

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2022



Rapport de suivi (version finale – juin 2023)



Contact du responsable scientifique et coordinateur de l'étude :

Stéphan Jacquet, UMR CARTEL, INRAE-USMB, 75 bis Avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, 04 50 26 78 12

RÉSUMÉ

2022 a encore été une année remarquable sur de nombreux aspects.

L'année 2022 a été la plus chaude enregistrée depuis le début du siècle dernier. La **température de l'air moyenne annuelle a été de 13,6°C**, soit >1,7°C de plus que 2021 et correspondant à un écart de **+1,7°C (+14,3%)** par rapport à la moyenne 1990-2020. **2022 confirme donc la tendance au réchauffement global** enregistré au cours des quatre dernières décennies (la température moyenne fluctuant entre 10 et 11°C dans les années 1970). Exception faite du mois de janvier qui a été significativement plus froid que la moyenne (2,3°C ; -20% par rapport à la moyenne), tous les autres mois de l'année ont présenté des valeurs équivalentes ou supérieures à la moyenne (de 0 à +48%). Parmi les mois les plus chauds, février a été remarquable (5,9°C ; +44%). Les mois de mai, juin, juillet et août ont été plus chauds de 13 à 17% par rapport à la moyenne. **L'automne a été particulièrement chaud**, les mois d'octobre, novembre et décembre affichant des températures moyennes records de 15,7°C, 9°C et 5,1°C soit +28%, +31% et +48% par rapport à la moyenne.

Logiquement, la température moyenne de l'eau du lac du Bourget a été impactée. **2022 a ainsi été l'année la plus chaude** en ce qui concerne la température de l'eau mesurée en surface, à 2 m de profondeur. Avec une température moyenne annuelle de 16,5°C, soit ~1,5°C de plus que l'année 2021 et ~0,9°C de plus que l'année 2020, l'évolution interannuelle des températures moyennes montre toujours une **tendance nette au réchauffement depuis 1984**. Comparativement, si une tendance nette à l'augmentation des températures au fond du lac n'a pas été mesurée (comme en surface) au cours des quatre dernières décennies, on constate toutefois que, **depuis 2012, la température du fond augmente doucement mais sûrement, étant passé en moyenne annuelle de 5,25 à 6,6°C**. Les conditions météorologiques avec notamment un mois de janvier 2022 très froid ont permis un **brassage complet** avec refroidissement et homogénéisation totale de la colonne d'eau enregistrée mi février.

Comme les années précédentes, **2022 a été caractérisée par des périodes contrastées en termes de précipitations, mais surtout par un déficit marqué**. 980 mm de pluie sont tombés soit près de 18% de moins que la moyenne 1990-2020 (1195 mm), l'année précédente (2021) se situant dans la moyenne. Comme chaque année, une forte variabilité a été observée avec quelques mois pluvieux (+35% en septembre, +14% en novembre et +28% en décembre) précédés par de nombreux mois secs (-11% en février, -8% en juin, -11% en août, -2% en octobre) à très secs (-62% en janvier, -76% en mars, -65% en mai, -88% en juillet).

Le déficit pluvieux s'est traduit par des **débits moyens annuels de la Leysse et du Sierroz**, avec respectivement 4,9 m³ s⁻¹ et 1,42 m³ s⁻¹, **significativement inférieurs au module interannuel** (e.g. 6,22

$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ pour la Leysse et $2,43 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ pour le Sierroz). Pour l'ensemble des paramètres analysés en 2022, tout comme les années précédentes (e.g. 2019, 2020 et 2021), le **Sierroz a présenté des concentrations en nutriments plus élevées que la Leysse**. Ainsi la concentration moyenne en Ptot a été de $58 \mu\text{g L}^{-1}$ (vs $55 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2021 et $70 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2020) pour la Leysse et de $108 \mu\text{g L}^{-1}$ (vs $236 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2021 et $154 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2020) pour le Sierroz.

Comparativement à 2021, l'hiver 2022 a donc permis une **homogénéisation complète** de la température de l'eau du lac ainsi que de la concentration **en oxygène dissous**. Ce brassage a surtout opéré au mois de janvier qui a été très froid si bien que l'homogénéisation a eu lieu mi février (plus tôt qu'habituellement), la différence de température entre la surface (**$6,7^\circ\text{C}$**) et le fond (**$6,5^\circ\text{C}$**) n'étant alors que de $0,2^\circ\text{C}$. La concentration maximale en oxygène au fond a atteint le 10 février **$10 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$** .

Les concentrations hivernales moyennes (sur la période incluant janvier, février et mars) en **orthophosphates (P-PO₄) et phosphore total (Ptot)**, avec respectivement des valeurs de **$4,4$ et $8,9 \mu\text{gP L}^{-1}$** ont été **très similaires à celles de 2021**. Ces concentrations restent parmi les plus basses de la chronique et confirment que le seuil des $10 \mu\text{gP L}^{-1}$ a été franchi depuis longtemps. L'augmentation modeste observée entre 2017 et 2018 avait été mise en parallèle avec des **apports** conséquents des principaux tributaires (**Leysse et Sierroz**) soit 56 T de **phosphore total** contre environ 31,2 T en 2019, 25,8 T en 2020, 32 T en 2021 et **seulement 11,1 T en 2022**, qui est la **valeur la plus faible jamais enregistrée**.

Avec une **concentration moyenne annuelle en chlorophylle a de $2,3 \mu\text{g L}^{-1}$** , cet indicateur continue de révéler une valeur relativement faible et constante depuis 2018 (entre $2,3$ et $3 \mu\text{g L}^{-1}$) et la confirmation d'une **baisse significative** par rapport aux années précédentes, avec des valeurs depuis 2009 oscillant entre $2,3$ et $4 \mu\text{g L}^{-1}$ (moyenne $<3,2 \mu\text{g L}^{-1}$). C'est la 5^{ème} année consécutive que la concentration moyenne annuelle est **sous la barre des $3 \mu\text{g L}^{-1}$** . Cette valeur de concentration de la chlorophylle a, considérée uniquement pour la **période estivale**, a aussi été **faible en 2022 (avec $2,7 \mu\text{g L}^{-1}$)**, bien que légèrement supérieure à la valeur enregistrée en 2021 (e.g. $2,4 \mu\text{g L}^{-1}$).

La **biomasse phytoplanctonique annuelle (avec $1\,243 \mu\text{g L}^{-1}$) a augmenté par rapport à 2021** (e.g. $1\,051 \mu\text{g L}^{-1}$) **mais reste plus basse que celle des années précédentes** (e.g. $1\,323 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2020, $1\,510 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2019, $1\,250 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2018 ou encore $1\,643 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2017). Les **indices fonctionnels de Brettum (4,06) et IPLAC (0,65)**, ont diminué par rapport à 2021 (qui étaient respectivement de 4,45 et 0,78) mais continuent de signer un **bon état global de l'écosystème pélagique**. Depuis le début de la chronique, avec la baisse des concentrations en phosphore en lien avec la réoligotrophisation du lac, on observe également un **enfouissement de la communauté des picocyanobactéries dans la colonne d'eau et une augmentation faible mais significative de leur biomasse et de leur contribution à l'ensemble de la biomasse phytoplanctonique totale**. En 2022, cette **contribution a été la plus élevée** depuis le début de la chronique (commencée en 2004) atteignant la valeur de **$19,7\%$ vs $15,7\%$ en 2021 et $17,3\%$ en 2020**.

La **transparence moyenne annuelle** de la colonne d'eau observée depuis la surface a été de **6,2 m** soit une valeur comparable à 2021 (e.g. 6,0 m) et inférieure à celle enregistrée en 2020 où elle avait été de 7,3 m, comme en 2019 (e.g. 7,2 m). Le lac ne semble pas avoir été caractérisé par une phase d'eaux claires marquée aux mois de mai et juin, un constat devenu assez récurrent au cours de la dernière décennie.

Si la **dynamique du zooplancton** a reproduit globalement celle des années précédentes, elle a été une nouvelle fois **remarquable en 2022**. Les **espèces herbivores** ont constitué une **partie importante de la communauté totale zooplanctonique**, représentant en moyenne 63% des effectifs totaux. Leur dynamique a été fortement liée à la communauté phytoplanctonique. Le suivi du **biovolume sédimenté** a confirmé une **tendance à la baisse depuis 2019**, la moyenne annuelle étant de 112 ml m⁻² en 2015 vs 49 ml m⁻² en 2019 et 51 ml m⁻² en 2022. L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen montre donc une tendance à la baisse depuis le début du suivi, à mettre surtout en lien avec la **baisse des cladocères** au cours de ces dernières années **mais aussi des calanoïdes** plus récemment. L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2022 a confirmé l'importance de la disponibilité des ressources nutritionnelles de bonne qualité (Diatomées et Chrysophycées) pour le maintien de l'efficacité trophique au sein du réseau pélagique. La disponibilité de ressources adéquates permet la prolifération des espèces diversifiées et un transfert efficace vers les niveaux supérieurs.

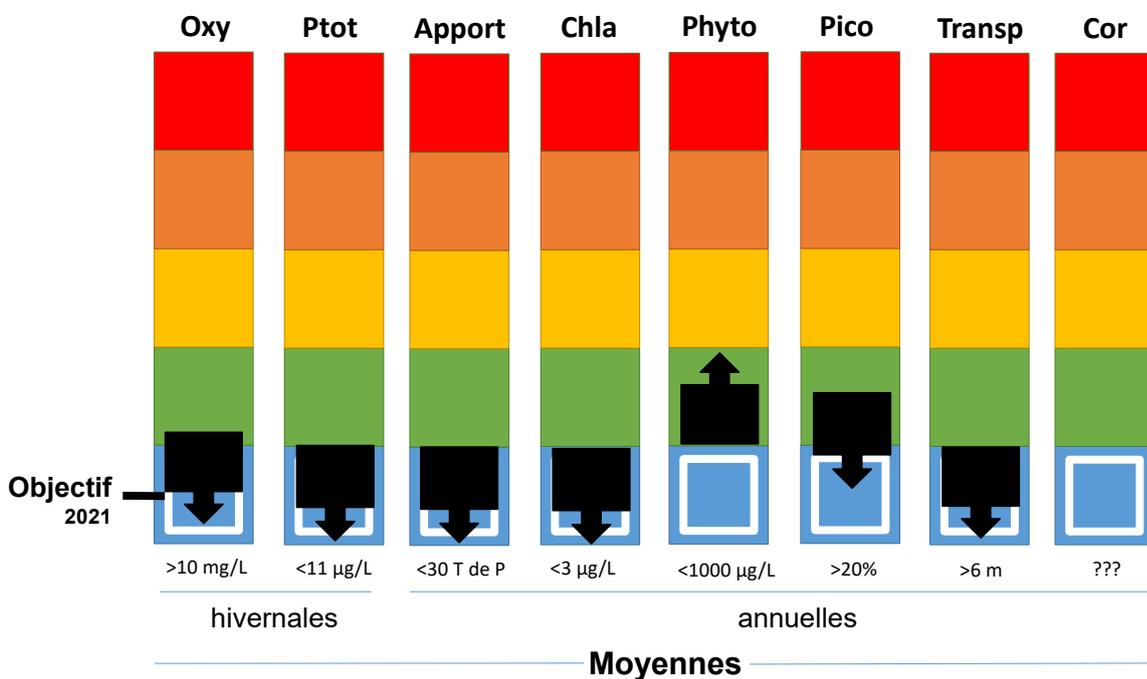
La diversité piscicole du lac apparaît comme globalement stable en 2022. Les **densités acoustiques** pour le **corégone** sont à des **niveaux hauts** et cette **forte abondance** est confirmée par des CPUE numériques scientifiques hautes dans les filets pélagiques et benthiques. Cependant **la baisse des captures de ce poisson se poursuit chez les pêcheurs professionnels** et indique que ces individus ne sont pas capturables. Parmi les raisons, la baisse du poids moyen et du nombre d'individus de grande taille, à mettre en relation avec la baisse de la quantité de proies zooplanctoniques au printemps et une plus forte compétition intraspécifique. Le **silure est bien installé** et occupe la 3^{ème} place en termes de rendement en biomasse. La **perche est à des niveaux élevés dans les filets benthiques** mais caractérisée par des **densités faibles en acoustique et dans les filets pélagiques**, sa distribution étant donc majoritairement littorale. *In fine*, **2022** peut se résumer par (i) des niveaux importants de corégones estimés par hydroacoustique et dans les pêches scientifiques aux filets, mais par des individus de petite taille révélant des ralentissements de croissance modifiant fortement les rendements de captures des pêcheurs ; (ii) une population de perche peu abondante, correspondant à une année avec un faible recrutement ou de mortalité par pêche des juvéniles, la population en zone littorale restant dominée par des individus de l'année ; (iii) la confirmation de l'absence de sandre depuis 2019 ; (iv) l'absence de poissons chats pour la première fois et (v) la poursuite de l'augmentation du nombre de silures.

En 2022, le **compartiment macrobenthique** a été examiné révélant que le lac du Bourget dispose **en zone littorale d'une faune de très bonne qualité**. Il est noté toutefois que, comme les années précédentes, **les conditions environnementales restent contraignantes en zone profonde**

probablement en lien avec la **désoxygénation des eaux de fond**. Le maintien de cette désoxygénation malgré la réoligotrophisation du lac suggère le maintien d'une accumulation de la matière organique au niveau des sédiments limitant le développement de la macrofaune benthique. Enfin, l'observation pour la première fois dans le suivi de la **moule quagga** et plus généralement l'abondance des *Dreissena* sp dans les relevés, montre la forte installation de ces espèces exotiques envahissantes (EEE).

Le schéma ci-dessous tente de résumer une partie de **l'état et l'évolution du lac entre 2021 et 2022**. Le code couleur se lit du bleu (excellent) vers rouge (mauvais). Les chiffres proposés comme objectifs à atteindre pour la période 2020-2021 ont été validés par le conseil scientifique.

État (■) en 2022 et tendance (➡) depuis 2021 de l'état écologique du lac du Bourget



NB : Jusqu'en 2021 (rapport de suivi pour l'année 2020), un indicateur poissons (COR) était proposé, avec un objectif de 12 kg /ha pour les corégones. Il a été décidé de supprimer cet indicateur de la figure car il n'est pas un indicateur écologique *sensu stricto* et aussi parce que cet objectif a sûrement été surestimé. Une réflexion est en cours pour déterminer ce que sera le futur indicateur de la qualité écologique possiblement basé sur l'ensemble du peuplement piscicole.

2022 continue de s'inscrire dans la dynamique de réoligotrophisation générale du lac eu regard notamment de certains descripteurs comme les teneurs (très basses) en phosphore et chlorophylle *a*, la biomasse (relativement modeste) et la structure (en taille et en taxon) phytoplanctonique, des corégones abondants mais dont la croissance est ralentie. L'examen 2022 du lac du Bourget confirme donc un très bon état écologique global de l'écosystème pélagique. Le compartiment benthique révèle la bonne qualité du littoral vs une moindre qualité en profondeur. Le lac se réchauffe et a accueilli de nouvelles espèces au cours de la dernière décennie, des facteurs susceptibles de jouer un rôle important dans la modification de sa productivité globale, et sûrement déjà initiée.

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET ANNÉE 2022

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2022, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Jean-Noël **AVRILLIER** (USMB : Macroinvertébrés - travail de terrain)
- Sébastien **CACHERA** (CISALB : Responsable pour le CISALB du suivi écologique, Poissons – analyses de données et rédaction)
- Coline **COSTEL** (USMB : Macroinvertébrés - travail de terrain, analyses de données)
- Laura **CREPIN** (INRAE : Chimie et chlorophylle *a* – analyses)
- Victor **FROSSARD** (USMB : Macroinvertébrés - travail de terrain, analyses de données et rédaction)
- Chloé **GOULON** (INRAE : Pêche – travail de terrain, analyses de données et rédaction)
- Jean **GUILLARD** (INRAE : Pêche – travail de terrain, relecture)
- Valérie **HAMELET** (INRAE : Pêche – travail de laboratoire)
- Jean-Christophe **HUSTACHE** (INRAE : Prélèvements, hydroacoustique – travail de terrain)
- Stéphane **JACQUET** (INRAE : Responsable pour INRAE du suivi écologique - analyses de données et rédaction [Ce qu'il faut retenir, Conclusion, Corrections, Dossiers divers, Introduction, Mise en forme et Edition, Picocyanobactéries, Résumé])
- Leslie **LAINÉ** (INRAE : Zooplancton – analyses)
- Pascal **PERNEY** (INRAE : Chimie, Prélèvements – travail de terrain et analyses)
- Philippe **QUÉTIN** (INRAE : Météo, Prélèvements, Pêche – travail de terrain)
- Jérémie **RAPHY** (CISALB : Apports des tributaires - travail de terrain, analyses de données et rédaction)
- Serena **RASCONI** (INRAE : Zooplancton – analyses de données et rédaction)
- Clément **RAUTUREAU** (INRAE : Hydroacoustique – travail de terrain)
- Frédéric **RIMET** (INRAE : Phytoplancton – analyses des échantillons et des données, rédaction)
- Viet **TRAN-KAHC** (INRAE : Chimie – analyses de données et rédaction)
-



Station d'Hydrobiologie Lacustre

UMR CARTELE (INRAE / Université Savoie Mont-Blanc)

75 bis, Avenue de Corzent, BP 511

74203 Thonon-les-Bains cedex

Tél : 04 50 26 78 12

Fax : 04 50 26 07 60

stephan.jacquet@inrae.fr

Citation du rapport

Jacquet, S., J.-N. Avrillier, S. Cachera, C. Costel, L. Crépin, V. Frossard, C. Goulon, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, L. Laine, P. Perney, P. Quéting, J. Raphy, S. Rasconi, C. Rautureau, F. Rimet, V. Tran-Khac. 2023. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2022. *Rapport INRAE-CISALB*, 175 pages.



« ... Ce lac est le seul où l'on puisse faire une confiance de cœur à cœur. On y pense et on y aime. En aucun endroit vous ne rencontreriez une plus belle entente entre l'eau, le ciel, les montagnes et la terre. Il s'y trouve des baumes pour toutes les crises de la vie. Ce lieu garde le secret des douleurs, il les console, les amoindrit, et jette dans l'amour je ne sais quoi de grave, de recueilli, qui rend la passion plus profonde, plus pure. Un baiser s'y agrandit. Mais c'est surtout le lac des souvenirs ; il les favorise en leur donnant la teinte de ses ondes, miroir où tout vient se réfléchir... »

Honoré de Balzac

CARTE D'IDENTITÉ DU LAC DU BOURGET

Lac du Bourget, formé il y a environ 19 000 ans lors du retrait des grands glaciers du quaternaire

Localisation

Département de la Savoie

45°44'81 N; 5°51'36 E

Caractéristiques principales

Longueur totale	18 Km
Largeur maximale	3,4 Km
Surface du plan d'eau	44,5 Km ²
Altitude moyenne	231,5 m
Profondeur maximale	147 m
Profondeur moyenne	80 m
Volume d'eau total	3,6 Milliards de m ³
Superficie du bassin versant	560 km ²



Autres caractéristiques

Orientation Nord-Sud

Temps estimé de séjour des eaux ~ entre 9 et 11 ans (moyennes calculées sur la période 2006-2022)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse ($6,22 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en moyenne calculé sur 55 ans et $\sim 66\%$ des apports en eau ou volume transité au lac en 2022 avec $\sim 74 \text{ Mm}^3$) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2008 entre $3,5$ et $9,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

Le Sierroz ($2,43 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en moyenne calculé sur 55 ans et $\sim 22\%$ du volume d'eau transité en 2022 avec $\sim 46 \text{ Mm}^3$) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2009 entre $1,3$ et $3,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

Les autres tributaires (Tillet + Belle Eau + Grand Canal + Savières) et le déversoir d'orage d'Aix ont été responsables en 2022 d' $\sim 12\%$ des apports en eau ou volume transité au lac.

L'image de 2022 : un lac désormais oligotrophe ?

La plupart des indicateurs classiques classe désormais le lac comme un écosystème oligotrophe, caractérisé par un état fonctionnel global de la zone pélagique bon à très bon. Ce nouveau statut est largement corroboré par les compartiments littoraux des macrophytes et macroinvertébrés. Ce statut devra être confirmé dans les années à venir.



SOMMAIRE

Résumé	2
En guise d'introduction	10
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2022	12
Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord	21
Etude des apports par les rivières et qualité des eaux	28
Etudes portant sur la physico-chimie	42
Etude relative à la chlorophylle <i>a</i>	64
Etude relative au phytoplancton	68
Etudes portant sur les picocyanobactéries	84
Etude relative au zooplancton	96
Etude portant sur le peuplement piscicole	109
Etude portant sur les macroinvertébrés	144
Conclusions	152
Bibliographie	157
Dossiers divers (Annexes)	167

EN GUISE D'INTRODUCTION

Le Lac du Bourget est un écosystème complexe de part sa taille et sa profondeur, qui dépend non seulement du fonctionnement de ses composantes internes, mais aussi des contraintes locales (apports de son bassin versant) et plus globales (climat). Pour rappel, l'écosystème « lac » comprend une partie abiotique (c'est à dire non vivante) qui rassemble l'ensemble des conditions physiques (ex : la température) et chimiques (ex : le phosphore) et une partie biotique ou vivante composée des microorganismes (virus, procaryotes, petits eucaryotes), végétaux et animaux.

Le lac du Bourget est la plus grande réserve d'eau douce naturelle profonde en France, à proximité de laquelle vivent environ 200 000 habitants. Au cours des années 1970, des grands travaux ont été réalisés par les communes du bassin versant du lac du Bourget afin d'assainir ce dernier, en proie à l'eutrophisation. Cette pollution se manifestait en surface par un excès de matière organique vivante (typiquement les microalgues) qui, en se déposant ensuite au fond par sédimentation, entraînait des phénomènes de désoxygénation, au détriment de la faune piscicole et plus globalement de la qualité des eaux. En effet, l'analyse des sédiments, de la géochimie et de la taille des particules dans des carottes sédimentaires du lac du Bourget a permis de reconstruire l'évolution trophique et l'anoxie des eaux de fond au cours des 100 dernières années (Giguet-Covex *et al.* 2011). Le démarrage de l'eutrophisation a pu être daté, tout comme la première date d'anoxie des eaux de fond, en 1943. Des conditions anoxiques permanentes ont été enregistrées à partir de 1960. Il a aussi pu être démontré que l'anoxie était une conséquence directe de l'eutrophisation, elle-même due essentiellement aux apports des rivières véhiculant les eaux usées non traitées riches en Phosphore, et dans une moindre mesure aux apports du Rhône pendant les crues du fleuve. L'impact du changement climatique sur les processus d'anoxie au cours du siècle dernier a aussi été révélé (Jenny *et al.* 2013).

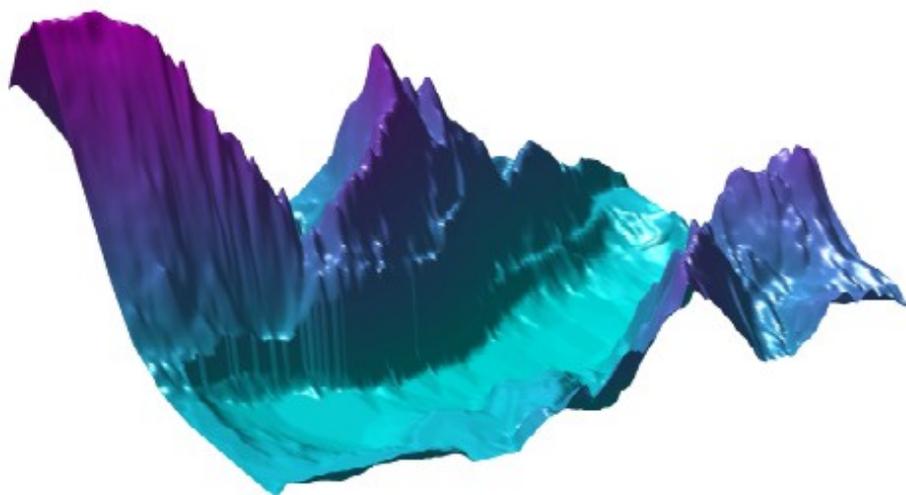
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car, dès 1972, une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour enrayer le problème et encore moins le stopper. La solution choisie fut celle de rejeter dans le Rhône, au moyen d'une galerie percée dans la montagne du chat, toutes les eaux traitées par les stations d'épuration des agglomérations du Bourget du lac, d'Aix les Bains et de Chambéry. Ce projet devenu réalité entre 1974 et 1979 et mis en service en 1980 a permis par détournement des eaux traitées de diminuer drastiquement les apports en phosphore et en azote au cours des deux décennies qui ont suivi. Dans les années 1990 (1991 et 1993 notamment), de nouvelles stations d'épuration ont été mises en fonctionnement (à Sierroz et au Bourget du lac) et certaines considérablement améliorées (déphosphatation). Parallèlement à ces mesures, la qualité des eaux du lac du Bourget a été suivie et continue de l'être pour déterminer l'évolution du stock du phosphore et de l'azote, de la transparence des eaux, de la chlorophylle *a* totale, de la température et de

l'oxygène dissous, etc... Ce suivi dit allégé et réalisé par la Cellule Technique de l'Aquarium du Lac du Bourget puis la CCLB après 1980 a été amélioré/complété au cours de trois périodes : 1988-1989, 1995-1996 et 2004-2005. INRAE (qui était l'INRA avant 2020), via l'UMR CARTELE, ainsi que des laboratoires de recherches universitaires y ont participé à chaque fois. Depuis 1999, l'UMR CARTELE participe à cette évaluation et a notamment porté une attention plus particulière à la prolifération d'une cyanobactérie, filamenteuse et toxique, *Planktothrix rubescens*, qui a connu un fort déclin durant l'année 2009, a été absente jusque 2015 inclus (Jacquet *et al.* 2005, 2014), a réapparu en 2016 et 2017, pour finalement « disparaître » à nouveau depuis (Jacquet *et al.* 2020, Moiron *et al.* 2021).

Depuis 2004, un suivi régulier des principaux compartiments biologiques est effectué, en plus des études physico-chimiques, d'oxygène dissous et de transparence précitées. **Ce rapport pour l'année 2022** fait suite au rapport de l'étude dite lourde effectuée en 2004/2005, commandé par le CISALB et ceux dits plus légers (mais devenus de plus en plus complets au fil des années et réguliers) depuis 2006. Il s'agit donc du **18^{ème} rapport pour le suivi scientifique du lac du Bourget**, confié à INRAE mais élaboré par l'ensemble des partenaires INRAE et CISALB, sous la responsabilité scientifique et la coordination de Stéphan Jacquet (Directeur de recherche à INRAE).

Le contrat liant INRAE et le CISALB, pour l'année 2022, a pour objectif de suivre et de détailler les principales variables d'évolution physico-chimiques et biologiques du lac du Bourget, au cours de 20 campagnes (sauf aléas), auxquelles s'ajoute le suivi de la ressource piscicole, et d'observer chaque année les changements principaux s'opérant au sein de l'écosystème. En 2022, l'analyse du compartiment des macroinvertébrés vient compléter ce suivi.

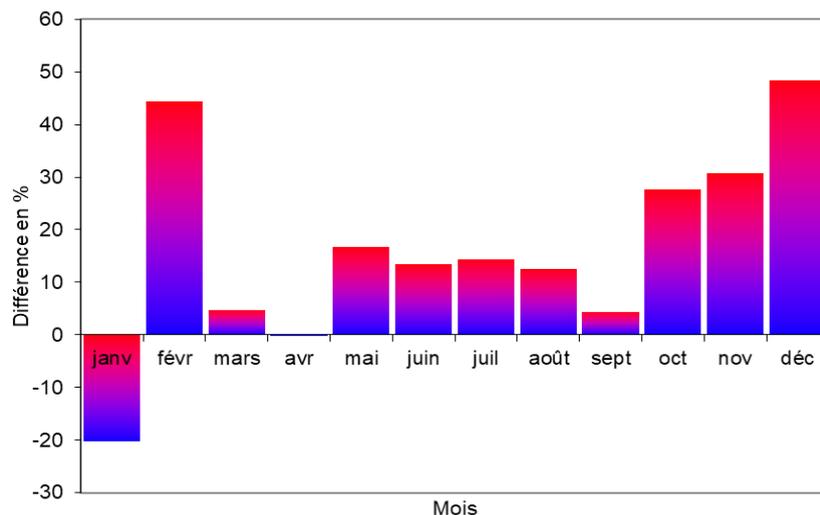
Les résultats présentés dans ce rapport sont validés par un comité scientifique (voir Annexe) qui oriente si besoin les études futures. Les résultats 2022 ont été discutés puis validés par ce dernier pendant le printemps et l'été 2022.



CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNÉE 2022

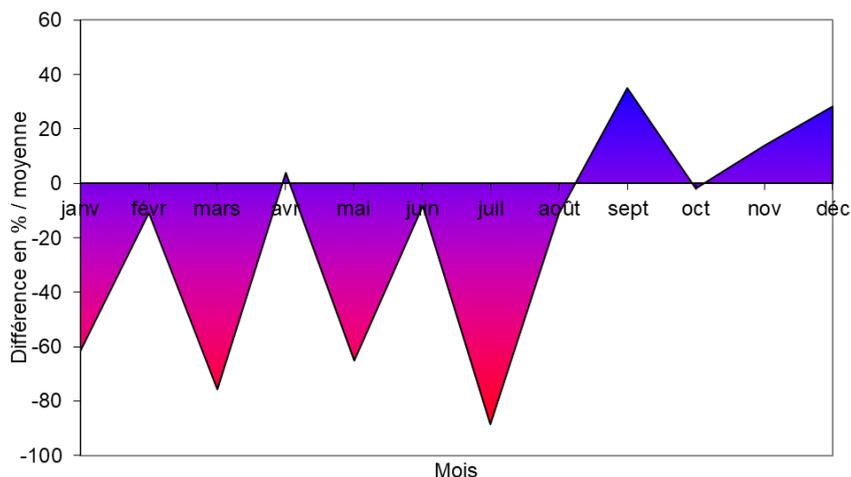
Les 20 **campagnes** de terrain prévues en 2022 ont pu être réalisées.

Avec une **température moyenne annuelle de 13,6°C**, valeur supérieure de +1,7°C soit 14% par rapport à la moyenne 1990-2020 et de +2,1°C soit 15% de plus par rapport à la moyenne 1974-2020, l'année **2022 a été l'année la plus chaude** enregistrée au cours des précédentes décennies et s'inscrit dans la lignée des années qui confirment le réchauffement global enregistré autour du lac. Seul le mois de janvier a présenté une température moyenne inférieure à la moyenne 1990-2022 (de -20%), tous les autres mois de l'année arborant des températures mensuelles égales ou supérieures à la moyenne, entre 0% en février et +48% en décembre.



A 2 m de profondeur, seul l'hiver 2022 a été plus froid que celui de l'année 2021. En dehors de cette période, les températures en 2022 ont été plus élevées que l'année 2021 pour tout le reste de l'année. La différence de température a été jusqu'à +5,5°C pour la fin d'avril. La température maximale a été de 25,02 °C le 28/07/2022, soit 1,46 °C de plus que l'année 2021. **Les eaux de surface ont donc été significativement plus chaudes en 2022 que les années précédentes**, avec une température moyenne annuelle à 2 m de 16,48°C, soit 1,53°C de plus que l'année 2021 et 0,87 °C de plus que l'année 2020. L'évolution interannuelle des températures moyennes continue de corroborer une **tendance nette du réchauffement des eaux de surface depuis 1984** (~13°C en 1984 vs >16°C en 2022). Comparativement, les **températures de la couche profonde n'ont pas révélé de tendance sur le long terme en terme de réchauffement**, mais il faut noter que depuis 2012, la température de l'eau à 140 m montre une tendance d'augmentation, **les deux années les plus chaudes étant 2021 et 2022** avec une moyenne de 6,64°C et 6,5°C respectivement.

Avec une hauteur cumulée de **980 mm** de pluie à Voglans, l'année **2022 se situe en dessous de la moyenne** considérée sur la période 1974-2020 ou 1990-2020 (soit une valeur autour de 1 190 mm). Des précipitations excédentaires ont surtout été enregistrées en septembre et décembre (respectivement +35% et +28% par rapport à la moyenne 1990-2020) et de manière moins marquée en avril (+4%) et novembre (+14%). Les autres mois ont été déficitaires (respectivement -62% en janvier, -11% en février, -76% en mars, -65% en mai, -8% en juin, -88% en juillet, -11% en août, et -2% en octobre). L'année **2022** a donc été marquée par **des périodes contrastées** (comme les années précédentes), caractérisée par **quelques mois pluvieux mais surtout des mois très secs**.



L'hydrologie de la **Leysse** en **2022** a été marquée par un **débit moyen très inférieur** au module interannuel (>20%). Les débits instantanés ont été **inférieurs au module durant 284 jours** (vs 242 jours en 2021). De plus, les débits ont été inférieurs au Q_{mna5} durant 100 jours (vs 59 jours en 2021) et au débit minimum biologique pendant 59 jours (vs 48 jours en 2021 et 2020).

		Source DREAL sur 55 ans		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
		Q_{MNA5}	Module															
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,72	6,22	6	3,5	5,25	3,78	6,55	9,17	6,32	6,3	6,77	4,29	7,31	6,22	5,86	6,28	4,9
Q < module inter annuel	jours			244	307	287	311	277	177	243	223	223	304	233	240	240	242	284
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			0	51	15	0	0	0	0	0	9	48	70	38	58	59	100

Le **débit moyen annuel** en **2022** du **Sierroz** a également été **significativement inférieur** au module (>40%). Les débits instantanés ont été **inférieurs au module durant 299 jours** (vs 265 jours en 2021) et inférieurs au Q_{MNA5} durant 81 jours (vs 1,5 jour en 2021). Enfin, le débit minimum biologique a été atteint pendant 69 jours (vs 7,5 jours en 2021).

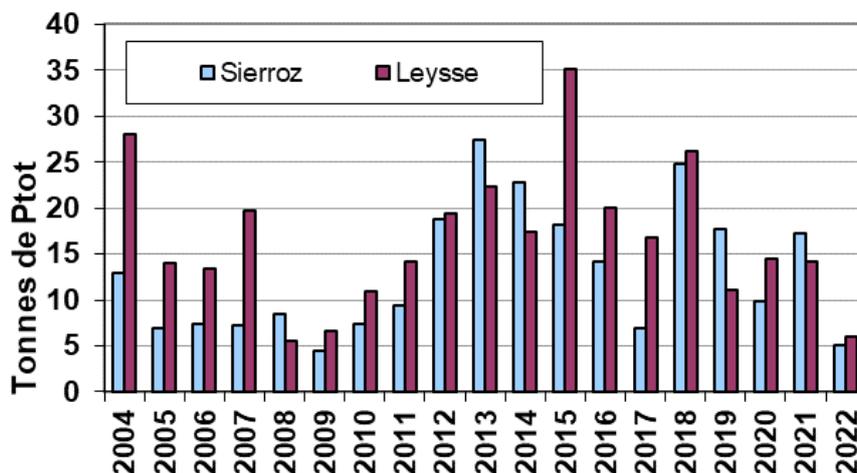
		Source DREAL sur 55 ans		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
		Q _{MNAS}	Module															
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,23	2,43	2,4	1,5	1,9	1,3	2,6	3,3	2,8	1,89	2,69	1,34	2,57	2,25	1,79	2,23	1,42
Q < module inter annuel	jours			241	301	275	319	256	135	232	183	227	308	192	272	290	265	299
Q < Q _{MNAS} inter annuel	jours			0	82	15	1,5	25	0	26	20	13	16	73	28	8	1,5	81

Le Phosphore présent dans le lac a 3 origines potentielles : les apports des rivières du bassin versant (ruissellement urbain, érosion des sols, stock sédimentaire), les rejets directs (réseaux d'eaux pluviales, déversoirs d'orage d'Aix-les-Bains) et les apports internes (processus complexe de relargage par les sédiments du fond du lac). Avant 2004 et la mise en place de deux stations de prélèvement en continu, l'une sur la Leysse et l'autre sur le Sierroz (les principaux tributaires du lac), les apports en nutriments au lac faisaient l'objet d'une estimation. Depuis cette date, ces apports sont quantifiés par des analyses par temps sec et de temps de pluie avec une fréquence qui a été recentrée lors des épisodes de pluie ces dernières années. Les sources de nutriments en provenance des déversoirs d'orage (DO) des systèmes d'assainissement de Grand Chambéry et Grand Lac font également l'objet de suivis réglementaires. **Depuis 2004, les apports en Ptot au lac (mesurés sur eau brute) ont varié entre 13 et 57 tonnes/an** contre ~100 T/an dans les années 1990 et ~300 T/an dans les années 1970. Le fait que les apports en MES présentent des variations similaires depuis 2004, abonde dans le sens d'une prédominance du P particulaire dans les apports. **Le bilan des principaux apports au lac en nutriments (en tonnes de P et N)** est résumé dans le tableau ci-dessous.

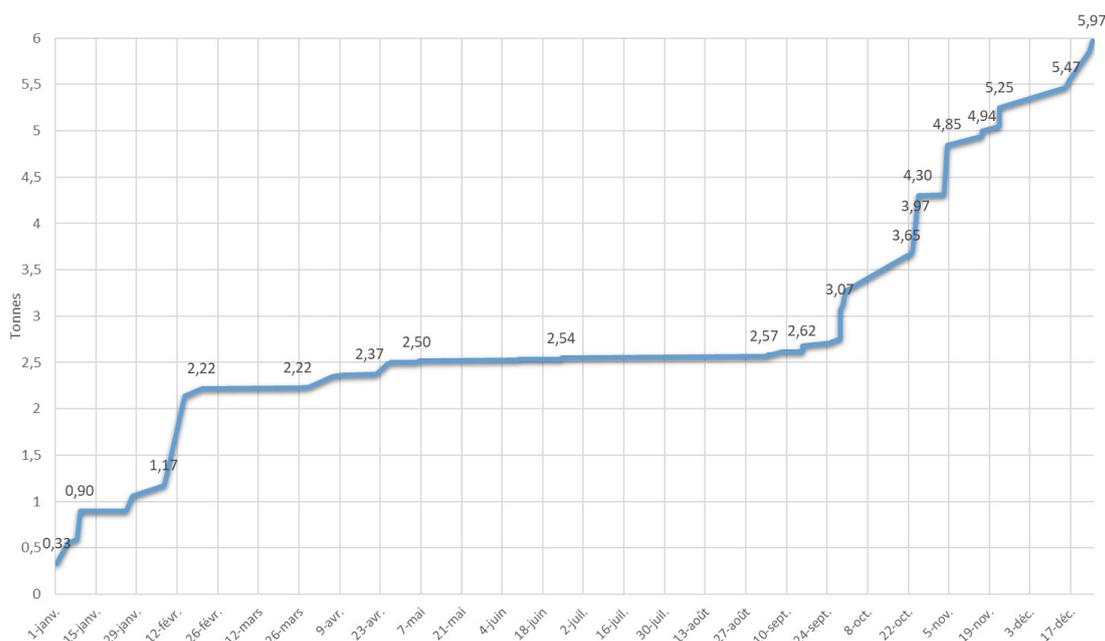
	1974	1983	1995-1996	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Ptot (Leysse et Sierroz)	300	150	94	27	14	11	18	24	38	50	40	53,4	31,9	26,3	51	28,8	24,4	31,5	11,1
				5,8	4,2	2,7	2,4	2,8	2,3	2,8	2,1	3,7	2,5	2,4	5,1	2,4	1,41	0,33	
PO ₄	140		18	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9	2,29	3,7	3,4	0,34	1,81	1,24
NO ₃	1,5	580	450	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264	202	302	324	259	284	217
NO ₃ + NKT				617	516	334	454	360	654	704	503	510	462	378	544	538	396	469	338

Après des années de faibles apports en nutriments entre 2007 et 2011, les années 2012 à 2015 ont été marquées par une hausse. La baisse amorcée à nouveau en 2017 (avec 28,7 T) a été confirmée en 2019 et 2021 (avec 31,2 et 31,8 T) malgré une forte hausse en 2018 (56,1 T). Avec un apport global des deux principaux tributaires (Leysse et Sierroz) estimé à 25,8 T de Phosphore total, l'année 2020 avait présenté la valeur la plus basse de la dernière décennie en passant significativement sous le seuil critique des 30 T, limite théorique édictée par le comité scientifique pour permettre une réoligotrophisation durable. Les apports étant principalement constitués de P particulaire peu ou pas biodisponible, cette référence reste symbolique et peut encore faire l'objet d'une réflexion. Quoi qu'il en soit, **en 2022, les apports ont été les plus bas jamais enregistrés avec 11,1 T**. Le canal de Savières en apportant ~0,2 T de Ptot au lac n'a donc été responsable que de <2% des apports totaux en 2022. Etant donné la dynamique des échanges

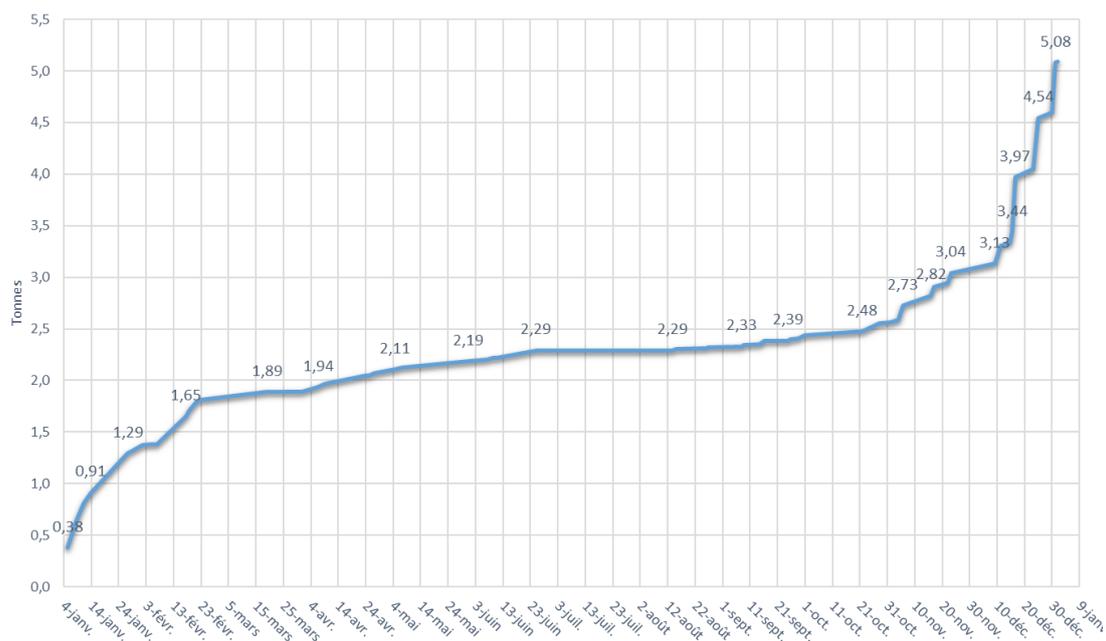
entre le lac et le canal de Savières, il est probable que le P exporté soit majoritairement sous forme dissoute potentiellement plus biodisponible. Cette différence majeure n'a pas fait l'objet à ce jour d'une évaluation quant aux conséquences sur l'eutrophisation.



Le volume d'eau total transité en 2022 par la Leysse et le Sierroz a été d'~200 Mm³ (vs 269 Mm³ en 2021). Bien que faibles en 2022, le **temps de pluie et plus particulièrement les crues ont encore joué un rôle déterminant sur les apports au lac.** En effet, le temps de pluie a été à l'origine de 47 à 83% des apports de Ptot au lac. Pour la Leysse, les apports en temps de pluie au lac de Ptot ont été de 4,86 T (81%), à comparer avec les 11,1 T en 2021, 12,4 T en 2020, 9,76 T en 2019 et 26,2 T en 2018. La figure ci-dessus résume l'évolution des apports en Ptot cumulé via la Leysse au cours de l'année 2022, révélant les apports « marqués » de janvier à mi-février (2,2 T), suivis par une longue période de 224 jours sans crues représentatives avec un apport en Ptot de seulement 0,81 T, puis des crues moyennes et importantes d'octobre à décembre apportant 2,8 T de Ptot.



Les apports de Ptot en temps de pluie du Sierroz se sont élevés à 3,98 T en 2022 (vs 14,9 T en 2021, 8,3 T en 2020, 13,6 T en 2019 et 21,5 T en 2018). Comme pour la Leysse, trois périodes découpent l'année avec une période d'apport en Ptot de janvier à mi-février (1,65 T), suivie par 257 jours sans crues représentatives avec un apport en Ptot de seulement 0,83 T et finalement des crues moyennes et importantes de novembre à décembre avec 2,6 T de Ptot.



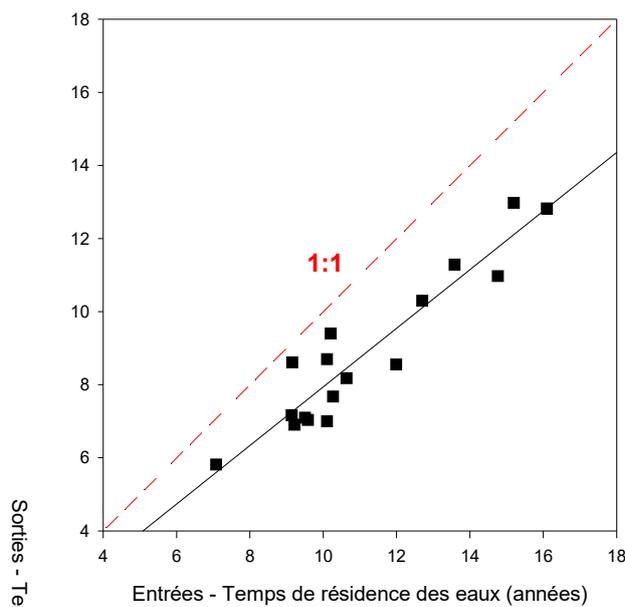
De façon générale, les concentrations en éléments sont toujours plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse.

- La concentration en Ptot de 0,058 mg L⁻¹ sur la Leysse correspond à la moyenne des 10 dernières années (0,08 mg L⁻¹). Pour le Sierroz, la valeur de 0,108 mg L⁻¹ fait partie des valeurs les plus basses jamais enregistrées depuis 2010 (0,123 mg L⁻¹)
- Pour la Leysse et le Sierroz, les concentrations en PO₄ sont les plus basses jamais enregistrées, avec respectivement 0,005 et 0,007 mg L⁻¹
- Pour la Leysse, la concentration en nitrates est dans la moyenne des 13 dernières années avec 1,1 mg L⁻¹. Pour le Sierroz, la concentration de 1,05 mg/l est la plus basse jamais enregistrée
- Avec 0,027 mg L⁻¹, la Leysse présente des concentrations en NH₄ dans la moyenne des 5 dernières années. Après une baisse en 2021, le Sierroz, obtient une valeur haute et équivalente à la moyenne 2018, 2019 et 2020 avec 0,122 mg L⁻¹
- Les concentrations en MES de la Leysse et du Sierroz sont les plus basses enregistrées avec, respectivement, 171 et 156 mg L⁻¹

Depuis 2006, l'estimation du **temps de résidence des eaux du lac du Bourget** peut être donnée de manière assez précise. Le tableau ci-dessous résume les valeurs données en années de ce temps de résidence suivant que le calcul est fait en tenant compte des entrées (tributaires, précipitations) ou des

sorties (exutoire, évaporation, pompages) du lac (sources CISALB, CNR). On constate que ce temps de résidence peut fluctuer de manière très importante d'une année sur l'autre, notamment avec la quantité des apports dont l'importance varie fortement d'une année à l'autre. La relation entre « entrées » et « sorties » est une relation linéaire hautement significative ($r=0,92$, $n=17$) mais l'estimation effectuée à partir des « entrées » est toujours supérieure à celle des « sorties », de 0,5 an (minimum observé en 2007) à 3,8 ans (maximum observé en 2017) avec une moyenne de 2,1 ans, ce qui suggère une sur-estimation des entrées et/ou une sous-estimation des sorties. **2022 est parfaitement dans la moyenne d'un temps de résidence des eaux aux alentours de 11 ans avec pour l'entrée et la sortie une estimation de 12,7 et 10,3 ans respectivement.** Dans le calcul du temps de résidence, les valeurs les plus incertaines sont celles de l'évapo-transpiration (qui intervient dans le calcul des sorties) mais aussi des précipitations (qui intervient dans le calcul des entrées) sur le lac qui peuvent être hétérogènes d'un endroit à un autre. L'évapo-transpiration est en effet un chiffre global à l'échelle de la Savoie alors que les précipitations correspondent au cumul annuel mesuré à la Station météo France de Voglans, située au sud du lac. Les volumes entrant et sortant sont comparativement relativement bien connus. Au final, et en dépit d'incertitudes sur certains paramètres, il est possible d'estimer que **le temps moyen de résidence des eaux dans le lac du Bourget varie entre 9 et 11 ans.**

Année	Entrée	Sortie	Différence
2006	13,6	11,3	2,3
2007	9,1	8,6	0,5
2008	10,3	7,7	2,6
2009	16,1	12,8	3,3
2010	12,0	8,6	3,4
2011	15,2	13,0	2,2
2012	9,2	6,9	2,3
2013	7,1	5,8	1,3
2014	9,6	7,0	2,5
2015	10,6	8,2	2,5
2016	9,1	7,2	2,0
2017	14,8	11,0	3,8
2018	6,3	7,1	-0,8
2019	10,1	8,7	1,4
2020	10,5	9,4	1,1
2021	10,1	7,0	3,1
2022	12,7	10,3	2,3
minimum	6,3	5,8	-0,8
moyenne	11,0	8,9	2,1
maximum	16,1	13,0	3,8



Depuis 1981, les valeurs de transparence indiquent une **augmentation de la transparence annuelle moyenne** (qui est passée de 3,6 m en 1982 à plus de 8 m en 2015) et estivale (qui est passée de 2,9 m en 1981 à 7,5 m en 2010) indiquant sur le long terme une nette amélioration de la qualité des eaux. En **2022**, les valeurs de **transparences moyennes annuelle et estivale ont été respectivement de 6,2 et 3,9 m** (vs respectivement 6,0 et 3,9 m en 2021, 7,3 m et 3,8 m en 2020, 6,7 m et 5,1 m en 2019, 5,5 m et 4,25 m en 2018, et 6,8 m et 6,6 m en 2017). Les dernières années avaient été marquées par l'absence d'une phase des eaux claires, exception faite de 2020. En 2022 comme en 2021 une telle phase ne semble pas avoir eu lieu.

Un des objectifs de la DCE était qu'en 2021 la concentration en P-PO₄ du lac du Bourget soit inférieure ou égale à 10 µg L⁻¹. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011 (avec 8 µg L⁻¹) et les années 2012 (avec 10 µg L⁻¹), 2013-2014 (avec 8 µg L⁻¹) et 2015 (6 µg L⁻¹) l'ont confirmé. Bien que plus élevé en 2016 avec 7-8 µg L⁻¹ le caractère oligo-mésotrophe (à la limite de l'oligotrophie) du lac a été confirmé en 2017 avec une concentration moyenne hivernale de PO₄ record <5 µg L⁻¹. Pour le phosphore total, la concentration moyenne hivernale avait été de 9 µg L⁻¹ (vs 12 µg L⁻¹ en 2016), soit la valeur la plus basse enregistrée sur la chronique. En 2018, ces valeurs étaient un peu reparties à la hausse avec 6 et 10 µgP L⁻¹ pour le PO₄ et le Ptot, respectivement, sûrement à mettre en lien avec les forts apports enregistrés cette année là. **Les valeurs de Ptot et PO₄ en 2022, 2021 et 2020 ont été respectivement de 9,0 et 4,4 µg L⁻¹, 9,5 et 4,1 µg L⁻¹ et de 9,3 et 4,9 µg L⁻¹, 2019 conservant donc le record avec les concentrations les plus basses jamais enregistrées au point B, soit 3 et 7 µg L⁻¹ pour le PO₄ et le Ptot, respectivement.**

2022 est la **cinquième année consécutive** où la **concentration moyenne annuelle en chlorophylle a** sur la couche d'eau supérieure 0-18 m a été **inférieure ou égale à 3 µg L⁻¹**, soit en l'occurrence 2,3 µg L⁻¹ vs 2,74 (2021), 2,85 (2020), 2,95 (2019) et 2,9 (2018) µg L⁻¹; les années précédentes étant généralement aux alentours de 3,3 µg L⁻¹. La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle a est assez hétérogène, mais la tendance à la baisse depuis le démarrage de la chronique à la fin des années 1980, reste hautement significative, étant passée de ~8 µg L⁻¹ en 1984 à ~3-4 µg L⁻¹ depuis 2010 (année qui avait vu « disparaître » la cyanobactérie filamenteuse toxique *P. rubescens*). En 2022, **la valeur maximale de la concentration en chlorophylle a a aussi été la plus basse enregistrée** depuis le début de la chronique, avec 4,24 µg L⁻¹.

Entre 2016 et 2017, la **biomasse phytoplanctonique** avait été réduite de presque moitié, passant de 2 785 à 1 643 µg L⁻¹. Cette valeur qui avait encore baissé en 2018 avec 1 251 µg L⁻¹ était remontée un petit peu en 2019 avec 1 510 µg L⁻¹. En 2020, la biomasse du phytoplancton avait de nouveau réduit avec 1 323 µg L⁻¹ et 2021 a suivi cette tendance de manière significative avec 1 051 µg L⁻¹. **2022 voit remonter cette valeur à 1 243 µg L⁻¹ faute d'une structure en taille du phytoplancton voyant la progression du microphytoplancton.** Toutefois, le **picophytoplancton** [e.g. les picocyanobactéries seulement] atteignant **19,8% en 2022** vs 15% en 2021 et 17,3% en 2020 révèlent la progression attendue de ces petites formes (voir ci-après). L'évolution observée des différentes espèces dominantes rend l'interprétation difficile car celles-ci sont typiques de milieux de qualité différente, allant de l'oligotrophie (avec des espèces comme *Dinobryon divergens*, *D. sp*) à méso-eutrophe (comme la diatomée *Fragilaria crotonensis*). L'analyse de la dynamique des groupes fonctionnels confirme toutefois **l'amélioration générale du niveau trophique du lac sur le long terme**, avec une proportion des taxons appartenant aux groupes fonctionnels indicateurs de milieux oligotrophes depuis 2009 qui reste relativement élevée. D'ailleurs, les **indices de Brettum (4,06) et l'IPLac (0,65) restent relativement élevés, bien qu'inférieurs à ceux de 2021 qui ont été les plus élevés de la chronique.**

Les **picocyanobactéries** constituent un compartiment biologique fortement dynamique pouvant atteindre de fortes concentrations. Depuis le début de la chronique, on observe une **augmentation faible mais significative de la biomasse de ce compartiment et de sa contribution à l'ensemble de la biomasse phytoplanctonique**. En 2020, on avait enregistré la plus haute proportion moyenne annuelle relative de ce groupe à l'ensemble en terme de biomasse (avec 17,3%) et 2021 conservait une proportion élevée avec 15,7%. **2022 signe donc un nouveau record avec ~20%**, ce qui continue de suggérer le caractère bio-indicateur de ce compartiment en lien avec la réoligotrophisation du lac du Bourget et la relation négative avec la ressource phosphorée mais peut être aussi une réponse à l'augmentation des températures des eaux de surface au cours de la dernière décennie.

Si la **dynamique du zooplancton** a reproduit globalement celle des années précédentes, elle a été une nouvelle fois **remarquable en 2022**. Les **espèces herbivores** (e.g. les cladocères *Daphnia longispina*, *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*, le calanoïde *E. gracilis* et les nauplii des cyclopoïdes) ont constitué une **partie importante de la communauté totale zooplanctonique**, représentant en moyenne 63% des effectifs totaux, prépondérants au printemps. Leur dynamique a été fortement liée à la communauté phytoplanctonique et à la disponibilité d'espèces constituant une ressource nutritionnelle adéquate au développement et à la reproduction des consommateurs. Le suivi du **biovolume sédimenté** a confirmé une **tendance à la baisse depuis 2019**, la moyenne annuelle étant de 112 ml m⁻² en 2015 vs 49 ml m⁻² en 2019 et 51 ml m⁻² en 2022. L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen montre donc une tendance à la baisse depuis le début du suivi, à mettre surtout en lien avec la **baisse des cladocères** au cours de ces dernières années **mais aussi des calanoïdes** plus récemment, la période printannière étant particulièrement critique. L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2022 a confirmé l'importance de la disponibilité des ressources nutritionnelles de bonne qualité (Diatomées et Chrysophycées) pour le maintien de l'efficacité trophique au sein du réseau pélagique. La disponibilité de ressources adéquates permet la prolifération des espèces diversifiées et un transfert efficace vers les niveaux supérieurs.

La diversité piscicole du lac apparaît comme globalement stable, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) ou peu abondante comme la vandoise (*Leuciscus leuciscus*) et l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) n'ont pas été capturées en 2022. Les **densités acoustiques** pour le **corégone** sont à des **niveaux hauts** et cette **forte abondance** est confirmée par des CPUE numériques scientifiques hautes dans les filets pélagiques et benthiques. Cependant **la baisse des captures de ce poisson se poursuit chez les pêcheurs professionnels** et indique que ces individus ne sont pas encore rentrés dans la pêche. Parmi les raisons, la baisse du poids moyen et du nombre d'individus de grande taille, à mettre en relation avec la baisse de la quantité de proies zooplanctoniques au printemps et une plus forte compétition intraspécifique. Le **silure est bien installé** et occupe la 3^{ème} place en termes de rendement en biomasse. La **perche est à des niveaux élevés dans les filets benthiques** mais caractérisée par des **densités faibles en acoustique et dans les filets pélagiques**, sa distribution étant donc majoritairement littorale. *In fine*, **2022** peut se résumer par (i) des niveaux importants de corégones estimés par hydroacoustique et dans les pêches scientifiques aux filets,

mais par des individus de petite taille révélant des ralentissements de croissance modifiant fortement les rendements de captures des pêcheurs ; (ii) une population de perche à un niveau très faible avec une distribution presque exclusivement benthique des juvéniles de l'année indiquant un faible recrutement ou une mortalité importante des juvéniles par la pêche ; (iii) l'absence confirmée de sandre depuis 2019 et en 2022 celle des poissons chats (iv) la poursuite de l'augmentation du nombre de silures.

En 2022, le **compartiment macrobenthique** a été examiné révélant que le lac du Bourget présente un IBL de 15,2/20, une note en légère baisse par rapport aux années précédentes et principalement dûe à une diminution de la productivité littorale qui reste toutefois relativement importante. **La qualité de la faune littorale du lac apparaît très bonne** avec la présence notable d'*Ephemera* sp. dans 9% des échantillons. Il est noté toutefois que, comme les années précédentes, **les conditions environnementales restent contraignantes en zone profonde** probablement en lien avec la **désoxygénation des eaux de fond** observées chaque année. Le maintien de cette désoxygénation malgré la réoligotrophisation du lac suggère le maintien d'une accumulation de la matière organique au niveau des sédiments limitant le développement de la macrofaune benthique pour une surface non négligeable du lac. Enfin, l'observation pour la première fois dans le suivi de la **moule quagga** et plus généralement l'abondance des *Dreissena* sp dans les relevés, montre la forte installation de ces espèces exotiques envahissantes (EEE). **Cette espèce, comme d'autres EEE récemment installées dans le lac du Bourget (e.g. *Hemimysis anomala*) pourrait peut-être expliquée en partie la baisse notable de l'abondance du zooplancton ces dernières années.**



Remerciements spécifiques : Jean-Claude Raymond et l'OFB (Unité Spécialisée Milieux Lacustres) pour la participation à l'étude du compartiment piscicole ; Emmanuel Naffrechoux (président du conseil scientifique) pour sa relecture critique du rapport.

STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE & TABLEAU DE BORD

I. Méthodes de prélèvement et d'analyse

Le site de prélèvement choisi pour le suivi écologique du lac du Bourget est le point B (E 5° 51' 35,7", N 45° 44' 49,7"), situé au centre du lac où la profondeur maximale est de 147 m. Cette station, dite de référence, est située loin des principaux tributaires (Leyse et Sierroz) et est représentative de la partie pélagique du lac. Les campagnes ont eu lieu 2 fois par mois (exception faite de janvier, février, novembre et décembre examinés une seule fois), soit 20 campagnes en 2022.

Comme indiqué dans le Tableau I ci-dessous, les analyses ainsi que les profondeurs prélevées sont alternées selon les campagnes :

- Le premier type de campagnes comporte 6 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m et 50 m), sur lesquelles sont effectuées des analyses complètes (pH ; conductivité EC ; titre alcalimétrique complet TAC ; oxygène dissous O₂ ; azote ammoniacal NH₄⁺ ; azote nitrique NO₃⁻ ; carbone organique total COT ; orthophosphate PO₄³⁻ ; phosphore total P_{tot} ; silice réactive SiO₂ ; sulfate SO₄²⁻ ; chlorure Cl⁻ ; chlorophylle *a*) et auxquelles sont rajoutées une fois par an les cations majeurs (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺).
- Le second type de campagne comporte 10 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 50 m, 80 m, 110 m, 130 m et 140 m), sur lesquelles sont effectuées les mêmes analyses, auxquelles sont rajoutées 2 fois par an les analyses pour la balance ionique (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺).
- A ces profondeurs, il faut rajouter un prélèvement d'eau intégrée 0-18 m pour l'analyse des picocyanobactéries, de la chlorophylle *a* et du phytoplancton sans oublier le prélèvement au filet du zooplancton entre la surface et 50 m de profondeur.

Les prélèvements aux profondeurs discrètes sont réalisés selon des techniques uniformisées, à l'aide de bouteilles cylindriques de type NISKIN. Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRAE - UMR CARTEL - Thonon-les-Bains) selon les méthodes normalisées décrites dans le Tableau I ci-dessous.

Des profils verticaux de température et d'oxygène dissous ont été réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable. Régulièrement, l'analyse du paramètre oxygène dissous a été fait en laboratoire selon la méthode de Winkler avec pour objectif de valider les données de la sonde.

La profondeur de la transparence est mesurée à l'aide d'un disque de SECCHI.

Au total, 20 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2022.

Tableau I Méthodes d'analyses physico-chimiques

Paramètres	Méthodes	Normes
pH	Électrométrie - pH corrigé à 25°C	NF T 90 008
EC	Correction de température automatique à 25°C	ISO 7888 / NF EN 27888 / T 90 031
TAC	Titration	NF EN ISO 9963-1 / T 90 036
O ₂ dissous	Iodométrie - Méthode de Winkler	NF EN 25813 / T 90 141
NH ₄ ⁺	Colorimétrie selon la méthode au bleu d'indophénol	NF T 90 015-2
NO ₃ ⁻	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
Ntot	Chimiluminescence	NF EN 12260 / T 90 060
COT	Minéralisation au persulfate à 80°C et détection IR	ISO 8245 / NF EN 1484 / T 90 102
PO ₄ ³⁻	Colorimétrie selon la méthode de Murphy et Riley	NF EN ISO 6878 / T 90 023
Ptot	Minéralisation en PO ₄ ³⁻ au peroxydisulfate en milieu acide	NF EN ISO 6878 / T 90 023
SiO ₂	Colorimétrie en analyse séquentielle	NF T 90 007
SO ₄ ²⁻	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
Cl ⁻	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
Ca ²⁺	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / T 90 005
Mg ²⁺	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / T 90 005
Na ⁺	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF T 90 020
K ⁺	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF T 90 020
Chlorophylle a	Filtration et extraction selon la méthode de Lorenzen	NF T 90 117

Le Tableau II ci-dessous récapitule le nombre d'échantillons et/ou de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. 173 échantillons prélevés ont été analysés par le laboratoire de chimie pendant l'année 2022.

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 20 campagnes effectuées au cours de l'année 2022.

Tableau II Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2022

Méthode		paramètres	Nombre
Prélèvements à profondeurs discrètes avec bouteille fermante type NISKIN	Chimie	PO ₄ ³⁻ , Ptot, NO ₃ ⁻ , Ntot, NH ₄ ⁺ , COT, SiO ₂ , TAC, SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , O ₂	173
	Balance ionique	Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺	20
	Cytométrie en flux	abondance	140
	Cyanobactérie	abondance	20
Prélèvement intégré 0 - 18 m avec « cloche Pelletier »	phytoplancton	chlorophylle a	20
	phytoplancton	abondance - diversité	20
Prélèvement intégré 0 - 50 m avec filet de maille 212 µm	zooplancton	abondance - diversité	20
Profils sondes	SBE 19 + (T°C, O ₂)		20
Disque de Secchi		transparence	20

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2022

Date	Profil T°C - O ₂	Transp. Secchi	Chl a	Prélèvement NISKIN									
				physico chimie, cyto, cyano									
	SBE 19+												
Prof.			0 - 18	2	10	15	20	30	50	80	110	130	140
18/01/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
10/02/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
07/03/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
23/03/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
05/04/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/04/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/05/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
30/05/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
15/06/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
30/06/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
16/07/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
28/07/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/08/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
22/08/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/09/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
26/09/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
11/10/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
25/10/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/11/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
07/12/2022	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
total	20	20	20	20	20	20	20	20	20	12	12	12	12

Tableau III bis

Date	Phytoplancton	Zooplancton
	IWS	filet
Prof	0 - 18 m	0 - 50 m
18/01/2022	X	X
10/02/2022	X	X
07/03/2022	X	X
23/03/2022	X	X
05/04/2022	X	X
19/04/2022	X	X
19/05/2022	X	X
30/05/2022	X	X
15/06/2022	X	X
30/06/2022	X	X
16/07/2022	X	X
28/07/2022	X	X
08/08/2022	X	X
22/08/2022	X	X
08/09/2022	X	X
26/09/2022	X	X
11/10/2022	X	X
25/10/2022	X	X
08/11/2022	X	X
07/12/2022	X	X
Total	20	20

II. Tableau de bord

Le tableau de bord permet de comprendre et de visualiser rapidement l'évolution de plusieurs indicateurs scientifiques clés qui renseignent sur la qualité de l'eau et des milieux aquatiques. Résumée sur les pages suivantes et grâce à des figures simples et explicites, l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget est proposée eu regard des principaux paramètres reconnus pertinents pour décrire l'évolution de son état de santé et ce vers quoi il doit tendre. Ce tableau de bord des principaux paramètres limnologiques d'état de l'écosystème « lac du Bourget » est publié sur le site du CISALB. Il est redonné ici pour rappel.

Les codes couleur de la DCE sont les suivants :

- Pour la chlorophylle *a* moyenne estivale :
 - limite très bon / bon état : 2,1 µg L⁻¹
 - limite bon / moyen état : 3,8 µg L⁻¹
 - limite moyen / médiocre état : 9,9 µg L⁻¹
 - limite médiocre / mauvais état: 17,6 µg L⁻¹
- Pour le Phosphore total maximal annuel ou moyenne hivernale (si mélange complet des eaux) sur 2,5 fois secchi (ce qui n'est pas fait ici – moyenne sur plusieurs profondeurs discrètes) :

- limite très bon / bon état : 0,015 mg L⁻¹
- limite bon / moyen état : 0,03 mg L⁻¹
- limite moyen / médiocre état : 0,06 mg L⁻¹
- limite médiocre / mauvais état: 0,1 mg L⁻¹

- Pour la transparence moyenne estivale :

limite très bon / bon état : 5 m

limite bon / moyen état : 3,5 m

limite moyen / médiocre état : 2 m

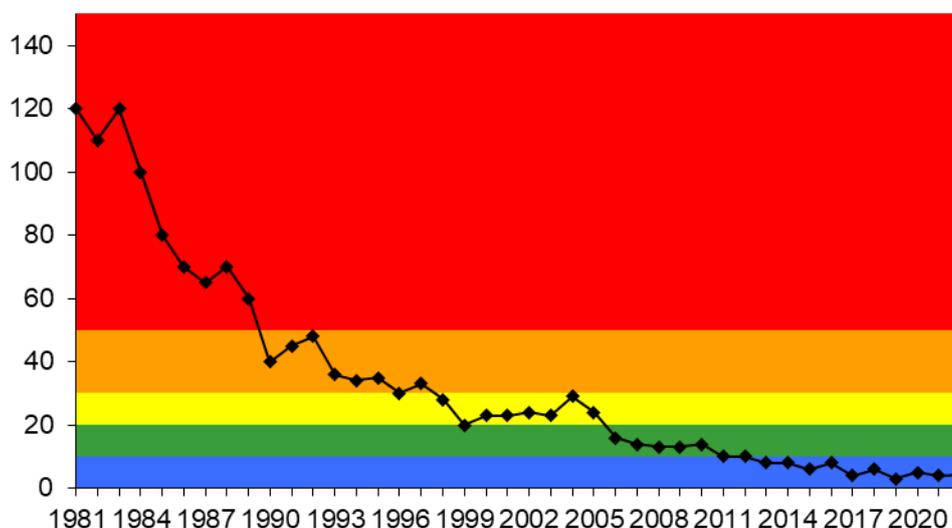
limite médiocre / mauvais état: 0,8 m

Le lecteur intéressé trouvera plus d'informations dans le guide technique "Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole" datant de mars 2009, document de 74 pages publié par le Ministère chargé de l'écologie (http://www.eaufrance.fr/spip.php?rubrique188&id_article=782).

II.1. Le phosphore

Il s'agit en l'occurrence de la concentration en orthophosphates mesurée au moment du brassage hivernal du lac, quand la température est assez homogène le long de la colonne d'eau. Cet indicateur renseigne sur la quantité du facteur limitant et de maîtrise de la croissance phytoplanctonique au sein de l'écosystème lac. L'objectif qui avait été affiché pour 2021 était que la concentration en P-PO₄ soit au maximum de 10 µg L⁻¹. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011. Elle était de ~10 µg L⁻¹ en 2012, ~8,5 µg L⁻¹ en 2013, ~7,2 µg L⁻¹ en 2014, ~6 µg L⁻¹ en 2015, ~8,6 µg L⁻¹ en 2016, ~4,1 µg L⁻¹ en 2017, ~6 µg L⁻¹ en 2018, 3 µg L⁻¹ en 2019 et autour de 5 et 4 µg L⁻¹ en 2020 et 2021. **En 2022, au moment du brassage hivernal, enregistré le 10 février, cette concentration a été 5,3 µg L⁻¹ et sur la période hivernal (janvier-mars) de 4,5 µg L⁻¹.**

Concentrations en orthophosphates exprimée en µgP L⁻¹

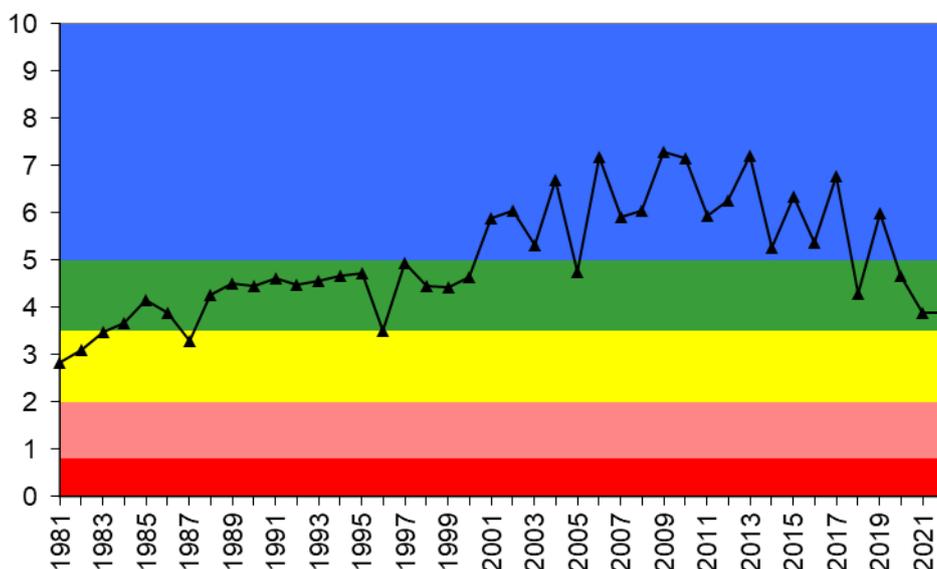


II.2. La transparence

Le paramètre initialement retenu était la transparence minimale annuelle (généralement printanière ou estivale). Cet indicateur renseigne indirectement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique et des matières en suspension dans la tranche d'eau proche de la surface. L'objectif qui avait été retenu pour 2021 était que la transparence minimale soit supérieure à 5 m. En 2004, date à laquelle la valeur maximale pour la transparence minimale a été enregistrée, ce paramètre était de 4,2 m. En 2012, cette valeur était de 3,4 m. En 2013, la valeur minimale de transparence était de 2,8 et ce en dépit d'une baisse très importante de la biomasse phytoplanctonique annuelle, la « disparition » des cyanobactéries toxiques nuisibles (e.g. *Planktothrix rubescens*) depuis 2010, etc... En 2014, la transparence minimale était de 2 m, en 2015 de 4,1 m, en 2016 de 2,1 m, en 2017 de 4,4 m, en 2018 de 1,9 m, en 2019 et 2020 de 3,4 m, et en 2021 de 2,3 m. **En 2022, cette valeur a été de 3,0 m.**

Il apparaît très clairement que ce paramètre n'est pas très objectif et il semble plus judicieux de proposer et présenter une valeur moyenne estivale (comme ci-dessous) et/ou annuelle, car une seule valeur déclassante comme celle proposée par la valeur minimale ne peut être un bon indice de qualité, ne tenant pas compte en plus de ce qui en est responsable (i.e. du phytoplancton de bonne qualité par exemple). Cette remarque est d'autant plus vraie qu'avec la réoligotrophisation, le réchauffement des eaux de surface et la précipitation de la calcite, le lac du Bourget voit ses eaux devenir de plus en plus turquoise et laiteuses au printemps/été, signe de restauration mais qui réduit dans le même temps la transparence.

Transparence moyenne estivale exprimée en m

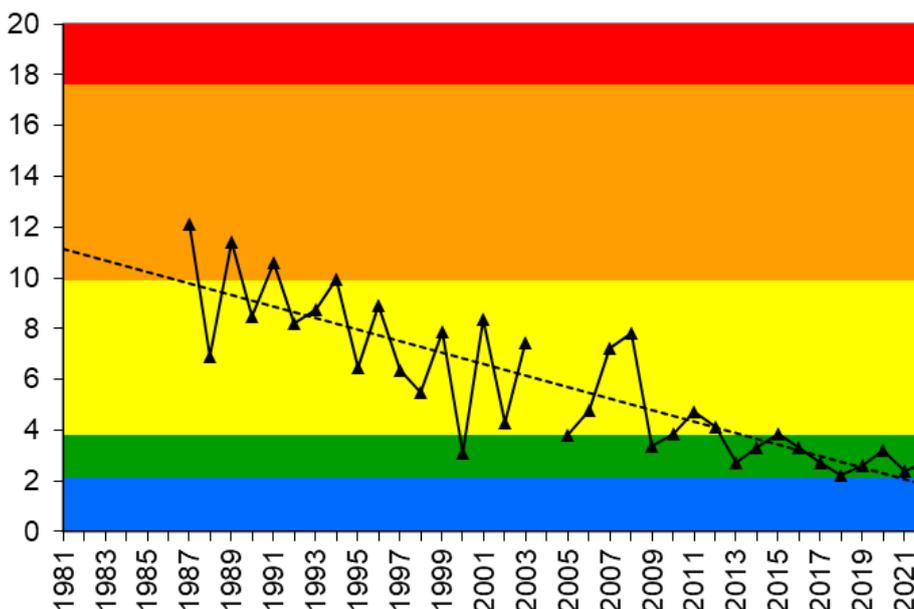


II.3. La chlorophylle a

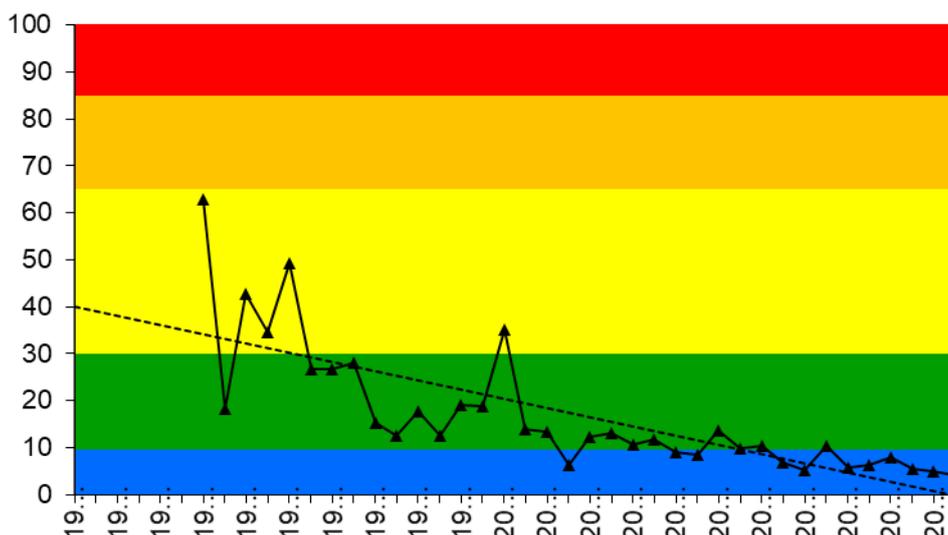
Le paramètre retenu est la concentration annuelle maximale atteinte par ce paramètre. Cet indicateur renseigne directement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique. L'objectif pour 2021 avait été que la concentration maximale annuelle soit de $4 \mu\text{g L}^{-1}$. En 2007, le curseur indiquait la valeur 10,7 contre 9,9 en 2012 et 10,5 en 2013. En 2014, la concentration annuelle maximale en chlorophylle était de $6,8 \mu\text{g L}^{-1}$. Elle était de $5,3 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2015 pour atteindre $10,4 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2016. En 2018, la concentration annuelle

maximale en chlorophylle *a* était $6,4 \mu\text{g L}^{-1}$, contre $5,8 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2017, pour de nouveau réaugmenter en 2019 à hauteur de $8 \mu\text{g L}^{-1}$. En 2020 et 2021 cette valeur a été de $5,4$ puis $4,9 \mu\text{g L}^{-1}$. **En 2022, la concentration annuelle maximale en chlorophylle *a* a été de $4,2 \mu\text{g L}^{-1}$.** Comme pour la transparence, une valeur moyenne et maximale estivale ou moyenne annuelle semble plus pertinente. En effet, comme pour la transparence, une seule valeur déclassante (à un seul moment de l'année) ne peut être un bon indice de qualité. De plus, elle ne tient pas compte de ce qui en est responsable, le phytoplancton, qui peut être de bonne qualité. On note toutefois une tendance marquée à la baisse tout au long de la chronique.

