

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANCTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2024

PAR

Serena RASCONI et Leslie LAINÉ

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

RÉSUMÉ

Le zooplancton microcrustacéen du Léman en 2024 a été dominé, comme dans les années précédentes, par Eudiaptomus gracilis, unique représentant des copépodes calanoïdes. En fin d'hiver (janvier-mars), le biovolume du zooplancton était faible. Le développement printanier a été observé à partir de la fin du mois de mars et le pic des abondances a été atteint début avril. Les abondances du zooplancton microcrustacéen ont été moins importantes en début d'été. Un deuxième pic d'abondance plus important a été atteint début septembre, représenté en majorité par les calanoïdes, avant d'observer une baisse des abondances typiques des mois d'hiver.

A l'échelle interannuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse depuis la fin des années 80. Les cinq dernières années présentent les abondances les plus basses de toute la chronique. Les cladocères herbivores, qui avaient montré une baisse constante de leur abondance depuis 2014 et des effectifs particulièrement faibles en 2020, ont légèrement augmenté en 2024. Toutefois les neuf dernières années sont les plus basses de toute la chronique. Les groupes des cyclopoïdes et calanoïdes au contraire ont présenté des valeurs d'abondance en diminution par rapport aux valeurs mesurées en 2023. Les abondances de cyclopoïdes sont, pour les 5 dernières années, les plus basses de la chronique. Une tendance similaire est observée pour les calanoïdes lors des 4 dernières années.

Les effectifs des cladocères carnivores Bythotrephes longimanus et Leptodora kindtii ont subi une diminution encore en 2024. Les années 2002 et 2024 présentent les abondances les plus basses de toute la chronique.

La communauté des rotifères a présenté un premier pic d'abondance en février et un deuxième en avril. Les abondances ont été plus faibles pendant l'été et augmenté à partir du mois d'août. Le pic plus important a eu lieu en septembre. Comme dans les années précédentes, l'espèce dominante au printemps a été Synchaeta sp. En été, l'espèce dominante a été Keratella cochlearis et en automne Polyarthra sp.

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). Cette tendance est confirmée à nouveau en 2024, l'abondance des larves a augmenté et leur présence a été observée à partir du mois de février.

ABSTRACT

As in previous years, microcrustacean zooplankton in Lake Geneva in 2024 was dominated by Eudiaptomus gracilis, the only representative of calanoid copepods. At the end of winter (January-March), zooplankton biovolume was low. Spring development was observed from the end of March, with peak abundance reached in early April. Microcrustacean zooplankton abundance was lower in early summer. A second, more significant peak in abundance was reached in early September, represented mainly by calanoids, before a decline in abundance typical of the winter months was observed.

On an interannual scale, microcrustacean community numbers have been declining since the late 1980s. The last five years have seen the lowest abundances in the entire record. Herbivorous cladocerans, which had shown a steady decline in abundance since 2014 and particularly low numbers in 2020, increased slightly in 2024. However, the last nine years are the lowest in the entire record. In contrast, the abundance of cyclopoids and calanoids has decreased compared to the values measured in 2023. The abundance of cyclopoids over the last five years is the lowest on record. A similar trend has been observed for calanoids over the last four years.

The populations of the carnivorous cladocerans Bythotrephes longimanus and Leptodora kindtii declined further in 2024. The years 2002 and 2024 show the lowest abundances in the entire record.

The rotifer community showed a first peak in abundance in February and a second in April. Abundances were lower during the summer and increased from August onwards. The highest peak occurred in September. As in previous years, the dominant species in spring was Synchaeta sp. In summer, the dominant species was Keratella cochlearis and in autumn Polyarthra sp.

