Diagnose du lac Bégon – 2019

Organisme des bassins versants de la Capitale

RÉDACTION
Naömie Therrien-Janvier, Stagiaire à la maîtrise en biogéosciences, Université Laval
Claudie Lachance, Chargée de projets, OBV de la Capitale
Julie Trépanier, Chargée de projets et coordonnatrice du Plan Directeur de l'eau, OBV de la Capitale
Nancy Dionne, Directrice générale, OBV de la Capitale

CARTOGRAPHIE
Naömie Therrien-Janvier, Stagiaire à la maîtrise en biogéosciences, Université Laval
Julie Trépanier, Chargée de projets et coordonnatrice du Plan Directeur de l'eau, OBV de la Capitale

TRAVAUX DE TERRAIN

Équipe de l'OBV :
Naömie Therrien-Janvier, Stagiaire à la maîtrise en biogéosciences, Université Laval
Claudie Lachance, Chargée de projets, OBV de la Capitale
Péroline Lescot, Chargée de projets, OBV de la Capitale

Autres collaborateurs :
David Viens, Chargé de projets en milieux naturels, CRE Capitale Nationale

RÉVISION
Nancy Dionne, Directrice générale, OBV de la Capitale
Julie Trépanier, Chargée de projets et coordonnatrice du Plan Directeur de l'eau, OBV de la Capitale

DESCRIPTION DES PHOTOS EN PAGE COUVERTURE (DE GAUCHE À DROITE ET DE HAUT EN BAS)
Échantillonnage des tributaires, mai 2018 (OBV de la Capitale, 2018)
Lac des Roches, Grand bassin nord-est, été 2018 (OBV de la Capitale, 2018)
Cartographie des herbiers, juillet 2018 (OBV de la Capitale, 2018)
Échantillonnage du tributaire SC4, mars 2018 (OBV de la Capitale, 2018)
Échantillonnage du tributaire BC1-2, juillet 2015 (OBV de la Capitale, 2018)
Grenouille verte sur une feuille de *Nuphar variegata*, lac des Roches (OBV de la Capitale, 2018)
Drosera sp. sur mousse, août 2018 (OBV de la Capitale, 2018)

La réalisation de cette étude n'aurait pas été possible sans la participation de nos précieux partenaires :

Ville de Québec, pour les analyses de laboratoire ainsi que l'accès au lac et le financement de la diagnose

Conseil régional de l'environnement – Région de la Capitale nationale, pour le soutien lors des travaux terrain (bathymétrie du lac)

Et un remerciement spécial à monsieur **Frédéric Lewis**, employé de la CMQ, qui nous a généreusement loué une embarcation pour les sorties sur le lac.

RÉFÉRENCE À CITER

ORGANISME DES BASSINS VERSANTS DE LA CAPITALE (OBV DE LA CAPITALE). 2020. Diagnose du lac Bégon – Campagnes de terrain 2019. Pour la Ville de Québec. Version finale mise à jour en 2020. Québec, 112 pages.

Devez-vous vraiment imprimer ce document?
Pensons à l'environnement !

Table des matières

1. INTRODUCTION 5

2. PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES DU BASSIN VERSANT 8

2.1 Historique de l'occupation humaine 8
2.2 Site d'étude 9
2.3 Principales caractéristiques physiques 10
2.4 Géologie 12
2.5 Caractéristiques écologiques 14

3. BATHYMÉTRIE DU LAC BÉGON 16

3.1 Méthodologie 16
3.2 Résultats 19

4. QUALITÉ DE L'EAU ET ÉTAT TROPHIQUE DU LAC BÉGON 22

4.1 Méthodologie 22
4.2 Résultats 29

5. QUALITÉ DE L'EAU ET INFLUENCE DU TRIBUTAIRE DU LAC BÉGON SUR SON ÉTAT DE SANTÉ 47

5.1 Méthodologie 47
5.2 Résultats 50

6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 65

6.1 Conclusion 65
6.2 Recommandations 66

7. BIBLIOGRAPHIE 7-67

8. ANNEXES 8-75

ANNEXE 1 – Comparaison des données de chlorophylle a obtenues par la sonde et par les analyses en laboratoire pour l'échantillonnage de la qualité de l'eau des lacs Laberge en 2015 8-75
ANNEXE 2 – Variables mesurées pour évaluer la qualité de l'eau 8-77
ANNEXE 3 – Méthodes utilisées lors des analyses au laboratoire de la Ville de Québec 8-80
ANNEXE 4 – Données brutes de qualité de l'eau du lac des Roches 84

Liste des figures

Figure 1 : Carte des territoires couverts par les usines de traitement de l'eau à Québec. (Source : Ville de Québec, 2019d) 5
Figure 2 : Bassin versant du lac Bégon comprenant le bassin versant du ruisseau des Chicots, arrondissement de Charlesbourg et Beauport, 2019. (Source : Naömie Therrien Janvier pour l'OBV de la Capitale, 2019) 10
Figure 3: Bassin versant de la rivière des Sept Ponts (Naömie Therrien Janvier, 2019). 11
Figure 4: Milieux humides présents sur le territoire du bassin versant du lac Bégon (Naömie Therrien Janvier, 2019). 12

Figure 5: Provinces géologiques du Québec (Thériault, 2013). 13
Figure 6: Topographie du bassin versant du lac Bégon. 14
Figure 7: Échosondeur Seafloor hydrolite et GPS Trimble (Source Cansel, 2019). 17
Figure 8 : Stratégie d'échantillonnage de la bathymétrie, tiré de Arvisais et Demers, 2011. 18
Figure 9 : Prise d'un point GPS à la surface du lac. (Source : Claudie Lachance pour l'OBV de la Capitale, 2019) 19
Figure 10 : Carte bathymétrique du lac Bégon, échelle 1 : 1250. (Source : Naömie Therrien Janvier pour l'OBV de la Capitale, 2019) 21
Figure 11 : Stations d'échantillonnage pour la diagnose du lac Bégon (lac et tributaire). 23
Figure 12 : GPS de marque Spectra. 23
Figure 13 : Sonde multiparamètres Manta 2 et périphérique Amphibian 2. 24
Figure 14 : Bouteille de type Van Dorn et échantillonnage à l'aide de celle-ci. (Source : Naömie Therrien-Janvier pour l'OBV de la Capitale, 2019) 25
Figure 15: Disque de Secchi 25
Figure 16: Classes de niveau trophique des lacs pour le phosphore total, la chlorophylle a et la transparence de l'eau (MELCC, 2019j) 26
Figure 17 : Température ambiante moyenne (courbe) et précipitations totales journalières (barres) pour chaque journée d'échantillonnage du lac Bégon (marquées par une étoile) ainsi que les deux journées antérieures. 30
Figure 18: Température de l'eau du lac Bégon (°C) en fonction de la profondeur (m) mesurée par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage. 31
Figure 19: Saturation en oxygène dissous (%) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage. 33
Figure 20 : pH de l'eau du lac Bégon, en fonction de la profondeur (m), mesuré par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage. Les lignes pointillées représentent les intervalles des seuils critères (tableau 6). 34
Figure 21: Concentration en chlorures (mg/L) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesuré en laboratoire à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage. 35
Figure 22: Conductivité (mS/cm) de l'eau du lac Bégon mesurée par la sonde multiparamètres en fonction de la profondeur (m) à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage. 36
Figure 23: Couleur vraie (UCV) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée en laboratoire à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage. 37
Figure 24: Transparence de l'eau du lac Bégon (m) en comparaison avec la profondeur maximale du lac (m) à chaque date d'échantillonnage. La ligne en pointillé représente le seuil critère (tableau 6). 38
Figure 25: Turbidité (UTN) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage. 39
Figure 26: Concentration en azote total (mg/L) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée en laboratoire à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage. 40

Figure 27: Concentration en phosphore total (mg/L) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée en laboratoire à chaque date d'échantillonn0age. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage. 41
Figure 28: Concentration en chlorophylle a (mg/L) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillon. 43
Figure 29: Concentration en algues bleu-vert (cellules/mL) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date. 44
Figure 30 : Classes de niveau trophique des lacs pour le phosphore total, la chlorophylle a et la transparence de l'eau (MELCC, 2019j) et les valeurs moyennes de surface obtenues avec les échantillons d'eau du lac Bégon. 46
Figure 31 : Échantillonnage du tributaire. 48
Figure 32 : Température ambiante moyenne (courbe) et précipitations totales journalières (barres) pour chaque journée d'échantillonnage du lac Bégon (marquées par une étoile) ainsi que les deux journées antérieures. 51
Figure 33: Étendue des valeurs de température (°C) de l'eau du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. 52
Figure 34: Étendue des valeurs de saturation en oxygène dissous (%) de l'eau du tributaire du lac Bégon, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. Les lignes pointillées représentent les intervalles des classes suggérées par l'IQBP. 52
Figure 35: Étendue des valeurs de pH de l'eau du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. Les lignes pointillées représentent les intervalles des classes suggérées par l'IQBP. 53
Figure 36: Étendue des concentrations en ions chlorures (mg/L) de l'eau le tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. 55
Figure 37: Étendue des valeurs de conductivité (mS/cm) de l'eau du le tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. 55
Figure 38: Étendue des valeurs de turbidité (UTN) du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. 56
Figure 39: Étendue des valeurs de concentrations en matières en suspension (mg/L) du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. 57
Figure 40: Étendue des concentrations en azote total (mg/L), azote ammoniacal (mg/L) et nitrites et nitrates (mg/L) du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. 57
Figure 41 : Phosphore total (mg/L) du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts pour les cinq dates d'échantillonnage entre mars et août. 59
Figure 42: Étendue des valeurs de concentration en chlorophylle a (mg/L) mesurées au laboratoire de la Ville de Québec de l'eau du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. 60
Figure 43: Étendue des concentrations en algues bleu-vert (cellules/mL) du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. 61
Figure 44: Étendue des concentrations en coliformes fécaux (*Escherichia coli*) (UFC/100 mL) de l'eau du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. 62
Figure 45: Valeurs d'indice de qualité bactériologique et physicochimique de chaque variable de la qualité l'eau mesurée au tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour la période d'échantillonnage. 63

Liste des tableaux

Tableau 1: Caractéristiques physiques du lac Bégon. (Source : MERN, 2018; Ville de Québec, 2019c; OBV de la Capitale, 2015) ..10
Tableau 2: Liste des espèces d'oiseaux observées à proximité du lac Bégon entre 2015 et 2020 et nombre d'observations. (Source : eBird et iNaturalist) 16
Tableau 3 : Caractéristiques physiques du lac Bégon telles que mesurées par la modélisation de sa bathymétrie..... 20
Tableau 4 : Variables mesurées pour l'analyse de la qualité de l'eau du lac Bégon et méthodes de mesure utilisées. 22
Tableau 5 : Classe trophique pour l'azote total (Source : Nürnberg, 2001 dans Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007)..... 27
Tableau 6 : Critères de qualité de l'eau de surface. (Source : MELCC, 2019) 28
Tableau 7 : Température ambiante et précipitations lors des journées d'échantillonnage ainsi que lors des deux journées précédentes (Source : MELCC, 2019e). 30
Tableau 8: Données de la sonde et du laboratoire de la Ville de Québec. 44
Tableau 9 : Moyenne des valeurs mesurées en surface pour chacune des variables permettant d'estimer l'état trophique du lac Bégon..... 45
Tableau 10 : Variables mesurées pour l'analyse de la qualité de l'eau de la rivière des Sept Ponts et méthode utilisée. 47
Tableau 11 : Intervalles des classes de qualité de l'eau pour chaque variable selon l'Indice de qualité bactériologique et physico-chimique..... 49
Tableau 12 : Cinq classes de l'Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique. (Source : Hébert, 1997)..... 49
Tableau 13: Température ambiante et précipitations lors des journées d'échantillonnage ainsi que lors des deux journées précédentes (Source : MELCC, 2019e). 50
Tableau 14 : Valeurs d'indice de qualité bactériologique et physicochimique de chaque variable de la qualité l'eau mesurée au tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour la période d'échantillonnage. 62
Tableau 15: Valeur de l'IDEC pour chaque station de la rivière des Sept Ponts, 21 juillet 2009. (Source: Grenier et Meunier, 2009) 64

1. Introduction

Depuis plusieurs années, la Ville de Québec effectue le suivi régulier de l'état de santé de ses lacs et ses cours d'eau. En effet, selon le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (R.A.V.Q. 67), entré en vigueur depuis le 8 avril 2011, celle-ci doit produire un bilan annuel sur la qualité de l'eau potable présente sur son territoire (Ville de Québec, 2019e). Le développement économique et démographique d'une population peut avoir des répercussions sur la santé des écosystèmes aquatiques, telles que la diffusion de polluants dans l'environnement, la perte d'habitats essentiels à la faune et la flore ainsi que l'eutrophisation des lacs. Comme la majorité des sources d'eau potable de la ville de Québec se situe à proximité de zones urbaines, il s'avère essentiel de surveiller l'état de santé de celles-ci, et ce à des fins environnementales et de santé publique. La région de la ville de Québec comprend quatre usines de traitement des eaux (UTE, figure 1) : Beauport (alimentée par la rivière Montmorency) ; Charlesbourg (alimentée par la rivière Montmorency, le lac des Roches et la rivière des Sept Ponts); secteur Centre et Val Bélair (UTE de Québec qui prend sa source dans la rivière et le lac Saint-Charles), et finalement le secteur Ouest (UTE de Sainte-Foy qui est alimentée par le fleuve Saint-Laurent) (figure 1, Ville de Québec, 2019d). Le lac Bégon, étudié dans cet essai, alimente l'usine de traitement des eaux de Charlesbourg. En 1997, la rivière des Sept Ponts, tributaire du lac Bégon, alimentait 38 000 personnes, la rivière Montmorency et le lac des Roches alimentaient 23 000 personnes (GÉNÉCOR, 1998). Aujourd'hui, l'usine de traitement des eaux de Charlesbourg comprend ces trois prises d'eau et elle alimente près de 150 000 citoyens (Ville de Québec, 2019b).

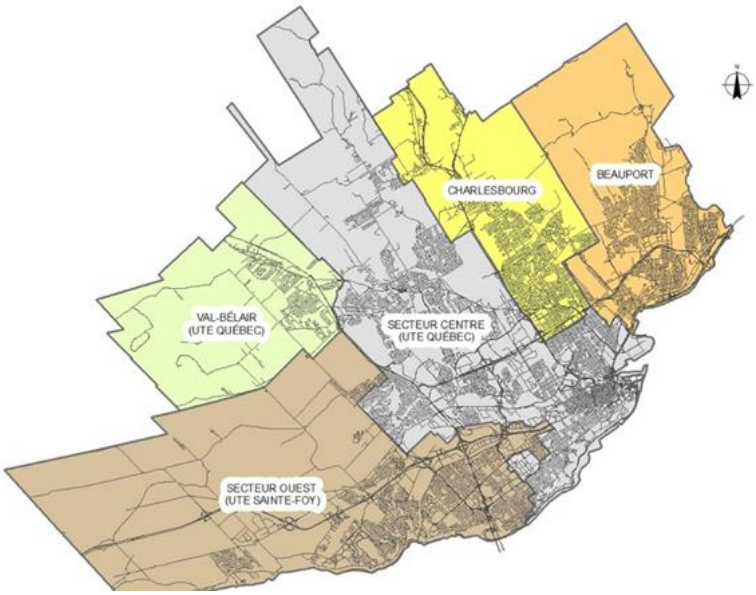

Figure 1 : Carte des territoires couverts par les usines de traitement de l'eau à Québec. (Source : Ville de Québec, 2019d)

Le *Règlement de l'agglomération sur la protection des prises d'eau* (R.A.V.Q. 266), entré en vigueur le 8 avril 2011, vise à limiter les interventions humaines dans les bassins versants ou à proximité de prises d'eau telles que le lac Bégon. En effet, certaines activités telles que la baignade, le canotage, la voile et la pêche sont interdits dans un rayon de 30 mètres. Il en est de même pour le camping sauvage et les feux à ciel ouvert. De plus, tout objet ou matière qui pourrait entraîner un déversement ponctuel ou diffus est interdit dans un rayon de 300 mètres en amont de la prise d'eau (Ville de Québec, 2011).

En vertu du règlement sur la qualité de l'eau potable (Q-2. R.40) de la Loi sur la qualité de l'environnement, la Ville de Québec doit chaque année réaliser et publier un bilan annuel portant sur la qualité de l'eau potable de l'agglomération (Ville de Québec, 2019a). Selon les informations disponibles, l'état trophique du lac Bégon n'aurait jamais été évalué (Trépanier et al. 2018). Considérant son importance en tant que source d'eau potable, il s'avère important d'étudier la qualité de l'eau et d'évaluer son état trophique. C'est pourquoi l'Organisme des bassins versants de la Capitale a été mandaté par la Ville de Québec afin d'évaluer l'état trophique du lac Bégon à l'été 2019.

Cette étude a pour but de dresser le portrait de la première diagnose du lac Bégon afin d'évaluer son état trophique et déterminer si des analyses plus approfondies sont nécessaires par la suite. Les objectifs spécifiques de l'étude sont les suivants :

- Évaluer l'état général et l'état trophique du lac Bégon ;
- Évaluer la qualité de l'eau à l'embouchure du tributaire ;
- Faire la bathymétrie du lac ;
- Effectuer des recommandations, notamment sur d'éventuelles activités de caractérisation en fonction des observations terrain et des résultats des analyses de la qualité de l'eau.

Pour ce faire, six sorties sur le lac ont été réalisées. Une d'entre elles a été consacrée à la bathymétrie du lac afin d'obtenir un état de référence. Celle-ci a permis de connaître l'endroit le plus profond du lac et de déterminer la localisation de la station d'échantillonnage sur le lac à partir de laquelle l'état trophique et la qualité de l'eau ont été évalués. Les cinq autres sorties ont été dédiées à la prise de données et l'échantillonnage du lac et du tributaire.

Le présent rapport comprend les sections suivantes : la première section correspondant à l'introduction et la seconde à la présentation du lac Bégon et de son bassin versant, avec une emphase mise sur l'histoire de l'occupation anthropique de celui-ci. Enfin, les résultats des 6 campagnes de terrain sont présentés en 3 sections, pouvant être consultées séparément, chacune correspondant à un objectif auquel elle répond. Voici la liste complète des sections suivant les sections 1 et 2 :

- Bathymétrie du lac Bégon (section 3)
- Qualité de l'eau et état trophique du lac Bégon (section 4)
- Qualité de l'eau du tributaire du lac Bégon et impact de celle-ci sur le lac Bégon (section 5)
- Conclusions et recommandations (section 6)

Ces sections commencent d'abord chacune par la méthodologie utilisée pour la cueillette des données. Les résultats obtenus ainsi que leur analyse sont présentés par la suite.

La troisième section porte sur la mise à jour de la bathymétrie du lac. La cueillette des données sur les courbes ipsométriques au fond du lac est illustrée par une carte précise qui permet de comprendre la dynamique hydromorphologique du lac Bégon ainsi que le suivi d'un éventuel apport en sédiments.
La quatrième section porte sur la qualité de l'eau du lac et répond au premier objectif de la diagnose. C'est dans cette section que se trouve la toute première évaluation de l'état trophique du lac Bégon, ainsi que les résultats de nombreux paramètres de la qualité physico-chimique échantillonnés lors de la saison.

La cinquième section décrit la qualité de l'eau du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, telle que mesurée en amont du lac. Cette analyse permet de dresser un portrait actuel des mécanismes pouvant affecter la santé du lac ainsi que sa sensibilité à la dégradation.

Les conclusions et les recommandations (section 6), qui se trouvent à la fin du document, permettent de vérifier l'atteinte de l'objectif général de la diagnose ; évaluer l'état de santé du lac Bégon, en plus de tous les objectifs spécifiques.

2. Principales caractéristiques du bassin versant

2.1 Historique de l'occupation humaine

La colonisation de Charlesbourg s'est faite par les Jésuites dans le village de Notre-Dame-des-Anges, qui leur a été concédé en 1626 par le vice-roi Henri de Lévis, duc de Ventadour. Elle est donc une des plus anciennes seigneuries de la Nouvelle-France. C'est à partir de 1665 que les Jésuites ont entreprit de peupler leurs terres (Légaré, 2007). La délimitation s'est faite en bourg afin de faciliter la défense, centraliser les services et réduire les risques de l'étalement urbain. En 1692 le Chemin du Trait-Carré, qui ceinture le petit village en forme d'étoile, a été tracé. Celui-ci a été défriché sur une superficie de 25 arpents (8,5 ha), dont cinq étaient consacrés au noyau institutionnel (église, presbytère, cimetière) et les 20 restants aux habitations et au pâturage (Lizotte, 2016), ce qui a créé ce qu'on appelait autrefois « la commune ». Ensuite, le Trait-Carré a été urbanisé. Déjà en 1666, on comptait 112 habitants. Au même moment, l'intendant de la Nouvelle-France, Jean-Talon, a exproprié une partie du village de Notre-Dame-des-Anges et a voulu établir les villages de Bourg-Royal, Bourg-la-Reine et Bourg-Talon selon le plan radial élaboré par les Jésuites. On appelle, aujourd'hui, ces villages « le carré De Tracy ». À partir des années 1900, les pressions anthropiques sont devenues plus importantes avec le développement routier et urbain. En 1965, le site de Charlesbourg a été officialisé comme site patrimonial (Gouvernement du Québec, 2013).

Le réseau d'aqueduc aux environs du lac Bégon a été construit bien après l'établissement des colons à Québec. Suite aux nombreuses épidémies de choléra et aux deux grands feux de 1845 (Faubourgs Saint-Roch et Saint-Jean), la construction d'un aqueduc municipal est devenue une priorité (Ville de Québec, 2019a). C'est en 1850 qu'un projet d'aqueduc municipal va de l'avant suite à l'élection du nouveau maire Narcisse-Fortunat Belleau. C'est d'abord la rivière Saint-Charles qui a été ciblée comme source d'approvisionnement (Lemoine, 2013). La Ville de Québec a fait construire un barrage et un Château d'Eau en aval du lac Saint-Charles, qui furent inaugurés en 1854. En 1863, le Château d'Eau desservait 3266 résidences. Toutefois, il ne reliait pas toutes les maisons et son approvisionnement n'était pas toujours constant. Les régions plus éloignées encore non alimentées par un réseau étaient desservies par des porteurs d'eau à l'aide de barriques fermées et tirées par des chevaux, qui distribuaient l'eau provenant de la rivière Saint-Charles ou du fleuve Saint-Laurent pour les résidents n'ayant pas de puits ou de sources. Malgré ces avancements, seulement 50% du territoire était alimenté par un réseau d'aqueduc en 1870 (Ville de Québec, 2019a). En 1882, suite à plusieurs pétitions déposées au conseil municipal concernant les feux récurrents dans Saint-Roch, Saint-Louis

et Saint-Jean, le réseau d'aqueduc s'est agrandit en ajoutant un second tuyau d'adduction d'eau, ce qui a permis la distribution d'eau courante dans toute la ville (Ville de Québec, 2019a).

Malgré l'actuel développement démographique de l'arrondissement de Charlesbourg, le bassin versant du lac Bégon est très peu anthropisé et fait partie des milieux naturels d'intérêt de la Ville de Québec (Ville de Québec, 2019f). À l'exception d'une partie du haut de pente de la station de ski le Relais, la presque totalité de celui-ci se trouve en milieu forestier (figure 3). Une importante partie du bassin versant du lac Bégon est la propriété de la Ville de Québec. Le lac est bordé de clôtures avec des barbelés électriques et est généralement gardé à l'état naturel. Il est possible que de l'exploitation forestière se fasse dans le bassin versant du lac Bégon (GÉNÉCOR, 1998). On y retrouve certains bâtiments de villégiature à proximité. Il est également possible de faire des activités récréatives dans la forêt (raquette, randonnée pédestre, ski de fond, vélo de montagne et VTT, CMQ, 2018). À cet effet, une piste de motoneige (no.369) traverse le bassin versant du lac Bégon à environ 1 km de celui-ci (FCMQ, 2019). Pourtant, la circulation avec un véhicule à moteur y est interdite (R.A.V.Q. 266 ; Ville de Québec, 2011). Malgré les clôtures et le règlement, il arrive que des citoyens accèdent aux berges du lac Bégon illégalement pour venir pêcher et camper.

2.2 Site d'étude

Le site étudié correspond au lac Bégon (46° 54' 40"N et 71° 17' 44"O) et à son tributaire, la rivière des Sept-Ponts. Le lac Bégon est situé dans le nord de l'arrondissement de Charlesbourg et au sud-ouest de la municipalité de Lac-Beauport, dans la Ville de Québec et la région administrative de la Capitale-Nationale. Il est situé en retrait du centre urbain de l'arrondissement de Charlesbourg, dans un secteur presque entièrement boisé (figure 2). Son bassin versant est réparti de manière égale entre les arrondissements de Charlesbourg et de Beauport (figure 2).

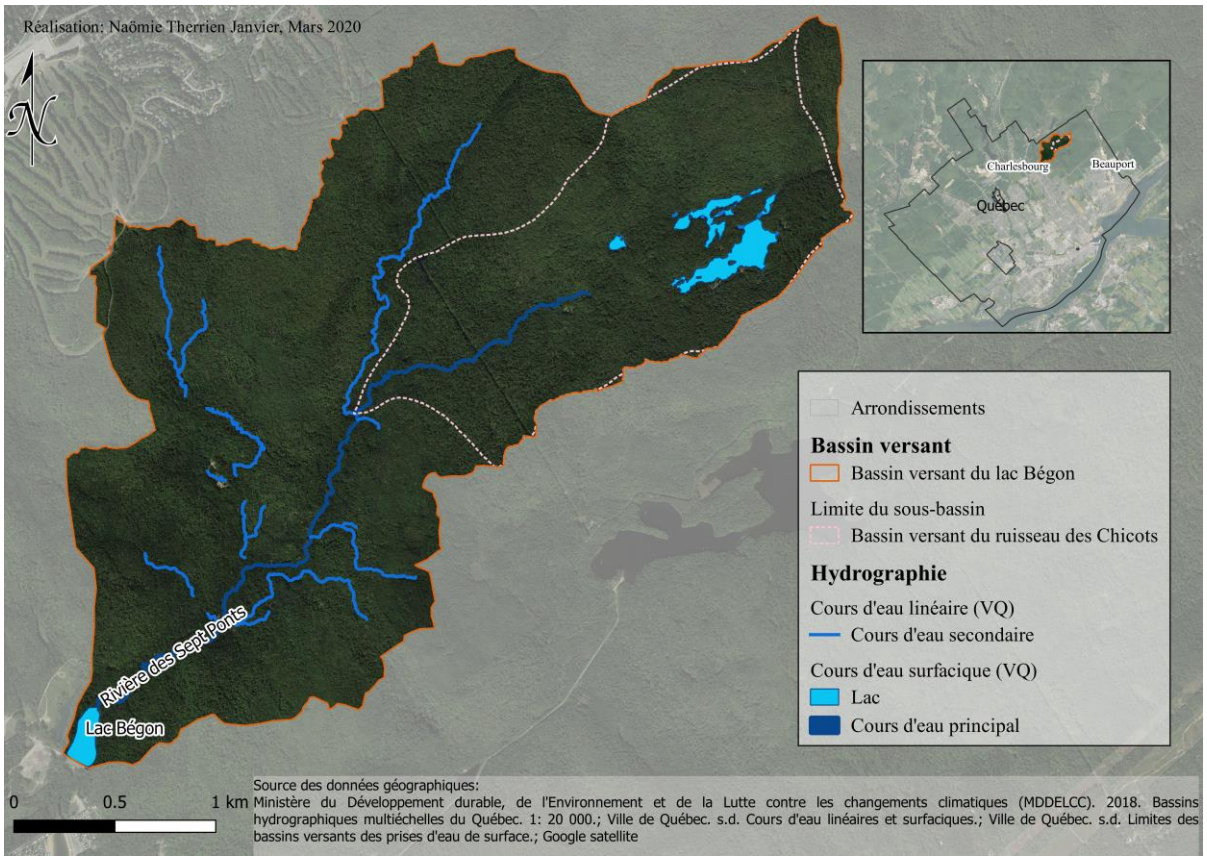

Figure 2 : Bassin versant du lac Bégon comprenant le bassin versant du ruisseau des Chicots, arrondissement de Charlesbourg et Beauport, 2019. (Source : Naömie Therrien Janvier pour l'OBV de la Capitale, 2019)

2.3 Principales caractéristiques physiques

Le lac Bégon est un petit lac d'une superficie de 0,03 km² (tableau 1), dont le nom fut attribué le 7 février 1985 par la Commission de Toponymie du Québec (Ressources naturelles Canada, 2016). Il est un élargissement de la rivière des Sept Ponts, qui a été provoqué en 1963 par la construction d'un barrage de béton-gravité de onze mètres de hauteur et 150 mètres de longueur (46.910190, -71.296124) et ayant une capacité de retenue maximale de 312 100 m³ (Boucher et Francoeur, 2014).

Tableau 1: Caractéristiques physiques du lac Bégon. (Source : MERN, 2018; Ville de Québec, 2019c; OBV de la Capitale, 2015)

Variables	Valeurs
Superficie du lac	29 250,3 m² (0,03 km²)
Périmètre du lac	753,4 m
Longueur maximale	282,0 m
Largeur maximale	138,6 m
Largeur moyenne	110,5 m

Le bassin versant du lac Bégon (figure 3) est délimité par trois sommets d'altitude moyenne : la montagne des Ormes au nord, la montagne des Trois-Sommets au nord-est et le mont des Épinettes noires au sud (Ville de Québec, 2019f). Il alimente le bassin versant de la rivière des Sept Ponts, qui alimente celui de la rivière du Berger, qui elle-même fait partie du bassin versant de la rivière Saint-Charles (OBV de la Capitale, 2018a).

Le lac Bégon est alimenté par la rivière des Sept Ponts (figure 3), qui 3,9 km en amont est élargie par le ruisseau des Chicots ainsi que par plusieurs autres cours d'eau secondaires sans nom (Ville de Québec, 2018). Le ruisseau des Chicots, dont l'eau provient de la vallée à l'est de la rivière des Sept Ponts, fait partie d'un sous-bassin de niveau 4 d'une superficie de 2,54 km^2 (MERN, 2018). Le bassin versant de la rivière des Sept Ponts est donc de niveau 3 et possède une superficie de 7,40 km^2 (MERN, 2018).

On retrouve également dans le bassin versant du lac Bégon trois autres lacs, tous inclus dans le bassin versant du ruisseau des Chicots; le lac des Chicots (56 467 m^2), le lac Saint-Louis (23 145 m^2) et le petit lac des Chicots (4 078 m^2) (Ville de Québec, 2018).