Concentration moyenne estivale exprimée en $\mu\text{g L}^{-1}$



Concentration maximale annuelle exprimée en $\mu\text{g L}^{-1}$



SUIVI DE LA QUALITÉ DES EAUX DES TRIBUTAIRES DU LAC DU BOURGET ET DES APPORTS AU LAC

I. Introduction

Depuis 1975, d'importants travaux d'assainissement ont été réalisés sur le bassin versant pour enrayer le processus d'eutrophisation du lac du Bourget. Pour évaluer l'incidence de ce vaste chantier de restauration lacustre, les collectivités ont mis en place en 1980 un suivi physico-chimique des eaux du lac. Au terme de >40 ans de suivi, l'état du lac n'a cessé de s'améliorer.

Depuis 2002, année de signature du premier contrat de bassin versant du lac du Bourget, de nouvelles actions de dépollution ont été engagées, avec pour objectif d'étendre la restauration de la qualité de l'eau aux rivières. Pour mesurer les bénéfices de ces actions, le CISALB s'est doté de deux stations de mesures en semi-continu : une positionnée sur la Leysse (mise en service en juin 2003) et l'autre sur le Sierroz (mise en service en octobre 2003), ces deux rivières drainant plus de 70% du bassin versant du lac.

Ce suivi en semi-continu a un double objectif :

- estimer les apports et les sorties en nutriments au lac (notamment en phosphate et nitrate) ;
- évaluer l'effet des actions de dépollution sur la qualité des rivières et orienter les politiques futures de dépollution.

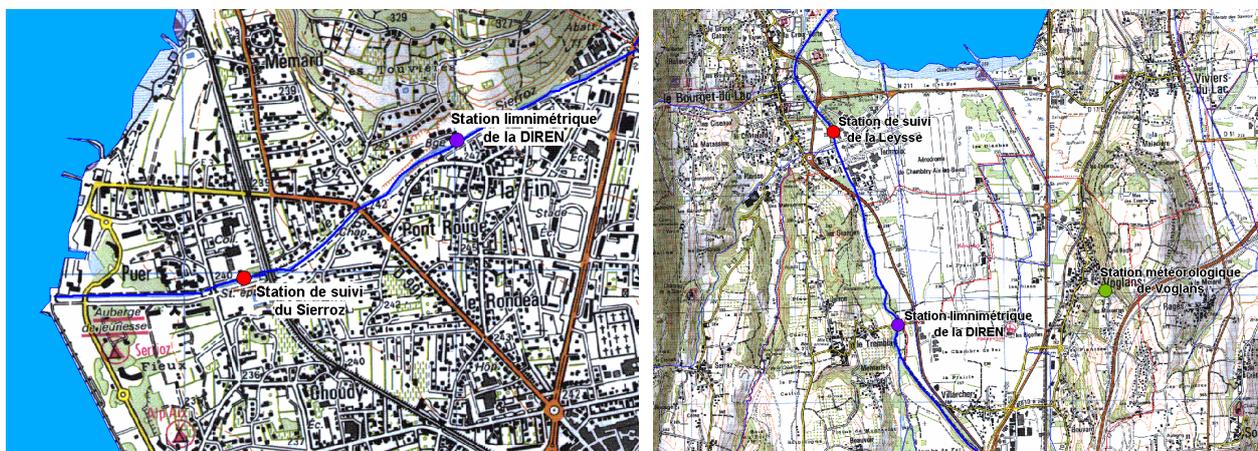
Le présent chapitre présente les résultats de ce suivi pour l'année 2022, à partir des données obtenues au moyen de stations de mesures équipées d'un préleveur automatique et de sondes mesurant en continu la conductivité, l'oxygène dissous et la température. Sur chaque échantillon prélevé, la concentration des éléments suivants a été mesurée comme indiqué ci-dessous.

Paramètres		Unités	Seuil de détection
Orthophosphates	PO ₄	mg/l de P	0,005
phosphore total	Ptot	mg/l de P	0,005
nitrate	NO ₃	mg/l de NO ₃	0,5
Ammonium	NH ₄	mg/l de NH ₄	0,02
matière en suspension	MEST	mg/l	0,5
azote kjeldahl	NKT	mg/l de N	0,2

Il est à noter que le seuil de détection du phosphore total était de 0,02 mg L⁻¹ jusqu'à fin 2006 et de 0,01 jusqu'à fin 2009. Le seuil de détection du PO₄ est exprimé en mg L⁻¹ de P et a été divisé par 2 depuis 2010.

II. Données hydrologiques

La localisation des stations de mesures de suivi et des stations limnimétriques de la DREAL est présentée sur les cartes suivantes.



Sur le Sierroz, la station de suivi et la station limnimétrique contrôlent un bassin versant identique ($\sim 133 \text{ Km}^2$). Les débits fournis par la DREAL sont, par conséquent, exploitables en l'état pour l'estimation des flux.

Sur la Leysse, les stations contrôlent des bassins versant différents : 280 Km^2 à la station limnimétrique du Tremblay et 296 Km^2 à la station de suivi. Cette différence de superficie est due au Nant-Varon qui conflue avec la Leysse entre les deux stations. La sous-estimation qui en découle sur le débit à prendre en compte dans le calcul des flux pourrait être estimée à 5,4%, si l'on raisonne sur le rapport des superficies.

Toutefois, en l'absence de données précises sur l'hydrologie du Nant-Varon, notamment en période de crues, le principe retenu est de ne pas appliquer un coefficient correcteur arbitraire sur les débits de la station du Tremblay et de considérer que cette infime sous-estimation des flux n'est pas de nature à compromettre l'exploitation des résultats.

Le tableau I suivant rappelle les modules, débits d'étiage et débits biennaux des deux rivières.

Tableau I Modules, débits d'étiage et débits biennaux de la Leysse et du Sierroz (source DREAL)

		Leysse (280 Km^2)	Sierroz (133 Km^2)
débit biennal	m^3/s	100	47
module	m^3/s	6,26	2,41
Q_{mna5}	m^3/s	0,681	0,207

II.1. Hydrologie de la Leysse en 2022

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi de la DREAL donne un aperçu réel de l'hydrologie de la Leysse durant l'année 2022.

Les débits de pointe les plus élevés ont été enregistrés en avril, octobre, novembre et décembre (Figure 1) et ont été très inférieurs à ceux enregistrés en 2021 :

- Une pointe maximum de $76 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a eu lieu fin octobre ;

- Des crues faibles à moyennes à faibles, de 20 à 30 m³ s⁻¹ ont eu lieu au cours de l'hiver ;
- Une crue moyenne à forte a eu lieu au tout début du printemps, avec une pointe à 55 m³ s⁻¹ ;
- Un temps relativement sec de mi-mai à mi-septembre a alors été enregistré ;
- Des crues moyennes à fortes de 20 à 76 m³ s⁻¹ se sont réparties tout au long de l'automne ;

Le volume transité en 2022 a été de 154 Mm³ (vs 197 Mm³ en 2021) pour un débit moyen de 4,9 m³ s⁻¹ (vs 6,28 en 2021). Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 284 jours (242 jours en 2021). De plus, les débits ont été inférieurs au Q_{ma5} durant 100 jours (59 jours en 2021) et au débit minimum biologique pendant 59 jours (48 jours en 2021).

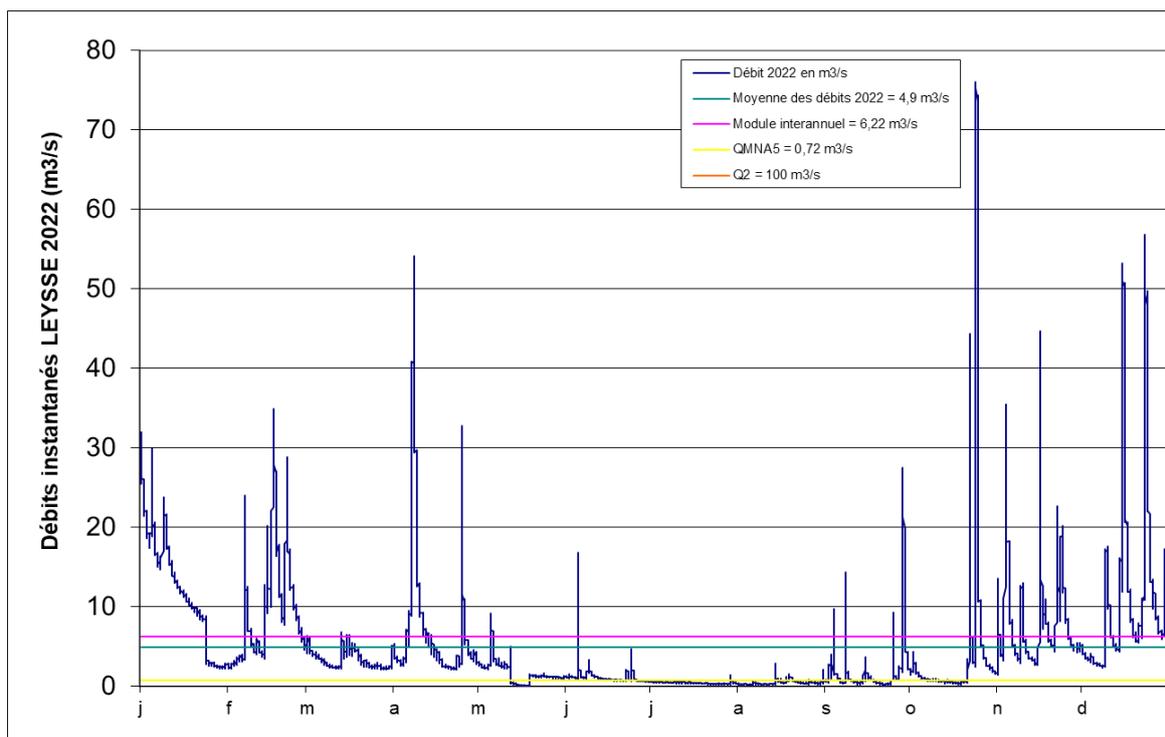


Figure 1 Chronologie des débits sur la Leysse en 2022 (source DREAL & CISALB)

II.2. Hydrologie du Sierroz en 2022

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2022 (Figure 2). On peut constater :

- L'absence de crue majeure en hiver avec de petits événements d'apports en janvier et février (<10 m³ s⁻¹) ;
- Une crue faible à moyenne de 11 à 12 m³ s⁻¹ au début du printemps ;
- Un temps relativement sec de mi-mai à début septembre, ponctué de quelques petites crues faiblement représentatives en juin surtout (<5 m³ s⁻¹) ;
- Des successions de crues faibles à moyennes devenant de plus en plus importantes à mesure de l'avancement dans la période automnale, avec des débits variant de 5 à 25 m³ s⁻¹.

Le volume transité en 2022 a été de 46 Mm³ (vs 70 Mm³ en 2021) pour un débit moyen de 1,42 m³ s⁻¹ (vs 2,23 m³ s⁻¹ en 2021). Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 299 jours (265 jours en

2021) et inférieurs au Q_{MNA5} durant 81 jours (1,5 jours en 2021). Enfin, le débit minimum biologique a été atteint pendant 69 jours (7,5 jours en 2021).

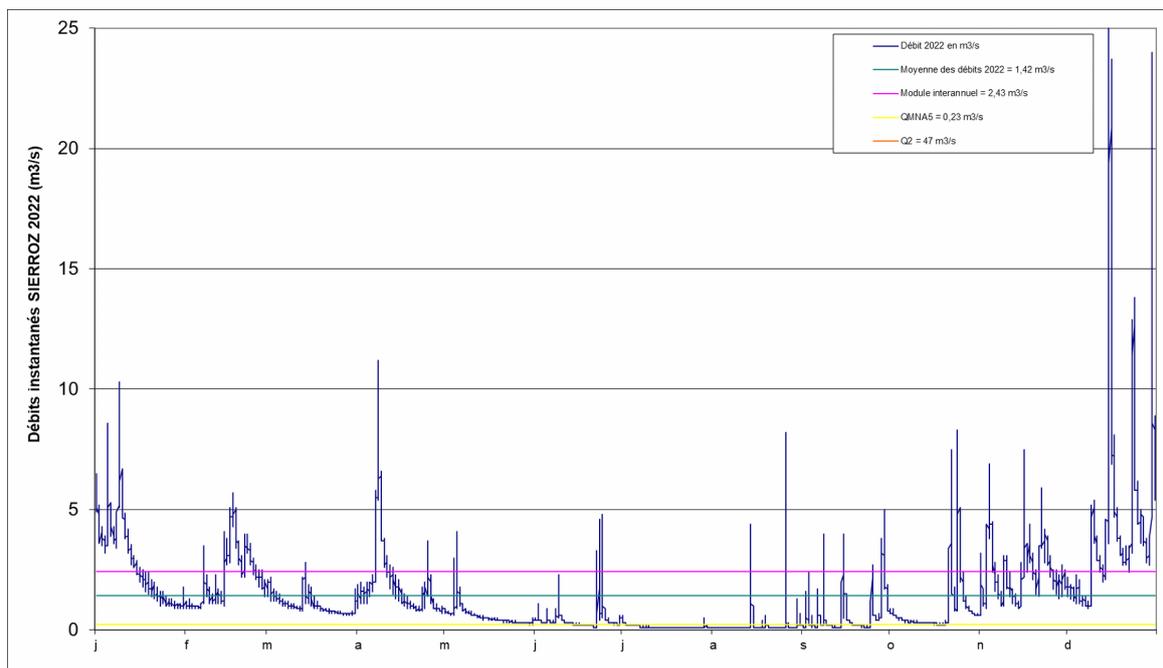


Figure 2 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2022 (source DREAL & CISALB)

II.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré de la Leysse et le Sierroz en 2022 a été déficitaire de 74 Mm^3 mesurés pour 273 Mm^3 théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières en pointillé). La Leysse est à l'origine de 57% du déficit avec 43 Mm^3 manquant et 44% pour le Sierroz avec 30 Mm^3 manquant (Figure 3).

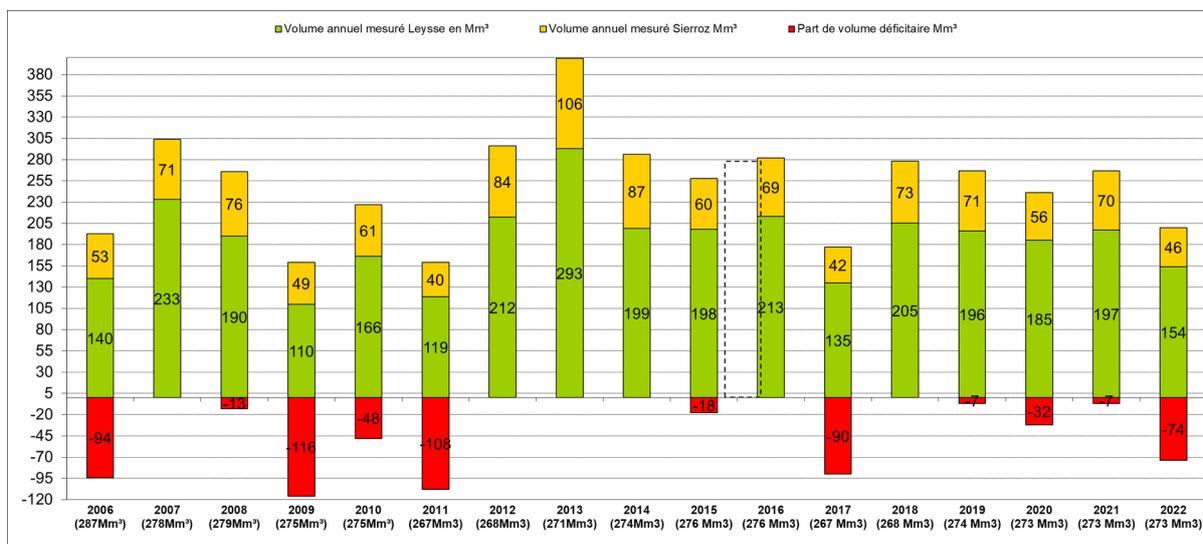


Figure 3 Bilan des apports Leysse+Sierroz pour la période 2006-2022

III. Evolution des concentrations tous régimes confondus

La Figure 4 ci-dessous présente l'évolution des concentrations moyennes annuelles, tous régimes confondus, pondérées par le volume.

De façon générale, les concentrations en éléments phosphorés sont toujours plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse.

Depuis les 7 dernières années, la concentration en Ptot se stabilise sur la Leysse avec une concentration moyenne de 0,07 mg L⁻¹.

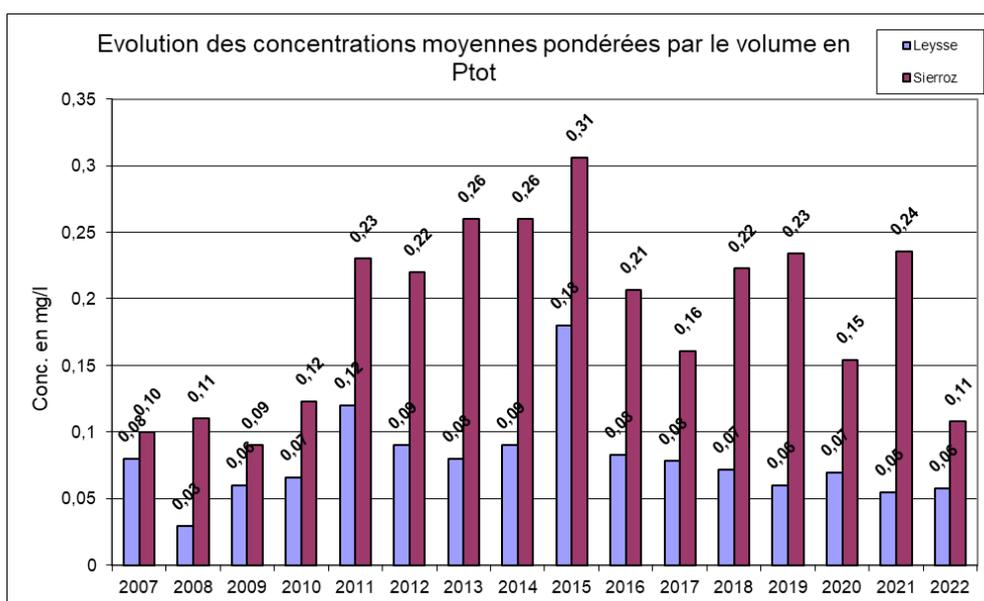
Sur le Sierroz, la concentration en Ptot est de 0,11 mg L⁻¹, équivalente à 2008 et dans les valeurs moyennes de la chronique 2008-2020 (en baisse par rapport aux valeurs hautes des années 2013-2015 mais encore supérieure aux concentrations de la période 2008-10).

Depuis 2008, les concentrations en PO₄ sur la Leysse sont relativement stables (comprises entre 0,005 et 0,01 mg L⁻¹). Sur le Sierroz, une chute importante des concentrations est observée ces deux dernières années avec 0,013 mg L⁻¹ en 2021 et 0,007 mg L⁻¹ en 2022, ce qui constitue les valeurs les plus basses enregistrées jusqu'alors.

Les concentrations en NKT présentent une évolution différente selon le cours d'eau considéré. La Leysse montre une concentration en NKT dans la moyenne des 6 dernières années et dans la moyenne interannuelle avec 0,71 mg L⁻¹ (Figure 5).

Après une augmentation en 2019 de 1,75 mg L⁻¹, le Sierroz atteint 1,05 mg L⁻¹ de NKT en 2020, 1,43 mg L⁻¹ en 2021 et 1,19 mg L⁻¹ en 2022.

La concentration moyenne pondérée du Sierroz est 2 fois supérieure à celle de la Leysse en 2022 (3 fois supérieurs en 2021). Seules les années 2009-11 présentaient des concentrations moyennes pondérées proches de celles de la Leysse.



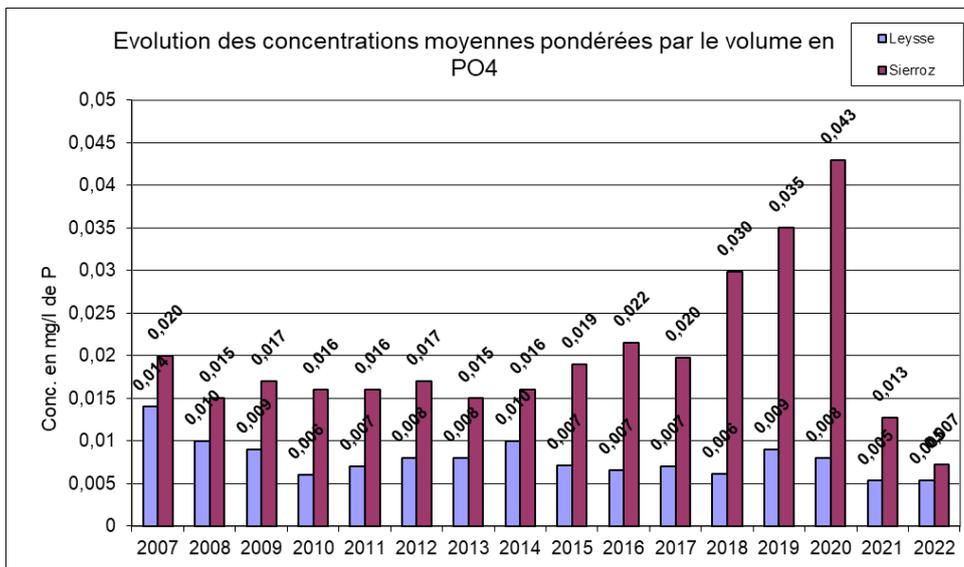
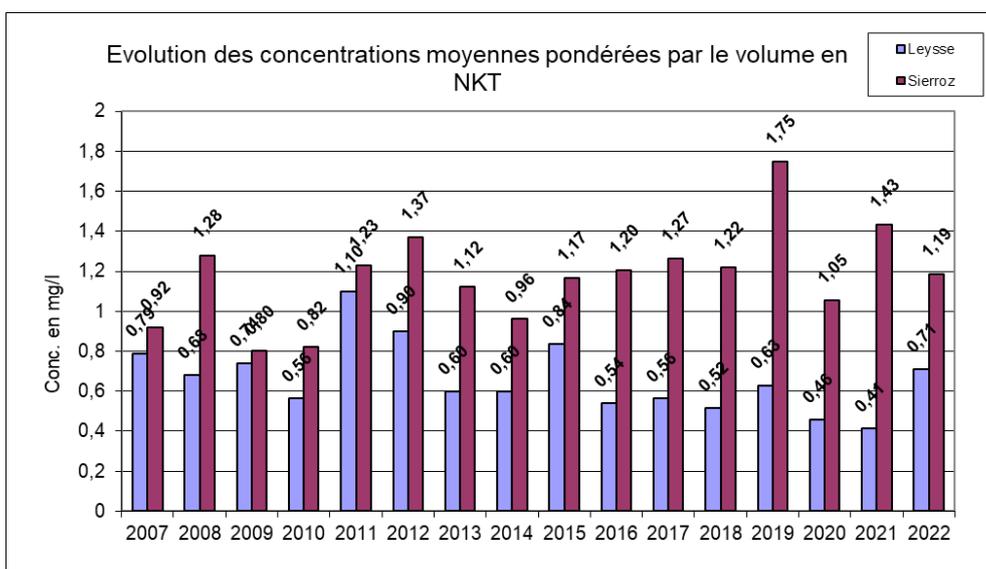


Figure 4 Evolution de 2007 à 2022 des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

L'évolution interannuelle des concentrations en NH₄ est différente pour la Leysse et le Sierroz (Figure 5):

- Hausse de 2008 à 2011 avec des concentrations égales sur les deux cours d'eau ou légèrement supérieures pour le Sierroz (34% max) ;
- Baisse de 2011 à 2017 avec un « creux » sur les années 2014-2015. Les concentrations restent proches sur les deux masses d'eau à la seule exception de 2015, année durant laquelle les concentrations sur la Leysse sont supérieures à celles du Sierroz (25%) ;
- 2018-2021, durant lesquelles la concentration de la Leysse reste stable par rapport à la période 2013-2017. Les concentrations du Sierroz sont, quant à elles, en forte augmentation, fois 2 en 2018, fois 2,6 en 2019 et fois 3 en 2020 ;
- En 2022, les concentrations de la Leysse restent stables et celle du Sierroz retrouvent des concentrations équivalentes à 2018, 2019 et 2020 avec 0,12 mg L⁻¹.



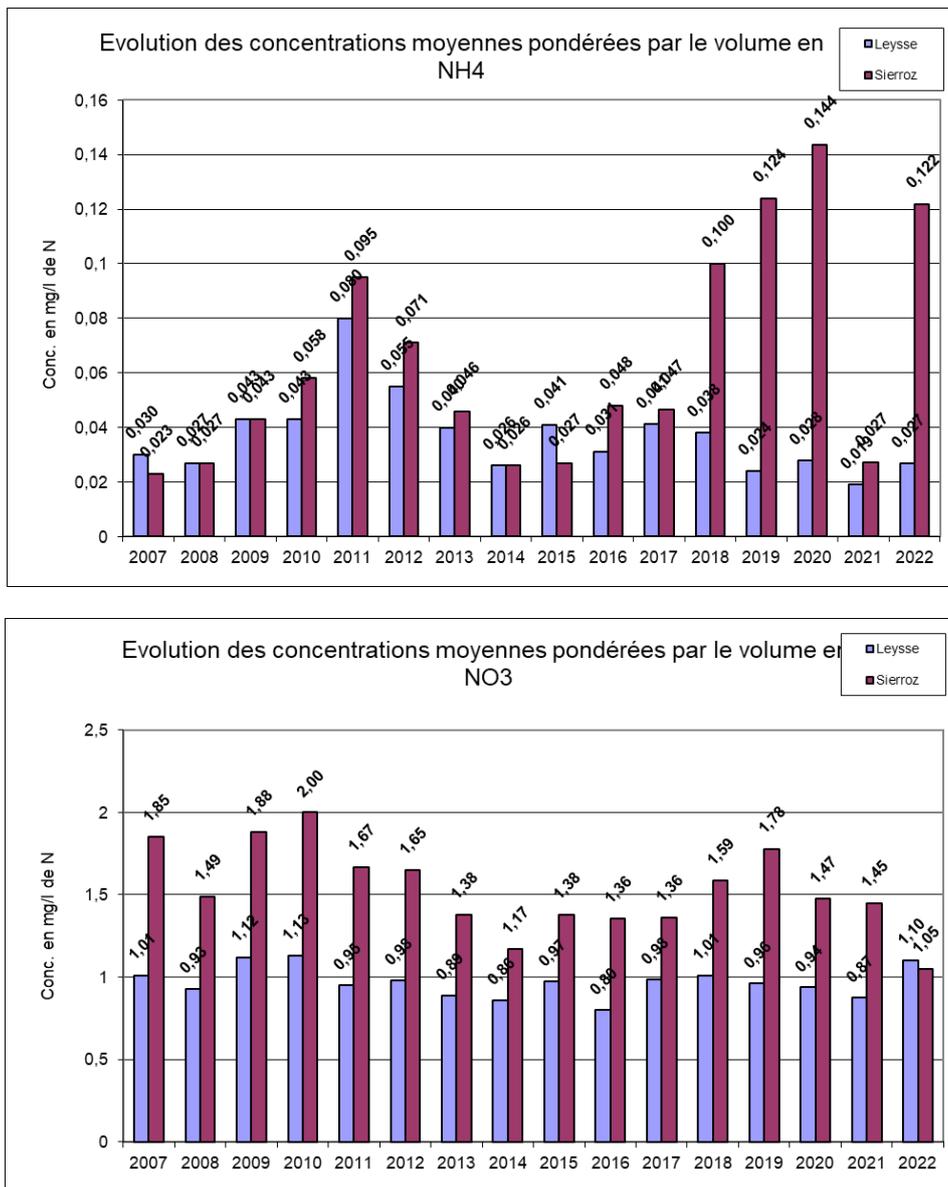


Figure 5 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH₄ et NO₃

Les concentrations moyennes pondérées en nitrates de la Leysse restent relativement stables autour de 0,98 mg L⁻¹. Celles du Sierroz sont plus variables, entre 1,1 et 2 mg L⁻¹. Après une légère hausse en 2018 et 2019, la concentration baisse légèrement avec 1,05 mg L⁻¹ en 2022.

Comme pour les éléments phosphorés, le Sierroz présente des concentrations en matières azotées plus élevées que dans la Leysse.

En 2022, les concentrations en MES (Figure 6) pour le Sierroz sont de 156 mg L⁻¹, soit la valeur la plus basse jamais enregistrée. Les concentrations en MES de la Leysse sont basses par rapport à la moyenne interannuelle (171 mg L⁻¹ pour 264 en moyenne).

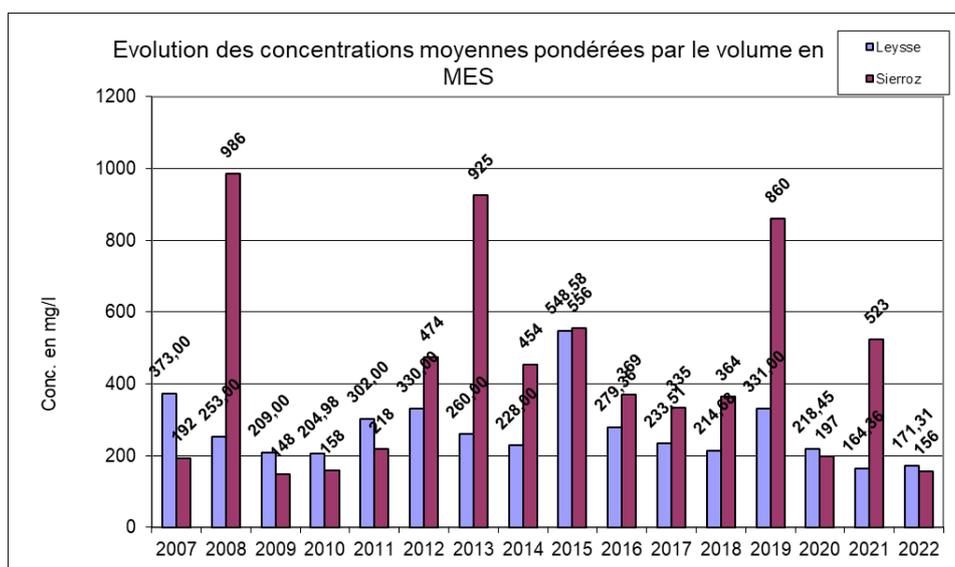


Figure 6 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

IV. Bilan des apports au lac

L'objectif de cette partie est d'évaluer les apports en nutriments au lac par les principaux tributaires que sont la Leysse et le Sierroz, et de quantifier les rejets directs effectués au cours de l'année (Déversoir d'orage des Biâtres, rejets UDEP Aix-les-Bains et fermeture de la galerie de l'épine).

IV.1. Estimation des flux entrants de l'année 2022

L'estimation des flux a été établie en multipliant le volume transité de chaque échantillon par la concentration de chaque élément analysé. Le tableau II suivant présente les apports de la Leysse et du Sierroz.

Le Tableau III présente l'évolution des apports de 1974 à 2022 (en tonnes). A partir de 2006, ont pu être mesurés les apports de la Leysse, du Sierroz + du DO des Biâtres.

Tableau II Apports au lac via les deux principaux tributaires en 2022

	Année 2022				
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)	Sierroz (133 Km ²)		
Volume transité (Mm ³)	200	155	77%	46	23%
Ortho P (Tonnes de P)	1,24	0,9	70%	0,4	30%
Ptot (Tonnes)	11,1	6	54%	5,1	46%
NO₃ (Tonnes de N)	217,1	165	76%	52,2	24%
NH ₄ (Tonnes de N)	8,6	2,9	33%	5,7	67%
MES (Tonnes)	21527	13999	65%	7528	35%
NKT (Tonnes)	121,4	69	57%	52,1	43%

En 2022, l'apport de Ptot au lac a atteint seulement 11,1 tonnes, soit une valeur très inférieure à la moyenne des trois dernières années (28 tonnes de 2019 à 2021). Globalement, quatre années ont respecté l'objectif des 30 tonnes sur les 8 dernières (2017, 2019, 2020 et 2022).

En 2022, le volume transité par le Tillet s'est élevé à 9,4 Mm³ (contre 15,8 Mm³ en 2021, 13,3 en 2020 et 13,5 Mm³ en 2019) soit 3,5% du volume total transité au lac.

Une étude spécifique conduite entre mars et août 2013 a permis d'estimer que les apports en Ptot du Tillet représentaient 1% des apports de la Leysse et du Sierroz.

Tableau III Chronologie des apports au lac depuis 1974

	1974	1983	1995-1996	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Ptot (Leysse et Sierroz)	300	150	94	27	14	11	18	24	38	50	40	53,4	31,9	26,3	51	28,8	24,4	31,5	11,1
PO ₄	140		18	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9	2,29	3,7	3,4	1,96	1,81	1,24
NO ₃	1,5	580	450	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264	202	302	324	259	284	217
NO ₃ + NKT				617	516	334	454	360	654	704	503	510	462	378	544	538	396	469	338

Pour compléter le bilan des apports au lac, il faudrait tenir compte des apports du Belle-Eau et du canal de Chautagne qui sont inconnus.

Tableau IV Synthèse des apports connus au lac en 2022

	Tot Entrant	Leysse		Sierroz		Savières		Galerie	
		Rhône > lac	Lac > Rhône	Rhône > lac	Lac > Rhône				
volume (Mm3)	221	155	70%	46	21%	20,9	9%	317	<i>Pas de rejets</i>
Ortho P (T de P)	1	0,9	66%	0,4	28%	0,08	6%	1,4	<i>Pas de rejets</i>
Ptot (Tonnes)	11	6,0	53%	5,1	45%	0,19	1,7%	3,04	<i>Pas de rejets</i>
Nitrates (T de N)	217	165,0	76%	52	24%				
Amonium (T de N)	9	2,9	33%	5,7	67%				
MES (Tonnes)	21527	13999	65%	7528	35%				
NKT (Tonnes)	121	69,3	57%	52,1	43%				

IV.2. Estimation des flux sortants via le canal de Savières

Les flux sortants (uniquement de phosphore) par le canal de Savières ont été calculés à l'aide du volume transité par le canal de Savières (chronique des débits de la CNR) et de la concentration de P mesurée dans le lac à une profondeur de 2 m (suivi physico-chimique 2022).

Le Tableau V ci-dessous présente les flux sortants par le canal de Savières en 2022.

Tableau V Flux entrants et sortants par le canal de Savières en 2022

	SAVIERES 2022	
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	317	143 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,35	102 %
Ptot (Tonnes)	3,04	27 %

VI. Bilan du phosphore dans le lac pour l'année 2022

Le suivi réalisé au cours de l'année 2022 permet d'approcher un bilan du phosphore dans le lac. En effet, les flux des principaux affluents ont été mesurés comme chaque année et les flux à l'exutoire ont été calculés. La différence entre les entrées (seules les quantités générées par le Belle-Eau et le Grand Canal ne sont pas estimées) et les sorties permet d'approcher la quantité de phosphore potentiellement utilisable par les organismes du lac et/ou stockés dans les sédiments et la colonne d'eau.

Le tableau VI suivant présente le bilan entrée/sortie du phosphore dans le lac pour 2022.

Tableau VI Bilan des entrées/sorties du P dans le lac en 2022

	LAC 2022		
	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm ³)	221	317	-96
Ortho P (Tonnes de P)	1,3	1,4	-0,1
Ptot (Tonnes)	11,2	3	8,2

On remarque que même en tenant compte des volumes transités par le Tillet (9,4 Mm³ en 2022), il sort plus d'eau du lac que ce qu'il n'en rentre (221 entrant contre 317 Mm³ sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

- Le volume d'eau entrant est sous-estimé, les affluents (certes minoritaires) ne sont pas suivis ;
- Les rejets directs liés aux rejets pluviaux ne sont pas pris en compte.

A ces volumes non comptabilisés vient s'ajouter une erreur de mesure plus importante sur des cours d'eau « torrentiels » que sur le canal de Savières, milieu lentique moins sujet aux variations brusques et importantes en amplitude.

La part des flux sortants est plus importante pour les formes dissoutes que pour les formes particulaires. Ce constat s'explique par le faible taux de sortie en MES et le volume important véhiculé du lac vers le Rhône. En effet, les MES apportées au lac précipitent au fond et ne sont donc pas transportées à l'exutoire. Les nutriments particuliers associés aux MES sont donc soit précipités au fond avec les MES soit désorbés sous forme dissoute dans la colonne d'eau et/ou utilisés par les organismes primaires.

Le paramètre Ptot présente un solde positif. Une partie importante des matières phosphorées entrant dans le lac est soit consommée rapidement dans le lac soit précipitée au fond. Ces nutriments précipités s'ajoutent au stock interne dont une part, qui reste à préciser, est, selon les conditions, potentiellement biodisponible dans la colonne d'eau.

Pour 2022, on peut résumer le bilan du lac ainsi (Figure 7) :

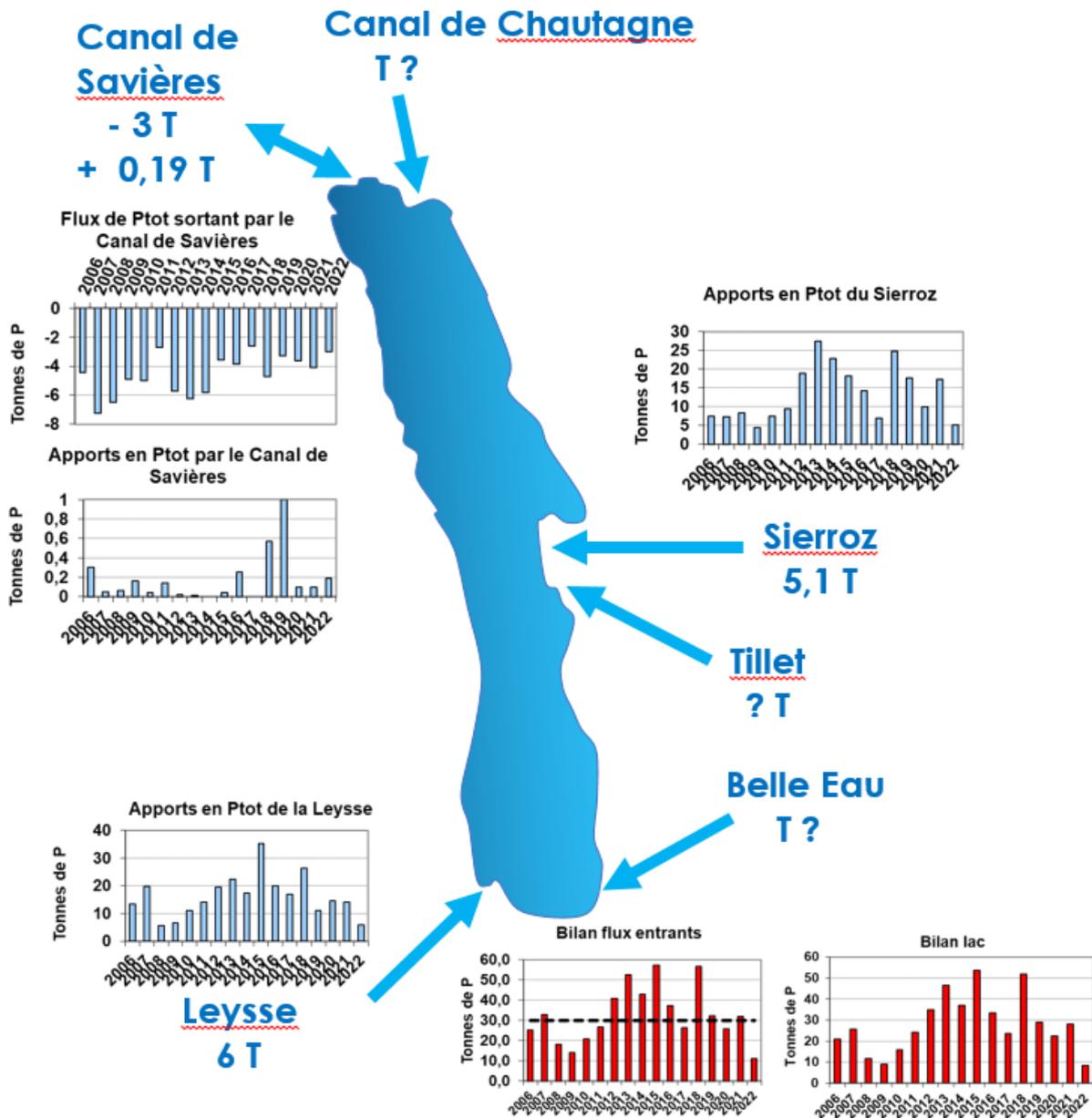


Figure 7 Bilan des entrées/sorties au lac

VI. La contribution du temps de pluie dans les flux

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer la part des apports en fonction du régime hydrologique. Le temps de pluie a été arbitrairement défini comme la période durant laquelle le débit n'est pas stabilisé (montée et descente de crue).

VI.1. La Leyse

VI.1.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie de la Leyse s'est étalé sur 62 jours soit 17% de l'année (vs 23% en 2021). Les années 2017, 2018, 2019, 2020, 2021 et 2022 ont été marquées par des durées de temps de pluie inférieures aux années précédentes (entre 62 et 121 jours).

Le tableau VII suivant présente les apports de temps de pluie et le pourcentage par rapport aux apports totaux de la Leysse. En 2022, 19% à 58% (vs 34% à 84% en 2021) des apports ont résulté d'un événement pluvieux.

Concernant le phosphore total, le temps de pluie a représenté 58% des apports totaux (vs 78% en 2021, 86% en 2020, 94,1% en 2018 et 87,8% en 2019).

Tableau VII Apports en temps de pluie de la Leysse en 2022

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Leysse
Volume transité (Mm ³)	35	23 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,2	24 %
Ptot (Tonnes)	3,5	58 %
NO₃ (Tonnes de N)	31,9	19 %
NH ₄ (Tonnes de N)	0,76	27 %
MES (Tonnes)	8 174	58 %
NKT (Tonnes)	32,3	47 %

Le tonnage de Ptot cumulé dans la Leysse au cours de l'année peu être résumé comme suit (Figure 8). On peut distinguer 3 périodes : une période d'apport en Ptot de janvier à mi-février qui transporte 2,2 T (dont 1,2 tonnes en 7 jours), une longue période de 224 jours sans crues représentatives avec un apport en Ptot de seulement 0,81 T, enfin des crues moyennes et importantes d'octobre à décembre avec 2,8 T de Ptot.

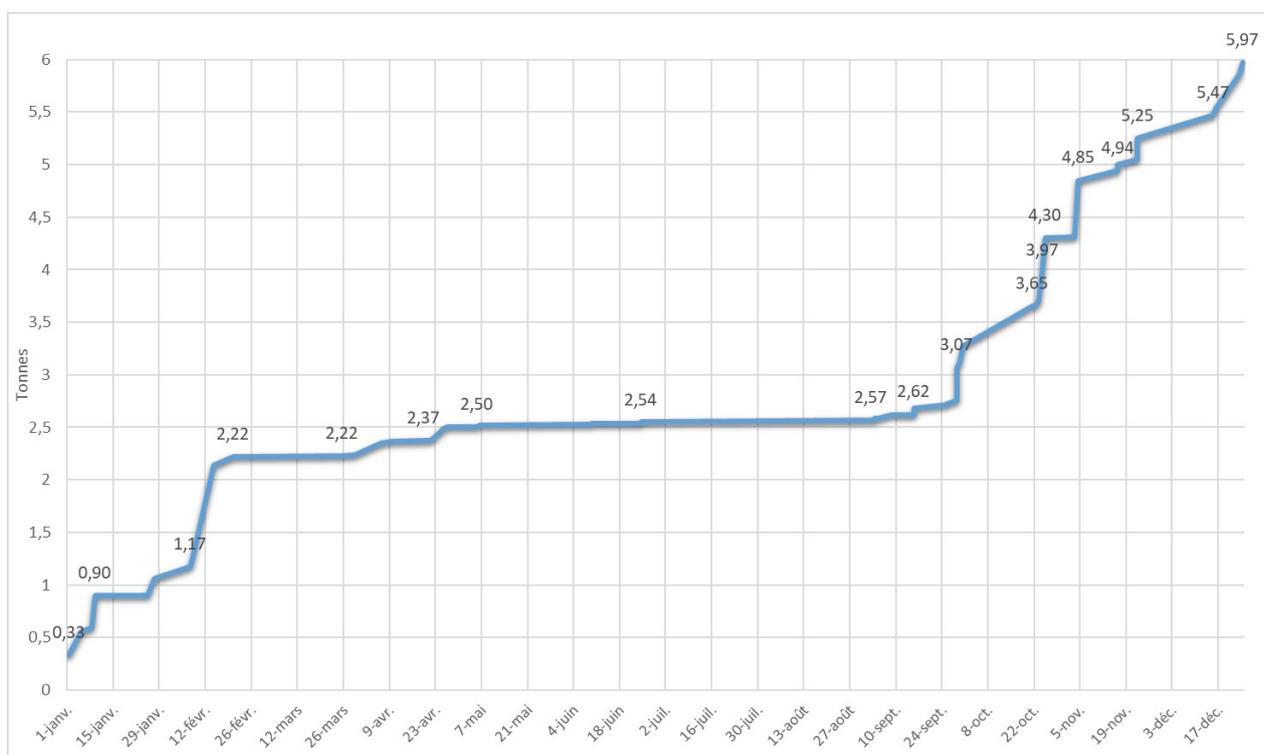


Figure 8 Tonnage cumulé de Ptot véhiculé par la Leysse au cours de l'année 2022

VI.2. Le Sierroz

VI.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 31 jours soit 17% de l'année.

Tableau IX Apports en temps de pluie du Sierroz en 2022

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	18	39 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,21	58 %
Ptot (Tonnes)	3,98	78 %
NO₃ (Tonnes de N)	24,8	48 %
NH ₄ (Tonnes de N)	0,33	6 %
MES (Tonnes)	6 271	83 %
NKT (Tonnes)	25,1	48 %

6 à 83% des apports ont été consécutifs à un événement pluvieux. Concernant le phosphore total, le temps de pluie a représenté 78% des apports totaux (vs 86% en 2021, 84% en 2020, 73,5% en 2018 et 71% en 2019).

Le tonnage de Ptot cumulé dans le Sierroz au cours de l'année peu être résumé comme suit (Figure 9). On peut distinguer 3 périodes : une période d'apport en Ptot de janvier à mi-février qui transporte 1,65 T, une période de 257 jours sans crues représentatives avec un apport en Ptot de seulement 0,83 T, et des crues moyennes et importantes de novembre à décembre avec 2,6 T de Ptot.

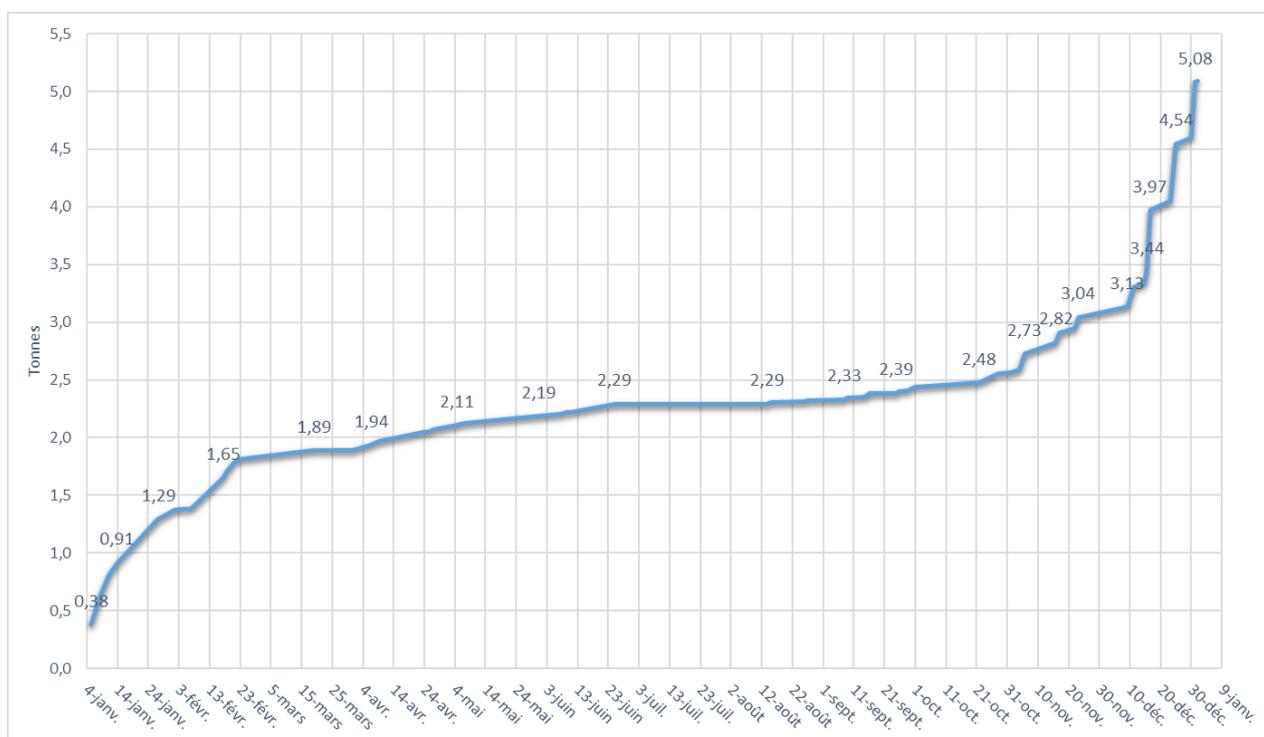


Figure 9 Tonnage cumulé de Ptot véhiculé par le Sierroz au cours de l'année 2022

VI.3. Bilan 2022 sur les apports de temps de pluie

Le tableau X suivant présente la part du temps de pluie (Leysse, Sierroz, DO des Biâtres) sur les apports totaux au lac (Leysse, Sierroz, Biâtres et Savières). Les flux entrants dans le lac en provenance du canal de Savières peuvent avoir pour origine : le soutien d'étiage au lac ou une crue du Rhône. Les crues du Rhône peuvent être considérées comme des apports de temps de pluie. Il est très difficile de différencier les deux origines des apports et ceux-ci sont globalement inférieurs à 1% des entrées au lac.

Le temps de pluie a apporté au lac 7,4 T de Ptot sur les 11,1 T, soit 67 % de 2022 (vs en 2021 26,3 T de Ptot sur les 31,9 T, soit 82,4 % dont 0,33 T provenait du trop-plein du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains).

Tableau X Apports par la Leysse et le Sierroz au lac par temps de pluie

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	52,8	26 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,4	34 %
Ptot (Tonnes)	7,4	67 %
NO3 (Tonnes de N)	56,7	26 %
NH4 (Tonnes de N)	1,1	13 %
MES (Tonnes)	14445	67 %
NKT (Tonnes)	57,4	47 %

ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHIMIE DU LAC

Ce chapitre est organisé en deux volets : le premier indique l'étude des variations des paramètres physico-chimiques de l'année en lien avec la physique et la biologie du lac ; le second est l'observation de l'évolution de ces paramètres sur le long terme et de leur stock au sein du lac. Ce dernier volet regroupe aussi les différents indicateurs utilisés par le CISALB depuis le début du suivi du lac du Bourget.

I. Graphiques 2022 et évolution saisonnière

Les figures ci-dessous représentent les évolutions saisonnières des principaux paramètres physico-chimiques (température, oxygène dissous, orthophosphate, nitrate, silice réactive) mettant en évidence :

- la stratification thermique dans les couches supérieures (Figure 1) ;
- le brassage hivernal complet de la colonne d'eau avec une réoxygénation légère du fond, la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures à partir du printemps, la consommation d'oxygène dissous par l'activité microbienne au fond et au niveau du métalimnion entre octobre et décembre (Figure 2) ;
- l'homogénéisation des éléments nutritifs suite au brassage hivernal complet, la consommation de l'orthophosphate par le phytoplancton pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures à partir du printemps et le relargage par l'activité microbienne au niveau de l'interface eau-sédiment et des sédiments à partir du mois de juin, témoignage de conditions hypoxiques au fond (Figure 3) ;
- la consommation du nitrate par le phytoplancton pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (Figure 4) ;
- la consommation de la silice réactive par les diatomées dans les couches supérieures et le relargage par l'activité microbienne à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (Figure 5).

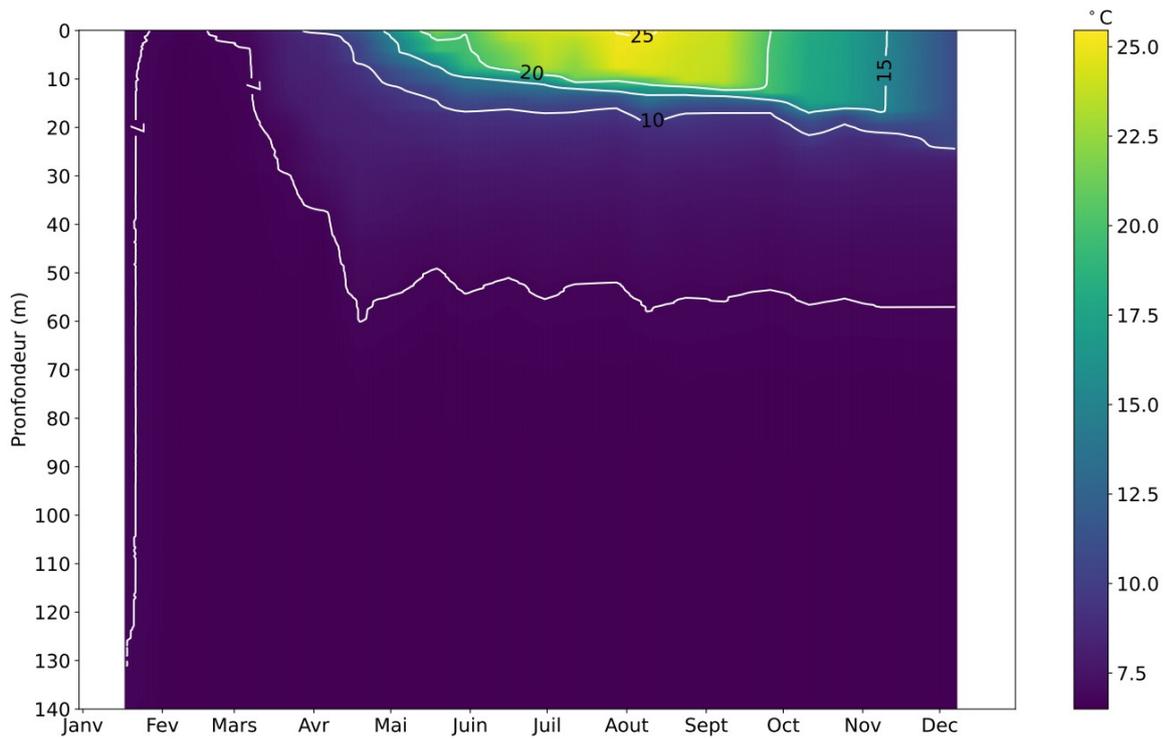


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget au point B en 2022

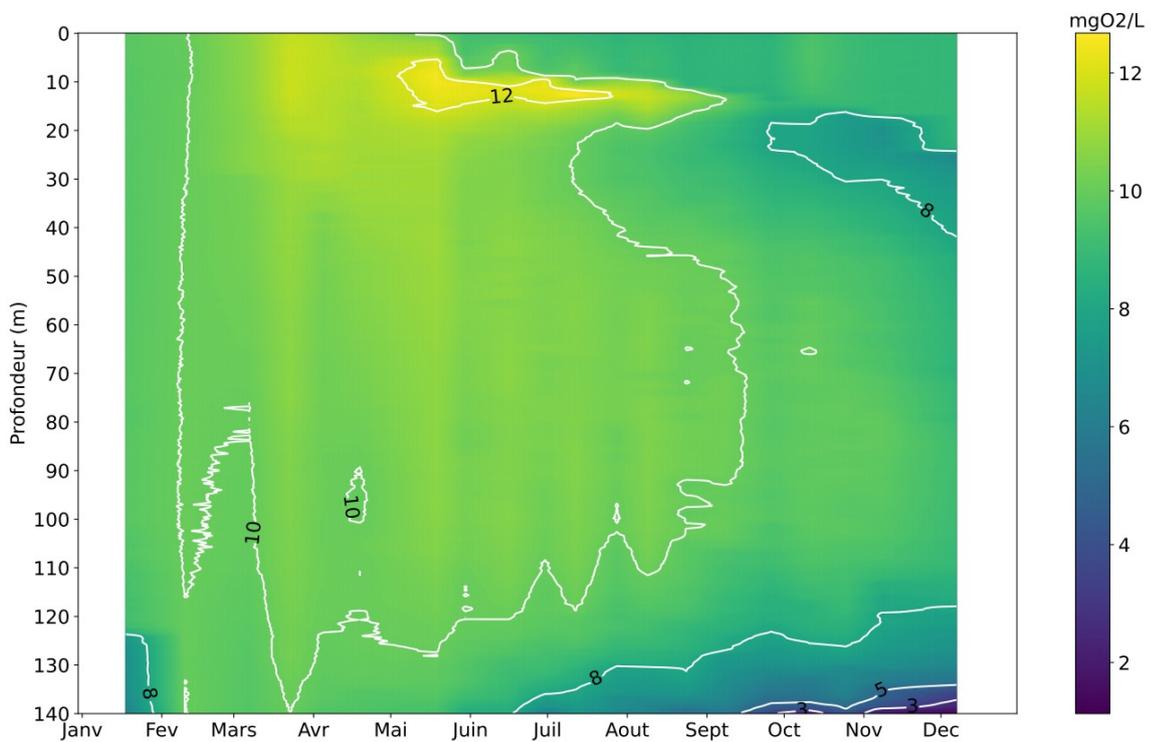


Figure 2 Evolution de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$) du lac du Bourget au point B en 2022

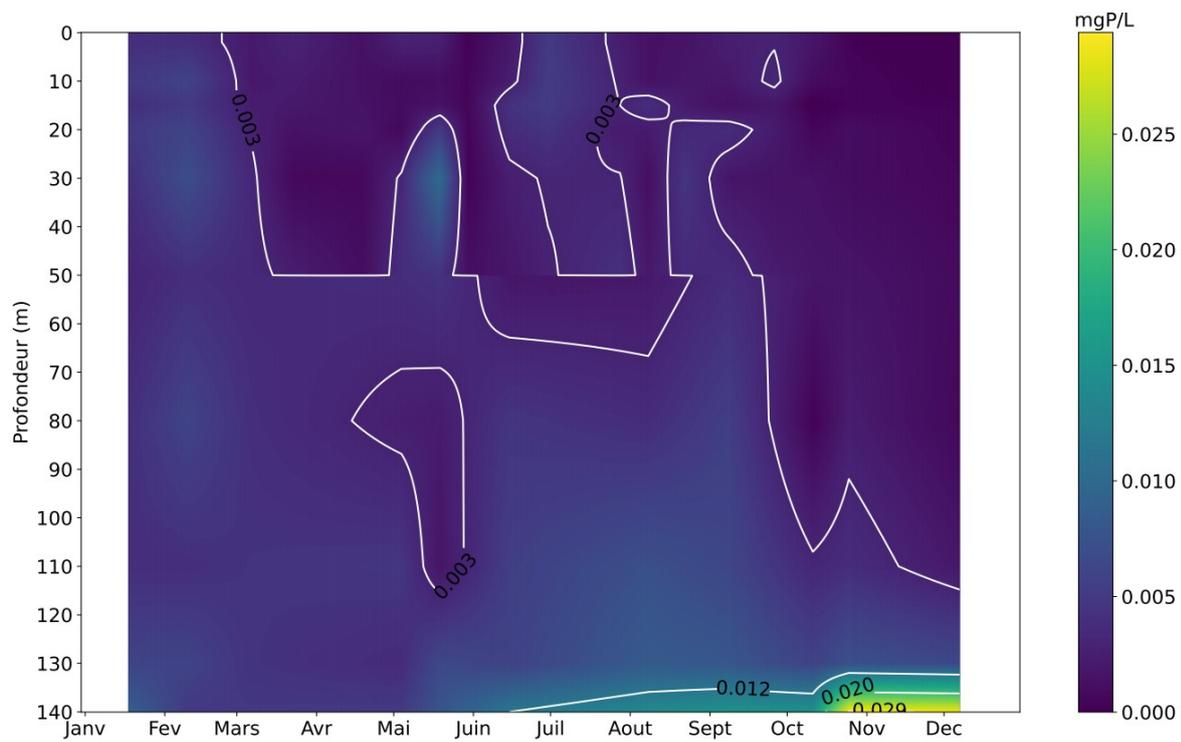


Figure 3 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2022

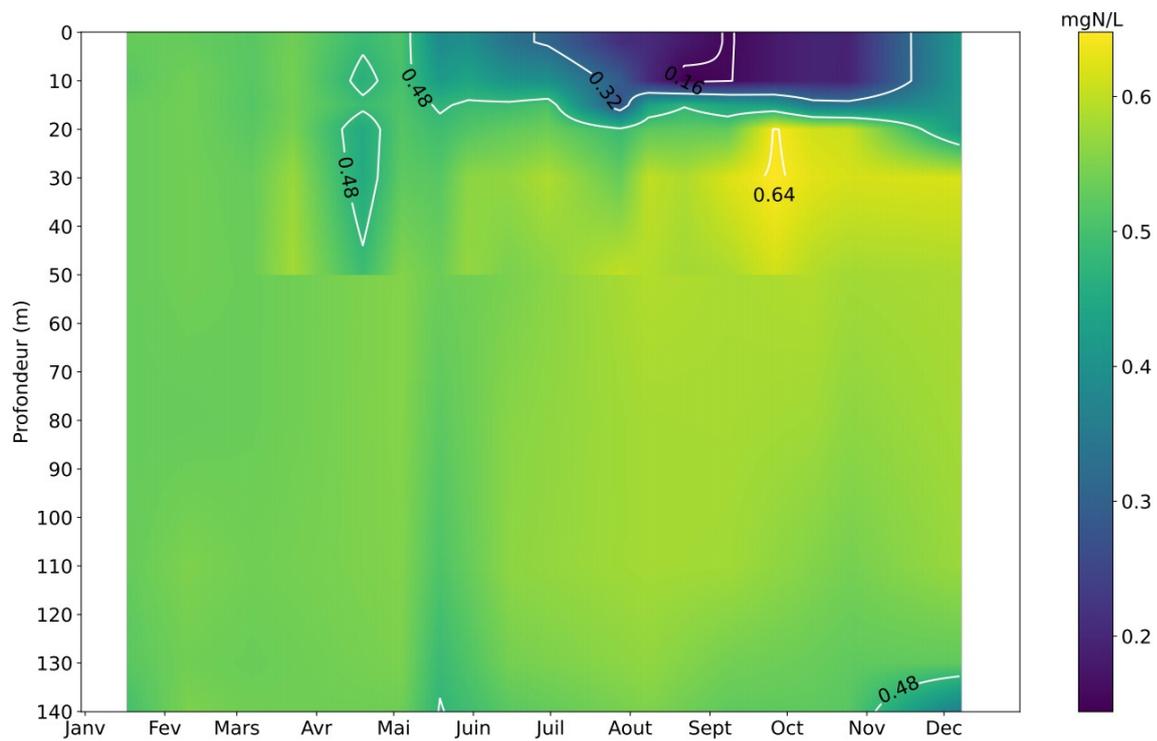


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrate (mgN L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2022

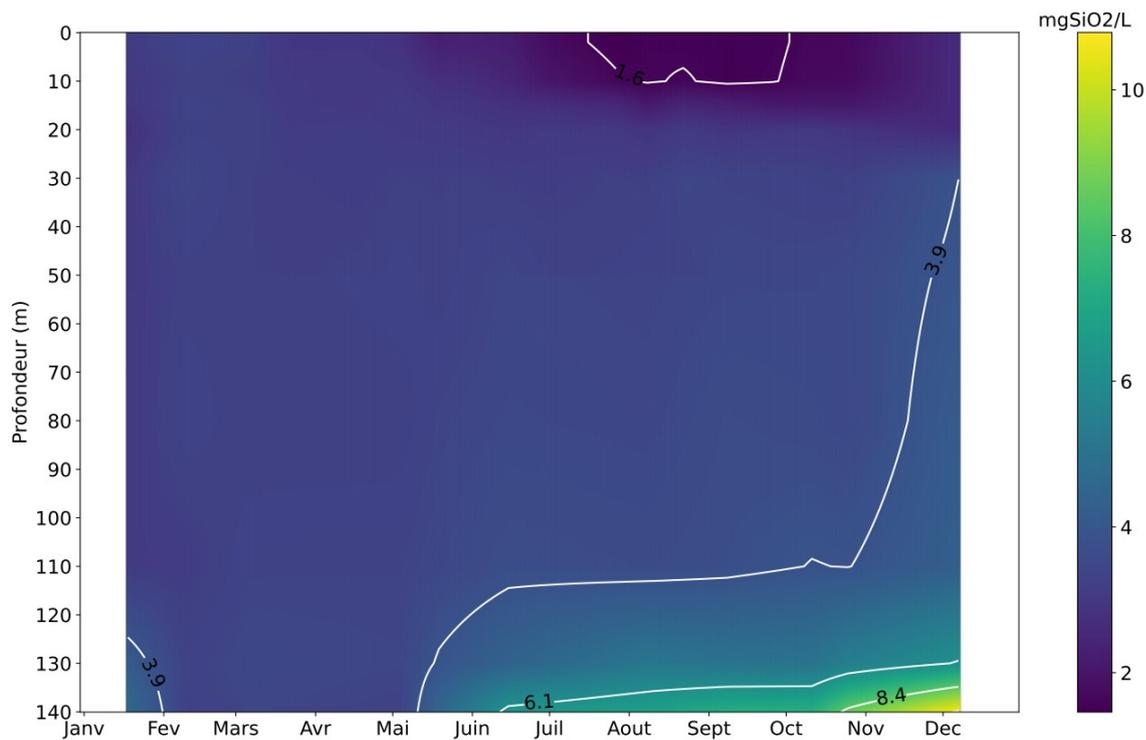


Figure 5 Evolution des concentrations en silice réactive ($\text{mgSiO}_2 \text{ L}^{-1}$) dans le lac du Bourget au point B en 2022

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

L'année 2022 a été l'année la plus chaude jamais enregistrée en France depuis les années 1900. Les conditions météorologiques ont néanmoins permis un brassage complet de la température et de l'oxygène dissous le long de la colonne d'eau à la mi-février (10/02/2022). De ce fait, la réoxygénation des eaux profondes et la remise en suspension des éléments nutritifs à la surface ont été complètes. La différence de température entre la surface et le fond a été de $0,2 \text{ }^\circ\text{C}$, et elle a été due à la légère stratification journalière. La concentration en oxygène dissous au fond a été au maximum de $10,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Tableau I).

La figure 6 illustre les distributions verticales des températures et des concentrations en oxygène au point B au début de l'année 2022. La figure 7 illustre la différence des températures et des concentrations en oxygène entre 2021 et 2022 au moment du maximum de mélange. On constate que le processus d'homogénéisation hivernale commence dès janvier et se fait de façon progressive. En 2022, le brassage hivernal est complet et observé le 10/02/2022.

Tableau I Températures et concentrations en oxygène dissous au moment du brassage hivernal au point B de 2012 à 2022

Année	Date	Maximum mélange	
		Température (°C) Surface - Fond	O ₂ dissous (mg/L) Surface - Fond
2012	07/03/2012	5,53 - 4,99	10,40 - 9,75
2013	06/03/2013	5,56 - 5,37	10,34 - 9,92
2014	06/03/2014	6,31 - 5,57	11,35 - 6,26
2015	10/03/2015	6,65 - 6,00	10,93 - 9,03
2016	07/03/2016	7,11 - 6,08	9,95 - 4,91
2017	19/01/2017	6,34	8,99 - 5,13
2018	07/03/2018	6,57 - 5,86	9,99 - 10,14
2019	28/03/2019	6,75 (20m) - 6,04	11,15 - 9,10
2020	03/03/2020	7,30 (5m) - 6,26	10,57 - 6,34
2021	08/03/2021	8,11-6,64	11,19-7,09
2022	10/02/2022	6,70 - 6,50	9,96 - 10,00

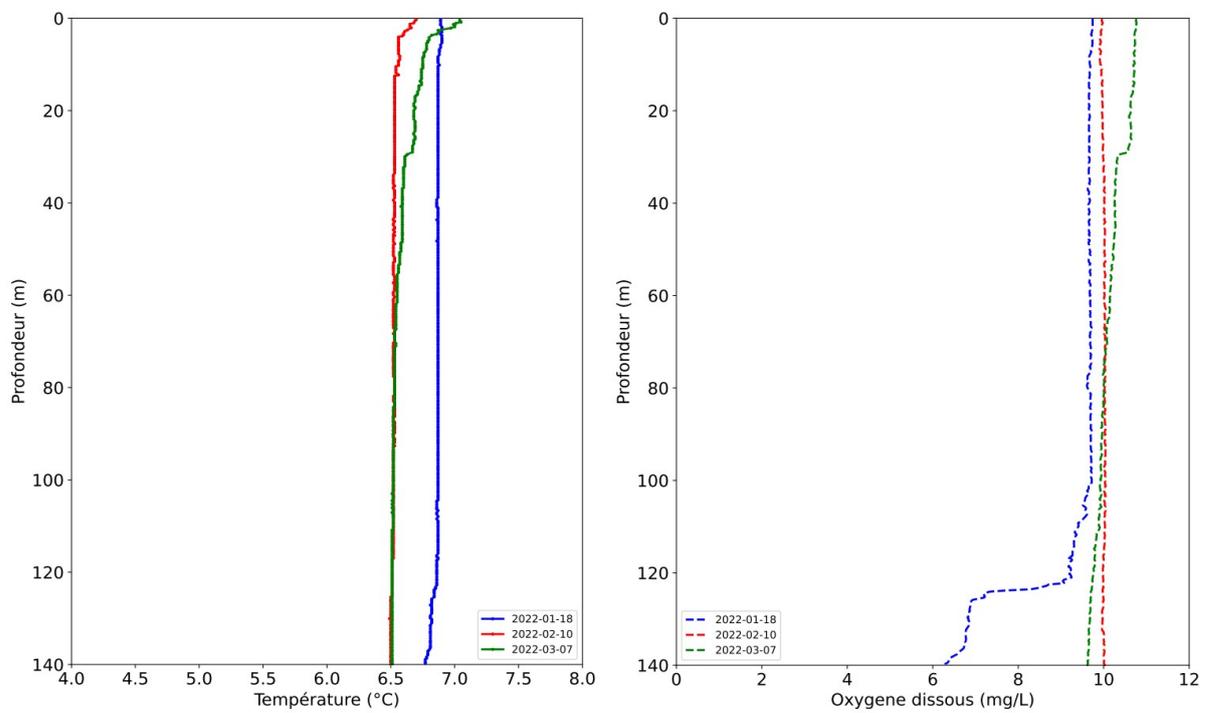


Figure 6 Profils verticaux des températures (°C) et de l'oxygène dissous (mg/L) au point B au début de l'année 2022

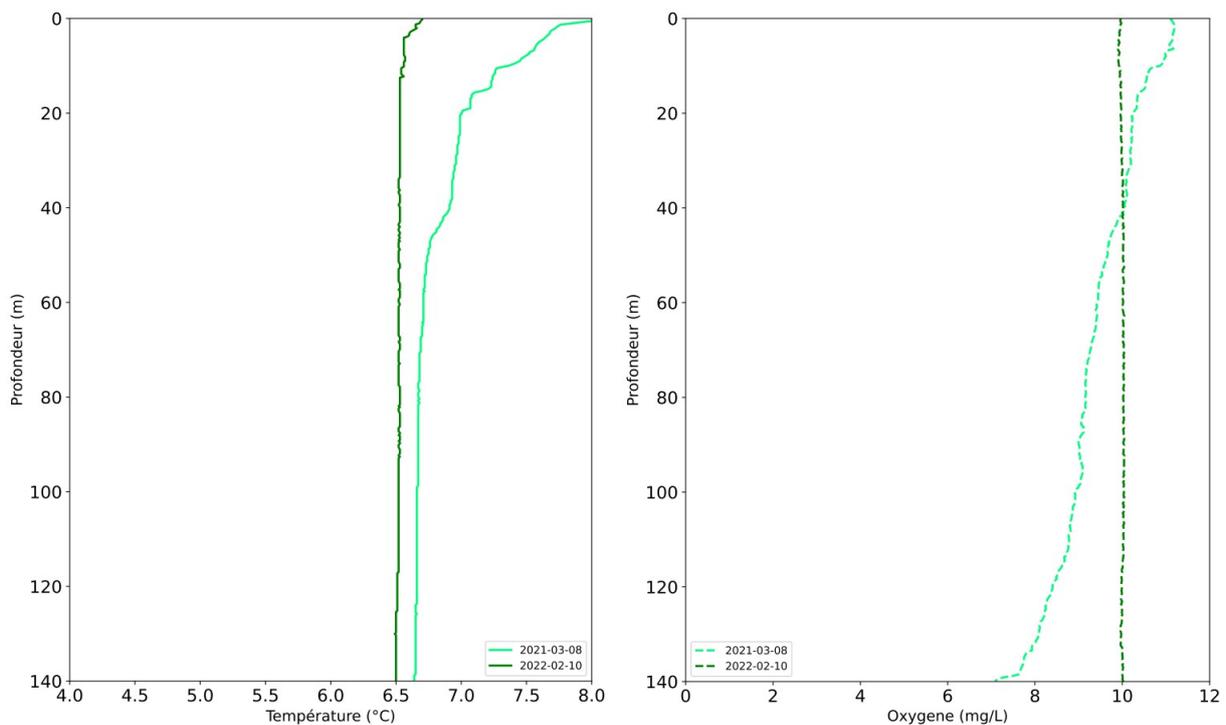


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène dissous (mg/L) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2021 (vert) et 2022 (vert foncé)

Dès le début du mois de mars 2022, la stratification thermique journalière est bien observée. L'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation ont favorisé la mise en place d'une stratification thermique en surface avec pour conséquence de bloquer progressivement les échanges verticaux. La sursaturation en oxygène de la couche de surface indique les activités photosynthétiques à partir du printemps. La concentration en oxygène a atteint plus de 12 mg L^{-1} dans l'épilimnion entre mai et août (Figure 2). D'avril à octobre, la distribution verticale de la température entraîne une stratification des teneurs en oxygène dissous :

- Dans les couches superficielles (0 à 10 m), la teneur en oxygène dissous augmente pour atteindre une sursaturation en été, conséquence d'une activité photosynthétique soutenue. Cette sursaturation, d'abord observée en surface s'enfonce progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion et l'évolution des dynamiques des populations algales entre le printemps et l'été.
- Le bas de l'hypolimnion (>120 m) montre un déficit d'oxygène dissous : les concentrations sont d'autant plus faibles que l'on se rapproche du fond.

Le refroidissement automnal entraîne un enfoncement de la thermocline. Nous observons alors une homogénéisation progressive de l'épilimnion avec pour conséquence (Figure 8) :

- a. La disparition du maximum d'oxygène dissous (brassage et diminution de l'activité photosynthétique) ;
- b. L'enfoncement et la diminution du minimum d'oxygène dissous métalimnique.

Au mois de décembre, l'épilimnion présente une épaisseur de 25 m avec une température moyenne de $10,80 \text{ °C}$ et une saturation en oxygène dissous moyenne de 82%. Pour cette même période, on constate

une différence de 2,80 °C par rapport à l'année 2021. Cela souligne le caractère exceptionnel en termes de température de l'année 2022. La saturation en oxygène dissous à 140 m est de 8,3% (Tableau II).

