

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

## Rapport annuel sur l'état de l'eau de surface en 2016 en comparaison avec les valeurs historiques

Avril 2017

Préparé par :

Marie-Pierre Varin, M.Sc. biologie

Révisé par :

Véronique Juneau, M.Sc. biol.

Mélanie Lacroix, B.Sc. biol.

Service de l'urbanisme et du développement durable

Municipalité de Chelsea



# Table des matières

<b>Remerciements .....</b>	<b>iii</b>
<b>Résumé .....</b>	<b>iv</b>
<b>Liste des tableaux .....</b>	<b>v</b>
<b>Liste des figures .....</b>	<b>vi</b>
<b>Introduction .....</b>	<b>1</b>
<b>Objectifs généraux.....</b>	<b>2</b>
<b>Méthodologie.....</b>	<b>2</b>
<b>Description des paramètres étudiés et des concepts clés .....</b>	<b>8</b>
<b>Résultats et discussion.....</b>	<b>17</b>
<b>Lacs : aperçu et comparaisons entre les lacs Mountains, Kingsmere et Meech .....</b>	<b>17</b>
Lac Mountains (Beamish) et ruisseau Hayworth.....	29
Lac Kingsmere .....	43
Lac Meech.....	54
<b>Rivière Gatineau .....</b>	<b>67</b>
<b>Ruisseaux Chelsea et Meech .....</b>	<b>76</b>
Ruisseau Chelsea .....	80
Ruisseau Meech .....	86
<b>Conclusion et recommandations .....</b>	<b>94</b>
<b>Références .....</b>	<b>98</b>

## 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 2016: Dan Boucher, Brigitte Desmeules, Ernie Tardiff, Margaret Tardiff (lac Kingsmere); Joanne Hamilton et Hawley McDonald (lac Meech); Steve Labossière et Pamela Williams (lac Mountains (Beamish)); Louise Gancz (ruisseau Chelsea); les Amis de la rivière Gatineau (*Friends of Gatineau River*), notamment Ronnie Drever, Steve Ferguson, Alain Piché et Neil Faulkner (rivière Gatineau).

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, 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 2016 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. Les données indiquent que les trois lacs présentent une stratification thermique et sont dimictiques (deux brassages par année), ce qui est typique pour des lacs en régions tempérées. La fin de l'été 2016 semble avoir été plus chaude que les années passées, puisque les températures de tous les lacs de même que la rivière Gatineau étaient supérieures aux années antérieures. Le lac Mountains est de classe méso-eutrophe tandis que les lacs Kingsmere et Meech sont plutôt oligo-mésotrophes. On note une certaine dégradation de la qualité de l'eau dans les lacs Mountains et Kingsmere, principalement une augmentation des concentrations en azote et en coliformes fécaux. Les concentrations en phosphore sont quant à elles demeurées plutôt stables dans ces deux lacs. Si les concentrations en nutriments sont demeurées similaires aux valeurs historiques dans le lac Meech, les concentrations dans l'hypolimnion ont augmenté en 2016, indiquant un relargage par les sédiments. Le lac Mountains (Beamish) a cependant montré des signes d'amélioration par une augmentation de l'oxygène dissous dans la colonne d'eau. En effet, ce lac n'a pas montré de période d'anoxie en 2016, contrairement aux années précédentes. Le ruisseau Hayworth a été échantillonné depuis plusieurs années afin de mesurer l'impact du terrain de golf sur la qualité de l'eau du lac Mountains (Beamish). Les résultats ne permettent pas d'établir clairement si le ruisseau contribue significativement aux concentrations en nutriments et en matières en suspension dans le lac Mountains (Beamish).

Les concentrations en nutriments dans la Rivière Gatineau ont été basses et stables depuis 2014, correspondant à la classe de cours d'eau oligotrophe. Les teneurs en coliformes fécaux ont diminué dans la dernière décennie, correspondant à une excellente qualité de l'eau. La rivière a cependant été particulièrement acide en 2016, une situation qui mérite d'être surveillée.

L'eau des ruisseaux Chelsea et Meech est passablement bonne, quoique l'on observe certains signes de dégradation de qualité de l'eau au cours des trois dernières années avec notamment, une augmentation de l'azote et des ions dans les deux ruisseaux. Les résultats suggèrent l'existence de sources d'ions le long du ruisseau Chelsea. Le long du ruisseau Meech, il semble aussi y avoir des sources de nutriments, de coliformes fécaux et de sédiments. Le ruisseau Chelsea démontre davantage d'effets de perturbations humaines que le ruisseau Meech, avec notamment des plus hautes concentrations en ions.

## Liste des tableaux

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

## Liste des figures

<b>Figure 1</b> Localisation des sites d'échantillonnage du programme H <sub>2</sub> O Chelsea .....	p. 5
<b>Figure 2</b> Bassins versants des lacs Meech, Kingsmere et Mountains (Beamish), ainsi que leurs sites d'échantillonnage .....	p. 6
<b>Figure 3</b> Stratification thermique typique des lacs tempérés montrant l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion, ainsi que leurs caractéristiques principales.....	p. 16
<b>Figure 4</b> Profils de A) température, B) pH (les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme; seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5. Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0), C) conductivité et D) oxygène dissous (la ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue représente le seuil de protection pour la vie aquatique) dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech de mai à novembre 2016.....	p. 25
<b>Figure 5</b> A) Moyennes de phosphore total (±écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2016 et B) profils des concentrations en phosphore total dans la colonne d'eau en 2016 des lacs Mountains (Beamish), 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) .....	p. 26
<b>Figure 6</b> A) Moyennes d'azote Kjédahl total (±écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2016 et B) profils des concentrations d'azote Kjédahl total dans la colonne d'eau en 2016 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe (< 0,35 g/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) .....	p. 27
<b>Figure 7</b> Moyennes des coliformes fécaux (±écart-type) de 2003 à 2016 dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml) .....	p. 28
<b>Figure 8</b> Profils des températures du lac Mountains (Beamish) de 2003 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise .....	p. 37
<b>Figure 9</b> Profils du pH au lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0 .....	p. 38
<b>Figure 10</b> Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Mountains (Beamish) de 2003 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite 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 g/L) .....	p. 39
<b>Figure 11</b> Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjédahl total et C) chlorophylle <i>a</i> dans le lac Mountains (Beamish). Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2016 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2015. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L, B) > 0,65mg/L, C) > 8 µg/L .....	p. 40
<b>Figure 12</b> Concentrations en A) phosphore total et B) matières en suspension dans les deux sites du ruisseau Hayworth et au lac Mountains (Beamish) de 2004 à 2016. Les chiffres de 6 à 9 indiquent le mois d'échantillonnage. En A), la zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe (lac : <10 µg/L; cours d'eau : <25 µg/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (lac : 10 à 30 µg/L; cours d'eau : 25 à 75 µg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe (lac : > 30 µg/L; cours d'eau : >75 µg/L). Note : les zones de couleur sont décalées entre les sites H2 et BL2, car les valeurs correspondant aux trois niveaux trophiques sont différentes pour les cours d'eau (H1 et H2) et les lacs (BL2) ...	p. 41

<b>Figure 13</b> Niveau trophique du lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2016 selon le système de classification du MDDELCC. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre .....	p. 42
<b>Figure 14</b> Profils des températures du lac Kingsmere de 2003 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise .....	p. 49
<b>Figure 15</b> Profils du pH au lac Kingsmere de 2014 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0 .....	p. 50
<b>Figure 16</b> Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Kingsmere de 2003 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).....	p. 51
<b>Figure 17</b> Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote kjeldahl total et C) chlorophylle <i>a</i> 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 2016 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2015. 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 .....	p. 52
<b>Figure 18</b> Niveau trophique du lac Kingsmere de 2014 à 2016. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre .....	p. 53
<b>Figure 19</b> Profils des températures du lac Meech de 2003 à 2016, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise .....	p. 61
<b>Figure 20</b> Profils de pH du lac Meech de 2014 à 2016, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0 .....	p. 62
<b>Figure 21</b> Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Meech de 2003 à 2016, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).....	p. 63
<b>Figure 22</b> Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle <i>a</i> dans la colonne d'eau du lac Meech, aux sites Meech Lake 3 et Meech Lake 5. Les chiffres de 6 à 11 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2016 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2015. 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 ...	p. 64-65
<b>Figure 23</b> Niveau trophique du lac Meech de 2014 à 2016. Les valeurs présentées sont les moyennes pour les deux sites au lac Meech (ML3 et ML5) de juin à octobre.....	p. 66
<b>Figure 24</b> 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 .....	p. 72
<b>Figure 25</b> 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) .....	p. 73
<b>Figure 26</b> A) Moyennes de phosphore total (±écart-type) et B) moyennes d'azote Kjeldahl total (±écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval, de 2014 à 2016. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe pour les rivières: A) < 25 µg/L, B) < 0,70 mg/L; les zones	

jaunes correspondent à un niveau mésotrophe pour les rivières: A) 25 – 75 µg/L, B) 0,70 – 1,50 mg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe pour les rivières: A) > 75 µg/L, B) > 1,50mg/L ..... p. 74

**Figure 27** A) Moyennes géométriques de coliformes fécaux ( $\pm$ écart-type) et B) moyennes de la transparence ( $\pm$ écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval, de 2014 à 2016. En A) la zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml). En B) la zone verte représente une transparence correspondant à une classe oligotrophe (> 5m), la zone jaune représente une transparence correspondant à une classe mésotrophe (5 à 3,5 m) et la zone rouge représente une classe eutrophe (< 2,5 m)..... p. 75

**Figure 28** 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 2016 alors que les zones ombragées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2004 et 2015. Les sites sont placés de l'amont (gauche) vers l'aval (droite) ..... p. 77-79

**Figure 29** Évolution des moyennes annuelles ( $\pm$ erreur type) en **A**) phosphore total (zone verte : oligotrophe (< 5 µg/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 75 µg/L)); **B**) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe (< 0,7 µg/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 1,5 µg/L)); **C**) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)); **D**) matières en suspension; **E**) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L); **F**) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L) et **G**) Potassium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval, de 2004 à 2016 ..... p. 83-85

**Figure 30** Évolution des moyennes annuelles ( $\pm$ erreur type) dans le ruisseau Meech en **A**) phosphore total (zone verte : oligotrophe (< 25 µg/L), zone jaune : mésotrophe (25 à 75 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 75 µg/L)); **B**) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe (< 0,7 µg/L), zone jaune : mésotrophe (0,7 à 1,5 µg/L), zone rouge : eutrophe (> 1,5 µg/L)); **C**) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml)); **D**) matières en suspension; **E**) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (230 mg/L); **F**) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique (200 mg/L); **G**) Potassium ; **H**) Calcium et **I**) Magnésium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval, de 2004 à 2016 ..... p. 91-93

## 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, rivières et 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 2016, ainsi qu'en 2014-2015, sont présentés dans le tableau 1 ainsi que dans la figure 1. Certains de ces sites ont également été échantillonnés depuis un plus grand nombre d'années; les données historiques de ces sites en particulier sont présentées dans les figures pertinentes dans la suite du rapport. Les sites d'échantillonnage sur les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech, ainsi que leur bassin versant respectif, sont présentés à la figure 2. Les caractéristiques physiques principales des lacs d'études sont présentées dans le tableau 2.

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

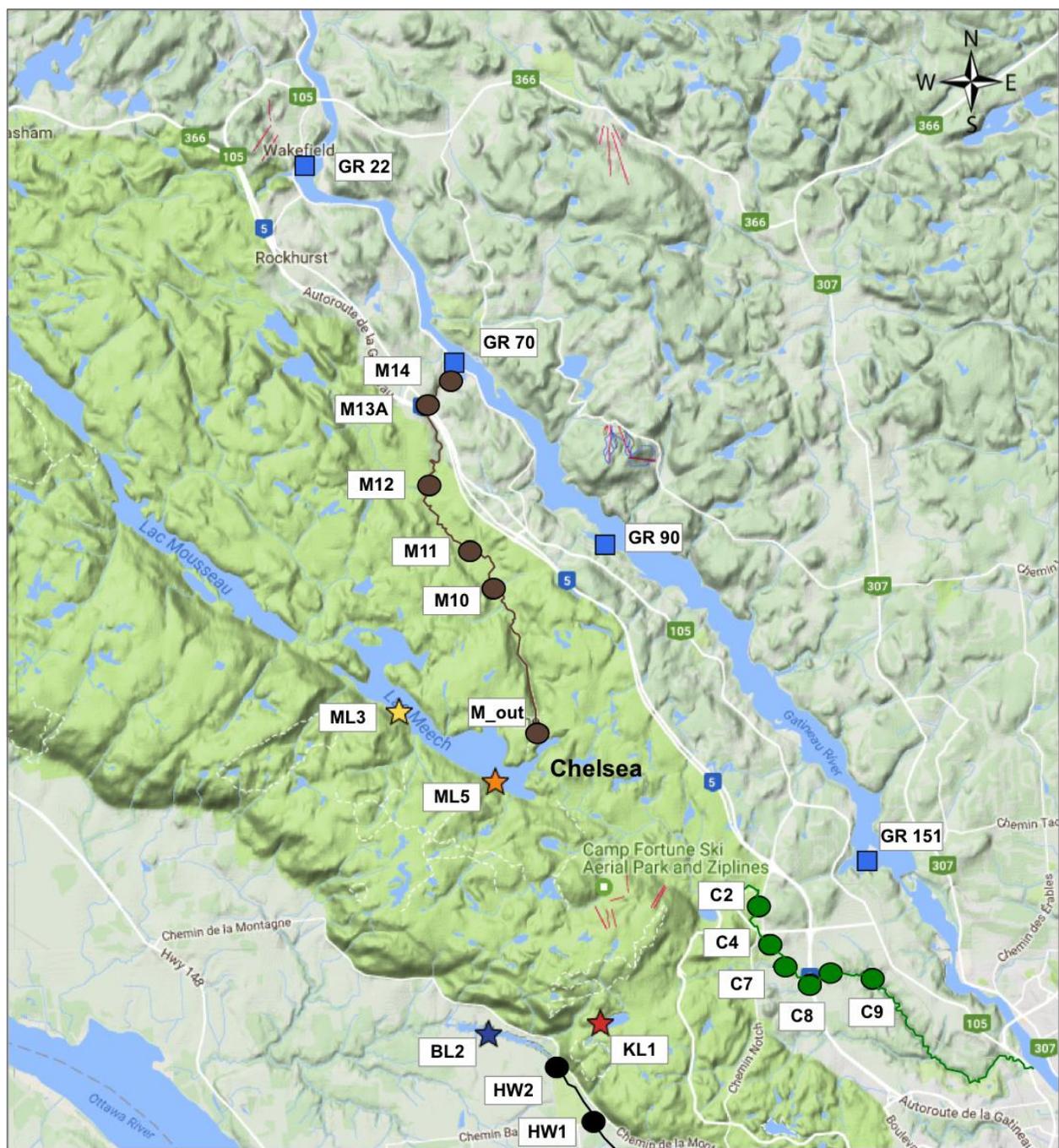
le métalimnion et l'hypolimnion sont également prélevés à l'aide d'un échantillonneur de Van Dorn afin de mesurer les paramètres suivants : phosphore total, azote Kjeldahl total, et chlorophylle *a*. Des échantillons d'eau prélevés à un mètre sous la surface de l'eau des lacs sont utilisés pour mesurer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

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

**Tableau 1** Liste des sites d'échantillonnage du projet H<sub>2</sub>O Chelsea.

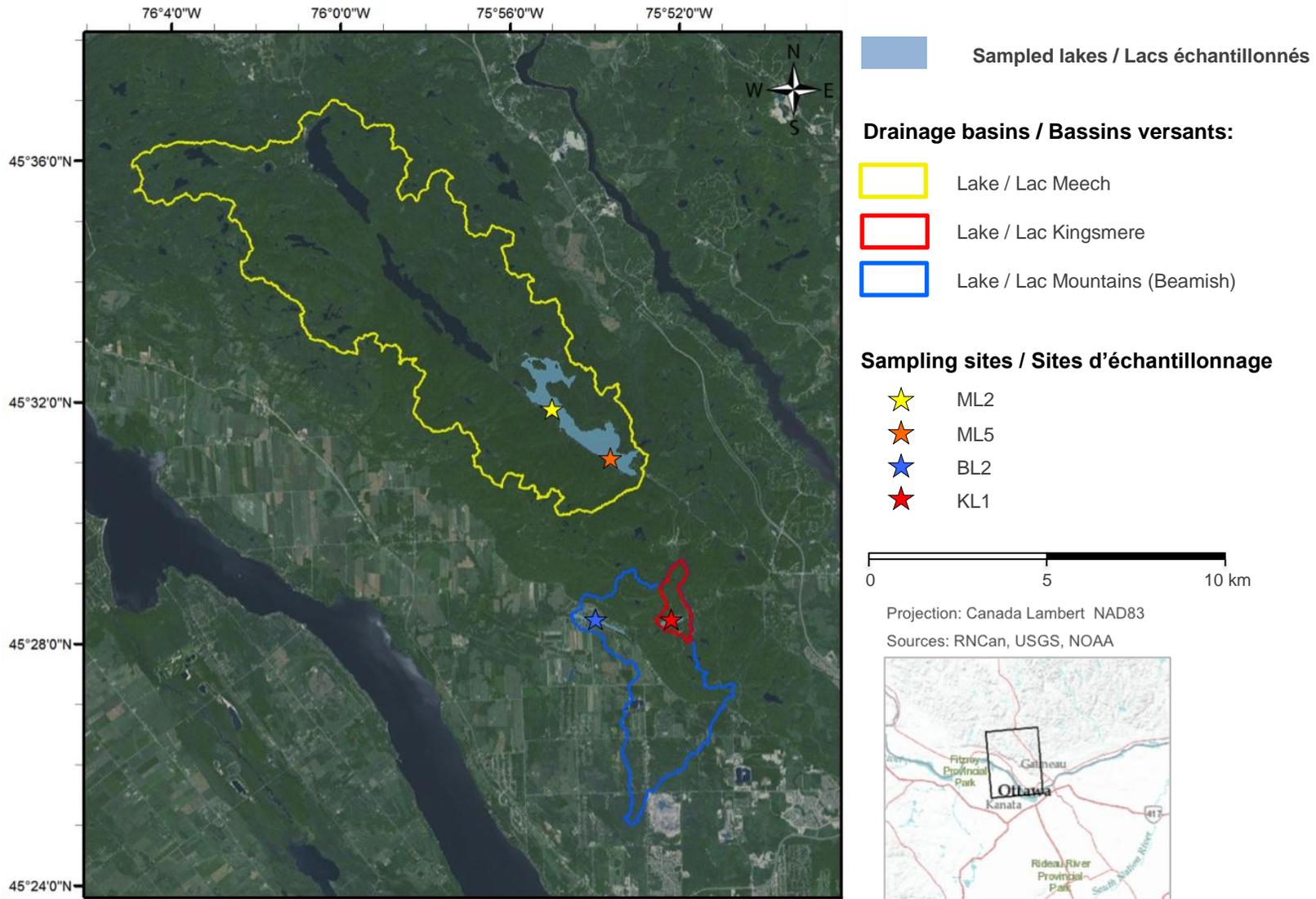
<b>Nom du plan d'eau</b>	<b>Code de site</b>	<b>Coordonnées</b>	<b>Note</b>
Lac Mountains (Beamish)	BL2	45.48512°N; -75.88067°O	Zone la plus profonde
Lac Kingsmere	KL1	45.48698°N; -75.85252°O	
Lac Meech	ML3	45.54191°N; -75.90328°O	
Lac Meech	ML5	45.52969°N; -75.87894°O	
Gatineau River 22	GR22	45.63874°N;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



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



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



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

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

	Lac Mountains (Beamish)	Lac Kingsmere	Lac Meech
Superficie du lac (m <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 paramètres 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 MDDELCC n'inclut pas l'azote Kjeldahl total dans le système de classification du niveau trophique des lacs et des rivières. Cependant, Kalff (2001) et d'autres ouvrages estiment qu'une concentration d'azote Kjeldahl total < 0,35 mg/L correspond à un lac oligotrophe; de 0,35 à 0,65 mg/L à un lac mésotrophe et de > 0,65 mg/L à un lac eutrophe (tableau 3).

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

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

**Chlorophylle a / Chlorophyll a** (µg/L)

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

**Chlorures / Chlorides** (mg/L)

Les chlorures sont une composante naturelle de l'eau douce et de l'eau salée et sont essentiels à la vie. Depuis l'utilisation de sel pour déglacer les routes en hiver, les concentrations de chlorures dans plusieurs lacs et rivières ont fortement augmenté. 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.

**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 filtrant un volume d'eau prédéterminé à travers une membrane, laquelle est ensuite déposée dans un milieu de culture. Dans ces conditions, les bactéries formeront des colonies qu'il est ensuite possible de compter. Selon cette méthode, les coliformes fécaux sont exprimés en UFC/100 ml, soit le nombre d'unités formant des colonies par 100 ml d'eau échantillonnée.

**Conductivité / Conductivity** (µS/cm)

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

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

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

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

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

### Niveau trophique / *Trophic level*

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

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

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

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

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

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

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

Normalement, les eaux de surface sont saturées en oxygène en raison du contact constant avec l'atmosphère. Dans les plans d'eau peu profonds et en mouvements, 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. Aussi, la dégradation de la matière organique consomme de grandes quantités d'oxygène. Les lacs eutrophes tendent à avoir un hypolimnion hypoxique (faible concentration en oxygène dissous, soit  $< 2$  mg/L) peu de temps après la stratification thermique, mettant en péril les organismes qui nécessitent de l'oxygène pour leur survie.

De faibles quantités en oxygène dissous peuvent causer des effets létaux ou sublétaux chez les organismes aérobies, particulièrement les poissons. Les effets incluent : perte d'équilibre, diminution de la croissance, retard dans le développement et augmentation du taux de mortalité des embryons, retard dans l'éclosion des œufs et augmentation du taux de malformations. Des effets similaires peuvent également affecter plusieurs invertébrés tel que les insectes. Le MDDELCC recommande que les valeurs d'oxygène dissous demeurent supérieures à 6 mg/L

(pour des eaux entre 10 et 20°C) pour la protection de la vie aquatique. En deçà de ces concentrations, les poissons et autres organismes aérobies risquent de subir les effets mentionnés précédemment. Il arrive que la concentration naturelle en oxygène dissous dans l'hypolimnion soit plus faible que celle recommandée. Dans de telles situations, il est recommandé d'éviter l'ajout de matières biodégradables, puisque la décomposition de celles-ci diminuerait davantage la quantité d'oxygène dissous. L'anoxie, soit l'absence d'oxygène, est normalement 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 CO<sub>2</sub> dissous et ainsi augmente le pH (devient plus basique) tandis que la respiration diminue le pH (devient plus acide) en générant du CO<sub>2</sub>. Le pH varie dans la colonne d'eau en fonction, notamment, des organismes présents (photosynthétiques vs aérobie) et des minéraux en solution. Si de légers changements de pH n'ont pas forcément d'impacts majeurs directs sur les organismes aquatiques, ceux-ci peuvent en subir des impacts indirects. En effet, les changements de pH affectent la solubilité et la disponibilité des nutriments comme le phosphore, l'azote et le carbone, des minéraux et des contaminants. Par exemple, les métaux lourds sont davantage solubles, et donc toxiques, dans des eaux acides. Le MDDELCC recommande un pH entre 6,5 et 9,0 pour la protection de la vie aquatique, puis de 6,5 à 8,5 pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique. Un pH inférieur à 6 peut entraîner des effets tels l'apparition d'espèces de plankton non désirables ainsi que des altérations du 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. Certains contaminants sont plus toxiques à un pH élevé. Par exemple, la toxicité de l'ammoniac est 10 fois plus élevée à un pH de 8 qu'à un pH de 7.

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

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

Le phosphore est un élément essentiel pour tous les organismes vivants et est souvent considéré comme le nutriment le plus important. Si cet élément est présent de matière 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 est fort complexe et fait encore le sujet de beaucoup de recherche scientifique. 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 conditions oxygènes (présence d'oxygène), le fer a une forte capacité d'adsorption pour le phosphore et ces deux éléments forment un complexe insoluble qui précipite au fond du lac et demeure à la surface des sédiments, tant que la quantité d'oxygène soit suffisante. Si des conditions anoxiques se développent, le fer devient soluble et est relâché dans la colonne d'eau, de même que le phosphore auquel il était lié. Dans certains lacs, le relargage de phosphore par les sédiments est si important qu'il peut excéder la quantité de phosphore reçue par les sources externes.

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

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

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

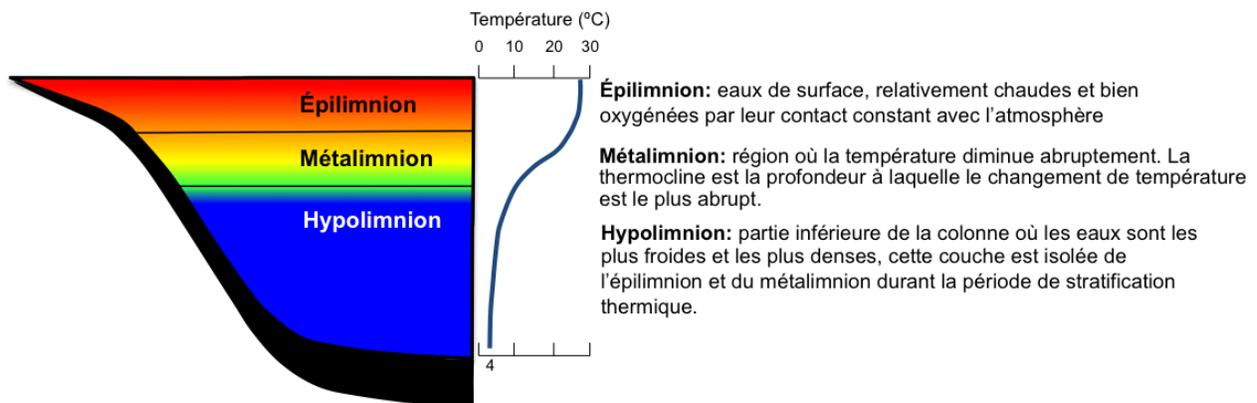
Le sodium, tout comme les chlorures, est naturellement présent dans les eaux douces, mais a rapidement augmenté depuis l'utilisation de sels de déglacage sur les routes. De trop fortes concentrations de sodium peuvent perturber les écosystèmes aquatiques, contaminer les sources d'eau potable et nuire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

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

La transparence indique le degré auquel la lumière pénètre l'eau. Ce paramètre est mesuré à l'aide d'un disque de Secchi (voir la section «Méthodologie» du présent rapport) et dépend de la quantité de particules dans l'eau. Ces particules peuvent être inorganiques, comme des sédiments provenant de l'érosion des sols dans le bassin versant, ou organiques, tel que le phytoplancton, le zooplancton, les algues, etc. Lorsque la turbidité de l'eau est grandement attribuable au phytoplancton, la transparence, exprimée en mètres grâce au disque de Secchi, est utile afin de déterminer le niveau trophique. Plus la transparence est grande, moins il y a de particules dans l'eau, plus le lac est oligotrophe et plus la lumière pourra pénétrer profondément dans la colonne d'eau. À l'inverse, dans les plans d'eau où la turbidité est surtout 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 ainsi, la stratification thermique entraîne également une stratification de densité, ce qui forme une barrière physique au brassage et aux échanges entre les différentes couches d'eau. Les trois couches formées sont l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion (Fig 3).



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

## Résultats et discussion

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

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

Il est à noter que la sonde à pH et la sonde à oxygène dissous ont éprouvé des difficultés en octobre et en novembre 2016. Les valeurs pour ces deux paramètres ont été donc été supprimées du jeu de données.

#### Contexte physique et géologique

Le lac Meech est le plus profond des trois lacs avec une profondeur moyenne de 18 m aux sites ML3 et ML5, suivi du lac Kingsmere avec une profondeur moyenne de 7 m au site KL1. Le lac Mountains (Beamish) est le moins profond, avec une profondeur moyenne de 5,5 m au site BL2 (tableau 2). La profondeur des trois lacs varie d'un mètre tout au plus au cours des saisons d'échantillonnage. Le lac Meech est également le plus grand lac, avec une superficie de plus de 2,7 millions m<sup>2</sup>, 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 (Beamish) a le second plus grand bassin versant et possède des caractéristiques différentes des deux autres lacs, qui peuvent influencer la chimie de l'eau. Une grande partie de son bassin versant est constitué de zones urbaines et périurbaines, comprenant donc davantage de perturbations humaines. Quant au contexte géologique, le lac Mountains (Beamish) est situé dans les Basses Terres du Saint-Laurent, une plateforme de roches sédimentaires recouverte par endroits de dépôts meubles, facilement érodables (tableau 2). Ce contexte géologique contribue à augmenter l'apport en nutriments et en sédiments au lac Mountains (Beamish). Les lacs Kingsmere et Meech et leur bassin versant sont quant à eux situés

dans la province géologique de Grenville (Bouclier Canadien), constitué principalement de gneiss (roche métamorphique), de granite (roche ignée) et de marbre (roche métamorphique). Ces roches sont moins facilement érodées que celles des Basses Terres du Saint-Laurent et risquent donc moins de contribuer à l'apport en sédiments et en nutriments aux lacs s'y trouvant.

### Température

Les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech présentent une stratification typique des zones tempérées et semblent dimictiques, ce qui signifie deux brassages par année, un au printemps et un à l'automne, soit la norme pour les lacs de zones tempérées. Les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere étaient tous deux isothermiques en mai 2016 et c'est en juin que la stratification thermique s'est installée (Fig 4 A). Bien que la colonne d'eau était isothermique autour de 22°C en septembre dans ces deux lacs, le brassage automnal s'est probablement produit plus tard en saison, puisque la colonne d'eau doit s'approcher de 4°C pour que le brassage se produise. Puisque ces deux lacs sont peu profonds, soit environ 5,5 et 7 mètres, leur stratification est moins prononcée que dans des lacs plus profonds, tel que le lac Meech par exemple. Le premier échantillonnage du lac Meech a eu lieu en juillet, alors que la stratification thermique s'était déjà installée. Le brassage automnal semble avoir eu lieu en novembre dans le lac Meech, puisque la colonne d'eau était isothermique à ce moment. Les températures dans l'hypolimnion sont les plus basses dans le lac Meech, suivi du lac Kingsmere, puis Mountains (Beamish), ce qui suit également leur ordre de profondeur.

### pH

Les lacs échantillonnés sont légèrement alcalins, avec un pH variant autour de 7 à 8,5 (Fig 4 B), et ont généralement présenté une augmentation du pH de l'épilimnion vers l'hypolimnion, ce qui correspond au patron typique. 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.

Le lac Mountains (Beamish) semble celui où le pH a le plus fluctué au cours de la saison 2016, variant entre 7,6 en août et 8,57 en juin, ce qui en fait également le lac où le pH le plus élevé a été

mesuré. En effet, le pH était à son plus haut en juin alors qu'il atteignait des valeurs de 8,57 aux profondeurs de 2 et 3 m, soit légèrement supérieur au seuil pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique (8,5), mais inférieure au seuil de protection pour la vie aquatique (9,0). Dans les mois subséquents, le pH a diminué dans le lac Mountains (Beamish) pour atteindre des valeurs inférieures à 8,0 en août et en septembre. Sachant que la dégradation de la matière organique et la respiration diminuent le pH, et que la profondeur de Secchi est passée d'environ 4,5 m en juin-juillet à environ 1,75 m en août-septembre (une diminution de la transparence signifie une amincissement de la zone trophique), il se peut que la diminution du pH dans le lac Mountains (Beamish) soit liée à l'augmentation de la quantité de matière organique en décomposition et à la diminution de la profondeur de la zone photique, favorisant ainsi les organismes aérobies plutôt que les organismes photosynthétiques. De plus, ce lac est le seul parmi ceux échantillonnés qui soit artificiel; il faisait partie à l'origine du ruisseau Hayworth, qui a été modifié pour en faire un lac. Ce lac est également celui qui compte le plus grand nombre de routes et d'habitations autour de ses rives et son bassin versant est aussi très étendu et inclut davantage de surfaces affectées par l'humain que les deux autres lacs (Fig 2). Comme le pH est affecté par les activités anthropiques, il se peut que la présence marquée de l'humain dans le bassin versant et sur les rives du lac Mountains (Beamish) explique les fluctuations du pH plus importantes que dans les lacs Kingsmere et Meech.

