

# Diagnose du Lac Noir

Travail réalisé dans le cadre du cours Écologie des eaux douces  
BIO- 53394

Présenté à  
Alain Caron  
Chargé de cours

De la part de  
Nolwenn Dommanget-Dubois  
Rosabelle Petit

Université du Québec à Rimouski  
Décembre 2020

## Résumé

Le lac Noir, situé dans la municipalité de Saint-Marcellin au Québec, est un lieu fortement anthropisé et certains impacts environnementaux de l'activité humaine y ont déjà été documentés. La présente étude a pour objectif de décrire l'état actuel du lac et de mettre en relation les facteurs du milieu, la qualité de l'eau et la distribution des organismes pélagiques et benthiques, ainsi que les différents niveaux trophiques. Pour ce faire, des données récoltées en 2019 et antérieurement ont été étudiées. Le lac Noir d'une superficie de presque 110 ha est situé dans un petit bassin versant de 12,54 km<sup>2</sup>, avec deux tributaires. Les zones de faible profondeur couvrent environ 54 % de la superficie du lac et permettent une productivité accrue du plan d'eau. La température, la quantité d'oxygène dissous et le pH y sont relativement stables, excepté au niveau de la thermocline entre 8 et 10 m, alors que la conductivité augmente avec la profondeur. Les concentrations en silicate, sulfate et nitrite-nitrate augmentent avec la profondeur, alors que le phosphate diminue. Leurs concentrations témoignent d'un état trophique oligotrophe et ne permettent pas de déterminer l'influence des activités humaines sur la qualité de l'eau. Les données bactériologiques montrent un apport de coliformes fécaux et d'entérocoques au niveau du tributaire 2, mais les concentrations restent tout de même très faibles et témoignent d'une bonne qualité de l'eau. Quant aux communautés phytoplanctoniques, la densité absolue diminue drastiquement avec la profondeur. Les cyanobactéries dominent largement à la surface avec une abondance relative de près de 55 %. Les groupes échantillonnés sont caractéristiques d'un milieu oligotrophe, bien qu'une forte abondance de cyanobactéries reflète généralement des conditions eutrophes. Les communautés zooplanctoniques quant à elles représentent un état plutôt oligomésotrophe avec une dominance des crustacées de type calanoïdes et cyclopoïdes. La densité absolue de rotifères est beaucoup plus importante que celle des microcrustacés en surface, alors que l'inverse s'observe en profondeur. La majorité des organismes benthiques se retrouve en zones peu profondes et la diversité des groupes reflète la bonne qualité du milieu. Malgré tout, l'enrichissement du plan d'eau génère occasionnellement une prolifération des herbiers aquatiques, des éclosions de cyanobactéries et une détérioration saisonnière de la qualité de l'eau, ce qui démontre que l'activité humaine à proximité du lac n'est pas sans impact.

# Table des matières

Résumé.....	i
Table des matières.....	ii
Liste des figures.....	iii
Liste des tableaux.....	iv
Liste des annexes.....	v
Introduction.....	1
Revue de littérature.....	1
Résultats.....	6
Bathymétrie et morphométrie.....	6
Physicochimie.....	8
Phytoplancton.....	11
Zooplancton.....	14
Benthos.....	19
Discussion.....	21
Physique et chimie du lac Noir.....	21
Communautés.....	23
Réseaux trophiques et couplages pélagiques-benthiques.....	27
État trophique du Lac noir.....	28
Conclusion.....	30
Références.....	31
Annexes.....	38

## Liste des figures

- Figure 1.** Bathymétrie, zone littorale 0–6 m du lac Noir. La carte indique également la localisation de la bouée et des cours d'eau pour l'échantillonnage de la physicochimie (Source des cartes 1:20000, Ministères des Ressources naturelles, gouvernement du Québec, 2000 ; Projection : MTM zone 6 NAD83; la bathymétrie a été réalisée selon la méthode de Demers et Arvisais, 2008).....7
- Figure 2.** Profils de la température, de l'oxygène dissous, du pH et de la conductivité spécifique en fonction de la profondeur pour le lac Noir, le 7 et 8 septembre 2019. Les profondeurs d'échantillonnage (4, 9 et 14 m) sont également présentées. Les données de la lumière incidente ont été mesurées en 2018.....9
- Figure 3.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur, des principaux phylums phytoplanctoniques observés dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019. L'abondance relative est calculée pour chaque phylum en fonction des trois strates de profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 15 m = noir).....13
- Figure 4.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur, des différents genres de phytoplancton observés dans le lac Noir les 7 et 8 septembre 2019. L'abondance relative est calculée pour chaque genre ou groupe phytoplanctonique en fonction des trois strates de profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 15 m = noir).....13
- Figure 5.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur (4 m = vert pâle, 9,0 m = vert foncé et 15 m = noir), des différentes espèces et différents groupes taxonomiques de zooplancton de petite taille (Rotifères et microcrustacés < 1,4 mm) observés dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019.....16
- Figure 6.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 15 m = noir), des principaux phylums, sous-phylums et des principales classes zooplanctoniques de petite taille (Rotifères et microcrustacés < 1,4 mm) observés dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019.....16
- Figure 7.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 14 m = noir), des différents groupes taxonomiques de zooplancton de grandes tailles (Microcrustacées et autres ≥ 1,4 mm) observés dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019.....18
- Figure 8.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 14 m = noir), des principaux phylums, sous-phylums et des principales classes zooplanctoniques de grandes tailles (Microcrustacées et autres ≥ 1,4 mm) observés dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019.....18
- Figure 9.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 15 m = noir), de chaque groupe benthique observé dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019.....19

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1.</b> Caractéristiques morphométriques du lac Noir.....	8
<b>Tableau 2.</b> Données physico-chimiques moyennes de la transparence de l'eau (profondeur de Secchi), du nombre de colonies bactériennes, des demandes biologique (DBO5) et chimique (DCO) de l'oxygène et des sels nutritifs en fonction de la profondeur pour le lac Noir. Les données du disque de Secchi et de la profondeur photique ont été mesurées le 7 et 8 septembre 2019. Les autres données représentent une moyenne des données mesurées entre 1993 et 2010. L'intervalle de confiance à 95 % est aussi présenté lorsque cela est possible. Pour le phosphate, le nitrate-nitrite et le silicate, c'est l'erreur-type qui est présentée. Pour certains paramètres (DBO <sub>5</sub> , DCO), le minimum, la moyenne et le maximum sont présentés (min. < moy. < max.).....	10
<b>Tableau 3.</b> Densité absolue et abondance relative des genres phytoplanctoniques recueillies à différentes profondeurs, dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019 (le nom des genres et des classes provient de Guiry et Guiry, 2012). L'abondance relative, la richesse, la diversité de Shannon et la régularité sont calculées par profondeur.....	12
<b>Tableau 4.</b> Densité absolue et abondance relative des espèces zooplanctoniques de petite taille (Rotifères et microcrustacés < 1,4 mm) recueillies à différentes profondeurs, dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019. L'abondance relative est calculée par profondeur.....	15
<b>Tableau 5.</b> Densité absolue et abondance relative des espèces zooplanctoniques de grandes tailles (Microcrustacées et autres ≥ 1,4 mm) recueillies à différentes profondeurs, dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019. L'abondance relative est calculée par profondeur.....	17
<b>Tableau 6.</b> Densité absolue moyenne (± erreur-type) et abondance relative des espèces benthiques recueillies à différentes profondeurs, dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019... .	20

Liste des annexes

**Annexe 1.** Liste des principales espèces de macrophytes retrouvées dans le lac Noir, septembre 2010.....38

**Annexe 2.** Espèces de poissons retrouvées dans le lac Noir (SIFA MRNF, 1997 et Faune-Experts, 2005).....39

## Introduction

Le lac Noir est un plan d'eau d'une superficie de 109 ha, qui se situe dans la municipalité de Saint-Marcellin dans la MRC de Rimouski-Neigette au Québec. Bien que son bassin versant de 12 km<sup>2</sup> soit particulièrement bien boisé, on retrouve aujourd'hui plus d'une centaine d'habitations à proximité du lac Noir (Comité sur les cyanobactéries au lac Noir, 2014). Des activités telles que de la baignade, du camping, de la pêche et de la navigation y sont fréquentes et font de ce secteur un lieu fortement anthropisé. Certains impacts environnementaux de ces activités ont déjà été documentés, comme la détérioration saisonnière de la qualité de l'eau, la prolifération de plantes aquatiques envahissantes et de cyanobactéries et l'apport important de sédiments et de nutriments dans l'eau (Dumouchel, 2015 ; AGERT, 2019).

La présente étude effectuée dans le cadre du cours Écologie des eaux douces à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) a pour objectif de décrire l'état actuel du lac Noir, de mettre en relation les facteurs du milieu, la qualité de l'eau et la distribution des organismes pélagiques et benthiques, ainsi que les différents niveaux trophiques. Pour ce faire, des données récoltées en 2019 et antérieurement seront étudiées dans le but de documenter l'état du lac à ce jour. Les principaux paramètres morphométriques et les données bathymétriques du lac seront discutés dans un premier temps. Les paramètres physico-chimiques tels que la température, la quantité d'oxygène dissous, le pH et la conductivité spécifique en fonction de la profondeur seront ensuite analysés. Finalement, les communautés bactériologiques et planctoniques, ainsi que le macrozoobenthos seront quantifiés à l'aide de données d'identification et de dénombrement.

## Revue de littérature

Les cours d'eau sont depuis toujours des écosystèmes indispensables pour la nature comme pour l'homme (Revenga *et al.*, 2005 ; Tormos, 2010). Malheureusement, l'altération des rivières, des lacs et des zones humides s'est observée de pair avec le développement économique tout au long de l'histoire humaine (Revenga *et al.*, 2005 ; Dudgeon *et al.*, 2006 ; Tormos, 2010). Bien que les habitats d'eau douce et la biodiversité qui s'y trouve soient particulièrement vulnérables aux activités humaines (Dudgeon *et al.*, 2006), plus de la moitié des cours d'eau accessibles sont aujourd'hui utilisés par l'homme (Allan et Castillo, 2007, cité par Tormos, 2010). Parmi les principales causes de la dégradation des écosystèmes d'eaux douces figurent la destruction et la dégradation de l'habitat, la pollution de l'eau, la surexploitation et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (Revenga *et al.*, 2005 ; Dudgeon *et al.*, 2006). La présente revue de littérature porte plus particulièrement sur

l'anthropisation des milieux lacustres via les impacts de l'agriculture sur la qualité de l'eau, les impacts de la déforestation et de la construction de bâtiments en bordure riveraine, la surexploitation des espèces indigènes et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes.

Tout d'abord, l'agriculture entraîne des changements radicaux du territoire et a une influence importante sur les milieux aquatiques d'eau douce, que ce soient les cours d'eau ou les lacs (Hébert et Légaré, 2000 ; Hade, 2002). En effet, l'agriculture oblige un changement de vocation des terres, qui souvent vont se transformer d'un milieu forestier à un champ. L'utilisation fréquente de pesticides peut affecter directement les différentes composantes de la chaîne trophique aquatique, que ce soient les végétaux, insectes ou poissons, lorsqu'ils se retrouvent en forte concentration dans l'eau (Hébert et Légaré, 2000). Afin d'obtenir un sol plus productif pour les cultures céréalières ou fourragères et ainsi de maximiser le rendement, des fertilisants sont régulièrement utilisés (Hébert et Légaré, 2000). L'épandage d'engrais permet un apport en éléments nutritifs, notamment en azote et en phosphore, lesquels sont essentiels à la croissance des plantes. Cependant, ces éléments ne sont pas utilisés en totalité par les végétaux et une grande partie va être lessivée et se retrouver dans les cours d'eau et les lacs (Mueller et Spahr, 2006). Cela entraîne alors un problème important, puisque cet apport en éléments nutritifs augmente les concentrations initiales et engendre un changement des conditions du milieu, ce qui peut impacter la composition végétale et faunique (Hade, 2002).

En effet, un apport trop élevé en nutriments peut entraîner l'eutrophisation. Ce phénomène consiste en une détérioration de la qualité de l'eau, associée à un changement de niveau trophique du lac (Hade, 2002). L'apport massif de phosphore et d'azote cause une croissance excessive des plantes aquatiques, que ce soient les macrophytes, les algues ou le phytoplancton (Hébert et Légaré, 2000 ; Payette, 2014). Ces concentrations trop élevées engendrent aussi une prolifération de cyanobactéries, qui sont capables de fixer directement l'azote gazeux (Wetzel, 2001 ; Lavoie *et al.*, 2007). Tous ces processus causent une diminution de l'oxygène et augmentent la turbidité de l'eau (Hade, 2002). À cela vient s'ajouter l'apport de matière organique, provenant des herbiers aquatiques en prolifération, qui va sédimenter dans l'hypolimnion (Wetzel, 2001). La modification de tous ces paramètres du milieu peut avoir de nombreuses conséquences sur les organismes vivants dans le plan d'eau. La diversité du benthos aura tendance à diminuer suite à une surabondance de vers de type oligochète, remplaçant les larves d'autres insectes, notamment de chironomides (Hade, 2002). Aussi, la faune ichtyenne verra sa composition changer, au profit d'espèces plus tolérantes à l'anoxie (Hade, 2002).

Les lacs sont aussi des lieux prisés des villégiateurs et beaucoup de développement en bordure des plans d'eau s'observe aujourd'hui au Québec et ailleurs dans le monde.

Malheureusement, le développement d'un territoire implique souvent un déboisement important et de mauvaises pratiques à l'intérieur des bandes de végétation riveraines peuvent constituer une source de perturbation importante pour les milieux aquatiques (Warren *et al.*, 2010). La bande riveraine se caractérise par le couvert végétal permanent, composé d'herbacées, d'arbustes et d'arbres, adjacente à un cours d'eau ou un lac (Gagnon et Gangbazo, 2007). Elle fait office de zone de transition entre les milieux aquatiques et terrestres et possède de nombreuses fonctions écologiques face auxquelles l'activité humaine n'est pas sans impact.

D'abord, les bandes riveraines abritent de nombreuses espèces de mammifères terrestres, d'oiseaux, d'amphibiens et de poissons, lesquelles y trouvent des zones d'alimentation, de nidification et de reproduction. Elles procurent également des corridors de déplacement et de fuite à plusieurs espèces (PPRLPI, 2015). Au Québec, plus de 200 espèces de vertébrés sont associées au milieu riverain et plus de la moitié des espèces végétales menacées, vulnérables ou susceptibles de l'être sont associées aux milieux humides ou riverains (Gagnon et Gangbazo, 2007). L'altération des bandes riveraines par l'activité humaine peut affecter un très grand nombre d'espèces et engendrer une perte importante de biodiversité.

