

## ZOOPLANCTON DU LÉMAN

### THE ZOOPLANCTON OF LAKE GENEVA

#### CAMPAGNE 2021

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 2021 a été dominé par les copépodes calanoïdes, dont Eudiaptomus gracilis était le seul représentant. En fin d'hiver (janvier et février), les abondances étaient faibles. Le développement printanier a été observé à partir du mois de mars et le pic des abondances des copépodes cyclopoïdes et des calanoïdes a été atteint fin avril et début mai respectivement. Les abondances de ces deux groupes ont été moins importantes pendant le reste de l'année et c'est un autre groupe de microcrustacés, les cladocères, qui ont pris le dessus pendant les mois d'été. Un premier pic d'abondance a été atteint fin mai, représenté par les cladocères herbivores bosminidés. Un deuxième pic plus important a suivi en juillet représenté par les cladocères herbivores daphniidés. Enfin, un troisième pic intermédiaire a eu lieu en septembre. Les cladocères carnivores ont été plus abondants à partir de l'été et jusqu'à l'automne, avec un maximum pour les Leptodora au mois d'août et pour Bythotrephes en juin et juillet.*

*A 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 ces deux dernières années. Une réduction des effectifs pour la plupart des groupes zooplanctoniques est remarquée, notamment pour les calanoïdes et le cladocère carnivore Leptodora. Les cladocères herbivores, qui avaient montré une baisse constante de leur abondance depuis 2014 et des effectifs particulièrement faibles en 2020, sont en légère augmentation en 2021. Les groupes des cyclopoïdes et Bythotrephes ont présentés des valeurs d'abondance stables par rapport aux valeurs mesurés en 2020.*

*La communauté des rotifères a présenté un premier pic d'abondance en mars et un deuxième plus important en mai. Les abondances sont plus faibles à partir de fin juillet, cependant un dernier pic est atteint en novembre. L'espèce dominante a été Synchaeta sp. en mars et Polyarthra sp. en juin et en novembre.*

*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 phenologie a été observé depuis 2017, probablement dû à l'arrivée d'une nouvelle espèce de Dreissena (Dreissena bugensis) avec une présence importante des larves observée durant les mois d'hiver en raison de sa phase de croissance active également à basse température.*

#### ABSTRACT

*The microcrustacean zooplankton of Lake Geneva was dominated in 2021 by the copepods calanoids, only represented by Eudiaptomus gracilis. During winter (January and February) the abundance was low. The spring development started in March and the abundance peak of the calanoids and cyclopoids was observed end of April and early May respectively. The abundance values of these two groups were lower during the rest of the year and the cladocerans were the most important group during summer. A first peak was observed end of May represented by the herbivorous cladoceran bosminids. A second major peak was recorded in July represented by the herbivorous cladoceran daphnids, followed by a third, less abundant peak reached in September. The carnivorous cladocerans were mostly abundant during summer and until the autumn, the maximum of the Leptodora occurred in August and the maximum of Bythotrephes in June and July.*

The long-term dynamic confirmed the downward trend observed since the end of the 80's. The values were very low during the last two years for almost all the zooplankton groups and particularly for the calanoids and the carnivorous cladoceran *Leptodora*. The cyclopoids and *Bythotrephes* were lower than in the 80's but remained stable compared to the previous years. The herbivorous cladocerans, which have been considerably decreasing since 2014 and reached very low abundances in 2020, were in 2021 slightly more abundant.

The rotifers community presented a first abundance peak in March and a second one more important in May. The abundances decreased during summer and reached again higher values in November. The community was dominated during springtime by the species *Synchaeta* sp. and *Polyarthra* sp. in June and November.

The inter annual evolution of the mollusc larvae *Dreissena* sp. was stable since the year 2000s and showed a recurrent seasonality with higher abundance in summer. However, a change in the phenology was observed since 2017, probably due to the arrival of a new species of *Dreissena* (*Dreissena bugensis*), and the presence of the larvae is observed also during the winter months, due to the active growth of this species also at low temperatures.

## 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 entomotrécés herbivores et carnivores, dont la taille se situe entre 200 µm et 4000 µm) récoltés dans le domaine pélagique.

En 2021, la communauté microcrustacéenne pélagique du Léman est composée des copépodes (dont font partie les calanoïdes et les cyclopoïdes) et des cladocères. Les calanoïdes sont représentés par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis* (herbivore), et les cyclopoïdes sont représentés par l'espèce *Cyclops prealpinus* (carnivore) et ses formes larvaires (nauplii, herbivores). Les cladocères herbivores sont représentés par des daphniidés (*Daphnia* sp.) et des bosminidés (*Eubosmina* sp.), les cladocères carnivores sont représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

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) et *Kellicottia* (filtreur 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.

