



HAL
open science

Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2021

Stéphan Jacquet, Sébastien Cachera, Laura Crepin, Chloé Goulon, Jean
Guillard, Valérie Hamelet, Jean-Christophe Hustache, Leslie Lainé, Pascal
Perney, Jean-Philippe Quetin, et al.

► **To cite this version:**

Stéphan Jacquet, Sébastien Cachera, Laura Crepin, Chloé Goulon, Jean Guillard, et al.. Suivi envi-
ronnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2021. Inrae. 2022. hal-04682160

HAL Id: hal-04682160

<https://hal.science/hal-04682160v1>

Submitted on 30 Aug 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2021



Rapport de suivi (version intermédiaire – juin 2022)



Contact du responsable scientifique et coordinateur de l'étude :

Stéphan Jacquet, INRAE, Station d'Hydrobiologie Lacustre, 75 bis Avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, 04 50 26 78 12

RÉSUMÉ

2021 a encore été une année remarquable sur de nombreux aspects.

L'année 2021 a enregistré, avec une **température de l'air moyenne annuelle de 11,9°C**, un écart de **+0,35°C** (+3%) par rapport à la moyenne 1974-2020. Si 2021 n'a donc pas été parmi les années les plus chaudes de la chronique, elle confirme néanmoins la tendance au réchauffement global (la température moyenne fluctuant entre 10 et 11°C dans les années 1970). Les mois d'avril, juillet, août, octobre, novembre et décembre ont présenté des températures très légèrement inférieures à la moyenne (de -1 et -4%). Le mois de mai a par contre été significativement plus froid (-10% par rapport à la moyenne interannuelle). Le reste de l'année, les températures mensuelles ont été supérieures à la moyenne, en particulier l'hiver (comme les années précédentes), avec des pointes de +83% en février et +26% en janvier (vs +85% en février 2020, +80% en décembre 2019, +162% en janvier 2018).

Logiquement, la température moyenne de l'eau du lac du Bourget a été impactée. L'année **2021 fait partie des années chaudes** (depuis 2018), en ce qui concerne la température de l'eau mesurée en surface. Avec une température moyenne annuelle de 15,34°C à 2 m de profondeur (une valeur 1,22°C inférieure à celle de 2020 qui reste l'année la plus chaude à ce jour), l'évolution interannuelle des températures moyennes montre malgré tout toujours une **tendance nette au réchauffement depuis 1984**. Comparativement, **la tendance à l'augmentation de la température des eaux profondes est moins nette, même si elle semble réelle depuis quelques années et que 2021 est l'année la plus chaude enregistrée à 140 m avec 6,64°C**. Les conditions météorologiques n'ont pas permis de refroidissement et d'homogénéisation totale de la colonne d'eau, le brassage au mois de mars atteignant 120 m.

Comme les années précédentes, **2021 a été caractérisée par des périodes contrastées en termes de précipitations**, caractérisée par une forte variabilité avec des mois pluvieux (+25% en janvier et +93% en juillet) suivis de mois très secs (-69% en février et -25% en août). La répartition de ces précipitations a donc été celle de mois excédentaires : janvier, mai, juin, juillet et décembre (respectivement +25, +59, +1, +93 et +86% par rapport à la moyenne mensuelle) et de mois déficitaires : février, mars, avril, août, septembre, octobre et novembre (respectivement -69, -29, -41, -25, -29, -14, -61% par rapport à la moyenne mensuelle). Avec une hauteur cumulée de **1 251 mm** de pluie à Voglans, l'année **2021 se situe dans la moyenne** calculée sur la période 1974-2020 (i.e. 1 238 mm).

En dépit des variations de précipitations et de la morphologie du bassin versant du lac du Bourget, le **débit moyen annuel de la Leysse**, avec $6,28 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a été **équivalent au module interannuel** (e.g. $6,26 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Comparativement, le débit moyen annuel du Sierroz, avec $2,23 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a été légèrement **inférieur au module interannuel** (e.g. $2,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Pour l'ensemble des paramètres analysés en 2021, tout comme en 2019 et 2020, le **Sierroz a présenté des concentrations en nutriments plus élevées que la Leysse**.

Ainsi la concentration moyenne en P_{tot} a été de 55 µg L⁻¹ (vs 70 µg L⁻¹ en 2020) pour la Leysse et de 236 µg L⁻¹ (vs 154 µg L⁻¹ en 2020) pour le Sierroz.

L'hiver 2021 n'a pas permis une homogénéisation complète de la température de l'eau du lac et de la concentration en oxygène dissous. A la date du 8 mars, la différence de température entre la surface (**8,11°C**) et le fond (**6,44°C**) était déjà très marquée, et la concentration maximale en oxygène au fond n'était que de **7,09 mgO₂ L⁻¹**.

Les concentrations hivernales moyennes (sur la période incluant janvier, février et mars) en **orthophosphates (P-PO₄) et phosphore total (P_{tot})**, avec respectivement des valeurs de **4,0 et 9,0 µgP L⁻¹** ont été **légèrement inférieures en 2021** comparativement à 2020 mais globalement comparables depuis 2018. **Ces concentrations restent en effet parmi les plus basses de la chronique** et confirment que le seuil des 10 µgP L⁻¹ semble 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 et presque 32 T en 2021**.

Avec une **concentration moyenne annuelle en chlorophylle a de 2,7 µg L⁻¹**, cet indicateur révèle donc une valeur relativement constante depuis 2018 (entre 2,8 et 3 µg L⁻¹) et la confirmation d'une **baisse significative** par rapport aux années précédentes, avec des valeurs depuis 2009 oscillant entre 2,7 et 4 µg L⁻¹ (moyenne de 3,3 µg L⁻¹). C'est la 4^{ème} année consécutive que la concentration moyenne annuelle est **sous la barre des 3 µg L⁻¹**. Cette valeur de concentration de la chlorophylle a, considérée uniquement pour la **période estivale**, a aussi été **faible en 2021 (avec 2,4 µg L⁻¹)**, correspondant même à la valeur la plus faible de la chronique.

La **biomasse phytoplanctonique annuelle (avec 1 051 µg L⁻¹) a diminué significativement en 2021 par rapport aux années précédentes** (1 323 µg L⁻¹ en 2020, 1 510 µg L⁻¹ en 2019, 1250 µg L⁻¹ en 2018 ou encore 1 643 µg L⁻¹ en 2017). Les **indices fonctionnels de Brettum (4,45) et IPLAC (0,78)**, ont aussi augmentés de manière significative par rapport aux années précédentes, et sont en fait parmi les plus hauts mesurés depuis le début de la chronique, signant un (très) **bon état global de l'écosystème pélagique**. Depuis le début de la chronique, avec la baisse des concentrations en P 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 2020, cette contribution avait été la plus élevée depuis le début de la chronique (commencée en 2004) atteignant la valeur de 17%. Elle a été de **15,7% en 2021**, soit la **seconde plus grande valeur**, la proportion des **formes nanoplanctoniques** (avec 40%) étant aussi la plus élevée de la chronique.

La **transparence moyenne annuelle** de la colonne d'eau observée depuis la surface a été de **6,0 m** soit une valeur nettement inférieure à celle enregistrée en 2020 où elle avait été de 7,3 m, soit une valeur assez proche de celles de 2019 (7,2 m). Le lac ne semble pas avoir été caractérisé par une phase d'eaux

claires marquée aux mois de mai et juin, comparativement à 2020, un constat plus en accord avec les années antérieures récentes à 2020.

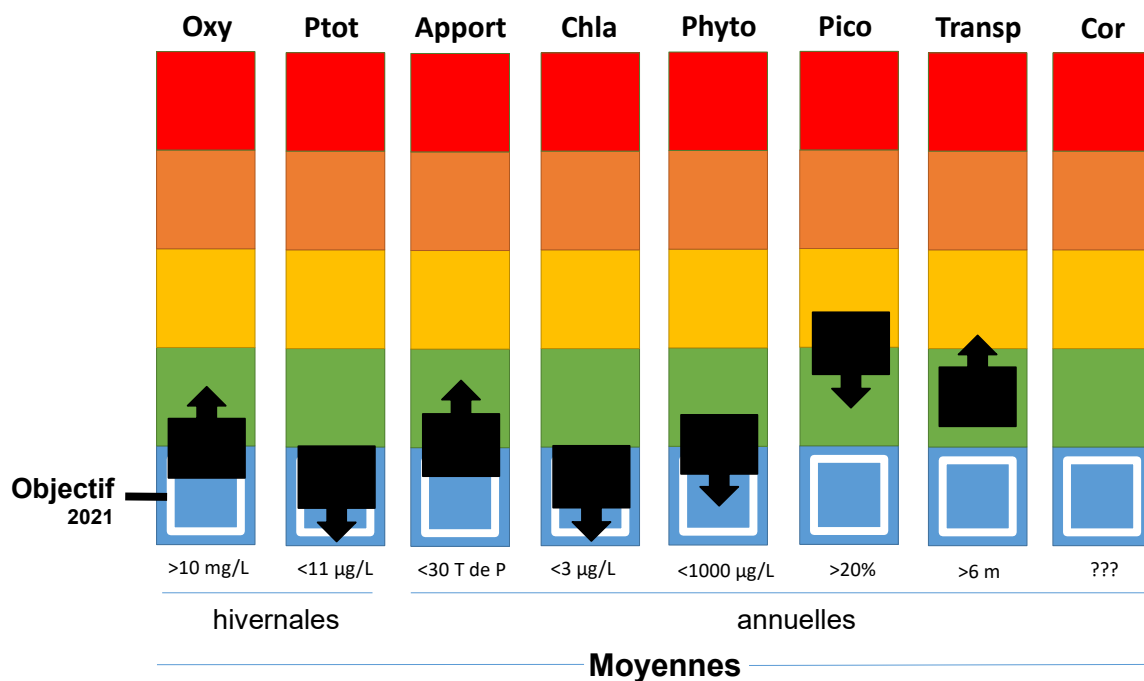
Si la **dynamique du zooplancton** a reproduit globalement celle des années précédentes, elle a été une nouvelle fois **remarquable en 2021** en raison des faibles abondances des herbivores filtreurs observés en hiver et en début de printemps. Les groupes les plus abondants tout au long de l'année ont été les calanoïdes et les copépodes. L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2021 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 a permis 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*), la lotte (*Lota lota*), n'ont pas été capturées en 2021. Le rendement numérique global observées en 2021 est à un niveau bas. Sur le plan pondéral la valeur de 2021 se situe quant à elles dans des valeurs hautes bien qu'en baisse par rapport aux 3 dernières années. Les principaux résultats pour l'année 2021 sont donc i) des niveaux historiques d'abondance de corégones estimée par hydroacoustique et des niveaux élevés dans les pêches scientifiques aux filets, poisson emblématique du lac du Bourget et indicateur d'une bonne qualité des eaux ; la population serait actuellement dominée par des individus de 2 ans mais l'espèce semble rencontrer des problèmes de croissance impactant les rendements de captures des pêcheurs et dont les causes sont encore à préciser ; ii) une population de perches structurée classiquement et dominée par les individus de l'année ; iii) la confirmation de l'absence du sandre depuis 2019 dans les pêches scientifiques ; iv) enfin, il ne fait plus de doute que le silure est désormais bien installé dans le lac. L'image du peuplement de poissons du lac du Bourget permet donc de **confirmer l'amélioration de la qualité des eaux** observées aux travers des autres indicateurs mais la vigilance reste de mise concernant la baisse de captures de corégones chez les pêcheurs professionnels.

2021 continue de s'inscrire dans la dynamique de réoligotrophisation générale du lac eu regard notamment de certains descripteurs comme les teneurs (basses) en Phosphore et chlorophylle *a*, la biomasse (faible) et la structure (en taille et en taxon) phytoplanctonique, les abondances (en hausse) du corégone. L'examen 2021 du lac du Bourget confirme donc un très bon état écologique global de l'écosystème pélagique. Le lac est en passe de re-devenir oligotrophe sans toutefois y avoir encore basculé complètement.

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

État (■) en 2021 et tendance (▸) depuis 2020 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 surement 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.



SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2021

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2021, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Sébastien **CACHERA** (CISALB : Responsable pour le CISALB du suivi écologique, Poissons – analyses de données et rédaction)
- Laura **CREPIN** (INRAE : Chimie et chlorophylle *a* – analyses)
- Chloé **GOULON** (INRAE : Pêche – travail de terrain, analyses de données et rédaction)
- Jean **GUILLARD** (INRAE : Pêche – travail de terrain, analyses de données et rédaction)
- Valérie **HAMELET** (INRAE : Pêche – travail de terrain)
- Jean-Christophe **HUSTACHE** (INRAE : Prélèvements, Pêche – 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 **LAINE** (INRAE : Zooplancton – analyses)
- Pascal **PERNEY** (INRAE : Chimie, Prélèvements – travail de terrain et analyses)
- Philippe **QUETIN** (INRAE : Prélèvements, Pêche – travail de terrain)
- Jérémy **RAPHY** (CISALB : Météo et apports des tributaires - travail de terrain, analyses de données et rédaction)
- Serena **RASCONI** (INRAE : Zooplancton – analyses de données et rédaction)
- Clément **RAUTUREAU** (INRAE : Poissons – analyses de données et rédaction)
- Frédéric **RIMET** (INRAE : Phytoplancton – analyses des échantillons et des données, rédaction)
- Viet **TRAN-KAHK** (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., S. Cachera, L. Crépin, 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. 2022. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2021. *Rapport INRAE-CISALB*, 174 pages.

« ... A travers les roseaux qui tremblent dans l'aube, à travers la brume vaporeuse qui adoucit les crépuscules, le lac du Bourget offre des moments éperdus par delà les nappes vertes, les touches d'indigo, les envolées d'amarante et les trainées de fusain ... »

Henry PLANCHE

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

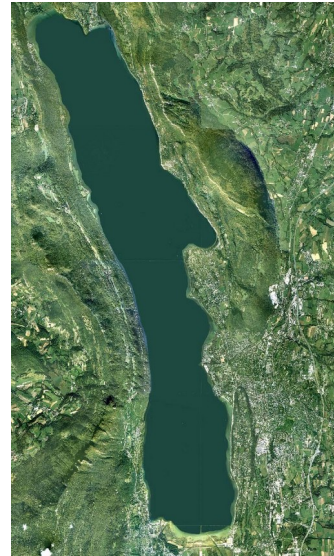
Localisation

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 2006-2021)

Alimentation principale par les rivières

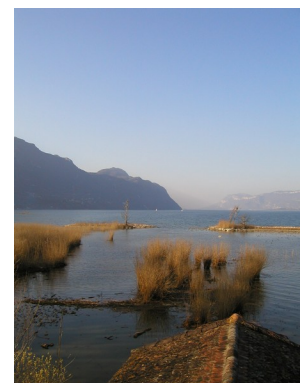
La Lysse ($6,26 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en moyenne depuis >50 ans et ~70% des apports en eau ou volume transité au lac en 2021 avec ~197 Mm³) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2008 entre 3,5 et 9,2 $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$

Le Sierroz ($2,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en moyenne depuis >50 ans et ~24% du volume d'eau transité en 2021 avec ~70,3 Mm³) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2009 entre 1,3 et 3,3 $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$

Le Tillet et le déversoir d'orage d'Aix ont été responsables en 2020 d'~6% du volume d'eau transité au lac.

L'image de 2021 : un lac toujours pas complètement oligotrophe

Un lac avec des concentrations en Ptot, PO₄ et chlorophylle *a* qui le caractérisent désormais comme un écosystème oligotrophe, mais dont le statut global reste à être corroboré, notamment par la transparence, la composition phytoplantonique ou la proportion des petites formes. La structure du peuplement piscicole et la biomasse du corégone (lavaret) en hausse confirment la réoligotrophisation et le bon état global de l'écosystème pélagique.



SOMMAIRE

Résumé	2
En guise d'introduction	10
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2020	12
Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord	19
Etude des apports par les rivières et qualité des eaux, et météorologie	27
Etudes portant sur la physico-chimie	46
Etude relative à la chlorophylle <i>a</i>	69
Etude relative au phytoplancton	73
Etudes portant sur les picocyanobactéries	90
Etude relative au zooplancton	102
Etude portant sur le peuplement piscicole	115
Conclusions	151
Bibliographie	154
Dossiers divers (Annexes)	165

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).

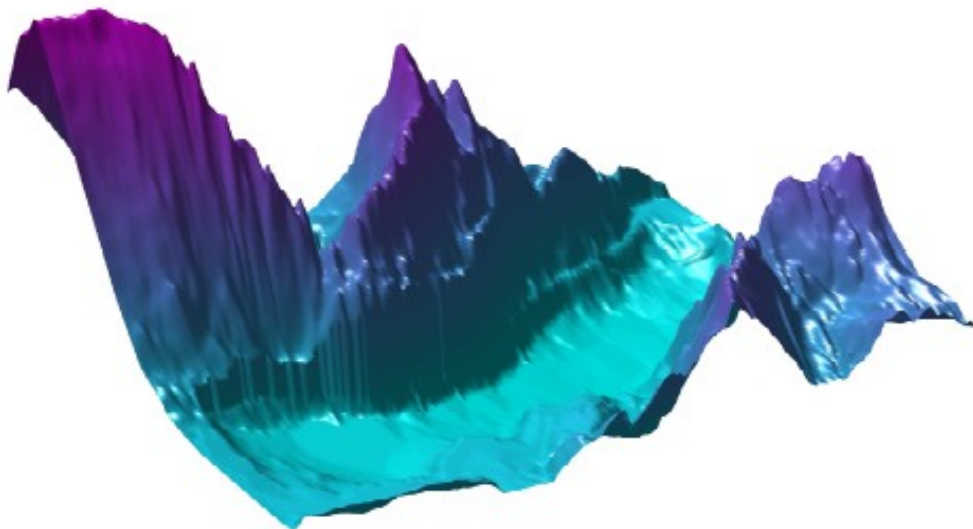
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car, dès 1972, une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante 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 CARRTEL, 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 2021** 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 **17^{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 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.

Les résultats présentés dans ce rapport sont validés par un comité scientifique (voir Annexe) qui oriente si besoin les études futures. Les résultats 2021 ont été discutés puis validés par ce dernier pendant l'été 2022.