Les bandes riveraines sont également des barrières naturelles qui permettent d'atténuer les pressions anthropiques exercées sur les berges et les cours d'eau. Elles ont en effet un rôle de zone tampon entre le milieu terrestre et aquatique (Pépin, 2016). La végétation présente sur ces bandes permet de réduire la quantité de polluants susceptibles d'atteindre les cours d'eau en freinant le ruissellement de l'eau provenant des terres agricoles ou des milieux urbains (Hébert et Légaré, 2000). La végétation prévient ainsi la surfertilisation des cours d'eau en prélevant et en recyclant les éléments nécessaires à sa croissance, avant qu'ils n'atteignent le milieu aquatique (PPRLPI, 2015). Le réseau racinaire des plantes riveraines permet également de ralentir l'érosion des berges et de réduire la décharge sédimentaire vers les cours d'eau (PPRLPI, 2015 ; Hébert et Légaré, 2000). Une quantité importante de sédiments en suspension dans l'eau peut affecter plusieurs microorganismes en réduisant la pénétration de la lumière dans l'eau (PPRLPI, 2015). En effet, un changement important dans la zone photique dû à une forte turbidité affecte la photosynthèse des macrophytes et engendre des changements importants au sein des communautés planctoniques et des invertébrés benthiques, lesquels auront des impacts sur l'ensemble du réseau trophique (Cuker, 1987).

Les bandes riveraines permettent également de prévenir le réchauffement excessif de l'eau (Gagnon et Gangbazo, 2007). Les arbres et arbustes créent un milieu ombragé et donc un meilleur contrôle de la température dans les cours d'eau. La température est en effet un facteur qui agit fortement sur la distribution et la croissance des organismes aquatiques (PPRLPI, 2015). Le réchauffement de l'eau favorise la prolifération de nombreux macrophytes et le phénomène

d'eutrophisation des plans d'eau (PPRLPI, 2015). Une eau plus fraîche quant à elle permet de limiter la croissance et l'envahissement par certaines espèces, augmente la quantité d'oxygène dissous disponible dans l'eau et ralentit l'eutrophisation (PPRLPI, 2015).

En association aux bandes riveraines, la déforestation en bordure de cours d'eau ou de lacs vient généralement avec la construction de bâtiments, de routes, de systèmes de canalisation de l'eau et d'installations septiques, lesquels engendrent une multitude d'impacts directs ou indirects sur les environnements lacustres. D'abord, le passage de la machinerie lourde sur les sols forestiers lors de travaux d'aménagement entraîne la compaction du sol et perturbe le réseau hydrologique (Warren *et al.*, 2010). La construction et l'utilisation des routes, additionnées à la présence de bâtiments, imperméabilisent le sol sur de grandes surfaces et limitent les processus naturels de rétention et d'infiltration d'eau dans les sols (Warren *et al.*, 2010 ; PPRLPI, 2015).

Les installations septiques mises en place pour le traitement des eaux usées et les rejets de stations d'épuration sont souvent à l'origine de pollution dans les cours d'eau (APEL, 2014). Les eaux usées domestiques contiennent de nombreuses substances nocives pour l'environnement. Beaucoup de contaminants tels que l'azote, le phosphore et les coliformes fécaux proviennent des installations septiques qui desservent les bâtiments construits à proximité des cours d'eau (APEL, 2014). Les installations septiques déficientes, saturées ou mal entretenues favorisent l'enrichissement en composés organiques dans leur environnement immédiat (Payette, 2014). Même une installation conforme peut relâcher des quantités importantes de nutriments (Warren *et al.*, 2010). Les microorganismes hétérotrophes présents dans les cours d'eau dégradent ces composés organiques et consomment de l'oxygène durant le processus, accélérant ainsi le phénomène d'eutrophisation tel que discuté précédemment (APEL, 2014). Pour ces raisons, le développement résidentiel et commercial à proximité des cours d'eau affecte non seulement la fonction des bandes riveraines par la déforestation, mais a également beaucoup d'impacts sur la qualité et l'équilibre physico-chimique de l'eau.

Le développement résidentiel et des infrastructures augmente l'accessibilité des plans d'eau. Les lacs plus accessibles sont souvent des milieux très prisés des pêcheurs sportifs, selon les espèces piscicoles qu'ils contiennent. Les principales espèces de poissons d'eau douce du Québec sont l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), le touladi (*Salvelinus namaycush*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), les meuniers noir (*Catostomus commersonii*) et rouge (*Catostomus catostomus*), la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*) et de nombreuses espèces de cyprins. Parmi les espèces énumérées, l'omble de fontaine et le touladi sont particulièrement exploités par la pêche sportive (Scott et Crossman, 1974). La surexploitation de certaines espèces piscicoles peut affecter l'ensemble de la communauté du milieu, en plus des

perturbations environnementales et de la compétition interspécifique face auxquelles les espèces sont très sensibles (Scott et Crossman, 1974 ; Hade, 2002).

Souvent, la pêche en milieu lacustre est associée à l'utilisation d'embarcations motorisées, en particulier sur les lacs habités, ce qui a également un impact important. Les hydrocarbures et les eaux de cales sont des sources importantes de pollution qui viennent s'ajouter aux autres problématiques environnementales (Payette, 2014). En effet, les embarcations de plaisance ont des impacts sur la biodiversité, que ce soient d'ordre physique, chimique, ou biologique (Lamarche, 2020). Tout d'abord, les plantes aquatiques sont impactées par la coupe et le déracinement dus aux hélices des bateaux (Murphy et Eaton, 1983). De plus, celles-ci produisent un jet sous la surface de l'eau entraînant de la turbulence pouvant se propager jusqu'au fond (Mujal-Colilles *et al.*, 2017). La navigation crée également des vagues de sillage, lesquelles varient selon le type et la vitesse du bateau, ainsi que la distance à la rive et la profondeur (Sorensen, 1997 ; Mujal-Colilles *et al.*, 2017). Ces vagues causent l'érosion des berges et la mise en suspension de sédiments dans la colonne d'eau (Issa, 2019). La sédimentation et la turbidité ont un effet négatif important sur la reproduction des poissons, en particulier les sites de fraye et les pontes qui peuvent être recouverts (Inland Waterways Advisory Council, 2008). De plus, le courant des vagues peut emporter les larves et les œufs des poissons et des amphibiens, ainsi que le benthos, diminuant ainsi les ressources alimentaires pour les espèces des niveaux trophiques supérieurs (Desroches et Rodrigue, 2004 ; Bishop, 2008). En plus d'influencer la chaîne alimentaire, le passage des bateaux est également une source de dérangement pour les oiseaux, surtout en période de reproduction et de nidification (Inland Waterways Advisory Council, 2008). Le bruit ainsi que le rejet des moteurs peuvent également avoir un impact sur la faune ichtyenne et les amphibiens (Desroches et Rodrigue, 2004 ; Whitfield et Becker, 2014).

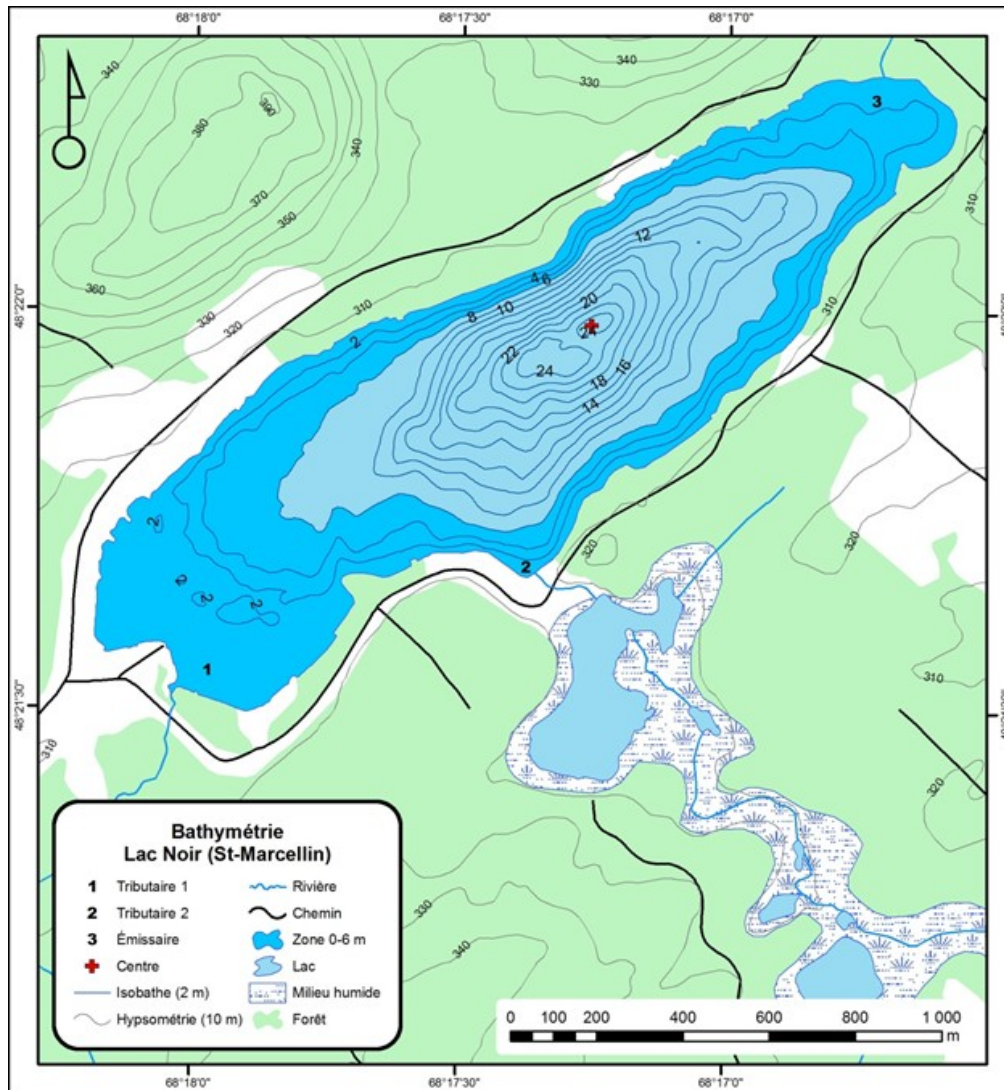
Un autre problème face à l'utilisation d'embarcations nautiques est le fait qu'il s'agisse du principal vecteur de propagation des espèces exotiques envahissantes en milieu aquatique, lorsqu'elles sont déplacées d'un cours d'eau à un autre (Lacoursière-Roussel *et al.*, 2012 ; Payette, 2014). Les principales espèces indésirables en milieu lacustre actuellement au Québec sont par exemple la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) et le phragmite commun (*Phragmites australis*) qui se retrouve sur les berges (Alfonso, 2020). C'est aussi le cas de la diatomée *Didymosphenia geminata*, communément appelée algue « didymo », qui est généralement propagée par les kayaks (Armstrong, 2020). Une fois introduites dans le plan d'eau, ces espèces peuvent remplacer les espèces indigènes, car elles sont davantage compétitives et souvent plus tolérantes aux conditions du milieu (Alfonso, 2020).

Toutes ces informations traduisent la fragilité des milieux aquatiques face à l'activité humaine et l'usage du territoire. L'agriculture, la déforestation, la construction d'infrastructures en bordure riveraine ainsi que la pêche et l'usage d'embarcations ont des effets très importants sur l'ensemble de l'équilibre écologique des milieux lacustres. Ces activités génèrent une perte importante de biodiversité en augmentant la concentration de polluants dans l'eau et en accélérant l'érosion des sols et la sédimentation, ce qui influence l'ensemble du réseau trophique et modifie l'équilibre de l'écosystème.

## Résultats

### **Bathymétrie et morphométrie**

Le lac Noir est situé dans un petit bassin versant de 12,54 km<sup>2</sup> et possède deux tributaires (Figure 1 et Tableau 1). Il a une superficie de 109,37 ha et est de forme ovale, avec une longueur de 2325 m, une largeur de 680 m et un indice de développement de la rive de 0,79 (Figure 1 et Tableau 1). La profondeur maximale du lac ( $Z_{\max}$ ) est de 26 m et la profondeur moyenne ( $Z_{\text{moy}}$ ) de 6,85 m, donnant ainsi un rapport  $Z_{\text{moy}}/Z_{\max}$  de 0,26 (Tableau 1). La zone de faible profondeur (0-6 m) est très présente notamment à l'extrémité sud du lac, couvrant au total 59,52 ha, soit environ 54 % de la superficie du lac (Figure 1 et Tableau 1).



**Figure 1.** Bathymétrie, zone littorale 0–6 m du lac Noir. La carte indique également la localisation de la bouée et des cours d'eau pour l'échantillonnage de la physicochimie (Source des cartes 1:20000, Ministère des Ressources naturelles, gouvernement du Québec, 2000 ; Projection : MTM zone 6 NAD83; la bathymétrie a été réalisée selon la méthode de Demers et Arvisais, 2008).

