Intégrité écologique du lac Saint-Charles et des milieux hydriques qui y sont connectés – 2017

Résumé

Par Agiro

AGIRO
initiatives et actions en environnement

Table des matières

Mise en contexte **1**
Description sommaire du projet **2**
Résultats et recommandations **4**
Chapitre 3 : Lac Saint-Charles 4
Chapitre 4 : Lac Delage 6
Chapitre 5 : Lac Durand 7
Chapitre 6 : Lac Clément 9
Chapitre 7 : Lac Caché 10
Chapitre 8 : Les cours d'eau 11

Mise en contexte

Depuis 1853, le territoire du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles est utilisé comme source d'eau potable. Aujourd'hui, ce territoire alimente environ 300 000 citoyens et citoyennes des villes de Québec et L'Ancienne-Lorette et de la Nation huronne-wendat. La prise d'eau et l'usine de traitement de l'eau potable (UTE) de Québec se situent aux abords de la rivière Saint-Charles à environ 11 kilomètres en aval du lac Saint-Charles, le principal réservoir d'eau potable. Le lac est connecté à de nombreux cours d'eau qui forment un réseau hydrographique complexe et essentiel au renouvellement des eaux du lac Saint-Charles. Parmi ceux-ci se retrouvent la rivière des Hurons, le lac Delage et une quarantaine de petits tributaires en plus des eaux souterraines. En aval du lac Saint-Charles, et en amont de l'UTE de Québec, plusieurs rivières alimentent la rivière Saint-Charles, dont la rivière Jaune, le ruisseau des Eaux Fraîches et la rivière Nelson.

Le suivi de la qualité de l'eau du lac Saint-Charles et des cours d'eau du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles des dernières années a permis d'améliorer la compréhension des pressions exercées sur le milieu et des conséquences de celles-ci sur la qualité de l'eau de la réserve d'eau potable. De nombreux indicateurs physico-chimiques et biologiques ont été utilisés pour comprendre et décrire la situation. Ceux-ci ont permis de cibler des menaces, d'évaluer localement la qualité de l'eau et d'émettre des recommandations. Or, les écosystèmes aquatiques sont complexes. Afin de mieux comprendre les impacts de l'action humaine sur ces milieux, il devient donc de plus en plus nécessaire d'étudier les écosystèmes aquatiques de manière holistique.

L'addition de bio-indicateurs aux paramètres physico-chimiques, déjà suivis dans le programme de qualité de l'eau, permet d'ajouter une dimension biologique à la compréhension des milieux. La sommation de ces indices permet de déterminer l'état de l'écosystème, plus précisément son intégrité écologique. Cette dernière représente la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir des communautés équilibrées, intégrées, capables de s'adapter aux changements et ayant, pour une région donnée, une composition d'espèces, une diversité et une organisation fonctionnelle comparable à celles d'un écosystème naturel (Karr et Dudley, 1981). Les biosuivis permettent de mesurer le degré d'altération des communautés aquatiques et de fournir un aperçu de la « distance écologique » qui sépare les communautés échantillonnées des communautés références (non altérées) (Campeau et al., 2013). Ainsi, l'étude de la structure des populations d'organismes permet d'inférer de nombreuses conclusions sur la qualité de l'eau et plus précisément sur la qualité des milieux dans lesquels vivent les organismes. L'information acquise permet de mieux comprendre comment et pourquoi un écosystème est en mesure de fournir les nombreux services écologiques essentiels à la présence d'une eau de qualité, tels que la filtration des polluants ou la prévention de l'érosion. Ces indices sont obtenus par une connaissance fine des organismes et de leur besoin en type d'habitat. De plus, l'utilisation de bio-indicateurs intègre un aspect spatiotemporel, comparé à la prise unique de données physico-chimiques. En effet, les organismes prélevés représentent les conditions du milieu dans lequel ils ont vécu, ce qui permet d'intégrer plusieurs semaines dans le cas des diatomées, jusqu'à plusieurs années en ce qui a trait aux poissons. Finalement, l'intégration des bio-indicateurs dans le suivi de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière Saint-Charles a été recommandée dans le cadre d'une approche participative (Behmel et al., 2018) et vient, par le fait même, combler les connaissances sur la composition des communautés présentes dans les écosystèmes aquatiques.

Description sommaire du projet

Les étapes suivantes étaient nécessaires à la bonne réalisation du projet :

- Établir la connectivité écologique du lac Saint-Charles avec les lacs et les rivières en amont et en aval du lac (section 2);
- Évaluer les types d'organismes à étudier par type de plan d'eau (lac et rivière) en fonction d'indicateurs existants, et de la capacité d'analyse des laboratoires;
- Valider les points de prélèvement optimaux pour les types d'organismes en fonction du type de plan d'eau et de la disponibilité des données physico-chimiques à proximité (chapitre 2);
- Identifier les protocoles d'échantillonnage par type d'organisme et plan d'eau (chapitre 2);
- Mettre en place un calendrier d'échantillonnage par type d'organisme et de plan d'eau (chapitre 2).

Une campagne d'échantillonnage exhaustive a ensuite été menée durant la période estivale de 2017 (mai à octobre) afin de prélever plusieurs organismes représentatifs des différents niveaux de la chaine trophique du milieu aquatique et pouvant servir de bio-indicateurs de la qualité du réseau hydrographique. En plus du lac Saint-Charles, quatre autres lacs et plusieurs rivières/ruisseaux/effluents ont été caractérisés lors de cette campagne.

Six grands axes ont été étudiés, en plus des paramètres physico-chimiques faisant déjà partie des suivis réalisés par Agiro :

1. La structure de communauté du phytoplancton a été évaluée, notamment par l'utilisation de deux indices planctoniques européens.
2. La structure de communauté du zooplancton a été évaluée par l'utilisation de différents indices biotiques qui ont permis de déterminer l'intégrité des lacs.
3. Le prélèvement de macroinvertébrés a permis d'obtenir un indice multimétrique basé sur la structure des communautés, soit l'indice de la santé du benthos (ISB_{vol}) pour les rivières et les ruisseaux. Cet indice représente l'intégrité écologique des milieux et permet de cibler les différentes pressions exercées sur un écosystème.
4. La structure des communautés et la condition des poissons ont été évaluées afin de pouvoir déterminer le niveau d'intégrité des cours d'eau et des lacs. La teneur en mercure de la chair des perchaudes des lacs Saint-Charles et Delage a également été analysée. De plus, un indice d'intégrité biologique basé sur les communautés de poissons en cours d'eau a été créé dans le cadre d'un projet universitaire.
5. La structure des communautés de diatomées a été analysée afin d'obtenir l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) pour les rivières et les ruisseaux représentatif de la qualité de l'eau et de l'intégrité écologique du milieu. Un indice de salinité européen ainsi que le pourcentage de tératologie (déformations) ont également été utilisés.
6. La composition des communautés de macrophytes a finalement été évaluée sur les lacs Durand et Clément en 2017. Les données recueillies antérieurement sur les lacs Saint-Charles, Caché et Delage ont aussi servi à réaliser l'analyse.

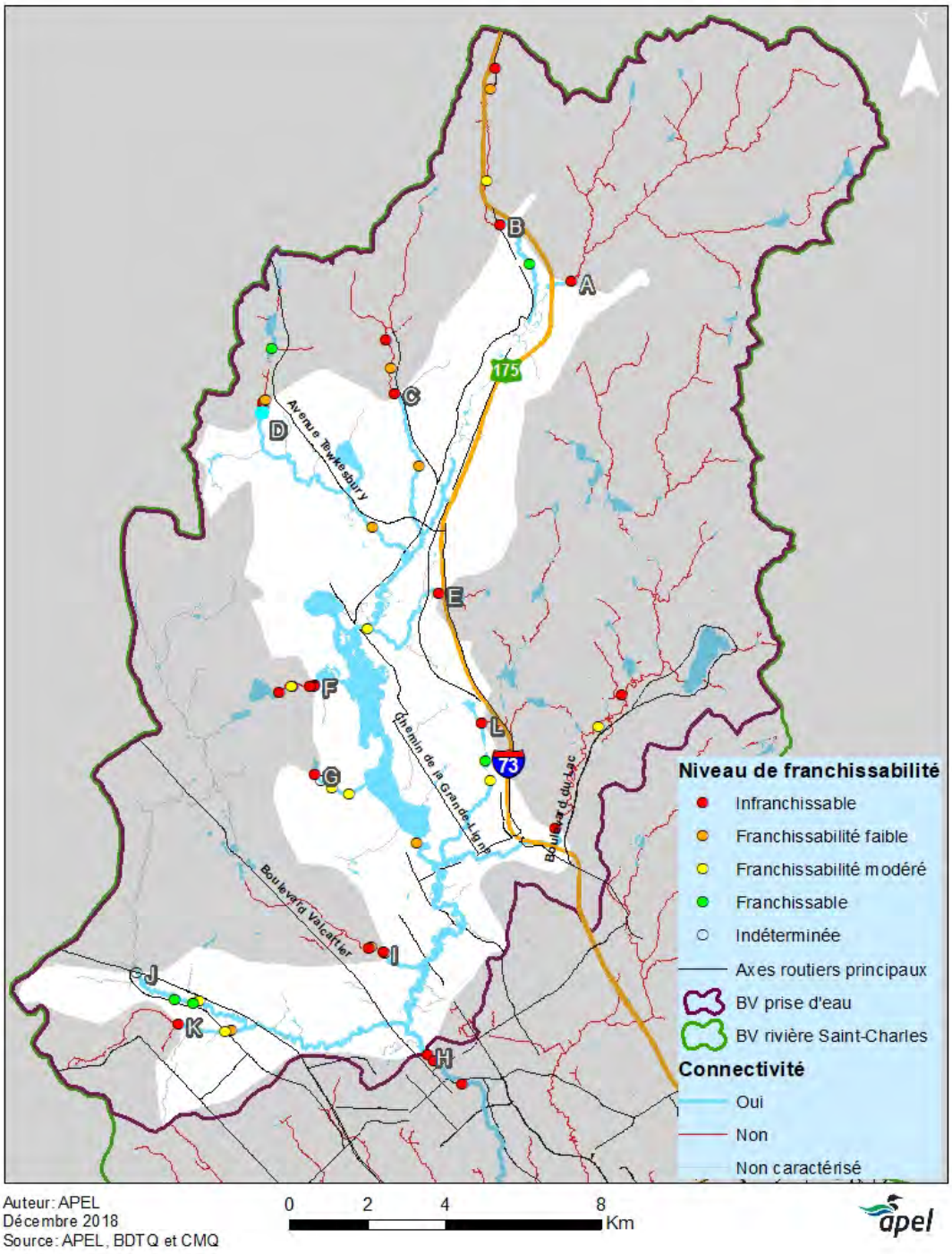


Figure 1 : Territoire du lac Saint-Charles obtenu en utilisant les barrières infranchissables de chacun des cours d'eau comme limite physique.

Résultats et recommandations

Chapitre 3 : Lac Saint-Charles

En 2017, le lac Saint-Charles a été étudié dans l'objectif d'évaluer son intégrité écologique en analysant la composition des différents organismes qui y vivent, dont le plancton, les poissons et les herbiers aquatiques. De plus, la qualité physico-chimique et biologique de l'eau du lac a été étudiée.

Les principaux constats de cette étude du lac Saint-Charles sont les suivants :

- En considérant l'ensemble des paramètres et des indicateurs étudiés, l'écosystème du lac Saint-Charles est classé comme d'oligo-mésotrophe à mésotrophe, ce qui correspond à une intégrité moyenne à modérément élevée caractérisée par :
  - Une communauté de phytoplancton évaluée à un stade oligotrophe, caractérisée par une forte proportion d'algues chrysophycées du genre Dinobryon;
  - Une communauté de zooplancton évaluée à un stade mésotrophe, caractérisée par une grande proportion de rotifères, mais également par une densité élevée de cladocères du genre Daphnia;
  - Une communauté de poissons évaluée à un stade mésotrophe, possédant une faible proportion d'espèces omnivores et dominée par la perchaude, une espèce moyennement tolérante aux perturbations et typique de l'eau fraîche;
  - Des herbiers aquatiques avec une forte densité et recouvrant une grande proportion de la zone colonisable du lac, ce qui est typique d'un milieu méso-eutrophe.
- Le lac Saint-Charles est classé comme étant mésotrophe selon une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau effectuée en 2017.
- L'évaluation de l'intégrité du lac Saint-Charles doit tenir compte de ses caractéristiques et de son vieillissement naturel. La communauté ichtyologique échantillonnée en 1983 ainsi que les résultats obtenus à l'aide de l'indice MILQ révèlent que les communautés de référence du lac sont typiques d'un état oligo-mésotrophe. La distance écologique entre les communautés actuelles et celles de référence du lac indique donc une intégrité modérément élevée.
- Une diminution de près de 50 % de la densité de poisson a été observée entre 2005 et 2017. Cette observation coïncide avec une augmentation de l'abondance relative du grand brochet, lequel semble produire une importante pression de prédation sur la perchaude.
- La structure de la communauté du zooplancton est influencée par la prédation des poissons dans la zone littorale du lac, où le zooplancton est de plus petite taille (rotifères et cladocères du genre Bosmina).
- Le bassin sud constitue un milieu très productif, avec une moyenne de 14,1 kg de poissons capturés par filet, contre seulement 4,3 kg pour le bassin nord. Ce constat est principalement lié à l'abondance élevée du grand brochet dans les eaux peu profondes du bassin sud.

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent huit enjeux :

- Gestion des eaux usées traitées
  - Raccorder les usines d'épuration des eaux usées des villes de Lac-Delage et de Stoneham-et-Tewkesbury au réseau d'égout de la Ville de Québec, avec rejet en aval de la prise d'eau.
- Installations septiques
  - Évaluer les priorités de raccordement et de mise à niveau des installations septiques autonomes dans le bassin versant du lac Saint-Charles.

    - Mettre en place un programme d'encouragement financier pour aider les propriétaires à changer les installations septiques qui ont un potentiel de pollution et ne seront pas raccordées au réseau à court terme.
    - Assurer l'application des principes du règlement de contrôle intérimaire (RCI) de 2016.
- Surfaces imperméabilisées
    - Limiter le développement urbain.
    - Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.
    - Poursuivre la mise en place des recommandations émises dans le rapport intitulé Soutien technique au processus décisionnel relatif à la transformation de fossés et concepts d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans le bassin versant de la prise d'eau de Château-d'Eau.
- Sels de voirie
    - Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.
    - Éviter le développement en fortes pentes.
    - Sensibiliser les usagers à réduire leur vitesse sur les routes et chemins non asphaltés.
    - Nettoyer les rues au printemps afin de récupérer les abrasifs avant la fonte.
- Conservation de milieux naturels
    - Poursuivre l'acquisition, la conservation, la restauration et la mise en valeur de terrains ayant une valeur stratégique pour préserver la quantité et la qualité de l'eau potable.
    - Promouvoir le reboisement des milieux ouverts.
    - Réglementer la protection et la restauration des bandes riveraines et poursuivre la sensibilisation à cet effet.
- Prolifération des cyanobactéries
    - Réduire les apports en éléments nutritifs.
    - Surveiller l'abondance des espèces de poissons planctonivores.
- Prolifération des plantes aquatiques
    - Sensibiliser la population aux espèces envahissantes pour éviter qu'elles soient transportées dans d'autres plans d'eau.
    - Réduire les apports en éléments nutritifs.
- Biodiversité
    - Effectuer un suivi plus rapproché de la communauté des poissons du lac et, plus précisément, du méné jaune et du grand brochet.
    - Sensibiliser les usagers du lac qui apportent leurs propres embarcations aux dangers que représentent les espèces exotiques envahissantes.

Chapitre 4 : Lac Delage

En 2017, le lac Delage a été étudié dans l'objectif d'évaluer son intégrité écologique en analysant la composition des différents organismes qui y vivent, dont le plancton et les poissons, en plus de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau.

Les principaux constats de cette étude du lac Delage sont les suivants :

1. En considérant l'ensemble des paramètres et indicateurs étudiés, l'écosystème du lac Delage est classé comme étant d'oligo-mésotrophe à mésotrophe, ce qui correspond à une intégrité moyenne à relativement élevée caractérisée par :
    - Une communauté de phytoplancton évaluée à un stade oligotrophe, peu diversifiée et relativement peu abondante;
    - Une communauté de zooplancton évaluée à un stade oligo-mésotrophe, caractérisée par la présence de grands filtreurs généralement associés à une eau claire;
    - Une communauté de poissons évaluée à un stade de mésotrophe à méso-eutrophe, avec une importante proportion d'espèces omnivores et tolérantes aux perturbations, dont le méné jaune;
    - Des herbiers aquatiques denses et dominés par le myriophylle à épis, typiques d'un milieu méso-eutrophe.
2. Le lac Delage est classé comme étant mésotrophe selon une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau.
3. Les communautés de références du lac Delage sont typiques d'un milieu d'oligotrophe à oligo-mésotrophe. L'évaluation de l'intégrité des communautés actuelles correspond à une intégrité modérément élevée. La présence accrue du myriophylle à épis et l'évolution de la communauté des poissons témoignent cependant des perturbations subies par le lac au cours des dernières années.
4. Il existe un clivage important entre les organismes des communautés pélagiques et littorales. En effet, le plancton prélevé au centre du lac est représentatif d'un milieu d'oligotrophe à oligo-mésotrophe. Les poissons et les plantes aquatiques prélevés principalement près des rives sont typiques d'un milieu de mésotrophe à méso-eutrophe.
5. La présence de zooplancton de grande taille en zone pélagique semble indiquer que les poissons ne produisent pas une pression de prédation élevée dans cette partie du lac. Ceux-ci restent donc principalement dans la ceinture peu profonde du lac. D'ailleurs, aucun poisson n'a été capturé par le filet situé le plus profondément. Cette situation s'explique par une faible concentration en oxygène dissous dans les zones profondes du lac.
6. La prolifération des herbiers aquatiques dans la zone littorale du lac, principalement du myriophylle à épis, semble avoir profité au méné jaune qui constitue maintenant l'espèce de poisson la plus abondante du lac en 2017, alors que la perchaude était la plus abondante en 2000.

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent huit enjeux :

- Installations septiques
    - Limiter ou cesser le développement sur installations septiques.
    - Évaluer la possibilité de raccorder les résidences au réseau d'égout.
- Gestion des eaux usées
    - Raccorder la station d'épuration des eaux usées au réseau d'égout de la Ville de Québec.

- Développement urbain
  - Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.
  - Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain**.**
- Sels de voirie
  - Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.
  - Éviter le développement en fortes pentes.
- Bandes riveraines
  - S'assurer que la qualité des bandes riveraines ne se dégrade pas et végétaliser les endroits problématiques.
  - Privilégier le couvert forestier en bordure de rive afin de créer de l'ombrage et d'éviter le réchauffement des zones littorales du lac.
- Prolifération des cyanobactéries
  - Réduire les apports externes.
  - Surveiller la prolifération de poissons planctonivores, tels que le méné jaune.
- Prolifération des plantes aquatiques
  - Porter une attention particulière aux embarcations en provenance du lac.
  - Réduire les apports externes en nutriments.
- Biodiversité
  - Favoriser la présence du grand brochet. Lors de la pêche sportive, les individus non blessés devraient être remis à l'eau.

Chapitre 5 : Lac Durand

En 2017, le lac Durand a été étudié dans l'objectif d'évaluer son intégrité écologique en analysant la composition des différents organismes qui y vivent, dont le plancton, les poissons et les herbiers aquatiques. De plus, la qualité physico-chimique et biologique de l'eau du lac et l'état des bandes riveraines (2018) ont été étudiés.

Les principaux constats de cette diagnose du lac Durand sont les suivants :

- En considérant l'ensemble des paramètres et indicateurs étudiés, l'écosystème du lac Durand est classé comme étant méso-eutrophe, ce qui correspond à une intégrité faible à moyenne de l'écosystème :
  - Une communauté de phytoplancton évaluée à un stade mésotrophe, diversifiée et relativement peu abondante.
  - Une communauté de zooplancton évaluée à un stade méso-eutrophe, très abondante et possédant une grande proportion de cladocères.
  - Une communauté de poissons évaluée à un stade de méso-eutrophe à eutrophe, très abondante et dominée par le méné jaune, une espèce omnivore et tolérante aux perturbations.
  - Des herbiers aquatiques recouvrant 54 % du lac, avec une forte densité et un recouvrement végétal élevé, typique d'un milieu de méso-eutrophe à eutrophe.
- Le lac Durand est classé comme étant oligo-mésotrophe selon une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau. Les concentrations en nutriments ainsi qu'en chlorophylle a présentent dans l'eau du lac sont relativement basses. Il est cependant possible que le lac subisse un enrichissement plus important et que les nutriments disponibles soient accaparés par les nombreuses plantes aquatiques présentes.

- L'évaluation de l'intégrité du lac Durand doit prendre en compte de ses caractéristiques naturelles. Comme le lac est semblable à un grand étang, les communautés de références ne sont probablement pas typiques d'un milieu oligotrophe. Il n'existe cependant pas suffisamment de données historiques pour déterminer avec précision l'état de référence du lac. Par contre, l'évolution de la communauté des poissons entre 2001 et 2017 témoigne d'un processus d'eutrophisation accéléré. L'intégrité du lac doit donc davantage être considérée comme étant moyenne.
- La grande abondance de plantes aquatiques soutient une diversité et une densité élevées de poissons et de zooplancton, en plus de limiter l'abondance des microalgues.
- L'état des bandes riveraines leur permet de jouer leur rôle écologique de filtration et de protection, grâce aux 94 % de la rive ayant un IQBR d'une qualité de bonne à excellente.
- Malgré une excellente oxygénation, les températures élevées de la colonne d'eau enregistrées en juin et juillet démontrent que le lac n'est pas un habitat propice pour l'omble de fontaine qui se trouve à exploiter davantage les eaux fraîches du principal tributaire.

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent sept enjeux :

- Installations septiques
  - Limiter ou cesser le développement sur installations septiques.
  - Évaluer la possibilité de raccorder les résidences au réseau d'égout.
- Développement urbain
  - Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.
  - Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.
- Sels de voirie
  - Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.
  - Éviter le développement en fortes pentes.
- Bandes riveraines
  - S'assurer que la qualité des bandes riveraines ne se dégrade pas et végétaliser les quelques endroits problématiques.
  - Privilégier le couvert forestier en bordure de rive afin de créer de l'ombrage et d'éviter le réchauffement du lac.
- Prolifération des cyanobactéries
  - Réduire les apports externes.
  - Surveiller la prolifération de poissons planctonivores, tels que le méné jaune.
- Prolifération des plantes aquatiques
  - S'assurer que les embarcations qui proviennent d'autres plans d'eau sont propres pour qu'elles n'introduisent pas d'espèces envahissantes.
  - Réduire les apports externes.
- Biodiversité
  - Réaliser des aménagements pour l'omble de fontaine dans le tributaire du lac afin que la population se maintienne.
  - Faire un suivi plus rapproché de la population de poissons, et plus précisément du méné jaune.
  - Protéger l'important milieu humide situé au sud-ouest du lac qui joue un important rôle écologique de filtre.

- Favoriser la présence des espèces piscivores : ombles de fontaine et perchaudes adultes.

Chapitre 6 : Lac Clément

En 2017, le lac Clément a été étudié dans l'objectif d'évaluer son intégrité écologique en analysant la composition des différents organismes qui y vivent, dont le plancton, les poissons et les herbiers aquatiques. De plus, la qualité physico-chimique et biologique de l'eau du lac a été analysée.

Les principaux constats de cette diagnose du lac Clément sont les suivants :

- En considérant l'ensemble des paramètres et des indicateurs étudiés, l'écosystème du lac Clément est classé comme étant de mésotrophe à méso-eutrophe, ce qui correspond à une intégrité de relativement faible à moyenne caractérisée par :
  - Une communauté de phytoplancton évaluée à un stade mésotrophe, caractérisée par une faible densité, une grande instabilité durant la succession saisonnière et une proportion élevée des groupes taxonomiques associés aux milieux eutrophes.
  - Une communauté de zooplancton évaluée à un stade oligotrophe, caractérisée par une très faible densité d'organismes, notamment des rotifères.
  - Une communauté de poissons évaluée à un stade d'eutrophe à hyper eutrophe, caractérisée par une très grande proportion de barbottes brune, une espèce omnivore et tolérante aux perturbations, mais également par la faiblesse de la biomasse et de l'abondance totale.
  - Des herbiers aquatiques d'une forte densité, mais recouvrant une faible proportion de la zone colonisable du lac, ce qui est typique d'un milieu mésotrophe.
- Le lac Clément est classé comme étant oligo-mésotrophe selon l'analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau effectuée en 2017.
- Il est raisonnable de considérer les communautés de référence du lac Clément comme étant typiques d'un milieu d'oligotrophe à oligo-mésotrophe. L'évaluation de l'intégrité des communautés actuelles correspond donc à une intégrité faible. La présence accrue de la barbotte brune au détriment d'autres espèces témoigne bien des perturbations subies par le lac dans les dernières années.
- La biomasse totale des poissons capturés a chuté de plus de 50 % entre les deux derniers inventaires (seulement 7 ans).
- L'eau du lac possède une très grande conductivité et une concentration en ions chlorures qui dépasse la valeur limite pour la protection de la vie aquatique exposée pour une longue durée.
- Presque tous les niveaux trophiques du lac sont caractérisés par une très faible productivité, ce qui permet de constater que l'accumulation des dégradations subies a rendu cet écosystème inhospitalier pour la majorité des espèces présentes.

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent sept enjeux :

- Installations septiques
  - Limiter ou cesser le développement sur installations septiques.
  - Raccorder les résidences au réseau d'égout.
- Développement urbain
  - Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.
  - Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.
- Sels de voirie

    - Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.
    - Appliquer des mesures déjà connues pour réduire l'utilisation des sels de voirie et en atténuer les impacts.
    - Trouver des méthodes afin de limiter les apports en sel de voirie et en ions chlorures par les affluents du lac.
- Bandes riveraines
    - S'assurer que la qualité des bandes riveraines ne se dégrade pas et végétaliser les endroits problématiques.
    - Privilégier le couvert forestier en bordure de rive afin de créer de l'ombrage et d'éviter le réchauffement des zones littorales du lac.
- Prolifération des cyanobactéries
    - Réduire les apports externes.
- Prolifération des plantes aquatiques
    - Réduire les apports externes.
- Biodiversité
    - Diminuer la conductivité de l'eau afin d'assurer la présence d'une plus vaste diversité d'organismes.

Chapitre 7 : Lac Caché

En 2017, le lac Caché a été étudié dans l'objectif d'évaluer son intégrité écologique en analysant la composition des différents organismes qui y vivent, dont le plancton, les poissons et les herbiers aquatiques. De plus, la qualité physico-chimique et biologique de l'eau du lac a été analysée.

Les principaux constats de cette diagnose du lac Caché sont les suivants :

- En considérant l'ensemble des paramètres et indicateurs étudiés, l'écosystème du lac Caché est classé comme étant de mésotrophe à méso-eutrophe, ce qui correspond à une intégrité de relativement faible à moyenne caractérisée par :
    - Une communauté de phytoplancton évaluée à un stade mésotrophe, caractérisée par une proportion relativement élevée du genre Cryptomonas associé à des eaux turbides et chargées en nutriments.
    - Une communauté de zooplancton évaluée à un stade méso-eutrophe et fortement dominée par le petit zooplancton (rotifères et nauplius).
    - Une communauté de poissons évaluée à un stade de mésotrophe à méso-eutrophe, peu abondante et dominée par le méné jaune, une espèce omnivore tolérante aux perturbations.
    - Des herbiers aquatiques d'une forte densité et marqués la présence du myriophylle à épis, typique d'un milieu méso-eutrophe.
- Le lac Caché est classé comme étant de méso-eutrophe à eutrophe selon une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau. Les concentrations en phosphore total et en chlorophylle a sont particulièrement élevées, alors que la transparence de l'eau est très faible.
- Pour évaluer l'intégrité du lac Caché, il faut tenir compte de ses caractéristiques et de son vieillissement naturel. En effet, il s'agit d'un lac de très petite taille situé dans un milieu humide composé de tourbières de type fen. Les communautés de références ne sont donc pas typiques d'un milieu oligotrophe, étant donné la présence d'une eau naturellement turbide et chargée en nutriments. Il n'existe pas suffisamment de données historiques pour déterminer avec précision

l'état de référence du lac. Compte tenu de cette réalité, l'intégrité actuelle du lac est difficile à évaluer avec précision, mais doit être considérée comme étant relativement élevée.

- Puisque le lac est situé dans un milieu humide naturel et protégé, ses bandes riveraines ne sont pas dégradées et les menaces auxquelles il doit faire face ne sont pas proximales. Cependant, il s'agit d'un milieu accessible pour la villégiature et susceptible d'être contaminé par des organismes venant de l'extérieur du territoire. La présence d'une espèce envahissante (myriophylle à épis) démontre que le lac a déjà été colonisé par des organismes allochtones.
- Le principal affluent du lac traverse en partie une zone urbanisée et il est également enjambé par deux axes routiers d'importance. Une analyse de la conductivité enregistrée à une station d'échantillonnage situé près du boulevard Talbot démontre d'ailleurs des valeurs de conductivité élevées pouvant participer à la dégradation de ce milieu d'une grande valeur écologique.

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent six enjeux :

- Développement urbain
  - Limiter le développement urbain près des milieux humides et dans les zones naturelles.
  - Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.
- Sels de voirie
  - Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.
- Prolifération des plantes aquatiques
  - Porter une attention particulière au myriophylle à épis.
  - Limiter la circulation vers et dans ce milieu.
- Biodiversité
  - Sensibiliser les usagers de la réserve naturelle du Marais du Nord.
  - Prévoir des aménagements pour la faune aviaire.
  - Limiter la circulation vers et dans ce milieu.

Chapitre 8 : Les cours d'eau

En 2017, différents cours d'eau ont été étudiés dans l'objectif d'évaluer leur intégrité écologique. L'utilisation de trois indices d'intégrité biotique basés sur des organismes dont le niveau trophique diffère a permis une évaluation plus complète des écosystèmes aquatiques retrouvés dans le haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles.

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent cinq principaux enjeux :

- Installations septiques
  - ***Limiter et encadrer le développement sur installations septiques en bordure des cours d'eau.*** Cette mesure a pour but de limiter les apports externes de nutriments et de polluants qui diffusent dans le sol jusqu'au cours d'eau ainsi que dans les puits des résidences à proximité.
  - Gestion des eaux usées
  - ***Continuer à perfectionner les installations et améliorer les performances des stations d'épuration.*** Bien qu'ils respectent généralement les normes gouvernementales, les rejets des stations d'épurations contiennent des teneurs élevées en phosphore, composés azotés et matières en suspension (APEL, 2019a) qui

enrichissent directement les cours d'eau. Un effort constant doit donc être apporté à trouver des manières d'améliorer la qualité de ces rejets.

- Développement urbain
  - ***Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.*** Le développement en pente apporte plusieurs problèmes, notamment l'usage élevé de sels de voirie et abrasifs. En raison des fortes pentes, le ruissellement est particulièrement important et provoque le transport de ces particules, causant l'augmentation de la conductivité spécifique et la sédimentation des cours d'eau.
  - ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et l'infiltration des polluants par la présence de sol à nu. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent se concilier à la protection des écosystèmes aquatiques.
  - ***Éviter le développement en fortes pentes.*** Le développement en fortes pentes rend l'utilisation de sels de voiries et des abrasifs davantage nécessaires pour la sécurité des usagers. De plus, la présence de fortes pentes produit un ruissellement vers les milieux humides qui se retrouvent plus bas.
- Biodiversité
  - ***Favoriser la présence de l'omble de fontaine.*** S'agissant de l'espèce de poisson ayant la plus grande importance économique du territoire de par son attrait sportif élevé, il faut protéger les populations présentes. Un usage modéré d'abrasif sur le réseau routier à proximité des cours d'eau limite l'apport de particules pouvant provoquer le colmatage des frayères. Comme l'espèce se reproduit dans les petits affluents ayant un substrat rocheux relativement fin ainsi qu'une eau fraîche et bien oxygénée, il faut veiller à préserver leur intégrité en limitant les apports externes.
  - Encadrer les travaux ayant de possibles impacts négatifs sur la faune et veiller à la mise en place de compensations efficaces. Les promoteurs et les municipalités doivent être mis au courant des bonnes pratiques environnementales lors de la réalisation de travaux, notamment afin de limiter la sédimentation des cours d'eau. De plus, les travaux provoquant une perte ou une détérioration permanente ou temporaire d'un habitat faunique se doivent d'être compensés de manière à maximiser les résultats positifs pour la faune. En raison de ses connaissances acquises sur les écosystèmes aquatiques, Agiro peut servir de consultant ou de partenaire pour les promoteurs et les instances gouvernementales afin de cibler des habitats susceptibles d'être aménagés.
  - ***Intégrer les suivis biologiques au suivi de la qualité de l'eau.*** En plus de fournir une information renouvelée sur l'intégrité des écosystèmes aquatiques, les suivis biologiques permettent de documenter l'arrivée d'espèces ayant un potentiel envahissant et néfaste sur les milieux naturels. Des suivis réguliers rendent possible une prise d'action rapide et ciblée.

Intégrité écologique du lac Saint-Charles et des milieux hydriques qui y sont connectés – 2017

Chapitre 1 : Introduction et présentation du territoire

Préparé par Agiro

AGIRO
initiatives et actions en environnement

Équipe de réalisation

Analyse et rédaction

Alexandre Bérubé Tellier, biologiste, B. Sc. A. et LL. B., *chargé de projets en environnement*, Agiro

Travaux de terrain

Alexandre Bérubé Tellier, biologiste, B. Sc. A. et LL. B., *chargé de projets en environnement*, Agiro
Superviseur des travaux terrain

La liste détaillée du personnel terrain est présentée dans chaque chapitre.

Cartographie

Marie-Janick Robitaille, géographe, *chargée de projets en géomatique*, Agiro

Gabrielle Gosselin, biologiste, M. Sc. Eau, *chargée de projets en limnologie*, Agiro

Révision

Sonja Behmel, géographe, M. Sc. et Ph. D., coordonnatrice scientifique, Agiro

Amélie Lefebvre, biologiste, M. Sc. A., chargée de projets en environnement, Agiro

Mélanie Deslongchamps, directrice générale, Agiro

Caroline Simard, agente de liaison et de communication, Agiro

Gabrielle Gosselin, biologiste, M. Sc. Eau, chargée de projets en limnologie, Agiro

Anne-Marie Cantin, M. Env., conseillère en environnement, Division du développement durable, Ville de Québec, Service de la planification de l'aménagement et de l'environnement

Description de la photographie de couverture

Photo aérienne du territoire (2017). Crédit : Mélanie Deslongchamps.

Coordonnées d'Agiro

433, rue Delage
Québec (Québec) G3G 1H4
418 849-9844
info@agiro.org

Table des matières

1 Introduction 1
1.1 Mise en contexte 1
1.2 Objectifs de l'étude 2
1.3 Description du projet 3
2 Présentation du territoire à l'étude 5
3 Bio-indicateurs à l'étude 10
3.1 Bio-indicateurs en lac 11
3.1.1 Les macrophytes 11
3.1.2 Le phytoplancton 12
3.1.3 Le zooplancton 13
3.1.4 Les poissons 14
3.2 Bio-indicateurs en cours d'eau 15
3.2.1 Les macroinvertébrés 15
3.2.2 Les diatomées 16
4 Références 18

Liste des figures

Figure 1 : Territoire du lac Saint-Charles obtenu en utilisant les barrières infranchissables de chacun des cours d'eau comme limite physique. 9
Figure 2 : Herbiers aquatiques au lac Saint-Charles. 11
Figure 3 : De gauche à droite, diatomées du genre *Asterionella*, Euglénophycées du genre *Phacus*, Chrysophycées du genre *Dinobryon*. 12
Figure 4 : De gauche à droite, rotifère, cladocère du genre *Daphnia*, cladocère du genre *Bosmina* et copépode cyclopoide récoltés au lac Saint-Charles lors de l'été 2013. 13
Figure 5 : De gauche à droite, mesure d'un grand brochet, identification d'un omble de fontaine juvénile et pesée d'un crapet-soleil. 14
Figure 6 : De gauche à droite, larve de plécoptère et écrevisse récoltées lors des inventaires en cours d'eau de 2017. 15
Figure 7 : Assemblage de frustules de diatomées. 17

Liste des tableaux

Tableau 1 : Description des obstacles infranchissables définissant le territoire de l'étude. 5

1 Introduction

1.1 Mise en contexte

Depuis 1853, le territoire du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles est utilisé comme source d'eau potable. Aujourd'hui, ce territoire alimente environ 300 000 citoyens et citoyennes des villes de Québec et L'Ancienne-Lorette et de la Nation huronne-wendat. La prise d'eau et l'usine de traitement de l'eau potable (UTE) de Québec se situent aux abords de la rivière Saint-Charles à environ 11 kilomètres en aval du lac Saint-Charles, le principal réservoir d'eau potable. Le lac est connecté à de nombreux cours d'eau qui forment un réseau hydrographique complexe et essentiel au renouvellement des eaux du lac Saint-Charles. Parmi ceux-ci se retrouvent la rivière des Hurons, le lac Delage et une quarantaine de petits tributaires en plus des eaux souterraines. En aval du lac Saint-Charles, et en amont de l'UTE de Québec, plusieurs rivières alimentent la rivière Saint-Charles, dont la rivière Jaune, le ruisseau des Eaux Fraîches et la rivière Nelson.

Avant d'être desservie aux citoyens et afin de répondre aux normes régissant la distribution de l'eau potable, l'eau nécessite un traitement rigoureux par l'UTE de Québec. Plusieurs épisodes d'éclosions de cyanobactéries ont d'ailleurs amené la Ville de Québec à moderniser ses installations en 2006-2007 (Ville de Québec, 2011).

La dégradation continue de la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles et la vulnérabilité de ce dernier au phénomène d'eutrophisation, dont les éclosions de cyanobactéries sont un indicateur, ont été grandement étudiées et documentées au cours des dernières années par l'APEL (maintenant Agiro) ainsi que par de nombreux chercheurs (Alain, 1981 ; Belzile, 1987 ; Légaré, 1998 ; Tremblay, 1999 ; APEL, 2009 ; Bourget, 2011 ; APEL, 2014 ; APEL, 2015). Ces études documentent l'impact de la pression anthropique du territoire sur la qualité de l'eau et l'écosystème aquatique. En ce qui concerne le lac Saint-Charles, il est notamment question de la récurrence d'éclosions de cyanobactéries, la prolifération massive des plantes aquatiques, l'augmentation du niveau d'anoxie du lac ainsi que de la salinité. Les cours d'eau connaissent différents problèmes de contamination tels que les sels de voirie, les coliformes fécaux, les matières en suspension, etc.

Le suivi de la qualité de l'eau du lac Saint-Charles et des cours d'eau du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles des dernières années a permis d'améliorer la compréhension des pressions exercées sur le milieu et des conséquences de celles-ci sur la qualité de l'eau de la réserve d'eau potable. De nombreux indicateurs physico-chimiques et biologiques ont été utilisés pour comprendre et décrire la situation. Ceux-ci ont permis de cibler des menaces, d'évaluer localement la qualité de l'eau et d'émettre des recommandations. Or, les écosystèmes aquatiques sont complexes. Afin de mieux comprendre les impacts de l'action humaine sur ces milieux, il devient donc de plus en plus nécessaire d'étudier les écosystèmes aquatiques de manière holistique.

En effet, la gestion des sources d'eau potable fait l'objet de nombreux programmes de suivi à travers le monde, et ce, à différentes échelles (nationale, régionale et municipale). En plus d'étudier la physico-chimie de leur plan d'eau, les programmes de certains pays s'intéressent également aux organismes qui y vivent. Par exemple, depuis les années 1990, la Suède a décidé d'inclure dans son programme de suivi à long terme les macroinvertébrés benthiques et les poissons (Fölster et al, 2014). En 2000, le parlement de l'Union européenne a adopté la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) qui a défini un cadre pour la gestion et la protection des eaux par grand bassin hydrographique au plan européen, avec une perspective de développement durable. Plusieurs bio-indicateurs de la santé des cours d'eau ont été sélectionnés pour faire partie de l'évaluation des milieux, notamment l'ichtyofaune[1], les invertébrés benthiques, le phytoplancton, les macrophytes et les diatomées. L'approche suédoise actuelle présente les mêmes bio-indicateurs, en plus d'y ajouter le zooplancton.

[1] Ensemble des poissons d'un écosystème aquatique (https://www.aquaportail.com/definition-8520-ichtyofaune.html).

L'addition de bio-indicateurs aux paramètres physico-chimiques, déjà suivis dans les programmes de qualité de l'eau, permet d'ajouter une dimension biologique à la compréhension des milieux. La sommation de ces indices permet de déterminer l'état de l'écosystème, plus précisément son intégrité écologique. Cette dernière représente la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir des communautés équilibrées, intégrées, capables de s'adapter aux changements et ayant, pour une région donnée, une composition d'espèces, une diversité et une organisation fonctionnelle comparable à celles d'un écosystème naturel (Karr et Dudley, 1981). Les bio-suivis permettent de mesurer le degré d'altération des communautés aquatiques et de fournir un aperçu de la « distance écologique » qui sépare les communautés échantillonnées des communautés références (non altérées) (Campeau et al., 2013). Ainsi, l'étude de la structure des populations d'organismes permet d'inférer de nombreuses conclusions sur la qualité de l'eau et plus précisément sur la qualité des milieux dans lesquels vivent les organismes. L'information acquise permet de mieux comprendre comment et pourquoi un écosystème est en mesure de fournir les nombreux services écologiques essentiels à la présence d'une eau de qualité, tels que la filtration des polluants ou la prévention de l'érosion. Ces indices sont obtenus par une connaissance fine des organismes et de leur besoin en type d'habitat. De plus, l'utilisation de bio-indicateurs intègre un aspect spatiotemporel, comparé à la prise unique de données physico-chimiques. En effet, les organismes prélevés représentent les conditions du milieu dans lequel ils ont vécu, ce qui permet d'intégrer plusieurs semaines dans le cas des diatomées, jusqu'à plusieurs années en ce qui a trait aux poissons. Finalement, l'intégration des bio-indicateurs dans le suivi de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière Saint-Charles a été recommandée dans le cadre d'une approche participative (Behmel et al., 2018) et vient, par le fait même, combler les connaissances sur la composition des communautés présentes dans les écosystèmes aquatiques.

1.2 Objectifs de l'étude

- Évaluer l'**intégrité écologique**[2] du lac Saint-Charles et des plan/cours d'eau qui y sont **connectés hydrologiquement**[3].

Pour ce faire, le niveau d'**eutrophisation**[4], l'état de la **chaine trophique**[5] ainsi que le degré de **dégradation**[6] ont été étudiés afin de mettre en relief les problématiques environnementales détectées pour formuler des recommandations.

Plus spécifiquement, cette étude visait à :

- Caractériser la dynamique spatiotemporelle des variables physico-chimiques clés de l'eau des lacs et des cours d'eau étudiés;
- Caractériser la dynamique spatiotemporelle des communautés de phytoplancton des lacs étudiés;
- Augmenter les connaissances acquises sur les cyanobactéries des lacs et des cours d'eau étudiés;
- Caractériser la dynamique spatiotemporelle des communautés de zooplancton des lacs étudiés;

[2] Degré d'intégrité d'un écosystème, en termes de composition, de structure et de fonctionnement, relativement à un écosystème inaltéré.
[3] Le concept de connectivité hydrologique est décrit plus en détails à la Section 2 du présent document.
[4] Processus d'enrichissement graduel d'un lac en matières nutritives.
[5] Ensemble des relations qui s'établissent entre organismes en fonction de la façon dont ceux-ci se nourrissent. Comprend des producteurs (algues, par exemple), des consommateurs primaires (herbivores, phytophages), des consommateurs secondaires (carnivores) et des décomposeurs (ou détritivores). Les polluants qui ne se dégradent pas ou peu (métaux lourds) vont se concentrer au sommet de la chaîne trophique, chez les prédateurs. Est également désignée par chaîne alimentaire (https://www.dictionnaire-environnement.com/chaine_trophique_ID1436.html).
[6] Diminution progressive de la qualité de l'eau ayant un impact sur l'intégrité écologique et les conditions physiques d'un lac ou d'un cours d'eau, mais qui n'est pas associée aux concentrations en éléments nutritifs, par exemple les sels de voirie.

- Caractériser les communautés de macroinvertébrés des cours d'eau étudiés;
- Caractériser les communautés de diatomées des cours d'eau étudiés;
- Caractériser les communautés de poissons des lacs étudiés et effectuer des comparatifs historiques avec les inventaires antérieurs;
- Caractériser les communautés de macrophytes des lacs étudiés.

- Évaluer la faisabilité d'intégration du suivi biologique dans le suivi de la qualité de l'eau actuel.

1.3 Description du projet

Les étapes suivantes étaient nécessaires à la bonne réalisation du projet :

1. Établir la connectivité écologique du lac Saint-Charles avec les lacs et les rivières en amont et en aval du lac (section 2);
2. Évaluer les types d'organismes à étudier par type de plan d'eau (lac et rivière) en fonction d'indicateurs existants, et de la capacité d'analyse des laboratoires;
3. Valider les points de prélèvement optimaux pour les types d'organismes en fonction du type de plan d'eau et de la disponibilité des données physico-chimiques à proximité (chapitre 2);
4. Identifier les protocoles d'échantillonnage par type d'organisme et plan d'eau (chapitre 2);
5. Mettre en place un calendrier d'échantillonnage par type d'organisme et de plan d'eau (chapitre 2).

Une campagne d'échantillonnage exhaustive a ensuite été menée durant la période estivale de 2017 (mai à octobre) afin de prélever plusieurs organismes représentatifs des différents niveaux de la chaine trophique du milieu aquatique et pouvant servir de bio-indicateurs de la qualité du réseau hydrographique. En plus du lac Saint-Charles, quatre autres lacs et plusieurs rivières/ruisseaux/effluents ont été caractérisés lors de cette campagne.

Six grands axes ont été étudiés, en plus des paramètres physico-chimiques faisant déjà partie des suivis réalisés par Agiro :

1. La structure de communauté du phytoplancton a été évaluée, notamment par l'utilisation de deux indices planctoniques européens.
2. La structure de communauté du zooplancton a été évaluée par l'utilisation de différents indices biotiques qui ont permis de déterminer l'intégrité des lacs.
3. Le prélèvement de macroinvertébrés a permis d'obtenir un indice multimétrique basé sur la structure des communautés, soit l'indice de la santé du benthos (ISBvol) pour les rivières et les ruisseaux. Cet indice représente l'intégrité écologique des milieux et permet de cibler les différentes pressions exercées sur un écosystème.
4. La structure des communautés et la condition des poissons ont été évaluées afin de pouvoir déterminer le niveau d'intégrité des cours d'eau et des lacs. La teneur en mercure de la chair des perchaudes des lacs Saint-Charles et Delage a également été analysée. De plus, un indice d'intégrité biologique basé sur les communautés de poissons en cours d'eau a été créé dans le cadre d'un projet universitaire.
5. La structure des communautés de diatomées a été analysée afin d'obtenir l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) pour les rivières et les ruisseaux représentatif de la qualité de l'eau et de l'intégrité écologique du milieu. Un indice de salinité européen ainsi que le pourcentage de tératologie (déformations) ont également été utilisés.
6. La composition des communautés de macrophytes a finalement été évaluée sur les lacs Durand et Clément en 2017. Les données recueillies antérieurement sur les lacs Saint-Charles, Caché et Delage ont aussi servi à réaliser l'analyse.

Une attention particulière a été portée au lac Saint-Charles. En effet, un nombre plus élevé de stations d'échantillonnages ont été visitées, afin de bien caractériser la diversité des habitats. Plusieurs partenaires ont été impliqués dans le projet. Les analyses de laboratoire pour l'identification du zooplancton ont été réalisées au laboratoire de la Ville de Québec par le personnel qualifié d'Agiro. Le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a porté assistance pour le prélèvement des poissons dans les cours d'eau, en plus d'avoir prêté le matériel nécessaire à l'échantillonnage en lac. Le cégep de Sainte-Foy a été ciblé pour participer à la réalisation de l'échantillonnage ainsi qu'à l'identification des macroinvertébrés de deux stations du territoire. De plus, Louis Savard (River Institute) et Isabelle Lavoie (Institut national de la recherche scientifique (INRS)) ont respectivement réalisé l'identification du phytoplancton et des diatomées.

Par une approche écosystémique, cette étude a donc visé à obtenir une meilleure compréhension de l'état des lacs et des cours d'eau du territoire écologiquement lié au lac Saint-Charles. Elle a également visé à tester de nouveaux indicateurs de la qualité de l'eau, des milieux aquatiques et de leur résilience face aux nombreux impacts anthropiques. L'intégration bio-indicateurs les plus pertinents pourront par la suite être intégrés au programme de suivi à long terme de la qualité de l'eau.

Le présent rapport s'articule autour de neuf chapitres distincts :

1. **Introduction et présentation du territoire** : présentation des différents bio-indicateurs sélectionnés pour l'évaluation de l'intégrité écologique et des méthodes utilisées pour délimiter le territoire d'étude.
2. **Méthodologie détaillée** : présentation des différentes méthodes d'échantillonnage et d'analyse des résultats utilisées pour effectuer les suivis en lac et en cours d'eau.
3. **Lac Saint-Charles** : présentation du lac Saint-Charles et de son territoire. Analyse des communautés de plancton, de poissons et de macrophytes permettant de dresser un portrait de l'intégrité écologique du lac, en parallèle avec une analyse des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau.
4. **Lac Delage** : présentation du lac Delage et de son territoire. Analyse des communautés de plancton, de poissons et de macrophytes permettant de dresser un portrait de l'intégrité écologique du lac, en parallèle avec une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau.
5. **Lac Durand** : présentation du lac Durand et de son territoire. Analyse des communautés de plancton, de poissons et de macrophytes permettant de dresser un portrait de l'intégrité écologique du lac, en parallèle avec une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau et des bandes riveraines.
6. **Lac Clément** : présentation du lac Clément et de son territoire. Analyse des communautés de plancton, de poissons et de macrophytes permettant de dresser un portrait de l'intégrité écologique du lac, en parallèle avec une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau.
7. **Lac Caché** : présentation du lac Caché et de son territoire. Analyse des communautés de plancton, de poissons et de macrophytes permettant de dresser un portrait de l'intégrité écologique du lac, en parallèle avec une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau.
8. **Suivi des cours d'eau** : analyse des communautés de macroinvertébrés, de diatomées et de poissons présents dans les 25 stations en cours d'eau faisant partie du territoire sélectionné.
9. **Conclusions et recommandations** : présentation des principales conclusions et recommandations émanant de l'ensemble du projet.

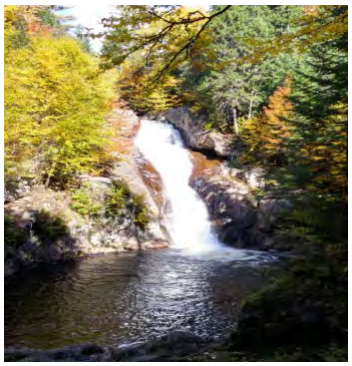
2 Présentation du territoire à l'étude

La caractérisation du territoire associé au lac Saint-Charles par la connectivité écologique s'est effectuée à l'automne 2016. Une première analyse a permis l'identification du réseau hydrographique global associé au lac Saint-Charles. Par la suite, une étude approfondie a été menée afin de caractériser la connectivité écologique de chacun des affluents et effluents préalablement identifiés. Les limites du territoire ont été établies en fonction du principe de la connectivité longitudinale des organismes aquatiques qui représente les échanges du type amont-aval (ou l'inverse) et l'interconnexion des différentes populations nécessaires à assurer un bon flux génétique chez les espèces présentes (Werth et al., 2012). Cette évaluation a été basée sur les capacités de déplacement des poissons et plus particulièrement sur les capacités natatoires de l'omble de fontaine, soit l'espèce avec les meilleurs attributs pour franchir des obstacles parmi celles présentes sur le territoire d'étude.

Pour ce faire, une prospection de chacun des cours d'eau a été réalisée afin d'identifier toutes les barrières possibles à la connectivité. Celles-ci peuvent être d'origine anthropique (barrage, ponceau, digue, seuil et autres obstacles fabriqués) ou naturelle (chute, seuil naturel, section de cours d'eau à fort dénivelé). Pour chacun des obstacles observés, une analyse de franchissabilité a été réalisée ensuivant l'ouvrage *Évaluer le franchissement des obstacles par les poissons - principes et méthodes* de Baudoin et al. (2014). Plusieurs caractéristiques des obstacles ont été relevées sur le terrain afin de permettre une analyse complète de la situation, notamment la hauteur de la chute, la profondeur de la fosse en aval, le tirant d'eau, la présence de seuil et le degré d'inclinaison de l'obstacle.

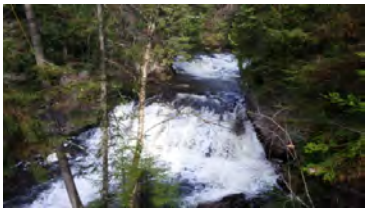
Une classe de franchissabilité a par la suite été associée à chacune des barrières rencontrées, ce qui a permis d'établir le réseau des différents obstacles à la connectivité pour l'ensemble du territoire. Les limites du territoire associé au lac Saint-Charles correspondent finalement aux obstacles infranchissables rencontrés sur chacun des cours d'eau du réseau hydrographique préalablement identifié (Tableau 1).

Tableau 1 : Description des obstacles infranchissables définissant le territoire de l'étude.

Cours d'eau	Origine de l'obstacle	Description de l'obstacle*	Photographie
Rivière des Hurons	Naturelle	**Obstacle A :** chute d'une hauteur de 15 à 20 mètres, avec une absence de paliers, ce qui rend impossible la montaison des poissons. Communément appelée la « Chute du vieux moulin » ou « Chute à Ouellet ».	

Cours d'eau	Origine de l'obstacle	Description de l'obstacle*	Photographie
Rivière Noire	Naturelle	**Obstacle B :** chute segmentée sur plusieurs dizaines de mètres en différentes sections. Le fort dénivelé et l'absence de petits paliers en font un obstacle infranchissable.	
Rivière Hibou	Naturelle	**Obstacle C :** chute de 1,5 à 2 mètres de hauteur selon les sections. Malgré la présence d'un dénivelé plus faible dans la partie gauche, l'absence de réels paliers ne permet pas la montaison.	
Ruisseau des Trois Petits Lacs	Naturelle	**Obstacle D** : chute de 3 à 4 mètres de hauteur, sans la présence de paliers, ce qui en fait un obstacle infranchissable.	
Décharge du lac Durand	Non applicable	Il n'existe aucun obstacle total à la connectivité.	
Effluent des lacs Caché, Savard et aux Deux Truites	Naturelle	**Obstacle E :** chute de 2 à 2,5 mètres de hauteur avec un dénivelé très vertical. L'absence de paliers rend l'obstacle infranchissable.	
Décharge du lac Delage	Non applicable	Il n'existe aucun obstacle total à la connectivité, malgré la présence d'un passage artificialisé.	

Cours d'eau	Origine de l'obstacle	Description de l'obstacle*	Photographie
Ruisseau Talbot	Naturelle	**Obstacle F :** petite chute de 80 à 110 cm de hauteur. La faible profondeur de la fosse en aval de la chute (5 à 15 cm maximum) ne permet pas un saut suffisamment puissant pour franchir l'obstacle.	
Ruisseau Courte-Botte	Artificielle	**Obstacle G :** barrage de rétention d'eau qui forme le lac de l'Aqueduc. D'une hauteur de 5 mètres, le dénivelé est abrupt et ne comporte pas de passe à poissons, rendant la montaison impossible.	
Rivière Saint-Charles	Artificielle	**Obstacle H :** seuil artificiel de 1,5 mètre en béton situé près du château de la prise d'eau. L'absence de paliers rend l'obstacle infranchissable.	
Ruisseau des Eaux-Fraîches	Artificielle	**Obstacle I :** Barrage de rétention d'eau formant un petit bassin. L'ouvrage forme une chute de 95 cm et une fosse en aval de 60 cm. La profondeur et la configuration de la fosse ne permettent pas un saut suffisant pour franchir l'obstacle.	
Rivière Nelson	Non applicable	**Obstacle J :** aucune barrière infranchissable n'a été détectée jusqu'à la base militaire de Valcartier. En raison de contrainte d'accessibilité, la limite du territoire est située en aval de la base.	
Ruisseau Savard	Artificielle	**Obstacle K :** barrage de rétention d'eau d'une hauteur de 1,5 mètre. L'absence de palier rend l'obstacle infranchissable.	
Ruisseau du Valet	Non applicable	Il n'existe aucun obstacle total à la connectivité, malgré la présence de plusieurs seuils mineurs.	
Ruisseau Dugas	Naturelle	**Obstacle L :** petite chute suivie de 2 seuils à parement incliné d'environ 2 mètres avec un très faible tirant d'eau. Cet obstacle est situé dans une section de	Non disponible

Cours d'eau	Origine de l'obstacle	Description de l'obstacle*	Photographie
		plus de 100 mètres ayant un fort dénivelé rendant la montaison impossible.	
Rivière Jaune	Naturelle	**Obstacle M :** chute de 2,5 à 3,5 mètres de hauteur. L'absence de paliers rend la montaison du poisson impossible.	

* Chacun des obstacles est identifié par une lettre afin de pouvoir être localisé sur la Figure 1.

La zone blanche de la Figure 1 représente le territoire sur lequel l'étude a été menée. Les points rouges représentent les barrières infranchissables rencontrées sur chacun des cours d'eau. Au total, cinq lacs (Saint-Charles, Delage, Durand, Clément et Caché), six rivières (des Hurons, Noire, Hibou, Saint-Charles, Nelson et Jaune), six ruisseaux (Trois-Petits-Lacs, Talbot, Courte-Botte, du Valet, des Eaux-Fraîches et Savard) ainsi que les effluents des lacs Durand, Delage et du secteur des lacs Caché, Savard et aux Deux Truites font partie du territoire. Les cours d'eau de faibles tailles n'ont pas été caractérisés. Ces derniers sont identifiés en gris sur la carte et ont servi à tracer la délimitation du territoire illustré sur la Figure 1. De plus, il est à noter qu'aucun obstacle n'a été observé sur la rivière Nelson, cependant la caractérisation a dû s'arrêter en aval de la base militaire de Valcartier par défaut d'accès au territoire.

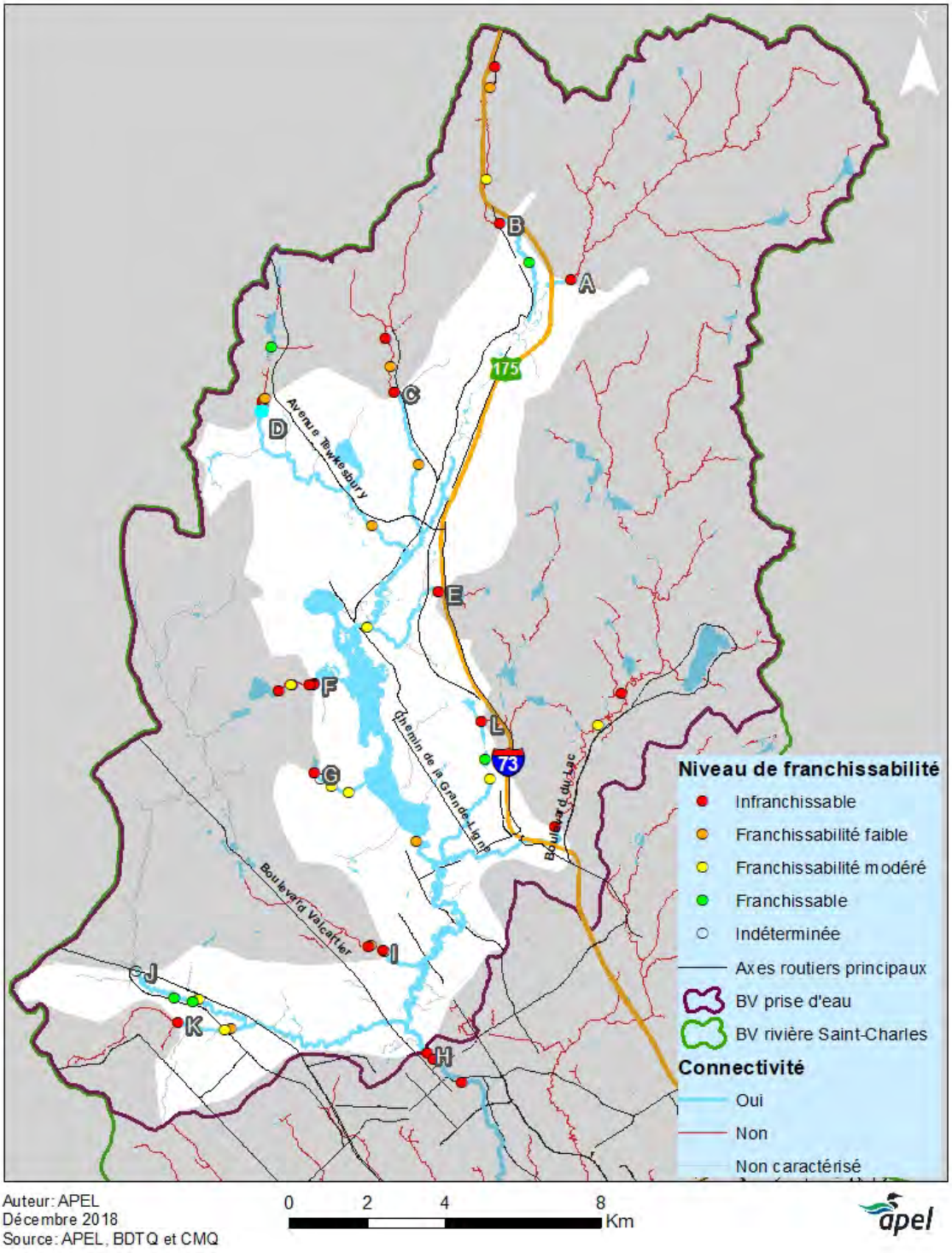


Figure 1 : Territoire du lac Saint-Charles obtenu en utilisant les barrières infranchissables de chacun des cours d'eau comme limite physique.

3 Bio-indicateurs à l'étude

La qualité de l'eau et des milieux aquatiques est un élément clé permettant la prolifération de la faune et de la flore qui y sont associées. Les différents écosystèmes aquatiques abritent des communautés spécifiques qui sont dépendantes des caractéristiques hydromorphologiques du milieu et de la physico-chimie de l'eau qui s'y trouve. Ce fort lien entre les communautés d'organismes et leur milieu permet d'inférer la qualité des écosystèmes en y étudiant les espèces qui y vivent. Différents indicateurs sont utilisés pour caractériser un milieu via l'étude d'une communauté, notamment la présence ou l'absence d'espèces indicatrices, les caractéristiques des populations et la composition des communautés.

Alors que l'étude des paramètres physico-chimiques d'un point d'eau permet d'obtenir des informations précises sur sa qualité à un moment très précis, l'analyse de bio-indicateurs rend possible l'étude du milieu et de ses capacités à fournir une eau de qualité. Les suivis biologiques permettent, entre autres, de mesurer la réponse des communautés d'organismes aux perturbations chimiques et physiques. Ils fournissent donc des indications de la dégradation du milieu et non seulement de la qualité de l'eau qu'il contient. La communauté biologique présente dans un milieu reflète son intégrité écologique, celle-ci est fonction à la fois de facteurs physico-chimiques, hydromorphologiques et biologiques (Barbour et al., 1999 ; MDDEFP, 2013). Cette mesure de l'intégrité écologique d'un écosystème permet ainsi d'évaluer sa fonctionnalité au niveau des services écologiques rendus, notamment par la filtration des contaminants et la protection contre l'érosion et la sédimentation.

Les suivis biologiques permettent également de bien documenter la rémission environnementale de certains sites après la mise en œuvre d'un plan de réhabilitation. En effet, la communauté biologique d'un site reflète l'agrégat de tous les types de stress sur une période de temps correspondant au cycle de vie des organismes étudiés, ce qui ajoute une dimension temporelle, présente et passée aux données recueillies (Barbour et al., 1999). L'analyse de la communauté des poissons d'un site permet aux intervenants d'obtenir de l'information accumulée sur plusieurs années, alors que celle des communautés planctoniques reflète des conditions vécues sur quelques semaines, voire sur les quelques jours de leur existence. Finalement, l'étude d'organismes vivants permet une diffusion de l'information sur les milieux aquatiques qui touche davantage l'intérêt public que les mesures physico-chimiques qui sont plus difficiles à vulgariser.

Certains bio-indicateurs, tels que les poissons, sont utilisés depuis longtemps dans les programmes de suivi des eaux. L'écologie des espèces est connue depuis déjà plusieurs décennies et touche particulièrement l'intérêt du public. Les communautés de macroinvertébrés benthiques sont les plus utilisées pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (MDDEFP, 2013), et ce, malgré une moins grande connaissance du grand public à leur égard. Certains autres indicateurs, tels que le zooplancton, demeurent peu utilisés par les grands programmes de suivis. En revanche, plusieurs pays innovateurs comme la Suède, en raison de leur approche intégrée et écologique de gestion des eaux, ont déjà intégré cet indicateur dans leur programme de suivi à long terme (Fölster et al., 2014). De plus en plus, la surveillance biologique est reconnue, notamment aux États-Unis et en Europe, comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité des eaux (Barbour et al., 1999 ; WFD, 2003 ; MDDEFP, 2013).

3.1 Bio-indicateurs en lac

3.1.1 Les macrophytes

Les macrophytes représentent les grands végétaux aquatiques ainsi que les algues visibles et identifiables à l'œil nu sur le terrain. Ceux-ci assurent la production primaire et sont donc à la base de la chaine trophique. Ils reflètent ainsi le niveau d'eutrophisation d'un plan d'eau et l'état du fonctionnement du système, notamment des flux de matière et d'énergie (Chauvin et al., 2014). Les macrophytes s'avèrent être de précieux microhabitats pour de nombreux organismes, tels que les bactéries, algues microscopiques, macroinvertébrés ainsi que plusieurs espèces de poissons.

Crédit : Agiro

Figure 2 : Herbiers aquatiques au lac Saint-Charles.

Étant donné leur rôle en tant que producteurs primaires, les macrophytes sont affectés à la fois par les variations physico-chimiques et physiques du milieu. La disponibilité en lumière, le type de substrat, le courant et la profondeur affectent grandement l'étalement des populations de macrophytes en ce qui a trait à l'aspect physique d'un milieu. Quant à la physico-chimie des eaux, la disponibilité en nutriments, principalement le phosphore et l'azote qui sont souvent les éléments limitatifs au développement de ces organismes, représente un facteur clé dans la répartition des espèces. Ainsi, les macrophytes représentent de bons indicateurs d'enrichissements anthropiques des eaux par des nitrates et des phosphates qui pavent la voie à l'eutrophisation des plans d'eau. L'acidification, la salinité et la pollution sont également des facteurs faisant varier la composition des populations (Benoit-Chabot, 2014).

Comme l'écologie des espèces de macrophytes est relativement bien connue, l'étude de certains paramètres, notamment la richesse spécifique, la densité des herbiers et les espèces présentes donne de bons indices pour l'évaluation de l'eutrophisation des plans d'eau. Certaines espèces en particulier peuvent devenir des indicateurs en raison de leur résistance à la pollution ou de leur affinité à une classe d'eutrophisation en particulier et peuvent ainsi donner un indice de l'intégrité écologique d'un plan d'eau. La présence d'un seul indice ne garantit pas un niveau d'eutrophisation du plan d'eau, c'est l'ensemble des indices qui permettent d'évaluer l'intégrité écologique. La profondeur de colonisation des macrophytes d'un lac est également un bon indicateur de la transparence des eaux, qui à son tour est un indicateur de l'intégrité écologique d'un plan d'eau (Free et al., 2006).

L'absence d'un indice relié aux macrophytes du Québec ne permet pas d'obtenir une cote précise quant à l'évaluation des eaux d'un lac. Cependant, les paramètres mentionnés précédemment donnent de bons indices de la classification d'eutrophisation des plans d'eau en particulier et permettent ainsi d'évaluer leur intégrité écologique. L'avantage d'étudier les macrophytes provient de leur mode de vie sessile (accroché au substrat). Il est plus facile d'observer une augmentation ou une diminution de recouvrement pour ce type d'organisme, à condition d'obéir à un protocole strict et d'échantillonner aux mêmes périodes. Comme la caractérisation est longue et exigeante, l'étude des macrophytes peut s'insérer dans un programme de suivi à long terme avec une récurrence aux plusieurs années.

3.1.2 Le phytoplancton

Le phytoplancton représente l'ensemble des organismes végétaux vivant en suspension dans l'eau. Il s'agit des producteurs primaires responsables d'une importante partie de la matière organique des lacs, principalement au milieu du lac, soit loin des zones contraintes à l'effet de la rive (Pasztaleniec, 2016). Il s'agit donc d'un maillon à la base de la chaine trophique.

Comme ces organismes possèdent une période de génération très courte, ils réagissent très rapidement aux changements de leur milieu, notamment à l'enrichissement en nutriments et principalement au phosphore. Il s'agit donc de bons indicateurs de l'eutrophisation des plans d'eau. Bien que leur échantillonnage soit très rapide, l'identification, quant à elle, nécessite une expertise. De plus, il faut effectuer plusieurs échantillonnages durant la période sans glace pour avoir un bon aperçu des communautés présentes dans un lac.

Crédit : Dominic Voisin | Crédit : Ralph Wagner | Crédit : Protist Information Server

Figure 3 : De gauche à droite, diatomées du genre *Asterionella*, Euglénophycées du genre *Phacus*, Chrysophycées du genre *Dinobryon*.

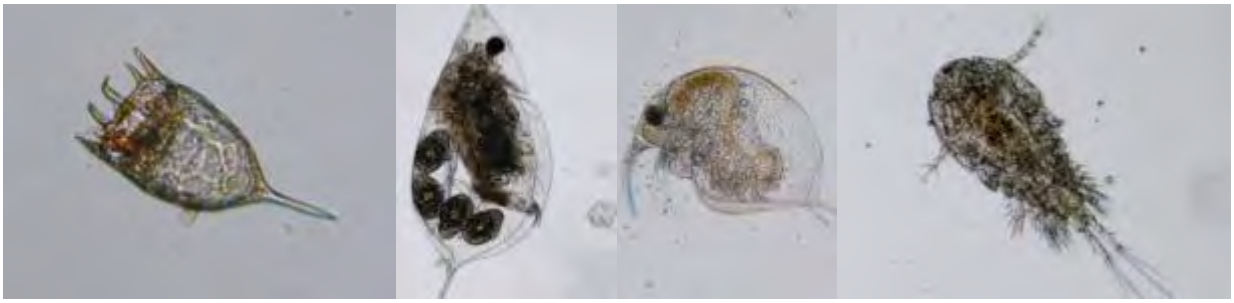
L'écologie des espèces est assez bien connue et l'analyse de l'assemblage des communautés permet d'obtenir un aperçu de l'intégrité écologique des plans d'eau. Il existe certaines espèces indicatrices associées à un niveau de l'eutrophisation ou à de la pollution organique. L'abondance du phytoplancton est directement reliée à la turbidité d'un plan d'eau, ce qui peut affecter la présence des macrophytes, en modifiant la pénétration de la lumière. Également, l'étude du nanophytoplancton permet d'obtenir de l'information sur les communautés de cyanobactéries retrouvées dans les lacs.

Au Québec, il n'existe actuellement aucun indice reliant le type de communautés de phytoplancton aux différentes classes trophiques. Cependant, l'Indice planctonique de diagnose rapide des plans d'eau, en application de la Directive Cadre sur l'Eau en Europe (Barbe et al., 2003 ; ONEMA, 2007), représente un indice simplifié et basé sur les grands groupes taxonomiques de la communauté phytoplanctonique. Il permet d'obtenir une cote associée à un niveau d'eutrophisation compris entre ultra-oligotrophe et hyper-eutrophe, de peu à fortement enrichit. De plus, l'utilisation de certains genres indicateurs de milieux eutrophes peut également permettre d'obtenir des indices de dégradation des lacs échantillonnés (Free et al., 2006).

3.1.3 Le zooplancton

Le zooplancton constitue l'ensemble du plancton animal que l'on peut retrouver en suspension dans l'eau. Il est composé d'une vaste gamme d'organismes qui appartiennent à des niveaux diversifiés de la chaine trophique, comprenant des herbivores et des carnivores. Leur position dans la chaine trophique, comprise entre le phytoplancton (producteurs primaires) et les poissons (prédateurs de haut niveau), fait en sorte que ces organismes subissent une double pression, soit par les facteurs ascendants (disponibilité en nutriments) et les facteurs descendants (prédation) des milieux aquatiques (Jepppesen et al., 2011 ; Benoit-Chabot, 2014).

Il existe trois grandes divisions au sein du zooplancton : les rotifères, les cladocères et les copépodes. Ces groupes possèdent une dynamique de populations et des rôles particuliers dans la chaine trophique. Les rotifères sont de petits filtreurs qui possèdent un cycle de vie très rapide et une grande diversité spécifique, dont les fortes concentrations sont associées aux milieux eutrophes. Les cladocères sont de plus grands filtreurs et certaines espèces possèdent une forte sensibilité aux polluants, notamment le genre *Daphnia* qui est associé aux milieux oligotrophes. Cependant, des familles de petits cladocères, notamment le genre *Bosmina*, sont associées aux milieux plus eutrophes. Finalement, les copépodes se divisent en deux grands groupes possédant des rôles différents dans la chaine trophique : les calanoides et les cyclopoides (Zannatul et Muktadir, 2009). Les calanoides sont associés aux milieux oligotrophes en raison de leur mode d'alimentation filtreur-herbivore basé sur la consommation de nanophytoplancton présent dans un environnement avec une faible charge en nutriments (Caramujo et Boavida, 2000). De leur côté, les cyclopoides possèdent principalement une alimentation carnivore associée à la consommation de petites espèces de rotifères et de cladocères qui se retrouvent en plus forte abondance dans les milieux eutrophes (Caramujo et Boavida, 2000).



Crédit : Mathieu Damours

Figure 4 : De gauche à droite, rotifère, cladocère du genre *Daphnia*, cladocère du genre *Bosmina* et copépode cyclopoide récoltés au lac Saint-Charles lors de l'été 2013.

Le zooplancton régule les populations de phytoplancton par le broutage des nombreuses espèces herbivores. Il s'agit donc de bons indicateurs de l'eutrophisation des plans d'eau, car leur concentration varie en fonction de l'enrichissement en nutriments, qui influence également les populations de phytoplancton. De plus, l'eutrophisation des lacs cause des changements dans la richesse spécifique et l'assemblage des populations (Jeppesen et al, 2011). Il semble également que le zooplancton soit sensible à l'acidification et la salinité des eaux (Benoit-Chabot, 2014).

Les organismes qui composent le zooplancton possèdent un temps de génération relativement court. Ils répondent donc rapidement aux modifications de leur milieu. C'est pourquoi il faut effectuer plusieurs échantillonnages durant la période sans glace pour avoir un bon aperçu des communautés présentes dans un lac.

Il n'existe pas d'indice zooplanctonique propre aux écosystèmes lacustres québécois. De plus, peu de programmes de suivis des eaux utilisent le zooplancton comme bio-indicateur. Pourtant, il existe de nombreuses façons d'utiliser le zooplancton afin d'obtenir des informations sur le niveau d'eutrophisation des plans d'eau, notamment par la structure des populations, la densité de certains groupes taxonomiques ainsi que la présence d'espèces indicatrices (Caramujo et Boavida, 2000 ; Haberman et Haldna, 2014).

Il s'agit principalement d'un indicateur de milieu lacustre, car les cours d'eau supportent uniquement une faible diversité spécifique de zooplancton (Czerniawski, 2013). Bien que l'échantillonnage soit très rapide, l'identification des espèces, quant à elle, doit être faite en laboratoire. Cet indicateur peut bien s'incorporer dans un programme de suivi des eaux à long terme. Son utilisation est une innovation en soi pour un programme de suivi québécois.

3.1.4 Les poissons

Les poissons demeurent les organismes servant de bio-indicateurs les plus connus du grand public. Ceux-ci possèdent une grande valeur économique reliée à la pêche sportive et les citoyens sont généralement soucieux de leur sort, ce qui en fait d'excellents ambassadeurs de la qualité des cours d'eau. La consommation de la chair de plusieurs espèces sportives demande également une plus grande connaissance sur la qualité de la santé des poissons, notamment au niveau des concentrations en contaminants des tissus (Barbour et al., 1999).

Crédit : Agiro

Crédit : Agiro

Crédit : Agiro

Figure 5 : De gauche à droite, mesure d'un grand brochet, identification d'un omble de fontaine juvénile et pesée d'un crapet-soleil.

Avec un cycle de vie de plusieurs années, les poissons intègrent les perturbations de leur milieu sur une échelle à long terme, en comparaison avec tous les autres organismes aquatiques traditionnellement échantillonnés (Benoit-Chabot, 2014). Leur mode de vie plus mobile et actif leur permet de couvrir un vaste territoire et donc une plus grande gamme d'habitats durant leur existence. Il s'agit ainsi d'indicateurs moins locaux, mais représentatifs d'un plus grand tronçon du cours d'eau échantillonné.

La communauté ichtyologique[7] incorpore de nombreux niveaux dans la chaine trophique, alors que certains poissons sont omnivores, herbivores, insectivores, planctonivores ou bien piscivores. Étant positionnés au sommet de la chaine trophique aquatique, les poissons jouent un rôle intégrateur des maillons inférieurs et

[7] Icthyologie : Science qui étudie les poissons.

représentent une vue d'ensemble de la santé des cours d'eau. Ce sont également des organismes qui sont plus touchés par le phénomène de bioaccumulation[8]. Ils peuvent donc servir à détecter des contaminants indétectables plus bas dans la chaine trophique, car ils se retrouvent en trop faible concentration (Lavoie et al., 2015).

Comme les poissons sont des organismes grandement étudiés, l'écologie de chacune des espèces est bien connue et l'analyse des communautés permet d'obtenir un grand nombre d'informations, notamment par la composition et l'abondance des communautés, l'organisation de la chaine trophique et les conditions des poissons, soit les anomalies de type DELT (Déformation, Érosion, Lésion et Tumeur)[9] (Barbour et al., 1999). Il faut également considérer la différence marquée en termes de diversité spécifique entre les grandes rivières et les petits ruisseaux, mais qui ne doit pas nécessairement être perçue comme un indice d'une moins grande qualité d'habitat.

3.2 Bio-indicateurs en cours d'eau

3.2.1 Les macroinvertébrés

Les macroinvertébrés benthiques représentent une vaste communauté aux exigences et aux rôles très variés dans la chaine trophique. Il s'agit d'organismes qui sont visibles à l'œil nu, comme les insectes, les crustacés, les vers, les mollusques, ainsi que leurs larves, qui tapissent le fond des cours d'eau. Un nombre élevé d'espèces est souvent associé à la présence de communautés riches. Selon les espèces retrouvées au sein de la communauté, les perturbations peuvent facilement être identifiables, selon le niveau de sensibilité aux différents stress environnementaux et aux pollutions des nombreux groupes taxonomiques (Barbour et al., 1999 ; MDDEFP, 2013 ; Lavoie et al, 2015). L'identification des espèces intolérantes aux perturbations est relativement facile et l'écologie des espèces en général est bien connue, ce qui permet une analyse fine des communautés et des différentes pressions qui sont exercées sur celles-ci (Barbour et al., 1999).

Crédit : Agiro

Crédit : Agiro

Figure 6 : De gauche à droite, larve de plécoptère et écrevisse récoltées lors des inventaires en cours d'eau de 2017.

[8] La bioaccumulation est un processus par lequel certaines substances, présentes en faible quantité, voient leur concentration augmenter dans un organe, un organisme, une chaine alimentaire ou un écosystème (Aquaportail, 2018).

[9] Anomalies de type DELT :
Déformations corporelles; Érosion se définissant comme une perte de tissus; Lésions telles que des ulcérations, dermatites, hématomes et hémorragies; Tumeurs. Défini par le *Guide de classification des anomalies externes des poissons d'eau douce du Québec* (MDDELCC, 2016).

Il s'agit principalement d'indicateurs de conditions locales, car ces organismes sont relativement sédentaires, avec un mode de vie benthique (fond des cours d'eau) et des migrations très limitées, ce qui en font de bons indicateurs pour analyser les différences entre des stations en aval et en amont d'un même cours d'eau (Barbour et al., 1999). Les macroinvertébrés réagissent aux variations physico-chimiques et physiques du milieu. Certaines espèces vont davantage réagir aux modifications de la chimie de l'eau (pollution, éléments toxiques, etc.), alors que d'autres vont réagir davantage aux modifications de l'habitat (érosion, sédimentation ou changement de débit).

Au Québec, l'indice de la santé du benthos (ISB) permet d'évaluer l'état de santé général des ruisseaux et rivières. Les cours d'eau non dégradés supportent généralement des communautés de macroinvertébrés diversifiées, alors que les perturbations entraînent une diminution des espèces sensibles et une abondance des espèces tolérantes (MDDEFP, 2013). L'ISB est un indice multimétrique composé de six variables de la communauté qui permettent l'obtention de l'une des cinq cotes finales variant de « bonne » à « mauvaise ».

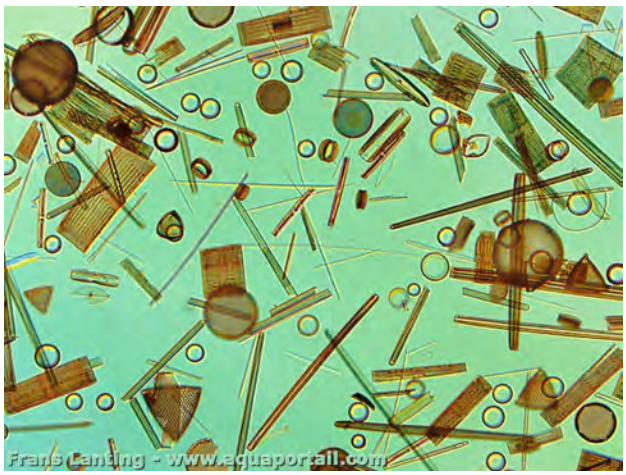
Avec un cycle de vie variant d'une à plusieurs années, les macroinvertébrés intègrent les changements des cours d'eau à court et moyen termes. Ils forment un maillon très important de la chaine trophique des milieux aquatiques en tant que niveau intermédiaire entre les producteurs primaires et les niveaux supérieurs constitués des poissons, des amphibiens et des oiseaux. Il s'agit donc d'une source importante de nourriture pour de nombreuses espèces récréatives (pêche et ornithologie). Comme les prélèvements des macroinvertébrés s'effectuent une seule fois par année, leur échantillonnage s'intègre bien dans un programme de suivi des cours d'eau à long terme.

Une des limites de l'approche est la taille des cours d'eau à échantillonner. Les protocoles visent principalement ceux qui sont traversables à gué, donc d'une profondeur maximale d'un mètre (MDDEFP, 2013). Par contre, il s'agit d'une excellente manière d'obtenir un indice de la santé des petits cours d'eau, là où les communautés de poissons sont limitées et ne fournissent que peu d'information pour une analyse plus approfondie.

3.2.2 Les diatomées

Les diatomées (Bacillariophycées) sont des algues unicellulaires qui font partie du groupe des phytoplanctons. Ces algues de couleur brune vivent au fond des cours d'eau ou bien dans la colonne d'eau. Elles représentent un ensemble très diversifié d'organismes comprenant des espèces aux exigences écologiques multiples. Elles possèdent une forte sensibilité aux variations physico-chimiques de leur milieu ainsi qu'une réponse rapide à celles-ci sur une période de quelques semaines. En raison de leur grande sensibilité aux variations de nutriments des eaux, notamment le phosphore, l'azote et la matière organique, les diatomées se révèlent d'excellents indicateurs de l'eutrophisation des cours d'eau. En tant que représentantes des producteurs primaires des cours d'eau, celles-ci sont directement affectées par des changements physico-chimiques et physiques de leur habitat. Elles sont également de bons indicateurs des variations de pH, de salinité et elles s'avèrent plus sensibles à certaines toxines non perçues par d'autres organismes, par exemple certains herbicides.

Crédit : Encyclopédie Larousse



Crédit : Aquaportail

Figure 7 : Assemblage de frustules de diatomées.

Une des grandes qualités des diatomées en tant que bio-indicateurs se trouve dans leur omniprésence et dans la facilité de leur échantillonnage. Comme leur cycle de vie est relativement court, soit quelques semaines, il s'agit de bons indicateurs de variations sur une courte durée. Un suivi annuel, avec un prélèvement en septembre, permet d'intégrer les variations temporelles de la qualité de l'eau sur une période de quelques semaines et de refléter les conditions estivales moyennes qui prévalent entre juillet et septembre (Campeau et al., 2013).

L'IDEC propose des valeurs comprises entre 0 et 100 et représente l'intégrité écologique d'un cours d'eau. L'indice est basé sur une mesure de distance écologique entre la communauté étudiée et une communauté naturelle non altérée (Campeau et al., 2013). L'IDEC est propre aux milieux aquatiques fluviaux de l'est du Canada et il se divise en trois sous-indices, selon le pH et la conductivité des milieux naturels, afin d'obtenir plus de précision. Les valeurs obtenues permettent de classer les cours d'eau en différentes classes associées au niveau d'eutrophisation et à la physico-chimie de l'eau. Pour l'instant, les indices disponibles permettent d'évaluer les communautés présentes uniquement en fin de saison estivale.

L'IDEC est un outil très intéressant pour obtenir une cote rapide de tous les types de cours d'eau (des petits ruisseaux aux grandes rivières). Il ne permet pas nécessairement d'obtenir beaucoup d'information sur les sources et les phénomènes causant une telle qualité d'eau à un certain point d'échantillonnage, quoique la présence de certaines espèces indicatrices peut donner des indices d'acidification et de salinité des milieux. Il s'agit tout de même d'un indice fortement avantageux à intégrer dans un programme de suivi à long terme, car il peut fournir une cote annuelle de la qualité de l'eau pour plusieurs stations, et ce, avec un effort d'échantillonnage simple et peu coûteux. Comme mentionné plus haut, l'identification des espèces nécessite une grande expertise. C'est pourquoi madame Isabelle Lavoie (INRS) a été contacté pour l'identification des diatomées. Le tableau 30 du chapitre 3 présente d'ailleurs un récapitulatif des intervenants et installations nécessaires au traitement des différents organismes prélevés.

4 Références

Alain, J. (1981) Diagnose du lac Saint-Charles. Québec : Ministère de l'Environnement du Québec, 22 p.

APEL (2009) Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final. Québec, 354 p.

APEL (2014) Diagnose du lac Saint-Charles, 2012, 519 p.

APEL (2015) Suivi du lac Saint-Charles - Bilan des campagnes 2011 à 2013, 126 p.

Aquaportail (2018) Définition de bioaccumulation. Page consultée le 10 janvier 2019. https://www.aquaportail.com/definition-4173-bioaccumulation.html

Barbe, J., Lafont, M., Mallet, L., Mouthon, J., Philippe, M., Philippe, R. M. et V. Vey (2003) Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau, Analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement. Cemagref, 108 p.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. et J. B. Stribling (1999) Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency ; Office of Water ; Washington, D.C.

Baudoin, J., Burgun, V., Chanseau, M., Larinier, M., Ovidio, M., Sremski, W., Steinbach P. et B. Voegtle (2014). Évaluer le franchissement des obstacles par les poissons. Principes et méthodes. Onema. 200 pages.

Behmel, S., Damour, M., Ludwig, R. et M. J. Rodriguez (2018) Participative approach to elicit water quality monitoring needs from stakeholder groups – An application of integrated watershed management. Journal of Environmental Management, 218, 540-554.

Belzile, L. (1987) Évaluation de la cote trophique du lac Saint-Charles, près de Québec. Québec : Gilles Shooner et Associés inc., 12 p.

Benoit-Chabot, V. (2014) Les facteurs de sélection des bio-indicateurs de la qualité des écosystèmes aquatiques : élaboration d'un outil d'aide à la décision. Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable en vue de l'obtention du grade en environnement (M. Env.), 104 p.

Bourget, S. (2011). Limnologie et charge en phosphore d'un réservoir d'eau potable sujet à des fleurs d'eau de cyanobactéries : le lac Saint-Charles, Québec. Université Laval, 144 p.

Campeau, S., Lavoie, I. et M. Grenier (2013) Le suivi de la qualité de l'eau des rivières à l'aide de l'IDEC. Guide d'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada, (version 3), 25 p.

Caramujo, M. J. et M. J. Boavida (2000) The crustacean communities of River Tagus reservoirs. Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator. Limnetica, 18, 37–56.

Chauvin, C., Bertrin, V., Boutry, S., Feret, T. et S. Loriot (2014) Des méthodes basées sur les peuplements de macrophytes pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Sciences Eaux et Territoires, 15, 54–59.

Czerniawski, R. (2013) Zooplankton community changes between forest and meadow sections in small headwater streams. NW Poland. Biologia, 68(3), 448–458.

Fölster, J., Johnson, R. K., Futter, M. N. et A. Wilander (2014) The Swedish monitoring of surface waters: 50 years of adaptive monitoring. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 43, 3–18.

Free, G., Little, R., Little, R., Tierney, D., Donnelly, K. et C. Rossana (2006) A reference based typology and ecological assessment system for Irish lakes - preliminary investigations. Environmental Protection Agency, Wexford, Ireland, 266 p.

Haberman, J. et M. Haldna (2014) Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: Long term study of Lake Vortsjarv. Journal of Limnology, 73(2), 61–71.

Jeppesen, E., Nõges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nõges, T., Blank, K., Lauridsen, T. L., Sondergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L. S., Bjerring, R. et S. L. Amsinck (2011) Zooplankton as indicators in lakes: A scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). Hydrobiologia, 676(1), 279–297.

Karr, J. R. et D. R. Dudley (1981) Ecological perspective on water quality goals. Environmental Management, 5 (1), 55–68.

Lavoie, I., Pelletier, L. et Y. Richard (2015) Suivi biologique de la qualité des écosystèmes aquatiques : diatomée-invertébrés-poissons. 40e congrès annuel de l'association des biologistes du Québec. Eau douce et écosystèmes aquatiques : une responsabilité partagée. Présentation ; 1–34.

Légaré, S. (1998). Étude limnologique du lac Saint-Charles - 1996-1997. Université Laval, 106 p.

MDDEFP (2013) Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2013. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF), 2e édition : 88 p. (incluant 6 ann.).

MDDELCC (2016) Guide de classification des anomalies externes des poissons d'eau douce du Québec. Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, Gouvernement du Québec, 186 p.

ONEMA et Agence de l'Eau (2007) Suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la Directive Cadre sur l'Eau : Note synthétique d'interprétation des résultats. DCE référence, Anterne. 15 p.

Pasztaleniec, A. (2016) Phytoplankton in the ecological status assessment of European lakes – advantages and constraints. Fitoplankton w ocenie stanu ekologicznego jezior europejskich - zalety i ograniczenia, 27(1), 26–36.

Tremblay, R. (1999). Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec. Faculté des études supérieures de l'Université Laval : Mémoire de maitrise, 107 p.

Ville de Québec (2011) Système d'alimentation en eau potable de la ville de Québec. Service d'ingénierie. http://www.ville.quebec.qc.ca/grandsprojetsverts/eau/docs/systeme_alimentation_eau_potable.pdf . Page consultée le 29 juillet 2014.

WFD (2003) Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential, Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2, A Ecological Status (ECOSTAT), 28 p. et 2 annexes, [http://cwss.www.de/workshops/wfd/Ecological-Classification-Guidance.pdf].

Werth, S., Alp, M., Junker, J., Karpati, T., Weibel, D., Peter, A. et Scheidegger, C. 2012. Connectivité des cours d'eau. Fiches sur l'aménagement et l'écologie des cours d'eau, OFEV, Berne. Fiche 4.

Zannatul, F. et A. K. Muktadir (2009) A Review : Potentiality of Zooplankton as Bioindicator. American Journal of Applied Sciences, 6(10), 1815–1819.

Intégrité écologique du lac Saint-Charles et des milieux hydriques qui y sont connectés – 2017

Chapitre 2 : Méthodologie détaillée

Préparé par Agiro

AGIRO
initiatives et actions en environnement

Équipe de réalisation

Rédaction et analyse

Alexandre Bérubé Tellier, biologiste, B. Sc. A. et LL. B., chargé de projets en environnement, Agiro

Sonja BehmeL, géographe, M. Sc. et Ph. D., coordonnatrice scientifique, Agiro

Gabrielle Gosselin, biologiste, M. Sc. Eau, chargée de projets en limnologie, Agiro

Cartographie

Gabrielle GOSSELIN, biologiste, M. Sc. Eau, chargée de projets en limnologie, Agiro

Révision

Sonja Behmel, géographe, M. Sc., Ph. D., coordonnatrice scientifique, Agiro

Amélie Lefebvre, biologiste, M. Sc. A., Chargée de projets en environnement, Agiro

Gabrielle Gosselin, biologiste, M. Sc. Eau, chargée de projets en limnologie, Agiro

Caroline Simard, agente de liaison et de communication, Agiro

Description de la photographie de couverture

Échantillonnage d'une communauté de poissons, lac Delage, 2017.

Coordonnées d'Agiro

433, rue Delage
Québec (Québec) G3G 1H4
418 849-9844
info@agiro.org

Table des matières

1 Méthodologie en lac 1

1.1 Lacs étudiés et stations d'échantillonnage 1
1.2 Caractérisation de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau 2

1.2.1 Contextes de mesure 3
1.2.2 Conditions météorologiques 3
1.2.3 Analyse des données de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau 4

1.3 Caractérisation des communautés de phytoplancton 6

1.3.1 Échantillonnage et traitement du phytoplancton 6
1.3.2 Analyse des communautés de phytoplancton 6

1.3.2.1 Indice planctonique 7

1.3.2.2 Index planctonique 8

1.3.2.3 Cyanobactéries 9

1.4 Caractérisation des communautés de zooplancton 13

1.4.1 Échantillonnage et traitement du zooplancton 13
1.4.2 Analyse des communautés du zooplancton 14

1.5 Caractérisation des communautés de poissons 17

1.5.1 Échantillonnage des poissons 17
1.5.2 Engins de pêche 18
1.5.3 Technique de pêche 19
1.5.4 Traitement des poissons 19
1.5.5 Effort de pêche et emplacement des stations 20
1.5.6 Analyse des communautés de poissons 24

1.6 Caractérisation des rives 26

1.6.1 Analyse des bandes riveraines 27

1.7 Caractérisation des herbiers aquatiques 28

1.7.1 Recensement des herbiers aquatiques 28
1.7.2 Analyse des herbiers aquatiques 29

1.8 Analyse de l'intégrité globale des lacs 29

2 Méthodologie en cours d'eau 31

2.1 Cours d'eau étudiés et stations d'échantillonnage 31
2.2 Caractérisation des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau 33

2.2.1 Contextes de mesure 35
2.2.2 Analyse des données de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau 35

2.3 Caractérisation des communautés de macroinvertébrés 38

2.3.1 Échantillonnage et traitement des macroinvertébrés 38
2.3.2 Évaluation de la qualité de l'habitat 38
2.3.3 Analyse des communautés de macroinvertébrés 39

2.4 Caractérisation des communautés de diatomées 40

2.4.1 Échantillonnage et traitement des diatomées 41
2.4.2 Analyse des communautés des diatomées 41
2.4.3 Corrélation avec des paramètres physico-chimiques 43
2.5 Analyse de l'intégrité globale des cours d'eau 43
3 Expertises nécessaires à la réalisation du projet 44
4 Références 45

Liste des figures

Figure 1 : Emplacement des stations d'échantillonnage des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau, du phytoplancton et du zooplancton pour les stations suivies en 2017. 1

Figure 2 : Profil de l'oxygène et de la température en été et en hiver. La couche de stratification en surface s'appelle épilimnion, la couche de transition se nomme thermocline (ou métalimnion), alors que celle du fond s'appelle hypolimnion. 3

Figure 3 : Exemple de profils d'oxygène en fonction de l'état trophique d'un lac. Le profil de gauche est orthograde et typique d'un lac oligotrophe, alors que le profil de droite est clinograde et typique d'un lac eutrophe. 5

Figure 4 : Échantillonnage de zooplancton et calcul du volume d'eau filtré. 14

Figure 5 : Exemples de succession dans la structure de communautés du zooplancton. 15

Figure 6 : Filet maillant à Touladi utilisé au lac Saint-Charles (photos 1 et 2) et bourolle utilisée pour tous les lacs (photo 3) 18

Figure 7 : Représentation schématique d'un filet maillant mouillé. 19

Figure 8 : Emplacement des différents engins de pêche expérimentale utilisés sur les lacs Saint-Charles et Caché. 22

Figure 9 : Emplacement des différents engins de pêche expérimentale utilisés sur le lac Delage. 23

Figure 10 : Emplacement des différents engins de pêche expérimentale utilisés sur le lac Durand. 23

Figure 11 : Protocole d'observation des herbiers aquatiques. 28

Figure 12 : Stations d'échantillonnage des poissons, macroinvertébrés et diatomées pour la saison estivale de 2017. 31

Figure 13 : Disposition du filet troubleau et délimitation du coup de filet. 38

Figure 14 : Technique d'échantillonnage des diatomées. 41

Figure 15 : Tératologies observées chez des diatomées 42

Liste des tableaux

Tableau 1 : Paramètres analysés en laboratoire et paramètres mesurés à l'aide de la sonde EXO V2 pour les lacs Saint-Charles, Delage, Durand, Clément et Caché en 2017. 2

Tableau 2 : Contextes de mesure. 3

Tableau 3 : Classement des niveaux trophiques des lacs. 4

Tableau 4 : Classes de conductivité spécifique proposées par Agiro et utilisées à titre indicatif. 5

Tableau 5 : Coefficients de qualité des différents groupes taxonomiques. 7

Tableau 6 : Échelle d'abondance relative. 7

Tableau 7 : Correspondance entre l'indice planctonique et le niveau trophique. 7

Tableau 8 : Valeurs associées à l'abondance de chacun des taxons et à la chlorophylle *a* pour le calcul de l'Index planctonique. 8

Tableau 9 : Toxicité et toxines associées aux genres de cyanobactéries du lac Saint-Charles et préférences écologiques. 9

Tableau 10 : Indices biotiques et leur relation avec le niveau d'eutrophisation, accompagnés des valeurs minimales, moyenneset maximales enregistrées dans les lacs du Parc du Mont-Tremblant. 16

Tableau 11 : Justification et localisation des différentes stations d'échantillonnage des poissons en lac.. 20

Tableau 12 : Caractéristiques écologiques des espèces de poissons échantillonnées en lac lors des inventaires de 2017 ainsi que lors d'inventaires antérieurs. 24

Tableau 13 : Indice de diversité et d'équitabilité. 25

Tableau 14 : Intervalles de taille RSD. 26

Tableau 15 : Formule de calcul de l'IQBR. 27

Tableau 16 : Classification de l'IQBR. 27

Tableau 17 : Récapitulatif des indicateurs d'intégrité biologique des lacs. 30

Tableau 18 : Justification et localisation des stations d'échantillonnage du réseau trophique en cours d'eau. 32

Tableau 19 : Fréquence d'échantillonnage des différentes stations pour la saison 2017. 34

Tableau 20 : Synthèse des paramètres, appareils et laboratoires utilisés pour le suivi de la qualité de l'eau des cours d'eau en 2017. 34

Tableau 21 : Classes de qualité de l'eau de l'indice bactériologique et physico-chimique (IQBP). 36

Tableau 22 : Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. 36

Tableau 23 : Classes de la conductivité spécifique proposées par Agiro et utilisées à titre indicatif. 37

Tableau 24 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les chlorures. 37

Tableau 25 : Classement de l'IQH selon la note obtenue par l'évaluation de 10 paramètres. 39

Tableau 26 : Valeurs utilisées pour le calcul de l'ISB volontaire. 39

Tableau 27 : Classes de qualité pour l'ISB volontaire. 40

Tableau 28 : Classes de couleur et intégrité écologique associées aux valeurs de l'IDEC-Neutre. 42

Tableau 29 : Classes de salinité proposées. 42

Tableau 30 : Récapitulatif des indicateurs d'intégrité en cours d'eau. 43

Tableau 31 : Récapitulatif des intervenants et installations nécessaires au traitement des différents organismes prélevés. 44

Annexes

Annexe 1 : Résumé des méthodes analytiques utilisées au laboratoire de la Ville de Québec en 2017 ..A-1

Annexe 2 : Localisation, profondeur et temps de pêche des filets maillants utilisés pour l'échantillonnage du poisson en lac. A-10

Annexe 3 : Localisation, profondeur et temps de pêche des bourrolles utilisées pour l'échantillonnage du poisson en lac. A-11

Annexe 4 : Fiche de caractérisation de la bande riveraine A-12

Annexe 5 : Détermination du facteur de pondération pour le calcul de l'IQBR A-13

Annexe 6 : Fiche de caractérisation des herbiers aquatiques A-14

1 Méthodologie en lac

1.1 Lacs étudiés et stations d'échantillonnage

Les cinq (5) plans d'eau retenus dans le cadre de l'étude du réseau trophique (connectivité écologique) sont les lacs Saint-Charles, Delage, Durand, Clément et Caché. Les stations d'échantillonnage pour chacun de ces lacs sont localisées sur la carte de la Figure 1. Ces stations ont servi pour le suivi de la qualité physico-chimique et microbiologique[1] de l'eau ainsi que pour l'échantillonnage du phytoplancton et du zooplancton. Pour les poissons, les stations d'échantillonnage sont différentes et sont présentées à la section 1.5.5.

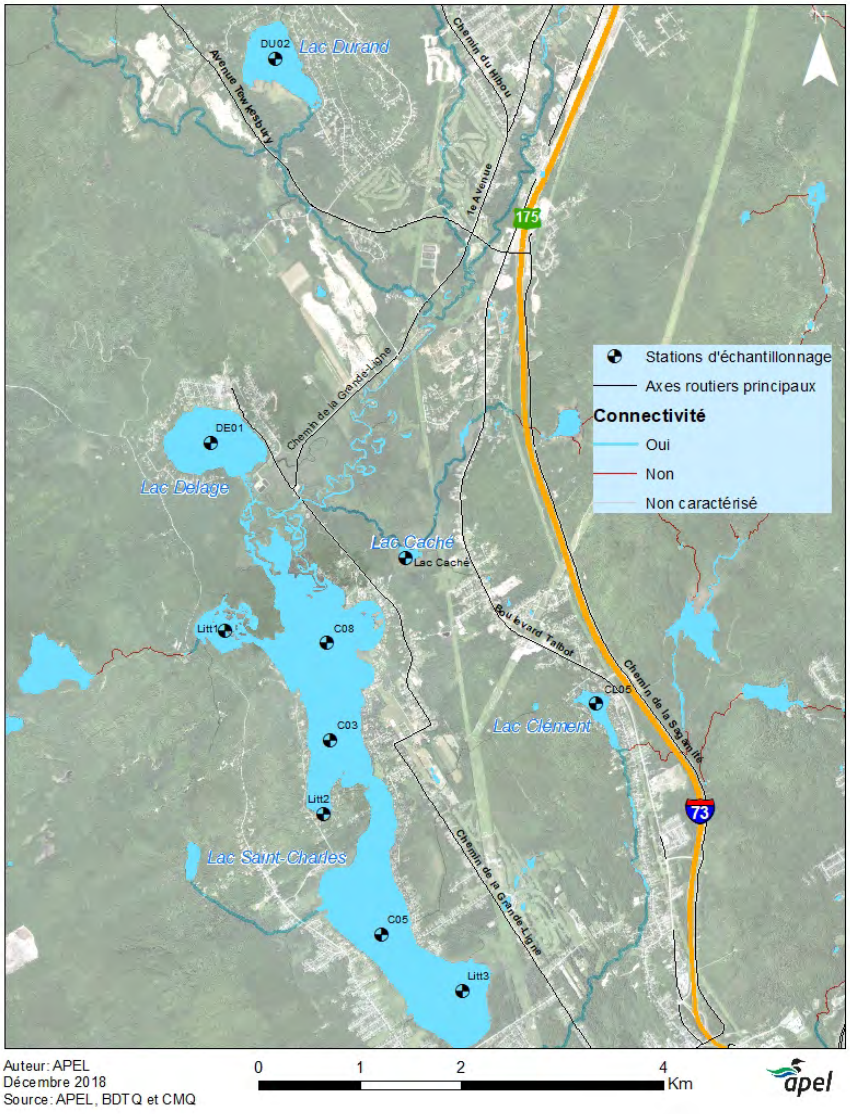


Figure 1 : Emplacement des stations d'échantillonnage des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau, du phytoplancton et du zooplancton pour les stations suivies en 2017.

[1] Dans le suivi limnologique de base d'Agiro, la qualité microbiologique de l'eau fait référence à la mesure des coliformes fécaux, des cyanobactéries et de la chlorophylle a.

1.2 Caractérisation de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau

Pour la caractérisation de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau des lacs, la prise d'échantillons et la collecte de données par Agiro ont été réalisées aux points les plus profonds des différents lacs étudiés. Pour le lac Saint-Charles, deux autres stations en milieu pélagique[2] (une est située à l'embouchure de la rivière des Hurons et l'autre est située dans le bassin sud) s'ajoutent au point le plus profond du lac (station C03) ainsi que trois stations en milieu littoral[3], pour un total de six stations échantillonnées.

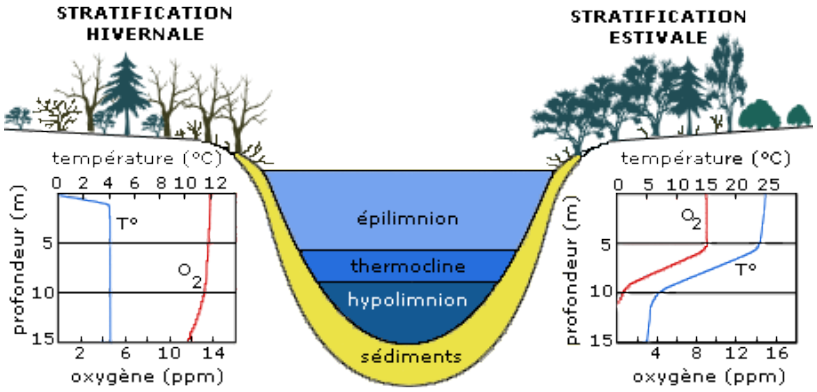
Un profil vertical a été réalisé à tous les 0,5 mètre à l'aide d'une sonde multiparamètres EXO V2. La mesure de plusieurs paramètres a été effectuée à différentes profondeurs (voir le Tableau 1 pour les paramètres mesurés à l'aide de la sonde et ceux analysés en laboratoire). Les prélèvements ont été effectués dans la colonne d'eau à l'aide d'une bouteille horizontale Beta lors des mélanges du printemps et d'automne, ainsi qu'à deux ou trois reprises selon les lacs lors de la stratification thermique maximale en période estivale (Figure 2). Finalement, la transparence de la colonne d'eau a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi.

Tableau 1 : Paramètres analysés en laboratoire et paramètres mesurés à l'aide de la sonde EXO V2 pour les lacs Saint-Charles, Delage, Durand, Clément et Caché en 2017.

	Paramètres	Unité de mesure	Emplacement du prélèvement** ou de la mesure
Laboratoire de la Ville de Québec*	Azote total (NT)	*mg N/l*	1. À 1 mètre de profondeur (épilimnion) 2. Thermocline (métalimnion) 3. À 1 mètre du fond (hypolimnion) (voir la Figure 2)
	Azote ammoniacal	*µg N/l*	
	Nitrites/nitrates	*mg N/l*	
	Phosphore total (PT)	*µg P/l*	
	Orthophosphates solubles	*µg P/l*	
	Ions chlorure	*mg/l*	
	Fer	*mg/l*	
	Carbone organique total (COT)	*mg/l*	
	Carbone organique dissous (COD)	*mg/l*	
	Cyanobactéries	*algues/ml*	1. En surface 2. Au pic de chlorophylle *a* 3. À 1 mètre du fond
Sonde EXO V2	Température	*°C*	Tous les 0,5 mètre du profil vertical de la colonne d'eau
	pH		
	Conductivité spécifique	*µS/cm*	
	Oxygène dissous (OD)	*%*	
	Turbidité	*UTN*	
	Phycocyanine	*cellules/ml*	
	Chlorophylle *a*	*µg/l*	

*** Le tableau synthèse des méthodes de laboratoire peut être consulté à l'Annexe 1.**
**** Le prélèvement a été effectué à l'aide d'une bouteille horizontale Beta.**

[2] Le milieu pélagique est défini comme étant la zone hors littoral.
[3] Le milieu littoral est la zone terrestre et aquatique proche de la rive d'un lac.



Tiré de : www.ecoledepeche.be

Figure 2 : Profil de l'oxygène et de la température en été et en hiver. La couche de stratification en surface s'appelle épilimnion, la couche de transition se nomme thermocline (ou métalimnion), alors que celle du fond s'appelle hypolimnion.

1.2.1 Contextes de mesure

L'analyse des données de la qualité de l'eau s'appuie sur le contexte environnemental au moment de l'échantillonnage ainsi que l'information supplémentaire obtenue des riverains quant aux activités ayant eu lieu sur le territoire durant la saison d'échantillonnage. Les éléments consignés à chaque visite d'une station d'échantillonnage sont regroupés au Tableau 2. Par ailleurs, toute autre information qualitative pouvant être utile pour l'analyse des données a été notée : aspect de l'eau, présence d'algues, présence d'organismes morts, présence de constructions près des rives ou dans le bassin versant, difficultés techniques avec l'équipement, etc.

Tableau 2 : Contextes de mesure.

Contexte d'ordre général
Date, heure de début et de fin de l'échantillonnage, appareils utilisés, personnel échantillonneur, température ambiante, précipitations et ensoleillement.
Contexte spécifique à l'échantillonnage des lacs
Vitesse et direction du vent, vagues, présence d'algues et présence de poissons morts.
Contexte d'événements particuliers
Constructions et/ou ouvrages dans le bassin versant et près des rives, difficultés techniques avec l'équipement, ensemencement de poissons, etc.

1.2.2 Conditions météorologiques

Une analyse des conditions météorologiques observées durant l'année de prélèvement des données est comparée aux données historiques enregistrées afin de déterminer si les conditions environnementales s'éloignent des moyennes historiques. Les données de pluviométrie ont également été traitées pour obtenir un aperçu des précipitations reçues avant les sorties d'échantillonnage. Selon le plan d'eau étudié, ces données proviennent soit de la station météorologique de la Ville de Québec située aux Marais du Sud soit de la station pluviométrique située à la caserne de pompiers de Stoneham-et-Tewkesbury.

1.2.3 Analyse des données de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau

L'analyse des paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau des lacs étudiés a été effectuée sur la base des classes de niveaux trophiques des lacs tirées du Réseau de surveillance volontaire des lacs (Les méthodes) du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2017) et bonifiées par l'ajout de quelques critères basés sur l'oxygène dissous et tirés de la littérature scientifique (Tableau 3). Une analyse de la conductivité spécifique a également servi à décrire le niveau de dégradation du milieu (Tableau 4).

Tableau 3 : Classement des niveaux trophiques des lacs.

Indicateur	Classes trophiques principales						
	Ultra-oligotrophe	**Oligotrophe**		**Mésotrophe**		**Eutrophe**	**Hyper-eutrophe**
	Classes trophiques secondaires (transition)						
			Oligo-mésotrophe		**Méso-eutrophe**		
Phosphore total (µg P/l)	< 4	4 - 10 10	7 - 13	10 - 30	20 - 35	30 - 100 >30	> 100
Azote total (µg N/l)		< 350		350 - 650		651 - 1200	> 1200
Chlorophylle *a* (µg/l)	< 1	1 - 3	2,5 - 3,5	3 - 8	6,5 - 10	8 - 25	> 25
Transparence (m) (disque de Secchi)	> 12	12 - 5	6 - 4	5 - 2,5	3 - 2	2,5 - 1	< 1
Ratio du volume de l'épi- et l'hypolimnion estival		< 1				> 1	
Profil de l'oxygène en été (voir Figure 3)		Orthograde				Clinograde	
% de la consommation de l'oxygène dans l'hypolimnion estival		< 50 % Faible utilisation				> 50 % Forte utilisation (jusqu'à 0 %)	
Adapté de : Lampert et Sommer (1999); MDDELCC (2017); Pott et Remy (2000); Schwoerbel et Brendelberger (2005).							

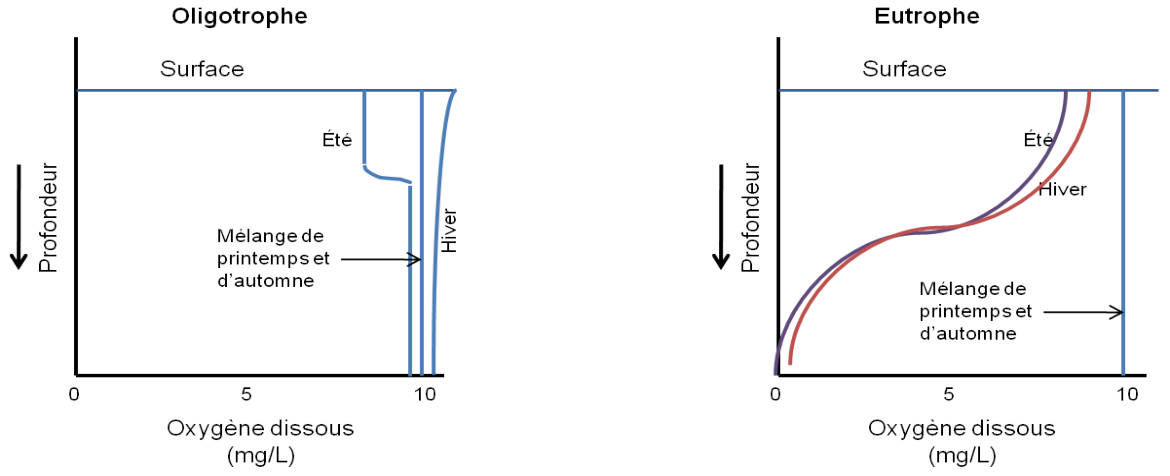
Tableau 4 : Classes de conductivité spécifique proposées par Agiro et utilisées à titre indicatif.

Conductivité spécifique (µS/cm)
0–49,99
50–99,99
100–149,99
150–249,99
250–399,99
400–999,99
1000–6000

*Note : Cette classification n'est fournie qu'à titre indicatif sachant que la conductivité de l'eau pure est égale à 0 et que pour les eaux de lacs de tête et à l'état naturel du Bouclier canadien, la conductivité spécifique se situe entre 20 et 50 µS/cm.

En ce qui a trait aux résultats de phosphore total, d'azote total et de conductivité spécifique, une moyenne annuelle a été calculée en utilisant tous les résultats obtenus en 2017 pour toutes les profondeurs. Les valeurs de chlorophylle *a*, mesurées à l'aide d'une sonde EXO V2, ont été analysées pour la zone euphotique[4], qui a été obtenue en multipliant la valeur de transparence de l'eau par un facteur de 2,5 (Golterman et al., 1978 ; ONEMA, 2007). Les données de chlorophylle *a* mesurées avec la sonde doivent être interprétées avec précaution puisqu'elles n'atteignent pas la précision des résultats en laboratoire. Pour des raisons financières, seuls les échantillons du lac Saint-Charles ont été analysés en laboratoire pour la chlorophylle *a*. Les prélèvements ont été réalisés aux stations C05 et C03, à 1 mètre de profondeur ainsi qu'au pic de lecture de la sonde pour la chlorophylle *a*.

Les critères basés sur l'oxygène dissous ont été analysés lors de la stratification estivale complète. Une carence d'oxygène au fond d'un lac est caractéristique d'un lac eutrophe qui a un profil de type clinograde versus un profil orthograde pour un lac oligotrophe (Figure 3). De plus, un pourcentage de consommation d'oxygène plus élevé que 50 % dans l'hypolimnion indique une grande activité biologique au fond du lac. Le niveau d'oxygène tend alors vers un déséquilibre : les pertes d'oxygène sont supérieures aux apports d'oxygène.



Adapté de (Davis et Masten, 2004)

Figure 3 : Exemple de profils d'oxygène en fonction de l'état trophique d'un lac. Le profil de gauche est orthograde et typique d'un lac oligotrophe, alors que le profil de droite est clinograde et typique d'un lac eutrophe.

[4] Zone aquatique comprise entre la surface et la profondeur maximale d'un plan d'eau exposée à une lumière suffisante pour permettre la photosynthèse.

1.3 Caractérisation des communautés de phytoplancton

La caractérisation des communautés de phytoplancton vise, dans un premier temps, à obtenir une meilleure connaissance de l'abondance et de la diversité des espèces de microalgues présentes dans les différents lacs du territoire et à déterminer si des espèces potentiellement problématiques sont présentes. Dans un deuxième temps, l'information recueillie lors de quatre campagnes d'échantillonnage au cours d'une même saison permet de connaître davantage l'évolution des communautés planctoniques durant la saison estivale.

1.3.1 Échantillonnage et traitement du phytoplancton

Le phytoplancton des lacs étudiés a été prélevé à quatre reprises durant la période estivale de 2017. Pour chacune des stations[5] étudiées (Figure 1), l'intégralité de la zone euphotique a été échantillonnée à tous les mètres de profondeur (250 ml d'eau) à l'aide d'une bouteille horizontale Beta afin d'obtenir un échantillon composite de la zone étudiée. Une fois l'échantillon composite complété, une solution de Lugol (3 à 4 ml/litre d'eau) a été ajoutée afin d'assurer la préservation du phytoplancton jusqu'à son identification.

Les échantillons recueillis ont par la suite été acheminés au River Institute de Cornwall afin d'obtenir l'identification au genre ainsi que l'abondance relative et la densité des différents taxons[6] de nanoplancton (égaux ou plus grands que 4 µm).

1.3.2 Analyse des communautés de phytoplancton

En raison de l'absence d'indices planctoniques (IPL) développés spécifiquement pour les écosystèmes québécois, deux indices européens ont été sélectionnés afin de permettre l'évaluation des communautés de phytoplancton. Ces indices ont été choisis en raison de leur application généraliste, soit par une analyse des grands groupes taxonomiques ou une évaluation de la densité de certains taxons associés aux milieux eutrophes. Ces deux indices sont :

- L'Indice planctonique, basé sur la structure des communautés;
- L'Index planctonique, basé sur la présence de phytoplancton typiques des milieux eutrophes.

Il est important de noter que les valeurs des deux indices planctoniques sont utilisées strictement à titre indicatif, car il s'agit d'indices qui n'ont pas été développés spécifiquement pour les écosystèmes québécois. Ils permettent toutefois d'obtenir des valeurs de base qui rendent possible des suivis temporels et des comparaisons entre les lacs du territoire, en plus d'augmenter la compréhension globale des écosystèmes étudiés.

[5] Pour la caractérisation de la communauté de phytoplancton des lacs, la prise d'échantillons a été réalisée aux points les plus profonds des différents lacs étudiés. Pour le lac Saint-Charles, deux autres stations en milieu pélagique s'ajoutent au point le plus profond du lac ainsi que trois stations en milieu littoral afin de tenir compte de l'hétérogénéité du lac. L'échantillonnage du phytoplancton s'est effectué en parallèle de l'échantillonnage du zooplancton et du suivi des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau.

[6] Un taxon correspond à une entité d'êtres vivants regroupés parce qu'ils possèdent des caractères en commun du fait de leur parenté (https://www.futura-sciences.com/planete/definitions/classification-vivant-taxon-264/).

1.3.2.1 Indice planctonique

L'indice planctonique du protocole de diagnose rapide des plans d'eau, produit par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) en application de la Directive Cadre sur l'Eau en Europe (Barbe et al., 2003 ; ONEMA, 2007), représente un indice simplifié et basé sur l'abondance relative des grands groupes taxonomiques. Cet indice permet d'obtenir une cote associée à un stade trophique compris entre ultra-oligotrophe et hyper-eutrophe (Tableau 13). Il s'appuie sur des coefficients de qualité (Qi) (Tableau 5) qui sont attribués aux différents groupes taxonomiques (les coefficients les plus élevés sont attribués aux groupes davantage liés aux milieux eutrophes) ainsi que sur une échelle d'abondance relative (Aj) (Tableau 6).. L'échelle d'abondance relative a été adaptée afin d'offrir une plus grande précision et de prendre en compte les groupes peu nombreux.

Tableau 5 : Coefficients de qualité des différents groupes taxonomiques.

Groupes algaux	Qi
Desmidiées	**1**
Diatomées	**3**
Chrysophycées	**5**
Dinophycées et Cryptophycées	**9**
Chlorophycées (sauf Desmidiées)	**12**
Cyanophycées	**16**
Euglénophycées	**20**

(Barbe et al., 2003 ; ONEMA, 2007)

Tableau 6 : Échelle d'abondance relative.

Abondance relative (%)	Aj
0 à < 5	**0**
5 à < 10	**0,5**
10 à < 20	**1**
20 à < 30	**1,5**
30 à < 40	**2**
40 à < 50	**2,5**
50 à < 60	**3**
60 à < 70	**3,5**
70 à < 80	**4**
80 à < 90	**4,5**
90 à < 100	**5**

*Adapté de Barbe et al. (2003) et ONEMA (2007).

Tableau 7 : Correspondance entre l'indice planctonique et le niveau trophique.

Indice planctonique	Niveau trophique
0 à < 15	Ultra oligotrophe
15 à < 35	Oligotrophe
35 à < 50	Mésotrophe
50 à < 75	Eutrophe
75 à < 100	Hyper eutrophe

(ONEMA, 2007)

L'Indice planctonique se calcule de la manière suivante :

Indice planctonique = Σ Qi*Aj des différents groupes taxonomiques identifiés dans un échantillon.

Pour une même station, l'Indice planctonique final sera obtenu en faisant la moyenne des valeurs obtenues pour les quatre campagnes d'échantillonnage réalisées lors de la saison estivale. Les valeurs affichées par l'indice correspondent à un niveau trophique représentant l'intégrité de la communauté échantillonnée (Tableau 7).

1.3.2.2 Index planctonique

L'Index planctonique (Free et al., 2006) est basé sur l'abondance (cellules/ml) de neuf taxons associés au stade eutrophe dun plan d'eau ainsi que sur la concentration en chlorophylle *a* (ug/l). Il s'obtient en calculant la moyenne des valeurs de l'Index planctonique obtenues selon l'abondance de chacun des taxons présents dans l'échantillon et la concentration de chlorophylle *a* (Tableau 8). Une note finale se situant près de zéro indique un plan d'eau eutrophe (rouge) alors qu'une note se trouvant près de 1 indique un milieu oligotrophe (bleu). Il est à noter toutefois que seulement sept des paramètres ont pu être utilisés pour calculer l'indice (en gras dans le Tableau 8), car trois des taxons sélectionnés n'étaient pas présents dans les lacs échantillonnés. De plus, dans le groupe *Melosira/Aulacoseira*, seul le taxon *Aulacoseira* était présent dans les échantillons traités.

Tableau 8 : Valeurs associées à l'abondance de chacun des taxons et à la chlorophylle *a* pour le calcul de l'Index planctonique.

	Valeurs de l'Index planctonique associées aux indicateurs									
	1,0	**0,9**	**0,8**	**0,7**	**0,6**	**0,5**	**0,4**	**0,3**	**0,2**	**0,1**
Indicateurs	Abondance (cellules/ml) des 9 taxons et concentration de chlorophylle a (µg/l)									
***Scenedesmus* spp.**	0 - 3,6	4,2	8,4	11,6	15,2	16,8	19,4	22,1	26,0	> 26,0
***Pediastrum* spp.**	0 - 2,1	2,3	4,4	6,8	13,7	16,0	19,4	20,3	21,2	> 21,2
***Anabaena* spp.**	0 - 8,4	12,3	19,4	24,0	30,3	34,8	37,2	39,7	41,0	> 41,0
***Melo/Aul* spp.**	0 - 2,6	5,8	9,0	15,2	19,4	21,2	24,0	26,0	28,1	> 28,1
***Cryptomonas* spp.**	0 - 28,1	42,3	77,4	121,0	196,0	265,7	324,0	400,0	449,4	> 449,4
Rhodomonas spp.	0 - 64,0	114,5	187,7	259,2	313,3	364,8	396,0	412,1	436,8	> 436,8
Aphanizomenon spp.		> 0 <4,0	5,8	9,0	12,3	16,0	19,4	22,1	> 22,1	
***Oocystis* spp.**	0 - 1,9	2,9	4,4	5,8	7,3	8,4	10,2	11,6	13,0	> 13,0
Sphaerocystis spp.	0 - 2,0	3,8	4,8	5,1	> 5,1					
Concentration Chl. *a* (µg/l)	0 - 5,2	8,5	10,8	12,9	14,5	16,8	17,5	18,1	19,4	> 19,4

Melo/Aul = *Melosira* et *Aulacoseira* spp
(Free et al., 2006).

Note : Si un taxon n'est pas présent dans l'échantillon, il ne doit pas être considéré pour le calcul de l'indice.

Exemple de calcul de l'Index planctonique pour un échantillon :

Indicateurs	Abondance/ concentration	Unité de mesure	Valeur de l'index planctonique associée
Scenedesmus spp.	4,2	cell./ml	0,9
Pediastrum spp.	4,4	cell./ml	0,8
Anabaena spp.	24,0	cell./ml	0,7
Melo/Aul spp.	9,0	cell./ml	0,8
Cryptomonas spp.	121,0	cell./ml	0,7
Rhodomonas spp.	—	cell./ml	—
Aphanizomenon spp.	—	cell./ml	—
Oocystis spp.	5,8	cell./ml	0,7
Sphaerocystis spp.	—	cell./ml	—
Concentration chl. *a*	10,8	µg/l	0,8
Index planctonique total pour cet échantillon (moyenne)			**0,77**

1.3.2.3 Cyanobactéries

Finalement, l'échantillonnage des paramètres microbiologiques de l'eau (Tableau 1) a permis l'analyse des communautés de cyanobactéries présentes dans chacun des lacs. Une revue de littérature a permis de dresser un portrait des différents genres observés et de mieux connaître leurs préférences écologiques (Tableau 9). La densité de ces genres de cyanobactéries pour chacun des échantillons d'eau analysés permet d'obtenir une information supplémentaire sur le phytoplancton.

Tableau 9 : Toxicité et toxines associées aux genres de cyanobactéries du lac Saint-Charles et préférences écologiques.

Genre	Toxine(s) (Kaebernick & Neilan, 2001)	Préférences écologiques
Aphanizomenon	Anatoxine a Cylindrospermopsine Saxitoxine (Kaebernick & Neilan, 2001)	Le phosphore est un paramètre important pour la croissance de ce genre filamenteux (Figueiredo *et al.,* 2011). Presque toutes les espèces sont planctiques. *Aphanizomenon* forme parfois des fleurs d'eau. Le genre est surtout présent dans les réservoirs eutrophes (CyanoDB.cz).
Aphanocapsa	Possible production de toxines (Kaebernick & Neilan, 2001)	La majorité des espèces d'*Aphanocapsa* prolifèrent dans le périphyton, le benthos et le métaphyton d'eaux stagnantes et lotiques, habituellement avec des eaux claires. Le genre est commun dans les lacs (CyanobDB.cz).
Aphanothece	Possible production de toxines (Kaebernick & Neilan, 2001)	Vaste distribution spatiale. Les différentes espèces ont des besoins écologiques très spécifiques (CyanobDB.cz).

Genre	Toxine(s) (Kaebernick & Neilan, 2001)	Préférences écologiques
Chroococcus*	Microcystine (Pearson *et al.*, 2010)	Vaste distribution spatiale en eaux douces, principalement dans le métaphyton. Quelques espèces vivent dans le plancton des réservoirs d'eau (CyanobDB.cz).
Coelomoron*	Possiblement microcystine (AFFSA, 2006)	Toutes les espèces préfèrent les eaux douces stagnantes. *Coelomoron pusillum* est communément présente dans le plancton de réservoirs légèrement eutrophisés de zones tempérées et subtropicales (CyanoDB.cz).
Coelosphaerium*	Toxique, mais aucune toxine associée (Kaebernick & Neilan, 2001)	Dix espèces sont reconnues pour être présentes dans le plancton de lacs et réservoirs d'Amérique du Nord. Quelques espèces apparaissent sporadiquement dans de grands réservoirs modérément eutrophisés (CyanoDB.cz).
Cuspidothrix	Anatoxine (Hodoki *et al.*, 2012)	Planctonique dans les eaux douces stagnantes. Rarement présente dans les eaux lotiques (CyanoDB.cz).
Cyanodictyon*	Information non disponible	Les espèces du genre *Cyanodictyon* sont principalement associées au plancton et se retrouvent dans les eaux oligotrophes à mésotrophes (rarement dans les eaux dystrophes). Une espèce est associée aux mucilages de *Dolichospermum*. D'autres espèces vivent librement, dans des eaux claires eutrophisées (CyanoBD.cz).
Cylindrospermum	Cylindrospermopsine Saxitoxine Anatoxine a (Pearson *et al*., 2010)	Espèces principalement périphytiques, proliférant dans le benthos, sur des plantes aquatiques, du bois et des roches submergées. *Cylindrospermum* retrouve principalement dans les eaux non polluées et légèrement eutrophisées (CyanoDB.cz).
Dolichospermum*[7] *(Anabaena)	Anatoxine a Anatoxine a(s) Microcystine Saxitoxine Cylindrospermopsine (Kaebernick & Neilan, 2001; Lawton et Edwards 2008)	Les *blooms* de *Dolichospermum* sont associés à de faibles concentrations de phosphore et de hautes concentrations d'azote (Pearson *et al.*, 2010). Espèces planctoniques formant parfois des fleurs d'eau. En mesure de coloniser des substrats divers (plantes aquatiques, bois submergé, roches, etc.) (CyanoDB.cz).
Eucapsis*	Information non disponible	La majorité des espèces sont retrouvées dans des tourbières acides et marécages froids et salés (CyanobDB.cz).

[7] Suite à des changements taxonomiques, le genre *Dolichospermum* englobe maintenant les différentes espèces planctoniques du genre *Anabaena* (Xiaochuang, 2016).

Genre	Toxine(s) (Kaebernick & Neilan, 2001)	Préférences écologiques
Geitlerinema	Possiblement toxique (Bernard *et al.*, 2011)	Colonisent des substrats divers (feuilles de plantes, roches, bois, etc.). Genre normalement retrouvé dans les biotopes non pollués (CyanoDB.cz).
Gloeocapsa*	Information non disponible	La majorité des espèces sont retrouvées sur des substrats secs ou humides (p. ex. murs submergés ou humidifiés périodiquement) dans les eaux lotiques (CyanoDB.cz).
Leptolyngbya*	Microcystine (Richardson *et al*., 2007)	Les espèces du genre *Leptolyngbya* sont très communes dans les sols et dans le périphyton et le métaphyton des eaux douces et marines. Quelques espèces prolifèrent dans le mucilage et dans les boues des autres algues (CyanoDB.cz).
Limnothrix	Non toxique (algaeBASE) Producteur d'une nouvelle toxine, la « limnothrixine » (Humpage *et al.*, 2011)	Présence dans les eaux douces de réservoirs mésotrophes et eutrophes (CyanoDB.cz).
Merismopedia	Toxique	Genre généralement flottant librement dans l'eau ou associé au métaphyton, aux détritus et aux plantes aquatiques (CyanoDB.cz).
Microcystis	Microcystine	Une plus forte concentration de phosphore favorise cette cyanobactérie. La température influence davantage le type de microcystine produit que la quantité de toxine (Amé & Wunderlin, 2005; Watanabe & Oishi, 1985).
Oscillatoria	Microcystine Anatoxine a Aplysiatoxine	Toutes les espèces du genre *Oscillatoria* tapissent des substrats variés (boue, roches, fonds sablonneux, etc.), principalement dans les biotopes peu profonds et dans les régions littorales des réservoirs d'eau douce. Elles se développent en amas caractéristiques, d'abord dans le fond du lac, puis flottent en surface, parfois en quantité très importante (CyanoDB.cz).
Phormidium*	Producteur d'une toxine non identifiée Faibles concentrations de saxitoxine et de microcystine (Teneva *et al.*, 2005) Anatoxine (University of Wisconsin Center for Limnology, 2013)	*Phormidium* forme habituellement des amas sur divers substrats (sol, roches humides, boue, plantes aquatiques, roches et bois) dans les eaux lentiques et lotiques. *Phormidium* se retrouve rarement sous forme de filaments solitaires (CyanoDB.cz).

Genre	Toxine(s) (Kaebernick & Neilan, 2001)	Préférences écologiques
Planktolyngbya*	Information non disponible	Les espèces sont habituellement planctoniques et se retrouvent dans les grands réservoirs mésotrophes (CyanoDB.cz).
Planktothrix	Saxitoxine Anatoxines Aplysiatoxines Microcystines Saxitoxines (Lance, 2008)	Presque toutes les espèces sont planctoniques. Quelques espèces peuvent causer des fleurs d'eau dans les lacs mésotrophes et méso-eutrophes (CyanoDB.cz).
Pseudanabaena	Saxitoxine Anatoxine a Microcystine (Teneva *et al.*, 2009)	Quelques espèces sont planctoniques ou benthiques (mais facilement remises en suspension par des turbulences) dans des réservoirs oligotrophes, mésotrophes ou méso-eutrophes. D'autres espèces vivent dans le sol ou en association avec des rotifères ou du mucus algal (CyanoDB.cz).
Radiocystis*	Microcystine (Vieira *et al.*, 2003)	L'espèce type se retrouve communément dans le plancton de lacs nordiques en Europe, au nord du Japon et en Amérique du Nord (CyanoDB.cz).
Raphidiopsis*	Saxitoxine Anatoxine a Cylindrospermopsine (Soto-Liebe *et al.*, 2012; Lawton & Edwards, 2008)	Les espèces du genre *Raphidiopsis* sont seulement planctoniques et vivent dans les eaux douces. Elles peuvent parfois former de petites fleurs d'eau (CyanoDB.cz).
Snowella	Microcystine (LERNZ, s.d.; Lawton & Edwards, 2008)	Sept espèces sont reconnues pour être présentes dans le plancton d'eaux tempérées et saumâtres, particulièrement les lacs froids, nordiques et mésotrophes (CyanoDB.cz).
Spirulina	Toxique, mais aucune identification de toxine	Quelques espèces sont benthiques ou poussent dans le métaphyton de biotopes d'eau douce. *Spirulina* est habituellement présente dans les eaux peu polluées, associée aux plantes aquatiques (CyanoDB.cz).
Synechococcus	Incertain (Martins *et al.*, 2007)	Quelques espèces croissent parmi les amas et colonies d'autres algues. D'autres forment de fines colonies sur des substrats humides (boue, bois, roches, etc.) (CyanoDB.cz).
Synechocystis*	Microcystine (Oudra *et al.*, 2000)	Ce genre est en mesure d'intégrer de l'ADN étranger dans son génome. *Synechocystis* sp. est capable de survivre dans un très large éventail de conditions (CyanoDB.cz).

Genre	Toxine(s) (Kaebernick & Neilan, 2001)	Préférences écologiques
Woronichinia	Microcystine (Lawton & Edwards, 2008)	Presque toutes les espèces sont planctoniques ou benthiques (mais facilement délogées par des turbulences). Deux espèces de zones tempérées peuvent produire des fleurs d'eau sporadiques dans des réservoirs eutrophes (CyanoDB.cz).
Notes : *Les lipopolysaccharides sont produits par toutes les cyanobactéries. Cette toxine cause de l'inflammation (Lawton & Edwards, 2008).*		

Tiré de APEL, 2014.

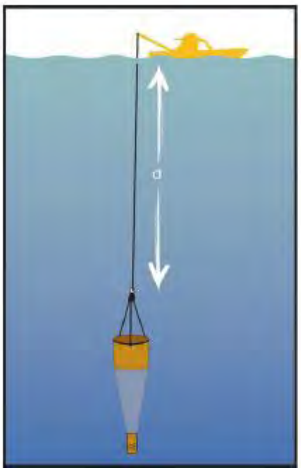
1.4 Caractérisation des communautés de zooplancton

La caractérisation du zooplancton vise, dans un premier temps, à obtenir une meilleure connaissance de la structure des communautés présentes dans les lacs étudiés, en analysant l'abondance relative des grands groupes taxonomiques (rotifères/cladocères/copépodes), et à déterminer si des espèces potentiellement problématiques sont présentes. Dans un deuxième temps, l'information qui a été recueillie lors de quatre campagnes d'échantillonnage au cours d'une même saison permet de connaître davantage l'évolution des communautés durant la saison estivale.

1.4.1 Échantillonnage et traitement du zooplancton

Le zooplancton des lacs du territoire à l'étude a été échantillonné à quatre reprises durant la période estivale de 2017 aux stations[8] présentées à la Figure 1. Les prélèvements de zooplancton ont été réalisés en suivant le *Protocole pour l'échantillonnage de zooplancton* établi par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2011). Pour chacune des stations sélectionnées, l'intégralité de la colonne d'eau a été échantillonnée à partir d'un mètre du fond à l'aide d'un filet à plancton Wisconsin muni de maillons de 80 µm (Figure 4). Le filet a été remonté à une vitesse constante d'environ 0,5 m/s afin d'empêcher le zooplancton de s'échapper. Une fois l'échantillon recueilli, il a été transféré dans un contenant de plastique en prenant bien soin de rincer le filet afin de déloger les organismes pris dans les mailles. Une solution de formaldéhyde 4 % à laquelle a été additionné du sucrose (afin d'éviter la distorsion des spécimens) a été ajoutée à l'échantillon afin d'assurer la préservation du zooplancton jusqu'à son identification.

[8] Pour la caractérisation de la communauté de zooplancton des lacs, la prise d'échantillons a été réalisée aux points les plus profonds des différents lacs étudiés. Pour le lac Saint-Charles, deux autres stations en milieu pélagique s'ajoutent au point le plus profond du lac ainsi que trois stations en milieu littoral afin de tenir compte de l'hétérogénéité du lac. L'échantillonnage du zooplancton s'est effectué en parallèle de l'échantillonnage du phytoplancton et du suivi des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau.



(CCME, 2011)

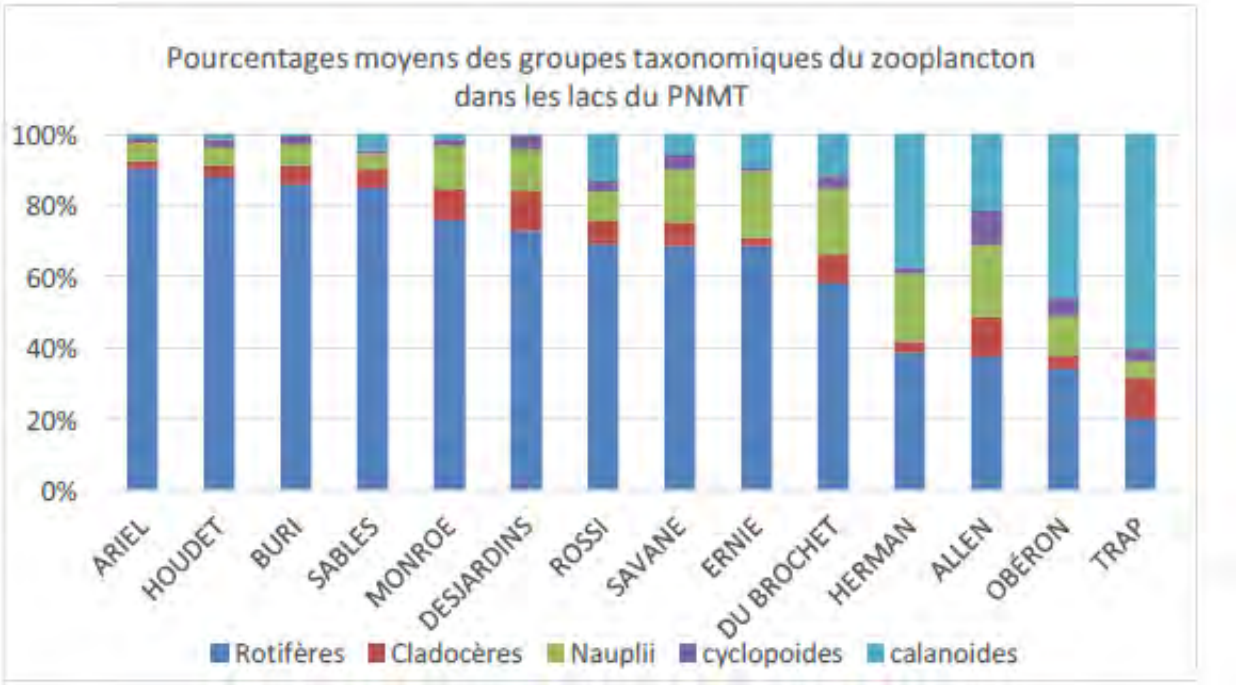
Figure 4 : Échantillonnage de zooplancton et calcul du volume d'eau filtré.

Le volume d'eau prélevé correspond à l'aire de l'ouverture du filet multipliée par la profondeur de la colonne d'eau échantillonnée.

Les échantillons recueillis ont par la suite été identifiés par Agiro dans les installations du laboratoire de la Ville de Québec afin de faire le dénombrement des groupes taxonomiques sous binoculaire et de calculer leur densité et abondance relative. L'identification des spécimens a été réalisée à l'aide de plusieurs ouvrages taxonomiques (Smith, 2001 ; Hudson et al., 2003 ; Witty, 2004 ; Haney et al., 2013).

1.4.2 Analyse des communautés du zooplancton

Une analyse de la structure des communautés a d'abord été effectuée en calculant l'abondance relative des groupes suivants : cladocères, rotifères, copépodes cyclopoïdes, copépodes calanoïdes, nauplii (copépodes immatures) et autres (comprenant les individus non identifiés, les copépodes harpacticoïdes ainsi que les autres types d'invertébrés retrouvés dans l'échantillon). L'exemple suivant, tiré de Chemli (2017), présente une succession de structures de communautés étudiées dans les lacs du Parc national du Mont-Tremblant (PNMT). Les lacs davantage mésotrophes sont caractérisés par une dominance des rotifères (à gauche sur la Figure 5) alors que les lacs davantage oligotrophes sont caractérisés par une dominance de copépodes calanoïdes (à droite sur la Figure 5). Au niveau intermédiaire se trouvent des communautés de lacs oligo-mésotrophes, caractérisées par des abondances intermédiaires de rotifères et de calanoïdes (Chemli, 2017).



Tiré de Chemli, 2017.

Figure 5 : Exemples de succession dans la structure de communautés du zooplancton.

Plusieurs indices biotiques d'eutrophisation basés sur les attributs de certains groupes de zooplancton ont également été étudiés, notamment l'abondance relative de différentes familles de cladocères ainsi que plusieurs ratios et densités. Le Tableau 10 présenté ci-dessous est un condensé de l'information recueillie par une revue de littérature[9] et est centré sur le mémoire d'Abir Chemli, *Le zooplancton comme bioindicateur de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs du Parc du Mont-Tremblant* (2017). Les valeurs minimales, moyennes et maximales pour chacun des indices proviennent des lacs étudiés au Parc du Mont-Tremblant (Chemli, 2017). Il est à noter que les lacs de cette étude se situent dans un environnement protégé et qu'ils reflètent la gamme de variations des conditions limnologiques de lacs oligo-mésotrophes situés dans le sud du Bouclier canadien. Les valeurs qui sont associées à chacun des indices sont donc présentées à titre comparatif. Elles ont toutefois été utilisées afin de classer les lacs étudiés du bassin versant du lac Saint-Charles selon un gradient trophique. Le classement obtenu des lacs est donc présenté strictement à des fins indicatives et ne représente pas la valeur d'un véritable indice biotique. Il permet toutefois d'obtenir des valeurs de base qui rendent possible des suivis temporels et des comparaisons entre les lacs du territoire, en plus d'augmenter la compréhension globale des écosystèmes étudiés.

[9] Inclus principalement les articles de Caramujo et Boavida (2000), Jeppesen et al. (2011), Gazonato et al. (2014), Haberman et Haldna (2014).

Tableau 10 : Indices biotiques et leur relation avec le niveau d'eutrophisation, accompagnés des valeurs minimales, moyenneset maximales enregistrées dans les lacs du Parc du Mont-Tremblant.

Indices biotiques	Relation avec le niveau d'eutrophisation	Min.	Moy.	Max.
Abondance des *Daphnia* (ind/l)	Diminution	0,00	0,43	3,57
Abondance des *Bosmina* (ind/l)	Augmentation	0,00	2,81	12,34
Abondance des rotifères (ind/l)	Augmentation	0,91	20,81	49,64
Abondance des *Holopedium* (ind/l)	Diminution	0,00	1,44	11,56
Abondance des crustacés (ind/l)	Augmentation	2,83	28,29	98,75
***Daphnia*/cladocères totaux**	Diminution	0,00	0,25	0,59
Cladocères/calanoïdes*	Augmentation	0,08	3,07	24,38
Cyclopoïdes/calanoïdes*	Augmentation	0,02	1,12	10,00
Rotifères/crustacés	Augmentation	0,04	1,39	6,25

* Lorsque le nombre de calanoides était de zéro, la valeur de 1 a été attitrée afin d'obtenir une valeur plus représentative de la réalité qu'un rapport de zéro.
(Chemli, 2017)

Chacun des indices biotiques présentés dans le Tableau 16 est décrit ci-dessous.

- **L'abondance des Daphnia** fait référence à la densité de cladocères du genre Daphnia. Ces organismes sont très peu tolérants à la pollution et à l'acidification de l'eau. Ils se retrouvent en plus forte concentration dans des eaux claires et peu turbides. Une forte abondance est généralement associée à un milieu oligotrophe.
- **L'abondance des Bosmina** fait référence à la densité de cladocères du genre Bosmina. Ces organismes sont indicateurs d'une eau turbide, souvent associée à une forte concentration en algues et une importante pression de prédation effectuée par de petits poissons planctonivores. Une forte abondance est généralement associée à un milieu eutrophe.
- **L'abondance des rotifères** fait référence à la densité de tous les types de rotifères présents dans l'échantillon. Ces organismes prolifèrent en grande densité dans les eaux avec un fort enrichissement en nutriments. Une abondance élevée est généralement associée à un milieu eutrophe.
- **L'abondance des Holopedium** fait référence à la densité de cladocères du genre Holopedium. Ces organismes peuvent être indicateurs d'une eau acide et humique, mais leur densité diminue avec l'eutrophisation du milieu. Une forte abondance est généralement associée à un milieu de bonne qualité, mais soumise à des processus d'acidification et de prédation.
- **L'abondance des crustacés** fait référence à la densité des tous les types de cladocères et de copépodes présents dans l'échantillon. Bien que le groupe contienne des espèces associées à des milieux de différentes qualités, une augmentation généralisée de l'abondance des crustacés est souvent liée à l'enrichissement en phosphore et au développement résidentiel. Une forte abondance est généralement associée à un milieu eutrophe.
- **Le ratio *Daphnial*** cladocères totaux fait référence à la proportion du genre Daphnia sur l'ensemble des cladocères présents dans l'échantillon. Comme les Daphnia sont indicateurs d'une eau claire de bonne qualité, un ratio élevé est généralement associé à un milieu oligotrophe.

- **Le ratio cladocères/calanoïdes** fait référence à la proportion des cladocères totaux sur le total de copépodes calanoïdes présents dans l'échantillon. L'enrichissement en phosphore favorise le développement de petits cladocères et affecte négativement les copépodes calanoïdes. Un ratio élevé est donc généralement indicateur de milieu eutrophe.
- **Le ratio cyclopoïdes/calanoïdes** fait référence à la proportion de copépodes cyclopoïdes sur celle de copépodes calanoïdes. Les cyclopoïdes prolifèrent dans les écosystèmes avec de forts apports en nutriments alors que les calanoïdes sont indicateurs de milieux oligotrophes. Un ratio élevé est donc généralement indicateur de milieu eutrophe.
- **Le ratio rotifères/crustacés** fait référence à la proportion des rotifères sur celle de l'ensemble des crustacés (copépodes et cladocères). Les rotifères prolifèrent en grande densité dans les eaux avec un fort enrichissement en nutriments et plusieurs espèces de crustacés s'en nourrissent. Un ratio élevé implique donc une surabondance de rotifères et donc un milieu eutrophe.

Les densités de rotifères ont finalement été comparées à la classification trophique de Karabin (1985) : moins de 400 individus/litre pour les lacs méso-oligotrophes à mésotrophes, entre 400 et 2000 individus/litre pour les lacs eutrophes et plus de 2000 individus/litre pour les lacs hyper-eutrophe.

Exemple

Classe trophique			
	Méso-oligotrophe à mésotrophe	Eutrophe	Hyper-eutrophe
Densité de rotifères (individus/l)	< 400	400 – 2000	> 2000

1.5 Caractérisation des communautés de poissons

La caractérisation des communautés de poissons vise, dans un premier temps, à obtenir une information renouvelée sur l'abondance, la diversité, la taille et le poids des espèces de poissons présentent dans les différents lacs du territoire ainsi que sur la présence ou non d'espèces potentiellement problématiques. Dans un deuxième temps, l'information recueillie permet de suivre l'évolution des communautés au fil du temps en comparant les données obtenues avec celles enregistrées lors d'inventaires antérieurs. De plus, la composition des espèces présentes dans un lac permet d'en connaître davantage sur son statut trophique.

La concentration en mercure dans les tissus de perchaudes a également été analysée pour les populations des lacs Saint-Charles et Delage afin de permettre aux pêcheurs d'obtenir une information supplémentaire sur les poissons consommés. Le lac Saint-Charles et le lac Delage, lui étant directement relié, ont été sélectionnés parmi les cinq lacs faisant l'objet de la présente étude, et ce, en raison de leur importance relativement à la qualité de l'eau de la réserve d'eau potable de la Ville de Québec. À noter que le lac Clément n'a pas fait l'objet d'un inventaire de poisson en 2017 puisque l'Organisme des bassins versants de la Capitale en a réalisé un en 2014.

1.5.1 Échantillonnage des poissons

Des pêches expérimentales ont été réalisées en suivant la méthodologie décrite dans le *Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures* du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF, 2011) et, plus précisément, le protocole d'échantillonnage de pêche expérimentale pour l'inventaire de la communauté en lac.

1.5.2 Engins de pêche

Le choix du type d'engin de pêche utilisé a été basé sur les études antérieures réalisées sur chacun des lacs étudiés, et ce, afin de pouvoir mieux comparer l'évolution de ceux-ci. Tout le matériel de pêche utilisé a été prêté par le ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs (MFFP). Il s'agit de filets maillants expérimentaux à touladi, à omble de fontaine ainsi que des bourolles de type standard. Pour chaque filet utilisé en milieu pélagique lors des inventaires, une bourolle a été installée en milieu littoral afin d'échantillonner les zones peu profondes et de pouvoir observer si certaines espèces sont sous-représentées par l'échantillonnage au filet maillant.

Les filets maillants à touladi ont été utilisés pour le lac Saint-Charles. Ils sont composés de huit panneaux de 7,6 mètres de longueur par 1,8 mètre de hauteur, chacun relié à une corde plombée et une corde flottante. Les panneaux sont disposés en ordre croissant de grandeur de mailles étirées de 25, 38, 51, 64, 76, 102, 127 et 152 mm (MRNF, 2011).