Cartographie de la cuvette du lac du Bourget et des reliefs environnant

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNÉE 2020

Les 20 **campagnes** de terrain prévues en 2021 ont pu être réalisées.

Avec une **température moyenne annuelle de 11,9°C**, valeur supérieure de 0,35°C soit 3% par rapport à la moyenne 1974-2020, l'année 2021 s'est inscrit dans la lignée des années qui confirment le réchauffement global enregistré autour du lac. Les mois d'avril, juillet, août, octobre, novembre et décembre ont présenté des températures très légèrement inférieures à la moyenne (de -1 et -4%) et le mois de mai une baisse marquée de -10% par rapport à la moyenne interannuelle. Le reste de l'année, les températures mensuelles ont été supérieures à la moyenne avec +83% en février et +26% en janvier.

		Moyenne 1974 - 2020	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Moyenne annuelle	°C	11,55	12,3	12	11,7	12,4	9,65	12,4	12,1	11,3	12,7	12,4	12,2	12,2	13,3	12,6	12,9	11,9
Ecart / moyenne interannuelle calculée depuis 1974	%		9,3	6,5	3,4	9,4	-1,4	9,9	4,8	0	11,4	8,7	7	6,6	15,9	9,9	12,1	3

A **2 m de profondeur, les températures** pour les périodes de janvier au début de mars et d'août à d'octobre ont été légèrement plus élevées qu'en 2020. Les températures pour les mois printaniers ont par contre été plus faibles qu'en 2020. Le maximum a été mesuré le 22 juin 2021 avec 24,10 °C, soit une température du même ordre de grandeur que l'année 2020 au 18 août 2020 avec 24,79 °C. Les températures pour les mois d'octobre et de décembre en 2021 ont été comparables à celles de l'année 2020. **Il a fait globalement « plus froid » qu'en 2020 avec** une moyenne annuelle de température pour l'année 2021 à 2 m de 15,34 °C, soit 1,22°C de moins 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 >15°C en 2021). Comparativement, les **températures de la couche profonde n'ont pas (encore) révélé de tendance à long terme en terme de réchauffement**, mais il faut noter que 2021 et 2020 ont été significativement plus chaudes que 2018 et 2019 et que **les dernières années semblent être plus chaudes à 140 m**. Avec une moyenne de 6,64°C à 140 m, **2021 est l'année où la température est la plus élevée de la chronique depuis 1991**.

Avec une hauteur cumulée de **1 251 mm** de pluie à Voglans, l'année **2021** se situe dans la **moyenne** sur la période 1974-2020. Des précipitations excédentaires ont été enregistrées pendant les mois de janvier, mai, juin, juillet et décembre (respectivement +25, +59, +1, +93 et +86% par rapport à la moyenne mensuelle) alors que les mois de février, mars, avril, août, septembre, octobre et novembre ont été déficitaires (respectivement -69, -29, -41, -25, -29, -14, -61% par rapport à la moyenne mensuelle). L'année **2021** a donc été marquée par **des périodes contrastées** (comme les années précédentes), caractérisée par des mois très pluvieux (+25% en janvier et +93% en juillet) suivis de mois très secs (-69% en février et -25% en août).

		Moyenne 1974 - 2020	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Cumul annuel	mm	1 238	1004	1238	1214	929	1031	1079	1385	1467	1231	1332	1181	1094	1150	1234	1031	1251
Ecart / moyenne interannuelle calculée depuis 1974	%		-23	-5	-7	-29	-21	-17	7	13	-5	2	-9	-12	-7,5	-0,7	-0,1	-4

L'hydrologie de la **Leyse** en **2021** a été marquée par un **débit moyen comparable** au module interannuel. Les débits instantanés ont été **inférieurs au module durant 242 jours**. De plus, les débits ont été inférieurs au Q_{mna5} durant 59 jours et au débit minimum biologique pendant 48 jours (identique à 2020) dont une période de 19 jours consécutifs en fin septembre.

		Source DREAL sur 55 ans		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
		Q_{MNA5}	Module														
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,68	6,26	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
Q < module inter annuel	jours			244	307	287	311	277	177	243	223	223	304	233	240	240	242
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			0	51	15	0	0	0	0	0	9	48	70	38	58	59

Le **débit moyen annuel** en **2021** du **Sierroz** a été **légèrement inférieur** au module (-8%). Les débits instantanés ont été **inférieurs au module durant 265 jours** (72% du temps) et inférieurs au Q_{MNA5} durant 1,5 jours. Enfin, le débit minimum biologique a, lui aussi, été dépassé pendant 7,5 jours (3 jours consécutifs fin septembre).

		Source DREAL sur 55 ans		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
		Q_{MNA5}	Module														
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,22	2,42	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
Q < module inter annuel	jours			241	301	275	319	256	135	232	183	227	308	192	272	290	265
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			0	82	15	1,5	25	0	26	20	13	16	73	28	8	1,5

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 Leyse 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
Ptot (Leysse et Sierroz + DO)	300	150	94	27	14	11	18	24	38	50	40	53,4	31,9	26,3	51	28,8	24,4	31,5
				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	0,3
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	3,2	1,81
NO ₃	1,5	580	450	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264	202	302	324	259	284
NO ₃ + NKT				617	516	334	454	360	654	704	503	510	462	378	544	538	396	469

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 (avec 31,2 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. **En 2021, les apports ont été supérieures à ceux de 2020 avec 31,8 T.** Le canal de Savières et le déversoir des Biâtres en apportant ~1 T de Ptot au lac ont été responsables de <5% des apports totaux en 2021. 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.

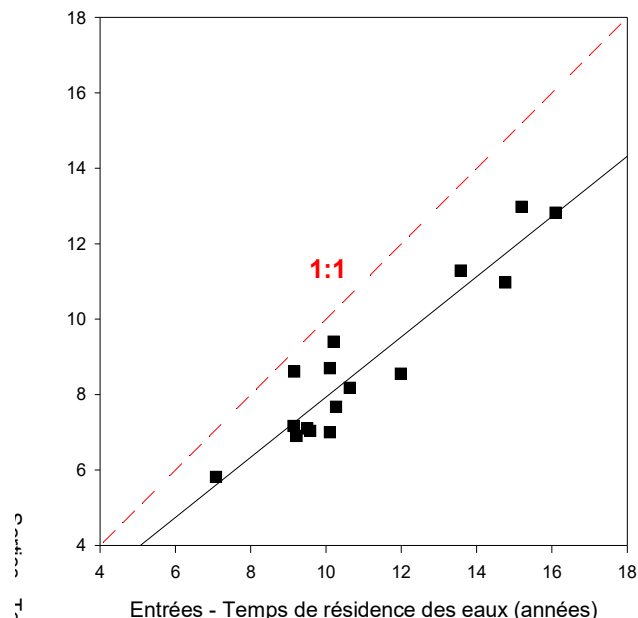
Le volume total transité en 2021 par la Leysse et le Sierroz a été d'~267 Mm³. Le **temps de pluie et plus particulièrement les crues ont encore joué un rôle déterminant sur les apports au lac.** En effet, le temps de pluie a été à l'origine de 78% des apports de Ptot au lac (vs 86% en 2020). Pour la Leysse, les apports en temps de pluie de Ptot ont été de 11,1 T, soit une valeur assez comparable à 2020 (12,4 T), légèrement plus élevée qu'en 2019 (9,76 T) et bien plus basse que les 26,2 T enregistrés en 2018. Les 10 principales crues, principalement en période hivernale (les principales ont eu lieu en février), ont représenté 78% des apports liés aux épisodes de pluie. Les apports de Ptot en temps de pluie du Sierroz se sont élevés à 14,9 T (vs 8,3 T en 2020, 13,6 T en 2019 et 21,5 T en 2018). Courant septembre 2020, le bassin de stockage-restitution de 10 000 m³ « des Biâtres » a été mis en service. Celui-ci capte les eaux unitaires rejetées vers le lac lors des épisodes pluvieux importants (seul le trop plein de ce dernier est rejeté au lac). **Depuis le déversoir, les flux de Ptot rejetés au lac ont varié de 2,3 en 2012 à 6 tonnes en 2007.**

Pour l'année **2021**, ces rejets ont été évalués à 0,33 T pour 169 519 m³ répartis sur 44 jours soit **1,03 % des apports totaux en Ptot au lac**. Au total, **le temps de pluie** a représenté **72% des apports annuels de Ptot**.

De façon générale, les concentrations en éléments phosphorés sont toujours plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse. Depuis les 6 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 0,24 mg L⁻¹, équivalente à 2019 et dans les valeurs moyennes de la chronique 2008-20. 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 hausse des concentrations a été observée de 2018, 2019 et 2020 (respectivement 0,030, 0,035 et 0,043 mg L⁻¹). En 2021, une chute importante des concentrations a été enregistrée avec 0,013 mg L⁻¹, valeur la plus basse jamais enregistrée. Pour l'azote, en particulier les nitrates, les concentrations moyennes pondérées de la Leysse restent relativement stables autour de 0,97 mg L⁻¹. Celles du Sierroz sont plus variables, entre 1,17 et 2 mg L⁻¹. Après une légère hausse en 2018 et 2019, la concentration se stabilise autour de 1,46 mg L⁻¹. En 2021, les concentrations en MES sont fortes pour le Sierroz avec 523 mg L⁻¹ (équivalente à la moyenne des 14 dernières années avec 445 mg L⁻¹). Les valeurs les plus importantes sont enregistrées début mars, mai et novembre, périodes de crues importantes. Les concentrations en MES de la Leysse sont relativement basses par rapport à la moyenne interannuelle (160 mg L⁻¹ pour 277 en moyenne).

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 ($r=0,92$, $n=16$) 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. **En 2021, la différence entre « entrée » et « sortie » est supérieure à la moyenne de la chronique (soit 3,1 an, différence entre 10,1 ans et 7,0 ans)**. 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
<i>minimum</i>	6,3	5,8	-0,8
moyenne	10,9	8,8	2,1
<i>maximum</i>	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 **2021**, les valeurs de **transparences moyennes annuelle et estivale ont été respectivement de 6,0 et 3,9 m** (vs respectivement 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 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 2021 et 2020 ont été respectivement de 9,5 et 4,1 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.

2021 est la **quatrième 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 **2,74 (2021) vs 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 2021, la valeur

maximale de la concentration en chlorophylle a a aussi été la plus basse enregistrée depuis le début de la chronique, avec 4,93 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Entre 2016 et 2017, la **biomasse phytoplanctonique** avait été réduite de presque moitié, passant de 2 785 à 1 643 $\mu\text{g L}^{-1}$. Cette valeur qui avait encore baissé en 2018 avec 1 251 $\mu\text{g L}^{-1}$ était remontée un petit peu en 2019 avec 1 510 $\mu\text{g L}^{-1}$. En 2020, la biomasse du phytoplancton avait de nouveau réduit avec 1 323 $\mu\text{g L}^{-1}$ et **2021 a suivi cette tendance de manière significative avec 1 051 $\mu\text{g L}^{-1}$** . En 2021, la structure en taille du phytoplancton a révélé une **augmentation significative de la proportion du nanophytoplancton, qui atteint 40%**, le picophytoplancton [e.g. les picocyanobactéries seulement] atteignant 15,7% en 2021 vs 17,3% en 2020 (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 (4,45) et l'IPLac (0,78) sont les plus élevés enregistrés** 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 conserve une proportion élevée avec 15,7%. Ceci 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 2021** pour les faibles abondances des herbivores filtreurs observés en hiver et au début du printemps. Bien que le pic maximum ait été représenté par les cladocères, les groupes les plus abondants tout au long de l'année ont été les calanoïdes et les copépodes, avec des abondances très élevée en février et en novembre. On peut avancer l'hypothèse qu'à ce moment de l'année le zooplancton herbivore en suspension (e.g. le calanoïde *E. gracilis*) a été favorisé par rapport aux herbivores filtreurs non sélectifs (e.g. les cladocères *Daphnia* et *Eubosmina*). Une répartition presque homogène entre zooplancton herbivore et prédateur a d'ailleurs été observée à ces périodes de l'année. L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2021 a confirmé l'importance de la disponibilité des ressources nutritionnelles de bonne qualité pour le maintien de l'efficacité trophique au sein du réseau pélagique.

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 abondantes comme la vandoise (*Leuciscus leuciscus*) et la lotte (*Lota lota*) n'ont pas été capturées en 2021. Le **rendement numérique global** observé en 2021 est à un **niveau bas**. Sur le **plan pondéral**, la **valeur de**

2021 se situe à un niveau **élevé** bien qu'en baisse par rapport aux 3 dernières années. Les principaux résultats pour l'année 2021 sont donc i) des **niveaux historiques d'abondance de corégones**, estimée par hydroacoustique et des **niveaux élevés dans les pêches scientifiques** aux filets (la population de ce poisson, emblématique du lac du Bourget et indicateur d'une bonne qualité des eaux, serait actuellement dominée par des individus de 2 ans mais l'espèce semble rencontrer des problèmes de croissance impactant les rendements de captures des pêcheurs et dont les causes sont encore à préciser) ; ii) une population de perches structurée classiquement et dominée par les individus de l'année ; iii) la confirmation de l'absence du sandre depuis 2019 dans les pêches scientifiques ; iv) enfin, il ne fait plus de doute que le silure est désormais bien installé dans le lac. L'image du peuplement de poissons du lac du Bourget permet donc de **confirmer l'amélioration de la qualité des eaux** observées aux travers des autres indicateurs, la vigilance restant de mise concernant la baisse de captures de corégone chez les pêcheurs professionnels. D'après les campagnes scientifiques, la diminution de la population de lavarets observée jusqu'en 2017 n'est plus avérée. Toutefois, une diminution de la croissance individuelle des lavarets a été mise en évidence ces 10 dernières années. En 2021, **la perche** serait à un niveau moyennement élevé avec une distribution principalement en zone de bordure et donc un succès de recrutement moyen. Par rapport à l'année précédente, la répartition en taille est plus classique avec un mode principal de moins de 10 cm constitué des individus de l'année. La population de **gardon** est échantillonnée à un niveau moyennement élevé dans les pêches scientifiques. Le nombre de **brochets** capturés reste stable. Les captures de **grémille** sont au plus bas. L'**omble chevalier** semble se maintenir à un niveau satisfaisant mais reste fluctuant et dépendant des quantités d'alevins déversées 3 ans auparavant.



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 (Leysse 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 2021.

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 CARRTEL - 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. L'analyse du paramètre oxygène dissous en laboratoire selon la méthode de Winkler a pour objectif de valider les données de la sonde. De même, des profils verticaux de fluorescence ont été effectués avec une sonde de fluorescence multicanaux BBE (Fluoroprobe) afin de déterminer la « composition algale » de la colonne d'eau.

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 2021.

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
N _{tot}	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
P _{tot}	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. 196 échantillons prélevés ont été analysés par le laboratoire de chimie pendant l'année 2021.

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 20 campagnes effectuées au cours de l'année 2021.

Tableau II Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2021

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	196
	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
	BBE (fluo)		Répartition verticale biomasse algale	20
Disque de Secchi			transparence	20

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2021

Date	Profil T°C - O ₂	profil fluo	Transp. Secchi	Chl a	Prélèvement NISKIN									
					physico chimie, cyto, cyano									
	SBE 19+	BBE												
Prof.				0 - 18	2	10	15	20	30	50	80	110	130	140
18/01/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
23/02/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/03/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
23/03/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/04/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
21/04/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12/05/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
25/05/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
09/06/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
23/06/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12/07/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
27/07/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
10/08/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
23/08/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
07/09/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
21/09/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
05/10/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
27/10/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17/11/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
16/12/2021	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
total	20	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
18/01/2021	X	X
23/02/2021	X	X
08/03/2021	X	X
23/03/2021	X	X
08/04/2021	X	X
21/04/2021	X	X
12/05/2021	X	X
25/05/2021	X	X
09/06/2021	X	X
23/06/2021	X	X
12/07/2021	X	X
27/07/2021	X	X
10/08/2021	X	X
23/08/2021	X	X
07/09/2021	X	X
21/09/2021	X	X
05/10/2021	X	X
27/10/2021	X	X
17/11/2021	X	X
16/12/2021	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

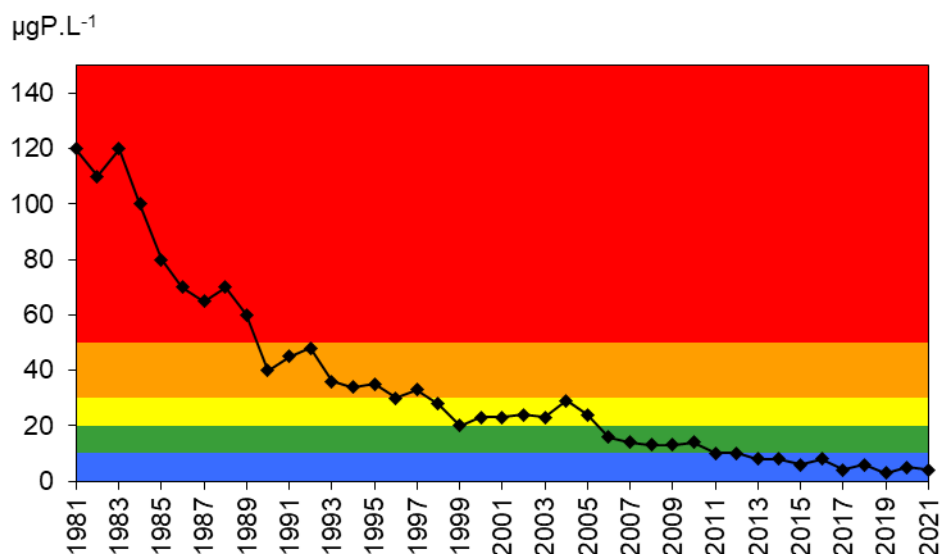
Le bilan d'oxygène (non montré ci-dessous mais plus loin dans le chapitre consacré à la chimie) fait parti des critères (désoxygénation de l'hypolimnion) en % de désoxygénation entre la surface et le fond pendant la période estivale.

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**.