Le lac Kingsmere a montré une certaine stratification de pH en juillet et en août. Les valeurs de pH dans ce lac étaient davantage constantes que dans le lac Beamish, puis n'approchaient pas les seuils pour la protection de la vie aquatique, ou pour la protection des activités récréatives et d'esthétique. Aux deux stations du lac Meech, les valeurs de pH ont seulement été mesurées en juillet et en août et ont montré une stratification typique d'augmentation du pH de l'épilimnion vers l'hypolimnion. À la station ML3, la profondeur de Secchi était de 5 et 6,5 m durant ces deux mois, respectivement. Les organismes photosynthétiques dominaient donc probablement jusqu'à 10 et 13 m de profondeur, ce qui maintenait un pH relativement élevé, soit d'une valeur de 8,09 à 8,13. Dans l'hypolimnion, la dominance des organismes aérobies a certainement contribué à diminuer légèrement le pH, qui variait entre 7,78 et 7,88 dans cette couche. À la station ML5, la profondeur de Secchi était de 6 et 7 m aux mois de juillet et août, respectivement. Au mois de juillet, le profil de pH était très semblable à la station ML3, avec des valeurs de 7,98 à 8,04 dans

l'épilimnion, puis des valeurs de 7,68 à 7,86 dans l'hypolimnion. Cependant, le pH au mois d'août était plutôt stable dans la colonne d'eau, variant uniquement de 7,95 à 8,06.

### Conductivité

La conductivité a varié entre 67 et 307  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans les lacs échantillonnés, avec le lac Mountains (Beamish) ayant la conductivité la plus élevée, suivi du lac Kingsmere, puis du lac Meech (Fig 4C). La conductivité représente une estimation de la quantité d'ions dissous dans l'eau et des activités ou infrastructures humaines telles que l'épandage de sel sur les routes, des stations d'épuration d'eau et des fosses septiques peuvent contribuer à augmenter l'apport en ions dissous. Tel que mentionné ci-haut, le lac Mountains (Beamish) est bordé de plusieurs habitations et de routes très fréquentées dont le chemin de la Montagne, et son bassin versant est le plus perturbé par l'humain parmi les lacs échantillonnés. Il se peut que ce lac reçoive davantage d'eau de ruissellement contenant des sels dissous, notamment en provenance du sel épandu sur le chemin de la Montagne et les autres routes à proximité lors de la saison hivernale. La conductivité élevée dans ce lac reflète donc probablement l'impact plus prononcé de la présence humaine comparativement aux autres lacs étudiés. Les lacs Kingsmere et Meech ont, quant à eux, moins d'habitations et de routes sur leurs rives et dans leur bassin versant, ce qui diminue les sources potentielles d'ions dissous. Le volume d'eau dans les lacs peut également expliquer les tendances observées en conductivité. Pour une quantité donnée d'ions dissous qui entre dans un plan d'eau, un lac avec un grand volume d'eau ne verra pas sa conductivité augmenter autant qu'un lac avec un petit volume d'eau en raison de sa capacité de dilution. Les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech ont une aire de 0,118  $\text{km}^2$ ; 0,123  $\text{km}^2$  et 2,737  $\text{km}^2$ , puis leur profondeur est d'environ 5,5 m; 7 m et 18 m, respectivement (tableau 2). On peut déduire que le lac Mountains (Beamish) a le plus petit volume d'eau et donc, des apports externes en ions auront davantage d'effets sur la conductivité que dans les autres lacs, qui ont un volume d'eau plus grand et donc une capacité de dilution supérieure. Finalement, il est possible que l'évaporation de l'eau au cours de l'été ait augmenté sa concentration en ions, ce qui expliquerait pourquoi la conductivité a augmenté de juin à septembre 2016. En revanche, les lacs Kingsmere et Meech ont eu une conductivité plus faible et plus stable, tant dans la colonne d'eau que dans le temps au courant de l'année.

### Oxygène dissous

Les lacs Beamish (Mountains), Kingsmere et Meech ont présenté une stratification en oxygène dissous (Fig 4 D). Les lacs Beamish et Kingsmere avaient une concentration en oxygène relativement élevée et stable dans la colonne d'eau en mai, suite au brassage printanier. Au mois de juin, ces deux lacs ont connu une augmentation de l'oxygène dissous en profondeur, soit à 2 m pour le lac Beamish et à 4 m pour le lac Kingsmere. Cette tendance peut être le résultat d'une couche d'organismes photosynthétiques, possiblement des chrysophytes (algues brunes) ou des cyanobactéries (communément appelées «algues bleu-vert»). La profondeur de secchi dans le lac Beamish en juin était de 4 m, il y avait donc suffisamment de lumière pour que des organismes photosynthétiques produisent de l'oxygène dans toute la colonne d'eau. Dans le lac Kingsmere, la profondeur de secchi était d'environ 2,5 m; permettant donc l'activité photosynthétique jusqu'à une profondeur d'approximativement 5 m. Des analyses microscopiques sur des échantillons d'eau seraient nécessaires afin d'identifier les organismes photosynthétiques responsables de cette augmentation en oxygène.

Les lacs Beamish et Kingsmere ont développé une stratification en oxygène dissous classique durant les mois de juillet, août et septembre, atteignant ou frôlant le seuil de protection de la vie aquatique dans l'hypolimnion à 4 m de profondeur pour le lac Beamish, puis à 5 m (août) et 6 m (juillet et septembre) pour le lac Kingsmere. Ceci est courant dans les lacs stratifiés. Il serait cependant avisé de faire preuve de vigilance et de ne pas ajouter de matières biodégradables dans le lac durant la saison estivale, ce qui consommerait davantage d'oxygène dissous.

Le lac Meech, dont nous avons les profils d'oxygène dissous uniquement pour les mois de juillet et août en 2016, a montré une stratification en oxygène dissous aux deux sites. Les concentrations en oxygène dans l'hypolimnion étaient élevées et similaires aux deux autres lacs d'étude, mais beaucoup plus basses dans le métalimnion. En effet, le seuil pour la protection de la vie aquatique était atteint à une profondeur de 16 m en juillet et de 8 m en août au site ML3, puis de 16 m en juillet et de 12 m en août au site ML5. De plus, les eaux les plus profondes étaient anoxiques en août au site ML3, puis en juillet et août au site ML5. Cette situation peut poser problème car de grandes quantités de phosphore risquent être relarguées par les sédiments en conditions

anoxiques, en plus de poser de sérieux risques pour la santé des organismes aérobies vivant dans l'hypolimnion, principalement les poissons.

### Phosphore total

Les concentrations moyennes en phosphore total (PT) dans les trois lacs d'intérêt ont correspondu à un niveau trophique oligotrophe pour les lacs Kingsmere et Meech, puis mésotrophe – eutrophe pour le lac Mountains (Beamish) (Fig 5). Historiquement, le lac Mountains (Beamish) est celui dont les concentrations moyennes en PT étaient les plus élevées, oscillant entre la classe eutrophe et mésotrophe (Fig 5A). La moyenne annuelle en PT dans les eaux de surface était de 28 µg/L en 2016; de 27,5 µg/L en 2015 et de 24 µg/L en 2014. Les lacs Kingsmere et Meech semblent quant à eux avoir été plus stable historiquement, hormis un pic de concentration en 2012 (Fig 5 A). Le lac Kingsmere est demeuré à des concentrations correspondant à un niveau oligo-mésotrophe avec une moyenne estivale de 7,34 µg/L en 2016 contre 6,9 µg/L l'année précédente ; alors que le lac Meech correspondait à des concentrations plutôt mésotrophe, avec une moyenne estivale de 6,61 µg/L en 2016, contre 7,02 µg/L en 2015.

Les concentrations en phosphore ont été mesurées dans toute la colonne d'eau dans les trois lacs d'étude. Le lac Meech semble subir un relargage de phosphore par les sédiments (voir « Phosphore – relargage par les sédiments » dans la section « Description des paramètres étudiés et des concepts clés »). Cette tendance est observée historiquement et en 2016, les concentrations en phosphore hypolimnétiques ont été parmi les valeurs les plus élevées enregistrées à ce jour (Fig 5 B). Cette situation est inquiétante, 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.

En 2016, les concentrations en phosphore ont été plutôt stable dans la colonne d'eau du lac Mountains (Beamish), c'est-à-dire que les concentrations dans l'hypolimnion étaient similaires à celles dans l'épilimnion (Fig 5 B). Il ne semble donc pas y avoir de relargage de phosphore par les sédiments dans ces deux lacs. Aussi, les concentrations en phosphore en 2016 sont plutôt

comparables aux années antérieures pour le lac Mountains (Beamish). Dans le lac Kingsmere, il semble même que certaines mesures ont été inférieures à celles des années précédentes. Ainsi, les concentrations en phosphore semblent stables, voir même en diminution, dans les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere.

#### Azote Kjeldahl total

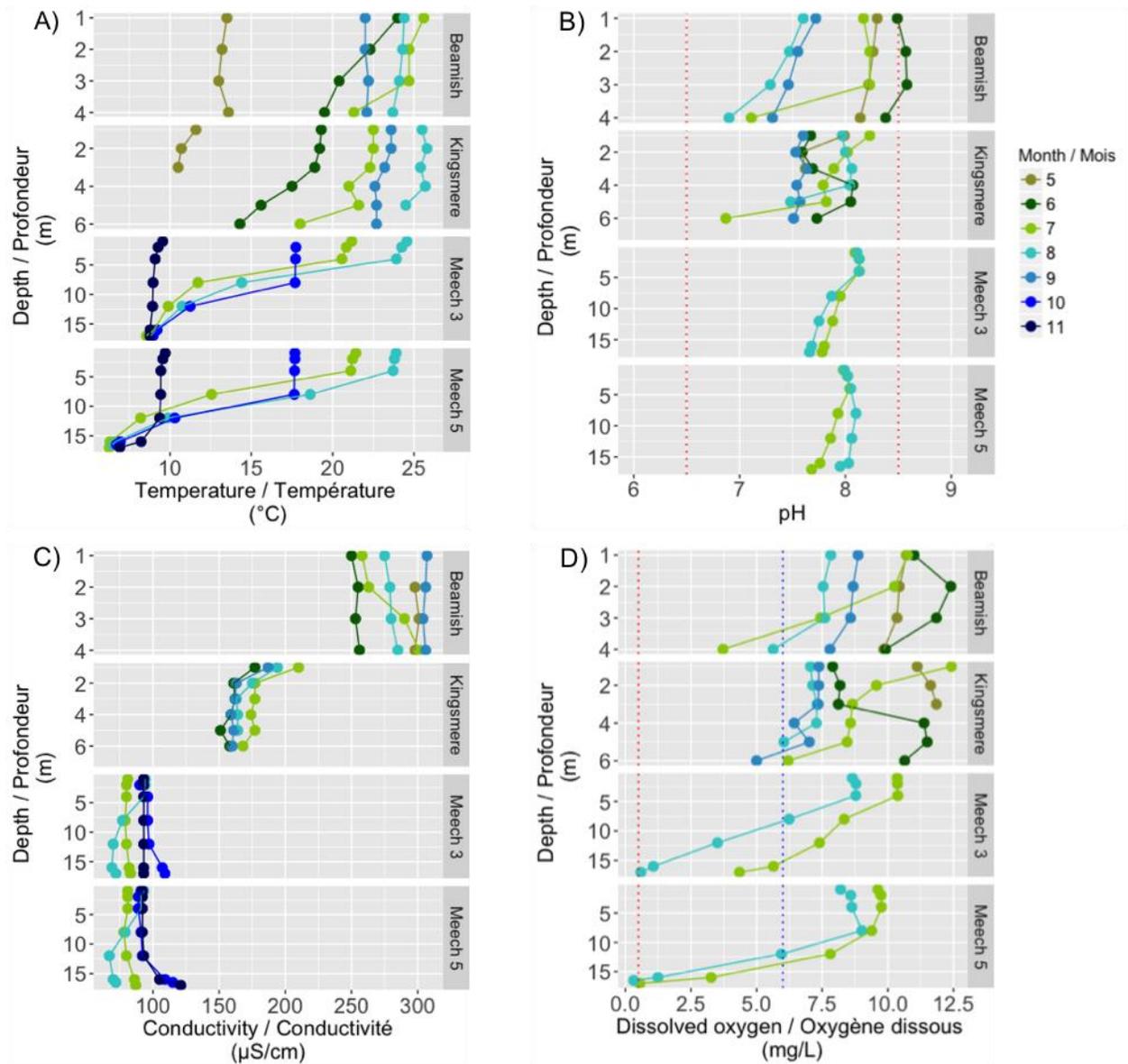
Les concentrations moyennes en azote Kjeldahl total (NKT) en 2016 semblaient assez similaires aux valeurs historiques dans les lacs Kingsmere et Meech (Fig 6 A). Pour ce qui est du lac Mountains (Beamish), les concentrations en NKT semblaient avoir augmenté en 2015 et 2016, par rapport aux valeurs historiques.

Bien que la moyenne estivale en NKT au lac Kingsmere en 2016 ait été similaire aux années antérieures pour l'épilimnion, plusieurs mesures dans le métalimnion et l'hypolimnion semblaient supérieures aux mesures historiques (Fig 6 B). Le lac Meech présentait une tendance d'augmentation des concentrations en azote de l'épilimnion vers l'hypolimnion, semblable au phosphore expliqué ci-haut. De plus, les valeurs mesurées en 2016 étaient nettement supérieures à celles mesurées antérieurement dans l'épilimnion et l'hypolimnion. Une explication possible est que la dégradation de la matière organique en milieu anoxique, tel qu'il était le cas dans l'hypolimnion du lac Meech en juillet et en août 2016, 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.

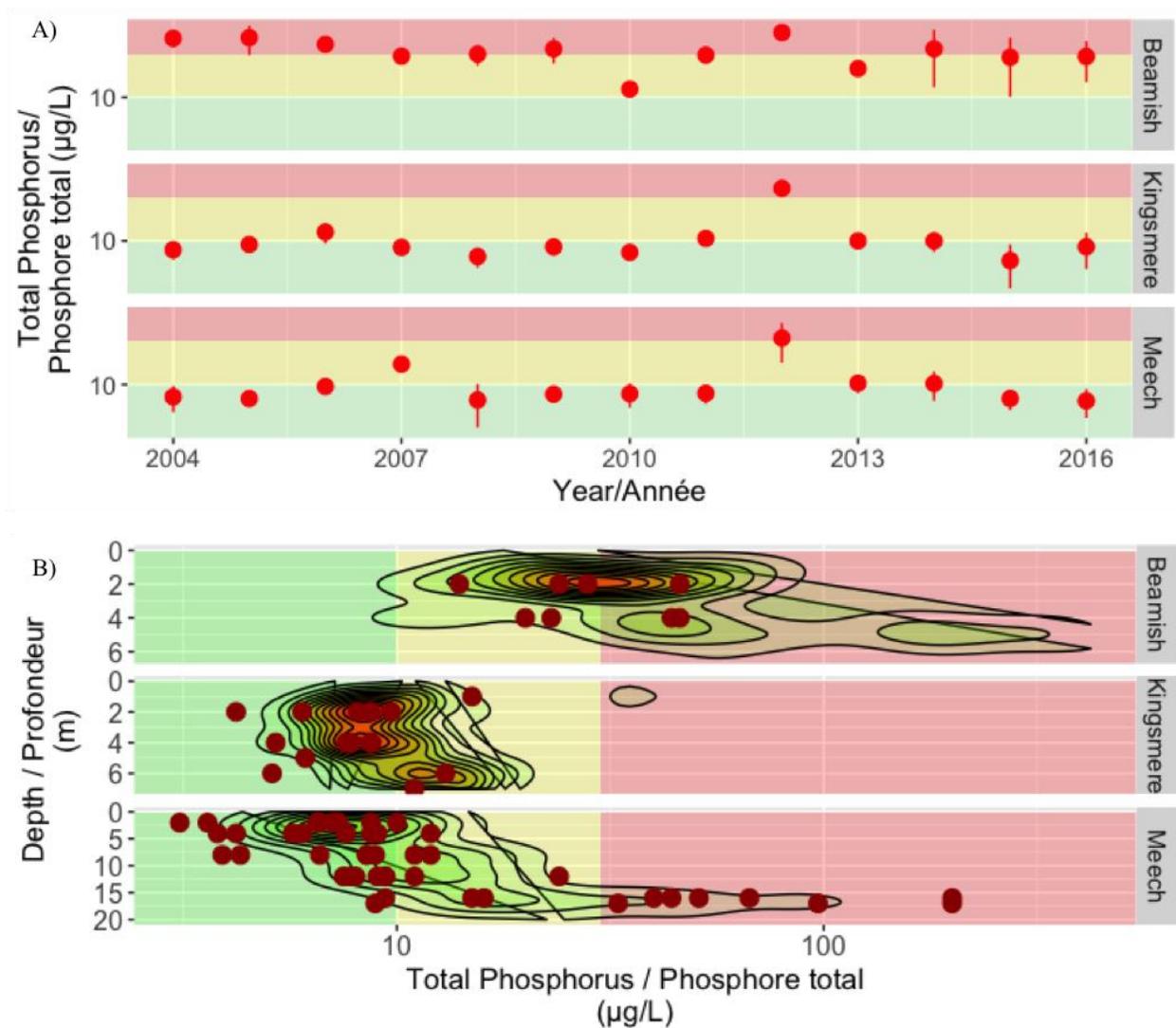
#### Coliformes fécaux

Les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere ont eu, en 2016, des concentrations moyennes en coliformes fécaux qui correspondent à une qualité bonne qualité de l'eau selon le MDDELCC, soit entre 20 et 100 UFC/100 ml; tandis que le lac Meech a obtenu une concentration moyenne correspondant à une excellente qualité de l'eau, soit inférieure à 20 UFC/100 ml (Fig 7). Les résultats sont d'ailleurs semblables, ou légèrement supérieurs aux années antérieures pour tous les lacs. Le lac Meech a été le plus stable, avec une moyenne estivale variant entre 1 (2010) et 3 UFC/100 ml (2008). La moyenne estivale en 2016, les deux sites compris, était de

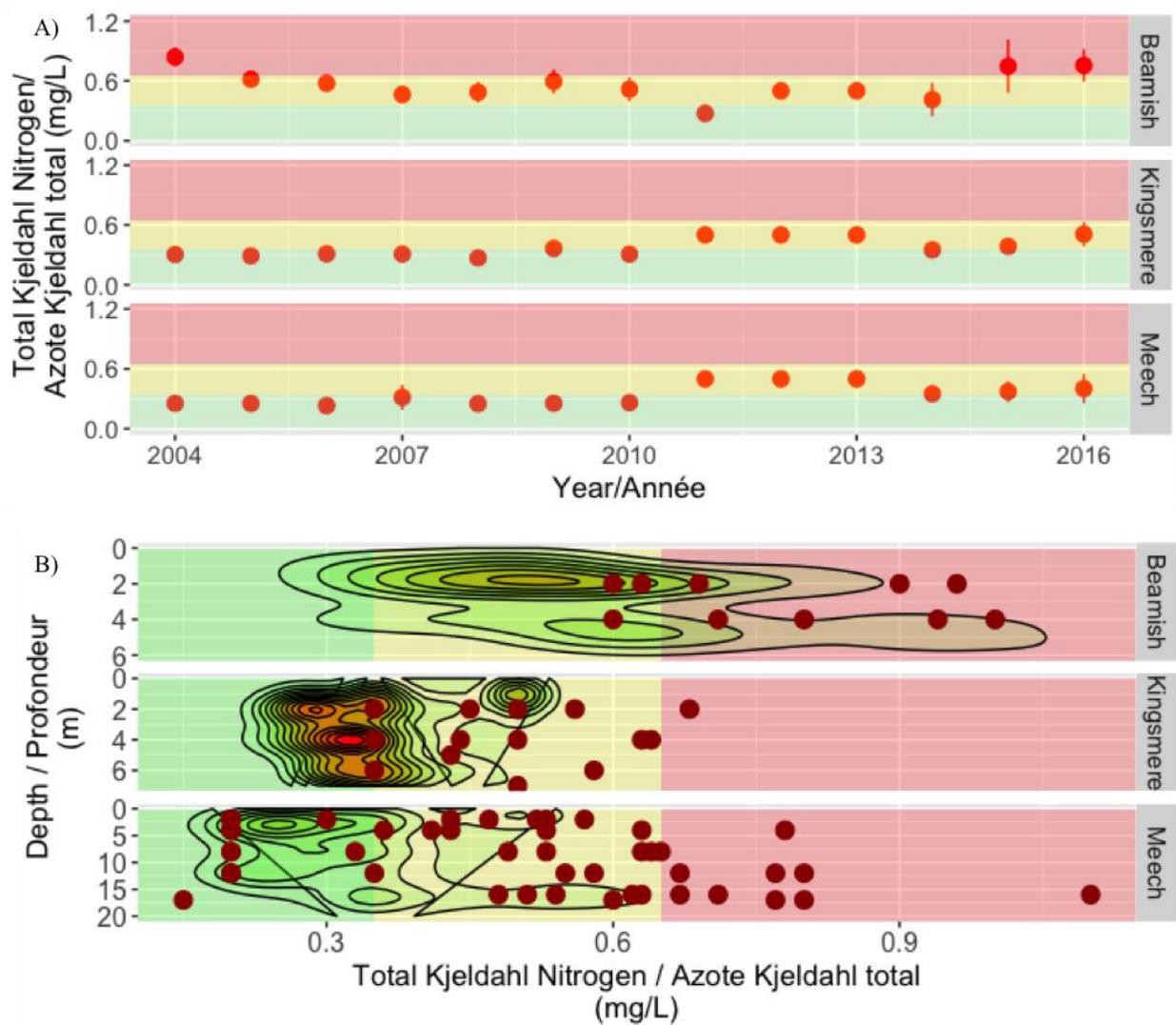
1 UFC/100 ml, soit la limite de détection. Le lac Mountains (Beamish) a pour sa part varié entre < limite de détection (2013) et 99 UFC/100 ml (2008). L'année 2016 a représenté la deuxième plus haute moyenne avec 36 UFC/100 ml. Il est toutefois à noter que 450 UFC/100 ml ont été dénombrés en septembre 2008, alors que toutes les autres mesures étaient inférieures à 20 UFC/100 ml pour la même année. De manière similaire, 140 UFC/100 ml ont été dénombrés en août 2016, alors que toutes les autres mesures prises durant la même année étaient inférieures à 3 UFC/100 ml. Il est donc possible que les échantillons de septembre 2008 et d'août 2016 aient reflété un évènement hors de l'ordinaire tel qu'un déversement inhabituel d'eaux usées, ou encore d'une certaine contamination. Pour ce qui est du lac Kingsmere, les concentrations moyennes estivales ont varié entre < limite de détection (2012) et 43 UFC/100 ml (2009). Tout comme le lac Mountains (Beamish), l'année 2016 a connu la deuxième plus haute moyenne en coliformes fécaux, soit 35 UFC/100 ml. Il serait donc avisé de bien surveiller les teneurs en coliformes fécaux des lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere et d'identifier les sources principales afin d'éviter que les concentrations continuent d'augmenter dans les années futures et ainsi, que la qualité de l'eau diminue.



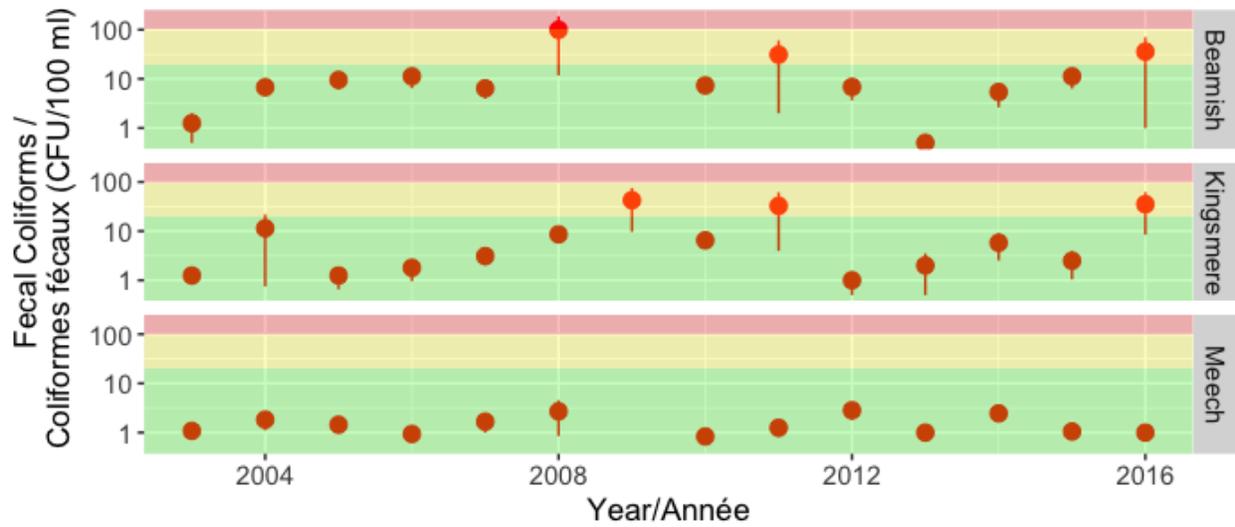
**Figure 4** Profils de A) température, B) pH (les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétique; seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5. Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0), C) conductivité et D) oxygène dissous (la ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue représente le seuil de protection pour la vie aquatique) dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech de mai à novembre 2016.



**Figure 5** A) Moyennes de phosphore total ( $\pm$ écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2016 et B) profils des concentrations en phosphore total dans la colonne d'eau en 2016 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte indique un niveau de phosphore correspondant à un niveau oligotrophe ( $<10 \mu\text{g/L}$ ), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (10 à  $30 \mu\text{g/L}$ ) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ( $> 30 \mu\text{g/L}$ ).



**Figure 6** A) Moyennes d'azote Kjeldahl total ( $\pm$ écart-type) dans les eaux de surface de 2004 à 2016 et B) profils des concentrations d'azote Kjeldahl total dans la colonne d'eau en 2016 des lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte indique un niveau d'azote correspondant à un niveau oligotrophe ( $< 0,35$  g/L), la zone jaune correspond au niveau mésotrophe (0,35 à 0,65 mg/L) et la zone rouge correspond au niveau eutrophe ( $> 0,65$   $\mu$ g/L).



**Figure 7** Moyennes des coliformes fécaux ( $\pm$ écart-type) de 2003 à 2016 dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech. La zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml).

## **Lac Mountains (Beamish) et ruisseau Hayworth**

### **Résumé**

Le lac Mountains (Beamish) est classifié de méso-eutrophe selon ses concentrations en phosphore total, en chlorophylle *a* et sa transparence. Ses concentrations en nutriments, notamment en phosphore et en azote, sont supérieures aux deux autres lacs d'étude. On note une légère diminution des concentrations en phosphore total de 2004 à 2016, avec une certaine stabilité entre 2014 et 2016, alors que les teneurs en azote ont plutôt été en hausse au cours des dernières années. La conductivité était particulièrement élevée dans le lac Mountains (Beamish) par rapport aux lacs Kingsmere et Meech, probablement parce que celui-ci reçoit de plus grandes quantités de sel de déglacage en raison du plus grand nombre de routes près de ses rives et dans son bassin versant. Aussi, il est important de noter qu'il est fort probable que le lac Mountains (Beamish) reçoive davantage de nutriments et de matières en suspension de son bassin versant en comparaison aux deux autres lacs d'étude, car ce dernier est constitué en grande partie de zones urbaines et périurbaines (Fig 2), alors que les bassins versants des lac Kingsmere et Meech sont principalement dans le parc de la Gatineau, comprenant ainsi moins de perturbations humaines. Le lac Mountains (Beamish) et la majorité de son bassin versant sont situés dans les Basses Terres du Saint-Laurent (tableau 2), ce qui contribue probablement à augmenter l'apport en nutriments et en sédiments. Aussi, compte tenu de son assez petite superficie et de sa faible profondeur (tableau 2), le lac Mountains (Beamish) a une plus faible capacité de dilution. Ce lac suit le patron typique des lacs en régions tempérées avec deux brassages saisonniers, soit un au printemps et un à l'automne. Les températures dans l'ensemble de la colonne d'eau en 2016 ont été particulièrement élevées. Puisque ce patron est également observé dans les lacs Kingsmere et Meech, cela est probablement dû aux tendances climatiques régionales. Le pH du lac Mountains (Beamish) est assez élevé (alcalin) et a atteint le seuil supérieur pour les activités récréatives et l'esthétique en juin 2016, puis en août 2014 et 2015. Il serait recommandé de surveiller le pH de ce lac afin d'éviter qu'il devienne trop alcalin. Alors que le lac avait un hypolimnion anoxique durant les années passées, les concentrations en oxygène dissous ont augmenté dans l'ensemble de la colonne d'eau et en 2016, le seuil de la protection pour la vie aquatique a été atteint à deux reprises seulement. Ceci représente une nette amélioration pour la qualité de l'eau du lac. Finalement, le ruisseau Hayworth semble peu contribuer à l'apport en phosphore et en matières en suspension dans le lac Mountains (Beamish), sauf pour quelques épisodes très ponctuels.

## Température

Le brassage des eaux printanier en 2016 au lac Mountains (Beamish) a tout probablement eu lieu en mai, car la température de l'eau était alors uniforme dans la colonne d'eau, avec des valeurs de ~13°C (Fig 8). Le lac s'est ensuite stratifié en juin, comme lors des années antérieures. La colonne d'eau était à nouveau isotherme en août, ce qui est assez surprenant aussi tôt en saison. Lors des années antérieures, l'eau était encore stratifiée en septembre. Il semblerait que la saison estivale 2016 ait été plus chaude que les années antérieures. En effet, les températures de toute la colonne d'eau ont été à l'extrémité supérieure de la gamme de températures des années passées. Les températures en septembre 2016 ont même surpassé toutes les valeurs historiques enregistrées. L'ensemble de la colonne d'eau était à ~22°C alors que le maximum enregistré auparavant avait été de 20,3°C en 2003 pour le même mois. Cette tendance a également été observée dans le lac Kingsmere (Fig 14) et dans le lac Meech au mois d'octobre (Fig 19; le mois de septembre n'a pas été échantillonné en 2016). Puisque cette tendance est observée dans les trois lacs d'étude, elle résulte tout probablement des tendances climatiques régionales à la fin de l'été 2016. Le lac Mountains (Beamish) semble donc suivre le patron typique des lacs tempérés, avec un brassage des eaux au printemps et un à l'automne (lac dimictique), quoiqu'il est plutôt surprenant que la colonne d'eau ait été isotherme aussi tôt en saison en 2016, soit en août. Selon les profils de température en juin et en juillet 2016 au lac Mountains (Beamish), il semble que l'épilimnion soit de la surface jusqu'à 3 m de profondeur, avec un métalimnion autour de 3 à 4 m de profondeur, puis l'hypolimnion en deçà de 4 m.

