

Programme H₂O Chelsea – Eau de surface

Rapport annuel sur l'état de l'eau de surface en 2017 en comparaison avec les valeurs historiques

Mars 2018

Préparé par :

Marie-Pierre Varin, M.Sc. biologie

Révisé par :

Mélanie Lacroix, B.Sc. biol.

Service de l'urbanisme et du développement durable

Municipalité de Chelsea



Table des matières

Remerciements	iii
Résumé	iv
Liste des tableaux	vii
Liste des figures	viii
Introduction	1
Objectifs généraux.....	2
Méthodologie.....	2
Description des paramètres 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.....	30
Lac Kingsmere	45
Lac Meech.....	57
Rivière Gatineau	71
Ruisseaux Chelsea et Meech	80
Ruisseau Chelsea	84
Ruisseau Meech	91
Conclusion et recommandations	98
Références	102

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 2017: 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 (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, 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 2017 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 2017, 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, ainsi qu'une augmentation préoccupante des coliformes fécaux de 2013 à 2017. Les concentrations en phosphore ont aussi légèrement augmenté durant cette période. Toutefois, les valeurs de pH qui avait été particulièrement élevées en 2016 semblent être retournées à des valeurs plus normales et le seuil de protection de la vie aquatique n'a pas été franchi en 2017, contrairement à l'année précédente. 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.

L'eau du lac Kingsmere s'est quelque peu acidifiée en 2017, quoique le seuil de protection de la vie aquatique n'a pas été atteint. Les concentrations en phosphore total ont montré une très légère hausse de 2015 à 2017 dans le lac Kingsmere. Cette hausse est toutefois minime et le lac Kingsmere connaît depuis les trois dernières années des concentrations en phosphore plus basses que plusieurs valeurs historiques. Pour ce qui est des concentrations en azote Kjeldahl total, elles

ont graduellement augmenté de 2014 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 ont pour leur part nettement diminué en 2017, atteignant la valeur la plus basse depuis 2014. 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. Les concentrations en phosphore dans les eaux de surface ont légèrement diminué au cours des cinq dernières années. 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 ont été reprises en 2017, suite aux recommandations de 2016. Celles-ci se sont avérées plutôt basses et bien sous le seuil de protection de la vie aquatique. Cependant, quelques mesures dans l'hypolimnion dépassaient le seuil de l'Organisation Mondiale de la Santé au-dessus duquel l'efficacité d'un traitement d'eau pour la consommation peut être compromise.

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 en coliformes fécaux correspondaient à une excellente qualité de l'eau en 2017. 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 2017, 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 2017 et dans les années passées. Ceci est probablement lié à la présence de particules inorganiques plutôt qu'organiques. Si la majorité des paramètres montrent une excellente qualité de l'eau dans la

rivière Gatineau, le pH était plutôt acide en 2016 et avait dépassé le seuil de protection pour les activités récréatives, l'esthétisme et la protection de la vie aquatique. Comme la sonde à pH a éprouvé des difficultés en 2017, il fut difficile d'évaluer si les eaux de la rivière Gatineau étaient toujours acides.

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 en 2017 et en 2016 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 et plusieurs échantillons en 2017 ont obtenu des résultats dans la gamme supérieure des valeurs historiques. En ce qui attrait aux coliformes fécaux, le ruisseau Chelsea a connu en 2017 des concentrations légèrement inférieures à celles du ruisseau Meech, tout comme en 2016. Les concentrations en coliformes fécaux dans le ruisseau Meech montraient un patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval, contrairement au ruisseau Chelsea. 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. Cette variabilité est plus marquée dans le ruisseau Meech que Chelsea. 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. 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 2017, qui étaient également similaires à leurs concentrations des années passées (Fig 29 G). Suite à une certaine dégradation de plusieurs paramètres de la qualité de l'eau de 2014 à 2016, le ruisseau Meech a montré plusieurs signes d'amélioration en 2017 tel qu'une diminution en azote, en coliformes fécaux et en ions. Malgré ces diminutions, les résultats suggèrent toujours d'importantes 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 2017	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 2017.p.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 principalesp. 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 2017.....p.25
- Figure 5** A) Moyennes de phosphore total (\pm écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2017 et B) profils des concentrations en phosphore total dans la colonne d'eau en 2017 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2017 alors que les valeurs historiques (2003 – 2016) sont indiquées par les formes concentriques de teinte verte à orangé. 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. 26
- Figure 6** A) Moyennes d'azote Kjeldahl total (\pm écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2017 et B) profils des concentrations d'azote Kjeldahl total dans la colonne d'eau en 2017 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2017 alors que les valeurs historiques (2003 – 2016) 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.27
- Figure 7** A) Moyennes des concentrations en chlorophylle a (\pm écart-type) dans l'ensemble de la colonne d'eau de 2004 à 2017 et B) profils des concentrations en chlorophylle a dans la colonne d'eau en 2017 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2017 alors que les valeurs historiques (2003 – 2016) 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.28
- Figure 8** Moyennes des coliformes fécaux (\pm écart-type) de 2003 à 2017 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.29
- Figure 9** Profils des températures du lac Beamish de 2003 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.p.38
- 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.39

Figure 11 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Beamish de 2003 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. 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.40

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 6 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2017 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2016. 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.....p.41

Figure 13 Concentrations en A) phosphore total; B) azote Kjeldahl total; C) matières en suspension et D) coliformes fécaux dans les deux sites du ruisseau Hayworth et au lac Mountains (Beamish) de 2004 à 2017. 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). 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). En B) la zone verte indique un niveau d'azote kjeldahl total correspondant à un niveau oligotrophe (lac : <0.35 mg/L; cours d'eau : <0.7 mg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (lac : 0.35 à 0.65 mg/L; cours d'eau : 0.7 à 1.5 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (lac : > 0.65 mg/L; cours d'eau : >1.5 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). En D) 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.42-43

Figure 14 Niveau trophique du lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2017 selon le système de classification du MDDELCC. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembrep.44

Figure 15 Profils des températures du lac Kingsmere de 2003 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.p.52

Figure 16 Profils du pH au lac Kingsmere 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 aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.....p.53

Figure 17 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Kingsmere de 2003 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. 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.54

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 2017 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2016. 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.....p.55

- Figure 19** Niveau trophique du lac Kingsmere de 2014 à 2017. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre, pour l'eau prélevée à une profondeur de 2 m.....p.56
- Figure 20** Profils des températures du lac Meech de 2003 à 2017, 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 prisep.65
- Figure 21** Profils de pH du lac Meech de 2014 à 2017, 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. 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, les résultats pour ce mois sont anormalement bas et résultent tout probablement de problèmes techniques.....p.66
- Figure 22** Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Meech de 2003 à 2017, 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.67
- 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 6 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2017 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2016. 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 aquatiquep.68
- Figure 24** Niveau trophique du lac Meech de 2014 à 2017. Les valeurs présentées sont les moyennes pour les deux sites au lac Meech (ML3 et ML5) de juin à octobre.....p.70
- 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 2017. 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 9,0p.76
- Figure 26** Profils de A) conductivité aux sites GR22 et GR151, B) oxygène dissous aux sites GR22 et GR151, de 2006 à 2017. 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.77
- 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 2017. 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/L.....p.78
- 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 2017. 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.79

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 2017 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.81-83

Figure 30 Évolution des moyennes annuelles (\pm 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 2017. p.88-90

Figure 31 Évolution des moyennes annuelles (\pm 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 2017.. p.95-97

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 2017, ainsi qu'en 2014-2016, 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 paramètres mesurés varient en fonction des sites et une description plus détaillée de ces paramètres est fournie dans la section « Description des paramètres étudiés » de ce rapport. Des profils de la colonne d'eau pour les paramètres suivants 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 paramètres 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.

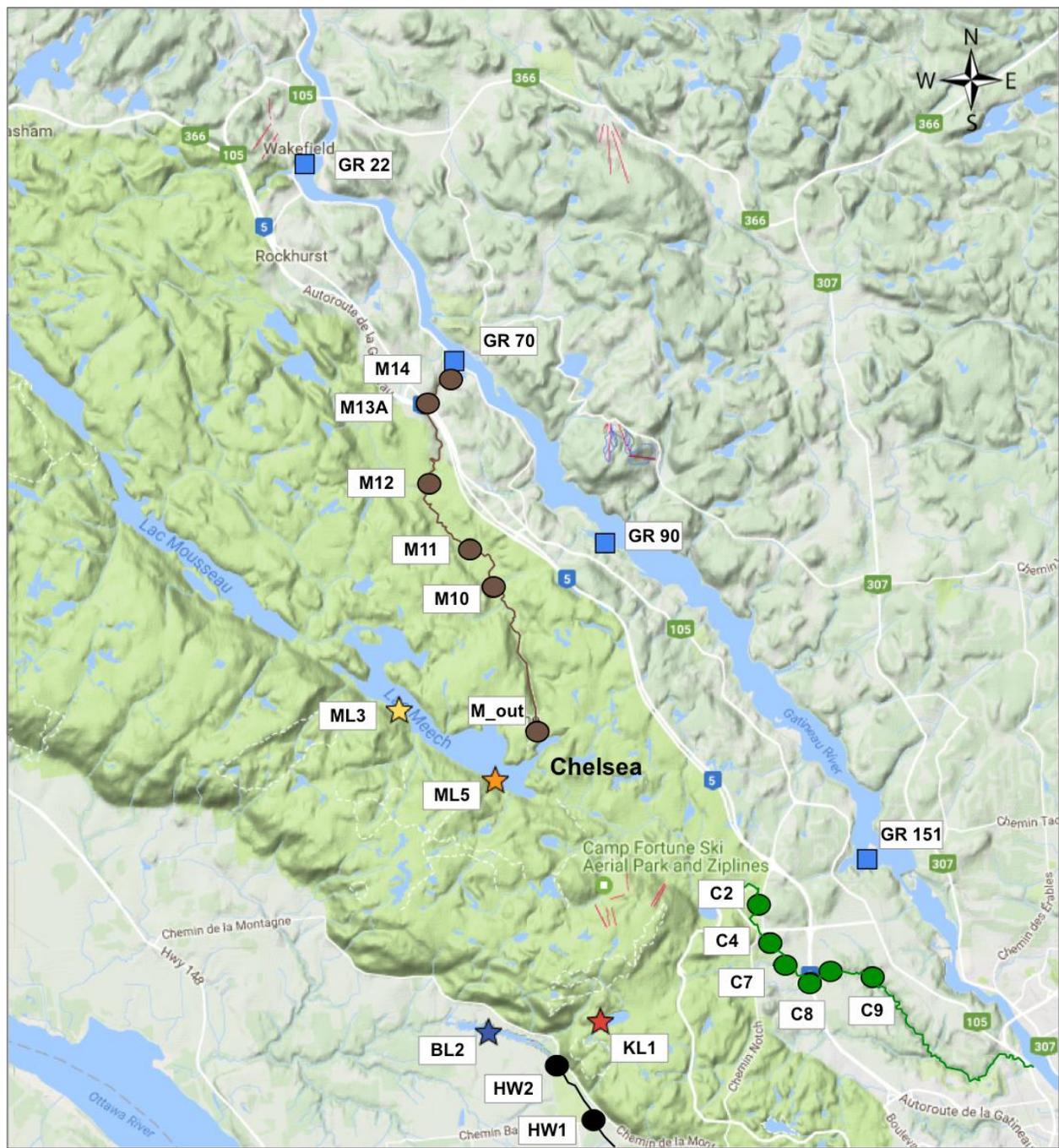
Dans les ruisseaux Chelsea et Meech, la température de l'eau est mesurée à l'aide d'une sonde multi-paramétrique YSI. Aussi, des échantillons d'eau sont prélevés puis analysés en laboratoire afin de mesurer la teneur en coliformes fécaux, en phosphore total, en azote Kjeldahl total, en matières en suspension, 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 2017.

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 2017.

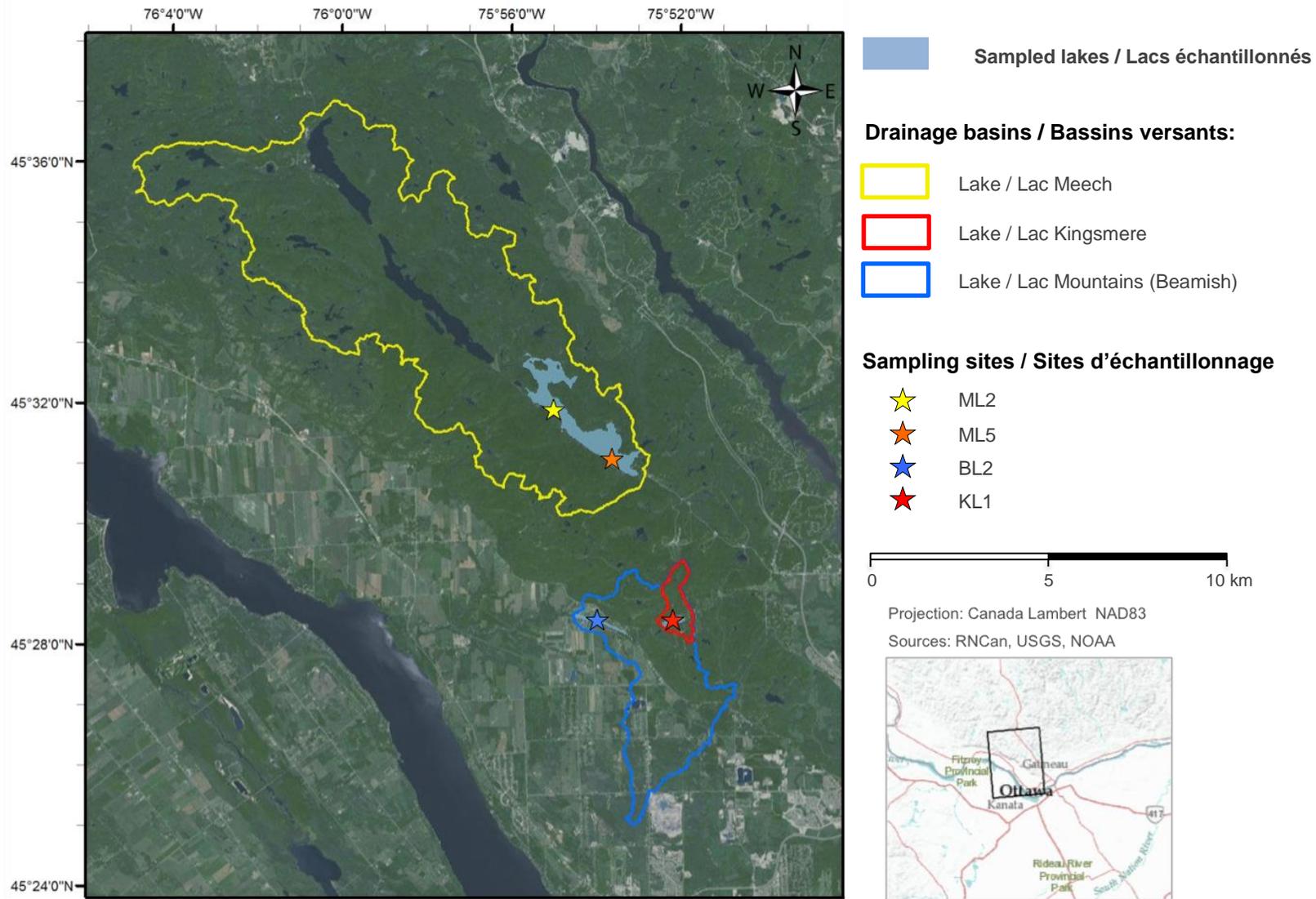


Figure 2 Bassins versants des lacs Meech, Kingsmere et Mountains (Beamish), ainsi que leurs sites d'échantillonnage.

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 paramètres 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 MDDELCC 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 paramètres 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 ruisselle 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. Ce paramètre 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 MDDELCC n'ait établi aucun critère de qualité pour ce paramètre, une conductivité et une salinité trop élevée ou trop basse peut 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 plankton, 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 MDDELCC 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 ce paramètre 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 un paramètre fondamental 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

MDDELCC 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 MDDELCC 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 plankton 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 MDDELCC 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. Ce paramètre est mesuré 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 dûe 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).

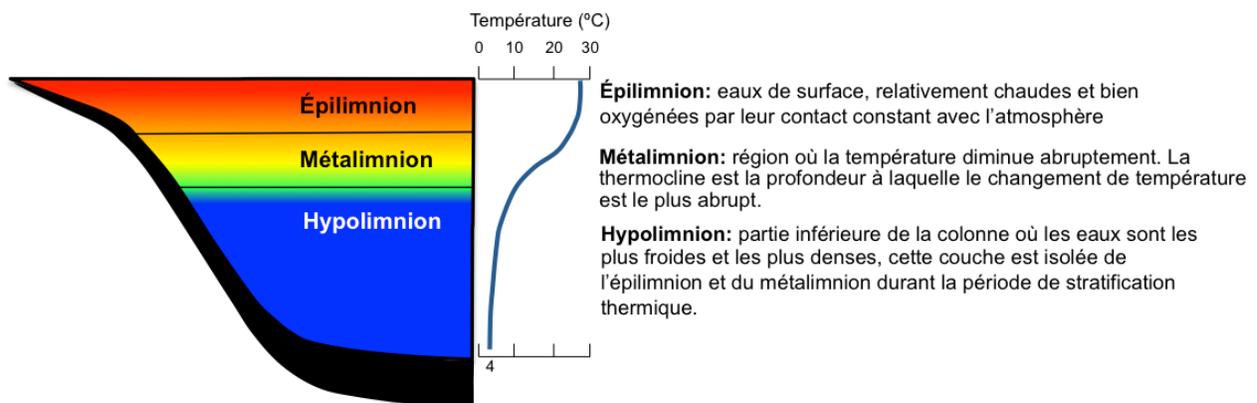


Figure 3 Stratification thermique typique des lacs tempérés montrant l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion, ainsi que leurs caractéristiques principales.

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.

Il est à noter que la sonde à pH sur l'instrument YSI, utilisé pour les sites sur la rivière Gatineau et le lac Meech, a éprouvé des difficultés en juin et en juillet 2017. Les valeurs ont été conservées dans la base de données pour les sites GR22 et GR151, quoique les valeurs semblent anormalement basses, mais elles ont été supprimées des figures.

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. La stratification thermique s'était déjà installée dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech lors du premier échantillonnage de la saison en juin 2017 (Fig 4 A). Bien que la colonne d'eau était isothermique autour de 13°C en septembre dans le lac Beamish, le brassage automnal s'est probablement produit un plus tard en saison, puisque la colonne d'eau doit s'approcher de 4°C pour que le brassage se produise. 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 par exemple. Le premier échantillonnage du lac Meech a eu lieu en juin, alors que la stratification thermique s'était déjà installée. En octobre, la stratification thermique était encore présente alors le brassage automnal semble plus tard en automne. Les températures dans l'hypolimnion sont les plus basses dans le lac Meech, suivi du lac Kingsmere, puis Mountains (Beamish), ce qui suit également leur ordre de profondeur.

pH

Les lacs échantillonnés ont été de légèrement acide à faiblement alcalin en 2017, avec un pH variant autour de 5,9 à 8,2 (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.

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. La valeur de 8,57 avait d'ailleurs été la plus élevée enregistrée au cours de l'été 2016 et était légèrement supérieure au seuil pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique (8,5). En 2017, il semble de le pH du lac Mountains (Beamish) ait diminué et se soit stabilisé par rapport à l'année précédente, variant entre 6,7 et 8,2.

Tout comme en 2016, le lac Kingsmere a montré une certaine stratification de pH en juin, juillet et en août lors de la saison 2017. Les valeurs de pH dans ce lac si situaient autour de 7,5 dans l'hypolimnion, puis diminuaient près de 7 dans l'hypolimnion. En juillet, le pH à la profondeur de 6 m a même frôlé le seuil inférieur pour la protection des activités récréatives et d'esthétique (6,5), avec une valeur de 6,57. Il se peut que la sonde se soit tout simplement trop approchée des sédiments, où la valeur de pH diminue drastiquement.

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 d'octobre. Durant cette période, le pH de l'épilimnion était d'environ 7,2; puis diminuait à environ 6,5 dans l'hypolimnion. La profondeur de Secchi était entre 4,5 m et 6,5 m, les organismes photosynthétiques dominaient donc probablement jusqu'à 9 à 13 m de profondeur, ce qui maintenait un pH relativement élevé. Dans l'hypolimnion, la dominance des organismes aérobies a certainement contribué à diminuer légèrement le pH, qui variait entre 6,3 et 7,0 dans cette couche. En juillet, le pH a été étonnamment bas dans les deux sites du lac Meech et ce, pour toute la colonne d'eau, avec des valeurs de pH entre 5,93 et 6,37.

Conductivité

La conductivité a varié entre 61 et 444 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans les lacs échantillonnés, avec le lac Mountains (Beamish) ayant la conductivité la plus élevée, suivi du lac Kingsmere, puis du lac Meech (Fig 4 C), tel qu'observé en 2016 également. La conductivité représente une estimation de la quantité d'ions dissous dans l'eau et des activités ou infrastructures humaines telles que l'épandage de sel sur les routes, des stations d'épuration d'eau et des fosses septiques peuvent 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 (Fig 4 D). Dans le lac Mountains (Beamish), les concentrations en oxygène dissous ont été inférieures en 2017 comparativement à l'année précédente. Si, en 2016, les concentrations variaient entre 7,5 et 11 mg/L dans les eaux de surface, elles ont plutôt oscillé entre 4,8 et 9,69 mg/L en 2017 (Fig. 4 D). D'ailleurs, ce paramètre a franchit le seuil de protection pour la vie aquatique (6 mg/L) et a même atteint l'anoxie dans l'hypolimnion lors de tous les échantillons à l'exception du mois d'octobre. L'année dernière, le lac Mountains (Beamish) n'avait jamais atteint l'anoxie et avait franchit le seuil de protection pour la vie aquatique à seulement deux reprises, dans l'hypolimnion.

L'oxygène dans le lac Kingsmere a varié entre 7 et 10,3 mg/L à l'été 2017, puis les concentrations étaient relativement constantes dans la colonne d'eau. Le seuil de protection pour la vie aquatique a été franchit une seule fois dans la couche d'inférieure au mois de juillet. Il semble donc que l'ensemble de la colonne d'eau au lac Kingsmere était bien oxygéné au cours de

la saison d'échantillonnage. Comme la profondeur de Secchi variaient entre 3 et 3,5 m, la lumière du soleil pénétrant dans l'eau était suffisante pour soutenir la photosynthèse jusqu'au fond du lac, ce qui a pu contribuer à maintenir une certaine concentration en oxygène dans le métalimnion et l'hypolimnion.

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 3,5 et 6,5 m au cours de la période d'échantillonnage, permettant la photosynthèse jusqu'à environ 7 à 13 m. En deçà de cette profondeur, les teneurs en oxygène dissous ont atteint l'anoxie aux mois de septembre et octobre. Bien que cette tendance soit commune dans les lacs d'une telle profondeur, l'anoxie peut poser problème car de grandes quantités de phosphore peuvent être relarguées par les sédiments en conditions anoxiques, en plus de poser de sérieux risques pour la santé des organismes aérobies vivant dans l'hypolimnion, principalement les poissons. Il est donc souhaitable de faire preuve de vigilance et de ne pas ajouter de matières biodégradables dans le lac durant la saison estivale, ce qui consommerait davantage d'oxygène dissous.

Phosphore total

Les concentrations moyennes en phosphore total (PT) dans les trois lacs d'intérêt ont correspondu à un niveau trophique oligotrophe pour les lacs Kingsmere et Meech, puis mésotrophe – eutrophe pour le lac Mountains (Beamish), de manière similaire à l'année précédente (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 annuelle en PT dans les eaux de surface était 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 au cours de dernières années correspond donc à une légère augmentation progressive au cours des quatre dernières années. Le lac Kingsmere semblent quant à lui avoir été plus stable historiquement, hormis un pic de concentration en 2012, alors que le lac Meech a connu une légère diminution au cours des quatre dernières années (Fig 5 A). Le lac Kingsmere est demeuré à des concentrations correspondant à un niveau oligo-mésotrophe avec une moyenne estivale de 7,9 µg/L en 2017 contre 7,34 µg/L l'année précédente. Le lac Meech, quant à lui, correspondait à des concentrations plutôt

oligotrophe, avec une moyenne estivale de 4,43 µg/L en 2017; contre 6,61 µg/L en 2016, 7,02 µg/L en 2015; et 10,25 µg/L.

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 paramètres étudiés et des concepts clés »). Cette tendance est observée historiquement et en 2017, les concentrations en phosphore hypolimnétiques ont été parmi les valeurs les plus élevées enregistrées à ce jour, quoique légèrement inférieures à l'année 2016 (Fig 5 B). 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 phosphore total 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.

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.

Azote Kjeldahl total

Les concentrations moyennes en azote Kjeldahl total (NKT) en 2017 semblaient assez similaires aux valeurs historiques dans les lacs Kingsmere et Meech (Fig 6 A). Pour ce qui est du lac Mountains (Beamish), les concentrations en NKT semblaient avoir augmenté en 2015 par rapport aux valeurs historiques. Suite à cette augmentation, les concentrations sont demeurées stables en 2016 et en 2017.

Bien que la moyenne estivale en NKT au lac Kingsmere en 2017 ait été similaire aux années antérieures, plusieurs mesures dans l'épilimnion, 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. Le lac Meech présentait 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 2017 étaient supérieures à celles mesurées antérieurement dans l'épilimnion et l'hypolimnion. Une explication possible est que la dégradation de la matière organique en milieu anoxique, tel qu'il était le cas dans l'hypolimnion du lac Meech en septembre et en octobre 2017, 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.

