



# BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE  
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

## Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de la personne autrice de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'autrice ou l'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

## Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

ÉVALUATION DE LA DYNAMIQUE SPATIOTEMPORELLE DES  
CARACTÉRISTIQUES D'HABITAT DE *BYTHOTREPHES CEDESTROEMI* DANS  
LE LAC TÉMISCAMINGUE

Mémoire  
présenté  
comme exigence partielle  
de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers

Par  
William Vincent

Mars 2026

© William Vincent, 2026

## REMERCIEMENTS

Ce projet de maîtrise a assurément été le plus grand défi que j'ai eu à relever de toute ma vie. Heureusement, j'ai eu des gens qui ont su m'accompagner et me supporter de manière incroyable à différents moments de la réalisation de ce dernier.

Premièrement, j'aimerais remercier tous les étudiants qui m'ont côtoyé lors de mes trois années au GREMA, à Amos. Sachez que votre compagnie, vos sourires ou les nombreuses discussions improvisées dans les corridors m'auront permis de continuer à avancer jour après jour.

Je tiens aussi à remercier tous les partenaires du projet, l'Organisme de Bassin Versant du Témiscamingue, le ministère de l'Environnement, de la Lutte aux Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs, le Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie, la SÉPAQ, le CREAT et la Fondation de la Faune du Québec. Merci aussi au CRSNG et au FRQNT de m'avoir chacun octroyé une bourse lors de la réalisation de ce projet. Un merci spécial au ministère de nous avoir permis d'emprunter votre embarcation pour plusieurs sorties de terrain. Sans cette embarcation, il aurait été impensable de braver les intempéries du lac Témiscamingue. Finalement, j'aimerais aussi remercier spécialement mon père, Marc Vincent, qui nous a permis d'emprunter son embarcation pour les deux dernières sessions d'échantillonnage.

Un immense merci à tous les stagiaires ou étudiants de cycle supérieurs qui m'ont aidé à la réalisation de ce projet. Que ce soit en laboratoire ou encore sur le terrain, j'aurai toujours une immense reconnaissance pour le travail que nous avons fait ensemble. Ainsi, merci à Hengyi Bai, Ariane Barrette, Amélie Bergeron, Lehann Bouchard, Julianne Breton, Yagmur Cakir, Marilou Cournoyer, Benjamin Ferron, Marta Gabriele, Justin Gagnon, Javier Gimenez Castillo, Mylène Gosselin, Éléa Jaskolski, Liv Jessen, Jade Lessard, Julie Marchal, Chloé Tanguay, Antoine Villeneuve, Jérémie Mainville-Gamache, Chloé Tanguay, Marianne Roy, Maeva Mercure, Alexandre Plourde, Lilou Barascud, Emma Van Dunn et Pauline Teyssandier.

J'aimerais aussi remercier plus spécialement deux étudiants et personnes formidables qui m'ont supporté de manière incroyable tout au long du projet.

Premièrement, merci à Sam Lucy Behle, étudiante au doctorat dans le laboratoire d'écologie aquatique du GREMA et qui étudie la même espèce envahissante. Tu auras marqué mon parcours par ton support et ton personnalité bienveillante. Ton calme, ta résilience et ta persévérance m'auront à la fois motivé, mais aussi grandement aidé lors de moments plus difficiles. Tu m'as grandement aidé tant sur le terrain, lors des travaux de laboratoire ou encore lors des nombreuses présentations et rédactions. Je suis aussi grandement choyé d'avoir pu côtoyer une personne aussi allumée et profondément gentille et bienveillante. Reste la personne incroyable que tu es!

Je tiens aussi à remercier spécialement mon ami d'enfance et collègue de bureau, Patrice Blaney. Je ne peux plus compter les fois où je t'ai posé des questions, qui ont parfois apaisée mes inquiétudes, parfois aidé grandement à avancer dans le projet. Ton aide et ton support irréprochable en seront jamais oublié. Au plaisir de reprendre une bière en écoutant un match de hockey prochainement à tes côtés.

Merci aussi à mes deux codirecteurs de recherche, Miguel Montoro Girona et Shelley Arnott. Votre expérience dans le domaine de la recherche m'a grandement guidé et permis de réaliser ce projet. Pour Miguel plus spécifiquement, ta folie aura toujours mis un sourire dans mon visage! N'arrête jamais cette folie qui fait de toi la personne aussi engagée que tu es!

Je veux aussi remercier mon directeur de recherche Guillaume Grosbois. Je me souviendrai toujours d'une fois où je suis entré dans ton bureau, légèrement paniqué et avec un million de questions et inquiétudes en tête. Nous étions au début du projet et je ne savais plus où donner de la tête. Malgré tout le travail qui t'attendais, tu as pris le temps de m'écouter et répondre à toutes mes interrogations. Je suis sorti du bureau environ 15 minutes plus tard, l'esprit libéré et capable de me remettre au travail. Malgré mes insécurités, tu as toujours eu pleinement confiance en mes capacités, ce qui, du même coup, m'a donnée la confiance nécessaire afin d'arriver

au bout de cette maîtrise. Je retiendrai tellement de leçon de vie, à la fois personnelle et professionnelle, qui me serviront jusqu'à la fin de mes jours. Ce projet de maîtrise aura connu beaucoup de hauts et de bas, mais je savais qu'à tous moments, je pouvais toujours compter sur la présence d'un directeur incroyable.

Je veux aussi remercier mes grands-parents, Jeannine Trépanier et Gabriel Bastien, qui ont accepté de nous louer le chalet ou la maison lors de mes sorties de terrain. De pouvoir compter sur votre aide et support, mais surtout, de savoir que je me sentirais toujours comme chez moi lors de mes sorties de terrain m'auront grandement supporté.

Finalement, un merci tout spécial à mes parents. Maman, papa, vous ne pouvez même pas imaginer comment ce projet ne serait jamais arrivé à termes sans votre support et amour inconditionnel. Dans les moments joyeux, dans les moments tristes, dans les moments difficiles, je sais que je pouvais et pourrai toujours compter sur vous. Merci d'être qui vous êtes, merci d'être là!

## **DÉDICACE**

*À tous ceux qui, comme moi, ont la région à cœur.*

## AVANT-PROPOS

Ce document comprend un seul chapitre qui inclut tout le projet de recherche de maîtrise. Premièrement, on y retrouve une introduction et une revue de littérature complète concernant le cladocère épineux, l'espèce à l'étude dans le cadre de ce projet. La revue de littérature comprend l'essentiel des connaissances acquises sur cette espèce à la fois en Europe et en Amérique du Nord en incluant aussi son écologie, sa biologie, sa phénologie et les impacts qu'elle a sur les milieux envahis en Amérique du Nord. On retrouve ensuite la méthodologie, les résultats, une discussion ainsi qu'une conclusion. Finalement, la fin du document inclus un survol du projet incluant une conclusion générale, un retour sur les hypothèses et objectifs du projet, la pertinence de l'étude et des recommandations en lien avec les résultats du projet. Un article scientifique issu des résultats présentés dans ce mémoire sera par la suite soumis à un journal scientifique pour une future publication. L'étude a été conceptualisée par Guillaume Grosbois, Shelley Arnott, Miguel Montoro Girona et William Vincent et financé par la fondation de la faune du Québec, le ministère de l'Environnement, de la Lutte aux Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs, le Conseil de Recherches en Sciences Naturelle et en Génie (CRSNG) et le Fonds de recherche du Québec – Nature et Technologies (FRQNT). Un remerciement spécial aussi au ministère de l'Environnement, la Lutte aux Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs pour l'emprunt d'une embarcation nautique pour la majorité de la saison d'échantillonnage.

## RÉSUMÉ

Le cladocère épineux (*Bythotrephes cederstroemi*) est une espèce exotique envahissante qui a colonisé un grand nombre de lacs en Amérique du Nord, et qui a été détecté en Abitibi-Témiscamingue, dans le lac Témiscamingue, en 2018. Son arrivée dans un lac cause de grandes pertes de biodiversité dans la communauté zooplanctonique et bouleverse le réseau trophique du milieu envahi. Représentant la frontière entre le Québec et l'Ontario, le lac Témiscamingue représente une porte d'entrée idéale pour *Bythotrephes* dans le reste de la région. Malgré cela, les caractéristiques physicochimiques, la communauté de zooplancton du lac ainsi que nos connaissances sur sa capacité d'invasion dans un lac aussi nordique y sont très limitées. L'objectif principal de ce projet de maîtrise est de déterminer la variation spatiotemporelle des variables d'habitats, de ressources alimentaires et de compétitions qui pourraient influencer la population de *Bythotrephes* du lac Témiscamingue. Quinze sites ont été échantillonnés à trois reprises durant la saison d'eau libre 2022 afin d'analyser la variation spatiale. De ces quinze sites, cinq ont été échantillonnés sept fois supplémentaires dans la même année afin d'analyser la variation temporelle. Sur chaque site, des données physicochimiques tels que la profondeur de la zone photique, la concentration en nutriments (azote et phosphore), le pH et la concentration en oxygène dissous, la communauté de zooplancton ainsi que les compétiteurs de *Bythotrephes* ont été récoltés. Parmi 344 échantillons, seulement 4 individus de *Bythotrephes* ont été dénombrés. Des analyses en modèles générales mixtes nous ont permis de déterminer une variation importante de pH au courant de la saison, montrant un pH circumneutre au printemps puis des conditions beaucoup plus basiques dès le mois de juin. La profondeur de la zone photique a varié tant spatialement que temporellement, montrant un gradient de turbidité croissant du nord au sud très probablement dû aux apports du bassin versant du lac Témiscamingue, mais montrant surtout une profondeur de zone photique très peu profonde tout au long de la saison. L'abondance de la communauté de zooplancton, tant pour les ressources alimentaires que les compétiteurs, était très faible au printemps pour connaître son maximum à la fin du mois d'août. Une faible abondance de ressources alimentaires au printemps, un pH élevé durant la majorité de la saison d'eau libre et une profondeur de zone photique très faible suggère que les conditions d'habitat du lac Témiscamingue ne sont pas favorables à *Bythotrephes*. Ces résultats nous permettent de mieux comprendre les paramètres qui peuvent limiter la capacité de *Bythotrephes* à envahir un lac en milieu boréal. Cependant, nous constatons aussi la capacité de *Bythotrephes* à survivre plusieurs années dans un tel milieu. Un suivi étroit de la situation reste donc nécessaire afin de limiter sa propagation dans les régions plus nordiques du Canada.

Mots-clés : *Bythotrephes*, Espèce exotique envahissante, Qualité d'habitat, Réseau trophique, Variabilité spatiotemporelle.

Keywords: *Bythotrephes*, Invasive alien species, Habitat quality, Food web, Spatiotemporal variability.

## ABSTRACT

The spiny waterflea (*Bythotrephes cederstroemi*) is an invasive alien species that has colonized a large number of lakes in North America and was detected in Abitibi-Témiscamingue, in Lake Témiscamingue, in 2018. Its arrival in a lake causes significant losses in biodiversity in the zooplankton community and disrupts the food web of the invaded environment. Although Lake Témiscamingue represents an ideal gateway for *Bythotrephes* to the rest of the region by being the border between Quebec and Ontario, our knowledge of its ability to invade the lake, its physicochemical characteristics, and its zooplankton community are very limited. The main objective of this master's project is to determine the spatio-temporal variation in habitat, food resources, and competition variables that could influence the *Bythotrephes* population in Lake Témiscamingue. Fifteen sites were sampled three times during the 2022 open water season to analyze spatial variation. Of these fifteen sites, five were sampled seven additional times in that same year to analyze temporal variation. At each site, physicochemical data such as photic zone depth, nutrient concentration (nitrogen and phosphorus), pH and dissolved oxygen concentration, zooplankton community, and *Bythotrephes* competitors were collected. In 344 samples, only four *Bythotrephes* individuals were identified. General mixed model analyses allowed us to determine a significant variation in pH during the season, showing a circumneutral pH in the spring and much more basic conditions starting in June. The depth of the photic zone varied both spatially and temporally, showing an increasing turbidity gradient from north to south, most likely due to inputs from the Lake Témiscamingue watershed, but above all showing a very shallow photic zone depth throughout the season. The abundance of the zooplankton community, both for food resources and competitors, was very low in the spring and peaked at the end of August. Low food abundance in the spring, high pH during most of the open water season, and a very shallow photic zone suggest that the habitat conditions in Lake Témiscamingue are unfavorable to *Bythotrephes*. These results give us a better understanding of the parameters that may limit *Bythotrephes*' ability to invade a lake in a boreal environment. However, we also note *Bythotrephes*' ability to survive in such an environment for several years. Close monitoring of the situation therefore remains necessary in order to limit its spread to more northern regions of Canada.

Keywords: *Bythotrephes*, Invasive alien species, Habitat quality, Food web, Spatiotemporal variability.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	II
DÉDICACE .....	V
AVANT-PROPOS .....	VI
RÉSUMÉ .....	VII
ABSTRACT .....	VIII
TABLE DES MATIÈRES .....	IX
LISTE DES FIGURES .....	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
1. INTRODUCTION .....	1
2. LA POPULATION DE <i>BYTHOTREPES</i> DANS LE LAC TÉMISCAMINGUE..	18
2.1 Objectifs et hypothèses .....	18
2.2 Méthodologie.....	19
2.2.1 Aire d'étude. ....	19
2.2.2 Dispositif expérimental et plan d'échantillonnage.....	20
2.2.3 Collectes d'échantillons et analyses au laboratoire.....	23
2.3 Analyse statistique .....	25
2.4 Résultats .....	27
2.4.1 <i>Bythotrephes</i> dans le lac Témiscamingue.....	27
2.4.2 Caractérisation de la physicochimie de l'habitat.....	27
2.4.3 Évaluation spatiotemporelle de la communauté de zooplancton.....	31
2.5 Discussion.....	39
2.5.1 <i>Bythotrephes</i> dans le lac Témiscamingue.....	39
2.5.2 Caractérisation de la physicochimie de l'habitat de <i>Bythotrephes</i> .....	39
2.5.3 Évaluation spatiotemporelle de la communauté de zooplancton.....	42
2.6 Conclusion .....	46
CONCLUSION.....	49
ANNEXE A - STADES DE DÉVELOPPEMENT DES INDIVIDUS DE <i>BYTHOTREPES</i> SELON LE TYPE DE REPRODUCTION.....	57
ANNEXE B - TABLEAU DES ESPÈCES ZOOPLANCTONIQUES PRÉLEVÉS DANS LE LAC TÉMISCAMINGUE .....	58

ANNEXE C - GRAPHIQUES DE L'ABONDANCE MOYENNE DE CLADOCÈRES, DE L'ABONDANCE MOYENNE DE FEMELLES <i>B. CEDERSTROEMI</i> ET DE LA TEMPÉRATURE DE L'ÉPILMNION OBSERVÉS ENTRE 1999 ET 2007 DANS LE LAC SIMCOE, ONTARIO .....	59
ANNEXE D - PREMIER INDIVIDU DE <i>BYTHOTREPHES</i> IDENTIFIÉ DANS LE CADRE DU PROJET .....	60
ANNEXE E - WILLIAM VINCENT LORS DU PREMIER JOUR D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LE LAC TÉMISCAMINGUE LE 19 MAI 2022.....	61
ANNEXE F - EMMA VAN DUNN ET WILLIAM VINCENT RÉCOLTANT UN ÉCHANTILLON LE 19 MAI 2022 .....	62
ANNEXE G - WILLIAM VINCENT CONDUISANT UNE EMBARCATION LORS DE LA DERNIÈRE JOURNÉE DE TERRAIN.....	63
ANNEXE H - BENJAMIN FERRON ET GUILLAUME GROSBOIS SUR LE LAC TÉMISCAMINGUE LE 9 JUIN 2022.....	64

## LISTE DES FIGURES

Figure 1 Lac Témiscamingue, en bleu, se situant sur la frontière entre le Québec et l'Ontario. ....	4
Figure 2 Cycle de vie de <i>Daphnia magna</i> , une espèce de Daphnie qui a un cycle de reproduction identique à <i>Bythotrephes</i> (Ebert, 2022). ....	13
Figure 3 Lac Témiscamingue et sites d'échantillonnage sélectionnés représentés par des points rouges et jaunes. Les cinq points rouges représentent les sites échantillonnés pour l'échantillonnage saisonnier, alors que les points jaunes et rouges représentent les 15 sites de l'échantillonnage spatial. ....	22
Figure 4 Variation a) spatiale (n = 15 sites) et b) temporelle (n = 10 dates) de la moyenne et erreur-type de la profondeur de zone photique (< 1% de la lumière ambiante). Les points du graphique spatial sont classés en ordre décroissant en fonction de la latitude. Les lettres représentent les différences significatives (Tests post-hoc Tukey) entre les sites et dates.....	30
Figure 5 Variations temporelles des valeurs de a) pH et b) température (°C) et concentration en oxygène dissous (mg/L) de l'épilimnion. Les lettres représentent les différences significatives (Tests post-hoc Tukey) entre les dates. Les lignes des boîtes à moustaches du graphique a) représente la médiane alors que les extrémités de la boîte représentent les percentiles 25 et 75.....	31
Figure 6 Variations temporelles de l'abondance de a) ressources alimentaires totales de <i>Bythotrephes</i> dans le lac Témiscamingue et de b) l'abondance des ressources alimentaires par genres. Les ressources alimentaires comprennent <i>Daphnia</i> spp., <i>Diaphanosoma</i> spp. et <i>Bosminidae</i> sp. Les bandes semi-transparentes représentent l'erreur-type. Les lettres représentent les différences significatives entre les dates (Tests post-hoc Tukey). ....	32
Figure 7 Variations a) temporelles et b) spatiales de l'abondance de compétiteurs potentiels de <i>Bythotrephes</i> dans le lac Témiscamingue. Les bandes semi-transparentes représentent l'erreur-type. ....	33
Figure 8 Analyse multidimensionnelle non métrique représentant les paramètres physico-chimiques et les abondances de la communauté de ressources alimentaires	

et de compétiteurs en fonction des dates et des sites d'échantillonnages (stress = 0.13). ..... 38

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Sites échantillonnés lors des travaux de terrain de 2022.....	21
Tableau 2 Dates d'échantillonnages et nombres de sites échantillonnés sur le lac Témiscamingue dans le cadre du projet. ....	23
Tableau 3 Abondances, sites et dates des individus de <i>Bythotrephes</i> récoltés.....	27
Tableau 4 Moyenne, minimum, maximum, erreur-type (SE) des variables physico-chimiques du lac Témiscamingue pour toutes les dates et sites d'échantillonnages. La température, la concentration et saturation en oxygène dissous, le pH et la conductivité spécifique ont été calculées pour l'épilimnion lorsqu'il y avait stratification et les valeurs indiquées ont été obtenues via une moyenne par mètres de profondeur. En absence de stratification, la valeur moyenne d'un maximum de 30 mètres a été calculée. La concentration en phosphore total, azote totale et en chlorophylle $\alpha$ ont été pris via un échantillon intégré de la colonne d'eau de 0 à 10 mètres. La concentration en carbone organique dissous est une moyenne de quatre sites représentatifs (3, 7, 10, 13) échantillonnés entre le 21 et 23 juin 2022. La valeur maximum et minimum ont été considérées dans le tableau.....	28
Tableau 5 Résultats des modèles linéaires mixtes généralisés expliquant l'abondance des ressources alimentaires de <i>Bythotrephes</i> en fonction des paramètres physicochimiques et de la communauté de zooplancton du lac Témiscamingue. Les ressources alimentaires comprenaient les familles <i>Daphnia</i> spp., <i>Diaphanosoma</i> spp. et <i>Bosminidae</i> sp. La significativité est considérée lorsque $p < 0.05$ . ....	34
Tableau 6 Résultats des modèles linéaires mixtes généralisés de l'abondance de <i>Leptodora</i> en fonction des paramètres physicochimiques et de la communauté de zooplancton du lac Témiscamingue. La significativité est considérée lorsque $p < 0.05$ . ....	35
Tableau 7 Résultats des modèles linéaires mixtes généralisés de l'abondance de <i>Mysis</i> en fonction des paramètres physicochimiques et de la communauté de zooplancton du lac Témiscamingue. La significativité est considérée lorsque $p < 0.05$ . ....	36

Tableau 8 Résultats des modèles linéaires mixtes généralisés de l'abondance de <i>Chaoborus</i> sp. en fonction des paramètres physicochimiques et de la communauté de zooplancton du lac Témiscamingue. La significativité est considérée lorsque $p < 0.05$ . .....	37
--	----

## INTRODUCTION

**Introduction.** Les espèces exotiques envahissantes (EEE) font partie des plus grandes menaces pour la protection et la préservation de la biodiversité des écosystèmes mondiaux (Duenas et al., 2021; Sarat et al., 2015; Simberloff et al., 2013). L'importation d'une espèce de son milieu d'origine vers un nouvel environnement peut entraîner des répercussions importantes qui bouleversent les réseaux trophiques d'un écosystème (Paolucci et al., 2013; Simberloff et al., 2013). Ces changements menacent le fonctionnement et la santé des écosystèmes, altèrent les services écosystémiques qu'ils fournissent, et peuvent ainsi affecter l'économie régionale et les sociétés humaines qui en dépendent (Berg et Garton, 1988; Pelletier et al., 2012; Pimentel et al., 2005). De plus, les changements climatiques actuels devraient aggraver les effets négatifs associés aux EEE (Girona, Aakala, et al., 2023; Kernan, 2015; Rahel et Olden, 2008).

Les écosystèmes aquatiques font partie des écosystèmes les plus fortement affectés par l'introduction des EEE dans un nouveau milieu (Gallardo et al., 2016; Havel et al., 2015). Il a été évalué que les EEE aquatiques, d'ici 2100, seront la cause principale de perte de biodiversité des lacs et la troisième cause de perte de biodiversité dans les rivières après la perte d'habitat et les changements climatiques (Sala et al., 2000; Thomaz et al., 2015). Les activités anthropiques, principalement en lien avec le transport routier, aquatique ou aérien, facilitent grandement les flux d'individus aquatiques d'un habitat vers un autre et représente le vecteur principal pour ces espèces (Muirhead et Maclsaac, 2005). Avec la mondialisation des échanges commerciaux, les marchandises livrées par voie maritime sont passées de 550 millions de tonnes en 1950 à 5,5 milliards en 2002 (Frémont et Soppé, 2005), ce qui augmente considérablement le potentiel de propagation des EEE d'un milieu à un autre, parfois très distant l'un de l'autre (Luo et al., 2025; Zhang et al., 2024). Le relâchement de grandes quantités d'eau de ballasts provenant des paquebots est d'ailleurs reconnu comme la principale cause d'introduction d'espèces indésirables en milieu aquatique au Canada (Lan et Qiao, 2020; Ricciardi et Maclsaac, 2000). Une fois ces espèces transportées d'un continent à l'autre, une deuxième phase de

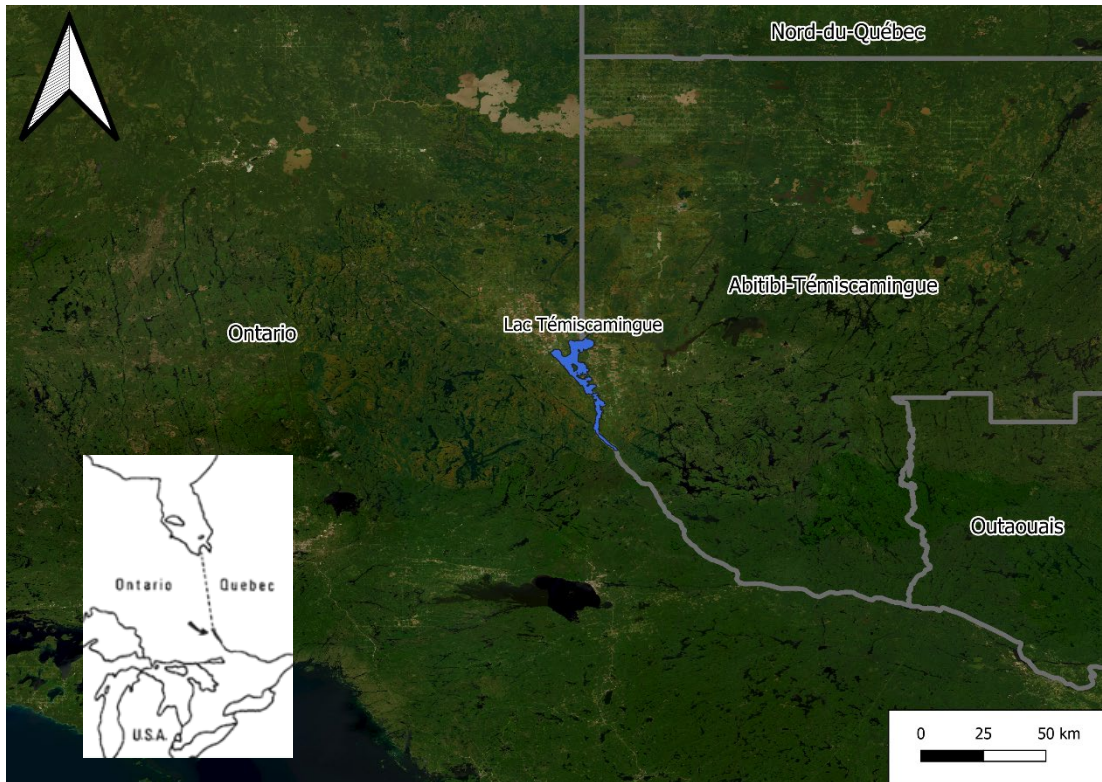
propagation peut s'effectuer à l'intérieur des terres et ainsi affecter les milieux lacustres continentaux. En effet, les activités humaines, tels que la pêche et les activités de plaisance en bateau, kayak ou paddleboard représente le principal vecteur des espèces exotiques aquatiques envahissantes (Kinsley et al., 2024; Morreale et al., 2023). Au Canada, un rapport sorti en 2019 rapporte que 174 espèces aquatiques sont listées dans le « Règlement sur les espèces aquatiques envahissantes » (Gouvernement du Canada, 2019; Pêches et Océans Canada, 2019).

