

# Programme H<sub>2</sub>O Chelsea – Eau de surface

## Rapport annuel sur l'état de l'eau de surface en 2020 en comparaison avec les valeurs historiques

Juillet 2021

Préparé par :

Marie-Pierre Varin, M.Sc. biologie

Révisé par :

Mélissa Chabot, agente en environnement et développement durable

Service de l'urbanisme et du développement durable

Municipalité de Chelsea



## **Table des matières**

Remerciements	iii
Résumé	iv
Liste des tableaux	viii
Liste des figures	ix
Introduction	1
Objectifs généraux	2
Méthodologie	2
Description des variables étudiés et des concepts clés	8
Résultats et discussion	17
Lacs : aperçu et comparaisons entre les lacs Mountains, Kingsmere et Meech	17
Lac Mountains et ruisseau Hayworth	32
Lac Meech	60
Rivière Gatineau	75
Ruisseaux Chelsea et Meech	85
Ruisseau Chelsea	89
Ruisseau Meech	97
Conclusion et recommandations	106
Références	112

## Remerciements

Le volet eau de surface du programme H<sub>2</sub>O 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 2020: Dan Boucher, Brigitte Desmeules, Ernie Tardiff, Margaret Tardiff, Gershon Rother, Mike et Lean Paukstaitis (lac Kingsmere); Joanne Hamilton, Steve Gleddie, Hawley McDonald, Nancy Frank, Caria Gilders (lac Meech); Steve Labossière et Pamela Williams (lac Mountains ); Louise Gancz (ruisseau Chelsea); les Amis de la rivière Gatineau (*Friends of Gatineau River*), notamment Ronnie Drever, Steve Ferguson, Alain Piché et Neil Faulkner, R. Phillips, D. Taylor et Janet Intscher (rivière Gatineau); Ariane Blier-Langdeau, Vicky Barabé (ruisseau Meech).

Nous remercions aussi les citoyens de Chelsea pour leur participation dans le cadre du volet eau souterraine du programme H<sub>2</sub>O 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 H<sub>2</sub>O 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 dans les années passées, 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 2020 provient de la Municipalité de Chelsea, et le redémarrage de H<sub>2</sub>O 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 H<sub>2</sub>O 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 H<sub>2</sub>O Chelsea sont dimictiques (deux brassages par année), comme une majorité de lacs tempérés. Les lacs Kingsmere et Meech ont eu en 2020, 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 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 riche en nutriments et en ions. On note des signes de relargage de phosphore dans le lac Mountains depuis plusieurs années, probablement liés au fait que l'hypolimnion devient rapidement anoxique en début d'été. Suite à une augmentation préoccupante des coliformes fécaux de 2013 à 2017, ce paramètre a diminué de 2018 à 2020, montrant des signes d'amélioration et correspondant depuis 2019 à une excellente qualité de l'eau selon ce critère. Les concentrations en phosphore et en azote avaient aussi légèrement augmenté de 2013 à 2017, puis avaient légèrement diminué en 2018. Depuis 2018, les concentrations en phosphore et en azotes sont à limite entre les catégories mésotrophe et eutrophe. En ce qui a trait au ruisseau Hayworth, il semble que celui-ci contribue parfois à l'apport de nutriments et de matières en suspension dans le lac Mountains. Le ruisseau a démontré une très forte concentration en coliformes fécaux à l'été 2020, ce qui est inquiétant.

Après une légère acidification de l'eau du lac Kingsmere en 2017, le pH est remonté à des valeurs plus près de ses valeurs historiques de 2018 à 2020. Les concentrations en phosphore total et en azote Kjeldahl total de l'épilimnion du lac Kingsmere ont montré une légère diminution de 2018 à 2020, après une hausse de 2015 à 2017. Les teneurs en chlorophylle *a*

avaient augmenté suite à l'année 2013 et depuis ce temps, elles oscillent dans la gamme de valeurs correspondant à la classe oligotrophe, bien qu'elles se soient approché de la classe mésotrophe en 2020. Les coliformes fécaux avaient pour leur part nettement diminué en 2017, puis ont légèrement augmenté à nouveau en 2018, pour ensuite maintenir une moyenne semblable jusqu'en 2020. Depuis 2017, les moyennes en coliformes fécaux correspondent à une qualité de l'eau excellente. Les concentrations en oxygène dissous ont souvent été faibles dans le passé et en 2020, nous avons seulement des données pour le mois de juillet, il est donc difficile de statuer sur les conditions en 2020. 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 avaient légèrement diminué de 2013 à 2017, puis ont remonté à l'été 2018, pour ensuite rester stables jusqu'en 2020. Quant aux concentrations en azote, elles étaient plutôt faibles et constantes, alors que les concentrations en chlorophylle *a* ont baissé de 2018 à 2020. Les coliformes fécaux sont en très faible concentration depuis le début du programme et correspondent à une excellente qualité de l'eau pour la baignade et les activités récréatives. Si les concentrations en phosphore sont basses dans l'épilimnion, elles augmentent dans l'hypolimnion, principalement durant les périodes lors desquelles cette couche d'eau est anoxique. Ceci suggère que les sédiments du lac Meech relâchent du phosphore dans la colonne d'eau. Ce phénomène avait aussi été remarqué dans les années passées. Les mesures d'azote ammoniacal avaient été reprises en 2017, suite aux recommandations de 2016. En 2020, l'azote ammoniacal a été mesuré à 1 m au-dessus des sédiments seulement. Les résultats de ce paramètre se sont avérés plutôt bas en 2020.

### Rivière Gatineau

La qualité de l'eau de la rivière Gatineau, dans les sites étudiés dans le cadre du projet H<sub>2</sub>O Chelsea, semble très bonne et tout à fait convenable à des activités récréatives. Les concentrations en phosphore et en azote sont très basses et correspondent à une classe oligotrophe pour les cours d'eau. Les concentrations historiques en coliformes fécaux ont oscillé entre une qualité de l'eau excellente et bonne et ont correspondu à une excellente qualité de l'eau en 2020. 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 en juillet 2020, puis semblables aux valeurs historiques en septembre. Les concentrations en oxygène dissous sont généralement suffisantes pour offrir un habitat favorable aux organismes aquatiques nécessitant de l'oxygène. La transparence de l'eau était plutôt faible dans la rivière Gatineau en 2020 et dans les années passées, quoi qu'elle s'est légèrement améliorée en 2020. Ceci est probablement lié à la présence de particules inorganiques plutôt qu'organiques. Après des saisons estivales plutôt acides en 2016 et 2017, il semble que les valeurs de pH avaient remonté vers des valeurs plus saines en 2018. En 2020, des mesures plutôt acides ont été mesurées au site GR151 seulement, en juillet et en août. Finalement, la conductivité de la rivière Gatineau est basse, ce qui suggère qu'elle obtient peu d'apports en sel par rapport à son volume d'eau.

### Ruisseaux

Les ruisseaux Chelsea et Meech correspondent tous deux à la classe de cours d'eau méso-oligotrophe, basé sur leurs concentrations en phosphore total et d'azote Kjeldahl total. Si les concentrations en PT semblaient stables de l'amont vers l'aval de 2016 à 2020 dans le ruisseau Chelsea, le ruisseau Meech montrait plutôt une augmentation graduelle des concentrations de ce nutriment de l'amont vers l'aval. Les concentrations en ce nutriment sont plus basses dans le ruisseau Chelsea que dans le ruisseau Meech. Pour ce qui est de l'azote, les deux ruisseaux montraient peu de gradient dans leur sens d'écoulement et les moyennes estivales sont demeurées plutôt stables depuis 2017 dans le ruisseau Meech. Les concentrations moyennes de ces nutriments ont quelque peu diminué depuis les trois dernières années dans le ruisseau Chelsea. En ce qui attrait aux coliformes fécaux, le ruisseau Chelsea a connu en 2020 des concentrations légèrement inférieures à celles du ruisseau Meech, tout comme la plupart des années passées. Les deux ruisseaux ont d'ailleurs eu moins de coliformes fécaux en 2020 que durant les trois années précédentes. Les moyennes par site variaient d'une qualité d'eau excellente à bonne. 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 tendaient à diminuer de l'amont vers l'aval, puis elles ont diminué graduellement de 2015 à 2020. Les concentrations en chlorures, en sodium et en potassium 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. Pour le ruisseau Chelsea, on assiste donc à une légère diminution des concentrations en nutriments, des coliformes fécaux et des matières en suspension, puis une augmentation des concentrations en chlorures, en sodium et en potassium. Quant au ruisseau Meech, l'année 2020 a été marqué d'une diminution en azote et en coliformes fécaux, d'un maintien sur phosphore, des matières en suspension; puis d'une augmentation des chlorures, du sodium et du potassium. Les résultats historiques suggèrent la présence de sources de nutriments, de coliformes fécaux, de sédiments, d'anions et de cations le long du ruisseau Meech.

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1</b> Liste des sites d'échantillonnage du projet H <sub>2</sub> O Chelsea en 2020.	4
<b>Tableau 2</b> Caractéristiques physiques principales des trois lacs d'étude et de leur bassin versant.	7
<b>Tableau 3</b> 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).	11

## Liste des figures

- Figure 1** Localisation des sites d'échantillonnage du programme H<sub>2</sub>O Chelsea en 2020. 5
- Figure 2** Bassins versants des lacs Meech, Kingsmere et Mountains, ainsi que leurs sites d'échantillonnage. 6
- Figure 3** Stratification thermique typique des lacs tempérés montrant l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion, ainsi que leurs caractéristiques principales. 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 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, Kingsmere et Meech de juin à octobre 2020. 27
- Figure 5** A) Moyennes de phosphore total (±écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2020 et B) profils des concentrations en phosphore total dans la colonne d'eau en 2020 des lacs Mountains, Kingsmere et Meech. 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). 28
- Figure 6** A) Moyennes d'azote Kjeldahl total (±écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2020 et B) profils des concentrations d'azote Kjeldahl total dans la colonne d'eau en 2020 des lacs Mountains, Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2020 alors que les valeurs historiques (2003 – 2019) 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 µg/L). 29
- Figure 7** A) Moyennes des concentrations en chlorophylle a (±écart-type) dans l'ensemble de la colonne d'eau de 2004 à 2020 et B) profils des concentrations en chlorophylle a dans la colonne d'eau en 2020 des lacs Mountains, Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2020 alors que les valeurs historiques (2003 – 2019) 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 µg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (3 à 8 µg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 8 µg/L). 30
- Figure 8** Moyennes des coliformes fécaux (±écart-type) de 2003 à 2020 dans les lacs Mountains, 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). 31
- Figure 9** Profils des températures du lac Mountains de 2005 à 2020. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. 41
- Figure 10** Profils du pH au lac Mountains de 2014 à 2020. 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 aquatique sont de 6,5 et de 9,0 42
- Figure 11** Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Mountains de 2005 à 2020. 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). 43
- Figure 12** Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle a dans le lac Mountains. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2018 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2020. 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. 44
- Figure 13** Niveau trophique du lac Mountains de 2014 à 2020 selon le système de classification du MELCC. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre. 45

**Figure 14** Concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) matières en suspension dans les deux sites du ruisseau Hayworth et au lac Mountains de 2007 à 2020. Les chiffres de 6 à 9 indiquent le mois d'échantillonnage. En A), la zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe (lac : <10 µg/L; cours d'eau : <25 µg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (lac : 10 à 30 µg/L; cours d'eau : 25 à 75 µg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (lac : > 30 µg/L; cours d'eau : >75 µg/L). En B) La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe (<0,35 mg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (0,35 à 0,65 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (> 0,65 µg/L). Note : les zones de couleur sont décalées entre les sites H2 et BL2, car les valeurs correspondant aux trois niveaux trophiques sont différentes pour les cours d'eau (H1 et H2) et les lacs (BL2). **Lac Kingsmere** 47

**Figure 15** Profils des températures du lac Kingsmere de 2005 à 2020. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. 55

**Figure 16** Profils du pH au lac Kingsmere de 2014 à 2020. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0. 56

**Figure 17** Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Kingsmere de 2005 à 2020. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L). 57

**Figure 18** Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Kingsmere. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2020 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2019. 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. 58

**Figure 19** Niveau trophique du lac Kingsmere de 2014 à 2020. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre, pour l'eau prélevée à une profondeur de 2 m. 59

**Figure 20** Profils des températures du lac Meech de 2005 à 2020, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. 69

**Figure 21** Profils de pH du lac Meech de 2006 à 2020, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0. 70

**Figure 22** Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Meech de 2006 à 2020, 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). 71

**Figure 23** Profils des concentrations en A) phosphore total; B) azote Kjeldahl total; C) azote ammoniacal et D) chlorophylle *a* dans la colonne d'eau du lac Meech, aux sites Meech Lake 3 et Meech Lake 5. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2018 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2019. 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 bleue représente le seuil de la contamination de l'OMS (0,2 mg/L) et la ligne pointillée rouge représente le seuil de protection de la vie aquatique (1,5 mg/L). 73

**Figure 24** Niveau trophique du lac Meech de 2014 à 2020. Les valeurs présentées sont les moyennes pour les deux sites au lac Meech (ML3 et ML5) de mai à septembre. 74

**Figure 25** Profils de A) température aux sites GR22 et GR151 de la rivière Gatineau et B) de pH aux sites GR22 et GR151. 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. 81

**Figure 26** Profils de A) conductivité aux sites GR22 et GR151, B) oxygène dissous aux sites GR22 et GR151. 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). 82

**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. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe pour les rivières: A)  $< 25$   $\mu$ g/L, B)  $< 0,70$  mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe pour les rivières: A)  $25 - 75$   $\mu$ g/L, B)  $0,70 - 1,50$  mg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe pour les rivières: A)  $> 75$   $\mu$ g/L, B)  $> 1,50$ mg/L. 83

**Figure 28** A) Moyennes géométriques de coliformes fécaux ( $\pm$ écart-type) et B) moyennes de la transparence ( $\pm$ écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval. En A) la zone verte représente une excellente qualité de l'eau ( $< 20$  UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml). En B) la zone verte représente une transparence correspondant à une classe oligotrophe ( $> 5$ m), la zone jaune représente une transparence correspondant à une classe mésotrophe (5 à 3,5 m) et la zone rouge représente une classe eutrophe ( $< 2,5$  m). 84

**Figure 29** Valeurs en A) phosphore total (zone verte : oligotrophe ( $< 25$   $\mu$ g/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75  $\mu$ g/L), zone rouge : eutrophe ( $> 75$   $\mu$ g/L)); B) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe ( $< 0,7$   $\mu$ g/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5  $\mu$ g/L), zone rouge : eutrophe ( $> 1,5$   $\mu$ g/L)); C) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau ( $< 20$  UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)); D) matières en suspension; E) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L); F) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L) et G) Potassium. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées en 2018 alors que les zones ombragées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2004 et 2016. Les sites sont placés de l'amont (gauche) vers l'aval (droite). 88

**Figure 30** Évolution des moyennes annuelles ( $\pm$ erreur type) en A) phosphore total (zone verte : oligotrophe ( $< 25$   $\mu$ g/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75  $\mu$ g/L), zone rouge : eutrophe ( $> 75$   $\mu$ g/L)); B) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe ( $< 0,7$   $\mu$ g/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5  $\mu$ g/L), zone rouge : eutrophe ( $> 1,5$   $\mu$ g/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. 96

**Figure 31** Évolution des moyennes annuelles ( $\pm$ erreur type) dans le ruisseau Meech en A) phosphore total (zone verte : oligotrophe ( $< 25$   $\mu$ g/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75  $\mu$ g/L), zone rouge : eutrophe ( $> 75$   $\mu$ g/L)); B) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe ( $< 0,7$   $\mu$ g/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5  $\mu$ g/L), zone rouge : eutrophe ( $> 1,5$   $\mu$ g/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. 105

## 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 H<sub>2</sub>O 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, H<sub>2</sub>O Chelsea avait cédé la place au programme H<sub>2</sub>O 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 H<sub>2</sub>O 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 2020, ainsi qu'en 2014-2019, 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 , Kingsmere et Meech, ainsi que leur bassin versant respectif, sont présentés à la figure 2. Les caractéristiques physiques principales des lacs d'études sont présentées dans le tableau 2.

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

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

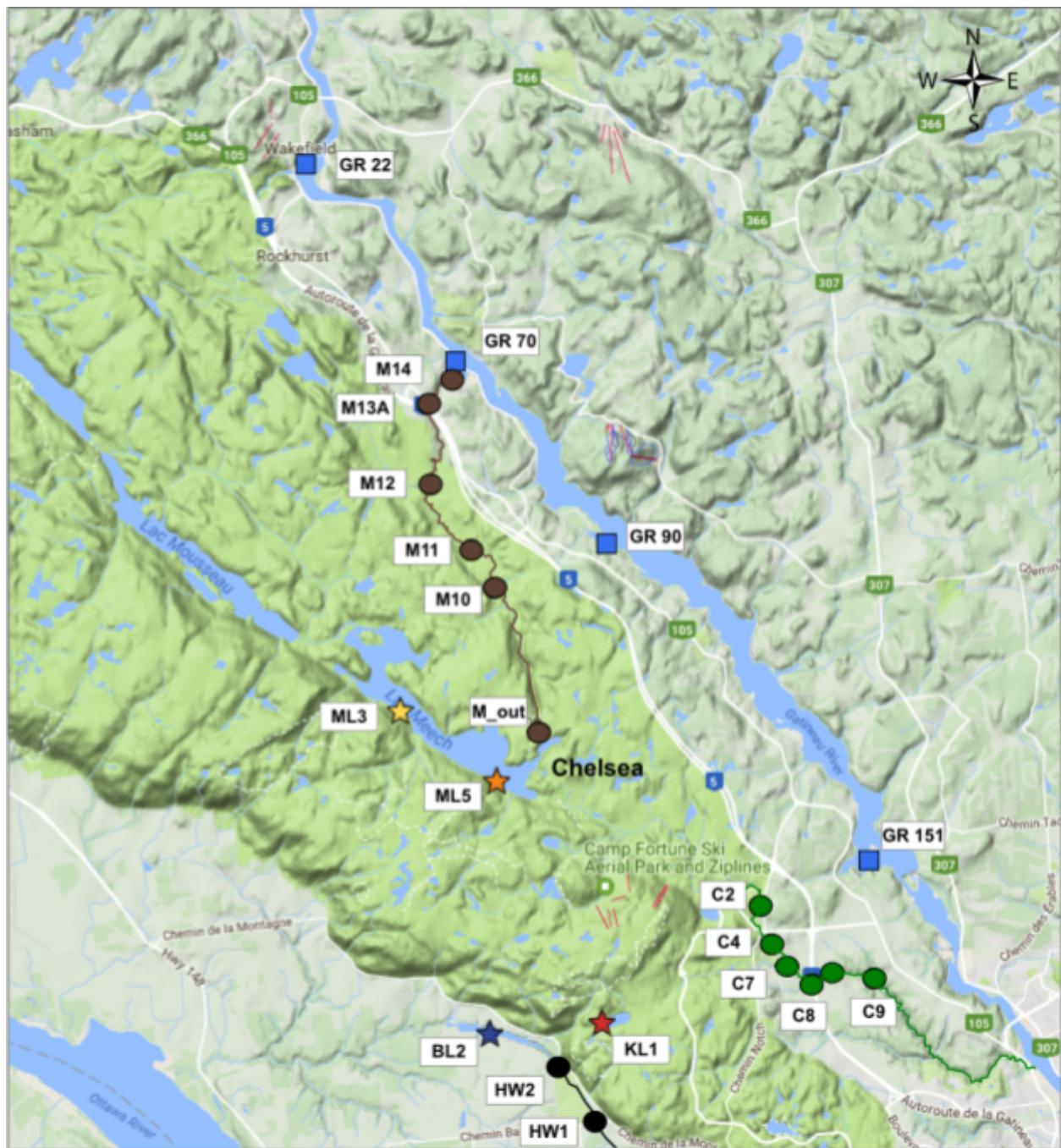
Dans les ruisseaux Chelsea et Meech, la température de l'eau est mesurée à l'aide d'une sonde multi-paramétrique YSI. Aussi, des échantillons d'eau sont prélevés puis analysés en laboratoire afin de mesurer la teneur en coliformes fécaux, en phosphore total, en azote Kjeldahl total, en matières en suspension, 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 H<sub>2</sub>O 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 H<sub>2</sub>O Chelsea en 2020.

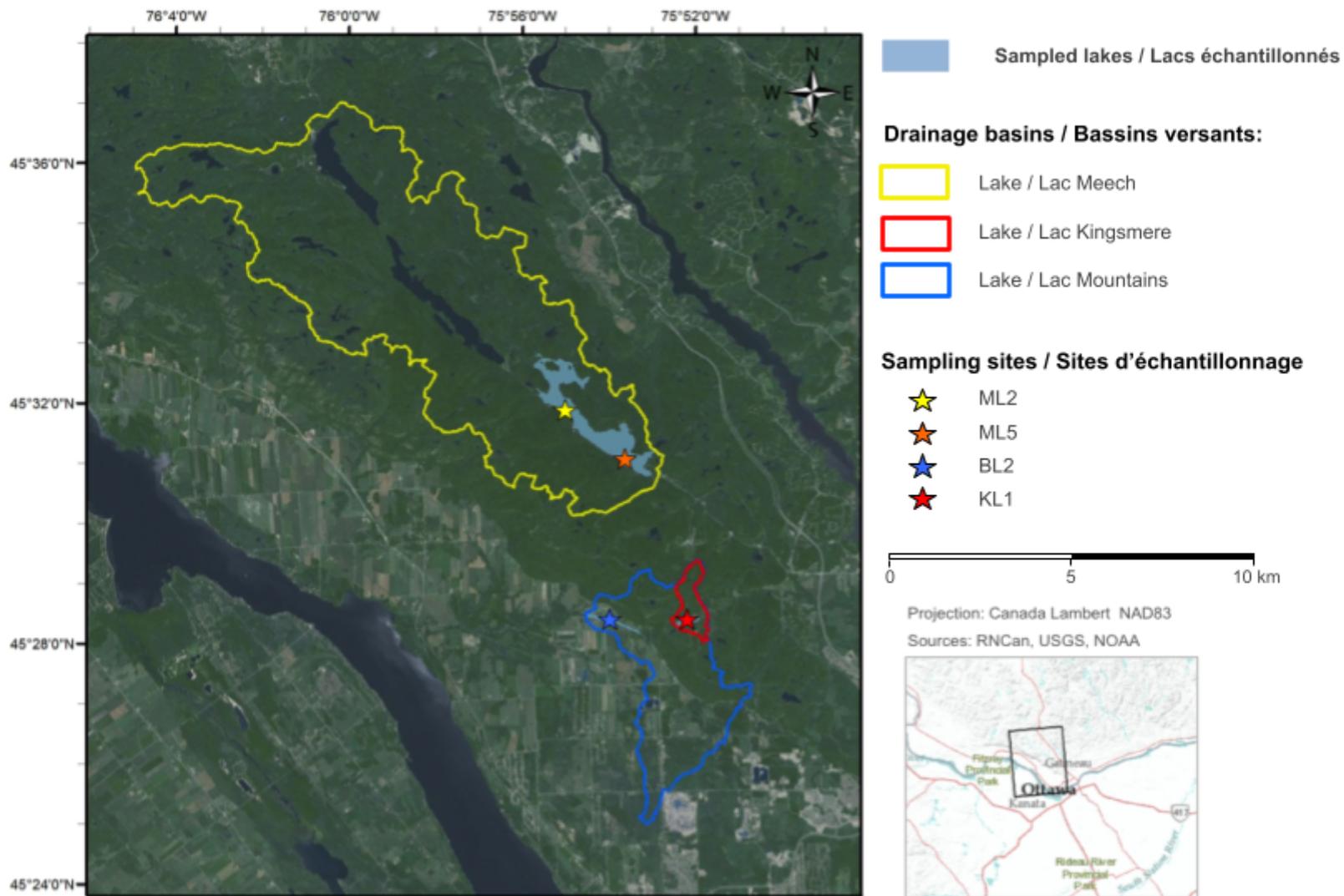
<b>Nom du plan d'eau</b>	<b>Code de site</b>	<b>Coordonnées</b>	<b>Note</b>
Lac Mountains	BL2	45.48512°N; -75.88067°O	Zone la plus profonde
Lac Kingsmere	KL1	45.48698°N; -75.85252°O	
Lac Meech	ML3	45.54191°N; -75.90328°O	
Lac Meech	ML5	45.52969°N; -75.87894°O	
Gatineau River 22	GR22	45.63874°N; -75.92707°O	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
- Ruisseau Chelsea
- Ruisseau Hayworth
- Site d'échantillonnage ruisseaux
- Site d'échantillonnage rivière
- ☆ Site d'échantillonnage lacs



Figure 1 Localisation des sites d'échantillonnage du programme H<sub>2</sub>O Chelsea en 2020.



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

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

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

## Description des variables étudiés et des concepts clés

### **Azote ammoniacal / *Ammoniacal nitrogen* (mg/L)**

L'azote ammoniacal inclut l'ammoniaque ( $\text{NH}_3$ ) et l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), 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 ( $\text{NH}_3$ ) et d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Une trop grande concentration en azote contribue à l'eutrophisation. Il est à noter que le MELCC n'inclut pas l'azote Kjeldahl total dans le système de classification du niveau trophique des lacs et des rivières. Cependant, Kalff (2001) et d'autres ouvrages estiment qu'une concentration d'azote Kjeldahl total < 0,35 mg/L correspond à un lac oligotrophe; de 0,35 à 0,65 mg/L à un lac mésotrophe et de > 0,65 mg/L à un lac eutrophe (tableau 3).

### **Bassin versant / *Drainage basin***

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

**Chlorophylle a / Chlorophyll a** ( $\mu\text{g/L}$ )

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** ( $\mu\text{S/cm}$ )

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

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

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

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

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

### Niveau trophique / *Trophic level*

Les lacs et les rivières peuvent être classés en trois catégories générales selon leurs concentrations en nutriments et leur degré de productivité, soit oligotrophe (pauvre en nutriments, basse productivité), mésotrophe (concentration moyenne en nutriments, moyennement productif) et eutrophe (haute concentration en nutriments, hautement productif) (tableau 3). L'eutrophisation est le processus par lequel l'ajout de nutriments à un plan d'eau provoque son enrichissement et ainsi, stimule la croissance d'algues et de plantes aquatiques. Ainsi, un lac deviendra graduellement un marais, puis une tourbière ou une prairie. Si ce processus a lieu de manière naturelle sur de longues échelles de temps (millénaires), plusieurs activités humaines l'accélèrent de façon prononcée. L'eutrophisation comporte de nombreux effets non désirables tels que la prolifération de cyanobactéries, la diminution de la transparence de l'eau, la réduction d'oxygène dissous (ce qui nuit notamment aux poissons), la surabondance d'algues et de plantes aquatiques, des modifications de la biodiversité animale et végétale et l'accumulation excessive de sédiments.

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

		TP (µg/L)	TKN (mg/L)	Chl <i>a</i> (µg/L)	Transparence (m)
L a c s	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
R i v i è r	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

e					
s					

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

L'oxygène dissous est une variable fondamentale de l'eau, car cet élément est essentiel au métabolisme de tous les organismes aquatiques aérobies tels les poissons, les crustacés, les insectes, etc. Les sources d'oxygène dans un lac sont principalement les échanges avec l'atmosphère et la photosynthèse, alors que la respiration et la dégradation de la matière organique consomment l'oxygène. Les concentrations en oxygène fluctuent au cours des saisons et même au cours d'une même journée. Puisque la photosynthèse nécessite de la lumière, elle se produit uniquement durant les heures d'ensoleillement, alors que la respiration et la dégradation se déroulent de manière continue. Ainsi, la nuit, les concentrations en oxygène dissous diminuent graduellement puisque la photosynthèse ne peut contrebalancer la consommation d'oxygène par la respiration et la dégradation.

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

oxygène dissous, soit  $< 2$  mg/L) peu de temps après la stratification thermique, mettant en péril les organismes qui nécessitent de l'oxygène pour leur survie.

De faibles quantités en oxygène dissous peuvent causer des effets létaux ou sublétaux chez les organismes aérobies, particulièrement les poissons. Les effets incluent : perte d'équilibre, diminution de la croissance, retard dans le développement et augmentation du taux de mortalité des embryons, retard dans l'éclosion des œufs et augmentation du taux de malformations. Des effets similaires peuvent également affecter plusieurs invertébrés tel que les insectes. Le MELCC recommande que les valeurs d'oxygène dissous demeurent supérieures à 6 mg/L (pour des eaux entre 10 et 20°C) pour la protection de la vie aquatique. En deçà de ces concentrations, les poissons et autres organismes aérobies risquent de subir les effets mentionnés précédemment. Il arrive que la concentration naturelle en oxygène dissous dans l'hypolimnion soit plus faible que celle recommandée. Dans de telles situations, il est recommandé d'éviter l'ajout de matières biodégradables, puisque la décomposition de celles-ci diminuerait davantage la quantité d'oxygène dissous. L'anoxie, soit l'absence d'oxygène, est atteinte à une concentration inférieure à 0,5 mg/L. Outre les effets délétères directs sur les organismes aquatiques aérobies, l'anoxie peut engendrer le relargage de phosphore par les sédiments, augmentant ainsi les risques de fleurs d'eau (*algal bloom*). L'anoxie peut également mener à l'accumulation d'ammonium et de sulfure d'hydrogène, qui peuvent être toxiques pour les organismes vivant dans l'hypolimnion.

## **pH**

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau et est exprimé sur une échelle de 1 à 14, 1 étant le plus acide et 14 étant le plus alcalin. Les lacs typiques du Bouclier canadien ont un pH moyen aux alentours de 6,5. Toutefois, cette valeur varie grandement, car le pH dépend de plusieurs processus. Par exemple, la photosynthèse consomme le  $\text{CO}_2$  dissous et ainsi augmente le pH (devient plus basique) tandis que la respiration diminue le pH (devient plus acide) en générant du  $\text{CO}_2$ . Le pH varie dans la colonne d'eau en fonction, notamment, des organismes présents (photosynthétiques vs aérobie) et des minéraux en solution. Si de légers changements de pH n'ont pas forcément d'impacts majeurs directs sur les organismes aquatiques, ceux-ci peuvent en subir des impacts indirects. En effet, les changements de pH affectent la solubilité et la disponibilité des nutriments comme le phosphore, l'azote et le carbone, des minéraux et des contaminants. Par

exemple, les métaux lourds sont davantage solubles, et donc toxiques, dans des eaux acides. Le MELCC recommande un pH entre 6,5 et 9,0 pour la protection de la vie aquatique, puis de 6,5 à 8,5 pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique. Un pH inférieur à 6 peut entraîner des effets tels l'apparition d'espèces de plancton non désirables ainsi que des altérations au cycle de reproduction, voir même la mort de plusieurs espèces de poissons. Des eaux trop alcalines peuvent également engendrer de sérieux problèmes aux poissons comme des dommages aux branchies, aux yeux et à la peau, des difficultés à excréter les déchets métaboliques, ou même la mort. De plus, certains contaminants sont plus toxiques à un pH élevé. Par exemple, la toxicité de l'ammoniac est 10 fois plus élevée à un pH de 8 qu'à un pH de 7.

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

### **Phosphore total (PT) / *Total phosphorus (TP)* ( $\mu\text{g/L}$ )**

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 nombre de 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 oxygène (présence d'oxygène), le fer a une forte capacité d'adsorption pour le phosphore et ces deux éléments forment un complexe insoluble qui précipite au fond du lac et demeure à la surface des sédiments, tant que la quantité d'oxygène soit suffisante. Si des conditions anoxiques se développent, le fer devient soluble et est relâché dans la colonne d'eau, de même que le phosphore auquel il était lié. Dans certains lacs, le relargage de phosphore par les sédiments est si important qu'il peut excéder la quantité de phosphore reçue par les sources externes.

### **Potassium / *Potassium* (mg/L)**

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

### **Sodium / *Sodium* (mg/L)**

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

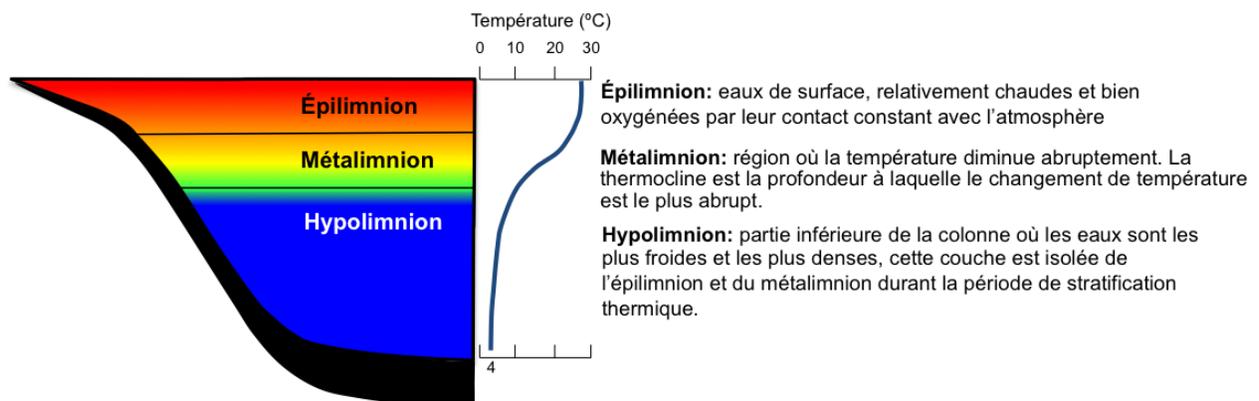
### **Transparence / *Transparency* (m)**

La transparence indique le degré auquel la lumière pénètre l'eau. Cette variable est mesurée à l'aide d'un disque de Secchi (voir la section «Méthodologie» du présent rapport) et dépend de la quantité de particules dans l'eau. Ces particules peuvent être inorganiques, comme des sédiments provenant de l'érosion des sols dans le bassin versant, ou organiques, tel que le phytoplancton, le zooplancton, les algues, etc. Lorsque la turbidité de l'eau est grandement attribuable au phytoplancton, la transparence, exprimée en mètres grâce au disque de Secchi, est utile afin de

déterminer le niveau trophique. Plus la transparence est grande, moins il y a de particules dans l'eau, plus le lac est oligotrophe et plus la lumière pourra pénétrer profondément dans la colonne d'eau. À l'inverse, dans les plans d'eau où la turbidité est surtout due à la présence de particules non organiques, tels que des sédiments provenant du bassin versant par exemple, la profondeur de secchi ne renseigne pas sur le niveau trophique. La profondeur de Secchi permet également de déterminer de manière approximative la zone photique, c'est-à-dire la profondeur à laquelle la lumière du soleil pénètre suffisamment pour permettre aux organismes d'effectuer la photosynthèse. La zone photique est d'environ deux fois la profondeur de Secchi.

### Température / Temperature (°C)

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



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

## Résultats et discussion

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

La présente section a pour objectif de présenter une vue d'ensemble des lacs échantillonnés dans le cadre du projet H<sub>2</sub>O Chelsea, soit les lacs Mountains, Kingsmere et Meech afin de les comparer entre eux. Un portrait plus détaillé de chaque lac sera ensuite présenté dans les sections subséquentes.

#### Contexte physique et géologique

Le lac Meech est le plus profond des trois lacs avec une profondeur moyenne de 18 m aux sites ML3 et ML5, suivi du lac Kingsmere avec une profondeur moyenne de 7 m au site KL1. Le lac Mountains 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.