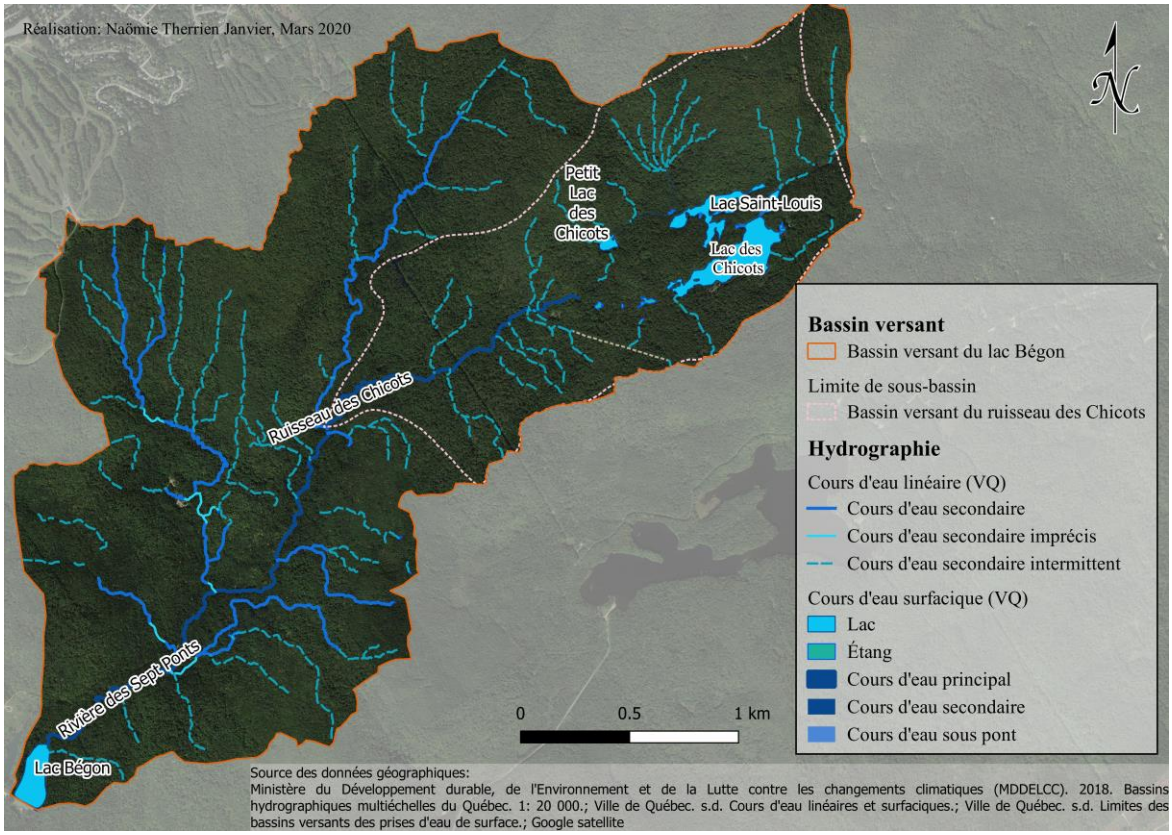

Figure 3: Bassin versant de la rivière des Sept Ponts (Naömie Therrien Janvier, 2019).

En plus des nombreux petits cours d'eau et des lacs, la topographie du bassin versant du lac Bégon ainsi que la nature de ses sols font de celui-ci un lieu propice à la formation de plusieurs milieux humides. Parmi ceux-ci, on compte une majorité de marécages, quelques zones d'eau peu profonde en bordure du lac des Chicots ainsi que trois tourbières boisées plus au sud du bassin (figure 4).

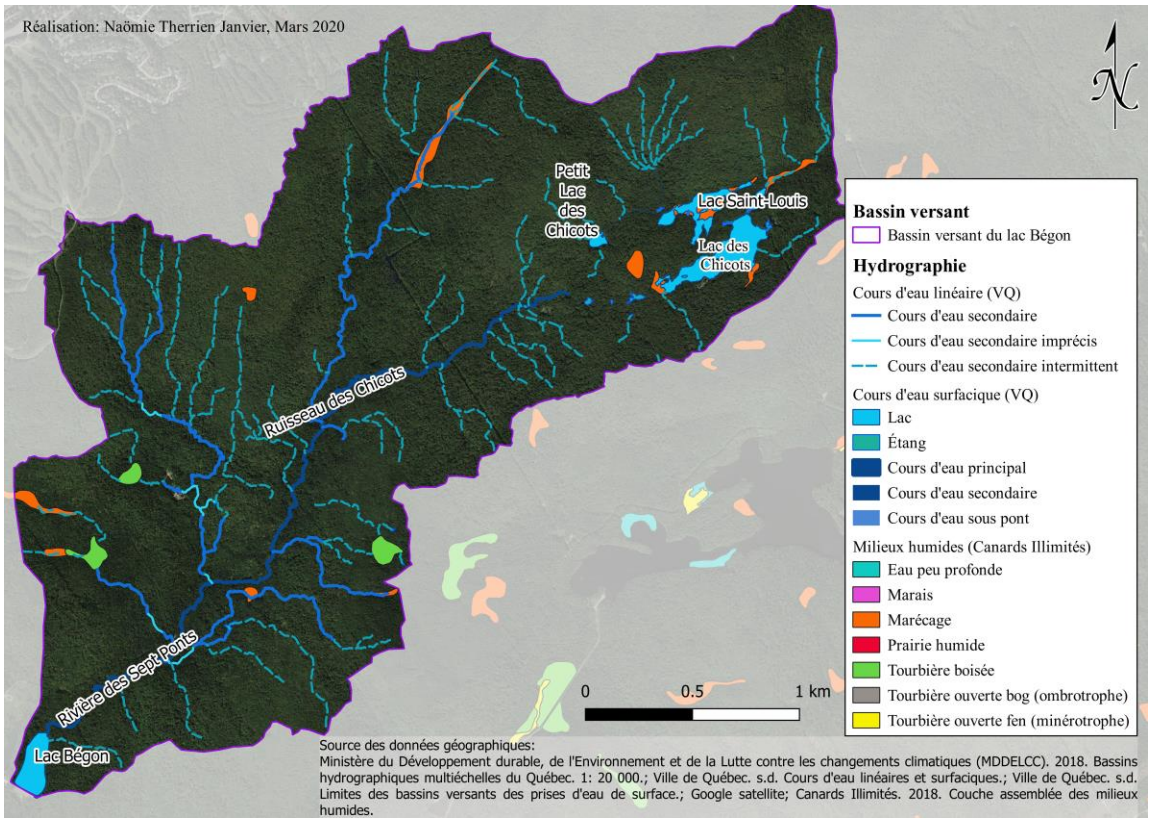

Figure 4: Milieux humides présents sur le territoire du bassin versant du lac Bégon (Naömie Therrien Janvier, 2019).

2.4 Géologie

Le bassin versant du lac Bégon se trouve dans le bouclier canadien, dont autrefois la chaîne de montagnes était aussi haute que l'Himalaya. Avec le temps et les cycles glaciaires et interglaciaires, elle s'est érodée pour n'atteindre, aujourd'hui, qu'un maximum de 1000 mètres d'altitude au-dessus du niveau de la mer (Atlas du Québec et de ses régions, 2005). Les roches en place sont ignées et métamorphiques et sont âgées du paléoprotérozoïque à mésoprotérozoïque (1,6 à 0.985 Ga ; Gouvernement du Québec, 2018). On y retrouve principalement des migmatites, du granite, du gneiss charnockitique et du gneiss mixte (Moukhsil, A. et al., 2018 ; OBV Capitale, 2014).

Plus particulièrement, le bassin versant du lac Bégon se situe dans la partie centre du domaine allochtone de la province géologique de Grenville (figure 5). Cette dernière est âgée de 1500 à 900

millions d'années et couvre près du tiers de la superficie du Québec (500 000 km^2 ; Thériault, 2013). Le socle rocheux du bassin versant du lac Bégon est composé de mangérite quartzifère à gros cristaux de feldspath, de gneiss quartzfeldspathique rose rubané ainsi que de de gneiss à feldspath à quartz, à grenat et à biotite, quartzite et marbre (Trépanier et *al*., 2019). Les dépôts de surface présents sur le territoire du bassin versant du lac Bégon sont des dépôts glaciaires de till indifférencié d'épaisseur variable d'origine fluvio-glaciaire (Trépanier et *al*., 2019).

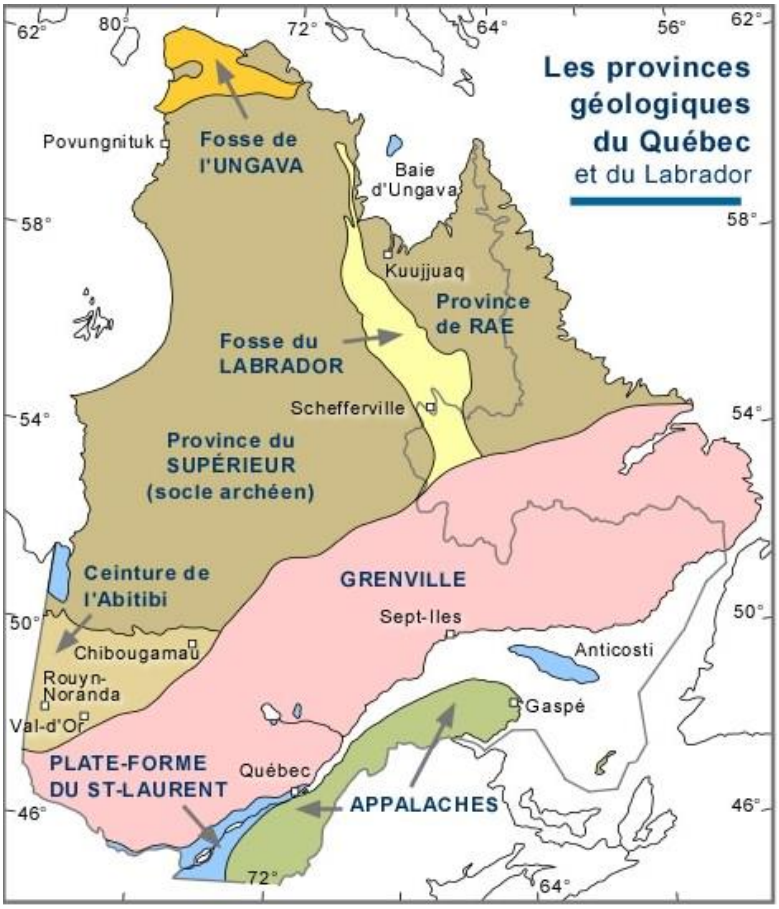

Figure 5: Provinces géologiques du Québec (Thériault, 2013).

L'ensemble du bassin versant du lac Bégon est composé d'un relief plutôt escarpé, avec des pentes allant jusqu'à 70% au nord-ouest du Petit lac des Chicots (montagne des Trois Sommets, figure 6).

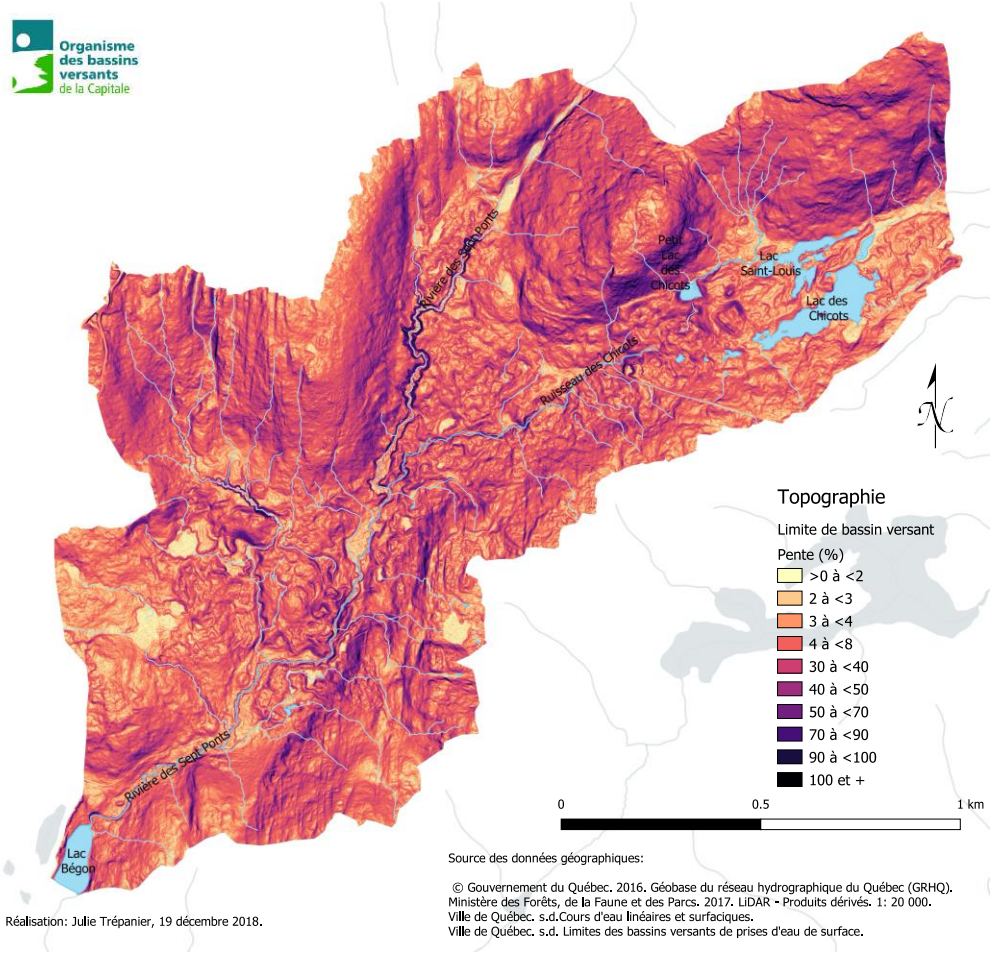

Figure 6: Topographie du bassin versant du lac Bégon.

2.5 Caractéristiques écologiques

La station météorologique la plus proche du lac Bégon est celle de Charlesbourg-Parc-Orléans (no. 7011309, 46° 52' 0''N et 71° 15' 38'O) (MELCC, 2019g), où on mesure une température ambiante moyenne annuelle de 4,5 °C. Les précipitations totales annuelles moyennes sont de 81,9 mm sous forme de pluie et de 25,4 cm sous forme de neige (MELCC, 2019g).

La région de Québec se trouve dans un climat continental froid et humide et la ville de Québec se trouve dans la zone tempérée nordique, une sous-zone de la forêt décidue. Plus particulièrement, elle se trouve dans le domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul (31 000 km^2; MFFP, 2019), caractérisé par des peuplements feuillus et mixtes ainsi que par une grande biodiversité. Les espèces d'arbres qu'on y trouve sont le tilleul d'Amérique (*Tilia americana*), le frêne d'Amérique (*Fraxinus americana*), l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*), le noyer cendré (*Juglans* cinerea) ainsi que l'érable à sucre (*Acer saccharum*). En fonction de la présence de chênes rouges (*Quercus rubra*) ainsi que de la distribution

des précipitations, il est possible de diviser le domaine en secteur Ouest (plus sec) et Est (précipitations plus abondantes) (MFFP, 2019). La rivière des Sept Ponts est bordée, quant à elle, par des peuplements qui sont plutôt typiques du domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune, qui s'étend sur 65 600 km^2 (CMQ, 2017). L'érable à sucre et le bouleau jaune s'y trouvent en abondance, accompagnés de l'érable rouge, du hêtre à grandes feuilles et du sapin baumier (Ville de Québec, 2019e). Celui-ci se trouve aux limites nordiques de la sous-zone de la forêt décidue et est moins diversifié que le domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul. Comme pour le domaine de l'érable à tilleul, ce sont les précipitations et l'abondance des pins rouges et blancs, qui divisent le domaine en sous-domaines (Ouest et Est) (MFFP, 2019).

L'inventaire des pêches de 2004 réalisé par le ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF) indique la présence de crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). Cette dernière se trouve également dans le bassin versant de la rivière du Berger, accompagnée par le naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae*), le naseux noir (*Rhinichthys atratulus*), le mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*), le dard barré (*Etheostoma flabellare)* et le meunier noir (*Catostomus commersoni*) (MRNF, 2004).

La faune terrestre du lac Bégon comprend les espèces les plus fréquemment observées à proximité des centres urbains. Parmi les mammifères observés au lac Bégon, on compte le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), l'écureuil gris (*Sciurus carolinensis*) et le tamia rayé (*Tamias striatus*). Les espèces d'oiseaux ayant été observées à proximité du lac Bégon depuis 2015 sont présentées dans le tableau 2. Il est à noter qu'à plusieurs reprises, des canards colverts (*Anas platyrhynchos*) ont été observés sur le lac Bégon lors de l'échantillonnage.

Tableau 2: Liste des espèces d'oiseaux observées à proximité du lac Bégon entre 2015 et 2020 et nombre d'observations. (Source : eBird et iNaturalist)

Nom commun	Nom latin	Nombre d'observations	
		eBird	iNaturalist
Sizerin flammé	*Acanthis flammea*	2	1
Autour des palombes	*Accipiter gentilis*	1	0
Gélinotte huppée	*Bonasa umbellatus*	1	0
Corneille d'Amérique	*Corvus brachyrhynchos*	3	0
Grand corbeau	*Corvus corax*	1	0
Geai bleu	*Cyanocitta cristata*	6	0
Pic mineur	*Dryobates pubescens*	2	0
Grand Pic	*Dryocopus pileatus*	1	0
Gros-bec errant	*Hesperiphona vespertina*	1	0
Pic chevelu	*Leuconotopicus villosus*	1	1
Moqueur polyglotte	*Mimus polyglottos*	0	1
Pic à dos noir	*Picoides arcticus*	1	0
Durbec des sapins	*Pinicola enucleator*	2	0
Mésange à tête noire	*Poecile atricapillus*	2	0
Paruline à gorge noire	*Setophaga virens*	2	0
Sittelle à poitrine rousse	*Sitta canadensis*	3	0
Sittelle à poitrine blanche	*Sitta carolinensis*	1	0
Tarin des pins	*Spinus pinus*	26	0
Chardonneret jaune	*Spinus tristis*	3	0
Merle d'Amérique	*Turdus migratorius*	3	0
Tourterelle triste	*Zenaida macroura*	1	0

3. Bathymétrie du lac Bégon

3.1 Méthodologie

Afin de comprendre la dynamique biogéomorphologique d'un lac et les facteurs pouvant influencer son vieillissement, il est essentiel d'en connaître la bathymétrie. La description de la bathymétrie du lac a permis de trouver le point le plus profond, qui est l'endroit où échantillonner et récolter les données sur la qualité de l'eau. La bathymétrie permet également d'obtenir des informations hydrogéomorphologiques telles que la profondeur moyenne et maximale du lac, le volume et le taux de renouvellement du lac. Aucune carte bathymétrique du lac Bégon n'ayant auparavant été effectuée, elle a donc été réalisée lors de la présente étude, selon les procédures suggérées par le Guide de normalisation des inventaires bathymétriques (Arvisais et Demers, 2011).

Tout d'abord, comme le niveau d'eau d'un lac varie naturellement au cours de la saison, la réalisation d'une bathymétrie doit se faire sur une courte durée, idéalement pendant la saison estivale et par beau temps. Dans le cas présent, l'échantillonnage s'est déroulé sur une seule journée.

La première étape de la prise de données est celle des mesures en eaux assez profondes pour permettre la circulation à l'aide d'une embarcation. Les déplacements ont été effectués à l'aide d'un canot muni d'un moteur électrique. La prise de données s'est effectuée avec un échosondeur (Seafloor Hydrolite-TM), un GPS (Récepteur Trimble R10), ainsi qu'un carnet de note d'arpentage (Trimble Tsc3) (figure 7), tous fixés aux parois du canot.

Figure 7: Échosondeur Seafloor hydrolite et GPS Trimble (Source Cansel, 2019).

Premièrement, le périmètre du lac a été fait en embarcation jusqu'à la profondeur minimum requise pour circuler afin de délimiter l'aire échantillonnée en canot. Les déplacements se sont effectués à un maximum de 8 km/h et la vitesse a été réduite près de la rive et dans les virages afin d'éviter un décalage entre la valeur profondeur et la valeur de localisation, qui provoquerait une distorsion lors de l'interpolation (Arvisais et Demers, 2011). Ensuite, des transects Nord-Sud et Est-Ouest espacés de 25 m ont été effectués de manière à quadriller le lac (figure 8).

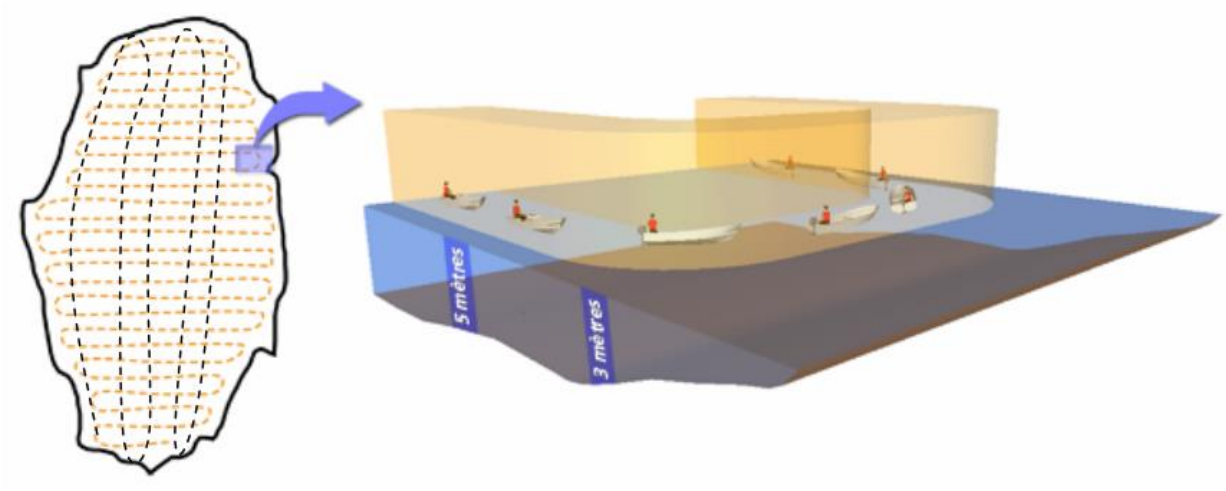

Figure 8 : Stratégie d'échantillonnage de la bathymétrie, tiré de Arvisais et Demers, 2011.

Une fois le lac parcouru, l'aire peu profonde a été échantillonnée à l'aide du même GPS, cette fois-ci accroché au bout d'un piquet d'arpentage et manipulé par un marcheur (figure 9). Des mesures ont été prises à la profondeur de zéro mètre (surface) sur le périmètre entier du lac afin de dresser un portrait plus précis du profil de la rive, et quelques autres mesures ont été effectuées à diverses profondeurs accessibles à pied afin d'augmenter la résolution de la bathymétrie et de pouvoir cartographier la pente de la rive ainsi que les hauts fonds du lac.

Figure 9 : Prise d'un point GPS à la surface du lac. (Source : Claudie Lachance pour l'OBV de la Capitale, 2019)

Finalement, les données ont été téléchargées sous forme de csv pour ensuite, çetre triées à l'aide du logiciel Autodesk Civil3D. Ensuite, les triangulations ont été calculées et les courbes de niveau ont été modélisées. Les données vectorielles de courbe de niveau ont été ajoutées au logiciel de cartographie QGIS 3.6.2. pour l'élaboration d'une carte bathymétrique géoréférencée en format matriciel.

3.2 Résultats

Le lac Bégon est un petit lac, avec une profondeur moyenne de 3,6 m, une profondeur maximale de 6,5 m et une superficie de 29 250 m^2 (tableau 3). Le débit annuel moyen de la rivière des Sept Ponts est de 20 000 m^3/jour (GÉNÉCOR, 1998). Le volume d'eau du lac Bégon étant de 81 451,41 m^3, son taux de renouvellement est alors de 4,07 jours et de 3,10 jours en période de crue (tableau 10, GENECOR, 1998). Il est à noter que la bathymétrie ayant été réalisée en période d'étiage, les profondeurs cartographiées et les volumes calculés sont plus faibles que la normale annuelle.

Tableau 3 : Caractéristiques physiques du lac Bégon telles que mesurées par la modélisation de sa bathymétrie.

Variables	Valeurs
Superficie du lac	29 250,3 m^2 (0,03 km^2)
Périmètre du lac	753,4 m
Longueur maximale	282,0 m
Largeur maximale	138,6 m
Largeur moyenne	110,5 m
Profondeur maximale	6,5 m
Profondeur moyenne	3,5 m
Volume d'eau	81 451,41 m^3
Débit intrant	20 000m^3/jour
Taux de renouvellement	4,07 jours

Le point le plus profond (6,5 m) du lac Bégon se trouve dans la partie sud-ouest (figure 10). Le dénivelé le plus important se situe entre la rive sud-ouest et le point le plus profond, avec une différence de profondeur de plus de 5,5 m sur à peine 33 m de distance, soit une pente de 16,67%. En général, la profondeur du lac est très faible (entre 0,0 m et 1,5 m) dans la section est du lac, où se jette la rivière des Sept Ponts. On observe face au tributaire une augmentation de profondeur de 0,5 m, probablement causée par un apport en sédiments et en matière organique.

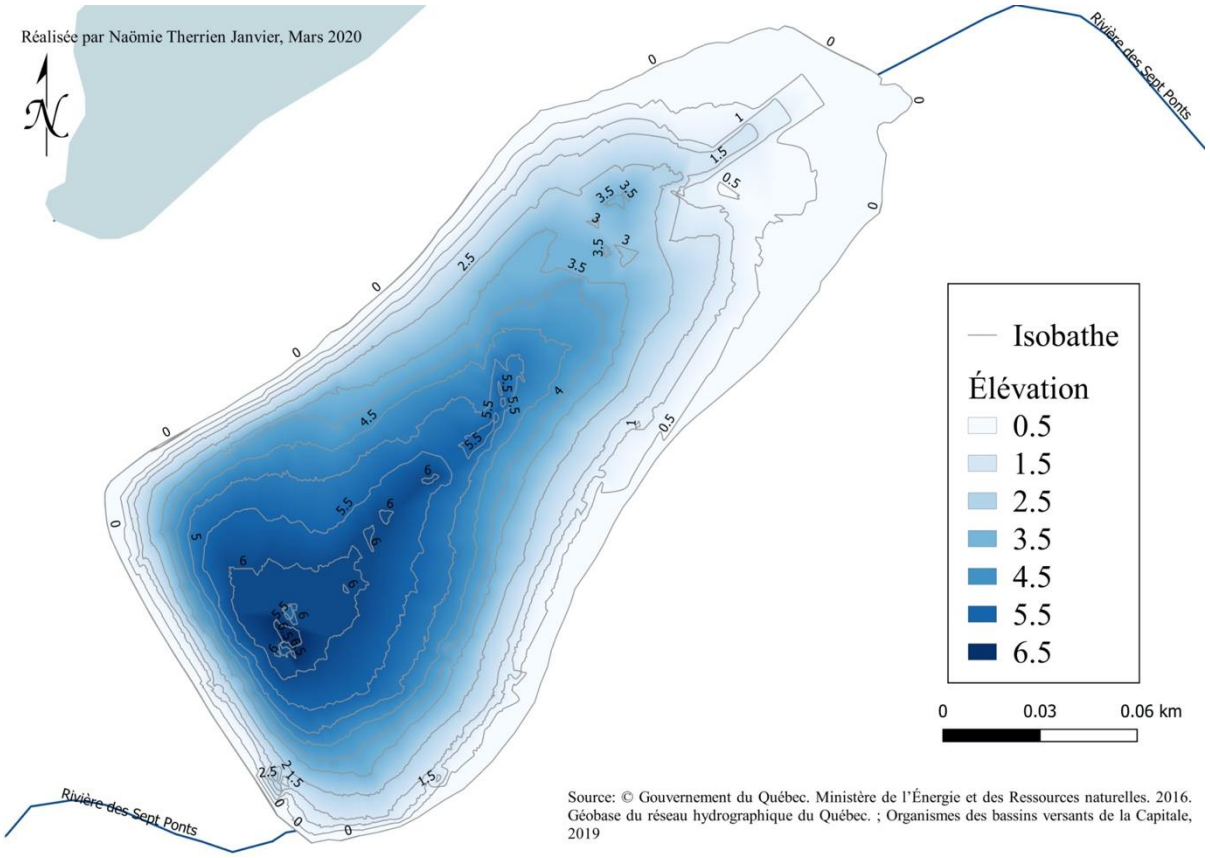

Figure 10 : Carte bathymétrique du lac Bégon, échelle 1 : 1250. (Source : Naömie Therrien Janvier pour l'OBV de la Capitale, 2019)

La construction du barrage Bégon, qui a eu lieu en 1963, avait pour but de réduire le débit à l'exutoire du lac Bégon (Agriculture et agroalimentaire Canada, 2012), de limiter les inondations à la sortie lors des crues printanières ainsi que de régulariser le niveau de l'eau (BAPE, 2003). Ces travaux ont alors permis de garder une quantité d'eau suffisante en permanence dans le lac Bégon pour créer un réservoir d'approvisionnement en eau potable pour les citoyens de la ville de Québec. En période de crue, le surplus d'eau s'écoule dans la rivière des Sept Ponts pour rejoindre la rivière du Berger. Cependant, en période d'étiage, l'eau du lac reste emprisonnée en amont du barrage.

Le lac Bégon étant de petite taille, il demeure vulnérable aux apports externes tels que la contamination et la sédimentation (Maleval et Pitois, 2018), qui peuvent affecter tout le fonctionnement de l'écosystème (Hade, 2003). En effet, les petits lacs sont plus susceptibles à la détérioration de la qualité de l'eau et à un vieillissement prématuré par l'apport en contaminants provenant du ruissellement, des eaux souterraines et des cours d'eau qui sillonnent le bassin versant (Hade, 2003).

Le taux de renouvellement est lié au temps de stockage de l'eau dans un réservoir. Lorsqu'il est rapide, les effets d'une perturbation se voient plus rapidement, mais sont aussi moins durables dans l'environnement (Ambroise, 1999). Un réservoir avec un faible volume et un taux de renouvellement élevé tel que le lac Bégon est donc plus vulnérable face aux changements de qualité de l'eau intermittents dans ses apports externes en eau (Ambroise, 1999).

4. Qualité de l'eau et état trophique du lac Bégon

4.1 Méthodologie

4.1.1 Échantillonnage

La diagnose du lac Bégon s'est effectuée selon le protocole du *Réseau de surveillance volontaire des lacs* (RSVL) du Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC), qui a comme objectifs d'identifier les lacs présentant des signes d'eutrophisation. À cet effet, la transparence de l'eau a été mesurée à chaque sortie, en plus de plusieurs autres variables physico-chimiques et biologiques (tableau 4).

Tableau 4 : Variables mesurées pour l'analyse de la qualité de l'eau du lac Bégon et méthodes de mesure utilisées.

Variable	Méthode	
Concentration en phosphore total trace (µg/L)	Laboratoires de la Ville de Québec	ILQ-Ptotal-AA/SE§
Concentration en chlorophylle α (µg/L)		ILQ-CHLA-AA/SE§
Concentration en chlorures (mg/L)		ILQ-Chlorures-AA/SE§
Concentration en azote total (µg/L)		ILQ-NT
Couleur vraie (UCV)		*ND*
Profondeur (m)	Sonde multiparamètres Manta2 Sub 3.5	
Température (°C)		
pH		
Conductivité (µS/cm)		
Saturation en oxygène (%)		
Turbidité (UTN)		
Chlorophylle α (µg/L)		
Concentration en algues bleu-vert (cellules/mL)		

Les échantillonnages ont eu lieu à cinq reprises durant la période libre de glace, soit une fois par mois entre mai et juillet ainsi que 2 fois en août. En raison d'un printemps tardif et d'un retard dans la fonte des glaces, aucun échantillonnage n'a pu être effectué en avril.

Les variables ont été mesurées à l'endroit le plus profond du lac (figure 11, MELCC, 2019i), préalablement géolocalisé et identifié à l'aide d'un GPS (figure 12).