Les filets maillants à omble de fontaine ont été utilisés pour les lacs Delage, Durand et Caché. Ils sont composés de six panneaux de 3,8 mètres de longueur par 1,8 mètre de hauteur, chacun relié à une corde plombée et une corde flottante. Les panneaux sont disposés en ordre croissant de grandeur de mailles étirées de 25, 32, 38, 51, 64 et 76 mm (MRNF, 2011).

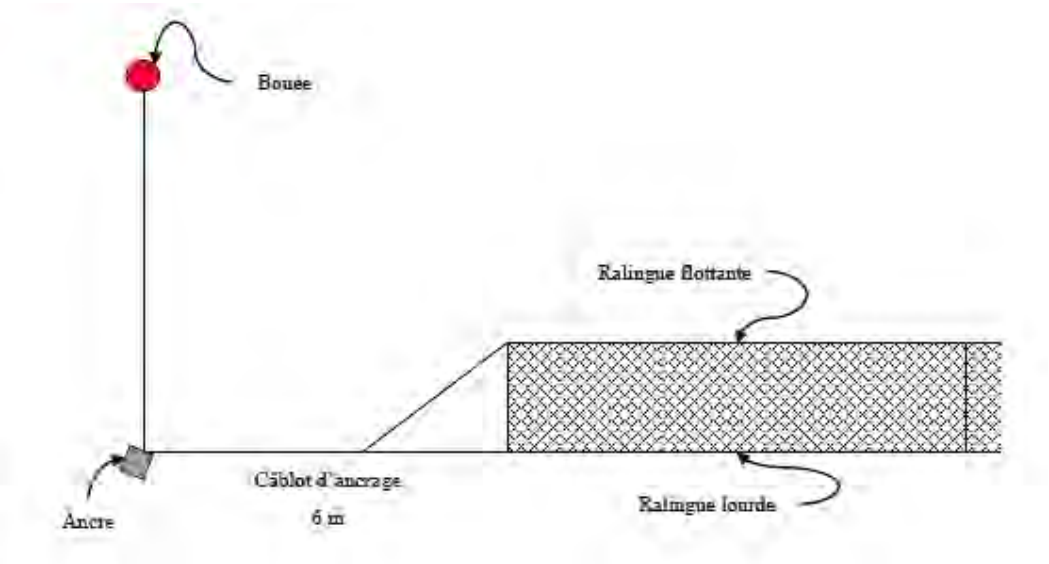
L'engin de pêche utilisé en milieu littoral est une bourolle de 30 cm de largeur par 40 cm de longueur. Le diamètre de l'ouverture est de 2,5 cm. Chacune des bourolles utilisées a été placée dans un milieu littoral adjacent à un filet maillant.

Crédit : Agiro

Figure 6 : Filet maillant à Touladi utilisé au lac Saint-Charles (photos 1 et 2) et bourolle utilisée pour tous les lacs (photo 3)

1.5.3 Technique de pêche

Les filets sont fixés au fond des lacs par une ancre située à chacune des extrémités qui est également reliée à une bouée permettant de situer l'emplacement (Figure 7). Les bouées sont clairement identifiées et permettent aux usagers du lac de ne pas troubler la pêche qui a lieu.



(MRNF, 2011)

Figure 7 : Représentation schématique d'un filet maillant mouillé.

Les filets sont placés perpendiculairement ou obliquement à la rive. Par contre, comme certains filets sont destinés à échantillonner des profondeurs plus importantes, afin de représenter tous les habitats d'un lac, ils ne sont pas toujours installés près de la rive. Lorsqu'il y a plusieurs stations d'échantillonnage pour une même strate de profondeur, il y a alternance dans le placement des petites mailles, qui sont installées soit vers la rive ou vers le large. Les profondeurs des deux extrémités de chacun des filets ont été notées, ainsi que l'heure de pose et de levée.

Les différents engins de pêche utilisés ont été mouillés entre 13 h et 16 h et levés le lendemain entre 8 h et 11 h, de telle sorte que l'effort d'échantillonnage se situe entre 18 et 22 heures par filet/nuit. Les premiers filets installés la journée précédente ont été levés en premier le lendemain, et ce, afin de standardiser le temps de capture de chacun. L'installation et la levée des filets et des bourolles ont nécessité une équipe de deux personnes munies d'un canot, d'un moteur électrique et d'un profondimètre.

1.5.4 Traitement des poissons

Les jours de levée des filets, une équipe de deux à trois personnes additionnelles était située en berge pour assurer le démaillage et le traitement des poissons. Les poissons vivants et en bon état étaient démaillés directement sur l'embarcation et transférés dans des seaux d'eau fraîche pour augmenter leur chance de survie. Ils étaient par la suite traités de façon prioritaire à la station de mesure en berge, puis remis à l'eau lorsque toujours vivants. Chaque poisson capturé dans les filets maillants a été identifié à l'espèce, pesé et mesuré en longueur (totale). Il est à noter que pour le lac Delage, la longueur totale et la longueur à la fourche ont été notées, car cette mesure avait été utilisée lors de l'inventaire en 2000. En ce qui a trait aux captures effectuées par les bourolles, les poissons ont été identifiés et dénombrés sur place, puis remis à l'eau.

Certains poissons capturés dans les filets maillants ont été partiellement altérés, soit par le transport, le démaillage ou par d'autres poissons prédateurs. Lorsque possible, ils ont été identifiés à l'espèce, mais n'ont pas été pesés ni mesurés. Pour calculer le total de biomasse obtenu par espèce pour un lac donné, les individus altérés se sont fait attribuer le poids moyen de l'espèce pour le lac échantillonné.

Des spécimens de perchaude récoltés dans les lacs Saint-Charles et Delage ont été conservés à des fins d'analyse de contaminants dans les tissus, plus précisément la concentration en mercure de la chair. Les individus sélectionnés ont été pesés et mesurés, puis déposés directement sur la glace afin d'en assurer la fraîcheur. Les perchaudes ont par la suite été traitées de manière à extraire suffisamment de chair pour effectuer les analyses appropriées, en suivant les directives du *Protocole d'échantillonnage pour le suivi des substances toxiques dans la chair de poisson de pêche sportive en eau douce* (MDDEFP, 2013a). Les échantillons ont finalement été envoyés au MDDELCC pour l'analyse en laboratoire.

1.5.5 Effort de pêche et emplacement des stations

L'effort de pêche, soit le nombre de filets installés par lac, a été basé sur les études antérieures qui ont été réalisées sur chacun des lacs étudiés afin de pouvoir mieux comparer l'évolution de ceux-ci. Les stations d'échantillonnage retenues concordent à celles des différentes études antérieures, afin de permettre une comparaison des données obtenues. De plus, l'emplacement et la profondeur des stations représentaient l'hétérogénéité des milieux présents dans les différents lacs étudiés. (Tableau 11).

Tableau 11 : Justification et localisation des différentes stations d'échantillonnage des poissons en lac.

Station	Lac associé	Justification	Localisation
LSC1	St-Charles	Station représentative de la faible profondeur du bassin sud et près des Marais du sud.	Située au sud-est du bassin sud, il s'agit de la station la plus près de l'effluent du lac.
LSC2	St-Charles	Station représentative de la faible profondeur du bassin sud et de la rive ouest du bassin sud.	Située environ au milieu de la rive ouest du bassin sud.
LSC3	St-Charles	Station positionnée de manière à échantillonner les poissons à la sortie de l'étranglement entre les deux bassins.	Située dans le secteur nord du bassin sud, près de l'étranglement.
LSC4	St-Charles	Station en milieu pélagique, positionnée dans une strate relativement profonde du lac (entre 6 et 11 mètres).	Située dans la section sud du bassin nord, à la sortie de l'étranglement et parallèle à une île.
LSC5	St-Charles	Station positionnée dans la strate la plus profonde du lac (entre 7 et 14 mètres).	Située sur la rive ouest du bassin nord.
LSC6	St-Charles	Station représentative du milieu marécageux de la baie Charles-Talbot.	Située environ au milieu de la baie Charles-Talbot, sur un transect ayant une profondeur minimale de 1,8 mètre.
LSC7	St-Charles	Station positionnée dans une strate moyennement profonde (entre 4,5 et 5	Située à la sortie de la baie Beaulieu située au nord-est du

Station	Lac associé	Justification	Localisation
		mètres) et permettant d'échantillonner à la limite de la baie Beaulieu.	bassin nord.
Caché 1	Caché	Station positionnée dans le secteur le plus profond du lac (entre 1,8 et 2,8 mètres).	Située dans la partie sud du lac.
Delage 1	Delage	Station positionnée dans une strate relativement profonde (entre 7 à 11 mètres).	Située près d'une pointe au sud du lac, où celui-ci creuse rapidement.
Delage 2	Delage	Station en milieu pélagique positionnée dans une strate moyennement profonde (entre 4,5 et 7 mètres).	Située au sud-ouest du lac.
Delage 3	Delage	Station positionnée dans un milieu hétérogène du lac, peu profond et marécageux.	Située à l'ouest du lac, en face de la sortie d'un affluent.
Delage 4	Delage	Station positionnée dans une strate relativement peu profonde (entre 2 et 4 mètres).	Située au nord du lac, à la limite d'une petite baie.
Delage 5	Delage	Station positionnée en milieu peu profond, près de la zone marécageuse située au sud-est.	Située à l'est du lac.
Durand 1	Durand	Station représentative de la profondeur du lac.	Située près de la rive est, près d'une pointe.
Durand 2	Durand	Station représentative du milieu hétérogène de la rive ouest, composée de tourbières.	Située près de la rive ouest, juste avant l'élargissement du lac.

Les Figure 8 à 10 présentent le positionnement exact des filets maillants et des bourolles utilisés pour l'échantillonnage du poisson dans les lacs Saint-Charles, Caché, Delage et Durand.

Les Annexes 2 et 3 présentent la localisation, la profondeur ainsi que les dates et heures de pêche pour les différents engins utilisés lors de l'inventaire de 2017.

De plus, lors de rencontres avec quelques riverains, certains ont relaté la présence d'ombles de fontaine dans le lac Durand et dans l'affluent de celui-ci. Des bourolles ont donc été ajoutées à l'échantillonnage (Omble 1 à 4) afin de prouver la présence d'omble dans l'affluent (Figure 9).

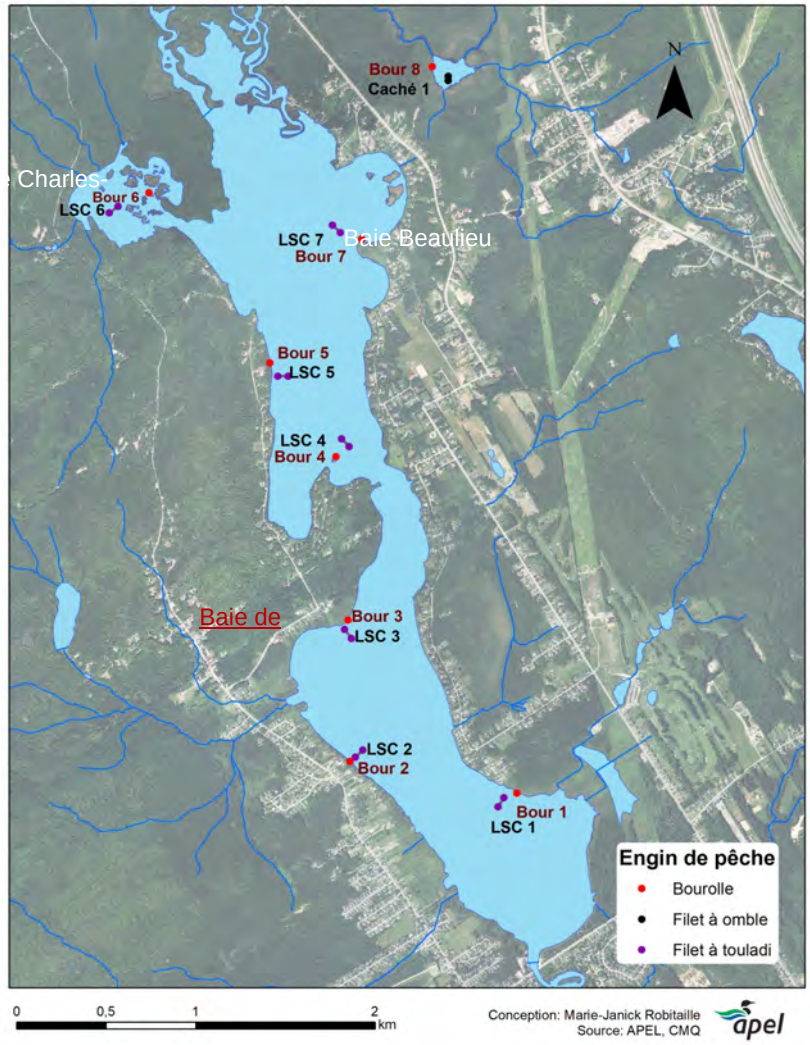


Figure 8 : Emplacement des différents engins de pêche expérimentale utilisés sur les lacs Saint-Charles et Caché.

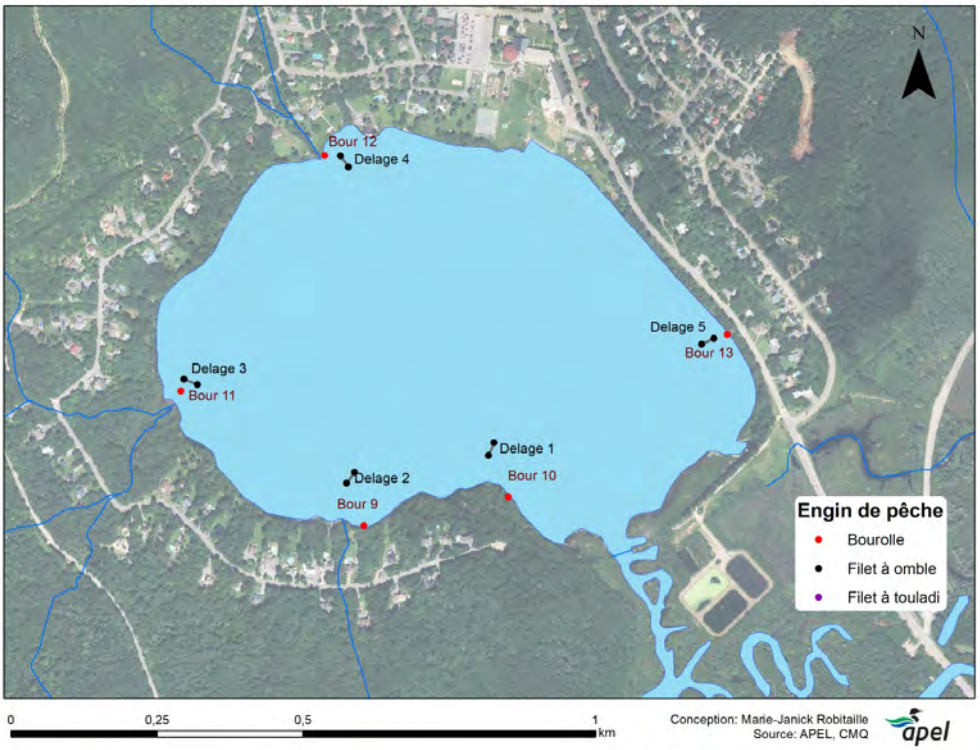


Figure 9 : Emplacement des différents engins de pêche expérimentale utilisés sur le lac Delage.

Figure 10 : Emplacement des différents engins de pêche expérimentale utilisés sur le lac Durand.

1.5.6 Analyse des communautés de poissons

Comme les poissons sont des organismes grandement étudiés, l'écologie de chacune des espèces est bien connue et l'analyse des communautés permet donc d'obtenir beaucoup d'informations sur un plan d'eau, notamment par la composition et l'abondance des communautés, l'organisation trophique et les conditions des poissons. Une revue de la littérature a donc été réalisée pour chaque espèce observée afin de connaître son niveau trophique, son degré de tolérance à la pollution et sa préférence thermique (Tableau 12).

Tableau 12 : Caractéristiques écologiques des espèces de poissons échantillonnées en lac lors des inventaires de 2017 ainsi que lors d'inventaires antérieurs.

Espèce	Nom latin	Niveau trophique*	Degré de tolérance	Préférence thermique
Achigan à petite bouche	*Micropterus dolomieu*	Piscivore	Intermédiaire	Eaux fraîches
Barbotte brune	*Ameiurus nebulosus*	Omnivore	Tolérant	Eaux chaudes
Cisco de lac	*Coregonus artedi*	Planctonivore	Intolérant	Eaux froides
Crapet-soleil	*Lepomis gibbosus*	Invertivore et piscivore	Intermédiaire	Eaux chaudes
Grand brochet	*Esox lucius*	Piscivore	Intermédiaire	Eaux fraîches
Méné Jaune	*Notemigonus crysoleucas*	Omnivore	Tolérant	Eaux fraîches
Meunier Noir	*Catostomus commersoni*	Omnivore	Tolérant	Eaux fraîches
Meunier rouge	*Catostomus catostomus*	Invertivore	Intermédiaire	Eaux froides
Mulet à cornes	*Semotilus atromaculatus*	Omnivore	Tolérant	Eaux fraîches
Mulet de lac	*Couesius plumbeus*	Invertivore	Intermédiaire	Eaux froides
Mulet perlé	*Margariscus margarita*	Invertivore	Intermédiaire	Eaux fraîches
Omble de fontaine	*Salvelinus fontinalis*	Invertivore et piscivore	Intolérant	Eaux froides
Perchaude	*Perca flavescens*	Invertivore et piscivore	Intermédiaire	Eaux fraîches
Touladi	*Salvelinus namaycush*	Piscivore	Intolérant	Eaux froides
*Le niveau trophique des différentes espèces analysées représente le régime alimentaire principal des adultes, basé sur la revue de littérature présentée plus bas.				
Adapté de : Scott et Crossman (1974) ; Bernatchez et Giroux (2000) ; La Violette et al. (2003) ; Hugues et al. (2004) ; Richard et Giroux (2004) ; Fishbase (2015) ; Eakins (2018)				

Définitions des types d'alimentation (tiré notamment de « La Violette et al. 2003 ») :

- **Invertivore** : mange principalement des invertébrés benthiques (insectes, mollusques et crustacés).
- **Omnivore** : se nourrit à la fois de matières végétales et animales en proportions importantes ainsi que de détritus organiques ou inorganiques.
- **Piscivore** : se nourrit principalement de poissons.
- **Planctonivore** : se nourrit principalement de plancton.
- **Invertivore/piscivore** : mange à la fois des invertébrés ainsi que des poissons en proportion importantes.

En plus des descripteurs morphométriques analysés (tailles et poids), les descripteurs biologiques utilisés sont notamment l'abondance relative des différentes espèces, les captures par unité d'effort (CPUE), soit le nombre de poissons capturés par engin de pêche, ainsi que la biomasse par unité d'effort (BPUE), soit le poids des poissons capturés par engin de pêche. L'abondance relative des différents niveaux trophiques, des degrés de tolérance et des préférences thermiques a également été calculée. Ces données ont été comparées avec celles obtenues lors des inventaires antérieurs afin d'analyser l'évolution des communautés au fil des années.

La diversité des communautés a également été analysée à l'aide de l'indice de diversité de Shannon (Tableau 9). La diversité spécifique est un indice de la qualité d'un écosystème et la présence de nombreuses espèces assure la stabilité d'un milieu. Une valeur élevée de l'indice de Shannon représente donc une communauté composée de plusieurs espèces ayant des densités relativement semblables et donc représentatives de conditions favorables.

L'indice d'équitabilité (Tableau 13) permet de voir si les différentes espèces présentes sont réparties de manière relativement égale ou bien si une espèce domine la communauté. L'équitabilité varie de 0 à 1 et une valeur peu élevée représente une dominance d'une ou quelques espèces.

Tableau 13 : Indice de diversité et d'équitabilité.

Indice	Formule	Variables
Indice de diversité de Shannon	$H = 3{,}322\ [\log_{10} N - (\frac{1}{N} \Sigma\ n_i \log_{10} n_i)]$	N = nombre total de poissons n_i = nombre de poissons de chaque espèce
Indice d'équitabilité*	$E = H / \log_2 S$	H = indice de diversité de Shannon s = nombre d'espèces

* Corrigé de Dajoz (1982) dans La Violette (2003).

La structure des populations a également été évaluée en produisant des histogrammes selon les classes de taille RSD (Relative Stock Density) (Tableau 14). Les statistiques obtenues ont permis d'obtenir l'indice PSD (Proportional Stock Density) ainsi que le PSS (Proportional Size Structure). Ces indices permettent d'obtenir une évaluation de l'équilibre d'une population en calculant des rapports entre les différentes classes de taille d'une même population. Les indices sont obtenus à l'aide des équations suivantes :

$$PSD = \frac{\text{nombre de poissons} \geq \text{taille Qualité}}{\text{nombre de poisson} \geq \text{taille Stock}} \text{ x } 100 \qquad PSS = \frac{\text{nombre de poisson} \geq \text{taille Préférée}}{\text{nombre de poisson} \geq \text{taille Stock}} \text{ x } 100$$

Tableau 14 : Intervalles de taille RSD.

Classe	Intervalles de taille (mm)			
	Perchaude	Grand brochet	Barbotte brune	Crapet-soleil
Sous-stock	< 130	< 350	< 130	< 80
Stock	130 à 199	350 à 529	130 à 199	80 à 149
Qualité	200 à 249	530 à 709	200 à 279	150 à 199
Préféré	250 à 299	710 à 859	280 à 359	200 à 249
Mémorable	300 à 379	860 à 1119	360 à 429	250 à 299
Trophée	≥ 380	≥ 1120	≥ 430	≥ 300

Tiré de Gabelhouse (1984).

Quant à la concentration en mercure de la chair des perchaudes des lacs Saint-Charles et Delage, elle a été comparée à la limite de 0,5 mg/kg de Santé Canada pour la commercialisation des produits de pêche. Des courbes de tendance ont été produites afin de déterminer à quelle taille les perchaudes sont susceptibles de dépasser le seuil limite pour la consommation. Enfin, des recommandations concernant la consommation de la chair des perchaudes pêchées ont été émises en se basant sur le Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce (MDDEFP, 2018).

1.6 Caractérisation des rives

La caractérisation des bandes riveraines vise trois principaux objectifs :

- Décrire et localiser l'utilisation du sol ainsi que les types d'aménagements présents autour du lac;
- Estimer leur importance pour l'ensemble du lac;
- Recenser les points les plus critiques et dégradés en vue d'une intervention immédiate.

La caractérisation des rives a été réalisée en suivant le *Protocole de caractérisation de la bande riveraine* établi par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et le Conseil régional de l'environnement des Laurentides (CRE des Laurentides) pour identifier les sections de bande riveraine homogènes selon la classe d'occupation du sol dominante (2007). Une fois la section déterminée, la superficie de la bande riveraine sur une profondeur de 15 mètres est divisée selon les neuf composantes suivantes :

- Strate arborescente (forêt);
- Strate arbustive;
- Herbacées;
- Coupes forestières;
- Pelouse;
- Cultures;
- Sol nu;
- Socle rocheux;
- Infrastructures d'origine anthropique.

Pour ce projet, seule la caractérisation de la bande riveraine du lac Durand a été réalisée. Elle a été effectuée par deux personnes le 9 août 2018 à partir d'une embarcation. Les observations ont été notées sur des fiches de terrain (voir Annexe 4). Les problématiques spécifiques et ponctuelles ont également été relevées. Les bandes riveraines des lacs Saint-Charles, Delage et Clément ayant été analysées dans les années précédentes (2016 pour les lacs Saint-Charles et Delage et 2012 pour le lac Clément), elles n'ont pas été étudiées de nouveau en 2017. Quant au lac Caché, comme il se trouve dans une zone marécageuse, l'analyse de la bande riveraine n'était pas nécessaire.

1.6.1 Analyse des bandes riveraines

Les résultats sont présentés selon l'Indice de qualité des bandes riveraines (IQBR) pour estimer la condition écologique des rives selon l'importance de chacune des composantes de la bande riveraine de 15 mètres (MELCC, 2018). Ainsi, un facteur de pondération est attribué à chaque composante selon ses capacités à remplir les fonctions écologiques d'une bande riveraine (Annexe 5). La valeur de l'IQBR est obtenue selon la formule suivante :

Tableau 15 : Formule de calcul de l'IQBR.

$IQBR = \frac{\sum(\%i \times Pi)}{10}$	
IQBR = ((% forêt * 10) ***+ (% arbustaie * 8,2)*** ***+ (% herbacée naturelle * 5,8)*** ***+ (% coupe forestière * 4,3)*** ***+ (% friche_fourrage_pâturage_pelouse * 3*** ***+ (% culture * 1,9)*** ***+ (% sol nu * 1,7)*** ***+ (% socle rocheux * 3,8)*** ***+ (% infrastructure * 1,9))*** ***/10***	*Avec :* *I = nième composante (ex. : forêt, arbustaie, etc.);* *d_i = pourcentage du secteur couvert par la nième composante;* *P_i = facteur de pondération de la nième composante.* *La division par 10 est facilitée par l'interprétation du facteur de pondération, l'équation est donc ramenée sur une échelle variant entre 1,7 et 10.*

(MELCC, 2018)

Plus le facteur de pondération est grand, plus l'indice de qualité de la bande riveraine sera élevé, donc plus la qualité de l'habitat est bonne (MELCC, 2018).

Tableau 16 : Classification de l'IQBR.

Capacité de la bande riveraine à remplir ses fonctions écologiques	IQBR
Excellente	90-100
Bonne	75-89
Moyenne	60-74
Faible	40-59
Très faible	17-39

1.7 Caractérisation des herbiers aquatiques

La caractérisation des plantes aquatiques[10] vise à établir, dans un premier temps, l'état de référence quant à la distribution, l'abondance et la diversité des plantes aquatiques ainsi que la présence ou non de plantes potentiellement problématiques. Dans un deuxième temps, l'information recueillie permet de suivre l'évolution des communautés de plantes aquatiques, d'identifier les zones du lac qui sont particulièrement affectées par la croissance des plantes aquatiques et, s'il y a lieu, de suivre l'évolution des espèces envahissantes et invasives afin de restreindre leur propagation.

Les herbiers des lacs Durand et Clément ont été caractérisés en 2017, ceux des lacs Saint-Charles et Delage en 2016 et ceux du lac Caché en 2015, et ce, selon la même méthode. Un sommaire des résultats sera présenté pour ces trois lacs afin de pouvoir mieux interpréter l'ensemble des données obtenues sur le réseau trophique des lacs.

1.7.1 Recensement des herbiers aquatiques

La caractérisation des herbiers aquatiques a été effectuée selon le protocole développé par le MDDEP (2002) pour le Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL). L'identification des herbiers a été réalisée sur l'ensemble de la bande littorale du lac, zone dans laquelle les espèces aquatiques sont susceptibles de croître. L'inventaire a été réalisé à partir d'un canot et à l'aide d'un aquascope11, selon un trajet aléatoire et jusqu'à ce que l'observateur ne voit plus le fond de l'eau (Figure 11).

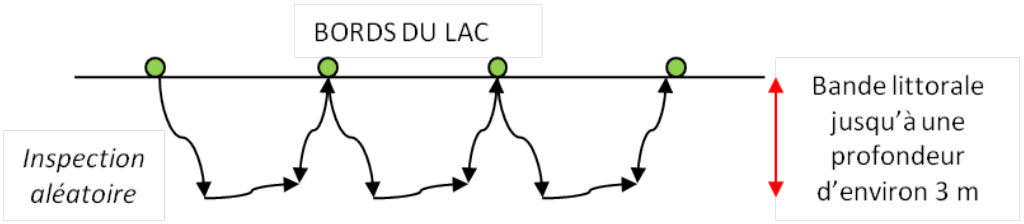


Figure 11 : Protocole d'observation des herbiers aquatiques.

Les inventaires ont été effectués de la mi-août à la mi-septembre, soit lorsque les plantes aquatiques sont généralement bien développées et, pour la plupart, à leur stade de floraison, et ce, afin de faciliter l'identification. Les inventaires se sont déroulés en priorisant les journées ensoleillées et peu venteuses, ces conditions assurant une meilleure visibilité pour l'identification des plantes aquatiques submergées.

Afin de bien situer les observations pour chaque nouvel herbier identifié, des zones d'observation ont été délimitées et dessinées directement sur des orthophotos[12], à l'aide de repères visuels. Une fiche de caractérisation (voir Annexe 6) a été complétée pour chaque herbier : espèces, diversité, pourcentage de recouvrement, étendue, etc. De plus, afin d'atteindre une plus grande précision dans l'analyse, la limite des herbiers a été fixée à l'endroit où la végétation passe de la prédominance d'une espèce à celle d'une autre espèce ou à un changement de pourcentage de recouvrement total.

En outre, pour chacune des zones délimitées, les herbiers aquatiques ont été classifiés en termes de densité de macrophytes retrouvées et en termes de pourcentage de recouvrement occupé par les macrophytes au sein de l'herbier.

[10] Les plantes aquatiques observées sont aussi nommées macrophytes. Ce terme désigne des organismes végétaux visibles à l'œil nu, comprenant aussi les algues macroscopiques.
[11] L'aquascope est une lunette d'observation particulière faite à partir d'un cylindre et d'une vitre de plexiglas permettant de mieux observer, à partir d'une embarcation, le fond du plan d'eau.
[12] Image issue d'une ou de plusieurs photos aériennes, en corrigeant les déformations de perspectives causées, entre autres, par le relief et l'angle de prise de vue.

Les zones homogènes sont distinctes les unes des autres lorsqu'un changement notable sans équivoque est observé dans la distribution, l'abondance ou la composition en macrophytes. L'objectif n'était pas d'identifier toutes les petites variations dans les communautés de plantes aquatiques, mais bien les grands ensembles. Certaines variations dans les communautés de plantes aquatiques n'ont donc pas été cartographiées.

1.7.2 Analyse des herbiers aquatiques

La cartographie des herbiers aquatiques a été réalisée à l'aide du logiciel *ArcGIS 10.3*, d'orthophotos et des données bathymétriques. Ceci a permis d'évaluer approximativement l'étendue des herbiers aquatiques et la superficie approximative totale du littoral occupé par des plantes aquatiques. La richesse spécifique, l'abondance des espèces végétales, la localisation des espèces problématiques et des herbiers à forte densité ainsi que le ratio entre la surface colonisable et la surface colonisée ont également été analysés afin de pouvoir utiliser ces observations dans le classement trophique du lac.

1.8 Analyse de l'intégrité globale des lacs

La compilation des résultats obtenus pour les quatre types d'organismes étudiés a permis d'obtenir une meilleure évaluation de l'intégrité des écosystèmes étudiés. Cette analyse doit cependant s'effectuer de manière prudente, car l'évaluation doit également prendre en compte le vieillissement naturel des lacs et leurs caractéristiques physiques afin de pouvoir déterminer un état de référence pour les communautés observées. Par exemple, la profondeur maximale des peuplements de macrophytes dépend directement de la profondeur maximale d'un lac.

Le Tableau 17 permet d'obtenir une évaluation des lacs en tenant compte d'un état de référence, soit une communauté typique d'un milieu oligotrophe. L'analyse des résultats doit par la suite tenir compte de l'état de référence du lac étudié, lorsque présent, en prenant en considération les données historiques. L'évaluation de l'intégrité d'un lac doit donc se baser sur une vision holistique c'est-à-dire qui tient compte d'un ensemble de paramètres, dont les indicateurs d'intégrité biologique décrits au Tableau 17 ainsi que ceux pour les données physico-chimiques décrits dans le Tableau 2. Finalement, une analyse de la conductivité spécifique de l'eau des lacs suivis a été effectuée afin de pouvoir déterminer des indices de dégradation du milieu selon un classement proposé par Agiro (Tableau 3). À noter que l'état naturel d'un lac avant l'activité anthropique ne peut être déterminé que par une étude paléo-limnologique. Cet état de référence a été établi pour le lac Saint-Charles en 2017. Les résultats peuvent être consultés dans le rapport sur la diagnose du lac Saint-Charles 2016 (APEL, 2019).

Tableau 17 : Récapitulatif des indicateurs d'intégrité biologique des lacs.

Intégrité des écosystèmes pour un lac oligotrophe typique du milieu d'étude		**Élevée**		**Moyenne**		**Faible**
Classe trophique correspondante (sans considération du vieillissement naturel)		Oligotrophe		Mésotrophe		Eutrophe
Classes intermédiaires			Oligo-mésotrophe		Méso-eutrophe	
Indicateurs	**Indices**					
Phytoplancton	*Indice planctonique ONEMA*	15 -35		35-50		50 - 75
Zooplancton	*Classes trophiques obtenues selon les 9 indices biotiques utilisés*	Oligotrophe	Oligo-mésotrophe	Mésotrophe	Méso-eutrophe	Eutrophe
Herbiers aquatiques	*Richesse spécifique*	Faible		Moyenne		Riche
	Densité des herbiers	Faible		Intermédiaire		Très dense et étendue
	Diversité des herbiers	Moyenne		Élevée		Faible
Poissons	*Préférence thermique*	Majoritairement froide		Majoritairement fraîche		Majoritairement chaude
	Tolérance aux perturbations	Majoritairement faible		Intermédiaire		Majoritairement élevée
	Niveau trophique	Majoritairement spécialisé		Spécialisé et omnivore		Majoritairement omnivore
	Densité/biomasse	Faible		Moyenne		Élevée

* Note : Étant donné sa très faible sensibilité, l'Index planctonique n'a pas été utilisé pour déterminer l'intégrité globale des lacs, mais il a tout de même servi à l'analyse des données.

2 Méthodologie en cours d'eau

2.1 Cours d'eau étudiés et stations d'échantillonnage

Les cours d'eau retenus dans le cadre de l'étude du réseau trophique (connectivité écologique) sont les rivières des Hurons, Noire, Hibou, Saint-Charles, Jaune et Nelson, les ruisseaux Trois-Petits-Lacs, Talbot, Courte-Botte, du Valet, des Eaux Fraîches et Savard, l'effluent du lac Durand et la décharge du lac Delage. Les stations d'échantillonnage pour chacun de ces cours d'eau sont localisées sur la carte de la Figure 12.

Deux différents types d'organismes ont été échantillonnés dans les différents cours d'eau du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles, en plus des paramètres physico-chimiques et microbiologiques[13] de l'eau. Il s'agit des macroinvertébrés et des diatomées. Un total de 25 stations a été visité durant la saison estivale de 2017. Ces stations font partie intégrante du suivi de la qualité de l'eau des rivières et des tributaires réalisé par Agiro et ont été sélectionnées en raison de leur positionnement dans le territoire visé par l'étude du réseau trophique (chapitre 1). L'analyse complète des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau échantillonnée à ces stations se retrouve dans le rapport « Suivi des rivières du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles – Campagne 2017 » (APEL, 2019) (APEL; en rédaction). La Figure 12 présente la position de chacune des stations ainsi que les différents organismes prélevés à chacune d'elles. (Durette, 2007)

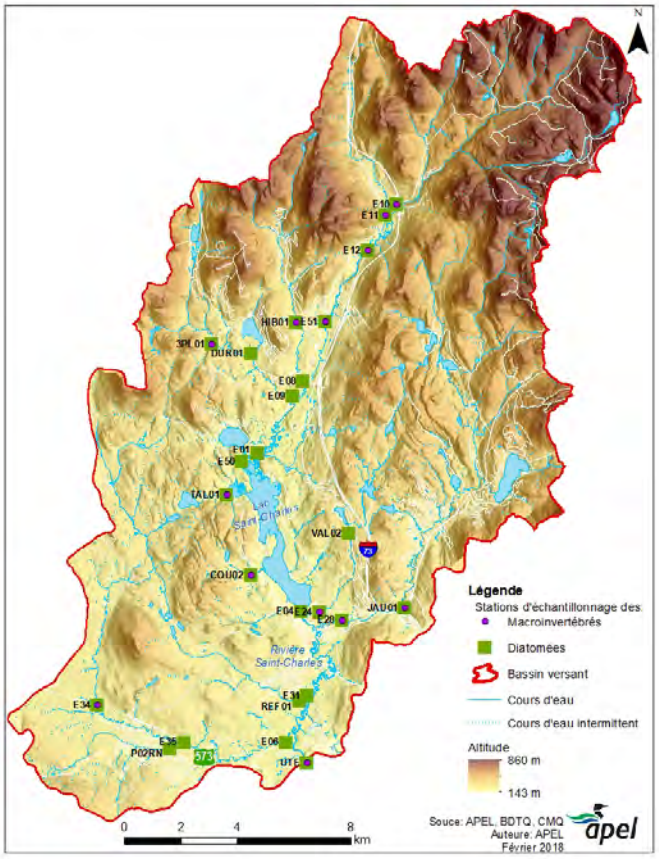


Figure 12 : Stations d'échantillonnage des poissons, macroinvertébrés et diatomées pour la saison estivale de 2017.

[13] Dans le suivi limnologique de base d'Agiro, la qualité microbiologique de l'eau fait référence à la mesure des coliformes fécaux, des cyanobactéries et de la chlorophylle a.

Le Tableau 18 présente la justification de chaque station ainsi qu'une brève description de sa localisation. Il est à noter que les paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau ont été prélevés à toutes les stations.

Tableau 18 : Justification et localisation des stations d'échantillonnage du réseau trophique en cours d'eau.

Station	Cours d'eau associé	Justification	Localisation
E10	Des Hurons	Station la plus en amont de la rivière pour le territoire étudié.	En amont du pont du chemin Whalen.
E12	Des Hurons	Station en aval de la confluence des rivières Noire et des Hurons.	En amont du pont du boulevard Talbot, à 500 mètres en aval de la rivière Noire.
E51	Des Hurons	Station à mi-parcours de la rivière et au centre d'une zone habitée.	À partir du parc des Fondateurs.
E01	Des Hurons	Station intégratrice de la rivière située avant que la rivière se jette dans le lac Saint-Charles.	En amont du pont du chemin de la Grande Ligne, près des Marais du Nord.
E11	Noire	Station intégratrice de la rivière située juste avant qu'elle se jette dans la rivière des Hurons.	En amont du pont du chemin Saint-Edmond.
HIB01	Hibou	Station la plus en amont de la rivière pour le territoire étudié.	En aval du pont du chemin Raymond-Lortie.
E08	Hibou	Station intégratrice de la rivière située juste avant qu'elle se jette dans la rivière des Hurons.	En amont du pont du chemin de la Grande-Ligne qui enjambe la rivière.
3PL01	Trois-Petits-Lacs	Station la plus en amont de la rivière pour le territoire étudié.	En amont du pont du chemin Plante.
E09	Trois-Petits-Lacs	Station intégratrice de la rivière située juste avant qu'elle se jette dans la rivière des Hurons.	En amont du pont du chemin de la Grande-Ligne qui enjambe la rivière.
DUR01	Effluent Durand	Station intégratrice de l'effluent située juste avant que ce dernier se jette dans la rivière Trois-Petits-Lacs.	L'accès se trouve juste après le 635 avenue Tewkesbury. Il faut alors remonter la rivière des Trois-Petits-Lacs jusqu'à la confluence avec l'effluent.
E50	Décharge Delage	Station intégratrice de la décharge située juste avant qu'elle se jette dans le lac Saint-Charles.	Situé en amont de la passerelle du sentier de l'Éperon, dans les Marais du Nord.
TAL01	Talbot	Station intégratrice du ruisseau située juste avant que ce dernier se jette dans le lac Saint-Charles.	En aval de l'avenue du Lac-Saint-Charles.
COU02	Courte Botte	Station intégratrice du ruisseau. Située un peu en amont de quelques habitations pour des raisons d'accès.	Au bout de la rue Taschereau, en amont d'un sentier qui enjambe le ruisseau.

Station	Cours d'eau associé	Justification	Localisation
E04	Saint-Charles	Station située juste en aval du lac Saint-Charles. Elle permet de connaître la qualité de l'eau qui sort du lac et elle est également la station la plus en amont de la rivière.	En aval du pont de la rue Delage, en passant par le 426 rue des Couventines.
E31	Saint-Charles	Station située à mi-parcours de la rivière (par rapport à la prise d'eau). Positionnée avant la confluence avec le ruisseau des Eaux Fraîches.	En aval du pont du boulevard de la Colline, sur une pointe où la rivière est peu profonde.
UTE	Saint-Charles	Station située juste en aval de la prise d'eau et de la confluence avec la rivière Nelson.	En aval du Château d'eau, en suivant un sentier qui mène à une petite plage.
VAL02	Du Valet	Station la plus en amont du ruisseau située près de la décharge du lac Clément.	En amont du pont du chemin de l'Engoulevent.
E24	Du Valet	Station intégratrice du ruisseau située avant que ce dernier se jette dans la rivière Saint-Charles.	En amont du pont de la rue des Chalets et en aval du pont du chemin de la Grande Ligne (2 accès).
JAU01	Jaune	Station la plus en amont de la rivière pour le territoire étudié.	En effectuant une descente dans la forêt à partir de la rue de Genève (près de la route 73).
E28	Jaune	Station intégratrice de la rivière, relativement près de l'endroit où elle se jette dans la rivière Saint-Charles.	En amont et aval de pont de la rue du Vulcain et par une descente en face du 60 rue du Vallon (2 accès).
REF01	Des Eaux Fraîches	Station intégratrice du ruisseau située juste avant que ce dernier se jette dans la rivière Saint-Charles.	En amont du pont de la rue des Amélanchiers.
E34	Nelson	Station la plus en amont de la rivière pour le territoire étudié et en aval de la base militaire de Valcartier.	Au bout de la rue Holt et en aval du pont de la route de la Bravoure (2 accès).
E35	Nelson	Station en aval de la confluence du ruisseau Savard et d'un secteur industriel et résidentiel.	À partir d'un sentier à côté du 1584 avenue des Affaires.
E06	Nelson	Station intégratrice de la rivière située juste avant que cette dernière se jette dans la rivière Saint-Charles.	En aval du pont de la rue de la Rivière-Nelson.
P02RN	Savard	Station intégratrice du ruisseau située juste avant que ce dernier se jette dans la rivière Nelson.	En amont du pont de la rue de Hauterive.

2.2 Caractérisation des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de l'eau

Au total, les données de 22 stations faisant partie du suivi des rivières et trois stations faisant partie du suivi des tributaires ont été utilisées. Entre le 25 avril et le 15 novembre 2017, ces stations ont été visitées toutes les deux ou quatre semaines pour un total visé de 8 ou 16 visites selon la station (Tableau 19).

Tableau 19 : Fréquence d'échantillonnage des différentes stations pour la saison 2017.

Stations visitées aux deux semaines	Stations visitées aux quatre semaines			
E01	3PL01	E12	E34	P02RN
E04	E08	HIB01	E35	VAL02
E06	E09	DUR01	E50	REF01
E28	E10	E24	E51	COU02
UTE	E11	E31	JAU01	TAL01

Le Tableau 20 présente les paramètres analysés ainsi que les appareils et les laboratoires utilisés pour les analyses des échantillons récoltés en 2017.

Tableau 20 : Synthèse des paramètres, appareils et laboratoires utilisés pour le suivi de la qualité de l'eau des cours d'eau en 2017.

Paramètres	À toutes les stations	À certaines stations	Prélèvement/Analyse
Débit		12 stations*	Courantomètre/stations du MDDELCC
Température ambiante	✔		Anémomètre
Température de l'eau	✔		Sonde multiparamètre YSI EXO V2
Conductivité spécifique	✔		Sonde multiparamètre YSI EXO V2
Oxygène dissous	✔		Sonde multiparamètre YSI EXO V2
pH et potentiel d'oxydo-réduction (ORP)	✔		Sonde multiparamètre YSI EXO V2
Turbidité	✔		Sonde multiparamètre YSI EXO V2
Chlorophylle *a*	✔		Sonde multiparamètre YSI EXO V2
Matière dissoute totale	✔		Sonde multiparamètre YSI EXO V2
Matière organique dissoute fluorescente (fDOM)	✔		Sonde multiparamètre YSI EXO V2
Ions chlorure	✔		Laboratoire de la Ville de Québec**
Phosphore total (trace)	✔		Laboratoire de la Ville de Québec**
Matières en suspension	✔		Laboratoire de la Ville de Québec**
Coliformes fécaux	✔		Laboratoire de la Ville de Québec**
Azote total	✔		Laboratoire de la Ville de Québec**
Azote ammoniacal	✔		Laboratoire de la Ville de Québec**
Nitrites et nitrates	✔		Laboratoire de la Ville de Québec**
COD et COT		8 stations	Laboratoire de la Ville de Québec**
Cyanobactéries		4 stations	Laboratoire de la Ville de Québec**

*Pour deux stations, les données des stations hydrométriques du MDDELCC ont été utilisées.
**Le tableau synthèse des méthodes de laboratoire peut être consulté en annexe.

2.2.1 Contextes de mesure

L'analyse des données de la qualité de l'eau s'appuie sur le contexte environnemental au moment des mesures lors de la journée de l'échantillonnage et sur l'information supplémentaire obtenue des riverains sur les activités ayant lieu sur le territoire durant la saison d'échantillonnage. Les éléments consignés à chaque visite d'une station d'échantillonnage sont regroupés au Tableau 4.

Contexte d'ordre général
Date, heure de début et de fin de l'échantillonnage, appareils utilisés, personnel échantillonneur, température ambiante, précipitations et ensoleillement.
Contexte spécifique à l'échantillonnage des cours d'eau
Débit qualitatif et aspect de l'eau.
Contexte d'événements particuliers
Constructions et/ou ouvrages dans le bassin versant et près des rives, difficultés techniques avec l'équipement, ensemencement de poissons, etc.

2.2.2 Analyse des données de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau

L'analyse des paramètres de la qualité de l'eau mesurés dans les tributaires est basée sur :

- Les classes et critères de qualité de l'eau de l'Indice sur la qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) tirés de Hébert (1997) et du MDDEFP (2012 et 2013) (tableau 17).
- Le seuil utilisé pour l'azote total a été établi selon les critères du MDDEP (2002). Lorsque la concentration d'azote total est supérieure à 1 mg/l, l'hypothèse d'une surfertilisation du milieu aquatique peut être avancée. Il est à noter que ce critère a été retiré depuis par le Ministère. Nous l'avons conservé pour des fins de comparaison (avec les données de 2012).
- La conductivité spécifique : « La conductivité est la mesure de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique, donc une mesure indirecte de la teneur de l'eau en ions […]. Les valeurs de conductivité d'un lac sont généralement stables et dépendent surtout de la géologie locale. Lorsque des changements notables de conductivité sont observés dans un lac, c'est le signe d'une augmentation des apports de substances dissoutes provenant du bassin versant. Cependant, il est difficile de dire si les matières qui provoquent un changement dans la conductivité proviennent de minéraux naturels ou de polluants, sels nutritifs (phosphore, azote), etc. Seule l'analyse de l'eau en laboratoire indique avec précision la nature des minéraux dissous dans le lac » (CRE Laurentides, 2009). La classification utilisée est fournie à titre indicatif, sachant que la conductivité de l'eau pure est égale à 0 et que les eaux peu affectées par l'activité humaine sur le Bouclier canadien affichent une conductivité spécifique de moins de 50 µS/cm (tableau 18).
- Au Canada, le sel de voirie le plus largement épandu sur les routes est le chlorure de sodium (NaCl) (Environnement Canada & Santé Canada, 2001). D'autres sels inorganiques sont également utilisés, comme le chlorure de calcium (CaCl2), le chlorure de potassium (KCl) et le chlorure de magnésium (MgCl2) (Environnement Canada & Santé Canada, 2001). Tous ces sels se transforment en ions lors de leur contact avec l'eau. L'ion chlorure (Cl^-) est soluble, mobile et persistant dans les eaux de surface. Il ne se volatilise pas, ne précipite pas facilement et il ne se fixe pas non plus à la surface des particules (Environnement Canada & Santé Canada, 2001). Ces caractéristiques font en sorte que les chlorures s'accumulent dans les eaux de surface, s'infiltrent dans le sol et polluent les nappes phréatiques. La présence de cet ion est donc indicatrice d'une contamination de l'eau par des sels de voirie (Tableau 24).

Tableau 21 : Classes de qualité de l'eau de l'indice bactériologique et physico-chimique (IQBP).

Classes de qualité IQBP	CF (UFC/100 mL)	PT (µg/L)	MES (mg/L)	Oxygène dissous (%)	pH	Chlorophylle *a* *mg/L*	Turbidité NTU
Bonne	≤200	≤ 30	≤ 6	88 – 124	6,9 – 8,6	≤ 5,7	≤ 2,3
Satisfaisante	201 – 1000	31 – 50	7 – 13	80 – 87 ou 125 – 130	6,5 – 6,8 ou 8,7 – 9,0	5,71 - 8,6	2,4 - 5,2
Douteuse	1001 – 2000	51 – 100	14 – 24	70 – 79 ou 131 – 140	6,2 – 6,4 ou 9,1 – 9,3	8,61 - 11,1	5,3 - 9,6
Mauvaise	2001 – 3500	101 – 200	25 – 41	55 – 69 ou 141 – 150	5,8 – 6,1 ou 9,4 – 9,6	11,1 - 13,9	9,7 - 18,4
Très mauvaise	> 3500	> 200	> 41	< 55 ou > 150	< 5,8 ou > 9,6	> 13,9	> 18,4

Hébert, 1997

Tableau 22 : Critères de qualité de l'eau de surface au Québec.

Paramètre	Critère de qualité	Objectif du critère
Phosphore total (PT)	≤ 20 µg/l	S'applique aux cours d'eau se jetant dans un lac. Vise à limiter la croissance de végétaux dans les lacs[14].
	≤ 30 µg/l	**Vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières.**
Coliformes fécaux (CF)	≤ 200 UFC/100 ml	Permet tous les usages récréatifs.
	200 - 1000 UFC/100 ml	Les usages où il y a contact direct avec l'eau sont compromis.
	> 1000 UFC/100 ml	Tous les usages récréatifs sont compromis. Non-recommandé pour l'approvisionnement en eau potable sans un système de traitement complet.

MDDEP, 2002.

[14] Ce critère a été retiré en 2012 et n'a pas été remplacé. Le critère des ≤ 30 µg/l est encore en vigueur, cependant : « Cette valeur protectrice pour les cours d'eau, n'assure pas toujours la protection des lacs en aval ». Nous avons donc choisi de conserver le critère de 20 µg/l pour les fins d'analyse dans ce rapport (MDDEFP, 2013).

Tableau 23 : Classes de la conductivité spécifique proposées par Agiro et utilisées à titre indicatif.

Conductivité spécifique (µS/cm)
0 - 49,99
50 - 99,99
100 - 149,99
150 - 249,99
250 - 399,99
400 - 999,99
1000 - 6000

Tableau 24 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les chlorures.

Visée	[Cl^-]	Commentaires
Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	250 mg/l	Au-delà de cette concentration, les propriétés organoleptiques ou esthétiques de l'eau de consommation peuvent être altérées.
Protection de la vie aquatique		Ce critère de qualité n'est probablement pas suffisamment protecteur lorsque les chlorures sont associés au potassium, au calcium ou au magnésium plutôt qu'au sodium. De plus, puisque les organismes d'eau douce tolèrent les chlorures seulement sur une plage restreinte de concentrations sans subir de toxicité aiguë, un dépassement du critère de qualité pourra nuire à bon nombre d'espèces.
Effet aigu	860 mg/l*	
Effet chronique	230 mg/l*	
*critères en révision		

MDDEP, 2002

L'analyse des paramètres physico-chimiques et microbiologiques des cours d'eau a principalement servi à établir des liens avec les résultats obtenus lors de l'étude de la chaine trophique, notamment pour cibler les sources de perturbations qui affectent les organismes observés et pour effectuer des tests de corrélation entre les valeurs des indices d'intégrité écologique et les paramètres physico-chimiques enregistrés.

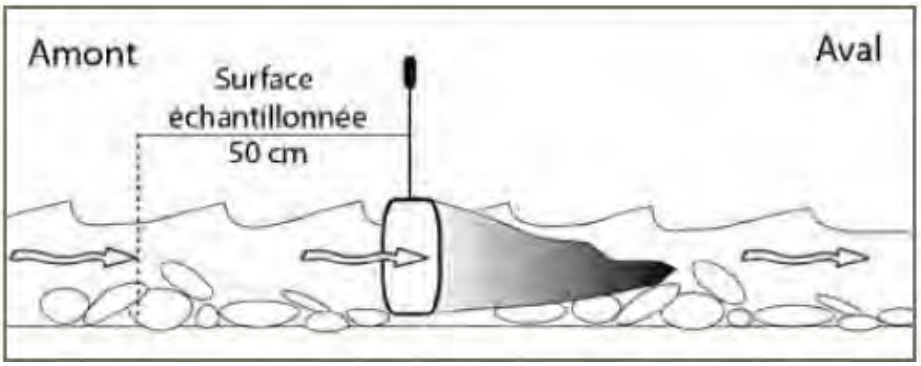
2.3 Caractérisation des communautés de macroinvertébrés

La caractérisation des communautés de macroinvertébrés vise à récolter de l'information sur l'abondance relative des principaux groupes taxonomiques présents dans les cours d'eau du haut-bassin de la rivière Saint-Charles et d'évaluer ces communautés afin d'en faire ressortir un indice d'intégrité écologique.

2.3.1 Échantillonnage et traitement des macroinvertébrés

L'échantillonnage des macroinvertébrés a été réalisé en suivant le *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier* (MDDEFP, 2013b). Treize stations possédant un substrat grossier ont été sélectionnées (Figure 12). Le fond du cours d'eau devait être dominé par du gravier ou des pierres et moins de 50 % du lit devait être formé de sable, d'argile ou de limon. L'échantillonnage a été réalisé en septembre et octobre, lorsque le niveau des cours d'eau était bas.

Le prélèvement des organismes s'est déroulé sur un transect d'une longueur de 100 mètres du cours d'eau sélectionné. Les macroinvertébrés sont délogés en utilisant les mains ou les pieds afin de brasser le substrat, puis ils sont récoltés à l'aide d'un filet troubleau qui est situé en aval (Figure 13). Pour chacune des stations, il faut procéder à 20 coups de filet à des endroits où le courant et la profondeur diffèrent afin d'obtenir un échantillon représentatif du segment de cours d'eau échantillonné.



Tiré de MDDEFP, 2013b

Figure 13 : Disposition du filet troubleau et délimitation du coup de filet.

Les macroinvertébrés sont par la suite transférés dans un sceau à fond grillagé et rincés afin d'enlever les gros débris. L'échantillon est alors placé dans un contenant en plastique auquel est ajouté de l'alcool à 95 % afin de préserver les organismes jusqu'à leur identification.

Finalement, les échantillons recueillis ont été analysés avec un binoculaire afin de faire l'identification et le dénombrement des groupes taxonomiques et de calculer l'indice d'intégrité qui leur est associé. L'identification visée a été celle du suivi volontaire, en se basant sur le *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec 2010 – Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds* (Moisan, 2010).

2.3.2 Évaluation de la qualité de l'habitat

L'indice de qualité de l'habitat aquatique (IQH) a également été calculé pour chacune des stations échantillonnées. Il s'agit d'une évaluation qualitative qui repose sur dix paramètres auxquels est attribuée une note variant de trois à zéro, selon le caractère optimal, sous-optimal, marginal ou pauvre du paramètre. Les paramètres évalués sont les suivants : substrat benthique et disponibilité des abris,

ensablement - envasement, types de courants, sédimentation, degré de marnage, modification du cours d'eau, fréquence des seuils, stabilité des berges, protection végétale des berges, puis largeur de la bande végétale des berges. Pour terminer, les notes de chacun des paramètres sont additionnées afin d'obtenir une valeur d'IQH qui permet de classer l'intégrité de l'habitat présent (Tableau 25).

Tableau 25 : Classement de l'IQH selon la note obtenue par l'évaluation de 10 paramètres.

Pointage obtenu	Classement de l'IQH
24 à 30 points	Optimal
16 à 23 points	Sous-optimal
9 à 15 points	Marginal
0 à 8 points	Pauvre

MDDEFP, 2013b.

2.3.3 Analyse des communautés de macroinvertébrés

L'analyse des communautés de macroinvertébrés est principalement basée sur l'abondance relative de taxons plus ou moins sensibles aux perturbations. Un indice multimétrique, soit l'indice de santé du benthos (ISB volontaire), a été calculé suite à l'analyse de six variables des communautés échantillonnées (Tableau 26). Celles-ci doivent être standardisées afin de pouvoir calculer l'indice.

Tableau 26 : Valeurs utilisées pour le calcul de l'ISB volontaire.

Variable ou indice (X)	Réponse prévue selon l'augmentation des perturbations	Valeur de référence	Formule de standardisation
Nombre total de taxons	↓	22	(X ÷ 22) x 100
Nombre de taxons EPT	↓	13	(X ÷ 13) x 100
% d'EPT sans Hydropsychidae	↓	72,6	(X ÷ 72,6) x 100
% de Chironomidae	↑	4,1	[(100 - X) ÷ (100 - 4,1)] x 100
% des deux taxons dominants	↑	32,7	[(100 - X) ÷ (100 - 32,7)] x 100
FBI_v	↑	3,03	[(10 - X) ÷ (10 -3,03)] x 100

MDDEFP, 2013b

Chacun des variables/indices présentés dans le tableau ont été décrits ci-dessous.

- **Le nombre total de taxons** fait référence à l'ensemble de tous les taxons identifiés. Une forte richesse taxonomique est généralement associée à un écosystème possédant une bonne intégrité écologique.
- **Le nombre de taxons EPT** fait référence à l'ensemble des taxons d'éphémères, de plécoptères et de trichoptères identifiés. Les taxons EPT représentent les trois ordres les plus intolérants aux perturbations et à la pollution. Une richesse élevée de ces taxons est indicatrice d'un écosystème avec une bonne intégrité écologique.

- **Le % d'EPT sans Hydropsychidae** fait référence au pourcentage des taxons EPT présents dans la communauté, à l'exception des trichoptères Hydropsychidae qui sont les plus tolérants du groupe. Une grande proportion d'EPT dans une communauté est associée à une bonne intégrité écologique des cours d'eau.
- **Le % de Chironomidae** fait référence au pourcentage de diptères Chironomidae dans une communauté. Ceux-ci sont très tolérants aux perturbations et à la pollution et une grande proportion de Chironomidae dans une communauté est représentative d'un écosystème avec une faible intégrité écologique.
- **Le % des deux taxons dominants** fait référence au pourcentage des deux taxons les plus présents dans une communauté. Une dominance de quelques taxons peut être indicatrice de stress environnementaux limitant la diversité, surtout si les taxons dominants sont tolérants.
- **Le FBI_v** fait référence à l'indice Hilsenhoff qui accorde des cotes de tolérance à la pollution à chacun des taxons étudiés (0 à 10, les valeurs les plus faibles étant accordées aux taxons les plus intolérants). Une faible valeur obtenue représente une communauté composée par des taxons intolérants et donc associée à une bonne intégrité écologique des cours d'eau. À l'inverse, une valeur élevée de l'indice indique une communauté dominée par des taxons tolérants aux perturbations et représente un écosystème avec une faible intégrité.

L'indice s'obtient par la formule suivante :

$$\Sigma (x_i t_i) / n$$

x_i = nombre d'individus du i^e taxon
t_i = tolérance du i^e taxon
n = nombre d'individus composant l'échantillon

Une fois la valeur des six variables de la communauté obtenues et standardisées, il faut faire la moyenne des valeurs standardisées afin d'obtenir un indice de 0 à 100 qui se traduit en trois classes d'intégrité du cours d'eau étudié (Tableau 27).

Tableau 27 : Classes de qualité pour l'ISB volontaire.

Mauvaise	Précaire	Bonne
0 - 45	**46 - 74**	**75 - 100**

MDDEFP, 2013b

En plus de l'indice final, chacune des variables utilisées possède une réponse prévue aux perturbations de l'écosystème ainsi qu'une valeur de référence. Il est donc possible d'affiner la compréhension et l'analyse de l'ISB obtenu en étudiant les valeurs de chacune des variables obtenues. L'IQH permet également de mieux interpréter les résultats obtenus.

2.4 Caractérisation des communautés de diatomées

La caractérisation des communautés de diatomées vise à récolter de l'information sur l'abondance relative des différentes espèces présentes dans les cours d'eau du haut-bassin de la rivière Saint-Charles et d'évaluer ces communautés afin d'en faire ressortir un indice d'intégrité écologique, soit l'IDEC. Cette section de l'analyse a été réalisée en étroite collaboration avec Isabelle Lavoie (INRS) qui a procédé au traitement en laboratoire des diatomées et aux calculs des différents indices utilisés.

2.4.1 Échantillonnage et traitement des diatomées

L'échantillonnage des diatomées a été réalisé en suivant le *Guide d'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada* (Campeau et al., 2013). Un total de 25 stations a été échantillonné sur l'ensemble du territoire (Figure 12) en tentant de sélectionner des tronçons d'eaux vives et bien ensoleillés. Le biofilm accumulé sur les roches présentes à chacune des stations a été recueilli à l'aide d'une brosse à dents (Figure 14). Un total de cinq à dix roches par station a été gratté afin de créer un échantillon composite représentatif du cours d'eau. Lorsque la station ne possédait aucune roche, celles-ci étaient alors transportées à partir d'une autre section du même cours d'eau, et ce, au début de la saison estivale, afin de permettre aux diatomées d'avoir suffisamment de temps pour coloniser les nouvelles roches.

Une fois l'échantillon composite complété, une solution de Lugol a été ajoutée afin d'assurer la préservation des diatomées jusqu'à leur identification en laboratoire. Pour ce faire, une partie des échantillons doit être digérée à l'aide d'acide nitrique, puis de peroxyde d'hydrogène afin d'éliminer la matière organique et d'obtenir uniquement les frustules (squelettes externes) vides de diatomées. Celles-ci sont alors montées sur des lames et identifiées au microscope à l'aide d'ouvrages taxonomiques appropriés pour la région à l'étude.

Campeau et al., 2013

Figure 14 : Technique d'échantillonnage des diatomées.

2.4.2 Analyse des communautés des diatomées

L'IDEC a été obtenu en procédant à l'analyse de l'assemblage des différentes communautés inventoriées. Il varie sur une échelle de 0 à 100, avec les valeurs les plus élevées attribuées aux assemblages de diatomées retrouvés dans les milieux les moins perturbés (Tableau 28). Afin de faciliter l'interprétation des valeurs d'IDEC, des classes d'intégrité écologique ont également été déterminées et représentées par un code de couleurs permettant une meilleure visualisation de l'état de santé des cours d'eau à l'échelle d'un bassin versant.

L'IDEC a été développé en tenant compte des variabilités naturelles de pH et de conductivité qui reflètent la géologie du bassin versant (Grenier et al., 2006), c'est d'ailleurs l'une de ses caractéristiques fondamentales. Ces variabilités naturelles sont de première importance puisque les assemblages de diatomées en milieu de référence sur le Bouclier canadien sont complètement différents des assemblages de diatomées en milieu de référence dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, par exemple. La zone d'étude étant entièrement située sur le Bouclier canadien, le sous-indice IDEC-Neutre a donc été utilisé pour les 25 échantillons.

Tableau 28 : Classes de couleur et intégrité écologique associées aux valeurs de l'IDEC-Neutre.

Classe	Intégrité biologique	Valeurs IDEC-Neutre)
A	Excellente/bonne	71-100
B	Moyenne	46-70
C	Mauvaise	21-45
D	Très mauvaise	0-20

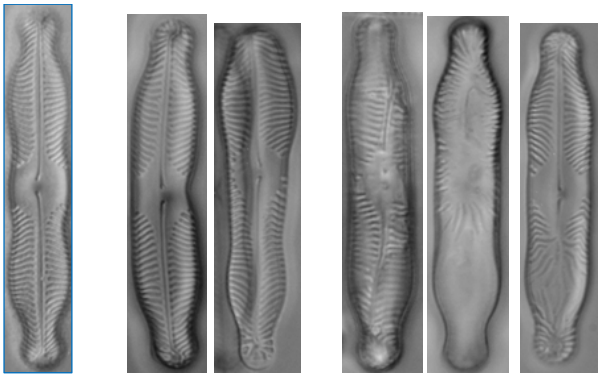
Un indice de salinité des cours d'eau a également été obtenu à partir des communautés échantillonnées. Les diatomées sont particulièrement bonnes indicatrices des variations de la salinité de l'eau et un changement dans les assemblages d'espèces est donc observé en réponse à une faible augmentation en sels. Certaines espèces de diatomées ont un fort pouvoir d'osmorégulation (diatomées euryhalines) et d'autres non (diatomées sténohalines). Plusieurs indices développés en Europe permettent une classification de l'eau selon des catégories de salinité reflétant les préférences écologiques des espèces de diatomées retrouvées dans un échantillon. Le système de classification proposé par Van Dam et al. (1994) est particulièrement simple à utiliser ; la proportion de diatomées dans chacune des quatre classes de salinité (Tableau 29) est calculée pour un assemblage et la classe dominante caractérise le site d'échantillonnage. Les classes d'appartenance de plusieurs espèces de diatomées sont présentées dans Van Dam et al., (1994). Les valeurs écologiques de plusieurs espèces de diatomées peuvent également être prises dans la base de données du programme OMNIDIA (Lecointe et al., 1993).

Tableau 29 : Classes de salinité proposées.

Salinité de l'eau	Classes	Cl^- (mg/l)	Salinité ($^0/_{00}$)
Douce	1	< 100	< 0,2
Douce à légèrement saumâtre	2	< 500	< 0,9
Moyennement saumâtre	3	500 - 1000	0,9 – 1,8
Saumâtre	4	1000 - 5000	1,8 – 9,0

Van Dam et al., 1994

Finalement, les déformations morphologiques des frustules (tératologies) ont été observées. Ces déformations se trouvent au niveau de la forme générale de la diatomée ou au niveau des stries et de l'ornementation, ou les deux (Figure 15). Bien que la présence de déformations peut également être provoquée par des stress d'origine naturelle, comme une carence en nutriments ou en silice, la présence de déformations dans un assemblage est généralement une bonne indication d'une contamination. Il est toutefois important de noter que des tératologies sont toujours présentes et que des taux d'environ 0,5-1 % de valves déformées sont considérés comme étant le bruit de fond naturel.



Normale Déformation de la forme Déformation de stries

Crédit : Isabelle Lavoie

Figure 15 : Tératologies observées chez des diatomées.

2.4.3 Corrélation avec des paramètres physico-chimiques

Quatre paramètres physico-chimiques (turbidité, phosphore, azote et conductivité) ont été mis en relation avec les valeurs de l'IDEC enregistrées aux différentes stations d'échantillonnage sur le territoire étudié. Les valeurs physico-chimiques correspondent à la moyenne des données enregistrées aux deux semaines entre le 25 avril 2017 et le 1er septembre 2017, soit la totalité de la saison estivale jusqu'à la fin de la période d'échantillonnage des diatomées.

2.5 Analyse de l'intégrité globale des cours d'eau

Chacun des deux indices biotiques utilisés donne une valeur correspondante à l'intégrité du cours d'eau à l'endroit des prélèvements (Tableau 30). Plusieurs des stations échantillonnées sont évaluées sur un ou deux de ces indices, ce qui permet d'obtenir une évaluation globale de l'intégrité des cours d'eau et de cibler des niveaux trophiques subissant davantage de perturbations.

Tableau 30 : Récapitulatif des indicateurs d'intégrité en cours d'eau.

Indicateurs	Indices	Intégrité biologique des cours d'eau				
		Excellent	Bonne	Moyenne	Mauvaise	Très mauvaise
Diatomées	***Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC)***		100-71	70-46	45-21	20-0
Macroinvertébrés	***Indice de Santé du Benthos volontaire (ISB_V)***		100-75	74-46	45-0	

3 Expertises nécessaires à la réalisation du projet

Que ce soit pour l'échantillonnage, l'analyse en laboratoire ou bien pour le calcul des différents indices biotiques utilisés, la connaissance technique de plusieurs experts a été mise à profit afin de pouvoir mener à terme ce projet. Le Tableau 31 présente les principaux collaborateurs nécessaires à la réalisation de l'étude ainsi que leur implication dans les différentes étapes du projet.

Tableau 31 : Récapitulatif des intervenants et installations nécessaires au traitement des différents organismes prélevés.

Organismes	Milieu	Échantillonnage	Laboratoire	Calcul des indices
Poissons	Lacs	Réalisé par Agiro en collaboration avec le MFFP pour le prêt de matériel	Analyse de la concentration en mercure réalisée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec	Réalisé par Agiro
Phytoplancton	Lacs	Réalisé par Agiro	Identification et dénombrement effectués par le River Institute de Cornwall, Ontario	Réalisé par Agiro
Zooplancton	Lacs	Réalisé par Agiro	Identifié par Agiro dans les installations du laboratoire de la Ville de Québec	Réalisé par Agiro
Macrophytes	Lacs	Réalisé par Agiro	L'identification des inconnus a été réalisée avec les installations d'Agiro.	Réalisé par Agiro
Macroinvertébrés	Cours d'eau	Réalisé par Agiro, avec le soutien technique de mesdames Lyne Pelletier et Julie Moisan du MDDELCC et en collaboration avec le Cégep de Sainte-Foy pour deux stations	Identification et dénombrement réalisés dans les installations d'Agiro, avec le soutien technique de madame Julie Moisan et monsieur René Therreault du MDDELCC	Réalisé par Agiro, en collaboration avec madame Lyne Pelletier du MDDELCC pour la raréfaction des échantillons
Diatomées	Cours d'eau	Réalisé par Agiro, avec le soutien technique de madame Isabelle Lavoie	Identification et dénombrement réalisés par madame Isabelle Lavoie	Réalisé par madame Isabelle Lavoie

4 Références

APEL (2014) Diagnose du lac Saint-Charles, rapport final, 519 pages.

APEL (2019) Diagnose du lac Saint-Charles – 2016, Québec, 377 pages.

Barbe, J., Lafont, M., Mallet, L., Mouthon, J., Philippe, M., Philippe, R. M. et V. Vey (2003) Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau, Analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement. Cemagref, 108 p.

Bernatchez, L. et M. Giroux (2000) Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'Est du Canada. Broquet, Ottawa, Canada, 350 p.

Campeau, S., Lavoie, I. et M. Grenier (2013) Le suivi de la qualité de l'eau des rivières à l'aide de l'indice IDEC. Guide d'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada, (version 3), 25 p.

Caramujo, M. J. et M. J. Boavida (2000) The crustacean communities of River Tagus reservoirs. Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator. Limnetica, 18, 37–56.

CCME (2011) Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité d'eau au Canada. ISBN 978-1-896997-79-7 PDF. 211p.

Chemli, A. (2017) Le zooplancton comme bioindicateur de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs du Parc du Mont-Tremblant. Mémoire. Université de Montréal. Département des sciences biologiques. 111 p.

CRE Laurentides (2009) La conductivité. https://crelaurentides.org/images/images_site/documents/troussedeslacs/Fiches/fiche_conductivite.pdf (Consulté en septembre 2019).

Davis, M. L., et S. J. Masten (2004). Principles of Environmental Engineering and Science, (McGraw-Hill, Ed.), New York.

Eakins, R. J. (1999-2018) Ontario Freshwater Fishes Life History Database (consulté en janvier 2018) : [En ligne] http://www.ontariofishes.ca/home.htm

Environnement Canada et Santé Canada (2001) Rapport d'évaluation de la liste des substances d'intérêt prioritaire – Sels de voirie. Ottawa, Environnement Canada, 188 p.

FishBase Information and Research Group (2015) A Global Information System on Fishes. (consulté en janvier 2018) [En ligne] Repéré à http://www.fishbase.org/home.htm#

Free, G., Little, R., Little, R., Tierney, D., Donnelly, K. et C. Rossana (2006) A reference based typology and ecological assessment system for Irish lakes - preliminary investigations. Environmental Protection Agency, Wexford, Ireland, 266 p.

Gabelhouse, D. W. (1984) A length-Categorization System to Assess Fish Stocks. North American Journal of Fisheries Management, 4, 273-285.

Gazonato Neto, A. J., Silva, L. C., Saggio, A. A. et O. Rocha (2014) Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. Biota Neotropica, 14(4), 1–12.

Golterman, HL., Clyno, RS. et Ohsntad, MAM (1978) Methods for physical and chemical analysis of freshwater, 2e édition. Oxford : Blackwell, 213 p.

Grenier M., Campeau S, Lavoie I, Park Y-S, Lek S. (2006) Diatom reference communities and restoration goals for Quebec streams (Canada) based on Kohonen Self-Organizing maps and multivariate statistics. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 63, 2087-2106.

Haberman, J. et M. Haldna (2014) Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: Long term study of Lake Vortsjarv. Journal of Limnology, 73(2), 61–71.

Haney, J. F. et al. (2013) An Image-Based Key to the Zooplankton of North America, version 5.0. University of New Hampshire, Center for Freshwater Biology, cfb.unh.edu. (consulté en janvier 2018) [En ligne] http://cfb.unh.edu/cfbkey/html/index.html

Hébert, S. (1997). Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec. Envirodoq no EN/970102 : ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques.

Hudson, P L. et L. T. Lesko (2003) Free-living and Parasitic Copepods of the Laurentian Great Lakes : Keys and Details on Individual Species. Ann Arbor, MI : Great Lakes Science Center Home Page. Consulté en janvier 2018 [En ligne] https://www.glsc.usgs.gov/

Hugues R.M., Howlin S. et P.R. Kaufmann (2004) A Biointegrity Index (IBI) for Coldwater Streams of Western Oregon and Washington. Transactions of the American Fisheries Society, 133(6), 1497-1515, DOI: 10.1577/T03-146.1

Jeppesen, E., Nõges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nõges, T., Blank, K., Lauridsen, T. L., Sondergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L. S., Bjerring, R. et S. L. Amsinck (2011) Zooplankton as indicators in lakes: A scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). Hydrobiologia, 676(1), 279–297.

Karabin, A. (1985) Pelagic zooplancton (Rotaria and Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. 1. Structural and quantitative features. Ekol. Pol. 33, 567-616.

Lampert, W. et U. Sommer (1999) Limnoökologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart - New York 489 p.

La Violette, N., Fournier D., Dumont, P. et Y. Mailhot (2003) Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-Laurent, 1995-1997. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 237 p.

Lecointe C, Coste M et Prygiel J. 1993. "OMNIDIA" software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. Hydrobiologia, 269/270, 509-513.

MDDELCC (2017). Réseau de surveillance volontaire des lacs. (consulté en mars 2017) : [En ligne] http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm.

MDDEP (2002). Critères de l'APEL (2019) *Suivi des rivières du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles - Campagne 2017*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 96 p.

Durette, M. (2007) *Caractérisation écologique du secteur des Marais du Sud, Étude préliminaire à l'établissement d'une technique de drainage urbain alternative*. Québec: Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord.

MDDELCC (2017) *Réseau de surveillance volontaire des lacs*. (consulté en mars 2017): [En ligne] http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm.

qualité de l'eau de surface. [En ligne] http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp. (consulté en janvier 2013)

MDDEP et CRE Laurentides (2007). Protocole de caractérisation de la bande riveraine. 2e édition en mai 2009, Québec, MDDEP et CRE Laurentides, ISBN 978-2-550-55771-5 (version imprimée), 19 p.

MRNF - Service de la faune aquatique (2011) Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieure. Tome I, Acquisition de données, ministère de Ressources Naturelles et de la Faune, Québec, 137 p.

MDDEFP (2013a) Protocole d'échantillonnage pour le suivi des substances toxiques dans la chair de poisson de pêche sportive en eau douce. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec, 6 p. et 3 annexes.

MDDEFP (2013b) Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2013. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF), 2e édition : 88 p. (incluant 6 annexes).

MDDELCC (2017). Réseau de surveillance volontaire des lacs. [En ligne] http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm. (consulté en mars 2017)

MELCC (2018) Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR), (consulté en janvier 2019) : [En ligne] http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/IQBR/index.htm

MDDEFP (2018) *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce, carte interactive de la consommation de poisson par espèce.* [En ligne] *http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/guide/consommation.asp*

Moisan, J. (2010) Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010 - Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-58416-2 (version imprimée), 82 p. (incluant 1 ann.).

ONEMA et Agence de l'Eau (2007) Suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la Directive Cadre sur l'Eau : Note synthétique d'interprétation des résultats. DCE référence, Anterne. 15 p.

Pott, R. et D. Remy (2000). Gewässer des Binnenlandes - Ôkosyteme Millteleuropas aus geobotanischer. (E. U. G. & Co., Ed.). Stuttgart.

Richard, Y. et I. Giroux (2004) Impact de l'agriculture sur les communautés benthiques et piscicoles du ruisseau Saint-Georges (Québec, Canada). Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n°ENV/2004/0226, collection n°QE/148, 28 p. et 2 ann.

Rioux S. et F. Gagnon (2001) Développement d'un indice d'intégrité biotique pour évaluer l'état de santé des petits cours d'eau en milieu agricole dans le Bas-Saint-Laurent. Direction de l'aménagement de la faune de la région du Bas-Saint-Laurent. 84 p. (incluant 5 annexes).

Schwoerbel I, J. et H. Brendelberger 2005. Einfuehrung in die Limnologie. München : Elsevier Inc. 340 p.

Scott, W. B. et E. J. Crossman (1974) Poissons d'eau douce du Canada. Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Ottawa. Bulletin 184.

Smith, D. G. (2001) Pennak's Freshwater Invertebrates of the United States: Porifera to Crustacean. 4e édition, New-York, John Wiley & Sons, Inc, 648 p.

Van Dam HA, Mertens A et J. Sinkeldam (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 28, 117-133.

Witty, L. M. (2004) Practical Guide to Identifying Freshwater Crustacean Zooplankton. 2e édition, Cooperative Freshwater Ecology Unit, Department of Biology, Laurentian University, 47 p.

Annexe 1 : Résumé des méthodes analytiques utilisées au laboratoire de la Ville de Québec en 2017

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Chimie	Azote ammoniacal	ILQ-NH3-AA	L'ion ammonium contenu est analysé au moyen d'un analyseur automatisé par colorimétrie; l'ammoniac réagit avec le salicylate de sodium et l'hypochlorite de sodium en milieu basique tamponné (pH 12,8-13), en présence de nitroferricyanure de sodium, pour former un complexe analogue à l'indophénol bleu. La couleur bleu-vert produite est mesurée à 660 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage. Les échantillons ne sont pas distillés préalablement à l'analyse. Si des interférences sont suspectées, l'échantillon sera distillé.	La plupart des interférences peuvent être retirées par le processus de distillation.	8 µg N/l	Non-accrédité
Chimie	Azote total	ILQ-NT	L'échantillon est oxydé dans un premier temps par combustion à 680°C, catalysée par le platine. Durant cette première oxydation, l'azote est oxydé sous forme de monoxyde d'azote. Le monoxyde d'azote produit réagit par la suite avec de l'ozone pour former du dioxyde d'azote sous forme excité. Le photon produit par la relation de l'énergie du dioxyde d'azote excité est analysé par un détecteur de chimiluminescence dans la plage de	Une présence importante en sulfate dans l'échantillon peut sous-estimer la mesure de l'azote total.	0,08 mg N/l	Non-accrédité
Chimie	Azote total dissous				0,08 mg N/l	Non-accrédité

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
			650 à 900 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage. L'analyse de l'azote total dissous implique, préalablement à l'analyse de l'échantillon, une filtration de l'échantillon sur un filtre en fibre de verre (calciné et lavé) de 0,7 µm. L'analyse de l'azote total dissous n'a pas été validé spécifiquement.			
Chimie	Bromures	ILQ-Anions-Cl	L'échantillon est analysé par chromatographie ionique avec suppresseur de conductivité. La mesure des intensités du signal se fait par un détecteur de conductivité. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage pour chacun des éléments analysés.	À priori, il n'y a pas d'interférence significative à cette méthode. Toutefois, il est fortement recommandé de filtrer les échantillons turbides avant l'analyse.	0,002 mg/l	Non-accrédité
Chimie	Fluorures				0,03 mg/l	Non-accrédité
Chimie	Carbone organique total	ILQ-COT	L'échantillon est oxydé dans un premier temps par combustion à 680oC, catalysée par le platine. Le produit de la réaction (dioxyde de carbone) est analysé par un détecteur infra-rouge. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage. L'analyse du carbone organique total dissous implique, préalablement à l'analyse de l'échantillon, une filtration de l'échantillon sur un filtre de verre (calciné et lavé) de 0,7 µm.	Tout produit de décomposition ou de combustion, autre que le CO_2, susceptible d'interférer à l'infrarouge. Le CO_2 contenu dans l'air ambiant peut être une source de contamination. Ce type de contamination est limité en scellant les tubes lorsqu'ils sont placés sur l'autoéchantillonneur.	0,05 mg C/l	Non-accrédité
Chimie	Carbone organique total dissous				0,1 mg C/l	Non-accrédité

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Chimie	Chlorures	ILQ-Chlorures-AA	Analyse basée sur la substitution du chlorure présent dans l'échantillon au groupement thiocyanate dans la molécule du réactif (thiocyanate de mercure). Les ions thiocyanate libérés réagissent avec des ions ferriques pour former un complexe coloré $[Fe(SCN)]^{2+}$. La concentration de complexe formée est directement proportionnelle à la concentration en chlorure présent dans l'échantillon. L'absorbance de ce complexe est mesurée à 480 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	A priori, il n'y a pas d'interférence significative à cette méthode. Toutefois, il est fortement recommandé de filtrer les échantillons turbides avant l'analyse.	2 mg/l	Domaine 60
Chimie	Matières en suspension	ILQ-MES	Une portion de l'échantillon est filtrée à travers un filtre Whatman 934–AH préalablement conditionné (lavé, séché à 105 °C et pesé). Lorsque la filtration est terminée, le filtre et le résidu piégé sur le filtre sont séchés à 105 °C puis repesés. La quantité de matières en suspension (MES) est obtenue en faisant la différence des poids. Pour déterminer le taux de matières en suspension volatiles (MESV), le filtre et le résidu sec sont placés dans un four à moufle réglé à 550 °C pendant 2 heures. Le taux de MESV s'obtient en faisant la différence entre le poids à 550 °C et celui à 105 °C.	Les échantillons contenant plusieurs phases sont sujets à des erreurs de mesure. La présence de résidus hygroscopiques peut induire des biais positifs.	3 mg/l	Non-accrédité

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Chimie	Nitrites-Nitrates	ILQ-NO2+NO3-AA/SE§	Les ions nitrate présents dans l'échantillon sont réduits en ions nitrite lors de leur passage dans une micro-colonne de cadmium granulaire. Les ions nitrite réagissent en milieu acide avec le sulfanilamide et le produit de la réaction est couplé en milieu acide avec le N – (1-naphthyl) éthylènediamine pour former un complexe azonium de couleur rosée. La couleur rose produite est mesurée à 520 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	La turbidité et les matières en suspension peuvent restreindre le débit dans la colonne de réduction. Des concentrations élevées en fer, en cuivre et autres métaux réduisent l'efficacité de la réaction. Les huiles et les graisses peuvent recouvrir la surface du cadmium et nuire à la réduction des nitrates en nitrites. La présence de chlore résiduel peut interférer en oxydant le cadmium. Les échantillons contenant du sulfure ne peuvent être analysés par cette méthode. Les sulfures doivent être préalablement enlevés par précipitation avec des sels de cadmium.	0,01 mg N/l	Domaine 21

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Chimie	Phosphore total	ILQ-Ptotal-AA	L'échantillon est d'abord digéré en milieu acide (acide sulfurique et persulfate de potassium) afin d'hydrolyser les formes complexes du phosphore et les transformer en ions orthophosphate. Par la suite, les ions orthophosphate réagissent en milieu acide avec le molybdate d'ammonium et le tartrate d'antimoine et de potassium pour former l'acide phosphomolybdique. L'acide phosphomolybdique réagit par la suite avec l'acide ascorbique pour former le bleu de molybdène. L'intensité de la couleur est mesurée par spectrophotométrie et est directement proportionnelle à la teneur en ions orthophosphate dans l'échantillon. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage. L'analyse du phosphore total dissous requiert que l'échantillon soit filtré dès sa réception	Les ions arséniates (à des teneurs de l'ordre de 0,1 mg/l et plus) réagissent avec le réactif de molybdate pour former une coloration semblable à celle produite par l'ion orthophosphate. Le chrome hexavalent et les nitrites interfèrent négativement pour des concentrations aussi faibles que 1 mg/l. Des concentrations aussi élevées que 50 mg/l de Fe^{3+}, 10 mg/l de Cu et 10 mg/l de SiO_2 peuvent être tolérées. Des concentrations plus élevées en silicate causent une interférence positive.	2 µg P/l	Non-accrédité
Chimie	Phosphore total dissous				4 µg P/l	Non-accrédité
Chimie	Orthophosphates	ILQ-OPO4-AA	Les ions orthophosphate contenus dans l'échantillon réagissent en milieu acide avec le molybdate d'ammonium et le tartrate d'antimoine et de potassium pour former l'acide phosphomolybdique. L'acide phosphomolybdique réagit par la suite avec l'acide ascorbique pour former le bleu de molybdène. L'intensité de la	Les ions arséniate (à des teneurs de l'ordre de 0,1 mg/l et plus) réagissent avec le réactif de molybdate pour former une coloration semblable à celle produite par l'ion orthophosphate. Le chrome hexavalent et les	3 µg P/l	Non-accrédité
Chimie	Orthophosphat				3	Non-

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
	es solubles ou SRP		couleur est mesurée par spectrophotométrie et est directement proportionnelle à la teneur en ions orthophosphate dans l'échantillon. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage. L'analyse des orthophosphates dissous (SRP) requiert que l'échantillon soit filtré dès sa réception.	nitrites interfèrent négativement pour des concentrations aussi faibles que 1 mg/l. Des concentrations aussi élevées que 50 mg/l de Fe3+, 10 mg/l de Cu et 10 mg/l de SiO2 peuvent être tolérées. Des concentrations plus élevées en silicate causent une interférence positive.	µg P/l	accrédité
Chimie	Fer extractibles à l'acide	ILQ-Métaux-MS	Les échantillons sont acidifiés avec de l'acide nitrique ainsi que de l'acide chlohydrique, puis digéré au micro-ondes à 175 ºC avant leur analyse par spectrophotométrie d'émission au plasma. La mesure des intensités du signal se fait par un spectromètre de masse selon des masses spécifiques à l'élément analysé. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une couche d'étalonnage pour chacun des éléments analysés.	Les principales interférences liées à cette méthode sont d'ordres spectrométriques, physiques (obstruction du nébuliseur), chimiques (composés ou oxydes réfractaires) et liés à une forte teneur en solides totaux dissous de l'échantillon.	0,06 mg/l	Domaine 64
Chimie	Métaux solubles à l'acide	ILQ-Métaux-MS	Les échantillons sont acidifiés avec de l'acide nitrique (pH < 2) avant leur analyse par spectrophotométrie d'émission au plasma. La mesure des intensités du signal se fait par un spectromètre de masse selon des masses spécifiques à l'élément analysé. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage pour chacun des	Les principales interférences liées à cette méthode sont d'ordres spectrométriques, physiques (obstruction du nébuliseur), chimiques (composés ou oxydes réfractaires) et liés à une forte teneur en solides totaux dissous de l'échantillon.	Relative à l'élément	Non-accrédité

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
			éléments analysés.			
Chimie	Acétaminophène	OEP-Acétaminop-LC	L'échantillon est extrait sur une cartouche SPE (60 mg, 3 ml) de type HLB (Hydrophylic Lipophylic Balance) préalablement conditionnée. Un volume de 10 ml d'échantillon est concentré sur la cartouche et élué gravitairement par deux fractions successives de 3 ml de méthanol. L'éluât recueilli dans un tube à essai est évaporé à sec sous atmosphère d'azote à l'aide d'un évaporateur automatique muni d'un bain chauffant. L'extrait est reconstitué avec un mélange d'eau et d'acétonitrile. L'extrait reconstitué est analysé en chromatographie liquide sous haute pression muni d'une colonne à taille de particules infime. L'identification et la quantification sont assurées par un spectromètre de masse à hautes sensibilité et robustesse. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	Une suppression ionique peut être causée par l'accumulation de particules ou la prolifération de bactéries dans la colonne chromatographique ayant pour conséquence une diminution du signal.	0,0015 µg/l	NA
Chimie	Acide salicyclique	OEP-Emergent-LC	L'échantillon est extrait sur une cartouche SPE (60 mg, 10 ml, adsorbant de type SAX) préalablement conditionnée. Un volume de 10 ml d'échantillon est concentré sur la cartouche et élué gravitairement par	Une suppression ionique peut être causée par l'accumulation de particules ou la prolifération de bactéries dans la colonne chromatographique ayant pour conséquence une diminution	0,0092 µg/l	NA
Chimie	Caféine				0,0023 µg/l	

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Chimie	Carbamazépine		deux fractions successives de 3 ml de méthanol. L'extrait est analysé en chromatographie liquide sous haute pression muni d'une colonne à taille de particules infime. L'identification et la quantification sont assurées par un spectromètre de masse à hautes sensibilité et robustesse. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	du signal. La caféine et l'acide salicyclique sont sensibles aux contaminations omniprésentes dans l'environnement lors des manipulations.	0,0018 µg/l	
Chimie	Drospirénone				0,003 µg/l	
Chimie	Ibuprofène				0,005 µg/l	
Chimie	Sulfaméthoxazole				0,0012 µg/l	
Microbiologie	Coliformes fécaux	MLQ-Coli fécaux	Différents volumes de l'échantillon sont filtrés sur une membrane stérile de porosité 0,45 µm. Les membranes filtrantes sont ensuite transférées sur des boîtes de Pétri contenant de la gélose m-Fc. Les boîtes de gélose sont ensuite incubées à 44,5 °C ± 0,2 °C pendant 24 heures ± 2 heures. Les colonies typiques bleu foncé sont dénombrées après la période d'incubation, les calculs sont effectués et les résultats sont exprimés en UFC/100 ml, où UFC signifie unité formant des colonies.	La présence de matière en suspension en grande quantité peut colmater les membranes filtrantes et ainsi augmenter la limite inférieure de quantification.	0 UFC/100 ml ou selon les spécifications du projet.	Domaine 30
Microbiologie	E. coli	MLQ-Ecoli	L'échantillon est filtré à travers une membrane de porosité de 0,45 µm pour recueillir en surface les bactéries Escherichia coli présentes à l'intérieur de ce dernier. La membrane est ensuite déposée en surface d'un milieu	La présence de matière en suspension en grande quantité peut colmater les membranes filtrantes et ainsi augmenter la limite inférieure de quantification.	0 UFC/100 ml ou selon les spécific	Domaine 30

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
			de culture sélectif m-Fc-BCIG et incubée à 44,5 °C ± 0,2 °C pendant 24 heures ± 2 heures, période après laquelle on procède au dénombrement des colonies caractéristiques de couleur turquoise.		ations du projet.	
Microbiologie	Cyanobactéries	MA. 800 – Cya.dep 1.0	Les échantillons sont conservés dans des bouteilles de verre avec du lugol 1% comme préservatif jusqu'au moment de l'analyse. Le volume d'échantillon déterminé est décanté par sédimentation dans une chambre Utermöhl. Le dénombrement et l'identification se font ensuite avec un microscope inversé sous un éclairage CID (contraste interférentiel différentiel) à un grossissement de 400 X. Dans les cas où les cyanobactéries sont très petites, le grossissement utilisé peut aller jusqu'à 600 X. Les résultats sont inscrits sur des feuilles de travail pour être ensuite transférés dans notre base de données. Les résultats sont exprimés en Algue/ml (VE) (Valeur estimée).	La présence de matière de suspension en grande quantité peut rendre le dénombrement et l'identification difficile.	0 algue/ml	NA

Annexe 2 : Localisation, profondeur et temps de pêche des filets maillants utilisés pour l'échantillonnage du poisson en lac.

Filet	Coordonnées (º)	Date de pose	Heure de pose	Heure de levée (lendemain)	Profondeur des petites mailles (m)	Profondeur des grandes mailles (m)
LSC 1	46,919217 -71,373733	2 juillet	14:00	8:40	2,7	4,3
LSC 2	46,921167 -71,384667	2 juillet	14:20	9:55	3,5	2,4
LSC 3	46,927617 -71,385567	2 juillet	14:35	10:55	2,4	4,0
LSC 4	46,936867 -71,385400	4 juillet	15:05	11:15	10,9	6,4
LSC 5	46,940367 -71,390683	4 juillet	14:50	10:20	7,4	13,7
LSC 6	46,948033 -71,401933	4 juillet	14:15	9:05	1,9	2,1
LSC 7	46,948033 -71,386783	6 juillet	14:10	10:00	4,9	4,7
Delage 1	46,963950 -71,402900	10 juillet	13:55	8:55	7,6	10,7
Delage 2	46,963500 -71,406083	10 juillet	14:05	9:25	4,7	6,6
Delage 3	46,965067 -71,409767	11 juillet	13:00	9:30	3,3	1,7
Delage 4	46,968524 -71,406311	11 juillet	13:10	10:15	1,9	4,0
Delage 5	46,965783 -71,397867	11 juillet	13:25	10:45	1,6	3,2
Durand 1	46,998917 -71,392883	13 juillet	13:20	9:20	2,2	1,8
Durand 2	46,998167 -71,395949	13 juillet	13:35	10:30	1,5	1,9
Caché 1	46,955400 -71,378417	6 juillet	13:00	8:30	1,8	2,8

Annexe 3 : Localisation, profondeur et temps de pêche des bourrolles utilisées pour l'échantillonnage du poisson en lac.

Bourolle	Coordonnées (º)	Date de pose	Heure de pose	Heure de levée (lendemain)	Profondeur (m)
Bour 1	46,919450 -71,372783	2 juillet	15:15	8:20	0,30
Bour 2	46,920967 -71,385050	2 juillet	14:55	9:45	0,30
Bour 3	46,928100 -71,385317	2 juillet	14:40	10:40	0,35
Bour 4	46,936350 -71,386333	4 juillet	15:10	8:55	0,30
Bour 5	46,941033 -71,391267	4 juillet	15:20	10:10	0,35
Bour 6	46,949567 -71,400283	4 juillet	14:25	10:55	0,90
Bour 7	46,947367 -71,384617	6 juillet	14:10	9:50	0,25
Bour 8	46,956100 -71,379617	6 juillet	12:30	8:20	0,45
Bour 9	46,962850 -71,405683	10 juillet	14:10	9:00	0,20
Bour 10	46,963317 -71,402450	10 juillet	14:20	8:45	0,30
Bour 11	46,964883 -71,409833	11 juillet	12:55	9:20	0,25
Bour 12	46,968546 -71,406648	11 juillet	13:05	10:05	0,25
Bour 13	46,965850 -71,397567	11 juillet	13:20	10:35	0,30
Bour 14	46,998417 -71,400567	13 juillet	13:55	9:10	0,25
Bour 15	47,001067 -71,400200	13 juillet	14:05	9:15	0,30
Bour 16	46,999050 -71,392950	13 juillet	14:15	10:20	0,30
Omble 1	47,004334 -71,395643	17 juillet	14:00	16:00	0,40
Omble 2	47,004202 -71,395749	17 juillet	14:05	16:10	0,25
Omble 3	47,003550 -71,395850	17 juillet	14:10	16:15	0,35
Omble 4	47,004633 -71,395500	17 juillet	14:20	16:25	0,30

Annexe 4 : Fiche de caractérisation de la bande riveraine

apel

433, rue Delage
Québec (Québec) G3G 2H4
(418) 849-9844
[illegible]@apel-[illegible]

Fiche de caractérisation de la bande riveraine du LAC DELAGE - 2016

Observateurs :

Secteur du Lac :
N° identification

<u>Catégories d'utilisation du sol</u>		<u>Types d'aménagement (% de recouvrement)</u>	<u>Descripteurs de dégradation de la rive (% de longueur de rive)</u>
☐ Naturelle		Végétation naturelle :	Sol dénudé et érosion :
☐ Habitée	☐ Foresterie	Végétation ornementale :	Murets et remblais :
☐ Agriculture	☐ Infrastructure	Matériaux inertes :	

<u>% de recouvrement des différentes strates :</u>

Strate herbacée :	Pelouse :	Socle rocheux :
Coupes forestières :	Cultures :	Sol nu :
Strate arbustive :	Infrastructure d'origine anthropique :	

Etat des bandes riveraines végétales non naturelles (% longueur de rive) :

Bande riveraine <u>naturellement</u> végétalisée :

Bande riveraine <u>artificiellement</u> végétalisée :

Bande riveraine en cours de revégétalisation :

Aucune végétation / bande riveraine artificialisée :

<u>Commentaires :</u>

<u>Photos :</u> *(en panoramique ☐)*

Schéma ou informations complémentaires (type de substrat de la rive, recommandations ...)

Annexe 5 : Détermination du facteur de pondération pour le calcul de l'IQBR

Fonctions écologiques	Forêt	Arbustaie	Herbaçaie	Coupe forestière	Pelouse	Culture	Sol nu	Socle rocheux	Infrastructure
Rétention : sédiments, nutriments, contaminants	7	7	7	5	3	3	1	1	1
Stabilisation des berges	7	5	3	3	1	1	1	7	1
Protection contre l'érosion des sols	7	5	3	5	3	1	1	7	3
Régularisation de la température du cours d'eau	7	5	1	1	1	1	1	1	1
Réduction de l'évapotranspiration	7	5	5	5	1	1	1	1	1
Limite de la productivité autochtone au cours d'eau	7	5	3	1	1	1	1	1	1
Source d'apports allochtone au cours d'eau	7	7	7	3	1	1	1	1	1
Régularisation de l'hydrosystème et recharge de la nappe phréatique	7	5	1	1	1	1	1	1	1
Création d'habitats dans le cours d'eau (substrats, abris, refuges)	7	5	3	3	1	1	1	1	3
Maintien de la biodiversité (aquatique et terrestre)	7	7	5	3	1	1	1	1	1
Préservation de l'habitat naturel	7	7	7	3	3	3	3	7	1
Potentiel réel : (potentiel maximal : 77)[3]	77	63	45	33	17	15	13	29	15
Facteur de pondération	10	8,2	5,8	4,3	2,2	1,9	1,7	3,8	1,9

Annexe 6 : Fiche de caractérisation des herbiers aquatiques

Fiche de caractérisation des herbiers aquatiques du Lac Delage - 2016

Observateurs : N° identification :
Secteur du Lac :

/ / 2016 h Météo : ☐ Soleil ☐ Ciel variable ☐ Nuageux
Agitation : ☐ Nulle ☐ Faible ☐ Fort ☐ Intense

CARACTERISTIQUES DU SITE

Surface de la zone colonisée : m²

Forme de l'herbier : ☐ ronde ☐ triangle ☐ carré/rectangle ☐ patatoïde ☐ complexe : .....

Nature des abords du littoral : ☐ Sol nu ☐ Herbacés ☐ Arbustes ☐ Arbres ☐ Anthropique

Nature du substrat : ☐ Fin ☐ Sable ☐ Gravier ☐ Galets & pierres

Profondeur d'eau : m

Érosion de la rive : ☐ Nulle ☐ Faible ☐ Fort ☐ Intense

CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES

pH :
Turbidité (NTU) :
Température de l'eau :

INVENTAIRES FLORISTIQUES

Espèces présentes	% de recouvrement relatif	% de recouvrement strict	Commentaires

= 100% = ... %

Type de peuplement :

- ☐ Peuplement clairsemé
- ☐ Touffes
- ☐ Bandes
- ☐ Bosquets
- ☐ Prairies hétérogènes
- ☐ Gazon
- ☐ Champ de macrophytes submergés
- ☐ Champs de macrophytes émergents
- ☐ Peuplement à couverture flottante
- ☐ Peuplement clairsemé à couverture flottante
- ☐ Écheveau flottant subaquatique
- ☐ Peuplement libre subaquatique clairsemé
- ☐ Peuplement bistratifié avec flottants
- ☐ Peuplement bistratifié avec émergents

Densité de la surface colonisée :
☐ A ☐ B ☐ C

Observations diverses / commentaires / état de conservation / menaces :

N° Photos =

Intégrité écologique du lac Saint-Charles et des milieux hydriques qui y sont connectés – 2017

Chapitre 3 : Le lac Saint-Charles

Préparé par Agiro

AGIRO
initiatives et actions en environnement

Équipe de réalisation

Analyse et rédaction

Alexandre Bérubé Tellier, biologiste, B. Sc. A. et LL. B., *chargé de projets en environnement*, Agiro

Sonja Behmel, géographe, M. Sc. et Ph. D., coordonnatrice scientifique, Agiro

Échantillonnage et travaux de terrain

Alexandre Bérubé Tellier, biologiste, B. Sc. A. et LL. B., *chargé de projets en environnement*, Agiro

Marie-Janick Robitaille, géographe, *chargée de projets en géomatique*, Agiro

Gabrielle Gosselin, biologiste, M. Sc. Eau, *chargée de projets en limnologie*, Agiro

Rémi Goldschmitt, technicien en environnement, *assistant technique de terrain*, Agiro

Solène Délas, licence en Sciences de la vie, parcours en Biologie des organismes et des écosystèmes (BOE) et étudiante à la maîtrise en Biodiversité et suivis environnementaux (BSE), *stagiaire*, Agiro

Émilie Reny-nolin, biologiste, B. Sc., *étudiante à la maîtrise*, Université Laval

Cartographie

Gabrielle Gosselin, biologiste, M. Sc. Eau, *chargée de projets en limnologie*, Agiro

Révision

Sonja Behmel, géographe, M. Sc. et Ph. D., *coordonnatrice scientifique*, Agiro

Karine Mailhot-Sarrasin, B. A., D.E.S.S. Traduction, traductrice et réviseure

Amélie Lefebvre, M. Sc. A, chargée de projets en environnement, Agiro

Description de la photographie de couverture

Lac Saint-Charles, 2014, crédit : Agiro

Coordonnées d'Agiro

433, rue Delage
Québec (Québec) G3G 1H4
418 849-9844
info@agiro.org

Table des matières

1 Introduction 1
2 Objectifs 2
3 Présentation du territoire 3
4 Résultats 7
4.1 Conditions météorologiques 7
4.2 Analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau 9
4.2.1 Phosphore et azote total 10
4.2.2 Chlorophylle *a* 11
4.2.3 Oxygène dissous 12
4.2.4 Conductivité spécifique et ions chlorure 12
4.2.5 Analyse des herbiers aquatiques 13
4.3 Analyse de la communauté de phytoplancton 15
4.3.1 Indice planctonique basé sur la structure des communautés 16
4.3.2 Index planctonique basé sur la présence de phytoplancton typique des milieux eutrophes 17
4.3.3 Succession saisonnière 18
4.3.4 Analyse de la communauté de cyanobactéries 22
4.3.5 Limites des résultats 25
4.4 Analyse de la communauté de zooplancton 25
4.4.1 Structure des communautés 25
4.4.2 Indices biotiques 28
4.4.3 Succession saisonnière 30
4.4.4 Limites des résultats 33
4.5 Analyse de la communauté de poissons en lac 34
4.5.1 Description de la communauté actuelle 34
4.5.2 Structure de taille et croissance des populations présentes 35
4.5.2.1 Perchaude 35
4.5.2.2 Grand brochet 37
4.5.2.3 Méné jaune 38
4.5.2.4 Barbotte brune 39
4.5.2.5 Meunier noir 40
4.5.3 Évolution de l'abondance et de la diversité des espèces 41
4.5.4 Évolution des caractéristiques écologiques des communautés 44
4.5.5 Analyse de la teneur en mercure des tissus des perchaudes 46
4.5.6 Limites des résultats 48
5 Conclusion 49
5.1 État trophique selon les indicateurs physio-chimiques 49
5.2 État trophique selon les indicateurs biologiques 49
5.3 Mesures de la dégradation (conductivité spécifique, ions chlorure et mercure) 51
5.4 Conclusions sur l'intégrité écologique 51
6 Recommandations 52
7 Références 55

Liste des figures

Figure 1 : Morphométrie du lac Saint-Charles. 4
Figure 2 : Description de l'occupation du sol du bassin versant du lac Saint-Charles. 5
Figure 3 : Carte d'occupation du sol du bassin versant du lac Saint-Charles. 6
Figure 4 : Températures moyennes mensuelles (en °C) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016. 7
Figure 5 : Précipitations totales mensuelles (en mm) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016. 8
Figure 6 : Emplacement des stations d'échantillonnage utilisées pour mesurer les paramètres physico-chimiques et biologiques. 9
Figure 7 : Concentrations en phosphore total enregistrées aux différentes stations du lac Saint-Charles suivies en 2017. 10
Figure 8 : Concentrations en azote total enregistrées aux différentes stations du lac Saint-Charles suivies en 2017. 11
Figure 9 : Profils de chlorophylle *a* enregistrés à la station C03 en 2017. 11
Figure 10 : Profils du pourcentage d'oxygène dissous enregistrés à la station C03 en 2017 lors de la stratification estivale complète. 12
Figure 11 : Profils de conductivité enregistrés à la station C03 en 2017. 12
Figure 12 : Évolution du recouvrement du lac Saint-Charles par les herbiers aquatiques entre 2007, 2012 et 2016. 13
Figure 13 : Pourcentage des herbiers aquatiques abritant les différentes espèces ou genres identifiés au lac Saint-Charles en 2012 et 2016. 14
Figure 14 : Évolution du recouvrement par le myriophylle à épis entre 2007, 2012 et 2016. 15
Figure 15 : Valeurs moyennes de la communauté de phytoplancton des six stations échantillonnées sur le lac Saint-Charles durant l'été 2017. 16
Figure 16 : Évolution de la densité moyenne des quatre principaux genres de plancton (diatomées et chrysophycées) au cours de la saison estivale 2017 au lac Saint-Charles. 17
Figure 17 : Succession saisonnière de la communauté de phytoplancton des six stations échantillonnée sur le lac Saint-Charles durant l'été 2017. 19
Figure 18 : Densités du genre *Dinobryon* enregistrées à toutes les stations suivies en 2017. 19
Figure 19 : Densités du genre *Dolichospermum* (*Anabaena*) enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 et mettant en valeur les densités observées le 22 juin au lac Saint-Charles. 20
Figure 20 : Densités du genre de diatomées *Navicula* enregistrées aux stations du lac Saint-Charles en 2017. 20
Figure 21 : Densités du genre de diatomées *Gomphonema* enregistrées aux stations du lac Saint-Charles en 2017. 21
Figure 22 : Évolution de la densité du genre *Dinobryon* pour l'ensemble des stations suivies au lac Saint-Charles en 2017. 21
Figure 23 : Densités moyennes (cellules/ml) des différents genres de cyanobactéries prélevés en 2017 aux stations littorales (Litt 1, Litt 2, Litt 3) du lac Saint-Charles (les genres *Merismopedia, Oscillatoria, Planktolyngbya* et *Rhabdoderma* ont été identifiés, mais n'apparaissent pas dans la figure en raison de leur trop faible densité). 23
Figure 24 : Densités moyennes (cellules/litre) des différents genres de cyanobactéries prélevés en 2017 aux stations pélagiques du lac Saint-Charles (les genres *Cupidothrix, Planktothrix, Raphidiopsis, Rhabdoderma* et *Snowella* ont été identifiés, mais n'apparaissent pas dans la figure en raison de leur trop faible densité). 24
Figure 25 : Valeurs moyennes des grands groupes taxonomiques de la communauté de zooplancton des trois stations d'échantillonnage en milieu littoral du lac Saint-Charles durant l'été 2017. 25

Figure 26 : Densités des rotifères enregistrées au lac Saint-Charles en 2017. 26
Figure 27 : Densités totales du zooplancton enregistrées au lac Saint-Charles en 2017. 26
Figure 28 : Densités des cladocères du genre *Bosmina* enregistrées au lac Saint-Charles en 2017. 27
Figure 29 : Valeurs moyennes des grands groupes taxonomiques de la communauté de zooplancton des trois stations d'échantillonnage en milieu pélagique du lac Saint-Charles durant l'été 2017. .. 27
Figure 30 : Densités des cladocères du genre *Daphnia* enregistrées au lac Saint-Charles en 2017. 28
Figure 31 : Succession saisonnière des grands groupes taxonomiques de la communauté de zooplancton des six stations d'échantillonnage du lac Saint-Charles en 2017. 31
Figure 32 : Évolution de la densité totale de zooplancton enregistrée pour chacune des stations suivies au lac Saint-Charles en 2017. 32
Figure 33 : Évolution de la densité des copépodes calanoïdes enregistrée pour chacune des stations suivies au lac Saint-Charles en 2017. 33
Figure 34 : Évolution de la densité du groupe « Autres zooplanctons » enregistrée pour chacune des stations suivies au lac Saint-Charles en 2017. 33
Figure 35 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de perchaudes du lac Saint-Charles en 2017. 36
Figure 36 : Relation entre le poids et la longueur des perchaudes capturées au lac Saint-Charles en 2017. 36
Figure 37 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de grands brochets du lac Saint-Charles en 2017. 37
Figure 38 : Relation entre le poids et la longueur des grands brochets capturés au lac Saint-Charles en 2017. 38
Figure 39 : Distributions des fréquences de taille pour la population de ménés jaunes du lac Saint-Charles en 2017. 38
Figure 40 : Relation entre le poids et la longueur des ménés jaunes capturés au lac Saint-Charles en 2017. 39
Figure 41 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de barbottes brunes du lac Saint-Charles en 2017. 39
Figure 42 : Relation entre le poids et la longueur des barbottes brunes capturées au lac Saint-Charles en 2017. 40
Figure 43 : Distribution des fréquences de taille pour la population de meuniers noirs du lac Saint-Charles en 2017. 40
Figure 44 : Profil de température enregistré à la station C03 du lac Saint-Charles durant la période de stratification thermique complète de 2017. 42
Figure 45 : Profils d'oxygène dissous enregistrés à la station C03 du lac Saint-Charles durant la période de stratification thermique complète de 2017. 42
Figure 46 : Présentation de la qualité de l'habitat pour le touladi selon la concentration en oxygène dissous dans l'hypolimnion (tiré de Arvisais et al., 2017). 43
Figure 47 : Profils de température enregistrés à la station C05 du lac Saint-Charles durant la période de stratification thermique de 2017. 43
Figure 48 : Évolution du régime thermique préférentiel et de la tolérance aux perturbations des espèces capturées au lac Saint-Charles en 1983, 2005 et 2017. 45
Figure 49 : Relation longueur-mercure des perchaudes échantillonnées en 2017 au lac Saint-Charles.. 47
Figure 50 : Comparaison de la relation longueur-mercure des perchaudes entre les bassins sud et nord du lac Saint-Charles. 47
Figure 51 : Classification de l'eutrophisation selon les indicateurs physico-chimiques du lac Saint-Charles en 2017. 49

Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques du bassin versant du lac Saint-Charles. 5

Tableau 2 : Pluviométrie recensée lors des journées d'échantillonnage (données provenant de la station météorologique de la Ville de Québec aux Marais du Sud) et transparence de l'eau. 8

Tableau 3 : Valeurs de l'indice planctonique et stades trophiques associés pour les différentes stations d'échantillonnage du lac Saint-Charles en 2017. 17

Tableau 4 : Valeurs de l'index du phytoplancton irlandais et stades trophiques associés pour les différentes stations d'échantillonnages du lac Saint-Charles en 2017. 18

Tableau 5 : Densités moyennes de phytoplancton (cellules/ml) enregistrées aux stations suivies en 2017. 22

Tableau 6 : Densité et diversité des cyanobactéries prélevées aux stations du lac Saint-Charles en 2017. 24

Tableau 7 : Abondance relative moyenne de la communauté de cladocères aux stations d'échantillonnage du lac Saint-Charles durant l'été 2017. 28

Tableau 8 : Indices biotiques calculés avec les données d'abondance des échantillonnages du 22 juin et du 1er août 2017 pour les stations du lac Saint-Charles. 30

Tableau 9 : Sommaire des captures réalisées au filet maillant au lac Saint-Charles entre le 2 et le 7 juillet 2017. 34

Tableau 10 : Espèces et abondance des poissons pêchés à la bourolle au lac Saint-Charles entre le 2 et le 7 juillet 2017. 35

Tableau 11 : Caractéristiques morphométriques des espèces de poissons capturées au filet maillant dans le lac Saint-Charles en 2017. 35

Tableau 12 : Évolution de l'abondance relative des espèces présentes dans le lac Saint-Charles lors des 3 derniers inventaires ichtyologiques (1983, 2005 et 2017). 41

Tableau 13 : Évolution de l'abondance spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'indice d'équitabilité pour le lac Saint-Charles lors des 3 derniers inventaires ichtyologiques (1983, 2005 et 2017). 44

Tableau 14 : Évolution des caractéristiques écologiques des communautés présentes dans le lac Saint-Charles lors des 3 derniers inventaires ichtyologiques (1983, 2005 et 2017). 45

Tableau 15 : Concentrations en mercure (mg/kg) moyennes, minimales et maximales mesurées dans la chair des perchaudes du lac Saint-Charles pour différentes classes de taille. 46

Tableau 16 : Comparaison de la concentration en mercure mesurée dans la chair des perchaudes échantillonnées au lac Saint-Charles et à d'autres lacs situés au sud du Bouclier canadien et suivis par le MDDELCC. 48

Tableau 17 : Nombre de repas recommandé par mois selon la teneur en mercures des perchaudes échantillonnées au lac Saint-Charles en 2017. 48

Tableau 18 : Classification de l'eutrophisation selon les indicateurs biologiques. 50

Tableau 19 : Classement du lac Saint-Charles selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017. 51

Annexes

Annexe 1 : Densité (cellule/ml) des genres utilisés pour le calcul de l'index du phytoplancton irlandais et concentrations enregistrées de chlorophylle *a* A-1

Annexe 2 : Densité du phytoplancton (cellule/ml) par campagne et moyenne pour chacune des stations échantillonnées en 2017 ..... A-3

Annexe 3 : Abondance des genres de phytoplanctons identifiés par campagne et moyenne pour chacune des stations échantillonnées en 2017 ..... A-3

Annexe 4 : Densité du zooplancton (individus/litre) par campagne et moyenne pour chacune des stations échantillonnées en 2017 ..... A-4

1 Introduction

Dans le cadre du programme de suivi de la qualité de l'eau du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles, Agiro a réalisé, en collaboration avec la Ville de Québec et divers experts externes (voir liste complète à la page couverture), l'évaluation de l'intégrité écologique de l'écosystème aquatique du lac Saint-Charles ainsi que des lacs et des rivières qui y sont connectés sur le plan écologique (voir Chapitre 1 pour la description détaillée de la délimitation du territoire étudié et des indicateurs utilisés).

Au cœur de cette étude se trouve le lac Saint-Charles, dont la superficie et la diversité d'habitats ont nécessité plusieurs stations d'échantillonnage afin de pouvoir évaluer l'intégrité écologique des zones hétérogènes. Les lacs et les cours d'eau écologiquement connectés au lac Saint-Charles font l'objet des chapitres 4 à 8.

2 Objectifs

En 2017, le lac Saint-Charles a donc été étudié dans l'objectif d'évaluer son **intégrité écologique**[1]. Pour ce faire, l'**eutrophisation**[2], la **chaîne trophique**[3], ainsi que le **degré de dégradation**[4] ont été examinés afin de mettre en relief les problématiques environnementales détectées en vue de formuler des recommandations.

Plus spécifiquement, cette étude visait à :

- caractériser la dynamique spatiotemporelle des variables microbiologiques et physico-chimiques clés de l'eau du lac;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle de la communauté de phytoplancton et augmenter les connaissances acquises sur les cyanobactéries;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle de la communauté de zooplancton;
- caractériser la communauté de poissons et effectuer des comparatifs historiques avec les inventaires antérieurs;
- analyser les concentrations de mercure dans la chair des perchaudes;
- effectuer un retour sur la caractérisation des herbiers effectuée en 2016 et la mettre en relation avec les autres éléments du réseau trophique.

Rappelons que la méthodologie est présentée au chapitre 2.

[1] Correspond à l'état d'un écosystème, en termes de composition des espèces, de structure des populations et de fonctionnement des processus naturels, en comparaison avec un écosystème inaltéré de sa région naturelle.
[2] Processus d'enrichissement graduel d'un lac en matières nutritives (qualité de l'eau en termes de concentrations en nutriments, de productivité biologique primaire et de prolifération des plantes aquatiques); voir les chapitres 1 et 2 pour plus de détails sur les indicateurs.
[3] Portrait de la chaîne alimentaire aquatique à partir de la productivité primaire, soit des algues jusqu'aux poissons; voir les chapitres 1 et 2 pour plus de détails sur les indicateurs.
[4] Diminution progressive de la qualité de l'eau qui a un impact sur l'intégrité écologique et les conditions physiques d'un lac, mais n'est pas associée aux concentrations en éléments nutritifs comme les sels de voirie.

3 Présentation du territoire

Le lac Saint-Charles reçoit les apports de plusieurs affluents, dont les principaux sont la rivière des Hurons, l'effluent du lac Delage, ainsi que 39 tributaires mineurs sans toponymes officiels. Ceux-ci drainent respectivement 81,6 %, 3,7 % et 11,1 % des 168,98 km^2 du bassin versant du lac. Les 3,6 % du territoire restant, pour la plupart des terrains adjacents au lac Saint-Charles, rechargent le plan d'eau par ruissellement diffus. L'apport de ces tributaires varie grandement selon les saisons. Il est également à noter que l'apport des eaux souterraines fait l'objet de plusieurs études (Narancic et al., 2019 et LABIAQ, 2018). Le seul effluent du lac Saint-Charles est la rivière Saint-Charles, dont l'eau est prélevée à 11 km en aval du lac par la Ville de Québec à son installation de traitement de l'eau potable pour alimenter près de 300 000 citoyens (Tremblay et al., 2001). Le débit de la rivière est régulé par le barrage Cyrille-Delage (Bourget, 2011).

D'une superficie de 3,6 km^2, le lac Saint-Charles compte deux bassins dont les volumes totalisent 14,8 millions de mètres cubes. Le bassin nord, qui contient 70 % du volume total du lac, est de forme conique et sa profondeur maximale est de 17,5 m. Le bassin sud est relativement plat, sa profondeur ne dépassant pas les 4,5 m (Figure 1). Les deux bassins sont connectés entre eux par un étranglement de faible profondeur (APEL, 2009). En raison de leurs caractéristiques morphométriques distinctes, les bassins nord et sud constituent respectivement des systèmes lacustre et fluvial (Tremblay et al., 2001).

Le temps de renouvellement du lac Saint-Charles est très court et varie en fonction des saisons, du bassin ainsi que de la demande (à titre d'exemple, la demande augmente en été pour la période de remplissage des piscines). Ainsi, le temps de résidence moyen de l'eau est de 22,7 jours pour le bassin nord et de 7,6 jours pour le bassin sud (APEL, 2009; Légaré, 1998). En outre, en raison de la stratification thermique du bassin nord durant la période estivale, le taux de renouvellement de l'hypolimnion se trouve réduit comparativement à celui de l'épilimnion (Légaré, 1998).

Le bassin versant du lac est illustré à la figure 3, tandis que certaines de ses caractéristiques sont résumées à la figure 2 et au tableau 1, tous deux basés sur les orthophotos prises par la CMQ en 2013. Il s'agit d'un territoire d'environ 168 km^2 principalement forestier, surtout dans sa partie nord plus faiblement habitée et montagneuse (altitude de 150 m au niveau du lac Saint-Charles comparativement à 991 m en son point le plus élevé). Ce territoire comprend les bassins versants des lacs Delage, Caché et Durand, qui seront présentés dans les chapitres ultérieurs. Au total, 73,3 % du territoire est couvert de végétation de type forestière. Avec 3,6 km^2 de superficie, le lac Saint-Charles occupe 2,1 % de son bassin versant.

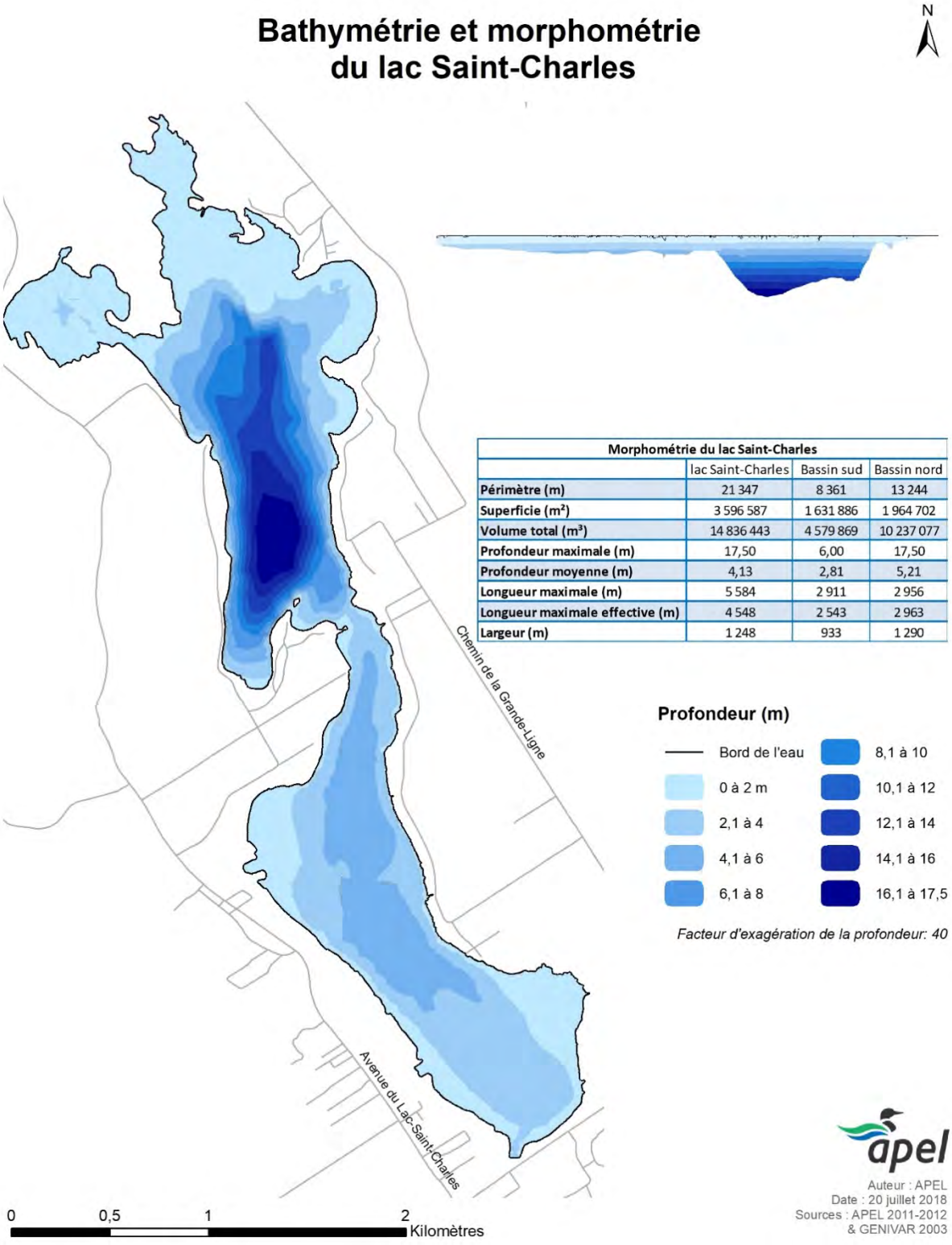


Figure 1 : Morphométrie du lac Saint-Charles.

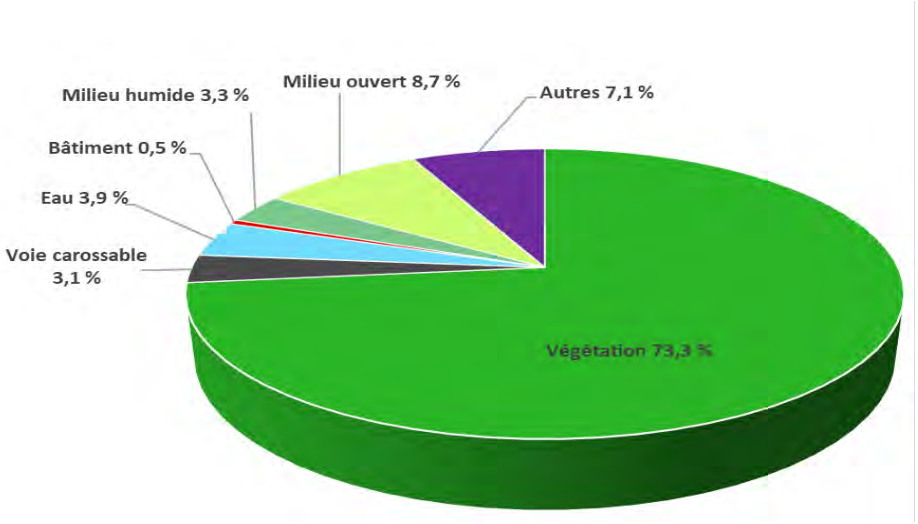


Figure 2 : Description de l'occupation du sol du bassin versant du lac Saint-Charles.

Tableau 1 : Caractéristiques du bassin versant du lac Saint-Charles.

Caractéristiques du bassin versant du lac Saint-Charles	
Superficie totale	169,98 km^2
Superficie occupée par le lac Saint-Charles	2,1 %
Superficie imperméabilisée[1]	3,8 %
Superficie anthropisée[2]	19,5 %
Nombre d'unités d'habitation	4 545

[1] Les catégories d'occupation du sol incluses dans le calcul de la superficie imperméabilisée sont les suivantes : voie carrossable, bâtiment, infrastructures et piscine.
[2] Les catégories d'occupation du sol incluses dans le calcul de la superficie anthropisée sont les suivantes : voie carrossable, bâtiment, milieu ouvert, carrière, coupe forestière, agriculture, infrastructures, piscine, sol nu, carrière, cimetière d'automobile, site d'enfouissement, ski et golf.

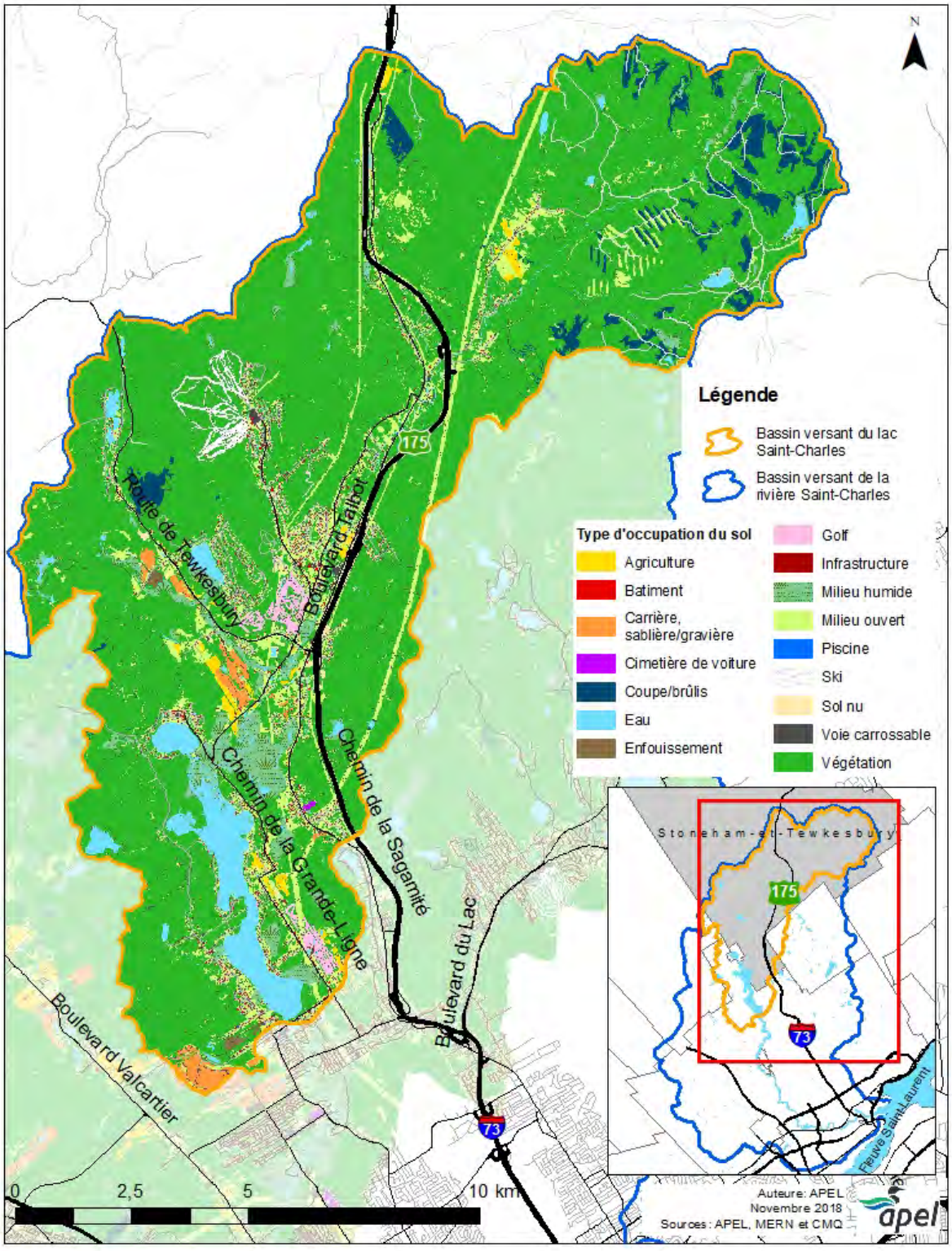


Figure 3 : Carte d'occupation du sol du bassin versant du lac Saint-Charles.

4 Résultats

4.1 Conditions météorologiques

Quelques statistiques météorologiques enregistrées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage, la station la plus proche ayant des données historiques, sont présentées aux Figures 4 et 5 afin d'illustrer le portrait météorologique de l'année 2017 en comparaison avec les normales mensuelles enregistrées entre 1998 et 2016. Bien que l'année ait commencé en étant légèrement plus chaude que la normale, le froid s'est maintenu en mars, avec une moyenne plus basse que celles des données historiques. Les températures estivales ont connu un patron semblable à celui des données historiques, mais les mois de septembre et d'octobre ont été plus chauds tandis que le mois de décembre a été particulièrement froid (Figure 4). Les mois d'avril, d'octobre et de novembre ont reçu de grandes quantités de précipitations, avec une différence marquée comparativement aux données historiques, alors que le mois de juillet a été particulièrement sec (Figure 5). Les données pluviométriques de proximité ont également été recueillies lors des journées d'échantillonnage (Tableau 3).

Cette information est particulièrement utile pour interpréter les résultats des mesures de la transparence, qui se trouvent rapidement affectés par la pluviométrie (Tableau 2).

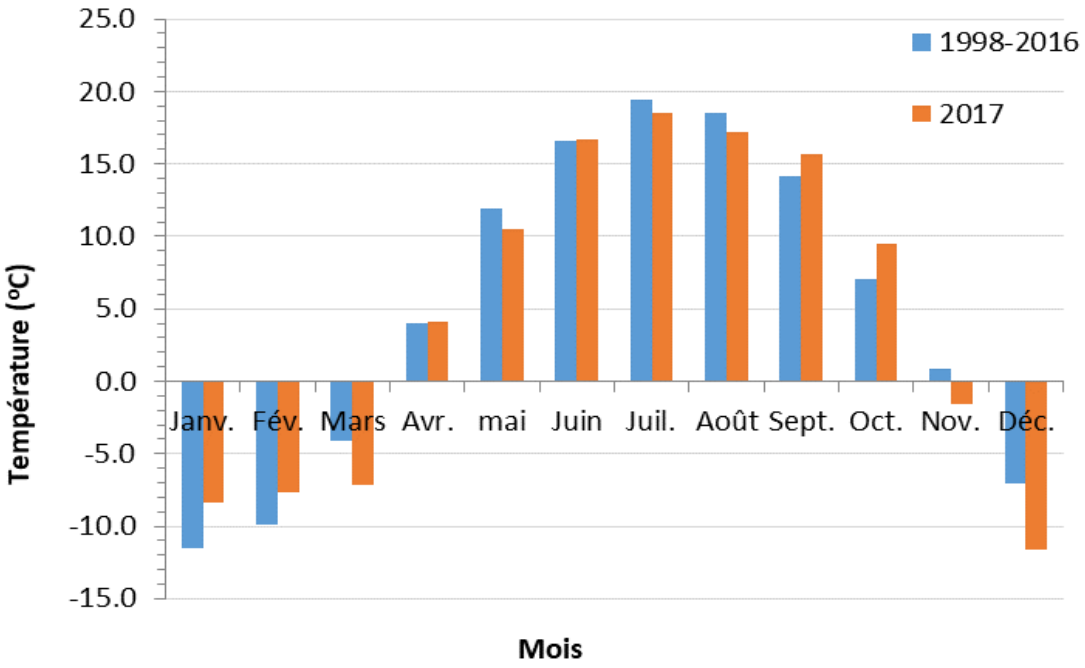


Figure 4 : Températures moyennes mensuelles (en °C) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016.

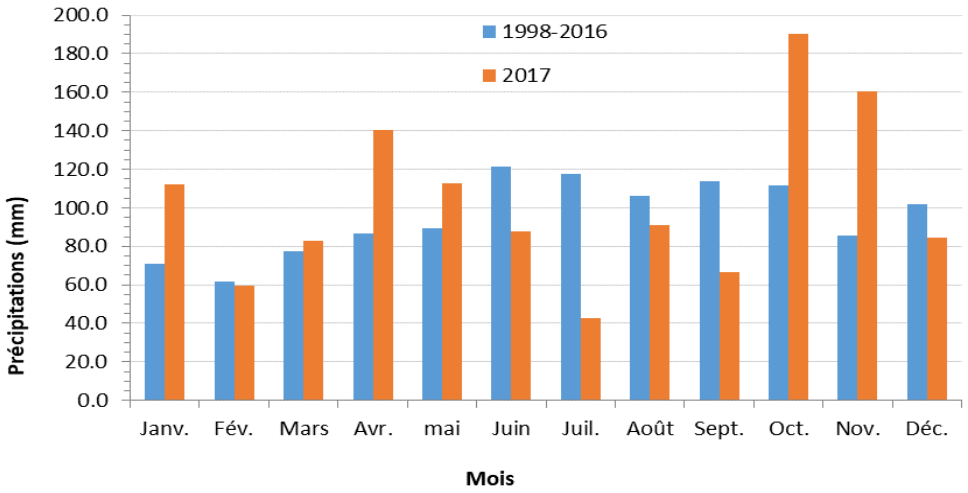


Figure 5 : Précipitations totales mensuelles (en mm) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016.

Tableau 2 : Pluviométrie recensée lors des journées d'échantillonnage (données provenant de la station météorologique de la Ville de Québec aux Marais du Sud) et transparence de l'eau.

Date d'échantillonnage saison 2017	Précipitations observées à la station C03	Précipitations*		Transparence de l'eau (m)	
		Dernières 24 h (mm)	Dernières 48 h (mm)	C03 (Bassin Nord)	C05 (Bassin Sud)
17 mai	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	3,0	2,5
22 juin	Il a plu dans les 48 dernières heures	5,3	25,9	3,0	2,5
4 juillet	Il a plu dans les 24 dernières heures	8,8	0	2,0	2,5
25 juillet	Il a plu dans les 24 à 48 dernières heures	0	5	3,0	3,0
1er août	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	2,5	3,0
14 août	Il a plu dans les 24 dernières heures	6,1	0	3,5	3,0
29 août	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	2,5	2,0
13 septembre	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	3,25	3,0
26 septembre	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	3,25	3,25
12 octobre	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	3,5	3,25
23 octobre	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	2,0	2,25
9 novembre	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	1,5	1,5

* Seules les précipitations de plus de 5 mm ont été comptabilisées.

4.2 Analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau

Une analyse de différents paramètres de l'eau a été effectuée à l'ensemble des stations à l'étude afin de pouvoir déterminer l'état trophique du lac Saint-Charles (Figure 6).

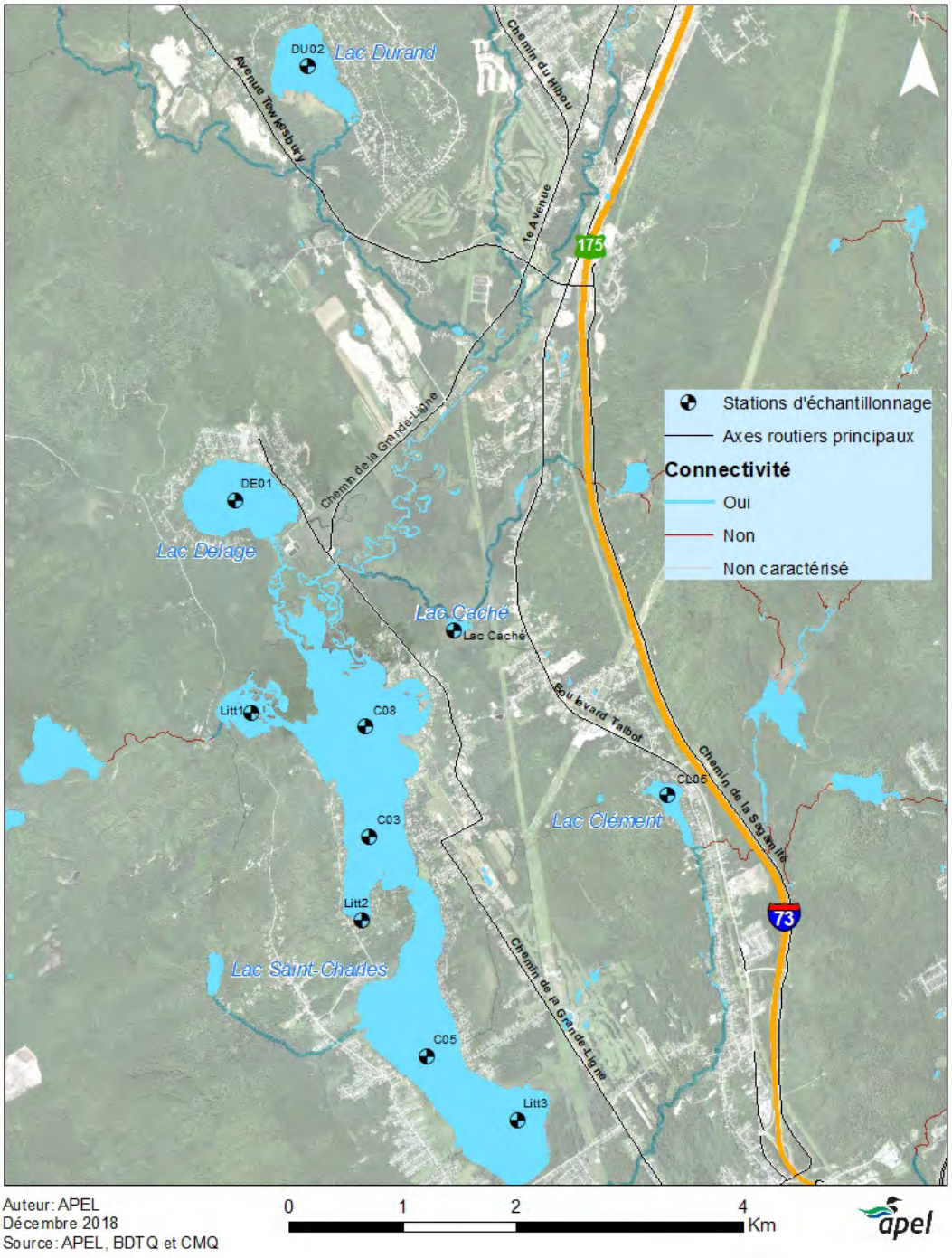


Figure 6 : Emplacement des stations d'échantillonnage utilisées pour mesurer les paramètres physico-chimiques et biologiques.

4.2.1 Phosphore et azote total

Les concentrations en phosphore total aux différentes stations suivies en 2017 ont des valeurs médianes entre 9 et 12 µg P/l, toutes profondeurs et dates d'échantillonnage confondues (Figure 7). Par rapport à ce critère, le lac se situerait dans un état oligo-mésotrophe. Lors de la période de mélange du printemps, les valeurs sont semblables. Or, lors de la période de mélange de l'automne, les valeurs de phosphore total se situent plutôt entre 18 et 20 µg P/l. Il y a donc une importante variation temporelle, mais les valeurs à pareille date sont sensiblement les mêmes pour toutes les stations.

Les concentrations en azote total aux différentes stations du lac indiquent cependant une variation selon les stations, alors que les deux stations situées dans le bassin nord (C03, C08) démontrent des valeurs médianes plus élevées, situées entre 0,317 et 0,330 mg N/l, alors que celles du bassin sud (C05 et C01) affichent des valeurs médianes inférieures à 0,260 mg/l (Figure 8). Selon ce critère, peu importe l'emplacement de la station, le lac se situerait dans un état oligotrophe. Il est à noter cependant que les échantillons du mois de novembre n'ont pas pu être analysés en raison d'un problème au laboratoire.

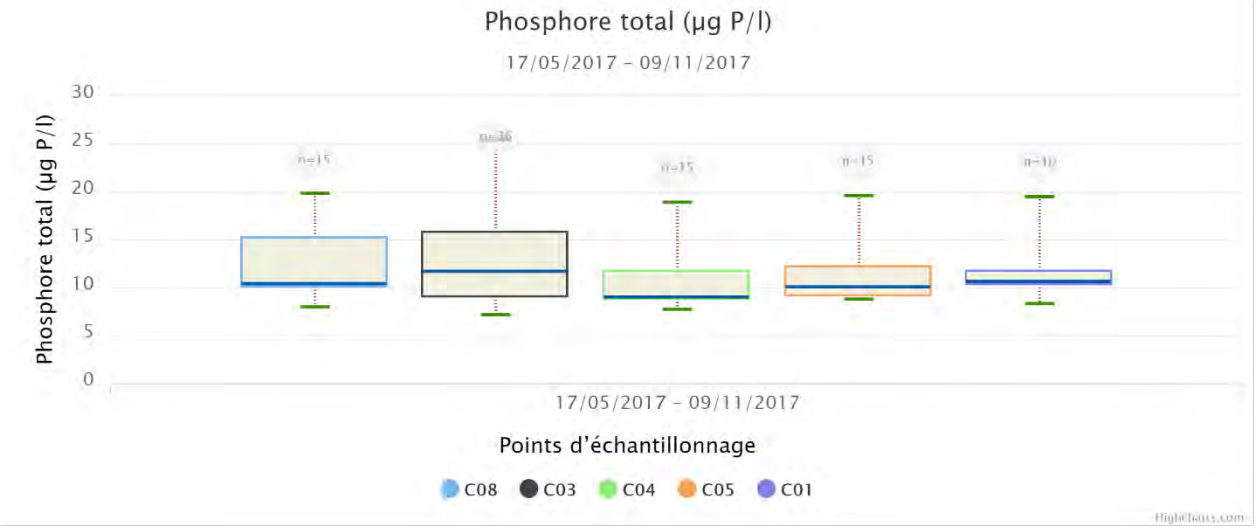
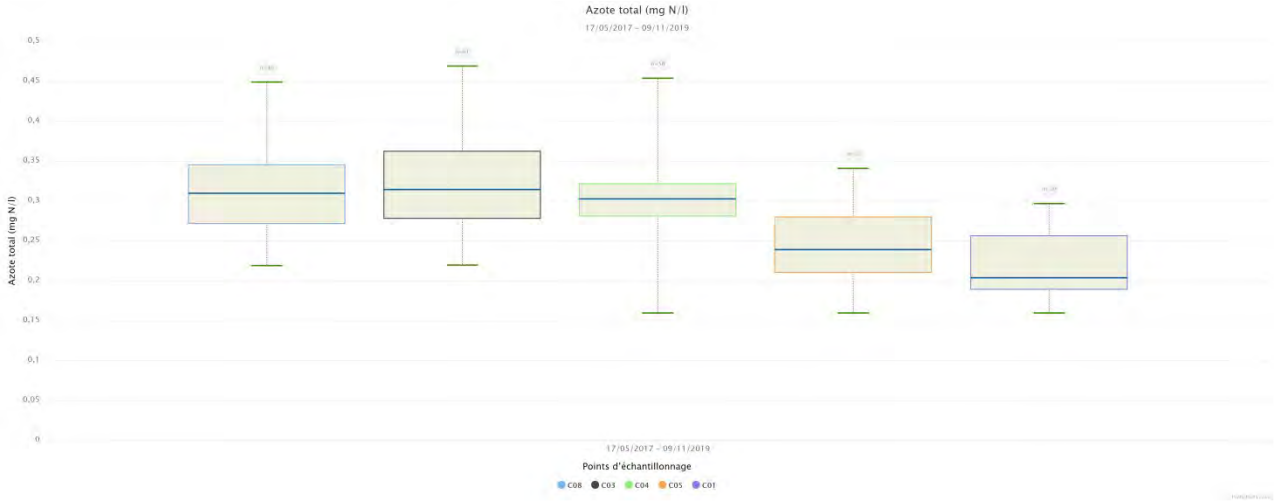


Figure 7 : Concentrations en phosphore total enregistrées aux différentes stations du lac Saint-Charles suivies en 2017.



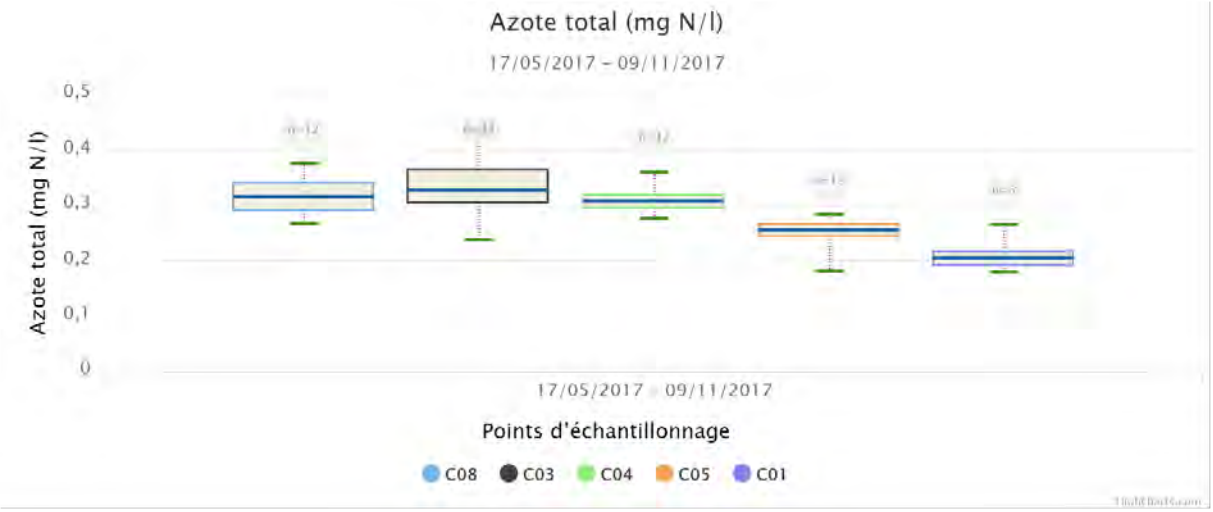


Figure 8 : Concentrations en azote total enregistrées aux différentes stations du lac Saint-Charles suivies en 2017.

4.2.2 Chlorophylle *a*

La chlorophylle *a* a été dosée en laboratoire pour la station C03 seulement. Les valeurs entre 1 et 1,7 µg/l situent le lac à un stade oligotrophe.

Les profils de chlorophylle *a* pris avec la sonde EXO V2 démontrent une moyenne annuelle de 1,9 µg/l pour l'ensemble de la colonne d'eau. La zone des valeurs maximales de la chlorophylle *a* se situe entre 2 et 4,5 m au cours de la saison d'échantillonnage de 2017 et sa valeur médiane est de 3,5 µg/l à la station C03 (Figure 9 et Figure 10). Selon cette dernière donnée, qui a servi à évaluer le stade trophique du lac Saint-Charles, celui-ci se trouverait dans un état oligo-mésotrophe.

Les pics de chlorophylle *a* les plus importants ont été enregistrés lors des deux campagnes d'échantillonnage de juillet. Comme il n'y a pas eu de prélèvement de phytoplancton lors de ces campagnes, il est difficile de lier ces pics à l'abondance d'une algue en particulier.

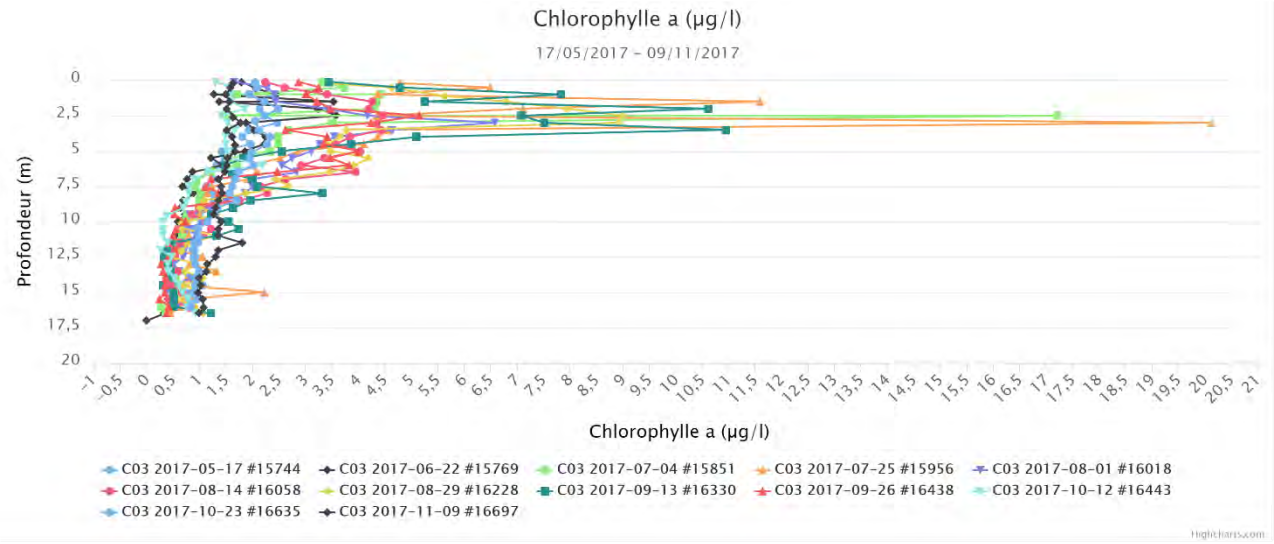


Figure 9 : Profils de chlorophylle *a* enregistrés à la station C03 en 2017.

4.2.3 Oxygène dissous

Les profils d'oxygène enregistrés lors de la stratification estivale complète sont clinogrades et indiquent une baisse importante en oxygène dans l'hypolimnion, soit à partir d'environ 9 m de profondeur (Figure 10). Les deux profils de septembre démontrent une anoxie presque complète de l'hypolimnion. Selon ces indicateurs (ratio du volume de l'épi et de l'hypolimnion estival, profil de l'oxygène en été et pourcentage de la consommation d'oxygène dans l'hypolimnion estival), le lac aurait une tendance mésotrophe à méso-eutrophe.