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 supplante progressivement la moule zébrée dans de nombreux lacs européens (HALTNER 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 phenologie 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, avril, août, octobre, novembre et décembre, et bimensuel pendant les autres mois. A cause des contraintes météorologiques l'échantillonnage bimensuel en août n'a pas pu être effectué et trois échantillonnages ont eu lieu en septembre.

Le site d'échantillonnage est localisé à la station SHL2, située au milieu du lac au point le plus profond. Les microcrustacés et rotifères ont été recueillis respectivement à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200  $\mu\text{m}$  et 64  $\mu\text{m}$ . 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  $\mu\text{m}$  (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  $\mu\text{m}$ . 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

Le biovolume sédimenté était faible en début d'année, les valeurs étaient plus hautes à partir de la deuxième moitié du mois de mars (figure 1a), en raison de l'augmentation des effectifs de cyclopoïdes et des calanoïdes qui ont atteint un premier pic d'abondance en printemps (figure 1b). 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 le pic maximal. Après une diminution, les biovolumes sont restés élevés pendant la période septembre-novembre pour diminuer ensuite rapidement en fin d'année (figure 1a).

Tout comme dans les années précédentes (2018-2021), la communauté de microcrustacés était largement dominée par les calanoïdes (figure 1b), notamment pendant la période printanière (mars-mai). Les cyclopoïdes ont été également bien présents pendant la même période en printemps, où ils étaient plus abondants que les cladocères. Cette tendance s'est inversée en été, les cladocères étaient plus abondants pendant la période juin-septembre, sauf à fin juillet où une chute des effectifs a été observée.

En ce qui concerne les copépodes, en 2021, 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 en début mars et en décembre. Les abondances plus élevées ont été observées en avril et mai, suite à l'accroissement du nombre de nauplii. Le pic maximum a eu lieu fin avril ( $57 \times 10^3$  ind  $\text{m}^{-2}$ ), suivi par une baisse rapide en juin. Ensuite les effectifs ont commencé à augmenter dès le mois de septembre et un deuxième pic moins important a été observé le 15 septembre ( $23 \times 10^3$  ind  $\text{m}^{-2}$ ) avant de retrouver des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ  $9 \times 10^3$  ind  $\text{m}^{-2}$  au mois de décembre.

Chez les calanoïdes, *E. gracilis* a suivi en début d'année 2021 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 de mars et le pic maximum est observé le 3 mai ( $87 \times 10^3$  ind  $\text{m}^{-2}$ ). Des valeurs élevées ont été retrouvées également au mois de juin avec un deuxième pic d'abondance ( $75 \times 10^3$  ind  $\text{m}^{-2}$ ), suivi par une baisse des effectifs au cours de l'été. Le minimum a été observé fin novembre ( $15 \times 10^3$  ind  $\text{m}^{-2}$ ), puis une légère augmentation en décembre ( $37 \times 10^3$  ind  $\text{m}^{-2}$ ). *E. gracilis* est un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton.

En 2021, une dynamique synchrone avec la biomasse phytoplanctonique est à noter (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 de *Plagioselmis lacustris* 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 la population des diatomées, qui ont fortement diminué pendant le mois de juin (RIMET 2022, ce rapport).

Chez les cladocères, en 2021, l'abondance des daphniidés et bosminidés herbivores (figure 4a) est restée assez faible pendant toute la période printanière. Un premier pic d'abondance des bosminidés est relevé au mois d'avril ( $17 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ), suivi par un deuxième plus important en mai ( $38 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ), suivi par des effectifs très bas le reste de l'année. En ce qui concerne les daphniidés, leur abondance a augmenté dès mi-juin et le pic maximum a été observé le 7 juillet ( $145 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ), suivi par une baisse importante des effectifs. L'abondance des daphniidés augmente à nouveau en août et un deuxième pic mineur est observé ( $86 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ), plus tôt qu'en 2020 (le pic maximum était survenu en novembre et avec un effectif plus bas,  $79 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ).