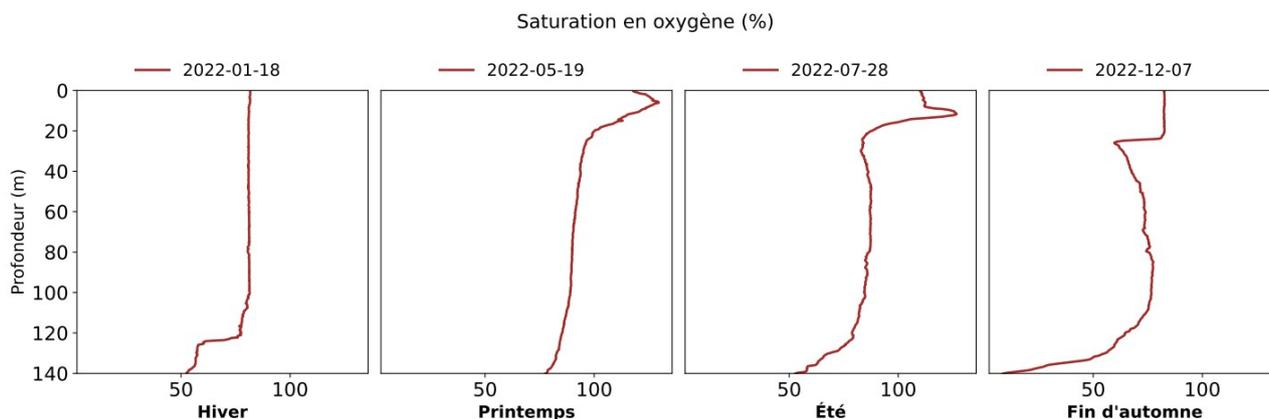


Figure 8 Distributions verticales des saturations en oxygène dissous (%) au point B en 2022

Tableau II Comparaison des températures (°C), de l'épaisseur de la couche supérieure (m) et des concentrations en oxygène dissous ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$) à 140 m au point B en décembre de 2012 à 2022

Date	Températures – épilimnion (°C)	Épaisseur – couche supérieure (m)	Oxygène dissous à 140 m (%)
12/12/2012	8,06 – 7,88	40	50,0
12/12/2013	7,36 – 7,28	47	29,0
15/12/2014	10,00 – 9,97	27	0,6
14/12/2015	9,46 – 9,34	32	9,0
12/12/2016	8,69 – 8,19	33	11,2
12/12/2017	7,91 – 7,46	53	28,2
11/12/2018	9,98 – 9,67	20	3,8
17/12/2019	9,27 – 9,00	30	10,2
08/12/2020	9,70 – 9,62	30	3,3
16/12/2021	8,00 – 7,58	50	28,2
07/12/2022	10,80 – 10,70	25	8,3

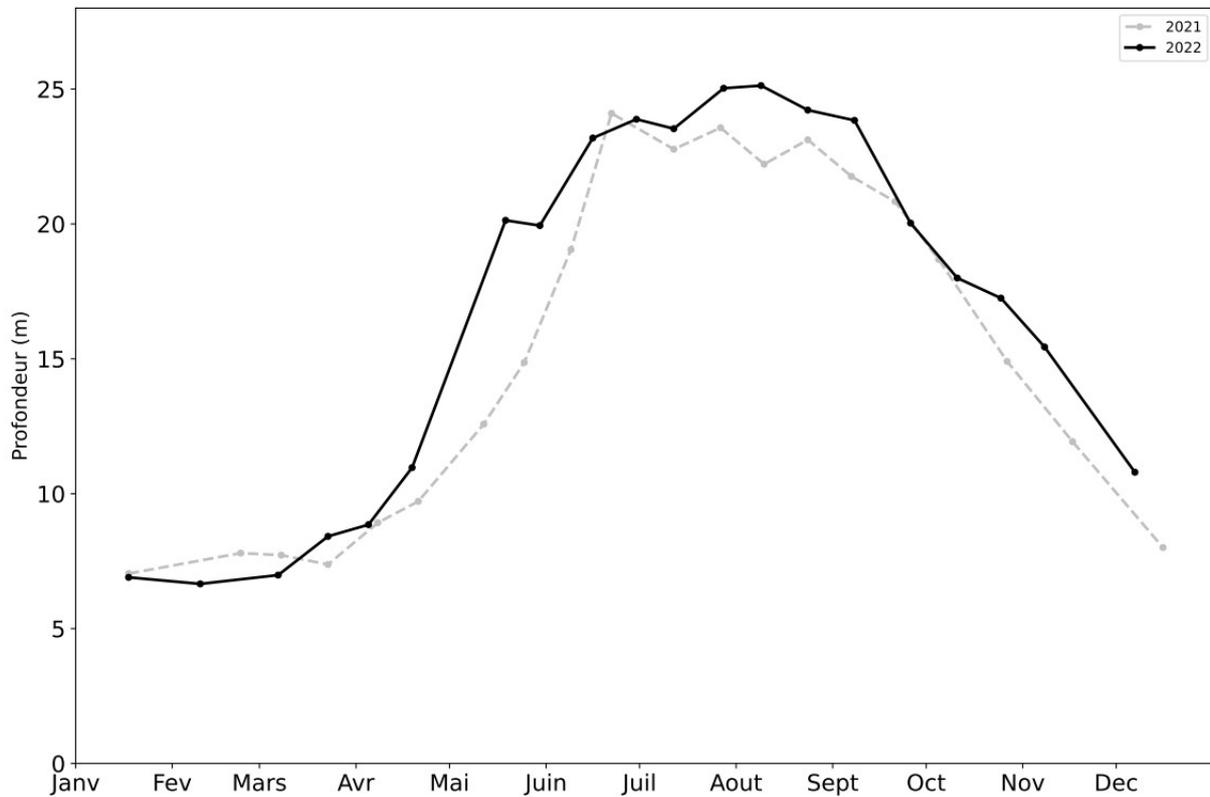
I.1.2. Evolution saisonnière

Couches supérieures

Température proche surface

A 2 m de profondeur, l'hiver 2022 a été plus froid que celui de l'année 2021. En dehors de cette période, les températures en 2022 ont été plus élevées que l'année 2021 pour le reste de l'année. La différence de température a été jusqu'à +5,5 °C pour la fin d'avril. La température maximale a été de 25,02 °C le 28/07/2022, soit 1,46 °C plus chaud que l'année 2021 (Figure 9).

La moyenne annuelle de température de l'année 2022 à 2 m a été de 16,48 °C, soit 1,53 °C de plus que l'année 2021 et 0,87 °C de plus que l'année 2020. L'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance significative au réchauffement depuis 1984.



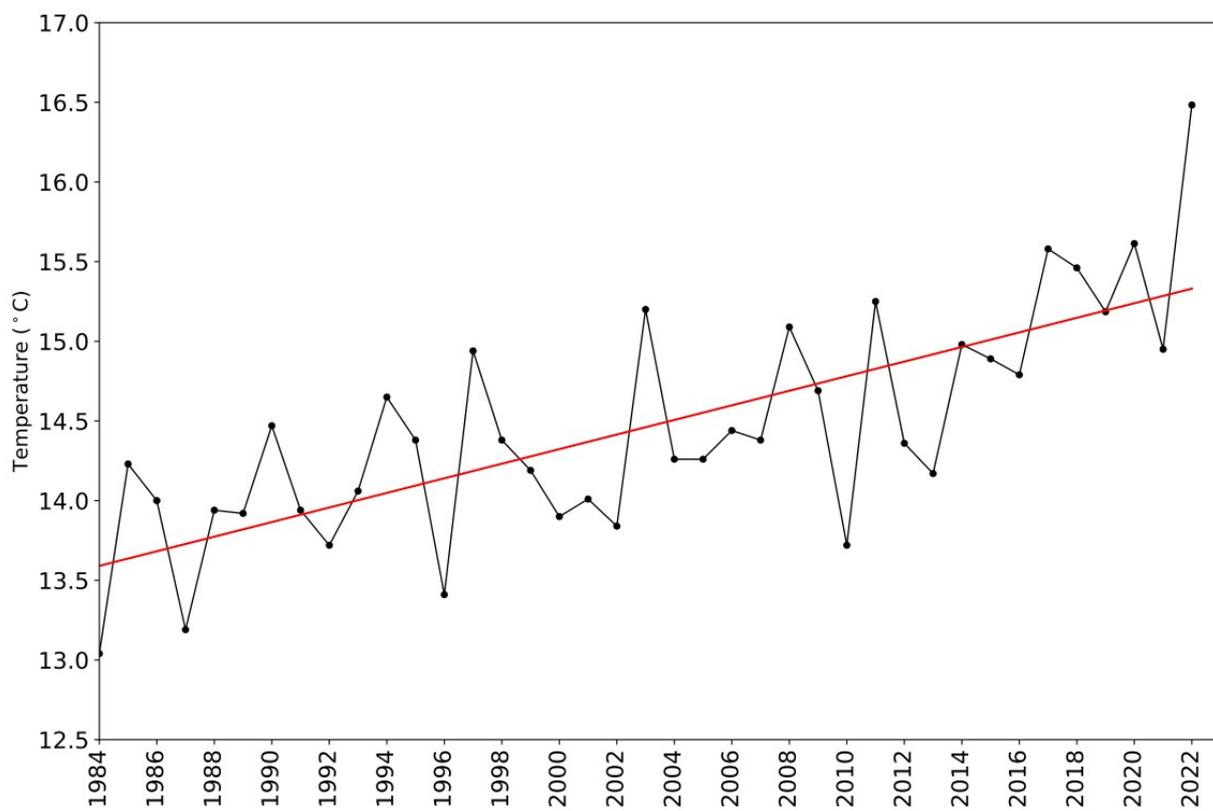


Figure 9 Evolution des températures (°C) au point B en 2021 et 2022 et moyennes annuelles de 1984 à 2022 à 2 m de profondeur

Oxygène proche surface

La présence d'oxygène dissous dans l'eau est la résultante d'un ensemble de réactions d'oxydo-réduction et de processus de diffusion et de mélange. En ce qui concerne les réactions d'oxydo-réduction, une situation de déséquilibre est entretenue par deux types d'activité :

- L'activité photosynthétique dans la zone euphotique qui, en piégeant l'énergie lumineuse pour la convertir en énergie chimique, produit de la matière organique et libère de l'oxygène ;
- L'activité respiratoire et minéralisatrice qui consomme de l'oxygène dissous.

En 2022, la variation saisonnière en oxygène dissous (Figure 10) caractérise une période d'activité photosynthétique bien marquée.

- La phase printanière présente un maximum le 19 avril avec 123% de la saturation qui correspond à une augmentation de la biomasse du phytoplancton. Cette valeur est la plus élevée en 2022.
- Pendant toute la période estivale, la saturation reste constamment élevée, atteignant un niveau de sursaturation d'environ 110%.

La profondeur du pic de sursaturation en oxygène dissous va s'enfoncer progressivement entre les mois de juillet et septembre et se positionner autour de 10 m. A partir de la fin du mois d'août, les concentrations en oxygène dissous diminuent plus lentement et plus ou moins régulièrement jusqu'à la fin d'octobre puis se stabilisent autour de 80 % de la saturation.

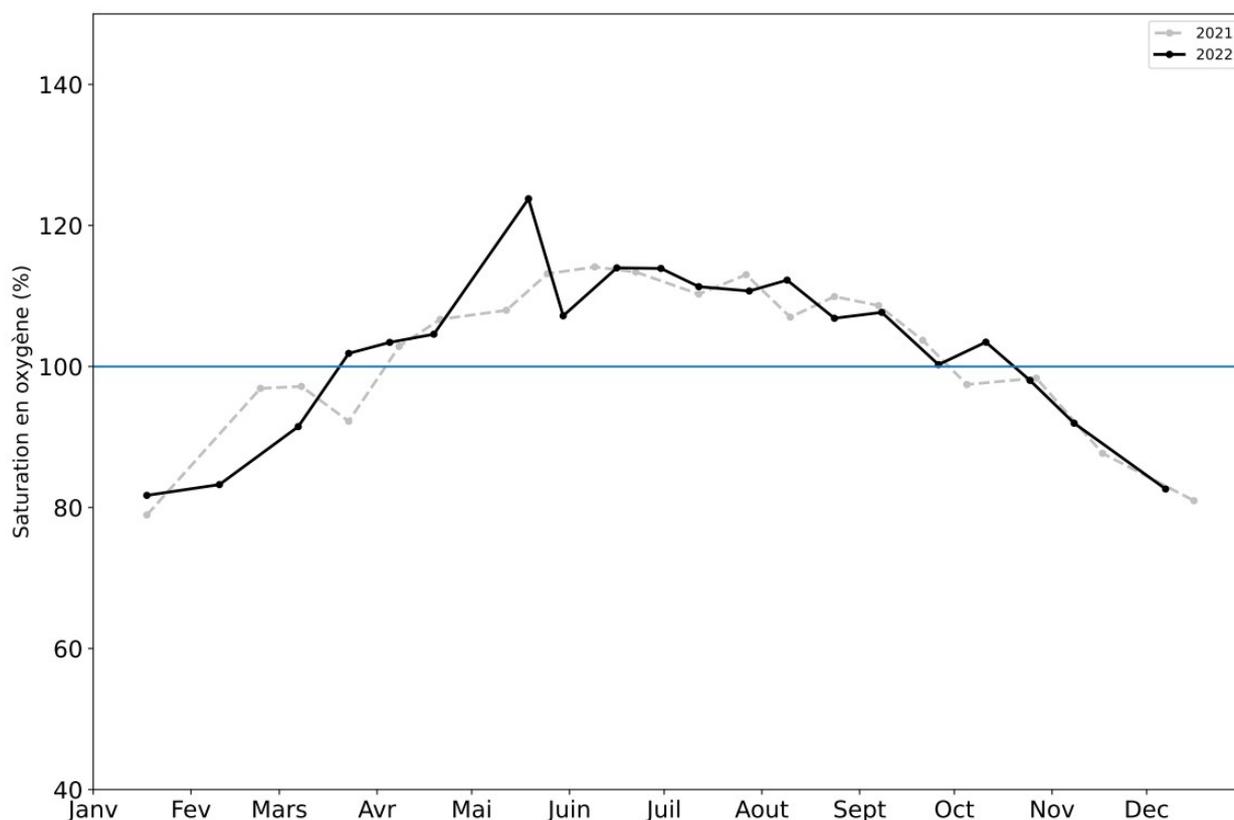


Figure 10 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) dans la couche superficielle à 2 mètres de profondeur au point B en 2021 et 2022

Partie basse de la colonne d'eau

Température à 140 m

Entre 2013 et 2021, les conditions météorologiques n'ont pas permis un refroidissement complet jusqu'à la couche profonde. Durant ces 8 années, la température du fond a augmenté. Suite à un brassage complet en 2022, la température moyenne a été de 6,5 °C, soit 0,14 °C de moins que l'année 2021 (Figure 11). C'est malgré tout la seconde température la plus élevée enregistrée le long de la chronique, après 2021.

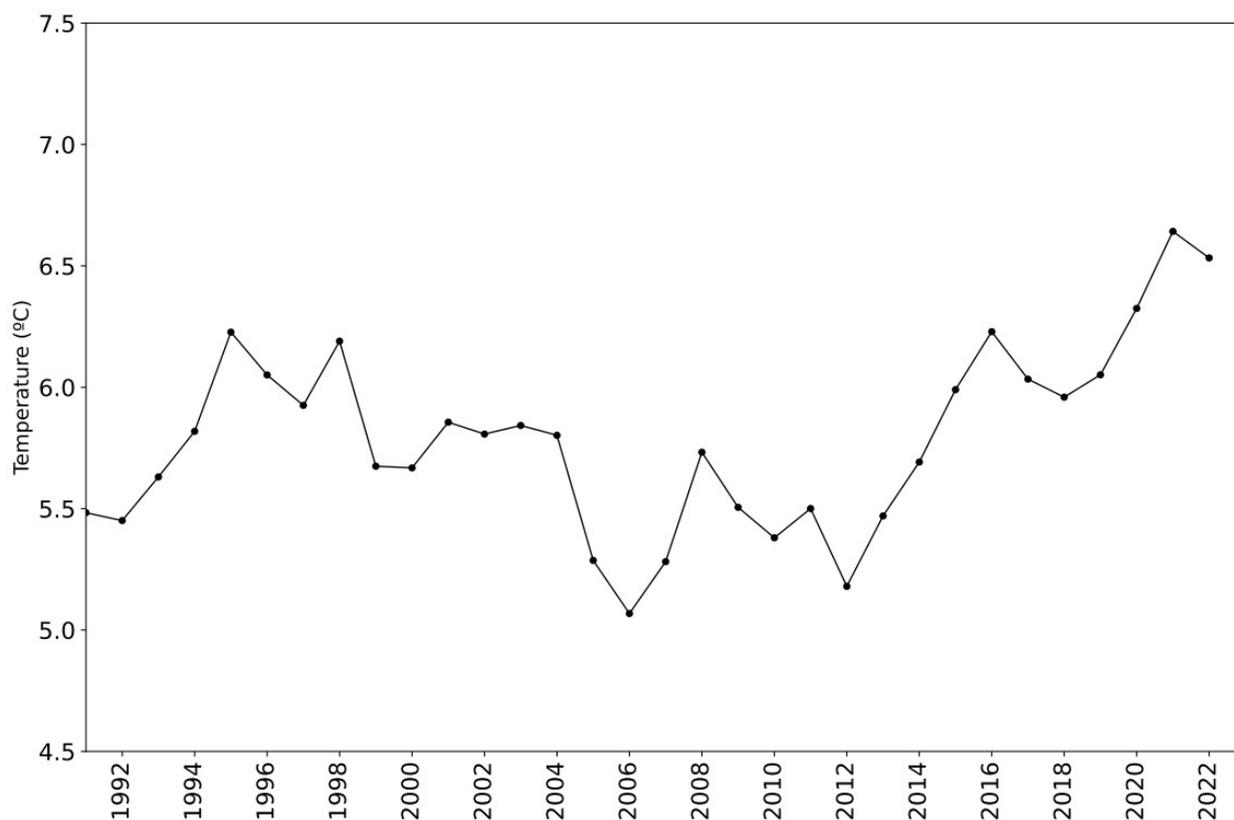


Figure 11 Températures moyennes annuelles (°C) à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2022

Oxygène à 140 m

L'intensité de la minéralisation de la matière organique et la qualité de la réoxygénation hivernale peuvent s'estimer à partir de l'analyse des variations saisonnières des valeurs en oxygène dissous dans les zones profondes.

En 2022, le brassage hivernal complet permet une réoxygénation du fond. La concentration en oxygène est plus élevée en 2022 qu'en 2021 entre janvier et octobre. A partir de l'automne, la désoxygénation du fond est plus marquée en 2022 dû à la condition thermique exceptionnelle durant toute l'année (Figure 12).

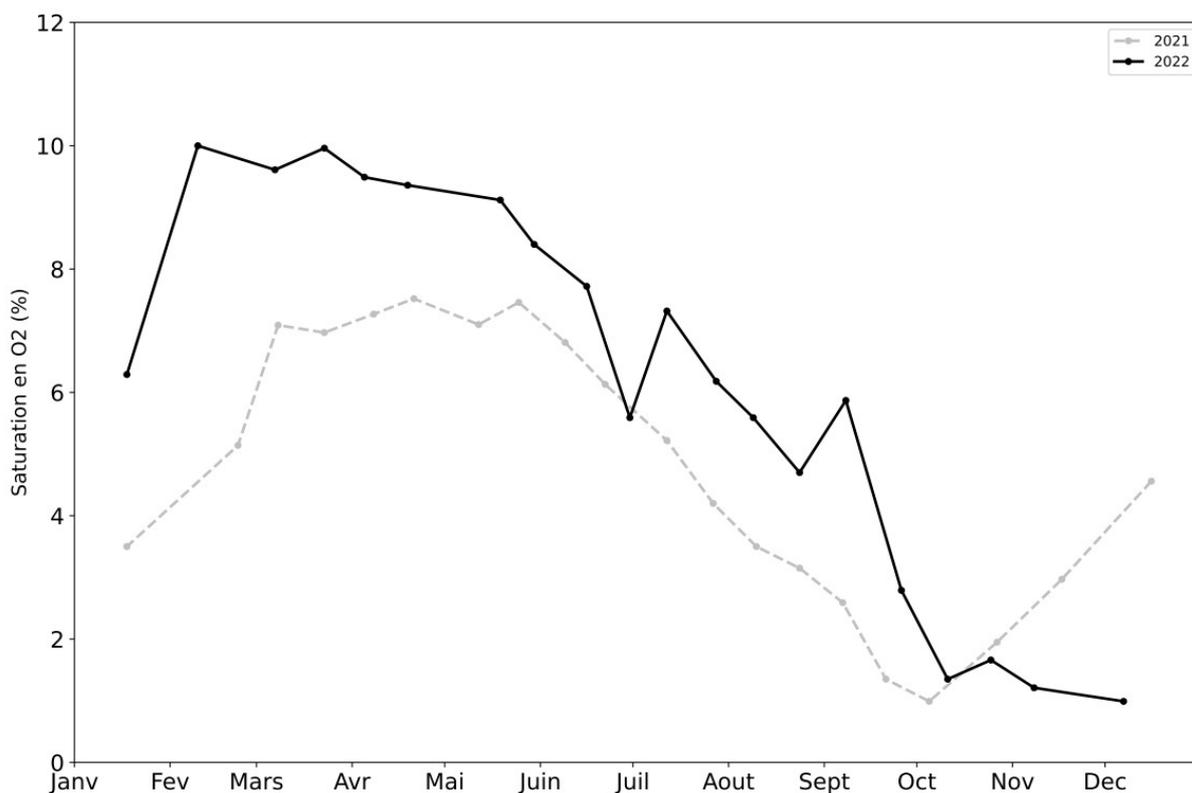


Figure 12 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$) à 140 m au point B en 2021 et 2022 (mesures de sondes)

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

La Figure 13 résume l'évolution de la saturation en oxygène dissous sur les trois dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau.

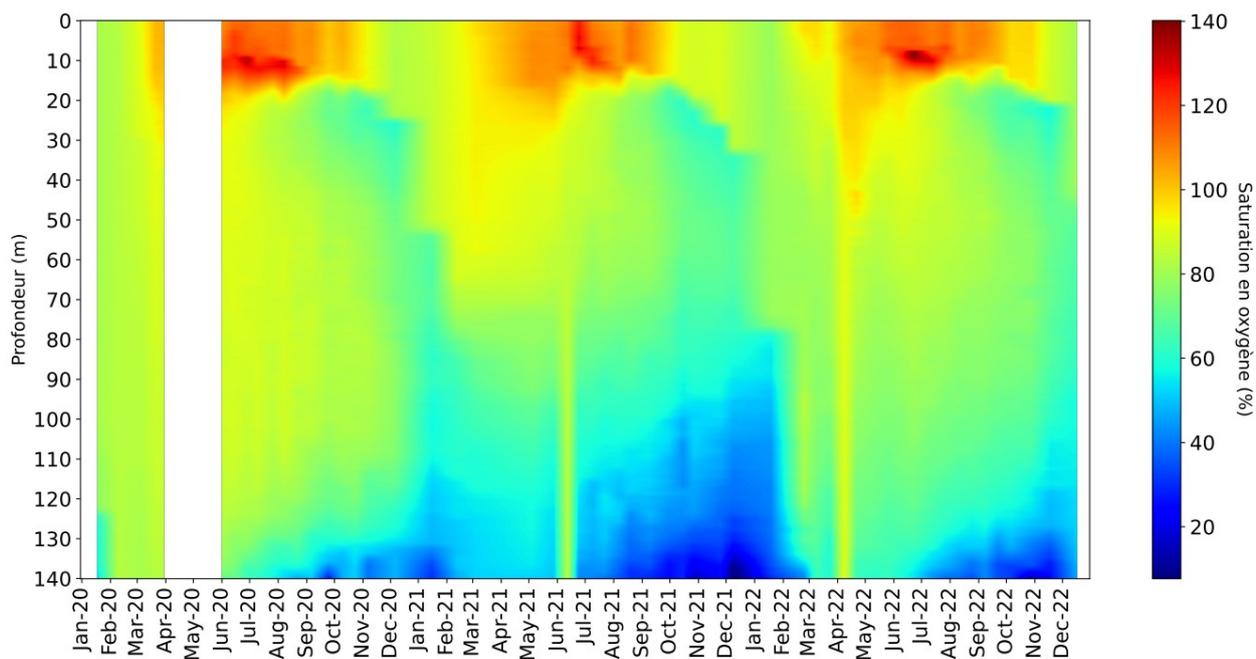


Figure 13 Evolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2020 à 2022

Elle permet de constater :

- Le brassage hivernal pour les trois années (2020-2022) ;
- La conséquence de l'activité photosynthétique sur l'augmentation de la concentration en oxygène dissous en surface ;
- L'étendue du déficit en oxygène dissous résultant de la consommation de celui-ci lors de la minéralisation de la matière organique dans le métalimnion (vers 20m) et dans l'hypolimnion.

I.2. Transparence

I.2.1 Variation saisonnière

La dynamique de la transparence pour l'année 2022 et 2021 est représentée sur la figure 14.

Elle donne une indication de l'importance du nombre de particules dans les premiers mètres de la colonne d'eau. En l'absence d'eaux turbides ou de remise en suspension des sédiments qui peuvent occasionnellement se produire dans les zones littorales, la transparence est essentiellement déterminée par l'abondance du phytoplancton.

L'évolution saisonnière de la transparence montre plusieurs phases. L'hiver entraîne souvent une transparence importante du fait d'une biomasse phytoplanctonique faible. Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoque une diminution importante de la transparence qui passe à 3,5 m le 30 mai 2022. La raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs engendre ensuite un abattement des formes consommables du phytoplancton, provoquant une augmentation de la transparence jusqu'à une valeur de 5,5 m le 28 juillet 2022. La phase automnale est marquée par une nouvelle baisse de la transparence dès le septembre jusqu'à atteindre 3,0 m le 08 septembre 2022.

Globalement, la transparence de l'année 2022 représente la même dynamique que l'année 2021 (Figure 14).

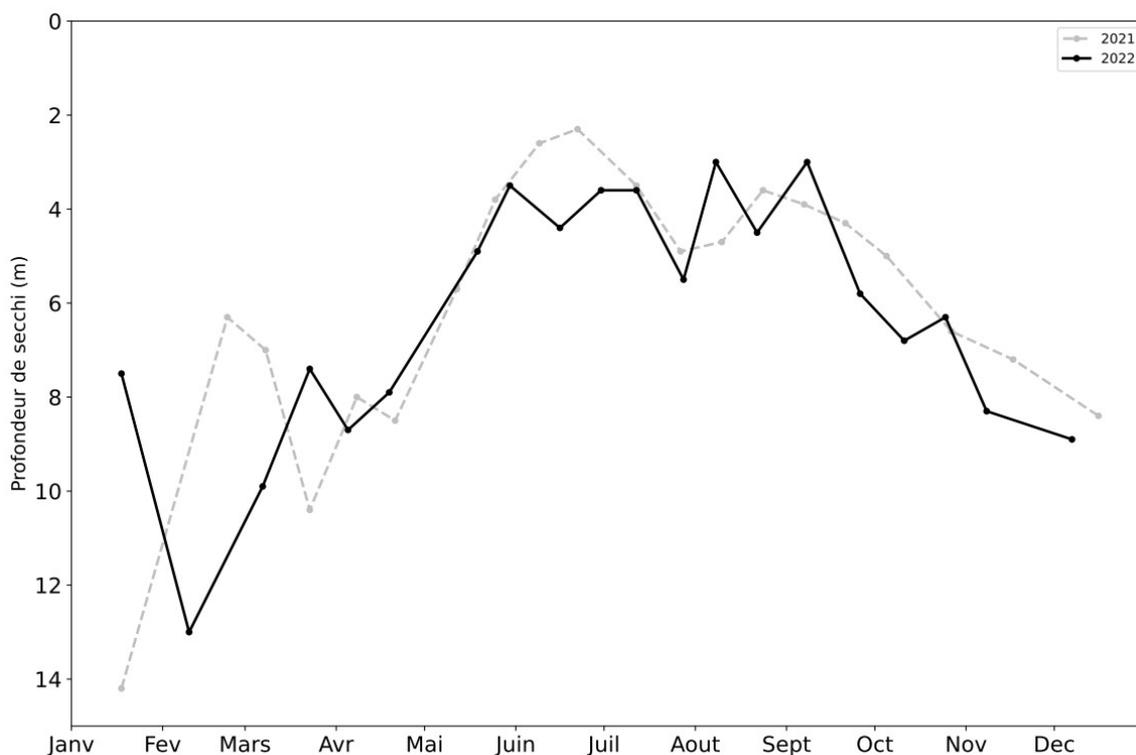


Figure 14 Variation saisonnière de la transparence (m) avec le disque de Secchi normalisé 20 cm au point B en 2021 et 2022

I.3. Nutriments

I.3.1 Distributions verticales

Elles sont résumées ci-dessous.

Tableau III Concentrations moyennes des nutriments ($\mu\text{g L}^{-1}$ ou mg L^{-1}) au maximum du mélange des eaux

Concentrations moyennes	0 à 50 m		80 à 140 m	
	2021	2022	2021	2022
Orthophosphate ($\mu\text{gP/L}$)	3,2	5,3	7,3	5,3
Phosphore total (mgP/L)	7,9	13,2	10,1	11,0
Silice réactive (mg/L)	3,0	3,4	4,0	3,3

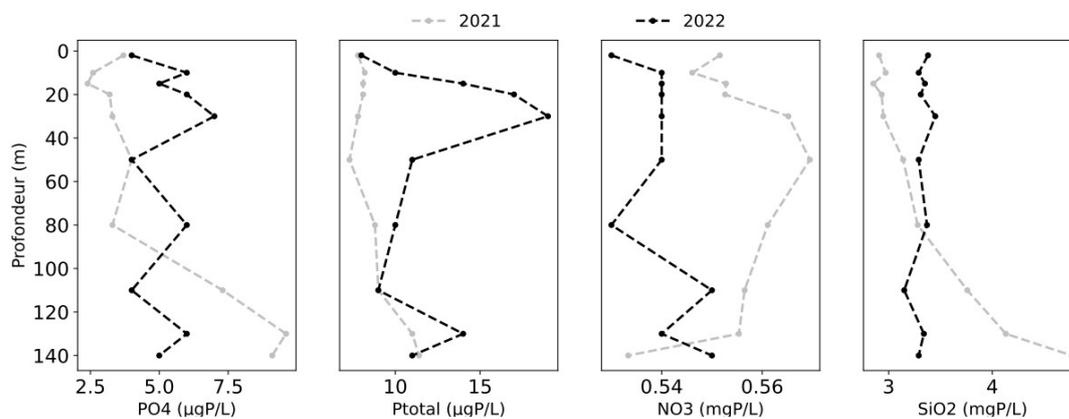


Figure 15 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars 2021 (gris) et 2022 (noir) (PO_4^{3-} mgP L^{-1} , P_{tot} mgP L^{-1} , NO_3^- mgN L^{-1} , SiO_2 $\text{mgSiO}_2 \text{L}^{-1}$)

Tableau IV Concentrations maximales ($\mu\text{g L}^{-1}$ ou mg L^{-1}) à 140 m en période de relargage

	PO_4^{3-} $\mu\text{gP/L}$	Ptot $\mu\text{gP/L}$	SiO_2 mg/L
2012	28	30	7,35
2013	24	32	8,94
2014	51	77	8,20
2015	72	80	10,15
2016	35	38	7,50
2017	79	79	7,58
2018	33	49	7,15
2019	25	37	8,22
2020	33	45	8,54
2021	27	43	8,70
2022	29	38	10,78

I.3.2 Variations saisonnières

Les concentrations mesurées tout au long de l'année permettent de suivre les évolutions saisonnières des différents nutriments à différentes profondeurs :

- Epilimnion : 2 m
- Hypolimnion : 130 et 140 m

Dans l'épilimnion

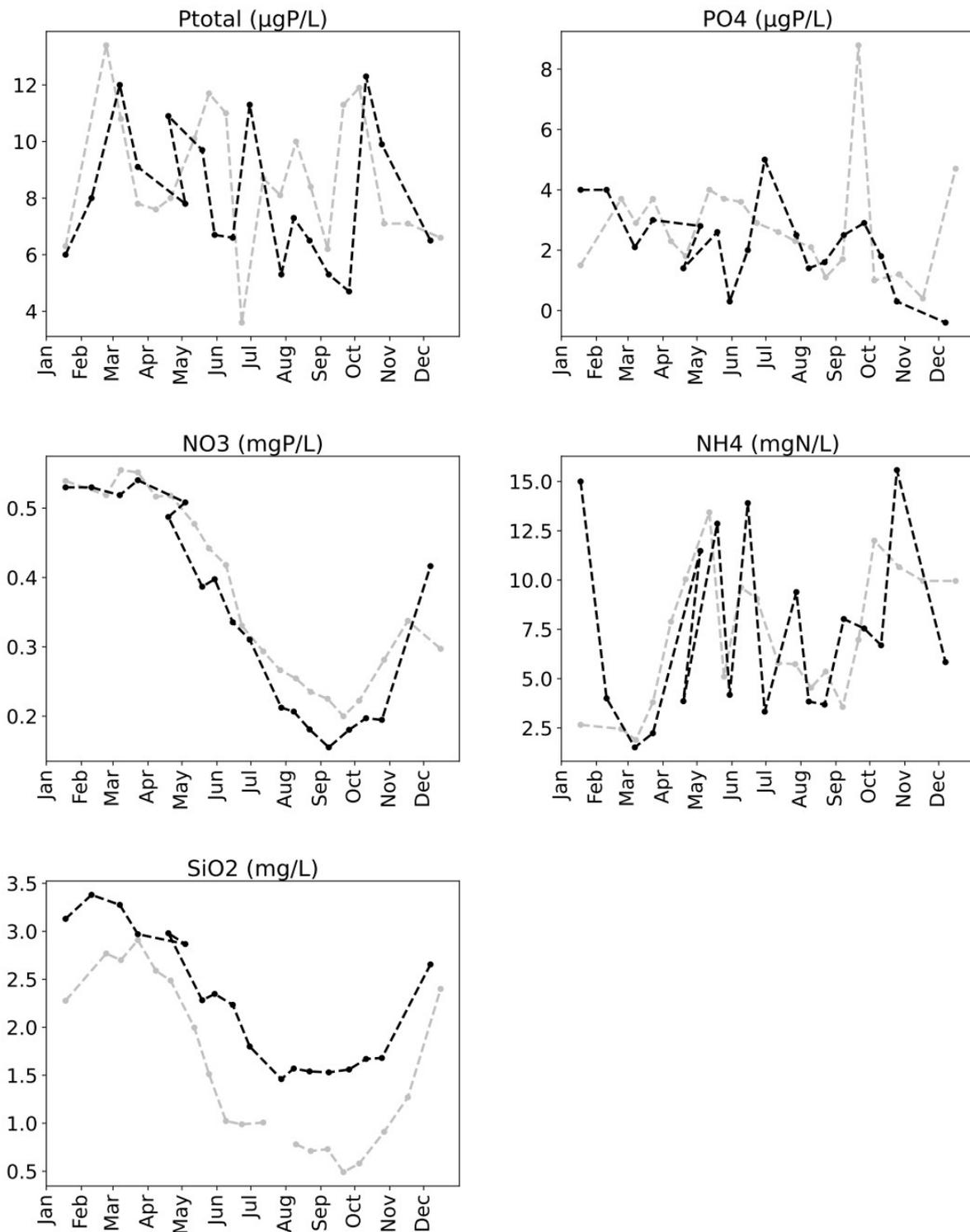


Figure 16 Evolution des concentrations en nutriments (mg L^{-1}) à 2 m de profondeur au point B en 2021 (gris) et 2022 (noir)

Dans l'hypolimnion : 130 m

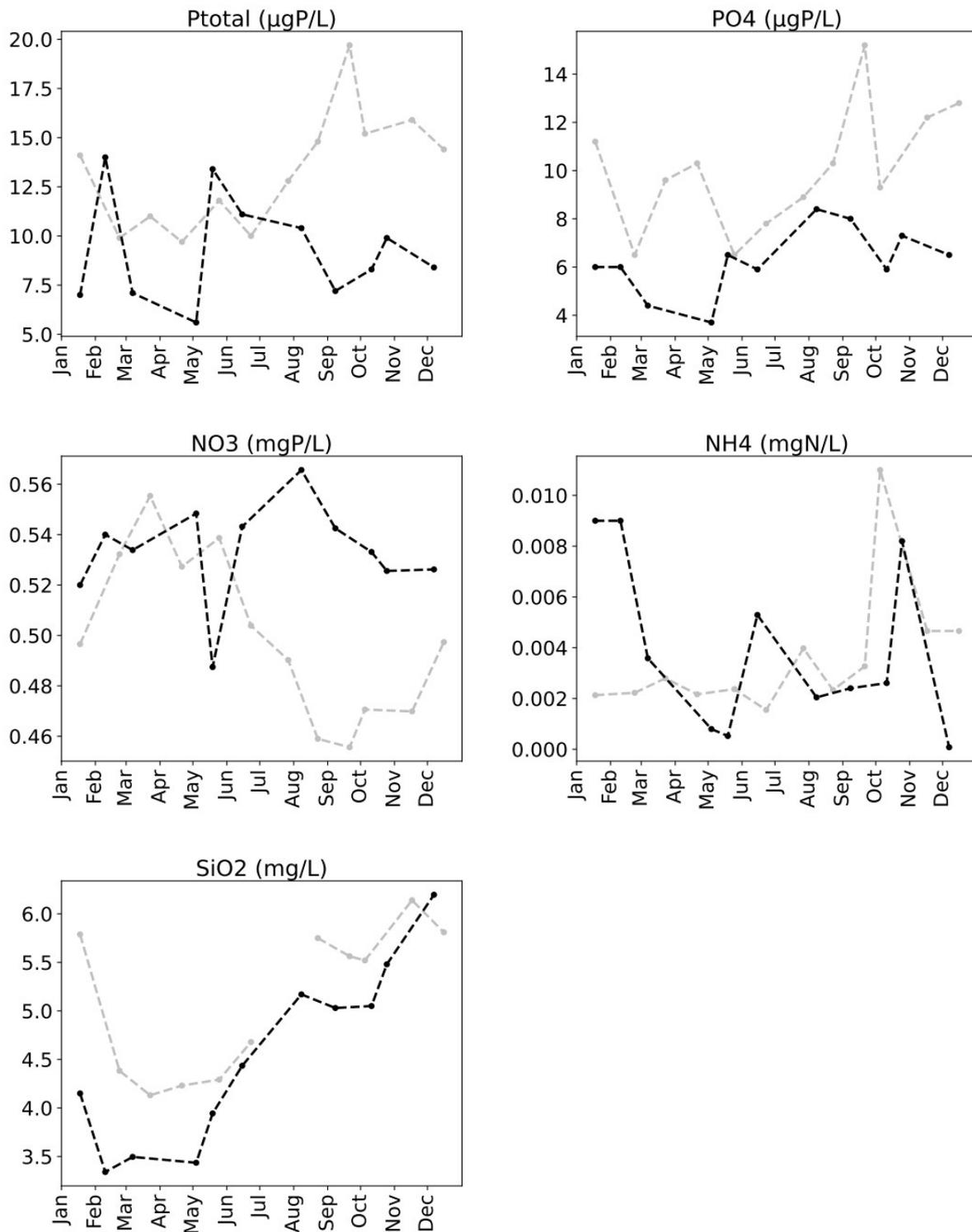


Figure 17 Evolution des concentrations en nutriments (mg L⁻¹) au point B à 130 m en 2021 (gris) et en 2022 (noir)

Dans l'hypolimnion : 140 m

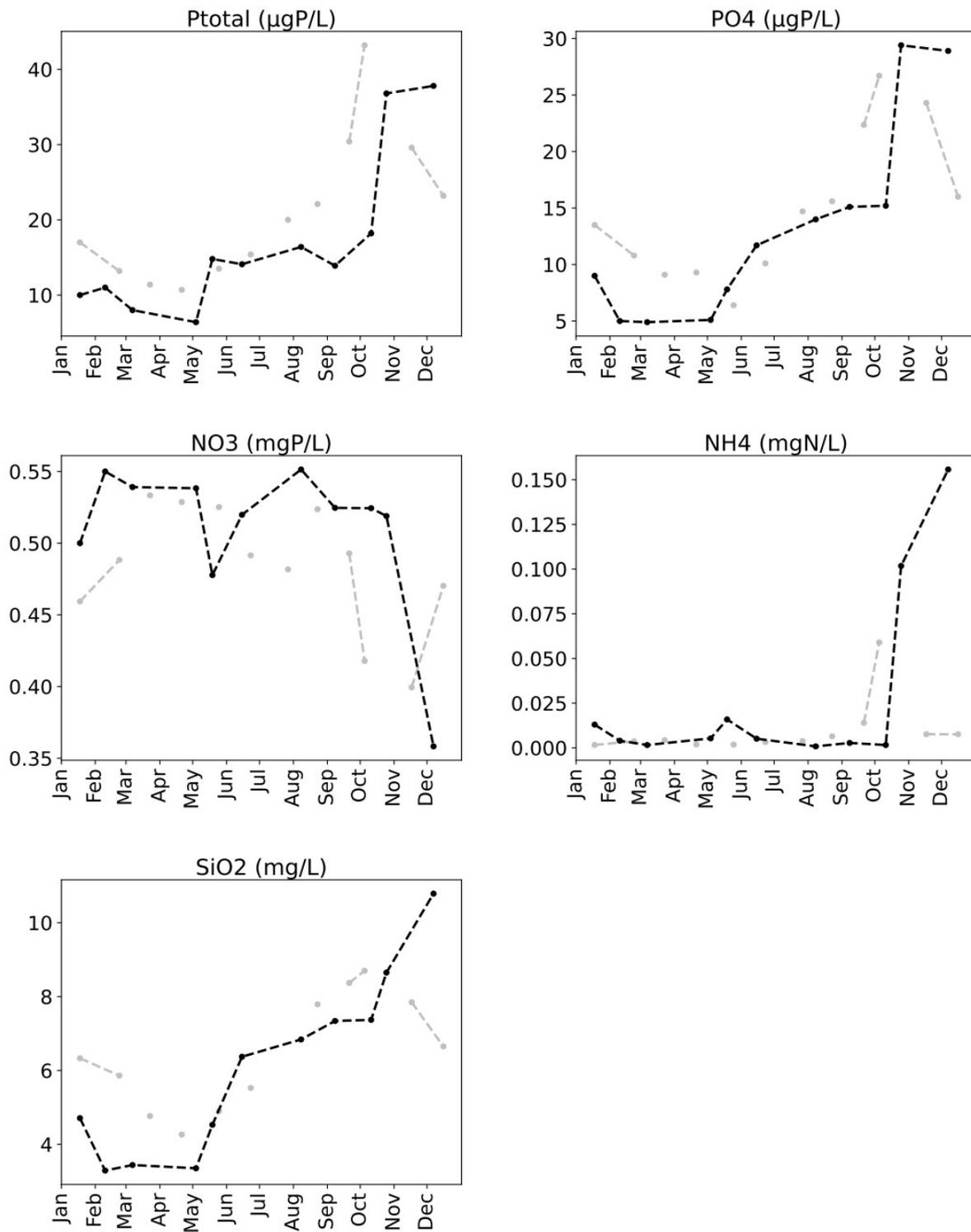


Figure 18 Evolution des concentrations en nutriments (mg L⁻¹) à 140 m au point B en 2021 (gris) et 2022 (noir)

II. Suivi à long terme

L'évolution de paramètres clefs est proposé ci-après, avec le code couleur suivant :



II.1. Transparence

La transparence estivale pour l'année 2022 a été de 3,0 m, soit une valeur inférieure à celle de 2021 qui était de 3,6 m. La valeur de 2022 fait passer le lac dans la catégorie d'état « moyen » (jaune). Ce changement de catégorie devra être confirmé/infirmé par les rapports des prochaines années et il doit être relativisé par le fait que les eaux deviennent de plus en plus turquoise au lac du Bourget, un phénomène qui diminue la transparence mais va dans le sens de la réoligotrophisation et d'un lac dont la qualité d'eau s'améliore. La Figure 19 ci-dessous permet d'illustrer l'évolution de la transparence moyenne depuis 1981 et de situer la valeur de cet indice par rapport aux classes de qualité. Cette situation récente de baisse de transparence semble donc être associée au phénomène de blanchiment des eaux, déclenché par l'augmentation de l'activité photosynthétique du phytoplancton en réponse à divers processus. Température et ensoleillement augmentent avec les beaux jours, au cours du printemps et de l'été. L'activité du phytoplancton s'accroît via la photosynthèse, si bien que la concentration en CO₂ diminue, et avec elle celle de l'acide carbonique. L'eau devenant moins acide à proximité des parois phytoplanctoniques permet au carbonate de calcium (la calcite) de précipiter, tout particulièrement sur le plancton de très petite taille, le pico- et nanophytoplancton, qui devient depuis quelques années de plus en plus important. Ces particules de calcite diffusent la lumière du soleil. Cette lumière blanche est « mélangée » à l'absorption lumineuse des pigments chlorophylliens et offre alors au lac une coloration turquoise. Ce phénomène est typique des lacs à tendance oligotrophe, un témoignage en faveur de la poursuite de l'amélioration de la qualité des eaux du lac du Bourget.

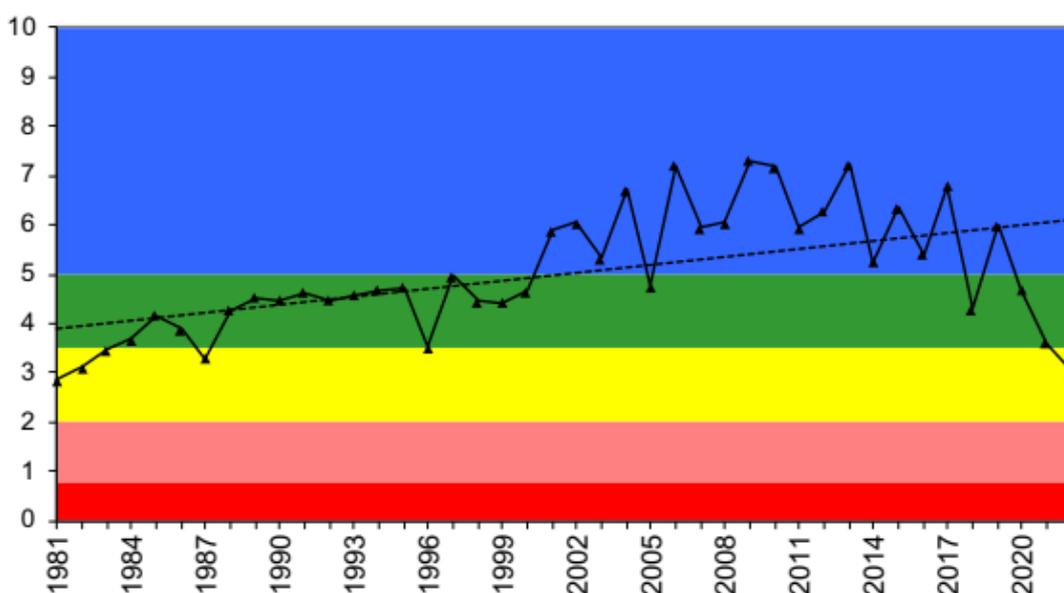


Figure 19 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2022 ; comparaison avec les classes de qualité

II.2. Teneurs en nutriments

Ces concentrations calculées au moment du brassage hivernal représentent les réserves maximales du lac en nutriments lorsque la consommation est minimale, la distribution des nutriments la plus homogène et l'homothermie maximale. Les moyennes retenues sont les moyennes des concentrations mesurées à 2, 10, 15, 20, 30, 50, 80, 110, 130, et 140 mètres en janvier, février et mars. Les concentrations moyennes hivernales en nutriments constituent un indicateur de l'évolution des stocks disponibles pour le développement algal et c'est le critère retenu dans le cadre des suivis de la DCE pour donner un statut trophique à l'écosystème.

La phase de circulation des eaux pendant la période hivernale a été suffisante pour permettre une homogénéisation totale de la masse d'eau le 10 février 2022. Pour le calcul des moyennes hivernales, nous avons estimé la quantité de nutriments par tranches d'eau quand le lac est le plus homogène verticalement. Globalement, les résultats montrent que les concentrations hivernales dans le lac sont sensiblement identiques aux valeurs des années antérieures pour la plupart des nutriments malgré la hausse des apports perçue depuis 2013.

Tableau V Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2013 et 2022

	unité	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
NO ₃ ⁻	mgN/L	0,64	0,61	0,61	0,57	0,56	0,54	0,53	0,53	0,55	0,54
NH ₄ ⁺	mgN/L	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004	0,005	0,003	0,003	0,005
PO ₄ ³⁻	mgP/L	0,008	0,008	0,006	0,008	0,004	0,006	0,003	0,005	0,004	0,004
Ptot	mgP/L	0,011	0,011	0,010	0,009	0,009	0,010	0,007	0,009	0,009	0,009
SiO ₂	mg/L	3,42	3,43	3,21	3,42	3,07	3,31	3,04	3,37	3,31	3,28

II.2.1. Nitrate et azote minéral

La concentration moyenne hivernale en azote nitrique calculée pour 2022, égale à 0,53 mgN L⁻¹, est du même ordre de grandeur que celles des années précédentes (Figure 20). Depuis 2009, la concentration hivernale montre des valeurs du même ordre de grandeur que la moyenne de ces dix dernières années (0,58 mgN L⁻¹). Les concentrations de 2012 à 2015 (légèrement supérieures à 2011 et 2010) peuvent s'expliquer, en partie, par un lessivage plus important en relation avec la pluviométrie. Depuis 2006, la concentration en azote minéral (NO₃⁻+ NH₄⁺) est relativement stable autour d'une valeur moyenne de 0,55 mgN L⁻¹ et se situe, comme le montre la Figure 21, dans la classe de qualité « moyen ».

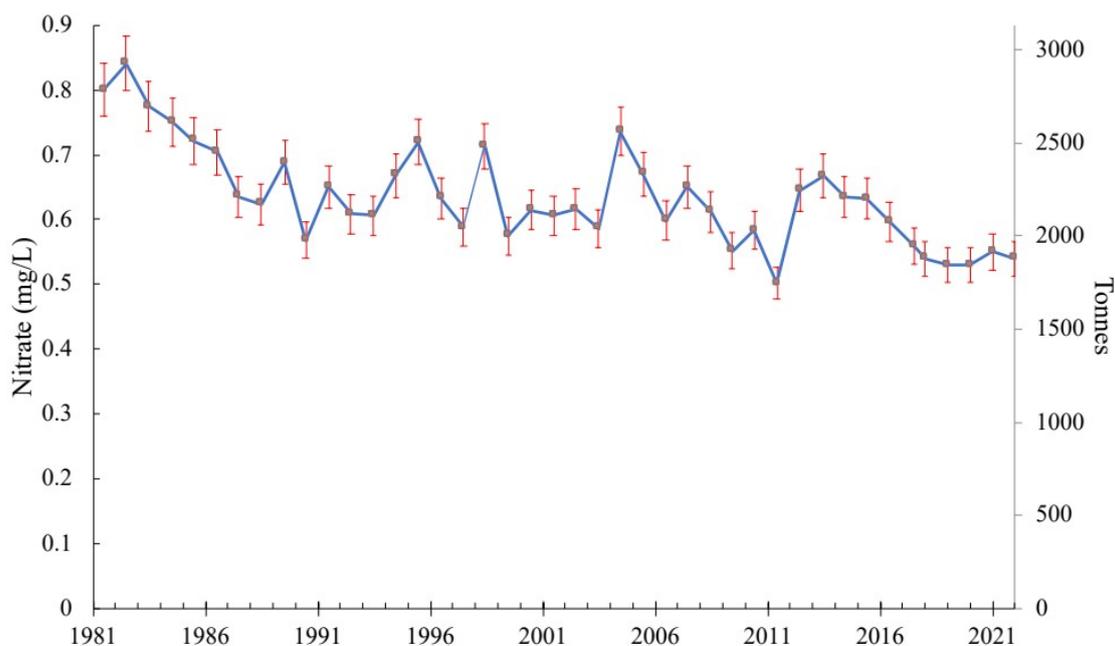


Figure 20 Concentrations moyennes hivernales (mgN L^{-1}) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2022

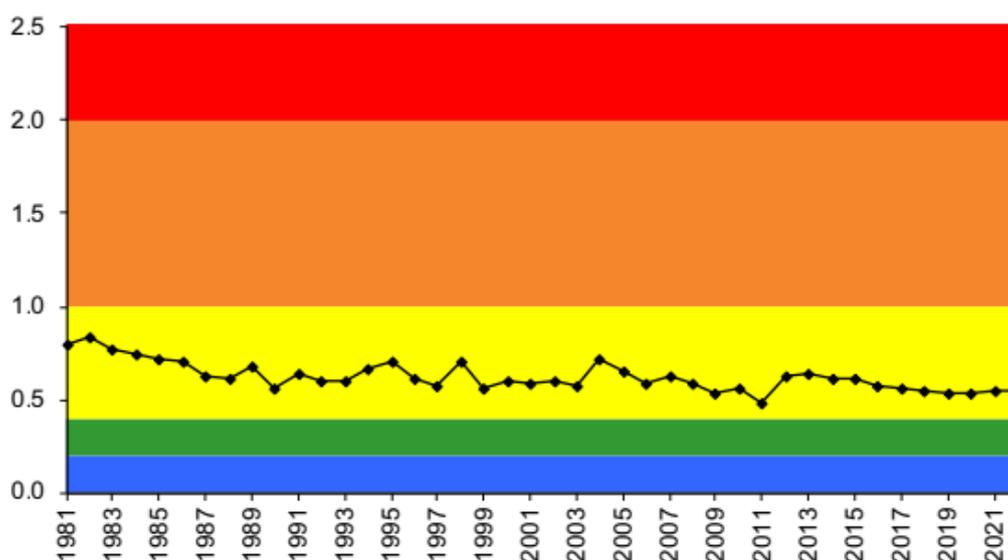


Figure 21 Concentrations moyennes hivernales (mgN L^{-1}) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 1981 à 2022 ; comparaison avec les classes de qualité

II.3.2. Phosphore total et orthophosphates

La diminution de la concentration moyenne hivernale des orthophosphates a connu plusieurs étapes : elle est passée de 120 à $45 \mu\text{gP L}^{-1}$ de 1981 à 1992, puis sous les $40 \mu\text{gP L}^{-1}$ de 1993 à 1997, puis sous les $30 \mu\text{gP L}^{-1}$ de 1998 à 2005 et enfin sous les $20 \mu\text{gP/L}$ depuis 2006. Depuis 2011, la concentration en orthophosphate est restée inférieure ou égale à $10 \mu\text{gP L}^{-1}$ (Figure 22).

Avec $\sim 4 \mu\text{gP L}^{-1}$ en orthophosphate et $\sim 9 \mu\text{gP L}^{-1}$ en phosphore total mesurés en 2022, les concentrations moyennes pondérées sur les 3 campagnes de janvier, février et mars complètes confirment la baisse du stock perçue en 2006 (Figure 22).

L'évolution des concentrations hivernales par rapport aux classes de qualité (état écologique des plans d'eau) montre que depuis 2012 les concentrations se situent dans la classe d'état « très bon » (Figure 23).

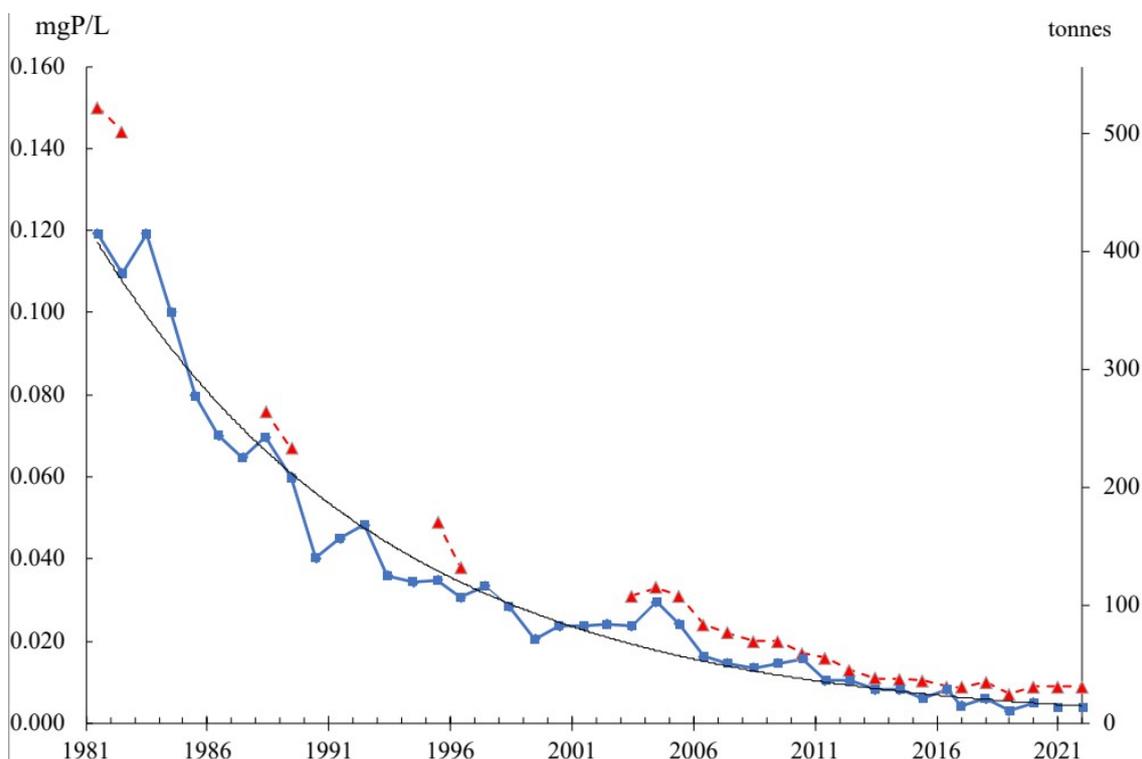


Figure 22 Evolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (bleu) et du phosphore total (rouge) (mgP L^{-1}) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2022

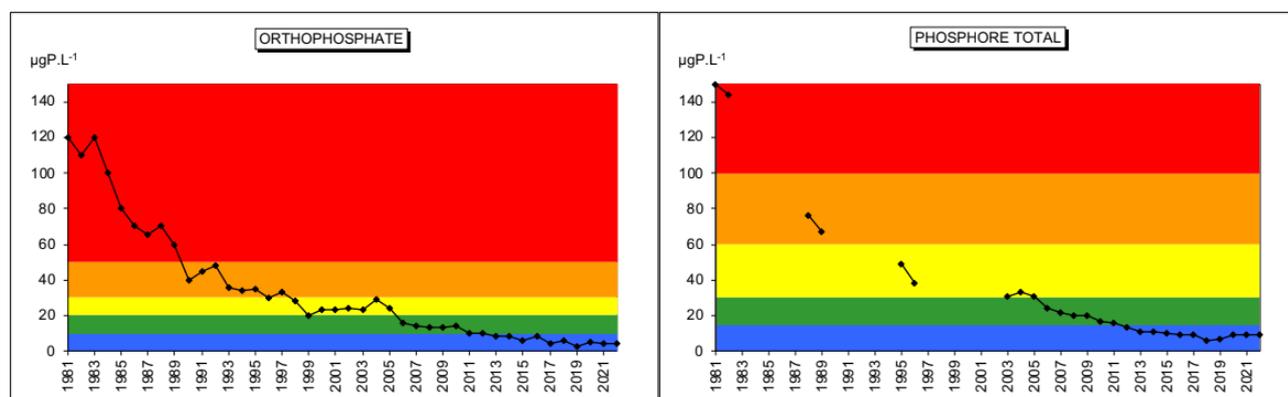


Figure 23 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP L^{-1}) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité

II.3.2. Silice réactive

Pour la silice réactive, la concentration moyenne annuelle est de $3,28 \text{ mg L}^{-1}$, reste du même ordre de grandeur que celles des années antérieures et proches des moyennes de 2003 à 2016 ($3,11 \text{ mg L}^{-1}$ et $1,91 \text{ mg L}^{-1}$ (Figure 24).

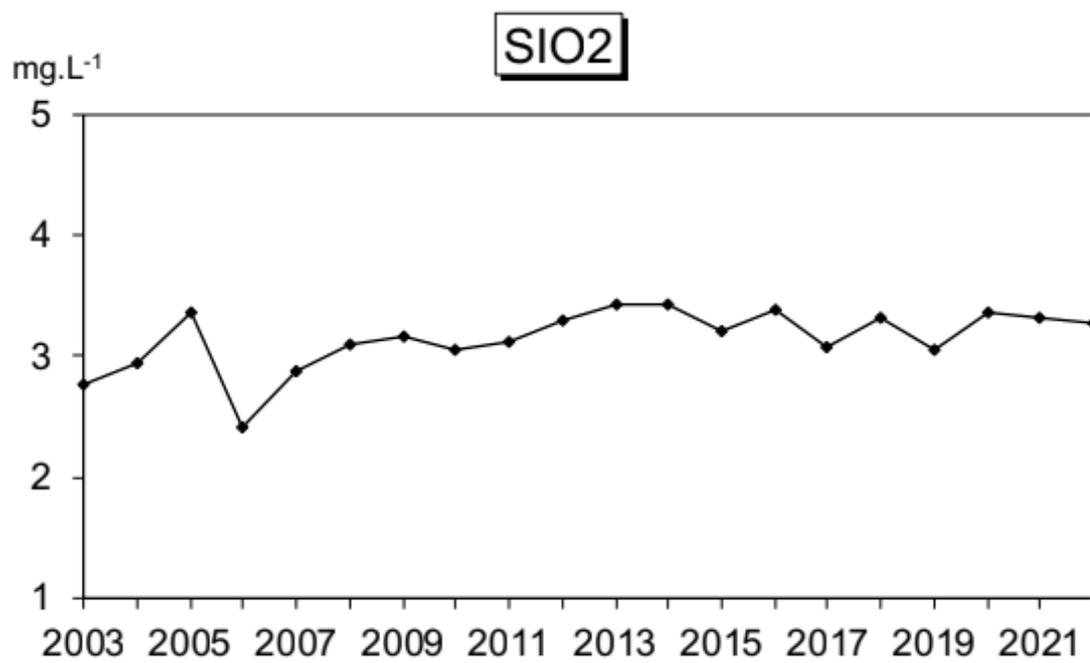


Figure 24 Évolution des concentrations moyennes hivernales de la silice réactive (mg/L) au point B de 2003 à 2022

ÉTUDE RELATIVE À LA CHLOROPHYLLE A

I. Echantillonnage et dosage de la chlorophylle *a*

Depuis 2016, un échantillon moyen sur l'épaisseur 0-18 m de la colonne d'eau est obtenu à l'aide de l'Integrated Water Sampler » ou IWS (voir rapport de l'année 2015 sur la validation de l'instrument).

Pour rappel, entre 2006 et 2011 inclus, la profondeur d'intégration était de 0-20 m et avant cela de 2,5 fois la valeur de profondeur donnée par le disque de Secchi. L'évolution d'échantillonnage de cette tranche d'eau a été due à des problèmes d'homogénéisation des résultats et techniques avec la cloche intégratrice. A l'avenir, cette profondeur pourrait aussi passer à 0-25 m, ce qui est désormais rendu possible avec l'utilisation de l'IWS permettant de réaliser des prélèvements d'un volume d'eau intégrée de 5 litres à toute profondeur et sur n'importe quelle strate de la colonne d'eau. En 2023, une analyse a d'ailleurs été mise en route pour comparer, pour chaque campagne, les prélèvements effectués sur 0-18 m et 0-25 m.

Les échantillons obtenus ont été filtrés sur papier Whatman GFC (1,2 µm). Le dosage de la chlorophylle *a* a été réalisé par le laboratoire INRAE à Thonon selon la méthode normalisée NFT 90-117 (méthode de Laurenzen).

La teneur en chlorophylle *a* de l'eau d'un lac est considérée comme un indice d'abondance du phytoplancton et de qualité trophique de l'écosystème. Cependant l'analyse de l'évolution de ce paramètre peut être délicate en raison de la variabilité des teneurs en chlorophylle *a* selon l'espèce d'algue.

II. Variations saisonnières

Les différentes phases de production de biomasse ne se sont pas traduits en 2022 (comparativement aux années précédentes) par la succession de plusieurs petits pics chlorophylliens au cours de l'année. Une augmentation faible et constante a plutôt été constatée avec un niveau de concentration restant globalement assez bas (<4,3 µg L⁻¹). L'évolution des concentrations en 2022 (Figure 1) permet de définir plusieurs périodes. On a ainsi observé :

- Des concentrations hivernales relativement faibles, ne dépassant pas 2 µg L⁻¹, sans pic marqué comparativement à 2021, et augmentant régulièrement ;
- L'augmentation régulière pendant le printemps, en continuité de celle observée en hiver, là encore sans pic marqué et avec des valeurs atteignant au maximum 2,5 µg L⁻¹ ;
- L'été marqué également par des concentrations faibles (valeur moyenne estivale ~2,7 µg L⁻¹) avec un très léger pic au tout début de cette période (4,2 µg L⁻¹) ;
- La poursuite de l'augmentation des concentrations au début de l'automne avant une légère baisse à la fin de l'année.

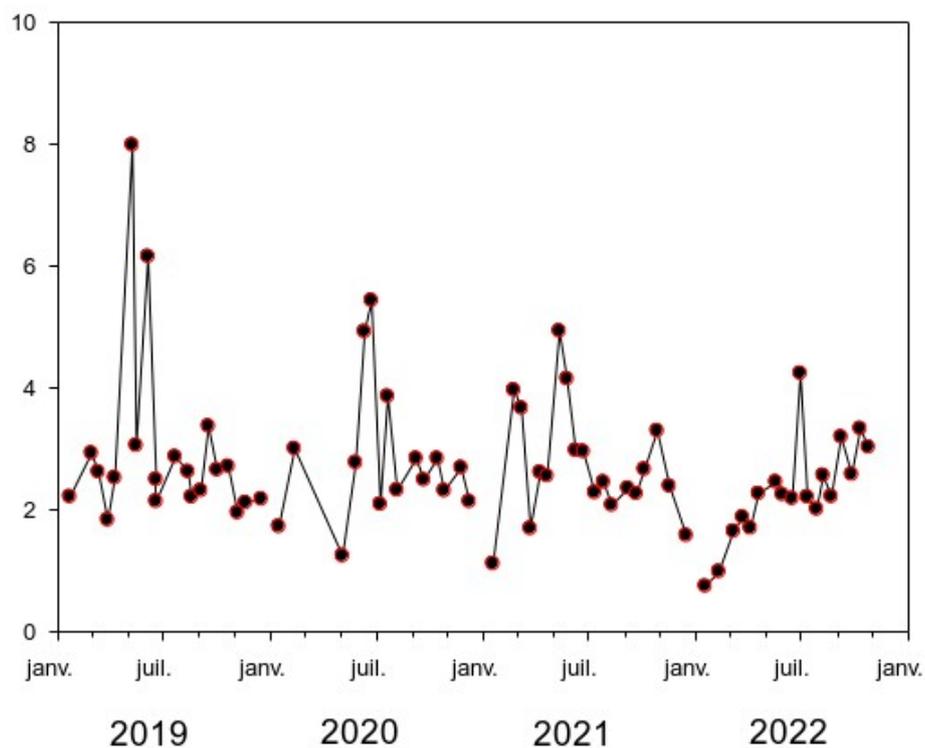


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en chlorophylle *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0–18 m, au point B ; comparaison de 2019 à 2022

III. Evolution à long terme

Avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de $2,31 \mu\text{g L}^{-1}$, 2022 est l'année où la concentration a été la plus basse de la chronique et s'est largement maintenue sous la barre des $3 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figure 2). 2021 avait déjà été notable avec la concentration la plus basse avant 2022 ($2,74 \mu\text{g L}^{-1}$).

La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* reste assez hétérogène. Depuis 2002, les moyennes annuelles plus élevées de 2007 et 2008 correspondaient à des développements importants en cyanobactéries ($6,3 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2007 et $7,0 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2008). Cependant, la tendance à la baisse perçue sur l'ensemble de la chronique traduit une évolution favorable de cet indice corroborée par l'évolution des concentrations maximales et estivales depuis 1987.

La moyenne estivale suit la tendance de la moyenne annuelle. Depuis 2015, les valeurs moyennes estivales ont le plus souvent été inférieures ou similaires aux valeurs moyennes annuelles ($3,33$ vs $3,88 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2015 ; $2,85$ vs $3,33 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2016 ; $3,22$ vs $3,27 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2017 ; $2,22$ vs $2,91 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2018, $2,6$ vs $2,95 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2019, et $2,4$ vs $2,74 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2021). 2022, tout comme 2020 avant elle, a fait une petite entorse à cette « règle » avec des concentrations moyennes et estivales de $2,40$ et $2,74 \mu\text{g L}^{-1}$.

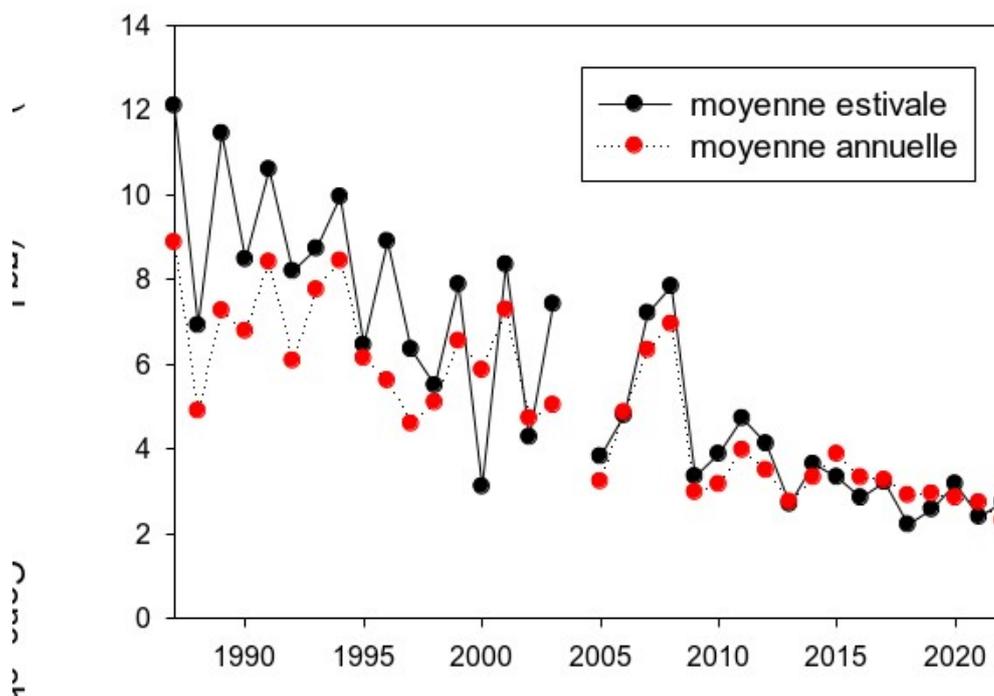
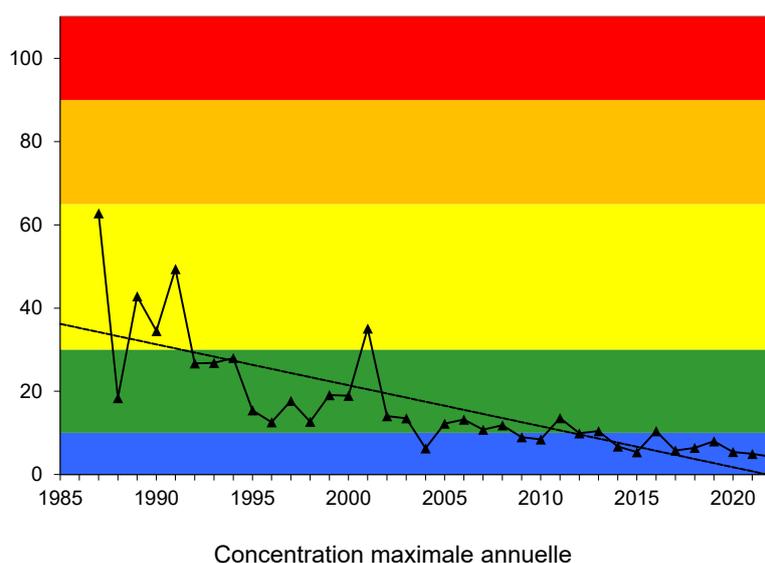


Figure 2 Evolution de la concentration moyenne estivale et annuelle en chlorophylle a ($\mu\text{g L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2022

La Figure 3 ci-dessus illustre finalement l'évolution interannuelle de deux indices utilisant la chlorophylle a. Par rapport aux classes de qualité (du bleu signifiant très bon à rouge signifiant très mauvais), les indices évoluent de façon favorable. Si en 2016, une concentration relativement élevée avait été enregistrée au printemps (avec $10,4 \mu\text{g L}^{-1}$), depuis, les concentrations maximales sont restées beaucoup plus modestes depuis 2014 (e.g. $<8 \mu\text{g L}^{-1}$) et 2019 marquait la valeur estivale la plus basse (e.g. $2,6 \mu\text{g L}^{-1}$) avant 2021 (e.g. $2,4 \mu\text{g L}^{-1}$). Si la tendance se maintient, les deux indicateurs devraient rapidement passer dans le « bleu » et signer un état « très bon ».



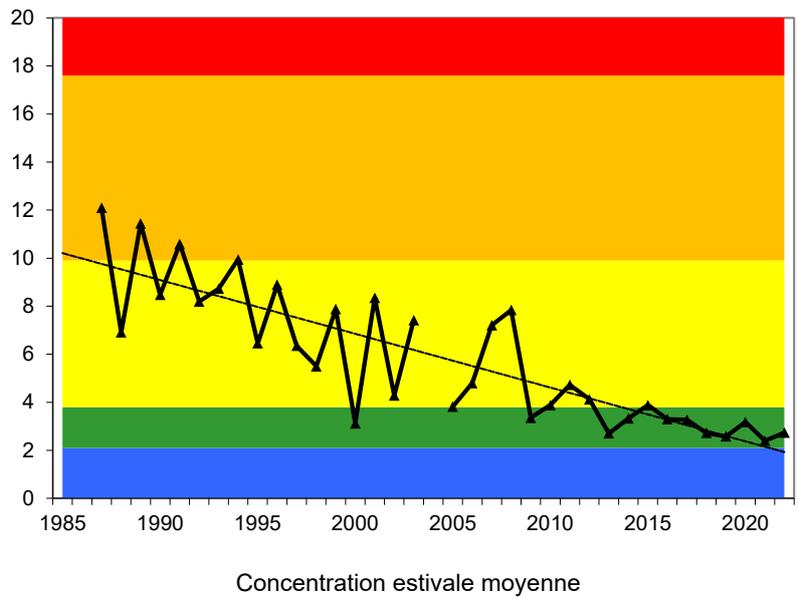


Figure 3 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des concentrations maximale annuelle et estivale moyenne en chlorophylle a ($\mu\text{g L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2022

ÉTUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. Méthodologie

En 2022, 20 campagnes de prélèvements ont été effectuées pour l'étude du phytoplancton dans le lac du Bourget. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec l'appareil intégrateur automatisé IWS (Photo 1). Après récolte, les échantillons d'eau ont été immédiatement fixés au lugol qui assure la conservation du phytoplancton et colore l'amidon des cellules, ce qui rend leur identification plus aisée.



Photo 1 Appareil intégrateur IWS collecteur de la chlorophylle *a* et du phytoplancton, avec le piston observé dans différentes positions. Le volume maximum pouvant être prélevé est de 5 litres

Les échantillons d'eau brute fixés au lugol ont été préparés selon la technique d'Utermöhl normalisée (Afnor 2006). Pour chaque échantillon, 25 ml sont versés dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et laissés à sédimenter pendant au moins 12 heures à l'abri de la lumière et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux microalgues, même les plus légères, de sédimenter au fond de la chambre à sédimentation. Puis on glisse la partie cylindrique sur le côté de la chambre pour la remplacer par une lamelle de couverture en verre. Enfin, la lame est déposée délicatement sur un microscope inversé afin de procéder à l'examen quantitatif du phytoplancton.

Les protocoles d'analyse sont décrits avec plus de précision dans le document rassemblant les modes opératoires phytoplancton de l'INRA (Druart & Rimet 2008) ; ils sont également conformes au protocole national d'analyse du phytoplancton (Laplace-Treytoure *et al.* 2009). Le lecteur intéressé peut

télécharger les protocoles d'analyse complets sur le lien suivant : <http://www6.dijon.inra.fr/thonon/Les-Plateaux-techniques/Le-laboratoire-de-biodiversite-et-de-biologie-moleculaire/Les-analyses-du-laboratoire>

Les principes des calculs de biomasses algales sont fournis en Annexe.

II. Résultats

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2022

II.1.1. Evolution des classes d'algues

La Figure 1 présente l'évolution saisonnière des principales classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, 1981, 1985) pour l'année 2022. Les phases principales suivantes ont été observées :

- Une phase hivernale et de début de printemps (18/01 au 19/04), avec des biomasses relativement faibles à moyennes, dominées par les Diatomées ;
- Une phase de fin de printemps et de début d'été (19/05 au 8/08) pendant laquelle on observe un premier pic de biomasse représenté essentiellement par les Chrysophycées (mai) et par les Diatomées et les Chrysophycées (juillet) ;
- Une phase de fin d'été et d'automne (22/08 au 8/11) caractérisée des biomasses élevées de cyanobactéries et également par la présence de biomasses relativement importantes de Chlorophycées. Le pic de biomasse annuel est atteint le 8 septembre avec $4431 \mu\text{g L}^{-1}$;
- Une phase hivernale de fin d'année (7/12), avec de faibles biomasses dominées par les Cryptophycées.

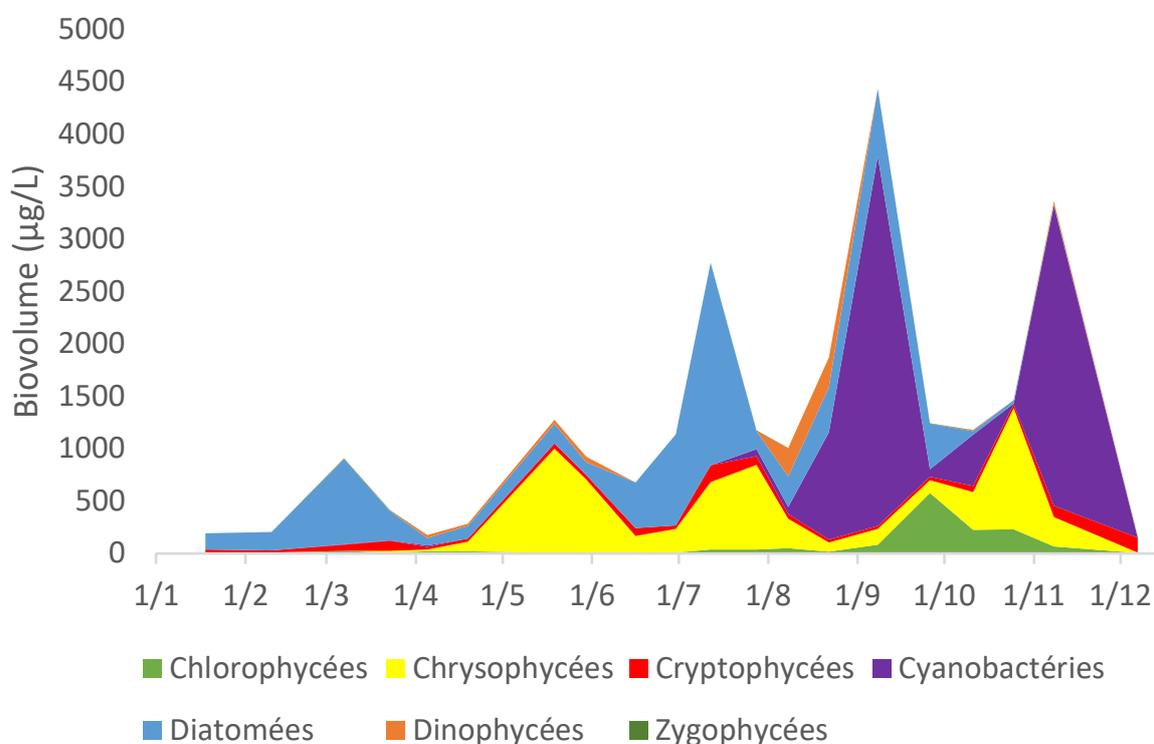


Figure 1 Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2022

II.1.2. Evolution des espèces dominantes et des groupes fonctionnels

Un groupe fonctionnel rassemble des espèces ayant la même écologie. Les groupes utilisés ci-après rassemblent des taxons vivant dans les mêmes niveaux trophiques, les mêmes turbulences ou les mêmes étages limniques et permettent de mieux apprécier les facteurs influençant le phytoplancton et la qualité du lac.