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 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 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. 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, Kingsmere et Meech présentent une stratification typique des zones tempérées et semblent dimictiques, ce qui signifie deux brassages par année, un au printemps et un à l'automne, soit la norme pour les lacs de zones tempérées. Au moment du premier échantillonnage de l'année 2020, soit à la fin juin pour les lacs Mountains et Meech, ces derniers montraient une stratification thermique. Cela était également le cas lors du premier échantillonnage du lac Kingsmere, en juillet (Fig 4 A). La stratification thermique dans la plupart des lacs au sud du Québec débute vers le début mai. Déjà en septembre, la colonne d'eau était isotherme autour de 16°C aux lacs Mountains et Kingsmere, alors que le lac Meech était encore fortement stratifié. Le brassage saisonnier s'est probablement fait en octobre dans le lac Mountains alors que l'eau était de ~12°C. Il est fort probable que le brassage ait également eu lieu en octobre dans les lacs Kingsmere et Meech, mais comme le dernier échantillonnage de ces deux lacs étaient le 29 et le 15 septembre, respectivement, nous n'avons pas de mesures pour le vérifier. Puisque les lacs Mountains 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.

## pH

Les lacs échantillonnés ont été de légèrement acide à faiblement alcalin en 2020, avec un pH variant de 7,87 à 8,14 pour le lac Mountains, de 7,46 à 7,83 pour le lac Kingsmere, puis de 6,47 à 7,68 pour le lac Meech (Fig 4 B), et ont généralement présenté une diminution 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 CO<sub>2</sub>. Puisque les organismes photosynthétiques dominent l'épilimnion, où la lumière est abondante, le pH y est le plus haut (alcalin); alors que le pH est plus bas (acide) dans l'hypolimnion, où les organismes faisant la respiration sont plus abondants. Ce patron est moins présent au lac Mountains, probablement puisqu'il est moins profond que les deux autres lacs.

Le pH du lac Mountains a grandement fluctué en 2020, comme en 2016 et 2018 alors qu'il avait été plutôt stable en 2017. Le pH le plus élevé mesuré en 2020 était de 8,67; ce qui est légèrement supérieure au seuil pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique de 8,5. Depuis

2016, un léger dépassement de ce seuil a été observé à quelques reprises. Il est cependant à noter que ce seuil est normalement dépassé lors d'un seul échantillonnage, comme c'est le cas en 2020 au mois de juillet.

Tout comme de 2016 à 2019, le lac Kingsmere a montré une stratification de pH en juin, juillet et en août lors de la saison 2020. Les valeurs de pH dans ce lac se situaient autour de 7,5 à 8,2 dans l'épilimnion, puis diminuaient à 6,5 – 7,5 dans l'hypolimnion. Contrairement à la plupart des années entre 2016 et 2020, aucune des mesures de pH du lac Kingsmere n'a atteint le seuil inférieur ou supérieur pour la protection des activités récréatives et d'esthétique (6,5 et 8,5) en 2020. Les valeurs de pH ont toutefois été très près de ce seuil lors de l'échantillonnage en juillet aux profondeurs de 0 à 4 m. Dans son ensemble, la colonne d'eau du lac Kingsmere a été légèrement plus alcaline en 2020 que les deux années précédentes.

Aux deux stations du lac Meech, les valeurs de pH ont montré en 2020 une stratification typique de diminution du pH de l'épilimnion vers l'hypolimnion, tout comme au cours des dernières années. Le pH de l'épilimnion à la station ML3 atteint le seuil supérieur de la protection des activités récréatives et d'esthétique (8,5) une seule fois en août. Il s'agit cependant de la valeur de surface, alors que la mesure de pH à la profondeur de 2 m était de 7,71; il peut donc s'agir d'une erreur de mesure ou que l'instrument n'était tout simplement pas encore stabilisé. Autrement, les valeurs de pH pour le lac Meech ont correspondu à légèrement alcalin, autour de 7,5; ce qui est tout à fait normal et sain.

### Conductivité

Durant l'été 2020, la conductivité a varié entre 273 et 355  $\mu\text{S}/\text{cm}$  au lac Mountains, entre 150 et 363  $\mu\text{S}/\text{cm}$  au lac Kingsmere et entre 50 et 93  $\mu\text{S}/\text{cm}$  au lac Meech (Fig 4 C). Cette tendance d'une plus grande conductivité au lac Mountains, suivi du lac Kingsmere, puis du lac Meech est observée depuis 2016. La conductivité représente une estimation de la quantité d'ions dissous dans l'eau, provenant en grande partie des activités ou infrastructures humaines telles que l'épandage de sel sur les routes, des stations d'épuration d'eau et des fosses septiques, qui peuvent tous contribuer à augmenter l'apport en ions dissous. Comme le lac Mountains 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, Kingsmere et Meech ont une aire de 0,118 km<sup>2</sup>; 0,123 km<sup>2</sup> et 2,737 km<sup>2</sup>, puis leur profondeur est d'environ 5,5 m; 7 m et 18 m, respectivement (tableau 2). On peut déduire que le lac Mountains 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.

Les valeurs de conductivité mesurées en septembre au lac Kingsmere étaient étonnamment élevées, autour de 350 µS/cm. Des valeurs aussi élevées n'avaient jamais été mesurées dans ce lac auparavant et sont donc très surprenantes. Comme cela concerne un seul échantillonnage, il peut s'agir d'une erreur de lecture ou de calibration. Pour l'été 2021, il faudra surveiller les valeurs de conductivité de ce lac afin de vérifier si les lectures de septembre 2020 étaient un événement ponctuel (ou une erreur), ou si s'agit ici d'une réelle augmentation de la conductivité.

### Oxygène dissous

Les lacs Mountains et Meech ont présenté une stratification en oxygène dissous (OD) (Fig 4 D). Le lac Mountains avait vu ses concentrations en OD fluctuer depuis 2016 et après une amélioration en 2018, l'OD a diminué à nouveau en 2020. La concentration en OD au cours du dernier été a varié entre 1,1 et 6,09 mg/L en 2020, contre 6,56 à 9,20 mg/L en 2018, soit une diminution assez importante. De plus, les valeurs d'OD dans les eaux de surfaces étaient inférieures au seuil de protection pour la vie aquatique de 6 mg/L lors des deux prises de

mesures, ce qui est préoccupant pour des eaux de surface. Par contre, le seuil de l'anoxie n'a pas été atteint lors des lectures en 2020, alors qu'il avait été atteint lors d'un seul échantillonnage en 2018, et lors de trois échantillonnages en 2017. À noter que lors des échantillonnages en août et en septembre, la sonde à oxygène dissous avait des difficultés alors les valeurs ont été exclues de la base de données et de la figure 4.

Pour le lac Kingsmere, les difficultés vécues avec la sonde à OD ont fait en sorte que nous avons seulement des mesures pour l'échantillonnage effectué en juillet. Les valeurs lors de cet échantillonnage sont assez stables et au-dessus du seuil de protection de la vie aquatique, variant entre 7,09 et 8,83 mg/L (Fig 4 D). Par rapport aux données historiques pour ce lac, les valeurs mesurées en 2020 sont bonnes.

La stratification en OD était davantage prononcée dans le lac Meech que dans les lacs Mountains et Kingsmere, certainement puisque celui-ci est davantage profond. La profondeur de secchi a varié entre 4,5 et 6,5 m au cours de la période d'échantillonnage, permettant la photosynthèse jusqu'à environ 9 à 13 m, ce qui constitue une amélioration par rapport à 2018 alors que la profondeur de secchi avait varié de 3,0 à 5,5 mètres. Dans les eaux profondes, les teneurs en OD ont atteint l'anoxie une seule fois en septembre, au site ML3. Les concentrations en OD en 2020 dans le lac Meech étaient légèrement supérieures aux deux années précédentes. Toutes les mesures prises dans l'épilimnion à l'été 2020 étaient au-delà du seuil de protection pour la vie aquatique.

### Phosphore total

Les concentrations moyennes en phosphore total (PT) dans les trois lacs échantillonnés ont correspondu à un niveau trophique oligotrophe pour les lacs Kingsmere et Meech, puis mésotrophe – eutrophe pour le lac Mountains, de manière similaire aux sept années précédentes (Fig 5). Historiquement, le lac Mountains est celui dont les concentrations moyennes en PT étaient les plus élevées, oscillant entre la classe eutrophe et mésotrophe (Fig 5A). La moyenne estivale en PT dans les eaux de surface avait diminué en 2018 par rapport aux trois années précédentes avec une moyenne de 23,16 µg/L, remonté en 2019 avec une moyenne estivale de 31,25 µg/L, pour diminuer à nouveau en 2020 avec une moyenne de 25,2 µg/L. La tendance

d'augmentation progressive observée au cours des quatre années précédentes semble donc s'être ralentie en 2018 et 2020, alors que la moyenne en PT s'apparentait à ce qu'elle avait été en 2014. Une tendance similaire a été observée dans le lac Kingsmere. Ce dernier avait été plutôt stable de 2013 à 2017. Depuis 2018, la moyenne estivale en PT des eaux de surface a diminué pour atteindre 4,33 µg/L en 2018; 4,35 µg/L en 2019 puis 5,30 µg/L en 2020, des valeurs inférieures à toutes les moyennes estivales mesurées depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea. Le lac Kingsmere est demeuré à des concentrations correspondant à un niveau oligo-mésotrophe en 2013 – 2017, puis un niveau oligotrophe en 2018 - 2020. Le lac Meech avait, quant à lui, connu une augmentation de sa moyenne estivale en PT en 2018, qui a ensuite légèrement diminué en 2019 – 2020 pour atteindre des concentrations semblables à ce qui avait été mesuré de 2015 à 2017. En 2020, la moyenne estivale fut de 6,00 µg/L, contre 7,62 µg/L en 2019 et 7,46 µg/L en 2018. La moyenne du lac Meech de la dernière année d'échantillonnage correspond à un niveau mésotrophe.

Les concentrations en phosphore ont été mesurées dans toute la colonne d'eau dans les trois lacs d'étude. Le lac Meech semble subir un relargage de phosphore par les sédiments (voir « Phosphore – relargage par les sédiments » dans la section « Description des variables étudiés et des concepts clés »). Cette tendance est observée historiquement et en 2020. En 2019, 2017 et 2016, les concentrations en phosphore hypolimnétiques avaient été parmi les valeurs les plus élevées enregistrées à ce jour, avec 250 µg/L en octobre 2019, 200 µg/L en octobre 2016 et 82 µg/L en septembre 2017 (Fig 5 B). En 2020, la mesure hypolimnétique la plus élevée était de 55 µg/L, soit en juillet à une profondeur de 20 m. Ce relargage est probablement lié aux faibles concentrations en oxygène dissous dans l'hypolimnion (Fig 4 D). Cette situation est préoccupante, car le relargage peut augmenter de manière significative les apports en phosphore et peut ainsi contribuer à l'eutrophisation, de même que stimuler la prolifération d'algues, de macrophytes ou de cyanobactéries. Cependant, les concentrations en phosphore épilimnétique demeurent basses et correspondent à un niveau oligotrophe. Il semble donc que le phosphore relargué par les sédiments n'atteint pas l'épilimnion.

De manière similaire au lac Meech, le lac Mountains a également obtenu des mesures en PT plus élevées dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion. Tout comme pour le lac Meech, cette tendance

est probablement en lien avec les faibles concentrations en oxygène dissous dans l'hypolimnion (Fig 4 D). Le phosphore relargué par les sédiments peut contribuer à l'eutrophisation du lac en contribuant aux apports en phosphore. Après avoir connu des concentrations hypolimnétiques très élevées en 2017, 2018 et 2019 (310 µg/L en août 2018; 170 µg/L en septembre 2017 et 160 µg/L septembre 2019), les valeurs les plus élevées mesurées en 2020 étaient de 43 µg/L, ce qui est semblables aux données de 2016.

Pour ce qui est du lac Kingsmere, les concentrations en PT ont été semblables, voir inférieures aux années antérieures. Les teneurs sont également plus constantes dans la colonne d'eau que dans les deux autres lacs. Ce lac ne semble donc pas expérimenter de relargage par les sédiments. Les valeurs en PT hypolimnétiques ont varié entre 5,1 et 13 µg/L en 2016; entre 6,2 et 16,0 µg/L en 2017, entre 11 et 15 µg/L en 2018; entre 12 et 15 µg/L; puis entre 6 et 13 µg/L en 2020. Le fait que toute la colonne d'eau soit bien oxygénée contribue certainement à éviter un relargage de phosphore par les sédiments.

#### Azote Kjeldahl total

Les concentrations moyennes épilimnétiques en azote Kjeldahl total (NKT) ont légèrement diminué depuis 2018 aux quatre années précédentes dans les trois lacs échantillonnés (Fig 6 A). En 2020, dans le lac Mountains, la moyenne en NKT épilimnétique était de 0,69 mg/L avec des mesures entre 0,38 et 0,94 mg/L. Les moyennes de 2019 et 2018 avaient été de 0,68 mg/L et de 0,61 mg/L, respectivement; alors que la moyenne avait été de 0,77 mg/L en 2017 (0,62 – 1,1 mg/L) et de 0,76 mg/L en 2016 (0,6 – 0,96 mg/L). Si le lac Mountains correspondait à la catégorie eutrophe en 2015 – 2017, ce dernier correspondait plutôt à la catégorie mésotrophe – eutrophe en 2018 – 2020. Pour ce qui est du lac Kingsmere, ses valeurs moyennes en NKT concordaient avec la catégorie mésotrophe en 2016 et 2017, alors que la diminution en 2018 – 2020 correspond davantage à la catégorie mésotrophe – oligotrophe. La concentration épilimnétique moyenne était de 0,29 mg/L en 2020; 0,42 mg/L en 2019 et 0,34 mg/L en 2018. La moyenne de 2020 correspond à ce qui avait été mesuré dans la lac entre 2004 et 2010.

La diminution en azote a également été observée au lac Meech, avec une moyenne de 0,28 mg/L (0,15 – 0,52 mg/L) en 2020, contre 0,33 mg/L (0,025 – 0,5 mg/L) en 2019. Les années 2015 à 2018 avaient connu des moyennes plus élevées en azote total, variant entre 0,35 et 0,62 mg/L.

Depuis quelques années, le lac Mountains connaissait des valeurs de TKN plus élevées dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion. En 2020, les valeurs les plus élevées ont toutefois été mesurées dans l'épilimnion, avec 0,94 mg/L, alors que la valeur la plus élevée dans l'hypolimnion était de 0,82 mg/L (Fig 6 B). Les valeurs obtenues au cours de la dernière années sont semblables aux années précédentes. Au lac Meech, on observe aussi fréquemment une augmentation des concentrations en TKN de l'épilimnion vers l'hypolimnion. Toute comme pour le lac Mountains, cette tendance était moins prononcée en 2020 qu'au cours des années précédentes. La valeur la plus élevée en 2020 était de 0,62 mg/L et ce, à une profondeur de 8 m. Plusieurs mesures ont été sous la limite de détection, alors que la plupart des mesures correspondaient à un niveau mésotrophe. Ceci indique une certaine amélioration depuis 2018. Effectivement, trois des cinq valeurs les plus élevées au cours de l'intervalle 2014 – 2018 étaient en 2018, soit de 1,5 mg/L à la profondeur de 12 m en juillet; de 1,4 mg/L en juin à 4 m de profondeur; puis de 0,92 mg/L à 20 m de profondeur en juillet. Une explication possible est que la dégradation de la matière organique en milieu anoxique relâche de l'ammonium ( $\text{NH}_4$ ) par le processus d'ammonification. Les hautes concentrations en azote mesurées dans le lac Meech, particulièrement dans le métalimnion et l'hypolimnion, pourraient donc être en partie causées par la dégradation de matière organique en absence d'oxygène, tel que c'était le cas au lac Mountains lors des mesures les plus élevées en NKT hypolimnétique en août 2018.

### Chlorophylle *a*

Les concentrations en chlorophylle *a* dans l'épilimnion avaient diminué dans le lac Mountains au cours de 2015 à 2017, après un pic en 2015 de 20,35  $\mu\text{g/L}$ , puis sont demeurées relativement stables en 2018 à 2020, demeurant entre 8,11 et 8,22  $\mu\text{g/L}$  durant cet intervalle. 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 MELCC, les teneurs en chlorophylle *a* correspondaient à une classe eutrophe de 2013 à 2016, puis mésotrophe en 2017 et 2020 (Fig 7 A).

Dans le lac Kingsmere, les concentrations en chlorophylle *a* avaient augmentées entre 2010 et 2013, puis avaient été stables de 2014 à 2017 (autour de 3 µg/L), pour ensuite diminuer à nouveau de 2017 à 2019 (< 2,3 µg/L). En 2020, la moyenne estivale avait augmenté à nouveau avec une moyenne de 2,6 µg/L, ce qui demeure tout de même dans la catégorie des lacs oligotrophe.

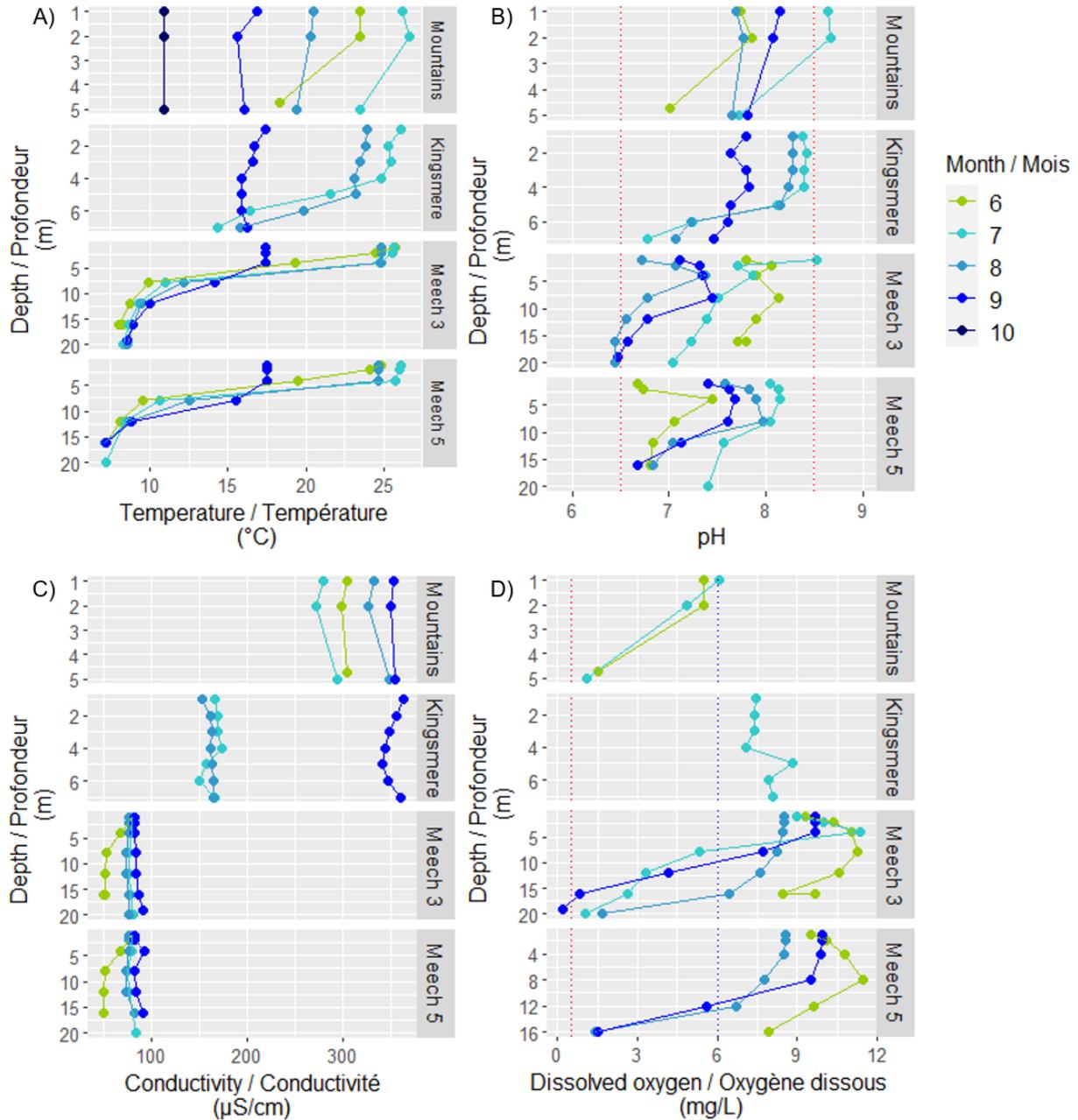
Pour ce qui est du lac Meech, les concentrations en chlorophylle *a* indiquent un niveau oligotrophe, tout comme les valeurs de phosphore total. Les concentrations de ce pigment avaient été plus élevées de 2005 à 2010 et suggéraient plutôt un niveau mésotrophe. Depuis 2011, les concentrations ont diminué l'augmentation observée en 2018 (2,14 µg/L) fut suivie d'une diminution, avec des moyennes de 1,46 µg/L et de 1,17 µg/L en 2019 et 2020, respectivement.

Le lac Kingsmere montre une certaine augmentation de la chlorophylle *a* dans l'hypolimnion (Fig 7 B). Il est assez fréquent d'observer ce phénomène dans les lacs où la lumière pénètre suffisamment creux. Effectivement, avec une profondeur de secchi autour de 4 m, la lumière du soleil est suffisamment abondante pour permettre la photosynthèse dans l'ensemble de la colonne d'eau, ce qui permet donc à des organismes photosynthétiques de vivre dans l'hypolimnion. L'augmentation en chlorophylle *a* correspond également avec l'augmentation en phosphore souvent mesurée dans ce lac (Fig 5 B). Les concentrations sont plutôt constantes dans la colonne d'eau des lacs Meech et Mountains.

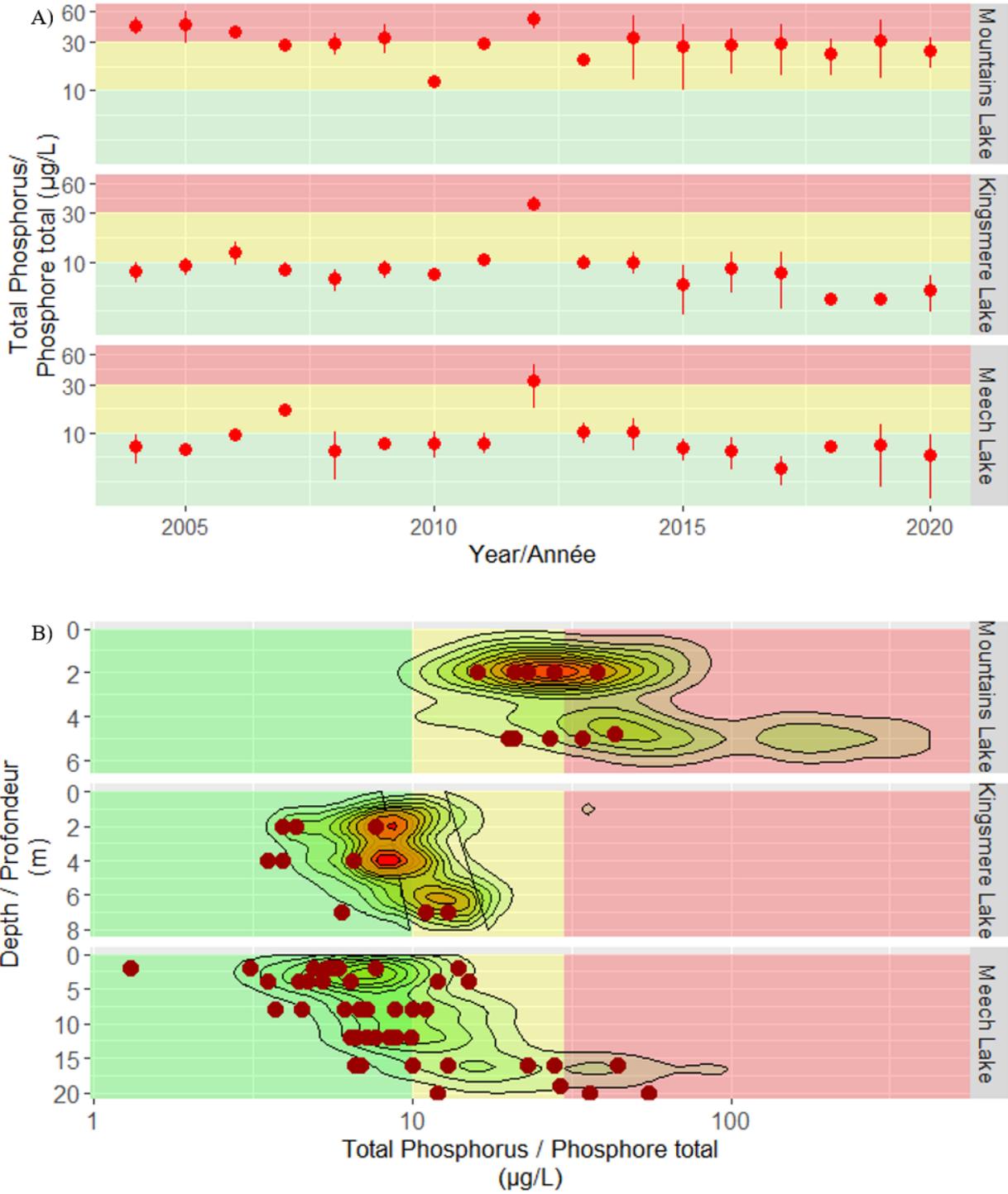
### Coliformes fécaux

Le lac Mountains avait connu une augmentation des coliformes fécaux de 2014 à 2017, avec un sommet en 2017 (moyenne de 92,2 UFC/100 ml). Les moyennes estivales ont ensuite diminué de 2017 à 2019, pour se stabiliser autour de 12 UFC/100 ml en 2019 et 2020, ce qui correspond à une bonne qualité de l'eau (Fig 8). Après plusieurs années d'augmentation, cet important paramètre de la qualité de l'eau s'est donc heureusement amélioré au cours des autres dernières années. Au lac Kingsmere, les coliformes fécaux sont très peu abondants depuis 2012, avec une seule année avec une forte abondance (2016 : 35 UFC/100 ml). Les moyennes estivales étaient très stables de 2018 à 2020 (entre 2,66 et 3,33 UFC/100 ml), ce qui correspond à une excellente qualité de l'eau.

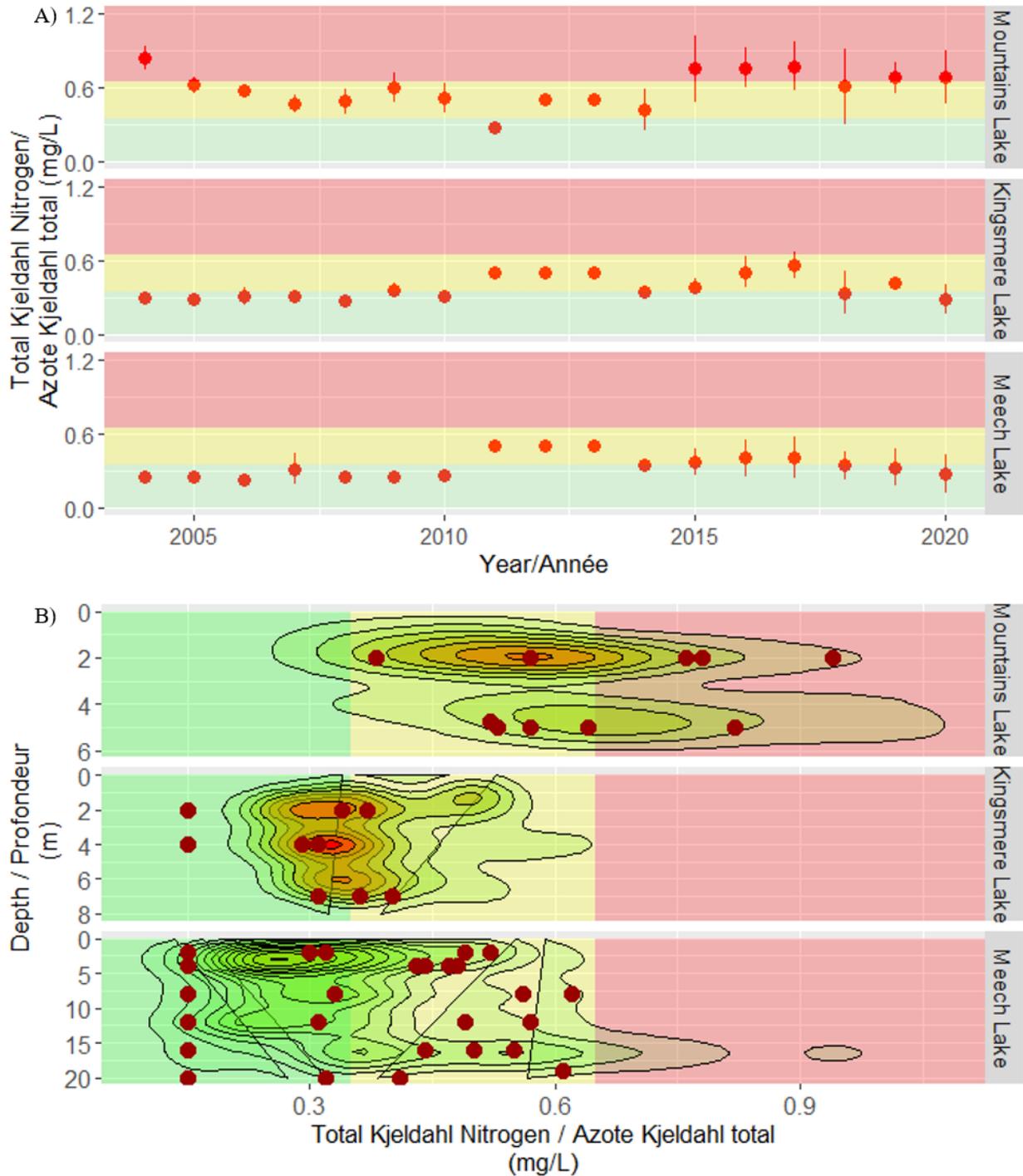
Pour ce qui est du lac Meech, les concentrations en coliformes fécaux sont demeurées très stables depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea en 2003 et sont toujours demeurées dans la catégorie de qualité de l'eau « excellente ». Depuis lors, les concentrations ont varié entre la limite de détection et 2,8 UFC/100 ml. En 2020, la moyenne estivale était de 1,75 UFC/100 ml, contre 1,3 UFC/100 ml en 2019 et 2,2 UFC/100 ml en 2018.



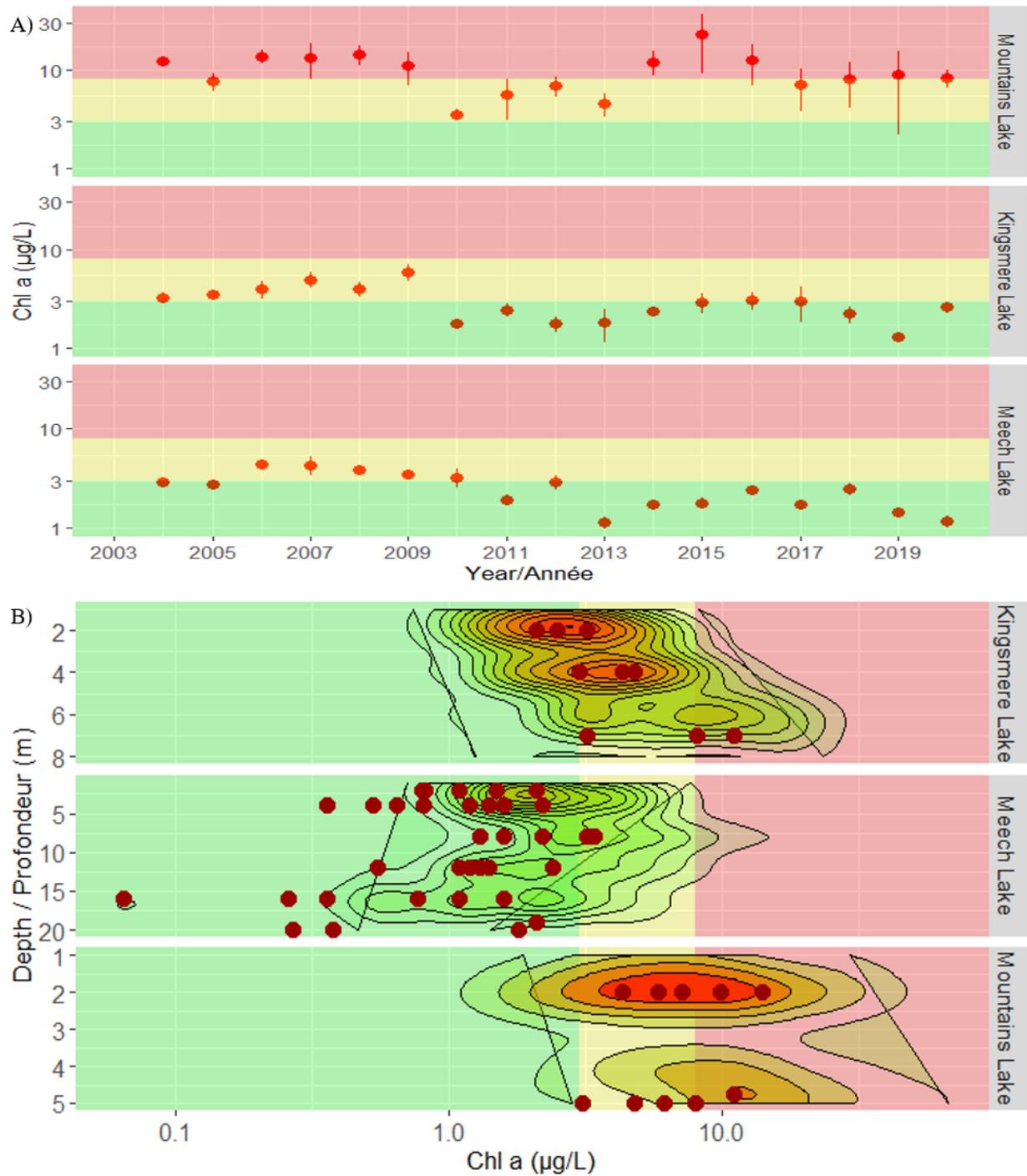
**Figure 4** Profils de A) température, B) pH (les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétique; seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5. Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0), C) conductivité 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, Kingsmere et Meech de juin à octobre 2020.



**Figure 5** A) Moyennes de phosphore total ( $\pm$ écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2020 et B) profils des concentrations en phosphore total dans la colonne d'eau en 2020 des lacs Mountains, Kingsmere et Meech. La zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe ( $<10 \mu\text{g/L}$ ), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe ( $10 \text{ à } 30 \mu\text{g/L}$ ) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ( $> 30 \mu\text{g/L}$ ).



**Figure 6** A) Moyennes d'azote Kjeldahl total ( $\pm$ écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2020 et B) profils des concentrations d'azote Kjeldahl total dans la colonne d'eau en 2020 des lacs Mountains , Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2020 alors que les valeurs historiques (2003 – 2019) sont indiquées par les formes concentriques de teinte verte à orangé. La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe ( $< 0,35 \text{ mg/L}$ ), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (0,35 à 0,65 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ( $> 0,65 \text{ mg/L}$ ).



**Figure 7** A) Moyennes des concentrations en chlorophylle a ( $\pm$ écart-type) dans l'ensemble de la colonne d'eau de 2004 à 2020 et B) profils des concentrations en chlorophylle a dans la colonne d'eau en 2020 des lacs Mountains, Kingsmere et Meech. Les points rouges représentent les valeurs mesurées en 2020 alors que les valeurs historiques (2003 – 2019) 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 2020 dans les lacs Mountains , 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 et ruisseau Hayworth

### Résumé

Le lac Mountains est classifié de méso-eutrophe selon ses concentrations en phosphore total, en chlorophylle *a* et sa transparence. Ses concentrations en nutriments, notamment en phosphore et en azote, sont supérieures aux deux autres lacs d'étude. On note une légère diminution des concentrations en phosphore total de 2004 à 2010, suivi d'une augmentation de 2010 à 2012; d'une stabilité entre 2014 et 2017 à la limite entre les classes mésotrophe et eutrophe, puis d'une légère diminution en 2018 et 2020. Comme les concentrations en phosphore sont souvent 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. Cette tendance, bien présente historiquement, était moins forte en 2020. Après une diminution de l'azote Kjeldahl total en 2018, les concentrations de ce nutriment ont à nouveau augmenté en 2019-2020, correspondant maintenant plutôt à la catégorie eutrophe. La conductivité est particulièrement élevée dans le lac Mountains 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 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 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 a une plus faible capacité de dilution.