Les cladocères carnivores (figure 4b) sont restés en 2021, tout comme en 2020, quasiment absents pendant la période printanière. Ils ont montré une croissance des abondances à partir du mois de mai, plus tôt 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 9 août ( $1.5 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ). En 2020, le pic maximum avait été observé au même moment (8 août) mais avec un nombre d'effectifs d'un ordre de magnitude supérieur ( $12 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ). Suite à ce pic, les abondances sont variables en septembre, puis ont diminué progressivement jusqu'aux valeurs minimales de l'hiver. L'espèce *Bythotrephes longimanus* a présenté des valeurs d'abondance stables pendant toute la période de mai à septembre ( $4-500$  ind  $m^{-2}$ ), suivi d'une chute d'abondance pour revenir aux valeurs moyennes de l'année en décembre ( $323$  ind  $m^{-2}$ ).

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

#### ROTIFERES

Les rotifères présentent des tailles plus petites ( $50-2000 \mu m$ ) que celles du zooplancton crustacé ( $200-4000 \mu m$ ) mais des abondances plus élevées d'un ordre de magnitude. L'abondance moyenne annuelle étant de  $9 \times 10^6$  pour les rotifères et de  $9 \times 10^5$  individus  $m^{-2}$  pour les microcrustacés. En moyenne, plus de 90% des effectifs d'abondance zooplanctoniques en 2021 ont été représentés par les rotifères. La dynamique annuelle (figure 5a) était caractérisée par trois pics d'abondance : en mars, en mai et en novembre (respectivement  $16 \times 10^5$  ind  $m^{-2}$ ,  $27 \times 10^5$  ind  $m^{-2}$  et  $14 \times 10^5$  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 91 % des effectifs totaux des rotifères. Suite à ce pic, les valeurs d'abondances ont chuté drastiquement et sont immédiatement remontées aux valeurs maximales. La communauté était cependant plus diversifiée avec quatre espèces observées (*Polyarthra sp.*, *Synchaeta sp.*, *Keratella quadrata*, *Notholca caudata*) représentant chacune environ 20 % des effectifs. En juillet, *Kellicottia longispina* est devenue l'espèce principale (56 % de effectifs). Le pic d'abondance a été atteint en juin ( $14 \times 10^5$  ind  $m^{-2}$ ). Ensuite, les abondances ont diminué pendant la période de juillet à octobre. A partir de fin septembre, *Polyarthra sp.* était l'espèce qui dominait principalement la communauté et a atteint un dernier pic d'abondance qui représentait 69 % des effectifs totaux (figure 5b). Les abondances des rotifères ont baissé ensuite rapidement et les valeurs minimales ont été observées pendant le 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 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, principalement entraînée par une diminution des cladocères herbivores (daphniidés et bosminidés), des cladocères carnivores (*B. longimanus* et *L. kindtii*) et des cyclopoïdes. Les calanoïdes au contraire s'inscrivent dans une tendance inverse avec une augmentation de leur abondance dès les années 2000.

En 2021, ces tendances semblent pour la plupart se confirmer, l'abondance moyenne de mars à septembre des microcrustacés totaux a encore baissé par rapport à l'année précédente, les valeurs étaient de  $16 \times 10^4$  ind  $m^{-2}$  en 2020 et de  $12 \times 10^4$  ind  $m^{-2}$  en 2021. On observe cependant en 2021 des tendances différentes dans les groupes spécifiques. Les cladocères herbivores en 2021 ont montré une légère reprise, les valeurs étaient de  $40 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$  en 2021 et  $15 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$  en 2020. Les cyclopoïdes avaient également fortement diminué en 2020 ( $24 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ) et ces mêmes valeurs sont confirmées en 2021 ( $25 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ). Avant 2019, les calanoïdes ne présentaient pas de tendance à la baisse. Au cours des dernières trois années, les effectifs ont cependant baissé considérablement ( $23 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$  en 2019,  $12 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$  en 2020 et  $5 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$  en 2021). *L. kindtii* était également moins abondant en 2021 et 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). En revanche, *B. longimanus* a présenté en 2021 un accroissement des effectifs par rapport aux valeurs de 2020 (338 ind  $m^{-2}$  et 288 ind  $m^{-2}$  respectivement). Néanmoins, ce taxon se maintient à des valeurs faibles par rapport à celles atteintes dans les années 2000.

