

## ZOOPLANCTON DU LÉMAN

## THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

### CAMPAGNE 2019

PAR

**Serena RASCONI, Orlane ANNEVILLE et Leslie LAINE**

INRAEE-UMR/CARTELE, CS 50, BP 511, F - 74203 THONON LES BAINS Cedex

### RÉSUMÉ

*Le zooplancton du Léman en 2019 est dominé par les calanoïdes, dont Eudiaptomus gracilis est le seul représentant. Les abondances augmentent dès le mois de mars, atteignent le pic maximum début juin et restent importantes pendant tout l'été. Les abondances des cyclopoïdes commencent également à augmenter en février et les principaux pics sont observés pendant l'été. Les valeurs observées au printemps sont relativement plus faibles que celles mesurées en été et l'abondance est inférieure à celle des calanoïdes. Les cladocères sont très peu abondants en 2019, les valeurs sont faibles jusqu'en été. Les cladocères herbivores sont plus abondants pendant la saison estivale, on observe le maximum des bosminidés au mois de juillet et le maximum des daphniidés au mois d'août-septembre. Les cladocères carnivores sont majoritairement des Bythotrephes longimanus et ils présentent une dynamique annuelle marquée par un début de croissance en avril, une phase de croissance pendant l'été et un pic en septembre.*

*A l'échelle interannuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une abondance similaire à celle des années précédentes et en ligne avec la tendance à la baisse remarquée pendant les dernières années, notamment due aux faibles abondances des cladocères herbivores et carnivores.*

*La communauté des rotifères est dominée par l'espèce Synchaeta sp au printemps et Keratella cochlearis en été qui présente un pic d'abondance en juillet et se maintient pendant toute la période estivale.*

*L'évolution interannuelle de l'abondance des mollusques Dreissena sp. était stable depuis les années 2000 avec une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été. Cependant, depuis 2017 on observe un changement dans la phénologie et on remarque la présence de Dreissena sp. également pendant les mois d'hiver.*

### ABSTRACT

*The zooplankton of Lake Geneva is dominated in 2019 by the calanoids, only represented by Eudiaptomus gracilis. The abundance starts increasing in March, reaches the maximum in June and remains high during summer. The cyclopoids have a similar dynamic, starting growing in March and reaching the maximum values in summer, but the abundance remains lower than for the calanoids. The cladocera are the less abundant group, the abundance remains low during spring and the growing period is mainly observed during summer. The herbivorous cladocera are abundant in July (maximum of the bosminids) and September (maximum of the daphnids). The carnivorous cladocera are mainly represented by Bythotrephes longimanus and are characterized by oscillating growing phases during spring and summer, the maximum is reached in September. The population of crustacean zooplankton was in general decreasing during the last years in Lake Geneva and this trend is confirmed for this study year, mainly driven by the low abundance of the cladocera.*

*The rotifers community is dominated during springtime by the species Synchaeta sp. and Keratella cochlearis during summer, which are responsible for the two major peaks recorded during winter and summer 2019.*

*The interannual evolution of the mollusc Dreissena sp. was stable during the year 2000s, and the presence was recorded only during summer. However, since 2017 the seasonal development seems to expand and covers the winter period as well.*

## 1. INTRODUCTION

Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Il constitue un maillon majeur dans le fonctionnement de l'écosystème car il est à la fois une source de nourriture pour les consommateurs secondaires et un lien trophique essentiel pour le transfert de la biomasse phytoplanctonique aux consommateurs supérieurs. Il constitue également un compartiment hétérogène en termes de taille, qualité nutritionnelle pour les prédateurs, state de vie (adultes vs nauplii) et stratégies trophiques (herbivores vs carnivores). Il est donc très important d'effectuer un suivi complet des différents taxons pour pouvoir évaluer la capacité des herbivores à contrôler les biomasses phytoplanctoniques (et par conséquent l'impact sur la qualité du milieu), ainsi qu'estimer la quantité de proies disponibles pour les niveaux trophiques supérieurs, tel que le poisson (et donc l'impact en termes de services écosystémiques). Le suivi de la CIPEL porte sur les rotifères et les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés dont la taille se situe généralement entre 200 et 4000 µm) récoltés dans le domaine pélagique.

La communauté microcrustacéenne pélagique du Léman est composée des copépodes (herbivores et prédateurs) et des cladocères. Parmi les copépodes, les calanoïdes sont représentés en 2019 par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis* (herbivore), et les cyclopoïdes sont représentés par l'espèce *Cyclops prealpinus* (herbivore dans le stade juvénile et prédateur dans le stade adulte). Les cladocères herbivores (filtreurs) sont représentés par des daphniidés (*Daphnia sp.*) et des bosminidés (*Eubosmina sp.*), les cladocères prédateurs sont représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

Les rotifères (prédateurs, parasites, filtreurs de particules organiques, algues, flagellés et prédateurs) sont majoritairement représentés par des espèces des genres *Synchaeta*, *Keratella* and *Kellicottia*, tous appartenant à la classe des Monogononta. Ils sont présents dans la colonne d'eau toute l'année sauf en février, le seul moment où on observe une faible abondance.

Un troisième groupe est observé dans les échantillonnages. Il s'agit de larves de mollusques de la famille des Dreissenidae (*Dreissena sp.*). Ces organismes sont originaires de la région ponto-caspienne et désormais répandus dans les lacs européens (BIRNBAUM, 2011). Ils sont connus en France depuis le XIX<sup>e</sup> siècle et ont été observés dans le Léman depuis les années 60 (BINDER 1965) où ils ont été transportés via les canaux de navigation (BOUQUEREL 2008). Parmi le groupe des Dreissenidae, deux espèces dans les grands lacs alpins sont présentes : la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), connue depuis le début du siècle 20<sup>ième</sup>, était considérée comme la principale espèce invasive. Depuis les années 1980, la moule quagga (*Dreissena bugensis*) est apparue comme invasive et remplace progressivement la moule zébrée. Ces espèces sont en effet très similaires, bien que la moule quagga préfère des eaux plus profondes et peut facilement croître en présence de faibles concentrations de nutriments et à basse température. La phénologie de ces deux espèces est différente (MCMAHON 1996) et on peut de ce fait s'attendre à ce que la moule quagga ait une saisonnalité plus ample avec des phases de croissance active également en saison de basse température.