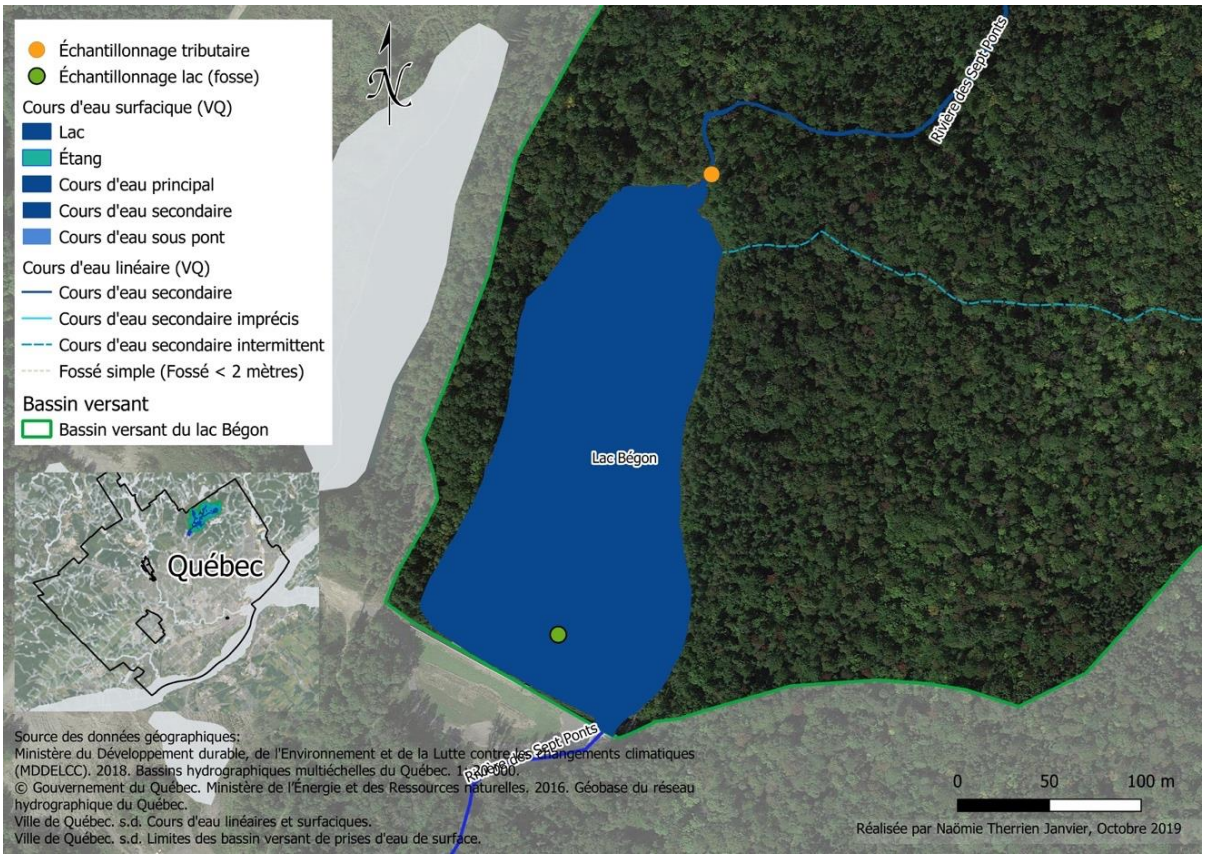

Figure 11 : Stations d'échantillonnage pour la diagnose du lac Bégon (lac et tributaire).

Figure 12 : GPS de marque Spectra.

À chaque échantillonnage du lac, un profil vertical de la colonne d'eau a été dressé à l'aide de la sonde multiparamètres *Manta2 Sub 3.5* équipée d'un périphérique *Amphibian2* (figure 13), préalablement calibrée. Les données ont été récoltées à des intervalles de 0,5 m à partir 0,5 m jusqu'au fond.

Figure 13 : Sonde multiparamètres Manta 2 et périphérique Amphibian 2.

Également, des échantillons d'eau ont été récoltés à trois profondeurs différentes correspondant à l'épilimnion (0,5 m), au métalimnion (3,0 m) et à l'hypolimnion (1,0 m du substrat). Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une bouteille d'échantillonnage de type Van Dorn (figure 14) préalablement rincée 3 fois à l'aide de l'eau du lac, puis transvidés dans des bouteilles d'échantillonnage préalablement étiquetées. Les bouteilles ont ensuite été acheminées au laboratoire de la division de la qualité de l'eau du Service de l'environnement de la Ville de Québec pour la mesure des différentes variables (tableau 3).

Figure 14 : Bouteille de type Van Dorn et échantillonnage à l'aide de celle-ci. (Source : Naömie Therrien-Janvier pour l'OBV de la Capitale, 2019)

Finalement, la transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi standard (20 cm de diamètre). Le disque comprend quatre parties dont la couleur alterne entre le noir et le blanc, permettant de bien le distinguer du milieu environnant (figure 15) et est attaché à une corde graduée à chaque 0,25 m.

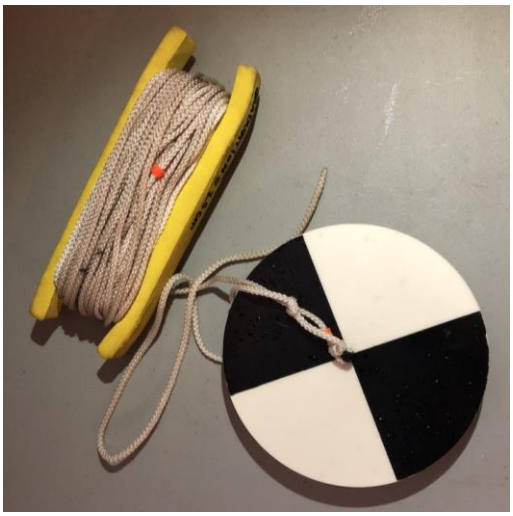

Figure 15: Disque de Secchi

Le disque de Secchi est immergé dans l'eau entre 10h et 15h, idéalement lors d'une journée sans vent et lors de conditions ensoleillées, en s'installant dos au soleil afin de bloquer les reflets (CRE Laurentides, 2016). Le disque est ensuite descendu jusqu'à ce qu'il ne soit plus visible, puis remonté jusqu'à qu'il soit à nouveau visible, pour être alors redescendu à nouveau afin de cibler la profondeur

précise à laquelle il est perdu de vue. Finalement, cette profondeur est mesurée sur la corde graduée. Il est à noter que les conditions météorologiques lors de l'échantillonnage du lac Bégon n'ont pas toujours permis une mesure de la transparence de Secchi en conditions optimales.

4.1.2 *Analyse des variables et évaluation de l'état trophique*

Une importante concentration en phosphore favorise la croissance de plantes aquatiques dans un lac, indiquée par la concentration en chlorophylle α (biomasse de phytoplancton). Plus il y a d'éléments nutritifs dans un lac, plus la concentration en chlorophylle α augmente, ce qui peut affecter la transparence de l'eau (MELCC, 2019j).

Afin d'estimer l'état trophique du lac Bégon, les concentrations moyennes estivales, c'est-à-dire la moyenne des valeurs prises à 0,5 m de la surface lors de la période libre de glace, ont été calculées pour la concentration en phosphore total, la concentration en chlorophylle α et la transparence de Secchi. Par la suite, elles ont été comparées avec les valeurs de référence L'état trophique a été évalué selon le classement (figure 16) du *Réseau de surveillance volontaire des lacs* (RSVL, MELCC).

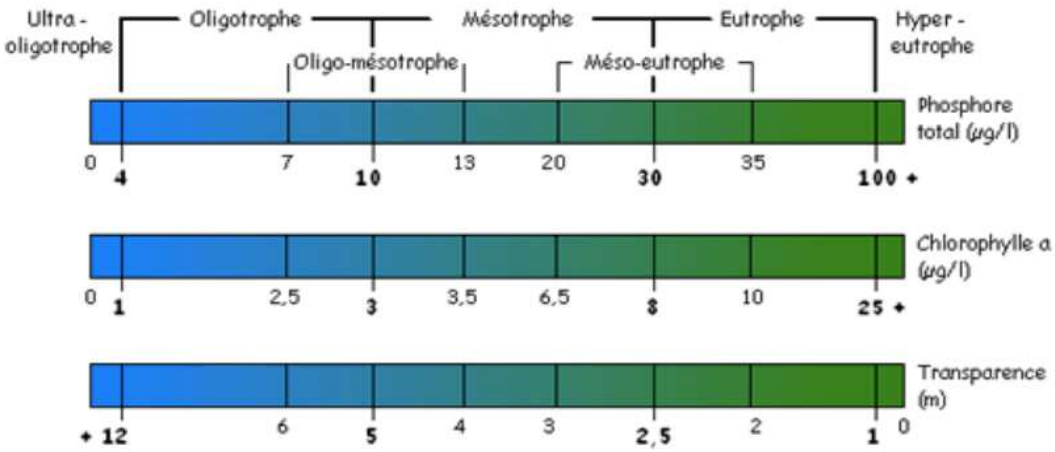

Figure 16: Classes de niveau trophique des lacs pour le phosphore total, la chlorophylle α et la transparence de l'eau (MELCC, 2019j)

Il est à noter que la profondeur maximale du lac Bégon ne concorde pas avec celle de référence pour l'évaluation de la classe trophique pour la transparence de l'eau. Cette dernière a donc été interprétée en fonction du critère de qualité de l'eau de surface pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique, qui correspond à une visibilité supérieure à 1,2 m (tableau 6).

L'analyse de la concentration en oxygène dissous est également importante pour évaluer l'eutrophisation d'un lac, puisqu'une faible concentration en oxygène dissous dans l'hypolimnion est

souvent un indicateur d'une forte activité de décomposition de matière organique (MELCC, 2019j). Finalement, l'azote total également être un indicateur de l'état trophique en raison de sa qualité de nutriment essentiel et souvent limitant pour la croissance des végétaux et des algues. En trop grande quantité, ils peuvent indiquer une surfertilisation du milieu aquatique d'origine anthropique et favoriser l'eutrophisation (tableau 5 ; COVABAR, 2015).

Tableau 5 : Classe trophique pour l'azote total (Source : Nürnberg, 2001 dans Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007).

Classe trophique	Concentration moyenne de surface en azote total
Oligotrophe	< 350[3] µg/L
Mésotrophe	350[3] – 650[3] µg/L
Eutrophe	650[3] – 1200[3] µg/L
Hypereutrophe	> 1200[3] µg/L

Les critères de qualité de l'eau de surface sont représentés par les valeurs limites et des intervalles suggérés pour chacune des variables de qualité de l'eau mesurée (tableau 6).

Tableau 6 : Critères de qualité de l'eau de surface. (Source : MELCC, 2019)

Variables	Seuils limites	Usages	Sources
Saturation en oxygène	**Ne pas être inférieur à:** Biote d'eau froide 0°C :54% 5°C :54% 10°C :54% 15°C :54% 20°C :57% 25°C : 63%	Protection de la vie aquatique (effet chronique)	OMOE, 1984a; OMOEE, 1994
Conductivité	Eau douce: < 200 µS/cm	Protection de la vie aquatique (effet chronique)	Hade 2002
Ions chlorures	<230 mg/L	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques, effets chroniques)	SBSC, 1987 ; CCME, 1995c; CCME, 2002; SC, 2008; U.S.EPA, 2006a
Turbidité	Turbidité naturelle faible est < 50 uTN, elle ne doit pas dépasser celle-ci de plus de 5,0 uTN	Protection des activités récréatives et esthétiques	Caux et al., 1997
	Concentration en MES de moins de 25 mg/L, une augmentation moyenne de 2 uTN par rapport à la valeur naturelle et si plus de 25 mg/L (ou 8 à 80 uTN) pas plus de 8 uTN ou 10% de la valeur naturelle	Protection de la vie aquatique, effet chronique	CCME, 2002
Transparence	>1,2 m	Protection des activités récréatives et de l'esthétique	CCME, 1987 ; CCME 2002
Couleur vraie (UCV)	Limite maximale acceptable : ≤ 15	Esthétisme	Gouvernement du Canada, 1979
	Rivières au Québec : entre 11 et 49 UCV selon l'échelle de Hazen		Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2008
pH	6,5 à 8,5	Prévention de la contamination (eau potable et organismes aquatiques) ; protection des activités récréatives et de l'esthétique	WHO, 1984a; SBSC, 1987; SC, 1996; CCME, 1995c; CCMRE, 1987; CCME, 1999; CCME, 2002;
	6,5 à 9	Protection de la vie aquatique (effet chronique)	U.S.EPA, 1976b; Mc Neely et al., 1979; CCMRE 1987; CCME 2002; U.S.EPA, 2000a
Nitrites et nitrates	Si ensemble (nitrites/nitrates) : 10 mg/L	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques, effet chronique)	CCMRE, 1987; SBSC, 1987; CCME, 1995c; U.S.EPA, 1991a ; INSPQ, 2019
Azote ammoniacal	0,2 mg/L – peut compromettre l'efficacité de la désinfection 1,5 mg/L – propriétés organoleptiques ou esthétiques de l'eau peuvent être altérées	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	WHO, 2008 ; OMS, 1994
Azote total	1,0 mg/L	Qualité de l'eau – enrichissement du plan d'eau	Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2009
Phosphore total	Lac oligotrophe (concentration naturelle < 0,01 mg/L) : augmentation maximale de 50% par rapport à la concentration naturelle sans dépasser 0,01 mg/L Rivière : 0,03 mg/L	Protection des cours d'eau et limitation de la croissance excessive d'algues et plantes aquatiques (processus eutrophisation) ; protection des activités récréatives et de l'esthétique	OMOEE, 1994; Environnement Canada, 2003
	Si > 0,01 et < 0,02 mg/L : augmentation maximale de 50% par rapport à la concentration naturelle sans dépasser 0,02 mg/L	Protection des cours d'eau et limitation de la croissance excessive d'algues et plantes aquatiques (processus eutrophisation) ; protection des activités récréatives et de l'esthétique	CCME, 2011

Matières en suspension	En eau turbide : Augmentation maximale de 25 mg/L par rapport à la concentration naturelle entre 25 et 250 mg/L ou augmentation de 10 % si concentration supérieure à 250 mg/L	Protection de la vie aquatique (effet chronique)	CCME, 2002 ; Caux et al., 1997
Coliformes fécaux (UFC/100 ml)	20 (excellente) ; 21à 100 (bonne) et 101à 200 (médiocre)	Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	ExpertEau; Gazette officielle du Québec, 2012
	200 – baignade	Protection des activités récréatives et de l'esthétique	CCMRE, 1987; MNHW, 1990
	1000 – activité de contact direct ex : canotage	Protection des activités récréatives et de l'esthétique	U.S.EPA, 2002; SC, 2012
Chlorophylle α	Ultra-oligotrophe : < 1 Oligotrophe :1-3 Oligo-mésotrophe : 2,5- 3,5 Mésotrophe : 3 - 8 Méso-eutrophe : 6,5 - 10 Eutrophe : 8 - 25 Hyper-eutrophe : > 25	Protection des cours d'eau et limitation de la croissance excessive d'algues et plantes aquatiques (processus eutrophisation) ;	MELCCj, 2019
Concentration en algues bleu vert (cellules/ ml ou mg/l)	20000 cellules/mL	Seuil de floraison de cyanobactéries	INSPQ, 2005

4.2 Résultats

La section suivante décrit les résultats des mesures obtenues avec la sonde multiparamètres et celles provenant des échantillons envoyés au laboratoire de la Ville de Québec ainsi que l'examen des variables permettant de déterminer la qualité de l'eau et l'état trophique du lac Bégon.

4.2.1 Conditions météorologiques

Les échantillonnages se sont déroulés sur 5 sorties, à raison d'une par mois de mai à juillet et 2 au mois d'août. Les sorties effectuées en mai et juillet correspondent à des temps secs et celles effectuées en juin et août à des temps de pluie (tableau 7, figure 17). La journée d'échantillonnage comportant le moins de précipitations au total la journée même ainsi que les 2 journées précédentes est le 26 juillet (0,0 mm de pluie au total, étiage) et celle en comportant le plus est le 28 juin (42,1 mm de pluie au total). La journée d'échantillonnage la plus froide était le 16 mai (10,1 °C) et la plus chaude le 26 juillet (22,0 °C).

Tableau 7 : Température ambiante et précipitations lors des journées d'échantillonnage ainsi que lors des deux journées précédentes (Source : MELCC, 2019e).

Date	Température moyenne (°C)	Précipitations sous forme de pluie (mm)	Conditions météorologiques
14 mai 2019	9,4	0,6	
15 mai 2019	7,9	0,0	
16 mai 2019	10,1	0,0	Sec
26 juin 2019	21,6	18,1	
27 juin 2019	21,4	7,8	
28 juin 2019	20,7	16,2	Pluie
24 juillet 2019	17,8	0,0	
25 juillet 2019	19,0	0,0	
26 juillet 2019	22,0	0,0	Sec / étiage
7 août 2019	23,5	11,1	
8 août 2019	23,0	4,2	
9 août 2019	20,4	0,7	Pluie
28 août 2019	19,3	25,0	
29 août 2019	21,5	0,0	
30 août 2019	18,0	4,7	Pluie

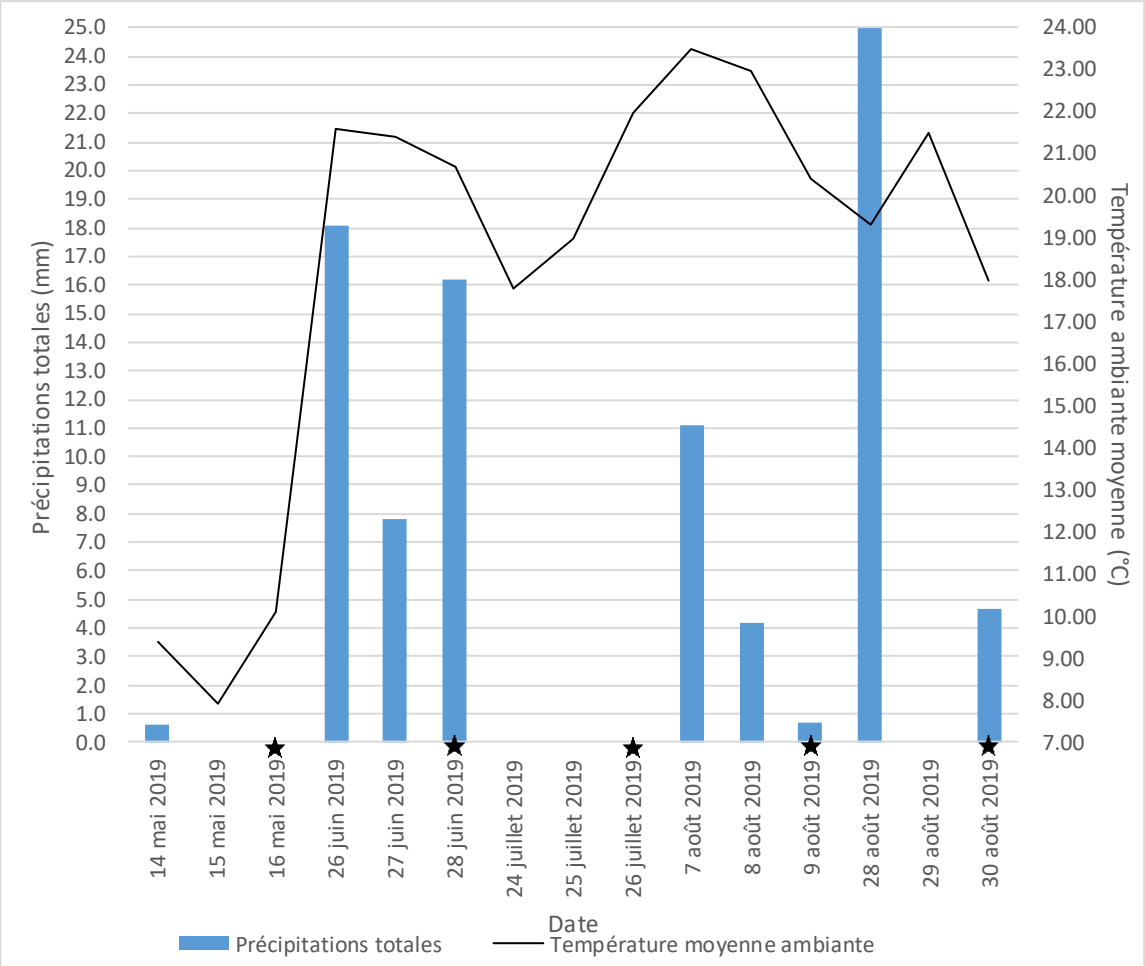

Figure 17 : Température ambiante moyenne (courbe) et précipitations totales journalières (barres) pour chaque journée d'échantillonnage du lac Bégon (marquées par une étoile) ainsi que les deux journées antérieures.

4.2.2 *Température et oxygène dissous*

Les températures de l'eau les plus froides ont été enregistrées au mois de mai, où elles étaient en moyenne 9,00 °C sous les valeurs des mois suivants (figure 18). La température de l'eau du lac Bégon en mai était de 8,84 °C à 0,5 m de profondeur puis descendait à 6,10 °C à 6,5 m de profondeur. Lors les quatre dernières sorties, la température moyenne est de 16,65 °C en surface (0,5 m), de 14,37 °C au centre de la colonne d'eau (3,0 m) et de 13,58 °C au fond (5,5 m).

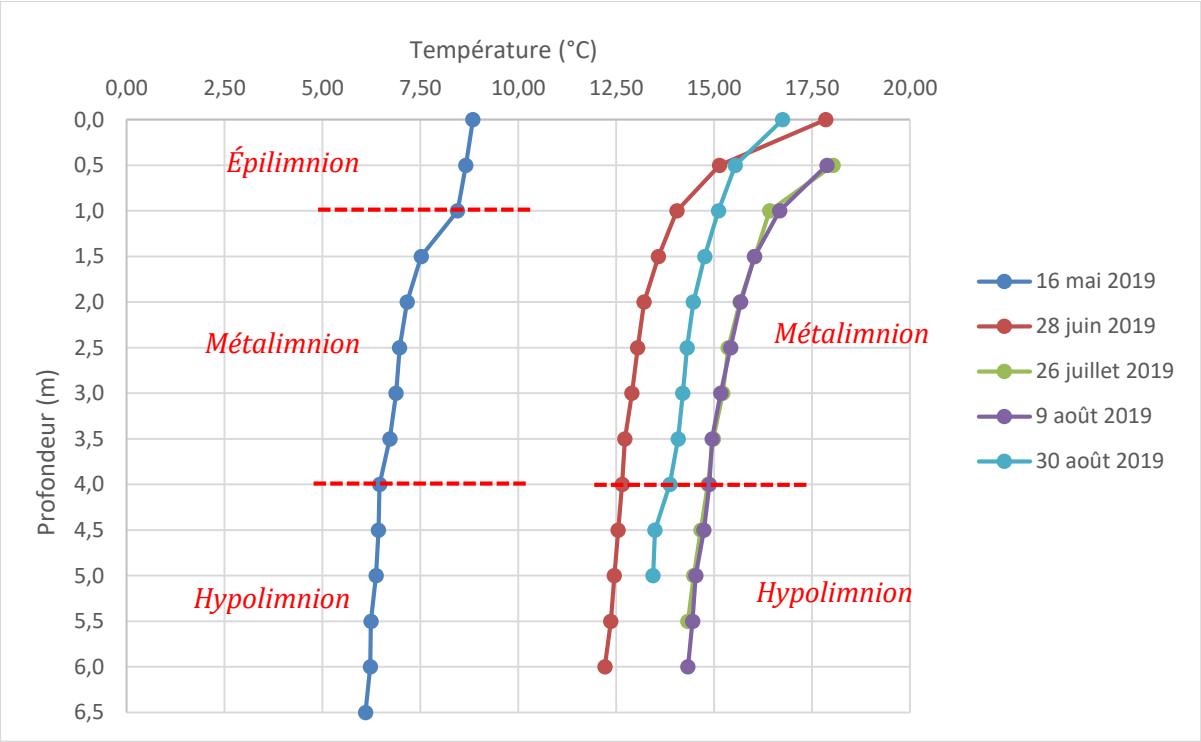

Figure 18: Température de l'eau du lac Bégon (°C) en fonction de la profondeur (m) mesurée par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage.

Ces résultats suivent la normale selon laquelle les températures sont plus élevées dans le premier mètre d'eau (épilimnion) et diminuent en profondeur (hypolimnion; Secondat, M., 1952). En effet, les rayons du soleil réchauffent les couches d'eau de surface et sont rapidement absorbés, ce qui limite le réchauffement des couches d'eau profondes. Il est également normal de voir un réchauffement de la température du lac au fil de la saison estivale en raison de l'augmentation de la moyenne des températures ambiantes.

Le lac Bégon est sujet à la stratification thermique; la thermocline semble cependant se trouver très proche de la surface (figure 18), indiquant que le métalimnion se situe entre 0,25 et 4,00 m et une absence d'épilimnion. La seule exception se trouve en mai, où le métalimnion se trouve légèrement

plus loin de la surface, soit entre 1,00 et 1,50 m de profondeur et où on observe un épilimnion entre 0,00 et 1,00 m de profondeur. Dans les lacs peu profonds, il est fréquent de remarquer une faible stratification, voire même une absence de stratification (CRE Laurentides, 2013) puisque les rayons du soleil sont capables de pénétrer plus en profondeur pour réchauffer l'ensemble de la colonne d'eau.

Plus la température d'un liquide est élevée, plus sa capacité à dissoudre les gaz diminue. Pourtant, lors des échantillonnages de juillet et août, la saturation en oxygène dépassait 100 % (figure 19). C'est au mois de juillet qu'on observe les valeurs les plus élevées avec des saturations variant entre 109,8 % et 104, 5 %. Ces valeurs pourraient être expliquées par la saison de croissance de la biomasse végétale et la photosynthèse accrue qui en découle, toutefois on observe une faible concentration en chlorophylle α et en algues bleu-vert à cette date, ce qui suggère plutôt que la saturation élevée en oxygène dissous serait plutôt due au brassage des couches d'eau superficielles par le vent. Au mois de mai, où les températures les plus froides ont été observées, la saturation en oxygène dissous a varié autour de 100 % (99,6 % et 94,5 %), demeurant relativement constante sur l'ensemble de sa colonne d'eau. À ce moment, puisque la saison de production végétale n'est pas amorcée, la saturation en oxygène élevée serait plutôt due à un brassage des couches d'eau superficielles par le vent, au brassage printanier dans le lac, ainsi qu'à la faible température de l'eau, qui permet une dissolution accrue des gaz. C'est en juin que les mesures de saturation en oxygène dissous sont plus faibles, soit 94,9 % à 0,5 m et diminuant à 86,7 % à 6,0 m de profondeur. Cela peut être expliqué par la décomposition de la matière végétale de la saison précédente, ainsi que par le fait que la saison d'activité phytoplanctonique (algues et algues bleu-vert) qui n'avait pas encore débuté.

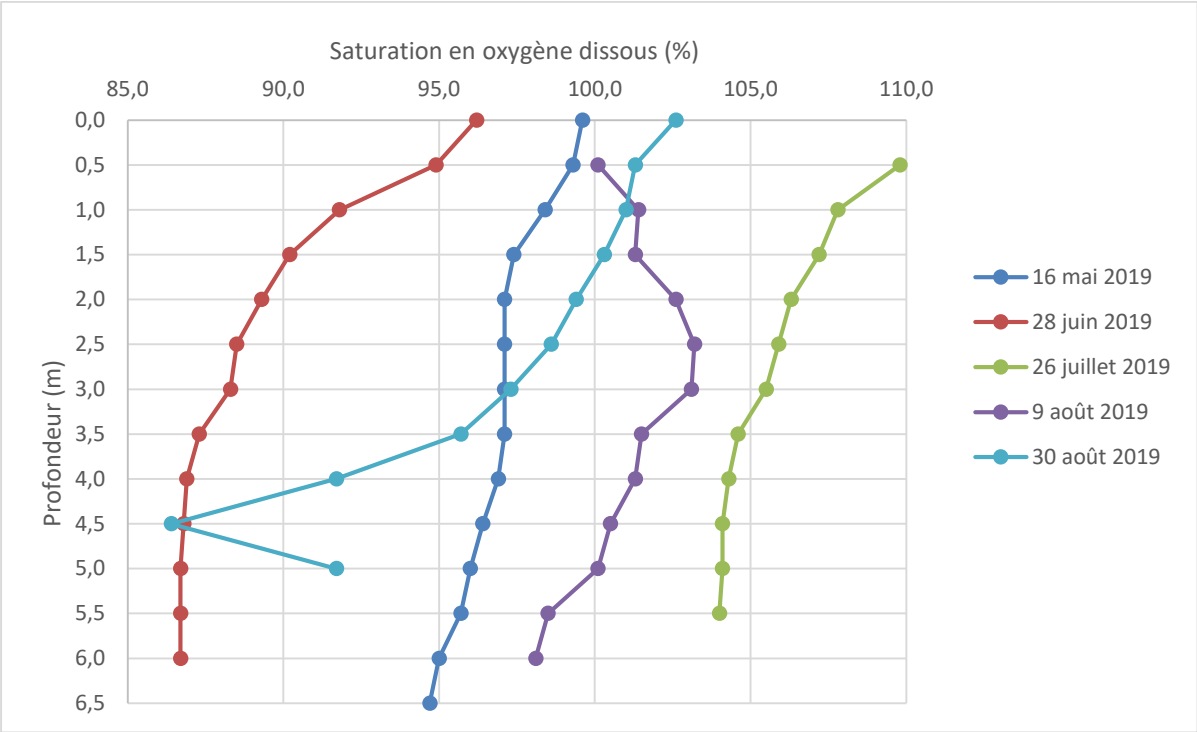

Figure 19: Saturation en oxygène dissous (%) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage.

La saturation en oxygène dissous est restée pendant toute la période d'échantillonnage largement supérieure au seuil minimum du critère pour la qualité de l'eau de surface (tableau 6). En effet, à des températures entre 5,00 °C et 15,00 °C, la saturation en oxygène dissous devrait être supérieure à 54,0 %. Puis, à 20,00 °C, elle devrait être supérieure à 57,0 %. Au lac Bégon, la saturation en oxygène dissous mesurée la plus faible était de 86,4%, ce qui est supérieur de 29,4 % au seuil minimum suggéré pour la qualité de l'eau de surface à une température de 20,00 °C et de 32,4 % à une température de 15,00 °C.

Pour chaque échantillonnage, on observe généralement une baisse de la saturation en oxygène dissous de la surface vers le fond du lac. En effet, on retrouve plus d'oxygène en surface dans la zone photique, où les organismes peuvent effectuer de la photosynthèse et produire de l'oxygène, même en dehors de la saison optimale de production. À l'inverse, le substrat du lac est un lieu propice à la décomposition des organismes, phénomène qui consomme de l'oxygène.

4.2.3 pH

Sur l'ensemble de la colonne d'eau de juin à août, l'eau du lac Bégon présente un pH qui se situe près de la neutralité (entre 6,5 et 7,5, figure 20). Le 16 mai, le pH est le plus bas observé de tous les

échantillons prélevés. En effet, il varie entre 6,2 à la surface (0,5 m) et 5,8 à 6,5 m de profondeur. À l'exception de ce dernier, le lac a un pH qui se situe dans l'intervalle suggéré pour la protection de l'eau potable, des activités récréatives et l'esthétique (6,5-8,5) ainsi que pour la protection de la vie aquatique ayant des effets chroniques (6,5-9, tableau 6).

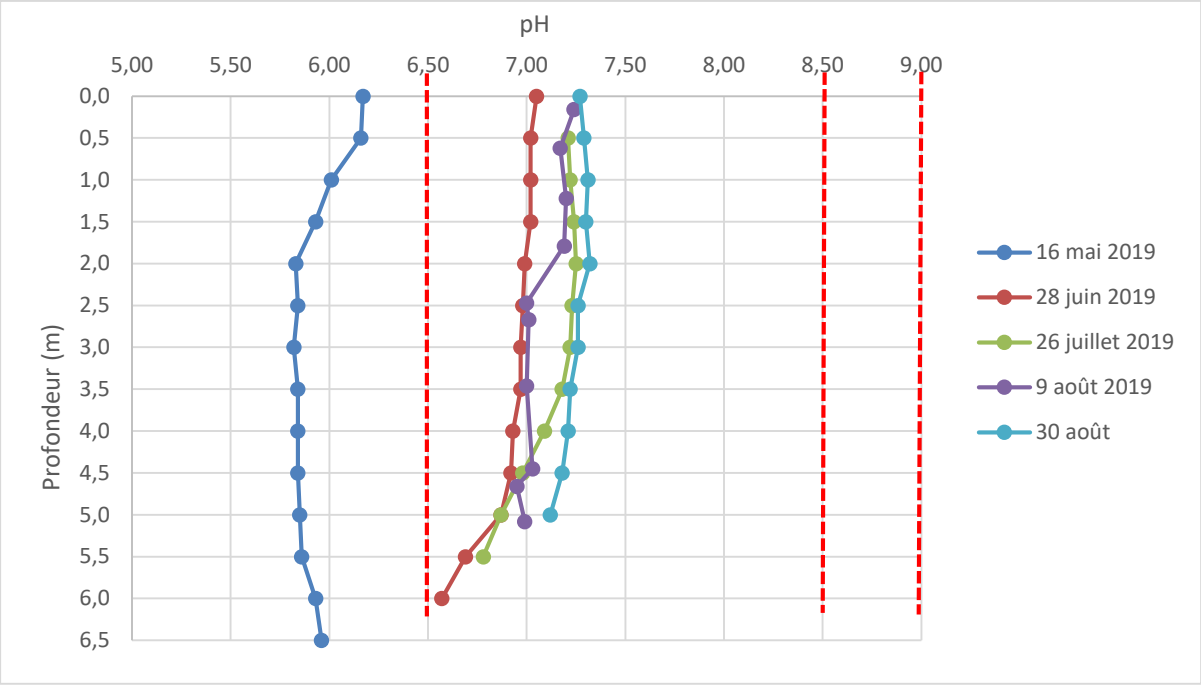

Figure 20 : pH de l'eau du lac Bégon, en fonction de la profondeur (m), mesuré par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage. Les lignes pointillées représentent les intervalles des seuils critères (tableau 6).