Concentrations en orthophosphates exprimée en $\mu\text{gP L}^{-1}$

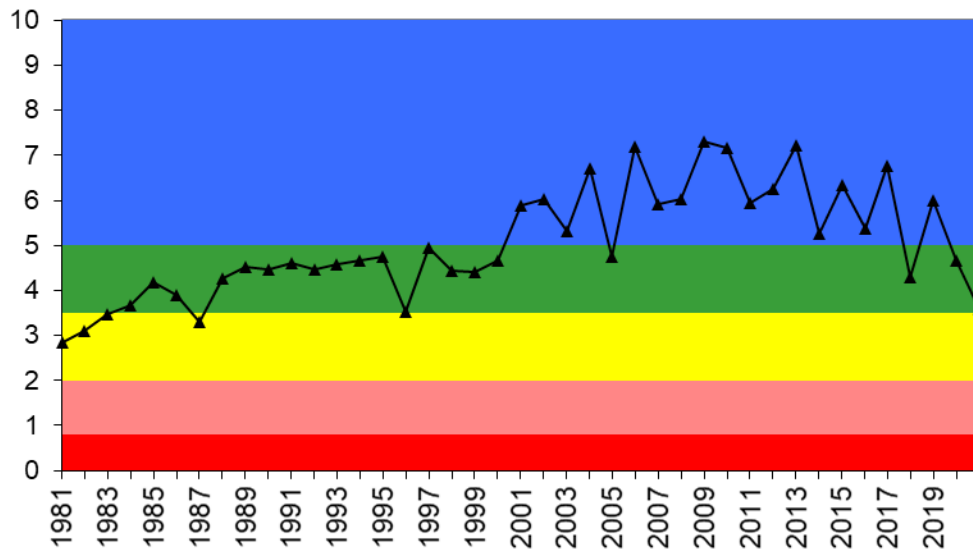


II.2. La transparence

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. **En 2021, la transparence minimale mesurée a été de 2,3 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.

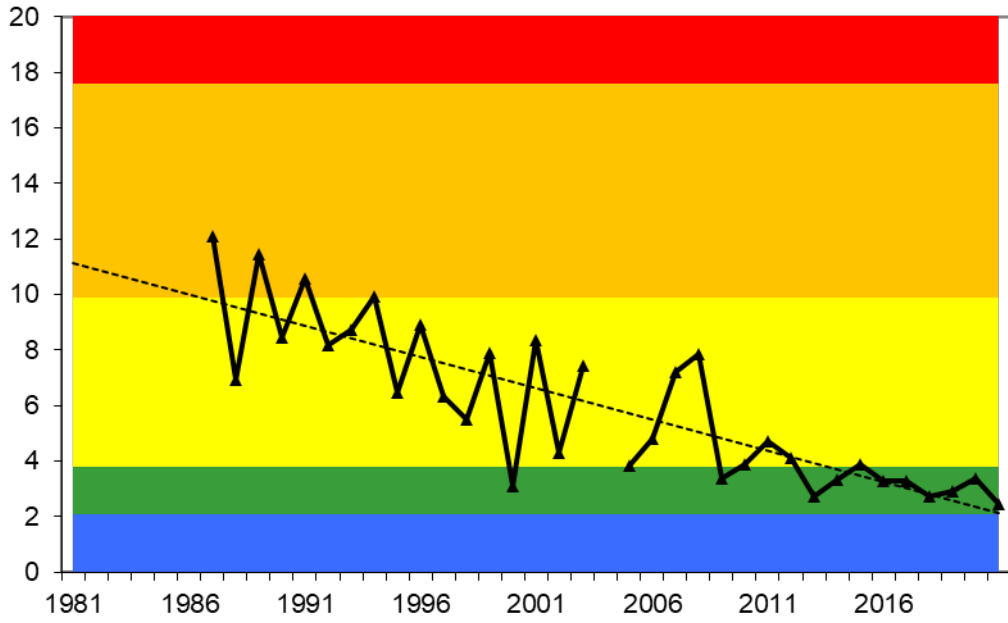
Transparence moyenne estivale exprimée en m



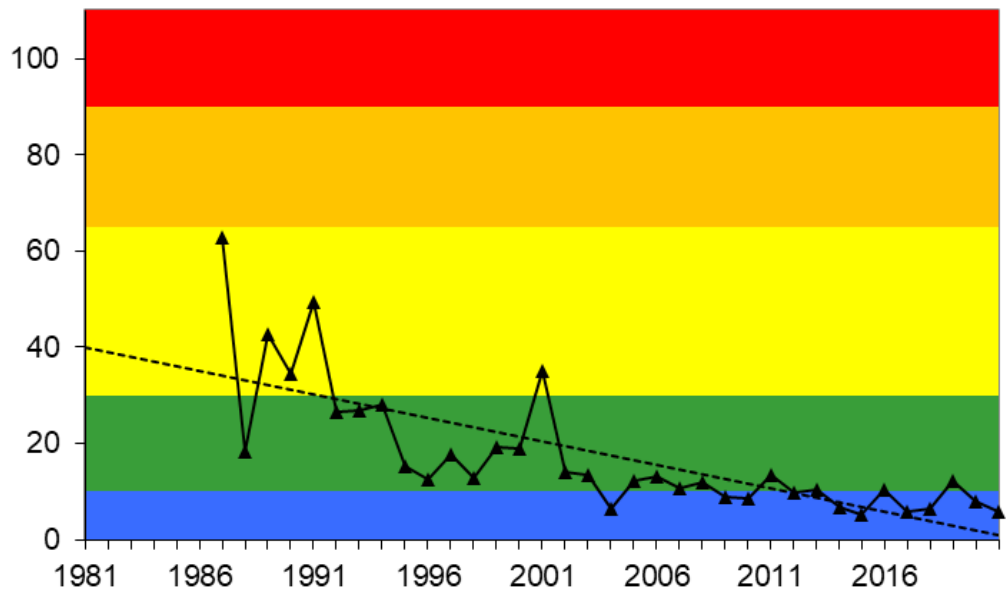
II.3. La chlorophylle a

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 $\mu\text{g L}^{-1}$.** 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 (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 2021, 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.

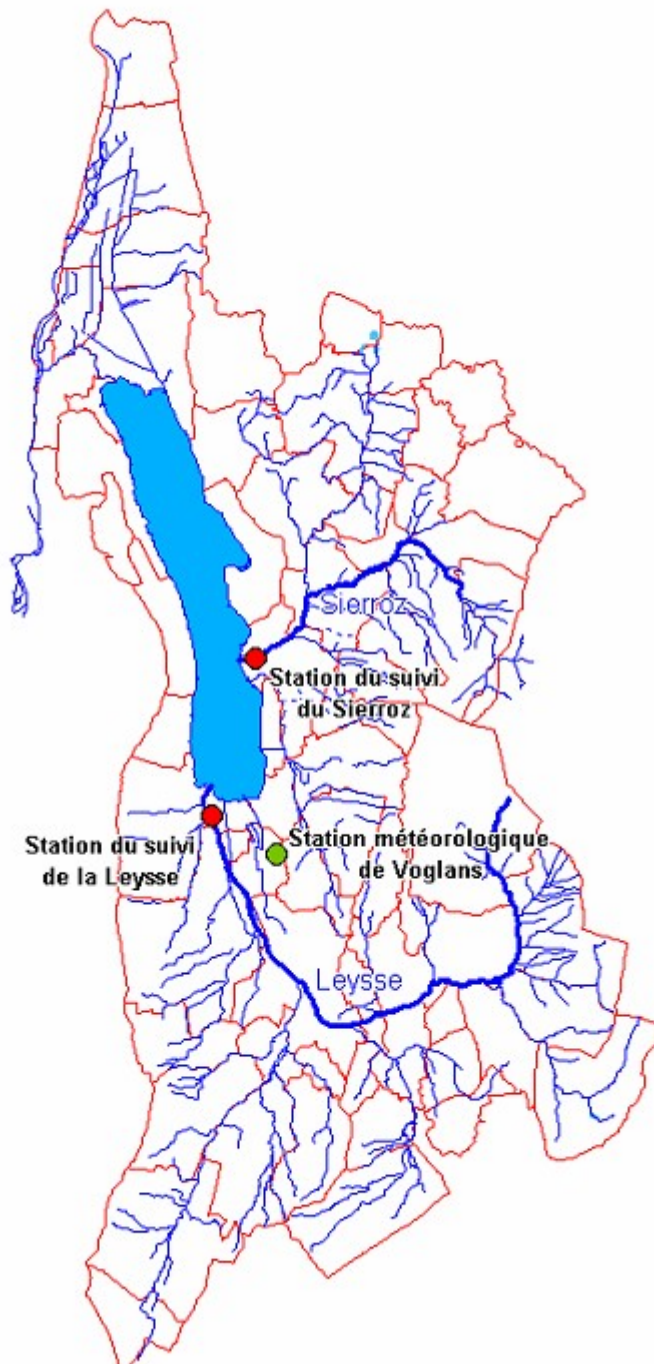
Paramètres		Unités	Seuil de détection
Orthophosphates	PO ₄	mg/l de P	0,005
phosphore total	Ptot	mg/l de P	0,005
nitrate	NO ₃	mg/l de NO ₃	0,5
Ammonium	NH ₄	mg/l de NH ₄	0,02
carbone Organique Dissous	COD	mg/l de C	1
carbone Organique Total	COT	mg/l de C	1
matière en suspension	MEST	mg/l	0,5
azote kjeldahl	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. Météorologie

Les données exploitées ci-après proviennent de la station Météo France de Voglans (cf. le plan de situation géographique présenté ci-dessous).

Carte de situation des stations de mesure



Avec 11,9 °C de température moyenne, l'année 2021 a été plus basse que les 3 dernières années (12,9 en 2020, 12,65 en 2019 et 13,3 °C en 2018). L'écart à la moyenne interannuelle 1974-2020 (11,55 °C) a été de 0,35 °C soit +3 % environ (Figure 1).

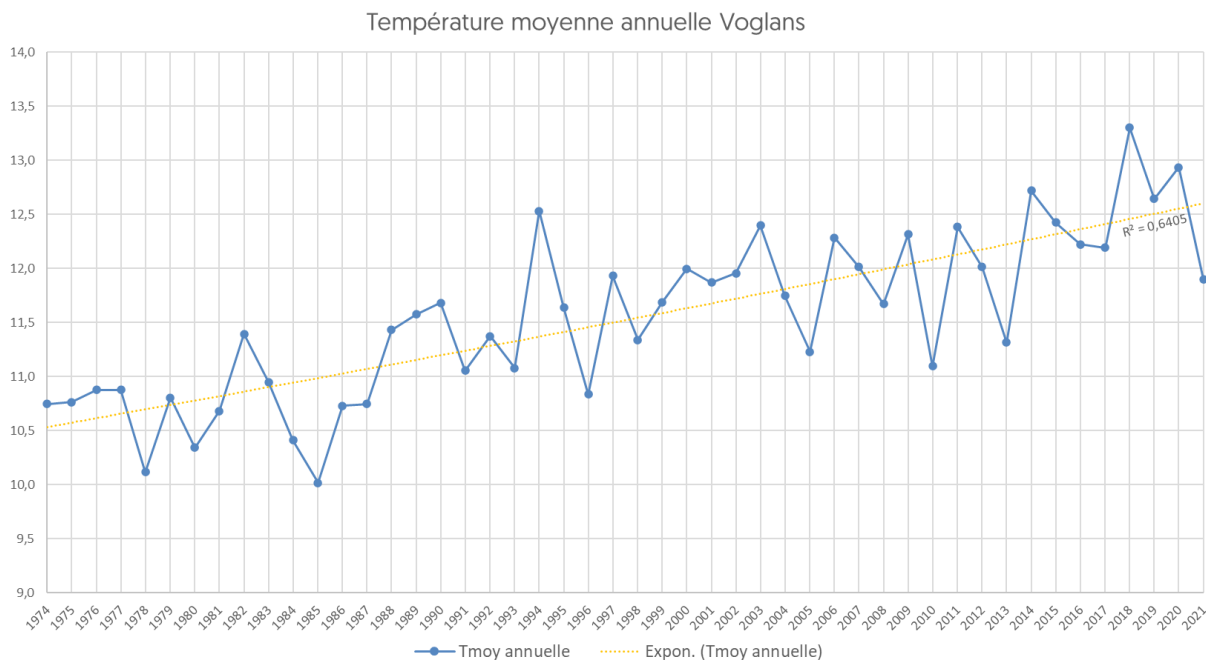


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures de l'air entre de 1974 et 2021

A l'exception du mois de mai légèrement plus froid que la moyenne mensuelle (1974-2020) avec un déficit de 10 %, l'année 2021 a présenté des températures mensuelles excédentaires (+7% pour le mois de mars, +11 % pour les mois de juillet et septembre, + 26 % pour janvier et +83 % en février) (Figure 2).

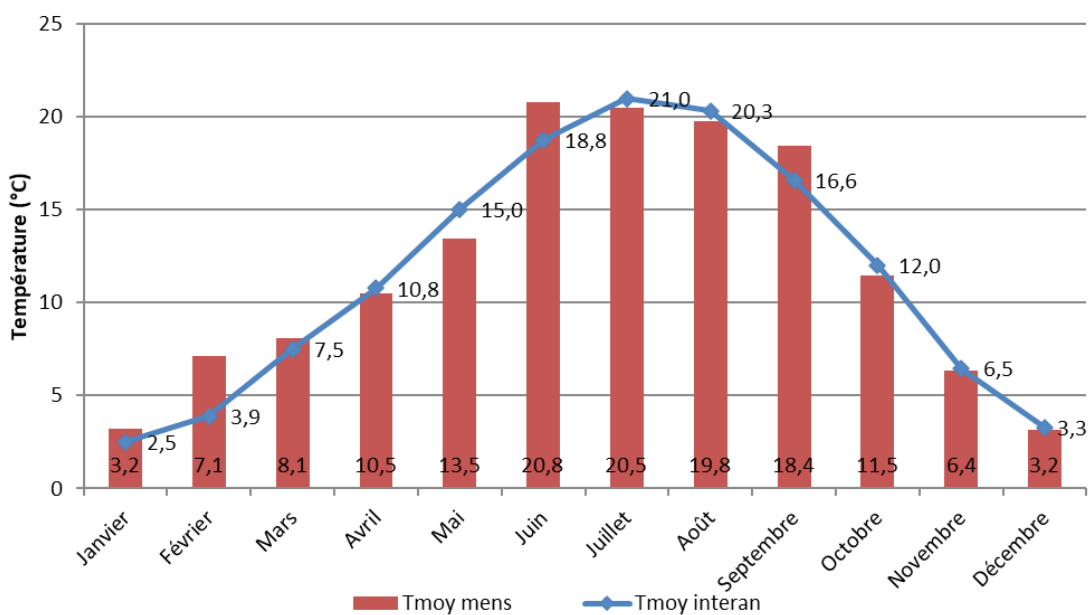


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures de l'air entre 1974 et 2021

Avec un cumul de hauteur d'eau de **1 251 mm**, l'année 2021 est restée proche de la moyenne interannuelle (1 239 mm)(Figure 3).

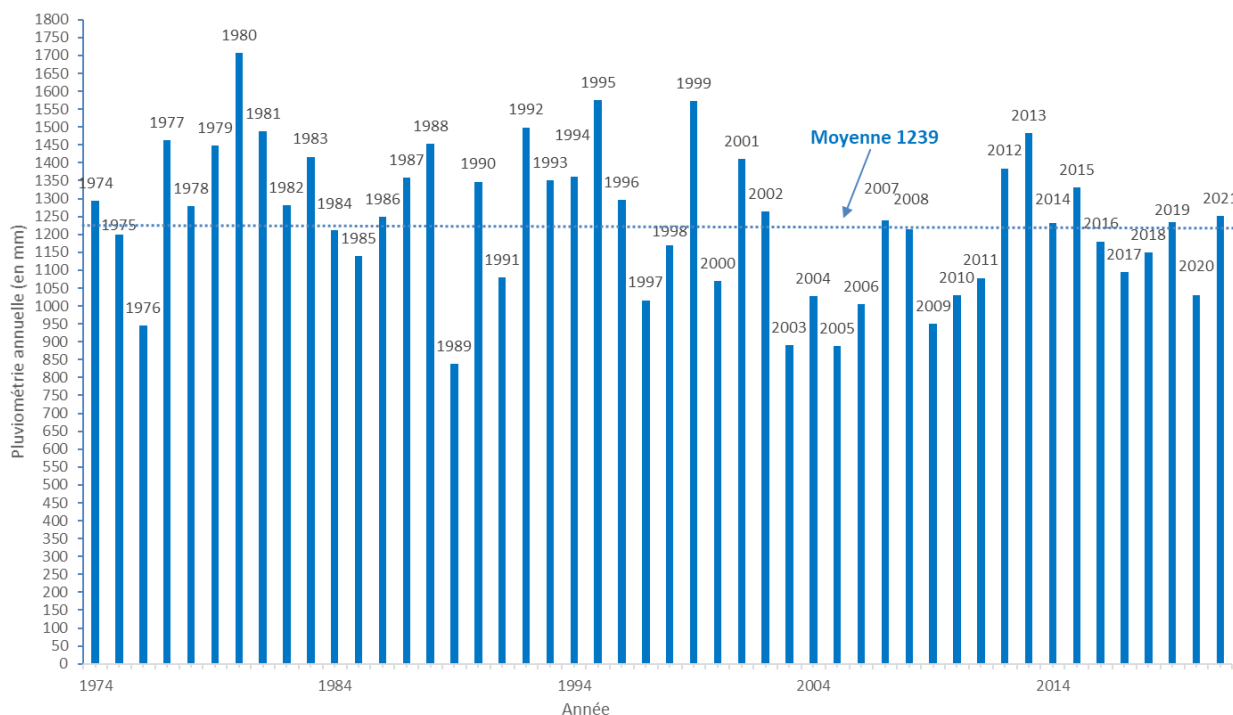


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2021

Avec 7 mois déficitaires et 5 mois excédentaires, les précipitations mensuelles ont été hétérogènes sur l'année 2021. Les mois de février, mars, avril, août, septembre, octobre et novembre ont été déficitaires (le déficit moyen s'est établi à -38% avec deux pics de -69% et -61%, un de -41% et deux de -29%, respectivement en février, novembre, avril, mars et septembre). Les autres mois ont donc été excédentaires (l'excédent moyen étant de +53 % avec des maximums de +59%, +93% et +86%, respectivement en janvier, mai, juillet et décembre) (Figure 4).

