
Diagnose du lac des Roches – 2018



RÉDACTION

Claudie Lachance, Agente 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

Claudie Lachance, Agente de projets, OBV de la Capitale

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

Julie Trépanier, Chargée de projets et coordonnatrice du Plan Directeur de l'eau, OBV de la Capitale

Antoine Thibault, Chargé de projets en 2018, OBV de la Capitale

TRAVAUX DE TERRAIN

Équipe de l'OBV :

Claudie Lachance, Agente de projets, OBV de la Capitale

Raphaële Piché, Agente de projets en 2018, OBV de la Capitale

Antoine Thibault, Chargé de projets en 2018, OBV de la Capitale

Alissa Deschênes, Chargée de projets, OBV de la Capitale

Péroline Lescot, Chargée de projets, OBV de la Capitale

Julie Trépanier, Chargée de projets et coordonnatrice du Plan Directeur de l'Eau, OBV de la Capitale

Philippe Dubé, Stagiaire en environnement en 2018, OBV de la Capitale

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

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 du CRE, 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). 2019. Diagnose du lac des Roches – Campagnes de terrain 2018. Pour la Ville de Québec. Version finale mise à jour en 2019. Québec, 112 pages.

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

Table des matières

| | | |
|-----------|---|------------------------------------|
| 1. | INTRODUCTION | 1-3 |
| 2. | PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES DU BASSIN VERSANT | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 2.1 | HISTORIQUE DE L'OCCUPATION | 2-6 |
| 2.2 | PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES | 2-6 |
| 2.3 | RÉFÉRENCES POUR LA SECTION 2 | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 3. | QUALITÉ DE L'EAU ET ÉTAT TROPHIQUE DU LAC DES ROCHES | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 3.2 | MÉTHODOLOGIE | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 3.4 | RÉSULTATS ET DISCUSSION | 3-11 |
| 4. | QUALITÉ DE L'EAU DES 5 TRIBUTAIRES ET DE LA SORTIE DU LAC DES ROCHES | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 4.2 | MÉTHODOLOGIE | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 4.3 | RÉSULTATS ET DISCUSSION | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 5. | INVENTAIRE ET CARACTÉRISATION DES HERBIERS AQUATIQUES | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 5.3 | MÉTHODOLOGIE | 5-64 |
| 5.6 | RÉSULTATS ET DISCUSSION | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 6. | MISE À JOUR DE LA BATHYMÉTRIE DU LAC DES ROCHES | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 6.2 | MÉTHODOLOGIE | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 6.3 | RÉSULTATS ET DISCUSSION | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 7. | DISCUSSION, CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 8.1 | LE PHOSPHORE ET L'AZOTE | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 8.2 | LA GESTION DES APPORTS EN MATIÈRES EN SUSPENSION | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 8.3 | LA VÉGÉTALISATION DES BANDES RIVERAINES DU BASSIN VERSANT | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 8.4 | LES SELS DE DÉGLAÇAGE | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 8.5 | LA GESTION DURABLE DES EAUX PLUVIALES | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 8.6 | SUIVI | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 8. | BIBLIOGRAPHIE | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 9. | ANNEXES | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |
| 8.7 | RÉFÉRENCES POUR LA SECTION 8 | ERREUR ! SIGNET NON DEFINI. |

Liste des figures

| | |
|--|------|
| FIGURE 1: ÉCHANTILLONNAGE À LA STATION BC1-2, LE 31 JUILLET 2018. | 4-58 |
|--|------|

FIGURE 2: SORTIE DE LA CONDUITE D'AMENÉE DE L'EAU DE LA RIVIÈRE MONTMORENCY À LA STATION SC3, LORS DE L'ÉCHANTILLONNAGE DU 29 MAI 2018.4-59

Liste des tableaux

TABLEAU 2-1 : CARACTÉRISTIQUES DU LAC SAINT-AUGUSTIN (BERGERON ET AL., 2002, MDDEP, 2010 ET ROBERGE ET AL., 2002)**ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**

TABLEAU 3-1. COORDONNÉES GÉOGRAPHIQUES DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE AU LAC SAINT-AUGUSTIN EN 20153-11

TABLEAU 3-2. CALENDRIER D'ÉCHANTILLONNAGE DE LA QUALITÉ DE L'EAU AU LAC SAINT-AUGUSTIN À L'ÉTÉ ET L'AUTOMNE 2015... **ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.**

1. Introduction

L'intensification des activités humaines dans le bassin versant d'un lac, comme la construction de résidences, l'implantation de fosses septiques, l'épandage d'engrais et de pesticides, génère des apports en éléments nutritifs et autres contaminants de toutes sortes. L'enrichissement graduel d'un lac en éléments nutritifs (azote et phosphore) provoque alors la croissance des algues et des plantes aquatiques. L'accroissement rapide de la biomasse végétale entraîne une accumulation de matière organique au fond du lac. La décomposition de cette matière nécessite une consommation accrue en oxygène dissous dans l'eau. La concentration en oxygène diminue alors considérablement jusqu'à l'anoxie, de manière telle que les décomposeurs qui l'ont induit subissent eux-mêmes une réduction de leur capacité à décomposer la matière organique. Au final, la matière s'accumule plus rapidement qu'elle ne se décompose. La modification de l'équilibre de l'écosystème qui en résulte favorise l'apparition d'espèces mieux adaptées aux nouvelles conditions (anoxie, turbidité élevée, forte concentration de matières en suspension, changement dans la disponibilité en nutriments); c'est le phénomène d'eutrophisation. Parmi les espèces mieux adaptées à ces conditions, on retrouve les cyanobactéries, également appelées algues bleu-vert. Leur prolifération est une conséquence du phénomène d'eutrophisation. Ces organismes sont des bactéries ayant la capacité d'effectuer de la photosynthèse, d'emmagasiner et de fixer l'azote atmosphérique. Une floraison de cyanobactéries, aussi appelée fleur d'eau, a lieu lors d'une prolifération massive de cyanobactéries sur une courte période de temps, correspondant à une densité égale ou supérieure à 20 000 cellules/mL (MDDELCC, 2015d). Cette densité est si importante que la couleur de l'eau peut devenir bleu-verte. Les floraisons durent en général seulement quelques jours, pour ensuite cesser lorsque la concentration en nutriments n'est plus suffisante au maintien de la prolifération massive des cyanobactéries. L'eutrophisation est un processus naturel, qui normalement se déroule sur une échelle de temps longue de plusieurs milliers d'années. L'eutrophisation se décline en différentes phases qui permettent la classification des lacs en plusieurs niveaux trophiques indicateurs de leur âge et de leur vieillissement : oligotrophe, mésotrophe, eutrophe et hyper-eutrophe (figure 3.1). Le suivi des changements d'état trophique permet de mesurer la pression anthropique et l'état de santé de ceux-ci.

Au cours des dernières années, le Ministère de l'Environnement et de la Lutte aux Changements Climatiques (MELCC) a établi l'état trophique de 537 lacs du Québec via la tenue de plusieurs diagnostics. Selon ces analyses, 27% des lacs étaient mésotrophes à méso-eutrophes et 3% étaient eutrophes à hyper-eutrophes (MELCC, 2011; Deshpande, 2012). Dans le cadre de ces diagnostics, qui ont eu lieu entre 1999 et 2008, une augmentation du nombre de lacs du Québec ayant expérimenté des floraisons de cyanobactéries a pu être constatée, passant de 21 en 2004 à 156 lacs en 2008 (MELCC, 2011; Deshpande, 2012). Parmi les lacs analysés et épargnés par les floraisons se trouvait le lac des Roches, qui a fait l'objet d'une diagnose par le groupe CIMA+ pour la Ville de Québec en 2007.

Le lac des Roches est un réservoir d'eau potable de la Ville de Québec desservant la population de l'arrondissement de Charlesbourg. En effet, plus de 80 000 personnes sont approvisionnées en eau potable par la prise d'eau de surface du lac de Roches et celle de la rivière Montmorency (Ville de Québec, 2018). Il est également considéré comme un milieu d'intérêt écologique (Schéma d'aménagement et de développement, 2017). Le parc linéaire de la Rivière-des-Roches est le site de la décharge du lac où on peut observer une riche biodiversité floristique et ornithologique. Le lac des Roches est donc reconnu pour sa valeur écologique, récréotouristique, son unicité et sa vulnérabilité par rapport aux interventions humaines. Depuis 2010, le lac

des Roches est assujéti par la Ville de Québec à un règlement d'agglomération (R.A.V.Q-266) visant à limiter les interventions humaines dans les bassins versants des prises d'eau de la Ville de Québec installées dans la rivière Saint-Charles, le lac des roches, la rivière des Sept Ponts et la rivière Montmorency (Ville de Québec, 2019). À cet effet, toute baignade (humain ou animal), circulation à l'aide d'une embarcation motorisées ou non, tout camping, feu à ciel ouvert et dépôt de déchets sont interdits sur la section du territoire du bassin versant du lac des Roches qui appartient à la Ville de Québec.

Lors de la diagnose de 2007, l'état trophique du lac a été déterminé comme étant oligo-mésotrophe à mésotrophe. Son fort débit et son apport en eau de l'extérieur favorisant un renouvellement rapide de la masse d'eau, ainsi que l'occupation presque totale du bassin versant par de la forêt expliquent l'état trophique de relativement bonne qualité estimé.

Malgré tout, le lac des Roches a été identifié comme susceptible de subir une accélération de son vieillissement en raison de plusieurs facteurs. Même si une stratification thermique du lac aurait été observée à l'été 2007, le lac des Roches est un lac de faible profondeur, ce qui peut le rendre sensible aux conditions climatiques, qui pourraient induire un brassage de la colonne d'eau et ce, même en saison estivale. Une baisse importante du pH dans l'hypolimnion avait été observée, qui aurait frôlé le seuil limite pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) (CIMA+, 2007). Il était noté que malgré une concentration faible, il y avait un apport évident en coliformes fécaux provenant des tributaires, ce qui suggère la présence de mammifères près de ceux-ci. De plus, le lac des Roches était déjà légèrement affecté par l'anthropisation en raison de la proximité de zones urbaines, ce qui constituait une préoccupation relative selon CIMA +. En effet, malgré le règlement d'agglomération, les feux à ciel ouvert, la circulation en véhicule motorisés (ex. VTT et *motocross*), la randonnée pédestre ou en vélo de montagne, la pollution par les déchets et les baignades illégales au lac des Roches demeurent fréquents.

Les recommandations suite à la diagnose de 2007 incluaient, entre autres, d'investiguer la qualité de l'eau des affluents du lac et d'analyser la santé de ceux-ci. L'analyse de la santé des tributaires et des impacts potentiels pour la santé du lac s'avèrerait donc pertinente (Deshpande, 2012).

En raison de l'intérêt écologique du lac des Roches et de son importance au niveau de la santé publique et récréotouristique, l'Organisme des bassins versants de la Capitale a été mandaté par la Ville de Québec pour réaliser en 2018 une nouvelle diagnose du lac des Roches afin de mettre à jour le portrait de sa santé, suivre son évolution trophique en plus de traiter plusieurs paramètres n'ayant pas été examinés lors de la diagnose de 2007.

Les objectifs spécifiques de la diagnose sont les suivants :

- Évaluer l'état général et l'état trophique du lac des Roches;
 - Évaluer la qualité de l'eau du lac;
 - Dresser un portrait de la communauté phytoplanctonique;
- Évaluer la qualité de l'eau à l'embouchure des 5 tributaires et à la sortie du lac en amont de la prise d'eau potable;
- Caractériser les communautés de plantes aquatiques;
- Mettre à jour la bathymétrie du lac;
- Comparer les données avec celles des études antérieures lorsque possible;
- Effectuer des recommandations.

11 grandes campagnes de terrain ont été effectuées afin de répondre aux objectifs fixés ci-dessus pour la diagnose du lac des Roches. Le rapport comprend les sections suivantes : la première section correspondant à l'introduction et la seconde à la présentation du lac des Roches et de son bassin versant, avec une emphase mise sur l'histoire de l'occupation anthropique de son bassin versant.

Les résultats des 11 campagnes de terrain sont présentés en 4 sections, pouvant être consultées séparément, chacune correspondant à un objectif auquel elle répond. Voici la liste des sections suivant les sections 1 et 2:

- Qualité de l'eau et état trophique du lac des Roches (section 3)
- Qualité de l'eau à l'embouchure des 5 tributaires et à la sortie du lac (section 4)
- Inventaire et caractérisation des herbiers aquatiques (section 5)
- Mise à jour de la bathymétrie du lac des Roches (section 6)
- Conclusions et recommandations (section 7)

La troisième 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 l'évaluation de l'état trophique du lac des Roches, ainsi que les résultats de nombreux paramètres de la qualité physico-chimique et ceux portant sur les communautés de phytoplancton et de cyanobactéries échantillonnées lors de la saison. Les résultats présentés seront comparés à ceux des années antérieures.

La quatrième section décrit la qualité de l'eau à l'embouchure des 5 tributaires et à la sortie du lac des Roches. Cette analyse permet de dresser un portrait actuel des mécanismes pouvant affecter la santé du lac ainsi que sa sensibilité à la dégradation. Comme un apport considérable en nutriments de la part des tributaires est suspecté, cette hypothèse pourra être vérifiée à l'aide des mesures de la qualité de l'eau des différents tributaires.

La cinquième section, qui porte sur les herbiers aquatiques, contient les résultats de l'inventaire et de la caractérisation des herbiers de plantes aquatiques émergentes, submergées et flottantes au lac des Roches. Les résultats de cette caractérisation sont illustrés par deux cartes thématiques portant notamment sur les genres répertoriés et la densité des herbiers. Cette section permet donc de mettre à jour l'état des connaissances sur les herbiers aquatiques du lac des Roches et d'établir un état de référence pour d'éventuels inventaires, permettant ainsi le suivi.

La sixième 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 des Roches ainsi que le suivi d'un éventuel apport en sédiments.

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 discussion, les conclusions et les recommandations (section 7), qui se trouvent à la fin du document, permettent de vérifier l'atteinte de l'objectif général de la diagnose; évaluer les changements dans l'état de santé du lac des Roches, en plus de tous les objectifs spécifiques.

2. Principales caractéristiques du bassin versant

2.1 Historique de l'occupation

En 1665, l'intendant Jean Talon a exproprié les Jésuites de Charlesbourg et de Beauport pour permettre la colonisation de Charlesbourg, permettant la fondation du Bourg Royal, du Bourg-la-Reine et du Bourg Talon, qui constituent présentement les principaux quartiers d'accès au lac des Roches, dont les abords restent toutefois forestiers.

Vers les années 1800 et 1850, de fréquentes épidémies de fièvre typhoïde et de choléra forcent la Ville de Québec à ériger les premiers aqueducs sur la rivière Saint-Charles, afin d'améliorer la qualité de l'eau distribuée à la population. Ce n'est qu'en 1964 que le lac des Roches devient un réservoir d'eau potable afin de s'ajouter au système d'aqueducs alimentant les quartiers Vieux-Charlesbourg, Charlesbourg-Est, Orsainville et Giffard. À cet effet et pour augmenter le niveau de l'eau du lac des Roches, le lac des Roches est alimenté depuis cette date par un ouvrage de captation d'eau de la rivière Montmorency, qui est situé à l'amont de l'île de Canteloup et qui a fait l'objet d'une reconstruction en 2013 (une autre serait prévue en 2018/2019). Auparavant seulement chlorée, l'eau du lac des Roches destinée à la consommation en eau potable est depuis 2009 dirigée à quelques 200 mètres à l'est vers la nouvelle usine de traitement de l'eau de Charlesbourg (Gouvernement du Québec, 2009a). L'eau passe maintenant par un ouvrage de captation superficiel de l'eau brute, un poste de surpression, deux décanteurs à floccs lestés, une station d'interozonation, 8 filtres à sable et anthracite, un poste de désinfection à l'hypochlorite de sodium, un poste de correction du pH à la chaux hydratée ainsi que par un ajout d'inhibiteurs de corrosion (polyphosphates de sodium) (VECTEUR environnement, 2009). La quantité approximative d'apport en eau de la rivière Montmorency au lac des Roches varie entre 0,3 m³/s et 0,5 m³/s selon les besoins en consommation de l'arrondissement. La canalisation de l'ouvrage de captation de l'eau de la rivière Montmorency longe le chemin du lac des Roches, une route principale d'accès au lac par Saint-Brigitte-de-Laval, construite en 1950. Il est à noter que des travaux routiers ont été effectués de novembre 2018 à novembre 2019 sur la rue des Remous afin d'aménager une nouvelle conduite d'alimentation en eau brute du lac des Roches (PSP170890, Ouvrage A) (Ville de Québec, 2018).

Malgré le faible développement ayant eu lieu à proximité, le lac des Roches a toujours été occupé par des terres forestières privées à potentiel élevé ainsi que des terres d'acériculture, surveillées par l'Agence des forêts privées de Québec 03. De plus, on peut compter environs 10 résidences à proximité du lac des Roches, toutes sur les lots appartenant au Club du Lac des Roches (Ville de Québec 2018). Aucune d'entre elles n'étant desservie par le réseau municipal d'égouts, chaque résidence a donc sa propre fosse septique.

Le lac des Roches a depuis toujours été un lieu favorable aux randonnées pédestres, comme le démontre le mémoire de George Jehoshaphat Mountain, évêque de Québec, qui mentionne son passage sur le bassin versant en septembre 1804 (Mountain, 1866). Le lac des Roches est également mentionné en 1834 par Alfred Hawkins, qui le cartographia en décrivant les environs de la ville de Québec (Commission de toponymie du Québec, 2018). Il est présentement entouré par des routes non pavées pour l'accessibilité au lac par la Ville de Québec et les quelques riverains autorisés.

En 2001, il a fait l'objet d'un Plan de protection et de mise en valeur de la forêt privée et en 2010, la Communauté Métropolitaine de Québec a assujéti le lac des Roches à la coupe réglementée par le règlement de contrôle intérimaire visant à limiter les interventions humaines dans les bassins versants des prises d'eau potable de la Ville de Québec installées dans le rivièrè Saint-Charles et Montmorency (RCI 2010-41).

Depuis 2010, les seuls usages autorisés au zonage dans le bassin versant du lac des Roches sont récréatifs. Parmi ceux-ci on note les parcs, les espaces de conservation naturelle, les activités forestières sans pourvoirie et, plus au nord du bassin versant, les activités forestières avec pourvoirie (Ville de Québec, 2010). La moitié du territoire du bassin versant du lac des Roches appartient à la Ville de Québec et l'autre appartient à la société du Club du Lac des Roches Inc. (Ville de Québec, 2018). Il est considéré par la Ville de Québec comme territoire de milieu naturel sur lac d'intérêt écologique visé par le document complémentaire du schéma d'aménagement du territoire (Ville de Québec, 2018).

2.2 Principales caractéristiques physiques

Le lac des Roches comporte 5 tributaires et son taux de renouvellement varie hautement en fonction des saisons et de la demande en eau potable. En 2007, son autonomie sans apport externe pour fournir l'eau potable a été estimée par la firme Genecor (2005) à 41 jours l'été et 17 jours l'hiver. Selon le débit moyen de l'effluent mesuré à l'époque (6000 m³/j) le volume du lac des Roches (759 000 m³), se renouvelle en 81 jours (CIMA+, 2007).

Tableau 2.1 : Caractéristiques du lac des Roches (OBV de la Capitale, 2018)

| Paramètres | Données |
|--|---------------------------------------|
| Superficie du bassin versant du lac et de la décharge | 1 km ² |
| Superficie du lac | 0.337 km ² |
| Périmètre du lac | 4,5 km |
| Longueur maximale | 2,1 km |
| Largeur maximale | 0,3 km |
| Largeur moyenne | 0,29 km |
| Profondeur moyenne | 3,6 m |
| Profondeur maximale | 6,1 m |
| Volume | 2,38 x 10 ⁶ m ³ |
| Débit moyen | 0,17 m ³ /sec |

Le lac des Roches est situé au pied du mont des Épinettes Noires à 300 m d'altitude dans le nord de l'arrondissement de Charlesbourg, Ville de Québec. Il est le résultat de la fusion de deux lacs, qui ont été reliés en 1965 par un bras suite à l'élévation du niveau de l'eau en raison de la construction de la conduite d'eau de la rivièrè Montmorency. Le lac, d'une superficie totale de 34,4 ha (337 000 m²), est donc composé de 2 bassins ainsi que d'un bras les reliant. Le grand bassin (secteur Nord-Est) reçoit l'eau brute provenant de la rivièrè Montmorency. Sa profondeur moyenne est de 3,5 m et sa profondeur maximale est de 5,5 m (S1, figure 2.1). Le petit bassin (secteur Sud-Ouest) possède quant à lui une profondeur moyenne de 2,0 m (figure 2.1; CIMA+, 2007). Il est à noter que la bathymétrie et l'hydromorphologie du lac des Roches sont présentées plus en détails dans la section 6 du présent rapport.

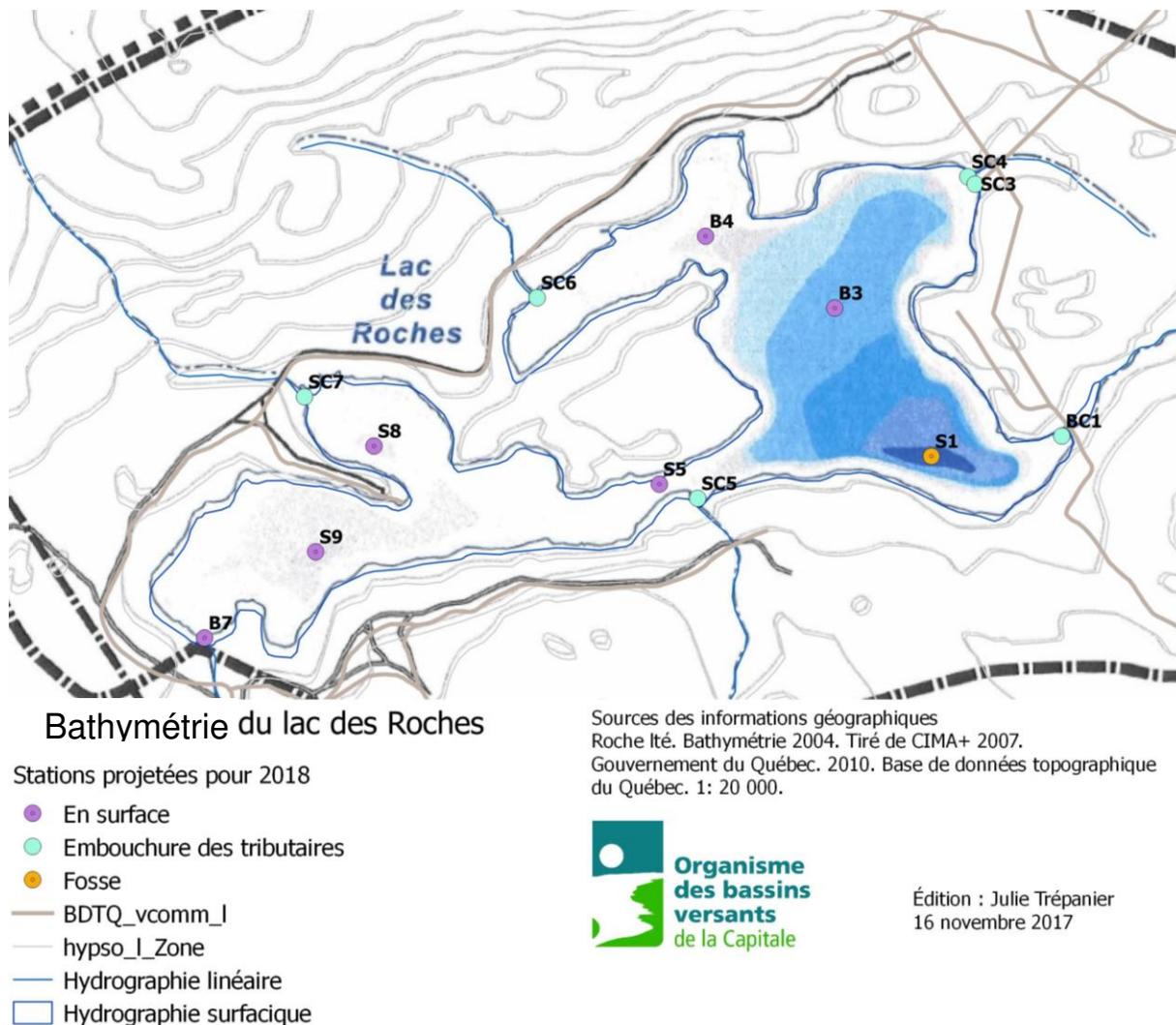
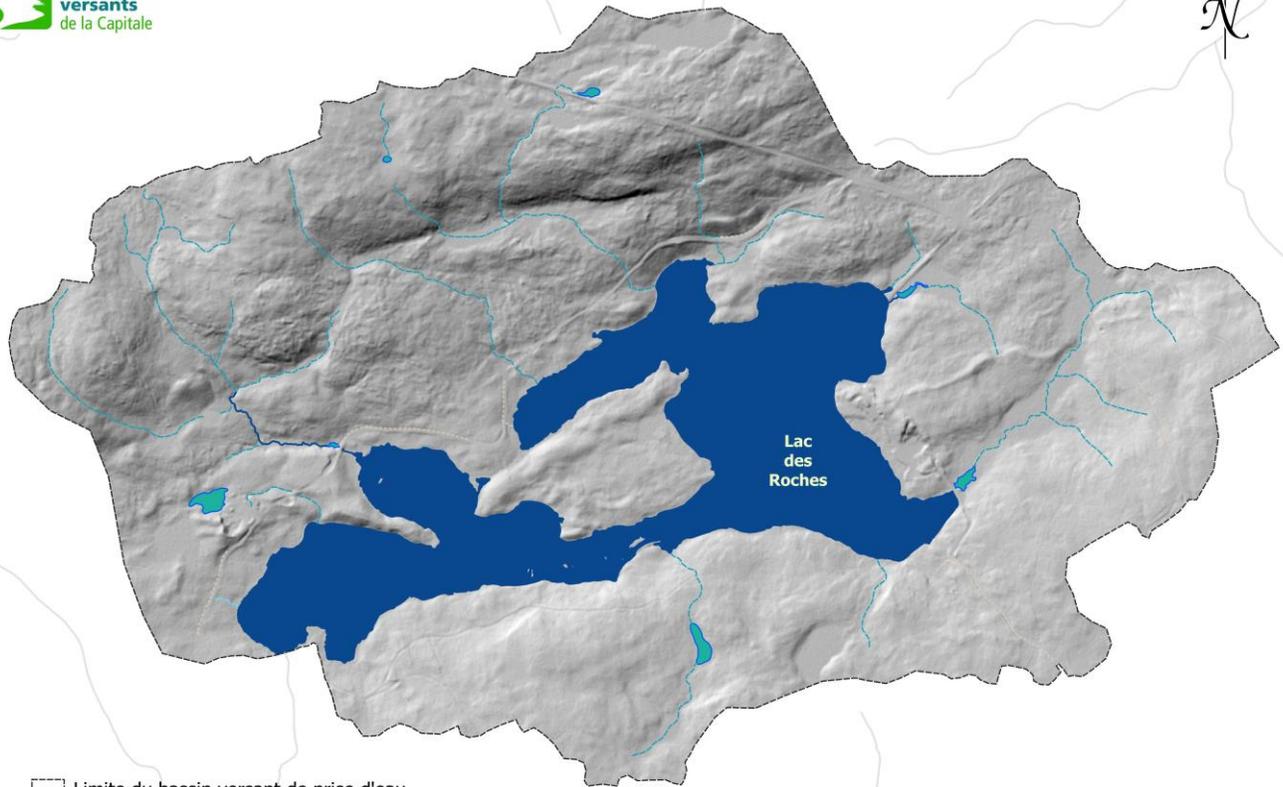


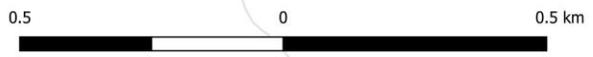
Figure 2.1 : Bathymétrie du lac des Roches tels que définie en 2007 (CIMA+), ainsi les stations d'échantillonnage (incluant la décharge).

2.3 Bassin versant et caractéristiques écologiques

Le bassin versant du lac des Roches se situe dans la province géologique de Grenville (bouclier canadien), dans une zone de roches métamorphiques avec un till en surface, un dépôt composé de roches et de sédiments de toutes tailles laissés lors de la dernière glaciation au quaternaire par les glaciers qui ont érodé le socle rocheux. (Organisme des bassins versants de la Capitale, 2019).



- Limite du bassin versant de prise d'eau
- Réseau hydrographique**
- Cours d'eau surfacique (VQ)
- Lac
- Étang
- Cours d'eau principal
- Cours d'eau linéaire (VQ)
- Cours d'eau secondaire
- Cours d'eau secondaire intermittent
- Fossé simple (Fossé < 2 mètres)
- Cours d'eau secondaire intermittent imprécis



Source des données géographiques:
 © Gouvernement du Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles.
 2016. Géobase du réseau hydrographique du Québec. Ministère des Forêts, de la Faune
 et des Parcs. 2017. LiDAR - Produits dérivés. 1: 20 000.
 Ville de Québec. s.d. Cours d'eau linéaires et surfaciques.
 Ville de Québec. s.d. Limites des bassins versants de prises d'eau de surface.

Réalisation: Julie Trépanier, 11 janvier 2019.

Figure 2.2: Hydrographie du bassin versant de la prise d'eau du lac des Roches. (Source : OBV de la Capitale, 2019)

Le lac des Roches se situe en zone climatique no 12, dans les Laurentides méridionales (zone écologique ECO2). Son bassin versant est composé des écotypes forestiers « sapinière à bouleaux jaunes » et « érablière à tilleuls ». Les sapinières à bouleaux jaunes sont l'interface entre la forêt boréale et la forêt mixte feuillue et la température moyenne annuelle de l'air oscille entre 1,0 et 2,5 °C. Les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette et les incendies sont les principaux facteurs modulant la dynamique naturelle de ce domaine bioclimatique (AFPQ03, 2001). Les peuplements forestiers entourant le lac des Roches sont pour la plupart matures. On y retrouve, entre autres, de l'érable rouge, du sapin baumier, du bouleau jaune et des érables à sucre d'âges variables. Il y a également présence d'une sapinière à épinettes noires et d'une hêtraie de 10,7 ha composée de plusieurs arbres matures de fortes dimensions (Del Degan, Massé pour la Ville de Québec).

Le lac des Roches est connu depuis 1914 comme étant « poissonneux » (Dictionnaire des lacs et des Rivières de la province de Québec, 1914). La communauté ichtyologique du lac des Roches est potentiellement composée d'omble de fontaine allopatrique (MRNF 2004), ainsi que d'espèces exotiques envahissantes telles le carassin (*Carassius auratus*, Bellemare 2011). Le carassin aurait été introduit par des riverains qui avaient des étangs artificiels et qui, suite au remblaiement de ceux-ci, se sont débarrassés de leurs poissons en les rejetant dans le lac des Roches. L'unique effluent du lac des Roches, la rivière des Roches s'étend sur 8 km et est l'un de principaux tributaires de la rivière du Berger. Elle est considérée comme une véritable pouponnière à poissons, particulièrement pour la reproduction de l'omble de fontaine dans la région de la Capitale-Nationale.

Plusieurs espèces vulnérables, menacées ou susceptibles de l'être ont pu être observées au lac des Roches et à proximité de son effluent. Parmi celles-ci, on trouve notamment plusieurs espèces de *carex*, la matteuccie fougère à l'autruche (*Matteuccia struthiopteris*), le trille blanc (*Trillium grandiflorum*), la salamandre sombre du Nord (*Desmognathus fuscus*, Desroches et Pouliot 2005), le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), la paruline du Canada (*Cardinella canadensis*) et le moucherolle à côtés olives (*Contopus cooperi*) (bases de données eBird Québec et GBIF, consultées le 27 juin 2018).

Parmi les espèces exotiques envahissantes pouvant possiblement infiltrer le bassin versant du lac des Roches, en raison de leur proximité à une voie d'entrée dans le bassin versant (ex. : voie de circulation, cours d'eau), on compte la renouée du Japon (*Reynoutria japonica*), le roseau commun (*Phragmites australis*), la salicaire commune (*Lythrum salicaria*) et le carassin (*Carassius auratus*).

3. Qualité de l'eau et état trophique du lac des Roches

3.1 Méthodologie

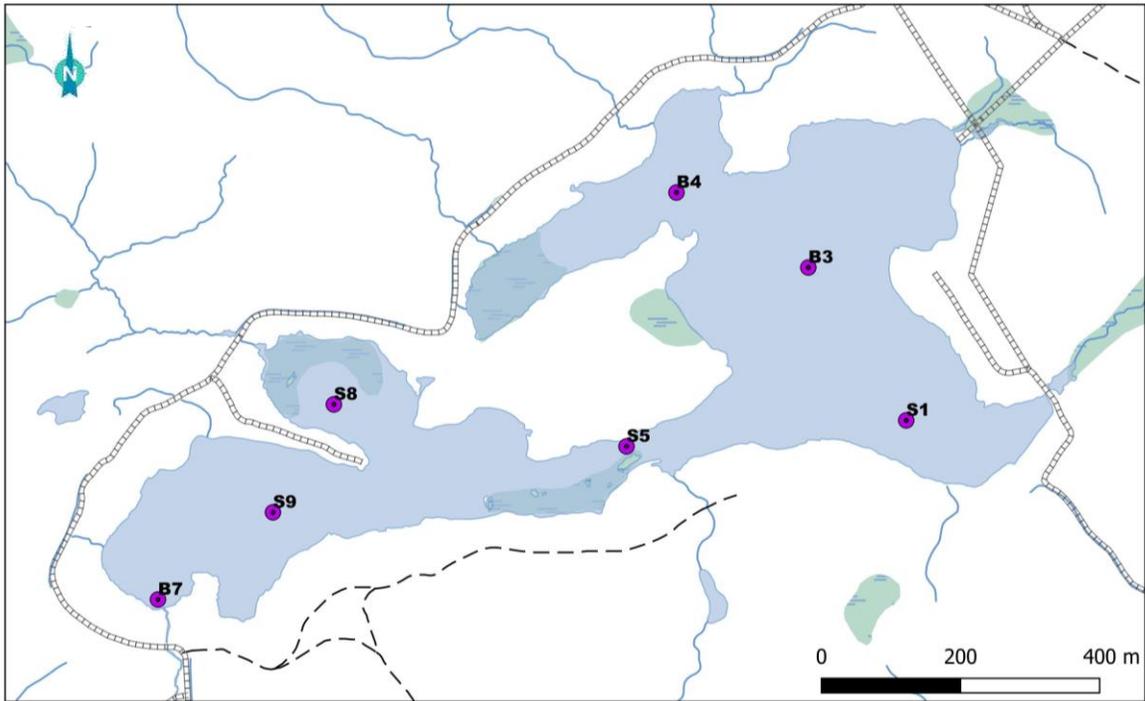
Afin d'évaluer l'état trophique du lac des Roches, le protocole du Réseau de suivi volontaire des lacs (RSVL) a été suivi (MDDELCC, 2015b) et complété par de nombreuses autres mesures sur la qualité physico-chimique et biologique de l'eau du lac afin de préciser le diagnostic.

3.1.1 Localisation des stations

Selon le protocole RSVL, visant à établir le niveau trophique, la mesure des descripteurs de la qualité de l'eau doit se faire au-dessus de la ou des zones les plus profondes du lac (MDDELCC, 2015b). Ainsi, une station d'échantillonnage a été déterminée à l'emplacement présumé de la fosse la plus profonde du lac des Roches selon la bathymétrie de 2004, soit la station S1 avec une profondeur de 5,5 m, où 3 échantillons d'eau seront pris dans l'épilimnion (0,5 m), le métalimnion (3,0 m) et l'hypolimnion (5,0 m). La profondeur et la localisation du point le plus profond du lac (station S1) ont été vérifiées à l'aide de la sonde multiparamètres lors de la première campagne d'échantillonnage et sa localisation confirmée à nouveau suite à la réalisation de la bathymétrie (section 6 du présent document). Des profils verticaux ont été réalisés à l'aide de la sonde Manta2 à la station S1, en plus des stations B3, B4, B7, S5, S8 et S9. Deux de ces stations, B3 et S9, ont également été sélectionnées à raison d'une par point central de chaque bassin, pour le suivi du phytoplancton (figure 3.1, tableau 3.1).

Tableau 3.1 : Coordonnées géographiques (degrés décimaux) des stations d'échantillonnage du lac des Roches à l'été 2018.

| Station | Latitude | Longitude |
|---------|-----------|------------|
| S1 | 46.921053 | -71.247466 |
| S5 | 46.920688 | -71.252860 |
| S8 | 46.921244 | -71.258380 |
| S9 | 46.919864 | -71.259153 |
| B3 | 46.922814 | -71.249507 |
| B4 | 46.924061 | -71.251935 |
| B7 | 46.918646 | -71.261710 |



Lac des Roches

Stations d'échantillonnage du lac des Roches

● B3, B4, B7, S1, S5, S8, S9

Hydrographie

— Tributaires

■ Lac des Roches

■ Milieux humides



Source des données
Gouvernement du Canada; Ressources naturelles Canada; Secteur des sciences de la Terre. 2018. Réseau routier.
OBV de la Capitale. 2018. Stations d'échantillonnage du lac des Roches. Diagnose du lac des Roches. Saison été 2018.
Ville de Québec. 2018.

Figure 3.2 : Carte des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau du lac des Roches en 2018.

3.1.2 Protocole d'échantillonnage



Figure 3.3 : Sonde *Manta2* et le périphérique *Amphibian2*.

Les sorties terrain pour la mesure des paramètres physico-chimiques et biologiques ont eu lieu à trois reprises entre mai et octobre 2018, soit durant toute la période libre de glace en conformité avec le protocole du RSVL (MDDELCC, 2015b). Lors de ces sorties, plusieurs paramètres ont été mesurés à l'aide de la sonde multiparamètres *Manta2* munie d'un périphérique *Amphibian2* (figure 3.3), à des intervalles verticaux de 0,5 m.

De plus, pour la station S1, des échantillons d'eau ont été prélevés à la surface (0,5 m), au milieu (3,0 m) et au fond du lac (5,0 m). Tous les prélèvements ont été réalisés avec une bouteille d'échantillonnage *Van Dorn* (figure 3.4), permettant d'échantillonner l'eau à différentes profondeurs dans la colonne d'eau, puis transférés dans des bouteilles préparées à cet effet et acheminées au laboratoire de la division de la qualité de l'eau du Service de l'environnement de la Ville de Québec (annexe 1).



Figure 3.4 : Bouteille d'échantillonnage de type Van Dorn.

Enfin, à toutes les stations, la transparence de l'eau a été mesurée avec un disque de Secchi standard (0,2 m de diamètre, figure 3.5).

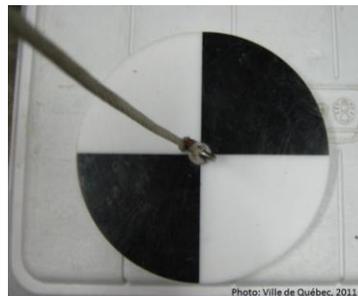


Figure 3.5 : Disque de Secchi standard.

Le tableau 3.1 indique l'appareil ou la méthode de laboratoire utilisé pour la mesure de chaque indicateur. Il est à noter que les mesures de chlorophylle α ont été prises à l'aide de la sonde, alors que selon le protocole du RSVL, elles sont habituellement évaluées en laboratoire. Un test statistique réalisé en 2015 entre les données de sonde et les données de laboratoire pour la chlorophylle a démontré que les résultats n'étaient pas significativement différents (annexe 1). Il est à noter que, pour l'échantillonnage du lac des Roches en 2018, les valeurs mesurées avec la sonde multiparamètres ne concordent pas avec celles mesurées par le laboratoire de la Ville de Québec, ce qui peut être expliqué par l'absence de méthode de calibration pour la mesure de la concentration en chlorophylle α par la sonde multiparamètres. En l'occurrence, les données fournies par la Ville de Québec seront celles utilisées pour l'analyse.