**Tableau 1.** Caractéristiques morphométriques du lac Noir.

Caractéristiques morphométriques	Unité	Lac Noir
Superficie du bassin versant	km <sup>2</sup>	12,54
Longueur maximale (m)	m	2325
Largeur maximale (m)	m	680
Périmètre (m)	m	5892
Superficie totale	ha	109,37
Superficie de la zone 0-6 mètres	ha	59,52
	%	54,42
Volume total	m <sup>3</sup>	7 489 668
Profondeur maximale (Z max)	m	26
Profondeur moyenne (Z moyen)	m	6,85
Développement de la rive		0,79
Rapport Z moyen / Z max		0,26

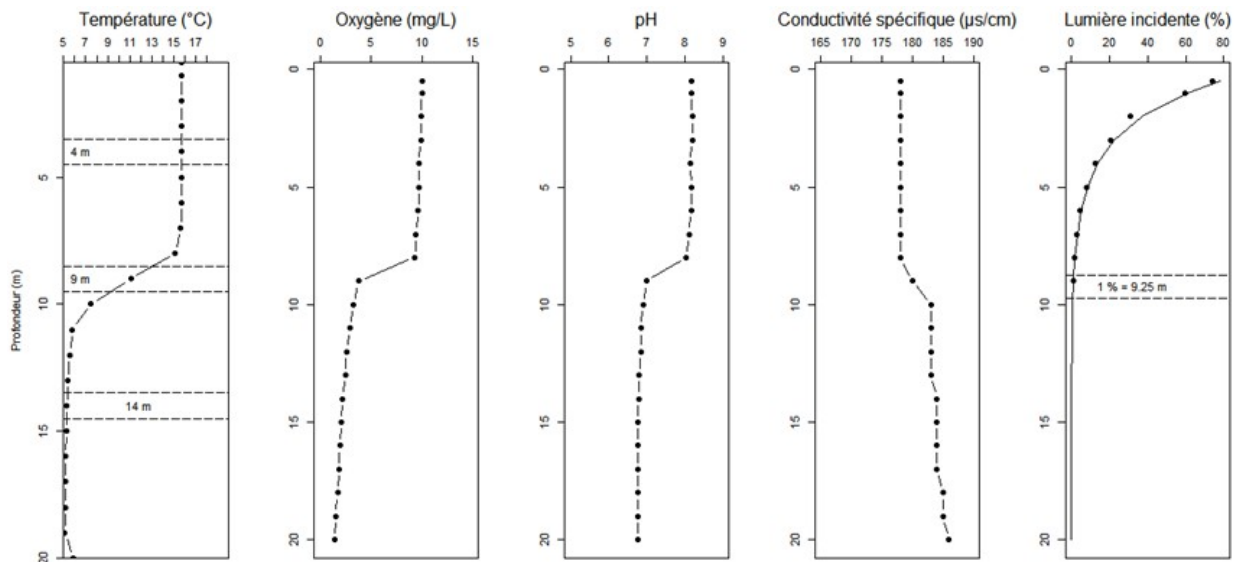
## Physicochimie

Les données de température montrent une stratification encore présente lors de la prise des mesures au début septembre (Figure 2). Effectivement, la température est stable dans la couche de surface (15,8 °C) et varie de façon drastique entre 8 et 11 m de profondeur, passant de 15,7°C à 5,8 °C, témoignant de la présence d'une thermocline. En dessous de 11 m et jusqu'au fond, la température de l'eau est autour de 5,3 °C. L'oxygène dissous et le pH varient de façon similaire à la température. En effet, pour l'oxygène, on observe une stabilité jusqu'à 8 m, autour de 9,8 mg/L, puis une diminution importante entre 8 et 10 m puisque la quantité d'oxygène passe alors à 3,3 mg/L à 10 m de profondeur. Ensuite, cette concentration continue de baisser graduellement jusqu'au fond, pour atteindre 1,4 mg/L à 20 m. Pour ce qui est du pH, celui-ci est plutôt alcalin en surface, étant de 8,2 jusqu'à 8 m de profondeur. Il varie de façon importante entre 8 et 9 m, se stabilisant ensuite à 6,8, une valeur plus proche de la neutralité, et cela jusqu'au fond. La conductivité varie de façon contraire aux autres paramètres mesurés, puisqu'elle augmente avec la profondeur, passant de 178,0 µs/cm à la surface à 186,0 µs/cm à 20 m. Comme pour les autres paramètres physico-chimiques, la conductivité est stable jusqu'à 8 m et on remarque une forte variation entre 8 et 10 m. En dessous de cette profondeur, elle augmente petit à petit jusqu'au fond (Figure 2). Pour ce qui est de la lumière incidente, celle-ci chute drastiquement à partir de 4 m et la profondeur de la zone photique est estimée à 9,25 m

(Figure 2 et Tableau 2). La transparence de l'eau mesurée avec un disque de Secchi se situe autour de  $3,7 \pm 0,2$  m (Tableau 2).

Les paramètres chimiques indiquent que les demandes biologiques et chimiques en oxygène et en sels nutritifs augmentent avec la profondeur. Il en est de même pour les concentrations de silicate, de sulfate et de nitrate-nitrite. Cette dernière est plus que doublée dans l'hypolimnion par rapport à sa concentration dans l'épilimnion, étant respectivement  $1,510 \pm 1,328$   $\mu\text{mol/L}$  et  $0,720 \pm 0,430$   $\mu\text{mol/L}$ . Quant au phosphate, il diminue avec la profondeur, passant de  $0,194 \pm 0,022$   $\mu\text{mol/L}$  en surface à  $0,113 \pm 0,014$   $\mu\text{mol/L}$  au fond (Tableau 2).

Concernant les bactéries, les résultats montrent que les coliformes atypiques sont  $>200$  UFC/100mL pour toutes les stations échantillonnées, à savoir les tributaires 1 et 2, le centre du lac et l'émissaire. Les coliformes fécaux quant à eux sont plus élevés dans les tributaires, surtout le tributaire 2, avec une valeur de  $18,3 \pm 26,2$  UFC/100mL. Les entérocoques sont aussi très abondants dans le tributaire 2, dépassant 51,5 UFC/100mL, tandis qu'ils sont en moyenne  $<10$  UFC/100mL pour les autres stations (Tableau 2).



**Figure 2.** Profils de la température, de l'oxygène dissous, du pH et de la conductivité spécifique en fonction de la profondeur pour le lac Noir, le 7 et 8 septembre 2019. Les profondeurs d'échantillonnage (4, 9 et 14 m) sont également présentées. Les données de la lumière incidente ont été mesurées en 2018.

**Tableau 2.** Données physico-chimiques moyennes de la transparence de l'eau (profondeur de Secchi), du nombre de colonies bactériennes, des demandes biologique (DBO<sub>5</sub>) et chimique (DCO) de l'oxygène et des sels nutritifs en fonction de la profondeur pour le lac Noir. Les données du disque de Secchi et de la profondeur photique ont été mesurées le 7 et 8 septembre 2019. Les autres données représentent une moyenne des données mesurées entre 1993 et 2010. L'intervalle de confiance à 95 % est aussi présenté lorsque cela est possible. Pour le phosphate, le nitrate-nitrite et le silicate, c'est l'erreur-type qui est présentée. Pour certains paramètres (DBO<sub>5</sub>, DCO), le minimum, la moyenne et le maximum sont présentés (min. < moy. < max.)

Paramètre	Échantillons			
Profondeur de Secchi (m)	3,7 ± 0,2 m			
Profondeur zone photique (m)	9,25 m			
Bactéries (UFC/100ml) (2002-2003-2007-2008-2010)	Tributaire 1	Tributaire 2	Centre	Émissaire
Coliformes fécaux	7,8 ± 16,7	18,3 ± 26,2	3,5 ± 4,4	4,5 ± 3,6
Coliformes atypiques	> 200	> 200	> 200	> 200
Entérocoques	3,0 ± 5,5	> 51,5	8,3 ± 14,7	8,5 ± 9,3
Chimie	Surface (épilimnion, 4m)	Métalimnio n (8,5 m)	Profond (hypolimnion, 14m)	
DBO <sub>5</sub> (mg/l O <sub>2</sub> ) (2000-2004, 2007, 2010)	1 < 1,29 < 2	--	1 < 3,33 < 9	
DCO (mg/l O <sub>2</sub> ) (2000-2004, 2007, 2010)	1 < 6,14 < 14	--	5 < 7,00 < 9	
Phosphate (µmol/L)	0,194 ± 0,022	0,165 ± 0,003	0,113 ± 0,014	
Nitrate-Nitrite (µmol/L)	0,720 ± 0,430	0,136 ± 0,013	1,510 ± 1,328	
Sulfate (mg/L) (1999-2002)	3,15 ± 0,09	--	3,27 ± 0,38	
Silicate (µmol/L)	47,51 ± 8,33	51,65 ± 4,22	66,82 ± 22,56	

## Phytoplancton

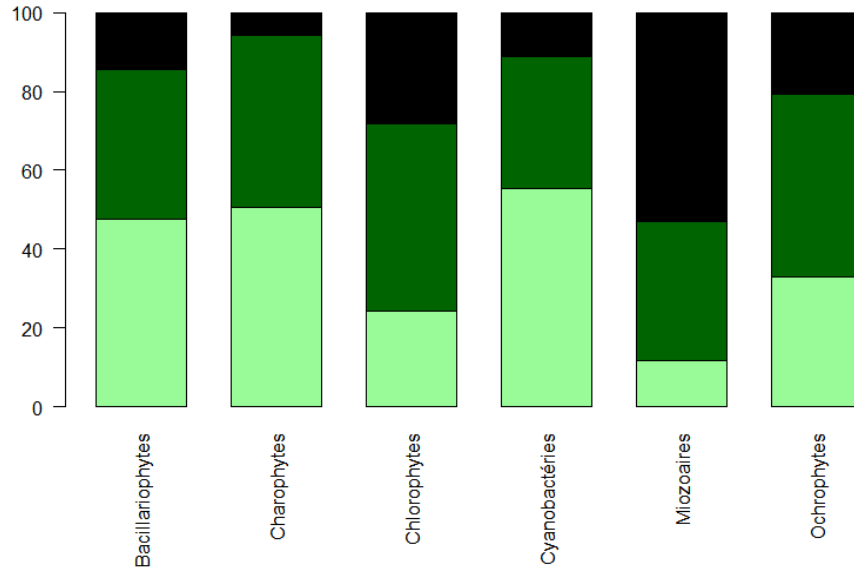
De manière générale, le nombre d'espèces différentes de phytoplancton retrouvées dans le lac Noir est très similaire d'une profondeur à l'autre, bien qu'une richesse légèrement plus importante s'observe en surface avec 33 espèces différentes à 4 m comparativement à 27 à une profondeur de 15 m (Tableau 3). En fait, la densité absolue, c'est-à-dire le nombre d'individus par litre d'eau, diminue beaucoup plus drastiquement avec la profondeur que la richesse. On retrouve en surface plus de 440000 individus/L alors qu'environ 165000 individus/L sont présents à une profondeur de 15 m (Tableau 3). Plus la profondeur augmente, moins les cyanobactéries, les bacillariophytes et les charophytes sont abondants (Figure 3). Différents genres compris dans ces phylums tels que *Merismopedia*, *Coelosphaerium*, *Cymbella*, *Cyclotella*, *Stephanodiscus*, *Closterium* et *Cosmarium* se retrouvent uniquement à des profondeurs comprises entre 4 et 9 m (Figure 4). Les bacillariophytes ont une abondance relative de plus de 30 % à toutes les profondeurs et sont fortement représentés par des organismes de la classe des bacillariophycées (Tableau 3). Par exemple, les genres *Nitzschia* et *Synedra* sont très abondants à toutes les profondeurs échantillonnées. Les individus de la classe des coscinodiscophycées sont plus abondants en surface (4 m) avec une densité de 15 900 individus/L comparativement à une densité de 2 600 individus/L à 15 m de profondeur, alors que la classe des médiophycées ne se retrouve qu'à la surface (4 m) (Tableau 3). Le phylum des charophytes et celui des chlorophytes ont une abondance relative faible à toutes les profondeurs, ne dépassant pas 2 % (Tableau 3).

Les cyanobactéries dominent largement à la surface comparativement aux autres phylums avec une abondance relative de près de 55 %, et elles dominent également à 9 m de profondeur, suivi de près par les bacillariophytes (Figure 3). Les cyanobactéries sont surtout représentées par des individus appartenant aux genres *Anabaena* et *Chroococcus*. Les miozoaires ont une densité absolue qui augmente avec la profondeur et leur abondance relative passe de 2,7 % à 4 m à 32,6 % à 15 m, ce qui fait d'eux le groupe dominant en profondeur (Tableau 3). Les ochrophytes quant à eux ont une densité absolue et une abondance relative maximales à 9 m et sont représentés principalement par les individus du genre *Mallomonas* (Tableau 3). L'indice de diversité de Shannon varie très peu avec la profondeur, passant de 3,14 à 4 m à 3,45 à 15 m. La même tendance s'observe pour l'indice de régularité de Shannon, passant de 0,66 à 4 m à 0,71 à 15 m (Tableau 3).

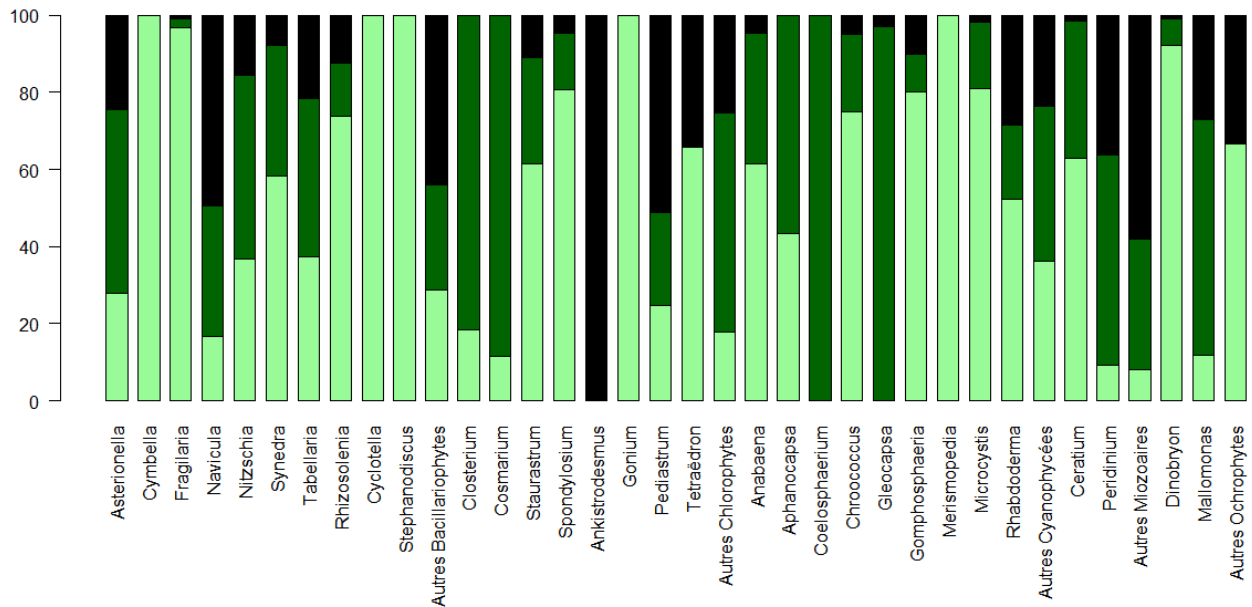
**Tableau 3.** Densité absolue et abondance relative des genres phytoplanctoniques recueillies à différentes profondeurs, dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019 (le nom des genres et des classes provient de Guiry et Guiry, 2012). L'abondance relative, la richesse, la diversité de Shannon et la régularité sont calculées par profondeur.