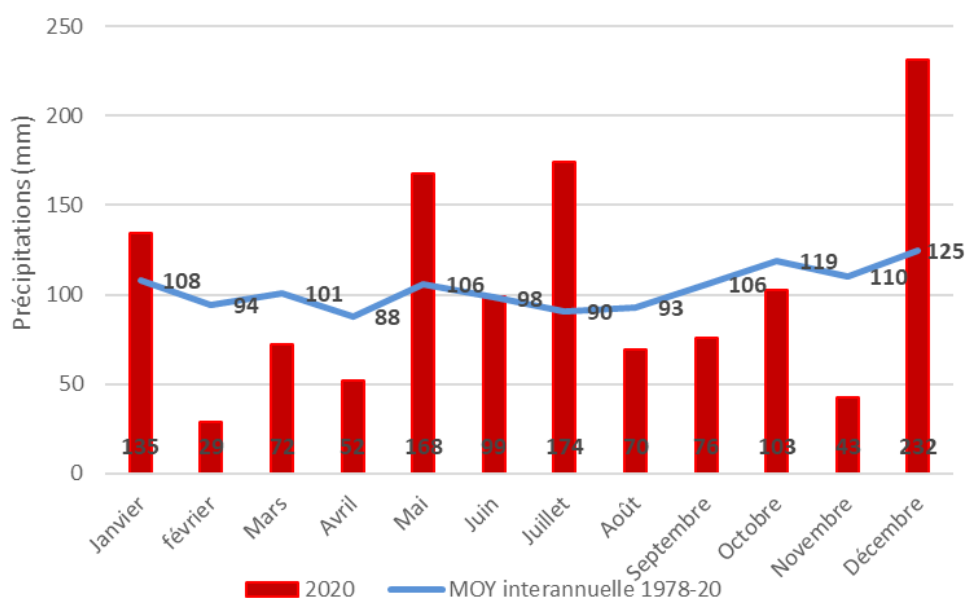
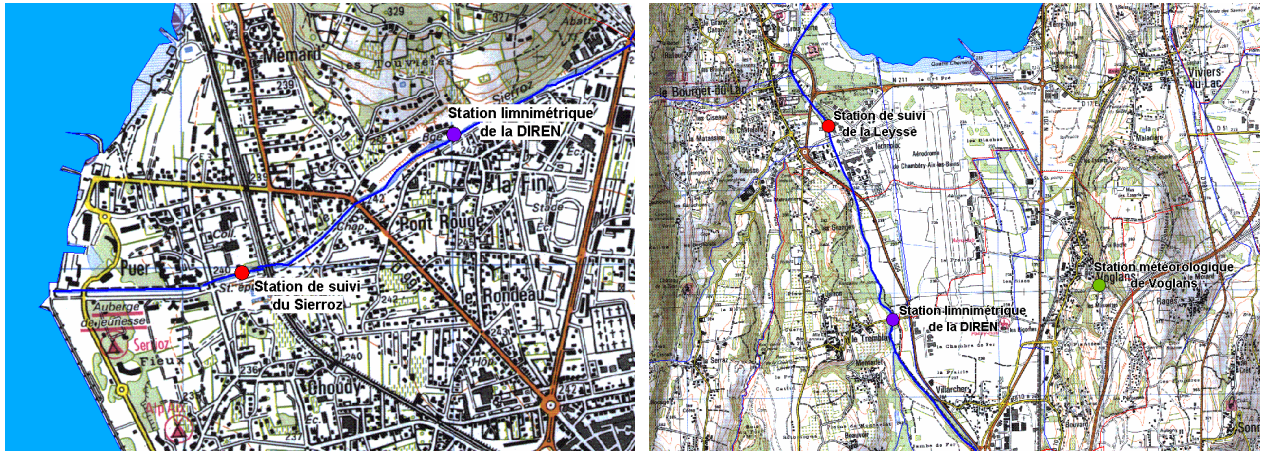


Figure 4 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2021

III. 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 (~133 Km²). 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 Km² à la station limnimétrique du Tremblay et 296 Km² 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 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	6,2	2,42
Q_{mna5}	m ³ /s	0,68	0,22

III.1. Hydrologie de la Leysse en 2021

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 2021.

Les crues de 2021 ont été plutôt homogènes au cours de l'année (Figure 5). Les débits de pointe les plus élevés ont été enregistrés sur la période février et mars :

- Une pointe maximum de $101 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a eu lieu le 29 janvier. Cette crue a fait suite à deux évènements forts et consécutifs de 33 et $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (15 et 23 janvier) ;
- Une dynamique, avancée, de variation journalière de mi-février à début mars en lien avec la fonte du manteau neigeux ;
- Des crues moyenne à faibles de mi-mars à fin-juin avec des pointes de $11 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à $46 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$;
- Un temps sec de fin-juin à fin-septembre de 93 jours consécutifs, ponctués de 3 crues faiblement représentatives (moyenne de $12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) ;
- Des crues moyennes à fortes de 16 à $53 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, réparties de fin-septembre à fin décembre

Le volume transité en 2021 a été de 197 Mm^3 pour un débit moyen de $6,28 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$;

Le débit a été inférieur au module durant 242 jours soit 66,2% du temps et inférieur au Q_{mna5} pendant 59 jours ;

Le débit a été inférieur au débit minimum biologique ($0,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) pendant 48 jours.

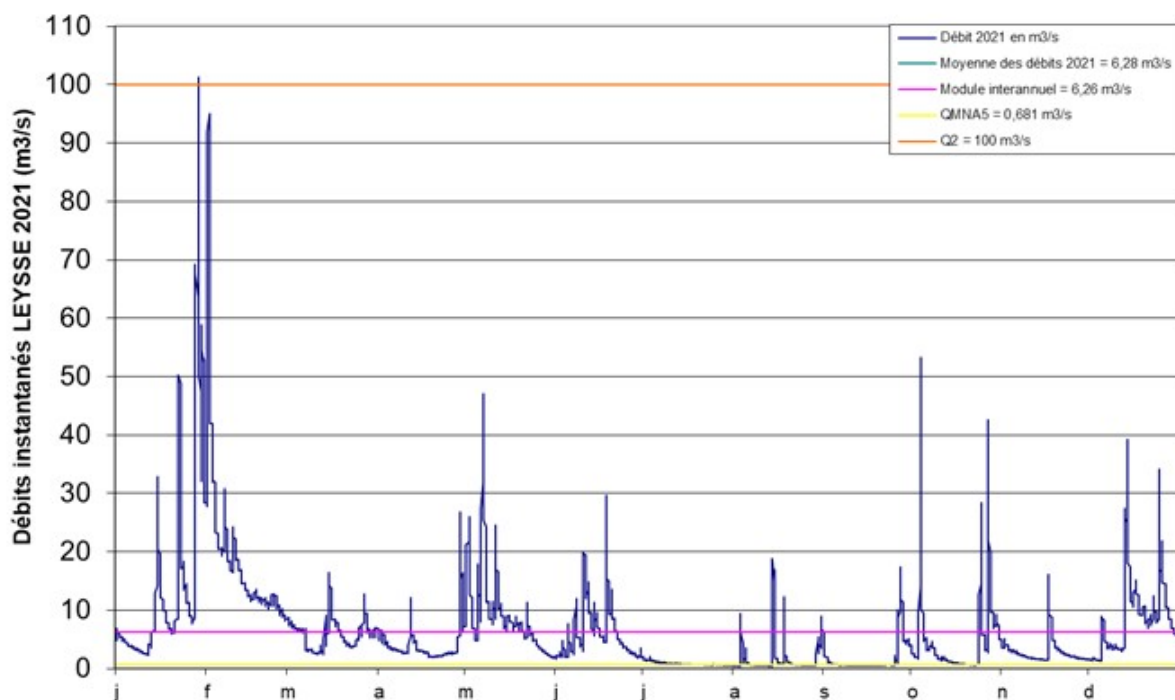


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leysse en 2021 (source DREAL & CISALB)

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2021

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2021 (Figure 6). L'année 2021 a correspondu à une répartition hydrologique plutôt homogène. On peut constater :

- Une pointe de $38 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a eu lieu le 29 janvier. Cette crue a fait suite à deux évènements consécutifs de 5 et $13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (15 et 23 janvier) ;

- Une crue moyenne de $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ le 16 mars ;
- Une pointe le 17 mai avec un débit de $54 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, précédée de crues moyennes représentatives (moyenne de $11 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) ;
- Un temps sec de fin-juin à début-octobre de 103 jours consécutifs, ponctués de 2 crues faiblement représentatives (moyenne de $2,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) ;
- Des crues faibles à moyennes de 5 à $22 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, réparties de mi-octobre à fin-décembre.

Le volume transité en 2021 a été de $70,3 \text{ Mm}^3$ pour un débit moyen de $2,23 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($1,79 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en 2020).

Le débit a été inférieur au module durant 265 jours soit 72,6% du temps et inférieur au Q_{mna5} durant 1,5 jours soit 0,4 % du temps.

Le débit a été inférieur au débit minimum biologique ($0,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) durant 8 jours soit 2,1% du temps (8,2% en 2020).

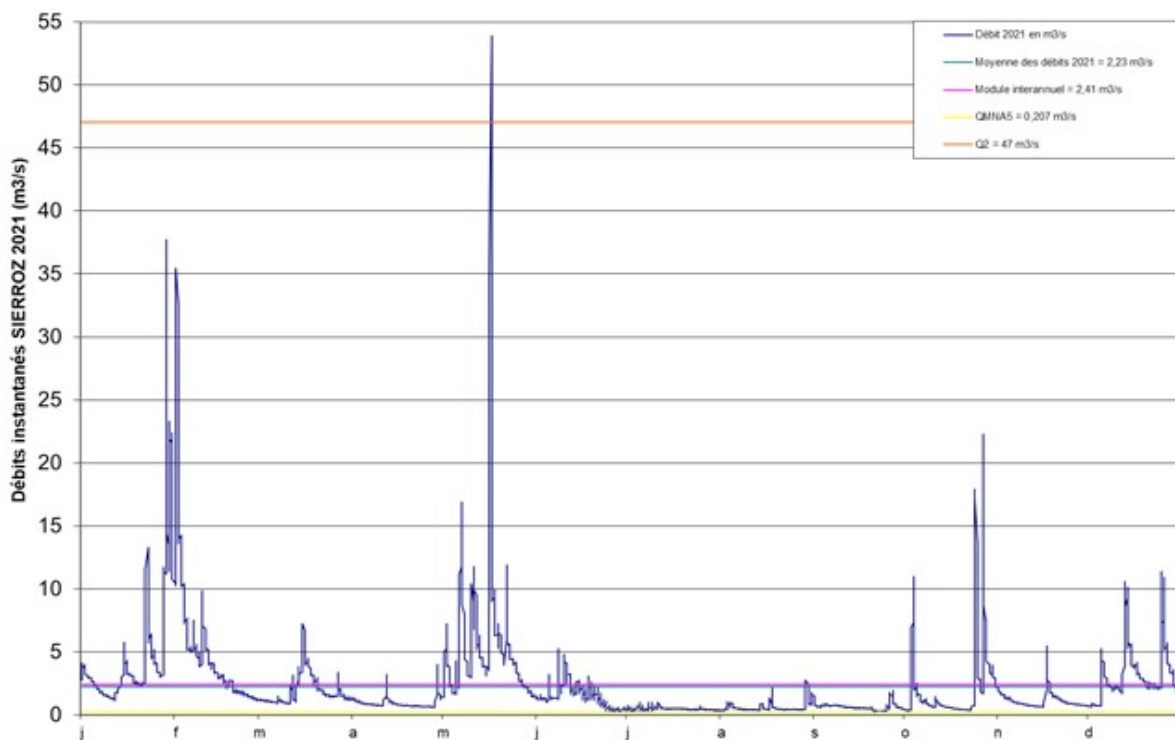


Figure 6 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2021 (source DREAL & CISALB).

III.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré de la Leysse et le Sierroz en 2021 a été déficitaire de 7 Mm^3 mesurés pour 273 Mm^3 théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières en pointillé) soit 2,4%. Le Sierroz a été à l'origine de 90% du déficit avec 6 Mm^3 manquant (70 Mm^3 contre 76 théoriques) (Figure 7).

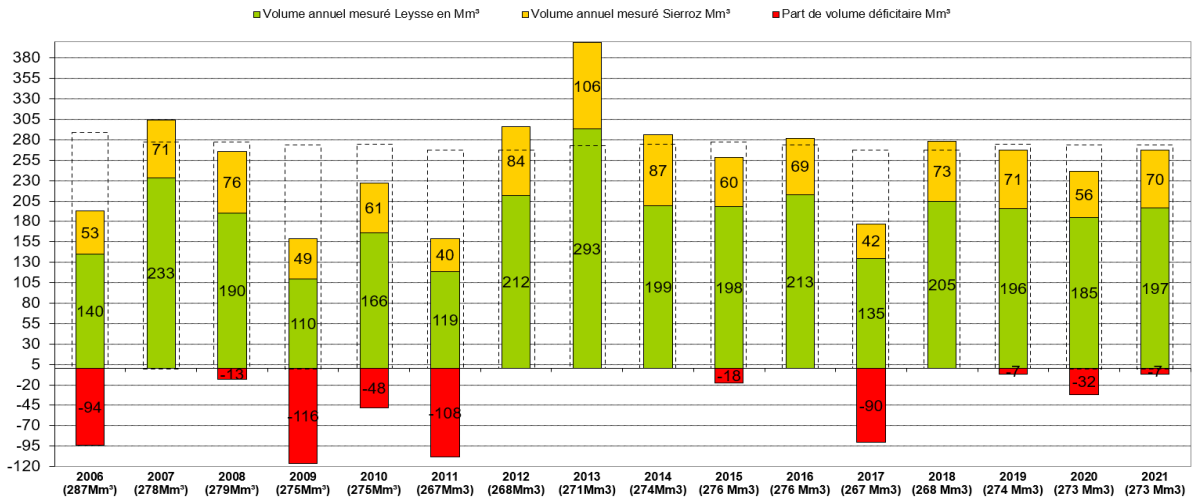


Figure 7 Bilan des apports Leysse+Sierroz pour la période 2006-2021

IV. Evolution des concentrations tous régimes confondus

La Figure 8 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 6 dernières années la concentration en Ptot s'est stabilisé sur la Leysse avec une concentration moyenne de 0,07 mg L⁻¹.

Sur le Sierroz la concentration en Ptot a été de 0,24 mg L⁻¹, équivalente à 2019 et dans les valeurs moyennes de la chronique 2008-20 (en baisse par rapport aux valeurs hautes des années 2013-15 mais encore supérieure aux concentrations de la période 2008-10).

Depuis 2008, les concentrations en PO₄ sur la Leysse ont été relativement stables (comprises entre 0,005 et 0,01 mg L⁻¹). Sur le Sierroz, une hausse des concentrations a été observée de 2018, 2019 et 2020 (respectivement 0,030, 0,035 et 0,043 mg L⁻¹). En 2021, une chute importante des concentrations à été enregistrée avec 0,013 mg L⁻¹, soit la valeur la plus basse jamais enregistrée.

Les concentrations en NKT (Figure 9) ont présenté 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 0,413 mg L⁻¹.

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

La concentration moyenne pondérée du Sierroz a été 3 fois supérieure à celle de la Leysse en 2021 (2 fois supérieurs en 2020). Seules les années 2009-11 ont présenté des concentrations moyennes pondérées proches de celles de la Leysse.

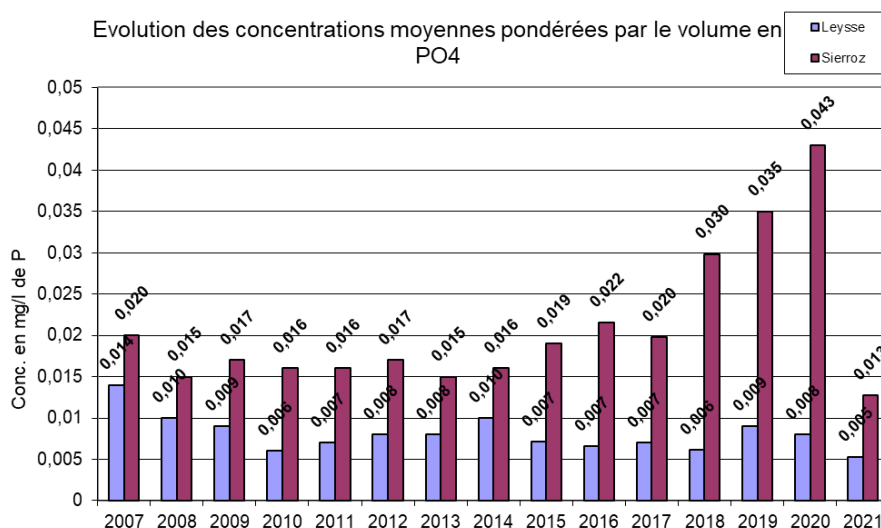
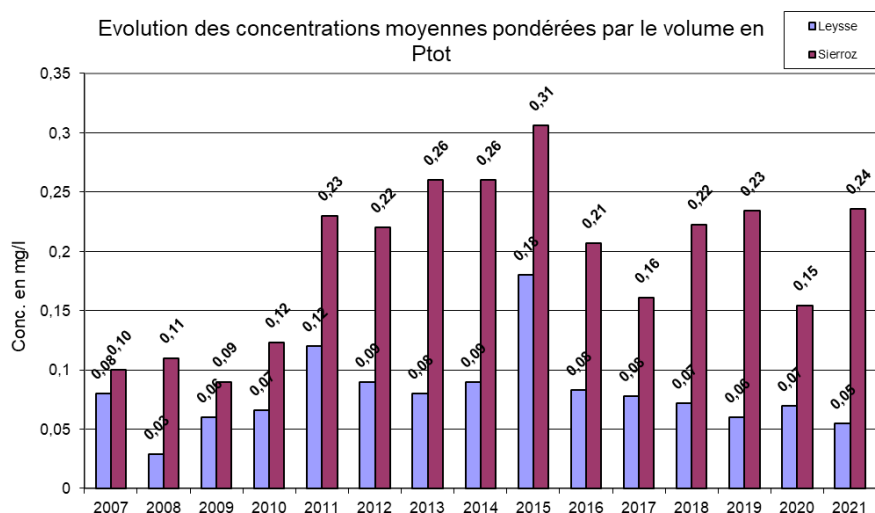


Figure 8 Evolution de 2007 à 2021 des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

L'évolution interannuelle des concentrations en NH₄ a été différente sur la Leysse et sur le Sierroz (Figure 9).