Tableau 3.2 Appareils et méthodes utilisés pour la mesure des paramètres de la qualité de l'eau du lac des Roches en 2018.

| Variable | Unité de mesure | Appareil/méthode utilisés |
|--|-----------------|--------------------------------------|
| Température | °C | Sonde multiparamètres |
| pH | Aucune | Sonde multiparamètres |
| Saturation et concentration en oxygène | % et mg/L | Sonde multiparamètres |
| Conductivité | µS/cm | Sonde multiparamètres |
| Turbidité | UTN | Sonde multiparamètres |
| Concentration en algues bleu-vert | Cellules/mL | Sonde multiparamètres |
| Chlorophylle α | µg/L | Sonde multiparamètres et laboratoire |
| Azote total | mg/L | Laboratoire |
| Phosphore total | µg/L | Laboratoire |
| Matières en suspension | mg/L | Laboratoire |
| Chlorures | mg/L | Laboratoire |

Tableau 3.3 Stations et variables mesurées pour l'analyse de la qualité de l'eau du lac des Roches en 2018.

| Station | Laboratoire/sonde | Variable |
|--|-------------------|---|
| S1 Profondeur 1, 2 et 3 | Laboratoire | Nitrites et nitrates (mg/L), azote ammoniacal (µg/L), azote total (mg/L), chlorophylle α (µg/L), couleur vraie (UCV), phosphore total (µg/L) |
| | Sonde (profil) | Température (°C), pH, Saturation et concentration en oxygène (%), mg/L), conductivité (µS/cm), turbidité (UTN), concentration en cyanobactéries (cellules/mL), concentration en chlorophylle α (µg/L) |
| S5 | Laboratoire | Nitrites et nitrates (mg/L), azote ammoniacal (µg/L), azote total (mg/L), chlorophylle α (µg/L), couleur vraie (UCV), phosphore total (µg/L) |
| | Sonde (profil) | Température (°C), pH, Saturation et concentration en oxygène (%), mg/L), conductivité (µS/cm), turbidité (UTN), concentration en cyanobactéries (cellules/mL), concentration en chlorophylle α (µg/L) |
| S8 | Laboratoire | Nitrites et nitrates (mg/L), azote ammoniacal (µg/L), azote total (mg/L), chlorophylle α (µg/L), couleur vraie (UCV), phosphore total (µg/L) |
| | Sonde (profil) | Température (°C), pH, Saturation et concentration en oxygène (%), mg/L), conductivité (µS/cm), turbidité (UTN), concentration en cyanobactéries (cellules/mL), concentration en chlorophylle α (µg/L) |
| S9 | Laboratoire | Phytoplancton (cellules/mL), nitrites et nitrates (mg/L), azote ammoniacal (µg/L), azote total (mg/L), chlorophylle α (µg/L), couleur vraie (UCV), phosphore total (µg/L) |
| | Sonde (profil) | Température (°C), pH, Saturation et concentration en oxygène (%), mg/L), conductivité (µS/cm), turbidité (UTN), concentration en cyanobactéries (cellules/mL), concentration en chlorophylle α (µg/L) |
| B3 | Laboratoire | Phytoplancton (cellules/mL), nitrites et nitrates (mg/L), azote ammoniacal (µg/L), azote total (mg/L), chlorophylle α (µg/L), couleur vraie (UCV), phosphore total (µg/L) |
| | Sonde (profil) | Température (°C), pH, Saturation et concentration en oxygène (%), mg/L), conductivité (µS/cm), turbidité (UTN), concentration en cyanobactéries (cellules/mL), concentration en chlorophylle α (µg/L) |
| B4 | Laboratoire | Nitrites et nitrates (mg/L), azote ammoniacal (µg/L), azote total (mg/L), chlorophylle α (µg/L), couleur vraie (UCV), phosphore total (µg/L) |
| | Sonde (profil) | Température (°C), pH, Saturation et concentration en oxygène (%), mg/L), conductivité (µS/cm), turbidité (UTN), concentration en cyanobactéries (cellules/mL), concentration en chlorophylle α (µg/L) |
| B7 | Laboratoire | Nitrites et nitrates (mg/L), azote ammoniacal (µg/L), azote total (mg/L), chlorophylle α (µg/L), couleur vraie (UCV), phosphore total (µg/L) |
| | Sonde (profil) | Température (°C), pH, Saturation et concentration en oxygène (%), mg/L), conductivité (µS/cm), turbidité (UTN), concentration en cyanobactéries (cellules/mL), concentration en chlorophylle α (µg/L) |

3.1.3 Variables physico-chimiques

Tableau 3.3 : Synthèse des critères de qualité de l'eau utilisés dans l'analyse de la qualité de l'eau et de l'état trophique du lac des Roches selon les principaux usages de l'eau de surface (MELCC, 2019).

| Variable | Unité | Valeurs | Critères Usage concerné | Source |
|-----------------------------|-------------|--|---|--|
| pH | aucune | 6,5 à 8,5 | Protection des activités récréatives et de l'esthétique | 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, 2006a |
| Oxygène dissous | mg/L ou % | Biote d'eau chaude : | Protection de la vie aquatique, effet chronique | OMOE, 1984a; OMOEE, 1994 |
| | | 0°C: 47% ou 7 mg/l | | |
| | | 5°C: 47% ou 6 mg/l | | |
| | | 10 à 15°C: 47% ou 5 mg/l | | |
| | | 20 °C: 47% ou 4 mg/l | | |
| 25 °C: 48% ou 4 mg/l | | | | |
| Conductivité | µS/cm | Eau douce : < 200 | Protection de la vie aquatique, effet chronique | Hade, 2002 |
| | | Eau minérale : 200 à 1 000 | | |
| | | Eau salée ou pollution : > 2000 | | |
| Nitrites et nitrates | mg/L | 3,02 mg/L | Protection de la vie aquatique, effet chronique et des activités récréatives et esthétiques | CCME, 2012; Nordin et Pommen(B.C.MOE), 1986; B.C.MOELP, 1998; B.C.WLAP, 2001 |
| Azote ammoniacal | µg/L | Pour pH de 6,5 à 8,0 et températures de 15 à 20 °C : 0,76 à 1,8 mg/L | Protection de la vie aquatique, effet chronique et des activités récréatives et esthétiques | Nordin et Pommen(B.C.MOE), 1986 |
| Azote total | mg/L | | | |
| Phosphore total | µg/L | Lacs oligotrophes (concentration naturelle <0,01 mg/L) : augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle sans dépasser 0,01 mg/L. Si >0,01 mg/L 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 d'eutrophisation) | OMOEE, 1994 |
| Transparence | m | 1,2 m | Protection des activités récréatives et esthétiques | CCMRE, 1987; CCME, 2002 |
| Turbidité | uTN | À moins de 50 uTN, ne doit pas dépasser la turbidité naturelle de 5 uTN ¹ | Protection des activités récréatives et esthétiques | Caux et al., 1997 |
| | | Chronique : Concentration en MES de moins 25mg/L, une augmentation moyenne de 2 uTM par rapport à la valeur naturelle et si plus de 25 mg/L (ou 8 à 80 uTN) pas plus de 8uTN ou 10% de la valeur naturelle | Protection de la vie aquatique, effet chronique | CCME, 2002 |
| Cyanobactéries | cellules/mL | 20 000 cellules/mL | Limite de détermination d'un épisode de floraison | MELCC, 2017 |

Afin de déterminer la composition de la communauté de phytoplancton du lac des Roches et de caractériser sa variation temporelle, des échantillons d'eau ont été prélevés en surface aux stations B3 et S9 à tous les échantillonnages du lac (figure 3.1, tableau 3.1). Ces échantillons ont été analysés par le laboratoire de la Ville

de Québec à des fins d'identification à l'embranchement pour les algues et au genre pour les cyanobactéries (tableau 3.3, protocole standard du RSVL). De plus, la quantité totale de cellules algales (tous taxons¹ confondus) a également été mesurée. Ces données de variation temporelle ont permis d'analyser la succession temporelle écologique des taxons dominants.

Les paramètres analysés pour l'évaluation de la qualité de l'eau du lac des Roches suivent les protocoles et critères établis par le MELCC ainsi que par Santé Canada (tableau 3.3). Parmi ceux-ci, le critère de protection de la vie aquatique à effet chronique (CVAC) est la concentration la plus élevée d'une substance ne produisant aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques lors d'une exposition quotidienne durant toute la durée de vie. Le critère de protection de la vie aquatique à effet aigu (CVAA) est la concentration maximale d'une substance à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période de temps sans conséquence grave (MDDELCC, 2014). Les critères de protection des activités récréatives et de l'esthétique visent à prévenir les dangers sanitaires et esthétiques. Ils permettent la protection de la santé humaine lors d'activités comportant un contact direct (ex. : baignade, planche à voile) ou indirect (ex. : canot, navigation de plaisance, pêche) avec l'eau ainsi que la protection des aménagements riverains tels les parcs, haltes routières, lieux de séjour et campings de toute détérioration esthétique (MELCC, 2017).

3.1.4 Variables biologiques

Tableau 3.4 : Description des embranchements de phytoplancton identifiés et quantifiés en laboratoire

| Embranchement de phytoplancton | Description | Classes comprises dans l'embranchement |
|--------------------------------|--|--|
| Chlorophytes | Algues vertes d'eau douce majoritairement unicellulaires | <i>Chlorophyceae</i> |
| Cryptophytes | Organismes photosynthétiques majoritairement unicellulaires | <i>Cryptophyceae</i> |
| Cyanophytes | Bactéries photosynthétiques coloniales | <i>Cyanophyceae</i> (Cyanobactéries) |
| Bacillariophytes | Microalgues unicellulaires planctoniques appartenant aux diatomées, aussi appelées <i>Diatomophyceae</i> | <i>Diatomophyceae</i> |
| Euglénophytes | Algues flagellées | <i>Euglenophyceae</i> |
| Pyrrhophytes | Protistes, division des dinoflagellés | <i>Dinophyceae</i> |
| Chrysophytes | Algues dorées | <i>Chrysophyceae</i> |
| Phéophytes | Algues brunes | - |
| Rhodophytes | Algues rouges | - |

¹ **taxon** (*pl. taxons* ou **taxa**), *s.m.* « Une unité taxinomique, qu'elle ait ou non un nom, *p. ex.* une population ou un groupe de populations d'organismes, souvent considérés comme phylogénétiquement apparentés, et ayant des caractères communs qui différencient cette unité (*p. ex.* une population géographique, une espèce, un genre, une famille, un ordre) d'autres unités comparables. Un taxon comprend tous les taxons qui lui sont subordonnés, ainsi que les organismes individuels qui s'y rapportent. » (CINZ, 1999)

3.1.5 Évaluation du niveau trophique du lac des Roches

L'état de vieillissement du lac des Roches sera d'abord évalué à partir des intervalles du diagramme de classement du niveau trophique des lacs du RSVL (figure 3.6, MDDELCC 2015b), qui permet de positionner le niveau trophique d'un lac à partir des concentrations moyennes estivales (période libre de glace et lors de laquelle le lac présente une stratification thermique) de phosphore total, de la chlorophylle α et de la mesure de la transparence au-dessus du point le plus profond du lac. Bien que l'eutrophisation soit un processus continu, l'utilisation de bornes permet de définir des classes d'état trophique (ultra-oligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, eutrophe et hypereutrophe) ainsi que des zones de transition (oligo-mésotrophe et méso-eutrophe) entre celles-ci. Également, d'autres variables peuvent être utilisées à cet effet, telles que la concentration d'azote total des eaux de surface, la concentration en oxygène dissous dans l'hypolimnion, le pH, ainsi que l'abondance d'herbiers aquatiques et de périphyton (tableau 3.4, MELCC 2015b). En ce qui a trait à la présente diagnose du lac des Roches, les résultats de la qualité de l'eau, l'abondance et la densité des herbiers aquatiques ainsi que les changements dans ces variables depuis la dernière diagnose serviront à préciser le diagnostic de l'état trophique.

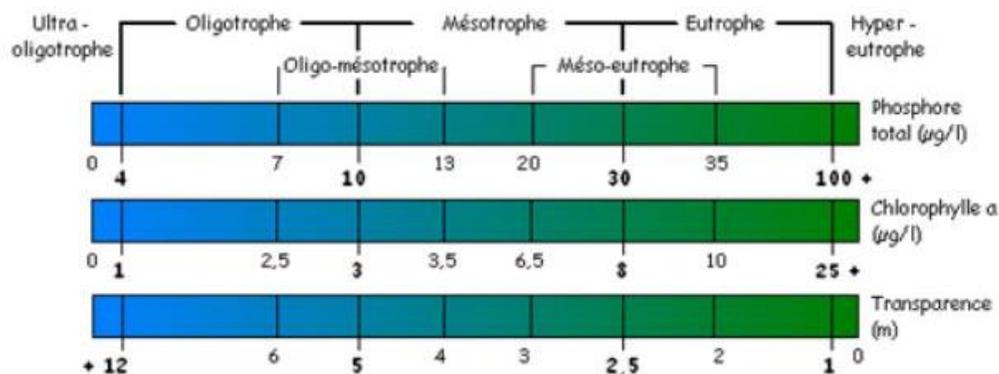


Figure 3.6 : Diagramme de classement du niveau trophique des lacs (MELCC, 2015b)

Tableau 3.5 : Classement de l'état trophique des lacs selon la concentration moyenne en azote total, la concentration en oxygène dissout dans l'hypolimnion.

| | État trophique | | | |
|---|----------------|------------|------------|---------------|
| | Oligotrophe | Mésotrophe | Eutrophe | Hypereutrophe |
| Azote total ($\mu\text{g/l}$)¹ | <350 | 350-650 | 651-1200 | >1200 |
| Profil de la concentration de l'oxygène dissout ($\mu\text{g/L}$ ou %) de l'hypolimnion² | Orthograde | | Clinograde | |
| Profil du pH en fonction de la profondeur | Orthograde | | Clinograde | |

¹ Nürnberg, 2001 IN Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007

² Schwoerbel, 1987

3.2 Résultats

3.2.1 Contexte météorologique

Les températures ambiantes à l'été 2018 se situaient en général à moins de 2,0°C de différence avec la normale (tableau 3.6). À l'inverse, les précipitations totales mensuelles étaient considérablement sous la normale, à l'exception du mois de juin dont la quantité totale de précipitations dépasse de 23,9 mm la normale mensuelle.

Il est à noter que l'échantillonnage du 23 juillet 2018 s'est effectué en temps de pluie et que l'échantillonnage du 19 juin 2018 s'est effectué le lendemain d'une journée de pluie (tableau 3.7).

Tableau 3.6: Températures ambiantes moyennes¹, précipitations totales¹ et normales² mensuelles pour la période d'échantillonnage.

| Mois | Température moyenne (°C) | Température moyenne normale (°C) | Précipitations totales (mm) | Précipitations normales (mm) |
|----------------|--------------------------|----------------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| Juin | 15,1 | 16,4 | 135,3 | 111,4 |
| Juillet | 20,8 | 19,3 | 100,5 | 121,4 |
| Août | 20,1 | 18,1 | 100,8 | 104,2 |
| Sept. | 14,1 | 12,7 | 109,0 | 115,5 |

¹ : Station météorologique de l'Aéroport Jean-Lesage de Québec (701S001), Environnement Canada 2019.

² : Normales climatiques pour la période de 1981 à 2010.

Tableau 3.7 : Température moyenne et précipitations totales lors des jours d'échantillonnage et des deux jours précédents. Les lignes grises représentent les journées d'échantillonnage et les blanches représentent les deux journées précédentes.

| Date | Température moyenne (°C) ¹ | Précip. Tot. (mm) ¹ | Temps |
|------------|---------------------------------------|--------------------------------|-------|
| 17-06-2018 | 18,2 | 1,2 | |
| 18-06-2018 | 18,5 | 15,1 | |
| 19-06-2018 | 16,7 | 0,0 | Sec |
| 21-07-2018 | 17,9 | 0,0 | |
| 22-07-2018 | 16,7 | 4,4 | |
| 23-07-2018 | 14,9 | 7,3 | Pluie |
| 11-09-2018 | 14,5 | 9,4 | |
| 12-09-2018 | 16,6 | 0,1 | |
| 13-09-2018 | 17,3 | 0,0 | Sec |

¹: Station météorologique de l'Aéroport Jean-Lesage de Québec (701S001), Environnement Canada 2019.

3.2.2 La température et l'oxygène

Entre juin et septembre 2018, la température du lac des Roches a varié entre 11,5 et 25,5°C (figure 3.8). Le lac était à son plus frais en juin à la station B4, il s'est ensuite réchauffé pour atteindre sa température maximale en juillet à la station B7, puis s'est refroidi en septembre. La température moyenne était de 20,56°C en surface et de 15,3°C au point le plus profond.

On observe à la station S1, qui correspond au point le plus profond du lac, une différence considérable de température entre la surface et le fond, à l'exception de l'échantillonnage effectué en septembre. Pour toutes les autres stations, cette différence reste légère et suit la variation de la station S1. On peut donc observer la présence d'une thermocline en juin et en juillet à une profondeur d'environ 2,25 m (figure 3.8), indépendamment de la profondeur maximale du lac, ce qui confirme alors la stratification thermique (figure 3.7) du lac des Roches en été dans les endroits où il est plus profond que 2,25 m. Une stratification thermique avait également été observée en 2007 à la station S1, mais la thermocline était alors à 3,25 m de profondeur. En septembre, on observe une température de l'eau stable en fonction de la profondeur, indice que le brassage automnal avait débuté.

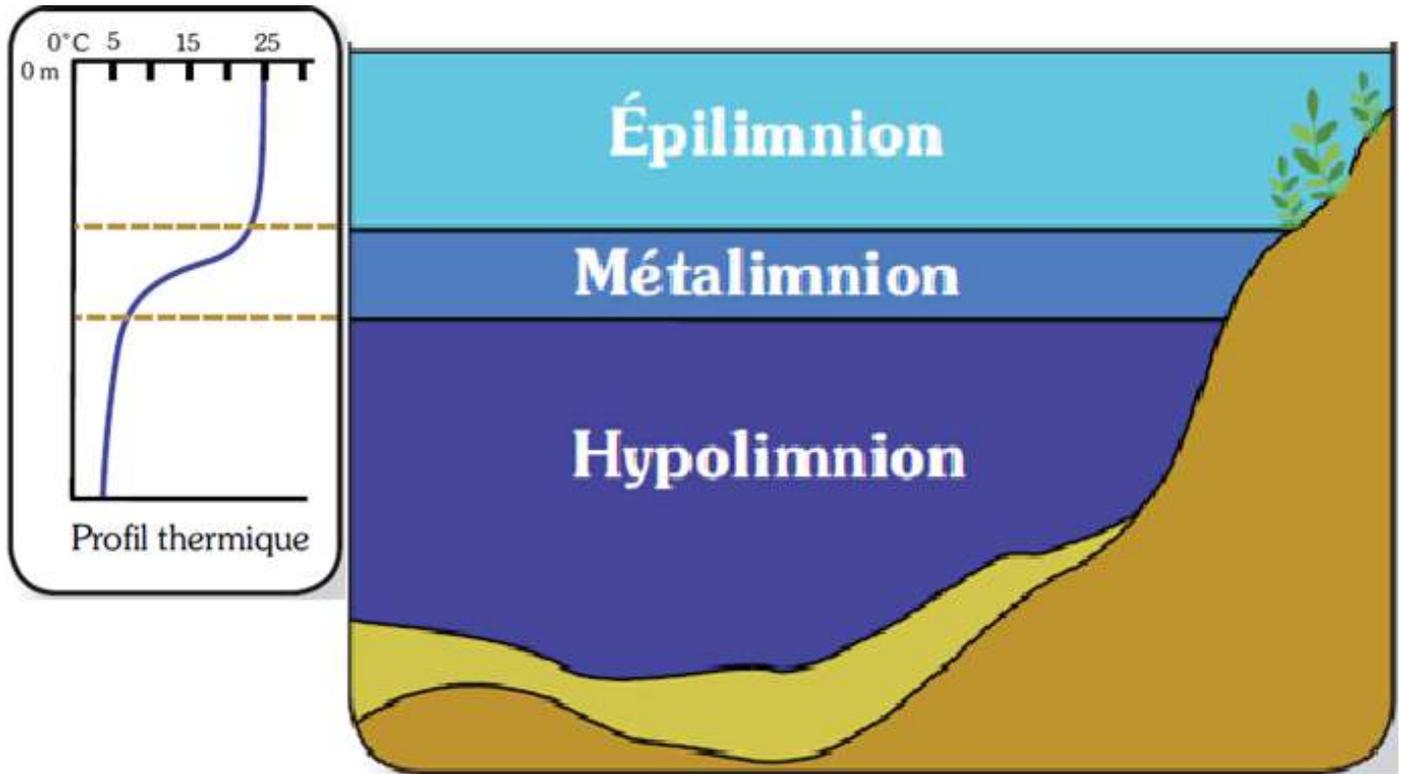


Figure 3.7 : Stratification thermique estivale de l'eau d'un lac. (Tiré de CRE Laurentides, 2009).

La présence d'une couche d'eau profonde et plus froide ainsi que d'une stratification thermique est essentielle à la survie des poissons d'eau douce, car l'eau froide peut dissoudre une plus grande concentration d'oxygène que l'eau chaude en plus de réduire leur visibilité par des prédateurs éventuels.

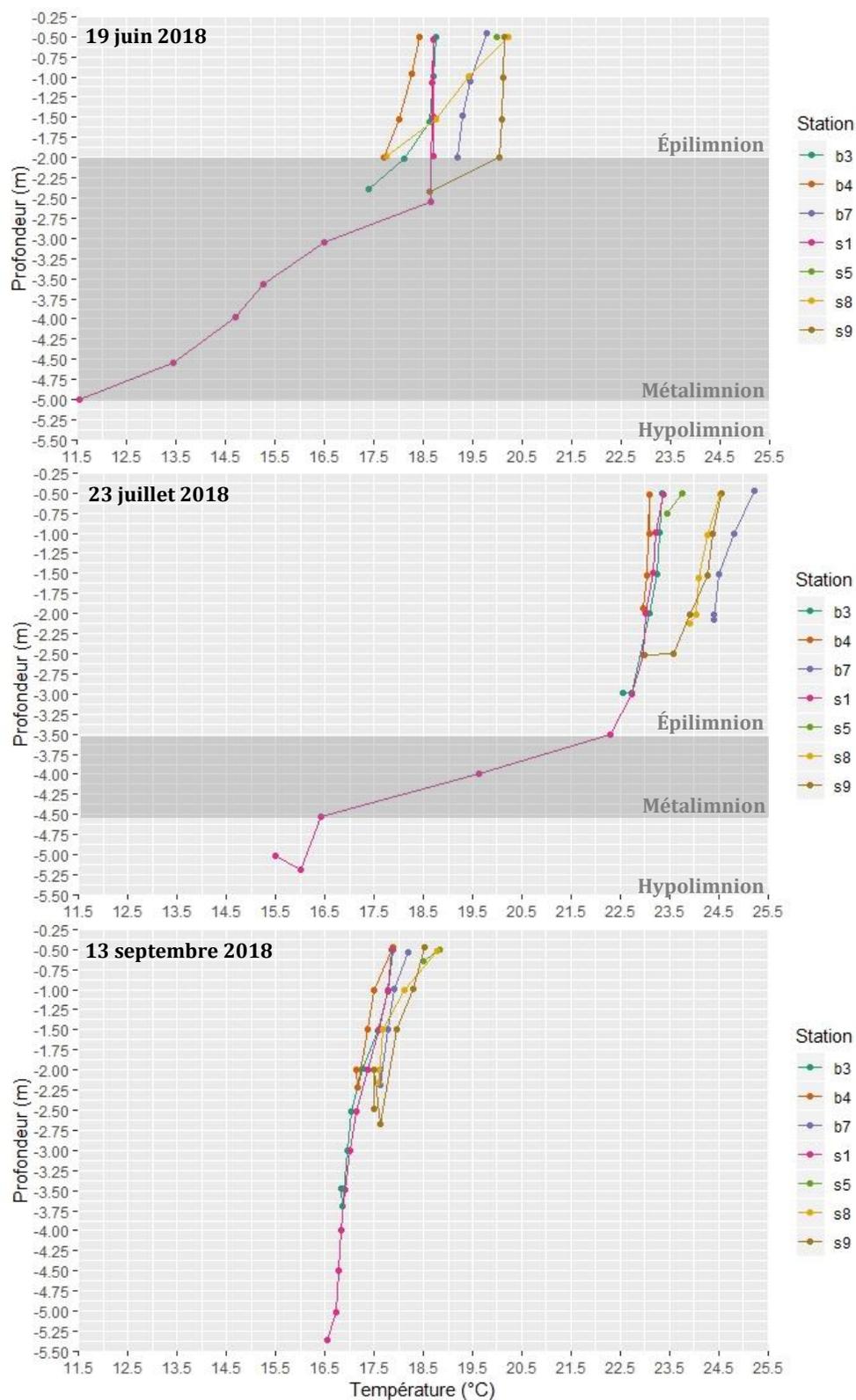


Figure 3.8: Profils de température des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage et chaque station.

De juin à septembre, la saturation en oxygène dissous de la colonne d'eau a varié entre 17 et 97% (figure 3.9). Les mesures de la concentration en oxygène dissous ne sont pas disponibles en raison de la défectuosité de la sonde multiparamètres. Généralement, la concentration d'oxygène dissous variait peu selon la profondeur. Toutefois, on peut observer à la station S1 un profil d'oxygène dissous de type clinograde, soit une grande concentration en surface suivie d'une chute abrupte de la concentration au milieu pour atteindre des concentrations très faibles au fond du lac. Cette diminution reste moins marquée en septembre. Les variations dans la saturation en oxygène dans la colonne d'eau peuvent s'expliquer de la même manière que la température en raison des mêmes phénomènes de réchauffement par les rayons du soleil et de brassage. Il faut par contre ajouter la consommation de l'oxygène par les organismes décomposeurs.

En effet, les stations S8 et S9 ont présenté une diminution de la saturation en oxygène proche du benthos au mois de septembre, qui peut être expliquée par l'accumulation de matière organique en décomposition. En effet, ces stations présentaient un benthos exposé au rayonnement solaire, des macrophytes ont donc pu y proliférer. La matière organique (plantes aquatiques et phytoplancton) produite au cours de l'été grâce à l'abondance de nutriments finit par mourir et descendre vers le fond du lac, où elle sera décomposée. Les décomposeurs utilisent de l'oxygène et produisent du gaz carbonique, ce qui engendre une diminution de la concentration d'oxygène au fond du lac (MDDELCC, 2015b). À l'automne, la décomposition de la matière organique accumulée pendant la saison estivale a alors pu entraîner une consommation accrue d'oxygène de la part des microorganismes benthiques décomposeurs.

La saturation en oxygène de la colonne d'eau à toutes les stations et toutes les saisons respecte généralement le seuil critère établi pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) dans l'intervalle de températures observées (45 à 48%, tableau 3.3). Toutefois, à la station S1, des conditions de très faible saturation en oxygène (<45%) peuvent être observées proche du benthos au printemps et à l'été, signe d'une production importante de matière organique et de sa décomposition caractéristique des milieux eutrophes.

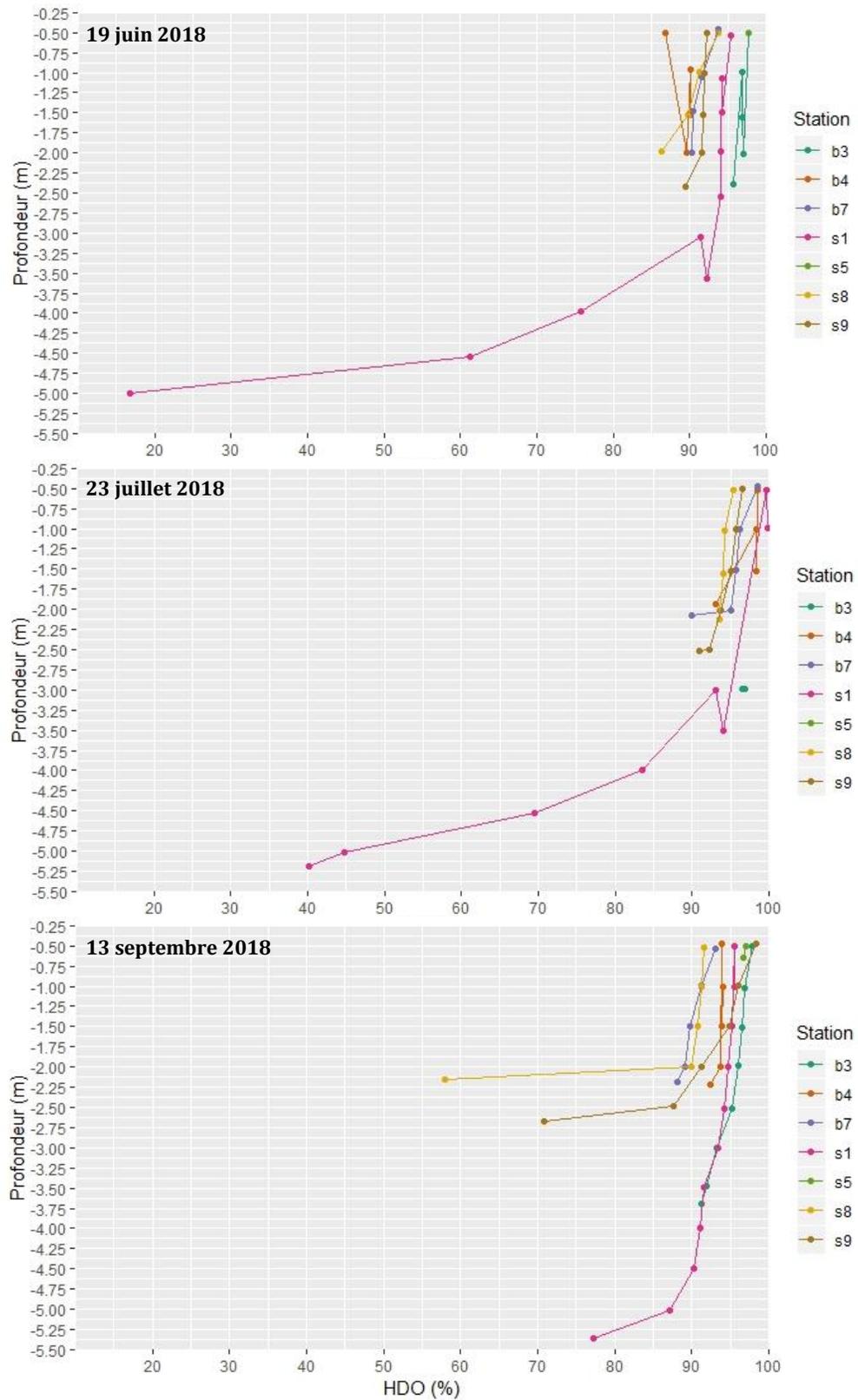


Figure 3.9 : Profils de saturation en oxygène dissous des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage et chaque station.

3.2.3 Le pH

Durant la période d'échantillonnage, le pH du lac des Roches a varié entre 6,20 et 7,55 (figure 3.10). En s'approchant du benthos, l'eau de lac des Roches devient plus acide, ce qui est normalement attribuable aux lacs eutrophes. Cette acidité peut être expliquée par la production de gaz carbonique par les organismes décomposeurs, qui réagit avec l'eau pour former de l'acide carbonique (H_2CO_3), du bicarbonate (HCO_3^-) et du carbonate (CO_3^{2-}) (MPO, 2019).

L'eau douce en milieu naturel a un pH généralement voisin de 7 et peut varier le plus souvent entre 6 et 8. Le pH du lac des Roches se situe toujours dans cet intervalle, ce qui en fait un lac légèrement acide à neutre. Ce qui est attendu en raison de la région géologique dans laquelle le lac se trouve (bouclier canadien).

De plus, le lac des Roches semble s'alcaliniser au courant de l'été, ce phénomène est potentiellement dû à l'augmentation de la saturation en oxygène, qui témoigne de l'activité photosynthétique à cette période. Comme la photosynthèse consomme du CO_2 , et donc en l'occurrence de l'acide carbonique, moins d'acide est présent et une hausse du pH s'en suit. L'acidité du lac au début de la saison peut signifier une accumulation importante de matière en décomposition de l'été précédent, ou peut signifier une production accrue d'oxygène par la photosynthèse plus tard en saison, ce qui limite la production de CO_2 et d'acide carbonique.

Au printemps et à l'automne, les stations B7, S8 et S9 ont présenté des valeurs de pH sous le seuil recommandé pour la protection de l'eau potable, de la vie aquatique (effet chronique), des activités récréatives et de l'esthétisme. Ces stations présentent toutes une zone photique se rendant jusqu'au benthos, et donc peuvent être le lieu de la décomposition de la matière organique résiduelle au printemps et de celle qui s'est accumulée au cours de l'été à l'automne. La station S1 a présenté également des conditions plus acides que celles recommandées, et ce durant toutes les saisons. Elles ont été observées proche du benthos, signe que la décomposition de la matière organique y est un processus constant.

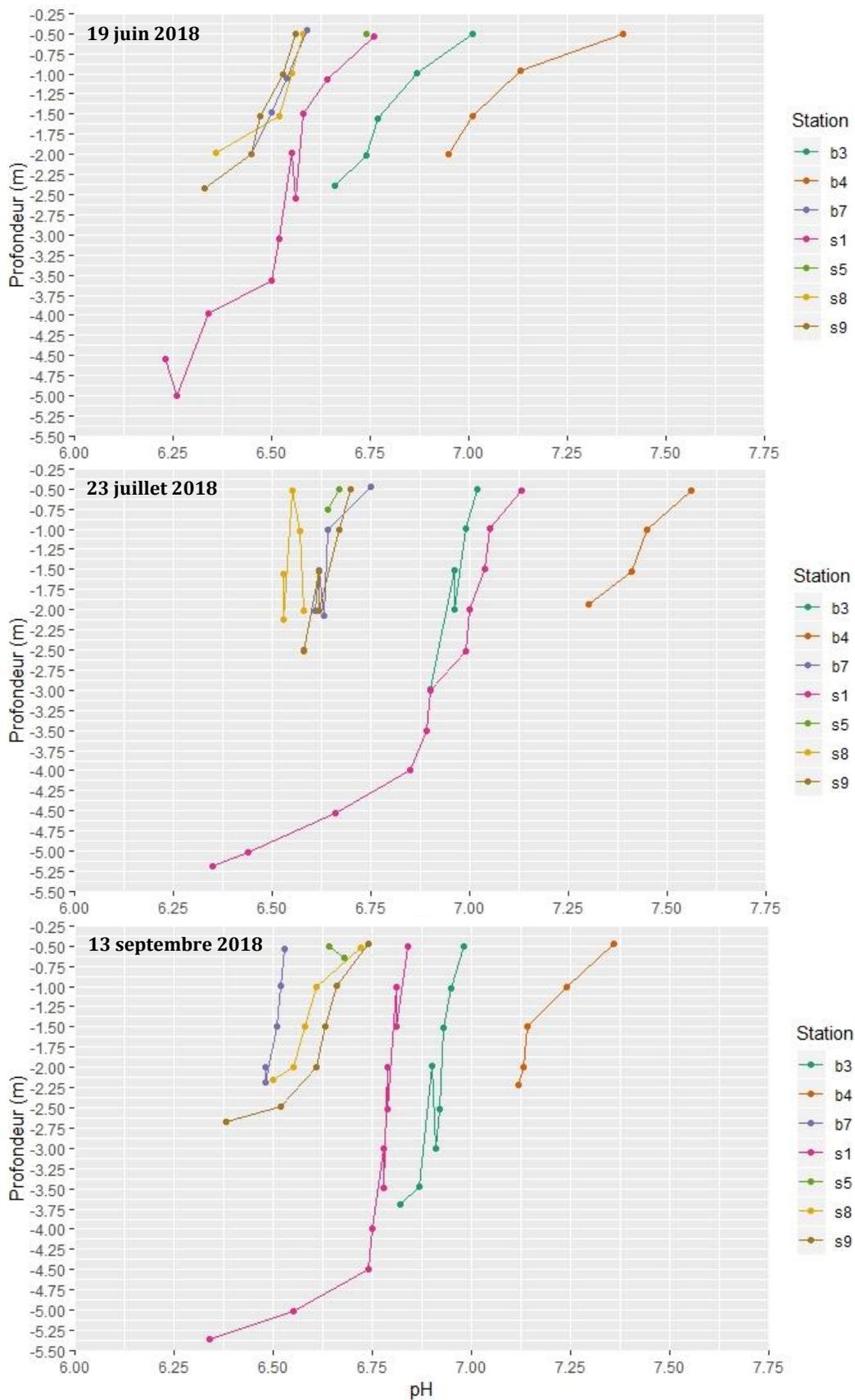


Figure 3.10 : Profils du pH des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage et chaque station.

3.2.4 Les chlorures et la conductivité

De juin à septembre 2018, la conductivité du lac des Roches a varié entre 26 et 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (figure 3.12). Une eau douce ayant une conductivité électrique inférieure à 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Hade, 2002), le lac des Roches se situe dans la normale.

La conductivité a légèrement augmenté en fonction de la profondeur et s'est avérée en moyenne plus haute en été. L'augmentation de la conductivité l'été et proche du benthos peuvent être expliqués par la présence de l'interface entre le substrat rocheux du lac des Roches, composé de sels et minéraux, qui encourage la dissolution de ceux-ci. La température peut affecter la solubilité des sels minéraux en solution aqueuse et peut provoquer l'évaporation de l'eau, ce qui concentre davantage les ions et augmente la conductivité, ce qui expliquerait une conductivité plus élevée lorsque la température de l'eau est plus chaude (Béthoux et al. 1998).

De plus, la présence en été de riverains sur le lac peut augmenter les apports sels minéraux au lac.

Les concentrations en ions chlorure des eaux du lac des Roches ont varié entre 2 et 4 mg/L (figure 3.11). Aucune de ces valeurs ne dépasse le critère de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique (230 mg/L). L'apport en ions chlorure varie peu avec le temps, sinon en augmentant légèrement du printemps vers l'automne, ce qui était attendu en raison de l'augmentation de l'apport en sels minéraux vers le lac causé par le lessivage de l'automne.

Les stations B4 et S1 sont celles ayant présenté les concentrations en chlorures les plus élevées. Cela peut s'expliquer par le faible débit et le temps de résidence élevé de la masse d'eau à la station B4.

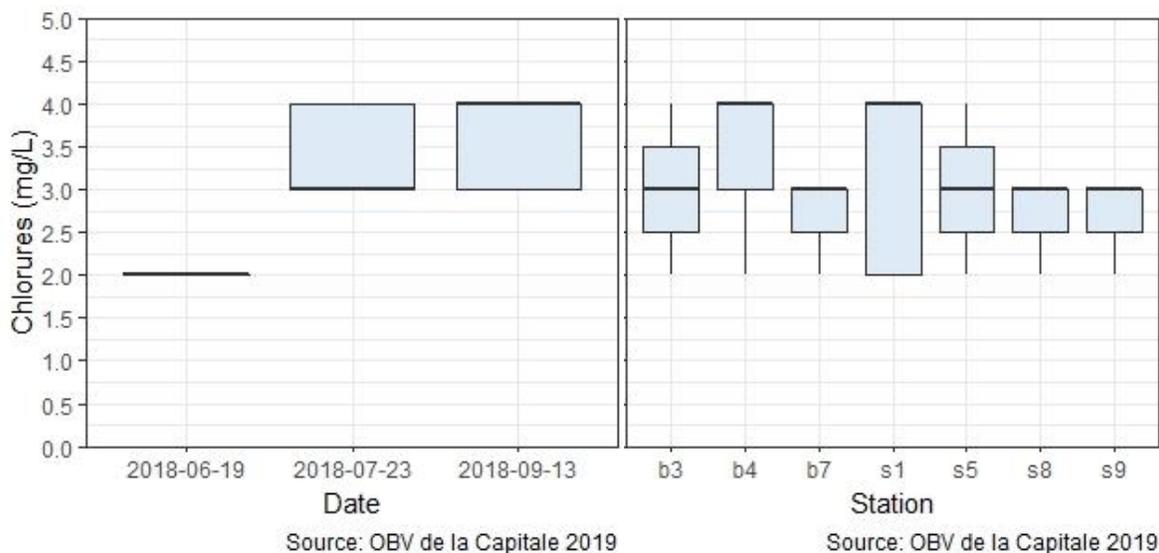


Figure 3.11 : Distribution de la concentration en chlorures des eaux du lac des Roches en fonction de chaque date d'échantillonnage et chaque station.

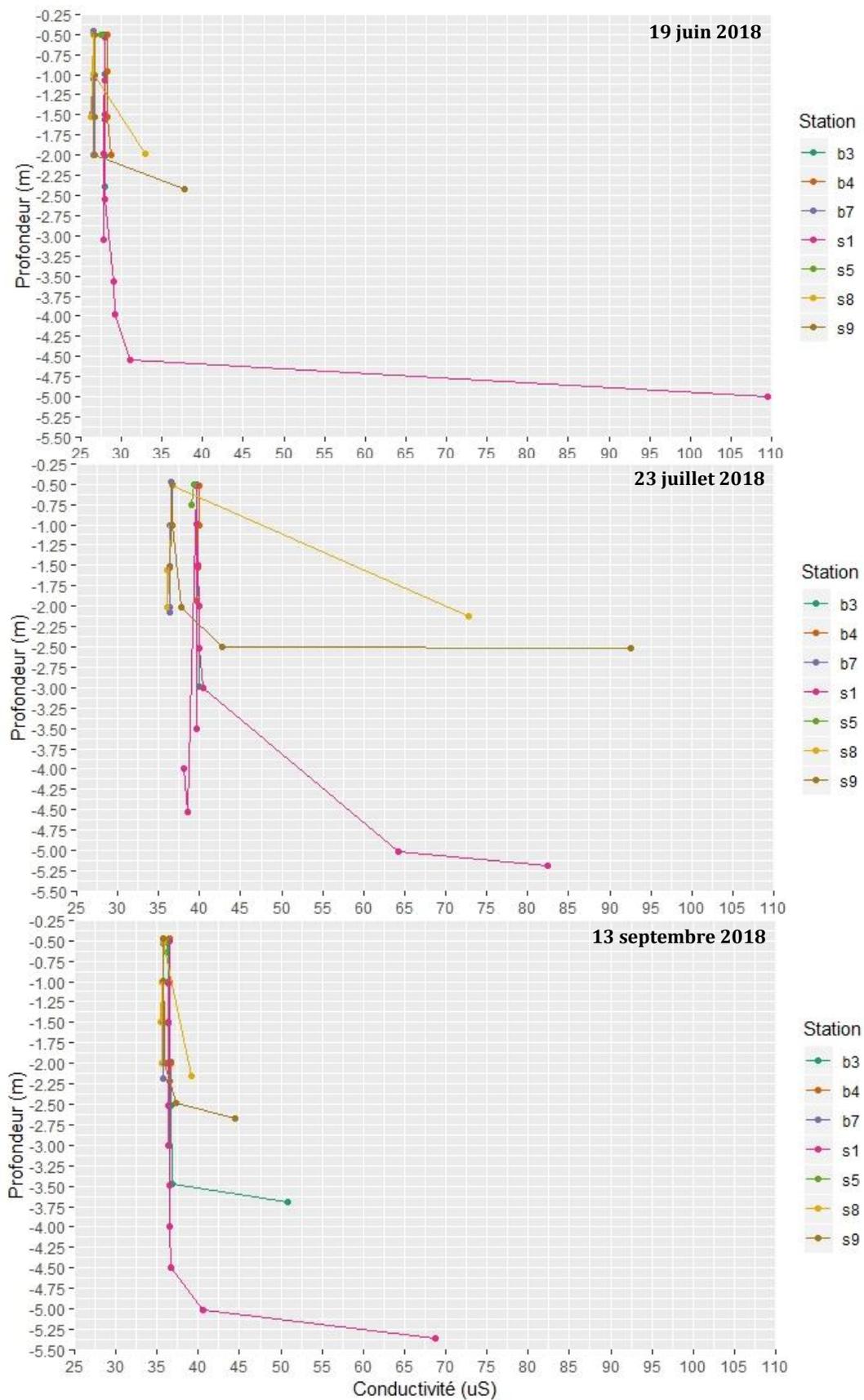


Figure 3.12 : Profils de conductivité des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage et chaque station.