Le cladocère épineux (*Bythotrephes cederstroemi*, ci-après *Bythotrephes*) est une EEE originaire du nord de l'Eurasie faisant partie de la communauté zooplanctonique d'eau douce (Korovchinsky et Arnott, 2019) . Il a été détecté pour la première fois en Amérique du Nord dans les eaux du lac Ontario en 1982 (Donn Branstrator, 2016), puis s'est dispersé dans les lacs du sud de l'Ontario et du Nord des États-Unis. En 2015, la présence de *Bythotrephes* a été détectée dans un total de 179 lacs au Canada, soit en Ontario et au Québec (Azan et al., 2015; Jansen et al., 2017). Au Québec, cette espèce envahissante a été détectée dans le lac Saint-François en 2014, puis en Abitibi-Témiscamingue en 2018, dans le lac Témiscamingue (Figure 1), premier exemple de la présence de l'espèce dans la province (MFFP, 2019). Il a été démontré à de nombreuses reprises que *Bythotrephes* modifient de manière importante les réseaux trophiques et peut diminuer la biodiversité zooplanctonique des lacs dans lesquels il s'introduit (Barbiero et Tuchman, 2004; Strecker et Arnott, 2008). Une fois installé, *Bythotrephes* s'alimente largement d'autres organismes zooplanctoniques présents dans les lacs et peut diminuer de manière importante la diversité spécifique des communautés zooplanctoniques (Kerfoot et al., 2016; Strecker et al., 2006). De plus, la compétition alimentaire que ce zooplancton apporte contre les poissons zooplanctivores peut réduire drastiquement leur croissance et affecte leur état de santé (Staples et al., 2017). Sa longue épine caudale lui permet de se défendre efficacement contre les juvéniles de l'année et les poissons zooplanctivores (Barnhisel, 1991). Une fois *Bythotrephes* établi dans un plan d'eau, il est impossible de le retirer, malgré le fait que certains événements aient montré que

*Bythotrephes* pouvait disparaître d'un milieu après son introduction (Branstrator et al., 2006).

Le lac Témiscamingue est une artère capitale de la région de l'Abitibi-Témiscamingue, que ce soit au niveau social, écologique, culturel, touristique et économique notamment pour les communautés autochtones régionales. Plus particulièrement, la pêche sportive amène des retombées économiques très importantes en Abitibi-Témiscamingue, en créant entre autres 4,2 emplois pour 1000 habitants de la région (Sanscartier, 2014). La région se classe d'ailleurs troisième parmi les régions québécoises pour ce qui est des revenus fiscaux générés, du produit intérieur brut ainsi que des emplois générés par les pêcheurs (Sanscartier, 2014). Des changements importants dans les réseaux trophiques du lac Témiscamingue et des lacs avoisinants auraient des conséquences très néfastes pour la région, principalement au niveau écologique, touristique et économique. Depuis l'arrivée de *Bythotrephes* dans les plans d'eau du Québec, la majorité des actions ont été orientées vers des méthodes visant uniquement à déterminer la présence ou l'absence de l'espèce, ou encore de la prévention par les stations de lavage. Par conséquent, très peu de connaissances existent sur le potentiel d'établissement et de propagation des populations de *Bythotrephes* au Québec, notamment dans les lacs plus nordiques, à la frontière du biome boréal. Le lac Témiscamingue et ses alentours offrent des conditions propices à l'établissement de *Bythotrephes*, en raison d'une forte proximité entre d'importants écosystèmes aquatiques et des échanges anthropiques majeurs liés à la pêche et à la villégiature, des facteurs connus pour faciliter l'arrivée de l'espèce (Muirhead et MacIsaac, 2005; Wang et Jackson, 2011; Weisz et Yan, 2010). Pour limiter la propagation de *Bythotrephes* dans les régions où il s'introduit, il est essentiel de connaître la capacité des écosystèmes récemment envahis à soutenir ses populations, afin de déterminer s'ils agiront comme des plaques tournantes facilitant sa dispersion ou, au contraire, comme des barrières rendant plus faible son potentiel de propagation vers les régions plus nordiques. Ces nouvelles connaissances permettent ensuite d'identifier les zones et les périodes

critiques pour freiner sa propagation, ainsi que les ressources et mesures à mettre en place pour le combattre efficacement.



**Figure 1**  
Lac Témiscamingue, en bleu, se situant sur la frontière entre le Québec et l'Ontario

***Bythotrephes* en Eurasie.** *Bythotrephes* est présent dans un grand nombre de régions telles que l'ouest de la Russie, le nord de l'Allemagne, la Pologne, les pays scandinaves, le Bélarus, les pays Baltes ainsi que certains lacs des Alpes (Ketelaars et Gille, 1994). Dans son habitat original, *Bythotrephes* est intégré dans le fonctionnement des communautés zooplanctoniques. En effet, celui-ci fait partie intégrante du réseau trophique d'environ 22% des lacs du nord de l'Europe comme le montre l'étude de Hessen et al. (2011) qui a analysé 1541 lacs norvégiens. De plus, il y occupe une place de prédateur essentiel à l'équilibre du réseau trophique et ne diminue pas la diversité spécifique des communautés zooplanctoniques de ces lacs

contrairement aux lacs nord-américains (Hessen et al., 2011; Horváth et al., 2017). De plus, sa grande taille fait de lui une proie importante dans la diète de plusieurs poissons, principalement de *Coregonus spp.* et des juvéniles de l'année chez plusieurs espèces (De Bernardi et Giussani, 1975; Hansen et al., 2020; Staples et al., 2017). Sa population est ainsi contrôlée par ces prédateurs.

On le retrouve particulièrement dans les lacs profonds, oligotrophes, pauvres en nutriments et où la profondeur de la zone photique est grande (Enz et al., 2001; Horváth et al., 2017; Weisz et Yan, 2010). Afin de repérer ses proies, *Bythotrephes* se sert de son gros œil qui se trouve au milieu de son corps. Ainsi, les lacs dont l'eau est particulièrement claire et où la zone photique est grande représente son habitat de prédilection (Pangle et Peacor, 2009). Le corps de *Bythotrephes* mesure entre un et deux centimètres de long, principalement composé par sa longue épine caudale (Annexe A). Cette épine caudale joue un rôle crucial dans sa défense face à ses prédateurs potentiels (Barnhisel, 1991). Une certaine plasticité phénotypique est observée à la fois sur la longueur de son corps ainsi que sur la longueur de son épine caudale (Burkhardt et Lehman, 1994; Pothoven et al., 2012). En effet, la longueur de sa défense peut varier en fonction de la pression de prédation ou le type de prédation qu'il subit (Miehls et al., 2012). Cette plasticité phénotypique pourrait permettre à *Bythotrephes* de mieux s'adapter aux nouveaux environnements et il est estimé que cette réponse face à la sélection naturelle contribue positivement à son grand potentiel de propagation en Amérique du Nord (Miehls et al., 2012). *Bythotrephes* peut aussi limiter les effets de la prédation en effectuant de la migration verticale. Il est connu que des gros organismes zooplanctoniques, tel que *Bythotrephes*, descendent plus profondément dans la colonne d'eau que les plus petits organismes zooplanctoniques pour se réfugier face aux prédateurs visuels dans les eaux plus sombres (Lampert, 1993). Cependant, la stratification thermique peut limiter cette migration verticale de *Bythotrephes* qui reste principalement dans la partie supérieure de la colonne d'eau i.e. dans l'épilimnion (Grigorovich et al., 1998; Lehman et Cáceres, 1993; Nauwerck, 1993). Sa faible migration verticale dans ce type de systèmes s'explique par le fait que *Bythotrephes* possède déjà une défense physique (épine caudale) et les coûts

d'une grande migration verticale seraient plus importants que les bénéfiques (Straile et Hälbich, 2000). De plus, un de ses plus grands prédateurs habitant les eaux plus froides de l'hypolimnion, soit *Coregonus artedii*, joue un rôle important dans la limitation de la migration verticale de *Bythotrephes* (Young et Yan, 2008).

**Habitat.** Les paramètres physico-chimiques peuvent influencer directement ou indirectement *Bythotrephes*. Par exemple, il est connu que la température ou la concentration en oxygène dissous peuvent affecter le métabolisme et l'abondance locale de cette EEE (Grigorovich et al., 1998; Sorensen et Branstrator, 2017). La température optimale pour la croissance de *Bythotrephes* serait d'environ 22°C (Kim et Yan, 2010). Dans une perspective de changement climatique, une légère augmentation de la température d'un milieu devrait augmenter la probabilité d'établissement de *Bythotrephes* dans un nouveau milieu (Wittmann et al., 2011), surtout dans les milieux situés à la limite nord de la distribution de *Bythotrephes*, où la température pourrait être un facteur limitant. À l'inverse, une trop grande augmentation de la température pourrait affecter négativement *Bythotrephes*, ce dernier subissant une réduction de sa survie à des températures au-dessus de 25°C (Kim et Yan, 2010; Yan et al., 2011).

Un des paramètres les plus importants pour *Bythotrephes* est la pénétration de la lumière dans l'eau, variable qui influence grandement la composition, la dynamique et la productivité des communautés aquatiques (Ayala-Borda et al., 2024; Interlandi et Kilham, 2001; Sørnes et Aksnes, 2006). *Bythotrephes* est un prédateur très efficace, celui-ci utilisant son œil afin de repérer ses proies et se nourrir. La pression de prédation qu'effectue *Bythotrephes* est positivement corrélée à l'intensité de la lumière du milieu (Pangle et Peacor, 2009), et ce, même si la prédation en absence de lumière est possible (Jokela et al., 2013; Muirhead et Sprules, 2003). Une intensité lumineuse inférieure à 10  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  réduit considérablement sa distance de réaction ainsi que son taux d'alimentation (Muirhead et Sprules, 2003; Pangle et Peacor, 2009). Ainsi, la présence de refuges sans ou avec peu de lumière jouerait un rôle important afin de réduire la pression de prédation sur les proies de *Bythotrephes* (Jokela et al., 2013).

Les plans d'eau ayant une plus grande turbidité et un fond hétérogène seraient donc des habitats moins favorables pour *Bythotrephes*.

Le pH influence également *Bythotrephes* et a souvent été considéré comme un bon prédicteur de son établissement. Certaines études s'étant penché sur l'impact du pH sur l'établissement de *Bythotrephes* dans des lacs européens ont constaté que cette espèce semble préférée des eaux légèrement acides ou circumneutres (Salazkin, 1976). En effet, *Bythotrephes* tolère bien les eaux se situant entre 4 et 8 de pH (Grigorovich et al., 1998). Cependant, les raisons ou mécanismes derrière ces résultats sont encore aujourd'hui assez mal compris. Par contre, il a été mentionné que le pH est probablement associé à des paramètres géologiques, au type de lac ou encore au débit dans le milieu qui peuvent à leur tour affecter la présence de *Bythotrephes* (Potapov et al., 2011).

La concentration en nutriments, principalement en phosphore et en azote, influence tout le réseau trophique d'un milieu aquatique. Dans une optique de processus « Bottom-up », une augmentation de la concentration en nutriments augmente l'abondance et la biomasse en phytoplancton, ce qui augmente les ressources alimentaires pour le zooplancton herbivore (Quinlan et al., 2021; Schindler, 1977). Tous les autres niveaux du réseau trophique se voient ainsi influencés et l'abondance et la biomasse des niveaux trophiques supérieurs augmentent (Bartrons et al., 2020; Downing et al., 1990). Le phosphore a notamment été identifié en tant que prédicteur des changements de densité de populations de *Bythotrephes* au courant d'une saison d'eau libre. Cependant, cette relation n'est pas linéaire : une concentration de phosphore trop élevée ou trop faible est associée à une diminution de l'abondance de *Bythotrephes* (Kelly et al., 2013). Une concentration en phosphore élevée peut en effet favoriser la croissance de cyanobactéries (Grosbois et al., 2024) qui sont moins nutritives pour le zooplancton herbivore que d'autres groupes algaux tels que les diatomées ou les cryptophytes (Grosbois et al., 2023; Grosbois et al., 2022). Ces algues phytoplanctoniques peuvent en effet synthétiser des molécules essentielles pour la croissance, la survie et la reproduction des consommateurs dont *Bythotrephes* (Grosbois et al., 2017; Schneider et al., 2017). Un excès de nutriments peut donc

modifier profondément la structure et le fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques et ainsi limiter le développement des populations de *Bythotrephes*.

**Réseau trophique.** *Bythotrephes* est un prédateur efficace qui se nourrit de grande quantité de zooplancton. En effet, sa consommation moyenne a été estimée à 12,8 proies par jour (Kim et Yan, 2010). Ses proies de prédilection sont des cladocères de petite taille, principalement les espèces du genre *Daphnia*, ou encore des copépodes au stade nauplii (Vanderploeg et al., 1993). De plus, les espèces se déplaçant plus lentement sont plus à risque d'être prédatées par *Bythotrephes* (Kim et Yan, 2010; Muirhead et Sprules, 2003). Au courant de la saison, l'alimentation de *Bythotrephes* change grandement. Par exemple, une étude de Dumitru et al. (2001) a montré que, du mois de juillet au mois d'août, la consommation de nauplii de calanoïdes passait de 38 à 14%. À l'inverse, pour la même période, la consommation de *Daphnia galeata mendotae* passait de 5 à 35% (Dumitru et al., 2001; Muirhead et Sprules, 2003). Il a été conclu que *Bythotrephes* était en mesure d'adapter sa diète en fonction de la densité de proies présentes dans son habitat.

La présence de compétiteurs peut également affecter la distribution et l'utilisation des ressources des EEE (Piscart et al., 2011). *Leptodora kindtii* (ci-après *Leptodora*) représente un des compétiteurs le plus important de *Bythotrephes*. En effet, il a été montré qu'en Europe, malgré leurs distributions géographiques semblables, ces deux prédateurs ne coexistent que très rarement dans le même plan d'eau. Ceci est dû à une très grande pression de compétition entre les deux, et il est estimé que *Bythotrephes* soit l'organisme le plus compétitif et cause la disparition de *Leptodora* (Branstrator, 2005; Hessen et al., 2011). Ceci explique aussi pourquoi les populations de *Leptodora* ont diminué en Amérique du Nord dans les lacs envahis par *Bythotrephes* (Branstrator, 2005). Finalement, *Mysis relicta* (ci-après *Mysis*) est aussi en mesure de se nourrir de *Bythotrephes*, surtout dans les lacs ayant une grande densité de *Bythotrephes* (Nordin et al., 2008). *Mysis* agit donc à la fois comme prédateur, mais aussi comme compétiteurs directs de *Bythotrephes*, se nourrissant aussi de petits cladocères ou de copépodes au stade nauplii. Contrairement à *Leptodora*, l'abondance des populations de *Mysis* ne semble pas être influencée par

la présence et l'abondance de *Bythotrephes* (Foster, 2009). *Mysis* est moins affectée que *Leptodora* principalement puisque *Bythotrephes* occupe surtout l'épilimnion, alors que *Mysis* occupe le métalimnion et l'hypolimnion. Il a été conclu que la présence et l'abondance de *Mysis* dans une masse d'eau peut limiter l'établissement de *Bythotrephes* (Foster, 2009). Les larves de *Chaoborus* spp. sont aussi des espèces qui entrent en compétition avec *Bythotrephes* et sont souvent présents dans les lacs envahis par *Bythotrephes* en Amérique du Nord (Jokela et al., 2011; Wissel et al., 2003). Plusieurs études ont d'ailleurs montré que ces espèces pouvaient cohabiter dans le même milieu et qu'aucune corrélation existait entre leurs abondances (Foster, 2009). Il a été suggéré que la différence entre leurs diètes ainsi que la grande variété de ressources alimentaires dont *Chaoborus* est capable de se nourrir pouvait expliquer ces résultats (Jokela et al., 2017; Pastorok, 1980; Swift et Fedorenko, 1975).

Malgré sa longue épine caudale, certains poissons sont en mesure de se nourrir de *Bythotrephes* en Amérique du Nord. Dans le lac Harp, en Ontario, *Coregonus artedii*, un poisson planctivore, se nourrit principalement de *Daphnia galeata mendotae* et de *Bythotrephes* depuis son invasion dans le lac. D'autres espèces, comme *Lepomis gibbosus* et *Perca flavescens*, ont la capacité de retirer la défense de *Bythotrephes*, leur permettant ainsi de s'en nourrir efficacement (Kerfoot et al., 2011; LeDuc, 2012). Cependant, il a été montré que des juvéniles de l'année, souvent planctivores lors des premiers stades de leur vie, avaient de la difficulté à se nourrir de *Bythotrephes* (Kerfoot et al., 2011). Contrairement à ce que l'on peut observer en Europe, *Bythotrephes* est envahissant en Amérique du Nord et ses populations peuvent exploser rapidement. Ceci peut s'expliquer par le fait que les espèces d'Amérique du Nord n'ont pas côtoyé cette espèce et que certaines espèces ne reconnaissent pas la menace qu'elle représente (Pangle et al., 2007) De plus, sa longue épine caudale représente un grand défi pour les prédateurs indigènes (Barnhisel, 1991; Hansen et al., 2020). Certaines espèces ont été en mesure de s'adapter et se nourrir efficacement de *Bythotrephes*, mais seulement une fois que *Bythotrephes* est bien installé dans le milieu et que le réseau trophique du milieu a été modifié (LeDuc et al., 2020).

**Cycle de vie.** Comme il se nourrit principalement de petits cladocères et de nauplii, *Bythotrephes* atteint sa plus forte densité après les pics de densité de ses proies, soit assez tard dans la saison, vers la fin de l'été. Si on observe une saison d'eau libre classique d'un lac situé près des Grands Lacs, il est possible d'observer une augmentation de la densité des copépodes, suivi des espèces cladocères puis de *Bythotrephes* (Kelly et al., 2013; Yan et Pawson, 1997). Ce dernier a la capacité d'effectuer deux types de reproduction : une reproduction sexuée et une reproduction asexuée (Figure 2). Lorsque les conditions d'habitat sont favorables, *Bythotrephes* effectue principalement une reproduction asexuée, ne nécessitant pas d'individus mâles dans la population (Brown et Branstrator, 2011). Ainsi, les individus mâles de *Bythotrephes* sont en général plutôt rares dans la population durant une majorité de la saison d'eau libre (Kelly et al., 2013). Cette stratégie de reproduction, communément connue sous le terme de « stratégie R », consiste à produire le plus grand nombre de jeunes possibles en un court laps de temps, tout en limitant l'allocation d'énergie des femelles à la reproduction (Straile et Hälbich, 2000). Ceci leur permet entre autres d'augmenter la densité de leur population alors que les conditions de vie sont bonnes (Straile et Hälbich, 2000). De plus, ce type de reproduction permet de limiter un possible effet Allee dans la population, problème que rencontre souvent les populations de *Bythotrephes* et qui influence sa capacité d'établissement en Amérique du Nord (Gertzen et al., 2011; Wittmann et al., 2011). Les individus produits par ce type de reproduction ne passent que par trois stades de développement (Annexe A) et ont une épine caudale bossée (Yurista, 1992).

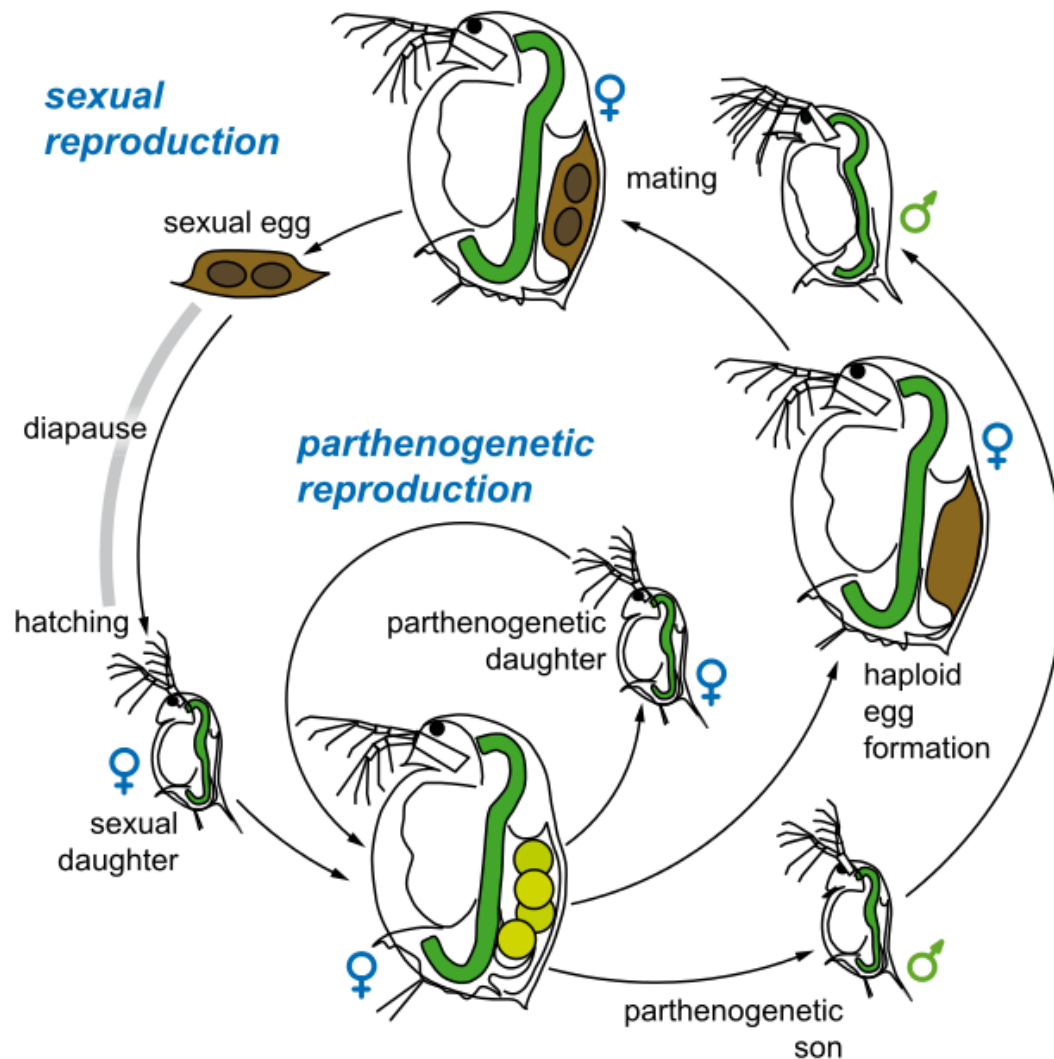
Les individus produits par parthénogénèse conservés dans un sac embryonnaire jusqu'à la rupture de ce dernier, ce qui permet leur relâchement dans l'eau (Yurista, 1992). Ce type de reproduction est observé dans la population pendant la grande majorité de la saison d'eau libre. Lorsque les conditions de vie deviennent de moins en moins favorables, généralement dans la saison automnale, un changement vers une reproduction sexuée est observé (Straile et Hälbich, 2000; Yan et Pawson, 1997). Ce changement peut être causé par une diminution de l'abondance de proies préférentielles (Yan et Pawson, 1997), une augmentation trop élevée de la

température (Garton et al., 1993) ou encore une diminution de la température (Herzig, 1985), ce dernier étant principalement observé en Europe. Les femelles produisent ainsi des mâles, ce qui leur permet de produire des œufs diapausés résistants. Ce type de reproduction, connue sous le nom de « stratégie K », limite la production de jeunes dans le but d'assurer la survie de ses œufs. Au début de l'hiver, tous les individus vivants de *Bythotrephes* meurent, ne laissant que les œufs de résistance durant la saison hivernale, en général au fond du lac. Ce sont ces œufs qui éclosent lors du retour des conditions favorables, généralement à la fin du printemps suivant, et colonisent le plan d'eau (Yurista, 1992). Les individus produits à partir de ce type de reproduction passent par quatre stades de développement plutôt que trois. De plus, ils possèdent une épine caudale complètement droite (Annexe A).

Au courant d'une saison d'eau libre, *Bythotrephes* a des changements au niveau de ses moments de hautes densités (Annexe C). En effet, il a été montré que ces populations connaissent une augmentation entre la mi-juillet et la mi-août avant de connaître une diminution, puis une seconde augmentation qui peut survenir durant les mois de septembre ou d'octobre (Cavaletto et al., 2010; Kelly et al., 2013; Young et al., 2011). Plusieurs hypothèses ont été émises quant à savoir le processus qui cause une chute de sa population au milieu de la saison d'eau libre. Certains ont mentionné une augmentation de la pression de prédation (Cavaletto et al., 2010), d'autres une diminution des ressources alimentaires (Brown et al., 2012) et même des changements mi-saisonniers au niveau de la zone photique (Kelly et al., 2013).