Les données de dynamique saisonnière et les tendances interannuelles des organismes zooplanctoniques sont présentées dans ce chapitre. Ce document traite : (i) des biovolumes sédimentés des microcrustacés, (ii) de la dynamique saisonnière des principaux taxons de crustacés et rotifères (iii) des tendances interannuelles observées sur les communautés de crustacés (iv) ainsi que l'évolution interannuelle de l'abondance saisonnière des mollusques du genre *Dreissena sp.*

## 2. METHODES

L'échantillonnage, mensuel pendant les mois de janvier, février, mai, novembre et décembre et bimensuel pendant les autres mois, s'effectue à la station SHL2, située au milieu du lac. Les microcrustacés et rotifères sont recueillis respectivement à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 µm et 64 µm. Les prélèvements s'effectuent par un trait vertical réalisé depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons sont fixés au formol à 5% immédiatement après le prélèvement.

De retour en laboratoire, les échantillons prélevés à l'aide du filet de vide de maille de 200 µm (destiné au comptage des microcrustacés), sont mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Les microcrustacés sont ensuite dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon.

Les rotifères sont dénombrés à partir de l'échantillon prélevé au filet à vide de maille de 64 µm. Après homogénéisation du prélèvement, une fraction (1ml ou 0.5ml en fonction de l'abondance des algues dans le milieu) de l'échantillon est mise à sédimenter dans une chambre d'Utermöhl (UTERMÖHL, 1958) pendant la nuit, puis examinée au microscope inversé. Cette méthode consiste à faire sédimenter les rotifères contenus

dans l'échantillon sur le fond d'une chambre de sédimentation (lame mince). Immédiatement après homogénéisation de l'échantillon, un volume connu est versé en une seule fois dans une colonne de sédimentation accolée à la chambre de sédimentation en l'humectant légèrement avec de l'eau distillée afin d'éviter toute fuite pendant le remplissage. Le temps de sédimentation recommandé est de 4h par centimètres pour des échantillons d'eau douce lugolés. Après la sédimentation, la colonne est poussée avec une lame rectangulaire afin de placer la lame au-dessus du puit de la chambre et pouvoir effectuer le comptage de l'échantillon au microscope. Cette méthode est maintenant normalisée au niveau français et européen (Afnor 2006). Le détail de ce protocole est donné dans Druart & Rimet (2008) et il est téléchargeable sur le site <http://www.dijon.INRAE.fr/thonon>.

Le dénombrement se fait à l'espèce ou au genre. Pour chaque catégorie taxonomique (crustacés et rotifères), le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

$$\text{Abondance} = N_{\text{ind.ss.ech}} \times (V_{\text{ech.total}} / V_{\text{ss.ech}}) \times (H_{\text{filtrée}} / V_{\text{filtré}})$$

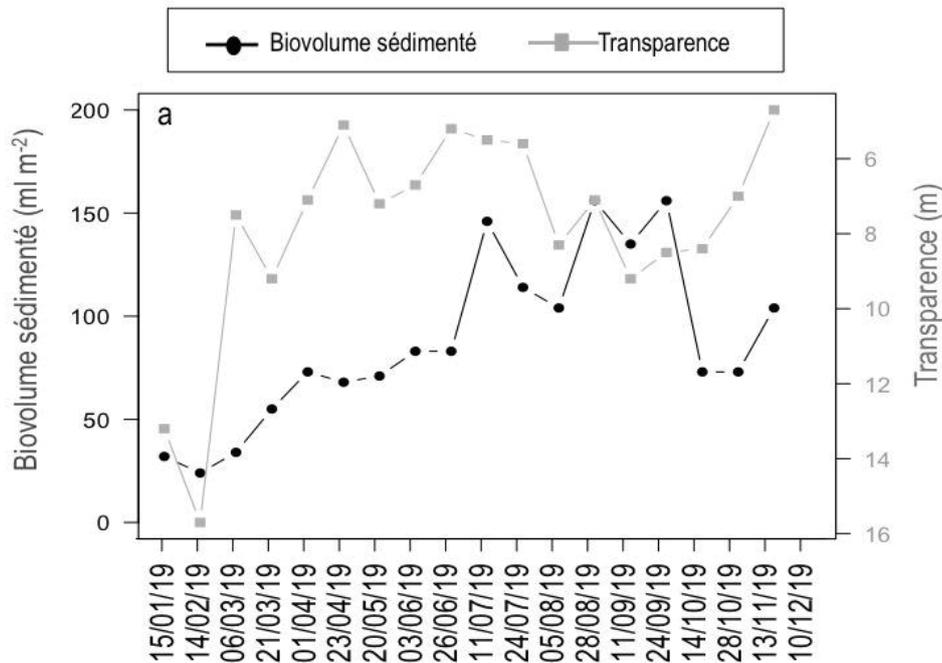
Où :  $N_{\text{ind.ss.ech}}$  est le nombre d'individus dénombrés dans le sous échantillon,  $V_{\text{ech.total}}$  est le volume de l'échantillon total ajusté (en ml),  $V_{\text{ss.ech}}$  est le volume du sous échantillon (en ml),  $H_{\text{filtrée}}$  est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m) et  $V_{\text{filtré}}$  le volume filtré par le filet ( $4.81 \text{ m}^3$ ).