3.2.5 Le phosphore total

Les concentrations de phosphore total ont varié entre 4,0 et 50,5 µg/L (figure 3.13), ce qui est supérieur aux concentrations observées en 2007 (5,0 à 30,0 µg/L, CIMA+, 2007). Cette augmentation est causée par les valeurs de concentrations en phosphore total observées à la station S1 en été, qui dépassent à proximité du benthos l'augmentation maximale de 50% de la valeur naturelle suggérée pour la protection de la vie aquatique (effet chronique, tableau 3.3) en été. Toutefois, comme la concentration naturelle reste inconnue, il n'est pas possible de valider cette affirmation.

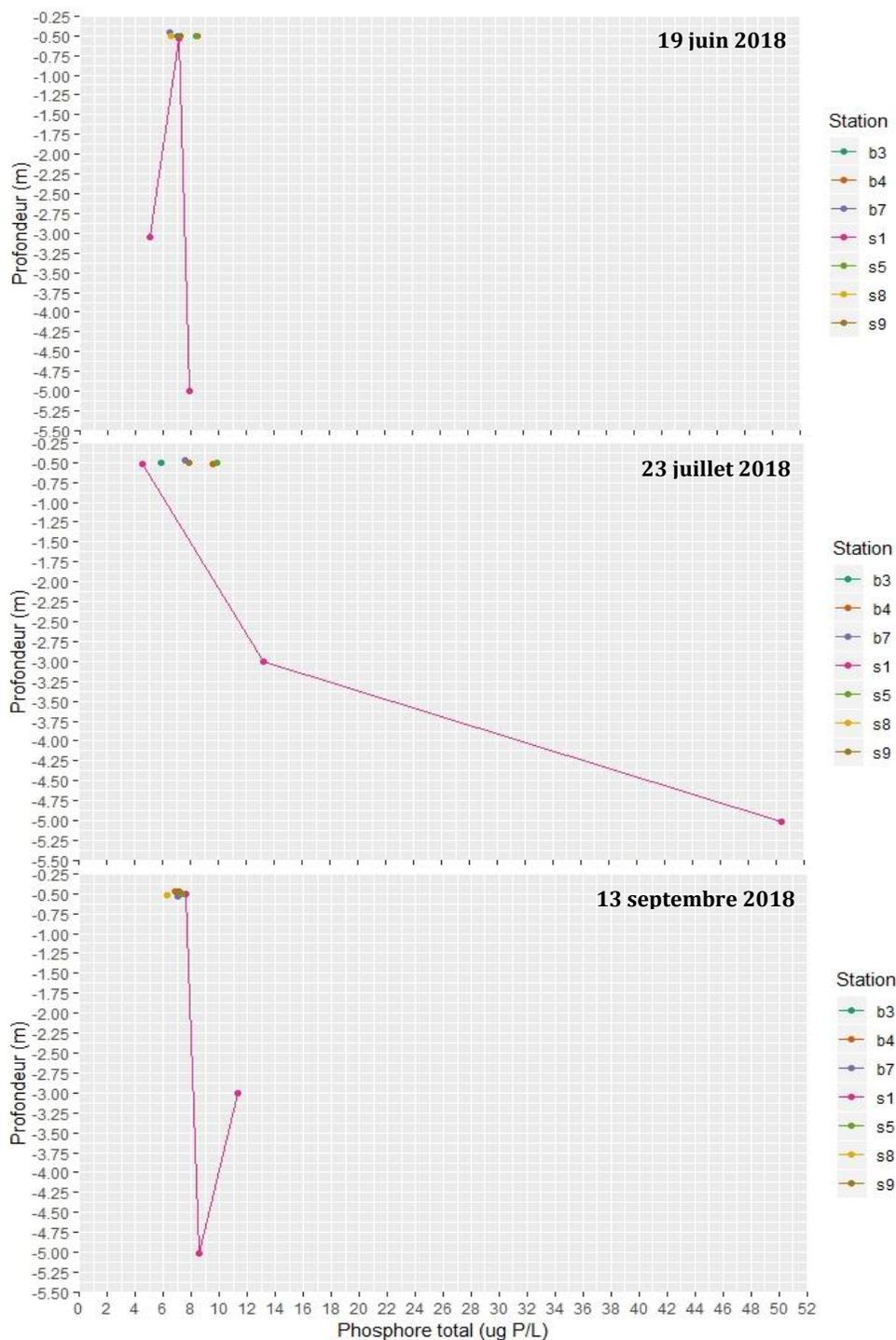


Figure 3.13 : Profils de concentration en phosphore total des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage et chaque station.

3.2.6 Les nitrites et nitrates, l'azote ammoniacal et l'azote total

Les concentrations en nitrites et en nitrates ont varié entre 0,005 et 0,026 mg/L (figure 3.14), ce qui est semblable aux concentrations observées en 2007 (environ 0,023 mg/L, CIMA+, 2007). On observe une augmentation de la concentration en nitrites et en nitrates en allant du printemps vers l'automne, ainsi que de plus grandes valeurs à la surface de l'eau ainsi qu'à la limite de la zone photique. Comme le benthos est proche de la zone photique dans la majorité des cas et qu'il est le lieu de la décomposition de la matière organique, qui s'accumule de plus en plus en allant vers l'automne, ces variations de la concentration en nitrites et en nitrates étaient attendues. Ces concentrations étant inférieures à 3,020 mg/L, il est raisonnable de dire qu'elles ne causent aucun problème pour la consommation humaine (INSPQ, 2019).

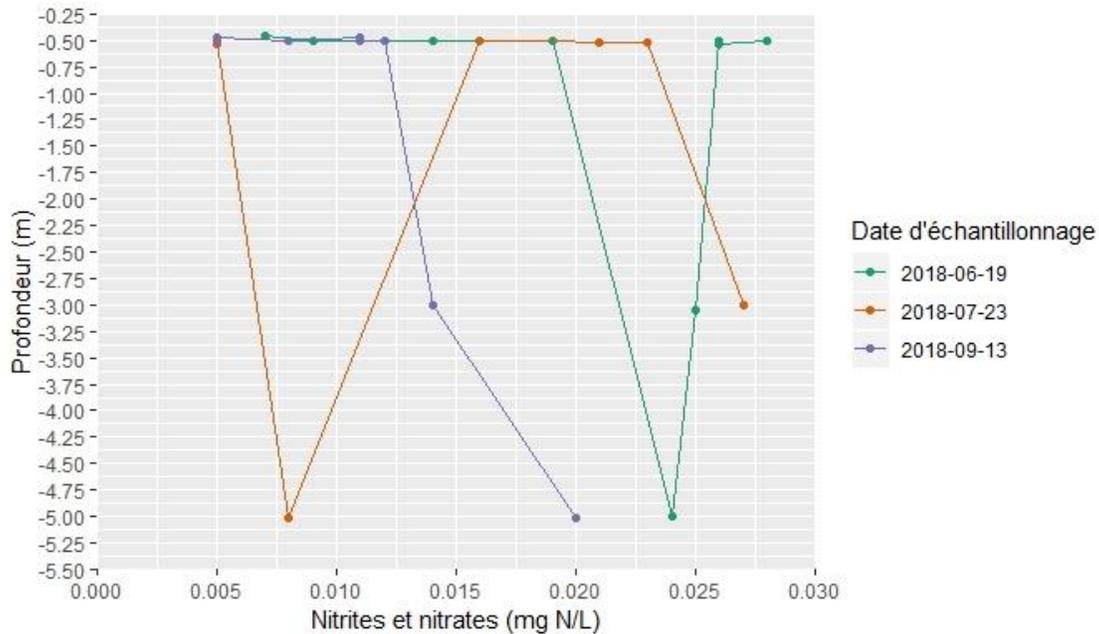


Figure 3.14 : Profils de concentration en nitrites et en nitrates des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage.

Les concentrations en azote ammoniacal ont varié entre 2 et 360 $\mu\text{g/L}$ (figure 3.15), ce qui est sous le seuil suggéré pour la protection de la vie aquatique (effet chronique) à cet intervalle de températures et pH (1200 à 1800 $\mu\text{g/L}$, tableau 3.3).

On observe une augmentation de la concentration en azote ammoniacal en été, ainsi que de plus grandes valeurs proche du benthos. Cela peut être causé par la faune aquatique; en effet, l'hypolimnion (la couche d'eau proche du benthos) est le lieu de résidence de celle-ci en saison estivale en raison des faibles températures, de l'abri contre les prédateurs et du haut taux en oxygène. Suite au processus de digestion, la faune ichthyenne, comme de nombreux autres organismes aquatiques, rejette ses déchets azotés sous forme d'ions ammonium (NH_4^+), présents dans l'urine (Encyclopaedia Britannica, 2002).

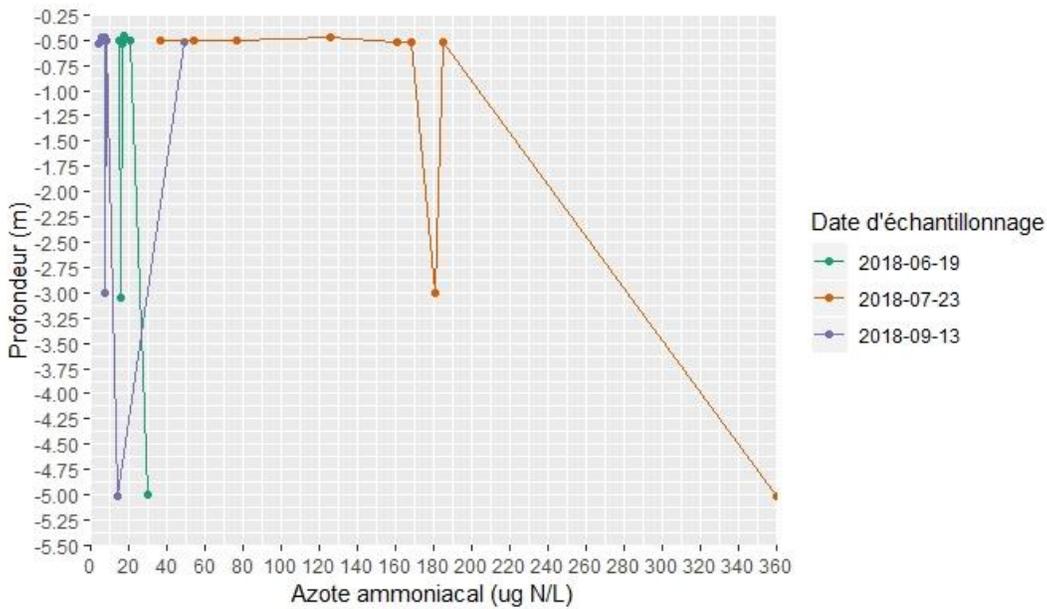


Figure 3.15 : Profils de concentration en azote ammoniacal des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage.

Les concentrations en azote total des eaux du lac des Roches ont varié entre 0,105 et 0,216 mg/L (figure 3.16), ce qui est inférieur aux valeurs observées en 2007 (0,200 à 0,400 mg/L, CIMA+, 2007). Ces concentrations sont sous le seuil de 0,4 mg/L, ce qui permet de classer le lac comme étant oligotrophe (tableau 3.5). Les concentrations en azote total ont augmenté en allant du printemps vers l'automne et en allant de la surface vers le benthos. Étant donné les faibles valeurs observées (< de 1,000 mg/L, plage habituelle de 0,200 à 2,400 mg/L, 5^e et 95^e percentiles), la décomposition de la matière organique représente potentiellement la seule source de composés azotés.

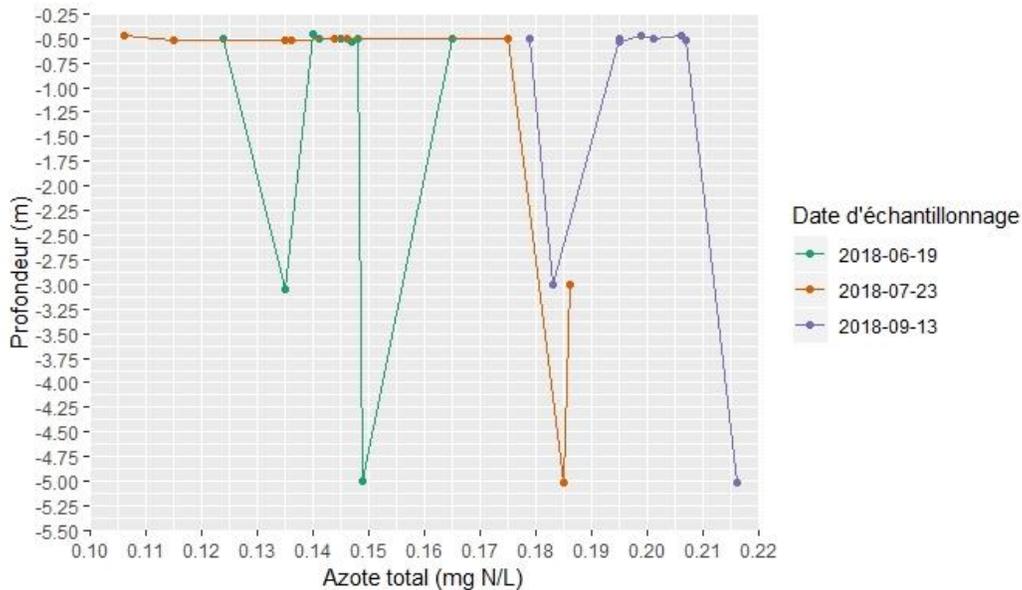


Figure 3.16 : Profils de concentration en azote total des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage.

3.2.7 Le rapport azote-phosphore

La valeur de référence du rapport azote/phosphore est de 7: si la valeur calculée suite aux mesures est supérieure à 7, le phosphore est le facteur limitant, et si le rapport est inférieur à 7, c'est l'azote qui devient le facteur limitant (Ryding et Rast, 1994 *IN* Bergeron et al., 2002).

Dans la majorité de la colonne d'eau la majeure partie du temps, le rapport azote/phosphore est supérieur à 7, ce qui signifie que l'élément limitant est le phosphore. La seule exception a lieu dans l'hypolimnion en juillet, où l'azote devient l'élément limitant (3.3, figure 3.17). En 2007, ce rapport variait entre 15.87 à 85.82 et les stations S7, S4 et S1 à la surface de l'eau étaient celles où ce rapport était le plus bas (CIMA+, 2007). Ainsi, c'était le phosphore qui était le facteur limitant en tout temps. En juillet 2018 à 5,0 m de profondeur, le phosphore est devenu si abondant que c'est l'azote, qui a quant à lui diminué, qui est devenu le facteur limitant. Dans ces conditions, la croissance des cyanobactéries est avantagée, car elles sont capables de fixer l'azote atmosphérique (Rolland, 2013), contrairement aux autres espèces du phytoplancton. Comme la valeur témoignant de la limitation en azote a été observée en juillet dans la zone photique de la station S1 (5,0 m, voir tableau 3.8 plus bas), il est possible de dire que les conditions idéales de prolifération des cyanobactéries étaient présentes.

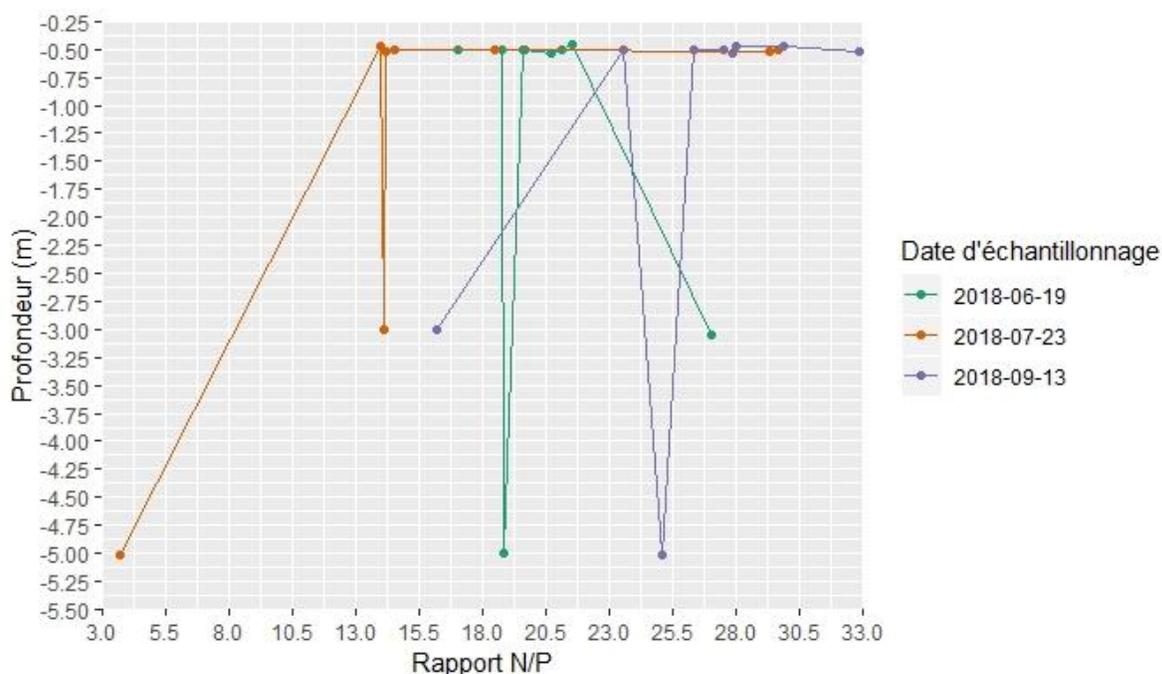


Figure 3.17 : Profils du rapport azote/phosphore des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage.

3.2.8 La transparence et la turbidité

La transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi au lac des Roches à l'été 2018 a varié entre 1,8 et 3,3 m (tableau 3.8). Pour toutes les dates d'échantillonnage et toutes les stations, la transparence était supérieure au critère de protection des activités récréatives (75% ou 1,2 m si le substrat est plus profond que 1,2 m, CCMRE, 1987; CCME, 2002), c'est-à-dire que l'eau était suffisamment claire pour assurer la sécurité lors de la pratique d'activités aquatiques. Le fond du lac était généralement visible, même au point le plus profond du

lac (station S1). La transparence mesurée en 2007 était similaire, quoique légèrement plus trouble avec un mode de 1,8 m en juillet et en août (CIMA+, 2007).

Tableau 3.8 : Profondeur de la zone photique et transparence de l'eau du lac des Roches telle que mesurée par le disque de Secchi pour chaque date d'échantillonnage et chaque station.

| Station | 2018-06-19 | 2018-07-23 | 2018-09-13 |
|---------|------------|------------|------------|
| B3 | 3.00* | 2.50 | 2.00* |
| B4 | 2.00* | 2.00* | 2.00* |
| B7 | 1.75 | 2.00* | 2.00* |
| S1 | 3.25 | 5.00* | 2.25 |
| S5 | 0.50* | 1.00* | 1.25* |
| S8 | 2.25* | 2.25* | 2.00* |
| S9 | 2.50 | 2.25 | 2.00 |

*Contact entre le disque de Secchi et le benthos; il était donc visible depuis la surface de l'eau.

La turbidité a varié entre 0 et 4500 UTN (figure 3.18). Les valeurs associées au métalimnion (zone photique et de transition entre les couches de stratification thermique) sont souvent beaucoup plus élevées que les autres, ce qui est probablement causé par une abondance de microorganismes. Ces derniers, d'origine végétale autant qu'animale, préfèrent souvent la limite de la zone photique, qui permet d'effectuer de la photosynthèse à l'abri des radiations UV (nocives, car pouvant causer des mutations génétiques) et des prédateurs (consommateurs de phyto et zoo plancton) (Folt et Burns 1999). De plus, les valeurs extrêmes de turbidité à proximité du substrat peuvent être causées par le brassage des sédiments par la sonde multiparamètres dans le cas où elle aurait touché le fond ou encore la pression d'eau par la nappe phréatique qui alimente le lac. Ainsi, on ne devrait pas tenir compte de ces valeurs, et la turbidité réelle de l'eau du lac varierait plutôt entre 0 et 375 UTN (Palanques et al. 2001).

Selon les valeurs de transparence et de turbidité, les stations S1, B7 et S9 seraient celles ayant présenté les eaux les plus troubles, avec un substrat peu visible et les valeurs de turbidité les plus élevées. Ces stations sont celles subissant les plus grandes fréquentations anthropiques; S1 se trouve proche des résidences, S9 proche de la plage la plus proche de la route et B7 à l'embouchure de l'effluent du lac, dont le débit est contrôlé par la Ville de Québec via un barrage. Le courant partant de l'est du lac et se dirigeant vers l'ouest se frappe à ce barrage et peut créer une situation de brassage, qui peut remettre en suspension des particules et être le lieu de turbidité accrue (Roy-Gosselin 2012).

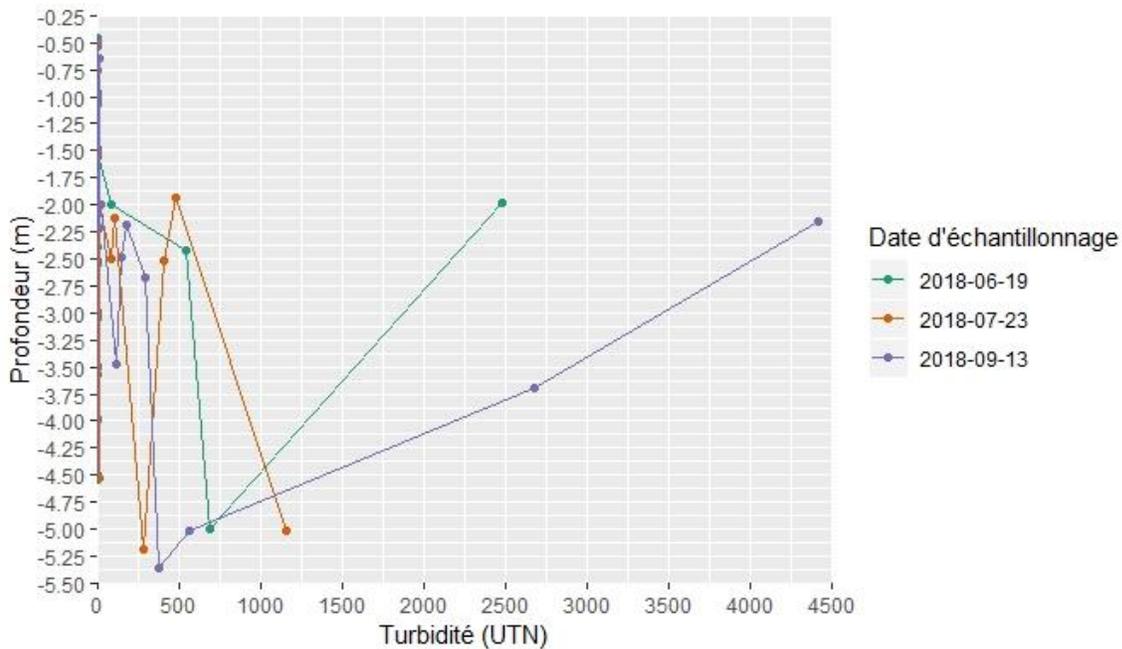


Figure 3.18: Profils de la turbidité des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage.

3.2.9 La chlorophylle a et les cyanobactéries

Les concentrations en chlorophylle α des eaux du lac des Roches telles que mesurées par le laboratoire de la Ville de Québec ont varié entre 1,0 et 23,0 $\mu\text{g/L}$ (figure 3.20) et cet intervalle est semblable à celui observé en 2007 (1,6 à 6,6 $\mu\text{g/L}$, CIMA+, 2007). La valeur extrême de 23,0 $\mu\text{g/L}$ a été observée en 2018 à la station S1 en juillet à une profondeur de 3,0 m, qui se trouve à être le métalimnion. Comme elle a été mesurée et identifiée en laboratoire, il est raisonnable de penser que cette valeur est valide et qu'une concentration élevée en chlorophylle α a bien été observée en juillet. Cette valeur peut être expliquée par la productivité phytoplanctonique dans cette zone en raison de la lumière et de la disponibilité en nutriments.

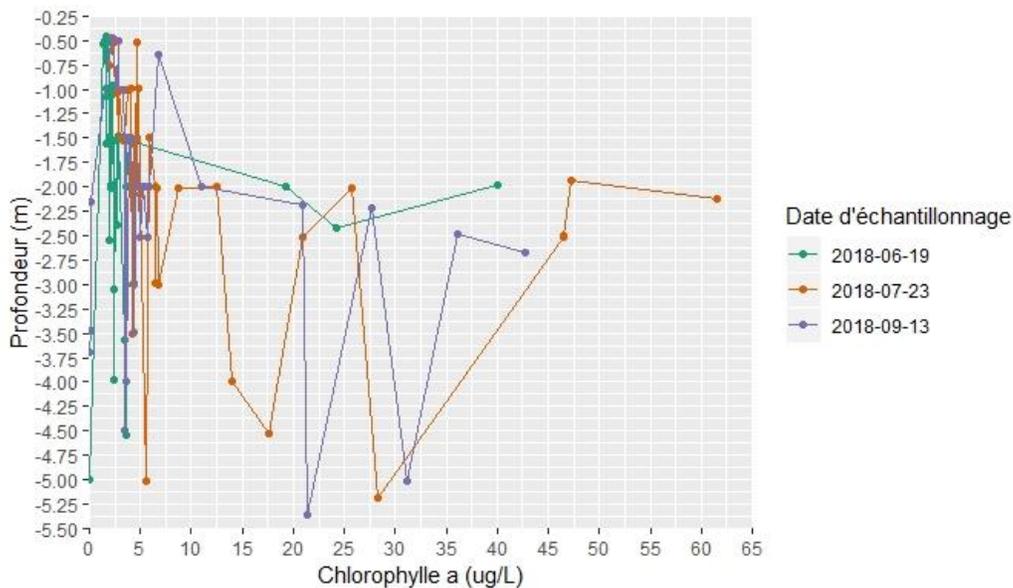


Figure 3.19: Profils de la concentration en chlorophylle α des eaux du lac des Roches telle que mesurée par la sonde multiparamètres en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage.

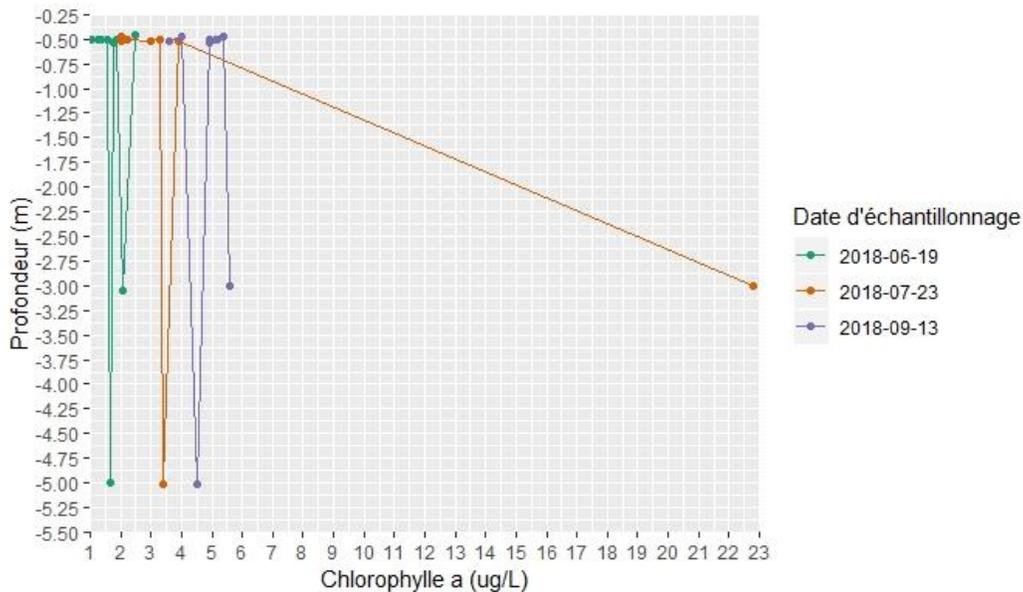


Figure 3.20 : Profils de la concentration en chlorophylle α des eaux du lac des Roches telle que mesurée par le laboratoire de la Ville de Québec en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage.

Les concentrations de cyanobactéries telles que mesurées par le fluoromètre de la sonde multiparamètres ont varié entre 0 et 3800 cellules/mL (figure 3.21). En raison du remous causé par la sonde à proximité du substrat, les mesures de concentration en cyanobactéries à proximité du fond du lac ont pu être biaisées. Après vérification, il est possible de dire que la concentration en cyanobactéries des eaux du lac des Roches a varié entre 0 et 2000 cellules/mL. Elles ont augmenté en allant du printemps vers l'automne et leur nombre est plus important dans les stations S1 et S9 à proximité du substrat lorsqu'il est inclus dans la zone photique. Les cyanobactéries ont la capacité de se déplacer dans la colonne d'eau en fonction de la disponibilité en nutriments et en énergie solaire. C'est pourquoi elles sont plus abondantes dans les zones où les nutriments sont en abondance.

Ces variations semblent suivre celles de la concentration en chlorophylle α telle que mesurée en laboratoire, en plus de celles observées pour le rapport azote/phosphore, qui lorsqu'élevé crée des conditions propices à la prolifération des cyanobactéries. Elles correspondent aux résultats attendus, en raison de l'accessibilité à la lumière et de l'apport en nutriments provenant de la décomposition de la matière organique.

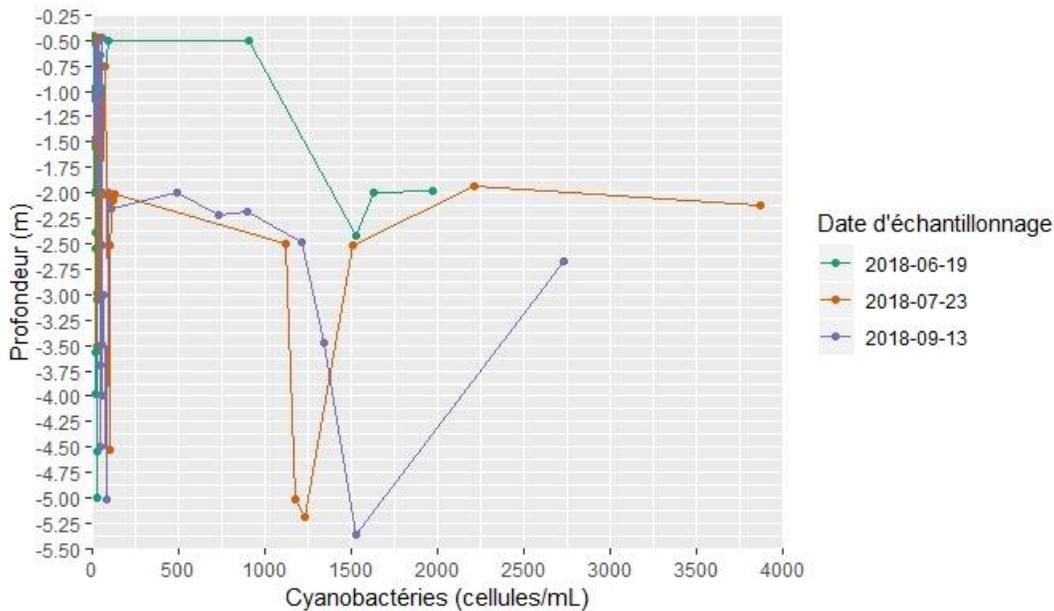


Figure 3.21 : Profils de la concentration en cyanobactéries des eaux du lac des Roches en fonction de la profondeur pour chaque date d'échantillonnage.

3.2.10 Les communautés de phytoplancton et de cyanobactéries

Afin de mieux comprendre la dynamique phytoplanctonique des eaux de surface du lac des Roches, il est nécessaire d'examiner plus en détail les espèces présentes pour chaque saison. En effet, certaines espèces de phytoplancton et de cyanobactéries sont sans risque immédiat pour les organismes aquatiques, tandis que d'autres sécrètent des toxines pouvant nuire à court terme à l'écologie du lac des Roches.

Le phytoplancton identifié au lac des Roches appartenait à 7 embranchements différents, soit les bacillariophytes, les chlorophytes, les chrysophytes, les cryptophytes, les cyanophytes (algues bleu-vert), les Euglénophytes et les Pyrrophytes (tableau 3.9). Il n'y avait aucune Phéophytes ni Rhodophytes.

Il est important de noter la présence légère d'*Anabaena* sp. au printemps et à l'été à la station B3 et à l'automne à la station S9. Cette espèce de cyanobactérie produit notamment des microcystines, toxines pouvant causer des diarrhées, vomissements et cancérigène pour le foie lors d'exposition chronique. De plus, cette espèce produit des neurotoxines (anatoxine-a, saxitoxines et néosaxitoxines) pouvant causer des crampes musculaires, de la paralysie, de la salivation abondante, des céphalées, des vertiges, des fasciculations musculaires et une paralysie respiratoire (INSPQ, 2019). Les cyanobactéries sont les organismes composant la majorité de la communauté phytoplanctonique au lac des Roches à l'été 2018 composant 96 à 99% du phytoplancton (ratios Cyanophytes/algues totales observées au tableau 3.9). Présentes à des concentrations de 30788 et 40269 cellules/mL en septembre, leur quantité dépasse le seuil critère définissant une floraison cyanobactérienne (20 000 cellules/mL, MELCC, 2016d). La communauté de cyanobactéries est composée de 77 à 85% du genre *Woronichinia* sp..

Au printemps, le phytoplancton du lac des Roches présente les plus grandes concentrations de *Radiocystis* sp., de Chlorophytes, *Aphanocapsa* sp., *Cyanodictyon* sp. et *Snowella* sp.. Pendant l'été, on trouve les plus grandes concentrations de Chrysophytes et *Merismopedia* sp. et en septembre, on observe les plus grandes concentrations en algues totales, *Aphanothece* sp., Bacillariophytes, Cyanophytes, *Leptolyngbya* sp.,

Pseudanabaena sp. et *Woronichia* sp. Les concentrations en algues totales en septembre dépassent de plus du double la quantité d'algues totales observées en juillet et de plus du quintuple les concentrations observées en juin.

Les algues vertes (chlorophytes) ont été présentes à toutes les saisons, quoique plus marquées au printemps. Considérant la forte compétition pour la lumière, l'azote et le phosphore infligés par les cyanophytes, dont le nombre a varié de manière inversement proportionnelle aux chlorophytes, ces résultats correspondent à ce qui était attendu.

Les bacillariophytes (diatomées), les cryptophytes et les chrysophytes ont été présentes à toutes les saisons, quoique plus marquées en été à la station B3 et en automne à la station S9. Ces algues ont la capacité de pouvoir se déplacer par l'utilisation de flagelles (cryptophytes et chrysophytes) ou peuvent utiliser le carbone disponible dans leur environnement pour leur nutrition (diatomées), ce qui leur confère un avantage en conditions de compétition pour la lumière et les nutriments. Leur augmentation en nombre et en concentration est donc normale en allant du printemps vers l'automne en raison de l'accumulation des nutriments via la décomposition des matières organiques, et ce même en conditions d'augmentation de la concentration en cyanobactéries

Les phéophytes (algues brunes) et les rhodophytes (algues rouges) ont été absentes des eaux du lac des Roches à l'été 2018. Les euglénophytes ont été présentes en quantités négligeables. Les pyrrhophytes (dinoflagellées) ont également été présentes en quantités négligeables en septembre. Leur écologie est semblable à celle des cyanobactéries; capables d'extraire et d'emmagasiner les nutriments, elles sont favorisées par les milieux riches en phosphore et peuvent même produire des toxines afin de ralentir la croissance des organismes compétiteurs (Granéli et Turner, 2007).

Tableau 3.9 : Concentration des différents types de phytoplancton (cellules/mL) au lac des Roches à l'été 2018 pour chaque saison et chaque station.

| Espèce | Abondances (cellules/mL) | | | | | |
|---|--------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | QMLDRB3 | | | QMLDRS9 | | |
| | Printemps | Été | Automne | Printemps | Été | Automne |
| | 2018-06-19 | 2018-07-23 | 2018-09-13 | 2018-06-19 | 2018-07-23 | 2018-09-13 |
| Algues totales | 5574 | 15775 | 31051 | 8966 | 11714 | 40635 |
| <i>Aphanizomenon sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Aphanocapsa sp.</i> | 1431 | 0 | 617 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Aphanothece sp.</i> | 1541 | 4037 | 5308 | 404 | 5248 | 4938 |
| Autres cyanobactéries | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bacillariophytes (diatomées) | 8 | 32 | 116 | 40 | 101 | 38 |
| <i>Borzia sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chlorophytes (algues vertes) | 197 | 141 | 50 | 134 | 78 | 69 |
| <i>Chroococcus sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chrysophytes | 10 | 167 | 54 | 21 | 75 | 189 |
| <i>Coelomoron sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Coelosphaerium sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Cryptophytes (algues) | 28 | 76 | 43 | 32 | 38 | 53 |
| <i>Cuspidothrix sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cyanodictyon sp.</i> | 1028 | 1762 | 741 | 4184 | 1982 | 988 |
| <i>Cyanogranis sp.</i> | 0 | 110 | 0 | 134 | 228 | 0 |
| Cyanophytes (cyanobactéries) | 5331 | 15356 | 30788 | 8738 | 11421 | 40269 |
| <i>Cylindrospermopsis sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dolichospermum sp. (Anabena sp.)</i> | 40 | 29 | 0 | 0 | 0 | 25 |
| <i>Eucapsis sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Euglénophytes (algues flagellées) | 0 | 3 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Geitlerinema sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gloeocapsa sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gomphosphaeria sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Jaaginema sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Komvophoron sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lemmermaniella sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Leptolyngbya sp.</i> | 0 | 0 | 173 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Limnothrix sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lyngbya sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Merismopedia sp.</i> | 94 | 1086 | 0 | 156 | 0 | 0 |
| <i>Microcystis sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oscillatoria sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Phéophytes (algues brunes) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Phormidium sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Planktolyngbya sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Planktothrix sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pseudanabaena sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pyrrhophytes (dinoflagellées) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 |
| <i>Radiocystis sp.</i> | 1152 | 881 | 0 | 3450 | 734 | 0 |
| <i>Raphidiopsis sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Rhabdoderma sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Rhabdogloea sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rhodophytes (algues rouges) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Snowella sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 88 | 0 | 0 |
| <i>Spirulina sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Synechococcus sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Synechocystis sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Woronichinia sp.</i> | 44 | 7450 | 23949 | 323 | 3230 | 34319 |

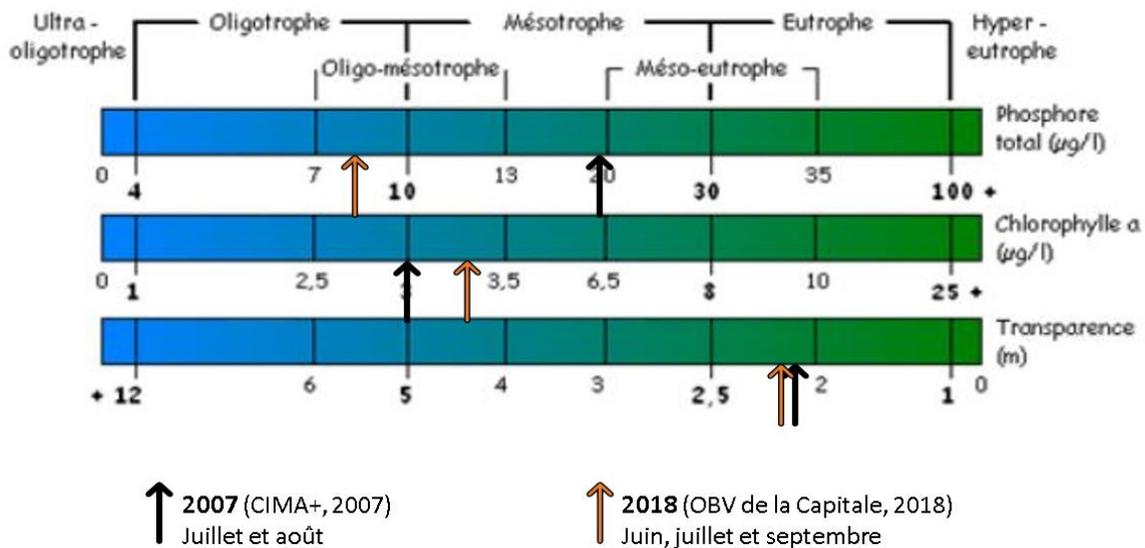


Figure 3.22 : Évolution du niveau trophique du lac des Roches de 2007 à 2018 selon la moyenne mensuelle des paramètres mesurés pour chaque station.

Lors de la comparaison avec l'étude antérieure, il est important de noter que les moyennes de 2007 sont basées sur des mesures faites en juillet et août alors que les moyennes de 2018 sont calculées pour les données récoltées en mai, juillet et septembre. Il faut donc garder en tête que les années comparées ne couvrent pas les mêmes périodes d'échantillonnage, 2018 comprenant même la saison d'automne où le brassage de la colonne d'eau modifie l'hydrodynamique du lac.