## pH

Le pH est généralement plus élevé dans le lac Mountains (Beamish) que dans les lacs Kingsmere et Meech (Fig 4). En 2016, le pH a franchi le seuil supérieur pour les activités récréatives et l'esthétique de 8,5 pour atteindre les valeurs de 8,57 et 8,58 aux profondeurs de 2 et 3 m, respectivement (Fig 9). Une telle situation s'était également produite en août 2014, puis en août 2015. Plusieurs raisons peuvent potentiellement expliquer ce phénomène. Notamment, si une forme de pollution stimule la croissance d'algues et de plantes aquatiques, soit une augmentation de la température ou des apports en nutriments par exemple, cela aura pour effet d'augmenter le taux de photosynthèse. En consommant le CO<sub>2</sub> et en rejetant de l'oxygène, le pH augmente et l'eau devient plus alcaline. D'ailleurs, les échantillonnages où les pH les plus élevés ont été

enregistrés correspondent également aux moments auxquels les concentrations en oxygène dissous étaient elles aussi particulièrement élevées, ce qui suggère une forte activité photosynthétique (Fig 10). Une autre explication pourrait être le rejet de matières alcalines dans le lac Mountains (Beamish), tel que de l'ammoniac, utilisé comme produit nettoyant. Des eaux trop alcalines peuvent engendrer de sérieux problèmes pour les poissons comme des dommages aux branchies, aux yeux et à la peau, des difficultés à excréter les déchets métaboliques, ou même la mort. Aussi, certains contaminants sont plus toxiques à un pH élevé. Le pH alcalin du lac Mountains peut aussi être causé par conditions naturelles. La grande majorité de son bassin versant réside sur du calcaire, appartenant à la province géologique des Basses Terres du Saint-Laurent. Cette roche sédimentaire est particulièrement riche en carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ). Une fois le carbonate de calcium transporté vers le lac par ruissellement, ce dernier augmente le pH et rend ainsi l'eau plus alcaline. Bien que le lac Mountains (Beamish) n'atteigne des valeurs de pH élevé que de manière occasionnelle, il serait de mise de prêter une attention particulière dans les années à venir.

### Oxygène dissous

Les concentrations en oxygène dissous (OD) étaient constantes dans la colonne d'eau en mai 2016 autour de 10 mg/L, soit près du point de saturation, ce qui correspond à la date approximative du brassage des eaux printanier (Fig 10). En effet, le brassage des eaux permet une redistribution de l'oxygène dans les eaux profondes et les concentrations sont alors similaires dans toute la colonne d'eau. Le profil d'OD en juin 2016 est très intéressant. Lors des années antérieures, l'OD était à son maximum dans l'eau de surface et diminuait graduellement vers l'hypolimnion. Or, en 2016, les concentrations en OD ont été plus élevées aux profondeurs de 2 et 3 m qu'en surface, atteignant 12,40 mg/L et 11,85 mg/L, respectivement. Ce phénomène est observé occasionnellement dans les lacs des régions tempérées et peut être causé, entre autres, par la présence de colonies d'organismes photosynthétiques à cette profondeur. Tel que mentionné ci-haut, l'activité photosynthétique augmente le pH. Les profils de pH (Fig 9) et d'OD (Fig 10) semblent donc intimement liés et suggèrent tous deux qu'il y avait en juin 2016 une importante quantité d'organismes photosynthétiques aux profondeurs de 2 et 3 m et que ces derniers auraient consommé du  $\text{CO}_2$  dissous pour rejeter d'importantes quantités d'OD, ce qui aurait de plus augmenté le pH à ces profondeurs. Une autre explication possible d'une très haute

concentration en OD dans l'hypolimnion au début de la période de stratification serait que ce soit de l'oxygène restant du brassage printanier, donc qui n'aurait pas encore été consommé par les organismes faisant la respiration ou par la dégradation de la matière organique. Dans le cas du lac Mountains (Beamish), les concentrations en OD dans l'hypolimnion en juin 2016 surpassent celles dans toute la colonne d'eau lors du brassage saisonnier en mai. Pour cette raison, il est peu probable que les hautes concentrations hypolimnétiques en OD soient des restants du brassage printanier. L'hypothèse d'une couche d'organismes photosynthétiques est davantage probable.

Une stratification en oxygène plus typique s'est installée en juillet 2016 dans le lac Mountains (Beamish), avec des concentrations qui diminuaient de l'épilimnion vers l'hypolimnion. L'oxygène dissous a d'ailleurs atteint le seuil de protection pour la vie aquatique à une profondeur de 4 m. En deçà de ce seuil, les communautés d'organismes sensibles, plusieurs espèces de poissons par exemple, peuvent vivre un stress physique. La stratification était présente aussi en août 2016, quoique moins prononcée qu'en juillet. L'oxygène était à nouveau presque uniforme dans la colonne d'eau en septembre, alors que la stratification était encore prononcée lors des années antérieures. Somme toute, les concentrations en oxygène dissous étaient supérieures durant la saison estivale 2016 que durant les années antérieures. En effet, l'hypolimnion atteignait l'anoxie entre 2003 et 2006, de même qu'en 2015. En 2016, aucune valeur d'oxygène dissous n'a frôlé le seuil de l'anoxie, ce qui est très positif pour la santé du lac. Cette amélioration peut être attribuée à plusieurs facteurs, comme davantage de vent ou de perturbations qui ont redistribué l'oxygène dissous dans la colonne d'eau durant l'été, une diminution de la quantité d'organismes faisant la respiration et ainsi consommant l'oxygène dans l'hypolimnion, ou encore une diminution des apports en matières organiques à l'interne ou à l'externe, ce qui réduit la consommation de l'oxygène.

### Phosphore total

Les valeurs en phosphore total (PT) sont relativement élevées dans le lac Mountains (Beamish) et correspondent à la catégorie eutrophe-mésotrophe (voir « Niveau trophique » dans la section « Description des paramètres étudiés et des concepts clés ») et se situaient entre 14 et 46 µg/L pour la saison estivale 2016, avec une moyenne de 28 µg/L. Les concentrations de ce nutriment dans la colonne d'eau étaient légèrement inférieures aux moyennes des années précédentes en

juillet 2016, dans la moyenne des années précédentes en août 2016, puis légèrement supérieures aux moyennes des années passées en septembre 2016 (Fig 11 A). Historiquement, les moyennes annuelles en PT étaient plus élevées de 2004 à 2009, variant entre 28,25 et 44,25 µg/L (Fig 5). Elles ont atteint leur minimum en 2010 avec une moyenne de 12,3 µg/L, pour ensuite osciller entre 24 et 28 µg/L. Ainsi, bien que la moyenne en 2016 soit supérieure aux deux autres lacs d'étude, on note une légère tendance à la diminution des concentrations en phosphore total dans le lac Mountains (Beamish) au cours de la période 2004 – 2016, avec une certaine stabilité au cours des trois dernières années.

Puisque les concentrations dans l'hypolimnion sont généralement semblables à celles dans l'épilimnion du lac Mountains (Beamish), il ne semble pas y avoir de relargage par les sédiments (voir « Phosphore – relargage par les sédiments » dans la section « Description des paramètres étudiés et des concepts clés ») (Fig 11 A). Le seul mois pour lequel il semble y avoir des indices de relargage est le mois d'août et ce, en 2016 comme dans les années antérieures. En août 2016, la valeur de phosphore total dans l'épilimnion était de 28 µg/L contre 44 µg/L dans l'hypolimnion. En 2015, cette tendance était plus prononcée avec 53 µg/L dans l'épilimnion contre 180 µg/L dans l'hypolimnion. Cette situation est peu préoccupante. Les épisodes précédents de relargage par les sédiments durant les mois d'août des années précédentes étaient probablement liés aux périodes d'anoxie dans l'hypolimnion et tel que mentionné ci-haut, les concentrations en oxygène dissous ont augmenté aux cours des dernières années dans le lac Mountains (Beamish). Si la tendance se maintient, les concentrations en phosphore devraient demeurer constantes dans la colonne d'eau.

#### Phosphore total : influence du ruisseau Hayworth

Dans le but de déterminer si le terrain de golf situé sur le chemin de la Montagne affecte la qualité de l'eau dans le lac Mountains (Beamish), deux sites d'échantillonnage sur le ruisseau Hayworth qui avaient été échantillonnés entre 2004 et 2008 ont été visités à nouveau en 2015 et 2016, soit les sites H1 (en amont du terrain de golf) et H2 (en aval du terrain de golf). Ce ruisseau est tributaire du lac Mountains (Beamish). La figure 12 A suggère que le terrain de golf représente un apport de phosphore vers le lac Mountains (Beamish) seulement de manière occasionnelle. Deux échantillonnages récents, soit en juillet 2015 et en septembre 2016, indiquent

une concentration en phosphore nettement plus élevée au site H2 qu'au site H1, atteignant 410 et 290 µg/L, respectivement. Une explication possible serait, par exemple, un épisode d'épandage de fertilisant du terrain de golf, suivi de fortes pluies, ce qui aurait entraîné d'importantes quantités de phosphore vers le ruisseau Hayworth. Si les concentrations en phosphore au site H2 étaient plus élevées en juillet 2015 que ce qui avait été mesuré dans le passé, les concentrations dans le lac Mountains (Beamish) sont demeurées relativement faibles, soit 17 µg/L (mésotrophe), alors qu'elles étaient de 16 µg/L le mois précédent. Il ne semble donc pas que le phosphore contenu dans le ruisseau Hayworth à cette date ait été suffisant pour augmenter les concentrations de ce nutriment dans le lac. À l'inverse, en septembre 2016, la concentration en phosphore dans le lac Mountains (Beamish) était de 46 µg/L (eutrophe), contre 28 µg/L le mois précédent (mésotrophe). Il semble donc que les hautes teneurs en phosphore au site H2 en septembre 2016 aient pu contribuer à augmenter les concentrations de ce nutriment dans le lac Mountains (Beamish).

Hormis les épisodes ponctuels mentionnés ci-haut, il ne semble pas y avoir de tendance claire ou constante quant aux concentrations de phosphore dans le ruisseau Hayworth et celles dans le lac Mountains (Beamish) (Fig 12 A). Les données historiques montrent qu'au mois de juin, les concentrations en phosphore sont généralement similaires aux sites H1 et H2, puis inférieures dans le lac Mountains (Beamish). En juillet, les teneurs en phosphore sont légèrement supérieures au site H2 qu'au site H1, puis elles sont similaires entre le site H2 et le lac Mountains (Beamish). Quant au mois d'août et de septembre, les tendances sont variables d'une année à l'autre.

#### Matières en suspension : influence du ruisseau Hayworth

Il est difficile de déterminer si le ruisseau Hayworth et, plus particulièrement le terrain de golf, contribuent de manière significative à l'apport de matières en suspension (MES) dans le lac Mountains (Beamish) (Fig 12 B). La concentration en MES était plus haute au site H1 qu'au site H2 et BL2 en juin 2016 et 2015. 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 12 A). Comme mentionné ci-haut, cela pourrait être dû, par exemple, à un épandage de fertilisant au terrain de golf, suivi de fortes pluies, ce qui aurait entraîné d'importantes quantités de phosphore et de MES vers le ruisseau Hayworth. Tout

comme pour le phosphore, cette hausse ne semble pas avoir affecté les concentrations en MES dans le lac Mountains (Beamish). En août 2015 et 2016, les concentrations en MES étaient très semblables entre les sites H1, H2 et BL2; tandis qu'en septembre, les concentrations augmentaient du site H1 vers H2, pour retrouver une concentration semblable au mois précédent dans le lac Mountains (Beamish).

### Azote Kjeldahl total

Les concentrations moyennes en azote Kjeldahl total (NKT) ont été relativement élevées en 2016 et en 2015 dans le lac Mountains (Beamish) et correspondaient à un niveau eutrophe, suite à une période de concentrations correspondant à un niveau mésotrophe de 2006 à 2014 (Fig 6). De plus, les teneurs en NKT étaient nettement supérieures en juin 2016 comparativement aux années antérieures et ce, aux profondeurs de 2 m et de 4 m (Fig 11 B). Le lac Mountains (Beamish) a ensuite conservé des valeurs de NKT correspondant à un niveau eutrophe et légèrement supérieures à la moyenne des années précédentes durant le reste de l'été 2016. Bien que le phosphore soit généralement considéré comme le facteur limitant dans les lacs, plusieurs chercheurs estiment que l'azote peut également contribuer à l'eutrophisation (ex : Carpenter *et al.*, 1998; Winter *et al.*, 2002), menant entre autre à des efflorescences de cyanobactéries, la surcroissance d'algues et de plantes aquatiques et la diminution des concentrations en oxygène dissous. Les sources d'azote sont beaucoup plus nombreuses que celles de phosphore, mais on compte notamment les engrais et fertilisants, les eaux usées et l'épandage de fumier dans les zones agricoles. Il serait donc avisé de surveiller les concentrations en azote au lac Mountains (Beamish) afin de prévenir des effets négatifs.

### Chlorophylle *a*

Les concentrations en chlorophylle *a* à la profondeur de 2 m ont été similaires aux années précédentes en juin et en juillet 2016, correspondant à un niveau mésotrophe (Fig 11 C). L'échantillon provenant de la profondeur de 4 m en juin 2016 montrait une concentration en chlorophylle *a* nettement supérieure à celles mesurées antérieurement, soit de 15 µg/L alors que les deux autres plus grandes concentrations mesurées durant ce mois avaient été de 11 µg/L en 2015, puis de 6,7 µg/L en 2010. Il est intéressant de noter que durant l'échantillonnage de juin 2016, la concentration en oxygène dissous et le pH étaient aussi particulièrement élevés. Comme

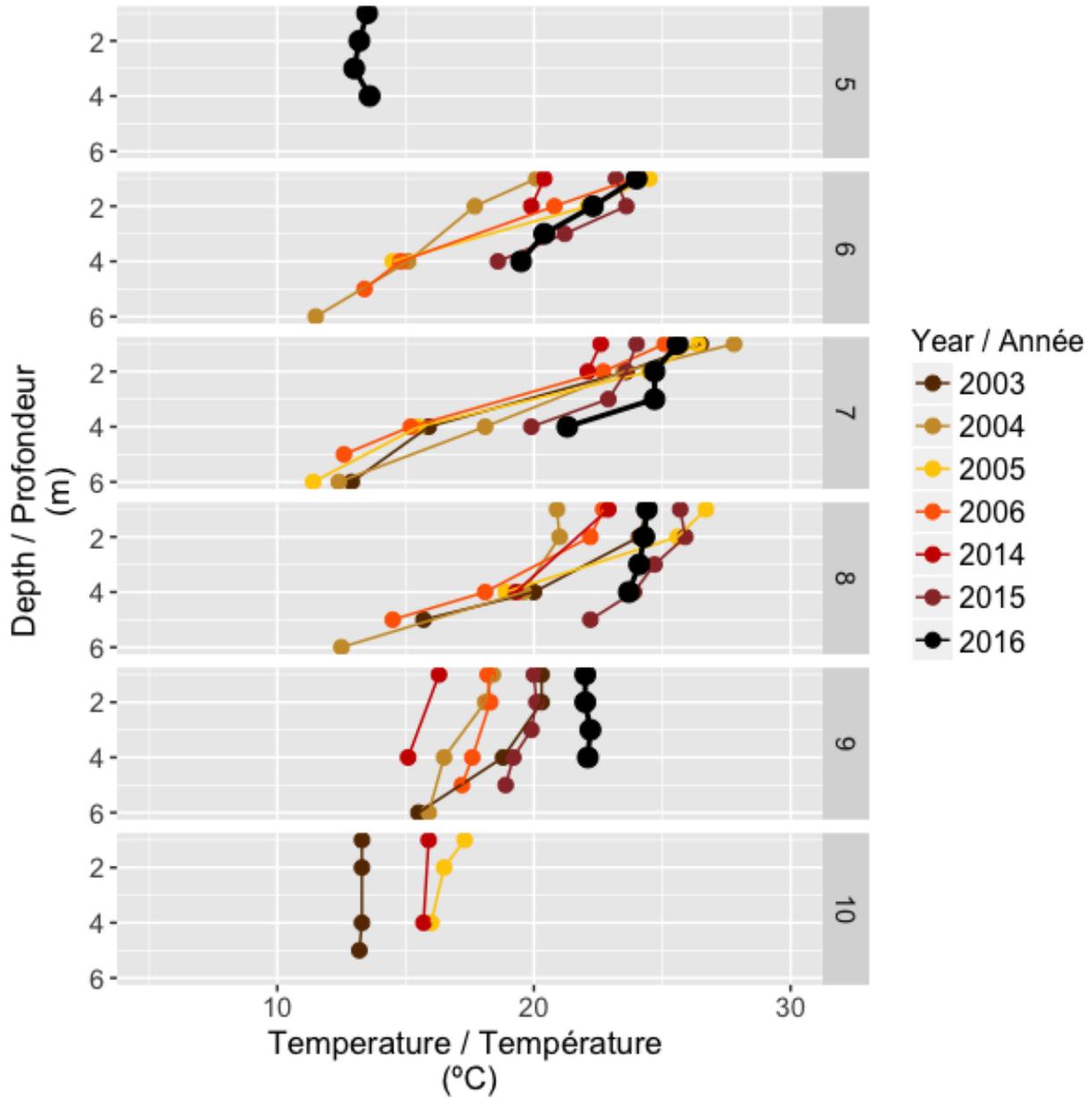
expliqué ci-haut, cela est probablement dû à la présence d'importantes colonies d'organismes photosynthétiques à cette profondeur, ce qui est aussi appuyé par les profils et pH et d'oxygène (Fig 9 et 10). Malheureusement, nous n'avons pas les valeurs de phosphore en juin 2016 donc il s'avère impossible d'établir si les hautes concentrations en chlorophylle *a* sont liées à une haute teneur en phosphore. Durant la suite de l'été 2016, les concentrations en chlorophylle *a* sont demeurées relativement élevées, puis très élevées en septembre, ce qui pourrait expliquer le fait que les concentrations en oxygène dissous étaient également très élevées durant le même mois.

### Coliformes fécaux

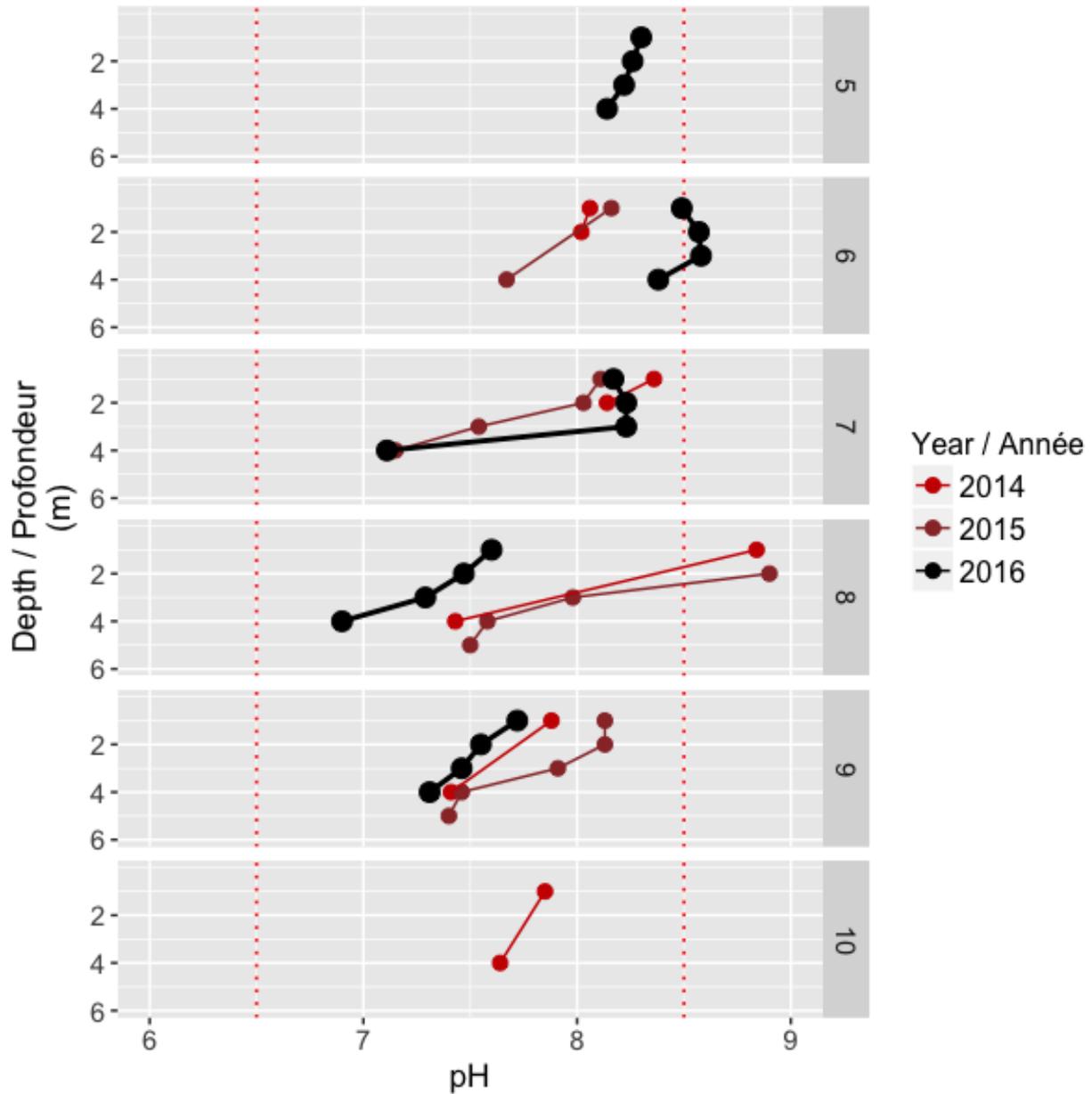
Dans le lac Mountains (Beamish), les concentrations moyennes annuelles en coliformes fécaux correspondent la majorité du temps à une qualité d'eau excellente. Les concentrations annuelles ont atteint seulement trois fois une qualité de l'eau bonne depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea (10 à 100 UFC/100 ml), soit en 2008 avec une moyenne de 99 UFC/100 ml; en 2011 avec une moyenne de 31 UFC/100 ml; puis en 2016 avec une moyenne de 36 UFC/100 ml (Fig 7). Il est toutefois à noter que 450 UFC/100 ml ont été dénombrés en septembre 2008, alors que toutes les autres mesures étaient inférieures à 20 UFC/100 ml pour la même année. Il est donc possible que cet échantillon avait été contaminé, ou qu'il reflétait un événement hors de l'ordinaire, tel qu'un déversement inhabituel d'eaux usées. De manière similaire, 140 UFC/100 ml ont été dénombrées en août 2016, alors que toutes les autres mesures prises durant la même année étaient inférieures à 3 UFC/100 ml. Il est donc probable que la concentration au mois d'août était le résultat d'un événement particulier et ponctuel dans le temps.

### Niveau trophique

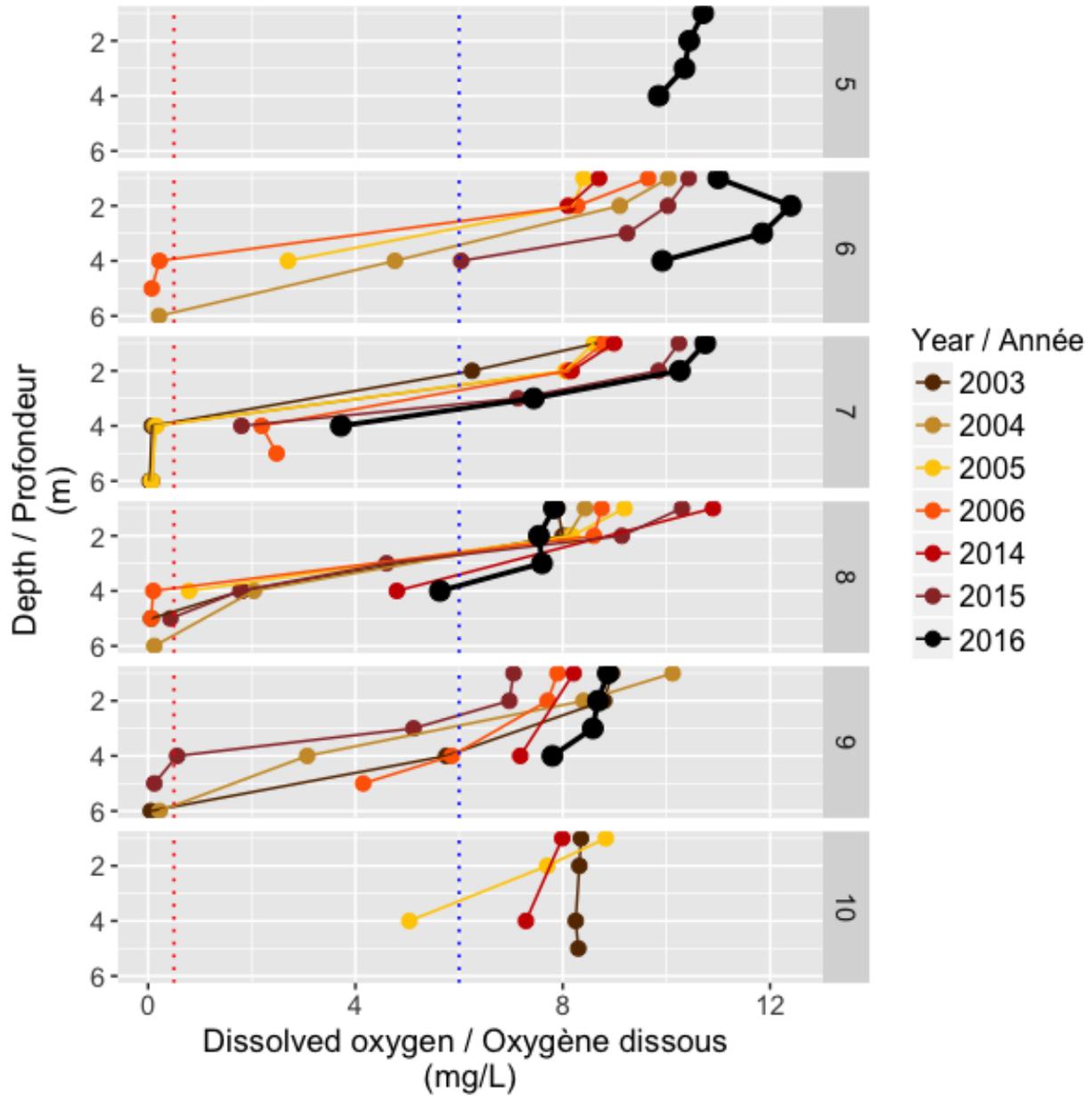
En somme, le lac Mountains (Beamish) est considéré méso-eutrophe selon le système de classification du MDDELCC, qui est basé sur les concentrations moyennes annuelles en phosphore total, en chlorophylle *a* et sur la transparence (Fig 13). Le niveau trophique en 2016 était similaire aux deux années antérieures, quoique la chlorophylle *a* ait légèrement diminué.



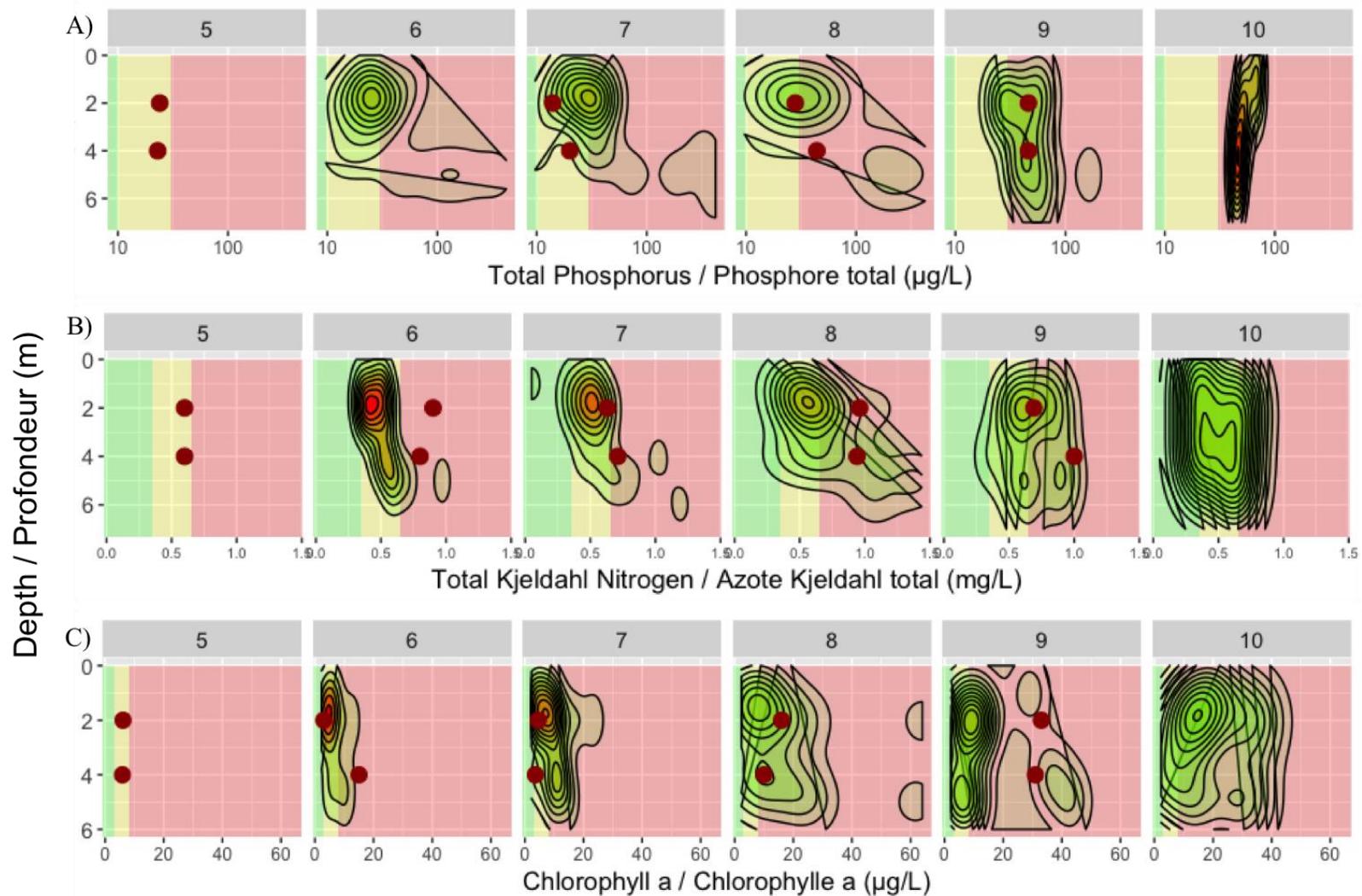
**Figure 8** Profils des températures du lac Mountains (Beamish) de 2003 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.



**Figure 9** Profils du pH au lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétique (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.