La densité de *Bythotrephes* dépend de plusieurs facteurs à la fois biotiques et abiotiques. Il a été démontré qu'un des facteurs les plus influents pour sa densité serait l'abondance de proies préférentielles dans le lac (Yan et Pawson, 1997; Young et al., 2011). Les années de plus grande densité de *Bythotrephes* étant aussi les années où la densité de proies dépassait 6000 ind/m<sup>3</sup> selon une étude dans le lac Simcoe dans le sud de l'Ontario (Kelly et al., 2013). Cette même étude a aussi déterminé que l'abondance de prédateurs et que la température de l'épilimnion jouaient un rôle important pour prédire efficacement l'abondance de *Bythotrephes*. Une autre étude a aussi prouvé l'importance de l'abondance de proies, mais a aussi

déterminé qu'une augmentation de la profondeur de la zone photique augmentait aussi sa densité (Young et al., 2011). De plus, une interaction entre la profondeur de la zone photique et la température de l'épilimnion peut contribuer à une augmentation de la densité de *Bythotrephes* (Yan et al., 2001; Yan et Pawson, 1997). En effet, un milieu à la fois chaud et sombre permettrait à *Bythotrephes* d'éviter ainsi la prédation, particulièrement face à *Coregonus artedii*.



**Figure 2**  
**Cycle de vie de *Daphnia magna*, une espèce de Daphnie qui a un cycle de reproduction identique à *Bythotrephes* (Ebert, 2022)**

**Potentiel de propagation.** *Bythotrephes* s'est propagé au Canada et aux États-Unis depuis le début des années 1980 à partir du lac Ontario. Malgré une conscience grandissante et un grand nombre d'études à son sujet (Yan et al., 2011), cette espèce exotique envahissante continue de se disperser. La présence de chalets sur les rivages et les activités anthropiques sont les meilleurs prédicteurs de la présence de *Bythotrephes* des lacs du sud-centre de l'Ontario lorsque les variables humaines,

physiques et chimiques sont incluses dans un modèle de régression logistique (Weisz et Yan, 2010). *Bythotrephes* produit, lors d'une reproduction sexuée, des œufs diapausés résistants à la salinité, aux chaudes températures ainsi qu'à la dessiccation (Branstrator et al., 2013; Brown, 2008). Ses œufs peuvent se coller aux bateaux ou encore aux différents équipements nautiques et de pêche. Ainsi, une fois les œufs amenés vers un nouveau plan d'eau, ils peuvent éclore et coloniser ce nouveau milieu. Ce transfert de propagules d'un lac à un autre, grandement accéléré par les activités anthropiques, est le principal vecteur qui permet à *Bythotrephes* de se propager vers un nouveau milieu (Muirhead et Maclsaac, 2005; Weisz et Yan, 2010). Cependant, il a aussi été reconnu que la propagation par des voies hydrologiques, comme des rivières qui connectent des milieux, est possible, mais un vecteur beaucoup moins important que par les activités anthropiques (Argent et al., 2014; Kerfoot et al., 2011). Finalement, il a aussi été mentionné que l'établissement de *Bythotrephes* est plus probable dans les lacs de grande taille et possédant des poissons appréciés pour la pêche, tels que *Sander vitreus*, *Esox lucius* et *Salvelinus fontinalis* (Wang et Jackson, 2011). Ces deux caractéristiques attirent en général plus de pêcheurs et de touristes, ce qui augmente le risque d'acheminer involontairement les œufs de *Bythotrephes*. Inversement, les lacs pauvres en poissons appréciés par les pêcheurs sportifs et ayant peu de perturbations humaines sont moins susceptibles d'être envahis par *Bythotrephes*.

**Impacts sur l'écosystème.** L'introduction d'une EEE telle que *Bythotrephes* peut causer de nombreux problèmes pour l'habitat et les communautés indigènes d'un milieu. En effet, en étant un individu central du réseau trophique, *Bythotrephes* influence à la fois ses ressources alimentaires, ses compétiteurs et ses potentiels prédateurs (Bunnell et al., 2011; Pothoven et al., 2007). Puisqu'il s'agit d'un grand prédateur de zooplancton, certaines communautés indigènes des milieux envahis ont connu des changements importants au niveau de l'abondance et de la composition des communautés zooplanctoniques. Dans le lac Huron, une étude de Bunnell et al. (2011) a montré que *Bythotrephes* était le plus grand planctivore du lac, en mangeant jusqu'à 78% de la biomasse zooplanctonique consommée et que cette consommation

dépassait la production de zooplancton entre les mois de juillet et octobre (Bunnell et al., 2011; Dumitru et al., 2001). Ils ont aussi constaté que la consommation de zooplancton par les poissons planctivores était négligeable par rapport à la consommation effectuée à la fois par *Bythotrephes* et *Mysis relicta*. Une autre étude a montré que *Bythotrephes* consommait de 1,5 à 5 fois plus de *Daphnia pulicaria* que le faisait *Perca flavescens*, un poisson planctivore suspecté de causer une diminution importante de la population de *D. pulicaria* (Hoffman et al., 2001).

Cette grande consommation de zooplancton par *Bythotrephes* amène ainsi certaines espèces indigènes à subir une trop grande pression de prédation. Dans le lac Michigan, *Bythotrephes* s'est établi durant l'été 1986. Seulement un an après son établissement, des résultats ont montré que des espèces comme *Daphnia retrocurva* et *Daphnia pulicaria* ont connu des réductions dramatiques de leurs populations (Lehman, 1991). De plus, cette même étude a montré que les populations qui subissent une grande pression de prédation ont connu une augmentation de leur taille. En effet, le zooplancton planctivore se nourrit en général de plus petits zooplancton, comparativement aux poissons, confirmant ainsi que la prédation subit par les populations de *D. retrocurva* et *D. pulicaria* provient d'un zooplancton et non d'un poisson zooplanctivore. En plus de réduire l'abondance de certaines espèces, *Bythotrephes* est aussi reconnu pour diminuer grandement la richesse spécifique des communautés de zooplancton. Il a d'ailleurs été montré que *Bythotrephes* avait mené à une réduction de la richesse spécifique de 17% de la communauté de zooplancton du lac Harp en Ontario, et ce, plusieurs années après son introduction (Dumitru et al., 2001; Yan et al., 2002). L'introduction de *Bythotrephes* dans un nouveau milieu peut donc amener des conséquences sur la communauté zooplanctonique du milieu envahi à la fois rapidement après son introduction, mais que ces conséquences persistent aussi à long terme.

En plus de causer des problèmes pour les communautés zooplanctoniques, *Bythotrephes* a souvent été associé à des pertes écologiques pour les communautés supérieures du réseau trophique. En effet, sa grande pression de compétition associée à sa défense efficace rend les communautés de petits poissons planctivores

vulnérables. En 2017, il a été montré que les juvéniles de l'année de *Perca flavescens* étaient 10% plus court et avaient une biomasse 25% inférieure dans un lac envahi par *Bythotrephes* comparativement à un lac non-envahi (Staples et al., 2017). Une autre étude a montré que la croissance des juvéniles de l'année de *Sander vitreus* étaient 12% plus petite après l'invasion de *Bythotrephes* (Hansen et al., 2020). De telles réductions de la croissance des juvéniles de l'année peut mener à une augmentation des décès de ces jeunes poissons lors de leur premier hiver (Hansen et al., 2020; Naidoo et Glassom, 2019). De plus, ceci peut mener à des changements importants sur tout le réseau trophique via une cascade trophique en réduisant le transfert énergétique dans le réseau (Staples et al., 2017; Winder et Jassby, 2011), même si certaines études ont montré des résultats plus mitigés sur le sujet (Strecker et Arnott, 2008).

**Lac Témiscamingue.** *Bythotrephes* a été identifié dans le lac Témiscamingue en 2018 grâce au réseau de détection hâtive des espèces exotiques envahissantes du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) (Morissette et Vachon, 2021). Au moment de sa détection, la densité moyenne de *Bythotrephes* se situait à  $0,28/m^3$ , mais aucun inventaire n'a été effectué depuis pour connaître le développement de sa population. Il est connu que le lac Témiscamingue possède une eau turbide et que cette turbidité suit un gradient nord-sud, causé par des affluents sur fond argileux au nord et des affluents sur fond rocheux vers le sud du lac (Zettler et Carter, 1986). La profondeur de Secchi passe de 1,0m à 2,4m et la turbidité de l'eau de 11.6 NTU à 3.9 NTU en suivant ce gradient nord-sud (Zettler et Carter, 1986). Il possède une conductivité se situant entre 40 et 88  $\mu S \cdot cm^{-1}$  et un pH entre 6.8 et 7.7. En 1986, *Mysis relicta* et *Leptodora kindtii* étaient les deux plus grosses espèces zooplanctoniques présentes dans le lac (Annexe B). Le lac Témiscamingue contient plus d'une quarantaine d'espèces de poissons mais seulement une proportion de ceux-ci sont planctivores à un certain stade de leur vie (Blaney et al., 2025). On peut notamment y retrouver *Sander vitreus*, *Perca flavescens*, *Osmerus mordax* et plusieurs espèces du genre *Coregonus sp.* (Zettler et Carter, 1986).

Le lac Témiscamingue est un lac qui n'a pas été étudié depuis un grand nombre d'années, entre autres au niveau de la composition de sa communauté zooplanctonique. Il s'agit d'un lac primordial pour la région car il représente une « porte d'entrée » vers tous les autres plans d'eau de la région de l'Abitibi-Témiscamingue étant connecté à un des axes aquatiques majeurs de la région, la rivière des Outaouais. De plus, la capacité de *Bythotrephes* de se propager de plus en plus vers le nord du Canada est encore assez mal connue. Même si plusieurs études ont porté sur les variations saisonnières et spatiales de la densité de *Bythotrephes*, les variables influençant la dynamique spatio-temporelle de *Bythotrephes* varient d'un lac à l'autre (Berg et Garton, 1988; Kelly et al., 2013; Yan et Pawson, 1997; Young et al., 2011). Le lac Témiscamingue est un plan d'eau clé pour l'étude de la propagation des espèces aquatiques exotiques envahissantes dans le biome boréal, en raison à la fois de sa forte connectivité avec le vaste réseau aquatique régional et de son utilisation intensive pour des activités humaines telles que la navigation de plaisance et la pêche. Or, la connectivité hydrologique et l'utilisation des milieux aquatiques à des fins récréatives figurent parmi les principaux facteurs de modification des communautés biologiques aquatiques (Barrette et al., 2026; Blackburn-Desbiens et al., 2023). Dans ce contexte, le lac Témiscamingue pourrait jouer un rôle central dans la propagation vers le nord de *Bythotrephes* au sein de la région boréale canadienne, une dynamique qui demeure à ce jour largement méconnue.

## 1. LA POPULATION DE *BYTHOTREPHES* DANS LE LAC TÉMISCAMINGUE

### 1.1 *Objectifs et hypothèses*

L'objectif de cette étude est de déterminer la variabilité spatio-temporelle des variables de l'habitat de *Bythotrephes* regroupées en trois catégories : i) physico-chimie, ii) communautés de proies et iii) compétiteurs. Nous nous attendons à ce que toutes les variables physico-chimiques présentent une forte variabilité spatiale et temporelle (à l'intérieur d'une même année) dans le lac en raison de la grande taille et de la profondeur du lac Témiscamingue. Nous nous attendons, par exemple, à ce que la zone photique suive un gradient nord-sud en raison de l'hétérogénéité de la géologie environnante (Zettler et Carter, 1986). Nous nous attendons également à détecter une variabilité spatiale et temporelle à l'intérieur du lac des communautés de proies et de compétiteurs se traduisant par les cycles habituels de populations déjà observer dans la plupart des lacs (Bellier et al., 2022; Ma et al., 2019; Taylor et al., 1987). Enfin, nous nous attendons à ce que la zone photique détermine la variabilité spatiale des communautés de proies et de compétiteurs potentiels, tandis que la température déterminera leur variabilité temporelle et, par conséquent, influencera la capacité invasive de *Bythotrephes* dans le lac Témiscamingue. Cette étude fournira des connaissances essentielles sur les conditions de l'habitat de *Bythotrephes* dans un écosystème clé de l'est du Canada, et permettra ainsi de mieux comprendre sa capacité à se propager dans le paysage boréal.

## 1.2 Méthodologie

### 1.2.1 Aire d'étude

Cette étude est menée sur le lac Témiscamingue, un mot algonquin qui signifie « lac profond », qui marque la frontière entre les provinces du Québec et de l'Ontario et qui est situé à une altitude de 180 mètres (47° 10' 01« N ; 79° 26' 04« O). Le lac Témiscamingue, un élargissement de la rivière des Outaouais, est l'un des principaux affluents du fleuve Saint-Laurent, qui s'étend sur plus de 1 100 kilomètres (Gouvernement du Québec, 2012). Le lac Témiscamingue a une superficie de 304 km<sup>2</sup>, une largeur maximale de 9 kilomètres et une longueur de 108 kilomètres (Bray, 2014). La profondeur maximale du lac est de 216 mètres, avec une profondeur moyenne de 122 mètres. Il s'agit d'un lac de type vallée de rift, ce qui explique sa forme allongée et sa grande profondeur (Lovell et Caine, 1970). Pendant plusieurs décennies, le lac a été utilisé pour le flottage du bois, qui a pris fin en 1976. Il revêt une grande importance pour de nombreuses communautés autochtones locales et a été un poumon économique pendant plus d'un siècle. Aujourd'hui, il est principalement utilisé par les résidents et les touristes pour des activités sportives telles que la pêche et la navigation de plaisance. Plusieurs attractions touristiques sont situées le long du lac, notamment des restaurants, des terrains de golf, des glissades d'eau et de nombreuses plages publiques et privées. Le lac abrite une grande variété d'espèces de poissons connus pour être zooplanctivores, tels que *Osmerus mordax*, *Coregonus artedii*, *C. nigripinnis*, *C. zenithicus*, *Sander vitreus*, *Salvelinus namaycush* et *Perca flavescens* (Zettler et Carter, 1986).

Le bassin versant du lac Témiscamingue couvre une superficie de 35 000 km<sup>2</sup>, et ce, uniquement dans la partie québécoise de son territoire ((OBVT), 2013). Son bassin versant total serait estimé à 46 100 km<sup>2</sup>. La partie nord de ce bassin versant est située dans la zone boréale (sous-domaine bioclimatique bouleau blanc-épinette), tandis que la partie sud est située dans la zone tempérée nordique. Plus précisément, le lac Témiscamingue est situé à la frontière entre le sous-domaine bioclimatique du bouleau jaune-sapin et le sous-domaine bioclimatique du bouleau jaune-érable. Le bassin versant du lac Témiscamingue et ses rives abritent plusieurs villes, villages et chalets. Cependant, la densité de population de son bassin versant reste très faible,

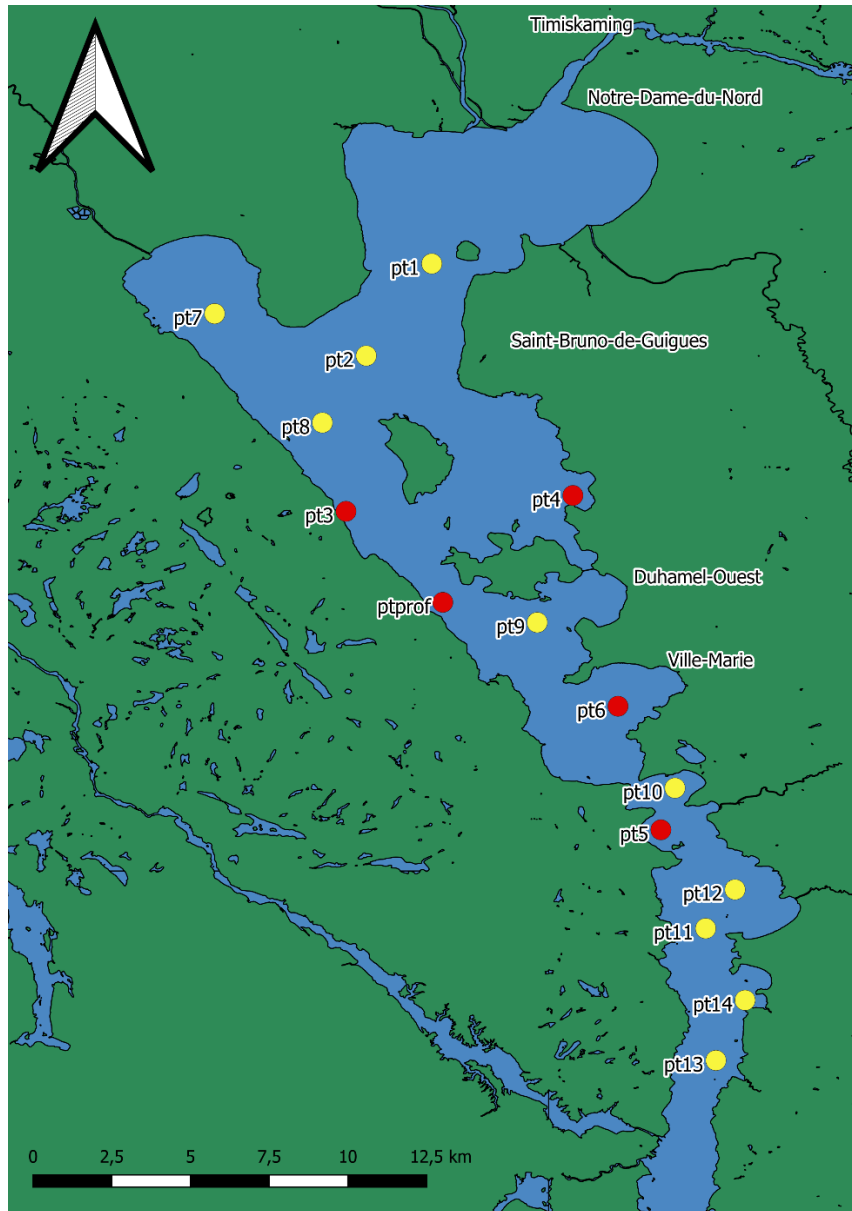
avec environ 1 habitant/km<sup>2</sup> ((OBVT), 2013). Les terres riches qui entourent le lac Témiscamingue sont également utilisées pour des activités agricoles depuis environ 100 ans, tandis que le reste de son territoire est principalement occupé par des zones forestières.

### 1.2.2 Dispositif expérimental et plan d'échantillonnage

Pour étudier la dynamique spatiale de *Bythotrephes*, quinze sites (Figure 3) ont été échantillonnés à trois reprises le 22 juin, 23 août et 28 septembre 2022, qui correspondent à des moments clés du cycle de vie de *Bythotrephes*, c'est-à-dire avant, pendant et après son pic de densité prévu (échantillonnage spatial, Tableau 1). Cependant, ces dates prévues étaient basées sur des études menées dans des environnements tempérés et peuvent donc être décalées dans le temps (Kelly et al., 2013; Yan et Pawson, 1997). Par conséquent, afin de couvrir une période plus longue et de s'assurer que la dynamique saisonnière de l'espèce était bien prise en compte, cinq sites ont été sélectionnés parmi ces 15 sites et échantillonnés dix fois pendant la saison sans glace, de mai à octobre (échantillonnage saisonnier). Ces 5 sites ont été sélectionnés afin de limiter les déplacements, tout en couvrant une portion importante du lac.

**Tableau 1**  
**Sites échantillonnés lors des travaux de terrain de 2022**

Site	Latitude	Longitude	Profondeur (m)	Échantillonnage
pt1	47.5044	-79.54887	12	Spatial
pt2	47.46583	-79.57631	23	Spatial
pt3	47.3993	-79.58702	83	Spatial et saisonnier
pt4	47.40732	-79.48982	5	Spatial et saisonnier
pt5	47.26728	-79.45299	30	Spatial et saisonnier
pt6	47.31904	-79.47095	21	Spatial et saisonnier
pt7	47.495034	-79.653847	32	Spatial
pt8	47.437797	-79.594656	70	Spatial
pt9	47.354129	-79.50475	32	Spatial
pt10	47.28478	-79.447098	32	Spatial
pt11	47.225978	-79.434248	122	Spatial
pt12	47.242262	-79.421966	12	Spatial
pt13	47.1707	-79.429944	61	Spatial
pt14	47.195903	-79.417771	32	Spatial
ptprof	47.36256	-79.54427	146	Spatial et saisonnier



**Figure 3**

**Lac Témiscamingue et sites d'échantillonnage sélectionnés représentés par des points rouges et jaunes. Les cinq points rouges représentent les sites échantillonnés pour l'échantillonnage saisonnier, alors que les points jaunes et rouges représentent les 15 sites de l'échantillonnage spatial.**

Les échantillonnages ont été espacés d'au moins deux semaines (Tableau 2). L'objectif de l'échantillonnage spatial est d'identifier les habitats potentiellement critiques présentant des densités élevées de *Bythotrephes* dans le lac

Témiscamingue, tandis que l'échantillonnage saisonnier vise à déterminer les variations temporelles de la densité de population de *Bythotrephes* et les paramètres qui influencent son habitat. Tous les sites ont été sélectionnés en fonction de divers paramètres tels que la profondeur du site et la proximité d'un affluent, en veillant à respecter une distance minimale de 2 kilomètres entre chaque site. Cela nous a permis d'obtenir une distribution uniforme de nos échantillonnages dans le lac Témiscamingue et ainsi d'obtenir des données représentatives du lac.

**Tableau 2**  
**Dates d'échantillonnages et nombres de sites échantillonnés sur le lac Témiscamingue dans le cadre du projet**

Date d'échantillonnage	19 mai 2022	9 juin 2022	22 juin 2022	6 juillet 2022	22 juillet 2022
Nombre de sites échantillonnés	5	5	15	5	5
Date d'échantillonnage	11 août 2022	23 août 2022	8 septembre 2022	29 septembre 2022	28 octobre 2022
Nombre de sites échantillonnés	5	15	5	15	5

### 1.2.3 Collectes d'échantillons et analyses au laboratoire

L'habitat potentiel de *Bythotrephes* a été évalué en mesurant plusieurs variables physiques et chimiques de l'eau qui pourraient influencer sa biologie et sa phénologie. La profondeur de la zone photique a été calculée à l'aide d'une sonde qui mesure la pénétration du rayonnement photosynthétiquement actif dans l'eau (LI-1500, LiCor, Lincoln, États-Unis). La transparence de l'eau a également été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi. Les variables physico-chimiques telles que le pH, la température (°C), la saturation en oxygène dissous (%) et la concentration (mg/L), ainsi que la conductivité spécifique ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) ont été obtenues à l'aide d'une sonde multiparamétrique (RBR Concerto, Ottawa, Canada) en profilant chaque site jusqu'à une profondeur de 30 mètres. Cette profondeur nous permet de couvrir toute la zone

photique, et donc la zone préférée de *Bythotrephes*, tout en couvrant également sa zone de migration verticale (Grigorovich et al., 1998; Kelly et al., 2013).

Un échantillon d'eau intégré de 0 à 10 mètres de profondeur (0,5, 1, 2, 4, 6, 8 et 10 mètres) a été prélevé à chaque site à l'aide d'une bouteille d'échantillonnage Ruttner afin de déterminer la concentration en chlorophylle a, un indicateur de la biomasse algale. Chaque échantillon d'eau a été répliqué trois fois et filtré à l'aide d'un filtre en fibre de verre (0,7 µm, Fisherbrand™) dans les 72 heures suivant le prélèvement à 4 °C. Les échantillons ont ensuite été conservés à -80 °C et analysés. Ces analyses de la chlorophylle ont été réalisées dans le laboratoire d'écologie aquatique du campus d'Amos de l'UQAT, selon la méthode de (Grosbois et al., 2020). L'échantillon intégré a été divisé en flacons prélavés à l'HCl à 10 % afin de mesurer la concentration en nutriments, c'est-à-dire le phosphore et l'azote total, pour tous les échantillons. Les échantillons d'azote ont été analysés à l'aide d'un analyseur à flux continu (OI Analytical Flow Solution 3100 ©) utilisant une méthode de digestion alcaline au persulfate, couplée à un réacteur au cadmium, selon un protocole standard (Patton et Kryskalla, 2003). Les échantillons ont été analysés au laboratoire d'analyse du GRIL-Université du Québec à Montréal (UQAM). Les échantillons de phosphore ont été analysés selon un protocole standard (Wetzel et Likens, 2000) au laboratoire d'analyse du GRIL-Université du Québec à Montréal (UQAM).

L'échantillonnage du zooplancton a été réalisé afin d'identifier la composition et l'abondance des espèces de zooplancton présentes dans le lac Témiscamingue. Deux types d'échantillonnages ont eu lieu à tous les sites et toutes les visites (spatial et temporel). En premier lieu, la communauté zooplanctonique a été échantillonnée à l'aide d'un filet à zooplancton de 30 cm de diamètre et d'un maillage de 50 µm. Deux répliques par site ont été effectués. En deuxième lieu, afin d'évaluer l'abondance de *Bythotrephes* ainsi que l'abondance et la composition de ses compétiteurs, un filet de 50 cm de diamètre et d'un maillage de 350 µm a été utilisé. Pour cet échantillonnage, trois répliques par site ont été prélevés. Pour les deux types d'échantillonnage, les filets ont été descendus dans l'eau à une profondeur de 30 mètres, ou à la profondeur maximale du site, puis remontés verticalement à la surface à une vitesse constante.