La Figure 2 ci-après illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2022.

La Figure 3 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds *et al.* 2002). Les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article de Reynolds *et al.* 2002 peuvent être retrouvées dans les Annexes.

En 2022, on a donc observé :

- une phase hivernale et de début de printemps (18/01 au 19/04) : en hiver, la biomasse est dominée *Cyclotella costei*, une petite diatomée centrique qui est adaptée aux masses d'eaux brassées et oligotrophes (Rimet *et al.* 2009). Ce taxon est typiquement observé à cette période de l'année (masse d'eau non-stratifiée, faible luminosité) ;

- une phase de fin de printemps et de début d'été (19/05 au 8/08) : tout comme les années précédentes à cette période (2019, 2020), la biomasse algale est dominée par une Chrysophycée, *Dinobryon divergens*. Cette espèce appartient au groupe fonctionnel E (qui domine largement la biomasse pendant cette phase avec plusieurs autres espèces de *Dinobryon*). Ce groupe fonctionnel rassemble des espèces mixotrophes, qui sont indicatrices de milieux pauvres en nutriments (Reynolds *et al.* 2002). Elle est accompagnée en deuxième partie de période (juillet) par des biomasses également importantes de *Fragilaria crotonensis*, une diatomée pennée appartenant au groupe fonctionnel P. Ce groupe est indicateur des épilimnions eutrophes riche en silice ;

- une phase de fin d'été et d'automne (22/08 au 8/11) avec les biomasses les plus importantes de l'année, avec deux pics de biomasse, le 8 septembre ($4431 \mu\text{g L}^{-1}$) et le 8 novembre ($3359 \mu\text{g L}^{-1}$). Ces sont des cyanobactéries mucilagineuses non toxiques qui dominent le compartiment (*Aphanocapsa planctonica*, *Aphanothece clathrata* var. *rosea*). Ces espèces sont indicatrices de milieux stratifiés, riches en nutriments (groupe fonctionnel K). Les valeurs élevées en biomasses atteintes à cette période sont assez inhabituelles depuis une dizaine d'année dans le Bourget. On a observé également pendant cette période la présence de Chlorophycées (*Elakatothrix gelatinosa*, *Coenochloris mucosa*), caractéristiques de lacs méso-eutrophes clairs et profondément mélangés ;

- une phase hivernale de fin d'année (7/12) : la biomasse diminue fortement et est dominée par Cryptophycées (*Plagioselmis* spp., *Cryptomonas* sp.), habituellement observées à cette période de l'année.

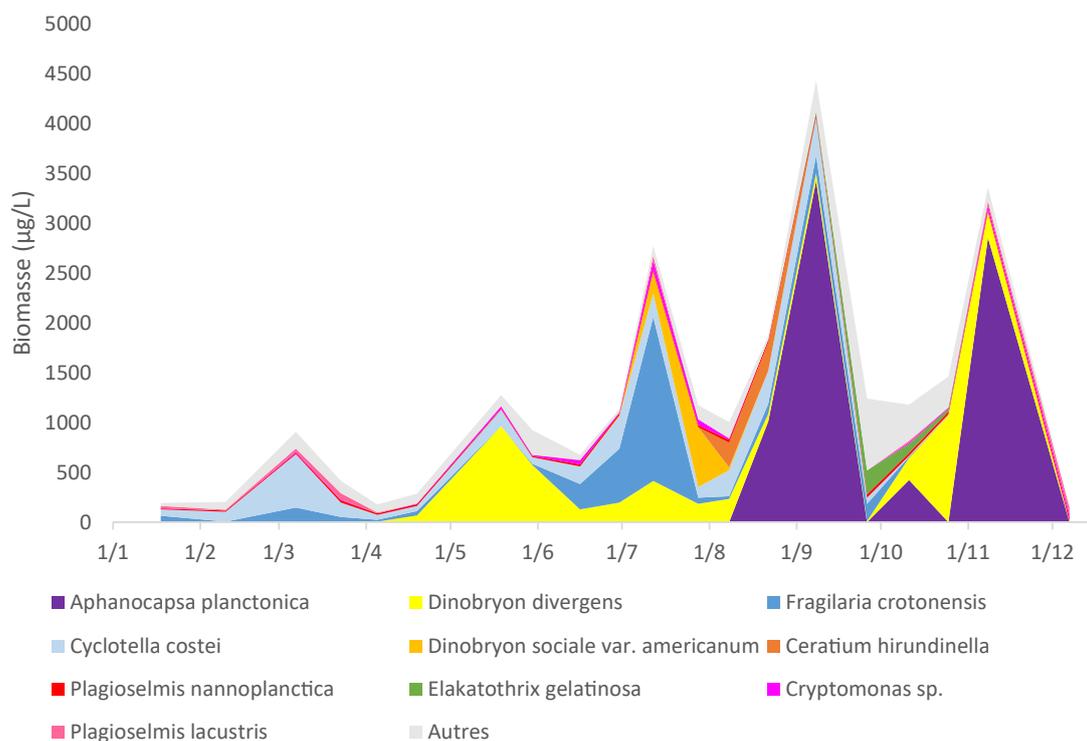


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2022

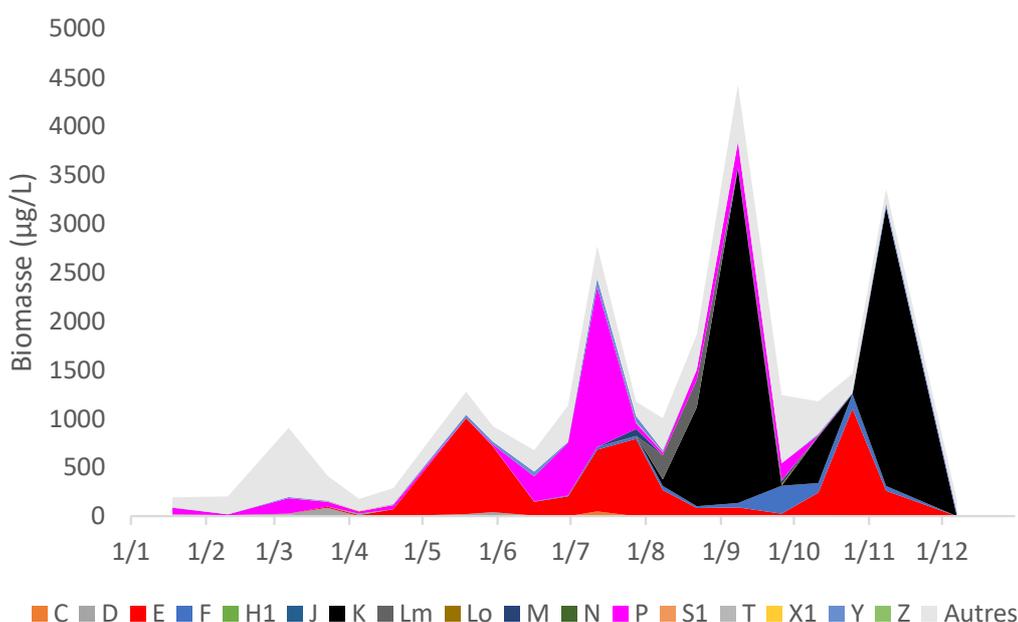


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres D à Z ; "autres" correspond aux taxons non classés par (Reynolds *et al.* 2002) dans le lac en 2022. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée en Annexe

II.1.3. Evolution du micro et nanophytoplancton

La Figure 4 ci-dessous présente la dynamique saisonnière des classes de taille du phytoplancton. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10 000 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm³.

Le nanophytoplancton domine du 18 janvier au 5 avril, puis le microphytoplancton domine jusqu'au 8 novembre et enfin le nanophytoplancton domine à nouveau le 7 décembre.

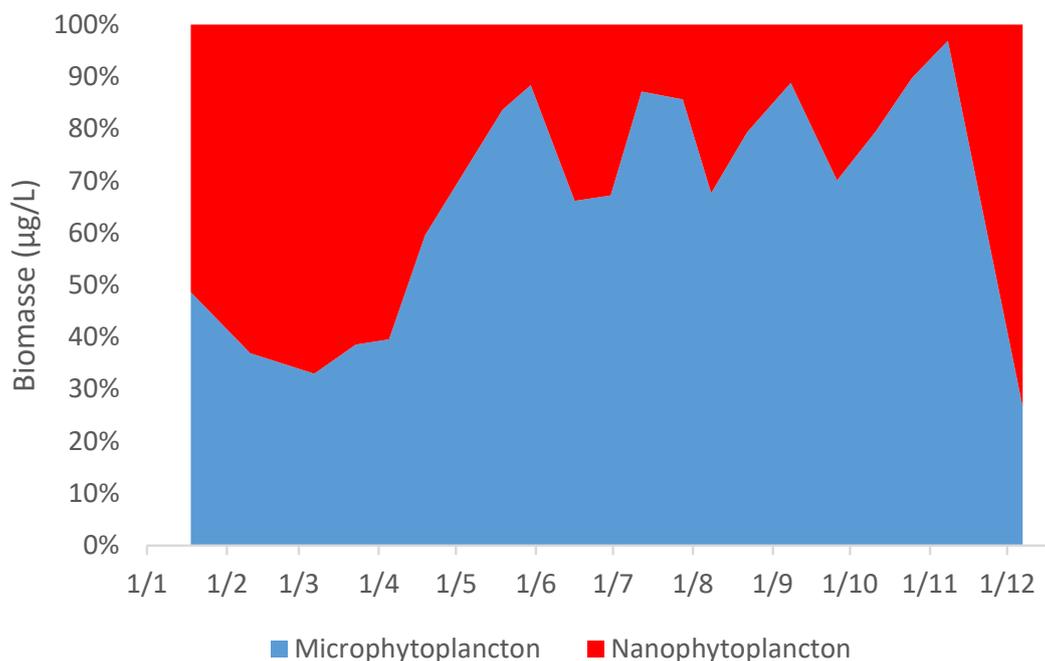


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2022

II.2 Evolution interannuelle

II.2.1. Evolution des classes algales

La biomasse totale algale a augmenté progressivement de 1995 à 2008. Par contre, les années de 2009 à 2019 présentent des biomasses nettement plus faibles. Celle-ci a été divisée par environ 2. 2021 marque la seconde biomasse la plus faible de la chronique. 2022 repart un peu à la hausse. Le Tableau I reprend les valeurs chiffrées de la biomasse algale totale de la Figure 5.

La Figure 5 présente l'évolution interannuelle des classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, 1981, 1985). On observe une augmentation de l'abondance des Cyanobactéries de 1995 à 2008, puis une chute en 2009. Entre 2009 et 2015 leur biomasse reste faible. Les années 2016 et 2017 présentent des biomasses de cette classe algale plus élevées. Les cyanobactéries qui dominent sont *Planktothrix rubescens* (cyanobactérie filamenteuse potentiellement toxique), mais également *Aphanocapsa delicatissima* (cyanobactérie mucilagineuse non-toxique). A partir des années 2018 à 2022, les biomasses sont proches de celles de 2009-2015. Depuis l'année 2019, le compartiment algal est caractérisé par la dominance des Diatomées et des Chrysophycées, qui sont indicatrices de milieux oligotrophes. Par contre, en 2022, ce sont les cyanobactéries qui dominent, juste devant les Diatomées et les Chrysophycées.

Tableau I Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 2006 à 2022

	Biomasse annuelle (µg/l)
2006	4346
2007	4121
2008	3842
2009	1417
2010	1088
2011	1093
2012	1337
2013	684
2014	1566
2015	1360
2016	2785
2017	1643
2018	1251
2019	1510
2020	1323
2021	1052
2022	1243

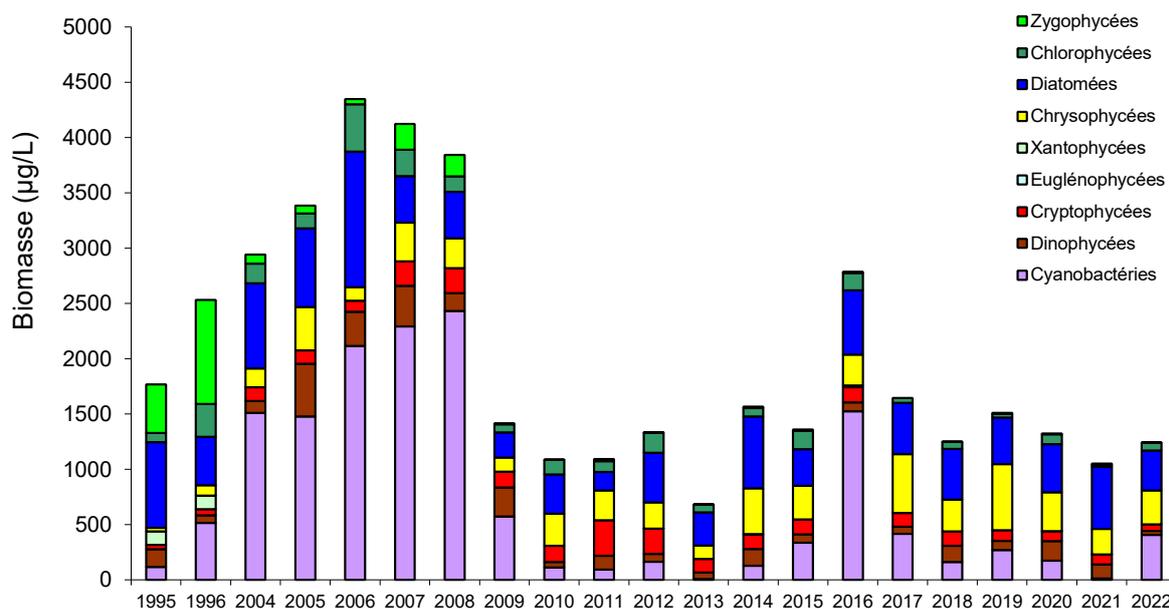


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

II.2.2. Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2020. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon (Weaver & Shannon 1949) a été calculé (détail du calcul en annexe), puis la moyenne annuelle de ces indices a été mesurée pour chacune des années. Cet indice moyen ainsi que les valeurs minimales et maximales sont reportées à la Figure 6.

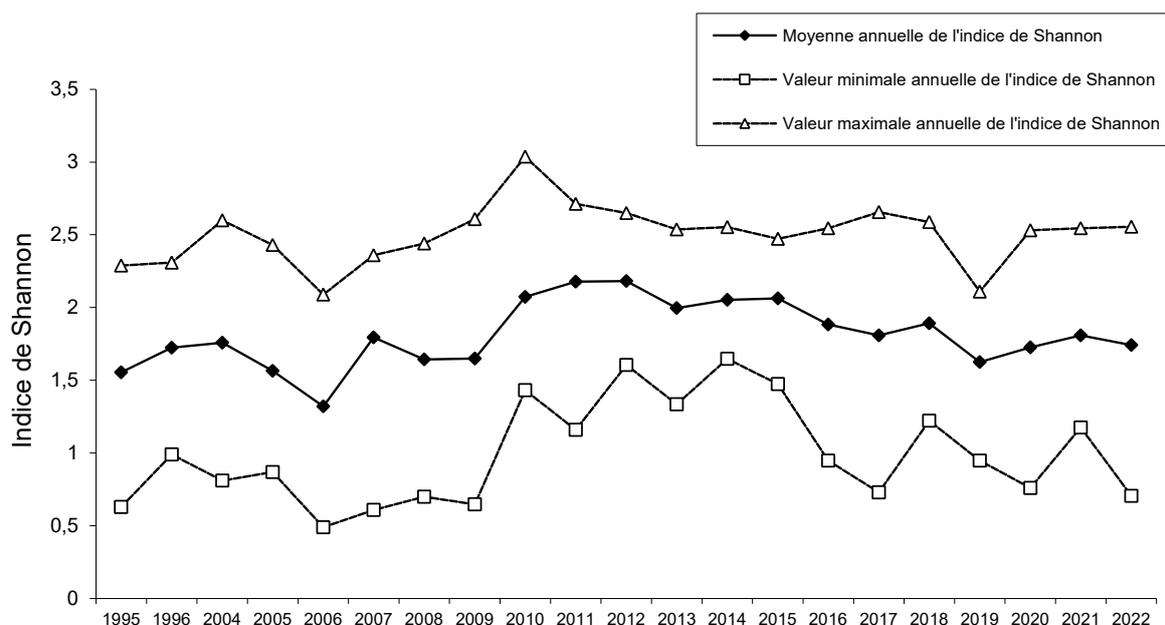


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon-Wiener

Les années antérieures à 2010 ont des diversités relativement faibles qui s'expliquent par la dominance de *Planktothrix rubescens*. Entre 2010 et 2018 les diversités annuelles sont sensiblement plus élevées. Les années 2019 et 2022 présentent une diversité moyenne annuelle plus faible qui pourrait s'expliquer par la ré-oligotrophisation du lac : le compartiment algal ne présente plus que les espèces capables de survivre dans un milieu pauvre en nutriment, les autres taxons (indicateurs de milieux plus riches) ont quasiment disparu.

II.2.3. Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels définis par Reynolds *et al.* (2002) est proposée dans la Figure 7.

Plusieurs phases peuvent être identifiées dans cette chronique interannuelle :

- Une première phase correspondant aux années 1995-1996 où le compartiment phytoplanctonique était dominé par le groupe fonctionnel T. Celui-ci est caractérisé par des taxons préférant les habitats profonds et les épilimnions bien homogénéisés (ex : *Mougeotia*, *Tribonema*).
- Une deuxième phase de 2004 à 2009 où le groupe R qui rassemble les taxons se trouvant dans le métalimnion des lacs stratifiés (ex : *Planktothrix rubescens*) dominait. Les taxons de ces deux groupes ont en commun de préférer les zones de faibles luminosités et des eaux riches en nutriments. Les années 2016-2017 présentent aussi une biomasse importante de ce groupe fonctionnel.
- Depuis 2010, le groupe R n'est plus dominant. Une forte proportion de la biomasse est représentée par le groupe E, rassemblant des taxons mixotrophes (*Dinobryon* spp.) préférant les lacs oligotrophes. A partir de 2016 les biomasses de ce groupe E deviennent importantes et les années 2021 et 2022 présentent une augmentation spectaculaire de la biomasse de ce groupe fonctionnel.

- De la même façon, les groupes C et D présentent une nette augmentation de leurs proportions relatives depuis 2009. Il s'agit de groupes composés de diatomées (diatomées pennées et centriques). On remarque que c'est principalement le groupe D, composé de diatomées indicatrices de milieux de faible profondeur et/ou de crues dans le lac (ex : *Ulnaria acus*) qui devient le plus abondant. Les années 2021 et 2022 confirment cette tendance avec des biomasses nettement plus élevées que le reste de la chronique pour ces groupes fonctionnels.

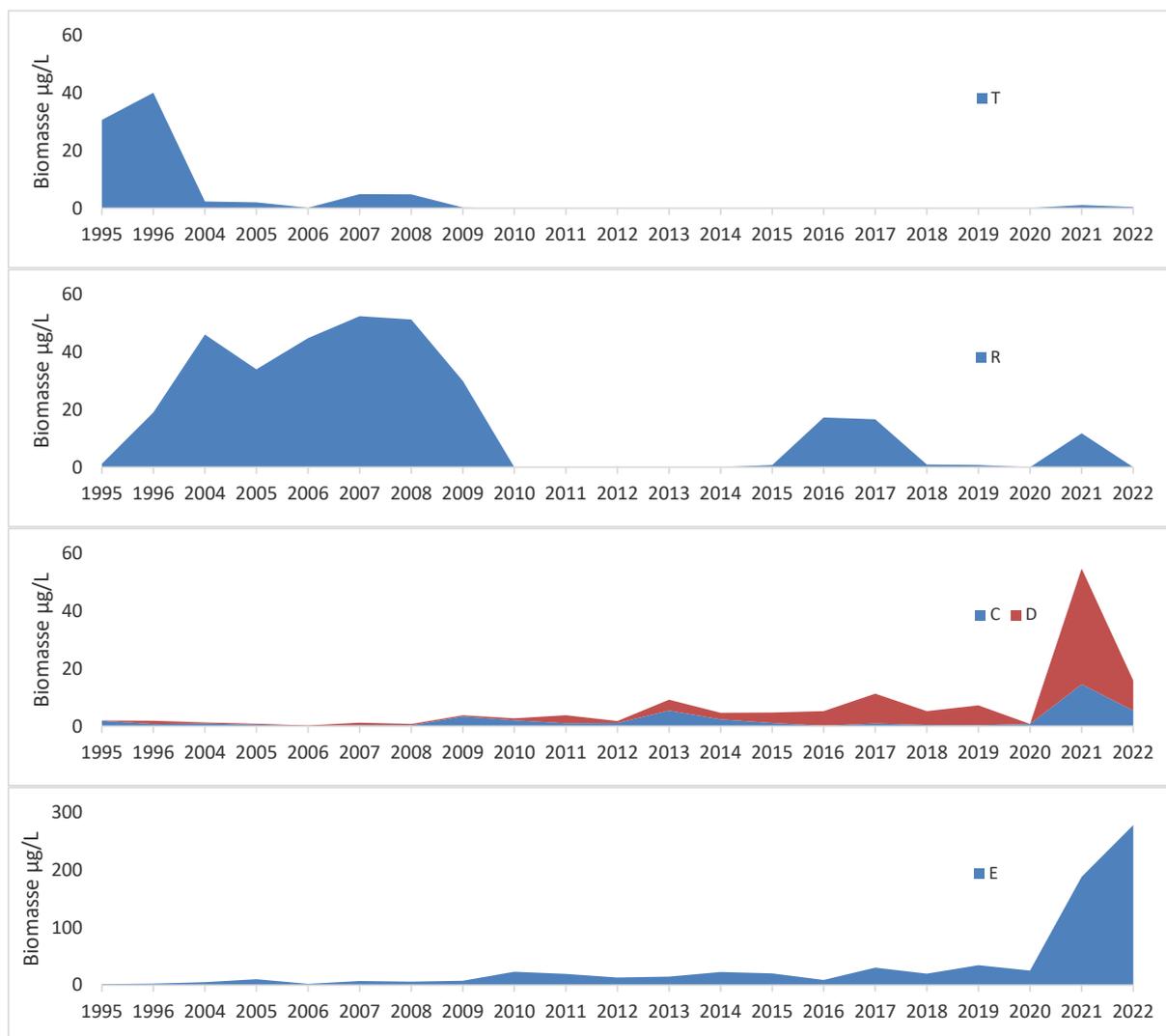


Figure 7 Dynamique interannuelle de la proportion exprimée en pourcentage de biomasse ($\mu\text{g L}^{-1}$) de certains groupes fonctionnels selon (Reynolds *et al.* 2002)

II.2.4. Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

Le niveau trophique des lacs peut être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude a montré que c'est l'indice de Brettum (modifié par Wolfram *et al.* 2007, Wolfram & Dokulil 2007) qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins (Kaiblinger 2008, Anneville & Kaiblinger 2009, Kaiblinger *et al.* 2009). Le détail du calcul de l'indice Brettum est proposé en Annexe.

Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore total (PT). Plus cet indice est élevé plus le niveau trophique sera faible. Les valeurs suivantes sont données par les auteurs :

Classe	Concentrations en PT	Niveau trophique	Valeur indice
6	$\leq 5 \mu\text{g.L}^{-1}$	ultra-oligotrophe	6 (valeur max)
5	$5-8 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligotrophe	5
4	$8-15 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligo-mesotrophe	4
3	$15-30 \mu\text{g.L}^{-1}$	méso/faiblement eutrophe	3
2	$30-60 \mu\text{g.L}^{-1}$	eutrophe	2
1	$>60 \mu\text{g.L}^{-1}$	hypertrophe	1 (valeur min)

Les valeurs d'indice des années 2017 et 2021 sont nettement plus élevées que les années précédentes. L'année 2021 présente la valeur la plus élevée de toute la chronique (Figure 8).

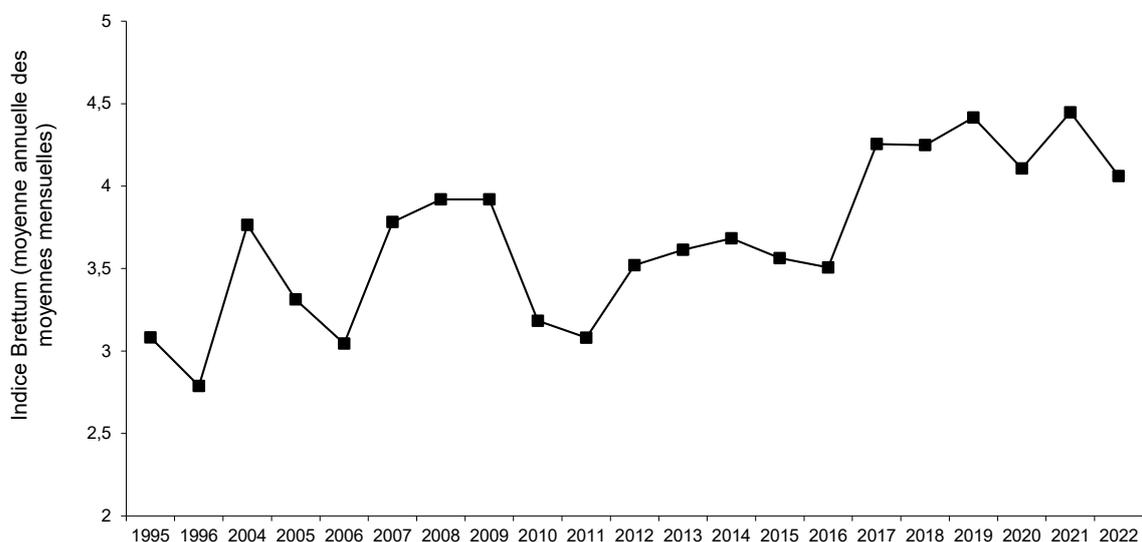


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

II.2.5. Evolution du micro et nanophytoplancton

Le Tableau II reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano- et microphytoplanctoniques de 2004 à 2022, la Figure 9 donnant cette évolution en biomasse depuis 1995.

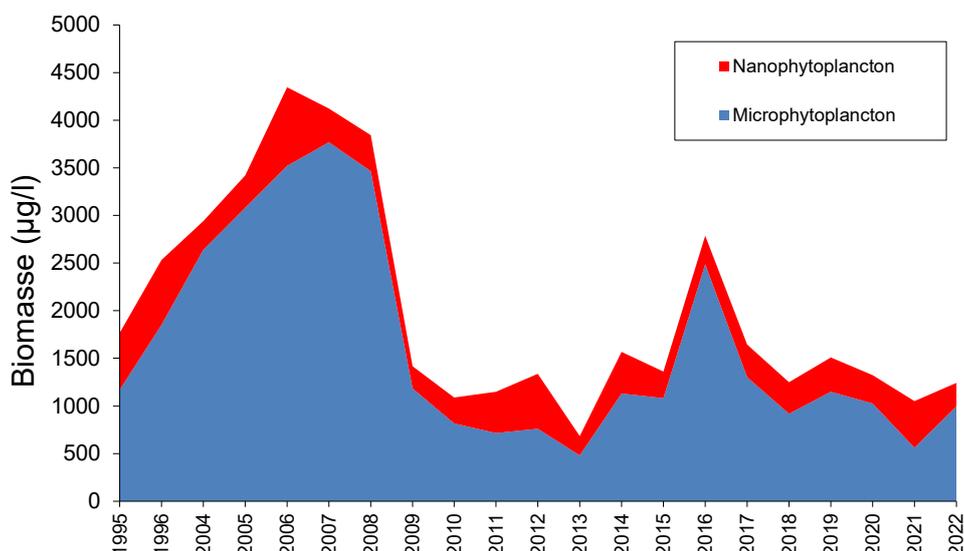


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanktoniques

Tableau II Evolution en % du micro- et du nanoplancton dans la couche 0-20 (<2006) 0-18 m (>2006) dans le lac du Bourget (en termes de biomasse annuelle moyenne)

%	Microphytoplankton	Nanophytoplankton
1995	66,2	33,8
1996	73,1	26,9
2004	89,9	10,1
2005	90,1	9,9
2006	81,0	19,0
2007	91,4	8,6
2008	90,2	9,8
2009	83,5	16,5
2010	74,9	25,1
2011	62,4	37,6
2012	56,9	43,1
2013	70,5	29,5
2014	72,3	27,7
2015	79,5	20,5
2016	89,3	10,7
2017	79,1	20,9
2018	73,4	26,6
2019	76,0	24,0
2020	77,7	22,3
2021	53,4	46,6
2022	80,1	19,9

Sur toute la chronique, le microphytoplankton domine le compartiment. Cependant, on observe une augmentation progressive de la part représentée par le compartiment microphytoplanktonique de 1995 à 2008, puis une chute de 2008 à 2012 (et qui est principalement le fait de la disparition de *Planktothrix rubescens*). A partir de 2013 à 2016 il y a nouveau une augmentation progressive de la proportion en microphytoplankton. Les années 2017 à 2022 présentent une nouvelle baisse de la proportion en microphytoplankton.

II.2.6. L'IPlac

L'IP-lac a été validé par le groupe DCE-ESC et le ministère et est donc désormais reconnu comme indice d'évaluation de l'état écologique des plans d'eau en France. Ceci a été inscrit dans l'Arrêté Evaluation du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application. Ce rapport a été précurseur quant à l'utilisation de cet indice qui est proposé depuis 2012, sur la chronique de données depuis 2004.

L'indice phytoplancton lacustre ou IPLAC a été mis au point par l'équipe CARMA (Contaminants Anthropiques et Réponses des Milieux Aquatiques) de l'IRSTEA Bordeaux (aujourd'hui INRAE EABX). Il permet, comme demandé par la DCE, d'évaluer l'état écologique d'un plan d'eau à partir de la communauté phytoplanctonique présente sur une année donnée. L'IPLAC est un indice multimétrique qui repose sur les relevés phytoplanctoniques et les données de chlorophylle *a* d'au moins 3 campagnes réalisées durant la période de végétation, c'est-à-dire entre mai et octobre essentiellement, acquises selon le protocole standardisé (Laplace-Treytore *et al.* 2009).

La Métrique de Biomasse Algale totale (MBA) est basée sur la concentration moyenne en chlorophylle *a* sur la période de végétation, qui est une bonne illustration de la biomasse phytoplanctonique totale disponible dans le plan d'eau. La Métrique de Composition Spécifique (MCS) exprime une note en fonction de la présence de taxons indicateurs figurant dans une liste de référence de 165 taxons. L'évaluation est donc fonction de la composition taxinomique échantillonnée exprimée en biovolume. Ces deux métriques agrégées composent l'IPLAC (Laplace-Treytore *et al.* 2012). Le résultat de l'indice varie entre 0 et 1 selon la grille du Tableau III. Plus l'indice est proche de 1 et plus l'état écologique du plan d'eau tend vers un très bon état écologique.

Tableau III Seuils des classes définis pour l'IPLAC

Valeurs de limite	Classe
[1 - 0.8]	Très bon
]0.8 - 0.6]	Bon
]0.6 - 0.4]	Moyen
]0.4 - 0.2]	Médiocre
]0.2 - 0]	Mauvais

Dans le cadre du suivi annuel du lac du Bourget les teneurs en chlorophylle *a* sont mesurées et la communauté du phytoplancton est analysée. Le nombre d'observations annuelles est supérieur à celui requis dans le protocole standardisé DCE plan d'eau (Laplace-Treytore *et al.* 2009) et la zone d'échantillonnage diffère aussi. En effet le protocole préconise un échantillonnage sur la zone euphotique alors que le suivi du Bourget a été réalisé sur une colonne d'eau fixe de 0 à 20 m jusque 2011 et 0-18 m depuis 2012. Une campagne par « saison » est requise dans le protocole alors que le suivi du Bourget comprend entre 19 et 22 campagnes annuelles (sauf 2020 avec ses 17 campagnes) pour la détermination phytoplanctonique et de 19 à 30 campagnes (suivant les années) pour la mesure de la chlorophylle *a*. Ces différences sont à noter

car elles pourraient apporter des divergences dans les résultats mais n'empêchent pas la réalisation des calculs d'IPLAC sur les années considérées du lac.

Le calcul peut alors être réalisé sur l'ensemble des campagnes disponibles dans la plage de temps adaptée pour l'application de l'IPLAC à savoir de mai à octobre de chaque année. Ainsi de 13 à 23 mesures de chlorophylle *a* sont utilisées par année et de 10 à 14 relevés floristiques pour la composition phytoplanctonique. Les résultats d'IPLAC obtenus sont présentés dans le Tableau IV.

L'état écologique du plan d'eau a varié sur la période 2004 à 2022 de 0,537 à 0,778 soit d'un état moyen à bon suivant les années. Les valeurs sont assez proches de la limite de classe du bon état (0,600) avec une moyenne de 0,654. Ainsi au cours de ces 19 années, le lac du Bourget est plutôt classé en bon état par la communauté algale au travers de l'IPLAC. La Error: Reference source not found0 permet de mieux visualiser l'évolution de l'indice et de ses métriques constitutives au cours du temps. Sur les 5 dernières années (2016-2022), les résultats obtenus sont clairement meilleurs que les années précédentes.

En regardant plus dans le détail, la Métrique de Biomasse Algale (MBA) contribue systématiquement à tirer l'indice vers le bas avec des valeurs dans l'état moyen (0,400 à 0,600) voire médiocre (0,200 à 0,400) ce qui a été le cas en 2007 et 2008. En moyenne la MBA est de 0,480 au cours de la période d'étude. La Métrique de Composition Spécifique (MCS) tend à maintenir la valeur de l'indice en bon état entre 0,60 et 0,85 avec une moyenne de 0,729 de 2004 à 2022. On note qu'en 2017, 2019, 2021 et 2022, la MCS est dans le très bon état (valeur supérieure à 0,80).

Globalement, l'IPLAC et les 2 métriques, après une période plus perturbée de 2004 à 2009, sont restés très stables de 2009 à 2014. Puis depuis 2016, une amélioration se fait ressentir du point de vue de la composition spécifique.

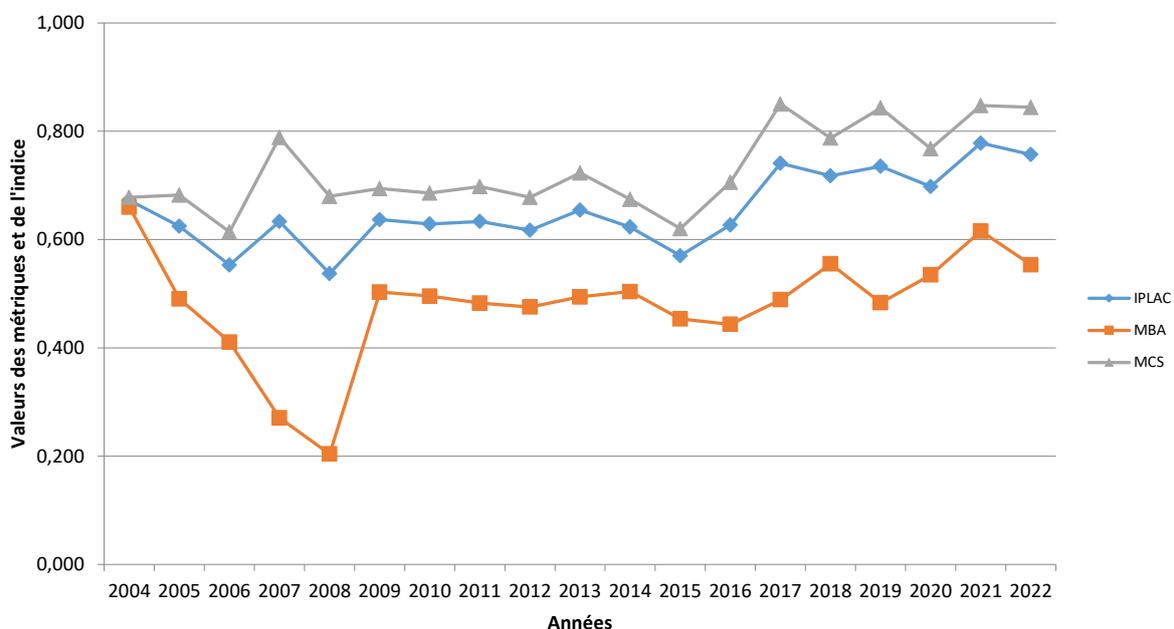


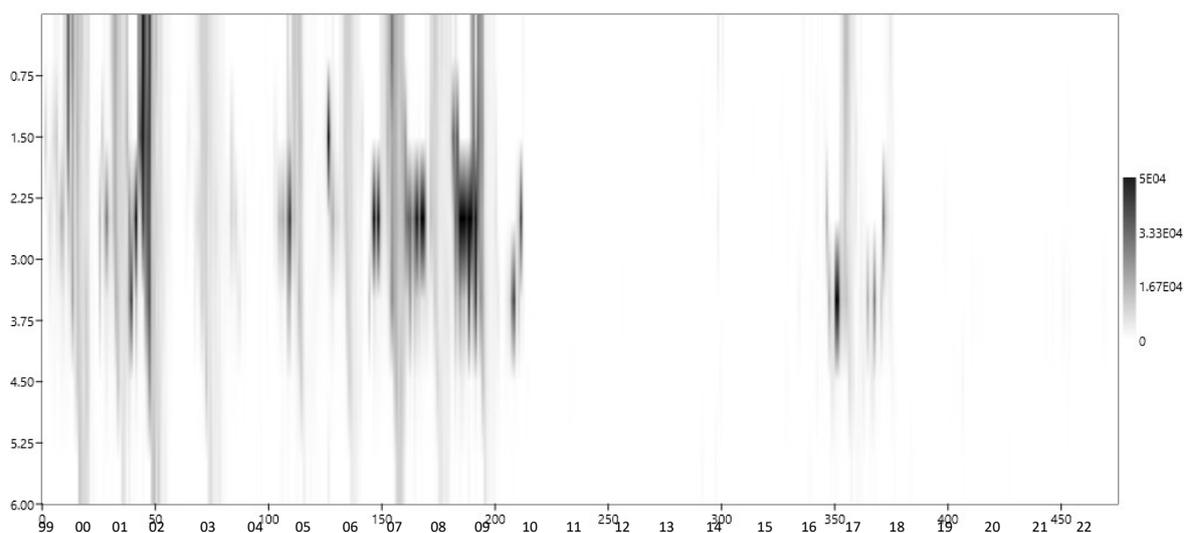
Figure 10 Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2022 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale)

Tableau IV Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2022

Année	IPLAC	Classe d'état IPLAC
2004	0,672	Bon
2005	0,624	Bon
2006	0,553	Moyen
2007	0,633	Bon
2008	0,537	Moyen
2009	0,637	Bon
2010	0,629	Bon
2011	0,633	Bon
2012	0,617	Bon
2013	0,654	Bon
2014	0,623	Bon
2015	0,570	Moyen
2016	0,627	Bon
2017	0,740	Bon
2018	0,717	Bon
2019	0,735	Bon
2020	0,698	Bon
2021	0,778	Bon
2022	0,649	Bon

III. Focus sur les cyanobactéries toxiques

Si *P. rubescens* a été caractérisée par des biomasses très faibles à nulles entre l'été 2009 et la fin 2015, des biomasses importantes ont été à nouveau enregistrées en 2016 et 2017, un peu contre toute attente (Moiron *et al.* 2021). Le seuil d'alerte (OMS) des 20 000 cellules par millilitre a même été dépassé plusieurs fois. L'année 2018 a constitué un « retour » aux années de faible concentration, ce qui était attendu eu regard aujourd'hui des faibles concentrations en phosphore du lac et de l'inoculum hivernal 2017-2018 (Figure 11). 2020, 2021 et 2022 ont logiquement suivi ce schéma.



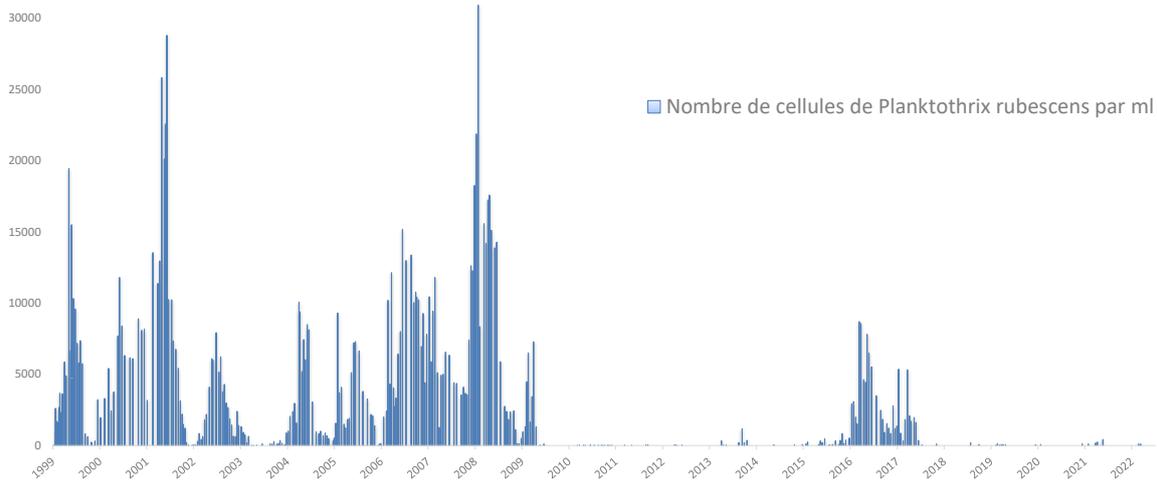


Figure 11 Evolution de la concentration cellulaire par profondeur et moyenne sur la profondeur 2-50 m de *P. rubescens* de 1999 à 2022

D'autres cyanobactéries toxiques sont régulièrement observées dans le lac du Bourget. Il s'agit d'*Aphanizomenon flos-aquae* et *Microcystis aeruginosa*. *M. aeruginosa* se développe habituellement en fin d'été. Cette espèce est observée surtout en surface et a sûrement pour origine le littoral. Les biomasses au centre du lac aux différentes profondeurs sont faibles pour les dernières années (elle est quasiment absente depuis 2018). Les nombres de cellules n'ont jamais dépassé les seuils d'alerte, soit 10 000 cellules mL⁻¹ (Figure 12).

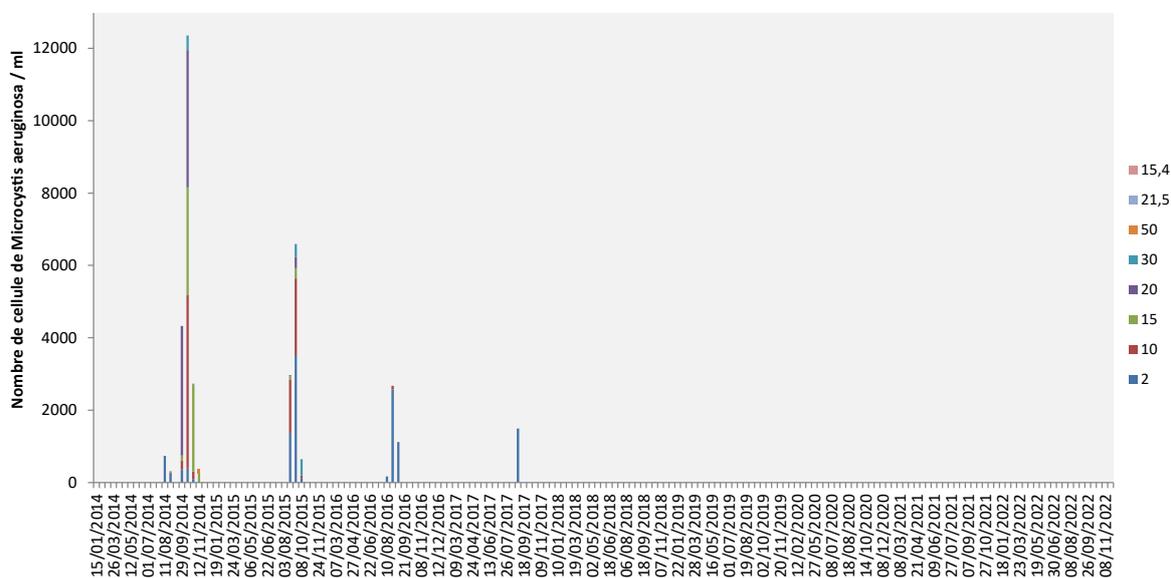


Figure 12 Evolution de la concentration cellulaire de *M. aeruginosa* depuis 2014 à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

A. flos-aquae est suivie depuis 2012. Cette cyanobactérie potentiellement toxique peut produire des anatoxines a et saxitoxines, qui sont des composés neurotoxiques. Elle se développe régulièrement du début de l'été jusqu'en automne. Jusqu'à présent aucun échantillon n'a présenté de concentrations cellulaires supérieures au seuil d'alerte (10 000 cellules mL⁻¹). On remarque cependant que la période s'étalant du printemps 2015 à l'été 2016, les biomasses étaient relativement élevées. Puis entre l'automne 2016 et la fin du printemps 2018, elles sont redevenues plus faibles. A partir de l'été 2018 jusqu'au mois de septembre

2018, les biomasses ont été importantes, surtout à 20 m. Le seuil d'alerte de 10 000 cellules a d'ailleurs été dépassé le 24 juillet à 20 m (Figure 13). En 2020, la cyanobactérie n'a été détectée qu'une seule fois et en très faible concentration. Depuis 2019 les biomasses sont en fait très faibles.

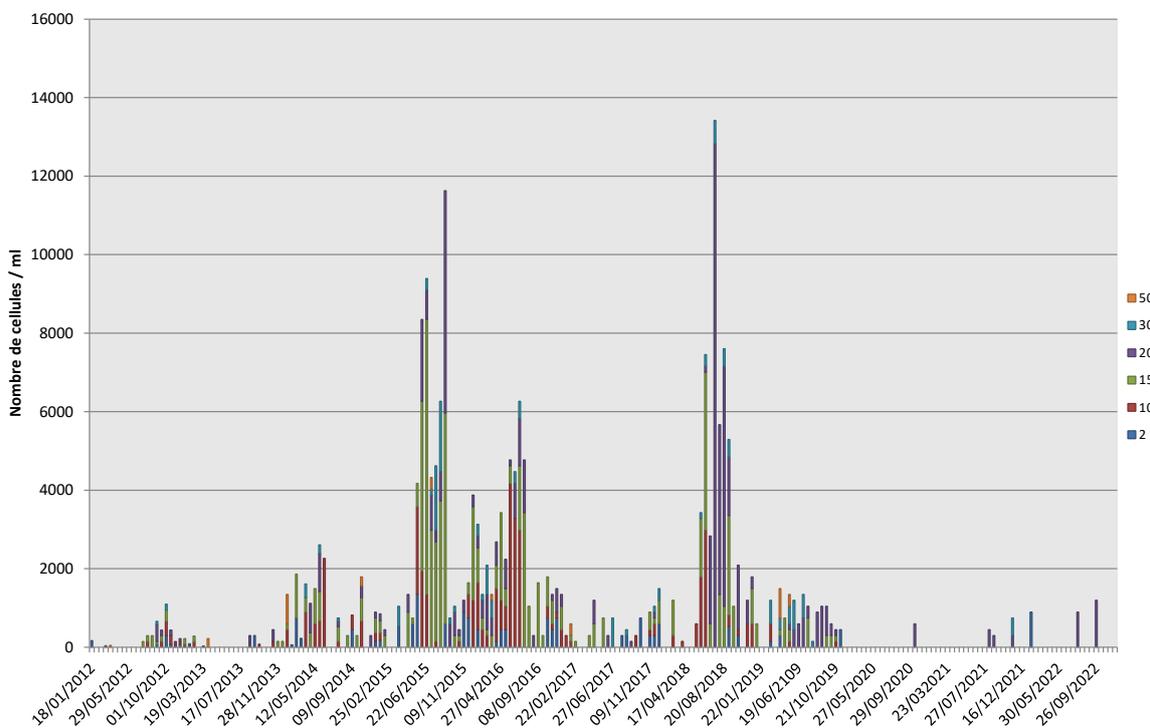


Figure 13 Evolution de la concentration cellulaire d'*A. flos-aquae* depuis 2012 à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

IV. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2022 peut être résumée de la manière suivante :

- Une phase hivernale et de début de printemps (18/01 au 19/04) avec une biomasse dominée par des diatomées centriques indicatrices de milieux brassés et oligotrophes ;
- Une phase de fin de printemps et début d'été (19/05 au 8/08), avec une biomasse dominée par des Chrysophycées (*Dinobryon* spp.) qui sont indicatrices de milieux oligotrophes. Elles sont accompagnées de diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*) ;
- Une phase de fin d'été et d'automne (22/08 au 8/11) avec des biomasses importantes dominée par des cyanobactéries non toxiques et indicatrices de milieux stratifiés, riches en nutriments ;
- Une phase hivernale de fin d'année (7/12), avec une faible biomasse principalement constituée d'espèces de Cryptophycées typiques d'environnements faibles luminosité et températures.

En ce qui concerne l'évolution interannuelle, après une période avec des biomasses importantes entre 2004 et 2008 liées à des efflorescences de *Planktothrix rubescens*, la période 2009 à 2015 a présenté des biomasses deux fois plus faibles et la quasi absence de cette cyanobactérie filamenteuse toxique. *Planktothrix rubescens* est réapparue en 2016 et 2017. Les dernières années (2018 à 2022) sont caractérisées par des biomasses sensiblement comparables à 2009-2015, avec des peuplements phytoplanctoniques clairement indicateurs de milieux oligo-mésotrophes, et un indice de Brettum nettement

plus élevé que tout le restant de la chronique. Certaines espèces clairement indicatrices de milieux oligotrophes ont des biomasses plus fortes à partir de 2018 (ex : *Epipyxis polymorpha*, *Chrysolykos planktonicus*, *Kephyrion* et *Pseudokephyrion*). Enfin, on note la forte augmentation de la biomasses d'espèce indicatrices de milieux de faible profondeur à partir de 2010.

ETUDE RELATIVE AUX PICO CYANOBACTERIES

Ce chapitre est consacré à l'étude de l'abondance des picocyanobactéries (organismes procaryotes photosynthétiques), qui jouent un rôle clef à la base des réseaux trophiques pélagiques (en tant que producteur primaire et proie pour les maillons trophiques supérieurs) et qui, de plus, peut constituer un indicateur potentiel de l'état et des changements (trophique, fonctionnel, global) s'opérant au sein du lac. En effet cette composante phytoplanctonique est très sensible au statut trophique et à certains paramètres environnementaux clefs (lumière, température, nutriments, etc) et l'augmentation de son importance relative s'observe avec la réoligotrophisation. De plus, les picocyanobactéries pourraient être favorisées dans un contexte de réchauffement des eaux. Plusieurs analyses sont proposées et portent sur l'année 2022 et sur l'ensemble de la période s'étalant entre 2003 et 2022 inclus.

I. Méthodologie

Les profondeurs échantillonnées ont été de 2, 10, 15, 20, 30, et 50 mètres ainsi que la strate 0-18 m (comme le phytoplancton global) et les abondances des picocyanobactéries ont été obtenues au moyen de la cytométrie en flux sur les échantillons d'eau brute non fixés. 1 à deux prélèvements par mois ont eu lieu. La cytométrie en flux est une technologie rapide permettant le dénombrement rapide d'un grand nombre de particules ou cellules (jusqu'à plusieurs milliers par seconde) en suspension dans un liquide et la discrimination de sous-populations homogènes sur des critères de fluorescence et de diffusion de la lumière (en relation avec la « taille », la forme et la structure des particules). Cette technique est particulièrement adaptée pour obtenir des comptages précis de microorganismes de petite taille comme les cyanobactéries unicellulaires (Figure 1).

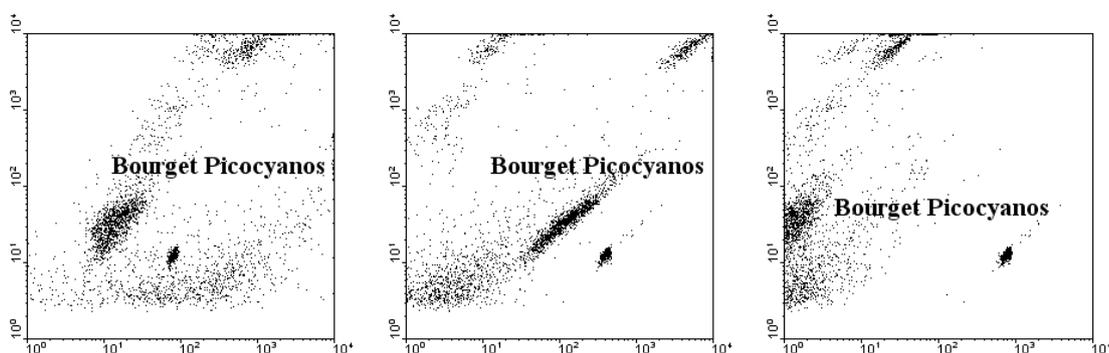


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries basé sur des critères de fluorescence de la chlorophylle et de phycoérythrine ou encore de la « taille »

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2022

Les concentrations annuelles (minimales, maximales et moyennes) sont rapportées dans le Tableau I ci dessous. Les picocyanobactéries sont majoritairement représentées dans le lac du Bourget par le genre unicellulaire *Synechococcus* riche en phycoérythrine (de couleur rose à rouge) et tous les isolements obtenus et maintenues en culture à Thonon les Bains sont effectivement de cette couleur (Jacquet non publié). Ce résultat est en accord avec la littérature ayant montré que cette forme pigmentaire est en effet caractéristique des lacs oligo- à mésotrophes alors que la forme pigmentaire riche en phycocyanine (de couleur verte à bleue) est plutôt typique des lacs eutrophes et riches en substances humiques et/ou côtières.

En 2022, la concentration moyenne autour de $8,7 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹ a été la première valeur la plus élevée de la chronique, significativement supérieure à la moyenne globale (e.g. $4,0 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹). A noter que cette valeur moyenne semble être en augmentation depuis les 3 dernières années. En 2022, la valeur minimale observée pour la communauté des picocyanobactéries a également été la plus élevée de la chronique et significativement supérieure à la moyenne (744 vs 249).

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2022

	Minimum	Maximum	Moyenne
Picocyanobactéries (cell.ml⁻¹)			
2004	164	$5,2 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
2005	59	$2,7 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$
2006	9	$3,4 \times 10^5$	$2,4 \times 10^4$
2007	111	$7,2 \times 10^5$	$3,9 \times 10^4$
2008	17	$7,7 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
2009	15	$5,4 \times 10^5$	$2,7 \times 10^4$
2010	43	$6,4 \times 10^5$	$3,0 \times 10^4$
2011	155	$2,6 \times 10^5$	$2,6 \times 10^4$
2012	469	$3,7 \times 10^5$	$3,5 \times 10^4$
2013	342	$7,0 \times 10^5$	$4,1 \times 10^4$
2014	543	$7,1 \times 10^5$	$4,1 \times 10^4$
2015	326	$3,7 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$
2016	203	$2,3 \times 10^5$	$4,1 \times 10^4$
2017	430	$7,9 \times 10^5$	$7,1 \times 10^4$
2018	388	$3,5 \times 10^5$	$3,7 \times 10^4$
2019	287	$3,6 \times 10^5$	$4,7 \times 10^4$
2020	502	$6,2 \times 10^5$	$7,6 \times 10^4$
2021	417	$5,9 \times 10^5$	$6,9 \times 10^4$
2022	744	$5,3 \times 10^5$	$8,7 \times 10^4$

En 2022, la dynamique des picocyanobactéries révèle des concentrations qui augmentent régulièrement dès la période hivernale en surface et les valeurs maximales (e.g. $>10^5$ cellules.ml⁻¹) sont observées dès le mois d'avril et jusqu'à la fin du mois d'octobre. Ces valeurs sont enregistrées en avril de la surface jusqu'à 30 m de profondeur (avec des concentrations variant de $1,6$ à $5,3 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹), en mai de la surface à 20 m de profondeur (avec des concentrations variant de $1,6$ à $3,3 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹), en juin

de 10 à 15 m (avec des concentrations variant de $1,5$ à $1,8 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹), en juillet à 10 ou 15 m ($1,9$ à $2,0 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹), en aout et septembre en proche surface, à 2 et 10 m (avec des concentrations très semblables aux alentours de $1,1 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹), et enfin fin octobre (à des profondeurs et avec des valeurs comparables aux deux mois précédents). La valeur maximale de $5,32 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ est enregistrée début avril (ce qui est une première), car c'était plutôt en fin de printemps ou au cours de l'été pour les années précédentes. Au cours de l'automne, les concentrations diminuent mais restent relativement élevées, toujours au dessus de 10^4 cellules.ml⁻¹ dans les eaux de surface (0-20 m).

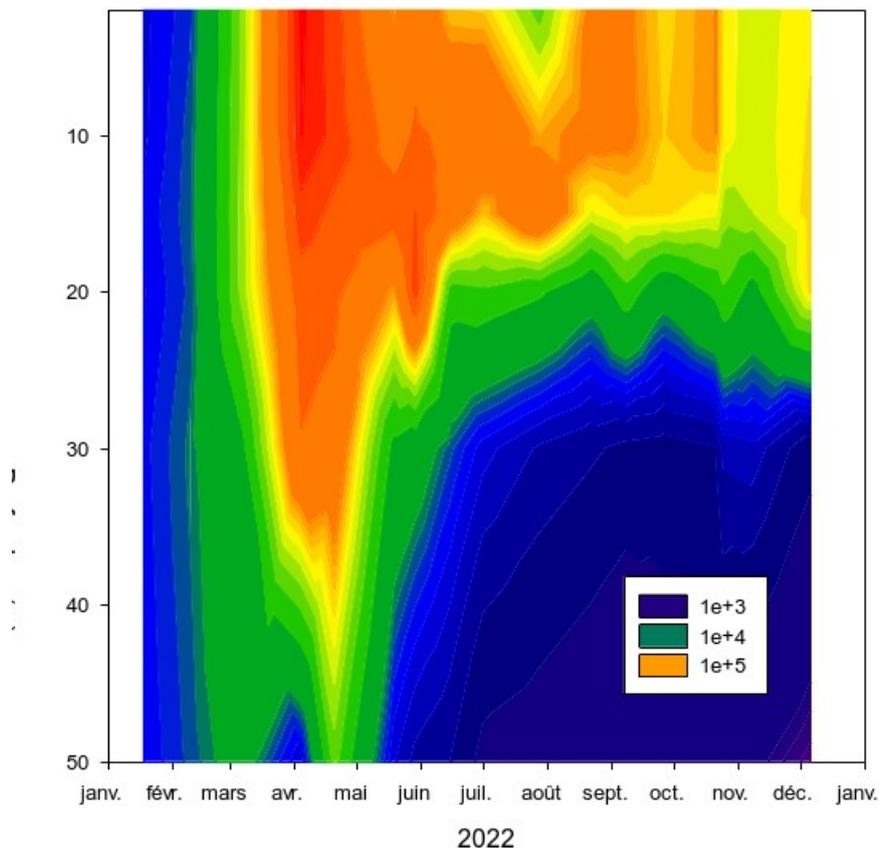


Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2022

Comme pour les années précédentes, cette communauté se structure fortement en fonction de la profondeur et bien que présente tout le long de la colonne d'eau examinée, les populations se distribuent majoritairement entre la surface et 15-20 m de profondeur. Dans la littérature, il est généralement admis que le picophytoplancton présente un maximum d'abondance au printemps et en fin d'été ou en automne (Peltomaa et Ojala 2012) et le lac du Bourget ne semble pas faire exception à « cette règle », avec des variations saisonnières pouvant être marquées, quant à cette dominance, d'une année sur l'autre.

La distribution de ces picocyanobactéries est connue pour être très dépendante de la température et de la quantité/qualité de la lumière reçue au sein de ces écosystèmes : la lumière verte prédominant dans les lacs oligo- à mésotrophes pauvres en substances humiques et la lumière rouge prédominant dans les eaux de surface des lacs eutrophes « colorés » (voir ci-dessous).

Nous avons testé en 2014 et 2015 cette hypothèse de l'importance de la lumière en conditions expérimentales (à partir de différentes cultures de souches isolées du lac du Bourget à différentes périodes

de l'année) et révélé effectivement la capacité de *Synechococcus* sp de croître efficacement en conditions de lumière verte (Jacquet et al non publié), là où d'autres populations phytoplanctoniques en sont incapables, et de plus à très faibles intensités. L'occupation possible d'une niche en profondeur est donc une réalité pour cette communauté eu regard de ses capacités photosynthétiques, validées expérimentalement au laboratoire.

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2022

La Figure 3 ci-dessous permet de visualiser la sortie graphique d'une analyse en composantes principales et d'observer les principaux liens de corrélations entre les picocyanobactéries et quelques facteurs environnementaux considérés à chaque campagne de prélèvement à 6 profondeurs entre 2 et 50 m (n=90). L'analyse a été conduite après normalisation des données. Près de 62% de la variance (une valeur assez similaire aux années précédentes depuis 2018 mais contre 78% en 2017) est expliquée et la représentation graphique révèle clairement le même type de liens privilégiés que les années précédentes entre les picocyanobactéries et certains paramètres, exception faite de la température. Pour la première fois, en effet, aucune relation n'est trouvée entre la communauté des picocyanobactéries et la température. On peut citer, par contre, une relation positive avec le pH ($r=0,75$; $p<0,01$) ou le phosphore total ($r=0,48$; $p<0,01$ – la même valeur qu'en 2021). Inversement, une corrélation négative très nette est observée entre l'abondance des picocyanobactéries et les nitrates ($r=-0,46$; $p<0,01$), les orthophosphates ($r=-0,58$; $p<0,01$) et la profondeur ($r=-0,65$; $p<0,01$) qui peut être considérée comme un proxy de la lumière et de la température. Des expériences au laboratoire ont été conduites en 2019 et 2021 pour expliquer finement la relation existante entre les picocyanobactéries et les nitrates, révélant ainsi que cette ressource peut effectivement être limitante pour la croissance de cette communauté et qu'elle est y est très sensible (Peloux 2021). Ce type de relations est très similaire à celles trouvées les années précédentes. Une différence notable toutefois est que, les années avant 2020, on notait l'absence marquée d'une relation importante pour l'ensemble de la ressource phosphorée.

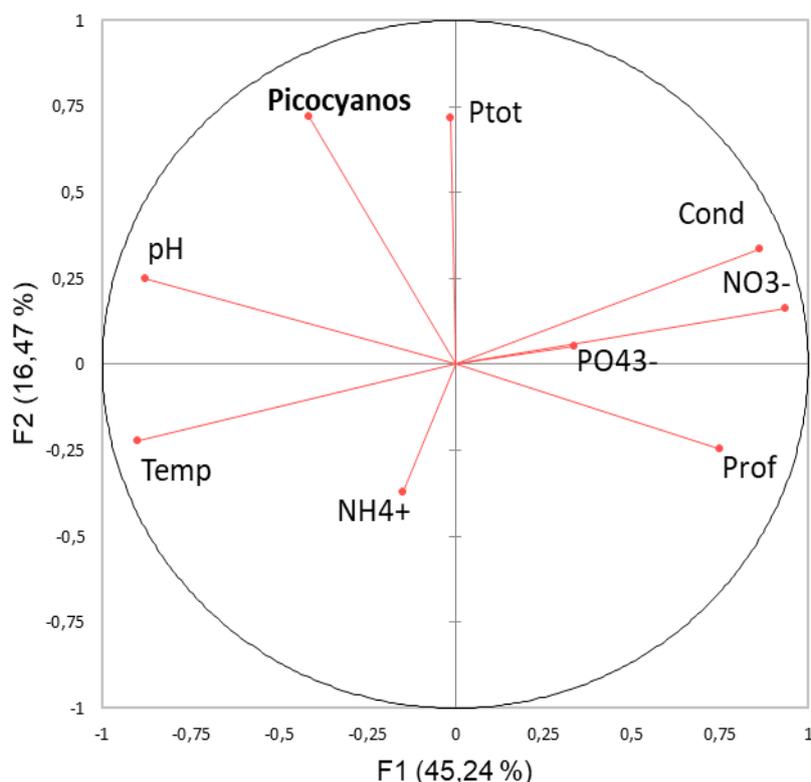


Figure 3 ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2022

Il est important de rappeler ici que plusieurs compartiments clefs n'apparaissent pas, comme l'action de la lumière *sensu stricto* (à la fois en termes de quantité et de qualité) et des UV, les interactions biotiques avec les virus par exemple ou la prédation par le zooplancton unicellulaire (flagellés, ciliés) et métazoaires (rotifères, copépodes, calanides, cladocères) que l'on sait pouvoir avoir des liens trophiques étroits avec les picocyanobactéries. La prise en compte des prédateurs herbivores du métazooplancton (copépodes, calanides et cladocères) a été considérée (données non montrées) mais aucun lien n'a été constaté avec les picocyanobactéries. Cela suggère que ce type de prédation ne joue pas un rôle majeur dans la distribution et la dynamique de ces cyanobactéries. Il est fort à parier par contre que l'importance d'autres prédateurs (flagellés, ciliés, rotifères) et parasites (virus) est réelle et cela mériterait d'être testé.

II.3. Abondances et dynamique des picocyanobactéries de 2003 à 2022

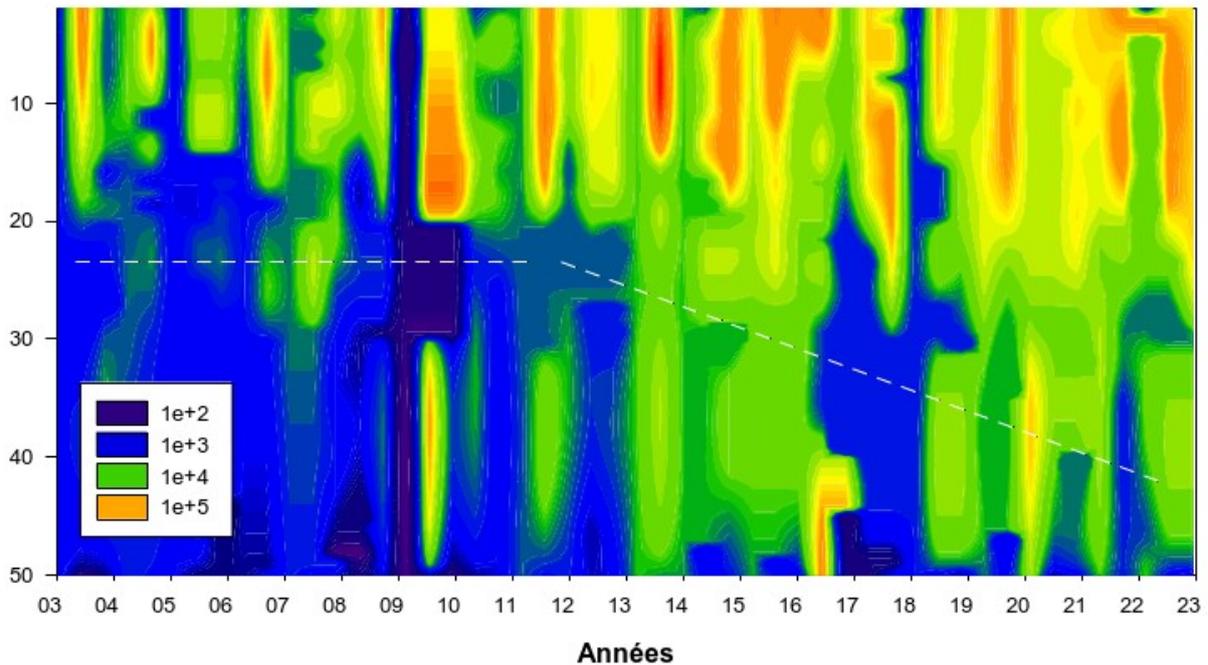


Figure 4 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2022 inclus

La Figure 4 ci-dessus illustre la dynamique de la communauté et la répétition annuelle de cette dynamique, avec des concentrations qui croissent en avançant dans l'année pour rediminuer en période hivernale. Comme l'analyse multivariée l'a clairement révélé, cette saisonnalité marquée peut être très largement associée à la température et la lumière, mais aussi sûrement au faible impact de la prédation métrazoaire et à la relative indépendance de cette communauté avec la ressource phosphorée telle que mesurée au cours du suivi. Si les fluctuations sont relativement faibles d'une année à l'autre, il apparaît très nettement que la biomasse picocyanobactérienne a gagné en profondeur depuis 2009 puisque l'on constate que les abondances sont effectivement de plus en plus importantes pour la strate 20-30 m ces dernières années avec également un étalement de cette biomasse au cours de l'année (Figure 5). Cet enfoncement de la biomasse picocyanobactérienne pourrait correspondre à la réponse de la communauté (ou de certaines populations au sein de la communauté) capable d'utiliser de faibles intensités lumineuses pour croître mais aussi à la « recherche » des nutriments plus en profondeur, ces derniers étant de plus en plus limitants en surface. Cette dynamique est intéressante car elle a suivi la « disparition » de la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens*, également riche en phycoérythrine, qui occupait la même niche écologique en profondeur. Cette nouvelle distribution qui s'est donc confirmée depuis les 10-15 dernières années peut sûrement être vue comme un indicateur de la réoligotrophisation.

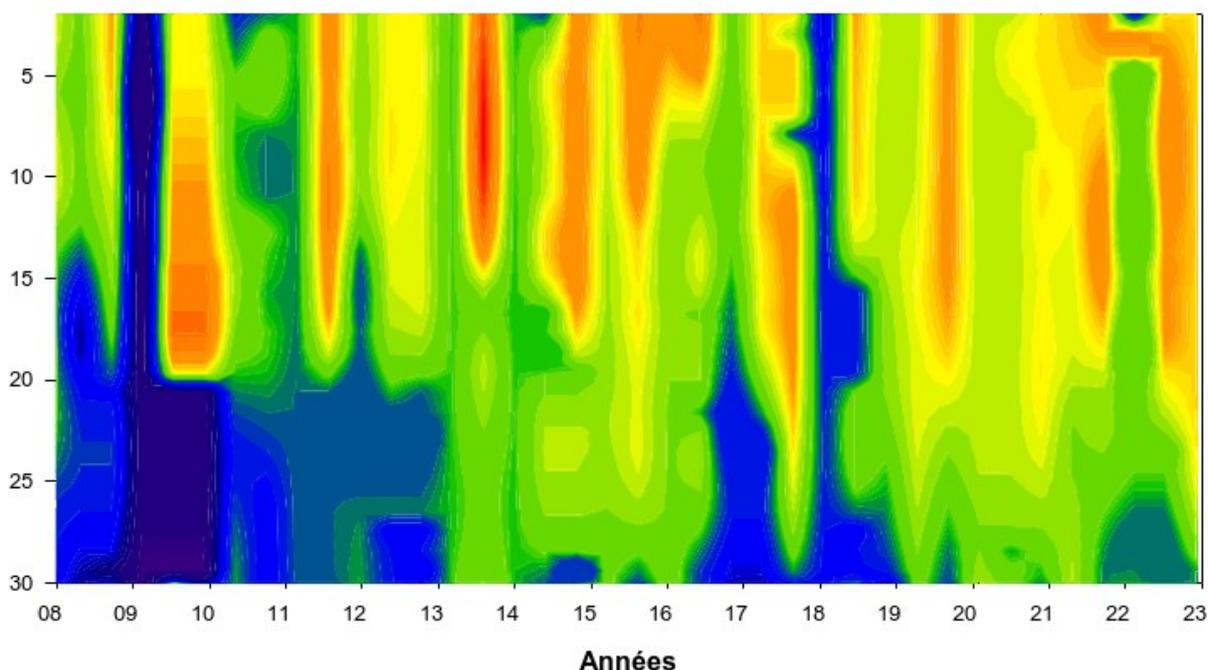


Figure 5 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 30 m entre 2008 et 2022 inclus révélant l'augmentation annuelle et l'approfondissement de la biomasse picocyanobactérienne

II.4. Evolution de la biomasse picophytoplanctonique

Dans les milieux oligotrophes et relativement transparents (non humiques), il est attendu que la biomasse picophytoplanctonique soit bien représentée. Suivre l'évolution des proportions du pico-, nano- et microphytoplancton est donc particulièrement intéressant dans le contexte de la réoligotrophisation du lac du Bourget. Afin de pouvoir calculer la biomasse picophytoplanctonique, celle du nano- et du microphytoplancton étant réalisé en routine, différentes picocyanobactéries issues du lac du Bourget ont été mises en culture et leur biovolume a été mesuré. Il a été trouvé que la plupart des cellules est oblongue avec un biovolume moyen de $1,5 \mu\text{m}^3$ (Jacquet non publié).

Les données phytoplanctoniques classiques étant obtenues sur la strate d'eau 0-18 m, la mesure des abondances picocyanobactériennes a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton, depuis 2012, parallèlement aux profondeurs discrètes, générant ainsi à ce jour près d'une centaine de données. Une très bonne corrélation ($r=0,94$, $n=186$, $P<0,001$) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne (non pondérée) des abondances à 2, 10, 15 et 20 m (Figure 6) suggérant que cette valeur moyenne puisse être utilisée pour effectuer des calculs et comparer les proportions en biomasse des pico-, nano- et microformes du phytoplancton pour les années 2004 à 2022 (Jacquet non publié).

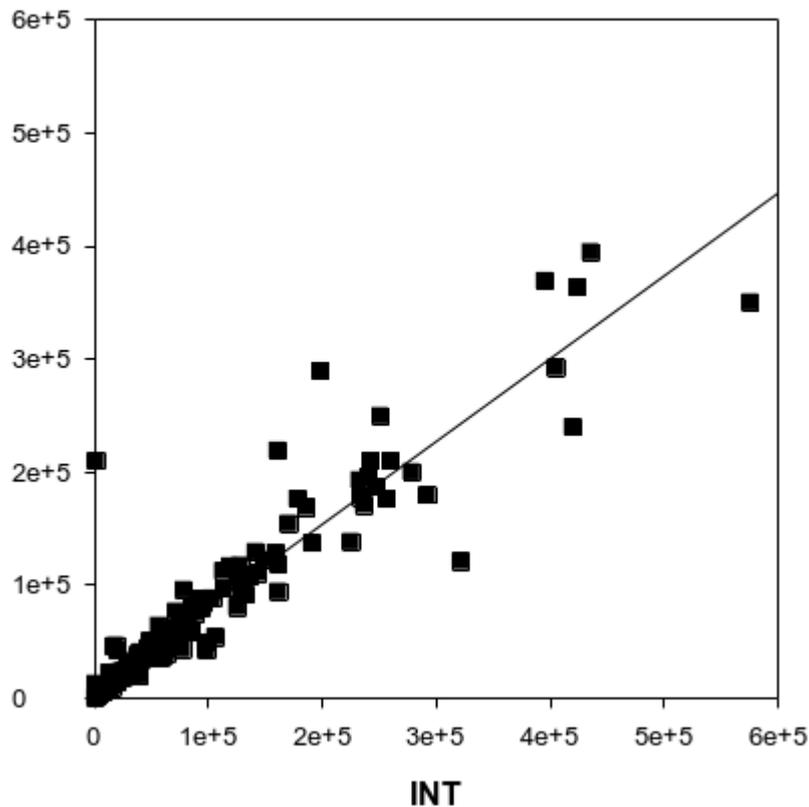


Figure 6 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour les années 2012 à 2022

L'évolution (i) des abondances moyennes des picocyanobactéries au sein du lac du Bourget permettant de révéler leur importance quantitative et leur dynamique et (ii) de la proportion en terme de biomasse du pico-, nano- et microphytoplancton est présentée ci-dessous.

Les concentrations annuelles moyennées des picocyanobactéries sur la zone 2-20 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules.ml⁻¹ (Figure 7). Ces fortes valeurs sont toujours enregistrées sur la période printemps – été – début d'automne, les concentrations maximales étant généralement observées en juillet-aout. Une distribution annuelle bimodale est souvent observée mais pas toujours, ce qui semble typique des lacs tempérés de statut oligotrophe à mésotrophe (Callieri 2010). En 2014, la plus forte valeur de la chronique avait été atteinte avec près de 6×10^5 cellules.ml⁻¹ au mois d'aout. En 2016, les concentrations les plus élevées (légèrement inférieures à 2×10^5 cellules.ml⁻¹) étaient comparables à celles des années 2012 et 2015. 2017 était la seconde année après 2014 où la plus forte valeur moyenne était enregistrée avec $4,25 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ à la fin du mois de juillet. En 2018 et 2019, les plus fortes concentrations enregistrées étaient similaires, avec $2,47 \times 10^5$ vs $2,43 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ soit deux fois moins qu'en 2017 et plus comparable aux années 2015 et 2016. En 2021, les concentrations maximales se sont étalées de fin juin à fin octobre, les plus fortes valeurs étant observées en juillet ($2,4 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹) et aout ($3,2 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹). En 2022, les concentrations maximales se sont étalées d'avril à aout, les plus fortes valeurs étant observées, pour la première fois, en avril ($4,7$ et $3,4 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹).