Taxon (Phylum, Classe et genre)	Profondeur 4,0 m (n = 5)			Profondeur 9,0 m (n = 5)			Profondeur 15,0 m (n = 5)		
	Densité absolue Moyenne et erreur-type		Abondance relative (%)	Densité absolue Moyenne et erreur-type		Abondance relative (%)	Densité absolue Moyenne et erreur-type		Abondance relative (%)
<b>Bacillariophytes</b>									
<b>Bacillariophycées</b>									
<i>Asterionella</i>	2 927	3 507	0,66	4 975	1 681	1,44	2 578	1 975	1,54
<i>Cymbella</i>	295	381	0,07	-	-	0,00	-	-	0,00
<i>Fragilaria</i>	10 847	14 004	2,45	255	156	0,07	103	103	0,06
<i>Navicula</i>	517	445	0,12	1 052	636	0,30	1 530	1 174	0,92
<i>Nitzschia</i>	54 009	36 590	12,21	69 772	29 118	20,15	22 777	3 340	13,83
<i>Synedra</i>	65 592	41 258	14,83	38 094	19 750	11,00	8 891	5 174	5,32
<i>Tabellaria</i>	14 507	7 048	3,28	15 849	3 083	4,58	8 438	2 327	5,05
<b>Coccolodiscophycées</b>									
<i>Rhizosolenia</i>	15 934	9 409	3,60	3 018	1 708	0,87	2 667	2 035	1,60
<b>Médiophycées</b>									
<i>Cyclotella</i>	1 033	889	0,23	-	-	0,00	-	-	0,00
<i>Stephanodiscus</i>	517	667	0,12	-	-	0,00	-	-	0,00
<b>Autres</b>									
Autres Bacillariophytes	2 930	1 313	0,66	2 755	1 773	0,80	4 469	1 606	2,67
<b>Sous-Total</b>	<b>169 107</b>		<b>38,25</b>	<b>135 769</b>		<b>39,21</b>	<b>51 453</b>		<b>30,80</b>
<b>Charophytes</b>									
<b>Conjugatophycées</b>									
<i>Closterium</i>	295	295	0,07	1 305	1 305	0,38	-	-	0,00
<i>Cosmarium</i>	172	172	0,04	1 330	1 053	0,38	-	-	0,00
<i>Staurastrum</i>	2 364	784	0,53	1 059	368	0,31	421	309	0,25
<i>Spondyliosium</i>	1 825	1 340	0,41	332	219	0,10	103	103	0,06
<b>Sous-Total</b>	<b>4 657</b>		<b>1,05</b>	<b>4 027</b>		<b>1,16</b>	<b>525</b>		<b>0,31</b>
<b>Chlorophytes</b>									
<b>Chlorophycées</b>									
<i>Ankistrodesmus</i>	-	-	0,00	-	-	0,00	153	153	0,09
<i>Gonium</i>	689	889	0,16	-	-	0,00	-	-	0,00
<i>Pediastrum</i>	344	445	0,08	339	221	0,10	719	448	0,43
<i>Tetraëdron</i>	189	189	0,04	-	-	0,00	98	98	0,06
<b>Autres</b>									
Autres Chlorophytes	1 623	1 361	0,37	5 189	2 398	1,50	2 328	1 259	1,39
<b>Sous-Total</b>	<b>2 846</b>		<b>0,64</b>	<b>5 528</b>		<b>1,60</b>	<b>3 298</b>		<b>1,97</b>
<b>Cyanobactéries</b>									
<b>Cyanophycées</b>									
<i>Anabaena</i>	113 184	28 780	25,60	82 157	26 094	17,95	8 883	2 740	5,32
<i>Aphanocapsa</i>	1 033	1 334	0,23	1 355	830	0,39	-	-	0,00
<i>Coelosphaerium</i>	-	-	0,00	1 722	2 223	0,50	-	-	0,00
<i>Chroococcus</i>	36 944	40 584	8,36	9 918	3 223	2,86	2 495	1 066	1,49
<i>Gleocapsa</i>	-	-	0,00	3 317	3 940	0,96	103	133	0,06
<i>Gomphosphaeria</i>	2 755	3 556	0,62	344	344	0,10	344	344	0,21
<i>Merismopedia</i>	1 156	821	0,26	-	-	0,00	-	-	0,00
<i>Microcystis</i>	28 886	29 719	6,53	6 198	6 198	1,79	636	636	0,38
<i>Rhabdoderma</i>	1 894	1 687	0,43	689	689	0,20	1 033	1 033	0,62
Autres Cyanophycées	54 142	34 615	12,24	59 770	31 333	17,26	35 260	15 797	21,10
<b>Sous-Total</b>	<b>239 964</b>		<b>54,28</b>	<b>145 469</b>		<b>42,01</b>	<b>48 755</b>		<b>29,18</b>
<b>Miozoaires</b>									
<b>Dinophycées</b>									
<i>Ceratium</i>	4 309	2 522	0,97	2 431	1 171	0,70	98	98	0,06
<i>Peridinium</i>	590	590	0,13	3 558	3 017	1,03	2 371	2 250	1,42
<b>Autres</b>									
Autres Miozoaires	7 059	5 584	1,60	30 288	22 670	8,74	51 945	22 637	31,09
<b>Sous-Total</b>	<b>11 959</b>		<b>2,70</b>	<b>36 257</b>		<b>10,47</b>	<b>54 414</b>		<b>32,57</b>
<b>Ochrophytes</b>									
<b>Chrysophycées</b>									
<i>Dinobryon</i>	9 296	9 414	2,10	663	398	0,20	98	98	0,06
<b>Synurophycées</b>									
<i>Malomonas</i>	3 616	2 990	0,82	18 549	6 339	5,36	8 187	1 549	4,90
<b>Autres</b>									
Autres Ochrophytes	689	889	0,16	-	-	0,00	344	344	0,21
<b>Sous-Total</b>	<b>13 600</b>		<b>3,08</b>	<b>19 232</b>		<b>5,55</b>	<b>8 630</b>		<b>5,17</b>
<b>Total</b>	<b>442 163</b>		<b>100,00</b>	<b>346 281</b>		<b>100,00</b>	<b>167 076</b>		<b>100,00</b>
<b>Richesse</b>	33			28			27		
<b>Diversité de Shannon</b>	3,45			3,42			3,14		
<b>Régularité de Shannon</b>	0,68			0,71			0,66		

Source noms des taxons : Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2011. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; consulté le 27 juin 2019.



**Figure 4.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur, des principaux phylums phytoplanctoniques observés dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019. L'abondance relative est calculée pour chaque phylum en fonction des trois strates de profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 15 m = noir).



**Figure 3.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur, des différents genres de phytoplancton observés dans le lac Noir les 7 et 8 septembre 2019. L'abondance relative est calculée pour chaque genre ou groupe phytoplanctonique en fonction des trois strates de profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 15 m = noir).

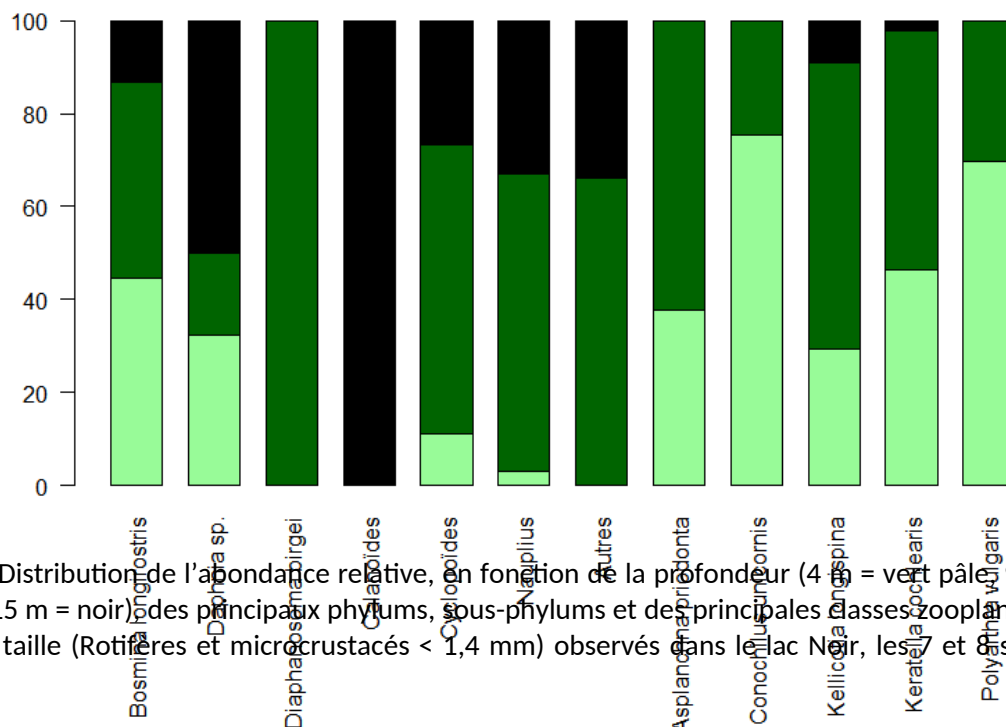
## Zooplancton

Le type d'organismes zooplanctoniques de petite taille (< 1,4 mm) qu'il est possible de retrouver dans le lac Noir varie de manière très importante en fonction de la profondeur. À une profondeur de 4 m, la densité absolue de rotifères est quatre fois plus élevée que celle des microcrustacés, alors qu'à 15 m, la quantité de microcrustacés par litre d'eau est cinq fois supérieure à celle des rotifères (Tableau 4). Les crustacés de la classe des maxillopodes ont une abondance relative d'environ 50% à 9 m et de près de 80% à 15 m alors qu'ils sont presque inexistant à la surface (4 m) avec une abondance relative de moins de 12 % (Figure 5). Les cyclopoïdes par exemple, ont une densité absolue de 368 individus/1000 L à 4 m et de 2 076 individus/1000 L à 9 m (Figure 6 et Tableau 4). Quant aux crustacés de la classe des branchiopodes, ils se retrouvent à toutes les profondeurs dans des proportions assez similaires, bien que les espèces du genre *Daphnia* se retrouvent pour la majorité à une profondeur de 15 m alors que *Diaphanosoma birgei* se retrouvent uniquement à 9 m (Figure 6). Les rotifères sont beaucoup plus abondants en surface, entre 4 et 9 m, qu'ils ne le sont à 15 m, puisque leur abondance relative passe de 82% à 4 m à 16% à 15 m (Figure 6 et Tableau 4). L'indice de régularité de Shannon est plus élevé en surface (0,74) qu'il ne l'est à 15 m de profondeur (0,58) (Tableau 4).

**Tableau 4.** Densité absolue et abondance relative des espèces zooplanctoniques de petite taille (Rotifères et microcrustacés < 1,4 mm) recueillies à différentes profondeurs, dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019. L'abondance relative est calculée par profondeur.

Taxons (Phylum, Sous-Phylum, classe et espèces)	Profondeur 4,0 m (n = 3)			Profondeur 9,0 m (n = 4)			Profondeur 15 m (n = 2)		
	Densité absolue (ind./1000L)		Abondance relative (%)	Densité absolue (ind./1000L)		Abondance relative (%)	Densité absolue (ind./1000L)		Abondance relative (%)
	Moyenne	Erreur-type	relative (%)	Moyenne	Erreur-type	relative (%)	Moyenne	Erreur-type	relative (%)
<b>Crustacés</b>									
Branchiopodes									
<i>Bosmina longirostris</i>	202	11	4.03	189	36	1.40	60	17	1.42
<i>Daphnia</i> sp.	74	74	1.48	41	28	0.30	115	83	2.72
<i>Diaphanosoma birgei</i>	-	-	0.00	17	23	0.13	-	-	0.00
Maxillopodes									
Calanoides	-	-	0.00	-	-	0.00	27	22	0.64
Cyclopoïdes	368	81	7.35	2 076	1 181	15.38	886	38	20.97
Nauplius	223	121	4.46	4 722	1 766	34.99	2 428	322	57.44
Autres	-	-	0.00	13	17	0.09	7	5	0.15
<b>Sous-total</b>	<b>866</b>		<b>17.32</b>	<b>7 058</b>		<b>52.30</b>	<b>3 522</b>		<b>83.34</b>
<b>Rotifères</b>									
Monogonontes									
<i>Asplanchna priodonta</i>	173	173	3.46	286	20	2.12	-	-	0.00
<i>Conochilus unicornis</i>	275	196	5.50	90	17	0.66	-	-	0.00
<i>Kellicottia longispina</i>	2 061	177	41.20	4 361	1 296	32.31	631	215	14.92
<i>Keratella cochlearis</i>	1 473	837	29.44	1 635	1 436	12.11	74	6	1.74
<i>Polyarthra vulgaris</i>	154	111	3.09	67	27	0.49	-	-	0.00
<b>Sous-total</b>	<b>4 136</b>		<b>82.68</b>	<b>6 438</b>		<b>47.70</b>	<b>704</b>		<b>16.66</b>
<b>Total</b>	<b>5 003</b>		<b>100.00</b>	<b>13 496</b>		<b>100.00</b>	<b>4 226</b>		<b>100.00</b>
Richesse	9			11			8		
Diversité de Shannon	2.35			2.18			1.73		
Régularité de Shannon	0.74			0.63			0.58		

Source des noms de taxons : Haney, J.F. et al. "An-Image-based Key to the Zooplankton of North America" version 5.0 released 2013. University of New Hampshire Center for Freshwater Biology <dfb.unh.edu> consulté le 27 juin 2019



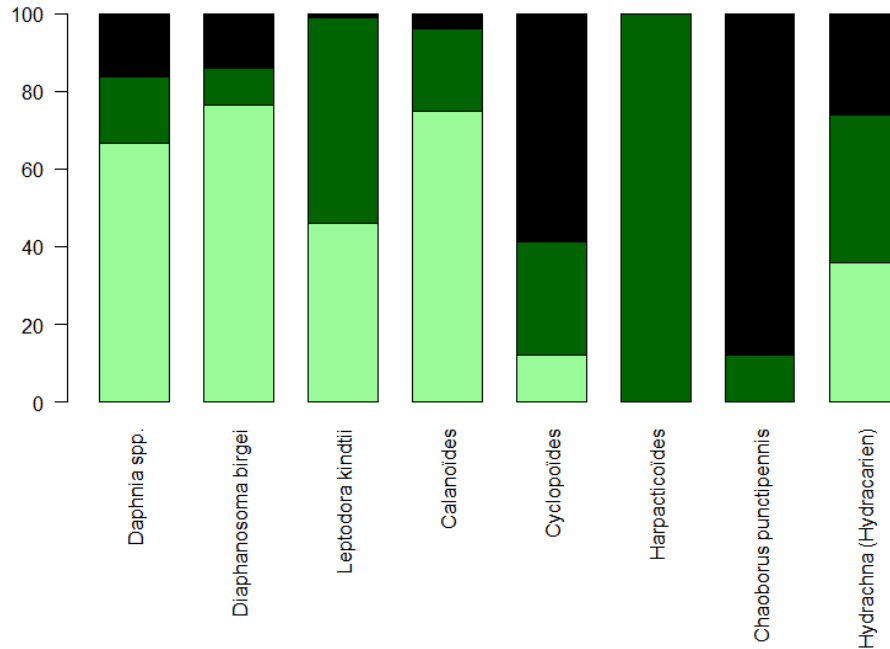
**Figure 5.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 15 m = noir) des principaux phylums, sous-phylums et de principales classes zooplanctoniques de petite taille (Rotifères et microcrustacés < 1,4 mm) observés dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019.

