

**DIAGNOSE DE TROIS LACS TOUCHÉS PAR DES FLEURS D'EAU DANS LE  
PARC NATIONAL DES GRANDS-JARDINS, CHARLEVOIX**

Rapport No R2166, INRS-ETE

1<sup>er</sup> mars 2023



Institut national  
de la recherche  
scientifique

© INRS, Centre - Eau Terre Environnement, 2023  
Tous droits réservés

ISBN : 978-2-89146-985-2 (version numérique)

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2025  
Dépôt légal - Bibliothèque et Archives Canada, 2025

# Contributions

## Travaux sur le terrain, analyse et rédaction

Christophe Langevin, étudiant au doctorat

Stéphanie Brodeur, étudiante en maîtrise professionnelle

Les deux étudiants ont contribué de manière complémentaire aux travaux sur le terrain, à l'analyse des résultats et à la rédaction. Christophe a coordonné les analyses au laboratoire et effectué la taxonomie du phytoplancton et son analyse. Stéphanie a réalisé ce projet dans le cadre de son stage de maîtrise professionnelle, supervisé par Christophe.

## Coordination, supervision et révision

Isabelle Laurion, professeure-chercheure

Jérôme Comte, professeur-chercheur

Isabelle a reçu le mandat de la Sépaq, obtenu la subvention Mitacs, coordonné l'étude, supervisé les étudiants et contribué à la rédaction. Jérôme a obtenu la subvention Osmoz, contribué à la conception et mise en place du plan de travail, supervisé les étudiants et coordonné l'analyse microbiologique.

**Citation** : Langevin C, Brodeur S, Comte J, Laurion I (2023) Diagnose de trois lacs touchés par des fleurs d'eau dans le Parc national des Grands-Jardins, Charlevoix. Rapport No R2166, INRS-ETE, Québec (QC), 77 p.

## Remerciements

Ce projet a été possible grâce au financement de l'organisme national de recherche sans but lucratif Mitacs, et à la contribution financière de la Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ), du programme OSMOZ instauré par le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) dans le cadre de la Stratégie québécoise de l'eau, et de la Direction générale de la coordination scientifique et du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (DGCSCEAEQ).

Nous tenons à remercier Julie Hamelin, Adine Séguin et Marc-André Villard de la SÉPAQ pour leur collaboration inhérente à la réussite du projet, de même que les techniciens du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec et du laboratoire commun du Centre Eau Terre Environnement (ETE) de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) pour les nombreuses analyses réalisées.

## Résumé

La Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ) gère et protège les espaces naturels au Québec. Le financement de l'organisation provient en partie des frais acquittés par les utilisateurs pour les activités de plein air offertes, dont la pêche sur lac. Trois lacs exploités pour la pêche au parc national des Grands-Jardins dans la région de Charlevoix sont confrontés depuis quelques étés à une prolifération de la biomasse phytoplanctonique d'identité et d'origine inconnues, ce qui préoccupe les gestionnaires du parc. L'apparition de ces fleurs d'eau pourrait constituer un danger pour l'habitat du poisson et la santé des utilisateurs.

Les objectifs de cette étude sont d'identifier les facteurs et les microorganismes responsables des fleurs d'eau observées au lac Alex, de l'Équerre et Blanc, de déterminer si ces fleurs d'eau menacent l'habitat du poisson et les services écosystémiques rendus par les lacs, et si des actions peuvent être posées par les gestionnaires du parc pour en limiter les impacts.

La campagne d'échantillonnage et les analyses en laboratoire des échantillons d'eau et de sédiment ont permis d'établir un portrait détaillé des lacs touchés par les fleurs d'eau. Trois lacs à proximité, identifiés comme lacs témoins, ont aussi été échantillonnés de manière ponctuelle comme base comparative. L'analyse comprend notamment la structure thermique, la transparence de l'eau, la concentration en oxygène, en nutriments, en chlorophylle *a* et en cyanotoxines, la composition taxonomique du phytoplancton, ainsi que l'établissement du stade trophique.

Les résultats démontrent que les lacs touchés ont une productivité élevée et se retrouvent à un degré d'eutrophisation plus avancé que les lacs témoins, particulièrement le lac Blanc classé comme hyper-eutrophe. Les profils de saturation en oxygène montrent que l'hypolimnion des lacs est hypoxique ou anoxique sur une longue période au cours de la saison estivale, ce qui peut entraîner des répercussions négatives sur l'habitat des poissons.

Nous recommandons un suivi plus régulier de la flore des lacs touchés ainsi qu'un suivi des cyanotoxines lors des fleurs d'eau. Le dosage des toxines dans la chair de poisson pourrait également être envisagé durant et après ces événements. Les causes exactes du stade d'eutrophisation plus avancé des lacs touchés sont cependant difficiles à identifier. Cela pourrait être relié à un legs historique de nutriments et de carbone organique apporté par l'activité des castors, les coupes forestières, les épidémies d'insectes et les feux, exacerbé par les conditions générées par le réchauffement climatique récent.

# Table des matières

Contributions.....	i
Remerciements.....	ii
Résumé .....	iii
Table des matières.....	iv
Liste des figures .....	vi
Liste des tableaux .....	vii
Liste des abréviations .....	viii
Lexique.....	ix
<b>1. Introduction .....</b>	<b>10</b>
<b>1.1 Mise en contexte.....</b>	<b>10</b>
<b>1.2 Problématique .....</b>	<b>11</b>
<b>1.3 Objectifs de l'étude .....</b>	<b>12</b>
<b>1.4 Description du site d'étude.....</b>	<b>12</b>
<b>1.5 Activités humaines et perturbations naturelles .....</b>	<b>16</b>
<b>1.6 Causes potentielles de l'apparition de fleurs d'eau au Parc des Grands-Jardins.....</b>	<b>18</b>
1.6.1 Réchauffement climatique et brunissement de l'eau.....	19
1.6.2 Barrages de castors.....	21
1.6.3 Exploitation de la forêt boréale .....	22
1.6.4 Feux de forêt.....	22
1.6.5 Épidémies d'insectes.....	24
1.6.6 Relargage vers la colonne d'eau .....	25
<b>1.7 Les cyanobactéries et leurs toxines .....</b>	<b>25</b>
<b>2. Méthodologie.....</b>	<b>27</b>
<b>2.1 Contexte de mesure .....</b>	<b>27</b>
<b>2.2 Profils physicochimiques .....</b>	<b>27</b>
<b>2.3 Échantillonnage d'eau et de sédiments .....</b>	<b>28</b>
<b>2.4 Mouillages pour le suivi continu de l'oxythermie.....</b>	<b>28</b>
<b>2.5 Paramètres analysés en laboratoire .....</b>	<b>30</b>
<b>2.6 Microscopie .....</b>	<b>31</b>

<b>3. Résultats .....</b>	<b>32</b>
<b>3.1 Portrait des lacs.....</b>	<b>32</b>
3.1.1 Historique des fleurs d'eau .....	32
3.1.2 Présence de castors .....	33
3.1.3 Historique des feux de forêt .....	34
3.1.4 Épidémies et chablis.....	35
3.1.5 Observations <i>in situ</i> .....	36
3.1.6 Profils physicochimiques.....	36
3.1.7 Profils verticaux en continu des lacs Alex et Sicard .....	42
3.1.8 Indice de stabilité de la colonne d'eau .....	44
<b>3.2 Analyse limnologique .....</b>	<b>46</b>
3.2.1 pH 46	
3.2.2 Phosphore total et azote total .....	46
3.2.3 Carbone organique dissous, matières en suspension et couleur .....	47
3.2.4 Chlorophylle <i>a</i> .....	47
3.2.5 Transparence .....	48
<b>3.3 Les communautés phytoplanctoniques .....</b>	<b>49</b>
3.3.1 Les lacs touchés.....	50
3.3.2 Les lacs témoins .....	54
<b>3.4 Les cyanotoxines .....</b>	<b>57</b>
<b>4. Évaluation du stade trophique des lacs .....</b>	<b>58</b>
<b>5. Discussion et conclusion .....</b>	<b>61</b>
5.1 Constats généraux.....	61
5.2 Recommandations .....	65
<b>6. Annexe .....</b>	<b>67</b>
<b>7. Bibliographie.....</b>	<b>69</b>

# Liste des figures

Figure 1 - Les bassins versants à l'échelle régionale. Les limites du parc national des Grands-Jardins sont dessinées en vert (SÉPAQ, 2022) .....	14
Figure 2 - Hydrographie du bassin versant de la rivière Malbaie (OBV CM, 2014).....	14
Figure 3 - Carte d'écoulement des eaux de surface (RHN, 2022) .....	15
Figure 4 - Carte du parc national des Grands-Jardins et agrandissement de la zone des lacs à l'étude. Adapté de <a href="https://mffp.gouv.qc.ca/documents/parcs/carte-Grands-Jardins.pdf">https://mffp.gouv.qc.ca/documents/parcs/carte-Grands-Jardins.pdf</a> . .....	16
Figure 5 - Occupation et affectation du territoire du bassin versant de la rivière Malbaie (OBV CM, 2014). .....	18
Figure 6 - Interconnectivité des phénomènes physicochimiques dans l'environnement lacustre tels qu'influencés par le réchauffement climatique (Vincent, 2009).....	20
Figure 7 - Schéma des mouillages installés aux lacs Alex (touché) et Sicard (témoins).....	29
Figure 8 - Image satellite d'une fleur d'eau au lac Blanc, le 15 juillet 2016 ©Maxar.....	32
Figure 9 - Carte du lac Blanc indiquant les lieux d'intérêt en lien avec la présence du castor (SÉPAQ, 2022) .....	33
Figure 10 - Carte du Parc des Grands-Jardins présentant l'historique des feux de forêt (Forêt Ouverte, 2022) .....	34
Figure 11 - Carte du secteur à l'étude présentant les événements historiques de chablis et d'épidémies d'insectes (Forêt Ouverte, 2022) .....	35
Figure 12 - Profils de la température (°C) et de la saturation en oxygène dissous (DO%) pour les lacs touchés Alex, Blanc et de l'Équerre. Les chiffres en haut des profils réfèrent à l'ordre temporel.....	38
Figure 13 - Profils de la température (°C) et de la saturation en oxygène dissous (DO%) pour les lacs témoins Mignon, Noir et Sicard. Les chiffres en haut des profils réfèrent à l'ordre temporel. ....	39
Figure 14 - Profils physicochimiques du milieu de l'été (2022-08-01) pour les 6 lacs .....	41
Figure 15 - Structure thermique du lac Alex de juin à septembre 2022. ....	43
Figure 16 - Structure thermique du lac Sicard de juin à septembre 2022. ....	43
Figure 17 - Variation dans l'indice de stabilité de Brunt-Väisälä ( $N_s$ ) des lacs Alex et Sicard. ....	44
Figure 18 - Température maximale quotidienne (°C), précipitations quotidiennes ( $\text{mm j}^{-1}$ ) et précipitations totales (mm) pour la période de mesure du 7 juin au 6 septembre. Données de la station 7063647 (Lac-Ha!Ha!) latitude 47.9861 longitude -70.7794 altitude 533 m (MELCC, 2022b).....	45
Figure 19 - Comparaison de la diversité alpha des lacs touchés et témoins.....	49
Figure 20 - Variation de la diversité alpha des lacs touchés au cours de la saison estivale. ....	50
Figure 21 - Comparaison de la diversité alpha des lacs touchés. ....	51
Figure 22 - Diversité du phytoplancton dans les lacs touchés (Alex, Blanc et de l'Équerre). ....	55
Figure 23 - Diversité du phytoplancton dans les lacs témoins (Mignon, Noir et Sicard).....	56
Figure 24 - Concentration en cyanotoxines totales ( $\mu\text{g/L}$ ) dans les lacs touchés. ....	57
Figure 25 - Résumé des différents indicateurs selon leur état trophique pour les lacs touchés. ....	59
Figure 26 - Résumé des différents indicateurs selon leur état trophique pour les lacs témoins. ....	60

# Liste des tableaux

<i>Tableau 1 - Caractéristiques générales des lacs à l'étude .....</i>	<i>13</i>
<i>Tableau 2 - Calendrier des activités de terrain .....</i>	<i>27</i>
<i>Tableau 3 - Résumé des paramètres analysés en laboratoire .....</i>	<i>30</i>
<i>Tableau 4 - Moyennes estivales des variables limnologiques mesurées en surface (à 0,5 m) et concentration en phosphore sédimentaire (en mg P par kg de sédiment) pour les lacs touchés et témoins. ....</i>	<i>46</i>

## Liste des abréviations

BV	<i>Biovolume</i>
Chla	<i>Chlorophylle a</i>
COD	<i>Carbone organique dissous</i>
DO	<i>Oxygène dissous</i>
MC	<i>Microcystine</i>
MES	<i>Matières en suspension</i>
NT	<i>Azote total</i>
OBV	<i>Organisme de bassin versant</i>
PSIE	<i>Programme de suivi de l'intégrité écologique</i>
PT	<i>Phosphore total</i>
RSVL	<i>Réseau de surveillance volontaire des lacs</i>
SÉPAQ	<i>Société des établissements de plein air du Québec</i>
UCV	<i>Unité de couleur vraie</i>

# Lexique

- Fleur d'eau** Efflorescence d'algues ou de cyanobactéries, définie lorsqu'il y a plus de 20 000 cellules par millilitre d'eau.
- Épilimnion** Couche supérieure d'un lac stratifié situé au-dessus du métalimnion (où se trouve la thermocline). L'épilimnion est la couche la plus chaude de la colonne d'eau, en contact direct avec l'atmosphère. Le vent permet le mélange régulier de cette couche où la lumière et l'oxygène ne sont pas limitants, et où la productivité primaire est plus élevée.
- Métalimnion** Masse d'eau sous l'épilimnion, définie par son fort gradient de température et où se trouve la thermocline (profondeur où le changement de température est le plus abrupt). La saturation en oxygène diminue bien souvent dans cette couche, mais puisque la température diminue, la concentration (en mg/L) peut demeurer élevée, surtout si des communautés phytoplanctoniques y sont actives (production d'oxygène).
- Hypolimnion** Couche inférieure d'un lac stratifiée, isolée de l'atmosphère, où l'oxygène diminue au fil de l'été. L'hypolimnion est la masse d'eau la plus froide du lac. Dans les lacs oligotrophes (peu productifs) l'eau froide permet de maintenir des concentrations en oxygène aussi élevée qu'en surface ou même plus élevée. Par contre, cette masse d'eau peut devenir anoxique dans les lacs plus productifs. Les communautés phytoplanctoniques ne peuvent y croître par manque de lumière.
- Clinograde** Dans les lacs productifs où la concentration en oxygène chute près de zéro dans l'hypolimnion, la courbe d'oxygène est appelée courbe clinograde (orthograde dans les lacs oligotrophes).

# 1.Introduction

## 1.1 Mise en contexte

Le Parc National des Grands-Jardins trouve sa renommée dans la pêche à la truite (omble de fontaine) et ce depuis plus d'un siècle. Ce territoire protégé accueille plus d'une soixantaine de lacs et est caractérisé par une végétation nordique unique incluant des tapis de lichen. Ce parc national fait partie intégrante des Aires centrales de la Réserve de la biosphère de Charlevoix (UNESCO, 1988). Autrefois, près de 40% de son territoire était exploité pour la coupe forestière (Jasinki, 2004). Aujourd'hui, depuis 1981, le parc est administré par la Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ) afin de protéger son caractère exceptionnel ainsi que les communautés de caribous forestiers qu'on peut y retrouver (PSIE, 2014). Les principaux objectifs de la SÉPAQ sont d'assurer la pérennité, la conservation et la protection de territoires riches d'écosystèmes uniques dans l'ensemble du Québec; de conserver et mettre en valeur la faune, la flore et les richesses patrimoniales dans une optique de développement durable et de préservation de l'environnement; de favoriser la découverte et le contact direct avec la nature tout en minimisant l'empreinte humaine, et d'offrir une expérience touristique enrichissante et respectueuse de l'environnement (SÉPAQ, 2022).

Le territoire du Parc National des Grands-Jardins a également été affecté par plusieurs épidémies d'insectes comme la tordeuse du bourgeon de l'épinette et par des feux de forêt. Depuis 1970, quatre événements de feux de forêt ont détruit le tiers du territoire des Grands-Jardins (Jasinki, 2004). Deux importants bassins versants recouvrent la superficie du parc : le bassin versant de la rivière Malbaie et le bassin versant de la rivière Sainte-Anne du Nord (OBV CM, 2014). Les deux bassins versants sont administrés par l'organisme de bassin versant (OBV) de Charlevoix-Montmorency.

## 1.2 Problématique

Depuis quelques années, trois lacs exploités pour la pêche du Parc national des Grands-Jardins sont touchés par des fleurs d'eau récurrentes dans la saison estivale : Lac Blanc, Lac de l'Équerre et lac Alex. Depuis 2011, plus de 5 épisodes d'efflorescences d'algues et/ou cyanobactéries concernant au moins 1 des lacs ont été signalés. La fréquence et la magnitude des efflorescences sont identifiées comme étant en augmentation depuis 2020. Les photos provenant des archives suggèrent qu'il s'agit de fleurs d'eau de cyanobactéries et/ou de microalgues. Une validation par méthode d'identification microscopique est toutefois nécessaire. Les suivis physicochimiques indiquent une production primaire accrue en surface (pH élevé, sursaturation en oxygène dissous) et une hypoxie de l'hypolimnion des lacs. Plusieurs causes à la source de cette problématique ont été énoncées : 1) La coupe forestière intensive effectuée autrefois dans le bassin versant des lacs touchés. 2) Une évolution des conditions météorologiques qui favorise l'intensification de la stratification oxythermique des lacs ainsi que l'apport en nutriments allochtones. 3) L'activité de castors pouvant mener à la modification du régime hydrologique (p. ex. temps de résidence) des lacs ainsi qu'à l'augmentation de la charge en nutriments. 4) Changement dans le régime de mélange des lacs additionné au phénomène de relargage du phosphore. Les derniers signalements de la présence de castors dans les affluents des lacs datent de 2008. Jusqu'à aujourd'hui, mis à part la réalisation de quelques profils physicochimiques sporadiques, aucune mesure concrète n'a été entreprise par l'administration du parc afin d'effectuer une diagnose complète de l'état des lacs. Aucun suivi de la qualité de l'eau n'a été effectué dans le passé pouvant permettre de déterminer l'état trophique global des trois lacs touchés.

Les proliférations d'algues et de cyanobactéries perturbent la qualité de l'eau et peuvent nuire aux différents usages des lacs (p. ex. la pêche). Le réchauffement global de la température contribue à l'augmentation de la fréquence des fleurs d'eau d'algues et de cyanobactéries (Bennett, 2017). Les fleurs d'eau peuvent constituer un risque pour la santé humaine et animale. Certaines algues et

cyanobactéries ont le potentiel de produire des toxines comme la microcystine (Moreira *et al.*, 2014). Les fleurs d'eau peuvent également apporter des changements dans les conditions oxythermiques des lacs (température et concentration en oxygène), fondamentales pour la pérennité de l'habitat des poissons (Couture *et al.*, 2015; Jiang *et al.*, 2012). Il est donc important de déterminer les causes de ces efflorescences et d'établir s'il est possible de ralentir ou d'inverser la progression du phénomène.

Dans la présente diagnose, l'étude des trois lacs touchés (Alex, Équerre et Blanc) est effectuée en parallèle avec l'étude de trois lacs témoins (Noir, Mignon et Sicard) afin de mieux comprendre la trajectoire du phénomène observé et comme élément comparatif. Les critères de sélection pour les lacs témoins sont leur morphologie, mais plus particulièrement leur situation géographique, étant voisins des lacs touchés.

### **1.3 Objectifs de l'étude**

Les objectifs sont :

- 1- Identifier les facteurs responsables de l'apparition de fleurs d'eau observées sur les lacs Alex, de l'Équerre et Blanc, qu'ils soient de source anthropique et/ou naturelle, de même que les microorganismes responsables de ces proliférations, et
- 2- Déterminer si les fleurs d'eau menacent la qualité et la pérennité de l'habitat du poisson, et si des actions peuvent être posées par les gestionnaires du parc afin de réduire les occurrences de fleurs d'eau ou d'inverser cette tendance.

### **1.4 Description du site d'étude**

Le Parc national des Grands-Jardins se situe dans la MRC de Charlevoix, dans la région administrative de la Capitale-Nationale et occupe une superficie totale de 319 km<sup>2</sup>. Son territoire est divisé entre le bassin versant du Gouffre, de la rivière Sainte-Anne et du bassin versant de la rivière Malbaie (Figure 1). Tous les lacs à

l'étude sont contenus dans le bassin versant de la rivière Malbaie. Le bassin versant de la rivière Malbaie a une superficie de 1849 km<sup>2</sup> (OBV CM, 2014). La rivière Malbaie serpente majoritairement en milieu forestier en direction nord-est, est, puis sud-est vers l'exutoire dans le fleuve Saint-Laurent, au niveau de la ville de la Malbaie. Le bassin versant des lacs à l'étude trouve sa source dans trois lacs localisés à l'extérieur du parc des Grands-Jardins, dans la réserve faunique des Laurentides, soit le lac Malbaie, le lac à Jack et le lac Gamache (Figure 2).

Les lacs à l'étude (Alex, de l'Équerre, Blanc) se situent à une altitude de 815 mètres. Ces lacs se jettent dans des petits cours d'eau (rivière du Jardin), puis finalement dans la rivière Malbaie. L'étude des cartes topographiques (Annexe 2 & Annexe 3) et du bassin hydrographique (Figure 3) montre qu'aucun cours d'eau en surface ne relie les lacs de tête aux lacs à l'étude, ce qui ne supporte pas l'hypothèse d'une influence anthropique directe provenant de l'extérieur du parc. Le Tableau 1 présente les caractéristiques générales des lacs touchés et témoins à l'étude. Aucun signalement de fleurs d'eau n'a été rapporté pour les trois lacs témoins. Le lac Blanc et Noir sont tous deux accessibles par la route, puis l'accès au lac Mignon, Sicard, Équerre et Alex nécessite l'emprunt de sentiers de marche et la voie navigable.