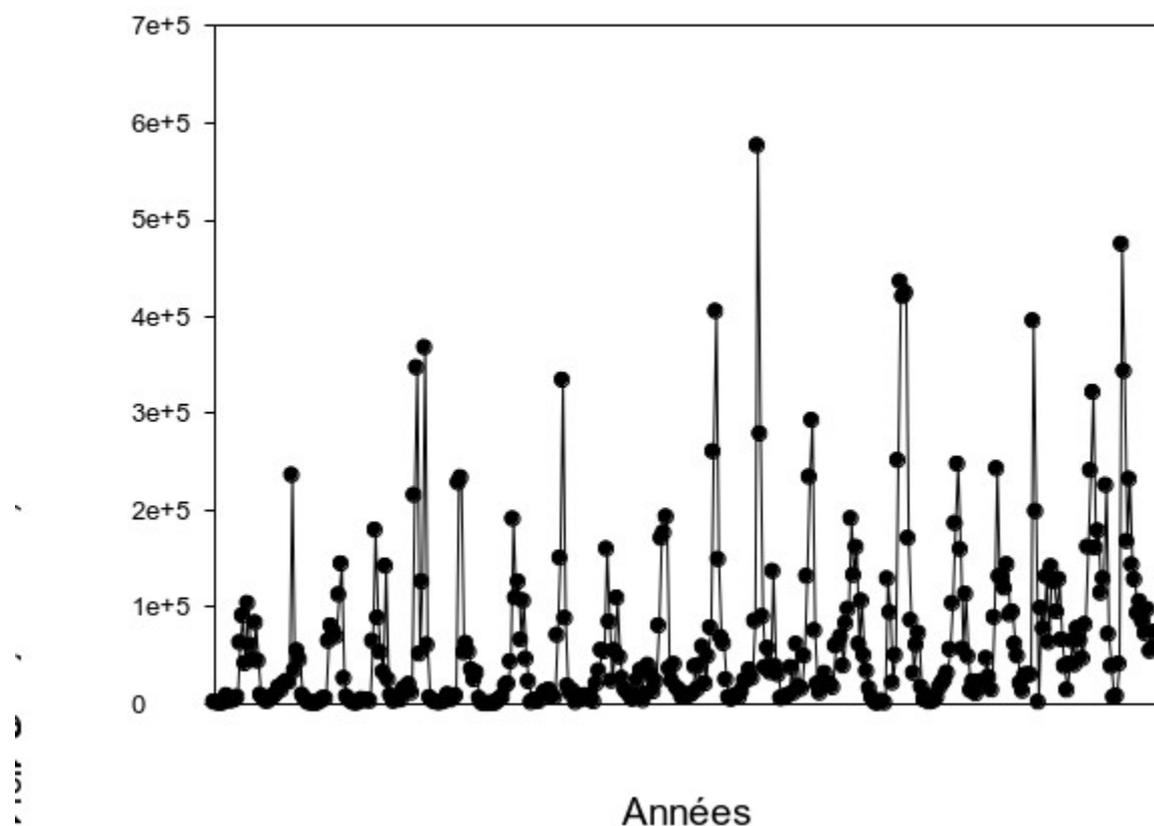


Figure 7 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2022

Sur la période de 2004 à 2022 inclus, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 19,8% (en 2022) révélant de fortes disparités entre année (Figure 8). L'évolution de cette gamme de taille planctonique est particulièrement marquée après 2009 puisque la proportion a été multipliée par 5 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant, semble-t-il, être directement associée à la raréfaction de *P. rubescens*). Compartimentement la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,2.

2013 avait été une année remarquable car, pour la première fois, le picophytoplancton représentait plus de 10% de la biomasse phytoplanctonique. En 2014, cette proportion était deux fois moindre (7%), en lien avec le doublement de la biomasse phytoplanctonique totale entre 2013 et 2014, majoritairement due aux formes microphytoplanctoniques. En dépit de cette forte baisse de la proportion du picoplancton, 2014 avait toutefois été la seconde année où la proportion des picocyanobactéries était la plus élevée. En 2016, la proportion du picophytoplancton était restée modeste avec 7,5%. Elle était de 6,9% et 6,1% en 2014 et 2015, respectivement. En 2017, on observait une augmentation significative de la proportion du picophytoplancton avec 9,9%. En 2018, cette valeur était nettement moindre et similaire à 2014 : 6,9% et 2019 était très peu différente de 2018 avec 8,4%. 2020 était l'année avec la plus forte valeur pour la biomasse picoplanctonique avec 17,3% suivie de près par 2021 avec 15,7%. 2022 se classe en première avec une proportion des picocyanobactéries de presque 20%.

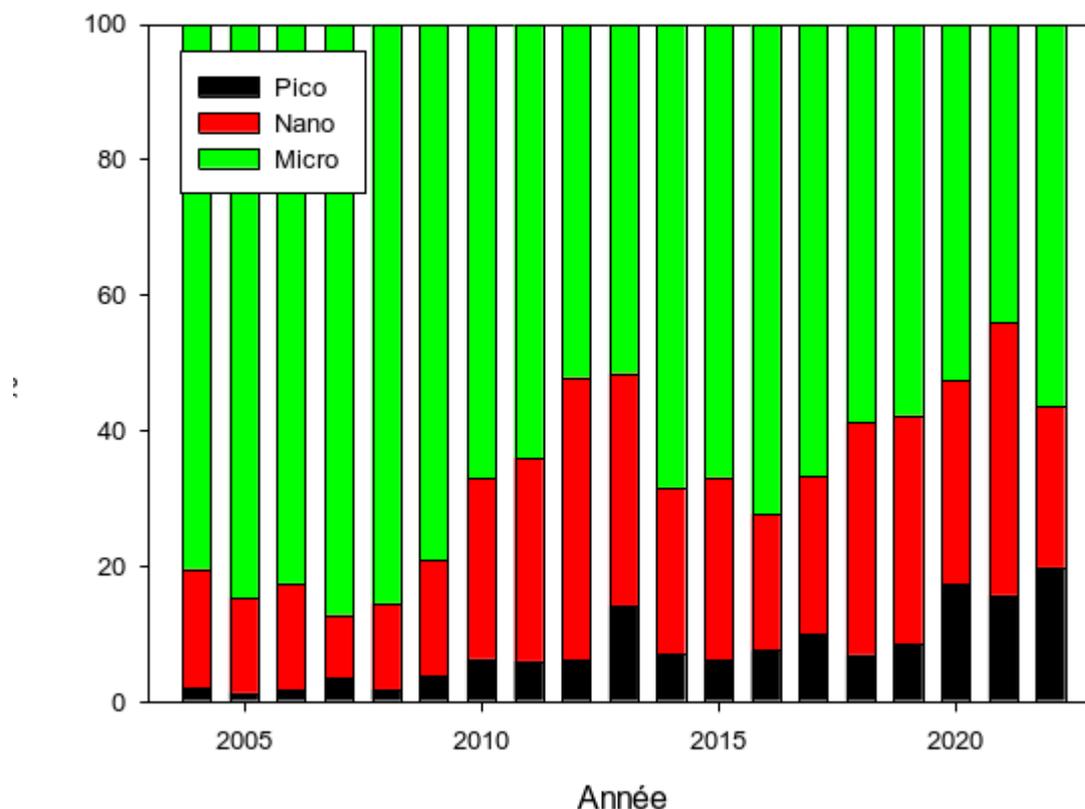


Figure 8 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

Le constat d’une augmentation significative de la biomasse du picophytoplancton, ici représentée uniquement par les picocyanobactéries, est aussi illustrée sur la Figure 9 ci-dessous ($r=0,82$; $n=18$; $p<0,01$), qui révèle également que les valeurs moyennes annuelles les plus élevées sont enregistrées en 2021 et 2022 avec $179,6 \mu\text{g/L}$ et $213 \mu\text{g/L}$, après 2017 ($178 \mu\text{g/L}$) et 2020 ($161 \mu\text{g/L}$). En proportion, ce compartiment est passé d’~2-3 à 10-20% entre 2004 et 2022 de la biomasse phytoplanctonique totale (encart dans la Figure).

Au-delà de leur rôle dans le fonctionnement planctonique des lacs, qu’il reste à déterminer pour le lac du Bourget, les picocyanobactéries semblent être un bio-indicateur du statut trophique et de divers changements pouvant advenir au sein des écosystèmes lacustres. Les picocyanobactéries, de part leur petite taille et un rapport surface/volume élevé, ont des besoins limités en phosphore et une efficacité élevée en terme de « capture » de leur nourriture et de la lumière (Pitt et al. 2010). Ainsi, il est logiquement attendu que la contribution relative du picophytoplancton par rapport à l’ensemble du phytoplancton augmente avec le degré d’oligotrophisation de l’écosystème. Au sein des lacs peri-alpins, l’importance relative des picocyanobactéries par rapport à l’ensemble du phytoplancton semble en effet associée avec des eaux pauvres en nutriments. De plus, dans le contexte de réchauffement global, il se pourrait que les picocyanobactéries soient avantagées par le réchauffement des eaux estivales en conjonction avec l’appauvrissement des eaux de surface (Agawin et al. 2000, Collos et al. 2009, Fu et al. 2007).

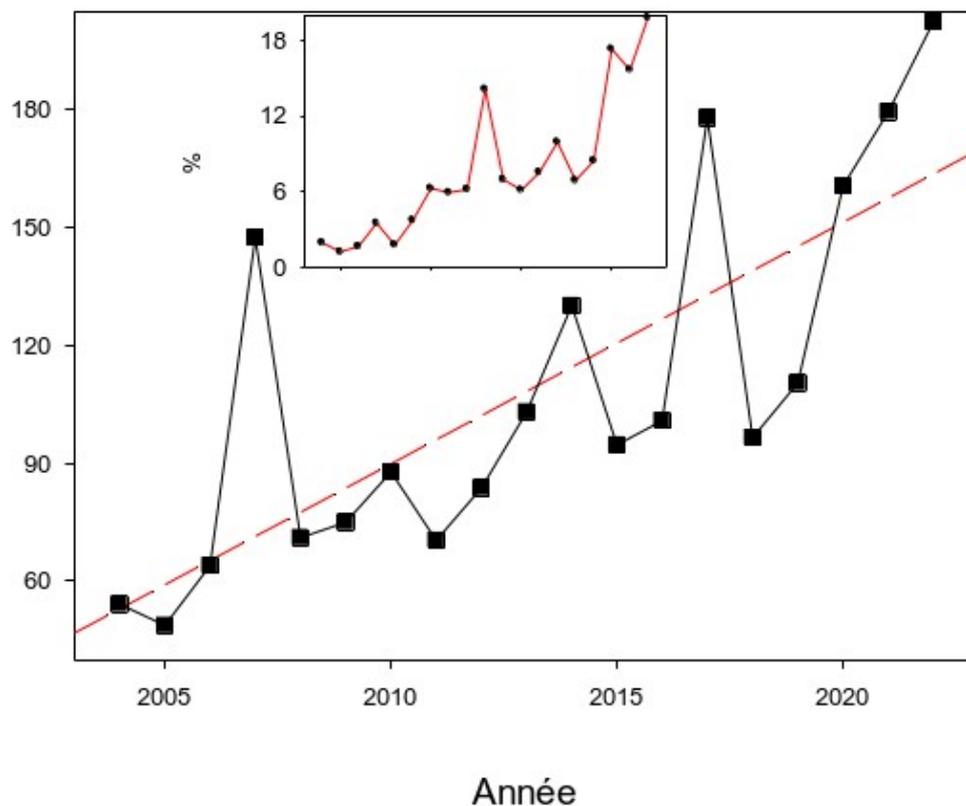


Figure 9 Evolution de la biomasse picophytoplanctonique dans le lac du Bourget depuis 2004

La proportion du picophytoplancton au lac du Bourget semble donc devenir de plus en plus importante avec la baisse des concentrations en nutriments. La Figure 10 révèle en effet une relation négative significative entre picocyanobactéries et concentrations en P_{tot} ($n=18$, $r=-0,77$, $p<0,01$) ou P-PO₄ ($r=-0,78$, $p<0,01$) alors que c'est l'inverse pour les formes phytoplanctoniques de grande taille ($r=0,85$ et $0,86$).

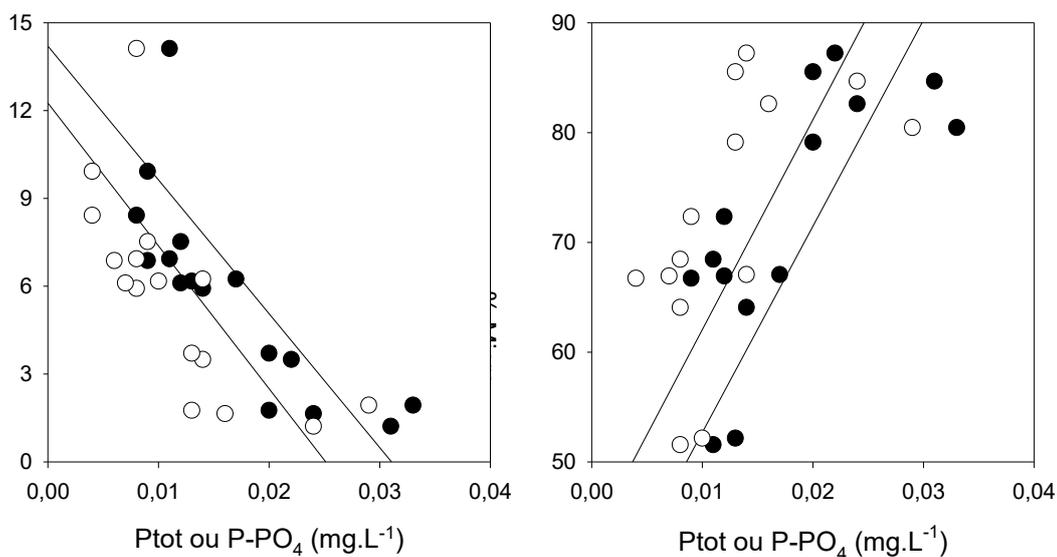


Figure 10 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO₄

Il reste à analyser plus en détail l'effet du réchauffement des eaux qui a été réel au cours de la dernière décennie. En effet Domaizon et al. (2013) ont montré que la proportion des picocyanobactéries avait beaucoup augmenté au cours de la dernière décennie comparativement à l'ensemble du siècle dernier, sans lien notable avec les concentrations en Phosphore, mais que cela semblait corrélé avec le réchauffement, ces relations semblant plus marquées en été.

III. Conclusions

Les picocyanobactéries constituent un compartiment biologique fortement dynamique pouvant atteindre de fortes concentrations et dont le rôle fonctionnel et la diversité restent mal connus au sein des lacs péri-alpins français. Depuis le début de la chronique, on observe une augmentation faible mais significative de la biomasse de ce compartiment et de sa contribution à l'ensemble de la biomasse phytoplanctonique. Ceci pourrait suggérer le caractère bio-indicateur de ce compartiment en lien avec la réoligotrophisation du lac du Bourget et la relation généralement négative avec la ressource phosphorée mais aussi une réponse à l'augmentation des températures des eaux de surface au cours de la dernière décennie. Il est critique de continuer l'étude et l'analyse de ce compartiment sur le long terme.

ETUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre sont présentées les données du suivi global de la communauté zooplanctonique crustacéenne du lac du Bourget. La première partie traite des dynamiques saisonnières des différents groupes du zooplancton crustacéen observées au cours de l'année 2022. La seconde partie est consacrée aux tendances interannuelles de cette communauté et à l'étude des indices fonctionnels sur la période 2004-2022.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen opéré en 2022 est identique à celui réalisé dans le cadre du suivi à long terme du Léman et du lac d'Annecy. Les prélèvements ont été effectués à la station pélagique située au milieu du lac (point B) à l'aide d'un filet de vide de maille de 212 µm, lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons ont été fixés immédiatement sur le bateau au formol (concentration finale 5%). De retour au laboratoire, les échantillons ont été conservés au frais et à l'obscurité, et les microcrustacés ont été dénombrés, quelques jours à semaines plus tard, par espèce et stade de développement. Le dénombrement a été réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon. 20 prélèvements ont pu être effectués et analysés en 2022, soit deux prélèvements par mois exception faite des mois de janvier, février, novembre et décembre.

II. Dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen

En milieu lacustre, le zooplancton se compose essentiellement de deux grandes classes : les crustacés et les rotifères. Le mode d'échantillonnage appliqué lors du suivi routinier du lac du Bourget est surtout adapté à l'étude du zooplancton crustacéen, cette étude porte par conséquent uniquement sur les microcrustacés. Ce groupe se subdivise en deux principales sous-classes : les branchiopodes et les copépodes. La sous-classe des branchiopodes est représentée par le seul ordre des cladocères. La sous-classe des copépodes se compose, dans les milieux pélagiques des lacs périalpins français, de deux ordres : les cyclopoïdes et les calanoïdes.

Le nombre de taxons crustacéen observés chaque année oscille entre 8 et 14, pour un total de 16 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi en 2004. Ces 16 taxons comprennent une unique espèce de copépode calanoïde (*Eudiaptomus gracilis*), 7 taxons de copépodes cyclopoïdes (*Acanthocyclops robustus*, *Cyclops prealpinus*, *Cyclops vicinus*, *Cyclops sp.*, *Megacyclops viridis*, *Mesocyclops leuckartii*, et *Thermocyclops crassus*) et 8 taxons de cladocères (*Bosmina longirostris*, *Bythotrephes longimanus*, *Chydorus sphaericus*, complexe *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina coregoni*, *Eubosmina longispina* et *Leptodora kindtii*). *E. coregoni*, *M. leuckarti*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. En cohérence avec les années

précédentes, les espèces suivantes n'ont pas été observées en 2022 : *B. longirostris*, *C. sphaericus*, *Cylops sp.*, *C. vicinus*. Les autres espèces ont été observées régulièrement au cours de l'année 2022 et font l'objet de la première partie de cette étude.

La comparaison du biovolume sédimenté entre 2015 et 2022 (Figure 1) confirme en 2022 la tendance à la baisse depuis 2019. La moyenne annuelle était de 112 ml m⁻² en 2015 puis elle a diminué progressivement pour n'atteindre que 49 ml m⁻² en 2019 et 51 ml m⁻² en 2022. Comme déjà observé l'année précédente, les biovolumes sédimentés ont été plus faibles en début d'année (janvier et février 2022) et plus importants en début d'été (le maximum a été observé en juillet et août). Une tendance bimodale, typique des lacs mésotrophes est bien visible ces dernières années avec des pics récurrents en fin de printemps (mai-juin) et en d'été (juillet-août).

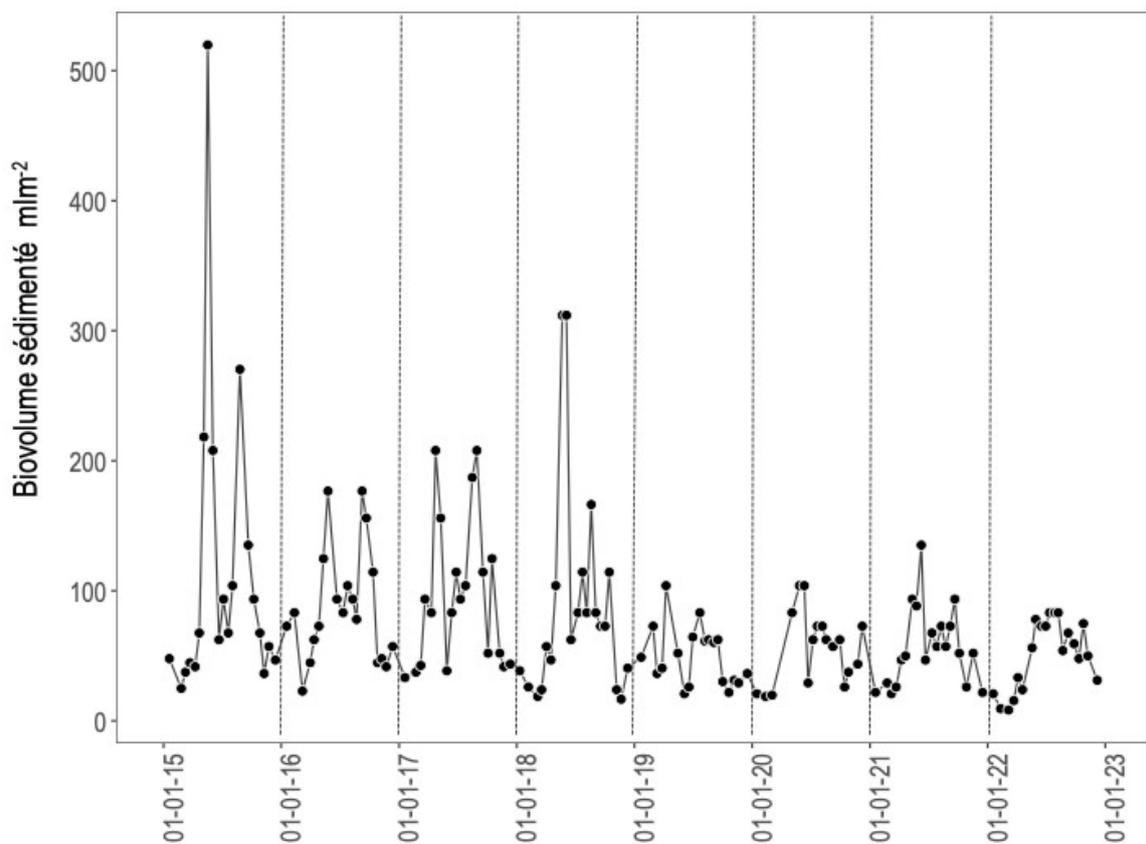


Figure 1 Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget de 2015 à 2022

La dynamique des abondances des trois familles crustacéennes en 2022 a suivi une dynamique saisonnière typique pour les lacs tempérés, avec un pic en début de printemps dû au développement des calanoïdes et cyclopoïdes et un pic en juin qui correspond à l'augmentation des trois groupes (Figure 2). Dans le détail, on a observé une croissance synchrone des cyclopoïdes et des calanoïdes, qui représentaient respectivement 52% et 45% des effectifs du pic en avril. Les cladocères sont restés peu abondants jusqu'au mois de mai et un premier pic d'abondance a eu lieu le 16 juin (1.2×10^5 ind m⁻²), bien que les cladocères aient représenté la majorité des effectifs totaux du zooplancton fin mai (45%). Les abondances des

microcrustacés sont variables pendant l'été et le pic d'abondance plus important a été observé fin octobre (2×10^5 ind m^{-2}), suivi par un important déclin en décembre, typique des mois hivernaux.

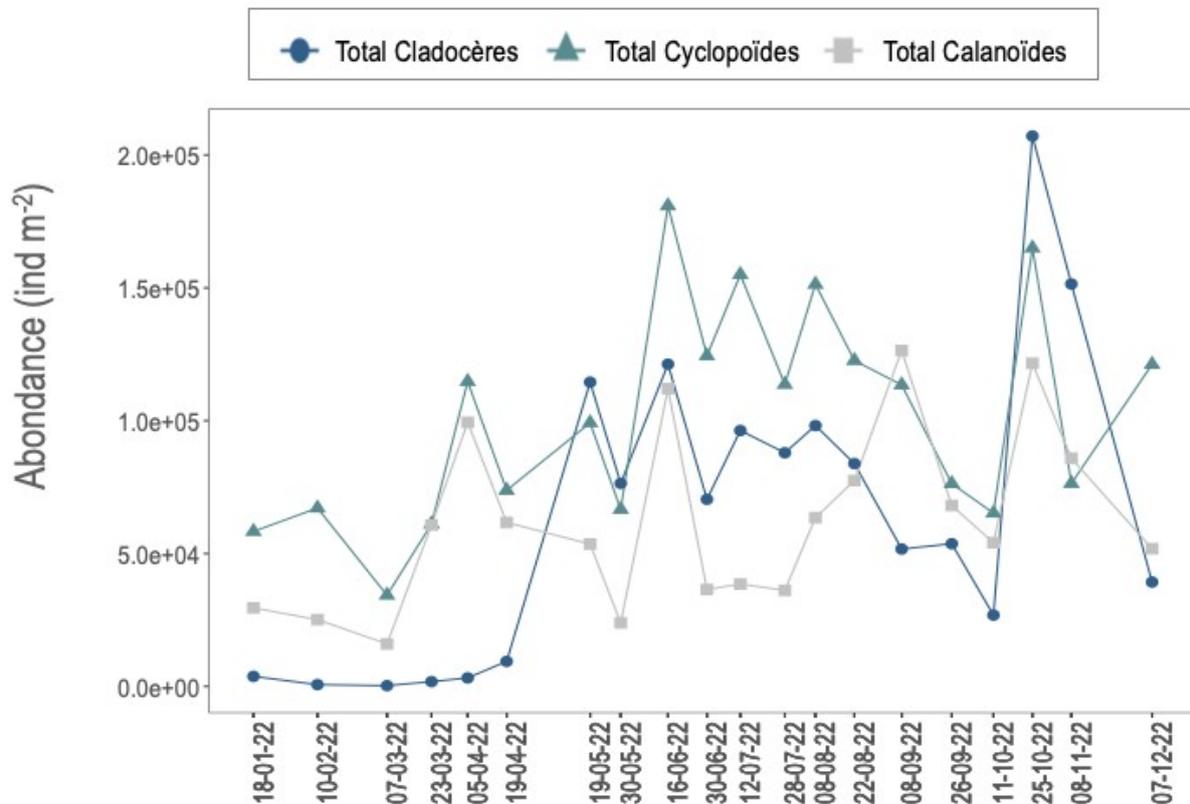


Figure 2 Dynamique saisonnière des différentes classes de microcrustacés au lac du Bourget en 2022

Les cladocères herbivores ont été représentés par le complexe *Daphnia longispina* et les espèces *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*. Pendant la période de janvier à avril l'abondance est restée faible (maximum 9.3×10^3 ind m^{-2}) et l'espèce la plus abondante était *E. longispina*. Le développement printanier a débuté en mai, suivi par le premier pic d'abondance en juin (1.2×10^5 ind m^{-2}), représenté en majorité par *D. longispina* (88% des effectifs des cladocères herbivores) et *E. longispina* (11% des effectifs des cladocères herbivores).

Au cours de l'été un changement a été observé dans la dominance au sein de la communauté et *E. longispina* est remplacée par l'espèce thermophile *D. brachyurum*, qui atteint des pics d'abondance plus faibles comparés aux deux autres espèces (4.7×10^4 ind m^{-2} le 12 juillet).

En novembre *E. longispina* est à nouveau l'espèce dominante, avec un pic d'abondance de 8.1×10^4 ind m^{-2} le 8 novembre, correspondant au 53% des effectifs totaux de la communauté (Figure 3).

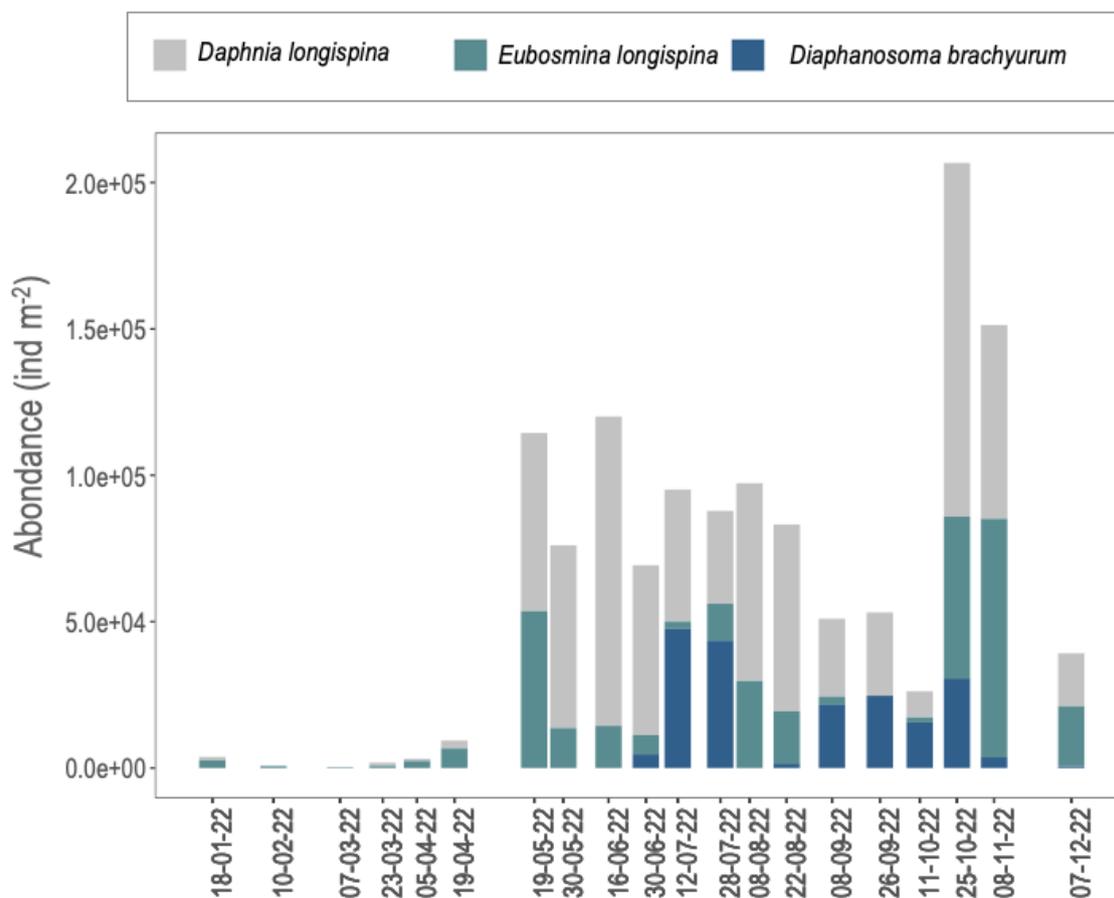


Figure 3 Evolution saisonnière de la composition des cladocères herbivores au lac du Bourget en 2022

Les cladocères prédateurs ont présenté par rapport aux cladocères herbivores des abondances typiquement inférieures (Figure 4). *Bythotrephes longimanus* a été observé en 2022 seulement en décembre avec des valeurs d'abondance très faibles (63 ind m⁻²). *Leptodora kindtii* a été l'espèce plus abondante, mais avec un développement typiquement que à partir de printemps et une période de croissance principale pendant la saison chaude. Les pics majeurs (1.2 x 10³ et 1.1 x 10³ ind m⁻²) ont été observés respectivement le 16 et le 30 juin et le 12 juillet. A partir de début novembre, *L. kindtii* a été présente dans la communauté en faible abondance. La dynamique saisonnière des cladocères prédateurs a été donc très différente par rapport à la dynamique des cladocères herbivores, notamment à cause de la période de croissance quasiment limitée à la période été - automne, pendant le reste de l'année les effectifs de *L. kindtii* n'ont pas dépassé les 100 ind m⁻². Malgré les faibles abondances, les cladocères prédateurs sont toutefois supposés jouer un rôle important en tant que lien trophique intermédiaire, en exerçant une pression forte sur les petites formes crustacéennes (Manca & Comoli 1995) et représentant une proie préférentielle pour les poissons en été.

Les copépodes cyclopoïdes en 2022 ont montré une augmentation des effectifs dès le début d'année (Figure 5), principalement due au développement de *Thermocyclops crassus*, qui a représenté l'espèce principale de la communauté des cyclopoïdes en janvier (73% des effectifs totaux), bien que *Cyclops alpinus* est resté toujours présent. Pendant les mois, une succession semble opérer entre ces deux espèces et la dominance de *T. crassus* a été progressivement remplacée par *C. prealpinus* qui est l'espèce majoritaire

pendant la période avril-mai, représentant en avril 82% des effectifs du zooplancton crustacéen. *T. crassus* est devenu dominant à nouveau pendant les mois hivernaux (79%, 82% et 78% des effectifs en novembre et décembre), bien que décrit comme une espèce thermophile.

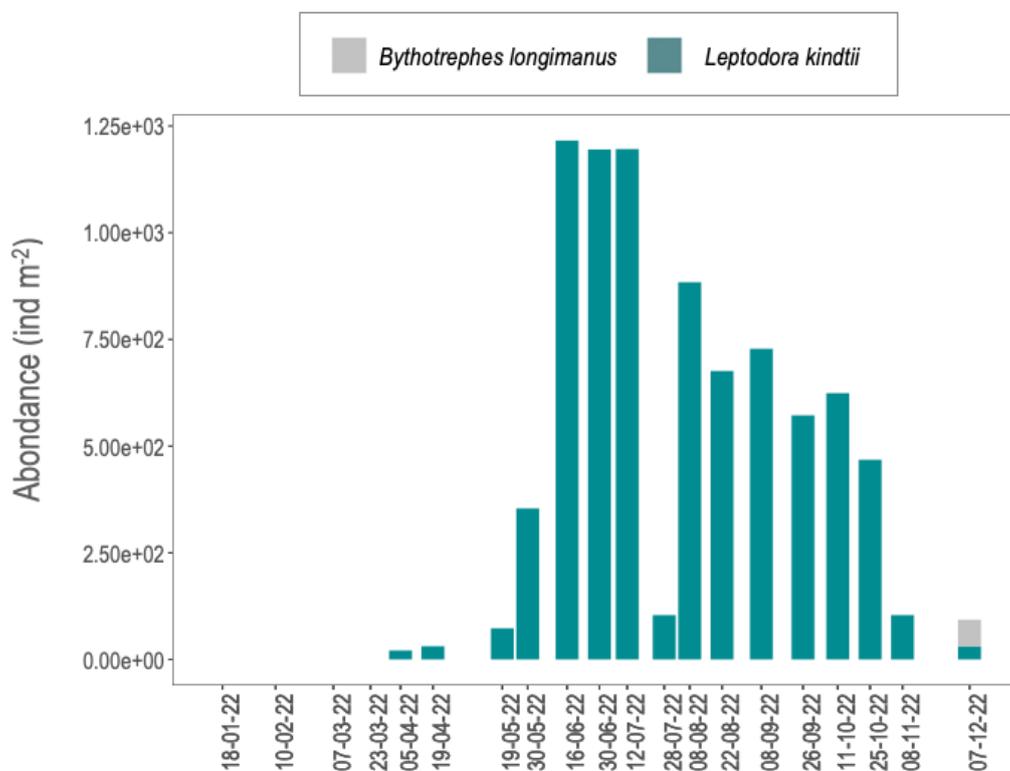


Figure 4 Evolution saisonnière de l'abondance des cladocères prédateurs au lac du Bourget en 2022

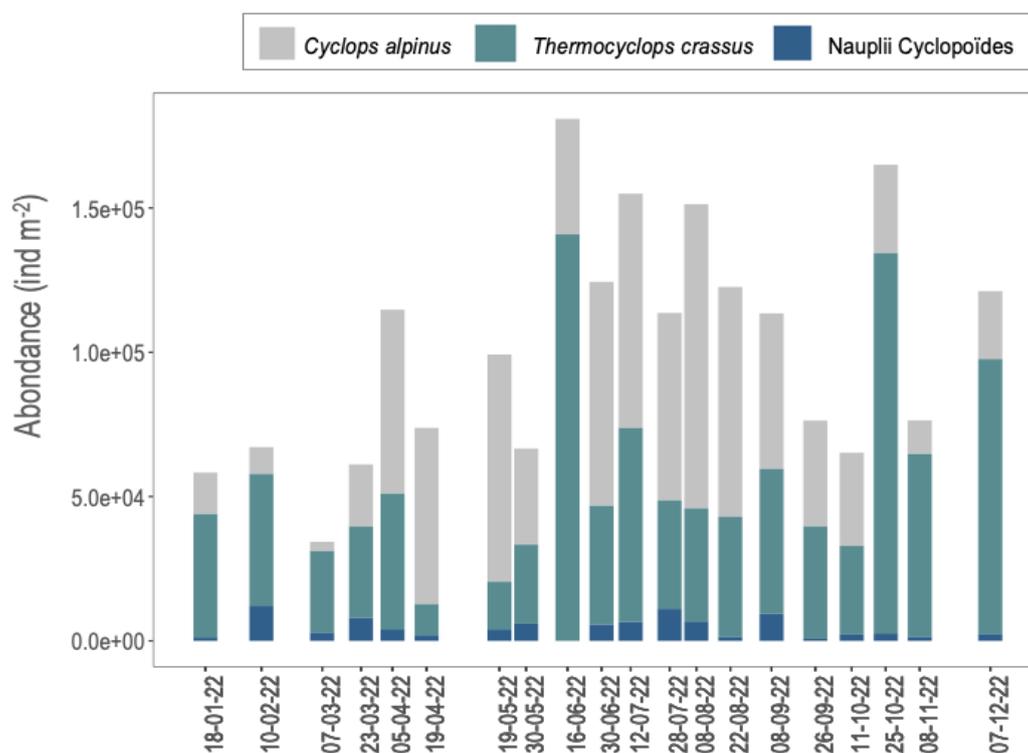


Figure 5 Evolution de la composition des copépodes cyclopoïdes au lac du Bourget en 2022

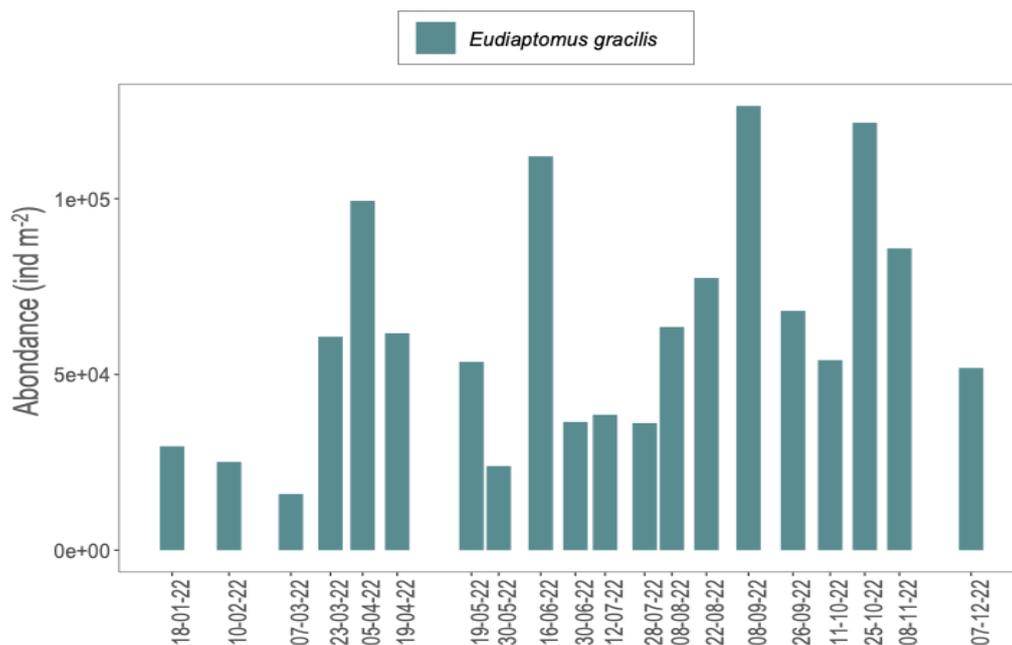


Figure 6 Evolution de l'abondance des Calanoides (*Eudiaptomus gracilis*) au lac du Bourget en 2022

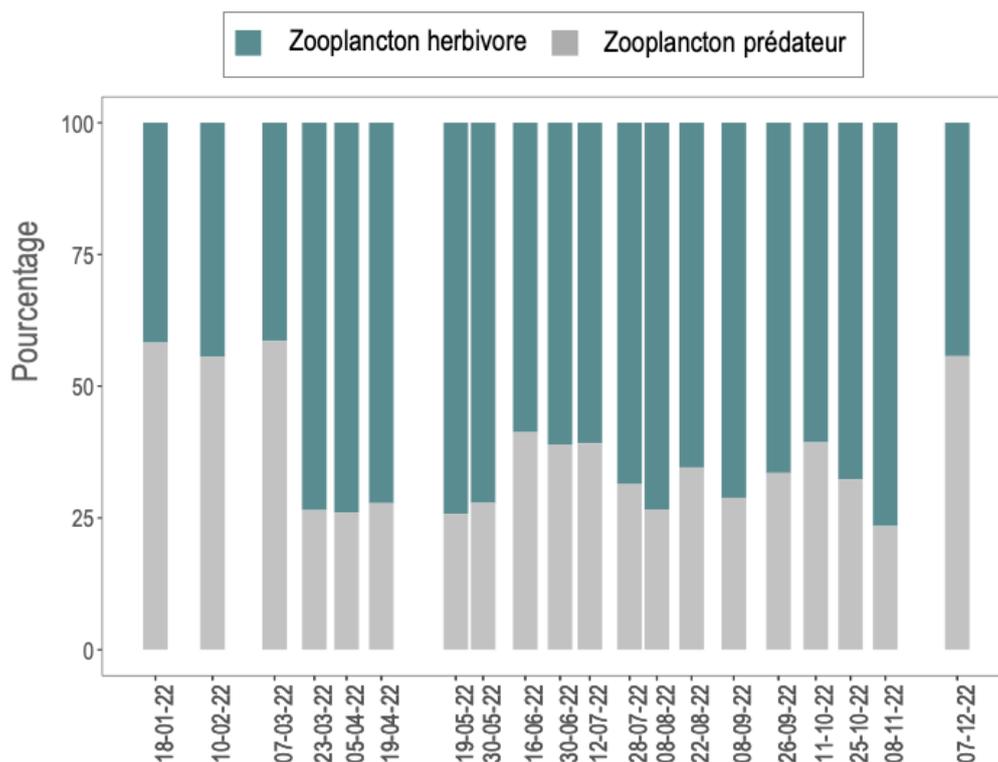


Figure 7 Pourcentage des effectifs des herbivores et des prédateurs au lac du Bourget en 2022

Les copépodes calanoides sont représentés au lac du Bourget par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis*. Sa dynamique saisonnière (Figure 6) est assez comparable à celle des cyclopoïdes avec des valeurs d'abondance importantes déjà en début d'année. On a observé en 2022 le pic usuel se produisant en printemps en avril (9.9×10^4 ind m⁻²) et un deuxième en juin (1.1×10^5 ind m⁻²). Le pic de fin d'été, plus

important, a été observé début septembre (1.2×10^5 ind m^{-2}) et un dernier pic avec des valeurs d'abondance similaires a été observé fin octobre (1.2×10^5 ind m^{-2}).

L'analyse des stratégies trophiques (herbivores vs prédateurs) (Figure 7), permet une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques du zooplancton à l'échelle annuelle.

Les espèces herbivores (les cladocères *Daphnia longispina*, *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*, le calanoïde *E. gracilis* et les nauplii des cyclopoïdes) ont constitué une partie importante de la communauté totale zooplanctonique (Figure 7). En 2022, ils ont représenté en moyenne 63% des effectifs totaux et notamment ont été prépondérants au printemps, le pic majeur de 74% des effectifs a été atteint le 19 mai.

Le zooplancton prédateur est plus présent pendant les mois d'hiver, les pics plus importants ont été observé le 18 janvier et le 7 mars (58% des effectifs totaux) et en fin d'année, en décembre, lorsque les cladocères prédateurs ont représenté 55% des effectifs totaux.

Les espèces herbivores ont été donc prépondérantes dans la communauté zooplanctonique en 2022, notamment pendant le saison printanière et estivale. Leur dynamique a été fortement liée à la communauté phytoplanctonique et à la disponibilité d'espèces qui constituent une ressource nutritionnelle adéquate au développement et à la reproduction des consommateurs. Notamment en printemps la dominance des espèces herbivores correspond à la disponibilité d'espèces algales de petite taille et de bonne qualité nutritionnelle telles que le sont les Diatomées, qui constituent une partie importante de la communauté phytoplanctonique en printemps (voir la partie dédiée au phytoplancton).

En contrepartie, le zooplancton étant une ressource importante pour les consommateurs supérieurs tels que les poissons, une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessite également une intégration de la pression de prédation exercées par les poissons.

III. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2022

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen en 2022 (Figure 8a) a été en légère baisse comparé à 2021, bien qu'en général les valeurs sont restées stables par rapport à la moyenne des années récentes (soit 2.2×10^5 ind m^{-2} en 2022 et 2.6×10^5 ind m^{-2} en moyenne en 2018-2021). Ces valeurs confirment la tendance à la baisse enregistrée depuis le début du suivi avec une moyenne de 3.5×10^5 ind m^{-2} pour la période 2004-2009 et 3.4×10^5 ind m^{-2} pour la période 2010-2017.

Ces valeurs sont dues notamment à la diminution de cladocères au cours de ces dernières années (Figure 8b), avec une baisse des effectifs d'une moyenne de 1.2×10^5 ind m^{-2} pour la période 2004-2009 à 0.7×10^5 ind m^{-2} pour la période 2016-2022. Différemment aux années précédentes, les abondances de *Daphnia sp.*, qui ont montré une diminution continue des effectifs pendant la période 2019-2021 (moyenne 3.2×10^4 ind m^{-2}), sont en légère augmentation en 2022 (3.5×10^4 ind m^{-2}).

Les calanoïdes (Figure 8d) ont confirmé la tendance à la baisse observée depuis 2020 (9.9×10^4 ind m^{-2} en 2021 et 5.9×10^4 ind m^{-2} en 2022). Les cyclopoïdes (Figure 8e) ont confirmé une dynamique plus stable avec une légère augmentation comparée aux années récentes, soit une moyenne de 8.1×10^4 ind m^{-2} pendant la période 2019-2021 et 9.3×10^4 ind m^{-2} en 2022.

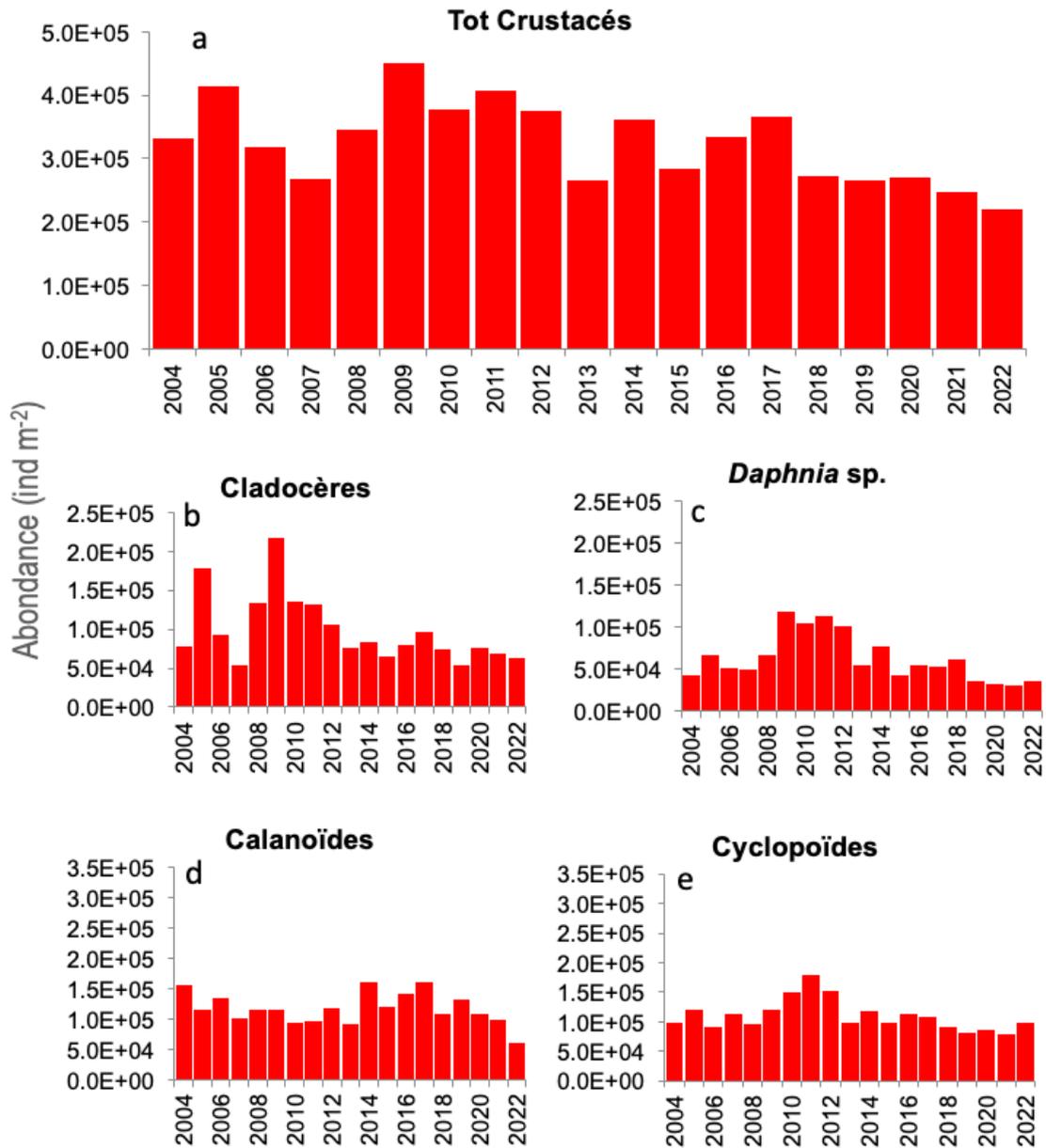


Figure 8 Abondances moyennes annuelles a. des crustacés totaux, b. des cladocères, c. des Daphnies, d. des calanoïdes et e. des cyclopoïdes au lac du Bourget entre 2004 et 2022

L'évolution des abondances pendant les mois printaniers permet d'évaluer la dynamique à long terme de la disponibilité des proies pendant la croissance des juvéniles de corégone. La tendance observée tout au long de l'année est confirmée pour les crustacés totaux (Figure 9a). Une baisse presque constante a été observée pendant la période 2008-2014, ensuite stabilisée à partir de 2015 sur des valeurs d'abondance faible comparées au début du suivi (soit moyenne 3.3×10^5 ind m^{-2} pour la période 2004-2015 et 2×10^5 ind m^{-2} pour 2015-2022 ; valeurs maximales pendant ces deux périodes ont été de 1×10^6 ind m^{-2} en 2008 et 1.8×10^5 ind m^{-2} en 2020). Des pics d'abondance au printemps beaucoup moins importants que dans les années précédentes ont été observés pour les cladocères totaux à partir de 2010 (Figure 9b) et pour les *Daphnies* à partir de 2019 (Figure 9c). Les calanoïdes, caractérisés par une phase de croissance en été, sont le seul groupe qui a montré des valeurs de printemps plus stables (Figure 9d). La dynamique du groupe

carnivore des cyclopoïdes, tout comme les autres groupes des crustacés a été également caractérisée par une baisse des valeurs maximales de printemps à partir de 2017 (Figure 9e).

Pour mieux comprendre les changements temporels de la communauté crustacéenne, la dynamique du compartiment phytoplanctonique est essentielle en tant que ressource principale pour le zooplancton herbivore, qui constitue à son tour une ressource pour le zooplancton prédateur.

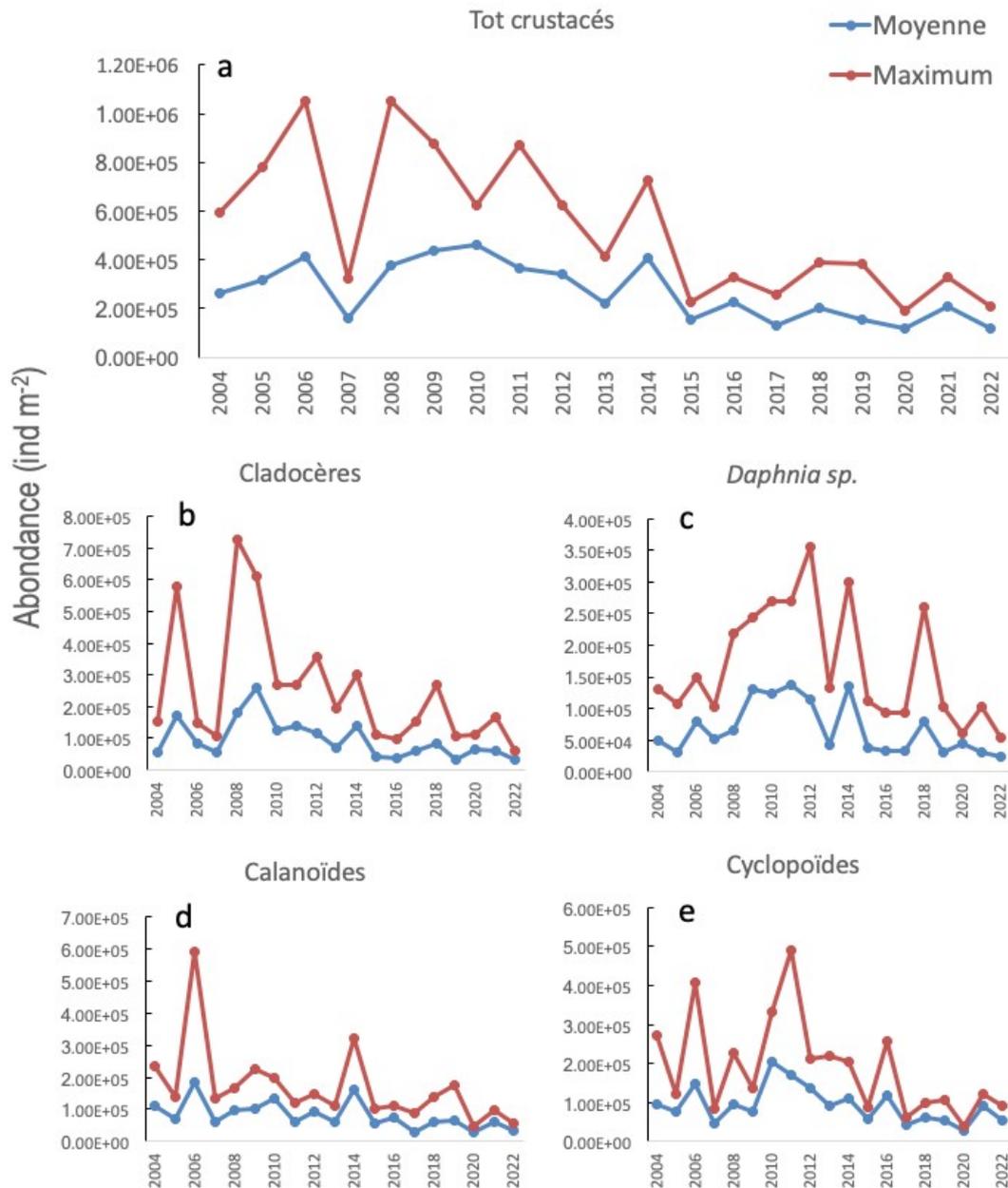


Figure 9 Abondances moyennes et maximales printanières (avril-juin) des a. crustacés totaux, b. cladocères, c. Daphnies, d. calanoïdes et e. cyclopoïdes au lac du Bourget entre 2004 et 2022

A l'échelle interannuelle, les effectifs totaux de microcrustacés sont indépendants de la biomasse phytoplanctonique moyenne annuelle (Figure 10a), bien qu'on constate une correspondance plus marquée entre les deux communautés à partir de 2013. En 2022 cette tendance semble interrompue et on observe

une légère augmentation du biovolume total du phytoplancton correspondant à une baisse de l'abondance de microcrustacés.

En effet, dans le détail, une correspondance peut être observée entre les effectifs moyens annuels de zooplancton herbivore et la dynamique d'abondance des biomasses moyennes annuelles des classes algales de bonne qualité nutritionnelle, telles que les Diatomées et les Chrysophycées (Figure 10b). Cette correspondance s'est estompée au cours de la période 2006-2011, période où on a observé toutefois le maintien des effectifs de microcrustacés herbivores en dépit d'une diminution marquée des biomasses phytoplanctoniques. A cette époque la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* était présente régulièrement dans le Lac du Bourget et particulièrement avec des biomasses exceptionnelles enregistrées en 2008 et 2009 (Jacquet *et al.* 2010).

La correspondance entre Diatomées, Chrysophycées et zooplancton herbivore s'est découplée à nouveau en 2019, notamment à cause de la baisse des effectifs des consommateurs herbivores, mais qui n'a pas correspondu à une baisse de ressources nutritionnelles. En 2020 on a observé à nouveau une tendance convergente, probablement due à la correspondance d'abondance des Diatomée de petite taille et du zooplancton herbivore. En 2022, on observe la même dynamique décroissante entre ressources et herbivores, la baisse du phytoplancton de bonne qualité nutritionnelle a pu être un facteur limitant pour le développement du zooplancton herbivore.

Les indices fonctionnels (Villéger *et al.* 2008, Laliberté & Legendre 2010) permettent de relier la dynamique des différents groupes taxonomiques (changement dans la diversité des espèces) aux traits fonctionnels qui déterminent les processus essentiels au maintien de l'écosystème. Pour le compartiment zooplanctonique, les indices fonctionnels ont été calculés en considérant les stratégies trophiques et l'utilisation des ressources (Krztoń *et al.* 2019). On propose dans ce rapport des indices fonctionnels (Villéger *et al.* 2008, Laliberté & Legendre 2010) dans la continuité des indices proposés depuis 2019. Ils permettent de relier la dynamique des différents groupes taxonomiques (changement dans la diversité des espèces) aux traits fonctionnels qui déterminent les processus essentiels au maintien de l'écosystème. Pour le compartiment zooplanctonique, les indices fonctionnels ont été calculés en considérant les stratégies trophiques et l'utilisation des ressources (Krztoń *et al.* 2019).

La richesse fonctionnelle (Figure 11a) représente le nombre de groupes fonctionnels définis suivant l'utilisation des ressources. La dynamique pour la période 2004-2022 a montré une tendance à la baisse pendant la première période, suivie par une inversion de tendance et une augmentation caractérisées par plusieurs oscillations à partir de 2009 et nettement interrompue en 2021 avec un retour aux valeurs minimums. Les valeurs en 2022 sont à nouveau similaires aux dernières années, probablement grâce à une communauté mieux représentée par les différents groupes fonctionnels (herbivores et prédateurs), ce qui n'était pas le cas en 2021 où les herbivores étaient présents en majorité pendant toute l'année.

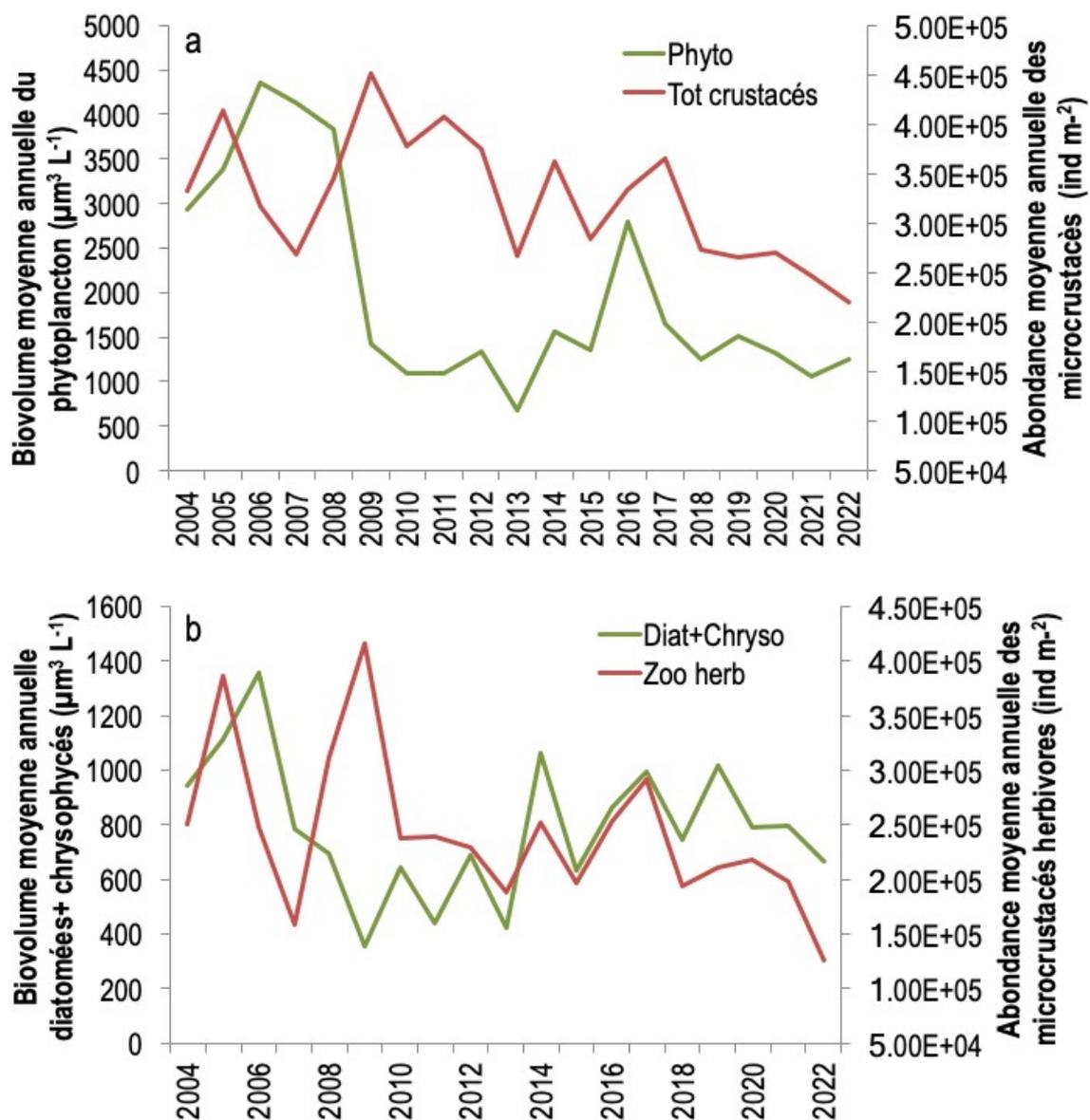


Figure 10 Comparaison a. des biovolumes phytoplanctoniques et des effectifs totaux de microcrustacés et b. des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de zooplancton herbivore au lac du Bourget de 2004 à 2022

La diversité fonctionnelle (Figure 11b) représente la quantité d'espace fonctionnel (ou les niches écologiques) rempli par les différentes espèces membres de la communauté. C'est une mesure de la capacité de la communauté zooplanctonique à exploiter différentes stratégies alimentaires (prédation, herbivorie, detritivorie). La dynamique pour la période 2004-2022 (Figure 10b) a été similaire à la dynamique de richesse pour la première partie du suivi, on a observé une baisse constante des valeurs à partir de 2009 et une augmentation constante à partir de 2018. En 2022, on observe également une augmentation tout comme pour la valeur de richesse fonctionnelle.

L'équité fonctionnelle (Figure 11c) est une mesure de régularité de la distribution des traits fonctionnel des espèces et indique une sous- ou sur- utilisation des ressources. La dynamique observée a confirmé une baisse dans l'efficacité d'exploitation à partir de 2009 et la sous-exploitation des ressources pendant la période 2010-2015 à cause de la prolifération de ressources de faible qualité nutritionnelle tels que les cyanobactéries filamenteuses. L'augmentation de l'indice à partir de 2015 peut indiquer la

réadaptation des consommateurs à exploiter une communauté phytoplanctonique plus diversifié. Les oscillations observées pendant les dernières années, tout comme pour la diversité fonctionnelle, confirment l'hypothèse de temps d'adaptation plus long pour les réponses fonctionnelles par rapport aux changements dans la composition des espèces.

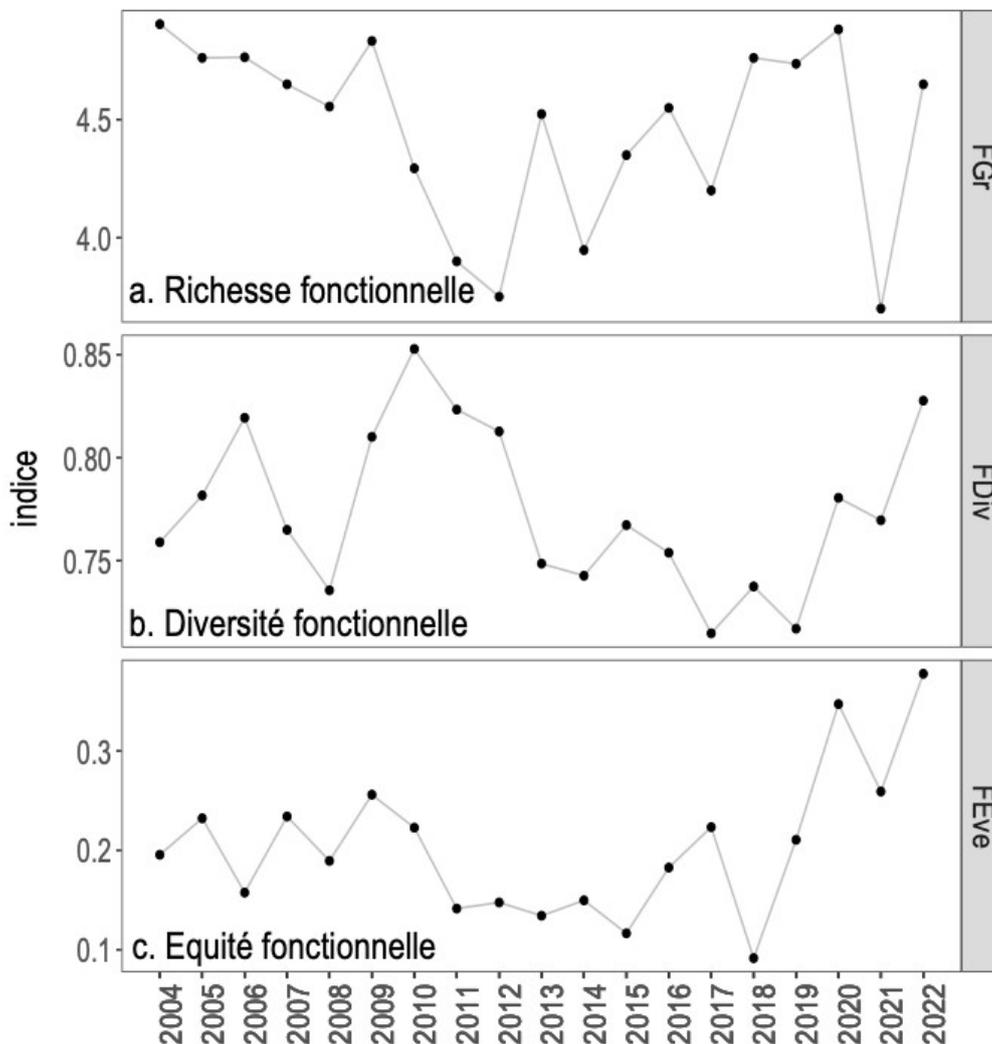


Figure 11 Indices fonctionnels caractérisant la communauté zooplanctonique du lac du Bourget de 2004 à 2021

IV. Conclusion

La dynamique du zooplancton reproduit globalement celle des années précédentes, avec encore une légère diminution des effectifs totaux en 2022 notamment due aux faibles abondances des cladocères et calanoïdes. Le groupe le plus abondant tout au long de l'année a été celui des cyclopoïdes, bien que le maximum d'abondance ait été atteint par les cladocères en octobre.

La période printanière a été encore caractérisée par des valeurs d'abondance des cladocères très faible et une croissance des calanoïdes et cyclopoïdes. En effet à ce moment dans la communauté algale on a observé l'occurrence de *Plagioselmis nannoplanctica* et *Cyclotella costei* (Rimet, ce rapport), des algues de petite taille très riches en nutriments essentiels pour la croissance des organismes zooplanctoniques. On peut avancer l'hypothèse que à ce moment de l'année le zooplancton herbivore à suspension (calanoïde *E.*

gracilis) a été favorisé par rapport aux zooplancton herbivore filtreur et non sélectifs (cladocères *Daphnia* et *Eubosmina*).

L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2022 a confirmé l'importance de la disponibilité des ressources nutritionnelles de bonne qualité (Diatomées et Chrysophycées) pour le maintien de l'efficacité trophique au sein du réseau pélagique. La disponibilité de ressources nutritives adéquates permet la prolifération des espèces diversifiées et un transfert efficace vers les niveaux supérieurs. Suite à un manque des ressources adéquates ou peu diversifiées, comme dans le cas de la prolifération des cyanobactéries filamenteuses dans les années 2006-2011, ou de la baisse de biomasse phytoplanctonique observée en 2020-2021, les réponses fonctionnelles de la communauté peuvent suivre une dynamique adaptative complexe qui peut conduire à une baisse des indices fonctionnels et de la capacité d'exploitation des ressources.

RECHERCHES PORTANT SUR LE PEUPEMENT PISCICOLE

En 2022, le poisson du lac du Bourget a été l'objet comme les années précédentes d'un suivi multi-indicateur, à travers (i) des pêches scientifiques, (ii) une campagne d'hydroacoustique et (iii) des récoltes de données halieutiques. Au sommet de la chaîne trophique, les communautés de poisson intègrent les changements d'état des écosystèmes aquatiques et les perturbations subies. Les données acquises en 2022 ont pu être comparées aux campagnes similaires réalisées en 2005 et à la série 2010-2021.

I. Introduction

Les poissons dans les écosystèmes lacustres présentent une grande diversité, tant sur le plan de leur niveau trophique (carnivore, planctonophage, détritivore), que de leurs exigences de vie, mais aussi de leur comportement et mode de reproduction (Gillet 2001). De par sa position aux niveaux supérieurs du réseau trophique, le poisson est un modèle biologique d'intérêt (Karr 1981): d'une part, il agit en tant que régulateur de la chaîne alimentaire par effet « top-down » (Mehner 2010) et intègre les changements qui ont lieu à des niveaux trophiques inférieurs (Angeli *et al.* 2001); d'autre part, son développement et son maintien dans un milieu donné dépendent fortement des échelons inférieurs (effet « bottom-up ») dans la pyramide trophique (Lazzaro 2009). Enfin, sa durée de vie relativement longue par rapport aux autres organismes aquatiques, lui permet de pouvoir intégrer les changements d'état des écosystèmes dans le temps (Karr 1981). Dans les grands lacs péri-alpins comme le lac du Bourget, le poisson représente également un intérêt fort, puisque plusieurs espèces sont exploitées par la pêche amateur, mais aussi par la pêche professionnelle. Les populations de poissons sont les objets cibles de l'halieutique, car ce sont « les unités de gestion » (Laurec & Le Guen 1981), et même si aujourd'hui le concept de « gestion écosystémique des pêches » (Cury *et al.* 2008) est accepté (Hilborn 2011) et encouragé (Gascuel *et al.* 2011), la gestion halieutique ne peut se limiter à cette échelle.

Ces travaux ont pour principal objectif de coupler 3 méthodes indépendantes de suivis des espèces et du peuplement, à savoir des pêches aux filets, l'hydroacoustique et les statistiques de pêche, afin de dégager des tendances d'évolution piscicole qui pourront être mises en relation avec l'état écologique du lac. Ainsi, le poisson sera pris en compte dans une approche 'bio-indicateur' de l'état écologique du lac, cet indicateur étant plus intégrateur que les autres qui sont déjà suivis par ailleurs (*cf autres chapitres de ce rapport*). Ce document décrit les différentes techniques utilisées qui visent chacune des échelles différentes : le peuplement, par l'hydroacoustique, les populations, à travers les méthodes de pêches utilisant les filets normalisés CEN, l'individu au travers des statistiques de pêches. L'évolution des communautés ichtyaires est ensuite mesurée à partir des données des campagnes annuelles antérieures : 2005 et la période 2010-2021. Ces données peuvent être utilisées pour apporter des éléments de réflexion pour la gestion halieutique, avec des bases fiables et robustes.

II. Méthodes utilisées

II.1. Hydroacoustique

L'utilisation de l'hydroacoustique dans les milieux aquatiques est maintenant bien développée et acceptée comme une méthode reconnue, en particulier dans les lacs (Guillard *et al.* 2006; Mouget *et al.* 2019; Girard *et al.* 2020). Le lecteur intéressé pourra se référer en particulier à l'ouvrage de Simmonds & MacLennan (2005) qui fait référence ainsi qu'à deux chapitres d'ouvrages plus précisément consacrés à l'utilisation de l'hydroacoustique en milieu lacustre. Nous rappellerons seulement que l'hydroacoustique est une méthode non destructive qui permet d'obtenir une image quantitative du peuplement, les répartitions en classes de taille des individus et leur répartition spatiale, pour la partie du peuplement accessible à cette méthode, toutes espèces confondues. Le protocole employé sur le lac du Bourget est le protocole standard déjà utilisé par l'équipe dans d'autres lacs et retenues, conforme aux travaux en cours de normalisation européenne (CEN 2014) et américaine (Parker-Stetter 2009).

Des parcours de nuit sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible, selon un parcours dit en « zigzag » effectué à environ 8 km h⁻¹. L'échantillonnage a été réalisé la semaine suivant les pêches soit le 4/10/2022. Le matériel est constitué d'un sondeur SIMRAD EK80-7C, fréquence 120 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 7°, à -3 dB, fixé à environ 70 cm en dessous de la surface de l'eau. Il est à noter que depuis 2016 l'ouverture angulaire est plus faible (7° vs 11°).

La longueur d'impulsion du sondeur est de 0.256 ms (Godlewska *et al.* 2011). Un ordinateur gère et stocke les données qui sont géo-référencées par un GPS. Une étude a montré que les résultats obtenus sur la série étaient équivalents avec un effort d'échantillonnage moindre (1 transect sur 2) (voir Jacquet *et al.* 2022). La figure 1 présente le parcours réalisé pour la campagne de 2022. A noter que le transect 17 n'a pas pu être représenté entièrement sur la carte en raison d'un problème d'enregistrement du GPS. Ceci n'impacte pas les indicateurs acoustiques relatif à ce transect qui ont pu être analysés.

Les données acoustiques ont été analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk & Lindem 2017). Les séquences d'échointégration, unité élémentaire d'échantillonnage, couvrent une distance d'environ 250 mètres et permettent d'obtenir une valeur de la « densité acoustique moyenne », exprimée en S_A (m² ha⁻¹) (MacLennan *et al.* 2002), proportionnelle à la quantité de poisson détectée dans le volume échantillonné : on considère cette valeur comme un « proxy » de la densité de poissons (Simmonds & MacLennan 2005).

Pour des raisons techniques, la zone entre la surface et les premiers mètres (environ 3 m) n'est pas échantillonnée, ainsi que les zones littorales d'une profondeur de fond inférieure à 3-5 m. Pour les calculs des estimateurs de biomasse acoustique réalisés à partir des S_A (m² ha⁻¹) (MacLennan *et al.* 2002), nous avons choisi une méthode simple pour les calculs d'estimation de stock de poissons, la moyenne arithmétique des valeurs (Guillard & Vergès 2007). En effet, celle-ci est considérée comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone si l'effort est réparti de façon homogène sans hypothèse statistique au départ (Smith 1990) et si l'effort d'échantillonnage est suffisant (Aglen 1989). Les sondeurs split-beam permettent le calcul de la position de chaque poisson dans le cône acoustique et donc de leur index de réflexion compensé (Target Strength : TS) exprimé en dB (MacLennan *et al.* 2002). Cet index de réflexion est, pour une espèce donnée, proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds & MacLennan 2005). L'utilisation de l'équation classique de Love (1971) permet d'appréhender les répartitions en taille des

poissons dans le milieu naturel (Emmrich *et al.* 2012). Les données sont analysées en mode « tracking » (Balk & Lindem 2017), permettant d'associer plusieurs cibles individuelles pour définir un poisson (Godlewska *et al.* 2009) - 2 cibles minimum pour les couches supérieures à la thermocline, 3 pour les couches inférieures. Cette approche permet de lisser la variabilité des réponses des valeurs de TS.

C'est à partir de ces valeurs moyennes qu'on définit ensuite la densité de poissons (ρ_a , nbre de poissons ha^{-1}) basée sur la Sv/TS scaling method' (Balk & Lindem 2017) à partir de l'équation de Forbes & Nakken (1972) : $\rho_a = S_A/\sigma$ (σ étant défini par $TS = 10 \log (\sigma / 4\pi)$ (Diner & Marchand 1995).

Les seuils d'acquisitions ont été définis à -60 dB pour les TS ($40 \log R$) et -66 dB pour les S_A ($20 \log R$) conformément aux recommandations des normes internationales (Parker-Stetter 2009; CEN 2014). A titre indicatif, à partir de l'équation de Love (1971), les poissons ayant une TS inférieure à -42 dB correspondent à des poissons mesurant au maximum 15 cm, et les poissons ayant une TS supérieur à -36 dB à des poissons mesurant plus de 30 cm. Pour l'analyse des données, la masse d'eau est divisée en deux couches 3 m-14 m, pour la couche dite de surface et 14 m-fond pour la couche dite inférieure. La division en deux couches est fonction de la structure thermique du lac au moment où s'effectuent les campagnes (partie physico-chimie, mais aussi de la répartition des poissons au moment de l'échantillonnage). En effet, les poissons selon les espèces se répartissent dans les couches superficielles chaudes ou profondes froides (Guillard *et al.* 2006; Mehner *et al.* 2010).

