, et entre 33 et 51 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2017, les deux sites confondus (Fig 26 A). Ces valeurs s'apparentent à la majorité des mesures prises durant les années passées et correspondent à la gamme inférieure des valeurs de conductivité typiques pour les lacs et les rivières en Amérique du nord, soit de 20 à 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Kalff, 2001). Il semble donc que la géologie du bassin versant de la rivière Gatineau lui fournisse peu de sels dissous. Aussi, le sel de déglacage appliqué sur les routes ne semble pas affecter significativement le contenu en sels dissous dans la rivière, ou du moins, pas durant l'été.

Oxygène dissous

Les concentrations en oxygène dissous (OD) sont relativement élevées dans l'ensemble de la colonne d'eau de la rivière Gatineau, et ont été particulièrement élevées en 2018 par rapport aux années précédentes (Fig 26 B). En 2018, les concentrations ont été supérieures aux années

antérieures en juillet, variant de 8,09 mg/L à 8,23 mg/L au site GR22, puis de 8,11 mg/L à 8,47 mg/L au site GR151. La sonde à oxygène était défectueuse en août alors aucune données n'a été mesurée lors de cet échantillonnage. Les teneurs en OD ont ensuite augmenté à un niveau supérieur à toute valeur historique en septembre, alors que le site GR 22 se situait à des valeurs de 8,09 mg/L à 8,23 mg/L tandis que le site GR 151 a connu des valeurs entre 8,77 mg/L et 9,01 mg/L. Ainsi, lors des deux échantillonnages lors desquels l'oxygène dissous a été mesuré aux sites GR22 et GR151, aucune mesure n'a franchi le seuil de protection de la vie aquatique de 6 mg/L. Contrairement aux lacs, le courant dans la rivière Gatineau permet un brassage constant, fournissant ainsi un apport en oxygène dans les couches d'eau plus profondes.

Phosphore total

La moyenne estivale des concentrations en phosphore total (PT) dans la rivière Gatineau avait légèrement augmenté en 2017 et ce, pour tous les sites de la rivière. En 2018, les concentrations de ce nutriment ont diminué pour atteindre des moyennes très semblables à l'année 2016, soit parmi les moyennes les plus faibles depuis 2014 (Fig 27 A). La moyenne annuelle en 2018, tous les sites confondus, était de 7,58 µg/L; contre 10,68 µg/L en 2017; 8,29 µg/L en 2016; 11,18 µg/L en 2015 et 12,45 µg/L en 2014. De 2014 à 2016, les concentrations moyennes diminuaient légèrement de l'amont vers l'aval, alors qu'en 2017, elles tendaient plutôt à augmenter de l'amont vers l'aval. La différence de concentration moyenne entre les sites est cependant non-significative, il ne semble pas y avoir de source ponctuelle ou importante de phosphore de l'amont vers l'aval dans la rivière Gatineau entre Wakefield et Chelsea. Les concentrations moyennes estivales annuelles des quatre sites de la rivière Gatineau correspondent à un niveau oligotrophe selon le système de classification du MELCC.

Azote Kjeldahl total

Les moyennes de concentration en azote Kjeldahl total (NKT) sont plutôt faibles dans la rivière Gatineau et correspondent à une classe oligotrophe (Fig 27 B). Les concentrations sont demeurées plutôt stables des 2014 à 2018. En 2018 et 2017, la concentration annuelle, tous sites confondus, était de 0,38 mg/L; contre 0,50 mg/L en 2016; puis 0,26 mg/L en 2015 et 0,35 mg/L en 2014. Cependant, la différence entre les moyennes de 2014, 2015 et 2016 sont en grande partie causées par des changements de la limite de détection. En 2014, la limite de détection de NTK

était de 0,7 mg/L. Tous les échantillons en 2014 ont obtenu un résultat sous la limite de détection et se sont donc vu attribuer la valeur de 0,35 mg/L dans la base de données. En 2015, la limite de détection est passée à 0,3 mg/L, ce qui a permis de détecter les concentrations plus basses que l'année précédente. En 2016, la limite de détection est revenue à 0,7 mg/L. De 2014 à 2017, les concentrations en NKT étaient plutôt constantes de l'amont vers l'aval entre les sites GR22 et GR151. En 2018, le site GR 70 a obtenu une moyenne de 0,61 mg/L, soit une moyenne supérieure aux trois autres sites. Trois mesures ont été effectuées au cours de l'été, avec un résultat de 1,00 mg/L le 2 juillet, 0,37 mg/L le 31 juillet, puis 0,46 mg/L le 5 septembre. Il semble donc que la moyenne estivale élevée de ce site soit uniquement due à la mesure prise le 2 juillet, et non pas à une tendance élevée durant tout l'été. Puisque les moyennes sont plutôt stables de l'amont vers l'aval, tout comme pour le phosphore, il ne semble pas y avoir de source ponctuelle et importante d'azote le long de la rivière Gatineau entre Wakefield et Chelsea.

Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont mesurés aux sites GR70 (quai public de Farm Point) et GR90 (rampe à l'eau Burnett) de la rivière Gatineau. Depuis le début du programme H₂O, les moyennes ont oscillé entre une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml) et bonne (20 à 100 UFC/100 ml) (Fig 28). Au site GR70, le minimum atteint a été de 2,1 UFC/100 ml (2013) alors que le maximum a été de 62,8 UFC/100 ml (2008). Quant au site GR90, la moyenne annuelle la plus basse a été atteinte en 2012 avec 5,0 UFC/100 ml, alors que la plus haute a été de 27,4 UFC/100 ml en 2008. En 2018, les moyennes de coliformes fécaux étaient basses et correspondaient à une excellente qualité de l'eau, avec 9,11 UFC/100 ml de moyennes aux deux sites confondus, correspondant à une excellente qualité de l'eau selon ce critère. En terme de variabilité spatiale, il ne semble pas y avoir de patron constant de l'amont vers l'aval dans la rivière Gatineau. Historiquement, les moyennes en coliformes fécaux ont parfois été similaires aux sites GR70 et GR90, parfois plus hautes au site GR70 et parfois plus hautes au site GR90. Il ne semble donc pas y avoir de source ponctuelle ou importante entre le quai public de Farm Point et à la rampe à l'eau Burnett et l'eau est tout à fait convenable à la pratique d'activités récréatives.

Transparence

La transparence est mesurée à l'aide d'un disque de secchi (voir la section « Méthodologie ») et dépend principalement de la quantité de particules organiques et non organiques dans l'eau. Cette variable a été mesurée aux quatre sites de la rivière Gatineau à partir de 2009. De manière générale, la profondeur de secchi est plutôt faible et a varié de 0,7 m (GR90 en 2010) à 2,54 m (GR70 en 2013) dans la rivière Gatineau depuis le début du programme H₂O Chelsea (Fig 28 B). Suite à une augmentation de la transparence en 2016, les moyennes annuelles de transparence ont à nouveau augmenté en 2017 et 2018 pour atteindre des valeurs très semblables à l'année 2015. Les mesures de transparence ont varié entre 1,4 m et 2,2 m au cours de la dernière saison d'échantillonnage. La profondeur de secchi peut renseigner sur le niveau trophique lorsque la turbidité est principalement causée par la présence de phytoplancton dans un plan d'eau. Cependant, dans le cas de la rivière Gatineau, il est fort probable que la turbidité résulte davantage de particules inorganiques dans l'eau que de phytoplancton. Une première raison est que les concentrations en nutriments y sont très faibles (Fig 27), correspondant à une classe oligotrophe. Deuxièmement, une grande partie de la rivière Gatineau, de ses berges et de son bassin versant repose sur des sédiments non consolidés déposés lors de la dernière glaciation (SIGEOM, 2017). Puisque ces derniers sont non consolidés, ils sont relativement faciles à transporter lors du ruissellement, puis amenés vers la rivière Gatineau. Il est donc fort probable que la faible transparence de la rivière Gatineau soit principalement dûe à la présence de particules inorganiques, tels que des sédiments, plutôt que de phytoplancton.

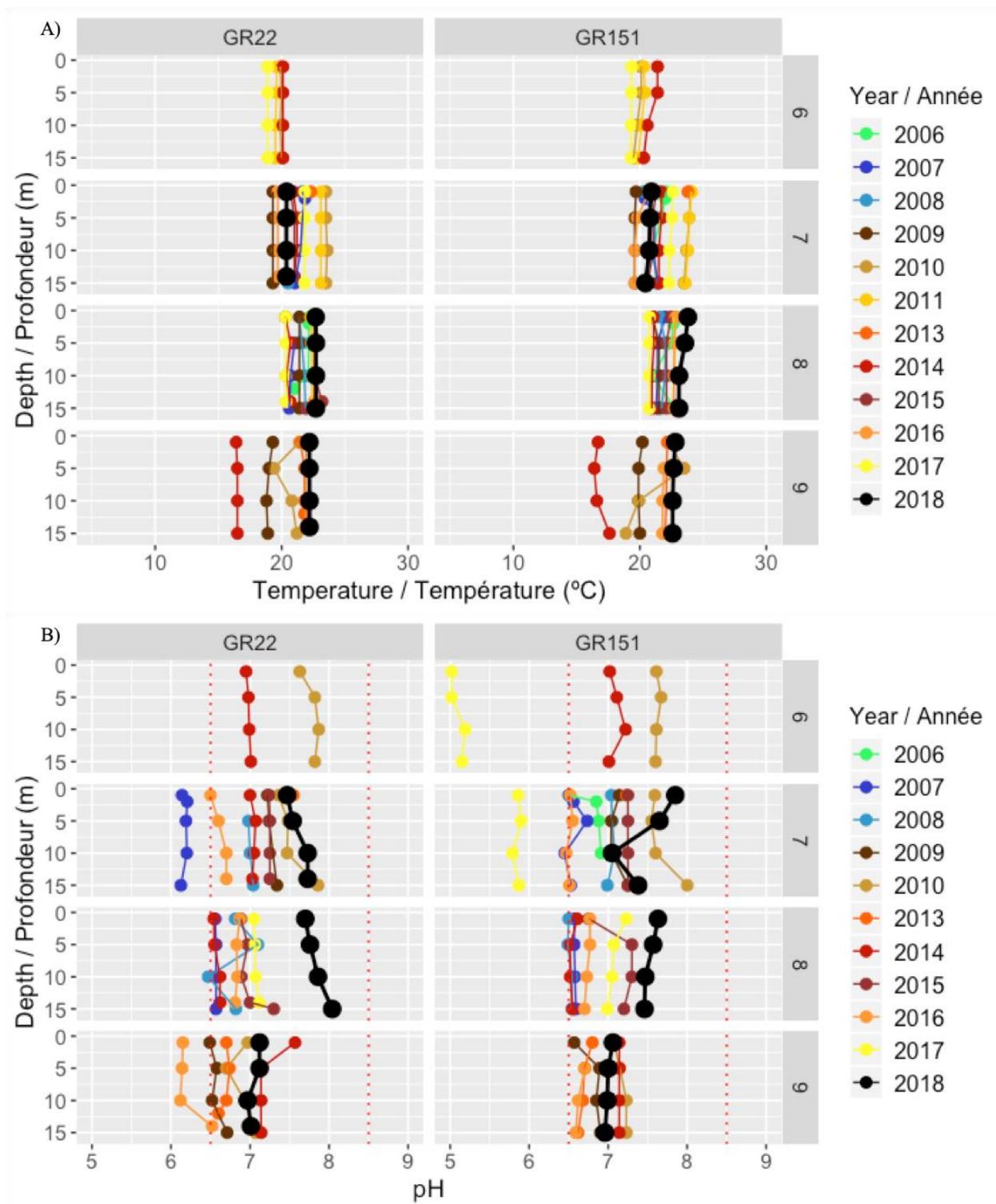


Figure 25 Profils de A) température aux sites GR22 et GR151 de la rivière Gatineau et B) de pH aux sites GR22 et GR151, de 2006 à 2018. Les deux lignes pointillées rouges en B) indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0.