En 2018, la concentration moyenne en surface de phosphore total était de 8,4 µg/L, elle a donc beaucoup diminué depuis 2007 (figure 3.22). Il est cependant à noter que les concentrations mesurées en 2007 ont été affectées par la limite de détection des appareils utilisés par le laboratoire en août (30,0 µg/L). Auparavant mésotrophe, la concentration moyenne en phosphore total des eaux du lac des Roches se situe maintenant dans l'intervalle de valeurs correspondant aux lacs oligo-mésotrophes. La moyenne des concentrations en chlorophylle α en surface des eaux du lac des Roches a légèrement augmenté en 2018 (3,2 µg/L) par rapport à celle de 2007 (3,0 µg/L), restant toutefois dans l'intervalle de valeurs correspondant aux lacs oligo-mésotrophes. En septembre 2018, la concentration des cyanobactéries a dépassé les 20 000 cellules/mL, ce qui a pu influencer la concentration moyenne en chlorophylle α à la hausse. À noter que le ministère a établi qu'une floraison cyanobactérienne correspond à une densité égale ou supérieure à 20 000 cellules de cyanobactéries par mL (MELCC, 2019) et qui est telle que le phénomène est visible à l'œil nu. Toutefois, aucune floraison cyanobactérienne n'était visible au moment des échantillonnages ayant révélé les concentrations les plus importantes.

Il est à noter que le 20 août 2018 (journée de cartographie des herbiers), une l'écume de ce qui pourrait être des cyanobactéries, mais potentiellement des diatomées ou du pollen, a été observée en bordure du lac des Roches. Aucun échantillon n'a été pris à ce moment pour valider s'il s'agissait d'une fleur d'eau en raison de l'absence de matériel adéquat.



Figure 3.23 : Écume observée le 20 août 2018, lors d'une sortie terrain pour la cartographie des herbiers.

La transparence a très peu varié depuis 2007, restant dans l'intervalle des lacs méso-eutrophiés. Il est cependant important de mentionner que le lac des Roches étant peu profond (profondeur moyenne de 2,3 m, voir section 6), le substrat était visible de la surface. La majorité de la colonne d'eau était donc visible et il était physiquement impossible d'obtenir une transparence plus grande. En effet, en juillet le fond du lac était visible en totalité même au point le plus profond (tableau 3.8), ce qui correspond plutôt à un environnement oligotrophe.

Lors de la diagnose de 2007, le lac des Roche avait été classé comme oligo-mésotrophe (CIMA+, 2007). À la lumière des résultats obtenus, il est possible de dire que le lac ne semble pas avoir changé d'état trophique.

La chlorophylle α est le meilleur indicateur de l'eutrophisation et donc le paramètre à utiliser en cas de discordance entre les paramètres (RSVL, MDDELCC, 2015b). La moyenne mesurée en 2018 étant légèrement plus élevée que celle de 2007, elle se situe à la limite de l'intervalle des lacs qualifiés comme mésotrophes. Advenant le cas où les moyennes franchiraient cet intervalle, cela pourrait être un indice de changement dans l'état trophique du lac des Roches.

La chlorophylle α est un indicateur de la biomasse de phytoplancton et de sa productivité, mais ne tient pas compte des plantes aquatiques et des changements dans leur répartition et abondance. Or, ces dernières utilisent également du phosphore et produisent de la matière organique qui sera également décomposée et participera au processus d'eutrophisation. Il est important de tenir compte des herbiers aquatiques pour bien déterminer le niveau trophique d'un lac (Schwoerbel, 1987). La section 5 portera sur la caractérisation et cartographie des herbiers aquatiques ainsi que les changements observés dans leur répartition et abondance.

L'analyse de la qualité de l'eau du lac des Roches a permis de faire une mise à jour sur son état trophique et de vérifier s'il s'était dégradé. Afin d'obtenir un portrait complet, il est essentiel d'examiner les apports en nutriments provenant des affluents. L'étude de la qualité de l'eau des cinq tributaires du lac des Roches peut en effet permettre de déceler des sources de contaminants.

4. Qualité de l'eau des cinq tributaires du lac des Roches

Tableau 4.1 : Sources d'apport anthropiques en nutriments reconnues comme pouvant affecter les différentes variables physico-chimiques et altérer la qualité de l'eau de surface (MDDELCC, 2015; tiré de OBV de la Capitale, 2015).

| Paramètres | Sources d'apport anthropique |
|---|--|
| Azote | Épandage d'engrais, rejets municipaux, fosses septiques |
| Chlorophylle α | Rejets municipaux, rejets domestiques, activités agricoles, ruissellement urbain |
| Coliformes fécaux | Rejets municipaux, épandage de fumier et lisier, fosses septiques, fosses à purin défectueuses, ruissellement urbain |
| Conductivité | Rejets industriels, rejets miniers, rejets municipaux, ruissellement urbain |
| Matières en suspension | Activités agricoles, activités forestières, rejets industriels, rejets municipaux, ruissellement urbain |
| Oxygène dissous | Rejets municipaux, rejets industriels, activités agricoles |
| pH | Rejets industriels, rejets municipaux |
| Phosphore | Rejets municipaux, activités agricoles, fosses septiques, ruissellement urbain |
| Turbidité | Activités agricoles, activités forestières, rejets municipaux, rejets industriels, ruissellement urbain |

Afin de vérifier la présence de sources de contaminants et d'identifier les tributaires contribuant le plus à l'enrichissement des eaux du lac des Roches, une série d'échantillonnages a été effectuée à l'embouchure de ceux-ci. En effet, les tributaires d'un lac drainent son bassin versant et constituent la base de l'entonnoir; ils accumulent donc tous nutriments, sédiments et contaminants se trouvant sur leur passage et dans leur propre aire de drainage. Ces composants pouvant altérer la qualité de l'eau de surface du lac des Roches (tableau 4.1), leur mesure est donc essentielle.

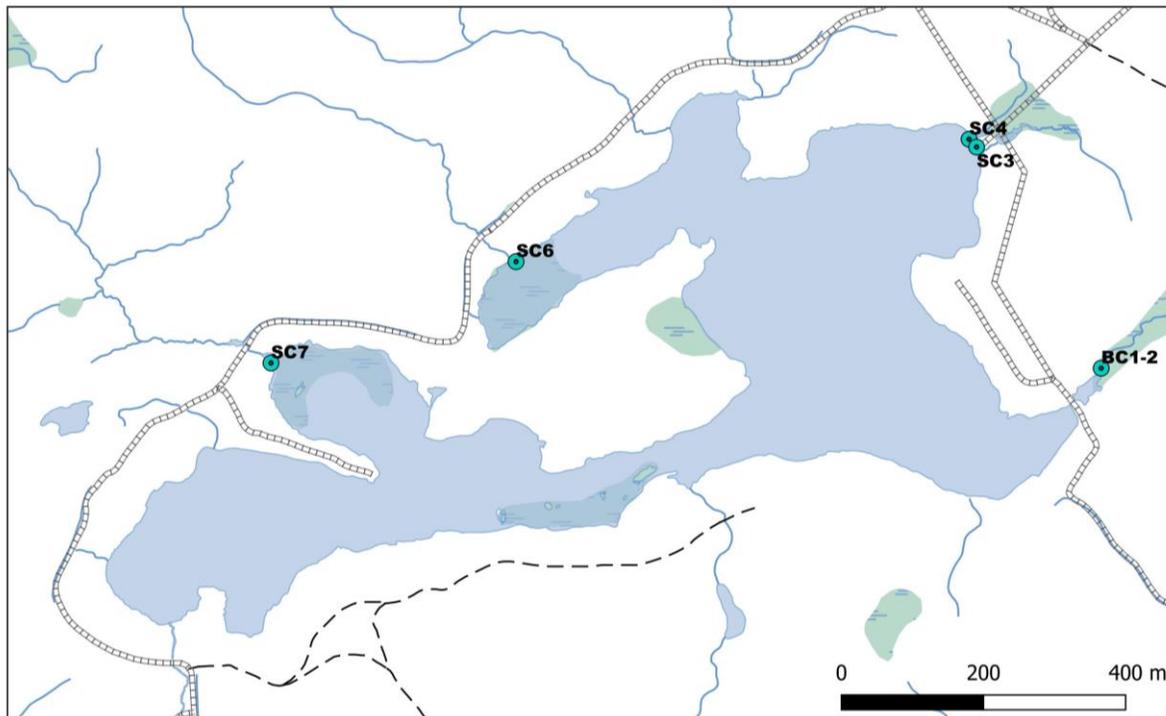
4.1 Méthodologie

4.1.1 Localisation des stations

Afin de vérifier la présence d'autres tributaires dans le bassin versant du lac des Roches, une analyse par cartographie LiDAR a d'abord été effectuée, suivie de validation terrain. Plusieurs des cours d'eau identifiés à l'aide du LiDAR étant intermittents (SC8 et SC9), ils n'ont pas été sélectionnés en raison de l'absence d'eau lors de la période d'échantillonnage. De plus, certains des tributaires ayant été échantillonnés en 2007 étaient maintenant asséchés, ils ont donc été retirés des stations d'échantillonnage (SC1 et SC5). Au total, c'est donc cinq tributaires qui ont été échantillonnés à l'été 2018 (figure 4.1). La station BC1-2 se trouve en amont d'un ponceau qui a été remblayé et le lien hydrographique avec le lac semble ne plus exister. Il a tout de même été échantillonné, car il est possible que l'eau parvienne au lac et que le ponceau soit réhabilité.

Tableau 4.1 : Emplacement et état des stations d'échantillonnage en 2007 et en 2018 (Degrés décimaux, Google maps 2019).

| Station | Latitude | Longitude | État en 2007 | État en 2018 | Note |
|--------------|-----------|------------|---------------|---------------|--|
| SC1 | 46.920074 | -71.246274 | Échantillonné | Asséché | |
| SC3 | 46.924632 | -71.246648 | Échantillonné | Échantillonné | Conduite d'eau de la rivière Montmorency |
| SC4 | 46.924778 | -71.246603 | Échantillonné | Échantillonné | |
| SC5 | 46.920237 | -71.251902 | Échantillonné | Asséché | |
| SC6 | 46.923371 | -71.254908 | Échantillonné | Échantillonné | |
| SC7 | 46.921936 | -71.259915 | Échantillonné | Échantillonné | |
| SC8 | 46.924811 | -71.252442 | Non mentionné | Asséché | |
| BC1-2 | 46.921881 | -71.244266 | Non mentionné | Échantillonné | Milieu humide dont le ponceau a été remblayé |



Lac des Roches

● Stations d'échantillonnage des tributaires

Hydrographie

■ Lac
 — Cours d'eau
 ■ Milieux humides



Source des données
 Gouvernement du Canada; Ressources naturelles Canada; Secteur des sciences de la Terre. 2018. Réseau routier.
 OBV de la Capitale. 2018. Stations d'échantillonnage du lac des Roches. Diagnose du lac des Roches. Saison été 2018.
 Ville de Québec. 2018.

Figure 4.1 : Localisation des stations d'échantillonnage des tributaires du lac des Roches à l'été 2018.

4.1.2 Protocole d'échantillonnage

Les échantillonnages ont eu lieu à six reprises entre mai et octobre 2018, dont 3 en temps de pluie. Il s'est effectué le plus près possible de l'embouchure des tributaires, sans toutefois être trop proche du lac pour subir son influence.

Tableau 4.2 : Dates d'échantillonnage et météo lors de l'échantillonnage des tributaires du lac des Roches à l'été 2018.

| Date | Temps |
|------------|-------|
| 2018-03-15 | Sec |
| 2018-05-29 | Sec |
| 2018-07-23 | Pluie |
| 2018-07-31 | Sec |
| 2018-09-11 | Pluie |
| 2018-09-21 | Pluie |

Différents paramètres ont été mesurés sur place à l'aide d'une sonde multiparamètres Manta2 munie d'un périphérique Amphibian2 (figure 4.2). Aussi, des échantillons ont été récoltés à l'aide de bouteilles pour être analysés au laboratoire de la Ville de Québec.



Figure 4.2 : Sonde Manta2 et le périphérique Amphibian2.

4.1.3 *Variables physico-chimiques*

Les variables mesurées pour l'analyse de la qualité de l'eau des tributaires du lac des Roches suivent les mêmes protocoles que pour l'analyse de la qualité de l'eau du lac (tableau 4.4), en plus de ceux déterminés pour les prélèvements réalisés dans le cadre du Réseau-Rivières (Hébert et Légaré, 2000) lorsque disponibles.

L'échantillonnage consiste en un prélèvement d'eau près du centre du cours d'eau ou dans le courant principal. La rive et les zones de courant lent sont évitées dans la mesure du possible; certains tributaires étant peu larges et peu profonds, il se peut que des échantillonnages aient comporté quelques traces de sédiments. L'échantillonnage a été réalisé en remplissant directement les bouteilles à même les tributaires, en prenant toutes les précautions nécessaires afin d'éviter la contamination ou l'altération des échantillons. Toutes les bouteilles ont été remplies et scellées adéquatement avant d'être acheminées au laboratoire immédiatement après l'échantillonnage. Les échantillons ont été conservés au frais dans une glacière jusqu'à leur acheminement au laboratoire de la Ville de Québec, où ils ont été analysés. Par la suite, la sonde était immergée dans la partie la plus profonde du cours d'eau et les résultats ont été notés lorsque les différentes données étaient stables.

Tableau 4.3 : Paramètres mesurés et appareils utilisés.

| Variable | Unité de mesure | Appareil/méthode utilisés |
|---|-----------------|---------------------------|
| Température | °C | Sonde multiparamètres |
| pH | Aucune | Sonde multiparamètres |
| Saturation et concentration en oxygène | % et mg/L | Sonde multiparamètres |
| Conductivité | µS/cm | Sonde multiparamètres |
| Turbidité | UTN | Sonde multiparamètres |
| Concentration en cyanobactéries | Cellules/mL | Sonde multiparamètres |
| Chlorophylle α | µg/L | Sonde multiparamètres |
| Nitrites et nitrates | mg/L | Laboratoire |
| Azote ammoniacal | µg/L | Laboratoire |
| Azote total | mg/L | Laboratoire |
| Phosphore total | µg/L | Laboratoire |
| Matières en suspension | mg/L | Laboratoire |
| Chlorures | mg/L | Laboratoire |
| Coliformes fécaux | UFC/100 mL | Laboratoire |
| Coliformes totaux | UFC/100 mL | Laboratoire |
| Bactéries atypiques | UFC/100 mL | Laboratoire |
| Chlorophylle α | µg/L | Laboratoire |

Tableau 4.4 : Synthèse des critères de qualité de l'eau utilisés dans l'analyse de la qualité de l'eau des tributaires du lac des Roches selon les principaux usages de l'eau de surface. (MELCC, 2019)

| Variable | Unités | Critères | | |
|-------------------------------|-------------|--|--|--|
| | | Valeurs | Usage concerné | Source |
| pH | aucune | 6,5 à 8,5 | Protection des activités récréatives et de l'esthétique | 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, 2006a |
| Oxygène dissous | mg/L ou % | Biote d'eau chaude : | Protection de la vie aquatique, effet chronique | OMOE, 1984a; OMOEE, 1994 |
| | | 0°C: 47% ou 7 mg/L | | |
| | | 5°C: 47% ou 6 mg/L | | |
| | | 10 à 15°C: 47% ou 5 mg/L | | |
| | | 20 °C: 47% ou 4 mg/L | | |
| 25 °C: 48% ou 4 mg/L | | | | |
| Conductivité | µS/cm | Eau douce : < 200 | Protection de la vie aquatique, effet chronique | Hade, 2002 |
| | | Eau minérale : 200 à 1 000 | | |
| | | Eau salée ou pollution : > 2000 | | |
| Nitrites et nitrates | mg/L | 3,02 mg/L | Protection de la vie aquatique, effet chronique et des activités récréatives et esthétiques | CCME, 2012; Nordin et Pommen (B.C.MOE), 1986; B.C.MOELP, 1998; B.C.WLAP, 2001 |
| Azote ammoniacal | µg/L | Pour pH de 6,5 à 8,0 et températures de 15 à 20 °C : 760 à 1800 µg/L | Protection de la vie aquatique, effet chronique et des activités récréatives et esthétiques | Nordin et Pommen(B.C.MOE), 1986 |
| Azote total | mg/L | ≤ 1 mg/L | Surfertilisation | MELCC, |
| Phosphore total | µg/L | 30 µg/L | Protection des cours d'eau et limitation de la croissance excessive d'algues et plantes aquatiques | OMOEE, 1994 |
| Transparence | m | 1,2 m | Protection des activités récréatives et esthétiques | CCMRE, 1987; CCME, 2002 |
| Turbidité | uTN | À moins de 50 uTN, ne doit pas dépasser la turbidité naturelle de 5 uTN ¹ | Protection des activités récréatives et esthétiques | Caux et al., 1997 |
| | | Chronique : Concentration en MES de moins 25mg/L, une augmentation moyenne de 2 uTM par rapport à la valeur naturelle et si plus de 25 mg/L (ou 8 à 80 uTN) pas plus de 8uTN ou 10% de la valeur naturelle | Protection de la vie aquatique, effet chronique | CCME, 2002 |
| Matières en suspension | mg/L | 13 | Classe B de l'IQBP | CCMRE, 1987; CCME, 2002 |
| Cyanobactéries | cellules/mL | 20 000 cellules/ml | Limite détermination d'un épisode de floraison | MELCC, 2017 |
| Chlorures | mg/L | 230 | Protection de la vie aquatique, effet chronique | U.S.EPA, 1988b; U.S.EPA, 2006a |
| | | 860 | Protection de la vie aquatique, effet aigu | |
| Chlorophylle a | µg/L | 0,25 à 6,43 mg/m ³ | Plage de variation habituelle pour les petits cours d'eau (5 ^e et 95 ^e percentile) | MELCC, 2019 |
| Coliformes fécaux | UFC/100 mL | 100 | Protection des activités récréatives de contact direct | CCMRE, 1987; CCME, 2002 |
| Coliformes totaux | UFC/100 mL | 1000 | Protection des activités récréatives de contact indirect | CCMRE, 1987; CCME, 2002 |
| Bactéries atypiques | UFC/100 mL | 200 UFC/100 mL | Nuisance à la croissance et au dénombrement des coliformes totaux lors des analyses en laboratoire, invalide le résultat des coliformes totaux | MELCC, 2016 |

4.1.4 L'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP)

Afin de faciliter l'évaluation de la qualité de l'eau durant la période estivale (de mai à octobre) et les usages qu'elle autorise, l'Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP) a été développé par la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSÉE) du MELCC (Hébert, 1997). Cet indice est composé de plusieurs sous-indices élaborés à partir des courbes d'appréciation de la qualité de l'eau qui ont été déterminées pour chacun des descripteurs retenus pour évaluer la qualité de l'eau. Le sous-indice le plus faible détermine la valeur de l'indice. Lorsque plusieurs échantillonnages ont lieu, l'IQBP final est déterminé en calculant la médiane de tous les indices obtenus. L'IQBP final correspond également à une classe de qualité de l'eau. Le système de classification est basé sur les critères de qualité se référant aux principaux usages de la qualité de l'eau, soit la baignade, les activités nautiques, l'approvisionnement en eau à des fins de consommation, la protection de la vie aquatique et la protection du plan d'eau contre l'eutrophisation. L'IQBP peut varier entre 0 et 100 et permet de définir cinq classes de qualité (tableau 4.4; Hébert, 1997).

Tableau 4.4 : Classe de qualité de l'eau en fonction des valeurs seuils des sous-indices de l'IQBP.

| Classe IQBP | Classe de qualité de l'eau | Usages |
|-------------|----------------------------|--|
| A (80-100) | Bonne | Permet généralement tous les usages, y compris la baignade |
| B (60-79) | Satisfaisante | Permet généralement la plupart des usages |
| C (40-59) | Douteuse | Certains usages risquent d'être compromis |
| D (20-39) | Mauvaise | La plupart des usages risquent d'être compromis |
| E (0-19) | Très mauvaise | Tous les usages risquent d'être compromis |

L'IQBP utilisé par le ministère pour les suivis de qualité de l'eau a varié avec les années selon les descripteurs retenus, certains descripteurs ayant été éliminés au fil des ans. Ainsi nous pouvons composer l'indice selon différents agencements prédéfinis pour obtenir soit l'IQBP₁₀, l'IQBP₉, l'IQBP₇ ou l'IQBP₆. Dans le cadre de l'échantillonnage des tributaires du lac des Roches, toutes les variables mesurées seront utilisées; c'est donc neuf variables qui serviront au calcul de l'IQBP₉ (tableau 4.5).

L'IQBP₉ est défini à partir des descripteurs de la qualité de l'eau suivants : la température (°C), le phosphore total (P_{TOT}), les coliformes fécaux (CF), les matières en suspension (MES), l'azote ammoniacal (NH₃), les nitrites et nitrates (NO_x), la chlorophylle α totale (CHL α), la saturation en oxygène dissout (O₂), le pH (unité de pH) et la turbidité (UTN) (tableau 4.5; MDDEP, 2011).

Tableau 4.5 : Valeur seuil des sous-indices de l'IQBP₉ basées sur les courbes d'appréciation, tiré de Hébert 1997.

| Valeurs seuil du sous-indice | Coliformes fécaux (c.f./100 mL) | Chlorophylle α totale (µg/L) | Azote ammoniacal (mg/L) | Nitrite et nitrates (mg/L) | Phosphore total (mg/L) | Matières en suspension (mg/L) | Saturation en oxygène (%) | pH | Turbidité (UTN) |
|------------------------------|---------------------------------|------------------------------|-------------------------|----------------------------|------------------------|-------------------------------|---------------------------|--------------------|-----------------|
| 80-100 | ≤200 | ≤5,70 | ≤0,23 | ≤0,50 | ≤0,030 | ≤6 | 88-124 | 6,9-8,6 | ≤ 2,3 |
| 60-79 | 201-1000 | 5,71-8,60 | 0,24-0,50 | 0,51-1,00 | 0,031-0,050 | 7-13 | 80-87 ou 125-130 | 6,5-9,8 ou 8,7-9,0 | 2,4-5,2 |
| 40-59 | 1001-2000 | 8,61-11,10 | 0,51-0,90 | 1,01-2,00 | 0,051-0,100 | 14-24 | 70-79 ou 131-140 | 6,2-6,4 ou 9,1-9,3 | 5,3-9,6 |
| 20-39 | 2001-3500 | 11,1-13,90 | 0,91-1,50 | 2,01-5,00 | 0,101-0,200 | 25-41 | 55-69 ou 141-150 | 5,8-6,1 ou 9,4-9,6 | 9,7-18,4 |
| 0-19 | >3501 | >13,90 | >1,50 | >5,00 | >0,200 | >41 | <55 ou >150 | <5,8 ou >9,6 | >18,4 |

4.2 Résultats

4.2.1 *Contexte météorologique*

Les températures ambiantes à l'été 2018 se situaient en général à moins de 2,0 °C de différence avec la normale (tableau 4.6). À l'inverse, les précipitations totales mensuelles étaient considérablement sous la normale, à l'exception du mois de mars dont la quantité totale de précipitations dépasse de 3,6 mm la normale mensuelle. Il est à noter que les échantillonnages du 23 juillet, de 11 septembre et de 21 septembre ont été effectués en temps de pluie et que l'échantillonnage du 14 mars s'est effectué le lendemain d'une journée de précipitations (tableau 4.7).

Tableau 4.6: Températures ambiantes moyennes¹, précipitations totales¹ et normales² mensuelles pour la période d'échantillonnage.

| Mois | Température moyenne (°C) | Température moyenne normale (°C) | Précipitations totales (mm) | Précipitations normales (mm) |
|-----------|--------------------------|----------------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| Mars | -2,8 | -4,6 | 33,8 | 30,2 |
| Mai | 11,4 | 11,2 | 55,6 | 115,9 |
| Juillet | 20,8 | 19,3 | 100,5 | 121,4 |
| Septembre | 14,1 | 12,7 | 109,0 | 115,5 |

¹ : Station météorologique de l'Aéroport Jean-Lesage de Québec (701S001), Environnement Canada 2019.

² : Normales climatiques pour la période de 1981 à 2010.

Tableau 4.7 : Température moyenne et précipitations totales lors des jours d'échantillonnage et des deux jours précédents.

| Date | Température moyenne (°C) | Précipitations totales (mm) | Temps |
|------------|--------------------------|-----------------------------|-------|
| 2018-03-13 | 0,9 | 1,4 | |
| 2018-03-14 | -1,7 | 12,2 | |
| 2018-03-15 | -1,1 | 0,3 | Sec |
| 2018-05-27 | 15,2 | 0,0 | |
| 2018-05-28 | 14,6 | 0,4 | |
| 2018-05-29 | 15,6 | 0,1 | Sec |
| 2018-07-21 | 23,9 | 0,0 | |
| 2018-07-22 | 19,9 | 4,4 | |
| 2018-07-23 | 22,4 | 7,3 | Pluie |
| 2018-07-29 | 20,3 | 0,1 | |
| 2018-07-30 | 20,2 | 0,0 | |
| 2018-07-31 | 21,1 | 0,0 | Sec |
| 2018-09-09 | 10,4 | 0,0 | |
| 2018-09-10 | 10,8 | 0,5 | |
| 2018-09-11 | 14,5 | 9,4 | Pluie |
| 2018-09-19 | 11,9 | 0,1 | |
| 2018-09-20 | 11,9 | 0,0 | |
| 2018-09-21 | 13,2 | 32,8 | Pluie |

¹ : Station météorologique de l'Aéroport Jean-Lesage de Québec (701S001), Environnement Canada 2019.

4.2.2 *Variation spatio-temporelle des variables physico-chimiques*

Afin de mieux comprendre la dynamique spatio-temporelle de la variation de la qualité de l'eau des tributaires, deux représentations graphiques de boîtes à moustaches ont été effectuées pour chaque variable; en fonction des dates d'échantillonnage et en fonction des stations. Les risques pour la qualité de l'eau du lac selon les critères à respecter (tableaux 4.4 et 4.5, MELCC, 2019) pourront donc être examinés avec précision.

La **température** n'est pas directement utilisée pour le calcul de l'IQBP, mais est nécessaire au calcul de la concentration en oxygène dissout. L'analyse de sa variation spatio-temporelle est donc essentielle à la compréhension de la dynamique de la qualité de l'eau des tributaires du lac des Roches.

La température de l'eau des tributaires du lac des Roches a varié entre 1,0 et 23,0 °C. Au cours de la saison d'échantillonnage, les valeurs de température de l'eau des tributaires du lac des Roches ont d'abord augmenté pour atteindre leur maximum en août, puis ont redescendu. Les valeurs les plus élevées ayant pu être mesurées ont été observées le 23 juillet 2018. Ces variations suivent celles de la température ambiante, ce qui était attendu.

Les tributaires présentant les températures les plus élevées sont le tributaire SC3 et le tributaire SC4. SC3 (médiane 16,5 °C) est une conduite d'eau de la rivière Montmorency, qui est large et donc dont la surface est moins ombragée par le couvert forestier environnant que les tributaires naturels du lac des Roches. Sa surface étant plus exposée aux radiations solaires, il est normal que l'eau provenant de la rivière Montmorency soit plus chaude. De plus, la conduite emmagasine la chaleur du soleil pour la redistribuer à l'eau par la suite. Le tributaire SC4 (médiane 16,6 °C) est quant à lui à proximité de chemins d'accès au lac des Roches pour la Ville de Québec. Une partie de la végétation de la rive gauche (en regardant vers l'aval) est alors partiellement coupée et entretenue à des fins de sécurité (proximité de fils électriques, visibilité), ce qui expose la surface de l'eau à davantage de radiations solaires et peut expliquer sa température élevée. De plus, ce tributaire est en zone de faible dénivelé, ce qui provoque un faible débit; comme l'eau est à vitesse réduite, elle reste alors plus longtemps exposée aux radiations solaires avant de se mélanger, ce qui peut également expliquer sa température plus élevée.

À l'inverse, les tributaires SC6 et SC7 se situent en milieu forestier, ils sont donc à l'abri des rayons du soleil. En conséquent, l'eau y demeure plus fraîche.

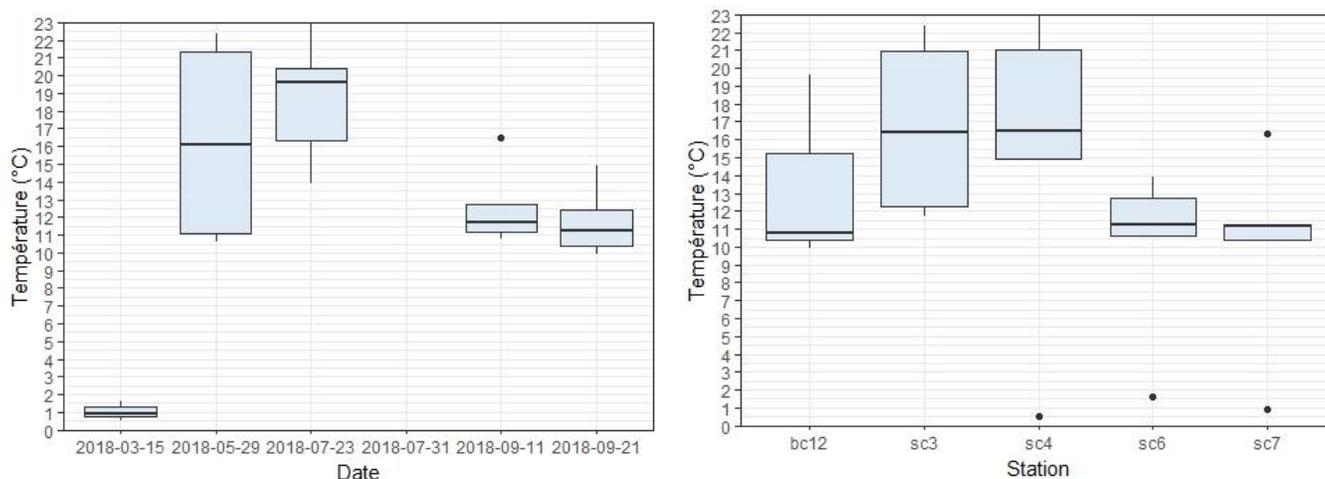


Figure 4.3 : Étendue des valeurs de température de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

Le **pH** de l'eau des tributaires du lac des Roches a varié entre 6,3 et 8,2, ce qui est légèrement en dehors de l'intervalle de protection de la vie aquatique (effet chronique, 6,5 à 9,0), mais néanmoins attendu en raison de la région géologique dans laquelle le lac des Roches se situe (Bouclier Canadien, dont le substrat a une faible capacité à neutraliser les acides environnants, MELCC, 2019) et même considéré neutre. Le pH de l'eau des tributaires du lac des Roches ne semble pas suivre de tendance temporelle, hormis dans sa variabilité; au

printemps, on observe une grande étendue des valeurs de pH et plus la saison d'échantillonnage avance, plus cette variabilité diminue. À l'automne et au printemps suivant, la biomasse produite durant l'été précédent se décompose. Comme le printemps est le moment où l'eau de fonte s'accumule massivement dans les tributaires, elle lessive le sol des nutriments laissés par la décomposition de la matière organique et remet beaucoup de nutriments en suspension par le débit provoqué par les remous. Chaque tributaire étant unique, tant au niveau de la composition de son sol qu'au niveau des perturbations subies par son aire de drainage subit, il est alors normal d'observer une grande diversité de pH.

À l'inverse, plus la saison d'échantillonnage avance, plus le temps a été sec (tableaux 4.5 et 4.6) et plus les nutriments des sols s'amenuisent en raison du lessivage et du captage pour la production primaire et secondaire. En effet, aucun échantillonnage n'a été fait en août, car aucun temps de pluie significatif n'a pu y être observé. Comme la quantité de nutriments présents dans les sols était réduite ainsi que le débit des tributaires, peu de nutriments ont pu y être dissouts, résultant alors en une faible variabilité de pH et dont la moyenne s'approche de la neutralité (7,0, pH de l'eau pure).

Le tributaire ayant présenté les valeurs les plus acides est le tributaire BC1-2, qui est bordé par un milieu humide. L'eau des milieux humide est par définition un lieu de production primaire abondante et de décomposition importante de la matière organique. Cette décomposition s'effectue par des microorganismes qui convertissent le carbone en CO₂ via la respiration cellulaire. Une fois dissout dans l'eau, le CO₂ réagit avec la molécule d'eau pour former de l'acide carbonique (HCO₃), ce qui augmente la concentration d'ions H⁺ en solution et diminue le pH. Il est donc normal d'observer à la station BC1-2 des valeurs de pH acides.

Les tributaires ayant présenté les valeurs les plus alcalines sont SC6 et SC7, qui à l'inverse du tributaire BC1-2 traversent un milieu plus pentu et forestier. Le remous causé par le débit plus fort ainsi que les cascades permettent de dissoudre l'oxygène atmosphérique dans l'eau des tributaires, ce qui favorise l'oxydation des composés dissouts et alors la production d'ions OH⁻, le pH devient donc basique.

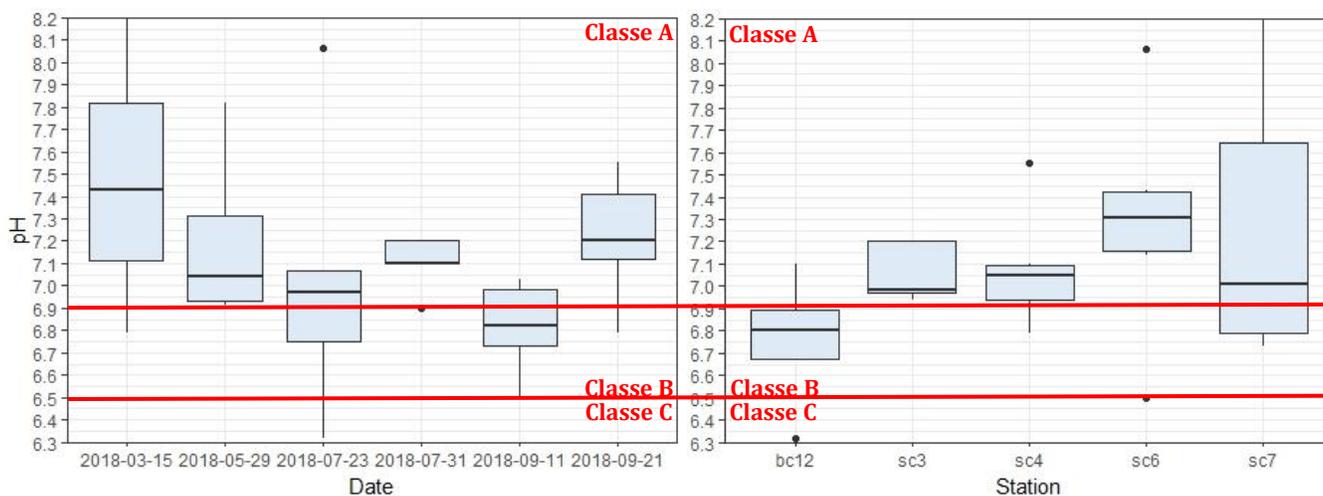


Figure 4.4 : Étendue des valeurs du pH de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

La **saturation en oxygène** des tributaires du lac des Roches si situe entre 79 et 98% et donc toujours dans soit dans la classe A ou dans la classe B de l'IQBP. Elle semble peut varier en fonction du temps, à l'exception d'une légère hausse entre mars et mai, ce qui peut être expliqué par l'élongation de la photopériode et la croissance des organismes photosynthétiques.

Le tributaire de la station SC7 est celui qui présente les valeurs de saturation les plus faibles (médiane de 85%), et celui de la station SC3 les valeurs de saturation les plus élevées, ce qui peut être expliqué par les forts remous et le fort débit de la rivière Montmorency, qui favorisent la dissolution de l'oxygène gazeux dans l'eau.

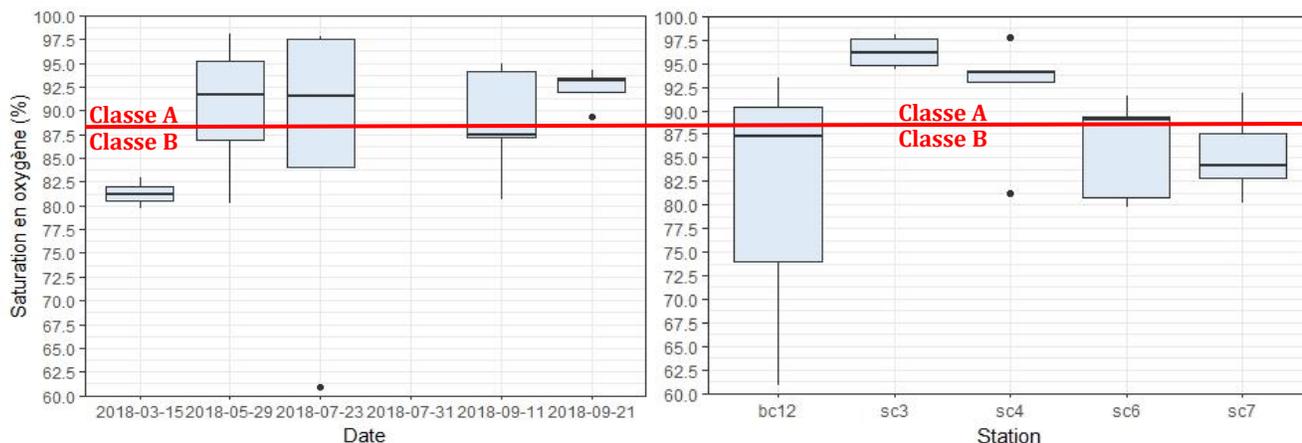


Figure 4.5 : Étendue des valeurs de saturation en oxygène de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

La **conductivité** de l'eau des tributaires du lac des Roches est restée entre 0 et 151,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et donc sous le seuil déterminé pour l'eau douce (200,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tableau 4.4, MELCC 2019), en plus d'être relativement stable durant la période d'échantillonnage, excepté pour le tributaire SC6. Ce tributaire (médiane 37,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est le seul qui draine une montagne qui présentant des stries glacières et un substrat rocheux (OBV de la Capitale, PDE 2019). La nature minérale du sol peut avoir favorisé la dissolution de sels et minéraux, qui une fois dissouts augmentent la conductivité de l'eau. De plus, les valeurs au-dessus de 70,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ont été observées lors de temps de pluie (23 juillet et 21 septembre 2018, tableau 4.6), ce qui suggère que les sels et minéraux proviennent de l'amont du tributaire SC6. Le tributaire ayant présenté les valeurs de conductivité les plus élevées est celui de la station BC1-2 (médiane 53,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$), ce qui était attendu en raison du milieu humide et du débit lent, qui favorisent l'accumulation de particules conductrices dans l'eau.

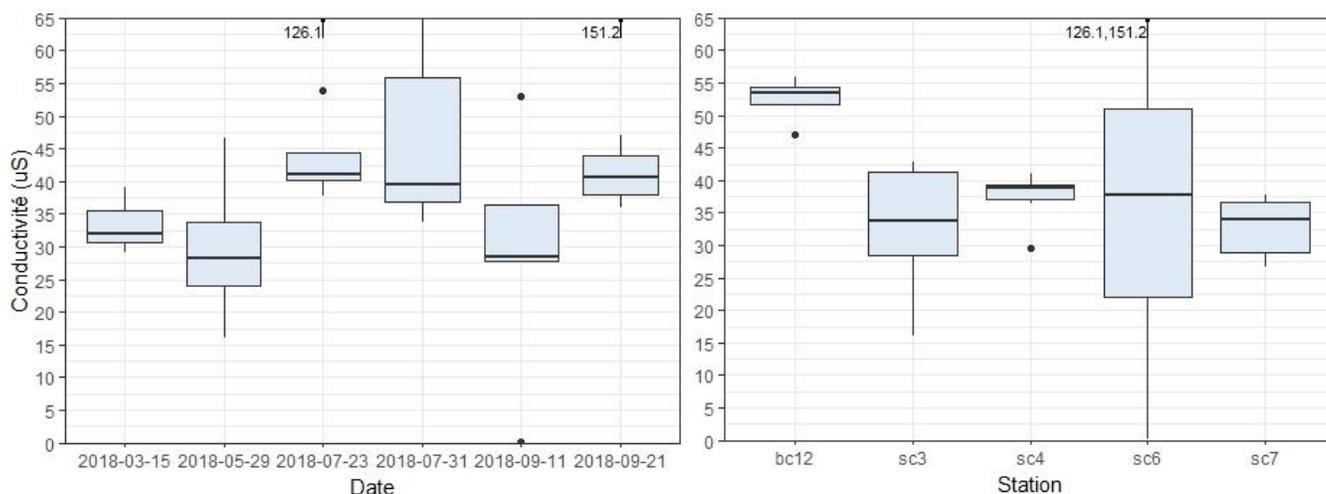


Figure 4.6 : Étendue des valeurs de conductivité de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

Les **concentrations en azote ammoniacal** de l'eau des tributaires du lac des Roches sont restées entre 5 et 197,0 µg/L, soit sous le seuil définissant la qualité de l'eau comme « bonne » selon les intervalles définis par l'IQBP (230,0 µg/L). Les seuils définis pour le CVAC aux températures et pH observés dans le milieu sont également respectés (760,0 à 1 800,0 µg/L, tableau 4.3). Les concentrations ont augmenté du printemps vers l'été, puis ont chuté pour ensuite réaugmenter. Les augmentations des concentrations en azote ammoniacal coïncident avec les temps de pluie, ce qui suggère que l'azote provient de l'amont des tributaires et sont probablement de sources naturelles (décomposition de la matière organique) étant donné les faibles concentrations.

Les tributaires SC7 et BC1-2 sont ceux ayant présenté les concentrations les plus élevées en azote ammoniacal. Ceux-ci drainent tous deux un petit milieu humide à proximité de lignes électriques, qui pour des raisons de sécurité sont régulièrement entretenues et dévégétalisées.