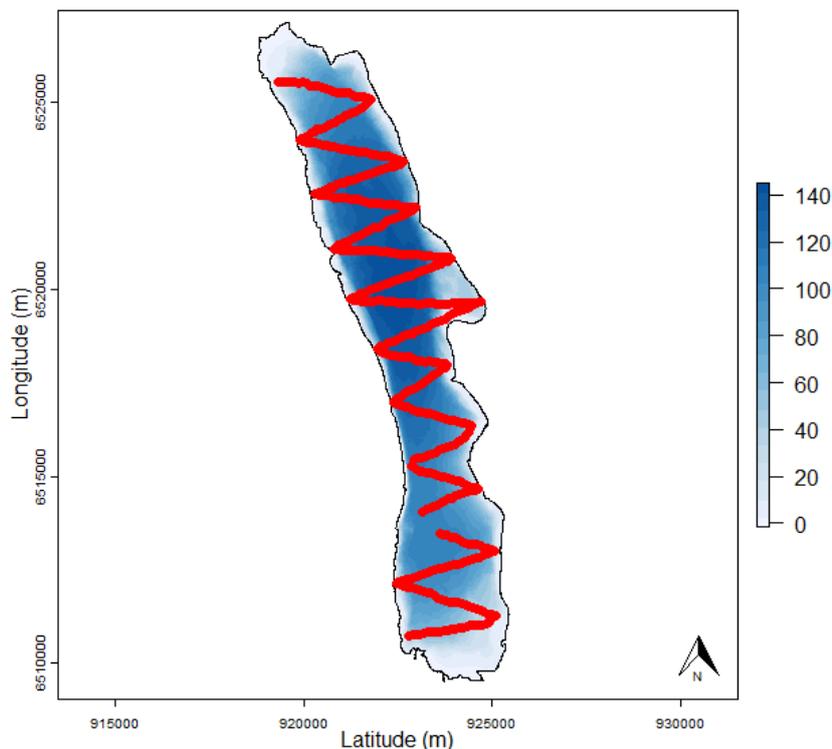


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2022

II.2. Pêches aux filets CEN

Le protocole d'échantillonnage qui a été choisi pour le suivi annuel du peuplement de poissons correspond au protocole de la norme EN 14757 (Appelberg 2000), mise en œuvre dans les plans d'eau européens dans le cadre de la DCE. Cette norme prévoit l'utilisation de filets benthiques posés de façon

aléatoire, dans des strates préalablement définies (Tableau I), avec un effort proportionnel à la surface et la profondeur du plan d'eau. De plus, des filets pélagiques sont posés dans la zone de la plus grande profondeur du lac.

Tableau I nombre de filets théoriques par strates

Strates	Nombre de filets
< 3 m	10
3 à 5.9 m	10
6 à 11.9 m	10
12 à 19.9 m	10
20 à 34.9 m	10
35 à 49.9 m	6
50 à 74.9 m	6
> 75 m	4
Total	68
Surface total de filets²	68 * 30 * 1.5 = 3060 m²

Chaque filet benthique mesure 30 mètres de long par 1,5 m de haut. Il est composé de 12 nappes, de 2,5 mètres de long chacune. Chaque nappe a une maille différente, couvrant en progression géométrique la gamme de mailles de 5 mm à 55 mm (Tableau II).

Tableau II Tailles des mailles et disposition des mailles

N° de nappe	Taille de maille (mm)
1	43
2	19,5
3	6,25
4	10
5	55
6	8
7	12,5
8	24
9	15,5
10	5
11	35
12	29

Les filets pélagiques, longs de 27,5 mètres et hauts de 6 mètres, sont similaires dans leur composition aux filets benthiques. Couplés par deux, ils sont ancrés au point le plus profond du lac (Figure 2). Par l'intermédiaire de suspentes, ils sont descendus quotidiennement d'une profondeur de 6 mètres, afin d'explorer toute la tranche d'eau jusqu'à une profondeur de 50 mètres. La norme précise que les données issues des filets pélagiques sont uniquement qualitatives.

Afin de pouvoir effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, 3 batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour 2 strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques en 2022 a donc été de 3300 m².

Les filets doivent être posés avant le coucher du soleil, avant le pic d'activité de la faune piscicole, et doivent être relevés au lever du jour. Le temps de pose pour tous les filets est fixé à 12 heures environ. Le démaillage des filets et le traitement des échantillons de poissons s'effectuent à terre. Chaque filet est

démaillé nappe par nappe, afin d'identifier et dénombrer les espèces capturées, par filet et par taille de maille. Des mesures biométriques (taille, poids) sont réalisées et des prélèvements (écailles, opercules, ...) sont effectués sur les espèces dominantes.

La comparaison inter-annuelle des rendements est basée sur un effort de pêche comparable. Ainsi, l'effort de pêche supplémentaire appliqué en 2010 et 2016 par l'ONEMA et en 2022 par l'OFB dans la zone pélagique profonde (entre 50 et 70 m) et les captures associées n'ont pas été pris en compte. L'effort de pêche utilisé est donc de 2970 m². Sur la période 2012- 2015 et 2017-2021 afin de tenter de capturer un nombre plus important de corégones pour avoir une distribution en tailles significatives, l'effort a été augmenté dans les strates appropriées. Pour la comparaison interannuelle, cet effort complémentaire n'a pas été pris en compte et les captures des strates échantillonnées plusieurs fois ont été moyennées.

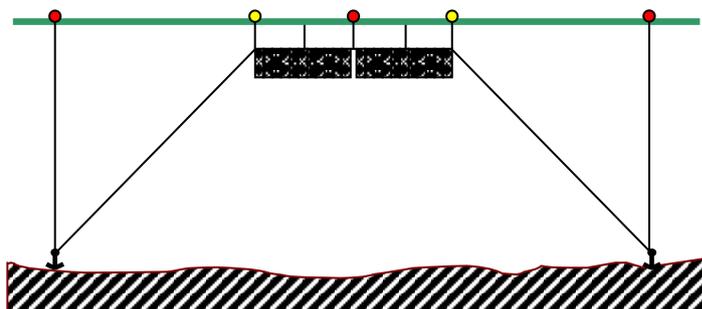


Figure 2 Schéma de pose des filets pélagique

II.3. Suivi halieutique

II.3.1. Pêche professionnelle

La pêche professionnelle exerce ses activités sur 4 lots de pêche (lots 1 à 4) représentant 80% de la superficie du lac soit 3513 hectares (Figure 3). Après avoir été plus de 120 pêcheurs professionnels pluri-actifs entre 1950 et 1980, puis une trentaine d'actifs dans les années 1980, il ne reste à l'heure actuelle que huit pêcheurs, nombre maximum de licences délivrées par la Direction Départementale des Territoires de Savoie (DDT73). Ces pêcheurs sont tous adhérents à l'AAIPPLA (Association Agréée Interdépartementale des Pêcheurs Professionnels des Lacs Alpins, qui regroupe les pêcheurs du Léman, d'Annecy et du Bourget).

Les pêcheurs professionnels sont dans l'obligation de déclarer leurs captures annuellement auprès de la DDT73. Les captures des pêcheurs professionnels sont ainsi suivies depuis 1920. À la fin des années 1990, un suivi scientifique des captures de la pêche professionnelle a été instauré par l'INRA en même temps que le démarrage du programme de pacage lacustre. Depuis 2003, ce suivi est piloté par le CISALB. Il est axé essentiellement sur la population de lavarets. Le principe est d'effectuer 2 à 3 échantillonnages par mois dans les captures de lavarets de la pêche professionnelle afin de décrire la dynamique de la population exploitée. L'échantillonnage consiste à mesurer tous les poissons de la pêche du jour et à prélever des écailles pour la détermination de l'âge.

L'échantillonnage se poursuit en décembre pendant les pêches exceptionnelles réalisées dans le cadre du pacage lacustre. A cette occasion, une partie des géniteurs d'ombles chevaliers et de lavarets capturés est analysée (sex-ratio, mensurations, détermination de l'âge).



Figure 3 Lots de pêche du lac du Bourget

II.3.2. Pêche amateur

Ce sont les Associations agréées pour la pêche et la protection du milieu aquatique (AAPPMA) de Chambéry et d'Aix-les-Bains qui se partagent les 6 lots de pêche du lac du Bourget. Les lots 5 et 6 sont spécifiquement réservés à la pêche amateur (Figure 3). La pêche à la ligne se pratique du bord (catégorie non suivie) ou depuis un bateau.

Aucune statistique de la pêche amateur n'est disponible avant 1987. À partir de cette date, la catégorie pêche à la traîne a été suivie avec la mise en place d'un permis et d'un carnet obligatoire de déclaration des captures. L'évolution du nombre de permis traîne est restée relativement constante sur la période 1987-1994, oscillant entre 489 et 529 permis (Figure 4). À partir de 1995, ce permis est rattaché au permis de pêche en bateau afin d'être en accord du point de vue de la réglementation. Après une longue période de stagnation autour de 1500 pêcheurs amateurs en bateau, ce nombre tend à augmenter depuis 2010 et un record a même été atteint en 2016 avec plus de 2000 carnets vendus. Jusqu'en 1994, le taux de retour des carnets de la pêche amateur variait de 50 à 73%, ensuite il n'a fait que chuter (moins de 10% en 1998). En 2004, grâce à une meilleure communication des résultats, une sensibilisation des pêcheurs et une modification du carnet, le taux de retour a fortement augmenté pour atteindre 50% entre 2010 et 2014. Depuis 8 ans il est repassé sous la barre des 50% et se situe même en dessous de 30% depuis 3 ans. Les statistiques de captures de la pêche amateur sont tenues par le CISALB depuis 2003.

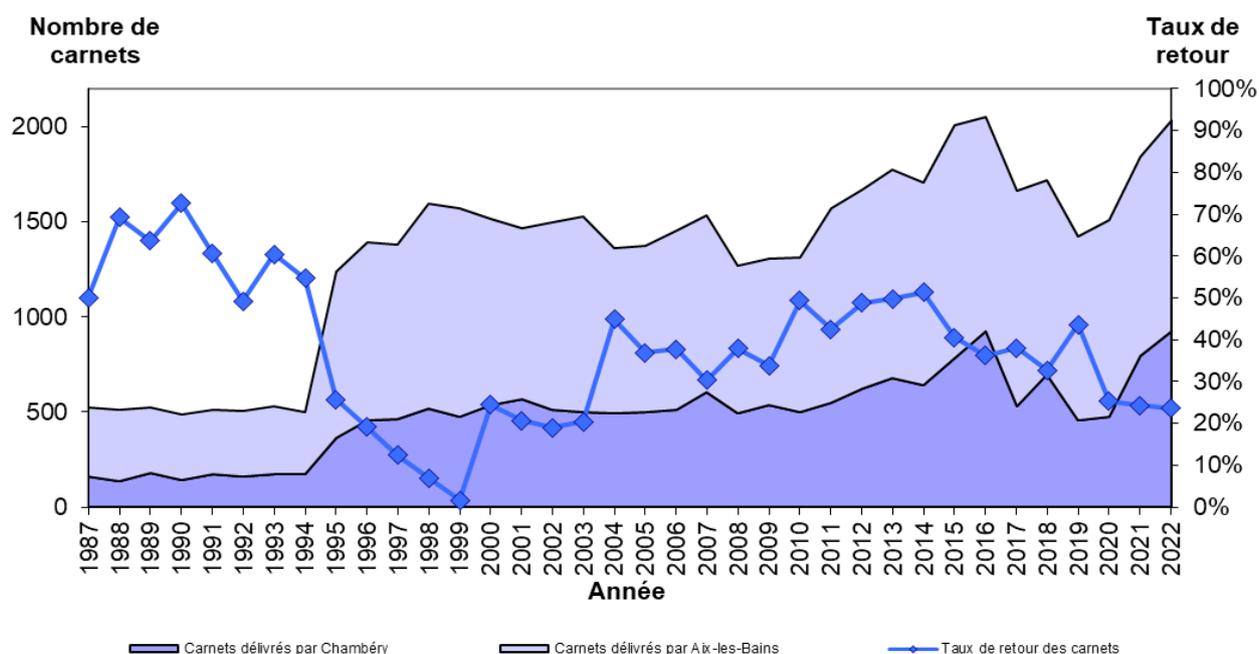


Figure 4 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires de 1987 à 2022

Depuis 2004, une vingtaine de pêcheurs des AAPPMA d'Aix-les-Bains et de Chambéry s'est portée volontaire pour remplir un carnet de capture spécifique et ainsi participer au suivi scientifique des populations de poissons exploités du lac du Bourget.

Le carnet de captures volontaire se veut plus précis que le carnet obligatoire rempli par tous les pêcheurs en bateau du lac. Il permet de suivre principalement l'évolution des populations d'omble chevalier, de lavaret, de truite et de brochet. À chaque prise, le pêcheur reporte dans un tableau la date et la durée de la sortie de pêche, les espèces capturées, les techniques de pêche utilisées, la longueur de chaque poisson capturé (même ceux qu'il relâche) et le poids de chaque poisson conservé. De façon facultative, le pêcheur détermine le sexe du poisson, note le lieu de pêche (n, de lot) et des observations éventuelles (marquage externe, blessures, parasites externes ou internes). Enfin, chaque pêcheur qui le souhaite effectue un prélèvement d'écaillés, uniquement sur les salmonidés, afin de déterminer leur structure en âge.

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Analyse annuelle

En 2022, le S_A moyen est de $0.11 \text{ (m}^2 \text{ ha}^{-1}\text{)}$ pour la couche supérieure et de $1.67 \text{ (m}^2 \text{ ha}^{-1}\text{)}$ pour la couche inférieure. Les séquences d'échointégration, exprimées en unité d'échointégration, sont visualisées par un cercle dont la surface est proportionnelle à la biomasse détectée pour chaque couche (Figure 5). En 2022, on observe une faible densité de poissons en couche supérieure pour l'ensemble du lac. Au sud du lac, les densités les plus importantes s'observent en bordure. La répartition spatiale de l'ichtyofaune en couche inférieure est relativement homogène sur le lac du Bourget.

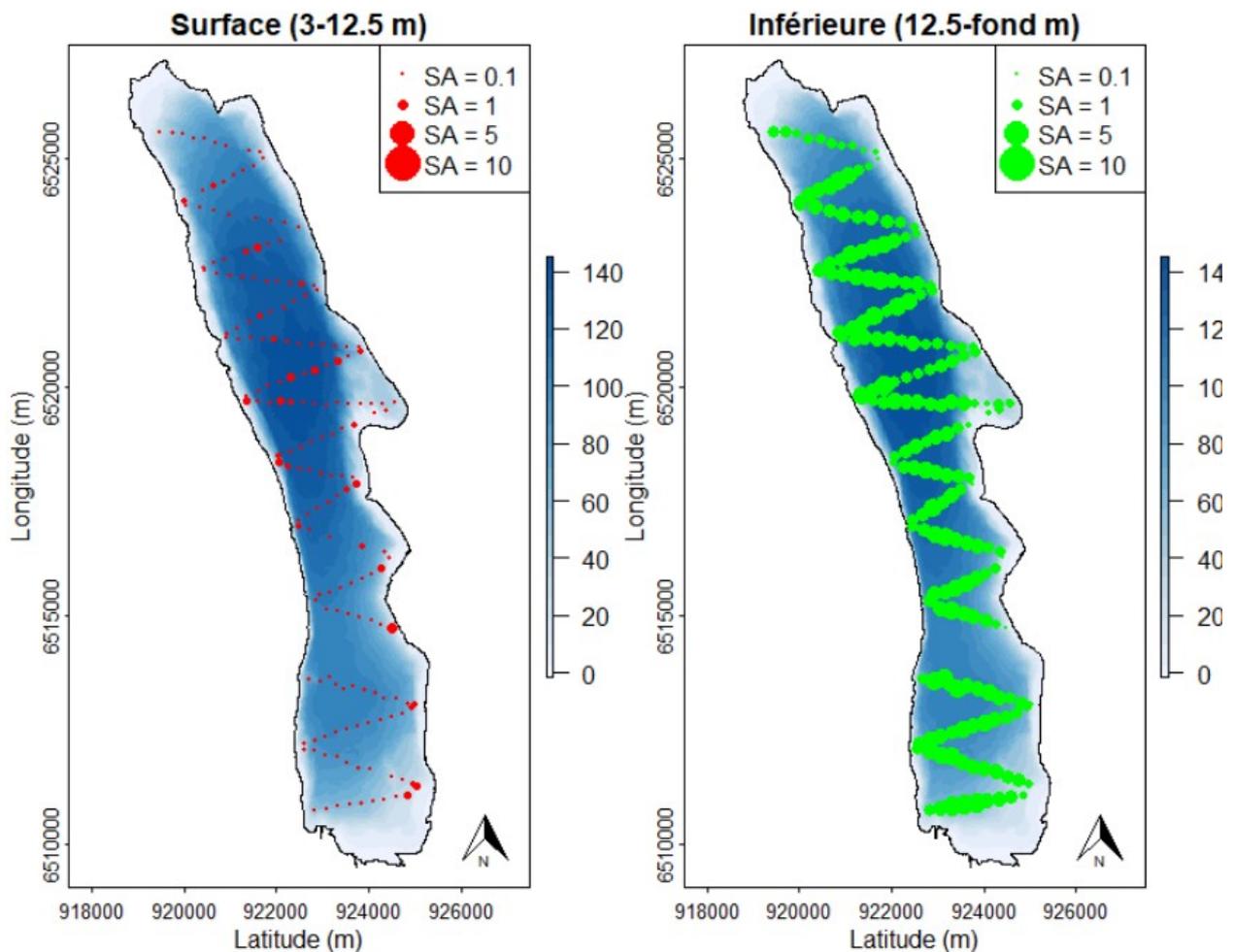


Figure 5 Séquences d'échantillonnage (Sa) pour les couches de surface et inférieure en 2022

En 2022, le nombre de poissons identifiés comme individus « trackés » est de 198 dans la couche supérieure et de 7980 dans la couche inférieure. En 2022, la couche supérieure se compose d'une répartition uni-modale, centrée autour de -43 dB. La strate inférieure se caractérise également avec une répartition unimodale avec un mode à -37 dB (Figure 6). Cette observation se confirme au regard de la distribution des cibles dans la colonne d'eau (Figure 7). Les cibles de grande taille se positionnent en couche inférieure entre la thermocline et 40 mètres de profondeur.

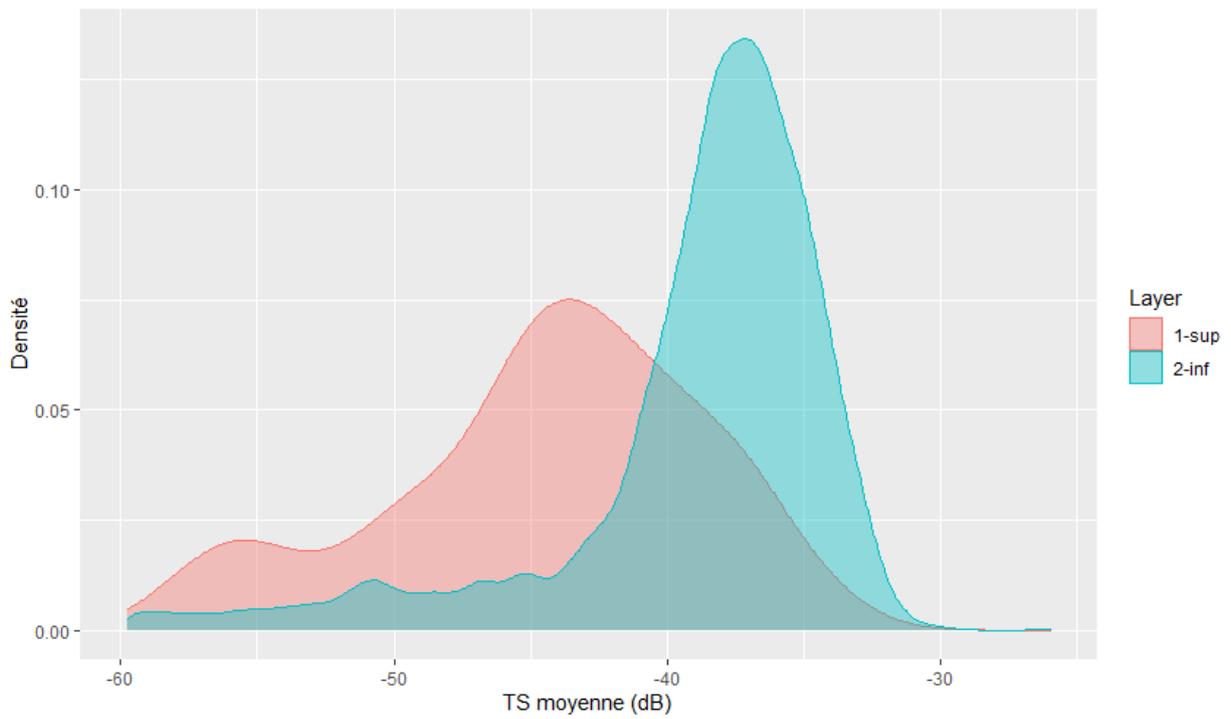


Figure 6 Distributions en taille pour la couche inférieure (rouge) et supérieure (bleu)

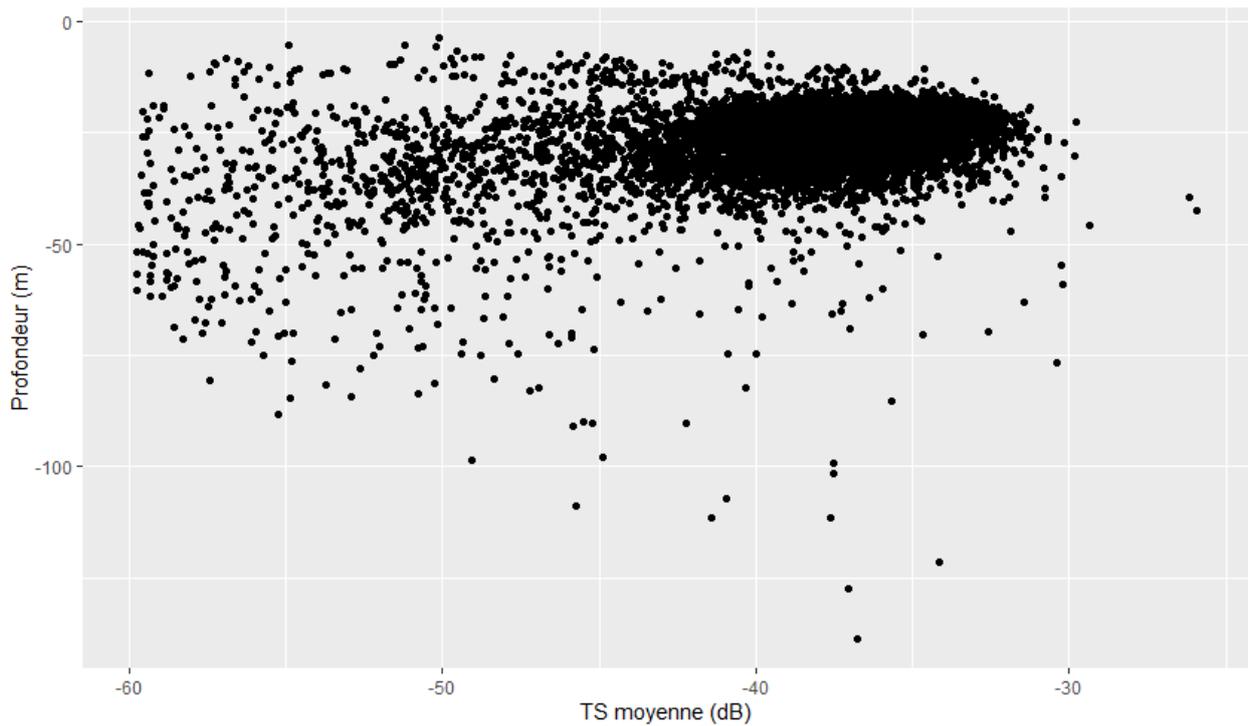


Figure 7 Distributions des cibles en fonction de la profondeur en 2022

III.1.2. Comparaison interannuelle

Les résultats des S_A moyens des treize campagnes exprimés en unité d'échointégration sont présentés dans la figure 7 pour la strate supérieure et pour la strate inférieure.

Les valeurs des S_A moyens varient beaucoup dans la couche supérieure selon les années avec un maximum obtenu en 2019. Cependant cette valeur a été probablement surestimée en raison de conditions

climatiques difficiles qui ont conduit à l'estimation des densités acoustiques à partir d'une unique nuit d'acquisition (voir Jacquet *et al.* 2021). La chronique de données est marquée par quelques années avec des valeurs très élevée (2005, 2012, 2013 et 2019) et 2022 avec une valeur très faible. La valeur de S_A en 2022 est la plus faible rencontrée sur la chronique dans cette couche.

Sur la période 2010-2016, les valeurs de la couche inférieure sont restées plutôt stables, puis en 2017 une valeur très basse a été constatée mais cette valeur a probablement été sous-estimée en raison d'un problème de fiabilité du sondeur (mauvaise réception d'un quadrant). Depuis, les densités acoustiques suivent une augmentation marquée par environ un facteur 2 chaque année jusqu'en 2020. En 2021 cette évolution se poursuit, mais le facteur d'augmentation est moins important. En 2022, une légère baisse s'observe par rapport à l'année précédente mais la valeur reste parmi les plus élevées.

Les valeurs de TS moyennes en 2022 en couche inférieure font parties des valeurs les plus élevées et pour la couche inférieure des valeurs les plus faibles.

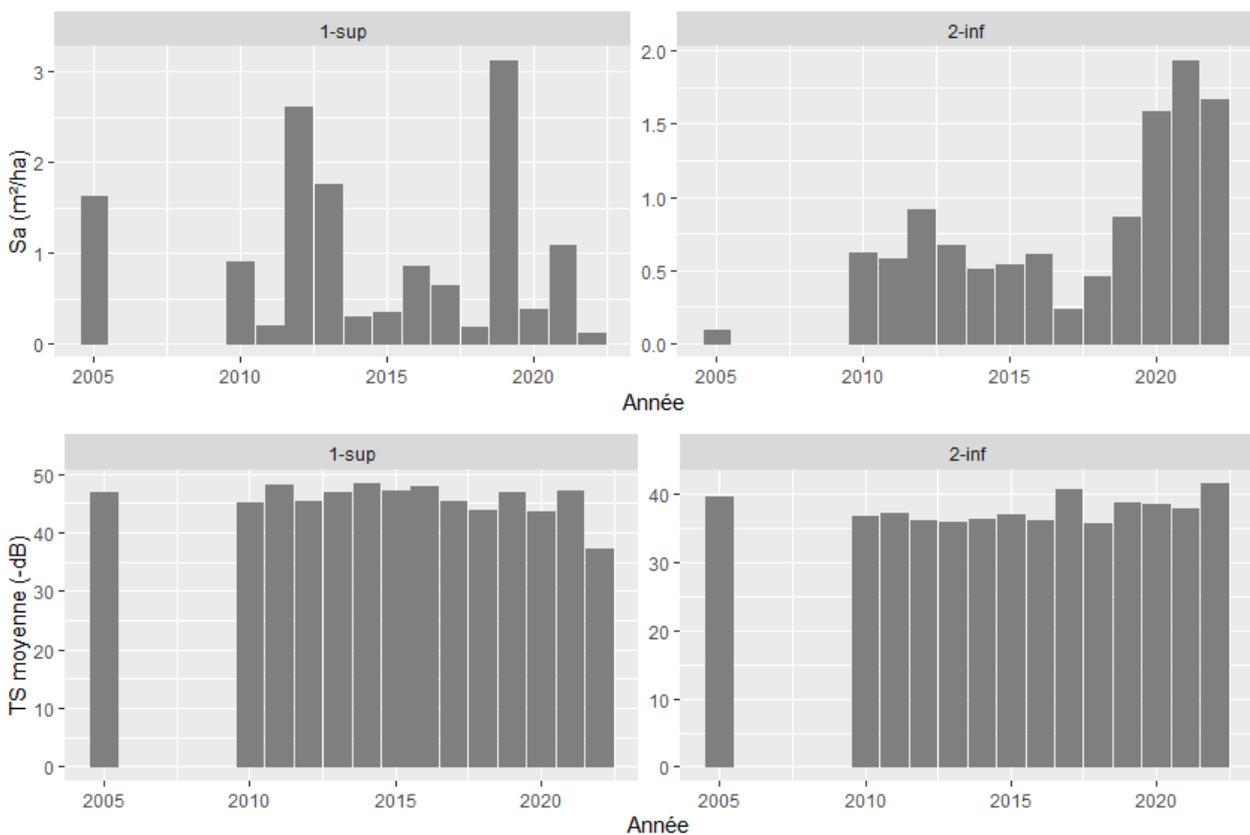


Figure 8 S_A moyen et TS moyennes. En 2019 les valeurs s'appuient sur une seule nuit d'échantillonnage impliquant une surestimation des S_A

Ce résultat s'observe également dans les distributions en taille exprimée en TS comparées à l'année précédente (Figure 9). En 2022 une taille modale (mode principal à -43.5 dB) plus élevée qu'en 2021 est constatée en couche supérieure. Ce mode correspond à des poissons d'environ 11 cm selon l'équation de Love (1971) qui pourrait correspondre à des perches de l'année de plus grande taille que l'année précédente. En couche inférieure on note une taille modale plus faible en 2022 par rapport au mode

principal observé en 2021 d'environ 1 dB passant de -36 dB à environ -37.5 dB correspondant à des poissons d'une taille d'environ 28 cm à 23 cm.

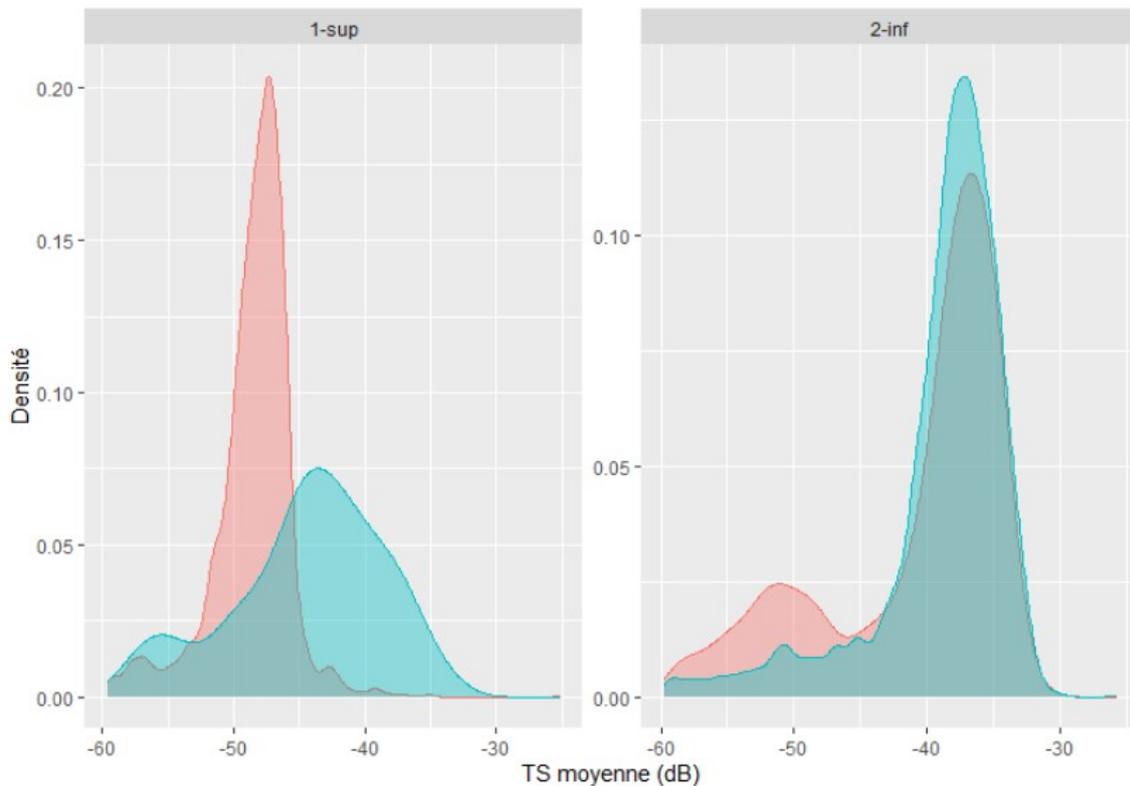


Figure 9 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure (1) et inférieure (2) pour les années 2021 (rouge) et 2022 (bleu)

En termes de distribution verticale en 2022, les cibles sont plus en profondeur dans la couche superficielle et moins en profondeur dans la couche profonde par rapport à 2021 (Figure 10).

En termes de distribution spatiale (horizontale), l'année 2022 ne présente pas de fort gradient nord/sud dans la couche de surface, en lien avec la très faible densité détectée. Comme les autres années les densités en couche inférieure sont homogènes sur l'ensemble du lac (voir Jacquet *et al.* 2022).

III.1.3. Conclusions concernant l'analyse des données hydroacoustiques

Les valeurs des S_A sur le long terme et dans d'autres lacs peuvent être visualisées dans le tableau III. La biomasse présente dans la couche supérieure est principalement composée de juvéniles de l'année (Guillard *et al.* 2006; Sotton *et al.* 2011; Yule *et al.* 2013). En 2022, la taille moyenne est plus élevée que d'habitude et correspond à des juvéniles de l'année. Cette taille pourrait être due à une compétition intraspécifique moindre entre les individus d'une même cohorte. Les valeurs de densité montrent de fortes variations dans cette couche, avec des valeurs très fortes en 2005 et 2012-2013, faibles comme en 2018 et très faible comme en 2022. En 2022, la densité estimée en couche supérieure est historiquement faible. Ces valeurs sont très dépendantes du succès de la reproduction de deux espèces (perches et gardons), très dépendantes des conditions thermiques (Cavoy *et al.* 2021).

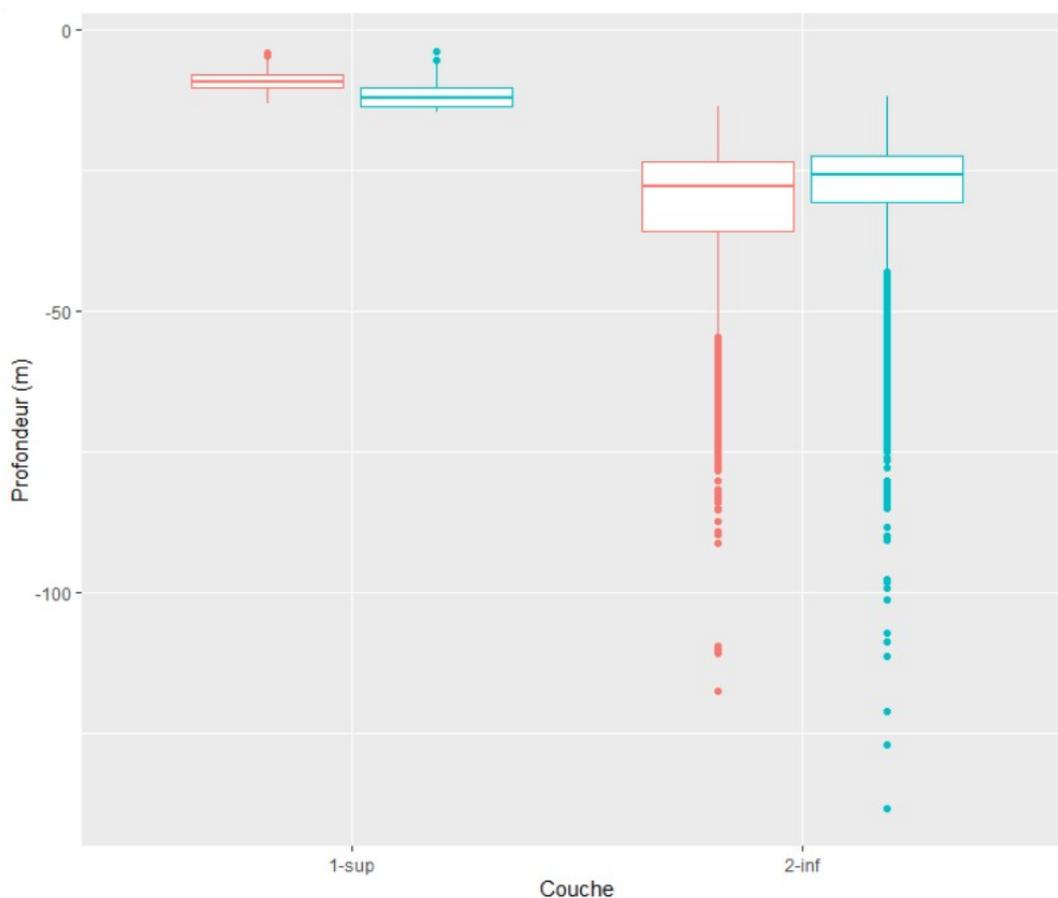


Figure 10 Box-plot de la distribution des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2021 (rouge) et 2022 (bleu)

Les TS moyennes observées en 2022 dans la couche inférieure connaissent une forte diminution. Le mode principal à -38 dB correspondraient à des poissons, possiblement des corégones, d'environ 22 cm. En termes de densités, elles étaient faibles en 2005 puis une augmentation a eu lieu pour la période 2010-2016. Les densités avaient diminué pour augmenter à nouveau à partir de 2019 pour atteindre des valeurs historiquement élevées depuis 2020. Quelles que soient les valeurs des densités observées en couche profonde, celles-ci sont réparties sur l'ensemble du lac. Les valeurs sont moins dépendantes des conditions annuelles et sont plus représentatives de la qualité du milieu sur le long terme.

Un récapitulatif est présenté en tableau III avec une comparaison avec d'autres lacs. Les biomasses estimées pour les couche supérieure et inférieures sont de 7.2 kg ha^{-1} et de 61.8 kg ha^{-1} , respectivement.

Tableau III Valeurs de S_A sur la chronique de données. En 2019 les estimateurs ont été calculés à partir de la campagne effectuée le premier jour *

	Couche supérieure	Couche inférieure
	$S_A \text{ (m}^2\text{.ha}^{-1}\text{)}$	$S_A \text{ (m}^2\text{.ha}^{-1}\text{)}$
Bourget (2014)	0.29	0.51
Bourget (2015)	0.35	0.54
Bourget (2016)	0.85	0.61
Bourget (2017)	0.64	0.23
Bourget (2018)	0.18	0.42
Bourget (2019)*	3.12	0.86
Bourget (2020)	0.38	1.58
Bourget (2021)	1.09	1.93
Bourget (2022)	0.11	1.67

Tableau III (suite)

Annecy (2018)	1.40	0.75
Annecy (2019)	0.20	0.87
Brienz (2011)	0.28	0.23
Joux (2011)	1.42	0.36
Leman (2012)	1.42	0.57
Morat (2010)	0.28	0.03
Neuchâtel (2011)	2.20	0.98
Lugano (2011)	0.10	0.05
Poschiavo (2012)	0.03	0.13
Hallwill (2012)	0.80	0.06
Saint Point (2012)	0.29	0.56

III.2. Pêches CEN

III.2.1. Cartographie des filets

En 2022, 64 filets benthiques et des filets pélagiques ont été posés selon le protocole CEN. 4 filets n'ont pas pu être posés en raison de conditions météorologiques défavorables (Figure 11).

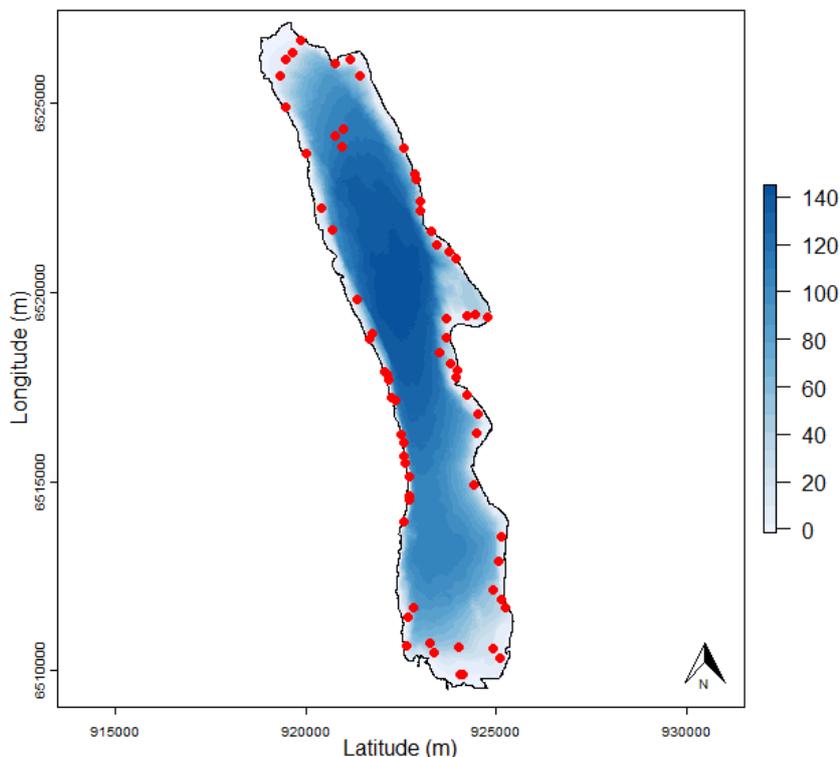


Figure 11 Répartition spatiale des filets benthiques

III.2.2. Espèces présentes et rendements globaux

Campagne de 2022

Les captures dans les filets permettent d'identifier les espèces présentes et d'obtenir les CPUE (captures par unité d'effort) ou BPUE (biomasse par unité d'effort) par espèce (nombre d'individus ou poids des individus ramenés à une surface unitaire de filets, il s'agit d'un indicateur d'abondance) (Tableau IV).

La campagne de pêche 2022 a permis la capture de 19 espèces de poissons. Le gardon (*Rutilus rutilus*) et la perche (*Perca fluviatilis*) sont dominants en termes de rendement numérique. Le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus* et *Scardinius hesperedicus*) arrive en première position sur le plan pondéral

suivi de la perche. Le silure est en 3^{ème} position en pondéral mais ce dernier n'occupe que la 7^{ème} position sur le plan numérique. En termes de rendement numérique, le corégone (*Coregonus lavaretus*), la grémille (*Gymnocephalus cernua*) et le rotengle représentent une part non négligeable des captures.

Tableau IV Chiffres clés de la campagne de pêche 2022
(les CPUE et BPUE prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques et pélagiques)

Espèce	Nombre	Biomasse (g)	CPUE (numériques)	BPUE (pondérales)
Ablette	1	17	0.17	2.91
Bouvière	1	3	0.17	0.51
Brème bordelière	6	334	1.03	57.09
Brème commune	33	2439	5.64	416.92
Brochet	14	3289	2.39	562.22
Carpe	1	5000	0.17	854.70
Chevesne	6	5638	1.03	963.76
Corégone	36	5336	5.98	880.85
Gardon	186	10252	31.79	1752.48
Goujon	1	5	0.17	0.85
Grémille	45	463	7.69	79.15
Lotte	1	119	0.17	20.34
Ecrevisse américaine	8	83	1.37	14.19
Perche	861	16717	147.18	2857.61
Perche soleil	13	502	2.22	85.81
Rotengle	3	816	0.51	139.49
Rotengle italien	70	24799	11.97	4239.15
Silure	16	12904	2.74	2205.81
Tanche	16	4043	2.74	691.11

Evolution interannuelle

Les CPUE numériques concernant la Grémille, espèce non autochtone, poursuivent leur baisse sur le plan numérique (Figure 12). Pour la première année depuis le début du suivi, le poisson chat (*Ameiurus melas*) n'est pas détecté. Le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus* et *Scardinius hesperedicus*) est en légère augmentation en 2022. Les effectifs de brochets fluctuent et sont à des niveaux bas sur la série. En 2022, une baisse est à noter par rapport à l'année précédente. La perche soleil (*Lepomis gibbosus*) connaît quant à elle une augmentation par rapport à l'année précédente. Le sandre (*Sander lucioperca*) n'est plus capturé depuis 2019 (voir rapport des années antérieures). Pour la septième année consécutive, le silure (*Silurus glanis*) est capturé dans les pêches scientifiques.

En 2022, des espèces plus rares comme la lotte (*Lota lota*), le chevesne (*Squalius cephalus*), le goujon (*Gobio gobio*), la bouvière (*Rhodeus amarus*) et l'ablette (*Alburnus alburnus*) ont été capturées. Cependant, la vandoise (*Leuciscus leuciscus*), la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) et l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) n'ont pas été capturés. L'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*) a été à nouveau capturée mais en petit effectif.

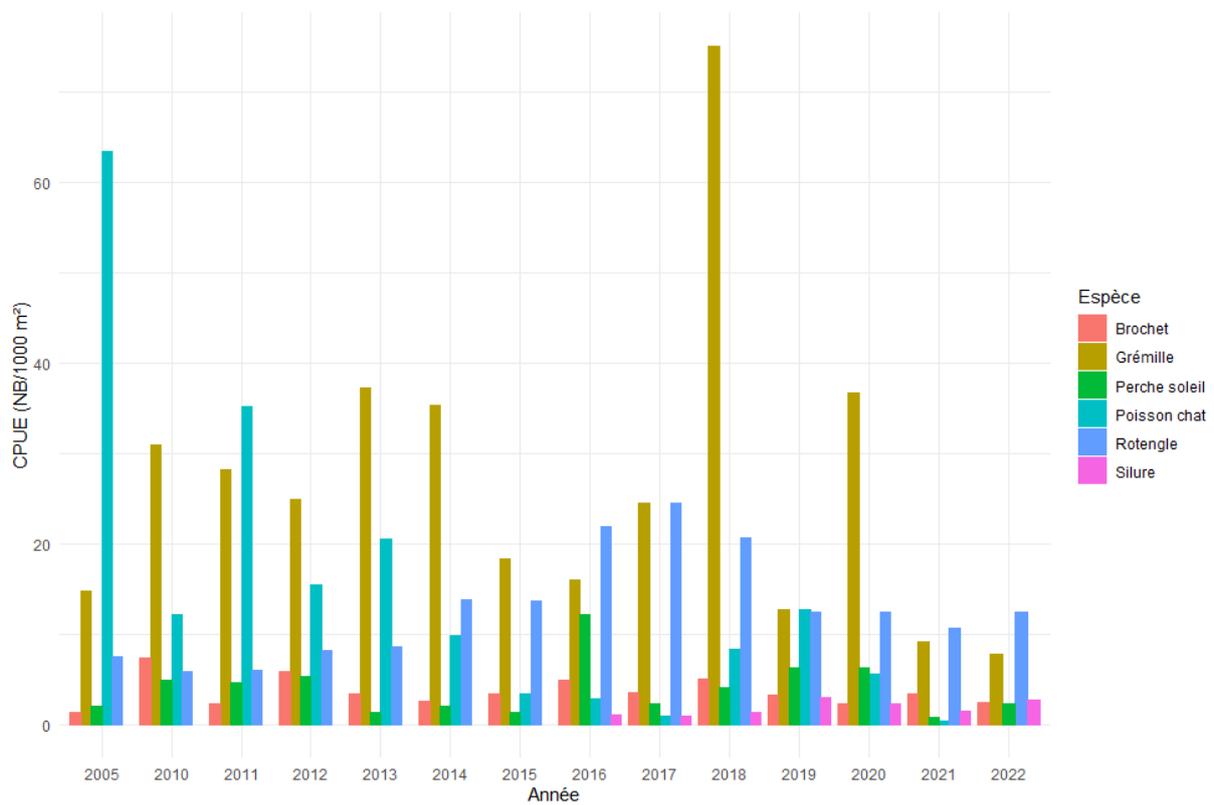


Figure 12 CPUE numérique pour 1000 m² de filet, de 2005 puis de 2010 à 2022 pour les principales espèces d'intérêts

La valeur totale de CPUE numérique est similaire par rapport à 2021, mais est dans des niveaux bas comme en 2017 et 2018 (Figure 13). La BPUE (pondéral) est la plus élevée de toute la série en lien avec la présence de rotengle et silure, représentés par des gros individus.

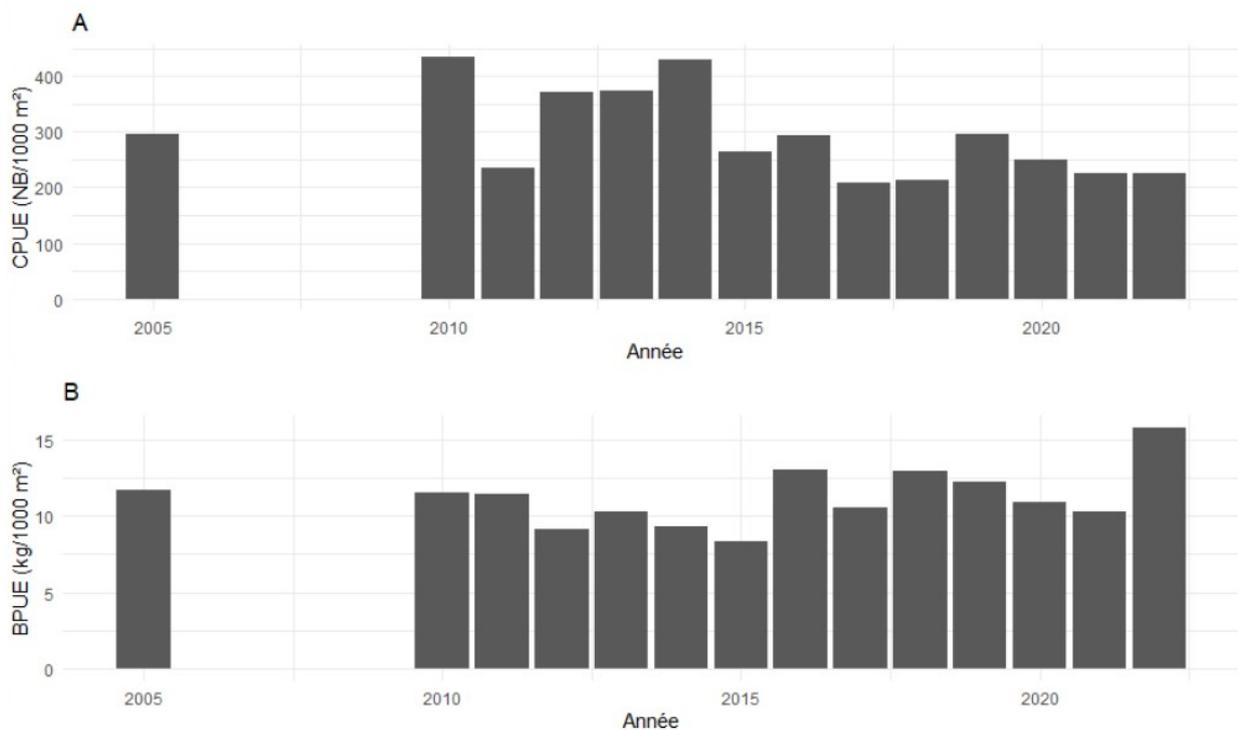


Figure 13 CPUE (numériques NB/1000 m²) et BPUE (pondéral, kg/1000m²) pour l'ensemble des espèces et des filets

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives (CEN 2009). Les CPUE (Figure 14) sont néanmoins calculées afin d'appréhender l'évolution des communautés piscicoles pélagiques comme le corégone. Les captures des filets pélagiques au cours des années de suivis sont composées de corégonnes, perches et gardons.

Les CPUE numériques des filets benthiques et pélagiques sont variables sur la période 2005-2016 pour le gardon et la perche (Figure 14). Depuis 2017, elles sont plus stables chez ces deux espèces. En 2022, les CPUE benthiques sont en augmentation par rapport à la période 2017-2021, tandis qu'une forte diminution dans les pélagiques est constatée. Pour le gardon, on note une augmentation en benthique tandis qu'une diminution est à noter en pélagique par rapport à l'année précédente. La baisse dans les filets pélagiques et la presque absence de détections par hydroacoustique pourrait indiquer un niveau bas des populations normalement dominée par les 0+ pour la perche ou occupant un pourcentage important des captures pour le gardon. A noter qu'une distribution majoritairement littorale est typique d'un faible niveau d'abondance des populations. Les CPUE numériques de corégonnes dans les filets pélagiques et benthiques sont aussi variables même si les variations sont moins abruptes et des grands cycles semblent se dessiner. Une augmentation avait été constatée dans les années 2011-2012 puis une diminution jusqu'en 2017 a été observée, notamment pour les captures effectuées en pélagiques. Depuis 2017, les captures sont en forte hausses. En 2022, la valeur est élevée en benthique comme en pélagique même si une baisse est à signaler pour ces deux indicateurs par rapport à l'année précédente.

III.2.3. Analyses populationnelles

Comme chaque année une attention particulière est portée sur trois populations de poissons d'intérêts halieutiques ou indicatrices de la qualité des eaux : la perche, le corégone et le gardon. Les relations tailles poids et la structure en tailles sont présentés en figure 14. En 2022, pour la perche les lots concernent 65 % des individus. Afin d'avoir une structure en taille plus réaliste la taille moyenne des individus composant le lot a été répétée en fonction du nombre d'individus composant le lot. Les CPUE numériques pour les juvéniles (<130 mm pour la perche, <200 mm pour le corégone et <150 mm pour le gardon) et les « adultes » (autres tailles) sont présentés en figure 15

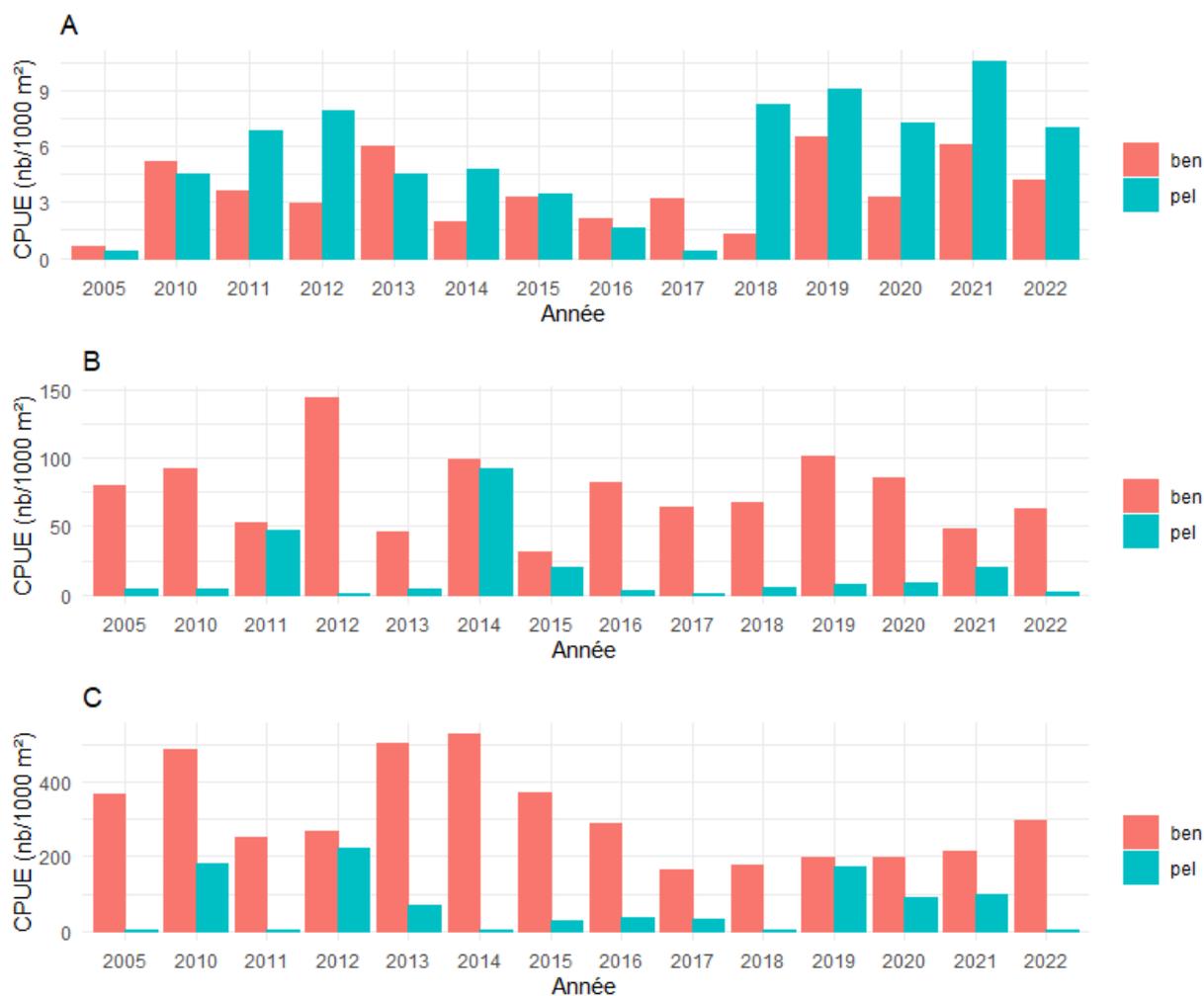


Figure 14 CPUE numériques (Nb/1000 m²) des filets benthiques et pélagiques pour A) corégone, B) le gardon et C) le perche

Corégone

La distribution des individus retrouvés dans la pêche est bimodale avec un premier mode situé à 150 mm et un second à 300 mm. Le premier mode correspondrait à des corégones de l'année tandis que le second mode correspondrait à des poissons âgés de 2 mais aussi de 3 ans, dont les tailles moyennes sont très proches respectivement 304 et 313 mm d'après la détermination d'âge par scalimétrie. Seulement 2 individus possédant une taille supérieure à 330 mm ont été capturés. La relation taille-poids obtenue en 2022 ne diffère pas de celle de 2021 (Figure 15). La CPUE des corégones juvéniles est en légère diminution en 2021 par rapport à l'année précédente. Après une augmentation des CPUE adultes en 2021, une diminution s'observe en 2022.

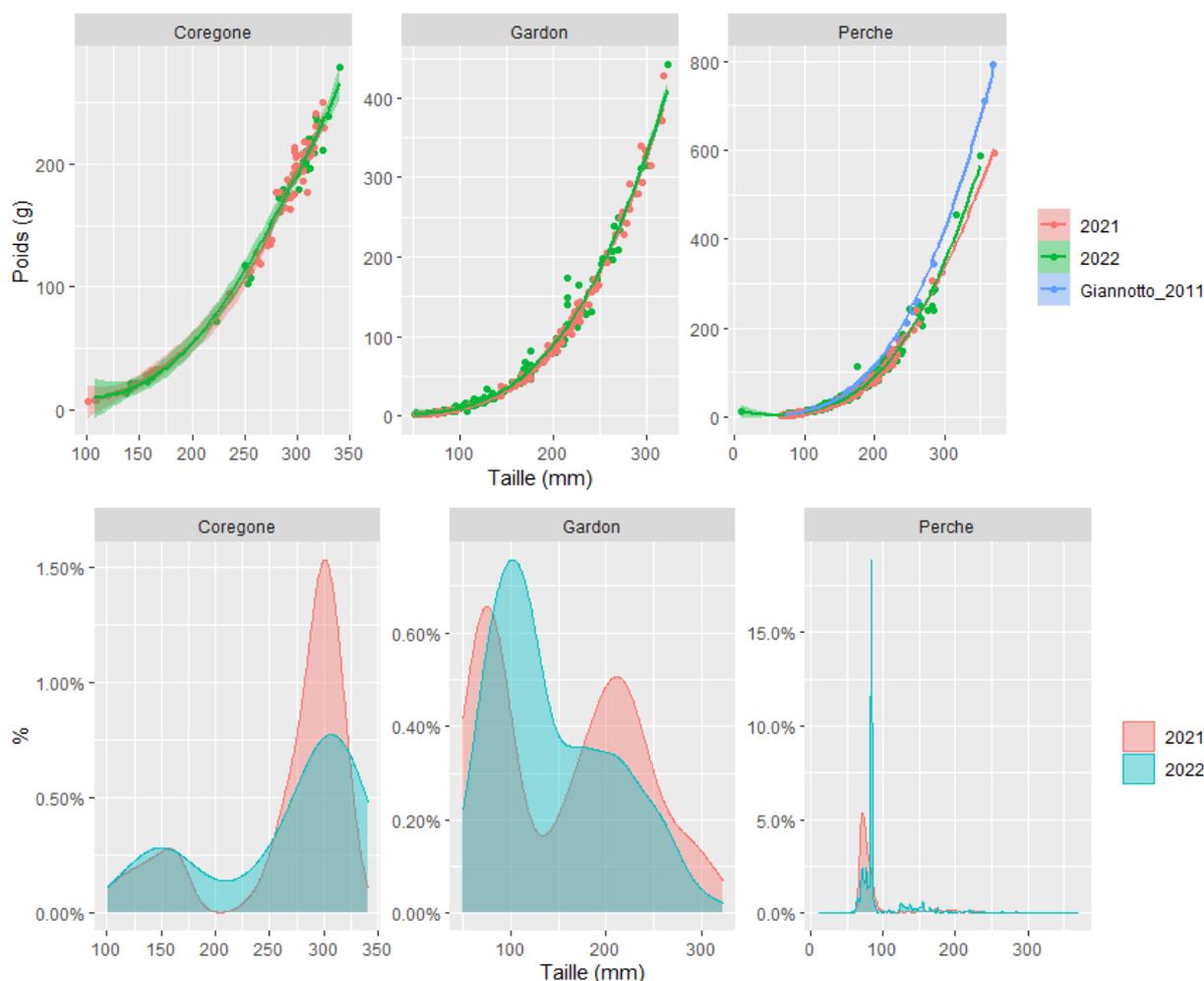


Figure 15 Relations tailles-poids et structures en tailles pour le corégone, le gardon et la perche en 2021 et 2022. En 2022, afin d'intégrer dans la distribution en taille les individus provenant de lots, la taille moyenne donnée au lot a été répétée suivant le nombre d'individus composant le lot

Gardon

En 2022, 1 mode principal est observé à 100 mm. D'après les lectures d'écaillés, ces individus <137 mm correspondent à des alevins de l'année. La taille moyenne des 0+ prélevés est aux alentours de 102 mm. Les relations tailles-poids sont similaires entre 2020 et 2021 (Figure 15). En 2022, la CPUE concernant les adultes poursuit sa diminution par rapport aux 3 dernières années tandis qu'elle est en augmentation pour les juvéniles par rapport à 2021.

Perche

En 2022, la population de perche présente des abondances moyennement élevées au sein du peuplement (rendement numérique), caractérisées par une forte proportion d'individus de petite taille (<100 mm) (Figure 14). D'après les lectures d'opercules réalisées en laboratoire ces individus correspondent à des poissons de l'année.

Le reste de la population est composé de perches plus grandes (taille maximale capturée de 350 mm) correspondant à des poissons de 1+ à 3+. En 2022, la relation taille-poids est similaire à celle de 2021 et est inférieure à celle de la courbe de (Giannetto et al. 2011) calculée sur 64913 spécimens provenant de

762 populations différentes de perches Européennes. La CPUE des perches adultes est en diminution par rapport à 2021 mais reste à des niveaux élevés. La CPUE des juvéniles est en légère augmentation par rapport à l'année passée (Figure 16).

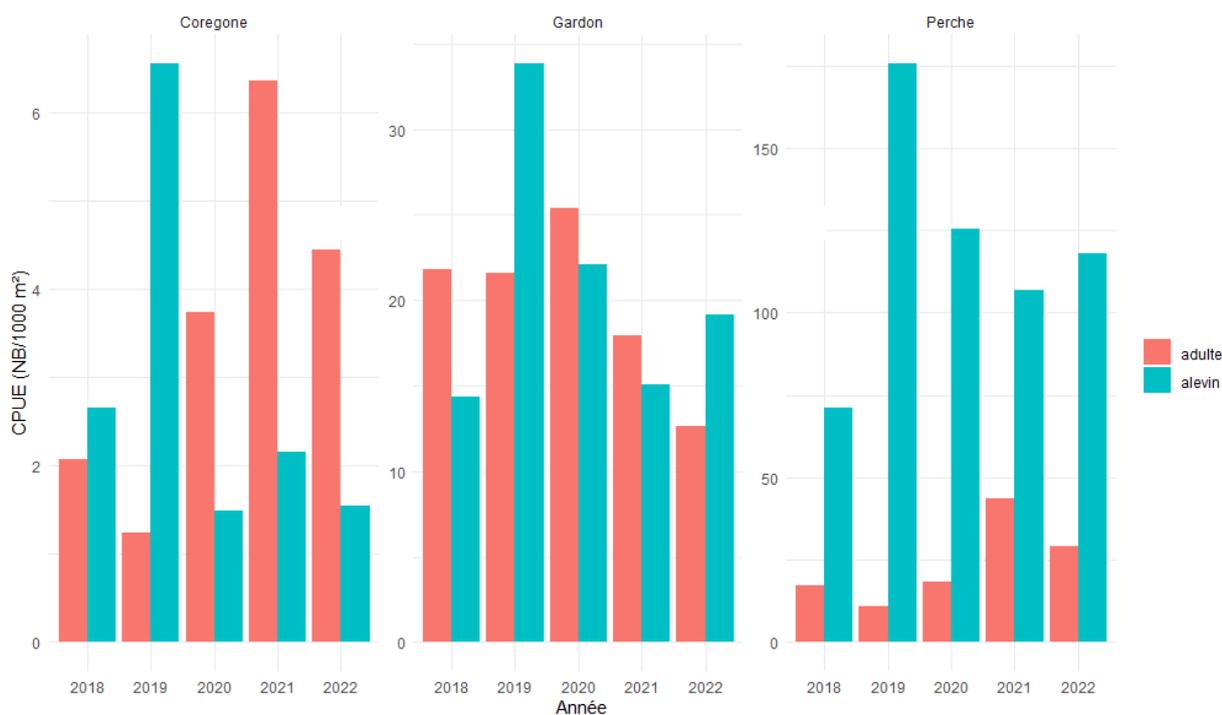


Figure 16 CPUE numériques des adultes (rouge) et des juvéniles (en bleu) pour les corégones, les perches et les gardons

III.3. Suivi halieutique

Cette partie synthétise les données recueillies par INRAE, la DDT et le CISALB dans le cadre du suivi de la pêche du lac du Bourget. Elle reprend les résultats les plus pertinents de ce suivi. Pour plus de détails, le lecteur pourra se reporter aux rapports annuels rédigés par le CISALB concernant la pêche amateur ou au rapport de synthèse sur la gestion durable de la ressource piscicole.

III.3.1. Captures totales

Les statistiques de pêche des professionnels sont connues depuis 1920, mais nous avons fait le choix de ne présenter les captures qu'à partir du milieu des années 1990 (Figure 17), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres de captures plus facilement comparables.

La saison 2022 est une nouvelle fois marquée par des niveaux de captures totales professionnelles très faibles : 14,9 tonnes contre 29 tonnes en 2020, 53 en 2019 et 95 en 2015. Ils sont en très nette régression depuis plus de 5 ans.

La baisse constatée est essentiellement liée à la baisse de captures de corégones (lavarets). La chute des captures de corégones a démarré en 2017 et est continue depuis 5 ans. Elles sont ainsi passées de plus de 80 tonnes par an entre 2014 et 2016, à un peu plus de 15 tonnes en 2020, 2 tonnes en 2021 et

1,5 tonnes en 2022. Les tonnages observés en 2022 sont similaires à ceux constatés dans les années 1990. Ils sont d'autant plus faibles par rapport aux années précédentes qu'en absence de captures de lavarets, les pêcheurs ont progressivement arrêté de poser des filets pélagiques (pics) spécifiques à cette espèce (environ 7 000 pics par an étaient posés en 2016/2017 contre à peine 500 en 2022). Sur certaines périodes, les pêcheurs ont tout simplement arrêté de sortir afin de ne pas perdre plus d'argent (une sortie bredouille coûte). En 2022, le nombre de pêcheurs professionnels en activité est de 8. Le nombre de licences attribuable était encore de 10 en 2021 mais 2 pêcheurs sont partis à la retraite et 1 a cessé son activité. En 2022, le cahier des charges de la location du droit de pêche a été renouvelé pour 5 ans et, au vu de la situation de la pêche professionnelle au lac du Bourget, la DDT a décidé de geler le nombre de licences à 8 le temps que la situation s'améliore. Ainsi, seul un nouveau pêcheur a pu s'installer à la place du pêcheur qui a cessé son activité.

Les captures de perches adultes et de perchots (perches de l'année) sont dans la moyenne de ces 15 dernières années avec respectivement des captures de 2,5 et 5 tonnes. Les prises de gardons (gardon de l'année car les adultes sont interdits à la consommation pour cause de contamination aux PCB) sont toujours très faibles.

Toujours touché par l'interdiction de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB, l'omble chevalier n'est plus exploité depuis 2008. Auparavant, les captures oscillaient autour de 2,5 tonnes/an. La truite lacustre est présente en faible densité dans le lac comme en attestent les captures professionnelles et scientifiques. Dans les années 80-90, les prises atteignaient 2 à 3 tonnes par an, mais la population était soutenue par des déversements de truites adultes. Depuis l'arrêt de ces pratiques, les captures annuelles ont nettement chuté. En 2010, un programme de restauration de la truite lacustre a été initié par les collectivités piscicoles et le CISALB, puis continué par la Fédération de pêche de Savoie. Ce dernier est basé sur le déversement intensif d'alevins issus d'une souche lacustre issue du Léman. En complément, des travaux de restauration d'affluents portant sur la continuité longitudinale et la diversification d'habitats ont été conduits par les différents gestionnaires. Cette politique commençait à porter ses fruits avec notamment des captures records en 2018 (près de 400 kg). Mais en 2019, on note une chute importante ramenant les captures à 22 kg. Malgré une légère hausse de nouveau observée en 2020 (plus de 100 kg), la saison 2022 est faible (26 kg) dans la lignée de 2021. A noter que depuis 3 ans, les associations de pêche ont décidé d'arrêter tous déversements d'alevins de truites lacustres.

Les captures de brochets de 2022 se situent dans la moyenne des captures observées depuis 25 ans avec un peu plus d'1,8 tonnes de poissons capturés. Les captures de lotes, en constante diminution depuis 20 ans, sont légèrement plus importantes qu'en 2021 mais restent à un niveau faible en 2022 avec 285 kg déclarés. Enfin les prises de sandres restent anecdotiques.

En 2022, les captures de silures sont de nouveau à la hausse et établissent un nouveau record depuis le début de son exploitation avec près de 2 tonnes déclarées (Figure 18).

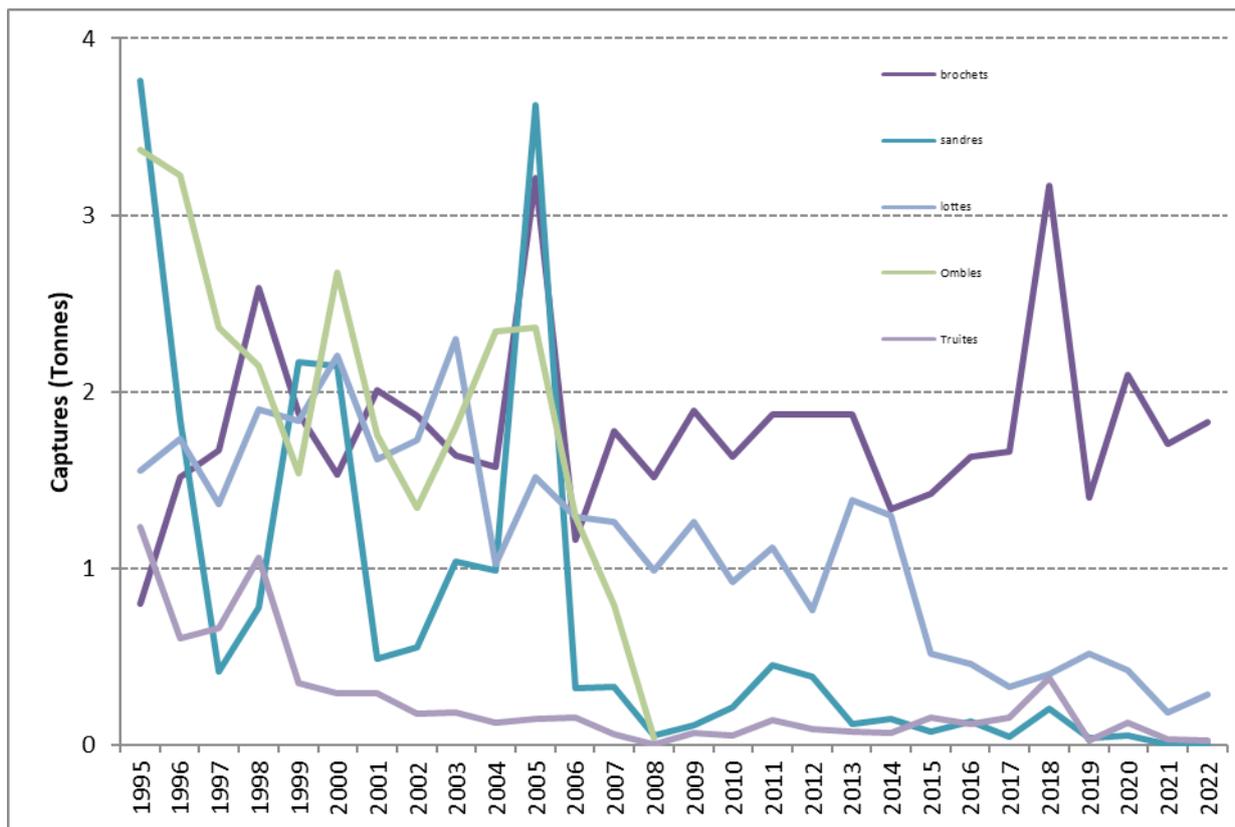
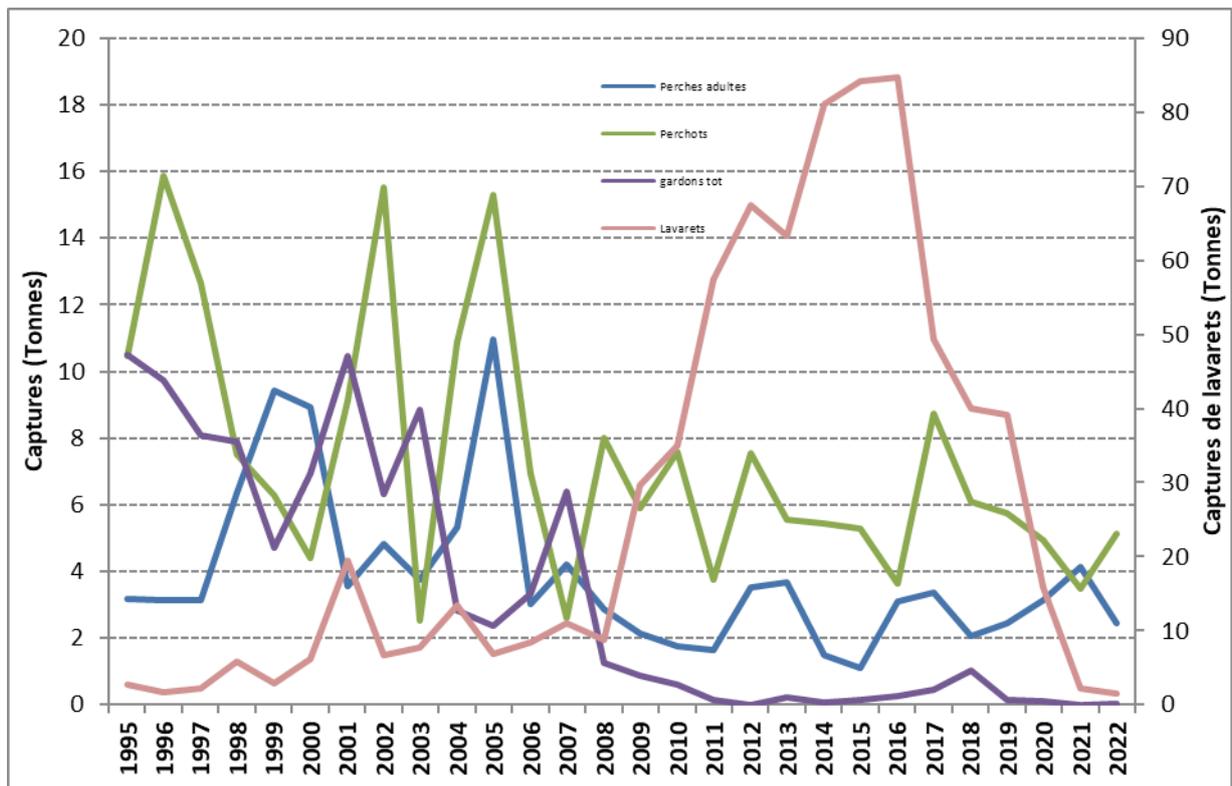


Figure 17 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2022 (données DDT73)

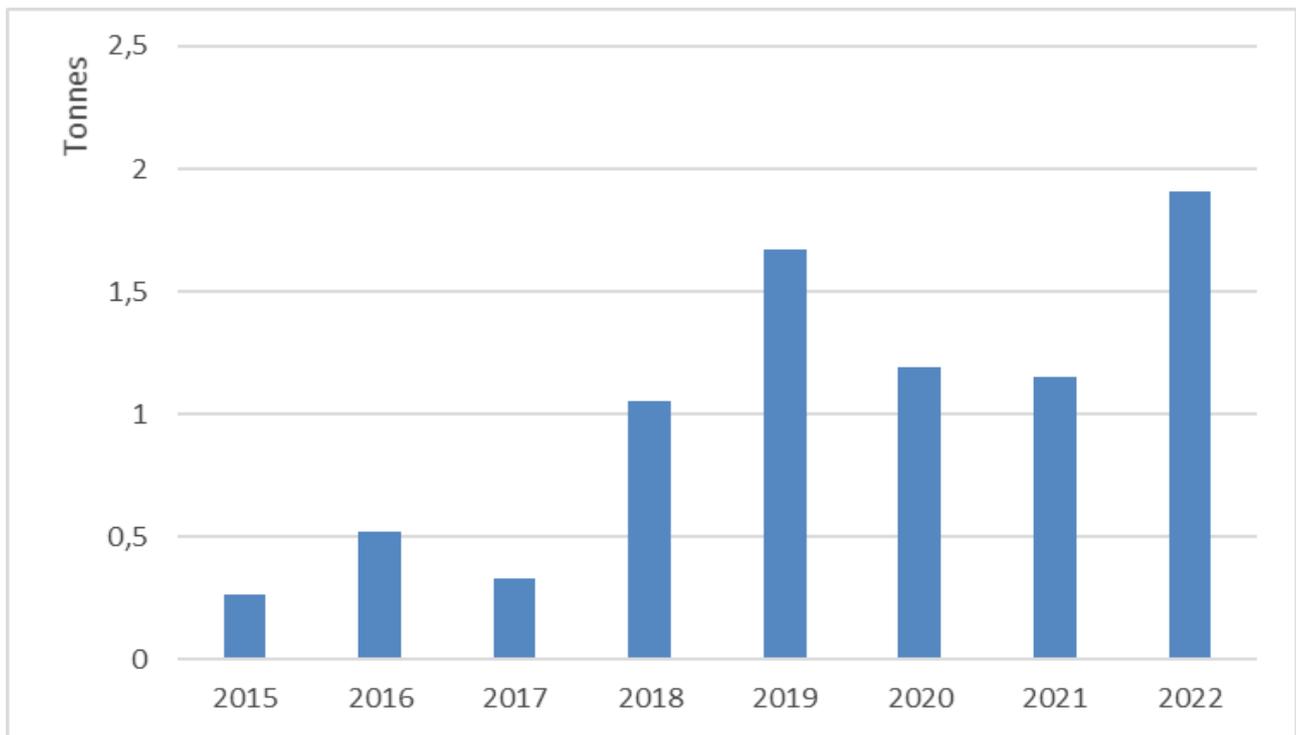


Figure 18 Evolution des captures de silures par la pêche professionnelle (données DDT73)

III.3.2. Capture et statistiques de pêche amateur

Les captures des pêcheurs amateurs déclarées dans les carnets obligatoires donnent des informations sur 6 espèces (Figure 19). De la même manière que pour la pêche professionnelle, les prises de corégones (lavarets) ont connu des niveaux exceptionnels entre 2011 et 2015 atteignant plus de 10 tonnes. Elles sont depuis en très nette baisse et se positionnent à environ 1 tonne en 2022. Les captures de brochets ont progressé significativement entre la fin des années 1990 et le début des années 2000. Elles ont oscillé entre 2 et 4 tonnes sur la période 2000-2010. Depuis, une baisse a été enregistré et les captures oscillent à présent autour d'1 tonne par an. Les captures de perches sont variables d'une année à l'autre mais reste autour d'une valeur d'1 tonne par an. L'omble chevalier était bien recherché avant 2008. Depuis, l'interdiction de sa consommation pour cause de contamination aux PCB, a provoqué un net recul des captures, l'espèce étant moins recherchée. Enfin, les prises de truites et de sandres sont devenues totalement anecdotiques.