Chlorophylle *a*

Les concentrations en chlorophylle *a* ont diminué dans le lac Mountains (Beamish) au cours des trois dernières années, après un pic en 2015 de 20,35 $\mu\text{g/L}$. En 2016, la concentration moyenne annuelle avait été de 12,82 $\mu\text{g/L}$, puis de 7,27 $\mu\text{g/L}$ en 2017, soit un niveau plus similaire aux années 2010 à 2013. Selon les catégories du MDDELCC, les teneurs en chlorophylle *a* correspondaient à une classe eutrophe de 2013 à 2016, puis mésotrophe en 2017.

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. En 2017, la moyenne annuelle fut de 4,86 $\mu\text{g/L}$, ce qui correspondait à un niveau mésotrophe, tout comme en 2014 – 2016, quoique les concentrations aient légèrement diminuées en 2016.

Pour ce qui est du lac Meech, les concentrations en chlorophylle *a* indiquent un niveau oligotrophe, tout comme les valeurs de phosphore total. 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 2017, la concentration moyenne annuelle était de 1,97 µg/L, contre 2,09 µg/L en 2016, puis 2,33 µg/L en 2015.

Coliformes fécaux

Le lac Mountains (Beamish) a obtenu en 2017 une moyenne des concentrations en coliformes fécaux de 92 UFC/100 ml, contre 35,75 UFC/100 ml en 2016; puis 11,25 UFC/100 ml en 2015 n (Fig 8). La qualité de l'eau correspondante à ces concentrations était « excellente » en 2015, « bonne » en 2016, puis à la limite entre « bonne » et « médiocre » en 2017. Il serait souhaitable de tenter de cerner ce qui a contribué à augmenter autant les concentrations en coliformes fécaux au cours des trois dernières années, puisqu'il d'agit d'un paramètre important pour déterminer la qualité de l'eau.

Contrairement au lac Mountains (Beamish), la concentration moyenne estivale en coliformes fécaux au lac Kingsmere a grandement diminué en 2017 par rapport à 2016. Celle-ci est passée de 35 UFC/100 ml en 2016 à 1 UFC/100 ml en 2017. En fait, lors des trois analyses pour les coliformes fécaux en juin, juillet et août 2017, la valeur se trouvait sous la limite de détection de 2 UFC/100 ml. La forte augmentation observée en 2016 semblait donc éphémère et l'année 2017 a 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 2017, la moyenne a été de 1,8 UFC/100 ml.

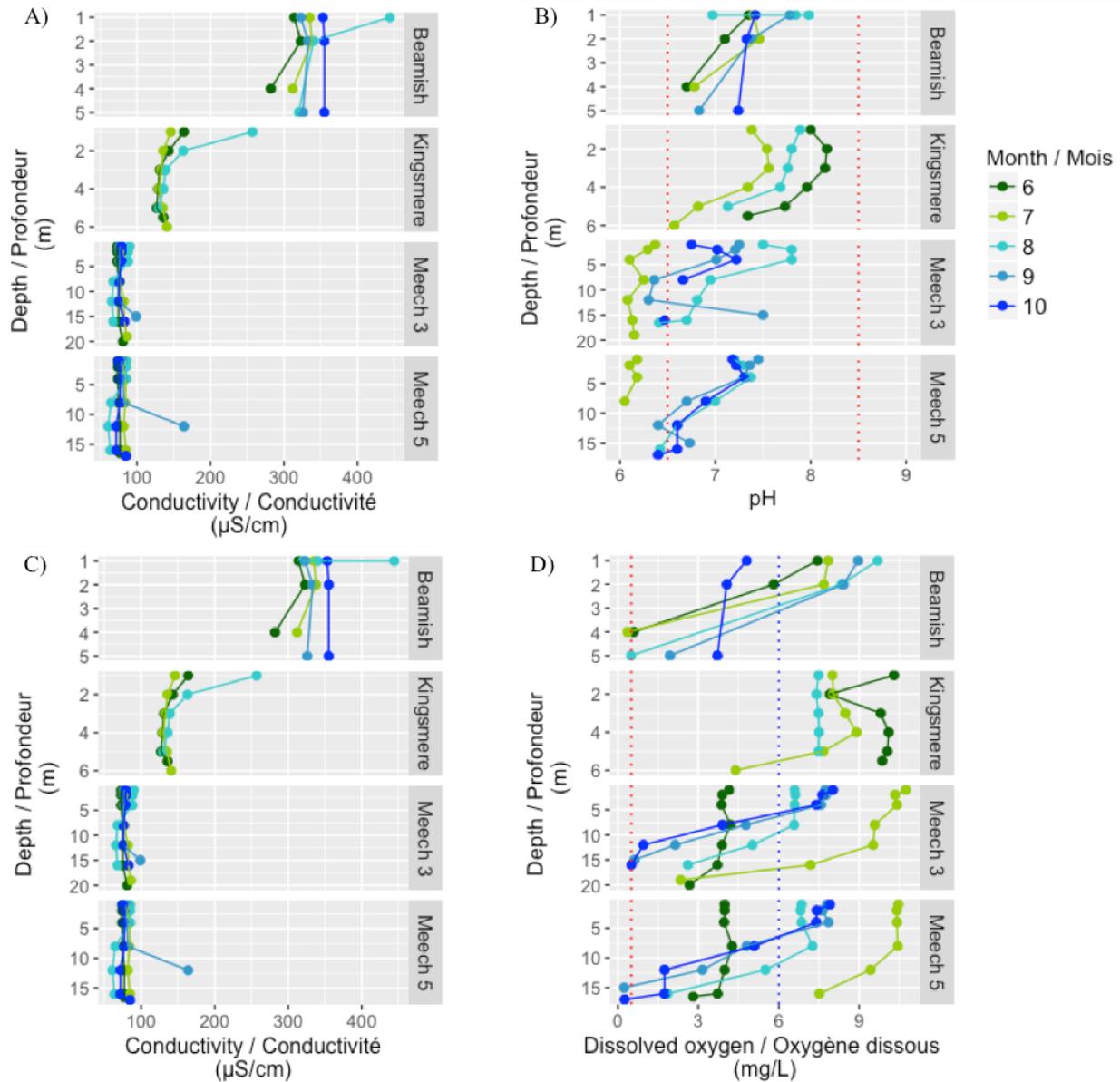


Figure 4 Profils de A) température, B) pH (les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme; seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5. Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0), C) conductivité et D) 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 2017.

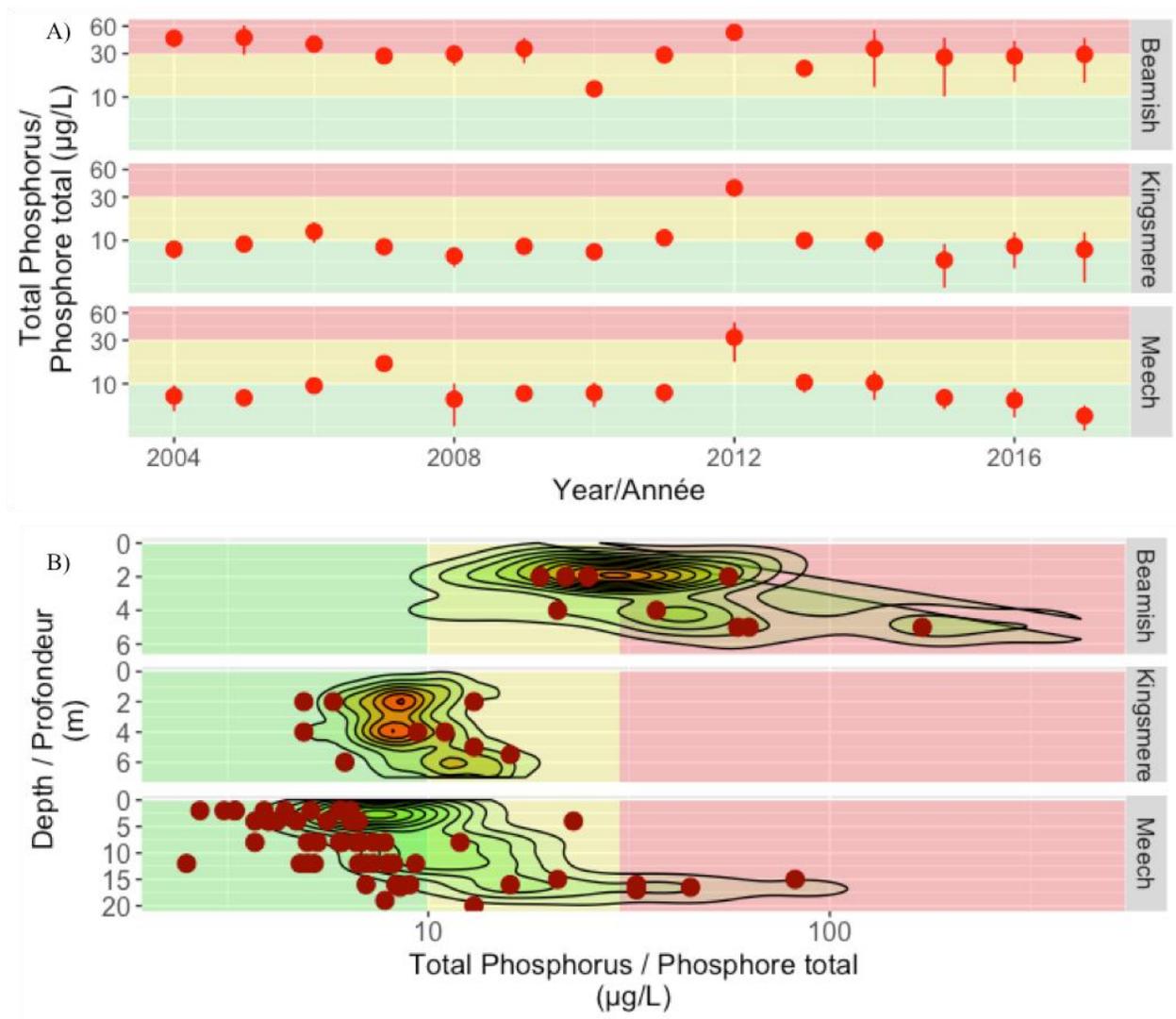


Figure 5 A) Moyennes de phosphore total (\pm écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2017 et B) profils des concentrations en phosphore total dans la colonne d'eau en 2017 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2017 alors que les valeurs historiques (2003 – 2016) sont indiquées par les formes concentriques de teinte verte à orangé. La zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe (<10 µg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (10 à 30 µg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 30 µg/L).

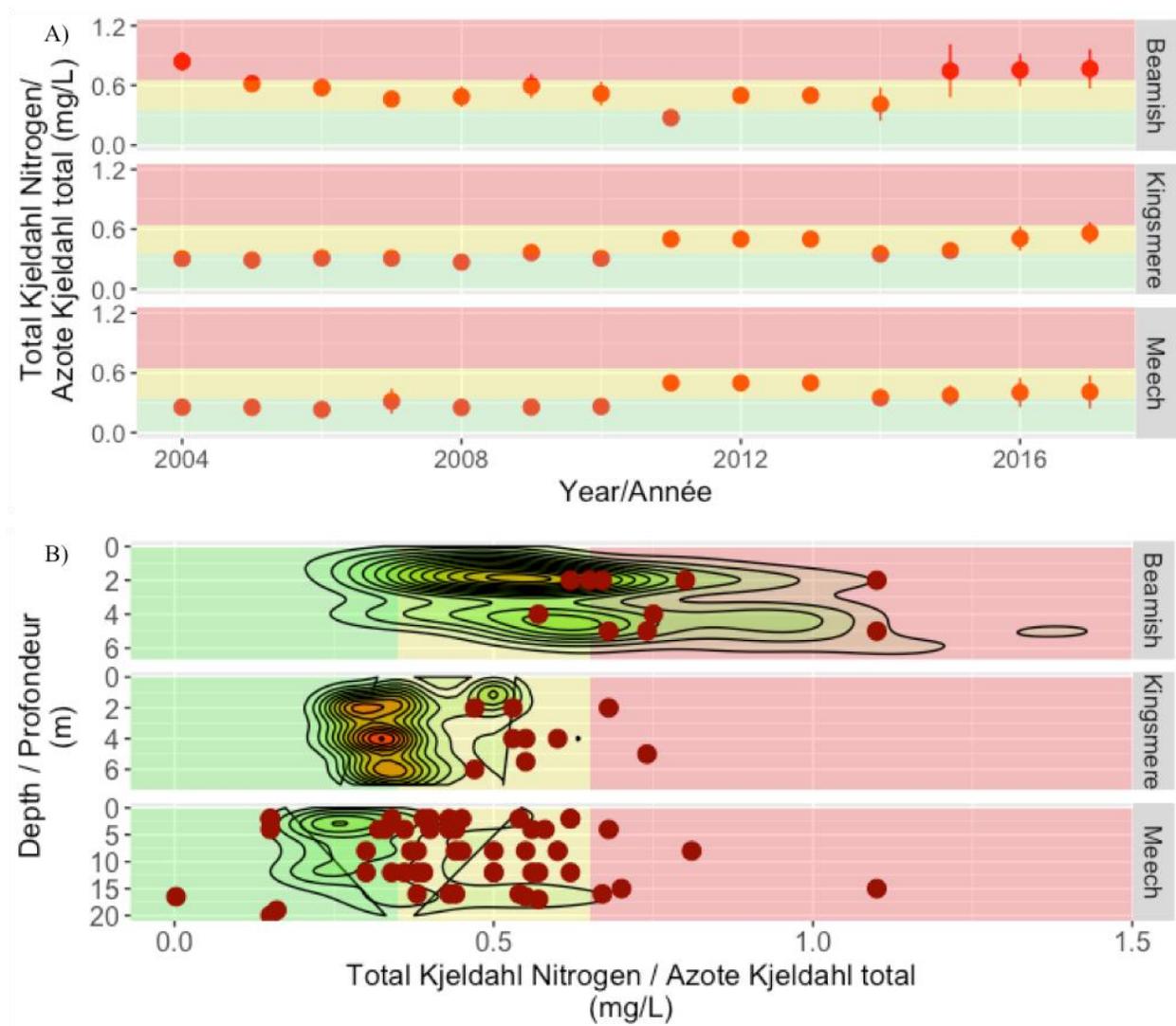


Figure 6 A) Moyennes d'azote Kjeldahl total (\pm écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2017 et B) profils des concentrations d'azote Kjeldahl total dans la colonne d'eau en 2017 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2017 alors que les valeurs historiques (2003 – 2016) 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).

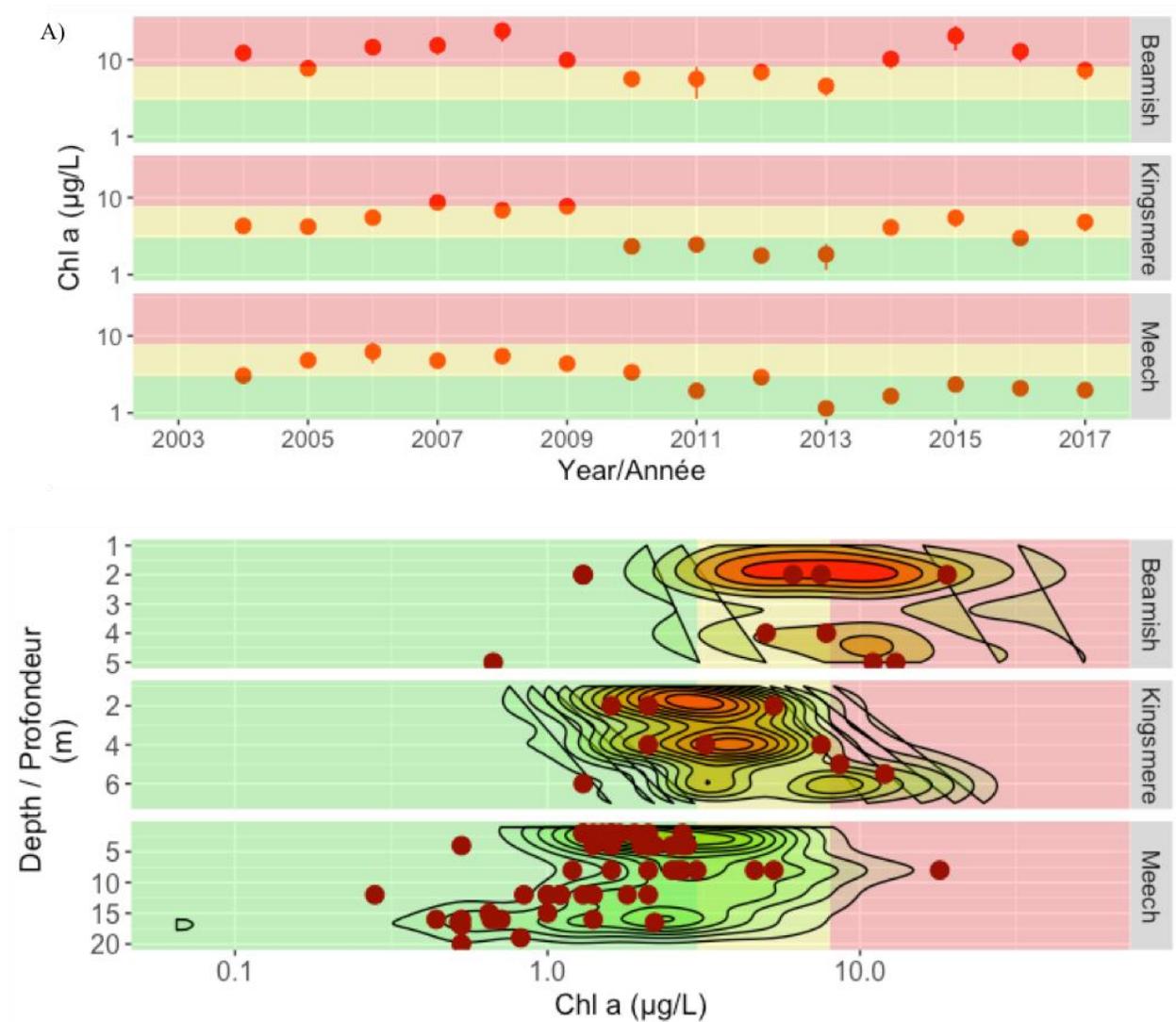


Figure 7 A) Moyennes des concentrations en chlorophylle *a* (\pm écart-type) dans l'ensemble de la colonne d'eau de 2004 à 2017 et B) profils des concentrations en chlorophylle *a* dans la colonne d'eau en 2017 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2017 alors que les valeurs historiques (2003 – 2016) 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 ($< 3 \mu\text{g/L}$), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (3 à $8 \mu\text{g/L}$) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ($> 8 \mu\text{g/L}$).

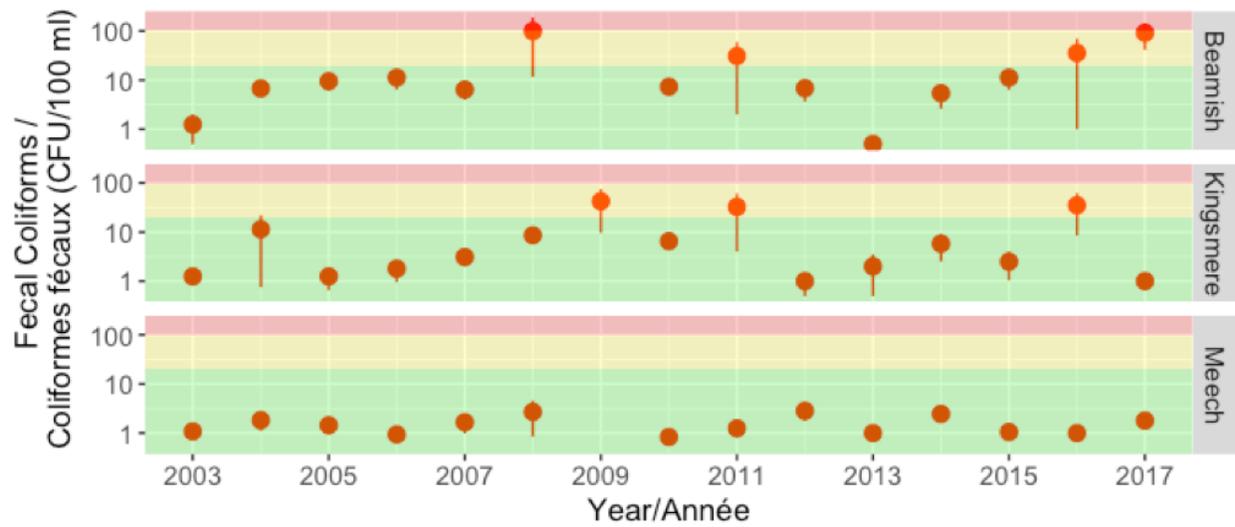


Figure 8 Moyennes des coliformes fécaux (\pm écart-type) de 2003 à 2017 dans les lacs Mountains (Beamish, Kingsmere et Meech). La zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente 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; puis d'une stabilité entre 2014 et 2017 à la limite entre les classe mésotrophe et eutrophe. 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. 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. Suite à une année 2016 montrant des températures de l'eau plus élevée que les années passées, l'année 2017 a connu des températures davantage dans les moyennes des années précédentes. 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. Les seuils inférieurs et supérieurs pour la protection de la vie aquatiques n'ont pas été atteints au cours de la saison estivale. Les concentrations en oxygène dissous ont été relativement basses dans le lac Mountains (Beamish) en 2017. Dès juin, l'eau de l'hypolimnion était anoxique

et ce, jusqu'en septembre. Cependant, dans l'épilimnion, la concentration en oxygène dissous a atteint le seuil de protection de la vie aquatique une seule fois à la profondeur de 2 m en juin, avec une valeur de 5,81 mg/L. 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.

Température

Lors du premier échantillonnage du lac Mountains (Beamish), en juin 2017, la stratification thermique s'était déjà installée (Fig 9). L'année précédente, le brassage des eaux printanier semblait avoir eu lieu en mai, alors que la température était uniforme dans la colonne d'eau. En septembre, la colonne d'eau était encore fortement stratifiée, contrairement à ce qui avait été observé en 2016. Durant les années antérieures à 2016, on avait souvent observé une stratification, mais celle-ci était moins prononcée qu'en 2017. Il est fort probable que les températures chaudes connues au mois de septembre dernier aient permis de maintenir une température d'eau de surface élevée, au-dessus de 20°C, alors que la température était en-dessous de 20°C durant les années 2015 et antérieures. En octobre, l'entièreté de la colonne d'eau se situait aux alentours de 14°C. 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 (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.

Oxygène dissous

Le profil d'oxygène dissous (OD) montrait déjà une stratification lors du premier échantillonnage de l'été, au mois de juin (Fig 11). Il semble donc que l'oxygène qui avait été redistribué dans la colonne d'eau au cours du brassage printanier (tout probablement en mai) ait été consommé relativement rapidement dans l'hypolimnion, comme dans le cas de la majorité des années antérieures. Dès juin, la concentration en OD atteignait le seuil de l'anoxie à une profondeur de 4 m. Durant ce mois, la concentration en OD des eaux de surface était aussi 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. 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 des mois de juillet, août et septembre, les concentrations en OD dans la colonne ont été semblables aux années antérieures, frôlant ou atteignant souvent l'anoxie à la profondeur de 4 m. En octobre, l'ensemble de la colonne d'eau était stable autour de 4 mg/L.

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 paramètres étudiés et des concepts clés ») et se situaient entre 19 et 170 µg/L avec une moyenne de 29,4 µg/L pour les eaux de surface à l'été 2017, contre de 14 à 46 µg/L pour la saison estivale 2016, avec une moyenne de 28 µg/L. Les concentrations de ce nutriment dans la colonne d'eau étaient plutôt dans la moyenne des années précédentes en juin, juillet et août 2017, légèrement inférieures à la moyenne à la profondeur de 2 m en septembre, puis légèrement supérieures aux moyennes des années passées en octobre 2017 (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 2017 soit supérieure aux deux autres lacs d'étude, on note une légère tendance à la diminution des concentrations en phosphore total dans le lac Mountains (Beamish) au cours de la période 2004 – 2014, avec une certaine stabilité au cours des trois dernières années.

En 2017, les concentrations en PT étaient semblables dans l'épilimnion et l'hypolimnion en juin et en octobre. Cependant, les concentrations hypolimnétiques en juillet, août et septembre étaient supérieures à celles de 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 relativement élevées en 2017, 2016 et en 2015 dans le lac Mountains (Beamish) et correspondaient à un niveau eutrophe, suite à une période de concentrations correspondant à un niveau mésotrophe de 2006 à 2014 (Fig 6). De plus, 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 (Fig 12 B). 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 surveiller les concentrations en azote au lac Mountains (Beamish) afin de prévenir des effets négatifs.

Chlorophylle *a*

Les concentrations en chlorophylle *a* aux profondeurs de 2 et de 4 m ont été similaires aux années précédentes en juin, en juillet et en septembre 2017, correspondant à un niveau mésotrophe (Fig 12 C). Au mois d'octobre, la chlorophylle *a* était inférieure à la moyenne des années

précédentes et ce, aux profondeurs de 2 et de 4 m. Il semblerait donc que les teneurs en chlorophylle *a* durant l'année 2017 aient été légèrement inférieures aux années antérieures.

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 trois 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; puis en 2016 avec une moyenne de 36 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 dénombrées 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 2017, la moyenne atteignait la limite entre une qualité de l'eau excellente et médiocre avec une moyenne de 92 UFC/100 ml. Il est souhaitable 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 MDDELCC, qui est basé sur les concentrations moyennes annuelles en phosphore total, en chlorophylle *a* et sur la transparence (Fig 14). Le niveau trophique en 2017 était similaire aux trois années antérieures, bien que l'on note une diminution de la chlorophylle *a* en 2017, accompagnée d'une concentration en PT et une transparence plutôt stable.

