

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANCTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2022

PAR

Serena RASCONI, Orlane ANNEVILLE et Leslie LAINÉ

INRAE-UMR CARTELE, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX

RESUMÉ

Le zooplancton microcrustacéen du Léman en 2022 a été dominé, comme dans les années précédentes, par Eudiaptomus gracilis, unique représentant des copépodes calanoïdes. En fin d'hiver (janvier et février), l'abondance du zooplancton était faible. Le développement printanier a été observé à partir du mois de mars et un premier pic des abondances a été atteint fin avril. Les abondances du zooplancton microcrustacéen ont été moins importantes pendant les mois d'été. Le pic d'abondance plus important a été atteint fin d'été, représenté en majorité par les calanoïdes et les cladocères. Enfin, un troisième pic du calanoïde Eudiaptomus gracilis a eu lieu en octobre avant d'observer une baisse des abondances typiques des mois d'hiver.

À l'échelle interannuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse depuis la fin des années 80 et sont particulièrement bas depuis 2020, bien que en 2022 on observe une légère augmentation comparée à 2021. Les cladocères herbivores, qui avaient montré une baisse constante de leur abondance depuis 2014 et des effectifs particulièrement faibles en 2020, sont stables en 2022. Les groupes des cyclopoïdes, calanoïdes et cladocères carnivores ont présenté des valeurs d'abondance en légère augmentation par rapport aux valeurs mesurées en 2021.

La communauté des rotifères a présenté un premier pic d'abondance plus important en avril et un deuxième moins important en juillet. Les abondances sont plus faibles pendant l'été, cependant un dernier pic est atteint en octobre. L'espèce dominante a été Synchaeta sp. en avril et Keratella cochlearis en automne.

L'évolution interannuelle de l'abondance des larves des mollusques Dreissena sp. était stable depuis les années 2000 avec une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été. Cependant, un changement dans la phénologie a été observé depuis 2017, probablement dû à l'arrivée d'une nouvelle espèce de Dreissena (Dreissena bugensis) et la présence des larves observées durant les mois d'hiver a été confirmé en 2022.

ABSTRACT

The microcrustacean zooplankton of Lake Geneva was dominated in 2022, as during the previous years, by the copepods calanoids, only represented by the species Eudiaptomus gracilis. During winter (January and February) the abundance was low. The spring development started in March and a first peak was observed at the end of April. The abundance values were lower during summer. The major peak was observed at the end of summer represented by the cladocerans and the calanoids. A third final peak of the calanoid Eudiaptomus gracilis was recorded in October before observing the lowering of the abundance typical of the winter period.

The long-term dynamic confirmed the downward trend observed since the end of the 80's. The values were very low since 2020 for almost all the zooplankton groups. However, in 2022 we observed a slight increase compared to the very low values observed in 2021, notably for the cyclopoids, calanoids and carnivorous cladocerans. The herbivorous cladocerans were lower than in the 80's but remained stable compared to the previous years.

The rotifers community presented a first major abundance peak in April and a second one less important in July. The abundance decreased during summer and reached again higher values in October. The community was dominated during springtime by the species Synchaeta sp. and Keratella cochlearis in autumn.

The abundance of the mollusc larvae Dreissena sp. has remained stable since the 2000s and has been showing a recurrent seasonality with higher abundance in summer. However, a change in the phenology was observed in 2017, probably due to the arrival of a new species of Dreissena (Dreissena bugensis), and the presence of the larvae during the winter months is observed also in 2022.

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 un régulateur d'abondance du phytoplancton (Anneville et al. 2019) et une source de nourriture pour les consommateurs secondaires. Il représente donc un lien trophique essentiel pour le transfert de la biomasse phytoplanctonique aux consommateurs supérieurs. Il constitue également un compartiment hétérogène en termes de taille, stade de vie (adultes vs nauplii), stratégies trophiques (herbivores vs carnivores), ainsi qu'en terme de qualité nutritionnelle pour les consommateurs. Il est donc très important d'effectuer un suivi complet et d'identifier les différents taxons, leurs traits fonctionnels et les interactions avec les autres compartiments du réseau pélagique. Ceci permet d'évaluer de manière approfondie le rôle du zooplancton dans les processus de fonctionnement de l'écosystème, tels que la capacité des herbivores à contrôler les biomasses phytoplanctoniques (et par conséquent l'impact sur la qualité du milieu), ou d'estimer la quantité de proies disponibles et leur qualité nutritionnelle pour les niveaux trophiques supérieurs, tel que les poissons (et donc l'impact en termes de services écosystémiques). Le suivi de la CIPEL porte sur les rotifères (organismes filtreurs d'algues, bactéries et flagellés, dont la taille se situe entre 50 μm et 2000 μm) et les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés herbivores et carnivores, dont la taille se situe entre 200 μm et 4000 μm), récoltés dans le domaine pélagique.

Autre que le zooplancton crustacéen et les rotifères, un troisième groupe peut être observé dans les échantillons. Il s'agit des larves de mollusques de la famille des Dreissenidae (*Dreissena sp.*). Ces organismes sont originaires de la région de la Mer Caspienne et sont désormais répandus dans les canaux et grands lacs européens (BIRNBAUM, 2011). Ils sont connus en France depuis le XIXe siècle. Ils 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 eux, deux espèces sont présentes dans les grands lacs alpins. La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), connue depuis le début du 20ème siècle, était considérée comme la principale espèce invasive. Depuis la deuxième moitié des années 2000, la moule quagga (*Dreissena bugensis*) est aussi apparue comme invasive et supprime progressivement la moule zébrée dans de nombreux lacs européens (HALTINER et al 2022). Ces espèces sont en effet très similaires, bien que la moule quagga puisse se développer en eaux plus profondes. Elle peut s'observer dans des lacs oligotrophes et peut facilement croître à basse température. La phénologie de ces deux espèces est donc différente (MCMAHON 1996), la moule quagga possède une saisonnalité plus ample avec des phases de croissance active également en saison hivernale.