L'évolution interannuelle de l'abondance des microcrustacés en 2021 reste cohérente avec les années précédentes et la tendance à la baisse est confirmée, malgré une légère interruption pendant la période 2016-2019 dans la constante diminution des cladocères herbivores. Cette baisse générale des principaux taxons du zooplancton contribue donc à la diminution de l'abondance des microcrustacés qui s'était initiée dans les années 80 avec la diminution des effectifs des daphnies. Cette tendance est fortement marquée en 2021 pour le calanoïde herbivore *E. gracilis* ainsi que pour le cladocère carnivore *L. kindtii*. Les consommateurs secondaires tels que le zooplancton ont un rôle écologique clés dans le transfert trophique. Ce sont des importants consommateurs de phytoplancton (zooplancton herbivore) et des consommateurs primaires (zooplancton carnivore qui se nourrit de zooplancton). Ils constituent également des proies importantes pour les consommateurs supérieurs tels que les poissons planctivores. Cette baisse de l'abondance du zooplancton serait induite par l'augmentation d'une pression de prédation par les corégones (VOGEL, 2014) en lien avec la ré-oligotrophisation et le réchauffement du Léman (ANNEVILLE et al, 2017), mais également par une baisse de la qualité de la ressource alimentaire (PERGA et LAINE, 2015).

### 3.4. DYNAMIQUE SAISONNIERE DE *DREISSENA SP.*

Les abondances des larves de mollusques du genre *Dreissena sp.* étaient importantes 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 de la croissance est observée avec des abondances qui n'ont pas dépassé les  $10.7 \times 10^3$  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 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* fin 2015, et dont le développement 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. En 2020, les larves de *Dreissena sp.* étaient déjà présentes dès le mois de février. Cette tendance est confirmée voire renforcée en 2021, avec le pic le plus important de l'année ( $4 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ) observé pour les larves de *Dreissena* à partir du mois de janvier. Le deuxième pic d'abondance, moins important ( $3 \times 10^3$  ind  $m^{-2}$ ), est observé en juin, 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](http://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. (2021). Phytoplankton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2020.
- 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