Le pH naturel de l'eau douce se trouve près de la neutralité soit entre 6 et 8,5 (Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007). Pour tous les échantillonnages, les valeurs de pH sont plus élevées à la surface et diminuent avec la profondeur, ce qui peut s'expliquer par la décomposition de la matière organique dans le substrat. Les procédés de décomposition de la matière organique consomment de l'oxygène et produisent du CO^2; ce dernier réagit alors avec l'eau pour former de l'acide carbonique, ce qui diminue le pH (Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007).

Au cours de la saison d'échantillonnage, le pH tend à augmenter, étant plus faible en mai et plus élevée en août. Il n'est pas rare d'observer un pH plus acide de l'eau au printemps, qui serait expliqué par l'apport en matière organique en décomposition apporté par la fonte des neiges et par la pluie (Jarret, Cutler, Ebersole, et Hagar, 1993. De plus, des impuretés acides peuvent être libérées au moment de la fonte des neiges et donc dissoutes dans les eaux de ruissellement, qui alors s'acidifient (Halstead, 1998).

4.2.4 *Concentration en ions chlorures et conductivité*

Les concentrations en ions chlorures sont demeurées très stables pendant toute la période d'échantillonnage, ainsi que dans la colonne d'eau même (figure 21). Le 16 mai, elles étaient de 0,26 mg/L en surface et de 0,25 mg/L au milieu et au fond du lac. Le 28 juin, la concentration est restée la même sur l'ensemble de la colonne d'eau, soit de 0,33 mg/L. Ensuite, en juillet en en août, les concentrations en ions chlorures ont légèrement augmenté, dépassant 0,40 mg/L. C'est le 26 juillet que les concentrations en ions chlorures les plus élevées (entre 0,44 et 0,46 mg/L). Le 9 août, les concentrations en ions chlorures sont restées essentiellement aux mêmes valeurs, se maintenant entre 0,43 et 0,44 mg/L. Le 30 août, les concentrations en ions chlorures n'ont presque pas varié (entre 0,45 et 0,46 mg/L).

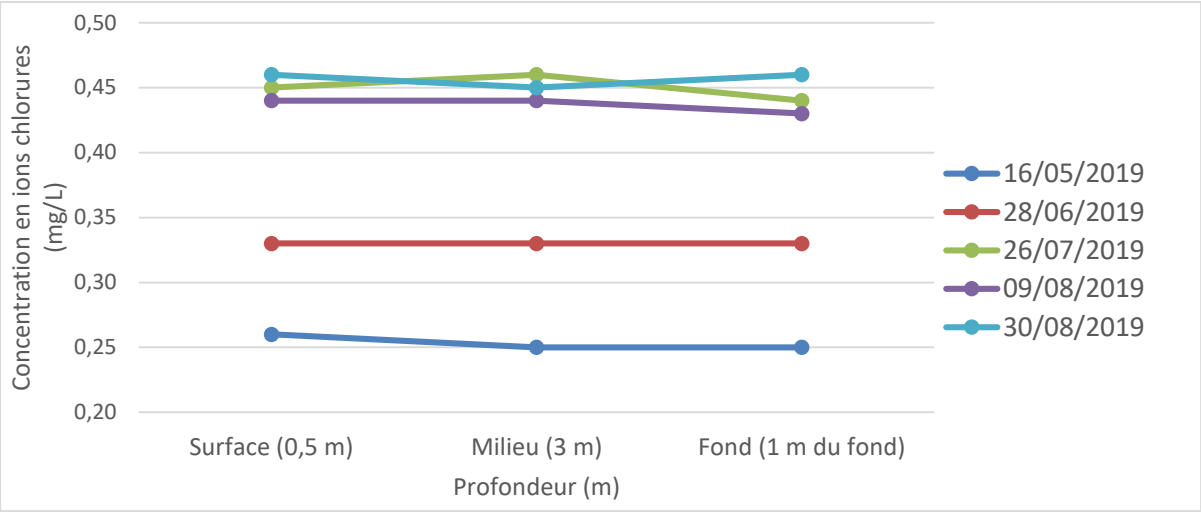

Figure 21: Concentration en chlorures (mg/L) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesuré en laboratoire à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage.

La conductivité de l'eau du lac Bégon a augmenté au cours de la période d'échantillonnage (figure 22). Les mesures de conductivité les plus faibles ont été prises au mois de mai, où les valeurs se situent entre 17,5 et 16,8 µS/cm. Le 28 juin, la conductivité est demeurée stable sur l'ensemble de la colonne d'eau, avec des valeurs près de 22,0 µS/cm. En juillet et août, les mesures de conductivité ont oscillé entre 24,0 µS/cm et 25,0 µS/cm. Les mesures de conductivité les plus élevées ont été prises le 30 août, où elles sont supérieures à 25,0 µS/cm.

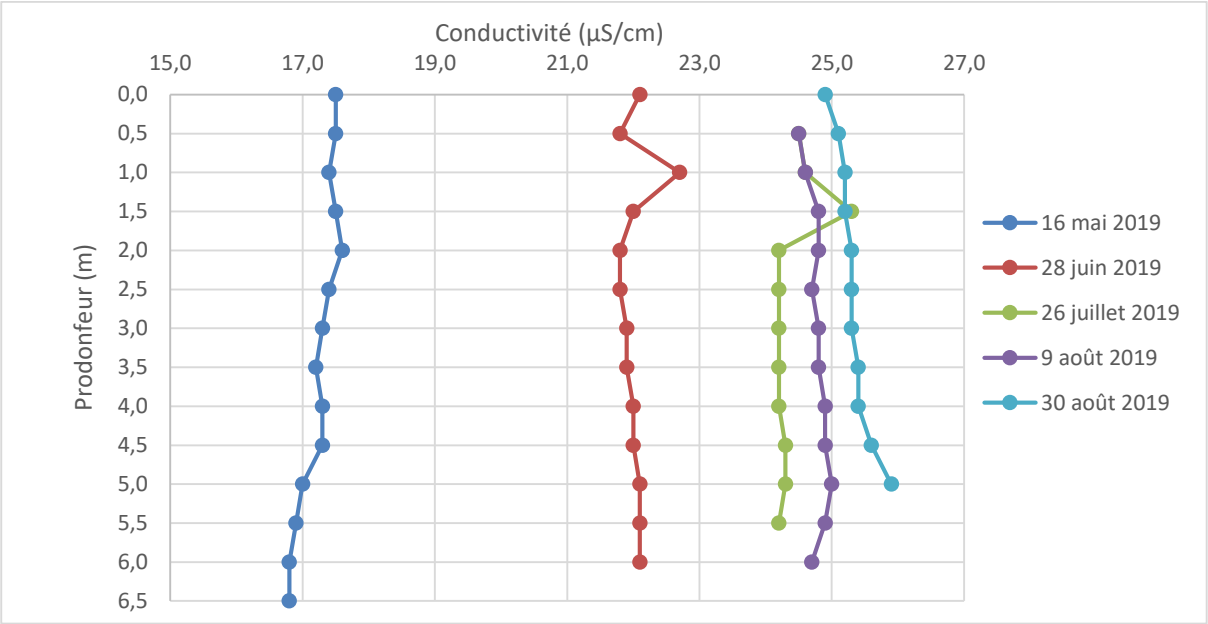

Figure 22: Conductivité (µS/cm) de l'eau du lac Bégon mesurée par la sonde multiparamètres en fonction de la profondeur (m) à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage.

Toutes les valeurs de conductivité mesurées au lac Bégon se trouvent sous de le seuil critère maximal suggéré pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) en eau douce (200,0 µS/cm, tableau 6).

On observe les mêmes variations entre pour les concentrations en ions chlorures et la conductivité ; elles sont en effet intrinsèquement liées de par la polarité des ions chlorures. Les valeurs des deux variables tendent à augmenter légèrement au cours de la saison d'échantillonnage. Ces variations ne semblent pas causées par un ruissellement provenant des sels de voirie, car aucune route sujette à l'entretien hivernal n'est présente dans le bassin versant du lac Bégon. Les augmentations observées pourraient plutôt être causées par la dilution du volume d'eau du lac en période de crue par les eaux de ruissellement (Gagné, 2009). En période d'étiage, les mêmes quantités d'ions sont présentes, mais le volume d'eau a diminué, ce qui se traduit par une augmentation de la concentration en ions chlorures et une augmentation de la conductivité. Comme les valeurs sont faibles et varient peu dans la colonne d'eau, elles semblent d'origine naturelle. Il ne semble donc pas y avoir d'apports externes en sels d'origine anthropique (Morin, et *al*., 1984).

4.2.5 Couleur vraie

Une eau colorée est signe de la présence de matières dissoutes inorganiques ou organiques colorées provenant, entre autres, de la décomposition des végétaux (Centre d'expertise en analyse

environnementale du Québec, 1999). Plus sa valeur (UCV) est élevée, plus l'eau est foncée. Toutefois, elle ne reflète pas nécessairement de changements dans la turbidité; une eau peut devenir plus foncée mais rester limpide, à l'image d'un thé qui infuse.

Le 16 mai, la couleur vraie est de 15 UCV entre 0,5 m et 3,0 m de profondeur et augmente à 17 UCV vers 5,5 m de profondeur (figure 23). Le 28 juin, elle est restée constante sur l'ensemble de la colonne d'eau (16 UCV). La valeur la plus faible (11 UCV à 0,5 m) et la valeur la plus élevée (18 UVC à 5,0 m) ont toutes deux été mesurées le 9 août. Le 30 août, la couleur vraie était de 13 UCV à 0,5 m de profondeur, et a augmenté à 15 UCV entre 3,0 et 4,0 m de profondeur.

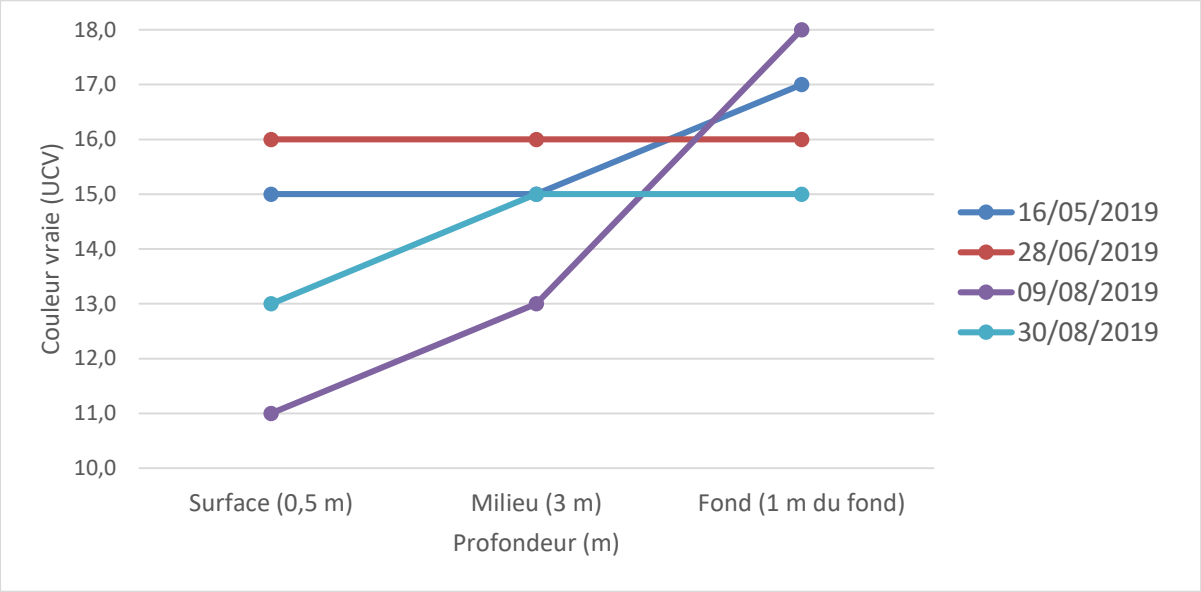

Figure 23: Couleur vraie (UCV) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée en laboratoire à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage.

On peut voir que la couleur vraie est plus élevée à proximité du substrat pour l'ensemble des échantillons, hormis le 28 juin où elle est demeurée stable sur l'ensemble de la colonne d'eau. Cette différence est probablement liée à la décomposition de la matière organique qui s'accumule au fond des lacs et qui par conséquent va colorer l'eau (Gouvernement du Canada, 1979). Les valeurs semblent diminuer au fil de la saison d'échantillonnage.

Au Québec, la couleur vraie de l'eau varie entre 11 et 49 UCV (tableau 6). Toutes les valeurs de couleur vraie mesurées au lac Bégon sont comprises dans cet intervalle.

4.2.6 *Transparence et turbidité*

Au mois de mai, 76.92% de la colonne d'eau était visible (5,0 m de transparence sur 6,5 m au total, figure 24). Au mois de juin, juillet et fin août, la profondeur de Secchi était pratiquement égale à la profondeur du lac; l'eau avait donc une très grande transparence (100,00%). C'est le 9 août que la plus faible proportion de la colonne d'eau était visible (3,5 m sur 5,5 m, soit 63,63%). Cela pourrait être expliqué par la présence d'algues bleu-vert entre 1,0 et 2,5 m de profondeur (voir section 4.2.9), puisque la transparence d'un lac est limitée par la présence de biomasse telle que des phytoplanctons ou des algues (Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007).

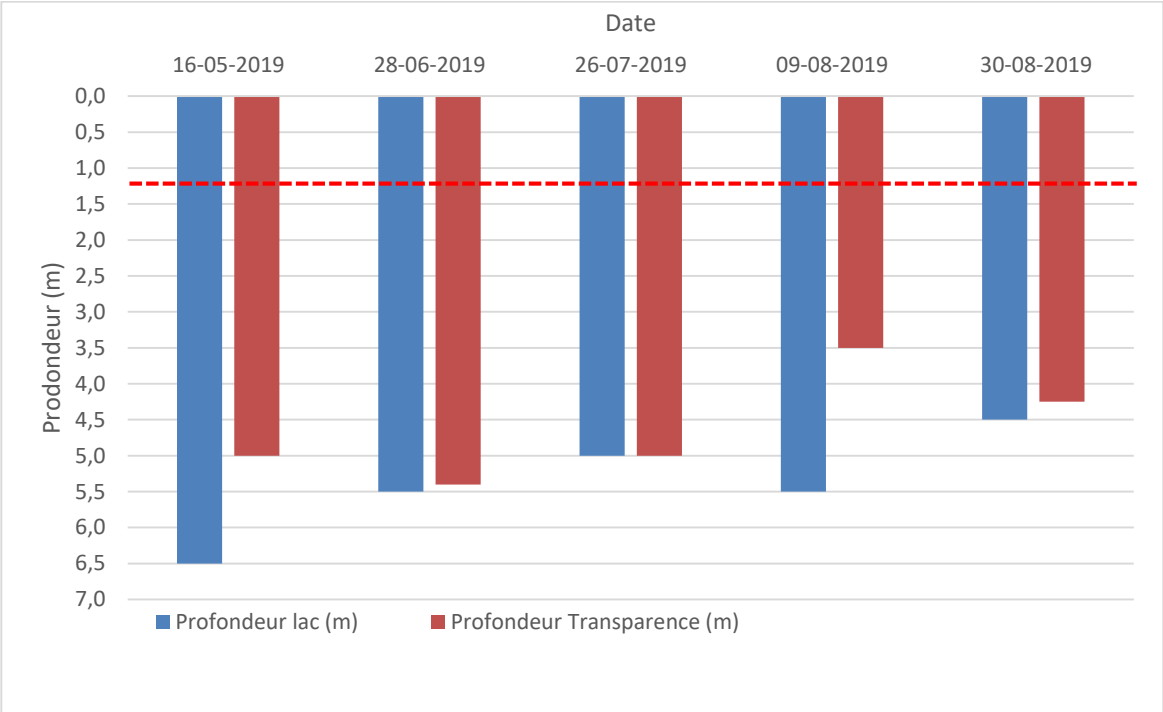

Figure 24: Transparence de l'eau du lac Bégon (m) en comparaison avec la profondeur maximale du lac (m) à chaque date d'échantillonnage. La ligne en pointillé représente le seuil critère (tableau 6).

Pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique, le seuil minimal de visibilité du disque de Secchi est de 1,2 m (tableau 6). Aucune mesure ne se trouve sous ce seuil, toutes respectent donc ce critère.

Le 16 mai, le 26 juillet et 9 août, on observe une turbidité nulle sur l'ensemble de la colonne d'eau (figure 25). Le 30 août, la turbidité à 0,5 m est faible (15,3 uTN), puis diminue pour atteindre une valeur presque nulle (0,5 uTN) à 4,5m de profondeur. En juin, le profil de turbidité dans le lac est très différent. En effet, on observe une turbidité 94,3 uTN à la surface (0,5 m), qui diminue légèrement avec la profondeur et augmente de nouveau à l'approche du benthos (100,4 uTN). Ces différences de valeurs

peuvent s'expliquer par la présence de la matière en suspension dans l'eau, apportées par l'eau de ruissellement. En effet, cet échantillonnage est celui ayant présenté la plus grande quantité totale de précipitations la journée même ainsi que les deux journées précédentes (42,1 mm de pluie, tableau 10). Du plus, la turbidité pourrait avoir été causée par la croissance du phytoplancton; à cet effet, on remarque que la concentration en chlorophylle α est également élevée à cette date (section 4.2.8, figure 28 ; Vachon, 2014). Ces changements ne semblent toutefois pas avoir eu de répercussions sur la transparence de l'eau.

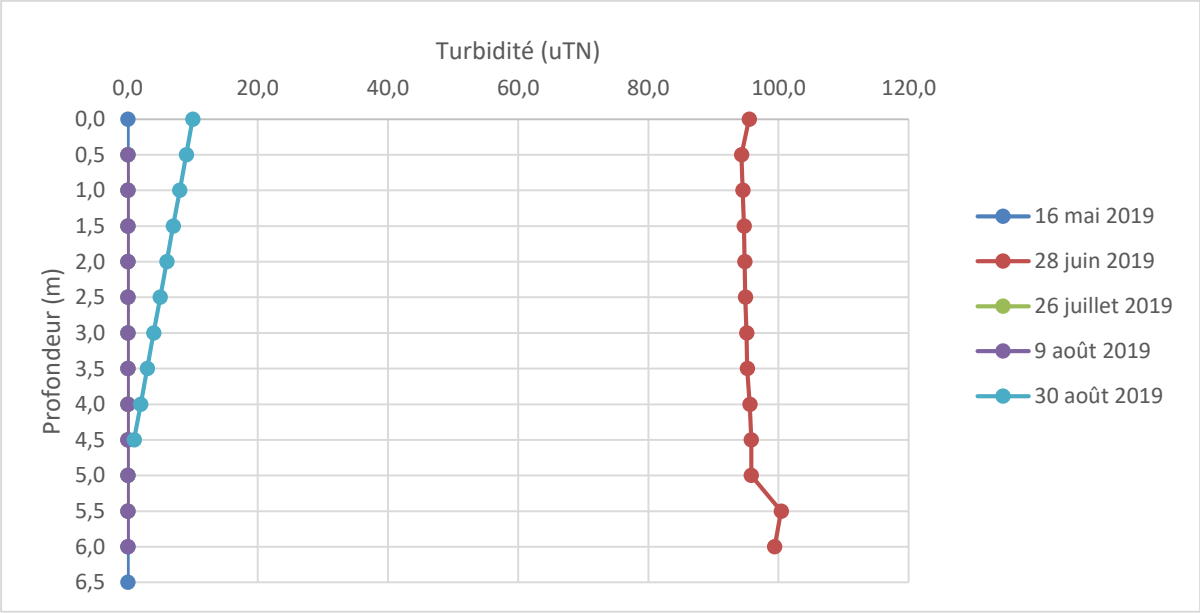

Figure 25: Turbidité (UTN) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage.

D'après les mesures, il est possible de supposer que la turbidité naturelle du lac Bégon soit sous 50 uTN, puisque la médiane est de zéro uTN. Par conséquent, des augmentations de turbidité supérieures à 5 uTN seraient jugées comme pouvant affecter la protection des activités récréatives et de l'esthétique (tableau 6). Pendant presque la totalité de la période d'échantillonnage, les valeurs de turbidité mesurées étaient nulles. Seule la valeur de turbidité en surface le 30 août ainsi que celles mesurées le 28 juin semblent refléter une augmentation de plus de 5 UTN.

4.2.7 Azote total

De mai à juillet, les concentrations en azote total ont varié entre 100 µg/L et 140 µg/L (figure 26). Le 16 mai, la concentration en azote total est plus élevée en surface (130 µg/L à 0,5 m) et diminue vers le fond (100 µg/L à 3,0 m et 5,5 m). Le 28 juin et le 26 juillet, les valeurs sont semblables à celles mesurées au milieu de la colonne d'eau (120 µg/L à 3,0 m), mais diffèrent en surface (0,5 m) et en profondeur (110 µg/L en juin et 120 µg/L en juillet). Les concentrations en azote total les plus élevées ont été enregistrées le 9 août, où les valeurs étaient supérieures à 180 µg/L sur toute la colonne d'eau. Le 30 août, les concentrations en azote étaient de 140 µg/L en surface (0,5 m) et 130 µg/L au fond du lac (4,0 m).

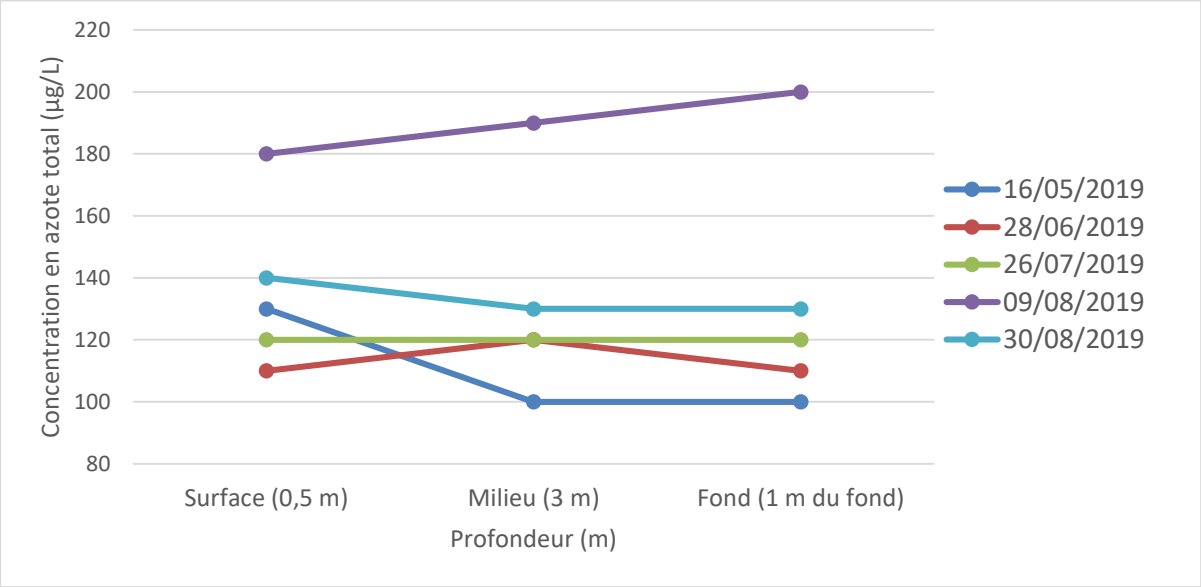

Figure 26: Concentration en azote total (mg/L) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée en laboratoire à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage.

En juillet et août les conditions environnementales étaient similaires, c'est-à-dire un plus faible volume d'eau en raison de la crue et une forte production primaire et secondaire. La seule différence est météorologique; en juillet les mesures ont été prises par temps sec et le 9 août en temps de pluie. Le ruissellement des nutriments pourrait donc être la cause d'un apport en azote (tableau 10 ; Ganbazo, 1991). Le 30 août, l'échantillonnage a été précédé de 24 heures sans pluie. Il se peut alors que la diminution de la concentration en azote total, qui comprend l'azote d'origine organique (ADN, protéines, etc.) soit causée par le fait que celui-ci ait été assimilé par le phytoplancton (Axler et *al.*, 1981), qui à cette a en majorité (toutes sauf les algues bleu-vert) quitté la colonne d'eau en raison de la diminution de la photopériode.

Comme les concentrations en azote total varient entre 100 µg/L et 200 µg/L, la médiane est inférieure à 350 µg/L, ce qui qualifierait ce lac Bégon d'oligotrophe (tableau 4).

4.2.8 Phosphore total

Les concentrations en phosphore total sont assez semblables en surface (0,5 m) pour les trois premiers mois d'échantillonnage (mai, juin, juillet), soit entre 4,70 µg/L et 5,40 µg/L et une moyenne de 4,55 µg/L (figure 27). Le milieu de la colonne d'eau (3,0 m) est la profondeur où on observe les plus grandes variations de concentration en phosphore total; on observe des pics en juin (13,00 µg/L) et juillet (11,00 µg/L). Les concentrations moyennes au centre de la colonne d'eau sont de 5,53 µg/L et en profondeur de 5,40 µg/L.

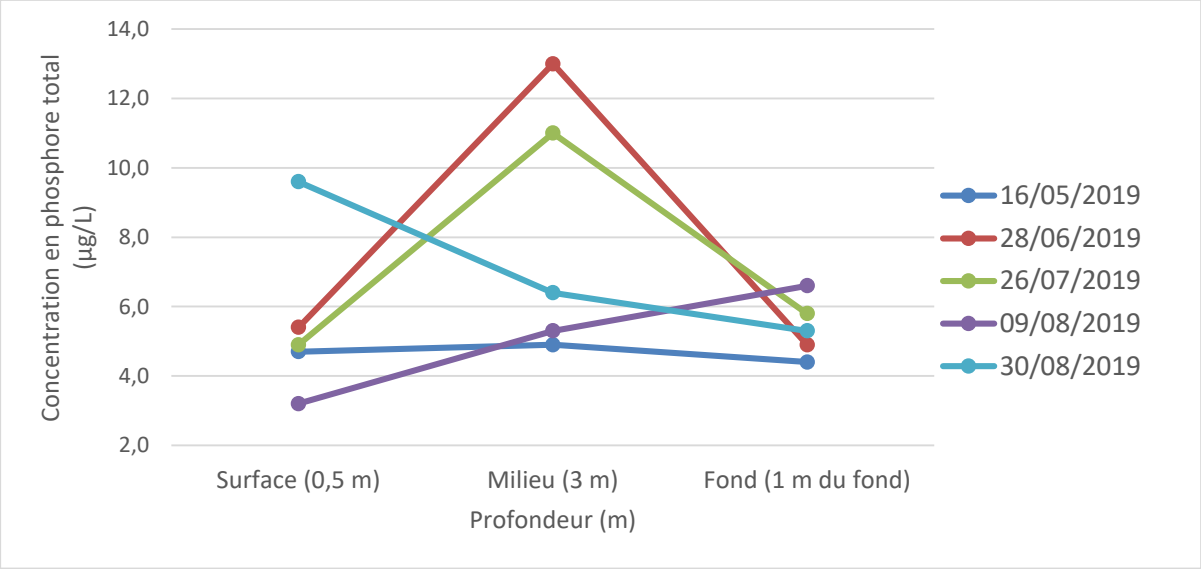

Figure 27: Concentration en phosphore total (µg/L) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée en laboratoire à chaque date d'échantillonn0age. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillonnage.

Les concentrations de phosphore total semblent varier en fonction du temps; au printemps elles étaient faibles, puis ont augmenté au début de l'été pour graduellement redescendre vers la fin août, ce qui peut être expliqué par la croissance des végétaux. Les concentrations en phosphore total ç cette date concordent avec une augmentation de la concentration en chlorophylle α à la même profondeur (3,0 m ; figure 28), ainsi qu'une légère hausse de la concentration en algues bleu-vert (figure 29). En effet, au milieu de l'été, les conditions sont plus favorables à la production primaire (température de l'eau, disponibilité des nutriments, durée de la photopériode), ce qui induit également une plus grande production secondaire et donc une production accrue de matière décomposable phosphatée

provenant des résidus végétaux et des déjections animales (Blais et Patoine, 1998). Également, la concentration en phosphore semble inversement proportionnelle au volume d'eau du lac; les concentrations en phosphores sont devenues plus élevées en étiage et étaient plus basses lors de la crue printanière et des pluies fin août.

Le phosphore est présent à l'état naturel dans l'eau (lessivage des roches, drainage forestier, érosion des sols, excréments d'animaux, etc.). Les concentrations en milieu naturel varient normalement entre 5,0 et 15,0 µg/L (Blais et Patoine, 1998), intervalle dans lequel les valeurs mesurées au lac Bégon se situent. Cela indique que les variations observées ne seraient pas d'origine anthropique (Blais et Patoine, 1998).

Selon les critères pour la protection des cours d'eau et limitation de la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques (processus d'eutrophisation), ainsi que pour la protection des activités récréatives et de l'esthétique, une augmentation maximale de 50% par rapport à la concentration naturelle est suggérée, sans dépasser 0,01 mg/L si elle est naturellement sous ce seuil et sans dépasser 0,02 mg/L si elle se situe entre 0,01 et 0,02 mg/L (tableau 6). Dans le cas présent, comme la concentration naturelle est inconnue, les valeurs mesurées ne peuvent être analysées selon ce critère. Il est toutefois possible d'examiner la moyenne des concentrations en phosphore total en surface afin d'estimer l'état trophique du lac Bégon (figure 14). Cette valeur étant de 5,6 µg/L, le lac Bégon serait classé comme oligotrophe (figure 14).

4.2.9 *Chlorophylle α*

De manière générale, les concentrations en chlorophylle α mesurées par la sonde multiparamètres sont stables sur l'ensemble de la colonne d'eau, demeurant sous les 1,80 µg/L (figure 28). Seulement 9,83% des données dépassent cette valeur. Le 16 mai, les valeurs se situent entre 0,64 µg/L et 1,23 µg/L. Le 16 mai, les valeurs se situent entre 0,64 µg/L et 1,23 µg/L et on observe une valeur de 7,27 µg/L à proximité du fond (6,5 m), qui pourrait être expliquée par un potentiel brassage de sédiments. Dans la colonne d'eau, quelques pics de concentration sont visibles en juin et fin août. En juin, la concentration en chlorophylle α a augmenté jusqu'à 17,08 µg/L (3,0 m) pour ensuite redescendre à 14,00 µg/L (3,5 m). Le 26 juillet et le 9 août, la quantité de chlorophylle α est faible, les valeurs avoisinant des concentrations ne dépassant pas 1,26 µg/L (9 août). Le 30 août, le même patron de variation peut être observé, mis à part un pic d'abondance (6,40 µg/L) à 5,0 m de profondeur, soit près du fond, indiquant un possible brassage de sédiments.