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 microcrustacés et rotifères (iii) des tendances interannuelles observées sur les communautés de microcrustacés (iv) ainsi que l'évolution interannuelle de l'abondance saisonnière des larves du mollusque *Dreissena sp.*

2. METHODES

L'échantillonnage a été mensuel pendant les mois de janvier, février, juillet, septembre et décembre, et bimensuel pendant les autres mois. À cause des contraintes techniques et météorologiques l'échantillonnage en novembre n'a pas pu être effectué.

Le site d'échantillonnage est localisé à la station SHL2, située au milieu du lac au point le plus profond (309.7 m). Les microcrustacés et rotifères ont été recueillis respectivement à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 μm et 64 μm . Les prélèvements ont été effectués par un trait vertical réalisé depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons ont été 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), ont été 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 ont été ensuite dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement a été réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon.

Les rotifères ont été dénombrés à partir de l'échantillon prélevé au filet à vide de maille de 64 μm . Après homogénéisation du prélèvement, une fraction (1 ml ou 0.5 ml en fonction de l'abondance des algues dans le milieu) de l'échantillon a été mise à sédimenter dans une chambre de comptage planctonique (UTERMÖHL, 1958) pendant la nuit, puis examinée au microscope inversé. Le dénombrement a été fait à l'espèce ou au genre suivant les taxons.

Pour chaque catégorie taxonomique (microcrustacés et rotifères), le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon l'équation 1.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. DYNAMIQUE SAISONNIERE DES MICROCRUSTACES

En 2022, la communauté microcrustacéenne pélagique du Léman était composée des copépodes (dont font partie les calanoïdes et les cyclopoïdes) et des cladocères. Les calanoïdes étaient représentés par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis* (herbivore), et les cyclopoïdes étaient représentés par l'espèce *Cyclops prealpinus* (carnivore) et ses formes larvaires (nauplii, herbivores). Les cladocères herbivores étaient représentés par des daphniidés (*Daphnia sp.*) et des bosminidés (*Eubosmina sp.*), les cladocères carnivores étaient représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

Le biovolume sédimenté était faible en début d'année, les valeurs étaient plus hautes à partir de la deuxième moitié du mois d'avril (figure 1a). Une diminution de la transparence apparaît également à cette période qui traduit un démarrage de l'activité phytoplanctonique (RIMET 2022, ce rapport ; RASCONI et al 2022 ce rapport). Le biovolume a continué d'augmenter jusqu'au mois de juillet où il a atteint un premier pic. Après une diminution, le pic maximal est atteint au mois d'août. Après une autre diminution un dernier pic est observé en septembre, ensuite les biovolumes ont diminué rapidement en fin d'année.

Tout comme dans les années précédentes (2018-2022), la communauté de microcrustacés était largement dominée par les calanoïdes (figure 1b), de manière régulière dans le passé pendant la période printanière (mars-mai) et spécifiquement pour 2022 en septembre-octobre. Les cyclopoïdes ont été également plus abondants que les cladocères pendant la même période au printemps. Cette tendance s'est inversée après l'été, les cladocères étaient plus abondants que les cyclopoïdes pendant la période septembre-octobre.

En ce qui concerne les copépodes, en 2022, tout comme pour les années précédentes, la communauté des cyclopoïdes était uniquement composée de *Cyclops prealpinus* et de ses formes larvaires (nauplii) (figure 2). L'abondance des cyclopoïdes était au plus bas fin avril et début octobre. Les abondances plus élevées ont été observées en mars, mai et septembre, suite à l'accroissement du nombre de nauplii. Le pic maximum a eu lieu fin mars (42×10^3 ind m^{-2}), suivi par une baisse rapide en avril et suivi par une nouvelle phase de croissance en mai, notamment des nauplii (51×10^3 ind m^{-2}). Ensuite les effectifs ont commencé à augmenter dès le mois de septembre et un deuxième pic moins important a été observé le 31 août (37×10^3 ind m^{-2}) avant de retrouver des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ 15×10^3 ind m^{-2} au mois de décembre.

Chez les calanoïdes, *E. gracilis* a suivi en début d'année 2022 une dynamique similaire à *C. prealpinus*, avec des valeurs d'abondance un peu plus hautes en janvier et plus basses en février (figure 3). Le développement printanier a débuté au mois d'avril et un premier pic est observé le 28 (122×10^3 ind m^{-2}). Des valeurs plus basses ont été retrouvées pendant la période mai-juin pour ensuite augmenter en fin d'été et le pic d'abondance a été enregistré le 13 septembre (150×10^3 ind m^{-2}), suivi par une baisse des effectifs puis une légère augmentation et un dernier pic le 17 octobre (117×10^3 ind m^{-2}). Le minimum a été observé en décembre (33×10^3 ind m^{-2}). *E. gracilis* est un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton et il présente une dynamique synchrone avec la biomasse phytoplanctonique (RIMET 2022, ce rapport). Les valeurs les plus élevées ont été observées au printemps pendant la période de croissance de la diatomée *Cyclotella costei* en mars et la période de croissance des Chrysophycées en mai. Ces espèces sont connues pour avoir des petites tailles et constituent une ressource nutritionnelle importante pour les consommateurs de phytoplancton. Suite à la croissance de *E. gracilis*, une pression de prédation importante a probablement été exercée sur ces espèces phytoplanctoniques, qui ont fortement diminué pendant le mois de juin (RIMET 2022, ce rapport).