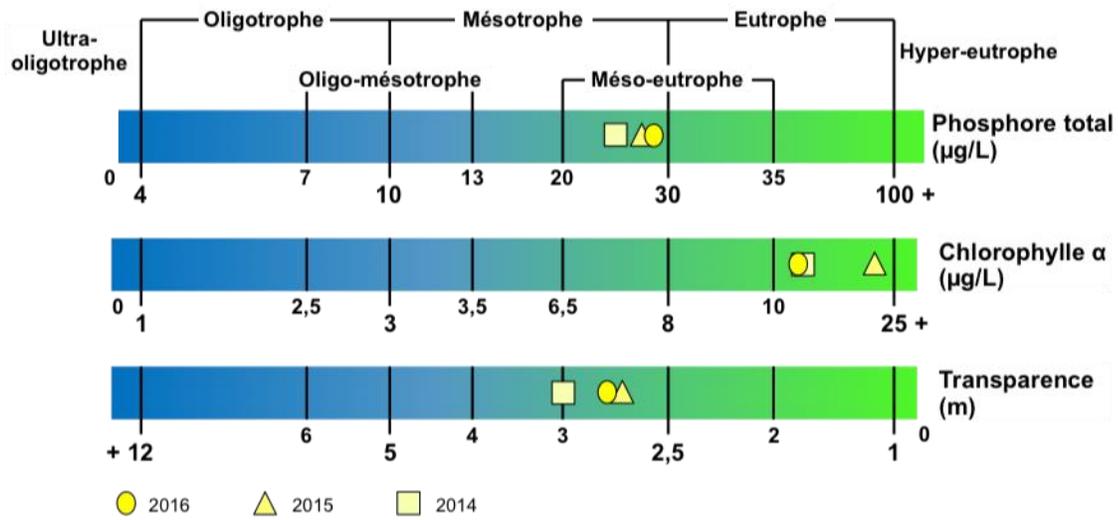


**Figure 10** Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Mountains (Beamish) de 2003 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques ( $< 0,5$  mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique ( $< 6$  g/L).



**Figure 11** Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans le lac Mountains (Beamish). Les chiffres de 5 à 10 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2016 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2015. Les zones vertes correspondent à un niveau trophique oligotrophe : A) < 10 µg/L, B) < 0,35 mg/L, C) < 3 mg/L; les zones jaunes correspondent à un niveau mésotrophe : A) 10 – 30 µg/L, B) 0,35 – 0,65 mg/L, C) 3 – 8 µg/L; les zones rouges correspondent à un niveau eutrophe : A) > 30 µg/L, B) > 0,65mg/L, C) > 8 µg/L.





**Figure 13** Niveau trophique du lac Mountains (Beamish) de 2014 à 2016 selon le système de classification du MDDELCC. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre.

## Lac Kingsmere

### Résumé

Le lac Kingsmere est classifié d'oligo-mésotrophe selon le système de classification du MDDELCC. Ce dernier est également dimictique, c'est-à-dire qu'il subit deux brassages par année, comme la vaste majorité des lacs en région tempérée. Les températures durant le début de l'été 2016 ont été plutôt basses, puis ont augmenté au point de surpasser toute valeur historique en août et en septembre. Puisque ce patron est également observé dans les lacs Mountains (Beamish) et Meech, elle semble plutôt le résultat d'une tendance climatique régionale que d'un processus propre au lac Kingsmere. Le pH du lac était légèrement alcalin au cours de la dernière année, tout comme en 2014 et 2015 et a respecté les seuils de protection pour la vie aquatique. Les concentrations en oxygène dissous ont été comparables, voir même légèrement supérieures, aux années antérieures. Si les concentrations en phosphore total sont demeurées stables et relativement basses, les concentrations en azote ont plutôt augmenté, surtout dans le métalimnion et l'hypolimnion, de même que le nombre de coliformes fécaux et la teneur en chlorophylle *a*. Il serait donc important de surveiller ces paramètres, puis d'entreprendre des mesures de mitigation si les concentrations continuent d'augmenter, afin d'éviter une diminution de la qualité de l'eau dans le lac Kingsmere.

### Température

Les profils de température du lac Kingsmere montrent que ce lac est dimictique (deux brassages par année, soit un au printemps et un à l'automne), ce qui est typique pour les lacs en régions tempérées. Le brassage du printemps en 2016 a probablement eu lieu en mai, alors que la colonne d'eau était isotherme autour de 10°C (Fig 14). La stratification s'est ensuite installée en juin pour se poursuivre jusqu'en août, comme lors des années antérieures. Les températures de l'ensemble de la colonne d'eau étaient les plus hautes enregistrées jusqu'à présent en août et en septembre. En effet, la colonne d'eau était isotherme à 22,5 – 23,7°C en septembre 2016 alors que la température la plus haute pour le même mois avait été de 20,7°C en 2015. Cette tendance était également observée dans les lacs Mountains (Beamish) et Meech et représente donc probablement une tendance climatique régionale. Selon les profils de température en juin et en juillet 2016, il semble que l'épilimnion soit de la surface jusqu'à 3 m de profondeur, avec un métalimnion autour de 4-5 m de profondeur, puis l'hypolimnion en deçà de 5 m.

## pH

Le pH dans le lac Kingsmere a varié entre 6,87 et 8,23 en 2016 pour l'ensemble de la colonne d'eau, ce qui est très similaire aux années antérieures (Fig 15). En 2015, le pH avait varié entre 6,15 et 8,32; puis avait oscillé entre 6,92 et 8,36 en 2014. Le lac Kingsmere était donc légèrement alcalin, sans pour autant se rapprocher des seuils de protection des activités récréatives et de l'esthétique. Les profils de pH dans le lac Kingsmere suivaient le patron typique, c'est-à-dire que le pH diminuait généralement de l'épilimnion vers l'hypolimnion. Ceci 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 n'est pas suffisante pour effectuer la photosynthèse. Le pH du lac Kingsmere semble donc tout à fait normal et sain pour un lac québécois.

## Oxygène dissous

Les valeurs d'oxygène dissous (OD) au lac Kingsmere en 2016 étaient similaires aux années antérieures, soit autour de 7 – 8 mg/L dans les eaux de surface, avec une diminution à environ 5 – 6 mg/L à 6 m de profondeur (Fig 16). En juin 2016, le profil d'OD était inverse à la normale, c'est-à-dire que les concentrations augmentaient de l'épilimnion vers l'hypolimnion, alors que la tendance typique est l'inverse. L'épilimnion était à environ à ~ 8 mg/L alors que l'hypolimnion était plutôt à ~ 11 mg/L. Cette tendance, aussi observée aux mois de juin des années antérieures, est parfois observée dans les lacs en région tempérée et a généralement deux causes possibles. Une première est que l'OD dans l'hypolimnion soit un reste du brassage printanier, lors duquel l'OD est réparti uniformément dans l'ensemble de la colonne d'eau. Dans le cas du lac Kingsmere, les concentrations en OD dans l'hypolimnion en juin 2016 s'apparentaient à celles durant le brassage printanier, en mai, soit autour de 11, 5 mg/L. Il est donc probable que l'OD dans l'hypolimnion en juin 2016 constituait un restant du brassage printanier lors du mois précédent. L'autre cause possible de ce patron particulier est la présence de colonies d'organismes photosynthétiques (ex : algues, macrophytes, diatomées, etc.) dans l'hypolimnion et le métalimnion qui augmentent la quantité d'OD en effectuant la photosynthèse. En juin 2016, la zone photique (profondeur où la lumière du soleil pénètre suffisamment pour permettre la

photosynthèse, calculée de manière approximative en multipliant la profondeur de secchi par deux) s'étendait jusqu'à ~5 m, ce qui rendait la photosynthèse possible jusqu'à cette profondeur. La photosynthèse a également souvent pour effet d'augmenter le pH, ce qui a également été observé en juin 2016 aux profondeurs de 4 et 5 m (Fig 15). En somme, puisque l'augmentation de l'OD dans le métalimnion et l'hypolimnion en juin 2016 est 1) de valeur similaire aux concentrations en OD durant le brassage printanier; 2) simultanée à une augmentation du pH aux mêmes profondeurs, il est fort possible que cette augmentation soit dû à un restant du brassage printanier ou à la présence de colonies photosynthétiques dans l'hypolimnion, ou une combinaison des deux.

Les concentrations en OD dans l'épilimnion semblaient particulièrement basses en juin 2016 (Fig 16). Ceci est probablement simplement un effet de l'heure de la journée à laquelle le lac a été échantillonné. Durant la nuit, les organismes photosynthétiques cessent d'effectuer la photosynthèse en raison de l'absence de lumière naturelle. Les concentrations en OD dans les eaux de surfaces diminuent donc jusqu'au lever du jour, alors que les couches d'eau sous-jacentes demeurent plus stables. Une fois le soleil levé, les organismes recommencent la photosynthèse et augmentent graduellement les concentrations en OD dans l'épilimnion. En juin 2016, le lac Kingsmere a été échantillonné à 8 : 10 du matin, ce qui peut expliquer les faibles concentrations en OD dans les eaux de surface. Ce lac était plutôt visité en après-midi lors des années antérieures.

En 2016, les valeurs d'OD ont franchi le seuil de protection pour la vie aquatique une seule fois, en septembre à 6 m de profondeur. Ce seuil a aussi tout juste été atteint en juillet et en août, encore à 6 m de profondeur. Les concentrations en OD dans le lac Kingsmere semblent toutefois s'améliorer en comparaison aux années antérieures. En effet, des teneurs en OD beaucoup plus basses avaient été mesurées de 2004 à 2015. L'hypolimnion avait même frôlé le seuil de l'anoxie en septembre 2015, ce qui n'a pas été répété en 2016. Il semble donc que les conditions en OD soient bonnes dans le lac Kingsmere et suffisantes pour la faune et la flore aquatique.

### Phosphore total

Les concentrations en phosphore total (PT) semblaient plutôt stables en 2016 par rapports aux années antérieures dans le lac Kingsmere. La concentration moyenne en 2016 était de 7,34 µg/L, contre 6,9 µg/L en 2015 et 11 µg/L en 2014, ce qui correspond à un niveau oligotrophe pour les années 2015 et 2016 (Fig 5). De plus, les valeurs en PT étaient plutôt constantes dans la colonne d'eau en 2016, il ne semble donc pas y avoir de relargage de phosphore par les sédiments (Fig 17 A). Les concentrations en PT dans la colonne d'eau étaient dans la moyenne des années antérieures en juin, en juillet (quoique légèrement supérieures à la moyenne dans l'épilimnion) et en août; puis inférieures aux années précédentes en septembre 2016. Les concentrations en phosphore semblent donc plutôt faibles et stables au fil du temps dans le lac Kingsmere.

### Azote Kjeldahl total

Les moyennes d'azote Kjeldahl total (NKT) étaient de 0,51 mg/L en 2016; de 0,39 mg/L en 2015 et de 0,35 mg/L en 2014 (Fig 6). 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. 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 17B. 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.

Les valeurs de NKT dans la colonne d'eau semblent avoir été parfois plus élevées en 2016 que lors des années antérieures (Fig 17 B). En effet, les mois de juillet et de septembre ont connu les plus hauts résultats jamais enregistrés aux profondeurs de 2 et 4 m, puis de 6 m également pour le

mois de septembre. Bien que le MDDELCC n'utilise pas le NKT dans son système de classification des lacs, les valeurs correspondaient au niveau méso-eutrophe selon Kalff (2001). Les mois de juin et août ont cependant été similaires aux moyennes des années antérieures et correspondaient à la classe oligo-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 ne soient pas problématiques pour le moment dans le lac Kingsmere, il serait avisé de surveiller la situation afin de prévenir des effets négatifs dans les années à venir.

#### Chlorophylle *a*

Les concentrations en chlorophylle *a* en 2016 ont été très légèrement supérieures à celles des années antérieures et ce, pour l'ensemble de la colonne d'eau (Fig 17 C). La concentration moyenne en 2016 était de 0,50 µg/L, contre 0,42 µg/L en 2015 et 0,35 µg/L en 2014. Si les concentrations étaient dans la limite inférieure des années passées en juin 2016 – et correspondaient à la catégorie oligotrophe, elles ont par la suite augmenté pour être dans la moyenne, ou légèrement au-dessus de la moyenne en juillet, août et septembre, atteignant la classe mésotrophe.

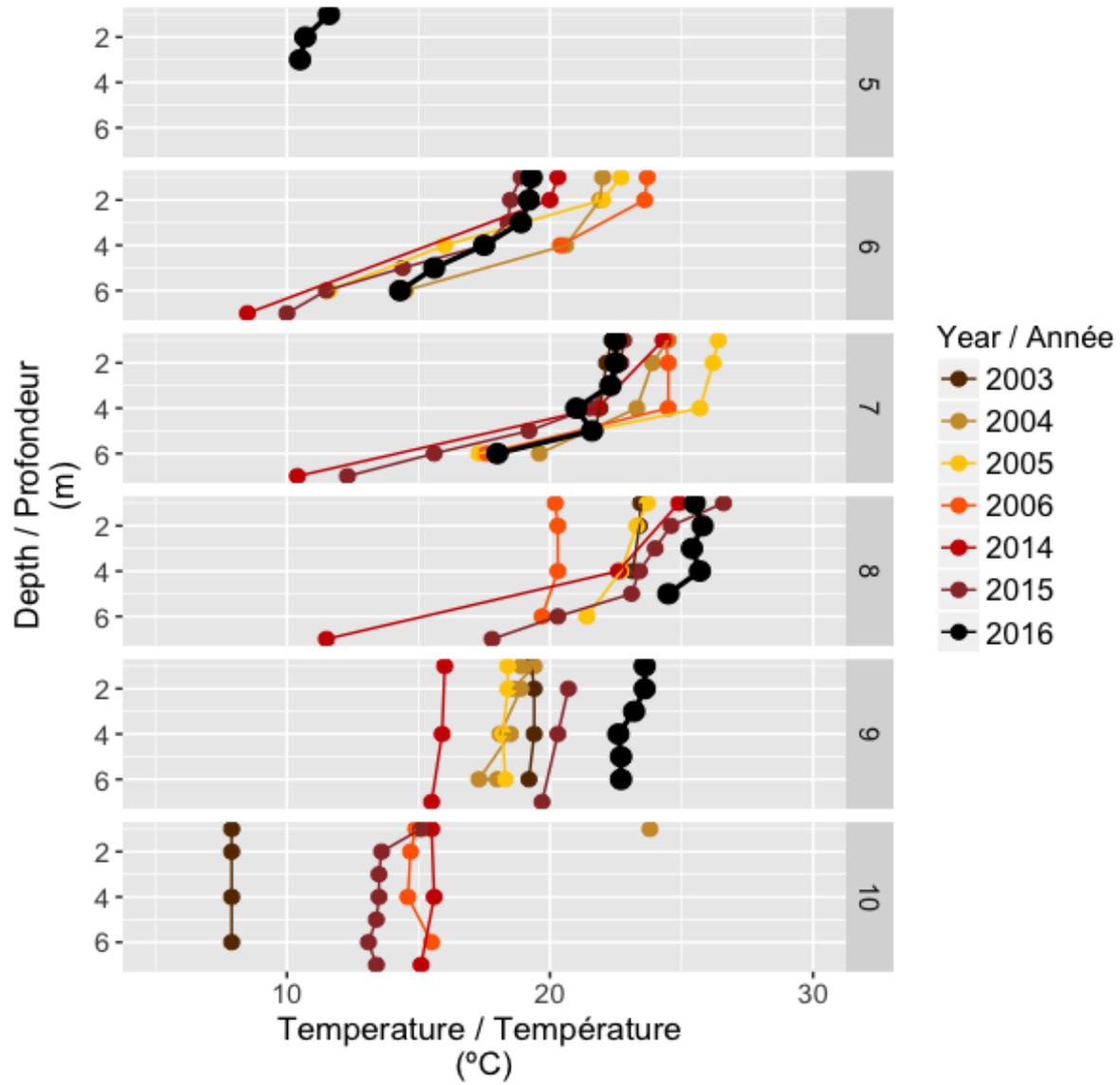
#### Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux ont augmenté en 2016 comparativement aux années 2012 à 2015 (Fig 7). En 2016, la moyenne était de 32 UFC/100 ml (qualité de l'eau bonne) contre 2,5 UFC/100 ml en 2015 et 5,8 UFC/100 ml en 2015 (qualité de l'eau excellente). Deux mesures ont été particulièrement élevées en 2016, contribuant à augmenter la moyenne annuelle, soit 140 UFC/100 ml et 30 UFC/100 ml en juin et en août, respectivement. Une seule autre mesure dans le passé avait été aussi élevée, avec 173 UFC/100 ml en août 2009. Comme la présence de

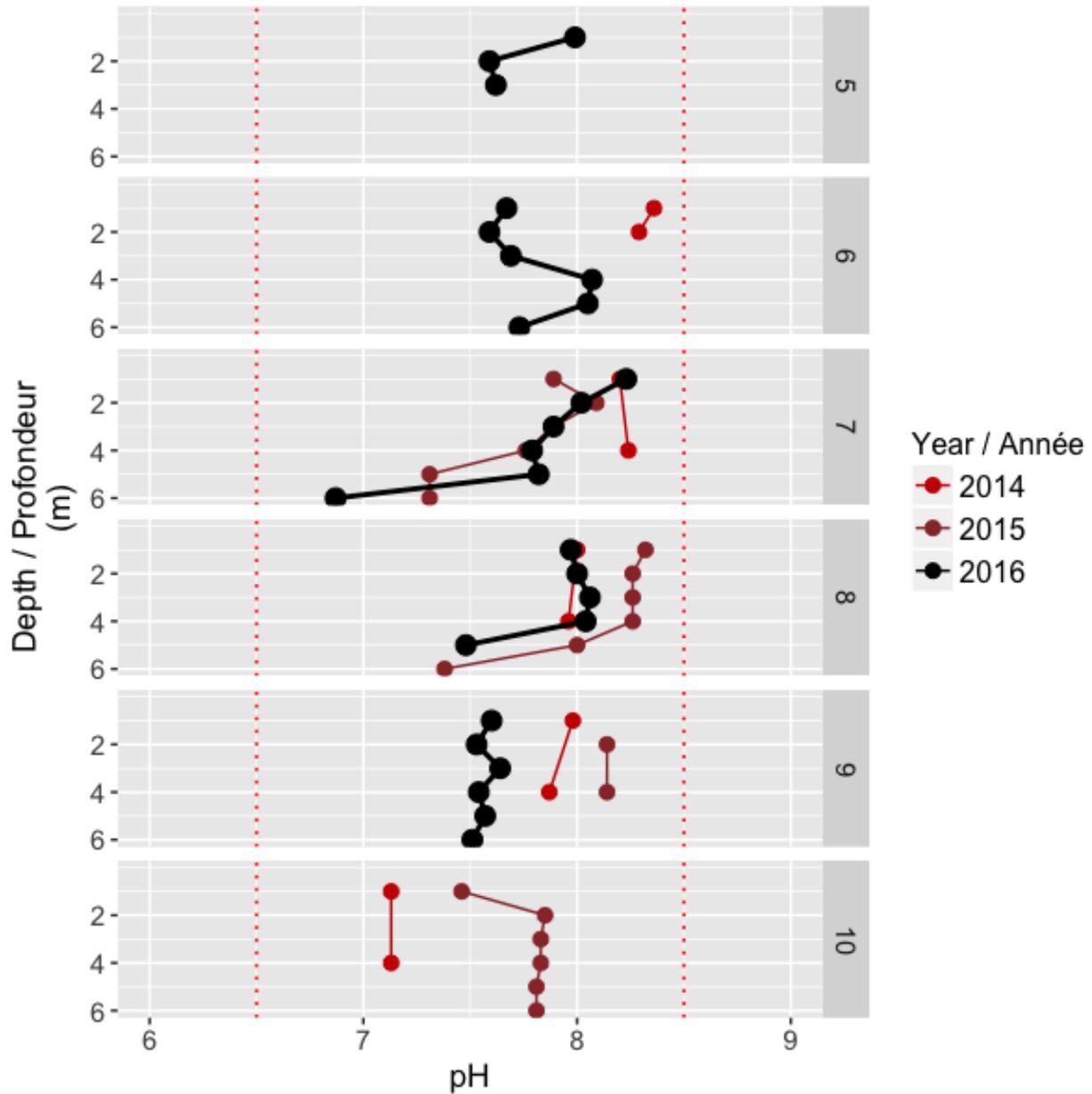
coliformes fécaux indique habituellement une contamination récente par des matières fécales, il se peut que des évènements inhabituels comme des fuites de fosses septiques ou un déversement d'eau usées aient eu lieu en juin et en août 2016 dans le bassin versant du lac Kingsmere, augmentant ainsi le nombre de coliformes fécaux lors de ces prélèvements. Les coliformes fécaux peuvent occasionner des problèmes de santé, notamment des troubles gastro-intestinaux. Il serait donc souhaitable de surveiller les concentrations dans les prochaines années, puis de prendre des mesures appropriées si le nombre continu d'augmenter, afin de conserver une excellente qualité de l'eau dans le lac Kingsmere.

### Niveau trophique

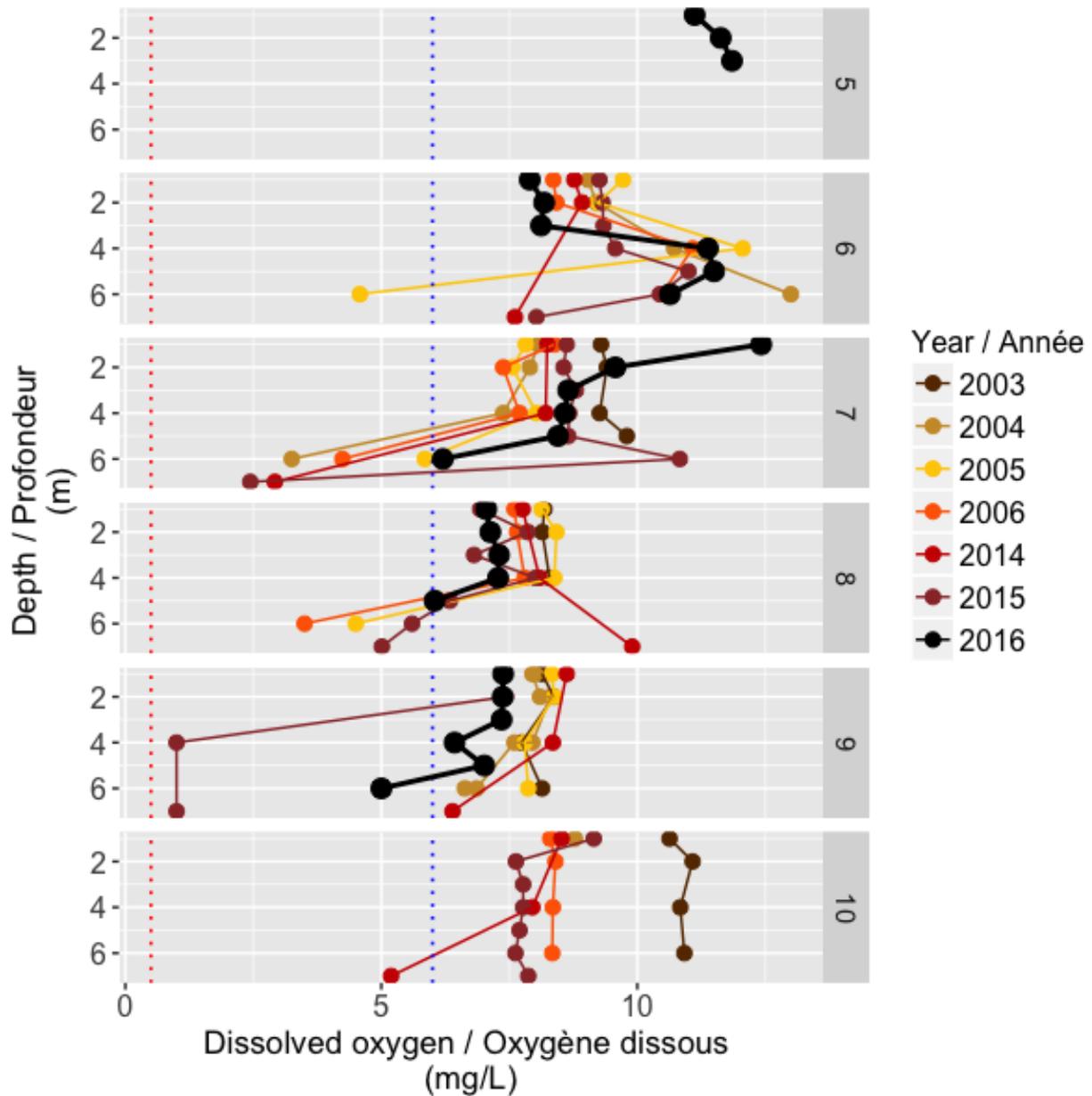
En considérant les concentrations en phosphore total et en chlorophylle *a*, puis la transparence, le lac Kingsmere est classé méso-oligotrophe selon le système de classification du MDDELCC (Fig 18). La moyenne en phosphore total et en chlorophylle *a* est demeuré très semblable à l'année dernière, alors que la transparence, mesurée à l'aide du disque de secchi, a diminué entre 2014 et 2016.



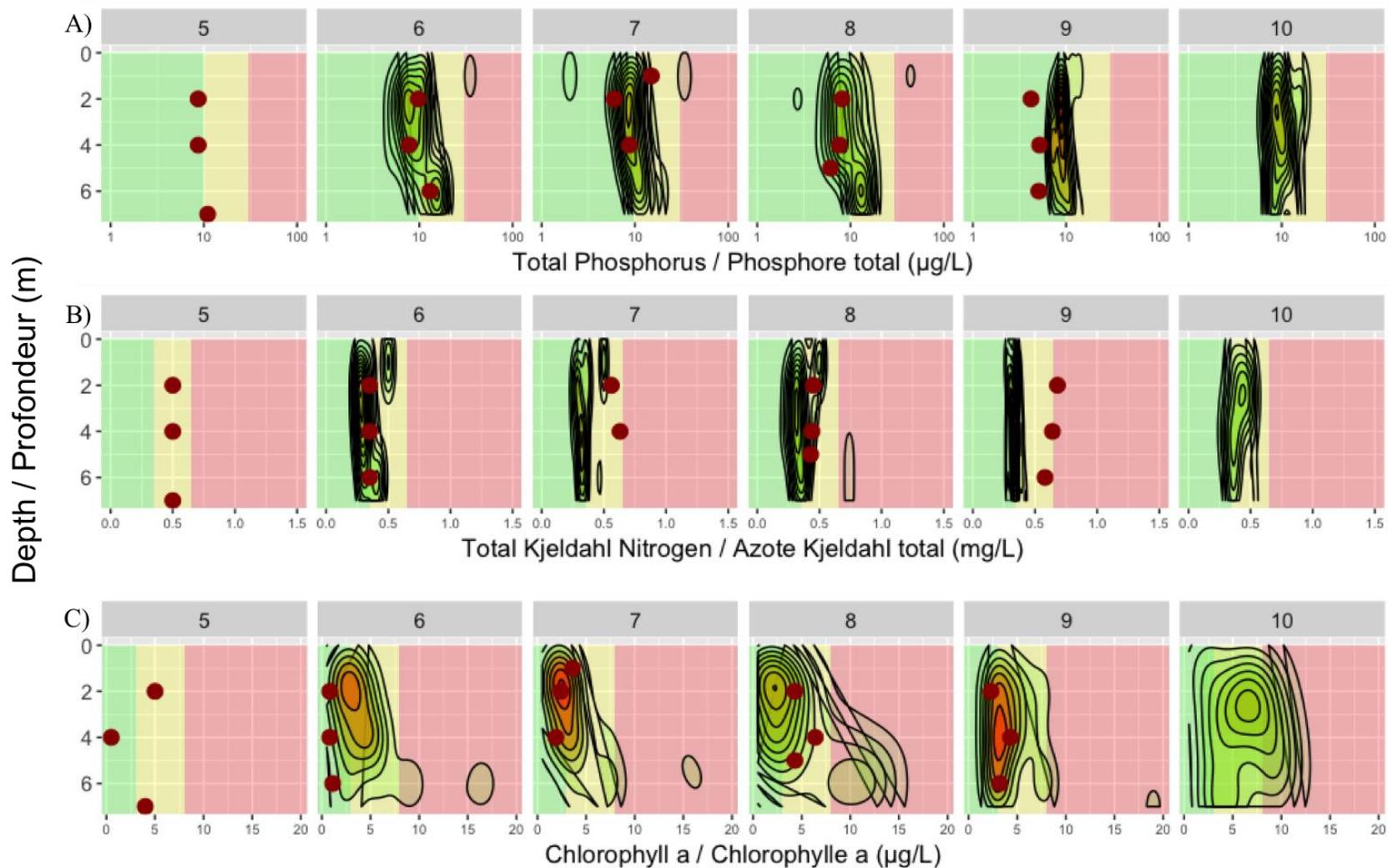
**Figure 14** Profils des températures du lac Kingsmere de 2003 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.



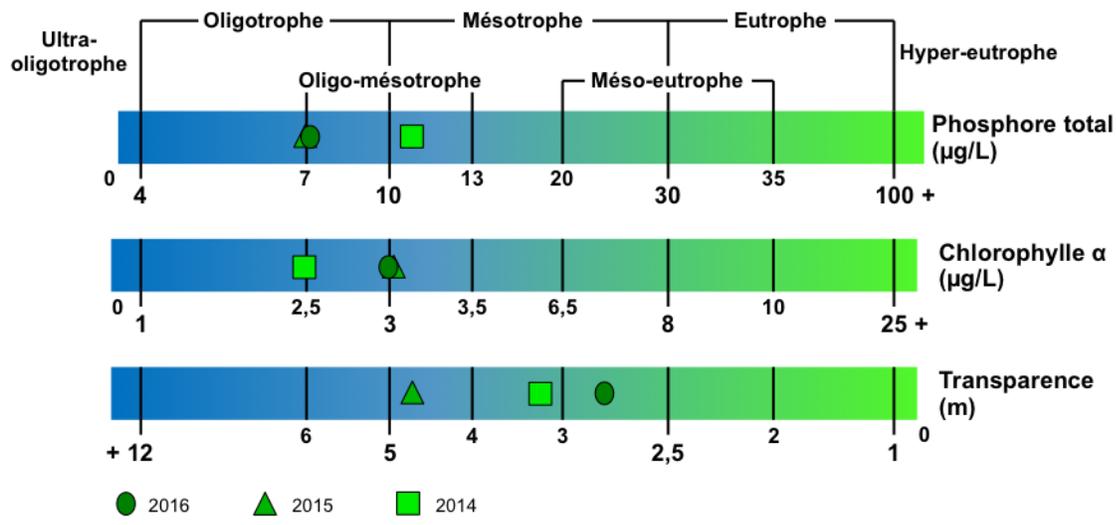
**Figure 15** Profils du pH au lac Kingsmere de 2014 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatique sont de 6,5 et de 9,0.



**Figure 16** Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Kingsmere de 2003 à 2016. Les chiffres de 5 à 10 à droite 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 17** 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 2016 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2015. 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 18** Niveau trophique du lac Kingsmere de 2014 à 2016. Les valeurs présentées sont les moyennes de juin à septembre.

## **Lac Meech**

### **Résumé**

Le lac Meech comporte deux sites d'échantillonnage, soit ML3 et ML5. Ce lac est le plus grand et le plus profond des trois lacs d'étude (tableau 2). Son bassin versant est également le plus étendu, couvrant principalement les zones plus nordiques du parc de la Gatineau, et les lacs Mousseau, Philippe, Lusk, Taylor, Renaud, Kiddler et Clair (Fig 2). Le lac Meech est classé comme oligotrophe selon le système de classification du MDDELCC. Les valeurs en chlorophylle *a*, en phosphore et en azote étaient plutôt faibles dans les eaux de surface en 2016 et historiquement. Cependant, les concentrations en phosphore dans l'hypolimnion étaient très élevées, ce qui suggère que les sédiments du lac relâchaient du phosphore dans la colonne d'eau, en 2016 comme dans les années antérieures. Les concentrations en azote étaient elles aussi particulièrement élevées dans l'hypolimnion. En ce sens, il pourrait être souhaitable de mesurer les concentrations hypolimnétiques en azote ammoniacal afin de s'assurer qu'elles ne dépassent pas les seuils de protection de la vie aquatique. Les coliformes fécaux étaient en très faibles concentrations en 2016 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, mais la colonne d'eau était plus chaude que la normale vers la fin de l'été. Puisque cette tendance a également été observée dans les deux autres lacs d'étude, elle semble découler d'une tendance climatique régionale. Les mois de juin et juillet 2015 avaient connu des valeurs de pH acides dans l'hypolimnion. Ceci n'a pas été observé en 2016. Quant à l'oxygène dissous, l'hypolimnion du lac Meech était anoxique durant la majorité de l'été 2016, tout comme lors des années passées. Bien que ceci soit commun dans les lacs d'une telle profondeur, éviter d'ajouter de la matière organique et des nutriments aiderait à empêcher d'amplifier le phénomène.