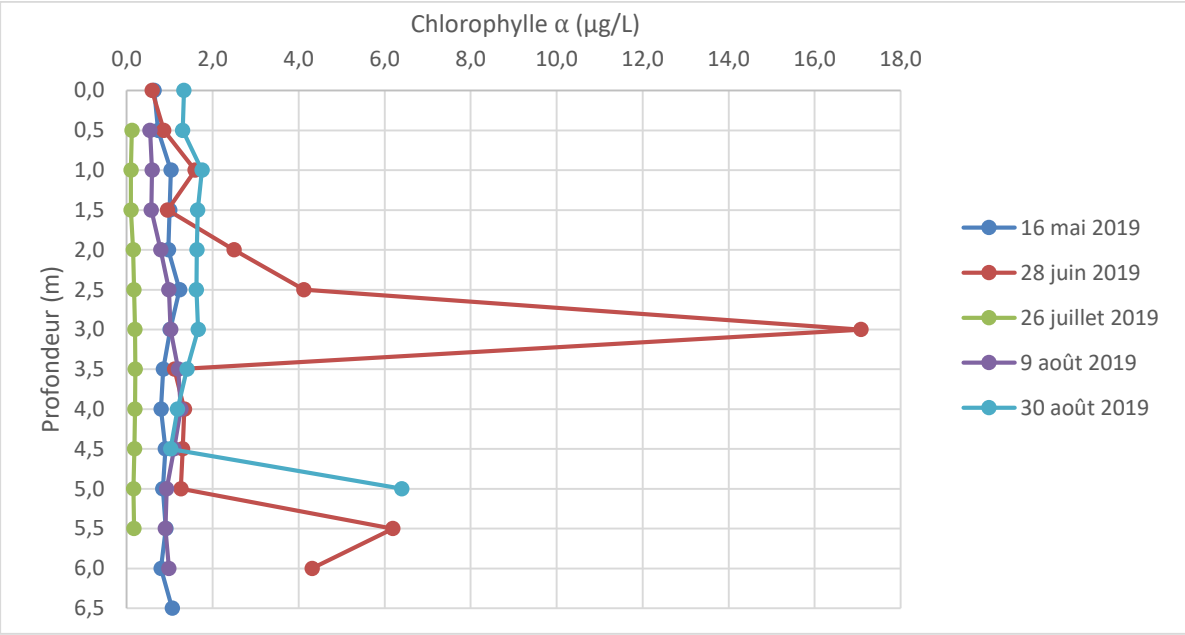

Figure 28: Concentration en chlorophylle α (µg/L) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date d'échantillon.

La forte concentration en chlorophylle α observée à 3,0 m de profondeur le 28 juin semble liée à la concentration en phosphore total, qui a connu un pic au même endroit et même moment. En effet, une augmentation de la concentration en phosphore total, nutriment essentiel à l'activité photosynthétique, augmente la productivité et la biomasse végétale et algale (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2004). Au cours de la période d'échantillonnage, les courbes de concentration en phosphore total et en chlorophylle α semblent suivre la même tendance. Donc, il est normal d'observer un couplage entre la concentration en phosphore total et la concentration en chlorophylle α.

Suite aux calculs de la moyenne des concentrations en phosphore total en surface pour chacune des dates, on obtient une valeur de 0,62 µg/L, ce qui classerait le lac Bégon comme étant ultra-oligotrophe (figure 14).

Le laboratoire de la Ville de Québec a également mesuré la concentration en chlorophylle α pour des échantillons récoltés à trois profondeurs différentes pour chaque date d'échantillonnage, à l'exception du 26 juillet. « On peut voir que les concentrations en chlorophylle α, mesurées par le laboratoire de la Ville de Québec, sont plus faibles que celles mesurées par la sonde. » Afin de vérifier l'acuité des mesures faites par la sonde multiparamètres, une comparaison des valeurs moyennes de surface a été effectuée (tableau 8). Selon les valeurs mesurées par le laboratoire de la Ville de Québec, la moyenne de la concentration en chlorophylle α en surface serait de 0,97 µg/L, ce qui se classerait également le lac Bégon comme étant ultra-oligotrophe (figure 14).

Tableau 8: Données de la sonde et du laboratoire de la Ville de Québec.

	16 mai	28 juin	9 août	30 août
Laboratoire Surface (0,5 m)	0,30 µg/L	1,70 µg/L	0,79 µg/L	1,10 µg/L
Sonde surface (0,5 m)	0,73 µg/L	0,86 µg/L	0,54 µg/L	1,30 µg/L

4.2.10 Algues bleu-vert

La concentration en algue bleu-vert la plus faible a été observée le 16 mai avec des concentrations de 0 cellule/mL et de 1 cellule/mL à 6,5 m de profondeur (figure 29). Les concentrations les plus élevées ont été observées le 30 août (de 252 à 263 cellules/mL). Le 28 juin, on observe un pic de concentration à 6,0 m de profondeur, variant entre 82 et 111 cellules/mL. Le 26 juillet, c'est plutôt vers la surface qu'on observe une concentration plus importante de 40 cellules/mL (0,5 m) et de 15 cellules/mL (2,5 m). Le 9 août, la colonie d'algues bleu-vert semble se situer à 2,0 m de profondeur, avec une concentration de 102 cellules/mL.

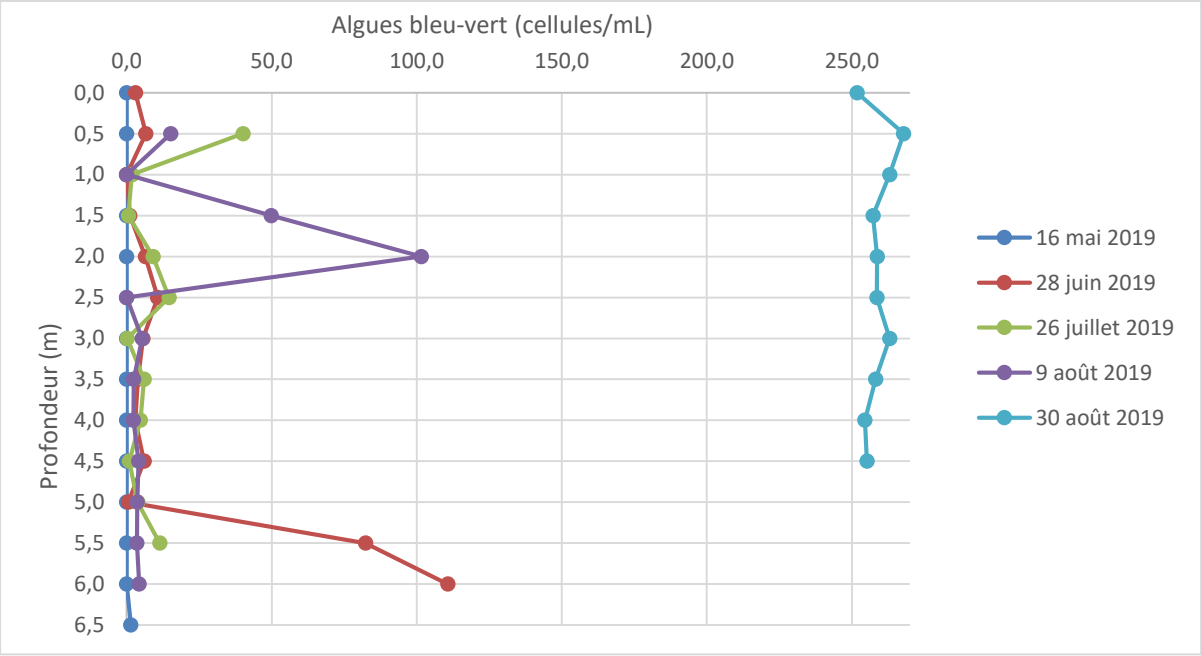

Figure 29: Concentration en algues bleu-vert (cellules/mL) de l'eau du lac Bégon en fonction de la profondeur (m) mesurée par la sonde multiparamètres à chaque date d'échantillonnage. Chaque point représente une valeur mesurée et chaque courbe représente une date.

Les concentrations plus élevées en algues bleu-vert dans les couches d'eau superficielles (entre 0,0 et 2,5 m de profondeur) sont probablement liées à plus grande disponibilité de la lumière sous toutes ses longueurs d'ondes. De plus, plusieurs espèces d'algues bleu-vert sont capables de se déplacer dans la colonne d'eau, ce qui favorise leur accès à la lumière et aux sources de nutriments tout en évitant la

prédation. Elles peuvent donc être actives sur un plus grand intervalle de profondeur, ce qui explique leur présence jusqu'à 2,5 m.

On observe de plus grandes concentrations en algues bleu-vert en juillet et août, qui sont typiquement les mois liés à une plus grande photopériode et une plus grande disponibilité de nutriments (Warren, 2011). En effet, on remarque un pic de concentration en phosphore total à 3,0 m de profondeur le 30 août, date à laquelle les plus grandes concentrations en algues bleu-vert ont été observées (figure 27). Les algues bleu-vert pouvant fixer l'azote atmosphérique, c'est le phosphore qui devient l'élément limitant pour ces organismes, qui se trouvent alors favorisés par rapport aux autres organismes photosynthétiques en conditions d'augmentation de la concentration en phosphore.

Finalement, la concentration maximale suggérée pour la protection des activités récréatives est celle à partir de laquelle il est possible de déclarer une floraison d'algues bleu-vert, soit 20 000 cellules/mL (tableau 6). Lors de la période d'échantillonnage, aucune des concentrations n'a dépassé ce seuil, le maximum mesuré étant de 268 cellules/mL (30 août à 0,5 m de profondeur).

4.2.11 État trophique du lac Bégon

Le tableau 9 présente les valeurs mesurées dans les couches de surface (0,5 m de profondeur) pour chacune des variables ayant un impact sur l'état trophique, à chaque date d'échantillonnage, ainsi que leur moyenne. Les données proviennent des échantillons analysés par le laboratoire de la Ville de Québec à l'exception de la valeur de concentration en chlorophylle α du 26 juillet, qui n'avait pas été mesuré par le laboratoire. La valeur prise à l'aide de la sonde multiparamètres a donc été utilisée pour cette date.

Tableau 9 : Moyenne des valeurs mesurées en surface pour chacune des variables permettant d'estimer l'état trophique du lac Bégon.

Date	Variables		
	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle α (µg/L)	Transparence (m)
16 mai 2019	4,7	0,73	6,5
28 juin 2019	5,4	0,86	5,5
26 juillet 2019	4,9	0,12	5,0
9 août 2019	3,2	0,54	5,5
30 août 2019	9,6	1,30	4,5
Moyenne	**5,6**	**0,62**	**5,4**

Selon la moyenne de concentration de surface en phosphore total (5,56 µg/L), le lac Bégon serait classé comme oligotrophe (figure 30). La concentration moyenne de surface en chlorophylle α (0,62 µg/L) suggèrerait, quant à elle un état ultra-oligotrophe. Selon la moyenne de surface de la transparence de l'eau (5,4 m), le lac Bégon serait oligo-mésotrophe. Cependant, le diagramme ne tient pas compte de la profondeur totale d'un lac, ni de la proportion de la colonne d'eau qui est transparente. Comme la majeure partie du temps la totalité de la colonne d'eau du lac Bégon était visible, cela suggérerait plutôt un état oligotrophe, voire même ultra-oligotrophe. La concentration moyenne de surface en azote total (136 µg/L) étant inférieures à 350 µg/L (tableau 6, figure 26), elle suggère un état oligotrophe.

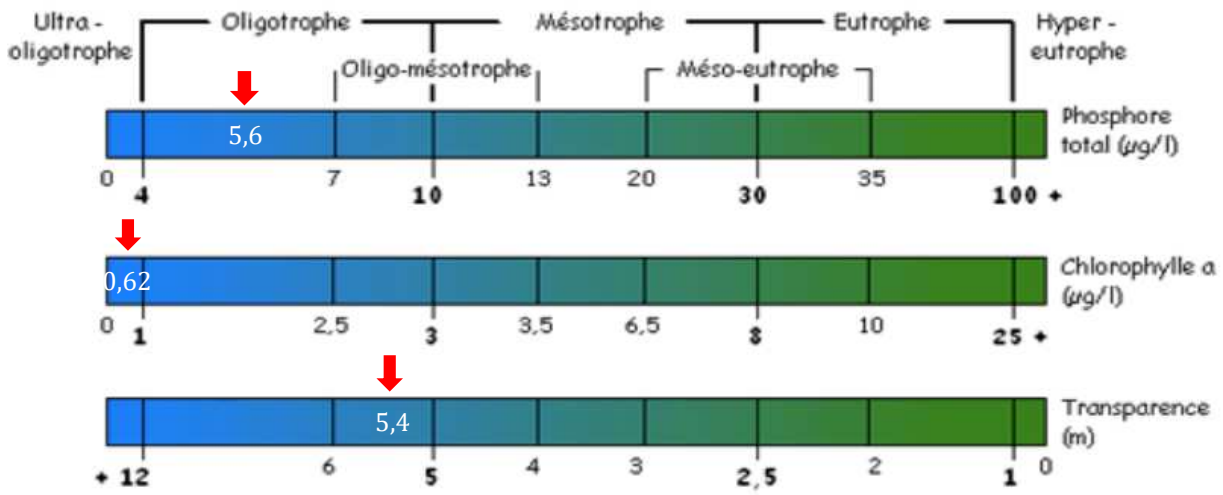

Figure 30 : Classes de niveau trophique des lacs pour le phosphore total, la chlorophylle α et la transparence de l'eau (MELCC, 2019j) et les valeurs moyennes de surface obtenues avec les échantillons d'eau du lac Bégon.

Considérant toutes ces valeurs, il est possible d'émettre l'hypothèse selon laquelle l'état trophique du lac Bégon serait ultra-oligotrophe à oligotrophe.

5. Qualité de l'eau et influence du tributaire du lac Bégon sur son état de santé

5.1 Méthodologie

5.1.1 *Échantillonnage*

Afin de dresser un portrait d'ensemble sur la qualité de l'eau du lac Bégon et pour savoir si la qualité de l'eau du tributaire a une influence sur celle du lac, l'eau de la rivière des Sept Ponts a été échantillonnée.

Premièrement, la station d'échantillonnage a été localisée à une distance suffisante du lac pour éviter son influence, en demeurant toutefois le plus près possible de l'embouchure (figure 9). L'échantillonnage du tributaire déroulé sur cinq sorties entre le premier redoux du mois de mars et le mois d'août. Parmi ces échantillonnages, quatre sorties ont été effectuées par temps de pluie (minimum de 2 mm de pluie dans les deux journées précédentes) et une sortie par temps sec (étiage, normalement mi-juillet/début août). Il est à noter que seules les données récoltées en saison estivale (mai à octobre) peuvent être utilisées pour le calcul de l'IQBP (section 5.1.2). Le tableau 10 présente les variables mesurées lors des échantillonnages du tributaire du lac Bégon ainsi que les méthodes utilisées pour leur mesure.

Tableau 10 : Variables mesurées pour l'analyse de la qualité de l'eau de la rivière des Sept Ponts et méthode utilisée.

Variable	Méthode	
Concentration en phosphore total trace (µg/L)	Laboratoires de la Ville de Québec	ILQ-Ptotal-AA/SE§
Concentration en chlorophylle α (µg/L)		ILQ-CHLA-AA/SE§
Concentration en chlorures (mg/L)		ILQ-Chlorures-AA/SE§
Concentration en azote total (µg/L)		ILQ-NT
Concentration en azote ammoniacal (mg/L)		ILQ-NH3-AA/SE§
Concentration en nitrites et nitrates (mg/L)		ILQ-NO2+NO3-AA/SE§
Concentration en matières en suspension (mg/L)		ILQ-MES/SE§
Concentration en coliformes fécaux et totaux (UFC/100mL)		MLQ-Coli fécaux/CA§
Couleur vraie (UCV)		*ND*
Profondeur (m)	Sonde multiparamètres Manta2 Sub 3.5	
Température (°C)		
pH		
Conductivité (µS/cm)		
Saturation en oxygène (%)		
Turbidité (UTN)		
Chlorophylle α (µg/L)		
Concentration en algues bleu-vert (cellules/mL)		

D'abord, une prise de mesures à l'aide de la sonde multiparamètres (*Manta 2 Sub 3.5*) a été effectuée. Ensuite, la récolte d'échantillons pour les analyses en laboratoire a été effectuée à l'aide d'une perche au bout de laquelle est fixée un récipient de plastique (figure 31).

Figure 31 : Échantillonnage du tributaire.

Le récipient était préalablement rincé et son contenu déversé en aval à trois reprises avec l'eau de la rivière afin d'éviter toute contamination (Hébert et Légaré, 2000). Ensuite, le contenant a été immergé dans son entièreté à profondeur suffisante pour éviter l'eau de surface, sans toutefois être trop près du lit du cours d'eau afin d'éviter la remise en suspension de sédiments. Au passage les débris et des grosses particules ont également été évités (Hébert et Légaré, 2000). Une fois le récipient rempli, il a été transvidé dans les bouteilles prévues à cet effet, pour être ensuite acheminées au laboratoire de la Ville de Québec en étant maintenus à une température de 4°C et gardés à l'abri du soleil (Hébert et Légaré, 2000).

5.1.2 Analyse des variables

L'analyse des variables s'est effectuée à l'aide de huit des dix paramètres suggérés pour le calcul de l'indice de la qualité bactériologique et physico-chimique ($IQBP_8$), ainsi que les intervalles de chacune des classes de celui-ci (tableau 11).

Tableau 11 : Intervalles des classes de qualité de l'eau pour chaque variable selon l'Indice de qualité bactériologique et physico-chimique.

Variables	Classes				
	A	B	C	D	E
Coliformes fécaux (UFC/100ml)	≤ 200	201 - 1000	1001 - 2000	2001 – 3500	>3500
Phosphore total (mg/L)	≤ 0,030	0,031 – 0,050	0,051 – 0,100	0,101 – 0,200	>0,200
Azote ammoniacal (mg/L)	≤ 0,23	0,24 – 0,50	0,51 – 0,90	0,91 – 1,50	>1,50
Nitrites et nitrates (mg/L)	≤ 0,50	0,51 – 1,00	1,01– 2,00	2,01 – 5,00	>5,00
pH	6,9 – 8,6	6,5 – 6,8 ou 8,7 – 9,0	6,2 – 6,4 ou 9,1 – 9,3	5,8 – 6,1 ou 9,4 – 9,6	< 5,8 ou > 9,6
Matières en suspension (mg/L)	≤11	12– 13	14– 24	25– 41	>41
Turbidité (UTN)	≤ 2,3	2,4 – 5,2	5,3 – 9,6	9,7 – 18,4	>18,4
Saturation en oxygène dissous (%)	88 – 124	80 – 87 ou 125 - 130	70 – 79 ou 131 – 140	55 – 69 ou 141 – 150	< 55 ou > 150
Chlorophylle α totale (mg/L)	≤ 5,70	5,71 - 8,60	8,61 - 11,10	11,11 - 13,90	>13,90

Tout d'abord, la médiane de chaque descripteur (variable) a été calculée. Par la suite, l'étendue des valeurs de chaque descripteur est représentée par un graphique du type « boîte à moustaches » (*boxplot*), dans lequel le descripteur se trouve sur l'axe des abscisses (X) et le sous-indice adimensionnel, ayant une valeur entre 0 et 100, sur l'axe des ordonnées (Y), tel que déterminé par une courbe d'appréciation de référence (Hébert, 1997).

Le sous-indice le plus faible parmi tous les descripteurs détermine à ce moment l'Indice de Qualité Bactériologique et Physico-Chimique de son groupe (groupé par station ou par date, dans le cas groupé par date puisqu'une seule station a été échantillonnée). Le descripteur déterminant l'IQBP est appelé « descripteur limitant », car il est le paramètre limitant l'amélioration de la qualité de l'eau. Finalement, une fois l'IQBP calculé, il est possible de connaître la qualité générale de l'eau en fonction des différentes classes qui sont reliées aux usages tels que la baignade, l'approvisionnement à des fins de consommation, etc. (tableau 12 ; Hébert, 1997).

Tableau 12 : Cinq classes de l'Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique. (Source : Hébert, 1997)

Classe	Qualité	Usages
A (80 – 100)	Bonne	Permet généralement tous les usages, y compris la baignade
B (60 – 79)	Suffisante	Permet généralement la plupart des usages
C (40 – 59)	Douteuse	Certains usages risquent d'être compromis
D (20 – 39)	Mauvaise	La plupart des usages sont compromis
E (0 – 19)	Très mauvaise	Tous les usages risquent d'être compromis

5.2 Résultats

Cette section relate les résultats et l'analyse des différents paramètres étudiés dans la rivière des Sept Ponts à l'embouchure du lac Bégon. La dernière sous-section aborde l'impact du tributaire sur la qualité de l'eau du lac Bégon.

5.2.1 Conditions météorologiques

Les échantillonnages se sont déroulés sur 5 sorties, à raison d'une en mars lors du redoux et une par mois de mai à août. La seule sortie s'étant effectuée par temps sec est celle du 26 juin, qui corresponds à l'étiage (tableau 13, figure 32). La journée d'échantillonnage comportant le moins de précipitations au total la journée même ainsi que les 2 journées précédentes est le 26 juillet (0,0 mm de pluie au total, étiage) et celle en comportant le plus est le 28 juin (42,1 mm de pluie au total). La journée d'échantillonnage la plus froide était le 15 mars (6,1 °C) et la plus chaude le 26 juillet (22,0 °C).

Tableau 13: Température ambiante et précipitations lors des journées d'échantillonnage ainsi que lors des deux journées précédentes (Source : MELCC, 2019e).

Date	Température moyenne (°C)	Précipitations sous forme de pluie (mm)	Conditions météorologiques
13 mars 2019	-3,9	0,0	
14 mars 2019	2,5	1,6	
15 mars 2019	6,1	6,1	Pluie
19 mai 2019	10,7	10,6	
20 mai 2019	11,2	2,7	
21 mai 2019	10,9	0,0	Pluie
26 juin 2019	21,6	18,1	
27 juin 2019	21,4	7,8	
28 juin 2019	20,7	16,2	Pluie
24 juillet 2019	17,8	0,0	
25 juillet 2019	19,0	0,0	
26 juillet 2019	22,0	0,0	Sec / étiage
7 août 2019	23,5	11,1	
8 août 2019	23,0	4,2	
9 août 2019	20,4	0,7	Pluie

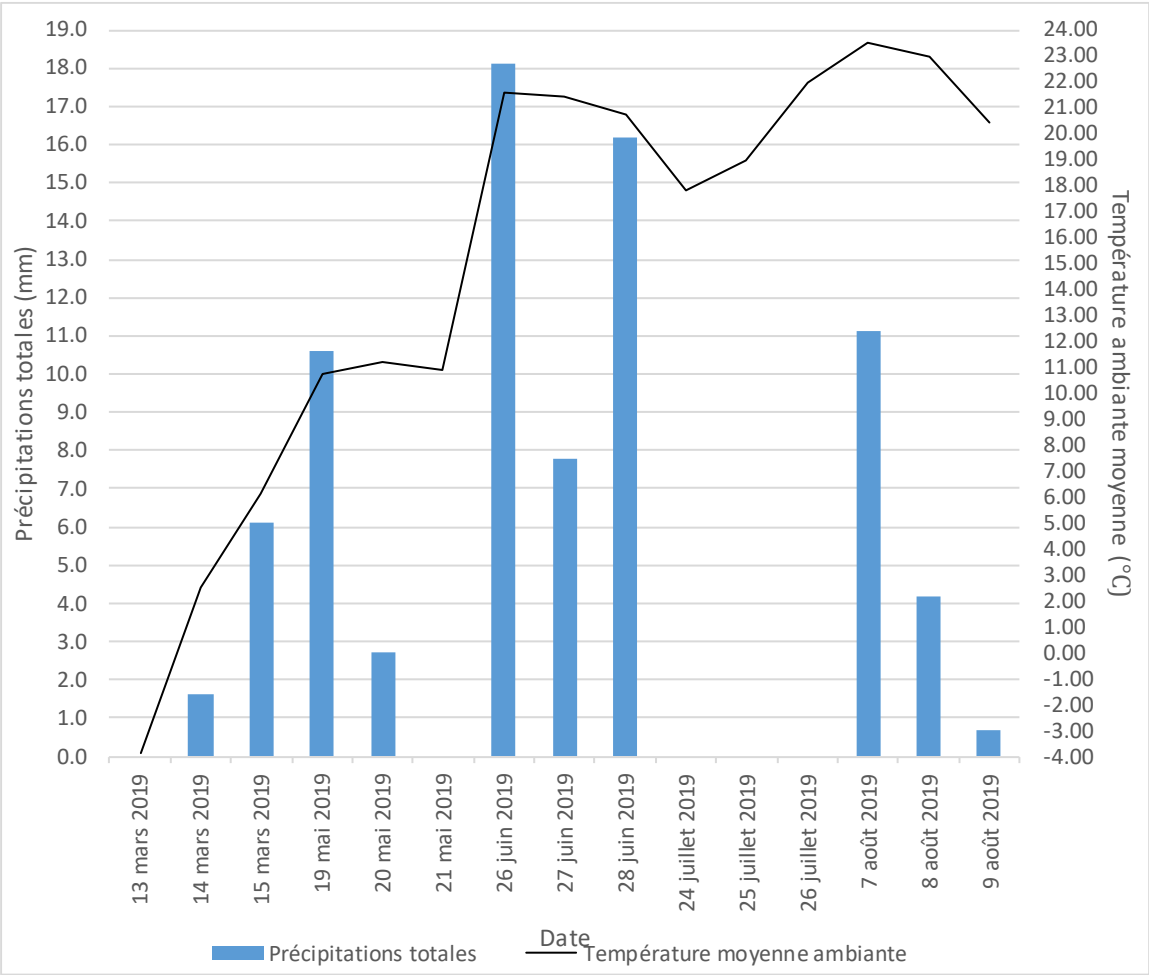

Figure 32 : Température ambiante moyenne (courbe) et précipitations totales journalières (barres) pour chaque journée d'échantillonnage du lac Bégon (marquées par une étoile) ainsi que les deux journées antérieures.

5.2.2 Température et oxygène dissous

La médiane des températures de l'eau du tributaire du lac Bégon est de 8,50 °C (figure 33). C'est le 15 mars qu'on observe la température la plus faible (1,20 °C) et le 26 juillet la température la plus élevée (10,75 °C). Le premier quartile est de 7,95 °C et le troisième quartile est de 10,06 °C. L'intervalle interquartile, qui représente 50 % des données, est de 2,11 °C. Donc, la moitié des températures se situent entre 8 et 10°C. Il n'y a aucune valeur extrême.

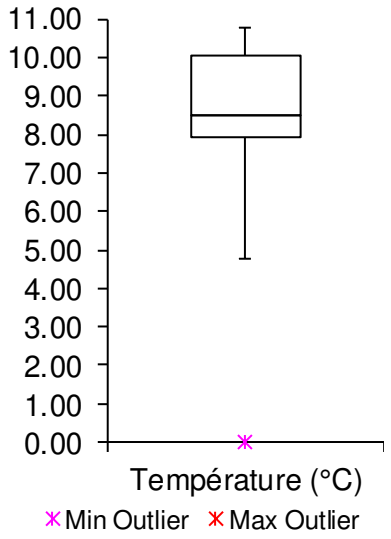

Figure 33: Étendue des valeurs de température (°C) de l'eau du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage.

La médiane des valeurs de saturation en oxygène dissous est de 86,35% (figure 34), ce qui signifierait que le taux d'oxygène est excellent pour la plupart des organismes d'eau courante (G3E, 2013). Le premier quartile est de 82,80 % et le troisième est de 88,03 % et l'intervalle interquartile est de 5,23 %. La valeur la plus faible (74,10 %) a été mesurée le 28 juin et la valeur la plus élevée (91,10 %) a été mesurée en mai, ce qui peut être expliqué en partie par la capacité de dissolution des gaz qui augmente avec la diminution de la température (Villeneuve, Légaré, Painchaud et Vincent, 2005).

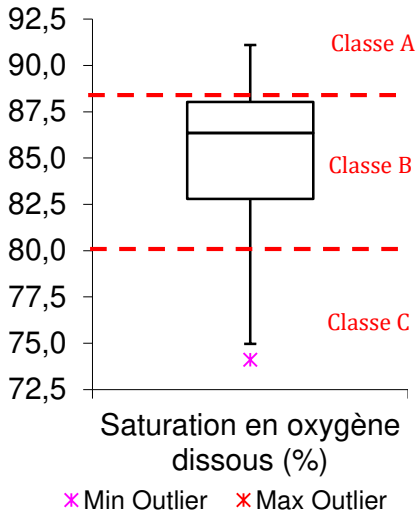

Figure 34: Étendue des valeurs de saturation en oxygène dissous (%) de l'eau du tributaire du lac Bégon, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. Les lignes pointillées représentent les intervalles des classes suggérées par l'IQBP.

Toutefois, une partie des variations saisonnières (soit les mesures plus élevées en juillet et en août qu'en juin) peut être expliquée par la saison optimale de croissance végétale et de production photosynthétique, qui se déroule normalement durant la période d'étiage (mi-juillet à mi-août) et

correspond à un allongement de la photopériode et des températures ambiantes. Ces dernières accélèrent la vitesse des réactions métaboliques et la première augmente la durée de la photosynthèse par jour, ce qui peut résulter en une forte production d'oxygène. À l'inverse, en juin la température de l'eau permet une meilleure dissolution des gaz, mais c'est également le moment où la matière organique apportée par les crues printanières est décomposée. En effet, on remarque que durant les deux jours précédents, 26 mm de pluie sont tombés et 16,2 mm la journée même de l'échantillonnage (figure 16). De plus, en juin la saison de production primaire n'est pas optimale en raison de la photopériode qui reste relativement courte et des températures plus froides qui réduisent la vitesse des réactions métaboliques de photosynthèse (Villeneuve, Légaré, Painchaud et Vincent, 2005).

Afin de respecter les critères de protection de la vie aquatique (effet chronique), la saturation en oxygène dissous doit être supérieure à 54,0 % lorsque la température de l'eau varie entre 5,00 °C et 15,00 °C (tableau 6 ; figure 32). Dans le cas présent, même la plus faible valeur de saturation en oxygène dissous (74,1 %) est 20 % plus élevée que le seuil minimal suggéré (figure 32). Selon les classes de l'IQBP, la majorité des données se trouvent dans la classe A (bonne) et B (suffisante). Seule la valeur la plus faible (74,1%) se trouve dans la classe C (douteuse) (tableaux 7 et 8).

5.2.3 *pH*

Les valeurs de pH sont égales ou supérieures à la neutralité pour l'ensemble des dates d'échantillonnage (figure 35). La valeur de pH la plus basse (7,00) et a été notée le 15 mars. Le 21 mai, le pH est à peine supérieur de 0,3 unité. Les deux valeurs les plus élevées sont le 28 juin (8,85) et le 9 août (8,77). Au mois de juillet (7,79), on observe une baisse de pH par rapport au mois de juin.

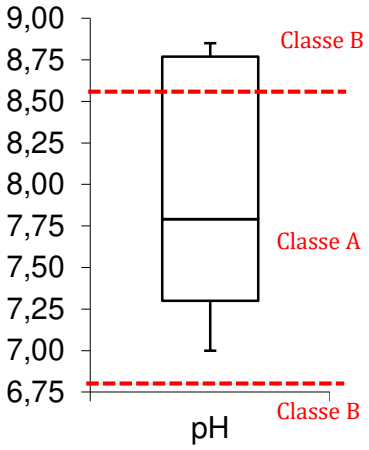

Figure 35: Étendue des valeurs de pH de l'eau du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage. Les lignes pointillées représentent les intervalles des classes suggérées par l'IQBP.

Le pH était proche de la neutralité en juin, puis est graduellement devenu plus basique au cours de l'été. Cela peut s'expliquer par l'activité photosynthétique, qui en consommant le CO_2 soustrait du milieu aquatique l'acide carbonique, rendant le milieu plus alcalin. En juillet, il s'est acidifié légèrement, puis est revenu à des valeurs plus basiques en août. La diminution du volume d'eau dans la rivière en période d'étiage réduit la profondeur de la rivière, ce qui peut emmener une proximité accrue de la surface avec le benthos et même une remise en suspension des sédiments. Le benthos étant le lieu de l'accumulation et de la décomposition de la matière organique, processus qui produit du CO_2 et de l'acide carbonique, il est alors probable d'observer une baisse des valeurs de pH en dépit de l'activité photosynthétique.