The interannual trend in the abundance of Dreissena sp. mollusk larvae has been stable since the 2000s, with seasonality marked by high abundances in summer. However, a change in phenology has been observed since 2017, probably due to the arrival of a new species of Dreissena (Dreissena bugensis). This trend was confirmed again in 2024, with an increase in larval abundance and their presence observed from February onwards.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton 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 termes 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, originaires de la région de la Mer Caspienne, sont désormais répandus dans les rivières, canaux et 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 et la moule quagga. 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 supplantant 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 et sur n'importe quel substrat. 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. MÉTHODES

L'échantillonnage a été mensuel pendant les mois de janvier, février et décembre, et bimensuel pendant les autres mois. A cause des contraintes techniques et météorologiques l'échantillonnage de juin et septembre a également été mensuel.

Le site d'échantillonnage est localisé à la station SHL2, situé 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. La méthode de conservation a été modifiée en 2023. Les échantillons ont été mis au congélateur -20°C après retour au laboratoire, décongelés lentement à 4°C le jour avant le comptage. Les microcrustacés ont été conservés dans la glace pendant les analyses de dénombrement par espèce et stade de développement.

Les échantillons prélevés à l'aide du filet de vide de maille d'environ 200 μm ont été mis à décanter tout de suite après la fin du comptage durant 2 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 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.

Le dénombrement des microcrustacés a été réalisé sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon (0.1 ml, minimum 100 individus comptés) sous loupe binoculaire. Pour chaque catégorie taxonomique (microcrustacés et rotifères), le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon l'équation 1.

$$\text{Equation 1 : Abundance} = N_{\text{ind.ss.ech}} \times (V_{\text{ech.total}} / V_{\text{ss.ech}}) \times (H_{\text{filtrée}} / V_{\text{filtré}})$$

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).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DES MICROCRUSTACÉS

En 2024, 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 bosminiidés (*Eubosmina longispina* et *Bosmina longirostris*) et les cladocères carnivores étaient représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

Le biovolume sédimenté était relativement faible en début d'année, les valeurs étaient plus hautes à partir du mois d'avril (Figure 1a). Une diminution de la transparence apparaît à partir du mois de février qui traduit un premier pic de l'activité phytoplanctonique (RIMET 2025, ce rapport ; RASCONI et al 2025, ce rapport). Le biovolume a baissé en début d'été et a nouveau augmenté en automne où il a atteint le pic maximal fin septembre. Ensuite le biovolume a diminué rapidement en fin d'année.

Tout comme dans les années précédentes (2018-2023), la communauté de microcrustacés était largement dominée par les calanoïdes (Figure 1b), qui ont représenté en moyenne sur toute l'année 47 % des effectifs de la communauté zooplanctonique. Les cyclopoïdes et cladocères ont représenté respectivement 27 et 26 % des effectifs en 2024.