Le lac Mountains suit le patron typique des lacs en régions tempérées avec deux brassages saisonniers, soit un au printemps et un à l'automne. La stratification thermique était déjà installée lors du premier échantillonnage en juin 2020. Les données historiques suggèrent que le brassage printanier a normalement lieu en mai. La thermocline semble se situer autour d'une profondeur de 3 m. Les températures de l'eau en juin et en juillet 2020 étaient supérieures aux années antérieures, alors que celles enregistrées en août, septembre et octobre étaient inférieures aux

années précédentes, suggérant un début d'automne plus froid. Le brassage automnal semble avoir eu lieu en octobre alors que la colonne d'eau était isotherme à  $\sim 11^{\circ}\text{C}$ . 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 7,5 tout comme ce fut le cas en 2018 et 2020. Le seuil supérieur pour les activités récréatives et l'esthétisme a uniquement été atteint une fois, en juillet 2020 à la profondeur de 1 et 2 m. Les seuils de protection de la vie aquatiques n'ont pas été atteints au cours de la dernière saison estivale. Les concentrations en oxygène dissous dans le lac Mountains ont diminué en 2020 par rapport aux années précédentes. La sonde à oxygène dissous a eu des problèmes au cours du dernier été et les concentrations en oxygène sont uniquement disponibles pour les échantillonnages de juin et juillet. Bien que les concentrations en oxygène dissous étaient basses, l'eau de l'hypolimnion a seulement n'a pas atteint l'anoxie. La moyenne estivale de coliformes fécaux avait diminué de 2017 à 2019, puis est demeuré stable en 2019-2020, correspondant à une excellente qualité de l'eau selon ce critère.

Le ruisseau Hayworth semble contribuer occasionnellement à l'apport en phosphore et en matières en suspension dans le lac Mountains. Des quantités de coliformes fécaux plus élevées que toutes celles mesurées jusqu'à présent ont été mesurées en juillet, août et septembre dans le ruisseau Hayworth. Bien que cela ne semble pas avoir atteint le lac Mountains, cette situation est préoccupante et mérite de s'y attarder davantage pour éviter de futurs épisodes avec autant de bactéries dans le ruisseau.

### Température

Lors du premier échantillonnage du lac Mountains en 2020, soit en juin, la stratification thermique s'était déjà installée (Fig 9). Pour une majorité de lacs dans la région, la stratification s'installe normalement entre la mi-avril et la mi-mai. En 2016, le brassage des eaux printanier semblait avoir eu lieu en mai, alors que la température était uniforme dans la colonne d'eau. Lors de l'échantillonnage en septembre 2020, soit le 27 septembre, la colonne d'eau était isotherme à  $\sim 16^{\circ}\text{C}$  alors que, lors de certaines années, la stratification thermique était encore bien présente, tel qu'en 2018 par exemple. Les températures mesurées en septembre 2020 étaient aussi basses comparativement aux années précédentes, de même qu'en octobre alors que la colonne d'eau était isotherme à  $\sim 11^{\circ}\text{C}$ . Le lac Mountains 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 de juin à août 2020 au lac Mountains, 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

Le lac Mountains a généralement un pH un peu plus élevé (alcalin) que les lacs Kingsmere et Meech, ce qui a été observé à nouveau en 2020 (Fig 4). En 2016, le pH dans le lac Mountains avait franchi le seuil supérieur pour la protection des activités récréatives et l'esthétique en juin, puis les valeurs en pH avaient diminué vers des valeurs plus près du pH 7 en 2017 et 2018 (Fig 10). En 2020, des valeurs supérieures au seuil supérieur pour la protection des activités récréatives et l'esthétique ont été franchies une fois, aux profondeurs de 1 et 2 m en juillet, avec des valeurs de 8,6. Au cours de l'été 2020, le pH a varié entre 7,01 et 8,67.

### Oxygène dissous

Le profil d'oxygène dissous (OD) montrait une stratification lors du premier échantillonnage de l'été 2020, au mois de juin (Fig 11), comme c'est le cas dans une majorité de lacs de la région. Déjà en juin 2020, la concentration en OD frôlait le seuil de l'anoxie à une profondeur de 5 m avec une valeur de 1,1 mg/L. En 2016 et 2017, l'eau de cette profondeur avait atteint le seuil de l'anoxie à la même période. En 2020, la concentration en OD des eaux de surface en juin était la plus faible mesurée à ce jour, avec une concentration de 6,09 mg/L, ce qui est très près du seuil de protection de la vie aquatique (6 mg/L). Cette situation est préoccupante et mérite d'être surveillée. Il est cependant à noter que la sonde à oxygène dissous a éprouvé des difficultés dès le mois d'août, il est donc possible que même les mesures prises en juillet aient été affectées par des problèmes avec la sonde.

### Phosphore total

Les valeurs en phosphore total (PT) sont relativement élevées dans le lac Mountains et correspondent à la catégorie eutrophe-mésotrophe (voir « Niveau trophique » dans la section « Description des variables étudiées et des concepts clés »), bien qu'elles aient légèrement diminué en 2018, de même qu'en 2020 (Fig 12). À l'été 2020, les valeurs mesurées se situaient

entre 16 et 38  $\mu\text{g/L}$  avec une moyenne de 25,20  $\mu\text{g/L}$  pour les eaux de surface à l'été 2020, contre de 18,0 à 57,0  $\mu\text{g/L}$  (moyenne de 31,25  $\mu\text{g/L}$ ) en 2019; de 19 à 170  $\mu\text{g/L}$  (moyenne de 29,4  $\mu\text{g/L}$ ) pour la saison estivale 2017 et 14 à 46  $\mu\text{g/L}$  (moyenne de 28  $\mu\text{g/L}$ ) pour la saison estivale 2016. Les concentrations en phosphore se sont donc améliorées au cours des dernières années. Pour ce qui est de la colonne d'eau, les concentrations de ce nutriment dans la colonne d'eau étaient plutôt dans la moyenne des années précédentes de juin à septembre 2020, puis légèrement inférieures à la moyenne à la profondeur en octobre (Fig 12 A). La concentration mesurée dans l'hypolimnion en octobre 2020 était de 20  $\mu\text{g/L}$ , alors qu'elle avait été de 59  $\mu\text{g/L}$  lors du même mois en 2017. Ainsi, bien que la moyenne en 2020, tout comme lors des années précédentes, soit supérieure aux deux autres lacs d'étude, on note une légère tendance à la diminution des concentrations en PT dans le lac Mountains au cours de la période 2004 – 2014, avec une certaine stabilité au cours des années 2014 – 2017, suivi d'une légère diminution depuis 2018.

En 2020, les concentrations en PT ont été plus élevées dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion en juin et juillet, ce qui suggère un certain relargage par les sédiments en période estivale. Cependant, contrairement aux années précédentes, les concentrations en PT dans l'hypolimnion étaient semblables à celles dans l'épilimnion en août et juillet. Ceci suggère que le lac Mountains connaît des épisodes de relargage de phosphore par les sédiments. Cette situation avait été observé durant tous les échantillonnages de 2018, mais seulement en juin et juillet 2020.

#### Azote Kjeldahl total

Les concentrations moyennes en azote Kjeldahl total (NKT) sont demeurées plutôt stables dans le lac Mountains de 2018 à 2020, après des concentrations relativement élevées en 2017, 2016 et en 2015 correspondant à un niveau eutrophe (Fig 6). Selon ce critère, le lac correspondait à un niveau mésotrophe pour la période 2006 – 2014 et à l'été 2018. Les concentrations ont plutôt correspondu à la catégorie eutrophe de 2015 à 2017, puis en 2019 et 2020. Les teneurs en NKT étaient inférieures à la moyenne des années précédentes en juin, mais supérieures pour les mois de juillet à octobre 2020, dans l'ensemble de la colonne d'eau (Fig 12 B). La moyenne en NKT pour les eaux de surface était de 0,69 mg/L en 2020, avec des mesures entre 0,38 et 0,94 mg/L. La moyenne dans l'hypolimnion était de 0,64 mg/L, avec des mesures entre 0,53 et 0,82 mg/L.

Bien que le phosphore soit généralement considéré comme le facteur limitant dans les lacs, plusieurs chercheurs estiment que l'azote peut également contribuer à l'eutrophisation (ex : Carpenter *et al.*, 1998; Winter *et al.*, 2002), menant entre autre à des efflorescences de cyanobactéries, la surcroissance d'algues et de plantes aquatiques et la diminution des concentrations en oxygène dissous. Les sources d'azote sont beaucoup plus nombreuses que celles de phosphore, mais on compte notamment les engrais et fertilisants, les eaux usées et l'épandage de fumier dans les zones agricoles. Il serait donc avisé de continuer à surveiller les concentrations en azote au lac Mountains afin de prévenir des effets négatifs.

### Chlorophylle *a*

Après une diminution dans les concentrations en chlorophylle *a* épilimnétiques moyennes de 2015 à 2017 dans le lac Mountains, la moyenne estivale a légèrement augmenté à nouveau de 2018 à 2020 (Fig 7). Les concentrations en chlorophylle *a* aux profondeurs de 2 et de 4 m ont été similaires aux années précédentes de juin à août, puis légèrement supérieures aux années précédentes en septembre et octobre 2020 (Fig 12 C). La moyenne estivale en 2020, pour les eaux de surface, était de 8,22 µg/L (4,3 à 14 µg/L). Les concentrations dans l'hypolimnion étaient relativement faibles, variant entre 3,1 et 11 µg/L.

### Coliformes fécaux

Dans le lac Mountains, les concentrations moyennes annuelles en coliformes fécaux ont correspondu à une qualité d'eau « excellente » (< 20 UFC/100 ml) dans la majorité des années entre 2003 et 2015. Les concentrations annuelles ont atteint seulement cinq fois une « bonne » qualité de l'eau depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea (20 à 100 UFC/100 ml), soit en 2008 (99 UFC/100 ml); en 2011 (31 UFC/100 ml); en 2016 (36 UFC/100 ml); puis en 2017 (93 UFC/100 ml) (Fig 8). Il est toutefois à noter que 450 UFC/100 ml avaient 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 accidentel d'eaux usées. De manière similaire, 140 UFC/100 ml avaient été dénombrés en août 2016, alors que toutes les autres mesures prises durant la même année étaient inférieures à 3 UFC/100 ml. Il est donc probable que la concentration au mois d'août était le résultat d'un évènement particulier et ponctuel dans le

temps. Depuis 2013, les moyennes annuelles ont constamment augmenté et en 2018, la moyenne a diminué à nouveau, s'approchant de la limite entre la catégorie bonne et excellente avec une moyenne de 26 UFC/100 ml. En 2019 et 2020, la quantité de coliformes fécaux a de nouveau diminué pour atteindre des moyennes estivales de 11,5 UFC/100 ml et de 12,8 UFC/100 ml, respectivement. Bien que la situation se soit améliorée dans les deux dernières années, il est souhaitable de continuer de suivre cette situation au cours des prochaines années et d'identifier les sources potentielles de coliformes fécaux au lac Mountains afin de prévenir une dégradation de qualité de l'eau.

### Niveau trophique

Le lac Mountains est considéré méso-eutrophe selon le système de classification du MELCC, qui est basé sur les concentrations moyennes annuelles en phosphore total, en chlorophylle *a* et sur la transparence (Fig 13). Le niveau trophique en 2020 était similaire aux trois années antérieures, bien que l'on note une diminution du phosphore total et de la chlorophylle *a*. La transparence a toutefois légèrement diminué pour atteindre 2,5 m, alors qu'elle se situait entre 2,6 et 3,1 m au cours des cinq années précédentes. La transparence varie cependant grandement selon des facteurs autres que la biomasse contenue dans le lac, tel que la présence de sédiments en suspension suite à une forte pluie par exemple.

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

Dans le but de déterminer si le terrain de golf situé sur le chemin de la Montagne affecte la qualité de l'eau dans le lac Mountains, deux sites d'échantillonnage sur le ruisseau Hayworth qui avaient été échantillonnés entre 2004 et 2008 ont été visités à nouveau depuis 2015, 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. La figure 14 A suggère que le terrain de golf représente un apport de phosphore vers le lac Mountains. Deux échantillonnages particuliers, soit en juillet 2015 et en septembre 2016, indiquaient 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 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 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.

À l'été 2020, les concentrations en PT ont été légèrement inférieures dans le lac Mountains que dans les deux sites du ruisseau Hayworth en juin et en août (Fig 14 A). En juillet, les concentrations au site H1 (20 µg/L) étaient semblables au lac Mountains (23 µg/L), alors que la concentration au site H2 étaient nettement supérieure (54 µg/L). À l'inverse, les concentrations en PT ont été plus élevées dans le lac que dans le ruisseau en septembre, avec 16 µg/L au site H1, 13 µg/L au site H2, puis 38 µg/L dans le lac Mountains. La moyenne estivale de phosphore était de 20,8 µg/L au site H1, de 40,5 µg/L au site H2, puis de 27,1 µg/L au site BL2. En 2020, comme dans la plupart des années précédentes, le site H2 a une plus grande concentration en phosphore que le site H1, puis le lac Mountains a une concentration entre celle du site H1 et H2. Cette tendance suggère que le terrain de golf situé entre les sites H1 et H2, de mêmes que d'autres sources potentielles (résidences, eaux de ruissellement), contribuent à l'apport en phosphore au lac Mountains.

Le ruisseau Hayworth ne semble apporter qu'occasionnellement d'importantes quantités d'azote vers lac Mountains (Fig 14 B). Les données historiques montrent que les concentrations en azote Kjeldahl total (NKT) diminuent généralement du site H1 vers le site H2 en juin et en septembre. Cette situation s'est répétée pour ces deux mois de 2017 à 2020. En juin 2020, la concentration en NKT était de 1,2 mg/L au site H1; de 0,58 mg/L au site H2, puis de 0,38 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 2014, 2016 et 2017, mais en juillet 2020, la tendance était la même en juillet qu'en juin. Généralement, la différence des teneurs en NKT aux sites H1 et H2 est faible au mois d'août. En 2020, les valeurs entre les trois sites étaient similaires entre

elles, mais elles étaient élevées par rapport aux années précédentes, avec une concentration de 0,91 mg/L au site H1; de 1 mg/L au site H2; puis de 0,94 mg/L au site BL2 du lac Mountains.

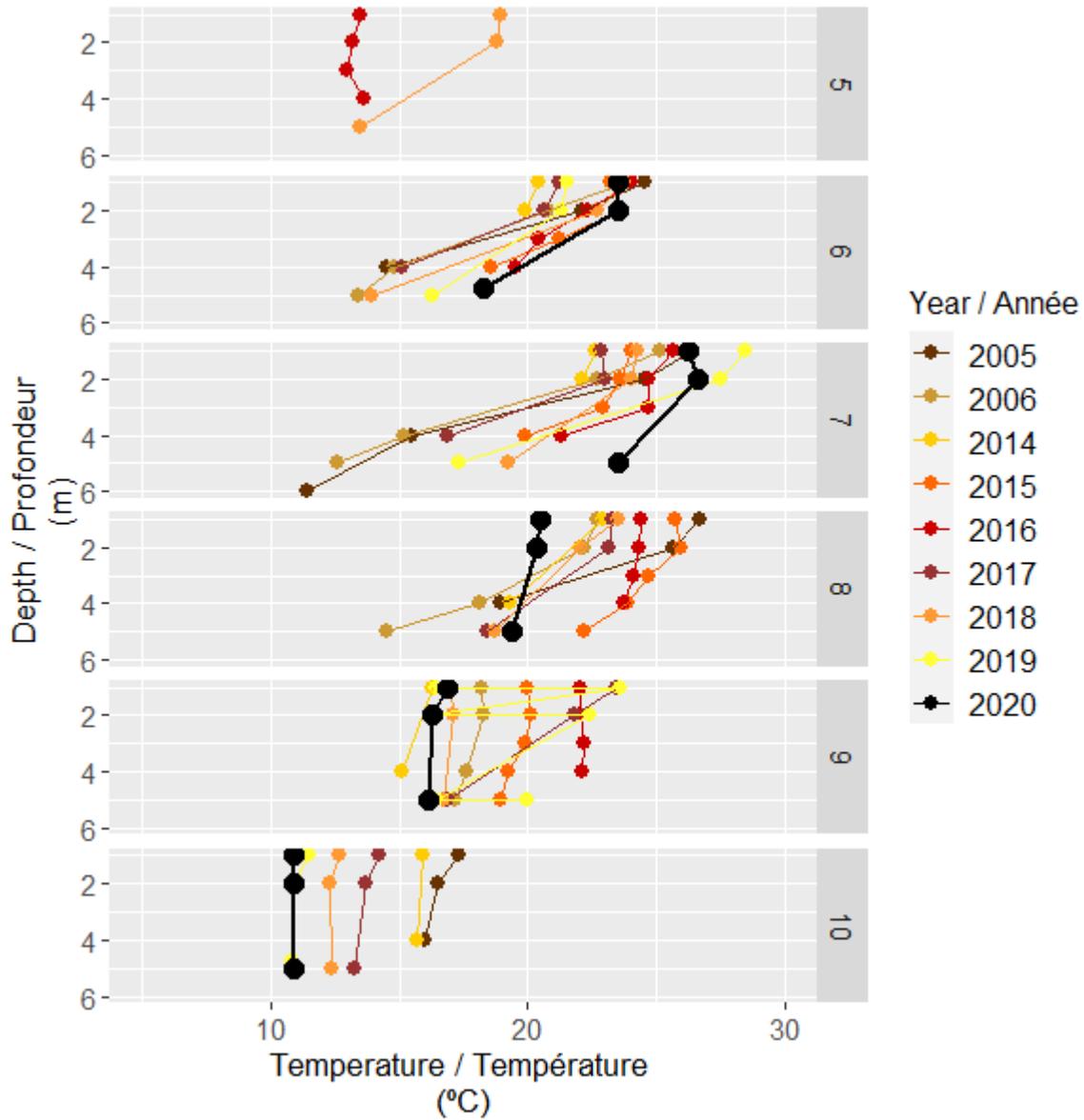
Hormis les épisodes ponctuels mentionnés ci-haut, il ne semble pas y avoir de tendance claire ou constante quant aux concentrations d'azote dans le ruisseau Hayworth et celles dans le lac Mountains. Pour ce qui est du phosphore, le ruisseau Hayworth semble apporter du phosphore au lac Mountains, mais pas de manière constante et continue.

#### Influence du ruisseau Hayworth - matières en suspension et coliformes fécaux

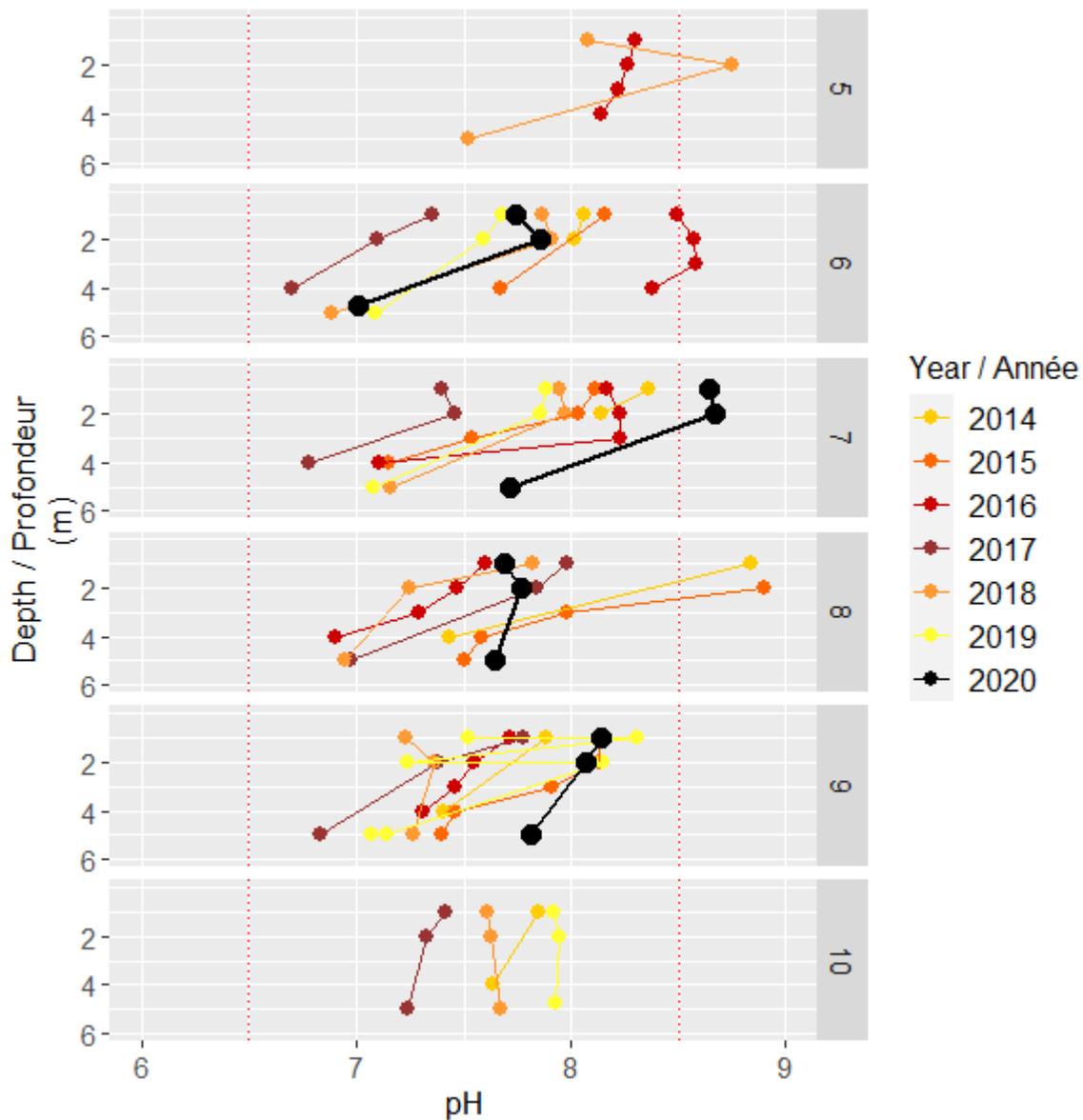
Il est difficile de déterminer si le ruisseau Hayworth et, plus particulièrement le terrain de golf, contribuent de manière significative à l'apport de matières en suspension (MES) dans le lac Mountains (Fig 14 C). La concentration en MES était plus haute au site H1 qu'au site H2 et BL2 en juin 2019, 2018, 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 14 A). Comme mentionné ci-haut, cela pourrait être dû, par exemple, à un épandage de fertilisant au terrain de golf, suivi de fortes pluies, ce qui aurait entraîné d'importantes quantités de phosphore et de MES vers le ruisseau Hayworth. Tout comme pour le phosphore, cette hausse ne semble pas avoir affecté les concentrations en MES dans le lac Mountains. En août 2015 et 2016, puis en juillet 2018, les concentrations en MES étaient très semblables entre les sites H1, H2 et BL2. Lors de l'année 2020, la concentration en MES était supérieure au site H2 qu'au site H1 et BL2 de juin à août. Au mois de septembre, les concentrations étaient très similaires entre les trois sites, avec 2 mg/L. Nous avons donc des indices que le ruisseau Hayworth ait pu apporter des matières en suspension en 2020, mais ceci est inconstant à travers les années.

Les concentrations en coliformes fécaux ont été mesurées dans les sites H1, H2 et BL2 de juin à octobre 2020, alors que ces mesures ont été effectuées plus sporadiquement dans le passé (Fig 14 D). En juin 2020, les coliformes fécaux dénombrés ont été plus élevés que jamais au site H1 avec 1500 UFC/100 ml, ce qui correspond à une qualité de l'eau « médiocre » selon ce critère. Au même moment, on dénombrait 250 UFC/100 ml au site H2, ce qui correspond à la 2<sup>e</sup>

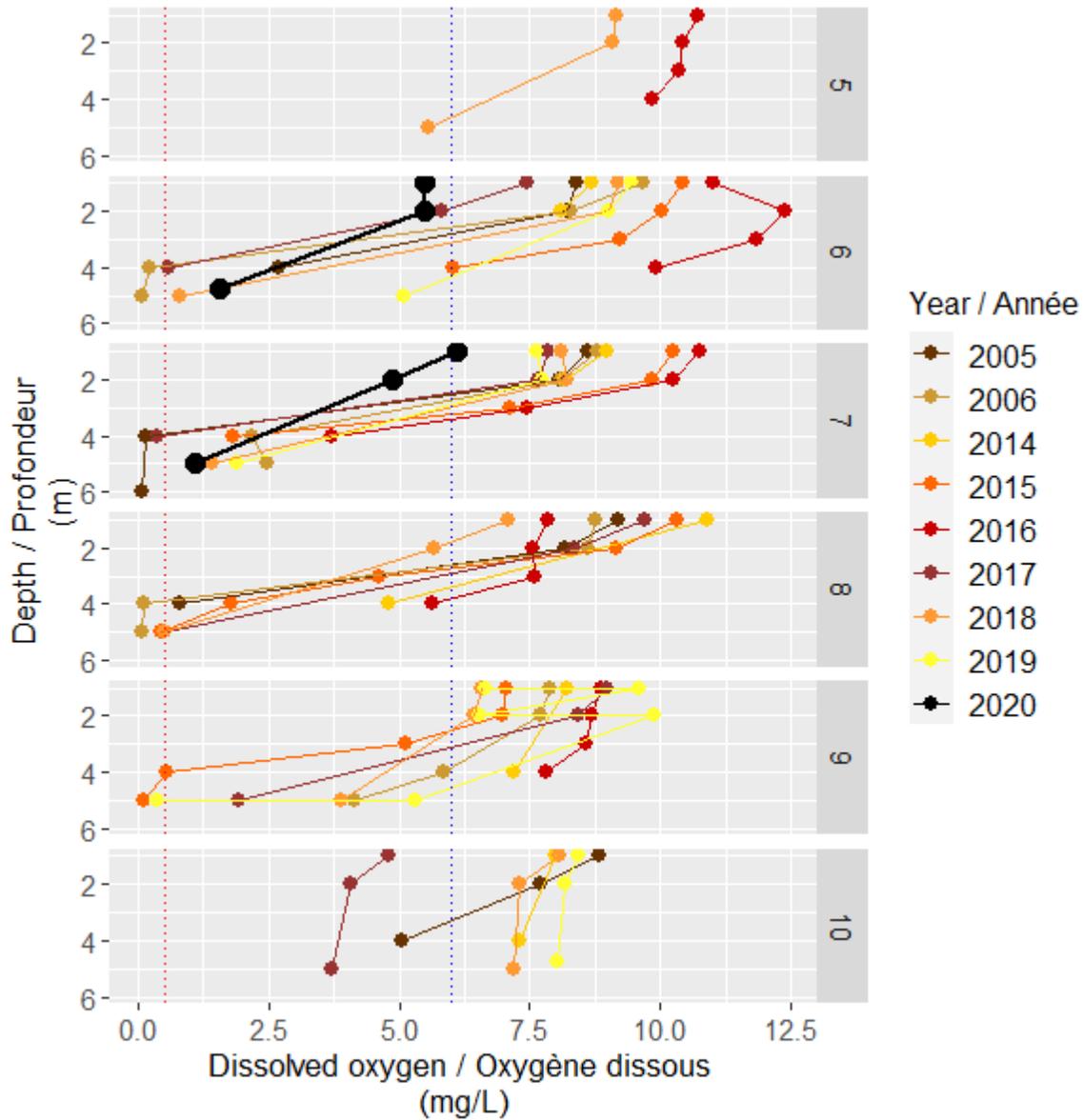
valeur la plus élevée historiquement. Au lac Mountains, 18 UFC/100 ml ont été dénombrées au lac Mountains, ce qui correspond à une qualité d'eau « excellente ». Au cours des deux mois suivants, les dénombrements de coliformes fécaux au site H2 étaient les plus élevés jamais enregistrés avec 1200 UFC/100 ml (juillet) et 500 UFC/100 ml (août), ce qui est nettement au-delà du barème pour une qualité d'eau « médiocre » de 100 à 200 UFC/100 ml. Il ne semble pas que le lac Mountains ait été affecté, car on dénombrait seulement 3 UFC/100 ml en juillet, puis 15 UFC/100 ml en août. Les coliformes étaient plus élevés en septembre dans le lac Mountains que durant les mois précédents, avec 25 UFC/100 ml, ce qui correspond à une eau de « bonne » qualité. L'année 2020 montre donc des valeurs de coliformes extrêmement élevées tout au long de l'été, une tendance observée depuis 2018. Il serait donc important d'évaluer ce qui a pu causer de telles concentrations.



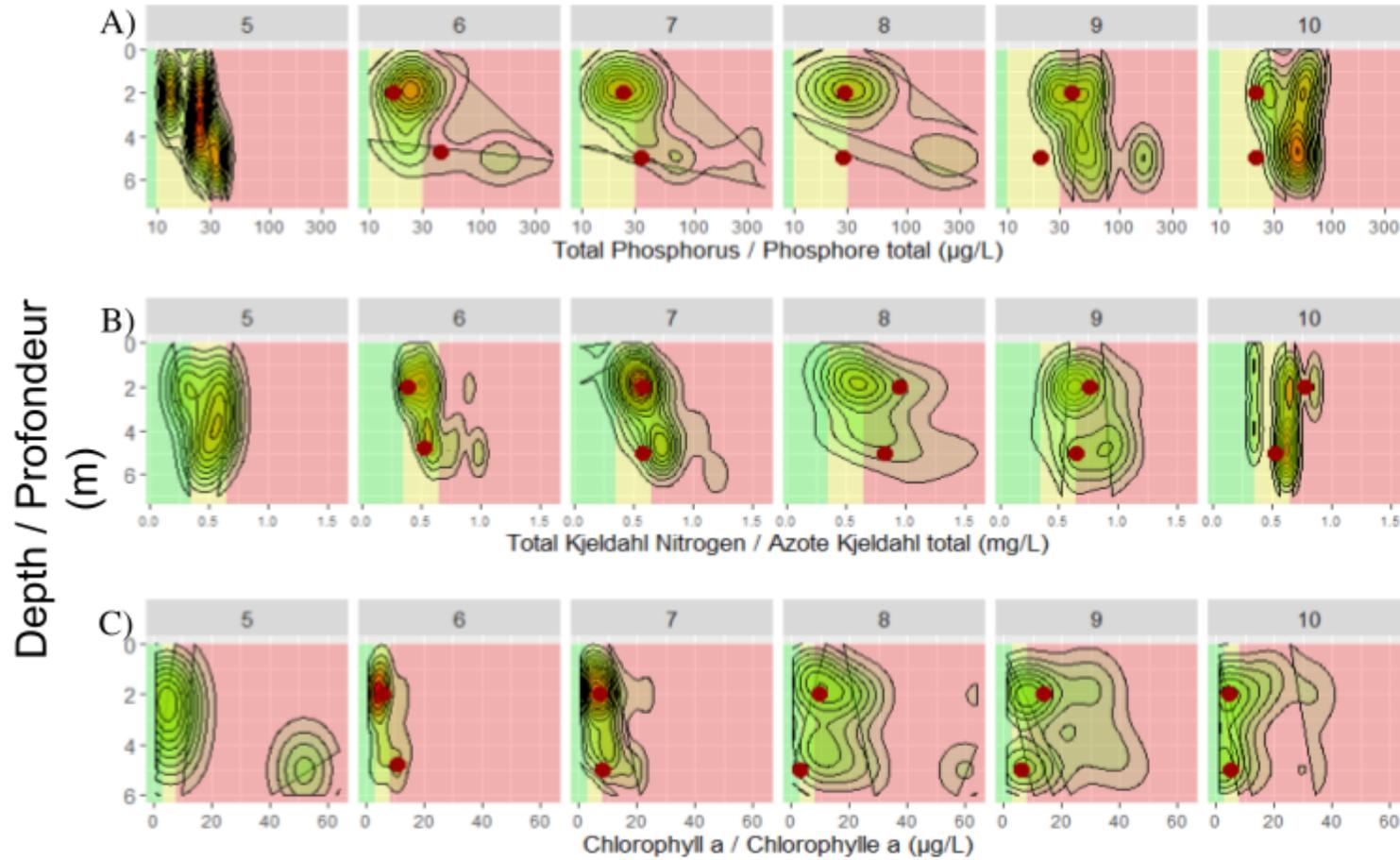
**Figure 9** Profils des températures du lac Mountains de 2005 à 2020. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.



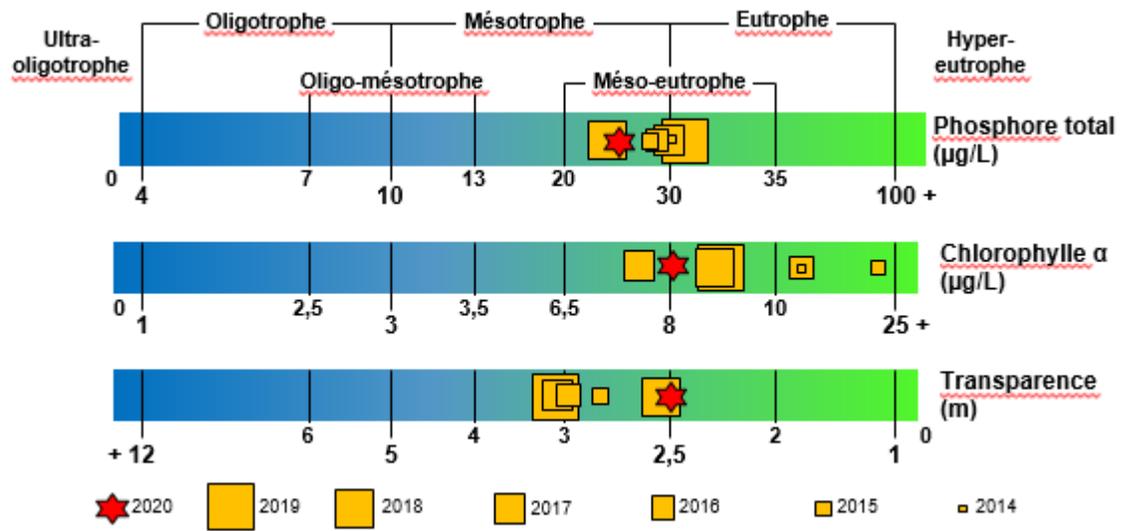
**Figure 10** Profils du pH au lac Mountains de 2014 à 2020. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0



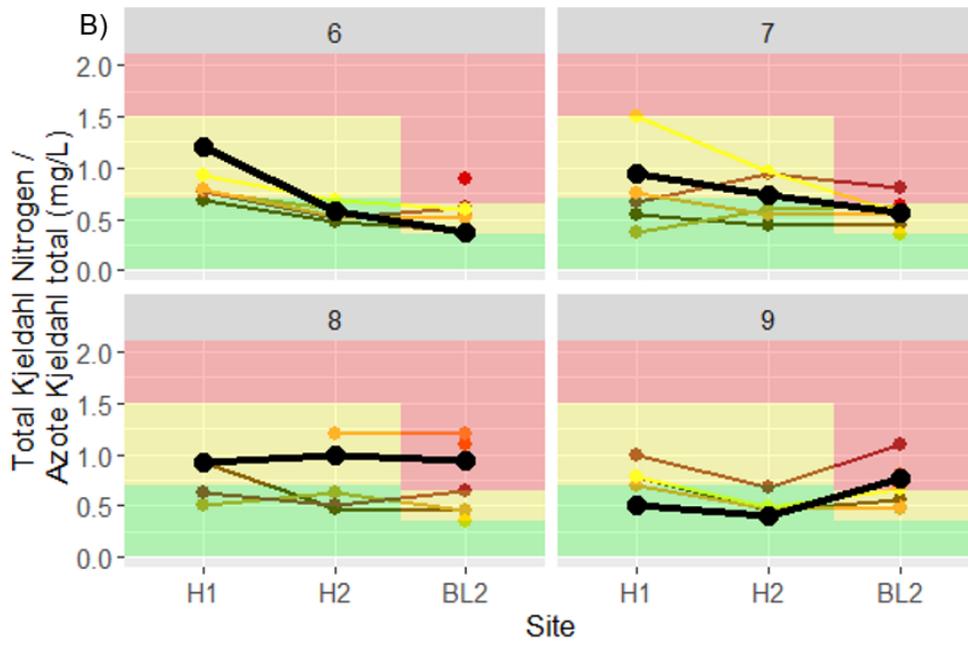
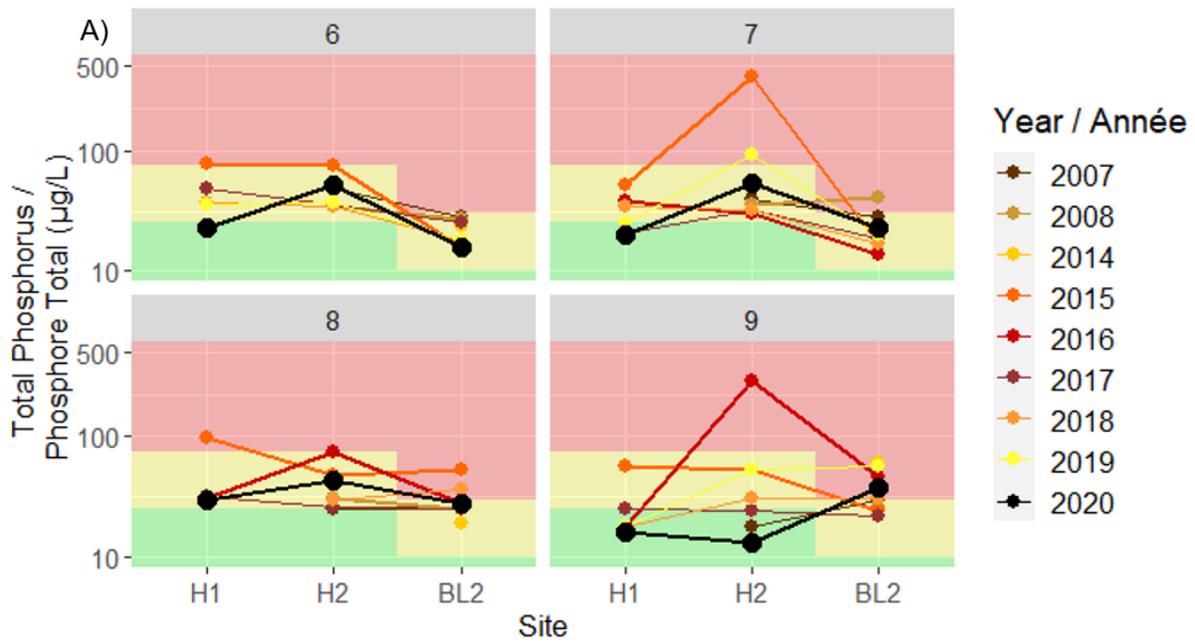
**Figure 11** Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Mountains de 2005 à 2020. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).