De manière générale, les crustacés de type calanoïdes et cyclopoïdes appartenant à la classe des branchiopodes sont les organismes zooplanctoniques de grande taille ( $\geq 1,4$  mm) qui dominent dans le lac Noir et ce, à toutes les profondeurs échantillonnées (Tableau 5). Les cyclopoïdes ont toutefois une abondance relative plus importante en profondeur alors que les calanoïdes ont une abondance relative plus élevée à la surface (Figure 7). En effet, les cyclopoïdes ont une abondance relative de 96% à 15 m et de 37% à 4 m, alors que les calanoïdes ont une abondance relative de 1% à 15 m, mais de plus de 40% à 4 m (Tableau 5). Les hexapodes ne se retrouvent qu'entre 9 et 15 m de profondeur et tout comme les chélicérates, ils ont une densité très faible, avec un maximum de 40 individus/1000 L, comparativement à plus de 85000 individus/1000 L pour les crustacés (Figure 8 et Tableau 5). Une diversité maximale d'organismes zooplanctoniques de grande taille, tous embranchements confondus, s'observe à 9 m de profondeur avec au maximum 8 espèces différentes (Tableau 5).

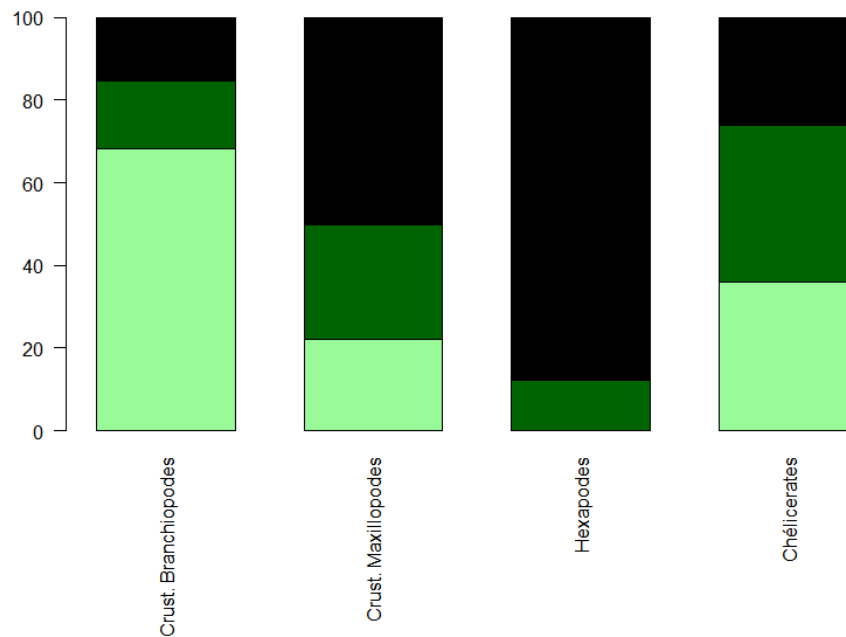
**Tableau 5.** Densité absolue et abondance relative des espèces zooplanctoniques de grandes tailles (Microcrustacées et autres  $\geq 1,4$  mm) recueillies à différentes profondeurs, dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019. L'abondance relative est calculée par profondeur

Taxons (Phylum, Sous-Phylum, classe et espèces)	Profondeur 4,0 m (n = 3)			Profondeur 9 m (n = 4)			Profondeur 15 m (n = 2)		
	Densité absolue (ind./1000L)		Abondance relative (%)	Densité absolue (ind./1000L)		Abondance relative (%)	Densité absolue (ind./1000L)		Abondance relative (%)
	Moyenne	Erreur-type		Moyenne	Erreur-type		Moyenne	Erreur-type	
<b>Crustacés</b>									
<u>Branchiopodes</u>									
<i>Daphnia</i> spp.	6 890	1 230	14.92	1 765	700	3.64	1 691	21	1.97
<i>Diaphanosoma birgei</i>	2 522	1 531	5.46	319	169	0.66	460	191	0.54
<i>Leptodora kindtii</i>	223	16	0.48	255	46	0.53	6	4	0.01
<u>Maxillopodes</u>									
Calanoïdes	19 351	937	41.91	5 482	230	11.30	1 039	848	1.21
Cyclopoïdes	17 153	1 712	37.15	40 562	9 540	83.63	82 415	1 129	96.20
Harpacticoïdes	-	-	0.00	81	108	0.17	-	-	0.00
<b>Sous-total</b>	<b>46 139</b>		<b>99.93</b>	<b>48 463</b>		<b>99.92</b>	<b>85 610</b>		<b>99.93</b>
<b>Hexapodes</b>									
<u>Insectes</u>									
<i>Chaoborus punctipennis</i>	-	-	0.00	6	6	0.01	40	4	0.05
<b>Sous-total</b>	<b>-</b>		<b>0.00</b>	<b>6</b>		<b>0.01</b>	<b>40</b>		<b>0.05</b>
<b>Chélicérates</b>									
<u>Arachnides</u>									
<i>Hydrachna</i> (Hydracarien)	31	15	0.07	33	23	0.07	23	18	0.03
<b>Sous-total</b>	<b>31</b>		<b>0.07</b>	<b>33</b>		<b>0.07</b>	<b>23</b>		<b>0.03</b>
<b>Total</b>	<b>46 170</b>		<b>100.00</b>	<b>48 502</b>		<b>100.00</b>	<b>85 672</b>		<b>100.00</b>
<b>Richesse</b>	<b>6</b>			<b>8</b>			<b>7</b>		
<b>Diversité de Shannon</b>	<b>2.95</b>			<b>1.40</b>			<b>1.08</b>		
<b>Régularité de Shannon</b>	<b>0.67</b>			<b>0.29</b>			<b>0.10</b>		

Source des noms de taxons : Haney, J.F. et al. "An-Image-based Key to the Zooplankton of North America" version 5.0 released 2013. University of New Hampshire Center for Freshwater Biology <cfb.unh.edu> consulté le 27 juin 2019



**Figure 5.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 14 m = noir), des différents groupes taxonomiques de zooplancton de grandes tailles (Microcrustacées et autres  $\geq 1,4$  mm) observés dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019.

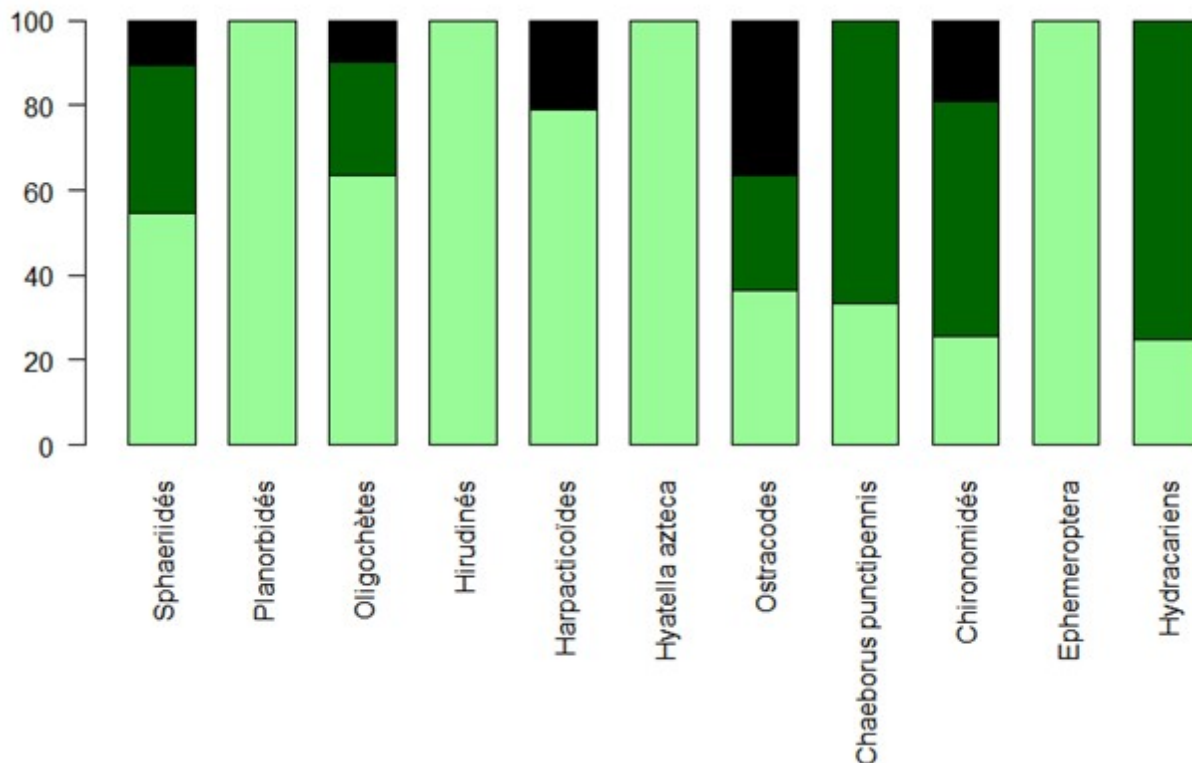


**Figure 6.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 14 m = noir), des principaux phylums, sous-phylums et des principales classes zooplanctoniques

de grandes tailles (Microcrustacées et autres  $\geq 1,4$  mm) observés dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019.

## Benthos

La majorité des espèces benthiques se retrouve en zones peu profondes, mais certaines sont également présentes à des profondeurs plus élevées (Figure 9 et Tableau 6). Pour les trois profondeurs différentes, il y a une importante diversité benthique puisque des classes de plusieurs phylums sont présentes. À 15 m, on retrouve surtout des chironomides, des oligochètes et des ostracodes (Figure 9 et Tableau 6). Avec une diminution de la profondeur, la diversité d'espèces augmente. En zone peu profonde (4 m) ce sont les crustacés qui dominent, avec une abondance relative totale de 40,8 %, en particulier *Hyatella azteca*. On retrouve également beaucoup d'annélides, notamment des oligochètes (Tableau 6). La classe la moins représentée à cette profondeur est la classe des arachnides. Néanmoins, celle-ci est plus présente à 9 m de profondeur. Les bivalves sont présents à toutes les profondeurs, mais plus abondamment à 4 m. Les hexapodes quant à eux constituent la majorité des espèces benthiques à 15 m de profondeur, avec les oligochètes (Figure 9 et tableau 6).



**Figure 7.** Distribution de l'abondance relative, en fonction de la profondeur (4 m = vert pâle, 9 m = vert foncé et 15 m = noir), de chaque groupe benthique observé dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019.

**Tableau 6.** Densité absolue moyenne ( $\pm$  erreur-type) et abondance relative des espèces benthiques recueillies à différentes profondeurs, dans le lac Noir, les 7 et 8 septembre 2019.

Taxons (Phylum, Sous-phylum, classe, famille et espèce)	Profondeur 4 m n = 3			Profondeur 9 m n = 3			Profondeur 15 m n = 3		
	Densité (ind./m <sup>2</sup> )		Abondance relative %	Densité (ind./m <sup>2</sup> )		Abondance relative %	Densité (ind./m <sup>2</sup> )		Abondance relative %
	Moyenne	Erreur-type		Moyenne	Erreur-type		Moyenne	Erreur-type	
<b>Mollusques</b>									
<u>Rivales</u>									
Sphaeriidés	520.0	80.0	7.9	333.3	74.2	13.5	100.0	16.3	9.6
Gastéropodes									
Planorbidés	488.0	134.9	7.4	-	-	-	-	-	-
<b>Sous-total</b>	<b>1 008.0</b>		<b>15.3</b>	<b>333.3</b>		<b>13.5</b>	<b>100.0</b>		<b>9.6</b>
<b>Annélides</b>									
<u>Citellates</u>									
Sous-classe des Oligochètes	2 226.7	1 585.0	33.8	933.3	429.8	37.8	340.0	147.0	32.7
Sous-classe des Hirudinés	146.7	146.7	2.2	-	-	-	-	-	-
<b>Sous-total</b>	<b>2 373.3</b>		<b>36.0</b>	<b>933.3</b>		<b>37.8</b>	<b>340.0</b>		<b>32.7</b>
<b>Crustacés</b>									
<u>Hexanauplés</u>									
Ordre des Harpacticoides	226.7	170.2	3.4	-	-	-	60.0	49.0	5.8
<u>Malacostracés</u>									
<i>Hyalella azteca</i>	2 266.7	1 475.5	34.4	-	-	-	-	-	-
Ostracodes	200.0	161.7	3.0	146.7	93.3	5.9	200.0	130.6	19.2
<b>Sous-total</b>	<b>2 693.3</b>		<b>40.8</b>	<b>146.7</b>		<b>5.9</b>	<b>260.0</b>		<b>25.0</b>
<b>Hexapodes</b>									
<u>Insectes</u>									
<i>Chaoborus punctipennis</i> (Diptères)	13.3	13.3	0.2	26.7	13.3	1.1	-	-	-
Chironomidés (larves, Diptères)	453.3	118.5	6.9	986.7	104.1	40.0	340.0	114.3	32.7
Ephemeroptera (larves)	40.0	23.1	0.6	-	-	-	-	-	-
<b>Sous-total</b>	<b>506.7</b>		<b>7.7</b>	<b>1 013.3</b>		<b>41.1</b>	<b>340.0</b>		<b>32.7</b>
<b>Chélicérate s</b>									
<u>Arachnides</u>									
Hydracariens	13.3	13.3	0.2	40.0	23.1	1.6	-	#DIV0!	-
<b>Sous-total</b>	<b>13.3</b>		<b>0.2</b>	<b>40.0</b>		<b>1.6</b>	<b>-</b>		<b>-</b>
<b>Total</b>	<b>6 594.7</b>		<b>100.0</b>	<b>2 466.7</b>		<b>100.0</b>	<b>1 040.0</b>		<b>100.0</b>

Observations générales :

4m : Présence de statoblastes, œufs de copépodes et d'oligochètes.

9 m : Présence d'ephippium, d'œufs d'oligochètes et de statoblastes

15 m : Présence de statoblastes et d'ephippium.