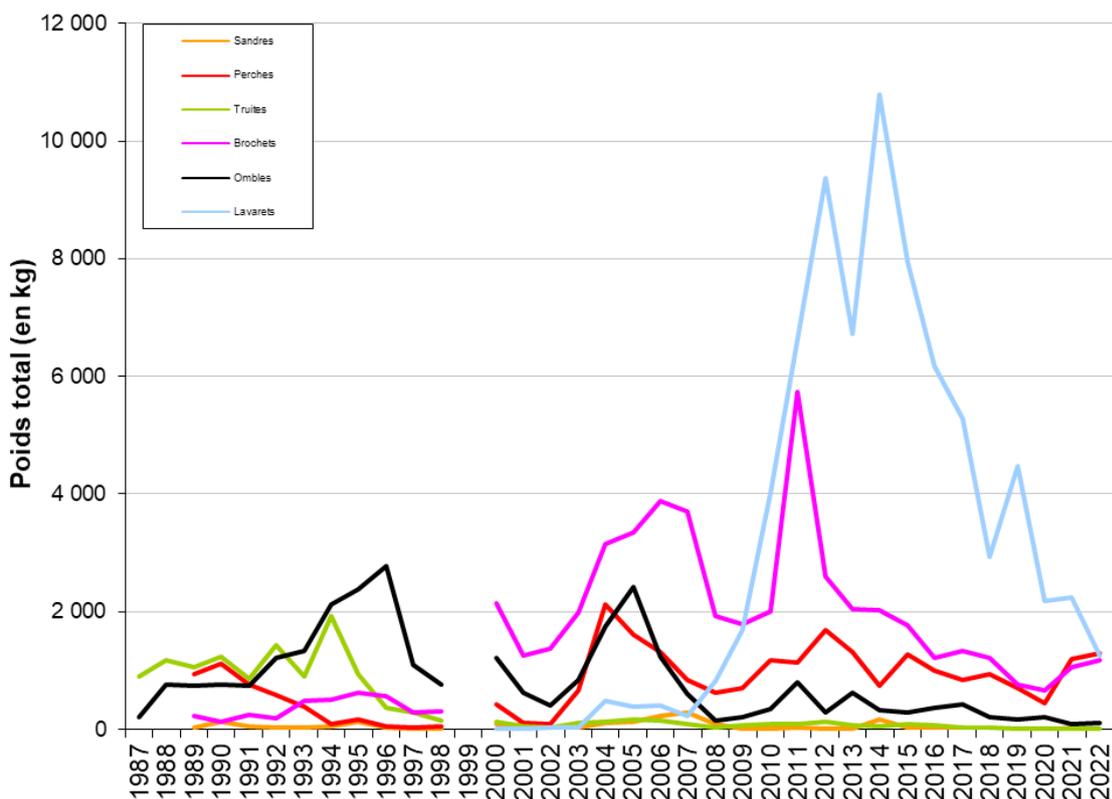


Figure 19 Poids total relatif aux captures des pêcheurs amateurs déclarées

III.3.3. Dynamiques des populations exploitées

Corégone

Les dynamiques des captures sont similaires entre pêche professionnelle et pêche amateur jusqu'au pic de capture (Figure 20). Elles ont commencé à baisser en premier chez les pêcheurs amateurs puis chez les professionnels. Les captures des 2 catégories comptabilisent en 2022 environ 2 tonnes.

Entre 2010 et 2015, les CPUE en nombre et en poids de la pêche professionnelle et amateur présentaient les rendements les plus importants jamais observés depuis le début des suivis dans les années 90 (Figure 21). Les rendements ont commencé à baisser dès 2016 et la chute est plus prononcée depuis 3 ans.

Les rendements du groupe de pêcheurs volontaires montrent une tendance légèrement différente puisque les niveaux de captures sont restés assez stables et élevés entre 2008 et 2021 (entre 2 et 3 lavarets par sortie). Seule l'année 2022 présente une forte chute avec des rendements proches du début des années 2000 soit 1 lavaret conservé par sortie (Figure 22).

L'intérêt des déclarations des pêcheurs volontaires est d'avoir accès aux quantités de poissons pêchés mais aussi relâchés car inférieurs à la taille légale de capture de 35 cm. Les rendements de poissons inférieurs à la taille légale sont fluctuants avec cependant des années plus importantes qui se dégagent : 2007-08 / 2012 / 2016-17-18-19. Ces forts rendements sont positifs car ils révèlent la présence dans le milieu d'un nombre important de jeunes poissons attestant d'un recrutement bon et donc donnant naissance à des générations fortes. Au cours des 3 dernières années, cet indicateur a en revanche « explosé » puisqu'il

est passé d'une moyenne de 3 lavarets relâchés au cours des meilleures années à 5 voire 8 relâchés par sortie.

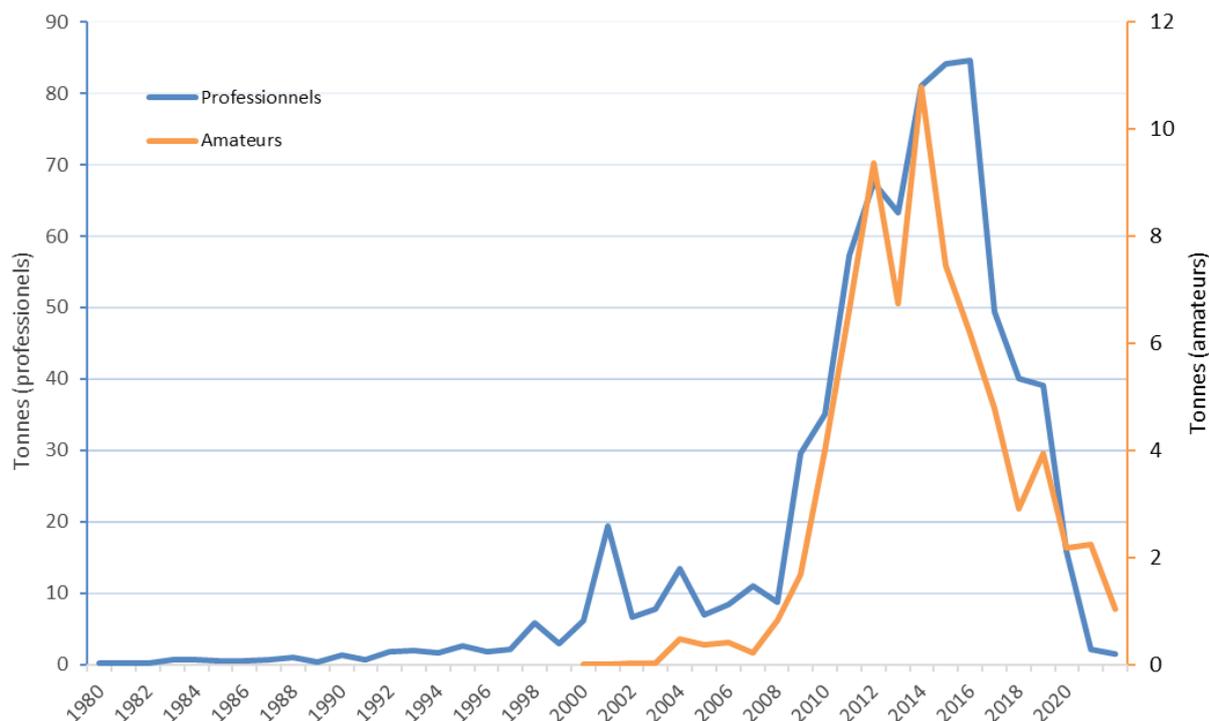


Figure 20 : Tonnages annuelles de la pêche aux lavarets depuis 1990 chez les pêcheurs professionnels et amateurs



Figure 21 : Évolution CPUE annuelles du lavaret pour la pêche professionnelle en bleu et en orange pour la pêche amateur ; exprimée en poids (à gauche) et en nombre (à droite)

Les rendements de la pêche amateur et professionnelle étant en baisse constante depuis plus de 3 ans et ceux des lavarets relâchés, car inférieurs à la taille légale, explosant, il est intéressant de se demander si les lavarets inférieurs à la taille légale correspondent à des jeunes poissons ou à des poissons adultes plus petits qu'auparavant.

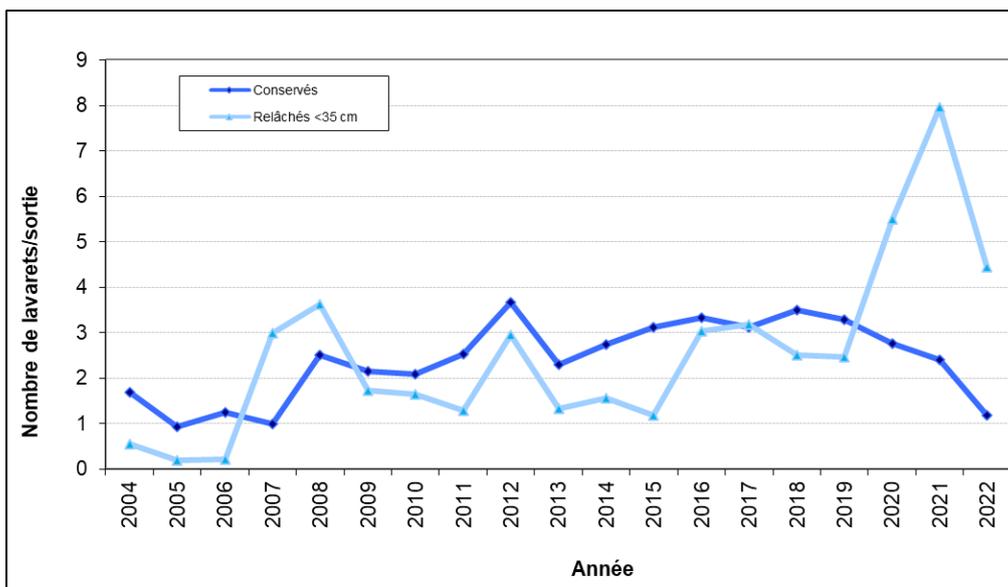


Figure 22 Rendements de capture de corégones conservés et relâchés par les pêcheurs amateurs volontaires

Distribution en taille et en poids

Un indicateur plus récent permet d’avoir accès à un nombre de données importantes issues de la science participative. Il s’agit de la distribution en taille des lavarets déclarés sur l’application FISHOLA (Figure 23).

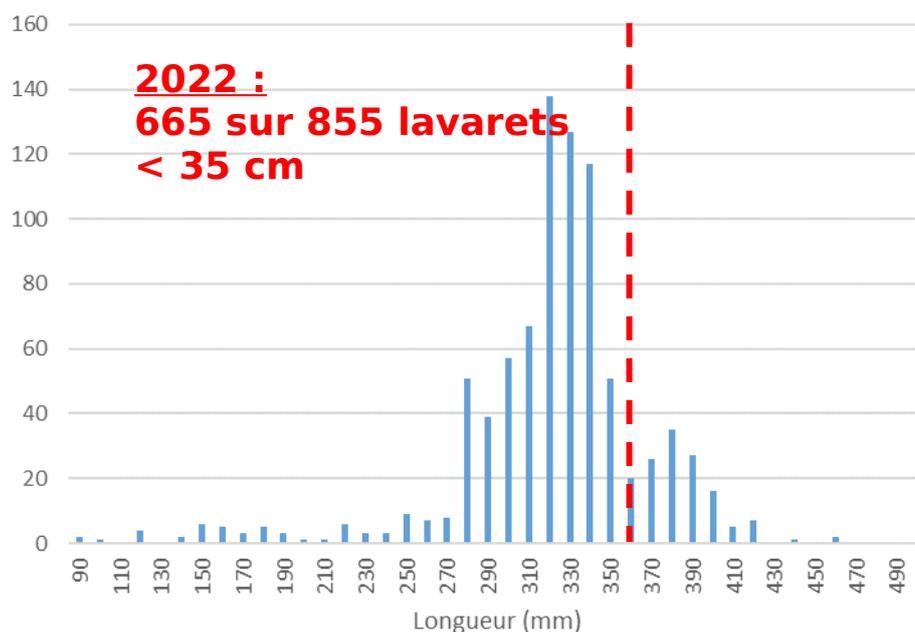


Figure 23 Distribution en taille des lavarets déclarés en 2022 par les pêcheurs amateurs inscrits sur l’application FISHOLA

On remarque très nettement que 75 % des captures sont inférieures à 35 cm. Elles sont même regroupées entre 28 et 35 cm. Un échantillon d’une quinzaine d’individus a permis de vérifier que ces poissons étaient âgés de 2 et 3 ans soit des poissons nés en 2019 et 2020.

La figure 24 illustre l’évolution du poids moyen des lavarets capturés par les 2 catégories de pêcheurs. Ainsi le poids des poissons pêchés par les pêcheurs professionnels a diminué de manière

significative, passant d'environ 550 g en 2009 à moins de 440 g en 2020. Chez les pêcheurs amateurs, le poids baisse également entre 2011 et 2021, respectivement de 550 g à 450 g.

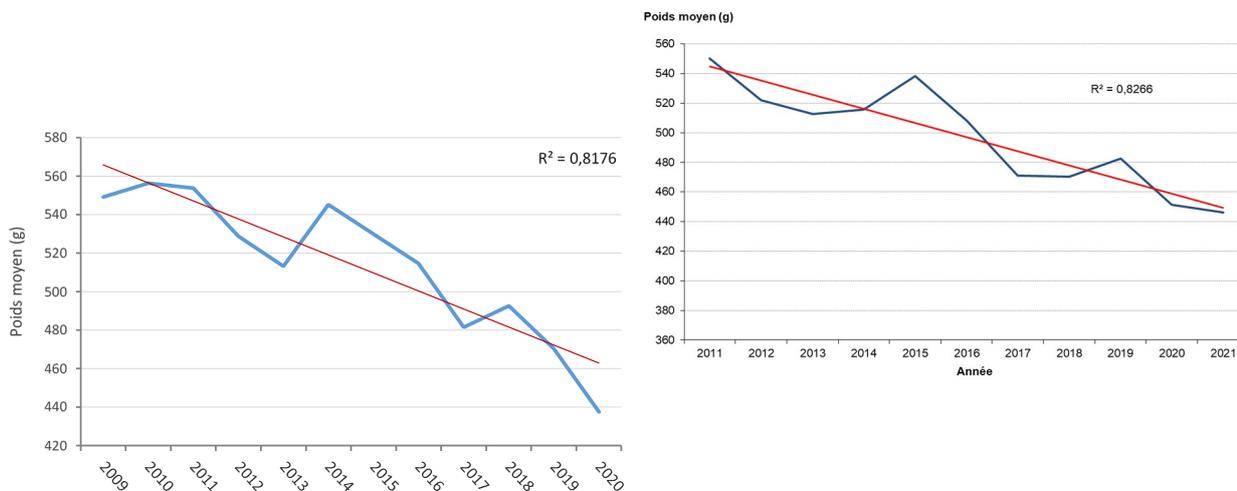


Figure 24 Évolution du poids moyen annuel du lavaret depuis 2009 à gauche pour la pêche professionnelle et à droite pour la pêche amateur

Structure en âge et dynamique de croissance

Pour mémoire, la dynamique d'âge des poissons supérieurs à la taille légale s'explique comme suit (figure 24). Avant 2008, l'année où la taille légale du lavaret est passée de 30 à 35 cm, une proportion non négligeable de poissons âgés de 1 an était présente dans les captures (Figure 25). La pêche précoce des lavarets avait comme conséquence de réduire la compétition entre les jeunes individus et d'accélérer la croissance des poissons de cette classe d'âge. Ce changement de réglementation a eu pour objectif de repousser l'âge moyen d'exploitation du lavaret afin de laisser le temps à l'espèce de se reproduire et donc de se renouveler correctement. Cette mesure a été rapidement efficace : les lavarets d'un an représentent depuis une part minime des captures conservées, la pêche repose depuis sur 3 générations minimum exploitées à partir de 2 ans. Sur la période 2014-2019, période faisant suite à la période des captures records de 2011-2015, des lavarets plus âgés (entre 5 et 7 ans) sont apparus dans les captures attestant bien de la succession de fortes cohortes. Depuis les captures des pêcheurs amateurs se sont stabilisées à un niveau plus bas reposant toujours sur au moins 3 générations de 2, 3 et 4 ans. L'année 2022 est similaire à 2018 avec une forte contribution des 3 mais une proportions moins importantes d'individus âgés de 5 ans et plus.

En l'espace de 10 ans, la longueur moyenne des lavarets de 2 ans capturés par la pêche amateur est passée de 38 cm à 36 cm et celle de 3 ans de 40 cm à moins de 38 cm (Figure 26). En moyenne, sur les 2 classes d'âge majoritaires dans les captures, les poissons adultes ont perdu environ 2 cm.

Au cours des 10 dernières années, les lavarets atteignent de plus en plus tardivement la taille légale de capture (Figure 27). En effet, les cohortes 2007 à 2015 l'atteignaient plutôt en avril-mai alors que les cohortes plus récentes l'atteignent plutôt en juin voire juillet. Sur la figure 27, l'encadré rouge figure la gamme de sélectivité des filets des pêcheurs professionnels. Les filets commencent à mailler les lavarets un peu au-dessus de la taille légale de capture. Ainsi on comprend mieux pourquoi les poissons de 2 ans entraînent dans la pêche des professionnels dès le mois de juin auparavant et qu'au cours des 3 dernières

années, ils n'entrent dans la pêche qu'en fin d'été après la période de pleine activité de la profession. En 2022, les poissons de 2 ans nés en 2020 (courbe saumon de la figure 27) n'ont même pas assez grandi pour pouvoir être maillés par les filets des professionnels.

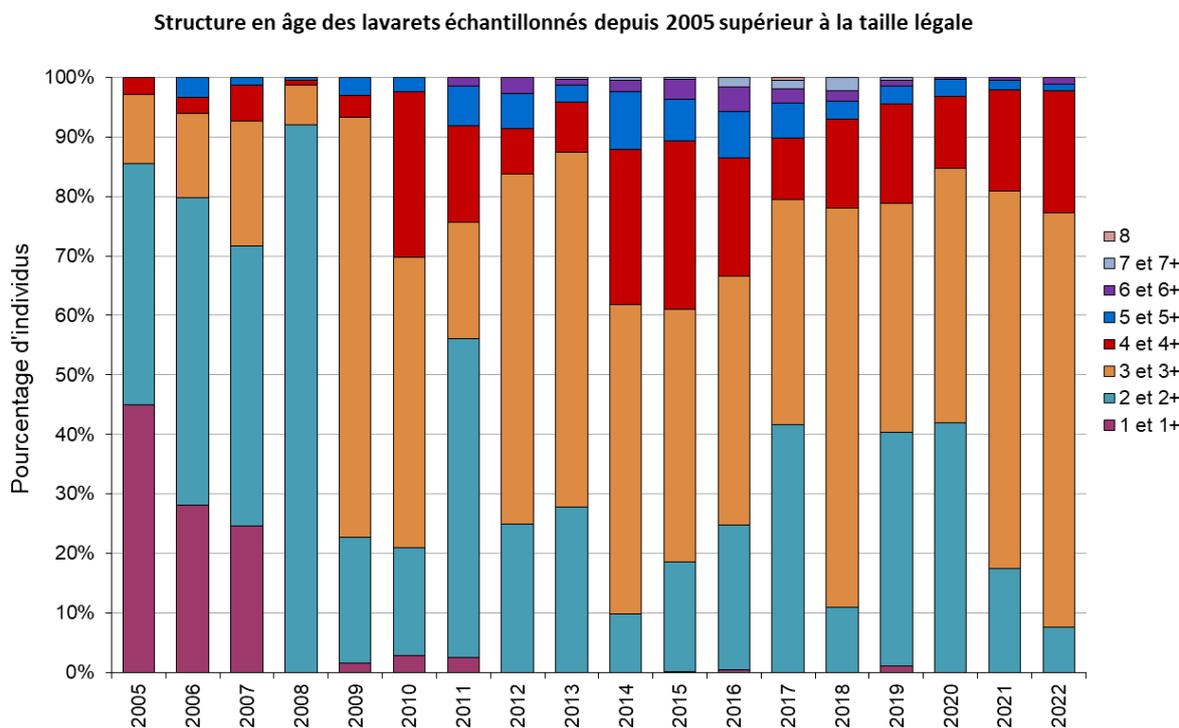


Figure 25 Répartition en âge des lavarets capturés supérieurs à la taille légale (pêche amateur)

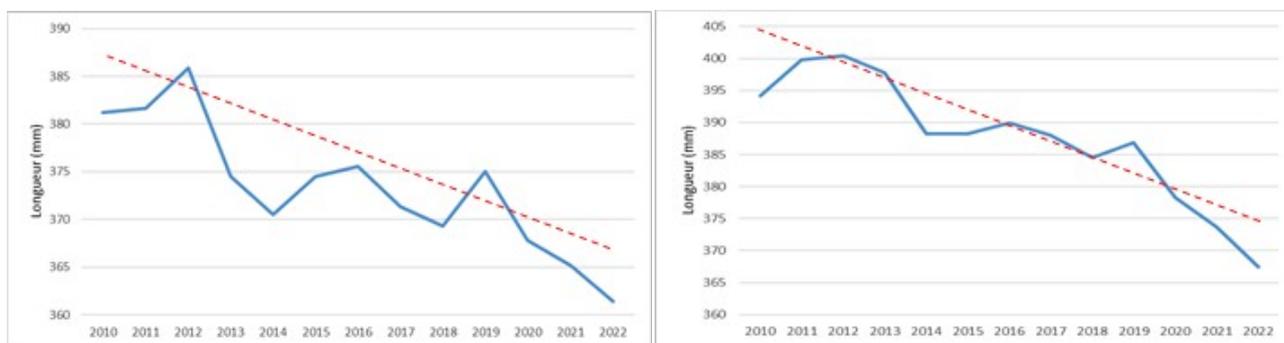


Figure 26 Evolution de la longueur moyenne des lavarets capturés par la pêche amateur.
A gauche : lavarets de 2 ans ; à droite : lavarets de 3 ans

La même tendance est à noter pour les lavarets de 3 ans avec une particularité en 2022 (Figure 28) ; les lavarets nés en 2019 ne semblent quasiment pas avoir grandi au cours de l'année. Cette génération a à peine grandi d'1 cm entre le mois de janvier et le mois d'octobre alors que les générations précédentes pouvaient prendre entre 3 et 7 cm sur l'année.

L'ensemble des indicateurs d'abondance et de croissance tend vers le même constat : il semble y avoir une quantité très importante de lavarets dans le lac. Pour autant ces poissons ne sont pas exploitables par les pêcheurs car leur croissance semble ralentie et peu de poissons dépassent la taille légale de captures

de 35 cm. Des poissons d'âges différents (surtout 2 et 3 ans) semblent « s'accumuler » entre 30 et 35 cm et très peu passent cette limite.

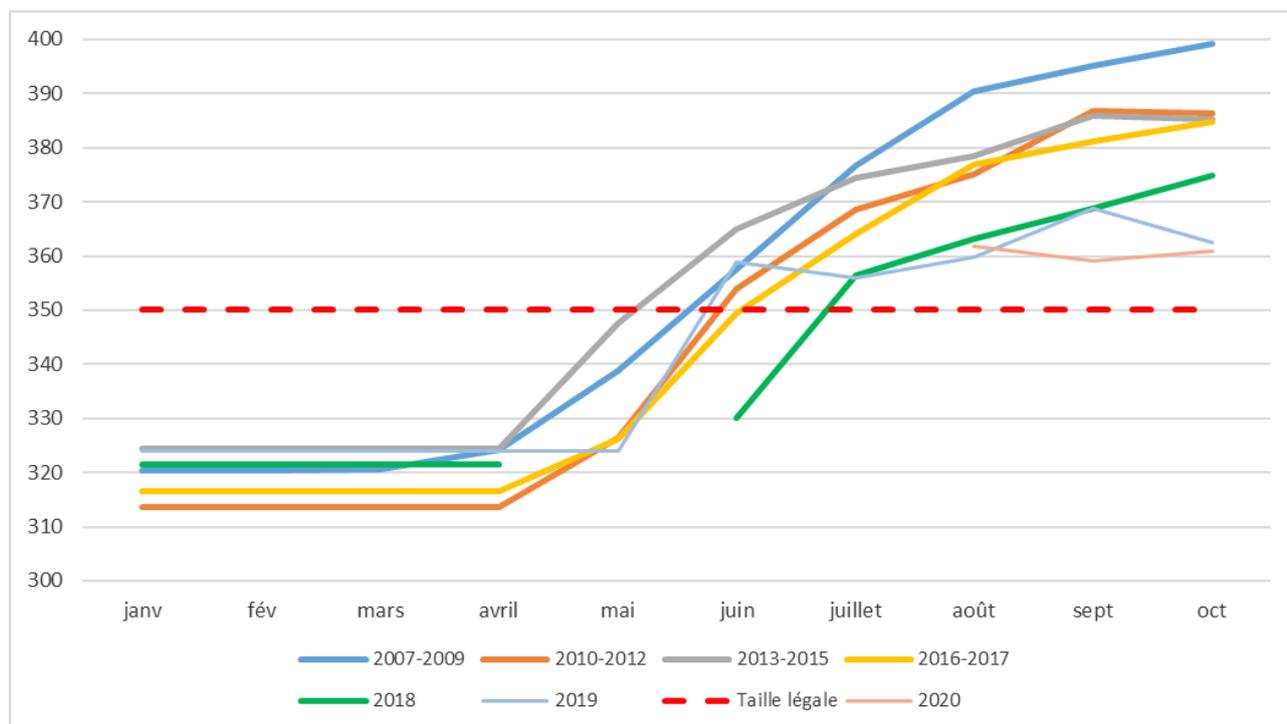


Figure 27 Croissance en taille des 2 ans regroupée par cohorte, (rectangle rouge : gamme de sélectivité des pics en maille 45 mm). Les valeurs ne sont pas continues pour les cohortes 2018 et 2020 du fait d'un manque de représentativité de l'échantillon analysé par mois

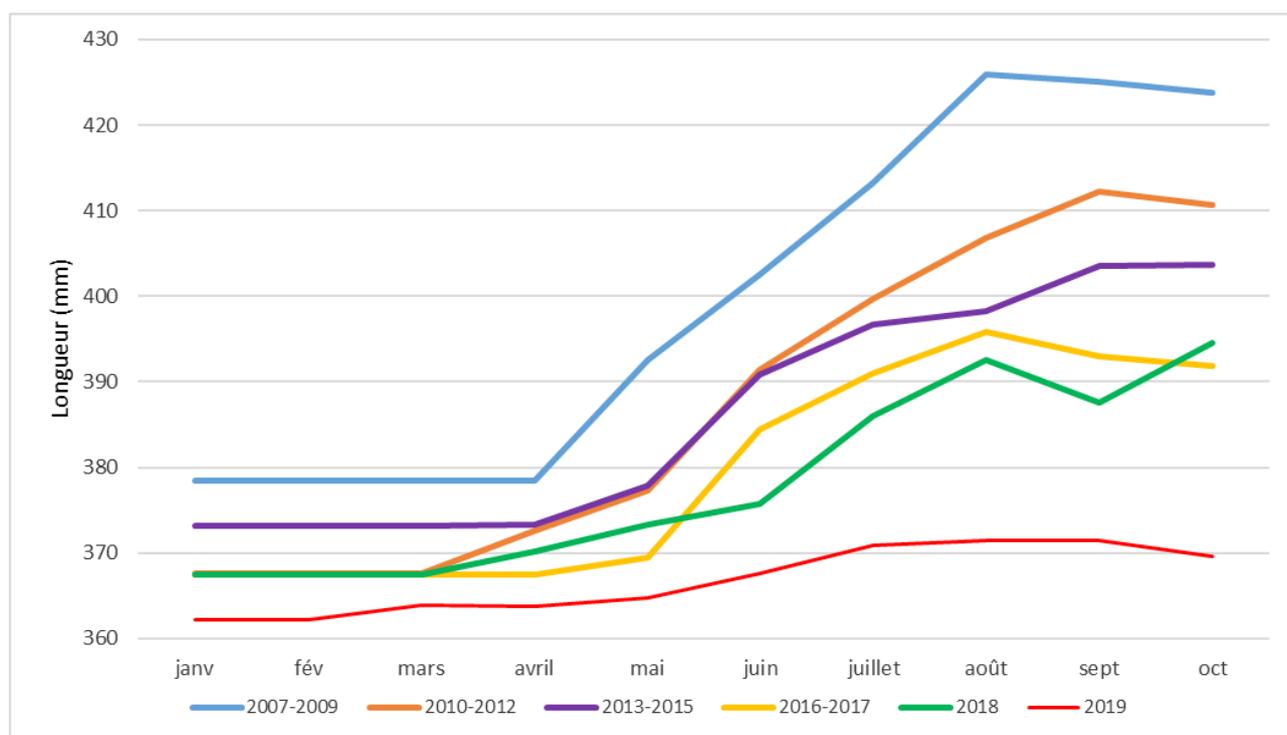


Figure 28 Croissance en taille des 3 ans regroupée par cohorte, (rectangle rouge : gamme de sélectivité des pics en maille 45 mm)

Omble chevalier

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Figure 29). L'étude menée sur l'efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) avait montré que la population d'omble chevalier du Bourget est encore très dépendante de celui-ci (90 %). Ainsi, un pic de capture est souvent en relation avec un fort niveau d'alevinage pratiqué 3 ans auparavant. Depuis 2008, l'omble chevalier est sous le coup d'un arrêté préfectoral d'interdiction de pêche à des fins de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB. De nombreux amateurs ont donc délaissé la pêche à la traîne spécifique à la capture de l'espèce mais certains continuent et choisissent de garder ou de relâcher leurs poissons induisant ainsi un biais dans les rendements calculés après 2008. Le suivi spécifique du groupe de pêcheurs volontaires, dont les captures sont considérées comme représentatives de celles de l'ensemble des pêcheurs, permet d'estimer ce qu'aurait pu être le rendement depuis l'arrêté de 2008. En effet, entre 2009 et 2013, les CPUE ont été recalculés sur la base des ombles capturés au-dessus de la taille légale de 30 cm, c'est-à-dire les poissons qui étaient systématiquement gardés par les pêcheurs avant 2008.

Depuis le début des années 2000, les rendements de captures de l'ensemble des pêcheurs amateurs sont fluctuants et présentent une tendance générale à la baisse quand on regarde sur 20 ans. Les fluctuations de rendements sont pour l'essentiel dues aux différents niveaux d'alevinages réalisés chaque année dans le cadre du pacage lacustre. En effet, la population d'omble chevalier est encore très dépendante des quantités d'alevins déversés chaque été, la reproduction naturelle de l'espèce ne représentant qu'une faible part.

Les rendements des pêcheurs volontaires présentent la même tendance entre 2004 et 2016. En revanche, les rendements ont été beaucoup plus importants pour ce petit groupe de pêcheurs que le reste au cours des années 2019-2020. L'année 2022 se caractérise par des niveaux moyens par rapport aux autres années.

Brochet

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 1990 et les années 2000 (Figure 30). Depuis 2009, phase d'expansion du corégone, les rendements chutent artificiellement, car ils sont basés sur un nombre de sorties bateaux en constante augmentation du fait de l'engouement pour le corégone. Ainsi, les captures de brochets sont mises en relation avec un nombre important de sorties au cours desquelles il n'est pas spécifiquement recherché. Pour pallier ce problème et affiner les rendements, nous avons recalculé ces rendements depuis 2008 en enlevant au nombre total de sorties, les sorties « autres » ayant entraîné uniquement des captures de lavarets. La courbe en pointillés a alors été obtenue. Cette nouvelle approche témoigne donc bien d'une décroissance des captures, mais expose des chiffres moins alarmants. Après cette phase de diminution des captures, on note depuis 7 ans une stabilisation des rendements autour de 200 g/ sortie. Le rendement des pêcheurs volontaires est plus fluctuant, mais montre tout de même une relative stabilité oscillant entre 0,5 et 2 brochets par sortie (Figure 31).

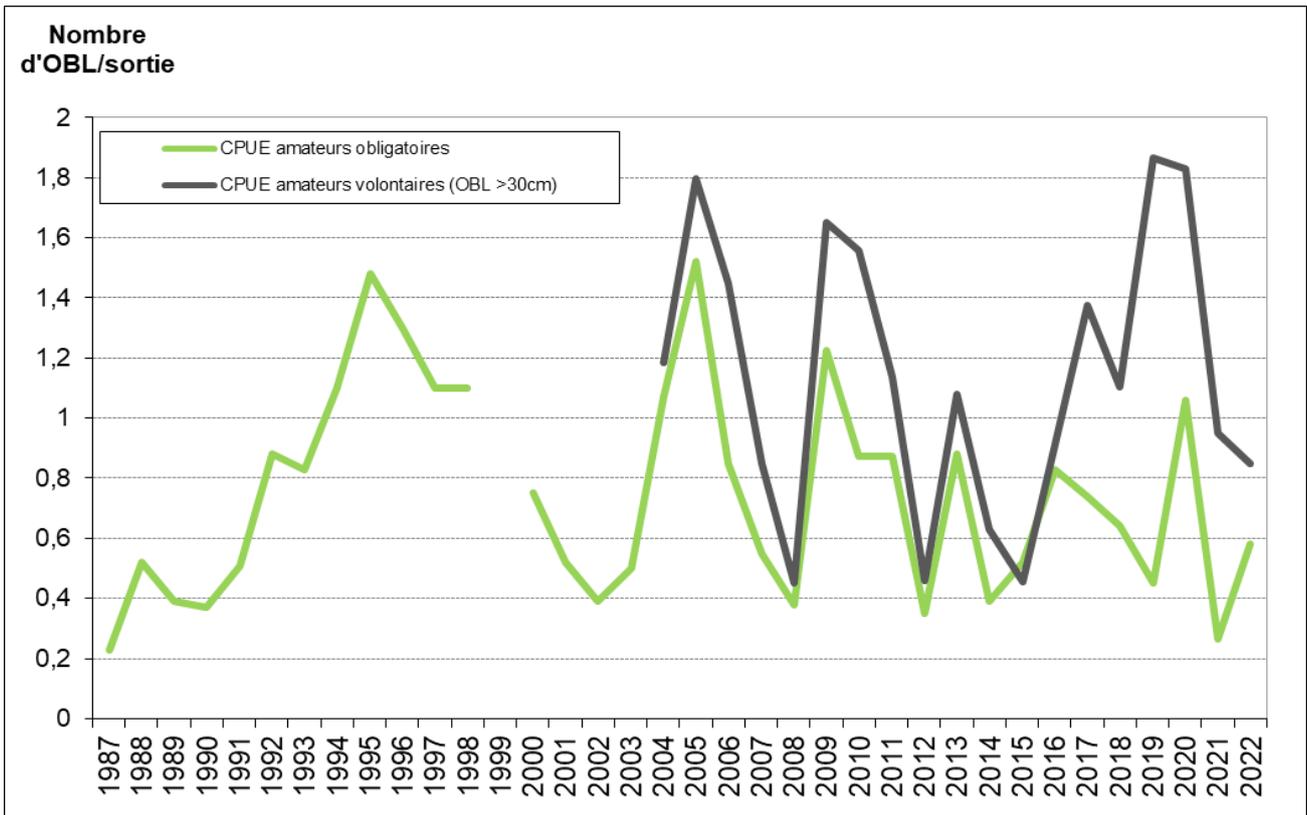


Figure 29 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2022

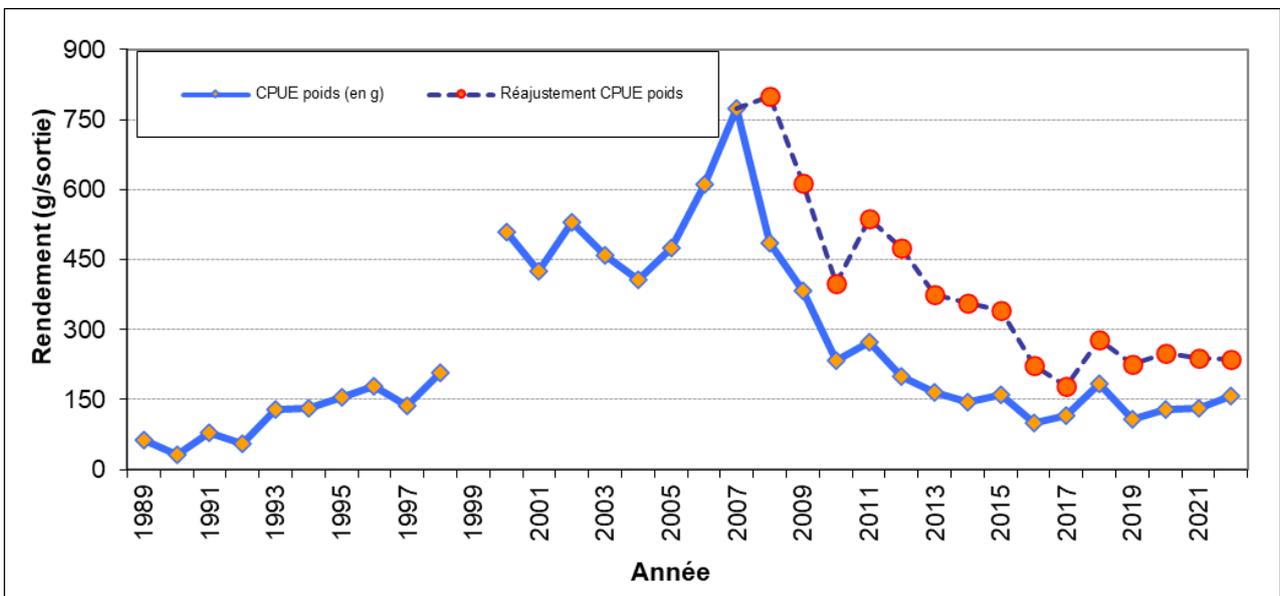


Figure 30 Rendements pondéraux des brochets dans la pêche amateur

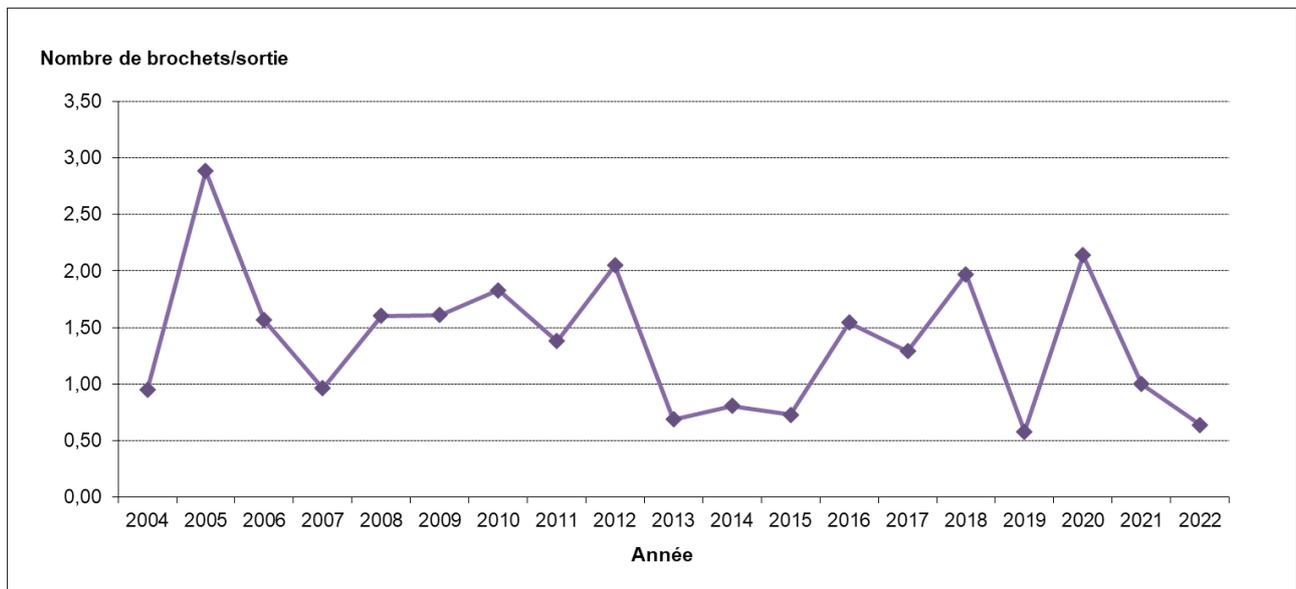


Figure 31 Rendements numériques des brochets capturés par les pêcheurs volontaires

IV. Discussion

La diversité piscicole du lac apparaît comme globalement stable, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile ou peu abondantes comme la vandoise et l’omble chevalier n’ont pas été capturées en 2022. Une capture d’une lotte est à souligner cette année. En 2022, les densités acoustiques pour le corégone sont toujours à des niveaux hauts. Cette forte abondance est confirmée par des CPUE numériques scientifiques hautes dans les filets pélagiques et benthiques. Une baisse de densité acoustique est toutefois à souligner par rapport à 2021 qui pourrait être liée à une diminution en taille des individus comme le montre les distributions en taille obtenues par cette méthode. Cependant la baisse des captures se poursuit chez les pêcheurs professionnels et indique que ces individus ne sont pas encore « rentrés » dans la pêche. La perche est à des niveaux élevés dans les filets benthiques et dans des densités extrêmement faibles en acoustiques et dans les filets pélagiques. En effet, il a été constaté que lorsque les perches de l’année sont faiblement abondantes, elles se distribuent majoritairement en zone littorale. Chez la perche, les fluctuations interannuelles sont très marquées car très dépendantes des conditions météorologiques (Cavoy *et al.* 2022). Capturé pour la septième année consécutive dans les pêches scientifiques, le silure est bien installé dans le lac du Bourget (Vagnon *et al.* 2022). Il occupe la 3^{ème} place en termes de rendement en biomasse.

Les CPUE numériques globales issues des pêches scientifiques observées en 2022 sont à un niveau bas comme l’année précédente. Les CPUE sur le plan pondéral sont très élevée en 2022 en lien avec la capture de plusieurs gros rotengles (poids moyen= 350 g). En 2022, 14 rotengles ont été capturés dans un même filet. L’OFB applique le protocole CEN comme INRAE mais les points de pose diffèrent, ce qui peut influencer sur les résultats si certains points d’échantillonnages se trouvent dans les zones d’habitat plus favorables que les années précédentes. En plus de l’évolution sur le plan des rendements totaux, la structure de la communauté a montré des évolutions, avec des changements d’abondances des populations face aux changements de l’état de l’écosystème.

Un des fait marquant depuis la mise en place du suivi avait été l'augmentation des prises de corégones entre les années 2005 et 2010-2016. Cette hausse s'est observée tant dans les filets pélagiques dans le cadre des pêches scientifiques que par hydroacoustique avec une augmentation des densités en couches profondes, principalement occupées par le corégone. Cette hausse importante a également été constatée dans les suivis de la pêche, via les CPUE des pêcheurs amateurs, avec des niveaux exceptionnels atteints en 2011-2014. La hausse s'observe également dans les statistiques de captures des pêcheurs professionnels, mais le maximum est atteint plus tardivement en 2015-2016. Cela signifierait que la chute de la population a été amorcée, mais que la hausse des captures s'expliquerait par un effort de pêche plus important. En 2017, la situation est apparue moins favorable puisqu'une forte chute a été constatée pour un nombre important d'indicateurs (CPUE pêche scientifique pélagique, données hydroacoustiques et du suivi halieutique). Depuis 2018 la situation s'améliore et depuis 2019, une quantité importante de corégone de petite taille est détectée par pêche et en hydroacoustique. Dans les campagnes scientifiques, une augmentation de l'abondance des corégones s'observe jusqu'à atteindre des niveaux historiquement hauts en 2021. Toutefois, cette situation de forte abondance ne s'observe pas dans les captures et les rendements des pêcheurs professionnels et amateurs sont à des niveaux très faibles similaires à la période d'eutrophisation. La pêche professionnelle comme amateur continue à exploiter principalement 3 classes d'âge et à épargner les plus jeunes poissons. Cependant la baisse du poids moyen et du nombre d'individus de grande taille est inquiétante. En 2022, les distributions en taille obtenues par les TS et par pêche indiquent une diminution en taille des individus pouvant expliquer les plus faibles biomasses détectées par rapport à 2021. Les données de croissance montrent que les corégones de 2 ans ont eu une croissance retardée ou plus faible depuis une dizaine d'années et plus marquée en 2020-2022. Ils dépassent la taille légale de capture et sont « entrés » dans la pêche amateur, en revanche, ils n'étaient pas suffisamment gros pour être maillés par les pics des professionnels. Dans le même temps, les corégones de 3 ans ont très fortement ralenti leur croissance prenant moins de 1 cm pendant la saison de croissance 2022. Ce constat peut probablement être mis en relation avec 2 facteurs : la faible quantité de daphnies observée en mai-juin 2022 par rapport aux autres années et les quantités importantes de corégones générant probablement une forte compétition intraspécifique.

Cette population de poissons, caractéristique des milieux oligo-mésotrophes, a un optimum théorique de production dans la gamme 10-40 $\mu\text{g L}^{-1}$ de phosphore total (Gerdeaux *et al.* 2006) et est indicatrice de l'amélioration de la qualité des eaux du lac. Les conditions de reproductions sont bonnes en lien avec l'amélioration de la qualité des frayères qui va dans le même sens que les autres paramètres biologiques et physico-chimiques. Cependant les faibles teneurs en phosphore observées en 2016-2022 (phosphore total = $<10 \mu\text{g L}^{-1}$) ont possiblement influencé la dynamique du zooplancton et ainsi sur la croissance et, par effet cascade, sur les rendements de pêche. Les indicateurs issus des campagnes scientifiques indiquent cependant des densités importantes mais les individus sont de petite taille et ne « rentrent » pas dans la pêche professionnelle. Ainsi, les conditions de reproduction en lien avec la réoligotrophisation du lac se sont améliorées, néanmoins les problèmes de croissances observés et de diminution en taille des individus pourraient indiquer un problème de ressources trophiques ou une évolution des tailles des individus induits par la pêche. La baisse de la croissance des corégones pourrait être à relier avec la baisse des daphnies depuis 2019 (voir la partie relative au zooplancton). De plus, la pêche sélective

peut altérer les traits d'histoire de vie comme le taux de croissance, l'âge à la première maturité en induisant un différentiel de sélection sur certains traits. Des évolutions induites par la pêche ont été observés sur les populations de corégones dans le lac Brienz et le lac Joux en Suisse (Nusslé *et al.* 2009, 2011).

Différentes hypothèses expliquant la forte fluctuation des captures de corégones dans la pêche professionnelle et amateur sont émises et il est difficile de mettre en avant une cause unique. La réponse tient certainement dans une combinaison de facteurs qui modifie les conditions dans lesquelles évoluent les lavarets, leur comportement et donc les conditions de pêche : facteurs climatiques, développement de cyanobactéries et évolution du réseau trophique, compétitions inter et intra-spécifique, niveau et qualité des ressources trophiques, impact de la pression de pêche, voir d'autres facteurs liés à la qualité des eaux comme les micro-polluants ne peuvent être totalement exclus. Un travail de doctorat a démarré en 2021 abordant les évolutions des captures de corégone dans 5 lacs péri-alpins en relation avec les paramètres environnementaux. Des travaux sont également en cours afin de mieux identifier les raisons de la baisse de croissance observée.

La perche a connu dans les années 1960 une explosion liée aux accroissements simultanés de la charge trophique et de l'effort de pêche (Degiorgi *et al.* 2006). Elle a ensuite fortement chuté au début des années 1970 puis augmenté à nouveau dans les années 1980 et 1990. Depuis 1995, une tendance à la baisse s'observe passant de 24 t an⁻¹ en moyenne entre 1984 et 1994 à 15 t an⁻¹ entre 1995 et 2005 pour se stabiliser à environ 7 t an⁻¹ depuis 2007. Cette tendance à la baisse s'observe dans les lacs en voie de réoligotrophisation en raison d'une augmentation du cannibalisme, d'une baisse de la croissance et d'une hausse du parasitisme (Dubois *et al.* 2008). De plus les conditions thermiques pendant le stade embryonnaire jouent également un rôle sur le recrutement (Cavoy *et al.* 2022). Ces fortes fluctuations s'observent par hydroacoustique et dans les filets pélagiques tandis que les CPUE des filets benthiques sont plus stables. Ce constat montre bien la nécessité d'avoir des approches conjointes afin d'avoir une image plus globale du peuplement (Yule *et al.* 2013), et en particulier des poissons de la zone pélagique. Les données acoustiques montrent en effet que le stock varie plus que ce que les pêches scientifiques peuvent détecter. La répartition principalement littorale des filets benthiques masque en effet ces tendances, car une grande partie du stock se maintient dans ces zones proches du bord. En 2022, la perche serait à un niveau très faible avec une distribution presque exclusivement benthique des juvéniles de l'année indiquant un faible succès de reproduction, une forte mortalité larvaire ou des juvéniles par pêche.

Une population de gardon qui est détectée majoritairement dans les filets benthiques avec une bimodalité observée dans les tailles des individus détectés.

Les captures de sandre par la pêche amateur et professionnelle sont de plus en plus anecdotiques et se concentrent au niveau des embouchures, seuls endroits convenant encore à l'espèce du fait de la turbidité des eaux. Dans les pêches scientifiques, cette espèce n'est plus capturée depuis 2019. La réoligotrophisation du lac ne favorise pas le développement de cette espèce sélective de plans d'eau à forte charge trophique et à la transparence faible.

Le nombre de brochets capturés est relativement stable sur la série, même si cette espèce a une capturabilité très variable dans les filets et que les rendements ne reflètent pas forcément le stock. Les captures de la pêche professionnelle montrent une certaine stabilité autour de 2 t an⁻¹. Les données du suivi

des pêcheurs amateurs montrent, quant à elles, un rendement moyen relativement bon malgré une variabilité interannuelle.

Le poisson chat, espèce prolifique et très résistante aux variations trophiques et climatiques est absente des relevés par pêche en 2022 pour la première fois depuis la mise en place du suivi. Cette population, dont les densités restent cycliques, est très vulnérable à certaines épidémies infectieuses d'origine bactérienne ou virale et peut être décimée, comme cela a été le cas en 2007, par des mortalités massives, seul facteur important pouvant contrôler leur expansion.

La population de grémille atteint en 2022 la valeur la plus faible de la série, pouvant indiquer un déclin de la population.

Malgré l'arrêt de la pêche de l'omble chevalier par la pêche professionnelle depuis 2008, due à un taux de PCB supérieur aux normes admises, les rendements de la pêche amateur, qui continue à l'exploiter, semblent se maintenir à un niveau bas mais restant fluctuant et dépendant des quantités d'alevins déversées 3 ans auparavant. En 2022, l'omble n'a pas été détecté dans les pêches scientifiques.

Comme il a été souligné en 2016, le silure a fait son apparition dans les pêches scientifiques, confirmant la présence de cette espèce et son implantation. Depuis, l'expansion de cette espèce est avérée avec, en 2022, 16 individus capturés.

En 2022, l'écrevisse américaine est à nouveau détectée depuis 2021 alors qu'elle était absente des échantillonnages en 2020. Elle est cependant détectée dans des effectifs faibles (8 individus) alors qu'elle était détectée abondamment précédemment. Cette espèce est une proie abondante pour le silure (Vagnon *et al.* 2022).

V. Conclusions

Les principaux résultats pour l'année 2022 sont donc *i)* des niveaux importants de corégones estimés par hydroacoustique et dans les pêches scientifiques aux filets, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une bonne qualité des eaux ; la population serait actuellement dominée par des individus de petite taille (2 et 3 ans à faible croissance) mais l'espèce montre des ralentissements de croissance modifiant fortement les rendements de captures des pêcheurs et dont les causes sont encore à préciser ; *ii)* une population de perche en forte baisse indiquant un problème de recrutement ou de mortalité par pêche des juvéniles, la population en zone littorale reste dominée par des individus de l'année; *iii)* la confirmation de l'absence de sandre depuis 2019 ; *iv)* la nécessité de disposer d'une chronique annuelle de données multi-descripteurs prenant en compte le peuplement dans son entier pour s'affranchir des variations annuelles et des limites de chaque méthode afin de pouvoir interpréter les tendances sur le long terme.

L'image du peuplement de poisson du lac du Bourget permet ainsi de confirmer les tendances d'amélioration de la qualité des eaux observées au travers des autres indicateurs. Si les perturbations majeures subies par le lac du Bourget au cours des 50 dernières années ont été l'eutrophisation, qui est maintenant résolue, les autres facteurs de forçage tel que des accroissements de la température (Beniston 2006), des pollutions par les xénobiotiques (Assessment (MEA) 2005), la présence d'espèces non autochtones (Gallardo *et al.* 2016) risquent d'impacter les populations de poissons et nécessitent de continuer à acquérir des données sur du long terme. L'évolution des communautés piscicoles se mesure sur

des pas de temps long et il est nécessaire d'obtenir des chroniques d'au moins une dizaine d'années pour voir des tendances se dégager (Gerdeaux 1985; De Kerckhove *et al.* 2015). Les méthodes utilisées dans le cadre d'inventaires scientifiques (acoustique et pêche CEN), déconnectés des suivis traditionnels de la pêche, permettent de s'affranchir de paramètres parfois difficilement quantifiables (CPUE, rejet en fonction de la taille, espèces non halieutiques) et donc d'obtenir une image répétable et fiable du peuplement de poisson du lac du Bourget. L'analyse croisée des études scientifiques et des suivis halieutiques (statistiques de pêche et échantillonnage des captures) donne la possibilité de vérifier la convergence des informations. Ces informations vont globalement dans le même sens d'une amélioration de la qualité des eaux du lac, responsable d'une reproduction favorable comme en témoignent les fortes densités acoustiques mais les très faibles teneurs en phosphores peuvent impacter la production piscicole par l'intermédiaire de la croissance en lien probablement avec la quantité et la qualité des ressources trophiques.

En 2022, les poissons détectés sont de plus petites tailles et les données halieutiques montrent une diminution de croissance. Les hypothèses pour expliquer la baisse de croissance sont les suivantes : 1) baisse de la quantité de zooplancton disponible en lien avec la baisse de phosphore et/ou la compétition intraspécifique, l'abondance de la population étant très élevée ; 2) baisse de la taille des individus en lien avec une pression de pêche qui a été ou qui est toujours trop importante sur les individus qui sont en taille d'être capturés. Les efforts de surveillances doivent être accentués afin d'adapter la réglementation à l'état actuel de la population.

Avec la réoligotrophisation du lac la population de corégone a retrouvé sa fonctionnalité (reproduction favorable) et ainsi cela témoigne de l'amélioration de la qualité écologique du lac. Cependant la baisse de croissance et de l'absence d'individus de grande taille pourrait indiquer un manque de ressources trophiques qui peut s'additionner avec des diminutions en taille induites par la pêche. Cette population doit être surveillée et les raisons des fortes fluctuations précisées. Pour les espèces très soumises aux conditions climatiques comme la perche et le gardon, il est nécessaire de continuer à échantillonner à un rythme annuel pour pouvoir identifier les tendances en se démarquant des fluctuations annuelles dues à un recrutement plus ou moins bon.

ETUDE DU COMPARTIMENT MACROBENTHIQUE

INDICE BIOLOGIQUE LACUSTRE (IBL)

I. Introduction

Les peuplements de macroinvertébrés benthiques ont une importance fonctionnelle forte au sein des lacs (en participant par exemple au soutien de la production piscicole ; Wagner *et al.* 2012). Du fait de leur grande diversité, ceux-ci sont aussi utilisés à des fins de bio-indication. Parmi les différents indices biologiques basés sur les macroinvertébrés, l'indice biologique lacustre (IBL ; Verneaux *et al.* 2004) permet d'évaluer les capacités biogènes d'un écosystème lacustre, d'après l'étude de la richesse, de l'abondance et de la distribution bathymétrique des macroinvertébrés. Cet indice a été préalablement réalisé dans le lac en 2012 et 2017. Les investigations menées en 2022 permettent d'évaluer les caractéristiques de la communauté de macroinvertébrés du lac du Bourget et une comparaison avec les données antérieures et celles d'autres grands lacs alpins.

II. Méthodologies

II.1 Protocole d'échantillonnage

Le protocole d'échantillonnage pour l'IBL consiste à prélever des substrats minéraux fins (plus ou moins organiques) à l'aide d'une benne Eckman à ~2 m de profondeur (Z1) et en zone profonde (Zf, 2/3 de Z_{max}). La mise en place de l'IBL pour le lac du Bourget est adaptée aux grands lacs par le nombre de points d'échantillonnage suivant la formule : $n = 1,5 \times \sqrt{(10 \times L)}$ avec L, longueur de l'isobathe en km (Verneaux & Verneaux 2002). De plus, une troisième profondeur est ajoutée (5/6 de Z_{max}) afin d'estimer l'aptitude de la zone la plus profonde du lac à soutenir la production d'invertébrés (Verneaux & Verneaux 2002). Les points d'échantillonnage retenus sont similaires à ceux pris en compte lors de la mise en oeuvre des protocoles IBL sur le lac du Bourget en 2012 et 2017 (Jacquet *et al.* 2013) (Fig. 1). Les échantillons ont été collectés les 1 et 2 mars 2022. Chaque échantillon est constitué des prélèvements issus de deux bennes Eckman. Les échantillons sont conditionnés en vue de leur conservation pour le travail en laboratoire dès leur prélèvement par ajout d'alcool à 90%.

II.2 Traitement des échantillons

Les échantillons sont filtrés sur un tamis de 250 μ m de vide de maille. Le refus du tamis est ensuite trié sous loupe binoculaire afin d'extraire l'ensemble des macroinvertébrés présents. Les identifications sont réalisées d'après Tachet *et al.* (2010) sous loupe binoculaire pour l'ensemble des invertébrés hormis les Chironomidae pour lesquels l'identification doit être réalisée au microscope d'après Brooks *et al.* (2007). Chaque Chironomidae est préalablement conditionné entre lame et lamelle en utilisant un fixateur semi-permanent (Aquatex). La résolution taxonomique est générique pour la majorité des invertébrés exceptés les

Hydrozoaires, les Bryozoaires et les Hydracariens (Embranchement), les Nématodes (Classe), les Oligochètes (3 groupes ; Tubificidae avec soies capillaires, Tubificidae sans soies capillaires et autres oligochètes) et les Diptères autres que les Chironomidae (famille). Les abondances sont estimées en densité numérique (ind m⁻²).

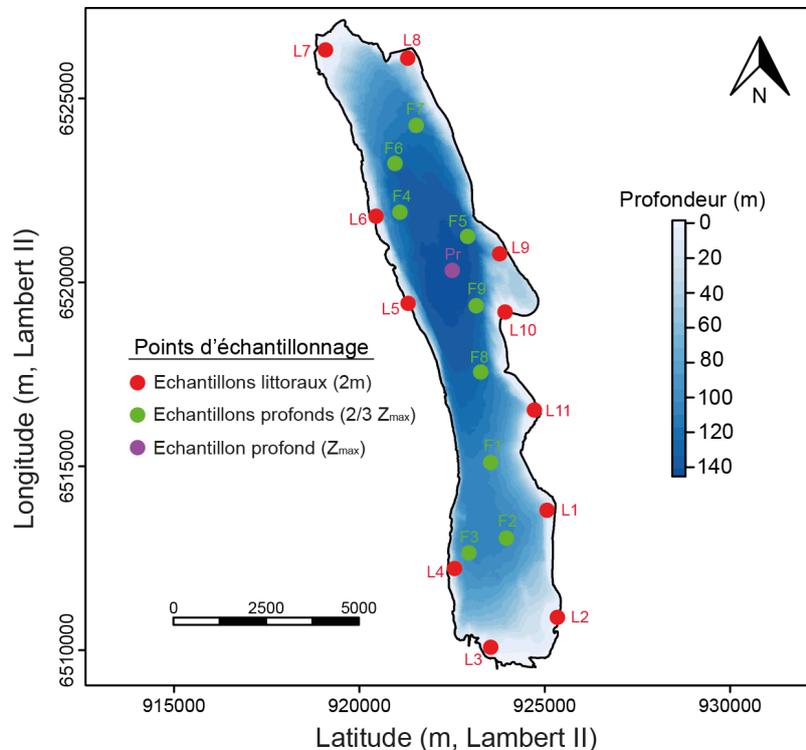


Figure 1 Localisation géographique des échantillons collectés pour calculer l'IBL en 2022

II.3 Calcul de l'Indice Biologique Lacustre

L'IBL se présente sous forme d'une note variant entre 0 et 20 et calculée à partir de deux sous indices. Le sous-indice BI permet une caractérisation quantitative du fonctionnement lacustre traduisant sa capacité à produire une faune macrobenthique riche et abondante. BI représente le potentiel biogénique du lac. Le sous-indice Df permet une caractérisation qualitative du fonctionnement lacustre caractérisé par l'intensité de la diminution de la richesse de macroinvertébrés le long du gradient bathymétrique. Df rend compte de la capacité du lac à transférer la matière organique disponible. Df est généralement considéré comme une résultante fonctionnelle des divers processus écologiques impliqués dans le transfert de la matière organique au sein du système lacustre.

L'Indice Biologique Lacustre se calcule d'après la formule suivante :

$$IBL = 2.5 \times \sqrt{(BI \times Df)}$$

Les deux sous indices sont utilisés afin de déterminer l'indice biologique lacustre (IBL) sont :

$$BI : \text{indice biologique littoral} = \sqrt{vl} \times \ln(dl)$$

Avec :

- vl : richesse taxonomique en zone littorale (ZI)
- dl : densité littorale de macroinvertébrés (m²) en zone littorale (ZI)

$$Df : \text{indice de déficit taxonomique} = \sqrt{\frac{vf \times k}{vl}} \times ql$$

Avec :

- vf : richesse taxonomique en zone profonde (Z_f , $2/3 Z_{max}$)
- k : coefficient de correction du déficit taxonomique de ZI à Z_f avec $k = (0,033vl) + 1$
- ql : indice de qualité de la faune littorale

L'indice ql représente la sténoécie de la faune littorale. Cet indice varie de 0,1 à 1 pour différents taxons repères. L'indice ql retenu pour le calcul de l'IBL correspond à celui-ci du plus faible niveau de tolérance ayant un pourcentage d'occurrence d'au moins 50% des échantillons littoraux (Tableau I).

Tableau I Sténoécie (ql) pour les différents taxons indicateurs de l'IBL

ql	Taxons repères (occ > 50% nl)
1	<i>Ephemera</i> – <i>Paratendipes</i> – <i>Heterotrissocladius</i> – chaque genre de Plécoptères
0,9	Chaque genre de Trichoptères et Ephéméroptères excepté <i>Ephemera</i> et <i>Caenis</i>
0,8	Chaque genre de Diamesinae et Orthocladiinae exceptés <i>Cricotopus</i> (sensu lato) et <i>Heterotrissocladius</i> – Chaque genre de Tanytarsini exceptés <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> et <i>Tanytarsus</i>
0,7	Chaque genre de Tanypodinae exceptés <i>Procladius</i> et <i>Tanytus</i> – Chaque genre de Chironomini exceptés <i>Paratendipes</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> et <i>Chironomus</i>
0,6	<i>Sialis</i> , <i>Pisidium</i> , <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> , <i>Tanytarsus</i> et Prodiamesinae
0,5	<i>Caenis</i> , <i>Tanytus</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> , <i>Cricotopus</i> (sensu lato)
0,4	<i>Chironomus</i> , <i>Procladius</i>
0,3	Oligochètes exceptés Tubificidae
0,2	<i>Chaoborus</i> – Tubificidae sans soies capillaires
0,1	Tubificidae avec soies capillaires, Nématodes

III. Résultats

III.1. Caractéristiques de la communauté macrobenthique du lac en 2022

Au total, 52 taxons ont été identifiés parmi les 2342 individus comptés sur l'ensemble des 20 échantillons réalisés (les densités des différents taxons pour chaque échantillon sont données en Annexe). En zone littorale, les Chironomidae sont les invertébrés dominants avec une densité médiane supérieure à 2000 ind m⁻² (Figure 2A). Les bivalves, les gastéropodes et les éphéméroptères présentent des densités médianes similaires supérieures à 200 ind m⁻². Les autres taxons présentent des densités faibles (<100 ind m⁻²). En zone profonde, les densités sont relativement faibles avec les Chironomidae en taxon dominant (densité médiane > 300 ind m⁻²) suivis des oligochètes (densité médiane ~ 50 ind m⁻²) et des bivalves

représentés par un seul genre, *Pisidium* sp (densité médiane > 100 ind m⁻²) (Figure 2B). Dans l'échantillon prélevé à proximité de la profondeur maximale (5/6 Z_{max}), aucun macroinvertebré n'a été collecté.

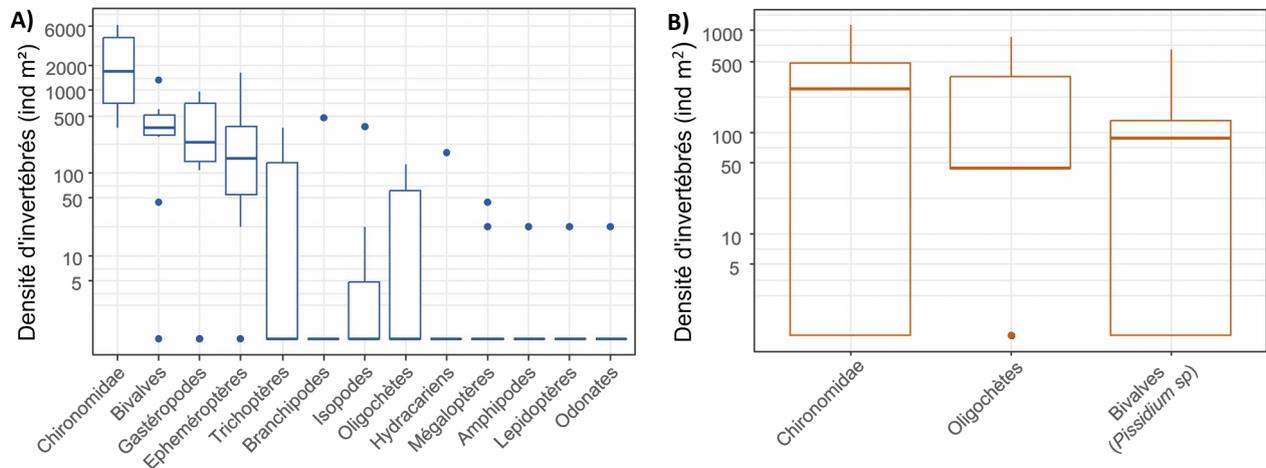


Figure 2 Densités numériques des différents taxons présents dans A) la zone littorale (2 m de profondeur) et B) la zone profonde (2/3 de Z_{max}) du lac du Bourget

Parmi les Chironomidae, au total 17 genres différents ont pu être identifiés sur les 1326 individus échantillonnés en zone littorale. Les genres identifiés présentent des affinités écologiques variées, le genre dominant *Chironomus* sp. (densité médiane >300 ind m⁻², Photo 1A), résistant à l'hypoxie et associé aux milieux chauds caractérisés par des concentrations importantes en matière organique. Il est suivi de *Cricotopus* sp. (associé aux zones littorales et aux macrophytes), et *Tanytarsus* sp. (caractéristique des sédiments fins et peu concentrés en matière organique, Photo 1B) (Figure 3A). *Cricotopus* sp. présente une occurrence inférieure à *Tanytarsus* sp. (0,45 contre 0,64 respectivement). Il semble donc que ce genre soit présent plus ponctuellement dans certains habitats. *Psectrocladius* sp. et *Microtendipes* sp. avaient des densités moindres (densités médianes >50 ind m⁻²). Cependant *Psectrocladius* sp. est rencontré dans la majorité des échantillons et présente une occurrence de 0,91. *Paratendipes* sp., présente ponctuellement des densités très élevées (>2000 ind m⁻²). Les autres genres ne sont présents qu'en faibles voir très faibles densités (densités médianes < 50 ind m⁻², Fig. 3A). En zone profonde, sur les 71 individus échantillonnés, seulement 6 genres ont été observés. Le principal taxon observé est ici, *Tanytarsus* sp. (densité médiane >150 ind m⁻², Figure 3B), suivi de *Paracladopelma* sp., *Procladius* sp. (prédateur), et *Sergentia* sp. Ces trois derniers genres avaient des occurrences variées et des densités pouvant atteindre localement ~100 ind m⁻². Les autres taxons présentent de faible densité (<50 ind m⁻²).

Photo 1 Capsules céphaliques de Chironomidae observés au microscope, A) *Chironomus* sp. et B) *Tanytarsus* sp.

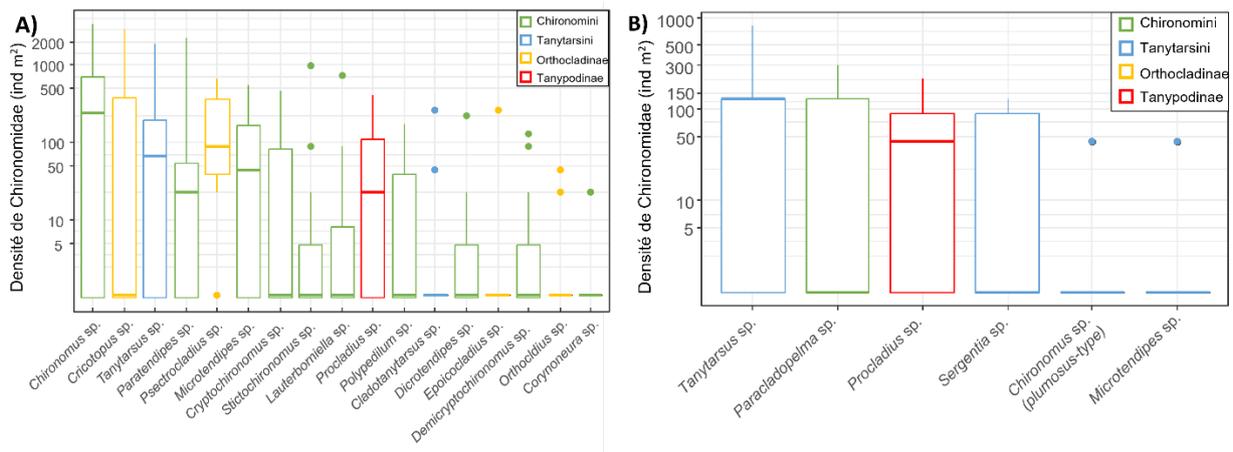
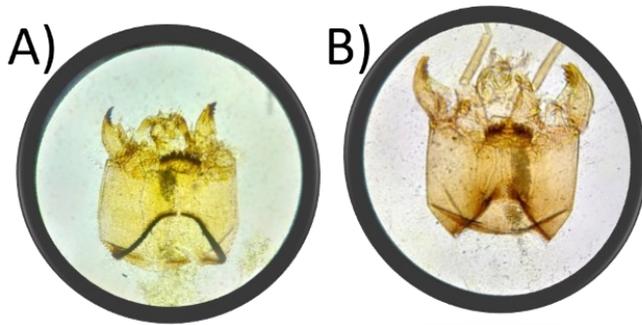


Figure 3 Détails des densités numériques pour les différents genres de Chironomidae, A) en zone littorale, B) en zone profonde

Parmi les 9 genres de mollusques identifiés en zone littorale (2 bivalves et 7 gastéropodes, Figure 4), le genre *Dreissena* sp., était largement dominant (densité médiane >400 ind m⁻²), suivi par *Corbicula* sp., *Lithoglyphus* sp. et *Valvata* sp. Les autres taxons présentent des densités faibles. En dehors de *Dreissena* sp., les autres taxons sont absents d'au moins 50% des échantillons ce qui montre des répartitions ponctuelles dans le lac.

En zone profonde les mollusques ne sont représentés que par un genre *Pisidium* sp. avec des densités médianes >100 ind m⁻².

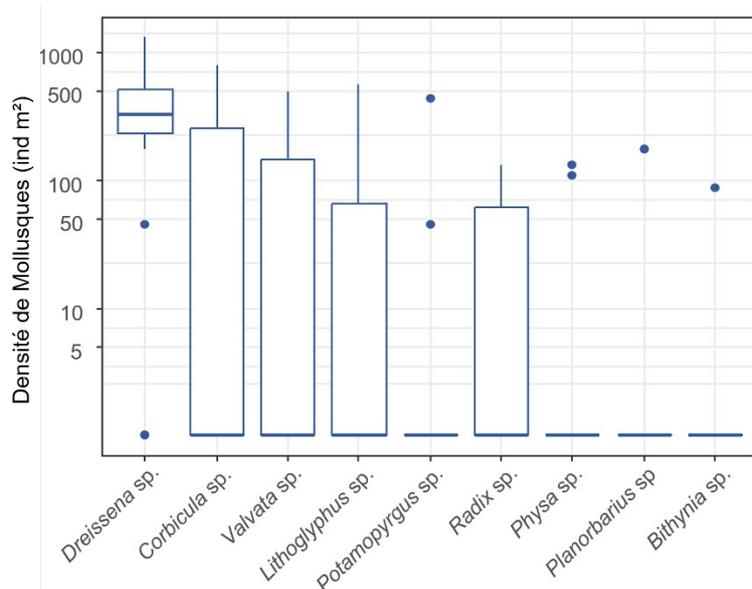


Figure 4 Détail des densités numériques pour les mollusques en zone littorale

En se focalisant plus précisément sur le genre *Dreissena* sp., deux genres ont pu être identifiés avec, pour la première fois dans ce suivi, la présence de la moule quagga qui a été identifiée pour la première fois dans le lac du Bourget durant l'été 2019 (Thomas *et al.* 2020). L'espèce dominante de *Dreissena* sp. reste la moule zébrée avec ~ 80% des effectifs comptés mais la moule quagga représente déjà ~20% des effectifs et donc une présence non négligeable (Figure 5). De plus, les individus échantillonnés étaient généralement de petite taille (< 2 cm).

Il est à noter que la moule quagga n'a pas été observée en zone profonde alors qu'elle est capable, contrairement à la moule zébrée, de coloniser des eaux plus profondes est ainsi une plus grande surface du lac. Toutefois, le protocole IBL n'est pas conçu pour fournir une image représentative de la colonisation de cette moule.

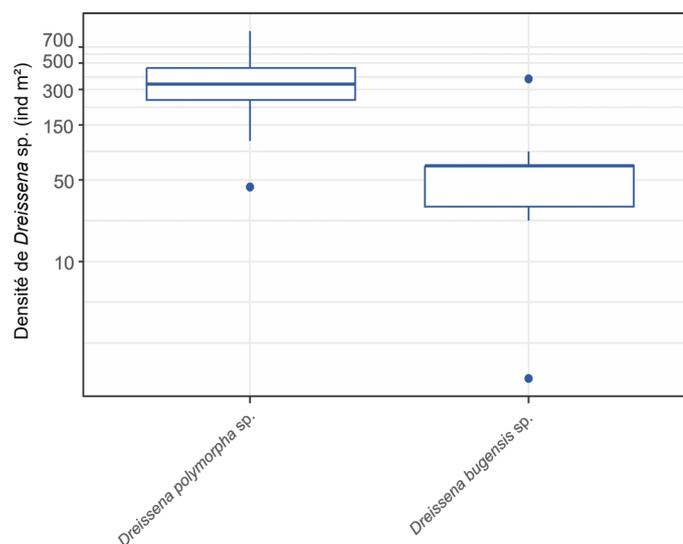


Figure 5 Densités de *Dreissena polymorpha* (moule zébrée) et de *Dreissena bugensis* (moule quagga)

III.2. Indice Biologique lacustre 2022 et comparaison avec les années antérieures et d'autres grands lacs alpins

Le suivi réalisé en 2022 montre que la communauté macrobenthique littorale du lac du Bourget est toujours dominée par les Chironomidae avec des densités généralement supérieures à 2000 individus par m² tout comme en 2017 (Figure 6A). Cependant, des changements dans la répartition des densités par taxon sont observés dans les derniers suivis. En 2017 la communauté était dominée par le genre *Cladotanytarsus* sp, et en 2022 par le genre *Chironomus* sp. En zone profonde, la densité moyenne de Chironomidae a fortement augmenté passant d'une cinquantaine d'individus par m² en 2017 à ~300 ind m⁻² en 2022. Cependant, on note dans le même temps une légère diminution de la richesse générique passant de 8 genres en 2017 à 6 en 2022.