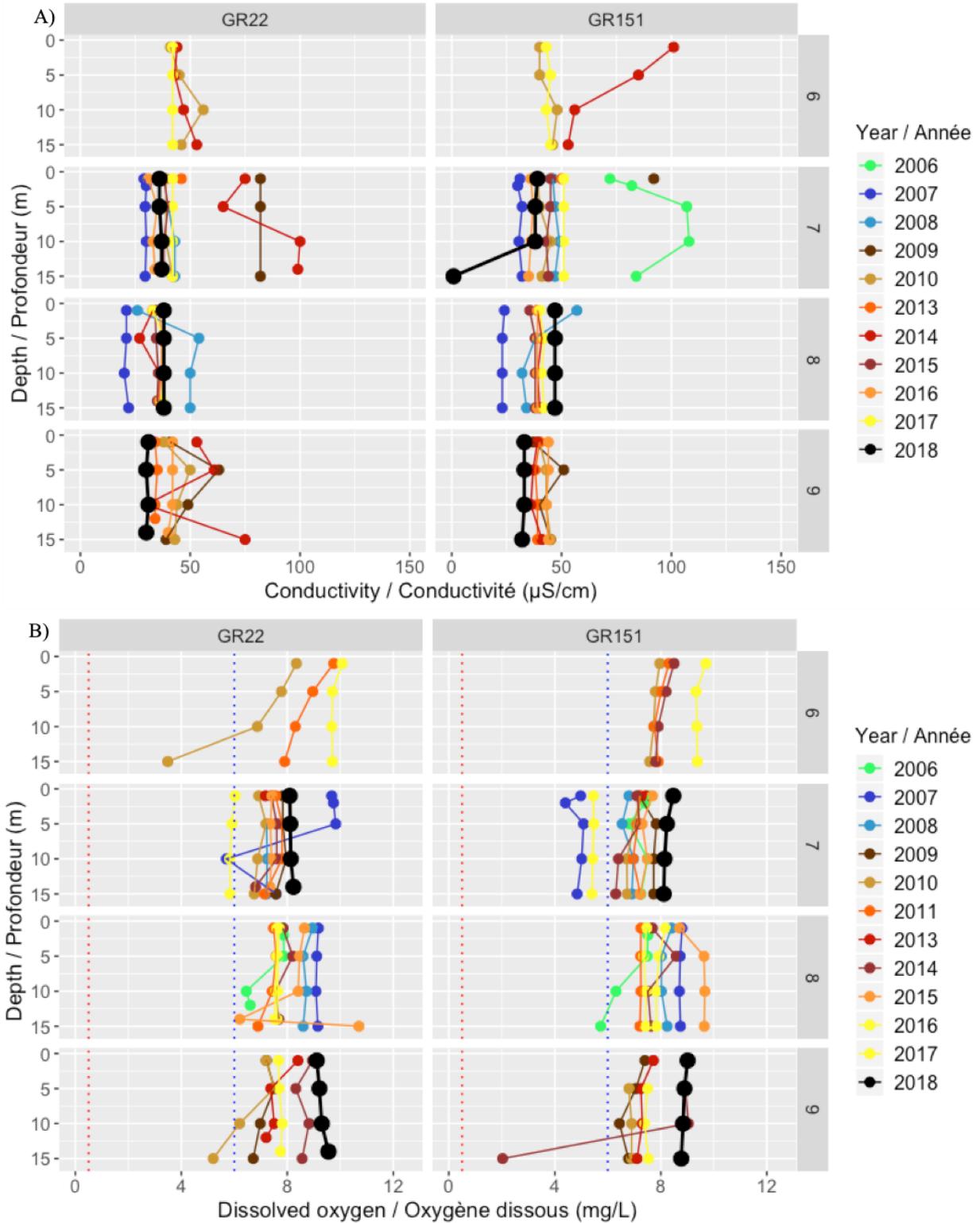


Figure 26 Profils de A) conductivité aux sites GR22 et GR151, B) oxygène dissous aux sites GR22 et GR151, de 2006 à 2018. La ligne pointillée rouge en B) représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).

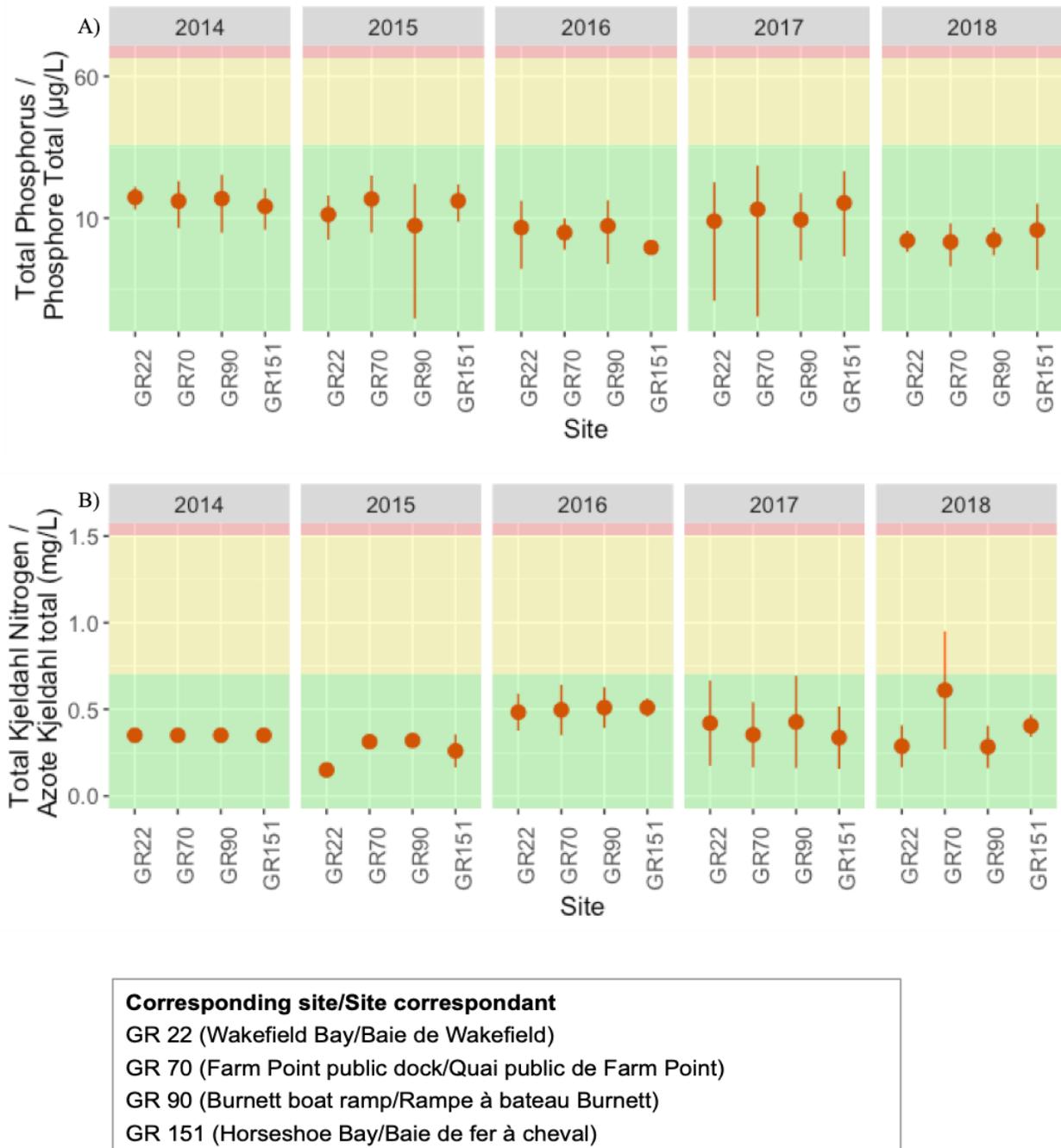


Figure 27 A) Moyennes de phosphore total (\pm écart-type) et B) moyennes d'azote Kjeldahl total (\pm écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval, de 2014 à 2018. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe pour les rivières: A) $< 25 \mu\text{g/L}$, B) $< 0,70 \text{ mg/L}$; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe pour les rivières: A) $25 - 75 \mu\text{g/L}$, B) $0,70 - 1,50 \text{ mg/L}$; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe pour les rivières: A) $> 75 \mu\text{g/L}$, B) $> 1,50 \text{ mg/L}$.

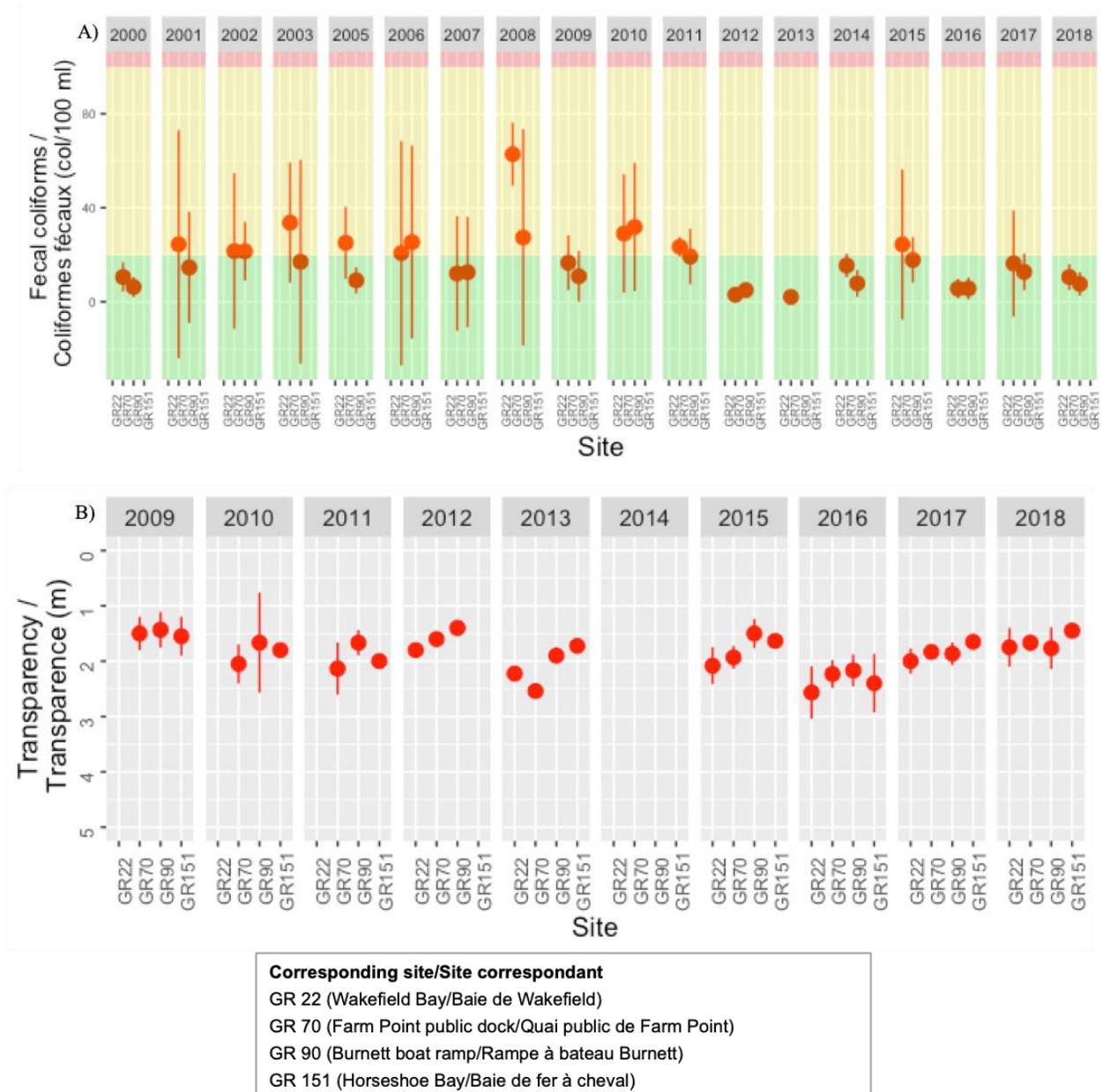
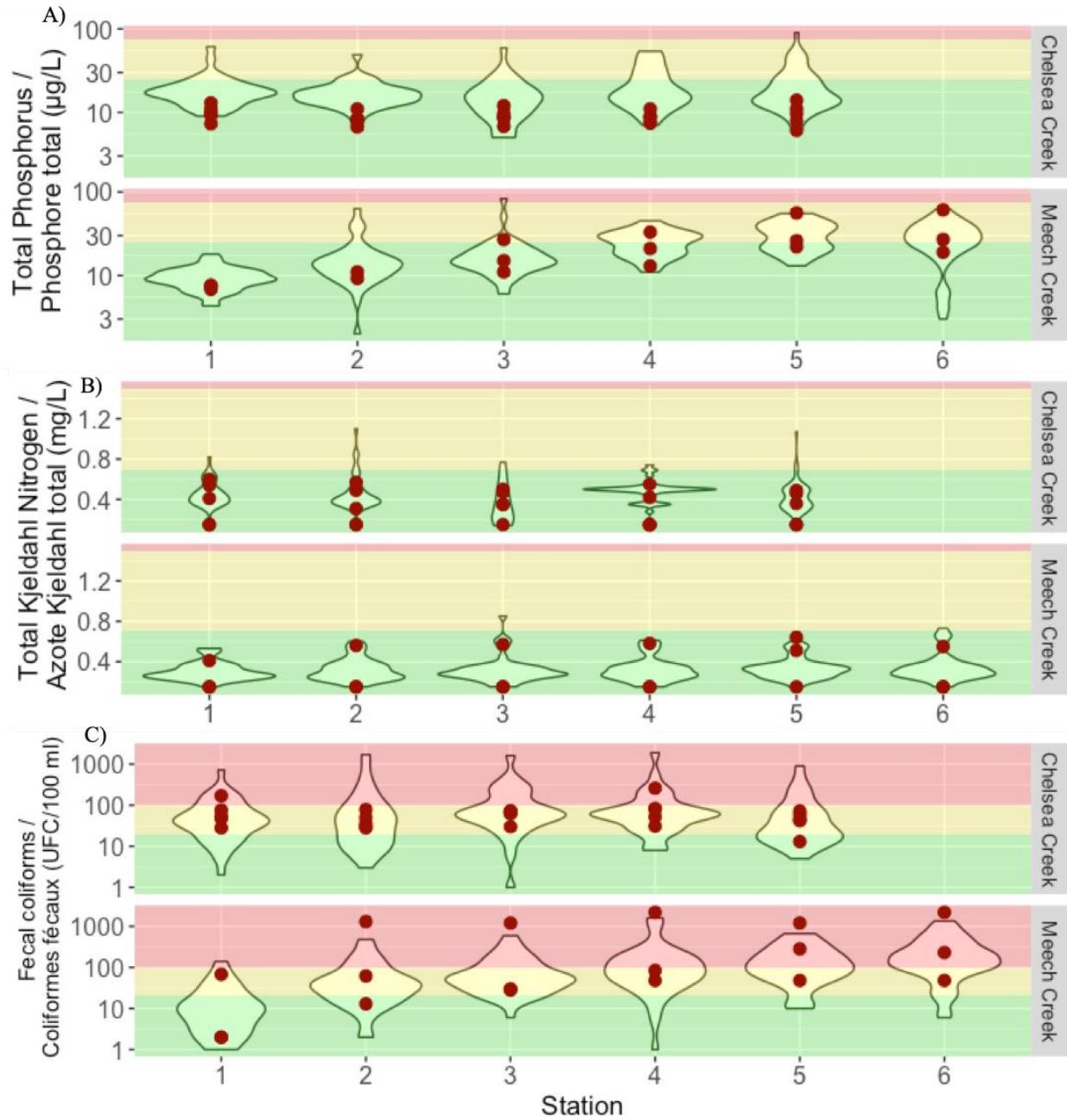