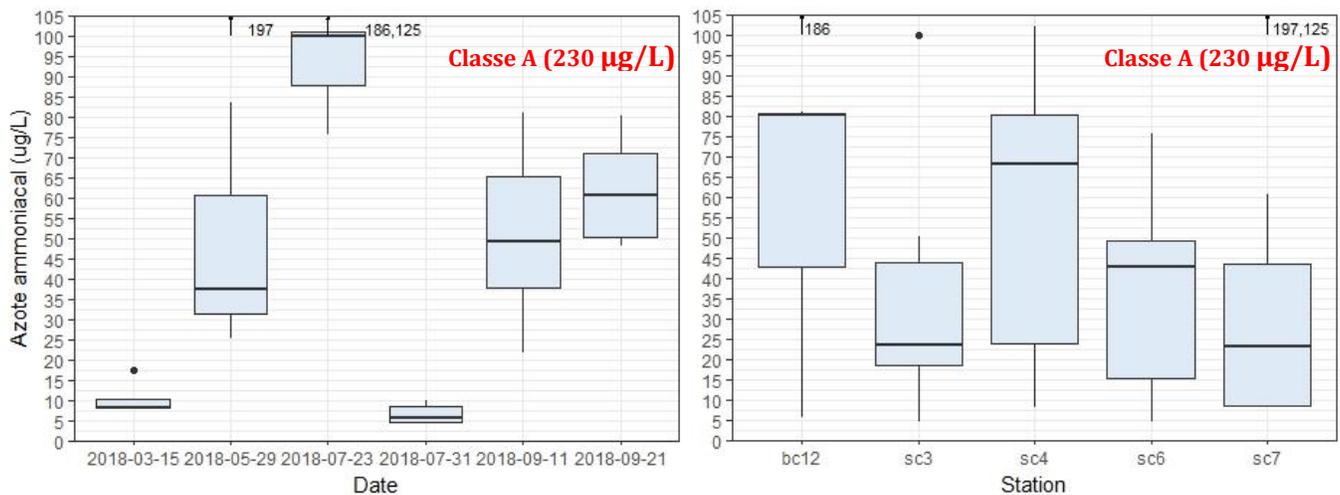


Figure 4.7 : Étendue des valeurs de concentration en azote ammoniacal de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

Les **concentrations en nitrites et en nitrates** sont restées entre 0,05 et 0,22 mg/L, soit sous la valeur seuil pour l'intervalle de qualité de classe « bonne » de l'IQBP (0,50 mg/L, tableau 4.5). La station ayant présenté les valeurs les plus élevées en nitrites et en nitrates est la station SC3 (médiane 0,09 mg/L), qui achemine l'eau de la rivière Montmorency. Ces valeurs ont été observées lors de la crue printanière et des temps de pluie, qui en augmentant le volume et le débit de l'eau peuvent créer des remous qui remettent en suspension les nutriments contenus dans les sédiments, qui proviennent de la décomposition de la matière organique. À l'inverse, la station SC4 est celle présentant les concentrations les plus faibles en nitrites et en nitrates (médiane 0,03 mg/L), ce qui peut s'expliquer par sa faible pente, qui limite l'augmentation de son débit et la création de remous.

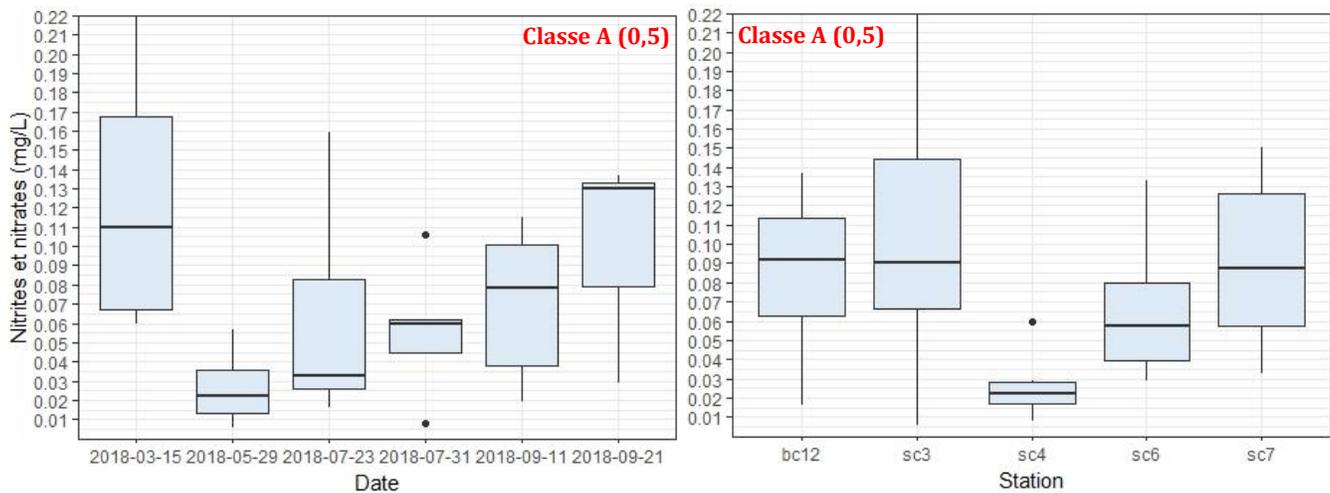


Figure 4.8 : Étendue des valeurs de concentration en nitrites et en nitrates de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

Les **concentrations en azote total** de l'eau des tributaires du lac des Roches ne présentaient pas de signe de surfertilisation du milieu, c'est-à-dire qu'elles étaient sous la barre du 1,00 mg/L (entre 0,16 et 0,66 mg/L). En outre, elles sont demeurées relativement stables pendant la saison d'échantillonnage, à l'exception des tributaires SC3 et SC6, qui ont respectivement connu des hausses à la fin juillet et à la mi-septembre. Celles-ci suivent les valeurs et les tendances observées pour l'azote ammoniacal et les nitrites et nitrates; on observe des augmentations dans les concentrations lors de crues et de périodes de pluie aux stations BC1-2, SC3 et SC6. SC6 et BC1-2 sont à proximité de milieux humides et de forêts productives, ce qui augmente leurs concentrations en azote ammoniacal provenant de la décomposition de la matière organique. SC3 apporte l'eau de la rivière Montmorency, qui à l'endroit de la prise d'eau a un débit plus lent et une bonne productivité secondaire; en effet, la rivière Montmorency abrite une bonne diversité d'ichtyofaune, dont les excréments, qui sont produits durant la saison estivale, comportent de l'azote ammoniacal. Lorsque la crue printanière sévit, on observe une grande concentration en nitrites et en nitrates et une faible concentration en azote ammoniacal; il est possible que les bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes aient été en processus de transformation de l'azote ammoniacal et de l'oxyde nitreux en nitrites et en nitrates, ce qui diminue leur concentration. Comme à cette période l'accumulation de matière organique est terminée, ces réserves s'épuisent. Par la suite, lors de l'été la faune et la flore fournissent les bactéries en azote ammoniacal et en oxyde nitreux, et elles peuvent alors continuer leur travail métabolique, on observe alors durant les pluies une grande concentration en produits azotés de toutes sortes. En automne, la matière organique recommence à s'accumuler et les températures se refroidissent, il y a donc production d'azote ammoniacal et les bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes voient leur métabolisme ralentir. Lorsque les températures augmentent le printemps suivant, elles terminent le travail commencé en automne et le cycle recommence (Yvon-Durocher et al. 2010).

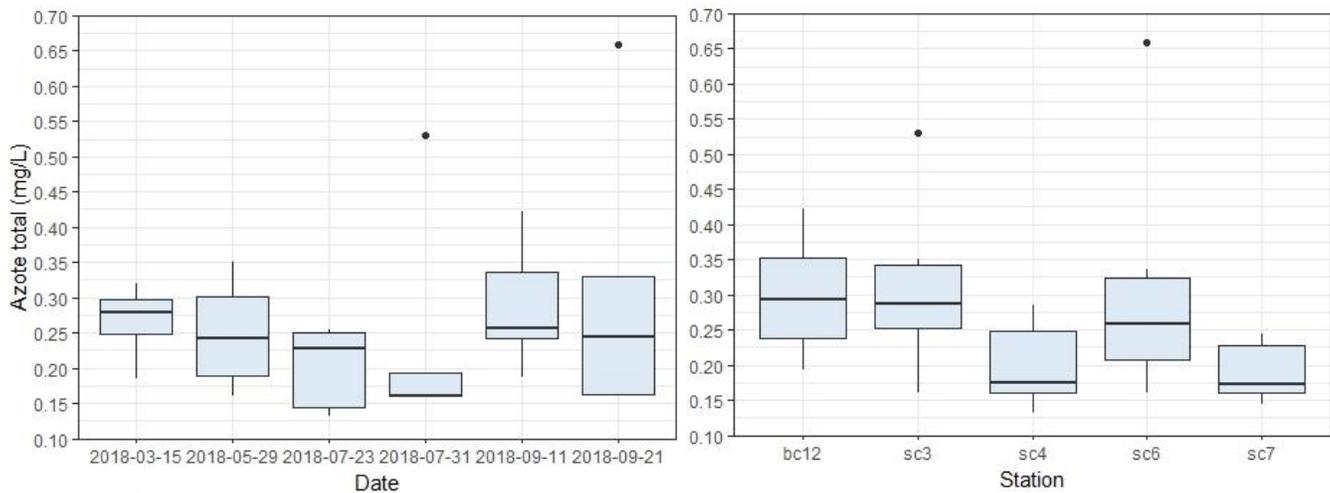


Figure 4.9 : Étendue des valeurs de concentration en azote total de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

Les **concentrations en phosphore total** de l'eau des tributaires du lac des Roches sont restées stables durant la saison d'échantillonnage, excepté pour le tributaire SC6 qui a connu des valeurs extrêmes en fin juillet (110,0 µg/L) et à la mi-septembre (174,0 µg/L). Ces augmentations ont également été observées aux stations BC1-2 et SC7 en septembre et sont sur le seuil entre les intervalles « Douteuse » et « Mauvaise » de l'IQBP (tableau 4.5). En fin septembre, c'est plus de la moitié des échantillons qui dépassaient le seuil critère pour la classe « Bonne » de l'IQBP (médiane 31,0 µg/L) et pour la protection de la qualité de l'eau, ce qui peut s'expliquer par l'accumulation de matière organique en décomposition ainsi que par le ruissellement des nutriments du sol accumulés pendant l'été (le 21 septembre 2018 était un temps de pluie automnal). À cet effet, le tributaire de la station BC1-2, qui se situe en milieu humide et donc de forte accumulation de matière organique en décomposition, est le tributaire ayant présenté les valeurs les plus élevées de concentration en phosphore total (médiane 15,0 µg/L). La station SC7 est deuxième (médiane 16,0 µg/L) et draine un petit milieu humide ainsi qu'une aire dévégétalisée pour le passage de ligne hydroélectrique, ce qui peut réduire le potentiel filtrant de la bande riveraine.

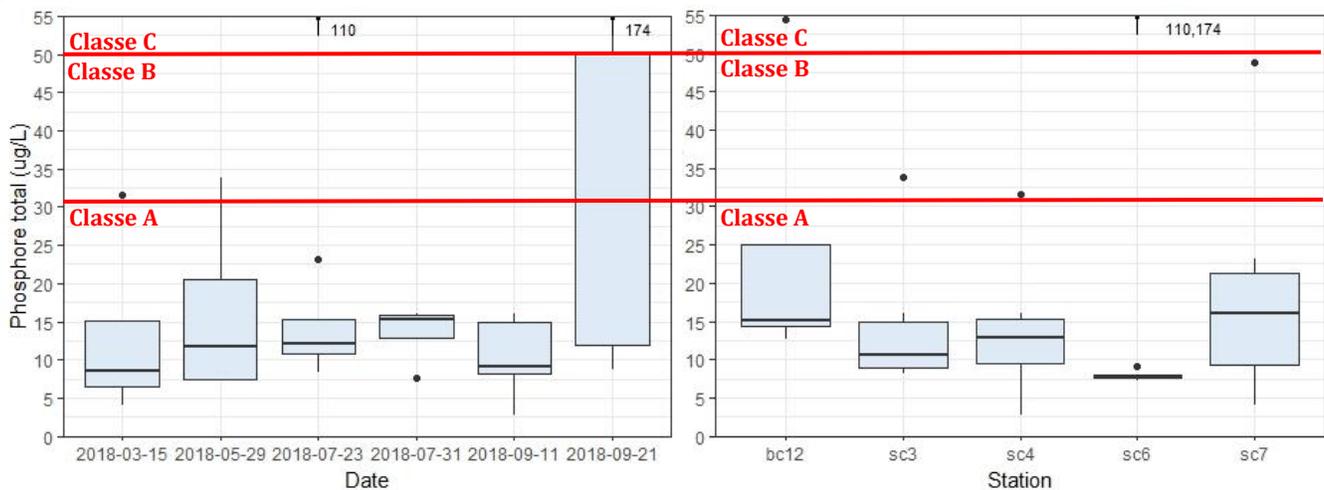


Figure 4.10 : Étendue des valeurs de concentration en phosphore total de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

Les valeurs de **turbidité** de l'eau des tributaires du lac des Roches se situaient entre 0 et 4392 UTN. Elles étaient 50% du temps au-dessus des seuils critères établis pour la classe « Bonne » de l'IQBP (23 juillet, 11

septembre et 21 septembre 2018) (2,3 UTN, tableau 4.6). Tous les tributaires ont connu des valeurs en septembre appartenant aux classes « Douteuse », « Mauvaise » ou « Très mauvaise » (tableau 4.6). Les valeurs les plus élevées ont été observées en temps de pluie et à la station SC3 (extrêmes de 430,5 à 4392,0 UTN), qui à la prise d'eau de la rivière Montmorency démontrent une accumulation de sédiments. Une des causes est potentiellement la bande riveraine insuffisante (figure 4.12), ce qui peut causer une érosion des berges et une remise en suspension facilitées des sédiments. Hormis les valeurs extrêmes, le tributaire de la station SC3 a présenté généralement les valeurs les plus faibles de turbidité (médiane 0,3 UTN) et BC1-2 (médiane 2,8 UTN) et SC7 (2,8 UTN) est celui ayant généralement présenté les valeurs les plus élevées (plus de 50% supérieures à 2,3 UTN). Ces valeurs peuvent être expliquées par les milieux humides que traversent ces tributaires.

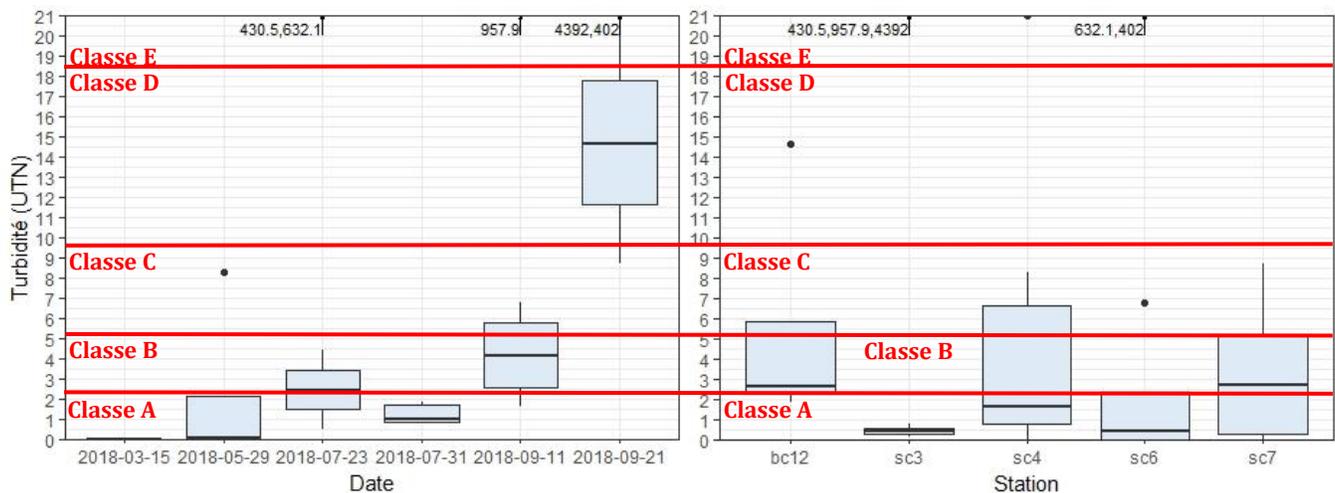


Figure 4.11: Étendue des valeurs de turbidité de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

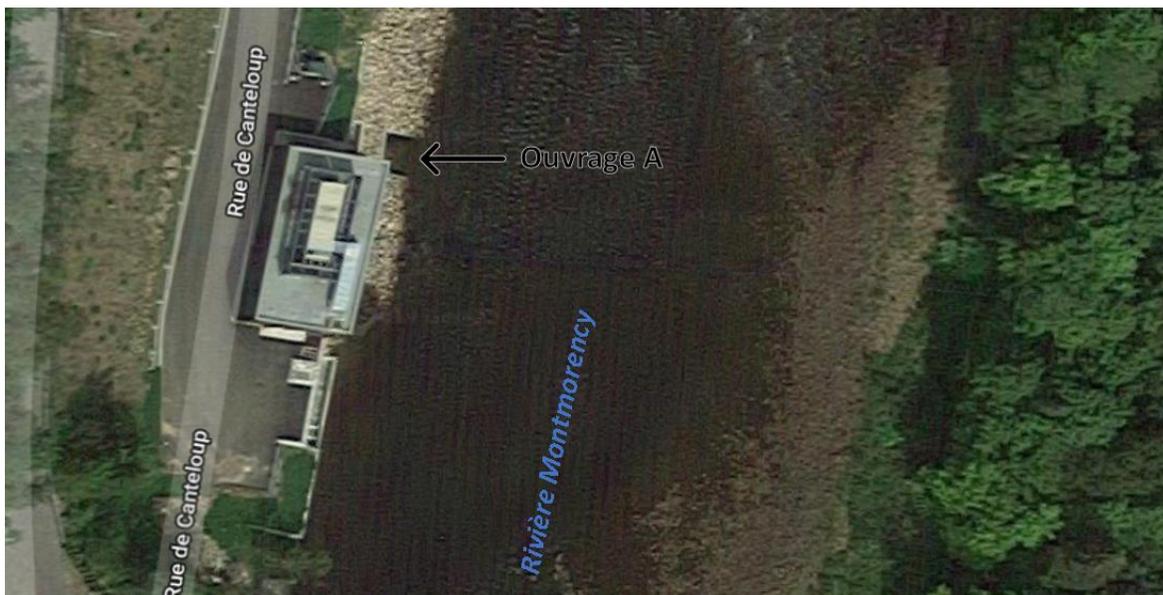


Figure 4.12 : Ouvrage A de captation de l'eau de la rivière Montmorency pour son acheminement vers le lac des Roches (OBVCM, 2014). Source : Google maps 2019.

Les **concentrations en matières en suspension** de l'eau des tributaires du lac des Roches suivent généralement celle de la turbidité en termes de réponse au temps de pluie. Cependant, les tributaires n'ont pas réagi de la même manière; c'est la station SC6 qui a présenté les valeurs les plus élevées de concentrations

en matières en suspension (91,5 et 111,0 mg/L, médiane de 3,0 mg/L), qui en temps de pluie correspondent à la classe « Très mauvaise » de l'IQBP. Comme le tributaire de la station SC6 draine un milieu à forte pente, minéral et dont la production végétale est importante, ce qui peut expliquer les concentrations élevées en matières en suspension observées et infirme l'hypothèse selon laquelle la fréquentation par la faune serait la cause des mesures de turbidité élevées. En excluant les valeurs extrêmes, c'est cependant le tributaire de la station SC7 qui présente les valeurs les plus élevées de concentration en matières en suspension (médiane 5,0 mg/L, environ 45% des échantillons au-dessus du seuil de la classe B)

SC4 présente les mêmes variations de concentrations en matières en suspension qu'en turbidité, ce qui confirme alors que ces valeurs élevées mesurées à cette station sont dues à la remise en suspension des sédiments fins. À l'inverse, la station SC3 a uniquement présenté des valeurs de concentration en matières en suspension convenant à la classe « Bonne » et qui ne suivent pas les variations des valeurs de turbidité, ce qui suggérerait que ces dernières aient été causées par autre chose que la remise en suspension des sédiments via l'érosion des berges. L'examen des concentrations en cyanobactéries et chlorophylle α totale s'avère donc essentiel à la compréhension de la dynamique de la qualité de l'eau provenant de la rivière Montmorency.

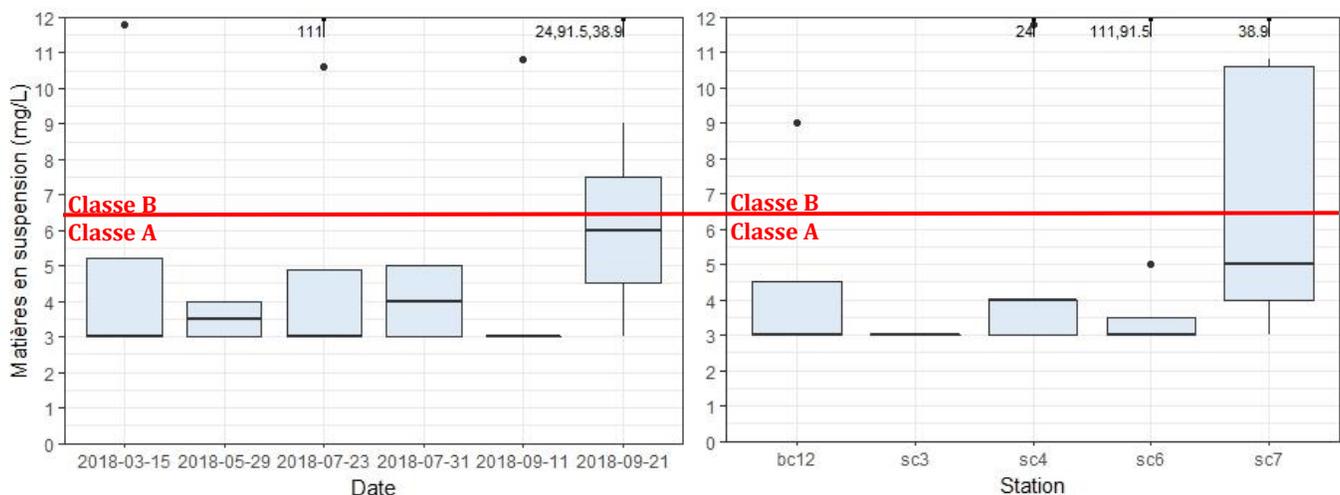


Figure 4.13 : Étendue des valeurs de concentration en matières en suspension de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

4.2.3 Variables biologiques

L'examen des **concentrations en coliformes fécaux** de l'eau des tributaires du lac des Roches révèle que le 21 septembre 2018, environ 67% des échantillons ont dépassé le seuil critère pour la protection de l'eau potable est des activités de contact primaire (médiane 313 UFC/100 mL). Les stations BC1-2 (600 UFC/100 mL), SC3 (488 UFC/100 mL) et SC6 (313 UFC/100 mL) ont présenté des concentrations dépassant le seuil critère pour la protection de l'eau potable et des activités récréatives (200 UFC/100 mL, tableau 4.5) lors du temps de pluie à la fin septembre. De plus, SC4 et SC6 ont connu une augmentation de la concentration en coliformes fécaux lors du temps de pluie à la fin juillet, sans toutefois dépasser le seuil critère mentionné. Les variations de concentration en coliformes fécaux et totaux pour les stations SC3 et BC1-2 (figures 4.13 et 4.14) pourraient donc être expliquées par la turbidité, par l'ajout des matières en suspension à la station SC7 (figures 4.12 à 4.14), et également des bactéries atypiques aux stations SC4 et SC6 (figures 4.12 à 4.15) (Francy et Darner 1997).

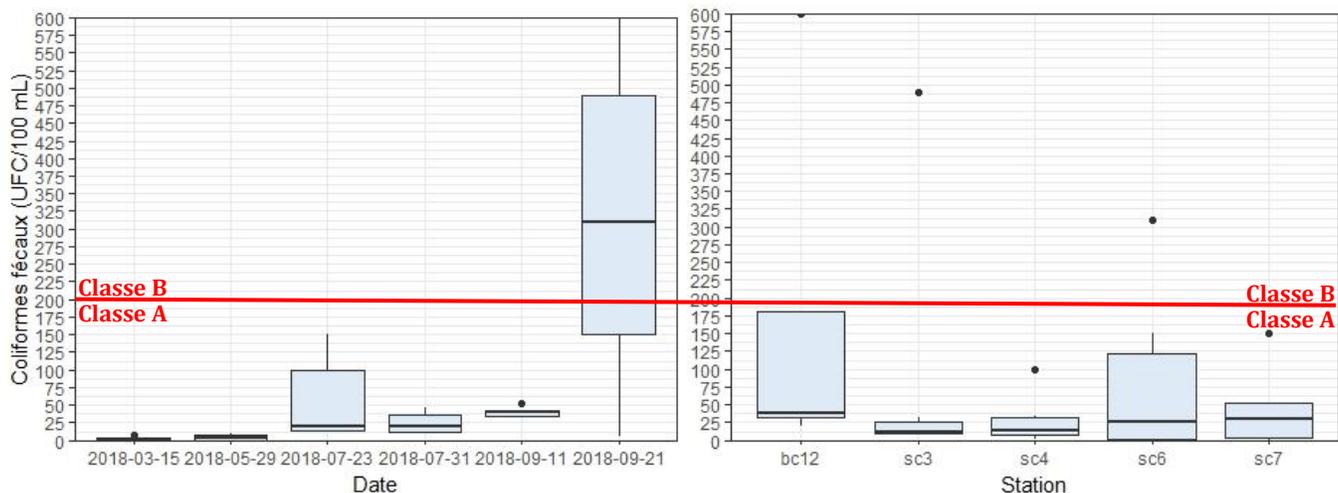


Figure 4.14 : Étendue des valeurs de concentration en coliformes fécaux de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

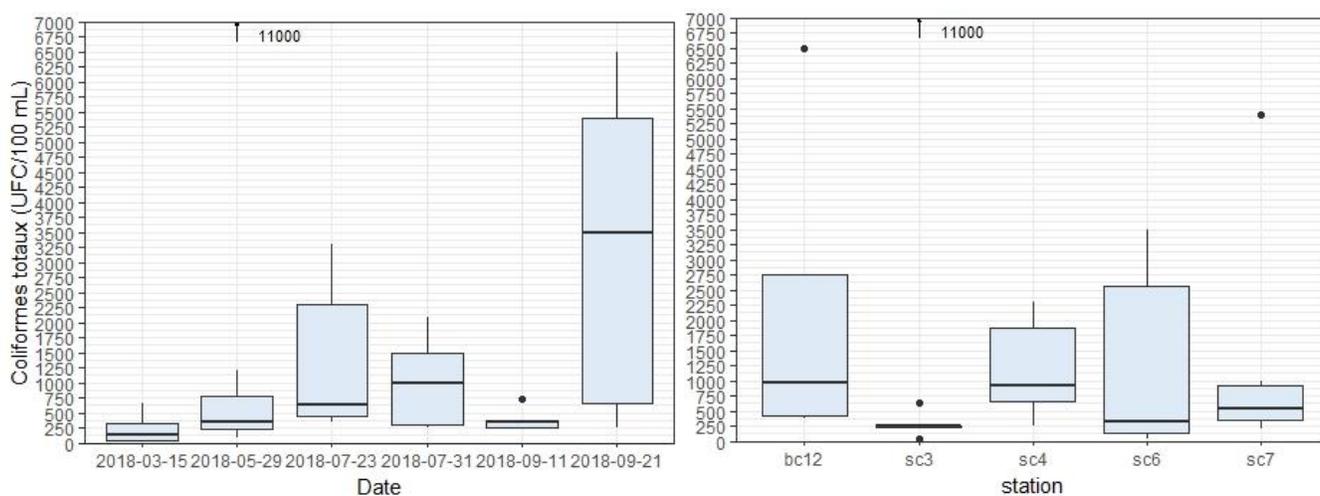


Figure 4.15 : Étendue des valeurs de concentration en coliformes totaux de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

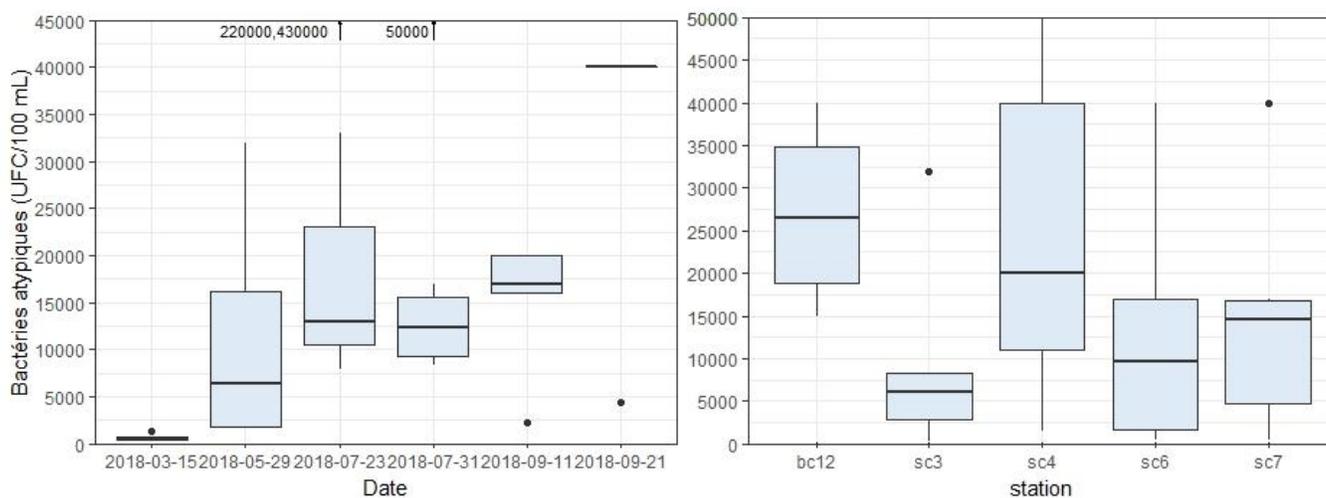


Figure 4.16 : Étendue des valeurs de concentration en bactéries atypiques de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

Tout d'abord, des différences de mesures de **concentration en chlorophylle a** ont été observées entre la sonde multiparamètres et les appareils du laboratoire de la Ville de Québec. À des fins de rigueur, les mesures ont donc été comparées via l'examen de la corrélation entre celles-ci. Le nuage de point montre que les valeurs mesurées par la sonde sont la plupart du temps de loin supérieures à celles mesurées en laboratoire (figure 4.17). À des fins de rigueur et en raison des problèmes rencontrés avec la sonde multiparamètres, les mesures effectuées par le laboratoire de la Ville de Québec seront celles analysées.

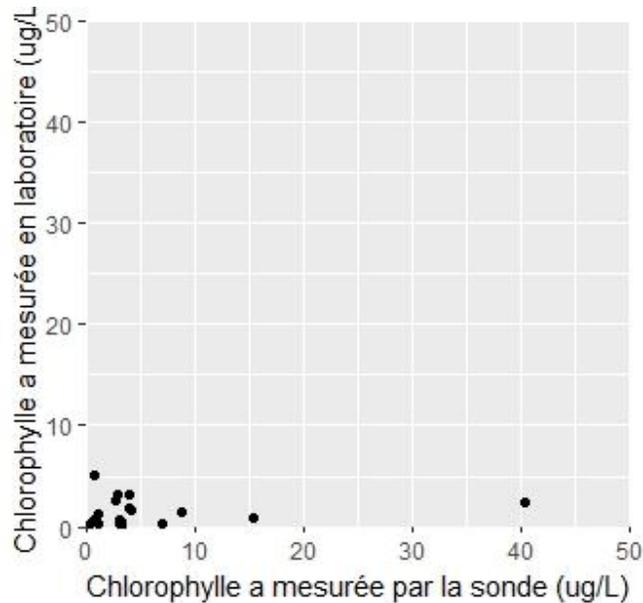


Figure 4.17 : Relation entre les mesures prises par la sonde et les mesures du laboratoire de la Ville de Québec.

Les valeurs de **concentration en chlorophylle α** étaient toutes sous le seuil recommandé pour la classe de qualité « Bonne » de l'IQBP (5,7 $\mu\text{g/L}$, tableau 4.5). Ces valeurs semblent avoir connu une augmentation au milieu de l'été pour les stations SC7, SC6, BC1-2 et SC3, suivie d'une descente, puis d'une remontée à la fin septembre. SC4 montre plutôt une diminution au printemps, suivi d'une augmentation constante à partir de la fin mai. Ces valeurs semblent suivre les temps de pluie ainsi que les apports en phosphore, qui est l'élément limitant la production primaire dans les tributaires du lac des Roches la majeure partie du temps.

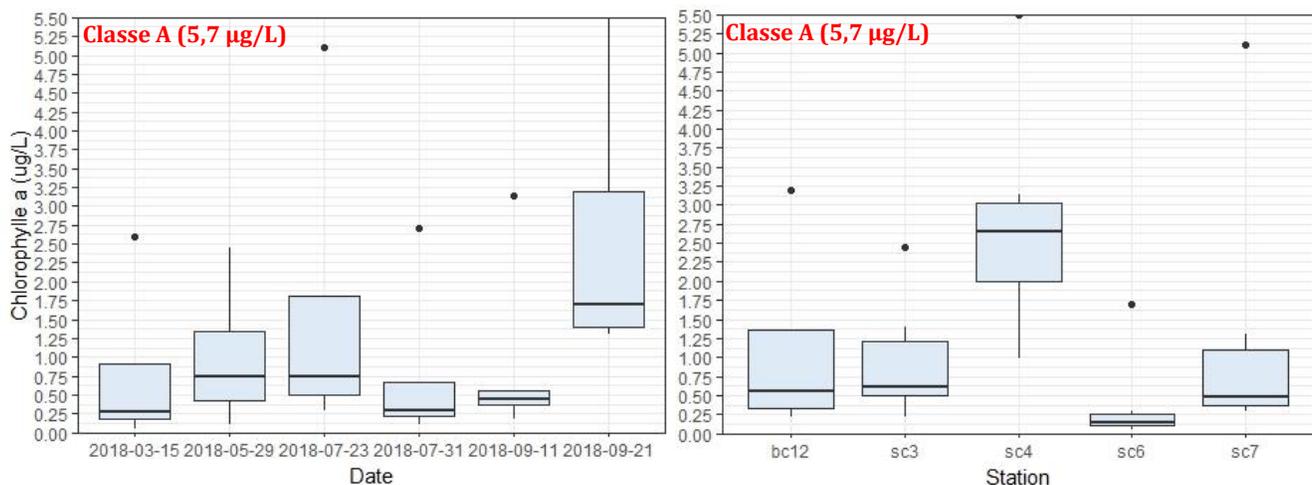


Figure 4.18 : Étendue des valeurs de concentration en chlorophylle α de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

Les **concentrations en cyanobactéries** de l'eau des tributaires du lac des Roches sont restées sous la valeur seuil définissant les floraisons (20 000 cellules/mL, MELCC 2019). Cette mesure n'est pas utilisée lors du calcul de l'IQBP, mais permet de déceler les anomalies ayant pu contribuer aux floraisons cyanobactériennes détectées au lac des Roches à l'été 2018 (section 3). Les tributaires ayant présenté les valeurs les plus élevées sont ceux des stations SC4 en mai (408 cellules/mL) et SC3 au début du mois de septembre (6013 cellules/mL). Ces variations semblent inversement proportionnelles aux concentrations en azote et en phosphore mesurées aux mêmes moments et aux mêmes endroits, ce qui suggère que les faibles concentrations des nutriments qui ont été observées pourraient être dues à leur métabolisation par les cyanobactéries. À l'inverse, à ces mêmes moments pour chacune des stations (SC4 en mai et SC3 en septembre) on observe une baisse de la concentration en chlorophylle α , signe que les conditions environnementales y ont affecté la compétition pour les nutriments en faveur des cyanobactéries.

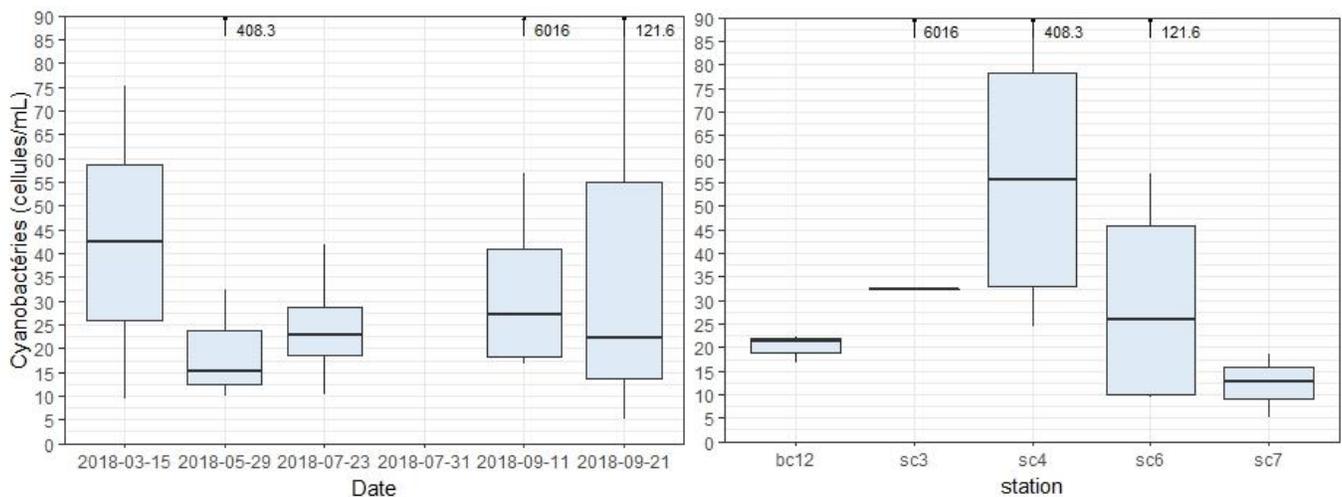


Figure 4.19 : Étendue des valeurs de concentration en cyanobactéries de l'eau des tributaires du lac des Roches en fonction des dates d'échantillonnage et des stations à l'été 2018.

4.2.4 L'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP₉) pour chaque station

Tableau 4.8: Liste des abréviations et unités de mesure utilisées pour les variables de qualité de l'eau et le calcul de l'IQBP₉ de chaque tributaire.

| Variable | Unité de mesure | Abréviation |
|------------------------|----------------------|----------------------|
| Coliformes fécaux | (UFC/100 mL) | CF |
| Chlorophylle α | ($\mu\text{g/L}$) | Chl α |
| Matières en suspension | (mg/L) | MES |
| Azote ammoniacal | (mg/L) | NH ₃ |
| Nitrites et Nitrates | (mg/L) | NO _x |
| Oxygène dissous | (%) | O ₂ ou OD |
| pH | - | pH |
| Phosphore total | (mg/L) | PT ou Ptot |
| Turbidité | (NTU) | Turb |
| Conductivité | ($\mu\text{S/cm}$) | Cond |

Le calcul de l'IQBP₉ permet de synthétiser les analyses spatio-temporelles des neuf variables biologiques et physico-chimiques de la qualité de l'eau des tributaires du lac des Roches en sélectionnant d'abord le descripteur limitant de la qualité de l'eau (celui ayant le sous-indice le plus faible) et son sous-indice pour

chaque échantillon et en effectuant une médiane de ceux-ci pour chaque station. On obtient alors l'IQBP₉ final de chaque tributaire qui correspond à sa classe de qualité de l'eau. Pour faciliter la présentation des résultats, des abréviations seront utilisées pour représenter chacune des variables dans les tableaux et les graphiques (tableau 4.8).

Tableau 4.9 : Valeur des sous-indices de qualité bactériologique et physico-chimique de la station BC1-2.

| Date | CF | Chl. α | NH ₃ | NO _x | Ptot | MES | OD | pH | Turb | Variable déclassante | Sous-indice |
|------------|-------|---------------|-----------------|-----------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------------------------|-------------|
| 2018-07-23 | 95.61 | 98.16 | 83.79 | 99.57 | 100.00 | 92.44 | 24.93 | 48.74 | 79.05 | OD | 25 |
| 2018-07-31 | 94.07 | 99.43 | 100.00 | 95.85 | 100.00 | 92.44 | | 87.71 | 83.77 | Turb | 84 |
| 2018-09-11 | 93.42 | 99.04 | 93.15 | 97.02 | 100.00 | 92.44 | 79.80 | 75.93 | 75.21 | Turb | 75 |
| 2018-09-21 | 67.84 | 91.34 | 93.21 | 94.55 | 58.17 | 71.44 | 92.71 | 74.49 | 26.64 | Turb | 27 |
| | | | | | | | | | | IQBP₉ | 51 |

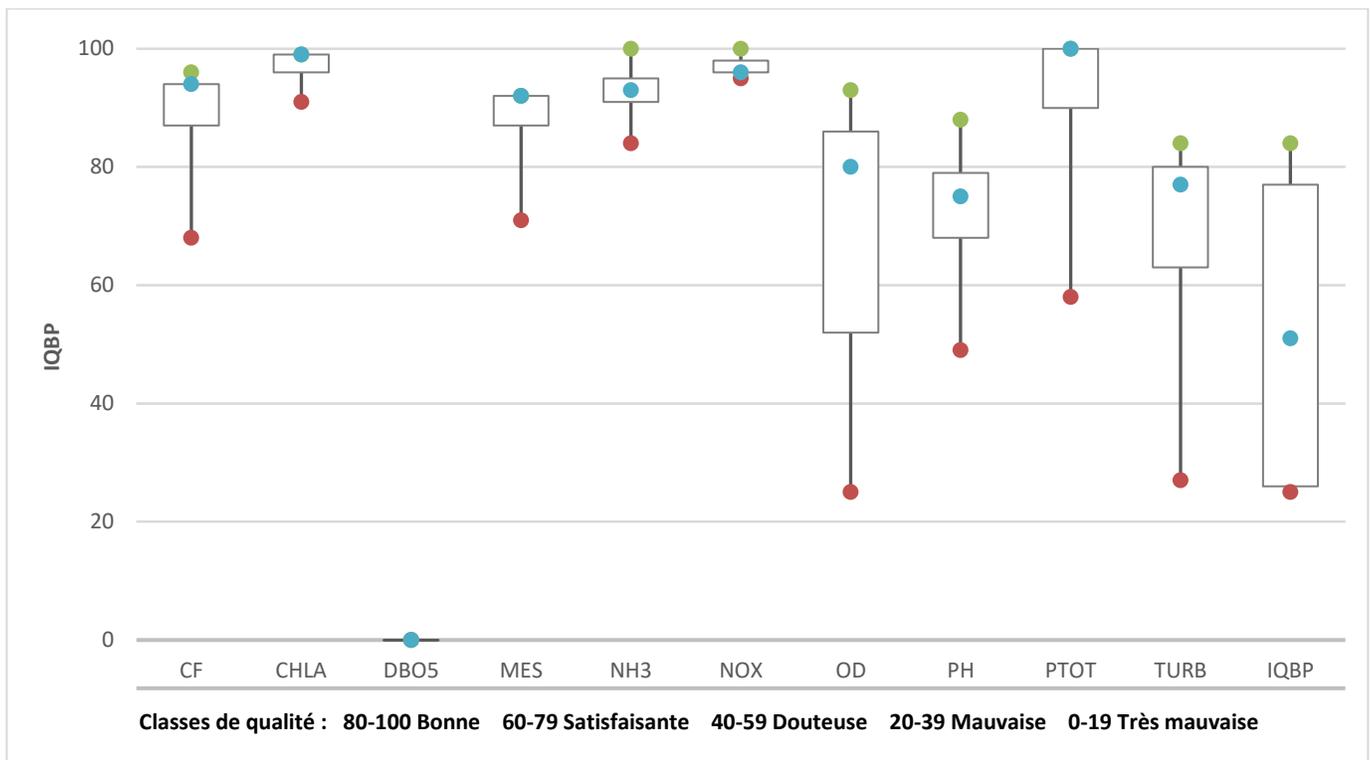


Figure 4.19 : Valeur de l'IQBP₉ et des sous-indices à la station BC1-2. Le point bleu représente la médiane, le rouge le minimum et le vert le maximum.