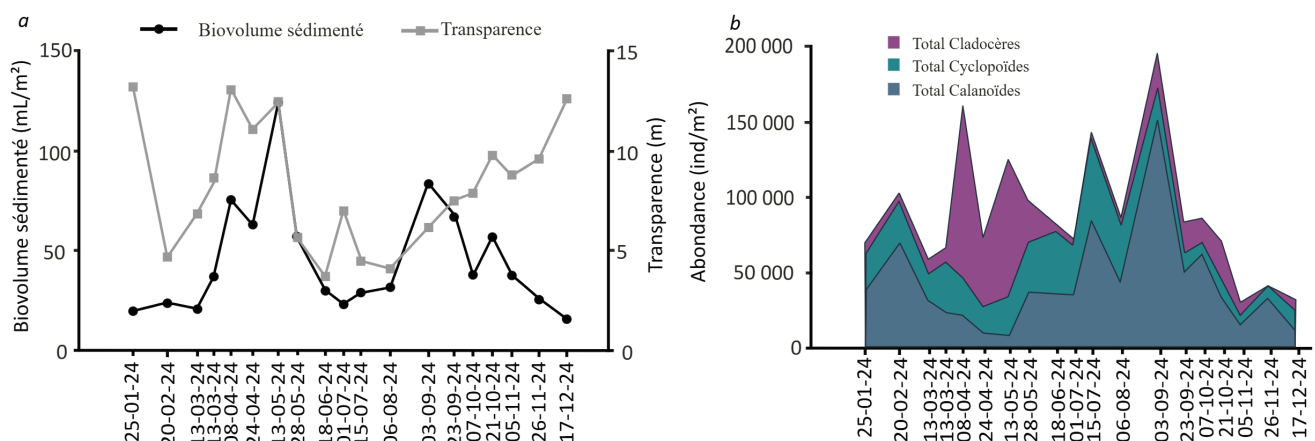


Figure 1 : a) Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux en 2024. b) Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques microcrustacés (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 1 : a) Monthly variation in zooplankton biovolume (black line) and water transparency (grey line) in 2024. b) Seasonal dynamic of the principal microcrustacean groups (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

En ce qui concerne les copépodes, en 2024, 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 a augmenté en mars et un premier pic a été observé fin mars (26×10^3 ind/m²), suite à l'accroissement du nombre de nauplii. Les abondances plus élevées ont été observées en juin (32×10^3 ind/m²) et août (31×10^3 ind/m²), suivi par une baisse rapide en automne et des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ 7×10^3 ind/m² au mois de décembre.

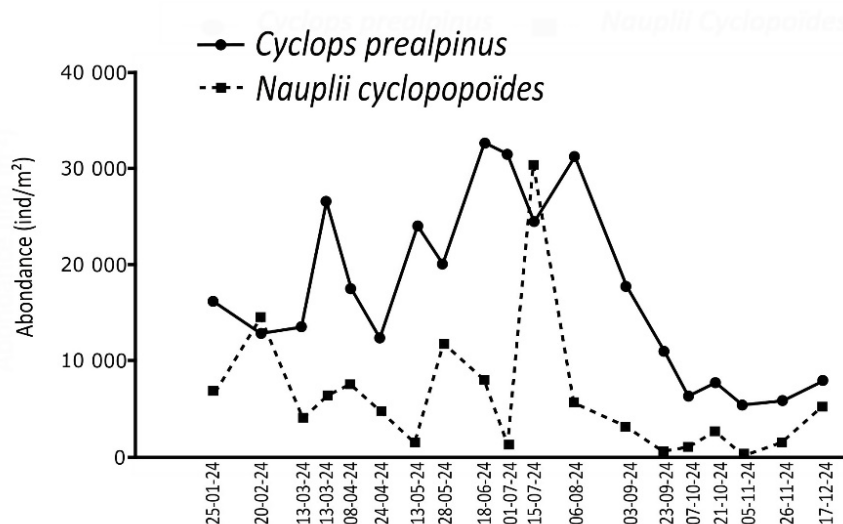


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2024 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 2: Seasonal dynamic of cyclopoids abundance in 2024 (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

Chez les calanoïdes, les abondances d'*E. gracilis* ont légèrement augmenté en février (Figure 3) mais le développement printanier n'a pas eu lieu et les valeurs sont restées faibles jusqu'au mois de mai. Le minimum a été observé le 13 mai (8×10^3 ind/m²). Ensuite les effectifs ont augmenté et un premier pic est observé le 15 juillet (84×10^3 ind/m²) et un deuxième, plus important, en septembre (151×10^3 ind/m²). *E. gracilis* est un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton donc sa dynamique est fortement influencée par la biomasse phytoplanctonique (RIMET 2025, ce rapport). Les valeurs plus élevées au printemps ont été observées pendant la période de croissance de la diatomée *Cyclotella costei*. Cette espèce est connue pour avoir des petites tailles et constitue une ressource nutritionnelle importante pour les consommateurs de phytoplancton. Pendant l'été en revanche les espèces phytoplanctoniques dominantes étaient les diatomées de grande taille *Ulnaria acus* et *Fragilaria crotonensis* et la crysophycée coloniale *Dynobryon divergens*, qui ne sont pas utilisables comme ressource en raison de leur taille, et les effectifs d'*E. gracilis* ont subi une baisse en avril-mai (RIMET 2025, ce rapport).