### Température

Les profils de températures aux deux sites d'échantillonnage du lac Meech étaient semblables aux années passées (Fig 19). Lors du premier échantillonnage de l'année 2016, soit en juillet, le lac était stratifié avec un épilimnion de 0 à ~ 5 m, un métalimnion de ~ 5 à 8 m, puis un hypolimnion de ~ 8 m jusqu'au fond. Bien que les températures de l'épilimnion étaient inférieures à la moyenne en juillet 2015, elles ont ensuite augmenté pour dépasser les valeurs historiques en août

et en octobre 2016 (le lac n'a pas été échantillonné en septembre 2016). Aux deux sites du lac Meech, les températures de l'épilimnion étaient de 17 à 18°C, alors que les températures des années antérieures variaient de 10 à 16°C. Puisque cette tendance est également observée dans les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere, elle semble plutôt découler d'une tendance climatique régionale. La fin de l'été 2016 aurait probablement été plus chaude que les années passées, ce qui aurait réchauffé les eaux de surface des lacs étudiés. Le brassage automnal semble s'être produit en novembre, alors que la colonne d'eau était isotherme à ~9°C.

### pH

Le pH dans le lac Meech a varié entre 6,87 et 8,13 en 2016 pour l'ensemble de la colonne d'eau, les deux sites confondus (Fig 20). En 2014, le pH avait varié entre 6,76 et 8,28. En 2015, des pH acides avaient été mesurés, atteignant 5,62 dans l'hypolimnion au site ML3, puis 5,05 dans l'hypolimnion du site ML5 en juillet 2016. Ces valeurs avaient franchi le seuil inférieur de la protection des activités récréatives et de l'esthétique, ainsi que le seuil inférieur de protection de la vie aquatique. Un tel pH peut être nocif à certaines espèces de poissons, principalement des salmonidés; en plus d'augmenter la toxicité de certains contaminants. Il est cependant à noter que durant ces échantillonnages, le pH de l'épilimnion était de 8 et de 7,1 aux sites ML3 et ML5, respectivement, donc tout à fait dans les valeurs normales et saines pour les eaux de surface. En juillet 2016, de même qu'en août, le pH de l'ensemble de la colonne d'eau respectait les seuils de protection pour la protection de la vie aquatique et ce, aux deux sites du lac Meech. Il semble donc que l'acidité observée l'année d'avant était un épisode ponctuel et aurait pu, par exemple, être le résultat d'une contamination quelconque. Il serait tout de même avisé de bien suivre le pH du lac Meech durant les années à venir, particulièrement dans l'hypolimnion, afin de s'assurer que les eaux ne redeviennent pas acides à nouveau tel qu'observé en 2015. Le lac Meech n'a pas été échantillonné en septembre 2016, et la sonde à pH était défectueuse en octobre 2016, ce qui explique l'absence de résultat pour ces deux mois.

Les profils de pH dans le lac Meech suivaient en 2016 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.

### Oxygène dissous

Les profils en oxygène dissous (OD) en 2016 aux sites ML3 et ML5 étaient semblables entre eux, et semblables aux années antérieures (Fig 21). Les concentrations en OD variaient entre 8 et 10,4 mg/L aux profondeurs de 0 à 4 m, puis diminuaient rapidement en deçà de cette profondeur. Au site ML3, le seuil de la protection pour la vie aquatique fut atteint à 16 m de profondeur en juillet 2016, puis à 8 m de profondeur en août 2016. Le seuil de l'anoxie a été atteint à 16 m de profondeur en août 2016. Au site ML5, le seuil de protection pour la vie aquatique a été franchi à la profondeur de 16 m pour rejoindre l'anoxie à la profondeur de 17 m en juillet 2016. En août 2016, le seuil de protection pour la vie aquatique était atteint à 12 m de profondeur, et l'anoxie à 16 m sous la surface.

Il est cependant 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. Dans le lac Meech, il semble bien que le brassage printanier redistribue l'oxygène dans l'ensemble du lac, car les concentrations en OD au mois de juin sont assez élevées et ce, en 2016 comme pour les années précédentes (Fig 21).

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

### Phosphore total

Les teneurs en phosphore total (PT) dans les eaux de surface au lac Meech ont correspondu à un niveau oligotrophe en 2016 et 2015, avec des concentrations de 6,61 µg/L et 7,02 µg/L, respectivement (Fig 5). Les années 2014 et 2013 avaient été légèrement plus élevées, avec toutes deux ~10 µg/L de moyenne annuelle. Le lac Meech, tout comme les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere, a 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.

Le lac Meech montre des signes de relargage de phosphore par les sédiments (voir « Phosphore – relargage par les sédiments » dans la section « Description des paramètres étudiés et des concepts clés »; Fig 5 B), car les concentrations en PT sont souvent nettement supérieures dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion au cours de la saison estivale. S'il est évident que ce phénomène est répétitif d'année en année, l'année 2016 semble avoir connu un relargage plus important que la normale. En effet, les concentrations hypolimnétiques en PT les plus élevées en 2016 ont été de 200 µg/L. De telles valeurs avaient été atteintes uniquement deux fois dans le passé, soit en septembre 2004 et 2006. Le relargage de ce nutriment semble débiter légèrement au mois de juillet, pour ensuite s'intensifier au cours de l'été, puis atteindre son maximum au mois d'octobre (Fig 22 A). En novembre, lors du brassage automnal, le phosphore est redistribué dans la colonne d'eau.

Le relargage de phosphore par les sédiments est un phénomène relativement commun dans les lacs des régions tempérées et est souvent observé en conditions anoxiques. Il apparait d'ailleurs

que le patron temporel d'oxygène dissous est corrélé au relargage, car l'hypolimnion est typiquement anoxique du mois de juillet/août jusqu'en octobre (Fig 21). 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

Les concentrations en azote Kjeldahl total (NKT) dans les eaux de surface sont demeurées relativement faibles et constantes au cours des dernières années au lac Meech (Fig 6). En 2016, la concentration en NKT était de 0,40 mg/L; contre 0,37 mg/L en 2015 et 0,35 mg/L en 2014. Bien que le MDDELCC n'utilise pas le NKT dans son système de classification des lacs, ces valeurs correspondaient au niveau mésotrophe selon Kalff (2001). Il semble que les concentrations étaient plus élevées de 2011 à 2013, mais cela est plutôt un effet des changements de laboratoire où les analyses étaient faites, car les limites de détection peuvent varier d'un laboratoire d'analyse à l'autre. Durant le programme 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 et 2016. Il est important de comprendre cette réalité afin de bien interpréter les résultats des figures 6 et 22 B.

Si les concentrations moyennes en NKT sont demeurées plutôt stables et basses au cours des dernières années dans le lac Meech, les concentrations dans la colonne d'eau semblent avoir été nettement supérieures aux dernières années dans les couches d'eau inférieures, tout comme cela a également été le cas au lac Kingsmere (Fig 6 B). Dès le mois de juillet, les concentrations en NKT dans la colonne d'eau ont surpassé les moyennes des années précédentes (Fig 22 B), atteignant 0,8 mg/L à 18 m de profondeur en juillet 2016 au site ML3. De telles valeurs avaient uniquement été atteintes deux fois, soit en juin 2014 et en août 2007. De plus, les concentrations tendaient à augmenter de l'épilimnion vers l'hypolimnion dès le mois de juillet au site ML3 et dès le mois d'août au site ML5. Cette tendance s'est accentuée au cours de l'été et s'est poursuivie jusqu'en octobre pour le site ML3 et jusqu'en novembre pour le site ML5. 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 ( $\text{NH}_4$ ) par le processus d'ammonification. Basé sur les profils d'oxygène dissous dans le lac Meech, l'hypolimnion est habituellement anoxique de juillet à octobre (Fig 21). Il est donc probable qu'au cours de l'été, la dégradation de la matière organique à la surface des sédiments augmente les concentrations en ammonium, ce qui est reflété par de hautes concentrations en NTK (l'azote kjeldahl total inclus l'ammonium) dans l'hypolimnion.

L'azote ammoniacal ( $\text{NH}_3$  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). Les valeurs critiques de toxicité dépendent du pH et de la température de l'eau. Par exemple, pour une température de 9°C et un pH de 7,8; tels que mesurés à 18 m de profondeur au site ML3 en juillet 2016, le seuil pour la protection de la vie aquatique est de 1,6 mg/L selon le MDDELCC. Pour la même température, mais un pH de 8,3; le seuil est de 0,59 mg/L. En juillet 2016, la valeur de NKT (ce qui inclut toutes les formes d'azote) était de 0,8 mg/L, le seuil de protection aquatique était donc respecté. L'azote ammoniacal avait uniquement été mesuré dans les lacs durant le programme H<sub>2</sub>O des Collines, soit de 2011 à 2013. Compte tenu des hautes concentrations en NKT dans l'hypolimnion du lac Meech, il pourrait être souhaitable de mesurer les teneurs en azote

ammoniacal dans les eaux profondes de ce lac afin de s'assurer que les seuils de toxicité ne sont pas atteints.

### Chlorophylle *a*

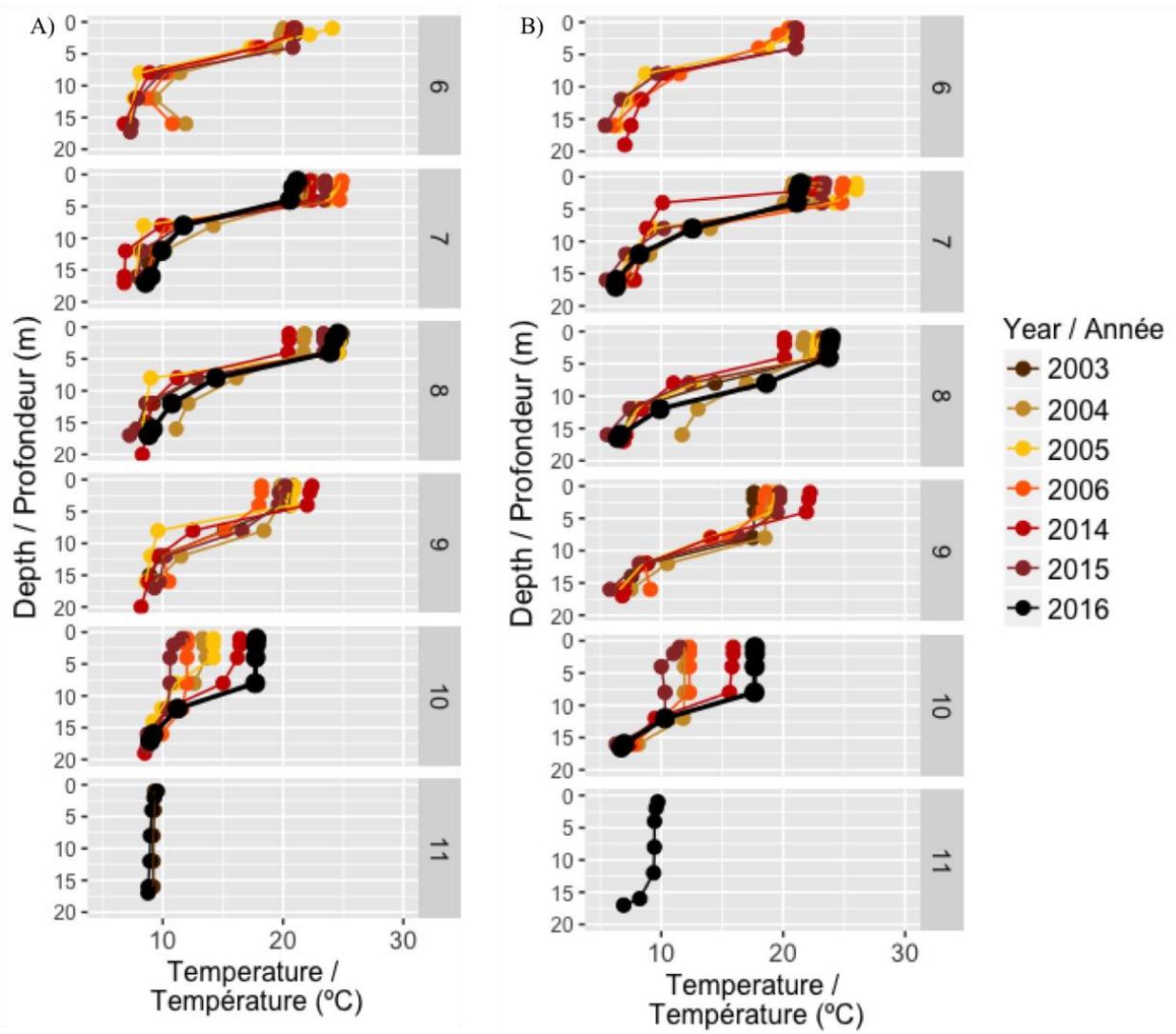
Les concentrations en chlorophylle *a* dans les eaux de surface en 2016 ont été supérieures à la moyenne des deux années passées (Fig 22 C). La concentration moyenne en 2016 à une profondeur de 2 m, les deux sites confondus, était de 2,44 µg/L, contre 1,86 µg/L en 2015 et 1,78 µg/L en 2014. Les concentrations moyennes avaient cependant dépassé 3 µg/L de 2006 à 2010. En 2016, 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 abrupte dans l'hypolimnion. La profondeur de secchi était d'en moyenne 5,3 m dans le lac Meech en 2016 et la zone photique (profondeur à laquelle la lumière du soleil pénètre suffisamment pour permettre la photosynthèse) était donc d'environ 10,6 m. Puisque la lumière est insuffisante pour permettre la photosynthèse en deçà de cette profondeur, les concentrations en chlorophylle *a* sont faibles.

### Coliformes fécaux

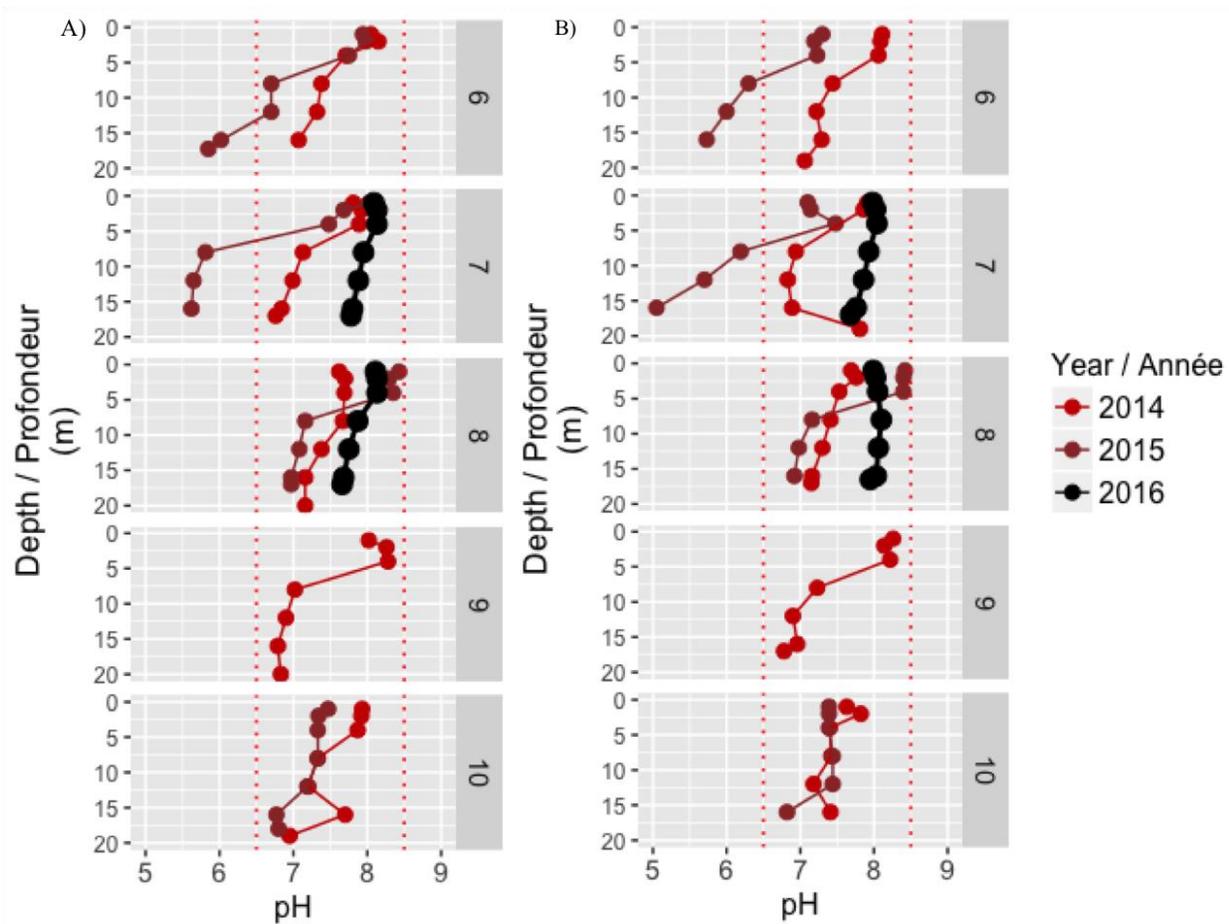
Les coliformes fécaux sont historiquement très faibles dans le lac Meech (Fig 7). En 2016 et en 2015, la moyenne était de 1 UFC/100 ml, ce qui correspond à la limite de détection. Depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea, les moyennes annuelles en coliformes fécaux ont toujours été en deçà de 3 UFC/100 ml et selon le MDDELCC, une valeur sous 20 UFC/100 ml correspond à une excellente qualité de l'eau.

### Niveau trophique

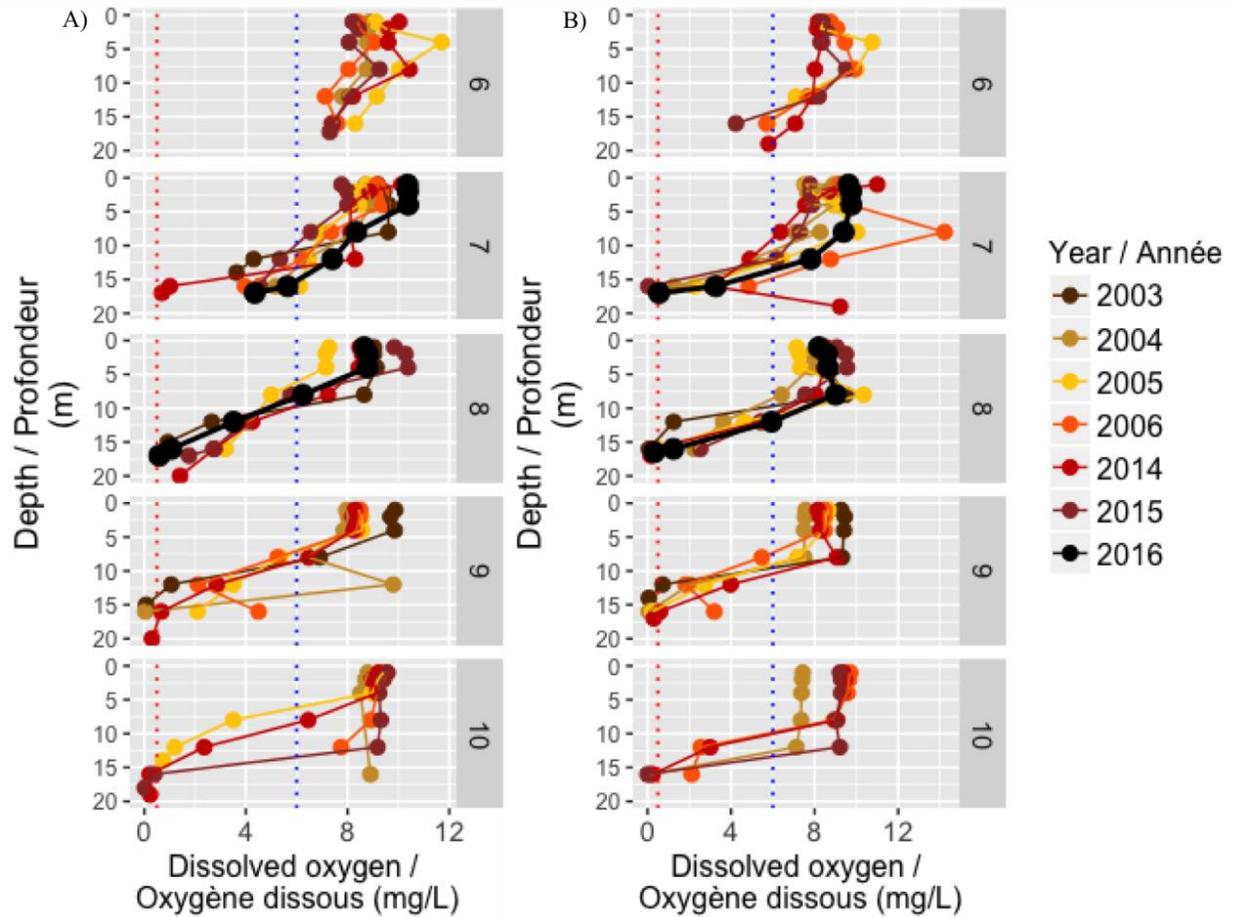
En considérant les concentrations en phosphore total et en chlorophylle *a*; puis la transparence, le lac Meech est classé comme oligotrophe selon le système de classification du MDDELCC (Fig 23). Les concentrations en phosphore total dans les eaux de surface ont diminué au cours des deux dernières années. Les concentrations en chlorophylle *a* ont légèrement augmenté, tout en demeurant dans la classe de lac oligotrophe. La transparence a quant à elle légèrement augmenté.



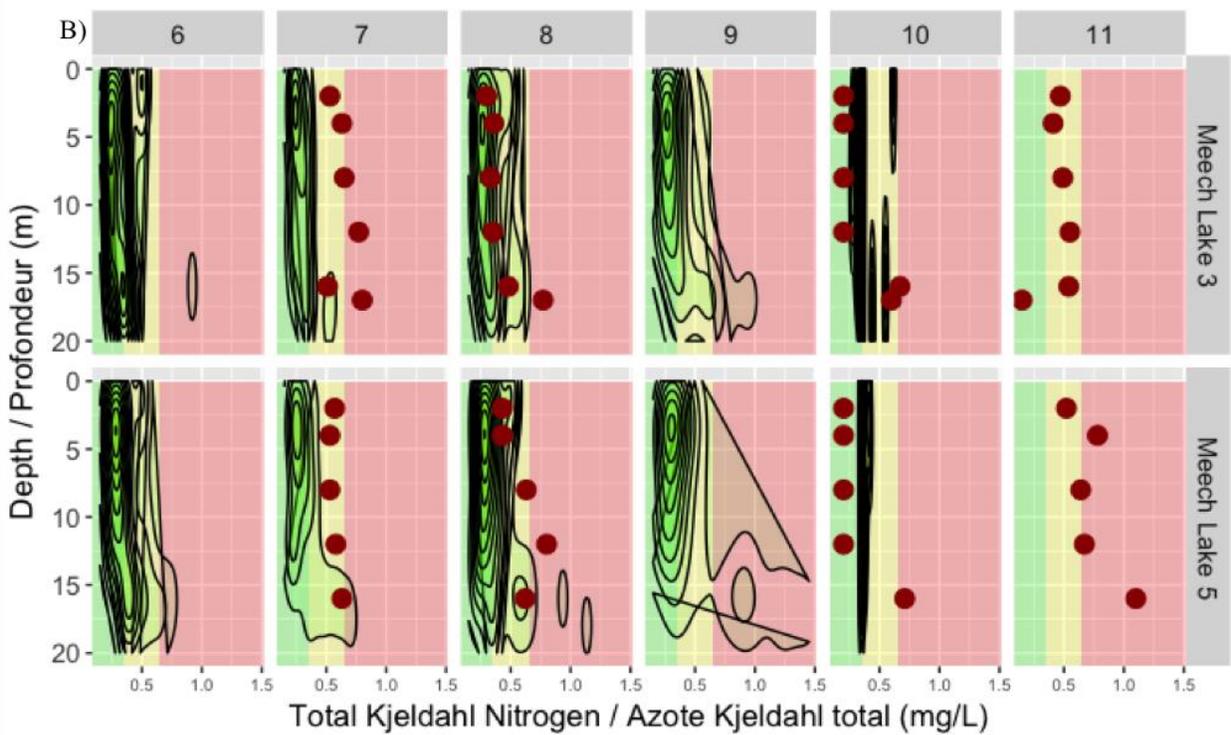
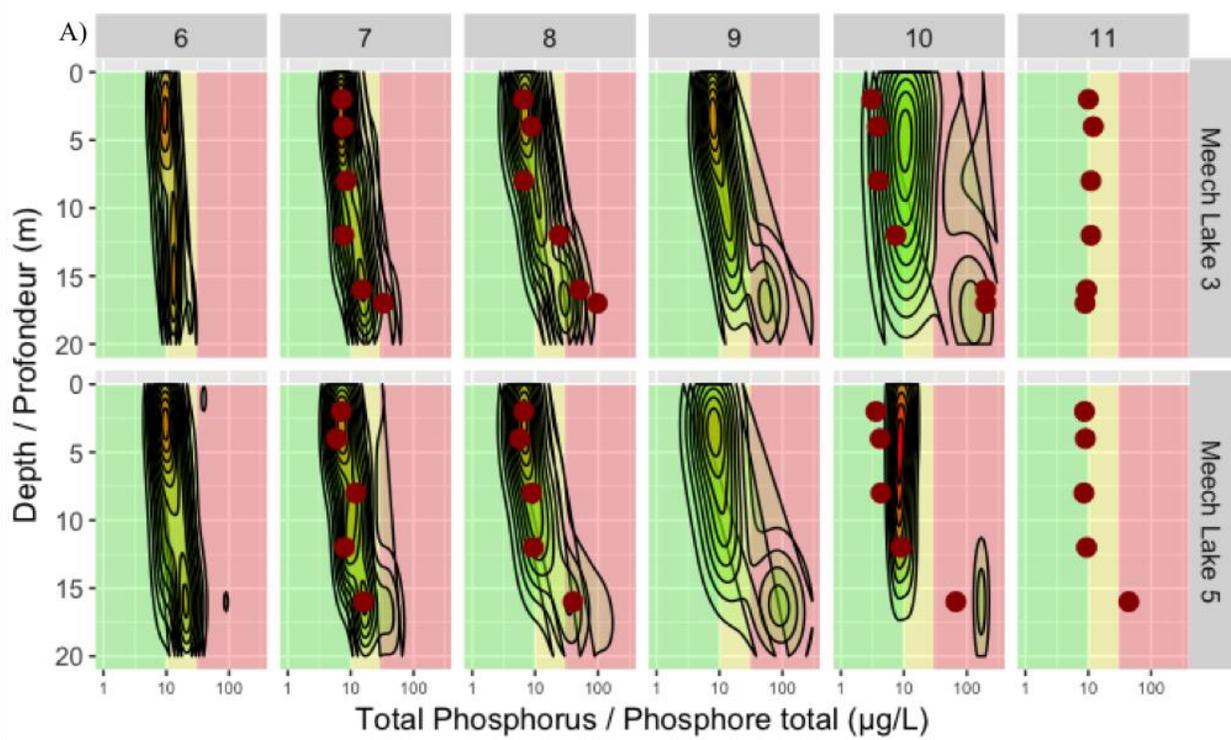
**Figure 19** Profils des températures du lac Meech de 2003 à 2016, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise.

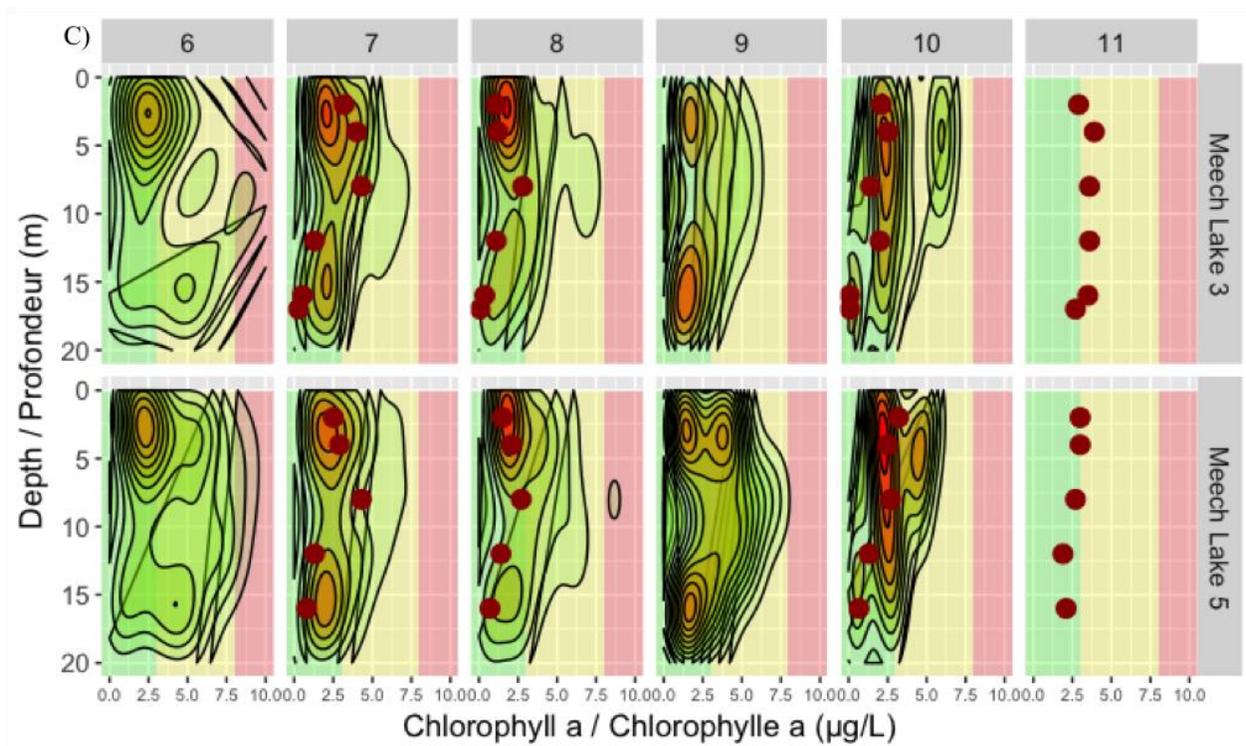


**Figure 20** Profils de pH du lac Meech de 2014 à 2016, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. Les deux lignes pointillées rouges indiquent les seuils de protection pour les activités récréatives et pour l'esthétisme (seuil inférieur : 6,5; seuil supérieur : 8,5). Les seuils de protection de la vie aquatiques sont de 6,5 et de 9,0.