La station BC1-2 n'ayant pas été échantillonnée en mars et en mai (avant la mise à jour cartographique), seulement 4 échantillonnages ont pu être utilisés pour le calcul de l'IQBP₉, d'une valeur de 51 et qui correspond à la classe « Douteuse » de l'IQBP (certains usages risquent d'être compromis; Hébert, 1997). La turbidité représente le principal descripteur limitant (75 %) en raison de l'étendue des valeurs et de la médiane, tandis que l'oxygène dissout (25 %) correspond au descripteur limitant secondaire.

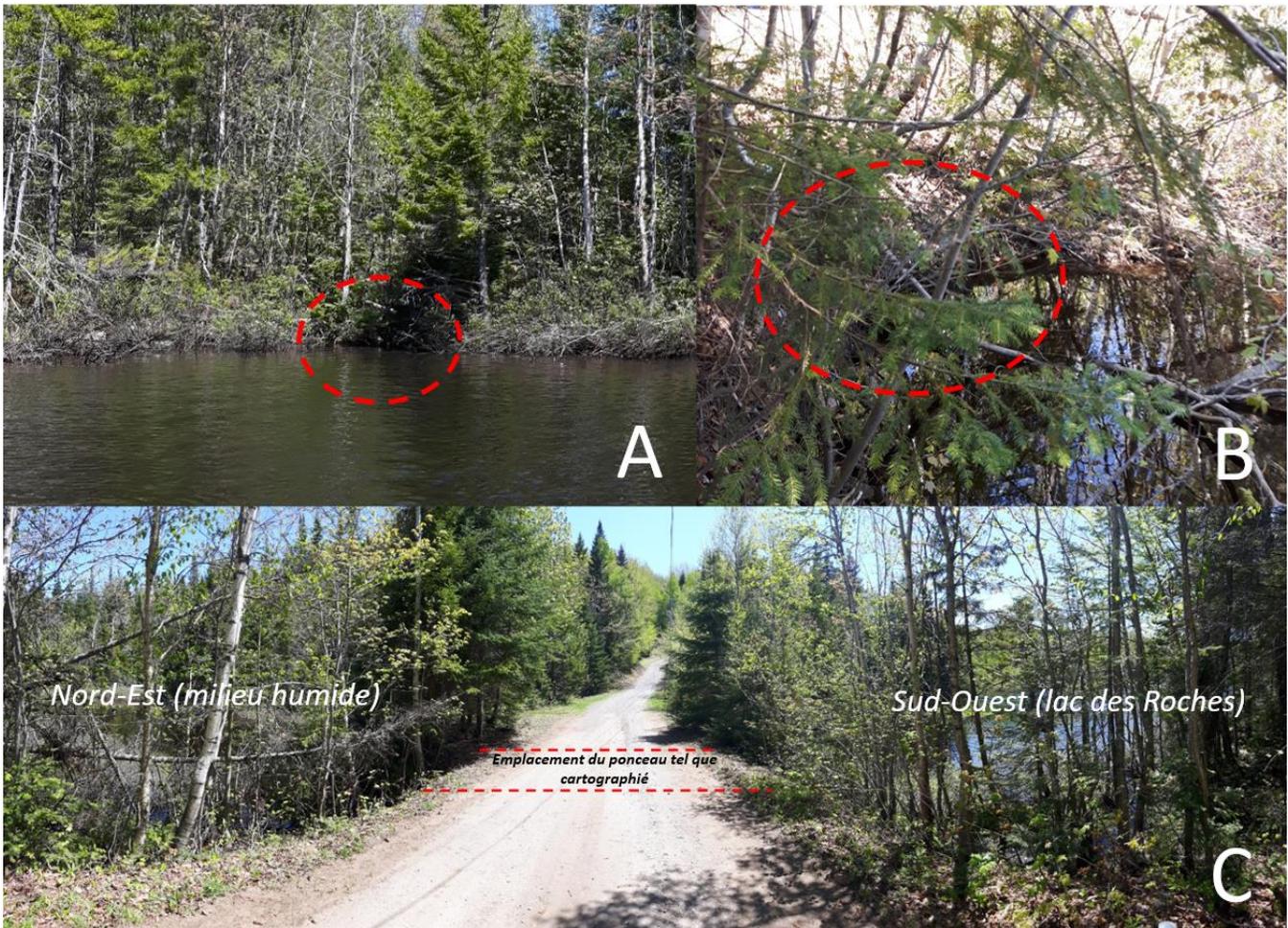


Figure 4.20 : Absence du ponton cartographié, vue du lac des Roches (A), vue du milieu humide (B), et vue de la route normalement traversée par le ponton (C).

Selon la cartographie des pontons et ponts (Ville de Québec, 2018), un ponton devrait relier le milieu humide observé à la station BC1-2 et le lac (figure 4.10). Toutefois, L'écoulement d'eau est bloqué en raison de l'obstruction du ponton par le remblai de la route. Suite à un glissement de sédiments, le ponton n'a jamais été déterré, au point tel que des végétaux poussent maintenant à l'endroit où il devrait être visible (figure 4.20). Le débit étant réduit, une accumulation de sédiments, d'eau et de matériel végétal a pu être favorisée, menant donc à la création du milieu humide. On observe alors au niveau de la qualité de l'eau des valeurs douteuses de turbidité, d'oxygène dissout et de pH, qui peuvent être dus à l'accumulation de matière organique en décomposition. Cette matière organique et les sédiments accumulés peuvent causer l'augmentation de la turbidité et la décomposition de la matière organique consomme l'oxygène dissout et produit de l'acide carbonique, ce qui diminue la concentration en oxygène ainsi que le pH.



Figure 4.21: Échantillonnage à la station BC1-2, le 31 juillet 2018.

Tableau 4.8 : Valeur des sous-indices de qualité bactériologique et physico-chimique de la station SC3.

| Date | CF | Chl. α | NH ₃ | NO _x | Ptot | MES | OD | pH | Turb | Variable déclassante | Sous-indice |
|-------------------------|--------|---------------|-----------------|-----------------|--------|-------|-------|-------|-------|----------------------|-------------|
| 2018-03-15 | 100.00 | 99.41 | 99.24 | 91.02 | 100.00 | 92.44 | | 74.49 | | pH | 74 |
| 2018-05-29 | 98.68 | 93.77 | 98.49 | 99.97 | 75.13 | 92.44 | 93.99 | 80.07 | 99.54 | Ptot | 75 |
| 2018-07-23 | 97.43 | 98.75 | 91.41 | 93.62 | 100.00 | 92.44 | 95.49 | 86.61 | 1.14 | Turb | 1 |
| 2018-07-31 | 97.02 | 98.33 | 100.00 | 97.69 | 98.95 | 92.44 | | 87.71 | 93.35 | pH | 88 |
| 2018-09-11 | 94.58 | 98.61 | 98.81 | 96.06 | 100.00 | 92.44 | 94.92 | 85.08 | 1.14 | Turb | 1 |
| 2018-09-21 | 70.44 | 96.58 | 96.05 | 96.98 | 100.00 | 92.44 | 90.74 | 98.66 | 1.14 | Turb | 1 |
| IQBP₉ | | | | | | | | | | | 38 |

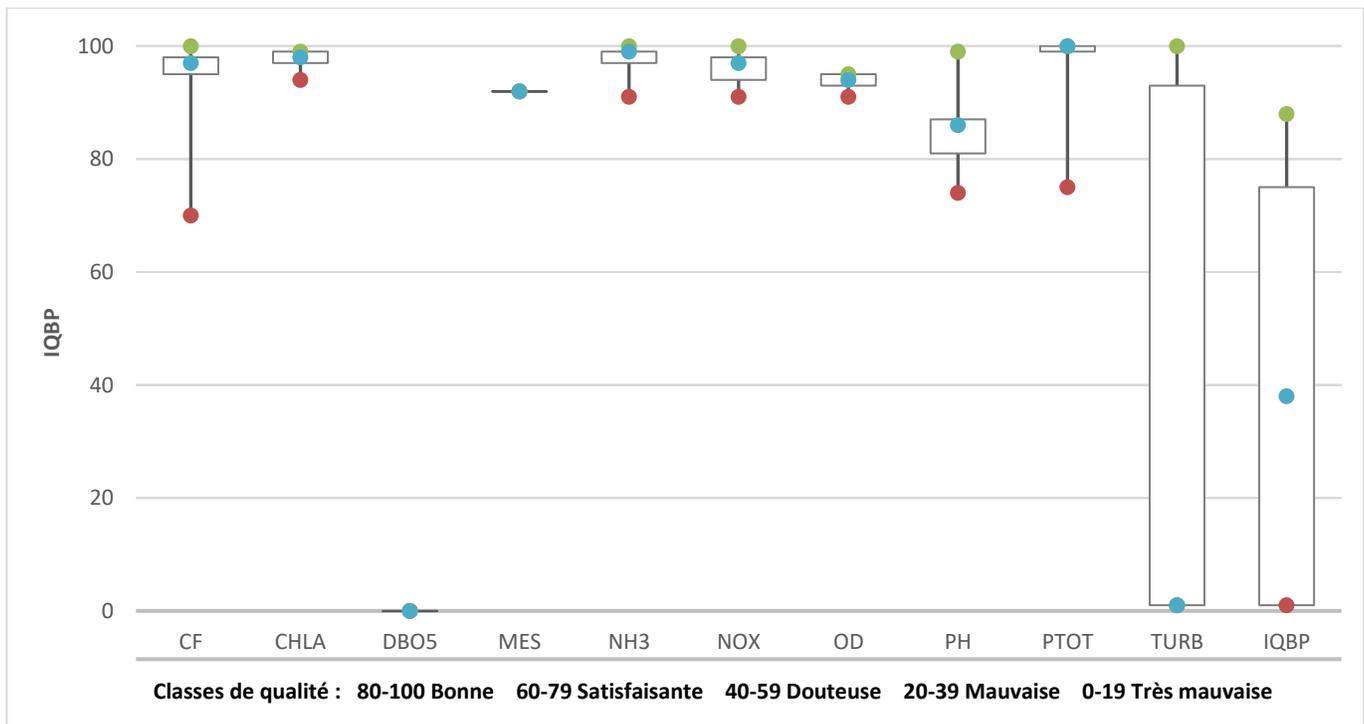


Figure 4.22 : Valeur de l'IQBP9 et des sous-indices à la station SC3. Le point bleu représente la médiane, le rouge le minimum et le vert le maximum.

La station SC3 présente un IQBP₉ d'une valeur de 38, qui correspond à la classe « Mauvaise » de l'IQBP (la plupart des usages risquent d'être compromis; Hébert, 1997). La turbidité représente le principal descripteur limitant (50 %), tandis que le pH (33 %) et la concentration en phosphore total (17%) correspondent aux descripteurs limitants secondaires et tertiaires. La turbidité représente le descripteur limitant lors des trois journées d'échantillonnage par temps de pluie et les valeurs observées sont des valeurs extrêmes (voir graphique boxplot). Autrement, les valeurs de turbidité sont de moins de 1 UTN.

La station SC3 correspond à l'eau de la rivière Montmorency, acheminée par une prise d'eau située sur la rue Canteloup. Elle est caractérisée par une forte turbidité. Il est difficile d'expliquer une aussi forte turbidité en raison de valeurs relativement faibles pour les matières en suspension. Elle pourrait être due à une concentration élevée en coliformes totaux, majoritairement d'origine non-fécale, qui peuvent se développer dans le sol ou dans la végétation. La presque totalité des espèces de coliformes sont non pathogènes et ne représentent pas de risque direct pour la santé (INSPQ, 2019), à l'exception des coliformes fécaux. Cependant, leur présence en grand nombre peut affecter la turbidité de l'eau et diminuer la production primaire. En raison de la respiration cellulaire nécessaire à leur métabolisme, les coliformes totaux peuvent consommer l'oxygène dissout et produire de l'acide carbonique, ce qui peut diminuer la concentration en oxygène dissout ainsi que le pH.

Directement à proximité de la prise d'eau, il semble y avoir accumulation de sédiments en plus d'absence de bande riveraine sur la rive concernée. La faible densité d'une bande riveraine peut favoriser l'érosion des sols via l'absence de racines pour les retenir. De plus, les racines peuvent filtrer les particules, matières et nutriments lessivés par l'eau de pluie; dans le cas de la prise d'eau de la rivière Montmorency, cette eau de ruissellement a pu être chargée en sédiments et en coliformes totaux provenant des sols à proximité de la rivière. Le fort débit de la conduite a pu également causer un brassage et une remise en suspension des sédiments.



Figure 4.23 : Sortie de la conduite d'amenée de l'eau de la rivière Montmorency à la station SC3, lors de l'échantillonnage du 29 mai 2018.

Tableau 4.9 : Valeur des sous-indices de qualité bactériologique et physico-chimique de la station SC4.

| Date | CF | Chl.α | NH ₃ | NO _x | Ptot | MES | OD | pH | Turb | Variable déclassante | Sous-indice |
|------------|--------|-------|-----------------|-----------------|--------|-------|-------|-------|--------|-------------------------|-------------|
| 2018-03-15 | 100,00 | 93,32 | 100,00 | 97,77 | 77,64 | 63,70 | 73,06 | 74,49 | 100,00 | MES | 64 |
| 2018-05-29 | 99,64 | 97,59 | 92,91 | 99,57 | 99,11 | 88,52 | 91,55 | 80,07 | 44,92 | Turb | 45 |
| 2018-07-23 | 87,19 | 95,57 | 91,20 | 99,16 | 100,00 | 92,44 | 96,17 | 86,61 | 95,62 | pH | 87 |
| 2018-07-31 | 95,71 | 93,01 | 100,00 | 99,89 | 100,00 | 88,52 | | 87,71 | 84,95 | Turb | 85 |
| 2018-09-11 | 94,17 | 91,59 | 94,61 | 99,45 | 100,00 | 92,44 | 87,49 | 85,08 | 85,63 | pH | 85 |
| 2018-09-21 | 100,00 | 80,82 | 94,07 | 99,04 | 100,00 | 39,69 | 85,92 | 98,66 | 12,39 | Turb | 15 |
| | | | | | | | | | | IQBP₉ | 74 |

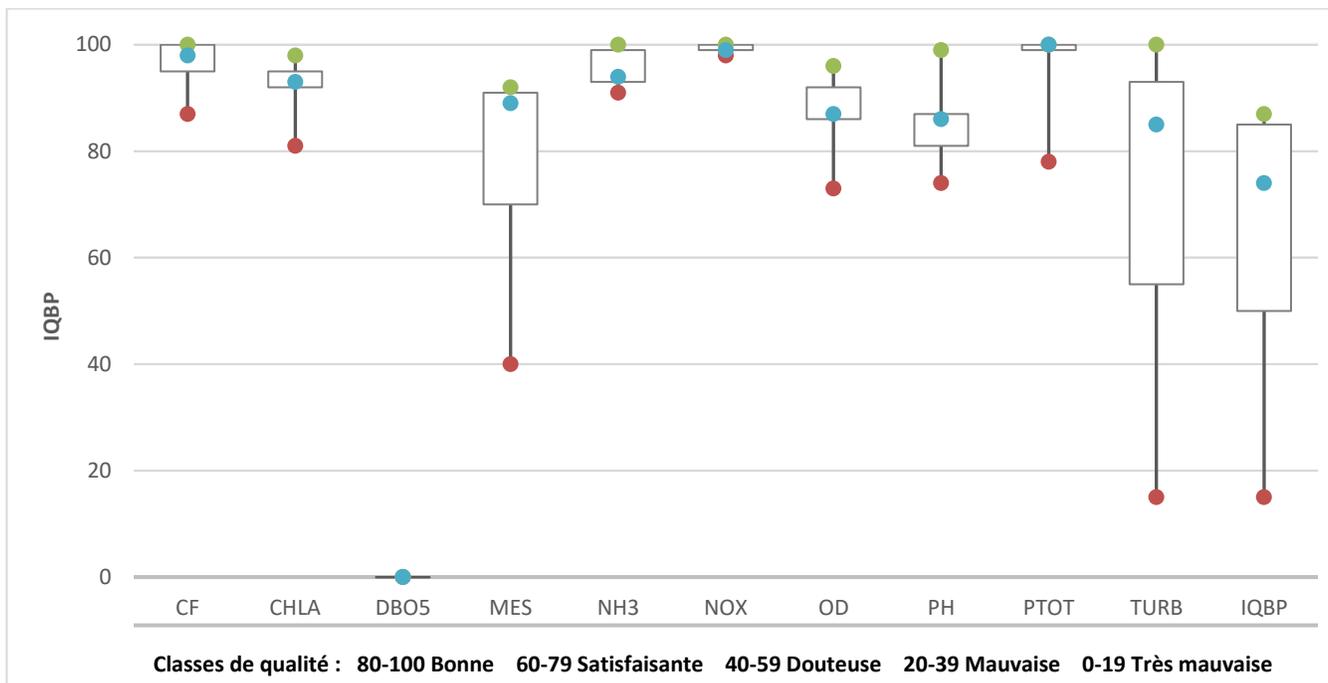


Figure 4.24 : Valeur de l'IQBP9 et des sous-indices à la station SC4. Le point bleu représente la médiane, le rouge le minimum et le vert le maximum.

La station SC4 présente un IQBP₉ d'une valeur de 74, qui correspond à la classe « Satisfaisante » de l'IQBP (permet la plupart des usages; Hébert, 1997). La turbidité représente le principal descripteur limitant (50 %), tandis que le pH (33 %) et la concentration en matières en suspension (17%) correspondent aux descripteurs limitants secondaires et tertiaires.

Le tributaire de la station SC4 est caractérisé par une faible pente et une bande riveraine restreinte en rive gauche pour des raisons de sécurité, d'accessibilité au lac pour la Ville de Québec et pour le passage de fils électrique. Ces facteurs réduisent le débit du cours d'eau et diminuent le potentiel filtrant de la bande riveraine, ce qui peut expliquer l'accumulation de sédiments fins qui peut être observée. Cette accumulation peut induire une remise en suspension dans l'eau de particule lors de temps de pluie, en plus de favoriser l'accumulation de débris et matière organique. Ces derniers étant sujets à la décomposition par des microorganismes, il est alors logique d'y observer une diminution de la concentration en oxygène dissout et du pH. La matière organique en décomposition présente peut aussi être un facteur qui fait augmenter les matières en suspension et la turbidité.

Tableau 4.10 : Valeur des sous-indices de qualité bactériologique et physico-chimique de la station SC6.

| Date | CF | Chl.α | NH ₃ | NO _x | Ptot | MES | OD | pH | Turb | Variable déclassante | Sous-indice |
|------------|--------|-------|-----------------|-----------------|--------|-------|-------|-------|--------|-------------------------|-------------|
| 2018-03-15 | 100,00 | 99,83 | 100,00 | 97,35 | 100,00 | 92,44 | 68,26 | 96,81 | 100,00 | OD | 69 |
| 2018-05-29 | 100,00 | 99,68 | 97,28 | 99,04 | 100,00 | 92,44 | 86,27 | 89,11 | 100,00 | OD | 86 |
| 2018-07-23 | 83,20 | 99,24 | 93,65 | 96,82 | 37,08 | 0,52 | 87,73 | 97,13 | 1,14 | MES | 1 |
| 2018-07-31 | 98,68 | 99,71 | 100,00 | 98,39 | 100,00 | 84,74 | | 91,06 | 92,51 | MES | 85 |
| 2018-09-11 | 93,53 | 99,48 | 96,14 | 98,67 | 100,00 | 92,44 | 64,92 | 59,13 | 51,55 | Turb | 52 |
| 2018-09-21 | 75,60 | 95,83 | 96,25 | 94,72 | 24,35 | 0,52 | 77,83 | 96,42 | 1,14 | MES | 1 |
| | | | | | | | | | | IQBP₉ | 60 |

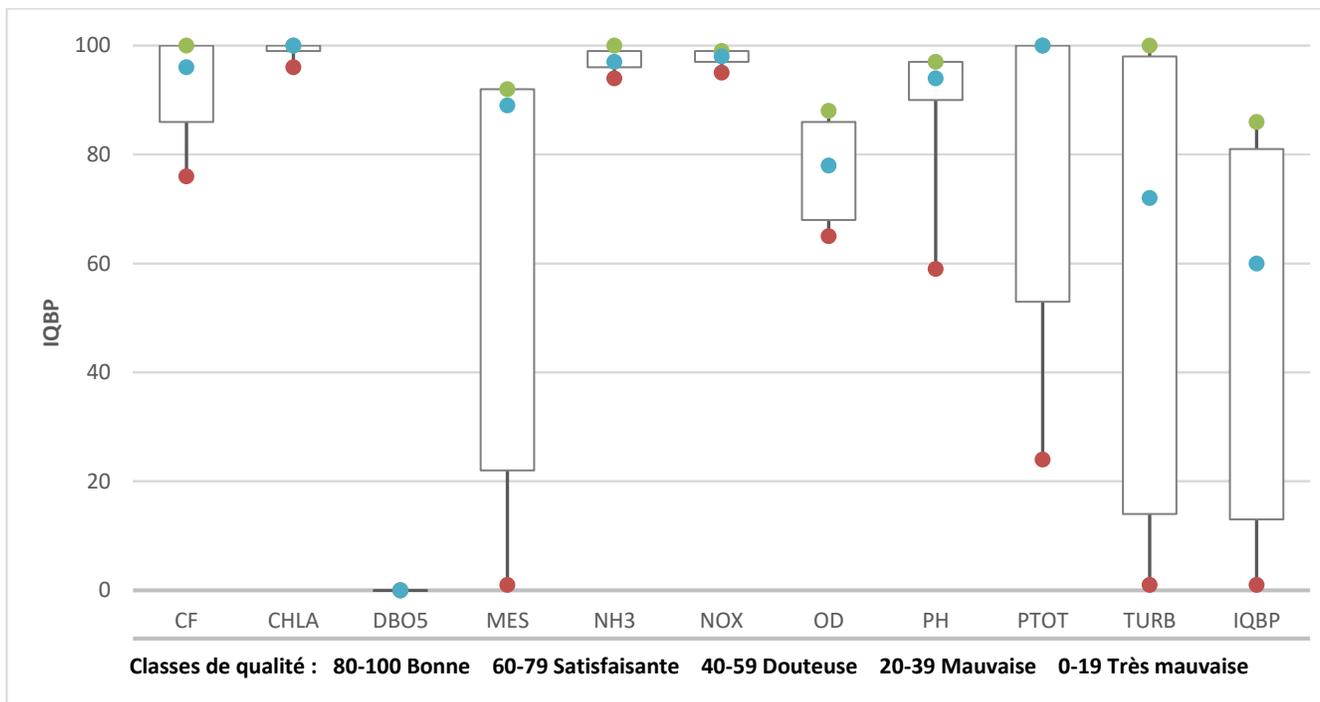


Figure 4.25 : Valeur de l'IQBP₉ et des sous-indices à la station SC6. Le point bleu représente la médiane, le rouge le minimum et le vert le maximum.

La station SC6 présente un IQBP₉ d'une valeur de 60, qui correspond à la classe « Satisfaisante » de l'IQBP (permet la plupart des usages; Hébert, 1997). La concentration en matières en suspension représente le principal descripteur limitant (50 %), tandis que la concentration en oxygène dissous (33 %) et la turbidité (17%) correspondent aux descripteurs limitants secondaires et tertiaires.

Le tributaire de la station SC6 est caractérisé par une forte pente, une bande riveraine forestière, une forte fréquentation par la faune, la proximité à un milieu humide et une aire de drainage riche en minéraux. En raison de la forte pente, le ruisseau présente un débit réduit en absence de temps de pluie, ce faible débit et la présence d'une bande riveraine naturelle favorisent l'accumulation de matière organique et de sol humique, ce qui en temps de pluie peut provoquer la remise en suspension de matières et expliquer les fortes concentrations en MES observées. Malgré tout, ces matières semblent constituées de particules assez grossières, car la turbidité n'est que le troisième descripteur limitant, suggérant alors un passage relativement plus élevé de la lumière et une transparence plus élevée que dans le cas de la station SC4.

Tableau 4.11 : Valeur des sous-indices de qualité bactériologique et physico-chimique de la station SC7.

| Date | CF | Chl.α | NH ₃ | NO _x | Ptot | MES | OD | pH | Turb | Variable déclassante | Sous-indice |
|------------|--------|-------|-----------------|-----------------|--------|-------|-------|-------|--------|-------------------------|-------------|
| 2018-03-15 | 100,00 | 99,11 | 100,00 | 94,00 | 100,00 | 92,44 | 76,24 | 94,07 | 100,00 | OD | 76 |
| 2018-05-29 | 100,00 | 98,68 | 82,86 | 97,89 | 100,00 | 88,52 | 69,57 | 99,75 | 100,00 | OD | 70 |
| 2018-07-23 | 96,71 | 83,01 | 89,12 | 98,88 | 88,29 | 66,88 | 67,80 | 72,51 | 64,87 | Turb | 65 |
| 2018-07-31 | 92,86 | 99,21 | 100,00 | 97,77 | 99,28 | 84,74 | | 79,63 | 90,85 | pH | 80 |
| 2018-09-11 | 92,17 | 98,87 | 97,25 | 95,48 | 99,11 | 66,34 | 77,83 | 71,50 | 58,87 | Turb | 59 |
| 2018-09-21 | 83,20 | 96,83 | 95,06 | 94,85 | 62,06 | 22,14 | 86,63 | 88,42 | 43,34 | MES | 22 |
| | | | | | | | | | | IQBP₉ | 67 |

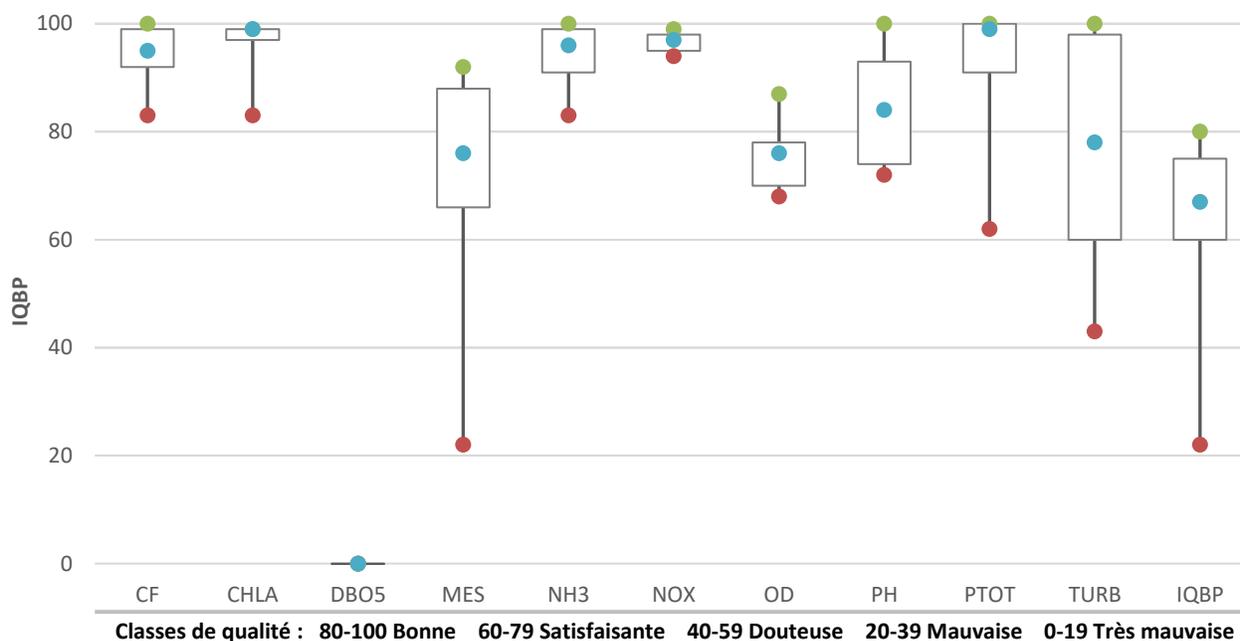
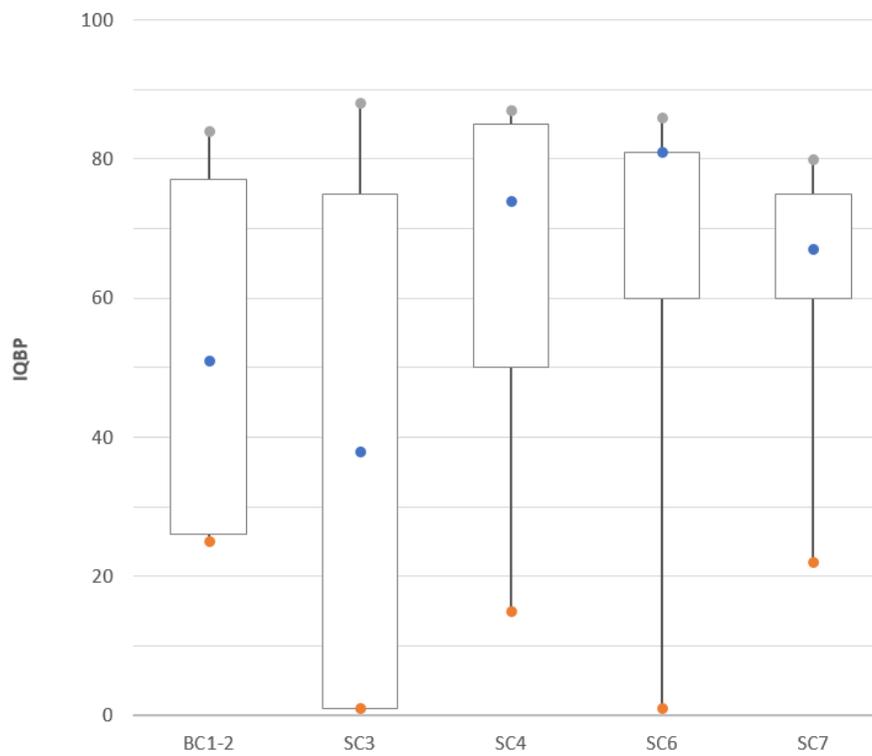


Figure 4.26 : Valeur de l'IQBP₉ et des sous-indices à la station SC7. Le point bleu représente la médiane, le rouge le minimum et le vert le maximum.

La station SC7 présente un IQBP₉ d'une valeur de 67, qui correspond à la classe « Satisfaisante » de l'IQBP (permet la plupart des usages; Hébert, 1997). La turbidité et les matières en suspension sont des descripteurs limitants importants à cette station (50%). La saturation en oxygène dissout représente le deuxième descripteur limitant en importance (33 %).

Le tributaire de la station SC7 est caractérisé par une pente moyenne, une bande riveraine forestière moyennement dense et une aire de drainage comportant un milieu humide et un passage de lignes à haute tension électrique. Le débit y est réduit en raison de la taille du tributaire, ce qui occasionne comme dans le cas de la station SC6 une accumulation en matière organique et en débris végétaux, ce qui en temps de pluie peut expliquer des valeurs de matières en suspension et de turbidité élevée ainsi qu'une consommation en oxygène accrue par des organismes décomposeurs. Ces derniers, en produisant du CO₂ qui réagit avec l'eau pour former de l'acide carbonique et peut faire diminuer le pH.



Classes de qualité : 80-100 Bonne 60-79 Satisfaisante 40-59 Douteuse 20-39 Mauvaise 0-19 Très mauvaise

Figure 4.27 : Valeur de l'IQBP9 de chacune des stations. Le point bleu représente la médiane, le orange le minimum et le gris le maximum.

Tableau 4.24 : Résumé des valeurs d'IQBP et des descripteurs limitants par tributaire.

| Station | Classe | IQBP | Classe de l'IQBP | Variables déclassantes |
|---------|--------|------|------------------|---|
| BC1-2 | D | 51 | Douteuse | Turb (75%), OD (25%) |
| SC3 | C | 38 | Mauvaise | Turb (50%), pH (33%), Ptot (17%) |
| SC4 | B | 74 | Satisfaisante | Turb (50%), pH (33%), MES (17%) |
| SC6 | B | 60 | Satisfaisante | MES (50%), OD (33%), Turb (17%) |
| SC7 | B | 67 | Satisfaisante | Turb (25%), OD (25%), pH (12.5%), MES (12.5%) |

Le principal descripteur limitant pour les 5 tributaires réunis est la turbidité (43%), suivi de la concentration en oxygène dissout (17%), des matières en suspension (16%), du pH (16%) et du phosphore total (3%). Le tributaire qui présente l'IQBP final le plus bas est la conduite d'amenée d'eau de la rivière Montmorency. IL est d'autant plus préoccupant que son débit est le plus grand de tous les tributaires. Ceci dit, pour connaître la charge en contaminants apportée par chacun des tributaires, et donc savoir lequel contribue le plus à l'apport en contaminants, il aurait fallu connaître le débit de chacun d'entre eux, ce qui n'est pas le cas.

5. Inventaire, caractérisation et cartographie des herbiers aquatiques

Les herbiers aquatiques d'un lac représentent l'ensemble des plantes vasculaires aquatiques submergées, flottantes et émergentes qui s'y trouvent. Ces macrophytes contribuent au maintien de l'équilibre de l'écosystème d'un lac en fournissant un habitat et de la nourriture à la faune aquatique, en créant de l'ombrage protégeant la colonne d'eau des radiations solaires, en filtrant l'eau, en absorbant les polluants et nutriments en excès et en stabilisant les rives, ce qui les protège de l'érosion (CRE-Laurentides, 2009). Ultimement, la diagnose d'un lac vise à mieux savoir comment préserver sa biodiversité et l'équilibre de son écosystème, qui peut rendre des services écologiques comparables à des infrastructures de plusieurs milliers de dollars.

Chaque plante aquatique possède ses propres besoins spécifiques et donc sa propre niche écologique. Ce faisant, la diversité des plantes aquatiques d'un lac ainsi que les espèces présentes sont sensibles aux perturbations de l'habitat, ce qui fait d'eux d'excellents indicateurs biologiques de la qualité de l'eau.

Par exemple, leur surabondance peut être un indice de surfertilisation, et même poser un risque pour l'état de santé du lac, car leur accumulation et la forte décomposition de matière organique qui s'en suit peuvent appauvrir le milieu en oxygène à un point tel que la qualité de l'eau déperit et pose un risque pour la protection de la vie aquatique. En effet, les lacs eutrophes sont souvent caractérisés par une forte abondance de plantes aquatiques (MDDELCC, 2015).

La mise à jour de la cartographie des herbiers du lac des Roches permet donc de compléter le portrait de son état de santé en caractérisant une autre composante de son écosystème lui-même. Nous pourrions ainsi détecter des signes de perturbation même si la qualité de l'eau y est exceptionnelle, en fonction de l'adaptabilité des espèces de plantes aquatiques qui s'y trouvent.

5.1 5.1 Méthodologie

5.1.1 *Matériel et instruments*

Le matériel utilisé pour la réalisation de l'inventaire des herbiers aquatiques était le suivant :

- Un canot à rames
- Un GPS
- La limite de la zone littorale (0,0-3,0 m) intégrée au GPS
- Le protocole
- Les fiches C pour noter les caractéristiques des herbiers
- Des cartes papier agrandies pour dessiner les zones homogènes
- La fiche D – Genres de plantes aquatiques inventoriés, plastifiée
- Une planchette à pince, un crayon et une efface
- Un appareil photo
- Un aquascope
- Une perche et des sacs de plastique refermables pour prélever les plantes aquatiques afin de confirmer l'identification



Figure 5.1: Utilisation de l'aquascope.

5.1.2 Protocole

Les herbiers du lac des Roches ont été caractérisés et cartographiés selon le *Protocole de caractérisation des communautés de plantes aquatiques* (CRE-Laurentides, 2005). Les observations terrain ont été réalisées entre le 27 juillet 2018 et le 21 août 2018, cette période étant la plus optimale pour observer et identifier les macrophytes, qui sont à leur maximum d'abondance et de croissance.

La première étape était de séparer le lac en plusieurs secteurs, ce qui facilite l'attribution d'un identifiant unique à chaque îlot de végétation homogène. La zone de croissance des plantes aquatiques (0,0-3,0 m de profondeur) est ensuite parcourue en effectuant des zig-zags le long du littoral. La visibilité des plantes aquatiques étant nécessaire à leur identification et délimitation, cette zone correspond plus souvent à la limite de la visibilité du substrat à partir de la surface à l'aide d'un aquascope.



Figure 5.2 : Macrophytes tels que vues en regardant par l'aquascope.

L'inventaire et la cartographie des herbiers de plantes aquatiques consistent à identifier, délimiter et géoréférencer les zones homogènes dont la définition utilisée aux fins du protocole est la suivante:

*Une zone homogène est une communauté de plantes aquatiques que l'on retrouve le long du littoral (dans la zone 0,0-3,0 m de profondeur). Les caractéristiques de la communauté de plantes aquatiques se doivent d'être identiques, c'est-à-dire qu'il y a une **homogénéité dans le patron de distribution** (répartition des plantes aquatiques), la **densité de recouvrement** (abondance) et la **composition de la communauté**. Une zone homogène peut contenir plusieurs espèces différentes, mais on ne doit pas observer de différences dans la distribution, l'abondance et la composition des plantes aquatiques (peu importe l'étendue de la zone) (CRE-Laurentides, 2015).*

Les zones homogènes sont séparées les unes des autres lorsque les observateurs notent un changement non équivoque soit dans la distribution, l'abondance ou la composition des plantes aquatiques. L'objectif n'est pas d'identifier toutes les petites variations, mais bien les grands ensembles visibles lors de l'utilisation de systèmes d'informations géographiques.

Les caractéristiques de chaque zone homogène ont été notées sur les fiches de prise de données (annexe 5) :

- Le nom du lac, le secteur, la date des observations, les noms des observateurs et l'identifiant unique de la zone homogène
- Le patron de distribution (uniforme ou regroupé), le type de recouvrement (clairsemé, modéré ou dense) et le pourcentage de recouvrement par les plantes aquatiques à l'intérieur de la zone homogène (tableau 5.1)
- Les dimensions de l'herbier (longueur, largeur et distance de la rive la plus près) évaluées à l'œil nu et à l'aide d'un ruban à mesurer et de la longueur du canot.
- La délimitation des zones homogènes par l'enregistrement de points GPS et par un dessin à l'échelle sur une carte papier
- L'identification de l'espèce dominante et de l'espèce sous-dominante, en plus des espèces ponctuelles, rarissimes ou pouvant poser un risque pour la santé de l'écosystème (espèces exotiques envahissantes)

Tableau 5.1: Description du patron de distribution, du type et du pourcentage de recouvrement des plantes aquatiques situées à l'intérieur de la zone homogène (CRE-Laurentides, 2005).

| Patron de distribution | Recouvrement | |
|---|--|------------------------|
| | Type | Pourcentage |
| Uniforme (U) Communauté de plantes aquatiques individuelles répartie uniformément | Répartition clairsemée (C) Plantes aquatiques individuelles éparpillées. | < 25 % |
| | Répartition modérée (M) Recouvrement partiel de plantes aquatiques individuelles. | 25 - 50 % 50 - 75 % |
| | Répartition dense (D) Recouvrement continu de plantes aquatiques individuelles. | > 75 % |
| Regroupé (R) Communauté de plantes aquatiques assemblée en groupes (plantes en bouquets). | Répartition clairsemée (C) Groupes de plantes aquatiques éparpillés. | < 25 % |
| | Répartition modérée (M) Recouvrement partiel de groupes de plantes aquatiques. | 25- 50 % 50 - 75 % |
| | Répartition dense (D) Recouvrement continu de groupes de plantes aquatiques. | > 75 % |

5.1.2.1 *Compilation des données et cartographie*

Les données spatiales recueillies (tracé manuel sur la carte et points GPS), jumelées à la délimitation du contour du lac des Roches, ont servi à cartographier les herbiers. Les données récoltées pour chaque zone homogène lors de l'inventaire de terrain ont ensuite été compilées dans une base de données reliée aux herbiers. Le tout constitue un système d'information géographique (SIG) permettant d'analyser l'information sur les plantes aquatiques du lac des Roches. Les résultats sont représentés dans 2 cartes thématiques : la première concerne les espèces dominantes des herbiers et la deuxième, la densité de ceux-ci (classes de recouvrement).