- 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 2014-15. Les concentrations sont restées proches sur les deux masses d'eau à la seule exception de 2015, année durant laquelle les concentrations sur la Leysse ont été supérieures à celles du Sierroz (25%) ;
- 2018-20, durant lesquelles la concentration de la Leysse est restée stable par rapport à la période 2013-17. Les concentrations du Sierroz ont été, quant à elles en forte augmentation, fois 2 en 2018, fois 2,6 en 2019 et fois 3 en 2020 ;
- En 2021, les concentrations de la Leysse sont restées stables et celles du Sierroz ont chuté pour atteindre des concentrations équivalentes à 2014-15 avec 0,027 mg L⁻¹.

Les concentrations moyennes pondérées en nitrates de la Leysse sont restées relativement stables autour de 0,97 mg L⁻¹. Celles du Sierroz ont été plus variables, entre 1,17 et 2 mg L⁻¹. Après une légère hausse en 2018 et 2019, la concentration s'est stabilisé autour de 1,46 mg L⁻¹.

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

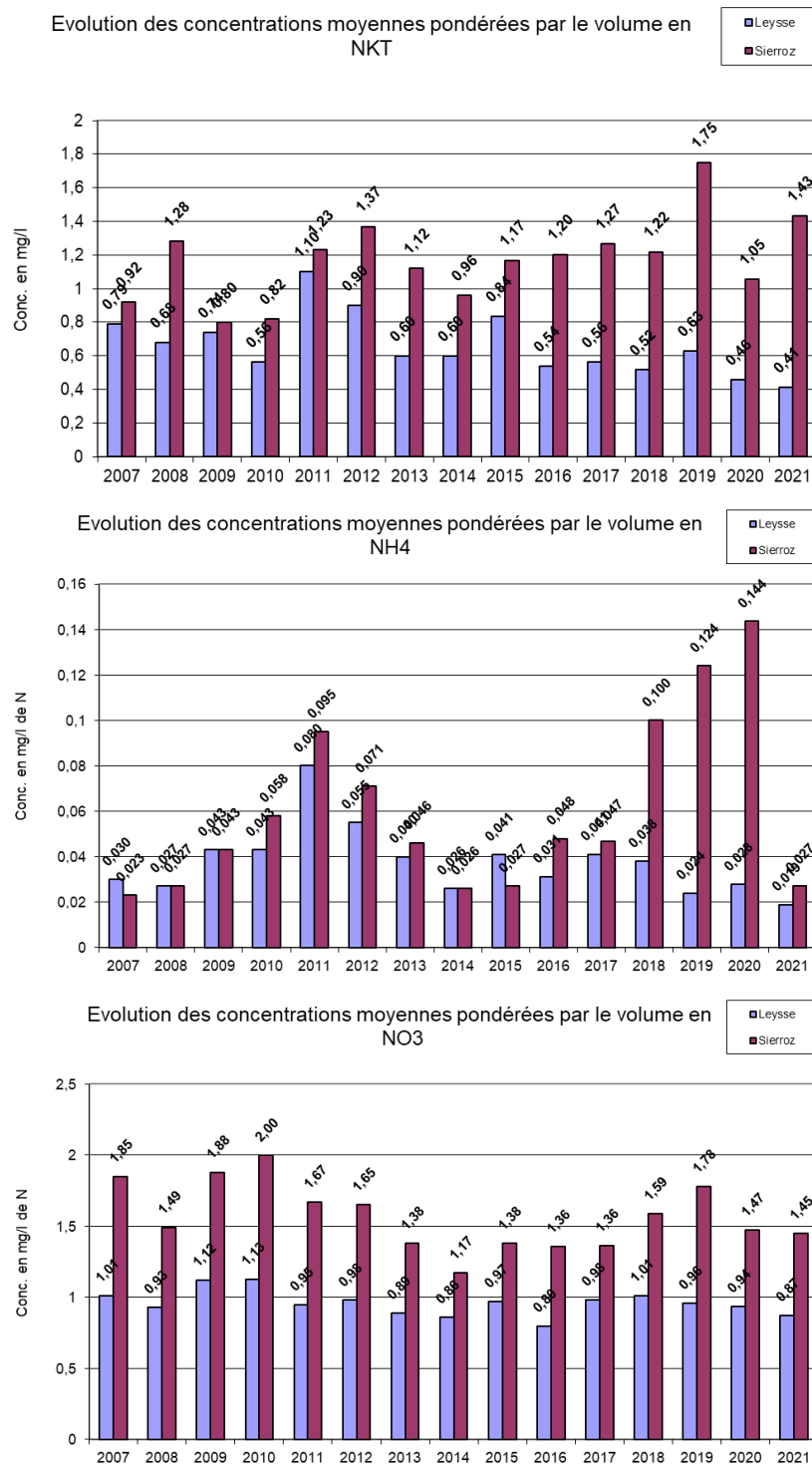


Figure 9 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH₄ et NO₃

En 2021, les concentrations en MES ont été fortes pour le Sierroz avec 523 mg L⁻¹ (équivalente à la moyenne des 14 dernières années avec 445 mg L⁻¹). Les valeurs les plus importantes ont été enregistrées début mars, mai et novembre, périodes de crues importantes (Figure 10). Les concentrations en MES de la Leyse ont été relativement basses par rapport à la moyenne interannuelle (160 mg L⁻¹ pour 277 en moyenne).

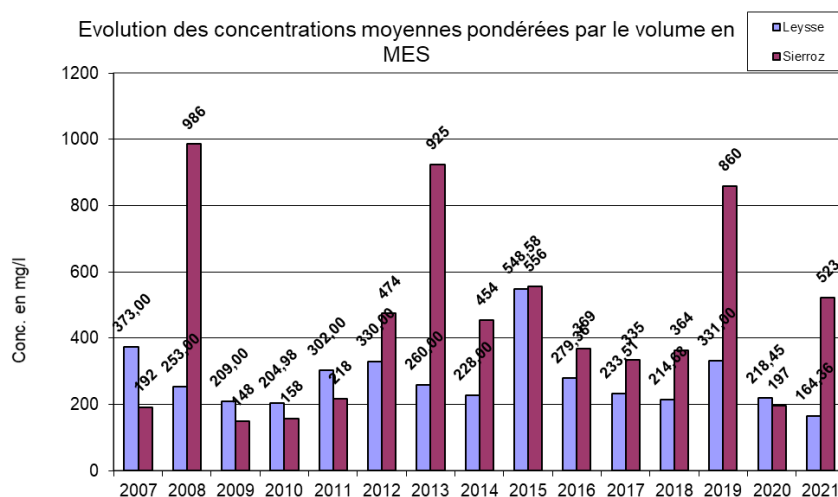


Figure 10 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

V. 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 Leyse 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).

V.1. Estimation des flux entrants de l'année 2021

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

Tableau II Apports au lac via les deux principaux tributaires en 2021

	Année 2021				
	TOTAL	Leyse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	265,6	192,9	72,6 %	72,7	27,4 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,81	1,1	60,5 %	0,7	39,5 %
Ptot (Tonnes)	31,5	14,2	45,3 %	17,2	54,7 %
NO ₃ (Tonnes de N)	284,5	173,6	61 %	111	39 %
NH ₄ (Tonnes de N)	5,1	3,4	66,2 %	1,7	33,8 %
MES (Tonnes)	85353	50 939	60 %	34 414	40 %
NKT (Tonnes)	184,1	85,5	46,4 %	98,6	53,6 %

Le Tableau III suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2021 (en tonnes). A partir de 2006, ont pu être mesurés les apports de la Leysse, du Sierroz + du DO des Biâtres.

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
Ptot (Leysse et Sierroz + DO)	300	150	94	27	14	11	18	24	38	50	40	53,4	31,9	26,3	51	28,8	24,4	31,5
				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	0,3
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	3,2	1,81
NO ₃	1,5	580	450	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264	202	302	324	259	284
NO ₃ + NKT				617	516	334	454	360	654	704	503	510	462	378	544	538	396	469

En 2021, l'apport de Ptot au lac (31,8 Tonnes) a été supérieur à l'objectif fixé de 30 T d'apport annuel maximum. Globalement, trois années ont à ce jour respecté cet objectif sur les 8 dernières années (2017, 2019 et 2020).

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

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

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

Tableau IV Synthèse des apports connus au lac en 2021

	Total	Leysse	%	Sierroz	%	DO GLac	%	Galerie	%	Savières	%
volume	245,6	185,42	75,5	56,40	23,0	0,19	0,08	0	0,00	3,59	1,46
Ortho P	3,2	1,38	43,1	1,67	52,2					0,151	4,73
Ptot	25,92	14,49	55,9	9,93	38,3	1,41	5,44	0,000	0,00	0,096	0,37
Nitrates	258,7	172,38	66,6	86,34	33,4						
Amonium	9,9	4,55	45,8	5,38	54,2						
MES	58388	42902	73,5	15486	26,5	0,1	0,00				
NKT	137,2	71,63	52,2	65,56	47,8	0,01	0,01				

Le Tableau IV de synthèse ci-dessus amène plusieurs remarques :

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot n'a pas été atteint avec un total de 25,9 tonnes ;
- Le trop plein du bassin de stockage restitution des Biâtres a représenté 0,33 T soit 1% des apports en Ptot.

V.2. Estimation des flux entrants et 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 2021).

Le Tableau V ci-dessous présente les flux entrants et sortants par le canal de Savières en 2021.

Tableau V Flux entrants et sortants par le canal de Savières en 2021

	SAVIERES 2021	
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	484	179 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,5	74 %
Ptot (Tonnes)	4,1	13 %

VI. Bilan du phosphore dans le lac pour l'année 2021

Le suivi réalisé au cours de l'année 2021 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 suivant présente le bilan entrée/sortie du phosphore dans le lac pour 2021 :

Tableau VI Bilan des entrées/sorties du P dans le lac en 2021

	LAC 2021		
	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm ³)	271	484	-214
Ortho P (Tonnes de P)	2	1,5	0,5
Ptot (Tonnes)	32,1	4,1	27,9

On remarque en priorité que même en tenant compte des volumes transités par le Tillet, il sort plus d'eau du lac que ce qu'il n'en rentre (271 entrant contre 484 Mm³ sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

- le volume d'eau entrant est sous-estimé car certains affluents, certes minoritaires, ne sont pas suivis/considérés ;
- 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 2021, on peut résumer le bilan du lac ainsi (Figure 11) :

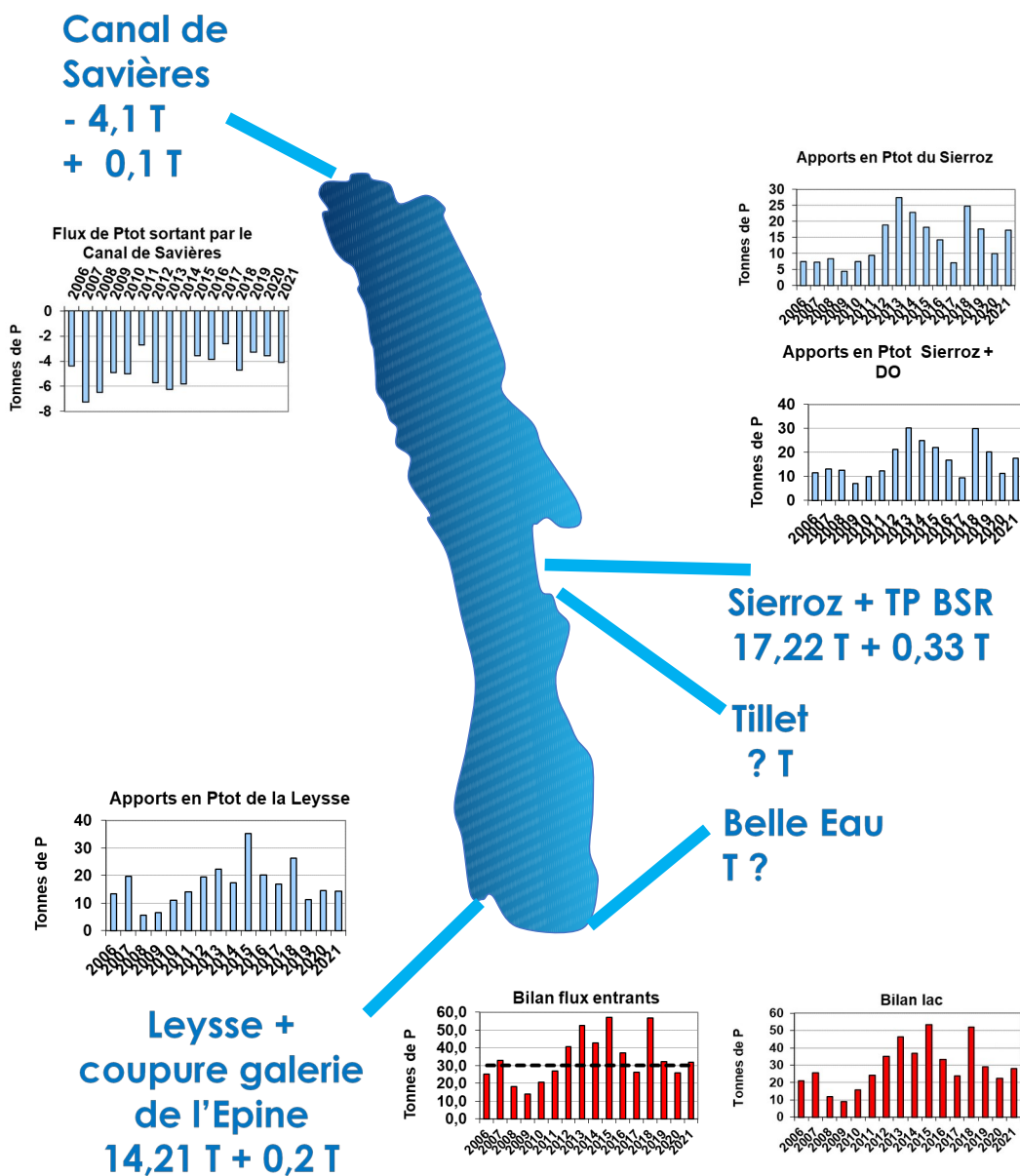


Figure11 Bilan des entrées/sorties au lac

VII. 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).

VII.1. La Leysse

VII.1.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie de la Leysse s'est étalé en 2021 sur 85 jours soit 23% de l'année vs 44 jours soit 12% en 2020. Les années 2017, 2018, 2019, 2020 et 2021 ont été marquées par des durées de temps de pluie inférieures aux années précédentes (99 à 121 jours).

Le tableau suivant présente les apports de temps de pluie et le pourcentage par rapport aux apports totaux de la Leysse.

34% à 84% des apports ont résulté d'un événement pluvieux.

La contribution du temps de pluie sur le volume transité et les apports en nutriments évoluent globalement un peu. Concernant le phosphore total, le temps de pluie a représenté 78% des apports totaux (vs 86% en 2020, 94,1% en 2018 et 87,8% en 2019).

Tableau VII Apports en temps de pluie de la Leysse en 2021

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm ³)	69,9	36,2 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,45	41,1 %
Ptot (Tonnes)	11,1	77,8 %
NO₃ (Tonnes de N)	59,2	34,1 %
NH ₄ (Tonnes de N)	1,4	40,5 %
MES (Tonnes)	42 762,7	83,9 %
NKT (Tonnes)	46,9	54,8 %

VII.1.2. Les crues : un rôle déterminant dans les apports

Le graphique suivant (Figure 12) présente les 10 principales crues de la Leysse. Est définie comme crue principale une crue dont le débit maximal et/ou les apports générés sont élevés au regard des autres crues de l'année.

Les crues les plus importantes (n° 2, 3 et 7) dont le débit de pointe dépasse 50 m³ s⁻¹ ont occasionné des apports en Ptot compris entre 1,3 et 3 tonnes.

Les crues de débit de pointe compris entre 35 et 50 m³ s⁻¹ (n° 4, 8, 9 et 10) ont apporté entre 0,4 et 1,1 tonnes de Ptot.

Enfin, les crues plus modestes d'un débit de pointe compris entre 19 et 35 m³ s⁻¹ (n° 1, 5, et 6) ont apporté moins de 0,12 tonnes.

Les apports ne sont donc pas proportionnels au débit de pointe.