Ces échantillonnages et les deux types de filets (50  $\mu\text{m}$  vs 350  $\mu\text{m}$ ) nous ont permis de cibler les ressources alimentaires disponibles (50  $\mu\text{m}$ ) ainsi que les compétiteurs et prédateurs potentiels (350  $\mu\text{m}$ ) de *Bythotrephes*. Les échantillons de zooplancton ont été conservés dans de l'éthanol à 70 %, puis analysés au laboratoire d'écologie aquatique de l'UQAT sur le campus d'Amos. À l'aide d'un microscope (Zeiss, Discovery V12), les individus collectés dans le filet à mailles de 50  $\mu\text{m}$  ont été comptés et identifiés au niveau du genre et de l'espèce lorsque cela était possible, à l'aide d'une clé d'identification (Thorp et Rogers, 2014). Toutes les espèces de cladocères ont été identifiées au niveau de l'espèce, tandis que les copépodes ont été identifiés au niveau de l'espèce lorsque cela était possible, ou au niveau d'identification le plus élevé possible. Chaque combinaison de sites et de dates a fait l'objet de deux répliques, et les échantillons ont été comptés jusqu'à un minimum de 400 individus identifiés en additionnant les deux répliques. Lorsque nécessaire, les échantillons ont été séparés en sous-échantillons à l'aide d'un séparateur de zooplancton afin de limiter le nombre d'individus à identifier. Les échantillons prélevés à l'aide du filet à mailles de 350  $\mu\text{m}$  ont été comptés à l'aide du même microscope. Pour ces échantillons, tous les individus zooplanctoniques considérés comme des concurrents ou des prédateurs de *Bythotrephes* ont été identifiés et comptés. Enfin, tous les individus *Bythotrephes* ont été identifiés et comptés dans tous les échantillons prélevés.

### 1.3 Analyse statistique

Toutes les données et les analyses statistiques ont été menées en utilisant la version 4.2.2 de R via Rstudio (R Core Team 2024). Pour les analyses de la physicochimie de l'habitat de *Bythotrephes*, des analyses par modèle linéaire mixte ont été effectuées. Ceci inclut les analyses sur les données de profondeur de zone photique (m), de pH, de température ( $^{\circ}\text{C}$ ) et de concentration en oxygène dissous (mg/L). Lorsque les analyses étaient effectuées pour tester l'aspect temporel, l'effet fixe était la date alors que les sites étaient inclus comme effet aléatoire. L'inverse a été effectué lors des analyses pour tester l'effet spatial. Des tests post-hoc de Tukey ont finalement été effectués afin de déterminer quels sites ou dates étaient significativement différents les uns des autres.

Pour les analyses effectuées sur l'évaluation spatiotemporelle de la communauté zooplanctonique du lac Témiscamingue, des analyses par modèle linéaire mixte ont encore une fois été effectuées. Les mêmes manipulations d'effets fixes et aléatoires ont été inclus dans les modèles. Des transformations logarithmiques sur les variables réponses ont dû être effectuées afin de respecter les hypothèses de normalité et d'homoscédasticité des modèles. Des tests post-hoc de Tukey ont finalement permis de déterminer quels sites ou dates étaient significativement différents les uns des autres. Pour toutes les analyses statistiques incluant les ressources alimentaires de *Bythotrephes*, les nauplii n'ont pas été inclus dans les modèles puisqu'il a été montré que *Bythotrephes* préfère généralement les proies de plus grande taille (Branstrator, 2005; Kelly et al., 2013; Schulz et Yurista, 1998). Les ressources alimentaires considérées dans cette étude sont *Daphnia* spp. (*mendotae* et *retrocurva*), *Diaphanosoma* spp. (*birgei* et *brachyurum*) et *Bosminidae* sp. (*longirostris*).

Des modèles linéaires généralisés mixtes ont été effectués afin de déterminer quelles variables influençaient l'abondance des compétiteurs de *Bythotrephes* dans le lac Témiscamingue, soit *Leptodora*, *Mysis* et *Chaoborus* sp. Des transformations logarithmiques sur la variable réponse des modèles ont dû être effectuées afin de répondre aux hypothèses du modèle. Des comparaisons avec AIC et AICc ont ensuite été effectuées afin de déterminer le meilleur modèle. Lorsque plusieurs modèles ayant une AICc inférieur à 2 étaient présents, tous ces modèles ont été considérés pour correctement évaluer les paramètres à inclure dans le modèle. Un modèle additif généralisé a été effectué pour déterminer les variables influençant l'abondance de ressources alimentaires de *Bythotrephes* puisqu'il était impossible de répondre aux hypothèses du modèle linéaire généralisé mixte. Une transformation log a aussi dû être appliquée afin de répondre aux hypothèses du modèle.

Finalement une analyse de positionnement multidimensionnel non-métrique a été effectuée sur toutes les données récoltées tant spatialement que temporellement.

## 1.4 Résultats

### 1.4.1 *Bythotrephes* dans le lac Témiscamingue

Quatre individus adultes *Bythotrephes* ont été recensés parmi tous les échantillons récoltés lors de cette étude, soit une densité de  $0.0087 \pm 0.0043$  ind/ m<sup>3</sup>. Au total, 229 échantillons de communauté de compétiteurs (350µm) ainsi que 115 échantillons de communauté de ressources alimentaires (50µm) ont été récoltés et analysés sur une période de mai à octobre à 15 stations d'échantillonnage. Ces quatre individus ont été récoltés à quatre sites et dates différentes (Tableau 3)

**Tableau 3**  
**Abondances, sites et dates des individus de *Bythotrephes* récoltés**

Site	Date	Nombre d'individus récoltés
Pt5	8 septembre	1
Pt6	22 juillet	1
Pt12	21 juin	1
Pt13	28 septembre	1

### 1.4.2 Caractérisation de la physicochimie de l'habitat

Les valeurs moyennes, maximales, minimales et l'erreur-type de chaque paramètre récolté pour chaque échantillonnage lors de ce projet permettent de jeter un premier coup d'œil sur certaines caractéristiques importantes du lac (Tableau 4). Premièrement, on constate que la profondeur de la zone photique dans le lac Témiscamingue a une moyenne annuelle de 2.2 mètres. Aussi, on constate que la concentration en carbone organique dissous a une moyenne de 9.1 mg/L. Finalement, les valeurs de pH dans le lac Témiscamingue se situait en moyenne à 7.7 pour la saison d'eau libre.

Tableau 4

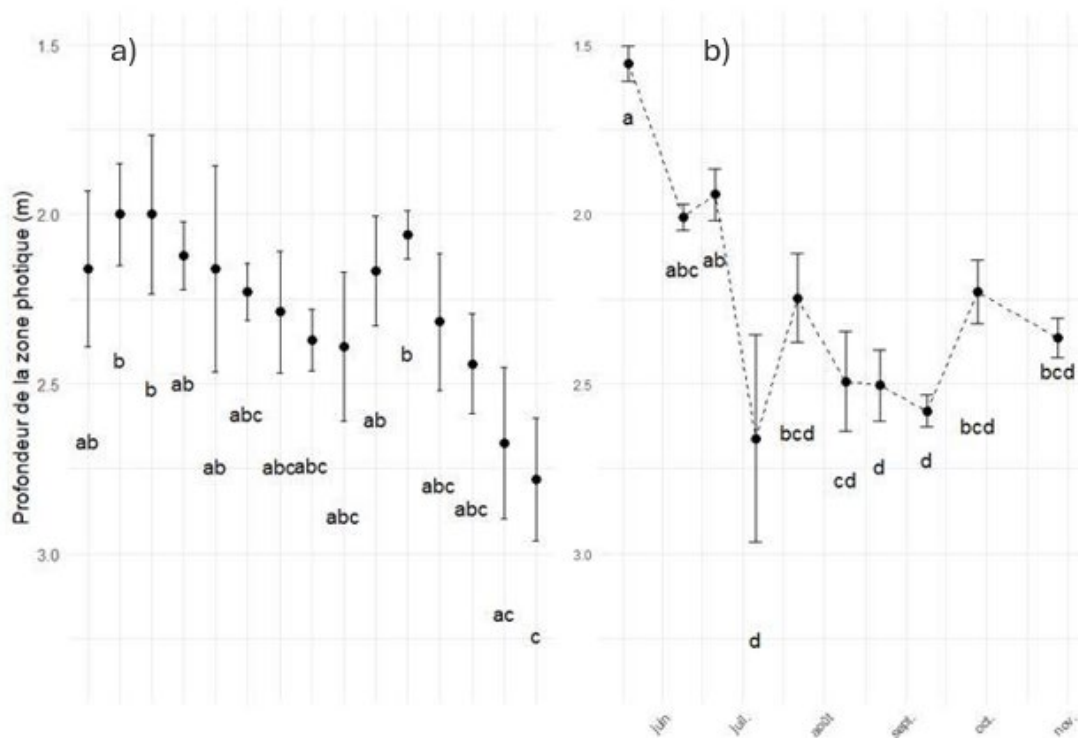
**Moyenne, minimum, maximum, erreur-type (SE) des variables physico-chimiques du lac Témiscamingue pour toutes les dates et sites d'échantillonnages. La température, la concentration et saturation en oxygène dissous, le pH et la conductivité spécifique ont été calculées pour l'épilimnion lorsqu'il y avait stratification et les valeurs indiquées ont été obtenues via une moyenne par mètres de profondeur. En absence de stratification, la valeur moyenne d'un maximum de 30 mètres a été calculée. La concentration en phosphore total, azote totale et en chlorophylle  $\alpha$  ont été pris via un échantillon intégré de la colonne d'eau de 0 à 10 mètres. La concentration en carbone organique dissous est une moyenne de quatre sites représentatifs (3, 7, 10, 13) échantillonnés entre le 21 et 23 juin 2022. La valeur maximum et minimum ont été considérées dans le tableau.**

<b>Variable</b>	<b>Moyenne</b>	<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>	<b>SE</b>
<b>Température (°C)</b>	16.6	5.0	23.2	0.5
<b>Phosphore total (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	22.4	13.4	42.8	0.7
<b>Azote total (ppm)</b>	0.5	0.1	1.2	0.02
<b>Carbone organique dissous (mg/L)</b>	9.1	8.8	9.3	0.1
<b>Chlorophylle a (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	0.2	0.01	0.3	0.01
<b>Profondeur de zone photique (m)</b>	2.2	1.4	3.2	0.04
<b>Oxygène dissous (mg/L)</b>	9.4	8.0	15.4	0.1
<b>Saturation en oxygène dissous (%)</b>	95.6	87.6	121.0	0.5
<b>pH</b>	7.7	5.0	8.9	0.08

<b>Conductivité spécifique</b>	60.6	47.4	78.4	0.7
<b>(<math>\mu\text{S/cm}</math>)</b>				

La profondeur de la zone photique a varié significativement spatialement et temporellement ( $p < 0.05$ , Figure 4). Cette profondeur était à son minimum ( $1.6 \pm 0.1$  m, minimum moyen pour la saison) le 19 mai 2022 et à son maximum ( $2.7 \pm 0.5$  m, maximum moyen pour la saison) le 6 juillet 2022 ( $t = 6.439$ ,  $p < 0.0001$ ). Une stabilisation de la profondeur de zone photique s'installe ensuite du mois de juillet au mois d'octobre alors qu'aucune différence significative n'a été détectée entre ces dates (Figure 4).

La profondeur de zone photique la moins grande se trouvaient dans les sites 2 ( $2.0 \pm 0.4$  m) et 7 ( $2.0 \pm 0.3$  m), qui sont parmi les sites les plus au nord du lac. À l'inverse, les sites ayant la plus grande profondeur de zone photique étaient les sites 13 ( $2.8 \pm 0.3$  m) et 14 ( $2.7 \pm 0.4$ m) qui sont les sites les plus au sud du lac. La profondeur de la zone photique semble être liée à la latitude même si notre modèle linéaire simple n'est pas significatif ( $t = -1.5$ ,  $p = 0.14$ ).

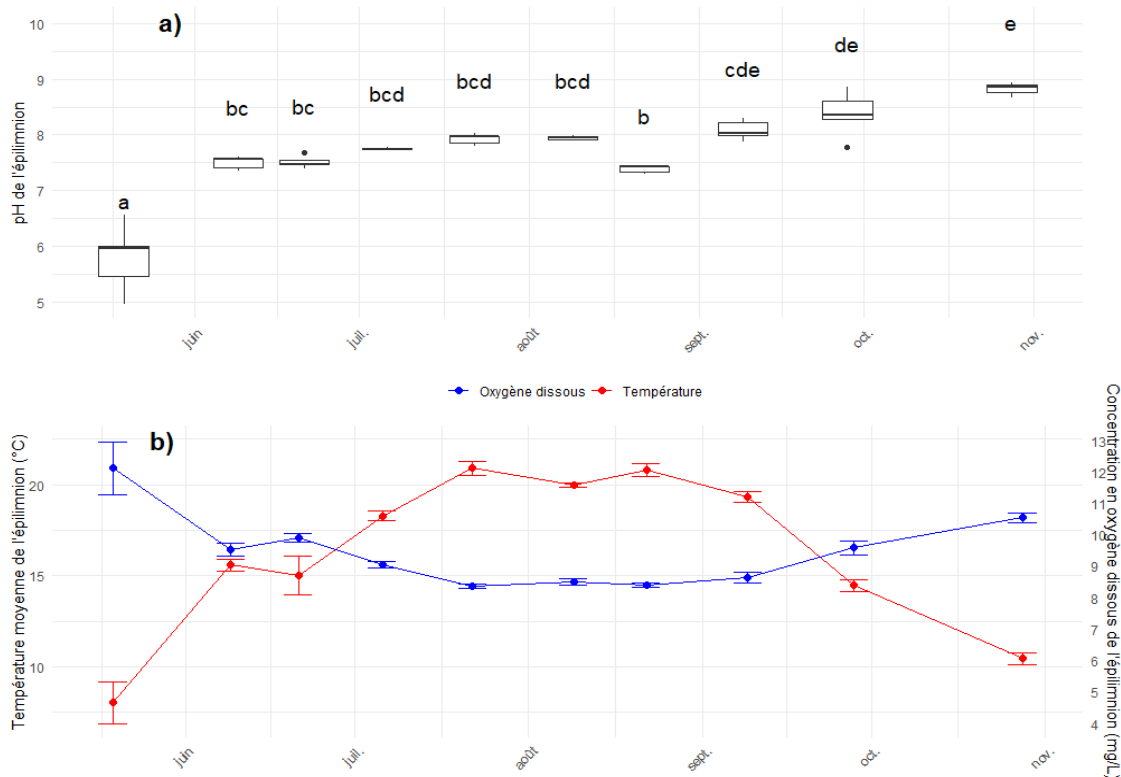


**Figure 4**  
**Variation a) spatiale (n = 15 sites) et b) temporelle (n = 10 dates) de la moyenne et erreur-type de la profondeur de zone photique (< 1% de la lumière ambiante). Les points du graphique spatial sont classés en ordre décroissant en fonction de la latitude. Les lettres représentent les différences significatives (Tests post-hoc Tukey) entre les sites et dates.**

Le pH était faible le 19 mai 2022 ( $5.8 \pm 0.6$ ) et a augmenté significativement dès le début du mois de juin ( $t = -10.168$ ,  $p < 0.0001$ , Figure 5). Il a augmenté graduellement tout au long de la saison, outre le 22 août 2022 qui connaît une diminution plutôt qu'une augmentation ( $7.4 \pm 0.06$ ). La valeur de pH était maximale à la toute fin de la saison, soit le 26 octobre 2022 ( $8.8 \pm 0.1$ ) et minimale le 19 mai 2022 ( $5.8 \pm 0.6$ ).

La température et la concentration en oxygène dissous étaient négativement corrélés ( $r = -0.90$ ,  $p < 0.0001$ ). Pour les deux variables, seules des différences significatives ont été détectées temporellement ( $p < 0.05$ ) et non spatialement ( $p > 0.05$ ). Les valeurs de concentrations en oxygène dissous étaient maximales le 19 mai 2022 ( $12.1 \pm 1.9$  mg/L) et minimales le 21 juillet 2022 ( $8.4 \pm 0.1$  mg/L). Inversement, la

température était à son minimum le 19 mai 2022 ( $8.0 \pm 2.5$  °C) et son maximum le 22 juillet 2022 ( $20.9 \pm 0.9$  °C).

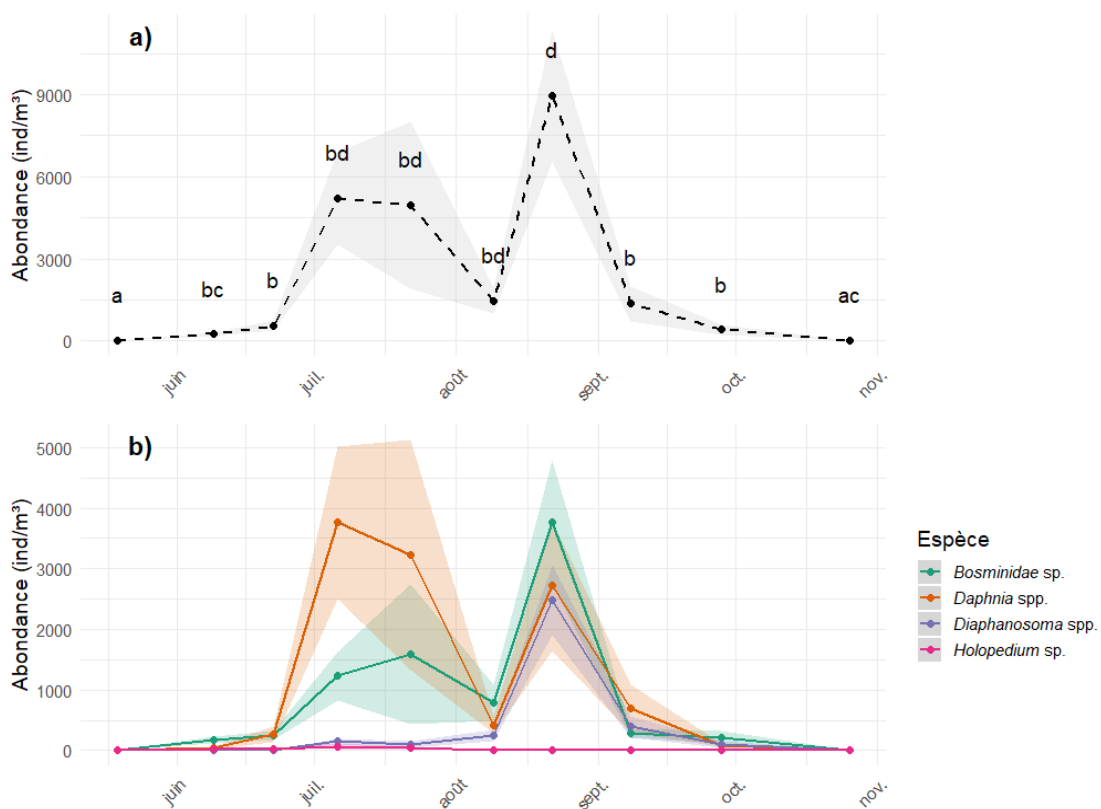


**Figure 5**  
Variations temporelles des valeurs de a) pH et b) température (°C) et concentration en oxygène dissous (mg/L) de l'épilimnion. Les lettres représentent les différences significatives (Tests post-hoc Tukey) entre les dates. Les lignes des boîtes à moustaches du graphique a) représente la médiane alors que les extrémités de la boîte représentent les percentiles 25 et 75.

#### 1.4.3 Évaluation spatiotemporelle de la communauté de zooplancton.

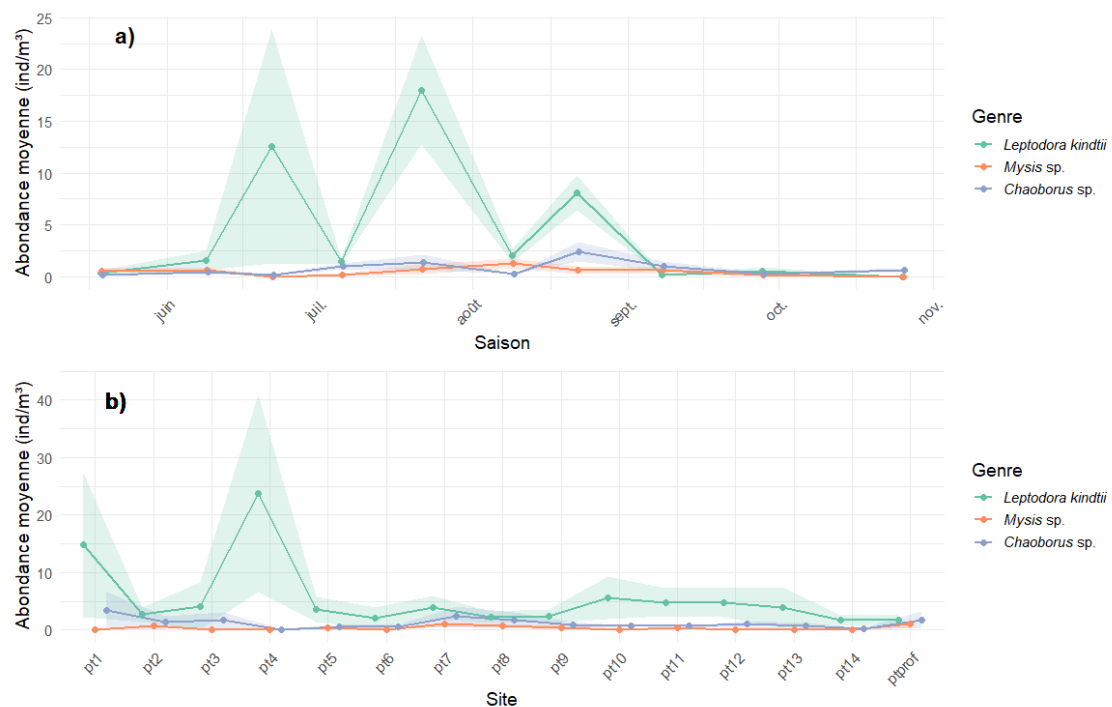
L'abondance des ressources alimentaires est faible ( $< 500$  ind/m<sup>3</sup>) pendant les mois de mai et de juin (Figure 6). Les abondances à la fin de la saison sont aussi faibles, soit pour les mois de septembre et octobre ( $< 1000$  ind/m<sup>3</sup>). Une première augmentation est notée au début du mois de juillet, puis une diminution en début août, pour finalement avoir le pic d'abondance de ressources alimentaires le 22 août 2022 ( $8969$  ind/m<sup>3</sup>). Seul ce pic est statistiquement différent des dates des mois de mai,

juin, septembre et octobre ( $p < 0.05$ ). Les populations de *Daphnia* spp. représentent la majorité des ressources alimentaires de la colonne d'eau lors de la première augmentation d'abondance pendant le mois de juillet. *Bosminidae* sp. domine lors de la fin du mois d'août, soit le moment de l'année avec la plus grande abondance de ressources alimentaires. L'abondance de *Holopedium* sp., qui n'est pas considéré comme une ressource alimentaire de *Bythotrephes* dans le cadre de cette étude, reste faible ( $< 150 \text{ ind/m}^3$ ) tout au long de la saison.



**Figure 6**  
Variations temporelles de l'abondance de a) ressources alimentaires totales de *Bythotrephes* dans le lac Témiscamingue et de b) l'abondance des ressources alimentaires par genres. Les ressources alimentaires comprennent *Daphnia* spp., *Diaphanosoma* spp. et *Bosminidae* sp. Les bandes semi-transparentes représentent l'erreur-type. Les lettres représentent les différences significatives entre les dates (Tests post-hoc Tukey).

L'abondance de *Leptodora* a varié temporellement ( $p < 0.05$ ) mais pas spatialement ( $p > 0.16$ , Figure 7). Cependant les abondances des sites 1 et 4, qui sont les sites ayant la moins grande profondeur (5 et 12 mètres respectivement), étaient les plus élevées bien qu'avec une grande variabilité. L'abondance de *Mysis* a varié temporellement seulement entre le 21 juin 2022 et le 9 août 2022 ( $t = -3.82$ ,  $p = 0.018$ ) et n'a pas varié spatialement ( $p > 0.05$ ). *Chaoborus sp.* a varié temporellement ( $p < 0.05$ ) mais pas spatialement ( $p > 0.05$ ). *Leptodora* est de loin l'espèce qui domine la colonne d'eau en ayant d'importants pics de densité temporellement le 21 juin, 22 juillet et 23 août. *Mysis* et *Chaoborus sp.* sont aussi présents dans la colonne d'eau durant la majorité de la saison.



**Figure 7**  
Variations a) temporelles et b) spatiales de l'abondance de compétiteurs potentiels de *Bythotrephes* dans le lac Témiscamingue. Les bandes semi-transparentes représentent l'erreur-type.

Pour l'abondance en ressources alimentaires, un modèle additif généralisé a été effectué (Tableau 5). Le meilleur modèle additif généralisé incluait le phosphore et

l'azote total, le pH, la chlorophylle  $\alpha$  ainsi que l'abondance de copépodes, *Leptodora* et *Chaoborus* sp. ( $t = 3.02$ ,  $p = 0.0037$ ). Parmi ceux-ci, l'abondance de copépodes ( $t = 6.77$ ,  $p < 0.001$ ) et l'abondance de *Chaoborus* sp. ( $t = 2.88$ ,  $p = 0.006$ ) étaient corrélés positivement avec l'abondance des ressources alimentaires alors que le phosphore total ( $t = -5.66$ ,  $p = 4.01 \times 10^{-7}$ ) est corrélé négativement à leur abondance.