*Tableau 1 - Caractéristiques générales des lacs à l'étude*

<b>Nom</b>	<b>Coordonnées géographiques *</b>	<b>Superficie (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Profondeur maximale (m)</b>	<b>Portée du vent (m)</b>
<b>Lac Alex</b>	47.6477, -70.9631	0,147	3,96	292,3
<b>Lac de l'Équerre</b>	47.6403, -70.9575	0,144	6,10	334,5
<b>Lac Blanc</b>	47.6308, -70.9495	0,184	2,13	362,2
<b>Lac Mignon</b>	47.6368, -70.9606	0,246	18,0	458,3
<b>Lac Noir</b>	47.6241, -70.9513	0,291	10,7	453,7
<b>Lac Sicard</b>	47.6421, -70.9737	0,251	6,4	673,1

\* Projection NAD83/UTM

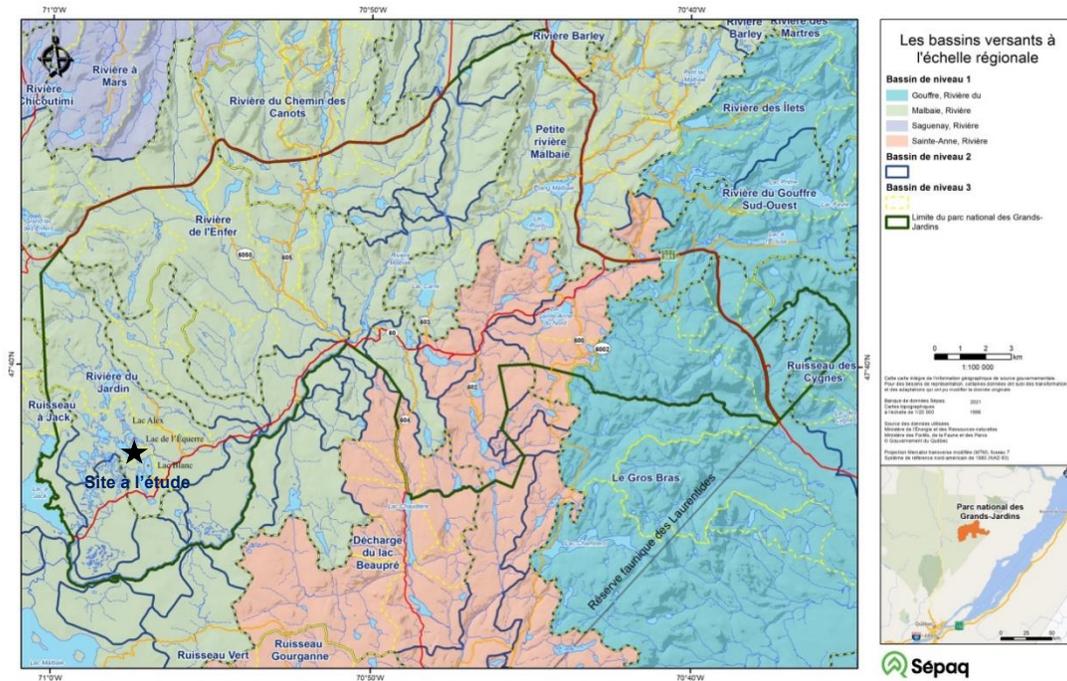


Figure 1 - Les bassins versants à l'échelle régionale. Les limites du parc national des Grands-Jardins sont dessinées en vert (SÉPAQ, 2022)

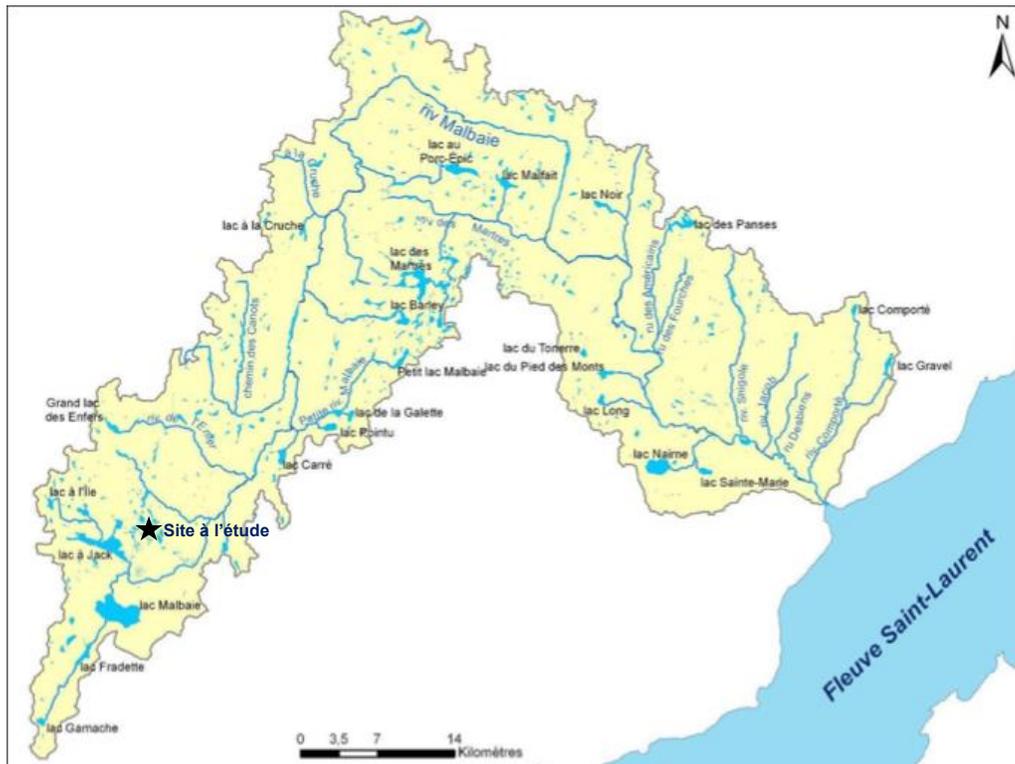


Figure 2 - Hydrographie du bassin versant de la rivière Malbaie (OBV CM, 2014)



mousses, de même que par des plantes arbustives éricacées (MRFP, 2003). La géologie propre au Boulier canadien confère un caractère fortement acide à la roche-mère sur laquelle se trouve la région de Charlevoix, ce qui diminue son pouvoir tampon et sensibilise de nombreux lacs au phénomène d'acidification, notamment en raison des pluies acides (OBV CM, 2014).

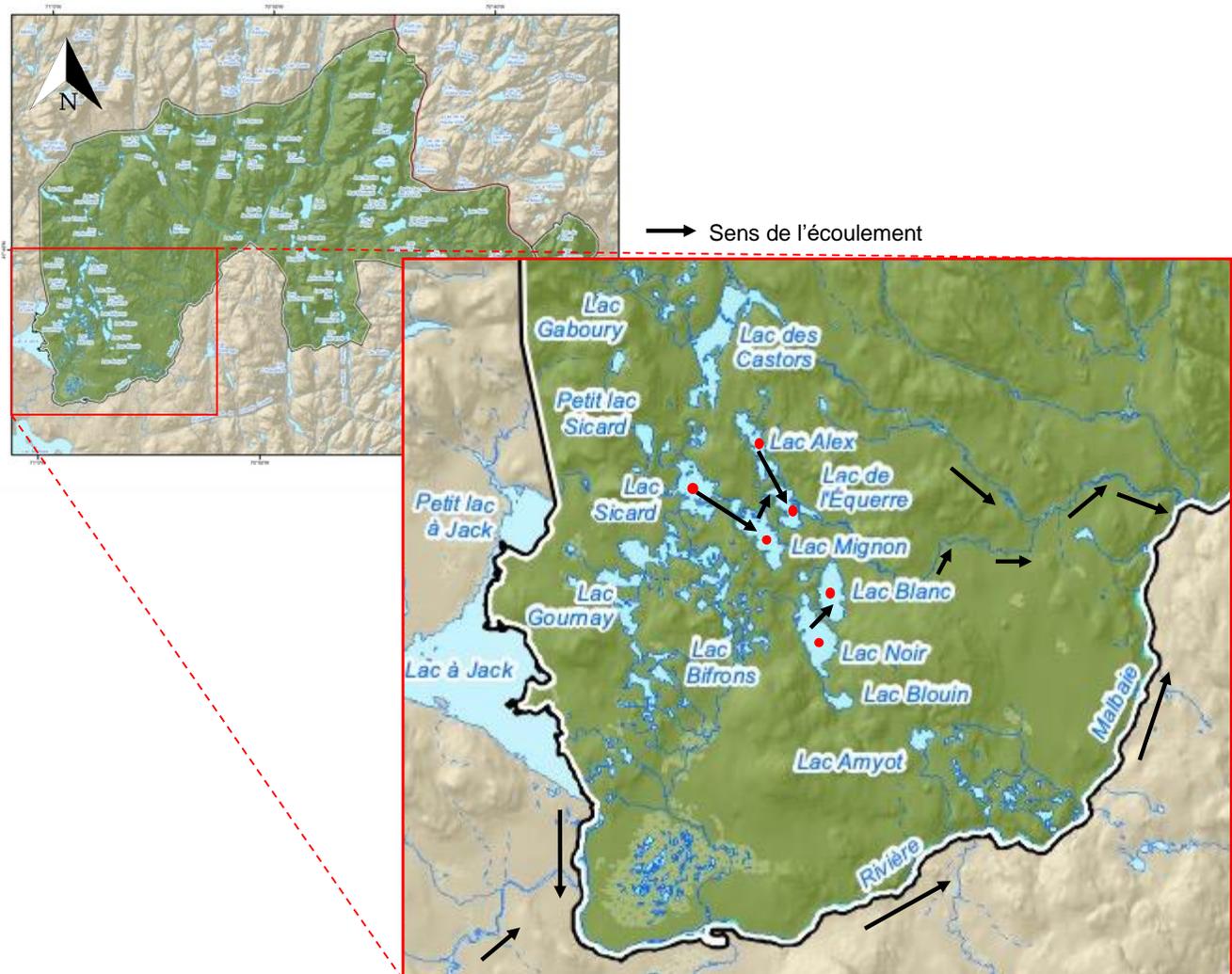


Figure 4 - Carte du parc national des Grands-Jardins et agrandissement de la zone des lacs à l'étude. Adapté de <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/parcs/carte-Grands-Jardins.pdf>.

## 1.5 Activités humaines et perturbations naturelles

L'utilisation du territoire du bassin versant de la rivière Malbaie est subdivisée en diverses zones dont plusieurs peuvent influencer la qualité de l'eau. La majorité de ces zones se situent en aval du parc des Grands-Jardins avec une

concentration plus élevée d'activités agricoles, urbaines et industrielles à l'embouchure de la rivière. La Figure 5 présente un aperçu de ces zones de même que leur position par rapport au parc des Grands-Jardins. Aucune ville ni village ne se trouve en amont ou à proximité des lacs Alex, de l'Équerre et Blanc, de même qu'aucune infrastructure permanente, installation septique ou route. Aussi, quoique le parc des Grands-Jardins fait la location de chalets, refuges et emplacements de camping (SÉPAQ, 2022), aucun de ceux-ci ne se trouve à proximité des lacs étudiés.

L'organisme de bassin versant (OBV) de Charlevoix-Montmorency rapporte également des activités industrielles en amont des lacs visés par ce projet : une sablière se trouve à la jonction des lacs Malbaie et à Jack, une carrière se situe près du lac Bilodeau, et une exploitation forestière de type « éclaircie précommerciale » borde le lac à Jack (OBV CM, 2014). Enfin, un barrage de forte contenance a été construit à la jonction des lacs Malbaie et à Jack en 1968; le Barrage du Lac-à-Jack a été modifié en 2005 (CEHQ, 2022). Selon une analyse sommaire des cartes, il semblerait qu'il n'y ait pas de cours d'eau de surface reliant les sites de ces activités aux lacs touchés. Il demeure cependant possible que ces activités aient pu générer un apport de nutriments transporté par les eaux souterraines, le ruissellement ou les inondations.

Le parc des Grands-Jardins n'est toutefois pas à l'abri des perturbations naturelles pouvant aussi avoir des effets sur les conditions environnementales dans le bassin versant des lacs à l'étude, et ainsi sur la problématique observée. En effet, la forêt est sujette aux feux et aux épidémies d'insectes, l'hydrologie est affectée par les aménagements de castors, et les changements climatiques qui modifient les régimes de température et de précipitations. Tous ces facteurs peuvent avoir une incidence sur l'intensité et le type du ruissellement, le transport des nutriments et des particules, ainsi que sur la turbidité de l'eau, la stratification des lacs, et la disponibilité en oxygène dissous (Bartosiewicz *et al.*, 2016; Bartosiewicz *et al.*, 2019a; Bartosiewicz *et al.*, 2019b; De Stasio Jr *et al.*, 1996; Mooij *et al.*, 2007; Vincent, 2009; Williamson *et al.*, 2009; Yeung *et al.*, 2019). Par exemple, des études montrent que les aménagements des castors affectent les apports en

matière organique et en nutriments vers les lacs (Brazier *et al.*, 2021; Butler & Malanson, 2005; Granath *et al.*, 2021; McEachern *et al.*, 2000; Naiman *et al.*, 1994; Puttock *et al.*, 2018; Ranalli, 2004; Rosell *et al.*, 2005; Viljur *et al.*, 2022). Tous ces facteurs régissent le fonctionnement et la productivité des écosystèmes lacustres, ainsi que les habitats qu'ils représentent pour la faune aquatique, incluant les populations de poissons (Pinel-Alloul *et al.*, 2002; Scheffer *et al.*, 2001; Wetzel, 2001).

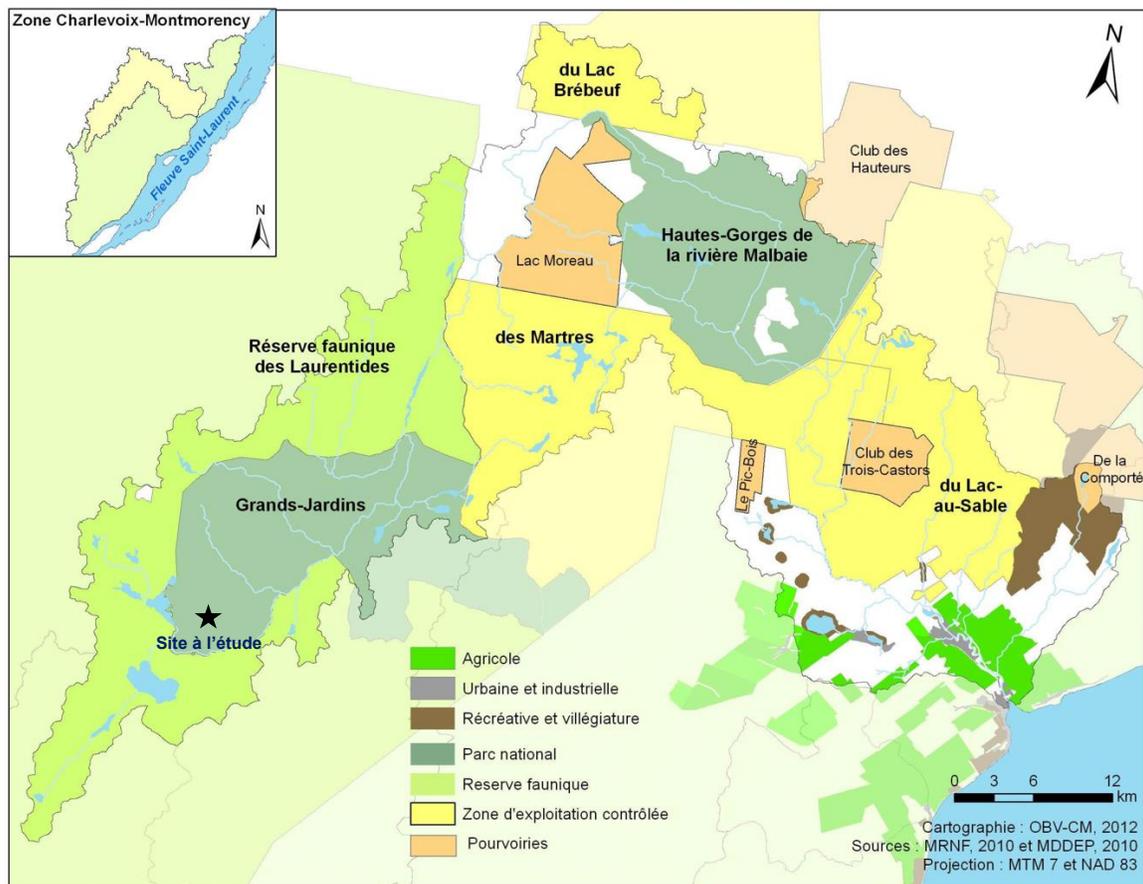


Figure 5 - Occupation et affectation du territoire du bassin versant de la rivière Malbaie (OBV CM, 2014).

## 1.6 Causes potentielles de l'apparition de fleurs d'eau au Parc des Grands-Jardins

Différentes circonstances conditionnent la santé d'un lac de même que sa résilience face aux changements environnementaux. Notamment, les activités

anthropiques passées et présentes (coupes forestières, barrages, agriculture, rejet d'eaux usées), l'activité faunique (par ex. barrages de castors) et les phénomènes naturels (chablis, feux, épidémies d'insectes, variation dans la fréquence et l'intensité des précipitations, hausse des températures) ont tous le potentiel d'augmenter l'apport en nutriments et en matière organique dans les plans d'eau, avec pour conséquence potentielle l'eutrophisation et l'apparition de fleurs d'eau (Gascuel *et al.*, 2018; Wetzel, 2001). Les écosystèmes lacustres peuvent ainsi subir un bouleversement de leurs populations phytoplanctoniques et animales et de la structure de ces communautés, où les espèces les mieux adaptées aux variations physicochimiques et biologiques rapides sont favorisées (Bartosiewicz *et al.*, 2019a; Karlsson, 2014; Kosten *et al.*, 2012; Rosic, 2022). Ces changements peuvent affecter l'équilibre fragile des communautés et la capacité des lacs à fournir les services écosystémiques tels que la pêche (Vincent, 2009). Les causes les plus plausibles de l'émergence de fleurs d'eau dans le parc des Grands-Jardins sont abordées dans la présente revue en tenant compte des informations obtenues sur le bassin versant.

### **1.6.1 Réchauffement climatique et brunissement de l'eau**

Le réchauffement climatique opère notamment par la hausse de la fréquence et de la durée des vagues de chaleur. Ces vagues de chaleur perturbent les écosystèmes lacustres par leur action directe sur la température de l'eau et la stratification thermique qui entraîne une réaction en chaîne affectant l'ensemble des processus physicochimiques lacustres (Vincent, 2009). La Figure 6 illustre l'interconnectivité de diverses variables de l'environnement aquatique en réponse au réchauffement climatique.

L'augmentation des apports de matière organique dissoute (MOD) vers les eaux de surface, appelé brunissement des eaux et observé dans plusieurs régions de la planète (Finstad *et al.*, 2016), résulte aussi des changements climatiques, ainsi que de la réduction des pluies acides et la modification de l'utilisation des terres (Creed *et al.*, 2018). Lorsque la MOD augmente, les eaux deviennent plus sombres, plus stablement stratifiées, plus chaudes en surface, mais plus froides

au fond, et appauvries en oxygène en profondeur pendant de plus longues périodes (Bartosiewicz *et al.*, 2019b). En outre, les lacs qui brunissent ont tendance à devenir plus productifs, car les nutriments, qui augmentent en concomitance avec la MOD, vont stimuler la production primaire, sauf si la MOD devient trop élevée ce qui limite l'activité photosynthétique (Creed *et al.*, 2018).

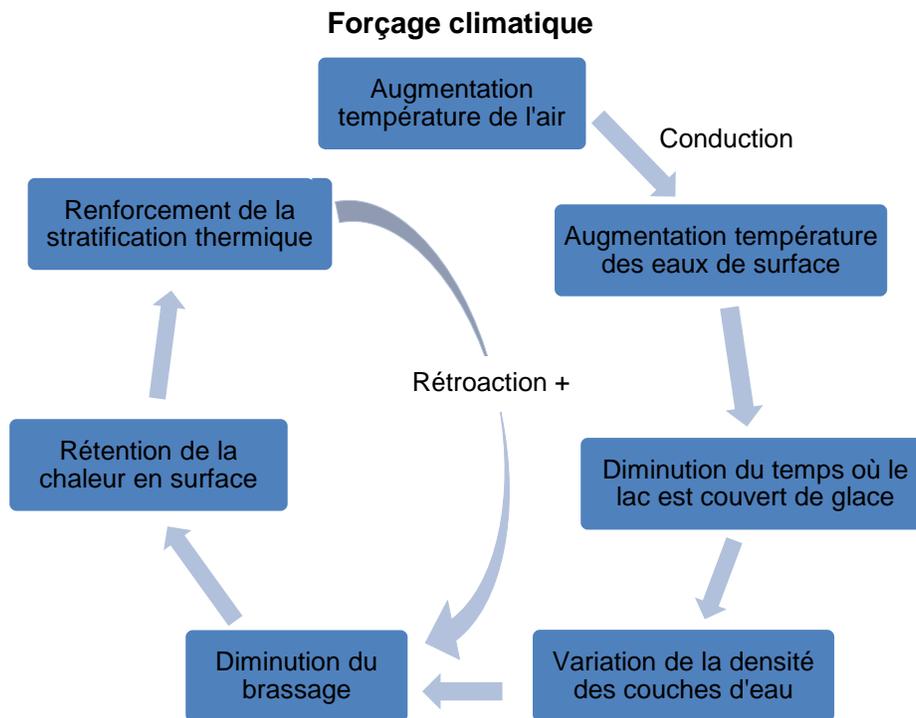


Figure 6 - Interconnectivité des phénomènes physicochimiques dans l'environnement lacustre tels qu'influencés par le réchauffement climatique (Vincent, 2009)

Le brunissement peut notamment entraîner la prolifération de cyanobactéries planctoniques, car ces organismes sont favorisés par les eaux chaudes et stables, et ils sont capables d'optimiser rapidement leur position verticale dans la colonne d'eau pour compenser la réduction de la disponibilité en lumière (Bartosiewicz *et al.*, 2019a). D'autres effets associés aux changements climatiques, tels que la modification du régime des précipitations, l'hydrologie des bassins versants et la réduction des vents, peuvent également favoriser les cyanobactéries via des effets sur la clarté de l'eau, le temps de rétention et le mélange (Reichwaldt & Ghadouani, 2012). Le brunissement de l'eau entraîne donc des changements majeurs dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et les services qu'ils

fournissent (Solomon *et al.*, 2015; Williamson *et al.*, 2015), aggravant potentiellement les changements causés uniquement par l'augmentation de la température de l'air.

En l'absence de brassages périodiques, la consommation de l'oxygène en zone benthique (i.e. dans l'hypolimnion, masse d'eau isolée lorsque la colonne d'eau est stratifiée) génère des conditions hypoxiques à anoxiques pouvant entraîner une accélération du relargage du phosphore dans la colonne d'eau (Hickey & Gibbs, 2009). Cet enrichissement combiné à la chaleur en surface est une condition qui favorise la prolifération du phytoplancton (particulièrement des cyanobactéries) au détriment des macrophytes (Bartosiewicz *et al.*, 2016). Le manque d'oxygène est également une menace à la qualité de l'habitat des poissons, en particulier les salmonidés (Del Rio *et al.*, 2019; Karlsson, 2014; Nudds *et al.*, 2020).

### **1.6.2 Barrages de castors**

Le castor est considéré comme une « espèce ingénieur » dans les écosystèmes d'eau douce. Ce rongeur semi-aquatique modifie l'hydrologie des systèmes lacustres par la construction de barrages ayant des effets notables sur les processus biogéochimiques et la qualité de l'eau en amont en favorisant l'accumulation de sédiments et de nutriments dans le milieu humide qu'il crée (Błędzki *et al.*, 2011). Ces aménagements augmentent le débit au pied du barrage causant une érosion accrue du lit et des berges, ce qui entraîne le dépôt de grands volumes de sédiments riches en composés organiques et inorganiques dans les eaux retenues (Brazier *et al.*, 2021). De ce fait, l'intégrité du barrage détermine la qualité de l'eau s'écoulant vers le lac. Dans le cas où le barrage est en bon état et entretenu, celui-ci retient les polluants, le phosphore et les sédiments fins provenant de l'amont, ce qui contribue à l'amélioration de la qualité de l'eau du lac. Au contraire, si le barrage est fragile ou abandonné, les conséquences écologiques peuvent être considérables. La libération des eaux chargées en sédiments fins et anoxiques issus de la décomposition de la matière organique dans les interstices du barrage peut provoquer une hausse de la turbidité (matières

fines remises en suspension), de la concentration des nutriments dissous (azote, phosphore et carbone organique) et de la température de l'eau (Błędzki *et al.*, 2011; Brazier *et al.*, 2021). Ces changements peuvent causer une mortalité accrue chez les poissons et être nuisibles pour le zooplancton (Błędzki *et al.*, 2011), tout en avantageant certaines espèces phytoplanctoniques, telles que celles appartenant au groupe des cyanobactéries.

### **1.6.3 Exploitation de la forêt boréale**

L'exploitation forestière constitue une source de perturbation ayant le potentiel d'entraîner à long terme des modifications aux processus biogéochimiques des plans d'eau. Quoique le parc des Grands-Jardins est aujourd'hui un territoire protégé où la coupe commerciale est interdite, cette activité a marqué son histoire et son paysage: forêts en régénération, barrages de drave, débris de billots dans le lit des rivières et artefacts d'anciens camps qui servaient à abriter bûcherons et draveurs (SÉPAQ, 2022). La construction de chemins forestiers accroît la connectivité entre les sites de coupe et les tributaires, et favorise ainsi l'entrée de particules fines par leur ruissellement vers les plans d'eau (Croke & Hairsine, 2006). Dépendamment de la superficie abattue, de la topographie, du degré d'érodabilité des sols découverts et de l'intensité des précipitations, l'exploitation forestière cause une exportation du phosphore et de l'azote sous forme organique, de même que d'autres matières fines des sols forestiers vers les eaux de surface. Cette hausse de turbidité et d'apport en nutriments affecte à court terme les processus biologiques et la composition des communautés par son action sur la lumière, l'oxygène et la productivité (Croke & Hairsine, 2006; Finer *et al.*, 2021; Palviainen *et al.*, 2014). Par ailleurs, cette matière importée s'accumule dans les sédiments, ce qui accélère l'eutrophisation.

### **1.6.4 Feux de forêt**

Les feux de forêt peuvent avoir des effets importants sur les caractéristiques de l'eau et sur la vie aquatique. Les feux de forêt peuvent avoir des effets immédiats et à long terme sur les ruisseaux, les rivières et les lacs. La fumée associée aux feux de forêt peut couvrir des zones encore plus importantes que la zone brûlée.

À court terme, la fumée peut modifier la physicochimie de l'eau des lacs avoisinants ainsi que leur productivité primaire par son effet sur la lumière incidente (Scordo *et al.*, 2021). La productivité primaire du phytoplancton en surface peut toutefois être amenée à augmenter, un effet qui serait relié à l'apport de nutriments provenant des cendres (Scordo *et al.*, 2021). Les cendres rendent également l'eau plus sombre, affectant la photosynthèse plus profondément dans la colonne d'eau.