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 en 2015, 2016 et 2017, 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 12 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 2017, les concentrations en PT ont été plutôt stables aux mois d'août et septembre entre les sites H1, H2 et BL2 (Fig 13 A). Même qu'en juin de la même année, les teneurs en PT ont diminué du site H1 (48 µg/L) vers H2 (36 µg/L), puis BL2 (25 µg/L). C'est uniquement en juillet que la concentration de ce nutriment avait augmenté du site H1 (21 µg/L) vers H2 (32 µg/L).

Tout comme pour le phosphore, il ne semble pas que le ruisseau Hayworth apporte de l'azote de manière importante et constante (Fig 13 B). Les données historiques montrent que les concentrations en azote Kjeldahl total (NKT) sont généralement plus élevées au site H1 qu'au site H2 en juin et en septembre. Cette situation s'est répétée pour ces deux mois en 2017. En juin,

la concentration en NKT était de 0,77 mg/L au site H1; de 0,52 mg/L au site H2, puis de 0,62 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 et en 2008, alors que d'autres années obtiennent une tendance contraire, comme en juin et en septembre. En juillet 2017, la concentration de NKT était de 0,66 mg/L au site en amont du terrain de golf; de 0,95 mg/L au site en aval du terrain de golf et de 0,8 mg/L dans le lac Mountains (Beamish). Généralement, la différence des teneurs en NKT aux sites H1 et H2 est faible au mois d'août. Par exemple, en août 2017, la concentration était de 0,62 mg/L et de 0,51 mg/L aux sites H1 et H2, respectivement.

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), tel qu'observé à nouveau en 2017. 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 13 C). La concentration en MES était plus haute au site H1 qu'au site H2 et BL2 en juin 2016 et 2015, alors que les concentrations étaient pratiquement égales entre ces deux sites en juin 2017. 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 13 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 septembre 2017, les

concentrations en MES étaient très semblables entre les sites H1, H2 et BL2; tandis qu'en septembre 2016, les concentrations augmentaient du site H1 vers H2, pour retrouver une concentration semblable au mois précédent dans le lac Mountains (Beamish). En 2017, le site H2 a eu une concentration en MES supérieure au site H1 uniquement au mois de juillet.

Les concentrations en coliformes fécaux ont été mesurées dans les sites H1, H2 et BL2 de juin à octobre 2017, alors que ces mesures ont été effectuées plutôt sporadiquement dans le passé (Fig 13 D). En juin 2017, la qualité de l'eau correspondait à une qualité « médiocre » selon ce critère avec des concentrations de 140 UFC/100 ml au site H1 et de 230 UFC/100 ml aux sites H2 et BL2. Le mois suivant, la qualité de l'eau passait au niveau « bon » aux sites H1 et H2 (56 et 64 UFC/100 ml, respectivement), puis au niveau « excellent » dans le lac Mountains (Beamish) avec une valeur sous la limite de détection. Ensuite, les concentrations ont légèrement augmenté à nouveau en août, pour atteindre une qualité de l'eau « médiocre » à nouveau en septembre. De manière générale, les teneurs en coliformes fécaux sont similaires entre les sites H1 et H2, puis similaires ou inférieurs à ces derniers dans le lac Mountains (Beamish). Les tendances observées suggèrent donc que le ruisseau Hayworth ne constitue pas une source importante de coliformes fécaux pour le lac Mountains (Beamish).

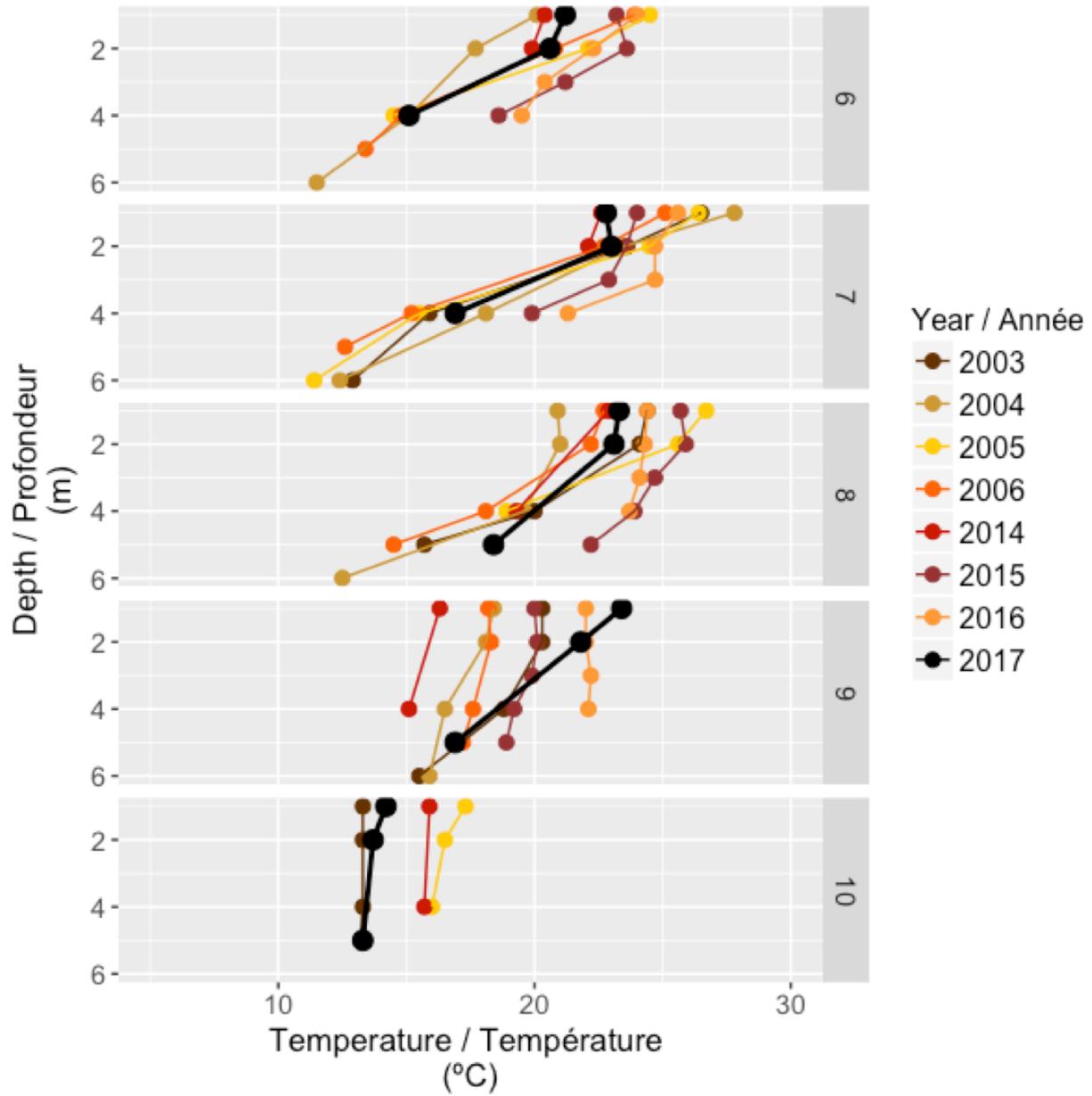


Figure 9 Profils des températures du lac Beamish de 2003 à 2017. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

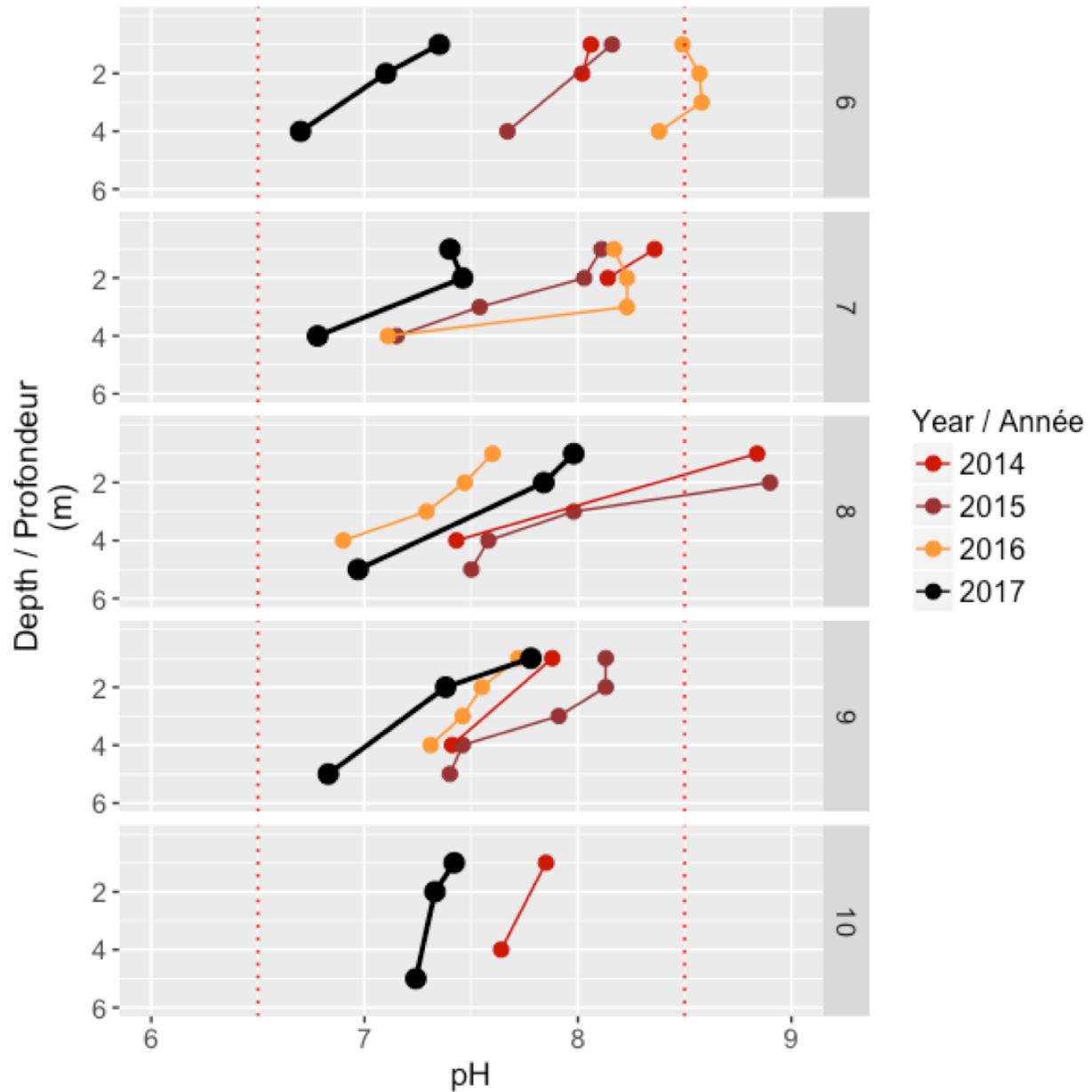


Figure 10 Profils du pH au lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2017. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme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

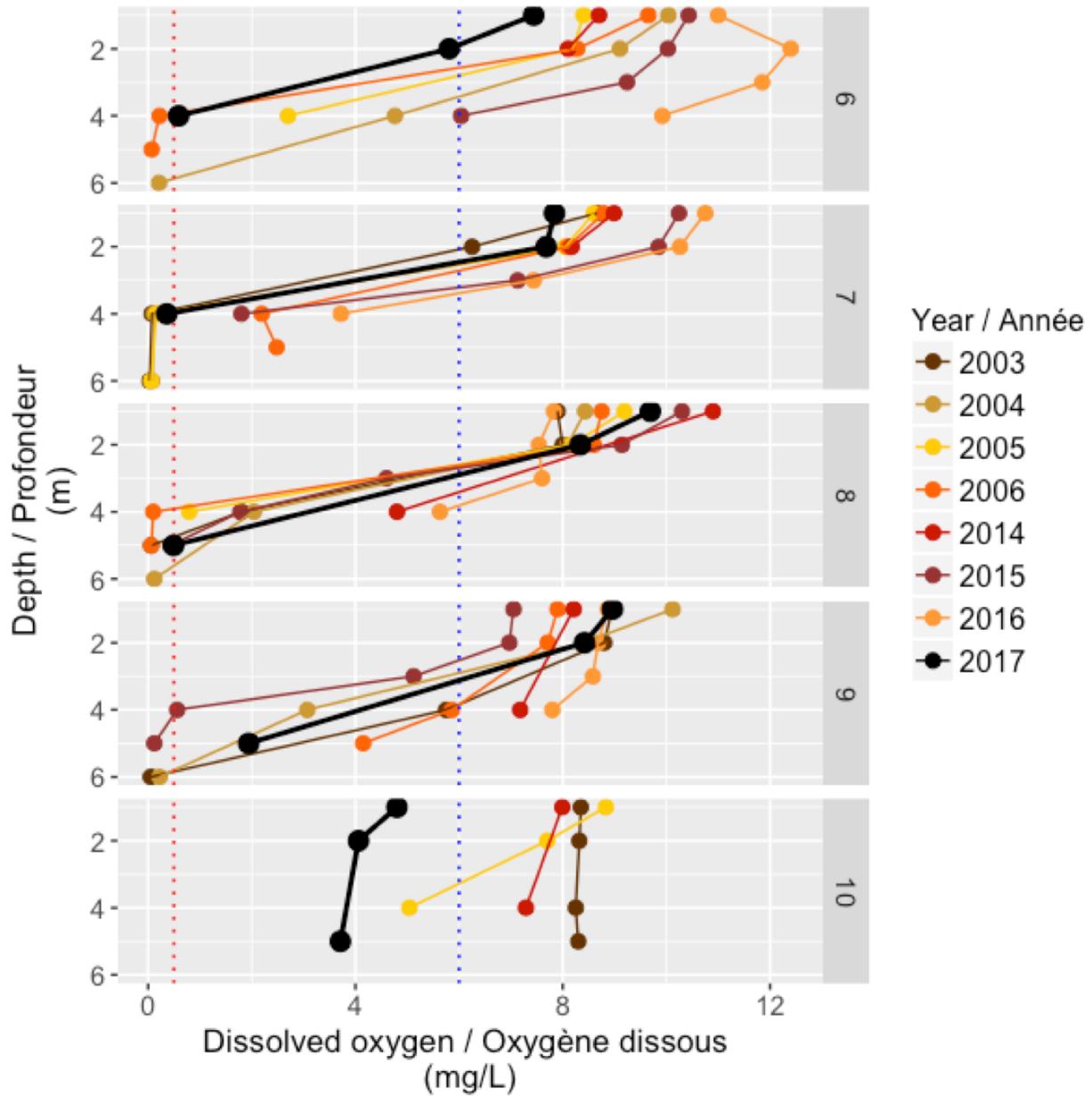


Figure 11 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Beamish de 2003 à 2017. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).

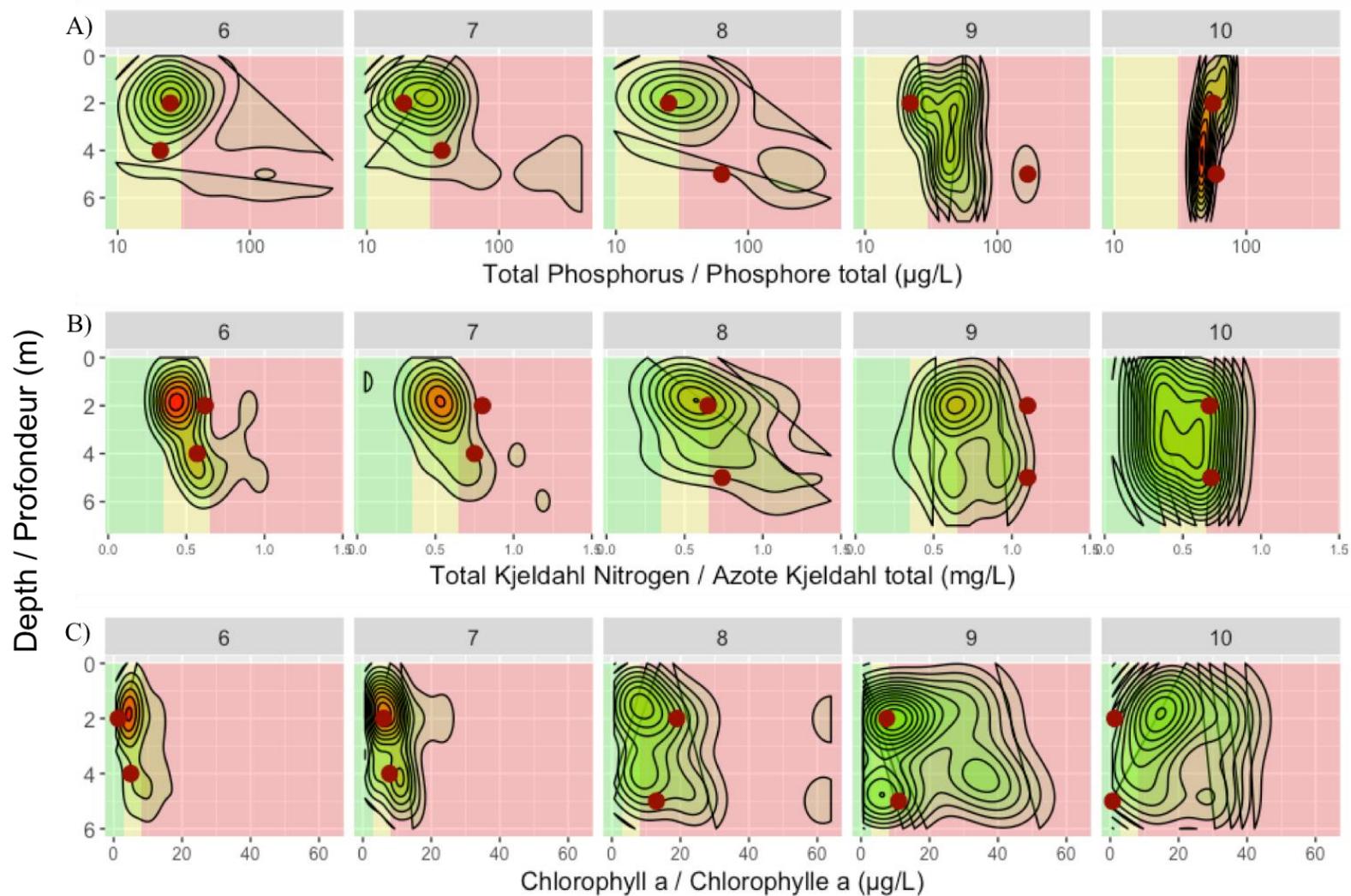
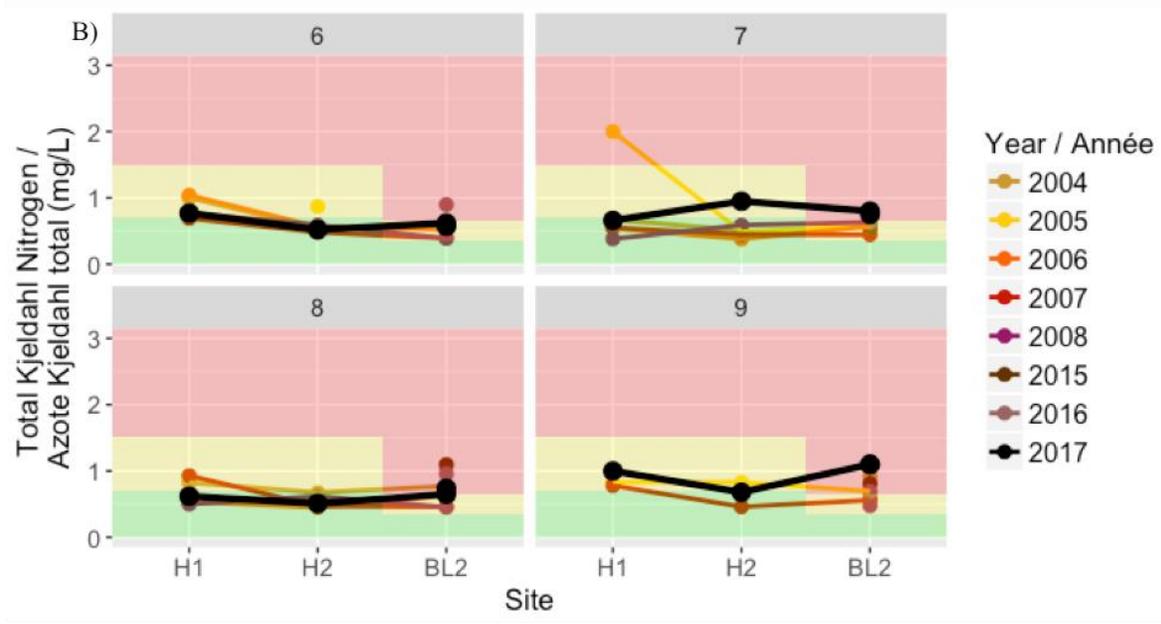
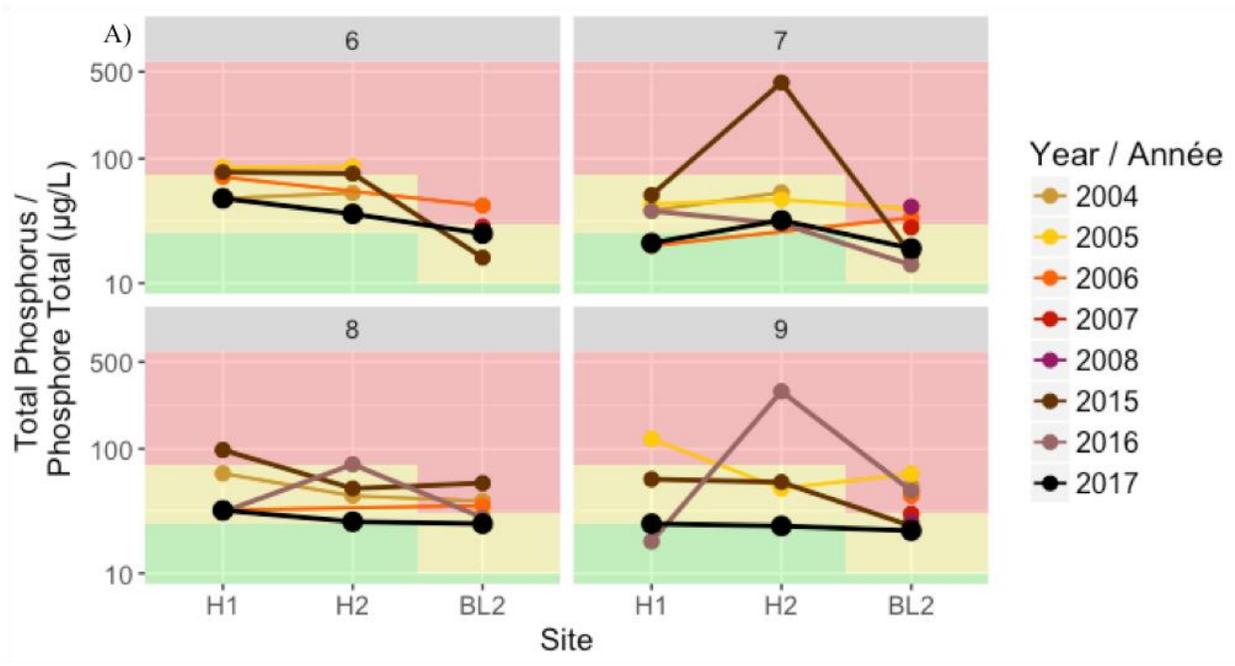


Figure 12 Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Mountains (Beamish). Les chiffres de 6 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2017 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2016. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) $< 10 \mu\text{g/L}$, B) $< 0,35 \text{ mg/L}$, C) $< 3 \mu\text{g/L}$; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) $10 - 30 \mu\text{g/L}$, B) $0,35 - 0,65 \text{ mg/L}$, C) $3 - 8 \mu\text{g/L}$; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) $> 30 \mu\text{g/L}$, B) $> 0,65 \text{ mg/L}$, C) $> 8 \mu\text{g/L}$.