Figure 28 A) Moyennes géométriques de coliformes fécaux (\pm écart-type) et B) moyennes de la transparence (\pm écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval, de 2000 à 2018. En A) la zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml). En B) la zone verte représente une transparence correspondant à une classe oligotrophe (> 5 m), la zone jaune représente une transparence correspondant à une classe mésotrophe (5 à 3,5 m) et la zone rouge représente une classe eutrophe ($< 2,5$ m).

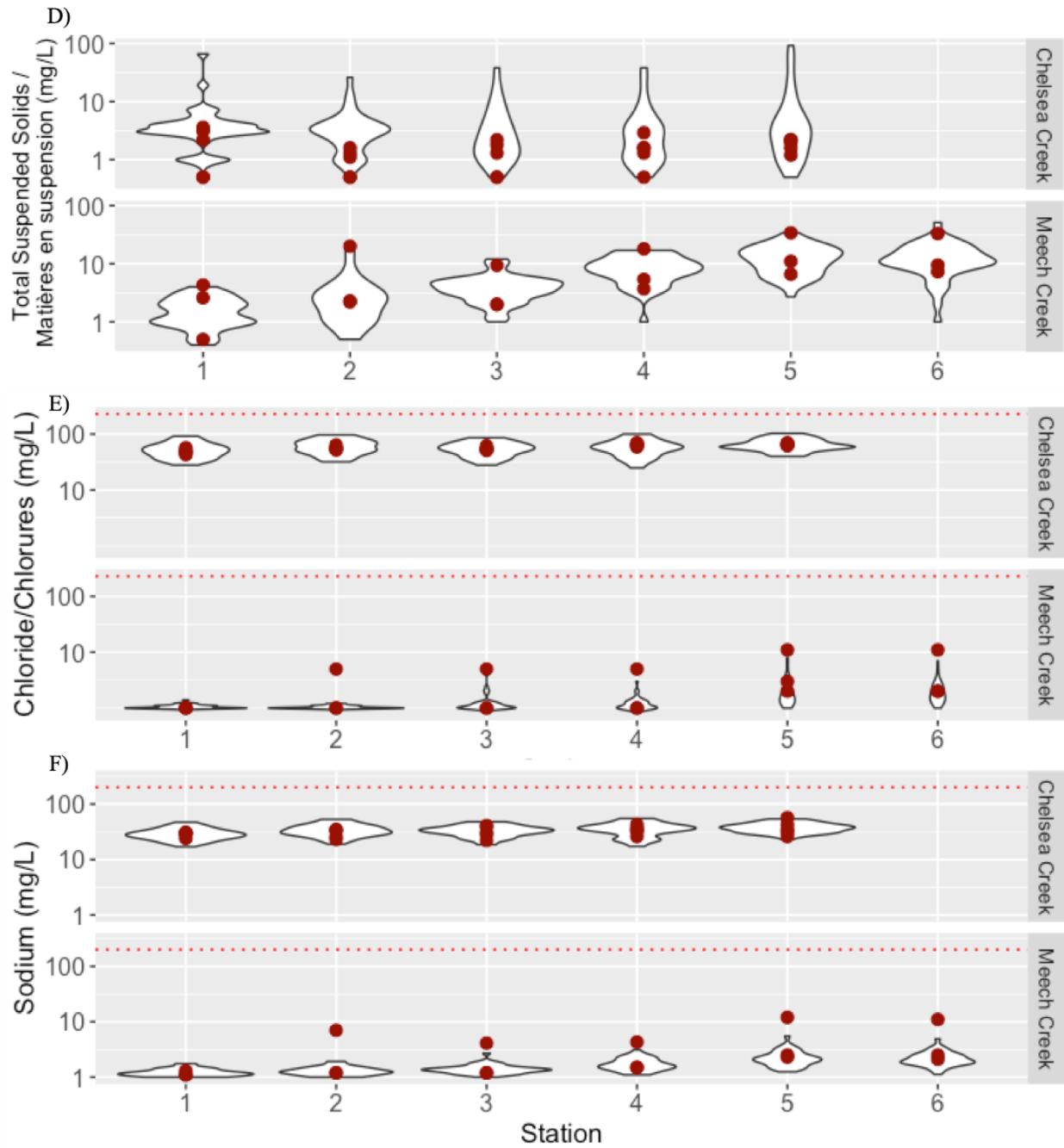
Ruisseaux Chelsea et Meech

La présente section fournit un aperçu comparatif entre les ruisseaux Chelsea et Meech. Une description plus détaillée de chacun des ruisseaux sera présentée dans les sections subséquentes. Le ruisseau Hayworth est quant à lui discuté dans la section « Lac Mountains (Beamish) et ruisseau Hayworth ».

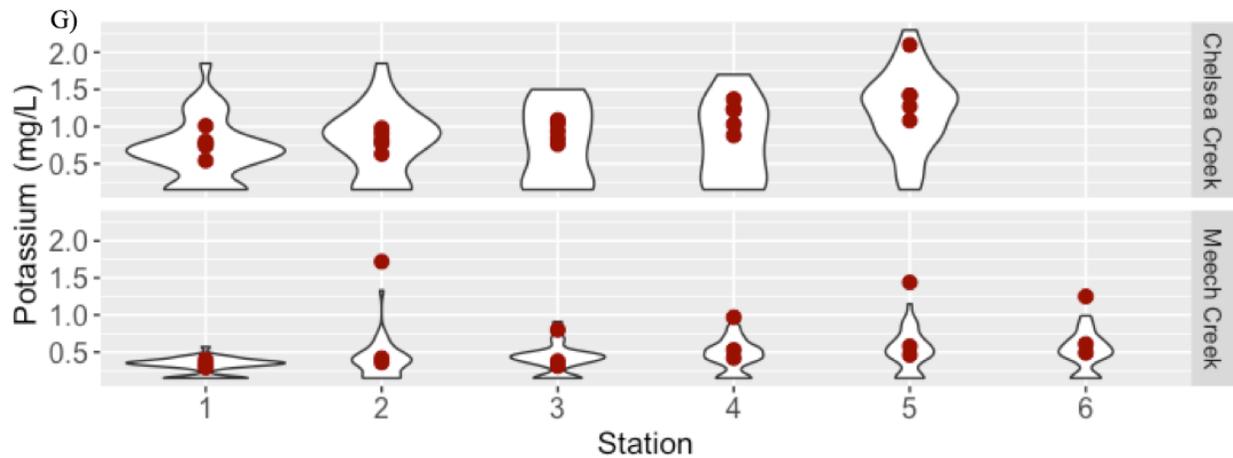
Les ruisseaux Chelsea et Meech correspondent tous deux à la classe de cours d'eau méso-oligotrophe, basé sur leurs concentrations en phosphore total (PT) et d'azote Kjeldahl total (NKT) (Fig 29 A et B). Si les concentrations en PT semblaient stables de l'amont vers l'aval depuis le début du programme H₂O Chelsea dans le ruisseau Chelsea, le ruisseau Meech montrait plutôt une augmentation graduelle des concentrations de ce nutriment de l'amont vers l'aval. Pour ce qui est de l'azote, les deux ruisseaux montraient peu de gradient dans leur sens d'écoulement. En ce qui attrait aux coliformes fécaux, le ruisseau Chelsea et le ruisseau Meech ont connu en 2018 des concentrations nettement supérieurs à toutes les valeurs historiques. Les valeurs historiques du ruisseau Meech montraient un patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval. En 2018, les valeurs de coliformes fécaux ont été les plus basses au site le plus en amont, soit à la décharge du lac Meech, puis elles ont été très élevées pour tous les autres sites de ce ruisseau. Le ruisseau Chelsea ne montre habituellement pas de patron spatial de l'amont vers l'aval, ce qui fut encore le cas en 2018. Les valeurs en coliformes fécaux ont été très élevées dans le ruisseau Chelsea en 2018, mais moins extrêmes que dans le ruisseau Meech. Les matières en suspension ont connu une augmentation de concentration de l'amont vers l'aval dans le ruisseau Meech, alors que les concentrations dans le ruisseau Chelsea étaient plutôt constantes, comme cela était également le cas lors des années précédentes (Fig 29 C). Les concentrations en chlorures et en sodium étaient nettement plus élevées dans le ruisseau Chelsea que dans le ruisseau Meech (Fig 29 E et F). Ceci est probablement dû au fait que le ruisseau Chelsea passe dans le vieux Chelsea et par plus de zones habitées que le ruisseau Meech, recevant ainsi du sel de déglacage appliqué sur les routes en hiver. Les concentrations n'ont cependant pas atteint les seuils de protection de la vie aquatiques. Le ruisseau Chelsea montrait des concentrations en potassium qui augmentaient légèrement de l'amont vers l'aval en 2018 et dans les années passées, alors que les concentrations dans le ruisseau Meech étaient plutôt constantes de l'amont vers l'aval (Fig 29 G).