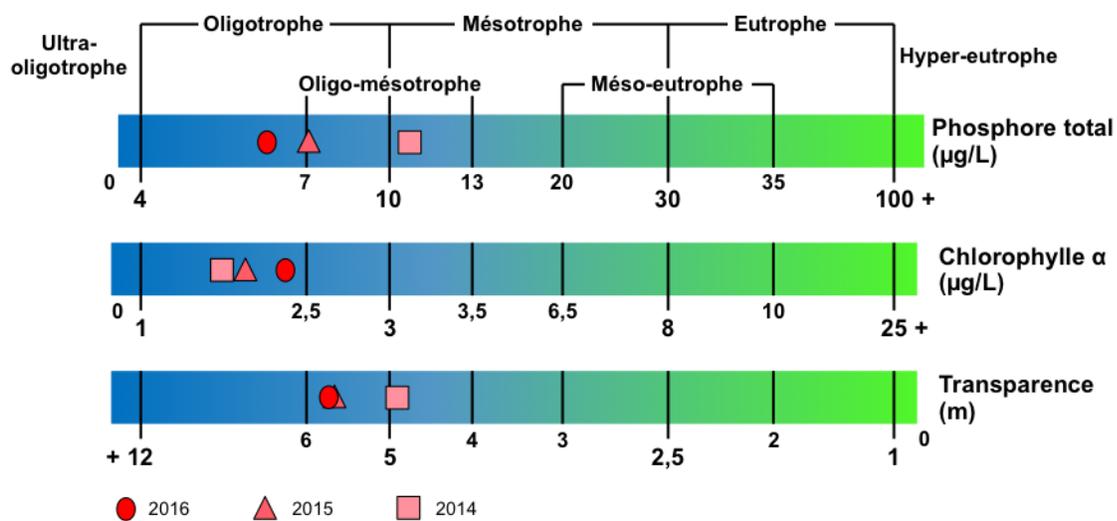


**Figure 21** Profils des concentrations en oxygène dissous du lac Meech de 2003 à 2016, A) au site ML 3 et B) au site ML 5. Les chiffres de 5 à 10 à droite de la figure indiquent le mois auquel la lecture a été prise. La ligne pointillée rouge représente des conditions anoxiques ( $< 0,5$  mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique ( $< 6$  mg/L).





**Figure 22** Profils des concentrations en A) phosphore total, B) azote Kjeldahl total et C) chlorophylle *a* dans la colonne d'eau du lac Meech, aux sites Meech Lake 3 et Meech Lake 5. Les chiffres de 6 à 11 indiquent le mois d'échantillonnage. Les points rouges indiquent les valeurs mesurées aux différentes profondeurs en 2016 alors que les zones encadrées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2003 et 2015. 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 23** Niveau trophique du lac Meech de 2014 à 2016. Les valeurs présentées sont les moyennes pour les deux sites au lac Meech (ML3 et ML5) de juin à octobre.

## Rivière Gatineau

### Résumé

La rivière Gatineau prend sa source dans le réservoir Baskatong, au nord de l'Outaouais, et coule sur 386 km de longueur jusqu'à son embouchure dans la rivière des Outaouais. La qualité de l'eau dans cette rivière, dans les sites étudiés dans le cadre du projet 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.

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 2016 a montré un début d'été plus frais que les années précédentes, suivi d'une hausse marquée en août et septembre. Cette tendance a également été observée dans les trois lacs d'étude et résulte donc probablement d'une tendance climatique régionale. Les concentrations en oxygène dissous étaient élevées et similaires pour l'ensemble de la colonne d'eau en 2016 et historiquement, ce qui offre un habitat favorable aux organismes aquatiques nécessitant de l'oxygène. La transparence de l'eau était plutôt faible dans la rivière Gatineau en 2016 et dans les années passées. Ceci est probablement lié à la présence de particules inorganiques plutôt qu'organiques. Si la majorité des paramètres montrent une excellente qualité de l'eau dans la rivière Gatineau, le pH est plutôt acide et a dépassé le seuil de protection pour les activités récréatives, l'esthétisme et la protection de la vie aquatique. Il serait donc recommandé d'investiguer afin d'identifier des sources potentielles d'acidité dans la rivière.

### 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 étaient similaires aux années antérieures (Fig 24 A). 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 2016, l'ensemble de la colonne d'eau aux deux sites était plus froide que

lors des années passées, hormis l'année 2009, avec une moyenne de 19,7 °C au site GR22 et de 19,9 °C au site GR151. Les températures ont par la suite augmenté, puis en août et septembre 2016, la colonne d'eau atteignait une température parmi les plus élevées enregistrées jusqu'à présent, autour de 22°C. Des températures d'eau particulièrement élevées ont aussi été mesurées dans les lacs Mountains (Beamish), Kingsmere et Meech en août et en septembre 2016. Il semble donc que les hautes températures mesurées résultent d'une tendance climatique régionale, la fin de l'été 2016 aurait probablement été plus chaude que les années précédentes.

### pH

Les mesures de pH dans la rivière Gatineau à l'été 2016 ont indiqué que l'eau a été plus acide que dans le passé, particulièrement en juillet et en septembre (Fig 24 B). En juillet 2016, les eaux de surface au site GR22 ont atteint le seuil inférieur de protection pour la vie aquatique et des activités récréatives, soit un pH de 6,5. Au site GR151, l'ensemble de la colonne d'eau a varié entre 6,47 et 6,55 au cours du même mois. Les valeurs de pH ont ensuite augmenté en août, pour ensuite descendre à nouveau en septembre. Au site GR22, le pH a franchi le seuil inférieur de protection pour la vie aquatique et des activités récréatives, atteignant un pH de 6,2 de la surface jusqu'à 10 m de profondeur. Un pH acide peut entraîner plusieurs effets néfastes. Certains composés, comme les métaux lourds, sont davantage solubles et toxiques dans des eaux acides. Un pH inférieur à 6,0 peut nuire au cycle reproductif des poissons en plus de favoriser la prolifération d'espèces planktoniques non désirables. Au cours des prochaines années, il serait important de suivre attentivement les valeurs de pH dans les eaux de la rivière Gatineau afin de vérifier si le pH retrouve des valeurs plus près du pH neutre. Aussi, il serait intéressant de communiquer avec l'organisme les Amis de la Rivière Gatineau afin de vérifier s'ils ont connaissance d'une source potentielle de rejets acides dans la rivière. Plusieurs activités humaines peuvent contribuer à l'acidification des lacs et des rivières, comme certaines mines et la coupe forestière, quoique l'effet soit souvent de courte durée. L'organisme les Amis de la Rivière Gatineau possède une seule station d'échantillonnage en amont du site GR22, soit au pont Farrelton, environ 3,2 km en amont de la Baie de Wakefield. Une comparaison des valeurs de pH entre ce site et le site GR22 permettrait potentiellement d'identifier si une source d'acidité existe entre le pont Farrelton et la baie de Wakefield.

### Conductivité

La conductivité aux deux sites de la rivière Gatineau est plutôt faible, avec des valeurs entre 31 et 44  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2016, les deux sites confondus (Fig 25 A). Ces valeurs s'apparentent à la majorité des mesures prises durant les années passées et correspondent à la gamme inférieure des valeurs de conductivité typiques pour les lacs et les rivières en Amérique du nord, soit de 20 à 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Kalff, 2001). Il semble donc que la géologie du bassin versant de la rivière Gatineau lui fournisse peu de sels dissous. Aussi, le sel de déglacage appliqué sur les routes ne semble pas affecter significativement le contenu en sels dissous dans la rivière, ou du moins, pas durant l'été.

### Oxygène dissous

Les concentrations en oxygène dissous sont relativement élevées dans l'ensemble de la colonne d'eau de la rivière Gatineau (Fig 25 B). En 2016, les concentrations sont demeuré très constantes, variant entre 7,39 et 7,81 mg/L. Les concentrations en oxygène dissous ont franchi le seuil de protection pour la vie aquatique à trois reprises seulement, soit en juillet 2007, en août 2009 et en septembre 2014. 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

Les concentrations en phosphore total (PT) dans la rivière Gatineau sont assez faibles et ont même légèrement diminué de 2014 à 2016 (Fig 26 A). La moyenne annuelle en 2016, tous les sites confondus, était de 8,29  $\mu\text{g}/\text{L}$ , contre 11,18  $\mu\text{g}/\text{L}$  en 2015 et 12,45  $\mu\text{g}/\text{L}$  en 2014. Ces concentrations correspondent à une classe de rivière oligotrophe. En 2016, les teneurs en PT étaient les plus élevées aux sites GR22 et GR90, le site GR70 avait une concentration légèrement inférieure alors que le site GR151 avait la concentration la plus basse. Il ne semble donc pas y avoir de source ponctuelle ou importante de phosphore de l'amont vers l'aval dans la rivière Gatineau entre Wakefield et Chelsea.

### Azote Kjeldahl total

Les teneurs en azote Kjeldahl total (NKT) sont plutôt faibles dans la rivière Gatineau et correspondent à une classe oligotrophe (Fig 26 B). En 2016, les concentrations étaient légèrement supérieures aux deux années précédentes, avec une moyenne de 0,5 mg/L en 2016 contre

0,26 mg/L en 2015 et 0,35 mg/L en 2014. Cependant, la différence entre les moyennes de 2014 et 2015 sont en grande partie causées par un changement de la limite de détection. En 2014, la limite de détection de NTK était de 0,7 mg/L. Tous les échantillons en 2014 ont obtenu un résultat sous la limite de détection et se sont donc vu attribuer la valeur de 0,35 mg/L dans la base de données. En 2015, la limite de détection est passée à 0,3 mg/L, ce qui a permis de détecter les concentrations plus basses que l'année précédente. En 2016, la limite de détection est revenue à 0,7 mg/L. Les concentrations en NKT sont plutôt constantes de l'amont vers l'aval entre les sites GR22 et GR151. Ainsi, tout comme pour le phosphore, il ne semble pas y avoir de source ponctuelle et importante d'azote le long de la rivière Gatineau entre Wakefield et Chelsea.

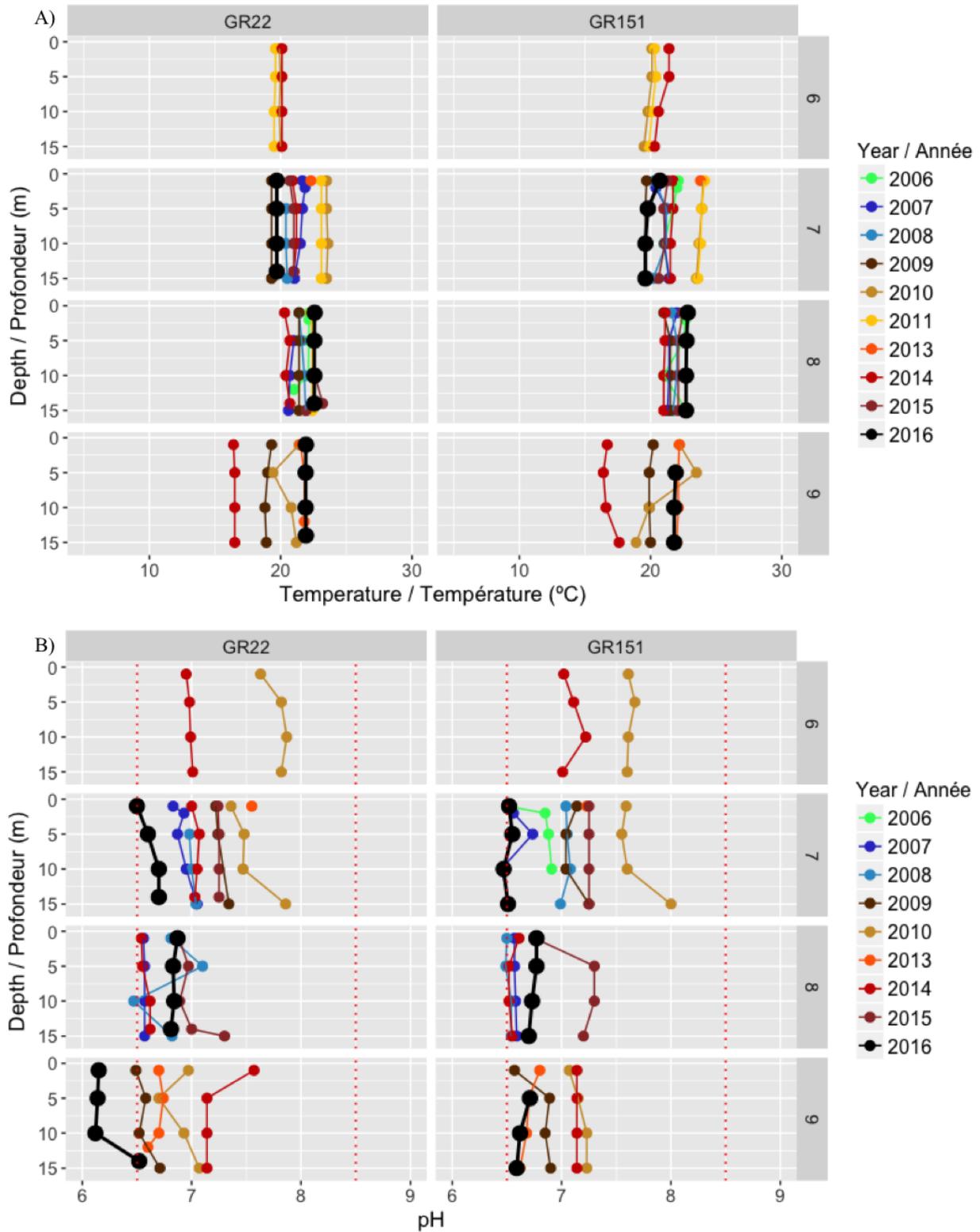
### Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux sont mesurés aux sites GR70 (quai public de Farm Point) et GR90 (rampe à l'eau Burnett) de la rivière Gatineau. Depuis le début du programme H<sub>2</sub>O, les moyennes ont oscillé entre une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml) et bonne (20 à 100 UFC/100 ml) (Fig 27). Au site GR70, le minimum atteint a été de 2,1 UFC/100 ml (2013) alors que le maximum a été de 62,8 UFC/100 ml (2008). Quant au site GR90, la moyenne annuelle la plus basse a été atteinte en 2012 avec 5,0 UFC/100 ml, alors que la plus haute a été de 27,4 UFC/100 ml en 2008. En 2016, les moyennes de coliformes fécaux étaient très basses et correspondaient à une excellente qualité de l'eau, avec 5,6 UFC/100 ml aux deux sites. En terme de variabilité spatiale, il ne semble pas y avoir de patron constant de l'amont vers l'aval dans la rivière Gatineau. Historiquement, les moyennes en coliformes fécaux ont parfois été similaires aux sites GR70 et GR90, parfois plus hautes au site GR70 et parfois plus hautes au site GR90. Il ne semble donc pas y avoir de source ponctuelle ou importante entre le quai public de Farm Point et à la rampe à l'eau Burnett et l'eau est tout à fait convenable à la pratique d'activités récréatives.

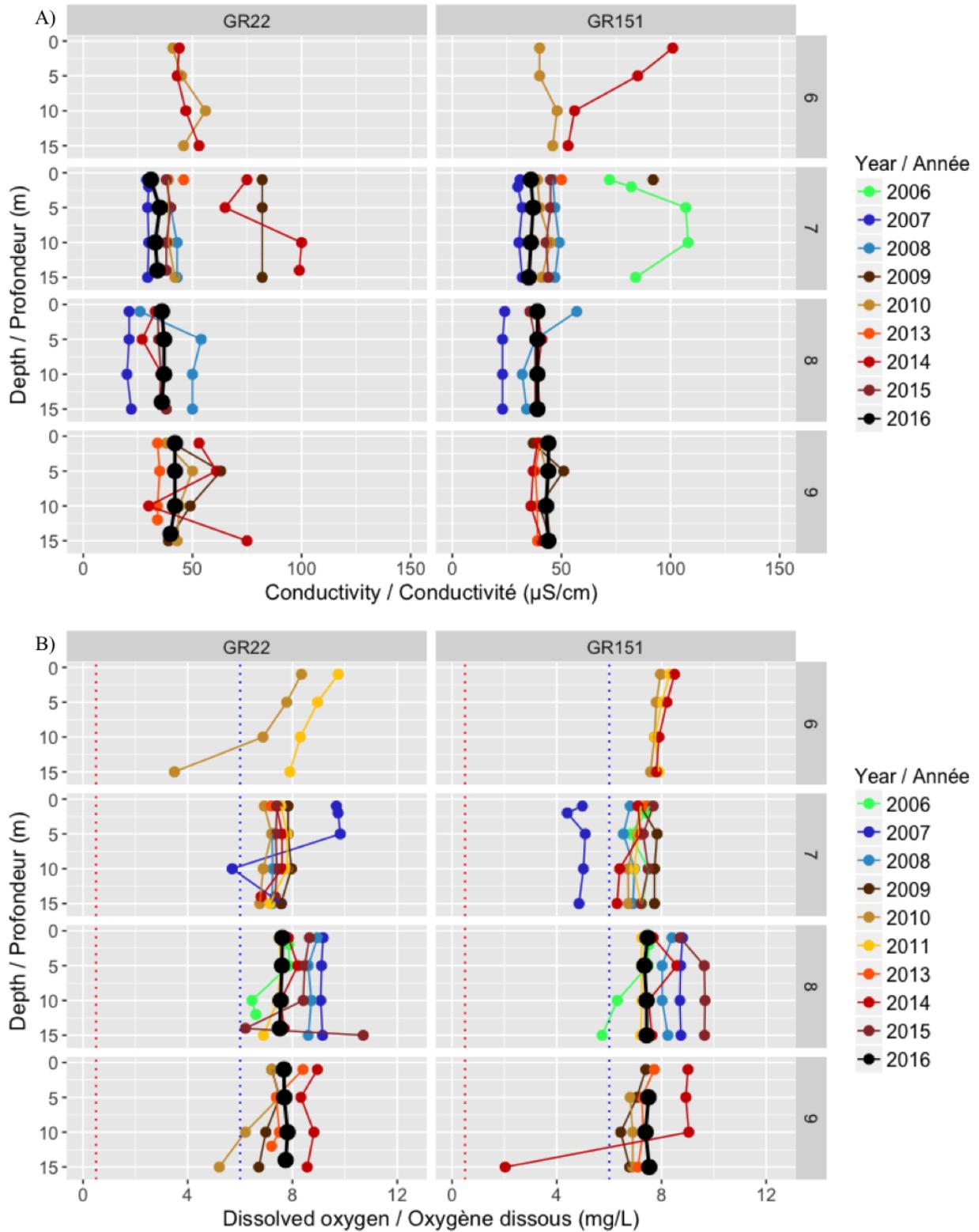
### Transparence

La transparence est mesurée à l'aide d'un disque de secchi (voir la section « Méthodologie ») et dépend principalement de la quantité de particules organiques et non organiques dans l'eau. Ce paramètre a été mesuré aux quatre sites de la rivière Gatineau à partir de 2009. De manière générale, la profondeur de secchi est plutôt faible et a varié de 0,7 m (GR90 en 2010) à 2,54 m

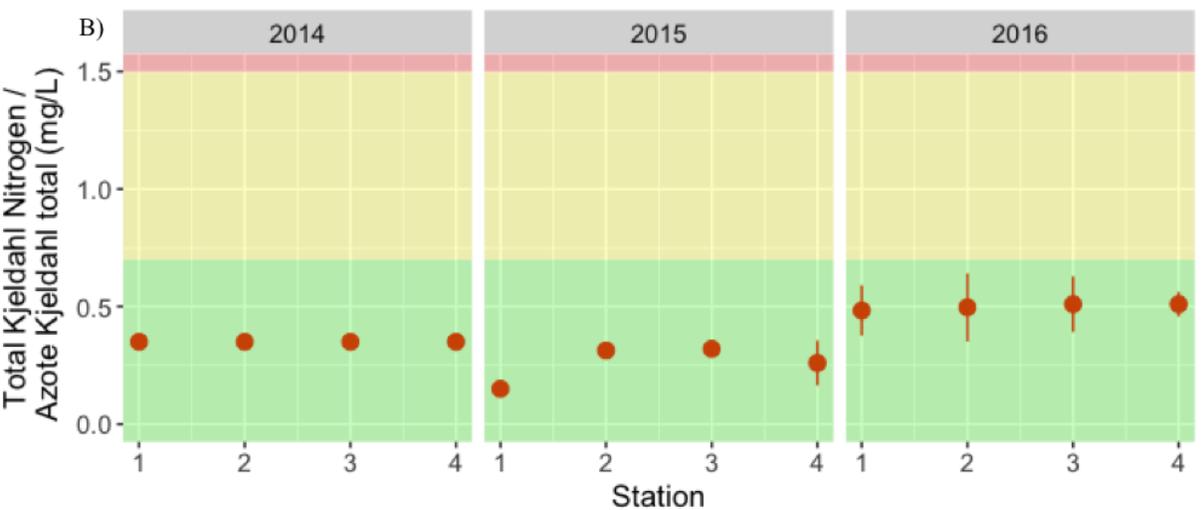
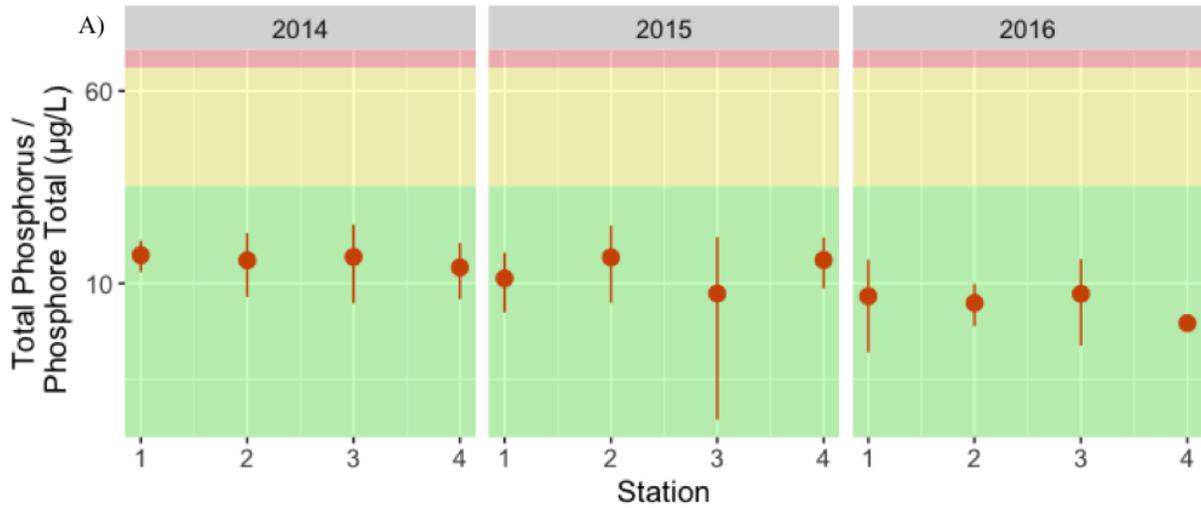
(GR70 en 2013) dans la rivière Gatineau (Fig 27). En 2016, la profondeur moyenne de secchi a varié entre 2,2 m et 2,6 m. La profondeur de secchi peut renseigner sur le niveau trophique lorsque la turbidité est principalement causée par la présence de phytoplancton dans un plan d'eau. Cependant, dans 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 26), correspondant à une classe oligotrophe. Deuxièmement, une grande partie de la rivière Gatineau, de ses berges et de son bassin versant repose sur des sédiments non consolidés déposés lors de la dernière glaciation (SIGEOM, 2017). Puisque ces derniers sont non consolidés, ils sont relativement faciles à transporter lors du ruissellement, puis transporter vers la rivière Gatineau. Il est donc fort probable que la faible transparence de la rivière Gatineau soit principalement due à la présence de particules inorganiques, tels que des sédiments, plutôt que de phytoplancton.



**Figure 24** 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.

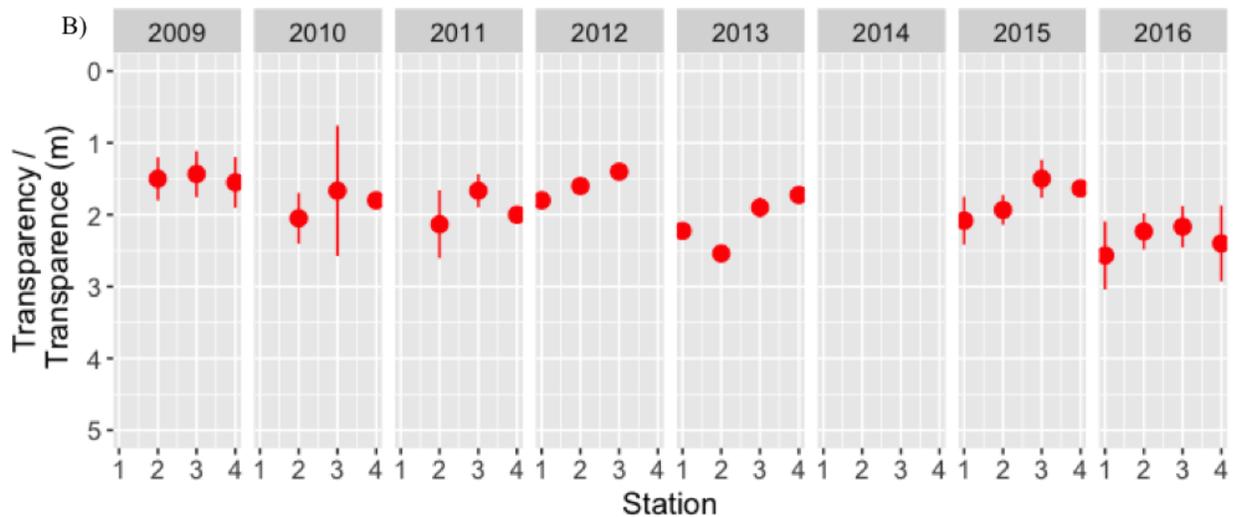
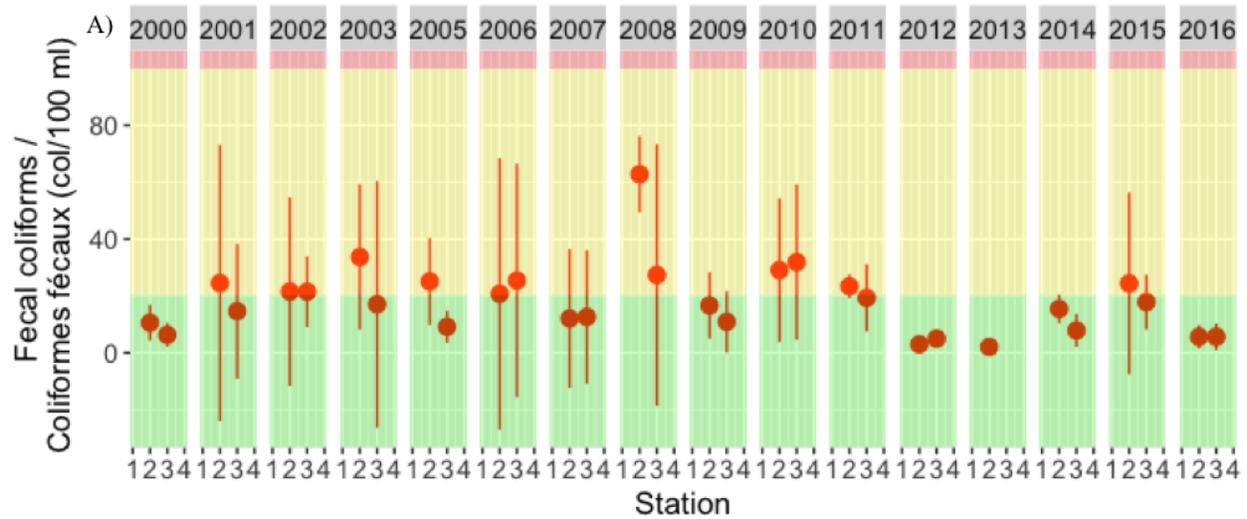


**Figure 25** Profils de A) conductivité aux sites GR22 et GR151, B) oxygène dissous aux sites GR22 et GR151. La ligne pointillée rouge en B) représente des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) et la ligne pointillée bleue indique le seuil de protection de la vie aquatique (< 6 mg/L).



Station	Corresponding site/Site correspondant
1	GR 22 (Wakefield Bay/Baie de Wakefield)
2	GR 70 (Farm Point public dock/Quai public de Farm Point)
3	GR 90 (Burnett boat ramp/Rampe à bateau Burnett)
4	GR 151 (Horseshoe Bay/Baie de fer à cheval)

**Figure 26** A) Moyennes de phosphore total ( $\pm$ écart-type) et B) moyennes d'azote Kjeldahl total ( $\pm$ écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval, de 2014 à 2016. 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)  $> 1,50 \text{ mg/L}$ .