Chez les cladocères herbivores, en 2024, les bosminidés (Figure 4a) n'ont été présents qu'aux mois de mai-juin et juillet. Les daphniidés ont été présents avec des abondances très faibles jusqu'au mois de mars et le premier et plus important pic a été atteint le 8 avril (113×10^3 ind/m²) suivi par un deuxième le 13 mai (91×10^3 ind/m²). Les valeurs d'abondance sont restées très basses jusqu'en août, ont légèrement augmenté pendant l'automne et ensuite baissé à nouveau pendant les mois d'hiver.

Les cladocères carnivores (Figure 4b) sont restés en 2024, tout comme les années précédentes, quasiment absents pendant la période printanière. Ils ont montré une croissance des abondances à partir du mois de mai-juin. L'espèce majoritairement représentée pendant la période estivale a été *Leptodora kindtii* qui a atteint le pic maximal le 3 septembre (2.8×10^3 ind/m²). Suite à ce pic, les abondances sont restées dans l'ordre de 600-200 ind/m² jusqu'à fin octobre et ensuite ont diminué progressivement jusqu'aux valeurs minimales de l'hiver (31 ind/m²). L'espèce *Bythotrephes longimanus* a présenté le maximum de croissance en automne et le pic d'abondance a eu lieu le 5 novembre (0.6×10^3 ind/m²).

Le développement saisonnier du zooplancton se caractérise dans les lacs des régions tempérées par une croissance en saison chaude. Les valeurs d'abondance du zooplancton observé dans le Léman en 2024 ont été cohérentes avec le développement saisonnier habituel de ces organismes.

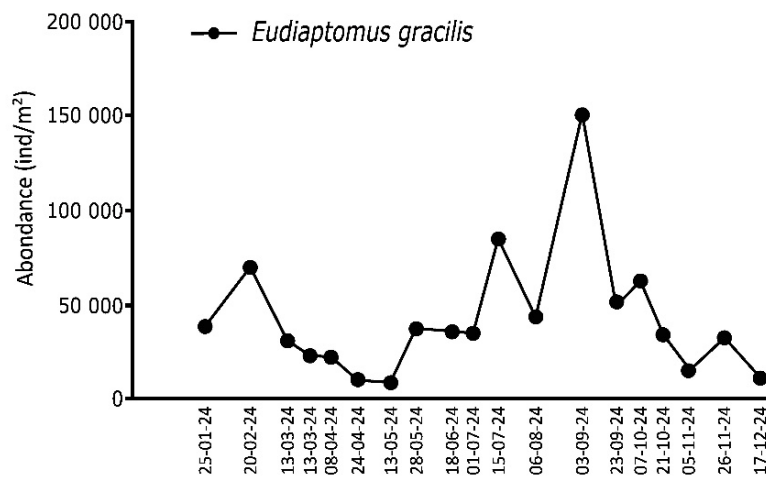


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2023 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 3 : Seasonal dynamic of the calanoids *Eudiaptomus gracilis* in 2023 (Léman, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