Station	Corresponding site/Site correspondant	
	Chelsea Creek	Meech Creek
1	C2 (NCC Entrance/Entrée CCN)	Mout (Meech outflow /Décharge Meech)
2	C4 (Downstream Old Chelsea/Aval Old Chelsea)	M10 (Cowden bridge/Pont Cowden)
3	C7 (Tributary – Mouth/Tributaire – Aval)	M11 (Parking lot 16/Stationnement 16)
4	C8 (Hwy 5/Autoroute 5)	M12 (Cross loop/Pont couvert)
5	C9 (Fleury Road/Route Fleury)	M13A (Hwy 105/Route 105)
		M14 (St. Clement/St-Clément)



Station	Corresponding site/Site correspondant
	Chelsea Creek
1	C2 (NCC Entrance/Entrée CCN)
2	C4 (Downstream Old Chelsea/Aval Old Chelsea)
3	C7 (Tributary – Mouth/Tributaire – Aval)
4	C8 (Hwy 5/Autoroute 5)
5	C9 (Fleury Road/Route Fleury)
	Meech Creek
	Mout (Meech outflow /Décharge Meech)
	M10 (Cowden bridge/Pont Cowden)
	M11 (Parking lot 16/Stationnement 16)
	M12 (Cross loop/Pont couvert)
	M13A (Hwy 105/Route 105)
	M14 (St. Clement/St-Clément)



Station	Corresponding site/Site correspondant
	Chelsea Creek
1	C2 (NCC Entrance/Entrée CCN)
2	C4 (Downstream Old Chelsea/Aval Old Chelsea)
3	C7 (Tributary – Mouth/Tributaire – Aval)
4	C8 (Hwy 5/Autoroute 5)
5	C9 (Fleury Road/Route Fleury)
	Meech Creek
	Mout (Meech outflow /Décharge Meech)
	M10 (Cowden bridge/Pont Cowden)
	M11 (Parking lot 16/Stationnement 16)
	M12 (Cross loop/Pont couvert)
	M13A (Hwy 105/Route 105)
	M14 (St. Clement/St-Clément)

Figure 29 Valeurs en A) phosphore total (zone verte : oligotrophe (< 25 µg/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 75 µg/L)); B) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe (< 0,7 µg/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 1,5 µg/L)); C) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)); D) matières en suspension; E) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L)); F) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L) et G) Potassium. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées en 2018 alors que les zones ombragées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2004 et 2016. Les sites sont placés de l'amont (gauche) vers l'aval (droite).

Ruisseau Chelsea

Résumé

La qualité de l'eau dans le ruisseau Chelsea était plutôt bonne en 2018 et a montré plusieurs signes d'amélioration au cours des deux dernières années. Notamment, la moyenne estivale en phosphore total a été la plus basse connue depuis 2004. Les concentrations en azote ont également diminué et la moyenne estivale a été parmi les plus basses connue depuis 2004. Selon ces deux nutriments, le ruisseau Chelsea correspond à la classe oligotrophe. Les matières en suspension ont également diminué en 2018. Les coliformes fécaux sont pour leur part demeurés plutôt constants depuis 2016 avec des concentrations correspondant à une bonne qualité de l'eau après une année particulièrement élevée en 2015. Pour ce qui est des ions, les concentrations en chlorures et en sodium ont légèrement augmenté de 2017 à 2018, après une augmentation marquée en 2016. Le potassium a eu des concentrations similaires de 2016 à 2018. Pour les trois ions étudiés, les concentrations augmentent systématiquement de l'amont vers l'aval, ce qui suggère la présence de sources d'ions le long du ruisseau Chelsea, par exemple les sels de déglacage et abrasifs et les fertilisants.

Le ruisseau Chelsea compte cinq stations d'échantillonnage (Fig 1). En 2018, le ruisseau a été échantillonné cinq fois, contre quatre fois en 2017, trois fois en 2016, quatre fois 2015 et cinq fois en 2014. La station la plus en amont se trouve à l'entrée de la CCN sur le chemin Scott (C2), suivi d'une station en aval du vieux Chelsea (C4), d'une station en aval d'un ruisseau tributaire (C7), d'une station près de l'autoroute 5 (C8) et d'une station à côté du chemin Fleury (C9). Un échantillonnage intensif sur douze sites le long du ruisseau Chelsea qui avait été effectué de 2005 à 2008 avait permis d'observer des zones de forte érosion tels des glissements de terrains localisés et des sapements de berges dans la partie inférieure du ruisseau. Ces zones d'érosion ont certainement contribué à la dégradation de la qualité de l'eau dans le ruisseau Chelsea. En 2008, plusieurs sites d'échantillonnage ont été abandonnés pour une multitude de raisons dont la constance entre les résultats interannuels et des coupures budgétaires. Un nouveau site près de l'autoroute 5 (C8) a été cependant ajouté pour noter les changements possibles dans le développement résidentiel du secteur.

Phosphore total et azote Kjeldahl total

Les concentrations en nutriments ont diminué de 2016 à 2018 et étaient plutôt faibles lors de la dernière année dans le ruisseau Chelsea, correspondant à la classe de cours d'eau mésotrophe. Les concentrations en phosphore total (PT) avaient augmenté de 2014 à 2015, passant d'une moyenne de 17,04 µg/L pour l'ensemble des cinq stations d'échantillonnage en 2014 à 27,1 µg/L en 2015. En 2016, les concentrations avaient diminué pour reprendre des valeurs similaires à l'été 2014, avec 17,4 µg/L de moyenne. Les concentrations ont continué à diminuer au cours des deux dernières années, avec une moyenne de 14,86 µg/L en 2017 et de 9,22 µg/L en 2018, cette dernière étant la moyenne estivale la plus basse connue depuis 2001 (Fig 30 A). En terme de variation spatiale, les concentrations en PT ont été stables le long du ruisseau, alors qu'elles tendaient à diminuer légèrement de l'amont vers l'aval à l'été 2017 et 2016, alors qu'elles tendaient à augmenter de l'amont vers l'aval en 2014 et 2015. Il ne semble donc pas y avoir de sources ponctuelles et constantes de phosphore entre les sites d'échantillonnage.

Les concentrations en azote Kjeldahl total (NKT) ont également diminué durant les deux dernières années (Fig 30 B). Les concentrations à l'été 2018 étaient semblables à l'été 2014, avec une moyenne estivale de 0,34 mg/L, tous sites confondus. Cette moyenne est parmi les plus basses mesurées à ce jour et correspond à une classe de cours d'eau oligotrophe. Quant au patron spatial, les différentes années montrent différents patrons d'augmentation ou de diminution de l'amont vers l'aval. Il semble donc qu'il n'y ait pas de source d'azote importante et constante le long du ruisseau Chelsea. Il est cependant à noter que durant le programme H₂O des Collines, de 2011 à 2013, seulement deux sites étaient échantillonnés dans le ruisseau Chelsea, soit C8 et C9. De plus, la limite de détection durant ces années était de 1 mg/L, contre 0,7 mg/L en 2014. Tous les échantillons de 2011 à 2013 ont été sous la limite de détection de 1 mg/L et ont donc eu la valeur de 0,5 mg/L; alors que les échantillons sous la limite de détection en 2014 se sont vus octroyé la valeur de 0,35 mg/L, soit la moitié de la limite de détection de 0,7 mg/L durant cette année.

Coliformes fécaux

Les dénombrements de coliformes fécaux correspondaient en 2018, et pour la plupart des années passées, à une bonne qualité de l'eau, variant entre 13 et 260 UFC/100 ml en 2018, contre 3 à

300 UFC/100 ml en 2017 et 2 à 350 UFC/100 ml en 2016 (Fig 30 C). La valeur la plus élevée en 2018 fut mesurée en juillet au site C8, alors que la deuxième valeur la plus élevée était de 170 UFC/100 ml en juin au site C2. L'année 2015 avait connu une qualité de l'eau médiocre en raison des fortes concentrations en coliformes fécaux, variant entre 5 et 1900 UFC/100 ml. Heureusement, la situation en 2016, 2017 et 2018 semble être retournée à ce qu'elle avait été historiquement et l'épisode de 2015 ne semblait que de courte durée. En 2016 et 2017, l'eau du ruisseau Chelsea correspondait donc à une bonne qualité de l'eau selon la classification du MELCC pour cette variable.

Matières en suspension et ions

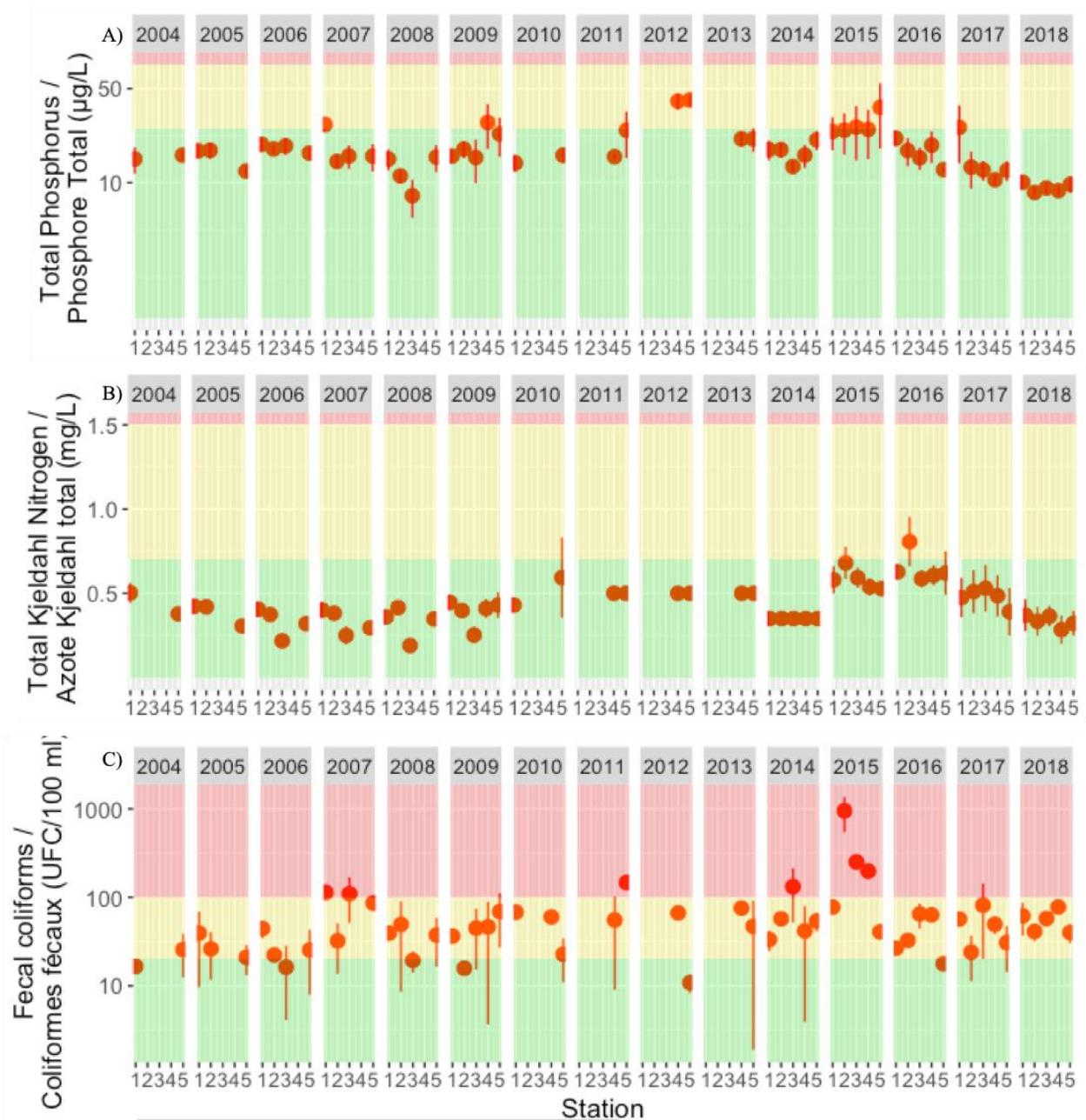
La tendance historique pour les matières en suspension (MES) est semblable à celle pour les coliformes fécaux. En 2015, les MES avaient atteint des concentrations parmi les plus élevées jamais enregistrées, atteignant une moyenne de 20,7 mg/L au site C9 (Fig 30 D). Cette année était également marquée d'une augmentation notable de l'amont vers l'aval, tout comme il avait été le cas en 2007 et 2009. En 2016 et 2017, nous avons plutôt assisté à une diminution des MES de l'amont vers l'aval, tout comme en 2014, ce qui suggère l'absence de sites d'érosions importants entre l'entrée de la CCN et la route Fleury. En 2018, les matières en suspensions ont été très faibles, avec une moyenne estivale de 1,53 mg/L, tous sites confondus, soit la moyenne estivale la plus basse mesurée depuis le début du programme. Les mesures ont varié entre 0,5 mg/L et 3,6 mg/L au cours du dernier été, contre 0,5 mg/L à 5,0 mg/L en 2017. En 2015, les valeurs mesurées avaient varié de 0,5 mg/L et 74 mg/L. Aussi, nous notons en 2018 une légère augmentation des matières en suspension de l'amont vers l'aval, suggérant un certain apport de sédiments et de particules le long du ruisseau. Il est à noter que le rapport 2009 faisait état d'importants signes de dégradation de la qualité de l'eau entre les chemins des Artisans et Loretta. Comme les sites en aval de la route Fleury ne sont plus échantillonnés depuis 2008, il serait pertinent de ramener les sites C10A (Chemin Loretta) ou C12 (route 105), ou tout autre site en aval de la route Fleury afin d'évaluer si la qualité de l'eau du ruisseau Chelsea se dégrade toujours en aval du chemin des Artisans.