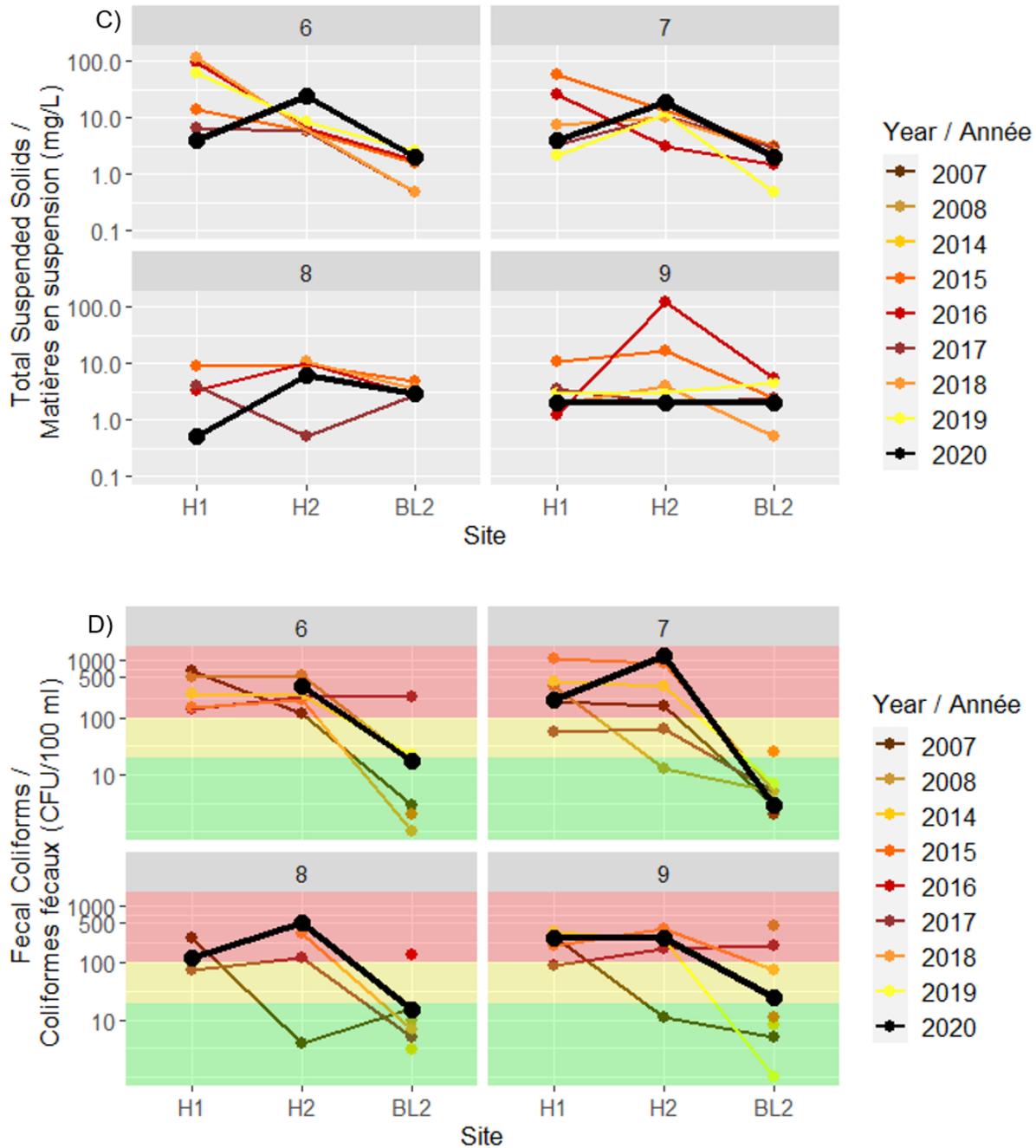


**Figure 12** Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Mountains. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2018 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2020. 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** Niveau trophique du lac Mountains de 2014 à 2020 selon le système de classification du MELCC. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre.





**Figure 14** Concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) matières en suspension dans les deux sites du ruisseau Hayworth et au lac Mountains de 2007 à 2020. Les chiffres de 6 à 9 indiquent le mois d'échantillonnage. En A), la zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe (lac :  $<10 \mu\text{g/L}$ ; cours d'eau :  $<25 \mu\text{g/L}$ ), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (lac :  $10 \text{ à } 30 \mu\text{g/L}$ ; cours d'eau :  $25 \text{ à } 75 \mu\text{g/L}$ ) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (lac :  $> 30 \mu\text{g/L}$ ; cours d'eau :  $>75 \mu\text{g/L}$ ). En B) La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe ( $<0,35 \text{ mg/L}$ ), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe ( $0,35 \text{ à } 0,65 \text{ mg/L}$ ) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ( $> 0,65 \mu\text{g/L}$ ). Note : les zones de couleur sont décalées entre les sites H2 et BL2, car les valeurs correspondant aux trois niveaux trophiques sont différentes pour les cours d'eau (H1 et H2) et les lacs (BL2).

## Lac Kingsmere

### Résumé

Le lac Kingsmere est classifié d'oligo-mésotrophe selon le système de classification du MELCC. Ce dernier est également dimictique, c'est-à-dire qu'il subit deux brassages par année, comme la vaste majorité des lacs en région tempérée, et sa thermocline se situe aux alentours de 4 m. Les profils de température durant l'année 2020 ont été semblables aux années passées, mis à part un mois de juillet avec des températures de l'eau un peu plus élevées que les années passées. Le pH de l'épilimnion était situé un peu au-dessus de 8, donc légèrement alcalin durant l'été 2020. Les eaux du métalimnion et de l'hypolimnion ont été moins acide que dans le passé. Les valeurs mesurées en 2020 n'ont d'ailleurs pas franchi le seuil de protection pour les activités récréatives et l'esthétique, ce qui avait été le cas à de nombreuses reprises depuis 2014. Les valeurs en oxygène dissous en 2020 ont été seulement pu être mesurées en juillet, puis montraient une concentration plutôt élevée dans l'ensemble de la colonne d'eau, nettement supérieures au seuil de protection de la vie aquatique, alors que plusieurs mesures dans les années précédentes avaient franchi ce seuil en juillet. La moyenne estivale en phosphore total des eaux de surface avait diminué en 2018, puis a très légèrement augmenté à nouveau depuis, tout en demeurant toujours dans la classe oligotrophe selon ce critère. Toutefois, des concentrations élevées en phosphore total dans l'hypolimnion suggèrent des épisodes de relargage par les sédiments associés avec les périodes d'hypoxie dans l'hypolimnion. L'azote Kjeldahl total dans les eaux de surface a diminué constamment depuis 2017, après une hausse progressive de 2014 à 2017, atteignant des niveaux parmi les plus bas depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea. Tout comme pour le phosphore, la concentration en chlorophylle *a* a aussi augmenté en 2020, après une baisse de 2014 à 2019. Des concentrations plus élevées dans le métalimnion et l'hypolimnion suggèrent une forte activité photosynthétique dans les eaux profondes, ce qui concorde avec les profils de phosphore total. D'ailleurs, la transparence de l'eau était suffisante pour que des organismes photosynthétiques puissent vivre jusqu'au fond du lac. Malgré de hautes concentrations en chlorophylle *a* dans le métalimnion et l'hypolimnion, les concentrations de ce pigment dans l'épilimnion demeurent assez basses, correspondant à la classe oligotrophe depuis 2017. La moyenne en coliformes fécaux est demeurée basse au cours de l'été, et constante de 2016 à 2020. Il semble donc que la hausse témoignée en 2016 n'ait été qu'éphémère.

## Température

Les profils de température du lac Kingsmere suggèrent que ce lac est dimictique (deux brassages par année, soit un au printemps et un à l'automne), ce qui est typique pour les lacs en régions tempérées. Au moment du premier échantillonnage de l'année 2020, soit en juillet, le lac montrait évidemment déjà une stratification thermique avec des eaux de surface autour de 26°C alors que l'hypolimnion était à environ 14°C, soit légèrement plus chaud que les années précédentes (Fig 15). En 2016, un échantillonnage avait eu lieu en mai et la colonne d'eau était isotherme autour de 10°C, ce qui suggère que le brassage printanier s'effectue en fin mai – début juin. En septembre 2020, la stratification thermique était très faible, avec une température d'eau de surface autour de 17°C, alors que l'hypolimnion était à 16°C. Lors des années précédentes, la colonne d'eau était parfois stratifiée en septembre, comme ce fut le cas en 2018, mais était la plupart du temps isotherme. La température de la colonne d'eau en septembre 2020 était inférieure à la plupart des années précédentes (16 à 22°C). À noter cependant que l'échantillonnage de septembre 2020 a eu lieu le 29, donc vraiment à la fin du mois. Bien qu'aucun échantillonnage n'ait eu lieu en octobre 2020, les données historiques indiquent que le brassage automnal s'effectue habituellement en octobre. Selon les profils de température de juillet à septembre 2020, il semble que l'épilimnion soit de la surface jusqu'à 4 m de profondeur, avec un métalimnion autour de 4-5 m de profondeur, puis l'hypolimnion en deçà de 5 m, tout comme les valeurs historiques le suggèrent également.

## pH

Le pH dans le lac Kingsmere été légèrement moins acide dans l'hypolimnion que les années précédentes, variant entre 6,77 et 8,42 en 2020 pour l'ensemble de la colonne d'eau, alors qu'il avait varié entre 6,42 et 8,24 en 2019 (Fig 16). Le pH de la colonne d'eau, particulièrement aux profondeurs de plus de 3 m, étaient souvent assez acide dans le passé, frôlant ou dépassant souvent le seuil inférieur de protection de la vie aquatique. Aussi, depuis 2016, on assiste à un hypolimnion de plus en plus acide. Les mesures prises en 2020, autant dans cette couche qu'à la surface, ont été moins acide que durant les années précédentes, ce qui est positif. Aucune valeur de pH en 2020 n'a franchi le seuil inférieur de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme de 6,5. Aussi, les profils de pH dans le lac Kingsmere tendaient à diminuer de l'épilimnion vers l'hypolimnion et ce, en 2020 comme durant les années précédentes. Cette

tendance correspond au patron typique dans les lacs tempérés, tout comme dans les lacs Mountains et Meech, et est notamment dû aux organismes dominants dans chacune des couches d'eau. Les organismes photosynthétiques rejettent de l'oxygène dissous, ce qui a tendance à augmenter le pH (alcalin). Ces organismes dominent l'épilimnion, où la lumière du soleil est abondante. À l'inverse les organismes qui font la respiration rejettent du CO<sub>2</sub>, 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 ont seulement été mesurées en juillet au cours du dernier été. Les valeurs mesurées en août étaient aberrantes alors que la sonde ne fonctionnait pas en septembre. En juillet 2020, les concentrations en OD étaient semblables, voire légèrement inférieures pour ce qui est de l'épilimnion, aux années précédentes (Fig 17). La concentration en OD a varié entre 7,09 et 7,44 mg/L dans l'épilimnion. Dans l'hypolimnion, les concentrations étaient supérieures aux années antérieures, avec 7,94 mg/L et 8,07 mg/L aux profondeurs de 6 et 7,5 m, respectivement. Le seuil de protection de la vie aquatique n'a donc pas été atteint en juillet 2020, alors que cela avait été le cas à de nombreuses reprises dans le passé.

Les concentrations en OD étaient plus élevées dans le métalimnion que dans l'épilimnion en juillet 2020. Ce patron est assez fréquent et est souvent attribué à une couche d'organismes photosynthétiques particulièrement actifs. La profondeur de secchi était de 4,5 m lors de ces échantillonnages, ce qui permettait amplement de lumière dans le métalimnion pour soutenir une forte activité photosynthétique. Une seconde explication possible est que l'oxygène dissous apporté aux couches plus profondes lors du brassage saisonnier du printemps soient demeuré resté une fois la stratification installée. Cela pourrait être le cas pour le mois de juin, peu de temps après le brassage, mais serait étonnant en juillet car normalement, la dégradation de la matière organique a déjà consommé une grande partie de l'oxygène dissous disponible dans le métalimnion et l'hypolimnion.

### Phosphore total

Les concentrations en phosphore total (PT) ont montré une très légère hausse de 2015 à 2017 dans le lac Kingsmere, puis une diminution en 2018. La moyenne estivale a ensuite quelque peu augmenté de 2018 à 2020. En 2020, la concentration moyenne pour les eaux de surface était de 5,3 µg/L, contre 4,25 µg/L en 2019 et 4,33 µg/L en 2018. Entre 2015 et 2017, les moyennes estivales oscillaient entre 6,9 µg/L et 7,9 µg/L (Fig 5). La concentration moyenne en 2020 s'apparente aux moyennes les plus basses enregistrées depuis 2004 et correspond à la classe « oligotrophe » selon le MELCC. En juillet 2020, les concentrations en PT étaient sous les moyennes antérieures dans l'épilimnion et le métalimnion, puis dans les moyennes antérieures dans l'hypolimnion (Fig 18 A). Les concentrations en PT ont été comparables aux valeurs mesurées dans les années passées dans l'ensemble de la colonne d'eau en août et septembre. Les concentrations de ce nutriment augmentent souvent de l'épilimnion vers l'hypolimnion, ce qui suggère un certain relargage de phosphore par les sédiments. Les données historiques suggèrent que les événements de relargage de phosphore par les sédiments sont souvent associés avec des événements de faibles concentrations en OD dans le lac Kingsmere. Heureusement, il semble que le phosphore relargué par les sédiments n'atteint pas l'épilimnion.

### Azote Kjeldahl total

Les moyennes d'azote Kjeldahl total (NKT) dans les eaux de surface ont graduellement augmenté de 2014 à 2017, puis ont diminué de 2017 à 2020 (Fig 6). Elles étaient de 0,56 mg/L en 2017, 0,34 mg/L en 2018; 0,42 mg/L en 2019, puis 0,29 mg/L en 2020. Si le lac Kingsmere a souvent été dans la catégorie « oligotrophe – mésotrophe » selon cette variable de qualité de l'eau, la concentration moyenne en 2020 correspond plutôt à la catégorie « oligotrophe », tout comme pour le phosphore.

Les valeurs de NKT dans la colonne d'eau ont été plus basses en juillet 2020 que lors du même mois des années antérieures, avec des valeurs sous la limite de détection aux profondeurs de 2 m et de 4 m, puis de 0,36 mg/L à la profondeur de 7 m (Fig 18 B). En août et septembre 2020, les concentrations en NKT étaient semblables à celles mesurées dans les années précédentes dans l'ensemble de la colonne d'eau.

Bien que le MELCC n'utilise pas le NKT dans son système de classification des lacs, les valeurs correspondaient, en 2020, au niveau oligotrophe selon Kalff (2001). Le mois de juillet avait correspondu à la catégorie oligotrophe, alors que les mois d'août et de septembre ont correspondu à la classe « oligotrophe – mésotrophe ». L'azote peut contribuer à l'eutrophisation des lacs et mener, par exemple, à des efflorescences de cyanobactéries, à la surcroissance d'algues et de plantes aquatiques et à la diminution en OD. Ce nutriment provient de plusieurs sources, telles que les engrais et les fertilisants, les eaux usées et l'épandage de fumier dans les zones agricoles. Le bassin versant du lac Kingsmere ne semble pas comporter de zones agricoles, mais il compte tout de même un certain nombre d'habitations (Fig 2). Si les résidents du bassin versant ont, par exemple, épandu des fertilisants sur leur terrain, il est probable qu'une partie de l'azote contenu dans ces fertilisants se soit rendue dans l'eau du lac Kingsmere, contribuant ainsi à augmenter les concentrations en NKT au cours des dernières années. Bien que les concentrations en NKT aient diminuées de 2017 à 2020 et ne semblent pas problématiques, la hausse observée de 2014 à 2017 justifie une surveillance la situation afin de prévenir des effets négatifs dans les années à venir.

Il est à noter que les limites de détection en laboratoire ont beaucoup varié pour le NKT au cours des dernières années, passant de 0,7 mg/L en 2014 à 0,3 mg/L en 2015 et 2016, puis à 0,3 mg/L depuis 2017. Durant le programme H<sub>2</sub>O des Collines (2011 – 2013), la limite de détection était de 1 mg/L. Par convention, lorsqu'une mesure est sous la limite de détection, on y accorde la moitié de la valeur de limite de détection. Par exemple, l'échantillon prélevé à 6 m de profondeur le 6 juin 2016 au lac Kingsmere a obtenu un résultat de NKT inférieur à la limite de détection. Dans la base de données, cet échantillon s'est vu attribuer la valeur de 0,15 mg/L puisque la limite de détection était de 0,3 mg/L durant cette année. Il est important de comprendre cette réalité afin de bien interpréter les résultats des figures 6 et 18 B. Bien que les moyennes les plus élevées aient été mesurées en 2011, 2012 et 2013; avec 0,5 mg/L pour chacune de ces trois années (Fig 6), cela est simplement un effet de la haute limite de détection durant ces années. En effet, la limite de détection était de 1 mg/L et tous les échantillons prélevés durant cette période ont obtenu des résultats sous la limite de détection, ils ont donc tous eu la valeur de 0,5 mg/L dans la base de données.

### Chlorophylle *a*

Les concentrations en chlorophylle *a* dans les eaux de surface avaient connu une diminution marquée entre 2017 et 2019, puis ont augmenté à nouveau en 2020. (Fig 7 A). En 2020, la moyenne estivale dans l'épilimnion était de 2,6 µg/L, alors qu'elle avait été de 1,3 µg/L en 2019, puis 2,23 µg/L en 2018. En juillet 2020, les concentrations aux profondeurs de 2 m, 4 m et 7 m étaient de 3,2 µg/L, 4,3 µg/L, et 11 µg/L, respectivement (Fig 18 C). Si les valeurs obtenues à 2 et 4 m étaient assez semblables aux années précédentes, la valeur mesurée à 7 m est nettement supérieure à ce qui avait été mesuré dans le passé. En août 2020, la concentration en chlorophylle *a* était encore supérieures aux années précédentes, avec une concentration de 8,1 µg/L. Les valeurs à 2 et à 4 m étaient dans les moyennes historiques, alors que la concentration à 7 m était élevée.

Le lac Kingsmere a connu à plusieurs reprises dans le passé des concentrations assez élevées de chlorophylle *a* dans le métalimnion et l'hypolimnion, souvent synchrones avec de fortes concentrations en oxygène dissous. Ceci suggère que ce lac connaît occasionnellement une forte activité photosynthétique dans les couches d'eau inférieures, qui relâche de l'oxygène. Les profondeurs de secchi sont normalement entre 3 et 4,75 m, ce qui permet à la lumière du soleil de pénétrer suffisamment dans le lac Kingsmere pour permettre la photosynthèse jusqu'au fond du lac. De plus, les données suggèrent que du phosphore est parfois relargué par les sédiments, ce qui peut favoriser l'activité d'organismes photosynthétiques dans l'hypolimnion, tel qu'indiqué par les fortes concentrations en chlorophylle *a*. Le phénomène semble souvent s'atténuer vers la fin de l'été, ce qui est probablement dû au fait qu'une importante quantité de matière organique commence à s'accumuler dans le fond du lac vers cette période de l'année et que la dégradation de celle-ci consomme l'oxygène dissous, ce qui contrebalance l'ajout d'oxygène par les organismes photosynthétiques. En effet, la dégradation de la matière organique dans les couches plus en profondeur augmente généralement à mesure que la saison estivale progresse.

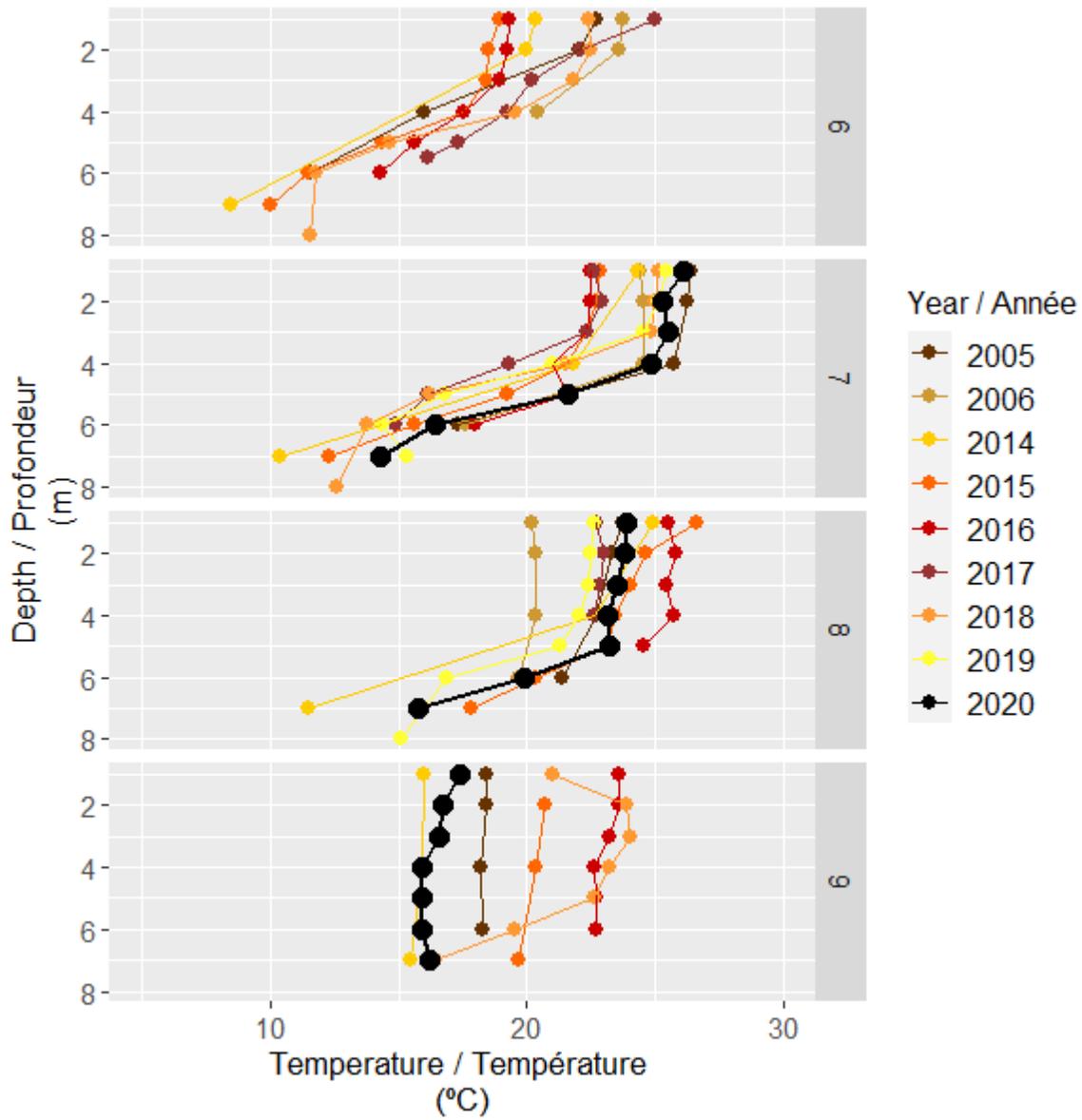
### Coliformes fécaux

Après une augmentation marquée au lac Kingsmere en 2016, les coliformes fécaux ont diminué abruptement en 2017, puis légèrement augmenté à nouveau en 2018 pour ensuite demeurer plutôt stable jusqu'en 2020 (Fig 8). Les moyennes estivales en 2018, 2019 et 2020 étaient de 3,33; 3 et

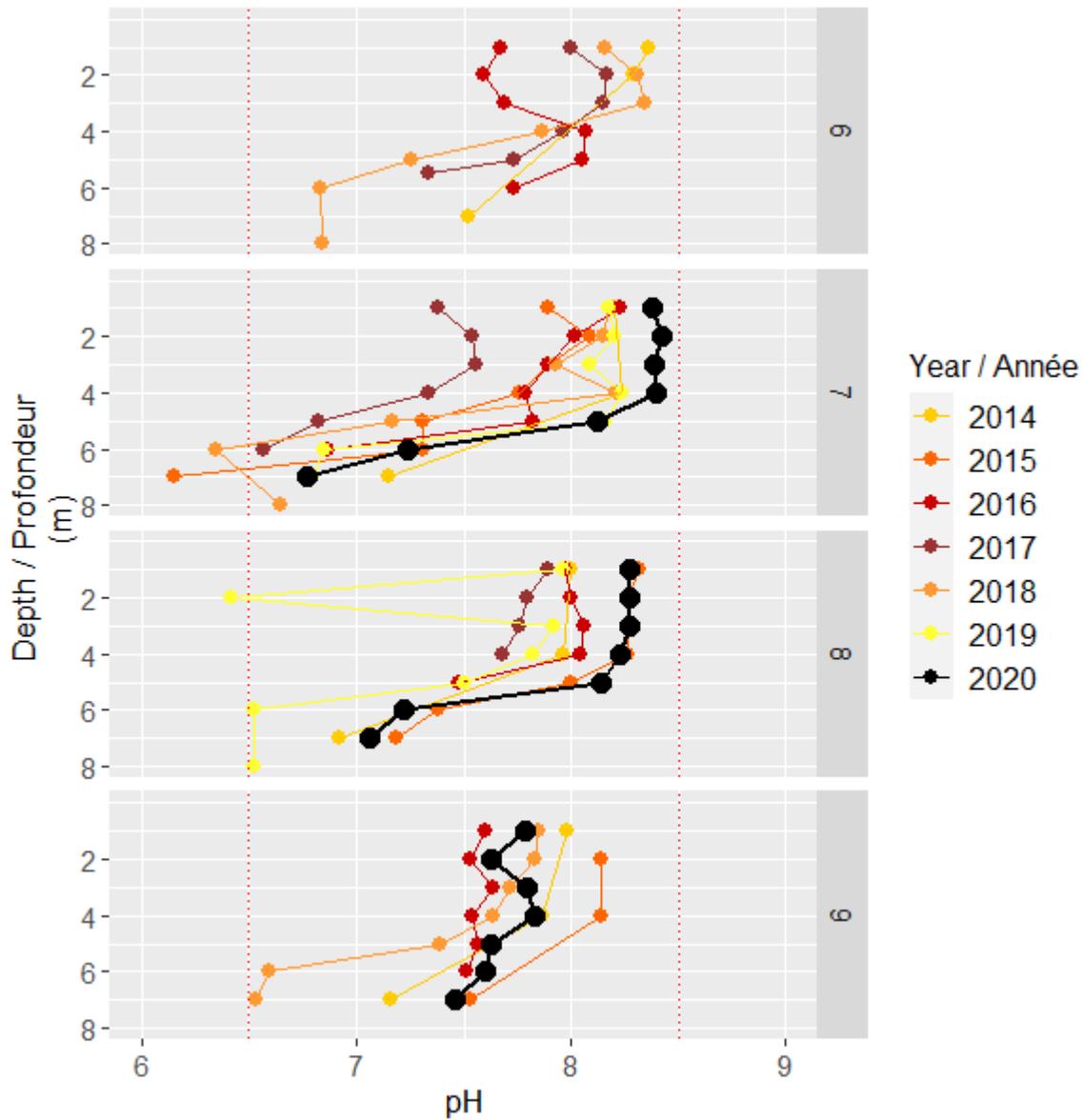
2,67 UFC/100 ml, respectivement. Il semble donc que la hausse observée en 2016 ne s'est pas perdurée et que le lac Kingsmere a retrouvé son « excellente » qualité de l'eau selon ce critère, tel qu'il avait été le cas de 2012 à 2015, ainsi que de 2003 à 2007. À noter l'année 2016 avait eu quatre mesures de coliformes fécaux, de juin à septembre. La valeur la plus élevée avait alors été de 140 UFC/100 ml en août. Une mesure particulièrement élevée avait également été mesurée en juin, avec 30 UFC/100 ml. Comme la présence de coliformes fécaux indique habituellement une contamination récente par des matières fécales, il se peut que des événements inhabituels comme des fuites de fosses septiques ou un déversement d'eau usées aient eu lieu en juin et en août 2016 dans le bassin versant du lac Kingsmere, augmentant ainsi le nombre de coliformes fécaux lors de ces prélèvements.

### Niveau trophique

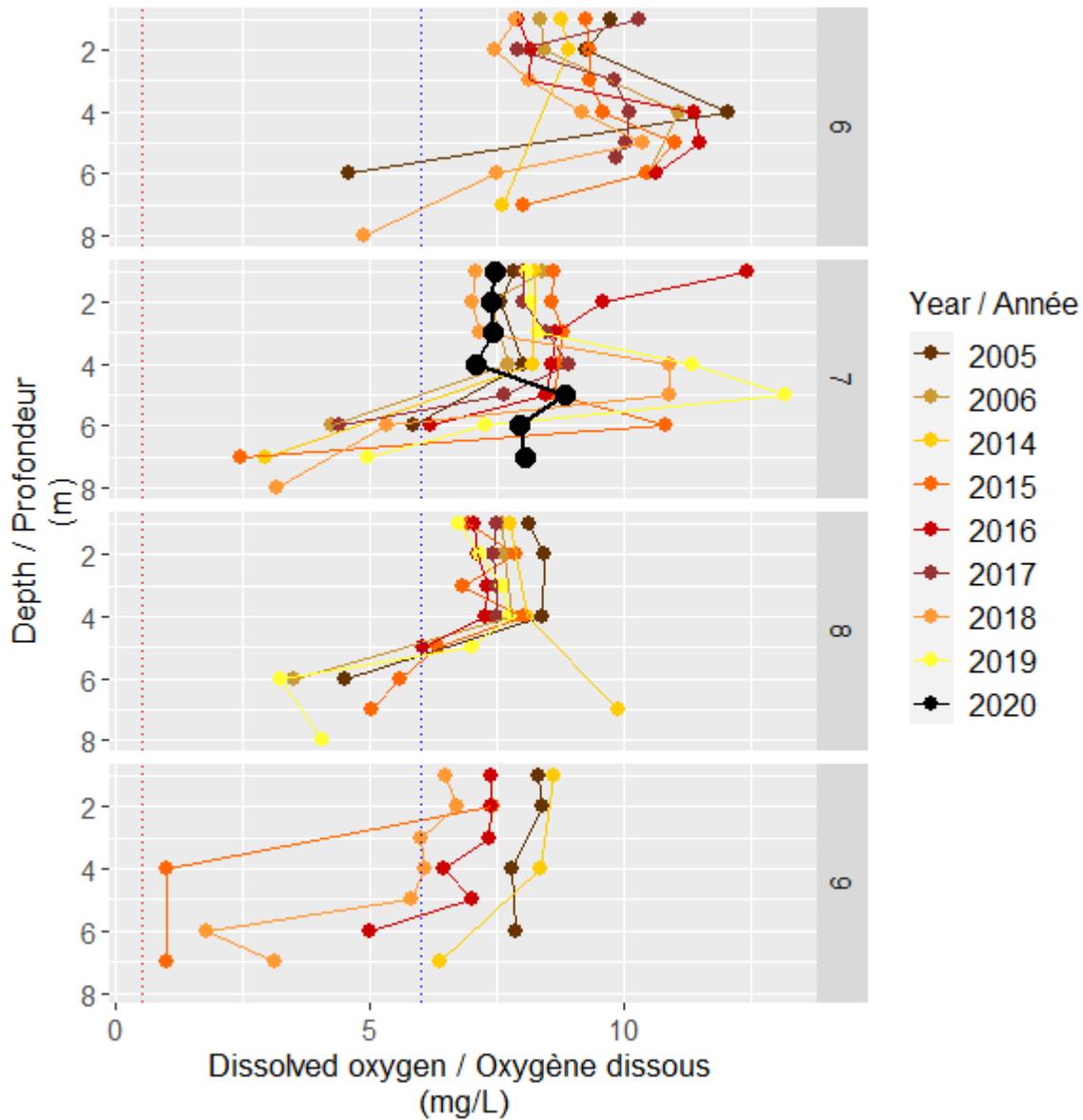
En considérant les concentrations en phosphore total et en chlorophylle *a*, puis la transparence, le lac Kingsmere est classé oligo-mésotrophe selon le système de classification du MELCC (Fig 19). La moyenne en PT avait diminué en 2018 par rapport aux quatre années précédentes, puis demeurée relativement stable depuis. La chlorophylle *a* est avait diminué de 2017 à 2019, puis a légèrement augmenté en 2020.