À plus long terme, une fois que la végétation a brûlé, le sol peut devenir hydrophobe, réduisant sa capacité à absorber l'eau et augmentant le ruissellement et l'érosion des sols (Verma & Jayakumar, 2012). Les incendies détruisent la végétation et modifient la chimie du sol, réduisant l'absorption des éléments nutritifs, tels que l'azote et le phosphore. Ces nutriments sont ensuite mobilisés vers le réseau hydrographique (Bixby *et al.*, 2015). Cette érosion affectera également les écosystèmes aquatiques par le transport de matière organique, de métaux lourds et autres polluants (Neary *et al.*, 2005). Une étude réalisée en Sibérie montre que les incendies dans les forêts boréales modifient la chimie des cours d'eau pendant de nombreuses années, affectant la rétention et l'exportation d'azote et de phosphore (Diemer *et al.*, 2015). L'imperméabilité du sol peut également influencer la survie des semis et l'établissement subséquent de la végétation (Verma & Jayakumar, 2012).

La réponse des écosystèmes aquatiques aux feux de forêt a été abordée dans plusieurs études qui montrent une réponse assez variable au niveau trophique inférieur (i.e. phytoplancton). Certaines études ne montrent aucun changement important de la diversité des espèces microbiennes, alors que d'autres montrent une activité biologique croissante jointe à une altération de la composition de la communauté (Robinne *et al.*, 2020). La durée des effets observés suite à un feu de forêt est également très variable, entre 1 à 2 années jusqu'à près de 20 ans. Les impacts spécifiques d'un feu de forêt sur les écosystèmes varient considérablement selon la région géographique (Bladon *et al.*, 2014), et tous les feux de forêt ne sont pas catastrophiques.

L'épandage de retardateurs de feu par largage aérien est largement utilisé dans la lutte contre les feux de forêt. Les retardateurs de feu sont typiquement des fertilisants, majoritairement composés d'ammonium et de phosphate ainsi que d'oxyde de fer qui leur donne une couleur rouge (Paul *et al.*, 2022). Les protocoles d'épandage permettent normalement d'éviter le largage direct de ces fertilisants sur les plans d'eau, mais il existe un risque pour les écosystèmes aquatiques. Une étude effectuée sur plusieurs feux de forêt a cependant démontré que les concentrations en ammoniac et phosphore étaient équivalentes sur les sites touchés par les feux, indépendamment de l'utilisation de retardateurs de feu (Crouch *et al.*, 2006).

### **1.6.5 Épidémies d'insectes**

La tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* ou TBE) est l'insecte le plus ravageur de nos forêts de conifères en Amérique du Nord. L'effet le plus notable d'une épidémie de cet insecte est sans aucun doute le nombre spectaculaire d'arbres morts après son passage. Une forêt affectée par la tordeuse peut perdre de 20 à 95% de ses arbres (MRN, 2022). Les épidémies de TBE jouent également un rôle sur la stabilité du sol. Cet insecte ravageur a ainsi été identifié comme pouvant jouer un rôle dans les glissements de terrain. En effet, les arbres survivants la tordeuse perdent près de 75% de leur réseau de petites racines qui assure normalement la stabilité du sol (Simard & Lajeunesse, 2015). Les zones affectées par la TBE sont conséquemment plus sujettes à l'érosion. Il a aussi été démontré que les épidémies de cet insecte ont le potentiel de faire passer une forêt d'un puit de carbone à une source de carbone (Dymond *et al.*, 2010). L'impact négatif des épidémies de TBE sur l'industrie du bois est très bien connu, mais les conséquences sur la faune et les écosystèmes avoisinants demeurent encore partiellement comprises et quantifiées. La pulvérisation aérienne d'insecticide biologique est utilisée dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Selon la littérature disponible, il semblerait que l'utilisation de l'insecticide Btk (*Bacillus thuringiensis*) n'est pas dangereuse pour la faune, la flore et les écosystèmes aquatiques (Catherine Hery, 2016).

### **1.6.6 Relargage vers la colonne d'eau**

Tous les processus mentionnés plus haut ont le potentiel d'enrichir les sédiments lacustres en carbone et en nutriments. À long terme, l'augmentation progressive de la température et le bouleversement du régime des précipitations causés par les changements climatiques peuvent générer le relargage vers la colonne d'eau de certaines molécules entreposées dans les sédiments anoxiques (Yeung *et al.*, 2019). En particulier, le phosphore se dissocie des particules sédimentées lorsque la stratification thermique s'intensifie, et diffuse vers l'hypolimnion (Hickey & Gibbs, 2009). C'est pourquoi certaines activités du passé (anthropiques ou non) peuvent générer un legs de carbone et de nutriments, entreposés dans les sédiments, mais susceptibles d'être libérés vers la colonne d'eau sous certaines conditions environnementales contrôlées par le climat.

## **1.7 Les cyanobactéries et leurs toxines**

Alors que les cyanobactéries sont omniprésentes dans tous les plans d'eau et ne font pas systématiquement l'objet de préoccupations pour la santé des populations, les efflorescences toxiques voient leur fréquence et leur importance augmenter depuis le début du 21<sup>e</sup> siècle en réponse à l'accélération de l'eutrophisation et aux changements climatiques (Chorus & Welker, 2021; Huisman *et al.*, 2018). La succession des différents groupes phytoplanctoniques dépend des conditions environnementales, et l'établissement d'une dominance par les cyanobactéries dépend de leur capacité à s'adapter aux conditions environnementales extrêmes (Kosten *et al.*, 2012). Les cyanobactéries sont favorisées par une hausse de la température et un enrichissement en phosphore, et elles tolèrent généralement mieux un déficit en azote (certaines espèces peuvent même fixer l'azote), en CO<sub>2</sub> ou en lumière (eaux turbides), notamment grâce à leur capacité de migrer dans la colonne d'eau à l'aide de vacuoles gazeuses ou autres mécanismes de positionnement vertical (Vincent, 2009).

Les facteurs qui régulent la production de toxines font encore l'objet de nombreuses études (Rosic, 2022). Il existe une large variété de cyanotoxines. Le

type et la quantité de toxines produites par les cyanobactéries à potentiel toxique varient en fonction de différents facteurs tels que la concentration en nutriments, la température de l'eau, le rayonnement solaire et le vent (Dormoy-Boulanger *et al.*, 2020). Les microcystines (MC) constituent la famille de cyanotoxines la mieux documentée et la plus répandue (Chorus & Welker, 2021; Dormoy-Boulanger *et al.*, 2020). Elles sont régulées par les autorités sanitaires en raison de leur prédominance et de leurs effets hépatotoxiques chez l'humain et la faune même en petite dose (Chorus & Welker, 2021; Hardy *et al.*, 2015). Au Canada, les MC représentent les cyanotoxines de référence sur lesquelles les concentrations maximales acceptables sont établies pour déterminer la qualité de l'eau potable (1,5 µg/L) et des eaux récréatives de contact primaire (ingestion, contact direct avec la peau, inhalation; 10 µg/L) (INSPQ, 2005; Santé Canada, 2022). La bioaccumulation des cyanotoxines dans la chaîne trophique de l'écosystème aquatique constitue un enjeu sérieux pour les activités de pêche. Il a été démontré que les poissons ayant été en contact direct avec des fleurs d'eau toxiques accumulent les MC dans leurs tissus, en faible quantité dans les muscles et en forte concentration dans le foie (Hardy *et al.*, 2015; Ibelings & Chorus, 2007). En présence de cyanobactéries potentiellement toxiques, le principe de précaution demeure la meilleure stratégie lorsqu'un plan d'eau procure des services écologiques.

## 2.Méthodologie

### 2.1 Contexte de mesure

Les données et résultats recueillis lors de l'échantillonnage relèvent du contexte environnemental au moment de la prise des mesures et des échantillons. Les différents aspects considérés et notés à l'occasion des sorties de terrain sont les suivants :

- Observateur(s), date, heure, profondeur maximum selon la carte bathymétrique, coordonnées GPS, précipitations, ensoleillement, pression barométrique, vitesse et direction du vent;
- Présence de macrophytes, de poissons morts, de castors;
- Aspect de l'eau (matière en suspension, couleur, transparence, odeur);
- Observation d'écumes ou d'accumulation de cyanobactéries;
- Direction de l'écoulement de l'eau;
- Constructions et/ou ouvrages près des berges.

Les profils physicochimiques et les échantillonnages d'eau et de sédiments ont été réalisés selon le calendrier détaillé au Tableau 2.

*Tableau 2 - Calendrier des activités de terrain*

Lac	Profil	Échantillonnage eau	Échantillonnage sédiments
<b>Alex</b>	Bimensuel (juin-sept)	3 <sup>e</sup> semaine (juin-sept)	2022-07-05
<b>Blanc</b>	Bimensuel (juin-sept)	3 <sup>e</sup> semaine (juin-sept)	2022-07-05
<b>de l'Équerre</b>	Bimensuel (juin-sept)	3 <sup>e</sup> semaine (juin-sept)	2022-07-05
<b>Mignon</b>	1 <sup>ère</sup> semaine (juillet-sept)	2022-08-01	2022-08-01
<b>Noir</b>	1 <sup>ère</sup> semaine (juillet-sept)	2022-08-01	2022-08-01
<b>Sicard</b>	1 <sup>ère</sup> semaine (juin-sept)	2022-08-01	2022-08-01

### 2.2 Profils physicochimiques

Le disque de Secchi de 20 cm est utilisé pour mesurer la transparence de l'eau et estimer l'étendue de la zone photique dans la colonne d'eau. La profondeur de Secchi diminue avec l'augmentation des matières d'origine minérale (sable, limon, argile et autres composés inorganiques) et/ou organique (algues, cyanobactéries,

débris d'organismes et autres composés organiques; MDDEP, 2016). La sonde multiparamétrique YSI ProSolo à capteur optique a été utilisée pour faire des profils ponctuels de température (°C), d'oxygène dissous (DO % et DO mg/L) et de conductivité spécifique ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). L'appareil est d'abord calibré pour la mesure de l'oxygène dissous avant son utilisation en fonction de la température et de la pression atmosphérique ambiantes. La sonde est tranquillement abaissée dans la colonne d'eau au point le plus profond du lac afin de recueillir des données à chaque 25 ou 50 cm. La dernière lecture est effectuée à quelques centimètres du substrat.

## **2.3 Échantillonnage d'eau et de sédiments**

Un hydrocapteur Van Dorn Beta de 2,2 L (Wildco) a été utilisé pour collecter des échantillons d'eau à la surface (0,5 m) et au fond des lacs (entre 0,5 m et 1 m au-dessus des sédiments) au point le plus profond. L'eau a été préservée dans une glacière avec des sachets de glace le temps de se rendre au laboratoire pour la filtration et la préservation.

Les sédiments superficiels des lacs touchés et témoins ont été échantillonnés à l'aide d'un carottier de type mini-Glew à gravité muni d'un messenger (Glew, 1991) au point le plus profond des lacs. Les premiers 20 à 30 cm des sédiments sont collectés dans des sacs stériles Whirl-Pak (Nasco) à l'aide d'un extrudeur vertical portable. Les échantillons ont été congelés à  $-20^{\circ}\text{C}$  jusqu'à ce qu'ils soient analysés pour le phosphore sédimentaire.

## **2.4 Mouillages pour le suivi continu de l'oxythermie**

Des mouillages ont été installés dans les lacs Alex et Sicard afin de réaliser un suivi horaire sur les variations de température et de concentration en oxygène dissous sur la colonne d'eau. Le mouillage consiste à fixer le long de la colonne d'eau des capteurs automatisés enregistrant la température (5 profondeurs), l'oxygène dissous (2 profondeurs) et la pression (au fond de l'eau et en rive, pour suivre les variations du niveau d'eau). Une ancre au fond retient le montage aux coordonnées choisies (le point le plus profond du lac), et une bouée maintient les

capteurs en position verticale. Les senseurs utilisés sont de marques HOBO (U22 et U20L *Water Level* dans le lac Alex ; Pendant MX2201 dans le lac Sicard) et MiniDOT (USB *Oxygen Logger*). La Figure 6 7 précise l'emplacement de chaque capteur pour les deux mouillages. Afin de détecter la profondeur et procéder à l'installation adéquate et précise des mouillages, ainsi que pour l'échantillonnage et l'exécution des profils, un échosondeur portable a été utilisé. Ces mouillages permettent de suivre en temps réel la structure verticale du lac sur une année complète. Les mouillages ont été installés le 7 juin, et ils ont été téléchargés à quelques reprises durant l'été. À la suite du dernier téléchargement le 6 septembre, les bouées ont été submergées d'une vingtaine de cm pour éviter l'emprise dans la glace. Les mouillages permettront ainsi de faire un suivi de la température et de l'oxygène dissous sous la glace durant l'hiver et durant la période critique du printemps.

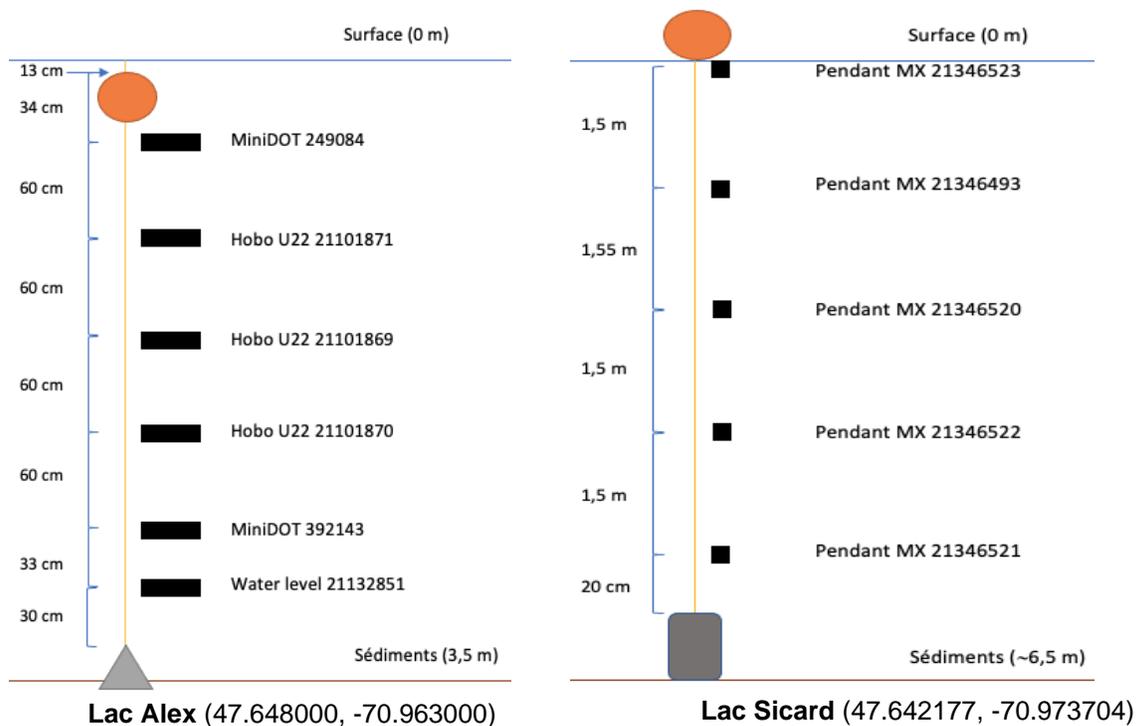


Figure 7 - Schéma des mouillages installés aux lacs Alex (touché) et Sicard (témoins)

## 2.5 Paramètres analysés en laboratoire

Le Tableau 3 détaille l'ensemble des analyses réalisées en laboratoire à la suite des échantillonnages d'eau et de sédiments.

*Tableau 3 - Résumé des paramètres analysés en laboratoire*

Paramètre	Unité de mesure	Laboratoire	Référence technique
<b>Azote total Azote ammoniacal Nitrate et nitrite</b>	mg N/L	DGCSCEAEQ	Détermination de l'azote total, des nitrites, des nitrates et de l'azote ammoniacal dans l'eau : méthode colorimétrique automatisée (MA. 303 – Nutriments) (CEAEQ, 2015)
<b>Carbone organique dissous</b>	mg C/L	DGCSCEAEQ	Détermination du carbone inorganique dissous, du carbone organique dissous et du carbone organique total : méthode par détection infrarouge (MA. 300 – C 1.0) (CEAEQ, 2016b)
<b>Chlorophylle a</b>	µg/L	DGCSCEAEQ	Détermination de la chlorophylle a : méthode par fluorimétrie (MA. 800 – Chlor. 1.0) (CEAEQ, 2012a)
<b>Couleur</b>	UCV	DGCSCEAEQ	Détermination de la couleur vraie dans l'eau : méthode par spectrophotométrie UV-visible avec le platino-cobalt (MA. 103 – Col. 2.0) (CEAEQ, 2016a)
<b>Cyanotoxines totales (microcystines)</b>	µg/L	DGCSCEAEQ	Détermination des cyanotoxines dans les eaux de surface et l'eau potable : dosage par chromatographie liquide couplé à un spectromètre de masse de type MS/MS (MA. 403 - Cyanotoxines 1.0) (CCN, 2021)
<b>pH</b>	-	DGCSCEAEQ	Détermination du pH et de la conductivité dans l'eau : méthode avec un titrateur automatique (MA. 303 – Titr Auto 2.1) (CEAEQ, 2012b)
<b>Phosphore total (eau)</b>	µg P/L	DGCSCEAEQ	Détermination du phosphore total dans les eaux naturelles par minéralisation au persulfate : méthode colorimétrique automatisée et procédures adaptées pour le phosphore de faible concentration et à l'état de trace (MA. 303 – P 5.2 Détermination) (CEAEQ, 2019)
<b>Phosphore total (sédiments)</b>	mg P/kg	Laboratoire commun INRS	Analyse par ICP-AES Agilent 5110 Dual View (Method # 200.7) (EPA, 2001)
<b>Solides en suspension (0,45 µm)</b>	mg/L	DGCSCEAEQ	Détermination des solides en suspension totaux : méthode gravimétrique (MA. 104 – S.S. 2.0) (CEAEQ., 2012)

## 2.6 Microscopie

Pour l'identification taxonomique du phytoplancton, des échantillons d'eau sont prélevés en surface et au fond dans des bouteilles en verre transparent de 125 ml additionnés de Lugol 1% V/V, puis conservés à 4°C. Avant d'effectuer l'analyse microscopique, la bouteille est tempérée, puis homogénéisée par inversion et roulement afin de remettre les particules en suspension. Un échantillon de 2,973 mL est ensuite placé dans une chambre Utermöhl. En fonction de l'aspect macroscopique de l'échantillon, il est possible de concentrer davantage les cellules à l'aide d'un tube à sédimentation calibrée (jusqu'à 100 mL) posé de façon étanche au-dessus de la chambre. La sédimentation a lieu à température ambiante en laissant aux cellules environ 1h par cm de hauteur de la colonne d'eau pour se poser au fond de la chambre. Enfin, l'eau en excès est rejetée dans le support de manipulation pour ne recueillir que le volume de la chambre. Un microscope inversé Zeiss Axiovert 200 a été utilisé pour procéder à l'identification taxonomique au genre et au dénombrement du phytoplancton potentiellement problématique sous grossissement 200X et 400X.

## 3. Résultats

### 3.1 Portrait des lacs

#### 3.1.1 Historique des fleurs d'eau

Plusieurs événements d'efflorescence d'algues et/ou cyanobactéries (fleur d'eau) sont mentionnés dans les archives. Selon les fiches d'analyses, le lac Alex a été touché par ce phénomène en 2020 (11 août) et en 2021. On rapporte ce même phénomène au lac de l'Équerre qu'à partir du 20 juillet 2021. Le lac Blanc quant à lui a vu de nombreuses fleurs d'eau entre 2011 et 2017 ainsi qu'en 2020. Il est important de noter que les archives n'incluent pas une liste exhaustive de l'occurrence des fleurs d'eau dans les lacs touchés. L'étude d'images satellites permet d'observer la fleur d'eau du 15 juillet 2016 au lac Blanc (Figure 8) et de s'avancer sur l'occurrence de ce même phénomène en 2003 et 2015 sans toutefois pouvoir confirmer, faute d'image satellite ou aérienne de qualité.



Figure 8 - Image satellite d'une fleur d'eau au lac Blanc, le 15 juillet 2016 ©Maxar

### 3.1.2 Présence de castors

Les archives de la SÉPAQ relatent la présence de barrages de castor au site d'étude du lac Blanc. En 2008, deux barrages franchissables sont rapportés dans l'effluent du lac Blanc (secteur E, Figure 9), ainsi qu'un barrage de grande taille situé sur l'affluent du lac Blanc (effluent du lac Noir, secteur T1). Ce dernier est catégorisé comme un obstacle à la migration des poissons (type OMP).

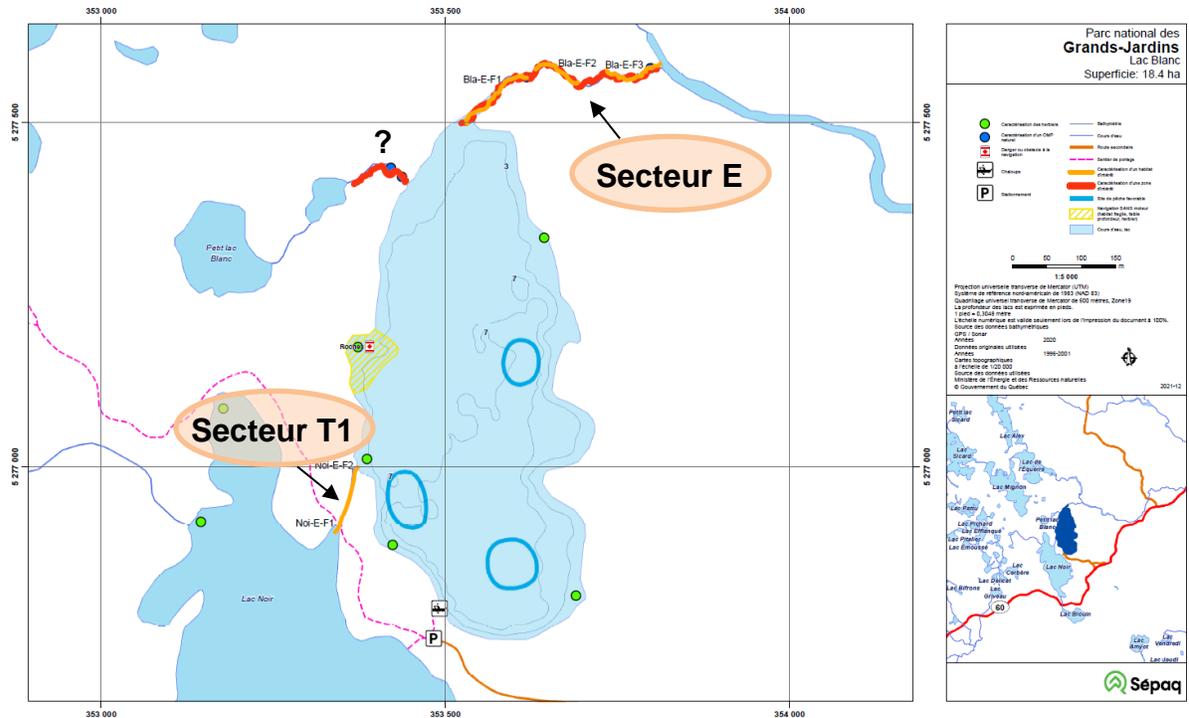


Figure 9 - Carte du lac Blanc indiquant les lieux d'intérêt en lien avec la présence du castor (SÉPAQ, 2022)

Ainsi, le castor était actif en 2008. En 2019, à la suite d'une caractérisation par drone, les barrages du secteur E sont rapportés comme abandonnés et le barrage du secteur T1 comme « bloqué », mais non actif (abandonné). Les derniers rapports sur la présence du castor dans le secteur du lac Blanc datent de 2020; ils ne mentionnent aucun signe de sa présence. Toutefois, cette information a été émise dans le cadre d'une opération visant la caractérisation des herbiers aquatiques. N'ayant pas été le premier objectif de cette caractérisation, il est possible que les affluents et effluents n'aient pas été examinés suffisamment en détail pour infirmer ou confirmer la présence de barrages. L'analyse de la Figure 9 porte à croire que la présence d'un barrage de type OMP a déjà existé entre le

Petit lac Blanc et le lac Blanc. Les archives ne confirment toutefois pas cet énoncé. Il serait important que cette caractérisation soit mise à jour afin de statuer sur l'influence potentielle de ce type de construction sur cet écosystème lacustre fortement touché par les fleurs d'eau. Des prélèvements d'eau et de sédiments dans ce secteur, en amont et en aval de toute structure construite par les castors, sont recommandés.