Chez les cladocères, en 2022, l'abondance des bosminidés herbivores (figure 4a) est restée assez faible pendant toute la période printanière. Les daphniidés ont été majoritaires et un premier pic d'abondance est relevé fin mars (35×10^3 ind m^{-2}), suivi par un deuxième plus important fin juin (44×10^3 ind m^{-2}). Ensuite, les effectifs ont été plus bas le reste de l'été mais le pic plus important est observé en septembre (91×10^3 ind m^{-2}). En ce qui concerne les bosminidés, leurs valeurs d'abondance sont restées très basses tout au cours de 2022, les seules périodes de croissances ont été avril-mai, le pic maximum a été observé le 10 mai (3×10^3 ind m^{-2}) et août-septembre, avec des effectifs inférieurs à 10^3 ind m^{-2} .

Les cladocères carnivores (figure 4b) sont restés en 2022, tout comme en 2020 et 2021, quasiment absents pendant la période printanière. Ils ont montré une croissance des abondances à partir du mois de mai, cohérente avec l'année précédente, mais plus précoce par rapport à 2020 où le début de croissance avait été observé à partir de juillet. L'espèce majoritairement représentée pendant la période estivale a été *Leptodora kindtii* qui a atteint le pic maximal le 13 septembre (3.4×10^3 ind m^{-2}). En 2021 et 2020, le pic maximum avait été observé plus tôt dans l'année (8 août) et en 2020 avec un nombre d'effectifs d'un ordre de magnitude supérieur (12×10^3 ind m^{-2}). Suite à ce pic, les abondances ont diminué progressivement jusqu'aux valeurs minimales de l'hiver. L'espèce *Bythotrephes longimanus* a

présenté une phase de croissance en mai-juin et le pic d'abondance le 7 juin (1.4×10^3 ind m^{-2}). Les valeurs ont ensuite baissé et sont restées stables pendant toute la période de juillet à octobre ($4-500$ ind m^{-2}), pour revenir aux valeurs minimales en fin d'année.

Les valeurs d'abondance du zooplancton ont été cohérentes avec le développement saisonnier de ces organismes, qui se caractérise habituellement par une croissance en saison chaude.

3.2. AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

3.2.1. ROTIFERES

Les rotifères présentent des tailles plus petites ($50-2000 \mu m$) que celles du zooplancton crustacéen ($200-4000 \mu m$) mais des abondances plus élevées d'environ un ordre de magnitude. L'abondance moyenne annuelle étant de 7×10^5 pour les rotifères et de 1×10^5 individus m^{-2} pour les microcrustacés.

Dans le Léman, les rotifères sont majoritairement représentés par des espèces des genres *Synchaeta* et *Polyarthra sp.* (filtreurs de flagellés hétérotrophes), et par des espèces des genres *Keratella* (prédateur de flagellés hétérotrophes), tous appartenant à la classe des rotifères *Monogononta*. Ils sont présents dans la colonne d'eau toute l'année sauf en hiver (janvier, février, décembre) où leur abondance est faible.

En moyenne, environ 80% des effectifs d'abondance zooplanctonique en 2022 ont été représentés par les rotifères. La dynamique annuelle (figure 5a) était caractérisée par trois pics d'abondance : en avril, en juin et en octobre (respectivement 25×10^5 ind m^{-2} , 15×10^5 ind m^{-2} et 18×10^5 ind m^{-2}). La communauté était composée de 18 taxons qui se sont succédés en présentant une claire dynamique saisonnière. Lors du premier pic en mars, la communauté était dominée par l'espèce *Synchaeta sp.* qui représentait 89 % des effectifs totaux des rotifères. Suite à ce pic, les valeurs d'abondances ont chuté drastiquement et sont immédiatement remontées au mois de juin. La communauté était cependant plus diversifiée avec trois espèces observées (*Polyarthra sp.*, *Synchaeta sp.*, *Keratella cochlearis*) représentant chacune respectivement 22, 26 et 23 % des effectifs. En octobre, *Keratella cochlearis* est devenue l'espèce principale (68 % de effectifs). Le pic d'abondance de cette espèce a été atteint en octobre (12×10^5 ind m^{-2} , figure 5b). Les abondances des rotifères ont baissé ensuite rapidement aux valeurs minimales typiques du mois de décembre.

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

La majorité des taxons de microcrustacés présente des tendances interannuelles fortement marquées (figure 6). L'abondance de ces consommateurs est contrainte par la disponibilité et la qualité de la ressource alimentaire (matière organique en suspension, biomasse phytoplanctonique, 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 la fin des années 1980, une tendance à la baisse de l'abondance des microcrustacés est observée. En 2022, ces tendances semblent pour la plupart se confirmer, bien qu'une légère augmentation ait été remarquée par rapport aux valeurs très basses observées l'année précédente. Les valeurs totales de microcrustacés étaient de 12×10^4 ind m^{-2} en 2021 et 15×10^4 ind m^{-2} en 2022. Les cladocères herbivores en 2022 ont été stables, avec des valeurs également d'environ 40×10^3 ind m^{-2} tout comme en 2021. Les cyclopoïdes avaient aussi fortement diminué en 2020 (24×10^3 ind m^{-2}) et 2021 (25×10^3 ind m^{-2}), les valeurs en 2022 sont également en légère augmentation (33×10^3 ind m^{-2}). Avant 2019, les calanoïdes ne présentaient pas de tendance à la baisse. Au cours des trois dernières années, les effectifs ont cependant baissé considérablement (23×10^4 ind m^{-2} en 2019, 12×10^4 ind m^{-2} en 2020 et 5×10^4 ind m^{-2} en 2021). En 2022 on observe comme pour les autres groupes une légère augmentation (7.3×10^4 ind m^{-2}). *L. kindtii* a suivi la tendance à la baisse enregistrée pour la plupart des groupes de microcrustacés avec des abondances également en forte baisse depuis 2020 (2544 ind m^{-2} en 2020 et 655 ind m^{-2} en 2021) et une augmentation en 2022 (1466 ind m^{-2}). En revanche, *B. longimanus* a présenté déjà en 2021 un faible accroissement des effectifs par rapport aux valeurs de 2020 (338 ind m^{-2} et 288 ind m^{-2} respectivement), confirmé en 2022 (768 ind m^{-2}).