Source des noms des taxons : WoRMS Editorial Board (2019). World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2019-06-27. doi :10.14284/170

## Discussion

### Physique et chimie du lac Noir

La bathymétrie et la morphométrie du lac Noir témoignent d'une importante capacité de productivité du milieu. En effet, le lac possède des berges peu pentues, entraînant une vaste zone littorale peu profonde, correspondant à plus de la moitié de la superficie du lac. Cela se traduit tout d'abord au niveau du rapport  $Z_{moy}/Z_{max}$  égal à 0,26, valeur caractéristique des plans d'eau de forme conique (Wetzel, 2001). De plus, l'indice de développement de la rive renseigne sur l'importance de la zone littorale. Effectivement, celui-ci témoigne de la régularité de la rive d'un plan d'eau. Ainsi, plus le développement de la rive s'éloigne de 1, plus le périmètre du lac est élevé et la surface de contact entre les milieux terrestre et aquatique est importante (Wetzel, 2001). Avec la bathymétrie, ces paramètres morphométriques montrent l'étendue de la zone littorale, très présente dans ce lac. Or, les zones de faible profondeur permettent une productivité accrue du plan d'eau (Wetzel, 2001). En effet, la lumière est à l'origine de la photosynthèse et il est connu que la quantité d'énergie lumineuse diminue avec la profondeur. De ce fait, la majorité des organismes phytoplanctoniques se retrouvent dans la zone photique, pour le lac Noir au-dessus de 9 m de profondeur, ce qui est à l'origine de la productivité importante des zones peu profondes.

La stratification du plan d'eau est aussi un phénomène très important pour les communautés d'organismes vivants, puisqu'elle entraîne une variabilité d'habitats et de conditions. La quantité d'oxygène dissous fluctue selon les variations de température et est pratiquement nulle à 20 m de profondeur, ce qui va influencer les communautés présentes. En effet, l'oxygène est un des composés limitants à l'origine de la répartition des organismes selon leurs besoins métaboliques (Brönmark et Hansson, 2018). De plus, l'oxygène influence grandement la distribution des nutriments de par ses propriétés physico-chimiques (Wetzel, 2001). Le lac Noir est un lac dimictique avec un premier brassage au printemps et un second à l'automne. Ces mélanges surviennent à la suite d'une variation de la température qui engendre une modification de la densité, ce qui influence la stabilité de la colonne d'eau. Ces échanges verticaux favorisent les échanges entre les différentes strates, que ce soit au niveau des composés inorganiques ou des organismes vivants (Wetzel, 2001 ; Moss, 2010).

Pour ce qui est des demandes en oxygène, les données de  $DBO_5$  et de DCO montrent que la quantité d'oxygène consommée par les micro-organismes pour oxyder les matières organiques et les sels minéraux augmente avec la profondeur. Ces mesures constituent des indices de la qualité de l'eau puisque la  $DBO_5$  informe sur la quantité de matière organique biodégradable contenue dans l'eau et la DCO sur toutes sources de consommation d'oxygène

dans l'eau (Moss, 2010). La  $DBO_5$  d'une eau de surface non polluée est inférieure à 20 mg/L (MELCC, 2020b). Le rapport de la DCO/ $DBO_5$  est également un indicateur important qui permet d'avoir des informations sur l'origine de la pollution le cas échéant. Un rapport proche de 1 indique une bonne biodégradabilité (Yapo *et al.*, 2009 ; Boutayed *et al.*, 2012). Dans le cas du lac Noir, la  $DBO_5$  est bien inférieure à 20 mg, mais le rapport de DCO/ $DBO_5$  est environ de 5 en surface, bien qu'il soit plus faible en profondeur (environ de 2). Cela indique que les eaux sont difficilement biodégradables (entre 3 et 7 mg/L) et qu'il s'agit d'eaux usées domestiques autour de 2 mg/L (Yapo *et al.*, 2009 ; Boutayed *et al.*, 2012). Un rapport plus faible en profondeur indique que la DCO est plus importante que la  $DBO_5$ , donc que la biodégradation est plus difficile. Cela pourrait venir du fait qu'il y a plus de matière organique dans l'hypolimnion, associée au processus de sédimentation (Wetzel, 2001).

Les nutriments sont également des données d'intérêt pour déterminer la qualité du plan d'eau et comprendre la dynamique des communautés présentes. En effet, l'azote et le phosphore sont deux composés essentiels, limitant la productivité phytoplanctonique des plans d'eau (Wetzel, 2001 ; Moss, 2010). Le phosphore est l'un des principaux éléments nutritifs limitant la croissance du phytoplancton de par sa faible disponibilité (Brönmark et Hansson, 2018). Dans le lac Noir, la concentration de phosphate est plus importante en surface puisqu'elle varie de 10,7  $\mu\text{g/L}$  en profondeur, à 18,4  $\mu\text{g/L}$  en surface. En termes de phosphore, ces valeurs équivalent à 3,5  $\mu\text{g/L}$  en surface et 6,00  $\mu\text{g/L}$  en profondeur. D'après les différents états trophiques établis par Chapra (1997), cela correspond au stade oligotrophe, avec des valeurs < 10  $\mu\text{g/L}$ . Dans le lac Noir, à l'inverse du phosphore, l'azote est plus abondant en profondeur avec une concentration de nitrite-nitrate de 93,6  $\mu\text{g}$  nitrate /L, soit 21,1  $\mu\text{g}$  azote /L, tandis qu'en surface celle-ci est de 44,6  $\mu\text{g}$  nitrate/L, soit 10,1  $\mu\text{g}$  azote /L. Ces valeurs sont très loin du seuil de 200 à 300  $\mu\text{g}$  d'azote/L à partir duquel il est possible de déterminer l'influence possible des activités humaines sur la qualité de l'eau (Madison et Brunett, 1985). Le rapport azote sur phosphore étant inférieur à 10, il est possible de déduire que l'azote constitue l'élément limitant, ce qui n'est pas le cas pour le phosphore (Moss, 2010 ; Brönmark et Hansson, 2018). Bien que les concentrations en phosphore restent faibles par rapport à la limite pour éviter l'eutrophisation (Berryman, 2006), le fait qu'il ne s'agisse pas de l'élément limitant pourrait s'expliquer par des apports extérieurs de phosphore dans le plan d'eau.

En complément de l'azote et du phosphore, la silice est également un paramètre chimique important puisqu'elle est essentielle aux diatomées, étant un composant majeur de leurs parois (Wetzel, 2001 ; Brönmark et Hansson, 2018). Elle se retrouve principalement dans les dépôts lacustres et est rendue disponible pour les organismes aquatiques selon un cycle avec différents processus (Dodds, 2002). De ce fait, la concentration en silicate dans le lac Noir est plus élevée en profondeur, avec la sédimentation des diatomées et les apports en silice

dissous (Dodds, 2002). En effet, la concentration en silicate équivaut à 3614,9 µg/L en surface et à 5084,1 µg/L en profondeur. Généralement, la concentration de silice varie entre 0 et 2 mg/L, donc ces valeurs semblent normales (Capblancq et Laville, 1968 ; Wetzel, 2001 ; Lavigne et Nirel, 2016).

## Communautés

La première communauté étudiée est la communauté bactériologique, en particulier les coliformes et les entérocoques. Ces bactéries sont connues comme pouvant avoir des impacts sur la santé des usagers des lacs, en plus d'affecter la qualité de l'eau (MDDEFP, 2013). Les coliformes fécaux sont des bactéries qui proviennent généralement de matière fécale animale ou humaine, mais on peut aussi les retrouver en grande quantité dans les eaux riches en matière organique (Barthe *et al.*, 1998). Une concentration élevée est souvent la conséquence d'une pollution fécale en aval, pouvant provenir notamment d'une mauvaise qualité des installations septiques et d'épuration (MDDEFP, 2013 ; APEL, 2014). Dans le lac Noir, la concentration la plus faible de coliformes fécaux a été mesurée au centre du lac, tandis qu'une concentration plus élevée est observée au niveau du tributaire 2. Néanmoins, cette concentration de 18,3 UFC/100mL reste très faible par rapport au seuil limite de 200 UFC/100mL fixé par le MDDEFP (2013) qui garantit une qualité d'eau correcte pour réaliser des activités de baignade en lac. Elle est même située dans la catégorie de qualité excellente (entre 0 et 20 UFC/100mL) selon la classe de qualité du programme Environnement-Plage (MDDEFP, 2013). Pour ce qui est des entérocoques, ces bactéries ont une origine similaire aux coliformes fécaux, mais elles sont plus résistantes à des conditions environnementales difficiles et restent plus longtemps dans l'eau (Gleeson et Gray, 1997). Les entérocoques constituent un indicateur d'une contamination fécale, en particulier au niveau de la nappe souterraine. Dans le lac Noir, un apport important s'observe au niveau du tributaire 2 également avec une concentration >51,5 UFC/100mL. Cependant, pour le reste du lac, les concentrations sont inférieures à 10 UFC/100mL, ce qui se situe dans la catégorie d'une bonne qualité d'eau de baignade (MELCC, 2020a). Toutefois, il est à noter que cette classification avec les concentrations d'entérocoques est valable pour les plages en milieu marin, avec une certaine salinité (MELCC, 2020a). Ainsi, bien qu'il puisse y avoir un apport de coliformes fécaux et d'entérocoques à partir d'activité en amont dans le bassin versant, surtout au niveau du tributaire 2, les niveaux bactériologiques sont tout à fait acceptables et témoignent de la bonne qualité de l'eau du lac Noir.

Plusieurs facteurs sont connus pour affecter la composition spécifique et la répartition spatiale des communautés de phytoplancton à l'échelle locale tels que les rations

d'approvisionnement en nutriments, les conditions lumineuses, la stabilité de la colonne d'eau et la profondeur de la zone de mélange (Watson *et al.*, 1997 ; Diehl, 2002 ; Stomp *et al.*, 2011). Dans le lac Noir comme dans pratiquement tous les autres plans d'eau, la densité du phytoplancton diminue fortement avec la profondeur, principalement parce que la température et la luminosité gouvernent la photosynthèse (Jones *et al.*, 1996). La composition spécifique du phytoplancton et la diversité des genres changent en fonction de la quantité de nutriments disponibles dans le milieu. Ces changements sont liés au fait que les différents taxons n'ont pas tous les mêmes besoins ni les mêmes capacités à absorber, conserver et stocker les nutriments (Watson *et al.*, 1997). Ainsi, les lacs oligotrophes, mésotrophes et eutrophes ont tous un assemblage de phytoplancton caractéristique. En effet, la quantité d'organismes phytoplanctoniques et la composition en espèces reflètent souvent l'état trophique d'un lac (Lepistö et Rosenström, 1998). Les lacs eutrophes sont connus comme ayant une biomasse de phytoplancton très importante et une grande diversité d'espèces comparativement aux lacs oligotrophes qui supportent plutôt une faible diversité d'espèces et une biomasse minimale (Lepistö et Rosenström, 1998). Ainsi, le phytoplancton des lacs tempérés du Nord se compose généralement de cent à plusieurs centaines d'espèces tout dépendamment de son état trophique (Kalff et Knoechel, 1978). Le lac Noir quant à lui ne contient qu'une richesse maximale de 33 genres et donc potentiellement de près d'une centaine d'espèces, ce qui témoigne d'un lac plutôt oligotrophe.

Les groupes qui dominent généralement dans les lacs oligotrophes sont les chrysophycées et les diatomées des genres *Tabellaria* et *Cyclotella* (Reynolds, 1998) alors que dans les lacs eutrophes, ce sont principalement les cyanophycées des genres *Anabaena* et *Microcystis* et les diatomées des genres *Asterionella*, *Fragilaria* et *Stephanodiscus* (Watson *et al.*, 1997 ; Lepistö et Rosenström, 1998 ; Reynolds, 1998). On retrouve dans le lac Noir une abondance relative importante pour les groupes qui sont généralement des indicateurs de conditions plutôt eutrophes. Les cyanophycées du genre *Anabaena*, par exemple, ont l'abondance relative la plus importante de tous les groupes en surface. Toutefois, une densité absolue de 113000 individus/L demeure très loin du seuil critique de 20 millions d'individus/L établi par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) à partir duquel un plan d'eau est considéré comme étant infecté par les fleurs d'eau (Groupe scientifique sur l'eau, 2017). Toutefois, la prise de données n'a pas été effectuée au moment où l'abondance de cyanobactéries est la plus élevée, c'est-à-dire durant la période la plus chaude de l'été, et la méthode d'échantillonnage sélectionnée peut avoir sous-estimé leur densité. Ainsi, il est important de ne pas attribuer des phylums ou des classes exclusivement à un état trophique en particulier puisque les diatomées, les chlorophytes et les cyanobactéries par exemple, se retrouvent dans pratiquement tous les types de lacs, peu importe leur état

trophique (Reynolds, 1998). Les cyanobactéries sont souvent responsables de blooms toxiques dans les lacs eutrophes, mais sont aussi une composante importante de la biomasse de phytoplancton dans des lacs de différents niveaux trophiques (Watson *et al.*, 1997). Toutefois, l'abondance de cyanobactéries augmente considérablement dans de nombreux lacs d'Europe et d'Amérique du Nord depuis 1945, et cela de manière disproportionnée par rapport à d'autres groupes appartenant au phytoplancton (Huisman *et al.*, 2018).

Tout comme le phytoplancton, la répartition spatiale des communautés zooplanctoniques est largement influencée par les conditions du milieu et la quantité de ressources disponibles. La colonne d'eau dans un lac stratifié comme le lac Noir fournit des gradients verticaux d'habitats de qualité variables pour le zooplancton. Les couches superficielles et les couches profondes séparées par un gradient de température important diffèrent considérablement en termes de température, de luminosité, de disponibilité en nutriments et de risque de prédation. Les populations zooplanctoniques présentent ainsi des schémas de distribution horizontale et verticale souvent bien distincts (Lampert, 2005). De manière générale, les cladocères, les copépodes et les rotifères sont considérés comme les groupes les plus importants du zooplancton en termes de densité, de biomasse et de production (Pace et Orcutt Jr., 1981 ; Brandl, 2005). En effet, ce sont ces groupes qui composent entièrement le zooplancton de petite taille dans le lac Noir et les copépodes et les cladocères sont une composante majeure du zooplancton de grande taille également. Les données du lac Noir démontrent que les rotifères ont une abondance relative beaucoup plus importante là où les microcrustacés sont moins abondants, c'est-à-dire en surface. Les rotifères, en raison de leur taille généralement beaucoup plus petite et de leur mobilité réduite, deviennent souvent une ressource alimentaire de choix pour les copépodes d'eau douce (Brandl, 2005). Ces derniers présentent des techniques d'alimentation très variables face auxquelles de nombreuses espèces de rotifères répondent en utilisant une variété de mécanismes de défense ou de comportements de fuite (Brandl, 2005). Malgré leur abondance relative élevée en surface, la densité de rotifères de la classe des monogonontes demeure très faible dans le lac Noir. Les monogonontes ont une densité qui atteint fréquemment entre 100 et 1000 individus/L et peut même aller jusqu'à 100000 individus/L dans des conditions naturelles favorables à leur établissement (Segers, 2004 ; Gauthier 2017), alors qu'on ne retrouve qu'un maximum de 6 individus/L dans le lac Noir. La méthode d'échantillonnage peut toutefois avoir mené à une sous-estimation de ces derniers.