### 3.1.3 Historique des feux de forêt

Le Parc des Grands-Jardins a connu d'importants feux de forêt affectant plus de 30% de la superficie du parc entre 1991 et 1999 (Figure 10). Le feu de forêt le plus important à proximité du site d'étude date de 1977 et était situé à 4,77 km au nord-est des lacs.

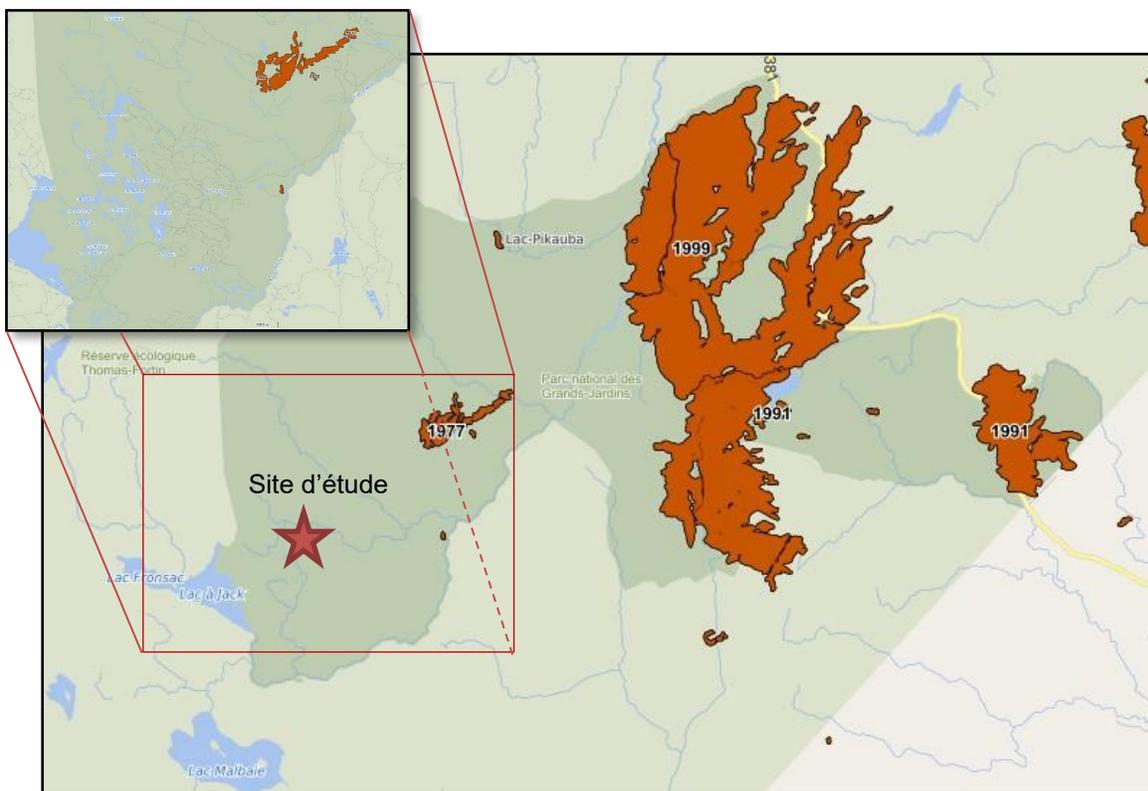


Figure 10 - Carte du Parc des Grands-Jardins présentant l'historique des feux de forêt (Forêt Ouverte, 2022)

### 3.1.4 Épidémies et chablis

La Figure 11 présente la cartographie historique des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette ainsi que les épisodes de chablis ayant touché le bassin versant des lacs à l'étude. Ce sont deux phénomènes pouvant avoir un impact sur l'érosion du sol et le transport de la matière organique. Les épisodes de chablis sont des événements de grands vents menant au déracinement d'arbres. Les événements sont classés par catégorie de sévérité (total versus partiel et sévère versus légère). Les catégories sévères et totales impliquent plus de 75% d'arbres morts, tandis que les catégories légères et partielles impliquent entre 25% et 75% d'arbres morts. Le secteur à proximité des lacs aurait vraisemblablement été touché par d'importants événements de chablis en 1998. Les dernières épidémies d'insectes ne touchent pas la périphérie directe des lacs à l'étude et datent de 1985.

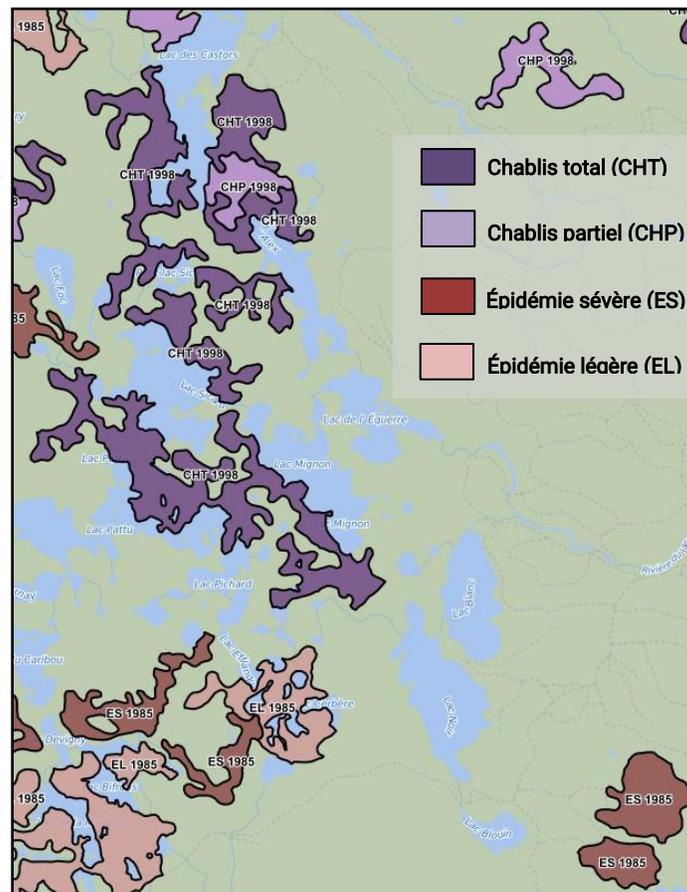


Figure 11 - Carte du secteur à l'étude présentant les événements historiques de chablis et d'épidémies d'insectes (Forêt Ouverte, 2022)

### 3.1.5 Observations *in situ*

Les sorties sur le terrain ont permis d'effectuer les observations suivantes:

- Les lacs se trouvent en écosystème forestier;
- Aucune activité anthropique autre que la pêche n'a lieu dans la zone immédiate entourant les lacs;
- La présence de castors n'a pas pu être confirmée ou infirmée lors des visites de terrain, sauf pour le cas d'un tronc grugé qui a été aperçu au lac Alex le 22 juin 2022. Une investigation plus approfondie des affluents des lacs est nécessaire;
- Les sédiments sont majoritairement vaseux, particulièrement au lac Blanc ;
- La couleur de l'eau variait du jaune au brun (couleur du thé), causée par la présence de matière organique dissoute colorée pendant la totalité de la saison estivale, à l'exception du lac Blanc dont l'eau est devenue verte de juillet à août;
- Aucune odeur particulière n'émanait de l'eau, sauf une odeur soufrée (œufs pourris) détectée lors de l'échantillonnage de l'eau de l'hypolimnion et des sédiments du lac Mignon (indiquant la réduction des sulfates en H<sub>2</sub>S par les bactéries sulfatoréductrices en absence d'oxygène);
- Des nénuphars ont été observés sur les berges des lacs Alex et de l'Équerre.

### 3.1.6 Profils physicochimiques

Les profils physicochimiques verticaux aux points les plus profonds des 6 lacs ont été échelonnés sur l'ensemble de la période estivale, de juin à septembre : 8 profils pour les lacs Alex, Blanc et de l'Équerre, 3 pour les lacs Mignon et Noir, et 4 pour le lac Sicard. Une stratification thermique est observée dès le 7 juin (première sortie) pour les lacs Alex (Figure 12a), de l'Équerre (Figure 12e) et Sicard (Figure 13e). Une stratification est également observée pour les lacs Mignon et Noir (Figure 13a et c) au moment de la première sortie du 5 juillet. Cette structure est conservée jusqu'en septembre pour ces 5 lacs. Nous déduisons que le mélange printanier n'a pas duré longtemps, mais sans données en continu, nous

ne pouvons que qualifier ces lacs de dimictiques (stratification saisonnière et mélange au printemps et à l'automne).

Pour sa part, la structure thermique au lac Blanc semble plutôt instable (Figure 12c), probablement attribuable à sa faible profondeur (2 mètres à son point le plus profond). Les profils obtenus résultaient de l'équilibre entre la force du vent qui génère la turbulence et l'ensoleillement qui génère une stratification, durant les quelques heures/jours précédant les mesures. Le lac Blanc est donc qualifié de polymictique, c'est-à-dire que la colonne d'eau se mélange plus de deux fois durant la saison estivale, et présumément sur une base diurne (mélange la nuit et durant les journées fraîches et venteuses), sauf en période caniculaire où la stratification aurait pu se prolonger quelques jours. L'installation d'un mouillage permettrait un suivi continu de la structure oxythermique du lac de nuit comme de jour et sur une année entière.

Globalement, la température de surface de l'eau des 6 lacs est toujours restée inférieure à 22,5°C au cours de la saison estivale, ce qui est favorable à la survie de l'omble de fontaine pêchée dans le parc (croissance optimale entre 13 et 16°C et limite supérieure de croissance à 23,5°C) (Chadwick & McCormick, 2017). Le mélange printanier n'a pas pu être observé bien que la première visite ait eu lieu très rapidement après la fonte de la glace en mai et juin, tel qu'il était possible de le faire à l'ouverture des chemins. Nous ne pouvons dire si le mélange qui a précédé notre visite a duré suffisamment longtemps pour permettre une réoxygénation complète de la colonne d'eau après l'hiver. Cependant, les données provenant des mouillages laissés dans les lacs Sicard et Alex pour l'hiver nous informeront sur la dynamique printanière. Un début de mélange automnal, caractérisé par une uniformisation de la température dans toute la colonne d'eau, a été observé dans le lac Alex lors de la sortie du 6 septembre (Figure 12a), alors que le mélange automnal a davantage tardé dans les autres lacs. Un profil en octobre aurait permis de déterminer le moment du mélange. Les lacs profonds du Québec sont majoritairement dimictiques en raison de la géographie et du climat. De ce fait, il est probable que tous les lacs analysés, à l'exception du lac Blanc, se caractérisent ainsi.

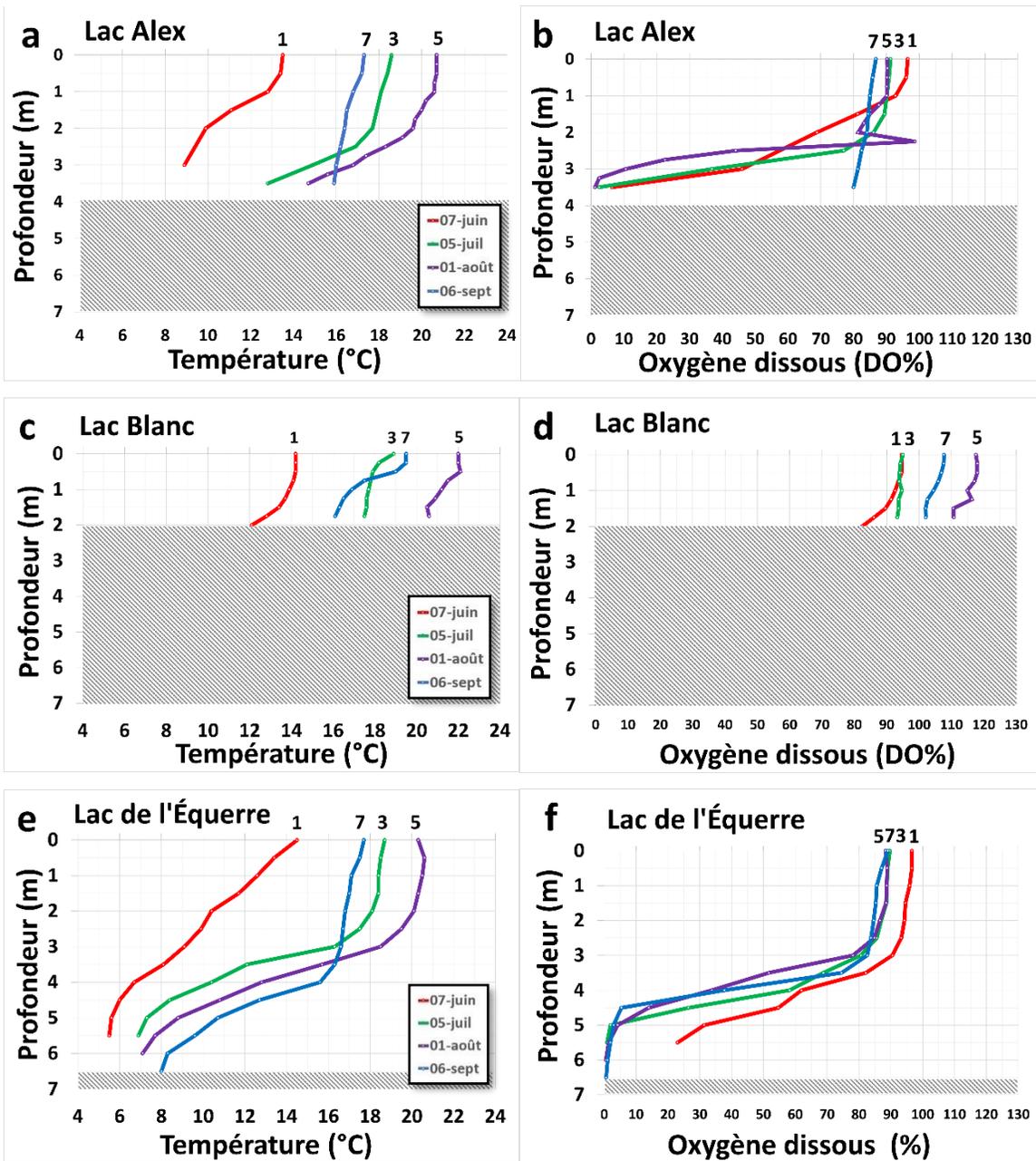


Figure 12 - Profils de la température (°C) et de la saturation en oxygène dissous (DO%) pour les lacs touchés Alex, Blanc et de l'Équerre. Les chiffres en haut des profils réfèrent à l'ordre temporel.

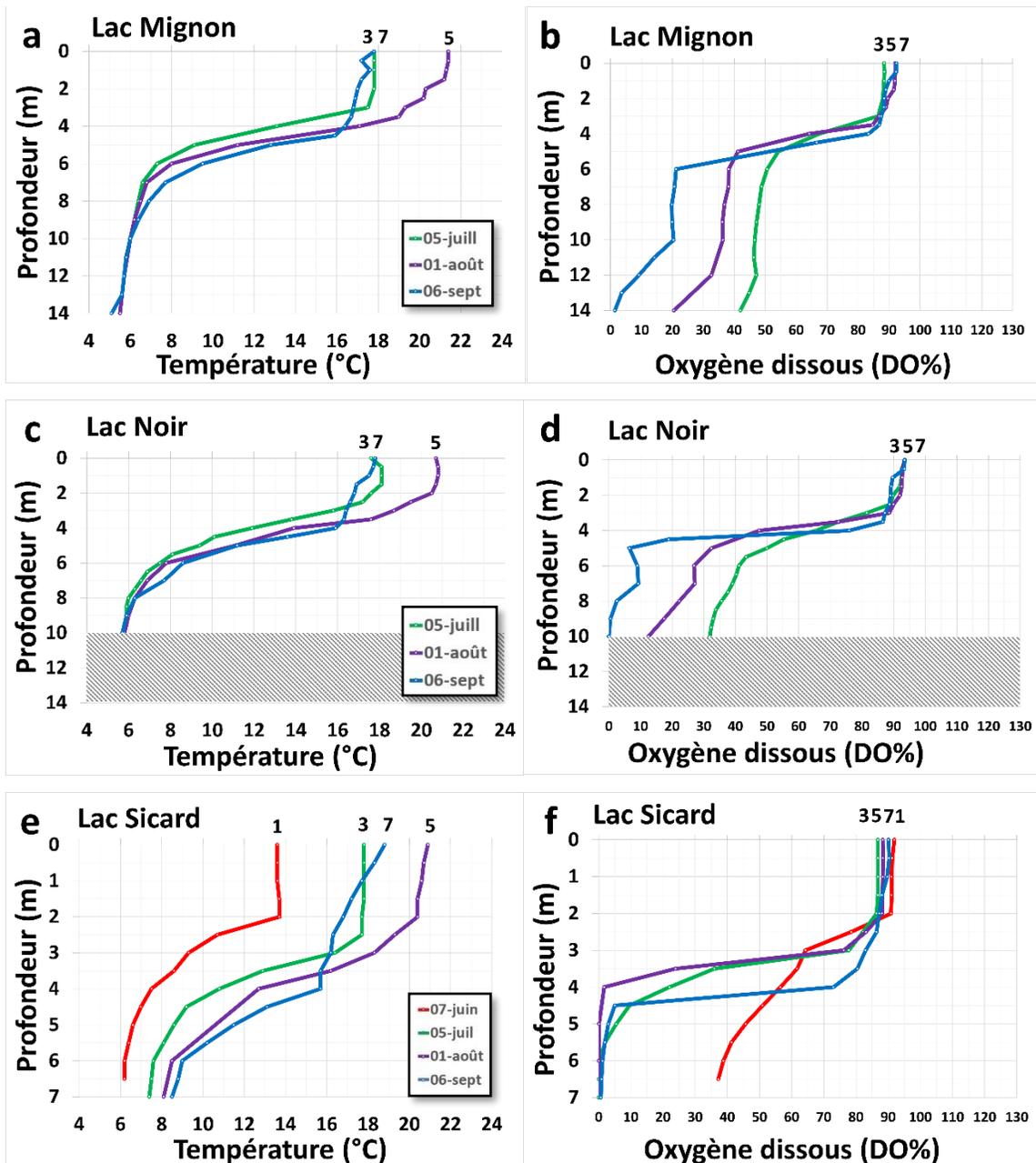


Figure 13 - Profils de la température (°C) et de la saturation en oxygène dissous (DO%) pour les lacs témoins Mignon, Noir et Sicard. Les chiffres en haut des profils réfèrent à l'ordre temporel.

La concentration en oxygène dissous est toujours demeurée supérieure à 7 mg/L en surface des 6 lacs au cours de l'été; le critère de qualité de l'habitat pour les salmonidés est de 5 mg/L (Alabaster & Lloyd, 2013). Cependant, les profils de saturation en oxygène (DO%) montrent qu'une zone d'hypoxie s'est installée dans l'hypolimnion de tous les lacs dès le début de la saison estivale, sauf au lac Blanc

(voir plus bas). Cette hypoxie est conservée jusqu'à l'automne où le mélange vertical permet l'oxygénation de l'ensemble de la colonne d'eau, tel qu'observé au lac Alex au début septembre (Figure 12b). Une zone d'anoxie s'est établie en juillet au fond des lacs Alex (Figure 12b), de l'Équerre (Figure 12f) et Sicard (Figure 13f), et en septembre pour les lacs Mignon et Noir (Figure 13b et d). Ce sont les lacs témoins et le lac de l'Équerre qui présentent les plus grands volumes hypolimnétiques devenant hypoxiques (< 30% d'oxygène dissous) puis anoxiques (0%). Ceci peut s'expliquer par leur plus grande profondeur et l'établissement d'une stratification verticale saisonnière empêchant le mélange avec les eaux de surface bien oxygénée, de même que par une consommation d'oxygène accrue, signe d'une importante activité biologique (Wetzel, 2001). Le déficit en oxygène près des sédiments dans la majorité des lacs peut créer un terrain propice au relargage du phosphore sédimentaire, et ainsi contribuer à l'augmentation de la productivité biologique.

La Figure 14 met en relation les trois variables mesurées par la sonde multiparamétrique (température, oxygène dissous et conductivité) au cœur de l'été (1<sup>er</sup> août). Sauf dans le cas du lac Blanc, la distribution de l'oxygène est de type clinograde, typique des lacs relativement profonds et riche en matière organique et en nutriments (Wetzel, 2001). Cela indique que la stratification est suffisamment stable dans les lacs étudiés pour générer une hypoxie en profondeur.

Pour le lac Alex, on observe une augmentation de l'oxygène entre 2 et 3 m de profondeur (métalimnion; Figure 14b), où les valeurs passent de 81% à 2 m, à près de 99% à 2,25 m. L'oxygène décroît ensuite vers le fond, tout comme pour les autres lacs (sauf Blanc). La pénétration de la lumière jusqu'à cette couche plus riche en nutriments offre un habitat pour la croissance des taxons phytoplanctoniques adaptés à ces conditions et qui produisent de l'oxygène, ce qui compense pour la respiration bactérienne.

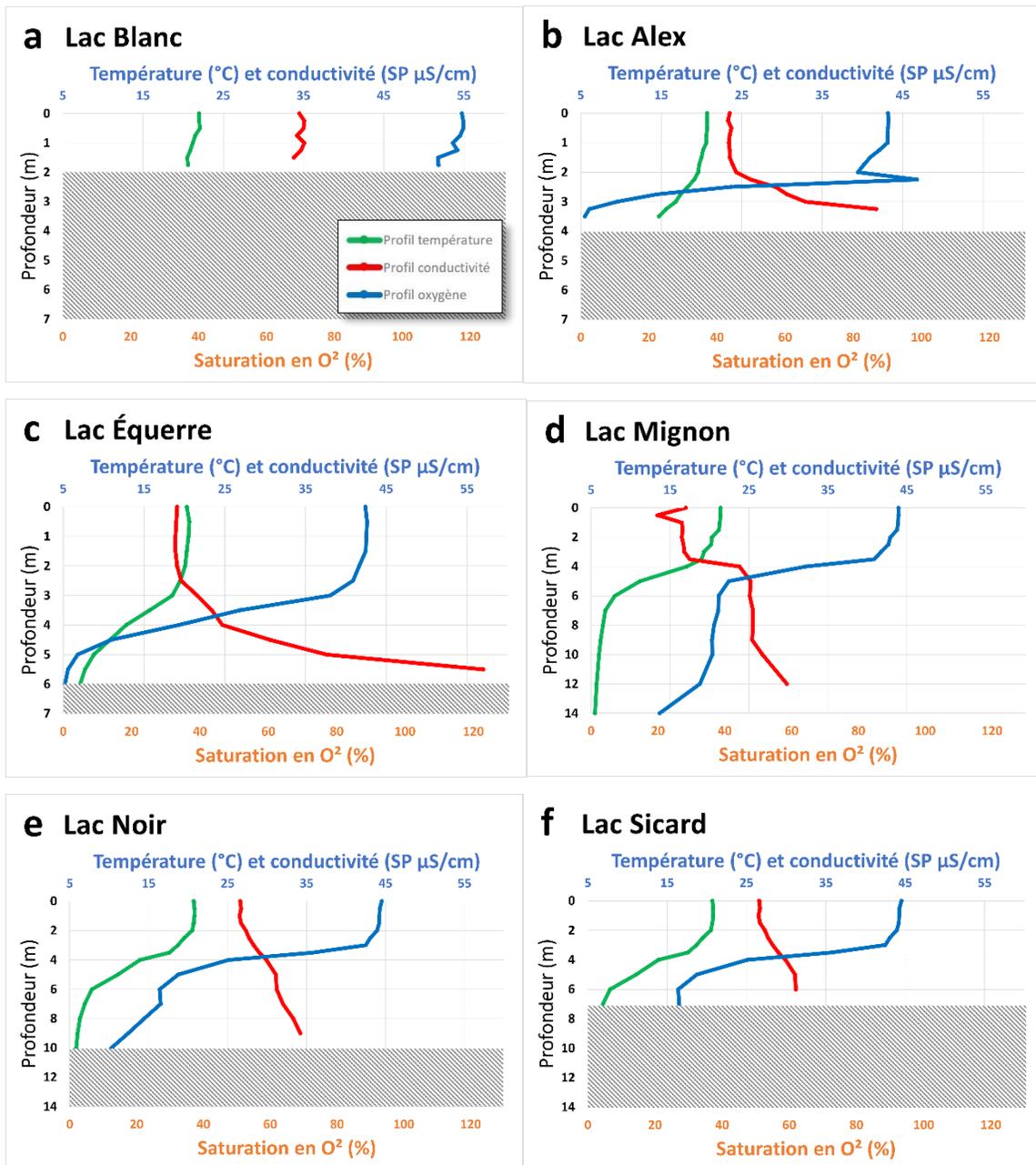


Figure 14 - Profils physicochimiques du milieu de l'été (2022-08-01) pour les 6 lacs.