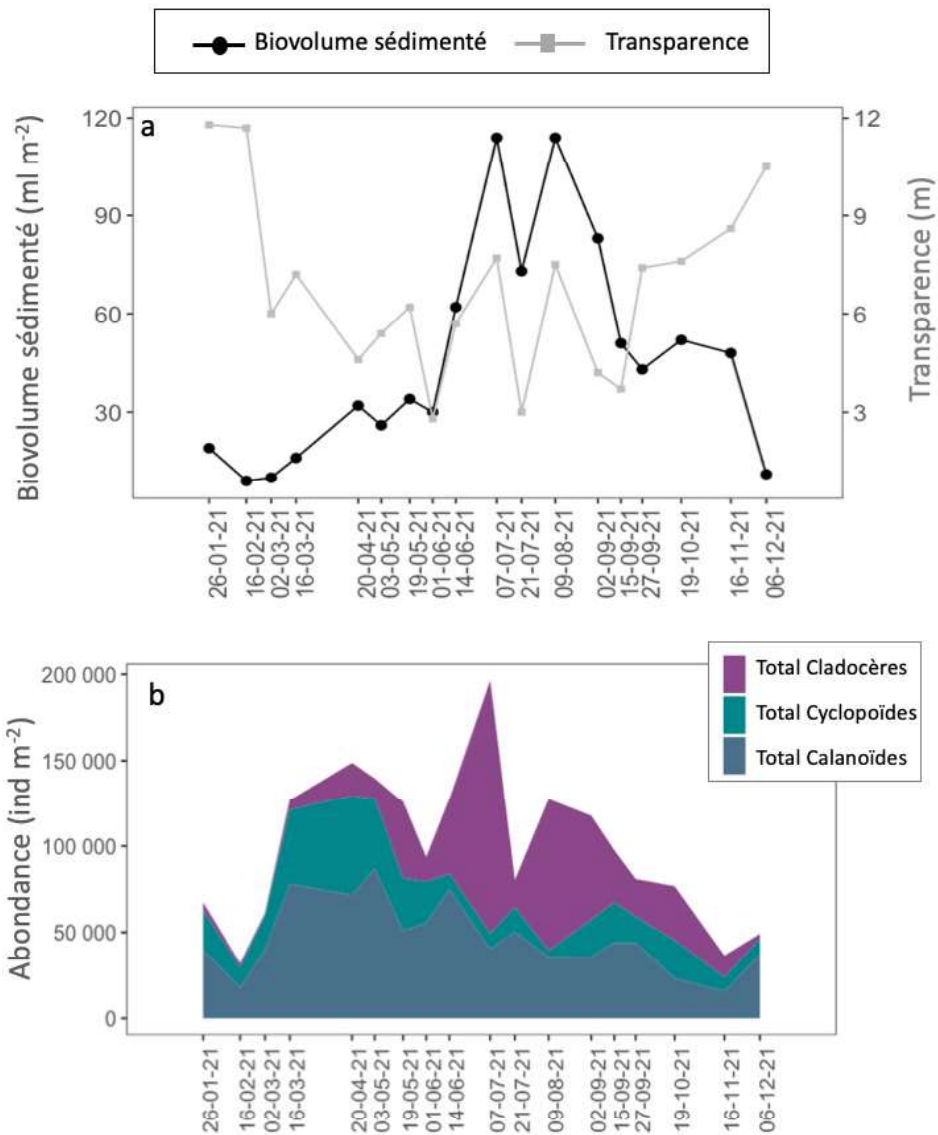


Figure 1 : a. Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux en 2021. b. Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques microcrustacés (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 1: a. Seasonal changes in zooplankton biovolume (black line) and water transparency (grey line) in 2021. b. Seasonal dynamic of the principal microcrustacean groups (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

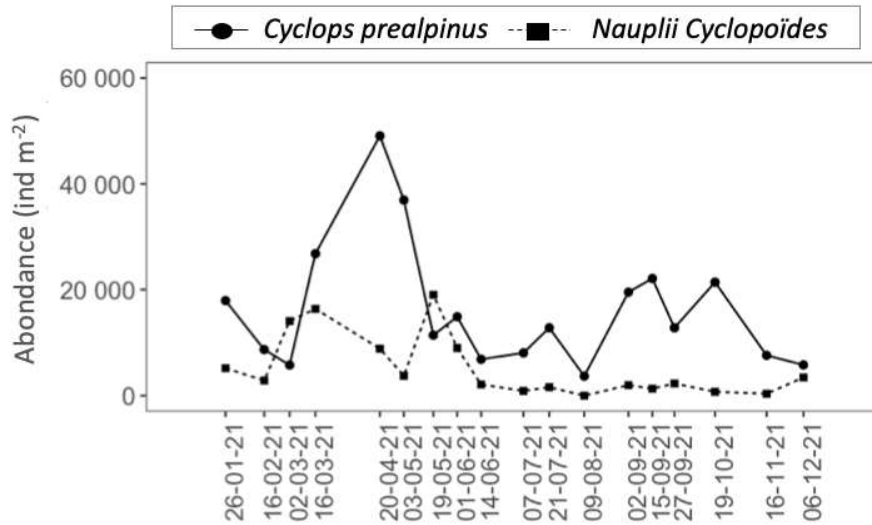


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2021 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 2: Seasonal dynamic of cyclopoïds abundance in 2021 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

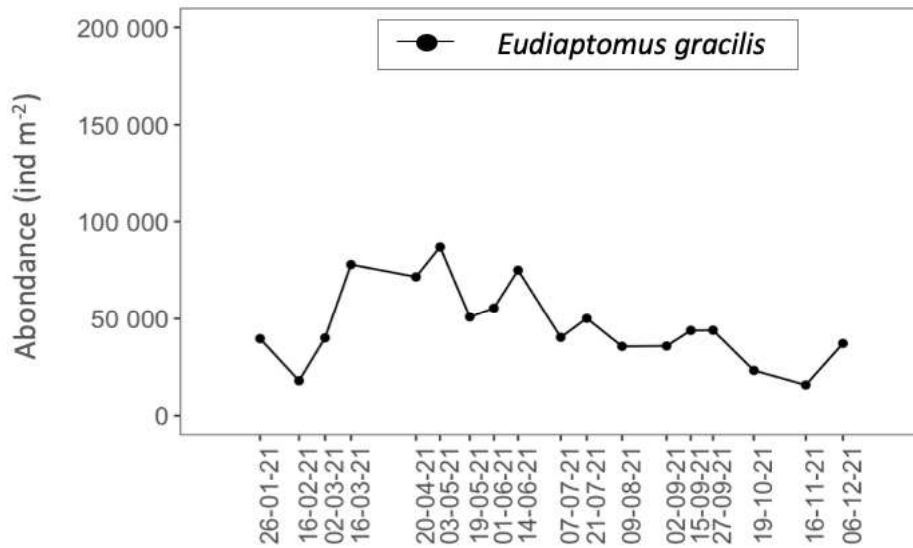


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2021 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 3: Seasonal dynamic of the calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2021 (Léman, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).