L'évolution interannuelle de l'abondance des microcrustacés en 2022 reste cohérente avec les années précédentes et la tendance à la baisse sur le long terme est confirmée, malgré une légère augmentation observée pour tous les groupes. Cette baisse générale reste marquée en 2022 pour le cladocères herbivores avec des valeurs très similaires à 2021, alors que les groupes des cyclopoïdes, calanoïdes et cladocères carnivores ont présenté des valeurs d'abondance en légère augmentation par rapport aux valeurs mesurés en 2021.

3.4. DYNAMIQUE SAISONNIERE DE *DREISSENA SP.*

Les abondances des larves de mollusques du genre *Dreissena sp.* étaient élevées dans la période estivale des années 2000 (Figure 7). Les valeurs plus élevées avaient été enregistrées jusqu'en 2010, période pendant laquelle les abondances étaient de l'ordre de $29-112 \times 10^3$ ind m^{-2} . A partir de 2011, une stabilisation des abondances est observée avec des abondances qui n'ont pas dépassé les 10.7×10^3 ind m^{-2} . Toutefois, depuis quelques années, il semblerait se produire un changement dans la phénologie habituelle des *Dreissena sp.* Les larves étaient normalement observées presque exclusivement pendant la période estivale (juin- septembre), alors qu'à partir de décembre 2017, ce modèle saisonnier habituel a changé avec une croissance des larves durant les mois d'hiver. Ce phénomène est très probablement dû à l'arrivée dans le Léman de l'espèce *Dreissena bugensis* en 2015. Cette espèce dont la reproduction a lieu plus précocement contrairement à *Dreissena polymorpha* déjà installée dès les années 1960. Une détermination à l'espèce des larves de *Dreissena* n'est malheureusement pas possible sans l'utilisation de méthodes moléculaires. Depuis 2018, on observe les larves de *Dreissena sp.* déjà présentes dès le mois de janvier-février. Ce changement de phénologie induit par la reproduction précoce de *D. bugensis* est confirmée en 2022, avec un premier pic d'abondance observé au mois de février (1.3×10^3 ind m^{-2}). Le deuxième pic d'abondance, plus important (3×10^3 ind m^{-2}) est observé en juin, et le pic majeur est observé en septembre (5×10^3 ind m^{-2}), plus cohérent avec la phénologie de *Dreissena polymorpha*.

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville, O., Chang, C.W., Dur, G., Souissi, S., Rimet, F., et Hsieh, C.H (2019). The paradox of re-oligotrophication: the role of bottom-up versus top-down controls on the phytoplankton community. *Oikos*, 128, 1666-1677.
- 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.
- Haltiner, L., Zhang, H., Anneville, O., De Ventura, L., DeWeber, J. T., Hesselschwerdt, J., Koss, M., Rasconi, S., Rothhaupt, K.-O., Schick, R., Schmidt, B., Spaak, P., Teiber-Siessegger, P., Wessels, M., Zeh, M., et Dennis, S.R. (2022). The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. *Aquatic Invasions*, 17.
- Lainé, L., Perga, M.E. (2015). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.
- Mcmahon, R.F. (1996). The physiological ecology of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. *American Zoologist*, 36(3), 339-363.
- Rimet, F. (2022). Phytoplankton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2021.
- 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.
- Utermöhl, H. (1958). Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol*, 9, 1-38.