Pour sa part, le lac Blanc conserve une saturation supérieure à 80% pendant tout l'été, probablement lié à la recharge régulière de l'oxygène par le mélange nocturne. Par ailleurs, il s'est retrouvé en situation de supersaturation lors des profils de juillet à septembre, autant en surface qu'au fond, ce qui est représentatif d'une productivité primaire élevée (Figure 12d, Figure 14a). La supersaturation en oxygène (> 100% DO) indique que la production d'oxygène (photosynthèse)

surpasse la consommation (respiration). La faible profondeur et l'instabilité de la colonne d'eau entraînent une distribution de la chaleur jusqu'au fond, ce qui favorise la prolifération des algues et des cyanobactéries. Le profil vertical de conductivité au lac Blanc montre également des valeurs relativement constantes (33-35  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) en raison du mélange.

Le profil de conductivité spécifique montre la distribution des ions dans la colonne d'eau, qui peut être influencée par la géologie et la nature des dépôts de surface associées à l'érosion et la sédimentation. La conductivité de l'eau douce se situe habituellement entre 0 et 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Tous les lacs à l'exception du lac Blanc présentent une conductivité stable dans l'épilimnion, puis une augmentation graduelle jusqu'au fond, sans toutefois dépasser 60  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

### **3.1.7 Profils verticaux en continu des lacs Alex et Sicard**

Une chaîne de thermographes a été installée le 6 juin sur un mouillage au point le plus profond des lacs Alex et Sicard afin de suivre en continu les variations de température sur toute la colonne d'eau et de comparer la structure verticale d'un lac touché (Alex; Figure 15) à celui d'un lac témoin (Sicard; Figure 16). Les données ont été téléchargées une dernière fois le 6 septembre, puis les mouillages laissés en position pour la saison hivernale. Les données récoltées au début de l'été prochain donneront un aperçu plus complet de la structure thermique (et de l'oxygène) des deux lacs durant l'hiver et au printemps.

Plusieurs facteurs peuvent influencer la structure thermique de ces lacs tels que la force du vent, la durée et l'intensité d'ensoleillement (couvert nuageux), la température de l'air, et la fréquence et l'intensité des précipitations. L'épilimnion subit les effets directs des conditions météorologiques, alors que l'établissement d'une stratification thermique saisonnière dans le métalimnion constitue un obstacle au mélange en profondeur qui permettrait une recharge en oxygène des eaux profondes, et en nutriments des eaux de surface. C'est pourquoi on observe un réchauffement progressif de l'épilimnion des deux lacs alors que l'eau emmagasine de la chaleur en surface et que le vent répartit cette énergie sur l'ensemble de cette couche d'eau supérieure (Alex sur les 2 premiers mètres;

Sicard, sur les 3 à 4 premiers mètres). On observe aussi la mise en place de trois périodes chaudes plutôt synchrones entre les deux lacs, deux plus courtes du 25 juin au 4 juillet et du 21 au 26 août, et une plus longue du 17 juillet au 8 août.

L'ajout de senseurs d'oxygène sur le mouillage du lac Alex permet également de calculer la concentration moyenne en oxygène au fond, soit de 5,03 mg/L durant la période d'étude. Cette concentration se situe à la limite de ce qui est acceptable pour les salmonidés (Alabaster & Lloyd, 2013).

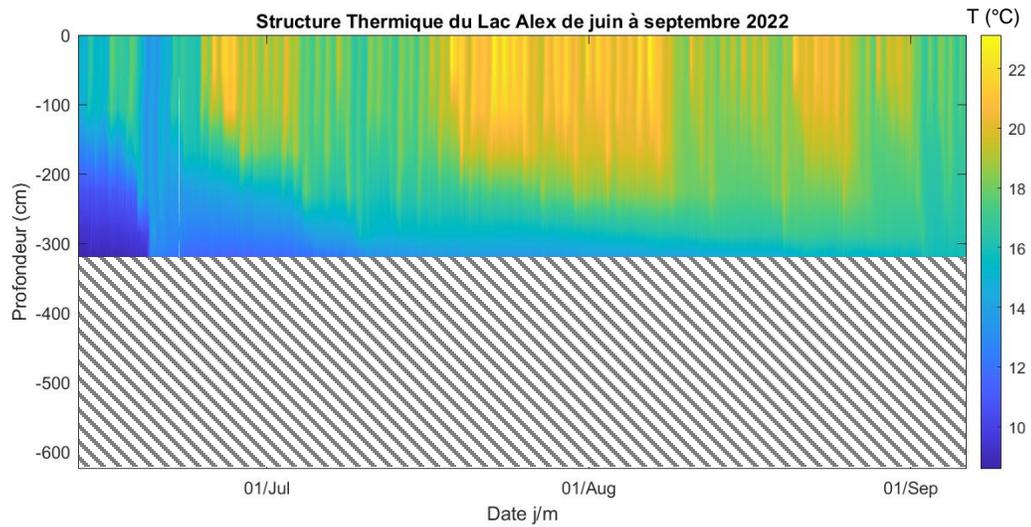


Figure 15 - Structure thermique du lac Alex de juin à septembre 2022.

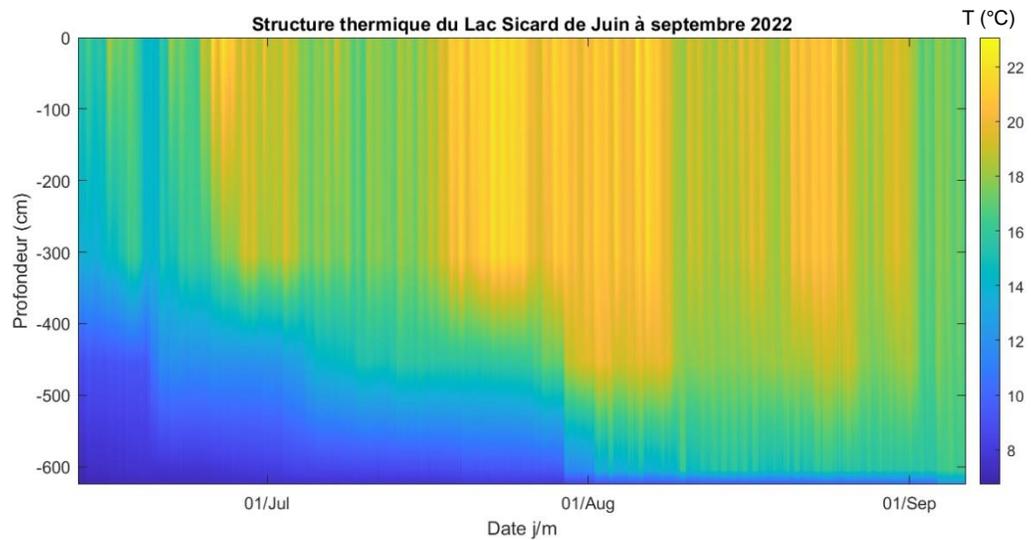


Figure 16 - Structure thermique du lac Sicard de juin à septembre 2022.

### 3.1.8 Indice de stabilité de la colonne d'eau

Ce suivi à haute résolution de la thermie des lacs Alex et Sicard permet de calculer l'indice de stabilité de Brunt-Väisälä ( $N_s$ ; en cycles par heure, ou cph). Cet indice se base sur les gradients de densité ( $\Delta\rho/\Delta z$ ) associés à la stratification thermique (Huotari *et al.*, 2009), et permet de déterminer la résistance verticale à la turbulence causée par le vent et les échanges thermiques. L'équation suivante a été utilisée:

$$N_s = \sqrt{\frac{g}{\rho_{fond}} \times \frac{\Delta\rho}{\Delta z}}$$

où  $g$  correspond à l'accélération gravitationnelle ( $9,81 \text{ m}\cdot\text{s}^{-2}$ ),  $\rho$  est la densité de l'eau (en  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) en fonction de la température, et  $z$  est la profondeur (en m). La Figure 17 illustre la variation de la stabilité de la stratification pour les deux lacs au courant de l'été. Lorsque les valeurs se trouvent au-dessus de la ligne pointillée ( $N_s > 0.055 \text{ s}^{-1}$ , ou  $> 200 \text{ cph}$ ), la stratification est considérée très stable selon Huotari *et al.* (2009).

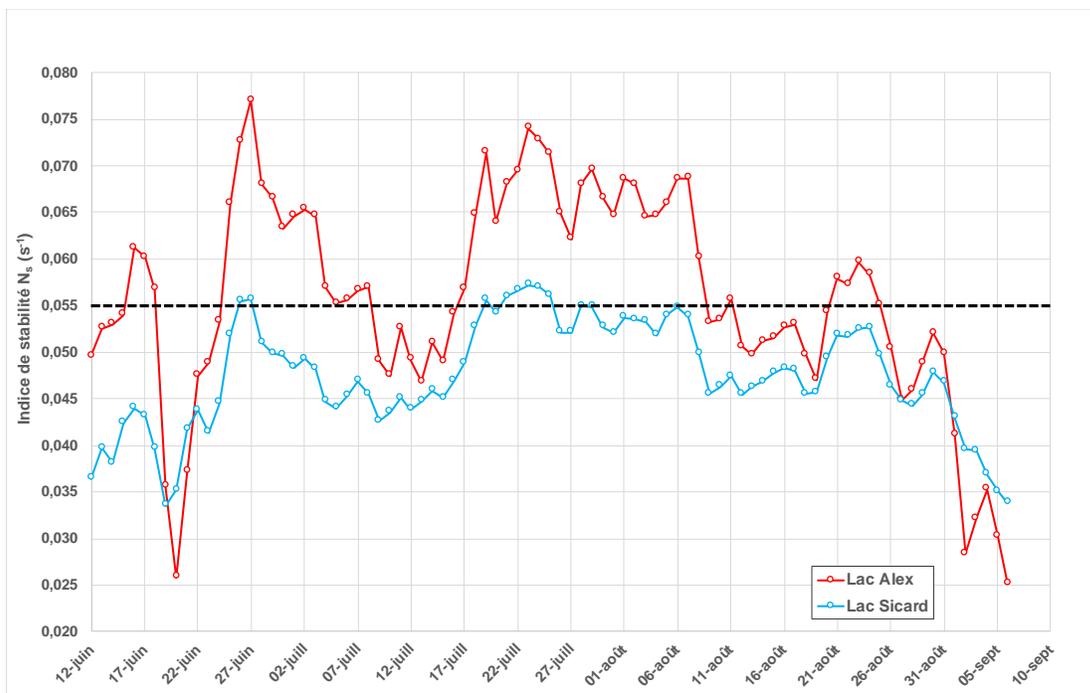


Figure 17 - Variation dans l'indice de stabilité de Brunt-Väisälä ( $N_s$ ) des lacs Alex et Sicard.

Les résultats indiquent que la stratification de la colonne d'eau du lac Alex est globalement plus stable par rapport à celle du lac Sicard. Les intervalles de plus grande stabilité pour les deux lacs, à la fin de juin et du 17 juillet au 8 août, coïncident avec des moments où des épisodes de chaleur sont observés (Figure 18), qui ne sont pas particulièrement marqués, mais où la chaleur est relativement maintenue. Les nombreux épisodes de faibles précipitations ou de sécheresse survenus durant l'été (Figure 18) ont possiblement contribué à maintenir cette stabilité dans la colonne d'eau. Il est intéressant de constater une augmentation de la stabilité à l'occasion des précipitations plus intenses enregistrées du 19 au 24 juillet, ce qui est contre-intuitif en raison du rafraîchissement attendu en surface de l'eau et du brassage que cela pourrait occasionner malgré la température plus chaude de l'air. Ces indices devront être davantage explorés pour établir des relations plus formelles.

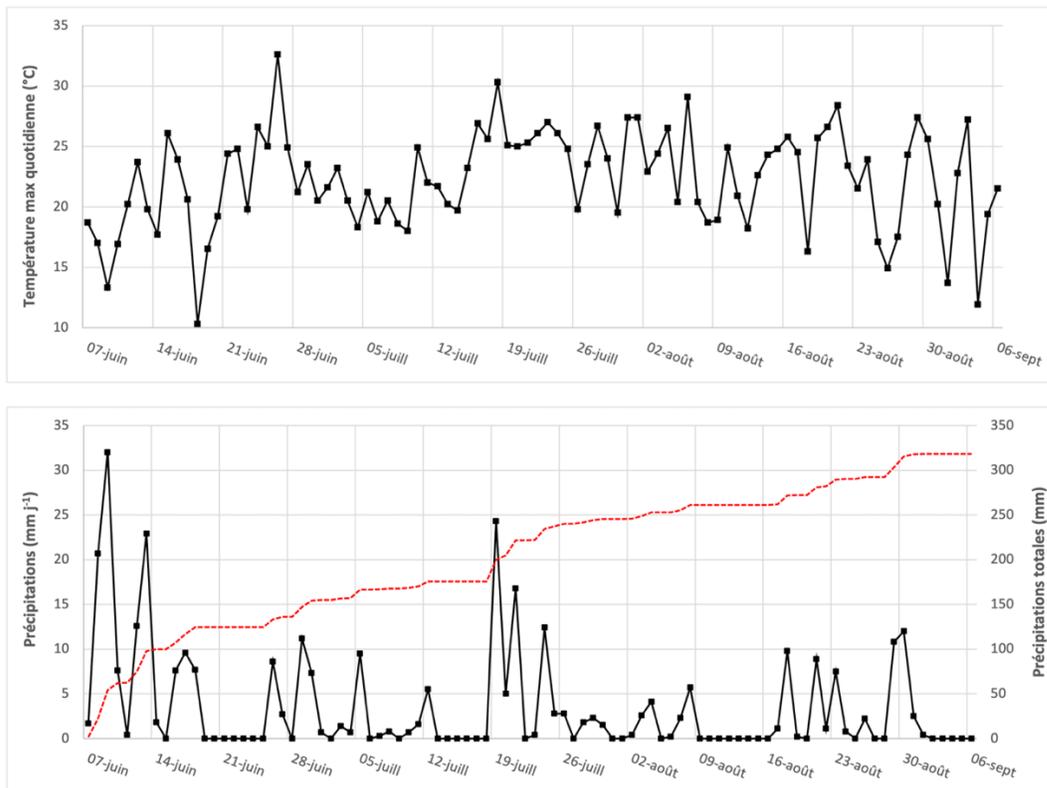


Figure 18 - Température maximale quotidienne (°C), précipitations quotidiennes (mm j<sup>-1</sup>) et précipitations totales (mm) pour la période de mesure du 7 juin au 6 septembre. Données de la station 7063647 (Lac-Ha!Ha!) latitude 47.9861 longitude -70.7794 altitude 533 m (MELCC, 2022b).

## 3.2 Analyse limnologique

L'échantillonnage d'eau et l'évaluation de la transparence de Secchi ont été réalisés sur l'ensemble de la période estivale pour les lacs touchés (à 4 reprises entre le 7 juin et le 19 septembre) et à une reprise au cœur de l'été pour les lacs témoins (1<sup>er</sup> août). Le Tableau 4 résume les résultats obtenus.

### 3.2.1 pH

Le pH en surface des lacs analysés est globalement neutre, entre 6,9 et 7,1, et aucune fluctuation significative n'a lieu entre la surface et le fond. Le lac Blanc arbore pour sa part une moyenne estivale légèrement plus alcaline (7,9) issue d'une augmentation progressive passant de 7,1 à 9,0 entre juin et août. Cette augmentation résulte d'un accroissement de l'activité photosynthétique qui s'exprime également par une hausse du degré de supersaturation en oxygène dissous observée en août.

*Tableau 4 - Moyennes estivales des variables limnologiques mesurées en surface (à 0,5 m) et concentration en phosphore sédimentaire (en mg P par kg de sédiment) pour les lacs touchés et témoins.*

Variables limnologiques	Touchés			Témoins		
	Lac Alex	Lac Blanc	Lac de l'Équerre	Lac Mignon	Lac Noir	Lac Sicard
pH	7,1	7,9	7,0	6,9	7,1	6,9
PT eau (µg P/L)	21,3	31,1	12,8	10,1	8,3	16,0
PT séd (mg P/kg)	1080	774	1180	1390	8420	2850
NT (µg N/L)	387	235	190	160	210	350
COD (mg C/L)	6,46	6,43	5,53	5,40	5,80	6,60
Couleur (UCV)	67	56	36	38	43	58
Transparence (m)	1,64	1,14	2,33	2,92	2,40	1,58
Chla (µg/L)	8,7	26,1	3,8	2,7	3,4	2,7
MES (mg/L)	4	11	2	6	2	2

### 3.2.2 Phosphore total et azote total

Le phosphore total (PT) a été mesuré dans l'eau et dans les sédiments de chaque lac, et l'azote total (NT), dans l'eau de chaque lac. La tendance indique une concentration en phosphore dans l'eau significativement plus élevée dans les lacs touchés que les lacs témoins, alors que le phosphore dans les sédiments est

significativement plus élevé dans les lacs témoins que les lacs touchés ( $p < 0.05$ ). Le lac Blanc se distingue des autres lacs par les deux critères. Ainsi, sa moyenne estivale en phosphore dans l'eau est la plus élevée, ce qui classe ce lac au stade méso-eutrophe, alors que sa concentration en phosphore sédimentaire est la plus faible. Il semble que la sédimentation du phosphore particulaire soit perturbée par le brassage constant du plan d'eau. Le lac Noir détient le record en termes de phosphore sédimentaire (8420 mg P/kg), bien au-delà de ce qui est mesuré dans les autres lacs. Ce lac présente toutefois la moyenne la plus faible en phosphore dans la colonne d'eau, le classant au stade oligo-mésotrophe, tout comme les lacs de l'Équerre et Mignon. Les lacs Alex et Sicard se trouvent pour leur part au stade mésotrophe. Aucun critère d'évaluation du phosphore total dans les sédiments n'existe au Québec (MELCC, 2016), bien que cette information peut renseigner sur l'état du vieillissement des lacs. Bien que la qualité de l'eau ou le stade trophique ne se base pas sur le NT, les résultats n'excèdent pas la marque de 1 mg N/L, considérée comme indicatrice d'une problématique de surfertilisation de l'eau par le milieu (Hébert & Légaré, 2000).

### **3.2.3 Carbone organique dissous, matières en suspension et couleur**

La concentration en carbone organique dissous (COD) désigne l'ampleur de l'enrichissement organique dans le milieu aquatique et affecte grandement la transparence de l'eau. De manière générale, il n'existe pas de grandes différences dans la concentration en COD des 6 lacs (variant entre 5,4 et 6,6 mg C/L). Les lacs Alex et de l'Équerre présentent une hausse de concentration le 18 juillet, en surface comme au fond (environ 1,3 fois plus élevé que la moyenne des autres dates d'échantillonnage). Le lac Blanc se démarque par une augmentation en COD et en matières en suspension (MES) de juin à août, confirmée par l'augmentation de la valeur d'unité de couleur vraie (UCV).

### **3.2.4 Chlorophylle a**

La concentration de surface (0,5 m) en chlorophylle a (Chla) place le lac Alex au stade eutrophe, le lac Blanc au stade hyper-eutrophe, et le lac de l'Équerre au

stade mésotrophe. Quoique les trois lacs voient leur concentration en Chla augmenter au cours de la saison, le lac Blanc présente l'accroissement le plus marqué, passant de 5,7 µg/L le 22 juin à 60,0 µg/L le 15 août. Ces résultats concordent avec la hausse de pH et d'oxygène dissous durant cette période. Pour leur part, les lacs témoins arborent des concentrations en Chla plus faibles, ce qui les classe au stade oligo-mésotrophes. Le lac de l'Équerre est le seul à montrer une différence notable entre la surface et le fond, jusqu'à dix fois plus élevée au fond. Ce résultat s'accorde avec celui des matières en suspension, qui sont jusqu'à 17 fois plus élevés au fond qu'en surface. Cette hausse de Chla dans l'hypolimnion d'un lac relativement profond (11 m) et peu transparent (2,3 m) pourrait être causée par la présence de pigments qui s'apparentent à la Chla (chlorophylle-b, chlorophylle-e, ou phéophytine-a, qui génèrent un biais dans le dosage par fluorimétrie), mais produits par des cyanobactéries benthiques ou autres (CEAEQ, 2012a). La présence d'un genre de cyanobactérie benthique (*Phormidium* sp.) a effectivement été notée dans les échantillons de fond du lac de l'Équerre.

### **3.2.5 Transparence**

Le lac Blanc possède la plus faible transparence à 1,14 m (associée aux fortes concentrations en Chla et MES), alors que c'est le lac Mignon qui détient le record de transparence à 2,92 m (surtout attribuable à ses faibles concentrations de COD et Chla). La transparence moyenne estivale classe les lacs de l'Équerre, Mignon et Noir comme méso-eutrophes, alors que les lacs Alex, Blanc et Sicard se classent comme eutrophes. La transparence de l'eau est principalement influencée par les fines particules en suspension découlant de l'érosion et du lessivage des sols, et surtout par sa coloration naturelle causée par la présence de substances humiques typiques de la région boréale. De même, dans un contexte de forte productivité, une grande quantité de phytoplancton peut causer une diminution de la transparence de l'eau.

### 3.3 Les communautés phytoplanctoniques

L'analyse de la flore par microscopie en surface des lacs touchés (Blanc, Alex et de l'Équerre) a permis d'identifier 39 genres phytoplanctoniques incluant 6 genres appartenant aux cyanobactéries. Dans le cas des lacs témoins (Mignon, Noir et Sicard), la microscopie a permis d'identifier 24 genres phytoplanctoniques incluant 3 genres appartenant aux cyanobactéries. L'indice de biodiversité de Shannon est utilisé pour évaluer et comparer les communautés phytoplanctoniques des lacs touchés et des lacs témoins (Figure 19). La diversité spécifique (entre espèces) tient compte à la fois de la richesse spécifique (diversité alpha = nombre d'espèces au niveau local) et de l'abondance relative de ces espèces. La normalité du jeu de données est testée à l'aide du test de Shapiro-Wilk et confirme la distribution normale des données. Le test de Student (t-test) indique que les diversités alpha ne sont pas significativement différentes l'une de l'autre, mais cet indice est plus variable au sein des lacs touchés.

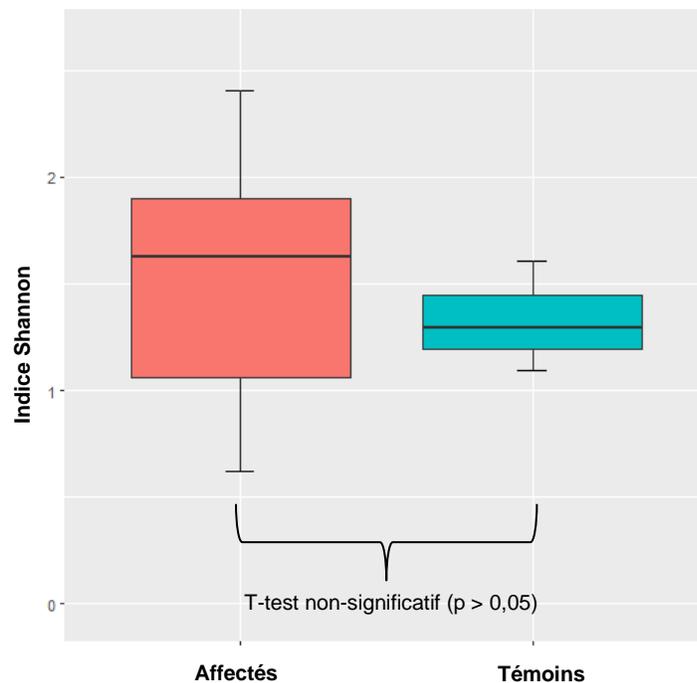


Figure 19 - Comparaison de la diversité alpha des lacs touchés et témoins.

### 3.3.1 Les lacs touchés

La richesse spécifique des lacs touchés ne varie pas significativement au cours de la saison estivale ( $p > 0.05$  ; Figure 20). Cependant, les richesses spécifiques des lacs Alex et de l'Équerre sont toutes deux significativement différentes de celle du lac Blanc, qui présente une diversité alpha plus faible (Figure 21). Dans les sections suivantes, nous présenterons pour chaque lac l'abondance relative (en %) des différents taxons, l'abondance absolue (en cellule par mL) pour comparer les différents lacs, et le biovolume (en  $\text{mm}^3/\text{mL}$ ) permettant de tenir compte de la taille des cellules et mieux appréhender l'importance de la biomasse des taxons pouvant causer des problèmes. La forme et les dimensions de chaque taxon identifié sont ainsi considérées. Toutes les figures sont sur une échelle comparable, sauf le lac Blanc qui présente des abondances et biovolumes beaucoup plus élevés.