**Tableau 5**

**Résultats des modèles linéaires mixtes généralisés expliquant l'abondance des ressources alimentaires de *Bythotrephes* en fonction des paramètres physicochimiques et de la communauté de zooplancton du lac Témiscamingue. Les ressources alimentaires comprenaient les familles *Daphnia* spp., *Diaphanosoma* spp. et *Bosminidae* sp. La significativité est considérée lorsque  $p < 0.05$ .**

	Estimate	Std error	t value	p-value	Significativité
<b>Intercept</b>	8.6653	2.8698	3.020	<b>0.00366</b>	<b>**</b>
<b>Phosphore total</b>	-0.1662	0.0293	-5.663	<b>4.01<sup>e</sup>-07</b>	<b>***</b>
<b><i>Chaoborus</i> sp.</b>	0.4847	0.1686	2.875	<b>0.00552</b>	<b>**</b>
<b>pH</b>	-0.4581	0.2908	-1.575	0.12025	
<b>Azote total</b>	1.6505	1.1191	1.475	0.14527	
<b>Copépode</b>	0.0071	0.0011	6.767	<b>5.24<sup>e</sup>-09</b>	<b>***</b>
<b>Chlorophylle a</b>	2.8557	2.3378	1.222	0.22645	
<b><i>Leptodora</i> sp.</b>	0.0324	0.0201	1.614	0.11159	

L'abondance de *Leptodora*, était corrélée avec le pH, la température, l'abondance de *Mysis* et la profondeur de la zone photique ( $Z = 5.14$ ,  $p < 0.0001$ , Tableau 6). La conductivité, la concentration en oxygène dissous et l'abondance de *Daphnia* sp. ont été retirées du modèle à cause de la présence de forte colinéarité avec d'autres paramètres. Ainsi, la température ( $Z = 5.92$ ,  $p < 0.0001$ ) et l'abondance de *Mysis* ( $Z =$

2.51,  $p = 0.012$ ) étaient corrélés positivement avec l'abondance de *Leptodora*, alors que la profondeur de zone photique ( $Z = 4.86$ ,  $p < 0.0001$ ) était corrélée négativement. Le pH était aussi négativement corrélé avec l'abondance de *Leptodora* mais pas significativement ( $Z = 1.81$ ,  $p = 0.07$ ). L'abondance de cladocères, l'abondance de copépodes, le phosphore et l'azote total, la concentration en chlorophylle a et l'abondance de *Chaoborus* sp. n'était pas corrélé à la variable réponse.

**Tableau 6**  
**Résultats des modèles linéaires mixtes généralisés de l'abondance de *Leptodora* en fonction des paramètres physicochimiques et de la communauté de zooplancton du lac Témiscamingue. La significativité est considérée lorsque  $p < 0.05$ .**

	Estimate	Std error	Z value	p-value	Significativité
<b>intercept</b>	0.8989	0.1721	5.136	2.8e-07	***
<b>pH</b>	-0.5521	0.3001	1.809	0.0705	.
<b>Température</b>	1.4237	0.2365	5.922	< 2e-16	***
<b><i>Mysis</i> sp.</b>	-0.4487	0.1758	2.509	0.0121	*
<b>Zone photique</b>	-0.9393	0.1902	4.856	1.2e-06	***
<b><i>Chaoborus</i> sp.</b>	-0.1975	0.1811	1.072	0.2838	

Le meilleur modèle pour l'abondance de *Mysis* incluait l'abondance de *Leptodora*, le pH, la température ainsi que la profondeur de zone photique ( $Z = 3.24$ ,  $p = 0.001$ , Tableau 7). La température était corrélée positivement à l'abondance de *Mysis* ( $Z = 3.60$ ,  $p = 3.17 \times 10^{-4}$ ) alors que l'abondance de *Leptodora* ( $Z = 4.07$ ,  $p = 4.8 \times 10^{-5}$ ) et le pH ( $Z = 2.22$ ,  $p = 0.026$ ) étaient corrélés négativement. La profondeur de la zone

photique a eu un effet négatif non-significatif ( $Z = 1.93$ ,  $p = 0.054$ ). Tous les autres paramètres n'ont pas eu d'effets significatifs.

**Tableau 7**  
**Résultats des modèles linéaires mixtes généralisés de l'abondance de *Mysis* en fonction des paramètres physicochimiques et de la communauté de zooplancton du lac Témiscamingue. La significativité est considérée lorsque  $p < 0.05$ .**

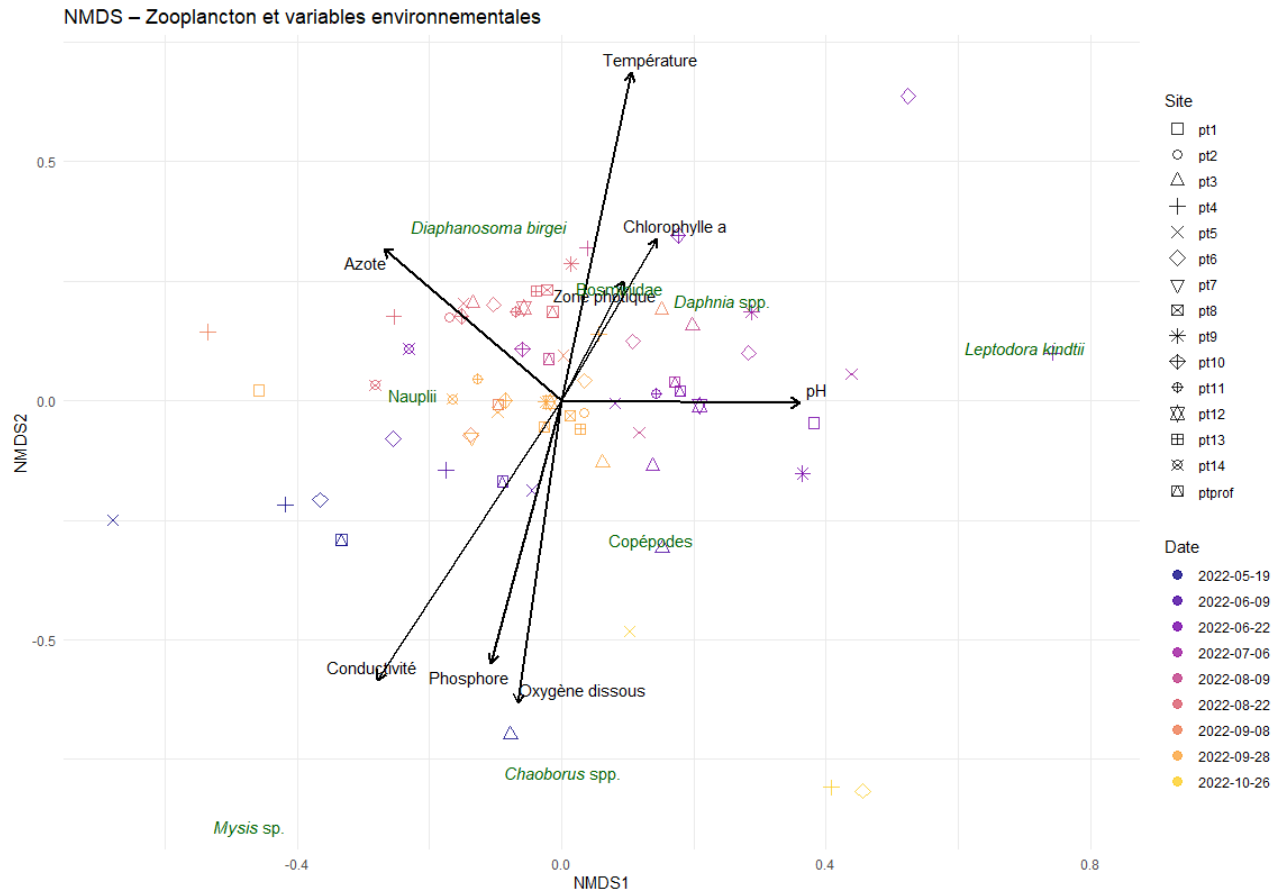
	Estimate	Std error	Z value	p-value	Significativité
<b>Intercept</b>	-1.6124	0.4898	3.240	0.00119	**
<b><i>Leptodora</i> sp.</b>	-1.2713	0.3095	4.065	4.8 <sup>e</sup> -05	***
<b>pH</b>	-1.0121	0.4494	2.224	0.0262	*
<b>Température</b>	1.2778	0.3494	3.601	3.17 <sup>e</sup> -04	***
<b>Zone photique</b>	-0.7907	0.4037	1.930	0.0536	.
<b><i>Chaoborus</i> sp.</b>	-0.5011	0.4334	1.136	0.256	

Pour l'abondance de *Chaoborus* sp., le meilleur modèle (tableau 4) inclut uniquement l'abondance de *Leptodora* et la température ( $Z = -2.40$ ,  $p = 0.016$ ) et aucun autre modèle avait un AICc inférieur à 2 (Tableau 8). La température était corrélée positivement à l'abondance de *Chaoborus* sp. ( $Z = 5.94$ ,  $p = 2.91\text{e-}09$ ) alors que l'abondance de *Leptodora* était corrélée négativement ( $Z = -2.89$ ,  $p = 0.0039$ ). Tous les autres paramètres n'ont pas eu d'effets significatifs.

**Tableau 8**  
**Résultats des modèles linéaires mixtes généralisés de l'abondance de *Chaoborus* sp. en fonction des paramètres physicochimiques et de la communauté de zooplancton du lac Témiscamingue. La significativité est considérée lorsque  $p < 0.05$ .**

	Estimate	Std error	Z value	p-value	Significativité
<b>Intercept</b>	-0.3812	0.1588	-2.400	0.0164	*
<b><i>Leptodora</i> sp.</b>	-0.8740	0.3029	-2.866	0.0039	**
<b>Température</b>	-0.8811	0.1484	5.937	2.91 <sup>e</sup> -09	***

Une analyse multidimensionnelle non métrique illustre les variations des paramètres physicochimiques et de la communauté de zooplancton en fonction des dates et sites d'échantillonnages. Les dates d'échantillonnages du milieu de l'été (juillet et août) sont opposées aux dates de début et de fin de saison en termes de physico-chimie et de communautés de zooplancton (Figure 8). On constate aussi que les espèces de cladocère tels que *Bosminidae* sp., *Diaphanosoma* sp. et *Daphnia* spp., typiquement des ressources alimentaires de *Bythotrephes*, sont associées aux conditions de hautes températures, grandes profondeurs de zone photique, hautes valeurs de chlorophylle  $\alpha$  et d'azote total. Inversement, *Mysis* et *Chaoborus* sp. sont plutôt reliés à la conductivité, phosphore total ainsi qu'à la concentration en oxygène dissous. *Leptodora*, quant à lui, est plutôt relié au pH. Les échantillonnages de milieu de saison présentent une plus faible variabilité que les échantillonnages de début et de fin de saison qui sont plus dispersés dans le graphique.



**Figure 8**  
**Analyse multidimensionnelle non métrique représentant les paramètres physico-chimiques et les abondances de la communauté de ressources alimentaires et de compétiteurs en fonction des dates et des sites d'échantillonnages (stress = 0.13).**

## 1.5 Discussion

### 1.5.1 *Bythotrephes* dans le lac Témiscamingue

Notre étude confirme que *Bythotrephes* est présent dans le lac Témiscamingue. Depuis sa détection en 2018 (Morissette et Vachon, 2021), l'identification d'individus en 2022 montre que l'espèce s'est effectivement installée dans ce milieu. Cependant, l'échantillonnage de haute résolution à la fois spatiale et temporelle durant toute la saison d'eau libre du lac et nos résultats montrent que, pour le moment, la population de *Bythotrephes* du lac Témiscamingue n'est pas en mesure de proliférer. Les quatre individus récoltés, i.e.  $0.0087 \pm 0.0043$  ind/m<sup>3</sup>, en plus de 6 mois d'échantillonnage et d'un total de 344 échantillons observés en laboratoire montre que l'espèce est encore en latence. Plusieurs pistes expliquent les difficultés de *Bythotrephes* à s'installer et proliférer dans le lac Témiscamingue.

### 1.5.2 Caractérisation de la physicochimie de l'habitat de *Bythotrephes*

En premier lieu, on constate que la profondeur de la zone photique dans le lac Témiscamingue, et ce, durant toute la saison libre de glace, est très peu profonde. En effet, la profondeur la plus grande observée était de 2.7m au début du mois de juillet. Selon une étude comparant 166 lacs envahis et non-envahis dans le sud de l'Ontario, la profondeur du disque de Secchi était plus faible dans les lacs non-envahis que les lacs envahis (Weisz et Yan, 2010). De plus, les lacs envahis avaient une profondeur de disque de Secchi minimum de 2.6m alors que la profondeur du disque de Secchi la plus grande enregistrée dans le cadre de cette étude était de 1.5m. La profondeur de la zone photique du lac Témiscamingue peut donc mener à une diminution des capacités de chasse de *Bythotrephes* puisqu'il s'agit d'un chasseur visuel et que sa capacité de chasse est influencée par la lumière (Jokela et al., 2013; Muirhead et Sprules, 2003; Pangle et Peacor, 2009). Plusieurs études ont montré que les portions de lacs ayant la profondeur de zone photique les plus faibles étaient aussi les environnements ayant les plus faibles densités de *Bythotrephes* (Barbiero et Tuchman, 2004; Jansen et al., 2017). La profondeur de la zone photique du lac Témiscamingue serait donc un facteur limitant la capacité d'établissement et de prolifération de *Bythotrephes*.

La clarté du lac a montré un gradient spatial étant turbide au nord et plus clair au sud. Les affluents au nord du lac sont des rivières en provenance de milieu boréal sur sol argileux, principalement dominé par des champs agricoles et des forêts de conifères. À l'inverse, au sud du lac, on retrouve un sol plutôt rocheux et sableux et des forêts de milieu tempéré. Les affluents du sud du lac apportent donc une eau moins turbide qu'au nord, contenant moins de particules en suspension. On peut cependant remarquer une diminution franche de la profondeur de zone photique pour les sites 5 et 10, qui ne trouve pourtant pas parmi les sites au nord du lac (Figure 4). Ceci s'explique probablement par un rétrécissement de la largeur du lac et une diminution importante de la profondeur du lac juste avant ces sites. En plus du gradient de turbidité principal nord-sud, une remontée de particules en suspension dû au courant ascendant de l'eau peut fortement augmenter la turbidité générale de l'eau à ces sites.

Un autre paramètre pouvant influencer la présence et l'abondance de *Bythotrephes* est le pH. Les valeurs de pH moyen dans le lac Témiscamingue étaient supérieures à 7.5 à l'exception du premier échantillonnage, au mois de mai où le pH moyen était de 6.5. Ces valeurs de pH assez élevées durant les mois de juin à octobre serait probablement dû à la présence de roche calcaire dans le sol entourant le lac Témiscamingue et dans une partie de son bassin versant (OBVT), 2013 #152). Même si certaines études ont montré qu'un pH plus élevé est souvent un indicateur de bonnes conditions pour *Bythotrephes* (Potapov et al., 2011; Weisz et Yan, 2010), d'autres études ont montré qu'un pH trop élevé pouvait être limitant, *Bythotrephes* semblant préférer des pH inférieurs à 8 (Grigorovich et al., 1998). Certaines études comparant plusieurs lacs envahis et non-envahis par *Bythotrephes* ont montré que les valeurs de pH classiques pour les lacs envahis se situe habituellement autour de 6 à 7.5 (Jokela et al., 2011). Une autre étude a aussi montré que parmi 344 lacs européens où *Bythotrephes* est indigène, aucun n'avait un pH supérieur à 8 (Hessen et al., 2011). Ainsi, l'eau du lac Témiscamingue pourrait être trop basique pour un développement optimal des populations de *Bythotrephes*.

Les valeurs de température et de concentration en oxygène dissous, reflètent des conditions favorables à l'établissement de *Bythotrephes*. Il survit bien dans les

conditions de température assez froide allant jusqu'à 4°C (Grigorovich et al., 1998), même s'il préfère tout de même des températures plus chaudes, soit entre 10°C et 24°C lors de certains moments de son cycle de vie, comme durant la reproduction (Garton et al., 1990; Kerfoot et al., 2011). Cependant, des températures supérieures à 24°C peuvent altérer la survie et la reproduction de *Bythotrephes* (Garton et al., 1990; Manca et al., 2007; Yurista, 1999). Dans le lac Témiscamingue, les températures moyennes de l'épilimnion n'ont jamais dépassé 22°C et la température maximale observée dans le premier mètre de la colonne d'eau était de 23.2°C. On peut donc affirmer que les conditions de température seraient acceptables voire idéales pour *Bythotrephes* dans le lac Témiscamingue.

La quantité d'oxygène dissous du lac Témiscamingue est également favorable à *Bythotrephes* puisqu'il tolère les milieux anoxiques (Sorensen et Branstrator, 2017). Les concentrations d'oxygène dissous les plus faibles enregistrées en 2022 dans les 30 premiers mètres de la colonne d'eau étaient d'environ 8.5 mg/L. Ces conditions sont parfaitement acceptables pour *Bythotrephes* qui peut tolérer des conditions beaucoup plus anoxiques.

Les valeurs de phosphore total, d'azote total, de profondeur de zone photique et de carbone organique dissous indiquent également que le niveau trophique du lac Témiscamingue est de mésotrophe à eutrophe selon le site et/ou la saison. Seules les valeurs de chlorophylle sont typiques d'un milieu oligotrophe. Sachant que les concentrations de chlorophylle sont maximales dans la zone photique d'un milieu aquatique, et que la zone photique du lac Témiscamingue est très peu profonde, il est probable que nous ayons sous-estimé sa concentration puisque nous avons effectué un échantillon intégré de l'eau jusqu'à une profondeur de 10 mètres. Considérant que *Bythotrephes* préfère généralement les milieux oligotrophes, et ce, autant en Amérique du Nord (Gartshore, 2022; Sorensen et Branstrator, 2017) qu'en Europe (Horváth et al., 2017; MacIsaac et al., 2000), il est encore une fois possible que les conditions d'habitat ne soient pas optimales pour cette espèce dans le lac Témiscamingue.

Il est aussi important de noter que le lac Témiscamingue représente un milieu très particulier. En effet, il s'agit en réalité d'un élargissement de la rivière des Outaouais, et donc, on y retrouve un certain courant. Sachant que *Bythotrephes* préfère les milieux lacustres aux milieux riverains, il est possible que cet aspect limite aussi sa capacité d'invasion dans le lac. Il a aussi été rapporté que le moment d'arrivée de l'espèce dans un nouveau milieu peut grandement déterminer la réussite ou l'échec de la prolifération de *Bythotrephes* dans ce nouveau milieu (Drake et al., 2006). Ainsi, il est possible que le moment de son arrivée puisse avoir un impact sur sa capacité d'établissement dans le lac Témiscamingue.

### 1.5.3 Évaluation spatiotemporelle de la communauté de zooplancton

Cette étude est la première depuis plus de 40 ans à caractériser la communauté de zooplancton du lac Témiscamingue. Nous avons pu déterminer que *Daphnia mendotae* et *Daphnia retrocurva* sont les deux espèces dominantes de la colonne d'eau lors des densités maximales de cladocères de début de saison lors du mois de juillet, alors que les *Bosminidae* dominent plutôt la fin de saison, à la fin du mois d'août, même si *Diaphanosoma* spp. et *Daphnia* spp. restent abondantes en fin de saison. Ces quatre espèces sont reconnues pour être de bonnes ressources alimentaires pour *Bythotrephes* (Bunnell et al., 2011; Schulz et Yurista, 1998) et elles seraient suffisamment abondantes pour soutenir une population (Kelly et al., 2013), principalement au mois de juillet et à la fin août. Cependant, on peut aussi noter que l'abondance des ressources alimentaires au mois de mai et de juin était très faible. Plusieurs études dans le passé ont montré l'importance d'une grande abondance de ressources alimentaires au printemps afin d'avoir une grande abondance de *Bythotrephes* plus tard dans l'année (Kelly et al., 2013; Young et al., 2011). Ainsi, les conditions printanières du lac Témiscamingue en 2022 n'étaient pas optimales pour la population de *Bythotrephes*. De plus, certaines études ont montré que la prédation de *Bythotrephes* sur le genre *Daphnia* pouvait être plus difficile en condition de noirceur (Jokela et al., 2013). Considérant que la profondeur de la zone photique du lac Témiscamingue est très peu profonde, et que *Daphnia* est le genre cladocère dominant de la colonne d'eau tout au long du mois de juillet, il se pourrait que le comportement de chasse de *Bythotrephes* soit largement altéré du mois de mai

jusqu'au milieu du mois d'août, soit la majorité de la saison de croissance et de reproduction de l'espèce.

*Leptodora* était l'espèce dominante de compétiteur de *Bythotrephes* dans la colonne d'eau, et ce, tant spatialement que temporellement. Ce résultat est très révélateur puisqu'il est connu que *Bythotrephes* mène à une grande diminution de l'abondance de *Leptodora* lorsqu'il est présent dans un milieu (Cavaletto et al., 2010; Hessen et al., 2011; Weisz et Yan, 2011). Or, dans le lac Témiscamingue, il est encore très dominant, ce qui nous laisse croire que la population de *Bythotrephes* du lac Témiscamingue ne s'est pas encore développée et qu'elle n'a pas eu d'impacts majeurs sur le lac.

Les modèles nous ont montré que les abondances de *Leptodora* et *Mysis* étaient corrélées positivement à la température. Ce résultat est concordant avec les conclusions de plusieurs études qui ont montré que *Leptodora* non seulement tolère bien les températures plus élevées, et sont même avantagés par des températures jusqu'à 25°C (Enz et al., 2001; Vijverberg et Koelewijn, 2004). *Mysis* est une espèce qui tolère moins bien les températures plus élevées, mais qui est capable d'effectuer de la migration verticale afin d'éviter les températures chaudes des mois estivaux (Boscarino et al., 2007; Gal et al., 2004; Rudstam et al., 1999). En étant capable de se nourrir autant en condition de clarté que de noirceur, la population de *Mysis* du lac Témiscamingue se réfugie probablement en profondeur, où la température est plus faible et la compétition moins grande (Cooper et Goldman, 1982). La profondeur de zone photique a un effet négatif sur l'abondance de *Leptodora*. Étant principalement un prédateur qui repère ses proies via des mécanorécepteurs qui détectent les mouvements autour de lui, la présence ou absence de lumière ne devrait pas avoir d'impacts sur ce dernier. Cependant, *Leptodora* ayant un corps presque transparent, la prédation sur ce dernier est particulièrement plus facile lorsque l'eau est plus claire. Il a été montré que la biomasse de *Leptodora* chutait lorsque les conditions de l'eau était plus claire, supposant que la prédation sur *Leptodora* était plus facile dans ces conditions (Liljendahl-Nurminen et al., 2008). Ainsi, il est fort possible que dans le lac Témiscamingue, l'abondance de *Leptodora* est dictée par la profondeur de zone

photique, où lorsque les conditions sont plus sombres, il est en mesure d'éviter plus efficacement la prédation.

Nous avons aussi constaté que *Mysis* et *Leptodora* ont chacun un effet négatif sur l'abondance de l'un et l'autre. Dans les modèles effectués, nous avons constaté une interaction négative entre *Leptodora* et *Mysis*. Plusieurs pistes sont possibles pour expliquer cette possible relation de compétition qui semble présente dans le lac Témiscamingue. En effet, il a été montré que ces deux prédateurs ont des ressources alimentaires semblables (Branstrator, 1993). Même si ceci pourrait faire en sorte que l'abondance des deux compétiteurs augmentent et diminuent selon l'abondance des ressources alimentaires, ce paramètre n'était pas significatif autant pour *Mysis* que *Leptodora*. Ainsi, il est possible que des paramètres physico-chimiques expliquent plutôt la relation négative. En effet, *Mysis* est une espèce qui tolère beaucoup moins bien la chaleur (Pennak, 1989), alors que *Leptodora* préfère les milieux plus chauds (Cummins et al., 1969). Ainsi, il se peut que, tant spatialement que temporellement, *Leptodora* domine lorsque la température est favorable. Par exemple, une portion du lac Témiscamingue et certains sites échantillonnés, comme les points 1 et 4 (Tableau 1) n'ont que quelques mètres de profondeur. Durant l'été, lorsque la température est plus chaude, *Mysis* n'a pas d'eau plus froide en profondeur pour aller se réfugier, alors que *Leptodora* peut très bien survivre dans les conditions plus chaudes (Liljendahl-Nurminen et al., 2008). De plus, le lac Témiscamingue ayant une eau très turbide, *Leptodora* n'a pas nécessairement autant besoin de se réfugier en profondeur pour éviter la prédation face aux poissons planctivores (Herzig, 1995; Uusitalo et al., 2003; Zettler et Carter, 1986). Ainsi, même si le site n'est pas très profond, *Leptodora* n'a potentiellement pas besoin d'effectuer une migration verticale pour échapper aux prédateurs durant le jour.

Pour *Chaoborus*, la température et l'abondance de *Leptodora* étaient corrélés négativement à son abondance. Ces résultats concordent avec la littérature dans laquelle il a été constaté que même si la température avait un effet positif sur le développement de *Chaoborus*, la température avait un effet négatif sur différentes espèces de *Chaoborus* en réduisant leur taux de survie (Büns et Ratte, 1991;

Hanazato et Yasuno, 1989). Il a aussi été montré qu'une interaction de compétition est possible entre *Leptodora* et *Chaoborus* spp. (Campbell et Knoechel, 1990; Matveev, 1987) et même que *Chaoborus americanus* ne cohabitent pas dans les mêmes milieux que *Leptodora* (McNaught, 1993).