Les concentrations en anions (chlorures, sodium et potassium) ont augmenté de manière constante de 2014 à 2016 (Fig 30 E à G). Suite à une diminution marquée des concentrations en

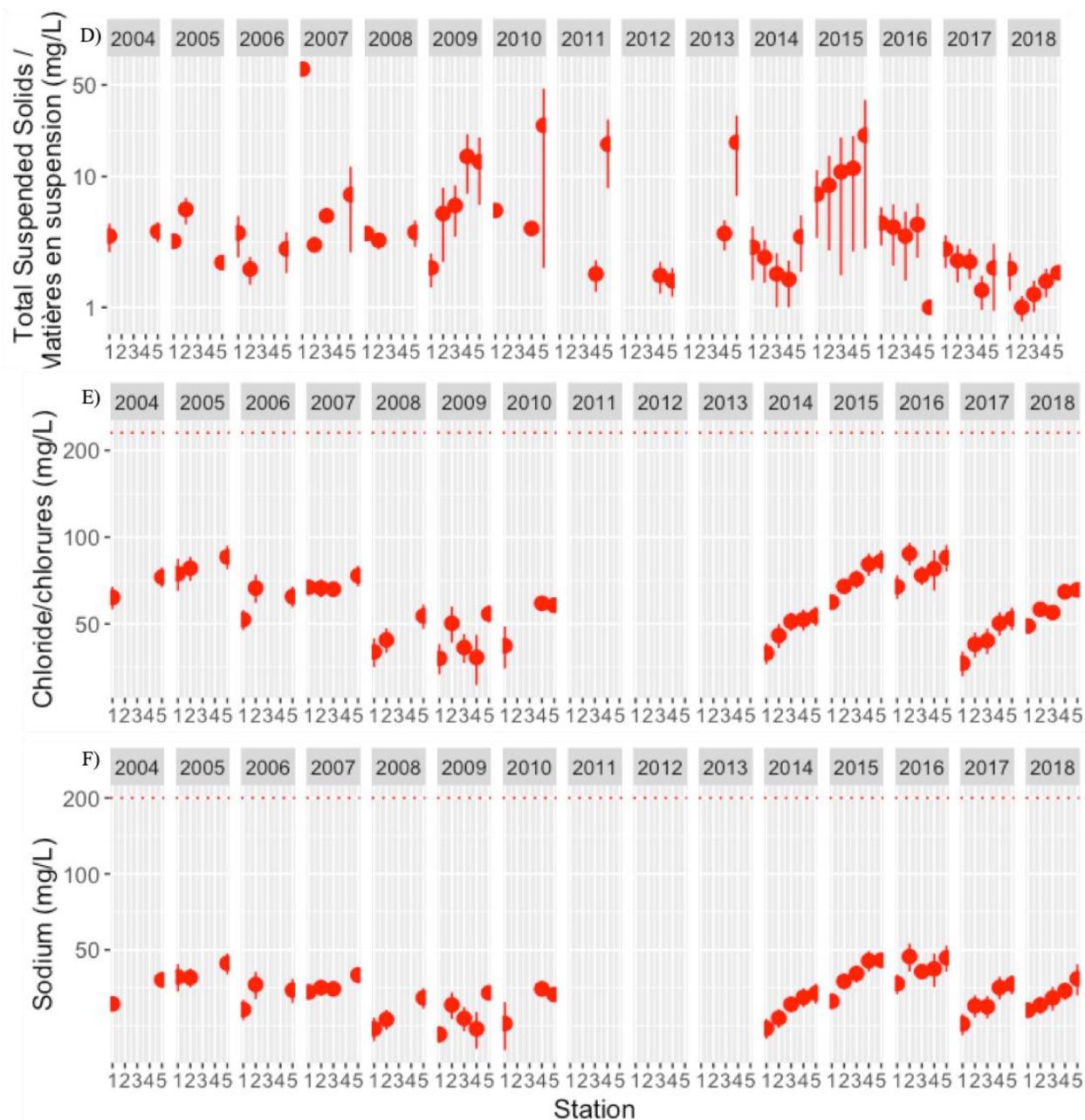
chlorures et en sodium en 2017, les concentrations de ces ions ont augmenté à nouveau en 2018 pour s'approcher à un niveau similaire à 2014-2015. Les concentrations moyennes annuelles en chlorures ont varié de 49,2 mg/L au site C2 à 65,6 mg/L au site C9 en 2018. En comparaison, les moyennes estivales au C2 avaient été de 36,5 mg/L en 2017 et de 67,3 mg/L en 2016. Au site C9, les moyennes estivales au site C9 avaient été de 52,3 mg/L en 2017 et de 85,0 mg/L au site C9 en 2016. Pour ce qui est du sodium, la concentration moyenne annuelle passait de 28,8 mg/L au site C2 à 38,4 mg/L au site C9. Ceci est légèrement supérieur à l'année 2017, avec une moyenne estivale de 25,4 mg/L au site C2 à 36,5 mg/L au site C9.

Contrairement aux concentrations moyennes de chlorures et de sodium qui ont augmenté de 2017 à 2018, les concentrations en potassium sont pour leur part demeurées plutôt constantes de 2016 à 2018. La moyenne estivale en potassium était de 28,8 mg/L au site le plus amont et de 38,4 mg/L au site le plus en aval (Fig 30 G).

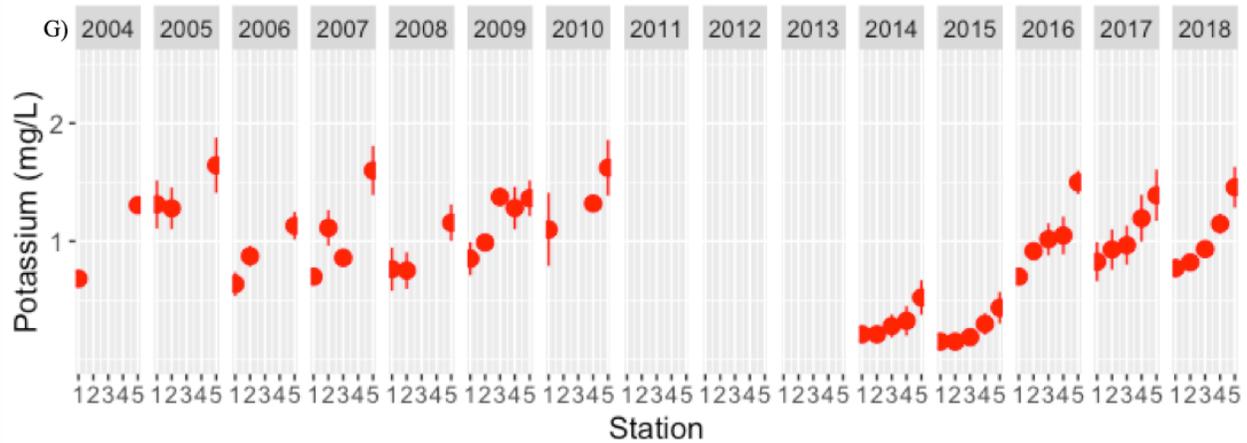
Malgré les quelques variations de concentrations en anions dans le ruisseau Chelsea au cours des dernières années, la tendance d'augmentation de l'amont vers l'aval le long du ruisseau demeure constante. Ce patron constant suggère que des sources d'anions sont présentes entre l'entrée de la CCN et le chemin Fleury la présence de sources d'ions le long du ruisseau. La source principale des ions est le sel de déglacage appliqué sur les routes durant l'hiver. Les fertilisants, de même que les eaux grises, peuvent également contenir d'importantes quantités d'ions. En ce sens, il est souhaitable de diminuer la quantité de sel appliquée sur les routes en hiver, tel que déjà effectué par plusieurs municipalités au Québec, en plus de tenter d'identifier les sources d'anions entre l'entrée de la CCN et le chemin Fleury, qui sont probablement les fertilisants et les eaux grises. Néanmoins, les concentrations en ions sont basses dans le ruisseau Chelsea et demeurent en dessous des seuils de protection de la vie aquatique émis par le MELCC.



Station	Corresponding site/Site correspondant
1	C2 (NCC Entrance/Entrée CCN)
2	C4 (Downstream Old Chelsea/Aval Old Chelsea)
3	C7 (Tributary-mouth/Tributaire-aval)
4	C8 (Hwy 5/Autoroute 5)
5	C9 (Fleury Road/Route Fleury)



Station	Corresponding site/Site correspondant
1	C2 (NCC Entrance/Entrée CCN)
2	C4 (Downstream Old Chelsea/Aval Old Chelsea)
3	C7 (Tributary-mouth/Tributaire-aval)
4	C8 (Hwy 5/Autoroute 5)
5	C9 (Fleury Road/Route Fleury)



Station	Corresponding site/Site correspondant
1	C2 (NCC Entrance/Entrée CCN)
2	C4 (Downstream Old Chelsea/Aval Old Chelsea)
3	C7 (Tributary-mouth/Tributaire-aval)
4	C8 (Hwy 5/Autoroute 5)
5	C9 (Fleury Road/Route Fleury)

Figure 30 Évolution des moyennes annuelles (\pm erreur type) en **A**) phosphore total (zone verte : oligotrophe ($< 25 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($25 \text{ à } 75 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 75 \mu\text{g/L}$)); **B**) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe ($< 0,7 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($0,7 \text{ à } 1,5 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 1,5 \mu\text{g/L}$)); **C**) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau ($< 20 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$), zone jaune : bonne qualité de l'eau ($20 \text{ à } 100 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$), zone rouge : qualité de l'eau médiocre ($100 \text{ à } 200 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$)); **D**) matières en suspension; **E**) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L); **F**) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L) et **G**) Potassium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval, de 2004 à 2018.

Ruisseau Meech

Résumé

Le ruisseau Meech prend sa source dans une baie du lac Meech au nord de la plage O'Brien, puis coule vers le nord pour se décharger dans la rivière Gatineau environ 9 km plus loin. Six stations d'échantillonnage se trouvent le long du ruisseau, soit Mout (décharge du lac Meech), M10 (Pont Cowden), M12 (Pont couvert), M11 (Stationnement 16), M13A (Route 105) et M14 (chemin Saint-Clément) (Fig 1). En 2018, le ruisseau a été échantillonné à cinq reprises, de mai à septembre. Dans les années passées, le ruisseau Meech était plutôt échantillonné de quatre à trois fois, souvent de juin à septembre.