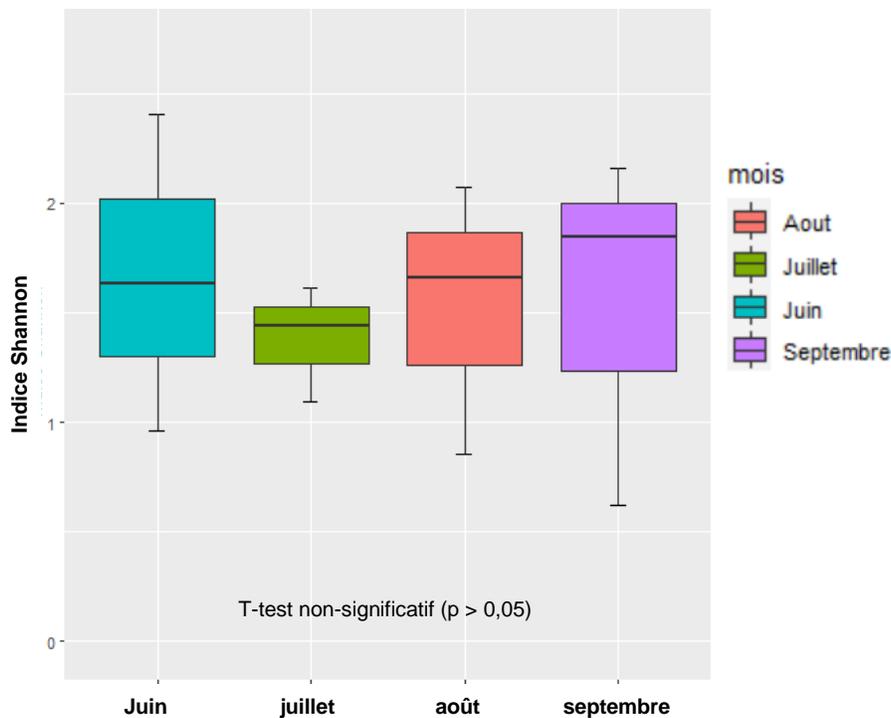


Figure 20 - Variation de la diversité alpha des lacs touchés au cours de la saison estivale.

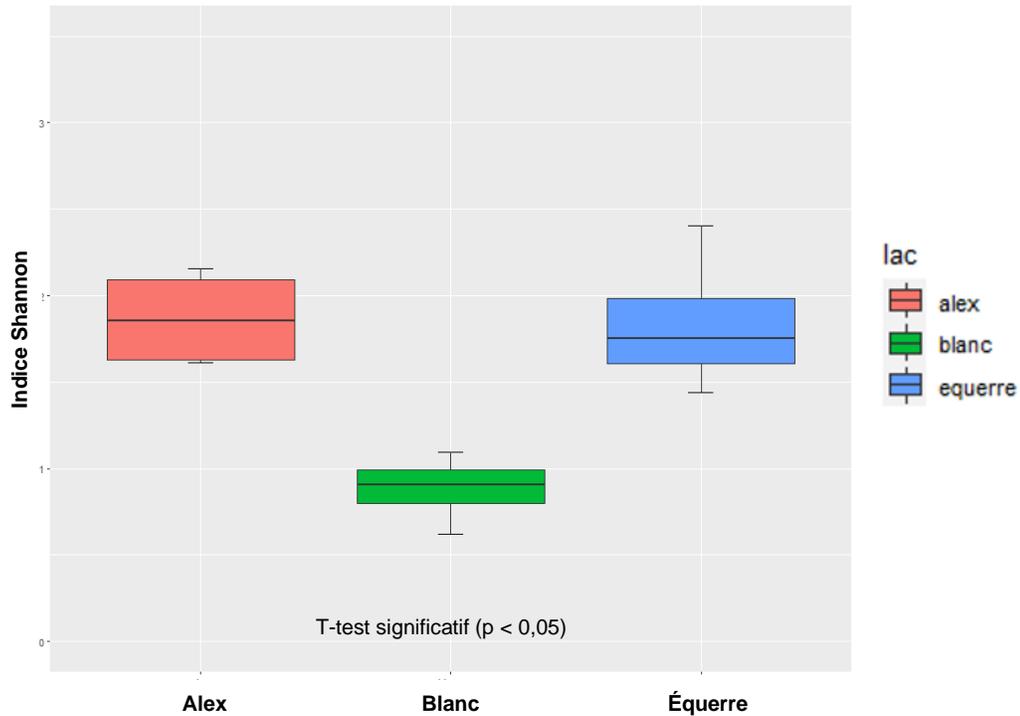


Figure 21 - Comparaison de la diversité alpha des lacs touchés.

## Lac Alex

Le lac Alex présente 31 genres de phytoplancton incluant 3 genres de cyanobactéries. La Figure 22 (Alex) montre la variation saisonnière, où le mois de juin est caractérisé par une forte proportion relative du genre de cyanobactérie *Dolichospermum sp.*, suivi de sa diminution au mois de juillet où des diatomées (*Asterionella sp.* et *Tabellaria sp.*) dominent près de 75% du nombre de cellules. Nous observons également une augmentation de la proportion relative des microalgues *Komma sp.* et *Aulacoseira sp.* au mois d'août. Les données du mois de septembre présentent une diminution des genres de diatomées et l'augmentation des Euglénophytes (*Phacus sp.*) et des Chrysophycées (*Ochromonas sp.*). Le mois de septembre est caractérisé par le retour à près de 25% du nombre total de cellules représenté par *Dolichospermum sp.* Les mêmes tendances sont observées quant aux variations dans la densité cellulaire (abondance absolue). On remarque peu de changements dans l'abondance au fil du temps et une abondance relativement faible (en moyenne 2432 cellules/mL).

Le graphique du BV vient confirmer la dominance de la diatomée *Tabellaria sp.* pour le mois de juillet, avec 85% du BV total. Ce genre disparaît en août puis revient en septembre, accompagné du genre *Phacus*. Cette algue flagellée occupe une proportion importante du BV total en juin également. Les algues *Sphaerocystis sp.* et *Cryptomonas sp.* occupent la majorité du biovolume en août. Lorsque l'abondance cellulaire est convertie en BV, *Dolichospermum sp.* n'est plus autant significative en juin comme en septembre.

## Lac Blanc

Le lac Blanc présente 29 genres de phytoplancton incluant 5 genres de cyanobactéries. Notamment, 2 espèces de *Microcystis* ont été identifiées, soit *M. aeruginosa* et *M. smithii*. La Figure 22 (Blanc) illustre la variation dans la communauté de phytoplancton au cours de l'été. Le mois de juin est caractérisé par une forte proportion du genre de diatomée *Aulacoseira sp.* ( $\approx 75\%$ ) suivi de sa diminution considérable au mois de juillet, où les 2 genres de cyanobactéries *Dolichospermum sp.* et *Microcystis smithii* occupent près de 90% du décompte cellulaire des échantillons. *Microcystis aeruginosa* succède à *Microcystis smithii* au cours du mois d'août, tandis que le genre *Dolichospermum* est à son plus haut décompte de l'été. Le mois de septembre est caractérisé par une dominance de *Microcystis aeruginosa*, où l'abondance relative est supérieure à 80%.

La dynamique temporelle du phytoplancton au lac Blanc est décrite à l'aide du graphique de densité cellulaire. Dès le mois de juin, le lac Blanc est en épisode d'efflorescence algale, avec près de 30 000 cellules/ml comptant plus de 70% de cellules de diatomées (*Aulacoseira*). La concentration cellulaire augmente graduellement au cours de l'été pour atteindre un niveau considérable à près de 140 000 cellules/ml au mois d'août. Cette fleur d'eau est alors majoritairement caractérisée par 2 genres de cyanobactéries, soit *Dolichospermum* ( $\approx 70\%$ ) et *Microcystis* ( $\approx 25\%$ ).

Les résultats sur les BV des genres dominants concordent avec les résultats d'abondance absolue, ce qui contraste avec le lac Alex. Ainsi, la diatomée *Aulacoseira* domine le BV total du phytoplancton au mois de juin, puis disparaît

progressivement jusqu'en septembre, laissant place à une dominance de *Dolichospermum*. L'efflorescence culmine en août avec un BV totalisant 0.0272 mm<sup>3</sup>/ml dont 91% sont constitués du genre *Dolichospermum*, et 7% de *Microcystis aeruginosa*. Le lac Blanc voit enfin sa biomasse phytoplanctonique chuter radicalement en septembre.

## Lac de l'Équerre

Le lac de l'Équerre est représenté par 24 genres de phytoplancton incluant 4 genres de cyanobactéries. La Figure 22 (de l'Équerre) met en évidence l'augmentation de la proportion relative des genres *Merismopedia* (une cyanobactérie coloniale), *Asterionella*, *Komma* et *Tabellaria* au cours de l'été, culminant au mois d'août, suivie d'une diminution de leur proportion relative laissant place à un rapport considérablement plus important du genre *Dolichospermum* au cours du mois de septembre, de manière similaire à ce qui est consigné pour le lac Alex.

Le graphique de l'abondance absolue illustre les variations dans la communauté phytoplanctonique du lac de l'Équerre. On remarque une augmentation des genres *Merismopedia*, *Asterionella*, *Komma* ainsi que *Tabellaria* au cours des mois de juillet et août, suivie de leur diminution en septembre. La densité atteint près de 6000 cellules/mL, soit 3 fois plus qu'au lac Alex, mais bien en deçà des densités observées au lac Blanc (25 fois moins).

Le graphique du BV dessine un tout autre portrait de la diversité au lac de l'Équerre lorsque les BV sont considérés. Le mois d'août est caractérisé par une prédominance des diatomées *Tabellaria* et *Asterionella*, représentant 89% de la biomasse. Aussi, alors que le genre *Merismopedia* est très présent en termes de densité cellulaire, cette cyanobactérie n'est pratiquement pas visible du point de vue de son BV. De façon générale, les cyanobactéries n'occupent pas une grande part de la biomasse phytoplanctonique du lac de l'Équerre.

### 3.3.2 Les lacs témoins

#### Lac Mignon

La communauté du lac Mignon est représentée par 14 genres de phytoplancton dont 2 genres de cyanobactéries. L'abondance relative et la densité cellulaire (Mignon; Figure 23) mettent en évidence les mêmes tendances, soit une dominance par le genre *Merismopedia* occupant près de 75% de l'ensemble, suivi de la microalgue *Sphaerocystis* ( $\approx 10\%$ ). La densité phytoplanctonique au lac Mignon est similaire à celle des lacs Alex et de l'Équerre. En termes de BV, la diversité phytoplanctonique montre un portrait très différent. La majorité de la biomasse est représentée par *Sphaerocystis* avec près de 85% du BV total.

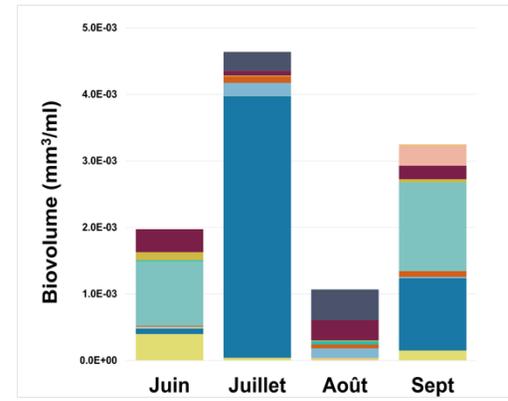
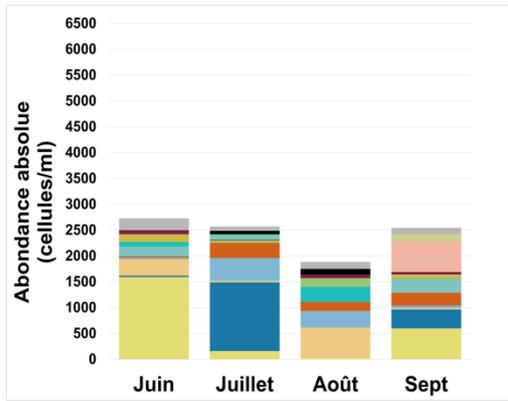
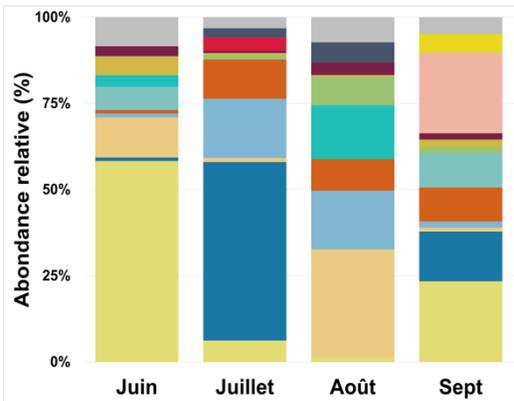
#### Lac Noir

La communauté du lac Noir est composée de 17 genres de phytoplancton dont un seul genre appartient à l'embranchement des cyanobactéries, soit *Merismopedia* sp. Cette cyanobactérie est cependant largement dominante (Noir; Figure 23) atteignant près de 50% de l'abondance totale, suivie par l'algue *Chryso-sphaerella* sp ( $\approx 30\%$ ). Le graphique représentant la densité cellulaire suit la même tendance en termes de dominance, et le nombre total de cellules est similaire aux autres lacs (excluant Blanc). La diversité exprimée en termes de BV diffère radicalement avec une quasi-absence de *Merismopedia* (très faible taxon), passant à 0,9% de l'ensemble. Les genres *Ceratium*, *Phacus*, *Tabellaria* et *Chryso-sphaerella* occupent plus de 80% de la biomasse phytoplanctonique.

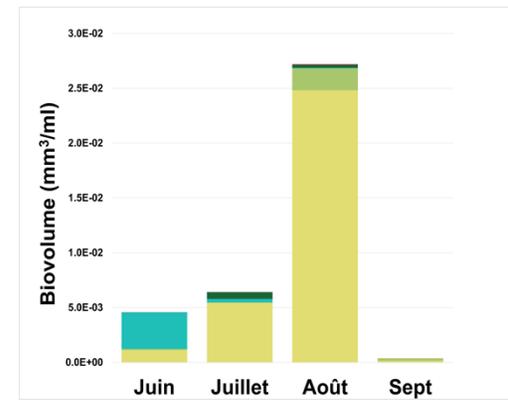
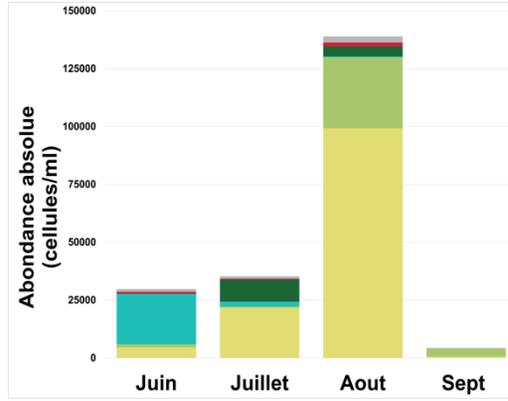
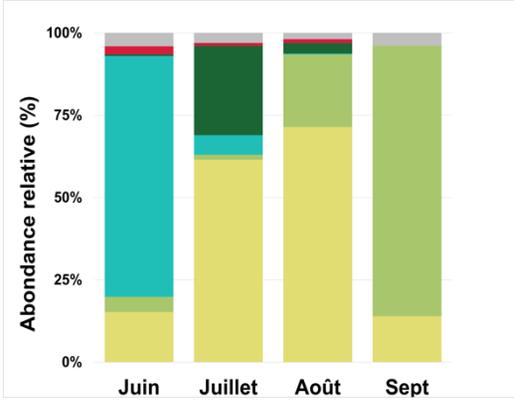
#### Lac Sicard

La communauté du lac Sicard est composée de 18 genres de phytoplancton dont 3 genres appartenant aux cyanobactéries. Les graphiques d'abondance relative et absolue (Sicard; Figure 23) brosse le même portrait : la population est dominée par la cyanobactérie *Merismopedia* ( $\approx 65\%$ ) et l'algue *Stichogloea* ( $\approx 20\%$ ). Les BV montrent une dominance de *Cryptomonas* sp. (56% de la biomasse totale), alors que l'importance de *Merismopedia* chute à 4%, pendant que *Stichogloea* se maintient avec 15% du BV total.

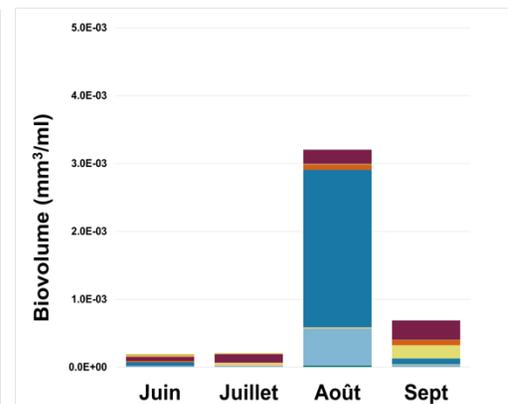
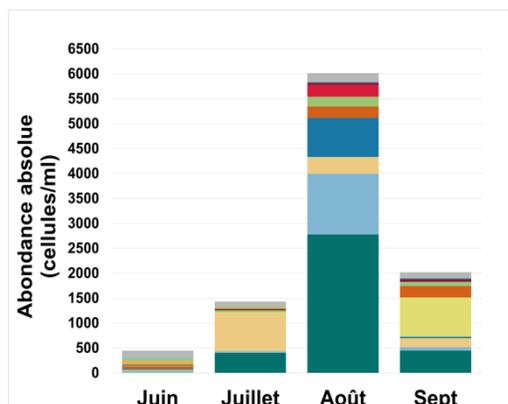
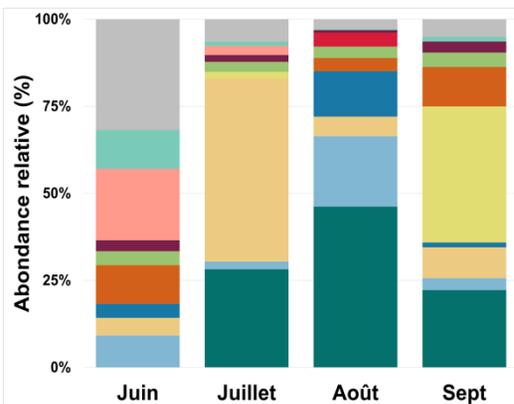
Lac Alex



Lac Blanc



Lac de l'Équerre



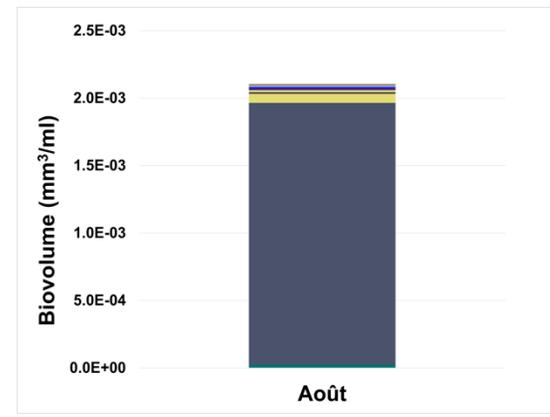
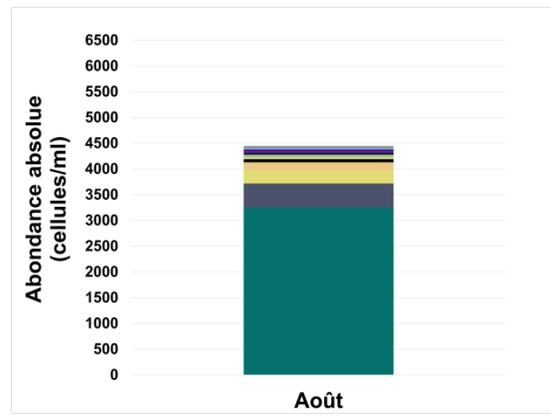
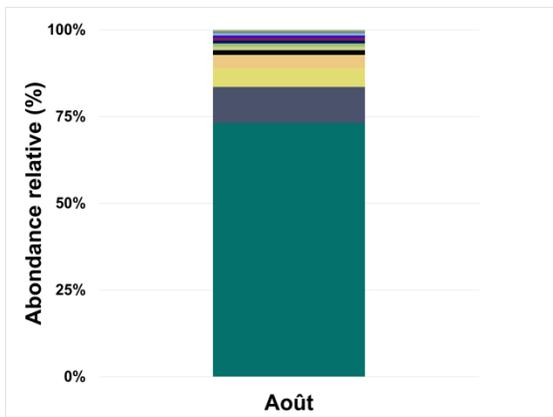
Abundance relative

Densité cellulaire

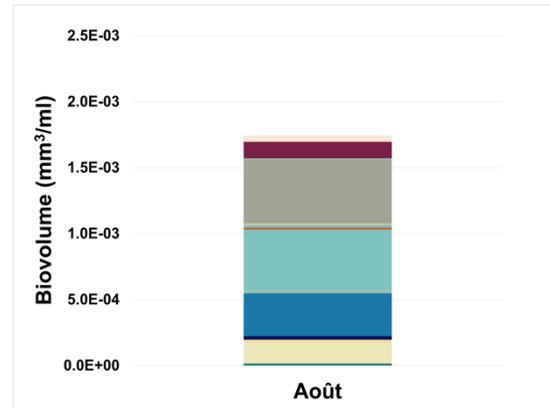
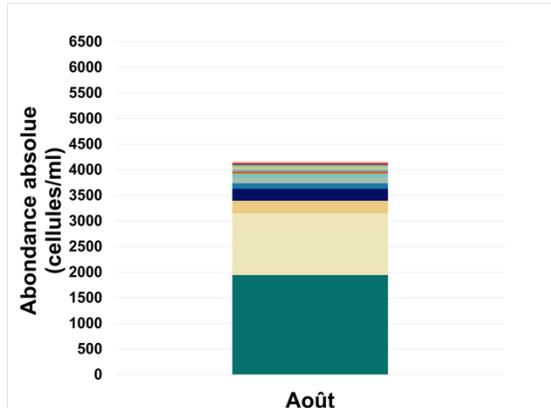
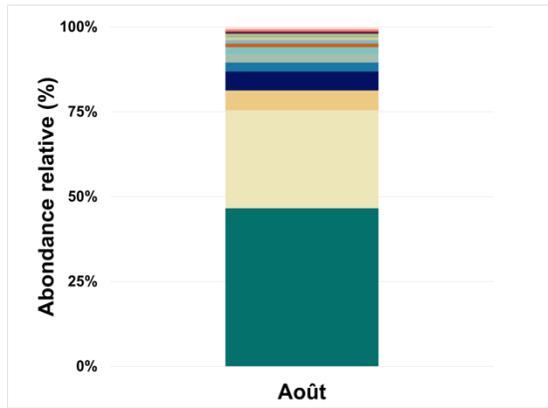
Biovolume

Figure 22 - Diversité du phytoplancton dans les lacs touchés (Alex, Blanc et de l'Équerre)

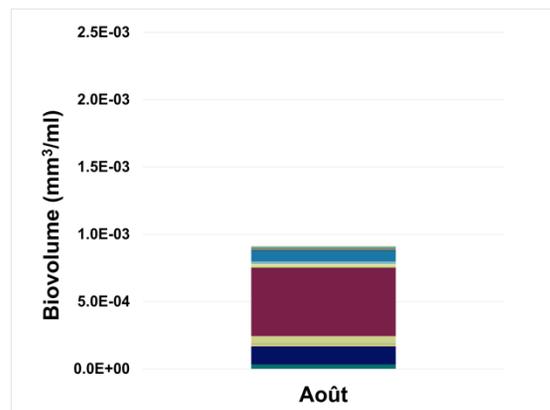
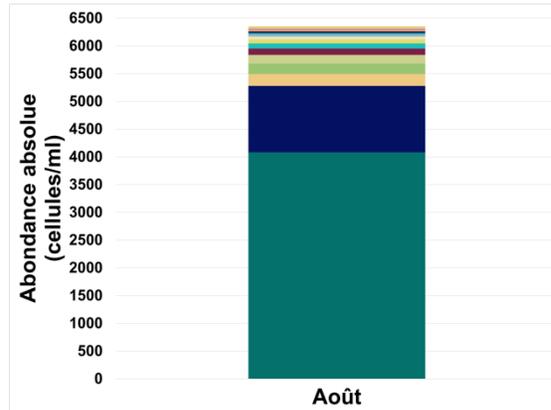
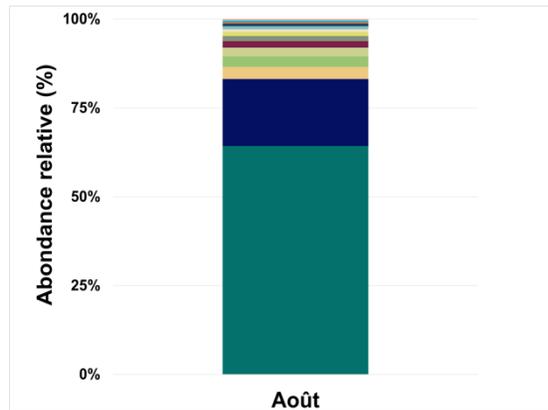
Lac Mignon



Lac Noir



Lac Sicard



Abondance relative

Densité cellulaire

Biovolume

Figure 23 - Diversité du phytoplancton dans les lacs témoins (Mignon, Noir et Sicard)

### 3.4 Les cyanotoxines

La concentration en cyanotoxines totales (seule l'anatoxine-a et les microcystines ont été dosées; concentration donnée en équivalent toxique de la microcystine-LR) pour les trois lacs touchés est présentée à la Figure 24. La concentration en toxines mesurée dans les lacs Alex et de l'Équerre est négligeable. Cependant, la concentration maximale en toxines pour le lac Blanc atteint 2 µg/L au mois d'août. Ce résultat concorde avec l'ampleur de la fleur d'eau observée pendant le mois d'août et caractérisée par une forte abondance en *Dolichospermum sp*, mais aussi par la plus grande densité cellulaire en *Microcystis sp* observée au courant de l'été. Néanmoins, le critère de recommandation de 10 µg/L établis par Santé Canada pour les eaux utilisées dans un but récréatif de contact primaire (Santé Canada, 2022) n'est pas dépassé. Cependant, nous ne pouvons exclure qu'un dépassement de ce critère ait eu lieu un autre moment dans l'été. Il est intéressant de mentionner que cette concentration dépasse le critère de recommandation de 1,5 µg/L du règlement sur la qualité de l'eau potable (INSPQ, 2005).