Le modèle effectué sur les ressources alimentaires a montré l'importance de plusieurs paramètres sur l'abondance des espèces présentes dans le lac qui sont des proies préférentielles de *Bythotrephes*. L'abondance de copépodes ainsi que l'abondance de *Chaoborus* ont eu un impact positif, alors que la concentration en phosphore total a eu un effet négatif sur l'abondance des ressources alimentaires. L'abondance de *Chaoborus* étant positivement relié à l'abondance des ressources alimentaires, il peut sembler contre intuitif qu'une augmentation d'un prédateur soit bénéfique pour l'abondance de ressources alimentaires de *Bythotrephes*, qui sont aussi des ressources alimentaires de *Chaoborus* (Pastorok, 1980). Cependant, il est possible que l'effet soit dû à une interaction entre les compétiteurs. En effet, *Leptodora* avait un effet négatif sur l'abondance *Chaoborus*, et lorsque *Leptodora* était peu abondant, l'abondance de *Chaoborus* augmentait aussi, mais très légèrement comparativement aux moments de grande abondance de *Leptodora*. Ainsi, il est possible que lorsque *Chaoborus* était très abondant, il y avait moins de prédateurs dans l'ensemble de la colonne d'eau, diminuant ainsi la pression de prédation sur les cladocères dans la colonne d'eau, et donc, favorisant leur abondance. Pour l'effet de l'abondance des copépodes, il est possible qu'une augmentation de leur abondance diminue la pression de prédation sur les cladocères, puisque la plupart des prédateurs dans la colonne d'eau peuvent aussi se nourrir de petits copépodes (Grossnickle, 1982; McWilliam, 1970; Pastorok, 1980; Swift et Fedorenko, 1975; Swift et Forwarder, 1981), et que leurs choix de proies sont entre autres influencés par les probabilités de rencontrer ses proies préférentielles (Riessen et al., 1984). Ainsi, une augmentation de l'abondance des copépodes pourrait avoir favorisé l'abondance des cladocères de cette manière. Finalement, la concentration en phosphore totale a eu un effet négatif sur l'abondance de ressources alimentaires de *Bythotrephes*. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'une concentration élevée en phosphore totale peut mener à une

augmentation de certaines algues phytoplanctoniques néfastes pour la communauté tels que des cyanobactéries, ressources alimentaires moins nutritives pour les herbivores (Grosbois et al., 2024; Grosbois et al., 2022).

De manière générale, ces résultats concordent avec le graphique de style nmds qui permet de bien visualiser concrètement toutes les données incluses au niveau spatial et temporel. Dans ce graphique, la dispersion des points montre clairement un patron au niveau temporel. En effet, nous pouvons constater que les dates semblent diriger l'allure du graphique puisque, surtout pour les échantillonnages des mois de juillet à septembre, les points de même couleur se retrouvent près les uns des autres. À l'inverse, on ne semble pas déceler de patron clair pour ce qui est des sites, montrant que l'aspect temporel a un plus grand effet que l'aspect spatial sur les caractéristiques d'habitat de *Bythotrephes* dans le lac Témiscamingue.

#### 1.6 Conclusion

Le lac Témiscamingue semble être un habitat peu favorable pour *Bythotrephes*. Bien que certaines variables environnementales semblent être favorables à son établissement, certaines variables clés semblent limiter sa prolifération. Le premier point le plus évident à nommer est la profondeur de zone photique très peu profonde, et ce, tout au long de l'année. À lui seul, il vient grandement limiter l'habitat optimal de chasse de *Bythotrephes* à environ 2 mètres pour la majorité de la saison d'eau libre du lac. Non seulement ça, mais en plus cela vient potentiellement créer des interactions complexes dans la dynamique du lac. En effet, alors que les ressources alimentaires disponibles pour *Bythotrephes* lors des mois de mai et juin sont extrêmement limitées, le mois de juillet est quant à lui principalement dominé par les *Daphnia* spp. Or, il a été reconnu que les espèces de *Daphnia* spp. seraient mieux adaptés pour limiter la prédation de *Bythotrephes* en condition de noirceur, comme c'est le cas dans le lac Témiscamingue. Ainsi, il est possible que les conditions de ressources alimentaires soient limitantes durant les mois de mai, juin et juillet dans le lac Témiscamingue, ne laissant qu'une courte fenêtre de quelques semaines au mois d'août. Un autre point important à soulever quant à la faible profondeur de zone photique est l'interaction avec les compétiteurs. En effet, en milieu où la turbidité est

plus grande, il a été montré que la distribution de *Chaoborus* était moins profonde qu'en milieu plus clair. Ainsi, il est possible que, dans le lac Témiscamingue, la distribution de ces deux compétiteurs soit près l'une de l'autre, limitant encore plus l'espace disponible de chasse pour *Bythotrephes* (Jokela et al., 2017).

Considérant aussi les valeurs de pH assez élevées dans les mois de juin à octobre, ainsi que les conditions légèrement eutrophiques du lac Témiscamingue, il est possible de dire que les conditions d'habitat de *Bythotrephes* dans ce lac ne sont pas optimales.

Cela étant dit, même si peu d'individus de *Bythotrephes* ont été récoltés dans le lac Témiscamingue lors de la saison d'eau libre 2022, il semble capable d'y survivre. Les premiers indices de sa présence ont été effectués lors de collectes en 2018 (Morissette et Vachon, 2021), et il se trouve encore dans le lac Témiscamingue 5 ans plus tard, montrant une certaine résilience de l'espèce face à des conditions difficiles. Ainsi, il n'est pas impossible de croire que l'espèce pourrait, dans le futur, coloniser ce milieu. Puisqu'il est connu que sa colonisation est entre autre déterminé par l'effet Allee (Gertzen et al., 2011; Wittmann et al., 2011), il ne suffirait d'une ou quelques années ayant de meilleures conditions afin qu'elle s'y installe définitivement. Si cela venait à arriver, il est évident qu'au niveau spatial, les probabilités sont plus grandes dans le sud du lac, puisque c'est à cet endroit que l'on retrouve la plus grande profondeur de zone photique. Au niveau temporel, les conditions semblent plus favorables vers la fin de l'été, plus précisément à la fin août, moment où l'on retrouve la plus grande abondance de ressources alimentaires, la plus grande abondance de *Diaphanosoma* et de *Bosmina* et la valeur de pH la plus acceptable (à l'exception du mois de mai où le pH était à son plus bas). Ainsi, si nous devons faire une prédiction, *Bythotrephes* a la plus grande probabilité de connaître une augmentation de sa population plus au sud du lac, et à la fin du mois d'août.

Même si nous n'avons qu'une saison d'échantillonnage du lac Témiscamingue, nous pouvons tout de même constater plusieurs indices qui nous laissent croire que *Bythotrephes* était à la fois très peu abondant en 2022, mais qu'il n'a pas eu d'impacts

majeurs sur la communauté présente dans le lac Témiscamingue. En effet, nous avons montré que l'abondance de *Leptodora* était grande dans le lac Témiscamingue et qu'il était le prédateur invertébré dominant de la colonne d'eau pour la grande majorité de la saison d'eau libre. Sachant que l'abondance de *Leptodora* devient en général très faible après un envahissement par *Bythotrephes* (Cavaletto et al., 2010; Hessen et al., 2011; Palmer et al., 2001), il serait surprenant que la population de *Bythotrephes* ait été très grande lors des saisons précédentes. Même s'il est connu que les abondances de *Bythotrephes* peuvent grandement varier d'une année à l'autre (Kelly et al., 2013; Young et al., 2011), nous pouvons affirmer que la population de *Bythotrephes* du lac Témiscamingue n'a pas encore connu une prolifération comme c'est le cas dans beaucoup de lacs en Amérique du Nord.

## CONCLUSION

L'objectif général de cette étude était de déterminer la variabilité spatiotemporelle des conditions d'habitats de *Bythotrephes* dans le lac Témiscamingue, un lac dans lequel sa présence a été détectée en 2018. Cette étude a permis de montrer que non seulement les conditions d'habitat n'étaient pas adéquates pour *Bythotrephes*, mais qu'en plus, l'abondance de la population de *Bythotrephes* était excessivement faible.

Au niveau des paramètres physico chimiques, nous avons montré que la profondeur de la zone photique était très petite dans tout le lac, mais qu'il y avait tout de même un gradient Nord-Sud dans le lac Témiscamingue dû à la géologie et écologie entourant le lac Témiscamingue. Parmi les paramètres physico-chimiques, seule la profondeur de la zone photique a montré des différences significatives au niveau spatial dans le lac Témiscamingue. Cependant, nous avons constaté une grande variabilité temporelle au niveau de plusieurs paramètres, tels que le pH, la température, la concentration en oxygène dissous, la concentration en nutriments (phosphore et azote) en plus de la profondeur de zone photique.

Pour les ressources alimentaires de *Bythotrephes*, nous avons pu déterminer la présence de *Bosminidae*, *Diaphanosoma* et de *Daphnia* comme potentielles ressources alimentaires dans le lac Témiscamingue. Nous avons montré que leur abondance était très faible pour les mois de mai, juin, septembre et octobre en plus de déterminer que *Daphnia* était dominant lors du mois de juillet, alors que *Bosminidae* était dominant lors de la fin août, le moment de la saison ayant la plus grande abondance de ressources alimentaires. Nous avons aussi montré que l'abondance de ressources alimentaires est positivement reliée à l'abondance de *Chaoborus* et à l'abondance en copépodes, mais négativement reliée à la concentration en phosphore total.

Pour les compétiteurs, nous avons pu évaluer la présence de *Mysis*, *Leptodora* et de *Chaoborus* dans le lac Témiscamingue comme potentiel compétiteur de *Bythotrephes*. Nous avons aussi déterminé que *Leptodora* pourrait être le compétiteur le plus abondant pour la grande majorité de la saison d'eau libre du lac

Témiscamingue. Spatialement, nous avons aussi pu constater que les sites les moins profonds étaient de loin ceux ayant la plus grande abondance de *Leptodora*, probablement dû au fait que ces sites sont en général plus chauds et que, considérant la faible profondeur de zone photique du lac Témiscamingue, représente tout de même un milieu où *Leptodora* peut éviter la prédation face aux poissons planctivores. Nous avons aussi déterminé que l'abondance de *Mysis* et *Leptodora* était négativement reliée l'un avec l'autre. Pour *Leptodora*, la profondeur de la zone photique et la température avaient des effets négatifs sur son abondance. Pour *Mysis*, c'était la température et le pH qui avait un effet négatif. Pour *Chaoborus*, seulement l'abondance de *Leptodora* ainsi que la température avaient des effets négatifs sur son abondance.

Les changements climatiques affectent les milieux aquatiques de manière complexe. Il est notamment prévu qu'ils augmentent l'intensité et la sévérité de la plupart des perturbations naturelles du biome boréal (Girona, Aakala, et al., 2023; Girona, Morin, et al., 2023). Ainsi, les perturbations naturelles, telles que les incendies, les épidémies d'insectes, le broutage, l'activité du castor ou les tempêtes, augmenteront sous l'effet du réchauffement climatique (Arsenault et al., 2025; Labrecque-Foy et al., 2025; Lavoie et al., 2026; Neumann et al., 2024; Osse et al., 2025) et affecteront les conditions physico-chimiques ainsi que les communautés biologiques des écosystèmes aquatiques (Guimond et al., 2024). À ce titre, quelques individus ou événements localisés peuvent suffirent à modifier un paysage et le fonctionnement d'un biome entier (Feldman et al., 2020). Parallèlement, les perturbations anthropiques, et la manière dont elles seront gérées dans le futur, telles que l'exploitation forestière, la fragmentation des habitats, la pollution et le développement des infrastructures, modifieront profondément la capacité de résilience et les dynamiques écologiques des écosystèmes (Gabriele et al., 2025; Hasan et al., 2020; Kim et al., 2025; Noualhaguet et al., 2025; Raymond et al., 2023). Ces perturbations naturelles et anthropiques entreront en synergie avec l'introduction et la propagation d'EEE, altérant les cycles biogéochimiques et perturbant les réseaux trophiques des milieux les plus vulnérables (Grosbois et al., 2025; Hasan et al., 2023). Étudier les

perturbations aquatiques et forestières de manière intégrée permet d'identifier les seuils de vulnérabilité du biome boréal, de mieux prévoir les rétroactions climatiques et de proposer des stratégies de gestion durable (Ameray et al., 2024; Hof et al., 2021). Cette connaissance est indispensable pour protéger les fonctions écologiques, économiques et culturelles des écosystèmes du biome boréal, et pour comprendre et anticiper les effets du changement climatique sur l'un des plus vastes réservoirs de biodiversité et de carbone de la planète (Aakala et al., 2023; Gauthier et al., 2023; Girona, Morin, et al., 2023) dont l'acquisition constitue l'un des plus grands défis pour l'avenir.

**Intérêt de l'étude.** Les espèces envahissantes représentent un des plus grands défis de perte de biodiversité, de gestion des populations et du territoire que nous connaissons dans les prochaines décennies et voire les prochains siècles (Duenas et al., 2021; Sala et al., 2000; Simberloff et al., 2013; Thomaz et al., 2015). Il est primordial d'améliorer nos connaissances afin d'à la fois mieux gérer ces nouvelles espèces envahissantes, mais aussi limiter leur propagation sur le territoire. Ce projet de maîtrise est le premier de son genre dans la région, c'est-à-dire, amener des connaissances concrètes dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue concernant une espèce envahissante déjà détectée dans la région.

Ce projet de maîtrise est aussi le premier à caractériser la communauté de zooplancton du lac Témiscamingue en plus de 35 ans, mais aussi le premier à caractériser la variation temporelle d'une saison d'eau libre complète de la communauté de zooplancton du lac. Malgré son importance géographique, étant à la frontière entre le Québec et l'Ontario, et son importance locale, autant économique que touristique, très peu de connaissances ont été acquises sur sa communauté zooplanctonique. Sachant que la population de *Bythotrephes* du lac Témiscamingue ne semble pas avoir eu d'impacts majeurs sur la communauté du lac, il est très intéressant d'avoir ce genre de connaissances, surtout dans l'éventualité où *Bythotrephes* deviendrait envahissant dans le futur.

Cette étude est aussi un exemple de cas où *Bythotrephes* n'a pas été en mesure de proliférer dans un milieu d'Amérique du Nord. Ce type d'étude est rare dans la littérature et devrait cependant recevoir autant de visibilité que les études démontrant leur prolifération, si l'on veut comprendre les mécanismes qui régissent le succès ou l'échec d'une EEE. Plusieurs causes sont possibles pour expliquer que *Bythotrephes* ne soit pas en mesure de proliférer dans un nouveau milieu. Certains ont montré la présence d'un effet Allee, d'autres ont plutôt montré l'importance du moment d'arrivée de l'espèce pour expliquer le succès d'invasion. Dans cette étude, nous suggérons que les conditions d'habitat jouent un rôle dans le succès d'invasion. Le lac Témiscamingue semble présenter des conditions d'habitat difficiles pour *Bythotrephes* et une combinaison de plusieurs facteurs défavorables pourrait limiter la propagation de *Bythotrephes* vers les régions boréales du Canada.

**Recommandations finales.** Les espèces envahissantes sont un défi de gestion très difficile à réguler. Leur gestion requiert la participation de plusieurs paliers de gouvernement, parfois interprovinciales et internationales, ce qui ralentit les processus afin de débloquer des fonds ou la mise en œuvre de projet. De plus, la limitation de leur propagation demande une participation active de la population, ce qui n'est jamais une source fiable de succès. Plus précisément, dans le cas de *Bythotrephes*, il est nécessaire de nettoyer adéquatement nos embarcations afin d'empêcher ses œufs de résistance de se propager d'un lac à un autre. Il suffit malheureusement d'un seul œuf dans un nouveau plan d'eau pour que celui-ci soit en risque d'un envahissement et d'une prolifération de l'espèce. Et malheureusement, une fois *Bythotrephes* arrivé dans un nouveau milieu, il est impossible de le retirer. Avec ceci en tête, voici quelques recommandations que nous proposons pour limiter la propagation de cette espèce dans le reste de la région, mais aussi des régions plus nordiques du Québec et du Canada.

1) Comme mentionné précédemment, il suffit d'un seul œuf pour coloniser un nouveau milieu. Ces œufs de résistance représentent le moyen principal de propagation de l'espèce. Le principal vecteur permettant le déplacement de ces œufs est via les embarcations des plaisanciers (bateaux, canots, kayak, « paddleboard »,

etc.). Somme toute, de savoir que *Bythotrephes* n'a qu'un seul moyen principal de propagation, soit la propagation anthropique, il s'agit tout de même d'une bonne nouvelle. Cependant, ceci nécessite aussi que la population soit à l'écoute et nettoie adéquatement leurs embarcations avant de passer d'un lac à un autre. Ainsi, nous croyons qu'il est primordial de poursuivre les activités de sensibilisation et d'éducation de la population sur les enjeux des espèces aquatiques exotiques envahissantes et leurs impacts majeurs qu'elles peuvent avoir sur les plans d'eau et la région. Nous croyons fermement que la gestion de la propagation des espèces aquatiques exotiques envahissantes passe tout d'abord par la population. Si la population est correctement informée, les risques de propagation seront assurément réduits. Nous recommandons donc de poursuivre les activités de sensibilisation dans la région, mais aussi de bien viser la population qui représente un risque à la propagation. Par exemple, des tournois de pêche dans la région représente un moment parfait afin de discuter directement avec les pêcheurs, qui sont évidemment un vecteur potentiel important des espèces aquatiques exotiques envahissantes. De plus, même si cette étude semble montrer que le lac Témiscamingue ne représente pas un milieu favorable à la population de *Bythotrephes*, cela ne veut pas dire que cette espèce ne sera pas envahissant dans un autre lac de la région. Par exemple, un lac à peine à quelques kilomètres du lac Témiscamingue, le lac Kipawa, semble être un milieu ayant des caractéristiques qui pourrait permettre une prolifération de *Bythotrephes* s'il venait à coloniser ce lac. Sachant que le lac Kipawa est un grand lac très important au niveau du tourisme et de la pêche dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, l'arrivée de *Bythotrephes* dans ce milieu pourrait entraîner des répercussions catastrophiques pour toute la région. Alors rappelons-le, les activités de sensibilisation restent capitales afin de limiter la propagation des espèces aquatiques exotiques envahissantes dans la région.

2) Cependant, l'éducation de la population à elle seule ne permet pas de régler tous les problèmes. En effet, des espèces envahissantes sont déjà présentes dans la région, alors il ne faut pas simplement informer la population, il est aussi capital de comprendre et connaître nos milieux. Tout ceci passe par l'acquisition de

connaissances via, par exemple, des projets de recherche qui permettent de caractériser nos cours d'eau. En ayant des connaissances préalablement une invasion par une espèce aquatique exotique envahissante, il sera ainsi possible de déterminer les impacts clairs de l'espèce ici-même dans la région ou même dans un lac précis, plutôt que supposé ces impacts via des études qui ont été effectuées ailleurs, dans un milieu différent du nôtre. Ainsi, notre deuxième recommandation serait d'effectuer des projets de recherche visant à acquérir des connaissances sur nos cours d'eau dans la région. Il existe déjà certains projets, comme celui du ministère « Réseau de surveillance volontaire des lacs » qui amène des informations très pertinentes à des coûts modérés et qui permettent à la fois de faire un suivi de certains cours d'eau, mais aussi d'amener des connaissances scientifiques qui n'avaient parfois jamais été comptabilisées. Cependant, il serait très important d'acquérir des connaissances supplémentaires, principalement sur les plans d'eau les plus importants de la région. Par exemple, l'arrivée de *Bythotrephes* peut avoir des impacts majeurs sur les communautés de zooplancton d'un lac envahi (Kerfoot et al., 2016; Strecker et Arnott, 2008; Strecker et al., 2006). Sachant que les zooplancton sont des organismes à la base de la chaîne alimentaire d'un écosystème d'eau douce, des impacts sur la richesse et l'abondance de ces derniers peuvent causer des problèmes sur tout le réseau alimentaire d'un cours d'eau (Rennie et al., 2024; Staples et al., 2017). Ainsi, il est important de caractériser les communautés de zooplancton avant l'introduction de *Bythotrephes*. Ceci nous permettrait ensuite de caractériser le milieu après l'introduction de *Bythotrephes*, et ainsi, déterminer beaucoup plus facilement les impacts négatifs de son introduction dans le lac. Ces connaissances permettront de faire des études comparatives entre le milieu pré-invasion et post-invasion, et permettre de comprendre directement les impacts, et non des suppositions d'impacts sur le milieu.

3) La dernière recommandation concerne plus précisément le lac Témiscamingue et la gestion de *Bythotrephes* dans ce lac. Malgré les résultats encourageants de cette étude concernant l'état du lac Témiscamingue en lien avec l'abondance de *Bythotrephes* dans le lac, il est impossible d'affirmer que l'espèce ne prolifère pas

dans le lac. En effet, nous avons tout de même récolté des individus dans le lac, ce qui veut dire que l'espèce, malgré les conditions difficiles décrites, est en mesure d'y survivre. Plusieurs études ont montré la présence d'un effet Allee lors de l'établissement d'une population de *Bythotrephes* dans plusieurs lacs en Amérique du Nord (Gertzen et al., 2011; Wittmann et al., 2011; Yan et al., 2011). Ainsi, il est possible qu'une saison d'eau libre présentant de meilleures conditions d'habitat pour *Bythotrephes* crée une opportunité pour l'espèce de proliférer et de devenir suffisamment abondante pour atteindre un seuil de non-retour. De plus, il a été montré que le moment d'arrivée de *Bythotrephes* dans un lac est très important afin de déterminer sa capacité d'invasion du milieu (Drake et al., 2006; Wittmann et al., 2011). Ainsi, il est possible que d'autres œufs soient importés involontairement dans le lac, à un moment différent, ce qui pourrait permettre sa prolifération dans le lac Témiscamingue. Avec tout ceci en tête, nous croyons qu'il est important de poursuivre les efforts autour du lac Témiscamingue afin de limiter la propagation de l'espèce dans le reste de la région. De plus, considérant les conditions d'habitat dans le lac, nous croyons que si l'espèce devenait envahissante, il serait fort probable que cela se produise dans la portion sud du lac puisque c'est à cet endroit que l'on retrouve la plus grande profondeur de zone photique. Nous croyons aussi que cela se produirait vers la fin de l'été, soit vers la fin du mois d'août, puisque c'est à ce moment que l'on retrouve les meilleures conditions de ressources alimentaires et de profondeur de zone photique dans le lac, deux paramètres qui sont très importants pour déterminer l'abondance de l'espèce. C'est donc dire que nous croyons que les efforts de sensibilisation et l'installation de stations de lavage devraient principalement être priorisés dans le sud du lac et vers la fin de l'été, puisque c'est là que l'on retrouve les conditions les plus propices à la prolifération de cette espèce, et donc, représente le plus grand risque de propagation vers le reste de la région. Afin de mettre en place toutes ces recommandations, il est impératif qu'une collaboration étroite est lieu entre tous les acteurs du milieu touchant le lac Témiscamingue. Sachant que le lac se situe à la frontière entre le Québec et l'Ontario, la création d'un canal de communication interprovincial entre les deux provinces serait d'une grande aide afin d'assurer un suivi

étroit de la qualité du lac Témiscamingue, particulièrement en lien avec l'état de la situation avec *Bythotrephes* dans le lac.