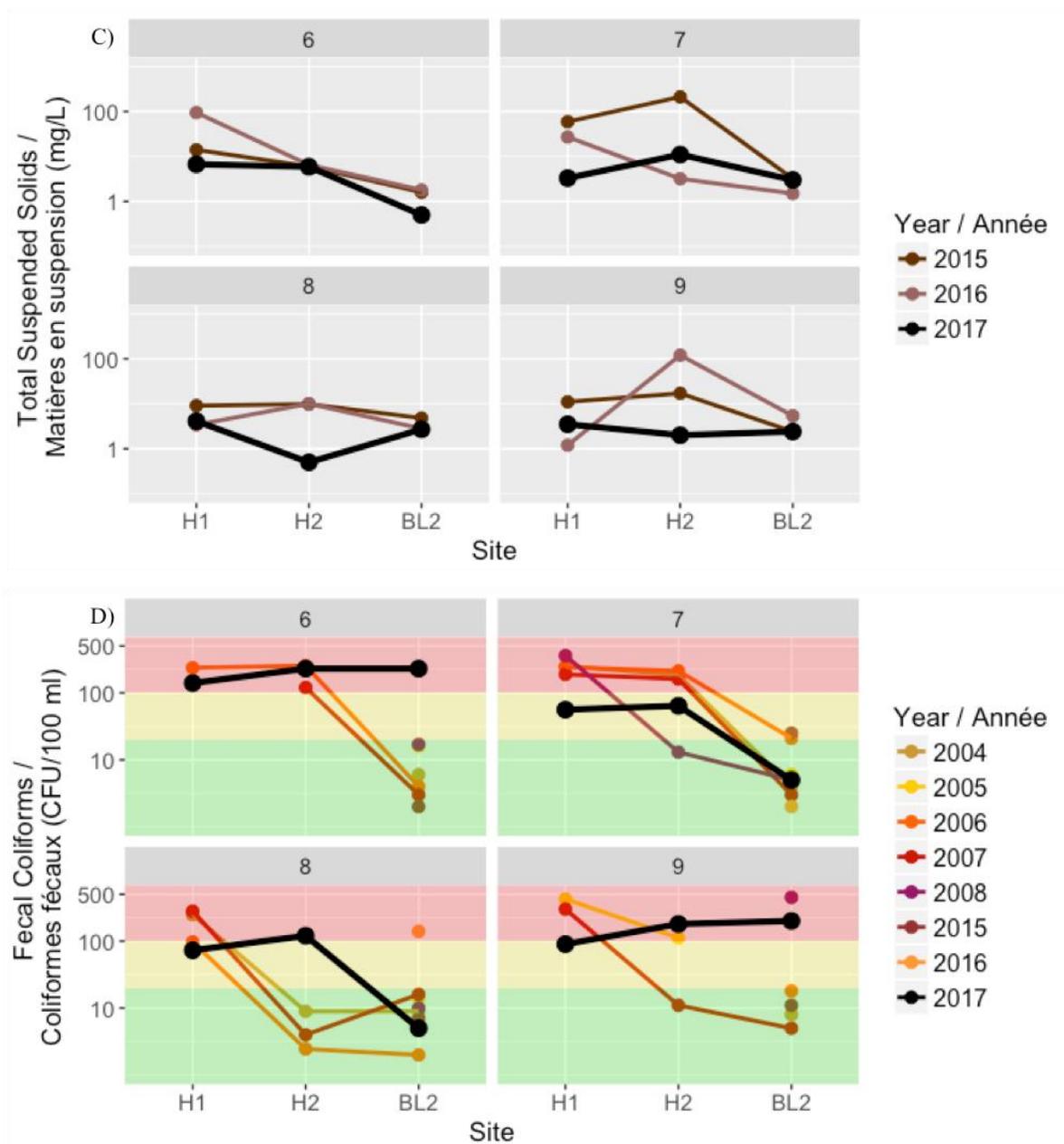


Figure 13 Concentrations en A) phosphore total; B) azote Kjeldahl total; C) matières en suspension et D) coliformes fécaux dans les deux sites du ruisseau Hayworth et au lac Mountains (Beamish) de 2004 à 2017. Les chiffres de 6 à 9 indiquent le mois d'échantillonnage. En A), la zone verte indique un 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). 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). En B) la zone verte indique un niveau d'azote kjeldahl total correspondant à un niveau oligotrophe (lac : <0.35 mg/L; cours d'eau : <0.7 mg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (lac : 0.35 à 0.65 mg/L; cours d'eau : 0.7 à 1.5 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (lac : > 0.65 mg/L; cours d'eau : >1.5 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). En D) 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).

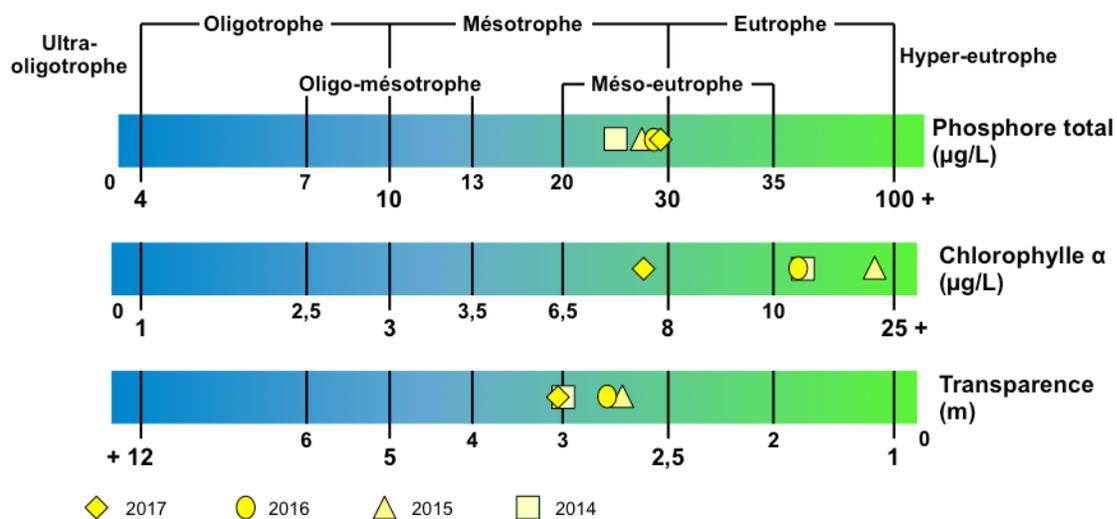


Figure 14 Niveau trophique du lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2017 selon le système de classification du MDDELCC. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre.

Lac Kingsmere

Résumé

Le lac Kingsmere est classifié d'oligo-mésotrophe selon le système de classification du MDDELCC. 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. Les températures durant le début de l'été 2017 étaient plutôt élevées par rapport aux années antérieures. Elles ont par la suite été assez basses en juillet et en août en comparaison avec les valeurs historiques. Le pH du lac était légèrement alcalin en juin 2017, alors que les eaux de surface atteignaient un pH de 8, soit légèrement supérieur à l'année précédente. Au cours de la saison, le pH a diminué à des valeurs inférieures aux trois dernières années, avec des mesures d'environ 7,5 à 8 dans l'épilimnion et de légèrement inférieur à 7 dans l'hypolimnion. Le lac Kingsmere s'est donc légèrement acidifié en 2017, quoique les valeurs de pH demeurent toujours entre les seuils de protection de la vie aquatique. Aussi, les profils de pH dans le lac Kingsmere tendaient à diminuer de l'épilimnion vers l'hypolimnion et ce, en 2017 comme durant les années précédentes, ce qui correspond au patron typique dans les lacs tempérés. Les valeurs en oxygène dissous ont été semblables à légèrement supérieures aux années antérieures dans la colonne d'eau, avec une seule mesure sous le seuil de protection de la vie aquatique dans l'hypolimnion. Les concentrations en phosphore total ont montré une très légère hausse de 2015 à 2017 dans le lac Kingsmere. Cette hausse est toutefois minime et le lac Kingsmere connaît depuis les trois dernières années des concentrations en phosphore plus basses que plusieurs valeurs historiques. Pour ce qui est des concentrations en azote Kjeldahl total, elles ont graduellement augmenté de 2014 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 ont pour leur part nettement diminué en 2017, atteignant la valeur la plus basse depuis 2014. Il est cependant à noter que seulement deux mesures ont été prises pour cette variable en 2017.

Température

Les profils de température du lac Kingsmere montrent 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 2017, soit en juin, le lac montrait déjà une stratification thermique avec des eaux de surface autour de 25°C alors que

l'hypolimnion était d'environ 16°C (Fig 15). L'année précédente, un échantillonnage avait eu lieu en mai et la colonne d'eau était isotherme autour de 10°C. Bien que les températures au mois de juin 2017 étaient plutôt élevées comparativement aux années précédentes, les températures au mois de juillet et août ont été plutôt basses. Si aucun échantillonnage n'a eu lieu en septembre et en octobre 2017, les données historiques indiquent que le brassage automnal s'effectue habituellement en octobre. Selon les profils de température de juin à juillet 2017, 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 a varié entre 6,57 et 8,27 en 2017 pour l'ensemble de la colonne d'eau (Fig 16). En juillet 2017, le pH de toute de la colonne d'eau était inférieur (plus acide) aux années précédentes, frôlant le seuil inférieur de protection de la vie aquatique avec une valeur de 6,57 à la profondeur de 6 m. En juillet 2016, le pH avait varié entre 6,87 et 8,23; contre 7,31 à 8,09 en juillet 2015. Le même patron s'est répété au mois d'août 2017, alors que le pH variait de 7,97 à la surface à 7,48 dans l'hypolimnion, ce qui représente les valeurs les plus basses enregistrées depuis l'année 2014. Le lac Kingsmere s'est donc légèrement acidifié en 2017, quoique les valeurs de pH demeure toujours entre les seuils de protection de la vie aquatique. Aussi, les profils de pH dans le lac Kingsmere tendaient à diminuer de l'épilimnion vers l'hypolimnion et ce, en 2017 comme durant les années précédentes. Cette tendance correspond au patron typique dans les lacs tempérés 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 en juin 2017 étaient légèrement supérieures aux années antérieures dans l'épilimnion, soit de 10,3 mg/L alors que les valeurs de 2014 à 2016 variaient plutôt entre 7,9 mg/L et 9,26 mg/L. Le mois suivant, les valeurs dans l'ensemble de la colonne d'eau étaient très semblables aux années antérieures, soit autour de 8 mg/L dans l'épilimnion, légèrement supérieur à 8 mg/L dans le métalimnion, puis diminuant à 4,4 mg/L dans l'hypolimnion. Ce fut d'ailleurs la seule mesure sous le seuil de protection de la vie aquatique en 2017.

En août 2017, les concentrations en OD étaient étonnamment constantes dans la colonne d'eau, variant de 7,41 mg/L à 7,68 mg/L seulement. Durant les années antérieures, les concentrations en OD montraient encore une stratification à ce mois de l'année. Ceci pourrait être lié à la température de l'eau au mois d'août. Tel qu'illustré à la figure 14, le lac Kingsmere était pratique isotherme lors de cet échantillonnage. Lorsque la température de l'eau est constante, cela permet davantage d'échanges entre les différentes couches d'eau. Il se peut donc que l'OD dans l'épilimnion, fourni par les échanges constants avec l'atmosphère, ait pu diffuser plus facilement que si la température représentait un gradient plus important entre les eaux de surface et celles en profondeur. Une autre explication de la stabilité en OD observée en août 2017 pourrait être une activité accrue des organismes photosynthétiques. La profondeur de secchi lors de l'échantillonnage était de 3 m, ce qui permettait à suffisamment de lumière solaire de pénétrer la colonne d'eau pour permettre la photosynthèse. Cependant, comme les concentrations en phosphore total et en chlorophylle *a* étaient plutôt dans la moyenne, voir même inférieures à la moyenne des années précédente, la relativement forte teneur en OD dans l'hypolimnion en août 2018 semble résulter davantage de la diffusion d'oxygène depuis les eaux de surface que d'une augmentation de l'activité photosynthétique.

En 2017, les valeurs d'OD ont franchi le seuil de protection pour la vie aquatique une seule fois, en juillet à 6 m de profondeur. Les concentrations en OD dans le lac Kingsmere semblent toutefois s'améliorer en comparaison aux années antérieures. En effet, des teneurs en OD beaucoup plus basses avaient été mesurées de 2004 à 2016. Lors de l'année 2016, le seuil de la protection de la vie aquatique avait été franchit à deux reprises. L'hypolimnion avait même frôlé

le seuil de l'anoxie en septembre 2015, ce qui n'a pas été répété en 2016, ni en 2017. Il semble donc que les conditions en OD soient bonnes dans le lac Kingsmere et suffisantes pour la faune et la flore aquatique. Il est cependant à noter que le lac Kingsmere n'a pas été échantillonné en septembre et en octobre 2017.

Phosphore total

Les concentrations en phosphore total (PT) ont montré une très légère hausse de 2015 à 2017 dans le lac Kingsmere. En 2017, la concentration moyenne pour les eaux de surface était de 7,9 µg/L, alors qu'elle était de 7,34 µg/L en 2016, puis de 6,7 µg/L en 2015 (Fig 5). Cette hausse est toutefois minime et le lac Kingsmere connaît depuis les trois dernières années des concentrations en PT plus basses que plusieurs valeurs historiques. Depuis les premiers échantillonnages de ce lac en 2004, les concentrations annuelles moyennes sont demeurées à un niveau oligotrophe, avec l'exception des années 2006 et 2014, alors que le niveau est temporairement passé à mésotrophe. En 2017, les teneurs en ce nutriment étaient plutôt constantes dans la colonne d'eau, ce qui suggère que les sédiments ne relarguent pas, ou très peu, de phosphore (Fig 18 A). Les concentrations dans la colonne d'eau étaient dans la moyenne supérieure au mois de juin, puis dans la moyenne inférieure en juillet et en août. Une valeur particulièrement basse a été mesurée à la profondeur de 6 m en juillet, avec une valeur de 6,2 µg/L, alors que la plupart des données historiques se situaient autour de 10 µg/L. Les concentrations en phosphore semblent donc plutôt faibles et stables au fil du temps dans le lac Kingsmere.

Azote Kjeldahl total

Les moyennes d'azote Kjeldahl total (NKT) 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). Si le lac Kingsmere a souvent été dans la catégorie oligotrophe – mésotrophe selon ce paramètre de qualité de l'eau, l'augmentation de la concentration moyenne en 2017 approche le lac de la limite mésotrophe – eutrophe.

Les valeurs de NKT dans la colonne d'eau ont été à plusieurs reprises plus élevées en 2017 que lors des années antérieures (Fig 18 B). En effet, lors des trois mois au cours desquels des

échantillonnages ont eu lieu, soit juin, juillet et septembre, les valeurs de NKT mesurées aux profondeurs de 2 m, 4 m et 6 m ont connu des résultats parmi les plus élevés jamais enregistrés. Par exemple, en juin 2017, la concentration en NKT aux profondeurs de 4 m et de 6 m était de 0,53 mg/L et 0,55 mg/L, respectivement. Les teneurs les plus élevées mesurées historiquement étaient de 0,35 mg/L en 2016 et en 2009 pour cette profondeur au même mois. En août 2017, les concentrations aux profondeurs de 2 m, 4 m et 5 m étaient de 0,68 mg/L; 0,60 mg/L et 0,74 mg/L. Hors, les valeurs les plus élevées avaient été de 0,45 mg/L en août 2016 (profondeur : 2 m); 0,44 mg/L en août 2016 (profondeur : 4 m) et 0,74 mg/L en août 2015 (profondeur : 5 m), soit le même résultat qu'en 2017.

Bien que le MDDELCC n'utilise pas le NKT dans son système de classification des lacs, les valeurs correspondaient, en 2017, au niveau méso-eutrophe selon Kalff (2001). Les mois de juin et juillet correspondaient à la classe mésotrophe, alors que le mois d'août correspondait plutôt à la classe eutrophe. 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 ne soient pas problématiques pour le moment dans le lac Kingsmere, il serait avisé de surveiller 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. 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 17 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*

Les concentrations en chlorophylle *a* en 2017 ont été supérieures à celles des années antérieures en juin, puis semblables aux années antérieures en juillet et août (Fig 18 C). En juin 2017, les concentrations aux profondeurs de 2 m, 4 m et 5 m étaient de 5,3 µg/L, 7,5 µg/L, et 12 µg/L, respectivement. Depuis le début du programme, des valeurs supérieures à 12 µg/L au mois de juin avaient été mesurées deux reprises à la profondeur de 6 m dans le lac Kingsmere, soit 17,12 µg/L en 2007, 15,69 µg/L en 2009 et 13 µg/L en 2014. Il semble donc que ce lac connaît occasionnellement une forte activité photosynthétique à cette profondeur en début d'été. La profondeur de secchi était de 3,5 m en juin 2017, ce qui permettait à suffisamment de lumière de pénétrer jusqu'au fond de lac afin de permettre à des organismes photosynthétiques de demeurer dans l'hypolimnion. Pour ce qui est de la concentration moyenne annuelle, elle était de 4,85 µg/L en 2017, contre 2,99 µg/L en 2016; 5,49 µg/L en 2015 et 4,10 µg/L en 2014, pour l'ensemble de la colonne d'eau (Fig 7). Le lac Kingsmere se situe donc dans la catégorie mésotrophe pour ce critère de qualité de l'eau depuis l'année 2014, après une période de moyennes annuelles plus basses de 2010 à 2013).

Coliformes fécaux

Après une augmentation marquée au lac Kingsmere en 2016, les coliformes fécaux ont diminué à nouveau en 2018 pour atteindre la limite de détection, soit 1 UFC/100 ml (Fig 8). Il semble donc que la hausse observée l'année dernière ne s'est pas perdue 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 ont 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 évènements 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.

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 MDDELCC (Fig 18). La moyenne en phosphore total et en chlorophylle *a* est demeurée semblable aux deux dernières années, alors que la transparence, mesurée à l'aide du disque de secchi, s'est retrouvée entre les valeurs de 2014 et 2016.

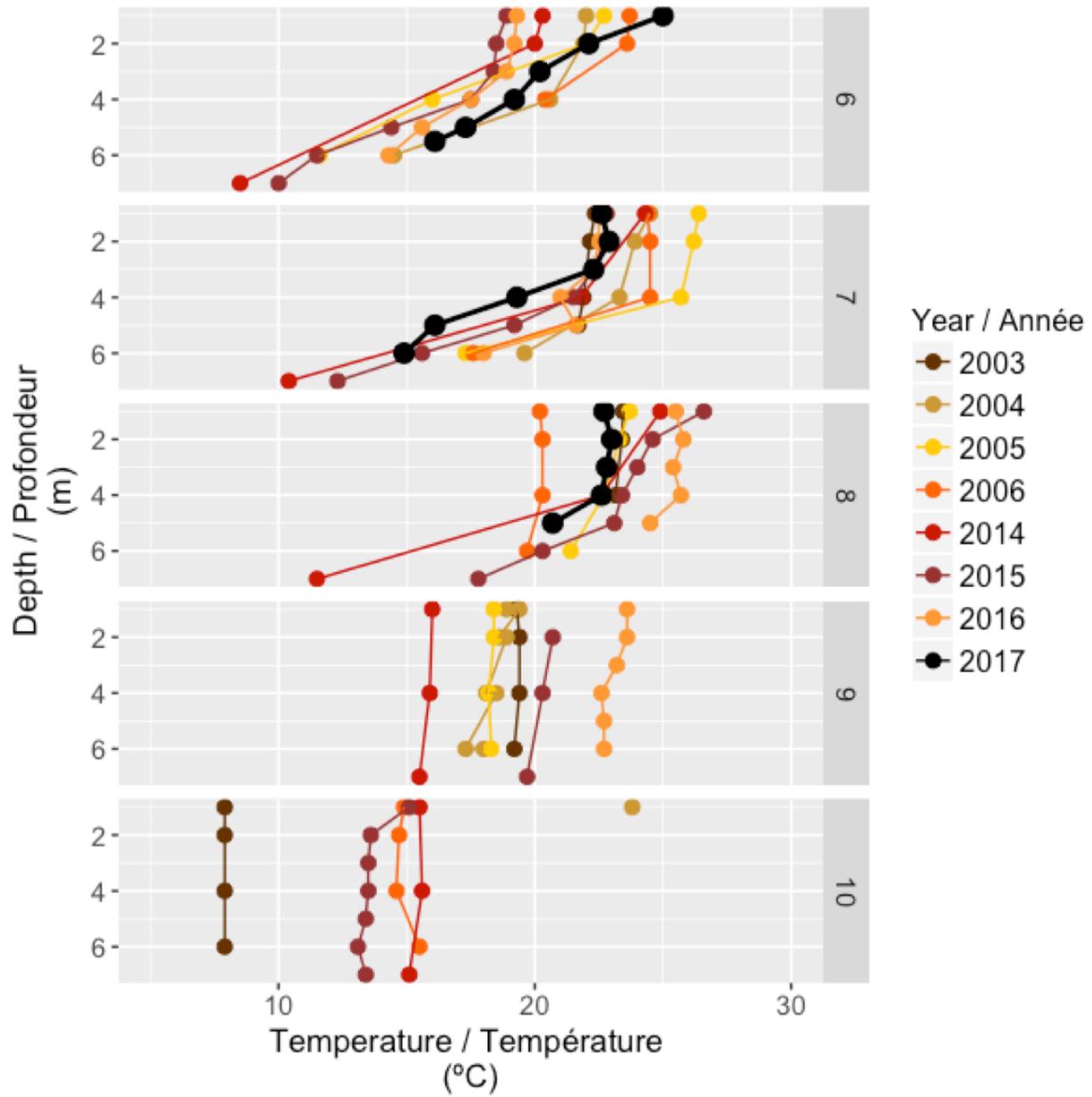


Figure 15 Profils des températures du lac Kingsmere de 2003 à 2017. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

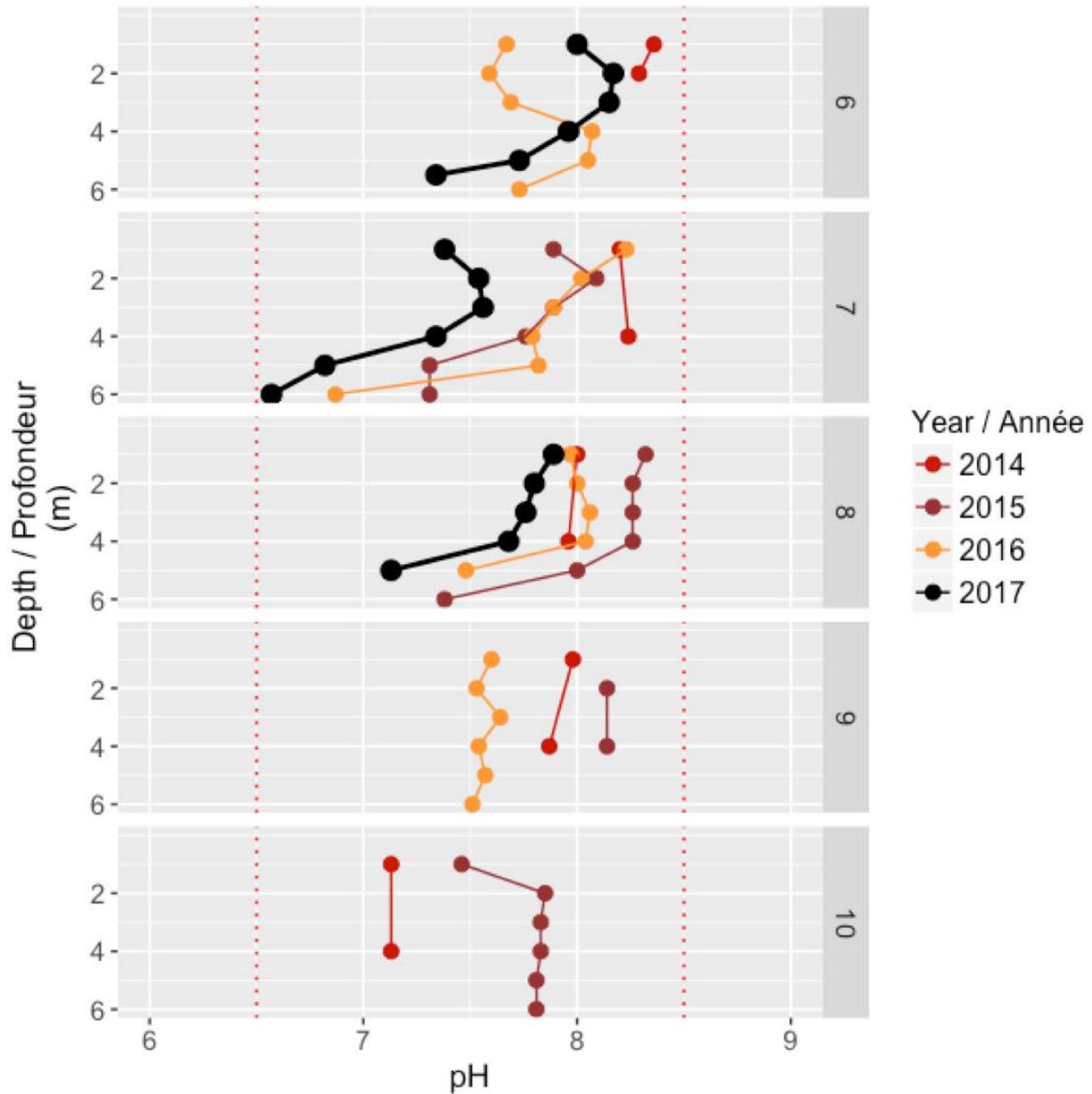


Figure 16 Profils du pH au lac Kingsmere de 2014 à 2017. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.