### 3. RESULTATS ET DISCUSSION

#### 3.1. DYNAMIQUE SAISONNIERE DES MICROCRUSTACES

Le biovolume sédimenté montre une augmentation progressive dès le mois de mars (figure 1a), en raison de l'augmentation des effectifs de copépodes (cyclopoïdes et calanoïdes) qui atteignent un premier pic d'abondance en avril (figure 1b). Une diminution de la transparence est observée à ce stade qui traduit un démarrage de l'activité phytoplanctonique (RIMET, ce rapport). Le biovolume continue d'augmenter jusqu'au mois de juillet où il atteint un premier pic. Après une légère oscillation, les biovolumes restent élevés jusqu'à fin septembre et ensuite diminuent rapidement en fin d'année (figure 1a).

Tout comme en 2018, la communauté de crustacés est largement dominée par les calanoïdes (figure 1b). Les cyclopoïdes constituent un groupe important en été et nettement plus abondants que les cladocères. Ces derniers ne sont jamais majoritaires. Ils sont présents au printemps en faible abondance et à partir de juillet jusqu'à fin de l'année.



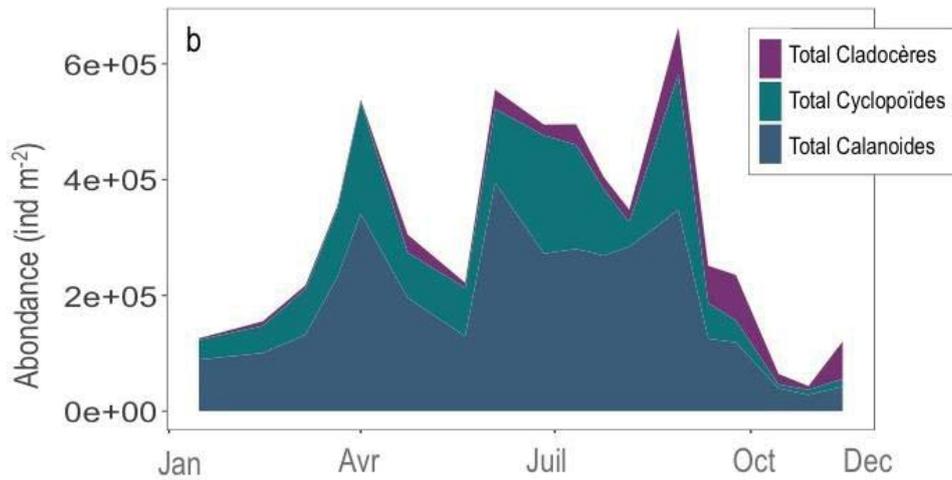


Figure 1 : a. Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux en 2019. b. Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques (Léman, SHL2).

Figure 1 : a. Seasonal changes in zooplankton biovolume (blue line) and water transparency (black line) in 2019. b. Seasonal dynamic of the principal crustacean groups (Lake Geneva, SHL2).

En 2019, la communauté des cyclopoïdes est uniquement composée de *Cyclops prealpinus* et de ses stades juvéniles (nauplii). L'abondance des cyclopoïdes commence à augmenter dès le mois de février (figure 2). Suite à l'accroissement du nombre de nauplii au moment de la reprise de la croissance phytoplanctonique, l'abondance de *Cyclops* adultes augmente de façon importante au cours du mois de mars et on observe un premier pic début avril. Les abondances baissent au mois de mai pendant la phase des eaux claires. Ensuite, pendant la période estivale, on observe des amplitudes oscillations avec deux pics similaires en juillet et fin août qui atteignent des valeurs maximales d'environ  $170 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup>. Après le maximum mesuré fin août, les abondances des cyclopoïdes reviennent sur des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ  $50 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup>.

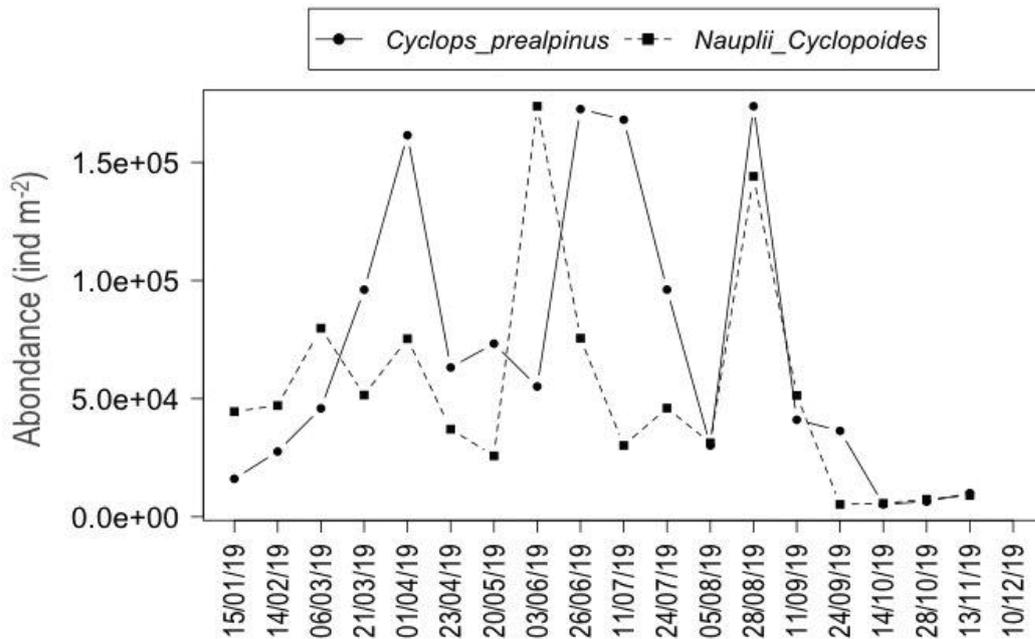


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2019 (Léman, SHL2).