5.2 Résultats

5.2.1 *Espèces dominantes*

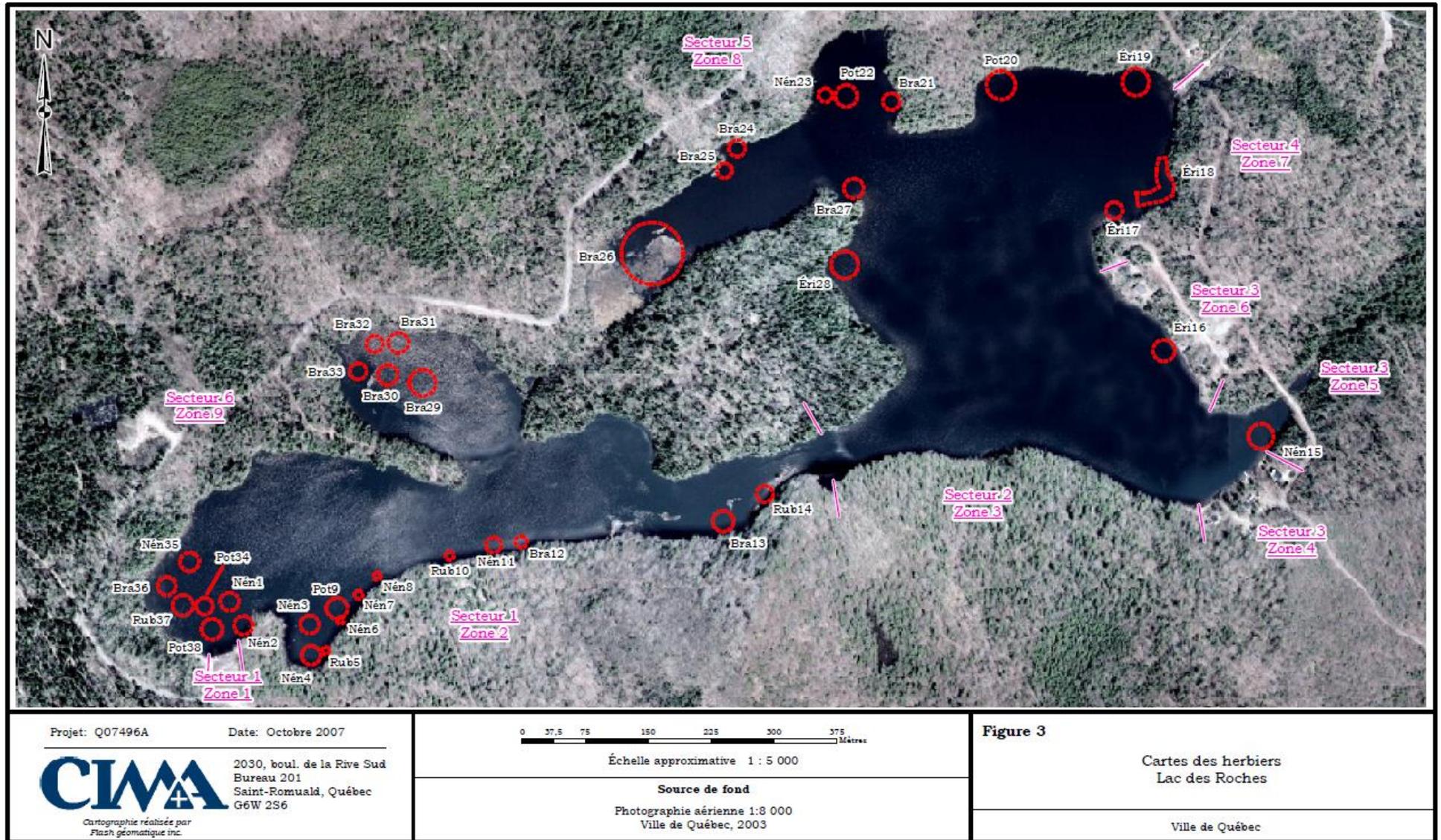
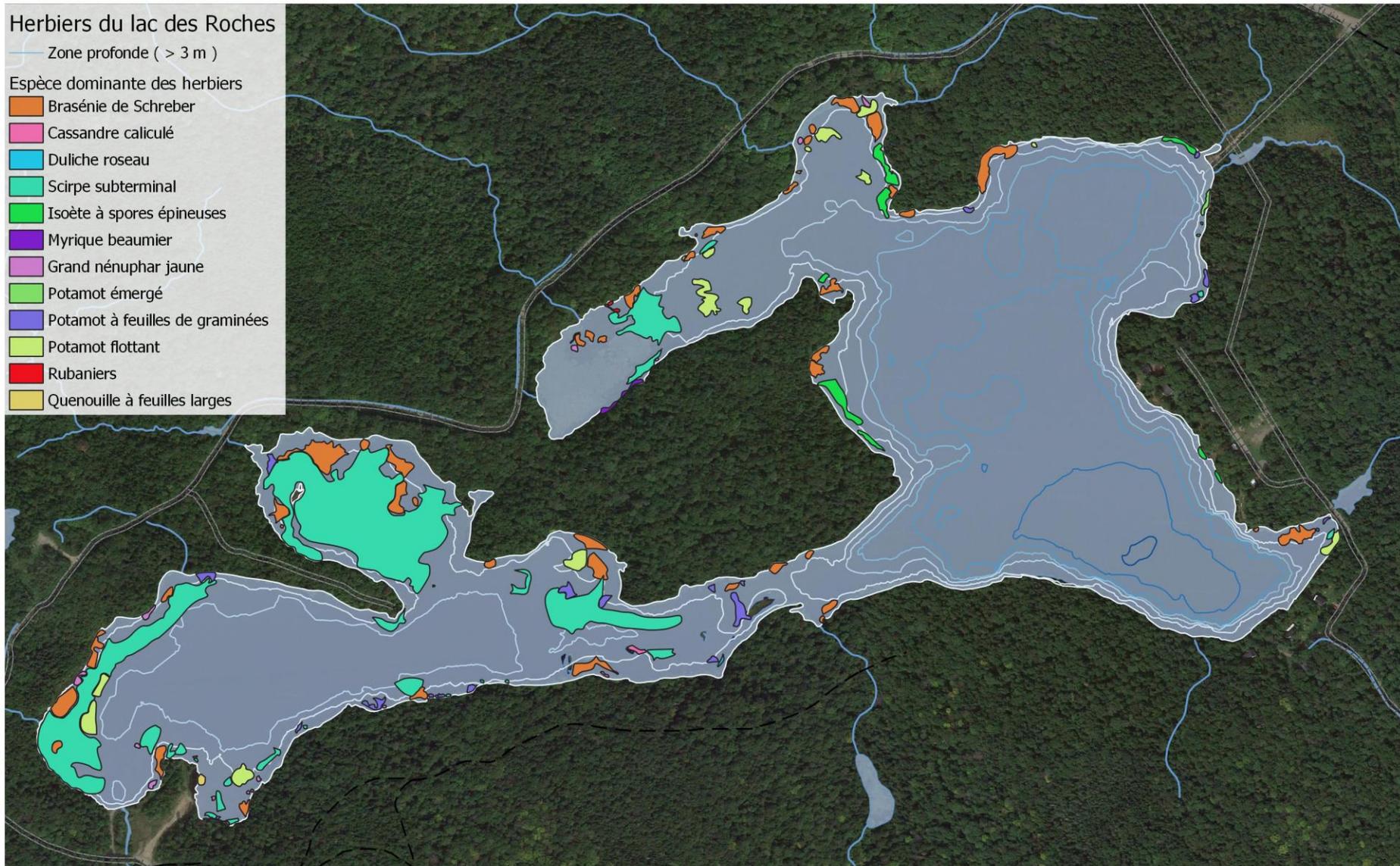


Figure 5.3: Cartographie des herbiers dans le bassin versant du lac des Roches réalisée en 2007 (CIMA +, 2007).



Source des données géographiques
 Organisme des bassins versants de la Capitale. 2019. Herbiers du lac des Roches, 2018. Version mise à jour de la caractérisation faite par CIMA+ en 2007.
 Conseil Régional de l'Environnement de la Capitale Nationale. 2019. Bathymétrie du lac des Roches, relevés bathymétriques 2018.
 Google Satellite.



Édition : Claudie Lachance, 8 mars 2019

Figure 5.4: Cartographie des herbiers dominants dans le bassin versant du lac des Roches réalisée en 2018.



Figure 5.5: Scirpe subterminal (*Schoenoplectus subterminalis*).



Figure 5.6: Isoète à spores épineuses (*Isoetes echinospora*).

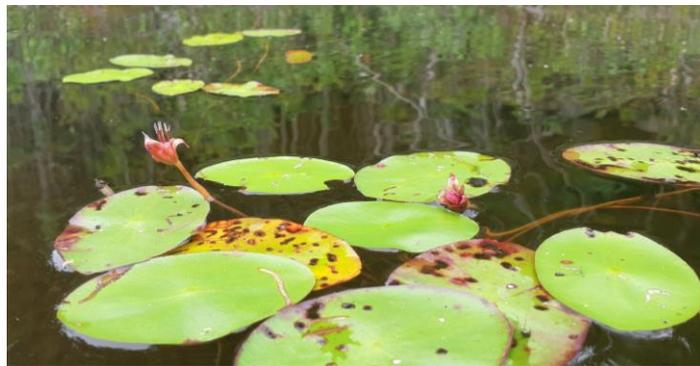


Figure 5.7: Brasénie de Schreber (*Brasenia schreberi*).



Figure 5.8: Potamot flottant (*Potamogeton natans*).

On trouve au lac des Roches les 3 catégories de plantes aquatiques, soit à feuilles émergentes, submergées et flottantes. La superficie totale occupée par les herbiers de plantes aquatiques au lac des Roches est de 45 412 m², de qui correspond à 12,72% de la superficie du lac (356 900 m²). Cette valeur est cependant à prendre avec un grain de sel en raison de la profondeur de l'eau; en effet, il est possible que certaines plantes n'aient pas pu être recensées parce qu'elles étaient sous la limite de visibilité. Toutefois, les plantes aquatiques s'établissant généralement en zone photique et donc de visibilité pour l'observateur (Lapalme, 2006), elle reste relativement fiable.

Parmi les espèces les plus abondantes au lac des Roches, on trouve le scirpe subterminal (*Schoenoplectus subterminalis*, figure 5.5), la brasénie de Schreber (*Brasenia schreberi*, figure 5.7) et le potamot flottant (*Potamogeton natans*, figure 5.8). On trouve également beaucoup d'isoètes à spores épineuses (*Isoetes echinospora*, figure 5.6), qui peut facilement être confondue avec l'ériocaulon aquatique (*Eriocaulon aquaticum*). Toutefois, à des fins de rigueur, les premiers spécimens de chaque nouvelle espèce observée ont été récoltés afin de construire un herbier papier et confirmer leur identification à l'aide de clés d'identification (Lapointe, 2014; Crow, 1999).



Figure 5.8: Salicaire commune (*Lythrum salicaria*).

Dans la catégorie des **plantes aquatiques à feuilles émergées**, on trouve le cassandre caliculé (*Chamaedaphne calyculata*), le duliche roseau (*Dulichium arundinaceum*), le myrique beaumier (*Myrica gale*), la quenouille à feuilles larges (*Typha latifolia*) et des espèces de carex (*Carex sp.*). Il est à noter que quelques individus de Salicaire commune (*Lythrum salicaria*) ont été observés et que leur localisation a été transmise au MELCC via l'application *Sentinel*.



Figure 5.8: Quenouille à feuilles larges (*Typha latifolia*).



Figure 5.8: Cassandre caliculé (*Chamaedaphne calyculata*).



Figure 5.8: Myrique baumier (*Myrica gale*).



Figure 5.8: Nénuphar à larges feuilles (*Nuphar variegata*) et brasénie de Schreber (*Brasenia schreberi*).

Dans la catégorie des **plantes aquatiques à feuilles flottantes**, on trouve la brasénie de Schreber (*Brasenia schreberi*), le grand nénuphar jaune (*Nuphar variegata*), le potamot émergé (*Potamogeton epihydrus*), le potamot à feuilles de graminées (*Potamogeton gramineus*), le potamot flottant (*Potamogeton natans*), une espèce de rubanier (*Sparganium sp.*) et le petit nénuphar jaune (*Nuphar microphylla*).

Dans la catégorie des **plantes aquatiques submergées**, on trouve le scirpe subterminal (*Schoenoplectus subterminalis*), l'isoète à spores épineuses (*Isoetes echinospora*), l'utriculaire vulgaire (*Utricularia vulgaris*) et l'ériocaulon aquatique (*Ecriocaulon aquaticum*)



Figure 5.8: Potamot à feuilles de graminées (*Potamogeton gramineus*).



Figure 5.8: Rubanier (*Sparganium sp.*)

La majorité des espèces dominantes de plantes aquatiques identifiées en 2007 n'ont pas été retrouvées en proportion dominante en 2018, mis à part la brasénie de Schreber, qui dans la majorité des cas est restée l'espèce dominante aux endroits où elle a été identifiée en 2007. Parmi les espèces qui avaient été identifiées au lac des Roches en 2007, on compte la brasénie de Schreber (*Brasenia schreberi*), certaines espèces de carex (*Carex sp.*), le duliche roseau (*Dulichium arundinaceum*), l'ériocaulon aquatique (*Eriocaulon aquaticum*), du myriophylle (*Myriophyllum sp.*), ainsi que certaines espèces de nénuphars (*Nuphar sp.*), potamots (*Potamogeton sp.*) et rubaniers (*Sparganium sp.*).



Figure 5.8: Ériocaulon aquatique (*Ecriocaulon aquaticum*).

Tableau 5.2: Nombre d'herbiers, superficie et pourcentage par rapport à la superficie totale des herbiers (45 412 m²) et la superficie totale du lac (356 900 m²) de chaque espèce dominante.

| Espèce dominante | Nombre d'herbiers | Superficie (m ²) | Pourcentage par rapport à la superficie totale des herbiers (%) | Pourcentage par rapport à la superficie totale du lac des Roches (%) |
|---|-------------------|------------------------------|---|--|
| Plantes aquatiques à feuilles émergées | | | | |
| Cassandre caliculé | 3 | 123,24 | 0,27 | 0,03 |
| Duliche roseau | 2 | 42,48 | 0,09 | 0,01 |
| Myrique beaumier | 1 | 15,69 | 0,34 | 0,04 |
| Quenouille à feuilles larges | 1 | 72,95 | 0,16 | 0,02 |
| Plantes aquatiques à feuilles flottantes | | | | |
| Brasénie de Schreber | 44 | 8045,56 | 17,72 | 2,25 |
| Grand nénuphar jaune | 17 | 421,00 | 0,93 | 0,12 |
| Potamot émergé | 1 | 109,07 | 0,24 | 0,03 |
| Potamot à feuilles de graminées | 21 | 1404,67 | 3,09 | 0,39 |
| Potamot flottant | 14 | 2938,23 | 6,47 | 0,82 |
| Rubanier | 2 | 48,75 | 0,11 | 0,01 |
| Plantes aquatiques à feuilles submergées | | | | |
| Scirpe subterminal | 26 | 30455,07 | 67,06 | 8,53 |
| Isoète à spores épineuses | 8 | 1597,90 | 3,52 | 0,45 |
| TOTAL | 140 | 45411,98 | 100,00 | 12,72 |

L'espèce occupant la plus grande proportion de la surface des herbiers est le scirpe subterminal (*Schoenoplectus subterminalis*), plante aquatique submergée occupant 67,06% de la surface des herbiers et 8,53% de la surface du lac des Roches. Ensuite, la brasénie de Schreber (*Brasenia schreberi*), plante aquatique à feuilles flottantes, occupe 17,72% de la superficie des herbiers et 2,25% de la surface du lac des Roches.

On retrouve une grande quantité et une grande densité de scirpe subterminal (*Shoenoplectus subterminalis*) au lac des Roches, qui est une espèce de *Cyperaceae* dont les feuilles sont submergées et les fleurs émergées et qui croît en colonies très denses due à sa propagation par rhizomes. Cette espèce préfère les sols sablonneux et tourbeux et est une source de nourriture pour la faune aviaire et les rats musqués, en plus de servir à la construction des nids d'oiseau et de servir d'abri aux poissons et à la faune aquatique.

Plusieurs espèces de potamots sont présentes au lac des Roches, genre qui occupe 9,76% de la surface des herbiers du lac des Roches et dont les différentes espèces croissent en colonies souvent denses. Les potamots (*Potamogeton sp.*) peuvent, par l'établissement de ces colonies, être un compétiteur idéal au myriophylle à épi, espèce exotique envahissante pouvant être propagée par les embarcations, le vent et les organismes vivants. De plus, ils offrent un habitat intéressant pour plusieurs espèces fauniques et contribuent à filtrer l'eau.

Également, on trouve une grande abondance (17,72% de la superficie des herbiers) et une grande densité de brasénie de Schreber (*Brasenia schreberi*) au lac des Roches. Cette espèce de *Cabombacae* à feuilles flottantes préfère les habitats acides, croît par rhizomes et est une source de nourriture pour la sauvagine, en plus d'abriter les amphibiens aquatiques et de servir de nid à la faune aquatique vertébrée (poissons et amphibiens).

5.2.1 Comparaison avec la précédente diagnose

Afin de mieux analyser les changements spatiaux-temporels d'espèces de plantes aquatiques présentes au lac des Roches, le lac sera ici séparé en 3 sections (le bassin Est, le bassin Ouest et le bras), chacune subdivisée en 2 sous-sections (soit le Nord et le sud dans le cas des bassins et l'Est et l'Ouest dans le cas du bras).

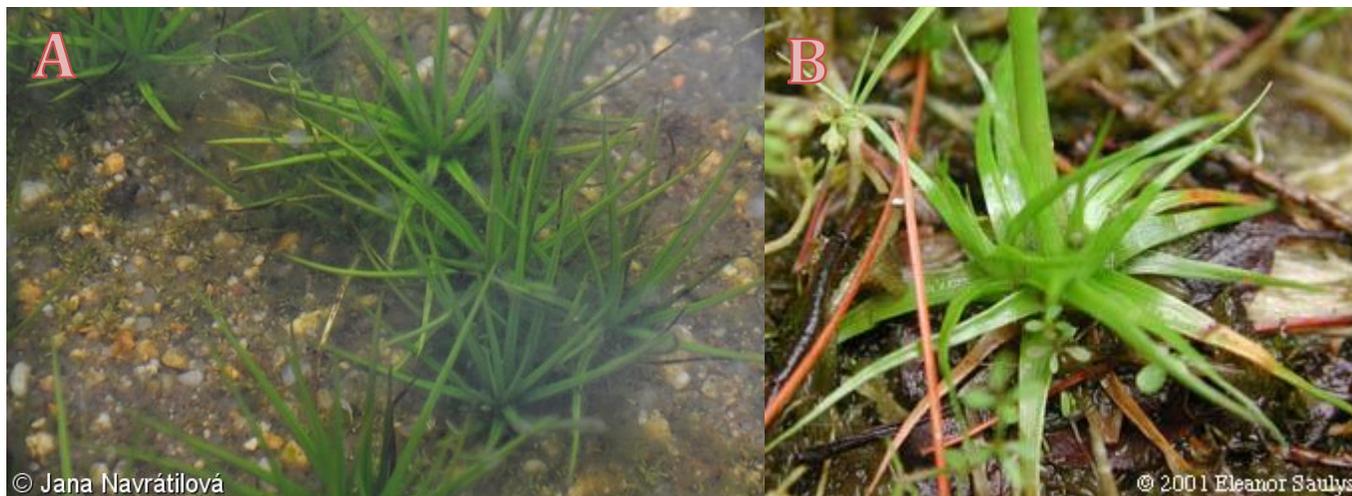


Figure 5.17: L'isoète à spores épineuses (A, *Isoetes echinospora*) et l'ériocaulon aquatique (B, *Eriocaulon aquaticum*) sont deux macrophytes à feuilles submergées qui peuvent être difficiles à différencier (Photos par Navrátilová et Saulys, 2001).

Le **bassin Est, section Nord** comportait en 2007 12 herbiers, composés de brasénie de Schreber dans le milieu humide à proximité de la station B4 et du tributaire de la station SC6, d'ériocaulon aquatique sur sa rive Est et Ouest (à proximité des stations SC3 et SC4) et de quelques nénuphars et potamots sur la rive Nord. En 2018, le potamot flottant, le scirpe subterminal et l'isoète à spores épineuses ont remplacé le potamot, l'ériocaulon et les nénuphars dans l'Ouest de cette sous-section, à proximité du milieu humide. De plus, plusieurs nouveaux herbiers de brasénie de Schreber y ont été notés, suggérant sa propagation. Dans la portion Est de cette sous-section, alimentée par les tributaires des stations SC3 et SC4 et comportant la station B3, l'isoète à spores épineuses et le potamot émergé et à feuilles de graminées semblent avoir remplacé l'ériocaulon aquatique observé en 2007. Toutefois, il est à souligner que les feuilles submergées de l'isoètes à spores épineuses et de l'ériocaulon aquatique sont difficiles à différencier (figure 5.17), une erreur d'identification a donc pu être commise en 2007. Cependant, comme de l'ériocaulon a été trouvé en 2018 dans cette portion de la sous-section, une telle erreur d'identification ne peut être suggérée avec certitude. Sur la rive Est de cette sous-section, les herbiers semblent avoir diminué en superficie et augmenté en nombre. Il se peut que ce morcellement soit dû à l'augmentation du débit de la conduite d'eau de la rivière Montmorency (SC3), ce qui cause des remous et réduit la capacité des macrophytes à s'ancrer au substrat. Toutefois, comme la précision des données mesurées en 2007 est inconnue, il se peut également que ces variations soient attribuables à une différence de précision et de protocoles.

Le **bassin Est, section Sud** comporte la station S1 et était en 2007 recouvert de peu d'herbiers (2, figure 5.3), composés majoritairement d'ériocaulon aquatique et de nénuphars. En 2018, ce nombre reste réduit (6) et ces espèces semblent avoir respectivement été dépassées en densité par l'isoètes à spores épineuses, la brasénie de Schreber, le potamot flottant et le potamot à feuilles de graminées. L'ériocaulon sur la rive ouest comme sur la rive est a été dépassé en nombre par l'isoètes à spores épineuses, le potamot flottant et la brasénie de Schreber. Au sud, à proximité de la station BC1-2, les nénuphars ont fait place aux 4 espèces nommées ci-dessus.

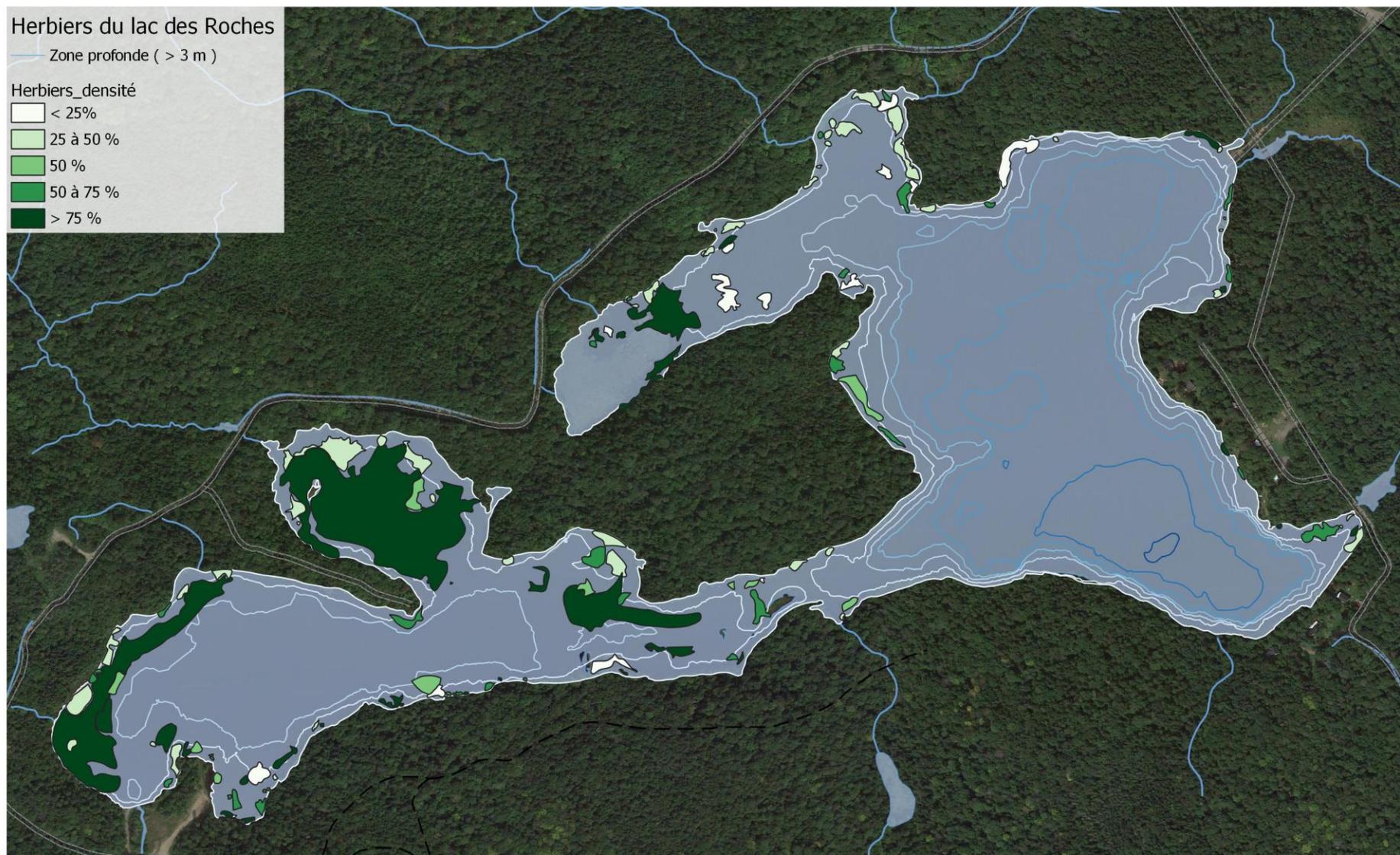
Le **bassin Ouest, section Nord** est alimenté par le tributaire de la station SC7 et comporte la station S8. Il était en 2007 composé de 5 herbiers, tous dominés par la brasénie de Schreber. En 2018, ceux plus proches des rives sont encore présents, mais ceux proches du milieu de la sous-section sont maintenant dominés par le scirpe subterminal. Le nombre d'herbiers a augmenté à 7 et du potamot à feuilles de graminées a été observé.

Le **bassin Ouest, section Sud** comporte l'effluent du lac des Roches (l'embouchure de la rivière des Roches, dont le débit est réduit par un barrage) ainsi que les stations B7 et S9. En 2007, il était habité par 14 herbiers, composés de nénuphars, potamots, rubaniers et brasénie de Schreber. En 2018, le nombre d'herbiers a augmenté à 34 et ils étaient composés de scirpe subterminal, brasénie de Schreber, potamot flottant, quenouille à feuilles larges, potamot à feuilles de graminées et grand nénuphar jaune. Les nénuphars et les rubaniers ont majoritairement été remplacés par le scirpe subterminal et la brasénie de Schreber. Les potamots sont restés dominants aux mêmes endroits, plus particulièrement composés de potamot flottant.

Le **bras entre les deux bassins, section Est** comporte la station S5 et était habité en 2007 par 2 herbiers, composés de rubaniers et de brasénie de Schreber. En 2018, ce nombre est passé à 12, les rubaniers ont été remplacés et les herbiers de brasénie de Schreber ont été déplacés plus à l'Est pour laisser place au potamot à feuilles de graminées et au scirpe subterminal. Quelques individus de cresson ont été observés.

Le **bras entre les deux bassins, section Ouest** comportait en 2007 3 herbiers, composés de rubaniers, nénuphars et brasénie de Schreber. En 2018, le nombre d'herbiers a grimpé à 26 et la brasénie de Schreber s'est déplacée et a diminué de taille pour faire place au potamot à feuilles de graminées. Les rubaniers et les nénuphars ont été remplacés le scirpe subterminal, le potamot à feuilles de graminées et le potamot flottant. La portion Nord de cette sous-section, auparavant dépourvue d'herbiers, en est majoritairement recouverte, composée des 4 espèces identifiées dans cette sous-section en 2018.

5.2.1 Densités des herbiers



Source des données géographiques

Organisme des bassins versants de la Capitale. 2019. Herbiers du lac des Roches, 2018. Version mise à jour de la caractérisation faite par CIMA+ en 2007.

Conseil Régional de l'Environnement de la Capitale Nationale. 2019. Bathymétrie du lac des Roches, relevés bathymétriques 2018.

Google satellite.



0 100 200 m



Édition : Claudie Lachance, 8 mars 2019

Figure 5.5: Cartographie des densités d'herbiers dans le bassin versant du lac des Roches réalisée en 2018.

Tableau 5.3: Nombre, superficie et pourcentage par rapport à la superficie totale des herbiers (45 412 m²) et la superficie totale du lac (356 900 m²) de chaque classe de densité.

| Classe de pourcentage de recouvrement | Nombre | Superficie (m ²) | Pourcentage par rapport à la superficie totale des herbiers (%) | Pourcentage par rapport à la superficie totale du lac des Roches (%) |
|---------------------------------------|------------|------------------------------|---|--|
| < 25% | 14 | 2925,47 | 6,44 | 0,82 |
| 25 à 50% | 54 | 6602,91 | 14,54 | 1,85 |
| 50% | 11 | 2011,56 | 4,43 | 0,56 |
| 50 à 75% | 33 | 3085,38 | 6,79 | 0,86 |
| > 75% | 32 | 30786,67 | 67,79 | 8,63 |
| TOTAL | 144 | 45411,99 | 100,00 | 12,72 |

La densité des herbiers a été caractérisée en fonction de cinq classes différentes. On constate que la densité des herbiers du lac des Roches est très élevée; en effet, 67.79 % des herbiers ont un pourcentage de recouvrement de plus de 75,00 %, de qui couvre 8,63% de la superficie du lac.

6. Mise à jour de la bathymétrie du lac des Roches

La réalisation d'un inventaire bathymétrique permet de mettre à jour les connaissances topographiques du fond d'un lac. À la suite de la récolte des données, il y a modélisation des vecteurs de courbes de niveau, ou isobathes. Ces courbes relient plusieurs points de même profondeur qui, une fois intégrées dans une carte du lac, permettent de visualiser le relief subaquatique et d'obtenir, à l'aide de calculs, des informations hydrogéomorphologiques essentielles à la compréhension de la dynamique hydrologique et écologique d'un lac.

La bathymétrie d'un lac est sujette à des changements en fonction de la dynamique géologique et hydrologique du bassin versant, mais également en fonction des modifications anthropiques. Considérant que ces facteurs changent en fonction du temps et que le développement de nouvelles technologies permet l'amélioration de la précision des mesures, la mise à jour de la bathymétrie d'un lac peut s'avérer utile.

La bathymétrie du lac des Roches a été réalisée pour une première fois lors de la diagnose réalisée en 2007 (CIMA+, 2007). Considérant que le lac des Roches a subi des travaux de réaménagement de la conduite d'alimentation en eau de la rivière Montmorency, qui permet de moduler le niveau de l'eau du lac, la mise à jour de cette bathymétrie s'avère pertinente.

6.1 6.1 Méthodologie

6.1.1 Matériel et instruments

Le matériel utilisé pour la mise à jour de la bathymétrie du lac des Roches était le suivant :

- Un canot à rames;
- Un moteur de bateau à faible intensité;
- Un GPS;
- Le réseau hydrographique linéaire et surfacique intégré au GPS;
- Le protocole;
- Un échosondeur;
- Une planchette à pince, un crayon et une efface;
- Un appareil photo.

6.1.2 Protocole d'échantillonnage

6.1.2.1 Période d'échantillonnage

Un inventaire bathymétrique doit se dérouler en absence de glace et idéalement au moment où le moins de végétation aquatique est présente (ex. printemps ou automne); en effet, la prolifération de la végétation peut interférer avec la précision des mesures de profondeur et rendre le traitement des données plus fastidieux.

De plus, il est essentiel de considérer les conditions météorologiques; le vent et la pluie peuvent créer de la turbulence, de la cavitation autour de la sonde ou encore un tangage ou un roulis du bateau, ce qui peut affecter la précision des mesures.

Il faut considérer que le niveau d'un lac varie naturellement au cours d'une saison; afin de limiter les possibilités de changement significatif du niveau d'eau pendant la période d'échantillonnage, celle-ci se doit d'être courte.

En l'occurrence, l'échantillonnage de la bathymétrie du lac des Roches s'est déroulé les 3, 4 et 24 juillet ainsi que le 8 août 2018.

6.1.2.2 *Procédure d'échantillonnage*

Le lac des Roches a d'abord été sillonné en effectuant des transects équidistants de 25,0 m (Guide de normalisation des inventaires bathymétriques, MELCC, 2011) et parallèles en allant à vitesse optimale de 8 km/h (MELCC, 2011). Les transects ont été réalisés sous forme de zig-zags, en prenant soin de garder la plus grande stabilité possible de l'assiette du bateau, même aux moments de virage.

L'orientation des transects est choisie en fonction des vents, afin d'éviter l'effet de dérive et de tangage provoqués par des vents perpendiculaires au bateau. La vitesse doit être constante et adéquate, sans quoi le signal de profondeur peut être capté plus loin, créant alors un décalage géographique entre la mesure et le point enregistré.

Le lac des Roches étant un petit lac, il est pertinent de réaliser un échantillonnage plus intense de la zone littorale afin de créer un profil de la zone euphotique à une meilleure résolution. Premièrement, cet échantillonnage débute par un trajet le long de la rive du lac des Roches et de ses îles avec l'échosondeur, à une profondeur de 1,0 à 3,0 mètres d'eau. Ensuite, le même trajet est réalisé sur la rive même afin de cartographier l'isobathe de profondeur 0,0 m.

6.2 6.2 Résultats

Statistiques:

Lac Des Roches:

Superficie: 356 900 m²

Volume d'eau: 825 925 m³

Profondeur moyenne: 2,31 m

Profondeur maximale 6,0 m

Bassin Est:

Superficie: 221 882 m²

Volume d'eau: 631 040 m³

Profondeur moyenne: 2,84 m

Bassin Ouest:

Superficie: 135 018 m²

Volume d'eau: 194 885 m³

Profondeur moyenne: 1,44 m

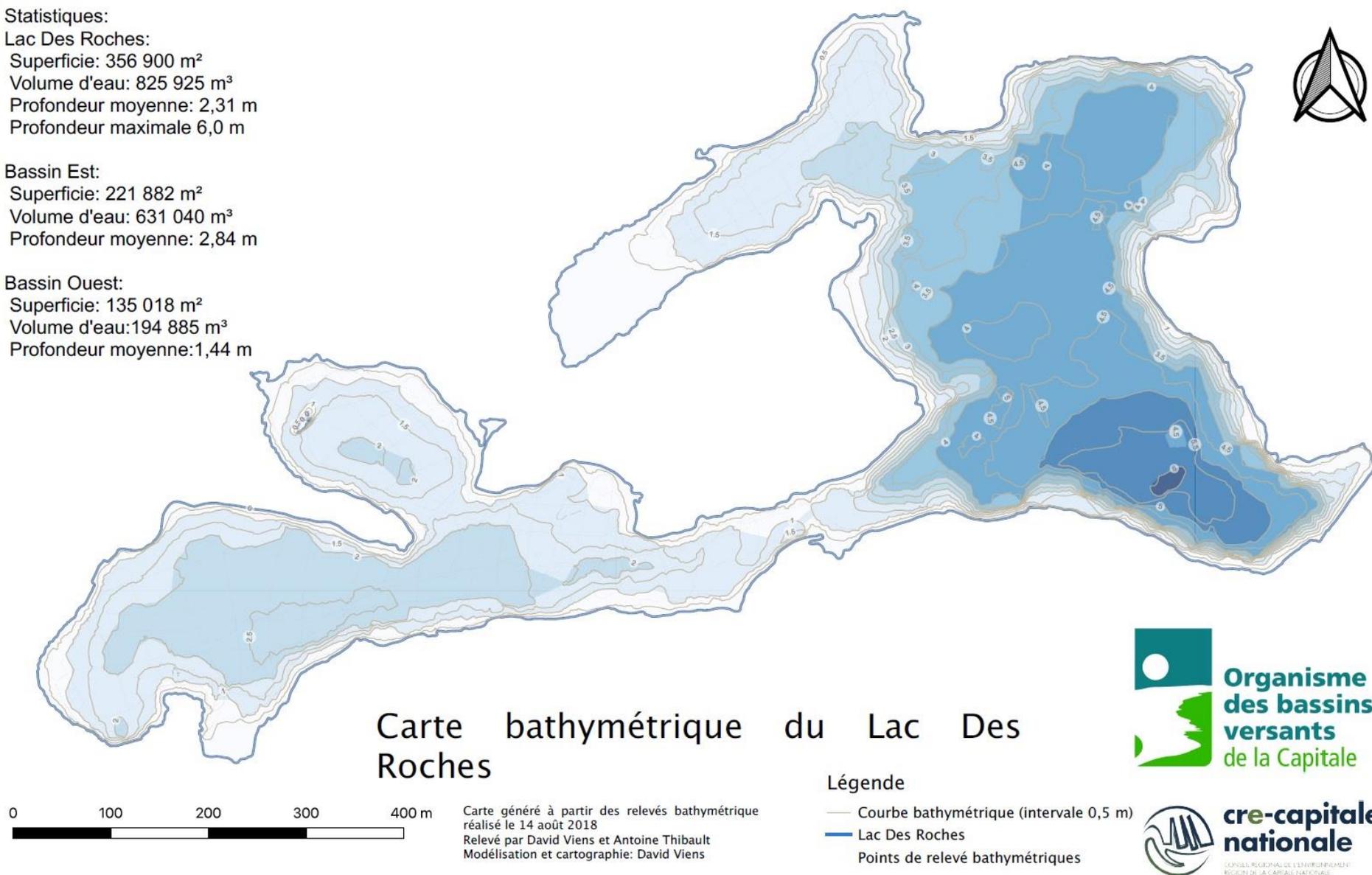


Figure 6.2: Bathymétrie du lac des Roches réalisée en 2018.

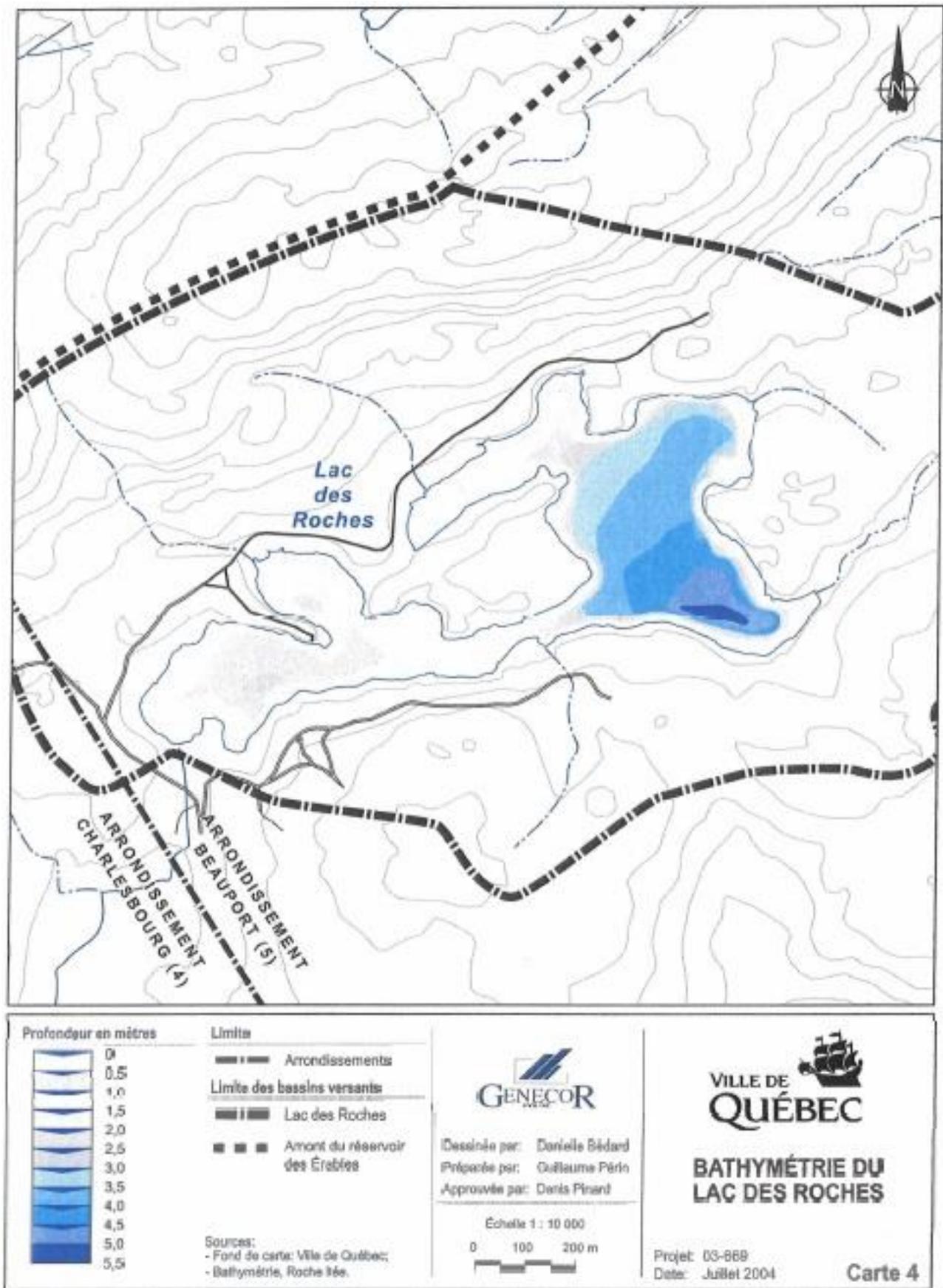


Figure 6.3: Bathymétrie du lac des Roches réalisée en 2007 (Genecor pour CIMA+ et la Ville de Québec, 2007).