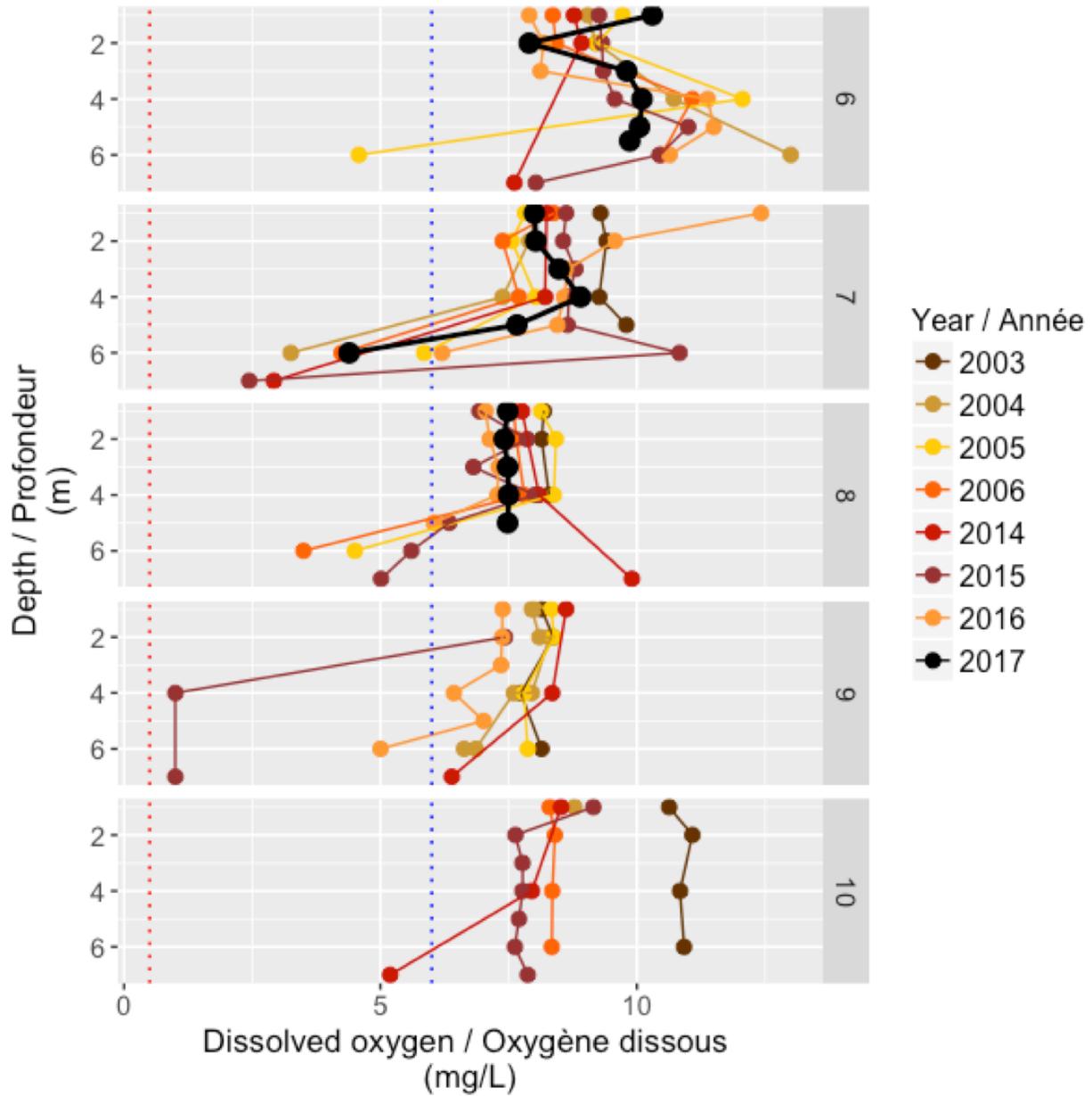


Figure 17 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Kingsmere de 2003 à 2017. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).

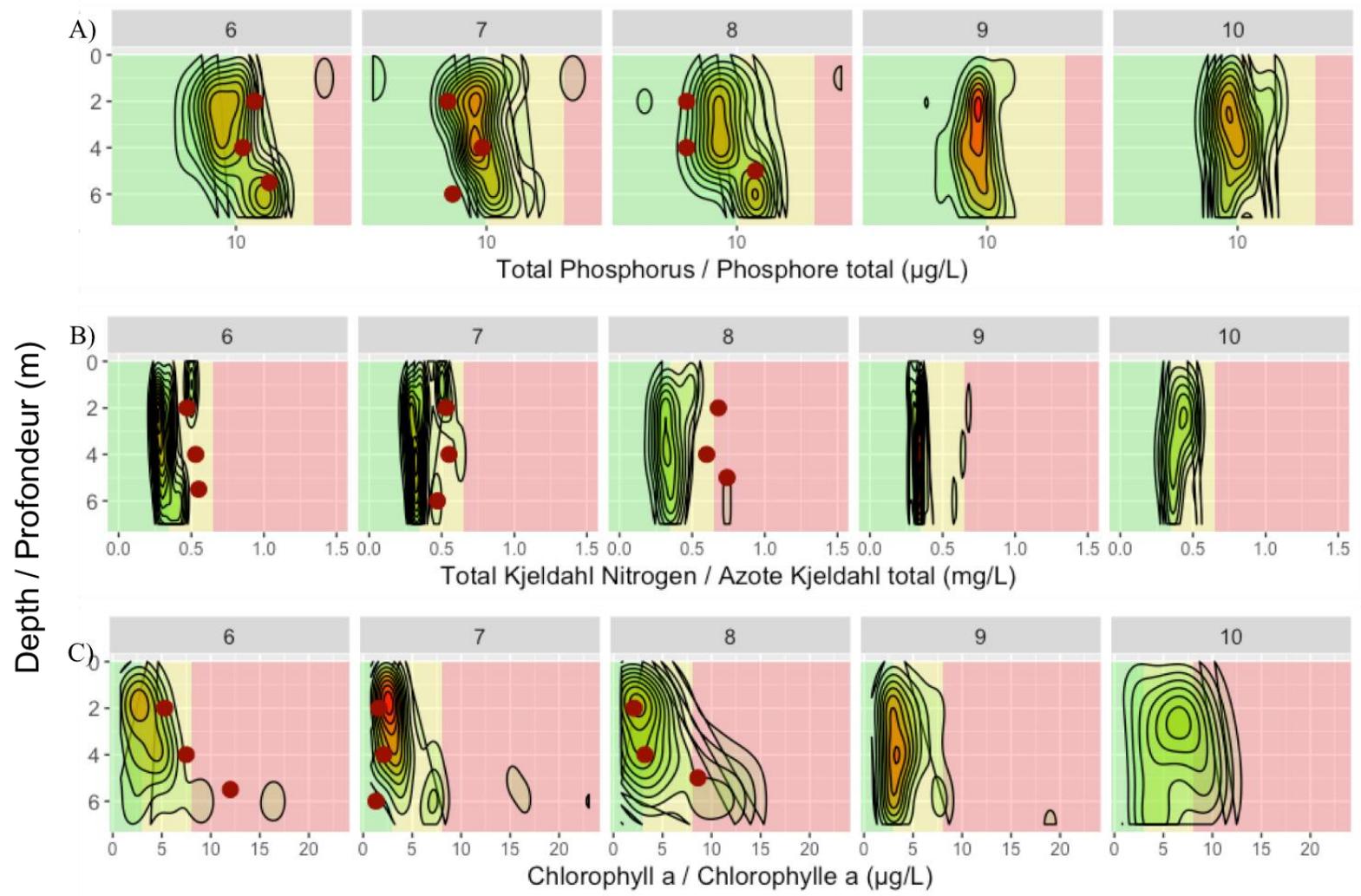


Figure 18 Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Kingsmere. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points noirs indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2017 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2016. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) $< 10 \mu\text{g/L}$, B) $< 0,35 \text{ mg/L}$, C) $< 3 \mu\text{g/L}$; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) $10 - 30 \mu\text{g/L}$, B) $0,35 - 0,65 \text{ mg/L}$, C) $3 - 8 \mu\text{g/L}$; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) $> 30 \mu\text{g/L}$, B) $> 0,65 \text{ mg/L}$, C) $> 8 \mu\text{g/L}$.

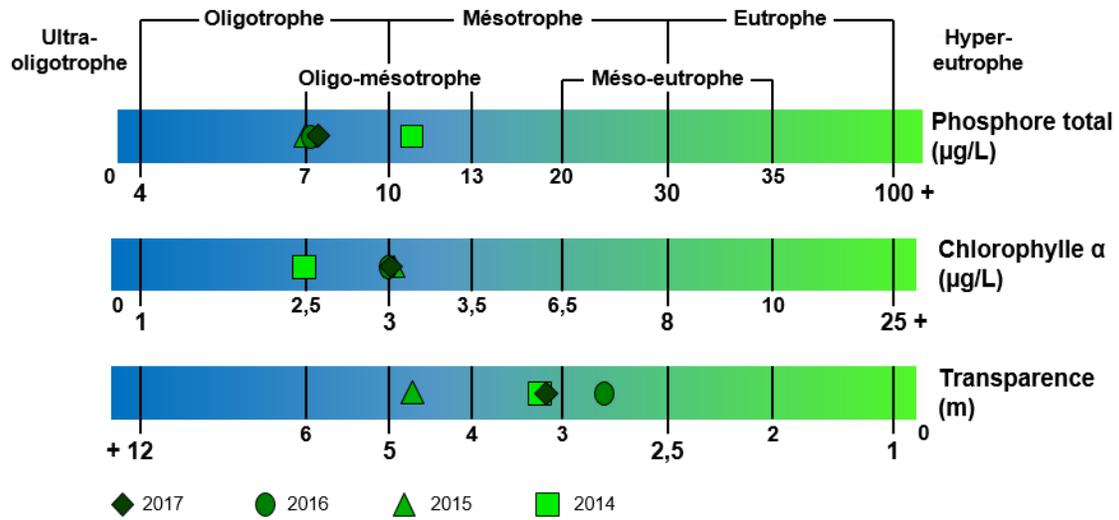


Figure 19 Niveau trophique du lac Kingsmere de 2014 à 2017. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre, pour l'eau prélevée à une profondeur de 2 m.

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 MDDELCC. Les valeurs en chlorophylle *a*, en phosphore et en azote étaient plutôt faibles dans les eaux de surface en 2017 et historiquement. 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 2017 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. Celles-ci se sont avérées plutôt basses et bien sous le seuil de protection de la vie aquatique. Cependant, quelques mesures dans l'hypolimnion dépassaient le seuil de l'Organisation Mondiale de la Santé au-dessus duquel l'efficacité d'un traitement d'eau pour la consommation peut être compromise. Les coliformes fécaux étaient en très faibles concentrations en 2017 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 plus froides que la moyenne en juin et la colonne d'eau était plus chaude que la normale en octobre. Les mois d'août, septembre et octobre 2017 ont connu des valeurs de pH acides dans l'hypolimnion. Quant à l'oxygène dissous, l'hypolimnion du lac Meech était anoxique en août et septembre, 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 températures aux deux sites d'échantillonnage du lac Meech étaient légèrement inférieurs aux années passées de juin à septembre 2017 (Fig 20). Lors du premier échantillonnage de l'année 2017 en juin, 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 dans l'épilimnion

étaient alors les plus basses mesurées historiquement, avec des valeurs entre 14,87°C et 15,36°C au site ML3 et 15,14°C à 15,31°C au site ML5. Par la suite, les températures ont été dans la gamme inférieure des températures historiques jusqu'en septembre. En octobre, le lac était encore fortement stratifié, avec des températures épilimnétiques plus élevées que dans le passé, soit de 18,6°C à 18,7°C pour le site ML3 et de 18,7 à 19°C au site ML5. Le brassage automnal se produit typiquement en novembre, bien que nous ne pouvons pas le confirmer pour l'année 2017 puisque le dernier échantillonnage effectué ait été en octobre.

pH

Le pH a varié entre 5,93 et 7,8 en 2017 pour l'ensemble de la colonne d'eau, les deux sites confondus (Fig 21). Au mois de juillet, la sonde à pH éprouvait des difficultés et les valeurs mesurées étaient anormalement basses. Les résultats pour ce mois ne sont donc pas fiables et résultent tout probablement de problèmes techniques. En omettant le mois de juillet, le pH a varié entre 6,30 et 7,80 en 2017. Durant les mois subséquents, le pH fut dans la gamme inférieure des mesures historiques pour l'ensemble de la colonne d'eau. L'année précédente, le pH avait été plus basique, variant entre 6,87 et 8,13. Le lac Meech semble donc s'être acidifié en 2017. Le seuil inférieur de la protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (même seuil que la protection de la vie aquatique) a d'ailleurs été franchit une à deux reprises d'août à septembre au site ML3, de même que pour le site ML5, aux profondeurs de 8 à 20 m. Les eaux de surfaces sont plutôt demeurées entre 6,75 et 7,5 au site ML3, puis entre 7,18 et 7,45 au site ML5; ne franchissant donc pas le seuil de protection pour les activités aquatiques et récréatives; et de protection de la vie aquatique.

Les profils de pH dans le lac Meech suivaient en 2017 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.

Oxygène dissous

Les profils en oxygène dissous (OD) en 2017 aux sites ML3 et ML5 étaient semblables entre eux, et semblables aux années antérieures (Fig 22). Le mois de juin fait cependant exception, avec des valeurs particulièrement basses aux deux sites. Les concentrations en OD ont varié de 2,81 mg/L (hypolimnion) à 4,26 mg/L (épilimnion) durant ce mois, ce qui est non seulement bien en dessous des valeurs mesurées au cours des années passées, mais aussi en deçà du seuil de protection de la vie aquatique, de 6 mg/L. Nous soupçonnons une mauvaise calibration de la sonde lors de cet échantillonnage. De juillet à octobre, les concentrations en OD ont varié de 6,81 mg/L à 10,46 mg/L aux profondeurs de 0 à 4 m, puis diminuaient sous ces profondeurs. Le seuil de protection de la vie aquatique a été atteint pour la première fois en juillet à 20 m de profondeur au site ML3, puis en août à 12 m de profondeur au site ML5 (en omettant les mesures du mois de juin). Durant les mois subséquents, le seuil de protection de la vie aquatique était atteint aux profondeurs 8 à 12 m, ce qui était semblable aux années antérieures. Aux deux sites, l'anoxie fut atteinte en septembre et en octobre dans l'hypolimnion.

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.

Phosphore total

Les teneurs en phosphore total (PT) dans les eaux de surface au lac Meech ont correspondu à un niveau oligotrophe en 2017, tout comme en 2016 et 2015, avec des concentrations moyennes annuelles de 4,43 µg/L; 6,61 µg/L et 7,02 µg/L dans les eaux de surface, respectivement (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 paramètres étudiés et des concepts clés »; Fig 5 B), car les concentrations en PT sont souvent nettement supérieures dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion au cours de la saison estivale. Il apparait que ce phénomène est répétitif d'année en année, et l'année 2017 semble avoir connu un relargage similaire à la normale, suite à une année supérieure à la normale en 2016. En effet, les concentrations hypolimnétiques en PT les plus élevées en 2017 ont été de 82 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 la gamme inférieure des années précédentes durant toute la saison d'échantillonnage 2017. Comme lors les années passées, le relargage de ce nutriment semble débiter au mois de juillet, pour ensuite s'intensifier au cours de l'été, puis atteindre son maximum au mois d'octobre (Fig 23 A). En novembre, lors du brassage automnal, le phosphore est redistribué 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 2017, la concentration moyenne annuelle en NKT était de 0,41 mg/L; contre 0,40 mg/L en 2016; 0,37 mg/L en 2015 et 0,35 mg/L en 2014. Bien que le MDDELCC 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 le lac Meech, les concentrations dans la colonne d'eau semblent avoir été supérieures aux dernières années dans les couches d'eau inférieures, tout comme cela a également été le cas au lac Kingsmere (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 dès le mois de juin au site ML5 et dès le mois d'août au site ML3. Cette tendance s'est accentuée au cours de l'été et s'est poursuivie jusqu'en septembre aux deux sites. 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 du mois d'août au mois d'octobre (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.

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). Les valeurs critiques de toxicité dépendent du pH et de la température de l'eau. Par exemple, pour une température de 8,6°C et un pH de 5,93; tel que mesuré au site ML5 en septembre dernier à la profondeur de 16 m, le seuil pour la protection de la vie aquatique est de 1,9 mg/L selon les critères du MDDELCC. Pour la même température, mais un pH de 8,3; le seuil est de 0,58 mg/L. Le seuil de protection de la vie aquatique a été calculé spécifiquement pour chacune des mesures de l'azote ammoniacal en 2017. Afin de simplifier l'illustration visuelle et l'interprétation du graphique, une ligne verticale pointillée rouge correspondant à la valeur du seuil la plus sévère seulement est

illustrée (Fig 23 C). En plus des seuils établis par le MDDELCC, 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, ce paramètre de qualité de l'eau a été de nouveau analysé en 2017.

Les concentrations en azote ammoniacal ont été plutôt basses en 2017. Plusieurs mesures ont été sous la limite de détection de 0,05 mg/L alors que la valeur la plus élevée était de 0,48 mg/L au site ML3 en août, à la profondeur de 17 m (Fig 23 C). Dans la majorité des cas, les concentrations en azote ammoniacal ont été plutôt constantes dans l'épilimnion et le métalimnion, variant de 0,05 mg/L à 0,08 mg/L; puis ont augmenté dans l'hypolimnion, un patron semblable à l'NKT. Toutefois, chacune des valeurs mesurées dans le lac Meech en 2017 est bien en deçà du seuil pour la protection de la vie aquatique. Quelques mesures ont toutefois dépassé le seuil compromettant l'efficacité de la désinfection et du traitement établi par l'Organisation Mondiale de la Santé de 0,2 mg/L. 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.

Chlorophylle *a*

Les concentrations en chlorophylle *a* dans les eaux de surface en 2017 ont été semblables aux moyennes des deux années passées (Fig 7 A). La concentration moyenne estivale en 2017 à une profondeur de 2 m, les deux sites confondus, était de 1,71 µg/L; contre 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 2017, 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). La profondeur de secchi était d'en moyenne 5,15 m dans le lac Meech en 2017 et la zone photique (profondeur à laquelle la lumière du soleil pénètre suffisamment pour permettre la photosynthèse) était donc d'environ 10,3 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 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 MDDELCC 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 MDDELCC (Fig 24). Les concentrations en phosphore total dans les eaux de surface ont diminué au cours des trois dernières années. Les concentrations en chlorophylle *a* ont légèrement diminué. La transparence a quant à elle légèrement diminué en 2017.

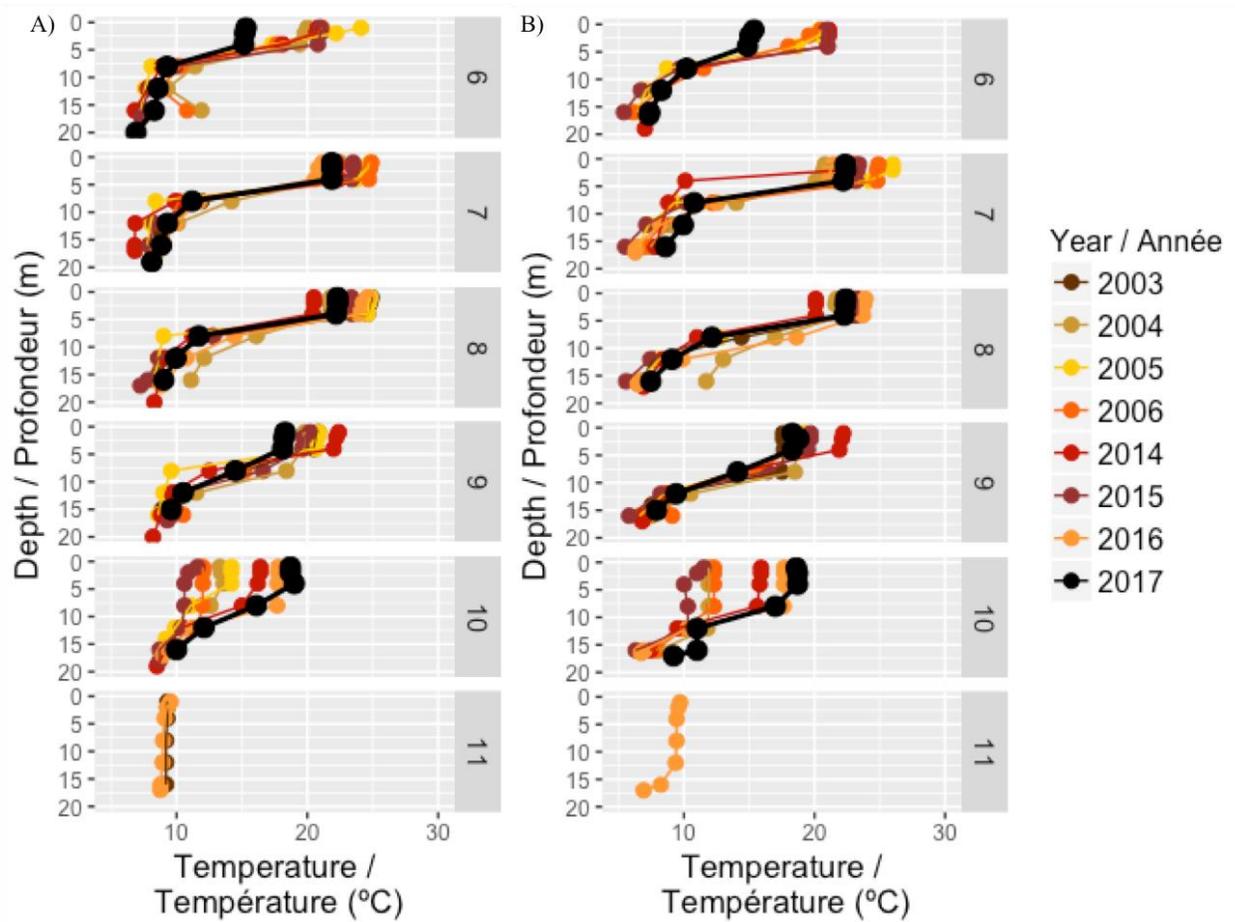


Figure 20 Profils des températures du lac Meech de 2003 à 2017, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

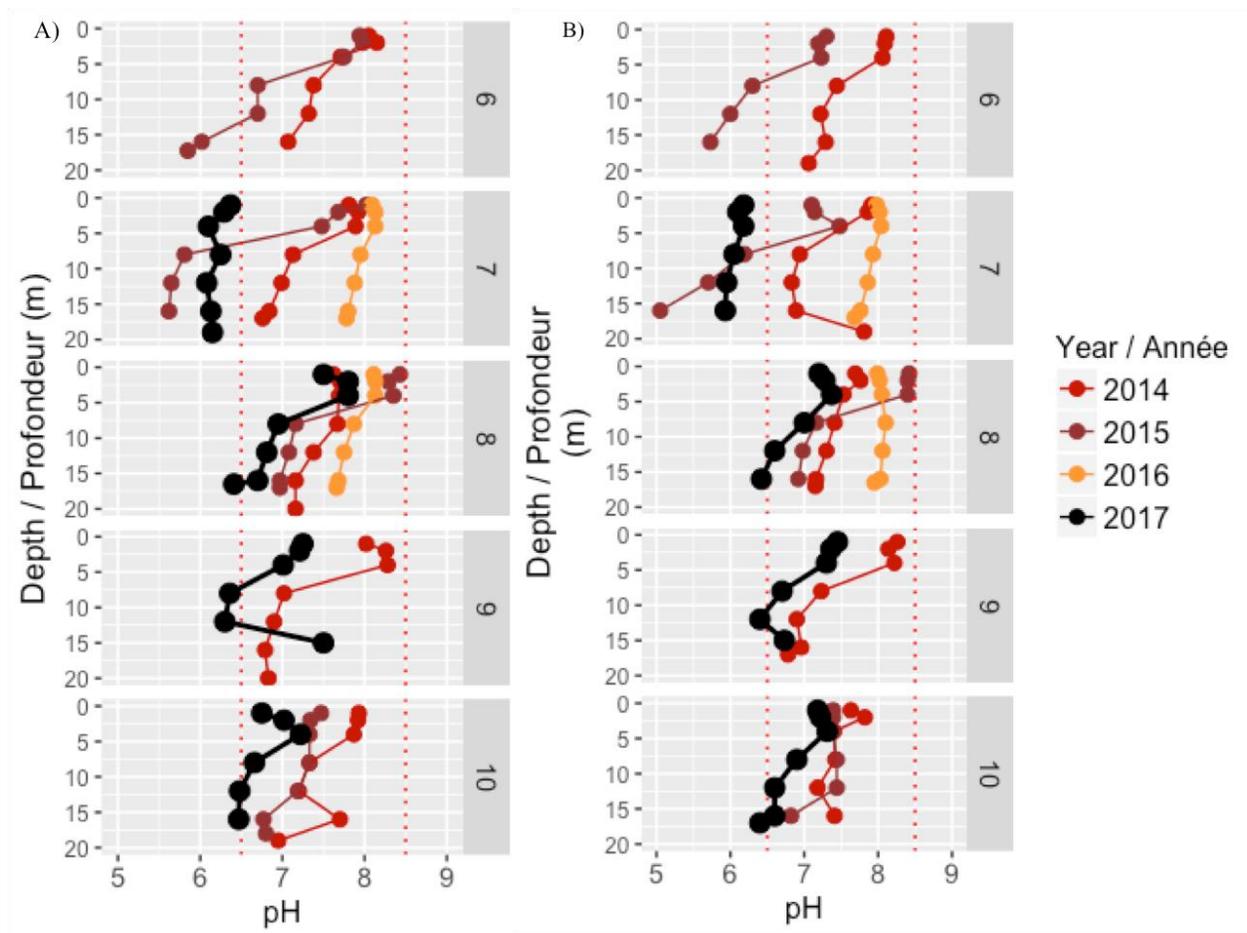


Figure 21 Profils de pH du lac Meech de 2014 à 2017, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives 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, les résultats pour ce mois sont anormalement bas et résultent tout probablement de problèmes techniques.