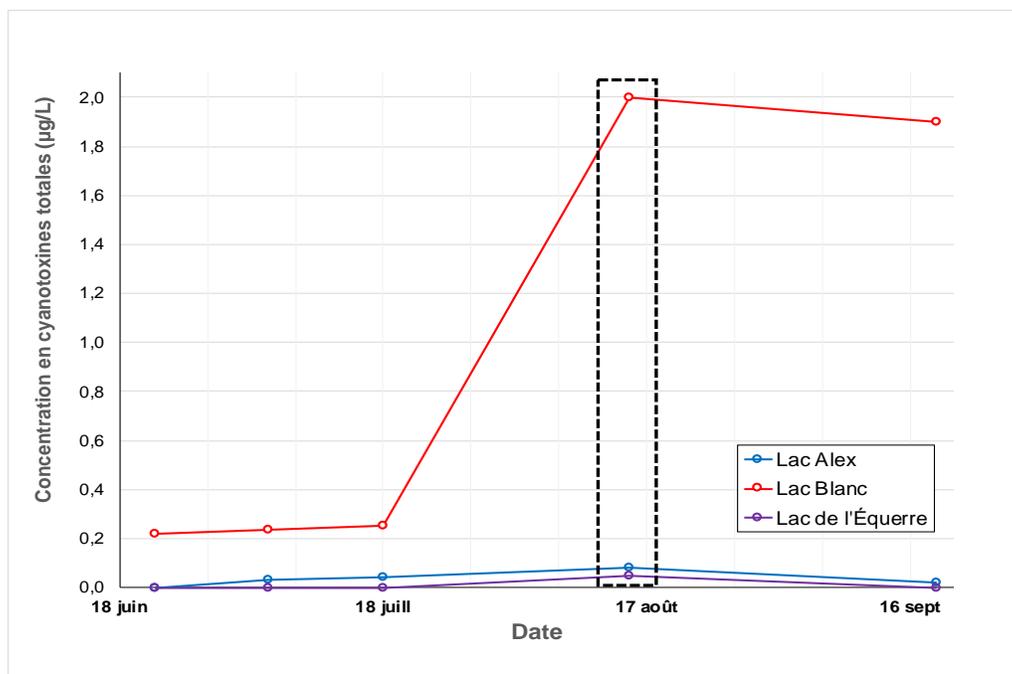


Figure 24 - Concentration en cyanotoxines totales (µg/L) dans les lacs touchés.

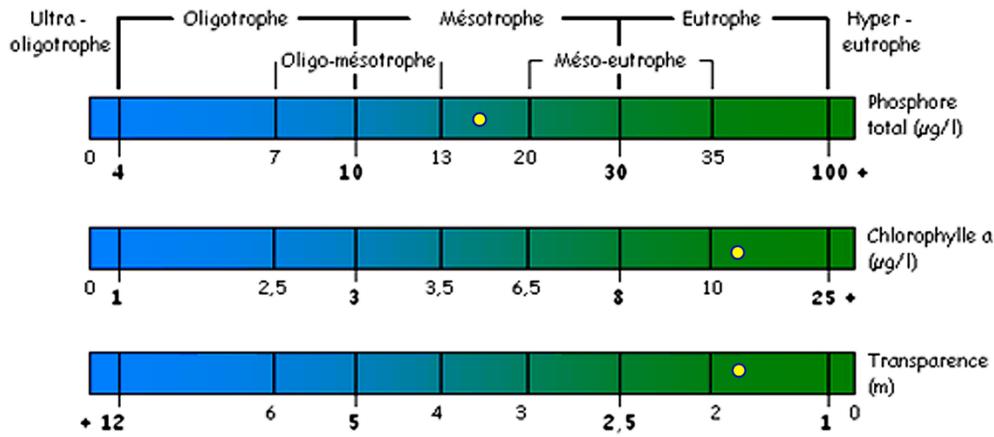
## 4. Évaluation du stade trophique des lacs

L'ensemble des résultats amassés pendant la saison estivale 2022 a permis de classer les lacs affectés par les fleurs d'eau dans le passé, soit les lacs Alex, Blanc et de l'Équerre (Figure 25), ainsi que les lacs témoins (Mignon, Noir et Sicard) (Figure 26), en fonction de leur niveau de productivité biologique. L'évaluation du stade d'eutrophisation d'un lac par les autorités gouvernementales et le Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL) est essentiellement réalisée à partir des données de phosphore total, de chlorophylle *a* et de transparence de Secchi (MELCC, 2022a), malgré qu'il existe d'autres indicateurs physiques, chimiques et/ou biologiques (par ex. l'azote total, la concentration en oxygène dissous, le carbone organique dissous, l'abondance des plantes aquatiques et du périphyton) permettant de documenter l'état de santé d'un lac et de suivre son évolution temporelle. La morphométrie influence également la réponse des systèmes lacustres aux pressions environnementales anthropiques ou naturelles qui agissent sur la stratification oxythermique, la transparence de l'eau, et la croissance et succession du phytoplancton.

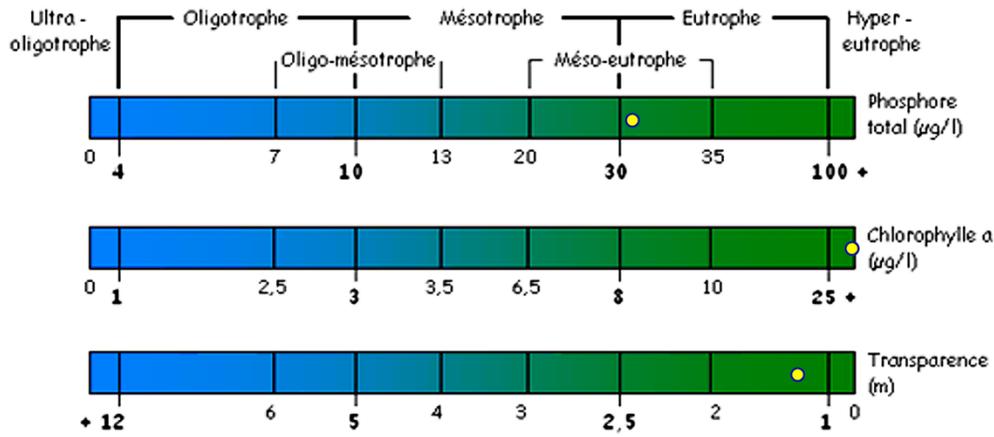
Selon les échelles établies pour les trois paramètres, les lacs touchés présentent un niveau d'eutrophisation globalement plus avancé que les lacs témoins. Ainsi, il est possible d'établir que le lac Blanc se trouve au stade de vieillissement le plus avancé, avec une biomasse correspondant au stade hypereutrophe et une transparence moyenne quasi nulle. Le lac Alex est qualifié de méso-eutrophe. Le lac de l'Équerre se trouve pour sa part à un stade d'eutrophisation moins avancé (mésotrophe), possiblement en raison de sa plus grande profondeur (6,1 m contre 2,13 et 3,96 m) davantage comparable à celle du lac Sicard (6,4 m), également au stade mésotrophe. Les lacs Mignon et Noir sont plutôt oligo-mésotrophes.

Le stade trophique donné par la transparence de l'eau est toujours plus élevé que celui donné par les deux autres paramètres, potentiellement relié au fait que ces lacs possèdent une quantité relativement élevée de substances humiques (couleur brune) qui réduisent la transparence de l'eau sans être reliées à la croissance phytoplanctonique et la richesse en nutriments.

## Lac Alex



## Lac Blanc



## Lac de l'Équerre

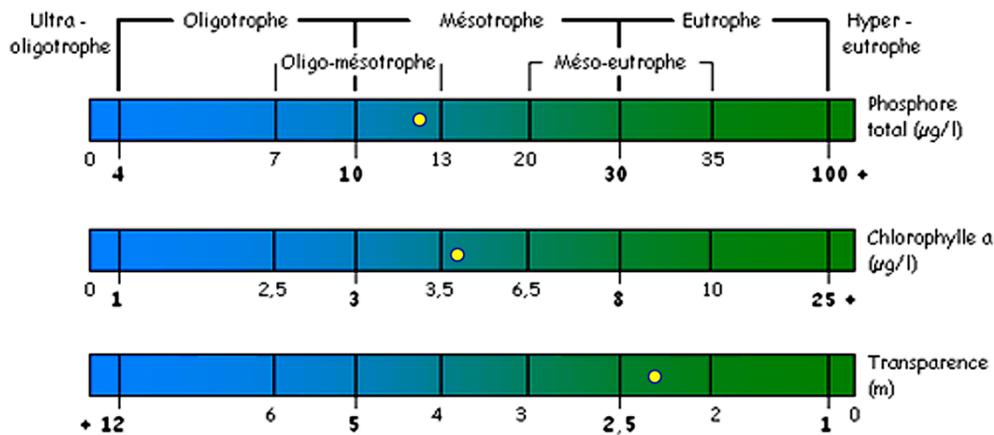
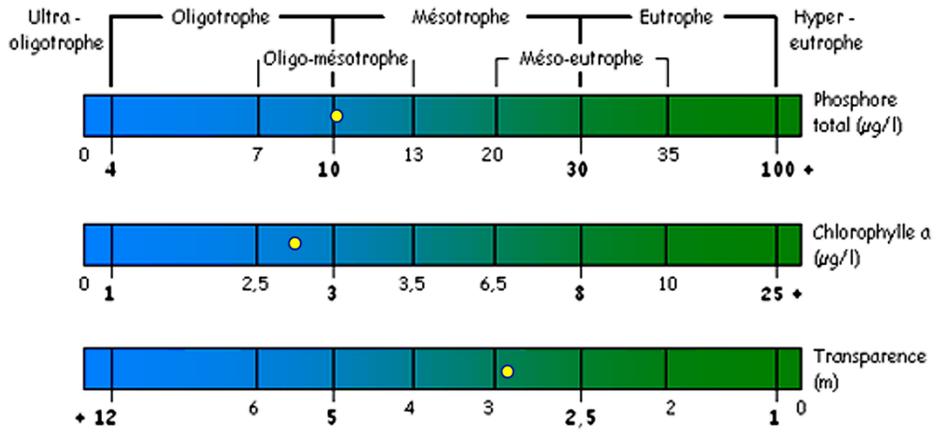
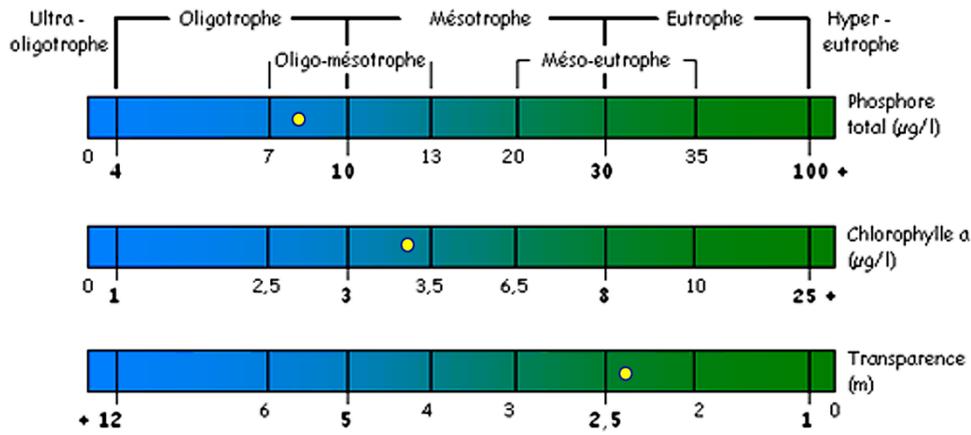


Figure 25 - Résumé des différents indicateurs selon leur état trophique pour les lacs touchés.

## Lac Mignon



## Lac Noir



## Lac Sicard

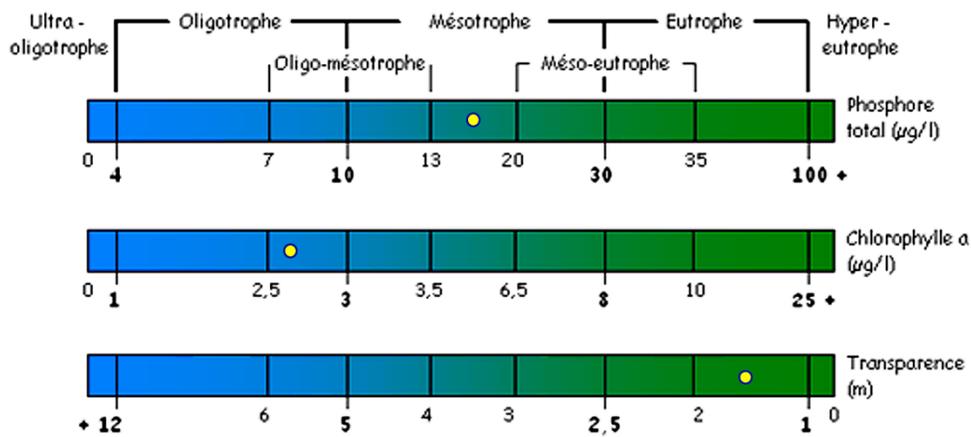


Figure 26 - Résumé des différents indicateurs selon leur état trophique pour les lacs témoins.

## 5. Discussion et conclusion

### 5.1 Constats généraux

De nombreux facteurs interviennent dans le mécanisme d'eutrophisation d'un lac. Les systèmes lacustres vieillissants réagissent et s'adaptent constamment aux changements dans l'hydrologie, la météorologie locale et les processus naturels survenant dans le bassin versant, qui affectent tous la succession biogéochimique dans la colonne d'eau et les sédiments (Gascuel *et al.*, 2018). La vitesse à laquelle l'eutrophisation naturelle a lieu dépend de la capacité de résilience du système, et notamment de la biodiversité (Gascuel *et al.*, 2018). Par contre, les pressions anthropiques post-industrielles exercées sur les écosystèmes aquatiques accélèrent ce processus de vieillissement (Gascuel *et al.*, 2018). Cette pression se manifeste majoritairement sous la forme d'un apport en excès de nutriments vers les plans d'eau dû aux pratiques en agriculture et à la mauvaise gestion des eaux usées (Hade, 2003). Elle s'exerce aussi par l'entremise des changements climatiques accélérés, qui haussent la température de surface de l'eau (stimulation de la croissance phytoplanctonique), réduisent la durée du couvert de glace (prolongation de la saison de croissance), et augmentent les apports en nutriments provenant du bassin versant (intensification de l'érosion hydrologique) et des charges internes du lac (stratification plus stable, anoxie, relargage des nutriments) – charge sédimentaire plus ou moins enrichie au fil des années dépendant du legs anthropique. L'impact principal de l'enrichissement en nutriments d'un lac est l'augmentation de la productivité primaire. Ce phénomène déclenche une réaction en chaîne lourde de conséquences sur les cycles biogéochimiques, sur la dynamique des communautés biologiques, puis sur l'évolution de l'écosystème dans son ensemble (Gascuel *et al.*, 2018).

Les lacs du Québec subissent de plein fouet les effets de l'eutrophisation. En revanche, les lacs du parc national des Grands-Jardins se trouvent à l'écart de l'influence anthropique susceptible d'accélérer leur vieillissement, et pourtant, ils ont développé des signes évidents d'eutrophisation ces dernières années. L'étude

des cartes des territoires du bassin versant et du parc suggère que les activités agricoles ou industrielles ne sont pas en cause dues à leur localisation en aval des lacs touchés par les fleurs d'eau. Cependant, le phosphore est considéré comme un contaminant hérité en raison du « recyclage benthique » qu'il subit (O'Connell *et al.*, 2020). Des activités historiques sur le territoire ont pu causer une accumulation de nutriments dans les sédiments des lacs de ce bassin versant, qui aujourd'hui pourraient constituer une charge interne par l'intermédiaire du relargage dans la colonne d'eau, plusieurs années après l'arrêt des apports externes (O'Connell *et al.*, 2020). Aucune norme de qualité du phosphore sédimentaire n'existe actuellement au Québec (MELCC, 2016), ce qui complique l'interprétation des résultats obtenus. De ce fait, l'hypothèse de l'enrichissement des lacs touchés par le relargage de phosphore issu d'un legs du passé ne peut être confirmée.

L'examen des caractéristiques morphologiques du lac est essentiel à l'établissement d'une diagnose limnologique. Celles-ci permettent de mieux comprendre l'interaction entre les facteurs d'eutrophisation et leur influence sur la dynamique lacustre. Ils offrent une base de comparaison entre plusieurs lacs d'une même zone. Les lacs touchés (Alex, Blanc, de l'Équerre) sont moins profonds et de plus petite superficie que les lacs témoins (Mignon, Noir, Sicard). Par conséquent, ils pourraient être davantage vulnérables à la combinaison des effets interactifs du réchauffement de l'air et de la potentielle diminution de la transparence de l'eau liée au brunissement (Bartosiewicz *et al.*, 2019b). De plus, l'intensité du mélange par le vent est notamment déterminée par sa portée sur l'eau. Les lacs touchés, plus petits que les lacs témoins, subissent donc potentiellement un brassage de moindre importance. Cet aspect contribue au renforcement de la stratification et à l'oxygénation inefficace de l'hypolimnion, causant une recirculation plus efficace des charges en phosphore. La matière organique colorée dissoute et la présence d'une biomasse phytoplanctonique élevée, maintenues dans les strates supérieures par les différences de densité et la diminution du flux d'énergie vertical, absorbent les radiations solaires et

entraînent un réchauffement significatif de la surface du lac, ce qui stimule encore la production primaire (Bartosiewicz *et al.*, 2019b).

On peut se demander alors d'où vient cette richesse nutritive des lacs permettant une croissance phytoplanctonique en excès, telle que rencontrée au lac Blanc, car si les apports en carbone et en azote sont atmosphériques, ceux en phosphore dépendent des charges internes et externes. Trois hypothèses sont identifiées comme pouvant avoir généré une charge interne en phosphore dans le passé : l'activité historique des castors, les feux de forêt, et les coupes forestières historiques sur le bassin versant. Les données disponibles (ou le temps imparti au projet) ne nous permettent pas de statuer sur la question. Ces facteurs sont possiblement tous intervenus sur la charge interne en nutriments des lacs, mais les données sont trop fragmentaires pour se prononcer sur le principal responsable.

Le stade trophique des lacs pourrait partiellement expliquer le comportement du phosphore à l'interface eau-sédiments. En effet, il a été démontré qu'un lac eutrophe tend à relarguer le phosphore sédimentaire dans la colonne d'eau et à avoir de la difficulté à stocker le phosphore dans ses sédiments; qu'un lac oligotrophe tend à stocker facilement le phosphore dans ses sédiments; et qu'un lac mésotrophe peut continuer à stocker du phosphore dans ses sédiments, mais qu'il est près de la saturation (Carey & Rydin, 2011). C'est pourquoi le phosphore en suspension dans le lac Blanc hypereutrophe reste en suspension, et le phosphore stocké dans les sédiments du lac Noir oligo-mésotrophe n'est pas relargué. Aussi, il est possible de comparer approximativement la position des 6 lacs des Grands-Jardins par rapport à ce qui a été vu dans la littérature. De manière générale, les tendances montrent des concentrations en phosphore sédimentaire entre 1000 et 3500 mg P/kg (Boström *et al.*, 1988; Carey & Rydin, 2011; Tammeorg *et al.*, 2021), ce qui place les lacs Blanc (774 mg P/kg) et Noir (8420 mg P/kg) aux deux extrêmes. Avec une concentration en phosphore aussi élevée, les sédiments du lac Noir pourraient contribuer à l'accélération de son eutrophisation s'il y avait relargage dans le futur. Ce lac doit donc être surveillé.

Le suivi en continu du degré de stabilité de la colonne d'eau dans les lacs Alex et Sicard (mouillages) indique nettement une plus grande stabilité au lac Alex (Figure 17), ce qui crée des conditions plus favorables à la prolifération d'espèces phytoplanctoniques de plus petite taille (qui sédimentent moins vite hors de la zone euphotique), riches en pigments photosynthétiques (Chla, chlorophylle-b), et pouvant migrer dans la colonne d'eau, telle que les cyanobactéries (Bartosiewicz *et al.*, 2019b). Ces bactéries photosynthétiques tolèrent mieux les facteurs de stress thermique, lumineux et abiotique que les algues, notamment les diatomées (Rosic, 2022). On voit ainsi prospérer une population de *Dolichospermum* au lac Alex (bien que non dominante en termes de biovolume), prenant de l'ampleur particulièrement en juin et en septembre. Cette cyanobactérie est connue pour faire des fleurs d'eau potentiellement toxiques (Li *et al.*, 2016), tel qu'il s'est produit au lac Blanc (Figure 22). Bien que l'étude de la flore du lac Sicard se limite au mois d'août, nous n'y avons pas observé de cyanobactéries de type « *buoyant bloom formers* » (telles que *Dolichospermum* ou *Microcystis*), mais seulement la cyanobactérie coloniale *Merismopedia*.

Les conditions météorologiques et hydrologiques propres à chaque année (ou période de l'année) peuvent générer des patrons de dominance variables des populations de cyanobactéries. On ne peut donc pas s'attendre à ce que la dynamique saisonnière observée en 2022 se répète à chaque année. Toutefois, nous pensons que la probabilité est plus élevée que des fleurs d'eau de cyanobactéries surviennent aux lacs Alex, Blanc et de l'Équerre qu'aux lacs Sicard, Noir et Mignon, et que l'ampleur des efflorescences et le moment des fleurs d'eau seront dictés par la variabilité interannuelle dans l'ensoleillement, les vagues de chaleur et les précipitations. Malheureusement, les projections climatiques suggèrent que ce problème n'est pas près de se résorber (Paerl *et al.*, 2019). Dans un scénario où les gaz à effets de serre ne cessent d'augmenter, il est prévu que la période de stratification thermique des lacs se verra allonger résultant d'une accélération du phénomène de désoxygénation de l'hypolimnion avec des répercussions importantes sur le relargage des nutriments provenant des sédiments lacustres (Woolway *et al.*, 2021).

## 5.2 Recommandations

Le premier objectif de ce projet était d'identifier les facteurs responsables de l'apparition de fleurs d'eau sur les lacs Alex, de l'Équerre et Blanc, de même que les microorganismes responsables de ces proliférations. Aucune hypothèse relatée dans la revue de littérature n'a pu être clairement désignée comme seule responsable des efflorescences. La combinaison de plusieurs facteurs de contrôle (climat, morphologie, charge interne historique) est probable étant donné la complexité du phénomène et la spécificité du positionnement géographique des lacs. Il est donc difficile de donner une recommandation sur comment renverser la tendance observée au fil des dernières années autres que de réaliser un suivi régulier de la composition de la flore des lacs touchés (ou de tous lacs exploités pour les loisirs lorsqu'ils présentent une couleur verdâtre) et de la présence de cyanotoxines lors des événements de fleurs d'eau.