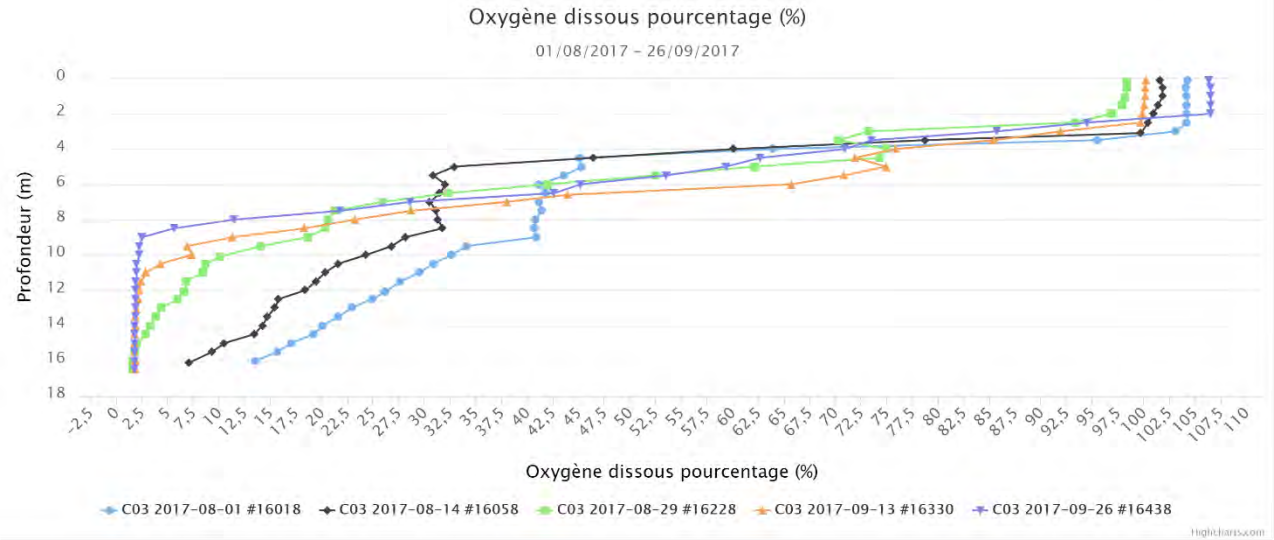


Figure 10 : Profils du pourcentage d'oxygène dissous enregistrés à la station C03 en 2017 lors de la stratification estivale complète.

4.2.4 Conductivité spécifique et ions chlorure

Les valeurs de conductivité spécifique dans la colonne d'eau de la station C03 montrent d'importantes fluctuations au courant de l'année, avec des valeurs variant de 41 à 112 µS/cm. Pour la majorité des profils, les valeurs les plus élevées sont enregistrées dans l'épilimnion, sauf le 9 novembre lors du brassage automnal (Figure 11). Les valeurs médianes d'ions chlorure varient entre 11 mg/l (C03) et 14 mg/l (C05).

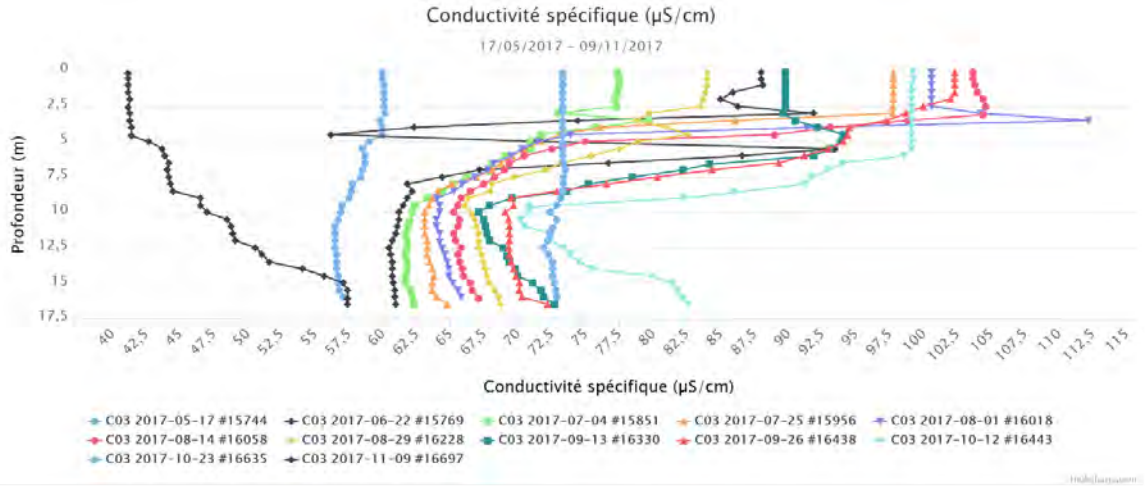


Figure 11 : Profils de conductivité enregistrés à la station C03 en 2017.

4.2.5 Analyse des herbiers aquatiques

Les herbiers aquatiques du lac Saint-Charles ont été caractérisés en 2016 par une équipe d'Agiro. Cette section constitue donc un résumé de l'information sur les macrophytes contenue dans la *Diagnose du lac Saint-Charles 2016* (APEL, 2019). La figure 12 illustre l'évolution du recouvrement des herbiers depuis le premier inventaire en 2007 et expose une importante augmentation du recouvrement entre 2007 et 2012. Les données obtenues lors des deux derniers inventaires se ressemblent davantage, mais suggèrent tout de même une légère augmentation du recouvrement en 2016. Au total, 65,7 % de la superficie colonisable du lac (de 0 à 3,5 m de profondeur) était recouverte par les herbiers aquatiques en 2016.

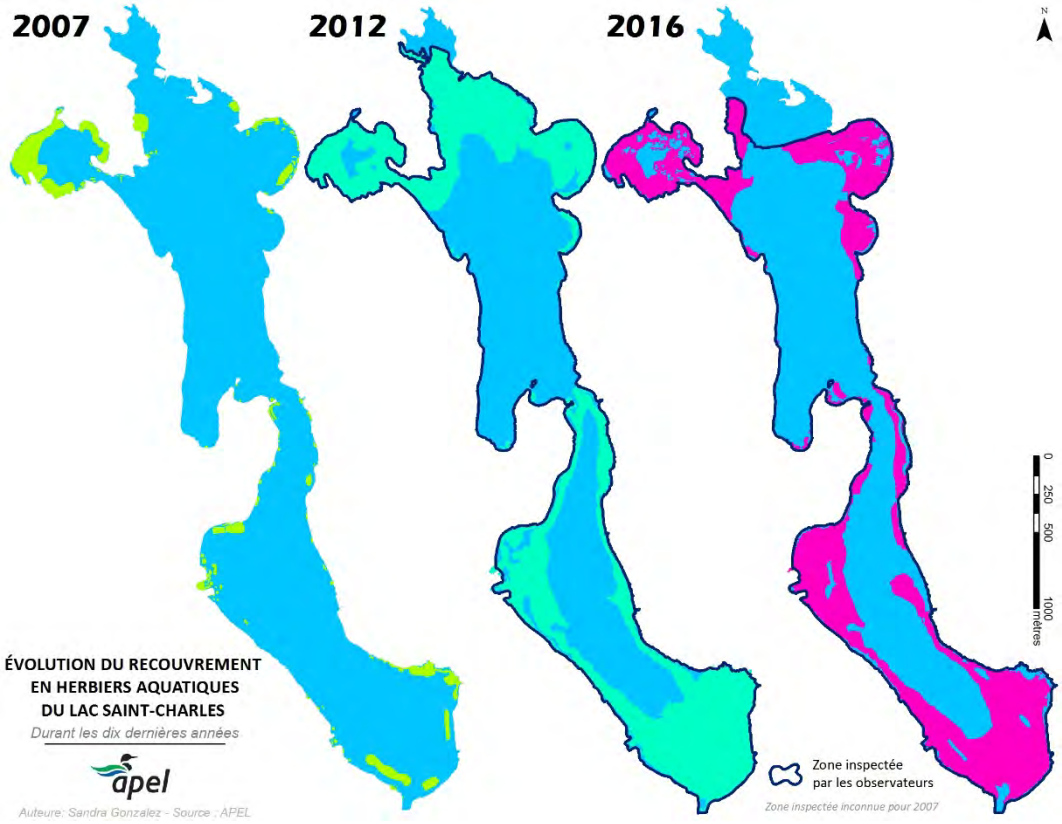


Figure 12 : Évolution du recouvrement du lac Saint-Charles par les herbiers aquatiques entre 2007, 2012 et 2016.

Au total, 27 espèces de plantes aquatiques ont été identifiées en 2016. Parmi celles-ci, six espèces se retrouvent dans au moins 25 % des herbiers répertoriés (Figure 13). Le myriophylle à épis est l'espèce la plus répandue (46 % des herbiers), suivie de près par l'élodée du Canada (45 %) et le potamot de Robbins (44 %). Le lac Saint-Charles présente donc une diversité relativement élevée d'herbiers.

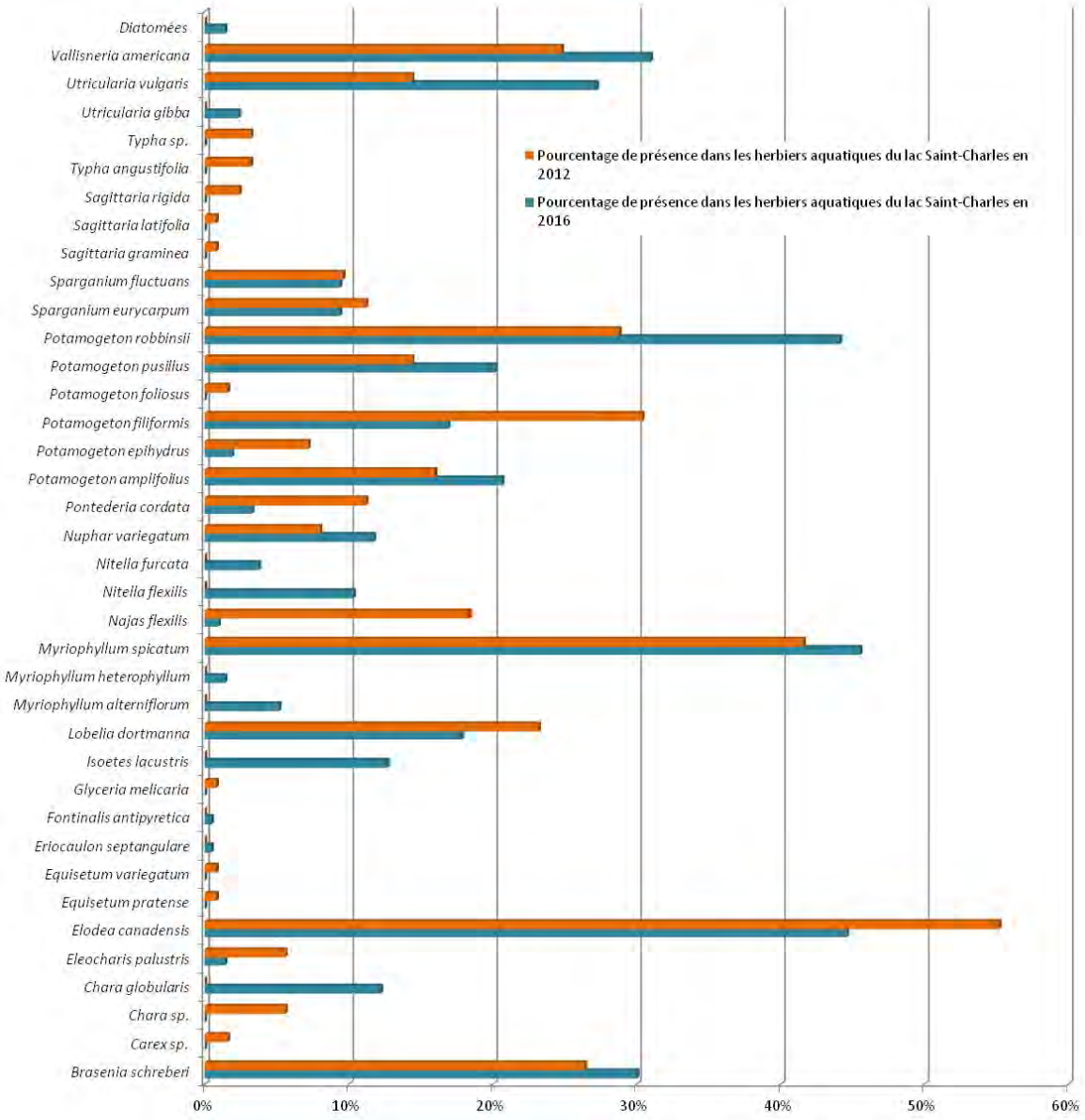


Figure 13 : Pourcentage des herbiers aquatiques abritant les différentes espèces ou genres identifiés au lac Saint-Charles en 2012 et 2016.

En plus d'être l'espèce la plus souvent présente dans les herbiers, le myriophylle à épis occupe la plus grande superficie, soit environ 500 000 m^2 en 2016. La superficie recouverte par cette espèce a d'ailleurs fortement augmenté entre 2007 et 2012, avant de se stabiliser lors des deux derniers inventaires malgré quelques différences locales quant à sa répartition (Figure 14). Le myriophylle à épis est une espèce exotique envahissante provenant de l'Asie, qui croît dans une grande variété d'habitats. En plus de se reproduire par graines, un fragment de tige qui s'enracine suffit à produire un nouvel individu, tout comme la propagation d'hibernacles, des bourgeons dont l'extrémité se détache et s'enracine dans la vase par des racines adventives (Marie-Victorin, 2002). Lorsqu'elle s'implante dans un lac, sa polyvalence jumelée à ses moyens de reproduction divers en font une espèce à fort potentiel envahissant.

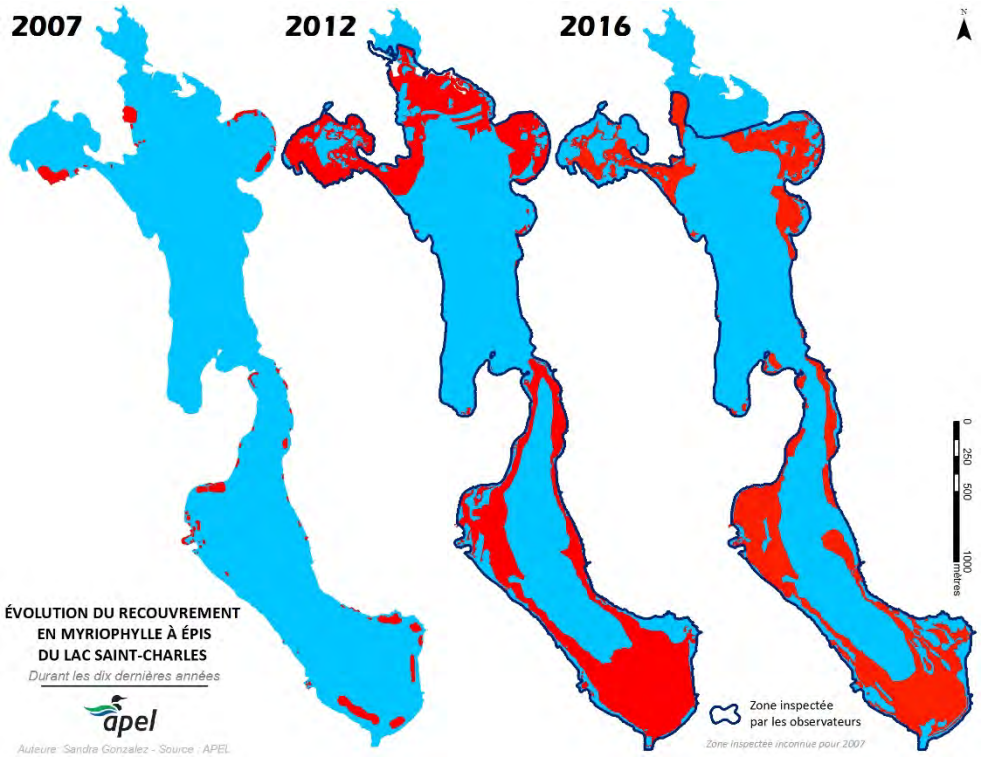


Figure 14 : Évolution du recouvrement par le myriophylle à épis entre 2007, 2012 et 2016.

Finalement, une majorité d'herbiers à forte densité a été répertoriée (51 %), suivie des herbiers avec une densité moyenne (33 %) et une petite proportion d'herbiers à faible densité (16 %).

4.3 Analyse de la communauté de phytoplancton

La structure de la communauté de phytoplancton a été analysée pour chacun des échantillons prélevés lors de l'été 2017, soit du 17 au 19 mai[5], le 22 juin, le 1er août et le 13 septembre, afin d'étudier la succession saisonnière observée aux différentes stations (Figure 17). Une moyenne annuelle a également été calculée afin de connaître la structure typique de la communauté du lac et d'utiliser des indices biotiques (Figure 15).

[5] L'échantillonnage des six stations du lac Saint-Charles s'est échelonné sur deux journées.

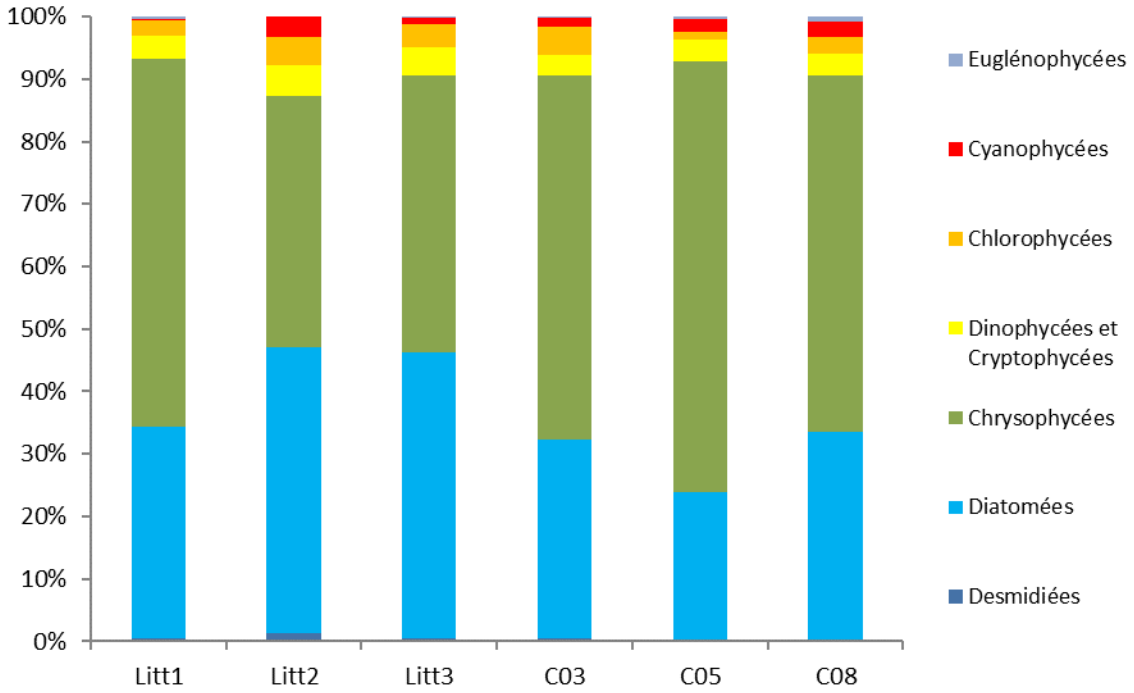


Figure 15 : Valeurs moyennes de la communauté de phytoplancton des six stations échantillonnées sur le lac Saint-Charles durant l'été 2017.

4.3.1 Indice planctonique basé sur la structure des communautés

Les valeurs obtenues pour l'indice planctonique ONEMA sont représentatives d'une communauté typique de stade oligotrophe, et ce, à n'importe quelle étape de la succession saisonnière étudiée (Tableau 3). Les valeurs moyennes enregistrées pour toutes les stations démontrent bien que la communauté est dominée à plus de 85 % par les diatomées, principalement par les genres coloniaux *Fragilaria* et *Tabellaria*, ainsi que par le genre centrique *Cyclotella*, mais également par les chrysophycées du genre *Dinobryon* (Figures 15 et 16). Seulement deux des échantillons recueillis (Litt2 et C08), tous deux prélevés le 22 juin, ont présenté des valeurs assez élevées pour être associées à un stade mésotrophe. Il faut d'ailleurs mentionner que pour toutes les stations du lac Saint-Charles analysées, les valeurs enregistrées le 22 juin ont été les plus élevées, et ce, en raison d'une plus grande proportion de cyanophycées (Tableau 3).

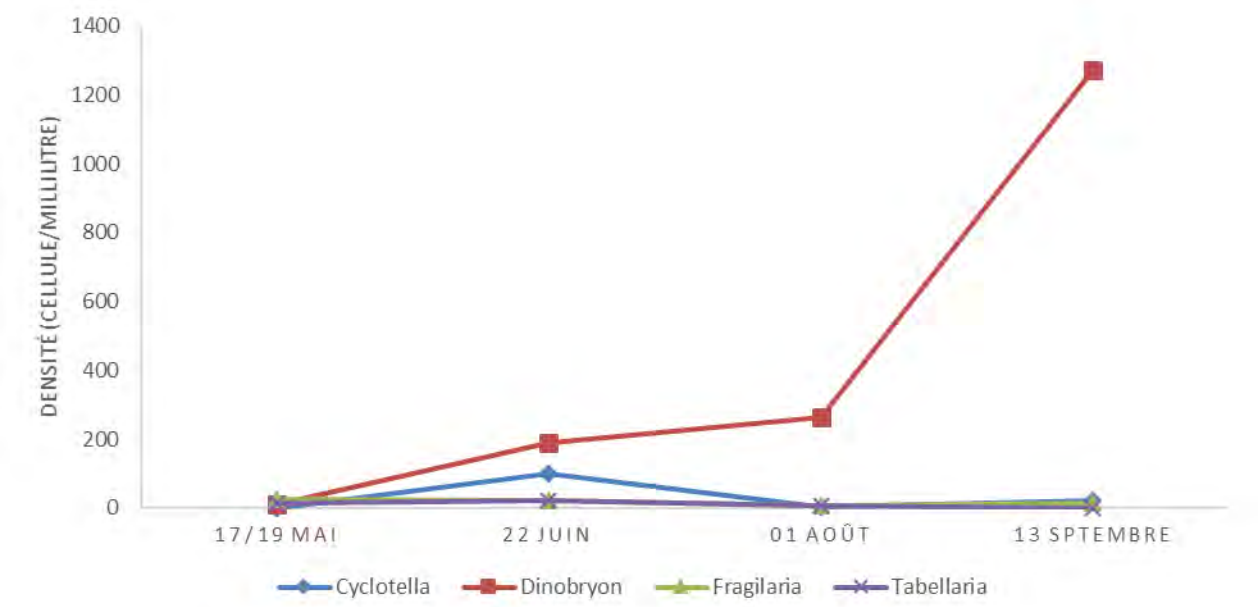


Figure 16 : Évolution de la densité moyenne des quatre principaux genres de plancton (diatomées et chrysophycées) au cours de la saison estivale 2017 au lac Saint-Charles.

La station Litt2, située près du littoral de la baie de l'Écho, présente l'indice planctonique moyen le plus élevé de toutes les stations du lac, ce qui est principalement dû à une plus forte présence de cyanophycées. Malgré un choix de stations représentatif des différents habitats du lac, la structure moyenne des sites d'échantillonnage est très semblable, et ce, tant dans les bassins sud que nord.

Tableau 3 : Valeurs de l'indice planctonique et stades trophiques associés pour les différentes stations d'échantillonnage du lac Saint-Charles en 2017.

	Litt1	Litt2	Litt3	C03	C05	C08
17-19 mai	16,0	15,0	18,5	21,5	20,0	18,0
22 juin	29,0	41,5	30,5	30,0	27,5	39,0
1er août	25,5	26,5	25,5	24,0	23,0	24,0
13 septembre	25,0	26,5	24,5	30,0	25,0	25,0
Moyenne	23,9	27,4	24,8	26,0	23,9	26,5

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques : Ultra oligotrophe – Oligotrophe – Mésotrophe – Eutrophe – Hyper eutrophe

4.3.2 Index planctonique basé sur la présence de phytoplancton typique des milieux eutrophes

Les valeurs obtenues en calculant l'index planctonique irlandais démontrent qu'il y a une faible densité des genres de phytoplanctons typiques des milieux eutrophes et cette observation corrobore la structure des communautés analysées précédemment. Encore une fois, c'est lors de la campagne d'échantillonnage du 22 juin que les valeurs plutôt liées au stade mésotrophe ont été enregistrées, et ce, principalement pour les stations en milieu littoral (Tableau 4). La diatomée planctonique *Aulacoseria* constitue le genre ayant le plus souvent affecté l'indice à la baisse pour l'ensemble du lac, mais principalement pour les stations en milieu

littoral (Annexe 1). Il faut mentionner que les deux stations où des valeurs moyennes sous le seuil de 90 (Litt1 et Litt3) ont été enregistrées sont situées dans des milieux plus marécageux (baie Charles-Talbot et milieu adjacent aux Marais du Sud). Il est donc normal que les communautés soient plus typiques d'un milieu enrichi.

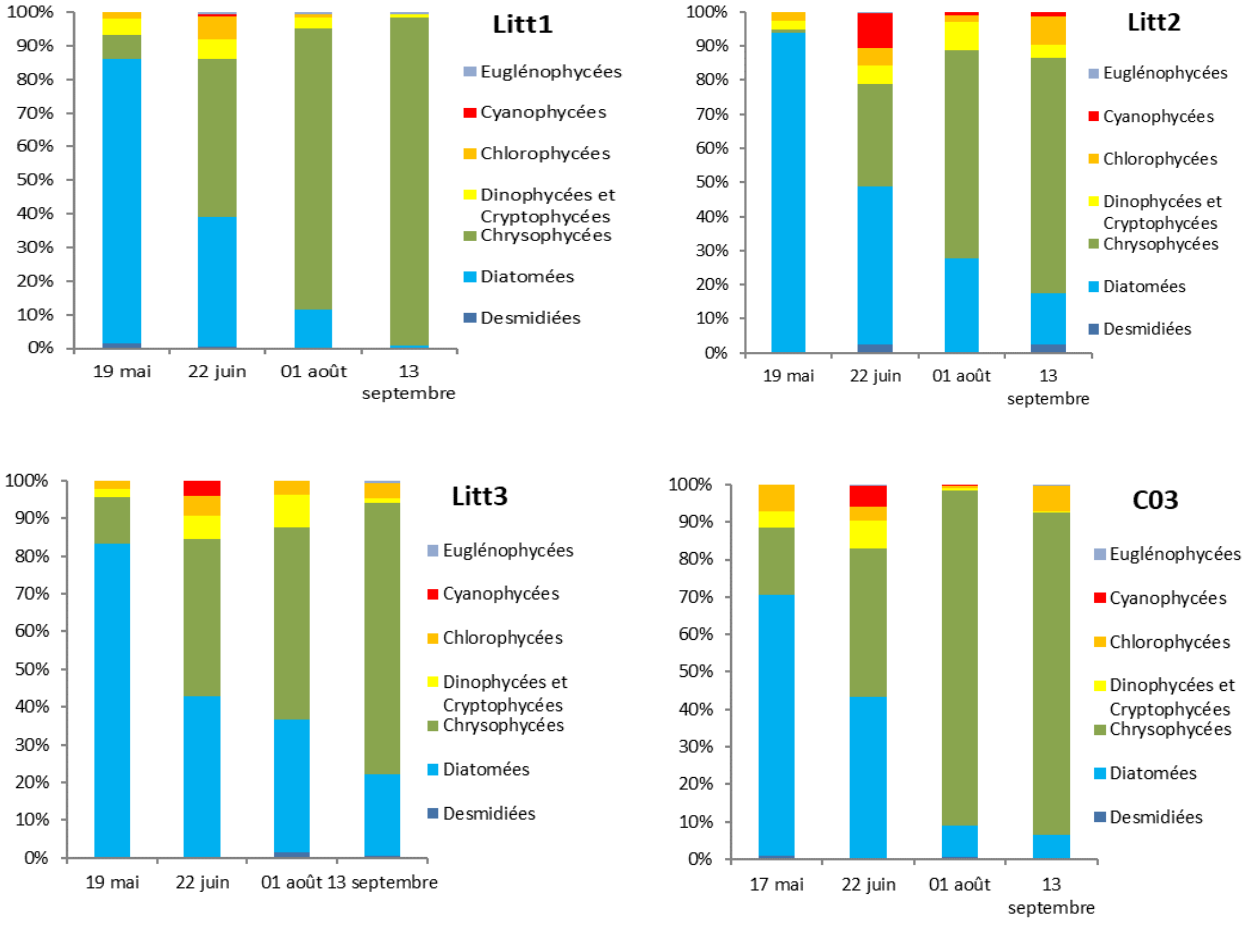
Tableau 4 : Valeurs de l'index du phytoplancton irlandais et stades trophiques associés pour les différentes stations d'échantillonnages du lac Saint-Charles en 2017.

	Litt1	Litt2	Litt3	C03	C05	C08
17-19 mai	0,94	1,00	0,94	1,00	0,97	1,00
22 juin	0,79	0,79	0,66	0,94	0,94	0,97
1er août	0,83	0,99	0,91	1,00	0,96	0,99
13 septembre	1,00	1,00	0,70	0,86	0,99	0,97
Moyenne	0,89	0,94	0,80	0,95	0,96	0,98

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :
Oligotrophe – Mésotrophe – Eutrophe

4.3.3 Succession saisonnière

L'analyse de la communauté planctonique lors de quatre campagnes successives a permis d'observer des tangentes communes aux différentes stations (Figure 17).



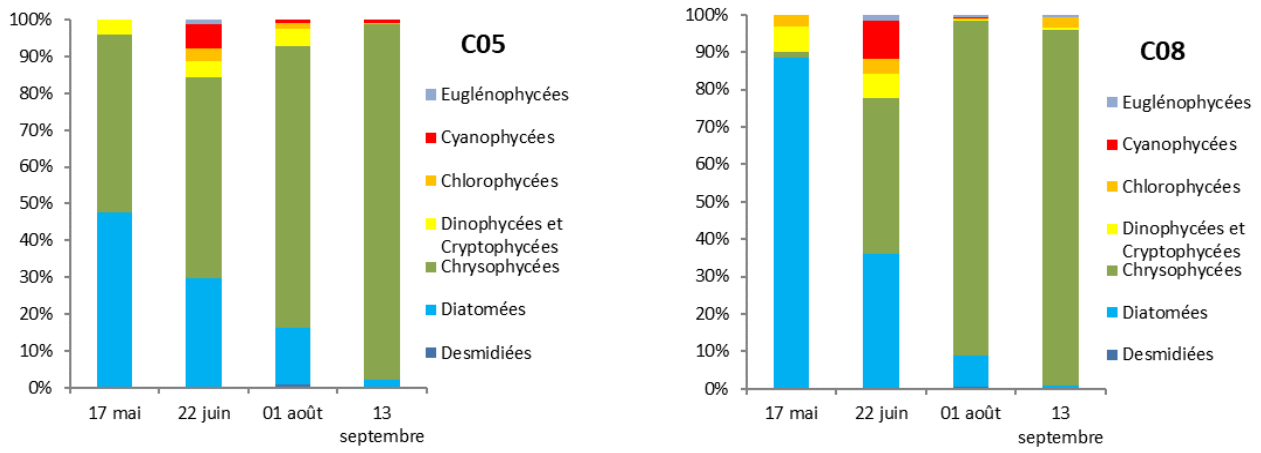


Figure 17 : Succession saisonnière de la communauté de phytoplancton des six stations échantillonnée sur le lac Saint-Charles durant l'été 2017.

Tout d'abord, en début de saison, la communauté est dominée par les diatomées, principalement les genres coloniaux *Fragilaria* et *Tabellaria,* ce qui est cohérent avec la poussée planctonique printanière de certaines espèces à croissance rapide (Sommer et al., 1986; Likens, 2010). L'échantillonnage de fin de saison, réalisé en septembre, présente plutôt une grande proportion de chrysophycées, caractérisée par les plus fortes densités du genre *Dinobryon* de l'ensemble du territoire étudié en 2017 (Figures 16 et 18). Seule la station Litt2 présente une densité relativement faible de *Dinobryon,* ce qui en fait la station à la densité moyenne la plus faible du lac Saint-Charles.

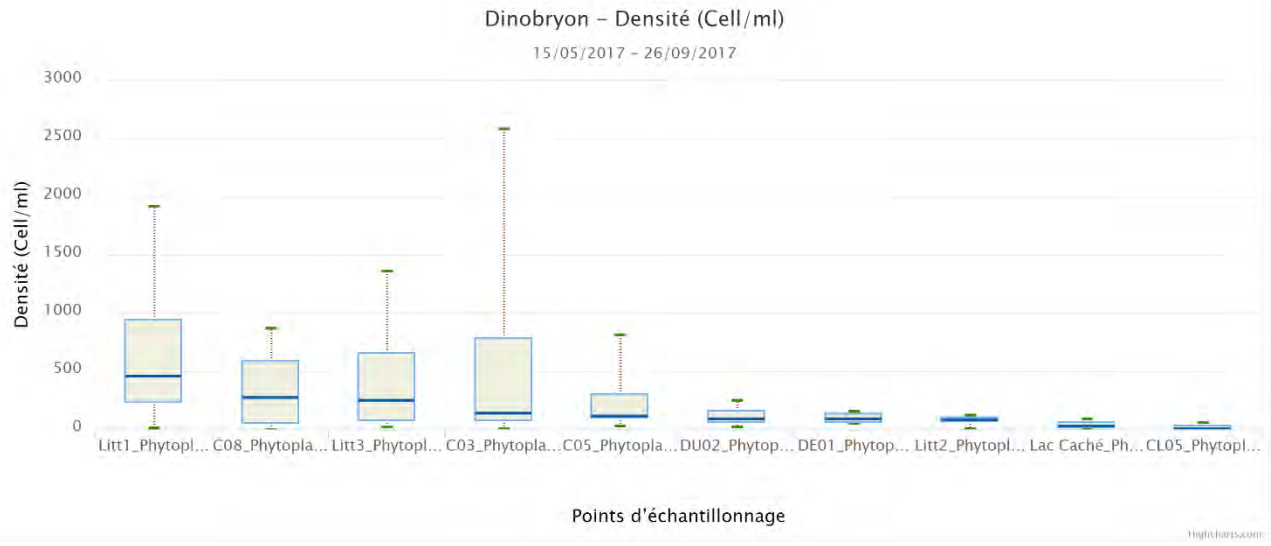


Figure 18 : Densités du genre *Dinobryon* enregistrées à toutes les stations suivies en 2017.

Les échantillons recueillis au milieu de l'été, en juin et août, sont plus équilibrés et diversifiés. C'est d'ailleurs en juin que la proportion de diatomées et de chrysophycées est la moins élevée, au profit de groupes moins représentés lors des autres campagnes d'échantillonnage, principalement les cyanophycées et les euglénophycées. Les densités de cyanophycées du genre *Dolichospermum* (*Anabaena)* enregistrées en juin aux stations C03, C08, C05, Litt2 et Litt3 sont les plus élevées parmi tous les points d'échantillonnage analysés en 2017. Seule la station Litt1 a présenté une densité relativement faible de ce genre (Figure 19).

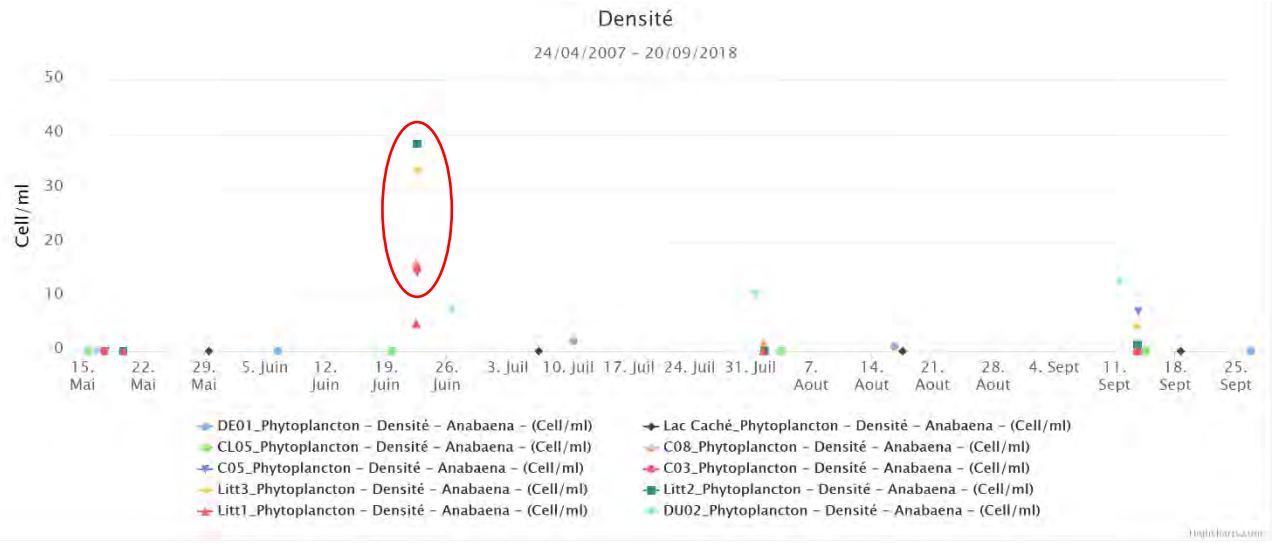


Figure 19 : Densités du genre *Dolichospermum* (*Anabaena*) enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 et mettant en valeur les densités observées le 22 juin au lac Saint-Charles.

Il existe également des différences entre les assemblages de communautés en milieu littoral par rapport au milieu pélagique. Une densité accrue des genres de diatomées tolérants aux perturbations, tels *Navicula* et *Nitzschia*, ainsi que des genres épiphytes typiques du milieu littoral, tel *Gomphonema* (Likens, 2010), est observée aux trois stations situées en milieu littoral (Figure 20 et 21), lesquelles présentent généralement une plus grande densité de Cryptophycées du genre *Cryptomonas.*

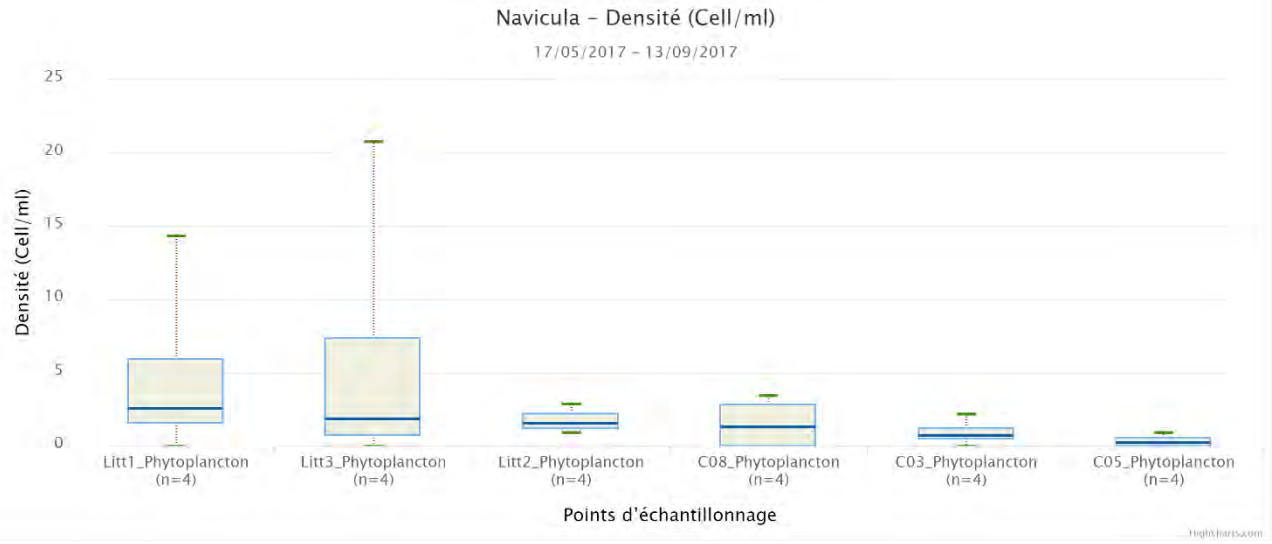


Figure 20 : Densités du genre de diatomées *Navicula* enregistrées aux stations du lac Saint-Charles en 2017.

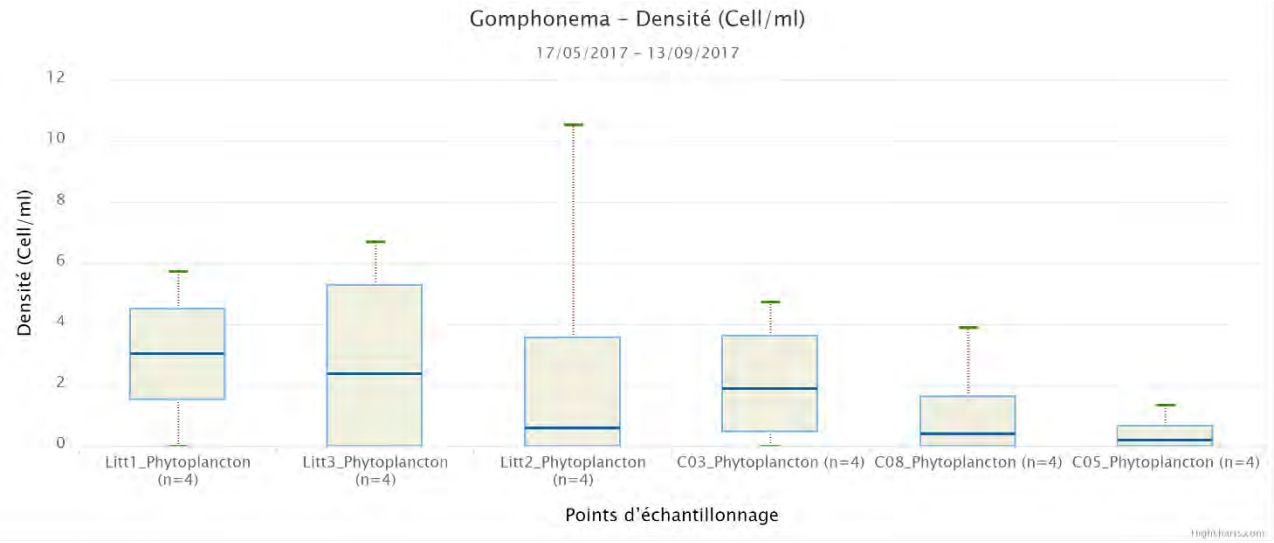


Figure 21 : Densités du genre de diatomées *Gomphonema* enregistrées aux stations du lac Saint-Charles en 2017.

De façon générale, à l'exception de la station Litt2, les plus fortes densités de phytoplancton sont observées en septembre et dominées par les chrysophycées du genre *Dinobryon*, dont la quantité augmente tout au long de la saison estivale (Figure 22). Cette domination de la communauté par *Dinobryon* entraîne une diminution de la diversité des genres (Annexe 3). À l'inverse, les échantillons de juin comprennent la plus forte diversité de genres et des concentrations de *Dinobryon* plus faibles. Somme toute, les stations Litt1, Litt3 et C03 présentent les densités moyennes en phytoplancton les plus élevées du territoire étudié en 2017 (Tableau 5). Il n'est donc pas étonnant que la densité moyenne du phytoplancton au lac Saint-Charles soit plus élevée que la moyenne globale de toutes les stations en lac suivies en 2017.

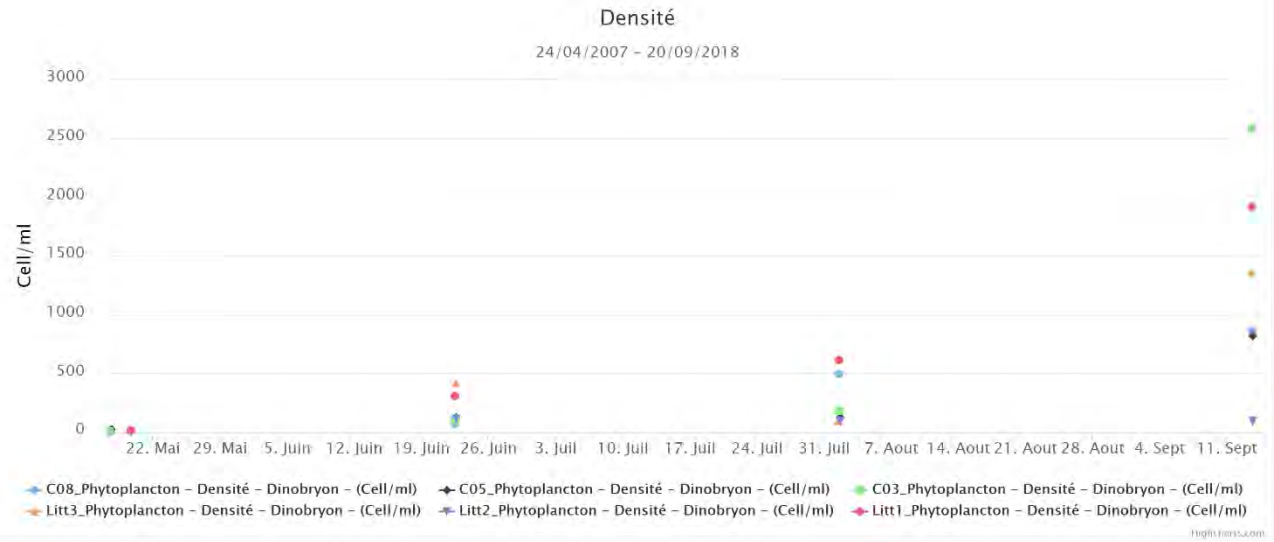


Figure 22 : Évolution de la densité du genre *Dinobryon* pour l'ensemble des stations suivies au lac Saint-Charles en 2017.

Tableau 5 : Densités moyennes de phytoplancton (cellules/ml) enregistrées aux stations suivies en 2017.

Station	Cellules/ml
C03	881
C05	321
C08	415
Litt1	894
Litt2	193
Litt3	812
DE01	255
DU02	350
Lac Caché	542
CL05	49
Moyenne	471
Moyenne du lac Saint-Charles	586

Finalement, la station Litt2 présente la plus forte proportion (3,2 %) de cyanophycées parmi les différentes stations suivies (Figure 17). Cette observation confirme bien que la baie de l'Écho représente l'endroit le plus approprié pour effectuer le suivi quotidien des cyanobactéries au lac Saint-Charles. Il s'agit également de l'endroit ayant abrité la plus grande diversité de genres de phytoplancton, avec une moyenne de 21 genres par échantillon (Annexe 3). Cependant, la station Litt2 présente la plus faible densité de phytoplancton parmi les stations étudiées au lac Saint-Charles. Il est d'ailleurs possible que cette faible densité du phytoplancton soit en partie la cause d'une présence plus régulière de fleurs d'eau dans la baie de l'Écho. En effet, une plus faible densité d'algues en général peut avoir comme conséquence de diminuer la compétition entre celles-ci pour les ressources, dont les nutriments. Lorsque les conditions sont favorables à l'apparition de fleurs d'eau, la prolifération des cyanophycées n'est donc pas freinée par le manque de ressources.

4.3.4 Analyse de la communauté de cyanobactéries

Les communautés de cyanobactéries des stations pélagiques et littorales ont été analysées séparément afin de déterminer s'il existe une différence dans l'assemblage des différents genres retrouvés dans ces deux milieux.

En ce qui a trait aux milieux littoraux (Litt 1, Litt 2, Litt 3), la structure des communautés est semblable pour les trois stations, avec la présence des trois genres dominants à chacune des stations. Au total, 21 genres ont été identifiés aux stations littorales du lac Saint-Charles en 2017, en plus du groupe « Autres algues bleues-vertes » [sic]. La densité totale moyenne enregistrée est de 1 107 cellules/ml. Les trois genres dominants (*Aphanocapsa, Aphanothece* et *Microcystis*) représentent 80 % de la communauté (Figure 23).

Le genre *Aphanocapsa* est commun dans les lacs et associé à des eaux stagnantes, alors que *Microcystis* est typique d'un milieu avec une forte concentration en phosphore.

Les trois stations présentent d'importantes différences en ce qui concerne les densités totales moyennes, avec une densité de 297 cellules/ml seulement pour Litt1 contre 2 122 cellules/ml pour Litt3. C'est également à la station Litt1 que la plus faible diversité a été observée, avec 9 genres identifiés comparativement aux 17 genres de la station Litt2 (Tableau 6).

En ce qui a trait aux milieux pélagiques, la structure des communautés est très semblable pour les trois stations, avec la présence des trois genres dominants à chacune des stations. Au total, 27 genres ont été identifiés aux stations pélagiques du lac Saint-Charles en 2017, en plus du groupe « Autres algues bleues-vertes » [sic]. La densité totale moyenne enregistrée est de 1 262 cellules/ml. Les trois mêmes groupes dominants qu'en milieu littoral sont présents, mais dans une proportion plus faible (66 %). Les densités totales moyennes ainsi que la diversité enregistrée aux trois stations sont relativement semblables (Tableau 6).

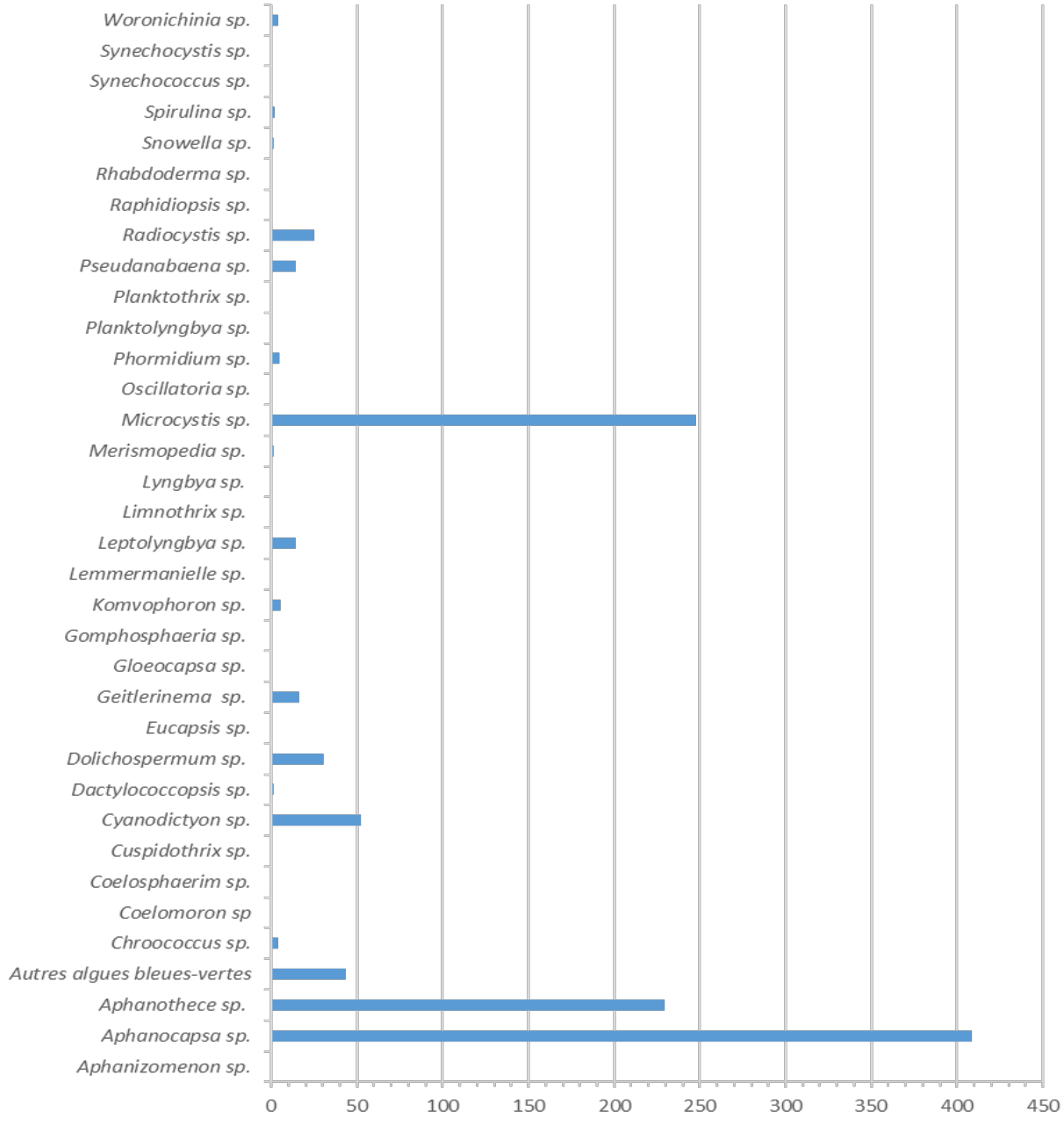


Figure 23 : Densités moyennes (cellules/ml) des différents genres de cyanobactéries prélevés en 2017 aux stations littorales (Litt 1, Litt 2, Litt 3) du lac Saint-Charles (les genres *Merismopedia, Oscillatoria, Planktolyngbya* et *Rhabdoderma* ont été identifiés, mais n'apparaissent pas dans la figure en raison de leur trop faible densité).

Tableau 6 : Densité et diversité des cyanobactéries prélevées aux stations du lac Saint-Charles en 2017.

	Milieux pélagiques			Milieux littoraux		
Station	C03	C05	C08	Litt1	Litt2	Litt3
Densité (cellules/ml)	1490	1336	962	297	903	2122
Diversité en genres	24	22	23	9	17	13

Les communautés prélevées dans les différents habitats du lac Saint-Charles présentent une structure similaire, avec une présence constante des trois mêmes genres dominants (*Aphanocapsa*, *Microcystis* et *Aphanothece*). Il faut toutefois noter une plus grande diversité de genres aux stations pélagiques. La plus grande variabilité observée aux stations littorales s'explique possiblement par une diversité plus importante d'habitats en milieu riverain, notamment par l'effet structurant que peuvent jouer les macrophytes. Il faut également noter que la station située dans la Baie Charles-Talbot (Litt1) semble offrir un habitat moins favorable aux cyanobactéries, possiblement en raison de l'importante compétition pour les ressources imposée par le reste de la communauté des producteurs primaires (phytoplancton et macrophytes).

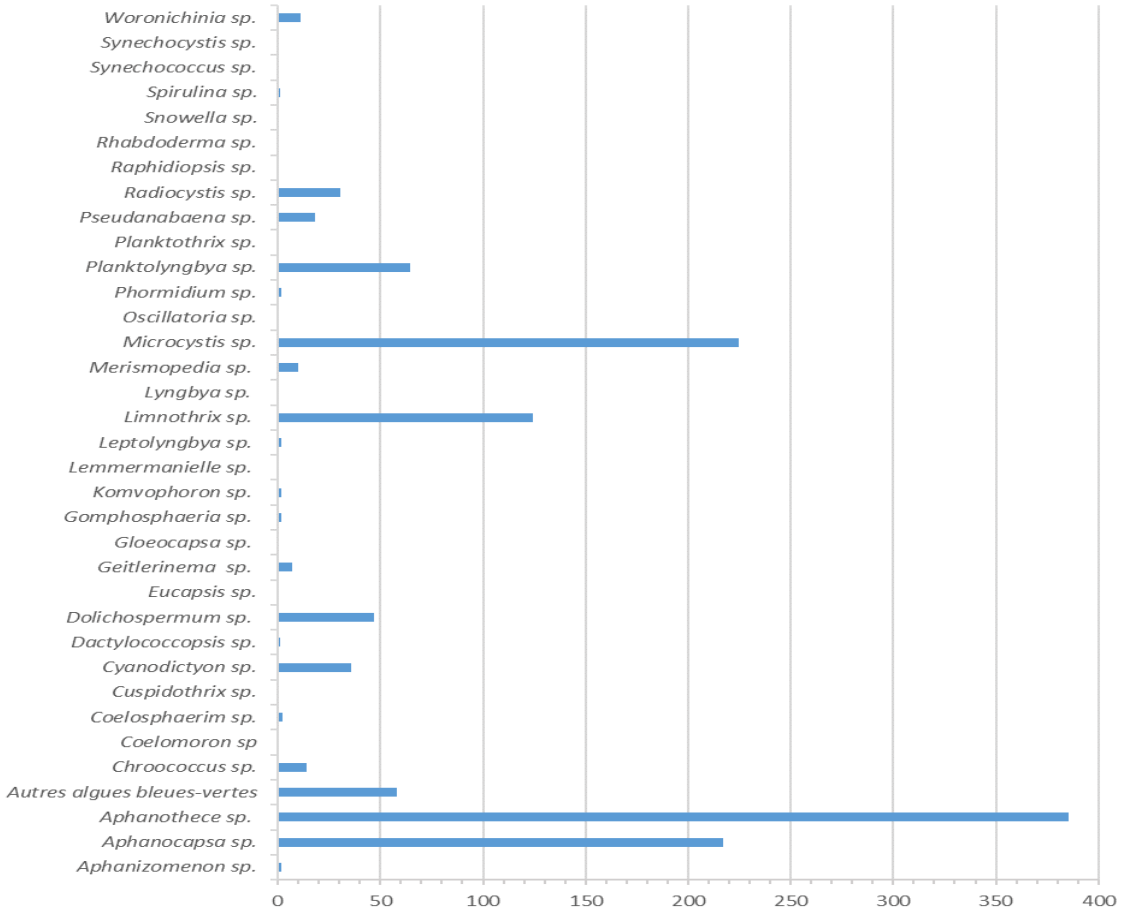


Figure 24 : Densités moyennes (cellules/litre) des différents genres de cyanobactéries prélevés en 2017 aux stations pélagiques du lac Saint-Charles (les genres *Cupidothrix, Planktothrix, Raphidiopsis, Rhabdoderma* et *Snowella* ont été identifiés, mais n'apparaissent pas dans la figure en raison de leur trop faible densité).

4.3.5 Limites des résultats

Les données récoltées brossent le portrait de la communauté de phytoplancton présente dans le lac Saint-Charles en 2017. Puisqu'il s'agit de la première prise de données exhaustive dans ce lac, il est impossible d'établir un comparatif temporel qui permettrait de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications à la suite de perturbations environnementales ou bien si ces dernières sont représentatives de la composition naturelle du milieu. Toutefois, les données obtenues constituent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation de cet écosystème.

Les deux indices utilisés provenant d'Europe, ils n'ont pas été spécifiquement conçus pour les communautés de phytoplancton observées sur le territoire à l'étude. Même s'il semble surestimer quelque peu l'intégrité de la communauté, l'indice planctonique ONEMA a démontré une bonne sensibilité aux variations de structure de la communauté. Cependant, l'index planctonique irlandais a démontré une moins grande sensibilité. Comme cet indice est basé principalement sur la densité de certains genres d'algues, il est plus représentatif de la productivité du milieu que de l'intégrité globale d'une communauté. De plus, seulement six des neuf genres utilisés pour obtenir une valeur de l'index se sont présents au lac Saint-Charles. Ainsi, les résultats obtenus doivent être interprétés avec précaution et servir à titre indicatif seulement.

4.4 Analyse de la communauté de zooplancton

La structure de la communauté de zooplancton a été analysée pour chacun des échantillons prélevés lors de l'été 2017, soit du 17 au 19 mai, le 22 juin, le 1er août et le 13 septembre, afin d'étudier la succession saisonnière des différentes stations (Figure 31). Pour chacune de celles-ci, une moyenne annuelle a également été calculée (Figure 25 et 29) afin de connaître la structure typique de la communauté du lac et d'utiliser des indices biotiques.

4.4.1 Structure des communautés

La structure des communautés de zooplancton des trois stations situées en milieu littoral (Litt1, Litt2 et Litt3) est très similaire (Figure 25).

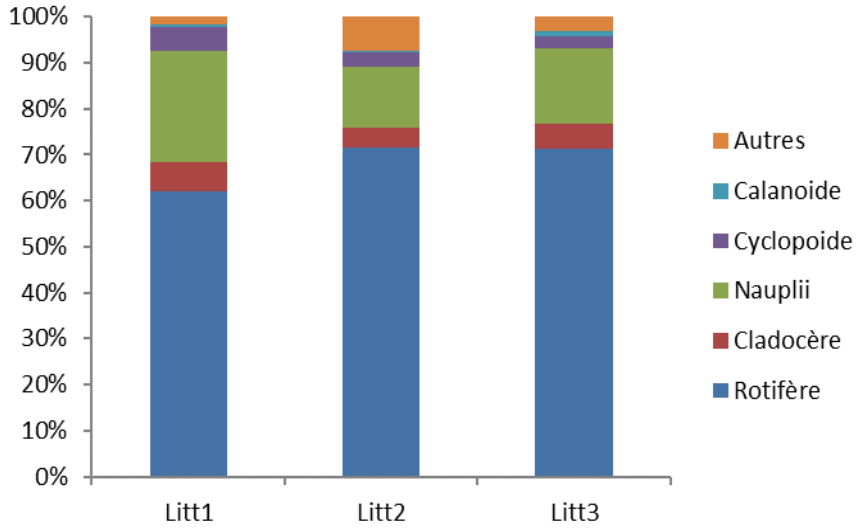


Figure 25 : Valeurs moyennes des grands groupes taxonomiques de la communauté de zooplancton des trois stations d'échantillonnage en milieu littoral du lac Saint-Charles durant l'été 2017.

L'abondance relative des rotifères est élevée (entre 62,1 et 71,5 %), ce qui constitue généralement un indice de milieu à tendance eutrophe (Suthers et Rissik, 2009; Jeppesen et al., 2011; Haberman et Halda, 2014). La présence structurante des macrophytes en milieu littoral est généralement associée à une riche abondance spécifique chez les rotifères (Likens, 2010). De plus, la faible présence de cladocères diminue la compétition pour les ressources alimentaires au profit des rotifères. Les densités élevées de ce groupe entraînent par le fait même une grande densité totale du zooplancton, principalement à la station Litt1 (Figures 26 et 27). Les nauplius (copépodes immatures) constituent le deuxième groupe le plus important, alors que les copépodes adultes sont très peu représentés.

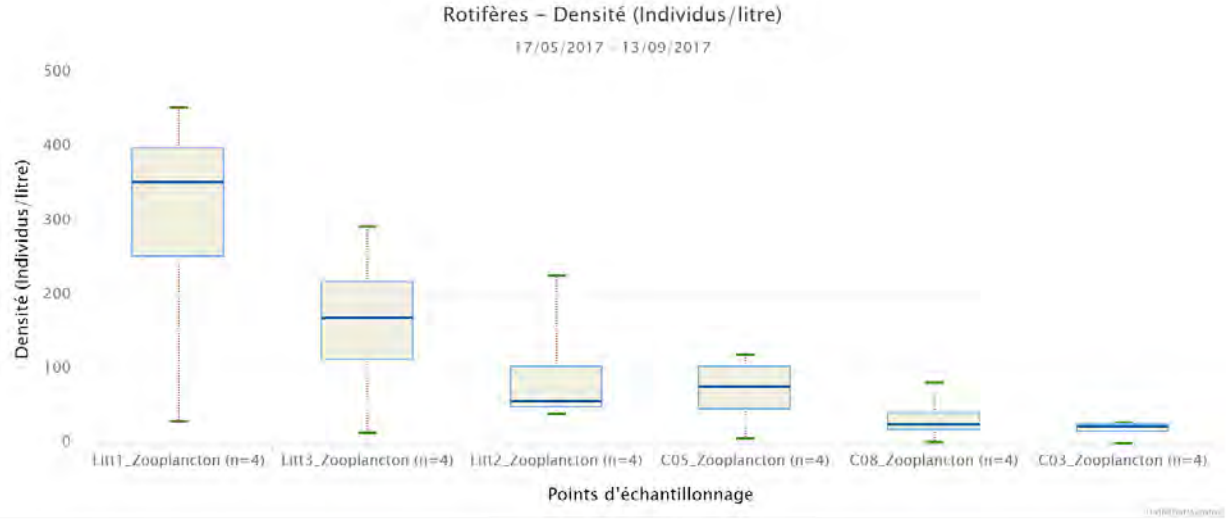


Figure 26 : Densités des rotifères enregistrées au lac Saint-Charles en 2017.

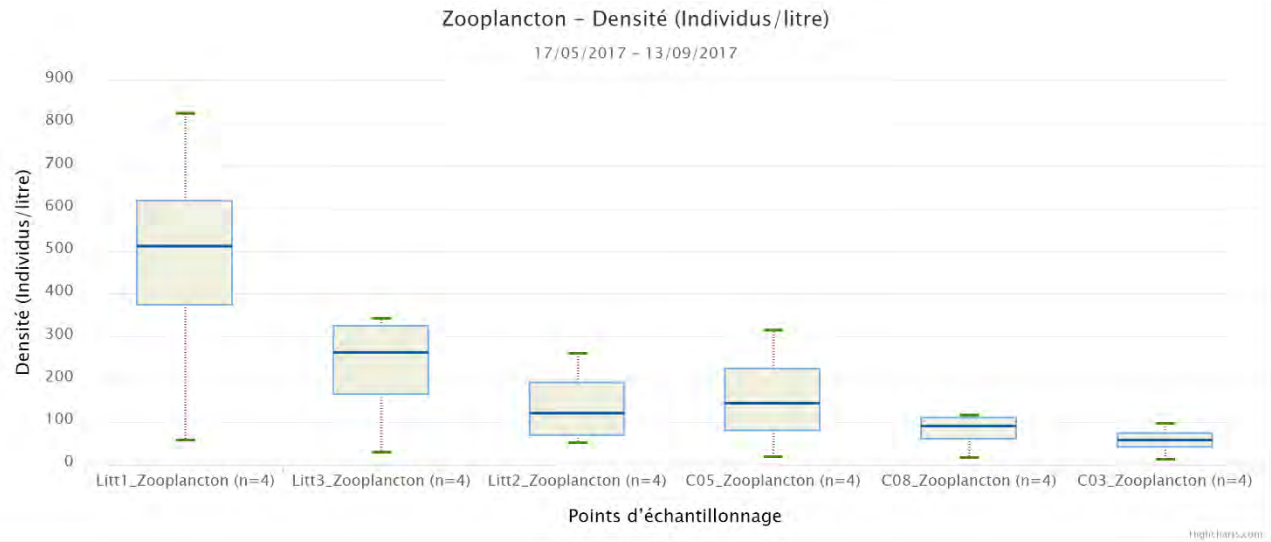


Figure 27 : Densités totales du zooplancton enregistrées au lac Saint-Charles en 2017.

Finalement, les cladocères sont relativement peu nombreux, avec une abondance relative de 6,3 à 4,5 %. De plus, les spécimens de petite taille du genre *Bosmina* représentent de 73,8 à 98,8 % des cladocères prélevés à chacune des stations littorales (Tableau 7). Ces cladocères sont principalement associés aux milieux enrichis (Caramujo et Boavida, 2000). Ils se retrouvent d'ailleurs en très forte abondance (98,8 %) à la station Litt1, située dans l'écosystème marécageux de la baie Charles-Talbot (Figure 28). Cette profusion de *Bosmina* est généralement indicatrice d'une eau turbide, souvent associée à une forte concentration en algues et une importante pression de prédation exercée par de petits poissons planctonivores, tels que les ménés jaunes et les jeunes perchaudes observés au lac Saint-Charles (Chemli, 2017).

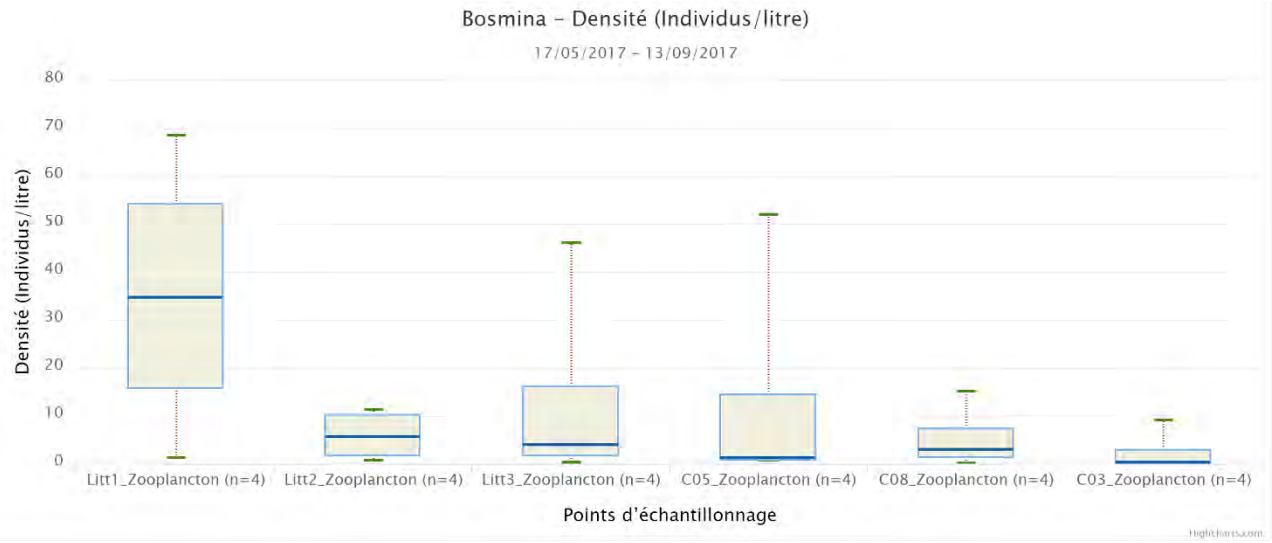


Figure 28 : Densités des cladocères du genre *Bosmina* enregistrées au lac Saint-Charles en 2017.

La structure des communautés du zooplancton des trois stations en milieu pélagique (C03, C05, C08) est également très similaire, mais diffère de celle observée en milieu littoral. L'abondance relative des rotifères est beaucoup moins élevée qu'en milieu littoral (entre 34,4 et 49,2 %), mais il s'agit tout de même du groupe le plus abondant de la communauté (Figure 29). Les nauplius (copépodes immatures) représentent le deuxième groupe en importance, alors que les copépodes adultes sont plus nombreux qu'en milieu littoral. Le ratio cyclopoïde/calanoïde est d'environ 4 pour 1 pour l'ensemble des stations. Cette dominance des copépodes cyclopoïdes est indicatrice d'un milieu à tendance eutrophe (Caramujo et Boavida, 2000 ; Gazonato Neto et al., 2014 ; Haberman et Halda, 2014).

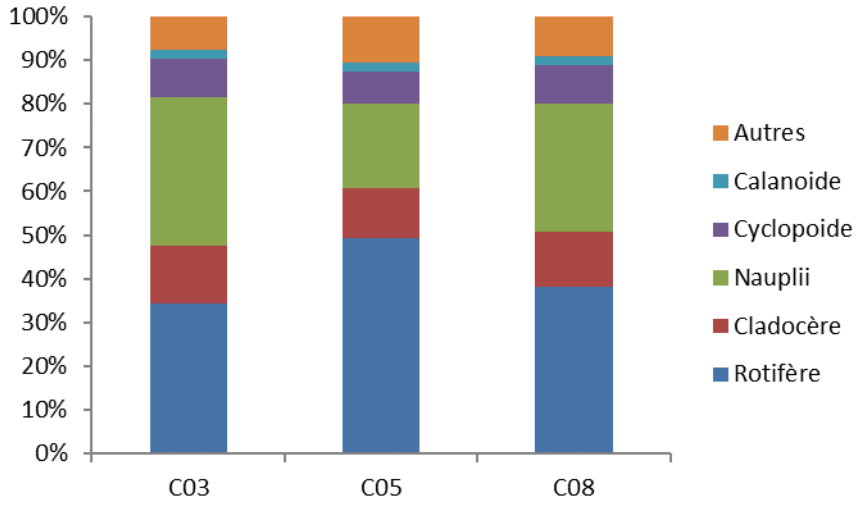


Figure 29 : Valeurs moyennes des grands groupes taxonomiques de la communauté de zooplancton des trois stations d'échantillonnage en milieu pélagique du lac Saint-Charles durant l'été 2017.

Finalement, les cladocères représentent de 11,5 à 13,1 % de l'abondance relative des communautés pélagiques, soit près du double de l'abondance en milieu littoral. Cette hausse est principalement causée par la présence beaucoup plus marquée du genre *Daphnia,* qui constitue de 32 à 65,5 % de l'abondance des communautés (Tableau 7 et Figure 30). Ces grands filtreurs se retrouvent généralement en milieu pélagique et dans des eaux relativement claires (Caramujo et Boavida, 2014). L'absence de petites larves

de poissons, notamment celles de perchaudes plutôt associées aux macrophytes en milieu littoral, explique la plus grande abondance de gros zooplancton comme *Daphnia* (Brown et al., 2009).

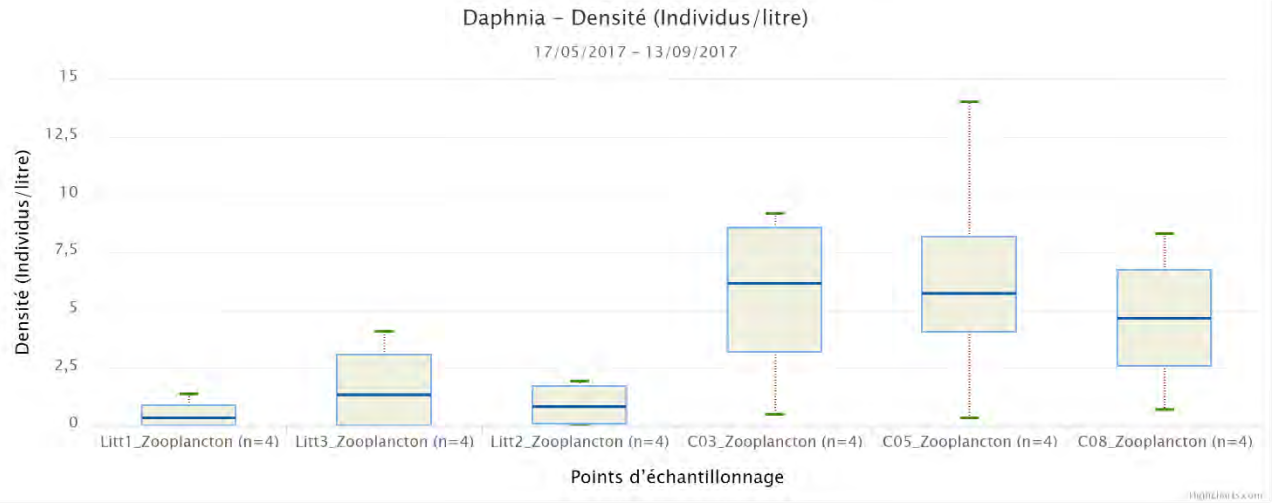


Figure 30 : Densités des cladocères du genre *Daphnia* enregistrées au lac Saint-Charles en 2017.

Tableau 7 : Abondance relative moyenne de la communauté de cladocères aux stations d'échantillonnage du lac Saint-Charles durant l'été 2017.

Stations	*Daphnia*	*Bosmina*	*Holopedium*	*Sididae*	*Chydoridae*	*Leptoridae*	*Ceriodaphnia*
Litt1	1,2 %	98,8 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Litt2	8,9 %	83,3 %	1,1 %	1,1 %	4,5 %	1,1 %	0 %
Litt3	13,8 %	73,8 %	6,3 %	2,4 %	1,3 %	0 %	2,4 %
C08	46,7 %	51,7 %	0,8 %	0,4 %	0,4 %	0 %	0 %
C03	65,5 %	30,4 %	1,9 %	2,2 %	0 %	0 %	0 %
C05	32,0 %	54,1 %	3,1 %	5,2 %	1,5 %	0 %	4,1 %

La communauté présente à la station C05 est celle qui ressemble le plus à celles des stations en milieu littoral (plus forte abondance de rotifères et de petits cladocères du genre *Bosmina*), ce qui s'explique par son emplacement dans le bassin sud, caractérisé par une faible profondeur moyenne et une grande densité de macrophytes. Il semble donc que, dans son ensemble, la communauté de zooplancton du bassin sud est plus représentative de taxons associés à la présence de macrophytes, alors que les communautés du bassin nord sont plus diversifiées en raison de la présence de différents types d'habitats. Finalement, la proportion relativement élevée de la catégorie « Autres » est principalement due à la présence de thécamibien, soit des amibes.

4.4.2 Indices biotiques

Les données utilisées pour calculer les indices biotiques sont celles des échantillonnages effectués le 22 juin et le 1er août 2017 seulement, afin de permettre une meilleure comparaison avec les données recueillies dans d'autres lacs québécois par Chemli (2017), lequel avait procédé à des échantillonnages uniquement en juin et en juillet.

L'analyse des différents indices biotiques utilisés permet d'observer deux tendances bien distinctes. Les communautés prélevées en zone littorale (Litt1, Litt2, Litt3) sont indicatrices d'un milieu de méso-eutrophe à mésotrophe alors que celles prélevées en milieu pélagique (C03, C05, C08) sont indicatrices d'un milieu de mésotrophe à oligo-mésotrophe (Tableau 8). Quant à la station C05, elle se rapproche plutôt des stations en milieu littoral en raison de sa faible profondeur. Ces différences s'expliquent principalement par la plus forte abondance de cladocères en milieu pélagique et, plus précisément, par une proportion élevée du genre *Daphnia* (généralement associé à des conditions oligotrophes). La densité du zooplancton plus élevée en milieu littoral s'explique notamment par une forte abondance de rotifères et de petits cladocères du genre *Bosmina* (associés à des milieux productifs).

Globalement, la communauté de zooplancton du lac Saint-Charles est typique d'un milieu mésotrophe. Cependant, il existe bien une différence structurelle entre les communautés des bassins sud et nord. Ce dernier possède une communauté beaucoup plus complexe (Lit1, Litt2, C03 et C08), représentative d'une plus vaste gamme d'habitats. Ainsi, la baie Charles-Talbot est représentative d'un milieu très riche, caractéristique de marais, alors que la station C03, située au point le plus profond du lac, présente une grande abondance de grands filtreurs caractéristiques d'un milieu oligotrophe aux eaux claires. Les analyses effectuées aux stations du bassin sud (Littt3 et C05) présentent quant à elles une plus grande similitude. Malgré une faible profondeur et une abondance de rotifères et de *Bosmina,* elles possèdent également une densité élevée de *Daphnia*, ce qui limite la prolifération excessive d'algues.

Tableau 8 : Indices biotiques calculés avec les données d'abondance des échantillonnages du 22 juin et du 1er août 2017 pour les stations du lac Saint-Charles.

Indices biotiques	Effet de l'eutrophisation	Comparaison avec des lacs oligo-mésotrophes (Chemli, 2017)					
		Litt1	Litt2	Litt3	C05	C03	C08
Densité des *Daphnia* (ind/l)	Diminution	1,02	1,77	3,39	9,65	8,76	7,24
Densité des *Bosmina* (ind/l)	Augmentation	58,95	10,42	26,13	26,91	4,88	8,34
Densité des rotifères (ind/l)	Augmentation	391,83	140,22	221,09	110,58	26,51	27,52
Densité des crustacés (ind/l)	Augmentation	281,77	50,50	91,46	101,80	40,67	46,40
***Daphnia*/cladocères totaux**	Diminution	0,02	0,14	0,16	0,42	0,67	0,56
Cladocères/calanoïdes	Augmentation	13,89	18,25	8,58	5,52	12,61	6,06
Cyclopoïdes/calanoïdes	Augmentation	5,45	7,25	3,33	3,22	2,65	1,99
Rotifères/crustacés	Augmentation	1,45	4,50	4,05	1,36	0,65	0,59
Stade trophique associé aux indices		Méso-eut	Méso	Méso	Méso	Méso-olig	Méso-olig

* Lorsque la valeur des calanoïdes était de zéro, une valeur de 1 a été attitrée afin d'obtenir un ratio.

** Les couleurs sont associées à différents stades trophiques : Oligotrophe – Oligo-mésotrophe – Mésotrophe – Méso-eutrophe – Eutrophe

Finalement, les concentrations de rotifères observées permettent de situer le lac Saint-Charles à un stade d'oligo-mésotrophe à mésotrophe selon la classification de Karabin (1985). Cependant, la station Litt1 présente une concentration moyenne très près des 400 individus/litres (Tableau 8), concentration qui a d'ailleurs été dépassée lors de l'échantillonnage du 1er août 2017 (455 individus/litres). Ce milieu peut donc être considéré comme méso-eutrophe, ce qui est cohérent avec les autres indices biotiques utilisés. Il faut également souligner que l'utilisation d'un filet à plancton avec des mailles de 80 µm a pu entraîner une sous-estimation des densités réelles de rotifères (Caramujo et Boavida, 2000).

4.4.3 Succession saisonnière

Les quatre campagnes d'échantillonnage ont permis d'analyser la succession saisonnière de la structure des communautés observées (Figure 31).

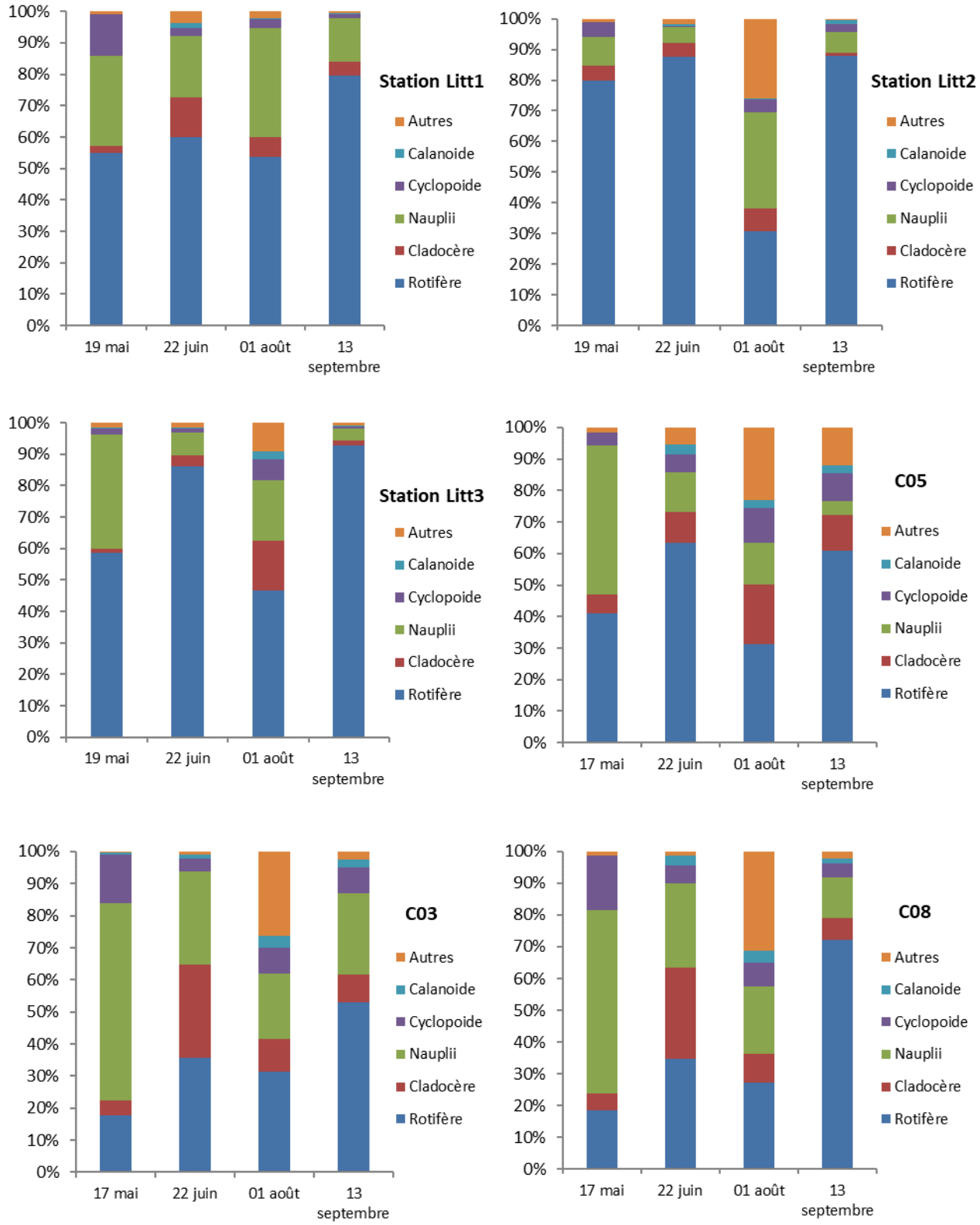


Figure 31 : Succession saisonnière des grands groupes taxonomiques de la communauté de zooplancton des six stations d'échantillonnage du lac Saint-Charles en 2017.

De façon générale, les densités plus faibles en zooplancton ont été observées en mai, associées à une proportion relativement élevée de nauplius (Figure 32). Il est possible que cette forte densité soit le résultat combiné d'une grande fécondité des copépodes adultes ayant survécu à l'hiver et de l'éclosion des œufs de dureté attribuable au retour de conditions favorables, soit la hausse de la température de l'eau et de la photopériode (Sommer et al., 1986).

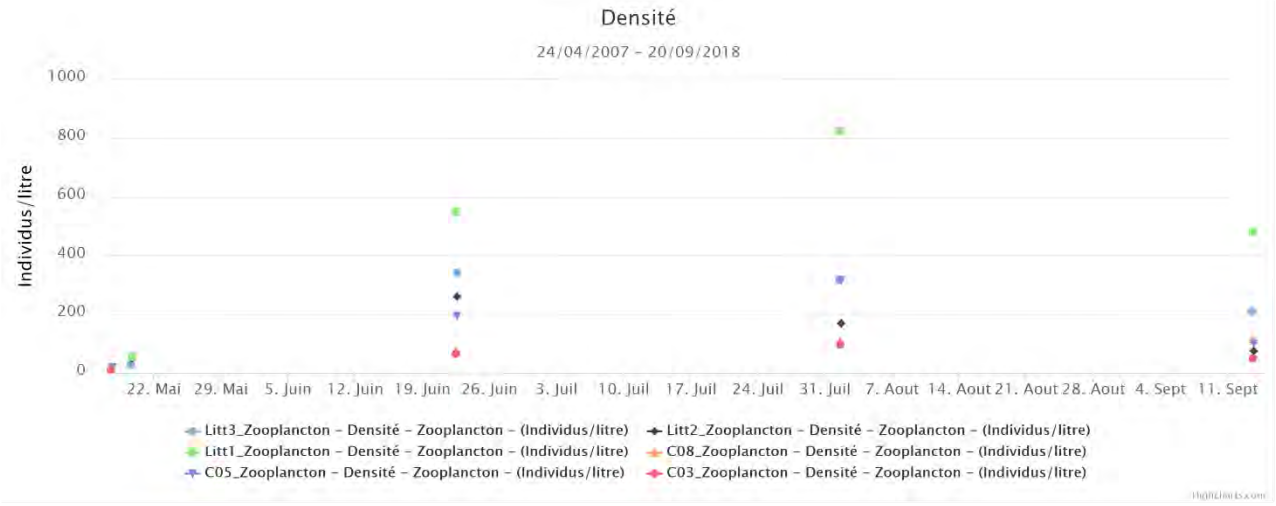


Figure 32 : Évolution de la densité totale de zooplancton enregistrée pour chacune des stations suivies au lac Saint-Charles en 2017.

En ce qui a trait aux cladocères, les plus fortes densités sont observées en juin et en août, alors que septembre est marqué par un important déclin. Un patron très similaire est observé chez les copépodes calanoïdes (Figure 33). Les communautés d'août sont caractérisées par une grande diversité et une présence accrue du groupe « Autres », plus précisément d'une amibe du genre *Arcella* qui constitue une très grande proportion du groupe (Figure 34). Il s'agit d'un organisme commun vivant exclusivement en eau douce et qui se construit une carapace de silice (thèque) composée de grains de sable, de diatomées et d'autre débris (Micromonde, 2003). Cette espèce n'est toutefois pas un parasite pour l'homme; elle s'attaque plutôt aux bactéries et aux protistes[6] qui vivent dans l'eau (Likens, 2010). Pour leur part, les échantillons de septembre sont caractérisés par une plus grande proportion de rotifères, principalement associée à une diminution de l'abondance des autres groupes.

[6] Êtres vivants unicellulaires pouvant appartenir au règne animal ou végétal.

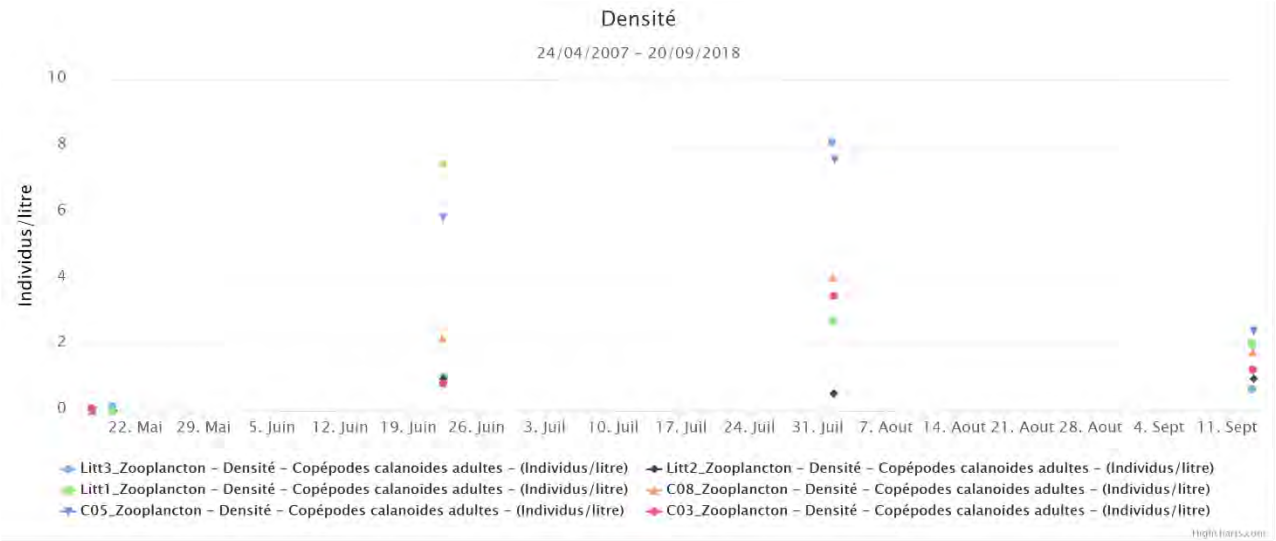


Figure 33 : Évolution de la densité des copépodes calanoïdes enregistrée pour chacune des stations suivies au lac Saint-Charles en 2017.

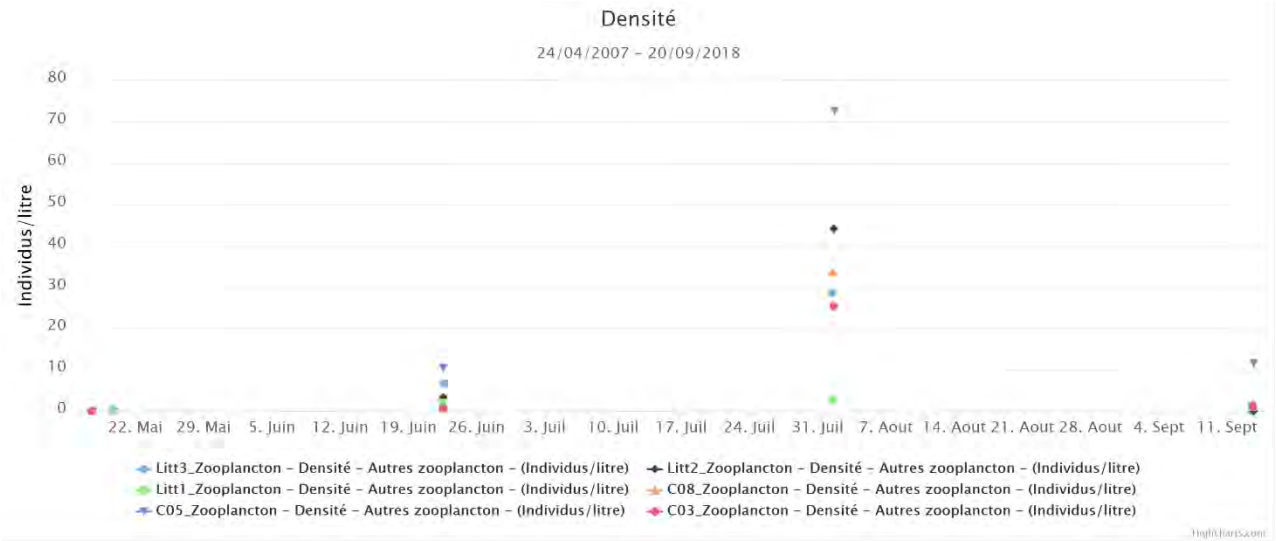


Figure 34 : Évolution de la densité du groupe « Autres zooplanctons » enregistrée pour chacune des stations suivies au lac Saint-Charles en 2017.

4.4.4 Limites des résultats

Les données récoltées brossent le portrait de la communauté de zooplancton présente dans le lac Saint-Charles en 2017. Or, il s'agit de la première prise de données exhaustive qui caractérise l'abondance des grands groupes taxonomiques présents dans ce lac. En 2013, une étude exploratoire menée par l'APEL avait permis d'identifier plusieurs espèces, sans toutefois mesurer les densités observées sur l'ensemble de la succession saisonnière. Il est donc impossible d'établir un comparatif temporel qui permettrait de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications à la suite de perturbations environnementales ou bien si ces dernières sont représentatives de la composition naturelle du milieu. Toutefois, les données obtenues constituent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation de cet écosystème.

La comparaison des différents indices biotiques utilisés se base sur des valeurs enregistrées dans des lacs oligo-mésotrophes du Québec. Lorsque les valeurs des indices biotiques s'écartent de beaucoup des valeurs enregistrées par Chemli (2017), il est difficile d'évaluer avec précision à quel stade trophique elles correspondent. Les communautés de zooplancton possèdent plusieurs caractéristiques très intéressantes qui permettent d'évaluer différents phénomènes se produisant dans les lacs, mais l'absence d'un indice développé pour les écosystèmes québécois ne permet pas de maximiser l'information recueillie. L'évaluation de l'intégrité des communautés de zooplancton à l'aide des indices biotiques utilisés est donc strictement indicative.

En ce qui a trait à l'indice basé sur la concentration de rotifères (Karabin, 1985), l'utilisation d'un filet à plancton avec des mailles de 80 µm ne permet pas de statuer sur son efficacité. En effet, l'indice ne semble pas assez sensible, mais cela pourrait être dû au fait qu'une trop grande quantité de rotifères s'échappent des mailles du filet.

4.5 Analyse de la communauté de poissons en lac

La période de pêche sur le lac Saint-Charles s'est échelonnée du 2 au 7 juillet 2017. Le filet maillant à touladi a été le principal engin de pêche, combiné à des bourolles en milieu littoral. L'effort de pêche total a été de sept filets par nuit, ce qui correspond à l'effort d'échantillonnage effectué en 1983 et en 2005 (MRNF-inédit 2005; Berthele, 2007). Le dernier inventaire a été réalisé par le personnel du ministère des Ressources naturelles et de la Faune, ainsi que celui du Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles.

4.5.1 Description de la communauté actuelle

Sept différentes espèces ont été capturées par les deux engins de pêche utilisés lors de l'échantillonnage expérimental. Au total, 526 poissons ont été capturés au filet maillant, soit 412 perchaudes, 48 ménés jaunes, 30 barbottes brunes, 17 grands brochets, 16 meuniers noirs, 2 crapets-soleils et 1 achigan à petite bouche. Le nombre moyen de captures par unité d'effort (CPUE) est de 75,14 poissons par filet par nuit et la biomasse moyenne par unité d'effort (BPUE) est de 8 508 kg par filet par nuit (Tableau 9).

Tableau 9 : Sommaire des captures réalisées au filet maillant au lac Saint-Charles entre le 2 et le 7 juillet 2017.

	Captures			Biomasse		
Espèce	**N**	**%**	**CPUE n/filet-nuit**	**kg**	**%**	**BPUE kg/filet-nuit**
Achigan à petite bouche	1	0,19	0,14	0,940	1,58	0,134
Barbotte brune	30	5,70	4,29	5 497	9,23	0,785
Crapet-soleil	2	0,38	0,29	0,053	0,09	0,008
Grand brochet	17	3,23	2,43	29 829	50,09	4 261
Méné jaune	48	9,13	6,86	1 407	2,36	0,201
Meunier noir	16	3,04	2,29	4 965	8,33	0,709
Perchaude	412	78,33	58,86	16 865	28,32	2 409
Total	526	100,0	75,14	59 555	100,0	8 508

La perchaude est l'espèce la plus abondante (78,3 % des captures), suivie de loin par le méné jaune (9,1 % des captures). Le grand brochet présente la plus grande proportion de la biomasse du lac (50,2 %), suivi par la perchaude (28,4 %). Un seul achigan à petite bouche a été capturé et il a été pêché à la station située le

plus près de l'effluent du lac (rivière Saint-Charles). Il est donc possible que ce spécimen ne soit pas résident du lac, mais qu'il ait migré alors que le niveau d'eau de la rivière était élevé.

Seulement deux crapets-soleils ont été capturés par les filets installés dans le lac. Cependant, l'espèce représente 94,6 % des captures effectuées à la bourolle (Tableau 10). Il s'agit d'une espèce qui vit principalement dans les zones peu profondes (Bernatchez et Giroux, 2012) et dont l'abondance relative a été sous-estimée dans les filets maillants, lesquels nécessitent une plus grande profondeur d'eau (minimum 1,8 m). Il est à noter que la bourolle n'a pas permis de pêcher des espèces différentes de celles capturées au filet (Tableau 10).

Tableau 10 : Espèces et abondance des poissons pêchés à la bourolle au lac Saint-Charles entre le 2 et le 7 juillet 2017.

Espèce	N	%	CPUE n/bourolle-nuit
Crapet-soleil	35	94,6	5,0
Méné jaune	1	2,7	0,1
Perchaude	1	2,7	0,1
Total	37	100,0	5,2

Les deux espèces de poissons piscivores ont présenté des individus de forte taille, avec une longueur moyenne de plus de 600 mm et un poids moyen de 1,75 kg pour le grand brochet (Tableau 11). Le seul spécimen d'achigan à petite bouche capturé était de grande taille, avec une longueur de près de 400 mm et un poids avoisinant 1 kg. Les deux espèces caractérisées par un mode de vie benthique, soit la barbotte brune et le meunier noir, ont quant à elles affiché une taille de catégorie moyenne, variant entre 200 et 300 mm. Finalement, la perchaude, le méné jaune et le crapet-soleil ont représenté les espèces de petite taille, avec une longueur moyenne de 100 à 200 mm et un poids moyen sous les 50 g.

Tableau 11 : Caractéristiques morphométriques des espèces de poissons capturées au filet maillant dans le lac Saint-Charles en 2017.

Espèces	Longueur totale (mm)			Poids (g)		
	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum
Achigan à petite bouche	395,0	395,0	395,0	940,3	940,3	940,3
Barbotte brune	236,3	180,0	300,0	183,2	67,7	369,2
Grand brochet	627,5	350,0	750,0	1754,6	242,7	3500,0
Crapet-soleil	110,0	100,0	120,0	26,3	20,9	31,7
Meunier noir	294,3	220,0	324,0	310,3	120,1	400,8
Méné jaune	136,8	95,0	195,0	29,3	8,1	96,6
Perchaude	152,1	90,0	290,0	40,9	8,3	313,9
Total	278,9	90,0	750,0	469,4	8,1	3500,0

4.5.2 Structure de taille et croissance des populations présentes

4.5.2.1 Perchaude

La distribution des fréquences de taille des perchaudes est bimodale, avec des modes se situant aux classes de taille de 100 à 109 mm et de 150 à 159 mm (Figure 35). Une très grande proportion des spécimens se retrouvent dans les catégories stock ou sous-stock (95,9 %). La valeur de la PSD (Proportional Stock Density) obtenue est de 6 et celle de la PSS (Proportional Size Structure) est de 2; il s'agit donc d'une population

grandement dominée par des individus de petite taille. Une population équilibrée aurait une PSD entre 30 et 60 (Willis et al., 1993). La perchaude étant de loin l'espèce la plus abondante dans le lac, une forte compétition intraspécifique est principalement responsable d'un tel déséquilibre dans la structure de population (MRNF-inédit, 2005). Il s'agit d'une distribution relativement semblable à celle observée lors de l'inventaire de 2005, mais avec une présence plus faible d'individus de moins de 130 mm.

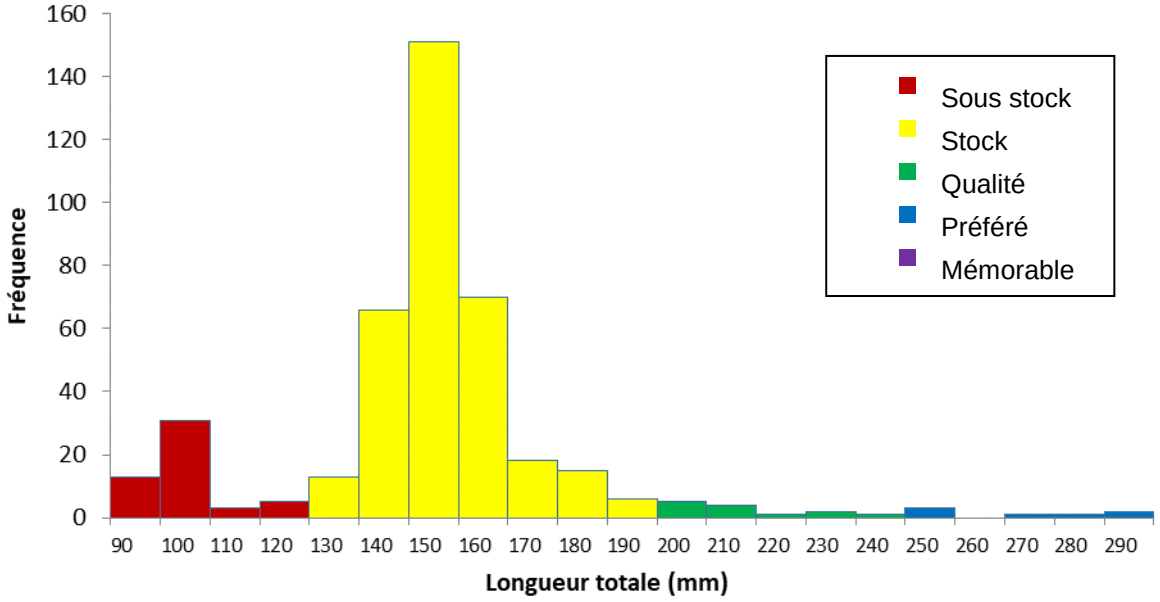


Figure 35 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de perchaudes du lac Saint-Charles en 2017.

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des perchaudes présente un exposant de régression de 2,89 (Figure 36), ce qui signifie qu'elles grandissent plus vite qu'elles grossissent en vieillissant (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur d'exposant est inférieure à celle de 3,17 enregistrée par Schneider et al. (2000) ainsi qu'à celle de 3,23 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996). Ce résultat démontre bien l'intense compétition pour les ressources alimentaires disponibles.

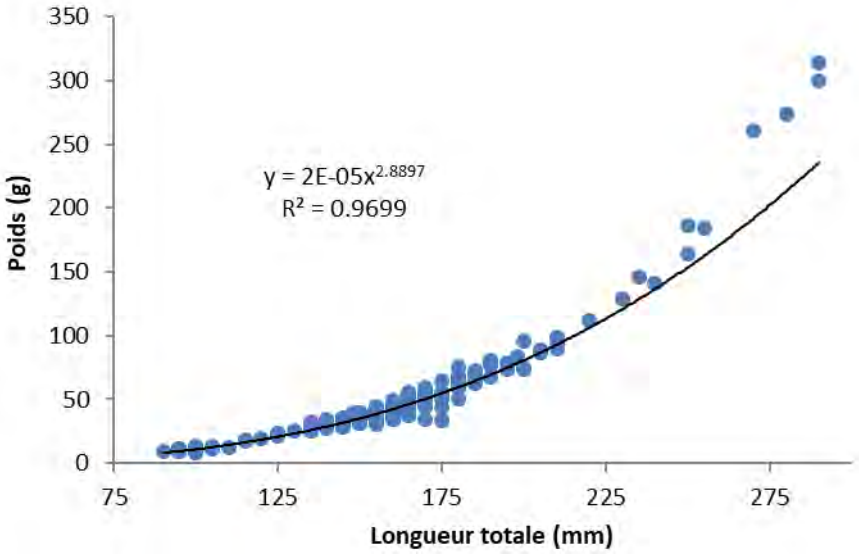


Figure 36 : Relation entre le poids et la longueur des perchaudes capturées au lac Saint-Charles en 2017.

4.5.2.2 Grand brochet

Bien que l'échantillon de grands brochets soit faible (17 individus), la distribution des fréquences de taille démontre une domination d'individus de forte taille, avec un mode situé entre 650 et 749 mm (Figure 37). D'ailleurs, 76,5 % des individus se retrouvent dans les classes de tailles qualité et préférée, pour une PSD de 76 et une PSS de 29. Une population équilibrée aurait une PSD entre 30 et 60 (Willis et al., 1993). La faible représentation de spécimens de plus petite taille s'explique probablement par l'utilisation d'engins de pêche efficaces à partir de 1,8 m de profondeur. En effet, les individus de petite taille se trouvent régulièrement en zones peu profondes associées à la présence de plantes aquatiques. De plus, il est possible que les individus de plus grande taille exercent une pression de prédation importante sur les jeunes brochets (MRNF-inédit, 2005). Il s'agit d'une distribution relativement semblable à celle observée lors de l'inventaire de 2005.

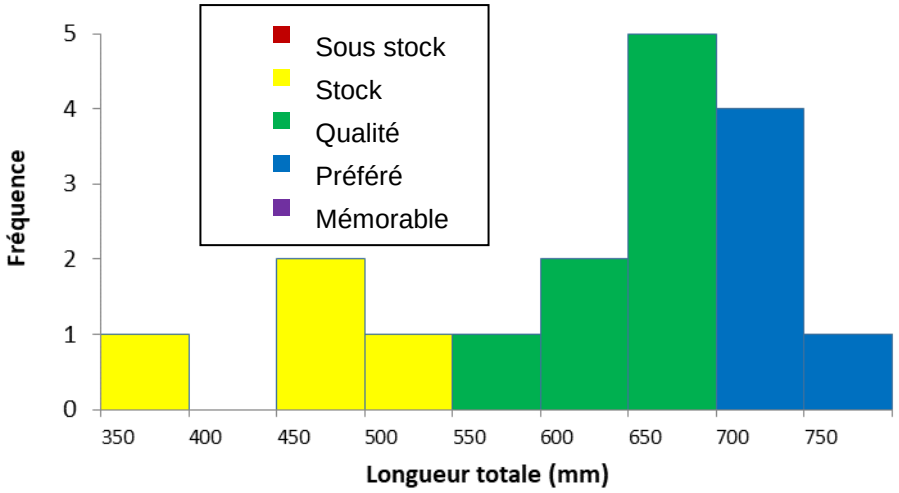


Figure 37 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de grands brochets du lac Saint-Charles en 2017.

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des grands brochets présente un exposant de régression de 2,81 (Figure 38), ce qui signifie que les brochets gagnent plus en longueur qu'en masse (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur est bien inférieure à celle de 3,14 enregistrée par Schneider et al. (2000) ainsi qu'à celle de 3,10 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996). Ce résultat semble indiquer que les brochets ne trouvent pas suffisamment de ressources alimentaires en vieillissant. Une forte compétition intraspécifique pourrait être en cause, puisque les grands brochets représentent presque 50 % de la biomasse des poissons présents dans le lac Saint-Charles. Il faut cependant mentionner que l'échantillon est trop faible pour établir une relation poids-longueur robuste.

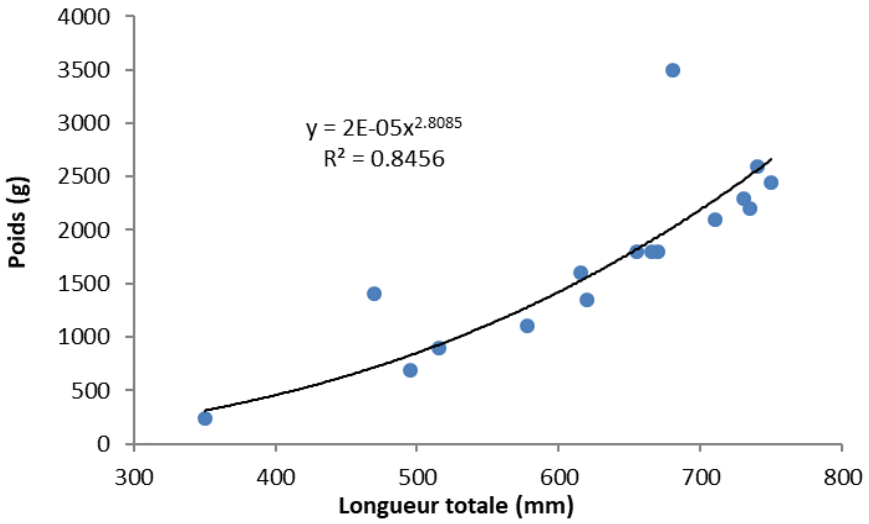


Figure 38 : Relation entre le poids et la longueur des grands brochets capturés au lac Saint-Charles en 2017.

4.5.2.3 Méné jaune

La distribution des fréquences de taille des ménés jaunes est trimodale, avec des modes se situant dans les classes de taille de 110 à 119 mm, de 150 à 159 mm et de 170 à 179 mm (Figure 39). Il est possible qu'une bonne proportion de la population ait échappé à la capture en raison de la faible taille des plus jeunes représentants de l'espèce et du choix des engins de pêche. Il s'agit d'une distribution semblable à celle observée lors de l'inventaire de 2005.

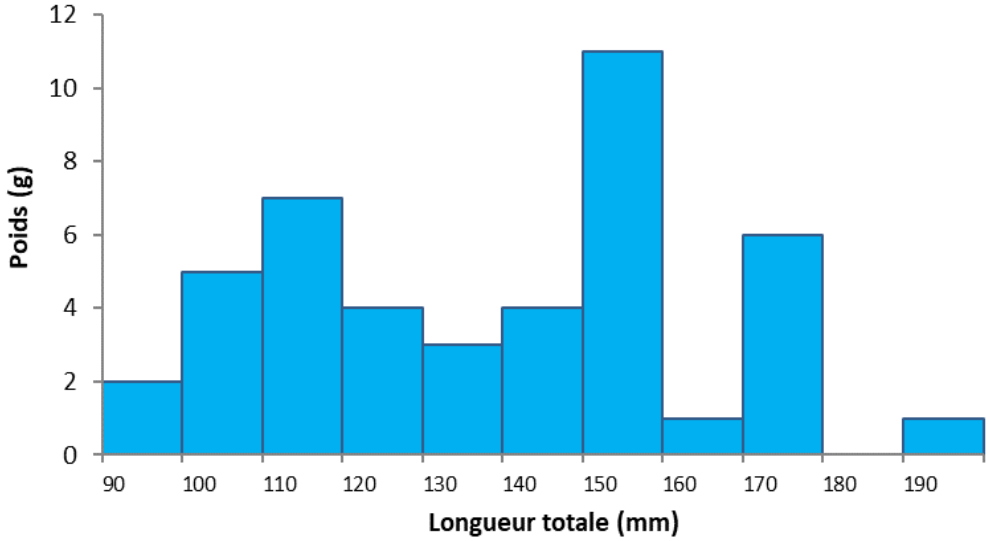


Figure 39 : Distributions des fréquences de taille pour la population de ménés jaunes du lac Saint-Charles en 2017.

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des ménés jaunes présente un exposant de régression de 3,27 (Figure 40), ce qui signifie une relation allométrique relativement forte où les individus deviennent de plus en plus trapus en grandissant (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur est supérieure

à celle de 3,08 enregistrée au lac Michigan (Schneider et al., 2000) et comparable à celle de 3,30 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996). Il appert donc que les individus trouvent suffisamment de ressources alimentaires en grandissant et que la compétition intra et interspécifique n'est pas trop grande; l'espèce semble bien prospérer dans cette communauté.

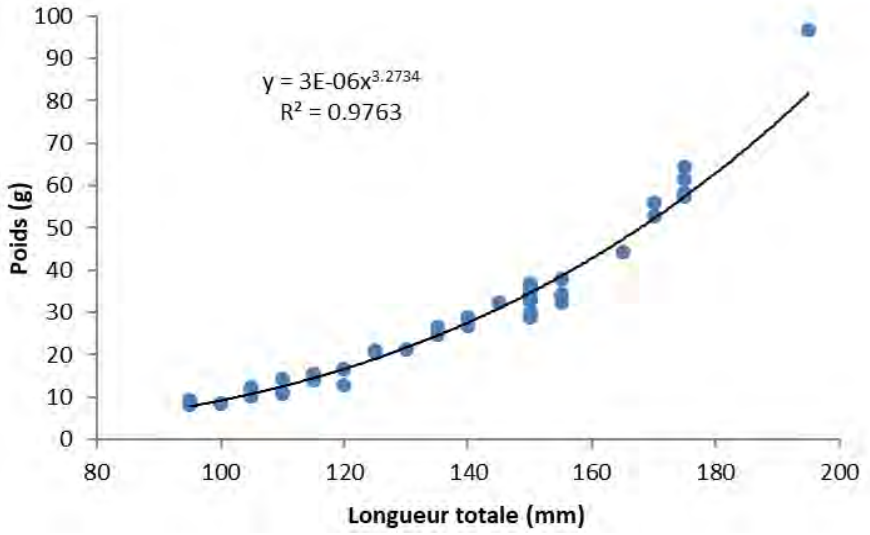


Figure 40 : Relation entre le poids et la longueur des ménés jaunes capturés au lac Saint-Charles en 2017.

4.5.2.4 Barbotte brune

Bien que l'échantillon soit relativement faible (30 individus), la distribution des fréquences de taille des barbottes brunes est unimodale, avec un mode qui se situe dans les classes de taille de 240 à 249 mm (Figure 41). Une grande proportion des spécimens se retrouve dans la catégorie qualité (90 %). La valeur de la PSD obtenue est de 93 et celle de la PSS, de 3. Il s'agit donc d'une population grandement dominée par des individus de grande taille avec un faible taux de recrutement. Ce constat diffère grandement de celui tiré de l'inventaire de 2005, lors duquel la majorité des individus était de la taille stock. Cette situation de faible recrutement est probablement la cause de l'importante baisse de l'abondance relative de l'espèce, qui est passée de 15,2 % en 2005 à 5,7 % en 2017 (Tableau 12)

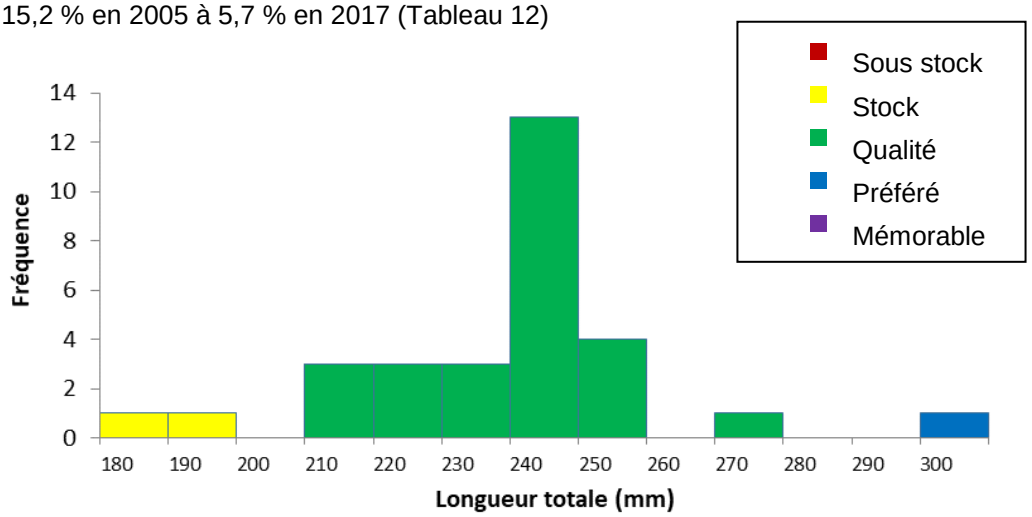


Figure 41 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de barbottes brunes du lac Saint-Charles en 2017.

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des barbottes brunes présente un exposant de régression de 3,23 (Figure 42), ce qui signifie une relation allométrique où les individus deviennent de plus en plus trapus en grandissant (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur est bien supérieure à celle de 2,88 enregistrée au lac Michigan (Schneider et al., 2000). Il est possible que la diminution de l'abondance relative de l'espèce ait augmenté la disponibilité des ressources alimentaires pour les individus restants. Il faut cependant mentionner que l'échantillon est trop faible pour établir une relation poids-longueur robuste.

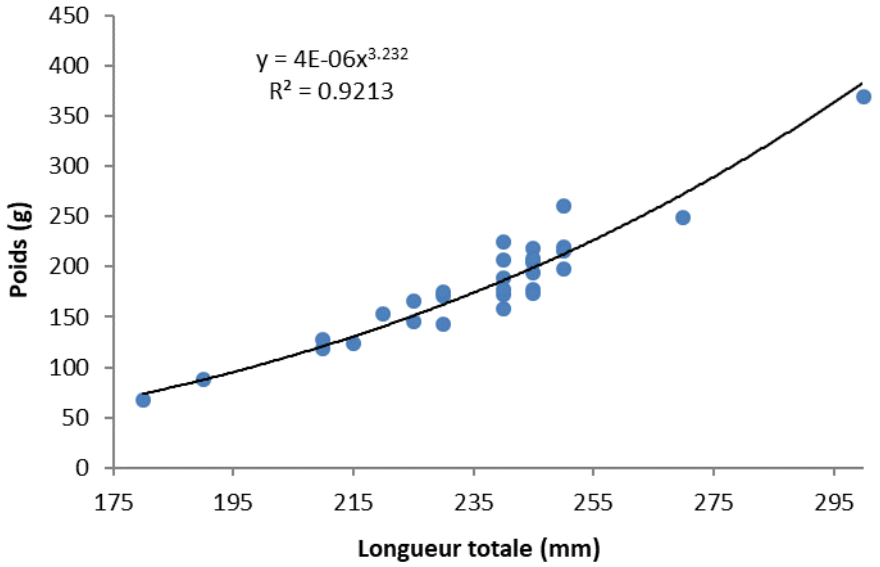


Figure 42 : Relation entre le poids et la longueur des barbottes brunes capturées au lac Saint-Charles en 2017.

4.5.2.5 Meunier noir

Bien que l'échantillon soit relativement faible (16 individus), la distribution des fréquences de taille des meuniers noirs est unimodale, avec un mode se situant dans les classes de taille de 300 à 309 mm (Figure 43). Tous les individus capturés mesuraient au minimum 220 mm, ce qui indique une forte prédation des jeunes par le grand brochet ainsi qu'une compétition interspécifique intense avec la perchaude et la barbotte brune (MRNF-inédit, 2005). Cette tendance est la même que celle observée lors de l'inventaire de 2005, marquée cette fois-ci par une absence de spécimens de très grande taille.

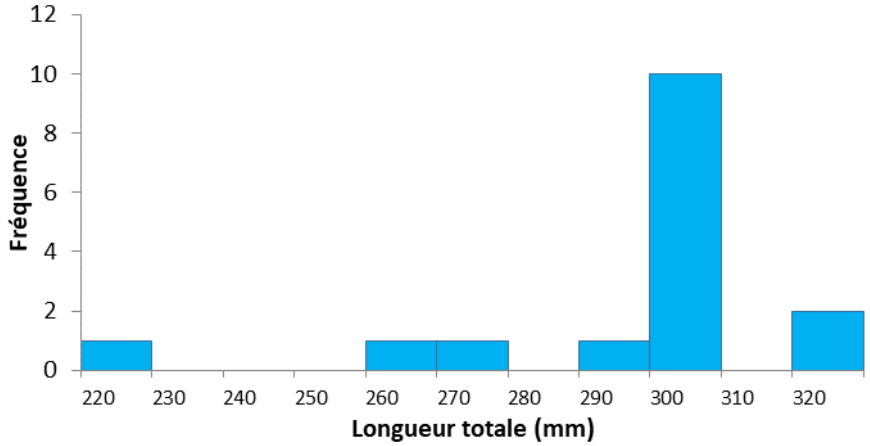


Figure 43 : Distribution des fréquences de taille pour la population de meuniers noirs du lac Saint-Charles en 2017.

4.5.3 Évolution de l'abondance et de la diversité des espèces

L'abondance relative des différentes espèces présentes et les indices de diversité de la communauté inventoriée en 2017 ont été comparés avec les données récoltées lors des inventaires réalisés par le personnel du ministère des Ressources naturelles et de la Faune et celui du Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles en 2005 et en 1983 (MRNF - inédit, 2005; Berthele, 2007).

La perchaude a été l'espèce la plus abondante lors des captures pour les trois inventaires. Elle représente toujours plus de la moitié de l'abondance totale du lac et a connu une augmentation marquée de ses effectifs entre 1983 et 2005 avant de se stabiliser lors des deux derniers inventaires (Tableau 12). Il s'agit d'une espèce particulièrement bien adaptée aux eaux peu profondes et à la présence abondante de macrophytes (Brown et al., 2009), comme c'est le cas au lac Saint-Charles.

Tableau 12 : Évolution de l'abondance relative des espèces présentes dans le lac Saint-Charles lors des 3 derniers inventaires ichtyologiques (1983, 2005 et 2017).

Espèces	Abondance relative (%)		
	1983	2005	2017
Perchaude	51,4	77,1	78,3
Meunier rouge	19,7	< 0,1	0
Meunier noir	5,5	0,3	3,0
Cisco de lac	15,8	0	0
Crapet-soleil	4,4	1,1	0,4
Barbotte brune	1,6	15,2	5,7
Achigan à petite bouche	1,1	0	0,2
Truite grise	0,5	0	0
Grand brochet	0	1,4	3,2
Méné jaune	0	4,9	9,1

La communauté de poissons du lac Saint-Charles a connu d'importants changements entre les inventaires de 1983 et 2005. Deux espèces, le cisco de lac et la truite grise, ont disparu, alors qu'une autre était en danger de disparition imminente, soit le meunier rouge dont un seul spécimen a été capturé en 2005. Ces trois espèces représentaient 36 % de l'abondance totale en 1983. Parallèlement, deux espèces ont été capturées pour la première fois en 2005, soit le grand brochet et le méné jaune. Il semble que le grand brochet ait été introduit illégalement dans les années 1990 (MRNF-inédit 2005) et il est possible que l'introduction du méné jaune se soit produite en parallèle, car il s'agit d'une espèce régulièrement utilisée comme poisson-appât (Bernatchez, 2000). Il est également possible que cette espèce ait été présente lors de l'inventaire de 1983, mais qu'aucun spécimen n'ait été capturé par les engins utilisés. Il est à noter qu'entre les inventaires de 2005 et de 2017, les effectifs de ces deux espèces ont continué à augmenter, leur proportion ayant pratiquement doublé. La présence élevée de macrophytes submergés représente un avantage important pour ces deux espèces qui se servent des herbiers aquatiques pour leur reproduction (Bernatchez, 2000; Harvey, 2009).

La disparition des deux espèces de salmonidés, le cisco de lac et le touladi, peut avoir été causée par l'abondance de perchaude. En effet, celles-ci deviennent souvent dominantes dans les lacs et réussissent à exclure certaines espèces avec lesquelles elles entrent en concurrence pour la nourriture. Les salmonidés sont particulièrement affectés par cette compétition interspécifique (Brown et al., 2009). La prédation et la compétition exercées par le grand brochet peuvent également avoir eu un impact important, tant sur les salmonidés que sur le meunier rouge.

En outre, le touladi est confronté à un problème relatif à la disponibilité d'un habitat adéquat. En effet, pour maintenir les activités essentielles à sa survie, cette espèce a besoin d'une eau froide et bien oxygénée tout au long de l'année. Or, la colonne d'eau du bassin nord du lac Saint-Charles devient relativement pauvre en oxygène vers la fin de l'été, sauf en surface où l'eau est cependant trop chaude pour accueillir une espèce qui préfère une température de 8 à 15 °C (MDDEFP, 2013) [Figure 44].

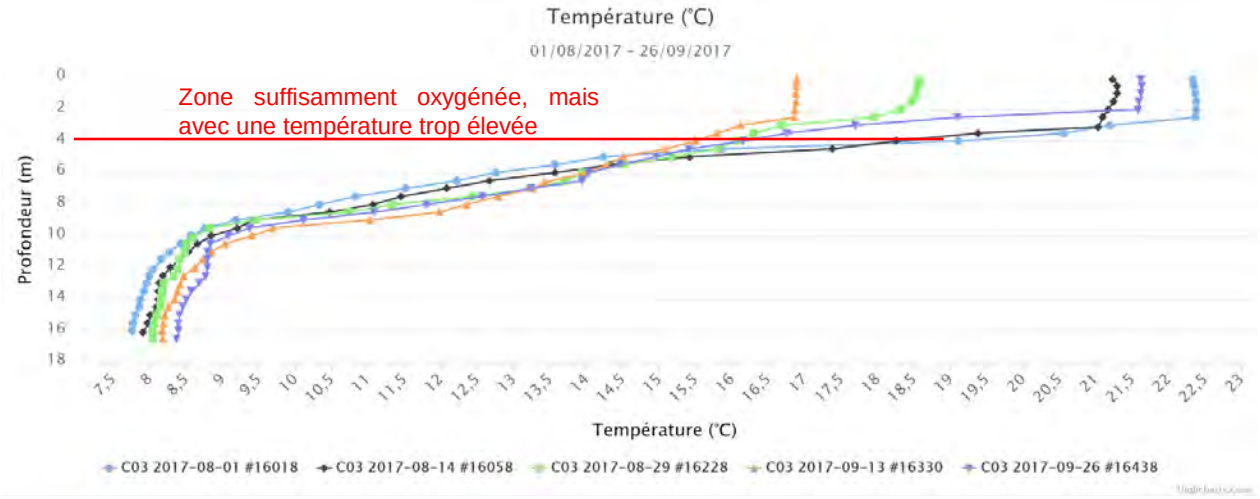


Figure 44 : Profil de température enregistré à la station C03 du lac Saint-Charles durant la période de stratification thermique complète de 2017.

Une analyse des composantes physico-chimiques enregistrées le 25 juillet 2017 à la station intégratrice du bassin nord (C03) démontre que l'eau du lac se trouvait sous le seuil critique de 7 mg d'oxygène par litre essentiel à la protection de l'habitat hypolimnétique des jeunes touladis (Evans, 2007), et ce, à partir de seulement 3,5 m de profondeur, alors que la température en surface dépassait les 21 °C. Les profils d'oxygène dissous enregistrés en septembre 2017 révèlent une anoxie presque complète pour la zone hypolimnétique du lac, ce qui est caractéristique d'un habitat létal pour l'espèce dont les jeunes se réfugient dans les zones profondes de l'hypolimnion (Arvisais et al., 2017) [Figure 45 et 46].

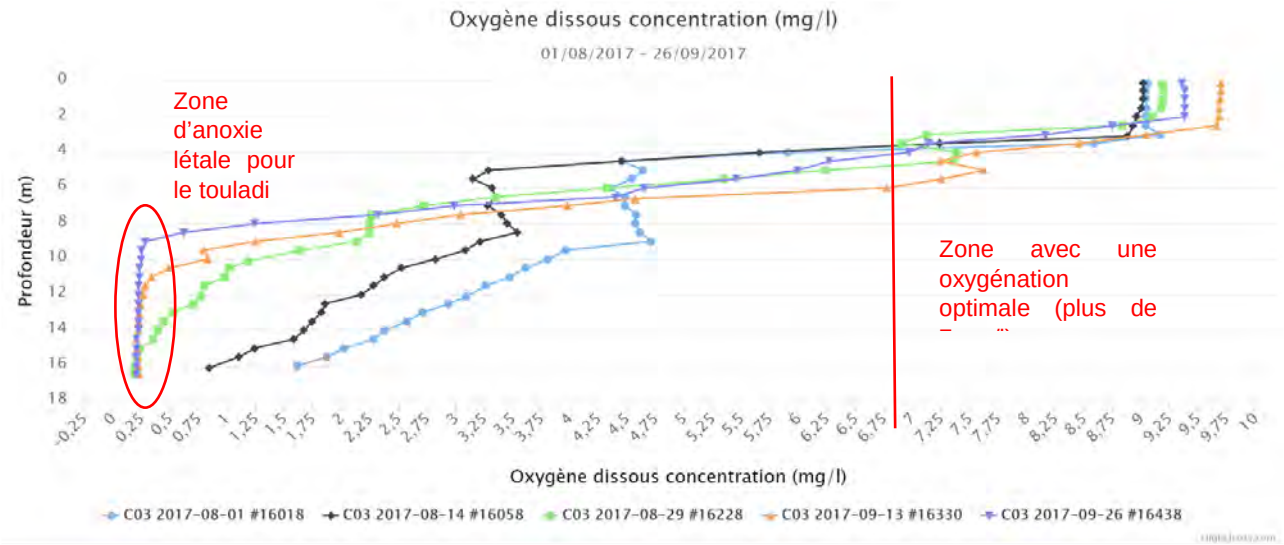


Figure 45 : Profils d'oxygène dissous enregistrés à la station C03 du lac Saint-Charles durant la période de stratification thermique complète de 2017.

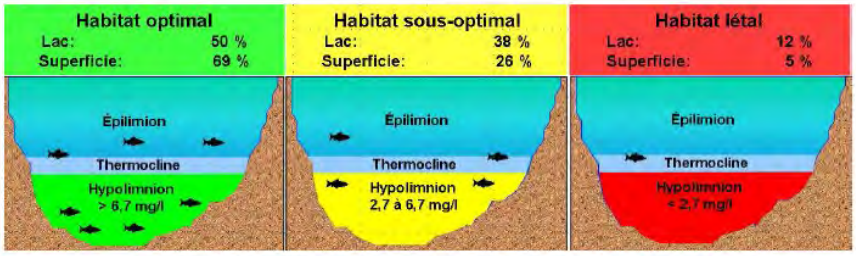


Figure 46 : Présentation de la qualité de l'habitat pour le touladi selon la concentration en oxygène dissous dans l'hypolimnion (tiré de Arvisais et al., 2017).

Quant au bassin sud, c'est principalement en raison de sa faible profondeur qu'il ne constitue pas un habitat propice pour le touladi. En effet, les profils de température enregistrés en août dépassent tous 21 °C pour l'ensemble de la colonne d'eau.

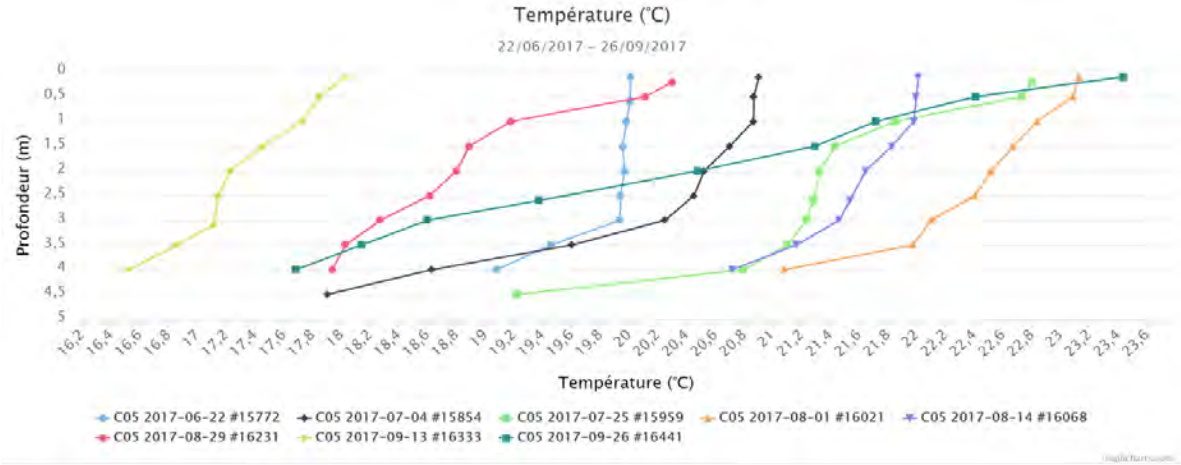


Figure 47 : Profils de température enregistrés à la station C05 du lac Saint-Charles durant la période de stratification thermique de 2017.

L'abondance du meunier noir et de la barbotte brune a fluctué de manière inverse au cours des trois derniers inventaires. Il est possible que le mode d'alimentation similaire de ces deux omnivores benthiques entraîne une forte compétition interspécifique et que leur abondance varie selon l'efficacité du recrutement annuel. De plus, certaines zones profondes du lac deviennent anoxiques durant l'été (Figure 45), ce qui peut limiter les aires d'alimentation des deux espèces. Finalement, l'accroissement en abondance d'une autre espèce omnivore, soit le méné jaune, augmente la compétition pour certaines sources de nourriture.

L'abondance relative du crapet-soleil a décliné lors des deux inventaires subséquents à celui de 1983, passant de 4,4 % à seulement 0,4 %. Il est cependant possible que l'abondance de l'espèce ait été grandement sous-estimée en raison du mode de vie littoral de l'espèce et de la faible efficacité des filets maillants pour capturer les espèces fortement comprimées latéralement (MRNF-inédit, 2005). D'ailleurs, les crapets-soleils comptent pour 94,6 % des captures en eau peu profonde.

Quant à l'achigan à petite bouche, sa très faible abondance au fil du temps laisse croire qu'il s'agit d'une espèce peu présente dans le lac, probablement en raison de la forte population de perchaudes. Il existe d'ailleurs une relation inverse entre la biomasse relative de ces deux espèces (MRNF-inédit, 2005; Morgan et Snucins, 2005). La prédation et la compétition exercées par le grand brochet auraient également un lien avec cette faible abondance.

Malgré une évolution constante des populations, il semble que la communauté de poissons du lac Saint-Charles se soit davantage stabilisée depuis l'inventaire de 2005, et ce, après d'importants changements entre

1983 et 2005. L'introduction du grand brochet et la disparition de trois espèces constituent les événements les plus notables. Parmi les espèces disparues se trouvent deux représentants de la famille des salmonidés, laquelle est particulièrement sensible aux modifications de son habitat et à l'eutrophisation.

La richesse spécifique du lac Saint-Charles est restée relativement constante au fil du temps, malgré la disparition des trois espèces depuis 1983 (Tableau 13). Cependant, l'indice de diversité de Shannon et l'indice d'équitabilité ont subi une importante diminution entre 1983 et 2005, un phénomène principalement associé à l'importante hausse de l'abondance des perchaudes et à la disparition de deux espèces dont la densité était élevée en 1983 (meunier rouge et cisco de lac). À elles seules, les perchaudes et les barbottes brunes représentaient 92,3 % de l'abondance totale du lac en 2005. En revanche, les données obtenues en 2017 démontrent une certaine stabilisation de la communauté et une très légère hausse des indices de diversité et d'équitabilité.

Tableau 13 : Évolution de l'abondance spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'indice d'équitabilité pour le lac Saint-Charles lors des 3 derniers inventaires ichtyologiques (1983, 2005 et 2017).

	1983	2005	2017
Abondance spécifique	8	7	7
Indice de Shannon	2,01	1,10	1,19
Indice d'équitabilité	0,67	0,39	0,42

4.5.4 Évolution des caractéristiques écologiques des communautés

Certaines des caractéristiques écologiques des différentes espèces présentes dans la communauté inventoriée en 2017 ont été comparées avec les données récoltées lors des deux inventaires précédents. La communauté inventoriée en 1983 présentait un faible pourcentage d'espèces omnivores et donc une grande proportion de poissons avec une alimentation spécialisée. Cette caractéristique est représentative d'un écosystème de qualité où les habitats et les ressources sont diversifiés. La proportion d'omnivores a cependant triplé lors de l'inventaire de 2005 pour se stabiliser à la baisse lors du dernier échantillonnage (Tableau 14). La hausse des effectifs de barbotte brune et de méné jaune est la principale raison de cette augmentation marquée. Somme toute, l'abondance d'espèces omnivores demeure relativement faible dans le lac Saint-Charles.

Malgré une modification de la composition des espèces piscivores, leur proportion est demeurée constante entre 1983 et 2005. Les résultats obtenus en 2017 démontrent cependant une prolifération du grand brochet, dont l'abondance relative a plus que doublé depuis 2005 (Tableau 14). La grande abondance de proies préférentielles, telles que la perchaude, les cyprinidés et les meuniers, a certainement permis à ce grand prédateur d'augmenter en effectifs. Le grand brochet est particulièrement abondant dans le bassin sud, où il compte pour 6,1 % des captures comparativement à seulement 1 % dans le bassin nord. La grande abondance de macrophytes et la faible profondeur du bassin sud en font un excellent habitat pour cette espèce. En ce qui concerne le bassin nord, tous les spécimens de brochets ont été capturés à la station située dans la baie Charles-Talbot. Les individus étaient de plus petite taille, avec une moyenne pondérale de 1 kg comparativement à 1,9 kg pour les individus du bassin sud. Il semble que cet écosystème de faible profondeur et fortement colonisé par les plantes aquatiques soit un lieu propice à la reproduction de l'espèce au printemps, tout comme les marais situés au nord du lac.

Une baisse importante du nombre de captures par unité d'effort (CPUE) a été constatée entre 2005 et 2017; les données de 1983 n'étaient pas disponibles pour effectuer les comparaisons (Tableau 14). La densité de presque toutes les espèces a chuté, sauf celles du meunier noir et du grand brochet. Il est d'ailleurs possible que ce dernier soit responsable de la diminution de densité observée, en raison de la grande pression de

prédation qu'il exerce. L'introduction du grand brochet dans les lacs peut notamment avoir pour effet de restructurer la communauté de poissons-proies (Harvey, 2009). La perchaude, qui constitue la principale proie du brochet en Amérique du Nord, a vu sa densité chuter d'environ 50 % entre les inventaires de 2005 et 2017, passant de 117 à seulement 59 captures par filet. Cette prédation a cependant un effet positif puisqu'elle fait diminuer les effectifs de poissons planctonivores, tels que le méné jaune et la jeune perchaude. Une réduction de la densité de ces espèces produit une baisse de la pression de prédation sur le zooplancton, qui peut alors jouer son rôle de filtration et maintenir une plus grande transparence de l'eau.

La proportion de grand brochet par rapport à la biomasse totale du lac a d'ailleurs connu une hausse considérable, passant de 29,6 % à 50,1 % du poids en poissons enregistré entre les inventaires de 2005 et de 2017 (Tableau 14). C'est la principale raison pour laquelle la biomasse par unité d'effort (BPUE) est restée relativement stable malgré la chute importante du nombre de CPUE.

Tableau 14 : Évolution des caractéristiques écologiques des communautés présentes dans le lac Saint-Charles lors des 3 derniers inventaires ichtyologiques (1983, 2005 et 2017).

Caractéristiques écologiques des communautés	1983	2005	2017
% d'omnivores	7,1	20,4	17,9
% de piscivores	1,6	1,4	3,4
CPUE (individus/filet)	S.O.	152	75
BPUE (kg/filet)	S.O.	10,21	8,51

L'analyse du régime thermique préférentiel et du degré de tolérance aux perturbations des espèces présentes illustre une tendance similaire (Figure 48). La communauté échantillonnée en 1983 est la seule comprenant des espèces d'eau froide (36,1 %) et intolérantes (16,4 %) : celles-ci avaient complètement disparu lors de l'inventaire de 2005 (sauf un meunier rouge qui représente le 0,1 % pour les espèces d'eau froide). Depuis l'échantillonnage effectué en 2005, la communauté est principalement composée d'espèces d'eau fraîche et à tolérance intermédiaire, avec une petite proportion d'espèces d'eau chaude et tolérantes. Il faut donc considérer le lac Saint-Charles comme étant représentatif d'un milieu mésotrophe en ce qui a trait à la composition écologique de sa communauté de poissons.

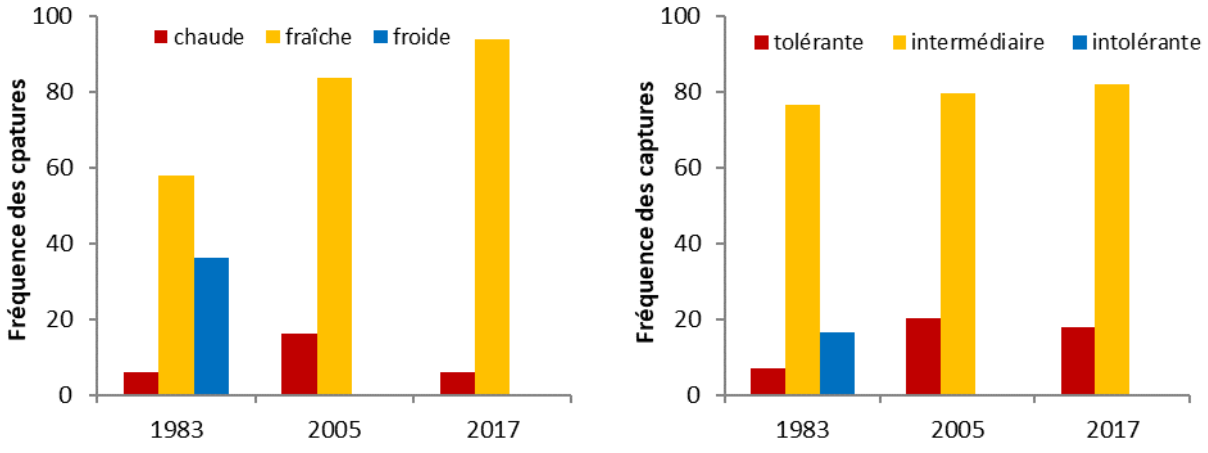


Figure 48 : Évolution du régime thermique préférentiel et de la tolérance aux perturbations des espèces capturées au lac Saint-Charles en 1983, 2005 et 2017.

4.5.5 Analyse de la teneur en mercure des tissus des perchaudes

Il existe une variabilité importante dans les concentrations de mercure analysées (Tableau 15) et celle-ci s'explique par le fait que l'accumulation du mercure est généralement liée à la taille d'un poisson, mais également à son âge. En effet, un phénomène de bioaccumulation se produit à la suite de l'ingestion par le poisson d'éléments qui contiennent du mercure. Un poisson ayant un faible taux de croissance peut présenter une concentration en mercure plus élevée qu'un autre poisson de la même taille, mais qui a grandi plus rapidement.

Les résultats présentés dans le Tableau 15 indiquent que la concentration moyenne de mercure est plus élevée dans la chair des perchaudes hors classe que dans celle des individus de petite taille. Il faut toutefois noter que les perchaudes hors classe ont toutes été prélevées à une seule station située dans le bassin nord, afin d'obtenir un échantillon suffisamment important, et ce, en raison de la faible présence d'individus de fortes tailles. Il est donc possible que la concentration de mercure mesurée dans les perchaudes hors norme échantillonnées ne soit pas représentative de l'ensemble du lac. Il semble d'ailleurs exister une différence dans le taux d'accumulation du mercure entre les deux bassins (Figure 50).

Tableau 15 : Concentrations en mercure (mg/kg) moyennes, minimales et maximales mesurées dans la chair des perchaudes du lac Saint-Charles pour différentes classes de taille.

	Classe de taille			
	Hors classe (< 150 mm)	**Petite (151 à 200 mm)**	**Moyenne (201 à 250 mm)**	**Grande (> 250 mm)**
Moyenne	0,19	0,15	0,27	0,29
Minimum	0,14	0,06	0,11	0,18
Maximum	0,29	0,26	0,41	0,42

La courbe de tendance illustrée à la figure 49 indique que les perchaudes du lac Saint-Charles atteignent la limite de 0,5 mg/kg[7] à une taille de 435 mm en moyenne. Il est donc très peu probable qu'une perchaude atteigne cette valeur, car l'espèce n'atteint que très exceptionnellement cette taille. Cependant, la relation observée entre la longueur et la concentration en mercure des perchaudes est relativement faible ($R^2 = 0,17$). Cette situation peut s'expliquer par la configuration du lac, soit la présence de deux bassins ayant une dynamique différente, ainsi que par le design de l'échantillonnage. En effet, les courbes de tendance présentées à la figure 50 indiquent que les perchaudes du bassin nord présentent un taux d'accumulation plus élevé que celles du bassin sud. Cette situation pourrait s'expliquer par la dynamique plutôt fluviale de ce bassin. De plus, en catégorisant les données obtenues par bassin, la relation longueur-mercure possède un coefficient de corrélation plus élevé : $R^2 = 0,56$ pour le bassin sud, $R^2 = 0,62$ pour le bassin nord et $R^2 = 0,17$ pour l'ensemble du lac. Il faut cependant noter que des perchaudes de taille hors classe ont été échantillonnées uniquement dans le bassin nord, ce qui peut avoir brouillé l'analyse statistique.

[7] Quantité de mercure en mg retrouvée par kg de chair de poisson.

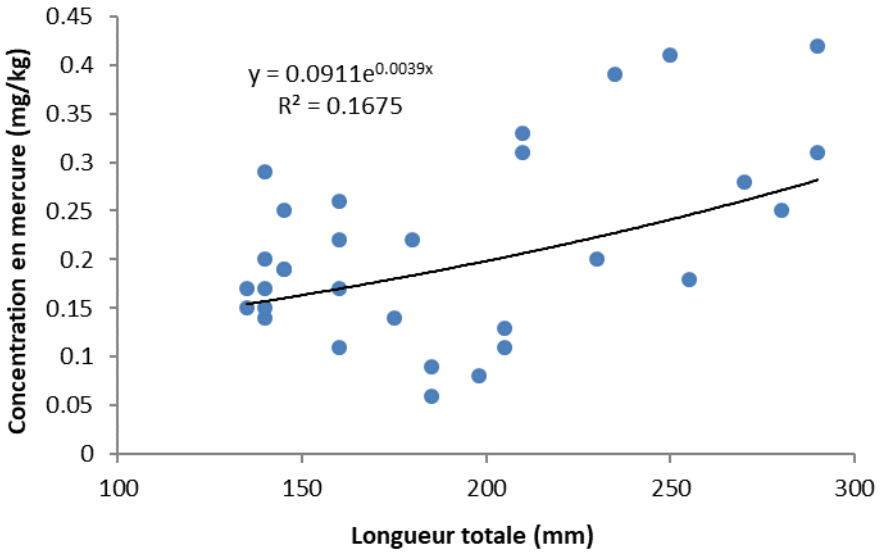


Figure 49 : Relation longueur-mercure des perchaudes échantillonnées en 2017 au lac Saint-Charles.

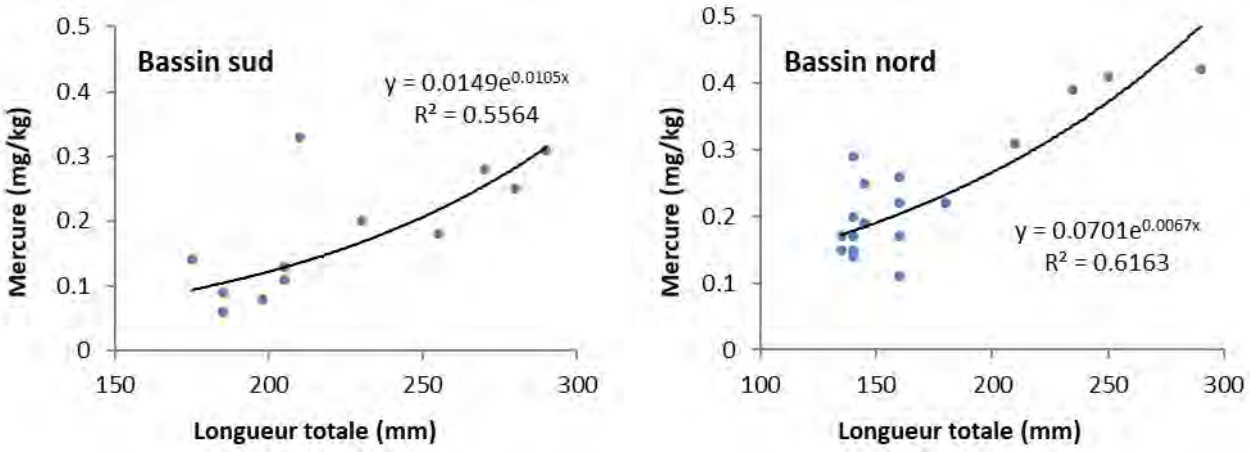


Figure 50 : Comparaison de la relation longueur-mercure des perchaudes entre les bassins sud et nord du lac Saint-Charles.

La concentration moyenne en mercure des perchaudes du lac Saint-Charles (excluant la taille hors classe) est de 0,22 mg/kg, ce qui ressemble beaucoup à la concentration retrouvée dans les grands brochets de petite taille pêchés dans le même lac (MDDELCC, 2018). Comparativement à ce qu'on retrouve dans d'autres lacs situés au sud du Bouclier canadien, la chair des perchaudes du lac Saint-Charles contient des concentrations en mercure relativement faibles (Tableau 16). Ces résultats permettent d'affirmer que les effets de la mise en eau du bassin sud du lac Saint-Charles ne sont plus ressentis par les populations de poissons du lac. Rappelons que l'inondation des sols à la suite de la construction d'un barrage a pour effet d'augmenter la concentration de mercure dans les écosystèmes aquatiques. Pour que la concentration en mercure revienne à la normale dans la chair des poissons, il faut compter de 20 à 30 ans pour les espèces piscivores et de 15 à 25 ans pour les espèces planctonivores (Arvisais, 2007). Comme la dernière augmentation du niveau d'eau a eu lieu entre 1952 et 1954, les effets sont bel et bien dissipés.

Tableau 16 : Comparaison de la concentration en mercure mesurée dans la chair des perchaudes échantillonnées au lac Saint-Charles et à d'autres lacs situés au sud du Bouclier canadien et suivis par le MDDELCC.

Lacs	Concentration en mercure (mg/kg) selon la classe de taille		
	Petite	Moyenne	Grande
Lac Masson (Laurentides)	0,39	0,49	
Lac Rawdon (Lanaudière)	0,33	0,43	0,83
Lac Carillon (Mauricie)	0,3	0,71	1,56
Lac Maskinongé (Lanaudière)	0,59	1,17	
Lac Morin (Mauricie)	0,26	0,35	0,24
Lac Delage (région de Québec)	0,13	0,18	0,5
Lac Saint-Charles	0,15	0,27	0,29

En raison de la faible concentration en mercure des perchaudes échantillonnées, le guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce (MDDELCC, 2018) recommande un maximum de huit repas de 230 g de perchaude par mois, et ce, pour toutes les classes de taille présentes dans le lac Saint-Charles (Tableau 17).

Tableau 17 : Nombre de repas recommandé par mois selon la teneur en mercures des perchaudes échantillonnées au lac Saint-Charles en 2017.

Petite (150 à 200 mm)		Moyenne (200 mm à 250 mm)		Grande (> 250 mm)	
Teneur en mercure (mg/kg)	Repas/mois	Teneur en mercure (mg/kg)	Repas/mois	Teneur en mercure (mg/kg)	Repas/mois
0,15	8	0,27	8	0,29	8

4.5.6 Limites des résultats

La description de certaines caractéristiques écologiques de la communauté de poissons se base sur une revue de littérature. Cependant, il est parfois difficile de définir catégoriquement une espèce de poisson, notamment en ce qui a trait au niveau trophique, car le régime alimentaire varie au courant du cycle vital des espèces et selon les conditions environnementales dans lesquelles elles évoluent. De plus, l'évaluation des communautés ne se base pas sur un indice chiffré, mais plutôt sur le cumul des connaissances obtenues à la suite de l'analyse des poissons capturés.