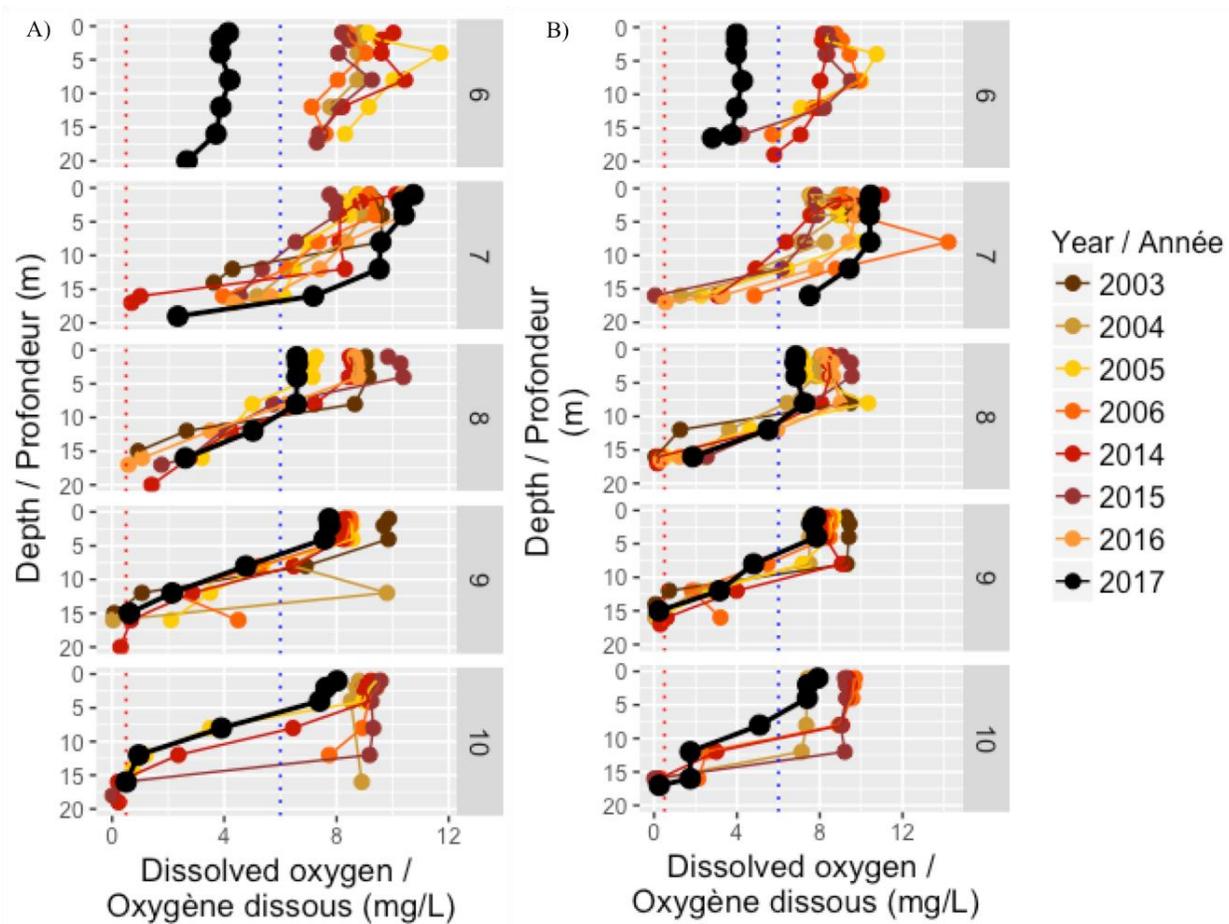


Figure 22 Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Meech de 2003 à 2017, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).

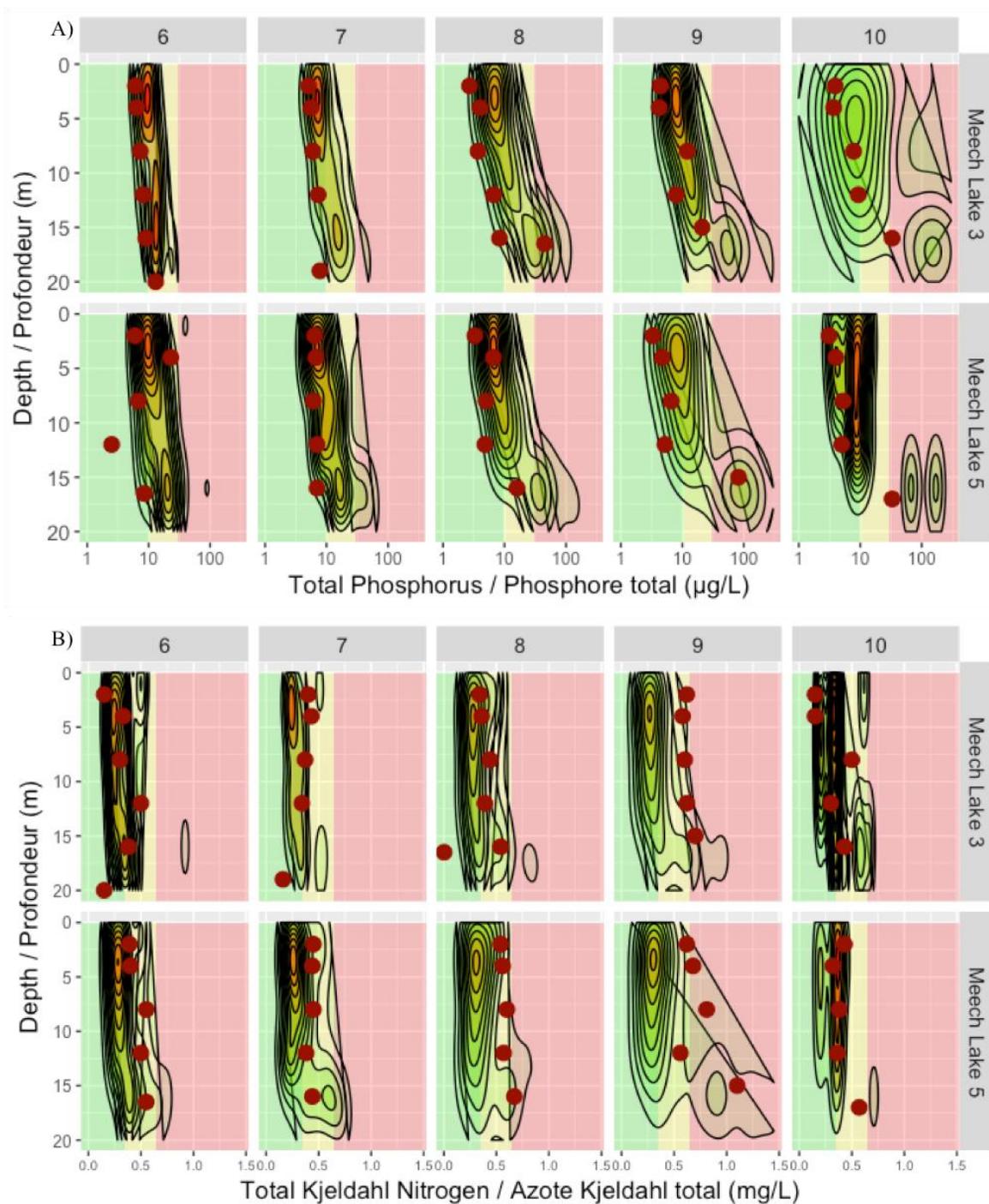


Figure 23 Profils des concentrations en A) phosphore total; B) azote kjeldahl total; C) azote ammoniacal et D) chlorophylle *a* dans la colonne d'eau du lac Meech, aux sites Meech Lake 3 et Meech Lake 5. Les chiffres de 6 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2017 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2016. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) $< 10 \mu\text{g/L}$; B) $< 0,35 \text{ mg/L}$; D) $< 3 \text{ mg/L}$; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) $10 - 30 \mu\text{g/L}$; B) $0,35 - 0,65 \text{ mg/L}$; D) $3 - 8 \mu\text{g/L}$; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) $> 30 \mu\text{g/L}$; B) $> 0,65 \text{ mg/L}$; D) $> 8 \mu\text{g/L}$. En C), la ligne pointillée bleue représente le seuil de la contamination de l'OMS ($0,2 \text{ mg/L}$) et la ligne pointillée rouge représente le seuil de protection de la vie aquatique.

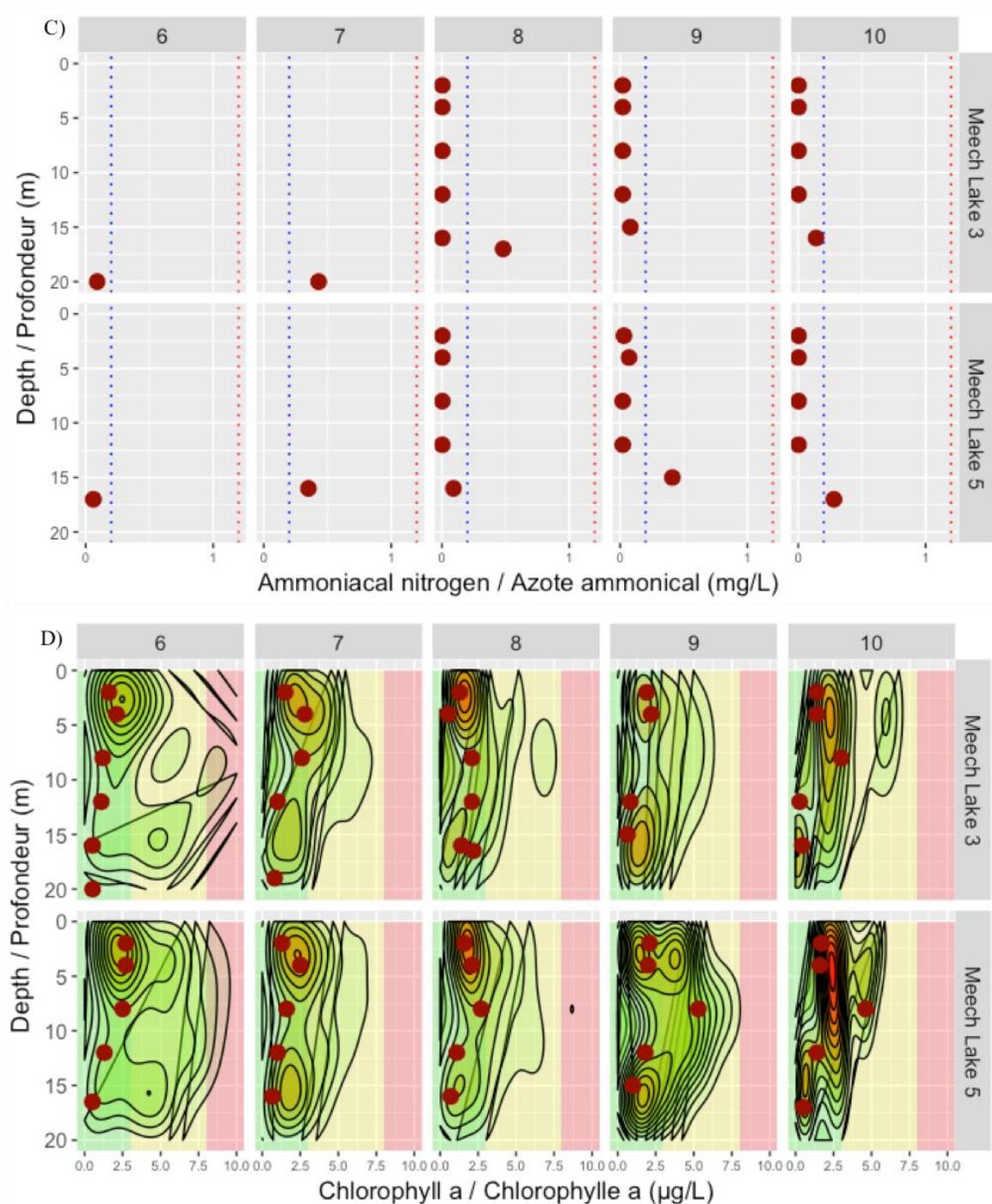


Figure 23 Profils des concentrations en A) phosphore total; B) azote kjeldahl total; C) azote ammoniacal et D) chlorophylle *a* dans la colonne d'eau du lac Meech, aux sites Meech Lake 3 et Meech Lake 5. Les chiffres de 6 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2017 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2016. 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.

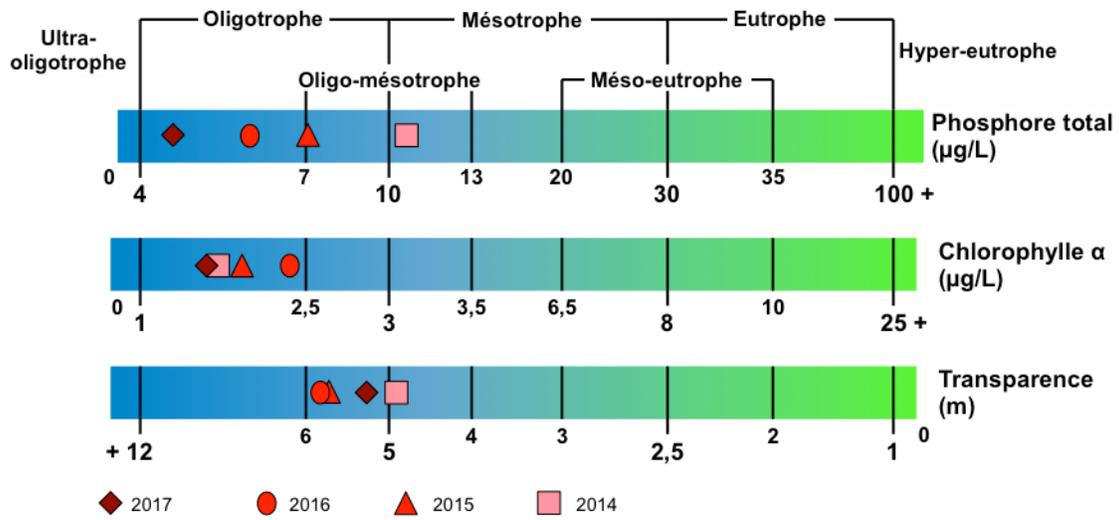


Figure 24 Niveau trophique du lac Meech de 2014 à 2017. Les valeurs présentées sont les moyennes pour les deux sites au lac Meech (ML3 et ML5) de juin à octobre.

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 2017. 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 2017 a montré un début d'été plus frais que les années précédentes, suivi d'un retour à la normale en juillet, puis une diminution en août. Les concentrations en oxygène dissous étaient particulièrement élevées et similaires pour l'ensemble de la colonne d'eau en 2017, 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 2017 et dans les années passées. Ceci est probablement lié à la présence de particules inorganiques plutôt qu'organiques. Si la majorité des paramètres montrent une excellente qualité de l'eau dans la rivière Gatineau, le pH était plutôt acide en 2016 et avait dépassé le seuil de protection pour les activités récréatives, l'esthétisme et la protection de la vie aquatique. Comme la sonde à pH a éprouvé des difficultés en 2017, il fut difficile d'évaluer si les eaux de la rivière Gatineau étaient toujours acides.

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 2017 étaient similaires aux années antérieures (Fig 25 A). Les températures ont été dans la gamme inférieure des températures historiques en juin et en août, puis dans la gamme supérieure des températures historiques en juillet et ce, pour les deux sites. 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 juin 2017, l'ensemble de la colonne d'eau aux deux sites était plus froide que lors des années passées, avec une moyenne de 20,34°C au site GR22 et de 19,32°C au site GR151. Les températures ont par la suite légèrement augmenté en juillet, avec une moyenne de 21,82°C et de 22,46°C aux sites GR22 et GR151, respectivement. Tout comme en juin, le mois d'août fut marqué par des températures dans la gamme inférieure des valeurs historiques, avec pour moyenne 20,32°C et 20,74°C aux sites GR22 et GR151, respectivement.

pH

La sonde à pH a éprouvé des difficultés en juin et juillet 2017 et les valeurs ont été supprimées du jeu de données. Les mesures de pH dans la rivière Gatineau en août 2017 ont été dans la gamme supérieures des valeurs historiques (Fig 25 B). Durant ce mois, les valeurs de pH ont varié de 7,05 à 7,12 au site GR 22, puis de 6,99 à 7,23 au site GR151; des valeurs 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. Cette tendance ne semble pas s'être perdue en 2017, quoiqu'il est difficile d'en juger considérant que les valeurs mesurées en juin et en juillet ont dû être supprimées.

Conductivité

La conductivité aux deux sites de la rivière Gatineau est plutôt faible, avec des valeurs 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 (Fig 26 B). En 2017, les concentrations ont été supérieures aux années antérieures en juin, variant de 9,68 mg/L à 10,07 mg/L au site GR22, puis de

9,33 mg/L à 9,70 mg/L au site GR151. Les teneurs en OD ont ensuite diminué dans la gamme inférieure des valeurs historiques en juillet, alors que le site GR 22 se situait à des valeurs correspondant au seuil de protection de la vie aquatique avec des valeurs de 5,84 mg/L à 6,02 mg/L tandis que le site GR 151 avait franchit ce seuil avec des valeurs de 5,40 mg/L à 5,47 mg/L. En août, les valeurs ont remonté au-dessus du seuil de protection pour atteindre des valeurs plutôt dans les moyennes historiques. 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

Quoique les concentrations en phosphore total (PT) dans la rivière Gatineau sont assez faibles et correspondent à un niveau oligotrophe pour les cours d'eau, elles ont légèrement augmenté en 2017, suite à une légère augmentation en 2016 (Fig 27 A). La moyenne annuelle en 2017, tous les sites confondus, était de 10,68 µg/L; contre 8,29 µg/L en 2016; 11,18 µg/L en 2015 et 12,45 µg/L en 2014. En 2017, le patron des concentrations de l'amont vers l'aval fut différent des années antérieures. Si les valeurs en PT étaient plutôt constantes de l'amont vers l'aval auparavant, celles-ci furent nettement plus basses au site GR22, soit le site le plus en amont de la rivière Gatineau, pour ensuite augmenter vers les sites plus en aval. Les concentrations aux sites GR70, GR90 et GR151 étaient pour leur part similaires l'une de l'autre (Fig 27 A). De manière générale, il ne semblait pas y avoir de source ponctuelle ou importante de phosphore de l'amont vers l'aval dans la rivière Gatineau entre Wakefield et Chelsea. L'échantillonnage de 2017 suggère cependant qu'il pourrait se trouver une source de phosphore la Baie de Wakefield et le quai public de Farm Point.

Azote Kjeldahl total

Les teneurs en azote Kjeldahl total (NKT) sont plutôt faibles dans la rivière Gatineau et correspondent à une classe oligotrophe (Fig 27 B). En 2017, les concentrations ont légèrement diminué suite à l'augmentation connue en 2016, avec une moyenne de 0,38 mg/L en 2017; contre 0,5 mg/L en 2016; 0,26 mg/L en 2015 et 0,35 mg/L en 2014. Cependant, la différence entre les moyennes de 2014 et 2015 sont en grande partie causées par un changement 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. Les concentrations en NKT sont plutôt constantes de l'amont vers l'aval entre les sites GR22 et GR151. Ainsi, 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 2017, les moyennes de coliformes fécaux étaient basses et correspondaient à une excellente qualité de l'eau, avec 14,54 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. Ce paramètre a été mesuré 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 (Fig 28 B). En 2017, la profondeur moyenne de secchi a

diminué pour atteindre des valeurs très semblables à l'année 2015 suite à une augmentation en 2016. Celle-ci varié entre 1,65 m et 2,00 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 transporter 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.

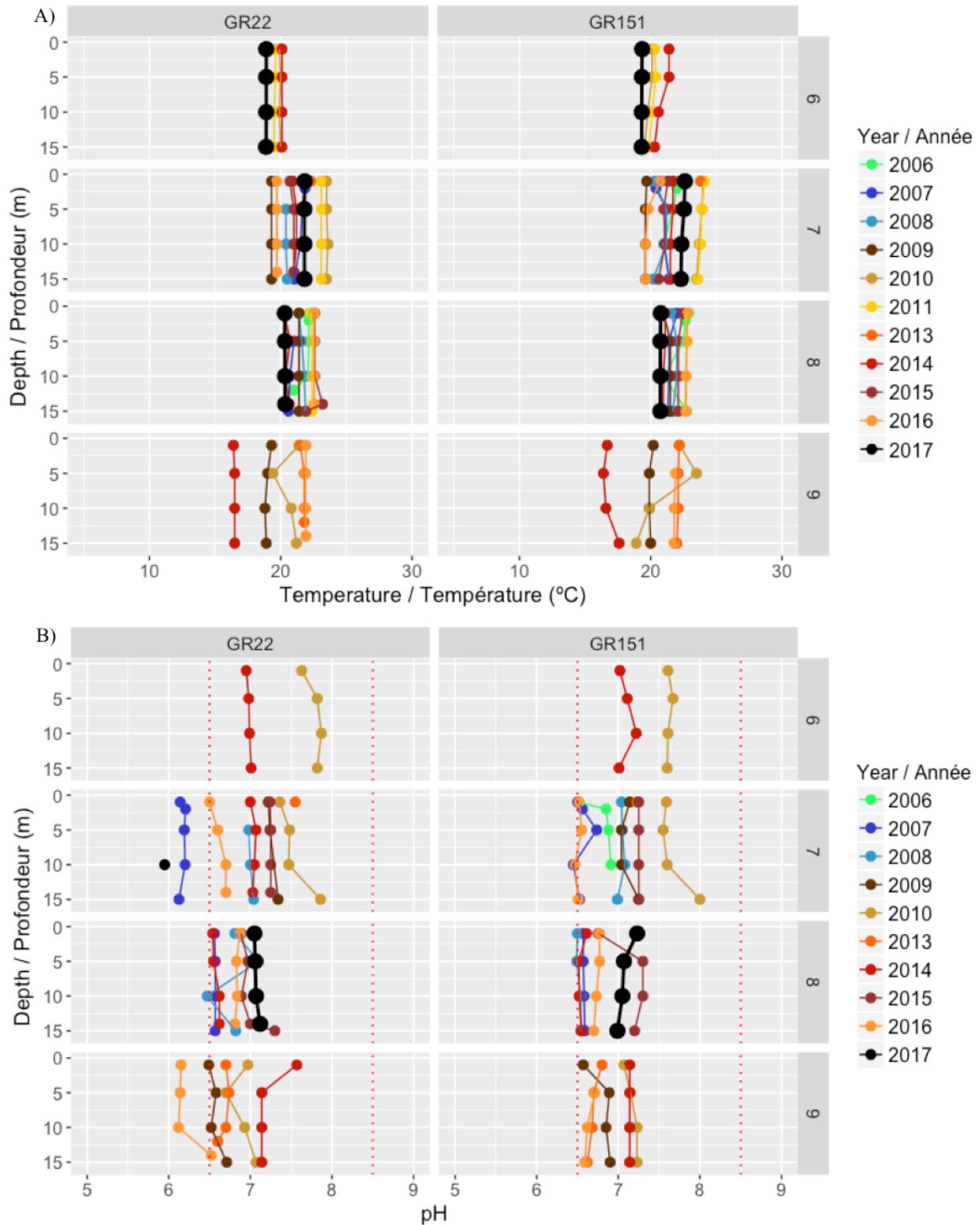


Figure 25 Profils de A) température aux sites GR22 et GR151 de la rivière Gatineau et B) de pH aux sites GR22 et GR151, de 2006 à 2017. Les deux lignes pointillées rouges en B) indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0.