Figure 2 : Seasonal dynamic of cyclopoids abundance in 2019 (Lake Geneva, SHL2).

Chez les calanoïdes, l'abondance d'*Eudiaptomus gracilis* augmente à partir du mois de février (figure 3). Il s'agit d'un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton et notamment au printemps, après la période hivernale, les abondances présentent une dynamique synchrone avec la biomasse phytoplanctonique (RIMET, ce rapport). Les valeurs sont plus hautes pendant l'été et présentent un premier pic au début du mois de juin puis un deuxième pic moins important à la fin du mois d'août. Comme pour les cyclopoïdes, les abondances diminuent rapidement en automne pour atteindre un minimum de  $28 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup> le 28 octobre.

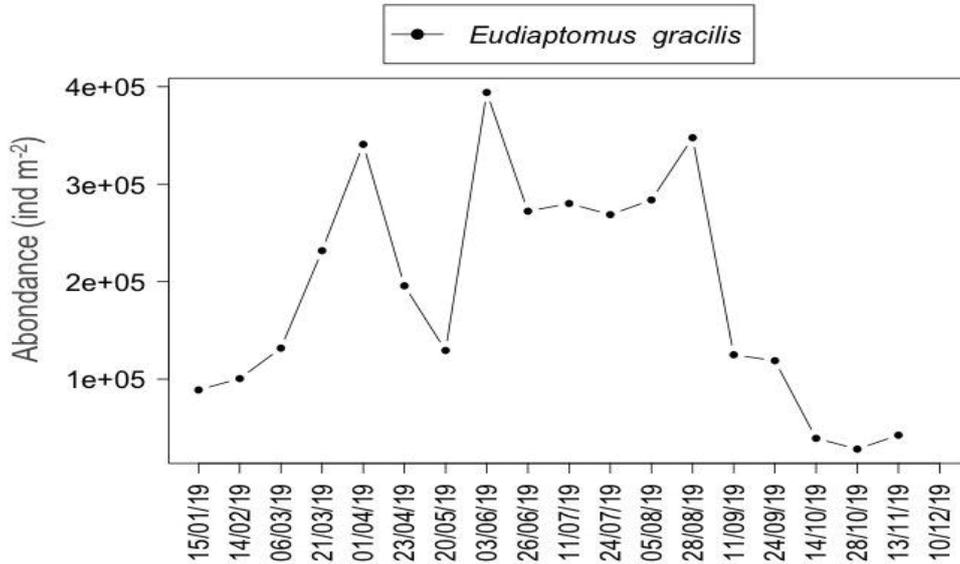


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2019 (Léman, SHL2).

Figure 3 : Seasonal dynamic of the calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2019 (Léman, SHL2).

En 2019, l'abondance des cladocères herbivores (daphniidés et bosminidés, figure 4a) reste assez faible pendant toute la période printanière et présente une dynamique alternée de croissance entre daphniidés et bosminidés. Les bosminidés présentent un seul pic d'abondance début juillet pendant lequel sont observées les valeurs les plus hautes de l'année ( $8 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup>). Ce taxon est représenté par des effectifs de *Eubosmina longispina* et *Eubosmina mixta*. Suite à ce pic, l'abondance des bosminidés demeure beaucoup plus faible que celle observée au printemps et reste basse jusqu'à la fin de l'année. A partir de fin avril commencent à augmenter les daphniidés, représentés par l'espèce *Daphnia longispina*, et la période d'abondance maximale annuelle est atteinte entre fin août et fin septembre ( $75 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup>). En octobre, l'abondance des daphniidés diminue rapidement, puis la population de daphnies présente encore un pic au mois de novembre avec des valeurs d'abondance similaires à celles enregistrées pendant la période d'abondance maximale ( $63 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup>).