Concernant les autres invertébrés, bien que la densité d'éphéméroptère échantillonné ait diminué presque de moitié depuis 2017, on note l'apparition d'*Ephemera* sp. dans les échantillons de 2022 alors que les éphéméroptères n'étaient représentés que par *Caenis* sp. et *Baetis* sp. en 2017.

Les changements de la communauté macrobenthique sur les 3 suivis effectués au cours des 10 dernières années sont perceptibles à travers la diminution de la note IBL d'environ un point. Cette diminution est principalement due à une diminution de la richesse taxonomique (vl) et de la densité d'individus (dl) en zone littorale induisant une diminution de l'indice biotique littorale de près de 20 points en 2012 et 2022 (Tableau I). Toutefois, le lac du Bourget conserve une productivité littorale relativement forte passant d'ultra-polybiotique à polybiotique (Figure 7). L'indice de qualité de la faune littorale (ql) a, quant à lui, augmenté et correspond à la présence de *Paratendipes* sp. dans plus de 50% des échantillons suggérant que la qualité écologique de la zone littorale est relativement bonne, du moins du point de vue de l'oxygénation à l'interface eau-sédiment. Les 3 suivis effectués sur le lac du Bourget montrent de plus que l'indice de déficit taxonomique est relativement stable suggérant que les contraintes environnementales en zone profonde ne se sont pas accrues au cours de la dernière décennie. Il en résulte que le lac du Bourget peut être considéré comme mésofonctionnel, c'est-à-dire que si le recyclage de sa matière organique n'est pas optimal, il reste relativement bon.

Comparativement à d'autres grands lacs alpins (Annecy, Léman), le lac du Bourget présente depuis 2017 une forte productivité biologique similaire avec un indice BI variant de polybiotique à ultra-polybiotique pour les grands lacs alpins. Le Bourget présente cependant des indices de déficits taxonomiques (Df) plus faibles que les deux autres grands lacs alpins suggérant que les conditions environnementales en zone profonde sont plus limitantes principalement en lien avec les déficits d'oxygénation en zone profonde.

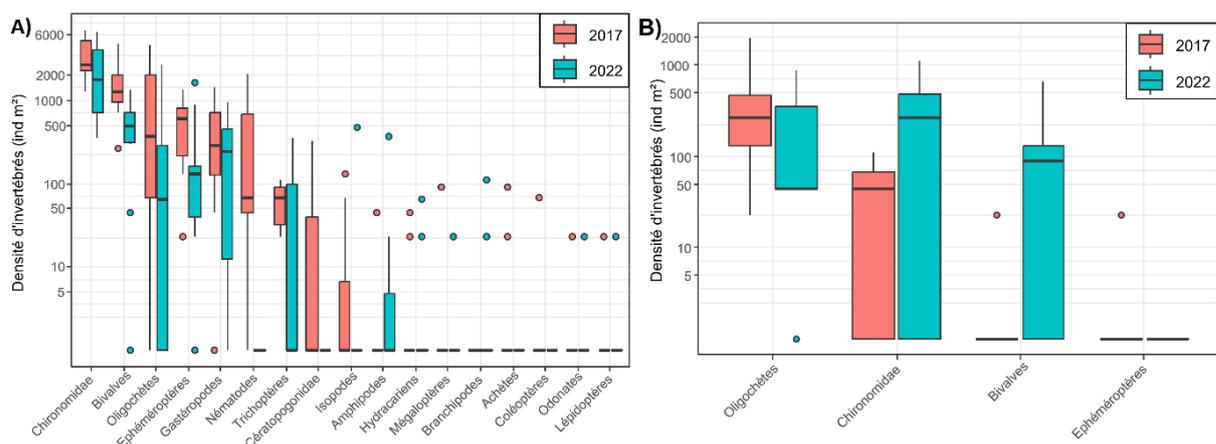


Figure 6 Densités numériques des différents taxons présents dans A) la zone littorale (2 m de profondeur) et B) la zone profonde (2/3 Z_{max}) du lac du Bourget pour les suivis de 2017 et 2022

Tableau II Synthèse des différentes métriques caractérisant les communautés de macroinvertébrés et des IBL

Lac	Année	vi	dl	vf	k	ql	df	BI	Df	IBL
Anney	2005	49	7646	14	2,617	1	0,75	62,6	0,87	18,5
Anney	2011	51	4117	19	2,683	1	1	59,4	1	19,2
Anney	2015	54	8128	17	2,782	1	0,88	66,2	0,94	19,7
Anney	2021	33	1714	15	2,1	1	0,94	42,7	0,97	16,1
Léman	2011	49	10648	17	2,617	0,8	0,9	64,9	0,8	17,5
Bourget	2012	61	12139	10	3,013	0,8	0,5	73,5	0,56	16
Bourget	2017	49	8312	15	2,617	0,8	0,801	63,2	0,716	16,8
Bourget	2022	43	4358	8	2,419	1	0,72	54,9	0,67	15,2

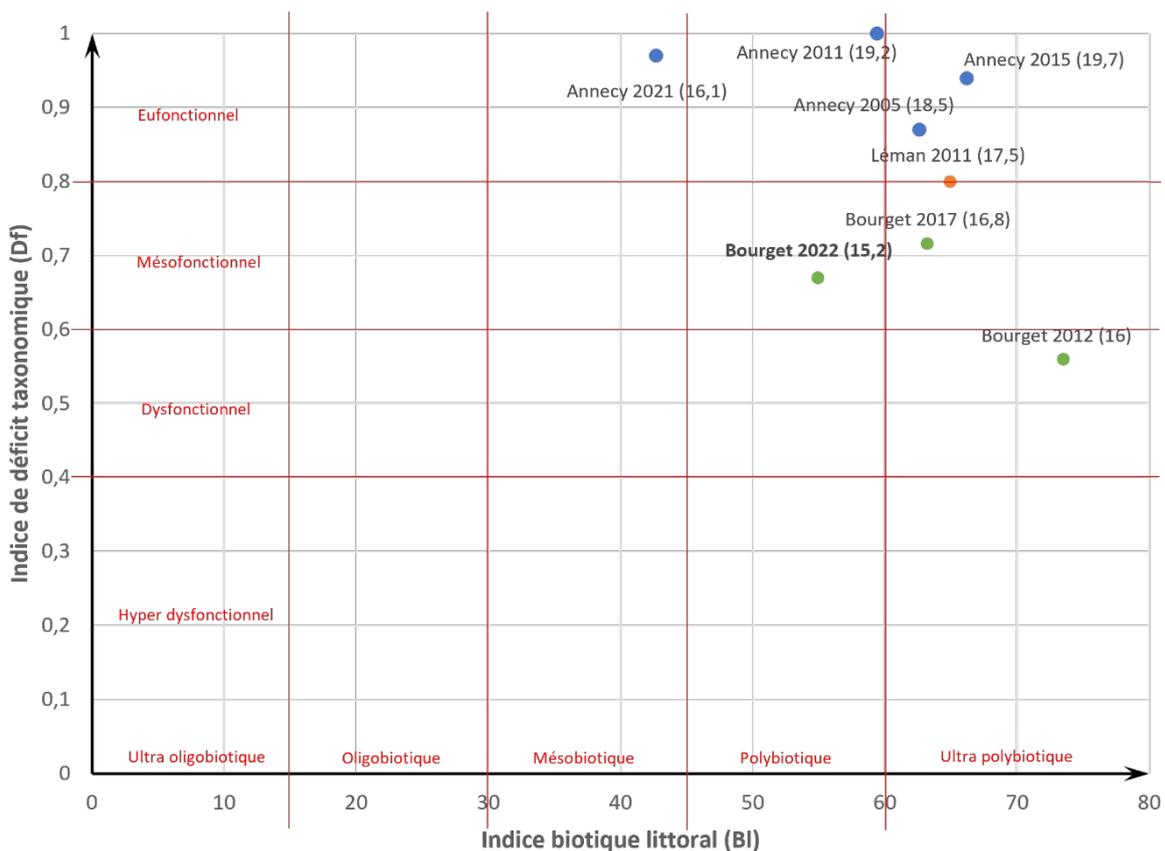


Figure 7 Positionnement des trois grands lacs alpins pour les différentes années de suivi IBL d'après l'indice de déficit taxonomique (Df) et l'indice biotique littoral (BI). La note IBL est indiquée entre parenthèses

IV Conclusion

En 2022, le lac du Bourget présente un IBL de 15,2/20 en légère baisse par rapport aux années précédentes, expliqué principalement par une diminution de l'indice BI suggérant une diminution de la productivité littorale. Toutefois, la productivité littorale reste relativement importante. La qualité de la faune littorale du lac apparaît très bonne ($ql = 1$, *Paratendipes* sp. avec une occurrence > 0.5) et la présence d'*Ephemera* sp. dans 9% des échantillons. L'indice Df confirme, comme les années précédentes, des conditions environnementales contraignantes en zone profonde probablement en lien avec la désoxygénation des eaux de fond observées chaque année. Le maintien de cette désoxygénation malgré la réoligotrophisation du lac suggère le maintien d'une accumulation de la matière organique au niveau des sédiments limitant le développement de la macrofaune dans une surface non négligeable du lac. Enfin, l'observation pour la première fois dans le suivi de la moule quagga et plus généralement l'abondance des *Dreissena* sp dans les relevés, montre la forte installation de ces espèces exotiques envahissantes.

CONCLUSIONS GENERALES

Au cours de la période 2000-2010, la dépollution du lac et sa restauration ont été au centre des préoccupations locales et du comité de bassin et ces enjeux ont été largement couverts. Au cours de la décennie qui a suivi (2010-2020), si un effort a continué d'être mené pour traiter les eaux usées domestiques avec une attention particulière sur le temps de pluie, la gestion de la ressource en eau est devenue plus prégnante et une gouvernance associant les 3 comités - lac, technique et usagers - (pour un futur plan de gestion du lac du Bourget) a été mis en œuvre. Aujourd'hui, le principe de continuité de non dégradation du lac et sa préservation perdurent, et ce, face aux « nouvelles » menaces qui pèsent sur lui (réchauffement climatique, espèces invasives, pollutions plastiques et médicamenteuses, etc...) et qui nécessitent plus que jamais de mieux connaître son fonctionnement écologique et de soutenir la biodiversité (végétation, macro-invertébrés, poissons) qui soutient les services écosystémiques qu'il rend (pêche professionnelle, activités récréatives, etc...).

Au cours des deux dernières décennies évoquées ci-dessus, le lac du Bourget a subi des changements importants et une « bascule » (écologique) importante a clairement été enregistrée autour des années 2009-2010, marquée notamment par la baisse de la biomasse phytoplanctonique (en lien avec le déclin de la cyaobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens*) et un changement important de sa composition (avec l'augmentation progressive de la représentation d'espèces plus mixotrophes et oligotrophes). Parmi les explications, les concentrations en phosphore ont chuté de manière importante et se sont maintenues à des niveaux faibles à très faibles jusqu'à aujourd'hui. Avec la baisse significative, au fil des ans, de la concentration en chlorophylle *a*, la transparence n'a cessé d'augmenter et a, par la même occasion, joué un rôle clef sur le développement et la colonisation en profondeur des macrophytes. Si une diminution de la valeur moyenne de la transparence a été enregistrée ces dernières années, elle s'explique largement par le phénomène de blanchissement des eaux (mélant reoligotrophisation, réchauffement des eaux, augmentation du picophytoplancton et précipitation de la calcite), qui va aussi dans le sens d'un écosystème restauré.

Au cours de la dernière décennie, l'état écologique du lac est donc devenu bon à très bon, que ce soit pour sa composante pélagique ou benthique, au regard de nombreux descripteurs. En effet, et même si la vigilance doit rester de mise et que les efforts devront continuer à être menés pour limiter ce type de pollution (en lien avec l'urbanisation croissante du bassin versant, l'affluence touristique, etc...) la menace relative à l'eutrophisation semble de plus en plus s'éloigner du lac du Bourget. Néanmoins, aujourd'hui, il d'autres menaces existent face auxquelles il faut se préparer et réfléchir. Typiquement, il ne fait plus aucun doute que le lac se réchauffe et a accueilli et permis le développement de nouvelles espèces (dites exotiques, certaines étant même envahissantes) au cours de ces dix dernières années (silure, moule quagga, petite crevette rouge sang). Et on le sait, ces populations animales sont susceptibles de jouer un rôle important dans la modification de la productivité globale et du fonctionnement écologique du lac du Bourget, des changements sûrement déjà initiés.

Plus que jamais, il apparaît comme nécessaire de suivre et mesurer plus précisément les impacts du réchauffement climatique, et proposer des suivis et des hypothèses de travail plus spécifiques concernant les espèces exotiques. Les questions sont en effet nombreuses de savoir ce que l'on peut craindre ou espérer, notamment en terme de croissance, volume de biomasse et diversité des espèces piscicoles, par exemple. Le Sandre a disparu et la population de perches régresse ! Cela va-t-il se poursuivre et d'autres espèces sont-elles aussi en proie à disparaître (e.g. l'omble chevalier qui n'aime pas les températures chaudes ?). Le corégone grandit moins ! Est-ce un effet de la température, de la compétition intra-spécifique et/ou de la ressource zooplanctonique dont il est constaté une baisse de biomasse pendant la période printanière (période critique pour la croissance des larves de ce poisson) ? La moule quagga est bien implantée ! Va-t-elle entraîner/accroître le phénomène de benthification* déjà constaté par ailleurs ? Est-elle significativement impliquée (peut être aussi avec *Hemimysis anomala*) dans la baisse du zooplancton ?

Suivis à long terme, efforts de surveillance, expérimentations à cibler doivent être mis en place et/ou accentués afin de mieux comprendre et, pour possiblement et par exemple dans le cas du corégone, adapter la réglementation à l'état actuel de la population.

* L'implantation massive des moules quagga se traduit par un volume d'eau filtrée important. Une conséquence directe connue est la production de fèces et de pseudo-fèces qui reflète un transfert d'énergie (matière organique) du seston (de la colonne d'eau) au benthos. Les densités de plancton en suspension dans la colonne d'eau diminuent, le phytoplancton via la consommation directe par les moules et le (micro)zooplancton en réponse à des niveaux plus faibles de phytoplancton à consommer. Cette baisse de la concentration de plancton rend les eaux plus claires et la lumière pénètre beaucoup plus profondément dans le lac, ce qui favorise le développement des macrophytes, désormais plus abondants et répartis plus profondément qu'auparavant. Ce processus appelé « benthification » avec modification de l'habitat a nécessairement des conséquences importantes sur les populations d'invertébrés benthiques et les populations de poissons mais cet aspect reste à être étudié finement pour le lac du Bourget.

Depuis 2022, les teneurs en P_{tot} et P-PO₄ <10 et <5 µg L⁻¹ restant sous le seuil symbolique des 10 µg L⁻¹, permettant sur ce seul critère de définir aujourd'hui le lac comme un écosystème oligotrophe. Cette baisse importante dans la zone pélagique du lac fait écho à la baisse des apports de phosphore au cours des deux dernières décennies (avec une valeur record, 11 tonnes, enregistrée en 2022). La vigilance reste toutefois de mise car les apports en phosphore au lac associés au temps de pluie peuvent encore être importants (et que les événements « extrêmes » ont tendance à augmenter), sans parler de la mobilisation de la charge interne dont la libération peut être favorisée par des conditions hypoxiques à anoxiques que des hivers doux de plus en plus fréquents risquent également de favoriser.

Ce statut oligotrophe est donné pour la première fois, en 2022, au lac du Bourget, après avoir été qualifié pendant 10 ans d'écosystème oligo-mésotrophe. Car au-delà du phosphore, concentration en chlorophylle *a*, transparence des eaux, biomasse et composition phyto- et zooplanctonique, diversité et distribution des macrophytes et macroinvertébrés en zone littorale, et enfin l'image donnée par le peuplement piscicole vont dans le même sens.

Ainsi, les valeurs 2022 replacées dans le tableau de classification des écosystèmes d'eau douce vis-à-vis de leur degré d'eutrophisation suivant l'OCDE (voir ci-dessous) permettent de dire que le lac du Bourget peut être qualifié d'écosystème oligotrophe. Depuis 2011, il était donc qualifié d'oligo-mésotrophe car tous les voyants n'étaient pas encore pleinement dans le vert ! C'est le cas aujourd'hui ! La Directive Cadre sur l'Eau avait fixé l'atteinte du bon état écologique des écosystèmes aquatiques comme le lac du Bourget à 2015. Cependant, une prospective plus poussée ayant révélé un léger risque de non atteinte du bon état (dans sa globalité) avait poussé le CISALB à proposer un nouvel échéancier à 2021. Cet objectif semble désormais atteint.

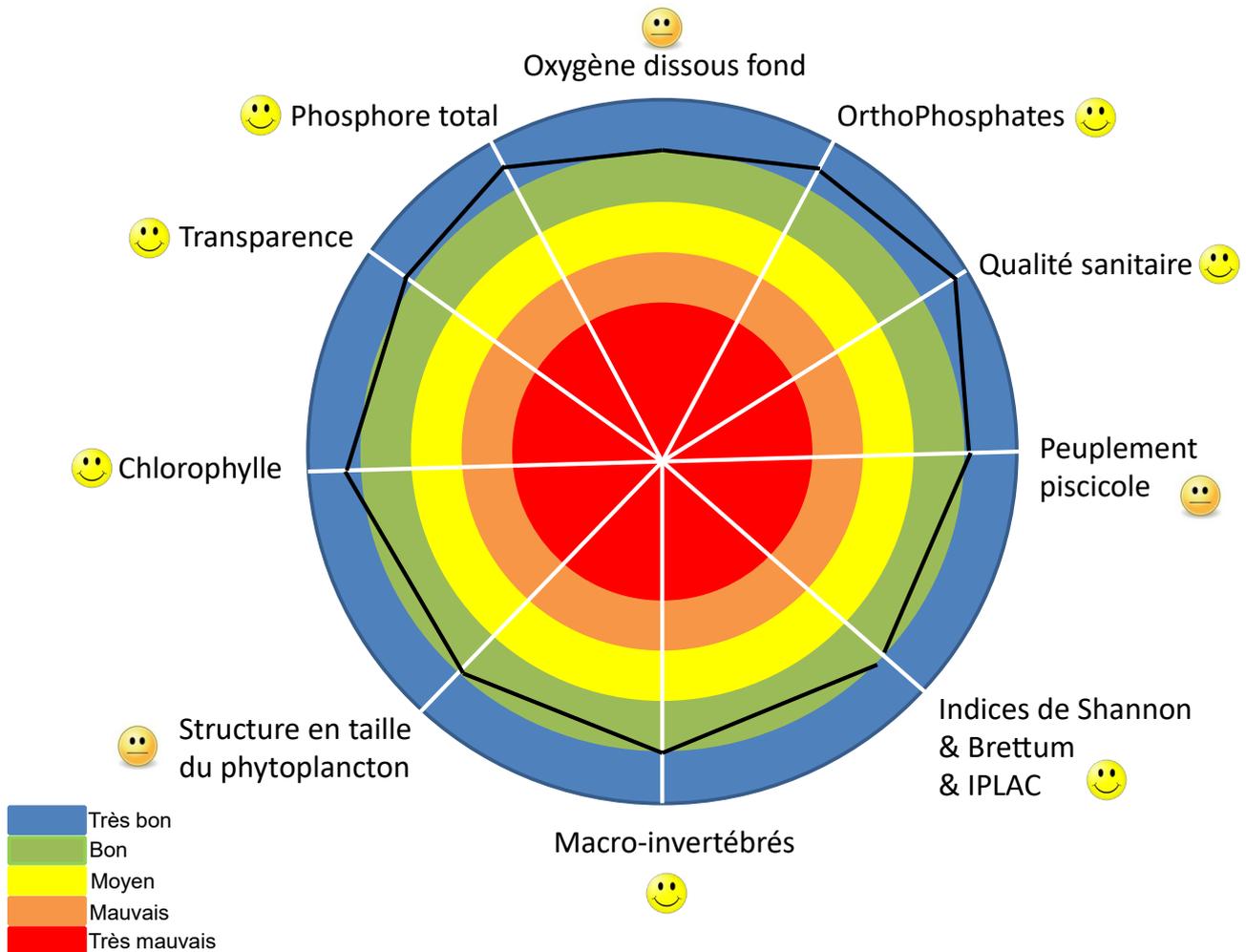
Trophic status	TP (median) (µg/l)	Chlorophyll a (median) (µg/l)	Chlorophyll a maxima (µg/l)	Secchi (median) (m)	Secchi minima (m)
Ultra-oligotrophe	<=4	<1	<2.5	>12	>6
	<=10	<2.5	2.5-8	>6	>3
Oligotrophe	8,9	2,3	4,2	6,2	
Mesotrophe					3,0*
	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
Eutrophe	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7
Hyper-eutrophe	>=100	>25	>75	<1.5	<0.7

* Eaux turquoise

En plus de cette évaluation dépendante des critères OCDE, de l'expérience et des préconisations du conseil scientifique du bassin versant du lac du Bourget, on peut aussi se baser sur les valeurs édictées dans le guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (MEEM 2016) pour les classes de qualité type DCE (liées à la profondeur moyenne notamment). Pour le lac du Bourget (DL60 en N4 – lacs naturels de moyenne montagne calcaire, profonds), de profondeur moyenne estimée à 82,3 m, le très bon état est alors défini comme suit et révèle, une nouvelle fois, qu'il peut bien être qualifié comme tel.

	Valeurs moyennes annuelles	
	Valeur pour être « Très Bon »	Valeur pour le lac en 2022
Secchi (m)	> 4,1	6,2
Nitrate (µg NO ₃ /L)	<1200	505
Ammonium (µg NH ₄ ⁺ /L)	<74,2	8,3
Phosphore total (µgP/L)	<11	8,9
IPLAC	>0,8	0,65

In fine, la figure ci-dessous propose une vision synoptique de l'état écologique du lac du Bourget en 2022.



L'image offerte en 2022 par le lac du Bourget, pour sa partie pélagique, est très bonne. Le lac, avec des concentrations en Ptot, PO₄ et chlorophylle *a* qui restent très basses, et des transparences moyenne et estivale relativement élevées, peut être caractérisé comme un écosystème oligotrophe. C'est la première fois qu'il est qualifié comme tel. Les compartiments de macrophytes et de macroinvertébrés révèlent également un bon à très bon état global du littoral et corroborent largement ce nouveau statut. Ce retour complet et définitif à un état oligotrophe devra être confirmé au cours des prochaines années. La vigilance devra notamment porter sur (i) l'évolution de la composition phytoplanctonique et de la proportion des petites formes, (ii) la structure globale, l'efficacité trophique et les effectifs des communautés zooplanctoniques, (iii) le peuplement piscicole en particulier la biomasse/le rendement de pêche des perches et du corégone (lavaret), (iv) l'impact global que pourrait avoir certaines espèces exotiques.

BIBLIOGRAPHIE

- Aalto SK, Newsome GE. 1993. Winds and the demic structure of a population of yellow perch (*Perca flavescens*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:496-501.
- Afnor. 2005. NF EN 14757. Echantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants. Rapport Afnor 27 p.
- Afnor. 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Rapport Afnor 41 p.
- Afnor (2014). NF EN 14407 - Qualité de l'eau - Guide pour l'identification et le dénombrement des échantillons de diatomées benthiques de rivières et de lacs. Afnor:1-13.
- Afnor (2016) NF EN 13946 - Qualité de l'eau - Guide pour l'échantillonnage en routine et le prétraitement des diatomées benthiques de rivières et de plans d'eau. Afnor: 1-18.
- Afssa, Afsset. 2006. Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau. Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives. Rapport 227 p.
- Agence de l'eau RMC. 2011. Suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la Directive Cadre sur l'Eau. Lac du Bourget, Campagne 2010. Rapport 22 p.
- Aglen A. 1989. Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. ICES CM B/30: 28 p.
- Alahuhta, J., Heino, J., et Luoto, M. (2011). Climate change and the future distributions of aquatic macrophytes across boreal catchments: Effects of climate change on aquatic macrophytes. *Journal of Biogeography*, 38, pp.383-393.
- Angeli N, Cretenoy L, Gerdeaux D, 2001. Importance du peuplement piscicole dans la qualité des eaux: les biomanipulations. *In* : Gerdeaux D (ed.), *Gestion piscicole des grands plans d'eaux*, INRA Paris, pp 35-73.
- Anneville O, Lainé L. 2004. Le zooplancton du lac d'Annecy, rapport SILVA.
- Anneville O, Kaiblinger K. 2009. Proposal for a phytoplankton lake index applicable to lakes of the Rhône-Alpes basin for the implementation of the European Water Framework Directive. Final report. Agence de l'Eau Rhone Méditerranée et Corse, 54 p.
- Anneville O, Souissi S, Molinero JC, Gerdeaux D. 2009. Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. *Fish. Manage. Ecol.* 16:492-500.
- Appelberg M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multimesh. Report Inst. Freshwater Research, Drottningholm (Sweden), 26 p.
- Auderset Joye, D. (1992). *Contribution à l'écologie des Characées de Suisse*. University of Geneva. Consulté à l'adresse <http://archive-ouverte.unige.ch/unige:89?gathStatIcon=true>
- Bailly, G., et Schäfer, O. (2010). Guide illustré des Characées du nord-est de la France. Conservatoire Botanique National de Franche-Comté.
- Balk H, Lindem T. 2006. Sonar 4, Sonar 5, Sonar 6 – Post-processing Systems. Operator Manual. Lindem Data Acquisition, Oslo.

- Balvay G. 1968. Aperçu sur l'état des trois grands lacs savoyards. *Rev. Inst. Pasteur Lyon* 1:431-441.
- Batt RD, Carpenter SR, Ives AR. 2017. Extreme events in lake ecosystem time series. *Limnology and Oceanography Letters*.
- Bell T, Kalff J. 2001. The contribution of picoplankton in marine and freshwater systems of different trophic status and depth. *Limnol. Oceanogr.* 46:1243-1248.
- Beniston M. 2006. Mountain weather and climate: A general overview and a focus on climatic change in the Alps. *Hydrobiol.* 562:3-16.
- Bigarré L, Cabon J, Baud M, Pozet F, Castric J. 2008. Ranaviruses associated with high mortalities in catfish in France. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* 28(4).
- Blindow, I. (2006). Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *ResearchGate*, 28, pp. 9-14.
- Blindow I. (1992) Long-and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 28, 15-27
- Boissezon, A. (2014). *Distribution et dynamique des communautés de Characées: impact des facteurs environnementaux régionaux et locaux*. University of Geneva. Consulté à l'adresse <https://archive-ouverte.unige.ch/unige:38416>
- Bourrelly P. 1955. Quelques pêches planctoniques dans le lac du Bourget et les lacs voisins. *Verh. int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 12:253-255.
- Bourrelly P. 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. pp. 1-572.
- Bourrelly P. 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. pp. 1-517.
- Bourrelly P. 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. pp. 1-606.
- Brandt SB. 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: Murphy BR, Willis DW (Eds) *Fisheries Techniques*, 2nd edition, Am. Fish. Soc. 385-432.
- Brix H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35, pp. 11-17.
- Brooks S, Birks H. 2004. The dynamics of Chironomidae (Insecta: Diptera) assemblages in response to environmental change during the past 700 years on Svalbardw. *Journal of Paleolimnology* 31:483-498.
- Brooks SJ, Langdon PG, Heiri O. 2007. The Identification and Use of Palaeartic Chironomidae Larvae in Palaeoecology. QRA Technical Guide No. 10 Quaternary Research Association, London:276.
- Brundin L. 1949. Chironomiden und andere Bodentiere der Südschwedischen Urgebirgsseen. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottingholm* 30:1-914.
- Burns CW, Galbraith LM. 2007. The effects of land use on water quality and aquatic communities. *J. Plankt. Res.* 29:127-139.
- Callieri C. 2008. Picophytoplankton in freshwater ecosystems: the importance of small-sized phototrophs. *Freshw Rev.* 1:1-28.
- Carignan R, Kalff J. (1980). Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? *Science*, 207, pp.987-989.
- Campton P. 2007. Diagnostic de la gestion de la perche (*Perca fluviatilis*) au lac du Bourget. *Rapp. CISALB*, 27 p.

- Caudron A, Lasne E, Gillet C, Guillard J, Chapigneulle A. 2014. Thirty years of reoligotrophication do not contribute to restore self-sustaining fisheries of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in Lake Geneva. *Fisheries Research* 154:165-171.
- Cavoy V, Guillard J, Barouillet C, Gillet C, Anneville O, Goulon C. 2022. Effets des facteurs environnementaux sur la densité annuelle des perches juvéniles, *Perca fluviatilis*, dans les lacs alpins. RIF, Paris, mars 2022.
- CBFC. (2007). *Etude et cartographie de la flore et de la végétation de dix lacs du massif Jurassien*. Consulté à l'adresse <http://conservatoire-botanique-fc.org/flore-jura-doubs-franche-comte/connaissance-1/264-etude-et-cartographie-de-la-flore-et-de-la-vegetation-de-dix-lacs-du-massif-jurassien-petit-et-grand-lacs-de-clairvaux-jura-lac-du-vernois-jura-lac-du-fioget-jura-lac-de-malpas-doubs-lac-de-remoray-doubs-lac-de-saint-point-doubs-lacs-de-bellefontaine-et-d/file>
- Cemagref 1982. Etude des méthodes biologiques quantitative d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon-A.F.Bassin Rhône-Méditerranée-Corse.218 p.
- CEN. 2009 Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. prEN 1591041.
- Chambers PA, Kaiff J. 1985. Depth Distribution and Biomass of Submersed Aquatic Macrophyte Communities in Relation to Secchi Depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, pp.701-709.
- Circulaire DCE n° 2005-11. Typologie nationale relative aux eaux de surface.Ed. Ministère en charge du développement durable.
- Cirés S, Ballo A. 2016. A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). *Harmful Algae* 54:21-43.
- CISALB. 2008. Gestion de la ressource piscicole du lac du Bourget. Rapport 76 p.
- CISALB. 2011. Suivi 2010 des populations piscicoles exploitées par la pêche amateur en bateau sur le lac du Bourget. Rapport 53 p.
- Clady MD. 1976. Influence of temperature and wind on the survival of early stages of yellow perch (*Perca flavescens*). *C.J.F.A.S.* 33:1887-1893.
- Cury PM, Shin YJ, Planque B, Durant JM, Fromentin JM, Kramer-Schadt S, Stenseth NC, Travers M, Grimm V. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 23:338-346.
- Cuypers Y, Vinçon-Leite B, Groleau A, Tassin B, Humbert JF. 2010. Impact of internal waves on the spatial distribution of *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) in an alpine lake *The ISME Journal*, 5, 580–589.
- De Bernardi R, Giussani G. 1978. The effect of mass fish mortality on zooplankton structure and dynamics in a small Italian lake (Lago di Annone). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21:285-295.
- Decelières-Vergés C. 2008. Caractérisation des métriques issue de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu. Thèse Univ. de Savoie, 165 p.
- Decelière-Vergès C, Guillard J. 2008. Assessment of the pelagic fish communities: consequences for the lake fish monitoring. *Knowl. Manage. Aquat. Ecosyst.* 389:04.
- Degiorgi F, Cachera S, Guillard J, Raymond JC, Vergés C. 2006. Synthèse des études piscicoles effectuées sur le lac du Bourget entre 2003 et 2005. Etat de santé du peuplement piscicole Facteur limitant ou ralentissant la restauration. Proposition de remédiation et de gestion halieutique. Cisalb, 73 p
- Diner N, Marchand P. 1995. Acoustique et Pêche Maritime. Ed. IFREMER, Plouzané, 147 p.

- Dittrich M, Kurz P, Wehrli B. 2004. The role of autotrophic picocyanobacteria in calcite precipitation in an oligotrophic lake. *Geomicrobiol. J.* 21:45-53.
- Duarte CM. 1991. Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40, pp.363-377.
- Duarte CM, Planas D, Penuelas J. 1994. Macrophytes, taking control of an ancestral home. Consulté à l'adresse <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=QC9565211>
- Dubois JP, Gillet C, Hilgert N, Balvay G. 2008. The impact of trophic changes over 45 years on the Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, population of Lake Geneva. *Aquat. Liv. Resour.* 21:1-10.
- Druart JC, Rimet F. 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes, pp 1-200.
- Emmrich M, Winfried IJ, Guillard J, Rustadbakken A, Vergès C, Volta P, Jeppesen E, Lauridsen T, Holmgren K, Argillier C, Mehner T. 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshw. Biol.* 57:2436-2448.
- Forbes ST, Nakken O. 1972. Manual of methods for fisheries resource survey and appraisal. Part. 2, The use of acoustic instruments for fish detection and abundance estimation. *FAO Manuals in Fisheries Science* 5.
- Forsberg C. 1965. Nutritional studies of Chara in axenic cultures. *Physiologia Plantarum*, 18, pp. 275–290.
- Frossard V. 2017. Etude de la biodiversité benthique littorale du lac du Bourget. FEDER POIA 2014-2020 - Projet "Grands Lacs Alpains" - Rapport d'expertise CEN73:19p + annexes.
- Frossard V, Fontvieille D. 2018. What is the invasiveness of *Hemimysis anomala* (Crustacea, Mysidae) in the large deep Lake Bourget, France? *Hydrobiologia* 814:219-232.
- Gascuel D, Bez N, Forest A, Guillotreau P, Laloë F, Lobrya J, Mahévas S, Mesnil B, Rivota, E, Rochette S, Trenkel V. 2011. Future for marine fisheries in Europe (Manifesto of the Association Française d'Halieumétrie). *Fish. Res.* 109:1–6.
- Gerdeaux D, Anneville O, Hefti D (2006) Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecol.* 30:161-177.
- Gerdeaux D. 1985. Les fluctuations dans les populations de poissons d'eau douce. Conséquences sur les études écologiques. *Revue Franc. Sciences de l'Eau*, 4, 255-276.
- Giannetto D, Carosi A, Franchi E, Porta GL, Lorenzoni M. 2011. Proposed standard weight (Ws) equation for European perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). *J. Appl. Ichthyol.*, 1-6
- Giguët-Covex C, Arnaud F, Poulenard J, Enters D, Reyss JL, Millet L, Lazzarotto J, Vidal O. 2010. Sedimentological and geochemical records of past trophic state and hypolimnetic anoxia in a large, hard-water Lake Bourget, French Alps. *J. Palaeolimol.* 43:171-190.
- Gillet C. 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. In Gerdeaux D (éditeur) gestion piscicole des grands plans d'eau, INRA, Paris, pp 241-282.
- Gillet C, Quetin P. 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *J. Fish Biol.* 69: 518-534.
- Gliwicz ZM. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekologia Polska* 17:663-708.
- Gobler CJ, Burkholder JM, Davis TW, Harke MJ, Johengen T, Stow CA, Van de Waal DB. 2016. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae* 54: 87-97.

- Godlewska M, Colon M, Doroszczyk L, Długoszewski B, Verges C, Guillard J. 2009 Hydroacoustical measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences on fish stock estimation. *Fish. Res.* 96:11-16.
- Godlewska M, Colon M, Jozwik A, Guillard J. 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquat. Liv. Res.* 24:71-78.
- Godlewska M, Balk H, Kaczkowski Z, Jurczak T, Izydorczyk K, Długoszewski B, Mankiewicz-Boczek J. 2018. Night fish avoidance of *Microcystis* bloom revealed by simultaneous hydroacoustic measurements of both organisms. *Fisheries research*, 207, 74-84.
- Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau). 2016. Rapport du Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, 106 p.
- Guillard J, Marchal E. 2001. L'hydroacoustique, méthode d'étude de la distribution spatiale et de l'abondance des peuplements pisciaires lacustres. In : La gestion piscicole des grands plans d'eaux, Ed. Gerdeaux, INRA Paris, 215 -239.
- Guillard J, Perga ME, Colon M, Angeli N .2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fish. Manag. Ecol.*13:319-327.
- Guillard J, Vergés C. 2007. The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various survey designs and statistical analyses. *Int. Rev. Hydrobiol.* 92:605–617.
- Guillard J, Lebourges-Dhaussy A. 2014. Au cœur des bancs de poissons. *Pour la Science* 436:38-45.
- Henderson IG, Harper DM. 1992. Bird distribution and habitat structure on Lake Naivasha, Kenya. *African Journal of Ecology*, 30, pp. 223-232.
- Henricsson M. 1976. Nutritional studies of *Chara globularis* Thuill., *Chara zeylanica* Willd., and *Chara haitensis* Turpin. Consulté à l'adresse <http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A298907&dswid=6880>
- Hilborn R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: a personal perspective. *Fish. Res.* 108:235-239.
- Hough RA, Putt DA. 1988. Factors Influencing Photosynthetic Productivity of *Chara vulgaris* L. in a Moderately Productive Hardwater Lake. *Journal of Freshwater Ecology*, 4, pp.411-418.
- Hubault É. 1947. Études thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'Est de la France (Vosges, Jura, Alpes de Savoie). *Ann. Ec. Nat. Eaux Forêts* 10:113-260.
- Irmgra B. (1988). Phosphorus toxicity in *Chara*. *Aquatic Botany*, 32, pp.393–395.
- Jacquet S, Briand JF, Leboulanger C, Avois-Jacquet C, Paolini G, Oberhaus L, Tassin B, Vinçon-Leite B, Druart JC, Anneville O, Humbert JF. 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* 4:651-672.
- Jacquet S, Rimet F, Perga M, Paolini G, Kerrien F, Girel C, Cachera C, Lazzarotto J, Perney P, Laine L, Sotton B, Barbet D. 2011. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2010. Rapport INRA-CISALB-CAB 2010, 168 pages.
- Jacquet S, Anneville O, Domaizon I. 2012. Evolution de paramètres clés indicateurs de la qualité des eaux et du fonctionnement écologique des grands lacs péri-alpins (Léman, Annecy, Bourget): Etude comparative de trajectoires de restauration post-eutrophisation. *Arch Sci.* 65:225-242.

- Jacquet S. et al. 2012. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2011. Rapport INRA-CISALB-CAB 2011, 220 pages.
- Jacquet S, Cachera S, Colon M, Espinat L, Girel C, Guillard J, Hamelet V, Hustache JC, Kerrien F, Lacroix L, Lainé L, Laplace-Treytoure C, Lazzarotto J, Paolini G, Perga ME, Perney P, Rimet F, Verneaux V. 2013. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2012. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 227 pages.
- Jacquet S, Kerimoglu O, Rimet F, Paolini G, Anneville O. 2014. Cyanobacterial bloom termination: the story of the disappearance of *Planktothrix rubescens* from a large restored deep peri-alpine lake. *Freshw. Biol.* 59:2472-2487
- Jacquet, S., D. Barbet, C. Barbier, S. Cachera, M. Colon, L. Espinat, C. Girel, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, D. Lacroix, L. Laine, B. Leberre, J. Neasat, G. Paolini, M. Perga, P. Perney, F. Rimet. (2016). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 205 pages.
- Jacquet, S., D. Barbet, S. Cachera, L. Crépin, L. Espinat, V. Frossard, C. Girel, C. Goulon, J. Guillard, V.Hamelet, J.C. Hustache, L. Laine, J. Neasat, P. Perney, F. Rimet, V Tran-Khac. 2019. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2018. Rapport INRA-CISALB-USMB-ARS, 208 pages
- Jacquet, S., S. Cachera, L. Crépin, C. Goulon, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, L. Laine, P. Perney, P. Quélin, J. Raphy, S. Rasconi, C. Rautureau, F. Rimet, V. Tran-Khac. 2021. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2020. *Rapport INRAE-CISALB*, 193 pages
- Kaiblinger K. 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport INRA I.L. 277/08 DEC0470, 45 p.
- Kaiblinger C, Anneville O, Tadonlécé R, Rimet F, Druart JC, Guillard J, Dokulil MT. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiol.* 633:67-74.
- Kamjunke N, Straile D, Gaedje U. 2009 Response of heterotrophic bacteria, autotrophic picoplankton and heterotrophic nanoflagellates to re-oligotrophication. *J. Plankt. Res.* 31:899-907.
- Kansanen PH, Paasivirta L. Vayrynen T. 1990. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland. *Hydrobiol.* 202:153-170.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.
- Kelly, MG, L. King, R. I. Jones, P. A. Barker, and B. J. Jamieson 2008. Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610:125-129.
- King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M., & Yallop, M. (2006b). Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology*, 18(1), 15-25.
- Krztoń, W., Kosiba, J., Pocięcha, A., & Wilk-Woźniak, E. (2019). The effect of cyanobacterial blooms on bio- and functional diversity of zooplankton communities. *Biodiversity and Conservation*, 28(7), 1815-1835.
- Kufel, L., et Ozimek, T. (1994). Can Chara control phosphorus cycling in Lake Łuknajno (Poland)? In E. Mortensen, E. Jeppesen, M. Søndergaard, & L. K. Nielsen (Ed.), *Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes* (p. 277-283). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Laliberté, E., Legendre P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits." *Ecology* 91.1: 299-305.
- Laplace-Treytoure C, Barbe J, Dutartre A, Druart JC, Rimet F, Anneville O. 2009. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE - Version 3.3.1, pp 1-44.

- Laplace-Treyture C, Feret T, Menay M, De Bortoli J. 2012. L'IPLAC : un indice phytoplancton, DCE compatible, pour les plans d'eau en France. In: Journées Internationales de Limnologie et d'Océanographie (JILO), 17 - 19 Octobre 2012, Clermont-Ferrand, 2012.
- Laurec A. Le Guen JC. 1981. Dynamique des populations marines exploitées. Rapp. Scient. Techn. 45 CNEXO, 119 p.
- Lauridsen, T. L., Jeppesen, E., Declerck, S. A. J., De Meester, L., Conde-Porcuna, J. M., Rommens, W., et Brucet, S. (2015). The importance of environmental variables for submerged macrophyte community assemblage and coverage in shallow lakes: differences between northern and southern Europe. *Hydrobiologia*, pp.744, 49-61.
- Lazzaro X. 2009. Rôle structurant des poissons filtreurs omnivores sur la dynamique des communautés planctoniques et les efflorescences dans les lacs tropicaux peu profonds. HDR Univ. Pierre et Marie Curie – Paris 6, 115 p.
- Le Roux M. 1928. Recherches biologiques dans les grands lacs de Savoie. Lacs du Bourget et d'Annecy. J. Abry & Cie (éds) Annecy, 164 pp.
- Love R. 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish. J. Acoustical Soc. America 49:816-823.
- MacLennan D, Fernandes PG, Dalen J. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. ICES J. Mar. Sci. 59:365-369.
- Manca M, Comoli P. 1995. Seasonal changes in size of the feeding basket of *Leptodora Kindtii* (Focke) in Lago-Maggiore as related to variations in prey size selection. *Limnol. Oceanogr.* 40:834-838.
- Marchetto , A., C. Agostinelli, R. Alber, A. Behi, S. Balsamo, S. Bracchi, F. Buzzi, E. Carena, S. Cavalieri, F. Cimoli, S. Costaraoss, I. Crescentini, V. Della Bella, M. Di Brizio, M. Fioavanti, P. Fogliati, R. Fomenti, M. Galbiati, F. Galimberti, A. Macor, L. Mancini, S. Marcheggiani, G. Marchi, S. Musazzi, A. Nicola, R. Padula, S. Pozzi, C. Puccinelli, E. Rinaldi, C. Rustighi, P. Testa, B. Thaler, C. Vendetti, and R. Zorza, 2013. 5. Indice per valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilittiche (EPI-L) . CNR, Italy. CNR-ISE, 02-13:75-92.
- Mazard S, Ostrowski M, Partensky F, Scanlan DJ. 2012. Multi-locus sequence analysis, taxonomic resolution and biogeography of marine *Synechococcus*. *Environ. Microbiol.* 14:372–386.
- Mehner T. 2010. No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 55:203-213.
- Mehner T, Busch S, Helland IP, Emmrich M, Freyhof J. 2010. Temperature related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecol. Freshw. Fish* 19:408-419.
- Menendez, M., et Sanchez, A. (1998). Seasonal variations in P–I responses of *Chara hispida* L. and *Potamogeton pectinatus* L. from stream mediterranean ponds. *Aquatic Botany*, 61, pp.1-15.
- Middelboe, A. L., et Markager, S. (1997). Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37, pp.553-568.
- Milbrink G, Timm T, Lundberg S. 2002. Indicative profundal oligochaete assemblages in selected small Swedish lakes. *Hydrobiol.* 468:53-61.
- Millenium Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: Wetland and Water synthesis, 2005.
- Moldaenke. 2002. Algae Online Analyser User Manual, version 2.3, 88 p.
- Murphy, K. J., et Eaton, J. W. (1983). Effects of Pleasure-Boat Traffic on Macrophyte Growth in Canals. *The Journal of Applied Ecology*, 20,p.713.

- Nielsen, S. L., Sand-Jensen, K., Borum, J., et Geertz-Hansen, O. (s. d.). Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25, pp.1025-1032.
- Onema. 2007. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy - Application du protocole EN 14757 – Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.
- ONEMA. (2007). Methode d'évaluation de la qualité écologique des plans d'eau basée sur les communautés de macrophytes. Consulté à l'adresse http://www.onema.fr/IMG/pdf/130607_Rapport_
- Onema. 2010. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy – Réseau de Contrôle de Surveillance- (Année 2010) - Eléments d'analyse. Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.
- Padisak J, Crossetti LO, Naselli-Flores L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiol.* 621:1-19.
- Parker-Stetter SL, Rudstam LG, Sullivan PJ, Warner DM. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. *Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub.* 09-01.
- Pearsall, W. H., et Ulyyott, P. (1934). Light Penetration into Fresh Water. *Journal of Experimental Biology*, 11, pp.89-93.
- Pelletier JP, Orand A. 1978. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- Peltomaa E, Ojala A. 2012. Meteorological drivers of the dynamics of autotrophic picoplankton. *Freshw. Biol.* 57:1005-1016.
- Perga ME, Lainé L. 2010. Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. Eaux Léman contre Pollut. Campagne 2008.
- Perga, M. E., Domaizon, I., Guillard, J., Hamelet, V., & Anneville, O. (2013). Are cyanobacterial blooms trophic dead ends?. *Oecologia*, 172(2), 551-562.
- Personnic S, Domaizon I, Sime-Ngando T, Jacquet S. 2009. Seasonal variations of microbial abundances and of virus- vs. flagellate-induced mortality of picoplankton in some peri-alpine lakes. *J. Plankt. Res.* 31:1161-1177.
- Proctor, V. I. (1967). Storage and germination of Chara Oospores. *Journal of Phycology*, 3, pp.90-92. R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Quélin, P. Hustache, J.-C., Perney, P., Paolini, G. (2020). Analyse mathématique pour la comparaison des mesures de transparence de l'eau avec deux différents disques de Secchi. *Le Cahier des Techniques de l'Inra* 2020 (99).
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankt. Res.* 24:417-428.
- Rimet F. (2012) Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia* 683:1-24.
- Rimet F., Bouchez A., Montuelle B. (2015) Benthic diatoms and phytoplankton to assess nutrients in a large lake: Complementarity of their use in Lake Geneva (France–Switzerland). *Ecological Indicators* 53: 231-239.
- Rimet F., Bouchez A., Tapolczai K., 2016. Spatial heterogeneity of littoral benthic diatoms in a large lake: monitoring implications. *Hydrobiologia*, 771, 179-193.
- Rip, W. J., Ouboter, M. R. L., et Los, H. J. (s. d.). Impact of climatic fluctuations on Characeae biomass in a shallow, restored lake in The Netherlands. *Hydrobiologia*, 584, pp.415-424.

- Rooney, N., et Kalff, J. (2000). Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany*, 68, pp.321-335.
- Sandin, L., Schartau, A.-K., Aroviita, J., Carse, F., Colvill, D., Fozzard, I., ... Institute for Environment and Sustainability. (2014). *Water framework directive intercalibration technical report Northern Lake benthic invertebrate ecological assessment methods*. Luxembourg: Publications Office. Consulté à l'adresse <http://dx.publications.europa.eu/10.2788/74131>
- Sand-Jensen, K., Pedersen, N. L., Thorsgaard, I., Moeslund, B., Borum, J., et Brodersen, K. P. (2008). 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Ecology*, 96, pp. 260-271.
- Scheffer, M., van den Berg, M., Breukelaar, A., Breukers, C., Coops, H., Doef, R., et Meijer, M.-L. (1994). Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquatic Botany*, 49, pp.193-196.
- Schwarz, A.-M., et Hawes, I. (1997). Effects of changing water clarity on characean biomass and species composition in a large oligotrophic lake. *Aquatic Botany*, 56, pp.169-181.
- Sgro, G. V., Reavie, E. D., Kingston, J. C., Kireta, A. R., Ferguson, M. J., Danz, N. P., & Johansen, J. R. (2007). A diatom quality index from a diatom-based total phosphorus inference model. *Environmental Bioindicators*, 2(1), 15-34.
- SILA (2010). Suivi scientifique du Lac d'Annecy, rapport 2009. SILA-INRA
- Simmonds EJ, MacLennan DN. 2005. Fisheries Acoustics: Theory and Practice. Oxford: Blackwell Science Ltd., 437 p.
- Smith S. 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish survey data. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 47:894-903.
- Sondergaard M, Liboriussen L, Pedersen AR, Jeppesen E. 2008. Lake restoration by fish removal: short- and long-term effects in 36 Danish Lakes. *Ecosystems* 11:1291-1305.
- Sotton B, Anneville O, Cadel-Six S, Domaizon I, Krys S, Guillard J. 2011. Spatial match between *P. rubescens* and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae* 10:749-758.
- Stenger-Kovacs, C, K. Buczko, E. Hajnal, and J. Padisak (2007). Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589:141-154.
- Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud, and P. Ussegli-Polatera. 2010. *Invertébrés d'eau douce - Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions:588
- Tadonlécé R. 2010. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. *Limnol. Oceanogr.* 55:973-982.
- Thomaz, S. M., et Cunha, E. R. da. (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, pp.218-236.
- Torn, K., Martin, G., Kotta, J., et Kupp, M. (2010). Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, pp.27-32.
- Tosheva, A., et Traykov, I. (2012). *Abundance and Macrophyte Composition in Reservoirs with Different Trophic Status*. Balwois. Consulté à l'adresse https://www.researchgate.net/profile/Ivan_Traykov/publication/234143525_Abundance_and_Macrophyte_Composition_in_Reservoirs_with_Different_Trophic_Status/links/02bfe50f8f61593927000000.pdf

- Tupper de Kerckhove D., Shuter B.J., Milne S., 2016. Acoustically derived fish size-spectra within a lake and the statistical power to detect environmental change. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*
- Vagnon, C., S. Bazin, F. Cattaneo, C. Goulon, J. Guillard, and V. Frossard. 2022. The opportunistic trophic behaviour of the European catfish (*Silurus glanis*) in a recently colonised large peri-alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish* eff.12659.
- Van Donk, E., et van de Bund, W. J. (2002). Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 72, pp.261-274.
- Van Wijk, R. J. (1988). Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. *Aquatic Botany*, 31, pp.211–258.
- Vant, W. N., Davies-Colley, R. J., Clayton, J. S., et Coffey, B. T. (1986). Macrophyte depth limits in North Island (New Zealand) lakes of differing clarity. *Hydrobiologia*, 137, pp.55-60.
- Verneaux, V., and J. Verneaux. 2002. Assessing lake functioning using the macrobenthic community with special reference to Chironomidae (Diptera). A subalpine lake (lake Annecy) as an example. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 154:68-78.
- Verneaux, V., J. Verneaux, A. Schmitt, C. Lovy, and J. C. Lambert. 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 40:1-9.
- Villéger, S, Mason NWH, and Mouillot D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology." *Ecology* 89.8 2290-2301.
- Vincon-Leite B, Bournet PE, Gayte X, Fontvieille D, Tassin B. 1998. Impact of a flood event on the biogeochemical behaviour of a mesotrophic alpine lake: Lake Bourget (Savoie). *Hydrobiol.* 374:361-377.
- Wagner, A., S. Volkmann, and P. M. A. Dettinger-Klemm. 2012. Benthic–pelagic coupling in lake ecosystems: the key role of chironomid pupae as prey of pelagic fish. *Ecosphere* 3:2-17.
- Weaver W, Shannon CE. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Winfield IJ, Fletcher JM, James JB, Bean CW. 2009. Assessment of fish populations in still waters using hydroacoustics and survey gill netting: Experiences with Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the UK.
- Wolfram G, Dokulil M. 2007. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria, 50 p.
- Wolfram G, Dokulil M, Pall K, Reichmann M, Schulz L, Argillier C, de Bortoli J, Martinez JP, Rioury C, Hoehn E, Riedmuller U, Schaumburg J, Stelzer D, Buzzi, F, Dalmiglio A, Morabito G, Marchetto A, Remec-Rekar S, Urbanic G. 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.
- Xu, H., Paerl, H. W., Qin, B., Zhu, G., et Gao, G. (2010). Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography*, 55, pp.420-432.
- Yule D, Evrard LM, Cachera S, Colon M, Guillard J. 2013. Comparing two fish sampling standards over time: largely congruent results but with caveats. *Freshw. Biol.* 58:2074–2088.

DOSSIERS DIVERS

Annexe I

Le comité scientifique en 2022

Rôle du conseil

- Validation des rapports annuels
- Orientation des études
- Informations diverses

Renouvelé en partie en 2021, le conseil scientifique est constitué de 9 membres permanents, 2 invités permanents et 1 membre du CISALB comme décrit dans le tableau ci-dessous. En fonction des besoins (e.g. expertise sur un sujet donné), ce comité peut inviter des personnalités à s'exprimer lors du conseil scientifique annuel.

MEMBRES PERMANENTS	
M. V FROSSARD	UMR CARRTEL – <i>Ecologie benthique – Macroinvertébrés</i>
M. D GATEUILLE	UMR EDYTEM – <i>Transferts de polluants et matières solides BV-lac</i>
M. J GUILLARD	UMR CARRTEL – <i>Ecologie piscicole – Bio-indication</i>
M. S JACQUET	UMR CARRTEL – <i>Réseaux trophiques – Bio-indication – Phytoplancton</i> <i>Animateur et responsable scientifique du suivi</i>
MME C. GOULON	UMR CARRTEL – <i>Ecologie piscicole</i>
M. A MIQUET	Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie – <i>Macrophytes et avifaune</i>
M. E NAFFRECHOUX	UMR EDYTEM – <i>Chimie environnementale / Traitements de dépollution</i> <i>Président du conseil scientifique</i>
M. L NAVARO	Agence de l'eau RMC – <i>Suivis environnementaux, DCE</i>
M. J NEMERY	Université de Grenoble – <i>Transferts BV</i>
M. S PESCE	UR RIVERLY – <i>Ecotoxicologue microbienne – Sédiments</i>
M. JC RAYMOND	OFB - <i>Ecologie piscicole et aménagement des berges</i>
MEMBRES INVITES PERMANENTS	
MME. A KLEIN	CIPEL – <i>Responsable du suivi environnemental du Léman</i>
M. D ZANELLA	SILA – <i>Responsable du suivi environnemental du lac d'Annecy</i>
MEMBRE DU CISALB	
M. S CACHERA	CISALB – <i>Ecologie piscicole - Suivi rivière et apports</i> <i>Animateur du conseil scientifique et Responsable CISALB du suivi</i>

DOSSIERS DIVERS

Annexe II

Evolution des indices de la diagnose rapide

A partir des paramètres mesurés lors du suivi environnemental nous pouvons calculer différents indices définis dans la diagnose rapide (*d'après le Protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau par Jacques Barbe, Michel Lafont, Jacques Mouthon, Michel Philippe, Cemagref, Agence de l'Eau RMC, juillet 2003*), tels qu'ils sont utilisés dans le cadre du suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la directive cadre sur l'eau.

L'interprétation de la diagnose rapide s'appuie sur plusieurs types d'indices: les indices spécifiques basés sur un paramètre particulier, les indices fonctionnels élaborés à partir d'un ou de plusieurs paramètres regroupés pour refléter un aspect fonctionnel du plan d'eau. Ils sont de nature physico-chimique ou biologique.

Ils sont tous construits pour s'échelonner en fonction de la dégradation de la qualité du milieu suivant une échelle de 0 à 100 (de l'ultra oligotrophie à l'hyper eutrophie).

Leur confrontation directe doit permettre ainsi de discerner facilement les concordances ou les discordances existant entre les principaux éléments fonctionnels du milieu.

I. Les indices

Indice Pigments chlorophylliens

$I_C = 16 + 41,89 \times \log_{10}(X+0,5)$ où X est la somme de la chlorophylle *a* et de la phéophytine exprimée en $\mu\text{g L}^{-1}$. X représente la moyenne des résultats obtenus sur l'échantillon intégré en dehors du brassage hivernal.

Indice Transparence

$I_T = 82 - 66,44 \times \log_{10}(X)$ où X est la moyenne des profondeurs de Secchi (en m) mesurées pendant la même période que précédemment.



La moyenne de ces deux indices constitue le premier indice fonctionnel : **Indice Production.**

Indice P total hiver

$I_{PTH} = 115 + 39,6 \times \log_{10}(X)$ où X est la valeur du phosphore total (mgP L^{-1}), mesurée lors de la campagne de fin d'hiver.

Indice N total hiver

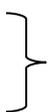
$I_{NTH} = 47 + 65 \times \log_{10}(X)$ où X est la valeur de l'azote total (mgN L^{-1}), mesurée lors de la campagne de fin d'hiver.



La moyenne de ces deux indices constitue l'indice fonctionnel **Nutrition.**

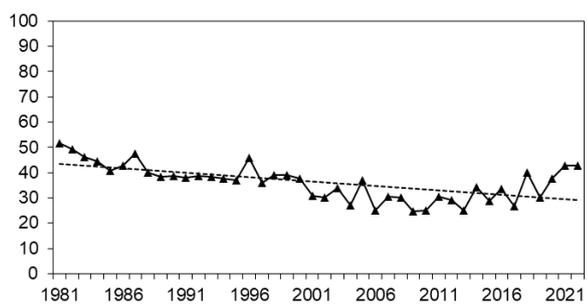
Indice Consommation journalière en O2 dissous

$I_{O2j} = -50 + 62 \times \log_{10}(X+10)$ où X est la valeur de la consommation journalière en oxygène dissous en $\text{mg m}^{-3} \text{ j}^{-1}$.

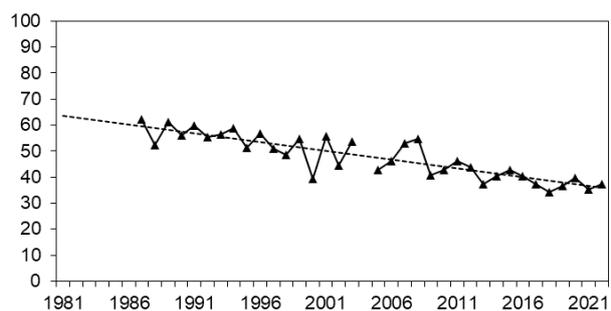


Cet indice constitue l'indice fonctionnel **Dégradation**

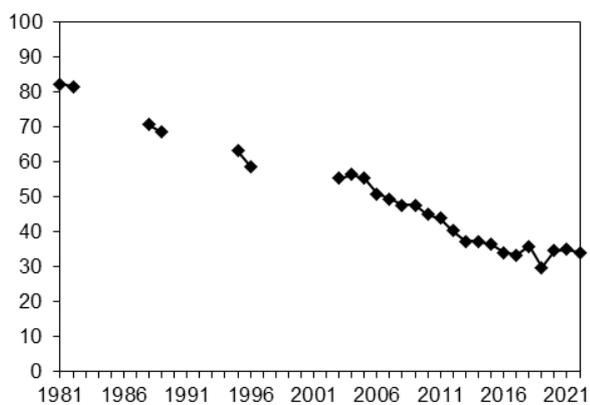
II Résultats



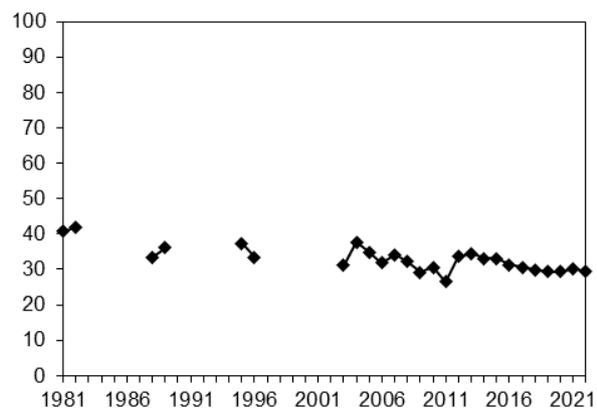
a) Indice de transparence estivale



b) Indice de pigments chlorophylliens estivaux

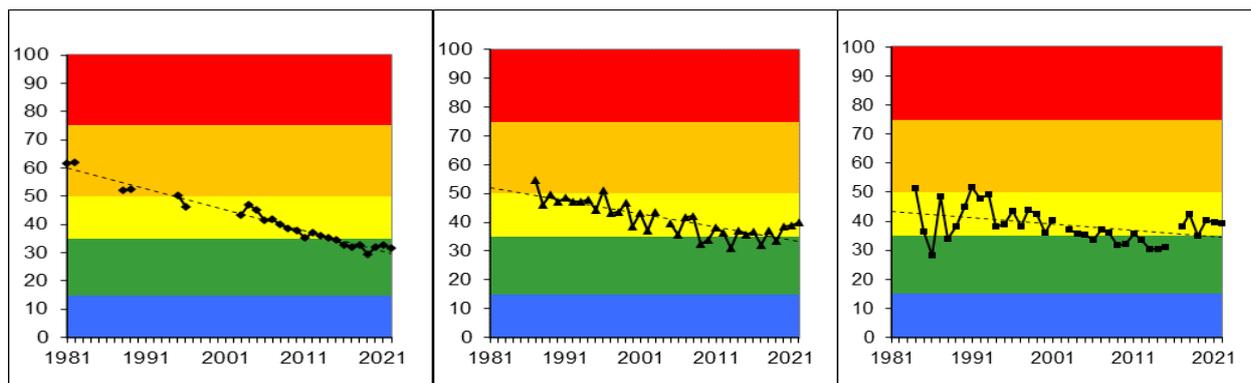


c) Indice du phosphore total hivernal



d) Indice de l'azote total hivernal

Figure 1 Evolution de quelques indices spécifiques type DCE au point B de 1981 à 2022



a) Indice de nutrition

b) Indice de production

c) Indice de dégradation

Figure 2 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des indices fonctionnels type DCE au point B de 1981 à 2022

Les indices de nutrition, production et dégradation sont assez homogènes et se positionnent à la limite des classes moyenne et bonne, mésotrophe et oligotrophe.

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

Calculs

Annexe III.1. Détail du comptage et du calcul des biovolumes algaux

L'échantillonnage est effectué à l'aide d'une cloche intégratrice dans la zone 0-18 m. Un échantillon d'environ 250 ml est alors mis dans un flacon et lugolé.

Au laboratoire, un volume de cet échantillon variant de 10 à 50 ml est introduit dans une chambre de sédimentation. L'échantillon est ensuite laissé à sédimenter pendant plusieurs heures. Après cette sédimentation, un comptage des différents individus algaux est effectué au microscope sur un volume d'échantillon connu. Il n'est plus fait de scan de la lame après le comptage des taxons rares comme cela était fait avant 2008 : ces taxons rares, observés hors comptages étaient ajoutés dans le comptage.

Le biovolume algal par espèce est calculé de la façon suivante :

Biovolume = N x biovolume spécifique (μm^3)

Avec N : nombre d'organisme (pour l'espèce considéré) par ml

Unité : μm^3 / ml

Le biovolume algal total est la somme des biovolumes algaux spécifiques.

Annexe III.2. Détail du calcul de l'indice de diversité de Shannon

$$H = - \sum \frac{n_i}{n} \ln \left(\frac{n_i}{n} \right)$$

Avec

H : indice de Shannon

N_i : biomasse de l'espèce algale i

N : somme de la biomasse des espèces algales

Annexe III.3. Détail du calcul de l'indice Brettum

L'indice Brettum est basé sur la probabilité d'occurrence de taxons phytoplanctoniques le long d'un gradient de phosphore total. Dans cet indice des profils écologiques en fonction du phosphore sont définis pour chaque taxon ; le calcul de l'indice correspond à une moyenne pondérée par les biomasses des profils écologiques de chaque taxon observé dans l'échantillon. Ce gradient est divisé en 6 classes de trophies (de 1 à 6). Quelques exemples de scores sont donnés pour des taxons dans le tableau suivant :

Taxon	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
	<=5	5-8	8-15	15-30	30-60	>60
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0	0	0	1	4	5
<i>Aphanocapsa musicola</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanocapsa parasitica</i> f <i>dinobryonis</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanothece clathrata</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece clathrata</i> var. <i>rosea</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece saxicola</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Chroococcus limneticus</i>	1	3	3	2	1	0
<i>Chroococcus minutus</i>	1	1	6	1	1	0

Pour chacune des 6 classes de trophie, un indice I_j est calculé :

$$I_j = \frac{\sum_{i=1}^n v_i x_{ij}}{\sum_{i=1}^n v_i}$$

Avec - v_i : biovolume de du taxon i
 - x_{ij} : score du taxon i dans la classe de trophie j

Finalement l'indice Brettum BI est calculé comme suit :

$$BI = \frac{\sum_{j=1}^6 I_j T_j}{\sum_{j=1}^6 I_j}$$

Avec - T_j : poids de chaque indice I, (T1 = 6, T2=5, T3=4, T4=3, T5=2, T6=1)

Annexe III.4. Détail du calcul des abondances du zooplancton

Les échantillons sont fixés au formol à 5% puis 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. Par la suite, les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement des crustacés est réalisé sous microscope standard à partir d'un sous-échantillon. Les Cladocères *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii* sont quant à eux, dénombrés dans l'intégrité du prélèvement.

L'abondance de chaque catégorie taxonomique (nombre d'individus par unité de surface) est calculée selon la formule suivante :

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

Où:

$N_{ind.ss.ech}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon

$Vol_{ech.total}$ est le volume de l'échantillon ajusté (en ml)

$Vol_{ss.ech}$ est le volume du sous-échantillon (en ml)

H. filtrée est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m)

$V_{filtré}$ le volume filtré par le filet (4.81 m³)

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

Définition des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002)

Table I: Trait-separated functional groups of phytoplankton (updated from Reynolds, 1997)

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia</i> spp <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i> <i>Staurastrum pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Geminella</i> <i>Mougeotia</i> <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> <i>Raphidiopsis</i>	light deficient conditions	flushing
S _N	warm mixed layers	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>Anabaena minutissima</i>	light, nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synechococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Koilella</i> <i>Chrysococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> (<i>Synura</i>) colonial Chlorophytes	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	e.g. <i>Botryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis leucstris</i>	low nutrients high turbidity	?CO ₂ deficiency

Table I: continued

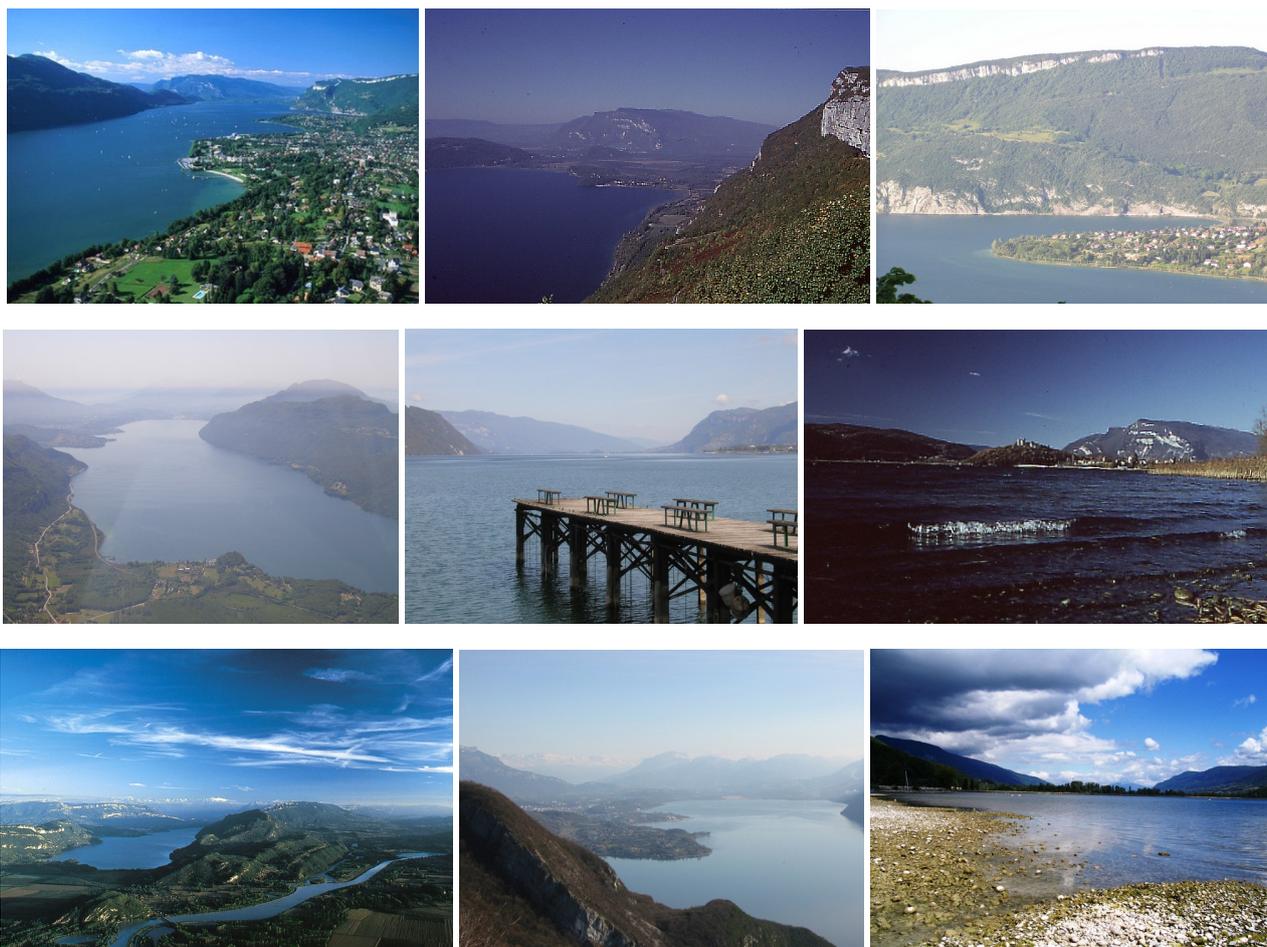
Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocales	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocales of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglana</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L_o	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C _i	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Densités numériques (ind m⁻²) de la communauté macrobentique pour chaque échantillon en zone littorale du lac du Bourget en 2022

CLASSE	ORDRE	Famille	Genre	dl	occ (%)	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11			
INSECTES	LEPIDOPTERES	<u>Pyrallidae</u>	<u>Acentria</u>	2	0,09	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0			
	ODONATES	<u>Coenagrionidae</u>	<u>Ischnura</u>	2	0,09	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0			
DIPTERES			<u>Chironomus plumosus-type</u>	634	0,64	0	435	0	0	0	239	2043	217	2609	348	1087			
			<u>Chironomus anthracinus-type</u>	95	0,27	0	0	0	0	0	0	174	0	804	0	65			
			<u>Lauterborniella</u>	79	0,27	0	0	0	65	717	87	0	0	0	0	0	0		
			<u>Cornoneura</u>	2	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	
			<u>Chironomidae</u>	<u>Cryptochironomus</u>	105	0,45	370	0	0	283	457	0	0	22	0	0	0	22	
				<u>Demicryptochironomus</u>	22	0,27	0	0	0	130	87	0	0	0	0	0	0	22	
				<u>Dicrotendipes</u>	24	0,27	0	0	22	217	0	22	0	0	0	0	0	0	0
				<u>Microtendipes</u>	134	0,64	22	0	0	500	543	0	43	43	174	0	152		
				<u>Paratendipes</u>	277	0,64	0	22	43	2239	0	65	0	22	609	0	43		
				<u>Polypedilum</u>	32	0,36	0	0	0	0	87	22	65	0	174	0	0	0	
				<u>Stictochironomus</u>	99	0,27	0	0	0	0	978	0	22	0	0	0	0	87	
			<u>Tanytarsini</u>	<u>Tanytarsus</u>	370	0,64	65	0	239	1891	1565	0	0	22	130	0	152		
				<u>Cladotanytarsus</u>	28	0,18	43	0	0	0	261	0	0	0	0	0	0	0	0
				<u>Epoicocladus</u>	24	0,09	0	0	0	0	261	0	0	0	0	0	0	0	0
			<u>Orthoclaadiinae</u>	<u>Cricotopus</u>	401	0,45	0	0	2848	630	413	348	0	0	174	0	0	0	0
				<u>Psectrocladius</u>	212	0,91	87	22	326	413	0	87	65	22	565	674	65		
				<u>Orthocldius</u>	6	0,18	0	0	0	0	0	0	0	0	43	22	0		
			<u>Tanypodinae</u>	<u>Procladius</u>	79	0,55	0	0	22	413	174	0	43	0	130	0	87		
			EPHEMEROPTERES	<u>Caenidae</u>	<u>Caenis</u>	269	0,73	130	22	1652	87	696	0	0	65	130	0	174	
<u>Baetidae</u>	<u>Baetis</u>	14		0,09	0	0	0	0	0	109	0	0	0	0	0	0			
<u>Ephemeridae</u>	<u>Ephemera</u>	16		0,09	0	0	0	0	174	0	0	0	0	0	0	0			
TRICHOPTERES	<u>Naucaridae</u>	<u>Naucaris</u>	16	0,09	174	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	<u>Leptoceridae</u>	<u>Mystacides</u>	16	0,27	87	0	0	43	43	0	0	0	0	0	0	0			
	<u>Athripsodes</u>	4	0,18	22	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0			
		<u>Psychomiidae</u>	<u>Lype</u>	6	0,18	0	0	43	22	0	0	0	0	0	0	0			
		<u>Polycentropodidae</u>	<u>Plectrocnemia</u>	16	0,18	0	0	152	0	22	0	0	0	0	0	0			
		<u>Hydroptilidae</u>	<u>Agraylea</u>	14	0,09	0	0	152	0	0	0	0	0	0	0	0			
		<u>Limnephilidae</u>	<u>Limnephilus</u>	6	0,18	0	0	0	43	0	22	0	0	0	0	0			
MEGALOPTERES		<u>Sialidae</u>	<u>Sialis</u>	4	0,18	0	0	0	22	0	22	0	0	0	0	0			
CRUSTACES	AMPHIPODES	<u>Gammaridae</u>	<u>Gammarus</u>	38	0,27	0	0	370	0	22	22	0	0	0	0	0			
	ISOPODES	<u>Asellidae</u>	<u>Aselle</u>	44	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	478	0			
	BRANCHIPODES	<u>Conchostracidae</u>	<u>Chidorus</u>	12	0,09	109	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0			
MOLLUSQUES	BIVALVES	<u>Dreissenidae</u>	Moule zébrée	336	0,82	109	0	957	522	261	283	435	43	239	457	304			
			Moule quagga	73	0,73	65	0	370	87	65	22	65	0	65	65	0	0		
		<u>Corbiculidae</u>	<u>Corbicula</u>	158	0,45	326	0	0	391	196	609	0	0	22	0	0	0		
		GASTEROPODES	<u>Physidae</u>	<u>Physa</u>	22	0,18	0	0	0	0	0	0	0	109	130	0	0		
			<u>Hydrobiidae</u>	<u>Potamopyrgus</u>	44	0,18	435	0	0	43	0	0	0	0	0	0	0	0	
			<u>Lithoglyphidae</u>	<u>Lithoglyphus</u>	77	0,45	0	0	0	130	0	0	565	65	22	0	65		
			<u>Valvatidae</u>	<u>Valvata</u>	103	0,45	0	0	0	0	0	65	261	0	500	239	43		
			<u>Bithynidae</u>	<u>Bithynia</u>	8	0,09	0	0	0	0	0	65	0	0	0	0	0		
			<u>Lymnaeidae</u>	<u>Radix</u>	34	0,36	0	0	0	109	0	65	130	0	0	0	43		
		<u>Planorbidae</u>	<u>Planorbarius</u>	16	0,09	0	0	0	174	0	0	0	0	0	0	0	0		
VERS	OLIGOCHETES			385	0,64	696	65	152	2696	522	0	43	0	65	0	0			
HYDRACARIENS				174	3,91304	0	0	0	65	0	0	0	22	0	0	0			



L'image offerte en 2022 par le lac du Bourget, pour sa partie pélagique, continue globalement de s'améliorer et peut être résumée comme suit. Le lac, avec des concentrations en P_{tot} , PO_4 et chlorophylle a très basses, et une transparence relativement élevée, peut être aujourd'hui qualifié d'oligotrophe. C'est la première fois que le lac est défini comme tel et ce retour complet à un état oligotrophe est largement corroboré par les compartiments macrophytiques et macrobenthiques de la zone littorale. Ce statut restera à être complètement et définitivement confirmé dans els années à venir par la biomasse et composition phytoplanctonique ou par l'ensemble des descripteurs de la zone benthique profonde où le niveau d'oxygénation peut être critique. La structure globale et les effectifs des communautés zooplanctoniques et piscicoles, la bonne efficacité trophique et la biomasse/rendement de pêche du corégone (lavaret) de nouveau en hausse confirment la réoligotrophisation et le (très) bon état global de l'écosystème.