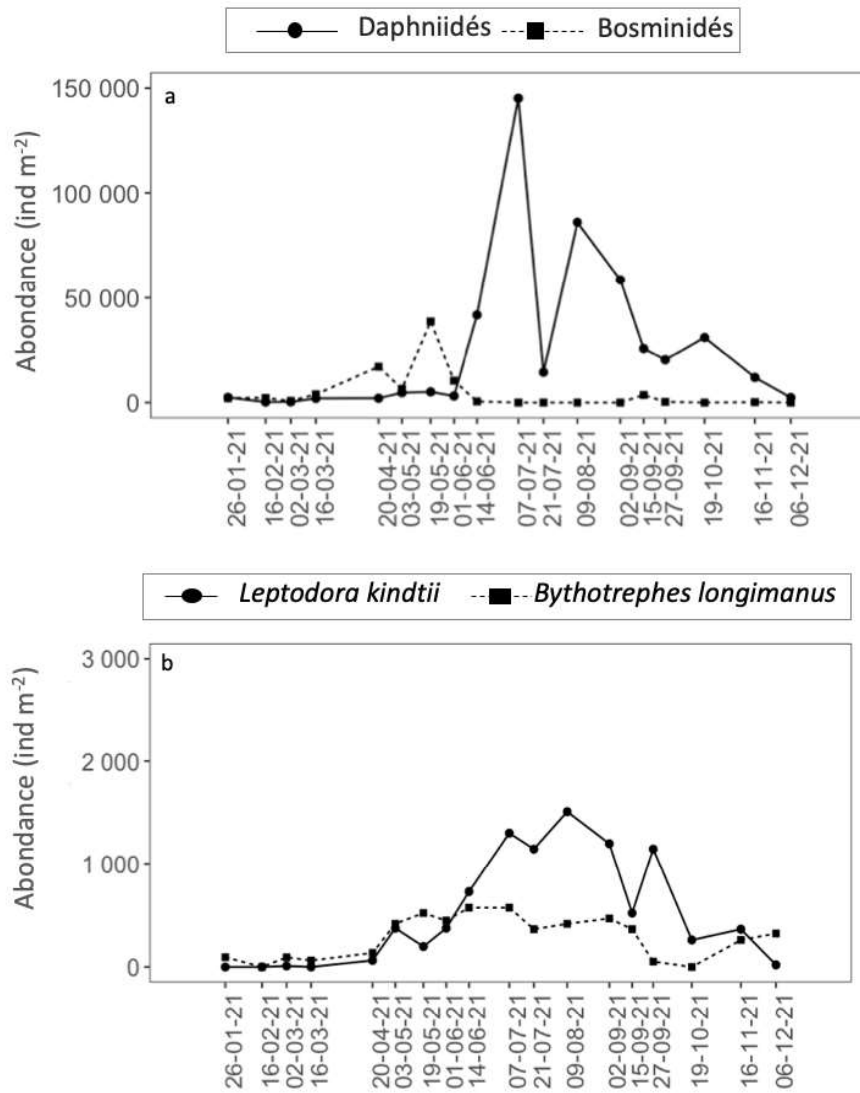


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères a. herbivores b. carnivores en 2021 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 4: Seasonal dynamic of the abundance of a. herbivorous and b. carnivorous Cladocera in 2021 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