5 Conclusion

Agiro a procédé, en collaboration avec la Ville de Québec, à la réalisation d'une étude sur l'intégrité écologique du lac Saint-Charles.

Les résultats de la campagne d'échantillonnage de 2017 ont permis à Agiro d'augmenter le niveau de connaissances sur l'état écologique du lac. Si l'on se base sur les indicateurs physico-chimiques et biologiques, l'ensemble des paramètres analysés permet de faire certains constats sur l'intégrité écologique du lac Saint-Charles et de le classifier en fonction de son degré d'eutrophisation.

5.1 État trophique selon les indicateurs physio-chimiques

L'analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau du lac indique qu'il se situe à un stade mésotrophe (Figure 51). Les concentrations en nutriments et en chlorophylle *a* sont relativement faibles, ce qui est plutôt typique d'un stade oligo-mésotrophe. Cependant, la transparence de l'eau est faible et la station C03 montre un important déficit d'oxygène dans les zones profondes du lac, une caractéristique plutôt typique d'un milieu de méso-eutrophe à eutrophe.

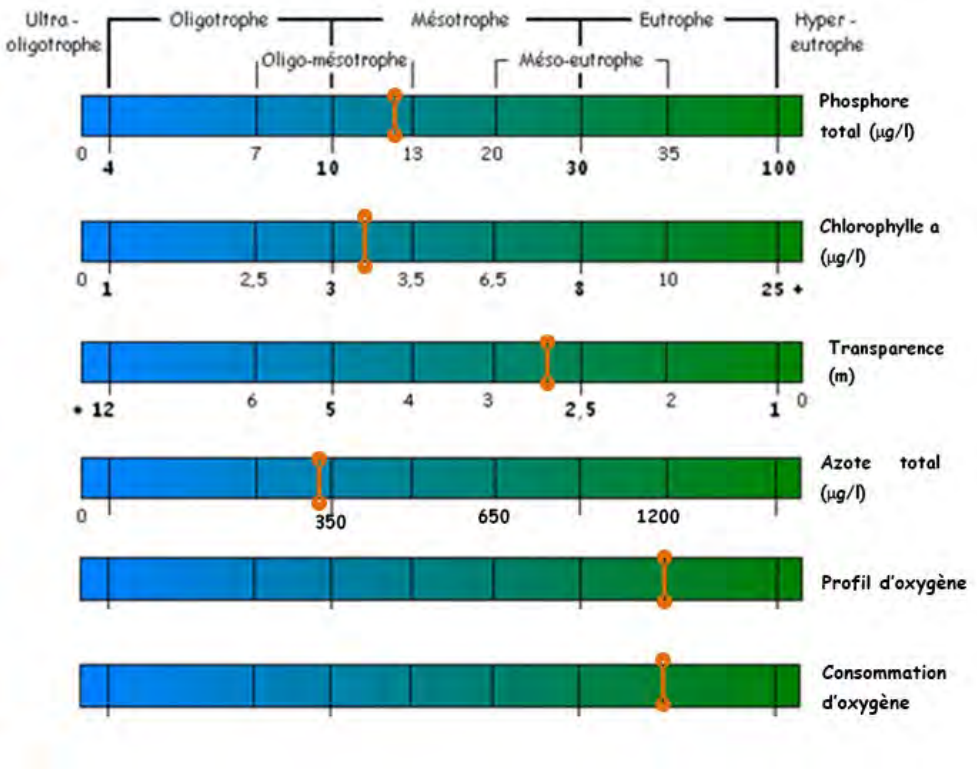


Figure 51 : Classification de l'eutrophisation selon les indicateurs physico-chimiques du lac Saint-Charles en 2017.

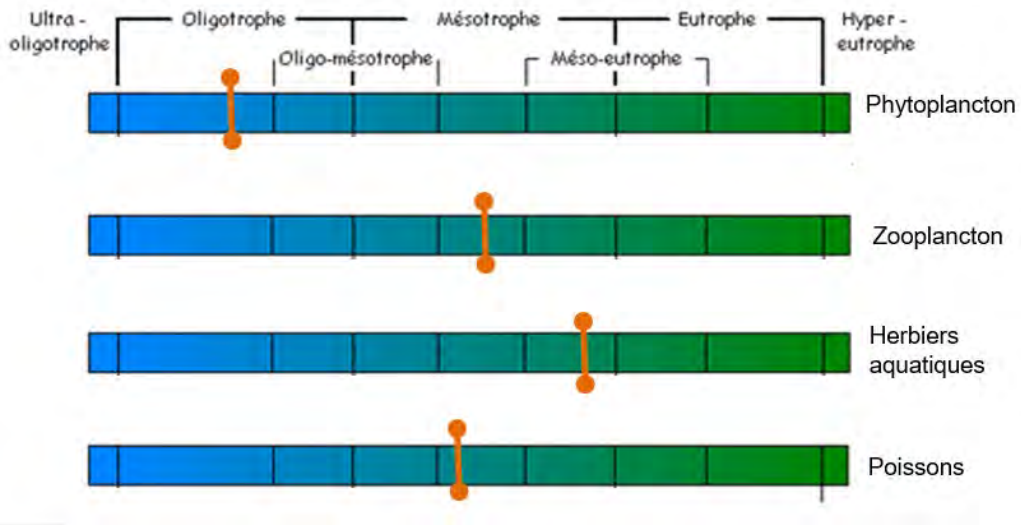
5.2 État trophique selon les indicateurs biologiques

Selon les indicateurs biologiques utilisés tels que le phytoplancton, le zooplancton, les poissons et les macrophytes, l'écosystème du lac Saint-Charles se situe dans un état qualifié d'oligo-mésotrophe à mésotrophe (Tableau 18). Cette évaluation concorde avec les résultats obtenus par d'autres analyses biologiques. En effet, une récente étude sédimentaire du lac a permis d'évaluer la communauté des diatomées à l'aide de l'indice Hoffman. En se basant exclusivement sur ce dernier, le bassin nord du lac

Saint-Charles correspond à un milieu mésotrophe, alors que son bassin sud correspond à un milieu oligo-mésotrophe (LABIAQ, 2018).

Il est important de mentionner que chacun des niveaux trophiques analysés présente la même valeur dans l'évaluation finale de l'intégrité biologique. Par exemple, pour les poissons qui possèdent quatre sous-sections dans le tableau 18, il faut obtenir une moyenne. Dans ce cas-ci, la communauté de poissons du lac Saint-Charles est donc considérée comme étant typique d'un milieu mésotrophe.

Tableau 18 : Classification de l'eutrophisation selon les indicateurs biologiques.



La communauté du phytoplancton du lac Saint-Charles est typique d'un milieu oligotrophe. Les valeurs obtenues par l'indice planctonique démontrent une grande uniformité entre les six stations d'échantillonnage, caractérisées par une faible proportion d'algues associées aux milieux eutrophes. Le genre *Dinobryon* constitue l'algue la plus abondante du lac et explique la grande proportion du groupe des chrysophycées présente dans la communauté tard en saison estivale.

La communauté de zooplancton est quant à elle représentative d'un état mésotrophe. Il existe cependant une différence marquée entre les communautés des milieux littoraux et pélagiques. Ces derniers se distinguent par une plus faible abondance de rotifères et davantage de cladocères du genre *Daphnia*, une configuration généralement associée aux milieux oligotrophes. Les milieux littoraux sont quant à eux caractérisés par une plus grande proportion de rotifères et de petits cladocères du genre *Bosmina,* dont l'abondance est typique des milieux eutrophes. Cette prédominance du petit zooplancton (rotifères et *Bosmina*) en zone littorale indique que ces communautés sont structurées par une forte prédation exercée par les poissons planctonivores, tels que le méné jaune et la jeune perchaude. Cette prédation ne semble toutefois pas affecter les communautés des milieux pélagiques, où l'abondance de grands filtreurs du genre *Daphnia* est parmi les plus élevées de toutes les stations étudiées en 2017.

Il faut toutefois préciser que si l'on tenait compte uniquement des stations en milieu pélagique, comme c'est le cas pour les autres lacs à l'étude en 2017, la communauté de zooplancton du lac Saint-Charles serait plutôt associée à un milieu oligo-mésotrophe.

L'échantillon de la communauté de poissons prélevé dans le lac est typique d'un milieu mésotrophe, en raison de la présence d'une majorité d'espèces à tolérance intermédiaire et à régime thermique préférentiel d'eau fraîche, ainsi que d'une faible proportion de poissons omnivores. La perchaude est l'espèce la plus abondante du lac, mais c'est probablement le grand brochet qui exerce la plus grande influence sur la communauté par

une pression de prédation qui structure les populations présentes. En comparant les trois inventaires effectués depuis 1983, il est évident que l'intégrité écologique de la communauté de poissons s'est lourdement dégradée entre 1983 et 2005. Cependant, celle-ci semble s'être stabilisée au tournant des années 2000, malgré l'importante diminution de la densité de certaines espèces observées en 2017.

Finalement, les échantillons de macrophytes prélevés en 2016 indiquent un état méso-eutrophe en raison du recouvrement élevé de la zone colonisable du lac, de la densité élevée de la majorité des herbiers et de la présence abondante de certaines espèces telles que le myriophylle à épis.

5.3 Mesures de la dégradation (conductivité spécifique, ions chlorure et mercure)

La conductivité spécifique moyenne enregistrée au lac Saint-Charles est relativement peu élevée et n'indique pas de perturbations majeures (Tableau 19). Les valeurs fluctuent de manière importante durant la saison estivale et dépassent les 100 µS/cm à plusieurs reprises dans l'épilimnion du lac. La variation interannuelle est également importante.

Tableau 19 : Classement du lac Saint-Charles selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017.

Conductivité (µS/cm)
0–49,99
72
100–149,99
150–249,99
250–399,99
400–999,99
1000–6000

*Note : Cette classification est fournie à titre indicatif seulement, sachant que la conductivité de l'eau pure est égale à 0.

Les concentrations en mercure retrouvées dans la chair des perchaudes échantillonnées au lac Saint-Charles en 2017 sont relativement faibles, soit 0,22 mg/kg (Tableau 16). Ces résultats sont similaires aux concentrations retrouvées dans les grands brochets de petite taille pêchés dans le même lac par le réseau de suivi du MDDELCC (MDDELCC, 2018) et indiquent une faible présence de mercure dans l'écosystème aquatique du lac Saint-Charles.

5.4 Conclusions sur l'intégrité écologique

L'évaluation du milieu obtenue par l'analyse des différents organismes du lac laisse transparaître que l'intégrité de l'écosystème est de moyenne à modérément élevée (voir le Tableau 18 du Chapitre 2). Bien que l'écosystème ait connu des modifications, un équilibre semble s'être établi après les importantes transformations subies dans les années 1990, notamment la disparition des salmonidés et l'introduction du brochet. Cette évaluation dépend cependant de la distance écologique entre les communautés actuelles et les communautés de références du lac (non altérées). Pour obtenir les valeurs de références, il faut nécessairement utiliser les données historiques disponibles. Tout d'abord, l'échantillonnage des poissons de 1983 traduit la présence d'une communauté typique d'un milieu oligo-mésotrophe. De plus, les résultats obtenus par la méthode basée sur les diatomées pour évaluer l'intégrité des lacs tempérés du Québec (MILQ) indiquent le même classement, soit une communauté de référence de milieu oligo-mésotrophe (Tremblay,

2015). La distance écologique entre les communautés de référence et celles actuellement présentes au lac Saint-Charles est donc relativement faible et indique une intégrité modérément élevée.

Il existe cependant certaines différences dans la configuration des communautés des deux bassins du lac. Avec sa faible profondeur, le bassin sud est plutôt colonisé par les macrophytes et abrite une communauté de zooplancton plus typique de milieux littoraux, avec une plus grande proportion de rotifères et de cladocères du genre *Bosmina*. La communauté de poissons indique clairement une plus grande productivité du bassin sud, avec une biomasse par unité d'effort de 14,1 kg par filet contre seulement 4,3 kg par filet pour le bassin nord, qui est plus profond et abrite une plus grande diversité d'habitats. Les macrophytes y sont moins répandus en raison d'une limitation de la zone colonisable et le zooplancton des milieux pélagiques contient une plus grande proportion de grands cladocères du genre *Daphnia* et une plus faible densité de rotifères. En général, les zones profondes du bassin sont caractérisées par une faible productivité.

6 Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent huit enjeux :

- Gestion des eaux usées traitées
  - Raccorder les usines d'épuration des eaux usées de la Ville de Lac-Delage et de Stoneham-et-Tewkesbury ***à un réseau d'égout de la Ville de Québec, avec rejet en aval de la prise d'eau.*** Les eaux traitées provenant des deux stations d'épuration contiennent encore des concentrations élevées en nutriments. Comme les stations sont situées en amont du lac Saint-Charles, ces fortes concentrations en nutriments sont acheminées au lac et participent à son vieillissement prématuré.
- Installations septiques
  - Évaluer les priorités de raccordement et de mise à niveau des installations septiques autonomes dans le bassin versant du lac Saint-Charles. Cette façon de faire vise à optimiser les efforts en ciblant les zones critiques et les menaces les plus importantes.
  - Mettre en place un programme d'encouragement financier pour aider les propriétaires à remplacer les installations septiques qui ont un potentiel de pollution et qui ne seront pas raccordées au réseau à court terme. Même si elles ne sont pas jugées prioritaires, les zones non raccordées peuvent également produire d'importants rejets qui participent à la dégradation des milieux adjacents. La compensation vise à rendre la mise à niveau des installations septiques accessible à tous les citoyens.
  - ***Assurer l'application des principes du règlement de contrôle intérimaire (RCI) 2016.*** Aucun développement dans le périmètre de protection de 500 mètres autour du lac et développement desservi exclusivement par un égout sanitaire ailleurs dans son bassin versant.
- Surfaces imperméabilisées
  - ***Limiter le développement urbain.*** L'urbanisation augmente la superficie des surfaces imperméabilisées et diminue par le fait même le processus de filtration naturel du sol. Le développement en pente entraîne plusieurs autres problèmes : ruissellement, usage élevé de sels de voirie et abrasifs, dynamitage. Quant à la construction dans les zones naturelles, elle diminue les services écosystémiques.
  - ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors du développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et à favoriser l'infiltration des eaux. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
  - Poursuivre la mise en œuvre des recommandations émises dans le rapport Soutien technique au processus décisionnel relatif à la transformation de fossés et concepts

d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans le bassin versant de la prise d'eau de Château-d'Eau (APEL, 2011).

- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent être compatibles avec la protection des écosystèmes aquatiques.
  - ***Éviter le développement en fortes pentes.*** Le développement en fortes pentes augmente la nécessité de recourir aux sels de voiries et aux abrasifs pour assurer la sécurité des usagers. De plus, la présence de fortes pentes produit un ruissellement vers les milieux humides en contrebas.
  - ***Sensibiliser les usagers à réduire leur vitesse sur les routes et chemins non asphaltés.*** En limitant leur vitesse, les usagers ne font pas lever la poussière, éliminant ainsi la nécessité d'utiliser des abat-poussières.
  - ***Nettoyer les rues au printemps afin de récupérer les abrasifs avant la fonte.*** Cette façon de faire vise à limiter la quantité d'abrasifs lessivée dans les cours d'eau lors de la fonte printanière.
- Conservation de milieux naturels
  - Poursuivre l'acquisition, la conservation, la restauration et la mise en valeur de terrains ayant une valeur stratégique pour préserver la quantité et la qualité de l'eau potable. En adoptant un plan de conservation efficace et stratégique, les terrains ciblés deviennent des zones de protection et rendent d'importants services écologiques qui assurent notamment le renouvellement d'une eau de qualité.
  - Promouvoir le reboisement des milieux ouverts. Le reboisement entraîne une hausse de la biodiversité qui assure une meilleure productivité et des services écologiques maximisés. L'occupation de ces surfaces par des espèces indigènes limite également la prolifération d'espèces exotiques envahissantes.
  - ***Réglementer la protection et la restauration des bandes riveraines et poursuivre la sensibilisation à cet effet.*** La présence d'arbres matures et d'arbustes en périphérie d'un lac lui rend plusieurs services écologiques. Le système racinaire des arbres et arbustes solidifie les berges et agit en tant que filtre, en plus de créer de l'ombrage pour les zones littorales et des habitats de qualité qui abritent de nombreuses espèces de poissons et d'oiseaux.
- Prolifération des cyanobactéries
  - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les cyanobactéries pourraient profiter d'un excès de nutriments et produire d'importantes floraisons. Lorsque les conditions favorables sont présentes, le lac Saint-Charles a démontré une vulnérabilité à ce phénomène qui s'est traduit par plusieurs épisodes de floraisons au cours des dernières années.
  - ***Surveiller l'abondance des espèces de poissons planctonivores.*** La perchaude et le méné jaune, deux espèces de poissons ayant une alimentation en partie planctonivore, représentent 87 % de l'abondance relative de la communauté du lac en 2017. Pour l'instant, la pression de prédation exercée par ces poissons sur le zooplancton ne cause pas de problème. Cependant, une augmentation en densité de l'une de ces deux espèces pourrait se traduire par une diminution de l'abondance du gros zooplancton, ce qui réduirait par le fait même le broutage des algues.
- Prolifération des plantes aquatiques
  - ***Sensibiliser la population aux espèces envahissantes pour éviter qu'elles soient transportées dans d'autres plans d'eau.*** Le lac Saint-Charles étant fortement colonisé par le myriophylle à épis, les embarcations nautiques qui ont été en contact avec les eaux du lac

doivent être bien nettoyées et séchées avant d'être utilisées sur un autre plan d'eau, afin de limiter les risques de propagation du myriophylle.

- ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les apports externes en nutriments (azote et phosphore principalement) provoquent une surabondance de ressources pour les plantes aquatiques et les algues, ce qui peut provoquer une prolifération massive de ces organismes dans le lac.

- Biodiversité
  - ***Effectuer un suivi plus rapproché de la communauté de poissons du lac et, plus*** précisément***, du méné jaune et du grand brochet.*** Il serait important de refaire un échantillonnage expérimental d'ici dix ans afin d'évaluer l'évolution de ces deux espèces en particulier. Le grand brochet a doublé en abondance et semble induire une pression de prédation intense sur les autres espèces. Le méné jaune est devenu l'espèce la plus abondante dans les trois autres lacs échantillonnés en 2017.
  - Sensibiliser les usagers du lac qui apportent leurs propres embarcations aux dangers que représentent les espèces exotiques envahissantes. Les embarcations provenant d'autres plans d'eau doivent avoir été bien nettoyées et rincées avant d'être utilisées sur le lac, afin d'enrayer la propagation d'espèces exotiques envahissantes, telles que la moule zébrée ou le cladocère épineux. Une fois implantées dans un écosystème, ces espèces ont des effets catastrophiques sur l'équilibre des communautés indigènes.

7 Références

Anderson, R. O. et R. M. Neumann (1996) Length, weight, and associated structural indices. Dans : B. R. Murphy, D. W. Willis (Eds.), Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland : 447-481.

APEL. (2009) *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 354 p.

Arvisais, M., Fournier, H., Nadeau, D., Legault, M., Thibault, I. et E. Valiquette (2017) Plan de gestion du touladi au Québec 2014-2020. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, Québec, 63 p.

Arvisais, M. (2007) *Situation de la communauté ichtyologique du lac Saint-Joseph et de son habitat.* Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches. Québec. 69 p. + annexes.

Bernatchez, L. et M. Giroux (2000) *Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'Est du Canada*. Broquet, Ottawa, Canada, 350 p.

Berthele, C. (2007) *Dynamique piscicole au sein de l'écosystème « lac Saint-Charles. »* BTSA Gestion et Protection de la Nature. 36 p.

Bourget S. (2011) *Limnologie et charge en phosphore d'un réservoir d'eau potable sujet à des fleurs d'eau de cyanobactéries : Le Lac St-Charles, Québec*. Laval, Québec.

Brown, T. G., Runciman, B., Bradford, M. J., and S. Pollard (2009) *A biological synopsis of yellow perch (Perca flavescens).* Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2883 : v + 28 p.

Caramujo, M. J. et M. J. Boavida (2000) *The crustacean communities of River Tagus reservoirs. Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator.* Limnetica, 18, 37–56.

Chemli, A. (2017) *Le zooplancton comme bioindicateur de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs du Parc du Mont-Tremblant.* Mémoire. Université de Montréal. Département des sciences biologiques. 111 p.

Evans, D. O. (2007) *Effects of hypoxia on scope-for-activity and power capacity of lake trout (Salvelinus namaycush).* Can. J. Fish. Aquat. Sci. 64, 345-361.

Harvey, B. (2009) *A Biological Synopsis of Northern Pike (Esox Lucius)*. Can. Manuscr. Rep. Aquat. Sci. 2885 : v + 31 p.

Inédit (2005) *Diagnose écologique du lac Saint-Charles - rapport interne sur l'inventaire ichtyologique.* Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 7 p.

Karabin, A. (1985) *Pelagic zooplancton (Rotaria and Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. 1. Structural and quantitative features*. Ekol. Pol. 33, 567-616.

LABIAQ (2018) Chapitre 6 - *Étude sédimentaire du lac Saint-Charles (Québec)* dans *Diagnose du lac Saint-Charles 2016*. Rapport final présenté à l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 81 pages et annexes.

Légaré S. (1998) *Étude limnologique du lac Saint-Charles*, Rapport GREPAUL 98 – 238, Université Laval, Sainte-Foy, Québec, 106 p.

Likens, G. E. (2010) *Plankton of Inland Waters*. Academic Press, Elsevier Inc., 411 p.

Marie-Victorin, Fr., Rouleau, E., et Brouillet, L. (2002). *La flore laurentienne*, 3e édition, Éditions Gaëtan Morin, Montréal, 1112 p.

Micromonde (2003) *Arcella.* [Site internet] Page consultée le 21 janvier 2019. http://micromonde.free.fr/dossiers/arcella/index.htm

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2018) *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce, carte interactive de la consommation de poisson par espèce.* [site internet] Repéré à *http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/guide/consommation.asp*

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2013) *Outils d'aide à l'ensemencement des plans d'eau – Touladi (Salvelinus namaycush)*. Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec, 12 p.

Morgan, G. E. et E. Snucins (2005) *NORDIC Index Netting ; Manualof Instructions and Provincial Biodiversity Benchmark Values.* Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario, 47 p.

Narancic et.al, 2019

Schneider, J. C., Laarman, P. W. et H. Gowing (2000) *Length-weight relationships.* Chapitre 17 dans Schneider, James C. (ed.) 2000. Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor.

Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W. et A. Duncan (1986) *The PEG*-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters.* Archiv für Hydrobiologie, 106(4), 433-471.

Suthers, I. M. et D. Rissik (2009) Plankton : A guide to their ecology and monitoring for water quality. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia, 256 p.

Tremblay R., Légaré S., Pienitz R., Vincent W.F. et Hall R.I. (2001) *Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec*. *Revue des sciences de l'eau*. Université Laval.

Tremblay R. (2015) *Élaboration d'une méthode basée sur les diatomées pour évaluer l'intégrité écologique des lacs tempérés du Québec (MILQ)*. Thèse de doctorat en sciences géographiques, Université Laval, Québec, Canada, 314 p.

Willis, D. W., Murphy B. R. et S. G. Christopher (1993) *Stock density indices : Development, use, and limitations*. Reviews in Fisheries Science, 1(3), 203-222.

Annexe 1 : Densité (cellule/ml) des genres utilisés pour le calcul de l'index du phytoplancton irlandais et concentrations enregistrées de chlorophylle *a*

Station	Date	*Aulacoseira*	*Oocystis*	*Pediastrum*	*Scenedesmus*	*Cryptomonas*	*Anabaena*	Chl *a* (µg l)	Indice planctonique irlandais	Moyenne
C03	17-mai-17	0,00	1,72	0,00	0,43	2,15	0,00	1,90	1,00	0,95
C03	22-juin-17	2,15	0,00	1,61	4,30	13,99	15,06	2,40	0,94	
C03	01-août-17	0,00	0,00	1,21	0,00	0,00	0,00	3,40	1,00	
C03	13-sept-17	180,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,10	0,86	
C05	17-mai-17	6,03	0,00	0,00	0,00	1,72	0,00	2,50	0,97	0,96
C05	22-juin-17	5,44	0,00	2,27	1,81	4,98	14,50	3,00	0,94	
C05	01-août-17	13,59	0,00	0,00	0,00	2,72	0,00	4,10	0,96	
C05	13-sept-17	0,00	0,00	0,00	2,43	0,00	7,30	5,80	0,99	
C08	17-mai-17	0,00	0,43	0,00	0,00	1,29	0,00	1,80	1,00	0,98
C08	22-juin-17	2,15	0,00	0,00	2,15	6,89	16,35	2,10	0,97	
C08	01-août-17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,59	7,00	0,99	
C08	13-sept-17	0,00	0,00	0,00	2,78	0,00	0,00	8,60	0,97	
CL05	15-mai-17	0,00	0,86	0,00	0,00	6,46	0,00	5,50	0,99	0,99
CL05	19-juin-17	0,00	2,58	0,00	0,43	10,76	0,00	1,50	0,99	
CL05	03-août-17	0,00	0,00	0,00	0,43	0,43	0,00	1,30	1,00	
CL05	14-sept-17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,20	1,00	
DE01	06-juin-17	0,00	0,00	0,00	0,00	1,29	0,00	5,70	0,99	0,99
DE01	16-août-17	0,00	0,00	1,29	0,43	0,00	0,86	3,30	1,00	
DE01	26-sept-17	0,00	0,00	0,00	0,00	2,15	0,00	2,00	1,00	
DE01	10-juil-17	0,00	0,00	1,81	0,90	6,33	1,81	6,20	0,99	
DU02	16-mai-17	0,00	0,00	0,00	0,00	8,61	0,00	1,00	1,00	0,90
DU02	26-juin-17	0,00	12,43	0,96	35,39	0,96	7,65	2,60	0,76	

DU02	31-juil-17	0,00	4,78	0,00	4,78	2,87	10,52	4,10	0,91	
DU02	11-sept-17	0,00	1,96	0,98	10,76	9,78	12,72	2,70	0,91	
Lac Caché	29-mai-17	0,00	0,00	0,00	0,00	75,56	0,00	5,30	0,96	0,85
Lac Caché	06-juil-17	0,00	2,29	0,00	2,29	319,93	0,00	56,30	0,77	
Lac Caché	17-août-17	0,00	28,28	0,00	0,00	71,32	0,00	13,00	0,79	
Lac Caché	18-sept-17	0,00	1,84	0,00	3,07	124,81	0,00	12,40	0,90	
Litt1	13-sept-17	0,00	0,00	0,00	0,00	11,81	0,00	4,60	1,00	0,89
Litt1	01-août-17	57,09	0,00	0,00	6,12	10,20	0,00	5,60	0,83	
Litt1	19-mai-17	12,43	0,00	0,00	3,83	8,61	0,00	2,50	0,94	
Litt1	22-juin-17	36,89	2,05	3,07	8,20	28,69	5,12	4,40	0,79	
Litt2	13-sept-17	1,84	1,84	0,61	1,23	3,07	1,23	2,80	1,00	0,94
Litt2	19-mai-17	1,91	0,96	0,96	0,00	0,96	0,00	1,70	1,00	
Litt2	22-juin-17	21,04	0,00	4,78	2,87	10,52	38,26	1,80	0,79	
Litt2	01-août-17	4,53	0,91	0,00	0,91	2,72	0,00	1,90	0,99	
Litt3	13-sept-17	194,08	9,03	0,00	18,05	0,00	4,51	4,30	0,70	0,80
Litt3	22-juin-17	73,32	0,00	7,97	12,75	44,63	33,47	3,30	0,66	
Litt3	01-août-17	15,30	0,00	2,87	1,91	3,83	0,00	3,00	0,91	
Litt3	19-mai-17	15,30	0,00	0,00	2,87	0,00	0,00	1,90	0,94	

Annexe 2 : Densité du phytoplancton (cellule/ml) par campagne et moyenne pour chacune des stations échantillonnées en 2017

Densité du phytoplancton (cellules/ml)					
Station	mai/juin	juin/juillet	juillet/août	septembre	moyenne
Litt1	200,85	66 504	738,13	1 973,01	894,26
Litt2	76,51	410,30	149,95	134,03	192,70
Litt3	178,85	1 005,82	179,80	1 882,08	811,64
C03	48,20	268,99	204,34	3 004,07	881,40
C05	54,23	226,97	159,92	842,22	320,83
C08	26,25	170,86	551,80	912,15	415,26
DE01	200,56	524,21	120,94	175,60	255,32
DU02	59,30	484,90	652,27	203,45	349,98
CL05	19,80	95,54	28,41	50,35	48,53
Lac Caché	384,48	1 224,88	335,70	223,80	542,21
Moyenne	124,90	507,75	312,13	940,08	471,21

Annexe 3 : Abondance des genres de phytoplanctons identifiés par campagne et moyenne pour chacune des stations échantillonnées en 2017

Abondance des genres de phytoplanctons identifiés					
Station	mai/juin	juin/juillet	juillet/août	septembre	moyenne
Litt1	21	26	16	7	17,5
Litt2	18	26	19	21	21
Litt3	16	22	16	16	17,5
C03	20	24	14	6	16
C05	13	23	17	4	14,25
C08	16	23	12	9	15
DE01	10	15	17	8	12,5
DU02	16	25	20	16	19,25
CL05	12	13	13	17	13,75
Lac Caché	19	20	16	13	17
Moyenne	16,1	21,7	16	11,7	16,38

Annexe 4 : Densité du zooplancton (individus/litre) par campagne et moyenne pour chacune des stations échantillonnées en 2017

Densité du zooplancton (individus/litre)					
Station	mai/juin	juin/juillet	juillet/août	septembre	moyenne
Litt1	57,85	547,71	823,96	478,49	477,00
Litt2	51,67	260,70	169,72	73,76	138,96
Litt3	28,51	343,08	317,63	209,72	224,74
C03	12,02	64,60	95,65	50,08	55,59
C05	18,29	193,07	315,35	98,83	156,39
C08	16,47	74,17	108,50	115,45	78,65
DE01	76,36	115,37	48,53	46,64	71,73
DU02	232,53	119,31	725,71	460,85	384,60
CL05	25,53	50,92	47,14	22,97	36,64
Lac Caché	9,82	608,48	93,28	270,41	245,50
Moyenne	52,91	237,74	274,55	182,72	186,98

Intégrité écologique du lac Saint-Charles et des milieux hydriques qui y sont connectés – 2017

Chapitre 4 : Lac Delage

Préparé par Agiro

AGIRO
initiatives et actions en environnement

Équipe de réalisation

Rédaction et analyse

Alexandre Bérubé Tellier, Biologiste, B. Sc. A. et LL. B., Chargé de projets en environnement, Agiro

Sonja Behmel, Géographe, M. Sc., Ph. D. Aménagement du territoire et développement régional, Coordonnatrice scientifique, Agiro

Échantillonnage et travaux de terrain

Alexandre Bérubé Tellier, Biologiste, B. Sc. A. et LL. B., Chargé de projets en environnement, Agiro

Marie-Janick Robitaille, Géographe, Agiro

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, Agiro

Rémi Goldschmitt, Technicien en environnement, Assistant technique de terrain, Agiro

Solène Délas, Licence en Sciences de la vie, parcours en Biologie des organismes et des écosystèmes (BOE) et étudiante à la maîtrise en Biodiversité et suivis environnementaux (BSE), Stagiaire dans le cadre d'un projet sur les composés émergents, Agiro

Émilie Reny-Nolin, Biologiste, B. Sc., Étudiante à la maîtrise en Biogéosciences de l'environnement, Université Laval

Cartographie

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, Agiro

Révision

Sonja Behmel, Géographe, M. Sc., Ph. D. Aménagement du territoire et développement régional, Coordonnatrice scientifique, Agiro

Karine Mailhot-Sarrasin, B. A., D.E.S.S. Traduction, Traductrice et réviseure

Description de la photo de couverture

Photo aérienne du lac Delage, 2017, crédit : Mélanie Deslongchamps

Coordonnées d'Agiro

433, rue Delage
Québec (Québec) G3G 1H4
418 849-9844
info@agiro.org

Table des matières

1 Introduction 1

1.1 Objectifs 1
1.2 Présentation du lac et de son bassin versant 1

2 Résultats 5

2.1.1 Conditions météorologiques 5
2.1.2 Analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau 8
2.1.3 Phosphore et azote total 9
2.1.4 Chlorophylle *a* 10
2.1.5 Oxygène dissous 10
2.1.6 Conductivité spécifique et ions chlorure 11
2.1.7 Analyse des herbiers aquatiques 11
2.1.8 Analyse de la communauté de phytoplancton 13
2.1.8.1 Indice planctonique basé sur la structure des communautés 14
2.1.8.2 Index planctonique basé sur la présence de phytoplancton typique des milieux eutrophes 15
2.1.8.3 Succession saisonnière 15
2.1.8.4 Analyse de la communauté de cyanobactéries 16
2.1.8.5 Limite des résultats 17
2.1.9 Analyse de la communauté de zooplancton 17
2.1.9.1 Structure des communautés 17
2.1.9.2 Indices biotiques 19
2.1.9.3 Succession saisonnière 20
2.1.9.4 Limites des résultats 20
2.1.10 Analyse de la communauté de poissons en lac 21
2.1.10.1 Description de la communauté actuelle 21
2.1.10.2 Structure de taille et croissance des populations présentes 23
2.1.10.3 Évolution de l'abondance et de la diversité des espèces 30
2.1.10.4 Évolution des caractéristiques écologiques des communautés 31
2.1.10.5 Analyse de la teneur en mercure des tissus des perchaudes 32
2.1.10.6 Limites des résultats 34

3 Conclusion 34

3.1 État trophique selon les indicateurs physio-chimiques 34
3.2 État trophique selon les indicateurs biologiques 35
3.3 Mesures de la dégradation (conductivité spécifique, ions chlorure et mercure) 37
3.4 Conclusions sur l'intégrité écologique 37
3.5 Recommandations 38

Références 40

Liste des figures

Figure 1 : Bathymétrie du lac Delage 2
Figure 2 : Occupation du sol du bassin versant du lac Delage (basée sur les orthophotos de la CMQ de 2013) 3
Figure 3 : Description de l'occupation du sol du bassin versant du lac Delage (basée sur les orthophotos de la CMQ de 2013) 4
Figure 4 : Écoulement normal entre les lacs Delage et Saint-Charles 5
Figure 5 : Températures moyennes mensuelles (en °C) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016 6
Figure 6 : Précipitations totales mensuelles (en mm) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016 6
Figure 7 : Emplacement des stations d'échantillonnage utilisées pour mesurer les paramètres physico-chimiques et biologiques 8
Figure 8 : Concentrations en phosphore total enregistrées à la station DE01 en 2017 9
Figure 9 : Concentrations en azote total enregistrées à la station DE01 en 2017 9
Figure 10 : Profils de chlorophylle *a* enregistrés au lac Delage en 2017 10
Figure 11 : Profils du pourcentage d'oxygène enregistrés au lac Delage en 2017 10
Figure 12 : Profils de conductivité enregistrés au lac Delage en 2017 11
Figure 13 : Recouvrement du lac Delage par les herbiers aquatiques en 2016 11
Figure 14 : Pourcentage des herbiers aquatiques du lac Delage abritant chaque espèce ou genre de macrophytes identifié en 2016 12
Figure 15 : Recouvrement du lac Delage par le myriophylle à épis en 2016 12
Figure 16 : Densité des herbiers aquatiques du lac Delage en 2016 13
Figure 17 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de phytoplancton à la station intégratrice du lac Delage en 2017 13
Figure 18 : Concentrations en phosphore total (µg P/l) enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 14
Figure 19 : Concentrations en azote total (mg N/l) enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 15
Figure 20 : Évolution de la densité des quatre principaux genres de phytoplanctons retrouvés dans le lac Delage 16
Figure 21 : Densités moyennes (cellules/ml) des différents genres de cyanobactérie prélevés en 2017 au lac Delage 16
Figure 22 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de zooplancton à la station intégratrice du lac Delage en 2017 17
Figure 23 : Densités de copépodes calanoïdes enregistrées aux stations analysées en 2017 18
Figure 24 : Densités de copépodes enregistrées aux stations analysées en 2017 18
Figure 25 : Rapport cyclopoïdes/calanoïdes moyen pour l'ensemble des stations d'échantillonnage suivies durant la saison estivale 2017 20
Figure 26 : Profils d'oxygène enregistrés au lac Delage durant la saison estivale 2017 23
Figure 27 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de perchaudes du lac Delage en 2017 24
Figure 28 : Relation entre le poids et la longueur des perchaudes capturées au lac Delage en 2017 24
Figure 29 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de grands brochets du lac Delage en 2017 25
Figure 30 : Relation entre le poids et la longueur des grands brochets capturés au lac Delage en 2017 26
Figure 31 : Distributions des fréquences de taille pour la population de ménés jaunes du lac Delage en 2017 26
Figure 32 : Relation entre le poids et la longueur des ménés jaunes capturés au lac Delage en 2017 27

Figure 33 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de crapets-soleils du lac Delage en 2017 28
Figure 34 : Relation entre le poids et la longueur des crapets-soleils capturés au lac Delage en 2017 28
Figure 35 : Distribution des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de barbottes brunes du lac Delage en 2017 29
Figure 36 : Relation entre le poids et la longueur des barbottes brunes capturées au lac Delage en 2017 . 29
Figure 37 : Évolution du régime thermique préférentiel et de la tolérance aux perturbations des espèces capturées au lac Delage en 2000 et 2017 32
Figure 38 : Relation longueur-mercure des perchaudes échantillonnées en 2017 au lac Delage 33
Figure 39 : Classification de l'eutrophisation selon les indicateurs physico-chimiques du lac Delage en 2017 35

Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques physiques du lac Delage 2
Tableau 2 : Caractéristiques du bassin versant du lac Delage (basées sur les orthophotos de la CMQ de 2013) 4
Tableau 3 : Pluviométrie recensée lors des journées d'échantillonnage (donnée provenant de la station météorologique de la Ville de Québec située aux Marais du Sud) et transparence de l'eau 7
Tableau 4 : Valeurs de l'indice planctonique et stades trophiques associés à la station d'échantillonnage intégratrice du lac Delage en 2017 14
Tableau 5 : Valeurs de l'index du phytoplancton irlandais et stades trophiques associés à la station d'échantillonnage du lac Delage en 2017 15
Tableau 6 : Abondance relative de la communauté de cladocères à la station intégratrice du lac Delage durant l'été 2017 19
Tableau 7 : Indices biotiques calculés avec les données d'abondance relative des échantillons prélevés le 10 juillet et le 16 août 2017 à la station intégratrice du lac Delage 19
Tableau 8 : Sommaire des captures réalisées au filet maillant au lac Delage entre le 10 et le 12 juillet 2017 21
Tableau 9 : Espèces et abondance des poissons pêchés à la bourolle au lac Delage entre le 10 et le 12 juillet 2017 22
Tableau 10 : Caractéristiques morphométriques des espèces de poissons capturées au filet maillant dans le Delage en 2017 22
Tableau 11 : Évolution de l'abondance relative des espèces présentes dans le lac Delage lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2000 et 2017) 31
Tableau 12 : Évolution de l'abondance spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'indice d'équitabilité pour le lac Delage lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2000 et 2017) 31
Tableau 13 : Évolution des caractéristiques écologiques des communautés présentes dans le lac Delage lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2000 et 2017) 32
Tableau 14 : Concentrations en mercure (mg/kg) moyennes, minimales et maximales mesurées dans la chair des perchaudes du lac Delage pour différentes classes de taille 33
Tableau 15 : Nombre de repas recommandés par mois selon la teneur en mercure des perchaudes échantillonnées au lac Delage en 2017 34
Tableau 18 : Classement du lac Delage selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017 37

Annexe

Annexe 1 : Distribution des tailles de poissons du lac Delage en fonction de la longueur à la fourche 42

1 Introduction

Dans le cadre du programme de suivi de la qualité de l'eau du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles, Agiro a réalisé, en collaboration avec la Ville de Québec et divers experts externes (voir liste complète à la page couverture), l'évaluation de l'intégrité écologique de l'écosystème aquatique du lac Saint-Charles ainsi que des lacs et des rivières qui y sont connectés sur le plan écologique (voir Chapitre 1 pour la description détaillée de la délimitation du territoire étudié et des indicateurs utilisés).

Parmi les écosystèmes aquatiques d'intérêt pour ce projet se trouve le lac Delage, qui se décharge dans une zone de milieux humides du lac Saint-Charles. Les deux lacs sont donc écologiquement connectés en raison d'une absence totale d'obstacle entre eux.

1.1 Objectifs

En 2017, le lac Delage a donc été étudié dans l'objectif d'évaluer son **intégrité écologique**[1]. Pour ce faire, l'**eutrophisation**[2], la **chaîne trophique**[3], ainsi que le **degré de dégradation**[4] ont été examinés afin de mettre en relief les problématiques environnementales détectées en vue de formuler des recommandations.

Plus spécifiquement, cette étude visait à :

- caractériser la dynamique spatiotemporelle des variables biologiques et physico-chimiques clés de l'eau du lac;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle de la communauté de phytoplancton et augmenter les connaissances acquises sur les cyanobactéries;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle de la communauté de zooplancton;
- caractériser la communauté de poissons et effectuer des comparatifs historiques avec les inventaires antérieurs;
- analyser les concentrations de mercure dans la chair des perchaudes;
- effectuer un retour sur la caractérisation des herbiers effectuée en 2016 et la mettre en relation avec les autres éléments du réseau trophique.

Rappelons que la méthodologie est présentée au chapitre 2.

1.2 Présentation du lac et de son bassin versant

Le lac Delage est situé à l'intérieur des limites de la ville de Lac-Delage, qui compte 638 habitants selon Statistiques Canada (2016). Le lac a une superficie de 0,52 km^2 et une profondeur maximale de 26 m (Tableau 1). Il s'agit d'un lac de forme quasi circulaire, avec une présence restreinte de baies peu profondes, caractérisé par une bathymétrie conique (Figure 1). Le lac Delage est alimenté par quatre affluents (3 intermittents et 1 canalisé) et probablement par des eaux souterraines, mais leurs apports respectifs n'ont pas été mesurés dans le cadre de cette étude (pour connaître la qualité de l'eau des effluents, veuillez

[1] Correspond à l'état d'un écosystème, en termes de composition des espèces, de structure des populations et de fonctionnement des processus naturels, en comparaison avec un écosystème inaltéré de sa région naturelle.
[2] Processus d'enrichissement graduel d'un lac en matières nutritives (qualité de l'eau en termes de concentrations en nutriments, de productivité biologique primaire et de prolifération des plantes aquatiques); voir les chapitres 1 et 2 pour plus de détails sur les indicateurs.
[3] Portrait de la chaîne alimentaire aquatique à partir de la productivité primaire, soit des algues jusqu'aux poissons; voir les chapitres 1 et 2 pour plus de détails sur les indicateurs.
[4] Diminution progressive de la qualité de l'eau qui a un impact sur l'intégrité écologique et les conditions physiques d'un lac, mais n'est pas associée aux concentrations en éléments nutritifs comme les sels de voirie.

consulter la Diagnose du lac Delage [APEL 2017]). Son effluent se déverse au sud du lac, dans une zone de milieux humides qui s'étend jusqu'à la partie nord du lac Saint-Charles.

Fréquenté par les citoyens de la ville de Lac-Delage et les visiteurs du Manoir du lac Delage, le plan d'eau a une vocation principalement récréative. Durant l'été, l'achalandage y est important et les usagers y pratiquent diverses activités telles que le canot, le kayak, la baignade et la pêche.

Tableau 1 : Caractéristiques physiques du lac Delage

Caractéristiques physiques du lac Delage	
Superficie	0,52 km^2
Profondeur maximale	26 m
Profondeur moyenne	10 m*
Volume	5 742 000 m^3*
Temps de renouvellement	665 jours* 332 jours**

*Tiré de Groupe Hémisphères (2013)
**Tiré de Gagnon 2003 (dans APEL 2009)

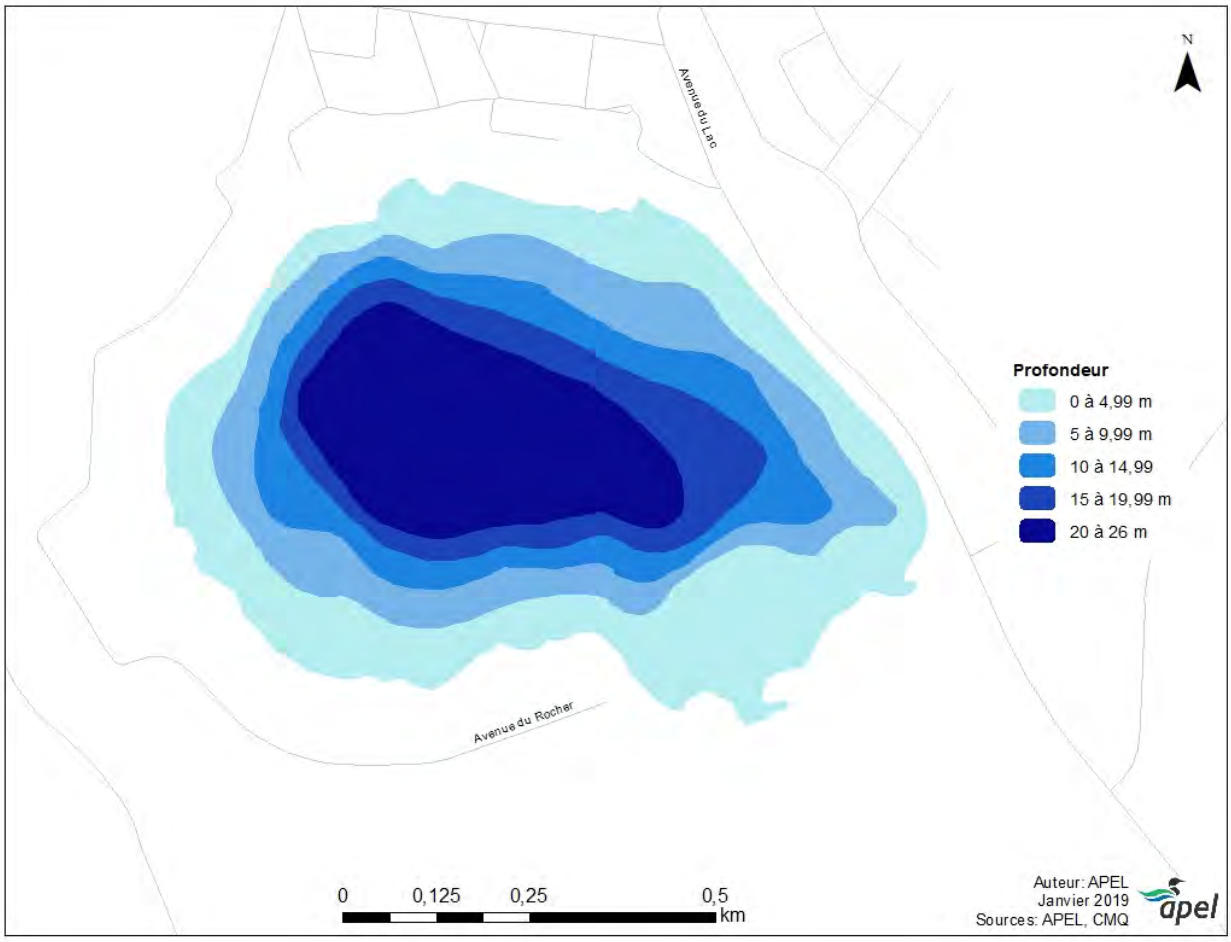


Figure 1 : Bathymétrie du lac Delage

L'administration du territoire du bassin versant du lac Delage, qui est présenté à la figure 2 et dont certaines des caractéristiques sont résumées dans la figure 3 et le tableau 2, est divisée entre la municipalité de Lac-Delage, la Ville de Québec et les cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury. Au total, 73,3 % du territoire est couvert de végétation de type forestière (71,5 %), et ce, surtout dans le secteur ouest. Les habitations se concentrent principalement dans un rayon de 300 m en périphérie du lac et ceinturent celui-ci, sauf dans sa partie sud-est qui est occupée par un milieu humide.

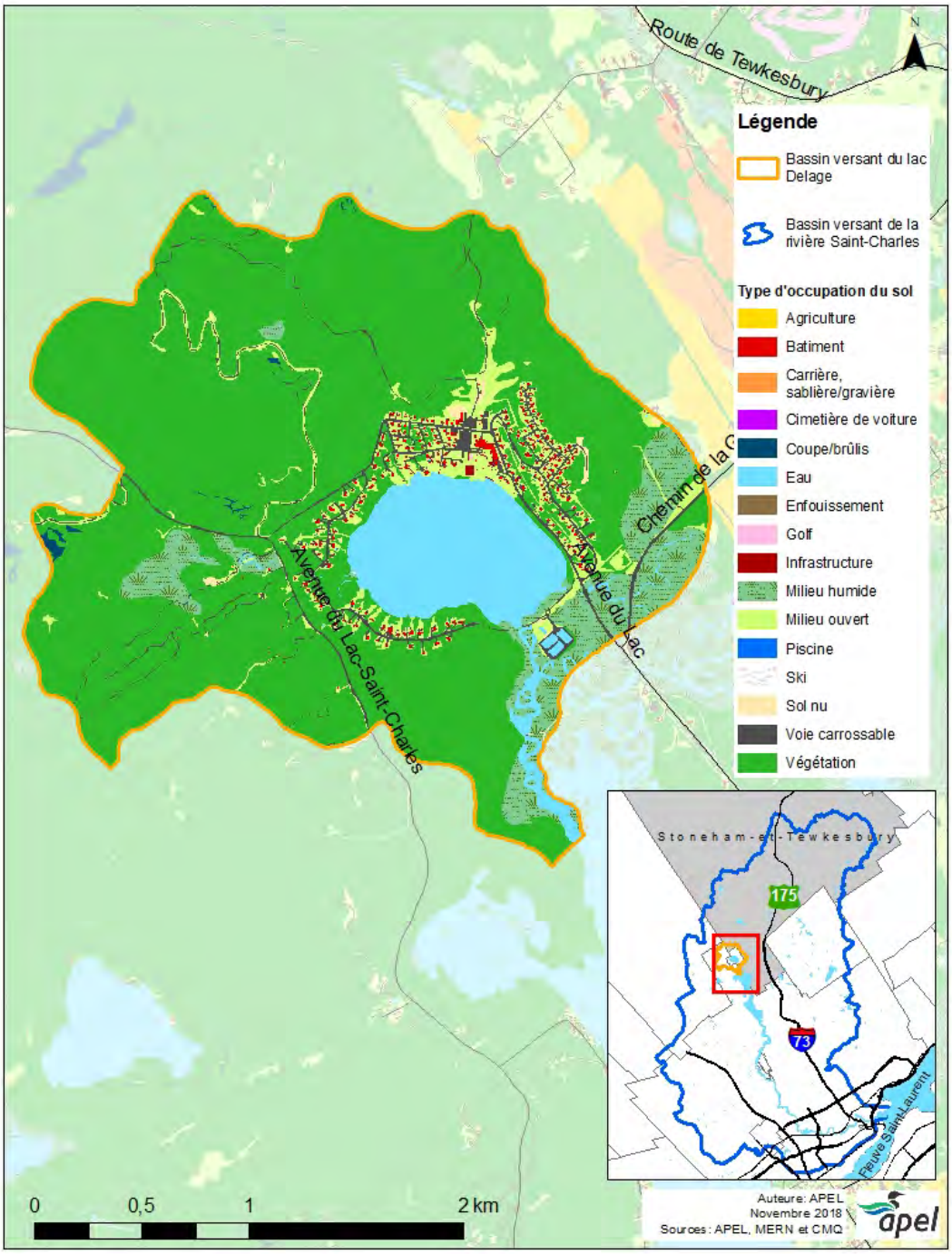


Figure 2 : Occupation du sol du bassin versant du lac Delage (basée sur les orthophotos de la CMQ de 2013)

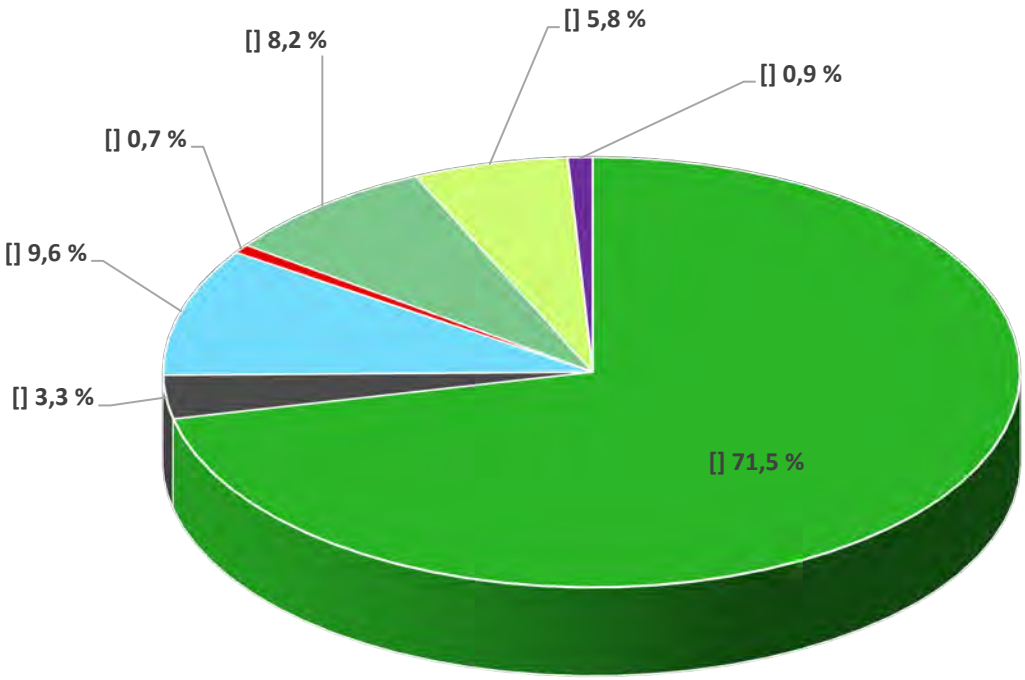


Figure 3 : Description de l'occupation du sol du bassin versant du lac Delage (basée sur les orthophotos de la CMQ de 2013)

Tableau 2 : Caractéristiques du bassin versant du lac Delage (basées sur les orthophotos de la CMQ de 2013)

Caractéristiques du bassin versant du lac Delage	
Superficie totale	6,30 km^2
Superficie occupée par le lac Delage	8,24 %
Superficie imperméabilisée[1]	4,22 %
Superficie anthropisée[2]	10,69 %
Nombre de logements privés	254*

*Tiré de Statistique Canada (2017)

[1] Les catégories d'occupation du sol incluses dans le calcul de la superficie imperméabilisée sont les suivantes : voie carrossable, bâtiment, infrastructures, piscine et golf (puisqu'il s'agit ici d'un parcours de mini-golf).
[2] Les catégories d'occupation du sol incluses dans le calcul de la superficie anthropisée sont les suivantes : milieu ouvert, golf, voie carrossable, coupe/brûlis, sol nu, agriculture, bâtiment, piscine et infrastructures.

Environ 200 des 254 unités d'habitation de la ville de Lac-Delage ainsi que le Manoir du lac Delage sont raccordés au réseau d'égout qui dirige les eaux usées vers la station d'épuration municipale, laquelle est équipée d'un système combinant étangs aérés et déphosphatation chimique. L'effluent de la station d'épuration se jette dans la décharge du lac Delage à environ 50 m en aval de celui-ci. En période de crues, lorsque le niveau du lac Saint-Charles est élevé, il arrive que l'écoulement de l'exutoire du lac Delage s'inverse. Le lac Delage reçoit alors les eaux usées traitées, mais encore chargées d'éléments nutritifs qui sortent de la station d'épuration (APEL 2017).

Figure 4 : Écoulement normal entre les lacs Delage et Saint-Charles

Finalement, une cinquantaine de logements privés situés sur l'avenue du Rocher, à l'ouest du lac, ne sont pas raccordés au réseau d'égout. Leurs eaux usées sont donc traitées par des installations septiques autonomes.

2 Résultats

2.1.1 Conditions météorologiques

Quelques statistiques météorologiques enregistrées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage, la station la plus proche ayant des données historiques, sont présentées aux figures 6 et 7 afin d'illustrer le portrait météorologique de l'année 2017 en comparaison avec les normales mensuelles enregistrées entre 1998 et 2016. Bien que l'année ait commencé en étant légèrement plus chaude que la normale, le froid s'est maintenu en mars, avec une moyenne plus basse que celles des données historiques. Les températures estivales ont connu un patron semblable à celui des données historiques, mais les mois de septembre et d'octobre ont été plus chauds tandis que le mois de décembre a été particulièrement froid (Figure 4). Les mois d'avril, d'octobre et de novembre ont reçu de grandes quantités de précipitations, avec une différence marquée comparativement aux données historiques, alors que le mois de juillet a été particulièrement sec (Figure 5). Les données pluviométriques de proximité ont également été recueillies lors des journées d'échantillonnage (Tableau 3).

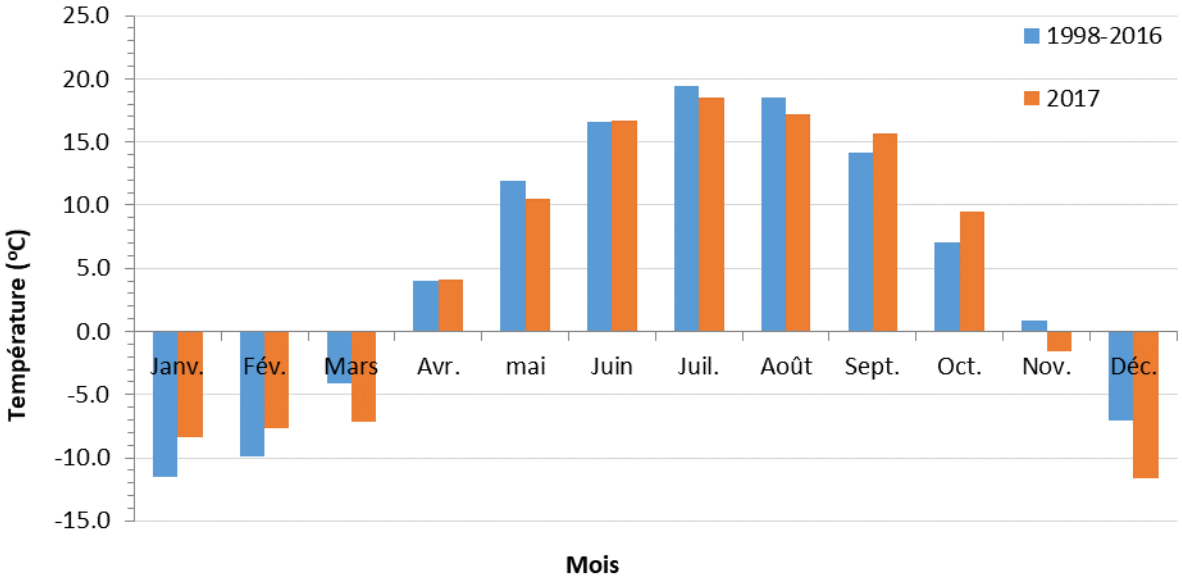


Figure 5 : Températures moyennes mensuelles (en °C) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016

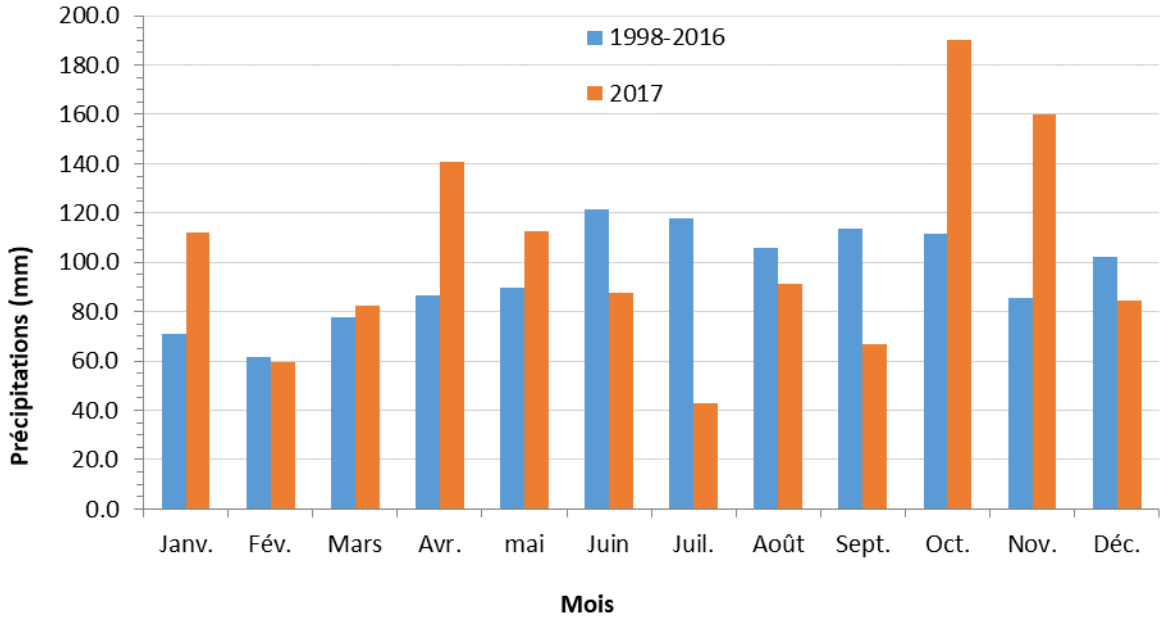


Figure 6 : Précipitations totales mensuelles (en mm) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016

Tableau 3 : Pluviométrie recensée lors des journées d'échantillonnage (donnée provenant de la station météorologique de la Ville de Québec située aux Marais du Sud) et transparence de l'eau

Date d'échantillonnage saison 2017	Précipitations (observations sur le terrain)	Précipitations*		Transparence de l'eau (m)
		Dernières 24 h (mm)	Dernières 48 h (mm)	DE01
6 juin	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	3,5
10 juillet	Il a plu dans les 48 dernières heures	4,7**	4,4**	3,5
16 août	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	3,5
25 septembre	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	5,5
21 novembre	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	3,25

*Seules les précipitations de 5 mm et plus ont été comptabilisées.
**Puisque les quantités de précipitations se situaient près de la limite de 5 mm dans les deux cas, elles ont été prises en compte en raison de leur effet cumulatif.

2.1.2 Analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau

Une analyse de différents paramètres de l'eau a été effectuée à l'ensemble des stations à l'étude afin de pouvoir déterminer l'état trophique du lac Delage (Figure 7).

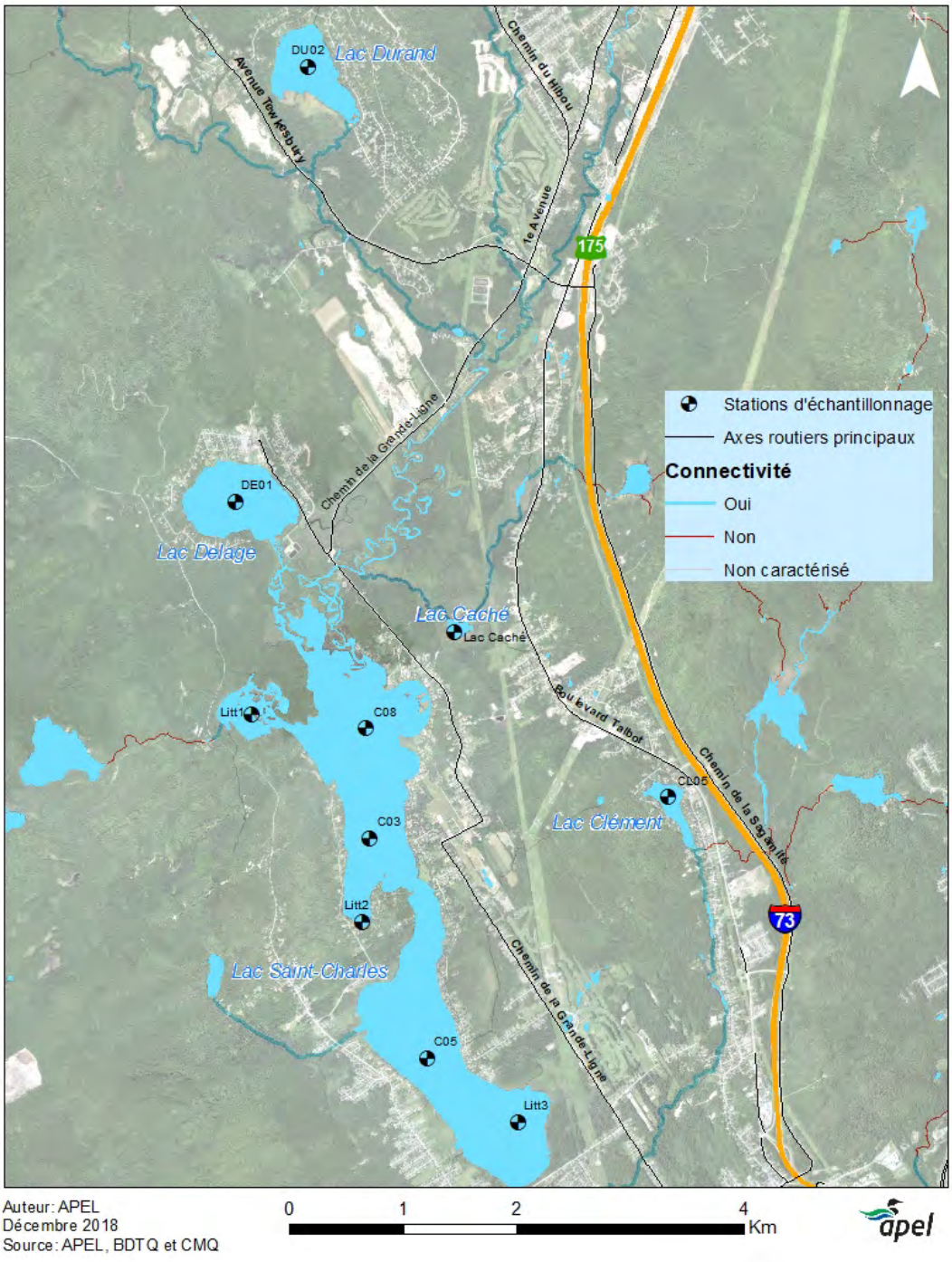


Figure 7 : Emplacement des stations d'échantillonnage utilisées pour mesurer les paramètres physico-chimiques et biologiques

2.1.3 Phosphore et azote total

Les concentrations en phosphore total à la station DE01 suivie en 2017 ont une valeur médiane de 7 µg P/l, toutes profondeurs et dates d'échantillonnage confondues (Figure 7). Par rapport à ce critère, le lac se situerait au début de l'état oligo-mésotrophe. La période de mélange du printemps n'a pas pu être captée. Or, lors de la période de mélange de l'automne, les valeurs de phosphore total se situent entre 5,9 et 8,9 µg P/l. Il est à noter qu'un phénomène d'uniformisation de la température a été observé à l'automne, ce qui n'a pas été le cas pour l'oxygène dissous. Les valeurs maximales de 16,3 µg P/l ont été mesurées le 16 août 2017 à 7,5 m de profondeur. Les valeurs varient donc considérablement en fonction de la date et de la profondeur.

Les concentrations en azote total aux différentes stations du lac indiquent également une variation selon les dates et une augmentation en profondeur. Bien que la médiane se situe à 0,21 mg N/l, la valeur maximale à 22,5 m de profondeur est de 0,41 mg N/l le 16 août. C'est d'ailleurs à cette date, comme pour le phosphore, que les valeurs les plus élevées ont été mesurées. Il est à noter qu'aucune pluie n'a été enregistrée dans les 48 heures précédentes. Selon la valeur médiane de l'azote total, l'état du lac serait caractéristique d'un milieu oligotrophe à la limite de l'oligo-mésotrophe.

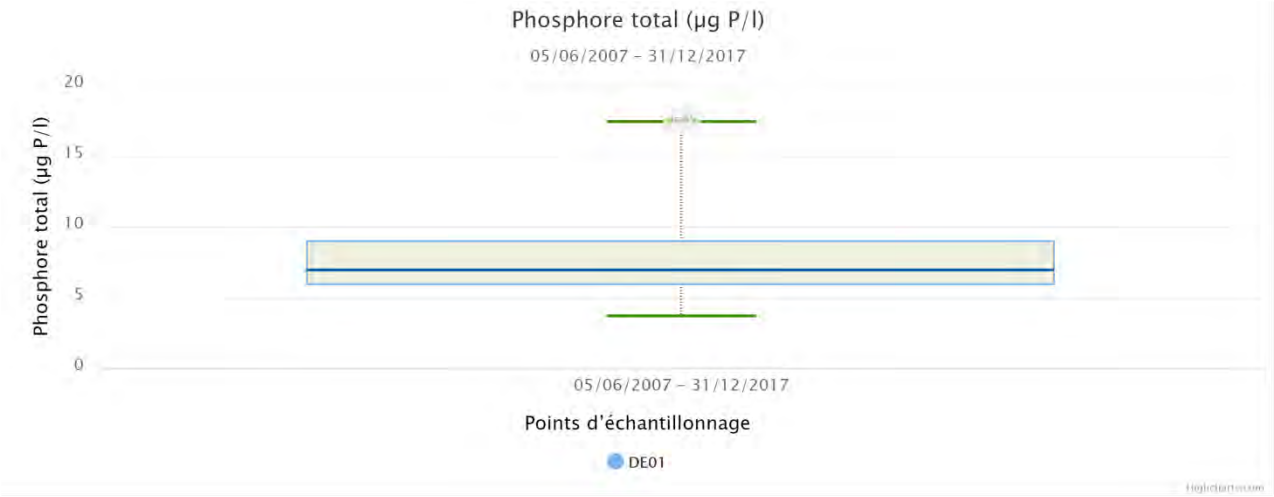


Figure 8 : Concentrations en phosphore total enregistrées à la station DE01 en 2017

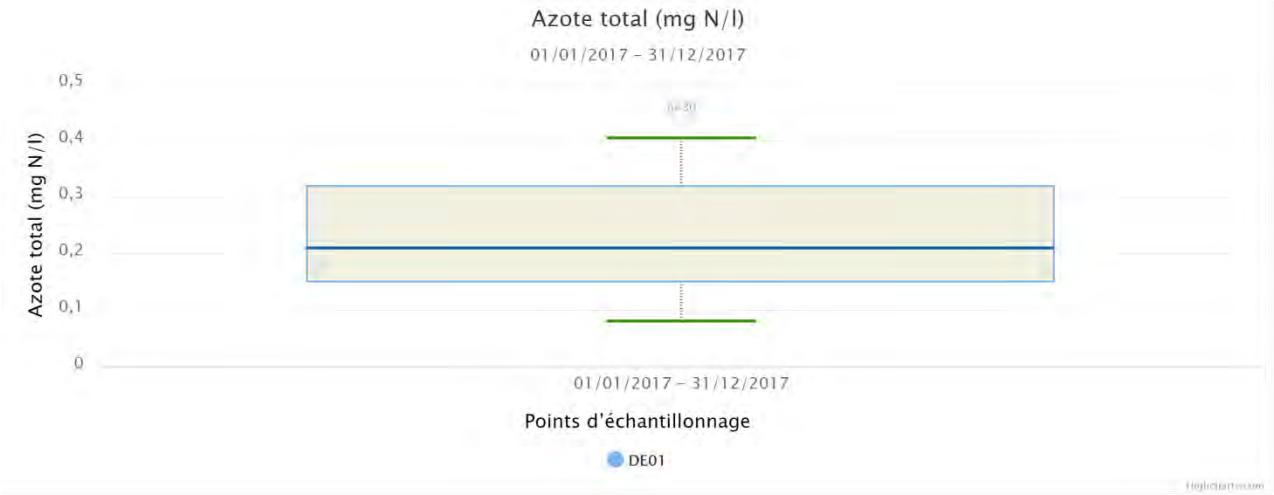


Figure 9 : Concentrations en azote total enregistrées à la station DE01 en 2017

2.1.4 Chlorophylle *a*

La chlorophylle *a* n'a pas été dosée en laboratoire pour ce lac.

Les profils de chlorophylle *a* pris avec la sonde EXO V2 démontrent une valeur moyenne de 1,8 µg/l pour l'ensemble de la colonne d'eau. La zone euphotique a varié entre 8 et 14 m de profondeur au cours de la saison d'échantillonnage de 2017 et la valeur moyenne de chlorophylle *a* dans cette zone est de 3,3 µg/l (Figure 10 et Tableau 17). Cette dernière valeur a servi à évaluer l'état trophique du lac Delage, qui se situerait ainsi au début du stade mésotrophe.

Les pics de chlorophylle *a* les plus importants ont été observés aux mois de juin et de juillet et concordent avec la forte abondance des quatre genres de phytoplanctons les plus communs au lac Delage, soit *Dinobryon, Asterionella, Cyclotella* et *Tabellaria* (Figure 20).

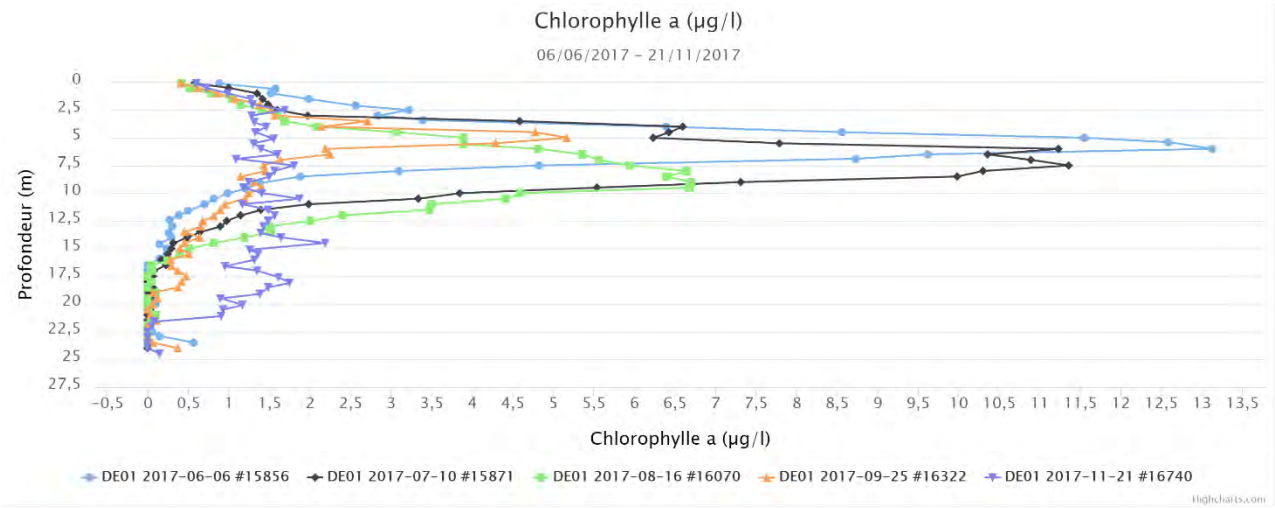


Figure 10 : Profils de chlorophylle *a* enregistrés au lac Delage en 2017

2.1.5 Oxygène dissous

Les profils d'oxygène enregistrés lors de la stratification estivale complète sont clinogrades et indiquent une carence en oxygène dans l'hypolimnion (Figure 12). Le profil du 25 septembre démontre des valeurs quasi nulles d'oxygène (2 % et moins) à partir de 19 m de profondeur et des valeurs sous les 50 % à partir de 8 m.

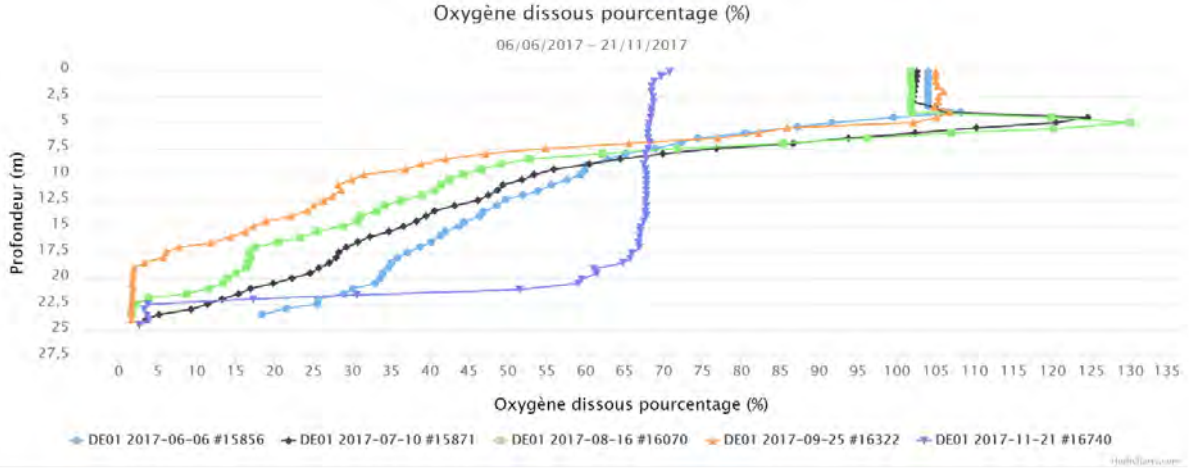


Figure 11 : Profils du pourcentage d'oxygène enregistrés au lac Delage en 2017

2.1.6 Conductivité spécifique et ions chlorure

La conductivité spécifique est relativement basse pour l'ensemble de la colonne d'eau, variant entre 59 et 87 µS/cm, alors que la moyenne annuelle est de 66 µS/cm. Une augmentation graduelle de la conductivité est observée vers l'hypolimnion. À titre comparatif, la conductivité des lacs de la région qui ne subissent pas l'impact d'un réseau routier se situe entre 20 et 30 µS/cm. La valeur médiane d'ions chlorure se situe à 6 mg/l, ce qui est également la valeur minimale. Les valeurs maximales (9 mg/l) ont été observées en juillet et en août.

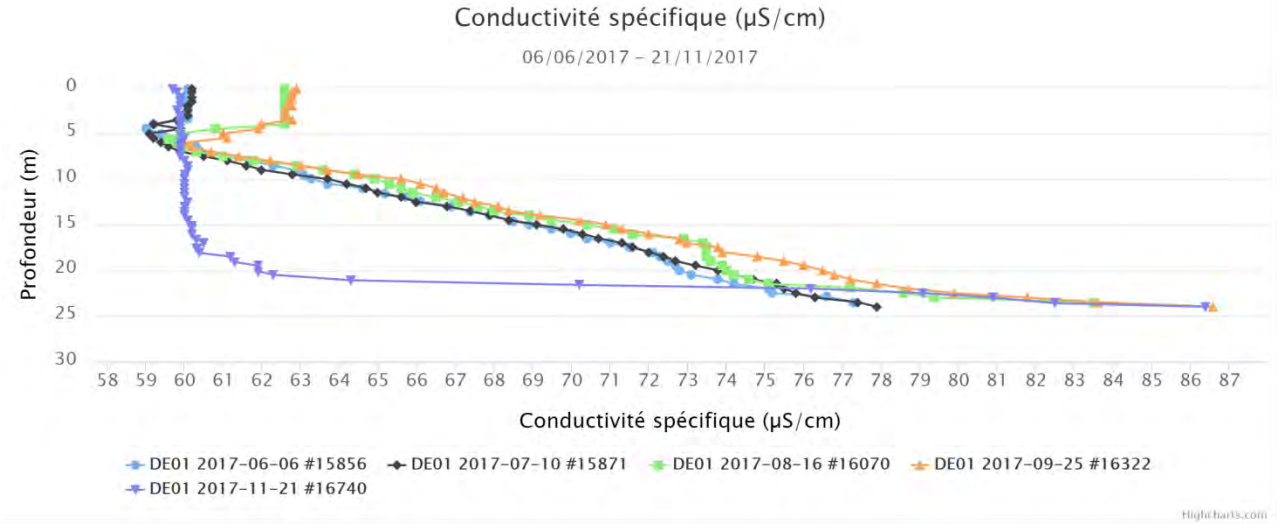


Figure 12 : Profils de conductivité enregistrés au lac Delage en 2017

2.1.7 Analyse des herbiers aquatiques

Les herbiers aquatiques du lac Delage ont été caractérisés en 2016 par une équipe d'Agiro. Cette section constitue donc un résumé de l'information sur les macrophytes contenue dans la *Diagnose du lac Delage 2016* (APEL, 2017). La surface totale du lac est couverte de plantes aquatiques à 34 %, alors que la zone de moins de 2,5 m de profondeur est recouverte à 98 % et celle de moins 5 m l'est à 73 % (Figure 13). La proportion de la surface totale recouverte a donc connu une importante augmentation depuis l'inventaire de 2007, lors duquel elle n'était que de 11 %.

Figure 13 : Recouvrement du lac Delage par les herbiers aquatiques en 2016

Au total, 20 espèces ont été identifiées en 2016, dont le myriophylle à épis (Figure 14). Cette espèce exotique envahissante a connu une forte progression entre 2007 et 2016. L'espèce se retrouvait dans 73 % des herbiers présents en 2016, ce qui en a grandement diminué la diversité.

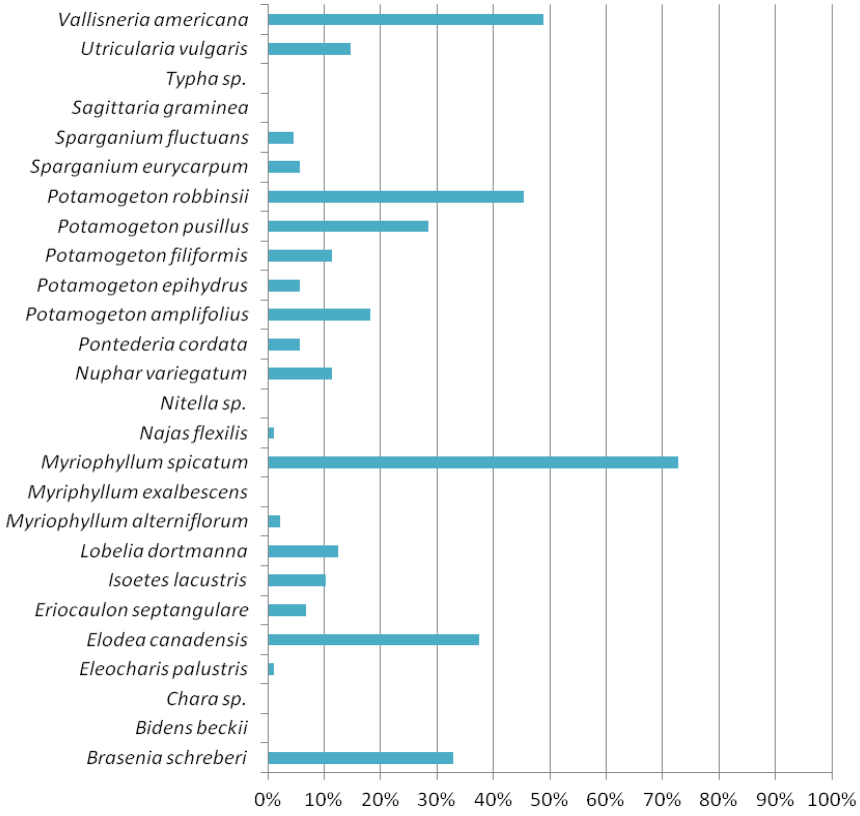


Figure 14 : Pourcentage des herbiers aquatiques du lac Delage abritant chaque espèce ou genre de macrophytes identifié en 2016

Figure 15 : Recouvrement du lac Delage par le myriophylle à épis en 2016

Finalement, 69 % des herbiers du lac Delage possèdent une forte densité, soit plus de 10 macrophytes par mètre carré (Figure 16); le recouvrement végétal par ces herbiers est donc également élevé.

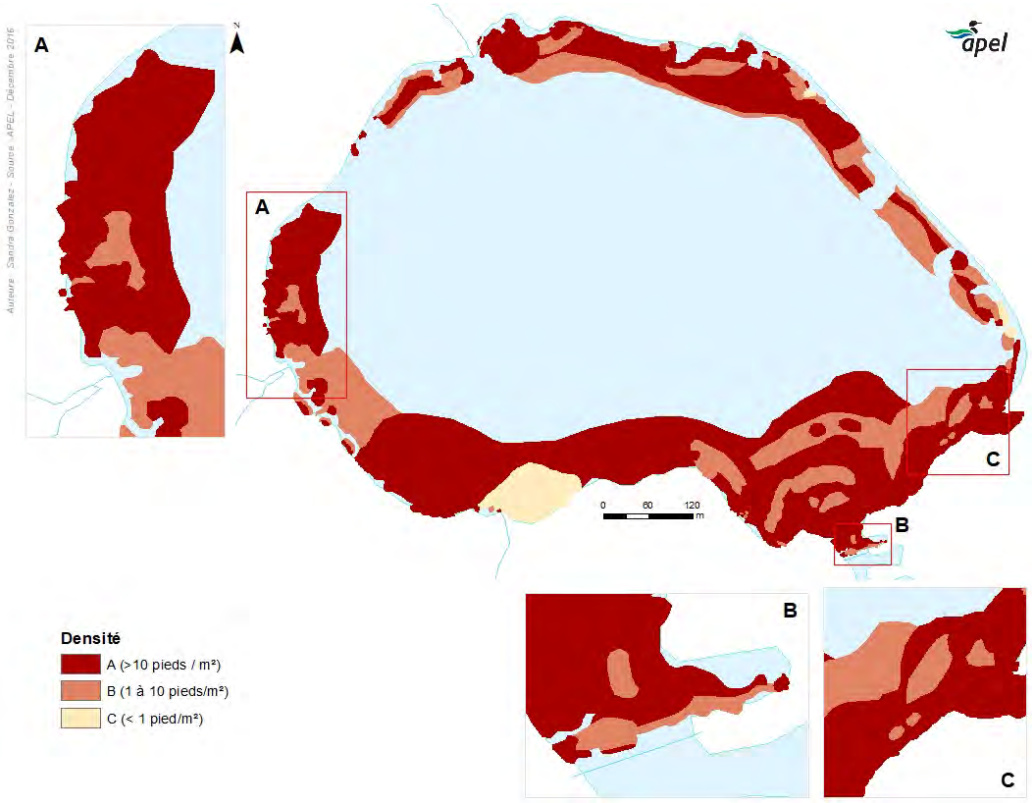


Figure 16 : Densité des herbiers aquatiques du lac Delage en 2016

2.1.8 Analyse de la communauté de phytoplancton

La structure de la communauté de phytoplancton a été analysée pour chacun des échantillons prélevés lors de l'été 2017, soit le 6 juin, le 10 juin, le 16 août et le 26 septembre, afin d'étudier la succession saisonnière (Figure 17). Une moyenne annuelle a également été calculée afin de connaître la structure typique de la communauté du lac et d'utiliser des indices biotiques.

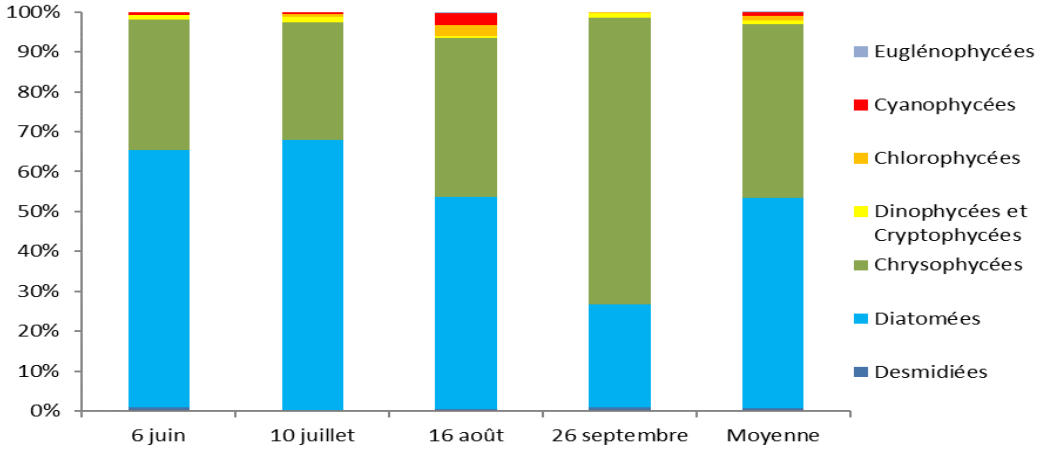


Figure 17 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de phytoplancton à la station intégratrice du lac Delage en 2017

2.1.8.1 Indice planctonique basé sur la structure des communautés

Les valeurs de l'indice planctonique obtenues sont représentatives d'une communauté typique de stade oligotrophe, et ce, à n'importe quelle étape de la succession saisonnière étudiée (Tableau 4). Il s'agit d'ailleurs du lac dont la valeur moyenne est la plus faible parmi les lacs étudiés en 2017. La structure moyenne démontre que la communauté est dominée à 96,3 % par deux groupes indicateurs de milieux de bonne qualité, soit les diatomées (52,9 %) ainsi que les chrysophycées (43,4 %). Il existe donc une très faible proportion d'algues associées à des milieux eutrophes parmi les échantillons provenant du lac Delage et leur abondance est suffisamment faible (moins de 5 %) pour qu'elles ne soient pas prises en compte dans le calcul de l'indice planctonique (Figure 17). La valeur obtenue le 26 septembre est légèrement plus élevée que la moyenne du lac, résultat qui s'explique par une plus grande abondance à cette date de chrysophycées par rapport aux diatomées.

Tableau 4 : Valeurs de l'indice planctonique et stades trophiques associés à la station d'échantillonnage intégratrice du lac Delage en 2017

Date	DE01
6 juin	20,5
10 juillet	18,0
16 août	19,0
26 septembre	24,5
Moyenne	20,5

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :
Ultra oligotrophe – Oligotrophe – Mésotrophe – Eutrophe – Hyper eutrophe

Les résultats obtenus grâce à l'indice planctonique démontrent que la colonne d'eau du lac Delage abrite une communauté de phytoplancton typique d'un milieu oligotrophe et donc peu productif. La densité moyenne de phytoplancton du lac occupe le troisième rang parmi les moins élevées de toutes les stations suivies en 2017 (Annexe 2 du chapitre 3). Cette faible productivité est généralement associée à des eaux claires et peu enrichies. Le lac Delage (station DE01) a d'ailleurs présenté les plus faibles concentrations médianes en phosphore total et en azote total parmi les lacs suivis en 2017 (Figures 19 et 20).

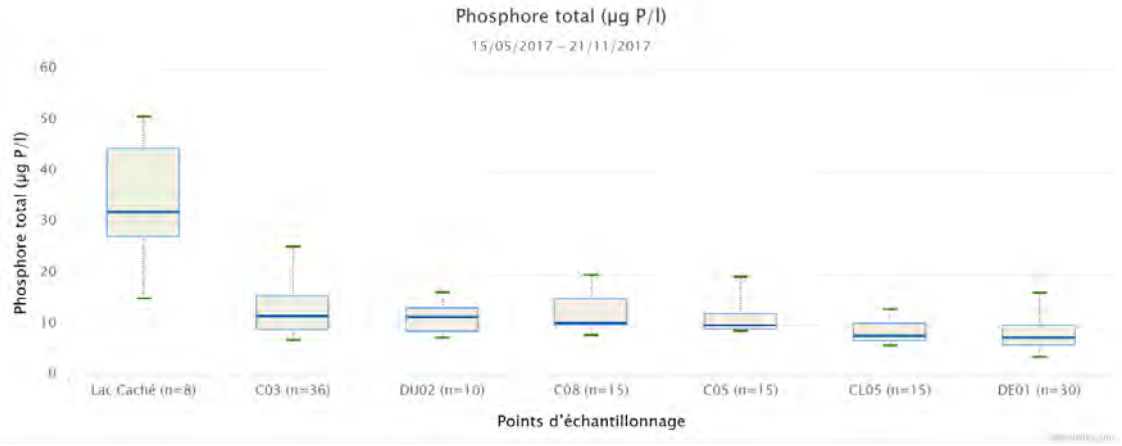


Figure 18 : Concentrations en phosphore total (µg P/l) enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

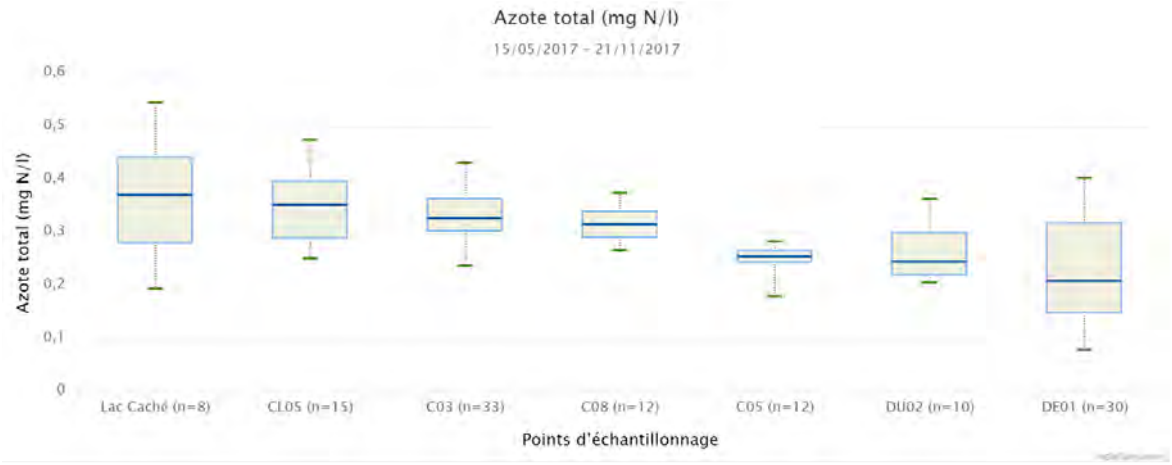


Figure 19 : Concentrations en azote total (mg N/l) enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

2.1.8.2 Index planctonique basé sur la présence de phytoplancton typique des milieux eutrophes

Les valeurs obtenues en calculant l'index planctonique irlandais (Tableau 5) démontrent qu'il y a une très faible densité de genres de phytoplancton typiques des milieux eutrophes et cette observation corrobore les structures des communautés analysées précédemment. En fait, seules les concentrations en chlorophylle *a* enregistrées le 6 juin et le 10 juillet dépassent la limite inférieure de l'index. La valeur moyenne obtenue est donc associée à un milieu oligotrophe.

Tableau 5 : Valeurs de l'index du phytoplancton irlandais et stades trophiques associés à la station d'échantillonnage du lac Delage en 2017

Date	DE01
6 juin	0,99
10 juillet	0,99
16 août	1,00
26 septembre	1,00
Moyenne	0,99

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :
Oligotrophe – Mésotrophe – Eutrophe

2.1.8.3 Succession saisonnière

L'analyse de la structure des communautés planctoniques prélevées lors de quatre campagnes d'échantillonnage a permis d'observer la succession saisonnière du phytoplancton. Les diatomées ont été particulièrement dominantes lors de la première moitié de la saison estivale, principalement certains genres coloniaux typiques de floraisons printanières tels *Asterionella*, *Fragilaria* et *Tabellaria* (Likens, 2010), ainsi que le genre centrique *Cyclotella.* Ceux-ci ont par la suite diminué au profit des chrysophycées, qui sont devenues le groupe le plus abondant en septembre. Cette forte abondance est principalement liée à la densité élevée du genre *Dinobryon*. Finalement, c'est en août que les plus fortes concentrations de cyanophycée et de chlorophycées ont été observées, sans toutefois être particulièrement abondantes.

Avec une moyenne de 12,5 genres par échantillons, la plus faible moyenne parmi les lacs étudiés, la communauté du lac Delage est peu diversifiée (Annexe 3 du chapitre 3). Quatre des cinq genres présentés précédemment (*Asterionaella, Tabellaria, Cyclotella* et *Dinobryon*) constituent au minimum 77 % de toutes les espèces de phytoplanctons retrouvés dans chacun des échantillons. La figure 20 présente l'évolution de ces quatre genres, lesquels ont suivi un patron de croissance similaire, à l'exception de la chrysophycée *Dinobryon* qui a profité de l'abondance décroissante des diatomées en fin de saison.

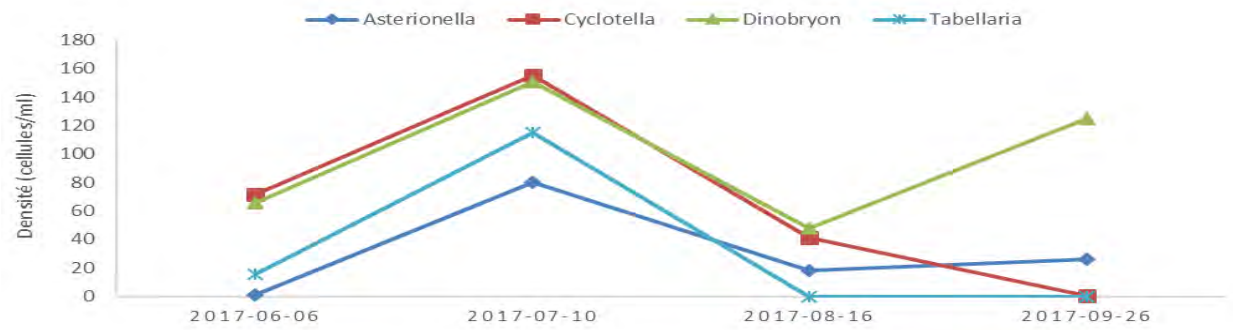


Figure 20 : Évolution de la densité des quatre principaux genres de phytoplanctons retrouvés dans le lac Delage

2.1.8.4 Analyse de la communauté de cyanobactéries

Au total, 20 genres de cyanobactéries ont été identifiés au lac Delage en 2017, en plus du groupe « Autres algues bleues-vertes » [sic]. La densité totale moyenne est de 6 916 cellules/ml. Les genres *Cyanodictyon*, *Aphanothece* et *Radiocystis* ont été les trois genres les plus abondants et représentent 63 % de la communauté. Le genre *Cyanodictyon* se retrouve généralement dans des milieux d'oligotrophes à mésotrophes, alors que *Radiocystis* est typique des lacs nordiques.

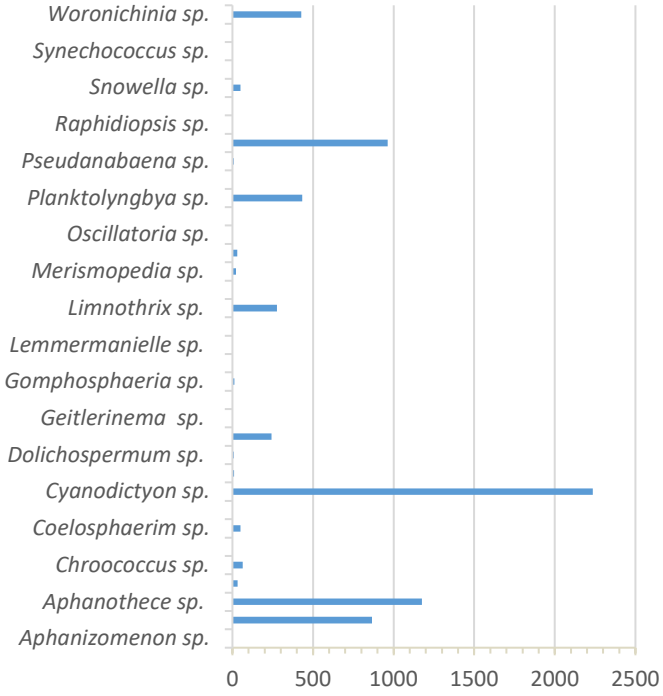


Figure 21 : Densités moyennes (cellules/ml) des différents genres de cyanobactérie prélevés en 2017 au lac Delage

2.1.8.5 Limite des résultats

Les données récoltées brossent le portrait de la communauté de phytoplancton présente dans le lac Delage en 2017. Puisqu'il s'agit de la première prise de données exhaustive dans ce lac, il est impossible d'établir un comparatif temporel qui permettrait de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications à la suite de perturbations environnementales ou bien si ces dernières sont représentatives de la composition naturelle du milieu. Toutefois, les données obtenues constituent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation de cet écosystème

Les deux indices utilisés provenant d'Europe, ils n'ont pas été spécifiquement conçus pour les communautés de phytoplancton observées sur le territoire à l'étude. Même s'il semble surestimer quelque peu l'intégrité de la communauté, l'indice planctonique ONEMA a démontré une bonne sensibilité aux variations de structure de la communauté. Cependant, l'index planctonique irlandais a démontré une moins grande sensibilité. Comme cet indice est basé principalement sur la densité de certains genres d'algues, il est plus représentatif de la productivité du milieu que de l'intégrité globale d'une communauté. De plus, seulement cinq des neuf genres utilisés pour obtenir une valeur de l'index sont présents au lac Delage. Ainsi, les résultats obtenus doivent être interprétés avec précaution et servir à titre indicatif seulement.

2.1.9 Analyse de la communauté de zooplancton

La structure de la communauté de zooplancton a été analysée pour chacun des échantillons prélevés lors de l'été 2017, soit le 6 juin, le 10 juillet, le 16 août et le 26 septembre, afin d'étudier la succession saisonnière (Figure 22). Une moyenne annuelle a également été calculée afin de connaître la structure typique de la communauté du lac et d'utiliser des indices biotiques.

2.1.9.1 Structure des communautés

La structure moyenne de la communauté du lac Delage est dominée par une forte abondance de rotifères (57,1 %) [Figure 22]. Les nauplius constituent le deuxième groupe en importance (17,2 %), suivi des cladocères (9,8 %). Il est important de mentionner qu'il s'agit d'une des rares communautés du territoire où les copépodes calanoïdes sont plus abondants que les cyclopoïdes (8,1 % et 7,2 % respectivement). Ces proportions sont généralement caractéristiques d'un milieu oligotrophe aux eaux claires (Chemli, 2017). Finalement, la catégorie « Autres » est principalement associée à la présence de thécamibien, soit des amibes possédant une coquille.

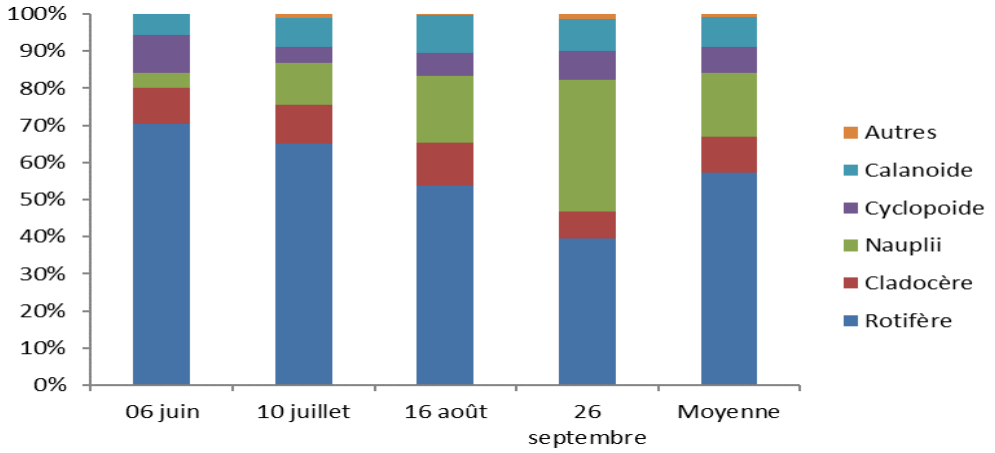


Figure 22 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de zooplancton à la station intégratrice du lac Delage en 2017

Le lac Delage (station DE01) possède la deuxième plus grande densité médiane de copépodes calanoïdes parmi les stations d'échantillonnage suivies (Figure 23), et ce, malgré une faible densité totale du zooplancton. Par ailleurs, la faible densité de copépodes, tous genres confondus, le place au deuxième rang parmi les densités les plus faibles (Figure 24). Cette faible concentration d'organismes est généralement associée à un milieu oligotrophe peu productif. Il faut d'ailleurs mentionner que le niveau trophique inférieur, soit le phytoplancton, est également peu abondant dans ce lac.

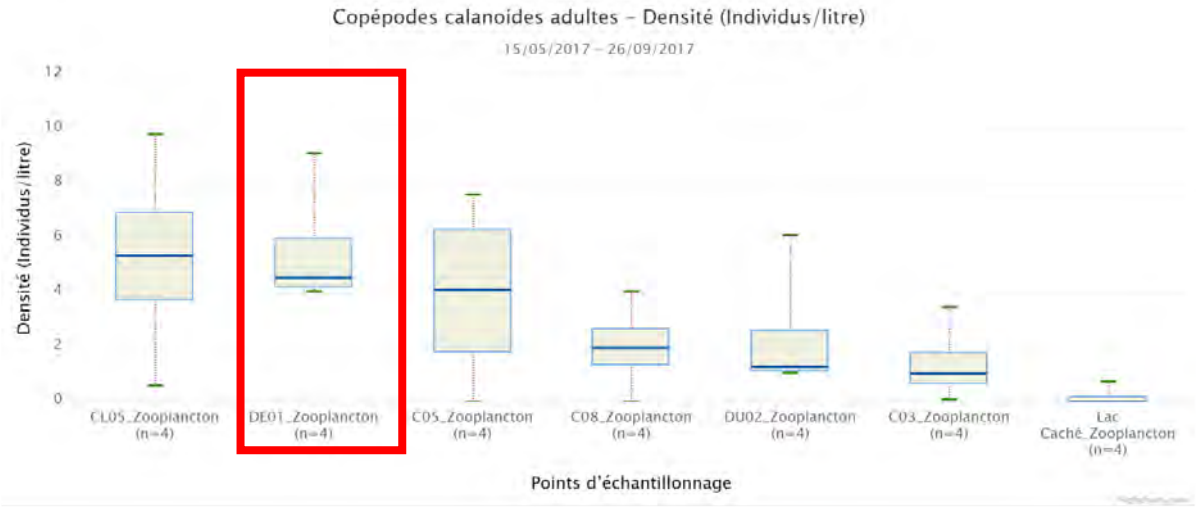


Figure 23 : Densités de copépodes calanoïdes enregistrées aux stations analysées en 2017

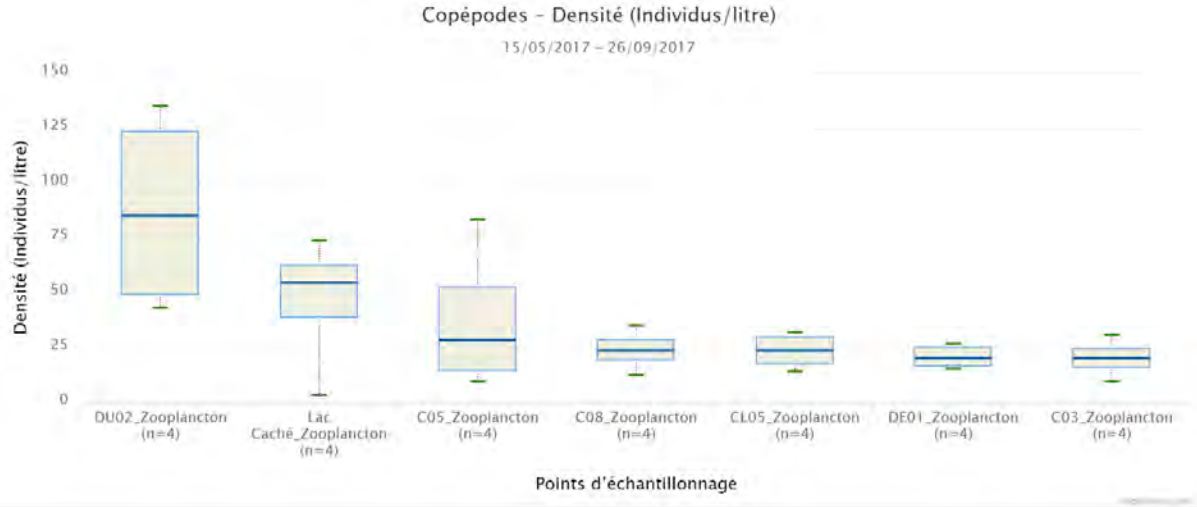


Figure 24 : Densités de copépodes enregistrées aux stations analysées en 2017

La communauté de cladocères du lac Delage est dominée par le genre *Daphnia* (81,2 %) [Tableau 6]. L'échantillon de mai se dissocie un peu de cette tendance, avec une proportion plus élevée du genre *Bosmina* (42,3 %). Cette abondance de *Daphnia* est généralement indicatrice d'un milieu oligotrophe et d'une eau claire (Chemli, 2017). Il semble que la pression de prédation exercée par les poissons planctonivores n'est pas assez intense pour structurer la communauté du zooplancton en milieu pélagique, car les grands spécimens, tels que les cladocères du genre *Daphnia* et les copépodes calanoïdes, y sont abondants (Chemli, 2017). Il faut souligner que cette station est située en plein centre du lac, à un endroit très profond et que les ménés jaunes et les jeunes perchaudes exercent une pression de prédation plus marquée en milieu littoral et dans des zones peu profondes.

Tableau 6 : Abondance relative de la communauté de cladocères à la station intégratrice du lac Delage durant l'été 2017

Date	*Daphnia*	*Bosmina*	*Holopedium*	Sididae
6 juin	55,1 %	42,3 %	2,6 %	0,0 %
10 juillet	84,8 %	3,0 %	6,1 %	6,1 %
16 août	84,7 %	5,1 %	5,1 %	5,1 %
26 septembre	100,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Moyenne	81,2 %	12,6 %	3,4 %	2,8 %

2.1.9.2 Indices biotiques

Les données utilisées pour calculer les indices biotiques sont celles des échantillonnages effectués le 10 juillet et le 16 août seulement, afin de permettre une meilleure comparaison avec les données recueillies dans d'autres lacs québécois par Chemli (2017), lequel avait procédé à des échantillonnages uniquement en juin et en juillet.

L'analyse des différents indices biotiques utilisés permet d'observer une tendance générale qui révèle une bonne intégrité du milieu. L'abondance de *Daphnia* et la faible présence de *Bosmina* sont deux indicateurs d'un milieu oligotrophe (Tableau 7). Ces densités se répercutent sur le ratio *Daphnia*/cladocères totaux, qui est élevé. Par ailleurs, la densité élevée de copépodes calanoïdes entraîne de faibles ratios cladocères/calanoïdes et cyclopoïdes/calanoïdes, ce qui traduit un enrichissement faible du milieu (Chemli, 2017 ; Haberman et Halda, 2014 ; Gazonato Neto et al., 2014). D'ailleurs, le ratio cyclopoïdes/calanoïdes du lac Delage est le plus faible parmi tous les lacs suivis en 2017 (Figure 25).

L'abondance relative élevée des rotifères ainsi que le ratio rotifères/crustacés font quelque peu baisser l'indice global de l'intégrité du milieu. Somme toute, les indices biotiques utilisés témoignent d'un milieu peu perturbé classé comme oligo-mésotrophe.

Tableau 7 : Indices biotiques calculés avec les données d'abondance relative des échantillons prélevés le 10 juillet et le 16 août 2017 à la station intégratrice du lac Delage

Indices biotiques	Effet de l'eutrophisation	Comparaison avec des lacs oligo-mésotrophes (Chemli, 2017)
		DE01
Densité des *Daphnia* (ind/l)	Diminution	7,56
Densité des *Bosmina* (ind/l)	Augmentation	0,33
Densité des rotifères (ind/l)	Augmentation	50,53
Densité des crustacés (ind/l)	Augmentation	30,73
***Daphnia*/cladocères totaux**	Diminution	0,85
Cladocères/calanoïdes	Augmentation	1,24
Cyclopoïdes/calanoïdes	Augmentation	0,58
Rotifères/crustacés	Augmentation	1,54
Stade trophique associé aux indices		Oligo-mésotrophe

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques : Oligotrophe – Oligo-mésotrophe – Mésotrophe – Méso-eutrophe – Eutrophe

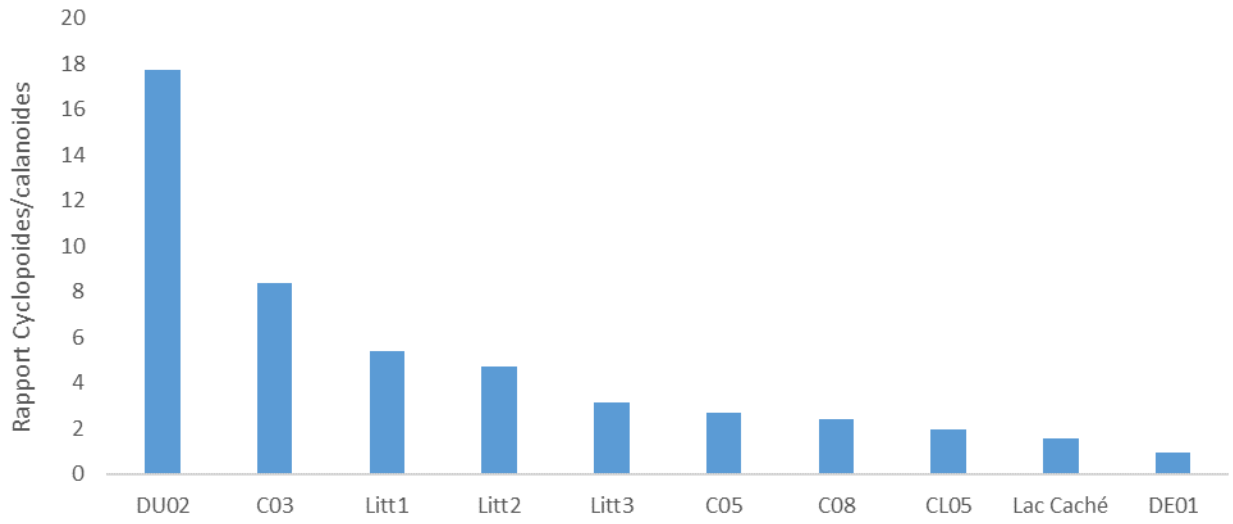


Figure 25 : Rapport cyclopoïdes/calanoïdes moyen pour l'ensemble des stations d'échantillonnage suivies durant la saison estivale 2017

Enfin, les concentrations observées d'environ 51 rotifères/litre (Tableau 7) permettent de situer le lac Delage à un stade oligo-mésotrophe selon la classification de Karabin (1985). Il faut cependant souligner que l'utilisation d'un filet à plancton avec des mailles de 80 µm a pu entraîner une sous-estimation des densités réelles de rotifères (Caramujo et Boavida, 2000 ; Likens, 2010).

2.1.9.3 Succession saisonnière

Les quatre campagnes d'échantillonnage ont permis d'analyser la succession saisonnière de la structure des communautés observées (figure 22). Très peu de nauplius ont été détectés dans les échantillons prélevés au printemps, mais leur abondance a connu une augmentation constante au cours de la saison d'échantillonnage. Ce schéma de succession est particulier, car on assiste généralement à la tendance inverse : une forte concentration de copépodes immatures (nauplius) est observée au printemps, à la suite d'une phase de reproduction printanière des adultes et de l'éclosion des œufs de dureté attribuable au retour des conditions favorables (Sommer et al., 1986). Les rotifères ont également connu une succession inversée par rapport à la tendance habituelle. En effet, l'abondance la plus élevée a été enregistrée au printemps, puis une diminution constante a été observée. Ainsi, l'échantillon de fin de saison a présenté la plus faible proportion de rotifères, une tendance opposée aux résultats obtenus dans les autres lacs étudiés. Ces deux groupes taxonomiques sont de taille similaire et partagent les mêmes niches alimentaires, ce qui peut expliquer leur alternance en abondance (Likens, 2010). Quant aux cladocères et aux copépodes adultes, leurs proportions respectives sont demeurées relativement stables tout au long de la saison d'échantillonnage.

2.1.9.4 Limites des résultats

Les données récoltées brossent le portrait de la communauté de zooplancton présente dans le lac Delage en 2017. Or, il s'agit de la première prise de données exhaustive dans ce lac. Il est donc impossible d'établir un comparatif temporel qui permettrait de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications à la suite de perturbations environnementales ou bien si ces dernières sont représentatives de la composition naturelle du milieu. Toutefois, les données obtenues constituent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation de cet écosystème.

La comparaison des différents indices biotiques utilisés se base sur des valeurs enregistrées dans des lacs oligo-mésotrophes du Québec. Lorsque les valeurs des indices biotiques s'écartent de beaucoup des valeurs enregistrées par Chemli (2017), il est difficile d'évaluer avec précision à quel stade trophique elles correspondent. Les communautés de zooplancton possèdent plusieurs caractéristiques très intéressantes qui permettent d'évaluer différents phénomènes se produisant dans les lacs, mais l'absence d'un indice développé pour les écosystèmes québécois ne permet pas de maximiser l'information recueillie. L'évaluation de l'intégrité des communautés de zooplancton à l'aide des indices biotiques utilisés est donc strictement indicative.

En ce qui a trait à l'indice basé sur la concentration de rotifères (Karabin, 1985), l'utilisation d'un filet à plancton avec des mailles de 80 µm ne permet pas de statuer sur son efficacité. En effet, l'indice ne semble pas assez sensible, mais cela pourrait être dû au fait qu'une trop grande quantité de rotifères s'échappent des mailles du filet.

2.1.10 Analyse de la communauté de poissons en lac

La période de pêche sur le lac Delage s'est échelonnée du 10 au 12 juillet 2017. Le filet maillant à omble de fontaine a été le principal engin de pêche utilisé, combiné à des bourolles en milieu littoral. L'effort de pêche a été de cinq filets par nuit, ce qui correspond à l'effort d'échantillonnage effectué lors de l'inventaire de 2000 (Vigneault et Meunier, 2007).

2.1.10.1 Description de la communauté actuelle

Six espèces différentes ont été capturées par les deux engins de pêche utilisés lors de l'échantillonnage expérimental. Au total, 576 poissons ont été capturés au filet maillant, soit 294 ménés jaunes, 201 perchaudes, 39 crapets-soleils, 31 barbottes brunes et 11 grands brochets. Le nombre moyen de captures par unité d'effort (CPUE) est de 115,2 poissons par filet par nuit et la biomasse moyenne par unité d'effort (BPUE) est de 8 482 kg par filet par nuit (Tableau 8).

Tableau 8 : Sommaire des captures réalisées au filet maillant au lac Delage entre le 10 et le 12 juillet 2017

	Captures			Biomasse		
Espèce	**N**	**%**	**CPUE n/filet-nuit**	**kg**	**%**	**BPUE kg/filet-nuit**
Barbotte brune	31	5,38	6,2	5 880	13,86	1 176
Crapet-soleil	39	6,77	7,8	1 391	3,28	0,278
Grand brochet	11	1,91	2,2	21 215	50,01	4 243
Méné jaune	294	51,04	58,8	5 652	13,32	1 130
Perchaude	201	34,90	40,2	8 285	19,53	1 657
Total	576	100,0	115,2	42 423	100,0	8 484

Le méné jaune est l'espèce la plus abondante (51,04 %), suivie par la perchaude (34,90 %). Le grand brochet constitue quant à lui la plus grande proportion de la biomasse du lac (50,01 %), suivi par la perchaude (19,53 %), la barbotte brune (13,93 %) et le méné jaune (13,32 %).

Le crapet-soleil représente seulement 6,77 % des captures au filet maillant, mais compte pour 60 % des captures effectuées à la bourolle (Tableau 9). Il s'agit d'une espèce qui vit principalement dans les zones peu profondes (Bernatchez et Giroux, 2012) et dont l'abondance relative a été sous-estimée dans les filets maillants, lesquels nécessitent une plus grande profondeur d'eau (minimum 1,8 m). Il est à noter que la pêche à la bourolle a permis de découvrir une nouvelle espèce non répertoriée dans les filets maillants ni lors des inventaires antérieurs : le mulet à cornes, qui représente 37,1 % des captures à la bourolle. Le lac Delage présente d'ailleurs le nombre de CPUE par bourolle le plus élevé parmi les lacs suivis en 2017 (14 poissons par bourolle par nuit).

Tableau 9 : Espèces et abondance des poissons pêchés à la bourolle au lac Delage entre le 10 et le 12 juillet 2017

Espèce	N	%	CPUE n/bourolle-nuit
Crapet-soleil	42	60,0	8,4
Méné jaune	2	2,9	0,4
Mulet à cornes	26	37,1	5,2
Total	70	100,0	14

Le grand brochet se trouve au sommet du réseau trophique du lac Delage. C'est dans cette espèce de poisson piscivore qu'on retrouve les plus grands spécimens du lac, avec une moyenne de prise au-dessus de 600 mm et un poids moyen de près de 2 kg (Tableau 10). Aucun individu de petite taille n'a été capturé, ce qui peut traduire un faible recrutement de l'espèce potentiellement attribuable à la pression de prédation que les spécimens de forte taille exercent sur les juvéniles de leur propre espèce (MRNF-inédit, 2005 ; Harvey, 2009). La barbotte brune est la deuxième espèce la plus imposante, avec une longueur moyenne de plus de 200 mm et un poids moyen de près de 200 g. Les trois autres espèces (crapet-soleil, méné jaune et perchaude) affichent une petite taille, bien que certains spécimens de perchaudes atteignent une taille imposante.

Tableau 10 : Caractéristiques morphométriques des espèces de poissons capturées au filet maillant dans le Delage en 2017

Espèces	Longueur totale (mm)			Poids (g)		
	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum
Barbotte brune	238,1	185,0	280,0	189,7	76,0	334,1
Grand brochet	628,2	430,0	910,0	1928,6	500,0	4200,0
Crapet-soleil	118,4	70,0	170,0	35,7	6,0	107,7
Méné jaune	124,2	95,0	185,0	19,2	8,1	70,6
Perchaude	151,4	105,0	315,0	41,2	10,9	359,7
Total	252,1	70,0	910,0	442,9	6,0	4200,0

Aucun poisson n'a été capturé dans le filet installé le plus profondément (entre 7,6 et 10,7 m de profondeur). Une analyse du profil d'oxygène du lac Delage réalisée lors de l'échantillonnage du 25 septembre 2017 démontre d'ailleurs qu'en deçà de 7,5 m de profondeur, la concentration d'oxygène dissous ne suffit pas à protéger la vie aquatique (seuil minimal établi à 6,5 mg/l en eau froide [CCME, 1999]) [Figure 26]. Cette situation a pour effet de grandement limiter l'habitat potentiel des poissons dans le lac et de concentrer ceux-ci dans la zone littorale.

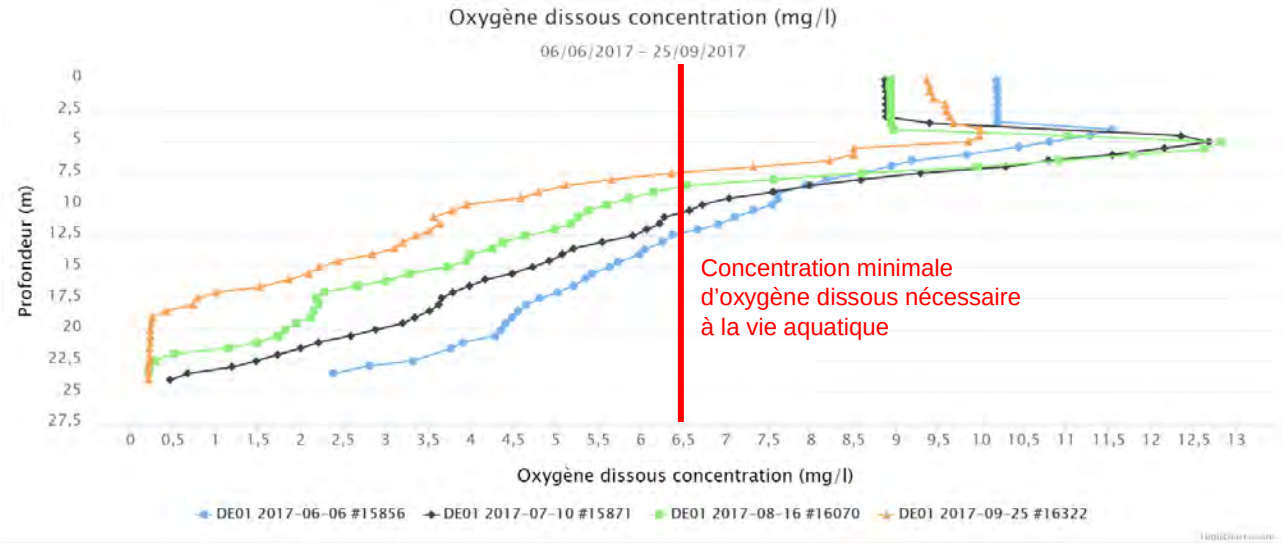


Figure 26 : Profils d'oxygène enregistrés au lac Delage durant la saison estivale 2017

2.1.10.2 Structure de taille et croissance des populations présentes

Les distributions de taille ainsi que les relations taille-poids présentées dans cette section tiennent compte de la longueur totale des spécimens capturés. Cependant, la longueur à la fourche a également été mesurée et les distributions de taille qui tiennent compte de cette mesure sont présentées à l'annexe 1, ce qui permet de mieux comparer les données à celles du rapport de Vigneault et Meunier (2000).

Perchaudes

La distribution des fréquences de taille des perchaudes est bimodale, avec des modes se situant aux classes de taille de 130 à 139 mm et de 160 à 169 mm (Figure 27). Une très grande proportion des spécimens (94,9 %) se trouvent dans les catégories stock ou sous stock (très petits à petits individus). La valeur de la PSD (Proportional Stock Density) obtenue est de 6 et celle de la PSS (Proportional Size Structure) est de 2; il s'agit donc d'une population grandement dominée par des individus de petite taille. Une population équilibrée aurait une PSD entre 30 et 60 (Willis et al., 1993). Cette structure de population est très semblable à celle observée en 2000 (Annexe 1). La faible présence d'individus de grande taille semble indiquer une forte compétition intraspécifique.

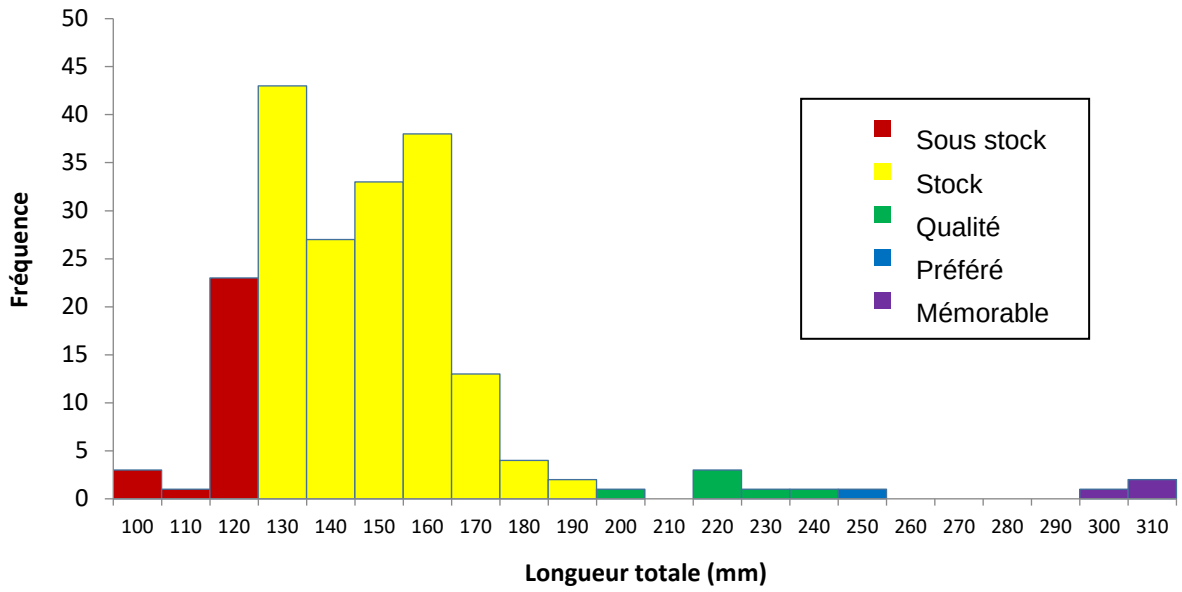


Figure 27 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de perchaudes du lac Delage en 2017

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des perchaudes présente un exposant de régression de 2,98 (Figure 29), ce qui signifie que la croissance est isométrique et que la forme des perchaudes change très peu pendant leur croissance (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur d'exposant est inférieure à celle de 3,17 enregistrée par Schneider et al. (2000) ainsi qu'à celle de 3,23 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996). Ce résultat démontre bien l'intense compétition pour les ressources alimentaires disponibles.

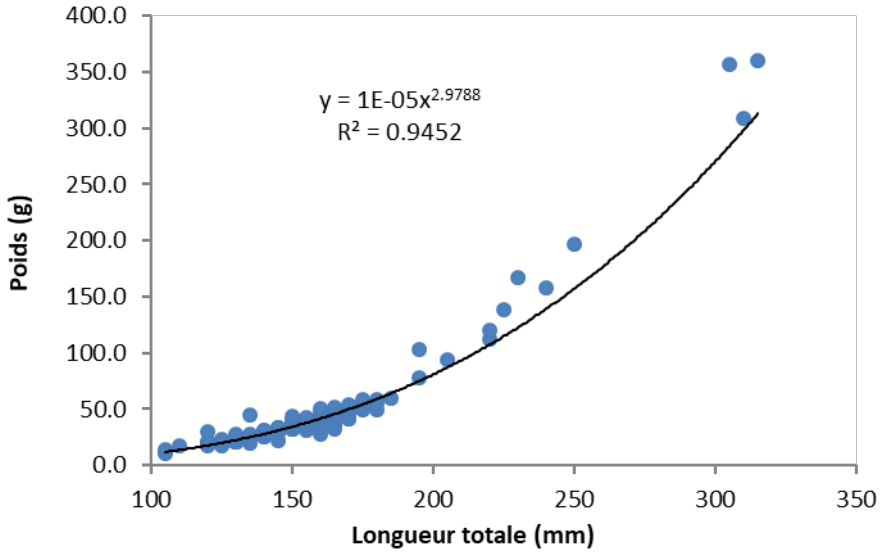


Figure 28 : Relation entre le poids et la longueur des perchaudes capturées au lac Delage en 2017

Grand brochet

La distribution des fréquences de taille des grands brochets est unimodale, avec un mode se situant à la classe de taille de 600 à 649 mm. Bien que l'échantillon soit très faible (11 individus), la distribution des fréquences de taille démontre une domination d'individus de forte taille (Figure 29). D'ailleurs, 90,9 % des grands brochets se retrouvent dans les classes de taille qualité, préférée ou mémorable, pour une PSD de 76 et une PSS de 29. Une population équilibrée aurait une PSD entre 30 et 60 (Willis et al., 1993). La faible représentation de spécimens de plus petite taille s'explique probablement par l'utilisation d'engins de pêche efficaces à partir de 1,8 m de profondeur. En effet, les individus de petite taille se trouvent régulièrement en zones peu profondes associées à la présence de plantes aquatiques. De plus, il est possible que les individus de plus grande taille exercent une pression de prédation importante sur les jeunes brochets (MRNF-inédit, 2005 ; Harvey, 2009).

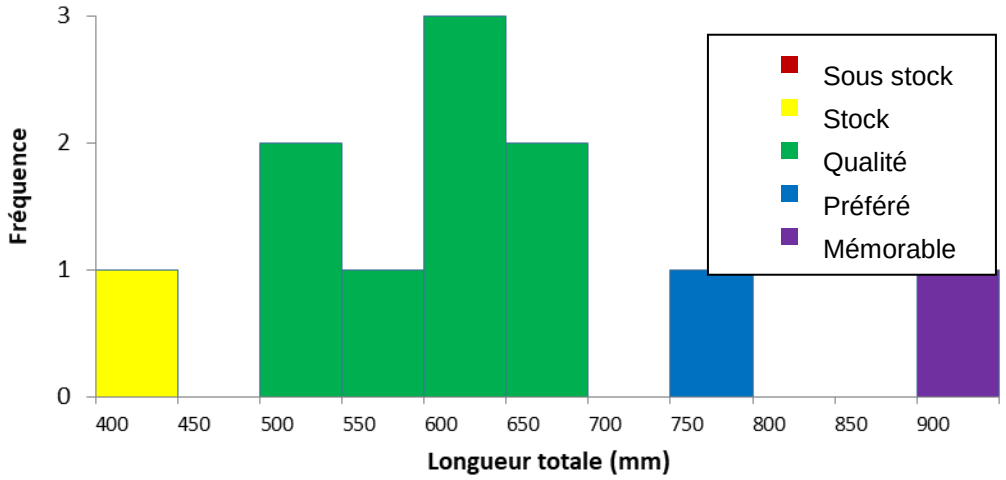


Figure 29 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de grands brochets du lac Delage en 2017

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des grands brochets présente un exposant de régression de 2,91 (Figure 30), ce qui signifie que les brochets gagnent plus en longueur qu'en masse (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur est bien inférieure à celle de 3,14 enregistrée par Schneider et al. (2000) ainsi qu'à celle de 3,10 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996). Ce résultat semble indiquer que les brochets ne trouvent pas suffisamment de ressources alimentaires en vieillissant. Une forte compétition intraspécifique pourrait être en cause, car il s'agit du seul grand prédateur strictement piscivore du lac. Il faut cependant mentionner que l'échantillon est très faible pour établir une relation poids-longueur robuste.

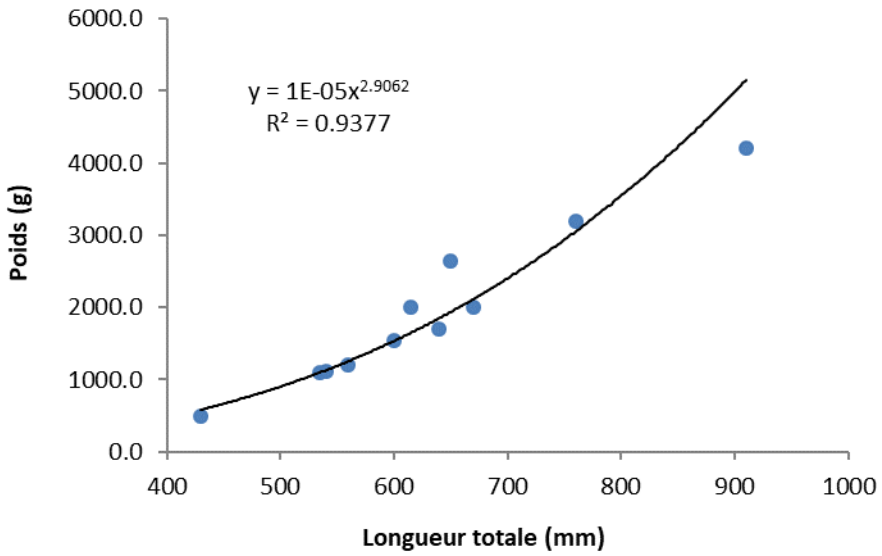


Figure 30 : Relation entre le poids et la longueur des grands brochets capturés au lac Delage en 2017

Méné jaune

La distribution des fréquences de taille des ménés jaunes est unimodale, avec un mode se situant à la classe de taille de 120 à 129 mm (Figure 31). Il est possible qu'une bonne proportion de la population ait échappé à la capture en raison de la faible taille des plus jeunes représentants de l'espèce et du choix des engins de pêche. Il s'agit d'une distribution semblable à celle observée lors de l'inventaire de 2000 (Annexe 1).

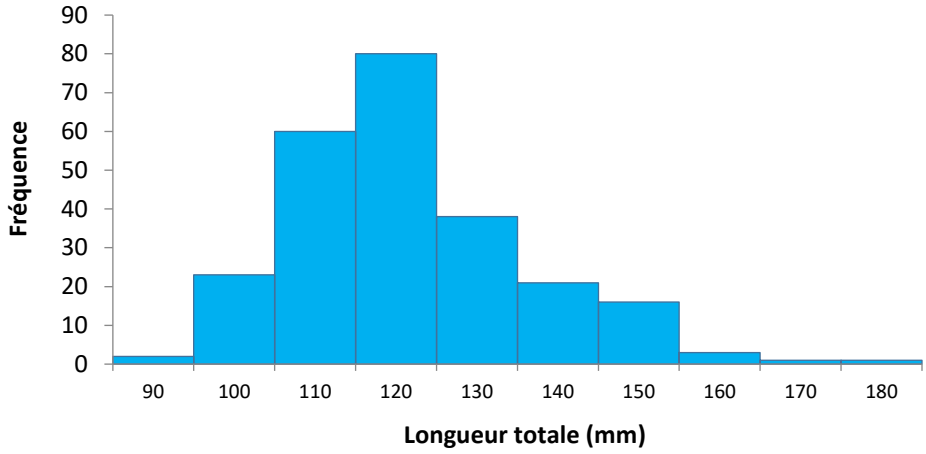


Figure 31 : Distributions des fréquences de taille pour la population de ménés jaunes du lac Delage en 2017

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des ménés jaunes présente un exposant de régression de 3,25 (Figure 32), ce qui signifie une relation allométrique[5] relativement forte où les individus deviennent de plus en plus trapus en grandissant (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur est supérieure à celle de 3,08 enregistrée par Schneider et al. (2000) et comparable à celle de 3,30 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996). Il appert donc que les individus trouvent suffisamment de ressources alimentaires en grandissant et que la compétition intra et interspécifique n'est pas trop grande; l'espèce semble particulièrement compétitive dans cette communauté.

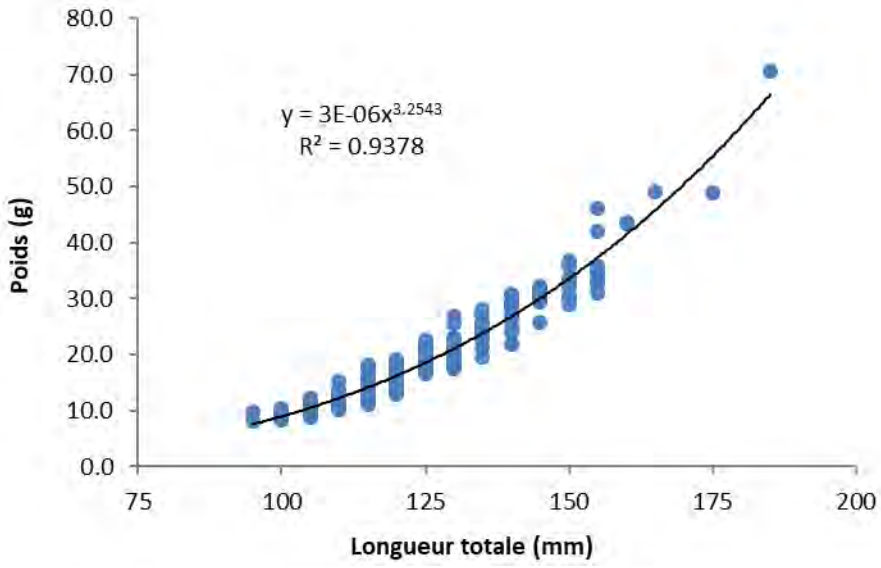


Figure 32 : Relation entre le poids et la longueur des ménés jaunes capturés au lac Delage en 2017

Crapet-soleil

La distribution des fréquences de taille des crapets-soleils est bimodale, avec des modes se situant aux classes de taille de 100 à 109 mm et de 130 à 149 mm (Figure 33). Une grande proportion des spécimens se retrouvent dans la catégorie stock ou sous-stock (89,5 %). La valeur de la PSD obtenue est de 14 et celle de la PSS, de 0. Une population équilibrée aurait une PSD entre 20 et 60 (Willis et al., 1993). Il s'agit donc d'une population dominée par des individus de petite taille, mais qui s'approche d'un certain équilibre. La situation est quelque peu différente de celle observée en 2000, alors que beaucoup plus de crapets-soleils avaient été capturés et qu'une grande proportion de ceux-ci était de taille sous stock (Annexe 1). Il est possible que la diminution des effectifs d'individus plus petits observée en 2017 indique un plus faible recrutement de l'espèce. Cette situation pourrait expliquer la chute de l'abondance relative de l'espèce entre les deux derniers inventaires, laquelle est passée de 23,6 % en 2000 à 6,8 % en 2017 (Tableau 11). Il est possible que l'augmentation marquée de l'abondance du méné jaune soit en cause, puisque les deux espèces entrent en compétition pour les ressources alimentaires et qu'elles partagent un habitat semblable.

[5] L'allométrie est la théorie selon laquelle certains organes ou tissus croissent à des rythmes différents dans un organisme.

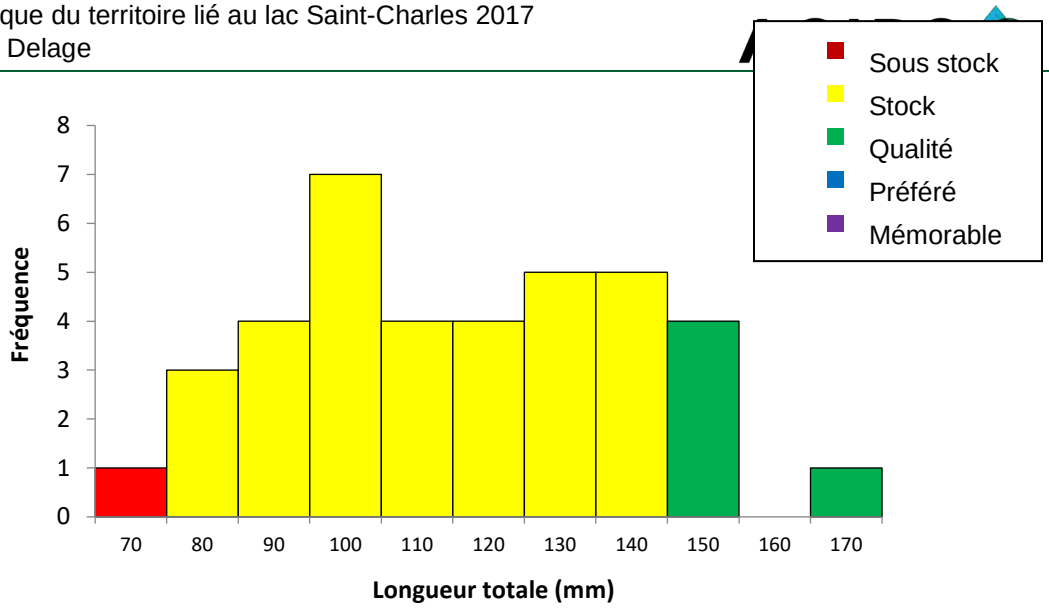


Figure 33 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de crapets-soleils du lac Delage en 2017

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des crapets-soleils présente un exposant de régression de 3,20 (Figure 34), ce qui signifie une relation allométrique où les individus deviennent de plus en plus trapus en grandissant (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur est comparable à celle de 3,21 enregistrée au lac Michigan (Schneider et al., 2000), ainsi qu'à celle de 3,24 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996).

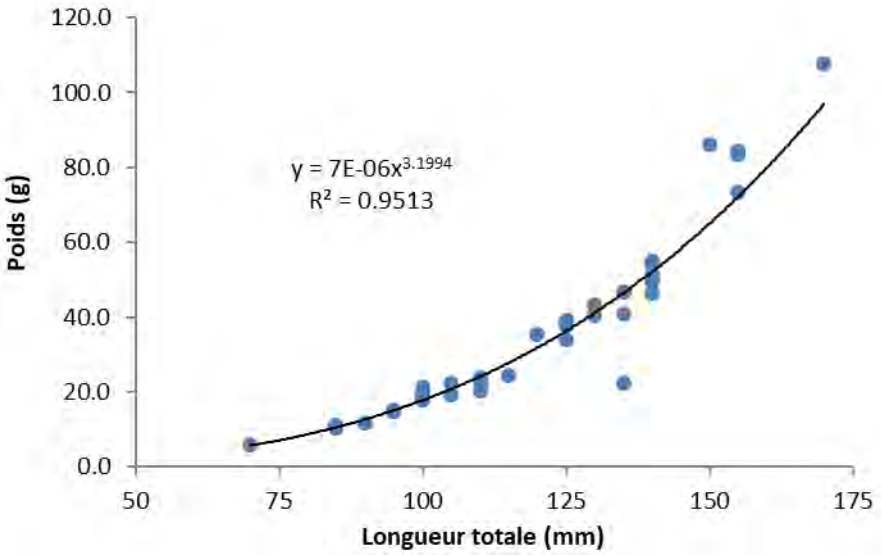


Figure 34 : Relation entre le poids et la longueur des crapets-soleils capturés au lac Delage en 2017

Barbottes brunes

La distribution des fréquences de taille des barbottes brunes est unimodale, avec un mode se situant à la classe de taille de 240 à 249 mm (Figure 35). Une grande proportion des spécimens se retrouvent dans la catégorie qualité (83,9 %). La valeur de la PSD obtenue est de 90 et celle de la PSS, de 6. Il s'agit donc d'une population fortement dominée par des individus de grande taille (qualité) et caractérisée par un faible recrutement. Ce constat diffère de celui tiré de l'inventaire de 2005, lors duquel la majorité des individus était

de la taille stock (Annexe 1). Cette situation de faible recrutement est probablement la cause de l'importante baisse de l'abondance relative de l'espèce, qui a diminué de moitié entre les deux derniers inventaires, passant de 11,6 % en 2000 à 5,4 % en 2017 (Tableau 11).

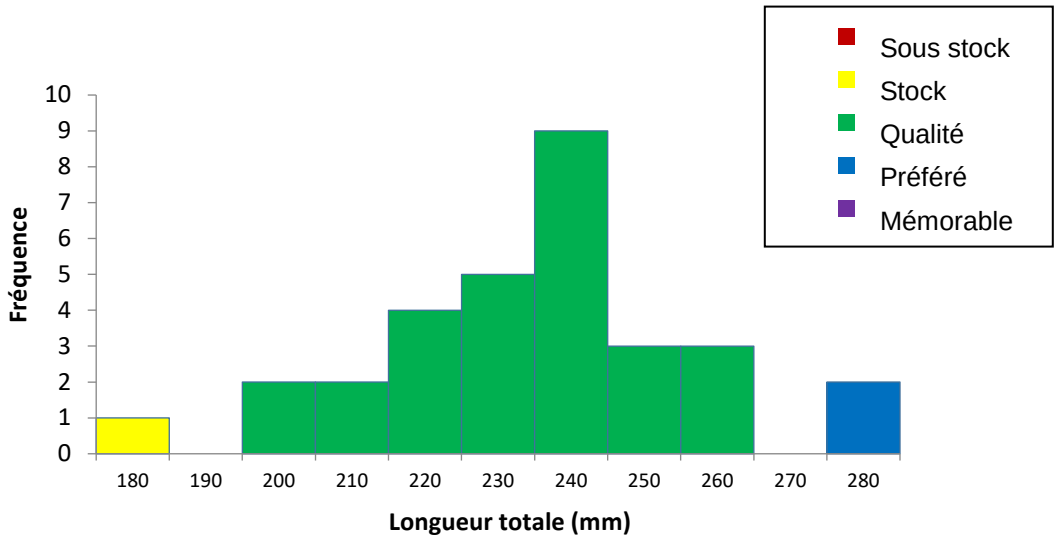


Figure 35 : Distribution des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de barbottes brunes du lac Delage en 2017

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des barbottes brunes présente un exposant de régression de 3,20 (figure 35), ce qui signifie une relation allométrique où les individus deviennent de plus en plus trapus en grandissant (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur est bien supérieure à celle de 2,88 enregistrée au lac Michigan (Schneider et al., 2000). Il est possible que la diminution de l'abondance relative de l'espèce ait augmenté la disponibilité des ressources alimentaires pour les individus restants. Il faut cependant mentionner que l'échantillon est faible pour établir une relation poids-longueur robuste.

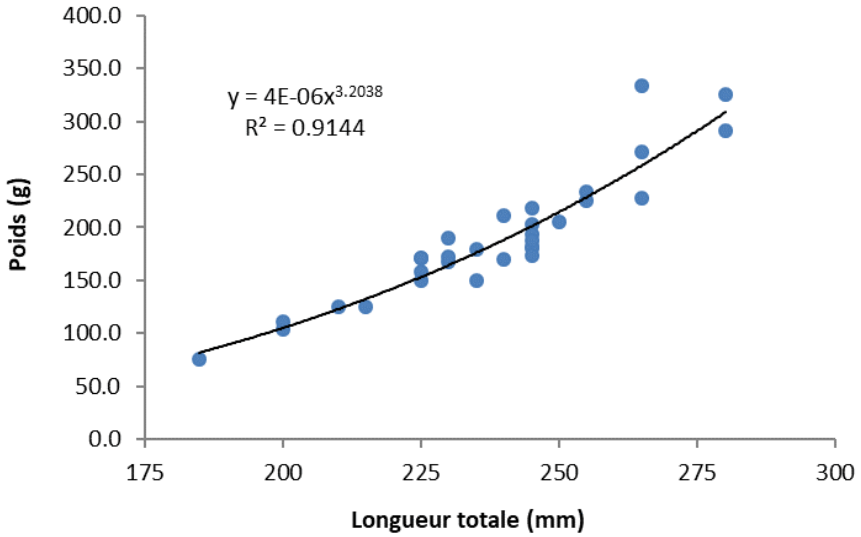


Figure 36 : Relation entre le poids et la longueur des barbottes brunes capturées au lac Delage en 2017

2.1.10.3 Évolution de l'abondance et de la diversité des espèces

L'abondance relative des différentes espèces présentes et les indices de diversité de la communauté inventoriée en 2017 ont été comparés avec les données récoltées lors de l'inventaire réalisé par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (Vigneault et Meunier, 2007).

Malgré des ensemencements répétés d'omble de fontaine et de truite arc-en-ciel entre 1946 et 1970, ainsi que d'omble moulac par l'Association de chasse et pêche des Cantons-Unis (ACPCU) en 2007, aucun individu de salmonidé n'a été capturé lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (Gagnon, 2003). Les conditions physico-chimiques de l'eau, notamment la faible concentration en oxygène dissous, la forte compétition interspécifique et la prédation exercée par le grand brochet peuvent expliquer la disparition de ces espèces.

L'abondance relative de la perchaude et du grand brochet est demeurée très stable lors des deux derniers inventaires. En effet, la perchaude a maintenu une proportion entre 34,9 % et 36,1 % de la population totale du lac, alors que l'abondance du grand brochet s'est située entre 1,6 % et 1,9 % (Tableau 11). Cependant, il est à noter que la perchaude était l'espèce la plus abondante lors de l'inventaire de 2000, alors que le méné jaune remporte ce titre en 2017.

Il semble que le meunier noir ait complètement disparu ou bien que ses effectifs soient très peu importants. Sa faible abondance (1,9 %) enregistrée en 2000 a laissé place à une absence totale d'individus capturés en 2017 (Tableau 11). La pression de prédation exercée par le grand brochet et la compétition interspécifique avec la barbotte brune ont pu causer la disparition de l'espèce. Il semble en effet que la prédation effectuée par le grand brochet puisse nuire au recrutement de l'espèce (Nicholson et al., 2015). Quant à la barbotte brune, son mode d'alimentation omnivore et benthique est très similaire à celui du meunier, ce qui peut avoir entraîné une raréfaction des ressources alimentaires disponibles. Une situation similaire a été observée au lac Clément entre 2007 et 2014, où une forte abondance de barbottes brunes a été observée (Vigneault et Meunier, 2007). Finalement, il est possible que la présence de certaines espèces de cyprins, telles que le mulet à cornes et le méné jaune, ait contribué à la diminution des effectifs de meunier noir (Duchesne, 1994).