Comparativement aux valeurs naturelles des autres rivières du bouclier canadien, le pH de l'eau de la rivière des Sept Ponts en amont du lac Bégon est assez basique, avec une médiane de 7,80. Le socle rocheux dans le bassin versant est relativement proche de la surface du sol (dépôts de surface de faible épaisseur d'origine fluvio-glaciaire), l'exposant donc à l'érosion par l'eau de ruissellement et les eaux souterraines. Sa composition (minéraux feldspathiques, section 2.4) peut alors avoir un impact sur la composition chimique de l'eau qui y circule et pourrait expliquer pourquoi le pH de l'eau est plutôt basique (Moukhsil et Côté, 2017).

Toutes les valeurs de pH sont comprises dans l'intervalle de valeurs suggérées pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) (6,5 à 9,0, tableau 6). La majorité des valeurs sont comprises dans la classe A de l'IQBP (tableau 8), hormis celles mesurées le 28 juin et le 9 août (classe B).

5.2.4 Ions chlorures et conductivité

La concentration la plus élevée en ions chlorures est celle mesurée le 15 mars (2,00 mg/L, figure 36). Elle a diminué au fil de l'été pour se stabiliser autour de 0,40 mg/L. Le premier quartile correspond à 0,33 mg/L et le troisième à 1,00 mg/L. L'intervalle interquartile est alors de 0,57 mg/L. La médiane est 0,44 mg/L.

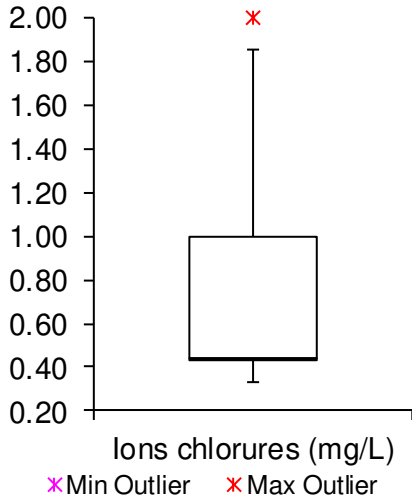

Figure 36: Étendue des concentrations en ions chlorures (mg/L) de l'eau le tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage.

Ces valeurs étant très faibles, cela indiquerait qu'il n'y aurait pas d'apports externes d'origine anthropique. Elles seraient alors plutôt d'origine naturelle (Morin et al., 1984). Le seuil critère maximum pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) est de 250,00 mg/L et de 230,00 mg/L pour la protection de la vie aquatique (effet chronique). Les valeurs sont largement sous ce seuil (tableau 6).

La valeur de conductivité la plus élevée a été mesurée le 15 mars (26,0 µS/cm, figure 37) et la plus faible (19,1 µS/cm) le 21 mai. Ensuite, les valeurs de conductivité ont augmenté graduellement chaque mois suivant (juin, juillet, août), correspondant respectivement au premier quartile (23,3 µS/cm), à la médiane (24,5 µS/cm) et au troisième quartile (24,9 µS/cm ; figure 34).

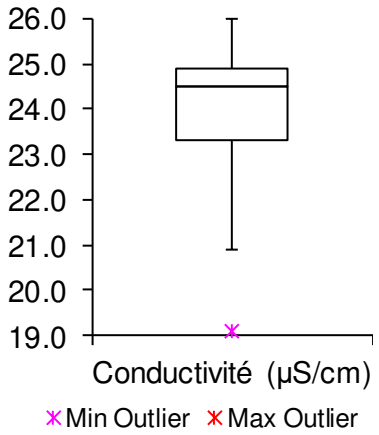

Figure 37: Étendue des valeurs de conductivité (µS/cm) de l'eau du le tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage.

La conductivité est une variable intrinsèquement liée à la concentration en ions chlorures, qui est proportionnelle à celle-ci en raison de la polarité des ions. Toutefois, la conductivité mesurée dans la

rivière des Sept Ponts semble avoir été affectée par d'autres composantes de l'environnement, car elle ne varie pas de la même manière au fil du temps ; alors que les concentrations en ions chlorures se sont stabilisées à de faibles valeurs en été, les valeurs de conductivité ont augmenté à nouveau pour revenir dans les mêmes valeurs qu'au printemps. Cela pourrait signifier qu'en été, une plus grande proportion de la conductivité est due à la présence d'ions chlorures dans l'eau. Au printemps et à l'automne, cette proportion diminue en raison de l'apport en molécules polaires diverses des eaux de ruissellement

Pour la protection de la vie aquatique (effet chronique), le seuil critère maximal suggéré est de 200,0 µS/cm en eau douce (tableau 6). Les valeurs mesurées dans la rivière des Sept Ponts se situent amplement sous ce seuil.

5.2.5 *Turbidité et matières en suspension*

La valeur de turbidité la plus faible (0,00 UTN) a été mesurée en mai et la plus élevée (0,18 UTN) en mars (figure 38). La médiane est de 0,09 UTN, le premier quartile est à 0,05 UTN et le troisième quartile est à 0,14 UTN. Il est à noter que les autres valeurs de turbidité ayant été mesurées par la sonde (juin, juillet et août) sont considérées comme extrêmes et suggèrent un biais d'échantillonnage par le brassage de sédiments. Elles ont donc été exclues des analyses.

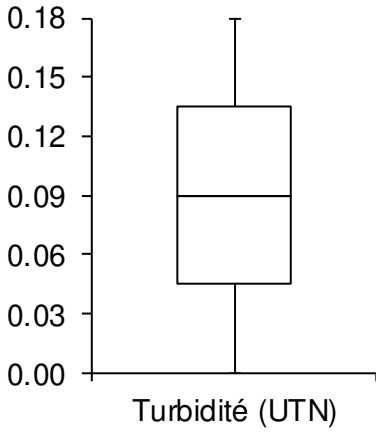

Figure 38: Étendue des valeurs de turbidité (UTN) du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage.

Les valeurs de turbidité mesurées se situent dans l'intervalle de la classe A (« Bonne ») de l'IQBP (tableau 7).

La médiane des concentrations en matières en suspension est de 2,0 mg/mL et est égale au premier et au troisième quartile (figure 39). La seule valeur différente a été mesurée en mai lors des crues printanières, moment auquel la quantité d'eau de ruissellement, qui apporte au passage des

nutriments et de la matière organique, est la plus élevée. Les valeurs de concentration en matières en suspension ne semblent pas avoir été affectées par les biais mentionnés plus haut.

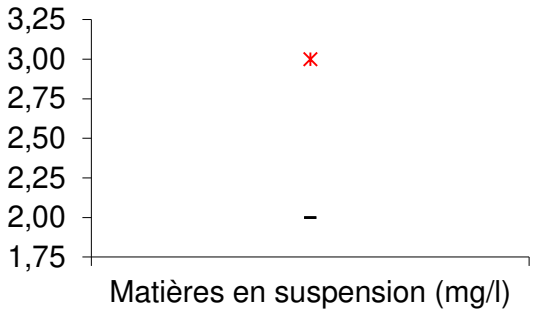

Figure 39: Étendue des valeurs de concentrations en matières en suspension (mg/L) du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage.

Les concentrations de matières en suspension se trouvent toutes sous le seuil de la classe A de l'IQBP (11,0 mg/L, tableau 7).

5.2.6 Azote total, azote ammoniacal et nitrites et nitrates

La concentration la plus faible en azote total a été mesurée le 21 mai (0,10 mg/L) et la plus élevée le 9 août (0,22 mg/L, figure 40). Les valeurs mesurées en juin et en juillet sont les mêmes (0,14 mg/L), ce qui correspond également au premier quartile et à la médiane. Le 15 mars, la concentration en azote total était de 0,15 mg/L, ce qui correspond au troisième quartile.

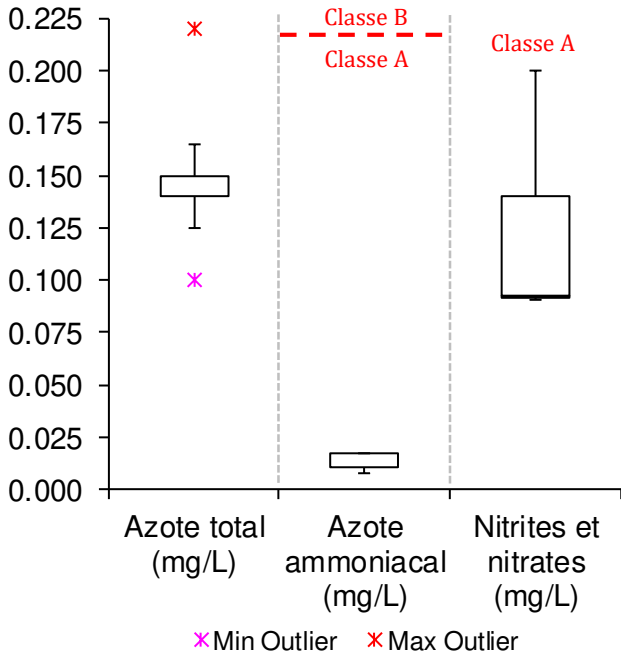

Figure 40: Étendue des concentrations en azote total (mg/L), azote ammoniacal (mg/L) et nitrites et nitrates (mg/L) du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage.

Pour répondre aux critères de protection de l'eau et de la vie aquatique (effets chroniques) et prévenir l'enrichissement du plan d'eau, le seuil critère maximal de concentration en azote total est de 1,00 mg/L (tableau 6). Aucune des valeurs mesurées dans le tributaire du lac Bégon ne dépasse ce seuil.

La concentration en azote ammoniacal était la même pour le 15 mars, le 26 juillet et le 9 août (0,017 mg/L), ce qui correspond également à la médiane, au troisième quartile ainsi qu'à la valeur la plus élevée (figure 40). La valeur la plus faible a été mesurée le 21 mai (0,008 mg/L), puis a augmenté légèrement le 28 juin à 0,011 mg/L (premier quartile).

Le seuil maximal pour la prévention de la contamination de l'eau et pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) est de 0,20 mg/L. Aucune des concentrations en azote ammoniacal mesurée dans la rivière des Sept Ponts ne dépasse ce seuil. De plus, toutes les valeurs se situent sous le seuil de 0,23 mg/L correspondant à la classe A de l'IQBP (tableau 7).

C'est en mai que la concentration en nitrites et nitrates la plus élevée a été mesurée (0,20 mg/L). En mars, elle correspond au troisième quartile (0,14 mg/L). En juin, juillet et août, les concentrations en nitrites et en nitrates ont diminué sous 0,10 mg/L (0,09 mg/L) et sont restées stables, correspondant à la médiane et au premier quartile. Le seuil maximal de concentration en nitrites et nitrates suggéré pour la protection de l'eau et de la vie aquatique (effet chronique) est de 10 mg/L (tableau 6). Les valeurs sont toutes inférieures à cette limite et se situent également sous le seuil correspondant à la classe A de l'IQBP (inférieures à 0,5 mg/L, tableau 7).

En mai, la concentration en azote total a diminué, tandis que celle en nitrites et en nitrates a augmenté. Cela indique une augmentation de la proportion en nitrites et en nitrates sur la concentration en azote total et donc une diminution probable de la proportion d'azote d'origine organique de l'eau de la rivière des Sept Ponts, ce qui concorde avec la faible activité métabolique généralement observée au printemps. Plus tard en été, cette tendance s'inverse ; on observe une augmentation de la concentration en azote total et une diminution de la concentration en nitrites et nitrates, ce qui indique une métabolisation des nitrites et nitrates ainsi qu'une augmentation de la proportion d'azote d'origine organique dans l'environnement. Cette augmentation est logique considérant que cette période est celle à laquelle on observe le plus de production primaire et secondaire et où l'activité métabolique est la plus élevée.

Les concentrations en azote de toutes sortes sont en général peu élevées, ce qui indique qu'il n'y aurait pas ou peu d'apports externes d'origine anthropique et que les valeurs mesurées correspondent à des concentrations naturelles.

5.2.7 Phosphore total

La concentration en phosphore total la plus faible (0,003 mg/L, figure 41) et a été mesurée en juin et la plus élevée en juillet (0,005 mg/L). Pour les trois autres dates, soit le 15 mars, le 21 mai et le 9 août, la concentration en phosphore total était de 0,004 mg/L, ce qui correspond également au premier quartile, à la médiane et au troisième quartile. Elle est donc restée stable sur toute la période d'échantillonnage

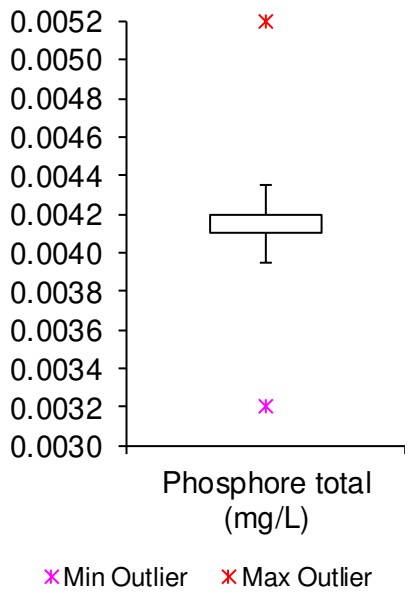

Figure 41 : Phosphore total (mg/L) du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts pour les cinq dates d'échantillonnage entre mars et août.

Afin de limiter de la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques, protéger l'eau, les organismes aquatiques (effet chronique) et les activités récréatives et l'esthétique en milieu oligotrophe (< 0,010 mg/L), toute augmentation de plus de 50% de la valeur naturelle, sans toutefois dépasser 0,010 mg/L est découragée (tableau 6). Aucune des augmentations n'a dépassé ce seuil. Toutes les concentrations en phosphore total mesurées dans la rivière des Sept Pont lors de la période d'échantillonnage se trouvent sous le seuil de 0,030 mg/L, et donc dans la classe A de l'IQBP (tableau 7).

Considérant les faibles valeurs de concentration en phosphore total mesurées, elles semblent être d'origine naturelle et ne recevoir aucun apport externe en phosphore d'origine anthropique. Le fait que le bassin versant soit en milieu forestier limite les apports d'origine humaine (Labrecque, 2013).

5.2.8 *Chlorophylle α*

La plus petite concentration en chlorophylle α a été mesurée le 26 juillet (0,00 µg/L, figure 41). L'échantillonnage du 15 mars (0,18 µg/L) correspond à la médiane (figure 42). Le 21 mai, elle a diminué à 0,11 µg/L (premier quartile). En juin, la concentration a fortement augmenté à 0,28 µg/L (valeur maximale). Le 9 août, elle est redescendue à 0,25 µg/L (troisième quartile). Donc, la concentration en chlorophylle α augmente pour les trois derniers mois pour atteindre un plateau, ce qui est probablement associé à un volume d'eau moindre, un réchauffement de la température de l'eau et la croissance de l'activité biologique dans ces mois-là (Axler et *al.*, 1981).

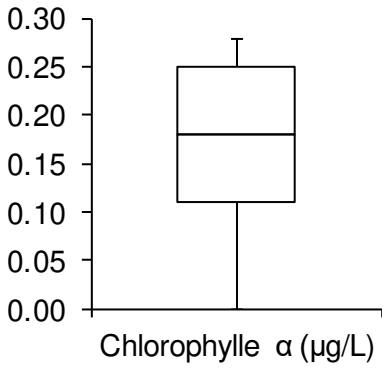

Figure 42: Étendue des valeurs de concentration en chlorophylle α (µg/L) mesurées au laboratoire de la Ville de Québec de l'eau du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage.

Comme la concentration en chlorophylle α est faible et qu'on dénote une concentration en algues bleu-vert plus élevée en juillet et août, on peut penser que ces dernières constituaient la majorité des organismes photosynthétiques retrouvés dans la rivière des Sept Ponts à cette période (figure 43). Finalement, les valeurs de concentration en chlorophylle α se trouvent toutes le seuil correspondant à la classe A de l'IQBP (tableau 6).

5.2.9 *Algues bleu-vert*

La concentration en algues bleu-vert augmente à chaque date d'échantillonnage. En mars, elle est à son plus faible, c'est-à-dire nulle (figure 43). Le laboratoire de la Ville de Québec a également mesuré la concentration en algues bleu-vert pour le 15 mars et elle a obtenu la même concentration que la sonde. En mai, elle est de 0 cellule/mL (premier quartile) et de 1 cellule/mL en juin (médiane). Les deux derniers mois présentent une concentration légèrement supérieure. En juillet, elle est 2 cellules/mL (troisième quartile) et de 5 cellules/mL en août (valeur maximale).

Figure 43: Étendue des concentrations en algues bleu-vert (cellules/mL) du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage.

Une hausse de la concentration en algues bleu-vert est souvent liée à une augmentation de la concentration en phosphore et une diminution de la concentration en azote, qu'elles peuvent aller chercher autrement en fixant l'azote atmosphérique (Blais, 2002). Dans le cas présent, les concentrations en azote et en phosphore ne semblent pas être en cause pour cette légère hausse, donc on pourrait l'attribuer à l'allongement de la photopériode et au réchauffement de la température de l'eau à ce temps de l'année. Pour la protection des activités récréatives, la concentration en algues bleu-vert ne doit pas excéder 20 000 cellules/mL (tableau 6). Les valeurs sont bien loin d'atteindre ce seuil.

5.2.10 Coliformes fécaux

En mars, la concentration en coliformes fécaux (*Escherichia coli*) était de 15 UFC/100 mL, ce qui correspond au troisième quartile (figure 44). Mesurée lors du premier redoux, elle a pu être causée par un apport en coliformes fécaux via les eaux de ruissellement de la fonte des neiges et des pluies printanières (Collins, 2004).

Ensuite, la concentration en coliformes fécaux de la rivière des Sept Ponts a diminué ; la valeur plus faible a été mesurée le 21 mai (0 UFC/100 mL). On observe ensuite une très légère augmentation de la concentration en coliformes fécaux en juin (2 UFC/100ml, premier quartile) et juillet (4 UFC/100 mL, médiane).

La valeur la plus élevée a été mesurée en août (23 UFC/100 mL). Cette dernière peut être liée à la valeur extrême de turbidité mesurée à cette date (111,6 UTN), qui suggère une remise des sédiments en suspension, lieu de prédilection de croissance des coliformes fécaux (Francy et Darner, 1998). De plus, l'étiage étant le moment de l'année où le volume d'eau est le plus réduit, les coliformes fécaux en suspension s'en trouvent davantage concentrés car moins dilués.

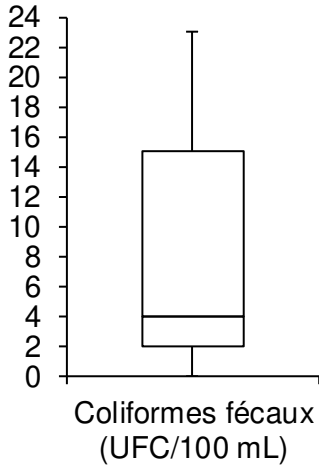

Figure 44: Étendue des concentrations en coliformes fécaux (*Escherichia coli*) (UFC/100 mL) de l'eau du tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour l'ensemble de la période d'échantillonnage.

Les valeurs sont largement sous le seuil de protection des activités récréatives et de l'esthétique ainsi que sous le seuil de l'IQBP (classe A) dont le maximum est de 200 UFC/100 mL (tableaux 6 et 7). Donc, aucun usage n'est restreint (baignade ou activité de contact direct).

5.2.11 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique ($IQBP_8$)

Suite au calcul de l'indice bactériologique et physico-chimique, on peut voir que tous les descripteurs se situent dans la classe A (IQBP de 80 et plus, tableau 14 et figure 45). De plus, ils respectent tous les critères pour la protection de la qualité de l'eau et la vie aquatique (effet chronique ; tableau 6).

La valeur d'IQBP finale est de 82, ce qui classe l'eau comme étant de bonne qualité (Classe A ; tableau 8). Le descripteur limitant la qualité de l'eau de la rivière des Sept Ponts en amont du lac Bégon est le pH (tableau 8) en raison de sa basicité.

Tableau 14 : Valeurs d'indice de qualité bactériologique et physicochimique de chaque variable de la qualité l'eau mesurée au tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour la période d'échantillonnage.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	4	3		4	4	4		4	4	1	4
I_MIN	95	99		92	93	92		67	100	100	67
I_Q25	99	99		95	98	95		70	100	100	70
I_MÉDIAN	100	99		96	99	96		83	100	100	82
I_Q75	100	100		96	99	96		95	100	100	93
I_MAX	100	100		96	99	96		100	100	100	96

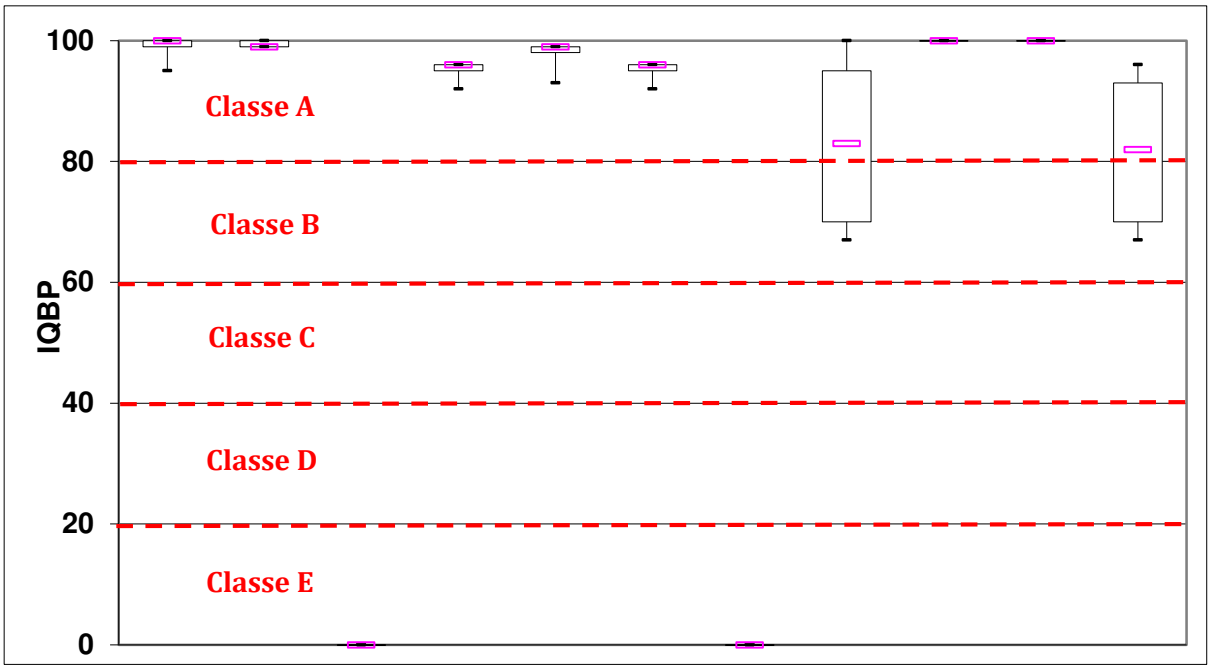

Figure 45: Valeurs d'indice de qualité bactériologique et physicochimique de chaque variable de la qualité l'eau mesurée au tributaire du lac Bégon, la rivière des Sept Ponts, pour la période d'échantillonnage.

5.2.12 *Influence de la rivière des Sept Ponts sur la qualité de l'eau du lac Bégon*

La rivière des Sept Ponts étant le seul tributaire du lac Bégon, tout ce qui se passe dans son bassin versant en amont du lac pourrait avoir des répercussions sur la qualité de l'eau du lac Bégon.

En 2009, la firme de génie-conseil CIMA+ a été mandatée par la Ville de Québec pour évaluer l'intégrité écologique de la rivière des Sept Ponts à l'aide de *l'Indice Diatomées de l'est du Canada (IDEC)*, qui se base sur la diversité des diatomées benthiques et leur abondance.

Les résultats indiquent que les valeurs d'IDEC varient entre 91 et 100 (tableau 15). Comme les concentrations en phosphore total étaient inférieures à 0,03 mg/L et donc qu'il y avait une faible concentration en nutriments, leur origine étaient probablement naturelle et non anthropique (Grenier et *al.*, 2009). La rivière des Sept Ponts a été classée comme ayant une intégrité écologique très bonne et adaptée à des conditions acides, probablement dues à la proportion d'arbres résineux dans son bassin versant. Les taxa de diatomées retrouvées sont également semblables à ceux retrouvés dans le lac des Roches (Grenier et *al,* 2009).

Tableau 15: Valeur de l'IDEC pour chaque station de la rivière des Sept Ponts, 21 juillet 2009. (Source: Grenier et Meunier, 2009)

Station d'échantillonnage	No de station	Latitude (D-M-S)	Longitude (D-M-S)	Date	Valeur de l'IDEC	Cote IDEC	Intégrité écologique	Sous-indice de référence
Rivière Sept Ponts	7P-A	46°54'47,6"	71°17'33,0"	2009-07-21	98,7	A	Très bon état	neutre
Rivière Sept Ponts	7P-B	46°55'21,7"	71°16'47,2"	2009-07-21	91	A	Très bon état	neutre
Rivière Sept Ponts	7P-C	46°55'49,2"	71°-16'-0,8"	2009-07-21	92,3	A	Très bon état	neutre
Rivière Sept Ponts	7P-D	46°56'08,5"	71°16'-21,6"	2009-07-21	100	A	Très bon état	neutre

Dix ans après l'étude réalisée par CIMA +, la quantité de phosphore total retrouvée dans la rivière des Sept Ponts est demeurée sous le seuil de 0,03 mg/L pour toute la durée de la période d'échantillonnage.

Comme la rivière des Sept Ponts possède de faibles concentrations en ions chlorures, en azote total, en phosphore total, en matières en suspension, en coliformes fécaux, en chlorophylle α et en algues bleu-vert, il est peu probable qu'elle ait un impact négatif significatif sur la qualité de l'eau du lac Bégon. Ces résultats concordent avec l'état trophique du lac Bégon, qui a été estimé comme étant ultra-oligotrophe à oligotrophe. De plus, aucune variable ne dépasse les seuils recommandés pour la protection de la qualité de l'eau et de la vie aquatique (effet chronique), excepté la valeur de turbidité mesurée le 28 juin, qui pourrait avoir connu une augmentation contrevenant à ces critères (tableau 6). Toutefois, comme la valeur de turbidité naturelle du lac Bégon est inconnue, la véracité du dépassement reste à confirmer.

La bonne qualité de l'eau du tributaire est semblable à celle du lac, ce qui pourrait s'expliquer par le couvert forestier très dense et de grande superficie (98 % du bassin versant ; Trépanier et *al*., 2019), par la limitation de l'accès au lac aux citoyens et des activités anthropiques par le biais du *Règlement d'agglomération sur la protection des prises d'eau (R.A.Q-266)* ainsi que par l'absence de développement urbain dans le bassin versant.

6. Conclusion et recommandations

6.1 Conclusion

Les objectifs de cette étude étaient de dresser un portrait à jour du lac Bégon, comprenant la cartographie de sa bathymétrie, l'évaluation de son état trophique et l'évaluation de la qualité de l'eau de son unique tributaire. À cet effet, six campagnes d'échantillonnage sur le terrain ont eu lieu, dont une pour la bathymétrie. Elles ont eu lieu entre le premier redoux de mars et la fin du mois d'août.

L'IQBP de la rivière est de 82 se qui classe la qualité de l'eau de bonne où tous les usages sont permis (tableau 8). Cet essai a également pu déterminer que l'état trophique du lac Bégon semble être ultra-oligotrophe à oligotrophe. Ces diagnostics sont des bonnes nouvelles pour les citoyens de la ville de Québec qui sont alimentés par cette source en eau potable.

Les analyses permettent de dire que le lac Bégon est de petite superficie, de faible volume et possède un taux de renouvellement très rapide en raison du débit de la rivière des Sept Ponts. Son état trophique est estimé ultra-oligotrophe à oligotrophe et l'IQBP8 de la rivière des Sept Ponts en amont du lac est de 82, soit dans la classe A (« Bonne »). Toutes les variables mesurées au lac Bégon et dans le tributaire respectent les seuils suggérés pour la protection de la qualité de l'eau et de la vie aquatique (effet chronique). Comme la qualité de l'eau de la rivière des Sept Ponts en amont du lac Bégon est bonne et que le bassin versant y est presqu'entièrement forestier, il est peu probable qu'elle ait des répercussions négatives sur l'état de santé du lac, qui semble en excellente santé.

Toutefois, la petite taille du lac Bégon, sa proximité avec le développement ainsi que la présence de quelques villégiatures et sentiers de motoneige dans son bassin versant en dépit du règlement d'agglomération font du lac Bégon un lieu fragile et sensible.
Afin d'éviter l'érosion et la sédimentation provoquées par des ponts et ponceaux inadéquats, le programme écoSentier vérifie que les aménagements des pistes de motoneige soient conformes et voit également à la maintenance des matières résiduelles. Il encourage également les bonnes pratiques telles que de ne pas circuler pas où la neige est peu épaisse ainsi que près et sur les cours d'eau (écoSentier^{MD}, 2020).

Considérant que le bassin versant et la bande riveraine du lac Bégon sont presqu'entièrement forestiers, hormis la rive où se trouve le barrage, de l'enrochement ainsi qu'un muret de béton, et que

les boisés y sont denses, les risques d'apports en polluants externes sont faibles. En effet, la végétation en bande riveraine des milieux hydriques limite le ruissellement des contaminants d'origine naturelle et anthropique en les captant via la filtration de l'eau de ruissellement (Maleval et Pitois, 2018), et évite l'érosion en stabilisant les berges (MDDEP, 2011).

6.2 Recommandations

Considérant l'excellente qualité de l'eau du lac Bégon et de son tributaire, il serait recommandé de conserver le bassin versant à l'état naturel comme il l'est actuellement. Pour se faire, il; est possible de limiter voire interdire l'exploitation forestière et le développement résidentiel et/ou industriel dans l'ensemble du bassin versant. De plus, il serait recommandé en vertu du *Règlement d'agglomération sur la protection des prises d'eau potables* d'effectuer une surveillance plus serrée afin de limiter davantage l'accès au lac Bégon pour les citoyens à proximité.

7. Bibliographie

Agriculture et agroalimentaire Canada (2012) Effets positifs des petits barrages et réservoirs : Résultats relatifs à la qualité de l'eau dans un bassin hydrographique des Prairies. [En ligne] http://publications.gc.ca/collections/collection_2013/aac-aafc/A12-1-7-2012-fra.pdf

Ambroise, B. (1999) *La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : Processus, Facteur, Modèles.* 2e édition. Bucarest : Édition H*G*A, 206 pages.

Arvisais, Martin et Demers, Alain (2011) *Guide de normalisation des inventaires bathymétriques.* Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune – Secteur Faune Québec, Gouvernement du Québec.

Atlas du Québec. *Les provinces géologiques.* [En ligne]. http://www.atlascnca.ggr.ulaval.ca/Atlas/carte/physique/geologie/provinces/syn_geologie.html

Axler, Richard P. et Goldman, Charles R. (1981) The importance of regenerated nitrogen to phytoplankton productivity to phytoplankton productivity in a subalpine lake. *Ecology*. DOI: 10.2307/1936709

Beauséjour, Stéphane et Thériault Robert (2012) *Carte géologique du Québec.* [En ligne]. http://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/DV201206/DV201206.pdf

Beauséjour, Stéphane et Thériault Robert (2013) *La nouvelle carte géologique du Québec. Chronique Géoinfo*. Québec, Ministère des Ressources naturelles.

Blais, S. (2002) La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosol*. 13 (2) : 103-110.