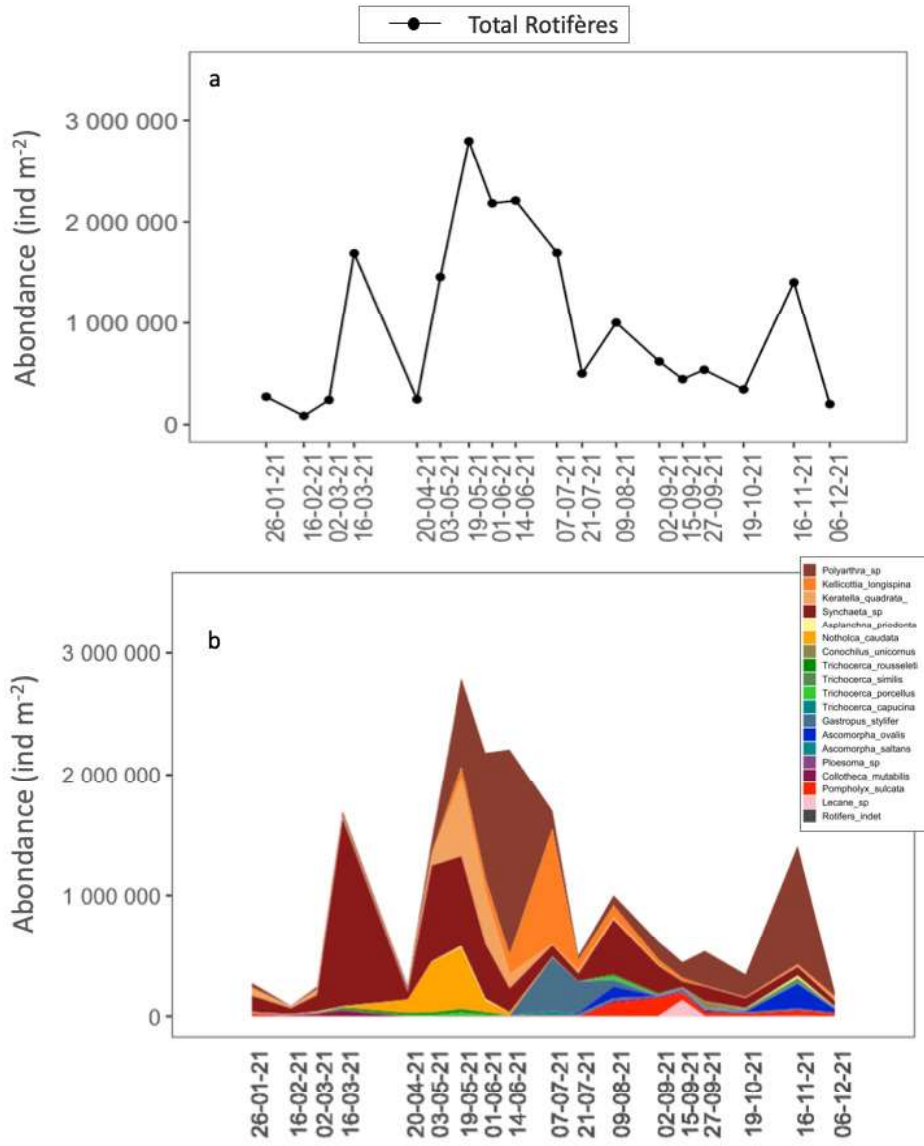


Figure 5 : Evolution saisonnière a. de l'abondance totale des rotifères, b. des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2021. Les dates correspondent aux dates de campagnes.

Figure 5: Seasonal dynamic of a. total abundance and b. the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2021. The dates correspond to the sampling dates.