Le méné jaune est la seule espèce dont l'abondance a connu une hausse considérable : sa proportion a littéralement doublé entre 2000 et 2017, passant de 25,2 % à 51 %. Il s'agit désormais de l'espèce la plus abondante du lac. L'augmentation de la présence et de la densité des herbiers aquatiques en zone littorale, attribuable à une présence accrue du myriophylle à épis, a pour conséquence d'accroître les zones de reproduction de l'espèce, dont les œufs adhésifs sont déposés sur la végétation submergée (Bernatchez et Giroux, 2000).

Parallèlement, deux espèces ont connu une baisse importante de leurs effectifs. La barbotte brune a diminué de moitié en proportion alors que l'abondance actuelle du crapet-soleil représente à peine plus du tiers de celle enregistrée en 2000. Il semble donc que le méné jaune, espèce omnivore et tolérante, entraîne une forte compétition interspécifique pour les barbottes et les crapets-soleils présents au lac Delage. Il est cependant possible que l'abondance du crapet-soleil ait été grandement sous-estimée en raison du mode de vie littoral de l'espèce et de la faible efficacité des filets maillants pour capturer les espèces fortement comprimées latéralement (MRNF-inédit, 2005). D'ailleurs, le crapet-soleil compte pour 60 % des captures en zone littorale et le mulet à cornes, pour 37,1 % (Tableau 9). Le filet maillant standard est également peu adapté à la capture de cette dernière espèce en raison de sa petite taille.

Tableau 11 : Évolution de l'abondance relative des espèces présentes dans le lac Delage lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2000 et 2017)

Espèces	Abondance relative (%)	
	2000	2017
Perchaude	36,1	34,9
Meunier noir	1,9	0
Crapet-soleil	23,6	6,8
Barbotte brune	11,6	5,4
Grand brochet	1,6	1,9
Méné jaune	25,2	51,0

La diversité spécifique est demeurée la même entre les deux inventaires, et ce, malgré la disparition du meunier noir. En effet, le mulet à cornes a été observé pour la première fois en 2017. Cependant, le calcul des indices de diversité de Shannon et d'équitabilité ne tient pas compte du mulet à cornes, car aucun spécimen n'a été prélevé à l'aide des filets maillants. Les indices ont donc chuté quelque peu entre 2000 et 2017 en raison de la perte du meunier noir, mais également de l'abondance élevée d'une seule espèce, soit le méné jaune (Tableau 12). À eux seuls, les perchaudes et les ménés jaunes représentent 85,9 % de la communauté du lac Delage en 2017.

Tableau 12 : Évolution de l'abondance spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'indice d'équitabilité pour le lac Delage lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2000 et 2017)

	2000	2017
Abondance spécifique	6	6
Indice de Shannon	2,09	1,63
Indice d'équitabilité	0,81	0,70

2.1.10.4 Évolution des caractéristiques écologiques des communautés

Certaines des caractéristiques écologiques des différentes espèces présentes dans la communauté inventoriée en 2017 ont été comparées avec les données récoltées lors de l'inventaire précédent. La communauté inventoriée en 2017 présente 56,4 % de spécimens omnivores, une augmentation de près de 20 % par rapport à l'inventaire de 2000 (Tableau 13). Cette hausse est principalement attribuable à l'augmentation en abondance du méné jaune. Avec un tel pourcentage d'espèces omnivores, l'organisation trophique de la communauté actuelle de poissons du lac Delage compte relativement peu d'espèces avec une alimentation spécialisée. Il faut également mentionner que le mulet à cornes, qui n'est pas comptabilisé dans les statistiques analysées, représente 37,1 % des captures en milieu littoral. Il s'agit d'une autre espèce omnivore et tolérante aux perturbations. Le pourcentage de poissons piscivores est directement lié à l'abondance du grand brochet, qui est demeurée très stable. Le nombre de captures par unité d'effort est également demeurée très constant entre les deux inventaires, et ce, malgré une fluctuation importante de l'abondance de méné jaune, de la barbotte brune et du crapet-soleil. Enfin, il est impossible de comparer les données de biomasse, car celles-ci ne sont pas disponibles pour l'inventaire de 2000.

Tableau 13 : Évolution des caractéristiques écologiques des communautés présentes dans le lac Delage lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2000 et 2017)

Caractéristiques écologiques des communautés	2000	2017
% d'omnivores	38,7	56,4
% de piscivores	1,6	1,9
CPUE (individus/filet)	114,2	115,2
BPUE (kg/filet)	S.O.	8,5

L'analyse du régime thermique préférentiel et du degré de tolérance aux perturbations des espèces présentes illustre des tendances quelque peu différentes. Les échantillons prélevés en 2000 montraient une plus grande proportion d'espèces d'eau chaude (barbotte brune et crapet-soleil), alors que la communauté de 2017 est dominée par les espèces d'eau fraîche en raison de l'augmentation de la quantité de ménés jaunes et de la diminution parallèle de la quantité de barbottes et de crapets-soleils (Figure 37). Les espèces tolérantes aux perturbations (barbotte brune, meunier noir et ménés jaune) étaient cependant moins nombreuses en 2000 qu'en 2017.

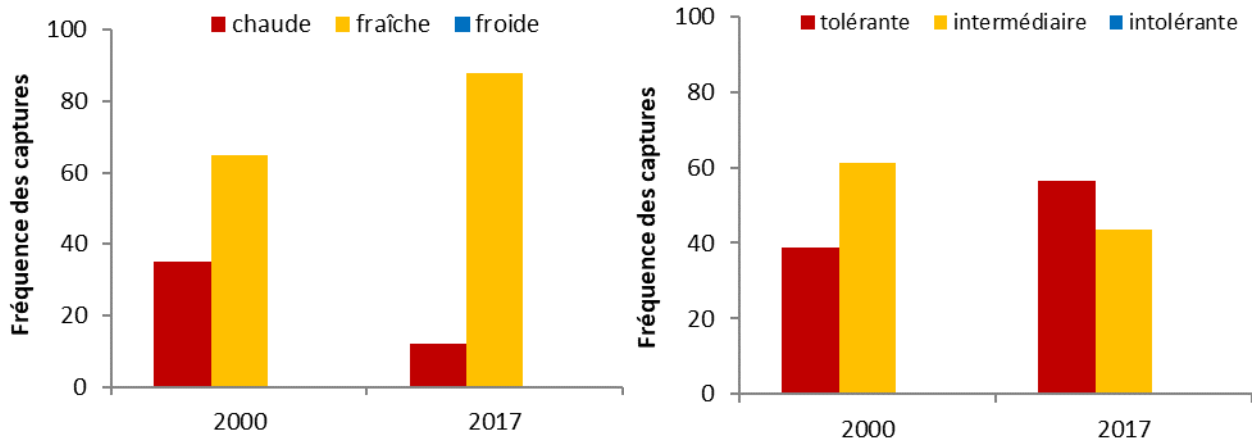


Figure 37 : Évolution du régime thermique préférentiel et de la tolérance aux perturbations des espèces capturées au lac Delage en 2000 et 2017

L'inventaire de la communauté de 2017 présente une importante proportion d'espèces omnivores et tolérantes. Il s'agit d'une augmentation de ces critères par rapport à l'inventaire de 2000, malgré une diminution en pourcentage des espèces d'eau chaude. Il faut donc considérer le lac Delage comme étant représentatif d'un milieu de mésotrophe à méso-eutrophe en ce qui a trait à la composition écologique de sa communauté de poissons.

2.1.10.5 Analyse de la teneur en mercure des tissus des perchaudes

Il existe une variabilité importante dans les concentrations de mercure analysées (Tableau 14) et celle-ci s'explique par le fait que l'accumulation du mercure est généralement liée à la taille d'un poisson, mais également à son âge. En effet, un phénomène de bioaccumulation se produit à la suite de l'ingestion par le poisson d'éléments qui contiennent du mercure. Un poisson ayant un faible taux de croissance peut présenter une concentration en mercure plus élevé qu'un autre poisson ayant la même taille, mais qui a grandi plus rapidement. Il faut cependant remarquer que les concentrations en mercure augmentent de manière prévisible en fonction des classes de tailles. D'ailleurs, la courbe de tendance de la figure 38 montre une forte corrélation entre la longueur et la concentration en mercure ($R^2 = 0,80$).

Tableau 14 : Concentrations en mercure (mg/kg) moyennes, minimales et maximales mesurées dans la chair des perchaudes du lac Delage pour différentes classes de taille

	Classe de taille			
	Hors classe	Petite	Moyenne	Grande
Moyenne	0,09	0,13	0,18	0,5
Minimum	0,05	0,07	0,11	0,43
Maximum	0,13	0,19	0,24	0,59

Cette courbe de tendance indique que les perchaudes du lac Delage atteignent la limite de 0,5 mg/kg à une taille de 328 mm en moyenne. Comparativement aux perchaudes du lac Saint-Charles, celles du lac Delage atteignent plus rapidement la concentration maximale. Il est possible que les concentrations en mercure soient légèrement plus élevées dans l'écosystème du lac Delage. Cependant, la configuration profonde du lac pourrait expliquer une plus faible productivité de celui-ci et un taux de croissance plus faible chez les perchaudes, qui mettraient plus de temps à atteindre une taille importante et accumuleraient donc plus de mercure. La teneur en mercure des spécimens de forte taille du lac Delage atteint presque le double de celle mesurée sur des individus comparables du lac Saint-Charles (0,5 mg/kg pour le lac Delage comparativement à 0,29 mg/kg pour le lac Saint-Charles), alors qu'elle est très similaire chez les spécimens de petite taille (0,13 mg/kg pour le lac Delage comparativement à 0,15 mg/kg pour le lac Saint-Charles). Finalement, la concentration moyenne chez les perchaudes échantillonnées (excluant la taille hors classe) est de 0,20 mg/kg, ce qui est moins élevé que celle enregistrée au lac Saint-Charles (0,22 mg/kg) et dans d'autres lacs situés au sud du Bouclier canadien (MDDELCC, 2018).

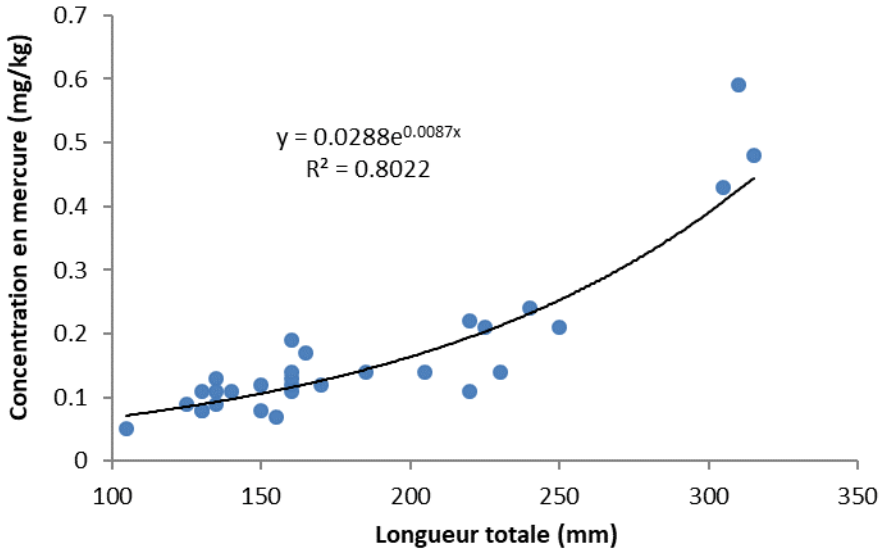


Figure 38 : Relation longueur-mercure des perchaudes échantillonnées en 2017 au lac Delage

En raison de la faible concentration en mercure des perchaudes de petite taille et de taille moyenne échantillonnées au lac Delage, le guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce (MDDELCC, 2018) recommande un maximum de huit repas de 230 g de perchaude par mois. Dans le cas des spécimens de grande taille (plus de 250 mm), une plus grande prudence est de mise, ce qui fait baisser à 4 le nombre de repas recommandés par mois (Tableau 15).

Tableau 15 : Nombre de repas recommandés par mois selon la teneur en mercure des perchaudes échantillonnées au lac Delage en 2017

Petite (150 à 200 mm)		Moyenne (200 mm à 250 mm)		Grande (> 250 mm)	
Teneur en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneur en mercure mg/kg	Repas/mois	Teneur en mercure mg/kg	Repas/mois
0,13	8	0,18	8	0,5	4

2.1.10.6 Limites des résultats

La description de certaines caractéristiques écologiques de la communauté de poissons se base sur une revue de littérature. Cependant, il est parfois difficile de définir catégoriquement une espèce de poisson, notamment en ce qui a trait au niveau trophique, car le régime alimentaire varie au courant du cycle vital des espèces et selon les conditions environnementales dans lesquelles elles évoluent. De plus, l'évaluation des communautés ne se base pas sur un indice chiffré, mais plutôt sur le cumul des connaissances obtenues à la suite de l'analyse des poissons capturés.

3 Conclusion

Agiro a procédé, en collaboration avec la Ville de Québec, à la réalisation d'une étude sur l'intégrité écologique du lac Delage.

Les résultats de la campagne d'échantillonnage de 2017 ont permis à Agiro d'augmenter le niveau de connaissances sur l'état écologique du lac. Si l'on se base sur les indicateurs physico-chimiques et biologiques, l'ensemble des paramètres analysés permet de faire certains constats sur l'intégrité écologique du lac Delage et de le classifier en fonction de son degré d'eutrophisation.

3.1 État trophique selon les indicateurs physio-chimiques

L'analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau du lac indique qu'il se situe à un stade mésotrophe (Tableau 17). Les concentrations en nutriments et en chlorophylle *a* sont relativement faibles, ce qui est plutôt typique d'un stade oligo-mésotrophe. Cependant, la faible transparence de l'eau et le profil d'oxygène, notamment l'important déficit en zone profonde, sont des indicateurs d'un milieu qui se situe entre le stade mésotrophe et eutrophe.

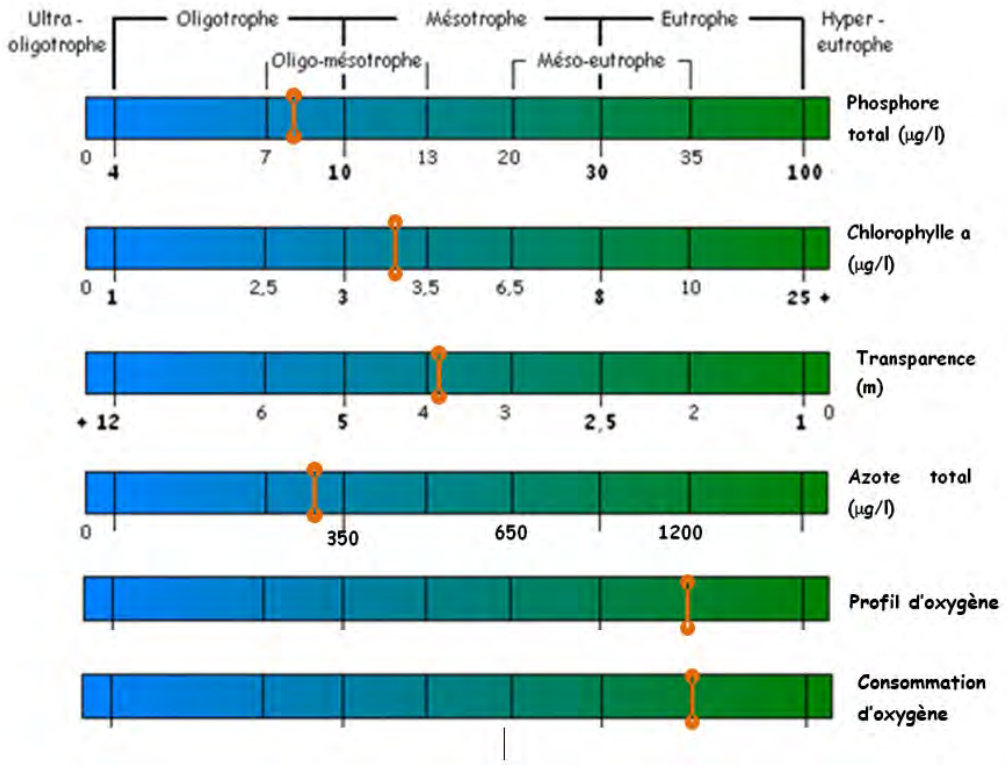
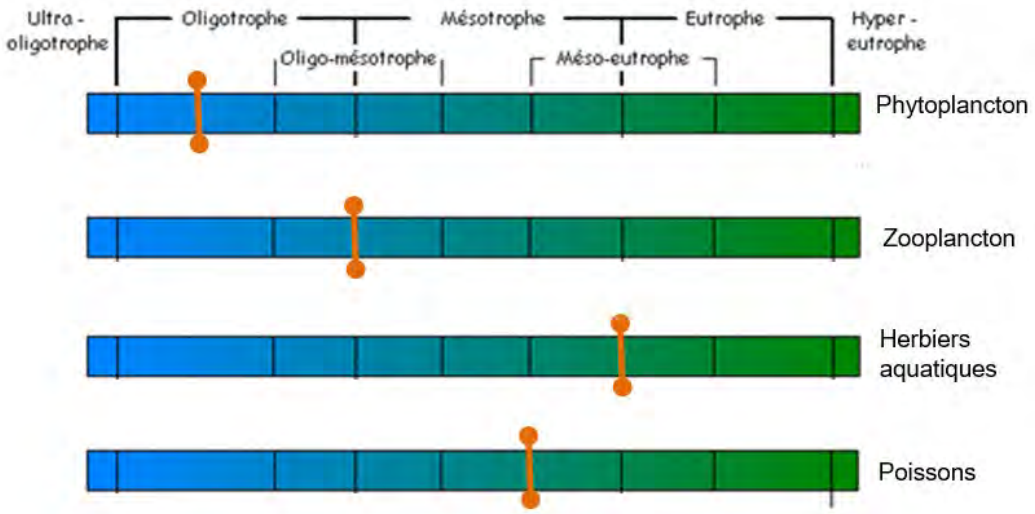


Figure 39 : Classification de l'eutrophisation selon les indicateurs physico-chimiques du lac Delage en 2017

3.2 État trophique selon les indicateurs biologiques

Selon les indicateurs biotiques utilisés, tels que le phytoplancton, le zooplancton, les poissons et les macrophytes (tableau 16), le lac Delage se situe dans un état d'oligo-mésotrophe à mésotrophe. Il est important de mentionner que chacun des niveaux trophiques analysés présente la même valeur dans l'évaluation finale de l'intégrité. Par exemple, pour les poissons qui possèdent quatre sous-sections dans le tableau 16, il faut faire une moyenne. La communauté de poissons du lac Delage est donc considérée comme étant typique d'un milieu de mésotrophe à méso-eutrophe.



Tout d'abord, il faut mentionner qu'il existe une différence marquée entre les communautés prélevées en milieu pélagique (phytoplancton et zooplancton) et celles prélevées en milieu littoral (poissons et macrophytes).

La communauté de phytoplancton analysée présente une très forte abondance de diatomées et de chrysophycée, associée à une faible proportion de groupes caractéristiques des milieux eutrophes. Le phytoplancton est donc associé à un état oligotrophe. Les densités enregistrées sont parmi les plus faibles valeurs observées en 2017, ce qui est indicateur d'un milieu peu productif.

La communauté de zooplancton est quant à elle représentative d'un état oligo-mésotrophe en raison de l'abondance de grands filtreurs associés aux milieux oligotrophes, soit les *Daphnia* et les copépodes calanoïdes, laquelle est contrebalancée par une forte proportion de petits organismes (rotifères) plutôt associés aux milieux eutrophes. La densité relativement élevée des gros spécimens de zooplancton, tels les cladocères du genre *Daphnia* et les copépodes calanoïdes, démontre que les poissons exercent une faible pression de prédation en milieu pélagique.

La communauté de poissons prélevée dans le lac Delage est typique d'un milieu de mésotrophe à méso-eutrophe, en raison de l'importante présence d'espèces omnivores et tolérantes aux perturbations. Cette situation est principalement due à la forte abondance du méné jaune, qui représente 51 % des poissons du lac. La proportion de cette espèce a doublé depuis l'inventaire effectué en 2000, ce qui a entraîné une baisse des indices de diversité et des caractéristiques écologiques de la communauté ichtyologique. Cependant, la densité de poissons capturés est demeurée très stable depuis le dernier inventaire, ce qui indique un contrôle efficace du grand brochet sur l'abondance des proies disponibles.

Finalement, les macrophytes caractérisés en 2016 sont indicateurs d'un état méso-eutrophe en raison du recouvrement élevé de la zone colonisable du lac, de la grande densité des herbiers et de la présence accrue du Myriophylle à épis (APEL, 2017).

Il existe une gradation variable de l'indice d'intégrité des communautés présentes au lac Delage, selon le type d'organisme étudié. Cette situation semble s'expliquer notamment par une importante différence entre les zones pélagiques et littorales du lac. En effet, le plancton du lac Delage est indicateur d'un milieu peu perturbé (d'oligotrophe à oligo-mésotrophe). Les communautés planctoniques ont été prélevées dans la zone pélagique d'un lac profond qui creuse rapidement. Cette configuration bathymétrique a pour effet de limiter

l'effet des perturbations vécues en zone littorale, ce qui semble faciliter la présence de communautés planctoniques typiques de l'eau claire et pauvre en nutriments.

Les organismes prélevés principalement dans la zone littorale du lac, tels que les poissons et les macrophytes, semblent plus affectés par les perturbations qui proviennent de la périphérie du lac et sont plus représentatifs d'un milieu qualifié de mésotrophe à méso-eutrophe. L'accroissement notable des herbiers aquatiques a certainement produit un effet structurant sur les populations d'organismes qui vivent en zone peu profonde comme les poissons.

3.3 Mesures de la dégradation (conductivité spécifique, ions chlorure et mercure)

Finalement, les valeurs de conductivité spécifique sont relativement faibles et n'indiquent pas de perturbations majeures liées au réseau routier qui ceinture le lac (Tableau 18).

Tableau 16 : Classement du lac Delage selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017

Conductivité (µS/cm)
0–49,99
67
100–149,99
150–249,99
250–399,99
400–999,99
1000–6000

*Note : Cette classification n'est fournie qu'à titre indicatif seulement, sachant que la conductivité de l'eau pure est égale à 0.

Les concentrations en mercure retrouvées dans la chair des perchaudes échantillonnées en 2017 au lac Delage sont relativement faibles, soit 0,20 mg/kg en moyenne. Ces résultats sont comparables à ceux obtenus au lac Saint-Charles et indiquent une faible présence de mercure dans l'écosystème aquatique, ce qui peut être associé à des processus naturels de décomposition (Gouvernement du Canada, 2004).

3.4 Conclusions sur l'intégrité écologique

L'évaluation du milieu obtenue par l'analyse des différents organismes du lac laisse transparaître que l'intégrité de l'écosystème est de moyenne à relativement élevée (voir le Tableau 18 du Chapitre 2). Cette évaluation dépend toutefois de la distance écologique entre les communautés actuelles et les communautés de références du lac (non altérées). Cependant, peu de données historiques sont disponibles pour permettre une bonne évaluation de l'état de référence des communautés biologiques présentes au lac Delage. La configuration profonde du lac ainsi que sa grande connectivité avec le lac Saint-Charles, lequel abrite des communautés de référence typiques d'un milieu oligo-mésotrophe, permettent d'avancer que les communautés de référence du lac Delage sont typiques d'un milieu d'oligotrophe à oligo-mésotrophe. La distance écologique entre ces dernières et les communautés actuellement présentes au lac Delage est donc relativement faible et indique une intégrité modérément élevée. La présence accrue du myriophylle à épis ainsi que l'évolution de la communauté de poissons du lac témoignent tout de même d'une certaine dégradation de l'écosystème au cours des dernières années.

3.5 Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent huit enjeux :

- Installations septiques
  - ***Limiter ou cesser le développement sur installations septiques.*** Cette mesure a pour but de limiter les apports externes de nutriments et de polluants qui se propagent dans le sol jusqu'au lac ainsi que dans les puits des résidents.
  - ***Évaluer la possibilité de raccorder les résidences au réseau d'égout.*** Afin de limiter ou de cesser complètement le développement sur installations septiques, la pertinence de connecter le secteur de l'avenue du Rocher au réseau d'égout doit être évaluée ou des solutions technologiques de remplacement devront être employées.
- Gestion des eaux usées
  - ***Raccorder la station d'épuration des eaux usées au réseau d'égout de la Ville de Québec.*** Les eaux traitées provenant de la station d'épuration contiennent encore des concentrations élevées de nutriments qui peuvent être acheminés directement dans le lac Delage lors des périodes d'écoulement inverse. Ces apports externes en nutriment favorisent la présence de plantes aquatiques et l'éclosion de fleurs d'eau.
- Développement urbain
  - ***Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.*** Le développement en pente entraîne de nombreux problèmes : ruissellement, usage élevé de sels de voirie et d'abrasifs, dynamitage. Quant à la construction dans les zones naturelles, elle diminue les services écosystémiques.
  - ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et à favoriser l'infiltration des eaux. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent être compatibles avec la protection des écosystèmes aquatiques.

    o ***Éviter le développement en fortes pentes.*** Le développement en fortes pentes augmente la nécessité de recourir aux sels de voiries et aux abrasifs pour assurer la sécurité des usagers. De plus, la présence de fortes pentes produit un ruissellement vers les milieux humides en contrebas.
- Prolifération des cyanobactéries
  - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les cyanobactéries pourraient profiter d'un excès de nutriments et produire d'importantes floraisons.
  - ***Surveiller la prolifération de poissons planctonivores, tels que le méné jaune.*** Bien qu'omnivores, les jeunes de cette espèce consomment beaucoup de zooplancton. La forte abondance du méné jaune exerce une grande pression de prédation sur le zooplancton, ce qui pourrait entraîner une diminution de sa densité. Le broutage par le zooplancton se verrait donc également diminué au profit d'une plus grande densité d'algues.
- Prolifération des plantes aquatiques
  - ***Porter une attention particulière aux embarcations en provenance du lac.*** Le lac Delage étant fortement colonisé par le myriophylle à épis, les embarcations nautiques qui

ont été en contact avec les eaux du lac doivent être bien nettoyées et séchées avant d'être utilisées sur un autre plan d'eau, afin de limiter les risques de propagation du myriophylle.

- ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les apports externes en nutriments (azote et phosphore principalement) provoquent une surabondance de ressources pour les plantes aquatiques et les algues, ce qui peut provoquer une prolifération encore plus importante de ces organismes dans la zone colonisable du lac.

- Biodiversité
  - ***Favoriser la présence du grand brochet.*** Seule espèce piscivore du lac, le grand brochet exerce une importante pression de prédation sur les petits poissons planctonivores, tels que le méné jaune et le mulet à cornes. Ce contrôle trophique permet une plus grande abondance de zooplancton, ce qui favorise la transparence de l'eau du lac. Il est donc recommandé de remettre à l'eau les individus pêchés qui n'ont pas été blessés. Il est également important de maintenir une bonne connectivité entre le lac Delage et la zone de marais située au sud, puisqu'elle est cruciale pour la reproduction du brochet.

Références

Anderson, R. O. et R. M. Neumann (1996) *Length, weight, and associated structural indices.* Dans : BR. Murphy, D. W. Willis (Eds.), Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland: 447-481.

APEL (2017) *Diagnose du lac Delage – 2016*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 60 pages + annexes.

Bernatchez, L. et M. Giroux (2012) Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'Est du Canada. Broquet, Ottawa, Canada, 348 p.

Caramujo, M. J. et M. J. Boavida (2000) *The crustacean communities of River Tagus reservoirs. Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator.* Limnetica, 18, 37–56.

Chemli, A. (2017) *Le zooplancton comme bioindicateur de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs du Parc du Mont-Tremblant.* Mémoire. Université de Montréal. Département des sciences biologiques. 111 p.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement (1999) *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – oxygène dissous (eau douce).* Dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Winnipeg, Canada, 7 p.

Duchesne, J.F. (1994) *Facteurs déterminants de la structure des populations et des paramètres du cycle vital du meunier noir, Catostomus commersoni*. Mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois-Rivières, Département des sciences de l'environnement, 101 p.

Gagnon, D. (2003) *Diagnose écologique du lac Delage*. Rapport préparé par Enviram groupe-conseil pour la Ville de Lac-Delage, 45 p. + 10 annexes.

Gazonato Neto, A. J., Silva, L. C., Saggio, A. A. et O. Rocha (2014) *Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs*. Biota Neotropica, 14 (4), 1–12.

Groupe Hémisphères (2013) *Diagnose écologique sommaire du lac Delage – suivi 2012.* Rapport technique réalisé pour la Ville de Lac-Delage, 35 p. + 11 annexes.

Gouvernement du Canada (2004) *Le mercure, votre santé et l'environnement.* Groupe de travail interministériel de Santé Canada, 62 p.

Haberman, J. et M. Haldna (2014) *Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: Long term study of Lake Vortsjarv.* Journal of Limnology, 73(2), 61–71.

Harvey, B. (2009) *A biological synopsis of northern pike (Esox Lucius).* Can. Manuscr. Fish. Aquat. Sci. 2885 : v +31 p.

Inédit (2005) Diagnose écologique du lac Saint-Charles – rapport interne sur l'inventaire ichtyologique. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 7 p.

Karabin, A. (1985) *Pelagic zooplancton (Rotaria and Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. 1. Structural and quantitative features*. Ekol. Pol. 33, 567-616.

Likens, G. E. (2010) *Plankton of Inland Waters*. Academic Press, Elsevier Inc., 411 p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2018) *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce, carte interactive de la consommation de poisson par espèce.* [site internet] Repéré à *http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/guide/consommation.asp*

Shao, B. (1997) *Effects of golden shiner (Notemigonus crysoleucas) nest association on host pumkinseeds (Lepomis gibbosus) : evidence for a non-parasite relationship.* Behav Ecol Sociobiol, 41, 299-406.

Schneider, J. C., Laarman, P. W. et H. Gowing (2000) *Length-weight relationships.* Chapitre 17 dans Schneider, James C. (ed.) 2000. Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor.

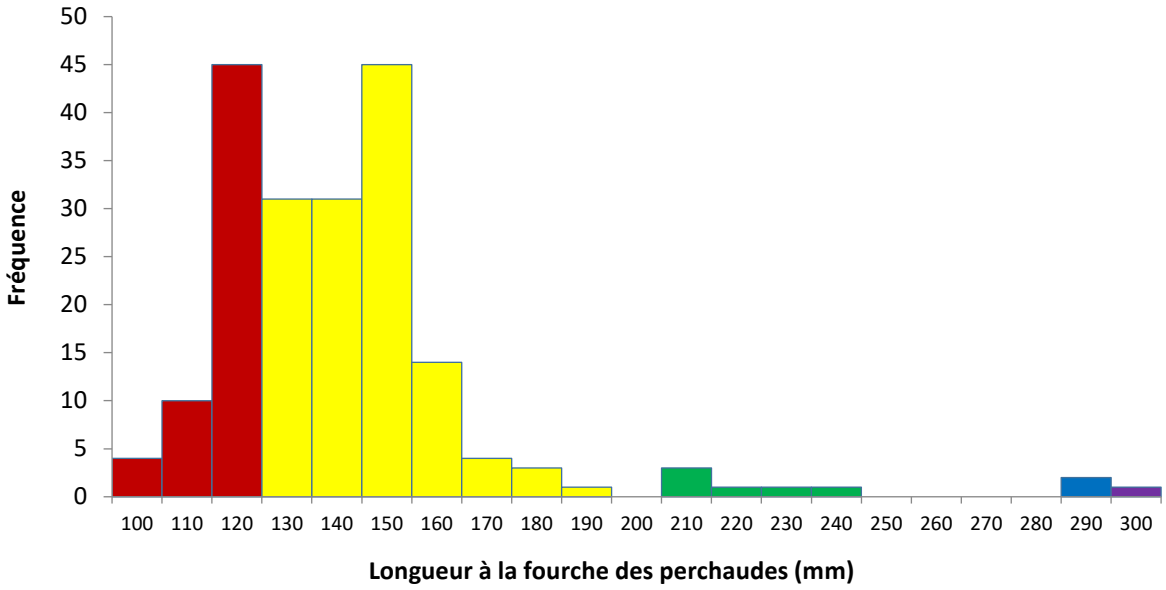
Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W. et A. Duncan (1986) *The PEG*-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters.* Archiv für Hydrobiologie, 106 (4), 433-471.

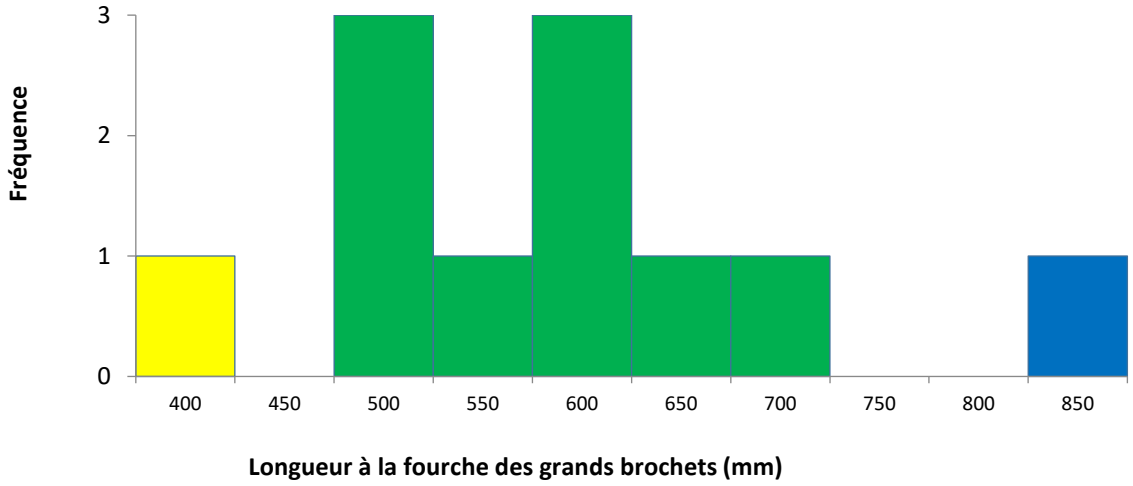
Statistique Canada (2017) *Lac-Delage, V [Subdivision de recensement], Québec et Saskatchewan [Province] (tableau). Profil du recensement.* Recensement de 2016, produit nº 98-316-X2016001 au catalogue de Statistique Canada, Ottawa, Diffusé le 29 novembre 2017, [site internet] Repéré à https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F (site consulté le 13 décembre 2018)

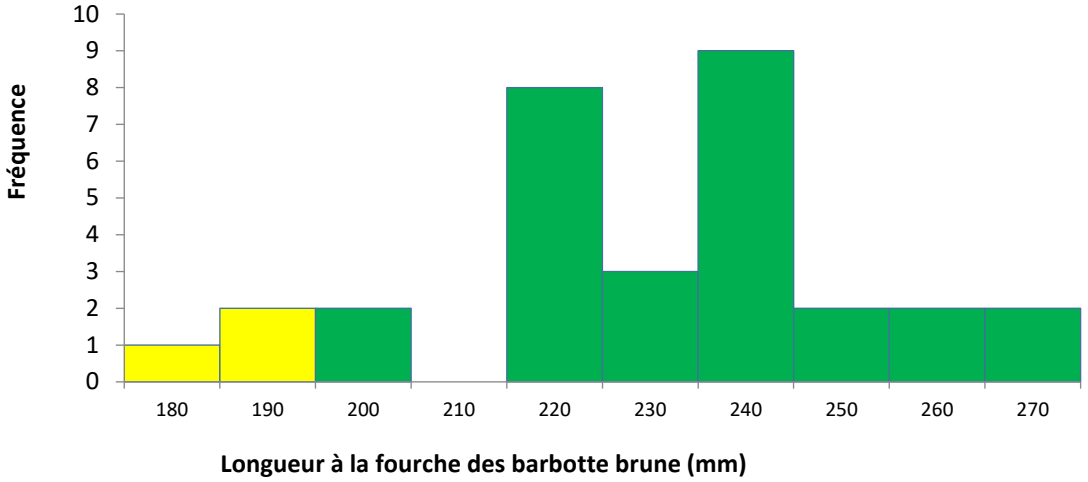
Vigneault, V. et C. Meunier (2007) Compte rendu des pêches expérimentales effectuées au lac Clément et au lac Delage. Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles, Québec, 28 p.

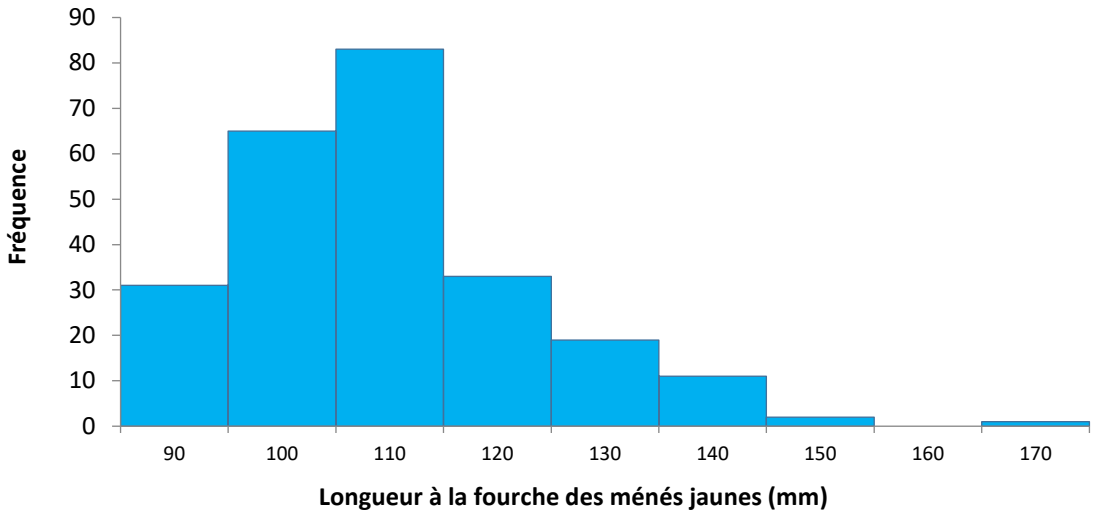
Willis, D. W., Murphy B. R. et S. G. Christopher (1993) *Stock density indices: Development, use, and limitations*. Reviews in Fisheries Science, 1(3), 203-222.

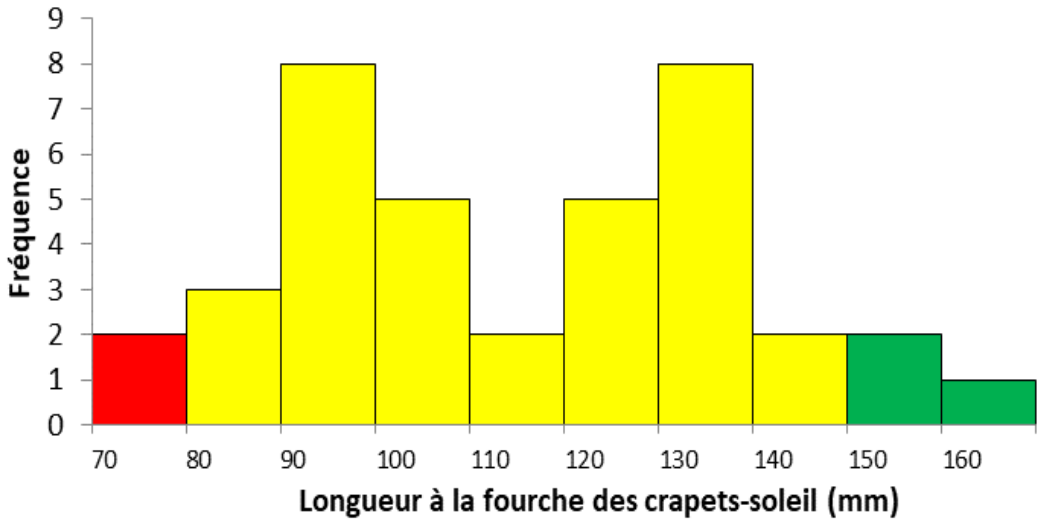
Annexe 1 : Distribution des tailles de poissons du lac Delage en fonction de la longueur à la fourche






Fréquence
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
180
190
200
210
220
230
240
250
260
270
Longueur à la fourche des barbotte brune (mm)


Fréquence
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
90
100
110
120
130
140
150
160
170
Longueur à la fourche des ménés jaunes (mm)


Fréquence
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
70
80
90
100
110
120
130
140
150
160
Longueur à la fourche des crapets-soleil (mm)

Ingrité écologique du lac Saint-Charles et des milieux hydriques qui y sont connectés – 2017

Chapitre 5 : Lac Durand

Préparé par Agiro

AGIRO
initiatives et actions en environnement

Équipe de réalisation

Rédaction et analyse

Alexandre Bérubé Tellier, Biologiste, B. Sc. A. et LL. B., Chargé de projets en environnement, APEL

Sonja Behmel, Géographe, M. Sc., Ph. D. Aménagement du territoire et développement régional, Coordonnatrice scientifique, APEL

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, APEL

Échantillonnage et travaux de terrain

Alexandre Bérubé Tellier, Biologiste, B. Sc. A. et LL. B., Chargé de projets en environnement, APEL

Marie-Janick Robitaille, Géographe, Chargé de projets en géomatique, APEL

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, APEL

Rémi Goldschmitt, Technicien en environnement, Assistant technique de terrain, APEL

Solène Délas, Licence en Sciences de la vie, parcours en Biologie des organismes et des écosystèmes (BOE) et étudiante à la maîtrise en Biodiversité et suivis environnementaux (BSE), Stagiaire dans le cadre d'un projet sur les composés émergents, APEL

Émilie Reny-Nolin, Biologiste, B. Sc., Étudiante à la maîtrise en Biogéosciences de l'environnement, Université Laval

Cartographie

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, APEL

Révision

Sonja Behmel, Géographe, M. Sc., Ph. D. Aménagement du territoire et développement régional, Coordonnatrice scientifique, APEL

Karine Mailhot-Sarrasin, B. A., D.E.S.S. Traduction, Traductrice et réviseure

Description de la photo de couverture

Lac Durand, 2018, crédit : Mélanie Deslongchamps

Coordonnées d'Agiro

433, rue Delage
Québec (Québec) G3G 1H4
418 849-9844
info@agiro.org

Table des matières

1 Introduction 1
2 Objectifs 1
3 Présentation du territoire 2
4 Résultats 5
4.1.1 Conditions météorologiques 5
4.1.2 Analyse des bandes riveraines 7
4.1.3 Analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau 9
4.1.4 Phosphore et azote total 9
4.1.5 Chlorophylle *a* 9
4.1.6 Oxygène dissous 10
4.1.7 Conductivité spécifique 11
4.1.8 Analyse des herbiers aquatiques 11
4.1.9 Analyse de la communauté de phytoplancton 13
4.1.9.1 Indice planctonique basé sur la structure des communautés 14
4.1.9.2 Index planctonique basé sur la présence de phytoplancton typique des milieux eutrophes 15
4.1.9.3 Succession saisonnière 16
4.1.9.4 Analyse de la communauté de cyanobactérie 16
4.1.9.5 Limites des résultats 17
4.1.10 Analyse de la communauté de zooplancton 18
4.1.10.1 Structure des communautés 18
4.1.10.2 Indices biotiques 20
4.1.10.3 Succession saisonnière 22
4.1.10.4 Limites des résultats 22
4.1.11 Analyse de la communauté de poissons en lac 22
4.1.11.1 Description de la communauté actuelle 22
4.1.11.2 Structure de taille et croissance des populations présentes 24
4.1.11.3 Évolution de l'abondance et de la diversité des espèces 29
4.1.11.4 Évolution des caractéristiques écologiques des communautés 31
4.1.11.5 Limites des résultats 32
5 Conclusion 33
5.1 État trophique selon les indicateurs physico-chimiques 33
5.2 État trophique selon les indicateurs biologiques 34
5.3 Mesures de la dégradation (conductivité spécifique, ions chlorure et mercure) 35
5.4 Conclusions sur l'intégrité écologique 35
6 Recommandations 36
7 Références 38

Liste des figures

Figure 1 : Occupation du sol du bassin versant du lac Durand (basé sur les orthophotos de la CMQ de 2013). 3
Figure 2 : Description de l'occupation du sol du bassin versant du lac Durand (basée sur les orthophotos de la CMQ de 2013). 4
Figure 3 : Photographie aérienne du bassin versant du lac Durand (2017) montrant le nouveau quartier résidentiel en périphérie (en rouge). 5
Figure 4 : Températures moyennes mensuelles (en °C) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016.... 6
Figure 5 : Précipitations totales mensuelles (en mm) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016.... 6
Figure 6 : Cartographie des zones homogènes de bandes riveraines du lac Durand et leurs classes d'IQBP telles qu'elles ont été évaluées en 2017. 8
Figure 7 : Travaux effectués en bordure du lac Durand avec barrière à sédiments. 9
Figure 8 : Profils de chlorophylle *a* enregistrés au lac Durand en 2017. 10
Figure 10 : Profils du pourcentage d'oxygène dissous retrouvé dans la colonne d'eau du lac Durand en 2017. 10
Figure 9 : Profils de conductivité spécifique enregistrés au lac Durand en 2017. 11
Figure 11 : Étendue des herbiers aquatiques au lac Durand en 2017. 12
Figure 12 : Pourcentage des herbiers aquatiques du lac Durand abritant chaque espèce ou genre de macrophytes identifiés en 2017. 12
Figure 13 : Densités des herbiers du lac Durand en 2017. 13
Figure 14 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de phytoplancton à la station intégratrice du lac Durand en 2017. 13
Figure 15 : Densités en phytoplancton du genre Crucigenia pour l'ensemble des échantillons de 2017 mettant en valeur la densité de 206,6 cellules/ml enregistrée le 26 juin au lac Durand..... 14
Figure 16 : Concentration en azote ammoniacal enregistrée dans la colonne d'eau du lac Durand en 2017. 15
Figure 17 : Densités moyennes (cellules/ml) des différents genres de cyanobactéries prélevés en 2017 au lac Durand (les genres *Leptolyngbya, Limnothrix, Oscillatoria* et *Raphidiopsis* ont été identifiés dans un seul échantillon chacun et ne figurent pas sur le graphique e raison de leur faible densité). 17
Figure 18 : Densités totales de cladocères enregistrées aux stations pélagiques en 2017. 18
Figure 19 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de zooplancton de la station intégratrice du lac Durand à l'été 2017. 19
Figure 20 : Valeurs de pH enregistrées aux stations pélagiques suivis en 2017. 19
Figure 21 : Densités des cladocères du genre *Daphnia* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017. 21
Figure 22 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de perchaudes du lac Durand en 2017. 25
Figure 23 : Relation entre le poids et la longueur des perchaudes capturées au lac Durand en 2017. 25
Figure 24 : Distributions des fréquences de taille pour la population de ménés jaunes du lac Durand en 2017. 26
Figure 25 : Relation entre le poids et la longueur des ménés jaunes capturés au lac Durand en 2017. ... 26

Figure 26 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de crapets-soleils du lac Durand en 2017. 27
Figure 27 : Relation entre le poids et la longueur des crapets-soleils échantillonnés au lac Durand en 2017. 27
Figure 28 : Distributions des fréquences de taille pour la population de meuniers noirs du lac Durand en 2017. 28
Figure 29 : Relation entre le poids et la longueur des meuniers noirs capturés au lac Durand en 2017. .. 28
Figure 30 : Température en degrés Celsius enregistrée dans la colonne d'eau du lac Durand en 2017… 30
Figure 31 : Concentrations en oxygène dissous (mg/l) enregistrées dans la colonne d'eau du lac Durand en 2017. 30
Figure 32 : Évolution du régime thermique préférentiel et de la tolérance aux perturbations des espèces capturées au lac Durand en 2001 et 2017. 32

Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques physiques du lac Durand (tiré de Bolduc [2002] et d'observations sur le terrain) 2
Tableau 2 : Caractéristiques du bassin versant du lac Durand (basés sur les orthophotos de la CMQ de 2013) 4
Tableau 3 : Pluviométrie recensée lors des journées d'échantillonnage (donnée provenant de la station pluviométrique de la Ville de Québec situé à la caserne de pompiers de Stoneham-et-Tewkesbury) 7
Tableau 5 : Valeurs de l'indice planctonique et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Durand en 2017 14
Tableau 6 : Valeurs de l'index du phytoplancton irlandais et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Durand en 2017 15
Tableau 7 : Abondance relative de la communauté de cladocères à la station intégratrice du lac Durand pendant l'été 2017 20
Tableau 8 : Indices biotiques calculés avec les données d'abondance des échantillons prélevés le 26 juin et le 3 août 2017 à la station intégratrice du lac Durand 21
Tableau 9 : Sommaire des captures réalisées au filet maillant au lac Durand entre le 13 et le 14 juillet 2017 23
Tableau 10 : Espèces et abondances des poissons pêchés à la bourolle au lac Durand entre le 13 et le 14 juillet 2017 23
Tableau 11 : Caractéristiques morphométriques des espèces de poissons capturées au filet maillant sur le Durand en 2017 24
Tableau 12 : Espèces et abondances des poissons pêchés à la bourolle dans l'affluent du lac Durand entre le 17 et le 18 juillet 2017 24
Tableau 13 : Évolution de l'abondance relative des espèces présentes dans le lac Durand lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2001 et 2017) 29
Tableau 14 : Évolution de l'abondance spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'indice d'équitabilité pour le lac Durand lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2001 et 2017) 31

Tableau 15 : Évolution des caractéristiques écologiques des communautés présentes dans le lac Durand lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2001 et 2017)..... 31

Tableau 18 : Classement du lac Durand selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017. 35

1 Introduction

Dans le cadre du programme de suivi de la qualité de l'eau du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles, Agiro a réalisé, en collaboration avec la Ville de Québec et divers experts externes (voir liste complète à la page couverture), l'évaluation de l'intégrité écologique de l'écosystème aquatique du lac Saint-Charles ainsi que des lacs et des rivières qui y sont connectés sur le plan écologique (voir Chapitre 1 pour la description détaillée de la délimitation du territoire étudié et des indicateurs utilisés).

Parmi les écosystèmes aquatiques d'intérêt pour ce projet se trouve le lac Durand qui se décharge en amont du lac Saint-Charles, par la rivière des Trois-Petits-Lacs, laquelle se déverse à son tour dans la rivière des Hurons. De plus, les deux lacs sont écologiquement connectés en raison de l'absence d'obstacle infranchissable entre ceux-ci. Des stations d'échantillonnage ont également été positionnées dans les cours d'eau qui relient les deux lacs; ces résultats sont présentés au chapitre 8 – Suivi des rivières.

2 Objectifs

En 2017, le lac Durand a donc été étudié dans l'objectif d'évaluer son **intégrité écologique**[1]. Pour ce faire, l'**eutrophisation**[2], la **chaîne trophique**[3], ainsi que le **degré de dégradation**[4] ont été examinés afin de mettre en relief les problématiques environnementales détectées en vue de formuler des recommandations.

Plus spécifiquement, cette étude visait à :

- caractériser la dynamique spatiotemporelle des variables biologiques et physico-chimiques clés de l'eau du lac;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle de la communauté de phytoplancton et augmenter les connaissances acquises sur les cyanobactéries;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle de la communauté de zooplancton;
- caractériser la communauté de poissons et effectuer des comparatifs historiques avec les inventaires antérieurs;
- analyser les concentrations de mercure dans la chair des perchaudes;
- effectuer un retour sur la caractérisation des herbiers effectuée en 2016 et la mettre en relation avec les autres éléments du réseau trophique;
- réaliser une caractérisation des bandes riveraines (2018).

Rappelons que la méthodologie est présentée au chapitre 2.

[1] Correspond à l'état d'un écosystème, en termes de composition des espèces, de structure des populations et de fonctionnement des processus naturels, en comparaison avec un écosystème inaltéré de sa région naturelle.
[2] Processus d'enrichissement graduel d'un lac en matières nutritives (qualité de l'eau en termes de concentrations en nutriments, de productivité biologique primaire et de prolifération des plantes aquatiques); voir les chapitres 1 et 2 pour plus de détails sur les indicateurs.
[3] Portrait de la chaîne alimentaire aquatique à partir de la productivité primaire, soit des algues jusqu'aux poissons; voir les chapitres 1 et 2 pour plus de détails sur les indicateurs.
[4] Diminution progressive de la qualité de l'eau qui a un impact sur l'intégrité écologique et les conditions physiques d'un lac, mais n'est pas associée aux concentrations en éléments nutritifs comme les sels de voirie.

3 Présentation du territoire

Le bassin versant du lac Durand est situé entièrement dans la municipalité des Cantons-Unis de Stoneham-et-Tewkesbury, plus précisément dans le secteur de Vermont-sur-le-Lac. Le lac possède un seul tributaire qui prend sa source dans les montagnes au nord. Il se déverse dans un milieu humide qui rejoint finalement la rivière des Trois-Petits-Lacs, laquelle se jette dans la rivière des Hurons.

La bathymétrie précise du lac n'est pas disponible, mais selon des observations réalisées sur le terrain à l'aide d'un profondimètre, il est très peu profond (profondeur moyenne de 1 m) et possède un fond relativement plat (Tableau 1). Ce lac est colonisé en grande partie par des herbiers aquatiques et sa rive sud-ouest est bordée par un grand milieu humide de type tourbière, selon les données de Canards Illimité 2013. Le lac Durand s'apparente donc à un étang de grande taille.

Tableau 1 : Caractéristiques physiques du lac Durand (tiré de Bolduc [2002] et d'observations sur le terrain).

Caractéristiques physiques du lac Durand	
Superficie	0,33 km^2
Profondeur maximale	2,5 m
Profondeur moyenne	1 m
Volume	310 400 m^3
Temps de renouvellement estimé	22 jours

Le bassin versant du lac est présenté à la figure 1 et certaines de ses caractéristiques sont résumées dans la figure 2 et le tableau 2. Il s'agit d'un territoire principalement forestier, surtout dans sa partie nord, inhabitée et montagneuse. Au total, 73,2 % du territoire est couvert d'une végétation de type forestière. Avec une superficie de 0,33 km^2, le lac Durand occupe 10,4 % de son bassin versant.

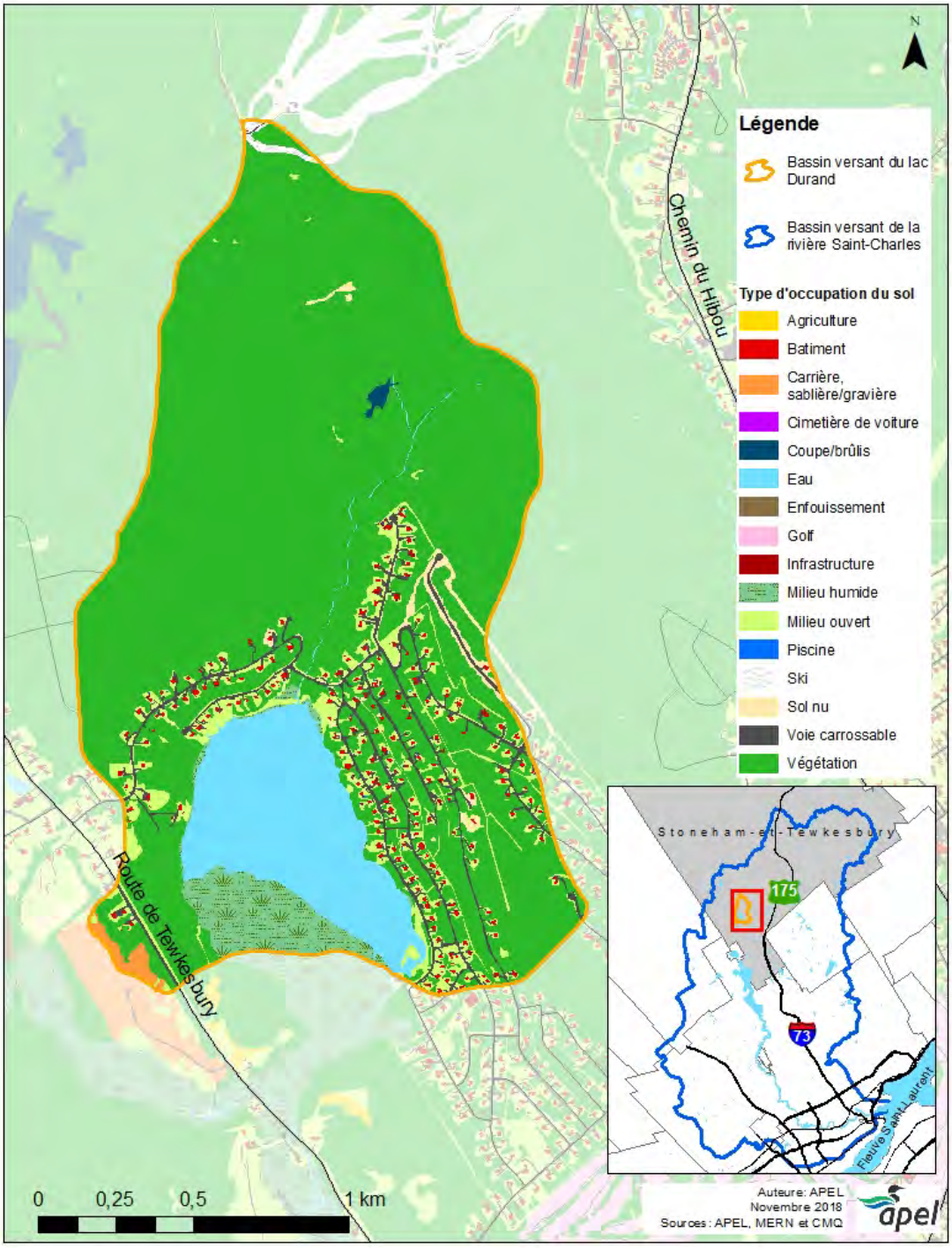


Figure 1 : Occupation du sol du bassin versant du lac Durand (basé sur les orthophotos de la CMQ de 2013).

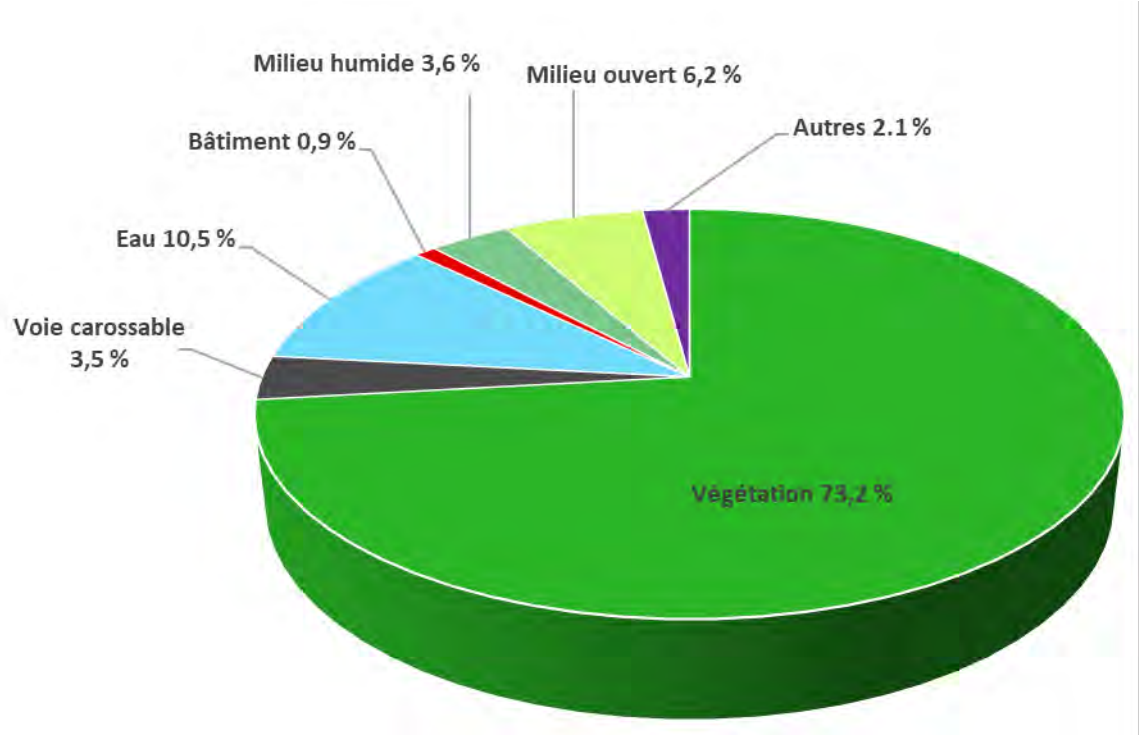


Figure 2 : Description de l'occupation du sol du bassin versant du lac Durand (basée sur les orthophotos de la CMQ de 2013).

Le bassin versant subit une urbanisation continue. Un quartier résidentiel s'est ajouté au nord du chemin Belmont depuis 2013 (année de référence pour la carte d'occupation du sol). La majorité de ce quartier récent se situe en périphérie du bassin versant (Figure 3), dans des secteurs de pentes assez fortes, alors que les quartiers résidentiels préexistants se situent principalement dans l'environnement immédiat du lac. Étant donné la présence de milieux humides importants, la rive sud-ouest n'est pas urbanisée. L'ensemble des résidences du bassin versant dispose d'installations septiques individuelles.

Tableau 2 : Caractéristiques du bassin versant du lac Durand (basés sur les orthophotos de la CMQ de 2013).

Caractéristiques du bassin versant du lac Durand	
Superficie	3,18 km^2
Lac Durand	10,4 %
Superficie imperméabilisée[5]	4,7 %
Superficie anthropisée[6]	12,7 %
Nombre d'unités d'habitation	204

[5] Les catégories d'occupation du sol incluses dans le calcul de la superficie imperméabilisée sont les suivantes : voie carrossable, bâtiment, infrastructures et piscine.
[6] Les catégories d'occupation du sol incluses dans le calcul de la superficie anthropisée sont les suivantes : voie carrossable, bâtiment, milieu ouvert, carrière, coupe forestière, milieu agricole, infrastructures, piscine, sol nu, ski et golf.

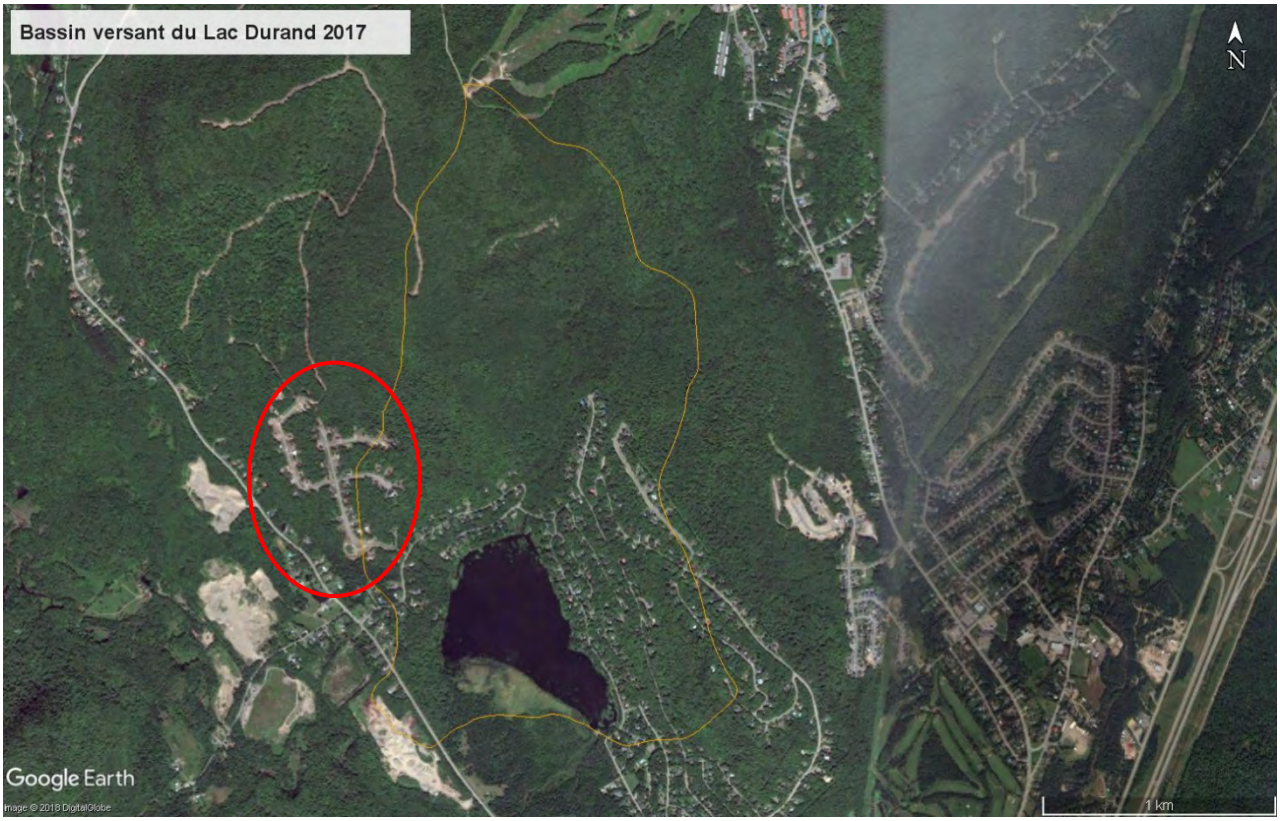


Figure 3 : Photographie aérienne du bassin versant du lac Durand (2017) montrant le nouveau quartier résidentiel en périphérie (en rouge).

4 Résultats

4.1.1 Conditions météorologiques

Quelques statistiques météorologiques enregistrées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage, la station la plus proche ayant des données historiques, sont présentées aux figures 6 et 7 afin d'illustrer le portrait météorologique de l'année 2017 en comparaison avec les normales mensuelles enregistrées entre 1998 et 2016. Bien que l'année ait commencé en étant légèrement plus chaude que la normale, le froid s'est maintenu en mars, avec une moyenne plus basse que celles des données historiques. Les températures estivales ont connu un patron semblable à celui des données historiques, mais les mois de septembre et d'octobre ont été plus chauds tandis que le mois de décembre a été particulièrement froid (Figure 4). Les mois d'avril, d'octobre et de novembre ont reçu de grandes quantités de précipitations, avec une différence marquée comparativement aux données historiques, alors que le mois de juillet a été particulièrement sec (Figure 5). Les données pluviométriques de proximité ont également été recueillies lors des journées d'échantillonnage (Tableau 3).

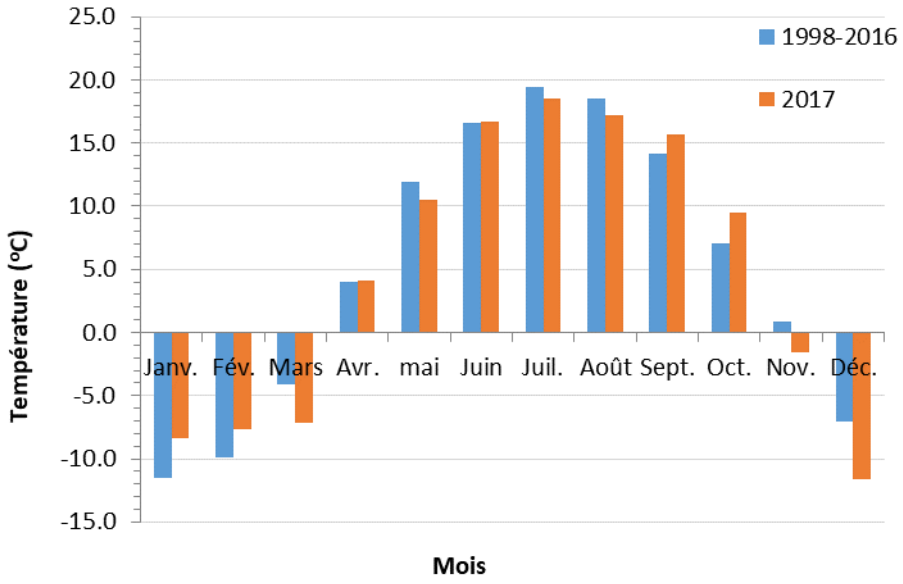


Figure 4 : Températures moyennes mensuelles (en °C) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016.

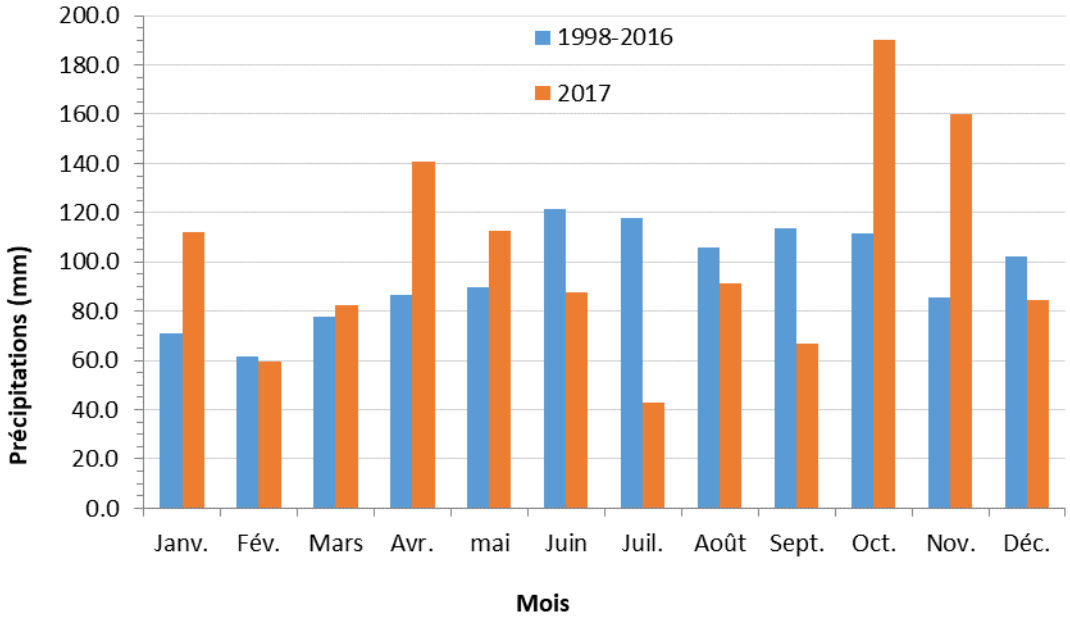


Figure 5 : Précipitations totales mensuelles (en mm) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016.

Tableau 3 : Pluviométrie recensée lors des journées d'échantillonnage (donnée provenant de la station pluviométrique de la Ville de Québec situé à la caserne de pompiers de Stoneham-et-Tewkesbury).

Date d'échantillonnage saison 2017	Précipitations (observation terrain)	Précipitations**		Transparence de l'eau (m)
		Dernières 24 h (mm)	Dernières 48 h (mm)	DU02
16 mai	Il a plu dans les 24 à 48 dernières heures	0,0	7,8	2,5*
26 juin	Il a plu dans les 24 à 48 dernières heures	0,0	9,7	2,4*
31 juillet	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0,0	0,0	2,3*
9 septembre	Il a plu dans les 24 à 48 dernières heures	0,0	13,5	2,4*
25 octobre	Il a plu dans les 24 dernières heures	21,8	0,0	2,5*

*Le disque de Secchi était visible jusqu'au fond du lac.
**Seules les précipitations de plus de 5 mm ont été comptabilisées.

4.1.2 Analyse des bandes riveraines

La caractérisation des bandes riveraines s'est effectuée le 9 août 2018. L'ensemble du périmètre du lac Durand a été répertorié sur une largeur de 15 m pour un total de 47 387 m^2, incluant l'île au sud. Au total, 21 zones homogènes ont été répertoriées lors de l'inventaire (Figure 6).

Globalement, la caractérisation des bandes riveraines démontre que 94 % du périmètre du lac remplit bien ses fonctions écologiques (filtration des éléments nutritifs, habitats fauniques, ombrage, etc.) puisque l'indice d'IQBP correspond aux classes excellente et bonne. La seule zone ayant reçu une valeur d'indice très faible est située près d'un terrain où il y avait présence de travaux lors de l'inventaire (Figure 7). Les travaux ont entraîné une surface élevée de sol à nu, ce qui a fait chuter l'IQBP de cette zone.

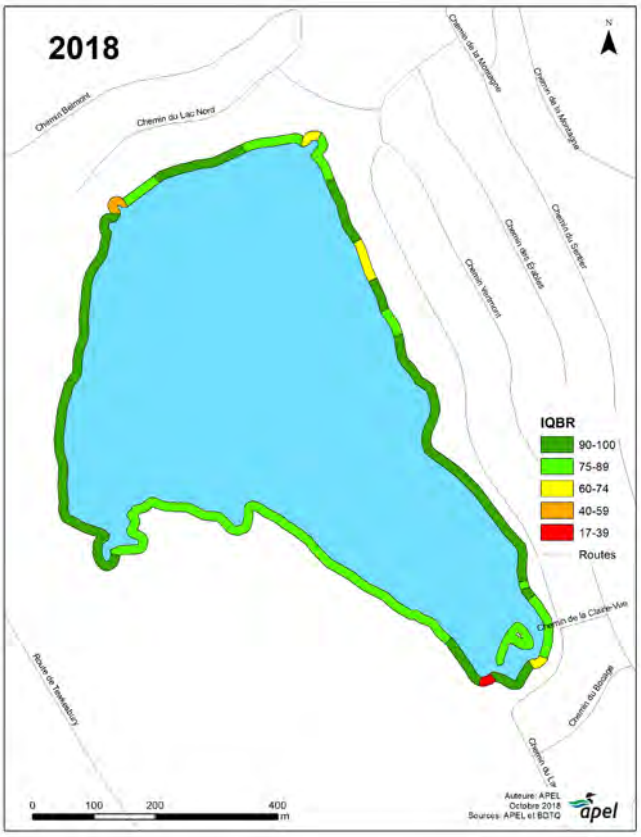


Figure 6 : Cartographie des zones homogènes de bandes riveraines du lac Durand et leurs classes d'IQBP telles qu'elles ont été évaluées en 2017.

Il faut noter que la rive du lac Durand n'appartient pas aux propriétaires des résidences riveraines. En effet, deux lots formant une ceinture d'au moins 5 m de largeur sur tout le périmètre du lac appartiennent à un particulier qui désire conserver les terrains à l'état naturel (APEL, 2009). Cette situation produit un effet très positif sur l'ensemble des bandes riveraines du lac, où très peu d'empiètements ont été observés à proximité des rives.

Un protocole différent a été utilisé en 2007, ce qui ne permet pas une comparaison parfaite des résultats. Il semble cependant que les bandes riveraines aient évolué de manière positive, principalement dans le secteur est du lac, où des recommandations avaient été émises à la suite de la diagnose de 2007 (APEL, 2009).

Figure 7 : Travaux effectués en bordure du lac Durand avec barrière à sédiments.

4.1.3 Analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau

Une analyse de différents paramètres de l'eau a été effectuée à l'ensemble des stations à l'étude afin de pouvoir déterminer l'état trophique du lac Durand.

4.1.4 Phosphore et azote total

Les concentrations en phosphore total à la station DE01 suivie en 2017 ont une valeur médiane de 11 µg P/l, toutes profondeurs et dates d'échantillonnage confondues (Figure 7). Par rapport à ce critère, le lac se situerait à l'état oligo-mésotrophe.

Selon la valeur médiane de l'azote total, qui se situe à 0,27 mg N/l, l'état du lac serait caractéristique d'un milieu oligo-mésotrophe.

4.1.5 Chlorophylle *a*

Pour le lac Durand, aucun dosage de chlorophylle *a* n'a été réalisé en laboratoire. Les concentrations mesurées à l'aide de la sonde multi-paramètres donnent des valeurs relativement faibles et une valeur moyenne de 2,8 µg/l (Figure 8). En fonction de ce critère, le lac se situerait dans un état oligo-mésotrophe. Il est à noter qu'étant donnée la faible profondeur du lac, la zone euphotique couvre l'ensemble de la colonne d'eau. Toutes les données de chlorophylle *a* ont donc servi à l'évaluation de l'état trophique.

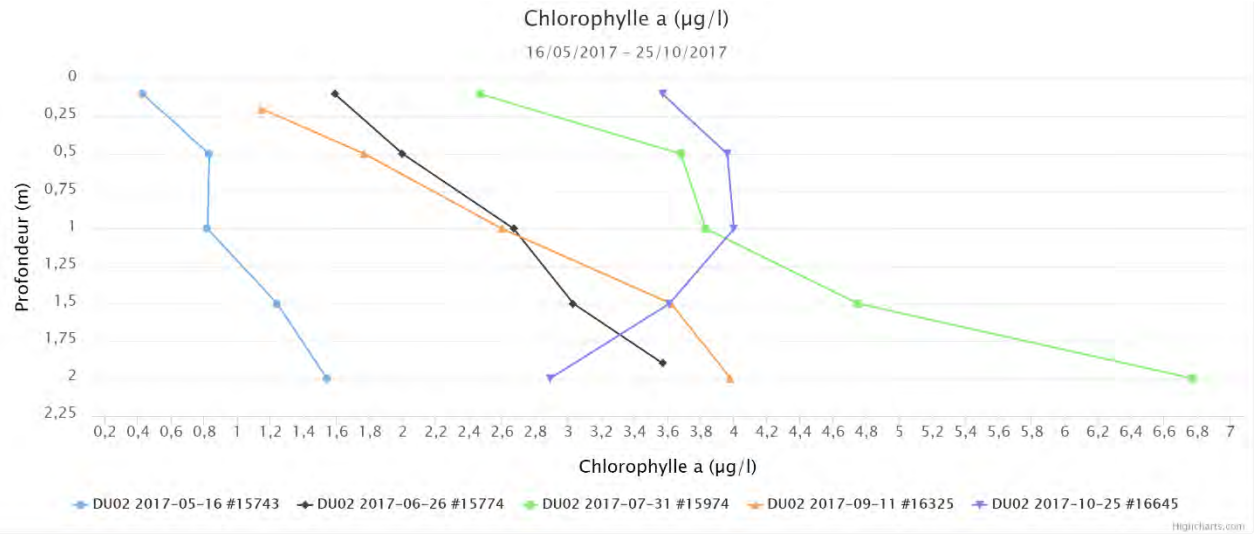


Figure 8 : Profils de chlorophylle *a* enregistrés au lac Durand en 2017.

4.1.6 Oxygène dissous

Les profils d'oxygène enregistrés en 2017 ne présentent pas de stratification particulière, probablement en raison de la faible profondeur du lac (Figure 10). Les valeurs demeurent élevées sur l'ensemble de la colonne d'eau, possiblement en raison d'un mélange constant qui empêche la stratification, mais également d'une forte production d'oxygène liée à l'abondance de producteurs primaires. Ceux-ci viennent balancer la consommation d'oxygène liée aux activités biologiques, telles que la décomposition, qui ont lieu au fond du lac.

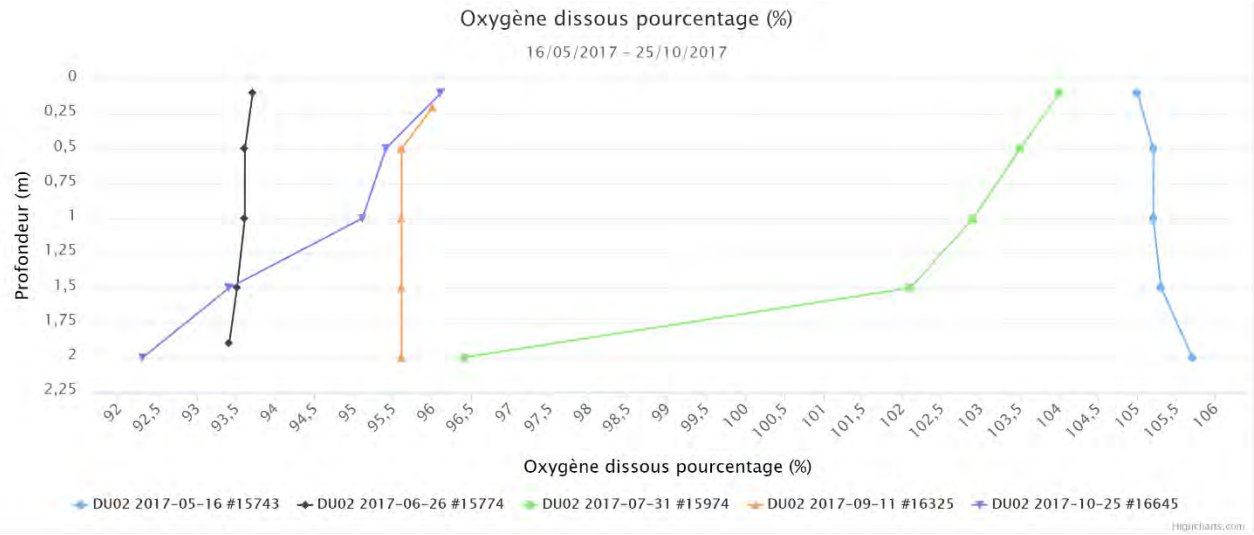


Figure 9 : Profils du pourcentage d'oxygène dissous retrouvé dans la colonne d'eau du lac Durand en 2017.

4.1.7 Conductivité spécifique

Les valeurs de conductivité spécifique enregistrées sont les plus basses de tous les lacs suivis en 2017, avec une médiane de 56,5 µS/cm, et la très faible fluctuation dans la colonne d'eau n'indique pas de stratification particulière (Figure 9).

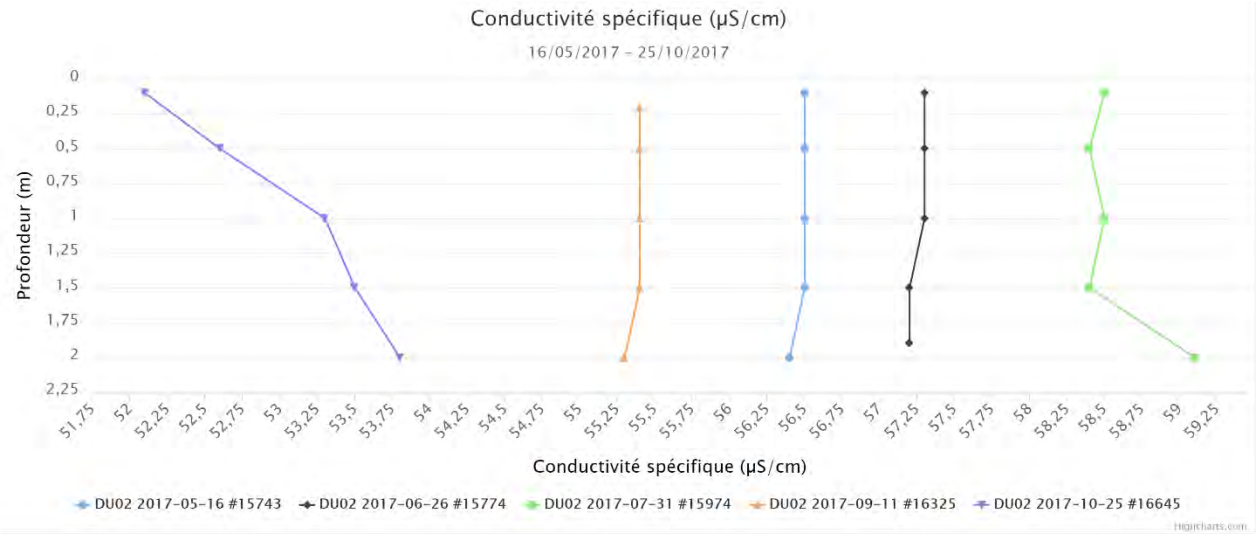


Figure 10 : Profils de conductivité spécifique enregistrés au lac Durand en 2017.

4.1.8 Analyse des herbiers aquatiques

La caractérisation des herbiers aquatiques a été réalisée à la fin août et au début septembre. L'ensemble du lac a été caractérisé, en raison de sa faible profondeur qui le rend complètement colonisable.

Les résultats démontrent que des herbiers aquatiques recouvrent 54 % de la surface du lac (Figure 11). La figure 12 décrit quant à elle les 17 espèces recensées, ainsi que leur abondance relative. Les deux espèces dominantes sont la Brasénie de Schreber, une espèce flottante, et le potamot émergé, une espèce submergée.

Figure 11 : Étendue des herbiers aquatiques au lac Durand en 2017.

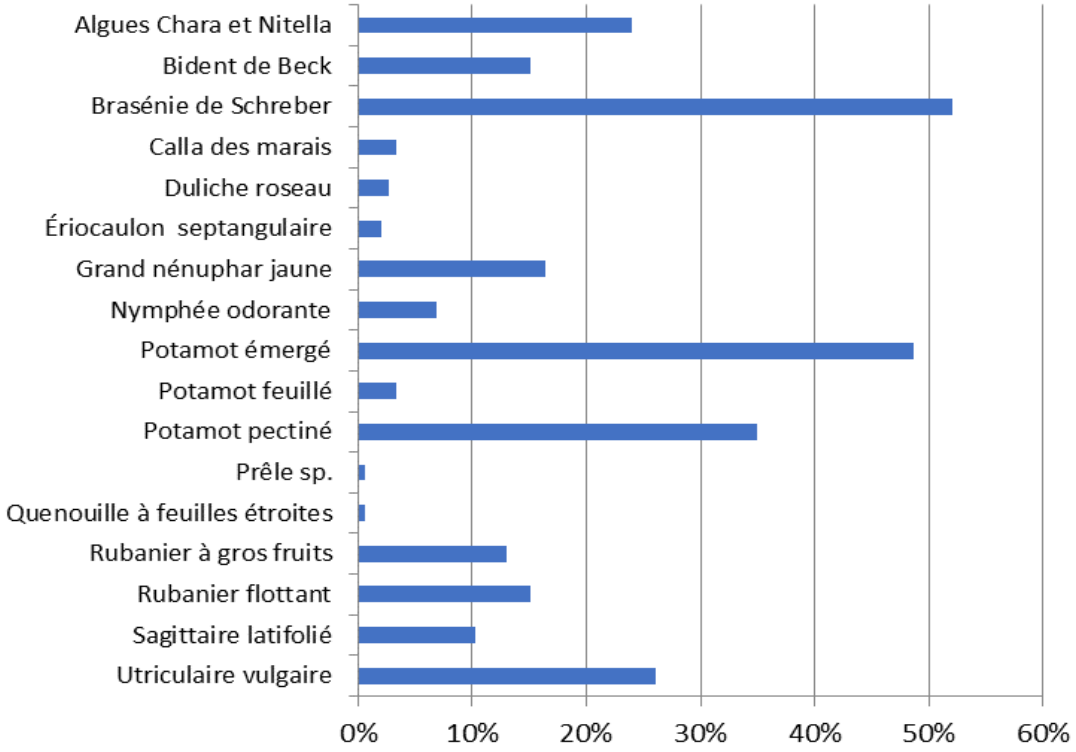


Figure 12 : Pourcentage des herbiers aquatiques du lac Durand abritant chaque espèce ou genre de macrophytes identifiés en 2017.

Bien que 54 % du lac soit occupé par des herbiers aquatiques, les plus densément peuplés sont situés près de l'affluent, responsable d'une grande partie des apports en nutriments qui favorisent la croissance des plantes, ainsi que dans les zones d'eau stagnante situées près des marais et de l'île (Figure 13). Au total, c'est près de 55 % des herbiers recensés qui possèdent une densité très élevée (10 individus et plus de macrophytes par mètre carré).

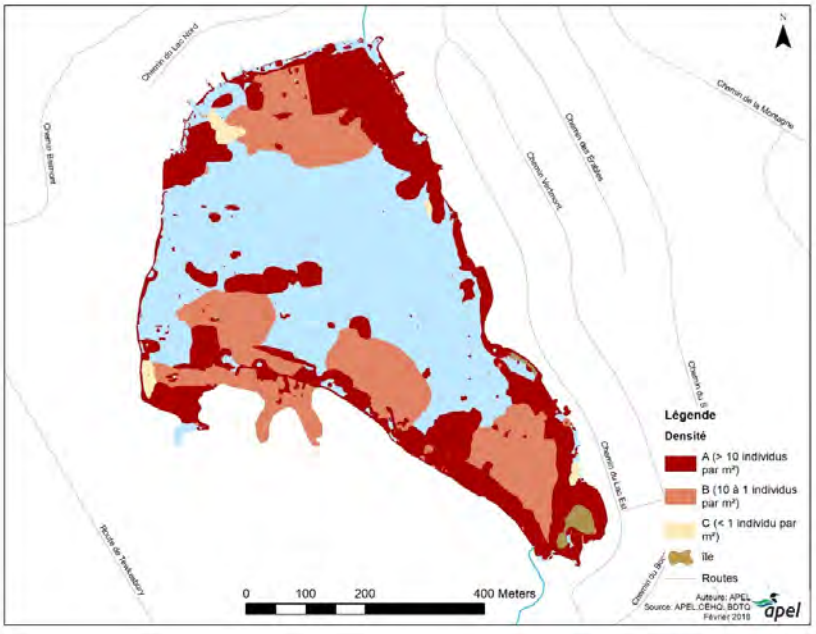


Figure 13 : Densités des herbiers du lac Durand en 2017.

4.1.9 Analyse de la communauté de phytoplancton

La structure de la communauté du phytoplancton a été analysée pour chacun des échantillons prélevés lors de l'été 2017, soit le 16 mai, le 26 juin, le 31 juillet et le 11 septembre, afin d'étudier la succession saisonnière (Figure 14). Une moyenne annuelle a également été calculée afin de connaître la structure typique de la communauté du lac et d'utiliser des indices biotiques.

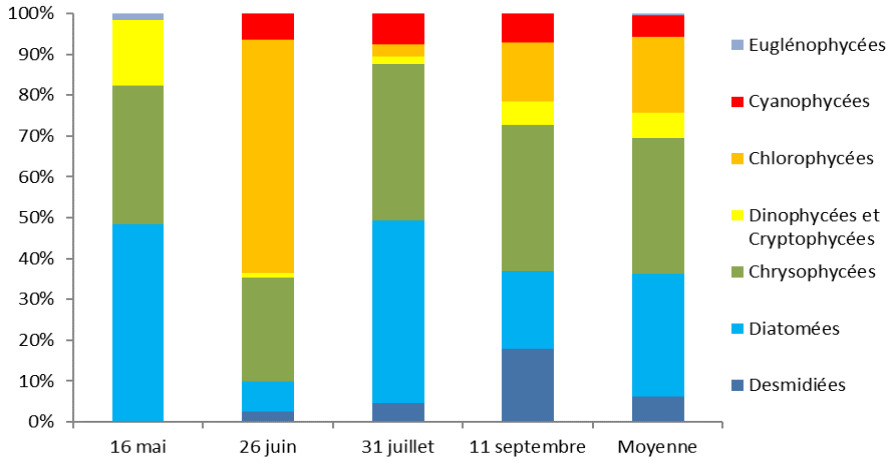


Figure 14 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de phytoplancton à la station intégratrice du lac Durand en 2017.

4.1.9.1 Indice planctonique basé sur la structure des communautés

Les valeurs obtenues pour l'indice planctonique ONEMA ont grandement varié au cours de la succession saisonnière étudiée, mais la moyenne calculée indique que la communauté de phytoplancton du lac Durand est typique d'un milieu mésotrophe (Tableau 5). La structure moyenne de la communauté présente une dominance de diatomées (29,9 %) et de chrysophycées (33,3 %), toutes deux associées à des milieux de bonne qualité, mais également une présence assez importante de presque tous les groupes algaux, sauf les euglénophycées (Figure 14).

Tableau 4 : Valeurs de l'indice planctonique et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Durand en 2017.

	DU02
16 mai	26,5
26 juin	53,0
31 juillet	25,5
11 septembre	38,5
Moyenne	35,9

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :

Oligotrophe – Mésotrophe – Eutrophe

La valeur de l'indice la plus élevée a été enregistrée le 26 juin (Tableau 5) et correspond à un stade eutrophe. Cette valeur est principalement liée à la forte abondance d'algues chlorophytes des genres *Crucigenia* (Figure 15)*, Scenedesmus* et *Tetraëdron*, généralement associés à des lacs peu profonds et enrichis en nutriments où la lumière pénètre peu (Likens, 2010). Une concentration en azote ammoniacal beaucoup plus élevée que lors des autres prélèvements a été enregistrée lors de l'échantillonnage du 26 juin (Figure 16). Il est possible que cette concentration élevée soit liée aux fortes précipitations enregistrées dans la région de Stoneham-et-Tewkesbury quelques jours avant l'échantillonnage, soit les 20 et 21 juin (56,4 mm de pluie).

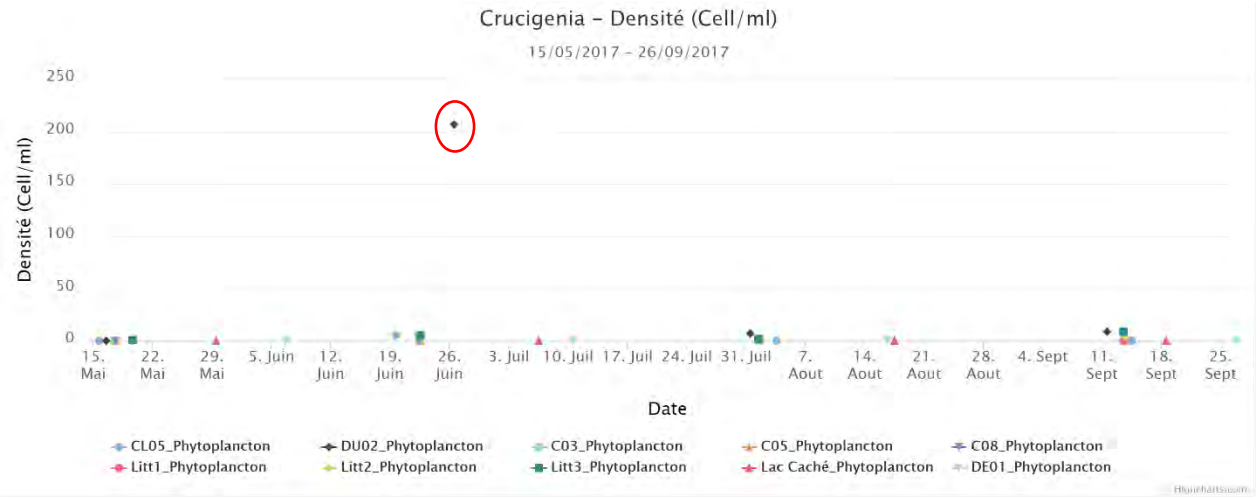


Figure 15 : Densités en phytoplancton du genre Crucigenia pour l'ensemble des échantillons de 2017 mettant en valeur la densité de 206,6 cellules/ml enregistrée le 26 juin au lac Durand.

Figure 16 : Concentration en azote ammoniacal enregistrée dans la colonne d'eau du lac Durand en 2017.

En général, cette communauté est considérée comme diversifiée et marquée de la présence de groupes associés à des milieux eutrophes (cyanophycées et chlorophycées), mais également par la présence d'espèces de milieux oligotrophes (desmidiées, diatomées). Il s'agit d'ailleurs du deuxième milieu le plus riche en genres de phytoplancton identifiés parmi les différentes stations d'échantillonnage suivies en 2017. Avec une moyenne de 19,25 genres par échantillon (Annexe 3 du Chapitre 3), il se classe tout juste derrière la baie de l'Écho du lac Saint-Charles (21 genres). La communauté de cyanophycées du lac Durand est la plus diversifiée du territoire étudié, avec un total de sept différents genres observés durant la saison estivale. Il s'agit également de la communauté ayant la plus grande proportion de desmidiées de tous les lacs étudiés, ce qui est principalement dû à l'abondance du genre *Staurastrum*. Cette situation s'explique possiblement par la présence d'un complexe de milieux humides sur la rive ouest du lac, dont une tourbière. En effet, certaines espèces de desmidiées sont associées aux eaux acides des tourbières à sphaigne (Stepankova et al., 2008).

4.1.9.2 Index planctonique basé sur la présence de phytoplancton typique des milieux eutrophes

Les valeurs obtenues en calculant l'index planctonique irlandais démontrent qu'il y a une faible densité des genres de phytoplancton typiques des milieux eutrophes. Seule la campagne d'échantillonnage du 22 juin présente des valeurs typiques d'un milieu oligo-mésotrophe (Tableau 6). Les algues vertes Oocystis, Scenedesmus ainsi que la cyanobactérie *Dolichospermum* (*Anabaena*) sont les genres ayant le plus affecté l'index à la baisse (Annexe 1 du Chapitre 3). Cette observation est cohérente avec le résultat obtenu par l'indice planctonique, mais avec une intensité moindre.

Tableau 5 : Valeurs de l'index du phytoplancton irlandais et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Durand en 2017.

	DU02
16 mai	1,00
26 juin	0,76
31 juillet	0,91
11 septembre	0,91
Moyenne	0,90

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :
Oligotrophe – Oligo-mésotrophe – Mésotrophe – Méso-eutrophe – Eutrophe

4.1.9.3 Succession saisonnière

La structure de la communauté de phytoplancton a subi de grandes variations au courant de la saison d'échantillonnage (Figure 14). La communauté a d'abord été dominée par les diatomées en mai, principalement deux genres coloniaux (*Asterionella* et *Tabellaria*), phénomène attribuable à la poussée planctonique du printemps effectuée par certaines espèces à croissance rapide (Sommer et al., 1986 ; Likens, 2010). L'échantillon prélevé en juin démontre plutôt une forte dominance des chlorophytes, plus précisément du genre *Crucigenia* dont la densité est plus de 20 fois supérieure à tous les autres échantillons recueillis sur le territoire en 2017 (Figure 15). Juin est également marqué par l'apparition des cyanophycées et des desmidiées. Les échantillons de juin et de juillet comprennent les plus fortes densités de cyanophycées du genre *Chroococcus*, lesquelles sont souvent observées en milieu peu profond et associées à des macrophytes émergents ou à des tourbières (Likens, 2010). Les diatomées et les chrysophycées ont constitué les groupes dominants en juillet et en septembre, alors que la proportion de desmidiées a connu une augmentation constante à partir de juin.

4.1.9.4 Analyse de la communauté de cyanobactérie

Au total, 21 genres de cyanobactéries ont été identifiés au lac Durand en 2017, en plus du groupe « Autres algues bleues-vertes » [sic]. La densité totale moyenne est de 13 630 cellules/ml, la densité la plus élevée parmi les lacs échantillonnés en 2017. Les deux genres dominants (*Aphanocapsa* et *Radiocystis*) représentent 76 % de l'abondance totale de la communauté. *Aphanocapsa* est généralement associé à des eaux stagnantes alors que *Radiocystis* est typique des lacs nordiques.

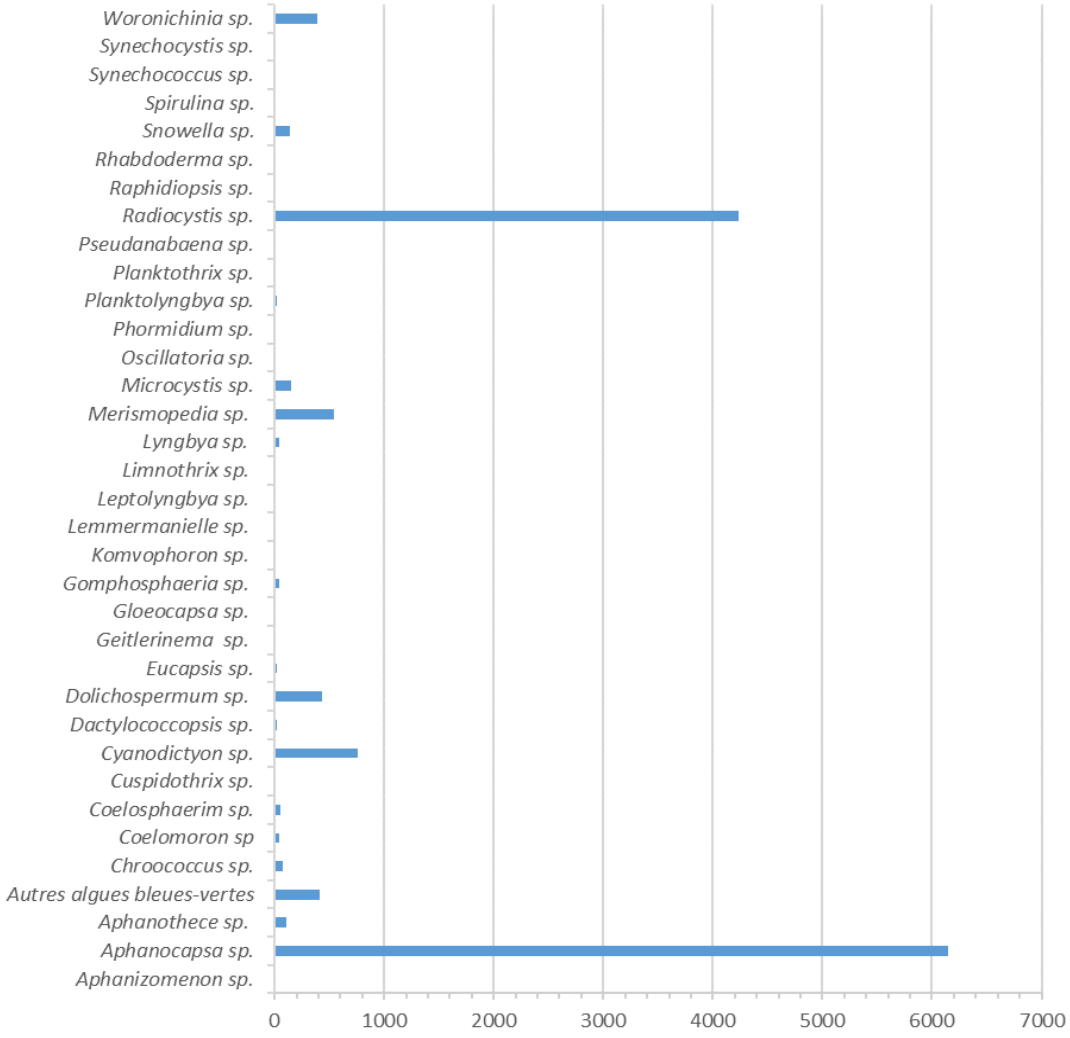


Figure 17 : Densités moyennes (cellules/ml) des différents genres de cyanobactéries prélevés en 2017 au lac Durand (les genres *Leptolyngbya, Limnothrix, Oscillatoria* et *Raphidiopsis* ont été identifiés dans un seul échantillon chacun et ne figurent pas sur le graphique e raison de leur faible densité).

4.1.9.5 Limites des résultats

Les données récoltées brossent le portrait de la communauté de phytoplancton présente dans le lac Durand en 2017. Puisqu'il s'agit de la première prise de données exhaustive dans ce lac, il est impossible d'établir un comparatif temporel qui permettrait de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications à la suite de perturbations environnementales ou bien si ces dernières sont représentatives de la composition naturelle du milieu. Toutefois, les données obtenues constituent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation de cet écosystème.

Les deux indices utilisés provenant d'Europe, ils n'ont pas été spécifiquement conçus pour les communautés de phytoplancton observées sur le territoire à l'étude. Même s'il semble surestimer quelque peu l'intégrité de la communauté, l'indice planctonique ONEMA a démontré une bonne sensibilité aux variations de structure de la communauté. Cependant, l'index planctonique irlandais a démontré une moins grande sensibilité. Comme cet indice est basé principalement sur la densité de certains genres d'algues, il est plus représentatif de la productivité du milieu que de l'intégrité globale d'une communauté.

De plus, seulement six des neuf genres utilisés pour obtenir une valeur de l'index sont présents au lac Durand.

Il faut cependant mentionner que les deux indices ont présenté les valeurs d'intégrité les plus basses pour l'échantillon du 26 juin, ce qui indique qu'ils ont tous deux réagi de manière similaire aux changements observés dans la communauté à cette période. Les résultats obtenus doivent être interprétés avec précaution et servir à titre indicatif seulement.

4.1.10 Analyse de la communauté de zooplancton

La structure de la communauté du zooplancton a été analysée pour chacun des échantillons prélevés lors de l'été 2017, soit le 16 mai, le 26 juin, le 31 juillet et le 11 septembre, afin d'étudier la succession saisonnière (Figure 19). Une moyenne annuelle a également été calculée afin de connaître la structure typique de la communauté du lac et d'utiliser des indices biotiques.

4.1.10.1 Structure des communautés

La structure de la communauté de la station intégratrice du lac Durand est dominée par les cladocères à 37,1 % (Figure 19). Trois genres dominants se succèdent au courant de la saison estivale, soit *Holopedium* en début de saison (mai et juin), *Bosmina* en juillet et *Ceriodaphnia* en septembre (Tableau 7). Le lac Durand présente de loin la plus grande densité de cladocères parmi les stations d'échantillonnage suivies en 2017 (Figure 18). La forte diversité des cladocères peut notamment être associée à la présence structurante de plusieurs herbiers d'importance qui procurent de nombreux abris et une plus grande hétérogénéité de microhabitats (Pinel-Alloul et Mimouni, 2013 ; Pinel-Alloul et al., 2015).

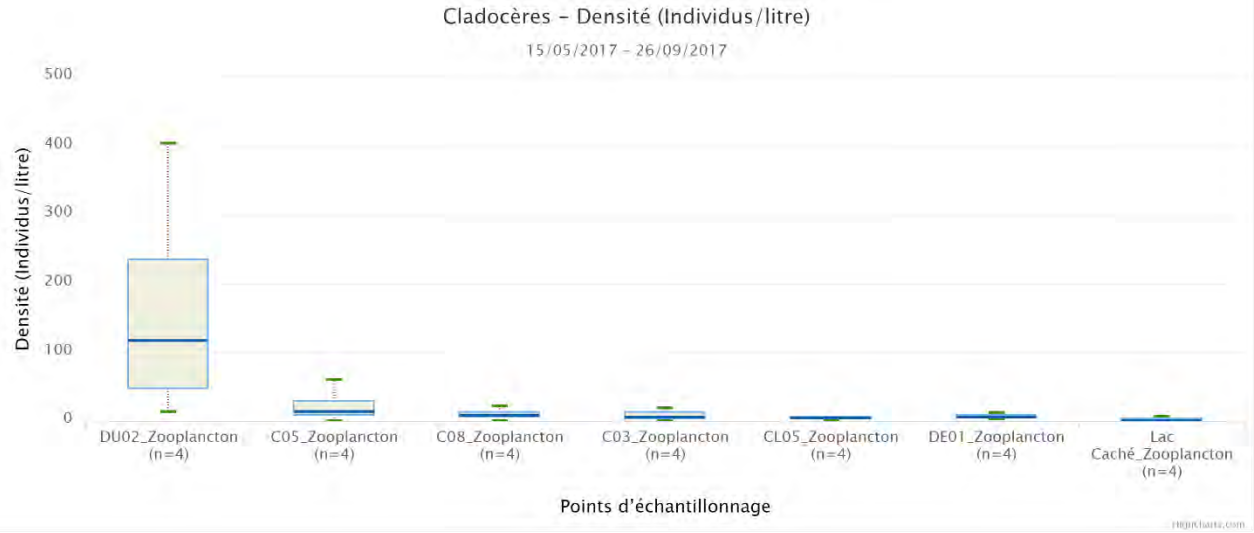


Figure 18 : Densités totales de cladocères enregistrées aux stations pélagiques en 2017.

Les rotifères constituent le deuxième groupe en importance (28,1 %), suivi de près par les nauplius (24 %). Il semble que la faible proportion de rotifères puisse être associée à la forte compétition pour les ressources alimentaires imposée par l'abondance élevée de cladocères qui possèdent une plus grande efficacité pour filtrer les petites particules (Likens, 2010). Les adultes copépodes sont quant à eux faiblement représentés (7,7 % de la communauté). Le ratio cyclopoïde/calanoïde est d'environ 17,7 pour 1. Cette forte dominance de copépodes cyclopoïdes est indicateur d'un milieu à tendance eutrophe. Finalement, la catégorie « Autres » est principalement composée de thécamibiens, soit des amibes possédant une coquille.

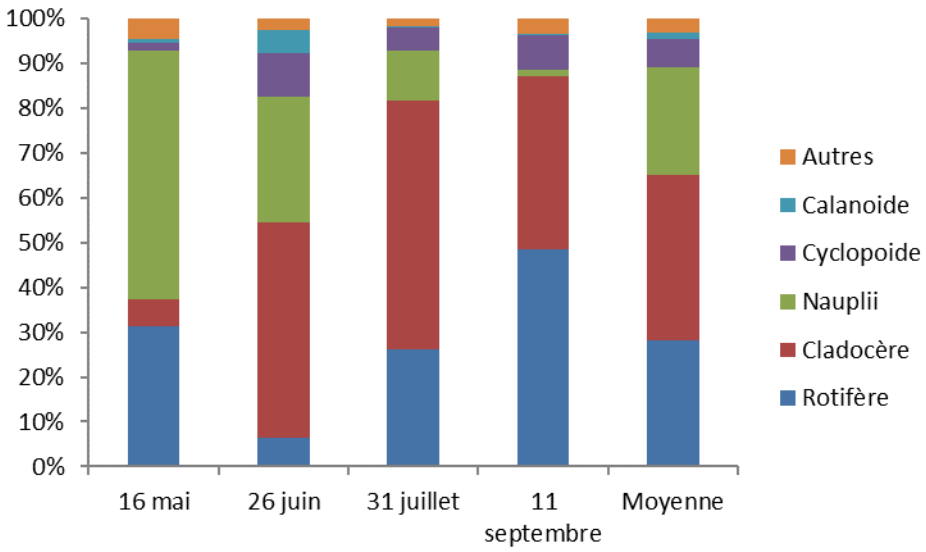


Figure 19 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de zooplancton de la station intégratrice du lac Durand à l'été 2017.

La communauté des cladocères du lac Durand présente une évolution particulière au fil des campagnes d'échantillonnage. En effet, le genre *Holopedium* est présent en grande quantité lors des premiers mois de la saison estivale (mai et juin), alors que ce cladocère sensible à l'eutrophisation est généralement associé à des milieux acides et humiques (Chemli, 2017). Il est possible que la présence d'un complexe de milieux humide, dont une tourbière sur la rive ouest du lac, ait fortement favorisé la présence de ces cladocères, tout comme celle du genre *Bosmina* qui apprécie également l'acidification des milieux (par la dégradation de la matière organique qui libère des acides humiques). Cependant, le pH mesuré dans la colonne d'eau du lac n'indique pas que celui-ci est particulièrement acide, comme en témoigne la médiane de 7,2 pour la station DU02 (Figure 20).

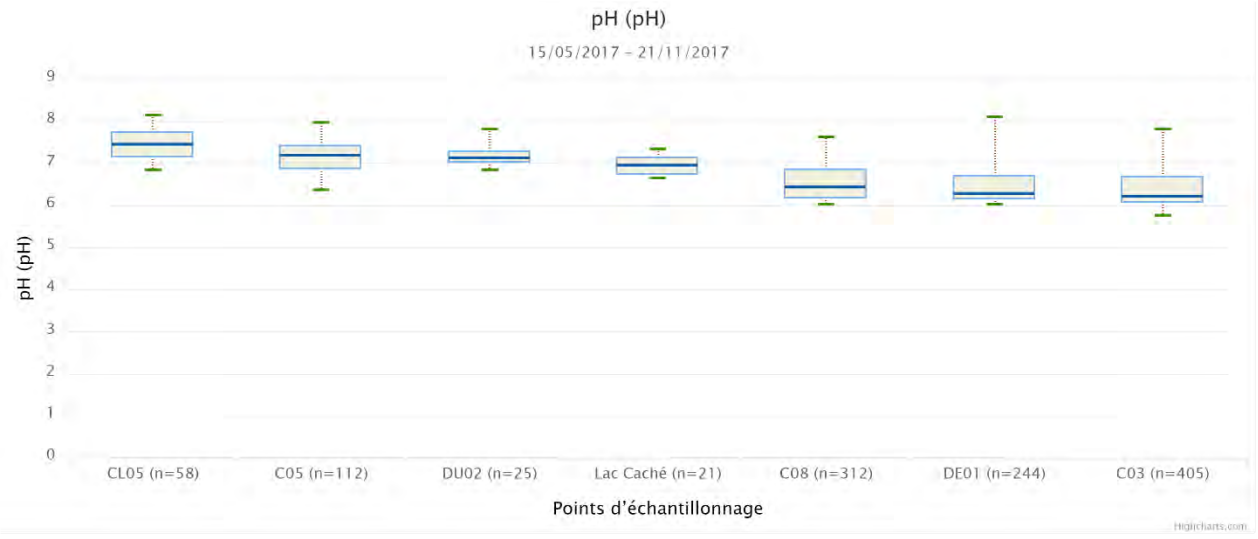


Figure 20 : Valeurs de pH enregistrées aux stations pélagiques suivis en 2017.

Par la suite, un important changement d'effectifs s'est opéré et l'abondance d'*Holopedium* a grandement chuté au profit des genres *Bosmina* et *Ceriodaphnia*, deux genres de cladocères de plus petite taille dont la hausse de l'abondance relative est souvent liée à une forte prédation de la part des poissons planctonivores (Sommer et al., 1986). Il faut souligner que la communauté de poissons du lac Durand comprend une très forte abondance d'espèces dont les juvéniles sont planctonivores (méné jaune et perchaude). Il semble donc que la prédation par les jeunes de l'année ait un effet structurant sur la communauté des cladocères et que cette prédation s'accentue particulièrement à partir de juillet, moment où les jeunes envahissent la zone pélagique du lac (Sommer et al., 1986). Cette hypothèse expliquerait la baisse d'abondance d'un autre genre de cladocère de grande taille (*Daphnia*), dont les effectifs chutent brutalement à partir de juillet.

Tableau 6 : Abondance relative de la communauté de cladocères à la station intégratrice du lac Durand pendant l'été 2017.

	Daphnia	*Bosmina*	*Holopedium*	Sididae	Chydoridae	Ceriodaphnia	Moinidae
16 mai	2,6 %	13,2 %	76,4 %	0,0 %	2,6 %	2,6 %	2,6 %
26 juin	4,5 %	25,8 %	61,2 %	4,5 %	0,6 %	3,4 %	0,0 %
31 juillet	0,8 %	74,2 %	0,3 %	2,9 %	0,5 %	21,3 %	0,0 %
11 sept	0,0 %	26,0 %	0,0 %	1,3 %	3,2 %	69,5 %	0,0 %
Moyenne	2,0 %	34,8 %	34,5 %	2,2 %	1,7 %	24,2 %	0,6 %

4.1.10.2 Indices biotiques

Les données utilisées pour calculer les indices biotiques sont celles des échantillonnages effectués le 26 juin et 31 juillet 2017 seulement, afin de permettre une meilleure comparaison avec les données de Chemli (2017), lequel avait procédé à des échantillonnages uniquement en juin et en juillet.

L'analyse des différents indices biotiques utilisés permet d'observer une tendance commune, soit la très forte densité du zooplancton dans le lac Durand (Tableau 8). D'ailleurs, le lac se classe au deuxième rang en ce qui concerne les densités de zooplancton les plus élevées parmi les différentes stations d'échantillonnage suivies en 2017. Seule la station située dans la baie Charles-Talbot, au lac Saint-Charles, a enregistré une densité supérieure. Il faut d'ailleurs mentionner que cette dernière station est située en milieu marécageux dont les caractéristiques sont celles d'un milieu eutrophe. La forte densité retrouvée au lac Durand a pour conséquence de produire des valeurs élevées pour tous les indices biotiques fondés sur la densité. Ainsi, le lac doit être considéré comme eutrophe selon les indicateurs de milieu eutrophe (densité de *Bosmina,* de rotifères et de crustacés), mais comme oligo-mésotrophe selon l'indicateur de milieu oligotrophe (densité de *Daphnia*). Il faut toutefois mentionner qu'une très forte densité d'organismes est généralement associée à des milieux enrichis, c'est-à-dire eutrophes.

Tableau 7 : Indices biotiques calculés avec les données d'abondance des échantillons prélevés le 26 juin et le 3 août 2017 à la station intégratrice du lac Durand.

Indices biotiques	Effet de l'eutrophisation	Comparaison avec des lacs oligo-mésotrophes (Chemli, 2017)
		DU02
Densité des *Daphnia* (ind/l)	Diminution	2,89
Densité des *Bosmina* (ind/l)	Augmentation	157,45
Densité des rotifères (ind/l)	Augmentation	98,57
Densité des crustacés (ind/l)	Augmentation	316,10
***Daphnia*/cladocères totaux**	Diminution	0,03
Cladocères/calanoïdes	Augmentation	194,68
Cyclopoïdes/calanoïdes	Augmentation	18,97
Rotifères/crustacés	Augmentation	0,22
Stade trophique associé aux indices		Méso-eutrophe

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :

Oligotrophe – Oligo-mésotrophe – Mésotrophe – Méso-eutrophe – Eutrophe

Les valeurs des différents ratios tendent également à démontrer que la communauté du lac est typique d'un milieu eutrophe, notamment en raison de la très faible présence de copépodes de milieu oligotrophe (calanoïdes) et de la très faible proportion du genre *Daphnia* dans la communauté totale des cladocères. Il faut d'ailleurs mentionner que les densités du genre *Daphnia* enregistrées au lac Durand se classent à l'avant-dernier rang parmi tous les lacs étudiés en 2017 (Figure 21), et ce, malgré la très forte densité totale de cladocères. Seul le lac Caché, où le genre est pratiquement absent, possède une densité plus faible. Un seul ratio (rotifères/crustacés) indique une tendance inverse, situation attribuable à une plus faible abondance de rotifères dans la communauté du lac Durand.

La communauté du lac Durand peut être considérée comme étant typique d'un milieu méso-eutrophe en raison des très fortes densités de zooplancton enregistrées, mais de l'abondance relativement faible des rotifères.

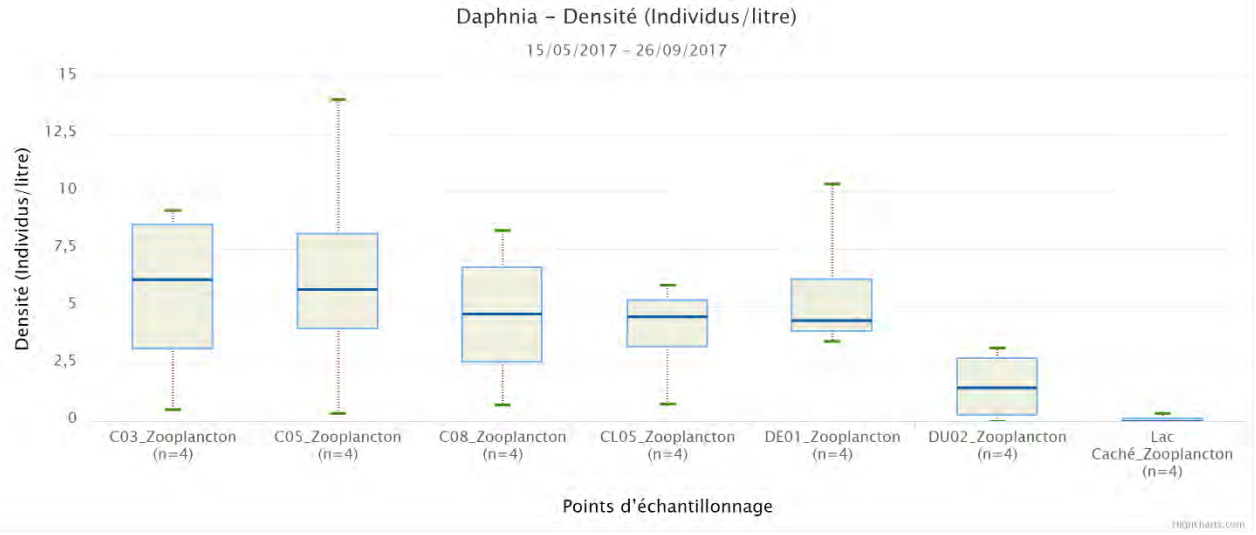


Figure 21 : Densités des cladocères du genre *Daphnia* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017.

Enfin, la concentration annuelle moyenne observée d'environ 123 rotifères/litre permet de situer le lac Durand à un stade d'oligo-mésotrophe à mésotrophe selon la classification de Karabin (1985). Cependant, la communauté analysée n'est pas dominée par les rotifères et leur seule abondance ne doit pas être considérée comme représentative de l'organisation trophique du lac. Il faut également souligner que l'utilisation d'un filet à plancton avec des mailles de 80 µm a pu entraîner une sous-estimation des densités réelles de rotifères (Caramujo et Boavida, 2000 ; Likens, 2010).

4.1.10.3 Succession saisonnière

Les quatre campagnes d'échantillonnage ont permis d'analyser la succession saisonnière de la structure des communautés observées (Figure 19). L'échantillon printanier (mai) est dominé par les nauplius. Cette forte densité pourrait être le résultat combiné d'une grande fécondité des copépodes adultes ayant survécu à l'hiver et de l'éclosion des œufs de dureté associée au retour de conditions favorables, soit la hausse de la température de l'eau et de la photopériode (Sommer et al., 1986). Cette densité diminue par la suite progressivement pour laisser place aux cladocères dont la domination s'installe à partir de l'échantillonnage du juin, et ce, malgré la succession de trois différents genres dominants. Le mois de juin présente également la plus grande abondance de copépodes calanoïdes, lesquels sont pratiquement absents des autres échantillons. La campagne d'échantillonnage de septembre est quant à elle marquée par une densité plus élevée de rotifères.

4.1.10.4 Limites des résultats

Les données récoltées brossent le portrait de la communauté de zooplancton présente dans le lac Durand en 2017. Or, il s'agit de la première prise de données exhaustive dans ce lac. Il est donc impossible d'établir un comparatif temporel qui permettrait de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications à la suite de perturbations environnementales ou bien si ces dernières sont représentatives de la composition naturelle du milieu. Toutefois, les données obtenues constituent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation de cet écosystème.

La comparaison des différents indices biotiques utilisés se base sur des valeurs enregistrées dans des lacs oligo-mésotrophes du Québec. Lorsque les valeurs des indices biotiques s'écartent de beaucoup des valeurs enregistrées par Chemli (2017), il est difficile d'évaluer avec précision à quel stade trophique elles correspondent. Les communautés de zooplancton possèdent plusieurs caractéristiques très intéressantes qui permettent d'évaluer différents phénomènes se produisant dans les lacs, mais l'absence d'un indice développé pour les écosystèmes québécois ne permet pas de maximiser l'information recueillie. L'évaluation de l'intégrité des communautés de zooplancton à l'aide des indices biotiques utilisés est donc strictement indicative.

En ce qui a trait à l'indice basé sur la concentration de rotifères (Karabin, 1985), l'utilisation d'un filet à plancton avec des mailles de 80 µm ne permet pas de statuer sur son efficacité. En effet, l'indice ne semble pas assez sensible, mais cela pourrait être dû au fait qu'une trop grande quantité de rotifères s'échappent des mailles du filet.

4.1.11 Analyse de la communauté de poissons en lac

La période de pêche expérimentale sur le lac Durand s'est échelonnée du 13 au 14 juillet 2017. Le filet maillant à omble de fontaine a été le principal engin de pêche utilisé, combiné à des bourolles en milieu littoral. L'effort de pêche total a été de deux filets par nuit, ce qui correspond à l'échantillonnage effectué en 2001, lequel tenait compte de la faible profondeur du lac (Bolduc, 2002).

4.1.11.1 Description de la communauté actuelle

Six espèces différentes ont été capturées par les deux engins de pêche lors de l'échantillonnage expérimental au lac Durand. Au total, 613 poissons ont été pris au filet maillant, dont 445 ménés jaunes,

97 perchaudes, 42 crapets-soleils, 21 meuniers noirs, 6 barbottes brunes et 2 mulets perlés. La capture par unité d'effort (CPUE) est de 306,5 poissons par filet/nuit et la biomasse par unité d'effort (BPUE), de 13 799 kg par filet/nuit (Tableau 9). Le lac Durand présente la CPUE et la BPUE les plus élevées des quatre lacs étudiés en 2017.

Tableau 8 : Sommaire des captures réalisées au filet maillant au lac Durand entre le 13 et le 14 juillet 2017.

	Captures			Biomasse		
Espèce	**N**	**%**	**CPUE n/filet-nuit**	**kg**	**%**	**BPUE kg/filet-nuit**
Barbotte brune	6	0,98	3,0	0,535	1,94	0,267
Crapet-soleil	42	6,85	21,0	1 745	6,32	0,872
Méné jaune	445	72,59	222,5	11 028	39,96	5 514
Meunier noir	21	3,43	10,5	9 005	32,63	4 503
Mulet perlé	2	0,33	1,0	0,039	0,14	0,020
Perchaude	97	15,82	48,5	5 246	19,01	2 623
Total	613	100,0	306,5	27 640	100,0	13,799

Le méné jaune est l'espèce la plus abondante (72,59 % des captures) et celle présentant la plus forte proportion de la biomasse du lac (39,96 %). La perchaude est la seconde espèce la plus abondante (15,82 % des captures), alors que le meunier noir se classe deuxième pour la biomasse (32,63 %), suivi de la perchaude (19,01 %).

Les captures à la bourolle ont été peu abondantes et n'ont pas permis d'identifier de nouvelles espèces. La perchaude, avec 77,8 % des captures, est l'espèce la plus représentée (Tableau 10).

Tableau 9 : Espèces et abondances des poissons pêchés à la bourolle au lac Durand entre le 13 et le 14 juillet 2017.

Espèce	N	%	CPUE n/bourolle-nuit
Méné jaune	2	22,22	1,0
Perchaude	7	77,78	3,5
Total	9	100,0	4,5

La majorité des espèces capturées sont de petite taille, avec des valeurs de longueur moyenne inférieures à 200 mm et un poids moyen inférieur à 100 g (Tableau 11). Seul le meunier noir compte des spécimens de plus grande taille, avec une longueur moyenne supérieure à 300 mm et un poids moyen de plus de 400 g.

Tableau 10 : Caractéristiques morphométriques des espèces de poissons capturées au filet maillant sur le Durand en 2017.

Espèces	Longueur totale (mm)			Poids (g)		
	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum
Barbotte brune	181,7	170,0	190,0	89,1	80,0	105,4
Crapet-soleil	118,9	65,0	180,0	41,5	5,6	124,9
Méné jaune	127,9	90,0	190,0	24,8	9,0	117,4
Perchaude	159,5	125,0	320,0	54,1	23,9	357,0
Meunier noir	314,5	140,0	475,0	428,8	31,9	900,0
Mulet perlé	120,0	120,0	120,0	19,5	19,5	19,5
Total	170,4	65,0	475,0	109,6	5,6	900,0

L'échantillonnage effectué dans l'affluent du lac Durand a quant à lui permis de capturer trois ombles de fontaine, dont un à la station *Omble 1* et deux à la station *Omble 4* (Tableau 12). Plusieurs alevins ont également été observés tout au long de l'affluent, et ce, jusqu'à une distance d'environ 20 m de l'embouchure du lac. Un banc d'individus adultes a été observé dans la plus grande fosse du tributaire, située en aval du ponceau qui traverse le chemin du Lac Nord. Plusieurs sites de fraie et d'alevinage ont été observés dans la section de l'affluent située en amont du ponceau. La section aval se caractérise quant à elle par une plus grande accumulation de sédiments sur son substrat. Il est donc possible que le lac Durand soit utilisé comme habitat par certains individus pendant une partie de l'année. Il serait cependant difficile pour l'espèce de proliférer abondamment dans les eaux du lac, en raison de la très forte abondance d'autres espèces qui crée une importante compétition.

Tableau 11 : Espèces et abondances des poissons pêchés à la bourolle dans l'affluent du lac Durand entre le 17 et le 18 juillet 2017.

Espèce	N	%	CPUE n/bourolle-nuit
Omble de fontaine	3	100,0	0,8
Total	3	100,0	0,8

4.1.11.2 Structure de taille et croissance des populations présentes

Perchaude

La distribution des fréquences de taille des perchaudes est bimodale, avec des modes se situant aux classes de taille de 130 à 139 mm et de 160 à 169 mm (Figure 22). Une très grande proportion des spécimens se retrouvent dans les catégories stock ou sous-stock (95,9 %). La valeur de la PSD (Proportional Stock Density) obtenue est de 6 et celle de la PSS (Proportional Size Structure), de 1. Il s'agit donc d'une population grandement dominée par des individus de petite taille. La PSD d'une population équilibrée se situerait entre 30 et 60 (Willis et al., 1993). La faible présence d'individus de grande taille semble indiquer une forte compétition intraspécifique qui limite la croissance des individus.

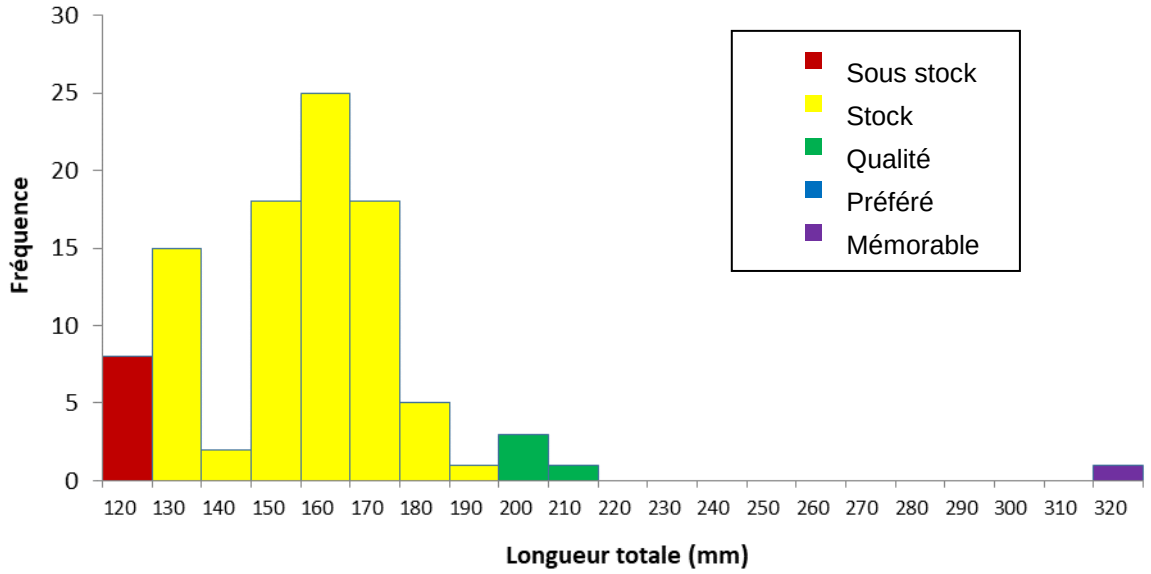


Figure 22 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de perchaudes du lac Durand en 2017.

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des perchaudes présente un exposant de régression de 2,82 (Figure 23), ce qui signifie qu'elles gagnent plus en longueur qu'en masse en grandissant (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur d'exposant se retrouve nettement sous la valeur de 3,17 enregistrée par Schneider et al. (2000), ainsi que celle de 3,23 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996), un résultat qui démontre bien la forte compétition pour les ressources alimentaires disponibles imposée par la grande abondance de poissons dans le lac et principalement par le méné jaune.

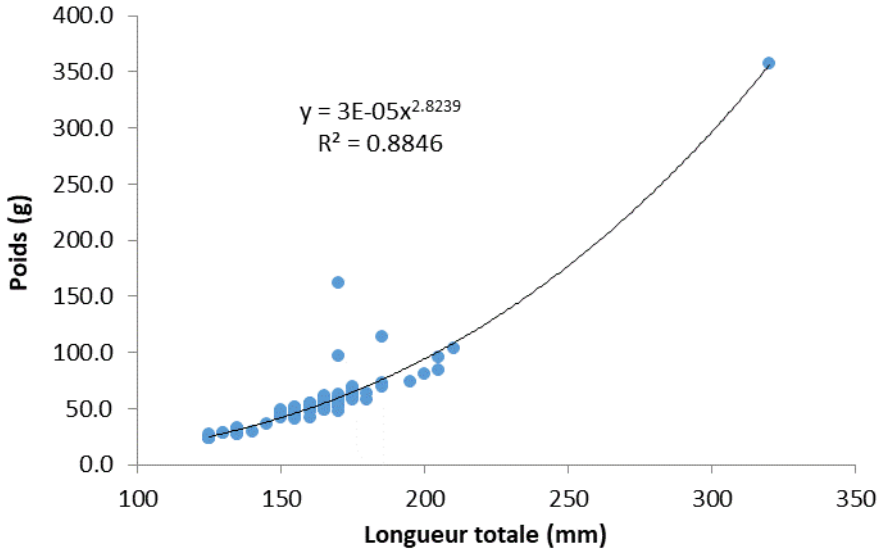


Figure 23 : Relation entre le poids et la longueur des perchaudes capturées au lac Durand en 2017.

Méné jaune

La distribution des fréquences de taille des ménés jaunes est unimodale, avec un mode se situant aux classes de taille de 120 à 129 mm (Figure 24). Il s'agit d'une distribution de type normale dont la majorité des individus se retrouvent dans les classes de taille moyenne. Il est toutefois possible que l'échantillonnage ne soit pas représentatif de l'ensemble de la population de ménés jaunes en raison de la petite taille des plus jeunes spécimens et du choix du principal engin de pêche.

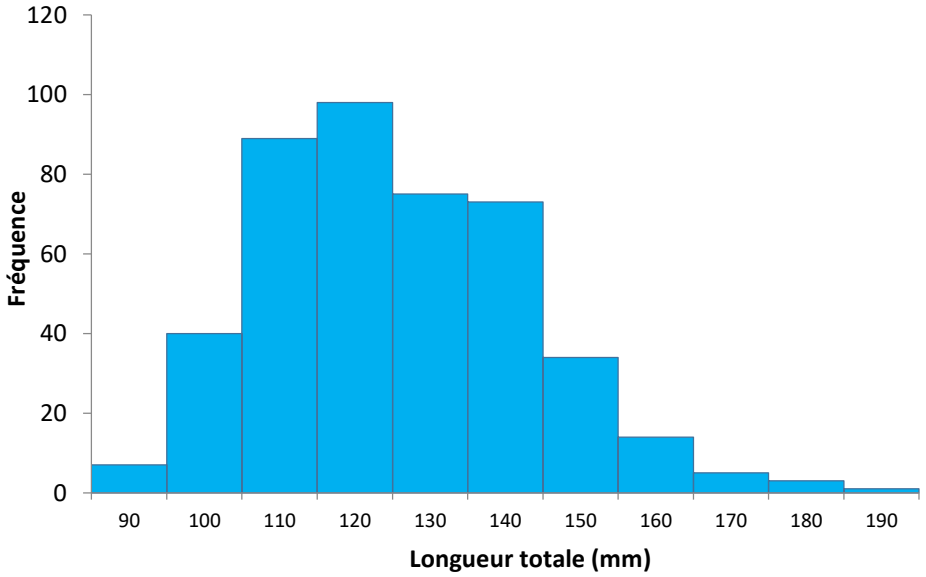


Figure 24 : Distributions des fréquences de taille pour la population de ménés jaunes du lac Durand en 2017.

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des ménés jaunes présente un exposant de régression de 3,03 (Figure 25), ce qui signifie une relation isométrique où les individus gagnent autant en longueur qu'en poids (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur d'exposant est semblable à celle de 3,08 enregistrée par Schneider et al. (2000), mais inférieure à celle de 3,30 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996). Il semble donc que les individus trouvent suffisamment de ressources alimentaires en grandissant, mais que la compétition intra et interspécifique est assez forte.

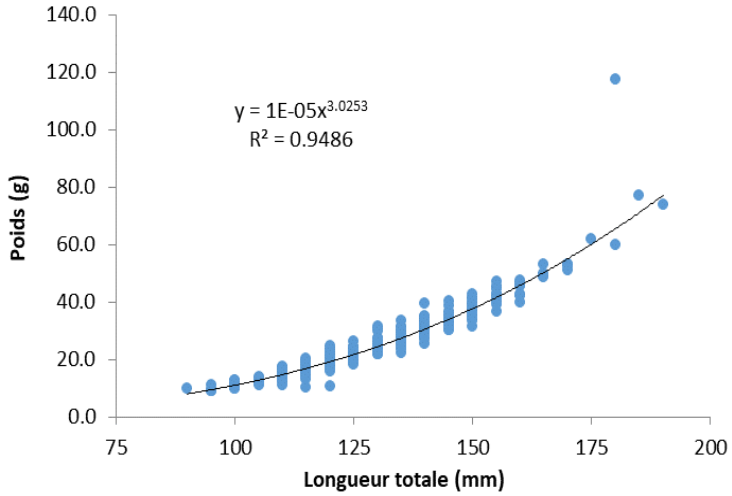


Figure 25 : Relation entre le poids et la longueur des ménés jaunes capturés au lac Durand en 2017.

Crapet-soleil

L'échantillon des crapets-soleils est relativement faible (42 individus) et la distribution des fréquences de taille semble incomplète. En effet, elle présente deux modes se situant aux classes de taille de 90 à 99 et de 130 à 139 mm (Figure 26). Une grande proportion des spécimens se retrouvent dans la catégorie stock ou sous-stock (85,7 %). La valeur de la PSD obtenue est de 17 et celle de la PSS, de 0. La PSD d'une population équilibrée d'une espèce de crapets similaire se situerait entre 20 et 60 (Willis et al., 1993). Il s'agit donc d'une population dominée par des individus de petite taille, mais qui s'approche toutefois d'un certain équilibre.

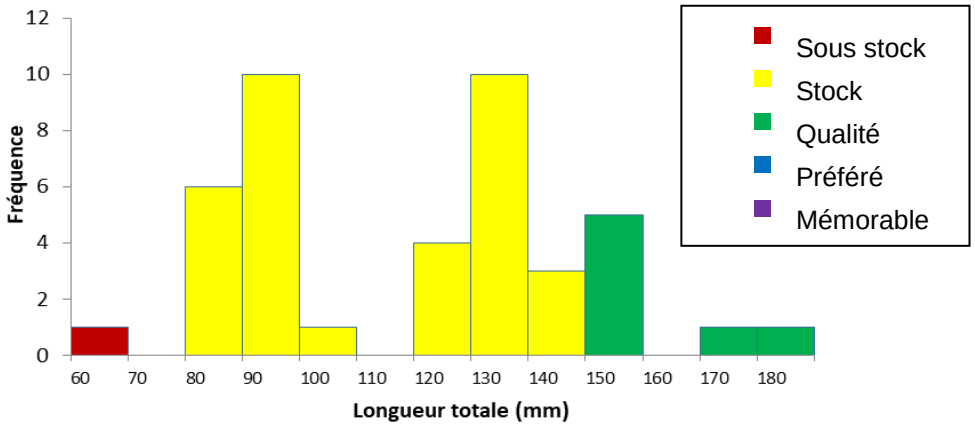


Figure 26 : Distributions des fréquences de taille selon les classes RSD pour la population de crapets-soleils du lac Durand en 2017.

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des crapets-soleils présente un exposant de régression de 3,04 (Figure 27), ce qui signifie une relation isométrique où les individus gagnent autant en longueur qu'en poids (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur est inférieure à celle de 3,21 enregistrée pour les crapets au lac Michigan (Schneider et al., 2000), ainsi qu'à celle de 3,24 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996). En revanche, il s'agit de la valeur la plus élevée parmi les espèces présentes au lac Durand. Il semble donc que les crapets soient compétitifs et qu'ils ne souffrent pas trop de la forte abondance du méné jaune. Il faut cependant mentionner que l'échantillon est faible pour établir une relation poids-longueur robuste.

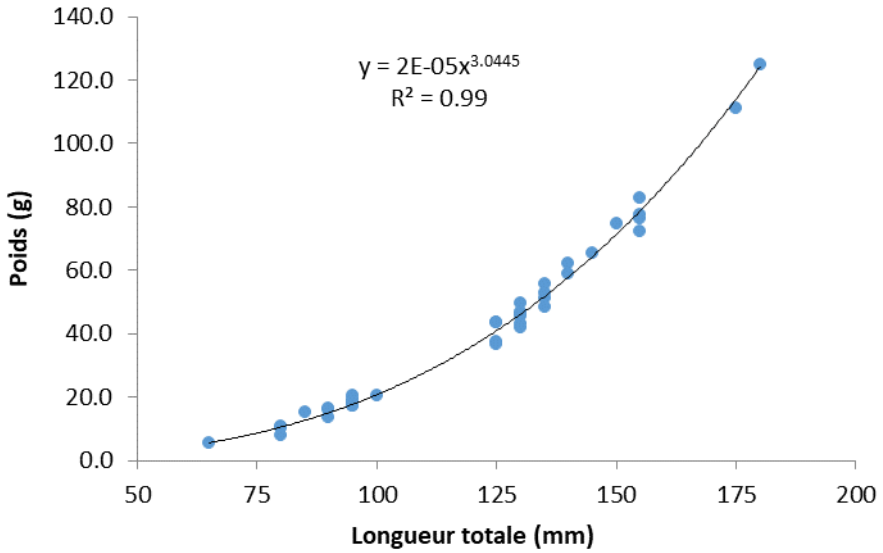


Figure 27 : Relation entre le poids et la longueur des crapets-soleils échantillonnés au lac Durand en 2017.

Meunier noir

Bien que l'échantillon soit relativement faible (21 individus), la distribution des fréquences de taille des meuniers noirs est trimodale, avec des modes se situant aux classes de taille de 150 à 199 mm, de 250 à 299 mm et de 400 à 449 mm (Figure 28). L'absence d'un grand prédateur piscicole semble favoriser la présence de petits meuniers, en comparaison avec la communauté du lac Saint-Charles qui est dominée par les gros spécimens.

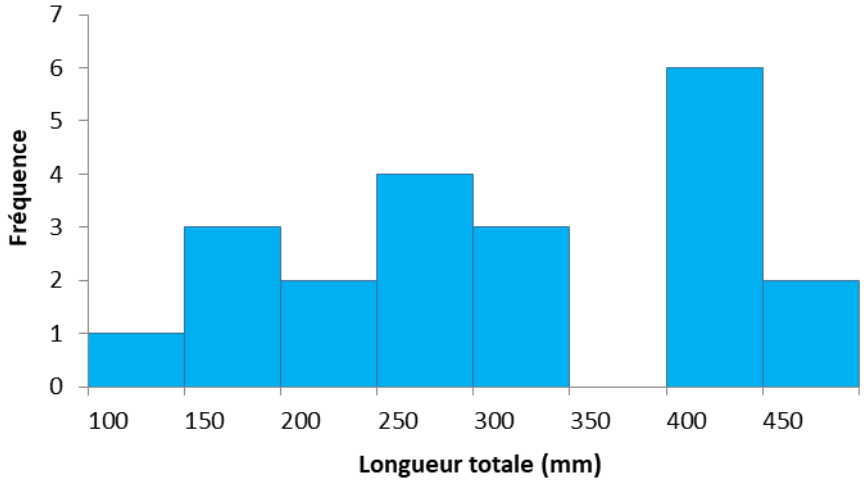


Figure 28 : Distributions des fréquences de taille pour la population de meuniers noirs du lac Durand en 2017.

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des meuniers noirs présente un exposant de régression de 2,78 (figure 29), ce qui signifie une relation où les individus gagnent plus en longueur qu'en poids (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur est bien en deçà de celle de 3,00 enregistrée pour les meuniers noirs du lac Michigan (Schneider et al., 2000). Il semble donc que la compétition pour les ressources alimentaires soit élevée et que les individus de plus grande taille ne parviennent pas à manger suffisamment pour devenir plus trapus.

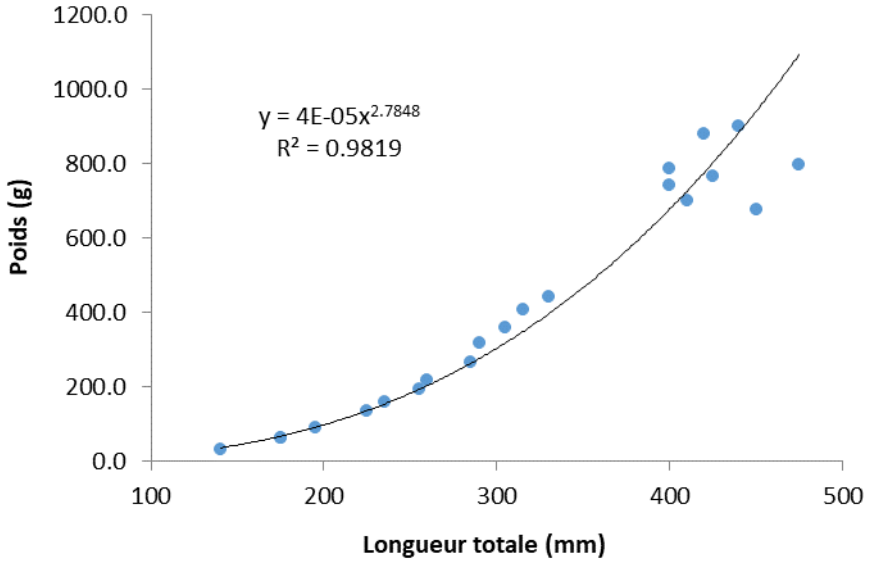


Figure 29 : Relation entre le poids et la longueur des meuniers noirs capturés au lac Durand en 2017.

4.1.11.3 Évolution de l'abondance et de la diversité des espèces

L'abondance relative des espèces présentes et les indices de diversité de la communauté inventoriée en 2017 ont été comparés avec les données récoltées lors de l'inventaire réalisé par Pro Faune en collaboration avec l'APEL et la municipalité des Cantons-Unis de Stoneham-et-Tewkesbury en 2001 (Bolduc, 2002).

La différence la plus marquée entre les deux inventaires provient de la forte augmentation de l'abondance relative du méné jaune, laquelle est passée de 22,2 % de la communauté en 2001 à 72,6 % en 2017 (Tableau 13). Cette hausse drastique a fait chuter l'abondance relative de la perchaude à seulement 15,8 % en 2017, alors que l'espèce était la plus abondante en 2001 (45,3 %). Le meunier noir et le crapet-soleil ont également vu leur abondance relative chuter de près de 70 % et 45 %, respectivement.

Il appert donc que le méné jaune engendre une forte compétition interspécifique, un phénomène également observé en 2017 au lac Delage, mais d'une intensité moins marquée. Il est possible que les conditions aient été particulièrement favorables à la reproduction de l'espèce dans les dernières années et que la forte abondance enregistrée découle d'une grande fécondité. La présence de nombreux herbiers aquatiques et la faible profondeur du lac sont des caractéristiques propices à la reproduction de l'espèce, dont les œufs adhésifs sont déposés sur la végétation submergée (Bernatchez et Giroux, 2000). Le lac Durand, avec ses eaux chaudes, tranquilles et herbeuses, présente un habitat particulièrement propice à l'espèce.

Tableau 12 : Évolution de l'abondance relative des espèces présentes dans le lac Durand lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2001 et 2017).

Espèces	Abondance relative (%)	
	2001	2017
Perchaude	45,3	15,8
Omble de fontaine	2,95	0
Meunier noir	11,8	3,4
Crapet-soleil	12,3	6,9
Barbotte brune	0	1,0
Méné jaune	22,2	72,6
Mulet perlé	0	0,3
Mulet à cornes	2,5	0
Mulet de lac	2,95	0

Six barbottes brunes ont été observées pour la première fois en 2017. Leur abondance demeure toutefois peu élevée et il est possible que l'espèce ait été présente lors de l'inventaire de 2001, mais qu'aucun spécimen n'ait été échantillonné. Quant à l'omble de fontaine, aucun individu n'a été capturé dans le lac en 2017; il semble donc que l'espèce ait disparu ou qu'elle se maintienne en très faible effectif. Il faut toutefois rappeler que des spécimens ont été pêchés dans le principal affluent du lac. Par conséquent, il est possible que des individus utilisent encore les eaux du lac comme habitat. Cependant, en plein cœur de la saison estivale, la température de la colonne d'eau dépasse les 21 °C, un seuil critique pour l'espèce (MDDEFP, 2013) [Figure 30]. La faible profondeur du lac ne permet pas aux ombles de trouver des refuges en eau fraîche. La quantité d'oxygène dissous ne présente toutefois pas de problème, avec des valeurs au-dessus de 8,2 mg/l pour l'ensemble de la colonne d'eau durant toute la saison estivale (Figure 31). Il faut également mentionner la présence de nombreuses espèces compétitrices, ce qui limite grandement l'existence d'une population prolifique d'ombles de fontaine au lac Durand.

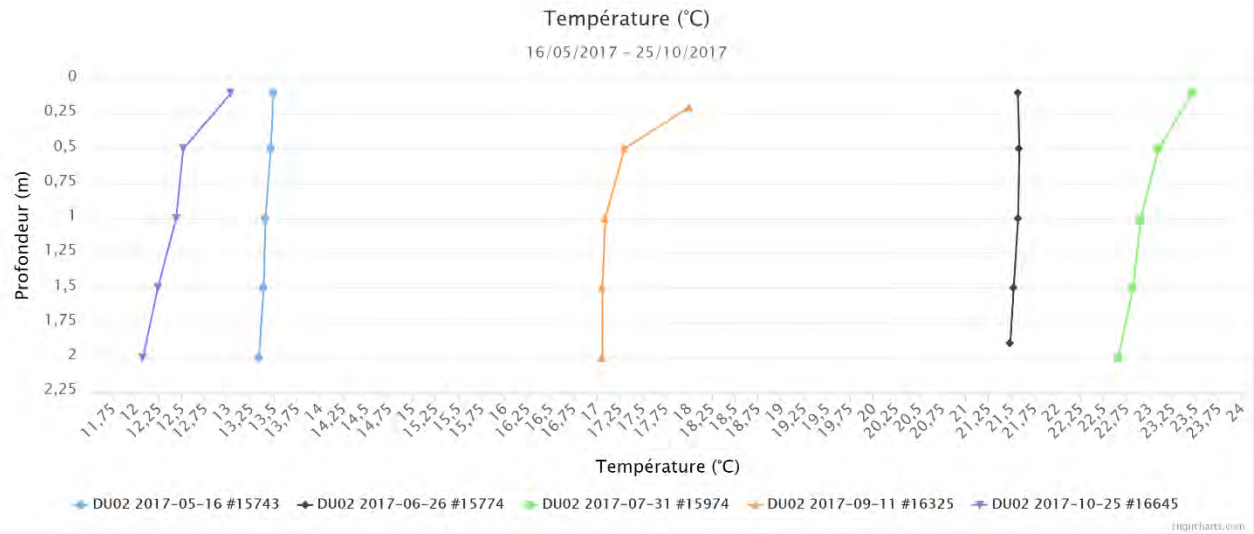


Figure 30 : Température en degrés Celsius enregistrée dans la colonne d'eau du lac Durand en 2017.