Blais, Sylvie., Patoine, Michel., Simoneau, Marc et Richard, Yvon. (1998) *Le phosphore en milieu aquatique dans les agroécosystèmes.* [En ligne] http://archives.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/prod-porcine/documents/BIO98-5.pdf

Bou Saab, Hamid ; Nassif, Nadine ; El Samrani, Antione G ; Daoud, Rosette ; Medawar, Samir et Ouaïni, Naim. (2007) Suivi de la qualité bactériologique des eaux de surface (rivière Nahr Ibrahim, Liban). *Revue des sciences de l'eau.* 20(4), 2007, p.341-352

Boucher, Marie-Ève et Francoeur, Jean (2014) *Rivière du Berger, des Commissaires et des Sept Ponts, Ville de Québec – Détermination des cotes de crues*. Centre d'expertise hydrique du Québec

Bourque, Pierre-André (2010) *Le Québec géologique*. Département de Géologie et de génie géologique de l'Université Laval, Québec. [En ligne]. http://www2.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/intro.pt/planete_terre.html

Canards Illimités Canada avec la collaboration du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019) *Cartographie détaillée des milieux humides des secteurs habités du sud du Québec – Données du projet global* [ESRI Canada], Québec (Québec)

Centre d'expertise hydrique du Québec (2014) *Rivière du Berger, des Commissaires et des Sept Ponts.* Ville de Québec. [En ligne].

https://www.ville.quebec.qc.ca/citoyens/propriete/docs/zones_inondables/du_berger/rapport_cotes_de_crue_Berger_et_tributaires_VQ20140613.pdf

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (CEAEQ) (2007) *Détermination de la turbidité dans l'eau : méthode néphélémétrique.* MA. 103 – Tur. 1.0, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'environnement et des Parcs du Québec, 10 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) (2008) *Méthode d'analyse : Détermination de la couleur vraie dans l'eau : méthode par spectrophotométrie UV-visible avec le platino-cobalt. MA. 103 – Col. 2.0,* Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2008, 9 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) (2015a) *Méthode d'analyse – Ecctmi.* [En ligne]. http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700Ecctmi10.pdf

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) (2015b) *Méthode d'analyse – nutriments.* [En ligne]. http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA303Nutriments.pdf

Centre régional en environnement (CRE) Laurentides. (2009) *Le pH*. [En ligne] http://crelaurentides.org/images/images_site/documents/troussedeslacs/Fiches/fiche_ph.pdf

Cloutier, René (2006) Les déboires du moulin des Jésuites de Charlesbourg. *Histoire du Québec.* Vol. 12 n°2, p.5-14.

CMQ Communauté métropolitaine de Québec (2017) *Trame verte et bleue métropolitaine – Plan d'ensemble des Monts et collines – Répertoire des fiches descriptives – secteur Centre-est* [En ligne]. https://cmquebec.qc.ca/wp-content/uploads/2018/11/FichesCentre-est.pdf

Collins, Robert. (2004) Wetlands and aquatic processes: Fecal contamination of pastoral wetlands. *J. Environ. Qual*. 33:1912–1918 (2004)

COMMISSION DE TOPONYMIE DU QUÉBEC (1985) *Lac Bégon*. Québec. Les publications du Québec.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2004) *Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique : le phosphore : cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux hydrographiques.* Winnipeg

Conseil régional de l'environnement (CRE) des Laurentides. (2013) *Trousse des lacs.* [En ligne] https://crelaurentides.org/dossiers/eau-lacs/trousse-des-lacs

Conseil Régional en environnement (CRE) des Laurentides. (2016) *Protocole élaboré dans le cadre du Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL)*. 3e édition. [En ligne]. http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rsvl/transparence.pdf

COVABAR (2015) *Azote.* [En ligne] https://covabar.qc.ca/plan-directeur-eau/diagnostic/problematiques-associees-qualite-eau/eau-de-surface/azote/

Données climatiques (2019) *Québec,* Qc. [En ligne]. https://donneesclimatiques.ca/explorer/emplacement/?loc=EHTWR

eBird. (2020) Centre de ski de fond de Charlesbourg [En ligne] https://ebird.org/hotspot/L3448327

ÉcoSentierMD (2020) *Motoneige et environnement*. [En ligne] https://ecosentier.ca/fr/motoneige-environnement/impacts-environnementaux

Elwood LeGrand,Harry. (1958) Chemical character of water in the igneous and metamorphic rocks of North Carolina. *Economic Geology*. 53(2), 178-189. Doi: 10.2113

ExpertEau. *Analyse d'eau – analyse bactériologique*. [En ligne]. https://experteau.com/services/analyse-bacteriologique.php

Fédération des clubs de motoneigistes du Québec (FCMQ) (2019) *Carte-motoneige* [En ligne]. http://fcmq.viaexplora.com/carte-motoneige/index.html#map

Francy, Donna S. et Darner, Robert. (1998) *Factors Affecting Escherichia coli Concentrations at Lake Erie Public Bathing Beaches*. [En ligne] https://pubs.usgs.gov/wri/1998/4241/report.pdf

Gagné, S. (2009*) Échanges nappe-rivière dans la zone de recharge du mont Covey-Hill (Québec, Canada).* [En ligne] http://members.cgs.ca/documents/conference2009/GeoHalifax09/pdfs/177.pdf

Galvez-Cloutier, R. et Sanchez, M. (2007) Tropic status evaluation for 154 lakes in Quebec: Monitoring and recommendations. Water Quality Reseach Journal of Canada, Canada. 42(4), 252-268. DOI: 10.2166/wqrj.2007.028

Ganbazo, Georges (1991) *Effets des évènements hydrologiques sur les pertes d'azote et de phosphore suite à l'épandage de lisier de porc.* Thèse de doctorat http://espace.inrs.ca/1542/1/T000134.pdf

GÉNÉCOR (1997) *Plan de gestion intégrée du bassin versant de la rivière des Sept Ponts*. Rapport d'étape 2 : La caractérisation et les objectifs de protection. Ville de Charlesbourg

Gouvernement du Canada (1979) La couleur [En ligne]. https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie-saine/water-colour-couleur-eau/alt/water-colour-couleur-eau-fra.pdf

Gouvernement du Canada (2015) *Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique - pH*. Santé Canada.

Gouvernement du Manitoba. (2011) La turbidité dans les sources d'approvisionnement en eau au Manitoba. [En ligne] https://www.gov.mb.ca/sd/waterstewardship/odw/public-info/fact_sheets/pdf/fr/factsheet_turbidity_fr.pdf

Gouvernement du Québec (2002) Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Québec, ministère de l'Environnement.

Gouvernement du Québec (2018). *Allochtone.* [En ligne]. https://gq.mines.gouv.qc.ca/lexique-stratigraphique/province-de-grenville/allochtone/

Grenier, Martine, Meunier, Céline et Tremblay, Roxane (2009) *Intégration écologique de la rivière des Sept Ponts, déterminée par l'indice diatomée de l'est du Canada* (IDEC) Ville de Québec. [En ligne]. http://www.obvcapitale.org/wp-content/uploads/2012/07/QE_RIVIERE-SEPT-PONTS_2009.pdf

Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau (G3E) (2013) *Oxygène dissous / dissolved oxygen.* [En ligne] https://www.g3e-ewag.ca/ressources-interactives/capsules/cours-eau/physicochimie/oxygene_dissous.html

Groupe scientifique sur l'eau (2005) *Propositions de critères d'intervention de seuils d'alerte pour les cyanobactéries*. Québec, Institut national de Santé publique du Québec (INSPQ)

Hade, André. (2002). *Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger.* Québec, Canada : Éditions FIDES https://books.google.ca/books?hl=fr&lr=&id=NUdmvhm-BAIC&oi=fnd&pg=PA11&dq=Nos+Lacs+:+Les+conna%C3%AEtre+pour+mieux+les+prot%C3%A9ger&ots=c6vu1dgTOW&sig=d2tRbe0dyFSvikdodiR-uHj0aSE#v=onepage&q=Nos%20Lacs%20%3A%20Les%20conna%C3%AEtre%20pour%20mieux%20les%20prot%C3%A9ger&f=false

Halstead A, J. (1998) Spring shock!: Impact of spring snowmelt on lakes and streams. *Journal of Chemical education*. 75(4), 400A. DOI: 10.1021/ed075p400A

Hébert, Serge (1997) *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq EN/970102, 20 p., 4 annexes.

Hébert, Serge et Légaré, Stéphane (2000*) Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau.* Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq ENV-2001-0141, rapport QE-123, 24 p., 3 annexes.

https://www.ville.quebec.qc.ca/citoyens/environnement/eau/protection-cours-deau/bassins-versants-et-sources-deau-potable/

Jarret, J.N., Cutler, M.B., Ebersole, J.P. et Hagar, W.G. (1993) Seasonal variation in pH an alkalinity and recruitment of sunfish pupulations. Freshwater Biology. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1993.tb00824.X

Labrecque, Valérie. (2013) *Quand le passé refait surface : Caractérisation des apports en phosphore au lac Nairne, Charlevoix, Québec.* Mémoire de maîtrise en sciences géographiques, Université Laval, Québec, Québec. https://corpus.ulaval.ca/jspui/bitstream/20.500.11794/24550/1/30211.pdf

Légaré, Denyse (2007) *Les premières familles de la paroisse de Charlesbourg.* Histoire de raconter. Itinéraires histoire et patrimoine. [En ligne]. https://www.ville.quebec.qc.ca/publications/patrimoine/docs/histoire_de_raconter_charlesbourg.pdf

Légis Québec (2019) *Règlement sur la qualité de l'eau potable – Loi sur la qualité de l'environnement*. Québec, Gouvernement du Québec.

Lemoine, Réjean (2013) *Histoire de l'aqueduc de Québec (2).* [En ligne]. http://monsaintsauveur.com/2013/histoire-aqueduc-de-quebec-2/

Lizotte, Sylvain (2016) *Plan de conservation du site patrimonial de Charlesbourg*. Québec, Ministère de la Culture et des Communications du Québec

Maleval, V. et Pitois, F. (2018) La qualité de l'eau du lac de Saint-Germain-de-Confolens (Charente, Nouvelle-Aquitaine) : diagnostic et proposition d'actions pour l'aide à la gestion. *Norois*, 2018/1 (n 246) p.29 à 56

Mercier Shanks, Catherine, Robert, Caroline et Simon Théberge (2018) *Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec.* Québec, Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (MERN) (2018) *Bassins hydrographiques multi échelles du Québec*. Québec, Gouvernement du Québec

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019a) *Aires protégées au Québec – Les provinces naturelles.* Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (MELCC) (2019b) *Atlas interactif de la qualité des eaux et des écosystèmes aquatiques.* Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019c) *Critères de qualité de l'eau de surface.* Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019d) *Diversité des poissons – Bassin versant de la rivière Saint-Charles.* Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019e) *Données climatiques – Observations quotidiennes.* Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019f) *Guide de réalisation des analyses de la vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec*. Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019g) *Normales climatiques du Québec 1981-2010 - Station Charlesbourg-Parc-Orléans.* Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019h) *Normales climatiques 1981-2010, Climat du Québec*. Québec, Gouvernement du Québec

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019i) *Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL)*. Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019j) *Le Réseau de surveillance volontaire des lacs* – Les méthodes. Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC) (2019k) *Surveillance du climat*. Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de la Culture et des Communications du Québec (2013) *Site patrimonial de Charlesbourg*. Répertoire du patrimoine culturel du Québec. Québec, Gouvernement du Québec.

Ministère de la Forêt, Faune et Parcs (MFFP) (2019) *Domaine bioclimatique*. Québec, Gouvernement du Québec. https://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/inventaire-zones-carte.jsp#erabTilleul

Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (2004) *Inventaire de pêche*. Données cartographiques. Québec, Gouvernement du Québec

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (2011) *Végétalisation de la bande riveraine*. Gouvernement du Québec.

Morin, G et al. (1984) *Modélisation des solides dissous à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU.* [En ligne] http://espace.inrs.ca/1093/1/R000160.pdf

Moukhsil, A. et Côté, G. (2017) Géologie de la région de Wenotaci, haut-Saint-Maurice (partie ouest du Grenville). Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles, Gouvernement du Québec. http://sigeom.mines.gouv.qc.ca/signet/classes/I1103_index?l=f&type_reqt=U&entt=LG&mode=NOUVELLE&format=RESUME&alias_table_crit=EXADOC&mnen_crit=NUMR_RAPR&oper_crit=EGAL&valr_crit=RG%202017-03

Moukhsil, A., Solgadi, F., Jannin, S., Gervais, F., Crowley, J L., Augland, L E., Indares, A., Letourneau, M., Dunning, G., Indares, A., Clark, T., Gobeil, A., Ohnenstetter, D., Lamothe, D., Intissar, R., Benahmed, S. et Groulier, P A. (2018) *Géologie, potentiel minéral et cadre géodynamique des roches de la région du réservoir Daniel-Johnson (Manicouagan), partie centrale de la province de Grenville.* MM 2017-01, 2017. 307 pages

Organisme des bassins versants (OBV) de la Capitale (2014) *Géologie et pédologie*. [En ligne] http://www.obvcapitale.org/plans-directeurs-de-leau-2/2e-generation/introduction2e/section-2-caracteristiques-physiques-du-territoire-et-description-des-habitats/geologie-et-pedologie

Organisme des bassins versants (OBV) de la Capitale (2015a) *Bassin de la rivière Saint-Charles / Lacs*. [En ligne]. http://www.obvcapitale.org/bassin-de-la-riviere-saint-charles-lacs#cplacbegon

Organisme des bassins versants de la Capitale (2015b) Présence de nutriments et de matières en suspension. *Plan directeur de l'eau – Le diagnostic*. [En ligne] http://www.obvcapitale.org/plans-directeurs-de-leau-2/2e-generation/diagnostic/section-1-problematiques-associees-a-la-qualite-de-leau/1-5-presence-de-nutriments-et-de-matieres-en-suspension

Organisme des bassins versants (OBV) de la Capitale (2018a) *Bassin de la rivière Saint-Charles / Rivières.* [En ligne]. http://www.obvcapitale.org/bassin-de-la-riviere-saint-charles-rivieres

Organisme des bassins versants (OBV) de la capitale (2018b) *Diagnose du lac des Roches*. Campagnes de terrain 2018. Pour la Ville de Québec. Version finale mise à jour en 2019. Québec, 108 pages

Organisme des bassins versants (OBV) de la capitale (2018c) *Soumission – Diagnose du lac des Roches et du lac Bégon.* Pour la ville de Québec. 14 pages

Ressources naturelles Canada (2016) *Lac Bégon.* [En ligne]. http://www4.rncan.gc.ca/recherche-de-noms-de-lieux/unique/EKTIF

Secondat, M. (1952) Les variation de la température et de la concentration en oxygène dissous des eaux lacustres et des eaux courantes : Leur retentissement sur la distribution des poissons. [En ligne] https://www.kmae-journal.org/articles/kmae/pdf/1952/04/kmae195216701.pdf

Système d'information géominière du Québec (SIGÉOM). (2018) *Province de Grenville.* Lexique stratigraphique. Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles.

Système d'information géominière du Québec (SIGÉOM). *Carte interactive.* Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources. Naturelles (http://sigeom.mines.gouv.qc.ca/signet/classes/I1108_afchCarteIntr

Thériault, Robert (2013) *Les provinces géologiques du Québec*. Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles.

Trépanier, Julie, Lescot, Proline, Deschênes, Alissa. (2019) *Caractérisation des bassins versants des sites de prélèvement d'eau de la ville de Québec localisés dans rivière Saint-Charles, la rivière des Sept Ponts et au lac des Roches.* Organisme des bassins versants de la Capitale. 174 pages, 7 annexes

Vachon, Nicolas. (2014) Étude sur la turbidité du lac Memphrémagog. [En ligne] https://vite.memphremagog.org/files/userfiles/files/Centre_de_documents/EN/Rapport-turbidite-2013.pdf

Ville de Québec (2011) *Règlement de l'Agglomération sur la protection des prises d'eau (R.A.V.Q. 266).* [En ligne]. http://reglements.ville.quebec.qc.ca/fr/showdoc/an/R.A.V.Q.266/

Ville de Québec (2018) *Cartographie détaillée du réseau hydrographique*. Données géomatiques transmises dans le cadre du mandat de caractérisation des aires d'alimentation en eau potable. Envoyées le 17 septembre 2018

Ville de Québec (2019a) *Aqueduc* [En ligne]. https://www.ville.quebec.qc.ca/citoyens/patrimoine/archives/pages_histoire/aqueduc.aspx

Ville de Québec (2019b) *Bassins versants et source d'eau potable*. [En ligne].

Ville de Québec (2019c) *Carte interactive de la ville* [En ligne]. https://www.ville.quebec.qc.ca/carteinteractive/

Ville de Québec (2019d) *Planification et orientation – Qualité* [En ligne]. https://www.ville.quebec.qc.ca/apropos/planification-orientations/environnement/eau/gestion_eau/qualite.aspx

Ville de Québec (2019e) *Règlement de l'agglomération du l'eau portable (R.A.V.Q.* 67) [En ligne]. https://reglements.ville.quebec.qc.ca/fr/showdoc/cr/R.A.V.Q.67/#idhit1

Ville de Québec. (2019f) *Répertoire des milieux naturels d'intérêt, Charlesbourg – Rivière des Sept Ponts (site 4-09).* Récupéré à https://www.ville.quebec.qc.ca/apropos/planification-orientations/environnement/milieuxnaturels/repertoire_milieux_naturels/charlesbourg.aspx.

Ville de Québec. *Stratégie de conservation de l'eau potable*. [En ligne]. https://www.ville.quebec.qc.ca/apropos/planification-orientations/environnement/eau/docs/Strategie_EauPotable_v4.pdf

Villeneuve, V., Légaré., S., Painchaud, J. et Vincent W. (2005) Dynamique et modélisation de l'oxygène dissous en rivière. *Revue des Sciences de l'Eau*. 19(4), (2006), 259-274

Warren, Annabelle. (2011) *Suivi des cyanobactéries en milieu lacustre par fluorimétrie IN VIVO*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec, Centre Eau Terre Environnement de l'Institut National de la Recherche Scientifique, Québec, Québec.

8. Annexes

ANNEXE 1 – Comparaison des données de chlorophylle α obtenues par la sonde et par les analyses en laboratoire pour l'échantillonnage de la qualité de l'eau des lacs Laberge en 2015

Lors du suivi des paramètres d'eutrophisation des lacs Laberge de 2015, les analyses des échantillons de chlorophylle-α ont été réalisées en laboratoire (analyse sous-traitée). En 2015, la Ville de Québec a fait l'acquisition d'une sonde *Amphibian 2* pour l'Organisme des bassins versants de la Capitale. Cette sonde peut mesurer plusieurs paramètres directement dans la colonne d'eau : la profondeur, la température, le pH, la concentration et la saturation en oxygène dissous, la conductivité, la turbidité, la concentration en cellules d'algues bleu-vert et la concentration en chlorophylle-α. Lors du suivi de 2015, la concentration en chlorophylle-a donc été mesurée avec les deux méthodes, afin de valider si les mesures réalisées par la sonde correspondent à celles obtenues en laboratoire, ce qui permettrait de n'utiliser que la sonde lors des prochains suivis de la qualité du milieu.

Afin de comparer les mesures réalisées par les deux méthodes, un test *T* de *Student* pour données appariées a été réalisé, en comparant les données de laboratoire pour les échantillons prélevés en surface, au milieu et au fond aux données de la sonde à 0,5m, 2,5m et 5m de profondeur, lors des quatre échantillonnages réalisés le 1er juin, 22 juin, 15 juillet et 18 août 2015, aux trois stations habituelles des lacs Laberge : A, B et D.

Malgré une différence de moyennes de 3.98 µg/L de chlorophylle-α (Tableau 1), la différence entre les mesures des deux méthodes n'est pas significative, avec une valeur de *p* de 0,31. Cela signifie que les deux méthodes donnent des mesures équivalentes. Il serait donc possible de poursuivre avec confiance la mesure de la chlorophylle α avec la sonde uniquement, celle-ci donnant des mesures satisfaisantes pour la chlorophylle α. L'ensemble des données est disponible au tableau 2.

Tableau 9.10 : Comparaison des mesures de chlorophylle α des lacs Laberge obtenues par la sonde *Amphibian* et par analyse de laboratoire, entre le 1er juin et le 18 août 2015.

	Valeur labo	*Valeur sonde*
Moyenne	8,55 µg/L	4,57 µg/L
Variance	584,17	44,34
Observations	36	36
Coefficient de corrélation de Pearson	0,31	
Degré de liberté	35	
Statistique t	1,04	
P(T<=t) bilatéral	0,31	
Valeur critique de t (bilatéral)	2,03	

Tableau 9.11 : Mesures de chlorophylle α utilisées pour le test de *T* du tableau 9.10.

Station	Date	Profondeur	Chlorophylle α labo (µg/L)	Chlorophylle α sonde (µg/L)	Différence
A	1-juin-15	Fond	9,40	8,92	0,48
A	1-juin-15	Milieu	1,35	2,17	-0,82
A	1-juin-15	Surface	1,10	1,50	-0,40
A	22-juin-15	Fond	10,50	17,20	-6,70
A	22-juin-15	Milieu	5,00	3,12	1,88
A	22-juin-15	Surface	2,79	2,58	0,21
A	15-juil.-15	Fond	2,39	2,91	-0,52
A	15-juil.-15	Milieu	1,24	1,31	-0,07
A	15-juil.-15	Surface	0,90	1,08	-0,18
A	18-août-15	Fond	8,30	4,62	3,68
A	18-août-15	Milieu	3,67	4,17	-0,50
A	18-août-15	Surface	3,25	2,54	0,71
B	1-juin-15	Fond	144,00	7,86	136,14
B	1-juin-15	Milieu	11,00	5,17	5,83
B	1-juin-15	Surface	5,50	2,29	3,21
B	22-juin-15	Fond	4,95	1,94	3,01
B	22-juin-15	Milieu	1,19	1,24	-0,05
B	22-juin-15	Surface	1,15	1,46	-0,31
B	15-juil.-15	Fond	2,25	3,38	-1,13
B	15-juil.-15	Milieu	1,03	1,96	-0,93
B	15-juil.-15	Surface	1,05	0,60	0,45
B	18-août-15	Fond	2,97	3,08	-0,11
B	18-août-15	Milieu	2,02	1,45	0,57
B	18-août-15	Surface	1,45	1,31	0,14
D	1-juin-15	Fond	4,80	4,29	0,51
D	1-juin-15	Milieu	2,00	4,83	-2,83
D	1-juin-15	Surface	5,20	2,52	2,68
D	22-juin-15	Fond	4,33	5,69	-1,36
D	22-juin-15	Milieu	1,04	1,32	-0,28
D	22-juin-15	Surface	1,25	0,86	0,39
D	15-juil.-15	Fond	16,90	32,46	-15,56
D	15-juil.-15	Milieu	1,45	1,38	0,07
D	15-juil.-15	Surface	1,03	0,81	0,22
D	18-août-15	Fond	37,90	23,99	13,91
D	18-août-15	Milieu	2,03	1,24	0,79
D	18-août-15	Surface	1,52	1,20	0,32
Moyenne			**8,55**	**4,57**	**3,98**

ANNEXE 2 – Variables mesurées pour évaluer la qualité de l'eau

Température et oxygène dissous

La température de l'eau intervient dans plusieurs processus chimiques en lien avec le métabolisme, en particulier la capacité de dissolution de l'oxygène (Hébert et Légaré, 2000). L'oxygène étant essentiel au bon fonctionnement de la respiration cellulaire ainsi qu'à la métabolisation de la plupart des contaminants et toxines chez les organismes aquatiques, le suivi de sa concentration absolue (mg/L), de la saturation de l'eau en oxygène (%, proportion d'oxygène dissous par rapport à la quantité maximale pouvant être dissoute) ainsi que de la température de l'eau s'avère non négligeable.

pH

Le potentiel hydrogène (pH) est l'inverse du logarithme de la concentration de la solution en ions H^+. Bien que le pH dépende en majorité de l'origine de l'eau et de la nature géologique du sol, il varie aussi en fonction des pressions liées aux activités anthropiques, telles que les pluies acides (Hébert et Légaré, 2000). Les ions H+ étant partie intégrante de la chaîne métabolique de tout organisme vivant, leur concentration dans l'environnement peut influencer la toxicité de plusieurs molécules et engendrer des réactions chimiques nocives, perturbant alors la physiologie des organismes aquatiques ou la santé humaine. Les valeurs inférieures à 7 indiquent des conditions d'acidité (beaucoup d'ions H^+) tandis que celles supérieures indiquent des conditions alcalines ou basiques (peu d'ions H^+). Il est à noter que les valeurs de pH sont sur une échelle logarithmique, signifiant donc par exemple qu'un pH de 6 est 10 fois plus acide qu'un pH de 7, qu'un pH de 5 est 100 fois plus acide que le pH de 7 et ainsi de suite.

Phosphore total

La concentration en phosphore total (mg/L ou µg/L) est la somme de la concentration des différents composés phosphorés présents dans l'eau (Lapalme, 2006). Il est présent à l'état naturel dans les roches, le sol, les déchets d'origine animale et la matière organique végétale. Les activités humaines constituent une importante source de phosphore, notamment à cause des fertilisants utilisés en agriculture, des rejets d'eaux usées domestiques et industrielles et des eaux de ruissellement des zones résidentielles et urbaines (CCME, 2009). Même s'il ne représente pas une menace pour la santé humaine, un surplus en phosphore peut favoriser la croissance excessive des plantes aquatiques et des algues, accélérant ainsi le processus d'eutrophisation des lacs. À cet effet, le MDDELCC a déterminé des seuils servant de critères de protection pour les activités récréatives, la vie aquatique ainsi que l'esthétique (Tab. 3.3). Il est à noter que l'augmentation de la concentration en phosphore ne devrait pas dépasser 10% de la concentration naturelle (Carignan et al. 2009), ce qui est bien inférieur aux critères actuels du MDDELCC.

Azote total

L'azote est un élément très mobile dont le cycle passe par l'air, l'eau et la terre de manière rapide et continue par des réactions chimiques ou biochimiques. La concentration en azote total est la somme des concentrations des diverses formes retrouvées à l'état naturel, soit l'azote lié aux particules organiques, l'azote ammoniacal, les nitrites et les nitrates. L'azote ammoniacal comprend les groupements azotés en association avec d'autres molécules comme le chlore. Les formes les plus communes sont l'ammoniac (NH_3) et l'ammonium (NH_4^+), qui a la particularité d'être directement assimilable par les plantes en se liant aux particules d'argile minérale et de matière organique. L'ammonium peut de cette manière être transporté vers l'eau de surface sous forme liée, attaché aux sédiments et aux matières en suspension. L'ammonium peut être

transformé en nitrite (NO_2^-), puis en nitrate (NO_3^-), ce dernier étant la forme d'azote préférentielle des plantes, ainsi que la plus disponible en raison de sa solubilité dans l'eau et de son potentiel élevé de dispersion.

Conductivité électrique

La conductivité de l'eau (µS/cm) est la mesure de sa capacité à conduire l'électricité en fonction de la température et de l'ensemble de son contenu ionique (anions et cations). Les cations principaux sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+) et le potassium (K^+), tandis que les anions principaux sont les bicarbonates (HCO^{3-}), les carbonates (CO_3^{2-}) et les chlorures (Cl^-). La conductivité de l'eau est majoritairement influencée par les apports en sels minéraux provenant du lessivage naturel par les eaux de ruissellement, des effluents municipaux, industriels et agricoles ainsi que de l'épandage de sels de voierie.

Chlorures

La concentration en ions chlorure (mg/L) est considérée comme un bon indicateur de la contamination par l'humain d'un environnement aquatique. En effet, le chlorure est le principal anion provenant de l'épandage des sels de voirie. Il est un ion très soluble et mobile qui ne se volatilise pas, ne sédimente pas facilement et ne se fixe pas à la surface des particules. Au niveau hydrologique, les ions chlorures perturbent le cycle de brassage vertical saisonnier des eaux lacustres en coulant au fond de l'eau pour y former une couche insoluble dans l'eau douce et limitant le brassage des eaux. Il peut donc s'en suivre des conditions anoxiques dans les couches profondes, un appauvrissement des couches supérieures. Au niveau biologique, il est donc possible d'observer avec l'augmentation des concentrations en ions chlorures une disparition de communautés végétales spécifiques des milieux peu minéralisés au profit d'autres espèces moins sensibles aux concentrations de sels élevées en sels une perturbation des communautés de phytoplancton ainsi qu'une possibilité accrue de présence de cyanobactéries et de plantes envahissantes (Ramakrishna et Viraraghavan, 2005). Une concentration élevée de chlorures dans l'eau peut affecter le goût de l'eau, corroder la plomberie domestique et ainsi favoriser l'émergence d'une contamination aux métaux. De plus, ils augmenter la mobilité et la bio-disponibilité des métaux lourds comme le mercure en formant des complexes pouvant pénétrer dans la chaîne alimentaire (SÉTRA, 2011). En plus de la contamination aux métaux lourds qu'elle subit, la faune aquatique (poissons, les crustacés, les amphibiens, zooplancton) voit son équilibre osmotique affecté par l'action des ions Cl- et Na+, ce qui peut causer une déshydratation, un stress supplémentaire à l'organisme ainsi qu'une perturbation de la pompe à cations cellulaire, causant la plupart du temps la mort et donc la perte de biodiversité en plus d'un déséquilibre écologique de la chaîne alimentaire (Ramakrishna et Viraraghavan 2005, Wetzel 2001, Mochizuki 2011, Lacasse et al. 2014).

Matières en suspension

Les matières en suspension (MES) sont composées de toutes les particules solides et insolubles présentes dans un solvant. Elles sont constituées majoritairement d'un mélange de particules minérales (limon, argile) et de matière organique (phytoplancton compris). Plus leur concentration (mg/L) est élevée, plus l'eau est turbide. La quantité de MES dans l'eau dépend de l'érosion naturelle, du ruissellement et de la prolifération des algues (McNeely et *al*., 1980). Les activités anthropiques peuvent influencer ces processus naturels, soit en accélérant l'érosion des sols (coupes forestières, agriculture, etc.), soit en rejetant des effluents industriels ou municipaux directement dans le milieu hydrique.

Transparence et turbidité

La transparence et la turbidité dépendent de la quantité de matières en suspension et de matières dissoutes dans l'eau et sont d'efficaces mesures de la pénétration de la lumière nécessaire à la photosynthèse dans la colonne d'eau. La transparence (m) est la proportion de lumière traversant un milieu par rapport à la quantité de lumière totale reçue par celui-ci. Elle se traduit en milieu lacustre par la profondeur maximale à laquelle les rayons lumineux sont présents. Plus la valeur mesurée à l'aide d'un disque de Secchi (Fig. 3.3) est élevée, plus l'eau est transparente. À l'inverse, la turbidité (Unités de Turbidité Néphélométrique, uTN) mesure le caractère trouble de l'eau à l'aide d'appareils spécialisés. Plus sa valeur est élevée, plus l'eau est turbide et moins elle est transparente.

Chlorophylle α totale

La mesure de la concentration en chlorophylle α totale (µg/L ou mg/m^3) est la somme de la concentration en chlorophylle α en plus de celle en phéopigments, qui sont un produit de dégradation de chlorophylle α (MDDELCC, 2015b). La chlorophylle α étant le pigment principal permettant la photosynthèse chez les organismes végétaux, la mesure de sa concentration permet l'estimation de la biomasse de phytoplancton. Elle est alors une mesure efficace de la production primaire et de la productivité d'un lac.

Algues bleu-vert

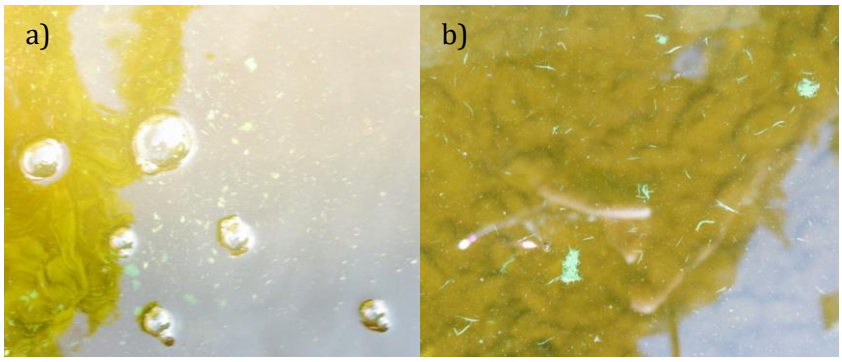

Figure 9.10 : Floraison de cyanobactéries observée le 1er septembre 2016 au lac Saint-Augustin. A) Lieu de plus grande abondance. B) Lieu du prélèvement.