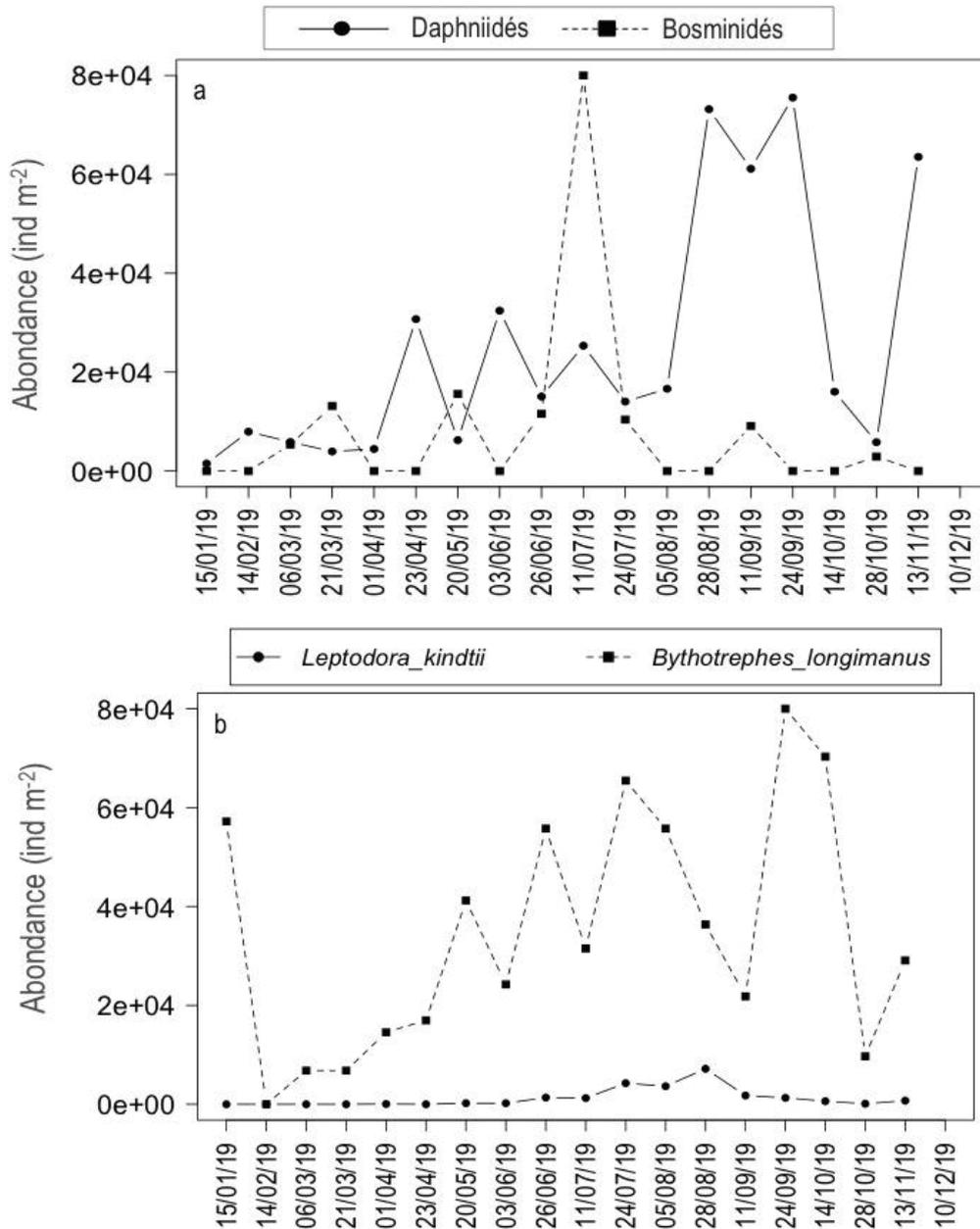


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères a. herbivores b. carnivores en 2019 (Léman, SHL2).

Figure 4 : Seasonal dynamic of the abundance of a. herbivorous and b. carnivorous Cladocera in 2019 (Lake Geneva, SHL2).

Les cladocères prédateurs en 2019 (figure 4b) ont été majoritairement représentés par l'espèce *Bythotrephes longimanus*. *Leptodora kindtii* reste quasiment absente pendant la période printanière et apparaît de juillet à septembre avec des abondances à peine supérieures à  $7 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup>. *B. longimanus* présente un premier pic exceptionnel au mois de janvier ( $10^3$  individus/m<sup>2</sup>), suivi d'une chute d'abondance pour atteindre les valeurs annuelles minimales (52 individus/m<sup>2</sup>). Les valeurs d'abondance pendant le reste de l'année sont plus cohérentes avec le développement saisonnier de ces organismes, qui se caractérise habituellement par une croissance en saison chaude. La dynamique de *L. kindtii* correspond à ce schéma à partir du mois de février. Une phase d'augmentation constante d'abondance est observée jusqu'au mois de mai. En été, les valeurs demeurent plus élevées qu'au printemps et présentent des oscillations récurrentes qui peuvent être dues à la disponibilité de proies. L'abondance maximale est atteinte le 24 septembre ( $1.7 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup>) avant que les valeurs redescendent aux valeurs minimales typiques de la période hivernale.

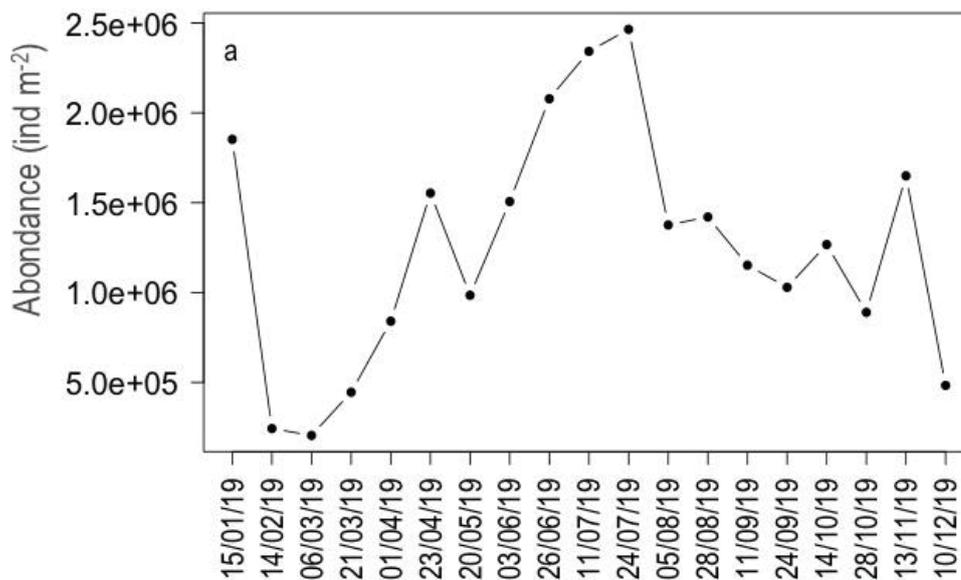
### 3.2. AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

#### 3.2.1. Rotifères

Les rotifères présentent des abondances plus élevées que celles des crustacés. La moyenne d'abondance annuelle étant de  $1.25 \times 10^6$  et  $3.1 \times 10^5$  individus/m<sup>2</sup> respectivement pour les rotifères et les crustacés. En moyenne, 80% des effectifs zooplanctoniques sont représentés par les rotifères.