**ANNEXE A - STADES DE DÉVELOPPEMENT DES INDIVIDUS  
DE *BYTHOTREPHES* SELON LE TYPE DE REPRODUCTION  
(TIRÉ DE YURISTA, 1992)**

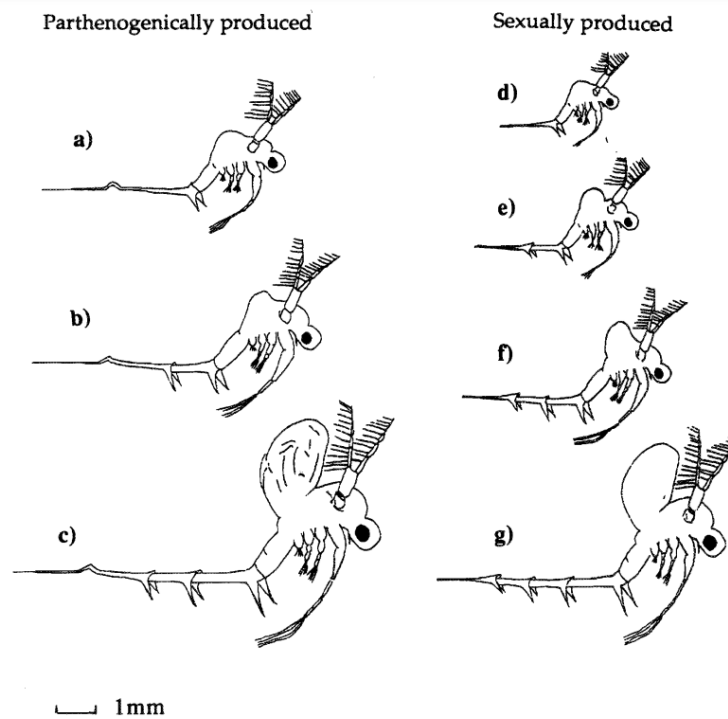


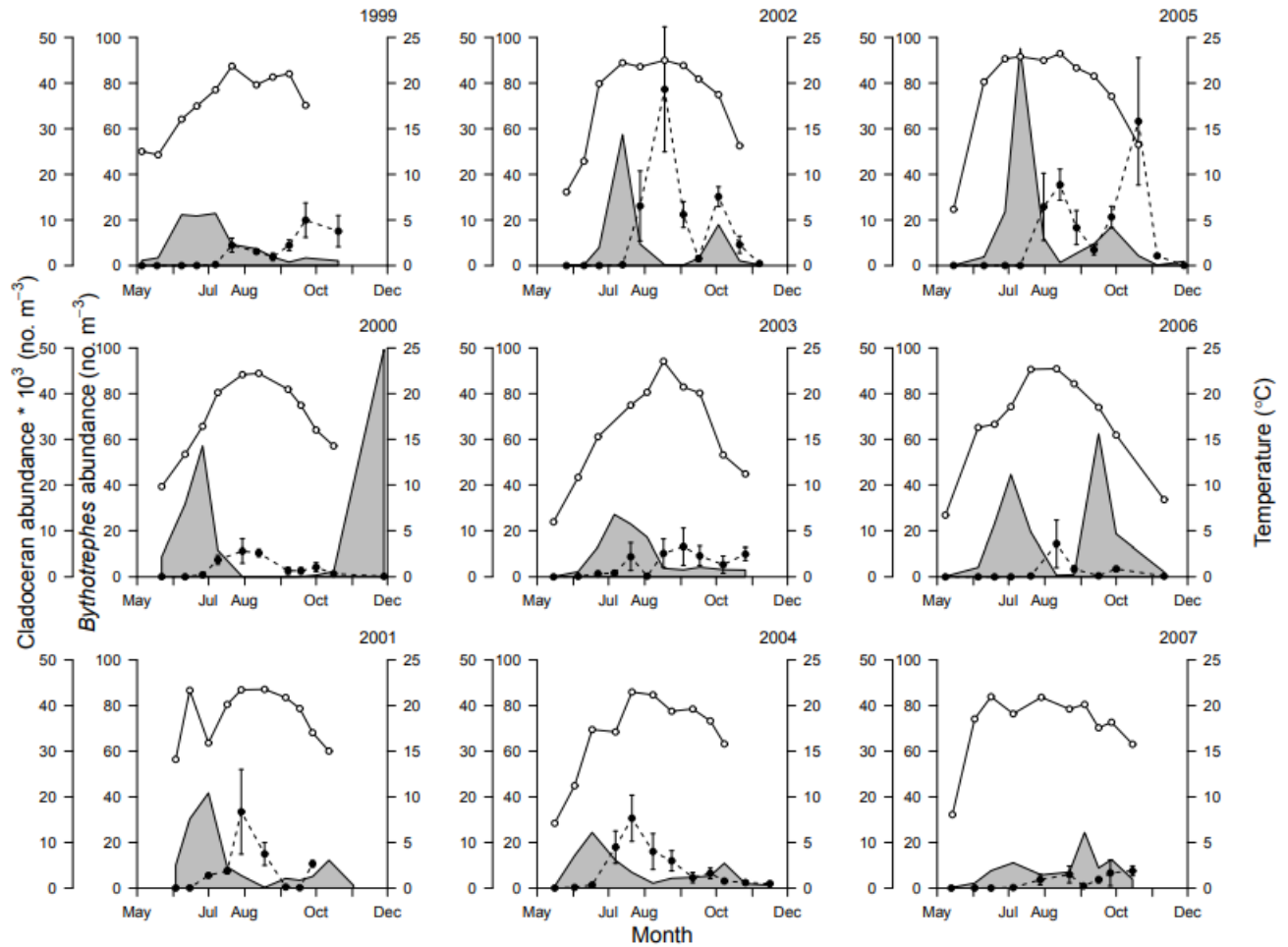
FIG. 1. Morphology of *Bythotrephes* instars produced parthenogenically ((a) neonate, (b) juvenile, and (c) adult) and gametogenically ((d) neonate, (e) and (f) juvenile, and (g) adult).

**ANNEXE B - TABLEAU DES ESPÈCES ZOOPLANCTONIQUES PRÉLEVÉS  
DANS LE LAC TÉMISCAMINGUE  
(TIRÉ DE ZETTLER ET CARTER, 1986)**

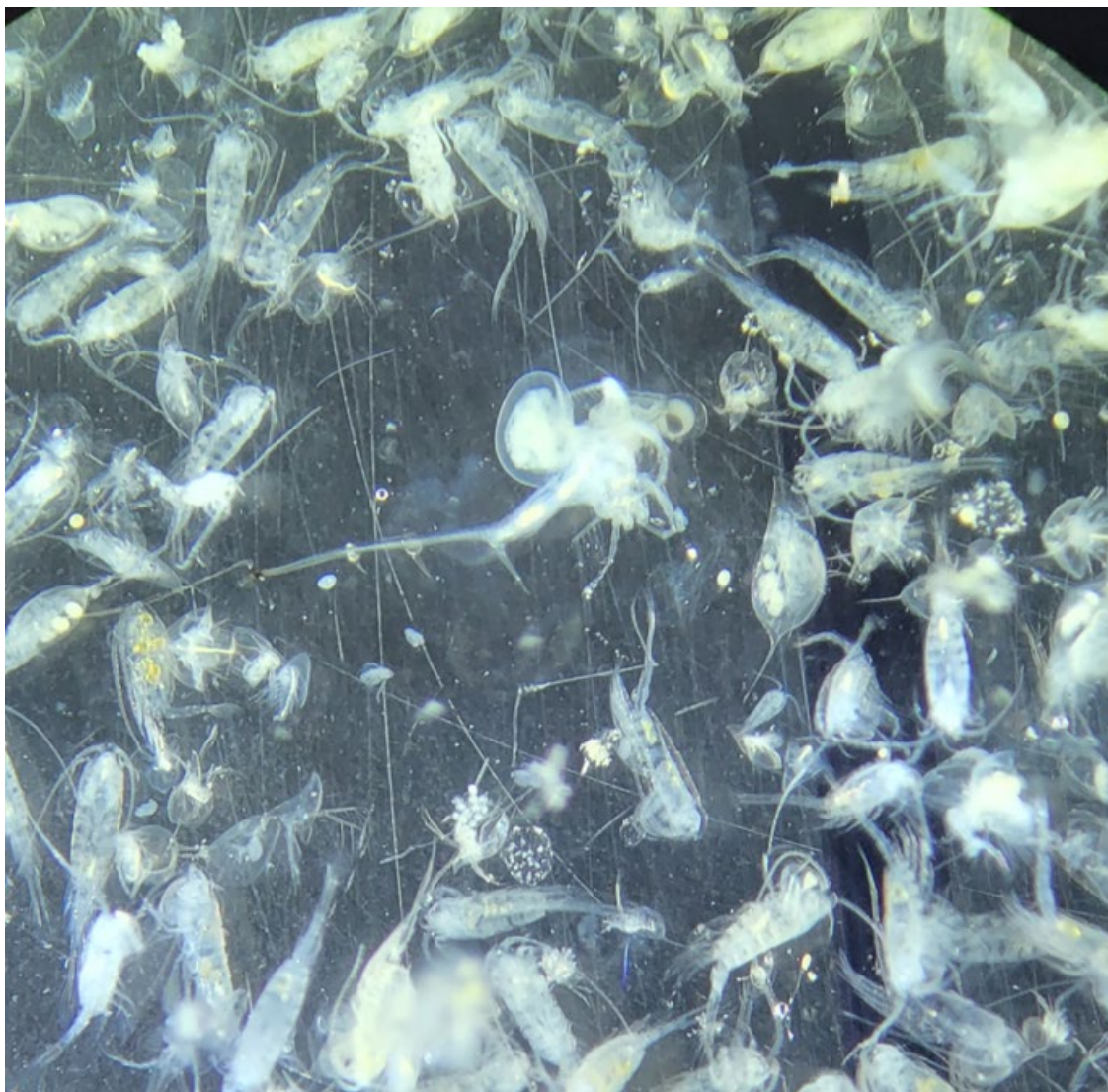
TABLE 2. Mean abundances over all stations and sampling dates and size ranges from the literature of all planktonic Crustacea and *Chaoborus* in Lake Temiskaming, 1983. (S = Smith and Fernando 1978; P = Pennak 1978; B = Brooks 1957).

Species	Mean numbers (m <sup>-2</sup> )	Size range (mm)
<i>Mysis relicta</i>	1.0×10 <sup>2</sup>	Up to 30.0 (P)
<i>Limnocalanus macrurus</i>	1.0×10 <sup>4</sup>	1.9–2.5 (S)
<i>Epischura lacustris</i>	1.5×10 <sup>3</sup>	1.5–1.7 (S)
<i>Diaptomus ashlandi</i>	1.0×10 <sup>4</sup>	0.9–1.2 (S)
<i>D. minutus</i>	1.6×10 <sup>4</sup>	0.9–1.0 (S)
<i>D. oregonensis</i>	1.2×10 <sup>4</sup>	1.1–1.3 (S)
<i>D. sicilis</i>	2.3×10 <sup>3</sup>	1.1–1.4 (S)
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	7.2×10 <sup>2</sup>	0.9–1.5 (S)
<i>Cyclops scutifer</i>	5.0×10 <sup>2</sup>	1.1–1.3 (S)
<i>Diacyclops thomasi</i>	6.5×10 <sup>3</sup>	1.1–1.3 (S)
<i>Mesocyclops edax</i>	4.4×10 <sup>3</sup>	1.0–1.5 (S)
<i>Tropocyclops prasinus mexicanus</i>	2.6×10 <sup>3</sup>	0.5–0.7 (S)
<i>Daphnia galeata mendotae</i>	3.2×10 <sup>4</sup>	Up to 2.0 (B)
<i>D. retrocurva</i>	2.8×10 <sup>4</sup>	1.3–1.8 (B)
<i>Bosmina longirostris</i>	3.4×10 <sup>4</sup>	0.3–0.5 (P)
<i>Diaphanosoma birgei</i>	1.9×10 <sup>4</sup>	0.8–1.2 (P)
<i>Holopedium gibberum</i>	2.3×10 <sup>2</sup>	1.0–2.0 (P)
<i>Leptodora kindtii</i>	1.2×10 <sup>2</sup>	Up to 17.0 (P)
<i>Chaoborus flavicans</i>	1.7×10 <sup>0</sup>	Up to 12.0 (P)

**ANNEXE C - GRAPHIQUES DE L'ABONDANCE MOYENNE DE  
CLADOCÈRES (COURBE GRISE), DE L'ABONDANCE MOYENNE DE  
FEMELLES *B. CEDERSTROEMI* (CERCLE NOIR, LIGNE POINTILLÉE) ET  
DE LA TEMPÉRATURE DE L'ÉPILMNION (POINT BLANC, LIGNE PLEINE)  
OBSERVÉS ENTRE 1999 ET 2007 DANS LE LAC SIMCOE, ONTARIO.  
(GRAPHIQUE TIRÉ DE KELLY ET AL., 2013)**



**ANNEXE D - PREMIER INDIVIDU DE *BYTHOTREPES* IDENTIFIÉ DANS LE CADRE DU PROJET**



**ANNEXE E - WILLIAM VINCENT LORS DU PREMIER JOUR  
D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LE LAC TÉMISCAMINGUE LE 19 MAI 2022**



**ANNEXE F - EMMA VAN DUNN ET WILLIAM VINCENT RÉCOLTANT UN  
ÉCHANTILLON LE 19 MAI 2022**



**ANNEXE G - WILLIAM VINCENT CONDUISANT UNE EMBARCATION LORS DE LA DERNIÈRE JOURNÉE DE TERRAIN**



**ANNEXE H - BENJAMIN FERRON ET GUILLAUME GROSBOIS SUR LE LAC  
TÉMISCAMINGUE LE 9 JUIN 2022**



## LISTE DES RÉFÉRENCES

- Aakala, T., Remy, C. C., Arseneault, D., Morin, H., Girardin, M. P., Gennaretti, F., Navarro, L., Kuosmanen, N., Ali, A. A. et Boucher, É. (2023). Millennial-scale disturbance history of the boreal zone. Dans *Boreal Forests in the face of climate change: sustainable management* (p. 53-87). Springer.
- Ameray, A., Cavard, X., Cyr, D., Valeria, O., Girona, M. M. et Bergeron, Y. (2024). One century of carbon dynamics in the eastern Canadian boreal forest under various management strategies and climate change projections. *Ecological Modelling*, 498, 110894.
- Argent, D. G., Kimmel, W. G., Gray, D. K., Deleonibus, B. et Drescher, D. (2014). Invasion of the Allegheny River in Pennsylvania by the spiny water flea. *BioInvasions Record*, 3(2).
- Arsenault, M., Grosbois, G., Labrecque-Foy, J.-P. et Girona, M. M. (2025). Diet and lake size are the main drivers of the territorial occupation dynamics of North American beaver. *Global Ecology and Conservation*, e03723.
- Ayala-Borda, P., Bogard, M. J., Grosbois, G., Prèskienis, V., Culp, J. M., Power, M. et Rautio, M. (2024). Dominance of net autotrophy in arid landscape low relief polar lakes, Nunavut, Canada. *Global change biology*, 30(2), e17193.
- Azan, S. S., Arnott, S. E. et Yan, N. D. (2015). A review of the effects of *Bythotrephes longimanus* and calcium decline on zooplankton communities—can interactive effects be predicted? *Environmental Reviews*, 23(4), 395-413.
- Barbiero, R. P. et Tuchman, M. L. (2004). Changes in the crustacean communities of Lakes Michigan, Huron, and Erie following the invasion of the predatory cladoceran *Bythotrephes longimanus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(11), 2111-2125.
- Barnhisel, D. R. (1991). The caudal appendage of the cladoceran *Bythotrephes cederstroemi* as defense against young fish. *Journal of plankton research*, 13(3), 529-537.
- Barrette, A., Turgeon, K., Feldman, M. J. et Grosbois, G. (2026). Fish presence alters amphibian and zooplankton communities in kettle lakes, but not hydrological connectivity. *bioRxiv*, 2026.2001. 2022.700881.
- Bartrons, M., Mehner, T., Argillier, C., Beklioglu, M., Blabolil, P., Hesthagen, T., Holmgren, K., Jeppesen, E., Krause, T. et Podgornik, S. (2020). Energy-based top-down and bottom-up relationships between fish community energy demand or production and phytoplankton across lakes at a continental scale. *Limnology and Oceanography*, 65(4), 892-902.

- Bellier, E., Engen, S. et Jensen, T. C. (2022). Seasonal diversity dynamics of a boreal zooplankton community under climate impact. *Oecologia*, 199(1), 139-152.
- Berg, D. J. et Garton, D. W. (1988). Seasonal abundance of the exotic predatory cladoceran, *Bythotrephes cederstroemi*, in western Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 14(4), 479-488.
- Blackburn-Desbiens, P., Grosbois, G., Power, M., Culp, J. et Rautio, M. (2023). Integrating hydrological connectivity and zooplankton composition in Arctic ponds and lakes. *Freshwater Biology*, 68(12), 2131-2150.
- Blaney, P., Sirois, P., Bélanger, M., Enders, E. C., Gabriele, M. et Grosbois, G. (2025). Live fast and die young: accelerated life histories of walleye populations in degraded boreal lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 82, 1-17.
- Boscarino, B. T., Rudstam, L. G., Mata, S., Gal, G., Johannsson, O. E. et Mills, E. L. (2007). The effects of temperature and predator—prey interactions on the migration behavior and vertical distribution of *Mysis relicta*. *Limnology and Oceanography*, 52(4), 1599-1613.
- Branstrator, D. K. (1993). Ecological investigations of the invertebrate plankton predator *Leptodora kindtii*. University of Michigan.
- Branstrator, D. K. (2005). Contrasting life histories of the predatory cladocerans *Leptodora kindtii* and *Bythotrephes longimanus*. *Journal of plankton research*, 27(6), 569-585.
- Branstrator, D. K., Brown, M. E., Shannon, L. J., Thabes, M. et Heimgartner, K. (2006). Range expansion of *Bythotrephes longimanus* in North America: evaluating habitat characteristics in the spread of an exotic zooplankter. *Biological Invasions*, 8(6), 1367-1379.
- Branstrator, D. K., Shannon, L. J., Brown, M. E. et Kitson, M. T. (2013). Effects of chemical and physical conditions on hatching success of *Bythotrephes longimanus* resting eggs. *Limnology and Oceanography*, 58(6), 2171-2184.
- Bray, M. (2014). *Lac Témiscamingue*.  
<https://www.thecanadianencyclopedia.ca/fr/article/lac-temiscamingue>
- Brown, M. E. (2008). Nature and nurture in dormancy: dissolved oxygen, pH, and maternal investment impact *Bythotrephes longimanus* resting egg emergence and neonate condition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(8), 1692-1704.

- Brown, M. E. et Branstrator, D. K. (2011). Patterns in the abundance, phenology, and hatching of the resting egg stage of the invasive zooplankter *Bythotrephes longimanus*: implications for establishment. *Biological Invasions*, 13(11), 2547-2559.
- Brown, M. E., Branstrator, D. K. et Shannon, L. J. (2012). Population regulation of the spiny water flea (*Bythotrephes longimanus*) in a reservoir: Implications for invasion. *Limnology and Oceanography*, 57(1), 251-271.
- Bunnell, D. B., Davis, B. M., Warner, D. M., Chriscinske, M. A. et Roseman, E. F. (2011). Planktivory in the changing Lake Huron zooplankton community: *Bythotrephes* consumption exceeds that of *Mysis* and fish. *Freshwater Biology*, 56(7), 1281-1296.
- Büns, M. et Ratte, H. (1991). The combined effects of temperature and food consumption on body weight, egg production and developmental time in *Chaoborus crystallinus* De Geer (Diptera: *Chaoboridae*) Some new evidence for the adaptive value of vertical migration. *Oecologia*, 88, 470-476.
- Burkhardt, S. et Lehman, J. T. (1994). Prey consumption and predatory effects of an invertebrate predator (*Bythotrephes*: Cladocera, Cercopagidae) based on phosphorus budgets. *Limnology and Oceanography*, 39(5), 1007-1019.
- Campbell, C. E. et Knoechel, R. (1990). Distribution patterns of vertebrate and invertebrate planktivores in Newfoundland lakes with evidence of predator-prey and competitive interactions. *Canadian journal of zoology*, 68(7), 1559-1567.
- Cavaletto, J. F., Vanderploeg, H. A., Pichlová-Ptáčnicková, R., Pothoven, S. A., Liebig, J. R. et Fahnenstiel, G. L. (2010). Temporal and spatial separation allow coexistence of predatory cladocerans: *Leptodora kindtii*, *Bythotrephes longimanus* and *Cercopagis pengoi*, in southeastern Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 36, 65-73.
- Cooper, S. D. et Goldman, C. R. (1982). Environmental factors affecting predation rates of *Mysis relicta*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(1), 203-208.
- Cummins, K. W., Costa, R. R., Rowe, R. E., Moshiri, G. A., Scanlon, R. M. et Zajdel, R. K. (1969). Ecological energetics of a natural population of the predaceous zooplankter *Leptodora kindtii* Focke (Cladocera). *Oikos*, 189-223.
- De Bernardi, R. et Giussani, G. (1975). Population dynamics of three cladocerans of Lago Maggiore related to predation pressure by a planktophagous fish: With 6 figures in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 19(4), 2906-2912.

- Donn Branstrator, A. M. (2016). *Invasive Species Compendium – Bythotrephes longimanus*. Center for Agricultural Bioscience International. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.120606>
- Downing, J. A., Plante, C. et Lalonde, S. (1990). Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(10), 1929-1936.
- Drake, J. M., Drury, K. L., Lodge, D. M., Blukacz, A., Yan, N. et Dwyer, G. (2006). Demographic stochasticity, environmental variability, and windows of invasion risk for *Bythotrephes longimanus* in North America. *Biological Invasions*, 8, 843-861.
- Duenas, M.-A., Hemming, D. J., Roberts, A. et Diaz-Soltero, H. (2021). The threat of invasive species to IUCN-listed critically endangered species: A systematic review. *Global Ecology and Conservation*, 26, e01476.
- Dumitru, C., Sprules, W. G. et Yan, N. D. (2001). Impact of *Bythotrephes longimanus* on zooplankton assemblages of Harp Lake, Canada: an assessment based on predator consumption and prey production. *Freshwater Biology*, 46(2), 241-251.
- Ebert, D. (2022). Daphnia as a versatile model system in ecology and evolution. *EvoDevo*, 13(1), 16.
- Enz, C. A., Heller, C., Müller, R. et Bürgi, H.-R. (2001). Investigations on fecundity of *Bythotrephes longimanus* in Lake Lucerne (Switzerland) and on niche segregation of *Leptodora kindti* and *Bythotrephes longimanus* in Swiss lakes. *Hydrobiologia*, 464(1), 143-151.
- Feldman, M. J., Girona, M. M., Grosbois, G. et Pietrek, A. G. (2020). Why do beavers leave home? Lodge abandonment in an invasive population in Patagonia. *Forests*, 11(11), 1161.
- Foster, S. E., Gary Sprule. (2009). Effects of the *Bythotrephes* invasion on native predatory invertebrates. *Limnology and Oceanography*, 54(3), 757-769.
- Frémont, A. et Soppé, M. (2005). Transport maritime conteneurisé et mondialisation. Dans. *Annales de géographie*.
- Gabriele, M., Rosabal, M., Girona, M. M., Blaney, P. et Grosbois, G. (2025). Mining and e-waste recycling influence the spatial distribution of technology-critical elements, but not rare earth elements, in boreal lakes. *Science of the Total Environment*, 1007, 180916.

- Gal, G., Rudstam, L. G. et Johannsson, O. E. (2004). Predicting *Mysis relicta* vertical distribution in Lake Ontario. *Archiv fur Hydrobiologie*, 159(1), 1-24.
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M. I. et Vilà, M. (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global change biology*, 22(1), 151-163.
- Garton, D. W., Berg, D. J. et Fletcher, R. J. (1990). Thermal tolerances of the predatory cladocerans *Bythotrephes cederstroemi* and *Leptodora kindtii*: relationship to seasonal abundance in western Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(4), 731-738.
- Garton, D. W., Berg, D. J., Stoeckmann, A. M. et Haag, W. R. (1993). Biology of recent invertebrate invading species in the Great Lakes: the spiny water flea, *Bythotrephes cederstroemi*, and the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Biological Pollution: The control and impact of invasive exotic species*, 63-84.
- Gartshore, D. (2022). Invasive spiny water flea (*Bythotrephes cederströmii*) and their impacts on young-of-year walleye (*Sander vitreus*) growth.
- Gauthier, S., Kuuluvainen, T., Macdonald, S. E., Shorohova, E., Shvidenko, A., Bélisle, A.-C., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., Grosbois, G. et Bergeron, Y. (2023). Ecosystem management of the boreal forest in the era of global change. Dans *Boreal forests in the face of climate change: Sustainable management* (p. 3-49). Springer.
- Gertzen, E., Leung, B. et Yan, N. (2011). Propagule pressure, Allee effects and the probability of establishment of an invasive species (*Bythotrephes longimanus*). *Ecosphere*, 2(3), 1-17.
- Girona, M. M., Aakala, T., Aquilué, N., Bélisle, A.-C., Chaste, E., Danneyrolles, V., Díaz-Yáñez, O., D'Orangeville, L., Grosbois, G. et Hester, A. (2023). Challenges for the sustainable management of the boreal forest under climate change. Dans *Boreal forests in the face of climate change: Sustainable management* (p. 773-837). Springer.
- Girona, M. M., Morin, H., Gauthier, S. et Bergeron, Y. (2023). *Boreal forests in the face of climate change: sustainable management*. Springer Nature.
- Gouvernement du Canada. (2019). Printemps 2019 — Rapports de la commissaire à l'environnement et au développement durable au Parlement du Canada. [https://www.oag-bvg.gc.ca/internet/Francais/parl\\_cesd\\_201904\\_01\\_f\\_43307.html](https://www.oag-bvg.gc.ca/internet/Francais/parl_cesd_201904_01_f_43307.html)
- Gouvernement du Québec. (2012). *Commission de toponymie*. [https://toponymie.gouv.qc.ca/ct/ToposWeb/fiche.aspx?no\\_seq=46338](https://toponymie.gouv.qc.ca/ct/ToposWeb/fiche.aspx?no_seq=46338)

- Grigorovich, I. A., Pashkova, O. V., Gromova, Y. F. et van Overdijk, C. D. (1998). *Bythotrephes longimanus* in the Commonwealth of Independent States: variability, distribution and ecology. *Hydrobiologia*, 379(1), 183-198.
- Grosbois, G., Hasan, A., Noualhaguet, M. et Montoro Girona, M. (2025). Fish-mediated impacts highlight the conservation value of Esker kettle lakes. *Scientific reports*, 15(1), 43563.
- Grosbois, G., Lau, D. C. P., Berggren, M., Girona, M. M., Goedkoop, W., Messier, C., Hjältén, J. et del Giorgio, P. (2023). Land and freshwater complex interactions in boreal forests: A neglected topic in forest management. Dans *Boreal forests in the face of climate change: Sustainable management* (p. 719-745). Springer.
- Grosbois, G., Mariash, H., Schneider, T. et Rautio, M. (2017). Under-ice availability of phytoplankton lipids is key to freshwater zooplankton winter survival. *Scientific reports*, 7(1), 11543.
- Grosbois, G., Mou, T. A. et Girona, M. M. (2024). Cyanobacteria in winter: Seasonal dynamics of harmful algal blooms and their driving factors in boreal lakes. *Heliyon*, 10(24).
- Grosbois, G., Power, M., Evans, M., Koehler, G. et Rautio, M. (2022). Content, composition, and transfer of polyunsaturated fatty acids in an Arctic lake food web. *Ecosphere*, 13(1), e03881.
- Grosbois, G., Vachon, D., Del Giorgio, P. A. et Rautio, M. (2020). Efficiency of crustacean zooplankton in transferring allochthonous carbon in a boreal lake. *Ecology*, 101(6), e03013.
- Grossnickle, N. E. (1982). Feeding habits of *Mysis relicta*-an overview. *Ecology of Mysidacea*, 101-107.
- Guimond, M., Grosbois, G., Waldron, K. et Montoro Girona, M. (2024). Windthrow in riparian buffers affects the water quality of freshwater ecosystems in the eastern Canadian boreal forest. *Scientific reports*, 14(1), 23027.
- Hanazato, T. et Yasuno, M. (1989). Effect of temperature in laboratory studies on growth of *Chaoborus flavicans* (Diptera: Chaoboridae).
- Hansen, G. J., Ahrenstorff, T. D., Bethke, B. J., Dumke, J. D., Hirsch, J., Kovalenko, K. E., LeDuc, J. F., Maki, R. P., Rantala, H. M. et Wagner, T. (2020). Walleye growth declines following zebra mussel and *Bythotrephes* invasion. *Biological Invasions*, 22(4), 1481-1495.