Suite à une certaine dégradation de la qualité de l'eau de 2014 à 2016 dans le ruisseau Meech, ce dernier avait montré plusieurs signes d'amélioration en 2017. Notamment, l'augmentation des concentrations en azote, de même qu'en coliformes fécaux, en anions et en cations qui avait sévit de 2014 à 2016 s'est suivie par une diminution de ces variables en 2017. En 2018, les concentrations en azote ont continué de diminuer légèrement. Par contre, toutes les autres variables mesurées ont augmenté. Le phosphore total a augmenté en 2018, avec les sites M13A et M14 correspondant à un niveau mésotrophe, alors que l'année précédente, tous les sites correspondaient à un niveau oligotrophe. Les coliformes fécaux ont beaucoup augmenté en 2018 et ont atteint des niveaux inquiétants. Les quatre sites les plus en aval ont correspondu à une qualité de l'eau médiocre selon ce paramètre. Les résultats obtenus ont varié de 2 à 2200 UFC/100 ml. Il semble donc y avoir eu d'importantes sources de contamination le long du ruisseau Meech. Les concentrations en chlorures, en sodium, en potassium et en matières en suspension ont aussi augmenté en 2018 par rapport aux années antérieures, bien qu'elles demeurent bien en deçà des seuils de protection pour la vie aquatique. Le patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval s'est de plus perduré en 2018, ce qui suggère la présence de sources de nutriments, de coliformes fécaux, de sédiments, d'anions et de cations le long du ruisseau Meech. En effet, les concentrations de tous ces variables augmentent de l'amont vers l'aval et ce, depuis le début du programme H₂O Chelsea dans la plupart des cas.

Plusieurs variables de qualité de l'eau, notamment les coliformes fécaux, le phosphore et les matières en suspensions, les cations et les anions, étaient assez élevées au début du programme

H₂O Chelsea, en 2004 et 2005 (Fig 31 A à D). Les concentrations de ces derniers augmentaient également de l'amont vers l'aval, particulièrement en aval du stationnement 16 de la Commission de la Capitale Nationale (CCN). Comme ce patron suggérait fortement que le bétail qui se trouvait dans le lit et la zone riveraine du ruisseau Meech contribuait à la dégradation de la qualité de l'eau, H₂O Chelsea a déposé une recommandation à la CCN, Environnement Québec et Environnement Canada. Suivant cette recommandation, le bétail a été retiré de la vallée du ruisseau à l'automne 2005. Suite au retrait du bétail, plusieurs variables de qualité de l'eau se sont améliorées. Dans plusieurs cas, cette amélioration fut de relativement courte durée et depuis l'année 2014, nous assistons à une dégradation de la qualité de l'eau dans le ruisseau Meech qui rejoint, voir même surpasse l'état du ruisseau avant le retrait du bétail en 2005. L'année 2017 a cependant avait été marquée d'une diminution de la majorité des variables et avait ainsi montré des signes d'amélioration de la qualité de l'eau. L'été 2018 a cependant connue une ré-augmentation de la plupart des variables, notamment des coliformes fécaux, à un niveau semblable à 2005.

Phosphore total et azote Kjeldahl total

Depuis le début du programme H₂O Chelsea, les concentrations en phosphore total (PT) augmentent généralement de l'amont vers l'aval (Fig 31 A). Les concentrations en ce nutriment avaient légèrement diminué suite au retrait du bétail, de 2006 à 2010 (Fig 31 A). En 2014, le PT a augmenté à nouveau pour rejoindre des concentrations similaires à 2004-2005. De 2014 à 2018, les moyennes annuelles de PT par site ont suivi le patron d'augmentation graduelle depuis l'exutoire du lac Meech (site Mout) jusqu'au pont couvert (site M12), suivi d'une certaine stabilité en aval du pont couvert jusqu'au chemin St-Clément (site M14). Suite à diminution générale des moyennes estivales de 2016 à 2017, celles-ci ont à nouveau augmenté en 2018, atteignant un niveau semblable à l'été 2015. Les concentrations en PT correspondaient d'ailleurs à un niveau oligotrophe pour les sites Mout, M11 et M12, puis mésotrophe pour les sites M13A et M14. La moyenne estivale 2018 du site M10 correspondait au niveau eutrophe. Une mesure particulièrement élevée en 2018 a été prise au site M10 le 22 août, avec une concentration de 940 µg/L. Il se peut que cette mesure ait résulté d'une contamination, car elle semble anormalement élevée. La deuxième mesure la plus élevée était de 61 µg/L, au site M14 lors du même échantillonnage. En 2017, les moyennes correspondaient toutes à un niveau oligotrophe.

La moyenne annuelle pour l'ensemble des sites du ruisseau Meech était de 72,95 µg/L, de 14,74 µg/L en 2017, de 21,55 µg/L en 2016 et 26,11 µg/L en 2015.

Pour ce qui est de l'azote Kjeldahl total (NKT), les concentrations avaient elles aussi légèrement augmenté de 2014 à 2016, puis ont diminué à nouveau en 2017 et 2018 (Fig 31 B). Bien qu'historiquement, les teneurs augmentaient graduellement de l'amont vers l'aval dans le ruisseau Meech, tout comme pour le PT, cette tendance n'a pas été remarquée en 2017, puis fut très faible en 2018. La concentration annuelle moyenne en NKT était de 0,30 mg/L en 2018, contre 0,35 mg/L en 2017; 0,45 mg/L en 2016 et 0,51 mg/L en 2015, tous sites confondus. Toutes ces moyennes correspondent à un niveau oligotrophe. Il est à noter qu'en 2014, la limite de détection en laboratoire pour le NKT avait augmenté par rapport aux années précédentes, passant à 0,7 mg/L. Tous les échantillons en 2014 étaient sous la limite de détection et la valeur de 0,35 mg/L leur a été octroyée, ce qui explique l'homogénéité des résultats durant cette année. L'augmentation des concentrations en nutriments qui avait eu lieu de 2014 à 2016 dans le ruisseau Meech ne semble pas liée aux conditions dans le lac Meech, où les teneurs en NKT sont pratiquement demeurées inchangées de 2014 à 2016 (Fig 6) alors que les concentrations en PT ont pour leur part diminué (Fig 5). Des sources de nutriments contribuent donc à l'augmentation spatiale et temporelle mesurées dans le ruisseau Meech, depuis l'exutoire du lac Meech jusqu'au chemin St-Clément, particulièrement pour le PT.

Coliformes fécaux

Les teneurs en coliformes fécaux avaient diminué suite au retrait du bétail à l'automne 2005, puis avaient graduellement augmenté à nouveau de 2014 à 2016, s'approchant des valeurs connues en 2004-2005 (Fig 31 C). En 2017, les concentrations avaient légèrement diminué par rapport aux trois années précédentes pour passer d'une excellente qualité de l'eau aux sites Mout et M10 à une bonne qualité de l'eau aux sites M11 et M12, puis à une qualité de l'eau bonne/médiocre aux sites M13A et M14. À l'été 2018, les concentrations en coliformes ont augmenté et ont atteint des concentrations très élevées. Cinq des dix valeurs les plus élevées de coliformes fécaux depuis le début du programme H2O Chelsea ont été prises en 2018, puis celles-ci proviennent toutes des échantillons prélevés en août. Les mesures ont varié entre 2 et 2200 UFC/100 ml à l'été 2018, avec cinq mesures dépassant 1000 UFC/100 ml. Toutes les mesures qui dépassaient

1000 UFC/100 ml ont été prises au mois d'août. Il se peut donc que les échantillons du mois d'août aient été contaminés en raison des coliformes fécaux particulièrement élevés, de même qu'une concentration en phosphore anormalement élevée au site M10. Une autre possibilité est que des pluies fortes aient transporté du phosphore ainsi que des coliformes fécaux par ruissellement. En effet, il avait plu la veille de l'échantillonnage du 22 août 2018.

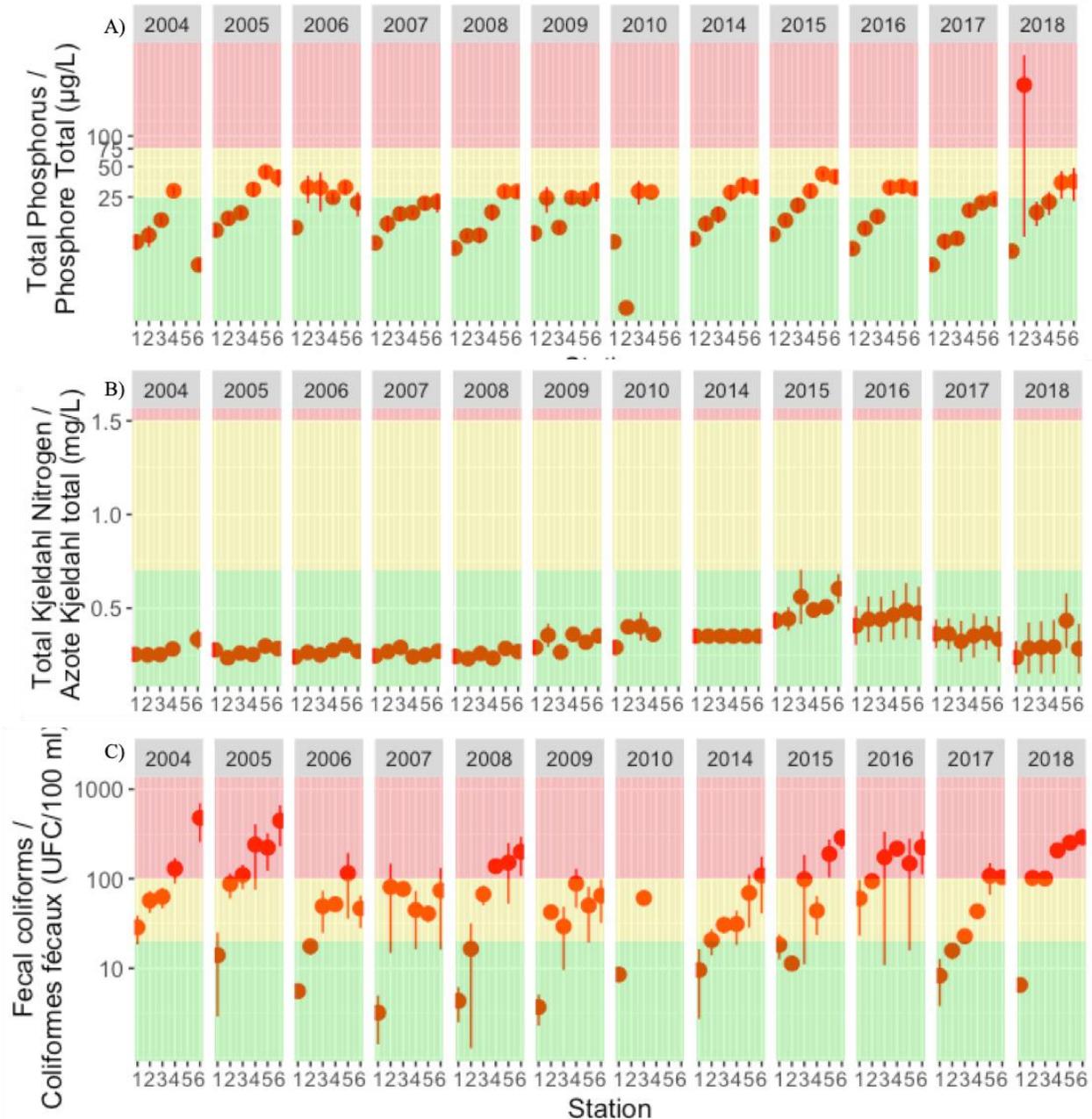
Les moyennes estivales 2018 par site ont correspondu à une qualité de l'eau excellente à médiocre. Seulement le site à la décharge du lac Meech a correspondu à une excellente qualité de l'eau, avec une moyenne de 6 UFC/100 ml. Les sites M10, M11, M12, M13A et M14 ont correspondu à une qualité de l'eau médiocre, tout comme en 2016, avec 101 UFC/100 ml, 100 UFC/100 ml, 207 UFC/100 ml, 252 UFC/100 ml et 290 UFC/100 ml, respectivement. En 2017, seulement les deux sites les plus en aval avaient une moyenne en coliformes fécaux qui correspondait à une qualité de l'eau médiocre. Les concentrations relativement élevées dans le ruisseau Meech ne semblent pas liées à la qualité de l'eau du lac Meech, la source principale du ruisseau Meech, car les concentrations de coliformes fécaux y sont demeurées très faibles (Fig 8). De plus, les coliformes fécaux était particulièrement faibles aux sites les plus en amont. Il semble donc y avoir des sources importantes de coliformes fécaux en aval de l'exutoire du lac Meech, potentiellement des barrages de castors ou des rejets d'eaux grises.