En 2019, les rotifères présentent une dynamique qui se caractérise par un pic d'abondance au mois de janvier et de faibles valeurs observés pendant la période allant de février jusqu'à début avril (figure 5a). Pendant la plupart de l'année, la communauté de rotifères est bien représentée dans les eaux du Léman. Les abondances maximales sont observées en été. Ce groupe est composé de 18 taxons qui se succèdent en présentant une dynamique saisonnière marquée.

Les rotifères présentent comme le cladocère prédateur *Bythotrephes longimanus* un premier pic exceptionnel au mois de janvier quasiment exclusivement représentés par des individus de *Synchaeta sp* (filtreurs de flagellés hétérotrophes), ( $13.4 \times 10^5$  individus/m<sup>2</sup>). Cette espèce demeure dominante pendant toute la période printanière. Cette population ensuite diminue et est remplacée par des espèces plus estivales telles que *Kellicottia longispina* (filtreur de flagellés hétérotrophes), *Gastropus stylifer* (filtreur d'algues dinoflagellés) et *Keratella cochlearis* (prédateur perceur de flagellés hétérotrophes). Ce groupe constitue la partie majoritaire des espèces qui contribuent au pic maximal d'abondance totale de rotifères de  $24.6 \times 10^5$  individus/m<sup>2</sup>, observé le 24 juillet. En fin d'été, *Pompholyx sulcata* (filtreurs de bactéries et particules organiques) devient important et se maintient à des abondances élevées jusqu'à la fin de l'année. A partir du mois d'octobre *Polyarthra sp.* (filtreur d'algues et flagellés) devient majoritaire. Il domine la communauté avec une abondance de  $8.4 \times 10^5$  individus/m<sup>2</sup> et représente 51% des effectifs totaux.



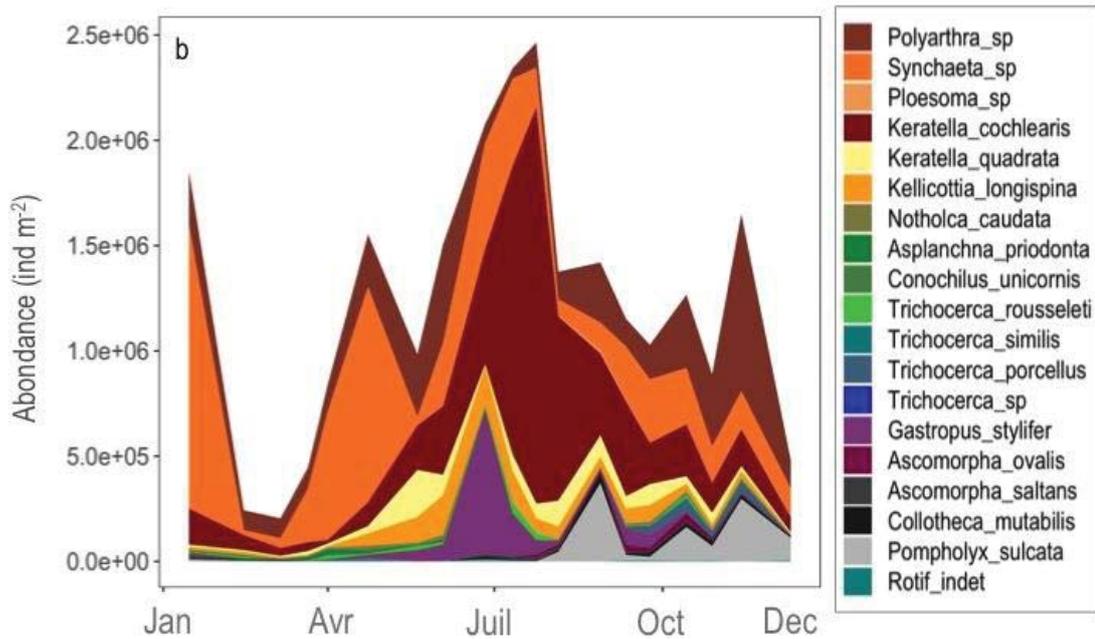


Figure 5 : Evolution saisonnière a. de l'abondance totale des rotifères, b. des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2019.

Figure 5 : Seasonal dynamic of a. total abundance and b. the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2019.

### 3.3. DYNAMIQUE INTERANNUELLE ET EVOLUTION A LONG-TERME DU ZOOPLANCTON CRUSTACEEN

La majorité des taxons de microcrustacés présente des tendances interannuelles fortement marquées car leur abondance est contrainte par la disponibilité et qualité de la ressource alimentaire (matière organique en suspension, biomasse phytoplanctoniques, abondance des autres organismes zooplanctoniques pour les espèces prédatrices) et par la pression de prédation exercée par les consommateurs secondaires et supérieurs, tels que les poissons planctivores.

Depuis les années 1980, une tendance à la baisse du biovolume (ou abondance) est observée, principalement entraînée par une diminution des cladocères herbivores (daphniidés et bosminidés), des cladocères prédateurs (*B. longimanus* et *L. kindtii*) et des cyclopoïdes. Les calanoïdes au contraire s'inscrivent dans une tendance inverse et on observe une augmentation des abondances depuis les années 2000.

Les cladocères herbivores ainsi que *B. longimanus* en 2019 présentent des abondances très similaires à celles de 2018.

En revanche, *L. kindtii* présente encore pour 2019 des valeurs en forte baisse, notamment comparés aux valeurs de 2018 et 2017.

Les cyclopoïdes en 2019, présentent des abondances plus élevées que celles enregistrées ces 5 dernières années. Néanmoins ils se maintiennent à des valeurs faibles par rapport à celles atteintes dans les années 2000.