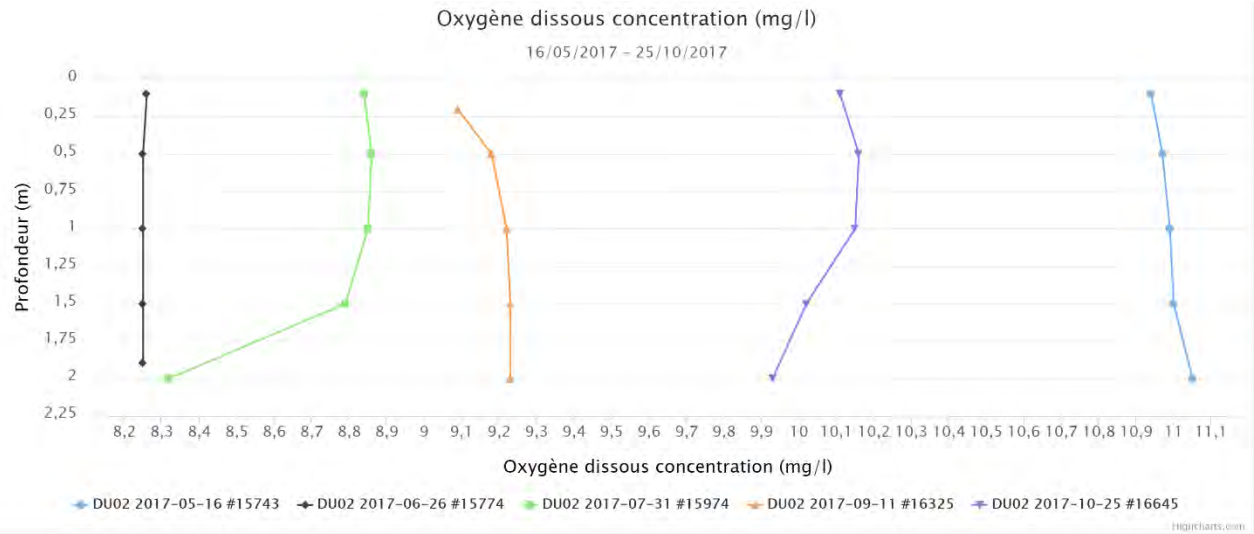


Figure 31 : Concentrations en oxygène dissous (mg/l) enregistrées dans la colonne d'eau du lac Durand en 2017.

L'abondance des cyprins, outre le méné jaune, a également grandement diminué, passant de 5,5 % en 2001 à 0,3 % en 2017 (Tableau 13). Seuls deux spécimens de mulet perlé ont été répertoriés. Le mulet à cornes et le mulet de lac n'ont pas été observés en 2017, malgré l'installation de quatre bourolles en bordure de lac. Il est cependant possible que les mulets de lac observés en 2001 aient été en fait des mulets perlés; il s'agit en effet de deux espèces très faciles à confondre. La pêche de deux spécimens de grande taille en 2017 a grandement facilité leur identification.

Pour un lac de taille relativement faible, il existe une forte richesse spécifique dans les eaux du lac Durand. Cette richesse a diminué d'une seule espèce entre les deux inventaires, malgré la perte de trois espèces depuis 2001, car la barbotte brune et le mulet perlé ont été découverts en 2017. Les indices de diversité de Shannon et d'équitabilité démontrent cependant une diminution marquée dans l'équilibre de la communauté entre les deux inventaires réalisés (Tableau 14). La forte abondance du méné jaune en 2017 explique en grande partie cette réalité : à eux seuls, le méné jaune et la perchaude comptent pour 88,4 % de la communauté.

Tableau 13 : Évolution de l'abondance spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'indice d'équitabilité pour le lac Durand lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2001 et 2017).

	2001	2017
Richesse spécifique	7	6
Indice de Shannon	2,17	1,28
Indice d'équitabilité	0,77	0,50

4.1.11.4 Évolution des caractéristiques écologiques des communautés

Certaines caractéristiques écologiques des différentes espèces présentes dans la communauté inventoriée en 2017 ont été comparées avec les données récoltées lors du dernier inventaire. Le pourcentage d'espèces omnivores a doublé, principalement en raison de la prolifération massive du méné jaune (Tableau 15). Avec une telle proportion d'omnivores, la communauté actuelle des poissons du lac Durand possède dans son organisation trophique peu d'espèces avec une alimentation spécialisée. L'absence d'un prédateur principalement piscivore a été confirmée et cette situation semble avoir pour conséquence une densité très élevée de poissons de faible taille. La CPUE a triplé entre les deux derniers inventaires, une augmentation principalement attribuable à la densité du méné jaune qui a pratiquement décuplé comparativement à 2001, passant de 22,5 à 222,5 individus capturés par filets. Cette forte densité se répercute dans la biomasse observée en 2017, la plus élevée de tous les lacs étudiés.

Tableau 14 : Évolution des caractéristiques écologiques des communautés présentes dans le lac Durand lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2001 et 2017).

Caractéristiques écologiques des communautés	2001	2017
% d'omnivores	36,5	77,0
% de piscivores	0,0	0,0
CPUE (individus/filet)	101,5	306,5
BPUE (kg/filet)	S.O.	13,80

L'analyse du régime thermique préférentiel et du degré de tolérance aux perturbations des espèces présentes illustre certaines similarités. La communauté prélevée en 2001 comptait une faible proportion d'espèces d'eau froide et intolérantes, avec une dominance d'espèces d'eau fraîche et de tolérance intermédiaire. Cependant, les espèces d'eau froide et intolérantes (omble de fontaine et mulet de lac) ont disparu dans l'échantillonnage de 2017 au profit d'une plus grande proportion d'espèces d'eau fraîche et tolérantes. Comme le méné jaune représente 72,6 % de la communauté de 2017, ces indicateurs sont grandement influencés par son abondance. Somme toute, le lac Durand est maintenant représentatif d'un milieu de méso-eutrophe à eutrophe caractérisé par une forte proportion d'espèces omnivores et tolérantes aux perturbations, ainsi que par une grande densité de poissons et une impressionnante biomasse totale, ce qui est synonyme d'un milieu particulièrement productif.

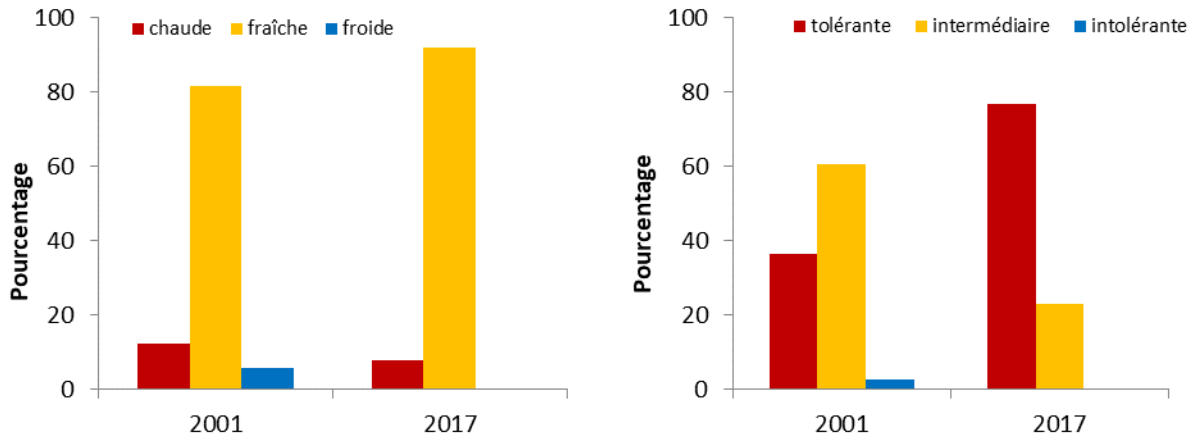


Figure 32 : Évolution du régime thermique préférentiel et de la tolérance aux perturbations des espèces capturées au lac Durand en 2001 et 2017.

4.1.11.5 Limites des résultats

La description de certaines caractéristiques écologiques de la communauté de poissons se base sur une revue de littérature. Cependant, il est parfois difficile de définir catégoriquement une espèce de poisson, notamment en ce qui a trait au niveau trophique, car le régime alimentaire change au courant du cycle vital des espèces et selon les conditions environnementales dans lesquelles elles évoluent. De plus, l'évaluation des communautés ne se base pas sur un indice chiffré, mais plutôt sur le cumul des connaissances obtenues à la suite de l'analyse des poissons capturés.

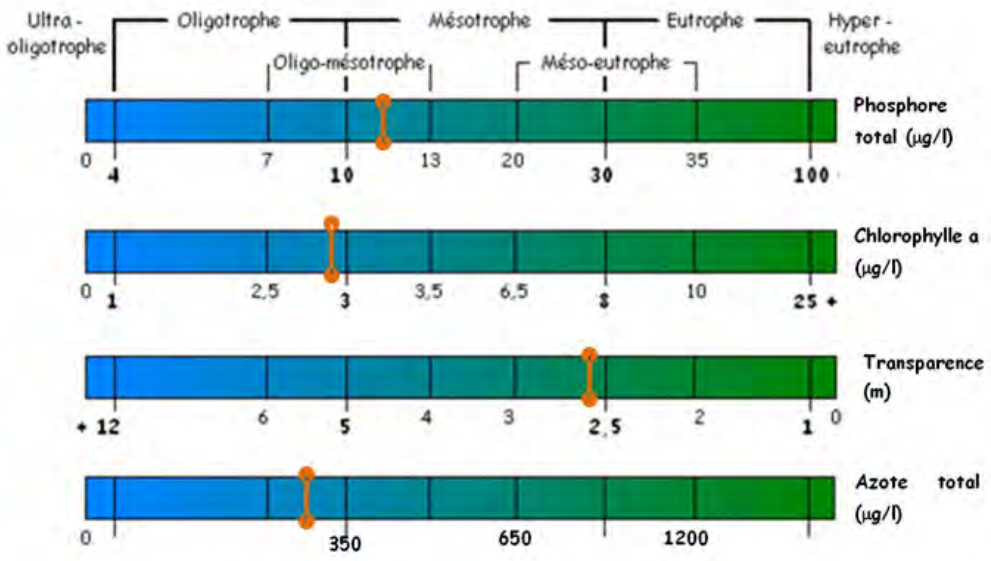
5 Conclusion

Agiro a procédé, en collaboration avec la Ville de Québec, à la réalisation d'une étude sur l'intégrité écologique du lac Durand.

Les résultats de la campagne d'échantillonnage de 2017 ont permis à Agiro d'augmenter le niveau de connaissances sur l'état écologique du lac. Si l'on se base sur les indicateurs physico-chimiques et biologiques, l'ensemble des paramètres analysés permet de faire certains constats sur l'intégrité écologique du lac Durand et de le classifier en fonction de son degré d'eutrophisation. Cette évaluation inclut également une caractérisation des bandes riveraines.

5.1 État trophique selon les indicateurs physico-chimiques

Une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau positionne le niveau trophique du lac Durand comme étant oligo-mésotrophe (Tableau 17). De faibles concentrations en nutriments et en chlorophylle *a* y sont observées. Il s'agit d'ailleurs de valeurs plutôt similaires à ce qui avait été observé lors de la diagnose de 2001, alors que les données obtenues en 2007 étaient légèrement plus élevées (APEL, 2009).



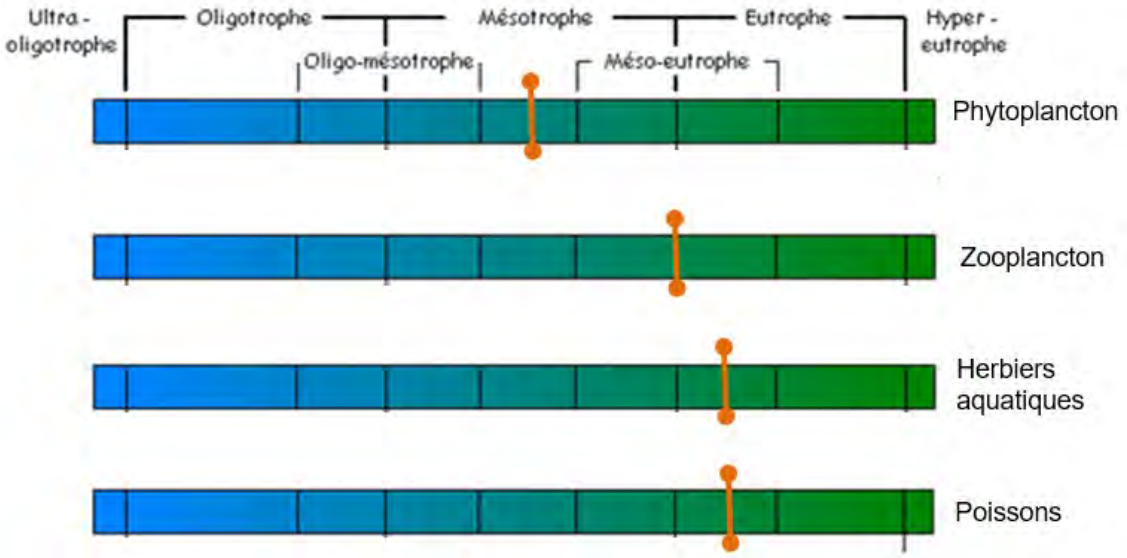
En raison de la faible profondeur du lac, les valeurs de transparence de l'eau ne doivent pas être considérées dans l'évaluation trophique du lac. Il faut cependant mentionner que le disque de Secchi était visible jusqu'au fond du lac en 2017, soit environ 2,5 m de profondeur, alors que les valeurs de transparence enregistrées lors des dernières diagnoses étaient en deçà de 2 m. Quant aux profils d'oxygène, ils n'ont pas été analysés, car la faible profondeur du lac ne permet pas d'obtenir une stratification. Les valeurs enregistrées révèlent cependant une bonne oxygénation de l'ensemble de la colonne d'eau.

Même si les concentrations en azote et en phosphore de la colonne d'eau ne sont pas particulièrement élevées, il est possible que le lac subisse un enrichissement important qui profite aux nombreuses plantes aquatiques présentes. En effet, la totalité des habitations du bassin versant fonctionne sur installations septiques; une contamination souterraine des eaux du lac est donc possible. Une analyse de plusieurs des puits présents dans l'agglomération de Vermont-sur-le-lac révèle un dépassement des valeurs seuils retenues visant à évaluer l'incidence potentielle des activités anthropiques sur la qualité de l'eau des

puits, notamment le phosphore et l'azote total. Comme ces puits ne se trouvent pas en territoire agricole, il est probable que leur contamination provienne de source anthropique, notamment la forte densité d'installations septiques autonomes dans les environs (Proulx et Deraspe, 2018).

5.2 État trophique selon les indicateurs biologiques

Selon les indicateurs biotiques utilisés, tels que le phytoplancton, le zooplancton, les poissons et les macrophytes, le lac Durand se situe dans un état méso-eutrophe (Tableau 16). Il est important de mentionner que chacun des niveaux trophiques analysés présente la même valeur dans l'évaluation finale de l'intégrité. Par exemple, pour les poissons qui possèdent quatre sous-sections dans le tableau 16, il faut faire une moyenne. La communauté de poissons du lac Durand est donc considérée comme étant typique d'un milieu de méso-eutrophe à eutrophe.



La communauté de phytoplancton du lac Durand est associée à un milieu mésotrophe. Cette communauté présente une grande diversité liée à une présence assez importante de presque tous les grands groupes taxonomiques étudiés. Il faut toutefois mentionner que la densité du phytoplancton n'est pas particulièrement élevée pour un milieu si riche, comparativement à certains autres lacs échantillonnés en 2017. Il est possible qu'un double contrôle trophique soit responsable de cette situation, tout d'abord par la pression de prédation élevée exercée par la forte densité de zooplancton, puis par la compétition avec les herbiers aquatiques pour les ressources disponibles. Les herbiers produisent également des substances allélopathiques qui peuvent limiter la présence du phytoplancton (Scheffer, 1999).

La communauté de zooplancton est quant à elle associée à un état méso-eutrophe, et ce, en raison de sa très forte densité. La communauté est dominée par plusieurs genres de cladocères qui semblent réguler l'abondance des algues par un broutage intensif et celle des rotifères par une compétition pour les ressources disponibles. Les copépodes calanoïdes et les cladocères du genre *Daphnia*, généralement plus abondants en milieu oligotrophe, sont très peu représentés au lac Durand.

Par ailleurs, une importante transition a lieu dans la communauté des cladocères au cours de la saison, ce qui laisse transparaître une forte prédation par les poissons planctonivores. En effet, les cladocères de grande taille, *Holopedium* et *Daphnia*, qui dominent en début de saison, sont ensuite remplacés à partir de juillet par des genres de plus petite taille, tels que *Bosmina* et *Ceriodaphnia.* Cette forte prédation est principalement causée par les jeunes perchaudes et les ménés jaunes présents dans le lac.

Le méné jaune est l'espèce de poisson la plus représentée du lac (72,6 % de l'abondance totale). Il s'agit d'une espèce omnivore et tolérante aux perturbations, dont l'impressionnante abondance influence grandement les caractéristiques écologiques de la communauté. La densité de poissons retrouvée au lac Durand est très élevée, ayant triplé depuis 2001, alors que la biomasse est la plus élevée parmi les lacs analysés en 2017. Somme toute, la communauté de poissons du lac Durand est maintenant représentative d'un milieu de méso-eutrophe à eutrophe caractérisé par une forte proportion d'espèces omnivores et tolérantes aux perturbations ainsi qu'une grande densité de poisson et une impressionnante biomasse totale, ce qui est synonyme d'un milieu particulièrement productif.

Quant aux herbiers, la forte densité des macrophytes et la grande présence de *Brasenia schreberi* sont caractéristiques d'un milieu de méso-eutrophe à eutrophe.

5.3 Mesures de la dégradation (conductivité spécifique, ions chlorure et mercure)

Finalement, les valeurs de conductivité spécifique enregistrées au lac Durand sont les plus basses parmi les lacs suivis en 2017 (Tableau 18) et ne révèlent pas de perturbation associée à la proximité du réseau routier.

Tableau 15 : Classement du lac Durand selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017.

Conductivité (µS/cm)
0–49,99
56
100–149,99
150–249,99
250–399,99
400–999,99
1000–6000

*Note : Cette classification n'est fournie qu'à titre indicatif sachant que la conductivité de l'eau pure est égale à 0.

5.4 Conclusions sur l'intégrité écologique

L'évaluation du milieu obtenue par l'analyse des différents organismes du lac laisse transparaître que l'intégrité de l'écosystème est relativement faible. Cette évaluation dépend toutefois de la distance écologique entre les communautés actuelles et les communautés de références du lac (non altérées). Cependant, peu de données historiques sont disponibles pour permettre une bonne évaluation de l'état de référence des communautés biologiques présentes au lac Durand. Il faut donc tenir compte des caractéristiques naturelles du lac, notamment sa très faible profondeur qui l'apparente à un grand étang. Les communautés de références d'un tel milieu ne sont généralement pas typiques d'un milieu oligotrophe, mais plutôt caractéristiques d'un stade d'oligo-mésotrophe à mésotrophe. La distance écologique entre ces dernières et les communautés actuelles du lac Durand est tout de même assez importante et indique une intégrité moyenne.

D'ailleurs, malgré la configuration naturelle du lac Durand, celui-ci a subi un processus d'eutrophisation accéléré au cours des dernières années; l'évolution des caractéristiques écologiques de la communauté des poissons en constitue un signe évident. En effet, la communauté de 2001, typique d'un milieu mésotrophe, est plutôt typique d'un milieu de méso-eutrophe à eutrophe en 2017.

6 Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent sept enjeux :

- Installations septiques
  - ***Limiter ou cesser le développement sur installations septiques.*** Cette mesure a pour but de limiter les apports externes de nutriments et de polluants qui se propagent dans le sol jusqu'au lac ainsi que dans les puits des résidents.

  - ***Évaluer la possibilité de raccorder les résidences au réseau d'égout.*** Afin de limiter ou de cesser complètement le développement sur installations septiques, la pertinence de connecter le secteur au réseau d'égout doit être évaluée ou des solutions technologiques de remplacement devront être employées.
- Développement urbain
  - ***Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.*** Le développement en pente entraîne de nombreux problèmes : ruissellement, usage élevé de sels de voirie et d'abrasifs, dynamitage. Quant à la construction dans les zones naturelles, elle diminue les services écosystémiques.
  - ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et à favoriser l'infiltration des eaux. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent être compatibles avec la protection des écosystèmes aquatiques.
  - ***Éviter le développement en fortes pentes.*** Le développement en fortes pentes augmente la nécessité de recourir aux sels de voiries et aux abrasifs pour assurer la sécurité des usagers. De plus, la présence de fortes pentes produit un ruissellement vers les milieux humides en contrebas.
- Bandes riveraines
  - ***S'assurer que la qualité des bandes riveraines ne se dégrade pas et végétaliser les quelques endroits problématiques.*** Malgré la présence d'une majorité de bandes riveraines avec un IQBP élevé, certains secteurs pourraient encore profiter d'une végétalisation de leurs rives.
  - ***Privilégier le couvert forestier en bordure de rive afin de créer de l'ombrage et d'éviter le réchauffement du lac.*** La présence d'arbres matures en périphérie d'un lac lui procure plusieurs bienfaits. Le système racinaire des grands arbres solidifie et filtre les berges, en plus de créer de l'ombrage pour les zones littorales.
- Prolifération des cyanobactéries
  - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les cyanobactéries pourraient profiter d'un excès de nutriments et produire d'importantes floraisons. Pour l'instant, la compétition pour les ressources limite l'abondance des algues comme les cyanobactéries. Cependant, la faible profondeur et le petit volume du lac le rendent particulièrement vulnérable aux apports externes qui peuvent accélérer son eutrophisation.
  - ***Surveiller la prolifération de poissons planctonivores, tels que le méné jaune.*** Bien qu'omnivores, les jeunes de cette espèce consomment beaucoup de zooplancton. La forte abondance du méné jaune exerce une grande pression de prédation sur le zooplancton, ce qui pourrait entraîner une diminution de sa densité. Le broutage par le

zooplancton se verrait donc également diminué au profit d'une plus grande densité d'algues.

- Prolifération des plantes aquatiques
  - ***Porter une attention particulière aux embarcations qui proviennent d'autres plans d'eau.*** L'objectif de cette mesure est de réduire le risque d'introduction d'espèces à potentiel envahissant, telles que le myriophylle à épis et l'élodée du Canada, lesquelles pourraient briser l'équilibre de cet écosystème.
  - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les apports externes en nutriments (azote et phosphore principalement) provoquent une surabondance de ressources pour les plantes aquatiques et les algues, ce qui peut provoquer une prolifération massive de ces organismes dans le lac. Présentement, les concentrations en nutriments de la colonne d'eau sont relativement basses, ce qui indique que les ressources disponibles sont utilisées par les producteurs primaires.
- Biodiversité
  - ***Réaliser des aménagements pour l'omble de fontaine dans le tributaire du lac afin que la population se maintienne.*** De cette manière, certains individus pourront continuer d'utiliser le lac Durand comme habitat et les pêcheurs profiteront de la présence de cette espèce prisée. De plus, les spécimens adultes de cette espèce mangent de petits poissons, tels que les jeunes ménés jaunes.
  - ***Faire un suivi plus rapproché de la population de poissons et plus précisément du méné jaune***. Comme l'espèce a connu une très importante hausse en abondance, il est important de documenter la situation et les effets de cette espèce sur la communauté du lac. Les jeunes ménés consomment beaucoup de zooplancton, ce qui peut créer un déséquilibre trophique et favoriser la présence d'algues. Étant donné la très forte densité de poissons du lac, un échantillonnage pourrait être effectué dans cinq ans (2022) sans que cela engendre de conséquences négatives.
  - ***Protéger l'important milieu humide situé au sud-ouest du lac et qui joue un important rôle écologique de filtre.*** Cet écosystème procure un habitat de qualité à de nombreuses espèces aviaires, notamment des espèces piscivores telles que le grand héron. Il joue également un rôle de filtre pour la majorité de l'eau qui s'écoule du bassin versant vers la rivière des Hurons.
  - ***Favoriser la présence des espèces de poissons piscivores comme l'omble de fontaine et la perchaude adulte.*** Étant donné l'absence d'une espèce de poisson principalement piscivore, les spécimens de grande taille de ces deux espèces se trouvent au sommet de la chaîne alimentaire aquatique. L'augmentation en abondance de ces espèces pourrait donc avoir comme conséquence d'accroître la prédation des petits poissons, tels que le méné jaune.

7 Références

Anderson, R. O. et R. M. Neumann (1996) *Length, weight, and associated structural indices.* Dans : BR. Murphy, D. W. Willis (Eds.), Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland: 447-481.

APEL (2009) *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 354 p.

Bernatchez, L. et M. Giroux (2000) *Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'Est du Canada*. Broquet, Ottawa, Canada, 350 p.

Bolduc, F. (2002) *Diagnose écologique des lacs Durand et Trois-Lacs, Cantons-Unis de Stoneham et Tewkesbury*. Rapport présenté par Pro Faune à l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des marais du nord. 56 p. et 3 annexes.

Caramujo, M. J. et M. J. Boavida (2000) *The crustacean communities of River Tagus reservoirs. Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator.* Limnetica, 18, 37–56.

Chemli, A. (2017) *Le zooplancton comme bioindicateur de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs du Parc du Mont-Tremblant.* Mémoire. Université de Montréal. Département des sciences biologiques. 111 p.

Karabin, A. (1985) *Pelagic zooplancton (Rotaria and Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. 1. Structural and quantitative features*. Ekol. Pol. 33, 567-616.

Likens, G. E. (2010) *Plankton of Inland Waters*. Academic Press, Elsevier Inc., 411 p.

Mimouni, El-A., Pinel-Alloul, B. et B. E. Beisner (2015) *Assessing aquatic biodiversity of zooplankton communities in an urban landscape.* Urban ecosyst, 18, 1353-1372.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (2013) *Outils d'aide à l'ensemencement des plans d'eau – Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis).* Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec, 12 p.

Pinel-Alloul, B. et El-A. Mimouni (2013) *Are cladoceran diversity and community structure linked to spatial heterogeneity in urban landscapes and pond environments?* Hydrobiologia, 715, 195-212.

Proulx, F. et G. Deraspe (2018) *Rapport de caractérisation de l'eau des puits privés des bassins versants des prises d'eau municipales situées dans la rivière Saint-Charles et Montmorency.* Présenté à la Communauté métropolitaine de Québec, Québec, 56 p.

Schneider, J. C., Laarman, P. W. et H. Gowing (2000) *Length-weight relationships.* Chapitre 17 dans Schneider, James C. (ed.) 2000. Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor.

Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W. et A. Duncan (1986) *The PEG*-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters.* Archiv für Hydrobiologie, 106(4), 433-471.

Scheffer, M. (1999). « The effect of aquatic vegetation on turbidity; how important are the feeders? ». *Hydrobiologia*, vol. 408/409, p. 307-316.

Stepankova, J., Vavruskova, J., Hasler, P., Mazalova, P. et A. Poulickova (2008) *Diversity and ecology of desmids of peat bogs in the Jizerské hoty Mts*.* Biologia, Section Botany, 63(6), 895-900.

Willis, D. W., Murphy B. R. et S. G. Christopher (1993) *Stock densityindices : Development, use, and limitations*. Reviews in Fisheries Science, 1(3), 203-222.

Intégrité écologique du lac Saint-Charles et des milieux hydriques qui y sont connectés – 2017

Chapitre 6 : Lac Clément

Préparé par Agiro

AGIRO
initiatives et actions en environnement

Équipe de rédaction

Rédaction et analyse

Alexandre Bérubé Tellier, Biologiste, B. Sc. A. et LL. B., Chargé de projets en environnement, Agiro

Sonja Behmel, Géographe, Ph. D., Coordonnatrice scientifique, Agiro

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, Agiro

Échantillonnage et travaux de terrain

Alexandre Bérubé Tellier, Biologiste, B. Sc. A. et LL. B., Chargé de projets en environnement, Agiro

Marie-Janick Robitaille, Géographe, Agiro

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, Agiro

Rémi Goldschmitt, Technicien en environnement, Assistant technique de terrain, Agiro

Cartographie

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, Agiro

Révision

Sonja Behmel, Géographe, M. Sc., Ph. D. Aménagement du territoire et développement régional, Coordonnatrice scientifique, Agiro

Karine Mailhot-Sarrasin, B. A., D.E.S.S. Traduction, Traductrice et réviseure

Description de la photographie de couverture

Lac Clément, 2014, crédit : Mélanie Deslongchamps

Table des matières

1 Introduction 1
2 Objectifs 1
3 Présentation du territoire 2
4 Résultats 5
4.1 Conditions météorologiques 5
4.2 Analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau 7
4.3 Phosphore et azote total 7
4.4 Chlorophylle *a* 7
4.5 Oxygène dissous 8
4.6 Conductivité spécifique et ions chlorures 9
4.7 Analyse des herbiers aquatiques 12
4.8 Analyse de la communauté de phytoplancton 14
4.8.1 Indice planctonique basé sur la structure des communautés 14
4.8.2 Index planctonique basé sur la présence de phytoplanctons typiques des milieux eutrophes 15
4.8.3 Succession saisonnière 16
4.8.4 Analyse de la communauté de cyanobactéries 17
4.8.5 Limites des résultats 18
4.9 Analyse de la communauté de zooplancton 18
4.9.1 Structure des communautés 19
4.9.2 Indices biotiques 21
4.9.3 Succession saisonnière 22
4.9.4 Limites des résultats 22
4.10 Analyse de la communauté de poissons en lac 23
4.10.1 Description de la communauté actuelle 23
4.10.2 Évolution de l'abondance et de la diversité des espèces 24
4.10.3 Évolution des caractéristiques écologiques des communautés 25
4.10.4 Limites des résultats 26
5 Conclusion 27
5.1 État trophique selon les indicateurs physico-chimiques 27
5.2 État trophique selon les indicateurs biologiques 28
6 Recommandations 29
7 Références 31

Liste des figures

Figure 1 : Bathymétrie du lac Clément 2
Figure 2 : Carte de l'occupation du sol du bassin versant du lac Clément (basé sur les orthophotos de la CMQ de 2013) 3
Figure 3 : Description de l'occupation du sol du bassin versant du lac Clément (basée sur les orthophotos de la CMQ de 2013) 4
Figure 4 : Photo aérienne mettant en valeur l'importance du réseau routier dans le bassin versant du lac Clément 5
Figure 5 : Températures moyennes mensuelles (en °C) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016 6
Figure 6 : Précipitations totales mensuelles (en mm) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016 6
Figure 7 : Profils de chlorophylle *a* enregistrés au lac Clément en 2017 8
Figure 8 : Profils du pourcentage d'oxygène dissous enregistrés au lac Clément en 2017 8
Figure 9 : Profils de conductivité enregistrés au lac Clément en 2017 9
Figure 10 : Conductivité spécifique enregistrée aux stations pélagiques suivies en 2017 9
Figure 11 : Concentrations en ions chlorures enregistrées aux stations pélagiques en 2017 10
Figure 12 : Position des trois tributaires principaux du lac Clément et de leurs stations d'échantillonnage 10
Figure 13 : Conductivité spécifique enregistrée dans les tributaires du lac Clément en 2017 11
Figure 14 : Concentrations en ions de chlorure enregistrées dans les tributaires du lac Clément en 2017 11
Figure 15 : Cartographie des herbiers aquatiques au lac Clément en 2017 12
Figure 16 : Pourcentage des herbiers aquatiques du lac Clément abritant chaque espèce ou genre de macrophytes identifiés en 2017 13
Figure 17 : Densité des herbiers du lac Clément en 2017 13
Figure 18 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de phytoplancton à la station intégratrice du lac Clément en 2017 14
Figure 19 : Densités du genre *Euglena* enregistrées aux stations pélagiques en 2017 16
Figure 20 : Densités du genre *Trachelomonas* enregistrées aux stations pélagiques en 2017 16
Figure 21 : Densités moyennes (cellules/ml) des différents genres de cyanobactéries prélevés durant la saison 2017 au lac Clément 17
Figure 22 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de zooplancton de la station intégratrice du lac Clément à l'été 2017 18
Figure 23 : Densités de rotifères enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 19
Figure 24 : Transparence de l'eau enregistrée aux stations pélagiques en 2017, à l'exception du lac Durand (disque de Secchi visible jusqu'au fond) 19
Figure 25 : Densités de copépodes calanoïdes enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 20
Figure 26 : Densités totales de zooplancton enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 22
Figure 27 : Concentrations d'ions chlorures enregistrées au lac Clément en 2017 24
Figure 28 : Évolution du régime thermique préférentiel et de la tolérance aux perturbations des espèces capturées au lac Clément en 2007 et 2014 26

Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques physiques du lac Clément (tiré d'APEL, 2011) 2
Tableau 2 : Caractéristiques du bassin versant du lac Clément (basées sur les orthophotos de la CMQ de 2013) 4
Tableau 3 : Pluviométrie recensée lors des journées d'échantillonnage (donnée provenant de la station météorologique de la Ville de Québec situé aux Marais du Nord) 7
Tableau 4 : Valeurs de l'indice planctonique et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Clément en 2017 14
Tableau 5 : Valeurs de l'index planctonique irlandais et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Clément en 2017 15
Tableau 6 : Densités moyennes du phytoplancton (cellules/litre) enregistrées aux stations pélagiques en 2017 15
Tableau 7 : Abondance relative de la communauté de cladocères de la station intégratrice du lac Clément en 2017 20
Tableau 8 : Indices biotiques calculés avec les données d'abondance des échantillons prélevés le 19 juin et le 3 août 2017 à la station intégratrice du lac Clément 21
Tableau 9 : Comparaison de la CPUE et de la BPUE calculées en 2014 avec ou sans les données du filet à ménés 23
Tableau 10 : Sommaire des captures réalisées au filet maillant à ombles de fontaine et au filet à ménés au lac Clément en 2014 (données OBVC, 2014) 23
Tableau 11 : Évolution de l'abondance relative des espèces présentes dans le lac Clément lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2007 et 2014) 24
Tableau 12 : Évolution de l'abondance spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'indice d'équitabilité pour le lac Clément lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2007 et 2014) 25
Tableau 13 : Évolution des caractéristiques écologiques des communautés présentes dans le lac Clément lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2007 et 2014) 25
Tableau 14 : Classement du lac Clément selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017 28

1 Introduction

Dans le cadre du programme de suivi de la qualité de l'eau du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles, Agiro a réalisé, en collaboration avec la Ville de Québec et divers experts externes (voir liste complète à la page couverture), l'évaluation de l'intégrité écologique de l'écosystème aquatique du lac Saint-Charles ainsi que des lacs et des rivières qui y sont connectés sur le plan écologique (voir Chapitre 1 pour la description détaillée de la délimitation du territoire étudié et des indicateurs utilisés).

Parmi les écosystèmes aquatiques d'intérêt pour ce projet se trouve le lac Clément qui se décharge par le ruisseau du Valet jusqu'à la rivière Saint-Charles, tout juste en aval du lac Saint-Charles. En raison de la présence du barrage Cyrille-Delage situé en aval du lac Saint-Charles, la connectivité écologique entre les deux lacs est faible, mais présente lors des périodes de crues intenses. Des stations d'échantillonnage ont également été positionnées dans les cours d'eau qui relient les deux lacs; ces résultats sont présentés au chapitre 8.

2 Objectifs

En 2017, le lac Clément a donc été étudié dans l'objectif d'évaluer son **intégrité écologique**[1]. Pour ce faire, l'**eutrophisation**[2], la **chaîne trophique**[3] ainsi que le **degré de dégradation**[4] ont été étudiés afin de mettre en relief les problématiques environnementales détectées en vue de formuler des recommandations.

Plus spécifiquement, cette étude visait à :

- caractériser la dynamique spatiotemporelle des variables biologiques et physico-chimiques clés de l'eau du lac;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle de la communauté de phytoplancton et augmenter les connaissances acquises sur les cyanobactéries;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle de la communauté de zooplancton;
- caractériser la communauté de poissons et effectuer des comparatifs historiques avec les inventaires antérieurs;
- caractériser les herbiers;
- mettre en relief les problématiques environnementales détectées et formuler des recommandations.

Rappelons que la méthodologie est présentée au chapitre 2.

[1] Correspond à l'état d'un écosystème, en termes de composition des espèces, de structure des populations et de fonctionnement des processus naturels, en comparaison à un écosystème inaltéré de sa région naturelle.

[2] Processus d'enrichissement graduel d'un lac en matières nutritives (qualité de l'eau en termes de concentrations en nutriments, de productivité biologique primaire et de prolifération des plantes aquatiques, voir les chapitres 1 et 2 pour plus de détails sur les indicateurs).

[3] Portrait de la chaîne alimentaire aquatique à partir de la productivité primaire, soit des algues jusqu'aux poissons; voir les chapitres 1 et 2 pour plus de détails sur les indicateurs.

[4] Diminution progressive de la qualité de l'eau qui a un impact sur l'intégrité écologique et les conditions physiques d'un lac, mais n'est pas associée aux concentrations en éléments nutritifs comme les sels de voirie.

3 Présentation du territoire

Le lac Clément est relativement petit et caractérisé par une bathymétrie peu profonde, ainsi que par la présence d'une petite fosse centrale d'environ 6 m (Figure 1 et Tableau 1). Il possède trois tributaires, dont le principal est enjambé par l'autoroute 73 qui est située à 200 m du lac. Il se déverse au sud par un rétrécissement de faible profondeur qui devient ensuite le ruisseau du Valet. Ce dernier est également alimenté par le ruisseau Dugas, en provenance du lac Fortier situé dans une zone forestière à l'est de l'autoroute 73. Comme il s'agit d'un lac de tête, la superficie de son bassin versant est relativement faible (1 km^2) par rapport à celle du lac (Tableau 2). La configuration du lac, avec une fosse centrale, ainsi que sa position de tête dans le réseau hydrographique local permettent d'avancer que les communautés de référence du lac Clément sont typiques d'un milieu d'oligotrophe à oligo-mésotrophe.

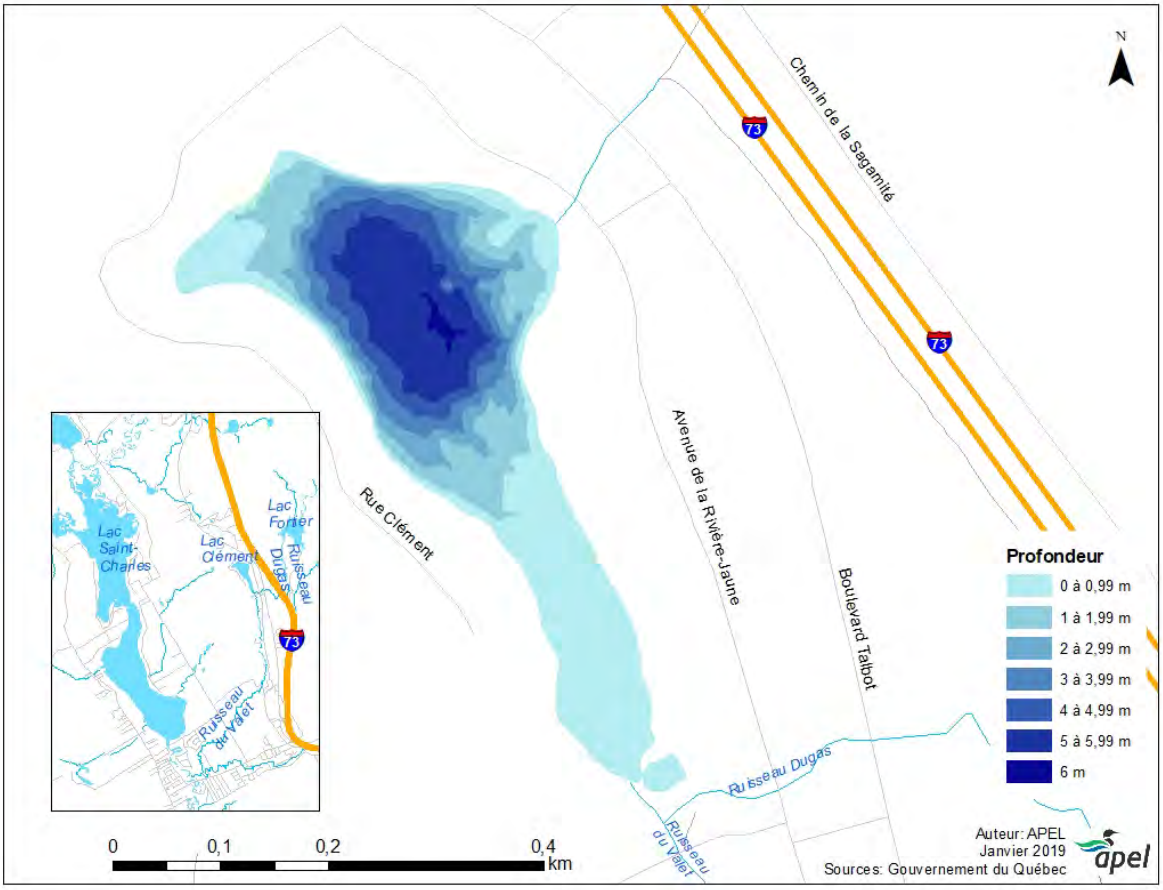


Figure 1 : Bathymétrie du lac Clément.

Tableau 1 : Caractéristiques physiques du lac Clément (tiré d'APEL, 2011).

Caractéristiques physiques du lac Clément	
Superficie	0,08 km^2
Profondeur maximale	6,14 m
Volume	196 921 m^3
Temps de renouvellement	60 jours

Le bassin versant du lac est présenté à la Figure 2 et certaines de ses caractéristiques sont résumées dans la Figure 3 et le Tableau 2. Il s'agit d'un territoire majoritairement forestier dont les terrains boisés se situent en périphérie, soit à l'ouest du lac ainsi qu'à l'est de l'autoroute 73. Au total, 67 % du territoire se trouve à l'état naturel, si l'on considère la végétation, les milieux humides et l'eau, ce qui laisse près du tiers de la superficie du bassin versant touché par les activités humaines. Avec 0,08 km^2 de superficie, le lac Clément occupe 8,7 % de son bassin versant.

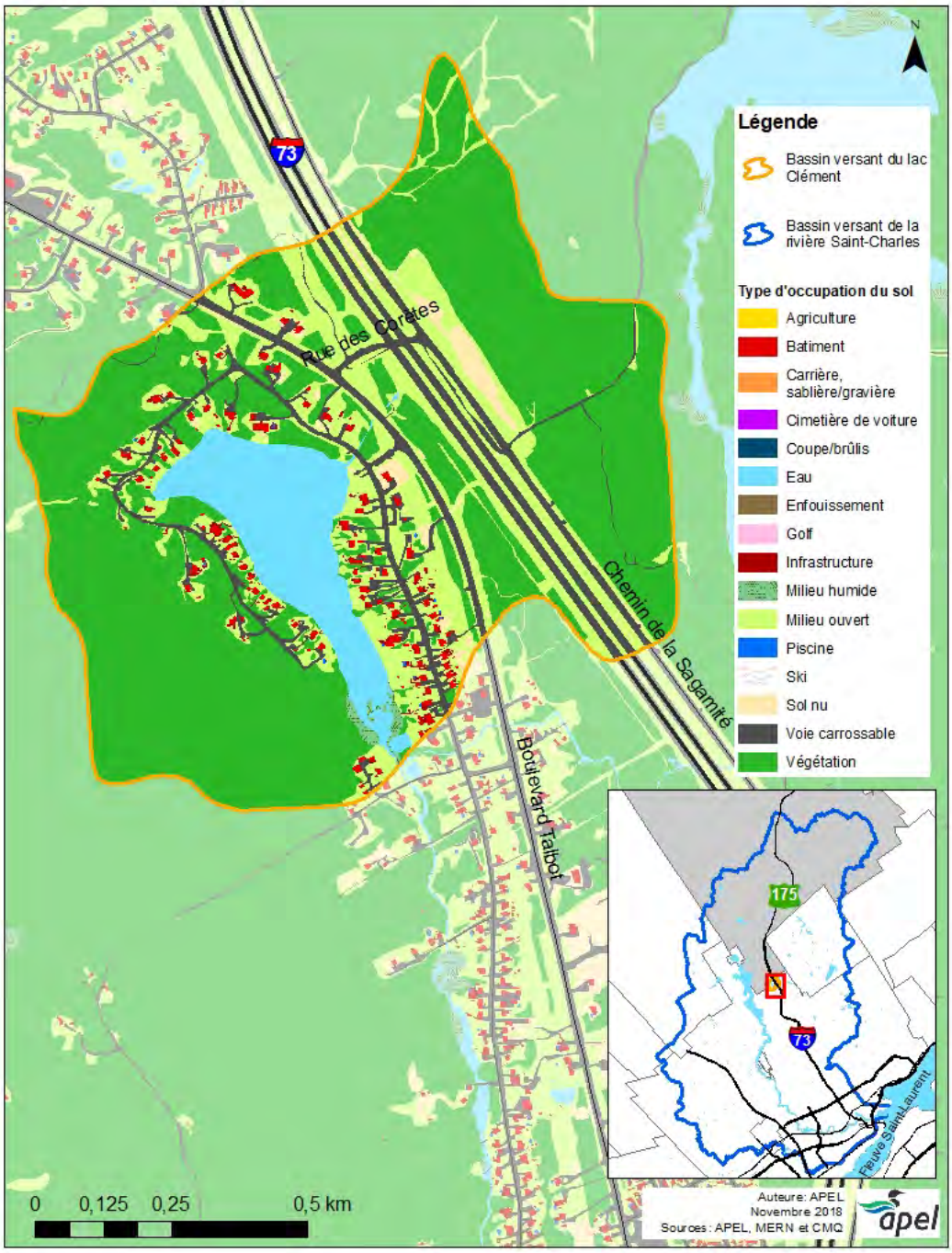


Figure 2 : Carte de l'occupation du sol du bassin versant du lac Clément (basé sur les orthophotos de la CMQ de 2013).

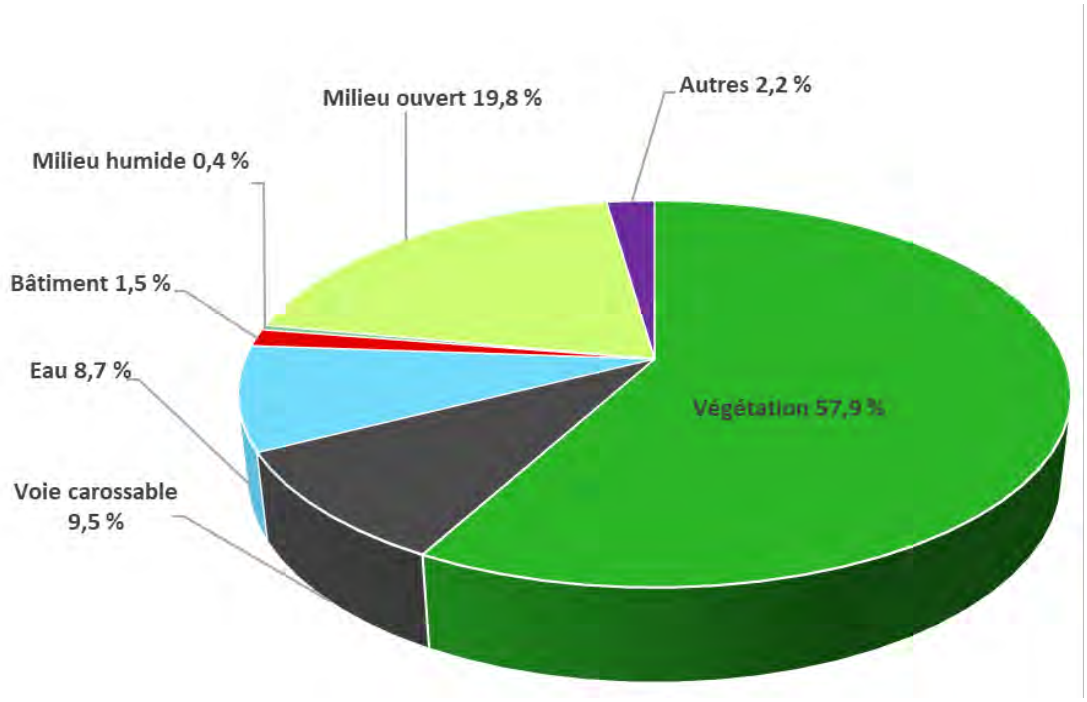


Figure 3 : Description de l'occupation du sol du bassin versant du lac Clément (basée sur les orthophotos de la CMQ de 2013).

Parmi les lacs analysés en 2017, le bassin versant du lac Clément présente la plus faible proportion de végétation. L'urbanisation récente n'est pas la principale menace qui plane sur son territoire; en effet, la présence de deux axes routiers majeurs situés près du lac, soit l'autoroute 73 et le boulevard Talbot (Figure 4), augmente la superficie des surfaces imperméabilisées (11,5 %) et anthropisées (33,0 %). De plus, la majorité des habitations se trouvent à moins de 150 m du lac. Environ 40 % des habitations disposent d'installations septiques individuelles alors que le reste est relié au système d'égout (APEL, 2011).

Tableau 2 : Caractéristiques du bassin versant du lac Clément (basées sur les orthophotos de la CMQ de 2013).

Caractéristiques du bassin versant du lac Clément	
Superficie	0,99 km^2
Lac Clément	8,6 %
Superficie imperméabilisée[5]	11,5 %
Superficie anthropisée[6]	33,0 %
Nombre d'unités d'habitation	76

[5] Les catégories d'occupation du sol incluses dans le calcul de la superficie imperméabilisée sont les suivantes : voie carrossable, bâtiment, infrastructures et piscine.

[6] Les catégories d'occupation du sol incluses dans le calcul de la superficie anthropisée sont les suivantes : voie carrossable, bâtiment, milieu ouvert, carrière, coupe forestière, milieu agricole, infrastructures, piscine, sol nu, ski et golf.

Figure 4 : Photo aérienne mettant en valeur l'importance du réseau routier dans le bassin versant du lac Clément.

4 Résultats

4.1 Conditions météorologiques

Quelques statistiques météorologiques enregistrées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage sont présentées afin d'illustrer le portrait météorologique de l'année 2017 en comparaison avec les normales mensuelles enregistrées entre 1998 et 2016. Bien que l'année ait commencé en étant légèrement plus chaude que la normale, le froid s'est maintenu en mars, avec une moyenne plus basse que celle des données historiques. Les températures estivales ont connu un patron semblable à celui des données historiques, mais les mois de septembre et d'octobre ont été plus chauds tandis que le mois de décembre a été particulièrement froid (Figure 5**.**). Les mois d'avril, d'octobre et de novembre ont reçu de grandes quantités de précipitations, avec une différence marquée comparativement aux données historiques, alors que le mois de juillet a été particulièrement sec (Figure 6). Les données pluviométriques de proximité ont également été recueillies lors des journées d'échantillonnage (Tableau 3).

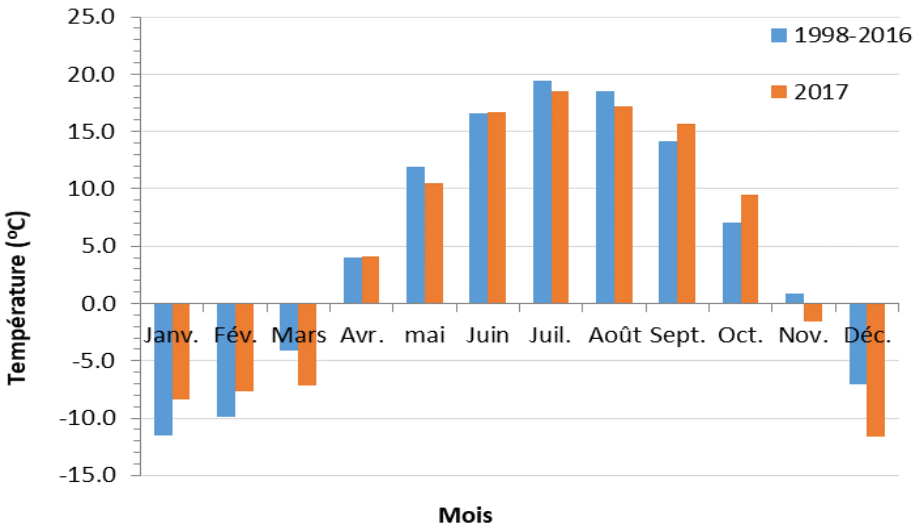


Figure 5 : Températures moyennes mensuelles (en °C) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016.

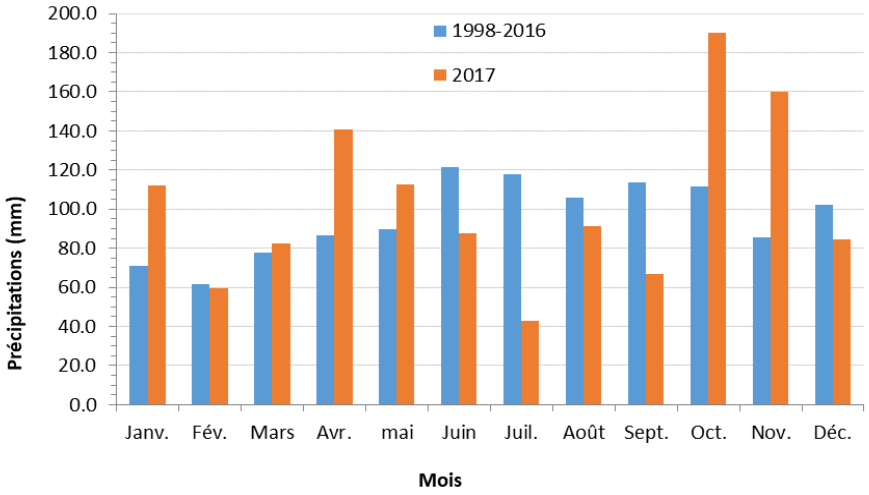


Figure 6 : Précipitations totales mensuelles (en mm) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016.

Tableau 3 : Pluviométrie recensée lors des journées d'échantillonnage (donnée provenant de la station météorologique de la Ville de Québec situé aux Marais du Nord).

Date d'échantillonnage saison 2017	Précipitations (observation terrain)	Précipitations*		Transparence de l'eau (m)
		Dernières 24 h (mm)	Dernières 48 h (mm)	CL05
15 mai	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	3,0
19 juin	Il a plu dans les 24 dernières heures	15,6	0	5,5
3 août	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	5,0
14 septembre	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	4,7
25 octobre	Il a plu dans les 24 dernières heures	47,2	0	2,5

*Seules les précipitations de plus de 5 mm ont été comptabilisées.

4.2 Analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau

Une analyse de différents paramètres de l'eau a été effectuée à l'ensemble des stations à l'étude afin de pouvoir déterminer l'état trophique du lac Clément.

4.3 Phosphore et azote total

Les concentrations en phosphore total à la station CL05 suivie en 2017 ont une valeur médiane de 8,6 µg P/l, toutes profondeurs et dates d'échantillonnage confondues (Figure 5). Par rapport à ce critère, le lac se situerait à l'état oligo-mésotrophe.

Selon la valeur médiane de l'azote total, qui se situe à 0,353 mg N/l, l'état du lac serait également caractéristique d'un milieu oligo-mésotrophe.

4.4 Chlorophylle *a*

Pour le lac Clément, aucun dosage de chlorophylle *a* n'a été réalisé en laboratoire. Les concentrations mesurées à l'aide de la sonde multiparamètres donnent des valeurs relativement faibles et une valeur moyenne de 2,3 µg/l (Figure 7). En fonction de ce critère, le lac se situerait dans un état oligotrophe. Il est à noter qu'étant donnée la faible profondeur du lac, la zone euphotique couvre l'ensemble de la colonne d'eau. Toutes les données de chlorophylle *a* ont donc servi à l'évaluation de l'état trophique. Seul l'échantillonnage de mai a présenté d'importants pics de chlorophylle *a* en raison de densités plus élevées d'algues du genre *Cryptomonas* et de diatomées coloniales (Figure 7).

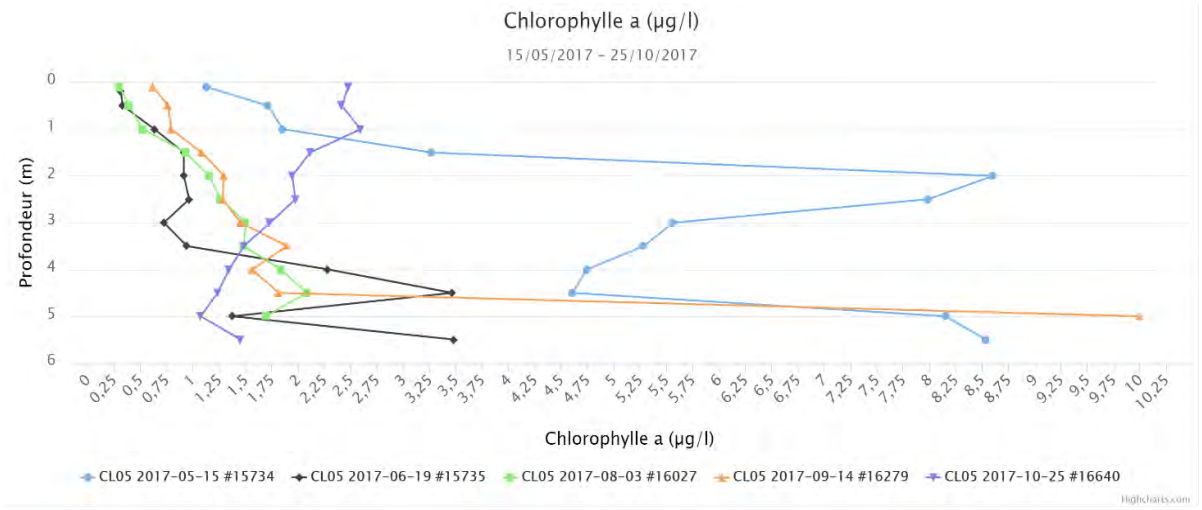


Figure 7 : Profils de chlorophylle *a* enregistrés au lac Clément en 2017.

4.5 Oxygène dissous

Les profils d'oxygène enregistrés en 2017 sont difficiles à analyser puisqu'aucun profil typique ne ressort pour l'ensemble de la saison. La stratification la plus marquée a été observée lors du premier échantillonnage de la saison, soit le 15 mai. Des valeurs très faibles en oxygène avaient été enregistrées à partir de 4,5 m, ce qui permet de croire que le fond du lac est possiblement anoxique durant une partie de l'hiver (Figure 8). Il faudrait cependant effectuer des analyses physico-chimiques en hiver pour confirmer cette hypothèse. De plus, selon ces données et les données de température, le lac n'a pas connu de mélange au printemps. Cette situation s'explique probablement par une densité trop élevée, résistante au mélange, causée par l'abondance de sels de voirie (pour une analyse détaillée de ce phénomène au lac Clément, voir la *Diagnose du lac Clément 2012*[7].

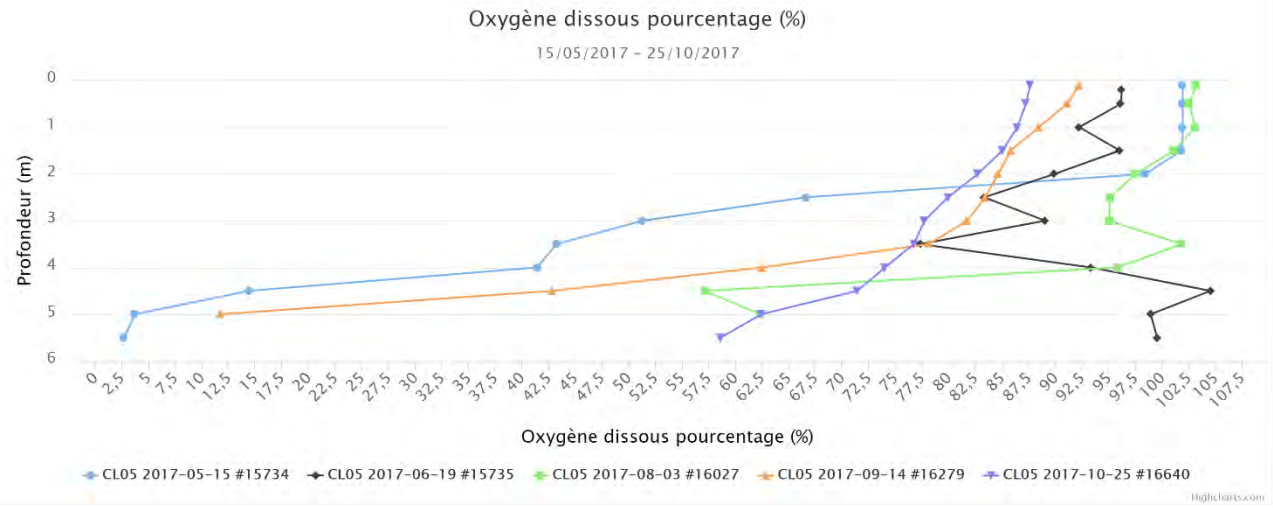


Figure 8 : Profils du pourcentage d'oxygène dissous enregistrés au lac Clément en 2017.

[7] Disponible au : https://agiro.org/wp-content/uploads/Diagnose_lac_clement_2012_finale_web.pdf

4.6 Conductivité spécifique et ions chlorures

Les profils de conductivité spécifique indiquent des valeurs très élevées pour l'ensemble de la saison estivale (Figure 9.) Il s'agit d'ailleurs du lac dont les valeurs de conductivité spécifique et de concentration en ions chlorures, associés aux sels de déglaçage, sont les plus élevées de tous les lacs suivis en 2017 (Figure 10 et Figure 11). À titre d'exemple, la conductivité spécifique médiane du lac Clément, toutes profondeurs et dates confondues, est de 750 µS/cm, comparativement à 110 µS/cm au lac Saint-Charles. De plus, les pics de conductivité les plus importants ont été enregistrés lors des trois premières campagnes d'échantillonnage suivant la fonte des neiges, période durant laquelle les tributaires acheminent jusqu'au lac les sels de déglaçage accumulés durant l'hiver.

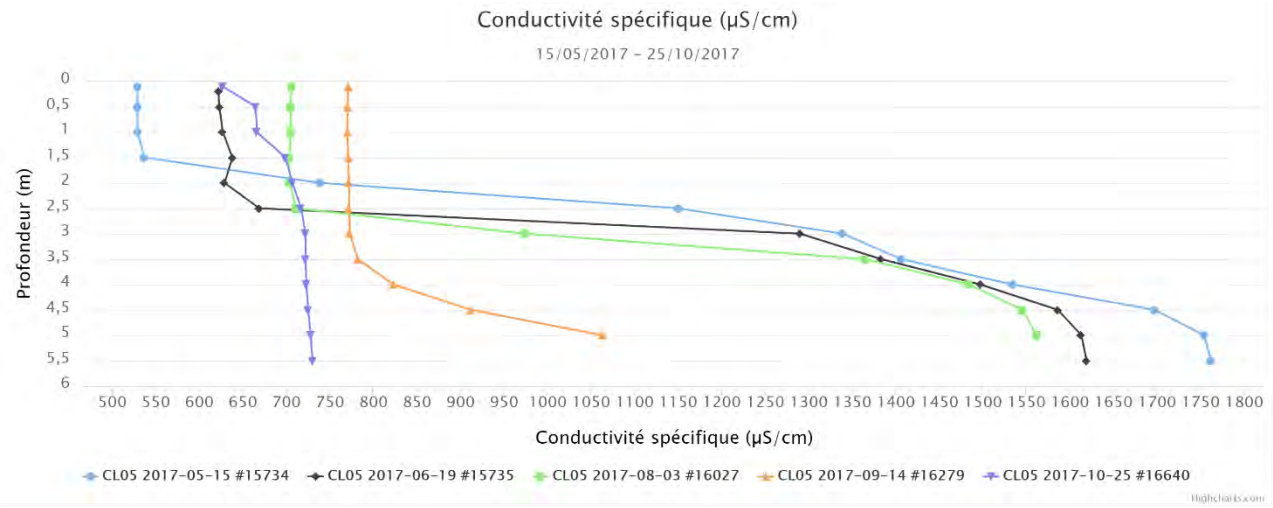


Figure 9 : Profils de conductivité enregistrés au lac Clément en 2017.

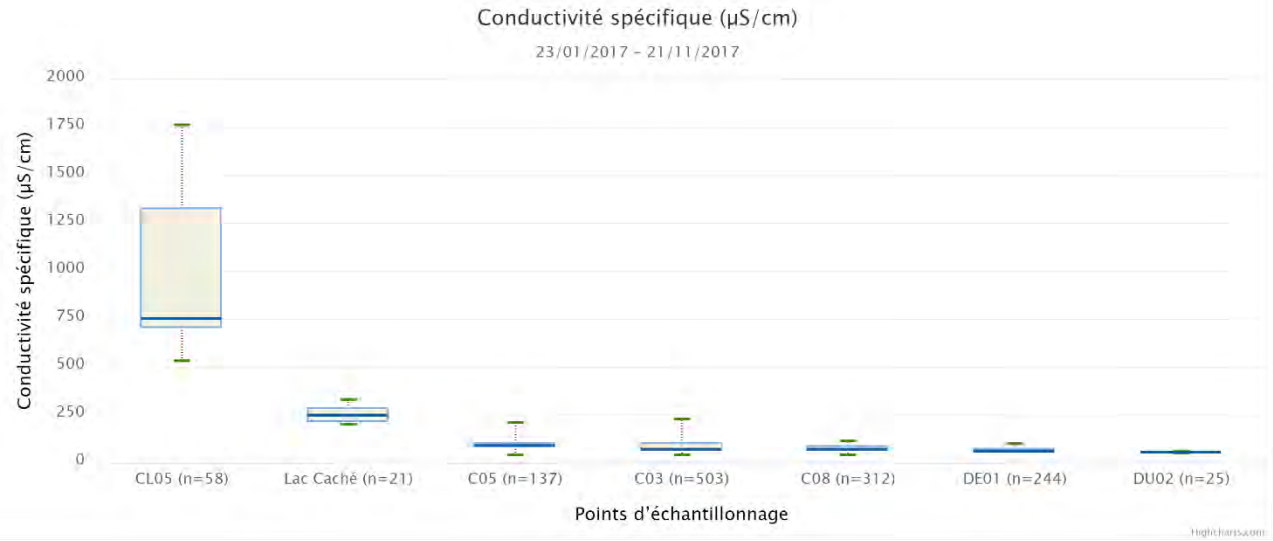


Figure 10 : Conductivité spécifique enregistrée aux stations pélagiques suivies en 2017.

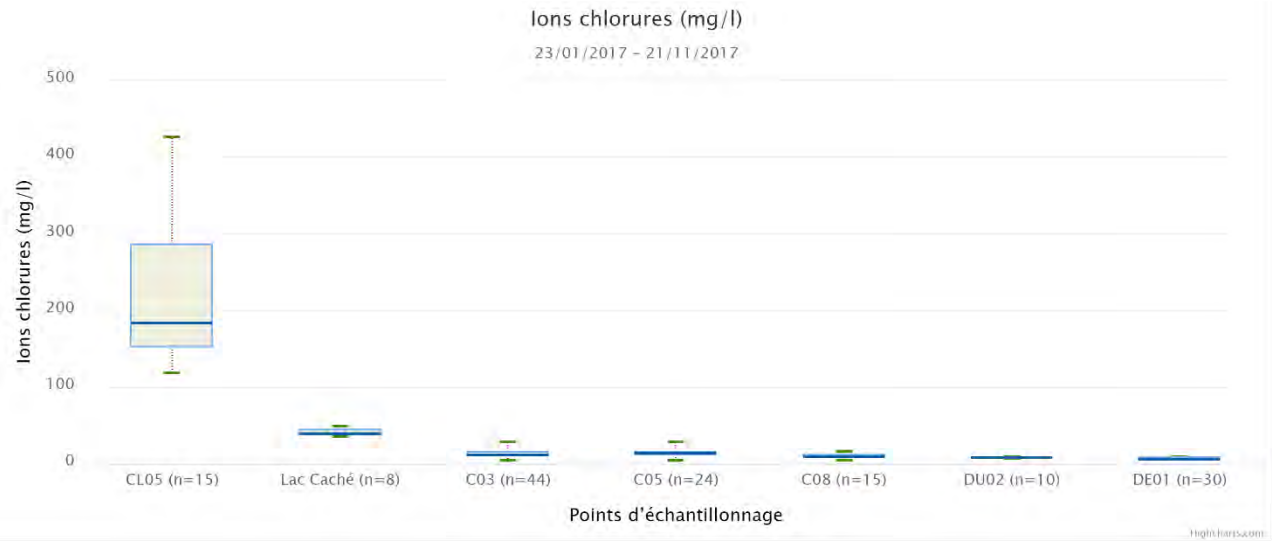


Figure 11 : Concentrations en ions chlorures enregistrées aux stations pélagiques en 2017.

Une analyse de la qualité de l'eau provenant des tributaires vient confirmer une tendance observée depuis plusieurs années déjà, soit une contamination du lac Clément par les ions chlorures qui proviennent des deux grands axes routiers à proximité, soit le boulevard Talbot et l'autoroute 73 (APEL, 2011, 2012 et 2013). En effet, les deux tributaires suivis aux stations d'échantillonnage CLTR1 et CLTR3 acheminent une eau chargée en ions chlorures au lac Clément (Figure 12).

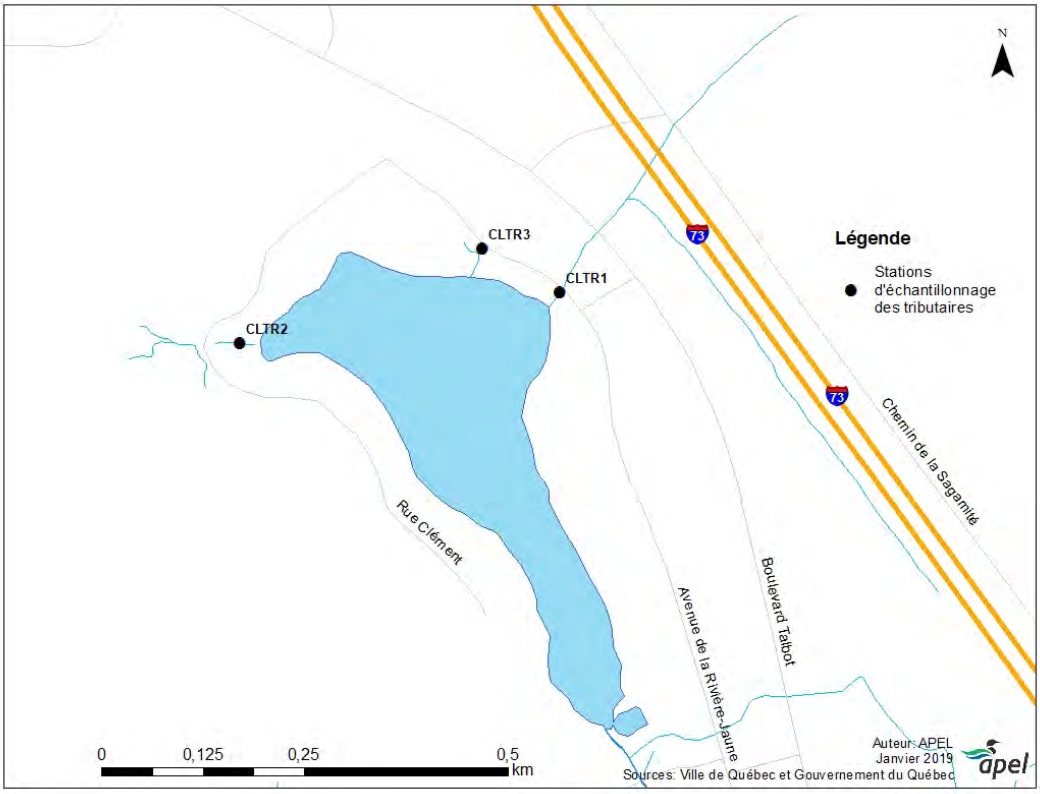


Figure 12 : Position des trois tributaires principaux du lac Clément et de leurs stations d'échantillonnage.

La conductivité spécifique des tributaires CLTR1 et CLTR3, qui drainent une partie de l'aire d'écoulement de ces axes routiers, est très élevée, présentant des valeurs médianes supérieures à 800 µS/cm, alors que les valeurs mesurées dans le tributaire CLTR2, qui draine le secteur ouest du bassin versant, sont beaucoup plus faibles avec une médiane d'environ 160 µS/cm (Figure 13). Selon l'analyse des concentrations en ions chlorures, les valeurs médianes des tributaires CLTR1 et CLTR3 sont de 170 mg/l comparativement à 3 mg/l pour le tributaire CLTR2 (Figure 14).

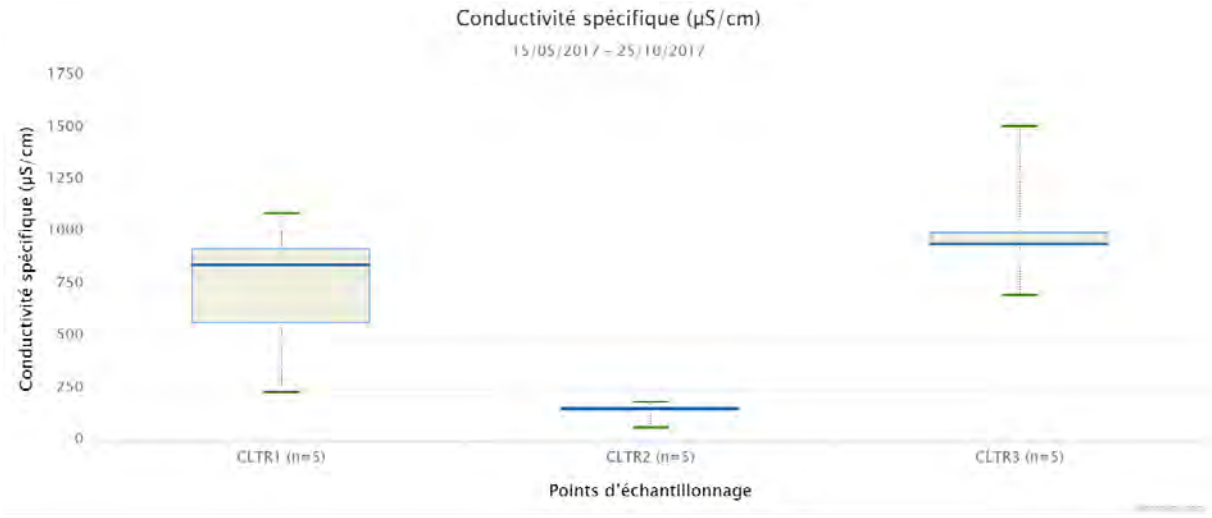


Figure 13 : Conductivité spécifique enregistrée dans les tributaires du lac Clément en 2017.

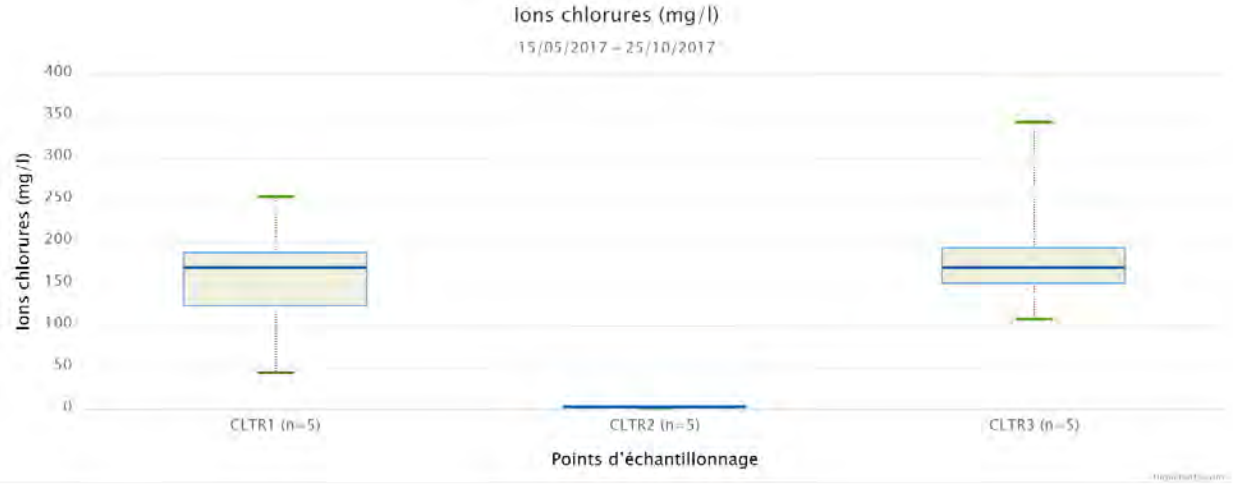


Figure 14 : Concentrations en ions de chlorure enregistrées dans les tributaires du lac Clément en 2017.

4.7 Analyse des herbiers aquatiques

La caractérisation des herbiers aquatiques au lac Clément a eu lieu vers la mi-août 2017. Les herbiers recouvraient alors 13,6 % de la superficie du lac (Figure 15), comparativement à 10 % en 2007 (APEL, 2009). La proportion du lac colonisée par les herbiers est donc demeurée relativement stable entre les deux derniers inventaires et représente le plus faible recouvrement parmi les lacs étudiés en 2017. Cette présence modérée de plantes aquatiques est caractéristique d'un milieu peu productif.

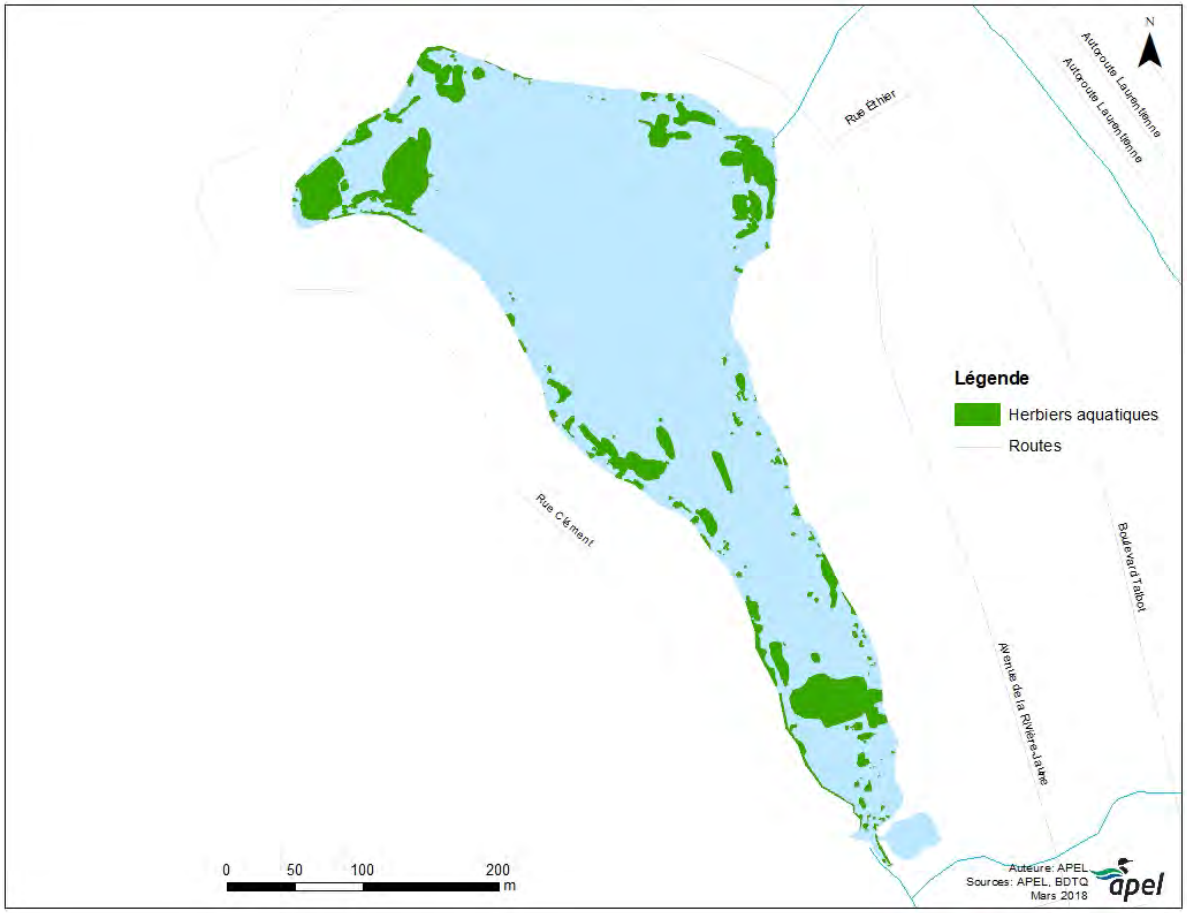


Figure 15 : Cartographie des herbiers aquatiques au lac Clément en 2017.

Au total, 15 espèces ou groupes taxonomiques ont été identifiés (Figure 16). L'espèce dominante est le potamot de Robbins, qui forme des herbiers denses. L'utriculaire vulgaire et la sagittaire graminoïde font également partie des espèces les plus souvent observées. En raison de la grande abondance de certaines espèces en particulier et de la faible représentation des autres, la diversité des herbiers du lac Clément doit être considérée comme moyenne.

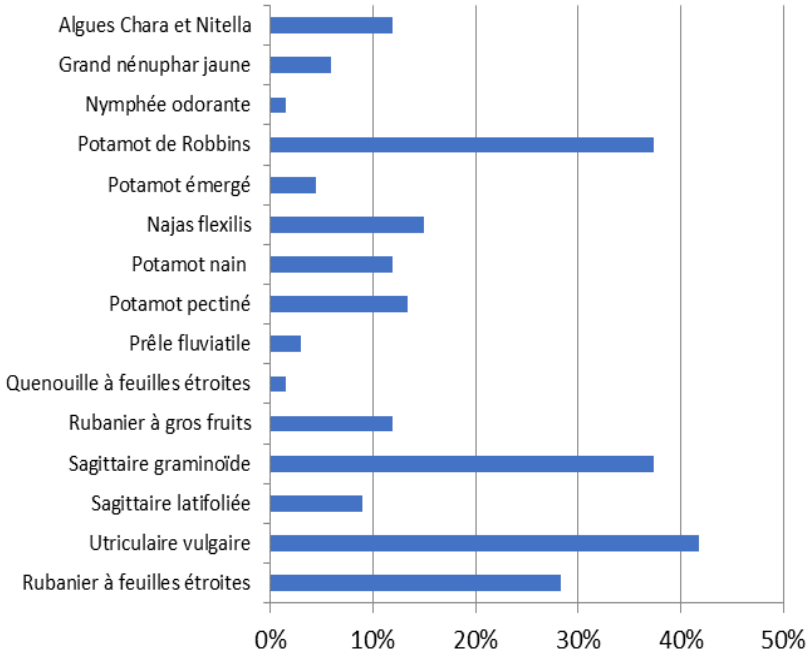


Figure 16 : Pourcentage des herbiers aquatiques du lac Clément abritant chaque espèce ou genre de macrophytes identifiés en 2017.

Finalement, la majorité des herbiers du lac Clément (76 %) possède une densité élevée, soit plus de 10 spécimens par mètre carré (Figure 17). Ce fait est fortement influencé par la présence du potamot de Robbins, une plante aquatique qui forme principalement des herbiers très denses.

Figure 17 : Densité des herbiers du lac Clément en 2017.

4.8 Analyse de la communauté de phytoplancton

La structure de la communauté du phytoplancton a été analysée pour chacun des échantillons prélevés lors de l'été 2017, soit le 15 mai, le 19 juin, le 3 août et le 14 septembre, afin d'étudier la succession saisonnière (Figure 18). Une moyenne annuelle a également été calculée afin de connaître la structure typique de la communauté du lac et d'utiliser des indices biotiques.

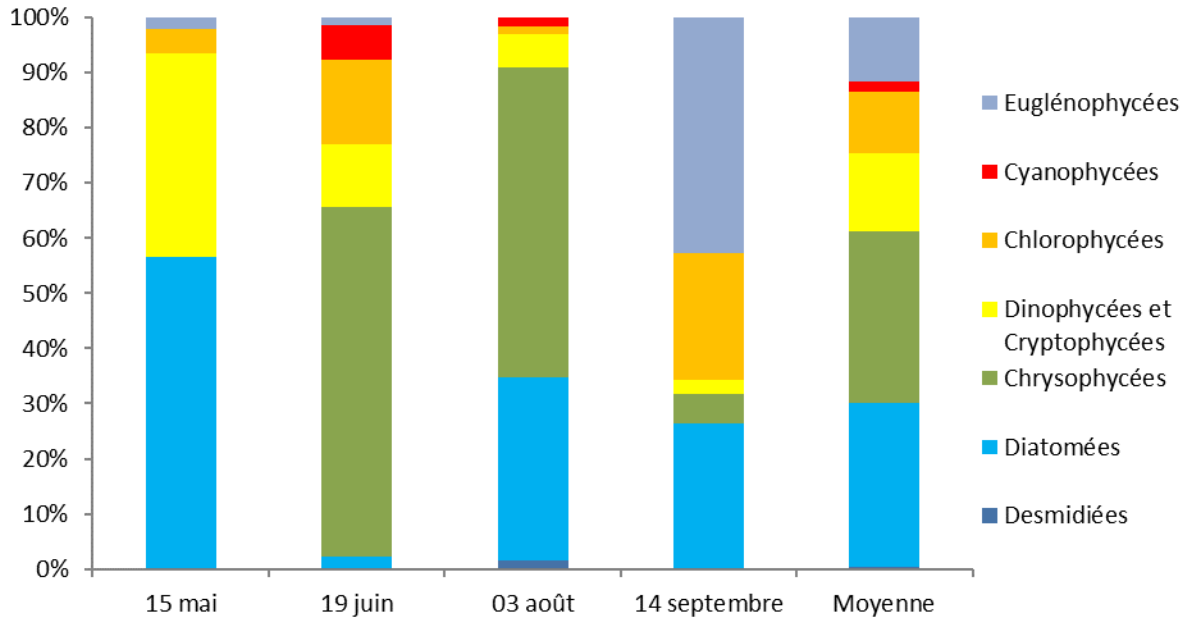


Figure 18 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de phytoplancton à la station intégratrice du lac Clément en 2017.

4.8.1 Indice planctonique basé sur la structure des communautés

Les valeurs obtenues pour l'indice planctonique ONEMA ont grandement varié au cours de la succession saisonnière étudiée. Toutefois, la moyenne calculée indique que la communauté de phytoplancton du lac Clément est typique d'un milieu mésotrophe, mais se rapproche du stade eutrophe (Tableau 4). La valeur la plus élevée, enregistrée le 14 septembre, correspond à un stade hyper eutrophe en raison d'une très forte abondance d'euglénophycées et de chlorophycées. L'indice est également élevé pour l'échantillon du mois de juin, cette fois-ci influencé par la présence marquée de cyanophycée et de chlorophycée, ainsi que par l'absence presque totale de diatomées.

Tableau 4 : Valeurs de l'indice planctonique et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Clément en 2017.

	CL05
15 mai	27,0
19 juin	46,5
3 août	25,5
14 septembre	75,0
Moyenne	43,5

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :

Ultra oligotrophe – Oligotrophe – Mésotrophe – Eutrophe – Hyper eutrophe

La structure moyenne de la communauté est dominée par les diatomées (29,7 %) et les chrysophycées (31,2 %), ainsi que par une proportion importante des groupes associés à des milieux eutrophes (38,8 %) [Figure 18]. La très grande variation de la structure des communautés prélevées semble démontrer une absence de stabilité dans l'écosystème qui est souvent associée à d'importantes perturbations. Les valeurs anormalement élevées de la conductivité spécifique et des ions chlorures témoignent d'ailleurs des pressions anthropogéniques exercées sur le lac Clément (Figure 9,Figure 10 etFigure 11).

4.8.2 Index planctonique basé sur la présence de phytoplanctons typiques des milieux eutrophes

Les valeurs obtenues en calculant l'index planctonique irlandais (Tableau 5) démontrent qu'il y a une très faible densité des genres de phytoplanctons typiques des milieux eutrophes. En fait, seules la concentration en chlorophylle *a* enregistrée le 15 mai et la densité du genre *Oocystis* enregistrée le 19 juin dépassent la limite inférieure de l'index. Il n'est donc pas étonnant que la valeur moyenne obtenue soit associée à un milieu oligotrophe. Cependant, cet index basé sur la densité du phytoplancton semble peu adapté pour décrire la réalité du lac. En effet, le lac Clément présente une densité moyenne de phytoplancton (cellules/litre) près de 9,5 fois plus faible que la moyenne enregistrée dans les six autres stations pélagiques analysées en 2017 (Tableau 6). Il est donc normal d'observer une très faible densité tant des genres colonisant les milieux perturbés que des milieux de bonne qualité. Cette observation laisse transparaître que le lac Clément est un milieu très peu productif.

Tableau 5 : Valeurs de l'index planctonique irlandais et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Clément en 2017.

	CL05
15 mai	0,99
19 juin	0,99
3 août	1,00
14 septembre	1,00
Moyenne	0,99

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :

Oligotrophe – Mésotrophe – Eutrophe

Tableau 6 : Densités moyennes du phytoplancton (cellules/litre) enregistrées aux stations pélagiques en 2017.

Station	Cellules/litres
C03	881 400
C05	320 835
C08	415 264
DE01	255 324
DU02	349 979
Lac Caché	542 212
CL05	48 526
Moyenne	401 934
Moyenne sans CL05	460 836

4.8.3 Succession saisonnière

La structure de la communauté de phytoplancton a subi d'importantes variations au cours de la saison d'échantillonnage. Tout d'abord, la communauté du printemps était dominée par les diatomées, principalement *Fragilaria*, et le groupe dinophycées/cryptophycées, principalement *Cryptomonas*. L'échantillon prélevé en juin indique plutôt une forte dominance des chrysophycées combinée à l'apparition des cyanophycées. L'échantillonnage d'août présente quant à lui une structure plus proche de celle des autres lacs du territoire, c'est-à-dire une dominance de diatomées et de chrysophycées et une faible densité des groupes associés aux milieux eutrophes. Les fortes abondances de chrysophycées enregistrées en juin et août sont surtout dues à la présence marquée du genre *Dinobryon.* Finalement, une proportion très élevée d'euglénophycées des genres *Euglena* et *Trachelomonas* a été observée en septembre, faisant chuter radicalement l'intégrité écologique de la communauté de phytoplancton. Les densités de ces deux genres sont d'ailleurs parmi les plus élevées enregistrées en 2017 (Figure 19Figure 20), et ce, malgré la très faible densité totale du phytoplancton dans le lac Clément.

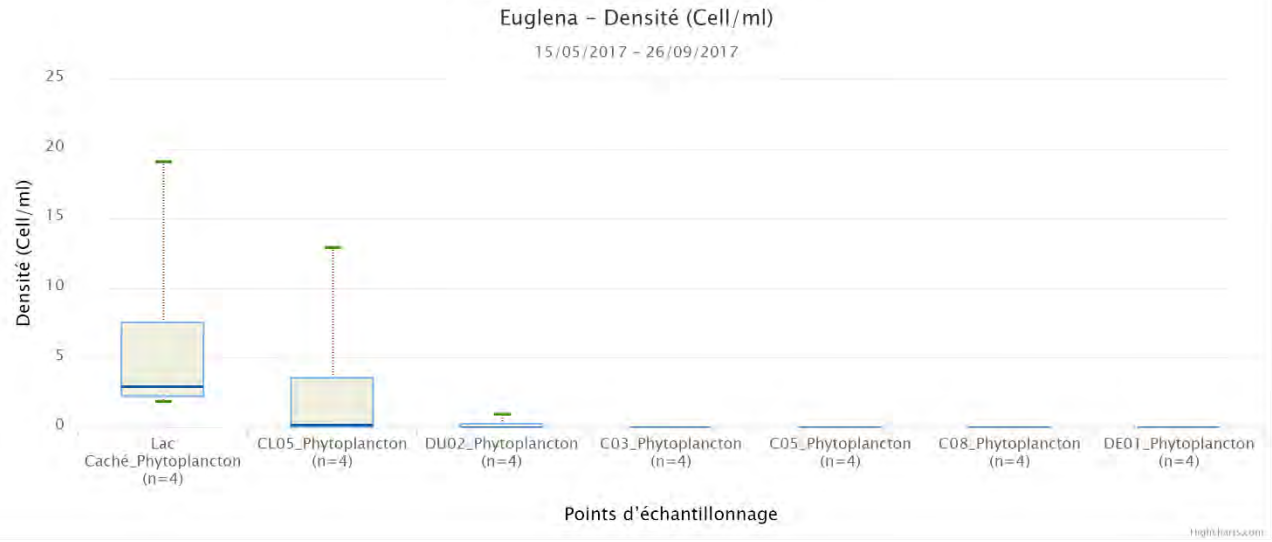


Figure 19 : Densités du genre *Euglena* enregistrées aux stations pélagiques en 2017.

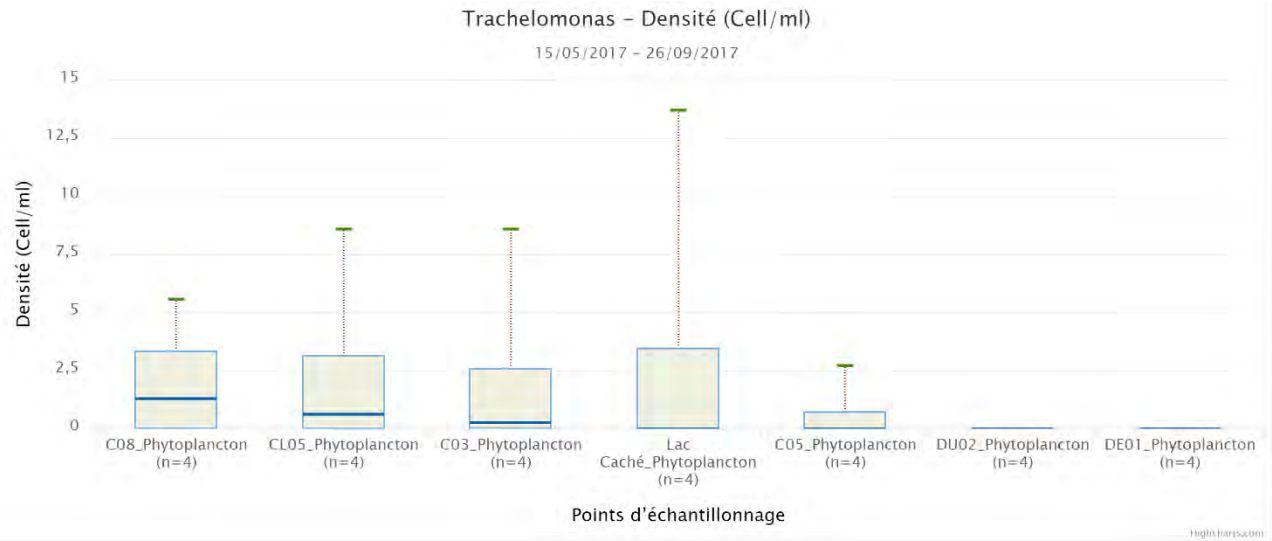


Figure 20 : Densités du genre *Trachelomonas* enregistrées aux stations pélagiques en 2017.

4.8.4 Analyse de la communauté de cyanobactéries

Au total, huit genres de cyanobactéries ont été identifiés au lac Clément en 2017. Il s'agit de la plus faible diversité enregistrée parmi les lacs suivis cette année-là. La densité de cyanobactéries est également la plus faible de tout le territoire, avec une moyenne de 9 cellules/ml. Les genres *Pseudanabaena, Oscillatoria Raphidiopsis* et *Microcystis* étaient les plus abondants et représentaient 65 % de la communauté (Figure 21).

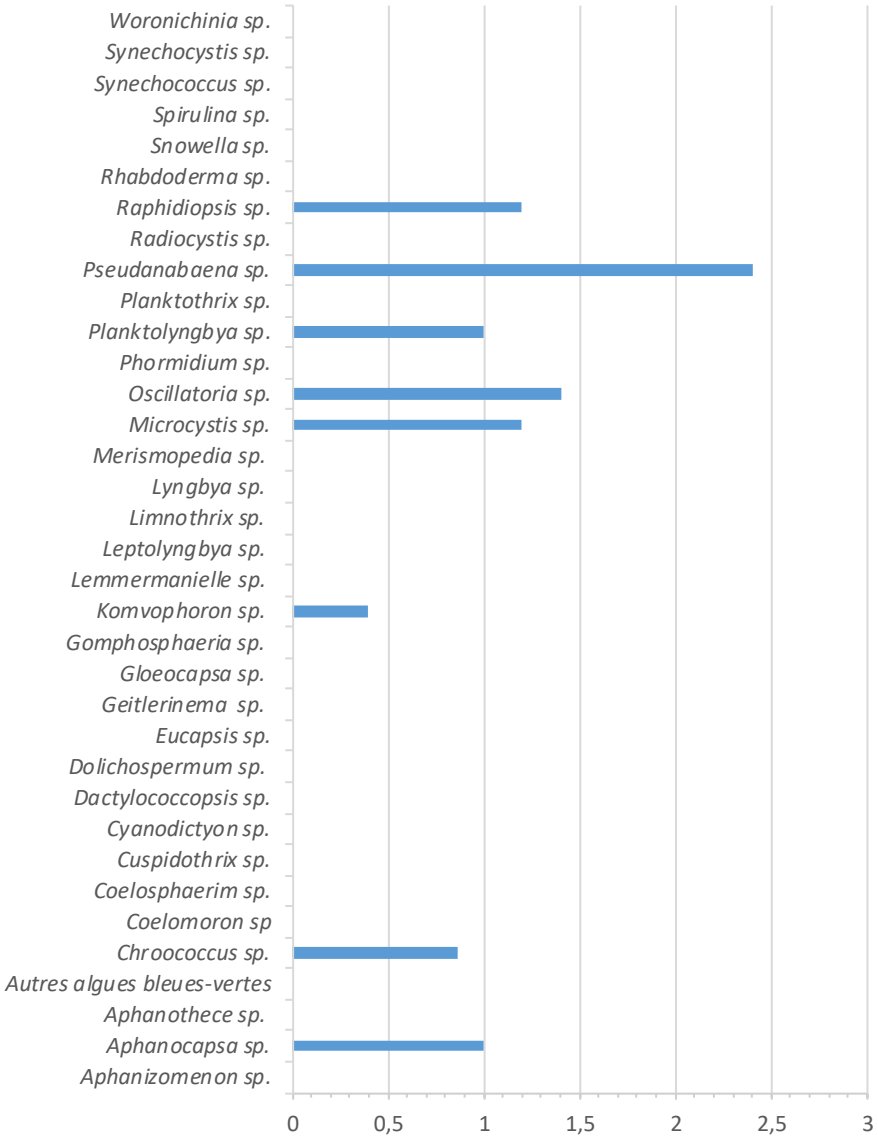


Figure 21 : Densités moyennes (cellules/ml) des différents genres de cyanobactéries prélevés durant la saison 2017 au lac Clément.

4.8.5 Limites des résultats

Les données récoltées brossent le portrait de la communauté de phytoplancton présente dans le lac Clément en 2017. Puisqu'il s'agit de la première prise de données exhaustive dans ce lac, il est impossible d'établir un comparatif temporel qui permettrait de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications à la suite de perturbations environnementales ou bien si ces dernières sont représentatives de la composition naturelle du milieu. Toutefois, les données obtenues constituent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation de cet écosystème.

Les deux indices utilisés provenant d'Europe, ils n'ont pas été spécifiquement conçus pour les communautés de phytoplancton observées sur le territoire à l'étude. Même s'il semble surestimer quelque peu l'intégrité de la communauté, l'indice planctonique ONEMA a démontré une bonne sensibilité aux variations de structure de la communauté. Cependant, l'index planctonique irlandais a démontré une moins grande sensibilité. Comme cet indice est basé principalement sur la densité de certains genres d'algues, il est plus représentatif de la productivité du milieu que de l'intégrité globale d'une communauté. De plus, seulement trois des neuf genres utilisés pour obtenir une valeur de l'index sont présents au lac Clément.

4.9 Analyse de la communauté de zooplancton

La structure de la communauté de zooplancton a été analysée pour chacun des échantillons prélevés lors de l'été 2017, soit le 15 mai, le 19 juin, le 3 août et le 14 septembre, afin d'étudier la succession saisonnière (Figure 22). Une moyenne annuelle a également été calculée afin de connaître la structure typique de la communauté du lac et d'utiliser des indices biotiques.

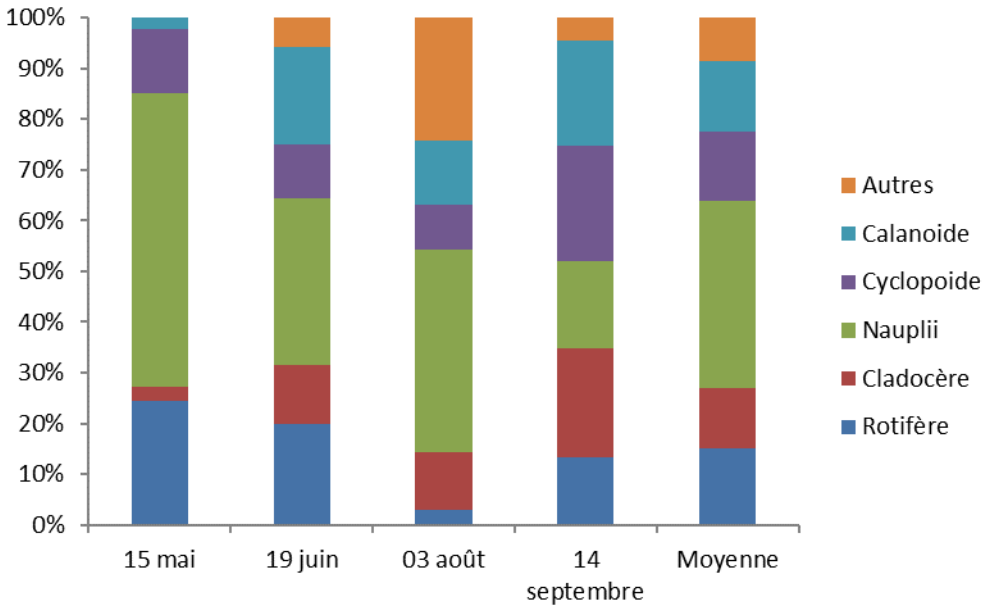


Figure 22 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de zooplancton de la station intégratrice du lac Clément à l'été 2017.

4.9.1 Structure des communautés

La structure moyenne de la communauté du lac Clément (station CL05) est dominée par les nauplius à 37,0 %, suivis des rotifères avec seulement 15 % (Figure 22). Il s'agit de la plus faible proportion de rotifères enregistrée parmi les lacs étudiés (Figure 23), ce qui indique une faible présence de micro-organismes et de particules dont se nourrissent les rotifères, ainsi qu'une compétition élevée pour les ressources avec les grands filtreurs (*Daphnia* et copépodes calanoïdes), qui sont plus efficaces pour filtrer les petites particules présentes dans l'eau (Likens, 2010). Cette situation est généralement associée à un milieu peu productif et à une eau claire. Les valeurs de transparence enregistrées au lac Clément sont d'ailleurs les plus élevées en 2017 (Figure 24). Cette faible abondance des rotifères se répercute directement sur l'abondance totale du zooplancton, la plus faible parmi les lacs étudiés en 2017 (Figure 26).

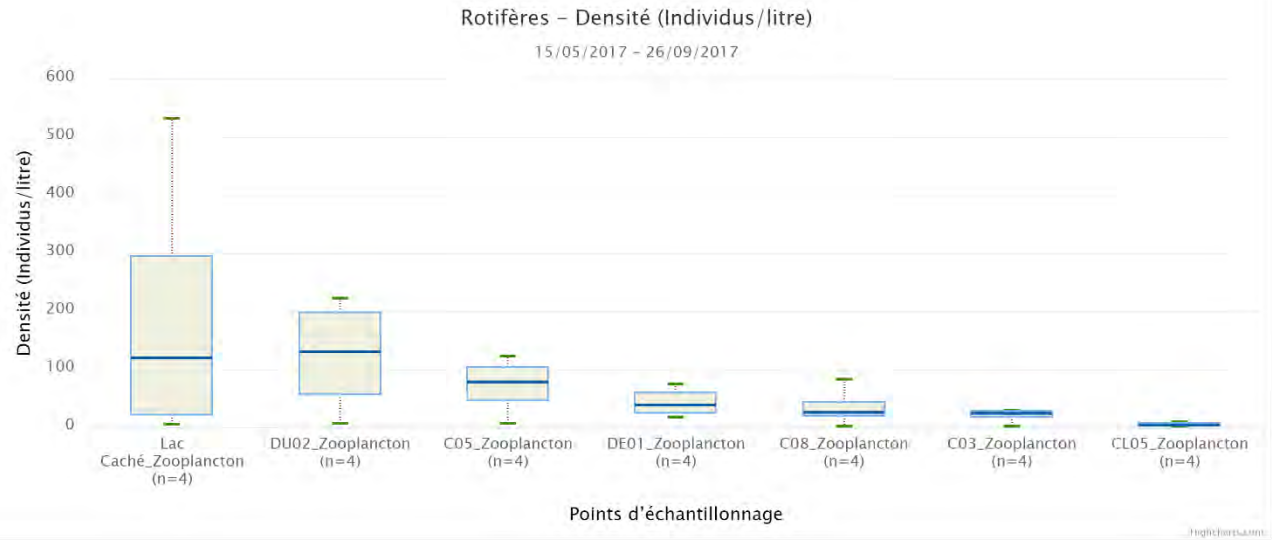


Figure 23 : Densités de rotifères enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017.

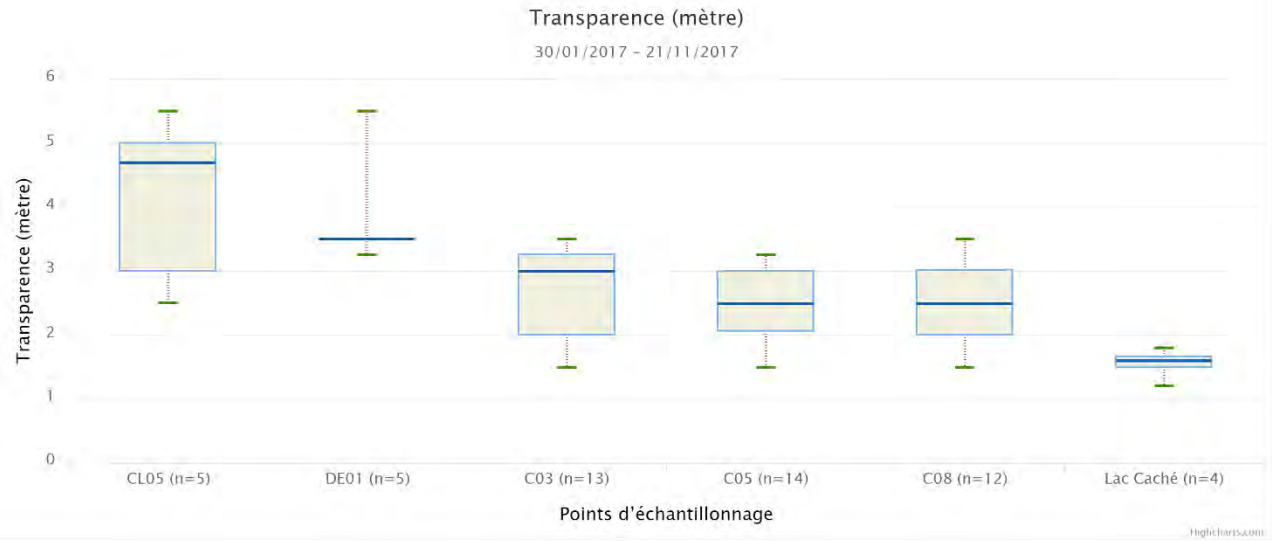


Figure 24 : Transparence de l'eau enregistrée aux stations pélagiques en 2017, à l'exception du lac Durand (disque de Secchi visible jusqu'au fond).

Il faut également mentionner que les copépodes adultes, séparés à parts égales entre les cyclopoïdes et les calanoïdes, comptent à eux seuls pour 27,4 % de la communauté, la plus grande proportion de copépodes observée dans les lacs analysés. Cette forte représentation peut avoir eu un impact négatif sur l'abondance des rotifères. En effet, les calanoïdes se disputent les ressources alimentaires avec les rotifères, tandis que certains cyclopoïdes en sont des prédateurs directs. La densité des copépodes calanoïdes du lac Clément est d'ailleurs la plus élevée parmi les lacs étudiés en 2017, malgré une très faible densité totale du zooplancton (Figure 25).

Pour leur part, les cladocères représentent 11,9 % de la communauté. Finalement, la catégorie « Autres » est principalement composée de thécamibien, soit des amibes dotées d'une coquille. Des larves de chaoboridae ont également été identifiées; leur présence dans les échantillons récoltés en plein jour semble indiquer une plus faible prédation du plancton par les poissons (Oda et Hanazota, 2008 ; Likens, 2010).

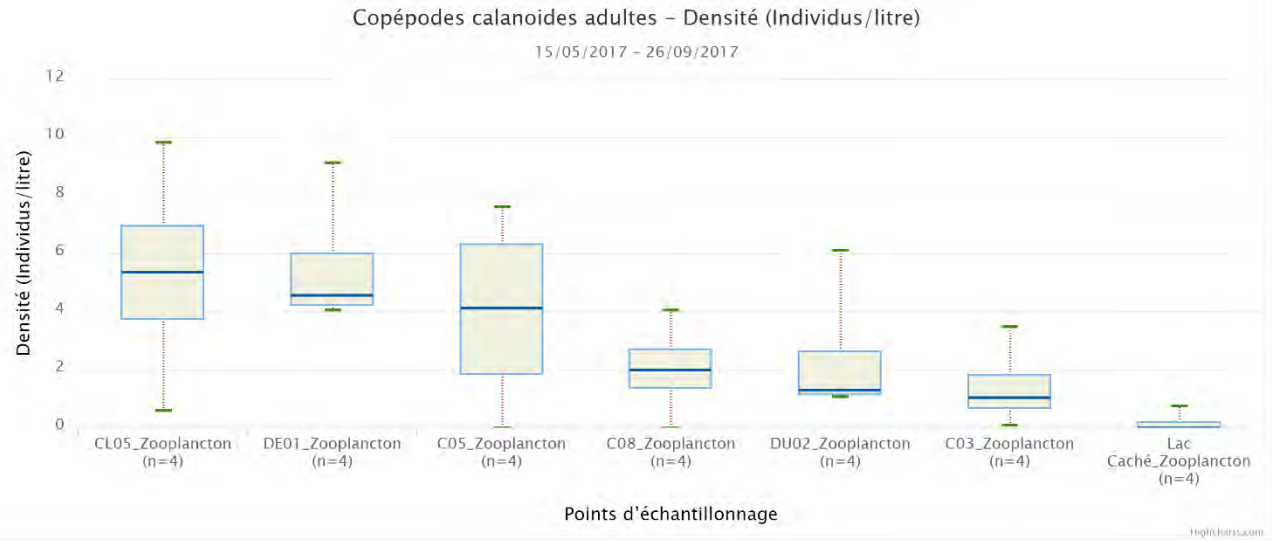


Figure 25 : Densités de copépodes calanoïdes enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017.

Les cladocères du lac Clément sont largement dominés par le genre *Daphnia*, qui représente 93,8 % de la communauté moyenne prélevée en 2017 (Tableau 7). Cette forte proportion de *Daphnia*, de grands cladocères au fort taux de broutage, est généralement associée à une eau claire et à une faible prédation exercée par les poissons du lac. La grande abondance de copépodes calanoïdes, un autre type de grands filtreurs, semble confirmer la faible pression de prédation des poissons de ce milieu pélagique. Une seule autre famille compose la communauté de cladocères (Sididae). Cette faible diversité, qui peut être liée à une perte d'intégrité du milieu, pourrait affecter sa résistance aux perturbations anthropogéniques, comme c'est le cas pour des lacs qui ont subi un processus d'acidification (Vinebrooke et al., 2003).

Tableau 7 : Abondance relative de la communauté de cladocères de la station intégratrice du lac Clément en 2017.

	Daphnia	Sididae
15 mai	100,0 %	0,0 %
19 juin	100,0 %	0,0 %
3 août	92,7 %	7,3 %
14 septembre	82,5 %	17,5 %

Moyenne	93,8 %	6,2 %

4.9.2 Indices biotiques

Les données utilisées pour calculer les indices biotiques du Tableau 8 sont celles des échantillonnages effectués le 19 juin et le 3 août 2017 seulement, afin de permettre une meilleure comparaison avec les données de Chemli (2017), lequel avait procédé à des échantillonnages en juin et en juillet.

Tableau 8 : Indices biotiques calculés avec les données d'abondance des échantillons prélevés le 19 juin et le 3 août 2017 à la station intégratrice du lac Clément.

Indices biotiques	Effet de l'eutrophisation	Comparaison avec des lacs oligo-mésotrophes (Chemli, 2017)
		CL05
Densité des *Daphnia* (ind/l)	Diminution	5,49
Densité des *Bosmina* (ind/l)	Augmentation	0,0
Densité des rotifères (ind/l)	Augmentation	5,76
Densité des crustacés (ind/l)	Augmentation	36,06
***Daphnia*/cladocères totaux**	Diminution	0,96
Cladocères/calanoïdes	Augmentation	0,76
Cyclopoïdes/calanoïdes	Augmentation	0,62
Rotifères/crustacés	Augmentation	0,15
Stade trophique associé aux indices		Oligotrophe

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :

Oligotrophe – Oligo-mésotrophe – Mésotrophe – Méso-eutrophe – Eutrophe

L'analyse des différents indices biotiques utilisés (Tableau 8) est grandement influencée par la très faible abondance de rotifères comparativement aux autres lacs étudiés, laquelle se répercute directement sur l'abondance totale du zooplancton, également très faible (Figure 26). La densité élevée de *Daphnia* et l'absence de *Bosmina* sont deux indicateurs d'un milieu peu productif aux eaux claires. Ces densités se traduisent par un ratio *Daphnia*/cladocères totaux très élevé. La densité élevée de copépodes calanoïdes se répercute pour sa part sur les ratios cladocères/calanoïdes et cyclopoïdes/calanoïdes, qui indiquent, respectivement, un milieu oligotrophe et un milieu oligo-mésotrophe.

Somme toute, les indices biotiques utilisés démontrent bien la présence d'une communauté de zooplancton typique d'un milieu oligotrophe. Cependant, la très faible abondance totale du zooplancton au lac Clément est possiblement le résultat des perturbations subies par cet écosystème au cours des dernières années. En effet, il a été démontré que l'abondance du zooplancton peut être négativement corrélée à la conductivité de l'eau (Frisch et Green, 2007). Rappelons que les valeurs de conductivité enregistrées à la station CL05 sont extrêmement élevées comparativement à celles des autres lacs étudiés en 2017, tout comme celles des ions chlorures qui proviennent de l'épandage de sels de déglaçage (Figure 10Figure 11). Les valeurs des différents indices biotiques utilisés ne semblent donc pas nécessairement refléter une bonne intégrité de l'écosystème.

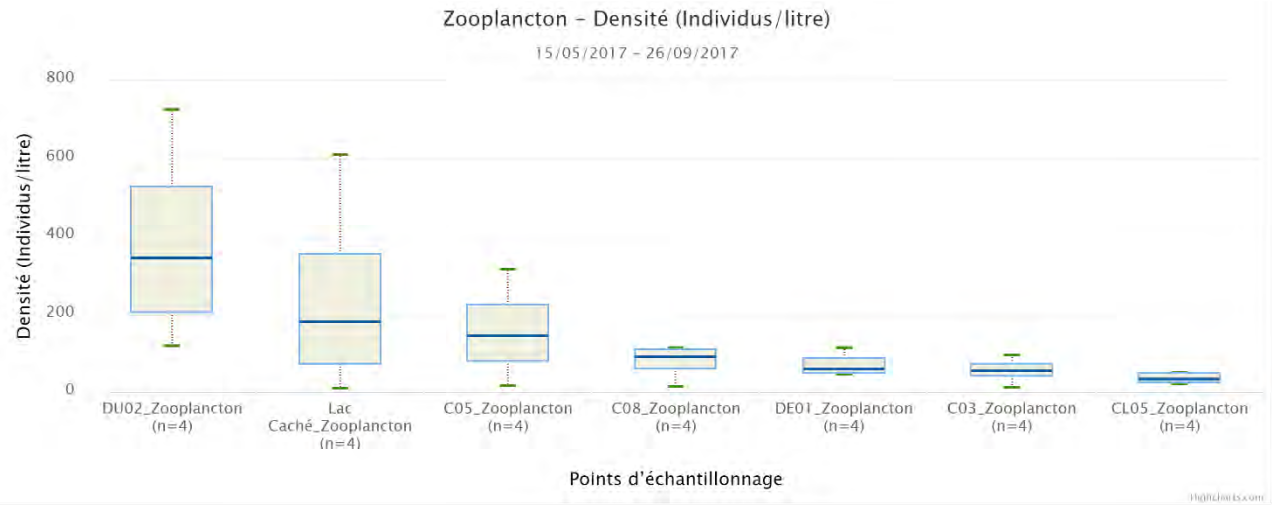


Figure 26 : Densités totales de zooplancton enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017.

Finalement, la très faible concentration annuelle observée d'environ 37 rotifères/litre permet de situer le lac Clément à un stade oligo-mésotrophe selon la classification de Karabin (1985). Il faut également souligner que cet indice ne permet pas de classer un lac comme oligotrophe et que l'utilisation d'un filet à plancton avec des mailles de 80 µm a pu entraîner une sous-estimation des densités réelles de rotifères (Caramujo et Boavida, 2000; Likens, 2010).

4.9.3 Succession saisonnière

Les quatre campagnes d'échantillonnage ont permis d'analyser la succession saisonnière dans la structure des communautés observées (Figure 22). La communauté printanière (mai) est dominée par les nauplius. Cette forte densité pourrait être le résultat combiné d'une grande fécondité des copépodes adultes ayant survécu à l'hiver et de l'éclosion des œufs de dureté associée au retour de conditions favorables, soit la hausse de la température de l'eau et de la photopériode (Sommer et al., 1986). Cette densité diminue par la suite progressivement au profit d'une augmentation des copépodes calanoïdes, des cladocères et des thécamibiens. L'échantillon du mois d'août est d'ailleurs marqué par une forte proportion de ces derniers. Finalement, l'échantillon de septembre montre une structure plus équitable entre les différents groupes alors que les proportions de copépodes calanoïdes et de cladocères sont les plus importantes de l'année.

4.9.4 Limites des résultats

Les données récoltées brossent le portrait de la communauté de zooplancton présente dans le lac Clément en 2017. Or, il s'agit de la première prise de données exhaustive dans ce lac. Il est donc impossible d'établir un comparatif temporel qui permettrait de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications à la suite de perturbations environnementales ou bien si ces dernières sont représentatives de la composition naturelle du milieu. Toutefois, les données obtenues constituent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation de cet écosystème.

La comparaison des différents indices biotiques utilisés se base sur des valeurs enregistrées dans des lacs oligo-mésotrophes du Québec. Lorsque les valeurs des indices biotiques s'écartent de beaucoup des valeurs enregistrées par Chemli (2017), il est difficile d'évaluer avec précision à quel stade trophique elles correspondent. Les communautés de zooplancton possèdent plusieurs caractéristiques très intéressantes qui permettent d'évaluer différents phénomènes se produisant dans les lacs, mais l'absence d'un indice développé pour les écosystèmes québécois ne permet pas de maximiser l'information recueillie. L'évaluation de l'intégrité des communautés de zooplancton à l'aide des indices biotiques utilisés est donc strictement indicative. Dans le cas précis du lac Clément, la faible abondance du zooplancton et les

valeurs des indices biotiques qui en découlent semblent induites plutôt par des perturbations liées au milieu que par une intégrité élevée de l'écosystème.

En ce qui a trait à l'indice basé sur la concentration de rotifères (Karabin, 1985), l'utilisation d'un filet à plancton avec des mailles de 80 µm ne permet pas de statuer sur son efficacité. En effet, l'indice ne semble pas assez sensible, mais cela pourrait être dû au fait qu'une trop grande quantité de rotifères s'échappent des mailles du filet.

4.10 Analyse de la communauté de poissons en lac

Les données les plus récentes sur la communauté de poissons du lac Clément ont été recueillies en 2014 par l'Organisme des bassins versants de la Capitale, qui a effectué des pêches expérimentales les 7 et 8 juillet 2014 à l'aide de trois filets maillants et d'un filet à ménés (données non publiées, une demande d'autorisation pour leur utilisation a été transmise à l'OBVC, mais en vain).

4.10.1 Description de la communauté actuelle

Il faut tout d'abord mentionner que l'effort de pêche de 2014 était légèrement différent de celui effectué en 2007 en raison de l'utilisation de trois filets maillants à ombles de fontaine et d'un filet à ménés en 2014, comparativement à 4 filets maillants à ombles de fontaine en 2007. Cependant, les prises réalisées dans le filet à ménés étaient comparables à celles du filet maillant à ombles de fontaine situé au même endroit en 2007 si l'on considère le nombre de captures, mais les individus semblaient de plus petite taille. Les valeurs totales de capture par unité d'effort (CPUE) et de biomasse par unité d'effort (BPUE), avec et sans le filet à ménés, ont été comparées afin de déterminer si celui-ci pouvait biaiser les données. En utilisant les données du filet à ménés, la CPUE totale est légèrement plus élevée alors que la BPUE totale est légèrement plus faible (Tableau 9). Comme les données sont très similaires, la décision de conserver le filet à ménés dans l'analyse des captures en filets a été prise. De cette manière, les données relatives aux quatre filets sont disponibles pour comparer les deux inventaires. De plus, le seul grand brochet inventorié en 2014 a été capturé dans le filet à ménés.

Tableau 9 : Comparaison de la CPUE et de la BPUE calculées en 2014 avec ou sans les données du filet à ménés.

CPUE avec filet à ménés : 32,50 captures/filet	CPUE sans filet à ménés : 31,34 captures/filet
BPUE avec filet à ménés : 2,14 kg/filet	BPUE sans filet à ménés : 2,27 kg/filet

Trois différentes espèces ont été capturées au lac Clément par les deux engins de pêche lors de l'échantillonnage expérimental de 2014. Au total, 130 poissons ont été capturés, dont 121 barbottes brunes, 8 achigans à petite bouche et 1 grand brochet. La CPUE était de 32,5 poissons par filet/nuit et la BPUE, de 2,14 kg par filet/nuit (Tableau 10).

Tableau 10 : Sommaire des captures réalisées au filet maillant à ombles de fontaine et au filet à ménés au lac Clément en 2014 (données OBVC, 2014).

	Captures			Biomasse		
Espèce	**N**	**%**	**CPUE n/filet-nuit**	**kg**	**%**	**BPUE kg/filet-nuit**
Achigan à petite bouche	8	6,15	2,0	1,357	15,88	0,339
Barbotte brune	121	93,08	30,25	6,940	81,20	1,735
Grand brochet	1	0,77	0,25	0,250	2,92	0,063
Total	130	100	32,5	8,547	100	2,137

La barbotte brune est l'espèce la plus abondante (93,1 % des captures) et celle présentant la plus grande proportion de la biomasse du lac (81,2 %). L'achigan à petite bouche est la deuxième espèce la plus abondante (6,2 % des captures) et importante en termes de biomasse (15,9 %). Un seul spécimen de grand brochet a été capturé et il était de petite taille.

4.10.2 Évolution de l'abondance et de la diversité des espèces

L'abondance relative des différentes espèces présentes et les indices de diversité de la communauté inventoriée en 2014 ont été comparés avec les données recueillies lors de l'inventaire réalisé par le Conseil de bassin versant de la rivière Saint-Charles (CBRSC) en 2007 (Vigneault et Meunier, 2007).

La différence la plus marquée entre les deux inventaires provient de la hausse en abondance de l'achigan à petite bouche et du déclin du grand brochet (Tableau 11). Il semble donc que l'espèce piscivore dominante du lac soit dorénavant l'achigan à petite bouche, possiblement en raison d'une trop faible disponibilité de proies pour le grand brochet. Il faut également souligner la disparition du meunier noir, dont les effectifs étaient déjà très faibles en 2007.

Tableau 11 : Évolution de l'abondance relative des espèces présentes dans le lac Clément lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2007 et 2014).

Espèce	Abondance relative (%)	
	2007	2014
Achigan à petite bouche	1,8	6,2
Barbotte brune	93,7	93,1
Grand brochet	3,6	0,7
Meunier noir	0,9	0,0

Quant à la barbotte brune, l'espèce la plus abondante du lac, sa très grande proportion dans la communauté est demeurée stable. Celle-ci tolère bien les conditions difficiles qui règnent au fond du lac, notamment la forte conductivité spécifique, associée à la présence d'ions chlorures, ainsi que l'anoxie à certaine période de l'année (Scott et Crossman, 1998). En effet, les valeurs de conductivité spécifique enregistrées dans l'hypolimnion du lac dépassent 1 000 µS/cm dans presque tous les cas, sauf lors du brassage automnal (Figure 9). Ces valeurs très élevées illustrent bien l'effet des perturbations anthropiques sur le lac. Les concentrations d'ions chlorures dans l'hypolimnion dépassent quant à elles, lors des deux premières périodes d'échantillonnage de la saison 2017, le seuil de toxicité chronique pour la vie aquatique fixé à 230 mg/l (Figure 27) [MELCC, 2018]. De plus, la totalité des valeurs enregistrées en 2017 dépassent la valeur limite de 120 mg/l pour la protection de la vie aquatique exposée pour une longue durée aux ions chlorures (CCME, 2011).

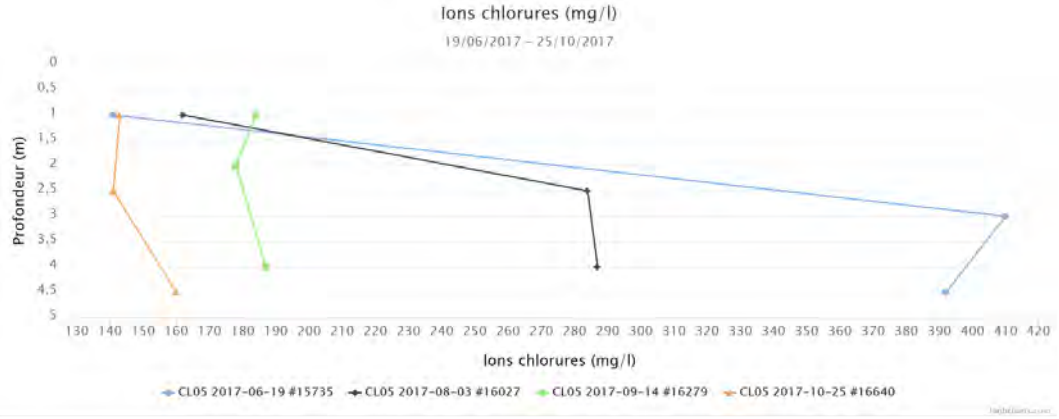


Figure 27 : Concentrations d'ions chlorures enregistrées au lac Clément en 2017.

Les profils d'oxygène dissous enregistrés démontrent une grande instabilité dans la colonne d'eau et des périodes d'hypoxie ont été observées, ce qui nuit grandement à l'existence d'espèces dont les besoins en oxygène sont élevés, comme celles de la famille des salmonidés (omble de fontaine) [Figure 8]. Il est possible que l'absence d'un patron clair dans les profils d'oxygène soit attribuable à une perturbation du brassage saisonnier causée par la formation, en profondeur, d'une couche d'eau chargée en ions et, par conséquent, plus dense (Ramakrishna et Viraraghavan, 2005). L'APEL a d'ailleurs observé une absence de brassage du lac au cours des dernières années. Le profil enregistré au printemps (15 mai 2017) indique des valeurs en deçà de la limite minimale d'oxygène dissous aux fins de la protection de la vie aquatique à partir de seulement 3 m de profondeur (CCME, 1999).

La diversité des espèces est relativement faible au lac Clément. Compte tenu de la disparition du meunier noir, seulement trois espèces subsistaient en 2014. Étant donnée la très forte abondance relative de la barbotte brune, les indices de diversité et d'équitabilité sont demeurés très bas (Tableau 12). La hausse de l'indice d'équitabilité en 2014 est principalement due à l'augmentation en abondance de l'achigan à petite bouche, mais l'indice demeure peu élevé.

Tableau 12 : Évolution de l'abondance spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'indice d'équitabilité pour le lac Clément lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2007 et 2014).

	2007	2014
Richesse spécifique	4	3
Indice de Shannon	0,42	0,40
Indice d'équitabilité	0,21	0,25

4.10.3 Évolution des caractéristiques écologiques des communautés

Les caractéristiques écologiques des différentes espèces présentes dans la communauté inventoriée en 2014 ont été comparées avec les données récoltées lors de l'inventaire de 2007. Conséquemment à l'abondance de la barbotte brune, la proportion de poissons omnivores dans le lac Clément est demeurée stable, quoique très élevée (Tableau 13), et les poissons qui ont une alimentation spécialisée sont très peu représentés dans la communauté. Le pourcentage de poissons piscivores connaît une légère hausse en raison de l'augmentation des effectifs d'achigan à petite bouche, aux dépens du grand brochet.

La BPUE a chuté de moitié, une situation qui s'explique notamment par la faible abondance du grand brochet, la plus grosse espèce du lac. La CPUE a quant à elle légèrement augmenté en 2014 par rapport à 2007, mais les individus pêchés sont plus petits, ce qui explique la baisse de biomasse par filet.

Tableau 13 : Évolution des caractéristiques écologiques des communautés présentes dans le lac Clément lors des deux derniers inventaires ichtyologiques (2007 et 2014).

Caractéristiques écologiques des communautés	2007	2014
% d'omnivores	94,6	93,9
% de piscivores	5,4	6,9
CPUE (individus/filet)	28,0	32,5
BPUE (kg/filet)	4,35	2,14

La comparaison des régimes thermiques préférentiels et de la tolérance à la pollution des espèces présentes fait ressortir des tendances presque identiques et une très grande stabilité entre les deux derniers inventaires (Figure 28). Cette situation est attribuable à la présence d'une population stable de barbottes brunes, espèce d'eau chaude et très tolérante aux perturbations, ainsi qu'à une proportion relativement stable d'espèces piscivores (achigan à petite bouche et grand brochet) d'eau fraîche et de tolérance intermédiaire.

Somme toute, la communauté de poissons du lac Clément est représentative d'un milieu d'eutrophe à hyper eutrophe, caractérisé par une forte proportion de barbottes brunes, espèce omnivore et tolérante aux perturbations, et une faible densité et biomasse d'individus, ce qui est typique d'un milieu rendu peu productif par une dégradation importante des conditions naturelles.

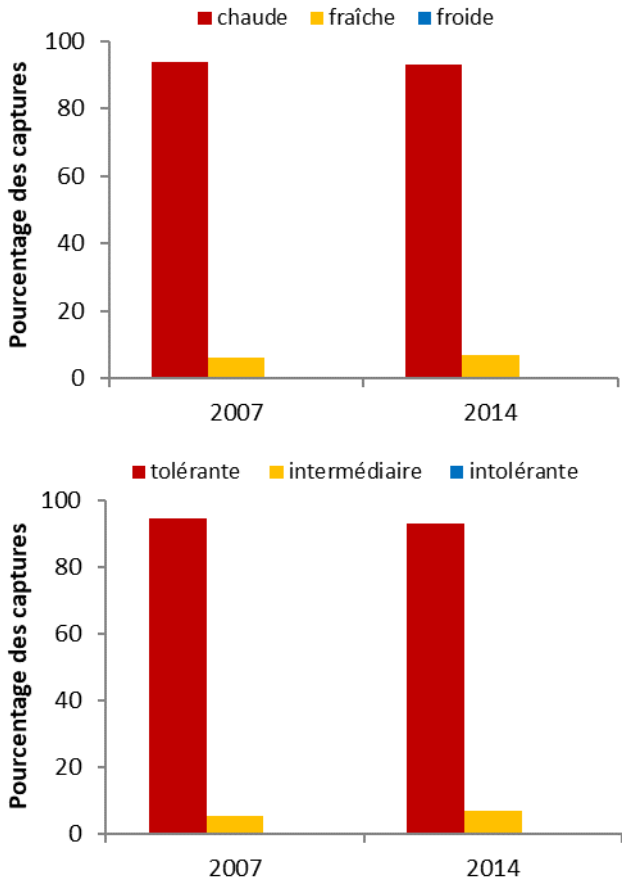


Figure 28 : Évolution du régime thermique préférentiel et de la tolérance aux perturbations des espèces capturées au lac Clément en 2007 et 2014.

4.10.4 Limites des résultats

La description de certaines caractéristiques écologiques de la communauté de poissons se base sur une revue de littérature. Cependant, il est parfois difficile de définir catégoriquement une espèce de poisson, notamment en ce qui a trait au niveau trophique, car le régime alimentaire change au courant du cycle vital des espèces et selon les conditions environnementales dans lesquelles elles évoluent. De plus, l'évaluation des communautés ne se base pas sur un indice chiffré, mais plutôt sur le cumul des connaissances obtenues à la suite de l'analyse des poissons capturés.

5 Conclusion

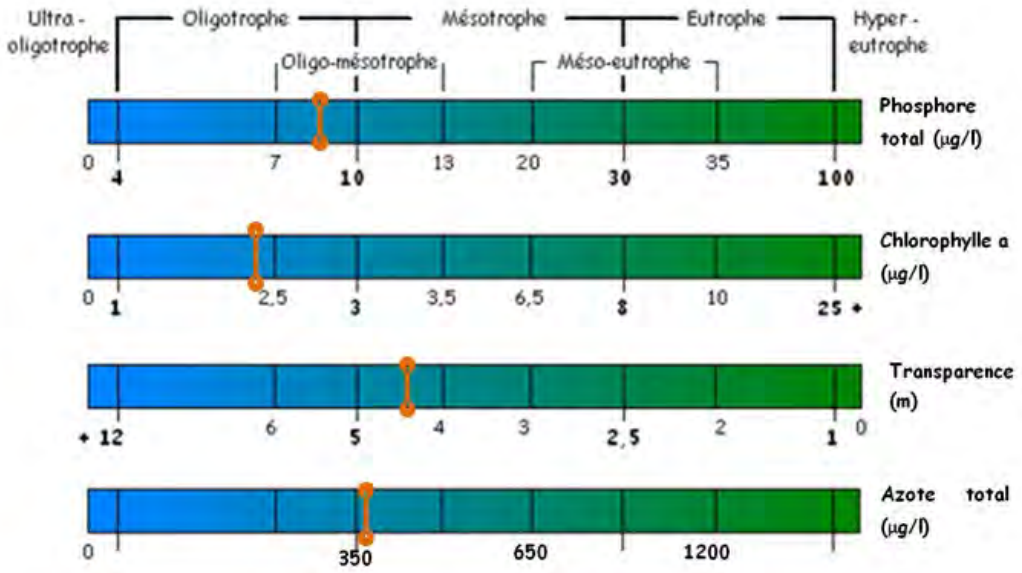
Agiro a procédé, en collaboration avec la Ville de Québec, à la réalisation d'une étude sur l'intégrité écologique du lac Clément.

Les résultats de la campagne d'échantillonnage de 2017 ont permis à l'APEL d'augmenter le niveau de connaissances sur l'état trophique du lac. Si l'on se base sur les indicateurs physico-chimiques et biologiques, l'ensemble des paramètres analysés permet de faire certains constats sur l'intégrité écologique du lac Clément et de le classifier en fonction de son degré d'eutrophisation.

5.1 État trophique selon les indicateurs physico-chimiques

L'analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau positionne le niveau trophique du lac Clément comme étant oligo-mésotrophe (Figure 29). Les faibles concentrations en nutriments et en chlorophylle *a* enregistrées sont typiques d'un milieu peu productif. La transparence de l'eau est d'ailleurs la plus élevée parmi les lacs suivis en 2017.

Tableau 14 : Classification de l'eutrophisation selon les indicateurs physico-chimiques du lac Delage en 2017



Le lac Clément est caractérisé, dans l'ensemble des niveaux trophiques analysés, par une faible productivité biologique, laquelle pourrait être associée à un stade oligotrophe. Or, dans ce cas précis, plusieurs indicateurs de milieux dégradés doivent être pris en considération. La forte proportion de phytoplanctons typiques de milieux eutrophes lors de l'échantillonnage de septembre, ainsi que de poissons omnivores et tolérants en sont de bons exemples.

La très forte conductivité spécifique enregistrée dans le lac et la concentration très élevée en ions chlorures semblent expliquer cette faible productivité biologique (Ramakrishna et Viraraghavan, 2005). Compte tenu des fortes concentrations médianes en ions chlorures, qui se situent près du seuil de toxicité chronique pour la vie aquatique (230 mg/l), l'ensemble de la chaîne trophique pourrait être perturbé. Le lac Clément présente d'ailleurs la valeur moyenne de conductivité la plus élevée parmi les lacs suivis en 2017, signe d'une forte dégradation du milieu causée par les sels de déglaçage qui proviennent du réseau routier de son bassin versant.

Tableau 15 : Classement du lac Clément selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017.

Conductivité (µS/cm)
0–49,99
50–99,99
100–149,99
150–249,99
250–399,99
946
1000–6000

*Note : Cette classification n'est fournie qu'à titre indicatif sachant que la conductivité de l'eau pure est égale à 0.

5.2 État trophique selon les indicateurs biologiques

L'évaluation du milieu obtenue par l'analyse des différents organismes du lac laisse transparaître que l'intégrité écologique de l'écosystème est relativement faible. Cette évaluation dépend de la distance écologique entre les communautés actuelles et les communautés de références du lac (non altérées). Or, peu de données historiques sont disponibles pour bien évaluer l'état de référence des communautés biologiques présentes au lac Clément. La configuration du lac, avec une fosse centrale, ainsi que sa position de tête dans le réseau hydrographique local permettent cependant d'avancer que les communautés de référence du lac Clément sont typiques d'un milieu d'oligotrophe à oligo-mésotrophe. La distance écologique entre ces dernières et les communautés actuellement présentes est donc relativement élevée et indique une faible intégrité. L'importante abondance de barbottes brunes et la faible productivité des différents niveaux trophiques témoignent de la dégradation de cet écosystème.

Selon les indicateurs biotiques utilisés, tels que le phytoplancton, le zooplancton, les poissons et les macrophytes, le lac Clément se situe dans un état de mésotrophe à méso-eutrophe (Tableau 14). Il est important de mentionner que chacun des niveaux trophiques analysés indique la même valeur dans l'évaluation finale de l'intégrité. Par exemple, pour les poissons qui possèdent quatre sous-sections dans le Tableau 14, il faut faire une moyenne. La communauté de poissons du lac Clément est donc considérée comme étant typique d'un milieu d'eutrophe à hyper eutrophe.

La communauté de phytoplancton du lac Clément est typique d'un milieu mésotrophe. Cependant, il s'agit d'une communauté très instable, dont la valeur de l'indice planctonique a grandement varié au cours de la succession saisonnière. L'échantillon de septembre a présenté une valeur correspondant à un stade hyper eutrophe en raison d'une très forte proportion d'euglénophycées. De plus, la densité du phytoplancton recueilli est très faible, ce qui indique un milieu peu productif.

La communauté de zooplancton est quant à elle typique d'un milieu oligotrophe, principalement en raison de la faible productivité du lac qui engendre la plus faible densité totale de zooplancton observée parmi tous les lacs suivis en 2017. Cette situation s'explique notamment par une très faible abondance de rotifères. Une proportion relativement élevée de grands filtreurs, tels que des cladocères du genre *Daphnia* et des copépodes calanoïdes, semble indiquer que la prédation exercée par les poissons du lac ne suffit pas à contrôler les populations de grand zooplancton.

D'ailleurs, la communauté de poissons du lac Clément est représentative d'un milieu d'eutrophe à hyper eutrophe caractérisée par une très forte proportion de barbottes brunes, espèce omnivore et tolérante, ainsi que par une faible densité et biomasse totale de poissons. La biomasse totale échantillonnée en

2014 représente moins de 50 % de celle de 2007, une situation qui s'explique par le déclin du grand brochet au profit de l'achigan à petite bouche. Cette baisse de biomasse semble être associée à une dégradation avancée de l'écosystème qui peine à soutenir les espèces situées à des niveaux élevés dans le réseau trophique du lac.

Finalement, les macrophytes prélevés au lac Clément sont indicateurs d'un milieu mésotrophe en raison d'un pourcentage de recouvrement relativement faible de la zone colonisable, mais d'une densité élevée des herbiers présents. Le potamot de Robbins est l'espèce dominante du lac et forme d'ailleurs des herbiers très denses.

6 Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent sept enjeux :

- Installations septiques
  - *Limiter ou cesser le développement sur installations septiques.* Cette mesure a pour but de limiter les apports externes de nutriments et de polluants qui se propagent dans le sol jusqu'au lac ainsi que dans les puits des résidents.
  - *Évaluer la possibilité de raccorder les résidences au réseau d'égout.* Afin de limiter ou de cesser complètement le développement sur installations septiques, la pertinence de connecter le secteur au réseau d'égout doit être évaluée ou des solutions technologiques de remplacement devront être employées.
- Développement urbain
  - *Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.* Le développement en pente entraîne de nombreux problèmes : ruissellement, usage élevé de sels de voirie et d'abrasifs, dynamitage. Quant à la construction dans les zones naturelles, elle diminue les services écosystémiques.
  - *Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.* Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et à favoriser l'infiltration des eaux. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
- Sels de déglaçage
  - *Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.* Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent être compatibles avec la protection des écosystèmes aquatiques.
  - *Appliquer des mesures déjà connues pour réduire l'utilisation des sels de voirie et en atténuer les impacts.* Évaluer et mettre en application les recommandations contenues dans le rapport de Juliette Mochizuki (Mochizuki, 2012), qui présente des solutions éprouvées ailleurs au Québec.
  - *Trouver des méthodes afin de limiter les apports en sel de déglaçage et en ions chlorures par les affluents du lac.* Évaluer la pertinence de créer des bassins de décantation ou des lits filtrants dans les affluents du lac afin de réduire la teneur en contaminants et en particules de l'eau qui s'écoule vers le lac.
- Bandes riveraines
  - *S'assurer que la qualité des bandes riveraines ne se dégrade pas et végétaliser les endroits problématiques.* La présence d'une bande riveraine de qualité peut aider à filtrer l'eau de ruissellement qui s'écoule vers le lac.
  - Privilégier le couvert forestier en bordure de rive afin de créer de l'ombrage et d'éviter le réchauffement des zones littorales du lac. La présence d'arbres matures en périphérie

d'un lac lui procure plusieurs bienfaits. Le système racinaire des grands arbres solidifie et filtre les berges, en plus de créer de l'ombrage pour les zones littorales.

- Prolifération des cyanobactéries
  - *Réduire les apports en éléments nutritifs.* Malgré de faibles densités enregistrées en 2017, les cyanobactéries pourraient profiter d'un excès de nutriments pour produire d'importantes floraisons.
- Prolifération des plantes aquatiques
  - *Réduire les apports en éléments nutritifs.* Les apports externes en nutriments (azote et phosphore principalement) provoquent une surabondance de ressources pour les plantes aquatiques et les algues, ce qui peut provoquer une prolifération massive de ces organismes dans les zones colonisables du lac.
- Biodiversité
  - Réduire la conductivité de l'eau afin d'assurer la présence d'une plus grande diversité d'organismes. En agissant sur la principale source de perturbation du lac Clément, soit la conductivité élevée de l'eau, il est possible de rendre l'écosystème plus hospitalier pour divers d'organismes. Un milieu fortement diversifié offre une meilleure résilience face aux perturbations.

7 Références

APEL (2009) *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 354 pages.

APEL (2011) *Suivi du lac Clément – Évaluation de la contamination par les sels de voirie.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord. Québec. 102 p.

APEL (2015) *Suivi du lac Clément 2014 – Rapport sommaire.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord. Québec. 27 p.

Caramujo, M. J. et M. J. Boavida (2000) *The crustacean communities of River Tagus reservoirs. Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator.* Limnetica, 18, 37–56.

Chemli, A. (2017) *Le zooplancton comme bioindicateur de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs du Parc du Mont-Tremblant.* Mémoire. Université de Montréal. Département des sciences biologiques. 111 p.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (1999) *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – oxygène dissous (eau douce).* Dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Winnipeg, Canada, 7 p.

Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (2011) *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Chlorures.* Dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Winnipeg, Canada, 18 p.

Frisch, D. et A. J. Green (2007) *Copepods come in first: rapid colonization of new temporary ponds.* Fundamental and Applied Lomnology, Archiv für Hydrobiologie. 168(4), 289-297.

Karabin, A. (1985) *Pelagic zooplancton (Rotaria and Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. 1. Structural and quantitative features*. Ekol. Pol. 33, 567-616.

Likens, G. E. (2010) *Plankton of Inland Waters*. Academic Press, Elsevier Inc., 411 p.

Ministère de l'Environnement et Luttre contre les changements climatiques (MELCC) (2018) *Critères de qualité des eaux de surface – chlorures*. Gouvernement du Québec. Page consultée le 15 janvier 2019. [Site internet] http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0118

Mochizuki, J. (2012) *Évaluation de la contamination du lac Clément, de son bassin versant et de la nappe phréatique par les sels de voirie*. Charlesbourg, Québec. Université Laval, mai 2012, 139 p.

Oda, S. et T. Hanazato (2008) *Diel migration patterns in two populations of Chaoborus flavicans larvae (Diptera : Chaoboridae) in response to fish kairomones.* J. Limnol., 67(2), 93-99.

Ramakrishna, D. M. et T. Viraraghavan (2005) *Environmental impact of chemical deicers – a review.* Water, air and soil pollution, 166, 49-63.

Scott, W. B. et E. J. Crossman (1998) *Freshwater fishes of Canada.* Galt House Publications, Oakville, Ontario, Canada, 966 p.

Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W. et A. Duncan (1986) *The PEG*-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters.* Archiv für Hydrobiologie, 106(4), 433-471.

Vigneault, V. et C. Meunier (2007) Compte rendu des pêches expérimentales effectuées au lac Clément et au lac Delage. Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles, Québec, 28 p.

Vinebrooke, R. D., Schindler, D. W., Findlay, D. L., Turner, M. A., Paterson, M. et K. H. Mills (2003) *Trophic Dependance of Ecosystem Resistance and Species Compensation in Experimentally Acidified Lake 302S (Canada)*. Ecosystems, 6, 101-113.

Intégrité écologique du lac Saint-Charles et des milieux hydriques qui y sont connectés – 2017

Chapitre 7 : Le lac Caché

Préparé par Agiro

AGIRO
initiatives et actions en environnement

Équipe de réalisation

Rédaction et analyse

Alexandre Bérubé Tellier, Biologiste, B. Sc. A. et LL. B., Chargé de projets en environnement, Agiro

Sonja BEHMEL, Géographe, M. Sc., Ph. D. Aménagement du territoire et développement régional, Coordonnatrice scientifique, Agiro

Échantillonnage et travaux de terrain

Alexandre Bérubé Tellier, Biologiste, B. Sc. A. et LL. B., Chargé de projets en environnement, Agiro

Marie-Janick Robitaille, Géographe, Agiro

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, Agiro

Rémi Goldschmitt, Technicien en environnement, Assistant technique de terrain, Agiro

Solène Délas, Licence en Sciences de la vie, parcours en Biologie des organismes et des écosystèmes (BOE) et étudiante à la maîtrise en Biodiversité et suivis environnementaux (BSE), Stagiaire dans le cadre d'un projet sur les composés émergents, Agiro

Émilie Reny-Nolin, Biologiste, B. Sc., Étudiante à la maîtrise en Biogéosciences de l'environnement, Université Laval

Cartographie

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, Agiro

Révision

Sonja Behmel, Géographe, M. Sc., Ph. D. Aménagement du territoire et développement régional, Coordonnatrice scientifique, Agiro

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, Agiro

Karine Mailhot-Sarrasin, B. A., D.E.S.S. Traduction, Traductrice et réviseure

Description de la photographie de couverture

Photo aérienne du lac Caché, 2014, crédit : Mélanie Deslongchamps

Coordonnées d'Agiro

433, rue Delage
Québec (Québec) G3G 1H4
418 849-9844
info@agiro.org

Table des matières

1 Introduction 1
2 Objectifs 1
3 Présentation du territoire du lac Caché 2
4 Résultats 5
4.1 Conditions météorologiques 5
4.2 Analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau 6
4.3 Phosphore et azote total 6
4.4 Chlorophylle *a* 7
4.5 Oxygène dissous 8
4.6 Conductivité spécifique et ions chlorures 8
4.7 Analyse des herbiers aquatiques 10
4.8 Analyse des communautés de phytoplancton 12
4.8.1 Indice planctonique ONEMA basé sur la structure des communautés 13
4.8.2 Index planctonique basé sur la présence de phytoplancton typique des milieux eutrophes 16
4.8.3 Succession saisonnière 17
4.8.4 Analyse de la communauté de cyanobactéries 18
4.8.5 Limites des résultats 20
4.9 Analyse de la communauté de zooplancton 20
4.9.1 Structure des communautés 21
4.9.2 Indices biotiques 22
4.9.3 Succession saisonnière 24
4.9.4 Limites des résultats 24
4.10 Analyse de la communauté de poissons en lac 24
4.10.1 Description de la communauté actuelle 24
4.10.2 Analyse écologique de la communauté 27
4.10.3 Limites des résultats 27
5 Conclusion 28
5.1 État trophique selon les indicateurs physico-chimiques 28
5.2 État trophique selon les indicateurs biologiques 29
6 Recommandations 30
7 Références 32

Liste des figures

Figure 1 : Carte bathymétrique du lac Caché 2
Figure 2 : Carte d'occupation du sol du bassin versant du lac Caché (basée sur les orthophotos de la CMQ 2013) 3
Figure 3 : Description de l'occupation du sol du bassin versant du lac Caché (basée sur les orthophotos de la CMQ de 2013) 4
Figure 4 : Températures moyennes mensuelles (en °C) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016 5
Figure 5 : Précipitations totales mensuelles (en mm) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016 5
Figure 6 : Concentrations en phosphore total enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 6
Figure 7 : Concentrations en azote total enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 7
Figure 8 : Profils de chlorophylle *a* enregistrés au lac Caché en 2017 7
Figure 12 : Profils du pourcentage d'oxygène dissous retrouvé dans la colonne d'eau du lac Caché en 2017 8
Figure 9 : Profils de conductivité spécifique enregistrés au lac Caché en 2017 8
Figure 11 : Valeurs de conductivité spécifique enregistrées dans les affluents et l'effluent du lac Caché en 2017 9
Figure 10 : Positionnement des tributaires du lac Caché et de leurs stations d'échantillonnage 9
Figure 13 : Cartographie des herbiers aquatiques du lac Caché en 2015 10
Figure 14 : Fréquence des espèces de macrophytes retrouvées dans les différents herbiers (sur un total de 17) 11
Figure 15 : Répartition du myriophylle à épis au lac Caché en 2015 11
Figure 16 : Densité des herbiers aquatiques retrouvés au lac Caché en 2015 12
Figure 17 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de phytoplancton de la station intégratrice du lac Caché en 2017 12
Figure 18 : Densités du genre *Peridinium* enregistrées aux stations pélagiques en 2017 14
Figure 19 : Densités du genre *Ceratium* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 14
Figure 20 : Densités du genre *Cryptomonas* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 15
Figure 21 : Transparence de l'eau observée aux stations pélagiques en 2017 (la station DU02 a été exclue, car le disque de Secchi était visible jusqu'au fond du lac) 15
Figure 22 : Densités du genre *Euglena* enregistrées aux stations pélagiques en 2017 16
Figure 23 : Densités du genre *Fragilaria* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 17
Figure 24 : Densités du genre *Navicula* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 17
Figure 25 : Densités du genre *Chlorella* enregistrées aux stations pélagiques en 2017 (densité de 726,7 cellules/ml du 6 juillet 2017 mise en valeur) 18
Figure 26 : Densités moyennes (cellules/ml) des différents genres de cyanobactéries prélevés en 2017 au lac Caché (*Chroococcus* a été identifié dans un seul échantillon et ne figure pas sur le graphique en raison de sa faible densité) 19

Figure 27 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de zooplancton de la station intégratrice du lac Caché à l'été 2017 20

Figure 28 : Densités des rotifères enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 21

Figure 29 : Densités totales de cladocères enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017, en excluant les densités très élevées de la station DU02 22

Figure 30 : Densités de copépodes calanoïdes enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 23

Figure 31 : Densités de cladocères du genre *Daphnia* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017 23

Figure 32 : Distributions des fréquences de taille pour la population de ménés jaunes du lac Caché en 2017 26

Figure 33 : Relation entre le poids et la longueur des ménés jaunes capturés au lac Caché en 2017 26

Figure 34 : Profils d'oxygène dissous enregistrés dans la colonne d'eau du lac Caché en 2017 27

Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques physiques du lac Caché (tiré de APEL, 2016; non publié) 3

Tableau 2 : Caractéristiques physiques du bassin versant du lac Caché (basées sur les orthophotos de la CMQ de 2013)..... 4

Tableau 3 : Pluviométrie recensée lors des journées d'échantillonnage (donnée provenant de la station météorologique de la Ville de Québec situé aux Marais du Sud)..... 6

Tableau 5 : Valeurs de l'indice planctonique ONEMA et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Caché en 2017 13

Tableau 6 : Valeurs de l'index du phytoplancton irlandais et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Clément en 2017 16

Tableau 7 : Abondance relative de la communauté de cladocères de la station intégratrice du lac Caché pendant l'été 2017 21

Tableau 8 : Indices biotiques calculés avec les données d'abondance des échantillons prélevés le 6 juillet et le 17 août 2017 à la station intégratrice du lac Caché..... 22

Tableau 9 : Sommaire des captures réalisées au filet maillant au lac Caché entre le 6 et le 7 juillet 2017 25

Tableau 10 : Caractéristiques morphométriques des espèces de poissons capturées au filet maillant sur le Caché en 2017..... 25

Tableau 13 : Classement du lac Caché selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017 .. 28

1 Introduction

Dans le cadre du programme de suivi de la qualité de l'eau du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles, Agiro a réalisé, en collaboration avec la Ville de Québec et divers experts externes (voir liste complète à la page couverture), l'évaluation de l'intégrité écologique de l'écosystème aquatique du lac Saint-Charles ainsi que des lacs et des rivières qui y sont connectés sur le plan écologique (voir Chapitre 1 pour la description détaillée de la délimitation du territoire étudié et des indicateurs utilisés).