Matières en suspension et ions

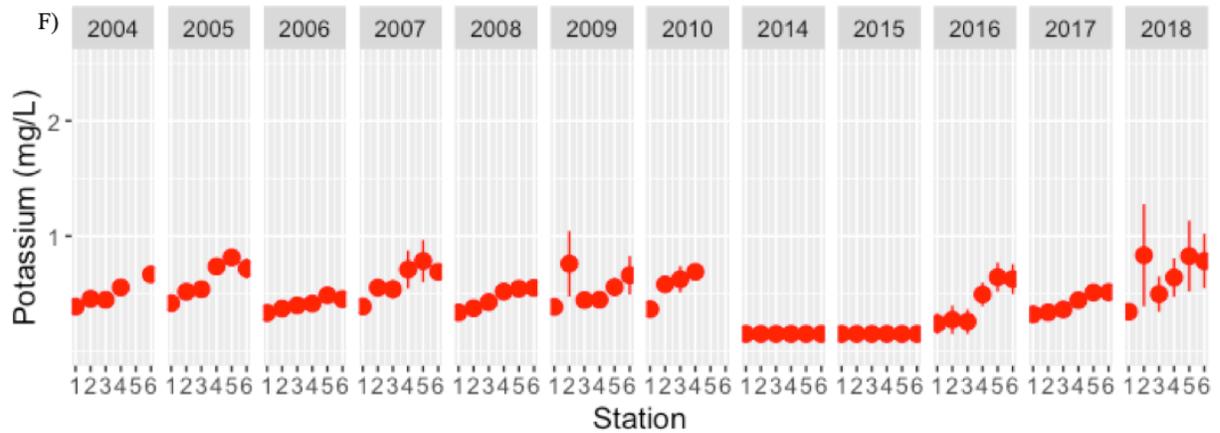
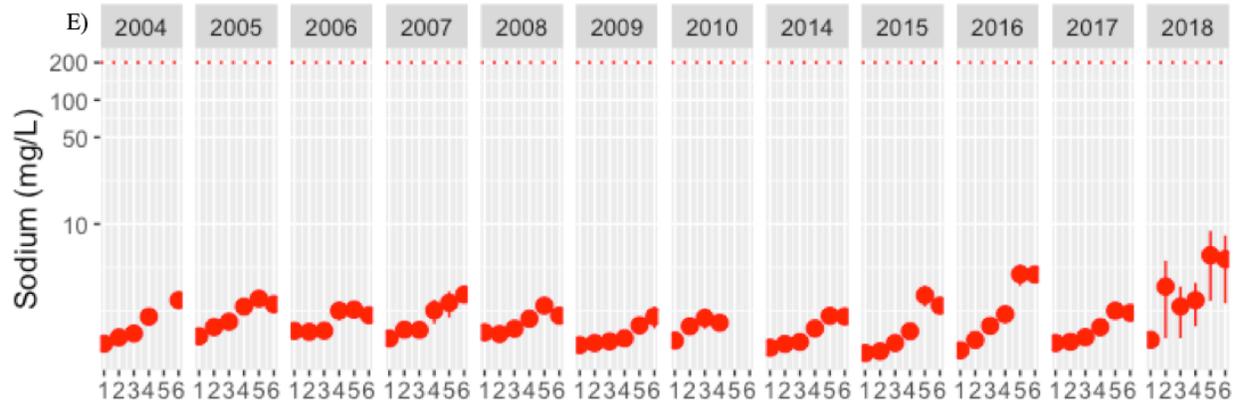
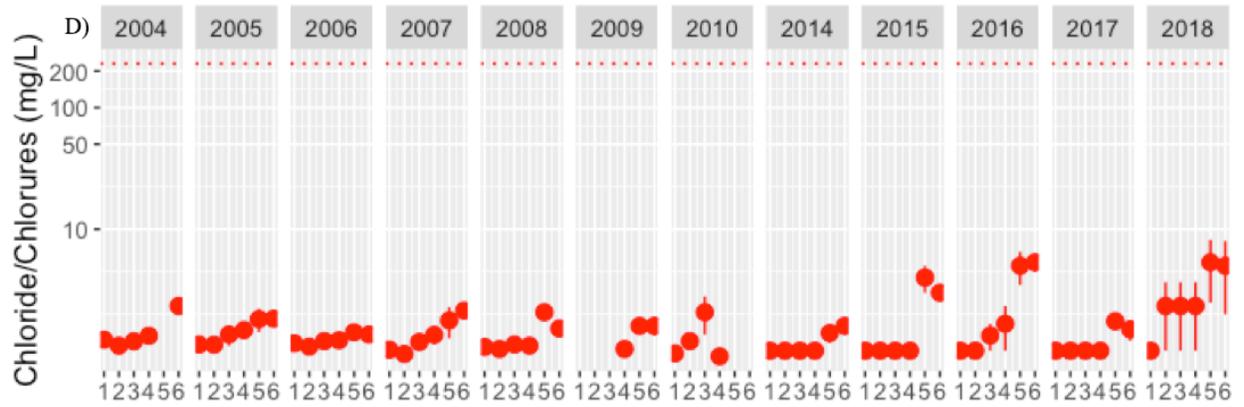
Un patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval a été noté pour les anions (Fig 31 D), les cations (Fig 31 E et F) et les matières en suspension (MES) en 2015-2018 (Fig 31 G). Cette tendance était observable en 2018 et historiquement dans la majorité des cas. Les concentrations en chlorures ont augmenté en 2018 pour la plupart des sites sur le ruisseau Meech (Fig 31 D). En 2017, seulement deux moyennes estivales étaient au-dessus de la limite de détection des chlorures, soit pour les sites M13A et M14 avec des valeurs de 1,8 mg/L et 1,5 mg/L, respectivement. En 2018, une seule moyenne estivale était en-dessous de la limite de détection. Les sites M10, M11, M12, M13A et M14 avaient pour moyenne estivale 2,0 mg/L; 2,3 mg/L; 2,3 mg/L; 5,3 mg/L et 5,0 mg/L, respectivement.

Pour ce qui est du sodium, les moyennes estivales ont varié de 1,2 mg/L (site Mout) à 5,6 mg/L (site 13A), alors qu'elles avaient varié de 1,0 mg/L à 1,5 mg/L en 2017 et de 1,0 mg/L à 3,9 mg/L en 2016. Les résultats de 2018 montrent encore une tendance à l'augmentation du sodium de l'amont vers l'aval, mais les concentrations mesurées en 2018 étaient les plus hautes mesurées depuis 2004. De manière similaire au sodium, le potassium montre également en 2018 une tendance à l'augmentation des concentrations de l'amont vers l'aval, avec une augmentation des concentrations en 2018 par rapport aux années précédentes pour atteindre les valeurs mesurées les plus hautes depuis 2004. Les moyennes estivales 2018 des sites Mout à M14 étaient de 0,3 mg/L; 0,8 mg/L; 0,5 mg/L; 0,6 mg/L; 0,8 mg/L; et 0,8 mg/L, respectivement. L'année précédente, les moyennes estivales avaient plutôt varié de 0,3 mg/L à 0,5 mg/L. Bien que les concentrations en chlorures, sodium et potassium aient augmentés en 2018, elles demeurent bien en deçà des seuils pour la prévention de la contamination pour les organismes aquatiques.

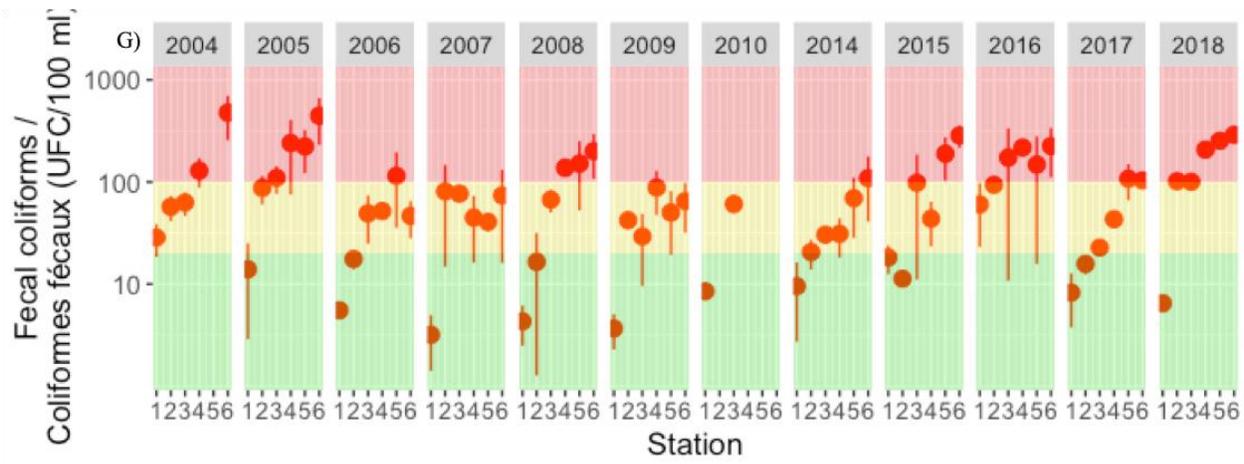
Les résultats suggèrent l'ajout graduel de matières en suspension (MES) tout au long du ruisseau Meech, puisque les concentrations en MES tendent à augmenter graduellement entre la décharge du lac Meech et le site M14 (route St-Clément). Ce patron a été observé en 2018, ainsi que dans la majorité des années précédentes (Fig 31 G). Tout comme pour les anions et les cations, les concentrations en MES ont légèrement augmenté par rapport aux années 2016 et 2017, variant entre 2,4 mg/L et 17,2 mg/L en 2018; contre 1,4 mg/L à 11,9 mg/L en 2017; puis 0,7 mg/L à 13,3 mg/L en 2016. Il semble donc y avoir des zones d'érosion le long du ruisseau Meech, qui tendant à augmenter les cations, les anions et les MES. L'assise rocheuse dans cette zone est d'ailleurs principalement constituée de sédiments non consolidés déposés lors de la dernière glaciation, principalement du gravier, du sable, du silt et du till (SIGEOM, 2017). Ces dépôts non consolidés sont facilement érodables, ce qui pourrait contribuer aux anions, aux cations et aux MES. Aussi, l'autoroute 5 est à la limite entre le bassin versant du ruisseau Meech et de la rivière Gatineau. Tout travaux dans cette zone pourraient donc entraîner des sédiments dans le ruisseau Meech par les eaux de ruissellement, ce qui risque également de contribuer aux anions et aux cations. Finalement, le sel de déglacage appliqué sur les routes en hiver peut également se retrouver dans le ruisseau lors de la fonte des neiges et contribuer à augmenter les teneurs en chlorures et en sodium.