Les données recueillies quant au zooplancton de grande taille démontrent qu'il y a une forte dominance des calanoïdes et des cyclopoïdes à toutes les profondeurs, mais aussi que les cyclopoïdes prennent largement le dessus sur les calanoïdes en profondeur. En effet, il existe de fortes interactions entre ces deux groupes et les comportements de prédation des cyclopoïdes

sont reconnus pour réduire l'abondance des calanoïdes (Soto et Hurlbert, 1991). De manière générale, la prédation plutôt que la suppression compétitive a été considérée comme le mécanisme responsable des effets négatifs des cyclopoïdes sur les calanoïdes (Adrian, 1997). Les résultats démontrent également que la densité absolue de zooplancton de grande taille, tous groupes confondus, est beaucoup plus élevée en profondeur qu'elle ne l'est en surface. En fait, le zooplancton de grande taille quitte généralement l'épilimnion chaud, éclairé et souvent riche en nourriture pendant la journée pour se diriger vers l'hypolimnion froid et sombre où les ressources alimentaires sont souvent moins abondantes et de moins bonne qualité, et ce dans le but d'éviter la prédation (Lampert, 2005). Les organismes zooplanctoniques retournent aux couches superficielles plutôt la nuit, lorsque le risque de prédation est plus faible (Lampert, 2005). Comme l'échantillonnage a été effectué durant le jour, la répartition du zooplancton de grande taille dans la colonne d'eau pourrait s'expliquer en partie par ce genre de comportement. Autant pour le zooplancton de petite taille que pour celui de grande taille, l'indice de régularité de Shannon est plus élevé en surface qu'en profondeur, ce qui indique qu'il y a une meilleure répartition des taxons en surface et donc que le peuplement y est mieux équilibré (Grall et Coïc, 2006).

La répartition des communautés d'invertébrés benthiques est déterminée entre autres par des facteurs abiotiques, principalement ceux en lien avec les perturbations (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000) et les activités pélagiques. L'environnement benthique de tout lac est également fortement lié à la productivité de la colonne d'eau et donc à l'état trophique du lac, ainsi qu'à la dynamique de dépôt des sédiments (White et Miller, 2008). Dans la plupart des lacs, la zone où l'on retrouve la plus forte densité d'individus se retrouve entre 2 m et 4 m de profondeur (White et Miller, 2008). En effet, on retrouve généralement une diversité maximale d'organismes benthiques dans la zone sublittorale puisque cette dernière offre une grande diversité d'habitats et de ressources favorables à l'établissement des communautés benthiques (White et Miller, 2008). Le lac Noir témoigne de cette tendance puisque le nombre d'individus échantillonnés passe d'environ 6500 individus/m<sup>2</sup> à 4 m à 1000 individus/m<sup>2</sup> à 15 m de profondeur. Bien que des centaines d'espèces d'invertébrés benthiques puissent se retrouver dans certains lacs, le nombre de phylums rencontré est généralement faible et la diversité tend à diminuer avec la profondeur (White et Miller, 2008). Les communautés benthiques reflètent généralement assez bien l'état des écosystèmes dans lesquels ils se développent et sont souvent utilisés comme indicateur biologique (Tagliapietra et Sigovini, 2010), principalement puisque la plupart ont une mobilité généralement assez limitée qui restreint leur capacité à éviter des conditions défavorables (Grall et Coïc, 2006).

## Réseaux trophiques et couplages pélagiques-benthiques

Les données recueillies dans le lac Noir démontrent que la densité d'organismes phytoplanctoniques est beaucoup plus importante que celle des organismes zooplanctoniques. On y retrouve plus de 440000 individus/L pour le phytoplancton comparativement à 85000 individus/1000L pour le zooplancton, ce qui s'explique par le fait que plusieurs groupes de zooplancton se nourrissent de phytoplancton et permettent ainsi de transférer l'énergie des producteurs primaires vers les niveaux trophiques supérieurs (Daly Yahia et Romdhane, 1994 ; Strecker *et al.*, 2008 ; Gauthier, 2017). Ce passage d'un niveau trophique à l'autre s'accompagne inévitablement d'une perte d'énergie, d'où la nécessité d'une densité importante de producteurs primaires à la base du réseau (Dickman *et al.*, 2008). En plus de représenter une source de nourriture importante pour le zooplancton, le phytoplancton peut également réguler la productivité du périphyton benthique et des macrophytes en interceptant la lumière et en limitant la quantité de nutriments disponibles dans la colonne d'eau des lacs (Sand Jensen et Borum, 1991). Le phytoplancton peut également être d'une très grande importance pour les invertébrés profonds, puisque la sédimentation de la matière organique produite par le phytoplancton représente une source d'énergie non négligeable pour ces organismes (Covich *et al.*, 1999). À leur tour, les invertébrés aquatiques peuvent améliorer la régénération des éléments nutritifs benthiques via leurs activités métaboliques et leurs comportements fouisseurs, alors qu'ils peuvent également l'entraver dans d'autres circonstances en aérant les sédiments (Boers *et al.*, 1991). L'activité biologique qui se déroule à proximité des sédiments influence largement ce qui se déroule bien plus haut dans la colonne d'eau, et l'inverse est vrai aussi.

Le zooplancton quant à lui, représente une source de nourriture très importante pour les invertébrés et les poissons planctonivores (Scott et Crossman, 1974 ; Gauthier, 2017). C'est pourquoi la présence ou non de poissons influence de façon considérable la structure et la distribution des communautés aquatiques (Gauthier, 2017). Étant donné que les poissons sont des organismes très mobiles, ils peuvent participer efficacement aux réseaux trophiques benthiques et pélagiques et, par conséquent, relier ces deux systèmes écologiques (Schindler et Scheuerell, 2002). Par exemple, les poissons planctophages ont tendance à exercer des pressions de prédatons plus importantes sur le zooplancton de grande taille que sur celui de petite taille, ce qui déplace les communautés de zooplancton vers des états dominés par des espèces de petite taille (Brooks et Dodson, 1965). Puisque l'effet du broutage des communautés de zooplancton sur le phytoplancton est positivement lié à la taille corporelle moyenne du zooplancton, ce déplacement entraîne une réduction de la pression de broutage sur le phytoplancton et donc une augmentation de la biomasse et de la productivité (Vanni et Findlay,

1990 ; Schindler et Scheuerell, 2002). De plus, l'excrétion d'azote et de phosphore par les poissons peut constituer l'une des principales sources de nutriments nécessaires pour soutenir la croissance du phytoplancton pendant les périodes où les apports de nutriments allochtones sont faibles (Schindler et Scheuerel, 2002). L'absence de prédation par les poissons a donc généralement pour effet d'augmenter l'abondance du zooplancton de grande taille et de réduire celle du phytoplancton via ces effets de cascades trophiques (Wetzel, 2001). Tout dépendamment de la composition de la faune ichtyenne et planctonique, cette absence de prédation peut également avoir pour effet d'augmenter l'abondance d'invertébrés aquatiques, lesquels exercent alors des pressions de prédatons plus importantes sur les crustacés de grande taille que sur ceux de petite taille (Drouin *et al.*, 2009), comme quoi ces effets de cascade trophique peuvent être très variables. Dans un milieu dans lequel il y a une forte présence de poissons piscivores, les organismes benthiques peuvent également permettre de maintenir les populations de poissons pendant les périodes durant lesquelles leurs proies préférentielles se font rares. En effet, lorsque les poissons proies sont peu abondants, les piscivores se nourrissent d'invertébrés benthiques et peuvent ainsi avoir un impact non négligeable sur leur abondance (Schindler *et al.*, 1997). Le lac Noir abrite une diversité assez élevée de poissons (Annexe 2), ce qui implique que l'ensemble des organismes planctoniques et benthiques retrouvés dans ce lac sont susceptibles d'être affectés de près ou de loin par leur présence.

## **État trophique du Lac noir**

L'état trophique d'un lac est directement relié à sa productivité. En effet, l'eutrophisation est un processus naturel qui consiste en une augmentation de la productivité du milieu, se traduisant généralement par une croissance excessive des végétaux aquatiques, une diminution de l'oxygène et une augmentation de la turbidité de l'eau en lien avec la sédimentation (Hade, 2002 ; Brönmark et Hansson, 2018). Cependant, le problème actuel est que ce processus est largement accéléré par les activités humaines à proximité des plans d'eau, en particulier via l'apport d'éléments nutritifs comme le phosphore et l'azote (Brönmark et Hansson, 2018). Une augmentation de leur concentration entraîne des modifications de tout l'équilibre des communautés puisqu'elle accroît la productivité des organismes à la base de la chaîne trophique (Moss, 2010 ; Brönmark et Hansson, 2018). Dans le lac Noir, ces concentrations ainsi que les autres paramètres physico-chimiques, comme une profondeur de Secchi inférieure à 4 m, témoignent d'un état trophique oligotrophe et d'une eau de bonne qualité (Chapra, 1997).

L'état trophique du lac dépend également des communautés planctoniques, végétales et fauniques du milieu. Comme le benthos est particulièrement sensible aux conditions du milieu (Tagliapietra et Sigovini, 2010) et que la communauté benthique du lac Noir est assez diversifiée, tout porte à croire que l'eau du lac est, de manière générale, de bonne qualité. Pour ce qui est du phytoplancton, la faible productivité des plans d'eau oligotrophes ne permet ni d'avoir une grande diversité d'espèces ni une forte abondance (Lepistö et Rosenström, 1998). De ce fait, le phytoplancton présent dans le lac Noir tendrait à être caractéristique d'un milieu oligotrophe, comme expliqué précédemment. Cependant, certaines espèces caractéristiques de milieux davantage eutrophes sont présentes, telles que les cyanophycées (Brönmark et Hansson, 2018). Pour ce qui est du zooplancton, Chemli (2017) a mis en relation les groupes taxonomiques de zooplancton et l'état trophique des lacs. Il a établi que les lacs oligotrophes ont une communauté dominée par les copépodes calanoïdes, alors que les lacs mésotrophes présentent une abondance plus importante de rotifères. Chemli (2017) a aussi différencié un état intermédiaire oligomésotrophe où le zooplancton est plus riche en cladocères et en copépodes cyclopoïdes. Ainsi les données récoltées dans le lac Noir témoignent que la communauté zooplanctonique serait représentative d'un état plutôt oligomésotrophe (Chemli, 2017). La diversité importante de poissons montre aussi la qualité du milieu, puisqu'il s'agit de consommateurs au sommet du réseau trophique, donc qui peuvent être plus facilement affectés par une dégradation de l'écosystème (Hade, 2002).

D'autre part, pour déterminer l'état trophique du lac Noir, il est nécessaire de prendre en compte la morphologie du lac qui a un fort potentiel de productivité dû à une importante zone de faible profondeur. Cela pourrait donc favoriser une transition vers un état trophique plus avancé (Wetzel, 2001). De plus, certains problèmes liés à l'anthropisation du lac Noir pourraient favoriser ce phénomène. C'est notamment le cas de la prolifération des herbiers aquatiques, entre autres par des plantes exotiques envahissantes (Annexe 1). Cette prolifération est associée à l'enrichissement du plan d'eau et entraîne une sédimentation accrue (Dumouchel, 2015). Cette dernière est également favorisée par la détérioration des rives et l'érosion, induites par la construction d'installations et par la navigation sur le lac (AGERT, 2019). Aussi, certaines problématiques reliées à l'eutrophisation sont déjà d'actualité dans le lac Noir, notamment l'été lorsque la température plus élevée favorise la productivité. Par exemple, des éclosions de cyanobactéries et une détérioration de la qualité de l'eau durant l'été ont déjà été documentées à quelques reprises (Comité sur les cyanobactéries au lac Noir, 2014 ; Dumouchel, 2015 ; AGERT, 2019), comme quoi l'activité humaine à proximité du lac n'est pas sans impact.

## Conclusion

De manière générale, la diagnose du lac Noir révèle une eau d'assez bonne qualité. Les paramètres physico-chimiques montrent une stratification de la colonne d'eau avec une faible variation de la température, de la quantité d'oxygène dissous et du pH, mis à part entre 8 à 10 m environ, ce qui correspond à la profondeur de la thermocline et de la zone photique. Les concentrations de nitrite-nitrate et de phosphate sont faibles, ce qui est plutôt caractéristique d'un plan d'eau oligotrophe, et le rapport entre ces deux composés montre que le nitrate est l'élément limitant. La communauté bactérienne présente de faibles concentrations de coliformes fécaux et d'entérocoques, ce qui situe le lac Noir dans la catégorie d'une eau de bonne qualité d'après les seuils établis par le MELCC. Pour ce qui est des communautés planctoniques, les cyanobactéries dominent largement à la surface, mais diminuent en profondeur, tout comme les bacillariophytes et les charophytes. En profondeur, les miozoaires constituent donc le groupe dominant. La faible biomasse et la faible diversité des organismes phytoplanctoniques témoignent d'une productivité du milieu limitée et sont représentatives des plans d'eau oligotrophes, cependant les cyanophycées plutôt caractéristiques des milieux eutrophes sont très présentes en surface. Concernant le zooplancton, les cladocères, les copépodes et les rotifères constituent les groupes les plus abondants. La structure de la communauté zooplanctonique est représentative d'un état plutôt oligomésotrophe. Les organismes benthiques retrouvés sont plus abondants en zones peu profondes et démontrent la bonne qualité de l'eau, puisqu'ils sont relativement diversifiés et connus comme étant très sensibles aux conditions du milieu. C'est également le cas pour la communauté ichtyenne, qui présente une diversité d'espèces relativement grande. Toutefois, la morphologie du lac est favorable à la productivité du plan d'eau, avec une vaste superficie de zones peu profondes. De plus, certains problèmes associés à l'eutrophisation ont déjà été documentés au lac Noir, tels que des éclosions de cyanobactéries par exemple, qui témoignent de l'impact de la villégiature à proximité du plan d'eau.