Cette baisse générale des principaux taxons du zooplancton contribue donc à la diminution de l'abondance des microcrustacés qui s'était initiée à la fin des années 80 avec la diminution des effectifs de daphnies. L'évolution interannuelle de l'abondance des microcrustacés en 2019 reste cohérente avec les années précédentes. Néanmoins, la dynamique des microcrustacés totaux reste fortement influencée par la baisse des cladocères herbivores, et en particulier par l'évolution de l'abondance des daphnies. Ce taxon domine le bol alimentaire des corégones adultes au printemps (ANNEVILLE et HAMELET, ce rapport) et constitue une proie préférentielle des larves de corégone (ANNEVILLE et al. 2007). Cette baisse de l'abondance de daphnies serait induite par l'augmentation d'une pression de prédation par les corégones (VOGEL, 2014) dont l'abondance a augmenté en lien avec la réoligotrophisation et le réchauffement du Léman (ANNEVILLE et al. 2017) ; et une baisse de la qualité de la ressource alimentaire (PERGA et LAINE, 2015).

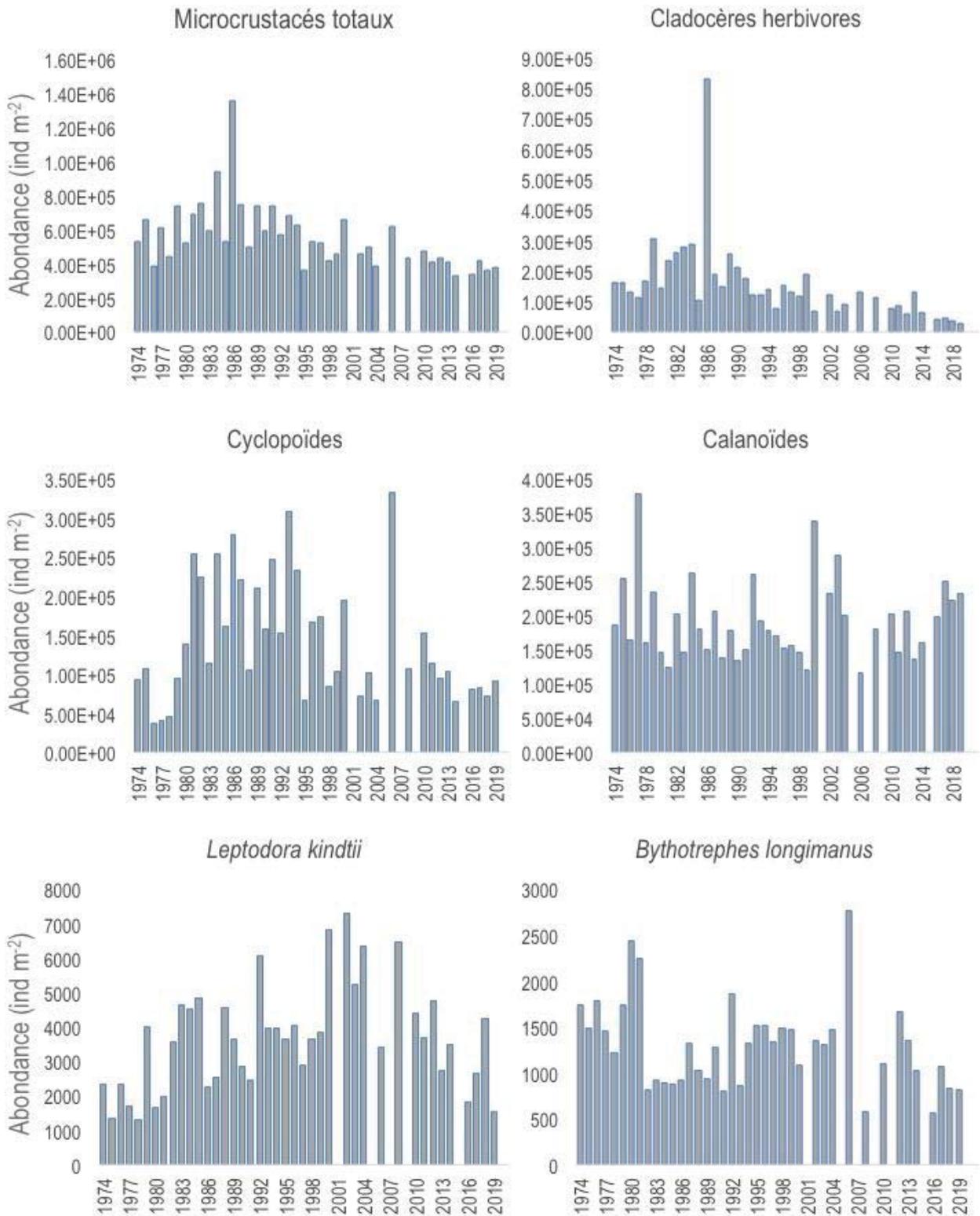


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses.

Figure 6: Long-term pattern of abundances of the crustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Values are averaged for the period March-September, years 2001, 2005, 2007, 2009 and 2015 were not included.

Les larves de mollusques du genre *Dreissena sp.* étaient présents avec des abondances importantes ( $29 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup>) surtout en période estivale dans les années 2000 (figure 7). Les valeurs les plus élevées avaient été enregistrées jusqu'à 2010. Notamment en 2009 les abondances moyennes et maximales étaient de l'ordre de  $4.9 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup> et  $112 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup> respectivement. A partir de 2011, et à l'exception de 2017, les abondances sont plus faibles. Les abondances moyennes et maximales ne dépassent pas le  $2.3 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup> et  $10.7 \times 10^3$  individus/m<sup>2</sup> respectivement.