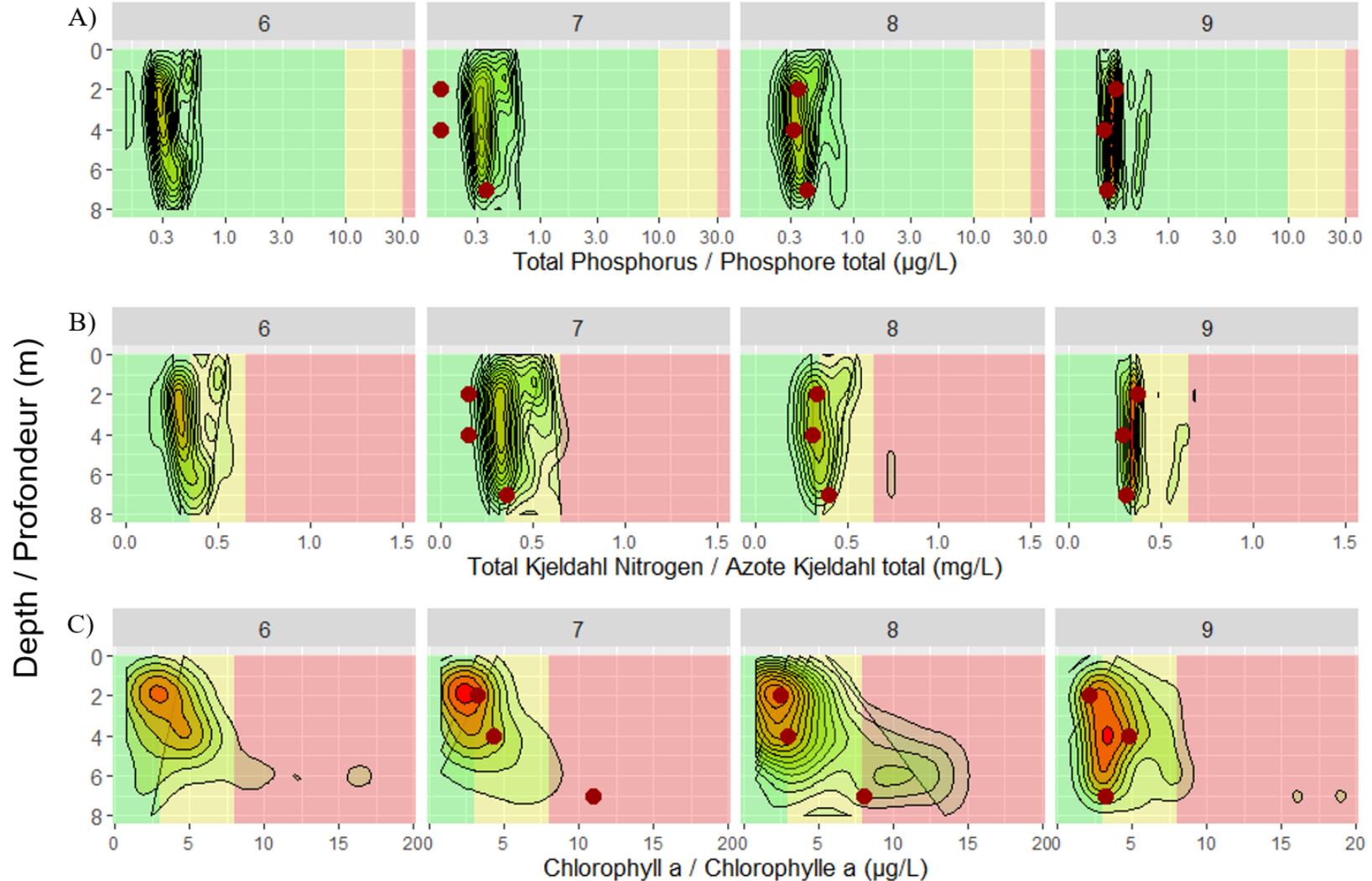
**Figure 15** Profils des températures du lac Kingsmere de 2005 à 2020. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.



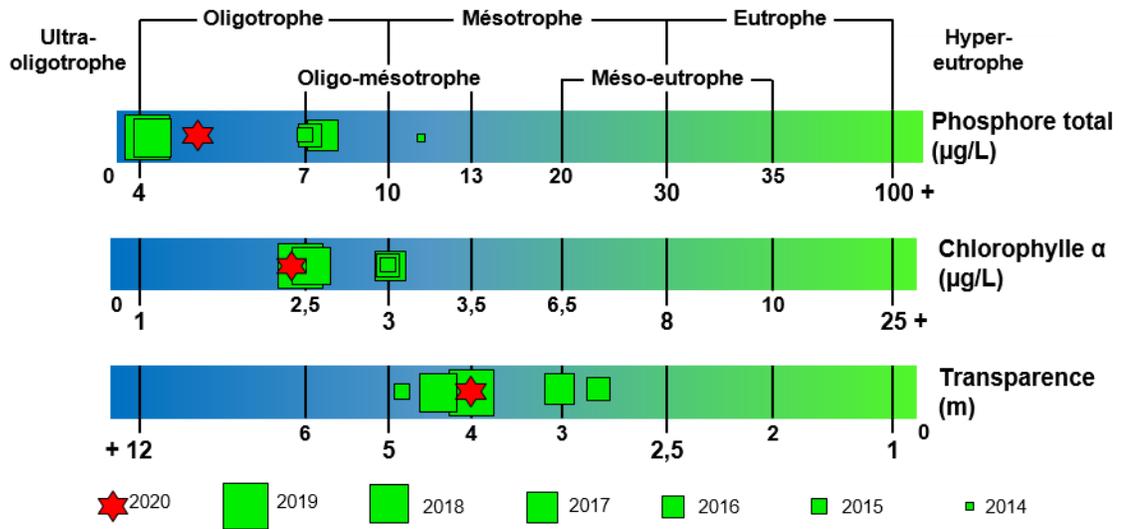
**Figure 16** Profils du pH au lac Kingsmere de 2014 à 2020. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.



**Figure 17** Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Kingsmere de 2005 à 2020. Les chiffres de 6 à 9 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).



**Figure 18** Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Kingsmere. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2020 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2019. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 µg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L, B) > 0,65mg/L, C) > 8 µg/L.



**Figure 19** Niveau trophique du lac Kingsmere de 2014 à 2020. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre, pour l'eau prélevée à une profondeur de 2 m.

## Lac Meech

### Résumé

Le lac Meech comporte deux sites d'échantillonnage, soit ML3 et ML5. Ce lac est le plus grand et le plus profond des trois lacs d'étude (tableau 2). Son bassin versant est également le plus étendu, couvrant principalement les zones plus nordiques du parc de la Gatineau, et les lacs Mousseau, Philippe, Lusk, Taylor, Renaud, Kiddler et Clair (Fig 2). Le lac Meech est classé comme oligotrophe selon le système de classification du MELCC. Les valeurs en chlorophylle *a* et en phosphore, après avoir augmenté légèrement en 2018, ont diminué à nouveau en 2019 – 2020 et demeurent plutôt basses par rapport aux autres lacs étudiés et aux valeurs historiques. Le lac Meech correspond toujours à la classe oligotrophe. Occasionnellement, en 2020 comme dans le passé, les concentrations en phosphore total sont supérieures dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion, ce qui suggère que les sédiments du lac relâchent du phosphore dans la colonne d'eau. Les concentrations en azote étaient elles aussi élevées dans l'hypolimnion, alors que les moyennes dans l'épilimnion ont quelque peu diminué de 2017 à 2020. Suite aux recommandations du rapport H<sub>2</sub>O Chelsea 2016, les concentrations en azote ammoniacal ont été mesurées dans la colonne d'eau du lac Meech en 2017, puis à un mètre au-dessus des sédiments en 2018, 2019 et 2020. Celles-ci s'étaient avérées plutôt basses en 2017 et 2018, quoiqu'une valeur se soit approchée du seuil compromettant l'efficacité de la désinfection et du traitement, au site ML5 en août. En 2020, les valeurs en azote ammoniacal ont été à nouveau très faibles. Les coliformes fécaux étaient en très faibles concentrations en 2020 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 températures mesurées dans l'ensemble de la colonne d'eau étaient les plus élevées à ce jour de juin à août, alors qu'elles étaient plus basses que jamais en septembre. Selon les données historiques, le brassage automnal s'effectue en octobre ou en novembre. Les valeurs de pH ont été moins acide que dans le passé et en 2020, le seuil supérieur de protection de la vie aquatique a été atteint une seule fois, août juin dans l'hypolimnion. De manière générale, les concentrations en oxygène dissous étaient légèrement supérieures en 2020 par rapport aux données historiques. Le métalimnion et l'hypolimnion du lac Meech ont été sous le seuil de protection de la vie aquatique à quelques reprises sous le métalimnion. L'anoxie a été atteinte seulement une fois. Bien

que ceci soit commun dans les lacs d'une telle profondeur, éviter d'ajouter de la matière organique et des nutriments aiderait à empêcher d'amplifier le phénomène.

### Température

Les profils de température aux deux sites d'échantillonnage du lac Meech montraient des températures de la colonne d'eau souvent supérieures aux années passées de juin à août 2018 (Fig 20). Lors du premier échantillonnage de l'année 2020 le 22 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, comme c'est normalement le cas dans ce lac. La température de l'eau de surface en juin a été la plus chaude jamais enregistrée avec 25,74 et 24,5°C aux profondeurs de 1 m et 2 m, respectivement. La deuxième année la plus chaude pour ce mois étaient en 2019 avec 23,85 et 23,79°C, pour les mêmes profondeurs. En juillet, les températures les plus chaudes ont également été enregistrées en 2019 et 2020. Pour le mois d'août, les températures les plus élevées ont été en 2018, suivi de 2020. En somme, les températures de l'eau de surface sont clairement à la hausse et les trois dernières années ont été les plus chaudes enregistrées depuis le début du programme. À l'inverse, l'échantillonnage de septembre a connu les températures les plus basses enregistrées, avec 17,41°C dans les eaux de surface alors que la température durant les années précédentes était plutôt entre 18 et 20°C. Il semble donc que l'été 2020 fut plus chaud que la normale, mais avec une fin d'été plus froide.

Lors du dernier échantillonnage du lac Meech en 2020, le 15 septembre, la colonne d'eau était encore stratifiée en octobre, variant entre 8,5°C et 17,41°C. Les données historiques montre que le brassage automnal a normalement lieu entre la fin septembre et novembre.

### pH

Le pH a varié entre 6,44 et 8,53 en 2020, les deux sites confondus (Fig 21). Si les valeurs de pH avaient été plutôt acides en 2017 et 2019, les profils de 2018 et 2020 indiquent un pH plus sain et qui s'est maintenu entre les deux seuils de protection pour les activités récréatives et l'esthétisme la majorité du temps. Un seul échantillonnage en 2020 a montré des valeurs touchant le seuil inférieur pour les activités récréatives et l'esthétisme, soit au site ML3 en août, avec des valeurs de pH de 6,55 à 12 m de profondeur; alors que le pH était de 6,44 aux profondeurs de 16 m et de

20 m. Au même moment, le pH était au-dessus du seuil au site ML5. Le pH ne semble donc pas avoir été problématique au lac Meech en 2020.

Les profils de pH dans le lac Meech suivaient en 2020 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 CO<sub>2</sub>, ce qui diminue le pH (acide). De tels organismes dominent dans l'hypolimnion, où la lumière n'est pas suffisante pour effectuer la photosynthèse. Le lac Meech semblait donc avoir retrouvé un pH tout à fait normal et sain pour un lac québécois, suite à un épisode acide l'année précédente et en 2015.

#### Oxygène dissous

Les profils en oxygène dissous (OD) en 2020 aux sites ML3 et ML5 étaient semblables entre eux, et semblables aux années antérieures (Fig 22). De juin à septembre, les concentrations en OD ont varié de 8,25 mg/L à 9,49 mg/L dans l'épilimnion (0 à 4 m, les deux sites confondus), puis diminuaient sous ces profondeurs. Le seuil de protection de la vie aquatique a été atteint en juillet au site ML3 (à partir de la profondeur de 8 m), alors que les mesures du site ML5 ont été supprimées comme elles étaient aberrantes. Souvent, au cours des années précédentes, ce seuil était atteint dès le mois de juin, ce qui indique que l'oxygène apporté en profondeur lors du brassage printanier a été consommé moins rapidement que d'habitude en 2020. Par la suite, le seuil de protection a été atteint en août à 20 m de profondeur au site ML3 et à 16 m au site ML5; puis sous 12 m au site ML3 et sous 12 m au site ML5. Le seuil d'anoxie a été atteint au site ML3 une seule fois en 2020, avec 0,2 mg/L à la profondeur de 19 m. Au site ML5, l'anoxie n'a pas été atteinte en 2020, bien qu'il avait souvent été le cas dans le passé.

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 CO<sub>2</sub>), car la lumière est insuffisante pour permettre aux organismes photosynthétiques d'effectuer la photosynthèse. De plus, la matière organique qui descend graduellement dans le lac se fait décomposer, ce qui consomme de l'oxygène. En somme, durant le brassage printanier, toute la colonne d'eau reçoit un apport en OD et une fois le lac stratifié, l'oxygène qui se trouvait dans l'hypolimnion est consommé par les organismes faisant la respiration et par la dégradation de la matière organique.

Bien qu'il soit commun que l'hypolimnion devienne anoxique au cours de l'été dans un lac ayant la profondeur du lac Meech, une telle situation peut engendrer une hausse de concentrations en phosphore dans l'hypolimnion, tel que discuté ci-bas. Il serait adéquat d'éviter d'ajouter davantage de matière organique dans le lac afin de limiter la consommation d'OD pour sa décomposition. Aussi, diminuer les nutriments qui atteignent le lac contribuerait à réduire la productivité des organismes y vivant. Si moins d'organismes faisant la respiration se développent dans l'hypolimnion, la consommation en OD sera elle aussi réduite. Somme toute, les concentrations en oxygène dissous se sont améliorées depuis 2018.

### Phosphore total

Depuis 2015, les concentrations estivales des eaux de surface en phosphore total (PT) ont quelque peu variées, mais sont demeurées à un niveau qui correspond à la classe « oligotrophe » (Fig 5 A). La concentration estivale moyenne avait diminué graduellement de 2013 à 2017; a légèrement augmenté en 2018 - 2019, puis a diminué à nouveau en 2020. La concentration moyenne était de 6,0 µg/L en 2020; de 7,62 µg/L en 2019; puis de 7,46 µg/L en 2018. 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 et Kingsmere, avait connu une concentration annuelle particulièrement élevée en 2012, rejoignant 32,25 µg/L. Il semble que l'année 2012 était exceptionnelle, car jamais les concentrations en PT n'ont été aussi élevées par la suite et ce, dans les trois lacs d'étude. Depuis ce temps, les concentrations annuelles en phosphore ont diminué dans le lac Meech.

Le lac Meech montre des signes de relargage de phosphore par les sédiments (voir « Phosphore – relargage par les sédiments » dans la section « Description des variables étudiés et des concepts clés »; Fig 5 B), car les concentrations en PT sont souvent supérieures dans l’hypolimnion que dans l’épilimnion au cours de la saison estivale. Ce phénomène est répétitif d’année en année, et les années 2018 à 2020 semblent avoir connu un relargage similaire aux années précédentes, suite à une année supérieure à la normale en 2016. En effet, les concentrations hypolimnétiques en PT les plus élevées en 2018 ont été de 55 µg/L au site ML3 en juillet à 20 m de profondeur, contre 200 µg/L en octobre 2016 au site ML3. Les profils de concentrations de ce nutriment ont été dans les moyennes des années précédentes durant toute la saison d’échantillonnage 2020, voir légèrement inférieures à la moyenne en septembre (Fig 23 A). Le relargage de ce nutriment semble avoir débuté au mois de juillet aux deux sites en 2020, ce qui est un peu plus tard en saison que la normale, pour ensuite s’intensifier au cours de l’été jusqu’en septembre. Lors des années précédentes, le phosphore était redistribué dans la colonne d’eau et les concentrations étaient constantes dans la colonne d’eau durant le brassage automnal. Nous n’avons cependant pas de mesures effectuées durant le brassage automnal pour l’année 2020.

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 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). La moyenne de ce nutriment a même légèrement diminué graduellement de 2017 à 2020. En 2020, la concentration moyenne annuelle en NKT était de 0,28 mg/L en 2020; contre 0,33 mg/L en 2019 et 0,35 mg/L en 2018. Bien que le MELCC n'utilise pas le NKT dans son système de classification des lacs, ces valeurs correspondaient au niveau oligotrophe selon Kalff (2001), alors que le niveau était plutôt mésotrophe de 2014 à 2017. 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 H<sub>2</sub>O des Collines (2011 – 2013), la limite de détection était de 1 mg/L. Par convention, lorsqu'une mesure est sous la limite de détection, on y accorde la moitié de la valeur de limite de détection. Tous les échantillons prélevés de 2011 à 2013 ont obtenu des résultats sous la limite de détection et la valeur de 0,5 mg/L leur a donc été attribuée. En 2014, la limite de détection était de 0,7 mg/L; puis de 0,3 mg/L en 2015 à 2017. Il est important de comprendre cette réalité afin de bien interpréter les résultats des figures 6 et 22 B.

Si les concentrations moyennes en NKT sont demeurées plutôt stables et basses au cours des dernières années dans l'eau de surface du lac Meech, les concentrations dans la colonne d'eau ont connu des valeurs dans la gamme supérieure par rapport aux années antérieures (Fig 6 B). De juin à août, les concentrations étaient dans les moyennes antérieures puis en septembre, toutes les mesures ont été dans la gamme supérieure des concentrations par rapport aux données historiques (Fig 23 B). De plus, les concentrations tendaient à augmenter de l'épilimnion vers l'hypolimnion au mois d'août, et quelque peu en septembre aux deux sites. Cette tendance avait été observée occasionnellement dans les dernières années. 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<sub>4</sub>) par le processus d'ammonification. Basé sur les profils

d'oxygène dissous dans le lac Meech, l'hypolimnion a été anoxique au mois de septembre au site ML3, puis hypoxique durant le même mois au site ML5 et aux deux sites en août. Il est donc probable qu'au cours de l'été, la dégradation de la matière organique à la surface des sédiments augmente les concentrations en ammonium, ce qui est reflété par de hautes concentrations en NTK (l'azote Kjeldahl total inclus l'ammonium) dans l'hypolimnion lorsque celui-ci est anoxique. Les valeurs les plus élevées mesurées en 2020 étaient de 0,62 mg/L dans l'hypolimnion du site ML3 en septembre; alors que les valeurs les plus élevées en 2018 et en 2019 avaient été de 1,5 mg/L et 0,96 mg/L, respectivement.

L'azote ammoniacal ( $\text{NH}_3$  et  $\text{NH}_4$ ) peut s'avérer toxique pour la faune aquatique, principalement les poissons, lorsque présent en trop grande concentration. L'azote ammoniacal réduit le taux d'éclosion des œufs et le taux de croissance des poissons, en plus de causer des dommages aux branchies, au foie et aux reins (Oram, Water Research Center, 2014). L'Organisation Mondiale de la Santé a établi deux seuils de la contamination. Selon l'organisme, une concentration d'azote ammoniacal de plus de 0,2 mg/L peut compromettre l'efficacité de la désinfection pour l'eau potable et une concentration de plus de 1,5 mg/L peut altérer les propriétés organoleptiques et esthétiques de l'eau pour les usages récréatifs.

L'azote ammoniacal avait été mesuré dans les lacs durant le programme H<sub>2</sub>O des Collines, soit de 2011 à 2013. Suite aux recommandations effectuées dans le rapport H<sub>2</sub>O Chelsea 2016, cette variable de qualité de l'eau a été de nouveau analysé en 2017 dans toute la colonne d'eau, puis dans le bas de l'hypolimnion seulement en 2018 et 2020.

Les concentrations en azote ammoniacal ont été plutôt basses en de 2017 à 2020. Au cours du dernier été, deux mesures ont été à la limite de détection de 0,05 mg/L alors que la valeur la plus élevée était de 0,11 mg/L au site ML3 en juillet (Fig 23 C). La valeur la plus élevée avait été de 0,57 mg/L en 2019 et de 0,19 mg/L en 2017. En 2017, soit la dernière année où nous avons mesuré l'azote ammoniacal dans l'ensemble de la colonne d'eau, la concentration avait été plutôt constante dans l'épilimnion et le métalimnion, puis augmentaient dans l'hypolimnion, un patron semblable à l'NKT. En 2018, 2019 et 2020, l'azote ammoniacal a seulement été mesuré dans l'échantillon prélevé à un mètre du fond de l'eau. Chacune des valeurs mesurées dans le lac

Meech en 2020 était bien en deçà du seuil pour la protection de la vie aquatique. Cependant, en 2017, deux mesures avaient dépassé ce seuil. Ainsi, si des résidents prélèvent l'eau du lac Meech à des fins de consommations, il serait important que la prise d'eau se situe à plus d'un mètre du fond du lac, car c'est normalement à cette profondeur que la concentration en azote ammoniacal est la plus élevée, selon les valeurs historiques.

### Chlorophylle *a*

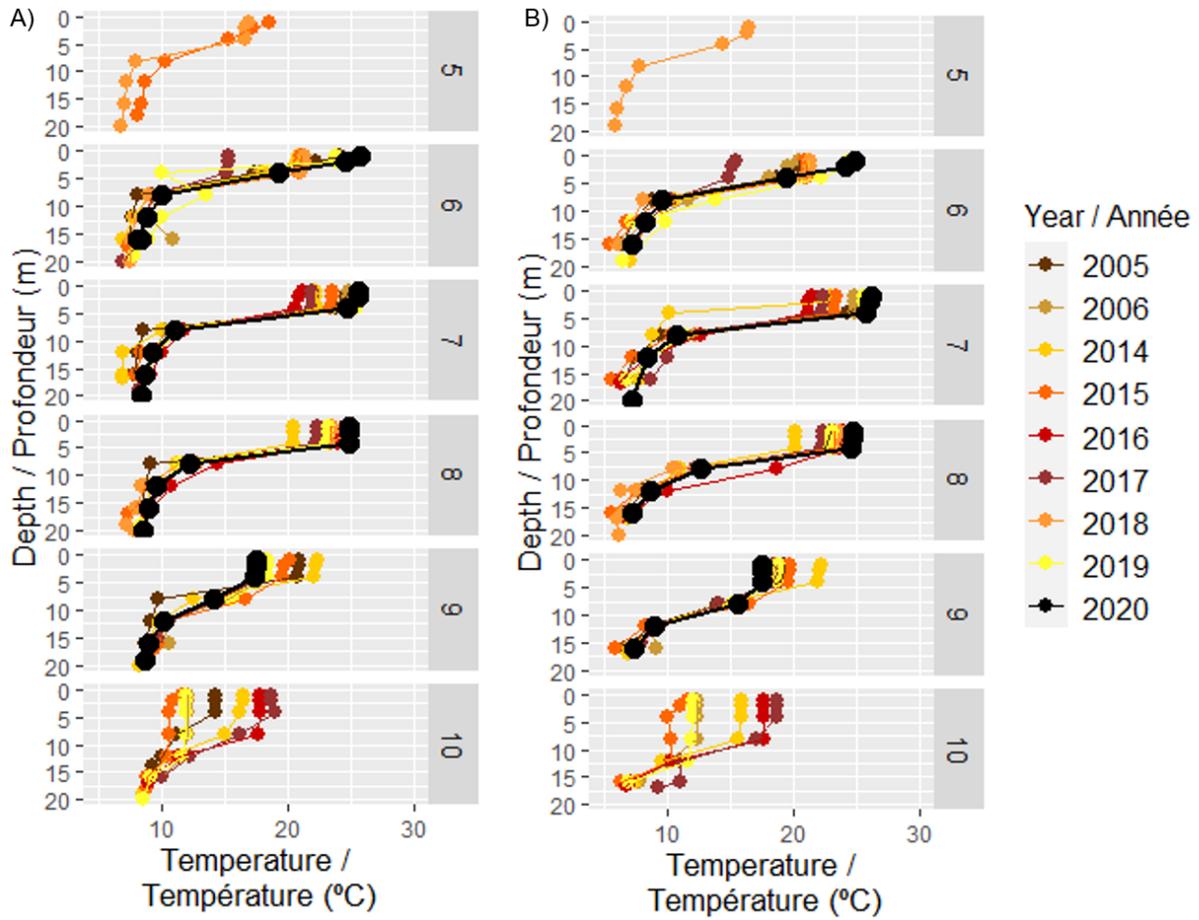
La concentration moyenne estivale en chlorophylle *a* dans les eaux de surface avait graduellement augmenté de 2013 à 2018, puis a diminué en 2019 et 2020 (Fig 7 A). La concentration moyenne estivale en 2018 à une profondeur de 2 m, les deux sites confondus, était de 1,17 µg/L en 2020, contre 1,46 µg/L en 2019 et 2,48 µg/L en 2018. 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 2020, 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). Les valeurs de chlorophylle *a* ont varié entre 0,065 et 3,4 µg/L pour l'ensemble de la colonne d'eau en 2020. Les années 2018 et 2019 avaient connu des valeurs maximales plus élevées, avec 5,7 µg/L comme valeur maximale en 2019 et 12,0 µg/L en 2018. À l'été 2020, tout comme historiquement, il arrive de mesurer des concentrations en chlorophylle *a* élevées autour de 8 m de profondeur. Ce phénomène, nommé le *Deep chlorophyll maximum*, est plutôt commun dans les lacs des régions tempérées qui sont suffisamment profonds pour être stratifiés. La distribution des nutriments, la température, la pénétration de la lumière et la capacité à certaines espèces de phytoplancton de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau sont les principales raisons de ce phénomène. La profondeur de 8 m dans le lac Meech correspond justement à la limite de la zone photique (profondeur à laquelle la lumière du soleil pénètre suffisamment pour permettre la photosynthèse). Les fortes concentrations en chlorophylle *a* à cette profondeur suggèrent l'existence d'une couche d'organismes photosynthétiques particulièrement actifs à cette profondeur. Puisque la lumière est insuffisante pour permettre la photosynthèse en deçà de cette profondeur, les concentrations en chlorophylle *a* y sont faibles.

### Coliformes fécaux

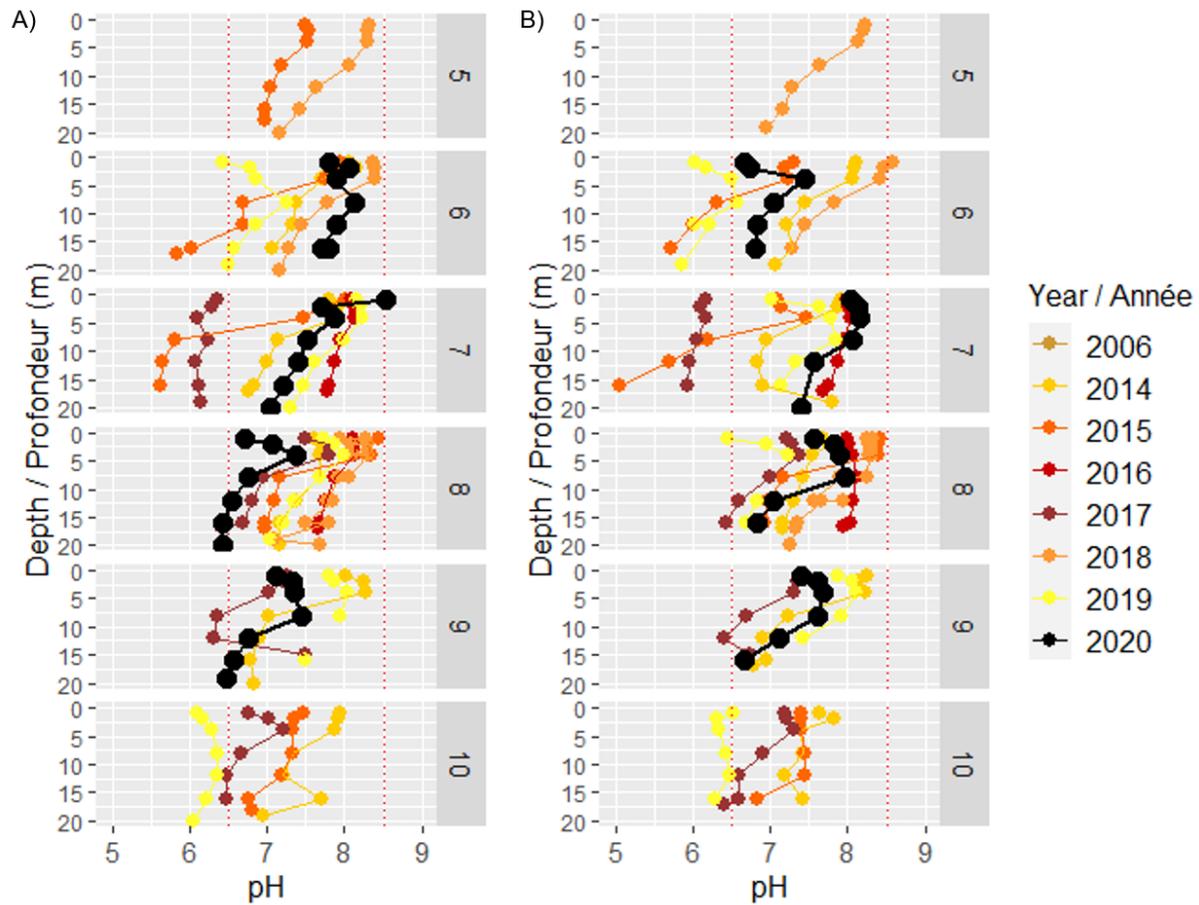
Les coliformes fécaux sont historiquement très faibles dans le lac Meech (Fig 8). En 2017, la moyenne a été de 1,8 UCF/100 ml, de 2,2 UCF/100 ml en 2018; 1,3 UCF/100 ml en 2019; puis de 1,75 UCF/100 ml en 2020. La moyenne avait été de 1 UFC/100 ml et en 2016 et 2015, car toutes les mesures avaient été sous la limite de détection. Il est important de noter des changements dans la limite de détection des coliformes fécaux. En 2015 et 2016, la limite de détection avait été de 2 UFC/100 ml. En 2017, la limite de détection a parfois été de 2 UFC/100 ml, et d'autres fois de 10 UFC/100 ml. Lorsqu'une mesure est sous la limite de détection, on lui accorde une valeur correspondant à la moitié de la limite de détection. Ainsi, si la limite de détection était de 2 UFC/100 ml et qu'une mesure était sous la limite, elle s'est vue accorder la valeur de 1 UFC/100 ml. Pour les échantillons analysés avec une technique de 10 UFC/100 ml comme limite de détection, une mesure sous cette valeur s'est vue attribuer la valeur de 5 UFC/100 ml. En 2017, seulement les analyses effectuées en juin avaient 10 UFC/100 ml comme limite de détection. En 2020, la limite de détection était de 0 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. Depuis le début du programme H2O Chelsea, la qualité de l'eau pour ce critère selon le MELCC correspond à « excellente » pour le lac Meech.

### Niveau trophique

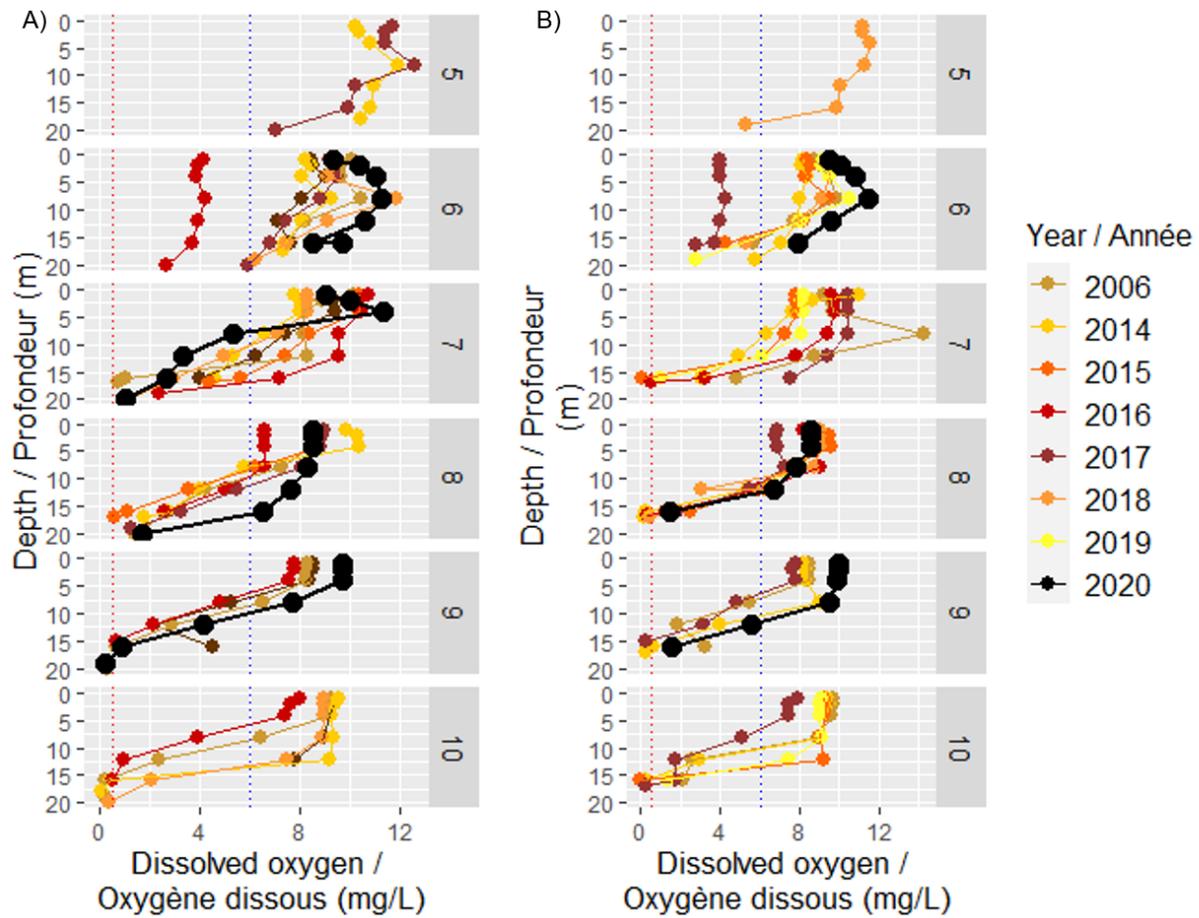
En considérant les concentrations en phosphore total et en chlorophylle *a*; puis la transparence, le lac Meech est classé comme oligotrophe selon le système de classification du MELCC (Fig 24). Les concentrations en phosphore total dans les eaux de surface avaient diminué au cours de la période 2013-2017, puis ont légèrement remonté en 2018, pour redescendre à nouveau en 2019 - 2020. Les concentrations en chlorophylle *a* avaient légèrement diminué en 2016-2017, puis ont elles aussi légèrement monté à nouveau en 2018, pour redescendre à nouveau en 2019 - 2020. La transparence a quant à elle légèrement diminué en 2017 et 2018, puis a remonté en 2019-2020. La transparence moyenne était de 4,56 m en 2018; 5,76 m en 2019 et 5,69 m en 2020. La moyenne de transparence en 2020 correspond plutôt à la classe oligo-mésotrophe. Bref, bien que le phosphore total, la chlorophylle *a* et la transparence varie légèrement au cours des dernières années, le lac Meech se situe toujours dans la classe oligotrophe.