ANNEXES

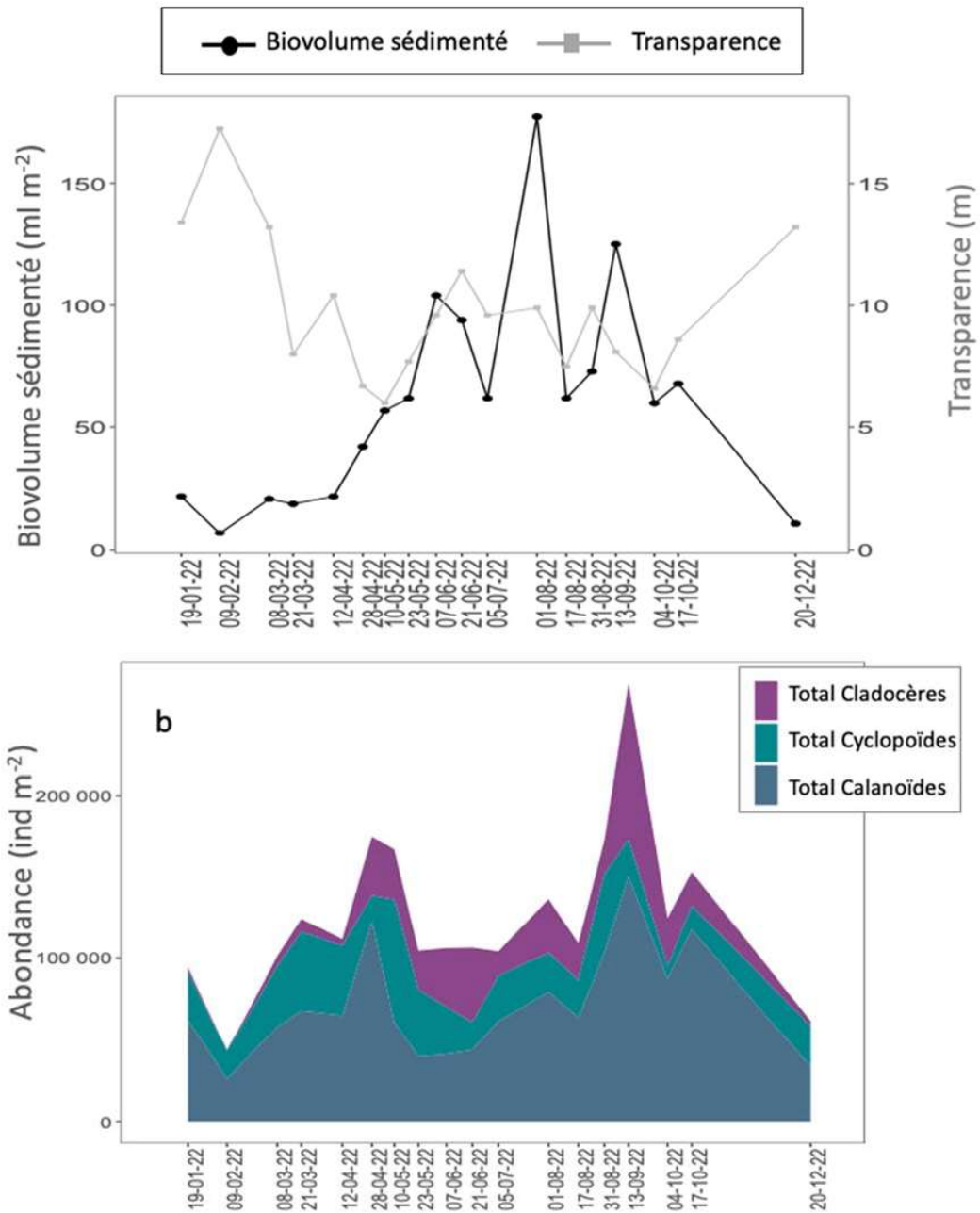


Figure 1 : a. Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux en 2022. b. Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques microcrustacés (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 1: a. Seasonal changes in zooplankton biovolume (black line) and water transparency (grey line) in 2022. b. Seasonal dynamic of the principal microcrustacean groups (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

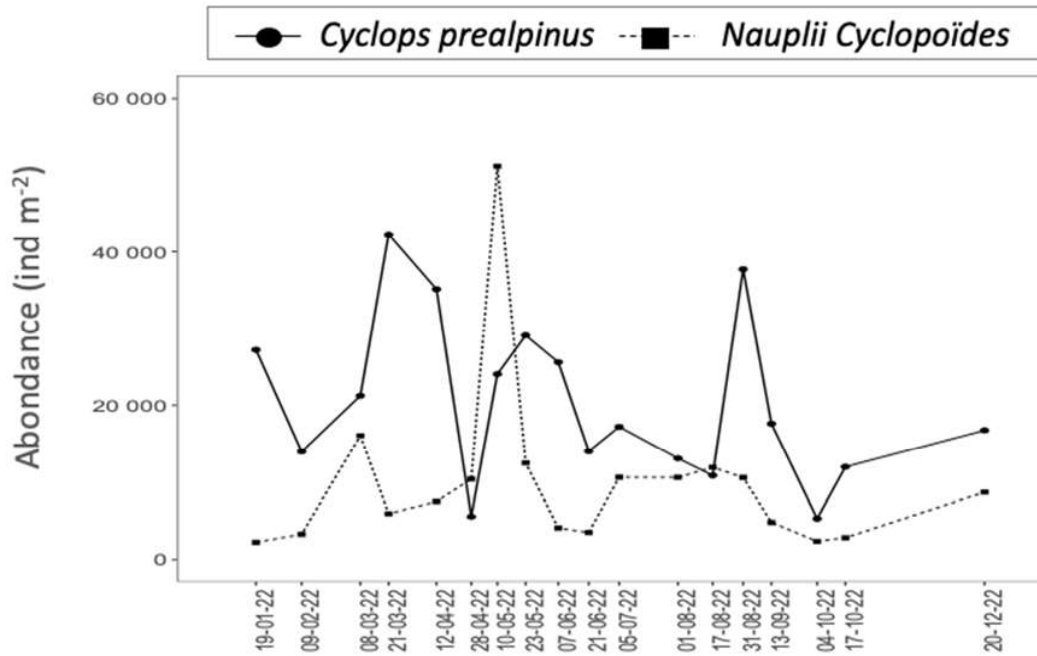


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2022 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 2: Seasonal dynamic of cyclopoïdes abundance in 2022 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