Parmi les écosystèmes aquatiques d'intérêt pour ce projet se trouve le lac Caché qui se décharge tout juste en amont du lac Saint-Charles, par la rivière des Hurons. Il s'agit d'un lac de très petite taille inclus dans un réseau de milieux humides d'une grande valeur écologique. De plus, les deux lacs sont écologiquement connectés en raison de l'absence d'obstacle infranchissable entre eux. Une station d'échantillonnage a également été positionnée dans les cours d'eau qui relient les deux lacs; ces résultats sont présentés au chapitre 8.

2 Objectifs

En 2017, le lac Caché a donc été étudié dans l'objectif d'évaluer son **intégrité écologique**[1]. Pour ce faire, l'**eutrophisation**[2], la **chaîne trophique**[3] ainsi que le **degré de dégradation**[4] ont été examinés afin de mettre en relief les problématiques environnementales détectées en vue de formuler des recommandations :

Plus spécifiquement, cette étude visait à :

- caractériser la dynamique spatiotemporelle des variables biologiques et physico-chimiques clés de l'eau du lac;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle de la communauté de phytoplancton et augmenter les connaissances acquises sur les cyanobactéries;
- caractériser la dynamique spatiotemporelle de la communauté de zooplancton;
- caractériser la communauté de poissons et effectuer des comparatifs historiques avec les inventaires antérieurs;
- caractériser les herbiers aquatiques;
- mettre en relief les problématiques environnementales détectées et formuler des recommandations.

Rappelons que la méthodologie est présentée au chapitre 2.

[1] Correspond à l'état d'un écosystème, en termes de composition des espèces, de structure des populations et de fonctionnement des processus naturels, en comparaison à un écosystème inaltéré de sa région naturelle.
[2] Processus d'enrichissement graduel d'un lac en matières nutritives (qualité de l'eau en termes de concentrations en nutriments, de productivité biologique primaire et de prolifération de plantes aquatiques); voir les chapitres 1 et 2 pour les détails sur les indicateurs).
[3] Portrait de la chaîne alimentaire aquatique à partir de la productivité primaire, soit des algues jusqu'aux poissons; voir les chapitres 1 et 2 pour plus de détails sur les indicateurs.
[4] Diminution progressive de la qualité de l'eau qui a un impact sur l'intégrité écologique et les conditions physiques d'un lac, mais n'est pas associée aux concentrations en éléments nutritifs comme les sels de voirie.

3 Présentation du territoire du lac Caché

Le lac Caché se situe dans le périmètre de la réserve naturelle des Marais du Nord, en amont du lac Saint-Charles. De très petite taille et de faible profondeur (Figure 1 et Tableau 1), il s'agit d'un plan d'eau faisant partie d'une vaste zone de milieux humides composés de tourbières de type fen, de boisements alluviaux mixtes et de conifères. Les tourbières de type fen (minérotrophe) sont des milieux acides caractérisés par la présence de tourbe et d'eau, alimentés par les eaux de précipitations et d'écoulement (APEL 2016; non publié). La localisation du lac Caché, dans un milieu de marais tourbeux, fait en sorte qu'il est possible que les communautés retrouvées soient adaptées à une eau naturellement riche en matières organiques. Les communautés de références d'un tel milieu ne sont généralement pas typiques d'un milieu oligotrophe, car il s'agit d'un milieu naturellement turbide et chargé en nutriments.

Deux tributaires alimentent le lac, dont le principal traverse une zone urbanisée ainsi que deux axes routiers d'importance (autoroute 73 et boulevard Talbot). Quant à l'effluent du lac, il se jette dans la rivière des Hurons après avoir traversé un milieu humide.

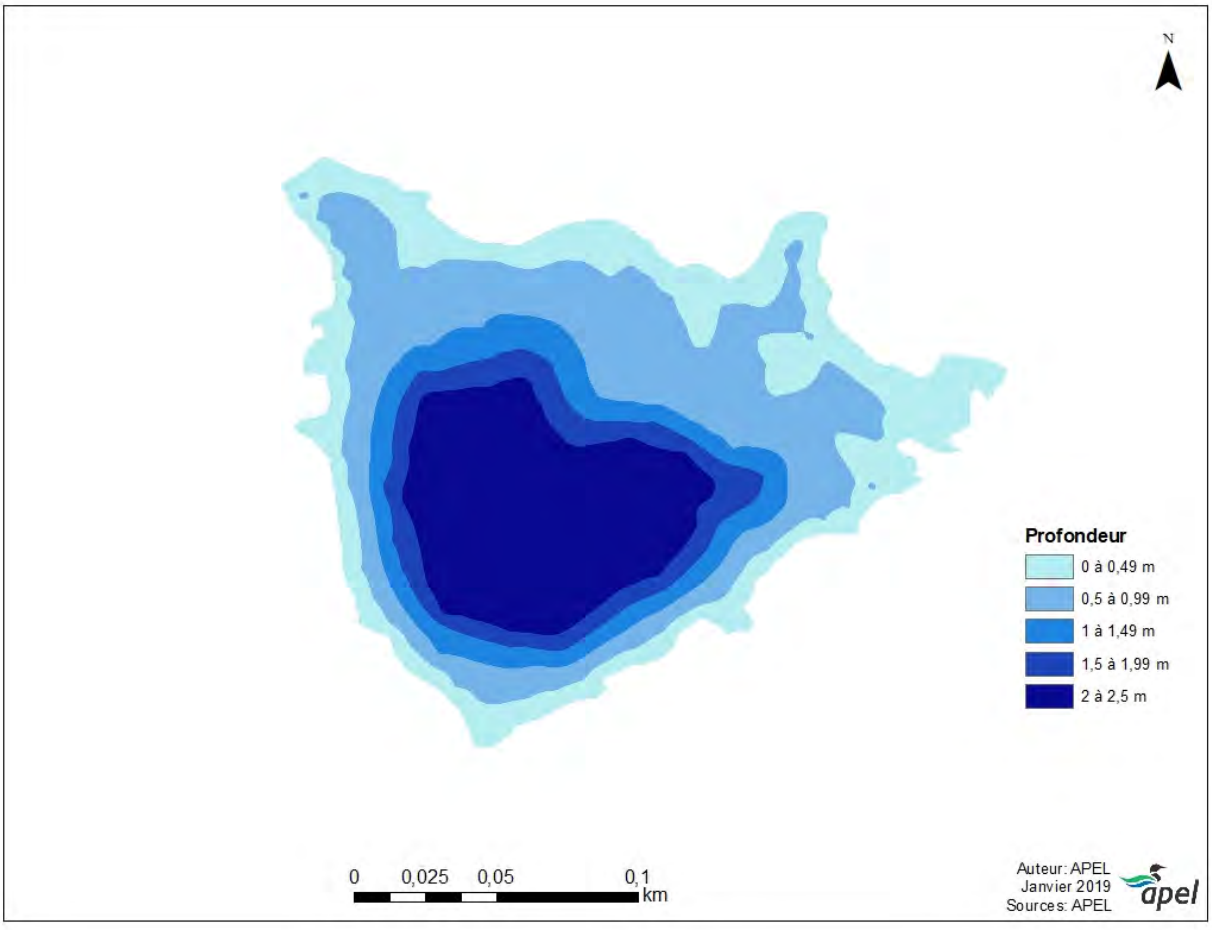


Figure 1 : Carte bathymétrique du lac Caché

Tableau 1 : Caractéristiques physiques du lac Caché (tiré de APEL, 2016; non publié)

Caractéristiques physiques du lac Clément	
Superficie	0,03 km^2
Profondeur maximale	3,1 m
Profondeur moyenne	1,22 m

Le bassin versant du lac est présenté à la figure 2 et certaines de ses caractéristiques sont résumées à la figure 3 et au tableau 2. Il s'agit d'un territoire principalement forestier, mais caractérisé par une grande proportion de milieux humides (14,1 %). Au total, 79,2 % de ce territoire se trouve à l'état naturel, si l'on considère la végétation et les milieux humides. D'une superficie de 0,03 km^2, le lac Caché occupe 0,5 % de son bassin versant. Il s'agit du dernier lac d'une série de quatre plans d'eau de faible taille qui prennent leur source à l'est de l'autoroute 73. Ces lacs sont interconnectés par l'un des deux cours d'eau qui deviennent ensuite l'affluent principal du lac Caché.

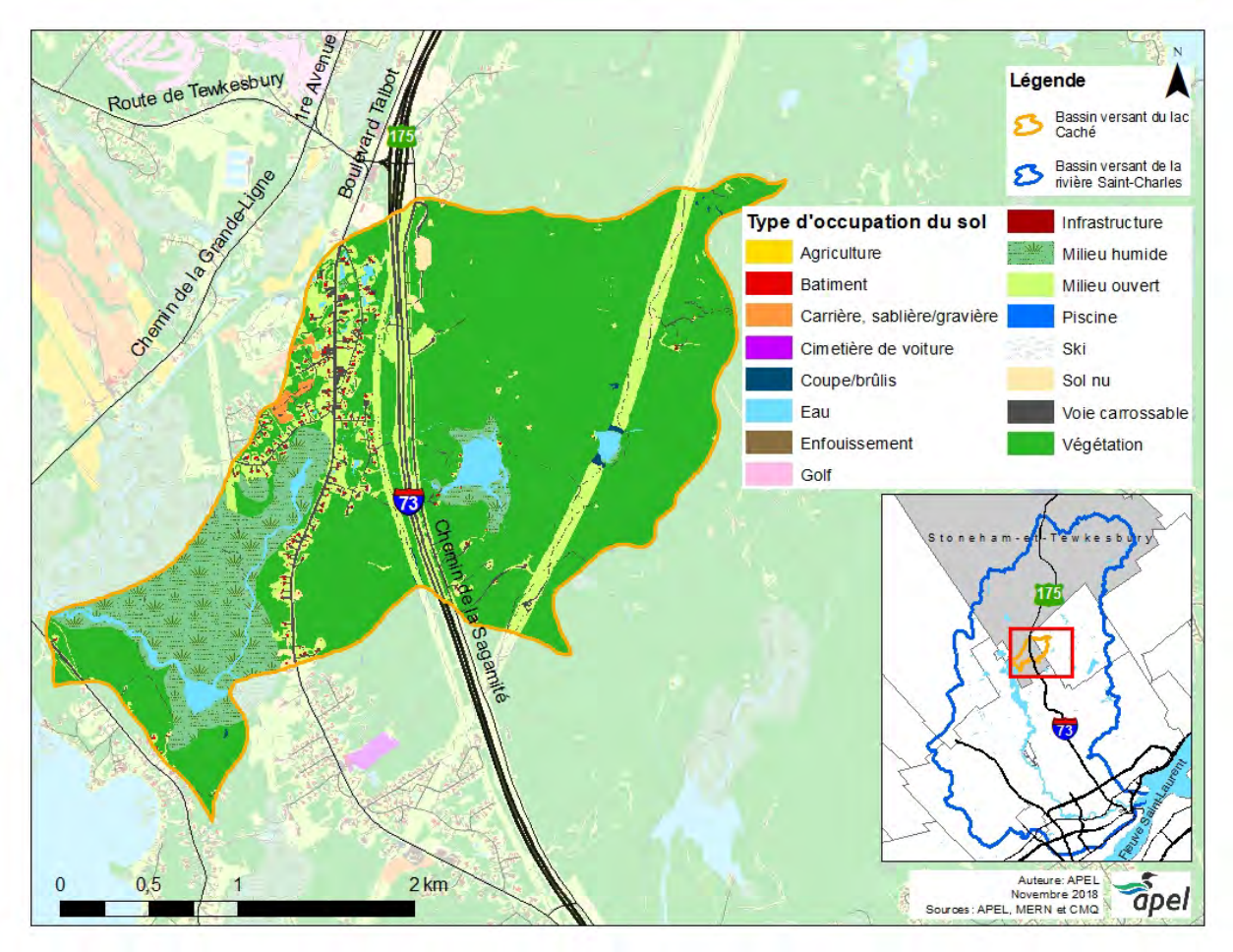


Figure 2 : Carte d'occupation du sol du bassin versant du lac Caché (basée sur les orthophotos de la CMQ 2013)

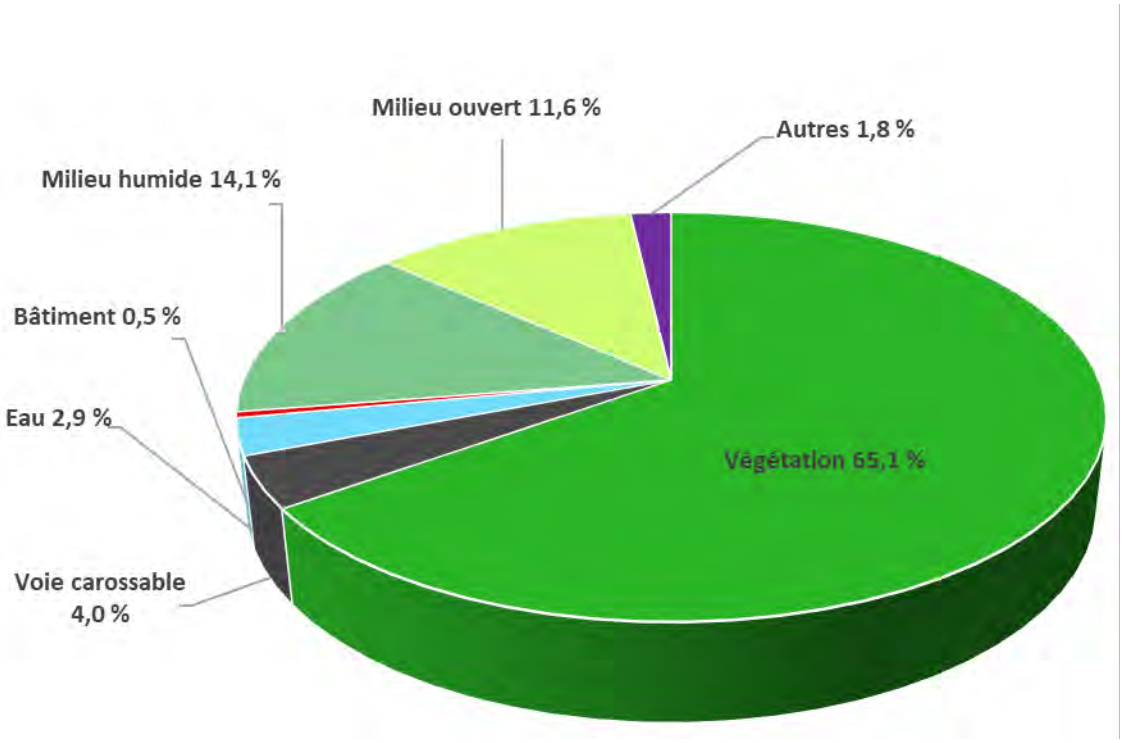


Figure 3 : Description de l'occupation du sol du bassin versant du lac Caché (basée sur les orthophotos de la CMQ de 2013)

Le bassin versant est traversé par deux axes routiers d'importance (autoroute 73 et boulevard Talbot), ce qui augmente la présence de surfaces imperméabilisées (4,6 %) et de milieux ouverts (11,6 %). Ces routes enjambent d'ailleurs le principal cours d'eau du bassin versant.

Tableau 2 : Caractéristiques physiques du bassin versant du lac Caché (basées sur les orthophotos de la CMQ de 2013)

Caractéristiques du bassin versant du lac Caché	
Superficie	6,63 km^2
Lac Caché	0,5 %
Superficie imperméabilisée[1]	4,6 %
Superficie anthropisée[2]	17,9 %
Nombre d'unités d'habitation	151

4 Résultats

4.1 Conditions météorologiques

Quelques statistiques météorologiques enregistrées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage sont présentées afin d'illustrer le portrait météorologique de l'année 2017 en comparaison avec les normales mensuelles enregistrées entre 1998 et 2016. Bien que l'année ait commencé en étant légèrement plus chaude que la normale, le froid s'est maintenu en mars, avec une moyenne plus basse que celle des données historiques. Les températures estivales ont connu un patron semblable à celui des données historiques, mais les mois de septembre et d'octobre ont été plus chauds tandis que le mois de décembre a été particulièrement froid (Figure 5). Les mois d'avril, d'octobre et de novembre ont reçu de grandes quantités de précipitations, avec une différence marquée comparativement aux données historiques, alors que le mois de juillet a été particulièrement sec (Figure 6). Les données pluviométriques de proximité ont également été recueillies lors des journées d'échantillonnage (Tableau 3).

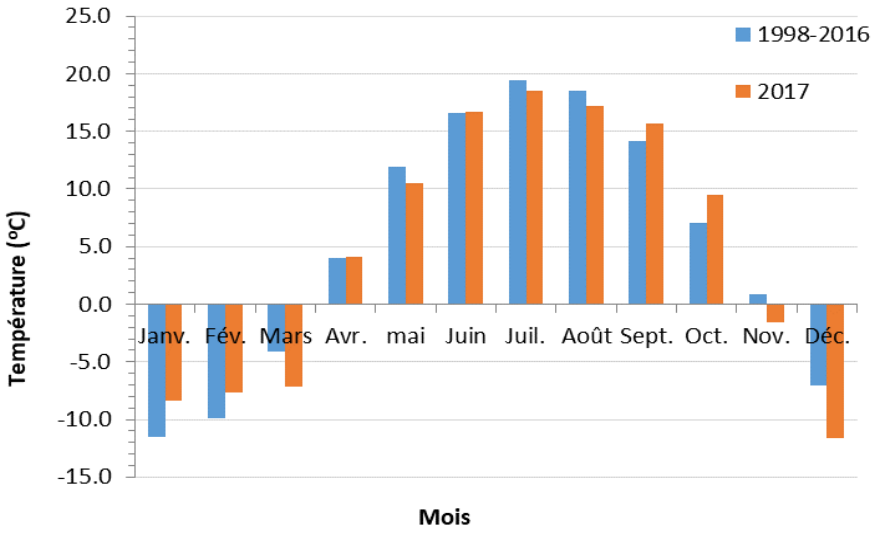


Figure 4 : Températures moyennes mensuelles (en °C) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016

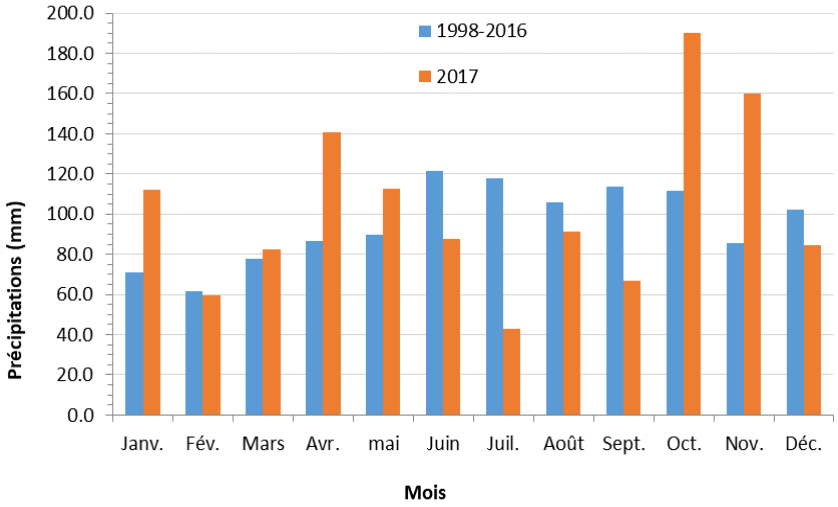


Figure 5 : Précipitations totales mensuelles (en mm) mesurées par Environnement Canada à l'aéroport Jean-Lesage en 2017 en comparaison avec les normales mensuelles entre 1998 et 2016

Tableau 3 : Pluviométrie recensée lors des journées d'échantillonnage (donnée provenant de la station météorologique de la Ville de Québec situé aux Marais du Sud)

Date d'échantillonnage saison 2017	Précipitations (observation terrain)	Précipitations*		Transparence de l'eau (m)
		Dernières 24 h (mm)	Dernières 48 h (mm)	Lac Caché
29 mai	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	1,6
6 juillet	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	1,2
17 août	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	1,6
18 septembre	Pas de pluie dans les 48 dernières heures	0	0	1,8

* Seules les précipitations de plus de 5 mm ont été comptabilisées.

4.2 Analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau

Une analyse de différents paramètres de l'eau a été effectuée à l'ensemble des stations à l'étude afin de pouvoir déterminer l'état trophique du lac Caché.

4.3 Phosphore et azote total

Les concentrations en phosphore total au lac Caché ont une valeur médiane de 34 µg P/l, toutes profondeurs et dates d'échantillonnage confondues (Figure 7). Par rapport à ce critère, le lac se situerait à l'état eutrophe.

Selon la valeur médiane de l'azote total, qui se situe à 0,363 mg N/l, l'état du lac serait caractéristique d'un milieu oligo-mésotrophe (Tableau 12). Il s'agit des concentrations les plus élevées parmi les stations suivies en 2017 (Figures 6 et 7).

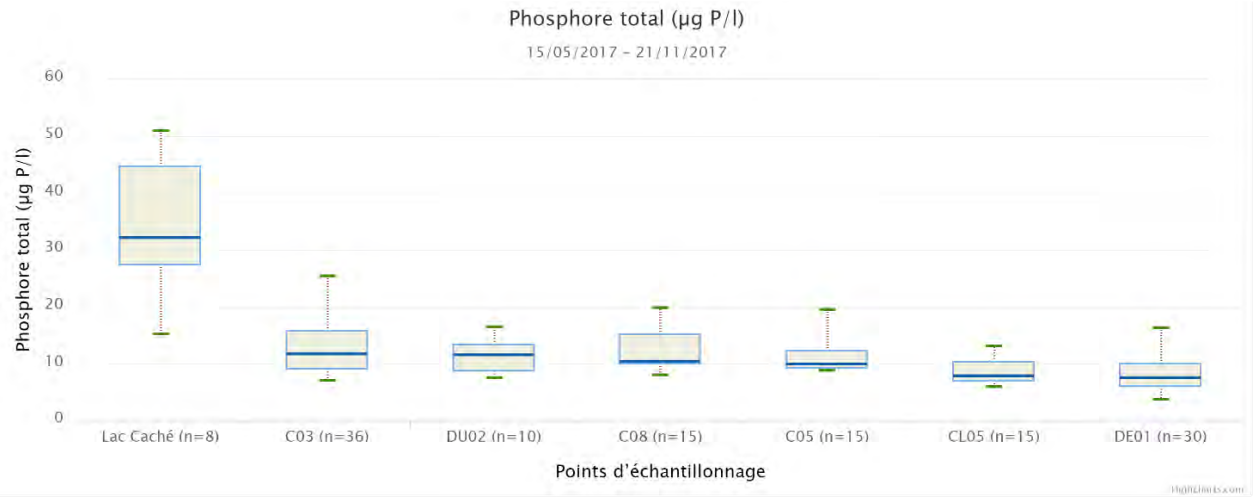


Figure 6 : Concentrations en phosphore total enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

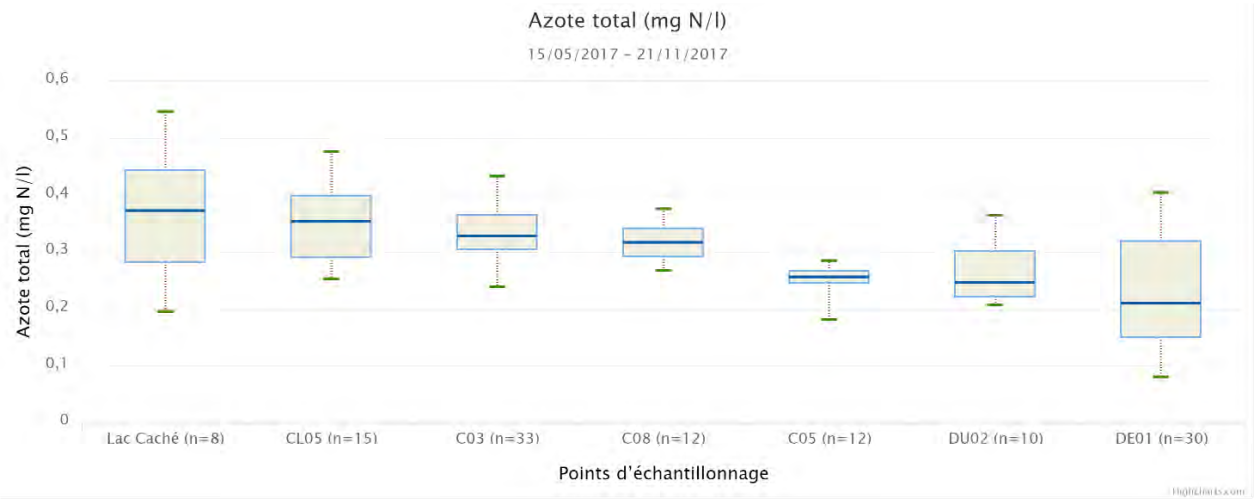


Figure 7 : Concentrations en azote total enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

4.4 Chlorophylle *a*

Pour le lac Caché, aucun dosage de chlorophylle *a* n'a été réalisé en laboratoire. Les concentrations mesurées à l'aide de la sonde multiparamètre donnent des valeurs relativement élevées et une valeur médiane de 9,4 µg/l (Figure 8). En fonction de ce critère, le lac se situerait dans un état mésotrophe. Il est à noter qu'étant donnée la faible profondeur du lac, la zone euphotique couvre l'ensemble de la colonne d'eau. Toutes les données de chlorophylle *a* ont donc servi à l'évaluation de l'état trophique. Or, les profils de chlorophylle *a* indiquent des très fortes concentrations à certains moments, dont un important pic enregistré le 6 juillet, lequel correspond à une densité très élevée (727 cellules/ml) d'algues du genre *Chlorella* (Figures 8 et 25).

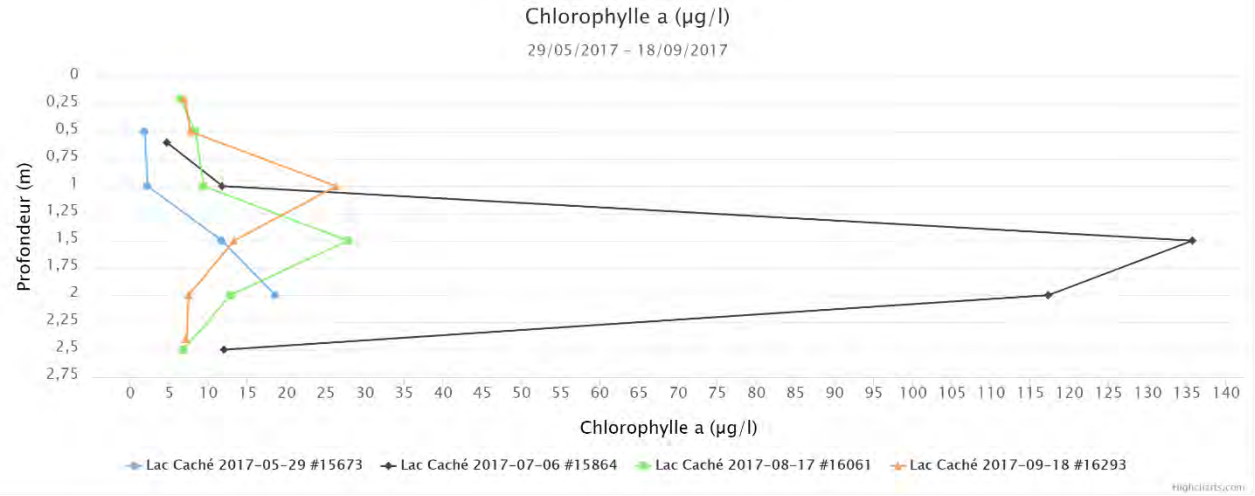


Figure 8 : Profils de chlorophylle *a* enregistrés au lac Caché en 2017

4.5 Oxygène dissous

Les pourcentages d'oxygène dissous révèlent une tendance vers un profil clinograde, et ce, malgré la faible profondeur du lac (Figure 12). D'ailleurs, la strate du lac située sous les 2 m de profondeur contient en tout temps moins de 30 % d'oxygène, sauf lors du brassage printanier.

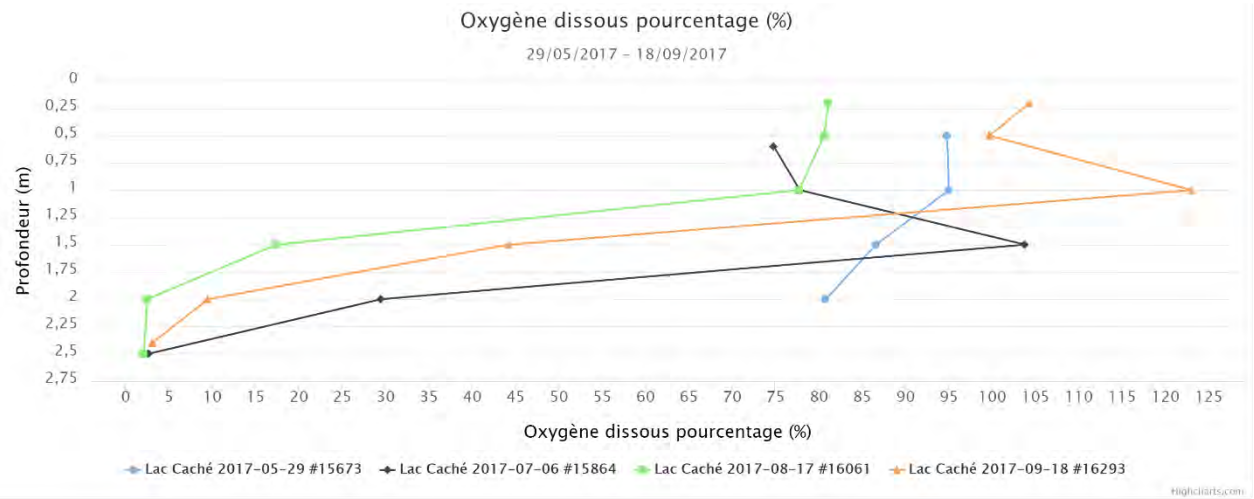


Figure 9 : Profils du pourcentage d'oxygène dissous retrouvé dans la colonne d'eau du lac Caché en 2017

4.6 Conductivité spécifique et ions chlorures

La conductivité spécifique est élevée pour l'ensemble de la colonne d'eau, avec des valeurs minimales supérieures à 200 µS/cm et une moyenne annuelle de 254 µS/cm (Figure 9). Les valeurs enregistrées dans les deux tributaires du lac, et plus particulièrement dans l'Affluent 1, sont également élevées (Figures 10 et 11). Toutefois, cette conductivité élevée ne peut pas être liée uniquement à des perturbations d'origine anthropique. En effet, les tourbières dites minérotrophes retiennent une eau plus riche en minéraux, tels que des ions calcium et magnésium. Cependant, les valeurs de conductivité enregistrées en 2015 à la station E52, située en amont du lac Caché, sont les plus élevées du secteur, témoignant possiblement d'un effet perturbateur du réseau routier sur la qualité de l'eau à cet endroit.

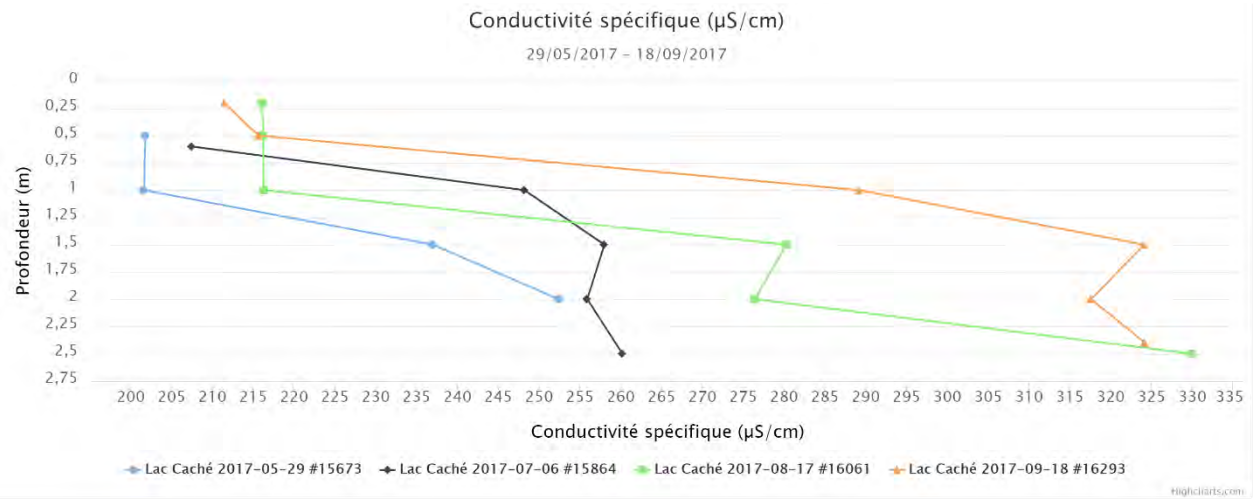


Figure 10 : Profils de conductivité spécifique enregistrés au lac Caché en 2017

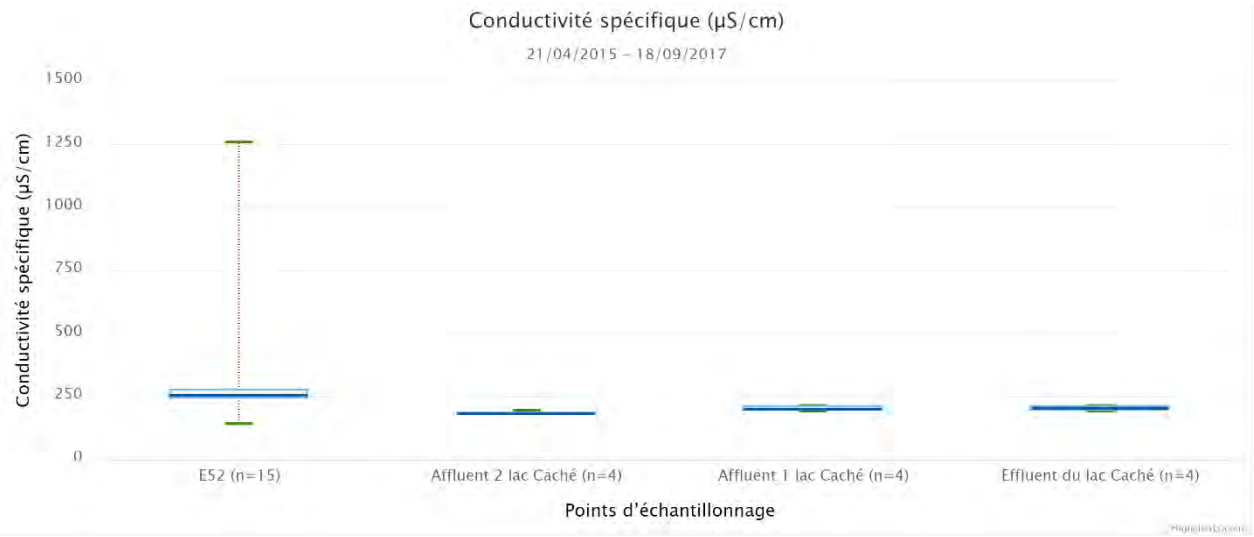


Figure 11 : Valeurs de conductivité spécifique enregistrées dans les affluents et l'effluent du lac Caché en 2017

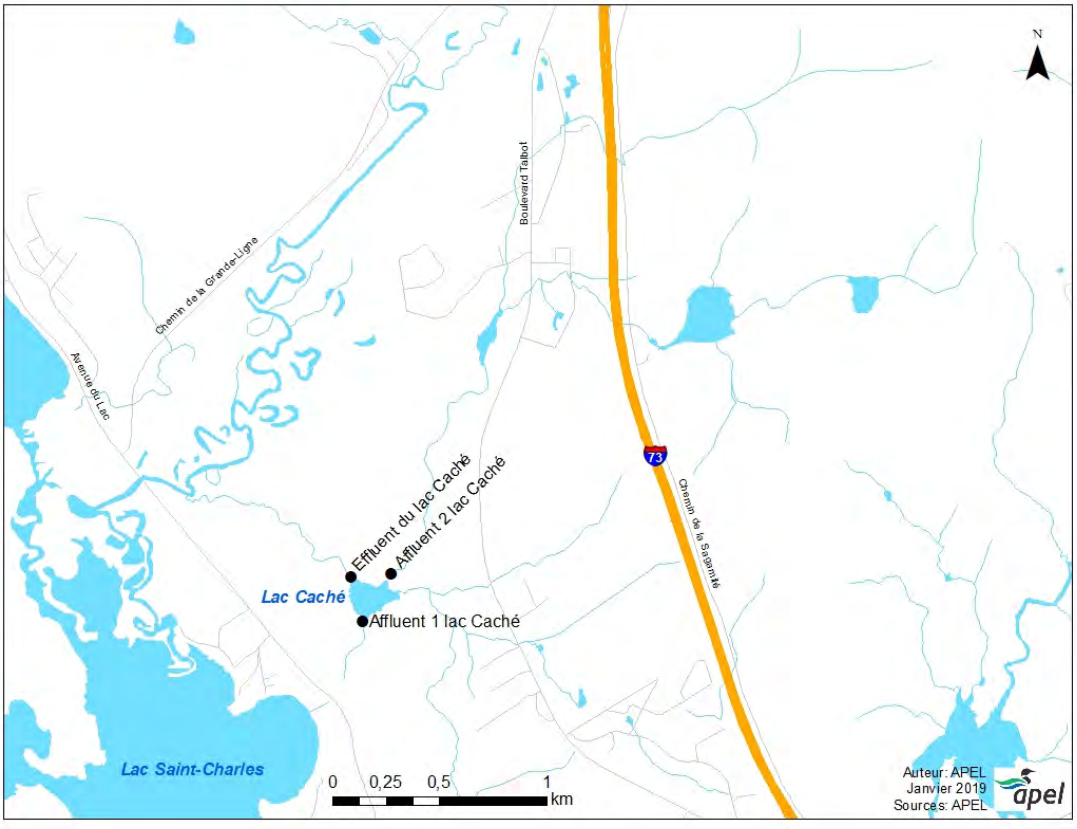


Figure 12 : Positionnement des tributaires du lac Caché et de leurs stations d'échantillonnage

4.7 Analyse des herbiers aquatiques

Les herbiers du lac Caché ont été caractérisés en 2015. Il s'agissait de la première caractérisation de ce genre sur ce plan d'eau. Cette section constitue donc un résumé de l'information sur les macrophytes contenu dans la diagnose des lacs Savard et Caché (APEL, 2016; document interne).

Il faut mentionner qu'en raison de la faible profondeur du lac (moins de 3,5 m), toute sa superficie a été prospectée. Au total, c'est 39 % de la surface du lac qui est recouverte par des plantes aquatiques (Figure 13).

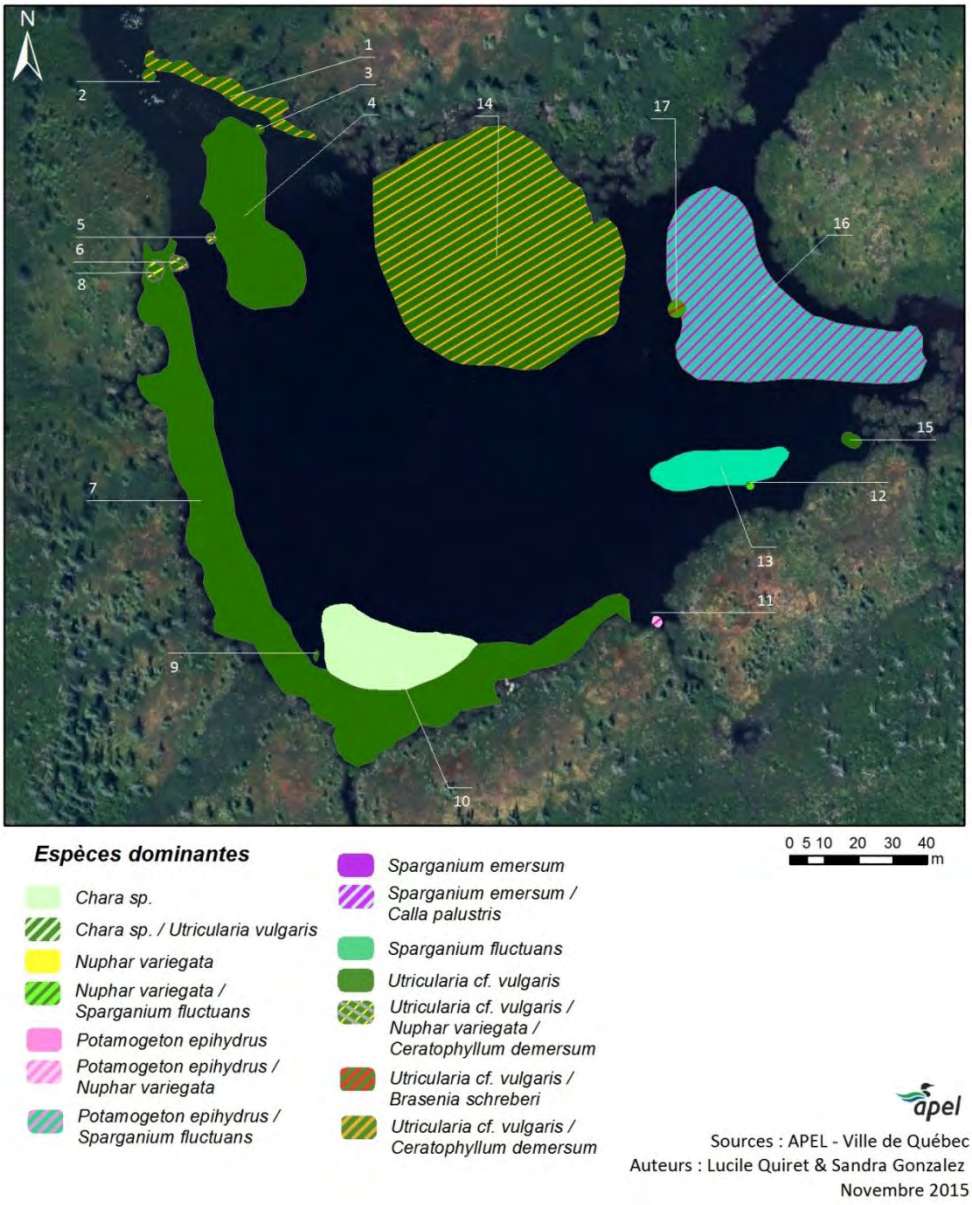


Figure 13 : Cartographie des herbiers aquatiques du lac Caché en 2015

Au total, 15 espèces ont été identifiées au lac Caché (Figure 14). De plus, 17 zones de végétation homogène, considérées comme des herbiers, ont été délimitées. Parmi les espèces identifiées se trouve le myriophylle à épis, une espèce exotique envahissante. Il faut cependant noter que, pour l'instant, le myriophylle ne se retrouve pas en herbier monospécifique et qu'il est présent dans moins 30 % des herbiers répertoriés. La présence de 15 espèces dans seulement 17 herbiers implique une diversité élevée.

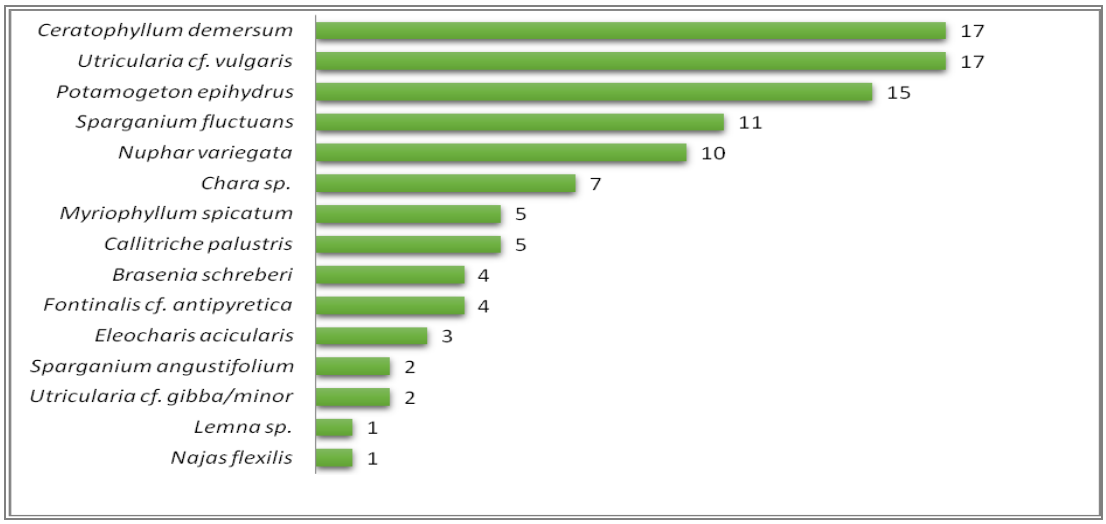


Figure 14 : Fréquence des espèces de macrophytes retrouvées dans les différents herbiers (sur un total de 17)

Figure 15 : Répartition du myriophylle à épis au lac Caché en 2015

Finalement, la densité des plantes aquatiques est forte au lac Caché, avec plus de 10 individus/m^2 dans 88 % des herbiers recensés. En conséquence, le recouvrement végétal par ces herbiers est également élevé.

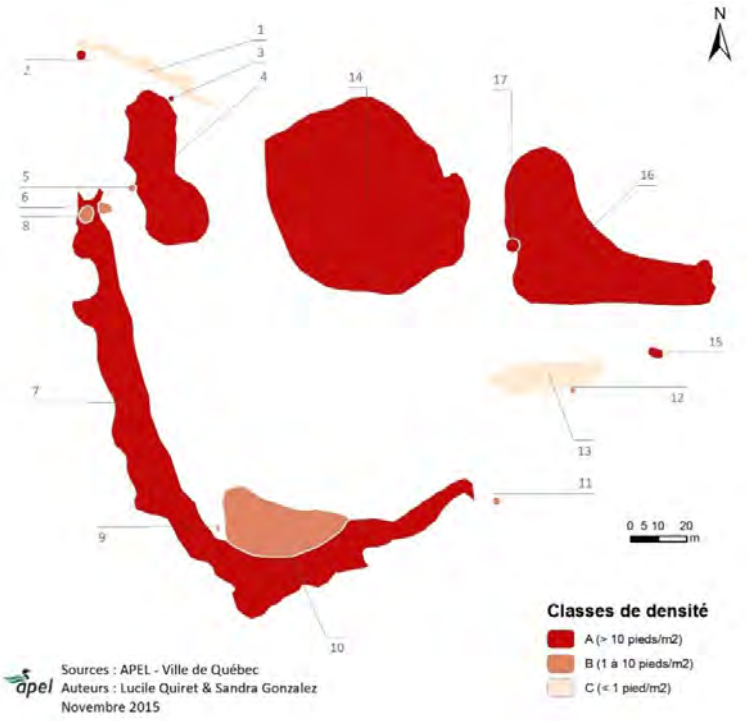


Figure 16 : Densité des herbiers aquatiques retrouvés au lac Caché en 2015

4.8 Analyse des communautés de phytoplancton

La structure de la communauté du phytoplancton a été analysée pour chacun des échantillons prélevés lors de l'été 2017, soit le 29 mai, le 6 juillet, le 17 août et le 18 septembre, afin d'étudier la succession saisonnière (Figure 17). Une moyenne annuelle a également été calculée afin de connaître la structure typique de la communauté du lac et d'utiliser des indices biotiques.

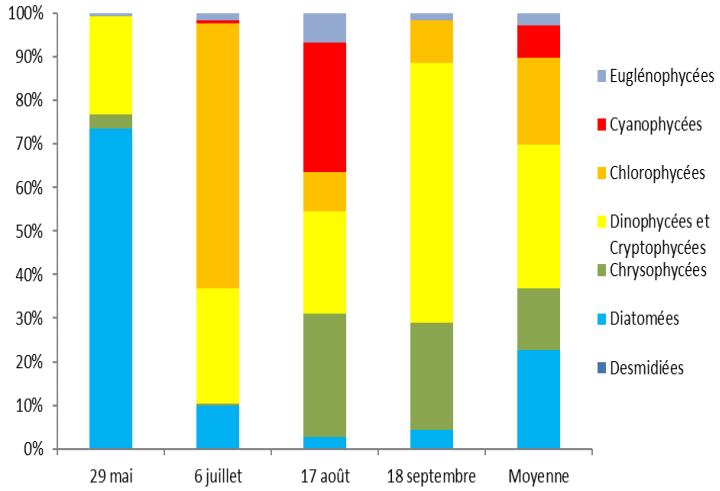


Figure 17 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de phytoplancton de la station intégratrice du lac Caché en 2017

4.8.1 Indice planctonique ONEMA basé sur la structure des communautés

Les valeurs obtenues pour l'indice planctonique ONEMA ont grandement varié au cours de la succession saisonnière étudiée, mais la valeur moyenne calculée indique que la communauté de phytoplancton du lac Caché est typique d'un milieu mésotrophe dont les valeurs se rapprochent de la classe eutrophe (Tableau 5). La valeur la plus faible a été enregistrée le 29 mai en raison d'une forte abondance de diatomées, correspondant à la poussée planctonique du printemps effectuée par certaines espèces à croissance rapide (Sommer et al., 1986; Likens, 2010). Les valeurs enregistrées en juillet et août sont quant à elles typiques d'un milieu eutrophe, et ce, en raison d'une forte abondance de chlorophycées en juin et de cyanophycées en juillet.

Tableau 4 : Valeurs de l'indice planctonique ONEMA et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Caché en 2017

	Caché
29 mai	25,5
6 juillet	57,0
17 août	61,0
18 septembre	40,5
Moyenne	46,0

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :
Ultra oligotrophe – Oligotrophe – Mésotrophe – Eutrophe – Hyper eutrophe

La structure moyenne de la communauté présente les plus grandes proportions des groupes de dinophycées et cryptophycées (33,1 %), de chlorophycées (19,9 %) et de cyanophycées (7,6 %) parmi les stations étudiées en 2017 (Figure 17). Par conséquent, la proportion de diatomées (22,7 %) et de chrysophycées (14,1 %) est la plus faible. Cette communauté est donc relativement diversifiée et marquée par une abondance importante de groupes associés à des milieux eutrophes (cyanophycées, chlorophycées, dinophycées et cryptophycées). La forte abondance du groupe dinophycées et cryptophycées est principalement due à une densité élevée de cryptophycées du genre *Cryptomonas* et de dinophycées des genres *Ceratium* et *Peridinium*.

Les genres *Peridinium* et *Ceratium* sont de grandes algues au faible taux de croissance. Leurs densités élevées au lac Caché (Figures 18 et 19) s'expliquent par un avantage de leur grande taille, laquelle réduit la pression de prédation exercée par le zooplancton (Likens, 2010). Cette situation est d'autant plus avantageuse au lac Caché, où une très grande proportion du zooplancton est de petite taille (rotifères et nauplius) et, donc, incapable de s'attaquer à des proies aussi considérables (Figure 27).

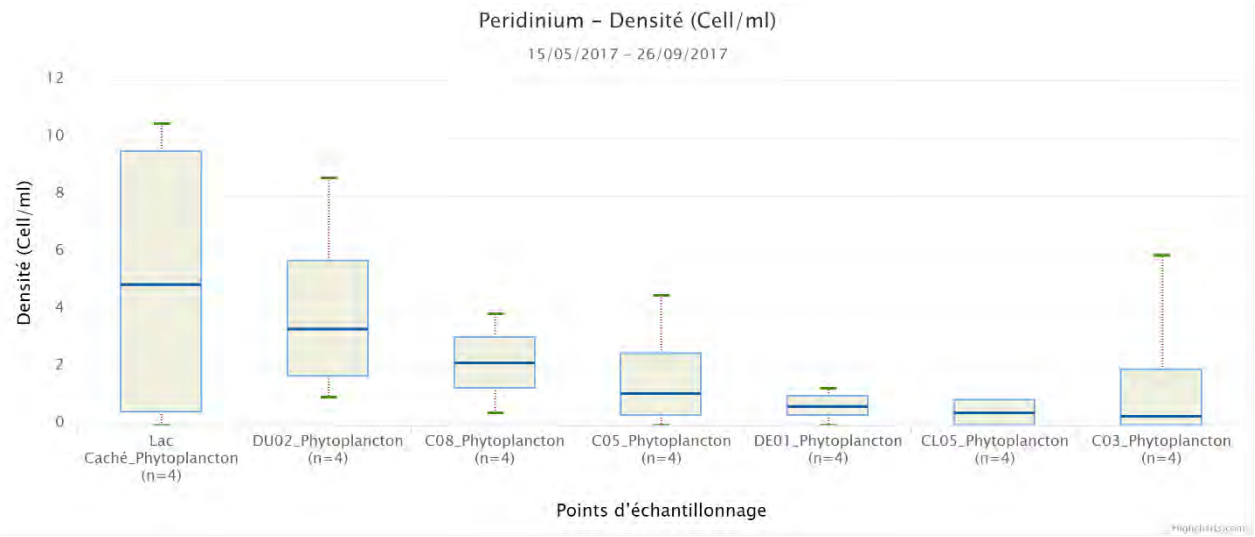


Figure 18 : Densités du genre *Peridinium* enregistrées aux stations pélagiques en 2017

Le genre *Ceratium* est souvent associé à des eaux riches en nutriments (Suthers et Rissik, 2009) comme c'est le cas au lac Caché, dont les valeurs de phosphore et d'azote total sont les plus élevées de tous les lacs étudiés en 2017 (Figures 6 et 7).

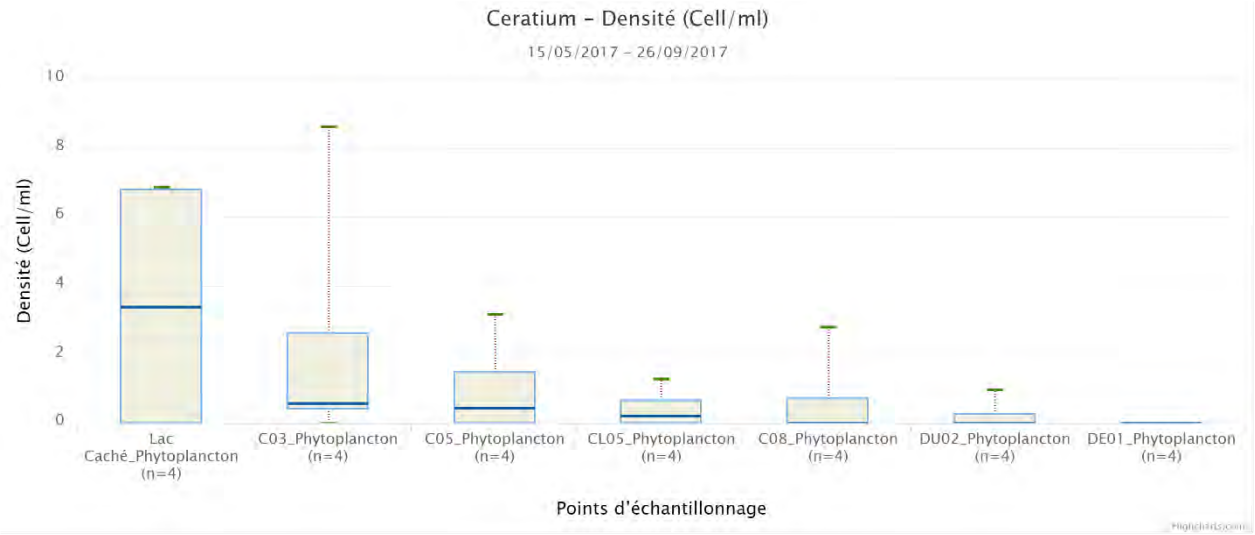


Figure 19 : Densités du genre *Ceratium* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

La densité très élevée du genre *Cryptomonas* pourrait également être due aux fortes concentrations en nutriments enregistrées dans la colonne d'eau, mais aussi à la présence de pigments qui facilitent pour ces algues le captage de la lumière dans les milieux avec une forte turbidité (Likens, 2010), comme c'est le cas pour le lac Caché qui affiche la plus faible moyenne de transparence de l'eau parmi les lacs suivis en 2017 (Figure 21). D'ailleurs, ce lac présente la plus forte densité du genre *Cryptomonas* de tous les lacs, et ce, pour chacune des campagnes d'échantillonnage (Figure 20).

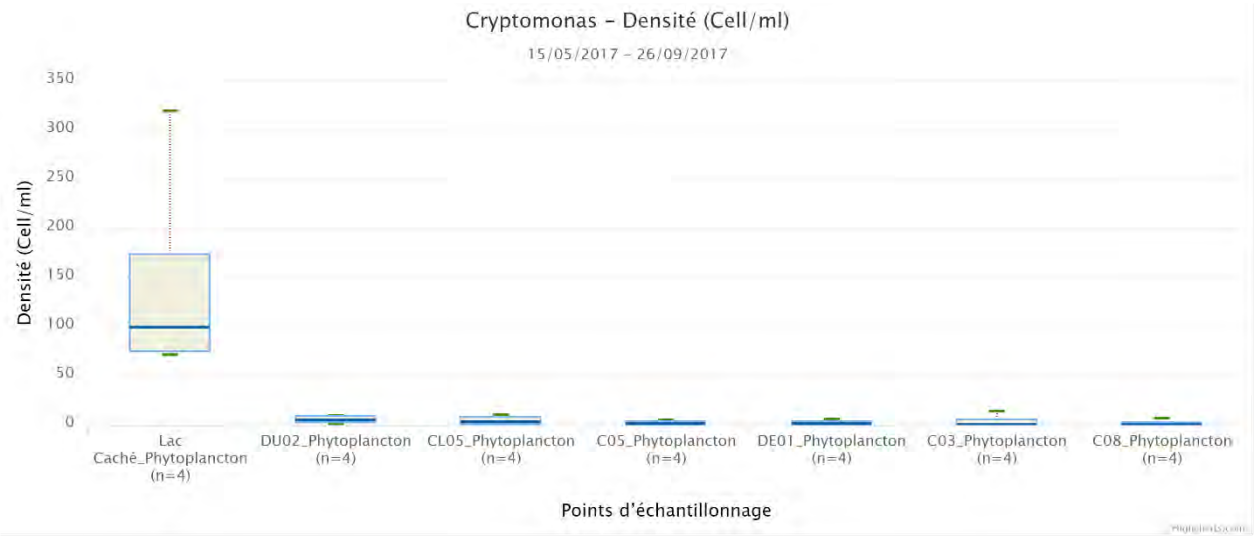


Figure 20 : Densités du genre *Cryptomonas* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

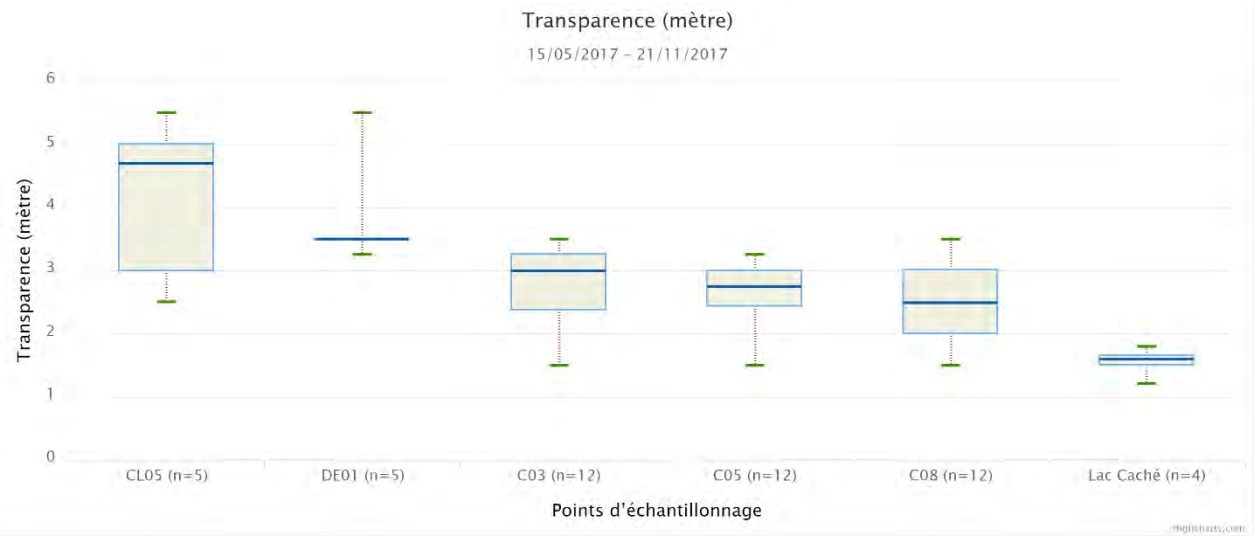


Figure 21 : Transparence de l'eau observée aux stations pélagiques en 2017 (la station DU02 a été exclue, car le disque de Secchi était visible jusqu'au fond du lac)

Les plus fortes densités ponctuelles des trois genres d'euglénophycées étudiés (*Euglena, Phacus, Trachelomonas*) ont toutes été enregistrées au lac Caché, même si elles représentent une faible proportion de la communauté inventoriée. Le genre *Euglena*, un type d'algue souvent associé aux étangs d'eaux usées, a d'ailleurs été retrouvé dans tous les échantillons prélevés au lac Caché (Figure 22). Ces euglénophycées peuvent développer une grande biomasse dans l'eau ou les sédiments des milieux eutrophes et hyper eutrophes (Likens, 2010).

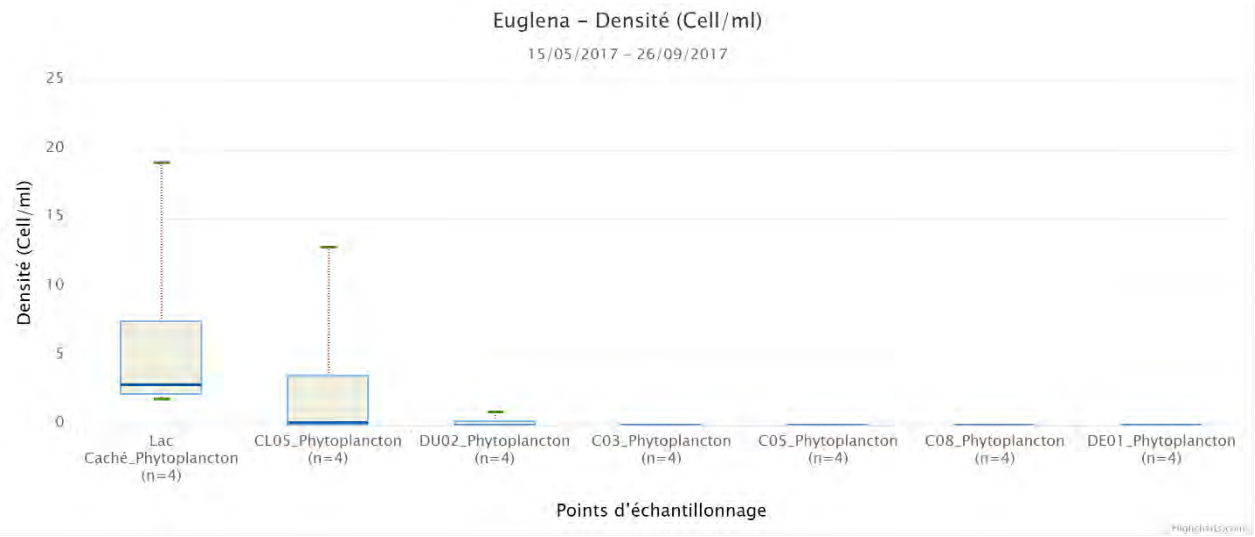


Figure 22 : Densités du genre *Euglena* enregistrées aux stations pélagiques en 2017

4.8.2 Index planctonique basé sur la présence de phytoplancton typique des milieux eutrophes

Les valeurs obtenues en calculant l'index planctonique irlandais démontrent l'existence d'une densité relativement élevée des genres de phytoplanctons typiques d'un milieu eutrophe, sauf au printemps. Les campagnes d'échantillonnage de juillet, d'août et de septembre indiquent une densité élevée des genres *Cryptomonas* et *Oocystis,* en plus d'une grande concentration de chlorophylle *a*, ce qui rapproche les valeurs de l'index d'un stade oligo-mésotrophe. Cette observation corrobore le résultat obtenu à l'aide de l'indice planctonique, mais avec une intensité moindre. Il s'agit tout de même du lac dont la valeur moyenne de l'index a été la plus faible de toutes les stations suivies en 2017.

Tableau 5 : Valeurs de l'index du phytoplancton irlandais et stades trophiques associés à la station intégratrice du lac Clément en 2017

	Caché
29 mai	0,96
6 juillet	0,77
17 août	0,79
18 septembre	0,80
Moyenne	0,85

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :

Oligotrophe – Mésotrophe – Eutrophe

4.8.3 Succession saisonnière

La structure de la communauté de phytoplancton a subi d'importantes variations au cours de la saison d'échantillonnage. Tout d'abord, la communauté a été dominée par les diatomées en mai, principalement par les genres *Fragilaria* et *Navicula* qui affichent les plus fortes densités parmi les lacs étudiés (Figures 23 et24). Ces deux genres de diatomées sont typiques des milieux humides tels les marais et les étangs. *Navicula* est particulièrement bien adapté aux eaux qui présentent un excès de nutriments et de pollution organique (Likens, 2010).

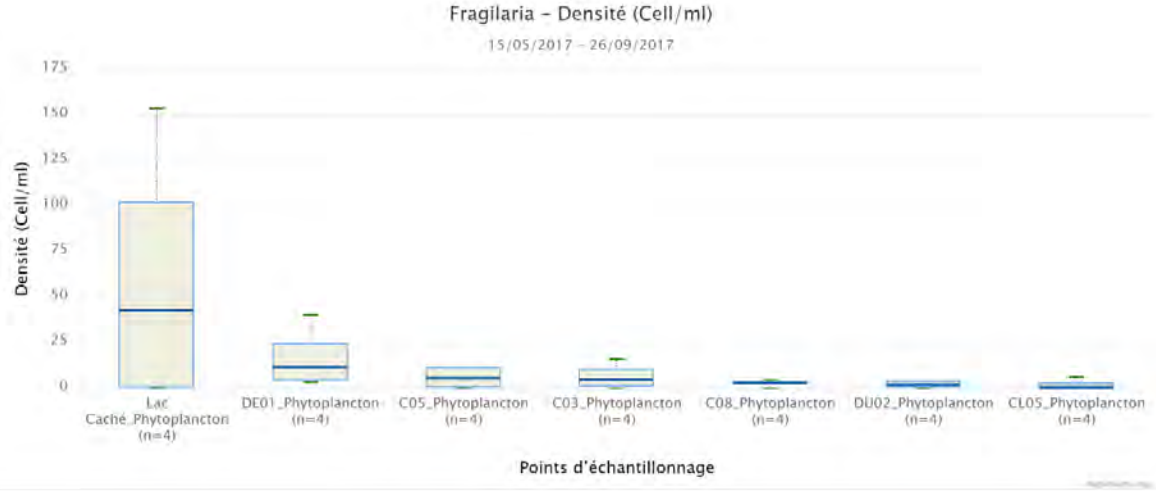


Figure 23 : Densités du genre *Fragilaria* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

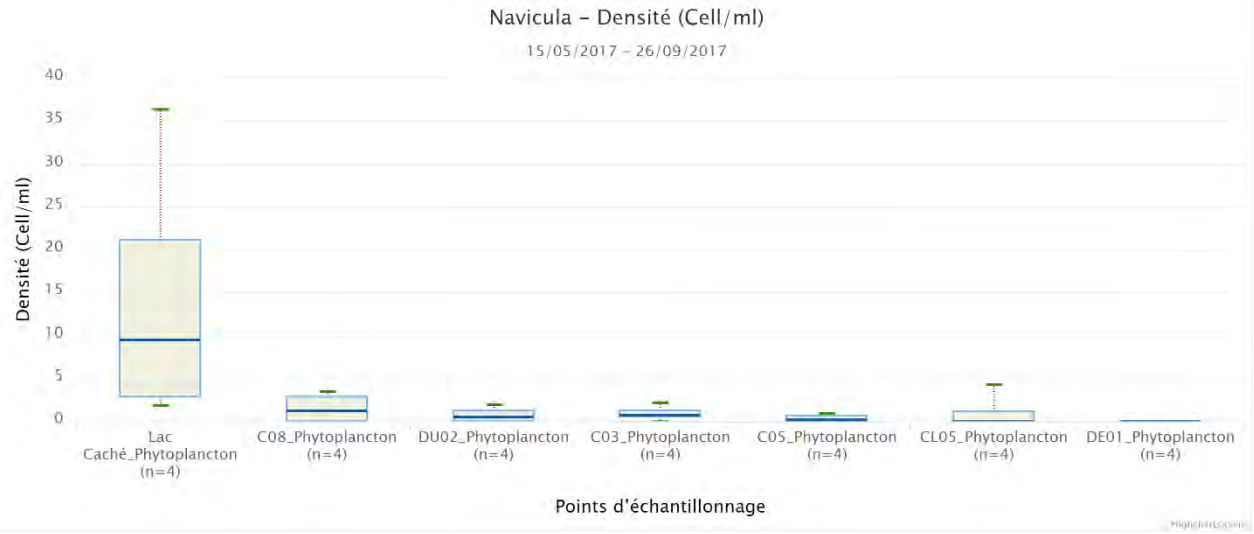


Figure 24 : Densités du genre *Navicula* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

L'échantillon de juillet démontre plutôt une proportion élevée de chlorophycées attribuable au genre *Chlorella*, dont la densité est presque 30 fois supérieure à celle de tous les autres échantillons prélevés sur l'ensemble du territoire en 2017 (Figure 25). L'échantillonnage d'août présente une forte abondance des groupes associés aux milieux eutrophes (68,9 % de la communauté), principalement les cyanophycées. Deux des genres de cyanobactéries retrouvés dans le nanoplancton du lac Caché n'ont été observés nulle part ailleurs sur le territoire, notamment le genre filamenteux *Oscillatoria,* dont certaines espèces sont susceptibles de produire des toxines et de provoquer d'importantes fleurs d'eau (Likens, 2010). Finalement, une grande proportion du groupe des dinophycées et cryptophycées a été observée en septembre, ce qui s'explique par une densité élevée des genres *Cryptomonas* et *Peridium*.

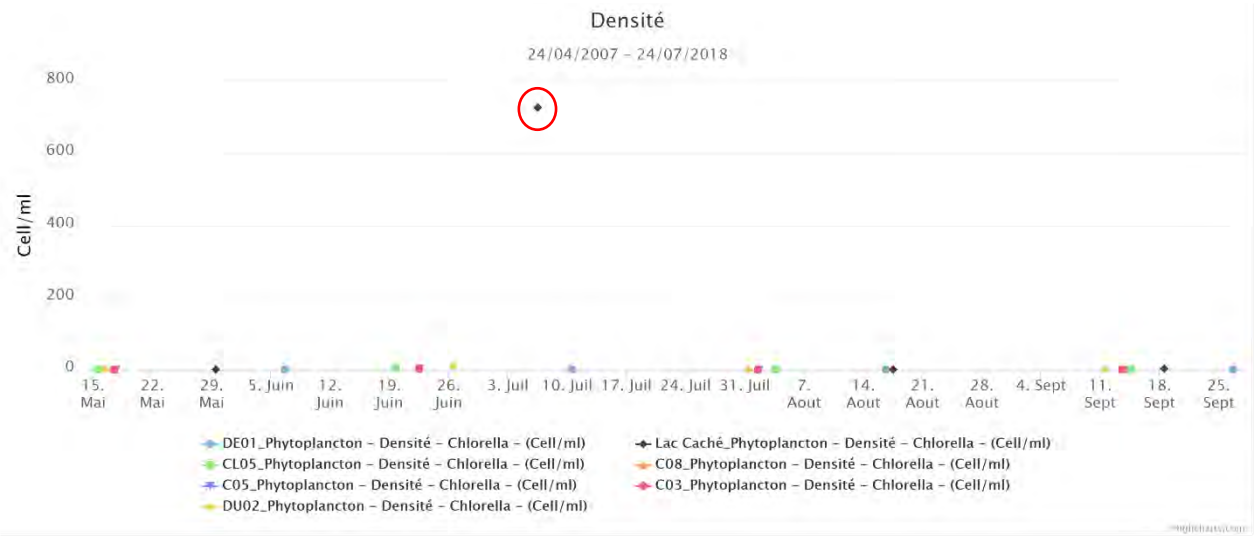


Figure 25 : Densités du genre *Chlorella* enregistrées aux stations pélagiques en 2017 (densité de 726,7 cellules/ml du 6 juillet 2017 mise en valeur)

4.8.4 Analyse de la communauté de cyanobactéries

Au total, de neuf genres de cyanobactéries ont été identifiés au lac Caché en 2017. La densité totale moyenne est de 360 cellules/ml et les trois genres dominants (*Aphanocapsa, Planktolyngbya* et Woronichinia) représentent 87 % de l'abondance totale de la communauté (Figure 26). Il s'agit de genres associés à des milieux qualifiés de mésotrophe à eutrophe et typiques des eaux stagnantes.

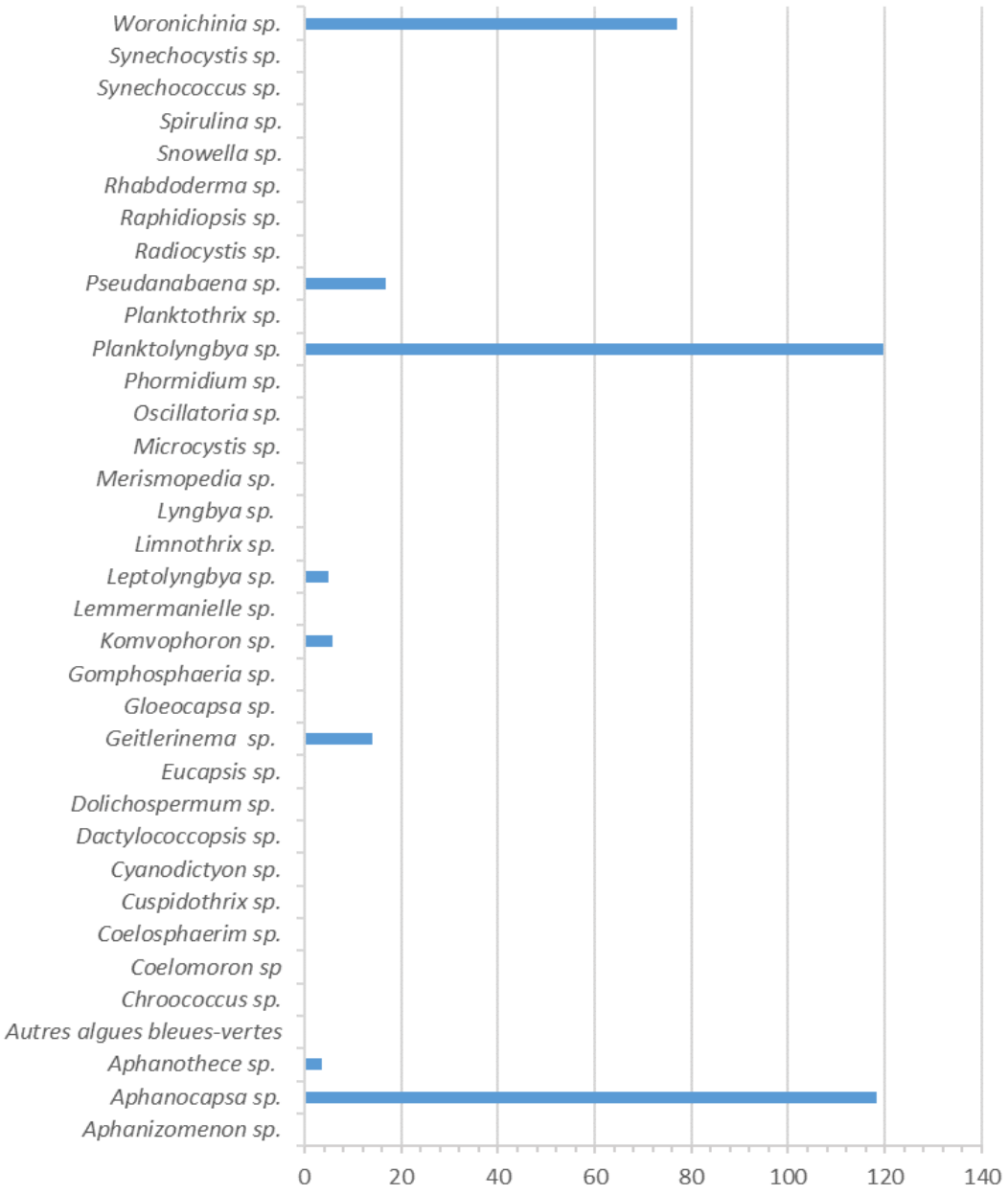


Figure 26 : Densités moyennes (cellules/ml) des différents genres de cyanobactéries prélevés en 2017 au lac Caché (*Chroococcus* a été identifié dans un seul échantillon et ne figure pas sur le graphique en raison de sa faible densité)

4.8.5 Limites des résultats

Les données récoltées brossent le portrait de la communauté de phytoplancton présente dans le lac Caché en 2017. Puisqu'il s'agit de la première prise de données exhaustive dans ce lac, il est impossible d'établir un comparatif temporel qui permettrait de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications à la suite de perturbations environnementales ou bien si ces dernières sont représentatives de la composition naturelle du milieu. Toutefois, les données obtenues constituent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation de cet écosystème.

Les deux indices utilisés provenant d'Europe, ils n'ont pas été spécifiquement conçus pour les communautés de phytoplancton observées sur le territoire à l'étude. Même s'il semble surestimer quelque peu l'intégrité de la communauté, l'indice planctonique ONEMA a démontré une bonne sensibilité aux variations de structure de la communauté. Cependant, l'index planctonique irlandais a démontré une moins grande sensibilité. Comme cet indice est basé principalement sur la densité de certains genres d'algues, il est plus représentatif de la productivité du milieu que de l'intégrité globale d'une communauté. Même s'il a obtenu la plus basse valeur moyenne de l'Index de tous les lacs à l'étude en 2017, le lac Caché est classé comme étant oligo-mésotrophe. De plus, seulement trois des neuf genres utilisés pour obtenir une valeur de l'index sont présents au lac Caché.

Il faut cependant mentionner que les deux indices ont présenté les valeurs d'intégrité les plus basses pour les échantillons de juillet et d'août, ce qui indique qu'ils ont tous deux réagi de manière similaire aux changements observés dans la communauté à cette période. Les résultats obtenus doivent toutefois être interprétés avec précaution et servir à titre indicatif seulement.

4.9 Analyse de la communauté de zooplancton

La structure de la communauté de zooplancton a été analysée pour chacun des échantillons prélevés lors de l'été 2017, soit le 29 mai, le 6 juillet, le 17 août et le 18 septembre, afin d'étudier la succession saisonnière (Figure 27). Une moyenne annuelle a également été calculée afin de connaître la structure typique de la communauté du lac et d'utiliser des indices biotiques.

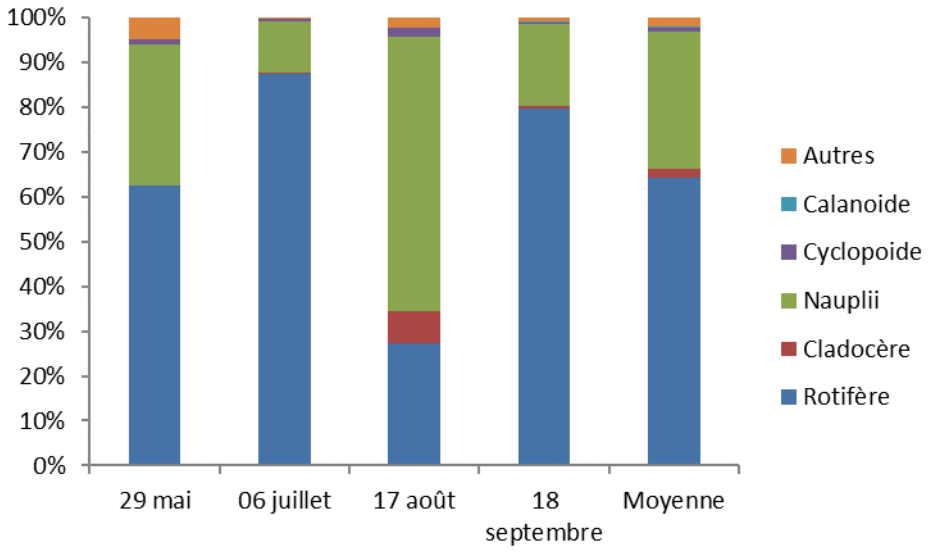


Figure 27 : Succession saisonnière et valeurs moyennes de la communauté de zooplancton de la station intégratrice du lac Caché à l'été 2017

4.9.1 Structure des communautés

La structure moyenne de la communauté du lac Caché est fortement dominée par le zooplancton de petite taille, soit 64,3 % de rotifères et 30,6 % de nauplius, pour un total de 94,9 % (Figure 27). La proportion de zooplancton de plus grande taille (environ 2 % de copépodes adultes et 2 % de cladocères) est donc relativement négligeable. Cette absence de gros filtreurs entraîne généralement une eau trouble et riche en nanoplancton typique des milieux eutrophes. La transparence de l'eau du lac est d'ailleurs la moins élevée parmi les lacs suivis en 2017 (Figure 21). De plus, la faible compétition pour les ressources alimentaires, attribuable à l'absence presque totale de cladocères, favorise l'abondance de rotifères, dont la densité moyenne est la plus élevée parmi les lacs suivis en 2017 (Figure 28).

Il faut souligner la présence de larves de Chaoboridae dans certains échantillons, ce qui peut entraîner une hausse de la pression de prédation sur le zooplancton de plus forte taille, notamment les cladocères de genre *Daphnia* (Dodson, 1972, Wissel et al., 2000; Likens, 2010). D'ailleurs, cette très faible abondance de zooplancton de grande taille (cladocères et copépodes adultes) indique possiblement une pression de prédation intense exercée par des invertébrés de grande taille, par des poissons planctonivores ou par un effet combiné des deux.

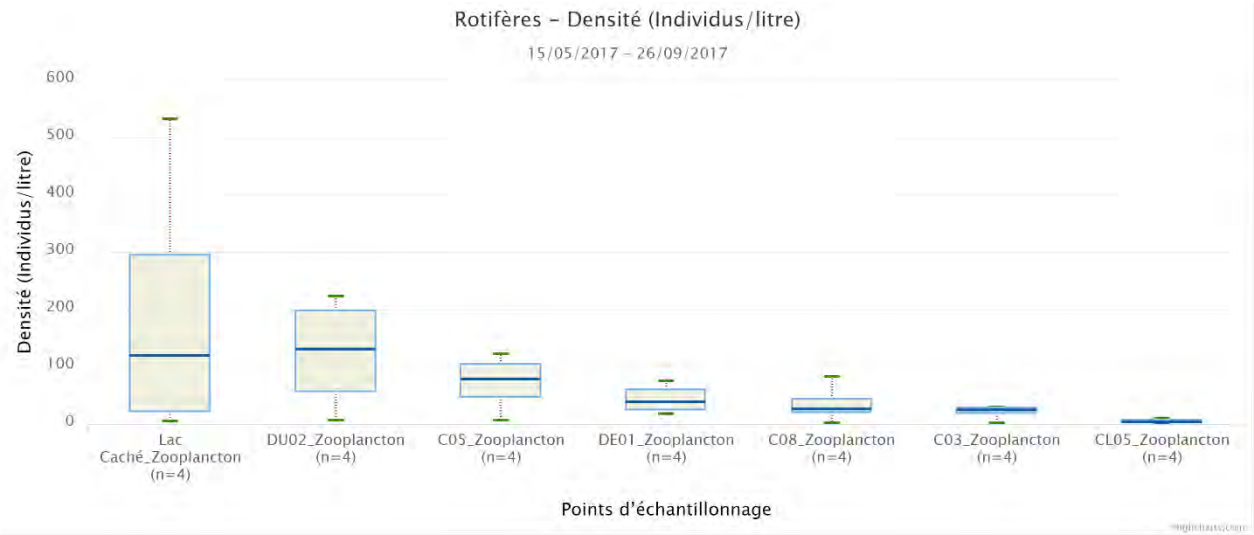


Figure 28 : Densités des rotifères enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

La communauté de cladocères du lac Caché est largement dominée par le genre de petite taille *Bosmina* (Tableau 7), typique de milieu eutrophe. Seul l'échantillon d'août a présenté d'autres genres de cladocères, soit *Daphnia* et *Ceriodaphnia*, mais en très faible proportion. Il s'agit de la communauté de cladocères dont les densités sont les plus faibles parmi celles enregistrées en 2017 (Figure 29).

Tableau 6 : Abondance relative de la communauté de cladocères de la station intégratrice du lac Caché pendant l'été 2017

	Daphnia	Bosmina	Ceriodaphnia
29 mai	0,0 %	0,0 %	0,0 %
6 juillet	0,0 %	100,0 %	0,0 %
17 août	5,3 %	89,4 %	5,3 %
18 septembre	0,0 %	100,0 %	0,0 %
Moyenne	1,75 %	96,5 %	1,75 %

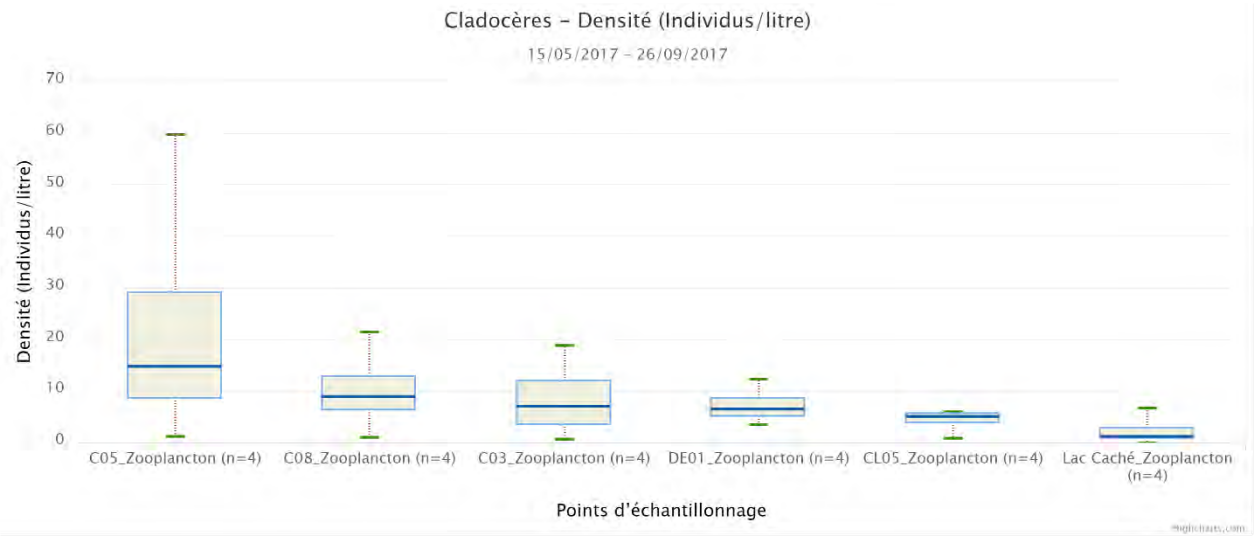


Figure 29 : Densités totales de cladocères enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017, en excluant les densités très élevées de la station DU02

4.9.2 Indices biotiques

Les données utilisées pour calculer les indices biotiques sont celles des échantillonnages effectués le 6 juillet et le 17 août 2017 seulement, afin de permettre une meilleure comparaison avec les données de Chemli (2017), lequel avait procédé à des échantillonnages uniquement en juin et en juillet.

Tableau 7 : Indices biotiques calculés avec les données d'abondance des échantillons prélevés le 6 juillet et le 17 août 2017 à la station intégratrice du lac Caché

Indices biotiques	Effet de l'eutrophisation	Comparaison avec des lacs oligo-mésotrophes (Chemli, 2017)
		Lac Caché
Densité des *Daphnia* (ind/l)	Diminution	0,18
Densité des *Bosmina* (ind/l)	Augmentation	3,49
Densité des rotifères (ind/l)	Augmentation	279,17
Densité des crustacés (ind/l)	Augmentation	70,16
Daphnia/cladocères totaux	Diminution	0,03
Cladocères/calanoïdes	Augmentation	10,50
Cyclopoïdes/calanoïdes	Augmentation	6,00
Rotifères/crustacés	Augmentation	3,76
Stade trophique associé aux indices		Méso-eutrophe

* Les couleurs sont associées à différents stades trophiques :

Oligotrophe – Oligo-mésotrophe – Mésotrophe – Méso-eutrophe – Eutrophe

L'analyse des différents indices biotiques utilisés (Tableau 8) est grandement influencée par la faible abondance du gros zooplancton (copépodes adultes et cladocères), ainsi que de la forte densité de rotifères. Les très faibles densités de *Daphnia* et de copépodes calanoïdes observées au lac Caché sont généralement indicatrices d'un milieu eutrophe (Figures 30 et 31). Même l'abondance du genre *Bosmina*, malgré sa proportion élevée parmi les cladocères, est négligeable dans la communauté. L'absence presque totale de copépodes calanoïdes entraîne le classement des ratios cladocères/calanoïdes et cyclopoïdes/calanoïdes comme indicateurs de milieu mésotrophe, et ce, malgré les faibles densités de cyclopoïdes et de cladocères. Somme toute, les indices utilisés tendent principalement à caractériser le lac comme étant soit eutrophe ou mésotrophe. Le zooplancton du lac Caché est donc classé comme étant typique d'un milieu méso-eutrophe.

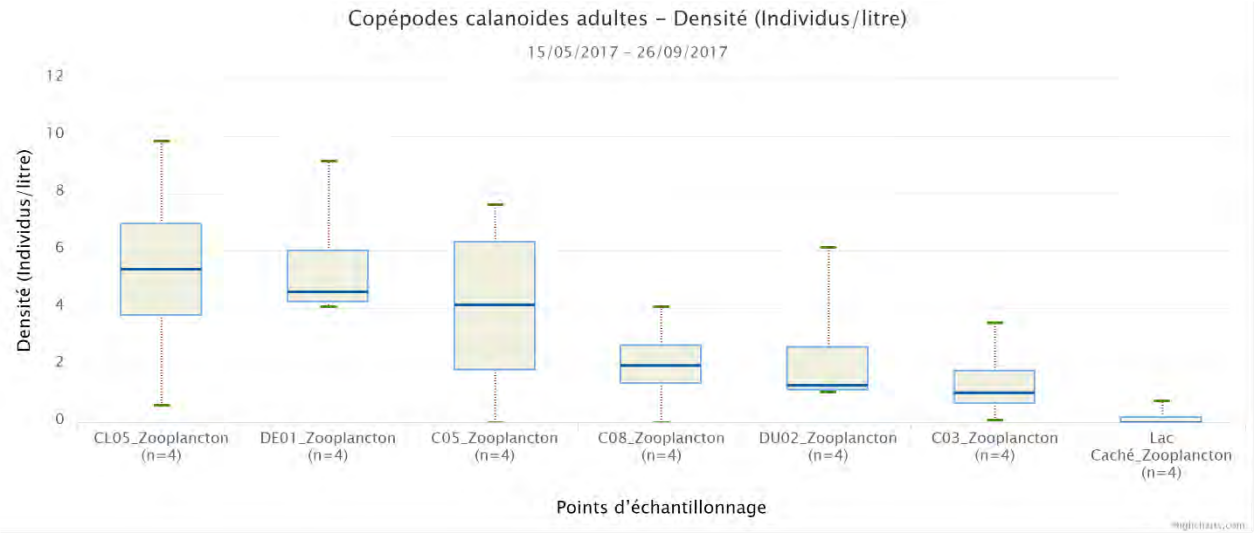


Figure 30 : Densités de copépodes calanoïdes enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

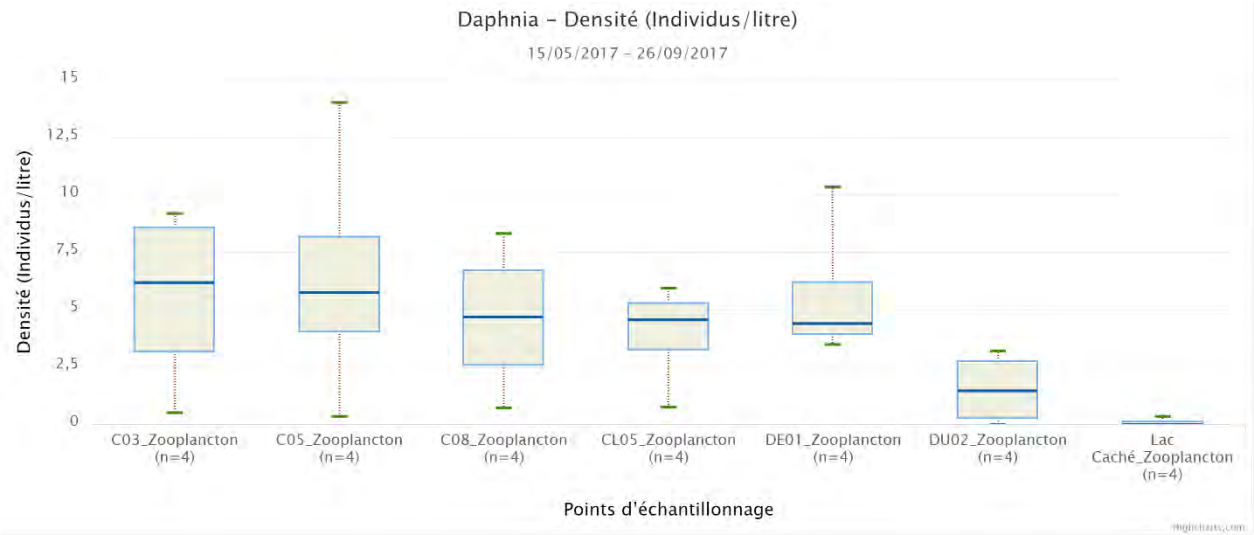


Figure 31 : Densités de cladocères du genre *Daphnia* enregistrées aux stations pélagiques suivies en 2017

Finalement, la concentration annuelle moyenne observée d'environ 195 rotifères/litre permet de situer le lac Caché à un stade d'oligo-mésotrophe à mésotrophe selon la classification de Karabin (1985). Cependant, la communauté prélevée le 6 juillet présentait une densité de 533 rotifères/litres, classifiée comme étant eutrophe. Il faut également souligner que l'utilisation d'un filet à plancton avec des mailles de 80 µm a pu entraîner une sous-estimation des densités réelles de rotifères (Caramujo et Boavida, 2000 ; Likens, 2010).

4.9.3 Succession saisonnière

Les quatre campagnes d'échantillonnage ont permis d'analyser la succession saisonnière dans la structure des communautés observées (Figure 27). Celles-ci demeurent relativement stables au cours de la saison estivale et sont marquées par une grande proportion de rotifères. Les nauplius constituent le deuxième groupe en importance alors que l'abondance du reste de la communauté est négligeable. Seul l'échantillon d'août présente une structure différente, dans laquelle les nauplius sont plus abondants que les rotifères. De plus, on y observe la plus grande proportion de copépodes cyclopoïdes et de cladocères. Les genres *Daphnia* et *Ceriodaphnia* ont d'ailleurs été retrouvés en août seulement.

4.9.4 Limites des résultats

Les données récoltées brossent le portrait de la communauté de zooplancton présente dans le lac Caché en 2017. Or, il s'agit de la première prise de données exhaustive dans ce lac. Il est donc impossible d'établir un comparatif temporel qui permettrait de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications à la suite de perturbations environnementales ou bien si ces dernières sont représentatives de la composition naturelle du milieu. Toutefois, les données obtenues constituent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation de cet écosystème.

La comparaison des différents indices biotiques utilisés se base sur des valeurs enregistrées dans des lacs oligo-mésotrophes du Québec. Lorsque les valeurs des indices biotiques s'écartent de beaucoup des valeurs enregistrées par Chemli (2017), il est difficile d'évaluer avec précision à quel stade trophique elles correspondent. Les communautés de zooplancton possèdent plusieurs caractéristiques très intéressantes qui permettent d'évaluer différents phénomènes se produisant dans les lacs, mais l'absence d'un indice développé pour les écosystèmes québécois ne permet pas de maximiser l'information recueillie. L'évaluation de l'intégrité des communautés de zooplancton à l'aide des indices biotiques utilisés est donc strictement indicative.

En ce qui a trait à l'indice basé sur la concentration de rotifères (Karabin, 1985), l'utilisation d'un filet à plancton avec des mailles de 80 µm ne permet pas de statuer sur son efficacité. En effet, l'indice ne semble pas assez sensible, mais cela pourrait être dû au fait qu'une trop grande quantité de rotifères s'échappent des mailles du filet.

4.10 Analyse de la communauté de poissons en lac

La période de pêche expérimentale sur le lac Caché s'est échelonnée du 6 au 7 juillet 2017. Le filet maillant à omble de fontaine a été le principal engin de pêche utilisé, combiné à une bourolle en milieu littoral. Étant donné la très petite taille du plan d'eau, l'effort de pêche total a été d'un seul filet par nuit.

4.10.1 Description de la communauté actuelle

Deux espèces ont été découvertes au lac Caché, soit le méné jaune et le grand brochet. Seul le filet maillant a permis la capture de poissons, malgré la présence d'une bourolle. Au total, 23 spécimens ont été capturés, soit 22 ménés jaunes et 1 grand brochet. La capture par unité d'effort (CPUE) est donc de 23 poissons par filet/nuit et la biomasse par unité d'effort (BPUE), de 1,906 kg par filet/nuit (Tableau 9). Le lac Caché présente la CPUE et la BPUE les plus faibles enregistrées parmi les quatre lacs étudiés en 2017.

Cependant, un nombre impressionnant de petits poissons a été observé lors des campagnes d'échantillonnage sur le lac. Il est donc possible que le filet maillant n'ait pas été l'engin de pêche le plus approprié pour capturer ces spécimens de petite taille. Conséquemment, les résultats des pêches expérimentales au lac Caché pourraient avoir mené à une sous-estimation des valeurs réelles de densité et de biomasse. Cette densité élevée de petits poissons pourrait expliquer partiellement la faible abondance du zooplancton de grande taille.

Tableau 8 : Sommaire des captures réalisées au filet maillant au lac Caché entre le 6 et le 7 juillet 2017

Espèce	Captures			Biomasse		
	N	%	CPUE n/filet-nuit	kg	%	BPUE kg/filet-nuit
Méné jaune	22	95,65	22,0	0,356	18,68	0,356
Grand brochet	1	4,35	1,0	1,550	81,32	1,550
Total	23	100,0	23,0	1,906	100,0	1,906

L'espèce la plus abondante est le méné jaune (95,7 % des captures), alors que le grand brochet représente la plus grande proportion de la biomasse du lac (81,3 %). Il est à noter qu'aucun poisson n'a été capturé par la bourolle. Le lac étant situé dans un milieu humide de tourbière, les endroits peu profonds près des berges n'étaient pas accessibles. Cela a pu compromettre l'efficacité de la bourolle, qui a dû être installée à 0,45 cm de profondeur.

Une carcasse de barbotte brune a été découverte sur les berges du lac le 17 août 2017, lors d'un échantillonnage dans le cadre d'un autre projet du département de limnologie d'Agiro. Il est donc possible que quelques individus peuplent le lac, mais aucun n'a été capturé par les engins de pêche utilisés.

La quasi-totalité des spécimens capturés est de petite taille, donnant une moyenne de 117,1 mm pour les ménés jaunes (Tableau 10). Un seul individu de grande taille a été pêché, soit un grand brochet de 615 mm pesant environ 1,5 kg.

Tableau 9 : Caractéristiques morphométriques des espèces de poissons capturées au filet maillant sur le Caché en 2017

Espèces	Longueur totale (mm)			Poids (g)		
	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum
Grand brochet	615,0	615,0	615,0	1550,0	1550,0	1550,0
Méné jaune	117,1	100,0	140,0	16,2	9,3	30,0
Total	366,1	100,0	615,0	783,1	9,3	1550,0

La distribution des fréquences de taille des ménés jaunes est unimodale, avec un mode se situant à la classe de tailles de 110 à 119 mm (Figure 32). Il est toutefois possible que l'échantillonnage ne soit pas représentatif de l'ensemble de la population de ménés jaunes en raison de la petite taille des plus jeunes spécimens et du choix du principal engin de pêche.

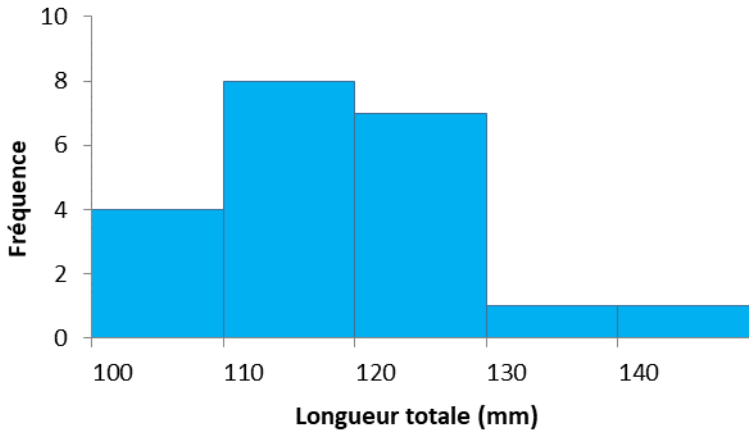


Figure 32 : Distributions des fréquences de taille pour la population de ménés jaunes du lac Caché en 2017

La relation obtenue entre la masse et la longueur totale des ménés jaunes présente un exposant de régression de 3,04 (Figure 33), ce qui signifie une relation isométrique où les individus gagnent autant en longueur qu'en poids (Anderson et Nuemann, 1996). Cette valeur de pente est semblable à celle de 3,08 enregistrée au lac Michigan (Schneider et al., 2000), mais inférieure à celle de 3,30 enregistrée par Anderson et Nuemann (1996). Il semble donc que les individus trouvent suffisamment de ressources alimentaires pour soutenir une croissance constante, mais que la compétition intraspécifique est soutenue. Il s'agit toutefois d'un très faible échantillon pour établir une relation robuste entre le poids et la longueur.

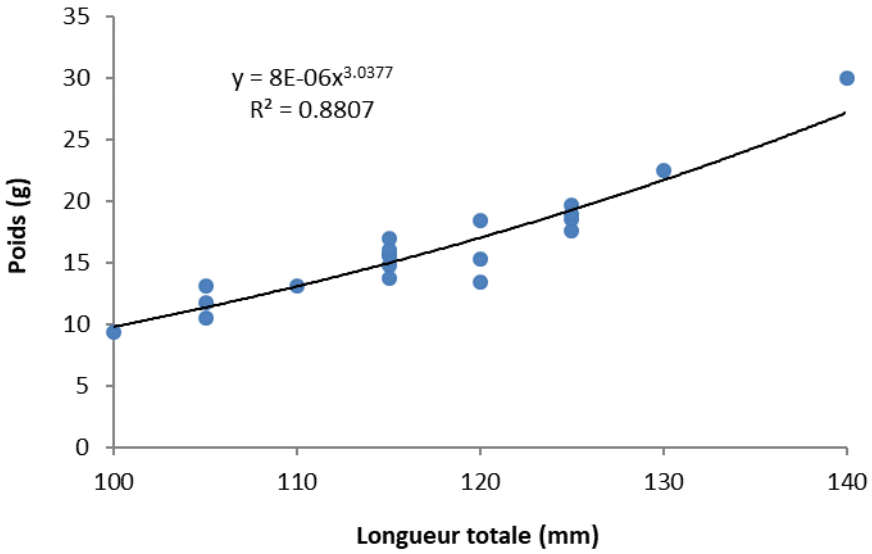


Figure 33 : Relation entre le poids et la longueur des ménés jaunes capturés au lac Caché en 2017

4.10.2 Analyse écologique de la communauté

Il est assez difficile de décrire adéquatement la communauté du lac Caché avec un si faible échantillon de poissons. Il faut toutefois souligner la présence d'une faible richesse spécifique, soit seulement deux espèces si l'on ne considère pas les carcasses de barbottes brunes. Comptant pour 95,7 % des effectifs, le méné jaune, espèce omnivore et tolérante, domine la population, alors qu'un seul grand brochet a été capturé. Il semblerait donc que la présence d'une espèce piscivore a pour conséquence de diminuer la densité des poissons de taille moyenne dans le lac. Somme toute, la communauté du lac Caché est typique d'un milieu méso-eutrophe caractérisé par une forte abondance de poissons omnivores et tolérants, un régime thermique préférentiel d'eau fraîche, mais une faible densité et biomasse totales (si l'on exclue les petits poissons observés).

Le profil d'oxygène dissous démontre des concentrations en oxygène très faibles à partir de 1,5 m de profondeur et une zone anoxique près du fond du lac (Figure 34). Seul le profil réalisé lors du brassage printanier (29 mai) indique une concentration en oxygène élevée pour l'ensemble des profondeurs, et ce, malgré la faible profondeur du lac. Il appert donc que la consommation d'oxygène au fond du lac est élevée, ce qui est probablement dû à la décomposition d'une importante quantité de matière organique. En conséquence, le lac Caché constitue un milieu inhospitalier pour plusieurs espèces de poissons dont les besoins en oxygène dissous sont élevés, comme celles de la famille des salmonidés.

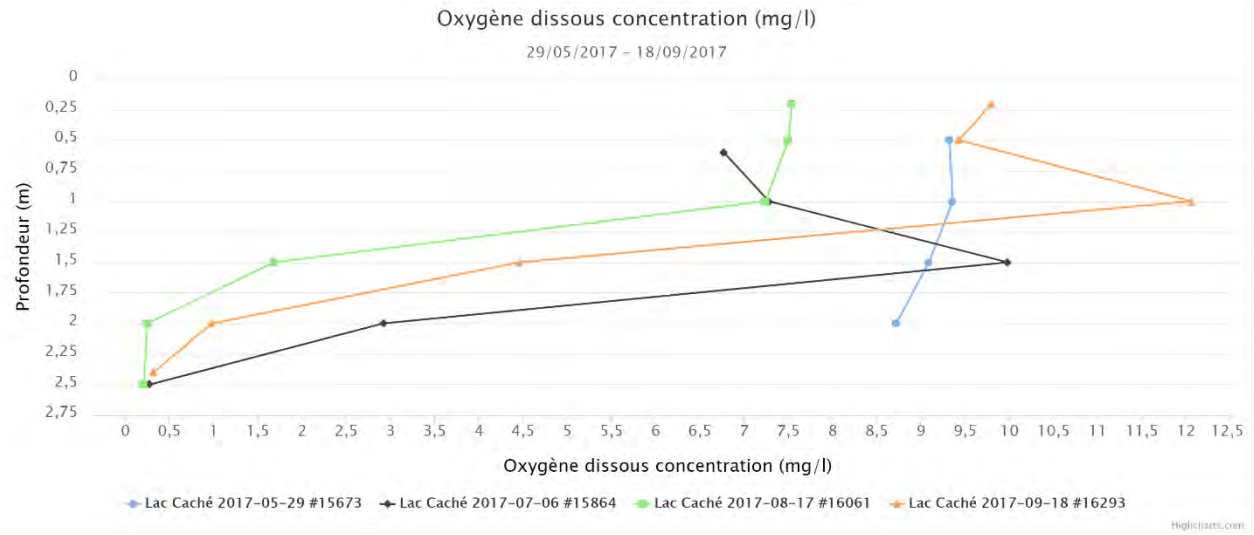


Figure 34 : Profils d'oxygène dissous enregistrés dans la colonne d'eau du lac Caché en 2017

4.10.3 Limites des résultats

La description de certaines caractéristiques écologiques de la communauté de poissons se base sur une revue de littérature. Cependant, il est parfois difficile de définir catégoriquement une espèce de poisson, notamment en ce qui a trait au niveau trophique, car le régime alimentaire change au courant du cycle vital des espèces et selon les conditions environnementales dans lesquelles elles évoluent. De plus, l'évaluation des communautés ne se base pas sur un indice chiffré, mais plutôt sur le cumul des connaissances obtenues à la suite de l'analyse des poissons capturés.

Somme toute, il s'agit d'une première caractérisation du lac qui donne un portrait assez peu précis de la situation. Il serait recommandé d'utiliser des filets à ménés lors de prochaines pêches expérimentales.

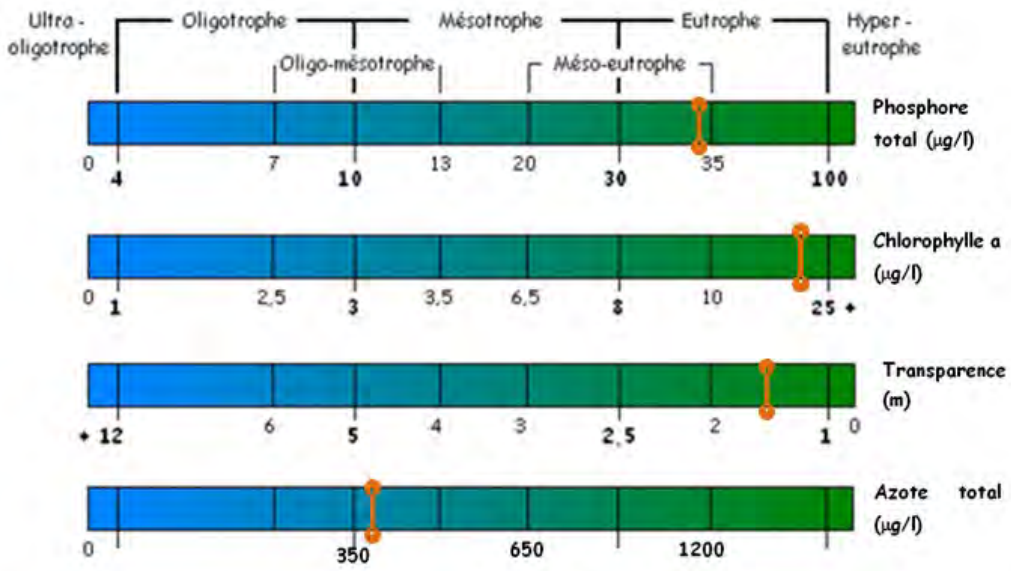
5 Conclusion

Agiro a procédé, en collaboration avec la Ville de Québec, à la réalisation d'une étude sur l'intégrité écologique du lac Caché.

Les résultats de la campagne d'échantillonnage de 2017 ont permis à Agiro d'augmenter le niveau de connaissances sur l'état écologique du lac. Si l'on se base sur les indicateurs physico-chimiques et biologiques, l'ensemble des paramètres analysés permet de faire certains constats sur l'intégrité écologique du lac Durand et de le classifier en fonction de son degré d'eutrophisation.

5.1 État trophique selon les indicateurs physico-chimiques

Une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau positionne le niveau trophique du lac Caché comme étant de méso-eutrophe à eutrophe (Tableau 12). Seules les valeurs d'azote total ne permettent pas de classifier le lac Caché comme eutrophe. Les profils d'oxygène démontrent également un profil clinograde, et ce, malgré la faible profondeur du lac, ce qui confirme son état plutôt eutrophe.



La conductivité spécifique enregistrée en 2017 (Tableau 13) est élevée, indiquant une possible dégradation de l'écosystème due à des apports par les tributaires. Cependant, comme le lac Caché est situé dans une tourbière minérotrophe, la conductivité élevée pourrait être, en partie, attribuable à une concentration naturellement élevée de certains ions.

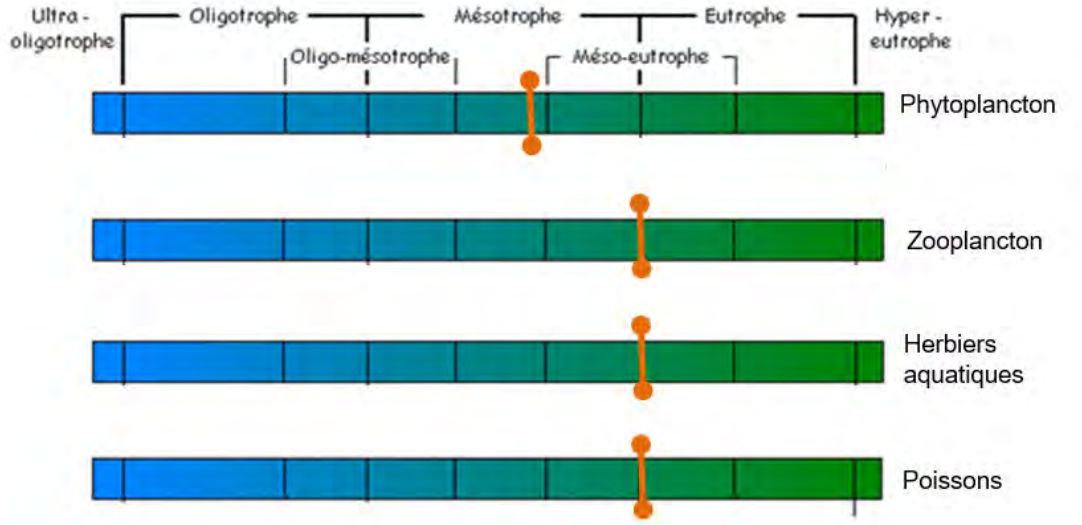
Tableau 10 : Classement du lac Caché selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017

Conductivité (µS/cm)
0–49,99
50–99,99
100–149,99
150–249,99
54
400–999,99
1000–6000

*Note : Cette classification n'est fournie qu'à titre indicatif sachant que la conductivité de l'eau pure est égale à 0.

5.2 État trophique selon les indicateurs biologiques

Selon les indicateurs biotiques utilisés, tels que le phytoplancton, le zooplancton, les poissons et les macrophytes, le lac Caché se situe dans un état méso-eutrophe. Il est important de mentionner que chacun des niveaux trophiques analysés présente la même valeur dans l'évaluation finale de l'intégrité. Par exemple, pour les poissons qui possèdent quatre sous-sections dans le tableau 11, il faut faire une moyenne. La communauté de poissons du lac Caché est donc considérée comme étant typique d'un milieu de mésotrophe à méso-eutrophe.



La communauté du phytoplancton du lac a été classée comme mésotrophe, mais comme les valeurs se rapprochent de celles d'un milieu eutrophe, elle peut être considérée comme s'approchant du stade méso-eutrophe. Cette communauté comporte non seulement une forte abondance de cryptophycées du genre *Cryptomonas*, généralement retrouvé dans les milieux turbides riches en nutriment, mais aussi des densités élevées d'autres groupes typiques de milieux enrichis (dinophycées, chlorophycées, cyanophycées et euglénophycées).

Quant au zooplancton, la communauté est typique d'un milieu méso-eutrophe et fortement dominée par la présence de zooplancton de petite taille (rotifères et nauplius). Les cladocères sont très peu représentés dans l'eau du lac, où l'on retrouve majoritairement le genre de petite taille *Bosmina*. Cette dynamique semble traduire une intense prédation subie par le zooplancton de grande taille. La présence de *Chaoborus*, un invertébré prédateur, ainsi que l'observation d'une impressionnante quantité de petits poissons pourraient expliquer cette faible abondance.

Un faible échantillon de poissons a été recueilli par le seul filet installé dans le lac. Cependant, il est possible que les poissons de très petite taille soient majoritaires dans le lac et que les engins de pêche utilisés n'aient pas permis leur capture. Selon les résultats obtenus, la communauté de poisson du lac Caché est typique d'un milieu de mésotrophe à méso-eutrophe en raison de la forte proportion de ménés jaunes, une espèce omnivore et tolérante, mais d'une faible densité totale d'individus, probablement régulée par la présence d'une espèce piscivore, le grand brochet.

Finalement, les herbiers retrouvés sont typiques d'un milieu méso-eutrophe, en raison d'une forte densité et de la présence d'espèces de milieu eutrophe, tels que le Myriophylle à épis et la Brasénie de Schreber.

Il est difficile d'évaluer avec précision l'intégrité écologique du lac Caché à l'aide des organismes qui le peuplent, car ce milieu ne peut être comparé à un lac oligotrophe. Cette évaluation dépend de la distance écologique entre les communautés actuelles et les communautés de références du lac (non altérées). Cependant, peu de données historiques sont disponibles pour permettre une bonne évaluation de l'état de référence des communautés biologiques présentes au lac Caché. Il faut donc tenir compte des caractéristiques naturelles du lac, notamment sa très petite taille. Par ailleurs, comme le lac Caché est situé dans un milieu de marais tourbeux, il est possible que les communautés retrouvées soient adaptées à une eau naturellement riche en matières organiques. Les communautés de références d'un tel milieu, naturellement turbide et chargé en nutriments, ne sont généralement pas typiques d'un milieu oligotrophe. Puisqu'il s'agit de la première analyse complète du réseau trophique aquatique du lac, il est difficile de déterminer si son stade trophique est réellement lié à un vieillissement d'origine anthropique et si l'écosystème est perturbé ou non.

Cependant, la présence d'une espèce exotique ayant un potentiel envahissant (myriophylle à épis) indique que ce milieu subit des pressions externes qui agissent sur son intégrité. Même si le lac est situé dans une réserve naturelle, ses tributaires traversent des zones urbanisées et subissent les impacts du réseau routier. Or, il est important de préserver l'intégrité écologique des milieux humides du secteur du lac Caché, car ceux-ci jouent un important rôle de filtre pour l'eau qui s'écoule en aval vers le lac Saint-Charles et la prise d'eau potable.

6 Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent cinq enjeux :

- Développement urbain
  - ***Limiter le développement urbain près des milieux humides et dans les zones naturelles.*** Le développement entraîne de nombreux problèmes : ruissellement, usage élevé de sels de voirie et d'abrasifs, dynamitage. En périphérie des milieux humides, il limite la zone tampon entre ceux-ci et les milieux adjacents, provoquant un vieillissement accéléré des zones humides par comblement et sédimentation. Quant à la construction dans les zones naturelles, elle diminue les services écosystémiques.
  - ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et à favoriser l'infiltration des eaux. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent être compatibles avec la protection des écosystèmes aquatiques.
- Prolifération des cyanobactéries
  - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les cyanobactéries pourraient profiter d'un excès de nutriments et produire d'importantes floraisons. Certains des genres échantillonnés, tels qu'*Oscillatoria*, peuvent produire des toxines dangereuses. De plus, la faible profondeur et le petit volume du lac le rendent particulièrement vulnérable aux apports externes qui peuvent accélérer son eutrophisation.
- Prolifération des plantes aquatiques
  - ***Porter une attention particulière au myriophylle à épis.*** Les gens qui profitent de ce plan d'eau pour pratiquer des activités nautiques doivent faire attention pour ne pas propager davantage le myriophylle à épis, qui n'a pas encore été recensé dans le lac Savard, situé tout juste en amont du lac Caché.

- ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les apports externes en nutriments (azote et phosphore principalement) provoquent une surabondance de ressources pour les plantes aquatiques et les algues, ce qui peut provoquer une prolifération massive de ces organismes dans le lac. Comme celui-ci est de petite taille, il est particulièrement vulnérable aux apports externes qui peuvent accélérer son eutrophisation.

- Biodiversité
  - ***Sensibiliser les usagers de la réserve naturelle du Marais du Nord***. Les usagers doivent être sensibilisés aux dégâts que peut provoquer l'introduction d'une espèce envahissante dans un milieu vulnérable et protégé, de sorte que l'usage du milieu soit cohérent avec la mission de protection de la réserve naturelle.
  - ***Prévoir des aménagements pour la faune aviaire.*** Ce territoire constitue un habitat de grande qualité pour les oiseaux. Il serait intéressant d'augmenter le nombre et la diversité des nichoirs offerts pour aider les populations nicheuses. Cette initiative pourrait naître d'une collaboration avec les sauvaginiers qui utilisent déjà le territoire pour la chasse.

7 Références

APEL (2016) *Diagnose des lacs Savard et Caché – Cartographie des habitats naturels*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 118 p. + 8 annexes.

Anderson, R. O. et R. M. Neumann (1996) *Length, weight, and associated structural indices.* Dans : BR. Murphy, D. W. Willis (Eds.), Fisheries techniques, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland : 447-481.

Caramujo, M. J. et M. J. Boavida (2000) The crustacean communities of River Tagus reservoirs. Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator. Limnetica, 18, 37–56.

Chemli, A. (2017) Le zooplancton comme bioindicateur de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs du Parc du Mont-Tremblant. Mémoire. Université de Montréal. Département des sciences biologiques. 111 p.

Dodson, S. I. (1972) *Mortality in a Population of Daphnia Rosea*. Ecology, 53(6), 1011-1023.

Karabin, A. (1985) Pelagic zooplancton (Rotaria and Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. 1. Structural and quantitative features. Ekol. Pol. 33, 567-616.

Likens, G. E. (2010) *Plankton of Inland Waters*. Academic Press, Elsevier Inc., 411 p.

Schneider, J. C., Laarman, P. W. et H. Gowing (2000) *Length-weight relationships.* Chapitre 17 dans Schneider, James C. (ed.) 2000. Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor.

Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W. et A. Duncan (1986) *The PEG*-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters.* Archiv für Hydrobiologie, 106(4), 433-471.

Suthers, I. M. et D. Rissik (2009) Plankton : A guide to their ecology and monitoring for water quality. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia, 256 p.

Wissel B., Freier K., Müller B., Koop J., et J. Benndorf (2000) Moderate planktivorous fish biomass stabilizes biomanipulation by suppressing large invertebrate predators of Daphnia. Archiv für Hydrobiologie, 149 : 177–192.

Intégrité écologique du lac Saint-Charles et des milieux hydriques qui y sont connectés – 2017

Chapitre 8 : Suivi des cours d'eau

Préparé par Agiro

AGIRO
initiatives et actions en environnement

Équipe de réalisation

Rédaction et analyse

Alexandre Bérubé Tellier, Biologiste, B. Sc. A. et LL. B.*, Chargé de projets en environnement*, Agiro

Sonja Behmel, *Géographe, Ph. D.., Coordonnatrice scientifique,* Agiro

Échantillonnage et travaux de terrain

Alexandre Bérubé Tellier, Biologiste, B. Sc. A. et LL. B.*, Chargé de projets en environnement*, Agiro

Marie-Janick Robitaille, *Géographe*, Agiro

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, *Chargée de projets en limnologie*, Agiro

Rémi Goldschmitt, Technicien en environnement, *Assistant technique de terrain*, Agiro

Solène Délas, License en Sciences de la Vie, parcours en Biologie des Organismes et des Écosystèmes (BOE) et étudiante à la maîtrise en Biodiversité et Suivis Environnementaux (BSE), *Stagiaire dans le cadre d'un projet sur les composés émergents*, Agiro

Émilie Reny-Nolin, Biologiste, B.SC, *Étudiante à la maîtrise en Biogéosciences de l'environnement*, Université Laval

Gilbert Rondeau, *Technicien de la faune*, Direction de la gestion de la faune Capitale-Nationale-Chaudière-Appalaches, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Cartographie

Gabrielle Gosselin, Biologiste, M. Sc. Eau, Chargée de projets en limnologie, Agiro

Révision

Sonja Behmel, Géographe, M. Sc., Ph. D. Aménagement du territoire et développement régional, Coordonnatrice scientifique, Agiro

Description de la photographie de couverture

Ruisseau des Trois-Petits-Lacs, 2017, crédit : Alexandre Bérubé Tellier

Coordonnées d'Agiro

433, rue Delage
Québec (Québec) G3G 1H4
418 849-9844
info@agiro.org

Table des matières

1 Introduction 1
2 Objectifs 1
3 Présentation du territoire 2
4 Résultats 4
4.1 Analyse des communautés de diatomées 4
4.1.1 Indice Diatomées de l'Est du Canada. 5
4.1.2 Classes de salinité 7
4.1.3 Pourcentage de tératologies 9
4.1.4 Limite des résultats 12
4.2 Analyse des communautés de macroinvertébrés 13
4.2.1 Indice de Santé du Benthos volontaire (ISB_{vol}) 14
4.2.1.1 Structure des communautés 18
4.2.1.2 Limite des résultats 19
4.2.2 Analyse des communautés de poissons en cours d'eau 19
4.3 Structure de communautés 21
4.3.1.1 Rivières des Hurons et Noire 21
4.3.1.2 Rivière Hibou 22
4.3.1.3 Rivière des Trois-Petits-Lacs 23
4.3.1.4 Rivière Jaune 24
4.3.1.5 Ruisseau du Valet 24
4.3.1.6 Rivière Nelson et ruisseau Savard 25
4.3.2 Indice biotique basé sur les poissons 26
4.3.3 Limites des résultats 26
5 Récapitulatif 28
6 Conclusion 29
7 Recommandations 30

Liste des figures

Figure 1 : Stations d'échantillonnage des cours d'eau analysés en 2017 et organismes prélevés par station. 2
Figure 2 : Cours d'eau ayant une forte connectivité écologique avec le lac Saint-Charles. 3
Figure 3 : Intégrité biologique obtenue selon l'IDEC pour chacune des stations échantillonnées dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles. 5
Figure 4 : Valeurs de l'IDEC mesurées dans la rivière des Hurons en 2017. 6
Figure 5 : Valeurs de l'IDEC mesurées dans la rivière Hibou (à gauche) et la rivière Trois-Petits-Lacs et son affluent (à droite). 6
Figure 6 : Valeurs de l'IDEC mesurées dans la rivière Saint-Charles (à gauche) et le ruisseau du Valet (à droite). 7
Figure 7 : Valeurs de l'IDEC mesurées dans la rivière Jaune (à gauche) et la rivière Nelson (à droite). 7
Figure 8 : Répartition de la communauté des diatomées de chacune des stations selon 3 classes d'affinité avec le sel (Lavoie, 2017). 8
Figure 9 : Valeurs de conductivité spécifique et d'ions de chlorures enregistrées aux stations REF01 et TAL01 (E21) en 2017. 9
Figure 10 : Exemples d'*Achnanthidium minutissimum* (espèce dominante dans plusieurs échantillons) déformées ou douteuses observées à la station E35 (Lavoie, 2017). 10
Figure 11 : Phosphore total enregistré aux principales stations d'échantillonnage des rivières en 2017. 10
Figure 12 : Azote total enregistré aux principales stations d'échantillonnage des rivières en 2017. 11
Figure 13 : Concentrations en calcium enregistrées aux stations E06, E28, E01 et E04 entre 2010 et 2017. 11
Figure 14 : Concentrations en cobalt enregistrées aux stations E06, E28, E01 et E04 entre 2010 et 2017. 12
Figure 15 : Concentrations en fer enregistrées aux stations E06, E28, E01 et E04 entre 2010 et 2017. 12
Figure 16 : Intégrité biologique obtenue selon l'ISB pour chacune des stations échantillonnées dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles. 13
Figure 17 : Évolution des trois variables de communautés augmentant avec les perturbations du milieu pour les 13 stations étudiées, présentées selon leur position sur le territoire sur un principe amont aval (de gauche à droite). 16
Figure 18 : Évolution de l'Indice de Santé du Benthos et de deux variables de communautés diminuant avec les perturbations du milieu pour les 13 stations étudiées, présentées selon leur position sur le territoire sur un principe amont aval (de gauche à droite). 17
Figure 19 : Évolution de l'abondance relative des grands groupes taxonomiques pour les 13 stations étudiées, présentées selon leur position sur le territoire sur un principe amont aval (de gauche à droite). 18
Figure 20 : De gauche à droite : larve de coléoptère de la famille *Elmidae,* larve de diptère de la famille *Chironomidae* et larve de trichoptère de la famille *Hydropsychidae* (crédit photo : Chironomidae research group et Jason Neuswanger de Troutnut.com) 19
Figure 21 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans les rivières des Hurons et Noire en 2017. 22
Figure 22 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans la rivière Hibou en 2017. 23
Figure 23 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans la rivière des Trois-Petits-Lacs en 2017. 24
Figure 24 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans la rivière Jaune en 2017. 24
Figure 25 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans le ruisseau du Valet en 2017. 25
Figure 26 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans la rivière Nelson et le ruisseau Savard en 2017. 26

Figure 27 : Intégrité biologique obtenue selon l'indice basé sur les communautés de poissons en cours d'eau pour chacune des stations échantillonnées dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles (tiré de Reny-Nolin, 2018). 27

Liste des tableaux

Tableau 1 : Valeur de l'IDEC, pourcentage de tératologies et classes de salinité pour les 25 stations échantillonnées dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles. 4

Tableau 2 : Valeurs de l'Indice de Santé du Benthos, des variables de communauté analysées et d l'Indice de Qualité de l'Habitat pour les 13 stations étudiées, présentées selon leur position sur le territoire sur un principe amont aval (de gauche à droite). 15

Tableau 3 : Nombre de captures par station selon les espèces de poissons répertoriées en 2017. 20

Tableau 4 : Valeurs des différents indices d'intégrité biotique utilisés pour évaluer les stations en cours d'eau en 2017. 28

Liste des annexes

Annexe 1 : Indice de qualité de l'habitat calculée pour les stations des macroinvertébrés 34
Annexe 2 : Relation entre l'Indice de Santé du Benthos volontaire (ISB_{vol}) l'Indice de Qualité de l'Habitat (IQH) 35
Annexe 3 : Valeur de l'IIB poissons par station (tiré de Reny-Nolin, 2018) 35

1 Introduction

Dans le cadre du programme de suivi de la qualité de l'eau du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles, Agiro a réalisé, en collaboration avec la Ville de Québec, une étude du réseau trophique retrouvé dans le réseau hydrologique du lac Saint-Charles à des fins d'évaluation de l'intégrité des écosystèmes aquatiques.

Parmi les écosystèmes aquatiques d'intérêt pour ce projet se trouvent les cours d'eau connectés au lac Saint-Charles. Au total, 14 différents cours d'eau de taille variable (rivières, ruisseaux et décharges de lac) qui s'écoulent dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles ont présenté une connectivité écologique suffisante pour faire partie du projet, tel que déterminé par une analyse des obstacles infranchissables (chapitre 1).

En 2017, les rivières des Hurons, Noire, Hibou, Trois-Petits-Lacs, Jaune, Nelson, Saint-Charles, les ruisseaux Savard, Talbot, Courte-Botte, du Valet, des Eaux-Fraîches ainsi que les décharges des lacs Durand et Delage ont donc été étudiés dans l'objectif d'évaluer leur intégrité écologique en analysant la composition des différents organismes qui y vivent, dont les diatomées, les macroinvetébrés et les poissons. De plus, la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau a également été étudiée.

2 Objectifs

En 2017, ces cours d'eau ont donc été étudiés dans l'objectif d'évaluer leur **intégrité écologique**[1]. Pour ce faire, l'**eutrophisation**[2], la **chaîne trophique**[3] ainsi que le **degré de dégradation**[4] ont été étudiés afin de mettre en relief les problématiques environnementales détectées pour formuler des recommandations. :

Plus spécifiquement, cette étude visait à

- caractériser la dynamique spatiotemporelle des paramètres microbiologiques et physico-chimiques clés des cours d'eau;
- caractériser les variations spatiales des communautés de diatomées et évaluer l'intégrité des cours d'eau à l'aide de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) ;
- caractériser les variations spatiales des communautés de macroinvertébrés et évaluer l'intégrité des cours d'eau à l'aide de l'Indice de Santé du Benthos (ISB) ;
- caractériser les variations spatiales des communautés de poissons et créer un indice préliminaire permettant d'évaluer l'intégrité des cours d'eau à l'aide de certaines caractéristiques des communautés analysées ;
- mettre en relief les problématiques environnementales détectées et formuler des recommandations.

Rappelons que la méthodologie est présentée au chapitre 2.

[1] Correspond à l'état d'un écosystème, en termes de composition des espèces, de structure des populations et de fonctionnement des processus naturels, en comparaison à un écosystème inaltéré de sa région naturelle.

[2] Processus d'enrichissement graduel d'un lac en matières nutritives (qualité de l'eau en termes de concentrations en nutriments, en productivité biologique primaire et en prolifération de plantes aquatiques, voir les chapitres 1 et 2 pour les détails sur les indicateurs);

[3] Portrait de la chaîne alimentaire aquatique à partir de la productivité primaire, soit des algues jusqu'aux poissons, voir chapitre 1 et 2 pour les détails sur les indicateurs;

[4] Diminution progressive de la qualité de l'eau ayant un impact sur l'intégrité écologique et les conditions physiques d'un lac, mais qui n'est pas associée aux concentrations en éléments nutritifs par exemple, comme les sels de voirie)

3 Présentation du territoire

Au total, 25 stations d'échantillonnage ont été réparties sur 14 cours d'eau de tailles différentes présents dans le haut-bassin hydrographique de la rivière Saint-Charles (Figure 1). Plus précisément, 6 rivières, 5 ruisseaux et 2 décharges de lac ont été sélectionnés. Le choix et le positionnement des différentes stations d'échantillonnage sont basés sur la connectivité écologique des cours d'eau avec le lac Saint-Charles (Figure 2), tel que mentionné dans le chapitre 1.

Le territoire analysé présente une grande variabilité de conditions, notamment sur son axe nord-sud. Au nord, les stations en amont des cours d'eau se trouvent en milieu forestier, montagneux et relativement peu urbanisé alors que les stations du sud se trouvent à traverser davantage de zones urbanisées. En général, les cours d'eau étudiés subissent une hausse du niveau d'urbanisation de leur territoire vers l'aval.

En raison de certaines contraintes liées au positionnement et à la configuration des stations, certains organismes n'ont pu être échantillonnés dans tous les cours d'eau. Seules les diatomées ont été prélevées à l'ensemble des 25 stations, alors que les poissons ont été échantillonnés à 18 stations et les macroinvertébrés à 13 stations (Figure 1).

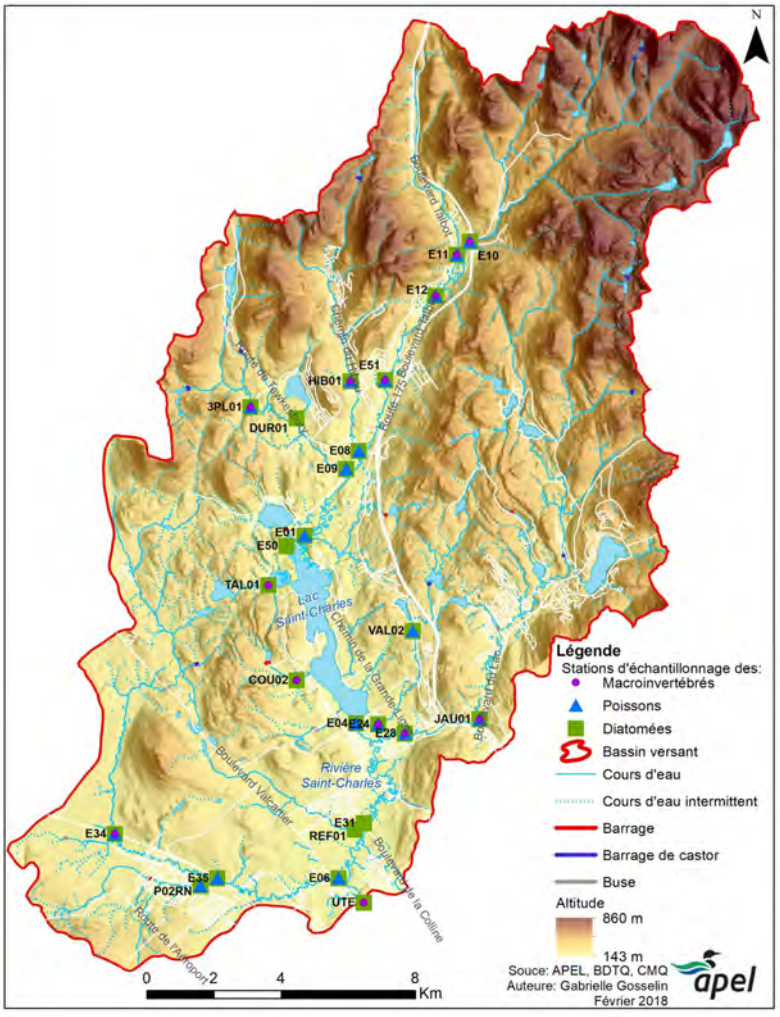


Figure 1 : Stations d'échantillonnage des cours d'eau analysés en 2017 et organismes prélevés par station.

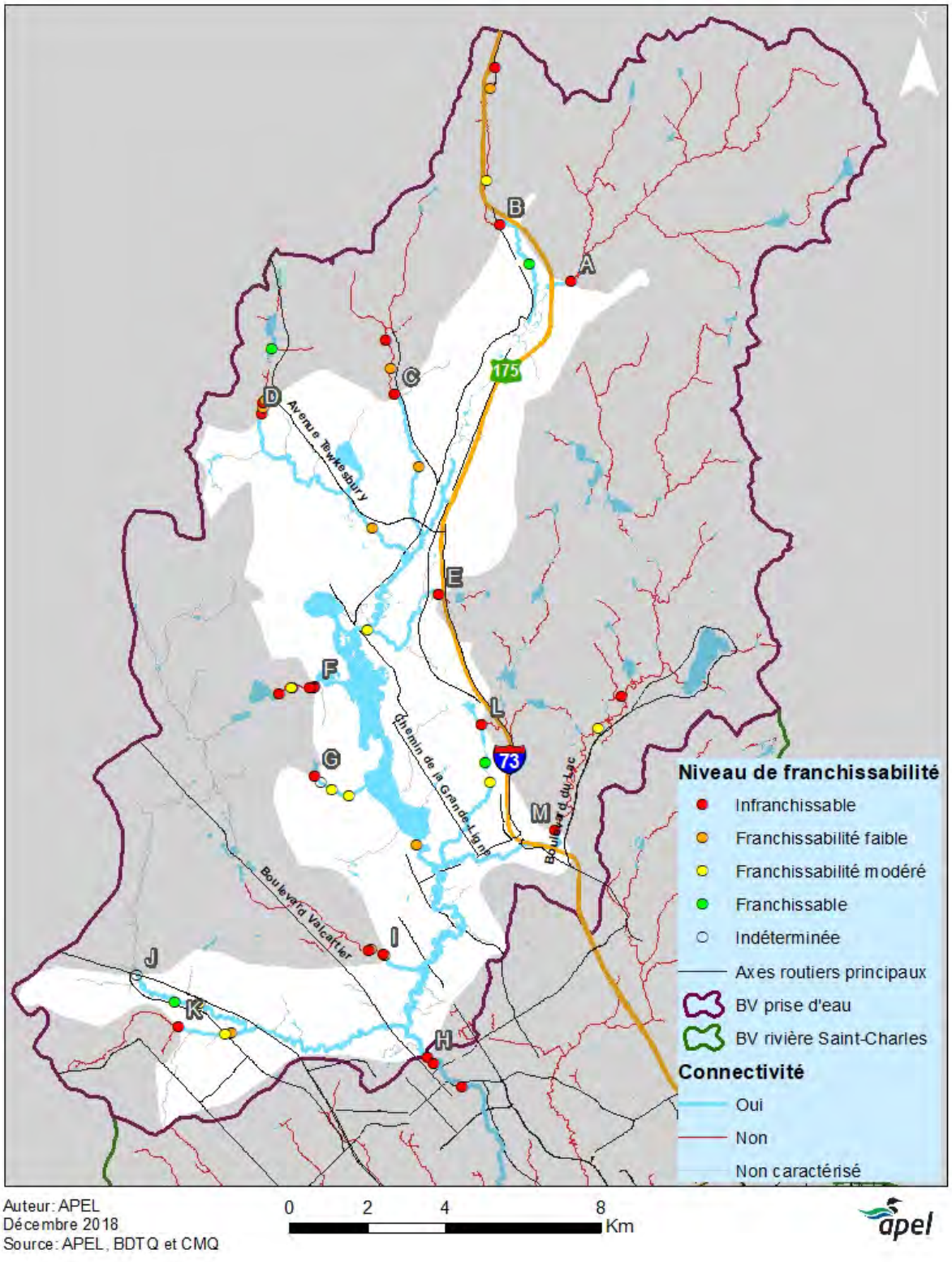


Figure 2 : Cours d'eau ayant une forte connectivité écologique avec le lac Saint-Charles.

4 Résultats

4.1 Analyse des communautés de diatomées

Les communautés de diatomées des 25 stations ont été échantillonnées du 28 au 30 août 2017, lors d'une période relativement sèche. L'absence de fortes précipitations avant et durant la période d'échantillonnage a permis un bas niveau des cours d'eau, ce qui facilite la sélection de roches n'ayant pas été exondées durant l'été et assure la qualité des échantillons.

Les diatomées échantillonnées ont permis d'analyser l'intégrité biologique des différentes stations selon l'Indice diatomées de l'Est du Canada, les classes de salinité de Van Dam ainsi que par le pourcentage de tératologie (déformations) des diatomées.

Le Tableau 1 présente les valeurs de l'IDEC, les pourcentages de tératologies et les classes de salinité obtenues pour chacune des stations. Celles-ci ont été classées en ordre décroissant de valeur de l'IDEC, donc des stations les moins altérées (haut du tableau) jusqu'aux stations ayant les communautés les plus perturbées (bas du tableau).

Tableau 1 : Valeur de l'IDEC, pourcentage de tératologies et classes de salinité pour les 25 stations échantillonnées dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

Station	Valeur IDEC	% tératologie	Salinité
DUR01	89	0	Douce à légèrement saumâtre
VAL02	83	0,2	Douce à légèrement saumâtre
JAU01	82	0	Douce à légèrement saumâtre
3PL01	81	0	Douce à légèrement saumâtre
E10	77	0	Douce à légèrement saumâtre
E09	76	0,7	Douce à légèrement saumâtre
E50	70	0,5	Douce à légèrement saumâtre
E04	69	0	Douce à légèrement saumâtre
HIB01	69	0,5	Douce à légèrement saumâtre
E01	66	0,5	Douce à légèrement saumâtre
UTE	66	0	Douce à légèrement saumâtre
E12	64	0,2	Douce à légèrement saumâtre
E35	64	**2,6**	Douce à légèrement saumâtre
E31	62	0	Douce à légèrement saumâtre
E24	61	0,7	Douce à légèrement saumâtre
E51	61	**1,7**	Douce à légèrement saumâtre
E08	58	0	Douce à légèrement saumâtre
E28	58	0,7	Douce à légèrement saumâtre
P02RN	57	0	Douce à légèrement saumâtre
E11	56	0	Douce à légèrement saumâtre
E34	55	**2,3**	Douce à légèrement saumâtre
COU02	55	1	Douce à légèrement saumâtre
E06	51	**1,6**	Douce à légèrement saumâtre
TAL01	44	0	Douce
REF01	40	0	Douce à légèrement saumâtre

*Les couleurs utilisées dans le tableau représentent les classes d'intégrité selon l'IDEC : bleu étant « excellente », vert étant « moyenne » et jaune étant « mauvaise ».

4.1.1 Indice Diatomées de l'Est du Canada.

Comme la zone est entièrement située sur le Bouclier canadien, c'est le sous-indice IDEC-Neutre qui a été utilisé pour les 25 échantillons (Campeau et al., 2013). La figure 3 présente la couleur associée à chacune des classes d'intégrité biotiques obtenues en calculant les valeurs de l'IDEC pour chacune des stations suivies en 2017.

De façon générale, les cours d'eau échantillonnés lors de l'étude possèdent une valeur d'IDEC moyenne à excellente (bleue à verte dans le Tableau 1), avec la majorité des stations (17) affichant une classe d'intégrité biologique moyenne (état faiblement altéré) et six stations présentant des assemblages de diatomées typiques d'environnements d'excellente qualité (station de référence ou minimalement impactée). Trois stations (E50, E04 et HIB01) se situent près de la limite entre les classes excellente à moyenne et une station (TAL01) est à la limite entre les classes moyenne à mauvaise. Il est donc possible qu'une légère variation de l'environnement les fasse basculer vers la classe supérieure. Il faut aussi mentionner qu'une incertitude évaluée à ±2 est associée à l'IDEC, ce qui pourrait aussi changer la classe obtenue pour ces stations (IDEC, 2020)).

Presque toutes les stations ayant la classe A (bonne à excellente) représentent un point d'échantillonnage étant situé en amont d'un des cours d'eau étudiés (Des Hurons, Trois-Petits-Lacs, Jaune, Du Valet), à l'exception de la station DUR01 qui représente la seule station de l'effluent du lac Durand (Figure 3). Il est à souligner que les deux stations de la rivière des Trois-Petits-Lacs possèdent une classe de A. Il s'agit du seul cours d'eau ayant des stations amont et aval avec des communautés minimalement impactées. L'effluent du lac Durand, qui se trouve entre ces deux stations, possède la valeur IDEC la plus élevée (89). Cette partie du réseau hydrographique présente donc des communautés de diatomées presque inaltérées (Figure 3).

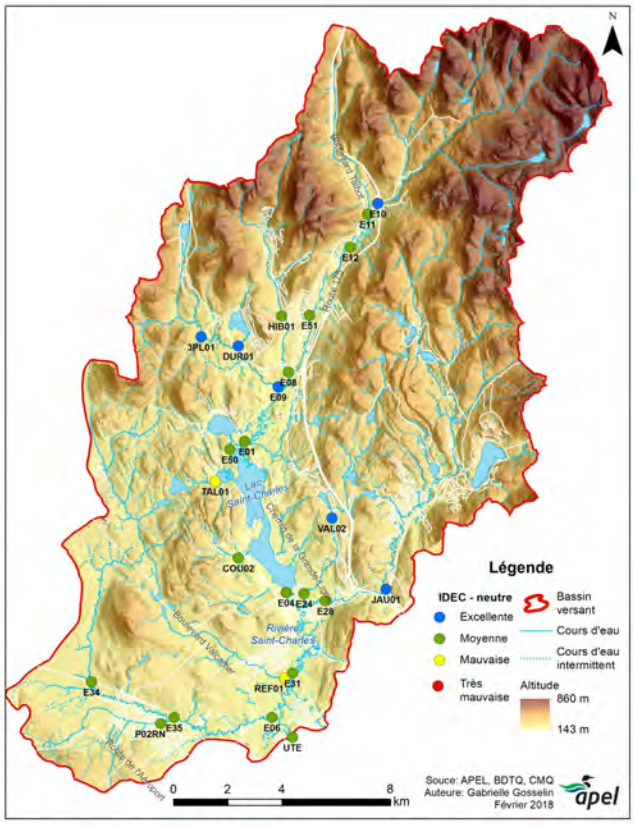


Figure 3 : Intégrité biologique obtenue selon l'IDEC pour chacune des stations échantillonnées dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

Pour chacun des cours étudiés ayant plus d'une station échantillonnée, la station située en amont possède invariablement la meilleure valeur IDEC du cours d'eau. Cette dynamique est observable pour les rivières des Hurons, Hibou, Trois-Petits-Lacs, Jaune, Saint-Charles, Nelson ainsi que pour le ruisseau du Valet (Figure 4Figure 5Figure 6Figure 7). Cette observation semble mettre en évidence une augmentation des perturbations d'amont en aval, probablement liée à l'accumulation de rejets de polluants et de nutriments dans les cours d'eau, et ce, liée à la hausse de la densité de population qui s'effectue sur un gradient d'amont en aval pour les cours d'eau étudiés. Plusieurs paramètres physico-chimiques mesurés aux différentes stations suivies en 2017, tels que la conductivité spécifique, la concentration en ions chlorure, les matières en suspension ainsi que l'azote total et le phosphore total retrouvés dans l'eau présentent des tendances similaires (APEL, 2019a).

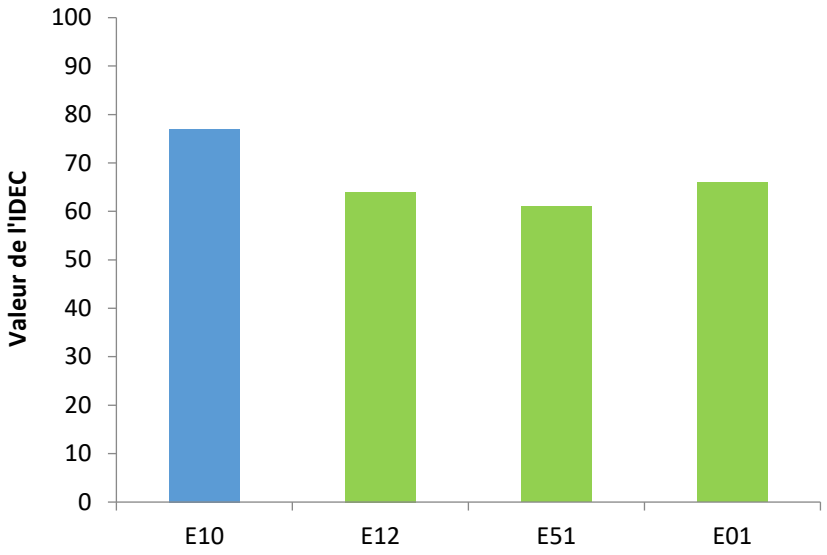


Figure 4 : Valeurs de l'IDEC mesurées dans la rivière des Hurons en 2017.