6.2.1 Cartographie et mise à jour

La mise à jour de la bathymétrie du lac des Roches a tout d'abord permis de confirmer la localisation précise du point le plus profond du lac, soit la station d'échantillonnage S1 (6,0 m). Toutefois, la bathymétrie a permis de délimiter avec davantage de précision la courbe isobathe, qui montre une profondeur maximale de 6,0 m, plus profonde que la fosse de 5,5 m mesurée en 2007. La courbe isobathe de 5,5 m a remplacé celle de 5,0 m, et ainsi de suite, ce qui suggère une augmentation globale du niveau de l'eau d'environ 0,5 m.

6.2.2 Caractéristiques hydrogéomorphologiques

Tableau 6.1 : Comparaison des caractéristiques hydrogéomorphologiques du lac des Roches mesurées en 2007 et en 2018.

| Paramètres | 2007 | 2018 |
|---|------------------------|------------------------|
| Superficie du lac | 0,337 km ² | 0,357 km ² |
| Profondeur moyenne | 3,6 m | 2,31 m |
| Profondeur maximale | 5,5 m | 6,0 m |
| Volume | 780 000 m ³ | 825 925 m ³ |
| Superficie du bassin Est | | 0,222 km ² |
| Profondeur moyenne du bassin Est | | 2,84 m |
| Volume du bassin Est | | 631 040 m ³ |
| Superficie du bassin Ouest | | 0,135 km ² |
| Profondeur moyenne du bassin Ouest | | 1,44 m |
| Volume du bassin Ouest | | 194 885 m ³ |

7. Discussion, conclusions et recommandations

L'objectif général de la diagnose du lac des Roches à l'été 2018 était de faire un suivi et une mise à jour des connaissances acquises lors de la diagnose de 2007. Plus spécifiquement, la bathymétrie du lac devait être mise à jour (section 6) ainsi que la cartographie des herbiers (section 5), afin de cibler les changements hydromorphologiques ainsi que les variations dans la biodiversité, la répartition et la densité des macrophytes. Ensuite, l'état de santé du lac des Roches (qualité de l'eau et communauté phytoplanctonique) devait être réévalué (section 3), afin de voir si une évolution est observée dans l'état trophique du lac des Roches. De plus, la qualité de l'eau des tributaires (section 4), devait être mesurée afin d'évaluer leur influence sur le lac.

Finalement, ces analyses permettent de dresser un portrait complet de la situation écologique du lac des Roches et de ses changements dans le temps, afin de suivre et prévenir toute dégradation de son état de santé.

Dans un premier ordre, la bathymétrie du lac a été mise à jour. Celle-ci a permis d'augmenter la précision des mesures prises en 2007 et de vérifier tout changement hydromorphologique du lac des Roches, en plus de confirmer la profondeur maximale, sa localisation, le volume total du lac, sa superficie ainsi que celles des sous bassins du lac des Roches. De cette manière, l'échantillonnage des herbiers et de la qualité de l'eau a pu se faire plus efficacement et adéquatement.

Ensuite, la cartographie des herbiers a également été mise à jour afin de suivre et comprendre les changements dans la dynamique écologique du lac des Roches et mesurer directement les répercussions écologiques du vieillissement du lac des Roches. Les résultats révèlent que la majorité des espèces qui étaient dominantes en 2007 sont toujours présentes, mais ont été déplacées ou dépassées en densité et en nombre par d'autres espèces. Notamment, la brasénie de Schreber et les nénuphars ont été déplacés ou dépassés par le scirpe subterminal, l'isoète à spores épineuses, le potamot à feuilles de graminées, le potamot flottant et le potamot émergé. De plus, l'ériocaulon aquatique semble avoir cédé sa place à l'isoète à spores épineuses, une espèce aux feuilles submergées très semblables, ce qui suggère une potentielle erreur d'identification en 2007. Cette erreur demeure cependant incertaine, car de l'ériocaulon aquatique a été observé à quelques endroits. La même chose s'est produite avec le myriophylle, qui a avait été identifié en 2007 à l'endroit où en 2018 a été retrouvé de l'utriculaire vulgaire. Les plantes du genre *Myriophyllum* croissant en colonies très denses et possédant un caractère très envahissant, même dans les milieux où elles sont indigènes, il serait surprenant que la colonie répertoriée en 2007 ait disparu du lac. L'utriculaire vulgaire ressemblant physiquement aux plantes du genre *Myriophyllum* (figure 7.1), il est plutôt probable qu'une erreur d'identification ait eu lieu en 2007. L'analyse cartographique a permis de confirmer que la superficie des herbiers a beaucoup augmenté en 2018 par rapport à 2007.



Figure 7.1 : A) Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) et B) utriculaire vulgaire (*Utricularia vulgaris*).

Troisièmement, l'état de santé du lac des Roches a été évalué via l'analyse de la qualité de l'eau et de la communauté phytoplanctonique. Une stratification thermique a été observée en juin et en juillet, suivie d'un brassage en septembre (figure 7.2). Le métalimnion s'est déplacé plus en profondeur et était plus mince en juillet, ce qui était attendu en raison de l'augmentation de la durée du jour et des températures ambiantes, et donc de l'exposition des couches supérieures aux rayonnements solaires et à des températures plus élevées (figure 7.3).

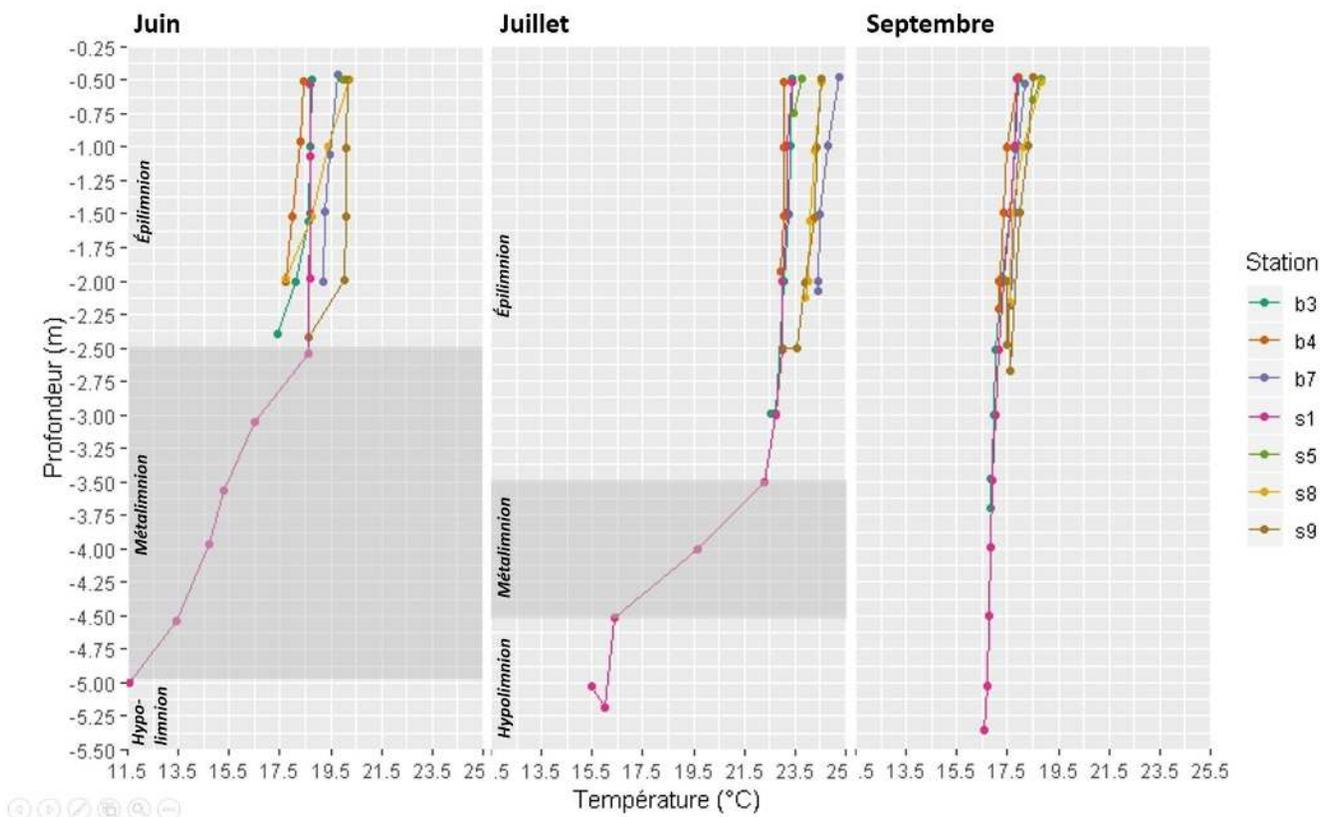
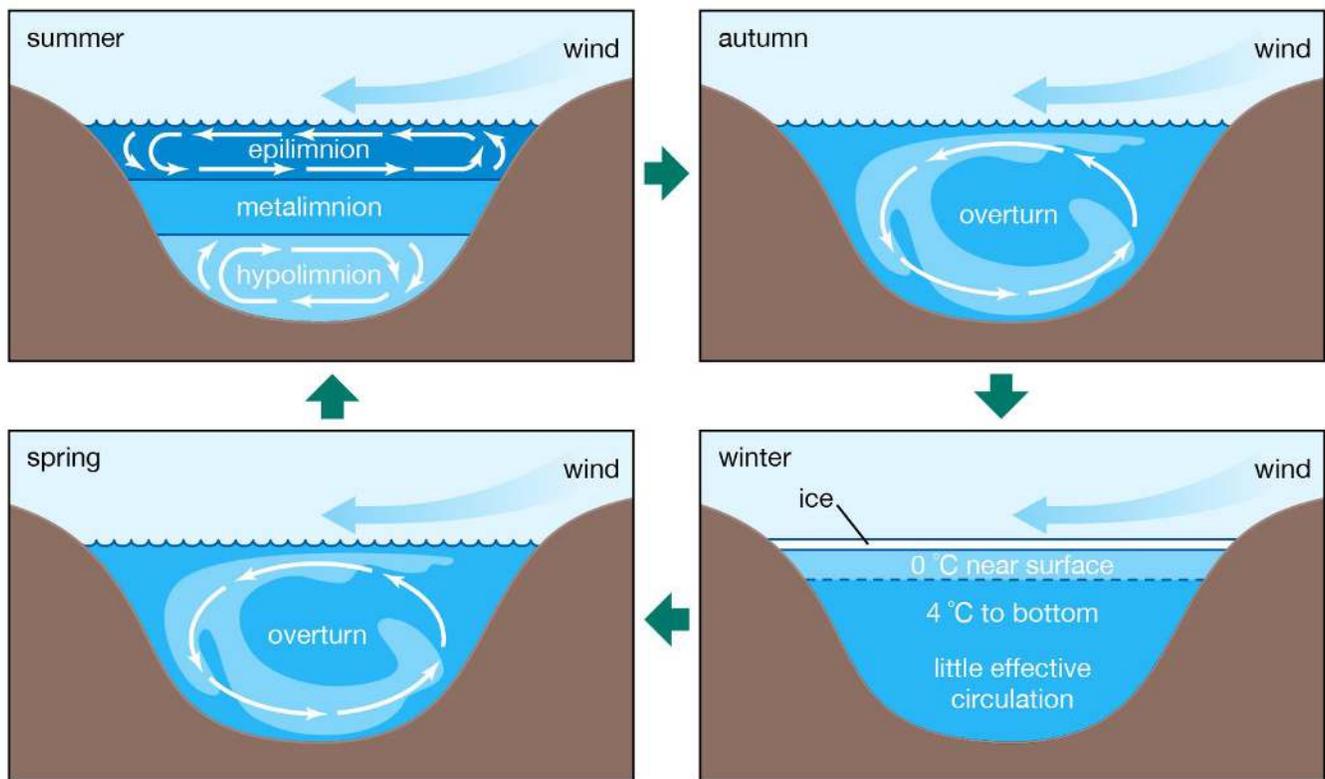


Figure 7.3 : Cycle de stratification et de brassage du lac des Roches (Claudie Lachance pour l'OBV de la Capitale, 2019).



© Encyclopædia Britannica, Inc.

Figure 7.3 : Cycle de stratification et de brassage des lacs d'eau douce de l'hémisphère Nord (Tiré de Encyclopedia Britannica, 2014).

Généralement, la profondeur de transparence de l'eau ainsi que la profondeur à laquelle la turbidité maximale était observée ont suivi la profondeur du métalimnion. Ce résultat était attendu, car la profondeur de transparence de l'eau correspond à la profondeur maximale à laquelle les radiations solaires (lumineuses et infra-rouges) pénètrent. Ces radiations solaires étant responsables autant du réchauffement de l'eau que de la visibilité, c'est la profondeur à laquelle elles se rendent qui définit l'épaisseur de la couche d'épilimnion; couche d'eau de densité moindre en raison de sa température plus élevée. Passé ce point, les rayonnements solaires ne chauffent plus l'eau et on observe une interface entre deux couches de matériaux transparents de densités différentes, ce qui provoque la réflexion et la réfraction de la lumière résiduelle (loi de Snell-Descartes) et diminue la visibilité du disque de Secchi. Également, c'est à la profondeur du métalimnion qu'on observe les microorganismes (phytoplancton, zooplancton, bactéries et cyanobactéries), qui peuvent avoir accès aux rayons solaires nécessaires à la photosynthèse tout en restant moins visibles pour les prédateurs planctivores. En effet, les concentrations moyennes en chlorophylle α et en cyanobactéries ont augmenté en fonction du temps, cependant les valeurs maximums ont été observées en juillet à la profondeur du métalimnion.

Considérant la région géologique du lac des Roches (bouclier canadien), aucune valeur de pH mesurée dans le lac ne s'est trouvée hors de l'intervalle suggéré pour la protection de la vie aquatique, des activités récréatives et de l'esthétisme. Les stations les plus alcalines étaient S8, S9, S5 et S7, les stations les plus neutres S1 et B3 et la station la plus acide B4, qui se trouve proche d'un milieu humide.

La conductivité est restée dans l'intervalle suggéré pour les eaux douces, diminuait avec la profondeur et augmentait avec le temps à la station S1 et ne présentait pas de variation temporelle ou avec la profondeur pour les autres stations. La concentration en phosphore total est généralement restée aux environs de 8,0

µg/L, à l'exception de la station S1 dans le métalimnion en juillet, où elle est passée à 50,5 µg/L. La concentration en nitrites et en nitrates a généralement diminué en fonction du temps, en plus de présenter un changement de variation avec la profondeur; en juillet, elle augmentait pour atteindre le maximum à 3,0 m de profondeur, pour ensuite diminuer et en automne, elle diminuait pour atteindre le minimum à 3,0 m et réaugmenter par la suite. La concentration en azote ammoniacal a peu varié en fonction de la profondeur, sinon qu'elle a légèrement diminué vers 3,0 m de profondeur à toutes les saisons. Elle a augmenté en juillet pour diminuer par la suite. La concentration en azote total a augmenté en fonction du temps, mais l'augmentation de la concentration en phosphore observée en juillet a été suffisante pour abaisser le rapport azote/phosphore en deçà de la valeur suggérée pour limiter la prolifération des cyanobactéries sous le métalimnion à la station S1. L'augmentation des concentrations en nitrites, nitrates, azote ammoniacal, azote total et phosphore total en fonction du temps étaient attendus, en raison de l'accumulation de matière organique en décomposition à l'approche de l'automne. La diminution des concentrations à proximité du métalimnion était également attendue, en raison des concentrations élevées en organismes photosynthétiques qui ont été observées et qui utilisent ces nutriments.

Une analyse plus précise de la communauté phytoplanctonique du lac des Roches a révélé qu'elle est majoritairement composée de cyanobactéries du genre *Woronichinia* sp. (figure 7.4), dépassant même le seuil de définition d'une floraison cyanobactérienne (20 000 cellules/mL). Ce genre peut potentiellement présenter un risque pour la santé humaine et des organismes aquatiques en raison de la capacité de certaines espèces à produire des anatoxines et des microcystines (Bernard, 2014). De plus, quelques cellules du genre *Anabaena* sp. ont été identifiées (figure 7.4), qui sont parmi les cyanobactéries les plus fréquemment décrites comme produisant des anatoxines, des microcystines et des saxitoxines (Bernard, 2014).



Figure 7.4 : Cyanobactérie du genre *Anabaena* sp. et *Woronichinia* sp. (University of New Hampshire, 2019).

En raison de la transparence, de la concentration mensuelle moyenne en phosphore total et en chlorophylle α , le lac des Roches ne semble pas avoir changé d'état trophique depuis la diagnose effectuée en 2007 (figure 7.5).

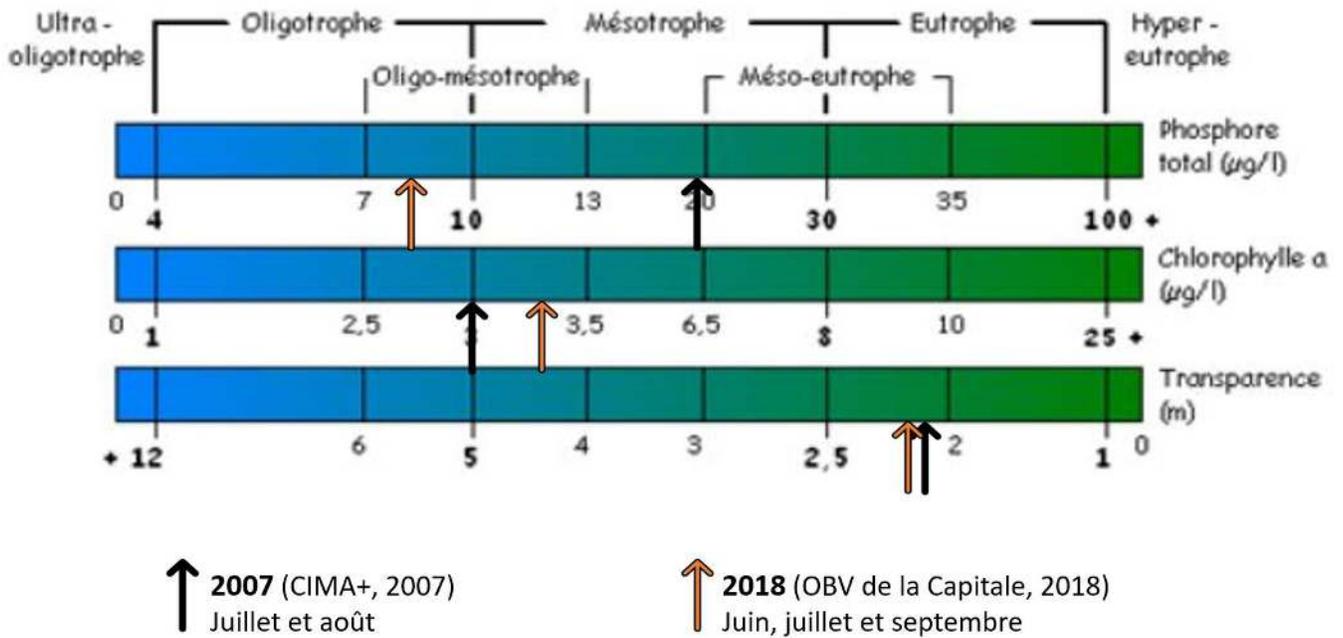


Figure 7.5 : Évolution du niveau trophique du lac des Roches de 2007 à 2018 selon la moyenne mensuelle des paramètres mesurés pour chaque station.

Pour terminer, l'analyse de la qualité de l'eau des tributaires du lac des Roches devait être effectuée afin de vérifier leur impact sur la qualité de l'eau du lac. Malgré la qualité douteuse de certains tributaires (tableau 7.1), la qualité de l'eau du lac ne semble pas avoir été affectée. Toutefois, les concentrations en coliformes fécaux et totaux (incluant les bactéries atypiques) demeurent préoccupantes, dépassant à maintes reprises les seuils suggérés pour la protection de la vie aquatique (effet chronique), des activités récréatives et de l'esthétique.

Tableau 7.1 : Résumé des valeurs d'IQBP et des descripteurs limitants par tributaire.

| Tributaire | Variable déclassante | IQBP ₉ |
|------------|---|-------------------|
| BC1-2 | Concentration en O ₂ et turbidité | 13.5 |
| SC3 | Nitrites, nitrates, concentration en O ₂ , turbidité et pH | 2 |
| SC4 | Turbidité et concentration en O ₂ | 3.5 |
| SC6 | Concentration en O ₂ , turbidité et MES | 0.5 |
| SC7 | Concentration en O ₂ et pH | 1.5 |

8. Bibliographie

AF2R <http://www.parcsnaturelsquebec.org/quebec/charlesbourg/parc-de-la-montagne-des-roches/>

AGENCE DES FORETS PRIVEES DE QUEBEC 03, 2001. *Plan de protection et de mise en valeur du territoire (PPMV)*, Québec, 229 pages.

Bellemare, A.-A. (2011) Utilisation des « ménés » : les règles actuelles devraient être maintenues. Chroniques latulippe.com

BERGERON, M., C. CORBEIL, ET S. ARSENAULT. 2002. *Diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec, 70 pages et 6 annexes.

Bernard, C. (2014). Les cyanobactéries et leurs toxines. *Revue francophone des laboratoires*, 2014(460) : 53-68.

Béthoux, J-P., Gentili, B., Taillez, D. (1998). Warming and freshwater budget change in the Mediterranean since the 1940s, their possible relation to the greenhouse effect. *Geophysical research letters*, 25(7): 1023-1026.

BOUCHARD, ROBERT. 2015. Communication personnelle. Riverain du lac Saint-Augustin. En date du 7 octobre 2015.

BRIN, M.-È. 2007. *Étude de la biodisponibilité des contaminants (éléments traces métalliques et phosphore) contenus dans les sédiments du lac Saint-Augustin*. Mémoire de maîtrise, Département de génie civil, Université Laval. Québec. 182 pages.

Caux et al. - Caux, P.-Y., Moore, D.R.J. et MacDonald, D. - 1997 - *Ambient water quality guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments, Technical Appendix* - British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, Water Management Branch, 82 p

CCME - Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) - 1995c - *Protection de l'approvisionnement des communautés en eau potable (Révision décembre 1995)* - Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, 10 p

CCME - Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) - 1999 - *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Winnipeg - Le Conseil

CCME - Conseil canadien des ministres de l'environnement - 2002 - 1999 (mise à jour en 2002) *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : Matières particulières totales*, Winnipeg - Le Conseil

CCME - Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) - 2002 - *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, mise à jour 2, novembre 2002*, Winnipeg - Le Conseil

CCMRE - Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE) - 1987 - *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* - Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement

CIMA + (2007) *Diagnose écologique du lac des Roches (Réservoir d'eau potable)*, Rapport final. Ville de Québec, 51 pages.

Commission Internationale de Nomenclature Zoologique (1999) *Code International de Nomenclature Zoologique* – Texte français, 4^e édition. Fond International pour la Nomenclature Zoologique, Natural History Museum, London, UK. 151 pages.

Commission de toponymie du Québec (2018) *Lac des Roches*. En ligne. Consulté le 20 décembre 2018. http://www.toponymie.gouv.qc.ca/ct/ToposWeb/Fiche.aspx?no_seq=53979

CRE Laurentides (2009) Fiche « La stratification thermique ».

Crow, G.E. (1999) *Aquatic and wetland plants of northeastern North America: a revised and enlarges edition of Norman C. Fassett's A manual of aquatic plants, Volume I, II and III*. The University of Wisconsin Press, WI, USA. 536 pages.

DSÉE - Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSÉE) - 2009 - Communication personnelle - Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Del Degan et Massé pour le Ville de Québec. Fiche d'information Lac et rivière des Roches, site 4-07.

DESHPANDE, B. (2012) Fossil pigments as indicators of long-term eutrophication in southern Quebec lakes, Université Laval. 107 pages.

DESROCHES, J.-F. et POULIOT, D. (2005) Premières mentions et répartition de la Salamandre sombre du Nord, *Desmognathus fucus*, sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, au Québec. *The Canadian Field Naturalist*, 119 : 105-109.

Environnement Canada (2019). https://climat.meteo.gc.ca/climate_data/

Eugène Rouillard, Dictionnaire des Rivières et Lacs de la Province de Québec, Québec, Département des Terres et forêts, 1925, 400 p.

Folt, C.L. et Burns, C.W. (1999). Biological drivers of zooplankton patchiness. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 14 (8): 300-305.

Francy, D.; Darner, R. Factors Affecting Escherichia coli Concentrations at Lake Erie Public Bathing Beaches; U.S. Geological Survey: Columbus, OH, USA, 1997; pp. 10-11.

Genecor civil inc. (2005). Portrait ciblé du bassin versant du Lac des Roches. Préparé pour la Ville de Québec, 66 pages et 7 annexes.

Granéli, E. et Turner, J.T. (2007). Ecology of Harmful Algae. Ecological Studies 189. Éditions Springer.

Hawkins, A. (1834). *The environs of Quebec*.

INSPQ (2019). Cyanobactéries et cyanotoxines dans l'eau potable et l'eau récréative. Consulté le 25 mars 2019.

<https://www.inspq.qc.ca/es/node/1853>

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

HÉBERT, S. et S. LÉGARÉ, 2000. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Envirodoq n° ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes.

LAPALME, ROBERT. 2006. *Protéger et restaurer les lacs*. Bertrand Dumont éditeur, coll. «Bouquins verts». Boucherville. 192 p.

Lapointe, M. (2014) *Plantes des milieux humides et de bord de mer du Québec et des Maritimes*. Guides Nature Quintin, Éditions Michel Quintin. 456 pages.

Mc Neely et al. - MC NEELY, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer - 1979 - *Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux* - Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa, 88 p

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (2011). Bilan des lacs et cours d'eau touchés par les fleurs d'eau de cyanobactéries au Québec de 2004 à 2011. En ligne. Consulté le 15 novembre 2011. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/bilan/index.asp>

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2014. Bilan de la gestion des épisodes de fleurs d'eau d'algues bleu-vert, de 2007 à 2012, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement. ISBN 978-2-550-70347-1 (PDF), 32 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC). 2015b. *Le réseau de surveillance volontaire des lacs: Les méthodes*. Consulté le 18 février 2015. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.html>

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (2015d). Protocole d'évaluation et méthode de calcul de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR). Consulté le 1er juin 2015. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/IQBR/protocole.html

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). 2019. *Algues bleu-vert, Gestion des épisodes de fleurs d'eau*. Consulté le 25 mars 2019. <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/gestion/index.htm#definition>

MINISTÈRE DES PÊCHES ET OCÉANS, GOUVERNEMENT DU CANADA (2019). Changements dans la chimie de la mer. Consulté le 25 mars 2019. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/science/oceanography-oceanographie/accasp-psaccma/chemistry-chimie/index-fra.html>

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2016). Guide d'interprétation du Règlement sur la qualité de l'eau potable. Direction de l'eau potable et des eaux souterraines, 127 pages. Consulté le 27 mars 2019. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement/guide_interpretation_RQEP.pdf

Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (2004). Base de données SIG sur les inventaires ichtyologiques, communication personnelle.

Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (2011). Guide de normalisation des inventaires bathymétriques. Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats (DEFH), Service de la faune aquatique, Québec. 32 p.

Mountain, A.M. (1866). *A Memoir of George Jehoshaphat Mountain: D.D., Late Bishop of Quebec*. S. Low, Son & Marston, Bishops, 477 pages.

OMOE - Ontario Ministry of the Environment (OMOE) - 1984a - *Water Management- Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment* - Revised edition, 70 p

OMOEE - Ontario Ministry of Environment and Energy (OMOEE) - 1994 - *Water Management. Policies, Guidelines, Provincial Water Quality Objectives of the Ministry of Environment and Energy* - Toronto, 32 p

Palanques, A., Guillén, J., et Puig, P. (2001). Impact of bottom trawling on water turbidity and muddy sediment of an unfished continental shelf. *Limnology and Oceanography* 46(5): 1100-1110.

RCI 2010-41. Communauté Métropolitaine de Québec, 2010. Règlement de contrôle intérimaire visant à limiter les interventions humaines dans les bassins versants des prises d'eau de la Ville de Québec installées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency.

Rolland, D. C., Bourget, S., Warren, A., Laurion, I., Vincent, W. (2013). Extreme variability of cyanobacterial blooms in an urban drinking water supply. *Journal of Plankton Research*, 35, 744-758.

Roy-Gosselin, P.-H., (2012). Gestion des débits au barrage Samson. Mémoire présenté à la faculté des études supérieures et post-doctorales de l'Université Laval. Département de génie civil des eaux, Faculté de Sciences et Génie. 136 pages.

Ryding, S.-O. et W. Rast. 1994. *L'eutrophication des lacs et des réservoirs*. Masson et Unesco Paris, 294 pages.

SBSC - Santé et Bien-être social Canada (SBSC) - 1987 - *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* - Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, Approvisionnement et Services Canada

SC - Santé Canada (SC) - 1996 - *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 1996, Pièces à l'appui* - Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, Santé Canada, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa

Schwoerbel, J. (1987). Handbook of limnology. VI. Elis Horwood. 228 pages.

U.S.EPA - U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA) - 1976b - *Quality Criteria for Water* - Office of Water and Hazardous Material, U.S.EPA, Washington, D.C. 257 p. EPA-440/9-76-023

U.S.EPA - U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA) - 1988b - Water Quality Criteria; Availability of Document, Notice of final ambient water quality criteria document: Chloride - *Federal Register*, vol. 53, no. 102, p. 19028-19030

U.S.EPA - U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA) - 2006a - *National Recommended Water Quality Criteria* - Office of Water, Office of Science and Technology.

VECTEUR Environnement (2009). Deux nouvelles usines de traitement d'eau potable à Québec pour une eau de qualité. Numéro Novembre 2009, pages 44-45.

Ville de Québec, R.A.V.Q. 266 (2019) RÈGLEMENT DE L'AGGLOMÉRATION SUR LA PROTECTION DES PRISES D'EAU. Consulté le 7 mars 2019.

<http://reglements.ville.quebec.qc.ca/fr/showdoc/an/R.A.V.Q.266/>

SHAD (2017). Ville de Québec – Schéma d'aménagement et de développement de l'agglomération de Québec.

Ville de Québec (2018). Plan de protection des sources d'eau potable. Consulté le 30 mai 2018.

https://www.ville.quebec.qc.ca/apropos/planification-orientations/environnement/eau/sources_eau/protection_sources_eau.aspx

Ville de Québec (2018). Plan de protection des prises d'eau. Consulté le 30 mai 2018.

https://www.ville.quebec.qc.ca/citoyens/reglements_permis/eau/protection_prises_eau.aspx

Ville de Québec (2010) Règlement de l'arrondissement de Beauport sur l'urbanisme, Grille de spécifications. Lots 51007Up, 51006Fb et 51002Fb.

Ville de Québec (2018) Rôles d'évaluation 2019 à 2021, Concession Saint-Marie, Lots 1415792, 1415795, 1415799, 1415796, 1415752, 5331897, 1415777, 1415800 et 1415797. En ligne. Consulté le 17 décembre 2018.

https://www.ville.quebec.qc.ca/citoyens/taxes_evaluation/evaluation_fonciere/role/index.aspx?idfid=120943

https://www.ville.quebec.qc.ca/citoyens/taxes_evaluation/evaluation_fonciere/role/index.aspx?idfid=120779

Ville de Québec (2018) Conférence de presse des chantiers routiers 2018, Arrondissement de Beauport, Projets spéciaux.

WHO - World Health Organization (WHO) - 1984a - *Guidelines for Drinking-Water Quality, vol. 1: Recommendations* - Genève, 130 p

Yvon-Durocher, G., Jones J.I., Trimmer, M., Woodward, G. et Montoya, J.M. (2010). Warming alters the metabolic balance of ecosystems. *Philosophical transactions of the Royal Society B, Biological Sciences*. 365 : 2117-2126.

9. Annexes

9.1 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- α 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 1^{er} 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 $\mu\text{g/L}$ 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 1^{er} juin et le 18 août 2015.

| | Valeur labo | Valeur sonde |
|---------------------------------------|----------------------|----------------------|
| Moyenne | 8,55 $\mu\text{g/L}$ | 4,57 $\mu\text{g/L}$ |
| 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 ($\mu\text{g/L}$) | Chlorophylle α sonde ($\mu\text{g/L}$) | 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 |

9.2 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 $\mu\text{g/L}$) 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 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) 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 voirie.

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 augmentent 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 ($\mu\text{g/L}$ 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

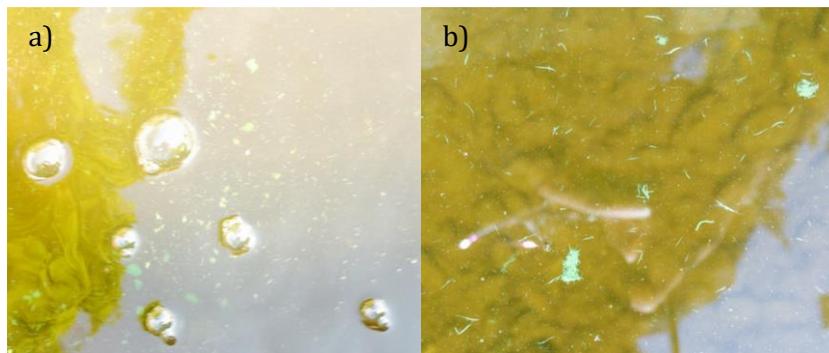


Figure 9.10 : Floraison de cyanobactéries observée le 1er septembre 2016 au lac Saint-Augustin. A) Lieu de plus grande abondance. B) Lieu du prélèvement.

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 ne 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.

9.3 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 nitroferrocyanure 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 arséniate (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 Fe ³⁺ , 10 mg/l de Cu et 10 mg/l de SiO ₂ 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 |

9.4 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 | 93 |
| 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 | 95.2 | 2.97 | 44 |

| 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) |
| 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 | Azote total | Bactéries atypiques | Chlorophylle a | Chlorures | Coliformes fécaux | Coliformes totaux | Matières en suspension | Nitrites et nitrates | Phosphore total |
|------------|---------|------------------|-------------|---------------------|----------------|-----------|-------------------|-------------------|------------------------|----------------------|-----------------|
| | | (µg/L) | (mg/L) | (UFC/100 mL) | (µg/L) | (mg/L) | (UFC/100 mL) | (UFC/100 mL) | (mg/L) | (mg/L) | (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 |

9.5 ANNEXE 5 – Fiches de caractérisation des herbiers et des zones homogènes

Tableau 1. Description du patron de distribution, du type et du pourcentage de recouvrement des plantes aquatiques situées à l'intérieur de la zone homogène. Les lettres entre parenthèses () correspondent aux lettres que vous devez inscrire sur la Fiche C.

| Patron de distribution | Recouvrement | | Code visuel à utiliser sur la carte du lac |
|--|--|------------------------|---|
| | Type | Pourcentage | |
| <p><u>Uniforme (U)</u></p> <p>Communauté de plantes aquatiques individuelles répartie uniformément</p> | <p><u>Répartition clairsemée (C)</u></p> <p>Plantes aquatiques individuelles éparpillées.</p> | < 25 % |  |
| | <p><u>Répartition modérée (M)</u></p> <p>Recouvrement partiel de plantes aquatiques individuelles.</p> | 25 - 50 % 50 - 75 % |  |
| | <p><u>Répartition dense (D)</u></p> <p>Recouvrement continu de plantes aquatiques individuelles.</p> | > 75 % |  |
| <p><u>Regroupé (R)</u></p> <p>Communauté de plantes aquatiques assemblée en groupes (plantes en bouquets).</p> | <p><u>Répartition clairsemée (C)</u></p> <p>Groupes de plantes aquatiques éparpillés.</p> | < 25 % |  |
| | <p><u>Répartition modérée (M)</u></p> <p>Recouvrement partiel de groupes de plantes aquatiques.</p> | 25- 50 % 50 - 75 % |  |
| | <p><u>Répartition dense (D)</u></p> <p>Recouvrement continu de groupes de plantes aquatiques.</p> | > 75 % |  |

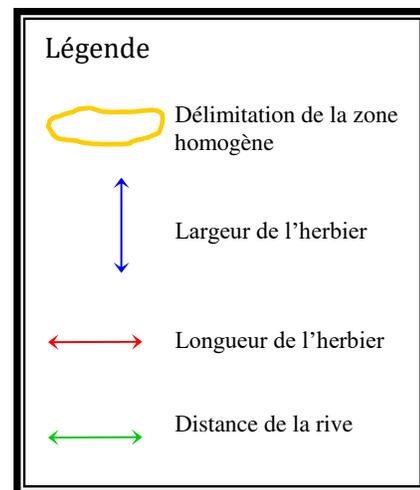


Figure 3. Illustration des mesures de longueur, largeur et distance de la rive à estimer pour chaque herbier homogène.

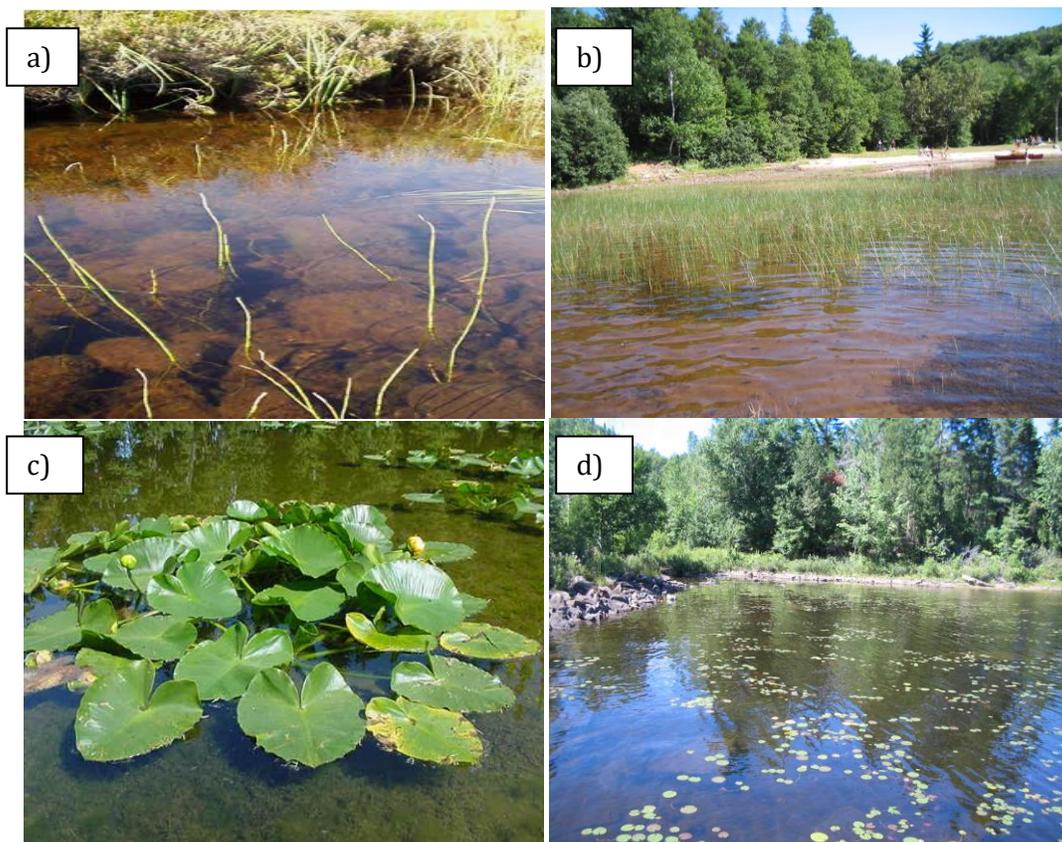


Figure 2. Illustration des patrons de distribution a) et b) patron de distribution uniforme, c) et d) patron de distribution regroupé.

9.5.1 Fiche B - Prise de données : Localisation des secteurs du lac

Nom du lac _____

Numéro d'identification du lac _____

| Numéro du secteur | Date | Description générale du secteur et repères des limites | Coordonnées géographiques (degrés, minutes, secondes) | |
|-------------------|------|--|---|-----|
| | | | Début | Fin |
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |

9.5.2 Fiche C - Prise de données : Caractérisation des zones homogènes

Nom du lac _____

Numéro de secteur _____ Date des observations _____

Noms des observateurs _____

| Numéro de la zone homogène | | Coordonnées géographiques (si possible) | | | |
|---|--|--|--------------------------|--------------------------|------------------------------------|
| | | Début : | | | |
| | | Fin : | | | |
| Patron de distribution | Type de recouvrement | Pourcentage de recouvrement | | | |
| | | < 25% | 25 à 50% | 50 à 75% | >75% |
| Uniforme (U) <input type="checkbox"/> | Répartition clairsemé (C) <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | | | |
| | Répartition modéré (M) <input type="checkbox"/> | | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | |
| | Répartition dense (D) <input type="checkbox"/> | | | | <input type="checkbox"/> |
| Regroupé (R) <input type="checkbox"/> | Répartition clairsemé (C) <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | | | |
| | Répartition modéré (M) <input type="checkbox"/> | | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | |
| | Répartition dense (D) <input type="checkbox"/> | | | | <input type="checkbox"/> |
| Dimensions de l'herbier (metre unités) | Largeur : | | | | |
| | Longueur : | | | | |
| | Distance de la rive la plus près : | | | | |
| Lettre correspondante au genre d'espèce dominante ou description de l'espèce (voir fiche Genres de plantes aquatiques) | | | | | |
| Lettre correspondant au genre d'espèce sous-dominante ou description de l'espèce (voir fiche Genres de plantes aquatiques) | | | | | |
| Présence d'espèces potentiellement problématiques : | | | | | Pourcentage de recouvrement |
| Myriophylle à épis <input type="checkbox"/> Hydrocharis grenouillère <input type="checkbox"/> | | | | | |
| Observations particulières ou commentaires | | | | | |