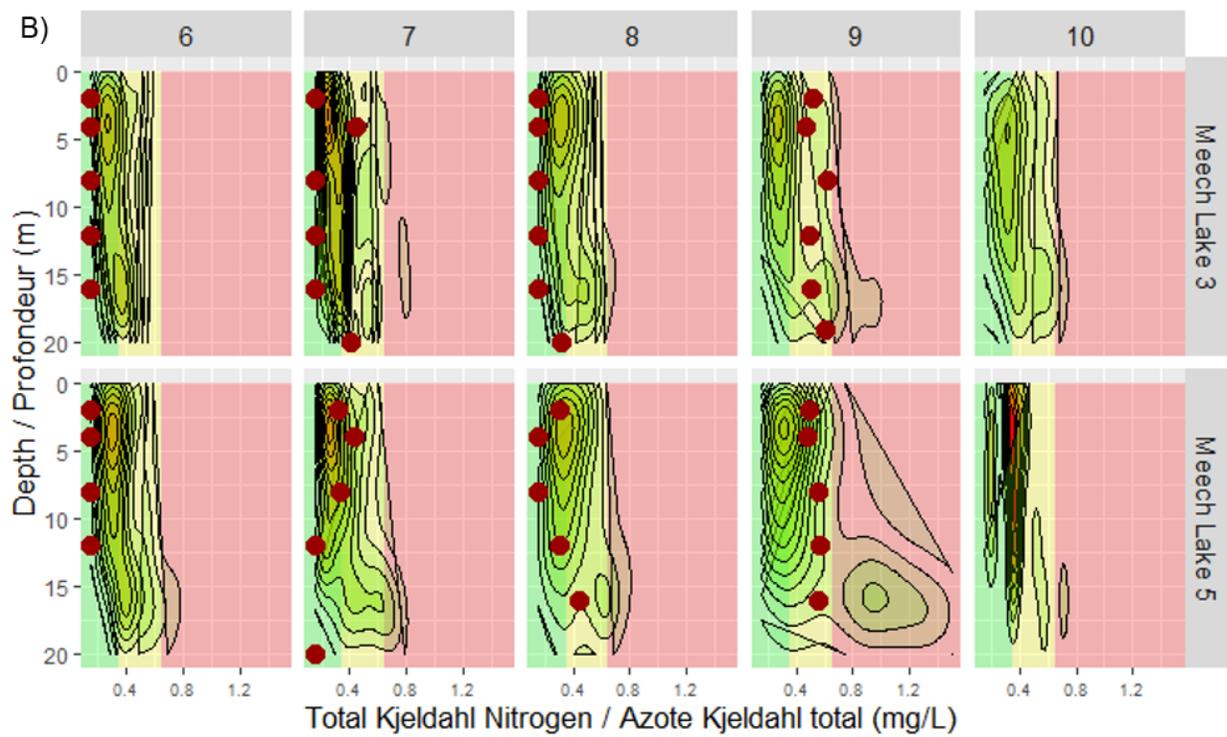
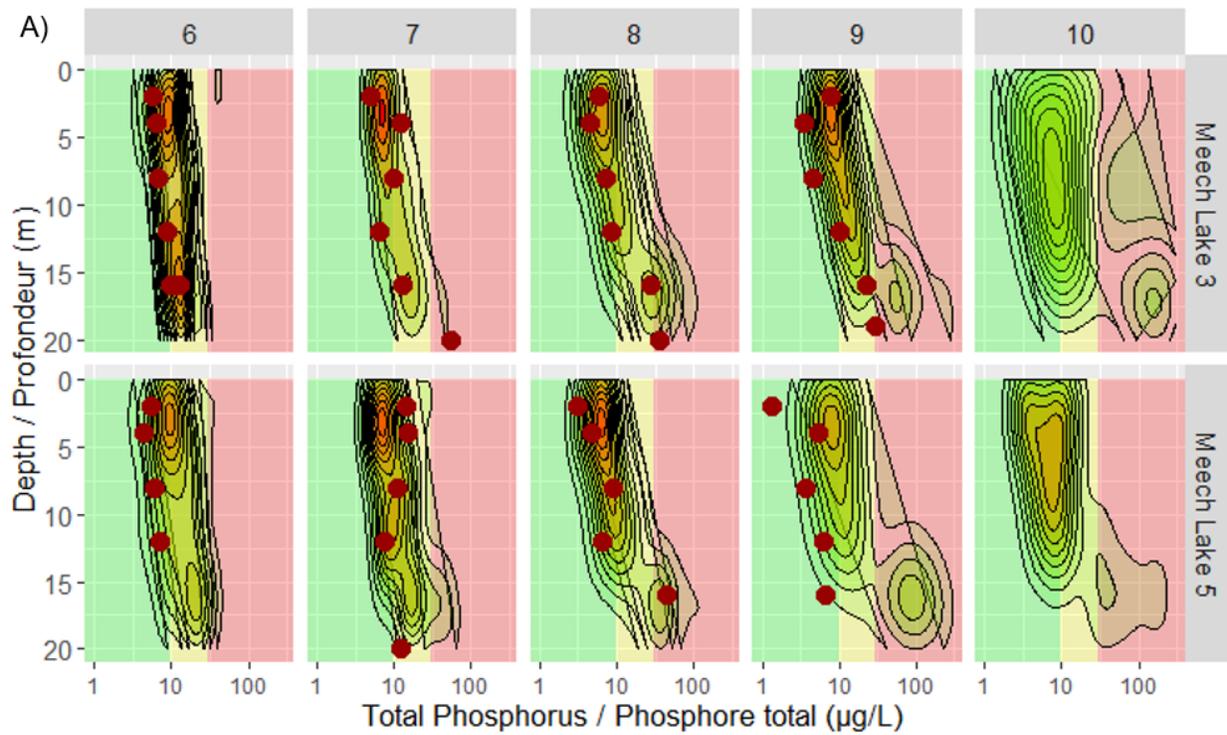
**Figure 20** Profils des températures du lac Meech de 2005 à 2020, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

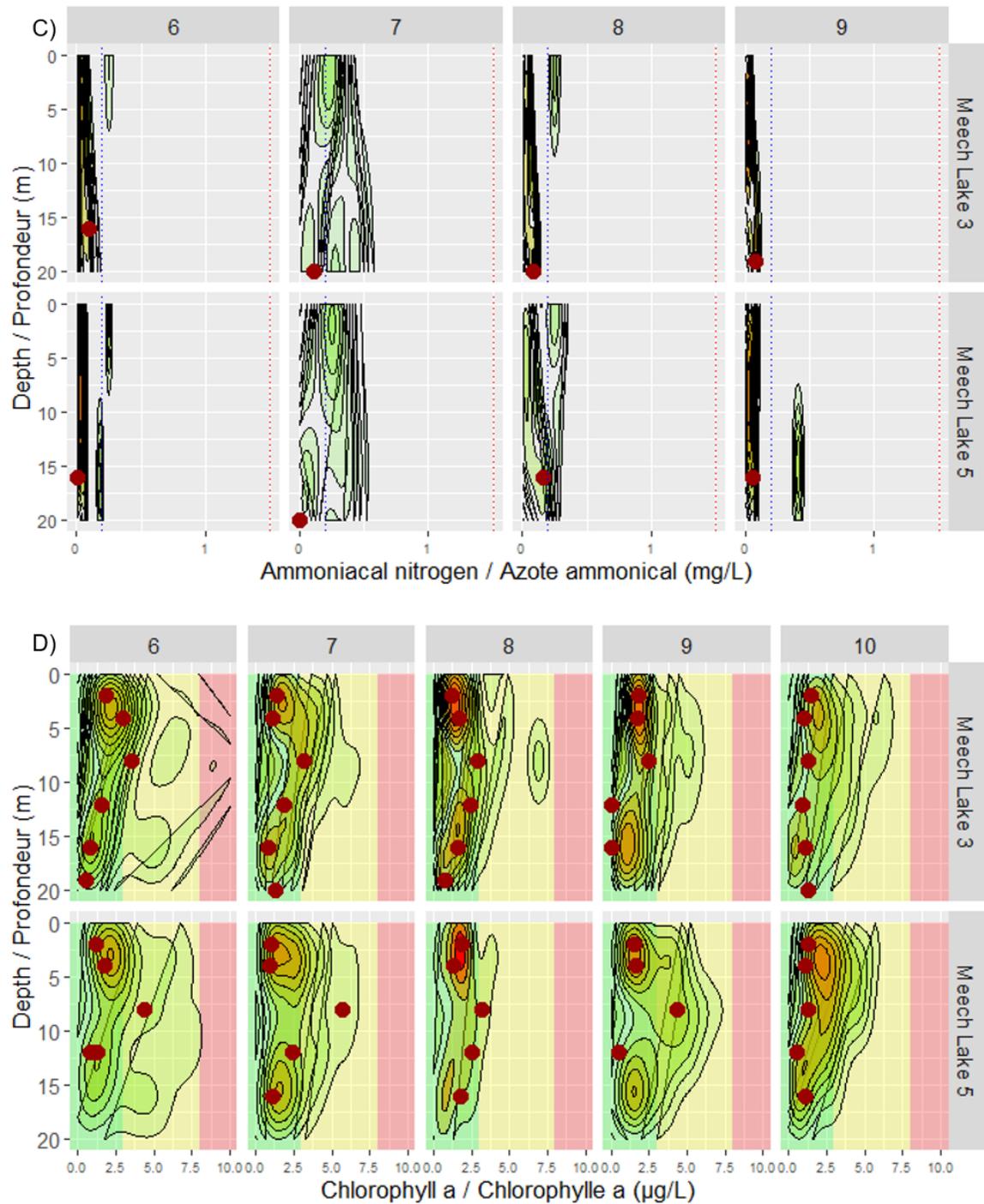


**Figure 21** Profils de pH du lac Meech de 2006 à 2020, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.

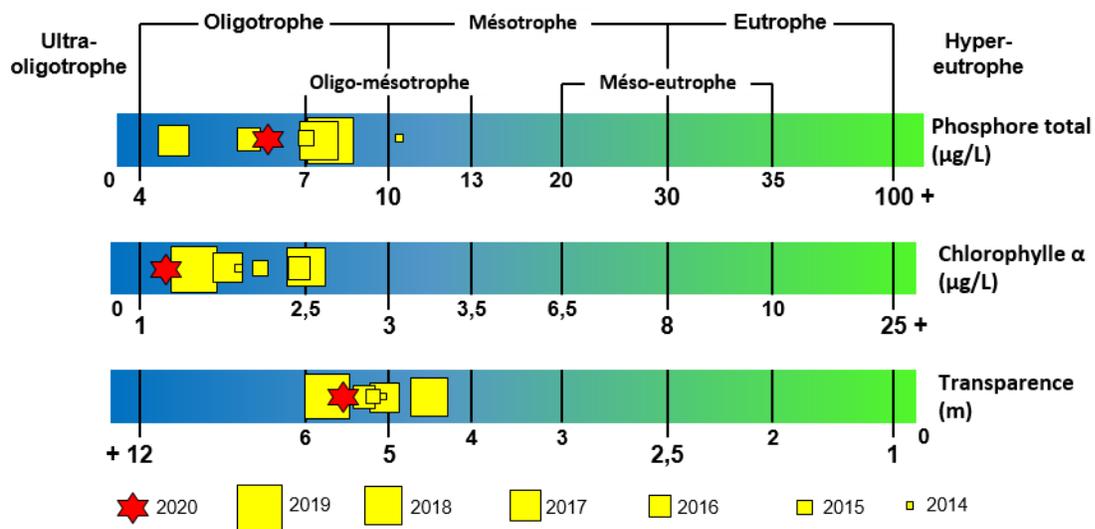


**Figure 22** Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Meech de 2006 à 2020, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 6 à 10 dans la zone grise du côté droit de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).





**Figure 23** Profils des concentrations en A) phosphore total; B) azote Kjeldahl total; C) azote ammoniacal et D) chlorophylle *a* dans la colonne d'eau du lac Meech, aux sites Meech Lake 3 et Meech Lake 5. Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2018 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2019. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L; B) < 0,35 mg/L; D) < 3 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L; B) 0,35 – 0,65 mg/L; D) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L; B) > 0,65mg/L; D) > 8 µg/L. En C), la ligne pointillée bleu représente le seuil de la contamination de l'OMS (0,2 mg/L) et la ligne pointillée rouge représente le seuil de protection de la vie aquatique (1,5 mg/L).



**Figure 24** Niveau trophique du lac Meech de 2014 à 2020. Les valeurs présentées sont les moyennes pour les deux sites au lac Meech (ML3 et ML5) de mai à septembre.

## Rivière Gatineau

### Résumé

La rivière Gatineau prend sa source dans le réservoir Baskatong, au nord de l'Outaouais, et coule sur 386 km de longueur jusqu'à son embouchure dans la rivière des Outaouais. La qualité de l'eau dans cette rivière, dans les sites étudiés dans le cadre du projet H<sub>2</sub>O, 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 2020. Même que l'année 2020 fut marquée par la moyenne la plus faible au site GR151 depuis le début du programme de suivi. 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 2020 a montré un début d'été similaire aux années précédentes, suivi de mesures particulièrement chaudes en août. Les concentrations en oxygène dissous étaient plutôt élevées au cours du dernier été, ce qui offre un habitat favorable aux organismes aquatiques nécessitant de l'oxygène tel que les poissons. La transparence de l'eau, bien que plutôt faible (ce qui est assez commun pour des rivières), s'est améliorée en 2020. La faible transparence est probablement liée à la présence de particules inorganiques plutôt qu'organiques compte tenu des faibles concentrations en nutriments. Les saisons estivales 2016 et 2017 avaient été marquées d'épisodes plutôt acides, ce qui fut répété en 2020 à nouveau pour le site GR151. Les mesures de pH ont ailleurs franchi le seuil inférieur de protection de la vie aquatique en juillet et en août 2020. Le pH n'a toutefois pas atteint ce seuil au site GR22. Finalement, la conductivité de la rivière Gatineau est basse, ce qui suggère qu'elle obtient peu d'apports en sel par rapport à son volume d'eau.

**Note importante :** La date de l'échantillonnage effectué le 31 août 2020 a été modifié pour le 1<sup>er</sup> septembre, un échantillonnage avait déjà eu lieu en août alors qu'aucun d'avait été fait en septembre.

### 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

2020 étaient similaires aux années antérieures au mois de juillet et septembre. En août, les températures étaient supérieures à toutes les valeurs historiques (Fig 25 A). Effectivement, la température la plus élevée en août 2020 était de 24,37°C à la profondeur de 1 m au site GR151, alors que la température la plus élevée auparavant durant ce mois avait été de 24,3°C en août 2006. Au site GR22, la température de l'eau en août 2020 se situait autour de 23,5°C, alors que les années précédentes étaient plutôt autour de 20,5°C à 23°C. Alors que les trois lacs étudiés dans le cadre du projet H<sub>2</sub>O Chelsea montrent une stratification thermique marquée, les deux sites de la rivière Gatineau sont isothermes et ce, tout au long de la saison estivale. Le courant de la rivière brasse constamment les eaux et permet ainsi une distribution assez uniforme de la chaleur à travers la colonne d'eau. En juillet 2020, l'ensemble de la colonne d'eau aux deux sites était dans la moyenne de températures des années passées, avec une moyenne de 21,09°C au site GR22 et de 21,30°C au site GR151. Les températures ont par la suite légèrement augmenté en août, avec une moyenne de 23,48°C et de 23,60°C aux sites GR22 et GR151, respectivement. Puis, en septembre, les températures de la colonne d'eau étaient semblables aux années passées, avec une moyenne de 20,65°C et 20,58°C aux sites GR22 et GR151, respectivement.

### pH

Les mesures de pH dans la rivière Gatineau ont été dans les valeurs normales comparées aux valeurs historiques au site GR22, puis dans la gamme inférieure (acide) au site GR151 (Fig 25 B). Durant les de juillet et août, les valeurs de pH ont été particulièrement élevées basses au site GR 151, variant entre 6,27 et 6,34 en juillet; et entre 6,09 et 6,12 en août. Toutes ces valeurs dépassent le seuil inférieur pour la protection de la vie aquatique (pH de 6,5) et présentent une forte acidité, ce qui peut être problématique. Étonnamment, le site GR 22 n'atteignait pas le seuil de protection de la vie aquatique lors de ces mêmes échantillonnages. En effet, le pH a varié entre 6,97 et 7,10 en juillet, et entre 6,66 et 7,01 en juillet. Ces valeurs sont très près d'un pH neutre et sont favorables au maintien de l'intégrité écologique. La situation au site GR151 s'est améliorée en septembre avec des valeurs plus proches d'un pH neutre, variant entre 6,7 et 6,73. Il est donc possible que l'épisode acide du site GR151 se soit que temporaire, mais il serait avisé de garder un œil sur ce paramètre de qualité de l'eau lors des prochains échantillonnages.

### Conductivité

La conductivité aux deux sites de la rivière Gatineau est plutôt faible, avec des valeurs entre 30 et 38  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2018, entre 21,41 et 62  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2019; puis entre 26 et 32  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2020; au site GR 22 (Fig 26 A). Les valeurs de conductivité au site GR151 étaient semblables avec des valeurs entre 32 et 47  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2018, entre 23,35 et 67  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2019; puis entre 27 et 34  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2020. Ces valeurs s'apparentent à la majorité des mesures prises durant les années passées et correspondent à la gamme inférieure des valeurs de conductivité typiques pour les lacs et les rivières en Amérique du nord, soit de 20 à 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Kalff, 2001). Il semble donc que la géologie du bassin versant de la rivière Gatineau lui fournisse peu de sels dissous. Aussi, le sel de déglacage appliqué sur les routes ne semble pas affecter significativement le contenu en sels dissous dans la rivière, ou du moins, pas durant l'été.

### Oxygène dissous

Les concentrations en oxygène dissous (OD) sont relativement élevées dans l'ensemble de la colonne d'eau de la rivière Gatineau, et ont été particulièrement élevées en juillet 2020 par rapport aux années précédentes (Fig 26 B). Lors de cet échantillonnage, les concentrations en OD variaient de 8,76 mg/L à 8,83 mg/L au site GR22, puis de 7,92 mg/L à 8,05 mg/L au site GR151. La sonde à oxygène était défectueuse en août alors aucune donnée n'a été mesurée lors de cet échantillonnage. Les teneurs en OD ont ensuite augmenté légèrement en septembre, alors que le site GR22 se situait à des valeurs de 8,55 mg/L à 8,61 mg/L tandis que le site GR151 a connu des valeurs entre 8,42 mg/L et 8,53 mg/L. Ainsi, lors des deux échantillonnages lors desquels l'oxygène dissous a été mesuré aux sites GR22 et GR151, aucune mesure n'a franchi le seuil de protection de la vie aquatique de 6 mg/L. Contrairement aux lacs, le courant dans la rivière Gatineau permet un brassage constant, fournissant ainsi un apport en oxygène dans les couches d'eau plus profondes.

### Phosphore total

La moyenne estivale des concentrations en phosphore total (PT) dans la rivière Gatineau avait légèrement augmenté en 2017 et ce, pour tous les sites de la rivière. En 2018, les concentrations de ce nutriment ont diminué pour atteindre des moyennes très semblables à l'année 2016, soit parmi les moyennes les plus faibles depuis 2014. Les moyennes estivales ont ensuite légèrement

augmenté en 2019, puis se revenues à un niveau semblable à 2018 durant l'année 2020 (Fig 27 A). La moyenne annuelle en 2018, tous les sites confondus, était de 8,45 µg/L; contre 11 µg/L en 2019; 7,58 µg/L en 2018; puis 10,68 µg/L en 2017. De 2014 à 2016, les concentrations moyennes diminuaient légèrement de l'amont vers l'aval, alors qu'en 2017, elles tendaient plutôt à augmenter de l'amont vers l'aval, quoi que la différence de concentration moyenne entre les sites était non-significative. À l'été 2020, le site GR22 avait la moyenne la plus faible de tous; puis les concentrations diminuaient ensuite du site GR70 au site GR151. La moyenne estivale dans les eaux de surface était, aux sites GR22, GR70, GR90 et GR151 (de l'amont vers l'aval) de 7,2 µg/L; 9,5 µg/L; 8,7 µg/L et 8,4 µg/L, respectivement. En somme, compte tenu des variations annuelles, il ne semble pas y avoir de source ponctuelle ou importante de phosphore de l'amont vers l'aval dans la rivière Gatineau entre Wakefield et Chelsea. Les concentrations moyennes estivales annuelles des quatre sites de la rivière Gatineau correspondent à un niveau oligotrophe selon le système de classification du MELCC.

#### Azote Kjeldahl total

Les moyennes de concentration en azote Kjeldahl total (NKT) sont plutôt faibles dans la rivière Gatineau et correspondent à une classe oligotrophe (Fig 27 B). Les concentrations sont demeurées plutôt stables des 2014 à 2020. La concentration annuelle, tous sites confondus, était de 0,45 mg/L en 2020; contre 0,48 mg/L en 2019 et 0,38 mg/L en 2018. Cependant, la différence entre les moyennes de 2014, 2015 et 2016 sont en grande partie causées par des changements de la limite de détection. En 2014, la limite de détection de NTK était de 0,7 mg/L. Tous les échantillons en 2014 ont obtenu un résultat sous la limite de détection et se sont donc vu attribuer la valeur de 0,35 mg/L dans la base de données. En 2015, la limite de détection est passée à 0,3 mg/L, ce qui a permis de détecter les concentrations plus basses que l'année précédente. En 2016, la limite de détection est revenue à 0,7 mg/L.

On remarque une moyenne particulièrement élevée au site GR22 en 2019. Trois échantillonnages ont eu lieu durant cette année avec des résultats de 0,49 mg/L; 1,5 mg/L et 0,4 mg/L. Cette moyenne élevée est donc attribuable à une seule mesure particulièrement élevée, qui correspondait à une classe mésotrophe. Comme il s'agit d'un seul résultat élevé, cela est peu inquiétant, il peut s'agir d'une contamination de l'échantillon ou d'un événement ponctuel. En

2020, les concentrations en NKT ont varié de 0,33 à 0,75 mg/L, ce qui correspond à la classe oligotrophe. De 2014 à 2020, les concentrations en NKT étaient relativement constantes de l'amont vers l'aval entre les sites GR22 et GR151, on ne remarque aucun patron constant d'augmentation ou de diminution de l'amont vers l'aval. Puisque les moyennes sont plutôt stables de l'amont vers l'aval, tout comme pour le phosphore, il ne semble pas y avoir de source ponctuelle et importante d'azote le long de la rivière Gatineau entre Wakefield et Chelsea.

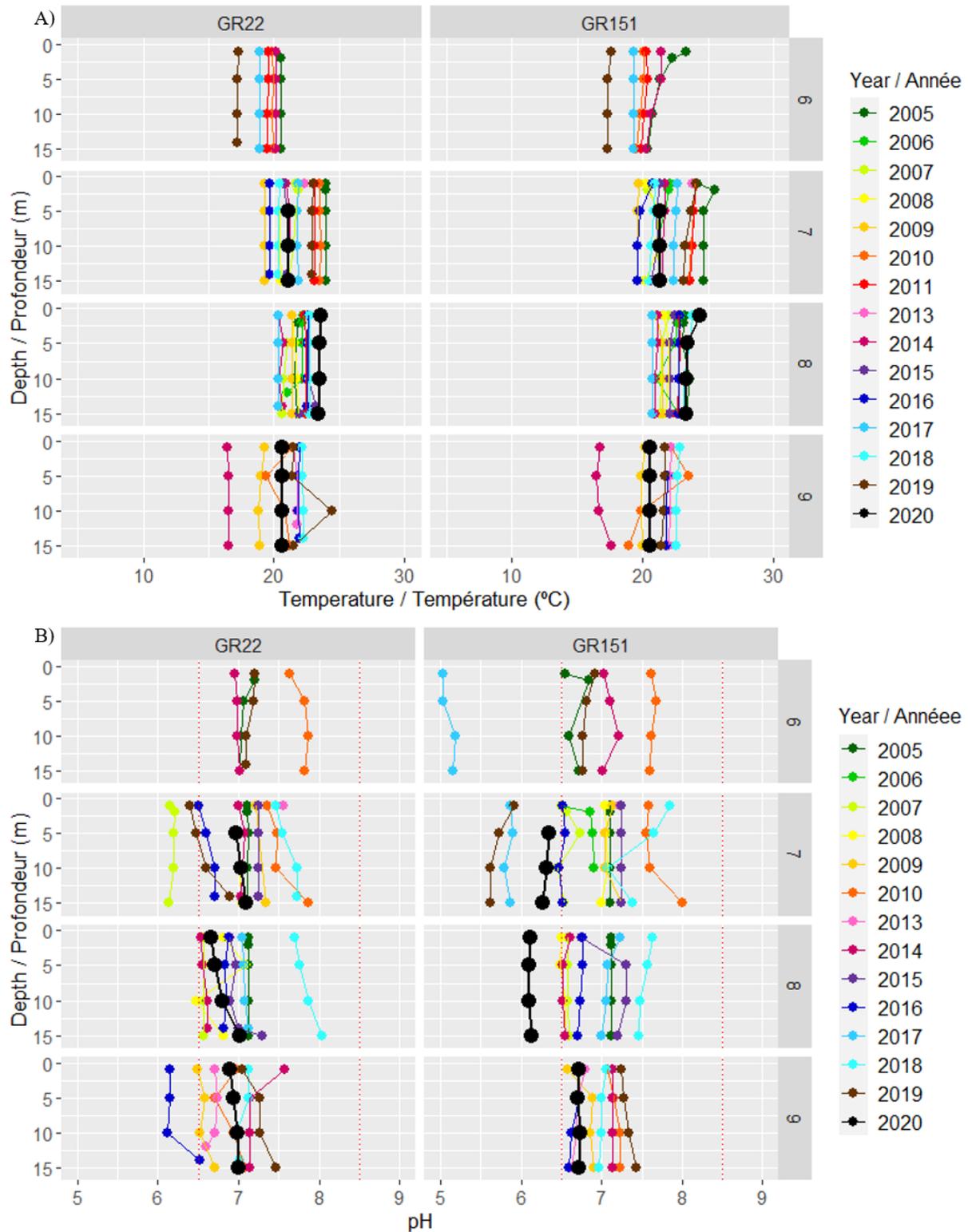
### Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont mesurés aux sites GR70 (quai public de Farm Point) et GR90 (rampe à l'eau Burnett) de la rivière Gatineau. Depuis le début du programme H<sub>2</sub>O, les moyennes ont oscillé entre une qualité de l'eau excellente (< 20 UFC/100 ml) et bonne (20 à 100 UFC/100 ml) (Fig 28 A). Au site GR70, la moyenne estivale minimum atteinte 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, l'année estivale 2020 a marqué la plus moyenne la plus basses à ce jour avec 4,65 UFC/100 ml, alors que la plus moyenne la plus haute a été de 31,88 UFC/100 ml en 2010. En 2020, les moyennes de coliformes fécaux étaient basses et correspondaient à une excellente qualité de l'eau, avec 9,76 UFC/100 ml de moyenne aux deux sites confondus. En terme de variabilité spatiale, il ne semble pas y avoir de patron constant de l'amont vers l'aval dans la rivière Gatineau. Historiquement, les moyennes en coliformes fécaux ont parfois été similaires aux sites GR70 et GR90, parfois plus hautes au site GR70 et parfois plus hautes au site GR90. Il ne semble donc pas y avoir de source ponctuelle ou importante entre le quai public de Farm Point et à la rampe à l'eau Burnett et l'eau est tout à fait convenable à la pratique d'activités récréatives.

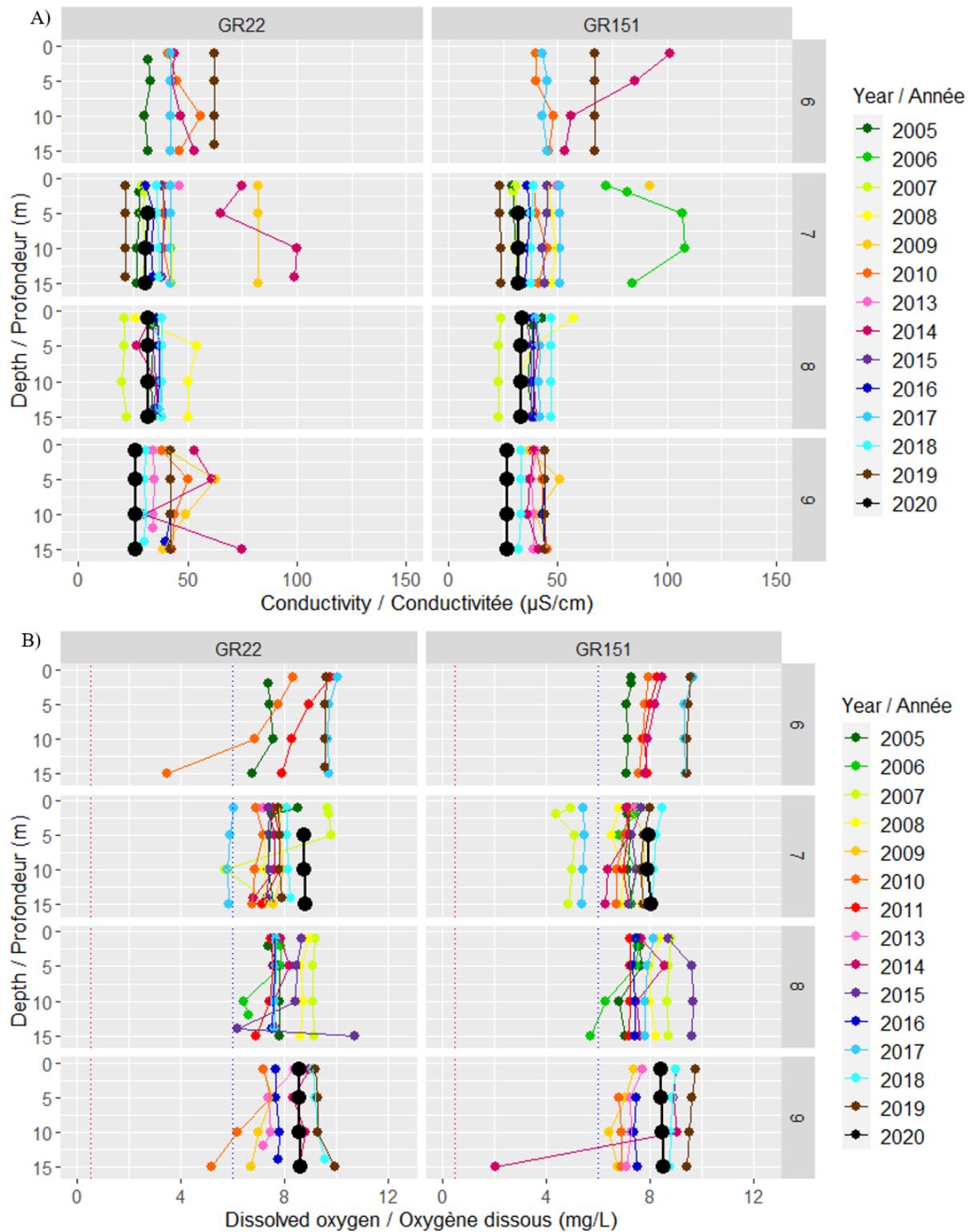
### Transparence

La transparence est mesurée à l'aide d'un disque de secchi (voir la section « Méthodologie ») et dépend principalement de la quantité de particules organiques et non organiques dans l'eau. Cette variable a été mesurée aux quatre sites de la rivière Gatineau à partir de 2009. De manière générale, la profondeur de secchi est plutôt faible et a varié de 0,7 m (GR90 en juin 2010) à 3,10 m (GR20 en septembre 2016) dans la rivière Gatineau depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea (Fig 28 B). Suite à une augmentation de la transparence en 2016 (meilleure

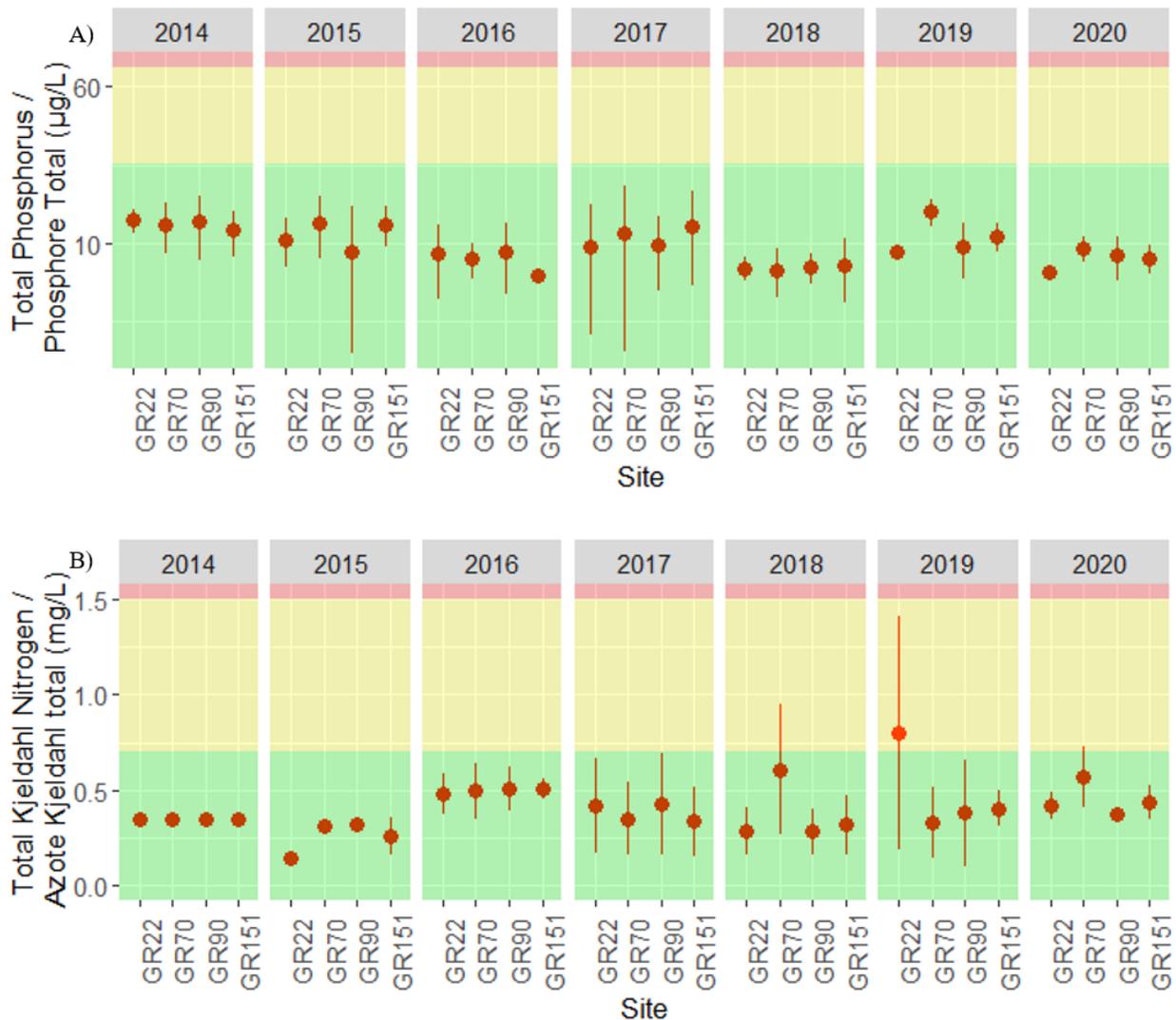
transparence), les moyennes annuelles de transparence ont à nouveau diminué (moins bonne transparence) en 2017 et 2018, puis ont augmenté (meilleure transparence) en 2019 – 2020. Les valeurs mesurées en 2020 étaient parmi les meilleures depuis 2009, avec une moyenne de 2 m au site GR22; 1,9 m au site GR70; 2 m au site GR90 et 2,3 m au site GR151. Les mesures de transparence ont varié entre 1,6 m et 2,75 m au cours de la dernière saison d'échantillonnage. La profondeur de secchi peut renseigner sur le niveau trophique lorsque la turbidité est principalement causée par la présence de phytoplancton dans un plan d'eau. Cependant, dans le cas de la rivière Gatineau, il est fort probable que la turbidité résulte davantage de particules inorganiques dans l'eau que de phytoplancton. Une première raison est que les concentrations en nutriments y sont très faibles (Fig 27), correspondant à une classe oligotrophe. Deuxièmement, une grande partie de la rivière Gatineau, de ses berges et de son bassin versant repose sur des sédiments non consolidés déposés lors de la dernière glaciation (SIGEOM, 2017). Puisque ces derniers sont non consolidés, ils sont relativement faciles à transporter lors du ruissellement, puis amenés vers la rivière Gatineau. Il est donc fort probable que la faible transparence de la rivière Gatineau soit principalement due 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. 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.