Les apports résultants des 10 principales crues de la Leysse et le pourcentage par rapport au total du temps de pluie sont présentés ci-dessous :

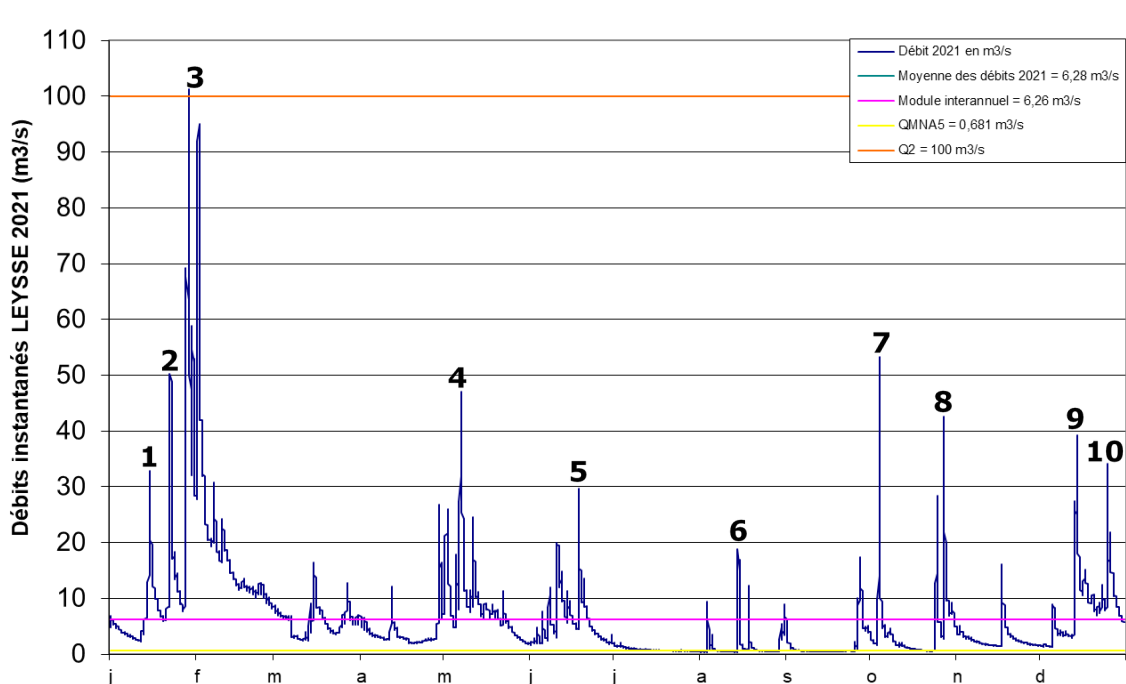


Figure 12 Positionnement des principales crues de la Leysse en 2021

Tableau VIII Apports des principales crues de la Leysse en 2021

	Apports des 10 crues principales	
Volume transité (Mm ³)	52,6	36,2 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,35	41,1 %
Ptot (Tonnes)	10,6	77,8 %
NO₃ (Tonnes de N)	43,8	34,1 %
NH ₄ (Tonnes de N)	1,04	40,5 %
MES (Tonnes)	41538	83,9 %
NKT (Tonnes)	40,5	54,8 %

Les 10 principales crues de l'année sont restées en 2021 prépondérantes dans les apports de temps de pluie pour le paramètre Ptot avec 75%. Pour plus de la moitié de la durée du temps de pluie, ce sont entre 34 et 84% des apports qui ont été générés.

La part des crues de 2021, dans les apports de Ptot, a représenté 78% (vs 73% en 2020) de la contribution du temps de pluie.

Les 5 crues majeures (n° 1, 3, 4, 9 et 10), ont été responsables de :

- 10,28 T soit 70,9% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 59% en 2020) ;
- 95% des MES (contre 55% en 2020) pour 67,9% du volume transité en temps de pluie ;
- 80,6% des apports de NKT en temps de pluie (contre 61,3% pour 2020)

Les éléments ci-dessus mettent en évidence que l'année 2021 s'est caractérisée par une succession de crues moyennes à fortes avec une période de sécheresse peu intense. Les 5 principales crues ont représenté 92,8% des apports en Ptot des temps de pluie. L'apport le plus important de 7 tonnes a été enregistré en février

VII.2. Le Sierroz

VII.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 112 jours soit 31% de l'année.

Tableau IX Apports en temps de pluie du Sierroz en 2021

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	32,5	44,7 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,5	63 %
Ptot (Tonnes)	14,9	86,4 %
NO₃ (Tonnes de N)	50,8	45,8 %
NH ₄ (Tonnes de N)	0,7	42,5 %
MES (Tonnes)	30 873	89,7 %
NKT (Tonnes)	71,3	72,3 %

43 à 90% des apports ont été consécutifs à un événement pluvieux. Concernant le phosphore total, le temps de pluie a représenté 86% des apports totaux (vs 84% en 2020, 73,5% en 2018 et 71% en 2019).

VII.2.2. Les apports des 10 principales crues du Sierroz

Sur le Sierroz, l'année 2021 a été marquée par deux crues (Figure 13). La plus importante en mai a apporté 1,54 tonnes de Ptot avec 1,7 Mm³ et en février avec 3,8 tonnes de Ptot pour 1,1 Mm³.

Les crues dominantes en termes d'apports ont été la n° 2, 4 (regroupement de crues fortes consécutives) et 5 avec respectivement 1,7, 4,8 et 1,54 T de Ptot.

Le tableau suivant présente les apports résultants des 10 principales crues du Sierroz et le pourcentage que celles-ci représentent sur le total des apports de temps de pluie :

Tableau X Apports des principales crues du Sierroz en 2021

Apports des 10 crues principales		
Volume transité (Mm ³)	23,2	45,7 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,3	61,5 %
Ptot (Tonnes)	10,6	35 %
NO₃ (Tonnes de N)	38,8	30,3 %
NH ₄ (Tonnes de N)	0,5	61,5 %
MES (Tonnes)	21 175	54,1 %
NKT (Tonnes)	53,4	45,7 %

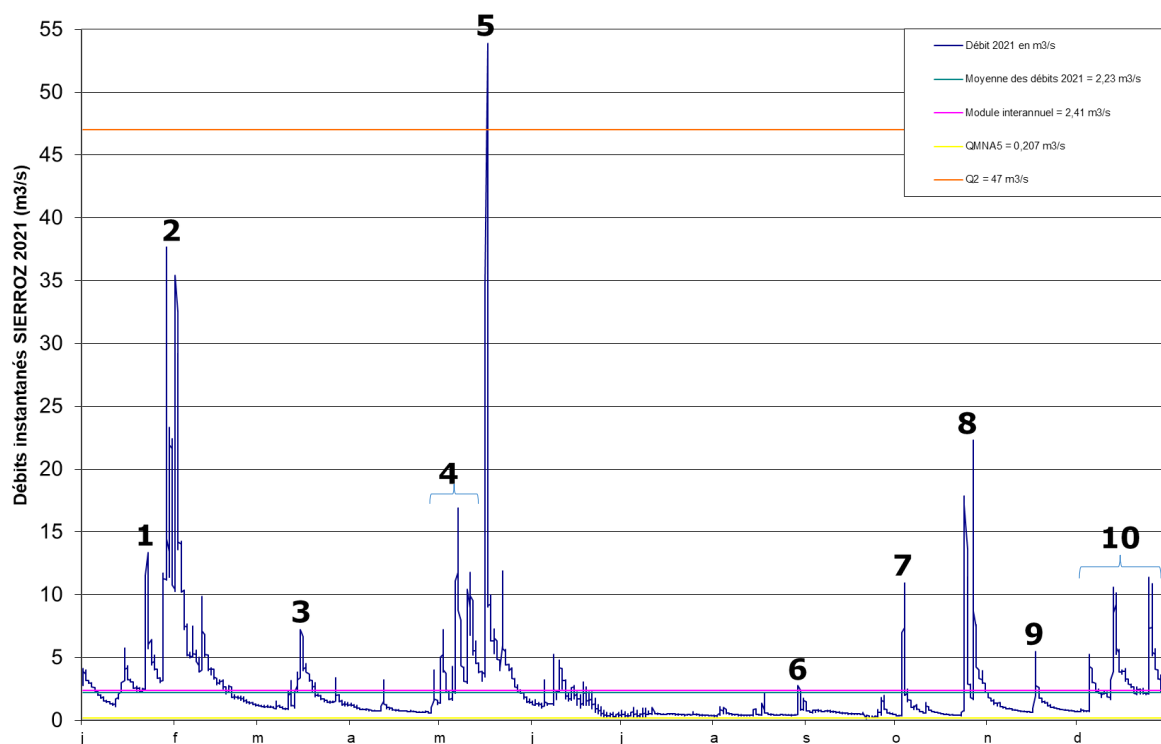


Figure 13 Positionnement des principales crues du Sierroz en 2021

L'analyse des résultats montre que les principales crues ont été à l'origine en 2021 de 30 à 62% des apports (65 à 79 % en 2020).

Les 5 crues majeures (n° 1, 2, 4, 5 et 8) ont été responsables de :

- 8,7 T soit 58,6% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 69% en 2020) ;
- 55% des MES (contre 70% en 2020) pour 55,2% du volume transité en temps de pluie ;
- 61,3% des apports de NKT en temps de pluie (vs 64% pour 2020).

VII.3. Bilan 2021 sur les apports de temps de pluie

Le tableau XI suivant présente la part du temps de pluie (Leyse, Sierroz, DO des Biâtres) sur les apports totaux au lac (Leyse, 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 26,3 T de Ptot sur les 31,9 T, soit 82,4 % dont 0,33 T proviennent du trop-plein du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains.

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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	102,6	38,1%
Ortho P (Tonnes de P)	0,9	45,9%
Ptot (Tonnes)	26,3	82,4%
0NO3 (Tonnes de N)	110,0	38,7%
NH4 (Tonnes de N)	2,1	41,2%
MES (Tonnes)	73636	86,3%
NKT (Tonnes)	118,2	64,2%

ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHIMIE DU LAC

Ce chapitre portant sur la chimie du lac est organisé en deux volets : le premier indique l'étude des variations chimiques de l'année 2021 en lien avec la physique et la biologie du lac ; le second est l'observation de l'évolution chimique à long terme et des stocks 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 2021 et évolution saisonnière

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

- la stratification thermique dans les couches supérieures (Figure 1a) ;
- le brassage hivernal estimé vers 120 m de la colonne d'eau avec une réoxygénation légère du fond (Figure 2a), la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures (Figure 2b), la consommation d'oxygène dissous par l'activité microbienne au fond (2c) et au niveau du métalimnion (2d) ;
- le relargage de l'orthophosphate persistant en janvier et février, témoignage de conditions hypoxiques au fond en début d'année (Figure 3a) ; la consommation de l'orthophosphate par le phytoplancton pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures et le relargage par l'activité microbienne au niveau de l'interface eau-sédiment et des sédiments à partir du mois de juin (3b) ;
- la consommation du nitrate par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (Figure 4a) ;
- le relargage de la silice réactive dans la zone profonde, en début de l'année, sous conditions hypoxiques (Figure 5a), la consommation de la silice réactive par les diatomées dans les couches supérieures (5b) et le relargage par l'activité microbienne à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (5c).

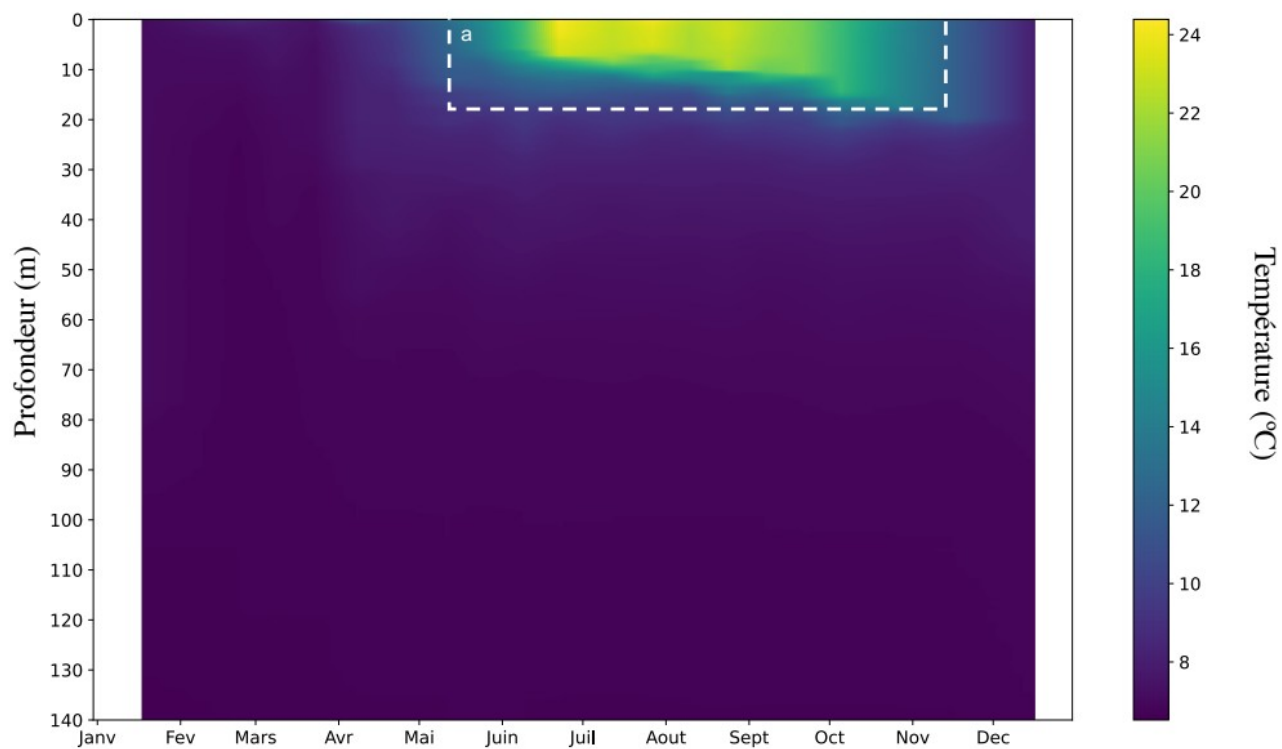


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget au point B en 2021

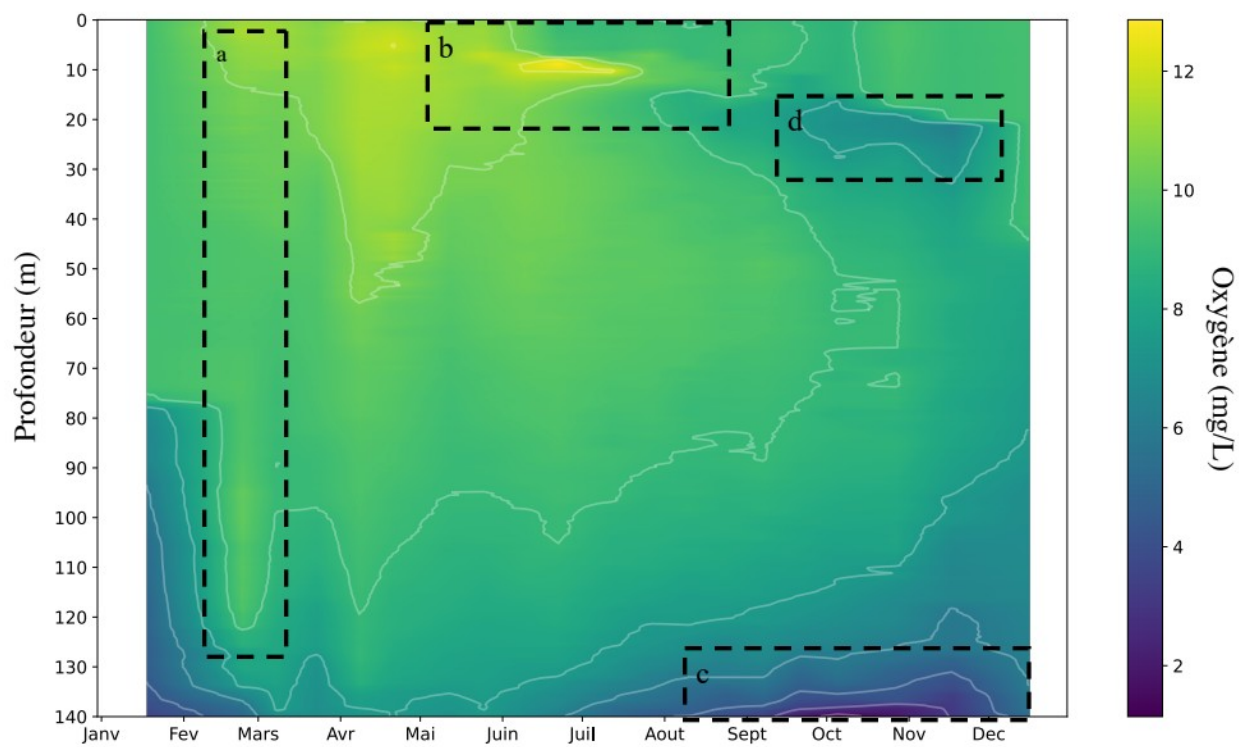


Figure 2 Evolution de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$) du lac du Bourget au point B en 2021