## Références

- Adrian, R., 1997. Calanoid-cyclopoid interactions: evidence from an 11-year field study in a eutrophic lake. *Freshwater Biol.* 38(2), 315-325.
- Afonso, I., E. Bercibar, N. Castro, J.L. Costa, P. Frias, F. Henriques, P.M. Oliveira, G. Silva et P. Chainho, 2020. Assessment of the colonization and dispersal success of non-indigenous species introduced in recreational marinas along the estuarine gradient. *Ecol. Indic.* 113, 1-10.
- Armstrong, V., 2010. Qualité de l'eau douce du Québec. L'impact des activités récréotouristiques. *Vecteur Environnement*, 43(4), 24-25.
- Association pour la gestion environnementale et récréotouristique du lac Noir, AGERT., 2019, Qualité bactériologique du lac Noir et usages récréatifs du plan d'eau, 11 p.
- Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, APEL, 2014, Revue de la littérature sur l'impact des systèmes d'assainissement décentralisés sur la qualité des eaux de surface, 32 p.
- Barthe, C., J. Perron et J.M.R. Perron, 1998. Guide d'interprétation des paramètres microbiologiques d'intérêt dans le domaine de l'eau potable. Document de travail (version préliminaire), ministère de l'Environnement du Québec, 155 p. + annexes
- Berryman, D., 2006. Établir des critères de qualité de l'eau et des valeurs de référence pour le phosphore, selon les éco-régions: opportunité, faisabilité et premier exercice exploratoire. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Développement durable, environnement et parcs Québec, Québec, 32 p. + 2 annexes
- Bishop, M. J. 2008. Displacement of epifauna from seagrass blades by boat wake. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 354(1), 111-118.
- Boers, P., L. Van Ballegooijen et J. Uunk, 1991. Changes in phosphorus cycling in a shallow lake due to food web manipulations. *Freshwater Biol.* 25(1), 9-20.
- Boutayeb, M., A. Bouzidi et M. Fekhaoui, 2012. Étude de la qualité physico-chimique des eaux usées brutes de cinq villes de la région de la Chaouia - Ouardigha (Maroc) Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie, 34(2), 145-150.

- Brandl, Z., 2005. Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey. *Hydrobiologia*, 546(1), 475-489.
- Brönmark, C. et L.A. Hansson, 2018. *The Biology of Lakes and Ponds*, Third Edition. Oxford University Press, Oxford, 355 p.
- Brooks, J.L. et S.I. Dodson., 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150(3692), 28-35.
- Capblancq, J., et H. Laville (1968). Étude morphométrique et physico-chimique de neuf lacs du Massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées). In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* EDP Sciences. 4(3), 275-324.
- Chapra, S.C., 1997. *Surface Water-Quality Modeling*. Boston: WCB McGraw-Hill. 844 p.
- Chemli, A., 2017. Le zooplancton comme bioindicateur de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs du Parc du Mont-Tremblant. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Montréal, 97 p.
- Comité sur les cyanobactéries au lac Noir, 2014, Résultats de l'inventaire de 2014 et registres des installations septiques, 12 p.
- Covich, A. P., M.A. Palmer et T.A. Crowl, 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience*, 49(2), 119-127.
- Cuker, B. E. 1987. Field experiment on the influences of suspended clay and P on the plankton of a small lake. *Limnol. Oceanogr.* 32(4), 840-847.
- Daly Yahia, M.N. et Romdhane, M.S., 1994, Dynamique trophique du zooplancton et relation phytoplancton-zooplancton au sein de l'écosystème de la mer de Bou Grapa, *Bull.Inst. Nat.Scient.Techn.Océanogr, Pêche Salammbô*, 21, 48-65
- Demers, A. et M. Arvisais, 2011. Guide de normalisation des inventaires bathymétriques. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Service de la faune aquatique, Québec, 32 p.
- Desroches, J.-F. et D. Rodrigue, 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des maritimes. Waterloo, Québec : Éditions Michel Quintin, 376 p.

- Dickman, E. M., J.M. Newell, M.J. González et M.J. Vanni, 2008. Light, nutrients, and food-chain length constrain planktonic energy transfer efficiency across multiple trophic levels. *P. Natl. A. Sci.* 105(47), 18408-18412.
- Diehl, S., 2002. Phytoplankton, light, and nutrients in a gradient of mixing depths: theory. *Ecology*, 83(2), 386-398.
- Dodds, W.K., 2002. Freshwater ecology: concepts and environmental applications. Academic Press, 569 p.
- Drouin, A., P. Sirois et P. Archambault, 2009. Discriminating zooplankton communities in lakes with brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and in fishless lakes. *Écoscience* 16, 271-281.
- Dudgeon, D., A.H. Arthington, M.O. Gessner, Z.I. Kawabata, D.J. Knowler, C. Lévêque, R.J. Naiman, A.H. Prieur-Richard, D. Soto, M.L.J. Stiassny et C.A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81(2), 163-182.
- Dumouchel, A., 2015. Inventaire des plantes aquatiques et de l'accumulation sédimentaire au lac Noir, été 2014, 31 p.
- Gagnon, E., et G. Gangbazo, 2007. Efficacité des bandes riveraines: analyse de la documentation scientifique et perspectives, 17 p.
- Gauthier, D.A., 2017. Structure des communautés de rotifère dans les lacs boréaux et leur contribution potentielle au transfert du carbone allochtone dans les réseaux trophiques aquatiques (Doctoral dissertation, Université du Québec à Chicoutimi), 96 p.
- Gleeson, C. et N. Gray, 1997. The coliform index and waterborne disease. E & FN Spon, 194 p.
- Grall, J. et N. Coïc, 2006. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Institut Universitaire européen de la Mer. Université de Bretagne Occidentale Laboratoire des sciences de l'Environnement Marin, 7-86.
- Groupe scientifique sur l'eau, 2017. Page consultée le 02 novembre 2020. Cyanobactéries et cyanotoxines dans l'eau potable et l'eau récréative. Dans *Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine*, Institut national de santé publique du Québec, [En ligne], URL : <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/cyanobacteries>

- Hade, A., 2002. Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger. Bibliothèque nationale du Québec. Éditions Fides, 359 p.
- Hébert, S. et S. Légaré, 2000. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123. 24 p. et 3 annexes.
- Huisman, J., G.A. Codd, H.W. Paerl, B.W. Ibelings, J.M. Verspagen et P.M. Visser, 2018. Cyanobacterial blooms. *Nat. Rev. Microbiology*, 16(8), 471-483.
- Inland Waterways Advisory Council. 2008. Britain's inland waterways: Balancing the needs of navigation and aquatic wildlife.
- Issa, M., 2019. Évaluation de l'impact des vagues créées par les bateaux sur la rive du lac Saint-Pierre : revue de littérature [Document interne, PDF]. Yamachiche, Québec : Comité ZIP du lac Saint-Pierre.
- Jones, R. I., J.M. Young, A.M. Hartley et A.E. Bailey-Watts, 1996. Light limitation of phytoplankton development in an oligotrophic lake-Loch Ness, Scotland. *Freshwater Biol.* 35(3), 533-543.
- Kalff, J. et R. Knoechel, 1978. Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 9(1), 475-495.
- Lacoursière-Roussel, A., D.G. Bock, M.E. Cristescu, F. Guicahrd, P. Girard, P. Legendre et C.W. McKindsey, 2012. Disentangling invasion processes in a dynamic shipping-boating network. *Mol. Ecol.* 21(17), 4227-4241.
- Lampert, W., 2005. Vertical distribution of zooplankton: density dependence and evidence for an ideal free distribution with costs. *BMC Biol.* 3(1), 1-12.
- Lavigne S. et P. Nirel, 2016. Évolution physico-chimique et biologique du Petit Lac. Service de l'écologie de l'eau - dép. De l'environnement, des transports et de l'agriculture du canton de Genève. Genève. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015*, 1-29.
- Lavoie, I., I. Laurion, A. Warren et W.F. Vincent, 2007. Les fleurs d'eau de cyanobactéries, revue de littérature. INRS rapport no 916, xiii, 124 p.

- Lepistö, L. et U. Rosenström, 1998. The most typical phytoplankton taxa in four types of boreal lakes. *Hydrobiologia*, 369, 89-97.
- Madison, R. J. et J.D. Brunett, 1985, Overview of the occurrences of nitrate in groundwater of the United States. *National Water Summary 1984-Water-Quality Issues, US Geol. Surv. Water-Supply Paper*, 2275, 93-105.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2020a. Page consultée le 20 novembre 2020. Programme Environnement-Plage. [En ligne], URL : <http://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/env-plage>.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2020b. Guide pour l'établissement des normes de rejet d'une installation de traitement des eaux usées d'origine domestique, 74 p.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Guide pour l'évaluation de la qualité bactériologique de l'eau en lac, Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement, 30 p. + 1 annexe.
- Moss, B., 2010. Ecology of freshwater : a view for the twenty-first century. Quatrième édition. Wiley Blackwell. 470 p.
- Mueller, D. K. et N.E. Spahr, 2006. *Nutrients in streams and Rivers across the nation--1992-2001. US Geol. Surv.* 44 p.
- Mujal-Colilles, A., X. Gironella, A. Sanchez-Arcilla, C.P. Polo et M. Garcia-Leon, 2017. Erosion caused by propeller jets in a low energy harbour basin. *J. Hydraul. Res.* 55(1), 121-128.
- Murphy, K. J. et J.W. Eaton, 1983. Effects of pleasure-boat traffic on macrophyte growth in canals. *J. Appl. Ecol.* 20, 713-729.
- Pace, M. L. et J.D. Orcutt Jr., 1981. The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community 1. *Limnol. Oceanogr.* 26(5), 822-830.
- Payette, F., 2014. Évaluation de l'utilisation du principe de causalité dans la gestion de la villégiature sur les plans d'eau québécois. Thèse de Doctorat. Université de Sherbrooke. Sherbrooke, 83 p.
- Pépin, S., 2016. Les bandes riveraines au Québec: obstacles à leur végétalisation et démarche à entreprendre. Thèse de Doctorat. Université de Sherbrooke. Sherbrooke, 79 p.

- Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, PPRLPI, 2015, 165 p.
- Revenga, C., I. Campbell, R. Abell, P. de Villiers et M. Bryer, 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philos. T. R. Soc. B.* 360(1454), 397-413.
- Reynolds, C. S., 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia*, 369, 11-26.
- Sand-Jensen, K. et J. Borum, 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquat. Bot.* 41(1-3), 137-175.
- Schindler, D. E. et M.D. Scheuerell, 2002. Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos*, 98(2), 177-189.
- Schindler, D. E., J.R. Hodgson et J.F. Kitchell, 1997. Density-dependent changes in individual foraging specialization of largemouth bass. *Oecologia*, 110(4), 592-600.
- Scott W.B. et E.J. Crossman, 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Service des pêches et des sciences de la mer, ministère de l'Environnement. Ottawa. Bulletin 184, 1026 p.
- Segers, H., 2004. Rotifera: Monogononta. Freshwater invertebrates of the Malaysian region. Kuala Lumpur: Academy of Sciences Malaysia and Monash University, 106-120.
- Sorensen, R. M., 1997. Prediction of vessel-generated waves with reference to vessels common to the upper mississippi river system, 50 p.
- Soto, D. et S.H. Hurlbert, 1991. Long-term experiments on calanoid-cyclopoid interactions. *Ecol. Monogr.* 61(3), 245-266.
- Stomp, M., J. Huisman, G.G. Mittelbach, E. Litchman et C.A. Klausmeier, 2011. Large-scale biodiversity patterns in freshwater phytoplankton. *Ecology*, 92(11), 2096-2107.
- Strecker, A.L., R. Milne et S.E. Arnott, 2008. Dispersal limitation and climate-related environmental gradients structure microcrustacean composition in freshwater lakes, Ellesmere Island, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(9), 1905-1918.
- Tagliapietra, D. et M. Sigovini., 2010. Benthic fauna: collection and identification of macrobenthic invertebrates. *NEAR Curriculum in Natural Environmental Science, Terre et Environnement*, 88, 253-261.

- Tormos, T., 2010. Analyse à l'échelle régionale de l'impact de l'occupation du sol dans les corridors rivulaires sur l'état écologique des cours d'eau. Thèse de doctorat. Agro Paris Tech. Paris, 81 p.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, R. Richoux et H. Tachet., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biol.* 43(2), 175-205.
- Vanni, M. J. et D.L. Findlay., 1990. Trophic cascades and phytoplankton community structure. *Ecology*, 71(3), 921-937.
- Warren, A., D. Rolland et I. Laurion, 2010. L'eutrophisation des plans d'eau sur le territoire du Séminaire de Québec: Sources de perturbation, impacts associés à l'exploitation forestière, mesures de protection et de restauration, qualité de l'eau et risque associé aux cyanobactéries (No. R1202). INRS, Centre Eau, Terre et Environnement, 47 p.
- Watson, S. B., E. McCauley et J.A. Downing., 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnol. Oceanogr.* 42(3), 487-495.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology : Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Academic Press. London. 1005p.
- White, D. S. et M.F. Miller., 2008. Benthic invertebrate activity in lakes: linking present and historical bioturbation patterns. *Aquat. Biol.* 2(3), 269-277.
- Whitfield, A. K. et A. Becker, 2014. Impacts of recreational motorboats on fishes: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 83(1), 24-31.
- Yapo, B. O., V. Mambo, A. Séka, A.D. Yapi et P. Houenou, 2009. Caractérisation par fractionnement gravimétrique de la matière organique contenue dans les eaux usées: application à l'étude de la biodégradabilité. *J. Soc. Ouest-Afr. Chim.* 27, 21-37.

## Annexes

**Annexe 1.** Liste des principales espèces de macrophytes retrouvées dans le lac Noir, septembre 2010.

<b>Espèce ou genre</b>
<i>Equisetum sp.</i>
<i>Myriophyllum sp.</i>
<i>Nuphar variegatum</i>
<i>Pontederia cordata</i>
<i>Potamogeton illinoensis</i>
<i>Potamogeton amplifolius</i>
<i>Potamogeton natans</i>
<i>Potamogeton obtusifolius</i>
<i>Potamogeton strictifolius</i>
<i>Sagittaria latifolia</i>
<i>Sparganium americanum</i>
<i>Typha angustifolia</i>
<i>Utricularia sp.</i>
<i>Isoetes sp.</i>
<i>Schoenoplectus sp.</i>

**Annexe 2.** Espèces de poissons retrouvées dans le lac Noir (SIFA MRNF, 1997 et Faune-Experts, 2005).

<b>Nom commun</b>	<b>Nom latin</b>
Mené de lac	<i>Couesius plumbeus</i>
Fondule barré	<i>Fondulus diaphanus</i>
Mené ventre citron	<i>Chrosoms neogaeus</i>
Mené ventre rouge du nord	<i>Phoxinus eos</i>
Naseux noir	<i>Rhinichthys atratulus</i>
Mulet à cornes	<i>Semotilus atromaculatus</i>
Ombre de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>