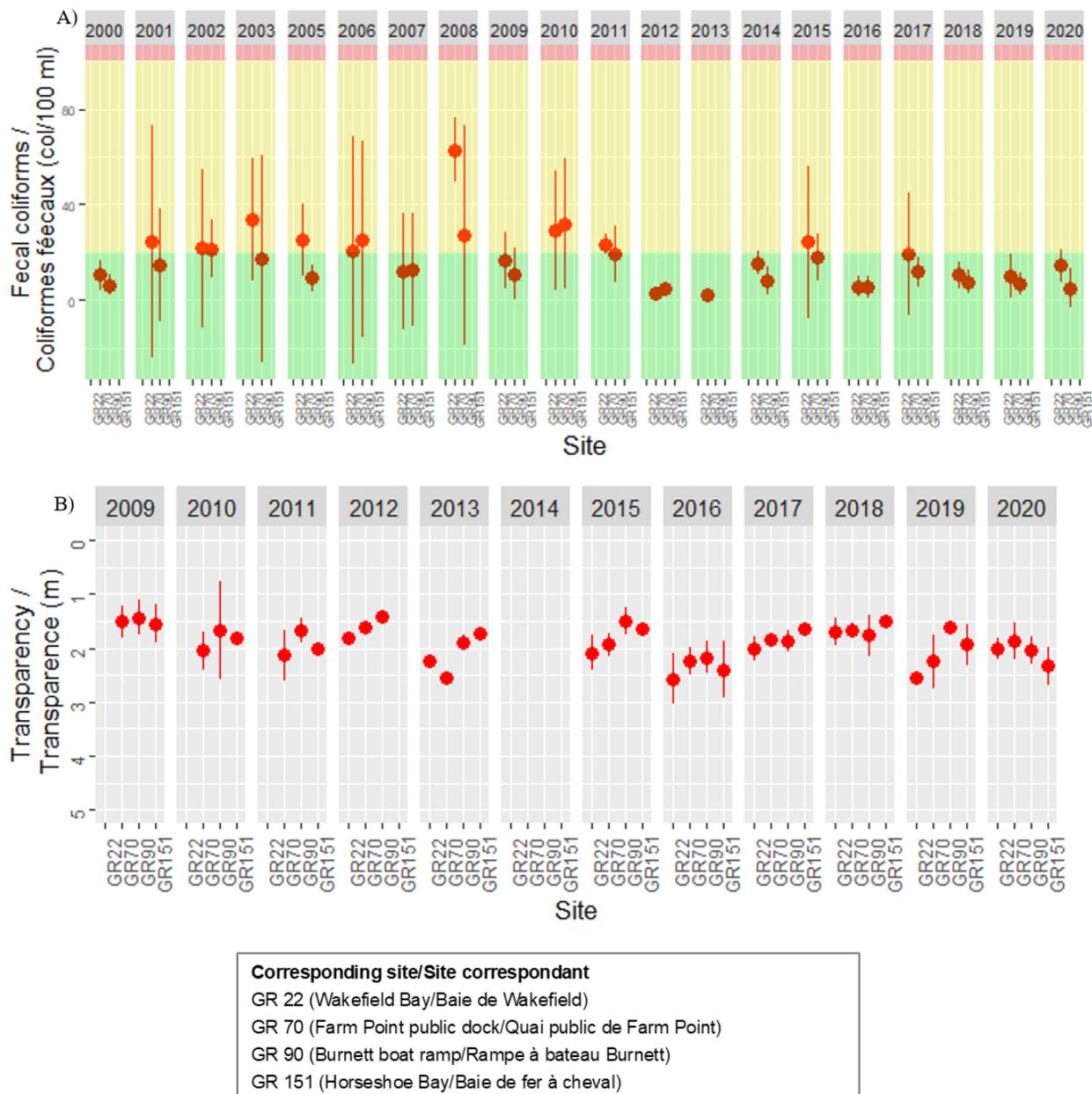
**Figure 26** Profils de A) conductivité aux sites GR22 et GR151, B) oxygène dissous aux sites GR22 et GR151. La ligne pointillée rouge en B) représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).



**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. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe pour les rivières: A)  $< 25 \mu\text{g/L}$ , B)  $< 0,70 \text{ mg/L}$ ; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe pour les rivières: A)  $25 - 75 \mu\text{g/L}$ , B)  $0,70 - 1,50 \text{ mg/L}$ ; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe pour les rivières: A)  $> 75 \mu\text{g/L}$ , B)  $> 1,50 \text{ mg/L}$ .

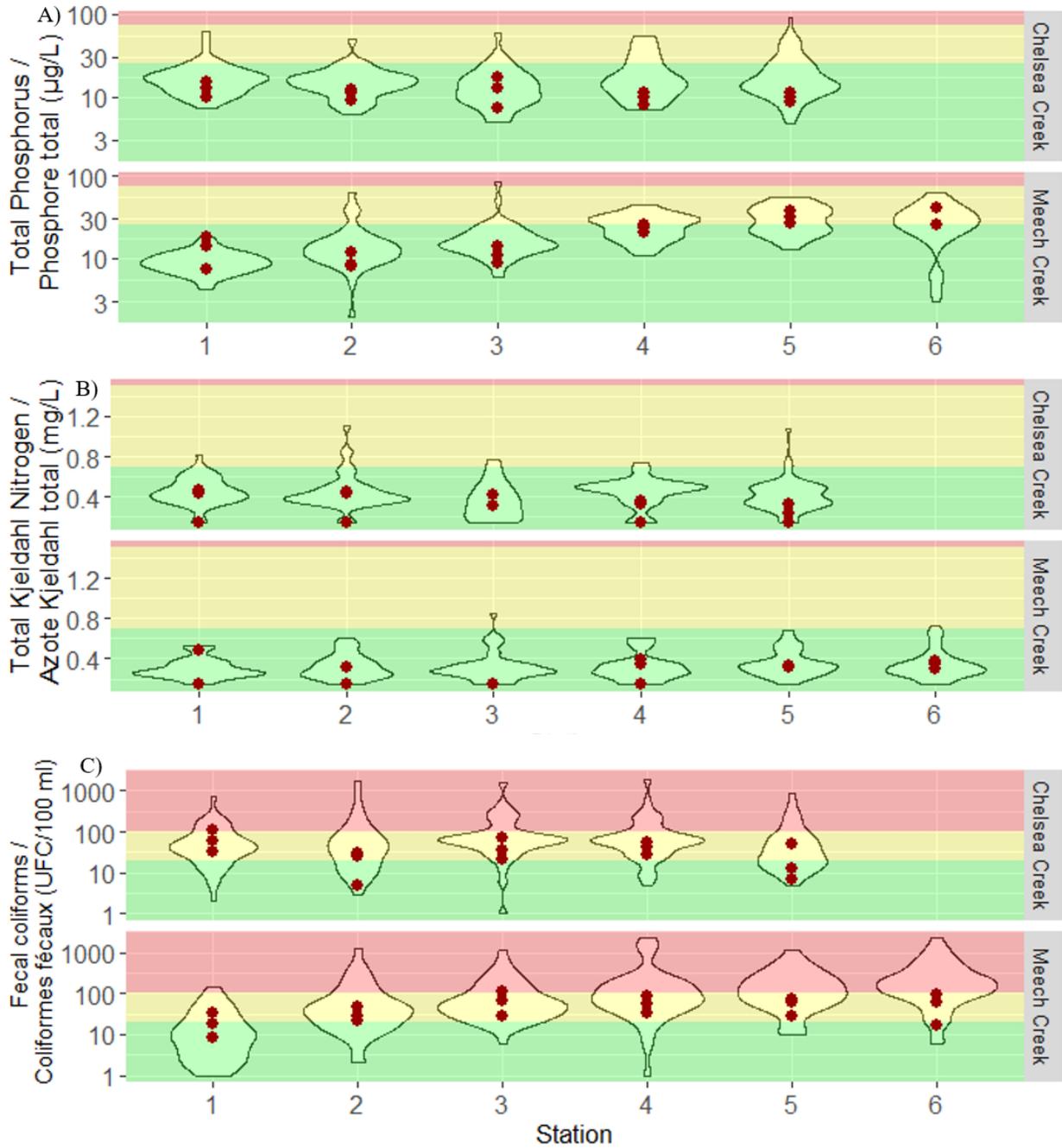


**Figure 28** A) Moyennes géométriques de coliformes fécaux ( $\pm$ écart-type) et B) moyennes de la transparence ( $\pm$ écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval. En A) la zone verte représente une excellente qualité de l'eau ( $< 20$  UFC/100 ml), la zone jaune représente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

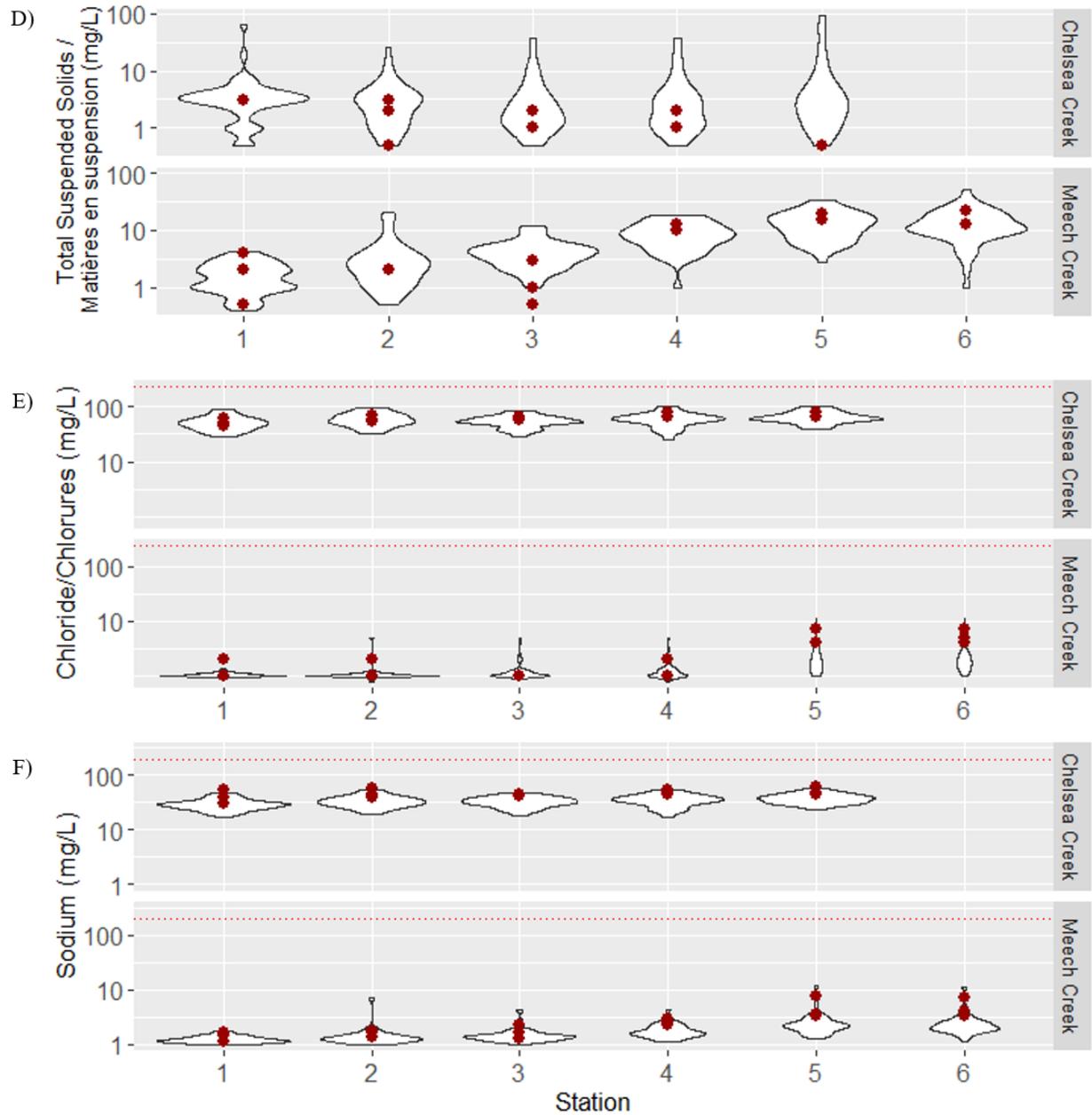
## Ruisseaux Chelsea et Meech

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

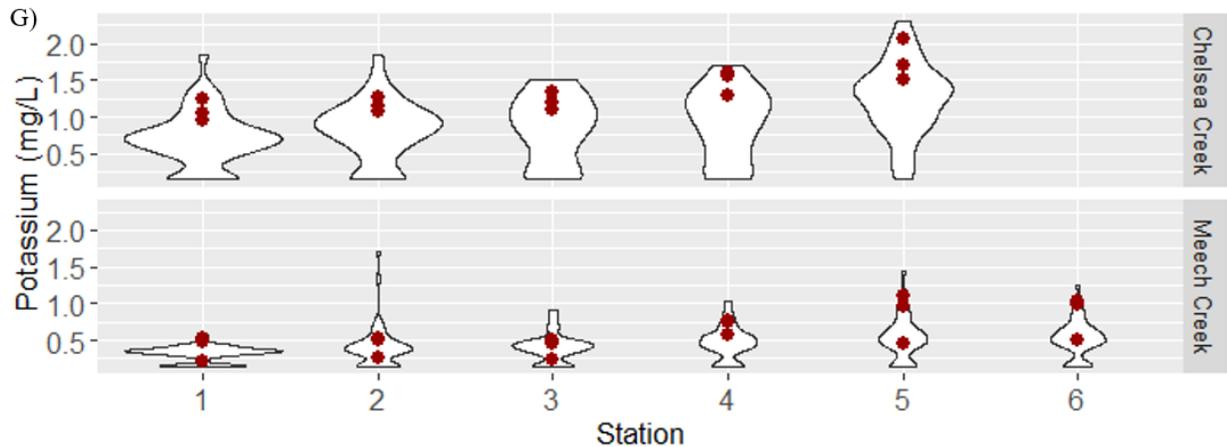
Les ruisseaux Chelsea et Meech correspondent tous deux à la classe de cours d'eau méso-oligotrophe, basé sur leurs concentrations en phosphore total (PT) et d'azote Kjeldahl total (NKT) (Fig 29 A et B). Si les concentrations en PT semblaient stables de l'amont vers l'aval depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea dans le ruisseau Chelsea, le ruisseau Meech montrait plutôt une augmentation graduelle des concentrations de ce nutriment de l'amont vers l'aval. Ce patron est également présent pour l'azote (NKT). En ce qui attrait aux coliformes fécaux, le ruisseau Chelsea et le ruisseau Meech ont connu en 2020 de valeurs semblables aux valeurs historiques, correspondant dans la grande majorité des cas à une qualité d'eau « bonne ». Les valeurs historiques du ruisseau Meech, de même que les valeurs de l'été 2020, montraient un patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval. Le ruisseau Chelsea ne montre habituellement pas de patron spatial de l'amont vers l'aval, ce qui fut encore le cas en 2020. Les matières en suspension ont connu une augmentation de concentration de l'amont vers l'aval dans le ruisseau Meech, alors que les concentrations dans le ruisseau Chelsea étaient plutôt constantes, comme cela était également le cas lors des années précédentes (Fig 29 D). Les concentrations en chlorures et en sodium étaient nettement plus élevées dans le ruisseau Chelsea que dans le ruisseau Meech (Fig 29 E et F). Ceci est probablement dû au fait que le ruisseau Chelsea passe dans le vieux Chelsea et par plus de zones habitées que le ruisseau Meech, recevant ainsi du sel de déglacage appliqué sur les routes en hiver. Les concentrations n'ont cependant pas atteint les seuils de protection de la vie aquatiques dans l'un ou l'autre des deux ruisseaux, pour le sodium et les chlorures. Le ruisseau Chelsea montrait des concentrations en potassium qui augmentaient légèrement de l'amont vers l'aval en 2020 et dans les années passées, alors que les concentrations dans le ruisseau Meech étaient augmentaient très légèrement de l'amont vers l'aval (Fig 29 G).



Station	Corresponding site/ Site correspondant	
	<b>Chelsea Creek</b>	<b>Meech Creek</b>
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	
	<b>Chelsea Creek</b>	<b>Meech Creek</b>
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
	<b>Chelsea Creek</b>
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)
	<b>Meech Creek</b>
	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. Clément/St-Clément)

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

## **Ruisseau Chelsea**

### **Résumé**

La qualité de l'eau dans le ruisseau Chelsea était plutôt bonne en 2020 et a montré plusieurs signes d'amélioration au cours des deux dernières années au niveau des nutriments et des coliformes fécaux, mais une certaine dégradation quant aux ions. Notamment, la moyenne estivale en phosphore total est très basse depuis 2018. Les concentrations en azote ont également diminué depuis 2016 et sont demeurées très basses depuis. Selon ces deux nutriments, le ruisseau Chelsea correspond à la classe oligotrophe. Les matières en suspension avaient également diminué en 2018, ont légèrement augmenté à nouveau en 2019, puis diminué à nouveau en 2020. Les coliformes fécaux étaient demeurés plutôt constants de 2016 à 2019, puis ont diminué en 2020. La grande majorité des échantillonnages de 2016 à 2019 correspondait à une bonne qualité de l'eau puis, en 2020, deux sites ont connu une moyenne estivale correspondant à une « excellente » qualité de l'eau. Pour ce qui est des ions, les concentrations en chlorures et en sodium ont légèrement augmenté de 2017 à 2020, s'apparentant aux concentrations de 2016 dans le cas du sodium, puis toujours inférieur aux concentration de 2016 pour les chlorures. Le potassium avait eu des concentrations similaires de 2016 à 2018, puis a augmenté depuis 2018 pour atteindre la moyenne estivale la plus élevée connue depuis le début du programme. Pour les trois ions étudiés, les concentrations augmentent systématique de l'amont vers l'aval, ce qui suggère la présence de sources d'ions le long du ruisseau Chelsea, par exemple les sels de déglacage et abrasifs et les fertilisants.

Le ruisseau Chelsea compte cinq stations d'échantillonnage (Fig 1). En 2020, le ruisseau a été échantillonné trois fois, contre deux fois en 2019 et cinq fois en 2018. 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, effectué de 2005 à 2008, avait permis d'observer des zones de forte érosion tels des glissements de terrains localisés et des sapements de berges dans la partie inférieure du ruisseau. Ces zones d'érosion ont certainement contribué à la dégradation de la qualité de l'eau dans le ruisseau Chelsea. En 2008, plusieurs sites d'échantillonnage ont été abandonnés pour une multitude de raisons dont la constance entre les résultats interannuels et des

coupures budgétaires. Un nouveau site près de l'autoroute 5 (C8) a été cependant ajouté pour noter les changements possibles dans le développement résidentiel du secteur.

### Phosphore total et azote Kjeldahl total

Les concentrations en nutriments ont diminué de 2016 à 2020 et étaient plutôt faibles lors de la dernière année dans le ruisseau Chelsea, correspondant à la classe de cours d'eau oligotrophe. Les concentrations en phosphore total (PT) avaient augmenté de 2014 à 2015, passant d'une moyenne de 17,04 µg/L pour l'ensemble des cinq stations d'échantillonnage en 2014 à 27,1 µg/L en 2015. En 2016, les concentrations avaient diminué pour reprendre des valeurs similaires à l'été 2014, avec 17,4 µg/L de moyenne. Les concentrations ont continué depuis 2016 de 9,22 µg/L en 2018; de 10,07 µg/L en 2019; puis de 11,06 µg/L en 2020. La moyenne de 2018 avait été la moyenne estivale la plus basse connue depuis 2001 (Fig 30 A). En terme de variation spatiale, les concentrations en PT ont été stables le long du ruisseau de 2019 à 2020, alors qu'elles tendaient à diminuer légèrement de l'amont vers l'aval à l'été 2017 et 2016, et qu'elles tendaient à augmenter de l'amont vers l'aval en 2014 et 2015. Il ne semble donc pas y avoir de sources constantes de phosphore entre les sites d'échantillonnage.

Les concentrations en azote Kjeldahl total (NKT) ont également diminué depuis 2016 (Fig 30 B). Les concentrations à l'été 2020 étaient semblables aux étés 2004 à 2009. La moyenne estivale du dernier été était de 0,31 mg/L, tous sites confondus; contre 0,39 mg/L en 2019 et 0,33 mg/L en 2018. La moyenne de 2020 est parmi les plus basses mesurées à ce jour et correspond à une classe de cours d'eau oligotrophe. Quant au patron spatial, les différentes années montrent différents patrons d'augmentation ou de diminution de l'amont vers l'aval. Il semble donc qu'il n'y ait pas de source d'azote importante et constante le long du ruisseau Chelsea. Il est cependant à noter que durant le programme H<sub>2</sub>O des Collines, de 2011 à 2013, seulement deux sites étaient échantillonnés dans le ruisseau Chelsea, soit C8 et C9. De plus, la limite de détection durant ces années était de 1 mg/L, contre 0,7 mg/L en 2014. Tous les échantillons de 2011 à 2013 ont été sous la limite de détection de 1 mg/L et ont donc eu la valeur de 0,5 mg/L; alors que les échantillons sous la limite de détection en 2014 se sont vus octroyé la valeur de 0,35 mg/L, soit la moitié de la limite de détection de 0,7 mg/L durant cette année.

### Coliformes fécaux

Tout comme pour les nutriments, les dénombrements de coliformes fécaux ont graduellement diminué depuis 2016. En 2020, les valeurs de coliformes correspondaient, de même que pour la plupart des années passées, à une bonne qualité de l'eau. Les moyennes des sites C4 et C9 ont même connu une moyenne estivale qui correspondait à une excellente qualité de l'eau, ce qui n'avait pas été vu depuis plusieurs années. Les valeurs ont varié entre 5 et 110 UFC/100 ml en 2020, tous les sites confondus, contre 5 à 82 UFC/100 ml en 2018 et 13 à 260 UFC/100 ml en 2018 (Fig 30 C). La valeur la plus élevée en 2020 de 110 UFC/100 ml fut mesurée en août au site C2, alors que la deuxième valeur la plus élevée était de 70 UFC/100 ml en août au site C7. 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 de 2016 à 2020 semble être retournée à ce qu'elle avait été historiquement et l'épisode de 2015 ne semblait que de courte durée. De 2016 à 2020, l'eau du ruisseau Chelsea correspondait donc à une bonne qualité de l'eau selon la classification du MELCC pour cette variable.

### Matières en suspension et ions

La tendance historique pour les matières en suspension (MES) est semblable à celle pour les coliformes fécaux. En 2015, les MES avaient atteint des concentrations parmi les plus élevées jamais enregistrées, atteignant une moyenne de 20,7 mg/L au site C9 (Fig 30 D). Cette année était également marquée d'une augmentation notable de l'amont vers l'aval, tout comme il avait été le cas en 2007 et 2009. En 2016 et 2017, nous avons plutôt assisté à une diminution des MES de l'amont vers l'aval, tout comme en 2014, ce qui suggère l'absence de sites d'érosions importants entre l'entrée de la CCN et la route Fleury. Durant cette même période, la moyenne estivale pour l'ensemble des sites a également baissé. En 2018, les matières en suspensions ont été très faibles, avec une moyenne estivale de 1,53 mg/L, tous sites confondus, soit la moyenne estivale la plus basses mesurée depuis le début du programme. Aussi, nous notons en 2018 une légère augmentation des matières en suspension de l'amont vers l'aval, suggérant un certain apport de sédiments et de particules le long du ruisseau. Il est à noter que le rapport 2009 faisait état d'importants signes de dégradation de la qualité de l'eau entre les chemins des Artisans et Loretta. Comme les sites en aval de la route Fleury ne sont plus échantillonnés depuis 2008, il

serait pertinent de ramener les sites C10A (Chemin Loretta) ou C12 (route 105), ou tout autre site en aval de la route Fleury afin d'évaluer si la qualité de l'eau du ruisseau Chelsea se dégrade toujours en aval du chemin des Artisans.

Après un été 2018 avec de très faibles teneurs en MES, l'année 2019 a connu une certaine hausse, suivi d'une nouvelle baisse à l'été 2020. Durant le dernier été, la moyenne estivale était de 1,71 mg/L, tous sites confondus, avec une gamme de valeurs de 0,5 mg/L à 3 mg/L.

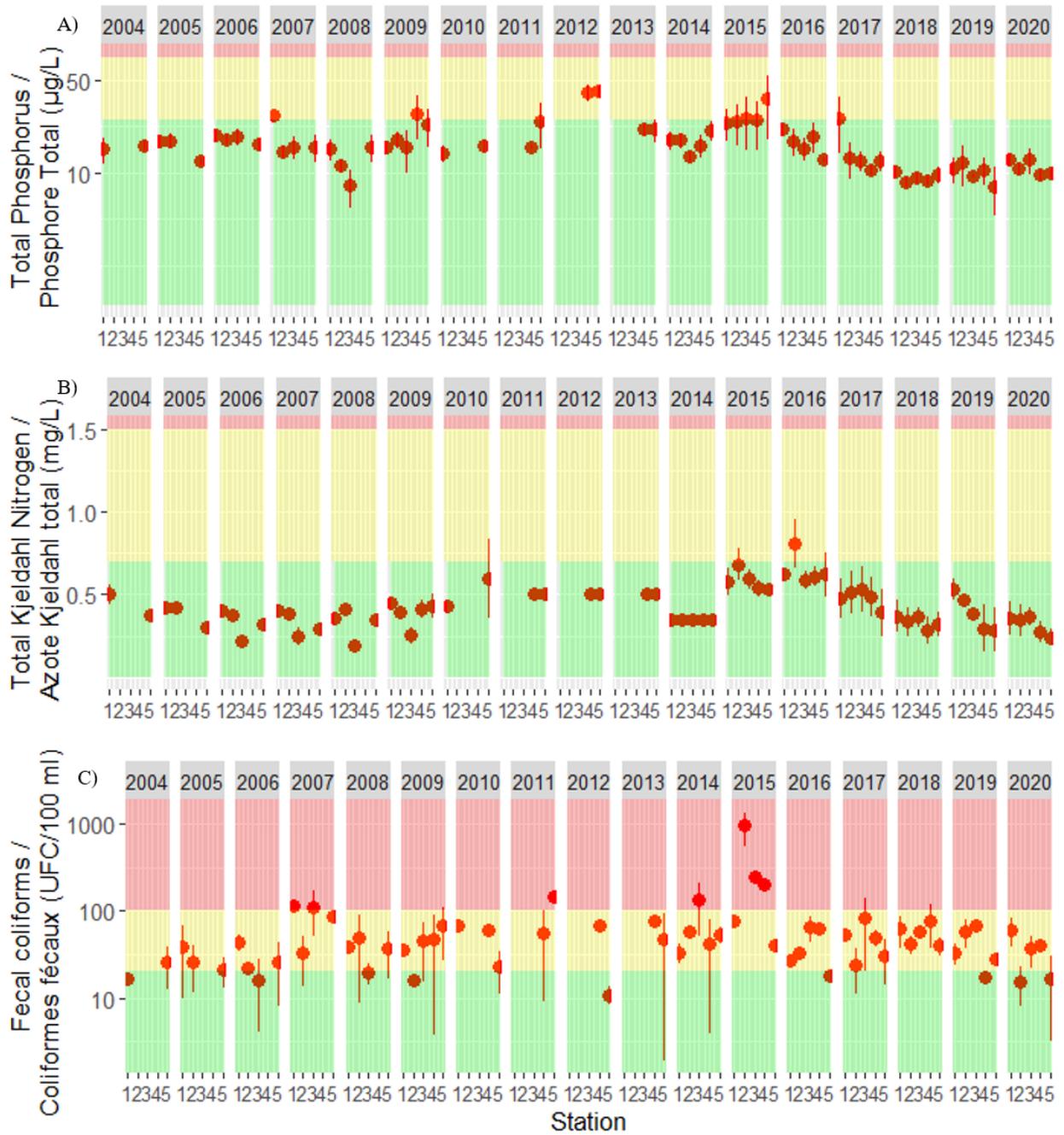
Les concentrations en anions (chlorures, sodium et potassium) ont augmenté de manière constante de 2014 à 2016 (Fig 30 E à G). Suite à une diminution marquée des concentrations en chlorures et en sodium en 2017, les concentrations de ces ions ont augmenté à nouveau de 2018 à 2020 pour s'approcher à un niveau similaire à 2014 - 2015. Les concentrations moyennes annuelles en chlorures étaient de 62,7 mg/L (45 à 81 mg/L) en 2020, de 53,8 mg/L (38 à 71 mg/L) en 2019 et de 58,1 mg/L (43 à 70 mg/L) en 2018, tous sites confondus. Depuis 2014, les concentrations de cet ion augmentent de l'amont vers l'aval de manière graduelle. En 2020, les moyennes estivales moyennes en chlorures aux sites C2, C4, C7, C8 et C9 étaient de 52,3 mg/L; 60 mg/L; 59,3 mg/L; 70,3 mg/L et 71,3, respectivement. Pour ce qui est du sodium, la concentration moyenne annuelle passait de 41,2 mg/L au site C2 à 50,9 mg/L au site C9, avec une moyenne estivale de 46,7 mg/L pour l'ensemble des sites. Ceci est la moyenne estivale la plus élevée depuis le début du programme de suivi.

Contrairement aux concentrations moyennes de chlorures et de sodium qui ont augmenté de 2017 à 2018, les concentrations en potassium sont pour leur part demeurées plutôt constantes de 2016 à 2018. Les valeurs ont ensuite augmenté de 2018 à 2020 (Fig 30 G). La moyenne estivale 2020, tous sites confondus, était de 1,3 mg/L; contre 1,2 mg/L en 2019 et 1 mg/L en 2018.

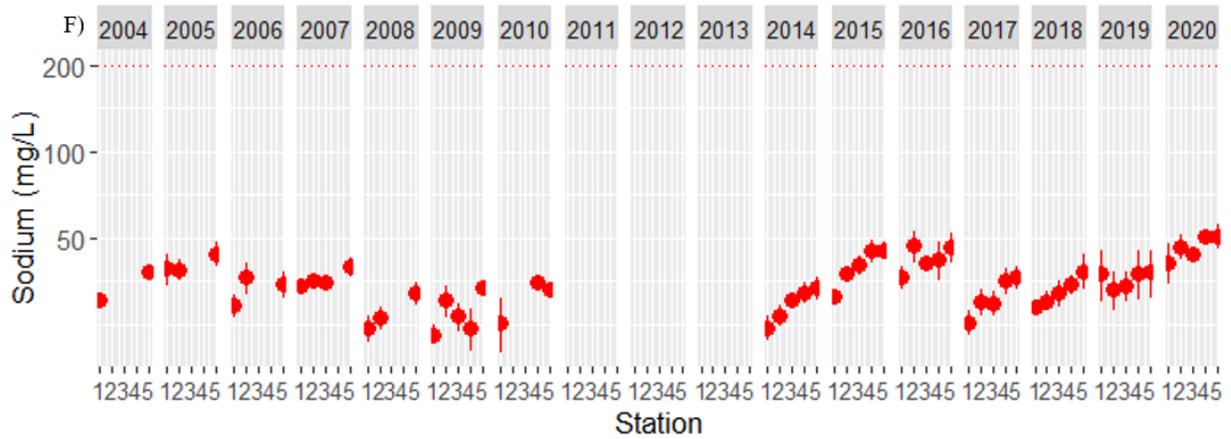
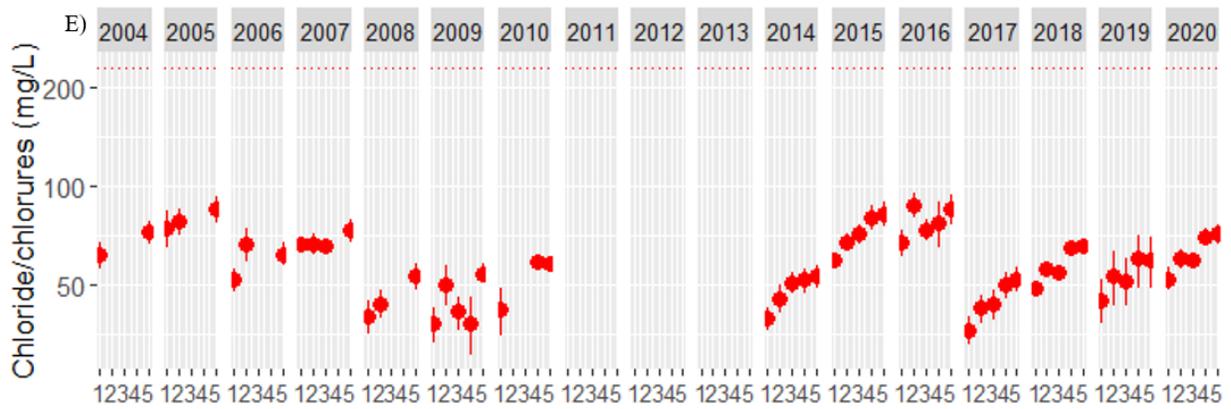
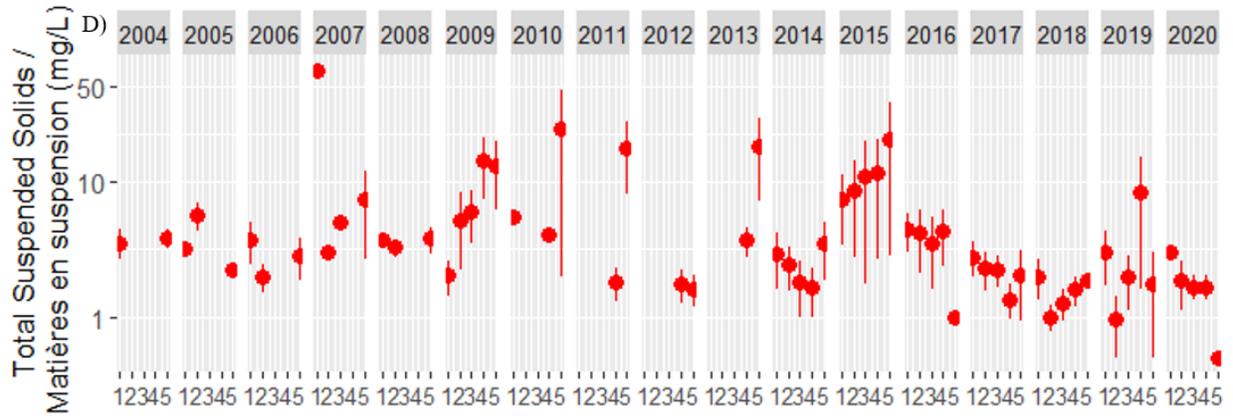
Malgré les quelques variations de concentrations en ions dans le ruisseau Chelsea au cours des dernières années, la tendance d'augmentation de l'amont vers l'aval le long du ruisseau demeure constante. Ce patron constant suggère que des sources d'ions sont présentes entre l'entrée de la CCN et le chemin Fleury, augmentant ainsi la concentration d'ions le long du ruisseau. La source principale des ions est le sel de déglçage appliqué sur les routes durant l'hiver. Les fertilisants,

de même que les eaux grises, peuvent également contenir d'importantes quantités d'ions. En ce sens, il est souhaitable de diminuer la quantité de sel appliquée sur les routes en hiver, tel que déjà effectué par plusieurs municipalités au Québec, en plus de tenter d'identifier les sources d'anions entre l'entrée de la CCN et le chemin Fleury, qui sont probablement les fertilisants et les eaux grises.