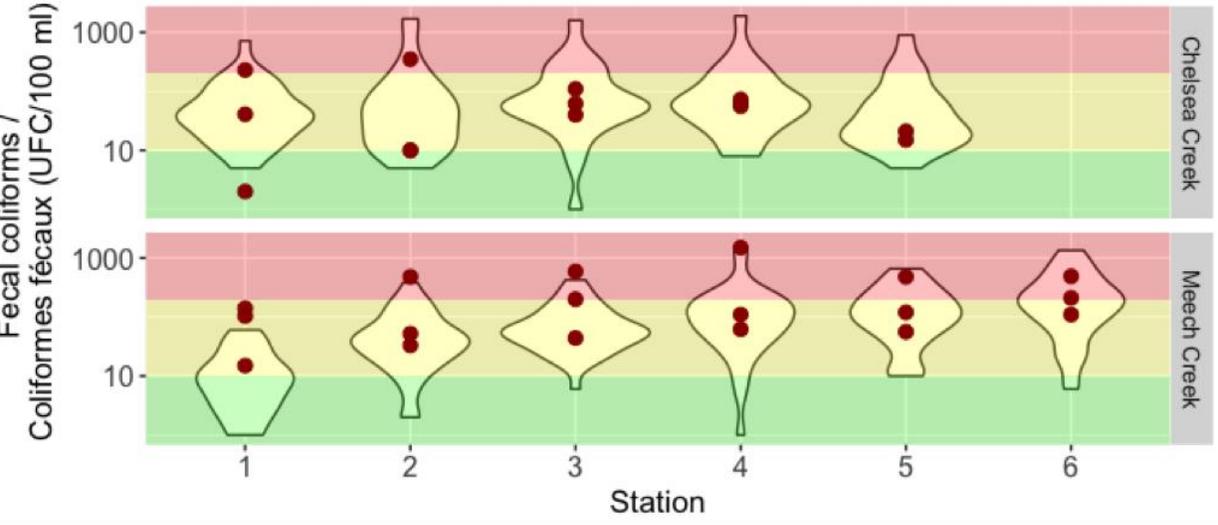
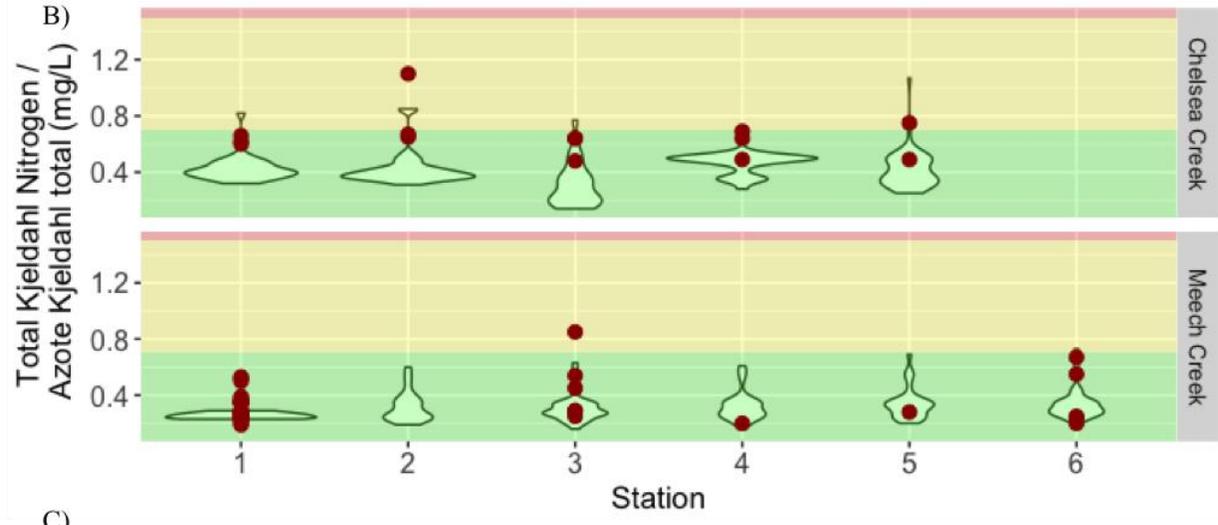
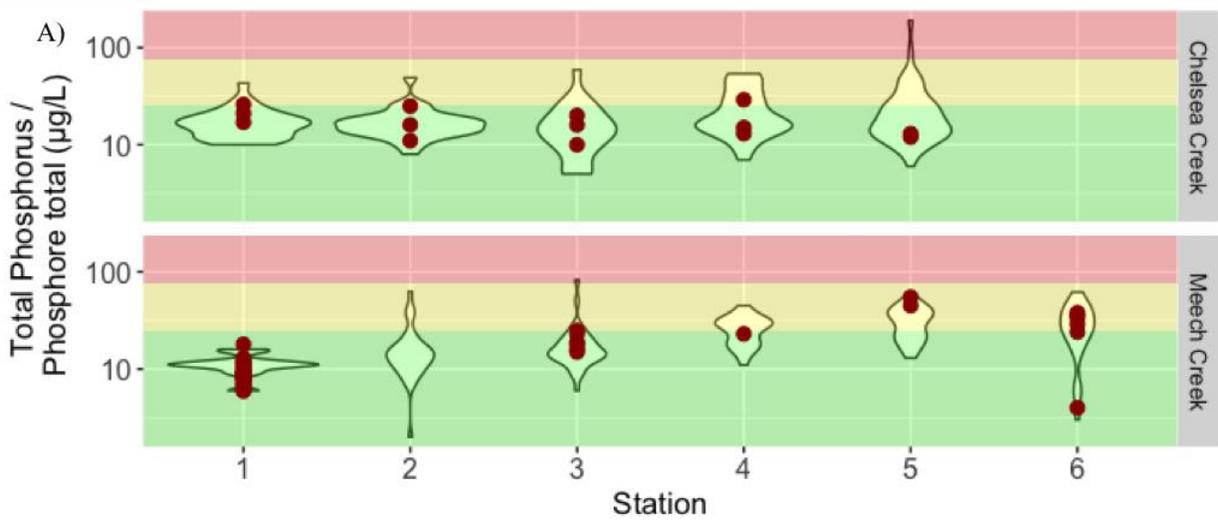
Station	Corresponding site/Site correspondant
1	GR 22 (Wakefield Bay/Baie de Wakefield)
2	GR 70 (Farm Point public dock/Quai public de Farm Point)
3	GR 90 (Burnett boat ramp/Rampe à bateau Burnett)
4	GR 151 (Horseshoe Bay/Baie de fer à cheval)

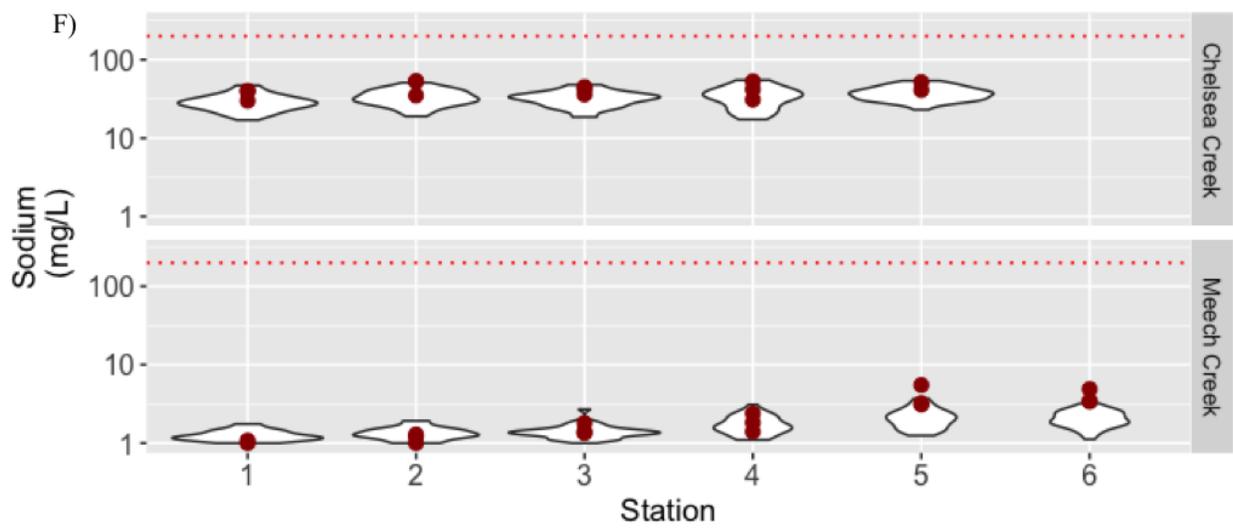
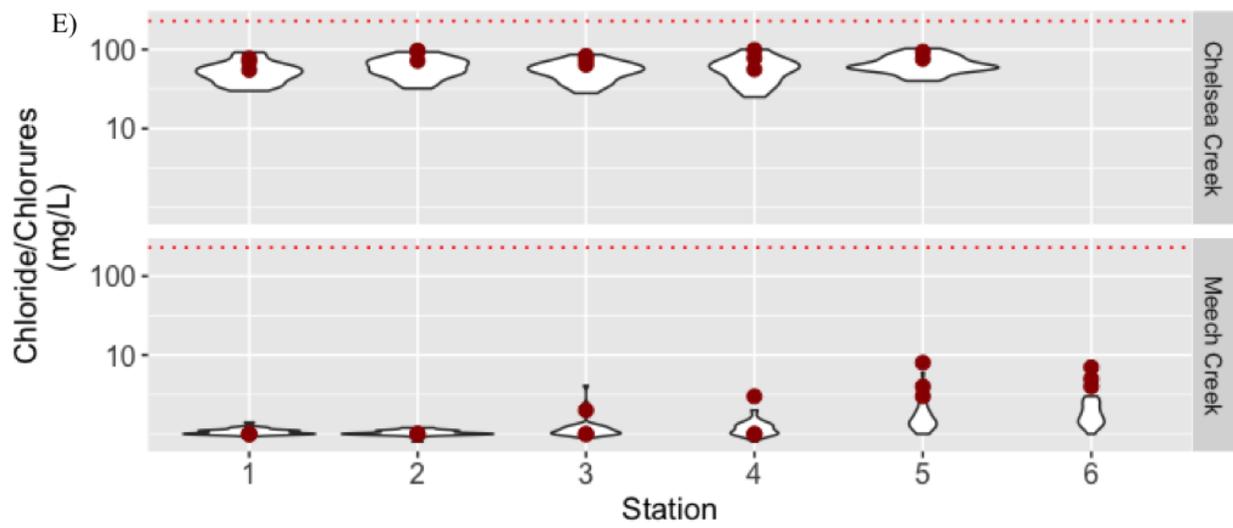
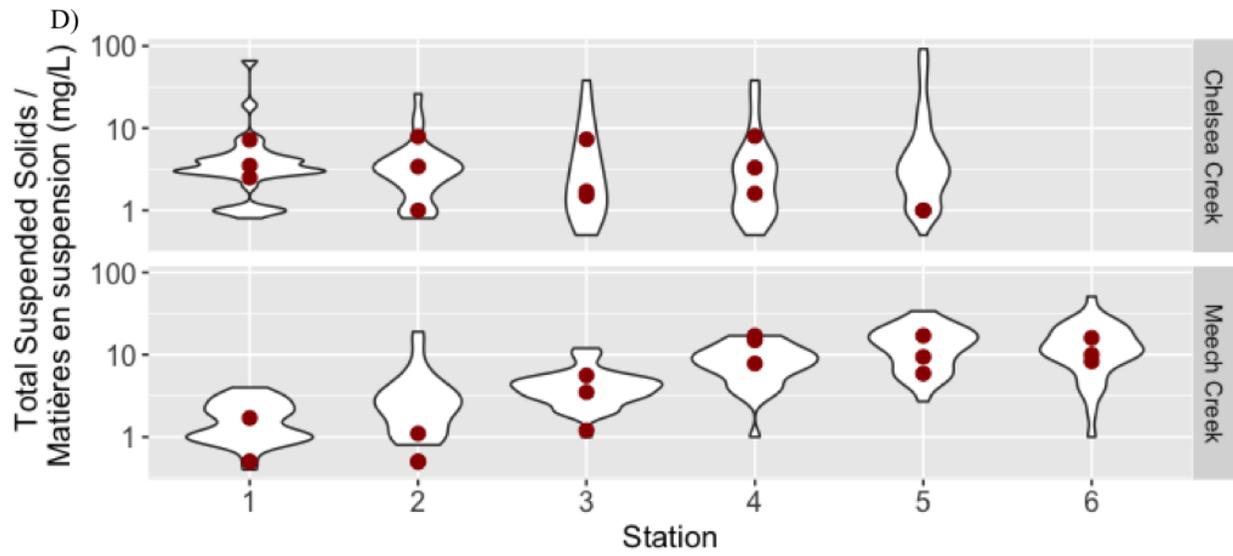
**Figure 27** A) Moyennes géométriques de coliformes fécaux ( $\pm$ écart-type) et B) moyennes de la transparence ( $\pm$ écart-type) aux quatre sites de la rivière Gatineau, de l'amont vers l'aval, de 2014 à 2016. En A) la zone verte représente une excellente qualité de l'eau (< 20 UFC/100 ml), la zone jaune représente une bonne qualité de l'eau (20 à 100 UFC/100 ml) et la zone rouge représente une qualité de l'eau médiocre (100 à 200 UFC/100 ml). En B) la zone verte représente une transparence correspondant à une classe oligotrophe (> 5m), la zone jaune représente une transparence correspondant à une classe mésotrophe (5 à 3,5 m) et la zone rouge représente une classe eutrophe (< 2,5 m).

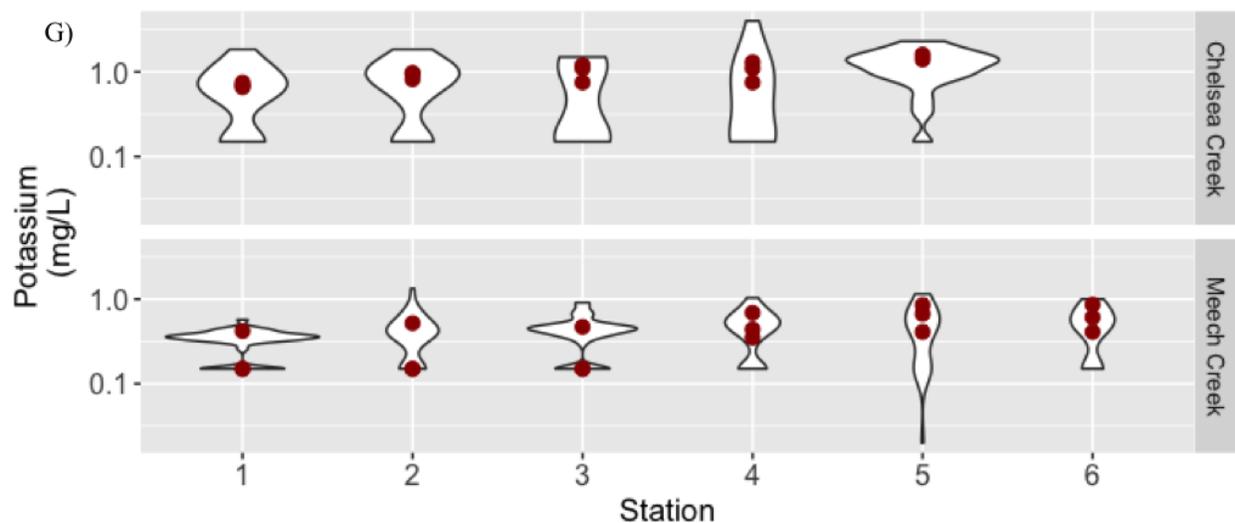
## Ruisseaux Chelsea et Meech

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

Les ruisseaux Chelsea et Meech correspondent tous deux à la classe de cours d'eau méso-oligotrophe, basé sur leurs concentrations en phosphore total (PT) et d'azote Kjeldahl total (NKT) (Fig 28 A et B). Si les concentrations en PT semblaient stables de l'amont vers l'aval en 2016 dans le ruisseau Chelsea, le ruisseau Meech montrait plutôt une augmentation graduelle des concentrations de ce nutriment de l'amont vers l'aval. Pour ce qui est de l'azote, les deux ruisseaux montraient peu de gradient et les teneurs en 2016 semblaient fréquemment plus élevées que les années antérieures. En ce qui attrait aux coliformes fécaux, le ruisseau Chelsea a connu des concentrations légèrement inférieures à celles du ruisseau Meech (Fig 28 C). Ce dernier montrait également un patron spatial d'augmentation de l'amont vers l'aval, alors que ce n'était pas le cas du ruisseau Chelsea. Les deux ruisseaux ont obtenu en 2016 des concentrations de coliformes fécaux qui ont grandement varié, passant d'une qualité de l'eau excellente à médiocre. Les matières en suspension ont connu une augmentation de concentration de l'amont vers l'aval dans le ruisseau Meech, alors que les concentrations dans le ruisseau Chelsea étaient plutôt constantes (Fig 28 D). Les concentrations en chlorures et en sodium étaient nettement plus élevées dans le ruisseau Chelsea que dans le ruisseau Meech, et légèrement supérieures aux valeurs historiques dans le cas du ruisseau Meech (Fig 28 E et F). Ceci est probablement dû au fait que le ruisseau Chelsea passe par le vieux Chelsea et par plus de zones habitées que le ruisseau Meech, recevant ainsi du sel de déglacage appliqué sur les routes en hiver. Les concentrations n'ont cependant pas atteint les seuils de protection de la vie aquatiques. Les deux ruisseaux montraient des concentrations semblables en potassium en 2016, qui étaient également similaires à leur concentrations des années passées (Fig 28 G).







Station	Corresponding site/Site correspondant	
	<b>Chelsea Creek/Ruisseau Chelsea</b>	<b>Meech Creek/Ruisseau Meech</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)
6		M14 (St. Clement rd./ch. St-Clément)

**Figure 28** 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 2016 alors que les zones ombragées indiquent la répartition des valeurs mesurées entre 2004 et 2015. Les sites sont placés de l'amont (gauche) vers l'aval (droite).

## **Ruisseau Chelsea**

### **Résumé**

La qualité de l'eau dans le ruisseau Chelsea était passablement bonne en 2016, mais a montré certains signes de dégradation au cours de dernières années. Notamment, les concentrations en azote ont augmenté depuis les trois dernières années. Le changement le plus important a cependant été les anions, soit les chlorures, le sodium et le potassium, dont les concentrations ont grandement augmenté au cours des trois dernières années. Les teneurs en anions augmentent également de manière constante de l'amont vers l'aval, ce qui suggère que des sources de contaminations sont présentes le long du ruisseau Chelsea. Les sources les plus communes d'anions sont le sel de déglacage, les fertilisants et les eaux grises. Il faut toutefois noter la diminution en 2016 des concentrations en coliformes fécaux et en matières en suspension.

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

### Phosphore total et azote Kjeldahl total

Les concentrations en nutriments étaient relativement faibles en 2016 dans le ruisseau Chelsea et correspondaient à la classe de cours d'eau oligo-mésotrophe. Les concentrations en phosphore total (PT) avaient augmenté de 2014 à 2015, passant d'une moyenne de 17,2 µg/L pour l'ensemble des cinq stations d'échantillonnage en 2014 à 27,1 µg/L en 2015. En 2016, les

concentrations ont à nouveau diminué pour reprendre des valeurs similaires à l'été 2014, avec 17,4 µg/L de moyenne, ce qui s'apparente également aux valeurs historiques (Fig 29). En terme de variation spatiale, les concentrations en PT ont légèrement diminué de l'amont vers l'aval à l'été 2016. Lors des deux années précédentes, c'était plutôt la situation inverse qui s'était produite. Il ne semble donc pas y avoir de source ponctuelle et constante de phosphore entre les sites d'échantillonnage. Les concentrations en azote Kjeldahl total ont pour leur part légèrement augmenté de 2004 à 2016, particulièrement durant les trois dernières années (Fig 29 B). En 2015 et 2016, les concentrations de ce nutriment étaient particulièrement élevées au site C4, en aval du vieux Chelsea, mais elles diminuaient à nouveau vers l'aval. Il se peut qu'une certaine forme de pollution dans le vieux Chelsea soit responsable de cette hausse en azote, tel que des fertilisants par exemple. 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 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 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.

### Coliformes fécaux

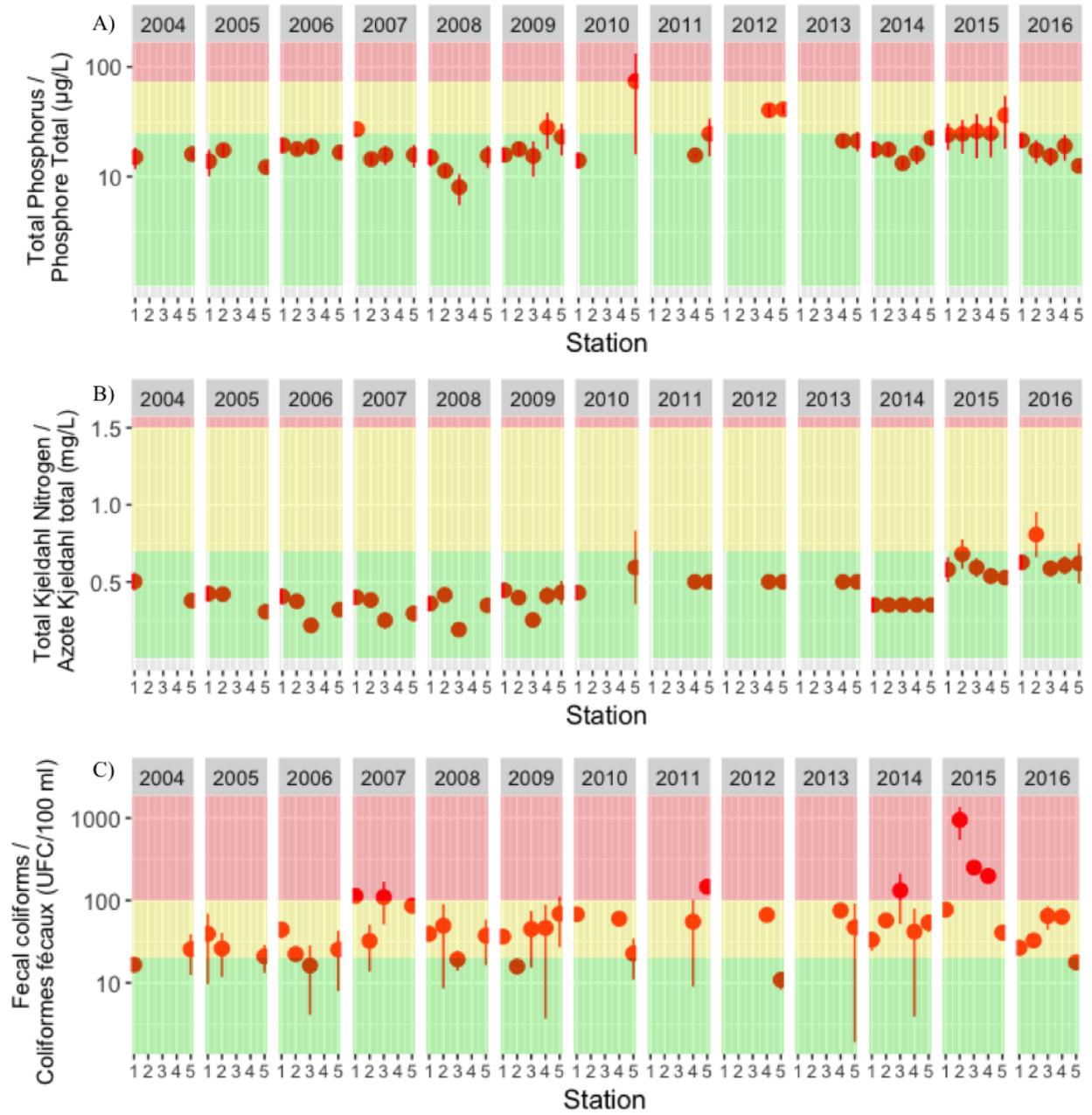
Les dénombrements de coliformes fécaux correspondaient en 2016, et pour la plupart des années passées, à une bonne qualité de l'eau, variant entre 2 et 350 UFC/100 ml en 2016 (Fig 29 C). Toutes les mesures de plus de 100 UFC/100 ml en 2016 provenaient de l'échantillonnage au mois d'août, qui était également le dernier échantillonnage de la saison. L'année 2015 avait connu une qualité de l'eau médiocre en raison des fortes concentrations en coliformes fécaux, variant entre 5 et 1900 UFC/100 ml. Heureusement, la situation en 2016 semble être retournée à ce qu'elle avait été historiquement et l'épisode de 2015 ne semblait que de courte durée.

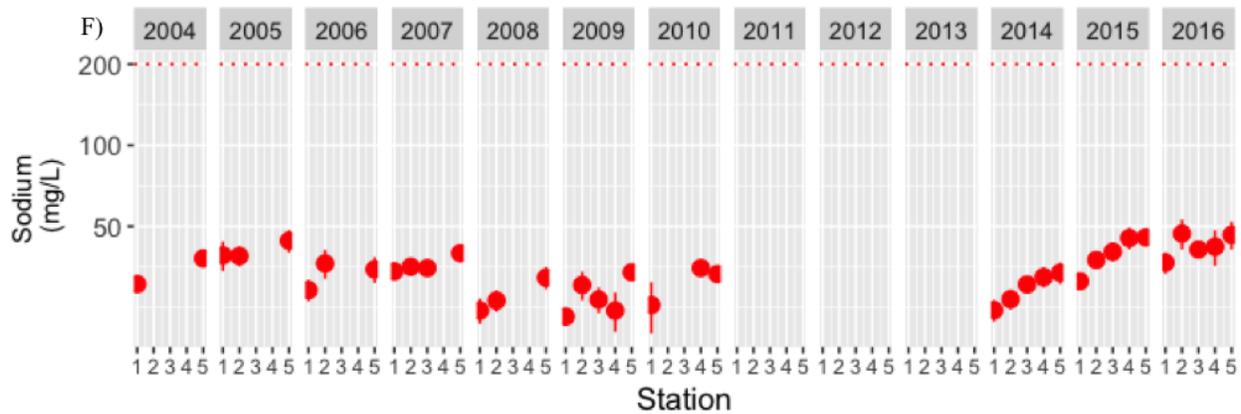
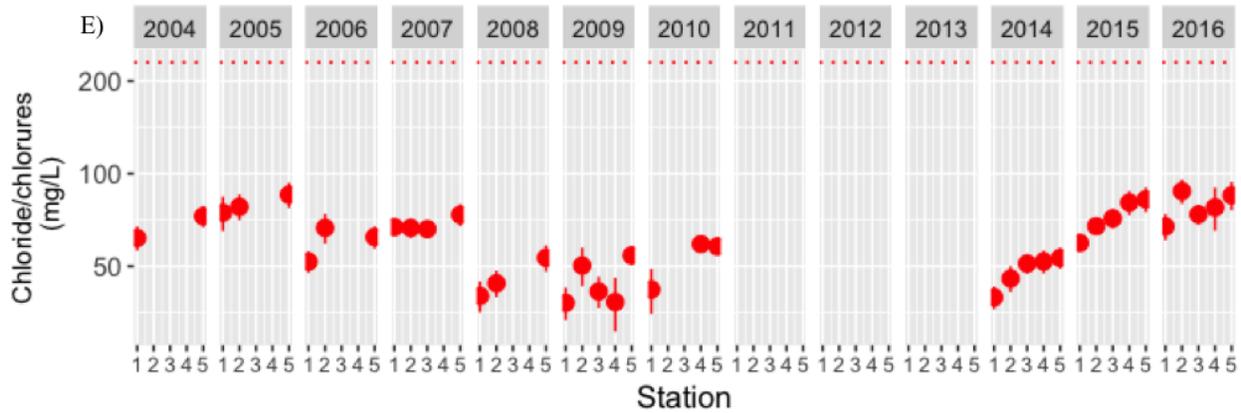
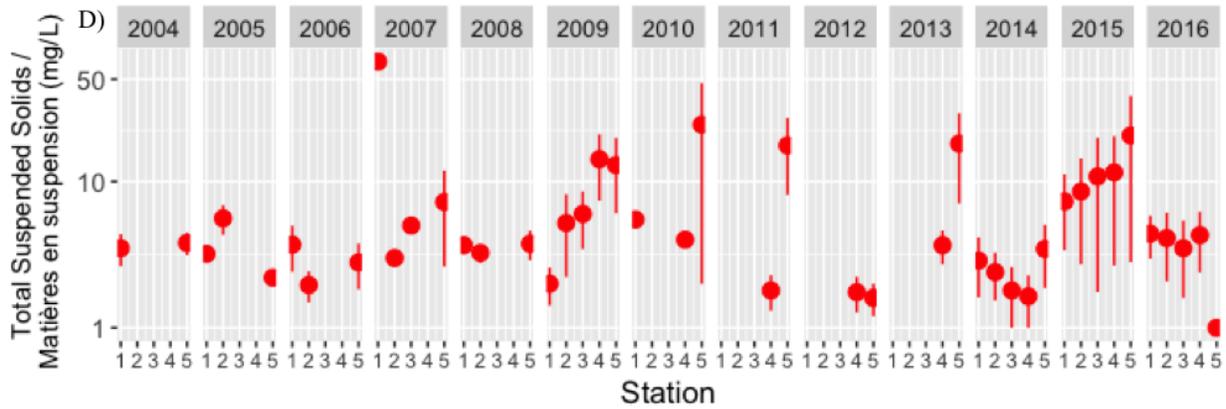
### Matières en suspension et ions

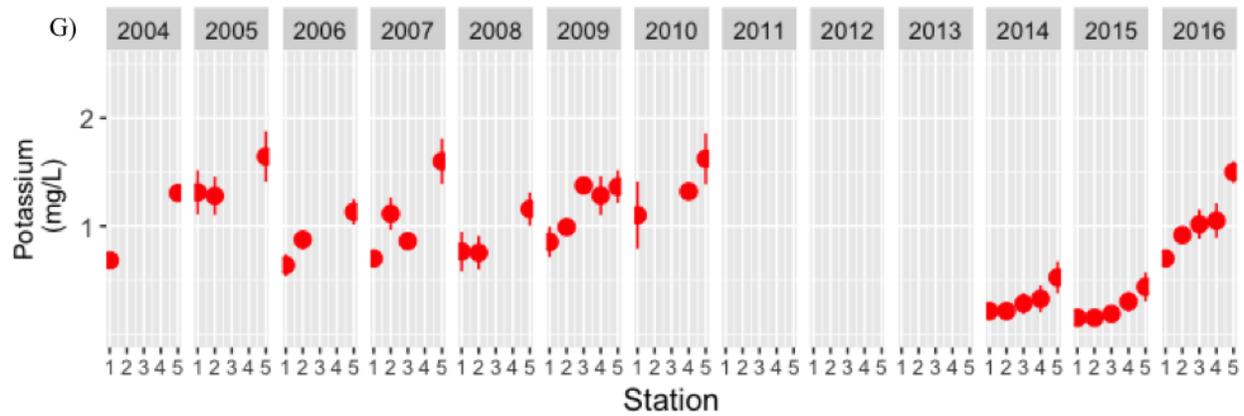
La tendance historique pour les matières en suspension (MES) est semblable à celle pour les coliformes fécaux. En 2015, les MES avaient atteint des concentrations parmi les plus élevées jamais enregistrées, atteignant une moyenne de 20,7 mg/L au site C9 (Fig 29 D). Cette année était également marquée d'une augmentation notable de l'amont vers l'aval, tout comme il avait été le

cas en 2007 et 2009. En 2016, nous avons plutôt assisté à une diminution des MES de l'amont vers l'aval, tout comme en 2014, ce qui suggère l'absence de sites d'érosions importants entre l'entrée de la CCN et la route Fleury. 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) afin d'évaluer si la qualité de l'eau du ruisseau Chelsea se dégrade toujours en aval du chemin des Artisans.

Les concentrations en anions (chlorures, sodium et potassium) ont augmenté de manière constante et prononcée au cours des trois dernières années (Fig 29 E à G). La source principale des anions est le sel de déglacage appliqué sur les routes durant l'hiver. Les fertilisants, de même que les eaux grises, peuvent également contenir d'importantes quantités d'ions. Une autre explication possible pour l'augmentation des concentrations en anions serait une baisse de débit du ruisseau, avec un apport constant en anions. Bien que ceci pourrait expliquer la hausse des concentrations en anions d'une année à l'autre, il demeure que les concentrations d'anions augmentent de l'amont vers l'aval. Le débit n'est pas mesuré au ruisseau Chelsea alors il est impossible de vérifier si les changements de concentrations en anions sont liés à des diminutions du débit de l'eau. Bien que l'augmentation des moyennes annuelles en anions dans le ruisseau Chelsea pourrait être liée à des changements d'utilisation de sel de déglacage sur les routes, si de tels changements ont effectivement eu lieu, cela n'expliquerait pas la tendance évidente d'augmentation des anions de l'amont vers l'aval durant la saison estivale. Ce patron suggère que des sources importantes d'anions sont présentes entre l'entrée de la CCN et le chemin Fleury. En ce sens, il serait souhaitable d'envisager une diminution de la quantité de sel appliquée sur les routes en hiver, tel que déjà effectué par plusieurs municipalités au Québec, en plus de tenter d'identifier les sources d'anions entre l'entrée de la CCN et le chemin Fleury, qui sont probablement les fertilisants et les eaux grises. Il serait également important de surveiller attentivement les concentrations en anions dans les années futures afin d'éviter que les concentrations atteignent les seuils de protection de la vie aquatique. Le MDDELCC indique qu'une concentration au delà de 230 mg/L de chlorures et de 200 mg/L de sodium pose un risque pour la faune et la flore aquatique.







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

**Figure 29** Évolution des moyennes annuelles ( $\pm$ erreur type) en **A**) phosphore total (zone verte : oligotrophe ( $< 5 \mu\text{g/L}$ ), 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 ( $< 20$  UFC/100 ml), zone jaune : bonne qualité de l'eau ( $20$  à  $100$  UFC/100 ml), zone rouge : qualité de l'eau médiocre ( $100$  à  $200$  UFC/100 ml)); **D**) matières en suspension; **E**) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique ( $230$  mg/L)); **F**) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique ( $200$  mg/L) et **G**) Potassium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval, de 2004 à 2016.

## **Ruisseau Meech**

### **Résumé**

Le ruisseau Meech a connu une certaine dégradation de la qualité de l'eau lors des trois dernières années. Cette dégradation est notamment marquée par une augmentation des concentrations en azote, de même qu'en coliformes fécaux, en anions et en cations. Si la qualité de l'eau avait augmenté suite au retrait de bétail se trouvant dans la zone riveraine du ruisseau Meech à l'automne 2005, la plupart des paramètres ont retrouvé leurs valeurs pré-2005 entre 2014 et 2016. Les résultats suggèrent également d'importantes sources de nutriments, de coliformes fécaux, de sédiments, d'anions et de cations le long du ruisseau Meech. En effet, les concentrations de tous ces paramètres augmentent de l'amont vers l'aval et ce, depuis le début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea dans la plupart des cas. Malgré cette certaine dégradation, les concentrations en anions demeuraient en 2016 bien en deçà du seuil de protection pour la vie aquatique et le niveau trophique, basé sur les concentrations en nutriments, correspondait à un cours d'eau oligo-mésotrophe. La qualité de l'eau basée sur les coliformes fécaux variait cependant de bonne dans la partie la plus en amont à médiocre dans la partie aval du ruisseau.