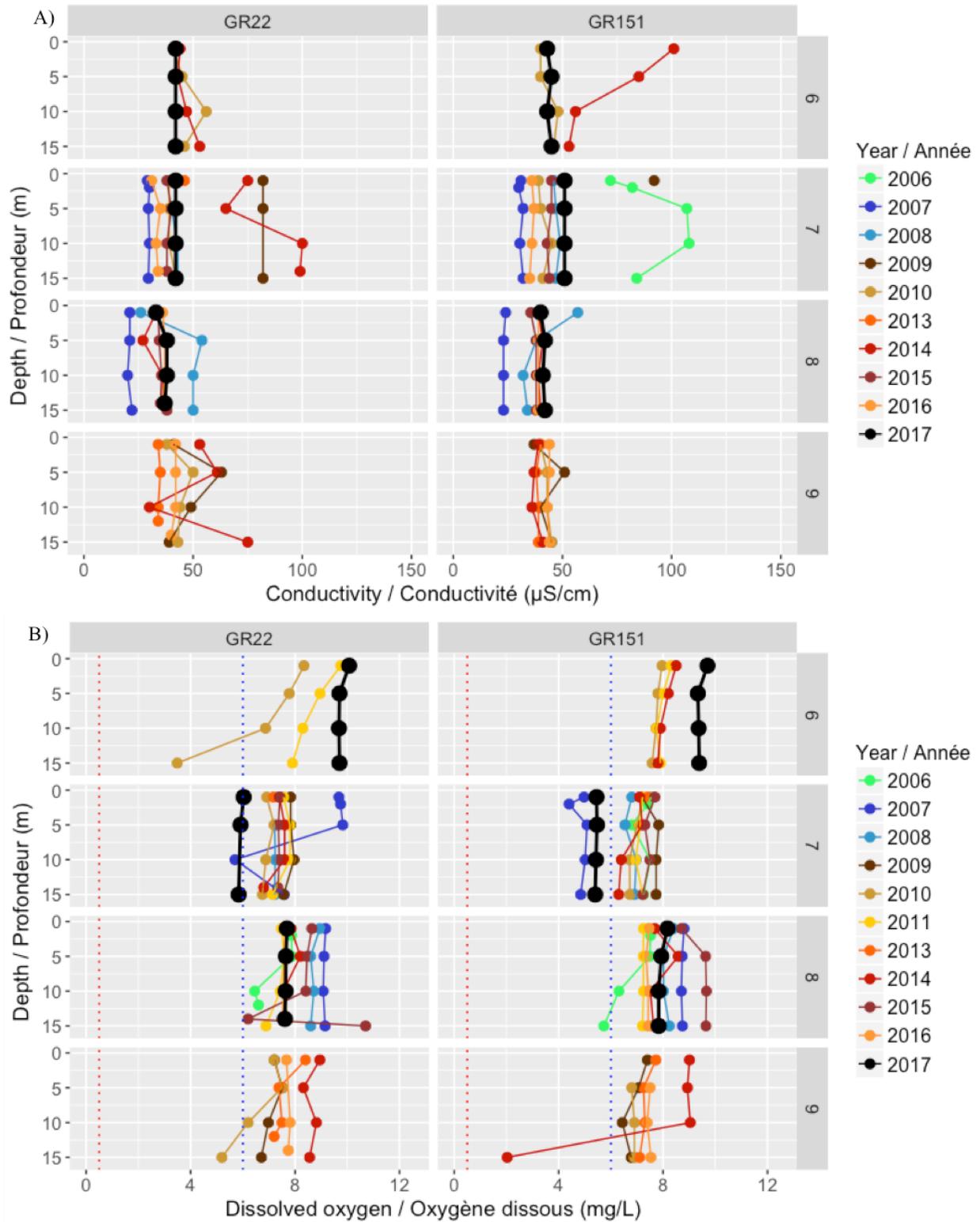
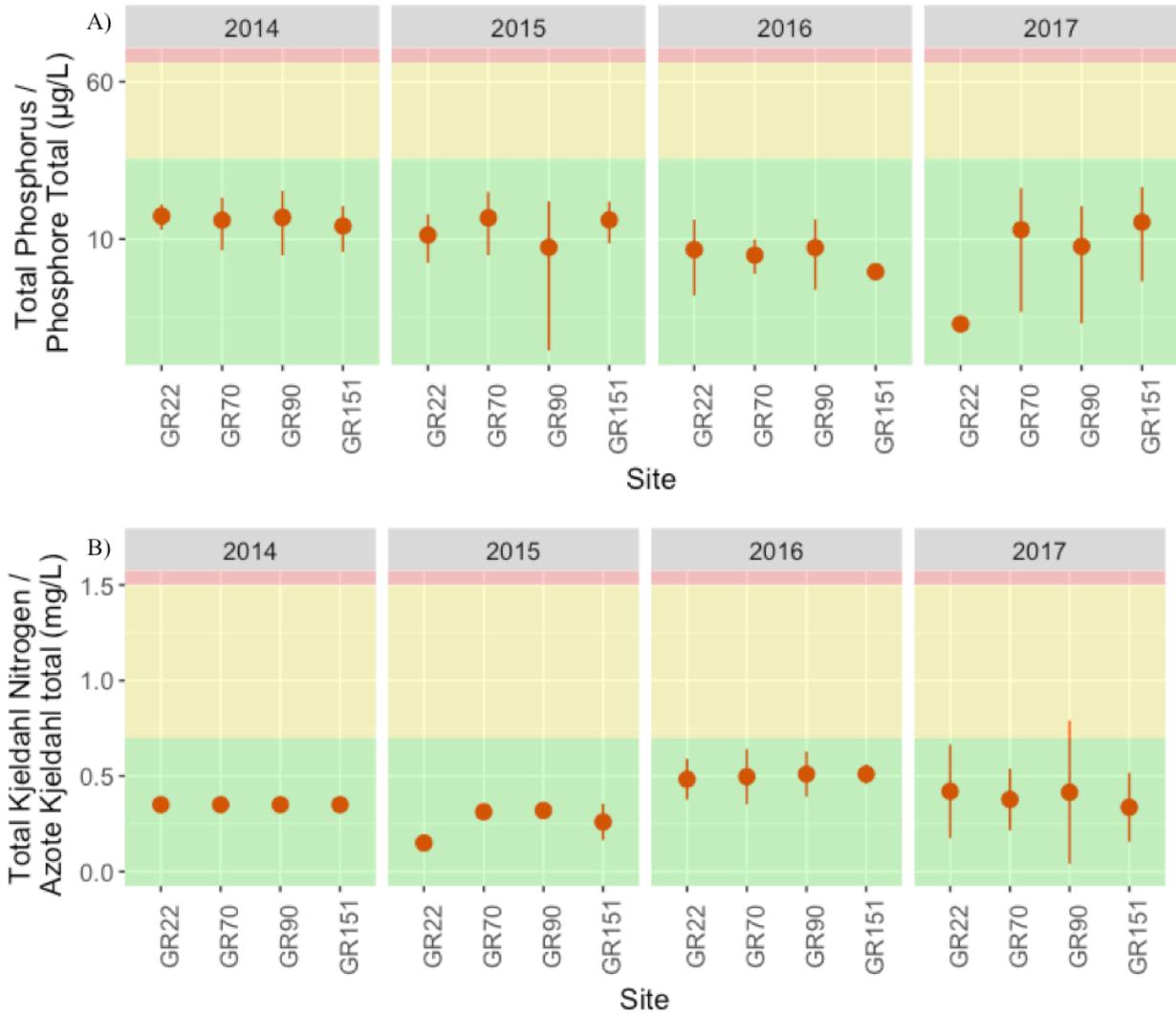


Figure 26 Profils de A) conductivité aux sites GR22 et GR151, B) oxygène dissous aux sites GR22 et GR151, de 2006 à 2017. La ligne pointillée rouge en B) représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).



Corresponding site/Site correspondant

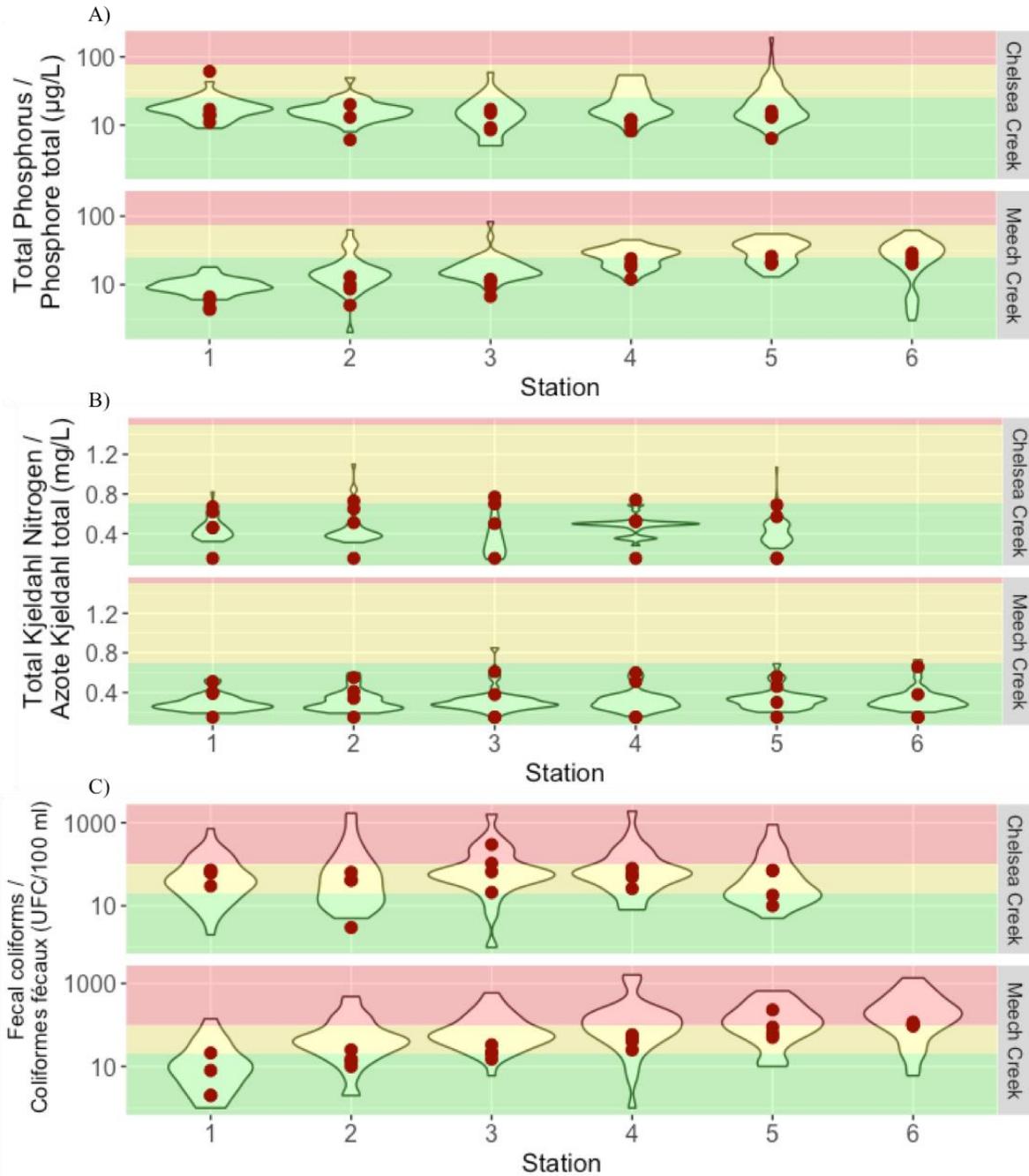
- GR 22 (Wakefield Bay/Baie de Wakefield)
- GR 70 (Farm Point public dock/Quai public de Farm Point)
- GR 90 (Burnett boat ramp/Rampe à bateau Burnett)
- GR 151 (Horseshoe Bay/Baie de fer à cheval)

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 2017. 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) $> 1,50 \text{ mg/L}$.

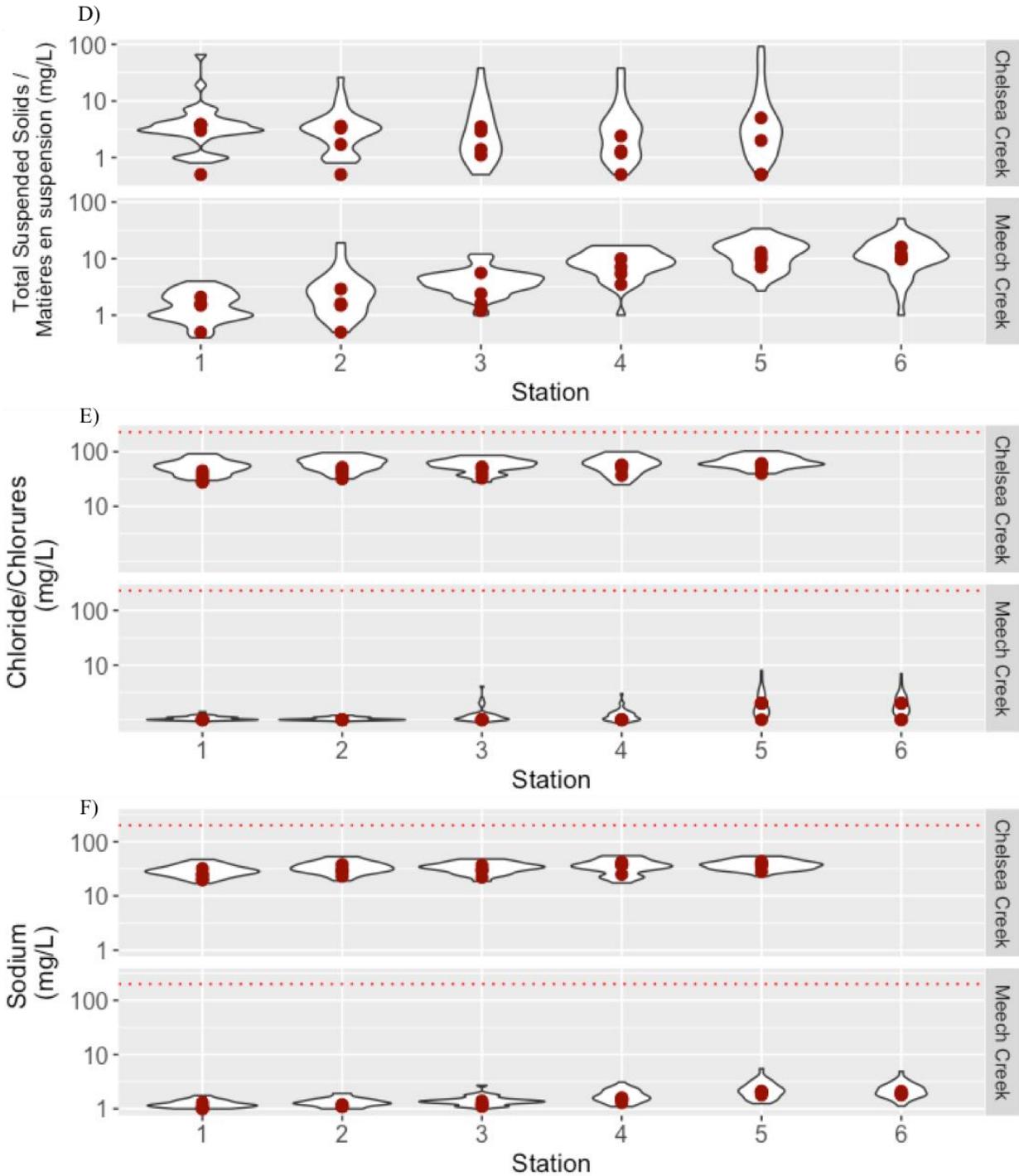
Ruisseaux Chelsea et Meech

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 ».

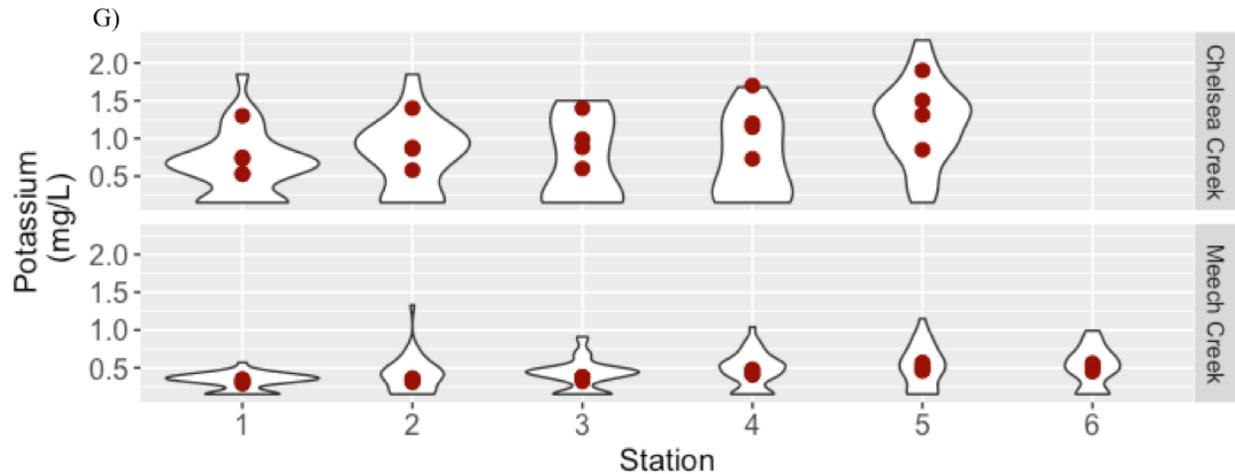
Les ruisseaux Chelsea et Meech correspondent tous deux à la classe de cours d'eau méso-oligotrophe, basé sur leurs concentrations en phosphore total (PT) et d'azote Kjeldahl total (NKT) (Fig 29 A et B). Si les concentrations en PT semblaient stables de l'amont vers l'aval en 2017 et en 2016 dans le ruisseau 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 et plusieurs échantillons en 2017 semblaient dans la gamme supérieure des valeurs historiques. En ce qui attrait aux coliformes fécaux, le ruisseau Chelsea a connu en 2017 des concentrations légèrement inférieures à celles du ruisseau Meech, tout comme cela fut le cas en 2016. Le ruisseau Meech montrait également un patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval, alors que ce n'était pas le cas du ruisseau Chelsea. 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. Cette variabilité est plus marquée dans le ruisseau Meech que Chelsea. 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 l'année dernière. 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 et probablement dû au fait que le ruisseau Chelsea navigue 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. Les deux ruisseaux montraient des concentrations relativement semblables en potassium en 2017, qui étaient également similaires à leur concentrations des années passées (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	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/Stacionnement 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 2017 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 passablement bonne en 2017 et a montré plusieurs signes d'amélioration au cours de la dernière année. Notamment, après une augmentation graduelle durant les trois dernières années, les concentrations en phosphore et en azote, de même que les matières en suspension ont diminué en 2017, pour la première fois depuis 2014. Une tendance similaire fut observée pour les matières en suspension, les chlorures et le sodium. Le seul élément à avoir augmenté lors de la dernière année est le potassium, lequel présente peu de menaces pour l'intégrité écologique des milieux aquatiques. Malgré cette diminution en moyennes annuelles, les teneurs en anions augmentaient toujours de l'amont vers l'aval en 2017, comme lors des années précédentes, ce qui suggère que des sources de contaminations sont présentes le long du ruisseau Chelsea. Les sources les plus communes d'anions sont le sel de déglacage, les fertilisants et les eaux grises. Quant aux coliformes fécaux, leur concentration est demeurée plutôt semblable à l'année précédente, et indique une bonne qualité de l'eau selon ce critère.

Le ruisseau Chelsea compte cinq stations d'échantillonnage (Fig 1). En 2017, le ruisseau a été échantillonné quatre fois durant la saison estivale, contre trois fois en 2016, quatre fois en 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 étaient relativement faibles en 2017 dans le ruisseau Chelsea et correspondaient à la classe de cours d'eau oligo-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. En 2017, les valeurs ont encore diminué pour atteindre une moyenne annuelle de 14,86 µg/L, ce qui s'apparente également aux valeurs historiques (Fig 30 A). En terme de variation spatiale, les concentrations en PT ont légèrement diminué de l'amont vers l'aval à l'été 2017 et 2016. Lors des deux années précédentes, c'était plutôt la situation inverse qui s'était produite. Il ne semble donc pas y avoir de source ponctuelle et constante de phosphore entre les sites d'échantillonnage. Les concentrations en azote Kjeldahl total (NKT) ont pour leur part légèrement augmenté de 2004 à 2016, particulièrement de 2014 à 2016 (Fig 30 B). En 2017, les concentrations en NKT ont diminué à un niveau légèrement inférieur à 2015. En 2015 et 2016, les concentrations de ce nutriment étaient particulièrement élevées au site C4, en aval du vieux Chelsea, mais elles diminuaient à nouveau vers l'aval. Cette tendance était moins prononcée en 2017. Il se peut qu'une certaine forme de pollution dans le vieux Chelsea avait été responsable de cette hausse en azote, tel que des fertilisants par exemple. 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 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 2017, et pour la plupart des années passées, à une bonne qualité de l'eau, variant entre 3 et 300 UFC/100 ml en 2017, contre 2 à 350 UFC/100 ml en 2016 (Fig 30 C). La valeur la plus élevée en 2017 fut mesurée en août au site C7, alors que la deuxième valeur la plus élevée était de 106 UFC/100 ml en juin au même site. En 2016, toutes les mesures de plus de 100 UFC/100 ml provenaient de l'échantillonnage au mois

d'août, qui était également le dernier échantillonnage de la saison. 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 et en 2017 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 MDDELCC pour ce paramètre.

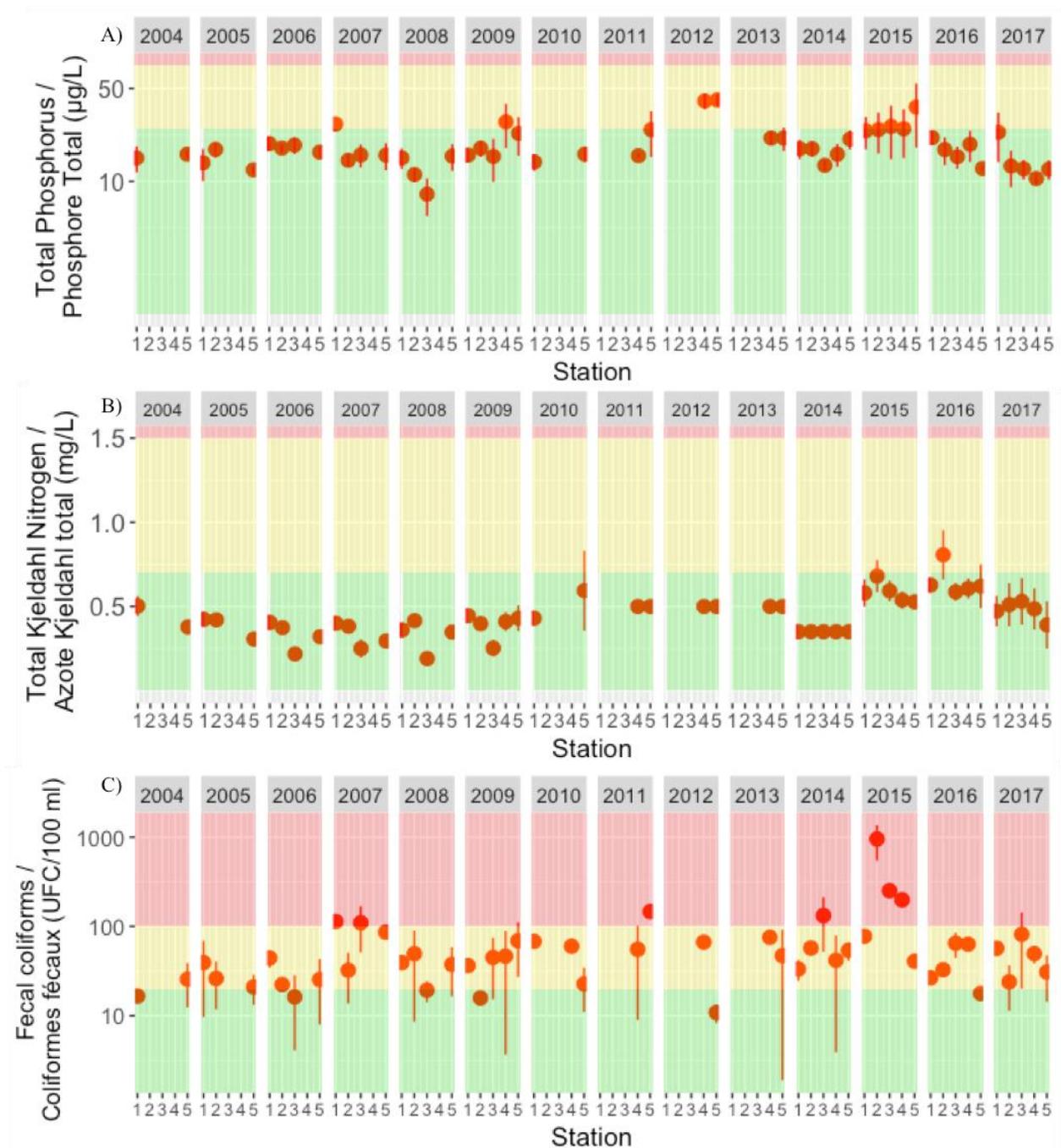
Matières en suspension et ions

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, 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. Cette tendance s'est répétée en 2017. 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.