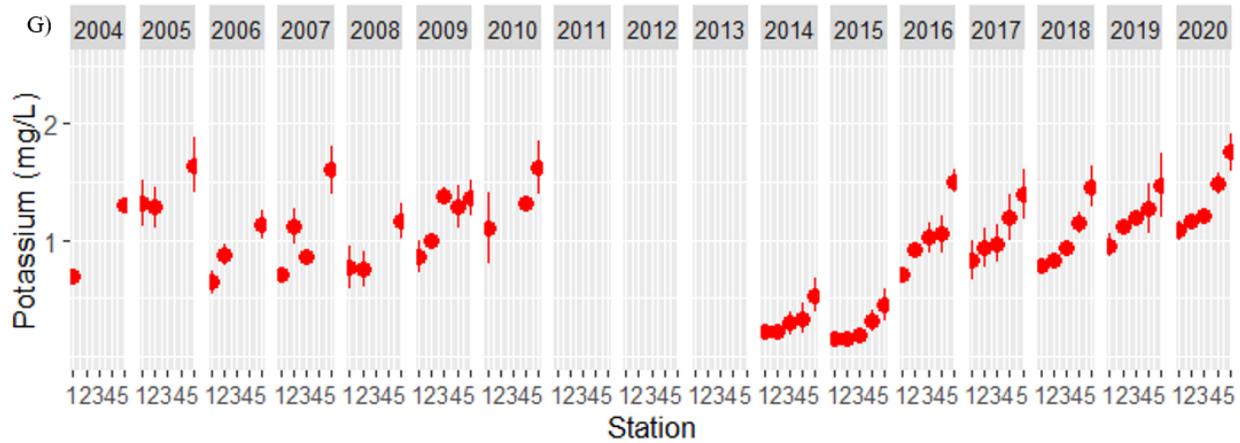
Néanmoins, les concentrations en ions sont basses dans le ruisseau Chelsea et demeurent en dessous des seuils de protection de la vie aquatique émis par le MELCC.



Station	Corresponding site
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
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
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 ( $25$  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 ( $230 \text{ mg/L}$ ); **F**) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique ( $200 \text{ mg/L}$ ) et **G**) Potassium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval.

## **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 2020, le ruisseau a été échantillonné à trois reprises, soit en juin, août et septembre. Dans les années passées, le ruisseau Meech était plutôt échantillonné de trois à cinq fois, souvent de mai ou juin à septembre.

Suite à une certaine dégradation de la qualité de l'eau de 2014 à 2016 dans le ruisseau Meech, ce dernier avait montré plusieurs signes d'amélioration en 2017. Notamment, l'augmentation des concentrations en azote, de même qu'en coliformes fécaux, en anions et en cations qui avait sévit de 2014 à 2016 s'est suivie par une diminution de ces variables en 2017. En 2018 et 2020, les concentrations en azote ont continué de diminuer légèrement. Le phosphore est demeuré assez stable depuis 2018, avec les sites M13A et M14 correspondant à un niveau mésotrophe, alors que les autres sites correspondaient à un niveau oligotrophe. Les coliformes fécaux avaient beaucoup augmenté en 2018 et 2019, atteignant des niveaux inquiétants. Les quatre sites les plus en aval avaient correspondu à une qualité de l'eau médiocre selon ce paramètre en 2018 alors qu'en 2019, ce sont les cinq sites les plus en aval qui correspondaient à une qualité médiocre. Il semblait donc y avoir eu d'importantes sources de contamination le long du ruisseau Meech. Les concentrations de coliformes fécaux ont nettement diminué en 2020, correspondant à une bonne qualité de l'eau. Les concentrations en chlorures, en sodium, en potassium et en matières en suspension ont aussi augmenté depuis 2018 par rapport aux années antérieures, bien qu'elles demeurent bien en deçà des seuils de protection pour la vie aquatique. Le patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval s'est de plus perduré en 2020, ce qui suggère la présence de sources de nutriments, de coliformes fécaux, de sédiments, d'anions et de cations le long du ruisseau Meech. En effet, les concentrations de toutes ces variables augmentent de l'amont vers l'aval et ce, depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea dans la plupart des cas.

Plusieurs variables de qualité de l'eau, notamment les coliformes fécaux, le phosphore et les matières en suspensions, les cations et les anions, étaient assez élevées au début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea, en 2004 et 2005 (Fig 31 A à I). 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, H<sub>2</sub>O Chelsea a déposé une recommandation à la CCN, Environnement Québec et Environnement Canada. Suivant cette recommandation, le bétail a été retiré de la vallée du ruisseau à l'automne 2005. Suite au retrait du bétail, plusieurs variables de qualité de l'eau se sont améliorées. Dans plusieurs cas, cette amélioration fut de relativement courte durée et depuis l'année 2014, nous assistons à une dégradation de la qualité de l'eau dans le ruisseau Meech qui rejoint, voir même surpasse l'état du ruisseau avant le retrait du bétail en 2005. L'année 2017 a cependant avait été marquée d'une diminution de la majorité des variables et avait ainsi montré des signes d'amélioration de la qualité de l'eau. L'été 2018 a cependant connu une ré-augmentation de la plupart des variables, notamment des coliformes fécaux, à un niveau semblable à 2005.

#### Phosphore total et azote Kjeldahl total

Depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea, les concentrations en phosphore total (PT) augmentent généralement de l'amont vers l'aval (Fig 31 A). Les concentrations en ce nutriment avaient légèrement diminué suite au retrait du bétail, de 2006 à 2010. En 2014 et 2015, le PT a augmenté à nouveau pour rejoindre des concentrations similaires à 2004-2005. De 2014 à 2020, les moyennes annuelles de PT par site ont suivi le patron d'augmentation graduelle depuis l'exutoire du lac Meech (site Mout) jusqu'au pont couvert (site M12), suivi d'une certaine stabilité en aval du pont couvert jusqu'au chemin St-Clément (site M14). Suite à diminution générale des moyennes estivales de 2016 à 2017, celles-ci ont à nouveau augmenté en 2018, atteignant un niveau semblable à l'été 2015, puis sont demeurées plutôt constantes de 2018 à 2020. Les concentrations en PT correspondaient d'ailleurs à un niveau oligotrophe de 2018 à 2020 pour les sites Mout, M10, M11 et M12, puis mésotrophe pour les sites M13A et M14. Les moyennes estivales pour les sites Mout à M14 étaient de 13,1 µg/L (7,3 – 18 µg/L); 9,4 µg/L (7,9 – 12,0 µg/L); 11,2 µg/L (8,7 – 14,0 µg/L); 23,0 µg/L (21 – 25 µg/L); 32,0 µg/L (27 – 38 µg/L);

30,7 µg/L (26,0 – 40,0 µg/L), respectivement. Les moyennes estivales de tous les sites sont demeurées plutôt stables au cours des trois dernières années avec 21,3 µg/L en 2018; 19,0 µg/L en 2019 et 19,9 µg/L en 2020.

Pour ce qui est de l'azote Kjeldahl total (NKT), les concentrations avaient légèrement augmenté de 2014 à 2016, puis ont diminué à nouveau de 2017 à 2020, avec une augmentation en 2019 seulement (Fig 31 B). Bien qu'historiquement, les teneurs augmentaient graduellement de l'amont vers l'aval dans le ruisseau Meech, tout comme pour le PT, cette tendance n'a pas été remarquée de 2017 à 2020. La concentration annuelle moyenne en NKT était de 0,26 mg/L (0,15 à 0,49 mg/L) en 2020, contre 0,48 mg/L (0,45 à 0,52 mg/L) en 2019 et 0,30 mg/L (0,15 à 0,64 mg/L) en 2018, tous sites confondus. Toutes ces moyennes correspondent à un niveau oligotrophe. Il est à noter qu'en 2014, la limite de détection en laboratoire pour le NKT avait augmenté par rapport aux années précédentes, passant à 0,7 mg/L. Tous les échantillons en 2014 étaient sous la limite de détection et la valeur de 0,35 mg/L leur a été octroyée, ce qui explique l'homogénéité des résultats durant cette année.

L'augmentation des concentrations en nutriments qui avait eu lieu de 2014 à 2016 dans le ruisseau Meech ne semble pas liée aux conditions dans le lac Meech, où les teneurs en NKT sont pratiquement demeurées inchangées de 2014 à 2016 (Fig 6) alors que les concentrations en PT ont pour leur part diminué (Fig 5). Des sources de nutriments contribuent donc à l'augmentation spatiale et temporelle mesurées dans le ruisseau Meech, depuis l'exutoire du lac Meech jusqu'au chemin St-Clément, particulièrement pour le PT.

### Coliformes fécaux

Les teneurs en coliformes fécaux avaient diminué suite au retrait du bétail à l'automne 2005, puis avaient graduellement augmenté à nouveau de 2014 à 2016, s'approchant des valeurs connues en 2004-2005 (Fig 31 C). En 2017, les concentrations avaient légèrement diminué par rapport aux trois années précédentes pour passer d'une excellente qualité de l'eau aux sites Mout et M10 à une bonne qualité de l'eau aux sites M11 et M12, puis à une qualité de l'eau bonne/médiocre aux sites M13A et M14. À l'été 2018 et 2019, les concentrations en coliformes ont augmenté et ont atteint des concentrations très élevées. Cinq des dix valeurs les plus élevées de coliformes fécaux

depuis le début du programme H2O Chelsea ont été prises en 2018, puis celles-ci proviennent toutes des échantillons prélevés en août. En 2019, seulement la moyenne du site Mout correspondait à une bonne qualité de l'eau, alors que tous les autres sites avaient une moyenne qui correspondait à une qualité médiocre. Les moyennes à l'été 2019 pour les sites Mout, M10, M11, M13A et M14 étaient de 42 UFC/100 ml; 300 UFC/100 ml; 260 UFC/100 ml; 190 UFC/100 ml puis 160 UFC/100 ml, respectivement (aucune valeur prise au site M12 en 2019). En 2020, la situation s'est améliorée. La moyenne estivale au site Mout correspondait à une excellente qualité de l'eau avec 19 UFC/100 ml. Les sites M10, M11, M12, M13A et M14 correspondaient tous à une bonne qualité de l'eau avec 32 UFC/100 ml; 69 UFC/100 ml; 58 UFC/100 ml; 53 UFC/100 ml et 56 UFC/100 ml, respectivement. Les valeurs mesurées en 2020 ont varié entre 8 et 110 UFC/100 ml; alors qu'elles avaient varié entre 42 et 300 UFC/100 ml en 2019; puis entre 2 et 2200 UFC/100 ml à l'été 2018, avec cinq mesures dépassant 1000 UFC/100 ml. Toutes les mesures qui dépassaient 1000 UFC/100 ml avaient été prises au mois d'août en 2018. Il se peut donc que les échantillons du mois d'août aient été contaminés en raison des coliformes fécaux particulièrement élevés, de même qu'une concentration en phosphore anormalement élevée au site M10. Une autre possibilité est que des pluies fortes aient transporté du phosphore ainsi que des coliformes fécaux par ruissellement. En effet, il avait plu la veille de l'échantillonnage du 22 août 2018.

Les valeurs historiques suggèrent l'existence d'apport en coliformes fécaux le long du ruisseau Meech, comme les concentrations augmentent souvent de l'amont vers l'aval. Cette tendance n'a cependant pas été observée en 2019 et 2020.

#### Matières en suspension et ions

Un patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval a été noté pour les matières en suspension (MES) en 2015-2020 (Fig 31 D), les anions (Fig 31 E et F) et les cations (Fig 31 G). Cette tendance était observable en 2020 et historiquement dans la majorité des cas.

Les résultats suggèrent l'ajout graduel de matières en suspension (MES) tout au long du ruisseau Meech, puisque les concentrations en MES tendent à augmenter graduellement entre la décharge du lac Meech et le site M14 (route St-Clément). Ce patron a été observé en 2020, ainsi que dans

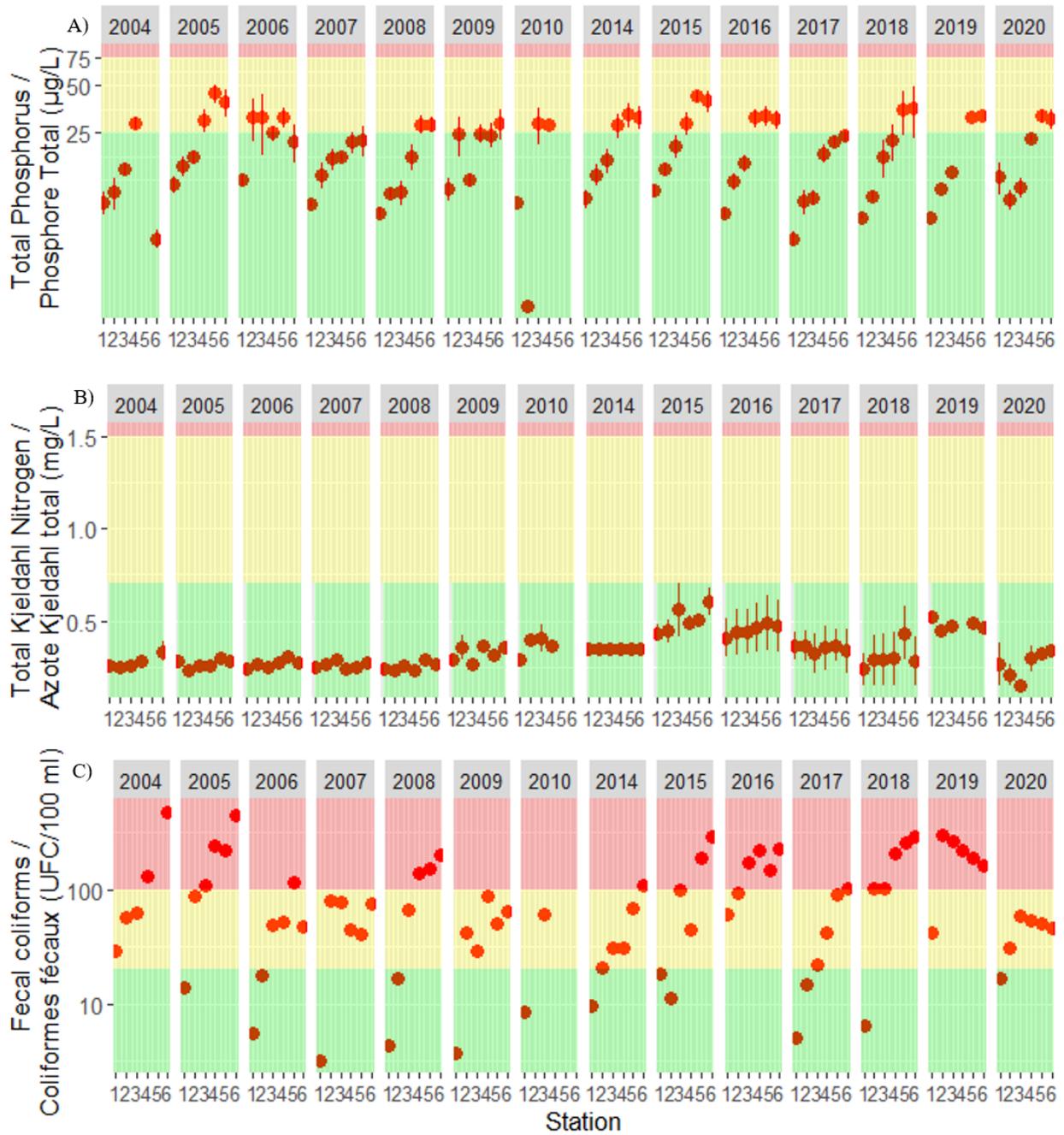
la majorité des années précédentes (Fig 31 D). Tout comme pour les anions et les cations, les concentrations en MES ont légèrement augmenté par rapport aux années 2016 et 2017, variant entre 0,5 mg/L et 22 mg/L en 2020; contre 1,6 mg/L à 19,0 mg/L en 2019; puis 0,5 mg/L à 34,0 mg/L en 2018.

Les concentrations en chlorures ont augmenté en 2018 et 2020 pour la plupart des sites sur le ruisseau Meech (Fig 31 D). En 2017, seulement deux moyennes estivales étaient au-dessus de la limite de détection des chlorures, soit pour les sites M13A et M14 avec des valeurs de 1,8 mg/L et 1,5 mg/L, respectivement. En 2018 et en 2020, une seule moyenne estivale était en-dessous de la limite de détection. En 2020, les sites Mout, M10, M11, M12, M13A et M14 avaient pour moyenne estivale 1,7 mg/L; 1,7 mg/L; 1,0 mg/L; 1,7 mg/L et 5,0 mg/L et 5,4 mg/L, respectivement.

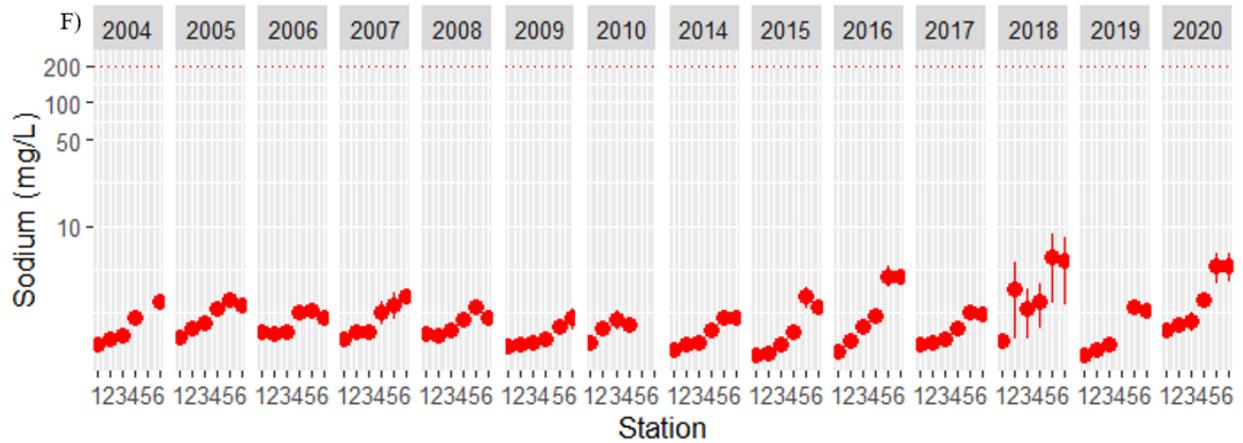
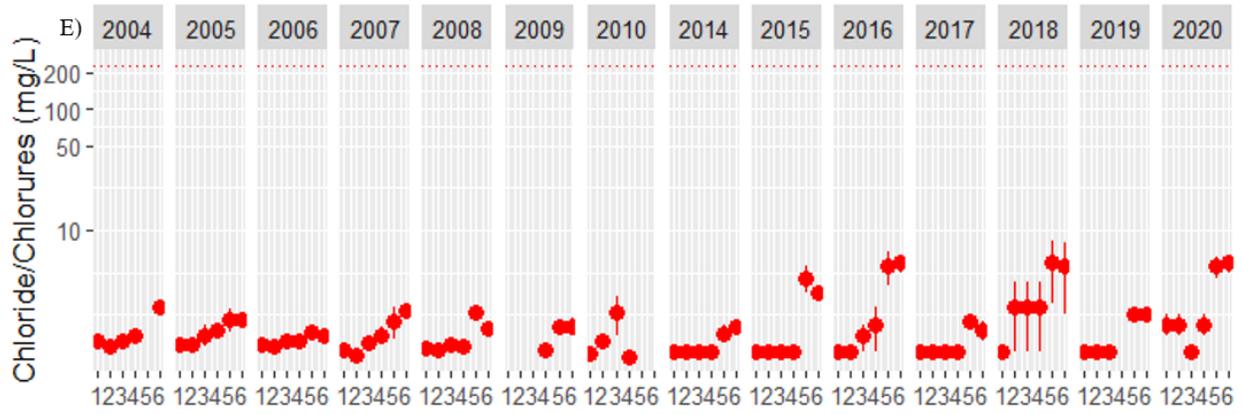
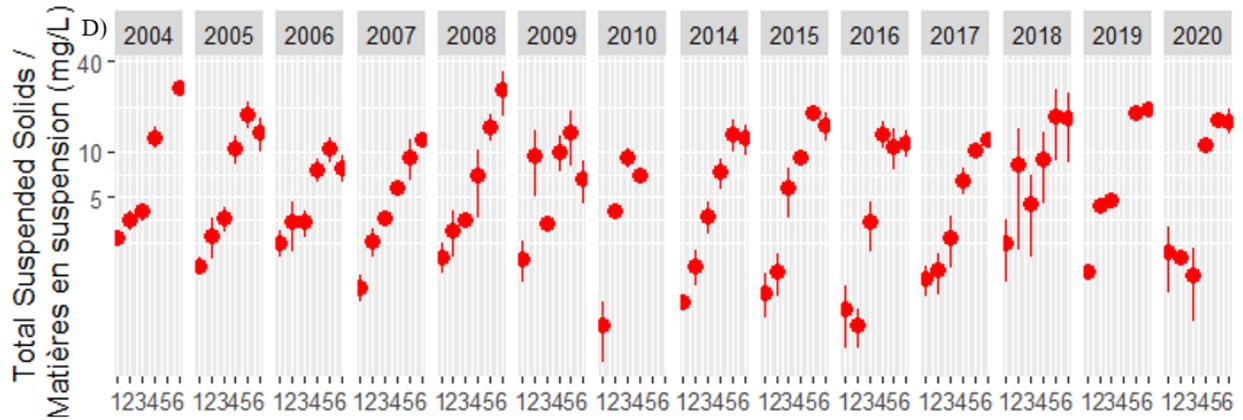
Pour ce qui est du sodium, les moyennes estivales ont varié de 1,1 mg/L (site Mout) à 7,4 mg/L (site 13A) en 2020, alors qu'elles avaient varié de 1,0 mg/L à 2,2 mg/L en 2019 et de 1,1 mg/L à 12,0 mg/L en 2018. Les résultats de 2020 s'apparentent aux résultats de 2018, qui montrent une certaine augmentation par rapport aux années antérieures à 2018, et encore une tendance à l'augmentation du sodium de l'amont vers l'aval. Les mesures prises en 2018 et 2020 représentent d'ailleurs les valeurs les plus élevées depuis le début du programme. De manière similaire au sodium, le potassium montre également en 2020 une tendance à l'augmentation des concentrations de l'amont vers l'aval, avec une augmentation des concentrations en 2018 et 2020 par rapport aux années précédentes pour atteindre les valeurs mesurées les plus hautes depuis 2004. Les moyennes estivales 2020 des sites Mout à M14 étaient de 0,4 mg/L; 0,4 mg/L; 0,4 mg/L; 0,7 mg/L; 0,8 mg/L et de 0,8 mg/L, respectivement. Bien que les concentrations en chlorures, sodium et potassium aient augmentés en 2018 et 2020, elles demeurent bien en deçà des seuils pour la prévention de la contamination pour les organismes aquatiques.

Les mesures prises en 2020, comme les valeurs historiques, suggèrent des zones d'érosion, ou d'autres apports, le long du ruisseau Meech, qui tendent à augmenter les cations, les anions et les MES. L'assise rocheuse dans cette zone est d'ailleurs principalement constituée de sédiments non consolidés déposés lors de la dernière glaciation, principalement du gravier, du sable, du silt et du

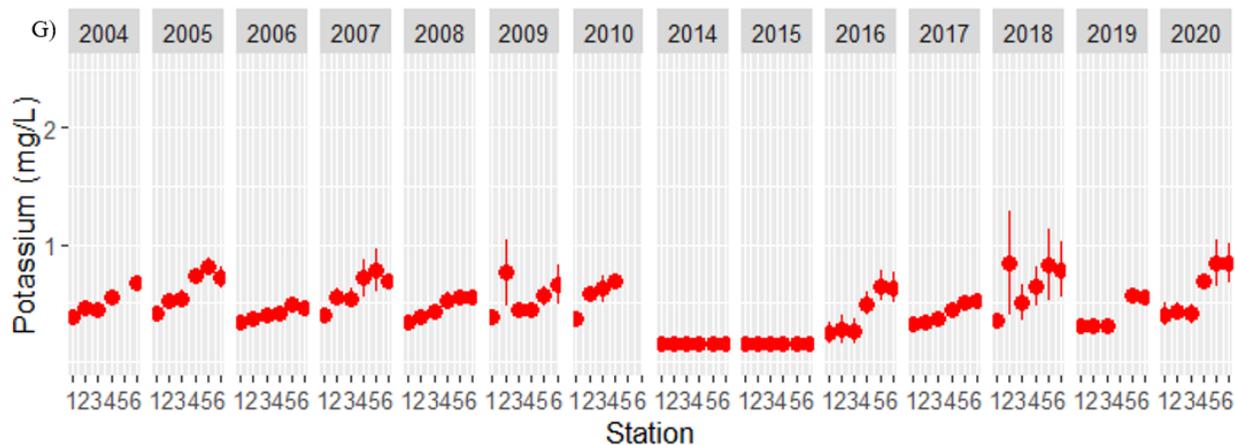
till (SIGEOM, 2017). Ces dépôts non consolidés sont facilement érodables, ce qui pourrait contribuer aux anions, aux cations et aux MES. Aussi, l'autoroute 5 est à la limite entre le bassin versant du ruisseau Meech et de la rivière Gatineau. Tout travaux dans cette zone pourraient donc entraîner des sédiments dans le ruisseau Meech par les eaux de ruissellement, ce qui risque également de contribuer aux anions et aux cations. Finalement, le sel de déglçage appliqué sur les routes en hiver peut également se retrouver dans le ruisseau lors de la fonte des neiges et contribuer à augmenter les teneurs en chlorures et en sodium.



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



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



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

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

## Conclusion et recommandations

Les résultats obtenus en 2020, en combinaison avec les données historiques, suggèrent que la qualité de l'eau de surface sur le territoire de la municipalité de Chelsea semble très bonne à passablement bonne. Au cours des dernières années, quelques signes de dégradation de qualité de l'eau ont été notés dans la plupart des plans d'eau, quoique certains indices d'amélioration aient également été remarqués. Le phosphore total est demeuré plutôt stable dans le lac Mountains, correspondant à un niveau mésotrophe. Dans les lacs Kingsmere et Meech, le phosphore total a aussi légèrement diminué depuis 2012, alors que ces deux lacs correspondent à une classe oligotrophe selon ce critère. On note des signes de relargage de phosphore par les sédiments dans les trois lacs. L'azote Kjeldahl a quelque peu diminué de 2016 à 2020 dans les eaux de surface des lacs Kingsmere et Meech, alors qu'elle a quelque peu fluctué au lac Mountains, oscillant autour de la limite entre les classes eutrophe et mésotrophe. Les coliformes fécaux ont graduellement augmenté de 2013 à 2017 dans le lac Mountains, puis ont baissé graduellement depuis. Les deux derniers étés ont eu une moyenne correspondant à une excellente qualité de l'eau selon ce critère. Les concentrations de coliformes fécaux sont demeurées basses dans les deux autres lacs depuis 2012, correspondant à une excellente qualité de l'eau, à l'exception de l'été 2016 au lac Kingsmere. Le ruisseau Hayworth, quant à lui, a connu des concentrations en coliformes fécaux plus élevées que jamais, ce qui est inquiétant. Le lac Mountains a montré une certaine amélioration des concentrations en oxygène dissous, n'ayant pas atteint l'anoxie en 2020, quoique nous avons seulement des valeurs pour les mois de juin et de juillet. Le lac Kingsmere a seulement des valeurs d'oxygène dissous en juillet 2020, et est demeuré bien au-dessus du seuil de protection de la vie aquatique. L'été 2020 a été marqué par des eaux très chaudes dans les trois lacs en juillet et en août, puis des eaux particulièrement froides en septembre.

La rivière Gatineau semble avoir une très bonne qualité de l'eau, avec une diminution des coliformes fécaux depuis 2011 par rapport aux données historiques; si bien que l'année 2020 a connu des moyennes en coliformes fécaux parmi les plus basses depuis le début du programme de suivi. La transparence s'est légèrement améliorée en 2020 dans cette rivière. 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. Plusieurs signes d'amélioration de qualité de l'eau ont marqué l'été 2020 pour le ruisseau Chelsea, avec une diminution du phosphore total, de l'azote, des matières en suspension et des coliformes fécaux. 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

- Le système d'identification des échantillons dans les données provenant du laboratoire varie beaucoup, ce qui engendre des complications lors de l'intégration des résultats à la base de données. Une solution simple serait d'utiliser le même système que dans la base de données. Par exemple : « BL2\_2020\_10\_18\_2 » :
  - o BL2 : site où l'échantillon a été prélevé
  - o 2020\_10\_18 : date complète (année\_mois\_jour)
  - o 2 : profondeur à laquelle l'échantillon a été prélevé
- 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 2020, quelques valeurs d'oxygène dissous n'ont pu être mesurés alors que d'autres résultats, bien que notés sur les fiches terrain, étaient aberrants et ont dû être retirés de la base de données. 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. Il semble que ces unités soient souvent interchangeables par erreur dans les fiches terrain, ce qui complique l'analyse des données.
- Pour la sonde à pH, il semble qu'elle ait bien fonctionné en 2020. Plusieurs valeurs aberrantes avaient dû être exclues de la base de données en 2016 et 2017, ce qui n'a pas été le cas en 2018 et 2020. Il est donc souhaitable de continuer le bon entretien de cette sonde. La calibration devrait se faire avec trois solutions tampons standard le matin même précédant la prise de données, ou la veille. En cas de doute sur la validité des résultats, la sonde devrait être à nouveau plongée dans les solutions tampons standard de retour après le terrain afin de vérifier l'exactitude des lectures suite à l'échantillonnage.
- Toujours veiller à la prévention des contaminations d'échantillon. Des résultats en coliformes fécaux, ainsi qu'un résultat de phosphore total, avaient été anormalement élevés au ruisseau Meech 2018. Ceci ne fut pas le cas en 2020, ce qui est bon signe. Il est toujours difficile de déterminer si les valeurs très élevées sont réelles ou si elles sont le résultat de contamination. Les mesures préventives de contaminations sont toujours adéquates et importantes (porter des gants, ne pas respirer sur les échantillons, ouvrir la bouteille à la dernière minute et ne pas faire toucher le bouchon ou le pourtour de l'ouverture à d'autres objets).
- Dans les fiches terrain, dans la section portant sur la pluie, mettre les options suivantes : « 24 hours », « 48 hours », « 48 hours – 1 week » et « > 1 week ». De cette façon, au moins une case sera cochée sur chaque fiche terrain, ce qui évitera d'avoir des cases vides dans la base de données. Aussi, selon les trois options de cases actuelle, il est difficile de savoir si la personne a omis de remplir cette section, ou si la dernière pluie remonte à plus d'une semaine.

## Lacs

- La conductivité au lac Kingsmere a été anormalement élevée en septembre 2020. Il faudra suivre ce lac afin de vérifier s'il s'agissait d'un simple événement ponctuel ou d'une tendance. Une concentration trop élevée de sels, ce qui se traduit par une forte conductivité, peut nuire sérieusement aux espèces aquatiques.
- La concentration en oxygène dissous était plutôt basse en 2020 dans le lac Mountains. Il faudra s'assurer de bien calibrer et entretenir cette sonde et surveiller ce paramètre au cours des prochains échantillonnages. L'oxygène est essentiel au maintien de la faune aquatique, comme les poissons.
- En 2020, comme dans le passé, le terrain de golf semble apporter du phosphore au lac Mountains. Il est avisé de s'assurer que les bandes riveraines et que l'utilisation de fertilisants sont conformes et raisonnables pour éviter d'apporter de grandes quantités de ce nutriment vers le lac.
- Le lac Mountains avait connu une augmentation des coliformes fécaux constante de 2013 à 2017. L'année 2017 avait été parmi les moyennes les plus élevées depuis le début du programme. Les résultats se sont améliorés de 2018 à 2020 et nous espérons qu'il en soit de même pour les années à venir. Il serait avisé d'évaluer les sources potentielles de coliformes fécaux pour éviter une perte de la qualité d'eau dans ces lacs. S'assurer de la conformité des fosses septiques des résidents aux alentours du lac serait souhaitable pour éviter les contaminations vers le lac.
- Le lac Kingsmere avait connu une augmentation des coliformes fécaux constante depuis l'année 2012, similaire au lac Mountains. En 2017, les concentrations ont fortement diminué, mais seulement deux échantillonnages avaient été effectués au cours de l'été 2019. Il était ainsi difficile de déterminer si les concentrations en coliformes avaient effectivement diminué, ou s'il s'agissait d'un effet de la diminution du nombre d'échantillons prélevés. En 2020, trois échantillonnages ont eu lieu et les concentrations étaient plutôt basses. Il est souhaitable de continuer les efforts afin de limiter les coliformes fécaux dans le lac Kingsmere et d'effectuer au moins trois échantillonnages par été.
- L'hypolimnion du lac Meech est souvent 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. Cela aiderait également à limiter le relargage de phosphore par les sédiments.
- Aux deux sites du lac Meech, les concentrations en azote ammoniacal et en phosphore sont basses dans l'épilimnion et le métalimnion, puis augmentent dans l'hypolimnion. Dans cette dernière couche, les concentrations en azote ammoniacal ont parfois dépassé le seuil établi par l'Organisation Mondiale de la Santé au-delà duquel l'efficacité de la désinfection et du traitement est compromise. Ce fut le cas au site ML5 à la profondeur de 15 m et de 16 m de juillet à octobre 2017. Ainsi, si des résidents prélèvent l'eau du lac Meech à des fins de consommations, il serait important que la prise d'eau se situe à une profondeur moindre que 15 m, ou encore d'adopter des mesures de traitement adéquates. De plus, les mesures d'azote ammoniacal sont parfois faites dans toute la colonne d'eau, parfois dans le bas de l'hypolimnion seulement. Si possible, faire ces analyses sur l'ensemble de la colonne d'eau afin d'avoir une meilleure idée de la répartition de l'azote ammoniacal, une forme toxique de l'azote, dans la colonne d'eau.

### 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 H<sub>2</sub>O Chelsea. En 2017, la sonde à pH avait éprouvé des difficultés en juin et en juillet et les lectures étaient anormalement basses (autour de 5,0) et ont été exclues des graphiques. Il semble que les valeurs de pH étaient de retour à un niveau plus normal en 2018. En 2020, le site GR151 avait des valeurs de pH plutôt acide en juillet et en août, alors que ce n'était pas le cas au site GR 22. Il serait avisé de bien calibrer la sonde à chaque échantillonnage et de surveiller ce paramètre attentivement à la rivière Gatineau.

### 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 en chlorures, en sodium et en potassium de 2014 à 2016. Les concentrations en anions (chlorures), sodium et potassium ont fortement diminué en 2017, puis ont graduellement augmenté à nouveau jusqu'en 2020. Afin de s'assurer que les concentrations en anions et cations demeurent suffisamment pour assurer une bonne qualité de l'eau, il serait indiqué de continuer de diminuer les sources potentielles, 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 variables avaient diminué, mais le patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval a perduré. En 2018 et 2019, les coliformes fécaux ont atteint des niveaux parmi les plus élevés depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea, avec plusieurs mesures supérieures à 1000 UFC/100 ml. Heureusement, les coliformes fécaux ont à nouveau diminué depuis. Il serait tout de même avisé de chercher les causes de l'augmentation important en coliformes fécaux, tel que des barrages de castor, du bétail, ou des zones d'érosion par exemple, afin de les limiter dans le ruisseau Meech. Le phosphore a lui aussi augmenté en 2018 après une période stable de 2014 à 2017, puis est demeuré stable de 2018 à 2020. Tout comme pour les coliformes fécaux, il serait souhaitable de diminuer les intrants afin d'éviter une plus grande détérioration de la qualité de l'eau.

## Références

- Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved oxygen (freshwater). In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.  
[<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/177>]
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. & Smith, V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8, 559–568.
- Kalff, J. 2001. Limnology : Inland water ecosystems. Prentice Hall, New Jersey. Print.
- MELCC (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques). *Critères de qualité de l'eau de surface*. Document consulté en février 2017. [En ligne]. [http://www.MELCC.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/details.asp?code=S0306](http://www.MELCC.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0306)
- Oram, B. 2014. Water Research Center. *Ammonia in groundwater, runoff, and streams*. Document consulté en avril 2017. [En ligne].  
<http://www.water-research.net/index.php/ammonia-in-groundwater-runoff-and-streams>
- SIGEOM. 2017. Système d'Information Géomineière du Québec. Document consulté en février 2017. [En ligne]. [http://sigeom.mines.gouv.qc.ca/signet/classes/I1108\\_afchCarteIntr?l=F](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.