Les cyanobactéries, ou algues bleu-vert, sont des organismes bactériens ayant la capacité de faire de la photosynthèse. En raison de leur capacité à fixer l'azote, elles sont favorisées dans les environnements ayant un ratio P/N élevé. Comme l'azote de limite pas leur croissance, contrairement à d'autres organismes photosynthétiques (Rolland, 2013), elles sont souvent favorisées dans les milieux contaminés par les engrais chimiques. Une concentration élevée (cellules/mL) en cyanobactéries est indicatrice des milieux eutrophes. Lorsqu'un apport en nutriment dans un milieu aquatique est élevé, les cyanobactéries se multiplient rapidement et forment parfois des fleurs d'eau (figure 3.4). En plus d'être nauséabondes et non esthétiques, ces floraisons bloquent toute entrée de lumière et nuisent à la flore aquatique. Cette dernière devient alors le sujet de la décomposition, ce qui rend le milieu anoxique et non propice pour la faune aquatique. Les cyanobactéries peuvent également produire des toxines posant un risque pour la santé de la faune ainsi que pour la santé humaine.

ANNEXE 3 – Méthodes utilisées lors des analyses au laboratoire de la Ville de Québec

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Chimie	Azote ammoniacal	ILQ-NH3-AA/SE§	L'ion ammonium contenu est analysé au moyen d'un analyseur automatisé par colorimétrie; l'ammoniac réagit avec le salicylate de sodium et l'hypochlorite de sodium en milieu basique tamponné (pH 12.8-13), en présence de nitroferricyanure de sodium, pour former un complexe analogue à l'indophénol bleu. La couleur bleu-verte produite est mesurée à 660 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	La détermination de l'azote ammoniacal à l'état trace dans des échantillons d'eau potable, souterraine ou de surface à faible teneur en MES ne nécessite pas d'étape de distillation.	0.0036 mg N/l	Domaine 42
Chimie	Azote total	ILQ-NT	L'échantillon est analysé par un analyseur de carbone organique total avec cellule de lecture de l'azote total. L'appareil est constitué d'une colonne en quartz avec des billes de catalyseur au platine. La colonne est chauffée à très haute température (720°C). Un petit volume de l'échantillon est injecté sur la colonne. L'eau se volatilise et une partie de l'azote s'oxyde par pyrolyse pour se transformer en monoxyde d'azote (NO). Un flux d'air entraîne les gaz produits vers la cellule de détection. Le flux d'air est asséché avant de parvenir à la cellule. Celle-ci détecte la présence du monoxyde d'azote par chimiluminescence. Le monoxyde d'azote réagit avec de l'ozone (O_3) produit par l'instrument. Cette réaction produit du dioxyde d'azote (NO_2) dans un état moléculaire excité. Les molécules excitées relaxent en émettant un rayonnement dans le spectre infrarouge. L'intensité du rayonnement détecté est proportionnelle à la concentration d'azote dans l'échantillon. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	Les sources de carbone sous forme d'impuretés dans la verrerie employée induisent des interférences positives. La présence de matière en suspension inorganique (sels non solubles) en trop grande importance peut boucher le catalyseur et diminuer le signal. Les particules de grandes tailles ne peuvent être prélevées ou peuvent obstruer la seringue de l'appareil. Les sels dissous non volatils en concentration importante modifient la réaction du carbone organique avec le catalyseur.	0.06 mg N/l	Non accrédité

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Chimie	Chlorures	ILQ-Chlorures-AA/SE§	Analyse basée sur la substitution du chlorure présent dans l'échantillon au groupement thiocyanate dans la molécule du réactif (thiocyanate de mercure). Les ions thiocyanate libérés réagissent avec des ions ferriques pour former un complexe coloré $[Fe(SCN)]^{2+}$. La concentration de complexe formée est directement proportionnelle à la concentration en chlorure présent dans l'échantillon. L'absorbance de ce complexe est mesurée à 480 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	A priori, il n'y a pas d'interférence significative à cette méthode. Toutefois, il est fortement recommandé de filtrer les échantillons turbides avant l'analyse.	2 mg/l	Domaine 60
Chimie	Matières en suspension	ILQ-MES/SE§	Une portion de l'échantillon est filtrée à travers un filtre Whatman 934-AH préalablement conditionné (lavé, séché à 105 °C et pesé). Lorsque la filtration est terminée, le filtre et le résidu piégé sur le filtre sont séchés à 105 °C puis repesés. La quantité de matières en suspension (MES) est obtenue en faisant la différence des poids. Pour déterminer le taux de matières en suspension volatiles (MESV), le filtre et le résidu sec sont placés dans un four à moufle réglé à 550 °C pendant 2 heures. Le taux de MESV s'obtient en faisant la différence entre le poids à 550 °C et celui à 105 °C.	Les échantillons contenant plusieurs phases sont sujets à des erreurs de mesure. La présence de résidu hygroscopique peut induire des biais positifs.	4 mg/l	Domaine 41
Chimie	Nitrites-Nitrates	ILQ-NO2+NO3-AA/SE§	Les ions nitrate présents dans l'échantillon sont réduits en ions nitrite lors de leur passage dans une microcolonne de cadmium granulaire. Les ions nitrite réagissent en milieu acide avec le sulfanilamide et le produit de la réaction est couplé en milieu acide avec le N-(1-naphthyl) éthylènediamine pour former un complexe azonium de couleur rosée. La couleur rose produite est mesurée à 520 nm.	La turbidité et les matières en suspension peuvent restreindre le débit dans la colonne de réduction. Des concentrations élevées en fer, en cuivre et autres métaux réduisent l'efficacité de la réaction. Les huiles et les graisses peuvent recouvrir la surface du cadmium et	0.01 mg N/l	Domaine 21

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
			L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	nuire à la réduction des nitrates en nitrites. La présence de chlore résiduel peut interférer en oxydant le cadmium. Les échantillons contenant du sulfure ne peuvent être analysés par cette méthode. Les sulfures doivent être préalablement enlevés par précipitation avec des sels de cadmium.		
Chimie	Phosphore total	ILQ-Ptotal-AA/SE§	L'échantillon est d'abord digéré en milieu acide (acide sulfurique et persulfate de potassium) afin d'hydrolyser les formes complexes du phosphore et les transformer en ions orthophosphates. Par la suite, les ions orthophosphates réagissent en milieu acide avec le molybdate d'ammonium et le tartrate d'antimoine et de potassium pour former l'acide phosphomolybdique. L'acide phosphomolybdique réagit par la suite avec l'acide ascorbique pour former le bleu de molybdène. L'intensité de la couleur est mesurée par spectrophotométrie et est directement proportionnelle à la teneur en ions orthophosphates dans l'échantillon. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	Les ions arséniates (à des teneurs de l'ordre de 0,1 mg/l et plus) réagissent avec le réactif de molybdate pour former une coloration semblable à celle produite par l'ion orthophosphate. Le chrome hexavalent et les nitrites interfèrent négativement pour des concentrations aussi faibles que 1 mg/l. Des concentrations aussi élevées que 50 mg/l de Fe3+, 10 mg/l de Cu et 10 mg/l de SiO2 peuvent être tolérées. Des concentrations plus élevées en silicate causent une interférence positive.	1.3 µg P/l	Non accrédité

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Microbiologie	Coliformes fécaux	MLQ-Coli fécaux/CA§	Différents volumes de l'échantillon sont filtrés sur une membrane stérile de porosité 0,45 µm. Les membranes filtrantes sont ensuite transférées sur des boîtes de Pétri contenant de la gélose m-Fc. Les boîtes de gélose sont ensuite incubées à 44,5 °C ± 0,2 °C pendant 24 heures ± 2 heures. Les colonies typiques bleues foncées sont dénombrées après la période d'incubation, les calculs sont effectués et les résultats sont exprimés en UFC/100 ml, où UFC signifie unité formant des colonies.	La présence de matière en suspension en grande quantité peut colmater les membranes filtrantes et ainsi augmenter la limite inférieure de quantification.	0 UFC/100 ml ou selon les spécifications du projet.	Domaine 30
Microbiologie	Cyanobactéries	NA	Les échantillons doivent être conservés avec du lugol (1%). Après un temps d'attente d'un minimum de 24 heures, le volume requis d'échantillon est décanté dans une chambre Utermöhl. La lecture est ensuite effectuée avec microscope inversé, habituellement à un grossissement de 400 X. Les résultats sont inscrits sur des feuilles de travail pour être ensuite transférés dans notre base de données. Les résultats sont exprimés en Algue/ml (VE) (Valeur estimée).	La présence de matière de suspension en grande quantité peut nuire à l'identification et au décompte des cyanobactéries.	0 Algue/ml (ve) ou selon les spécifications du projet	ND

ANNEXE 4 – Données brutes de qualité de l'eau du lac des Roches

Tableau 9.12 : Données brutes des variables physico-chimiques et biologiques de la qualité de l'eau du lac des Roches mesurées à l'aide de la sonde Manta2 en 2018.

Station	Date	Heure	Profondeur	Profondeur de secchi	Température	pH	Conductivité	Turbidité	Saturation O_2	Chlorophylle a	Cyanobactéries
			(m)	(m)	(˚C)		(µS/cm)	(UTN)	(%)	(µg/L)	(cellules/mL)
B3	2018-06-19	11:11:18	0.50	3.00	18.75	7.01	27.9	0.0	97.7	1.46	89
B3	2018-06-19	11:12:01	0.99	3.00	18.70	6.87	27.9	0.0	96.8	1.58	7
B3	2018-06-19	11:12:44	1.56	3.00	18.64	6.77	27.9	0.0	96.8	1.65	14
B3	2018-06-19	11:13:20	2.01	3.00	18.11	6.74	27.9	0.0	97.1	2.15	31
B3	2018-06-19	11:15:21	2.39	3.00	17.41	6.66	27.9	0.0	95.7	2.75	14
B3	2018-07-23	12:30:05	0.50	2.50	23.35	7.02	39.6	0.0	101.0	2.30	26
B3	2018-07-23	12:30:28	0.99	2.50	23.29	6.99	39.6	0.0	101.0	4.12	28
B3	2018-07-23	12:31:00	1.51	2.50	23.24	6.96	39.6	0.0	101.0	3.46	32
B3	2018-07-23	12:31:45	2.00	2.50	23.09	6.96	39.9	0.0	100.9	6.48	28
B3	2018-07-23	12:34:10	2.99	2.50	22.72	6.90	40.0	0.2	96.8	6.53	28
B3	2018-07-23	12:34:17	2.99	2.50	22.55	6.90	40.0	0.0	96.5	4.38	32
B3	2018-09-13	10:35:49	0.50	2.00	17.89	6.98	36.4	1.0	97.9	2.09	31
B3	2018-09-13	10:36:37	1.02	2.00	17.78	6.95	36.4	0.6	96.8	2.86	33
B3	2018-09-13	10:36:56	1.51	2.00	17.57	6.93	36.4	1.4	96.5	3.63	32
B3	2018-09-13	10:37:16	1.98	2.00	17.27	6.90	36.6	0.9	96.0	4.26	44
B3	2018-09-13	10:37:37	2.52	2.00	17.05	6.92	36.6	0.7	95.2	5.71	49
B3	2018-09-13	10:38:23	3.00	2.00	16.96	6.91	36.5	0.7	93.3	3.61	50
B3	2018-09-13	10:38:53	3.48	2.00	16.84	6.87	36.8	111.9	91.9	0.11	1347
B3	2018-09-13	10:39:03	3.70	2.00	16.86	6.82	50.8	2681.0	91.2	0.05	45
B4	2018-06-19	10:50:49	0.51	2.00	18.42	7.39	28.2	1.5	86.8	1.76	14
B4	2018-06-19	10:51:40	0.96	2.00	18.28	7.13	28.3	0.4	90.1	2.26	17
B4	2018-06-19	10:52:36	1.52	2.00	18.01	7.01	28.3	4.6	90.1	3.89	20
B4	2018-06-19	10:53:13	2.00	2.00	17.70	6.95	28.8	84.9	89.6	19.25	1632
B4	2018-07-23	11:21:58	0.52	2.00	23.08	7.56	39.9	0.0	98.5	4.62	24
B4	2018-07-23	11:22:32	1.01	2.00	23.08	7.45	39.9	0.1	98.3	3.76	27
B4	2018-07-23	11:23:05	1.52	2.00	23.04	7.41	39.8	0.4	98.3	4.71	32
B4	2018-07-23	11:23:40	1.93	2.00	22.95	7.30	39.7	477.2	93.0	47.31	2217
B4	2018-09-13	10:15:59	0.48	2.00	17.89	7.36	36.5	1.0	93.9	2.14	56
B4	2018-09-13	10:16:46	1.01	2.00	17.49	7.24	36.5	1.9	94.0	3.26	34
B4	2018-09-13	10:17:27	1.50	2.00	17.37	7.14	36.4	1.9	93.9	4.05	34
B4	2018-09-13	10:17:56	2.00	2.00	17.15	7.13	36.6	2.7	93.8	5.80	96
B4	2018-09-13	10:18:14	2.21	2.00	17.17	7.12	36.5	10.3	92.5	27.75	734
B7	2018-06-19	14:07:26	0.46	1.75	19.77	6.59	26.5	0.0	93.7	1.70	6
B7	2018-06-19	14:07:58	1.05	1.75	19.46	6.54	26.5	0.8	91.6	2.23	17
B7	2018-06-19	14:08:27	1.48	1.75	19.29	6.50	26.4	1.2	90.5	2.92	13
B7	2018-06-19	14:08:46	2.00	1.75	19.20	6.45	26.5	1.5	90.3	3.63	20
B7	2018-07-23	14:44:19	0.48	2.00	25.23	6.75	36.5	0.7	98.5	2.17	26
B7	2018-07-23	14:45:08	1.00	2.00	24.80	6.64	36.4	1.0	96.2	2.75	19
B7	2018-07-23	14:45:32	1.51	2.00	24.49	6.62	36.4	0.7	95.7	2.83	22
B7	2018-07-23	14:45:57	2.01	2.00	24.40	6.61	36.4	8.6	95.0	8.72	83
B7	2018-07-23	14:46:19	2.08	2.00	24.40	6.63	36.4	3.4	90.0	4.94	120
B7	2018-09-13	12:04:40	0.53	2.00	18.19	6.53	35.8	0.9	93.1	2.23	18
B7	2018-09-13	12:05:14	0.99	2.00	17.92	6.52	35.8	0.8	91.2	2.77	23
B7	2018-09-13	12:05:46	1.50	2.00	17.77	6.51	35.7	0.9	89.8	3.39	28
B7	2018-09-13	12:06:10	2.00	2.00	17.63	6.48	35.7	19.3	89.1	5.74	57
B7	2018-09-13	12:06:28	2.19	2.00	17.63	6.48	35.8	175.8	88.1	20.84	896
S1	2018-06-19	11:24:20	0.53	3.25	18.70	6.76	27.9	0.0	95.4	1.42	18
S1	2018-06-19	11:25:52	1.07	3.25	18.69	6.64	27.9	0.0	94.2	1.63	9
S1	2018-06-19	11:26:12	1.50	3.25	18.70	6.58	27.9	0.0	94.2	1.99	*ND*
S1	2018-06-19	11:27:03	1.98	3.25	18.70	6.55	27.8	0.0	94.1	2.07	14
S1	2018-06-19	11:29:50	2.54	3.25	18.66	6.56	27.9	0.0	94.0	1.96	16
S1	2018-06-19	11:30:24	3.05	3.25	16.51	6.52	27.8	0.0	91.4	2.47	26
S1	2018-06-19	11:32:13	3.57	3.25	15.26	6.50	29.0	0.8	92.3	3.42	18
S1	2018-06-19	11:32:39	3.97	3.25	14.71	6.34	29.2	1.4	75.7	2.42	15
S1	2018-06-19	11:33:11	4.54	3.25	13.44	6.23	31.1	2.9	61.3	3.61	24
S1	2018-06-19	11:34:23	5.00	3.25	11.54	6.26	109.5	685.0	16.7	0.03	31
S1	2018-07-23	12:45:27	0.52	5.00	23.37	7.13	39.6	0.4	99.6	2.25	28
S1	2018-07-23	12:45:56	0.99	5.00	23.22	7.05	39.7	0.1	99.9	4.81	35
S1	2018-07-23	12:46:34	1.50	5.00	23.16	7.04	39.8	0.8	100.1	5.86	34
S1	2018-07-23	12:47:00	2.00	5.00	23.01	7.00	39.9	0.8	100.3	12.48	59
S1	2018-07-23	12:47:32	2.52	5.00	22.97	6.99	39.9	1.1	100.2	20.97	100
S1	2018-07-23	12:49:24	3.01	5.00	22.74	6.90	40.4	0.9	93.1	6.80	34
S1	2018-07-23	12:49:45	3.50	5.00	22.30	6.89	39.6	1.0	94.0	4.15	32
S1	2018-07-23	12:50:05	4.00	5.00	19.63	6.85	38.0	1.3	83.6	13.92	52
S1	2018-07-23	12:50:33	4.52	5.00	16.41	6.66	38.5	6.0	69.5	17.54	97
S1	2018-07-23	12:51:04	5.02	5.00	15.49	6.44	64.2	1155.0	44.8	5.52	1179
S1	2018-07-23	12:51:59	5.18	5.00	16.02	6.35	82.4	282.2	40.1	28.36	1234
S1	2018-09-13	11:03:37	0.50	2.25	17.86	6.84	36.5	0.9	95.5	2.85	31
S1	2018-09-13	11:04:12	1.00	2.25	17.77	6.81	36.4	0.6	95.5	2.93	28
S1	2018-09-13	11:04:44	1.50	2.25	17.59	6.81	36.4	0.7	95.3	3.87	44

Station	Date	Heure	Profondeur (m)	Profondeur de secchi (m)	Température (°C)	pH	Conductivité (µS/cm)	Turbidité (UTN)	Saturation O_2 (%)	Chlorophylle a (µg/L)	Cyanobactéries (cellules/mL)
S1	2018-09-13	11:07:23	4.50	2.25	16.78	6.74	36.7	1.1	90.3	3.41	44
S1	2018-09-13	11:07:55	5.02	2.25	16.73	6.55	40.6	565.8	87.2	31.21	87
S1	2018-09-13	11:08:13	5.36	2.25	16.56	6.34	68.7	373.9	77.3	21.35	1532
S5	2018-06-19	13:13:12	0.50	0.50	19.98	6.74	27.5	0.0	97.7	1.59	904
S5	2018-07-23	13:33:09	0.50	1.00	23.75	6.67	39.3	1.3	100.6	2.47	20
S5	2018-07-23	13:33:27	0.75	1.00	23.44	6.64	39.0	0.3	100.6	1.90	78
S5	2018-09-13	11:23:21	0.50	1.25	18.83	6.64	36.2	0.6	97.0	2.78	33
S5	2018-09-13	11:24:12	0.65	1.25	18.49	6.68	36.2	5.8	96.7	6.70	49
S8	2018-06-19	13:32:21	0.50	2.25	20.22	6.58	26.5	0.4	93.8	1.58	13
S8	2018-06-19	13:33:16	0.99	2.25	19.42	6.55	26.6	0.2	91.3	2.07	20
S8	2018-06-19	13:33:49	1.52	2.25	18.75	6.52	26.3	0.0	89.8	2.70	39
S8	2018-06-19	13:34:48	1.98	2.25	17.76	6.36	33.0	2475.0	86.4	40.03	1970
S8	2018-07-23	14:06:31	0.52	2.25	24.52	6.55	36.6	0.8	95.4	2.16	17
S8	2018-07-23	14:07:17	1.03	2.25	24.27	6.57	36.5	0.6	94.3	2.53	22
S8	2018-07-23	14:07:43	1.55	2.25	24.08	6.53	36.0	0.5	94.0	4.37	22
S8	2018-07-23	14:08:13	2.01	2.25	24.05	6.58	36.0	1.3	93.6	25.68	127
S8	2018-07-23	14:08:33	2.13	2.25	23.90	6.53	72.8	99.2	93.5	61.52	3871
S8	2018-09-13	11:36:04	0.52	2.00	18.79	6.72	35.7	0.7	91.6	2.22	16
S8	2018-09-13	11:36:36	1.01	2.00	18.12	6.61	35.6	0.8	91.3	2.91	28
S8	2018-09-13	11:37:04	1.50	2.00	17.68	6.58	35.4	0.8	90.7	4.65	26
S8	2018-09-13	11:37:22	2.00	2.00	17.59	6.55	35.6	7.7	89.9	10.95	491
S8	2018-09-13	11:38:13	2.16	2.00	17.61	6.50	39.2	4421.0	58.0	0.21	113
S9	2018-06-19	13:51:43	0.50	2.50	20.15	6.56	26.7	0.0	92.3	1.76	20
S9	2018-06-19	13:52:12	1.01	2.50	20.12	6.53	26.7	0.1	91.9	1.91	15
S9	2018-06-19	13:52:42	1.52	2.50	20.10	6.47	26.7	0.3	91.7	2.21	17
S9	2018-06-19	13:53:05	1.99	2.50	20.04	6.45	26.7	0.4	91.6	2.34	11
S9	2018-06-19	13:53:29	2.42	2.50	18.63	6.33	37.7	544.8	89.4	24.28	1531
S9	2018-07-23	14:20:03	0.50	2.25	24.54	6.70	36.6	1.0	96.6	2.46	20
S9	2018-07-23	14:20:40	1.01	2.25	24.36	6.67	36.6	3.3	95.8	2.84	39
S9	2018-07-23	14:20:59	1.53	2.25	24.26	6.62	36.4	1.2	95.1	3.29	23
S9	2018-07-23	14:21:33	2.02	2.25	23.90	6.62	37.7	8.5	93.8	6.65	51
S9	2018-07-23	14:21:53	2.50	2.25	23.57	6.58	42.7	83.4	92.3	46.57	1116
S9	2018-07-23	14:22:09	2.51	2.25	22.99	6.58	92.6	409.7	91.0	46.53	1508
S9	2018-09-13	11:50:09	0.48	2.00	18.53	6.74	35.8	1.0	98.4	2.20	*ND*
S9	2018-09-13	11:50:42	0.99	2.00	18.29	6.66	35.7	1.2	96.0	2.58	*ND*
S9	2018-09-13	11:50:59	1.50	2.00	17.97	6.63	35.7	1.5	94.9	3.62	9
S9	2018-09-13	11:51:31	2.00	2.00	17.50	6.61	35.9	3.0	91.3	4.82	39
S9	2018-09-13	11:51:57	2.48	2.00	17.49	6.52	37.3	141.9	87.6	36.06	1215
S9	2018-09-13	11:52:20	2.67	2.00	17.62	6.38	44.4	292.1	70.8	42.66	2736

Tableau 9.13 : Données brutes des variables physico-chimiques et biologiques de la qualité de l'eau du lac des Roches mesurées au laboratoire de la Ville de Québec en 2018.

Date	Station	Profondeur	Chlorophylle a	Chlorures	Couleur vraie	Azote ammoniacal	Nitrites et nitrates	Azote total	Phosphore total
		(m)	(µg/L)	(mg/L)	(UCV)	(µg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(µg/L)
2018-06-19	B3	0.5	1.25	2	*ND*	16.8	0.028	0.148	7.0
2018-07-23	B3	0.5	3.30	3	*ND*	76.8	0.019	0.175	5.9
2018-09-13	B3	0.5	5.20	4	*ND*	8.4	0.012	0.195	7.4
2018-06-19	B4	0.5	1.36	2	21	15.2	0.026	0.145	8.5
2018-07-23	B4	0.5	3.90	4	18	185	0.023	0.136	9.6
2018-09-13	B4	0.5	5.40	4	26	7.6	0.011	0.206	6.9
2018-06-19	B7	0.5	2.47	2	19	17.1	0.007	0.140	6.5
2018-07-23	B7	0.5	2.00	3	17	126	0.005	0.106	7.6
2018-09-13	B7	0.5	4.90	3	25	4.4	0.005	0.195	7.0
2018-06-19	S1	0.5	1.76	2	18	16.9	0.026	0.147	7.1
2018-07-23	S1	0.5	3.00	4	17	168	0.021	0.135	4.6
2018-09-13	S1	0.5	5.10	4	25	6.6	0.011	0.179	7.6
2018-06-19	S1	3.5	2.06	2	19	15.7	0.025	0.135	5.0
2018-07-23	S1	3.5	22.80	4	19	181	0.027	0.186	13.2
2018-09-13	S1	3.5	5.60	4	26	7.6	0.014	0.183	11.3
2018-06-19	S1	5.0	1.68	2	22	29.8	0.024	0.149	7.9
2018-07-23	S1	5.0	3.40	3	32	360	0.008	0.185	50.4
2018-09-13	S1	5.0	4.50	4	27	14	0.020	0.216	8.6
2018-06-19	S5	0.5	1.04	2	20	16.3	0.019	0.165	8.4
2018-07-23	S5	0.5	2.20	3	17	36.6	0.016	0.144	9.9
2018-09-13	S5	0.5	4.90	4	25	6.5	0.008	0.201	7.3
2018-06-19	S8	0.5	1.84	2	18	16.7	0.014	0.124	6.6
2018-07-23	S8	0.5	2.00	3	17	161	0.005	0.115	*ND*
2018-09-13	S8	0.5	3.60	3	24	49.1	0.005	0.207	6.3
2018-06-19	S9	0.5	1.58	2	19	20.6	0.009	0.141	7.2
2018-07-23	S9	0.5	2.00	3	*ND*	54.3	0.005	0.146	7.9
2018-09-13	S9	0.5	4.00	3	*ND*	5.9	0.005	0.199	7.1

Tableau 9.12 : Données brutes des variables physico-chimiques et biologiques de la qualité de l'eau des tributaires du lac des Roches mesurées à l'aide de la sonde Manta2 en 2018.

Date	Heure	Station	Température (°C)	pH	Saturation O_2 (%)	Conductivité (µS/cm)	Turbidité UTN	Chlorophylle a (µg/L)	Cyanobactéries (cellules/mL)
2018-07-23	13:16:04	BC1	19.65	6.32	60.9	53.8	2.4	3.10	21.2
2018-09-11	11:21:45	BC1	10.80	6.82	87.2	53.1	2.9	6.98	16.8
2018-09-21	12:32:21	BC1	9.93	6.79	93.5	47.0	14.6	2.85	22.4
2018-05-29	12:27:32	SC3	22.39	6.94	98.0	16.0	0.1	40.26	32.4
2018-07-23	12:08:53	SC3	20.42	6.97	97.5	41.2	430.5	0.92	*ND*
2018-09-11	11:06:17	SC3	11.72	6.98	94.9	28.4	957.9	3.24	6016.0
2018-09-21	12:15:26	SC3	12.40	7.20	94.3	42.9	4392.0	8.72	*ND*
2018-03-15	12:16:36	SC4	0.55	6.79	81.2	39.0	0.0	10.00	75.3
2018-05-29	12:25:17	SC4	21.02	6.91	94.2	29.5	8.3	15.28	408.3
2018-07-23	12:06:39	SC4	22.88	7.07	97.8	41.1	0.5	3.97	24.3
2018-09-11	11:05:09	SC4	16.46	7.03	94.1	36.5	1.6	4.00	35.7
2018-09-21	12:11:59	SC4	14.92	7.55	93.1	38.5	21.0	378.20	87.4
2018-03-15	11:29:05	SC6	1.63	7.43	79.7	29.2	0.0	3.27	9.4
2018-05-29	11:44:16	SC6	10.58	7.14	89.1	46.5	0.0	3.13	10.1
2018-07-23	10:41:51	SC6	13.92	8.06	91.5	126.1	632.1	3.07	42.0
2018-09-11	10:38:37	SC6	12.75	6.50	80.7	0.2	6.8	3.21	56.9
2018-09-21	11:48:33	SC6	11.24	7.41	89.3	151.2	402.0	4.17	121.6
2018-03-15	11:03:51	SC7	0.90	8.20	82.9	32.1	0.0	1.05	*ND*
2018-05-29	10:35:51	SC7	11.23	7.82	80.2	26.8	0.0	3.05	15.1
2018-07-23	13:53:23	SC7	16.35	6.75	84.1	37.8	4.4	0.78	10.3
2018-09-11	11:48:28	SC7	11.20	6.73	87.5	27.9	5.4	0.77	18.6
2018-09-21	12:54:00	SC7	10.38	7.12	91.9	36.0	8.7	1.05	5.2

Tableau 9.13 : Données brutes des variables physico-chimiques et biologiques de la qualité de l'eau des tributaires du lac des Roches mesurées au laboratoire de la Ville de Québec en 2018.

Date	Station	Azote ammoniacal (µg/L)	Azote total (mg/L)	Bactéries atypiques (UFC/100 mL)	Chlorophylle a (µg/L)	Chlorures (mg/L)	Coliformes fécaux (UFC/100 mL)	Coliformes totaux (UFC/100 mL)	Matières en suspension (mg/L)	Nitrites et nitrates (mg/L)	Phosphore total (µg/L)
2018-07-23	BC1	186.0	0.254	33000	0.74	2	20	450	3.0	0.016	12.7
2018-07-31	BC1	5.5	0.193	15000	0.21	1	36	1500	3.0	0.106	15.2
2018-09-11	BC1	81.0	0.421	20000	0.37	1	42	380	3.0	0.078	15.0
2018-09-21	BC1	80.3	0.331	40000	3.20	1	600	6500	9.0	0.137	54.4
2018-03-15	SC3	17.5	0.319	250	0.22	4	7	38	3.0	0.220	9.7
2018-05-29	SC3	25.1	0.350	32000	2.45	2	9	11000	3.0	0.006	33.9
2018-07-23	SC3	99.8	0.250	7900	0.49	5	11	630	3.0	0.159	11.6
2018-07-31	SC3	4.4	0.531	8300	0.67	3	12	250	3.0	0.062	16.1
2018-09-11	SC3	21.8	0.256	2200	0.55	4	31	220	3.0	0.101	8.1
2018-09-21	SC3	50.3	0.160	4400	1.40	4	490	260	3.0	0.079	8.7
2018-03-15	SC4	8.0	0.269	1400	2.60	2	1	650	11.8	0.060	31.6
2018-05-29	SC4	83.5	0.285	11000	0.98	2	8	1200	4.0	0.016	16.0
2018-07-23	SC4	102.0	0.132	220000	1.80	4	100	2300	3.0	0.026	8.3
2018-07-31	SC4	9.8	0.160	50000	2.70	3	19	2100	4.0	0.008	12.9
2018-09-11	SC4	65.4	0.188	20000	3.13	3	35	260	3.0	0.019	2.7
2018-09-21	SC4	71.1	0.162	40000	5.50	3	6	650	24.0	0.029	12.9
2018-03-15	SC6	8.0	0.289	450	0.05	2	0	29	3.0	0.070	7.3
2018-05-29	SC6	37.5	0.200	1600	0.11	2	0	78	3.0	0.029	7.6
2018-07-23	SC6	75.6	0.228	430000	0.29	14	150	3300	111.0	0.083	110.0
2018-07-31	SC6	4.4	0.160	9600	0.10	1	9	290	5.0	0.045	7.7
2018-09-11	SC6	49.3	0.336	17000	0.19	1	41	360	3.0	0.038	9.1
2018-09-21	SC6	48.2	0.658	40000	1.70	2	310	3500	91.5	0.133	174.0
2018-03-15	SC7	8.0	0.185	400	0.34	2	1	210	3.0	0.150	4.1
2018-05-29	SC7	197.0	0.160	1900	0.52	2	0	360	4.0	0.057	7.2
2018-07-23	SC7	125.0	0.145	13000	5.10	3	13	360	10.6	0.033	23.1
2018-07-31	SC7	8.4	0.160	17000	0.30	1	47	1000	5.0	0.060	15.9
2018-09-11	SC7	37.8	0.242	16000	0.44	1	53	730	10.8	0.115	16.0
2018-09-21	SC7	60.7	0.244	40000	1.30	1	150	5400	38.9	0.130	48.7