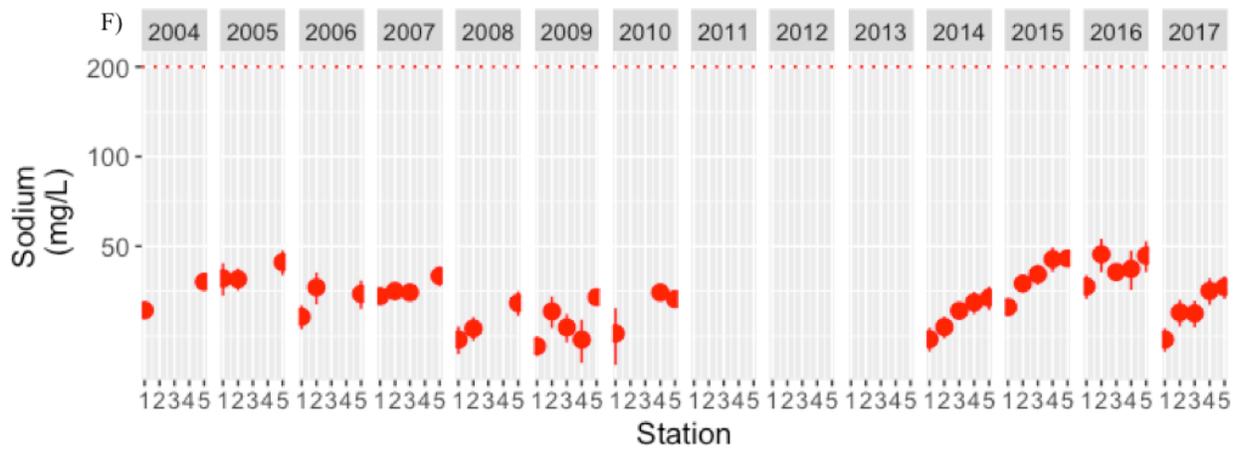
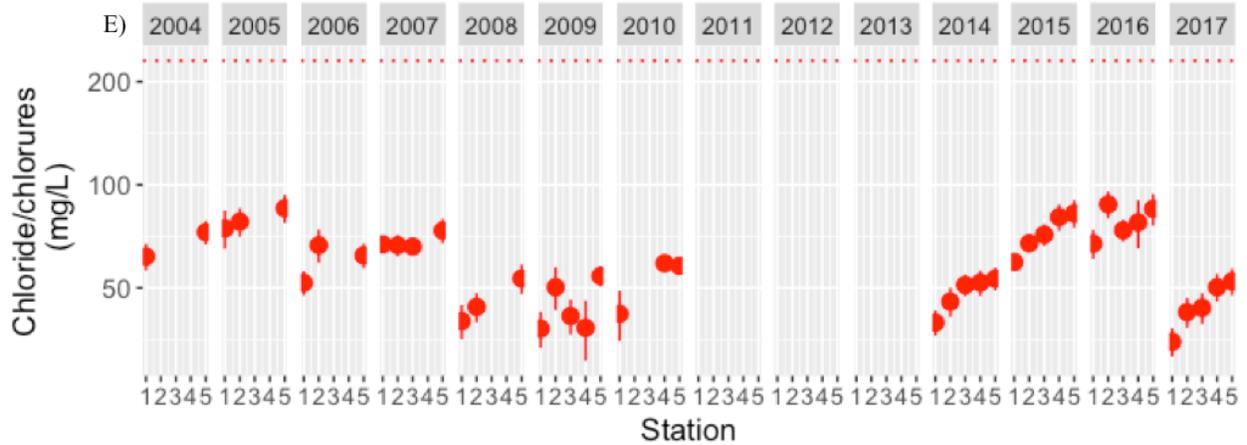
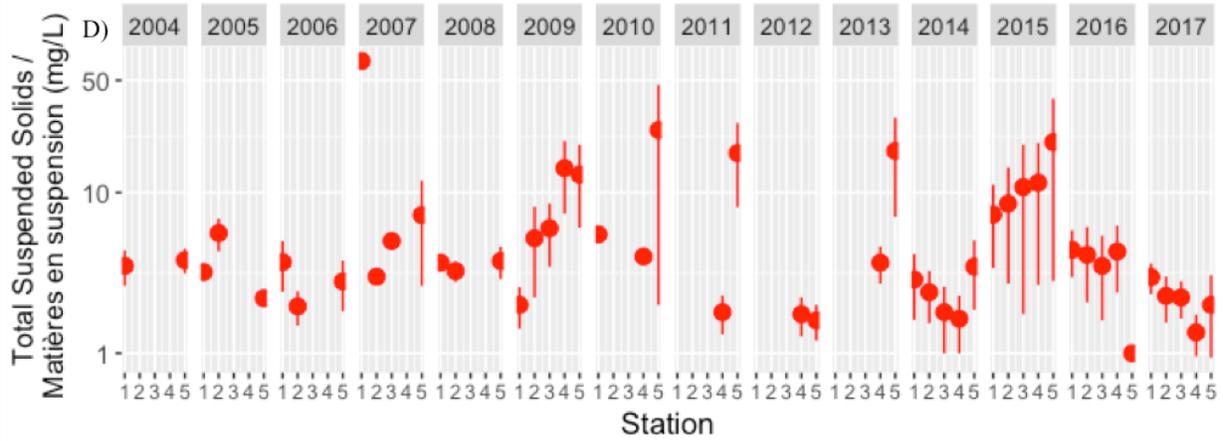
Les concentrations en anions (chlorures, sodium et potassium) ont augmenté de manière constante et prononcée au cours des années 2014 à 2016 (Fig 30 E à G). En 2017, les concentrations en chlorures et en sodium ont nettement diminué dans le ruisseau Chelsea pour retourner à des valeurs similaires à l'année 2014. Les concentrations moyennes annuelles en chlorures étaient de 28 mg/L au site C2 à 61 mg/L au site C9 en 2017. En comparaison, les moyennes annuelles avaient été de 55 mg/L au site C2 à 99 mg/L au site C9 l'année précédente. Pour ce qui est du sodium, la concentration moyenne annuelle passait de 20 mg/L à 43 mg/L du site C2 à C9 en 2017; contre 30 à 53 mg/L en 2016. Malgré la diminution marquée de la teneur en chlorures et en sodium en 2017, la tendance d'augmentation de l'amont vers l'aval le long du ruisseau Chelsea demeure. Étonnamment, alors que les concentrations en chlorures et en sodium

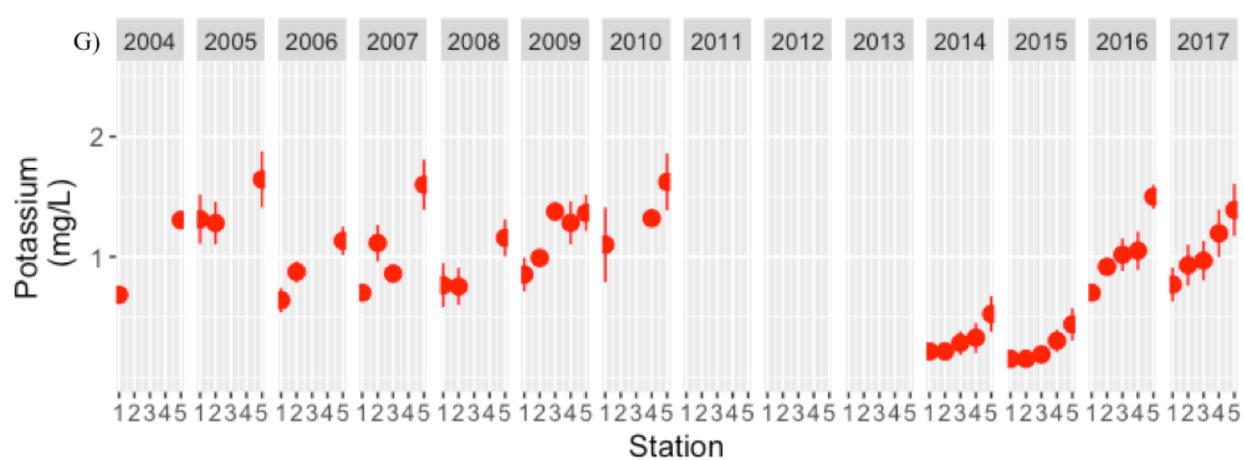
ont diminué lors de la dernière année, celles du potassium a quant à elle augmenté. En effet, les concentrations annuelles moyennes sont passées de 0,15 mg/L – 1,0 mg/L en 2014 à 0,53 mg/L – 1,90 mg/L en 2018, du site C2 à C9. Il demeure tout de même que ces concentrations sont très basses et que le potassium représente peu de menace aux écosystèmes aquatiques. Le MDDELCC n'a d'ailleurs aucun seuil de qualité de l'eau pour ce paramètre.

La source principale des chlorures et du sodium 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. Une explication possible pour la diminution des concentrations en chlorures et sodium en 2017 serait une augmentation de débit du ruisseau, avec un apport constant en anions, ce qui aurait pour effet de diluer davantage les ions. Cependant, comme le débit n'est pas mesuré au ruisseau Chelsea, il est impossible de vérifier cette hypothèse. Le patron d'augmentation de l'amont vers l'aval suggère que des sources importantes d'anions sont présentes entre l'entrée de la CCN et le chemin Fleury. 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. Il serait également important de surveiller les concentrations en anions dans les années futures afin d'éviter que les concentrations atteignent les seuils de protection de la vie aquatique. Le MDDELCC indique qu'une concentration au delà de 230 mg/L de chlorures et de 200 mg/L de sodium pose un risque pour la faune et la flore aquatique. L'année 2017 a montré des signes de diminution de ces ions.



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 2017.

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 2017, le ruisseau a été échantillonné à quatre reprises, de juin 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 a 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 paramètres en 2017. Malgré cette diminution, les résultats suggèrent toujours d'importantes 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 paramètres augmentent de l'amont vers l'aval et ce, depuis le début du programme H₂O Chelsea dans la plupart des cas. Malgré les fluctuations, les concentrations en anions demeuraient en 2017 bien en deçà du seuil de protection pour la vie aquatique et le niveau trophique, basé sur les concentrations en nutriments, correspondait à un cours d'eau oligo-mésotrophe. La qualité de l'eau basée sur les coliformes fécaux variait de bonne dans la partie la plus en amont à médiocre dans la partie aval du ruisseau et les concentrations moyennes annuelles en coliformes fécaux ont été plus basses en 2017 qu'en 2016 et 2015.

Plusieurs paramètres de qualité de l'eau, notamment les coliformes fécaux, le phosphore et les matières en suspensions, les cations et les anions, étaient assez élevés 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 paramètres de qualité de l'eau se sont améliorés. 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 été marquée d'une diminution de la majorité des paramètres et montre ainsi des signes d'amélioration de la qualité de l'eau.

Phosphore total et azote Kjeldahl total

Les concentrations en phosphore total (PT) avaient légèrement diminué suite au retrait du bétail, de 2006 à 2010 (Fig 31 A). En 2014, ce nutriment a augmenté à nouveau pour rejoindre des concentrations similaires à 2004-2005. De 2014 à 2017, les moyennes annuelles de PT ont suivi un patron semblable, avec une 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). Bien que ce patron d'augmentation de l'amont vers l'aval ait perduré en 2017, les concentrations moyennes annuelles semblent avoir diminué pour la majorité des sites du ruisseau Meech. Les concentrations en PT correspondaient d'ailleurs à un niveau oligotrophe pour tous les sites, alors que les trois sites les plus en aval correspondaient plutôt à la classe mésotrophe en 2016. La moyenne annuelle pour l'ensemble des sites du ruisseau Meech était de 14,74 µg/L en 2017, contre 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 (Fig 31 B). Bien que 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. La concentration annuelle moyenne en NKT était de 0,35 mg/L en 2017, ce qui correspond à un niveau oligotrophe, contre 0,45 mg/L en 2016 et 0,51 mg/L en 2015. Il est d'ailleurs 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.

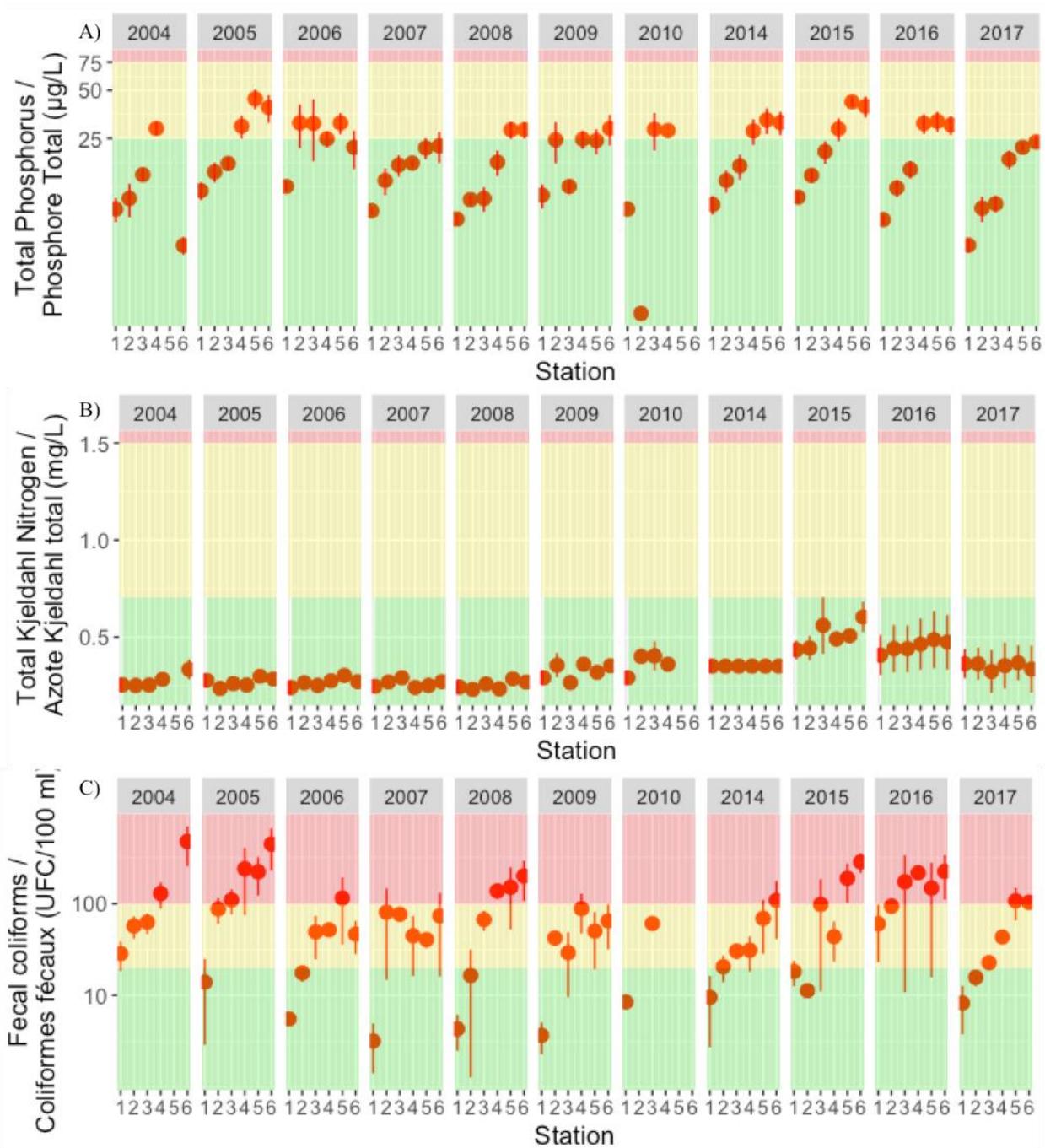
Coliformes fécaux

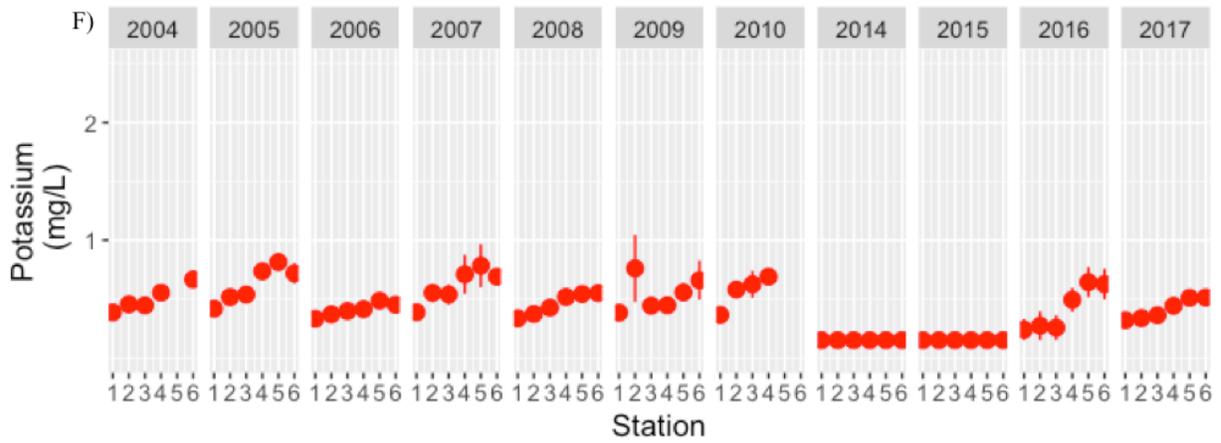
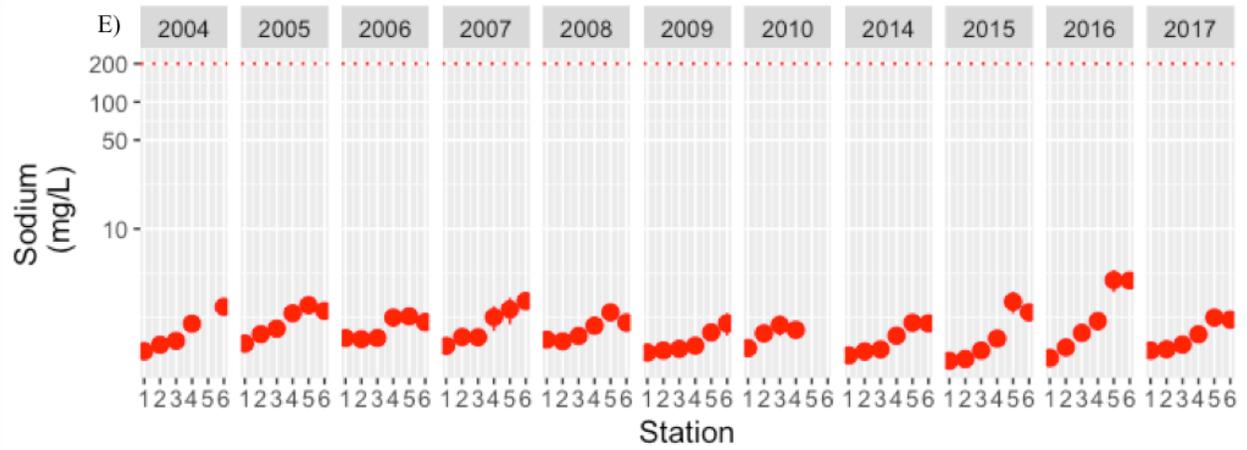
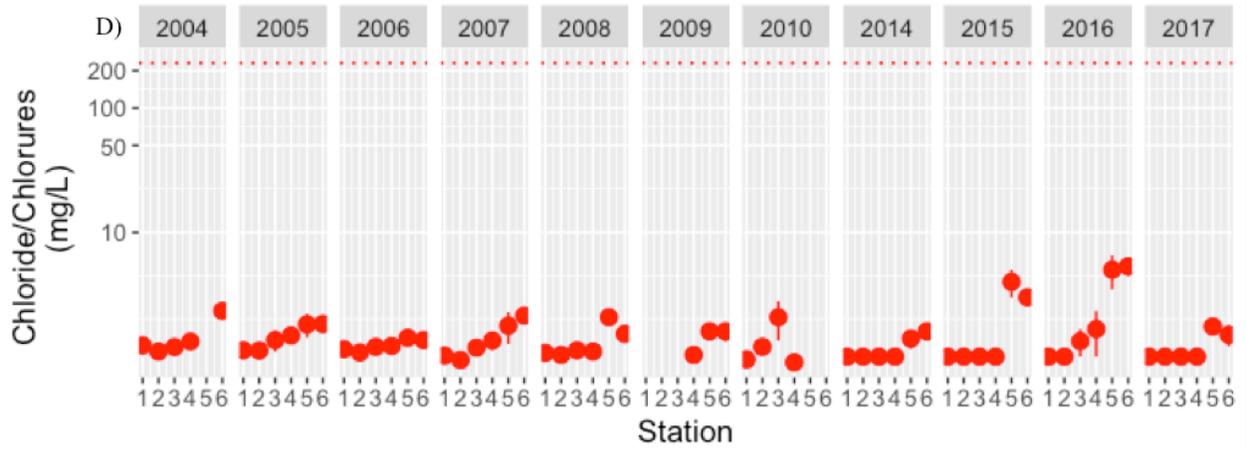
Les teneurs en coliformes fécaux avaient diminué suite au retrait du bétail à l'automne 2005, puis avaient graduellement augmenté à nouveau de 2014 à 2016, s'approchant des valeurs connues en 2004-2005 (Fig 31 C). En 2017, les concentrations ont légèrement diminué par rapport aux trois dernières années 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. Les moyennes estivales de tous les sites avaient augmenté de 2014 à 2016, puis on diminuées au cours de la dernière saison d'échantillonnage. 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 (limite bonne). En 2016, les quatre sites les plus en aval correspondaient à cette catégorie. La valeur la plus élevée en 2017 était de 230 UFC/100 ml en juillet au site M13A, alors qu'elle était de 1500 UFC/100 ml au site ML12 au mois d'août 2016. 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.

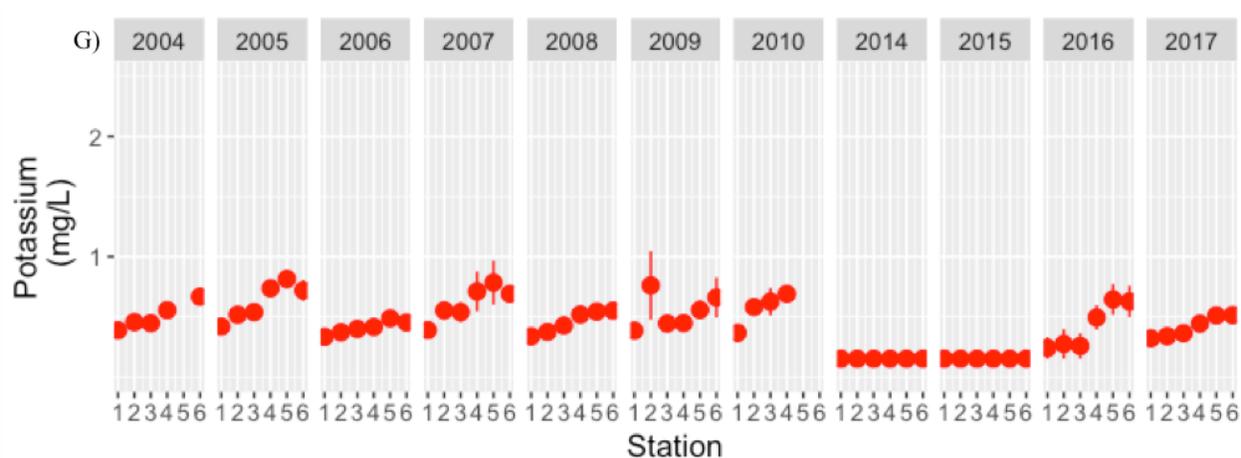
Matières en suspension et ions

Un patron spatial de l'amont vers l'aval a été noté pour les anions (Fig 31 D), les cations (Fig 31 F) et les matières en suspension (MES) en 2015-2016 (Fig 31 G). Cette tendance était observable en 2017 et historiquement dans la majorité des cas, quoique les concentrations moyennes semblent avoir diminué comparativement aux trois années précédentes. Seulement deux moyennes estivales étaient au-dessus de la limite de détection des chlorures en 2017, soit pour les sites M13A et M14 avec des valeurs de 1,75 mg/L et 1,5 mg/L, respectivement. Pour ce

qui est du sodium, les moyennes estivales ont varié de 1,0 mg/L à 1,5 mg/L du site Mout au site M14; alors qu'elles avaient été de 1,0 mg/L à 5,33 mg/L en 2016. Les résultats suggèrent la présence d'une source de MES tout au long du ruisseau Meech, alors que l'année 2016 indiquait plutôt des sources plus importantes et ponctuelles entre les sites du pont Cowden et le stationnement 16, suivi d'une source de cations et d'anions entre le stationnement 16 et la route 105. Il s'agit de zones peu développées du Parc de la Gatineau, mais des zones d'érosion pourraient contribuer à augmenter les cations et les anions. L'assise rocheuse dans cette zone du ruisseau Meech 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. Néanmoins, ces deux paramètres demeurent bien en deçà du seuil pour la protection de la vie aquatique, et plus bas que dans le ruisseau Chelsea.







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 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 ($0,7$ 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 à $100 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 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 2017.

Conclusion et recommandations

Les résultats obtenus en 2017, 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 ont également été remarqués. Notamment, les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere ont subi une augmentation des concentrations en azote et en coliformes fécaux, quoique les coliformes fécaux semblent avoir diminué à nouveau dans le lac Kingsmere en 2017. Le lac Mountains (Beamish) a cependant montré une amélioration des concentrations en oxygène dissous. Le lac Meech a pour sa part montré des signes de relargage de phosphore par les sédiments, mais l'eau de surface est demeurée stable au cours des dernières années. La rivière Gatineau semble avoir une très bonne qualité de l'eau, avec une diminution des coliformes fécaux 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 les 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. En 2017 et en 2016, nous avons du éliminer de la base de données les 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, plusieurs valeurs aberrantes ont dû être exclues de la base de données en 2016 et 2017. Il serait souhaitable d'envoyer les sondes pour une mise au point complète de ces sondes si cela n'a pas été fait récemment. Aussi, la calibration devrait se faire avec trois solutions tampons standard le matin même précédant 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.
- Lors des analyses en laboratoire des coliformes fécaux, il serait souhaitable de demander une limite de détection de 2 UFC/100 ml. La plupart des mesures historiques avaient cette limite de détection, mais certains échantillonnages en 2017 avaient une limite de détection de 10 UFC/100 ml, alors que d'autres échantillonnages effectués en 2017 également avaient une limite de détection de 2 UFC/100 ml. Une limite de détection constante améliorerait le suivi de ce paramètre important de la qualité de l'eau.

Lacs

- Le ruisseau Hayworth est analysé pour ses concentrations en phosphore et en matières en suspension. Si le but de cet échantillonnage est d'évaluer son apport en nutriments dans le lac Mountains (Beamish), il serait également important de mesurer l'azote Kjeldahl total, car ce nutriment souvent présent dans les fertilisants contribue également à l'eutrophisation.
- Le lac Mountains (Beamish) a connu une augmentation des coliformes fécaux constante depuis l'année 2013. L'année 2017 a été parmi les moyennes les plus élevées depuis le début du programme. 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 ont été effectués au cours de l'été. Il est ainsi difficile de déterminer si les concentrations en coliformes ont effectivement diminué, ou s'il s'agit d'un effet de la diminution du nombre d'échantillons prélevés. Il serait souhaitable de prendre au moins trois échantillons dans les années à venir et de suivre attentivement si la tendance d'augmentation des années 2012 à 2016 se poursuit.
- 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).
- 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.

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. Si la situation de bas pH se poursuit en 2018, une communication avec l'organisme les Amis de la Rivière Gatineau serait souhaitable afin de déterminer les sources potentielles d'acidité dans la rivière Gatineau.

Aussi, si cet organisme possède des données mesurées en amont du site GR22, cela aiderait probablement à mieux localiser les sources potentielles d'acidité à la rivière. La calibration régulière de la sonde à pH est de plus essentielle à la bonne prise de données afin d'éviter que les mesures soient liées à des problèmes d'équipement.

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 et sodium) ont fortement diminué, alors que les concentrations en potassium ont continué d'augmenter. 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 déglacage 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 paramètres ont diminué, mais le patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval a perduré. Il serait avisé de chercher les causes des changements observés, tel que des barrages de castor ou des zones d'érosion par exemple.

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.
- MDDELCC (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.mddelcc.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 Géomineière 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.