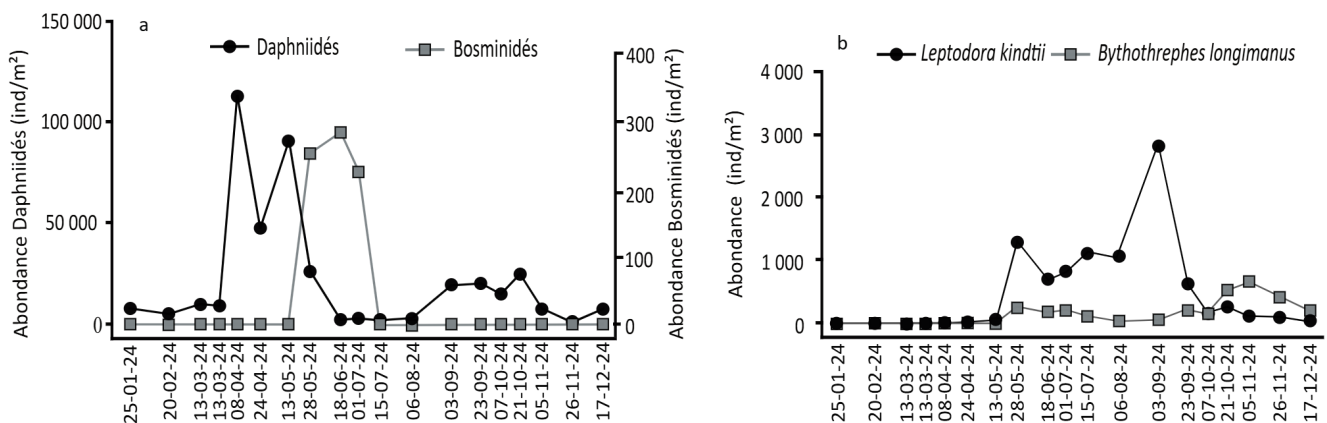


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères a) herbivores et b) carnivores en 2024 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 4 : Seasonal dynamic of the abundance of a) herbivorous and b) carnivorous Cladocera in 2024 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

3.2 AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

Rotifères

Dans le Léman, les rotifères sont majoritairement représentés par des espèces des genres *Synchaeta* et *Polyarthra sp.* (filtreurs de flagellés hétérotrophes), *Pompholyx sulcata* (filtreur de bactéries et phytoplancton) 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.

La dynamique annuelle (Figure 5a) était caractérisée par plusieurs pics d'abondance : en février, en avril, en septembre et en octobre (respectivement 9.5×10^5 ind/m², 9.1×10^5 ind/m², 11×10^5 ind/m² et 10×10^5 ind/m²). La communauté était composée de 20 taxons déterminés qui se sont succédés en présentant une claire dynamique saisonnière. Lors des premiers pics en février et avril, la communauté était dominée par l'espèce *Synchaeta sp.*, qui représentait respectivement 95 et 80 % des effectifs totaux des rotifères. Suite à ce pic, les valeurs d'abondances ont été plus faibles et sont remontées au mois de septembre et l'espèce dominante était *Keratella cochlearis* (représentant 65 % des effectifs totaux des rotifères). La communauté était plus diversifiée au pic d'octobre, avec deux espèces majoritaires observées (*Polyarthra sp.* et *Keratella cochlearis*) représentant chacune respectivement 72 et 13 % des effectifs. Les abondances des rotifères ont baissé ensuite en décembre (3×10^3 ind/m²).