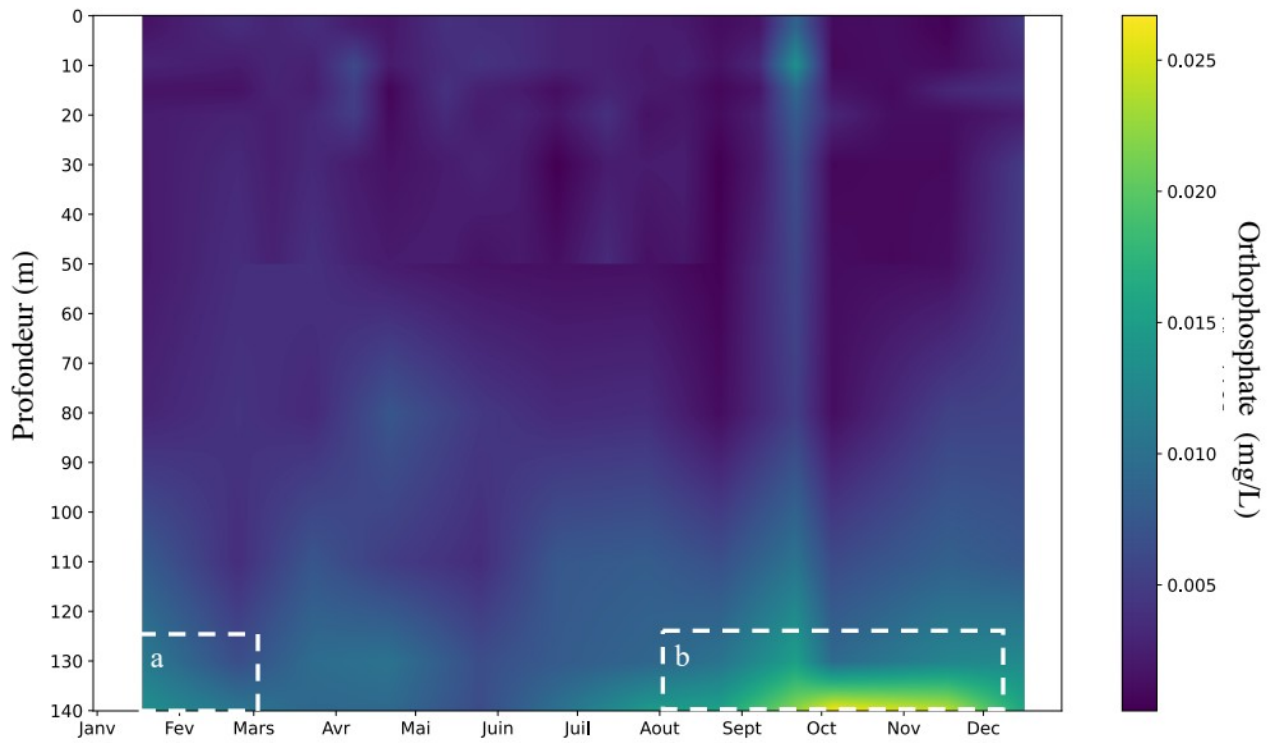


Figure 3 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2021

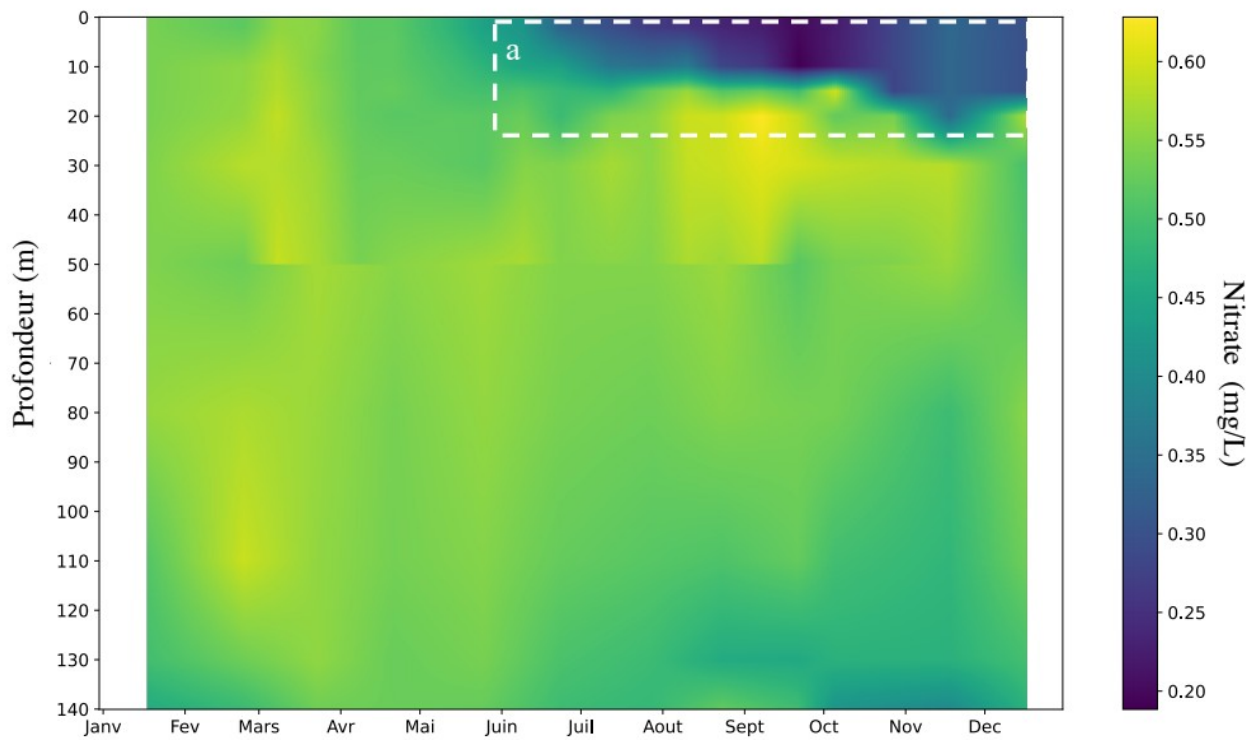


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrate (mgN L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2021

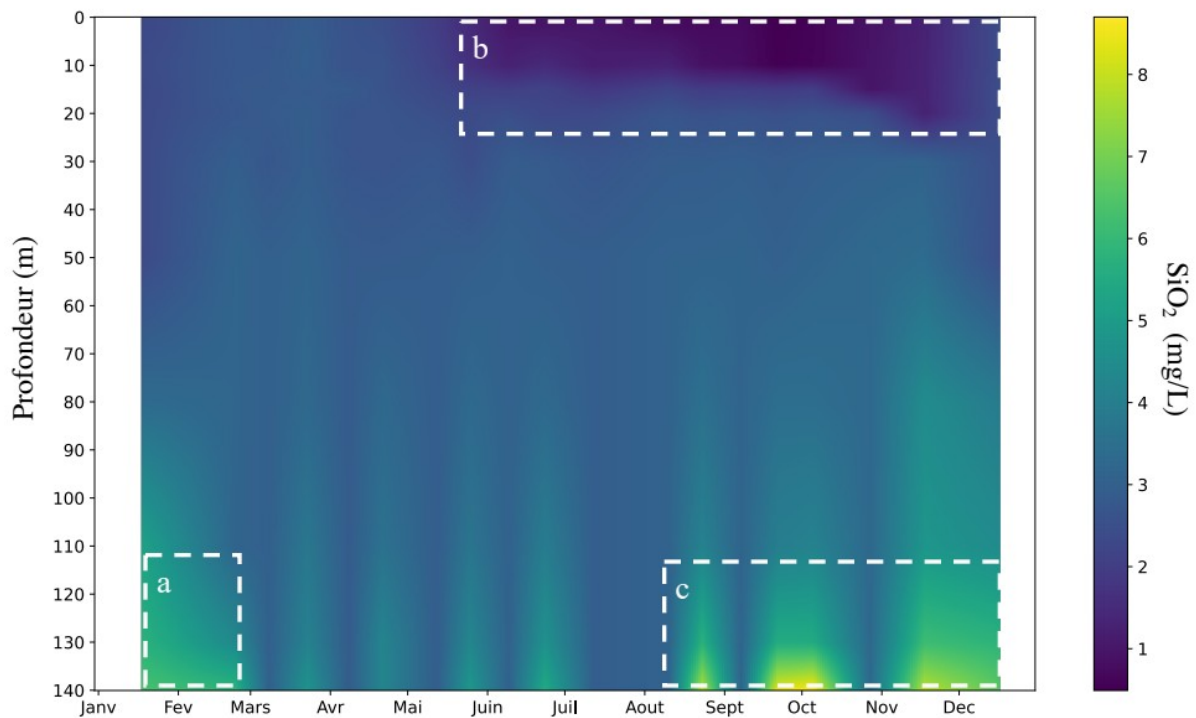


Figure 5 Evolution des concentrations en silice réactive ($\text{mgSiO}_2 \text{L}^{-1}$) dans le lac du Bourget au point B en 2021

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

Après deux années (2018 et 2020) de record au niveau de la température de l'air, l'année 2021 a été une année modérément chaude avec un hiver doux et un printemps plus frais. Les conditions météorologiques de l'année 2021 n'ont pas permis un brassage complet de la colonne d'eau et donc l'homogénéisation de la température et de l'oxygène dissous. La profondeur maximale observée du mélange hivernal a été estimée à 120 m le 08/03/2021. De ce fait, la réoxygénation des eaux profondes et la remise en suspension des éléments nutritifs à la surface n'ont pas été complets. La différence de température entre la surface et le fond a été relativement élevée, soit 1,47 °C. La concentration en oxygène dissous au fond a été de 7,09 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 2021. La Figure 7 illustre la différence des températures et des concentrations en oxygène entre 2021 et 2020 au moment du maximum de mélange. On constate que le processus d'homogénéisation hivernale commence dès janvier et se fait de façon progressive. En 2021, le maximum de mélange a été observé vers 120 m au début du mois de mars.

Tableau I Températures et concentrations en oxygène dissous au moment du brassage hivernal au point B de 2011 à 2021

Année	Date	Maximum mélange	
		Température (°C) Surface - Fond	O ₂ dissous (mg L ⁻¹) Surface - Fond
2011	08/03/2011	5,61 - 5,43	10,73 - 10,30
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

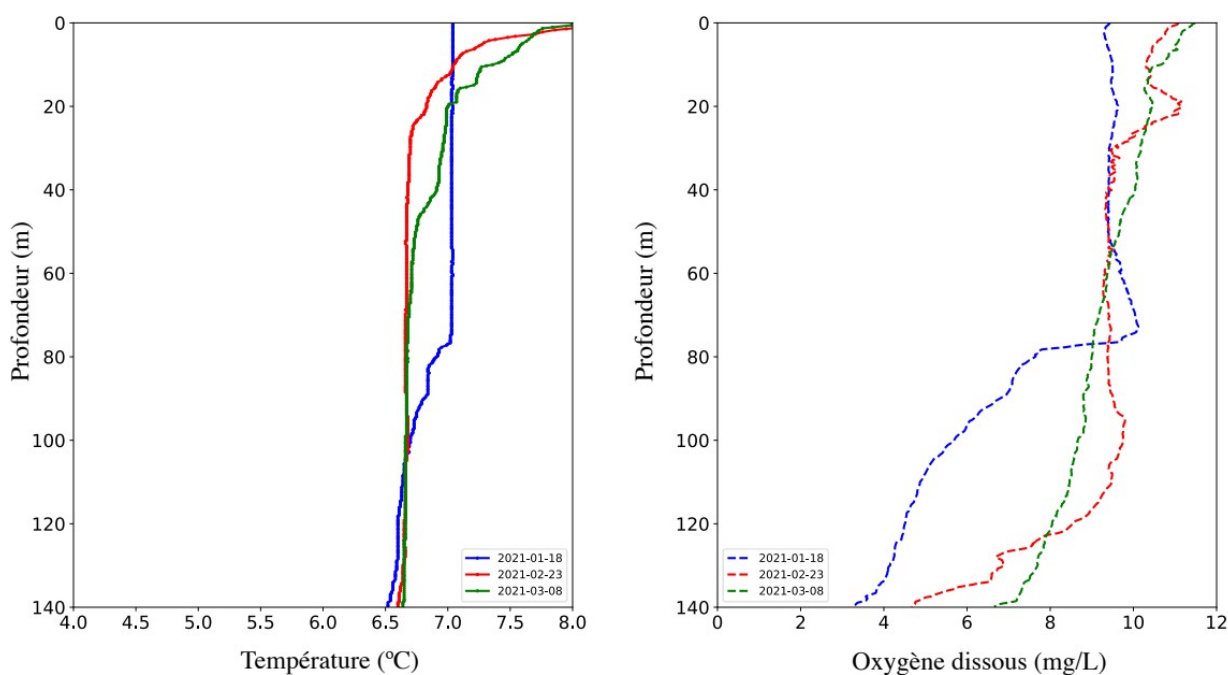


Figure 6 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (mg L⁻¹) au point B au début de l'année 2021

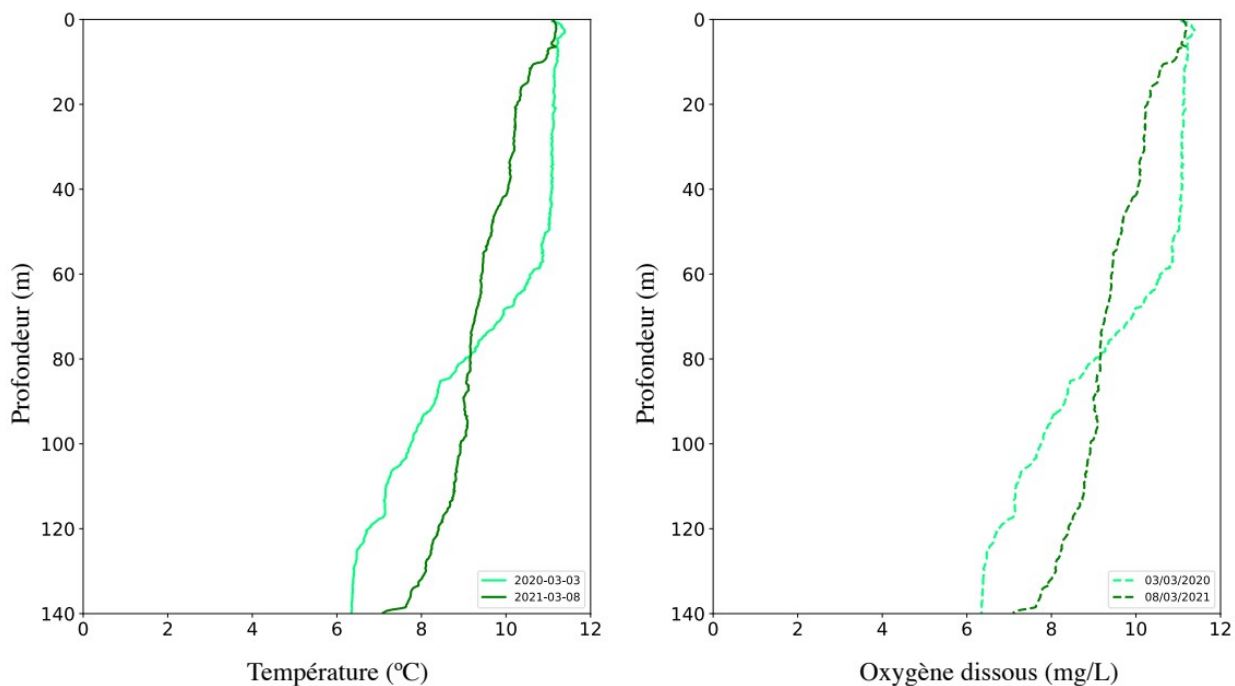


Figure 7 Distributions verticales des températures ($^{\circ}\text{C}$) et de la saturation en oxygène (mg L^{-1}) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2021 (vert foncé) et 202 (vert clair)

Dès le début du mois de mars 2021, 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. Malgré une faible activité photosynthétique pendant la phase hivernale et le début du printemps (12/05/2021), la concentration en oxygène a augmenté en surface dès le mois de mars 2021 (Figure 2).

D'avril à octobre, la distribution verticale de la température a entraîné une stratification des teneurs en oxygène dissous :

- dans les couches superficielles (0 à 10 m), la teneur en oxygène dissous a augmenté pour atteindre une sursaturation en été, conséquence d'une activité photosynthétique soutenue. Cette sursaturation, d'abord observée en surface s'est enfoncée 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) a révélé un déficit d'oxygène dissous : les concentrations ont été d'autant plus faibles que l'on se rapproche du fond.

Le refroidissement automnal a entraîné un enfoncement de la thermocline et une homogénéisation progressive de l'épilimnion a été observé 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 a présenté une épaisseur de 50 m avec une température moyenne de 7,90 °C et une concentration en oxygène dissous moyenne de 9,51 mg L⁻¹. Malgré un mélange hivernal partiel au début de l'année 2021, la concentration en oxygène dissous à 140 m est restée basse, soit 3,48 mg L⁻¹, un niveau similaire à celui de l'année 2017 (Tableau II).

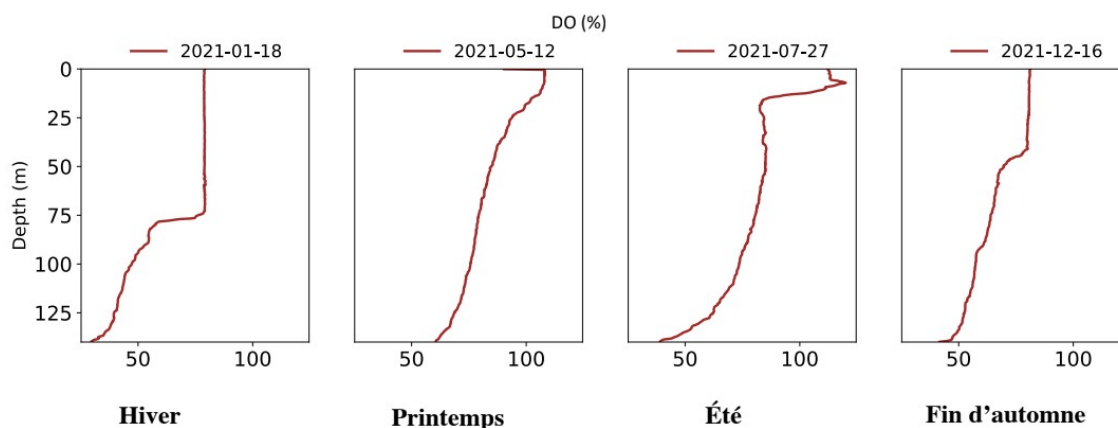


Figure 8 Distributions verticales des saturations en oxygène dissous (%) au point B en 2021

Tableau II Comparaison des températures (°C), de l'épaisseur de la couche supérieure (m) et des concentrations en oxygène dissous (mgO₂ L⁻¹) à 140 m au point B en décembre de 2011 à 2021

Date	Températures – épilimnion (°C)	Épaisseur – couche supérieure (m)	Oxygène dissous à 140 m (mg L ⁻¹)
21/12/2011	8,26 – 7,88	26	0,06 (0,5 %)
12/12/2012	8,06 – 7,88	40	6,34 (50,0 %)
12/12/2013	7,36 – 7,28	47	3,68 (29,0 %)
15/12/2014	10,00 – 9,97	27	0,08 (0,6 %)
14/12/2015	9,46 – 9,34	32	1,00 (9,0 %)
12/12/2016	8,69 – 8,19	33	1,39 (11,2%)
12/12/2017	7,91 – 7,46	53	3,48 (28,2 %)
11/12/2018	9,98 – 9,67	20	0,48 (3,8%)
17/12/2019	9,27 – 9,00	30	1,15 (10,2%)
08/12/2020	9,70 – 9,62	30	0,40 (3,3%)
16/12/2021	8,00 – 7,58	50	3,45 (28,2%)

I.1.2. Evolution saisonnière

Couches supérieures

Température proche surface

A 2 m de profondeur, les températures pour les périodes de janvier au début de mars et d'août à d'octobre ont été légèrement plus élevées qu'en 2020. Les températures pour les mois printaniers ont été plus faibles qu'en 2020. Le maximum a été mesuré le 22 juin 2021 avec 24,10 °C, soit le

même ordre de grandeur que l'année 2020 au 18 août 2020 avec 24,79 °C (Figure 9). Les températures pour les mois d'octobre et de décembre en 2021 ont suivi la même dynamique que l'année 2020.