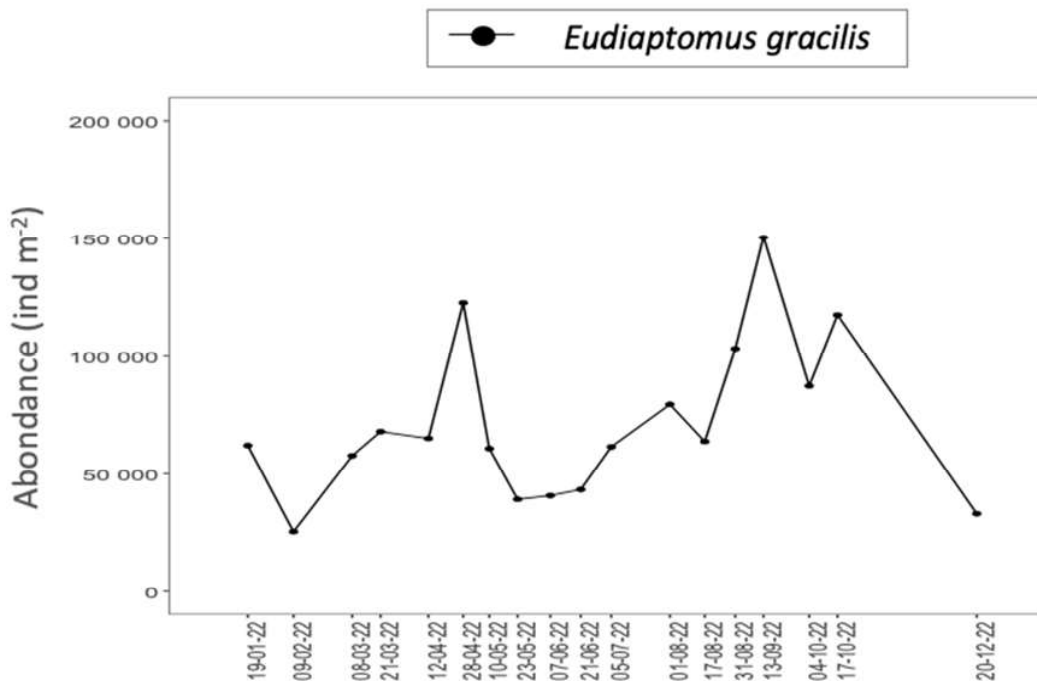


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2022 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 3: Seasonal dynamic of the calanoids *Eudiaptomus gracilis* in 2022 (Léman, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

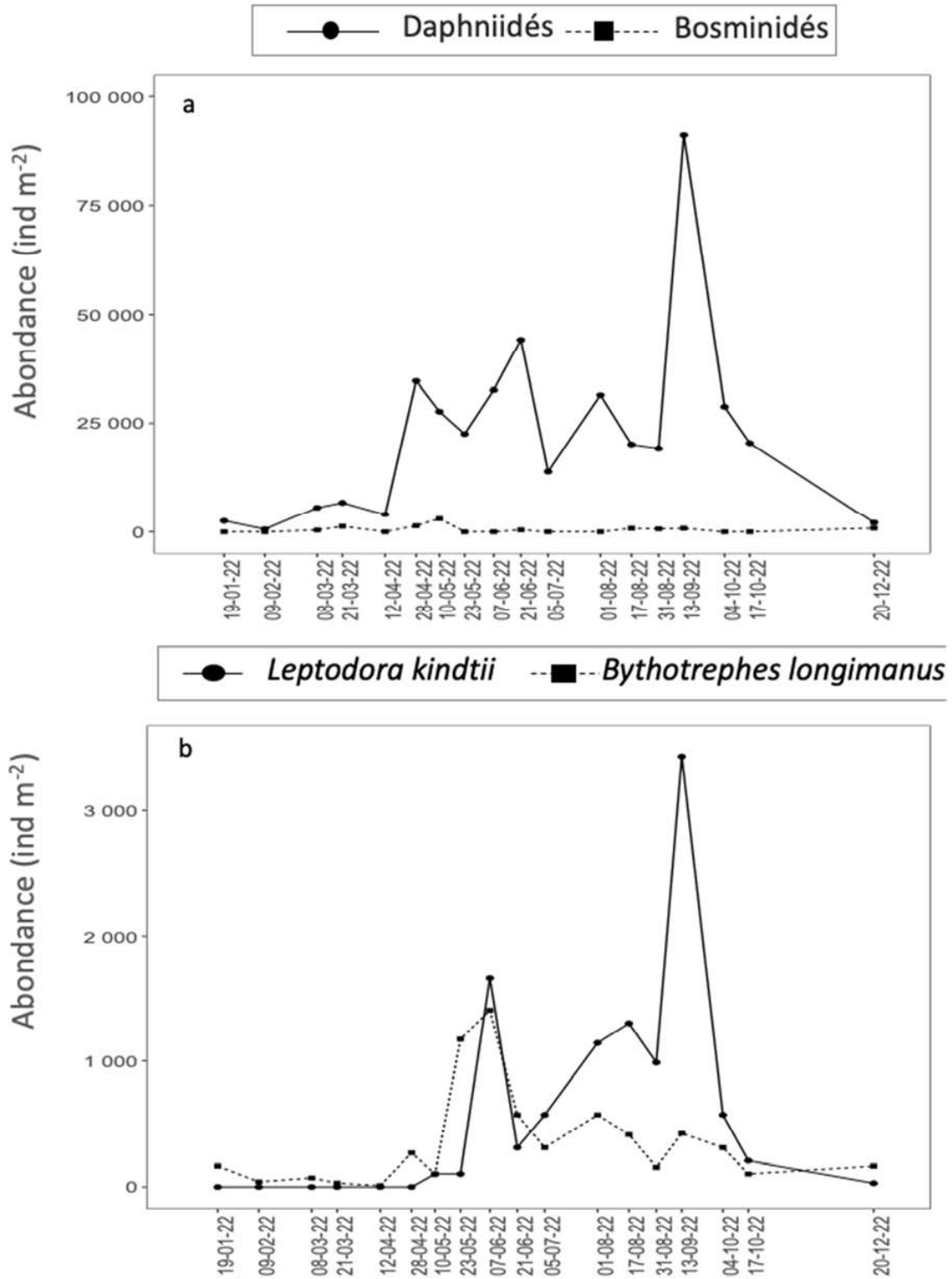


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères a. herbivores b. carnivores en 2022 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 4: Seasonal dynamic of the abundance of a. herbivorous and b. carnivorous Cladocera in 2022 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