Le second objectif était de déterminer si les fleurs d'eau menacent la qualité et la pérennité de l'habitat du poisson, mais également d'autres services écosystémiques que procurent les lacs aux utilisateurs. Les résultats indiquent que les lacs développent un hypolimnion hypoxique, avec parfois une zone anoxique au fond, susceptible de générer une perte d'habitat pour les salmonidés, puisque ces poissons trouvent refuge au fond des lacs lorsque l'épilimnion est trop chaud. Cet aspect est particulièrement critique dans un contexte de réchauffement climatique et de réduction de la transparence de l'eau causée par le brunissement de l'eau et le développement des fleurs d'eau (Bartosiewicz *et al.*, 2019b). Par ailleurs, le risque d'exposition des utilisateurs aux cyanotoxines à travers leur consommation de chair de poisson ou au contact direct avec l'eau contaminée doit être davantage investigué. Un contrôle rigoureux des concentrations en toxines dans les lacs pêchés est préconisé. Aussi, le dosage des toxines dans la chair de poisson permettrait de rassurer les utilisateurs.

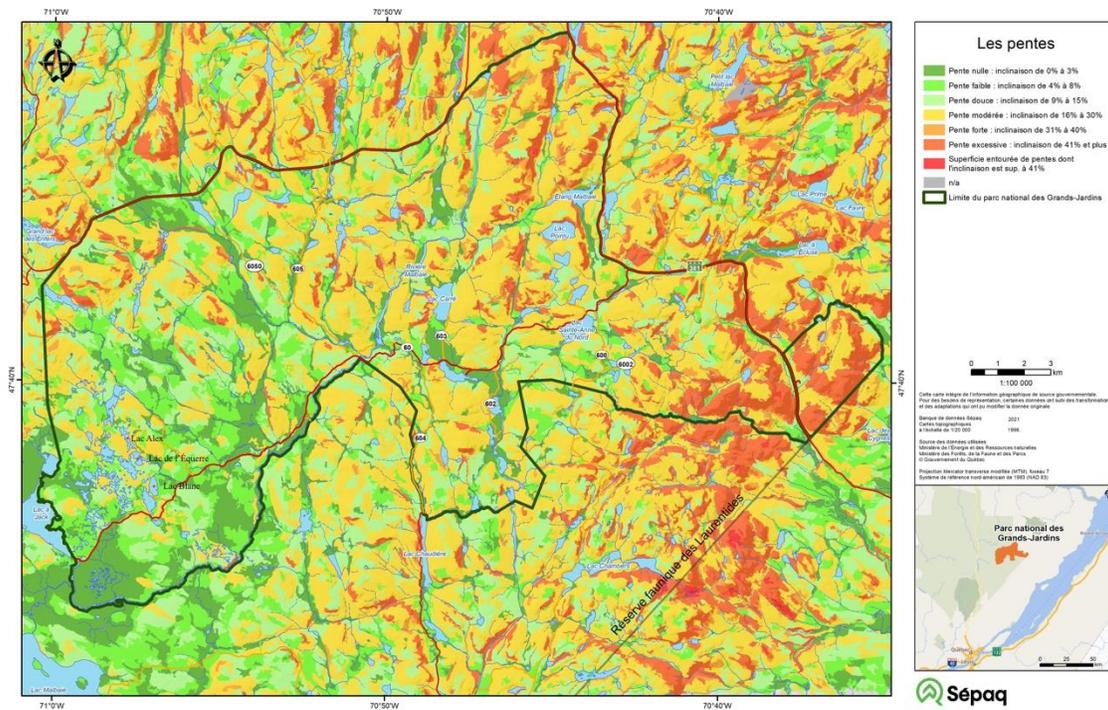
**Au terme de cette étude, nous recommandons:**

- 1- D'effectuer un suivi régulier de la diversité du phytoplancton dans les lacs touchés par les fleurs d'eau, et si possible des indicateurs physicochimiques liés à cette prolifération (nutriments, MOD, structure thermique);
- 2- D'effectuer un suivi régulier de la concentration en cyanotoxines dans les lacs touchés par des fleurs d'eau;
- 3- De procéder au dosage des toxines dans la chair de poisson aux périodes impactées, et aux périodes suivant les efflorescences;
- 4- D'étendre l'investigation aux affluents et exutoires des lacs afin de caractériser la variation spatiale et la connectivité des communautés microbiennes, et identifier les sources potentielles de nutriments et/ou de matière organique (par ex. barrages de castor abandonnés).

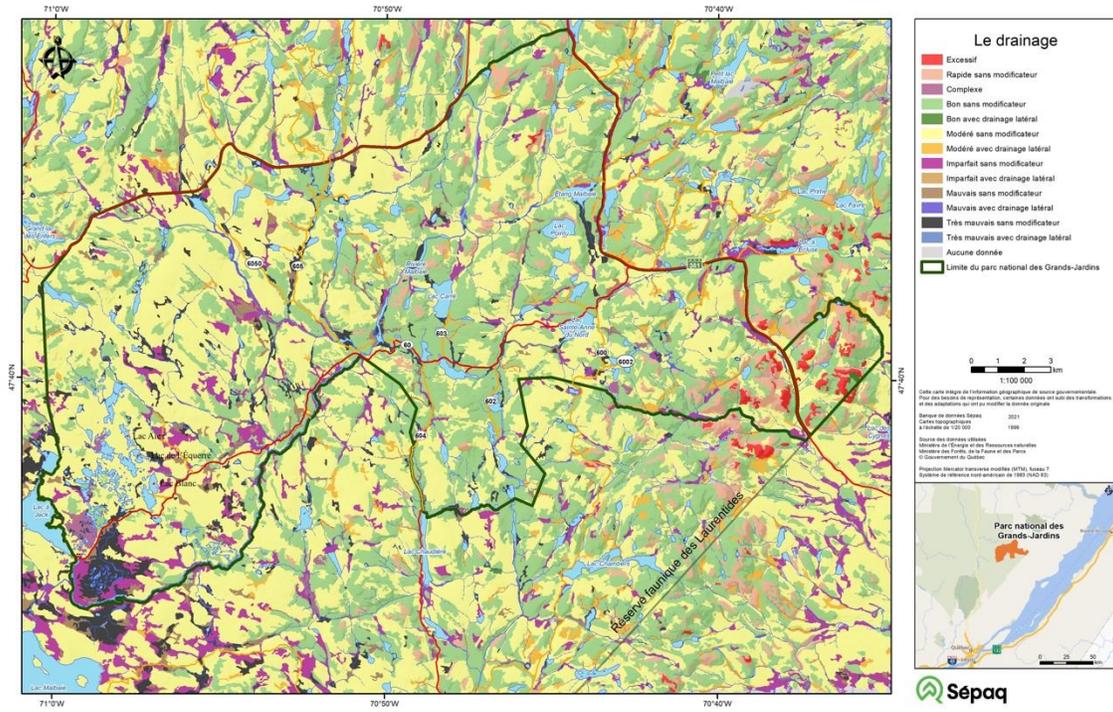
## 6. Annexe

	Unité	Exactitude	Limite de détection
	%	± 1%, 0-200%	0-500%
<b>Oxygène dissous</b>	mg/L	± 0,1 mg/L, 0-20 mg/L	0-50 mg/L
<b>Température</b>	°C	± 0,2°C	-5-70°C
<b>Conductivité</b>	µS/cm	±0.5%, 0-100 µS/cm	0-200 µS/cm

Annexe 1 - Unité, exactitude et limite de détection des paramètres mesurés par la sonde multiparamétrique YSI ProSolo.



Annexe 2 - Carte topographique du parc national des Grands-Jardins



Annexe 3 - Carte des zones de drainage du parc national des Grands-Jardins

## 7. Bibliographie

- Alabaster JS & Lloyd RS (2013) *Water quality criteria for freshwater fish*. Elsevier,
- Bartosiewicz M, Laurion I, Clayer F & Maranger R (2016) Heat-wave effects on oxygen, nutrients, and phytoplankton can alter global warming potential of gases emitted from a small shallow lake. *Environmental science & technology* 50(12):6267-6275.
- Bartosiewicz M, Przytulska A, Deshpande BN, Antoniadou D, Cortes A, MacIntyre S, Lehmann MF & Laurion I (2019a) Effects of climate change and episodic heat events on cyanobacteria in a eutrophic polymictic lake. *Science of the Total Environment* 693:133414.
- Bartosiewicz M, Przytulska A, Lapierre JF, Laurion I, Lehmann MF & Maranger R (2019b) Hot tops, cold bottoms: Synergistic climate warming and shielding effects increase carbon burial in lakes. *Limnology and Oceanography Letters* 4(5):132-144.
- Bennett L (2017) *Algae, Cyanobacteria Blooms, and Climate Change*. The Climate Institute.
- Bixby RJ, Cooper SD, Gresswell RE, Brown LE, Dahm CN & Dwire KA (2015) Fire effects on aquatic ecosystems: an assessment of the current state of the science. *Freshwater Science* 34(4):1340-1350.
- Bladon KD, Emelko MB, Silins U & Stone M (2014) Wildfire and the future of water supply. *Environ Sci Technol* 48(16):8936-8943.
- Błędzki LA, Bubier J, Moulton L & Kyker-Snowman T (2011) Downstream effects of beaver ponds on the water quality of New England first- and second-order streams. *Ecohydrology* 4(5):698-707.
- Boström B, Andersen JM, Fleischer S & Jansson M (1988) Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Phosphorus in Freshwater Ecosystems: Proceedings of a Symposium held in Uppsala, Sweden, 25–28 September 1985*. Springer, p 229-244.
- Brazier RE, Puttock A, Graham HA, Auster RE, Davies KH & Brown CM (2021) Beaver: Nature's ecosystem engineers. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 8(1):e1494.

- Butler DR & Malanson GP (2005) The geomorphic influences of beaver dams and failures of beaver dams. *Geomorphology* 71(1-2):48-60.
- Carey CC & Rydin E (2011) Lake trophic status can be determined by the depth distribution of sediment phosphorus. *Limnology and oceanography* 56(6):2051-2063.
- Catherine Hery AD (2016) L'insecticide biologique Btk. *SOPFIM* :2.
- CCN (2021) Programme d'accréditation des laboratoires d'essais et d'étalonnage (PAL): Portée d'accréditation. Laboratoire accrédité n°310 *Conseil canadien des normes*.
- CEAEQ (2012a) Détermination de la chlorophylle a : méthode par fluorimétrie, MA. 800 - Chlor. 1.0, Rév. 2. *Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec*.
- CEAEQ (2012b) Détermination du pH et de la conductivité dans l'eau : méthode avec un titrateur automatique, MA. 303 - Titr Auto 2.1. *Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs du Québec*.
- CEAEQ (2015) Détermination de l'azote total, des nitrites, des nitrates et de l'azote ammoniacal dans l'eau : méthode colorimétrique automatisée, MA. 303 - Nutriments. *Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques*.
- CEAEQ (2016a) Détermination de la couleur vraie dans l'eau : méthode par spectrophotométrie UV-visible avec le platino-cobalt, MA. 103 - Col. 2.0, Rév. 4. *Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec*.
- CEAEQ (2016b) Détermination du carbone inorganique dissous, du carbone organique dissous et du carbone organique total : méthode par détection infrarouge, MA. 300 - C 1.0, Rév. 6. *Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec*.
- CEAEQ (2019) Détermination du phosphore total dans les eaux naturelles par minéralisation au persulfate : méthode colorimétrique automatisée et procédures adaptées pour le phosphore de faible concentration et à l'état de trace, MA. 303 - P 5.2, Rév. 5. *Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec*.

- CEAEQ. (2012) Détermination des solides en suspension totaux : méthode gravimétrique, MA. 104 - S.S. 2.0. *Ministère du Développement durable de l'Environnement de la Faune et des Parcs du Québec.*
- CEHQ (2022) Répertoire des barrages. *Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ).*
- Chadwick JG & McCormick SD (2017) Upper thermal limits of growth in brook trout and their relationship to stress physiology. *Journal of Experimental Biology* 220(21):3976-3987.
- Chorus I & Welker M (2021) *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.* Taylor & Francis,
- Couture RM, de Wit HA, Tominaga K, Kiuru P & Markelov I (2015) Oxygen dynamics in a boreal lake responds to long-term changes in climate, ice phenology, and DOC inputs. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120(11):2441-2456.
- Creed IF, Bergström AK, Trick CG, Grimm NB, Hessen DO, Karlsson J, Kidd KA, Kritzberg E, McKnight DM & Freeman EC (2018) Global change-driven effects on dissolved organic matter composition: Implications for food webs of northern lakes. *Global change biology* 24(8):3692-3714.
- Croke J & Hairsine P (2006) Sediment delivery in managed forests: a review. *Environmental Reviews* 14(1):59-87.
- Crouch RL, Timmenga HJ, Barber TR & Fuchsman PC (2006) Post-fire surface water quality: comparison of fire retardant versus wildfire-related effects. *Chemosphere* 62(6):874-889.
- De Stasio Jr BT, Hill DK, Kleinhans JM, Nibbelink NP & Magnuson JJ (1996) Potential effects of global climate change on small north-temperate lakes: Physics, fish, and plankton. *Limnology and oceanography* 41(5):1136-1149.
- Del Rio AM, Davis BE, Fangue NA & Todgham AE (2019) Combined effects of warming and hypoxia on early life stage Chinook salmon physiology and development. *Conservation physiology* 7(1):coy078.
- Diemer LA, McDowell WH, Wymore AS & Prokushkin AS (2015) Nutrient uptake along a fire gradient in boreal streams of Central Siberia. *Freshwater Science* 34(4):1443-1456.

- Dormoy-Boulanger J, Gregory-Eaves I, Juneau P & Beisner BE (2020) Effets de différentes conditions environnementales sur la production, l'excrétion et la dégradation des cyanotoxines dans les écosystèmes d'eau douce et saumâtre. *Le Naturaliste canadien* 144(2):65-76.
- Dymond CC, Neilson ET, Stinson G, Porter K, MacLean DA, Gray DR, Campagna M & Kurz WA (2010) Future Spruce Budworm Outbreak May Create a Carbon Source in Eastern Canadian Forests. *Ecosystems* 13(6):917-931.
- EPA U (2001) Method 200.7: Trace Elements in Water, Solids, and Biosolids by Inductively Coupled Plasma-atomic Emission Spectrometry. *EPA, US*.
- Finer L, Lepistö A, Karlsson K, Räike A, Härkönen L, Huttunen M, Joensuu S, Kortelainen P, Mattsson T & Piirainen S (2021) Drainage for forestry increases N, P and TOC export to boreal surface waters. *Science of the Total Environment* 762:144098.
- Finstad AG, Andersen T, Larsen S, Tominaga K, Blumentrath S, De Wit HA, Tømmervik H & Hessen DO (2016) From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Scientific Reports* 6(1):1-8.
- Gascuel C, Le Moal M, Souchon Y, Ménesguen A & Pinay G (2018) L'eutrophisation: Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. *L'eutrophisation* :1-176.
- Glew JR (1991) Miniature gravity corer for recovering short sediment cores. *Journal of Paleolimnology* 5:285-287.
- Granath G, Evans CD, Strengbom J, Fölster J, Grelle A, Strömqvist J & Köhler SJ (2021) The impact of wildfire on biogeochemical fluxes and water quality in boreal catchments. *Biogeosciences* 18(10):3243-3261.
- Hade A (2003) *Nos lacs: les connaître pour mieux les protéger*. Les Editions Fides,
- Hardy FJ, Johnson A, Hamel K & Preece E (2015) Cyanotoxin bioaccumulation in freshwater fish, Washington State, USA. *Environmental monitoring and assessment* 187:1-15.
- Hébert S & Légaré S (2000) Suivi de la qualité de l'eau des rivières et des petits cours d'eau.

- Hickey CW & Gibbs MM (2009) Lake sediment phosphorus release management—decision support and risk assessment framework. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 43(3):819-856.
- Huisman J, Codd GA, Paerl HW, Ibelings BW, Verspagen JM & Visser PM (2018) Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology* 16(8):471-483.
- Huotari J, Ojala A, Peltomaa E, Pumpanen J, Hari P & Vesala T (2009) Temporal variations in surface water CO<sub>2</sub> concentration in a boreal humic lake based on high-frequency measurements.
- Ibelings BW & Chorus I (2007) Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater “seafood” and its consequences for public health: a review. *Environmental pollution* 150(1):177-192.
- INSPQ (2005) *Propositions de critères d'intervention et de seuils d'alerte pour les cyanobactéries*. <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/348-CriteresInterventionCyanobacteries.pdf>
- Jasinki P (2004) *Origin and ecology of the spruce lichen woodlands in the Parc des Grands-Jardins, Québec - An alternative stable state to the surrounding spruce moss forest*. Ph.D. (Université Laval, Québec). 80 p
- Jiang L, Fang X, Stefan HG, Jacobson PC & Pereira DL (2012) Oxythermal habitat parameters and identifying cisco refuge lakes in Minnesota under future climate scenarios using variable benchmark periods. *Ecological Modelling* 232:14-27.
- Karlsson D (2014) Logging impacts on catchment biogeochemistry: A review: with emphasis on northern boreal ecosystems.
- Kosten S, Huszar VL, Bécares E, Costa LS, van Donk E, Hansson LA, Jeppesen E, Kruk C, Lacerot G & Mazzeo N (2012) Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology* 18(1):118-126.
- Li X, Dreher TW & Li R (2016) An overview of diversity, occurrence, genetics and toxin production of bloom-forming Dolichospermum (Anabaena) species. *Harmful algae* 54:54-68.
- McEachern P, Prepas E, Gibson J & Dinsmore W (2000) Forest fire induced impacts on phosphorus, nitrogen, and chlorophyll a concentrations in boreal

- subarctic lakes of northern Alberta. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(S2):73-81.
- MDDEP CL (2016) Protocole de mesure de la transparence de l'eau. *Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et Conseil régional de l'environnement des Laurentides (CRE Laurentides)*.
- MELCC (2016) Guide de caractérisation physico-chimique et toxicologique des sédiments. *Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques et Environnement et Changement climatique Canada*.
- MELCC (2022a) Le Réseau de surveillance volontaire des lacs : Les méthodes. *Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques*.
- MELCC (2022b) Sommaire de données climatiques Station Lac-Ha!Ha! Données Climatiques. *Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques*.
- Mooij WM, Janse J, De Senerpont Domis LN, Hülsmann S & Ibelings BW (2007) Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake. *Shallow Lakes in a Changing World: Proceedings of the 5th International Symposium on Shallow Lakes, held at Dalfsen, The Netherlands, 5–9 June 2005*. Springer, p 443-454.
- Moreira C, Ramos V, Azevedo J & Vasconcelos V (2014) Methods to detect cyanobacteria and their toxins in the environment. *Appl Microbiol Biotechnol* 98(19):8073-8082.
- MRFP (2003) Zones de Végétation et Domaines Bioclimatiques du Québec. *Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction des Inventaires Forestiers, Code de diffusion 3043*.
- MRN (2022) The spruce budworm - Integrated Management approach to outbreaks. *Ministère des Ressources naturelles (MRN)*.
- Naiman RJ, Pinay G, Johnston CA & Pastor J (1994) Beaver influences on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks. *Ecology* 75(4):905-921.

- Neary DG, Ryan KC & DeBano LF (2005) Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol 4*(250):42.
- Nudds RL, Ozolina K, Fenkes M, Wearing OH & Shiels HA (2020) Extreme temperature combined with hypoxia, affects swimming performance in brown trout (*Salmo trutta*). *Conservation Physiology* 8(1):coz108.
- O'Connell D, Ansems N, Kukkadapu R, Jaisi D, Orihel D, Cade-Menun B, Hu Y, Wiklund J, Hall R & Chessell H (2020) Changes in sedimentary phosphorus burial following artificial eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, Ontario, Canada. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 125(8):e2020JG005713.
- OBV CM (2014) Plan directeur de l'eau de la zone hydrique Charlevoix-Montmorency. *OBV Charlevoix-Montmorency* :903.
- Paerl HW, Havens KE, Hall NS, Otten TG, Zhu M, Xu H, Zhu G & Qin B (2019) Mitigating a global expansion of toxic cyanobacterial blooms: confounding effects and challenges posed by climate change. *Marine and Freshwater Research* 71(5):579-592.
- Palviainen M, Finér L, Laurén A, Launiainen S, Piirainen S, Mattsson T & Starr M (2014) Nitrogen, phosphorus, carbon, and suspended solids loads from forest clear-cutting and site preparation: Long-term paired catchment studies from eastern Finland. *Ambio* 43:218-233.
- Paul MJ, LeDuc SD, Lassiter MG, Moorhead LC, Noyes PD & Leibowitz SG (2022) Wildfire Induces Changes in Receiving Waters: A Review With Considerations for Water Quality Management. *Water Resources Research* 58(9).
- Pinel-Alloul B, Planas D, Carignan R & Magnan P (2002) Synthèse des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur les lacs de l'écozone boréale au Québec. *Revue des Sciences de l'Eau* 15(1):371-395.
- PSIE (2014) Programme de suivi de l'intégrité écologique - Rapport 2003-2012. in *PARC NATIONAL DES GRANDS-JARDINS*, Édité Québec P).
- Puttock A, Graham HA, Carless D & Brazier RE (2018) Sediment and nutrient storage in a beaver engineered wetland. *Earth Surface Processes and Landforms* 43(11):2358-2370.

- Ranalli AJ (2004) A summary of the scientific literature on the effects of fire on the concentration of nutrients in surface waters. (Geological Survey Reston Va).
- Reichwaldt ES & Ghadouani A (2012) Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water research* 46(5):1372-1393.
- RHN (2022) Réseau hydro national - RHN - Série GéoBase. (Gouvernement du Canada).
- Robinne F-N, Hallema DW, Bladon KD & Buttle JM (2020) Wildfire impacts on hydrologic ecosystem services in North American high-latitude forests: A scoping review. *Journal of Hydrology* 581:124360.
- Rosell F, Bozser O, Collen P & Parker H (2005) Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal review* 35(3-4):248-276.
- Rosic N (2022) Molecular mechanisms of stress tolerance in Cyanobacteria. *Ecophysiology and Biochemistry of Cyanobacteria*, Springer. p 131-153.
- Santé Canada (2022) Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : Les cyanobactéries et leurs toxines.).
- Scheffer M, Straile D, van Nes EH & Houser H (2001) Climatic warming causes regime shifts in lake food webs. *Limnology and Oceanography* 46(7):1780-1783.
- Scordo F, Chandra S, Suenaga E, Kelson SJ, Culpepper J, Scaff L, Tromboni F, Caldwell TJ, Seitz C, Fiorenza JE, Williamson CE, Sadro S, Rose KC & Poulson SR (2021) Smoke from regional wildfires alters lake ecology. *Sci Rep* 11(1):10922.
- SÉPAQ (2022) Parc National des Grands-Jardins.).
- Simard M & Lajeunesse P (2015) The Interaction Between Insect Outbreaks and Debris Slides in a Glacial Valley of the Eastern Canadian Shield. *Ecosystems* 18(7):1281-1289.
- Solomon CT, Jones SE, Weidel BC, Buffam I, Fork ML, Karlsson J, Larsen S, Lennon JT, Read JS & Sadro S (2015) Ecosystem consequences of

- changing inputs of terrestrial dissolved organic matter to lakes: current knowledge and future challenges. *Ecosystems* 18:376-389.
- Tammeorg O, Nürnberg G, Nöges P & Niemistö J (2021) Sediment phosphorus release in boreal lakes: The role of trophic state and humic substances.
- UNESCO (1988) *Charlevoix Biosphere Reserve, Canada*.  
<https://en.unesco.org/biosphere/eu-na/charlevoix>
- Verma S & Jayakumar S (2012) Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. *proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences* 2(3):168.
- Viljur ML, Abella SR, Adámek M, Alencar JBR, Barber NA, Beudert B, Burkle LA, Cagnolo L, Campos BR & Chao A (2022) The effect of natural disturbances on forest biodiversity: an ecological synthesis. *Biological Reviews* 97(5):1930-1947.
- Vincent W (2009) Effects of climate change on lakes. *Elsevier*.
- Wetzel RG (2001) *Limnology: lake and river ecosystems*. gulf professional publishing,
- Williamson CE, Overholt EP, Pilla RM, Leach TH, Brentrup JA, Knoll LB, Mette EM & Moeller RE (2015) Ecological consequences of long-term browning in lakes. *Scientific reports* 5(1):1-10.
- Williamson CE, Saros JE, Vincent WF & Smol JP (2009) Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography* 54(6part2):2273-2282.
- Woolway RI, Sharma S, Weyhenmeyer GA, Debolskiy A, Golub M, Mercado-Bettín D, Perroud M, Stepanenko V, Tan Z & Grant L (2021) Phenological shifts in lake stratification under climate change. *Nature communications* 12(1):2318.
- Yeung AC, Paltsev A, Daigle A, Duinker PN & Creed IF (2019) Atmospheric change as a driver of change in the Canadian boreal zone1. *Environmental Reviews* 27(3):346-376.