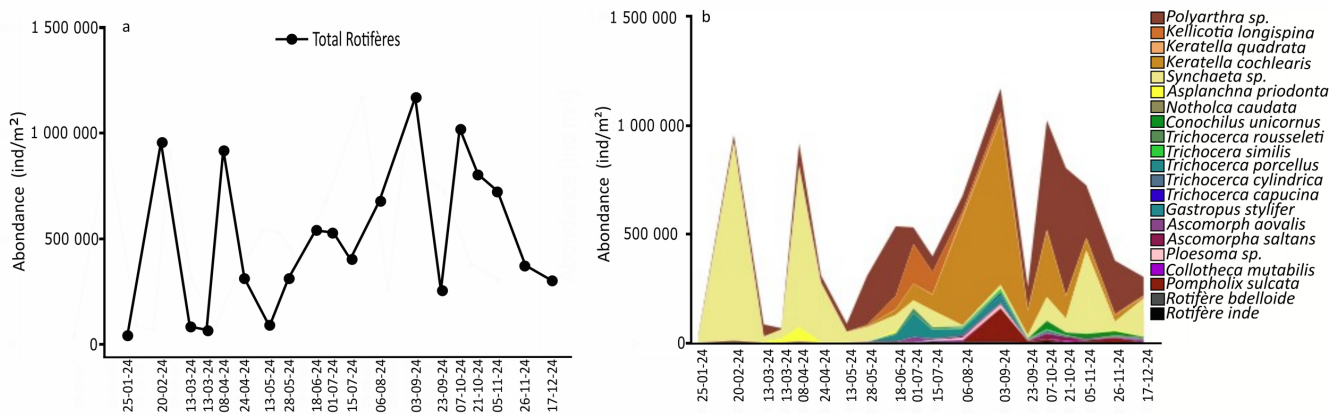


Figure 5 : Évolution saisonnière a) de l'abondance totale des rotifères, b) des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2024. Les dates correspondent aux dates de campagnes.

Figure 5 : Seasonal dynamic of a) total abundance and b) the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2024. The dates correspond to the sampling dates.

3.3 DYNAMIQUE INTERANNUELLE ET ÉVOLUTION A LONG-TERME DU ZOOPLANCTON MICROCRUSTACÉEN

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 moyenne de mars à septembre des microcrustacés est observée (Figure 6). Depuis 2020 l'abondance est stable à un niveau très bas et cela se confirme en 2024. Les valeurs totales de microcrustacés étaient de 12×10^4 ind/m² en 2023 et de 10×10^4 ind/m² en 2024. Les cladocères herbivores en 2024 ont légèrement augmenté par rapport à 2023, avec des valeurs de 2×10^3 ind/m² en 2023 et 17×10^3 ind/m² en 2024, mais la tendance à la baisse reste encore marquée, les effectifs dépassaient les 40×10^3 ind/m² en 2021 et 2022. Les cyclopoïdes avaient aussi fortement diminué en 2020 (24×10^3 ind/m²) et 2021 (25×10^3 ind/m²), les valeurs depuis 2022 sont également en légère augmentation (33×10^3 ind/m² en 2022 et 46×10^3 ind/m² en 2023), mais ont encore baissé en 2024 (33×10^3 ind/m²). Avant 2019, les calanoïdes ne présentaient pas de tendance à la baisse. Au cours des dernières années, les effectifs ont cependant baissé considérablement (23×10^4 ind/m² en 2019, 12×10^4 ind/m² en 2020 et 5×10^4 ind/m² en 2021). En 2022, on observe comme pour les autres groupes (microcrustacés totaux, cladocères herbivores et carnivores, cyclopoïdes) une légère augmentation (7.3×10^4 ind/m² en 2022 et 7.6×10^4 ind/m² en 2023), mais pas confirmée en 2024 (5.2×10^4 ind/m²). *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/m² en 2020 et 655 ind/m² en 2021) et une augmentation en 2022 (1466 ind/m²) et en 2023 (1915 ind/m²), mais également pas confirmé en 2024 (1025 ind/m²). En revanche, *B. longimanus* a présenté déjà en 2021 un faible accroissement des effectifs par rapport aux valeurs de 2020 (338 ind/m² et 288 ind/m² respectivement), confirmé en 2022 (768 ind/m²), mais encore plus réduit en 2023 (164 ind/m²) et 2024 (126 ind/m²).

L'évolution interannuelle de l'abondance des microcrustacés en 2024 reste cohérente avec les années précédentes et la tendance sur les dernières années est confirmée. La tendance à la baisse reste marquée pour les cyclopoïdes, calanoïdes ainsi que pour *B. Longimanus* et *L. kindtii*. Les cladocères herbivores en revanche ont présenté des valeurs d'abondance en légère augmentation par rapport aux valeurs mesurées en 2023. Tout taxon confondu, les quatre à neuf dernières années présentent les abondances les plus basses de toute la chronique.