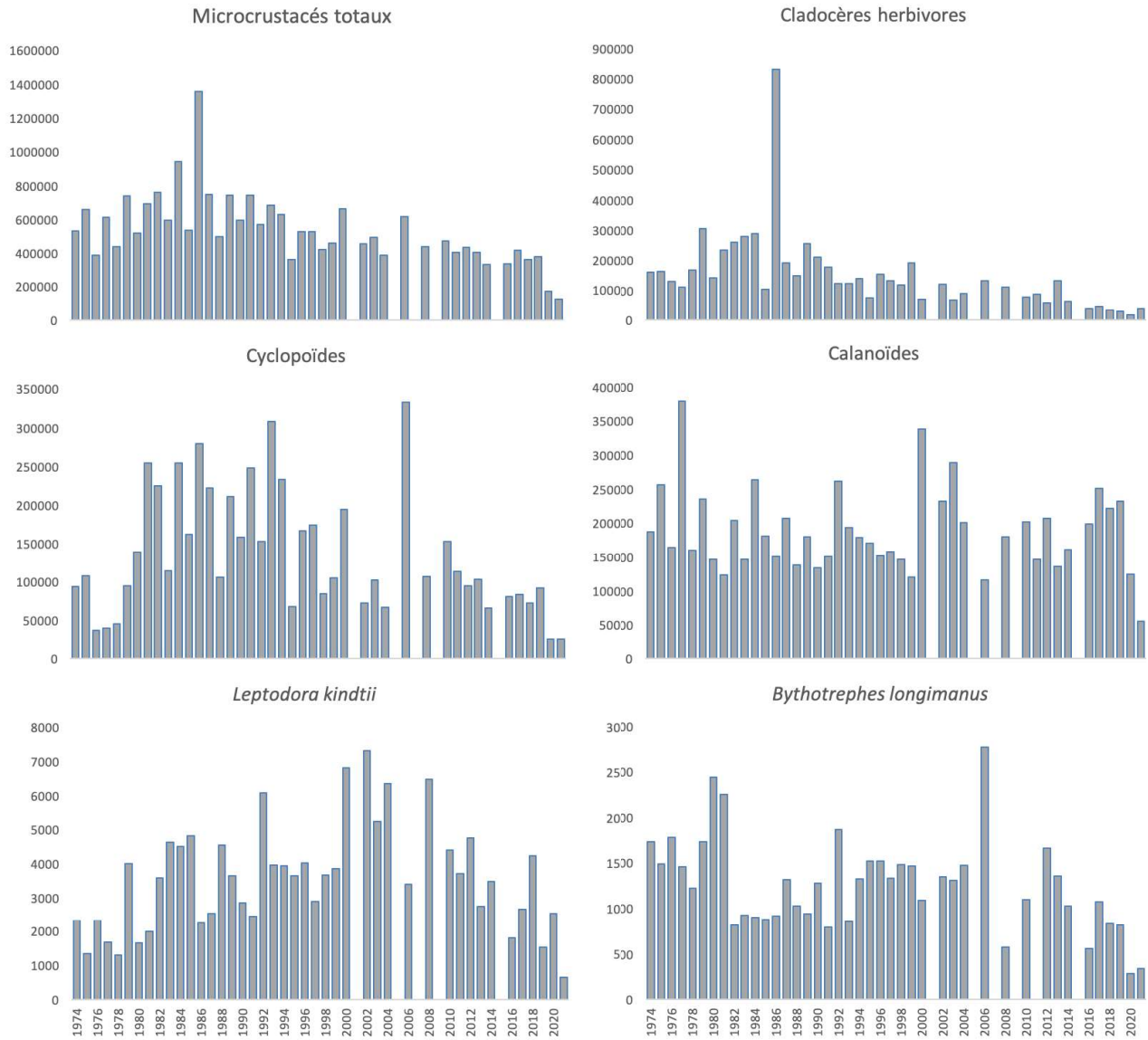


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplancton microcrustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses. Pour l'année 2020 les moyennes ont été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

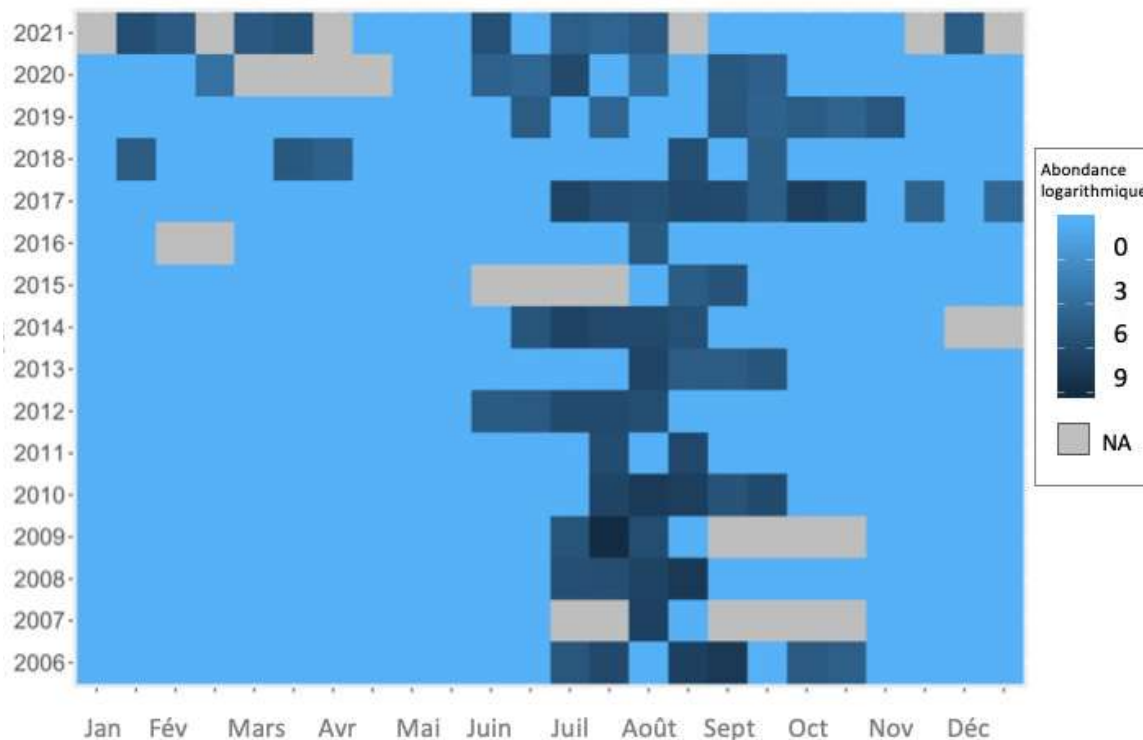


Figure 7 : Evolution interannuelle de la dynamique saisonnière de Dreissena sp. (Léman, SHL2). Les abondances sont exprimées en valeurs logarithmiques.

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

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

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