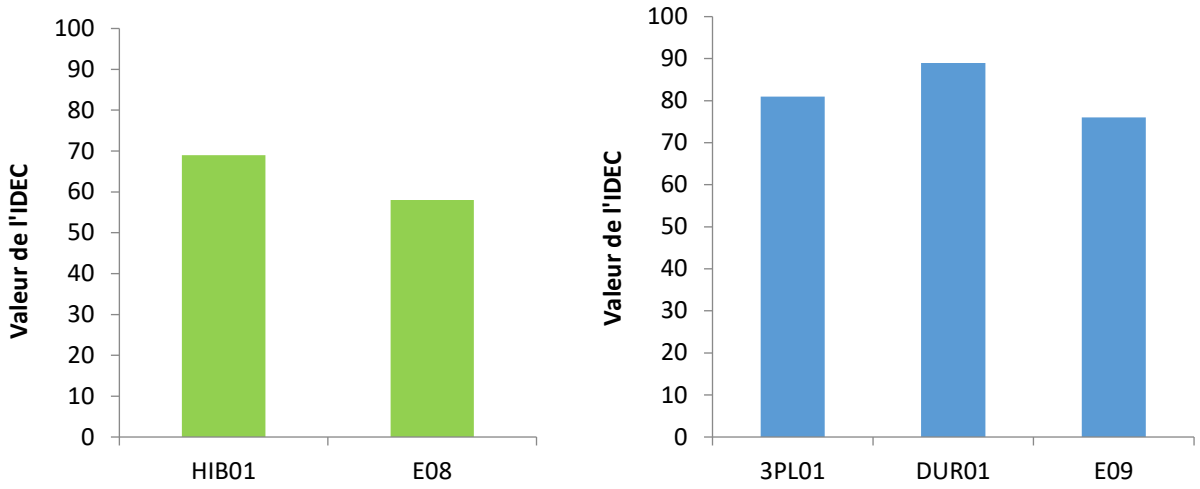


Figure 5 : Valeurs de l'IDEC mesurées dans la rivière Hibou (à gauche) et la rivière Trois-Petits-Lacs et son affluent (à droite).

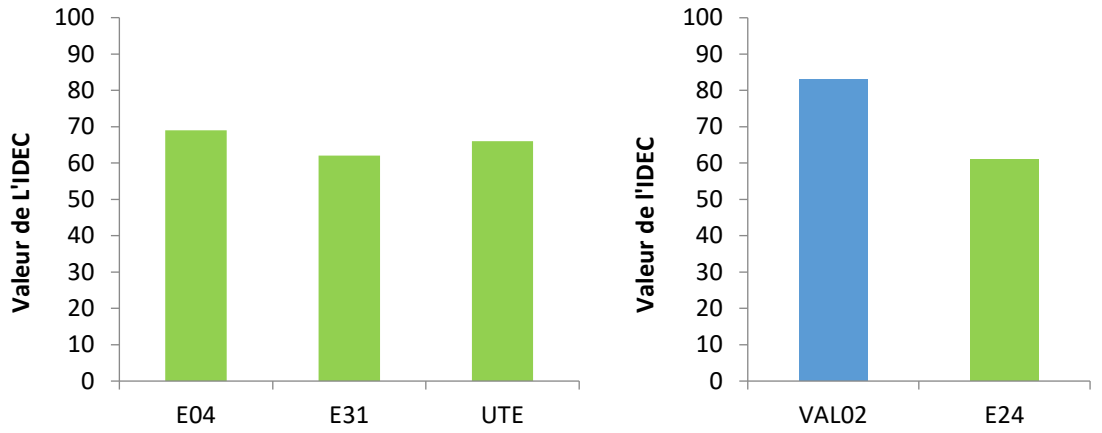


Figure 6 : Valeurs de l'IDEC mesurées dans la rivière Saint-Charles (à gauche) et le ruisseau du Valet (à droite).

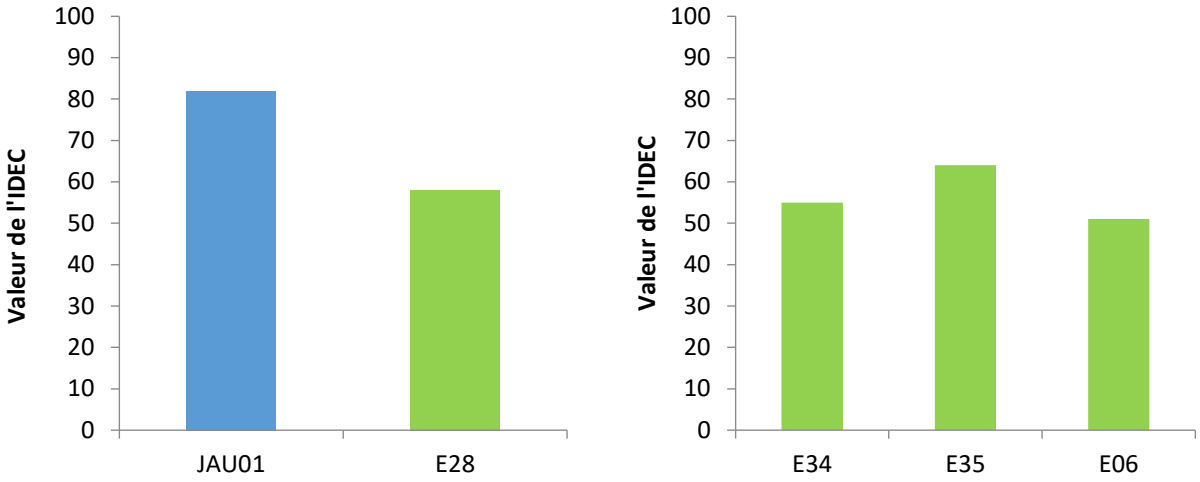


Figure 7 : Valeurs de l'IDEC mesurées dans la rivière Jaune (à gauche) et la rivière Nelson (à droite).

Seules deux stations ont reçu une valeur d'IDEC mauvaise, soit la station située en aval du ruisseau des Eaux Fraîches (REF01) et celle en aval du ruisseau Talbot (TAL01). Il s'agit d'un constat étonnant en ce qui a trait à la station TAL01 qui se situe en aval d'un ruisseau situé principalement en zone boisée et dont les paramètres physico-chimiques recueillis indiquent une eau de bonne qualité (APEL, 2019b).

4.1.2 Classes de salinité

Selon les classes de salinité de Van Dam et al. (1994), toutes les stations à l'exception de TAL01 étaient caractérisées par une majorité d'espèces de diatomées oligohalobes, c'est-à-dire d'eau douce à légèrement saumâtre (Tableau 1). La majorité des communautés échantillonnées présentent donc un assemblage d'espèces adaptées à la présence de faible concentration de sel dans les cours d'eau échantillonnés.

Les classes de salinité obtenues sont basées sur le type de diatomées dominant dans l'assemblage, mais les proportions des différentes classes restent également intéressantes et informatives afin de suivre une

potentielle évolution dans le temps. Les ratios d'espèces halophobes (eau douce) et oligohalobes, ou encore l'augmentation des espèces halophiles (eau saumâtre), peu présentes lors de cette étude, sont donc des éléments importants à considérer dans l'analyse des assemblages de diatomées.

Seule la station TAL01 est dominée par des diatomées halophobes (49,6% de l'assemblage total[5]), c'est-à-dire des diatomées qui ne tolèrent pas le sel (Figure 8). Cette station est donc la seule à avoir été classée dans la catégorie « eau douce ». Il s'agit d'une station située aux abords d'une route où les sels de voirie ne sont pas utilisés en hiver, du moins pour la section de la route où se retrouve le ruisseau. Il faut également noter que l'effluent du lac Durand (DUR01) possède la deuxième plus grande proportion de diatomées halophobes, soit 38,9 % de l'assemblage total (Figure 8). Il s'agit d'une station située en milieu naturel et dont l'ensemble du cours d'eau en amont est très peu impacté par l'effet des routes. Il est possible que le lac Durand joue un rôle de bassin de décantation, ce qui profite à la qualité l'eau retrouvée à sa décharge. Il semble donc que l'épandage de sels de voirie affecte réellement la composition des diatomées retrouvées dans les cours d'eau situés près du réseau routier.

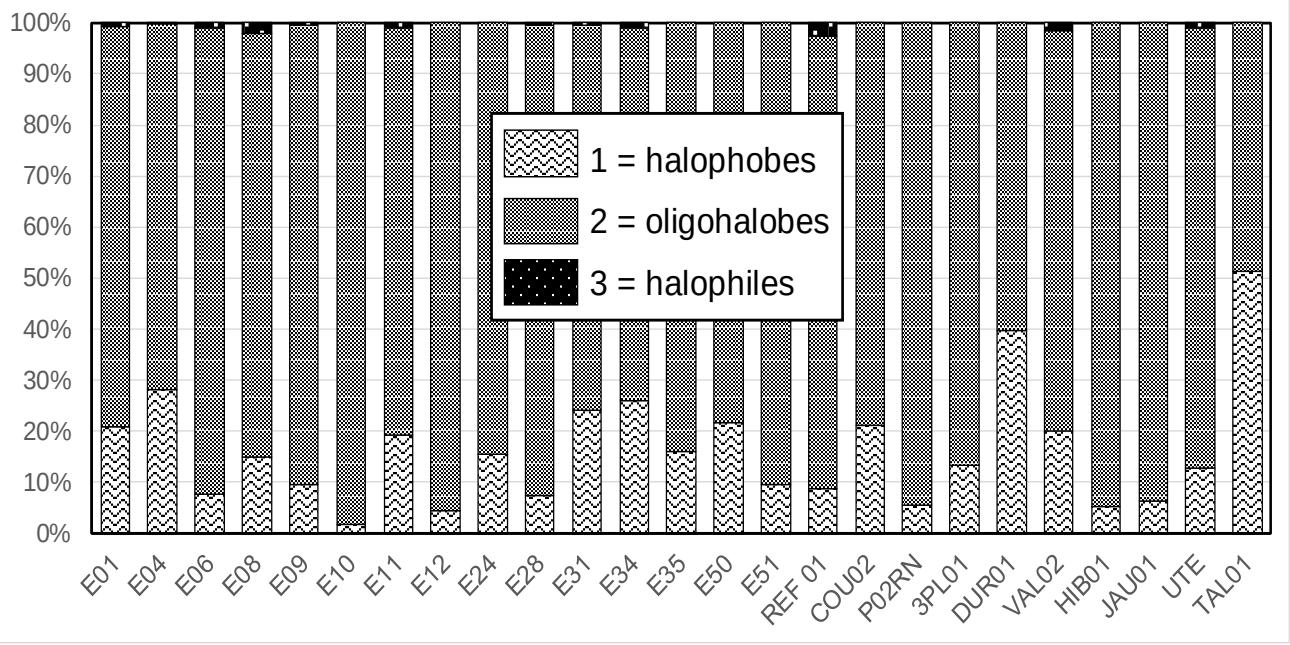


Figure 8 : Répartition de la communauté des diatomées de chacune des stations selon 3 classes d'affinité avec le sel (Lavoie, 2017).

Les résultats obtenus pour la station TAL01 peuvent être confondants, car il s'agit de la seule station ayant été classée dans la catégorie « eau douce », mais qui possède également une des plus faibles valeurs d'IDEC. Il faut mentionner que cette classe de salinité (eau douce) est attribuable à la dominance d'une espèce classée comme étant halophobe (classe 1) selon la base de données OMNIDIA[6] et que cette caractérisation est questionnable. En effet, selon une étude conduite aux États-Unis (Ponader et Potapova 2007), cette espèce a une affinité pour des concentrations élevées en nutriments et préfère les concentrations relativement faibles en calcium et élevées en chlorures. Cette caractérisation semble plus

[5] Ce n'est pas 100% de l'assemblage qui est considéré dans le calcul de l'indice (certaines espèces ne se retrouvent pas dans les classes de salinité), cependant le graphique ramène les valeurs obtenues sur 100% (Lavoie, 2017).

[6] Omnidia (2017) *Base de données Omnidia, (consulté en janvier 2017)* : [En ligne] https://omnidia.fr/

en accord avec la valeur de l'IDEC et suggère une classe de salinité mal définie pour cette espèce selon la base OMNIDIA. La valeur de salinité pour cette station est donc à interpréter avec prudence. Reste également la possibilité que cette situation soit attribuable au fait qu'un indice créé en Europe soit utilisé au Québec, problématique souvent soulevée lors de l'utilisation d'indices développés pour d'autres régions (Lavoie, 2017).

La station REF01, située en aval du ruisseau des Eaux-Fraîches, possède la plus grande proportion de diatomées halophiles (2,6%), c'est-à-dire des diatomées qui tolèrent bien la présence de sel dans l'eau (Figure 8). Il s'agit d'un résultat qui va de pair avec la faible valeur d'IDEC obtenue par la station, la pire enregistrée sur l'ensemble du territoire du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. En comparaison avec la station E21 (la station d'échantillonnage des paramètres physico-chimiques de la station TAL01), la station REF01 présente des valeurs beaucoup plus élevées de conductivité spécifique et d'ions chlorure (Figure 9), ce qui peut expliquer en partie les résultats obtenus à l'aide des classes de salinité Van Dam.

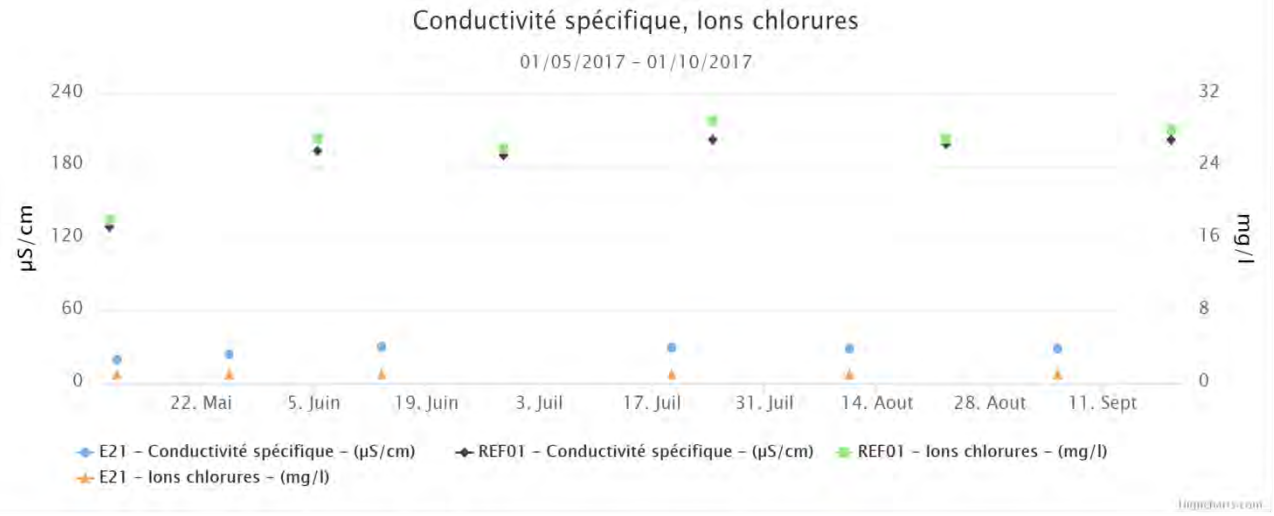


Figure 9 : Valeur de conductivité spécifique et d'ions de chlorures enregistrées aux stations REF01 et TAL01 (E21) en 2017.

4.1.3 Pourcentage de tératologies

Des tératologies[7] ont été observées dans plusieurs échantillons, mais seules les stations E06, E34 et E35 sur la rivière Nelson ainsi que la station E51 (rivière des Hurons) ont affichées des taux de déformations supérieurs à 1% (Tableau 1). Tel que mentionné précédemment dans le chapitre 2, la présence de tératologies n'indique pas nécessairement un stress lié à une contamination, mais des valeurs supérieures à 1% pourraient indiquer la présence d'autres stress que ceux d'origine naturelle (Lavoie, 2017). Cette information suggère donc qu'il serait avisé de porter une attention particulière à ces stations.

[7] Déformations de la frustule (enveloppe) des diatomées.

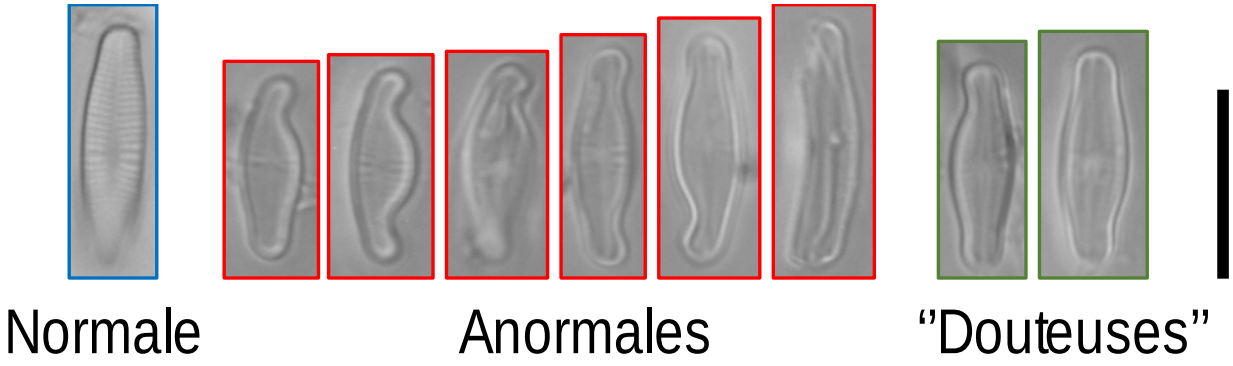


Figure 10 : Exemples d'*Achnanthidium minutissimum* (espèce dominante dans plusieurs échantillons) déformées ou douteuses observées à la station E35 (Lavoie, 2017).

Il est également important de mentionner qu'une contamination métallique ou par des composés organiques ne serait pas spécifiquement détectée par l'IDEC puisque cet outil a été développé principalement pour évaluer le degré d'enrichissement en nutriments et en matière organique ainsi que le niveau de salinité (Lavoie, 2017). Ceci implique qu'une excellente valeur d'IDEC pourrait être obtenue même en présence de contamination et de tératologies, par exemple en milieu minier où les concentrations en nutriments sont souvent faibles, mais où les teneurs en métaux sont élevées.

Comme toutes les stations de la rivière Nelson ont présenté un pourcentage de tératologies supérieur à 1%, une attention particulière a été portée aux concentrations en métaux et en composés organiques enregistrées aux stations E06, E34 et E35. Tout d'abord, les concentrations en azote total et phosphore total enregistrées à ces trois stations sont parmi les plus élevées des valeurs obtenues en 2017 dans les rivières du territoire (Figure 11Figure 12).

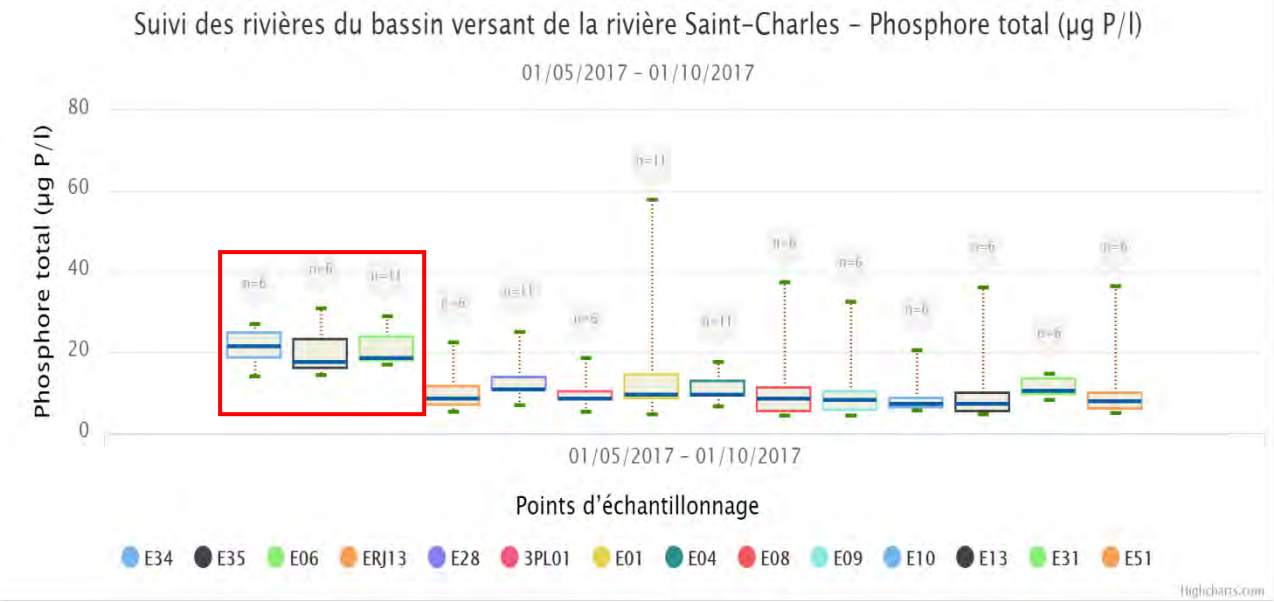


Figure 11 : Phosphore total enregistré aux principales stations d'échantillonnage des rivières en 2017.

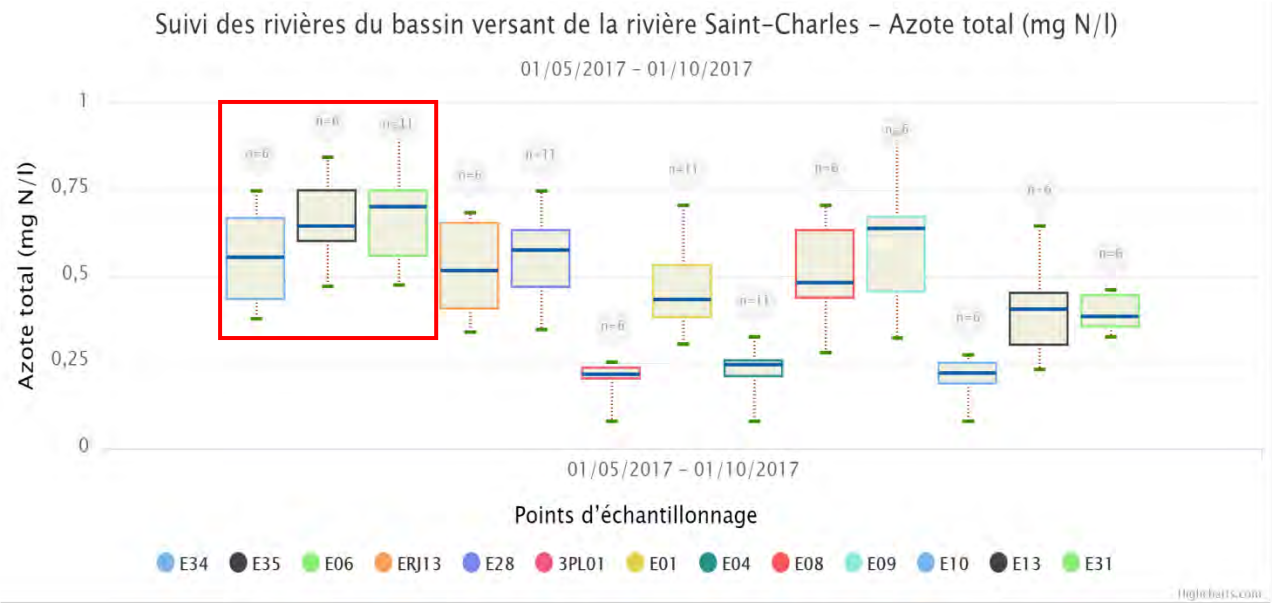


Figure 12 : Azote total enregistré aux principales stations d'échantillonnage des rivières en 2017.

Étant donné la faible disponibilité de données concernant les concentrations en métaux présentes dans l'eau, une analyse des concentrations enregistrées à quatre stations situées sur les principales rivières du territoire (Nelson, des Hurons, Jaune et Saint-Charles) a été produite pour la période 2010-2017. Pour plusieurs métaux, c'est la station E06, située en aval de la rivière Nelson, qui présente les concentrations les plus élevées (Figure 13Figure 14Figure 15).

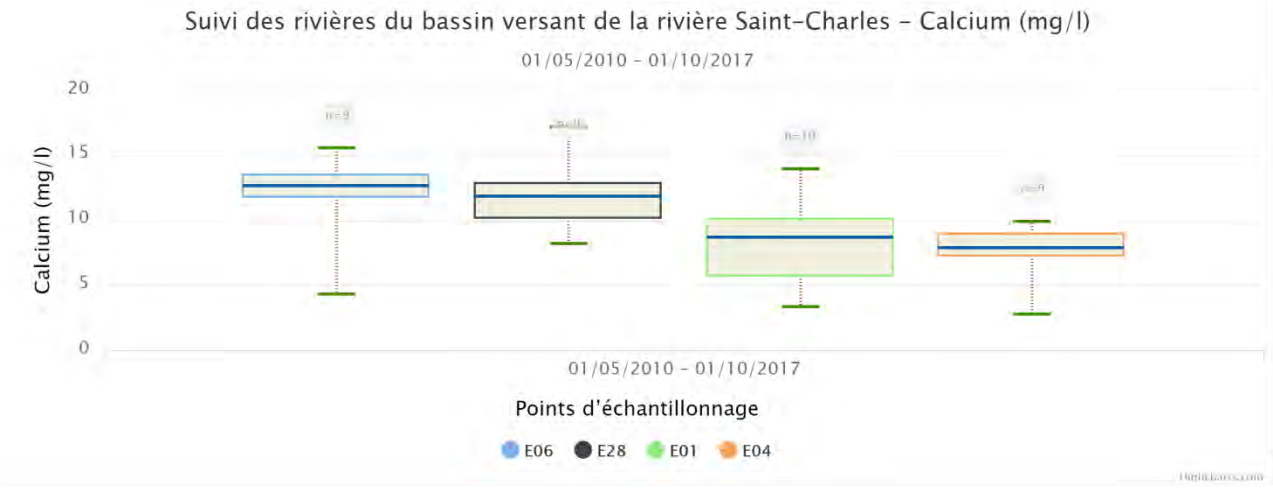


Figure 13 : Concentrations en calcium enregistrées aux stations E06, E28, E01 et E04 entre 2010 et 2017.

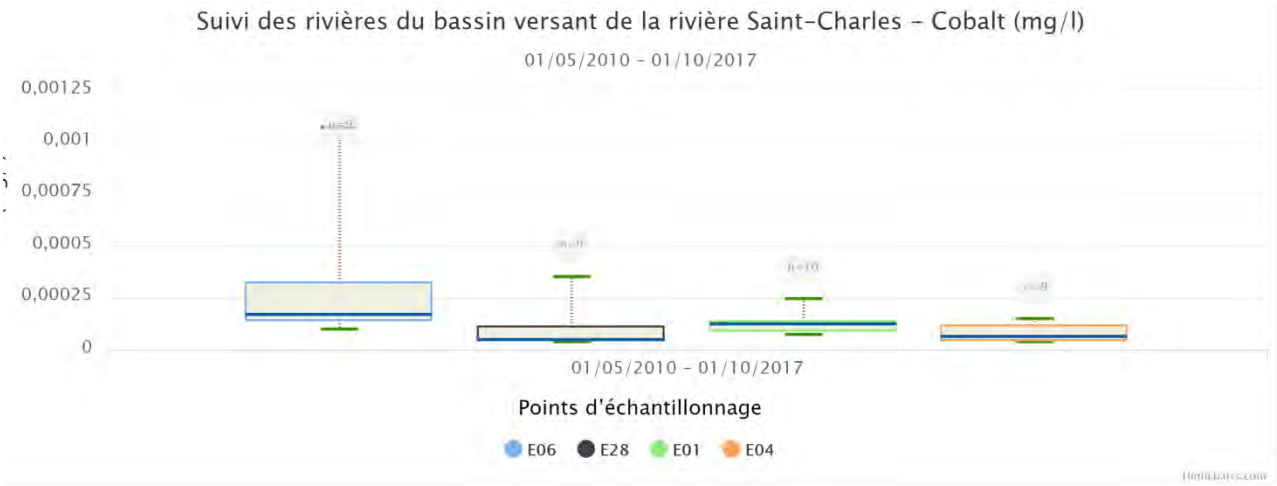


Figure 14 : Concentrations en cobalt enregistrées aux stations E06, E28, E01 et E04 entre 2010 et 2017.

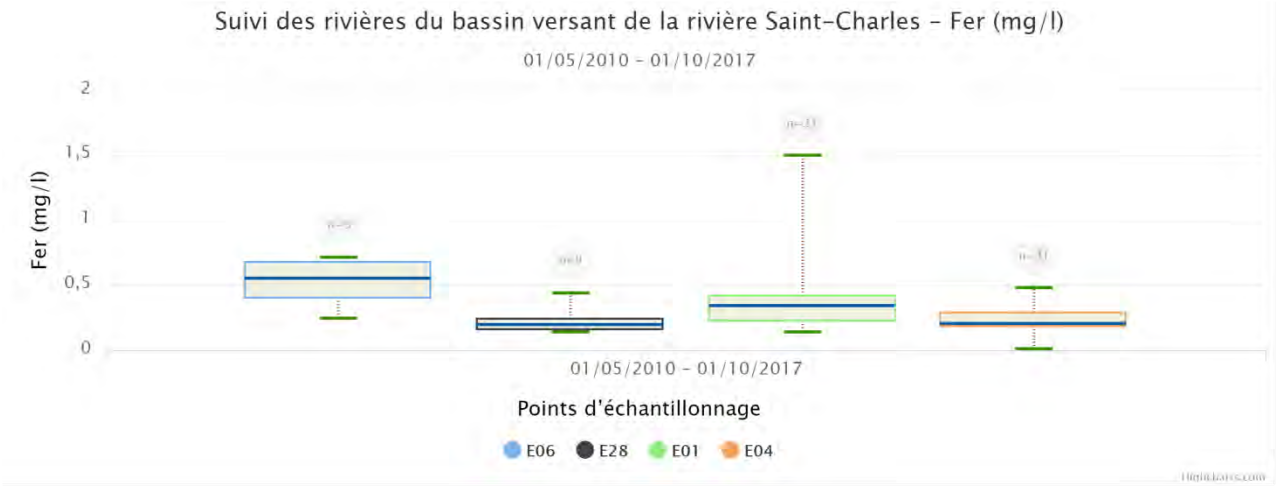


Figure 15 : Concentrations en fer enregistrées aux stations E06, E28, E01 et E04 entre 2010 et 2017.

4.1.4 Limite des résultats

Les données récoltées dressent le portrait des différentes communautés présentes dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Puisqu'il s'agit de la première prise de données exhaustive sur le territoire, il est impossible d'établir un comparatif temporel permettant de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications suite à des perturbations de l'environnement ou bien si elles représentent la composition naturelle du milieu. Cependant, les données obtenues représentent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation des cours d'eau du territoire.

4.2 Analyse des communautés de macroinvertébrés

Les macroinvertébrés ont été échantillonnés à 13 stations entre le 5 septembre et le 4 octobre 2017. La Figure 16 présente les classes de couleur associées à l'intégrité biologique des cours d'eau et correspondant aux valeurs de l'Indice de santé du benthos volontaire (ISB_{vol}) obtenues suite à l'identification et l'analyse des communautés prélevées (MDDEFP, 2013b ; Moisan, 2010). Les résultats démontrent que douze stations possèdent une bonne intégrité biologique alors que seule la station UTE, située en aval de la prise d'eau potable sur la rivière Saint-Charles, possède une intégrité précaire. Il s'agit de la station qui se retrouve le plus en aval du territoire étudié et dans une zone fortement urbanisée. De plus, cette station se trouve en aval d'un seuil artificiel susceptible d'altérer les conditions naturelles qui s'y retrouvent.

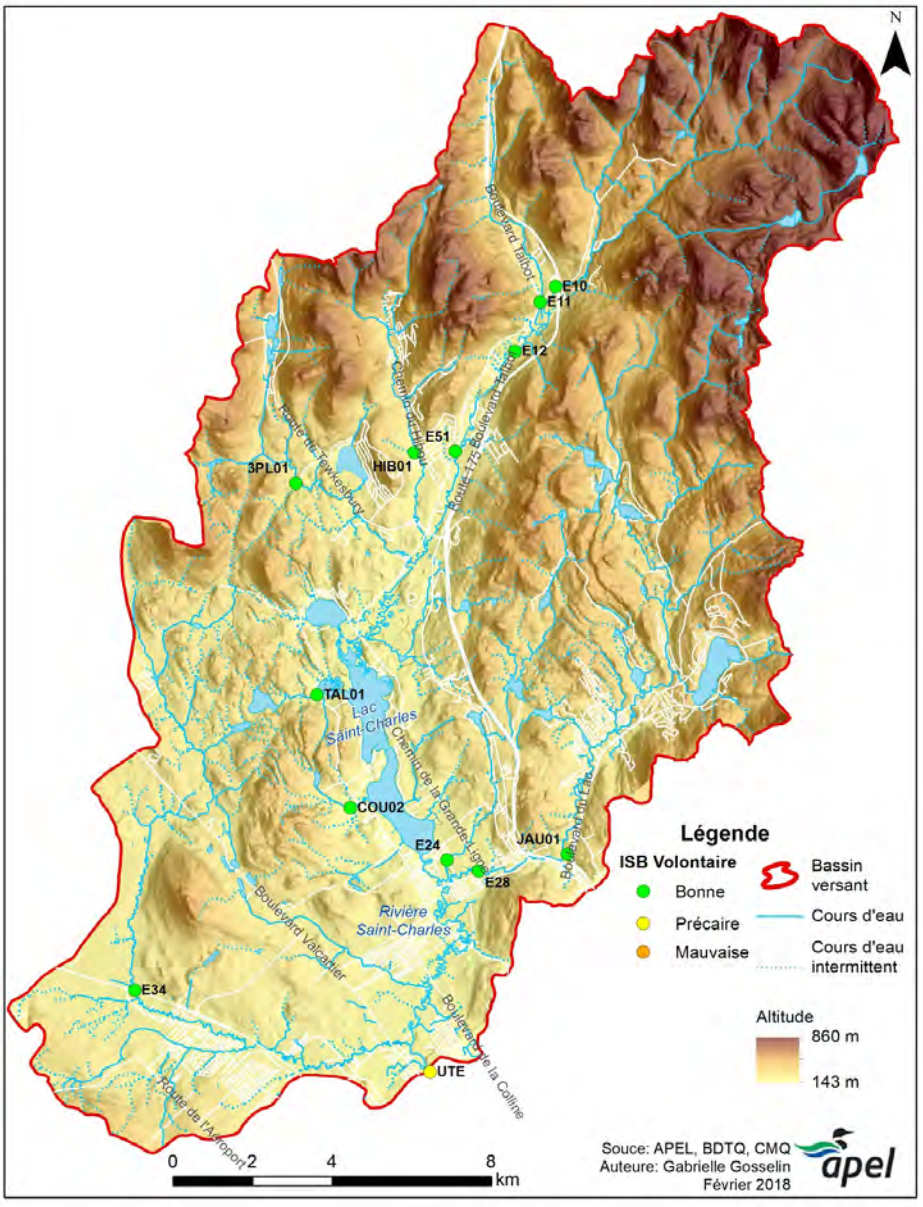


Figure 16 : Intégrité biologique obtenue selon l'ISB pour chacune des stations échantillonnées dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

4.2.1 Indice de Santé du Benthos volontaire (ISB_{vol})

Le Tableau 2 présente les valeurs de l'$ISB_{vol,}$ obtenues pour chacune des treize stations échantillonnées en plus des valeurs des 6 variables utilisées pour calculer l'ISB_{vol} ainsi que les valeurs de l'indice de qualité d'habitat (IQH). Les résultats démontrent une bonne intégrité de la majorité des stations et peuvent notamment s'expliquer par le fait que la majorité des stations sont situées en amont des cours d'eau. Cette situation s'explique par le choix du protocole d'échantillonnage qui nécessite des stations avec un substrat grossier (MDDEFP, 2013b). En raison de la configuration du territoire d'étude, ces stations se retrouvent dans des régions qui sont davantage naturelles.

Il existe cependant une importante différence entre le groupe de stations situées en amont du lac Saint-Charles (E10, E11, E12, E51, HIB01, 3PL01) et le groupe de stations situées en aval du lac Saint-Charles (E24, JAU01, E28, E34, UTE). L'ISB_{vol} moyen obtenu pour les stations situées en amont du lac Saint-Charles (ISB_{vol} = 86,2) est plus élevé que celui des stations en aval du lac Saint-Charles (ISB_{vol} = 76,8), généralement situées dans des secteurs plus densément peuplés. Cette différence de près de 10 points permet de constater l'effet négatif d'une forte présence anthropique sur l'intégrité biologique des cours d'eau.

Il faut également mentionner que trois stations se situent près de la limite entre les classes d'intégrité bonne et précaire, soit COU02 (ISB_{vol} = 75,76), E24 (ISB_{vol} = 78,57) et E34 (ISB_{vol} = 77,61). Il s'agit d'un résultat qui peut sembler surprenant pour la station COU02, située dans une zone boisée du ruisseau Courte-Botte. La grande homogénéité d'habitats présents dans la station d'échantillonnage pourrait expliquer en partie l'indice obtenu. En effet, la section de ruisseau échantillonnée présentait un substrat majoritairement composé de gravier et de galets de taille similaire. La diversité des habitats pour les macroinvertébrés est donc grandement réduite, ce qui semble s'être transposé dans le type de communauté échantillonné. En effet, la structure de la communauté est atypique de celles du reste du territoire, avec une domination de coléoptères de la famille des *Elmidae* et une faible proportion d'éphémères (Figure 19). Malgré la présence d'une bande végétale optimale, il s'agit d'ailleurs de la station ayant reçue l'IQH le moins élevé (Tableau 2). Quant aux stations E24 et E34, leur faible valeur d'ISB_{vol} semble davantage s'expliquer par leur position sur le territoire. Ces deux stations se situent en effet en aval de routes passantes, respectivement le chemin de la Grande Ligne et de la route de la Bravoure.

Tableau 2 : Valeurs de l'Indice de Santé du Benthos, des variables de communauté analysées et de l'Indice de Qualité de l'Habitat pour les 13 stations étudiées, présentées selon leur position sur le territoire sur un principe amont aval (de gauche à droite).

Cours d'eau	Des Hurons	Noire	Des Hurons	Des Hurons	Hibou	Trois-Petits-Lacs	Talbot	Courte-Botte	Du Valet	Jaune	Jaune	Nelson	Saint-Charles
Staions	**E10**	**E11**	**E12**	**E51**	**HIB01**	**3PL01**	**TAL01**	**COU02**	**E24**	**JAU01**	**E28**	**E34**	**UTE**
ISB_{vol}	89,21	85,04	91,94	88,73	85,52	82,23	91,14	75,76	78,57	81,07	87,71	77,61	59,17
NTTOT	16	16	20	17	15	18	19	16	19	18	19	17	15
NTEPT	11	10	12	11	9	10	11	10	8	10	11	10	7
PEPTH	80,88	60,34	62,14	61,00	62,25	54,50	61,11	31,00	55,22	50,50	57,42	56,10	26,34
PC	3,43	3,88	13,11	10,50	4,41	19,50	6,06	8,00	14,50	20,00	5,50	23,90	35,61
PTD2	47,55	47,84	29,50	31,50	35,78	38,0	27,78	47,50	60,20	39,00	44,55	58,05	60,49
FBI_v	2,59	3,00	3,57	3,51	3,39	4,18	3,47	3,85	3,09	4,14	3,36	3,55	5,06
IQH (sur 30)	25	22	25,5	25	19,5	23	23	18,5	24	24,5	20	20,5	22,5

Notes : NTTOT : nombre total de taxons; NTEPT : Nombre de taxons éphémères-plécoptères-tricoptères; PEPTH : pourcentage d'éphémères-plécoptères-trichoptères excluant les Hydropsychidae; PC : pourcentage de Chironomidae; PTD2 : pourcentage des deux taxons dominants; FBI_v : indice biotique Hilsenhoff; IQH : indice de qualité de l'habitat.

Les variables présentées au Tableau 2 illustrent une relation entre l'intégrité des communautés et le positionnement des stations sur le territoire. En effet, les variables dont la valeur augmente avec les perturbations du milieu (pourcentage des deux taxons dominants, indice biotique Hilsenhoff et pourcentage de *Chironomidae*) présentent une tendance à augmenter à mesure que les stations se retrouvent plus en aval du réseau hydrographique (Figure 18).

Tout d'abord, le pourcentage des deux taxons dominants représente la proportion occupée dans la communauté par les deux familles ou groupes de macroinvertébrés les plus communs. Un pourcentage élevé représente une forte domination de la communauté par des taxons adaptés aux conditions de la station d'échantillonnage et peu également se traduire par une faible diversité des espèces présentes. Par la suite, le pourcentage de *Chironomidae* présent dans une communauté augmente généralement en présence de perturbations, car il s'agit d'une famille de macroinvertébrés tolérantes aux conditions difficiles. Les *Chironomidae* prennent donc une plus grande place aux stations ayant un habitat ou une qualité de l'eau inférieure, aux dépens des espèces intolérantes aux perturbations. La station UTE présente d'ailleurs 35,61 % de *Chrironomidae* contre seulement 3,43 % pour la station E10 (Tableau 2). Finalement, l'indice biotique Hilsenhoff augmente lorsque les organismes prélevés sont tolérants aux perturbations et à la pollution, cependant les valeurs se retrouvent toujours entre 0 et 10. Encore là, la valeur la plus faible a été observée à la station E10, soit 2,59, et la plus élevée à la station UTE, soit 5,09 (Tableau 2).

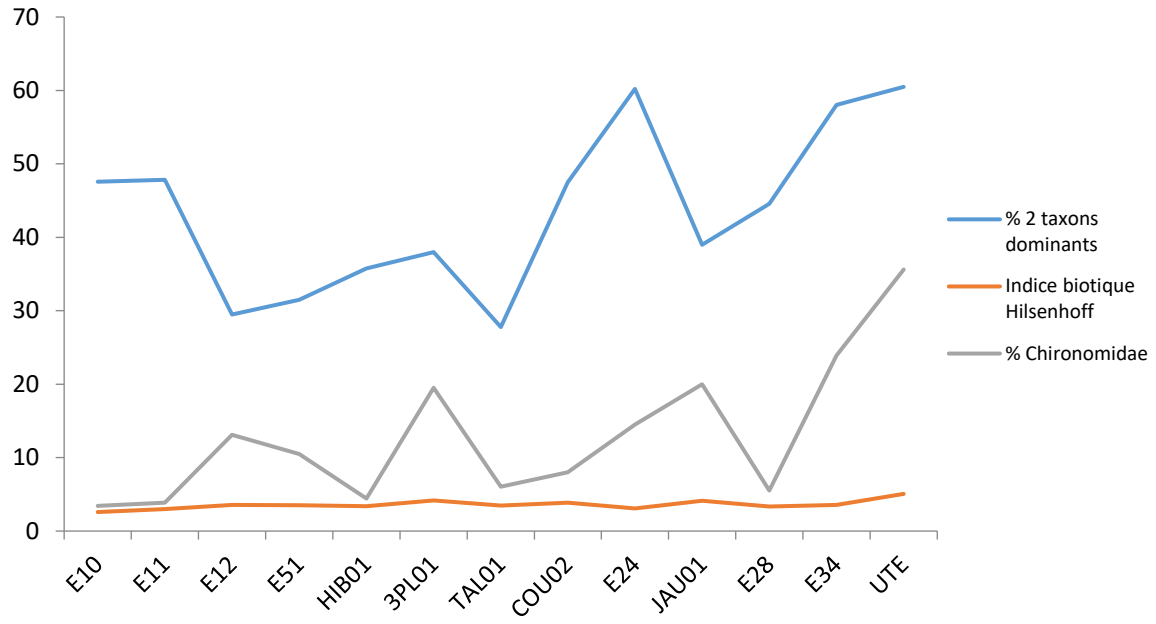


Figure 17 : Évolution des trois variables de communautés augmentant avec les perturbations du milieu pour les 13 stations étudiées, présentées selon leur position sur le territoire sur un principe amont aval (de gauche à droite).

Parallèlement, le pourcentage de taxons EPT[8] excluant les *Hydropsychidae* ainsi que l'ISB_{vol} présentent une tendance à diminuer à mesure que les stations se retrouvent plus en aval du territoire (Figure 19). Le pourcentage de taxons EPT sans *Hydropsychidae* représente la proportion de la majorité des espèces intolérantes dans une communauté. Une diminution de leur proportion est donc observée dans les milieux pollués ou subissant des pressions diverses. La station E10 présente d'ailleurs 80,88 % d'EPT sans *Hydropsychidae* contre seulement 26,34 % pour la station UTE (Tableau 2). Quant au nombre de taxons

[8] taxons EPT : tous les taxons incluant les éphémères, plécoptères et trichoptères

EPT, la tendance est moins nette, quoique la station UTE présente le plus faible total avec seulement 7 taxons identifiés contre 11 pour la station E10. Il est possible que le niveau d'identification utilisé lors de cette étude (familles et groupes taxonomiques) rende cette variable moins sensible à la variation des conditions.

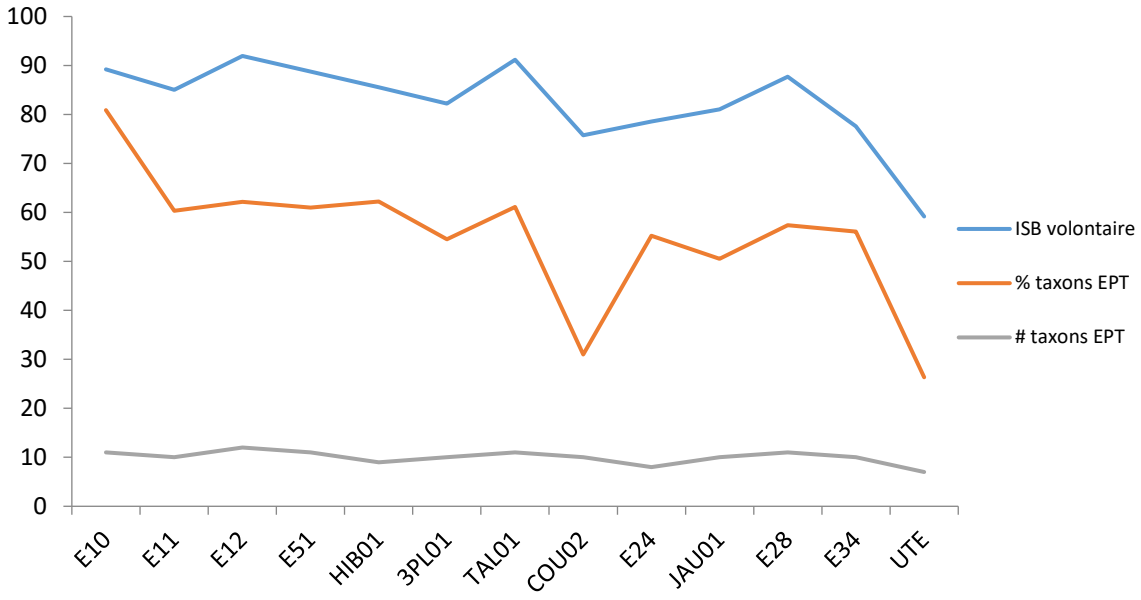


Figure 18 : Évolution de l'Indice de Santé du Benthos et de deux variables de communautés diminuant avec les perturbations du milieu pour les 13 stations étudiées, présentées selon leur position sur le territoire sur un principe amont aval (de gauche à droite).

Enfin, seule le nombre total de taxons n'a pas démontré de relation avec le niveau d'urbanisation du territoire. Il semble que les perturbations du milieu n'affectent pas négativement le nombre de taxons, car celles-ci ont favorisé la présence de taxons tolérants. Il est possible que cette variable soit davantage sensible lorsque le niveau d'identification des macroinvertébrés est plus précis, comme lors des suivis effectués par le MELCC (MDDEFP, 2013).

L'Indice de qualité de l'habitat (IQH) a été calculé selon le protocole *du Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier* (MDDEFP, 2013b). L'IQH a présenté des valeurs variant d'optimales à sous-optimales pour l'ensemble des stations étudiées (Tableau 2, annexe 1). Les valeurs de l'ISB_{vol} ont démontré une corrélation presque nulle avec la qualité de l'habitat (R^2 = 0,08), probablement dû au fait que les valeurs de l'IQH présentent peu de variations importantes (annexe 2). Outre la station COU02, il ne semble donc pas que la configuration de l'habitat ait eu une influence majeure sur l'intégrité des communautés de macroinvertébrés.

Il faut également mentionner que certaines des stations sélectionnées ont déjà été suivies par d'autres groupes scientifiques. La station E24, située sur le ruisseau du Valet, est également suivie par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) dans le cadre du Réseau-benthos. La station a été échantillonnée par le MDDELCC en 2008 et elle présentait alors une valeur d'ISB_g de 78,7 (MELCC, 2020). Malgré une différence dans le niveau d'identification des macroinvertébrés, plus précise dans le cadre des suivis du MDDELCC, les valeurs de l'ISB sont restées très stables entre 2008 (ISB_g de 78,7) et 2017 (ISB_{vol} = 78,6).

Il existe également des données antérieures pour la station JAU01. En 2014, le programme SurVol Benthos du G3E (Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau), en collaboration avec le Cégep de Sainte-Foy, a enregistré un ISB_{Survol} de 79,6 à une station située environ 200 mètres en aval de JAU01 (G3E, 2020). Ces données démontrent une relative stabilité en rapport avec l'ISB_{vol} de 81,1 enregistré en 2017 par Agiro.

4.2.1.1 Structure des communautés

La structure des communautés de macroinvertébrés échantillonnées aux différentes stations présente une composition similaire, soit une forte proportion des taxons Éphémères-Plécoptères-Trichoptères et une faible proportion de taxons tolérants aux perturbations, autres que les diptères (Figure 19). Seule la station COU02 possède une structure différente, composée à près de 50 % de coléoptères, principalement de la famille des *Elmidae.* Il s'agit d'une famille de coléoptère dont les larves vivent généralement dans des ruisseaux d'eau froide à écoulement rapide (Arnett et al., 2002).

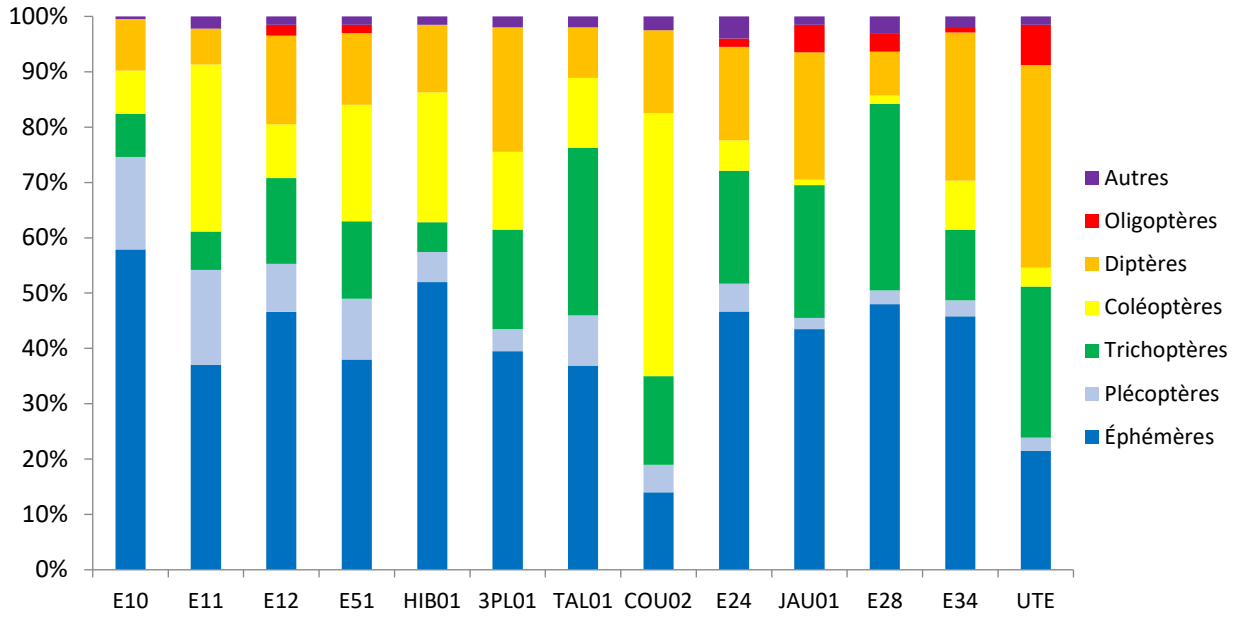


Figure 19 : Évolution de l'abondance relative des grands groupes taxonomiques pour les 13 stations étudiées, présentées selon leur position sur le territoire sur un principe amont aval (de gauche à droite).

Une évolution dans la structure des communautés est néanmoins perceptible et s'effectue selon le positionnement des stations dans le réseau hydrographique étudié (Figure 19). L'abondance relative du groupe éphémère-plécoptère-trichoptère connait une diminution dans les stations sur un principe amont vers aval, mais les variations ne sont pas constantes. La majorité des stations présentent malgré tout une grande proportion de la famille *Ephemerellidae*, qui est particulièrement sensible à la pollution. Il semble donc que les cours d'eau du territoire ne présentent pas de concentrations suffisamment élevées en contaminants pour éliminer ces organismes. L'abondance relative des plécoptères (en bleu pâle sur la Figure 19) subit quant à elle une diminution relativement marquée et constante. La moyenne des quatre stations les plus en amont du territoire (13,4 %) est largement plus élevée que celle des quatre stations les plus en aval (2,5 %). Il semble donc que les plécoptères, un taxon regroupant des familles très intolérantes aux perturbations, subissent l'effet de l'urbanisation du territoire étudié vers le sud. En ce qui a trait aux trichoptères (en vert sur la Figure 19), une augmentation de l'abondance relative vers l'aval du territoire est observée. Ceci s'explique par la présence d'une famille relativement tolérante aux perturbations dans ce groupe, soit les *Hydropsychidae.* Ceux-ci se trouvent en proportion importante dans les communautés du territoire étudié.

L'abondance relative des coléoptères (en jaune dans la Figure 19) diminue de manière marquée entre les stations les plus en amont et celles en aval. Ces fluctuations d'abondance sont principalement causées par la famille des *Emlidae* qui représente une très grande proportion des coléoptères échantillonnés, et ce, soit en larve ou à l'état adulte. D'ailleurs, la station COU02 présente une proportion très élevée (47,5 %) d'*Elmidae*.

Figure 20 : De gauche à droite : larve de coléoptère de la famille *Elmidae,* larve de diptère de la famille *Chironomidae* et larve de trichoptère de la famille *Hydropsychidae* (crédit photo : Chironomidae research group et Jason Neuswanger de Troutnut.com)

Une augmentation marquée des taxons tolérants aux perturbations (en orange et rouge sur la Figure 19) est observée vers l'aval du territoire. L'abondance relative des diptères, principalement dominée par la famille très tolérante des *Chironomidae*, connait une augmentation relativement constante. L'abondance relative moyenne des quatre stations les plus en aval du territoire (23,6 %) est environ deux fois plus élevée que celle des quatre stations les plus en amont (11,2 %).

Le taxon très tolérant des oligochètes est omniprésent aux stations situées en aval du lac Saint-Charles, alors qu'il se retrouve dans seulement 25 % des stations en amont du lac, et ce, en faible proportion. Finalement, les autres taxons (en mauve sur la fiFigure 19), représentés notamment par les crustacés et les mollusques, se trouvent en faible proportion de manière généralisée et n'ont que très peu d'influence dans l'analyse des communautés.

L'analyse de l'évolution des communautés sur un principe amont aval permet d'observer une diminution de la proportion des taxons intolérants associée à l'augmentation de l'urbanisation du territoire vers le sud. Parallèlement, les taxons plus tolérants aux perturbations et à la pollution se retrouvent en plus fortes abondances dans les zones fortement anthropisées.

4.2.1.2 Limite des résultats

Les données récoltées dressent le portrait des différentes communautés présentes dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Puisqu'il s'agit de la première prise de données exhaustive sur le territoire, sauf pour les stations E24 et JAU01, il est impossible d'établir un comparatif temporel permettant de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications suite à des perturbations de l'environnement ou bien si elles représentent la composition naturelle du milieu. Cependant, les données obtenues représentent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation des cours d'eau du territoire.

4.2.2 Analyse des communautés de poissons en cours d'eau

Les communautés de poissons ont été échantillonnées à 18 stations (Figure 1) entre le 18 et 26 juillet 2017, en collaboration avec le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Un total de 343 poissons appartenant à 11 espèces différentes ont été capturés lors de l'échantillonnage des cours d'eau. Le

Tableau 3 présente le nombre de captures par espèces réalisées à chacune des stations d'échantillonnage.

Tableau 3 : Nombre de captures par station selon les espèces de poissons répertoriées en 2017.

		Omble de fontaine	Naseux des rapides	Mulet à cornes	Meunier noir	Mulet de lac	Umbre de vase	Épinoche à trois épines	Crapet soleil	Barbotte brune	Perchaude	Naseux noir
Des Hurons	E10	33	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	E12	13	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	E51	11	7	-	-	-	-	-	-	-	1	-
	E01	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Noire	E11	23	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hibou	HIB01	27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	E08	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trois-Petits-Lacs	3PL01	13	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-
	E09	2	4	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Jaune	JAU01	14	26	2	1	-	-	-	-	-	-	1
	E28	2	1	-	3	-	3	-	-	-	-	-
Valet	VAL02	-	-	16	1	7	-	-	-	1	-	-
	E24	1	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
Nelson	E34	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	E35	14	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-
	E06	2	27	3	6	-	-	1	-	-	-	-
Savard	PO2RN	16	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
Saint-Charles	E04	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-

4.3 Structure de communautés

L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) est l'espèce la plus abondante du territoire avec 193 individus capturés, soit 56,3 % de l'abondance relative des communautés. Seules trois stations n'ont pas permis la capture d'omble de fontaine (E01, E04 et VAL02) et parmi celles-ci, deux ont démontré un très faible total de poissons pêchés (Tableau 3). L'espèce est particulièrement abondante au nord du territoire ainsi que dans les stations situées en amont des cours d'eau échantillonnés où elle cohabite principalement avec le naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae*). Ce dernier est un cyprin de taille moyenne et très commun au Québec. Il partage souvent le même habitat que l'omble de fontaine dans les cours d'eau et il lui sert de proie (Bernatchez et Giroux, 2012).

Une baisse en abondance relative de l'omble de fontaine est cependant observable vers l'aval de la majorité des cours d'eau (Figure 21Figure 23Figure 25Figure 26). Comme il s'agit d'une espèce intolérante aux perturbations, il est possible que la baisse en abondance de l'omble de fontaine soit causée par une diminution de la qualité de l'eau et de l'habitat.

Les stations situées respectivement en amont et en aval du lac Saint-Charles se distinguent par la diversité de leur communauté. En effet, les stations amont (E10, E11, E12, E51, E01, HIB01, E08, 3PL01 et E09) présentent une moyenne de 1,9 espèce par station contre 3,1 espèces pour les stations aval (E04, JAU01, E28, VAL02, E24, E34, E35, E06 et P02RN). La faible diversité spécifique des stations situées au nord-est davantage typique des cours d'eau froid et naturel.

4.3.1.1 Rivières des Hurons et Noire

La station E11, située complètement en aval de la rivière Noire, est analysée avec celles de la rivière des Hurons (Figure 21). Il s'agit en fait d'une station localisée tout juste en amont de la confluence entre les deux rivières et qui se retrouve entre les stations E10 et E12.

Quatre stations ont été échantillonnées sur la rivière des Hurons, dont les trois plus au nord présentent une structure de communauté similaire, soit une dominance d'omble de fontaine et de naseaux des rapides. La même structure est observée à la station E11. Ces quatre stations possèdent un habitat très semblable, soit un fond rocheux et un écoulement rapide. Une diminution constante de la proportion d'ombles de fontaine au profit du naseux des rapides est enregistrée selon le positionnement de ces stations dans le réseau hydrographique (vers l'aval). Une perchaude a également été capturée à la station E51.

La pêche électrique s'est avérée peu efficace à la station E01, où un seul spécimen a été capturé, soit un mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*). La configuration de la station E01 est très différente des trois autres, avec la présence de nombreux méandres sablonneux et un lent écoulement des eaux.

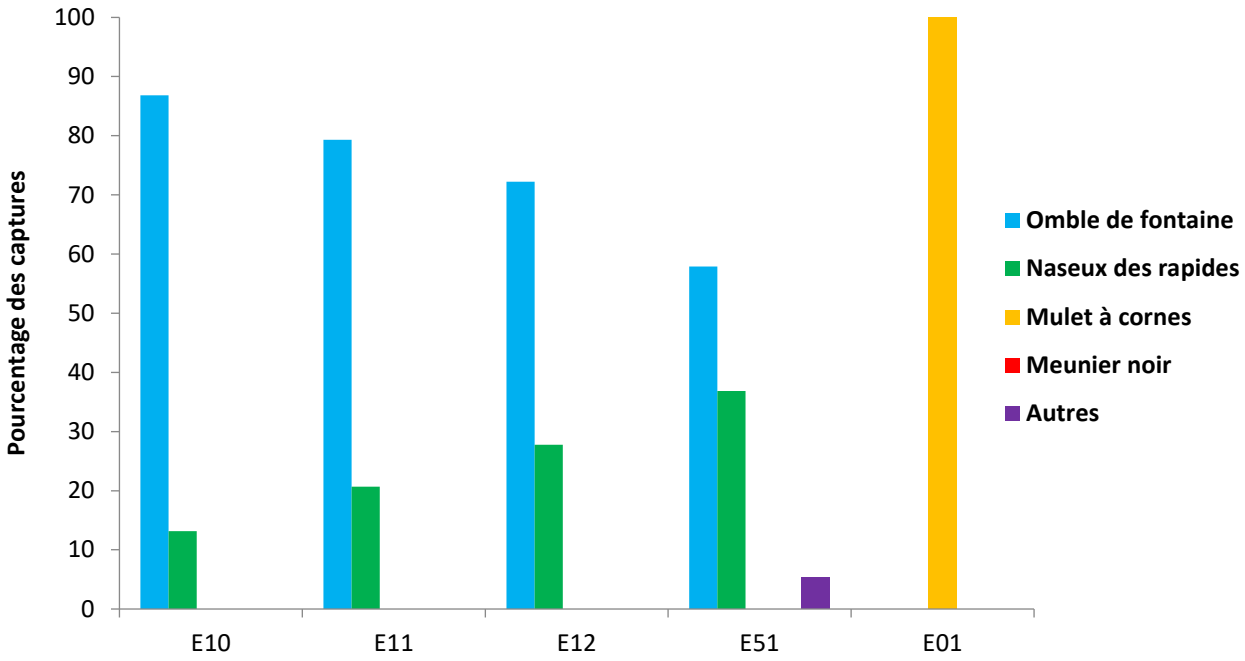


Figure 21 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans les rivières des Hurons et Noire en 2017.

4.3.1.2 Rivière Hibou

Les deux stations de la rivière Hibou présentent des communautés uniquement composées d'ombles de fontaine. Ce cours d'eau semble donc particulièrement propice à la prolifération de l'espèce, avec un mélange de milieux rocheux à écoulement rapide et de fosses plus profondes. Malgré l'absence d'autres espèces capturées, il est difficile de considérer ces populations comme étant allopatriques[9], car aucun obstacle naturel ou artificiel ne limite la connectivité de la section de rivière échantillonnée avec son principal effluent, soit la rivière des Hurons (mentionné dans le chapitre 1).

[9] Allopatrie : se dit d'une population vivant séparé des autres, par l'effet de barrière géographique. Par exemple, la population d'ombles de fontaine des Trois-Petits-Lacs est allopatrique.

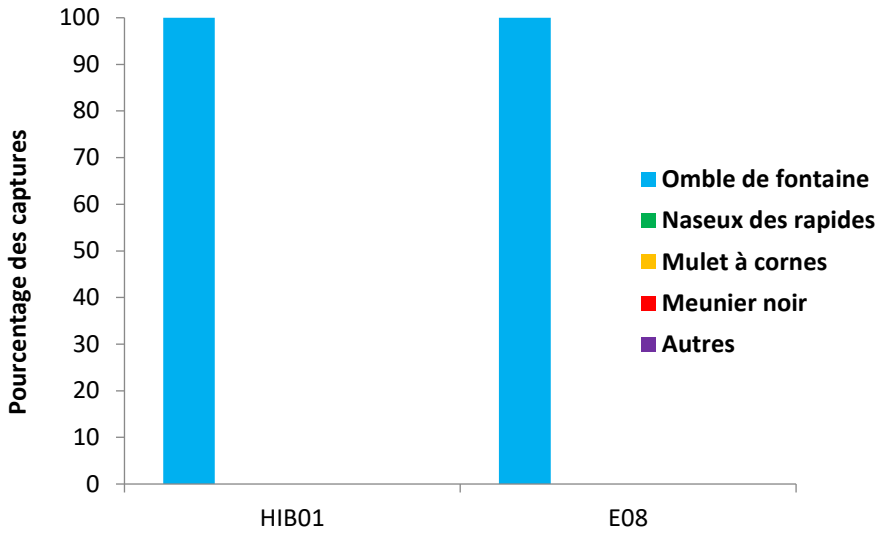


Figure 22 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans la rivière Hibou en 2017.

4.3.1.3 Rivière des Trois-Petits-Lacs

Bien que l'omble de fontaine soit présent aux deux stations échantillonnées, le mulet à cornes occupe une proportion relativement importante de la communauté. Il semble donc que cette espèce colonise une bonne partie de la rivière des Trois-Petits-Lacs. Cependant, la présence d'un obstacle infranchissable situé en amont de la station 3PL01 (mentionné dans le chapitre 1) représente une importante barrière géographique qui limite la propagation du mulet à cornes. Il s'agit d'une protection naturelle pour la population d'ombles de fontaine qui vit en allopatrie dans les Trois-Petits-Lacs (Bolduc, 2002), sans quoi la compétition entraînée par le mulet à cornes pourrait produire une importante baisse de rendement, comme c'est le cas dans plusieurs lacs en Mauricie (Bernatchez et Giroux, 2012).

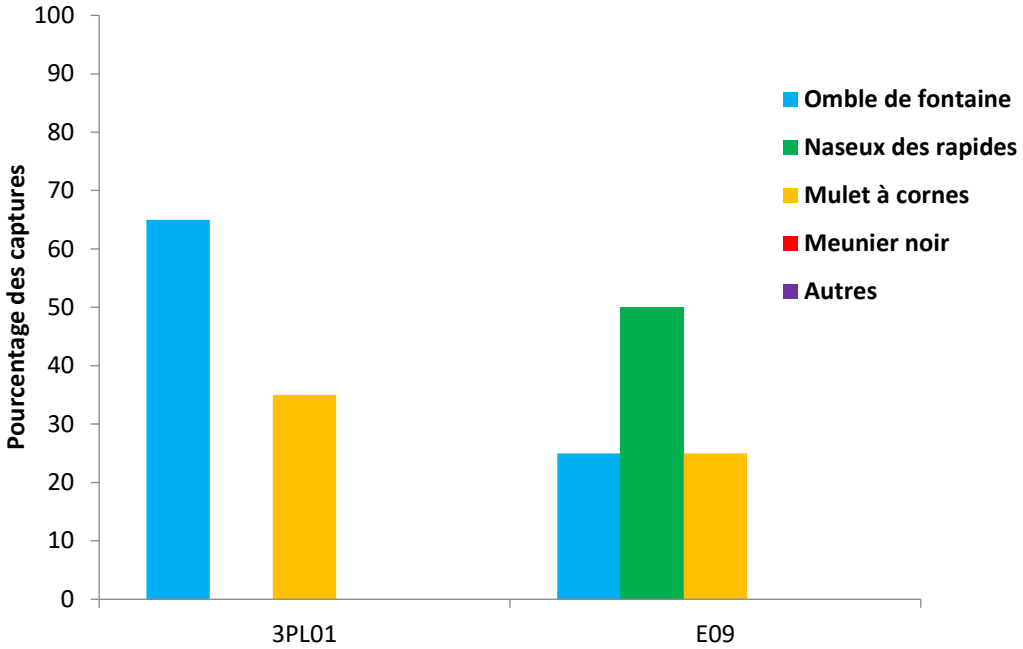


Figure 23 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans la rivière des Trois-Petits-Lacs en 2017.

4.3.1.4 Rivière Jaune

Les deux stations échantillonnées sur la rivière Jaune ont démontré la plus grande diversité parmi les cours d'eau étudiés, avec 6 espèces de poissons recensées. La structure des populations inventoriées à la station JAU01 est davantage typique des communautés du nord du territoire et d'amont de cours d'eau, avec une abondance relative importante d'ombles de fontaine et de naseux des rapides. Cependant, la présence d'espèces plus tolérantes aux perturbations, telles que le mulet à cornes et le meunier noir (*Catostomus commersoni*), peut représenter le signe de perturbations du milieu. À noter, le seul spécimen de naseux noir (*Rhinichthys atratulus*) a été capturé à la station JAU01.

La station E28 présente quant à elle une majorité de poissons ayant une forte tolérante aux perturbations, soit le meunier noir ainsi que l'umbre de vase (*Umbra limi*). Cette hausse en proportion des espèces tolérantes et davantage généralistes traduit un changement d'habitat qui peut notamment être lié à l'augmentation des perturbations du milieu, que ce soit par une baisse de la qualité de l'eau ou bien par la dégradation de la structure des habitats.

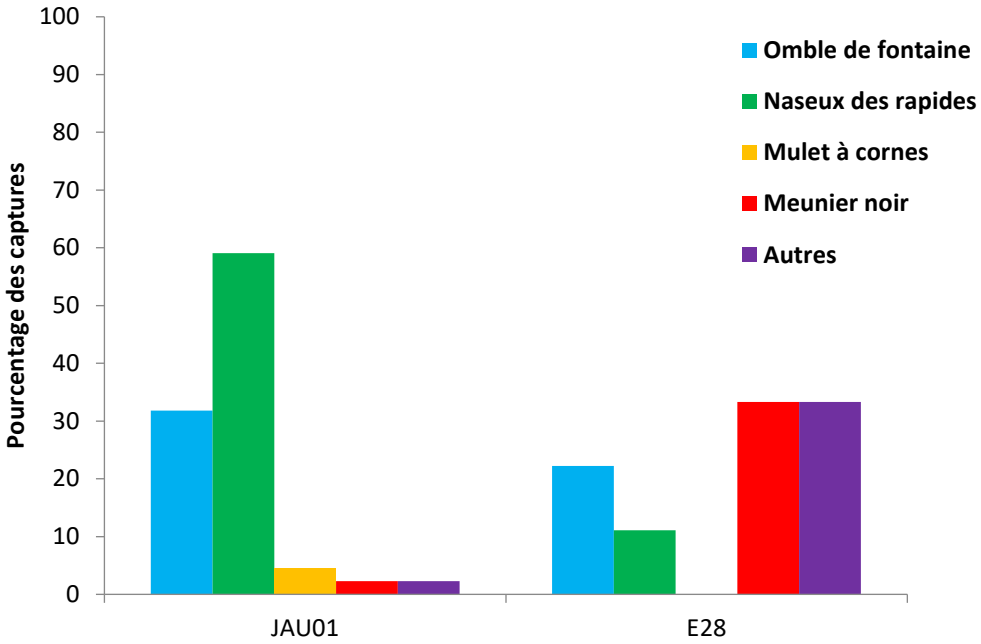


Figure 24 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans la rivière Jaune en 2017.

4.3.1.5 Ruisseau du Valet

Le ruisseau du Valet est l'unique cours d'eau parmi ceux suivis en 2017 qui présente une hausse de la proportion d'omble de fontaine en aval. Une seule capture de cette espèce à été réalisée lors des pêches dans le ruisseau et celle-ci a été enregistrée à la station située en aval (E24). Cependant, la majorité de la communauté observée à cette station est composée d'umbres de vase, une espèce tolérante aux perturbations, notamment aux grands écarts de température de l'eau (Bernatchez et Giroux, 2012).

La communauté observée à la station VAL02 n'est pas caractéristique de celles généralement retrouvées en amont des cours d'eau. Les espèces capturées (mulet à cornes, meunier noir et barbotte brune) possèdent une alimentation généraliste et sont tolérantes aux perturbations (Eakins, 2018). À noter que sept spécimens de mulet de lac (*Couesius plumbeus*) ont également été pêchés. Il s'agit d'une espèce commune des cours d'eau situés au nord du Québec (Bernatchez et Giroux, 2012).

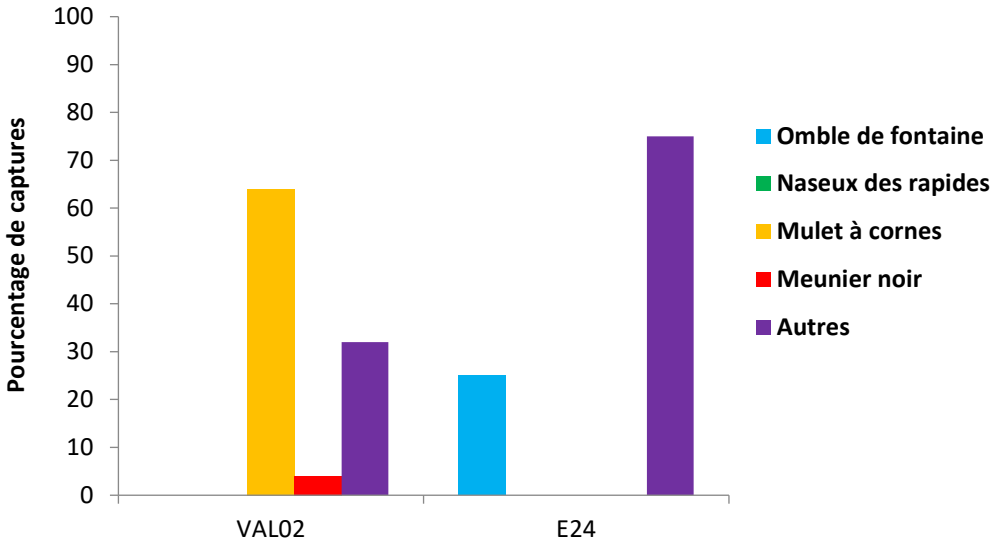


Figure 25 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans le ruisseau du Valet en 2017.

4.3.1.6 Rivière Nelson et ruisseau Savard

La station P02RN, située en aval du ruisseau Savard qui est un affluent de la rivière Nelson, sera analysée dans cette section (Figure 26). Il s'agit en fait d'une station localisée tout juste en amont de la confluence entre les deux cours d'eau et de la station E35.

L'omble de fontaine représente plus de 80 % des communautés observées aux trois stations les plus en amont de ce réseau hydrographique. L'espèce est d'ailleurs la seule à avoir été capturée à la station E34. Cependant, son abondance relative diminue vers l'aval au profit d'une diversité spécifique qui augmente. L'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) a quant à elle été capturée dans le ruisseau Savard ainsi que dans la section aval de la rivière Nelson. Il s'agit de la seule aire de répartition de cette espèce sur le territoire étudié. Cette espèce est très tolérante aux variations de température et de salinité (Bernatchez et Giroux).

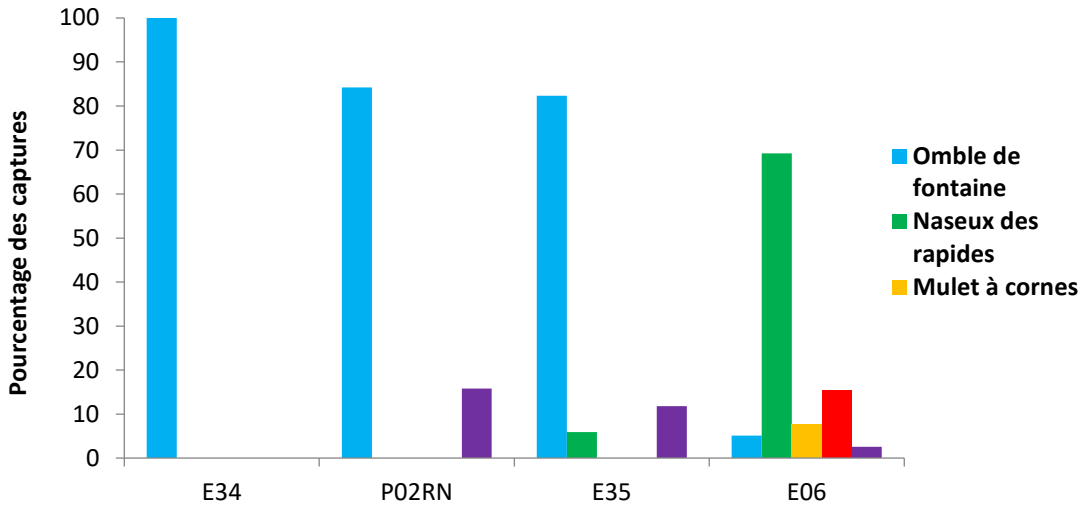


Figure 26 : Abondance relative des espèces de poissons présentes aux stations échantillonnées dans la rivière Nelson et le ruisseau Savard en 2017.

4.3.2 Indice biotique basé sur les poissons

Les pêches expérimentales ont également permis la création d'un indice biotique préliminaire basé sur la composition des communautés de poissons en cours d'eau (Reny-Nolin, 2018). Quatre caractéristiques des communautés échantillonnées ont été utilisées afin d'évaluer l'intégrité.

Parmi celles-ci, l'abondance relative des espèces de poissons d'eau chaude ainsi que des espèces invertivores a été liée à faible intégrité des stations. Par exemple, une forte abondance de barbottes brunes (espèce d'eau chaude) ou bien d'umbre de vase (espèce invertivore) a pour conséquence de faire diminuer l'indice biotique et représente donc une faible intégrité.

L'abondance relative de l'omble fontaine ainsi que les prises par unité d'effort des espèces d'eau froide ont été lié à une intégrité élevée des stations. Par exemple, une forte abondance d'omble de fontaine ou encore une quantité élevée de captures d'espèce préférant l'eau froide par rapport à l'effort investi ont pour conséquence d'augmenter l'indice biotique et par le fait même, l'évaluation de l'intégrité de la station.

Au total, sept stations ont reçu la classe « A » qui correspond à une excellente intégrité, quatre ont reçu la classe « B » qui correspond à une bonne intégrité, quatre ont reçu la classe « C » qui correspond à une intégrité intermédiaire, deux ont reçu la classe « D » qui correspond à une intégrité faible et une seule station a reçu la classe « E » qui correspond à une intégrité très faible (

Figure 27). La majorité des stations ayant une excellente intégrité sont situées au nord du territoire.

4.3.3 Limites des résultats

Les données récoltées dressent le portrait des différentes communautés présentes dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Cependant, l'efficacité des pêches expérimentales a varié selon le format des cours d'eau échantillonnés. La pêcheuse électrique portative s'est avérée moins efficace dans aux stations où les rivières étaient larges et relativement profondes, ce qui a pu se répercuter sur la représentativité des communautés échantillonnées. Le faible nombre de captures aux stations E04 et E01 semble indiquer que plusieurs spécimens ont pu s'échapper lors des pêches.

Il est difficile d'établir un comparatif temporel permettant de savoir jusqu'à quel point les communautés présentes ont subi des modifications suite à des perturbations de l'environnement ou bien si elles

représentent la composition naturelle du milieu. Cependant, les données obtenues représentent une base comparative en vue d'une prochaine caractérisation des cours d'eau du territoire.

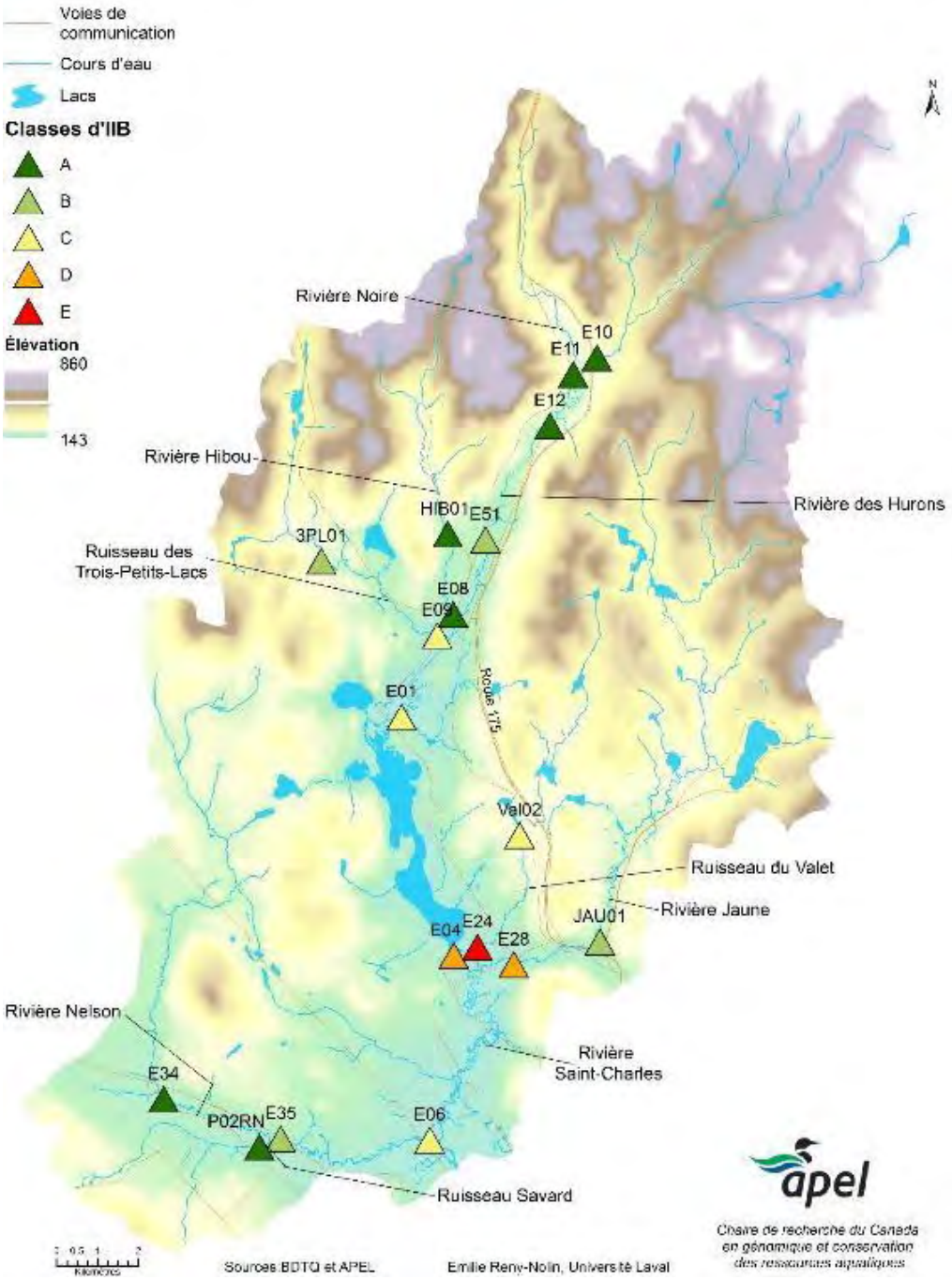


Figure 27 : Intégrité biologique obtenue selon l'indice basé sur les communautés de poissons en cours d'eau pour chacune des stations échantillonnées dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles (tiré de Reny-Nolin, 2018).

5 Récapitulatif

Le Tableau 4 présente les valeurs correspondant à chacun des indices d'intégrité utilisés pour analyser l'état des stations d'échantillonnage en cours d'eau suivis en 2017.

Tableau 4 : Valeurs des différents indices d'intégrité biotique utilisés pour évaluer les stations en cours d'eau en 2017.

		IDEC	ISB_v	IIB poissons	Moyenne IIB
Des Hurons	E10	77	89	96	87
	E12	64	92	83	80
	E51	61	89	70	73
	E01	66	-	50	58
Noire	E11	56	85	94	78
Hibou	HIB01	69	86	95	83
	E08	58	-	83	71
Trois-Petits-Lacs	3PL01	81	82	78	80
	DUR01	76	-	56	66
Décharge Durand	DUR01	89	-	-	89
Marais du nord	E50	70	-	-	70
Talbot	TAL01	53	91	-	72
Courte-Botte	COU02	44	76	-	60
Jaune	JAU01	82	81	67	77
	E28	58	88	25	57
Valet	VAL02	83	-	57	70
	E24	61	79	7	49
Eau-Fraîche	REF01	40	-	-	40
Nelson	E34	64	78	87	76
	E35	55	-	73	64
	E06	51	-	51	51
Savard	PO2RN	57	-	82	69,5
Saint-Charles	E04	69	-	25	47
	E31	62	-	-	62
	UTE	66	59	-	62,5

* Les valeurs de l'IIB poissons proviennent du rapport de Reny-Nolin (2018) et sont présentées à l'annexe 3.

Le Tableau 4 expose une tendance claire parmi les stations d'échantillonnage suivies, soit une baisse de l'intégrité biologique des cours d'eau qui se produit de l'amont vers l'aval. En effet, la valeur moyenne des indices d'intégrité utilisés diminue de manière continue pour chacune des stations situées sur un même cours d'eau en raison de leur positionnement dans le réseau hydrographique.

Seule la rivière Saint-Charles n'a pas connu ce phénomène et cela s'explique notamment par la faible valeur de l'*IIB poisson* obtenue par la station amont (E04), la seule dont la communauté de poissons ait pu être échantillonnée. Il faut d'ailleurs mentionner que la pêche électrique s'est avérée beaucoup moins efficace dans les stations larges et profondes, notamment E04 et E01. Peu de poissons ont été capturés à ces deux stations et il est possible que les communautés présentes ne soient pas bien représentées par les pêches expérimentales qui ont eu lieu.

6 Conclusion

L'utilisation de trois indices d'intégrité biotique basés sur des organismes dont le niveau trophique diffère a permis une évaluation plus complète des écosystèmes aquatiques retrouvés dans le haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles.

Les diatomées possèdent une forte sensibilité aux variations physico-chimiques de leur milieu ainsi qu'une réponse rapide à celles-ci, sur une période de quelques semaines. En tant que représentantes des producteurs primaires des cours d'eau, les diatomées se révèlent d'excellents indicateurs de l'eutrophisation des cours d'eau. Comme leur cycle de vie est relativement court, soit quelques semaines, il s'agit de bons indicateurs de variations sur une courte durée.

Les macroinvertébrés benthiques représentent une vaste communauté aux exigences et aux rôles trophiques très variés. Le nombre d'espèces très élevé permet la présence de communautés riches et facilement discriminables selon les milieux, étant donné la présence d'une vaste gamme de sensibilité aux différents stress environnementaux et aux pollutions des nombreux groupes taxonomiques (Barbour et al., 1999 ; MDDEFP, 2013 ; Lavoie et al, 2015). Il s'agit principalement d'indicateurs de conditions locales, car ces organismes sont relativement sédentaires, avec un mode de vie benthique et des migrations très limitées. Les macroinvertébrés intègrent les variations physico-chimiques et physiques du milieu, car certaines espèces vont réagir beaucoup plus à la modification de la chimie de l'eau (pollution, éléments toxiques...), alors que d'autres espèces s'avèrent d'excellents indicateurs de la modification de l'habitat, que ce soit par l'érosion, la sédimentation ou les changements de débit. Avec un cycle de vie variant d'une à plusieurs années, les macroinvertébrés intègrent les changements à court et moyen terme des cours d'eau.

Les poissons demeurent les organismes servant de bio-indicateurs les plus connus du grand public. Ceux-ci possèdent une grande valeur économique reliée à la pêche sportive et les citoyens sont généralement soucieux de leur sort, ce qui en fait d'excellents ambassadeurs de la qualité des cours d'eau. La consommation de la chair de plusieurs espèces sportives demande également une plus grande connaissance sur la qualité de la santé des poissons, notamment au niveau des concentrations en contaminants des tissus (Barbour et al., 1999). Avec un cycle de vie de plusieurs années, les poissons intègrent les perturbations de leur milieu sur une échelle à long terme, en comparatif avec tous les autres organismes aquatiques traditionnellement échantillonnés (Benoit-Chabot, 2014). Leur mode de vie plus mobile et actif leur permet de couvrir un vaste territoire et donc une plus grande gamme d'habitats durant leur existence. Il s'agit ainsi d'indicateurs moins locaux, mais représentatifs d'un plus grand tronçon du cours d'eau échantillonné.

Bien ces organismes interagissent de manière différente avec leur milieu, les résultats obtenus lors de cette étude démontrent que les communautés de ces trois niveaux trophiques subissent des modifications importantes en fonction de leur positionnement dans le réseau hydrographique. Il en résulte que les

indices d'intégrité biotique utilisés et qui sont basés sur la composition de ces communautés présentent des valeurs de plus en plus faibles de l'amont des cours d'eau vers l'aval. Ce phénomène expose clairement l'impact de l'accumulation des perturbations subies par les cours d'eau du territoire, qui affecte la qualité des écosystèmes et la composition des communautés. Par le fait même, ces écosystèmes perdent une partie de leur résilience et de leur faculté à fournir les services écologiques essentiels à la disponibilité d'une eau naturellement saine.

Au-delà des valeurs obtenues à l'aide de chacun des indices, l'étude des écosystèmes aquatiques permet d'obtenir une vision holistique du territoire et des conséquences de l'interaction humaine dans les systèmes naturels. Bien que les cours d'eau soient des milieux davantage ouverts que les écosystèmes lacustres, il est tout de même possible d'y observer les effets des perturbations anthropiques sur une échelle locale. Ces connaissances permettent de mieux cibler les efforts de protection et de conservation des milieux naturels qui sont nécessaires au maintien d'une eau de qualité.

7 Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent cinq principaux enjeux :

- Installations septiques
  - ***Limiter et encadrer le développement sur installations septiques en bordure des cours d'eau.*** Cette mesure a pour but de limiter les apports externes de nutriments et de polluants qui diffusent dans le sol jusqu'au cours d'eau ainsi que dans les puits des résidences à proximité.
  - Gestion des eaux usées
  - ***Continuer à perfectionner les installations et améliorer les performances des stations d'épuration.*** Bien qu'ils respectent généralement les normes gouvernementales, les rejets des stations d'épurations contiennent des teneurs élevées en phosphore, composés azotés et matières en suspension (APEL, 2019a) qui enrichissent directement les cours d'eau. Un effort constant doit donc être apporté à trouver des manières d'améliorer la qualité de ces rejets.
- Développement urbain
  - ***Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.*** Le développement en pente apporte plusieurs problèmes, notamment l'usage élevé de sels de voirie et abrasifs. En raison des fortes pentes, le ruissellement est particulièrement important et provoque le transport de ces particules, causant l'augmentation de la conductivité spécifique et la sédimentation des cours d'eau.
  - ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et l'infiltration des polluants par la présence de sol à nu. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent se concilier à la protection des écosystèmes aquatiques.
  - ***Éviter le développement en fortes pentes.*** Le développement en fortes pentes rend l'utilisation de sels de voiries et des abrasifs davantage nécessaires pour la sécurité des

usagers. De plus, la présence de fortes pentes produit un ruissellement vers les milieux humides qui se retrouvent plus bas.

- Biodiversité
  - ***Favoriser la présence de l'omble de fontaine.*** S'agissant de l'espèce de poisson ayant la plus grande importance économique du territoire de par son attrait sportif élevé, il faut protéger les populations présentes. Un usage modéré d'abrasif sur le réseau routier à proximité des cours d'eau limite l'apport de particules pouvant provoquer le colmatage des frayères. Comme l'espèce se reproduit dans les petits affluents ayant un substrat rocheux relativement fin ainsi qu'une eau fraîche et bien oxygénée, il faut veiller à préserver leur intégrité en limitant les apports externes.
  - ***Encadrer les travaux ayant de possibles impacts négatifs sur la faune et veiller à la mise en place de compensations efficaces.*** Les promoteurs et les municipalités doivent être mis au courant des bonnes pratiques environnementales lors de la réalisation de travaux, notamment afin de limiter la sédimentation des cours d'eau. De plus, les travaux provoquant une perte ou une détérioration permanente ou temporaire d'un habitat faunique se doivent d'être compensés de manière à maximiser les résultats positifs pour la faune. En raison de ses connaissances acquises sur les écosystèmes aquatiques, Agiro peut servir de consultant ou de partenaire pour les promoteurs et les instances gouvernementales afin de cibler des habitats susceptibles d'être aménagés.
  - ***Intégrer les suivis biologiques au suivi de la qualité de l'eau.*** En plus de fournir une information renouvelée sur l'intégrité des écosystèmes aquatiques, les suivis biologiques permettent de documenter l'arrivée d'espèces ayant un potentiel envahissant et néfaste sur les milieux naturels. Des suivis réguliers rendent possible une prise d'action rapide et ciblée.

Références

APEL (2019a) *Suivi des rivières du haut bassin versant de la rivière Saint-Charles – Campagne 2017* , Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 96 pages.

APEL (2019b) *Diagnose du lac Saint-Charles – 2016*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 377 pages.

Arnett, R.H., Jr., M. C. Thomas, P. E. Skelley and J. H. Frank (2002) *American Beetles, Volume II: Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea*. CRC Press LLC, Boca Raton, FL, 880 p.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. et J. B. Stribling (1999) *Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency ; Office of Water ; Washington, D.C.

Benoit-Chabot, V. (2014) *Les facteurs de selection des bio-indicateurs de la qualité des écosystèmes aquatiques : élaboration d'un outil d'aide à la décision.* Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable en vue de l'obtention du grade en environnement (M. Env.). 104 p.

Bernatchez, L. et M. Giroux (2012) *Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'Est du Canada*. Broquet, Ottawa, Canada, 348 p.

Bolduc, F. (2002) *Diagnose écologique des lacs Durand et Trois-Lacs, Cantons-Unis de Stoneham et Tewkesbury*. Rapport présenté par Pro Faune à l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des marais du nord. 56 p. et 3 annexes.

Campeau, S., Lavoie, I. et M. Grenier (2013) *Le suivi de la qualité de l'eau des rivières à l'aide de l'indice IDEC.* Guide d'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada, (version 3), 25 p.

Eakins, R. J. (1999-2018) *Ontario Freshwater Fishes Life History Database* (consulté en janvier 2018) : [En ligne] http://www.ontariofishes.ca/home.htm

G3E (2020) *Carte interactive SurvolBenthos,* consulté en février 2020 : [En ligne] https://www.g3e-ewag.ca/ressources-interactives/carte-interactive/

Indice Diatomées de l'Est du Canada (2020) *IDEC* consulté en février 2020 [En ligne] https://oraprdnt.uqtr.uquebec.ca/pls/public/gscw031?owa_no_site=1902&owa_no_fiche=1&owa_bottin=.

Lavoie, I., Pelletier, L. et Y. Richard (2015) *Suivi biologique de la qualité des écosystèmes aquatiques : diatomée-invertébrés-poissons.* 40e congrès annuel de l'association des biologistes du Québec. Eau douce et écosystèmes aquatiques : une responsabilité partagée. Présentation ; 1–34.

MDDEFP (2013b) Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2013. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF), 2e édition : 88 p. (incluant 6 annexes).

MELCC (2020) *Atlas interactif de la qualité des eaux et des écosystèmes aquatiques*, (consulté en février 2020) : [En ligne] http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/donnees_recentes/donnees_isbm.asp

Moisan, J. (2010) Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du

Québec, 2010 - Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-58416-2 (version imprimée), 82 p. (incluant 1 annexe).

Omnidia (2017) *Base de données Omnidia, (consulté en janvier 2017)* : [En ligne] https://omnidia.fr/

Ponader, K. et M. Potapova (2007) *Diatoms from the genus* Achnanthidium *in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): Ecology, distribution and taxonomic notes*. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 37, 227-241

Reny-Nolin, E (2018) *Développement d'un indice d'intégrité biotique pour les rivières d'eau froide et fraîche du haut bassin versant de la rivière Saint-Charles.* Département de biologie, Faculté des sciences et du génie, Université Laval, Québec, 78 p. (incluant 4 annexes).

Van Dam HA, Mertens A et J. Sinkeldam (1994) *A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands*. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 28, 117-133.

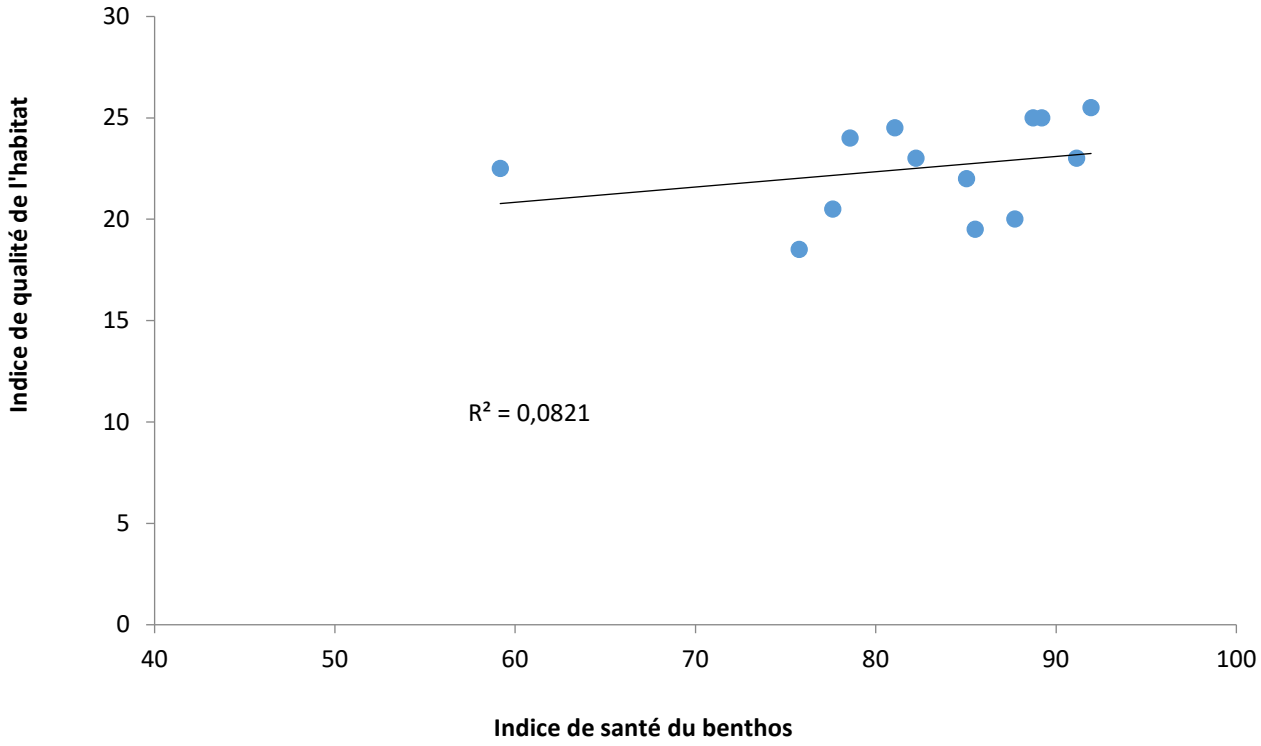
Annexe 1 :Indice de qualité de l'habitat calculée pour les stations des macroinvertébrés

PARAMÈTRES IQH*		E10	E11	E12	E51	HIB01	3PL01	TAL01	COU02	E34	JAU01	E28	E24	UTE
Substrat benthique et disponibilité des abris		2	2	3	3	3	3	3	1	2	3	2	3	2
Ensablement / envasement		3	2	3	2	2	2	3	2	2	3	2	3	3
Types de courants		2	2	3	3	2	2	1	1	2	1	3	1	3
Sédimentation		3	2	2	2	1	2	2	1	2	2	1	2	3
Degré de marnage		3	2	2	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2
Modification du cours d'eau		3	3	2	3	2	3	2	3	2	3	2	2	2
Fréquence des seuils		3	3	3	3	2	3	3	2	2	3	3	3	1
Stabilité des berges	Gauche	1	1	1,5	1	0,5	1	1,5	1	1	1	0,5	1	1
	Droite	0,5	1	1,5	1	0,5	1	1	0,5	1	1	1	1	1
Protection végétale de la berge	Gauche	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1	1,5	1,5
	Droite	1,5	1,5	1	1,5	1	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Largeur de la bande végétale	Gauche	1	0,5	1,5	1,5	1	0,5	1,5	1,5	1	1	0,5	1,5	1
	Droite	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1,5	1	1,5	0,5	1,5	0,5	1,5	0,5
TOTAL**		25	22	25,5	25	19,5	23	23	18,5	20,5	24,5	20	24	22,5

* 3 points = optimal, 2 points = sous-optimal, 1 point = marginal, 0 point = pauvre

** 24 à 30 = optimal, 16 à 23 = sous-optimal, 9 à 15 = marginal, 0 à 8 = pauvre

Annexe 2 : Relation entre l'Indice de Santé du Benthos volontaire (ISB_{vol}) l'Indice de Qualité de l'Habitat (IQH)



Annexe 3 : Valeur de l'IIB poisson par station (tiré de Reny-Nolin, 2018)

Cours d'eau	Station	IIB	Classes d'IIB
Rivière des Hurons	E10	96,53	A
	E12	83,36	A
	E51	70,23	B
	E01	50,00	C
Rivière Noire	E11	93,53	A
Ruisseau des Trois-Petits-Lacs	3PL01	77,59	B
	E09	55,81	C
Rivière Jaune	JAU01	66,98	B
	E28	25,06	D
Rivière Hibou	HIB01	95,47	A
	E08	82,76	A
Ruisseau du Valet	VAL02	57,08	C
	E24	6,49	E
Rivière Nelson	E34	87,20	A
	E35	72,62	B
	E06	50,82	C
Ruisseau Savard	P02RN	82,15	A
Rivière Saint-Charles	E04	25,00	D

Intégrité écologique du lac Saint-Charles et des milieux hydriques qui y sont connectés – 2017

Chapitre 9 : Conclusions et recommandations

Préparé par Agiro

AGIRO
initiatives et actions en environnement

Table des matières

Chapitre 3 : Lac Saint-Charles 1
Conclusions sur l'intégrité écologique 1
Recommandations 1
Chapitre 4 : Lac Delage 3
Conclusions sur l'intégrité écologique 3
Recommandations 4
Chapitre 5 : Lac Durand 5
Conclusions sur l'intégrité écologique 5
Recommandations 5
Chapitre 6 : Lac Clément 7
Conclusion 7
État trophique selon les indicateurs physico-chimiques 7
État trophique selon les indicateurs biologiques 9
.Recommandations 9
Chapitre 7 : Lac Caché 11
Conclusion 11
État trophique selon les indicateurs physico-chimiques 11
État trophique selon les indicateurs biologiques 12
Recommandations 13
Chapitre 8 : Suivi des rivières 14
Conclusion 14
Recommandations 15

Chapitre 3 : Lac Saint-Charles

Conclusions sur l'intégrité écologique

L'évaluation du milieu obtenue par l'analyse des différents organismes du lac laisse transparaître que l'intégrité de l'écosystème est de moyenne à modérément élevée (voir le Tableau 18 du Chapitre 2). Bien que l'écosystème ait connu des modifications, un équilibre semble s'être établi après les importantes transformations subies dans les années 1990, notamment la disparition des salmonidés et l'introduction du brochet. Cette évaluation dépend cependant de la distance écologique entre les communautés actuelles et les communautés de références du lac (non altérées). Pour obtenir les valeurs de références, il faut nécessairement utiliser les données historiques disponibles. Tout d'abord, l'échantillonnage des poissons de 1983 traduit la présence d'une communauté typique d'un milieu oligo-mésotrophe. De plus, les résultats obtenus par la méthode basée sur les diatomées pour évaluer l'intégrité des lacs tempérés du Québec (MILQ) indiquent le même classement, soit une communauté de référence de milieu oligo-mésotrophe (Tremblay, 2015). La distance écologique entre les communautés de référence et celles actuellement présentes au lac Saint-Charles est donc relativement faible et indique une intégrité modérément élevée.

Il existe cependant certaines différences dans la configuration des communautés des deux bassins du lac. Avec sa faible profondeur, le bassin sud est plutôt colonisé par les macrophytes et abrite une communauté de zooplancton plus typique de milieux littoraux, avec une plus grande proportion de rotifères et de cladocères du genre *Bosmina*. La communauté de poissons indique clairement une plus grande productivité du bassin sud, avec une biomasse par unité d'effort de 14,1 kg par filet contre seulement 4,3 kg par filet pour le bassin nord, qui est plus profond et abrite une plus grande diversité d'habitats. Les macrophytes y sont moins répandus en raison d'une limitation de la zone colonisable et le zooplancton des milieux pélagiques contient une plus grande proportion de grands cladocères du genre *Daphnia* et une plus faible densité de rotifères. En général, les zones profondes du bassin sont caractérisées par une faible productivité.

Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent huit enjeux :

- Gestion des eaux usées traitées
  - Raccorder les usines d'épuration des eaux usées de la Ville de Lac-Delage et de Stoneham-et-Tewkesbury ***à un réseau d'égout de la Ville de Québec, avec rejet en aval de la prise d'eau.*** Les eaux traitées provenant des deux stations d'épuration contiennent encore des concentrations élevées en nutriments. Comme les stations sont situées en amont du lac Saint-Charles, ces fortes concentrations en nutriments sont acheminées au lac et participent à son vieillissement prématuré.
- Installations septiques
  - Évaluer les priorités de raccordement et de mise à niveau des installations septiques autonomes dans le bassin versant du lac Saint-Charles. Cette façon de faire vise à optimiser les efforts en ciblant les zones critiques et les menaces les plus importantes.
  - Mettre en place un programme d'encouragement financier pour aider les propriétaires à remplacer les installations septiques qui ont un potentiel de pollution et qui ne seront pas raccordées au réseau à court terme. Même si elles ne sont pas jugées prioritaires, les zones non raccordées peuvent également produire d'importants rejets qui participent à la dégradation des milieux adjacents. La compensation vise à rendre la mise à niveau des installations septiques accessible à tous les citoyens.

- ***Assurer l'application des principes du règlement de contrôle intérimaire (RCI) 2016.*** Aucun développement dans le périmètre de protection de 500 mètres autour du lac et développement desservi exclusivement par un égout sanitaire ailleurs dans son bassin versant.

- Surfaces imperméabilisées
  - ***Limiter le développement urbain.*** L'urbanisation augmente la superficie des surfaces imperméabilisées et diminue par le fait même le processus de filtration naturel du sol. Le développement en pente entraîne plusieurs autres problèmes : ruissellement, usage élevé de sels de voirie et abrasifs, dynamitage. Quant à la construction dans les zones naturelles, elle diminue les services écosystémiques.
  - ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors du développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et à favoriser l'infiltration des eaux. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
  - Poursuivre la mise en œuvre des recommandations émises dans le rapport Soutien technique au processus décisionnel relatif à la transformation de fossés et concepts d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans le bassin versant de la prise d'eau de Château-d'Eau (APEL, 2011).

- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent être compatibles avec la protection des écosystèmes aquatiques.
  - ***Éviter le développement en fortes pentes.*** Le développement en fortes pentes augmente la nécessité de recourir aux sels de voiries et aux abrasifs pour assurer la sécurité des usagers. De plus, la présence de fortes pentes produit un ruissellement vers les milieux humides en contrebas.
  - ***Sensibiliser les usagers à réduire leur vitesse sur les routes et chemins non asphaltés.*** En limitant leur vitesse, les usagers ne font pas lever la poussière, éliminant ainsi la nécessité d'utiliser des abat-poussières.
  - ***Nettoyer les rues au printemps afin de récupérer les abrasifs avant la fonte.*** Cette façon de faire vise à limiter la quantité d'abrasifs lessivée dans les cours d'eau lors de la fonte printanière.

- Conservation de milieux naturels
  - Poursuivre l'acquisition, la conservation, la restauration et la mise en valeur de terrains ayant une valeur stratégique pour préserver la quantité et la qualité de l'eau potable. En adoptant un plan de conservation efficace et stratégique, les terrains ciblés deviennent des zones de protection et rendent d'importants services écologiques qui assurent notamment le renouvellement d'une eau de qualité.
  - Promouvoir le reboisement des milieux ouverts. Le reboisement entraîne une hausse de la biodiversité qui assure une meilleure productivité et des services écologiques maximisés. L'occupation de ces surfaces par des espèces indigènes limite également la prolifération d'espèces exotiques envahissantes.
  - ***Réglementer la protection et la restauration des bandes riveraines et poursuivre la sensibilisation à cet effet.*** La présence d'arbres matures et d'arbustes en périphérie d'un lac lui rend plusieurs services écologiques. Le système racinaire des arbres et arbustes solidifie les berges et agit en tant que filtre, en plus de créer de l'ombrage pour les zones littorales et des habitats de qualité qui abritent de nombreuses espèces de poissons et d'oiseaux.

- Prolifération des cyanobactéries
    - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les cyanobactéries pourraient profiter d'un excès de nutriments et produire d'importantes floraisons. Lorsque les conditions favorables sont présentes, le lac Saint-Charles a démontré une vulnérabilité à ce phénomène qui s'est traduit par plusieurs épisodes de floraisons au cours des dernières années.
    - ***Surveiller l'abondance des espèces de poissons planctonivores.*** La perchaude et le méné jaune, deux espèces de poissons ayant une alimentation en partie planctonivore, représentent 87 % de l'abondance relative de la communauté du lac en 2017. Pour l'instant, la pression de prédation exercée par ces poissons sur le zooplancton ne cause pas de problème. Cependant, une augmentation en densité de l'une de ces deux espèces pourrait se traduire par une diminution de l'abondance du gros zooplancton, ce qui réduirait par le fait même le broutage des algues.
- Prolifération des plantes aquatiques
    - ***Sensibiliser la population aux espèces envahissantes pour éviter qu'elles soient transportées dans d'autres plans d'eau.*** Le lac Saint-Charles étant fortement colonisé par le myriophylle à épis, les embarcations nautiques qui ont été en contact avec les eaux du lac doivent être bien nettoyées et séchées avant d'être utilisées sur un autre plan d'eau, afin de limiter les risques de propagation du myriophylle.
    - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les apports externes en nutriments (azote et phosphore principalement) provoquent une surabondance de ressources pour les plantes aquatiques et les algues, ce qui peut provoquer une prolifération massive de ces organismes dans le lac.
- Biodiversité
    - ***Effectuer un suivi plus rapproché de la communauté de poissons du lac et, plus*** précisément***, du méné jaune et du grand brochet.*** Il serait important de refaire un échantillonnage expérimental d'ici dix ans afin d'évaluer l'évolution de ces deux espèces en particulier. Le grand brochet a doublé en abondance et semble induire une pression de prédation intense sur les autres espèces. Le méné jaune est devenu l'espèce la plus abondante dans les trois autres lacs échantillonnés en 2017.

Sensibiliser les usagers du lac qui apportent leurs propres embarcations aux dangers que représentent les espèces exotiques envahissantes. Les embarcations provenant d'autres plans d'eau doivent avoir été bien nettoyées et rincées avant d'être utilisées sur le lac, afin d'enrayer la propagation d'espèces exotiques envahissantes, telles que la moule zébrée ou le cladocère épineux. Une fois implantées dans un écosystème, ces espèces ont des effets catastrophiques sur l'équilibre des communautés indigènes.

Chapitre 4 : Lac Delage

Conclusions sur l'intégrité écologique

L'évaluation du milieu obtenue par l'analyse des différents organismes du lac laisse transparaître que l'intégrité de l'écosystème est de moyenne à relativement élevée (voir le Tableau 18 du Chapitre 2). Cette évaluation dépend toutefois de la distance écologique entre les communautés actuelles et les communautés de références du lac (non altérées). Cependant, peu de données historiques sont disponibles pour permettre une bonne évaluation de l'état de référence des communautés biologiques présentes au lac Delage. La configuration profonde du lac ainsi que sa grande connectivité avec le lac Saint-Charles, lequel abrite des communautés de référence typiques d'un milieu oligo-mésotrophe, permettent d'avancer que les communautés de référence du lac Delage sont typiques d'un milieu d'oligotrophe à oligo-mésotrophe. La distance écologique entre ces dernières et les communautés actuellement présentes au lac Delage est donc relativement faible et indique une intégrité modérément élevée. La présence accrue du myriophylle à

épis ainsi que l'évolution de la communauté de poissons du lac témoignent tout de même d'une certaine dégradation de l'écosystème au cours des dernières années.

Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent huit enjeux :

- Installations septiques
  - ***Limiter ou cesser le développement sur installations septiques.*** Cette mesure a pour but de limiter les apports externes de nutriments et de polluants qui se propagent dans le sol jusqu'au lac ainsi que dans les puits des résidents.
  - ***Évaluer la possibilité de raccorder les résidences au réseau d'égout.*** Afin de limiter ou de cesser complètement le développement sur installations septiques, la pertinence de connecter le secteur de l'avenue du Rocher au réseau d'égout doit être évaluée ou des solutions technologiques de remplacement devront être employées.
- Gestion des eaux usées
  - ***Raccorder la station d'épuration des eaux usées au réseau d'égout de la Ville de Québec.*** Les eaux traitées provenant de la station d'épuration contiennent encore des concentrations élevées de nutriments qui peuvent être acheminés directement dans le lac Delage lors des périodes d'écoulement inverse. Ces apports externes en nutriment favorisent la présence de plantes aquatiques et l'éclosion de fleurs d'eau.
- Développement urbain
  - ***Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.*** Le développement en pente entraîne de nombreux problèmes : ruissellement, usage élevé de sels de voirie et d'abrasifs, dynamitage. Quant à la construction dans les zones naturelles, elle diminue les services écosystémiques.
  - ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et à favoriser l'infiltration des eaux. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent être compatibles avec la protection des écosystèmes aquatiques.
    - ***Éviter le développement en fortes pentes.*** Le développement en fortes pentes augmente la nécessité de recourir aux sels de voiries et aux abrasifs pour assurer la sécurité des usagers. De plus, la présence de fortes pentes produit un ruissellement vers les milieux humides en contrebas.
- Prolifération des cyanobactéries
  - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les cyanobactéries pourraient profiter d'un excès de nutriments et produire d'importantes floraisons.
  - ***Surveiller la prolifération de poissons planctonivores, tels que le méné jaune.*** Bien qu'omnivores, les jeunes de cette espèce consomment beaucoup de zooplancton. La forte abondance du méné jaune exerce une grande pression de prédation sur le zooplancton, ce qui pourrait entraîner une diminution de sa densité. Le broutage par le zooplancton se verrait donc également diminué au profit d'une plus grande densité d'algues.

- Prolifération des plantes aquatiques
    - ***Porter une attention particulière aux embarcations en provenance du lac.*** Le lac Delage étant fortement colonisé par le myriophylle à épis, les embarcations nautiques qui ont été en contact avec les eaux du lac doivent être bien nettoyées et séchées avant d'être utilisées sur un autre plan d'eau, afin de limiter les risques de propagation du myriophylle.
    - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les apports externes en nutriments (azote et phosphore principalement) provoquent une surabondance de ressources pour les plantes aquatiques et les algues, ce qui peut provoquer une prolifération encore plus importante de ces organismes dans la zone colonisable du lac.
- Biodiversité
    - ***Favoriser la présence du grand brochet.*** Seule espèce piscivore du lac, le grand brochet exerce une importante pression de prédation sur les petits poissons planctonivores, tels que le méné jaune et le mulet à cornes. Ce contrôle trophique permet une plus grande abondance de zooplancton, ce qui favorise la transparence de l'eau du lac. Il est donc recommandé de remettre à l'eau les individus pêchés qui n'ont pas été blessés. Il est également important de maintenir une bonne connectivité entre le lac Delage et la zone de marais située au sud, puisqu'elle est cruciale pour la reproduction du brochet

Chapitre 5 : Lac Durand

Conclusions sur l'intégrité écologique

L'évaluation du milieu obtenue par l'analyse des différents organismes du lac laisse transparaître que l'intégrité de l'écosystème est relativement faible. Cette évaluation dépend toutefois de la distance écologique entre les communautés actuelles et les communautés de références du lac (non altérées). Cependant, peu de données historiques sont disponibles pour permettre une bonne évaluation de l'état de référence des communautés biologiques présentes au lac Durand. Il faut donc tenir compte des caractéristiques naturelles du lac, notamment sa très faible profondeur qui l'apparente à un grand étang. Les communautés de références d'un tel milieu ne sont généralement pas typiques d'un milieu oligotrophe, mais plutôt caractéristiques d'un stade d'oligo-mésotrophe à mésotrophe. La distance écologique entre ces dernières et les communautés actuelles du lac Durand est tout de même assez importante et indique une intégrité moyenne.

D'ailleurs, malgré la configuration naturelle du lac Durand, celui-ci a subi un processus d'eutrophisation accéléré au cours des dernières années; l'évolution des caractéristiques écologiques de la communauté des poissons en constitue un signe évident. En effet, la communauté de 2001, typique d'un milieu mésotrophe, est plutôt typique d'un milieu de méso-eutrophe à eutrophe en 2017.

Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent sept enjeux :

- Installations septiques
    - ***Limiter ou cesser le développement sur installations septiques.*** Cette mesure a pour but de limiter les apports externes de nutriments et de polluants qui se propagent dans le sol jusqu'au lac ainsi que dans les puits des résidents.

    - ***Évaluer la possibilité de raccorder les résidences au réseau d'égout.*** Afin de limiter ou de cesser complètement le développement sur installations septiques, la pertinence de

connecter le secteur au réseau d'égout doit être évaluée ou des solutions technologiques de remplacement devront être employées.

- Développement urbain
  - ***Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.*** Le développement en pente entraîne de nombreux problèmes : ruissellement, usage élevé de sels de voirie et d'abrasifs, dynamitage. Quant à la construction dans les zones naturelles, elle diminue les services écosystémiques.
  - ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et à favoriser l'infiltration des eaux. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent être compatibles avec la protection des écosystèmes aquatiques.
  - ***Éviter le développement en fortes pentes.*** Le développement en fortes pentes augmente la nécessité de recourir aux sels de voiries et aux abrasifs pour assurer la sécurité des usagers. De plus, la présence de fortes pentes produit un ruissellement vers les milieux humides en contrebas.
- Bandes riveraines
  - ***S'assurer que la qualité des bandes riveraines ne se dégrade pas et végétaliser les quelques endroits problématiques.*** Malgré la présence d'une majorité de bandes riveraines avec un IQBP élevé, certains secteurs pourraient encore profiter d'une végétalisation de leurs rives.
  - ***Privilégier le couvert forestier en bordure de rive afin de créer de l'ombrage et d'éviter le réchauffement du lac.*** La présence d'arbres matures en périphérie d'un lac lui procure plusieurs bienfaits. Le système racinaire des grands arbres solidifie et filtre les berges, en plus de créer de l'ombrage pour les zones littorales.
- Prolifération des cyanobactéries
  - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les cyanobactéries pourraient profiter d'un excès de nutriments et produire d'importantes floraisons. Pour l'instant, la compétition pour les ressources limite l'abondance des algues comme les cyanobactéries. Cependant, la faible profondeur et le petit volume du lac le rendent particulièrement vulnérable aux apports externes qui peuvent accélérer son eutrophisation.
  - ***Surveiller la prolifération de poissons planctonivores, tels que le méné jaune.*** Bien qu'omnivores, les jeunes de cette espèce consomment beaucoup de zooplancton. La forte abondance du méné jaune exerce une grande pression de prédation sur le zooplancton, ce qui pourrait entraîner une diminution de sa densité. Le broutage par le zooplancton se verrait donc également diminué au profit d'une plus grande densité d'algues.
- Prolifération des plantes aquatiques
  - ***Porter une attention particulière aux embarcations qui proviennent d'autres plans d'eau.*** L'objectif de cette mesure est de réduire le risque d'introduction d'espèces à potentiel envahissant, telles que le myriophylle à épis et l'élodée du Canada, lesquelles pourraient briser l'équilibre de cet écosystème.
  - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les apports externes en nutriments (azote et phosphore principalement) provoquent une surabondance de ressources pour les plantes aquatiques et les algues, ce qui peut provoquer une prolifération massive de ces organismes dans le lac. Présentement, les concentrations en nutriments de la colonne

d'eau sont relativement basses, ce qui indique que les ressources disponibles sont utilisées par les producteurs primaires.

- Biodiversité
  - ***Réaliser des aménagements pour l'omble de fontaine dans le tributaire du lac afin que la population se maintienne.*** De cette manière, certains individus pourront continuer d'utiliser le lac Durand comme habitat et les pêcheurs profiteront de la présence de cette espèce prisée. De plus, les spécimens adultes de cette espèce mangent de petits poissons, tels que les jeunes ménés jaunes.
  - ***Faire un suivi plus rapproché de la population de poissons et plus précisément du méné jaune***. Comme l'espèce a connu une très importante hausse en abondance, il est important de documenter la situation et les effets de cette espèce sur la communauté du lac. Les jeunes ménés consomment beaucoup de zooplancton, ce qui peut créer un déséquilibre trophique et favoriser la présence d'algues. Étant donné la très forte densité de poissons du lac, un échantillonnage pourrait être effectué dans cinq ans (2022) sans que cela engendre de conséquences négatives.
  - ***Protéger l'important milieu humide situé au sud-ouest du lac et qui joue un important rôle écologique de filtre.*** Cet écosystème procure un habitat de qualité à de nombreuses espèces aviaires, notamment des espèces piscivores telles que le grand héron. Il joue également un rôle de filtre pour la majorité de l'eau qui s'écoule du bassin versant vers la rivière des Hurons.
  - ***Favoriser la présence des espèces de poissons piscivores comme l'omble de fontaine et la perchaude adulte.*** Étant donné l'absence d'une espèce de poisson principalement piscivore, les spécimens de grande taille de ces deux espèces se trouvent au sommet de la chaîne alimentaire aquatique. L'augmentation en abondance de ces espèces pourrait donc avoir comme conséquence d'accroître la prédation des petits poissons, tels que le méné jaune.

Chapitre 6 : Lac Clément

Conclusion

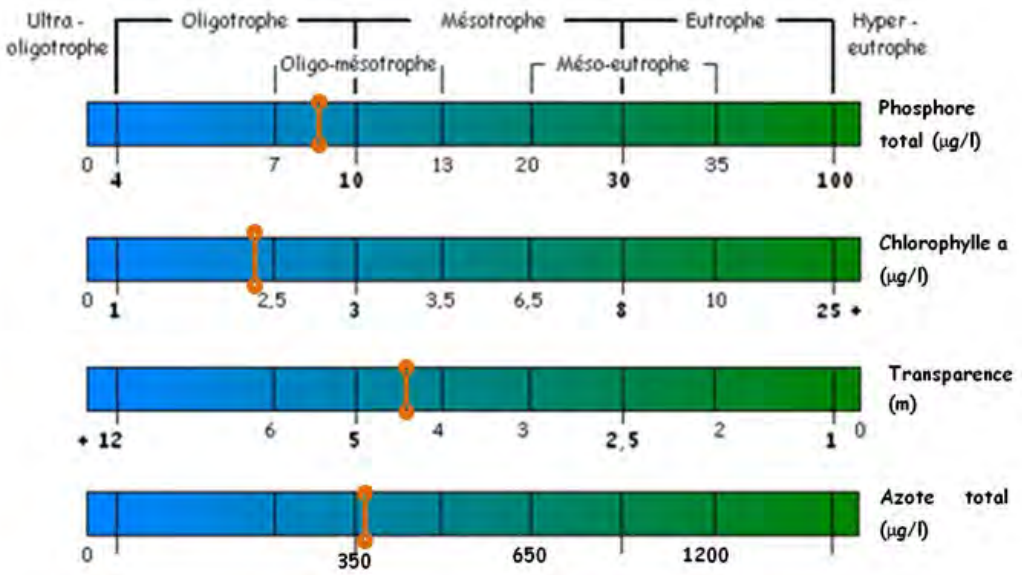
Agiro a procédé, en collaboration avec la Ville de Québec, à la réalisation d'une étude sur l'intégrité écologique du lac Clément.

Les résultats de la campagne d'échantillonnage de 2017 ont permis à l'APEL d'augmenter le niveau de connaissances sur l'état trophique du lac. Si l'on se base sur les indicateurs physico-chimiques et biologiques, l'ensemble des paramètres analysés permet de faire certains constats sur l'intégrité écologique du lac Clément et de le classifier en fonction de son degré d'eutrophisation.

État trophique selon les indicateurs physico-chimiques

L'analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau positionne le niveau trophique du lac Clément comme étant oligo-mésotrophe (Figure 29). Les faibles concentrations en nutriments et en chlorophylle *a* enregistrées sont typiques d'un milieu peu productif. La transparence de l'eau est d'ailleurs la plus élevée parmi les lacs suivis en 2017.

Tableau 1 : Classification de l'eutrophisation selon les indicateurs physico-chimiques du lac Delage en 2017



Le lac Clément est caractérisé, dans l'ensemble des niveaux trophiques analysés, par une faible productivité biologique, laquelle pourrait être associée à un stade oligotrophe. Or, dans ce cas précis, plusieurs indicateurs de milieux dégradés doivent être pris en considération. La forte proportion de phytoplanctons typiques de milieux eutrophes lors de l'échantillonnage de septembre, ainsi que de poissons omnivores et tolérants en sont de bons exemples.

La très forte conductivité spécifique enregistrée dans le lac et la concentration très élevée en ions chlorures semblent expliquer cette faible productivité biologique (Ramakrishna et Viraraghavan, 2005). Compte tenu des fortes concentrations médianes en ions chlorures, qui se situent près du seuil de toxicité chronique pour la vie aquatique (230 mg/l), l'ensemble de la chaîne trophique pourrait être perturbé. Le lac Clément présente d'ailleurs la valeur moyenne de conductivité la plus élevée parmi les lacs suivis en 2017, signe d'une forte dégradation du milieu causée par les sels de déglaçage qui proviennent du réseau routier de son bassin versant.

Tableau 2 : Classement du lac Clément selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017.

Conductivité (µS/cm)
0–49,99
50–99,99
100–149,99
150–249,99
250–399,99
946
1000–6000

*Note : Cette classification n'est fournie qu'à titre indicatif sachant que la conductivité de l'eau pure est égale à 0.

État trophique selon les indicateurs biologiques

L'évaluation du milieu obtenue par l'analyse des différents organismes du lac laisse transparaître que l'intégrité écologique de l'écosystème est relativement faible. Cette évaluation dépend de la distance écologique entre les communautés actuelles et les communautés de références du lac (non altérées). Or, peu de données historiques sont disponibles pour bien évaluer l'état de référence des communautés biologiques présentes au lac Clément. La configuration du lac, avec une fosse centrale, ainsi que sa position de tête dans le réseau hydrographique local permettent cependant d'avancer que les communautés de référence du lac Clément sont typiques d'un milieu d'oligotrophe à oligo-mésotrophe. La distance écologique entre ces dernières et les communautés actuellement présentes est donc relativement élevée et indique une faible intégrité. L'importante abondance de barbottes brunes et la faible productivité des différents niveaux trophiques témoignent de la dégradation de cet écosystème.

Selon les indicateurs biotiques utilisés, tels que le phytoplancton, le zooplancton, les poissons et les macrophytes, le lac Clément se situe dans un état de mésotrophe à méso-eutrophe (Tableau 14). Il est important de mentionner que chacun des niveaux trophiques analysés indique la même valeur dans l'évaluation finale de l'intégrité. Par exemple, pour les poissons qui possèdent quatre sous-sections dans le Tableau 14, il faut faire une moyenne. La communauté de poissons du lac Clément est donc considérée comme étant typique d'un milieu d'eutrophe à hyper eutrophe.

La communauté de phytoplancton du lac Clément est typique d'un milieu mésotrophe. Cependant, il s'agit d'une communauté très instable, dont la valeur de l'indice planctonique a grandement varié au cours de la succession saisonnière. L'échantillon de septembre a présenté une valeur correspondant à un stade hyper eutrophe en raison d'une très forte proportion d'euglénophycées. De plus, la densité du phytoplancton recueilli est très faible, ce qui indique un milieu peu productif.

La communauté de zooplancton est quant à elle typique d'un milieu oligotrophe, principalement en raison de la faible productivité du lac qui engendre la plus faible densité totale de zooplancton observée parmi tous les lacs suivis en 2017. Cette situation s'explique notamment par une très faible abondance de rotifères. Une proportion relativement élevée de grands filtreurs, tels que des cladocères du genre *Daphnia* et des copépodes calanoïdes, semble indiquer que la prédation exercée par les poissons du lac ne suffit pas à contrôler les populations de grand zooplancton.

D'ailleurs, la communauté de poissons du lac Clément est représentative d'un milieu d'eutrophe à hyper eutrophe caractérisée par une très forte proportion de barbottes brunes, espèce omnivore et tolérante, ainsi que par une faible densité et biomasse totale de poissons. La biomasse totale échantillonnée en 2014 représente moins de 50 % de celle de 2007, une situation qui s'explique par le déclin du grand brochet au profit de l'achigan à petite bouche. Cette baisse de biomasse semble être associée à une dégradation avancée de l'écosystème qui peine à soutenir les espèces situées à des niveaux élevés dans le réseau trophique du lac.

Finalement, les macrophytes prélevés au lac Clément sont indicateurs d'un milieu mésotrophe en raison d'un pourcentage de recouvrement relativement faible de la zone colonisable, mais d'une densité élevée des herbiers présents. Le potamot de Robbins est l'espèce dominante du lac et forme d'ailleurs des herbiers très denses.

.Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent sept enjeux :

- Installations septiques

- *Limiter ou cesser le développement sur installations septiques.* Cette mesure a pour but de limiter les apports externes de nutriments et de polluants qui se propagent dans le sol jusqu'au lac ainsi que dans les puits des résidents.
- *Évaluer la possibilité de raccorder les résidences au réseau d'égout.* Afin de limiter ou de cesser complètement le développement sur installations septiques, la pertinence de connecter le secteur au réseau d'égout doit être évaluée ou des solutions technologiques de remplacement devront être employées.

- Développement urbain
  - *Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.* Le développement en pente entraîne de nombreux problèmes : ruissellement, usage élevé de sels de voirie et d'abrasifs, dynamitage. Quant à la construction dans les zones naturelles, elle diminue les services écosystémiques.
  - *Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.* Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et à favoriser l'infiltration des eaux. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
- Sels de déglaçage
  - *Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.* Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent être compatibles avec la protection des écosystèmes aquatiques.
  - *Appliquer des mesures déjà connues pour réduire l'utilisation des sels de voirie et en atténuer les impacts.* Évaluer et mettre en application les recommandations contenues dans le rapport de Juliette Mochizuki (Mochizuki, 2012), qui présente des solutions éprouvées ailleurs au Québec.
  - *Trouver des méthodes afin de limiter les apports en sel de déglaçage et en ions chlorures par les affluents du lac.* Évaluer la pertinence de créer des bassins de décantation ou des lits filtrants dans les affluents du lac afin de réduire la teneur en contaminants et en particules de l'eau qui s'écoule vers le lac.
- Bandes riveraines
  - *S'assurer que la qualité des bandes riveraines ne se dégrade pas et végétaliser les endroits problématiques.* La présence d'une bande riveraine de qualité peut aider à filtrer l'eau de ruissellement qui s'écoule vers le lac.
  - Privilégier le couvert forestier en bordure de rive afin de créer de l'ombrage et d'éviter le réchauffement des zones littorales du lac. La présence d'arbres matures en périphérie d'un lac lui procure plusieurs bienfaits. Le système racinaire des grands arbres solidifie et filtre les berges, en plus de créer de l'ombrage pour les zones littorales.
- Prolifération des cyanobactéries
  - *Réduire les apports en éléments nutritifs.* Malgré de faibles densités enregistrées en 2017, les cyanobactéries pourraient profiter d'un excès de nutriments pour produire d'importantes floraisons.
- Prolifération des plantes aquatiques
  - *Réduire les apports en éléments nutritifs.* Les apports externes en nutriments (azote et phosphore principalement) provoquent une surabondance de ressources pour les plantes aquatiques et les algues, ce qui peut provoquer une prolifération massive de ces organismes dans les zones colonisables du lac.

- Biodiversité
  - Réduire la conductivité de l'eau afin d'assurer la présence d'une plus grande diversité d'organismes. En agissant sur la principale source de perturbation du lac Clément, soit la conductivité élevée de l'eau, il est possible de rendre l'écosystème plus hospitalier pour divers d'organismes. Un milieu fortement diversifié offre une meilleure résilience face aux perturbations.

Chapitre 7 : Lac Caché

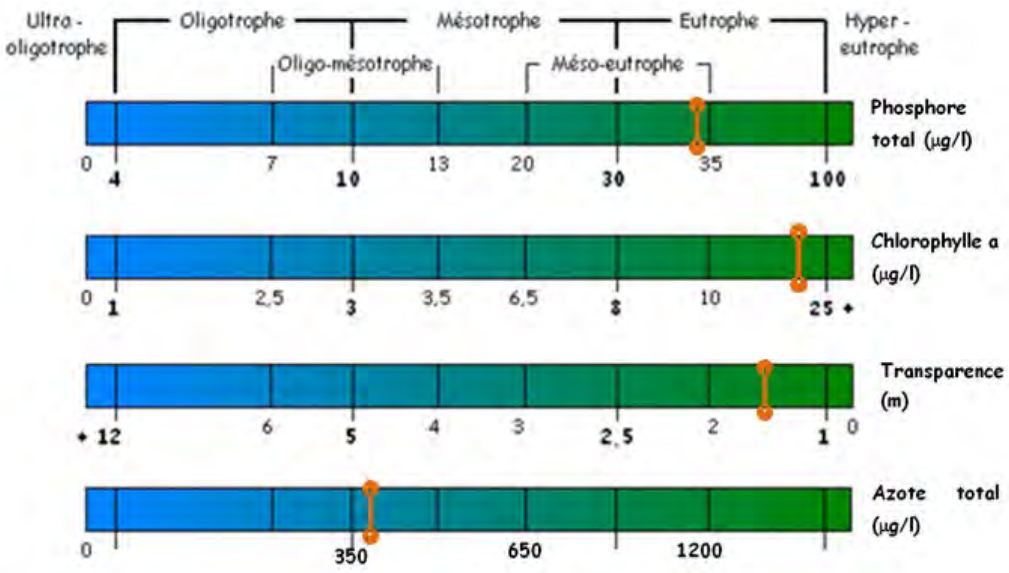
Conclusion

Agiro a procédé, en collaboration avec la Ville de Québec, à la réalisation d'une étude sur l'intégrité écologique du lac Caché.

Les résultats de la campagne d'échantillonnage de 2017 ont permis à Agiro d'augmenter le niveau de connaissances sur l'état écologique du lac. Si l'on se base sur les indicateurs physico-chimiques et biologiques, l'ensemble des paramètres analysés permet de faire certains constats sur l'intégrité écologique du lac Durand et de le classifier en fonction de son degré d'eutrophisation.

État trophique selon les indicateurs physico-chimiques

Une analyse des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau positionne le niveau trophique du lac Caché comme étant de méso-eutrophe à eutrophe (Tableau 12). Seules les valeurs d'azote total ne permettent pas de classifier le lac Caché comme eutrophe. Les profils d'oxygène démontrent également un profil clinograde, et ce, malgré la faible profondeur du lac, ce qui confirme son état plutôt eutrophe.



La conductivité spécifique enregistrée en 2017 (Tableau 13) est élevée, indiquant une possible dégradation de l'écosystème due à des apports par les tributaires. Cependant, comme le lac Caché est situé dans une tourbière minérotrophe, la conductivité élevée pourrait être, en partie, attribuable à une concentration naturellement élevée de certains ions.

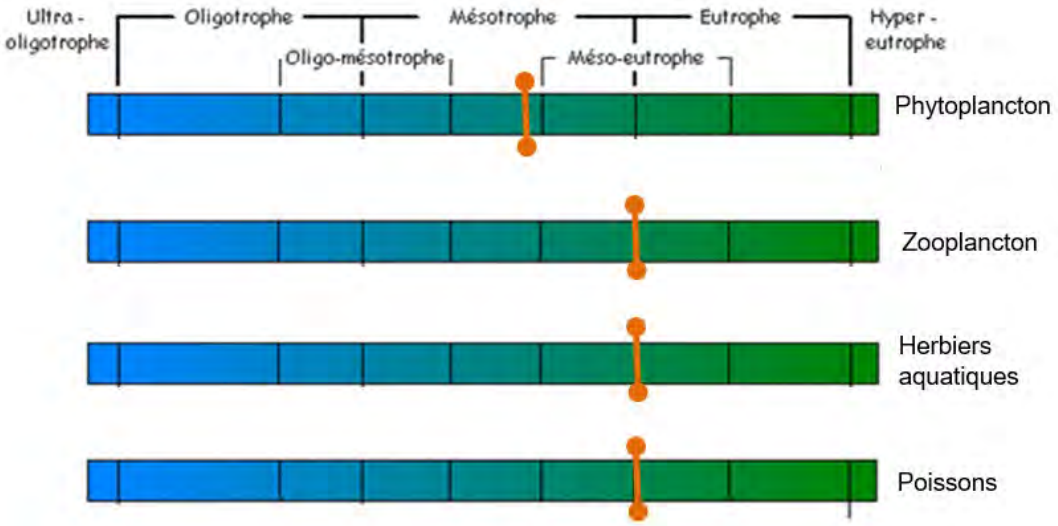
Tableau 3 : Classement du lac Caché selon la conductivité spécifique moyenne enregistrée en 2017

Conductivité (µS/cm)
0–49,99
50–99,99
100–149,99
150–249,99
54
400–999,99
1000–6000

*Note : Cette classification n'est fournie qu'à titre indicatif sachant que la conductivité de l'eau pure est égale à 0.

État trophique selon les indicateurs biologiques

Selon les indicateurs biotiques utilisés, tels que le phytoplancton, le zooplancton, les poissons et les macrophytes, le lac Caché se situe dans un état méso-eutrophe. Il est important de mentionner que chacun des niveaux trophiques analysés présente la même valeur dans l'évaluation finale de l'intégrité. Par exemple, pour les poissons qui possèdent quatre sous-sections dans le tableau 11, il faut faire une moyenne. La communauté de poissons du lac Caché est donc considérée comme étant typique d'un milieu de mésotrophe à méso-eutrophe.



La communauté du phytoplancton du lac a été classée comme mésotrophe, mais comme les valeurs se rapprochent de celles d'un milieu eutrophe, elle peut être considérée comme s'approchant du stade méso-eutrophe. Cette communauté comporte non seulement une forte abondance de cryptophycées du genre *Cryptomonas*, généralement retrouvé dans les milieux turbides riches en nutriment, mais aussi des densités élevées d'autres groupes typiques de milieux enrichis (dinophycées, chlorophycées, cyanophycées et euglénophycées).

Quant au zooplancton, la communauté est typique d'un milieu méso-eutrophe et fortement dominée par la présence de zooplancton de petite taille (rotifères et nauplius). Les cladocères sont très peu représentés dans l'eau du lac, où l'on retrouve majoritairement le genre de petite taille *Bosmina*. Cette dynamique semble traduire une intense prédation subie par le zooplancton de grande taille. La présence de *Chaoborus*, un invertébré prédateur, ainsi que l'observation d'une impressionnante quantité de petits poissons pourraient expliquer cette faible abondance.

Un faible échantillon de poissons a été recueilli par le seul filet installé dans le lac. Cependant, il est possible que les poissons de très petite taille soient majoritaires dans le lac et que les engins de pêche utilisés n'aient pas permis leur capture. Selon les résultats obtenus, la communauté de poisson du lac Caché est typique d'un milieu de mésotrophe à méso-eutrophe en raison de la forte proportion de ménés jaunes, une espèce omnivore et tolérante, mais d'une faible densité totale d'individus, probablement régulée par la présence d'une espèce piscivore, le grand brochet.

Finalement, les herbiers retrouvés sont typiques d'un milieu méso-eutrophe, en raison d'une forte densité et de la présence d'espèces de milieu eutrophe, tels que le Myriophylle à épis et la Brasénie de Schreber.

Il est difficile d'évaluer avec précision l'intégrité écologique du lac Caché à l'aide des organismes qui le peuplent, car ce milieu ne peut être comparé à un lac oligotrophe. Cette évaluation dépend de la distance écologique entre les communautés actuelles et les communautés de références du lac (non altérées). Cependant, peu de données historiques sont disponibles pour permettre une bonne évaluation de l'état de référence des communautés biologiques présentes au lac Caché. Il faut donc tenir compte des caractéristiques naturelles du lac, notamment sa très petite taille. Par ailleurs, comme le lac Caché est situé dans un milieu de marais tourbeux, il est possible que les communautés retrouvées soient adaptées à une eau naturellement riche en matières organiques. Les communautés de références d'un tel milieu, naturellement turbide et chargé en nutriments, ne sont généralement pas typiques d'un milieu oligotrophe. Puisqu'il s'agit de la première analyse complète du réseau trophique aquatique du lac, il est difficile de déterminer si son stade trophique est réellement lié à un vieillissement d'origine anthropique et si l'écosystème est perturbé ou non.

Cependant, la présence d'une espèce exotique ayant un potentiel envahissant (myriophylle à épis) indique que ce milieu subit des pressions externes qui agissent sur son intégrité. Même si le lac est situé dans une réserve naturelle, ses tributaires traversent des zones urbanisées et subissent les impacts du réseau routier. Or, il est important de préserver l'intégrité écologique des milieux humides du secteur du lac Caché, car ceux-ci jouent un important rôle de filtre pour l'eau qui s'écoule en aval vers le lac Saint-Charles et la prise d'eau potable.

Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent cinq enjeux :

- Développement urbain
  - ***Limiter le développement urbain près des milieux humides et dans les zones naturelles.*** Le développement entraîne de nombreux problèmes : ruissellement, usage élevé de sels de voirie et d'abrasifs, dynamitage. En périphérie des milieux humides, il limite la zone tampon entre ceux-ci et les milieux adjacents, provoquant un vieillissement accéléré des zones humides par comblement et sédimentation. Quant à la construction dans les zones naturelles, elle diminue les services écosystémiques.
  - ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et à favoriser l'infiltration des eaux. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).
- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent être compatibles avec la protection des écosystèmes aquatiques.
- Prolifération des cyanobactéries

- ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les cyanobactéries pourraient profiter d'un excès de nutriments et produire d'importantes floraisons. Certains des genres échantillonnés, tels qu'*Oscillatoria*, peuvent produire des toxines dangereuses. De plus, la faible profondeur et le petit volume du lac le rendent particulièrement vulnérable aux apports externes qui peuvent accélérer son eutrophisation.

- Prolifération des plantes aquatiques
  - ***Porter une attention particulière au myriophylle à épis.*** Les gens qui profitent de ce plan d'eau pour pratiquer des activités nautiques doivent faire attention pour ne pas propager davantage le myriophylle à épis, qui n'a pas encore été recensé dans le lac Savard, situé tout juste en amont du lac Caché.
  - ***Réduire les apports en éléments nutritifs.*** Les apports externes en nutriments (azote et phosphore principalement) provoquent une surabondance de ressources pour les plantes aquatiques et les algues, ce qui peut provoquer une prolifération massive de ces organismes dans le lac. Comme celui-ci est de petite taille, il est particulièrement vulnérable aux apports externes qui peuvent accélérer son eutrophisation.
- Biodiversité
  - ***Sensibiliser les usagers de la réserve naturelle du Marais du Nord***. Les usagers doivent être sensibilisés aux dégâts que peut provoquer l'introduction d'une espèce envahissante dans un milieu vulnérable et protégés, de sorte que l'usage du milieu soit cohérent avec la mission de protection de la réserve naturelle.
  - ***Prévoir des aménagements pour la faune aviaire.*** Ce territoire constitue un habitat de grande qualité pour les oiseaux. Il serait intéressant d'augmenter le nombre et la diversité des nichoirs offerts pour aider les populations nicheuses. Cette initiative pourrait naître d'une collaboration avec les sauvaginiers qui utilisent déjà le territoire pour la chasse.

Chapitre 8 : Suivi des rivières

Conclusion

L'utilisation de trois indices d'intégrité biotique basés sur des organismes dont le niveau trophique diffère a permis une évaluation plus complète des écosystèmes aquatiques retrouvés dans le haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles.

Les diatomées possèdent une forte sensibilité aux variations physico-chimiques de leur milieu ainsi qu'une réponse rapide à celles-ci, sur une période de quelques semaines. En tant que représentantes des producteurs primaires des cours d'eau, les diatomées se révèlent d'excellents indicateurs de l'eutrophisation des cours d'eau. Comme leur cycle de vie est relativement court, soit quelques semaines, il s'agit de bons indicateurs de variations sur une courte durée.

Les macroinvertébrés benthiques représentent une vaste communauté aux exigences et aux rôles trophiques très variés. Le nombre d'espèces très élevé permet la présence de communautés riches et facilement discriminables selon les milieux, étant donné la présence d'une vaste gamme de sensibilité aux différents stress environnementaux et aux pollutions des nombreux groupes taxonomiques (Barbour et al., 1999 ; MDDEFP, 2013 ; Lavoie et al, 2015). Il s'agit principalement d'indicateurs de conditions locales, car ces organismes sont relativement sédentaires, avec un mode de vie benthique et des migrations très limitées. Les macroinvertébrés intègrent les variations physico-chimiques et physiques du milieu, car certaines espèces vont réagir beaucoup plus à la modification de la chimie de l'eau (pollution, éléments toxiques...), alors que d'autres espèces s'avèrent d'excellents indicateurs de la modification de l'habitat, que ce soit par l'érosion, la sédimentation ou les changements de débit. Avec un cycle de vie variant d'une à plusieurs années, les macroinvertébrés intègrent les changements à court et moyen terme des cours d'eau.

Les poissons demeurent les organismes servant de bio-indicateurs les plus connus du grand public. Ceux-ci possèdent une grande valeur économique reliée à la pêche sportive et les citoyens sont généralement soucieux de leur sort, ce qui en fait d'excellents ambassadeurs de la qualité des cours d'eau. La consommation de la chair de plusieurs espèces sportives demande également une plus grande connaissance sur la qualité de la santé des poissons, notamment au niveau des concentrations en contaminants des tissus (Barbour et al., 1999). Avec un cycle de vie de plusieurs années, les poissons intègrent les perturbations de leur milieu sur une échelle à long terme, en comparatif avec tous les autres organismes aquatiques traditionnellement échantillonnés (Benoit-Chabot, 2014). Leur mode de vie plus mobile et actif leur permet de couvrir un vaste territoire et donc une plus grande gamme d'habitats durant leur existence. Il s'agit ainsi d'indicateurs moins locaux, mais représentatifs d'un plus grand tronçon du cours d'eau échantillonné.

Bien ces organismes interagissent de manière différente avec leur milieu, les résultats obtenus lors de cette étude démontrent que les communautés de ces trois niveaux trophiques subissent des modifications importantes en fonction de leur positionnement dans le réseau hydrographique. Il en résulte que les indices d'intégrité biotique utilisés et qui sont basés sur la composition de ces communautés présentent des valeurs de plus en plus faibles de l'amont des cours d'eau vers l'aval. Ce phénomène expose clairement l'impact de l'accumulation des perturbations subit par les cours d'eau du territoire, qui affecte la qualité des écosystèmes et la composition des communautés. Par le fait même, ces écosystèmes perdent une partie de leur résilience et de leur faculté à fournir les services écologiques essentiels à la disponibilité d'une eau naturellement saine.

Au-delà des valeurs obtenues à l'aide de chacun des indices, l'étude des écosystèmes aquatiques permet d'obtenir une vision holistique du territoire et des conséquences de l'interaction humaine dans les systèmes naturels. Bien que les cours d'eau soient des milieux davantage ouverts que les écosystèmes lacustres, il est tout de même possible d'y observer les effets des perturbations anthropiques sur une échelle locale. Ces connaissances permettent de mieux cibler les efforts de protection et de conservation des milieux naturels qui sont nécessaires au maintien d'une eau de qualité.

Recommandations

Les principales recommandations issues de ces résultats sont les suivantes et concernent cinq principaux enjeux :

- Installations septiques
    - ***Limiter et encadrer le développement sur installations septiques en bordure des cours d'eau.*** Cette mesure a pour but de limiter les apports externes de nutriments et de polluants qui diffusent dans le sol jusqu'au cours d'eau ainsi que dans les puits des résidences à proximité.
    - Gestion des eaux usées
    - ***Continuer à perfectionner les installations et améliorer les performances des stations d'épuration.*** Bien qu'ils respectent généralement les normes gouvernementales, les rejets des stations d'épurations contiennent des teneurs élevées en phosphore, composés azotés et matières en suspension (APEL, 2019a) qui enrichissent directement les cours d'eau. Un effort constant doit donc être apporté afin de trouver des manières d'améliorer la qualité de ces rejets.
- Développement urbain
    - ***Limiter le développement urbain dans les fortes pentes et dans les zones naturelles.*** Le développement en pente apporte plusieurs problèmes, notamment l'usage élevé de sels de voirie et abrasifs. En raison des fortes pentes, le ruissellement est particulièrement

important et provoque le transport de ces particules, causant l'augmentation de la conductivité spécifique et la sédimentation des cours d'eau.

- ***Assurer une bonne gestion de l'érosion lors d'un développement urbain.*** Cette pratique vise à diminuer le ruissellement des sédiments et l'infiltration des polluants par la présence de sol à nu. Les écosystèmes aquatiques sont particulièrement fragiles à la sédimentation (modification des processus fluviaux, colmatage des frayères, perte d'habitats).

- Sels de voirie
  - ***Poursuivre les politiques municipales en vigueur qui visent à réduire l'épandage des sels de déglaçage.*** Les politiques, la réglementation et les pratiques des usagers doivent se concilier à la protection des écosystèmes aquatiques.
  - ***Éviter le développement en fortes pentes.*** Le développement en fortes pentes rend l'utilisation de sels de voiries et des abrasifs davantage nécessaires pour la sécurité des usagers. De plus, la présence de fortes pentes produit un ruissellement vers les milieux humides qui se retrouvent plus bas.

- Biodiversité
  - ***Favoriser la présence de l'omble de fontaine.*** S'agissant de l'espèce de poisson ayant la plus grande importance économique du territoire de par son attrait sportif élevé, il faut protéger les populations présentes. Un usage modéré d'abrasif sur le réseau routier à proximité des cours d'eau limite l'apport de particules pouvant provoquer le colmatage des frayères. Comme l'espèce se reproduit dans les petits affluents ayant un substrat rocheux relativement fin ainsi qu'une eau fraîche et bien oxygénée, il faut veiller à préserver leur intégrité en limitant les apports externes.
  - ***Encadrer les travaux ayant de possibles impacts négatifs sur la faune et veiller à la mise en place de compensations efficaces.*** Les promoteurs et les municipalités doivent être mis au courant des bonnes pratiques environnementales lors de la réalisation de travaux, notamment afin de limiter la sédimentation des cours d'eau. De plus, les travaux provoquant une perte ou une détérioration permanente ou temporaire d'un habitat faunique se doivent d'être compensés de manière à maximiser les résultats positifs pour la faune. En raison de ses connaissances acquises sur les écosystèmes aquatiques, Agiro peut servir de consultant ou de partenaire pour les promoteurs et les instances gouvernementales afin de cibler des habitats susceptibles d'être aménagés.
  - ***Intégrer les suivis biologiques au suivi de la qualité de l'eau.*** En plus de fournir une information renouvelée sur l'intégrité des écosystèmes aquatiques, les suivis biologiques permettent de documenter l'arrivée d'espèces ayant un potentiel envahissant et néfaste sur les milieux naturels. Des suivis réguliers rendent possible une prise d'action rapide et ciblée.