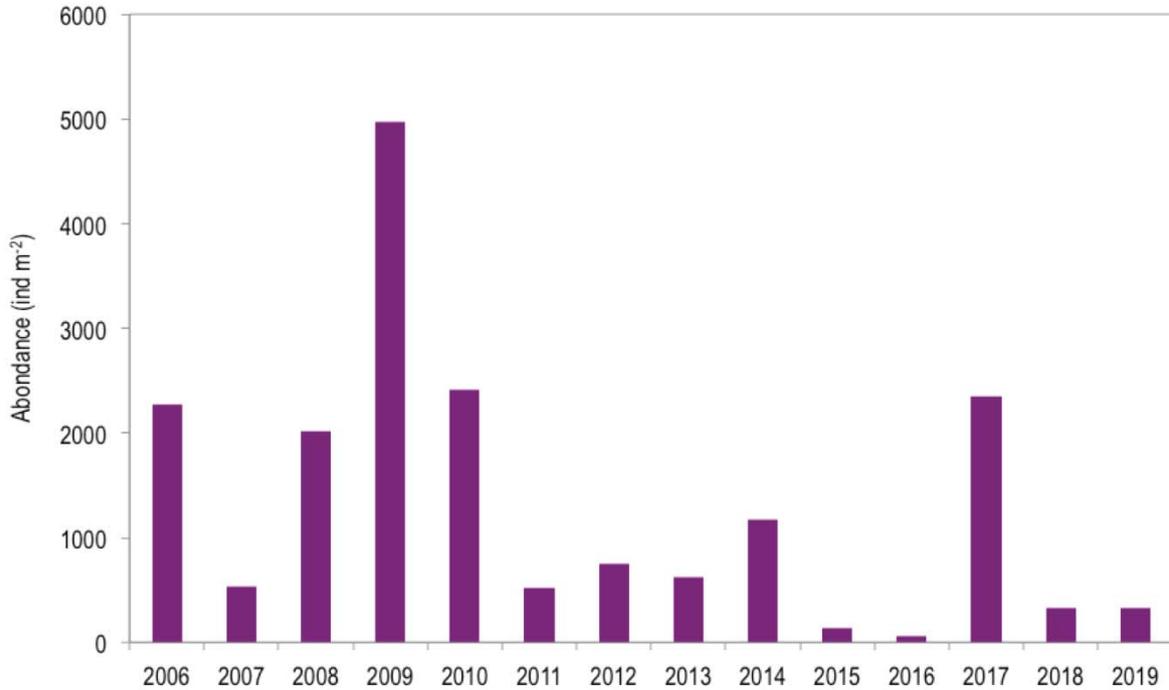


Figure 7 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne de *Dreissena sp.* (Léman, SHL2).

Figure 7 : Long-term pattern of abundances of *Dreissena sp.* (Lake Geneva, SHL2).

Depuis quelques années, il semblerait se produire un changement dans la phénologie habituelle des *Dreissena sp.* (figure 8). Cette espèce était normalement observée presque exclusivement pendant la période estivale (juin-septembre), alors qu'à partir de 2017 ce modèle saisonnier habituel semble être perturbé et *Dreissena sp.* s'observe également pendant les mois d'hiver. En effet *Dreissena bugensis* s'adapte mieux aux conditions changeantes comparé à *Dreissena polymorpha*, et peut se développer dans des eaux plus froides (DIGGINS, 2001) ou des substrats meubles tels que le sédiments profonds (DERMOTT et KEREK, 1995). Cette espèce est très proche morphologiquement de la moule zébrée, leur détermination peut se faire uniquement par méthode génétique. Les prochaines années seront pourtant fondamentales pour confirmer ce changement phénologique, qui pourrait être indicateur d'une colonisation pérenne du Léman par *Dreissena bugensis*.



Figure 7 : Evolution interannuelle de la dynamique saisonnière de *Dreissena sp.* (Léman, SHL2).

Figure 7 : Interannual variability in seasonal dynamic of *Dreissena sp.* (Lake Geneva, SHL2).

## BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (2006). Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). NF EN 15204. 39 pp.
- ANNEVILLE O. et HAMELET V. (2020). Régime alimentaire des corégones (*Coregonus lavaretus*) du Léman en milieu pélagique. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.
- ANNEVILLE O., LAINÉ L., BENKER S., PONTICELLI A., GERDEAUX D. (2007) Food habits and ontogenetic changes in the diet of whitefish larvae in Lake Annecy. *Bulletin Français Pêche et Pisciculture*, 387, 21-33
- ANNEVILLE O, VOGEL C, LOBRY J et GUILLARD J (2017). Fish communities in the Anthropocene : detecting drivers of changes in the deep peri - alpine Lake Geneva. *Inland Waters*, 7: 65 - 76.
- BIRNBAUM, C (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Dreissena polymorpha*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org).
- DIGGINS TP. (2001). A seasonal comparison of suspended sediment filtration by quagga (*Dreissena bugensis*) and zebra (*D. polymorpha*) mussels. *Journal of Great Lakes Research*, 27: 457-466.
- DERMOTT R, KEREĆ D. (1995). Changes in the deep-water benthos of Eastern Lake Erie between 1979 and 1993. Proceedings of the Fifth International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Organisms Conference, Toronto, Ontario, 57-64.
- DRUARD JC, RIMET F. (2008). Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRAE : prélèvement, dénombrement et biovolumes. Rapport SHL 283.
- LAINÉ L, PERGA, ME (2015). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.
- MCMAHON, RF (1996). The physiological ecology of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. *American Zoologist*, 36(3), 339-363.
- PADILLA DK, CHOTKOWSKI MA, et BUCHAN LA (1996). Predicting the spread of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) to inland waters using boater movement patterns. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 353-359.
- RIMET F (2020): Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.
- UTERMÖHL H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik : SIL Communications, 1953-1996, 9 : 1-38.
- VOGEL C (2014): Influence du changement global sur les peuplements piscicoles des lacs perialpins Léman, Bourget et d'Annecy. Rapport de stage. Master 2 recherche, Université Claude Bernard Lyon 1. 27p.