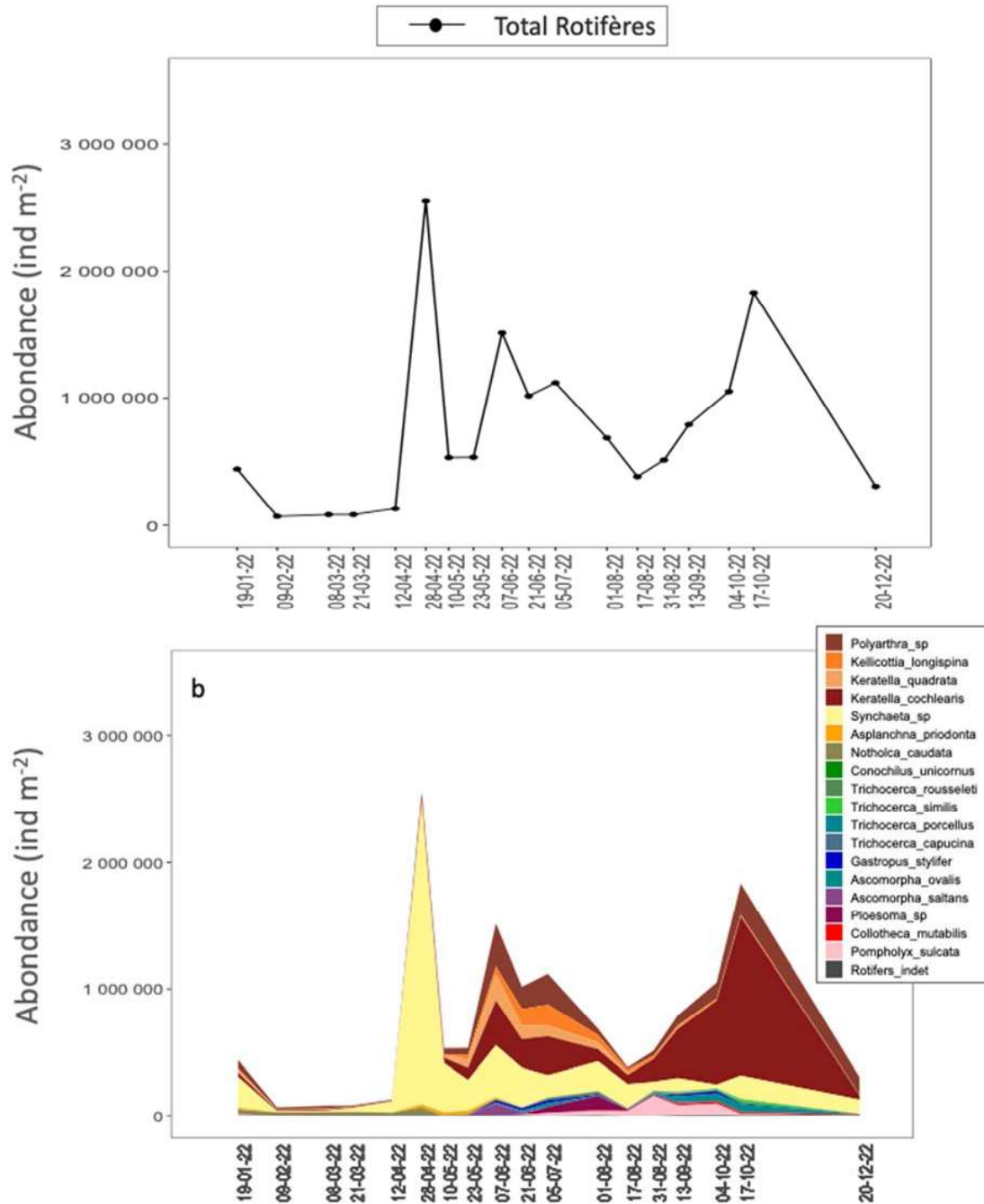


Figure 5 : Evolution saisonnière a. de l'abondance totale des rotifères, b. des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2022. Les dates correspondent aux dates de campagnes.

Figure 5: Seasonal dynamic of a. total abundance and b. the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2022. The dates correspond to the sampling dates.