- Hasan, A., Girona, M. M., Grosbois, G., Saha, N. et Halim, M. A. (2020). Land sparing can maintain bird diversity in northeastern Bangladesh. *Sustainability*, 12(16), 6472.
- Hasan, A., Girona, M. M., Imbeau, L., Lento, J., Hof, A. R. et Grosbois, G. (2023). Indicator species reveal the physical and biological singularity of esker ecosystems. *Ecological Indicators*, 154, 110612.
- Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., Amalfitano, S. et Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750(1), 147-170.
- Herzig, A. (1985). Resting eggs—a significant stage in the life cycle of crustaceans *Leptodora kindti* and *Bythotrephes longimanus*: With 5 figures and 5 tables in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 22(5), 3088-3098.
- Herzig, A. (1995). *Leptodora kindti*: efficient predator and preferred prey item in Neusiedler See, Austria. *Hydrobiologia*, 307, 273-282.
- Hessen, D. O., Bakkestuen, V. et Walseng, B. (2011). The ecological niches of *Bythotrephes* and *Leptodora*: lessons for predicting long-term effects of invasion. *Biological Invasions*, 13(11), 2561-2572.
- Hoffman, J. C., Smith, M. E. et Lehman, J. T. (2001). Perch or plankton: top-down control of *Daphnia* by yellow perch (*Perca flavescens*) or *Bythotrephes cederstroemi* in an inland lake? *Freshwater Biology*, 46(6), 759-775.
- Horváth, Z., Vad, C. F., Preiler, C., Birtel, J., Matthews, B., Ptáčníková, R. et Ptáčník, R. (2017). Zooplankton communities and *Bythotrephes longimanus* in lakes of the montane region of the northern Alps. *Inland Waters*, 7(1), 3-13.
- Interlandi, S. J. et Kilham, S. S. (2001). Limiting resources and the regulation of diversity in phytoplankton communities. *Ecology*, 82(5), 1270-1282.
- Jansen, W., Gill, G. et Hann, B. (2017). Rapid geographic expansion of spiny water flea (*Bythotrephes longimanus*) in Manitoba, Canada, 2009-2015. *Aquatic Invasions*, 12(3).
- Jokela, A., Arnott, S. E. et Beisner, B. E. (2011). Patterns of *Bythotrephes longimanus* distribution relative to native macroinvertebrates and zooplankton prey. *Biological Invasions*, 13, 2573-2594.
- Jokela, A., Arnott, S. E. et Beisner, B. E. (2013). Influence of light on the foraging impact of an introduced predatory cladoceran, *Bythotrephes longimanus*. *Freshwater Biology*, 58(9), 1946-1957.

- Jokela, A., Arnott, S. E. et Beisner, B. E. (2017). Biotic resistance of impact: a native predator (*Chaoborus*) influences the impact of an invasive predator (*Bythotrephes*) in temperate lakes. *Biological Invasions*, 19(5), 1495-1515.
- Kelly, N. E., Young, J. D., Winter, J. G. et Yan, N. D. (2013). Dynamics of the invasive spiny water flea, *Bythotrephes longimanus*, in Lake Simcoe, Ontario, Canada. *Inland Waters*, 3(1), 75-92.
- Kerfoot, W. C., Hobmeier, M. M., Yousef, F., Lafrancois, B. M., Maki, R. P. et Hirsch, J. K. (2016). A plague of waterfleas (*Bythotrephes*): impacts on microcrustacean community structure, seasonal biomass, and secondary production in a large inland-lake complex. *Biological Invasions*, 18(4), 1121-1145.
- Kerfoot, W. C., Yousef, F., Hobmeier, M. M., Maki, R. P., Jarnagin, S. T. et Churchill, J. H. (2011). Temperature, recreational fishing and diapause egg connections: dispersal of spiny water fleas (*Bythotrephes longimanus*). *Biological Invasions*, 13, 2513-2531.
- Kernan, M. (2015). Climate change and the impact of invasive species on aquatic ecosystems. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 18(3), 321-333.
- Ketelaars, H. A. et Gille, L. (1994). Range extension of the predatory cladoceran *Bythotrephes longimanus* Leydig 1860 (Crustacea, Onychopoda) in Western Europe. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 28(2), 175-180.
- Kim, N. et Yan, N. D. (2010). Methods for rearing the invasive zooplankter *Bythotrephes* in the laboratory. *Limnology and Oceanography: Methods*, 8(10), 552-561.
- Kim, S., Bergeron, Y., Raymond, P., Thiffault, N. et Girona, M. M. (2025). Natural regeneration 18 years after experimental silvicultural treatments in Canadian boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 585, 122655.
- Kinsley, A. C., Kao, S. Y. Z., Enns, E. A., Escobar, L. E., Qiao, H., Snellgrove, N., Muellner, U., Muellner, P., Muthukrishnan, R. et Craft, M. E. (2024). Modeling the risk of aquatic species invasion spread through boater movements and river connections. *Conservation biology*, 38(4), e14260.
- Korovchinsky, N. M. et Arnott, S. E. (2019). Taxonomic resolution of the North American invasive species of the genus *Bythotrephes* Leydig, 1860 (Crustacea: Cladocera: Cercopagididae). *Zootaxa*, 4691(2), 125-138.
- Labrecque-Foy, J. P., Lemay, M. A., Gennaretti, F., Arseneault, D. et Montoro Girona, M. (2025). Keeping logs on the past: Log driving tells the story of fire regimes in pine forests of eastern Canada. *Ecosphere*, 16(12), e70473.

- Lampert, W. (1993). Ultimate causes of diel vertical migration of zooplankton: new evidence for the predator-avoidance hypothesis. Dans. *Diel vertical migration of zooplankton*.
- Lan, R. et Qiao, B. (2020). Study on the Invasion Mechanism of Alien Species through Ship Activities. Dans. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science.
- Lavoie, J., Bergeron, Y., Martin, M. et Girona, M. M. (2026). Spruce budworm outbreaks promote natural regeneration of Eastern white pine. *Forest Ecology and Management*, 601, 123320.
- LeDuc, J. F. (2012). Predator-prey: interactions between the spiny waterflea (*Bythotrephes longimanus*) and pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). Michigan Technological University.
- LeDuc, J. F., Hobmeier, M. M. et Kerfoot, W. C. (2020). Pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) counter spiny cladoceran (*Bythotrephes longimanus*) defenses. *Journal of Great Lakes Research*, 46(1), 207-215.
- Lehman, J. T. (1991). Causes and consequences of cladoceran dynamics in Lake Michigan: implications of species invasion by *Bythotrephes*. *Journal of Great Lakes Research*, 17(4), 437-445.
- Lehman, J. T. et Cáceres, C. E. (1993). Food-web responses to species invasion by a predatory invertebrate: *Bythotrephes* in Lake Michigan. *Limnology and Oceanography*, 38(4), 879-891.
- Liljendahl-Nurminen, A., Horppila, J., Uusitalo, L. et Niemistö, J. (2008). Spatial variability in the abundance of pelagic invertebrate predators in relation to depth and turbidity. *Aquatic ecology*, 42, 25-33.
- Lovell, H. L. et Caine, T. (1970). *Lake Timiskaming rift valley* (vol. 39). Ontario Department of Mines.
- Luo, X., Shen, S., Liao, K., Li, S., Pan, Q., Ma, J., Li, W. et Yang, X. (2025). Invasion Status, Mechanisms, and Future Distribution Prediction of *Solidago canadensis* in the Trade Port Region: A Case Study of Ningbo Port, China. *Plants*, 14(10), 1546.
- Ma, C., Mwagona, P. C., Yu, H., Sun, X., Liang, L., Mahboob, S. et Al-Ghanim, K. A. (2019). Seasonal dynamics of zooplankton functional group and its relationship with physico-chemical variables in high turbid nutrient-rich Small Xingkai Wetland Lake, Northeast China. *Journal of Freshwater Ecology*, 34(1), 65-79.

- Maclsaac, H. J., Ketelaars, H. A., Grigorovich, I. A., Ramcharan, C. W. et Yan, N. D. (2000). Modeling *Bythotrephes longimanus* invasions in the Great Lakes basin based on its European distribution. *Archiv fur Hydrobiologie*, 1-21.
- Manca, M. M., Portogallo, M. et Brown, M. E. (2007). Shifts in phenology of *Bythotrephes longimanus* and its modern success in Lake Maggiore as a result of changes in climate and trophic. *Journal of plankton research*, 29(6), 515-525.
- Matveev, V. F. (1987). Long-term changes in the community of planktonic crustaceans in Lake Glubokoe in relation to predation and competition. *Lake Glubokoe*, 33-43.
- McNaught, S. (1993). Suggestions of biotic niche constraints from the distribution of *Leptodora kindti*. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 25(1), 312-317.
- McWilliam, P. S. (1970). Seasonal changes in abundance and reproduction in the "opossum shrimp": *Mysis relicta* Lovén, in Lake Michigan.
- MFFP. (2019). Espèces exotiques envahissantes - La puce d'eau en hameçon détectée dans les eaux de la rivière Richelieu. <https://www.quebec.ca/nouvelles/actualites/details/especes-exotiques-envahissantes-la-puce-deau-en-hamecon-detectee-dans-les-eaux-de-la-riviere-richelieu>
- Miehls, A. L., Peacor, S. D. et McAdam, A. G. (2012). Genetic and maternal effects on tail spine and body length in the invasive spiny water flea (*Bythotrephes longimanus*). *Evolutionary applications*, 5(3), 306-316.
- Morissette, O. et Vachon, N. (2021). *La détection hâtive et le suivi des cladocères envahissants dans les eaux québécoises*. . N. Vachon.
- Morreale, S. J., Lauber, T. B. et Stedman, R. C. (2023). Anglers as potential vectors of aquatic invasive species: Linking inland water bodies in the Great Lakes region of the US. *PLoS One*, 18(7), e0276028.
- Muirhead, J. et Sprules, W. G. (2003). Reaction distance of *Bythotrephes longimanus*, encounter rate and index of prey risk for Harp Lake, Ontario. *Freshwater Biology*, 48(1), 135-146.
- Muirhead, J. R. et Maclsaac, H. J. (2005). Development of inland lakes as hubs in an invasion network. *Journal of Applied Ecology*, 42(1), 80-90.
- Naidoo, T. et Glassom, D. (2019). Decreased growth and survival in small juvenile fish, after chronic exposure to environmentally relevant concentrations of microplastic. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 254-259.

- Nauwerck, A. (1993). Migration strategies of crustacean zooplankton in Lake Mondsee. *Ergebnisse der Limnologie ERLIA* 6, 39.
- Neumann, W., Hjältén, J., De Jager, N. R., Girona, M. M. et Hof, A. R. (2024). Balancing conflicting goals in ungulate management and forestry in the light of climate change in hemiboreal and boreal forests: insights from Europe and Northern America. *Environmental Reviews*, 33, 1-17.
- Nordin, L., Arts, M., Johannsson, O. et Taylor, W. (2008). An evaluation of the diet of *Mysis relicta* using gut contents and fatty acid profiles in lakes with and without the invader *Bythotrephes longimanus* (Onychopoda, Cercopagidae). *Aquatic ecology*, 42, 421-436.
- Noualhaguet, M., Hernández-Rodríguez, E. et Girona, M. M. (2025). Drivers of understory vegetation 18 years after novel experimental partial-harvest treatments in Canadian boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 594, 122949.
- OBVT. (2013). *Plan directeur de l'eau (PDE) du bassin versant du Témiscamingue*. . <https://obvt.ca/le-bassin-versant/le-plan-directeur-de-l-eau/les-sections-du-pde/version-integrale-du-pde/>
- Osse, O. J. F., Marchand, P. et Girona, M. M. (2025). Spatial variability in defoliation dynamics during spruce budworm outbreaks: A landscape perspective. *Ecological Modelling*, 510, 111337.
- Palmer, A., Stich, H.-B. et Maier, G. (2001). Distribution patterns and predation risk of the coexisting cladocerans *Bythotrephes longimanus* and *Leptodora kindtii* in a large lake—Lake Constance. *Hydrobiologia*, 442(1), 301-307.
- Pangle, K. L. et Peacor, S. D. (2009). Light-dependent predation by the invertebrate planktivore *Bythotrephes longimanus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(10), 1748-1757.
- Pangle, K. L., Peacor, S. D. et Johannsson, O. E. (2007). Large nonlethal effects of an invasive invertebrate predator on zooplankton population growth rate. *Ecology*, 88(2), 402-412.
- Paolucci, E. M., Maclsaac, H. J. et Ricciardi, A. (2013). Origin matters: alien consumers inflict greater damage on prey populations than do native consumers. *Diversity and Distributions*, 19(8), 988-995.
- Pastorok, R. A. (1980). Effects of predator hunger and food abundance on prey selection by *Chaoborus* larvae. *Limnol. Oceanogr.:(United States)*, 25(5).
- Patton, C. J. et Kryskalla, J. R. (2003). Methods of analysis by the US Geological Survey National Water Quality Laboratory: evaluation of alkaline persulfate

digestion as an alternative to Kjeldahl digestion for determination of total and dissolved nitrogen and phosphorus in water (vol. 3). *US Department of the Interior, US Geological Survey*.

- Pêches et Océans Canada. (2019). *About aquatic invasive species*. Gouvernement du Canada. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/ais-eae/about-sur/index-eng.html>
- Pelletier, A.-M., Verreault, G. et Simard, A. (2012). Le Réseau de détection précoce des espèces aquatiques exotiques envahissantes du Saint-Laurent: bilan des activités 2007-2010. *Le naturaListe canadien*, 136(3), 73-79.
- Pennak, R. W. (1989). Fresh-water invertebrates of the United States. *Protozoa to mollusca*.
- Pimentel, D., Zuniga, R. et Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological economics*, 52(3), 273-288.
- Piscart, C., ROUSSEL, J. M., Dick, J. T., Grosbois, G. et Marmonier, P. (2011). Effects of coexistence on habitat use and trophic ecology of interacting native and invasive amphipods. *Freshwater Biology*, 56(2), 325-334.
- Potapov, A., Muirhead, J., Yan, N., Lele, S. et Lewis, M. (2011). Models of lake invasibility by *Bythotrephes longimanus*, a non-indigenous zooplankton. *Biological Invasions*, 13, 2459-2476.
- Pothoven, S. A., Vanderploeg, H. A., Cavaletto, J. F., Krueger, D. M., Mason, D. M. et Brandt, S. B. (2007). Alewife planktivory controls the abundance of two invasive predatory cladocerans in Lake Michigan. *Freshwater Biology*, 52(3), 561-573.
- Pothoven, S. A., Vanderploeg, H. A., Warner, D. M., Schaeffer, J. S., Ludsins, S. A., Claramunt, R. M. et Nalepa, T. F. (2012). Influences on *Bythotrephes longimanus* life-history characteristics in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 38(1), 134-141.
- Quinlan, R., Filazzola, A., Mahdiyan, O., Shuvo, A., Blaggrave, K., Ewins, C., Moslenko, L., Gray, D. K., O'Reilly, C. M. et Sharma, S. (2021). Relationships of total phosphorus and chlorophyll in lakes worldwide. *Limnology and Oceanography*, 66(2), 392-404.
- Rahel, F. J. et Olden, J. D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation biology*, 22(3), 521-533.

- Raymond, P., Löf, M., Comeau, P., Rytter, L., Girona, M. M. et Puettmann, K. J. (2023). Silviculture of mixed-species and structurally complex boreal stands. Dans *Boreal forests in the face of climate change: sustainable management* (p. 403-416). Springer.
- Rennie, M. D., James, L. A., Arnott, S. E., Casselman, J. M., Evans, D. O. et Sprules, W. G. (2024). Spiny water flea invasion alters fish mercury bioaccumulation rates. *Biological Invasions*, 26(4), 1209-1227.
- Ricciardi, A. et MacIsaac, H. J. (2000). Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto–Caspian species. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(2), 62-65.
- Riessen, H. P., O'Brien, W. J. et Loveless, B. (1984). An analysis of the components of *Chaoborus* predation on zooplankton and the calculation of relative prey vulnerabilities. *Ecology*, 65(2), 514-522.
- Rudstam, L. G., Hetherington, A. L. et Mohammadian, A. M. (1999). Effect of temperature on feeding and survival of *Mysis relicta*. *Journal of Great Lakes Research*, 25(2), 363-371.
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B. et Kinzig, A. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774.
- Salazkin, A. (1976). Main Types of Lakes in a Humid Zone of the USSR and their Biological and Productional Characteristic. *Izv. GosNII Ozern. i Rechn. Ryb. Khoz.-va*, 108, 194.
- Sanscartier, R. (2014). *L'industrie faunique comme moteur économique régional*. N. D. Baets. <https://abitibi-temiscamingue.org/wp-content/uploads/2015/09/industrie-faunique-moteur-economique-regional.pdf>
- Sarat, E., Mazaubert, E., Dutartre, A., Poulet, N. et Soubeyran, Y. (2015). Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques. *Connaissances pratiques et expériences de gestion*, 1.
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *science*, 195(4275), 260-262.
- Schneider, T., Grosbois, G., Vincent, W. F. et Rautio, M. (2017). Saving for the future: Pre-winter uptake of algal lipids supports copepod egg production in spring. *Freshwater Biology*, 62(6), 1063-1072.

- Schulz, K. L. et Yurista, P. M. (1998). Implications of an invertebrate predator's (*Bythotrephes cederstroemi*) atypical effects on a pelagic zooplankton community. *Hydrobiologia*, 380, 179-193.
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E. et Pascal, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58-66.
- Sorensen, M. L. et Branstrator, D. K. (2017). The North American invasive zooplanktivore *Bythotrephes longimanus* is less hypoxia-tolerant than the native *Leptodora kindtii*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(6), 824-832.
- Sørnes, T. A. et Aksnes, D. L. (2006). Concurrent temporal patterns in light absorbance and fish abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 325, 181-186.
- Staples, D. F., Maki, R. P., Hirsch, J. K., Kerfoot, W. C., LeDuc, J. F., Burri, T., Lafrancois, B. M. et Glase, J. (2017). Decrease in young-of-the-year yellow perch growth rates following *Bythotrephes longimanus* invasion. *Biological Invasions*, 19(7), 2197-2205.
- Straile, D. et Hälbich, A. (2000). Life history and multiple antipredator defenses of an invertebrate pelagic predator, *Bythotrephes longimanus*. *Ecology*, 81(1), 150-163.
- Strecker, A. L. et Arnott, S. E. (2008). Invasive predator, *Bythotrephes*, has varied effects on ecosystem function in freshwater lakes. *Ecosystems*, 11(3), 490-503.
- Strecker, A. L., Arnott, S. E., Yan, N. D. et Girard, R. (2006). Variation in the response of crustacean zooplankton species richness and composition to the invasive predator *Bythotrephes longimanus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(9), 2126-2136.
- Swift, M. C. et Fedorenko, A. Y. (1975). Some aspects of prey capture by *chaoborus* larvae 1. *Limnology and Oceanography*, 20(3), 418-425.
- Swift, M. C. et Forwarder, R. B. (1981). *Chaoborus* prey capture efficiency in the light and dark 1. *Limnology and Oceanography*, 26(3), 461-466.
- Taylor, W., Fricker, H. et Lean, D. (1987). Zooplankton seasonal succession in Lake Ontario at northshore, midlake, and southshore stations in 1982, and a comparison with 1970. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(12), 2178-2184.

- Thomaz, S. M., Kovalenko, K. E., Havel, J. E. et Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: general trends in the literature and introduction to the special issue. *Hydrobiologia*, 746(1), 1-12.
- Thorp, J. H. et Rogers, D. C. (2014). *Thorp and Covich's freshwater invertebrates: ecology and general biology* (vol. 1). Elsevier.
- Uusitalo, L., Horppila, J., Eloranta, P., Liljendahl-Nurminen, A., Malinen, T., Salonen, M. et Vinni, M. (2003). *Leptodora kindtii* and flexible foraging behaviour of fish-factors behind the delayed biomass peak of cladocerans in Lake Hiidenvesi. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 88(1), 34-48.
- Vanderploeg, H. A., Liebig, J. R. et Omair, M. (1993). *Bythotrephes* predation on Great Lakes' zooplankton measured by an in situ method: implications for zooplankton community structure. *Archiv fur Hydrobiologie*, 127, 1-1.
- Vijverberg, J. et Koelewijn, H. P. (2004). Effect of temperature on development and growth of the raptorial cladoceran *Leptodora kindtii* under laboratory conditions. *Freshwater Biology*, 49(11), 1415-1422.
- Wang, L. et Jackson, D. A. (2011). Modeling the establishment of invasive species: habitat and biotic interactions influencing the establishment of *Bythotrephes longimanus*. *Biological Invasions*, 13, 2499-2512.
- Weisz, E. J. et Yan, N. D. (2010). Relative value of limnological, geographic, and human use variables as predictors of the presence of *Bythotrephes longimanus* in Canadian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(3), 462-472.
- Weisz, E. J. et Yan, N. D. (2011). Shifting invertebrate zooplanktivores: watershed-level replacement of the native *Leptodora* by the non-indigenous *Bythotrephes* in Canadian Shield lakes. *Biological Invasions*, 13(1), 115-123.
- Wetzel, R. G. et Likens, G. (2000). *Limnological analyses*. Springer Science & Business Media.
- Winder, M. et Jassby, A. D. (2011). Shifts in zooplankton community structure: implications for food web processes in the upper San Francisco Estuary. *Estuaries and Coasts*, 34, 675-690.
- Wissel, B., Boeing, W. et Ramcharan, C. (2003). Effects of water color on predation regimes and zooplankton assemblages in freshwater lakes. *Limnology and Oceanography*, 48(5), 1965-1976.

- Wittmann, M. J., Lewis, M. A., Young, J. D. et Yan, N. D. (2011). Temperature-dependent Allee effects in a stage-structured model for *Bythotrephes* establishment. *Biological Invasions*, 13, 2477-2497.
- Yan, N. D., Blukacz, A., Sprules, W. G., Kindy, P. K., Hackett, D., Girard, R. E. et Clark, B. J. (2001). Changes in zooplankton and the phenology of the spiny water flea, *Bythotrephes*, following its invasion of Harp Lake, Ontario, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(12), 2341-2350.
- Yan, N. D., Girard, R. et Boudreau, S. (2002). An introduced invertebrate predator (*Bythotrephes*) reduces zooplankton species richness. *Ecology Letters*, 5(4), 481-485.
- Yan, N. D., Leung, B., Lewis, M. A. et Peacor, S. D. (2011). The spread, establishment and impacts of the spiny water flea, *Bythotrephes longimanus*, in temperate North America: a synopsis of the special issue. *Biological Invasions*, 13, 2423-2432.
- Yan, N. D. et Pawson, T. W. (1997). Seasonal variation in the size and abundance of the invading *Bythotrephes* in Harp Lake, Ontario, Canada. *Hydrobiologia*, 361, 157-168.
- Young, J. D., Strecker, A. L. et Yan, N. D. (2011). Increased abundance of the non-indigenous zooplanktivore, *Bythotrephes longimanus*, is strongly correlated with greater spring prey availability in Canadian Shield lakes. *Biological Invasions*, 13, 2605-2619.
- Young, J. D. et Yan, N. D. (2008). Modification of the diel vertical migration of *Bythotrephes longimanus* by the cold-water planktivore, *Coregonus artedii*. *Freshwater Biology*, 53(5), 981-995.
- Yurista, P. M. (1992). Embryonic and postembryonic development in *Bythotrephes cederstroemii*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(6), 1118-1125.
- Yurista, P. M. (1999). A model for temperature correction of size-specific respiration in *Bythotrephes cederstroemi* and *Daphnia middendorffiana*. *Journal of plankton research*, 21(4).
- Zettler, E. R. et Carter, J. C. (1986). Zooplankton community and species responses to a natural turbidity gradient in Lake Temiskaming, Ontario–Quebec. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43(3), 665-673.
- Zhang, Q., Wang, Y. et Liu, X. (2024). Risk of introduction and establishment of alien vertebrate species in transboundary neighboring areas. *Nature Communications*, 15(1), 870.