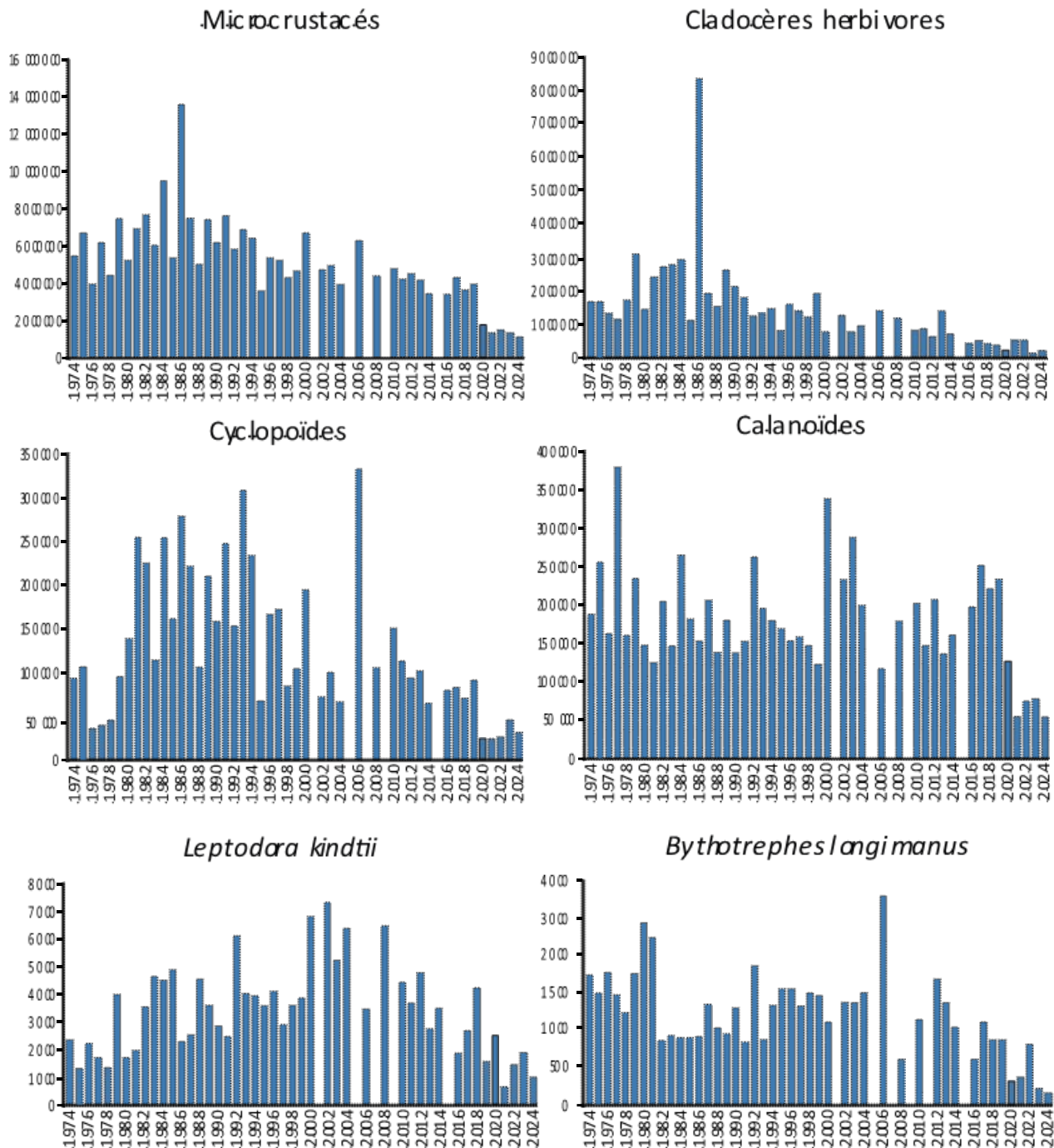


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplancton microcrustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses. Pour l'année 2020 les moyennes ont été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