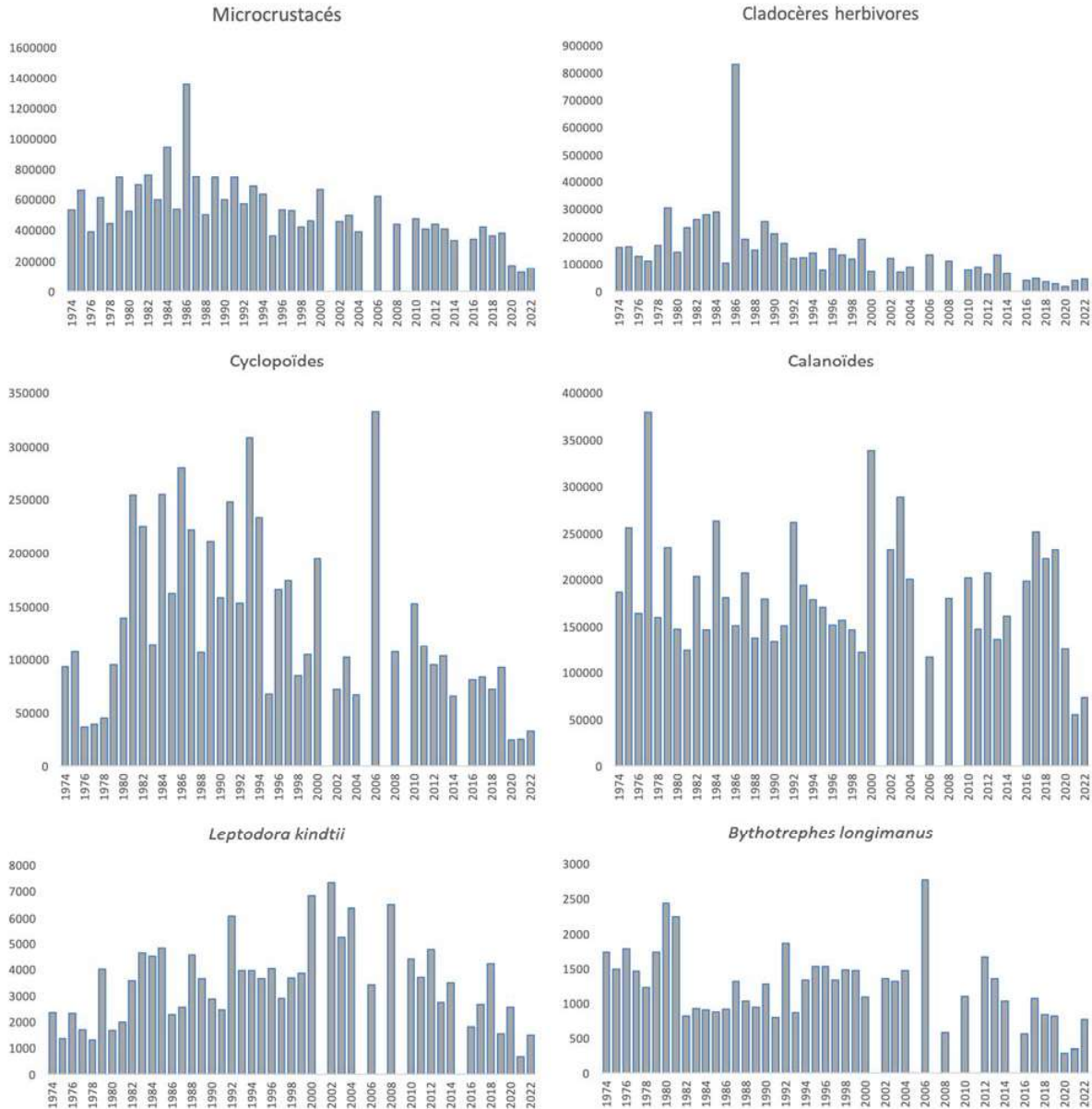


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplancton microcrustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses. Pour l'année 2020 les moyennes ont été calculées de mai à septembre.

Figure 6: Long-term pattern of abundances of the microcrustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Values are averaged for the period March-September, years 2001, 2005, 2007, 2009 and 2015 were not included. For 2020 values are averaged for the period Mai-September.

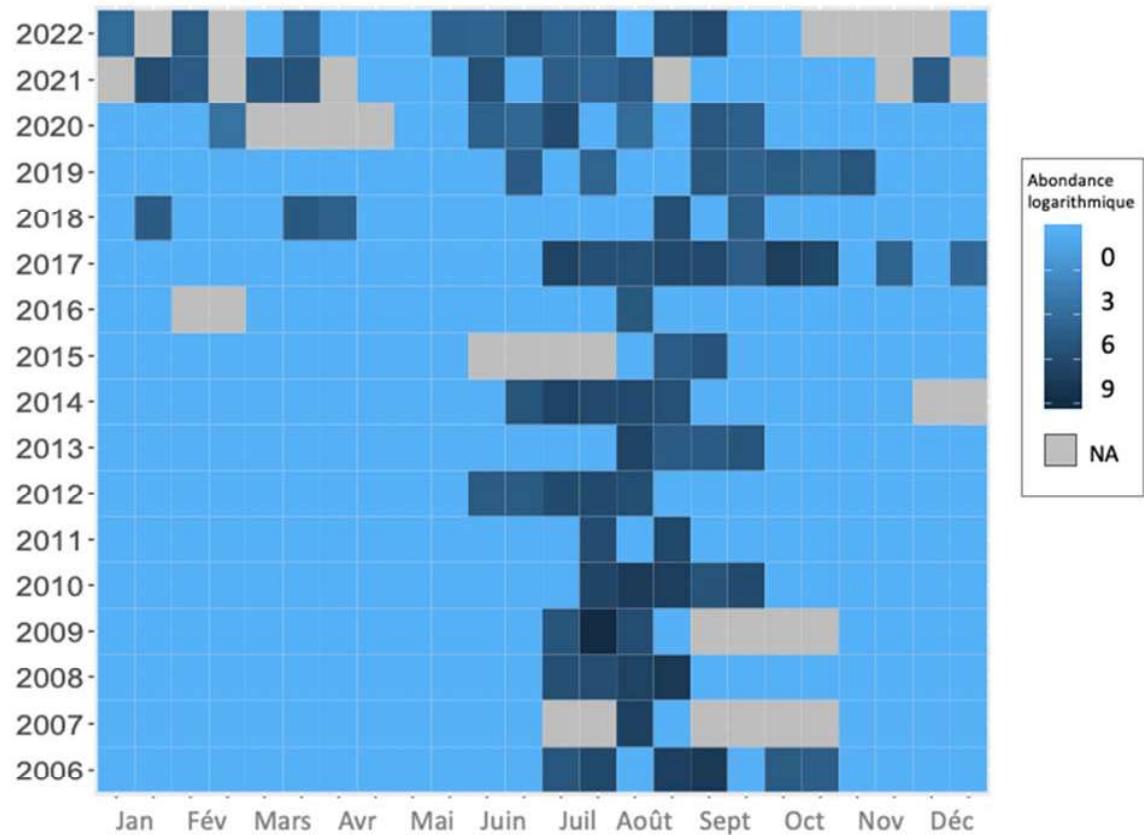


Figure 7 : Evolution interannuelle de la dynamique saisonnière de *Dreissena sp.* (Léman, SHL2). Les abondances sont exprimées en valeurs logarithmiques.

Figure 7: Interannual variability in seasonal dynamic of *Dreissena sp.* (Lake Geneva, SHL2). Abundances are expressed as logarithmic values.

Equation 1 :

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

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 la profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{\text{filtré}}$ est le volume filtré par le filet (4.81 m³).