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 2016, le ruisseau a été échantillonné à trois reprises, de juillet à septembre. Dans les années passées, le ruisseau Meech était plutôt échantillonné quatre fois, de juin à septembre.

Plusieurs paramètres de qualité de l'eau, notamment les coliformes fécaux, le phosphore et les matières en suspensions, les cations et les anions, étaient assez élevés au début du programme H<sub>2</sub>O Chelsea, en 2004 et 2005 (Fig 30 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 paramètres de qualité de l'eau se sont améliorés. Dans plusieurs cas, cette amélioration fut de relativement courte durée et depuis l'année 2014, nous assistons à une dégradation de la qualité de l'eau dans le ruisseau Meech qui rejoint, voir même surpasse l'état du ruisseau avant le retrait du bétail en 2005.

### Coliformes fécaux

Si les teneurs en coliformes fécaux avaient diminué suite au retrait du bétail à l'automne 2005, elles ont graduellement augmenté à nouveau de 2014 à 2016, s'approchant des valeurs connues en 2004-2005 (Fig 30 C). Les moyennes estivales de tous les sites ont augmenté de 2014 à 2016. Cette hausse est principalement notable dans les sites en amont de la route 105. Par exemple, en 2014, les sites Mout (décharge du lac Meech) et M10 (pont Cowden) avaient des teneurs en coliformes fécaux de 10 et de 20 UFC/100 ml, respectivement, ce qui correspond à une excellente qualité de l'eau. En 2016, la moyenne de ces deux sites est passée à 60 et 94 UFC/100 ml, respectivement, ce qui correspond à une bonne qualité de l'eau. En 2014, seulement le site le plus en aval avait une moyenne en coliformes fécaux qui correspondait à une qualité de l'eau médiocre. En 2016, les quatre sites les plus en aval correspondaient à cette catégorie. Les numérations ont été particulièrement élevées en août, atteignant jusqu'à 1500 UFC/100 ml au site M12. La valeur la plus élevée auparavant était de 1300 UFC/100 ml en octobre 2005 au site M14, tout juste avant le retrait du bétail. Cette hausse marquée de 2014 à 2016 ne semble pas liée à la qualité de l'eau du lac Meech, la source principale du ruisseau Meech, car les concentrations de coliformes fécaux y sont demeurées très faibles (Fig 7). Il semble donc y avoir des sources importantes de coliformes fécaux dès l'exutoire du lac Meech, potentiellement des barrages de castors.

### Phosphore total et azote Kjeldahl total

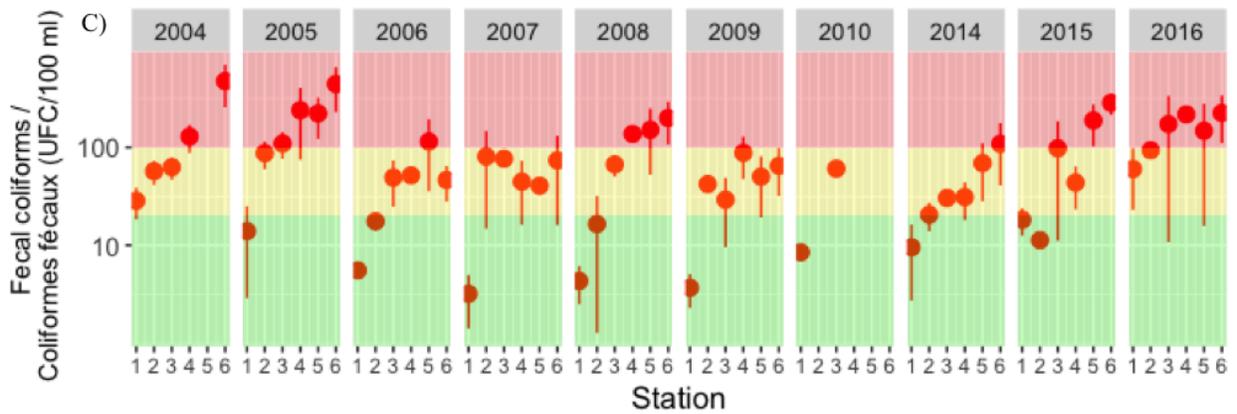
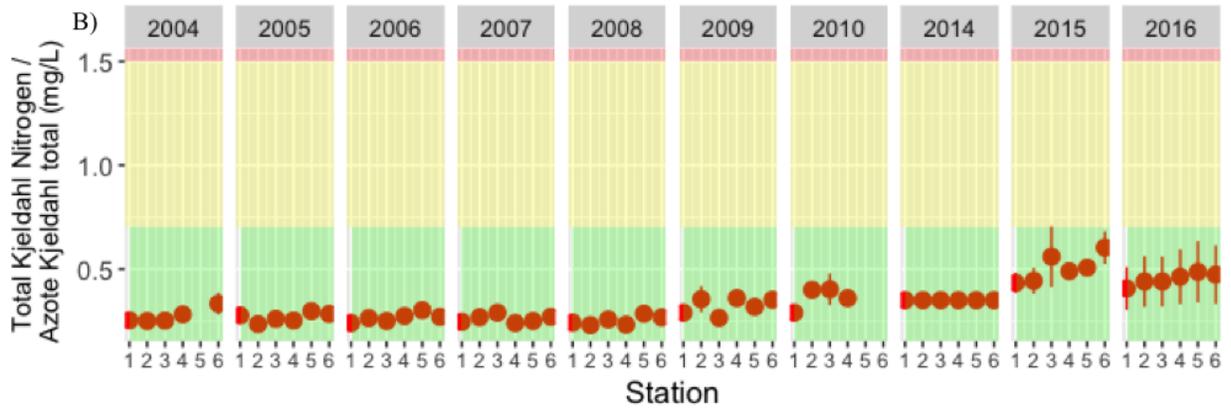
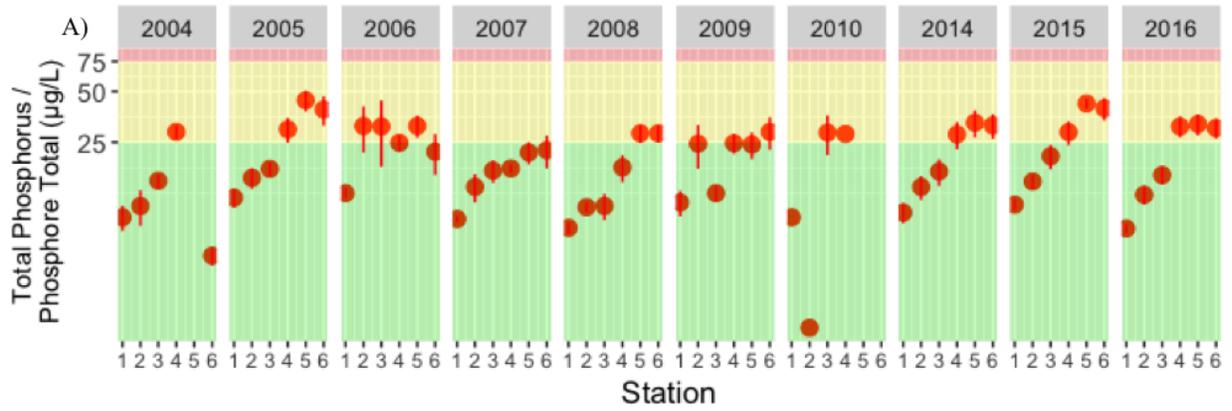
Les concentrations en phosphore total (PT) avaient légèrement diminué suite au retrait du bétail, de 2006 à 2010 (Fig 30 A). En 2014, ce nutriment a augmenté à nouveau pour rejoindre des concentrations similaires à 2004-2005. De 2014 à 2016, les moyennes annuelles de PT ont suivi un patron semblable, avec une augmentation graduelle depuis l'exutoire du lac Meech (site Mout) jusqu'au pont couvert (site M12), suivi d'une certaine stabilité en aval du pont couvert jusqu'au

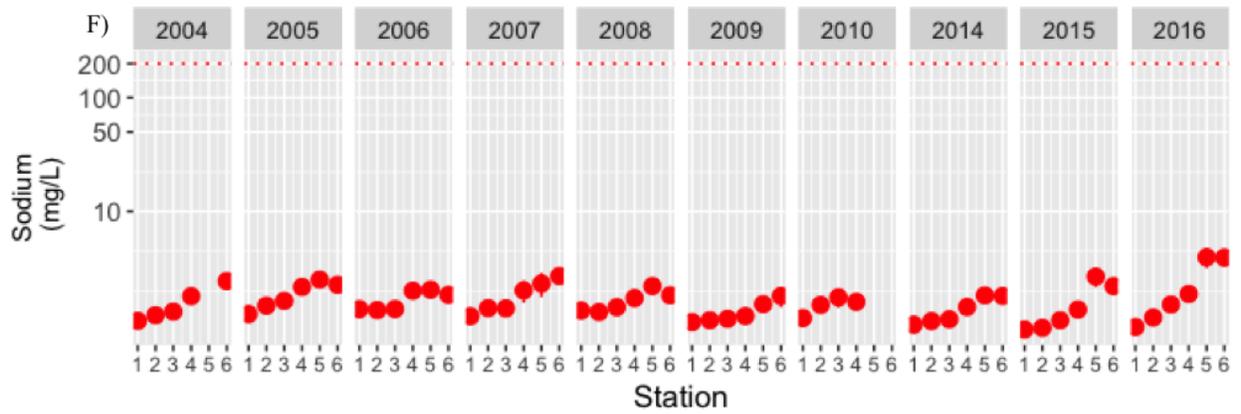
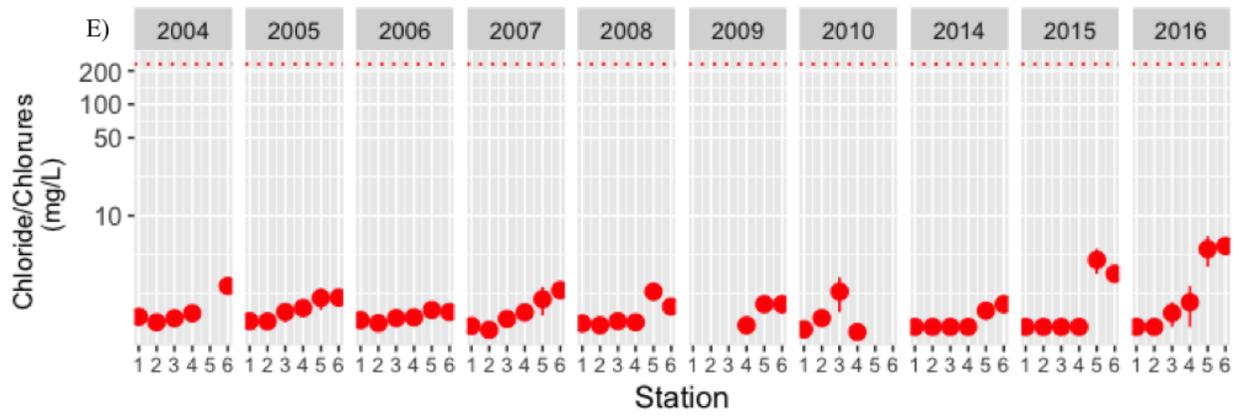
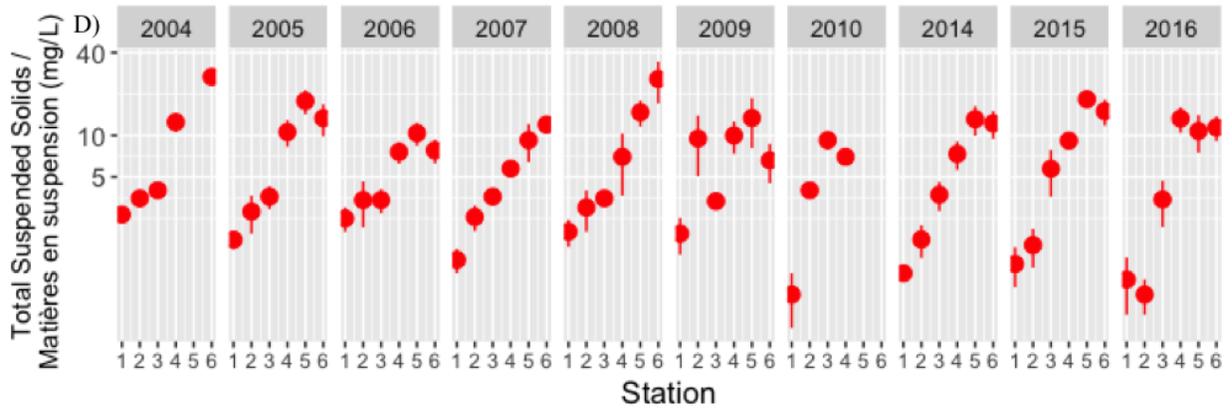
chemin St-Clément (site M14). Les concentrations en PT correspondaient d'ailleurs à un niveau oligotrophe pour les trois sites les plus en amont, puis mésotrophe pour les trois sites les plus en aval. Pour ce qui est de l'azote Kjeldahl total (NKT), les concentrations ont elles aussi légèrement augmenté de 2014 à 2016 (Fig 30 B). De manière similaire au PT, les teneurs augmentent graduellement de l'amont vers l'aval. Malgré cette augmentation, les concentrations correspondaient toujours, en 2016, à une classe oligotrophe. Il est d'ailleurs à noter qu'en 2014, la limite de détection en laboratoire pour le NKT avait augmenté par rapport aux années précédentes, passant à 0,7 mg/L. Tous les échantillons en 2014 étaient sous la limite de détection et la valeur de 0,35 mg/L leur a été octroyée, ce qui explique l'homogénéité des résultats durant cette année. L'augmentation récente des concentrations en nutriments 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.

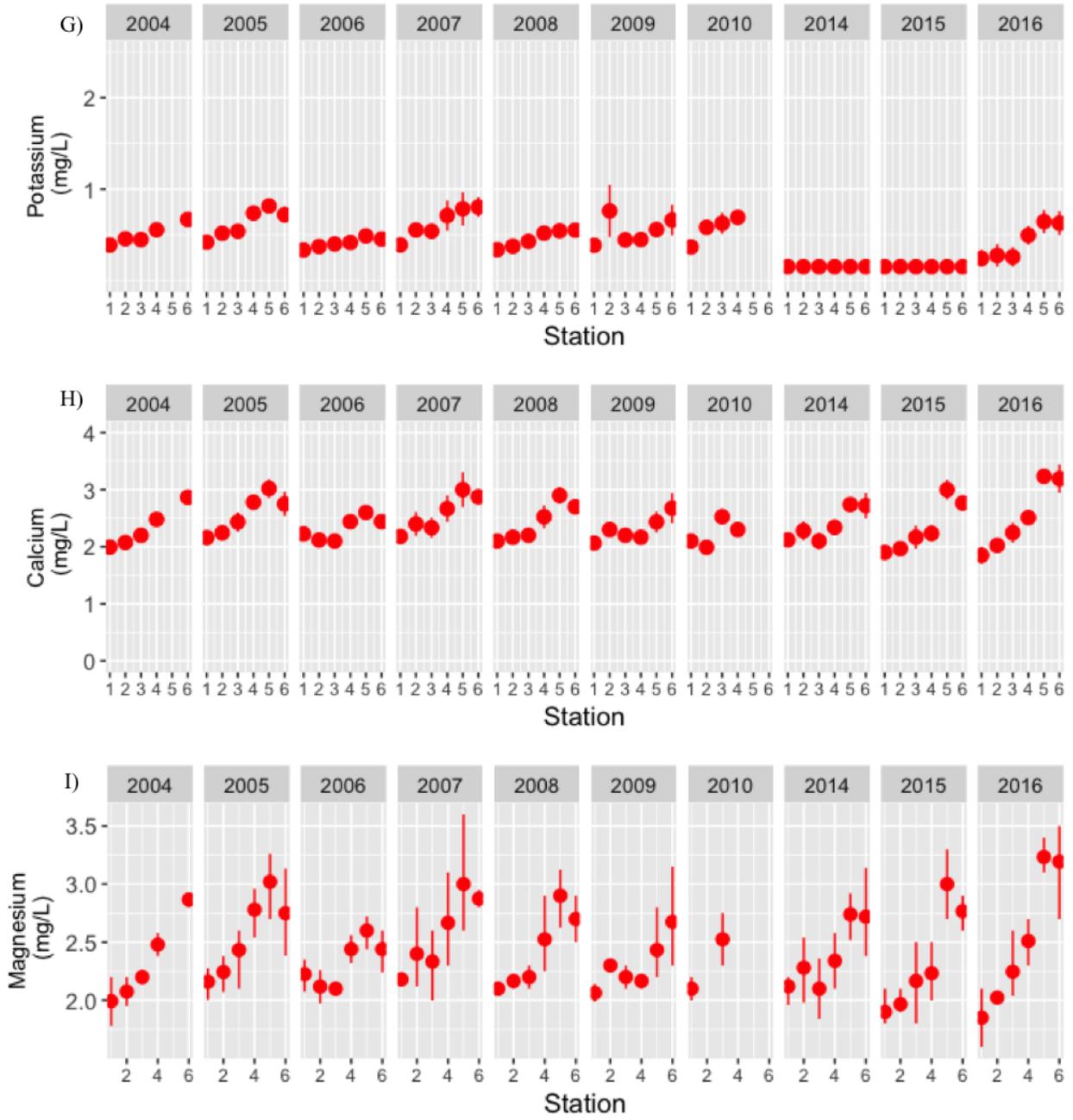
#### Matières en suspension et ions

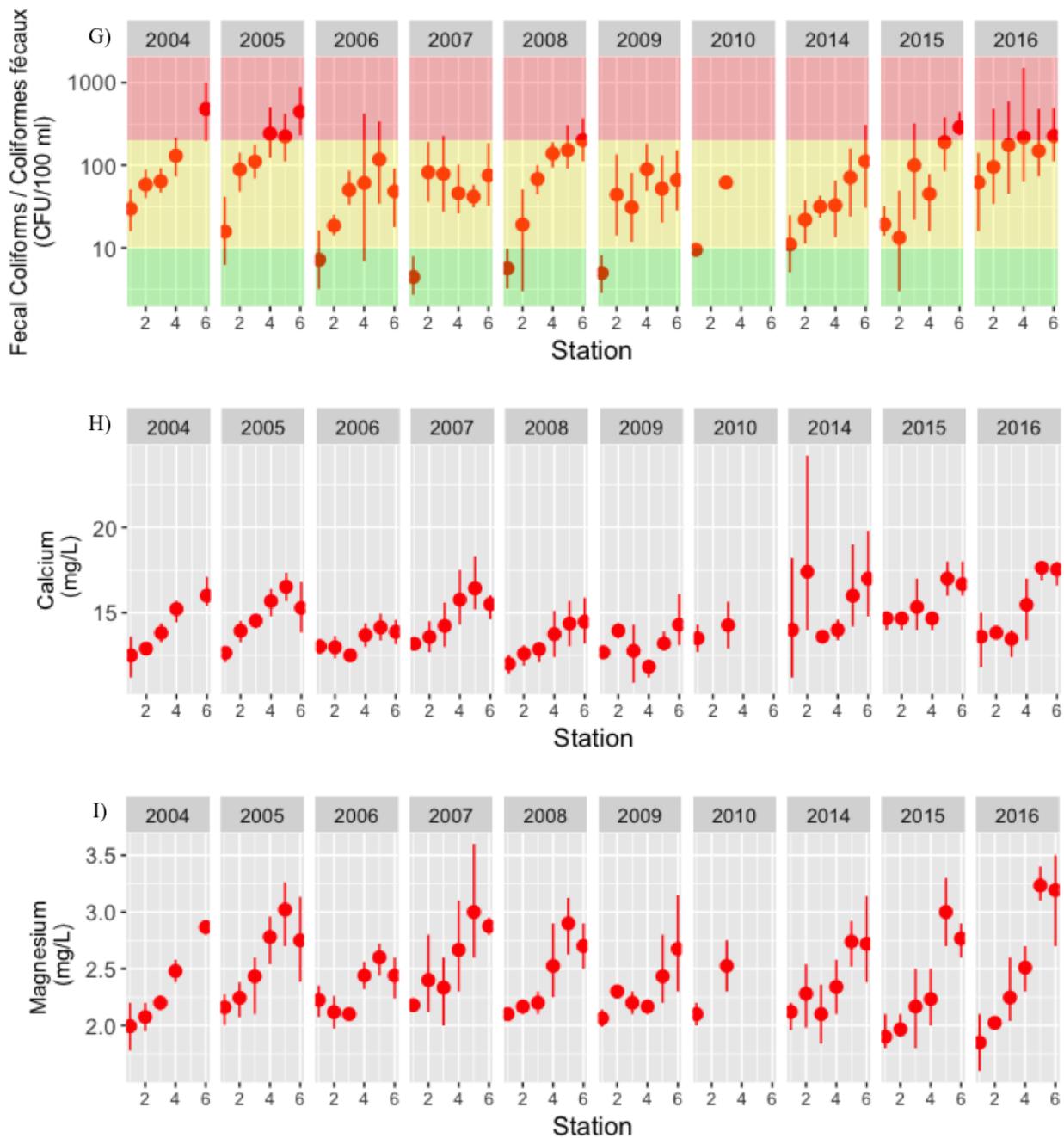
Un patron spatial de l'amont vers l'aval a également été noté pour les matières en suspension (MES) (Fig 30 D), les anions (Fig 30 E et F) et les cations (Fig 30 G, H et I). Cette tendance était observable en 2016 et historiquement dans la majorité des cas. Les résultats suggèrent la présence d'une source importante de MES entre les sites du pont Cowden et le stationnement 16, suivi d'une source de cations et d'anions entre le stationnement 16 et la route 105. Il s'agit de zones peu développées du Parc de la Gatineau, mais des zones d'érosion pourraient contribuer à augmenter les cations et les anions. L'assise rocheuse dans cette zone du ruisseau Meech est d'ailleurs principalement constituée de sédiments non consolidés déposés lors de la dernière glaciation, principalement du gravier, du sable, du silt et du till (SIGEOM, 2017). Ces dépôts non consolidés sont facilement érodables, ce qui pourrait contribuer aux anions, aux cations et aux MES. Aussi, l'autoroute 5 est à la limite entre le bassin versant du ruisseau Meech et de la rivière Gatineau. Tout travaux dans cette zone pourraient donc entraîner des sédiments dans le ruisseau Meech par les eaux de ruissellement, ce qui risque également de contribuer aux anions et aux cations. Une autre explication possible d'une augmentation des concentrations en anions serait

une baisse de débit du ruisseau Meech, avec un apport constant en anions, ce qui en augmenterait les concentrations. Une diminution du débit pourrait expliquer la hausse des concentrations en anions d'une année à l'autre, mais cela n'expliquerait pas l'augmentation des concentrations en anions de l'amont vers l'aval dans le ruisseau Meech. Le débit n'est pas mesuré au ruisseau Meech alors il est impossible de vérifier si les changements de concentrations en anions sont liés à des diminutions du débit de l'eau. Finalement, le sel de déglacage appliqué sur les routes en hiver peut également se retrouver dans le ruisseau lors de la fonte des neiges et contribuer à augmenter les teneurs en chlorures et en sodium. Néanmoins, ces deux paramètres demeurent bien en deçà du seuil pour la protection de la vie aquatique, et plus bas que dans le ruisseau Chelsea.









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

**Figure 30** Évolution des moyennes annuelles ( $\pm$ erreur type) dans le ruisseau Meech en **A**) phosphore total (zone verte : oligotrophe ( $< 25 \mu\text{g/L}$ ), zone jaune : mésotrophe ( $25$  à  $75 \mu\text{g/L}$ ), zone rouge : eutrophe ( $> 75 \mu\text{g/L}$ )); **B**) azote Kjeldahl total (zone verte : oligotrophe ( $< 0,7 \mu\text{g/L}$ ), zone jaune : mésotrophe ( $0,7$  à  $1,5 \mu\text{g/L}$ ), zone rouge : eutrophe ( $> 1,5 \mu\text{g/L}$ )); **C**) coliformes fécaux (zone verte : excellente qualité de l'eau ( $< 20 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$ ), zone jaune : bonne qualité de l'eau ( $20$  à  $100 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$ ), zone rouge : qualité de l'eau médiocre ( $100$  à  $200 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$ )); **D**) matières en suspension; **E**) chlorures (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique ( $230 \text{ mg/L}$ ); **F**) sodium (ligne pointillée rouge : seuil de protection de la vie aquatique ( $200 \text{ mg/L}$ ); **G**) Potassium ; **H**) Calcium et **I**) Magnésium. Les valeurs sont présentées de l'amont vers l'aval, de 2004 à 2016.

## Conclusion et recommandations

Les résultats obtenus en 2016, en combinaison avec les données historiques, suggèrent que la qualité de l'eau de surface sur le territoire de la municipalité de Chelsea semble bonne à passablement bonne. Au cours des dernières années, quelques signes de dégradation de qualité de l'eau ont été notés dans la plupart des plans d'eau, quoique certains indices d'amélioration ont également été remarqués. Notamment, les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere ont subi une augmentation des concentrations en azote et en coliformes fécaux. Le lac Mountains (Beamish) a cependant montré une amélioration des concentrations en oxygène dissous. Le lac Meech a pour sa part montré des signes de relargage de phosphore par les sédiments, mais l'eau de surface est demeurée stable au cours des dernières années. La rivière Gatineau semble avoir une très bonne qualité de l'eau, avec une diminution des coliformes fécaux par rapport aux données historiques. Le ruisseau Chelsea contient plus d'ions que le ruisseau Meech, avec des sources d'ions entre l'entrée de la CCN et le route Fleury. Le ruisseau Meech semble pour sa part avoir des sources de nutriments, de coliformes fécaux et de sédiments entre les ruines Carbide Willson et l'exutoire du ruisseau dans la rivière Gatineau.

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

### Général

- Il serait souhaitable de procéder à un échantillonnage plus régulier d'une année à l'autre pour l'ensemble des plans d'eau étudiés. Le nombre d'échantillonnage a varié d'une année à l'autre, ce qui peut tronquer les l'interprétation des résultats. Par exemple, si les concentrations en phosphore sont généralement plus élevées vers la fin de l'été dans un certain lac et qu'une certaine année, ce lac est seulement échantillonné deux fois au début de l'été, les moyennes annuelles ne seront pas forcément représentatives.
- La calibration est essentielle à la bonne prise de données. En 2016, nous avons dû éliminer de la base de données les valeurs de pH et d'oxygène mesurées en septembre et en octobre. Il est essentiel de calibrer les sondes de manière régulière, selon les recommandations du fabricant, afin d'assurer la bonne prise de données. Notamment, la

sonde à oxygène doit être calibrée à chaque utilisation, préférablement en arrivant sur la rive du plan d'eau à échantillonner.

## Lacs

- Compte tenu des hautes concentrations d'azote Kjeldahl total dans l'hypolimnion du lac Meech, mesurer l'azote ammoniacal dans le lac Meech, surtout dans l'hypolimnion, serait utile afin de vérifier le niveau de toxicité pour les organismes vivants.
- Le ruisseau Hayworth est analysé pour ses concentrations en phosphore et en matières en suspension. Si le but de cet échantillonnage est d'évaluer son apport en nutriments dans le lac Mountains (Beamish), il serait également important de mesurer l'azote Kjeldahl total, car ce nutriment souvent présent dans les fertilisants contribue également à l'eutrophisation.
- Les lacs Mountains (Beamish) et Kingsmere ont connu une augmentation des coliformes fécaux, l'année 2016 a connu la deuxième moyenne la plus élevée depuis le début du programme. Il serait avisé d'évaluer les sources potentielles de coliformes fécaux pour éviter une perte de la qualité d'eau dans ces lacs. S'assurer de la conformité des fosses septiques des résidents aux alentours du lac serait souhaitable pour éviter les contaminations vers le lac.
- Les coliformes fécaux étaient jadis mesurés dans le ruisseau Hayworth, mais ne le sont plus depuis 2009. Or, les concentrations historiques étaient assez élevées. Recommencer à mesurer ce paramètre aux sites H1 et H2 pourrait aider à déterminer ce qui cause l'augmentation des concentrations en coliformes fécaux observée dans le lac Mountains (Beamish).
- Les matières en suspension sont mesurées depuis 2014 dans les lacs Mountains (Beamish) et Meech. Les MES dans le lac Meech sont très basses et ce paramètre pourrait potentiellement être abandonné, à moins que des sources importantes d'érosion soient soupçonnées. Le lac Meech contient très peu de nutriments et de coliformes fécaux et une dégradation de la qualité de l'eau serait remarquée grâce à ces paramètres. Compte tenu du contexte du lac Mountains (Beamish) et de l'échantillonnage effectué dans le ruisseau Hayworth, les MES méritent de continuer à être échantillonnées dans ce lac.
- L'hypolimnion du lac Meech est anoxique durant une partie de la saison estivale. Limiter les intrants de nutriments et de matière organique pourrait aider à diminuer la

consommation d'oxygène dans le lac. Ces mesures contribueraient également au lac Mountains (Beamish), qui commence à montrer des signes d'amélioration des concentrations en oxygène dissous.

### Rivière Gatineau

- Compte tenu que les concentrations en azote ammoniacal sont systématiquement très faibles dans la rivière Gatineau, et que ce paramètre a uniquement été mesuré à partir de 2014, il n'est peut-être pas essentiel de le mesurer à chaque échantillonnage. Ces tests pourraient être effectués une fois par année, ou encore, seulement si les concentrations en azote Kjeldahl total augmentent.
- Le pH est assez bas dans la rivière Gatineau et a 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. Une communication avec l'organisme les Amis de la Rivière Gatineau serait souhaitable afin de déterminer les sources potentielles d'acidité dans la rivière Gatineau. Aussi, si cet organisme possède des données mesurées en amont du site GR22, cela aiderait probablement à mieux localiser les sources potentielles d'acidité à la rivière. La calibration régulière de la sonde à pH est de plus essentielle à la bonne prise de données afin d'éviter que les mesures soient liées à des problèmes d'équipement.
- La chlorophylle *a* est uniquement mesurée au site GR90 et ce, depuis 2014 uniquement. Il n'est peut-être pas nécessaire de mesurer ce paramètre, à moins que ce dernier ait été ajouté pour répondre à une question précise.

### 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.

- Le ruisseau Chelsea a connu des augmentations récentes en chlorures, en sodium et en potassium. Il serait indiqué de chercher les sources potentielles de ces anions et cations, car une hausse de leur concentration est souvent indicatrice d'une augmentation des perturbations humaines. Les concentrations augmentent de l'amont vers l'aval, donc des sources sont probablement non seulement présente en amont des sites d'études, mais aussi entre les sites C2 et C9. L'augmentation des concentrations annuelles peut être liée à 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 a connu une importante augmentation des concentrations en coliformes fécaux, en cations et en anions au cours des trois dernières années. Il serait avisé de chercher les causes des changements observés, tel que des barrages de castor ou des zones d'érosion par exemple.
- Le magnésium et le calcium sont uniquement mesurés dans le ruisseau Meech. Comme ceux-ci suivent la même tendance que les chlorures et le sodium et qu'ils ne posent pas de sérieux risques directs pour la santé des écosystème, il n'est peut-être pas nécessaire de les mesurer.

## Références

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