3.4 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DE *DREISSENA SP.*

Les abondances des larves de mollusques du genre *Dreissena* 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 $29\text{--}112 \times 10^3 \text{ ind/m}^2$. A partir de 2011, une stabilisation des abondances est observée avec des valeurs qui n'ont pas dépassé les $10.7 \times 10^3 \text{ ind/m}^2$. 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 se produisant aussi durant les mois d'hiver. Ce phénomène est probablement dû à l'arrivée dans le Léman de l'espèce *Dreissena bugensis* en 2015. Il s'agit d'une espèce dont la reproduction a lieu plus précocement (à partir du mois de janvier) 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 confirmé en 2024, avec des observations des larves dans les échantillons à partir de février. Un premier pic a été observé au mois de mai ($10 \times 10^3 \text{ ind/m}^2$) et un deuxième pic d'abondance, moins important ($4 \times 10^3 \text{ ind/m}^2$), est observé en juillet. Ensuite les effectifs ont baissé mais sont restés présents dans les échantillons et des valeurs d'abondance de $1.6 \times 10^3 \text{ ind/m}^2$ ont été observées en novembre.

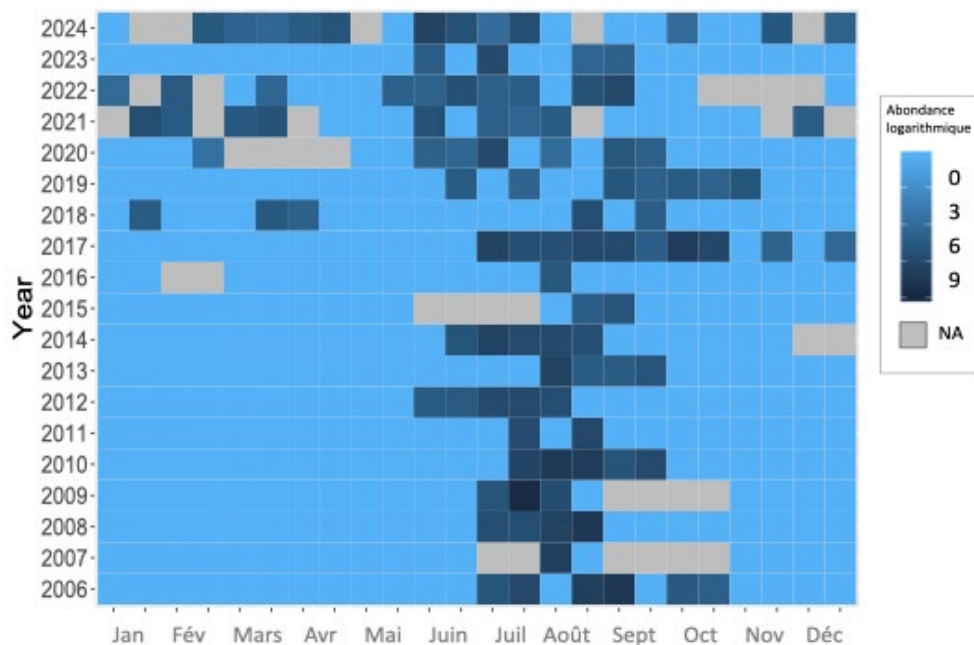


Figure 7 : Evolution interannuelle de la dynamique saisonnière de *Dreissena sp.* (Léman, SHL2). Les abondances sont exprimées en valeurs logarithmiques naturels.

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

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.
- Rasconi, S., Rimet, F., Perney, P. (2025). Biomasse chlorophyllienne et production primaire dans le Léman. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2024.
- Rimet, F. (2025). Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2024.
- 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. Angew. Limnol*, 9, 1-38.