Station	Corresponding site
1	Mout (Meech outflow /Décharge Meech)
2	M10 (Cowden bridge/Pont Cowden)
3	M11 (Parking lot 16/Stationnement 16)
4	M12 (Cross loop/Pont couvert)
5	M13A (Hwy 105/Route 105)
6	M14 (St. Clement/St-Clément)



Station	Corresponding site
1	Mout (Meech outflow /Décharge Meech)
2	M10 (Cowden bridge/Pont Cowden)
3	M11 (Parking lot 16/Stacionnement 16)
4	M12 (Cross loop/Pont couvert)
5	M13A (Hwy 105/Route 105)
6	M14 (St. Clement/St-Clément)



Station	Corresponding site
1	Mout (Meech outflow /Décharge Meech)
2	M10 (Cowden bridge/Pont Cowden)
3	M11 (Parking lot 16/Stationnement 16)
4	M12 (Cross loop/Pont couvert)
5	M13A (Hwy 105/Route 105)
6	M14 (St. Clement/St-Clément)

Figure 31 Évolution des moyennes annuelles (\pm erreur type) dans le ruisseau Meech en **A**) phosphore total (zone verte : oligotrophe ($< 25 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($25 \text{ à } 75 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 75 \mu\text{g/L}$)); **B**) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe ($< 0,7 \mu\text{g/L}$), zone jaune : mésotrophe ($0,7 \text{ à } 1,5 \mu\text{g/L}$), zone rouge : eutrophe ($> 1,5 \mu\text{g/L}$)); **C**) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau ($< 20 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$), zone jaune : bonne qualité de l'eau ($20 \text{ à } 100 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$), zone rouge : qualité de l'eau médiocre ($100 \text{ à } 200 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$)); **D**) matières en suspension; **E**) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L)); **F**) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L) et **G**) Potassium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval, de 2004 à 2018.

Conclusion et recommandations

Les résultats obtenus en 2018, en combinaison avec les données historiques, suggèrent que la qualité de l'eau de surface sur le territoire de la municipalité de Chelsea semble bonne à passablement bonne. Au cours des dernières années, quelques signes de dégradation de qualité de l'eau ont été notés dans la plupart des plans d'eau, quoique certains indices d'amélioration aient également été remarqués. Le phosphore total est demeuré plutôt stable dans le lac Mountains (Beamish), puis a légèrement diminué depuis 2012 dans les lacs Kingsmere et Meech. On note des signes de relargage de phosphore par les sédiments dans les lacs Mountains (Beamish) et Meech. L'azote Kjeldahl a quelque peu diminué de 2016 à 2018 dans les eaux de surface des trois lacs. Les coliformes fécaux ont graduellement augmenté de 2013 à 2017 dans le lac Mountains (Beamish), suivi d'une diminution en 2018. Les concentrations de coliformes fécaux sont demeurées basses dans les deux autres lacs, correspondant à une excellente qualité de l'eau. Le lac Mountains (Beamish) a montré une amélioration des concentrations en oxygène dissous, alors que le lac Kingsmere a connu une certaine diminution en 2018. La rivière Gatineau semble avoir une très bonne qualité de l'eau, avec une diminution des coliformes fécaux depuis 2011 par rapport aux données historiques. Le ruisseau Chelsea contient plus d'ions que le ruisseau Meech, avec des sources d'ions entre l'entrée de la CCN et le route Fleury. Le ruisseau Meech semble pour sa part avoir des sources de nutriments, de coliformes fécaux et de sédiments entre les ruines Carbide Willson et l'exutoire du ruisseau dans la rivière Gatineau.

Afin d'améliorer la qualité de l'eau sur le territoire de la municipalité de Chelsea, de même que son suivi, voici les recommandations émises :

Général

- Il serait souhaitable de procéder à un échantillonnage plus régulier d'une année à l'autre pour l'ensemble des plans d'eau étudiés. Le nombre d'échantillonnage a varié d'une année à l'autre, ce qui peut tronquer l'interprétation des résultats. Par exemple, si les concentrations en phosphore sont généralement plus élevées vers la fin de l'été dans un certain lac et qu'une certaine année, ce lac est seulement échantillonné deux fois au début de l'été, les moyennes annuelles ne seront pas forcément représentatives.

- La calibration est essentielle à la bonne prise de données. Il semble qu'en 2018, la calibration et l'entretien des instruments aient été plus adéquats qu'en 2017 et en 2016. La sonde à oxygène dissous a seulement éprouvé des difficultés au lac Meech en août alors qu'en 2017, nous avons dû éliminer de la base de données plusieurs valeurs de pH et d'oxygène dissous. Il est essentiel de calibrer les sondes de manière régulière, selon les recommandations du fabricant, afin d'assurer la bonne prise de données.
- Pour la sonde à oxygène dissous, celle-ci doit être calibrée à chaque utilisation, préférablement en arrivant sur la rive du plan d'eau à échantillonner. S'il s'agit d'une sonde avec une membrane, celle-ci doit être remplacée au moins deux fois par été. Aussi, il serait souhaitable de vérifier que les valeurs entrées dans les fiches terrains sont bel et bien en mg/L et non en pourcentage de saturation.
- Pour la sonde à pH, il semble qu'elle ait bien fonctionné en 2018. Plusieurs valeurs aberrantes avaient dû être exclues de la base de données en 2016 et 2017, ce qui n'a pas été le cas en 2018. Il est donc souhaitable de continuer le bon entretien de cette sonde. La calibration devrait se faire avec trois solutions tampons standard le matin même précédent la prise de données. En cas de doute sur la validité des résultats, la sonde devrait être à nouveau plongée dans les solutions tampons standard de retour après le terrain afin de vérifier l'exactitude des lectures suite à l'échantillonnage.
- Toujours veiller à la prévention des contaminations d'échantillon. Des résultats en coliformes fécaux, ainsi qu'un résultat de phosphore total, ont été anormalement élevés au ruisseau Meech en août 2018. Il est difficile de déterminer si ces valeurs sont réelles ou si elles sont le résultat de contamination. Les mesures préventives de contaminations sont toujours adéquates et importantes.

Lacs

- Le lac Mountains (Beamish) a connu une augmentation des coliformes fécaux constante de 2013 à 2017. L'année 2017 avait été parmi les moyennes les plus élevées depuis le début du programme. Les résultats se sont améliorés en 2018 et nous espérons qu'il en soit de même pour les années à venir. Il serait avisé d'évaluer les sources potentielles de coliformes fécaux pour éviter une perte de la qualité d'eau dans ces lacs. S'assurer de la conformité des fosses septiques des résidents aux alentours du lac serait souhaitable pour éviter les contaminations vers le lac.

- Le lac Kingsmere avait connu une augmentation des coliformes fécaux constante depuis l'année 2012, similaire au lac Mountains (Beamish). En 2017, les concentrations ont fortement diminuées, mais seulement deux échantillonnages avaient été effectués au cours de l'été. Il était ainsi difficile de déterminer si les concentrations en coliformes avaient effectivement diminué, ou s'il s'agissait d'un effet de la diminution du nombre d'échantillons prélevés. En 2018, trois échantillonnages ont eu lieu et les concentrations étaient plutôt basses. Il est souhaitable de continuer les efforts afin de limiter les coliformes fécaux dans le lac Kingsmere.
- L'hypolimnion du lac Meech est anoxique durant une partie de la saison estivale. Limiter les intrants de nutriments et de matière organique pourrait aider à diminuer la consommation d'oxygène dans le lac. Ces mesures contribueraient également au lac Mountains (Beamish). Cela aiderait également à limiter le relargage de phosphore par les sédiments.
- Aux deux sites du lac Meech, les concentrations en azote ammoniacal et en phosphore sont basses dans l'épilimnion et le métalimnion, puis augmentent dans l'hypolimnion. Dans cette dernière couche, les concentrations en azote ammoniacal ont parfois dépassé le seuil établi par l'Organisation Mondiale de la Santé au-delà duquel l'efficacité de la désinfection et du traitement est compromise. Ce fut le cas au site ML5 à la profondeur de 15 m et de 16 m de juillet à octobre 2017. Ainsi, si des résidents prélèvent l'eau du lac Meech à des fins de consommations, il serait important que la prise d'eau se situe à une profondeur moindre que 15 m, ou encore d'adopter des mesures de traitement adéquates.
- L'azote ammoniacal avait été mesuré dans l'ensemble de la colonne d'eau en 2017, puis seulement à 1 m au-dessus du fond du lac en 2018. Puisque les plus hautes concentrations en azote ammoniacal avaient été mesurées à la profondeur de 16 m en 2017, il serait souhaitable de mesurer ce paramètre aux profondeurs de 16 et à un mètre du fond de l'eau pour les années futures.

Rivière Gatineau

- Le pH avait été assez bas dans la rivière Gatineau en 2016 et avait franchi le seuil inférieur pour la protection de la vie aquatique et les activités récréatives au site GR22, soit le site le plus en amont du programme H₂O Chelsea. En 2017, la sonde à pH avait

éprouvé des difficultés en juin et en juillet et les lectures étaient anormalement basses (autour de 5,0) et ont été exclues des graphiques. Il semble que les valeurs de pH soient de retour à un niveau plus normal en 2018.

Ruisseaux Chelsea et Meech

- Plusieurs sites le long du ruisseau Chelsea ont cessé d'être échantillonnés il y a quelques années. La réintégration d'un site en aval des sites existants actuellement serait fort utile, soit le site 10A (chemin Loretta) ou le site C12 (route 105). Dans le passé, c'est principalement à ces sites que des dégradations importantes de la qualité de l'eau du ruisseau étaient notables. Il serait donc intéressant de tester si de telles dégradations ont encore lieu ou si la qualité de l'eau plus près de l'embouchure du ruisseau s'est améliorée. En 2017, la réintégration du site C12 avait été tentée, mais abandonnée en raison d'un accès difficile. Peut-être qu'un autre site en aval des sites existants pourrait être identifié et échantillonné pour les années à venir.
- Le ruisseau Chelsea avait connu des augmentations récentes en chlorures, en sodium et en potassium de 2014 à 2016. En 2017, les concentrations en anions (chlorures) ont fortement diminué, et cette baisse a continué en 2018. Les concentrations en cations (sodium et potassium) sont restées plutôt stables en 2017-2018. Afin de s'assurer que cette baisse perdure dans les années futures, il serait indiqué de continuer de diminuer les sources potentielles de ces anions et cations, car une hausse de leur concentration est souvent indicatrice d'une augmentation des perturbations humaines. Les concentrations augmentent de l'amont vers l'aval, donc des sources sont probablement non seulement présente en amont des sites d'études, mais aussi entre les sites C2 et C9. Une source importante d'ions est l'utilisation de sel de déglaceage sur les routes. En ce sens, diminuer la quantité de sel utilisé ou évaluer des alternatives pourrait être bénéfique pour le ruisseau.
- Le ruisseau Meech avait connu une augmentation des concentrations en coliformes fécaux, en cations et en anions au cours de 2014 à 2016. En 2017, les concentrations de ces variables ont diminué, mais le patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval a perduré. En 2018, les coliformes fécaux ont atteint des niveaux parmi les plus élevés depuis le début du programme H₂O Chelsea, avec plusieurs mesures supérieures à

1000 UFC/100 ml. Il serait avisé de chercher les causes de l'augmentation important en coliformes fécaux, tel que des barrages de castor, du bétail, ou des zones d'érosion par exemple. Le phosphore a lui aussi augmenté en 2018 après une période stable de 2014 à 2017. Tout comme pour les coliformes fécaux, il serait souhaitable de diminuer les intrants afin d'éviter une plus grande détérioration de la qualité de l'eau.

Références

Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved oxygen (freshwater). In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. [<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/177>]

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. & Smith, V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8, 559–568.

Kalff, J. 2001. Limnology : Inland water ecosystems. Prentice Hall, New Jersey. Print.

MELCC (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques). *Critères de qualité de l'eau de surface*. Document consulté en février 2017. [En ligne]. http://www.MELCC.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0306

Oram, B. 2014. Water Research Center. *Ammonia in groundwater, runoff, and streams*. Document consulté en avril 2017. [En ligne]. <http://www.water-research.net/index.php/ammonia-in-groundwater-runoff-and-streams>

SIGEOM. 2017. Système d'Information Géominière du Québec. Document consulté en février 2017. [En ligne]. http://sigeom.mines.gouv.qc.ca/signet/classes/I1108_afchCarteIntr?l=F.

Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506, 135–145.

Winter, J.G., Dillon, P.J., Futter, M.N., Nicholls, K.H., Scheider, W. a. & Scott, L.D. 2002. Total Phosphorus Budgets and Nitrogen Loads: Lake Simcoe, Ontario (1990 to 1998). *Journal of Great Lakes Research*, 28, 301–314.