La moyenne annuelle de température de l'année 2021 à 2m a été de 15,34 °C, soit 1,22°C de moins que l'année 2020 (année la plus chaude enregistrée). L'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance au réchauffement depuis 1984. Au cours de l'année 2021, parmi les 20 campagnes de suivi, 7 campagnes ont indiqué des températures mesurées supérieures à 20 °C, soit 1 campagne de moins par rapport à l'année 2018 qui était également une année chaude.

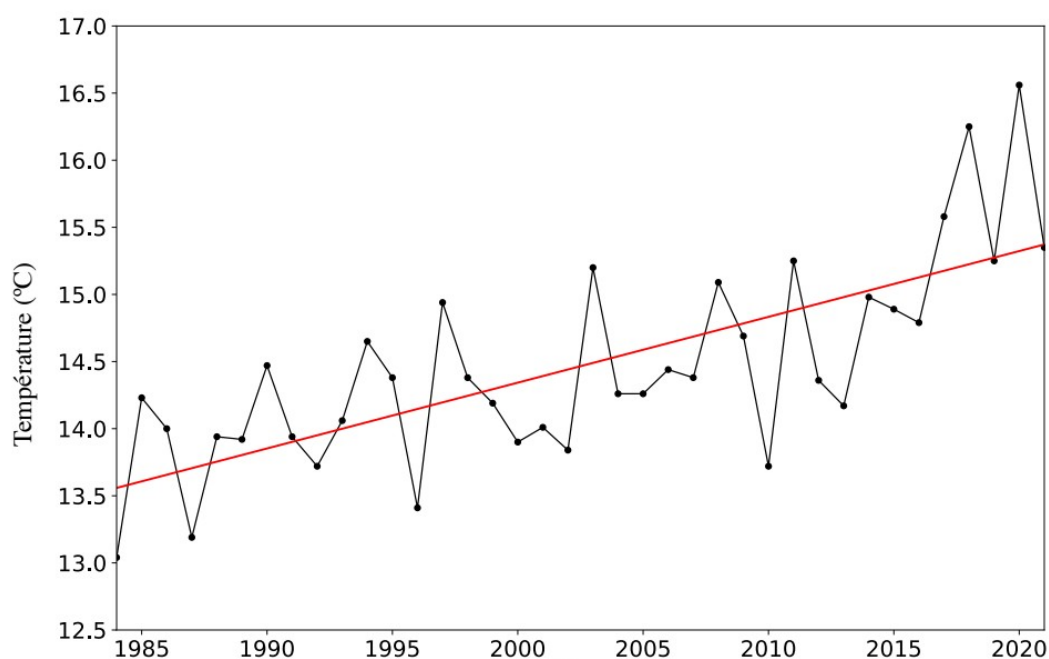
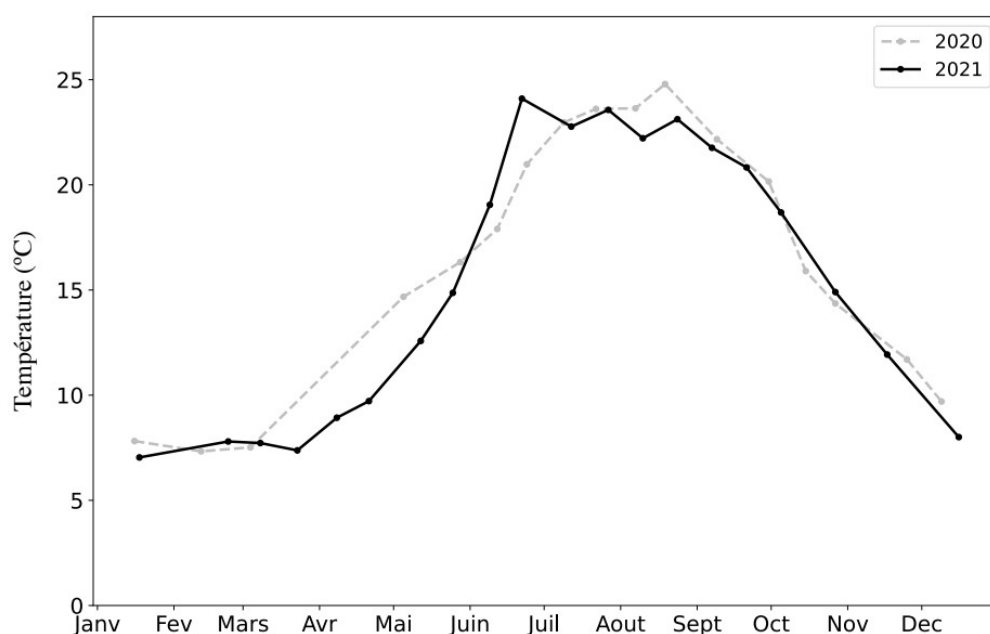


Figure 9 Evolution des températures (°C) au point B en 2020 et 2021 et moyennes annuelles de 1984 à 2021 à 2 m de profondeur

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 2021, la variation saisonnière en oxygène dissous (Figure 10) a caractérisé une période d'activité photosynthétique bien marquée.

- La phase printanière a présenté un maximum le 25 mai avec 116% de la saturation qui correspond à une augmentation de la biomasse du phytoplancton.
- La phase estivale a présenté un pic maximum le 12 juillet 2021 avec 151% de saturation, ce qui est plus élevé qu'en 2020 où le maximum se situait à 125 % de saturation.

La profondeur du pic de sursaturation en oxygène dissous s'est alors enfoncée progressivement entre les mois de juillet et septembre pour se positionner autour de 10 m. A partir de la fin du mois d'août, les concentrations en oxygène dissous ont diminué plus lentement et plus ou moins régulièrement jusqu'à la fin d'octobre pour se stabiliser autour de 80 % de la saturation.

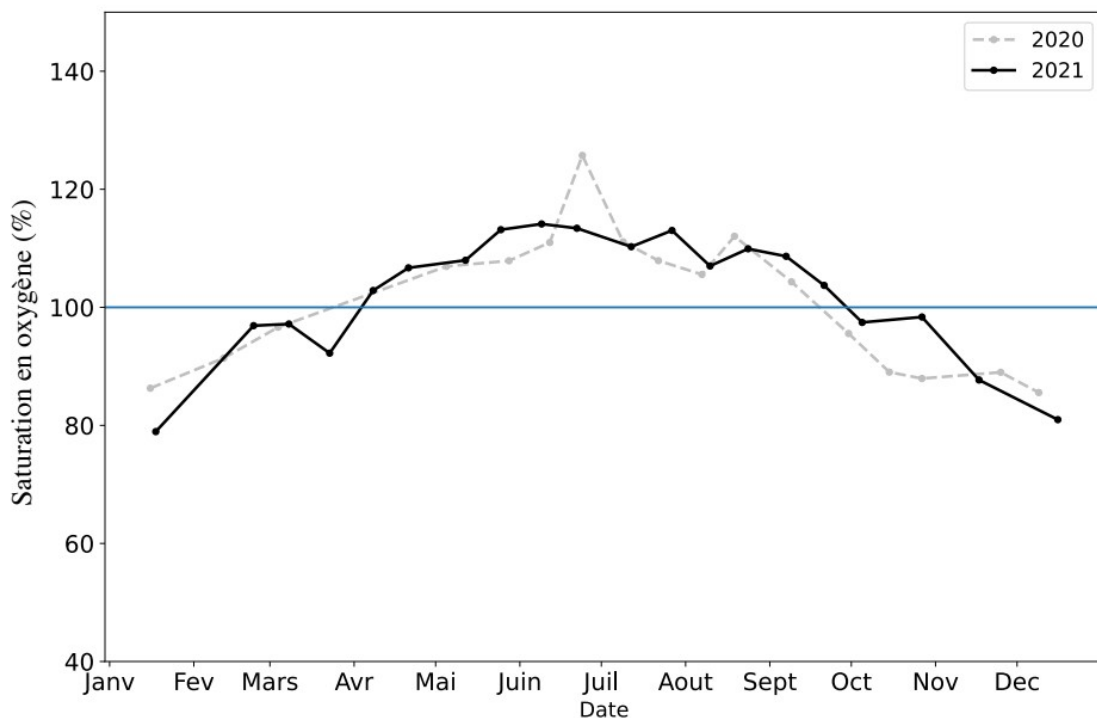


Figure 10 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) dans la couche superficielle à 2 mètres de profondeur au point B en 2020 et 2021

Partie basse de la colonne d'eau

Température à 140 m

Depuis l'hiver 2013, les conditions météorologiques n'ont pas permis un refroidissement complet jusqu'à la couche profonde. Depuis 2013, on constate également que la tendance d'augmentation de la température du fond s'est accentuée. La température à 140 m a augmenté de 1,18°C entre 2013 et 2021. En 2021, elle a atteint sa valeur record avec 6,64 °C, dépassant significativement la valeur de 6,33 °C enregistrée en 2020 (Figure 11).

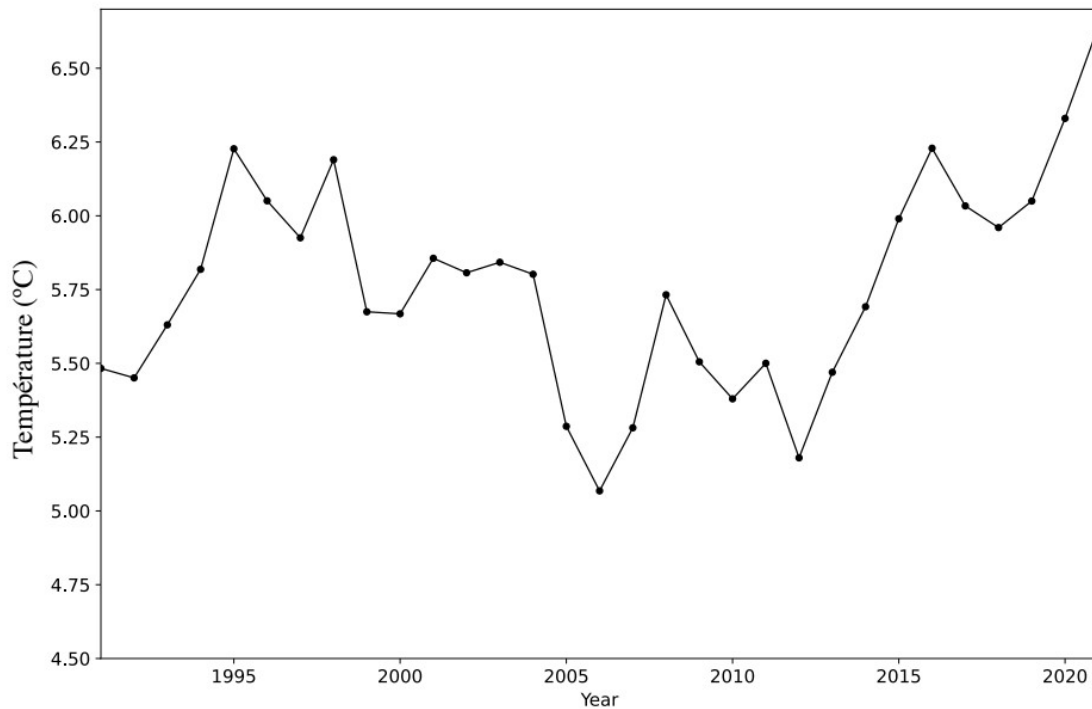


Figure 11 Températures moyennes annuelles (°C) à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2021

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 2021, le brassage hivernal partiel a conduit à une réoxygénation partielle du fond par diffusion progressive. Cet effet de réoxygénation du fond en 2021 a été plus important qu'en 2020. La concentration en oxygène dissous a été de 6,62 mg L⁻¹ le 08 mars, soit une augmentation de 1,05 mg L⁻¹ par rapport à l'année 2020 (Figure 12).

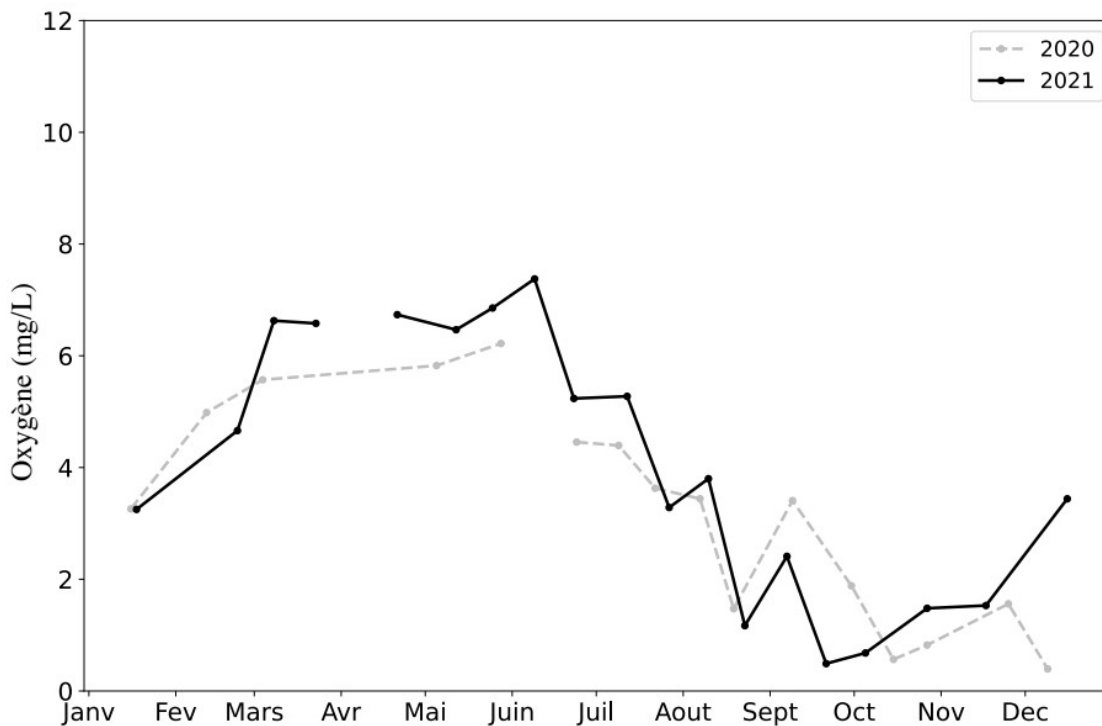


Figure 12 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$) à 140 m au point B en 2020 et 2021 (mesures de sondes)

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.

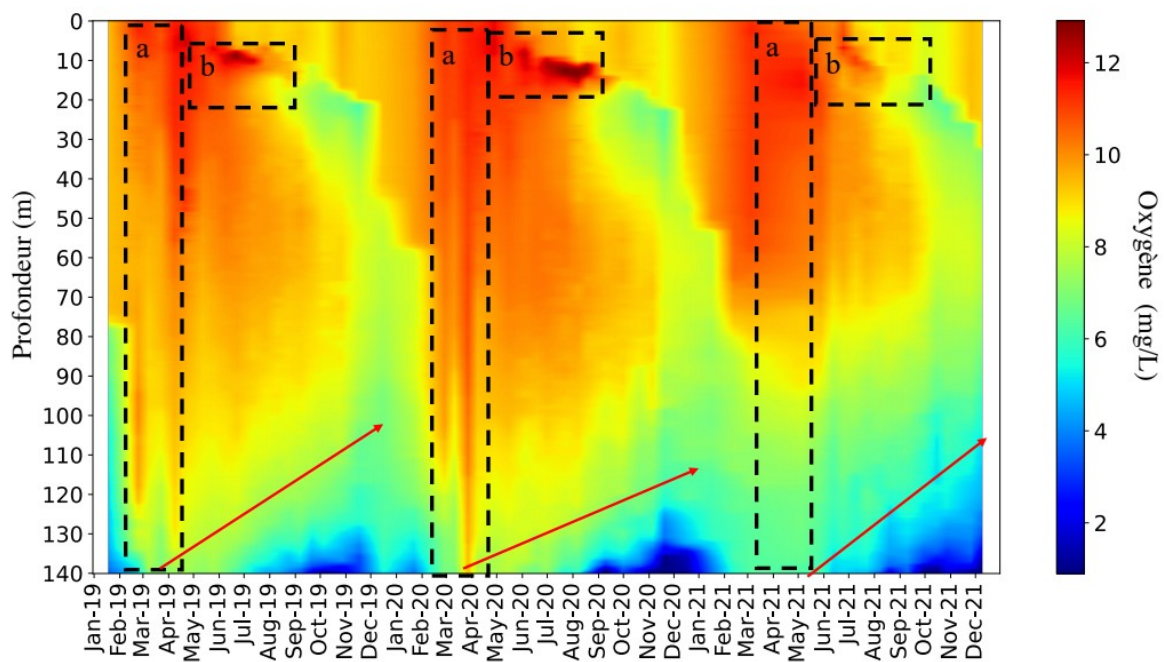


Figure 13 Evolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2018 à 2021

Elle permet de constater :

- Le brassage hivernal pour les trois années (2019-2021) ;
- 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

L'évolution de la transparence 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 pour l'année 2021 (Figures 14 et 15) montre plusieurs phases. L'hiver s'est traduit par une transparence relativement importante du fait d'une biomasse phytoplanctonique faible. Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique a entraîné l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoqué une diminution importante de la transparence qui chute à 2,6 m le 09 juin 2021 lors du pic de biomasse de la phase estivale (3 548 $\mu\text{g L}^{-1}$). La raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs ont engendré par la suite un abattement des formes consommables du phytoplancton, provoquant une augmentation de la transparence jusqu'à une valeur de 4,9 m le 27 juillet 2021.

La phase automnale a été marquée par un nouveau pic de biomasse (1 499 $\mu\text{g L}^{-1}$) provoquant une nouvelle baisse de la transparence qui atteint 3,9 m le 07 septembre 2021. Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence a augmenté de nouveau pour atteindre 8,4 m le 16 décembre 2021.

Globalement, la transparence de l'année 2021 a été caractérisée par la même dynamique que l'année 2020, exception faite des mois de mars et avril 2020 faute de données suite à la pandémie de Covid-19. Néanmoins, la transparence printanière de l'année 2021 a été nettement plus faible qu'en 2020. Par contre, la transparence maximale a été de 14,2 m le 18 janvier 2021, soit la valeur la plus haute depuis 2016. Sans compter le mois de janvier, la transparence maximale a été de 10,4 m le 23 mars 2021 vs 13,1 m le 04 mai 2020.

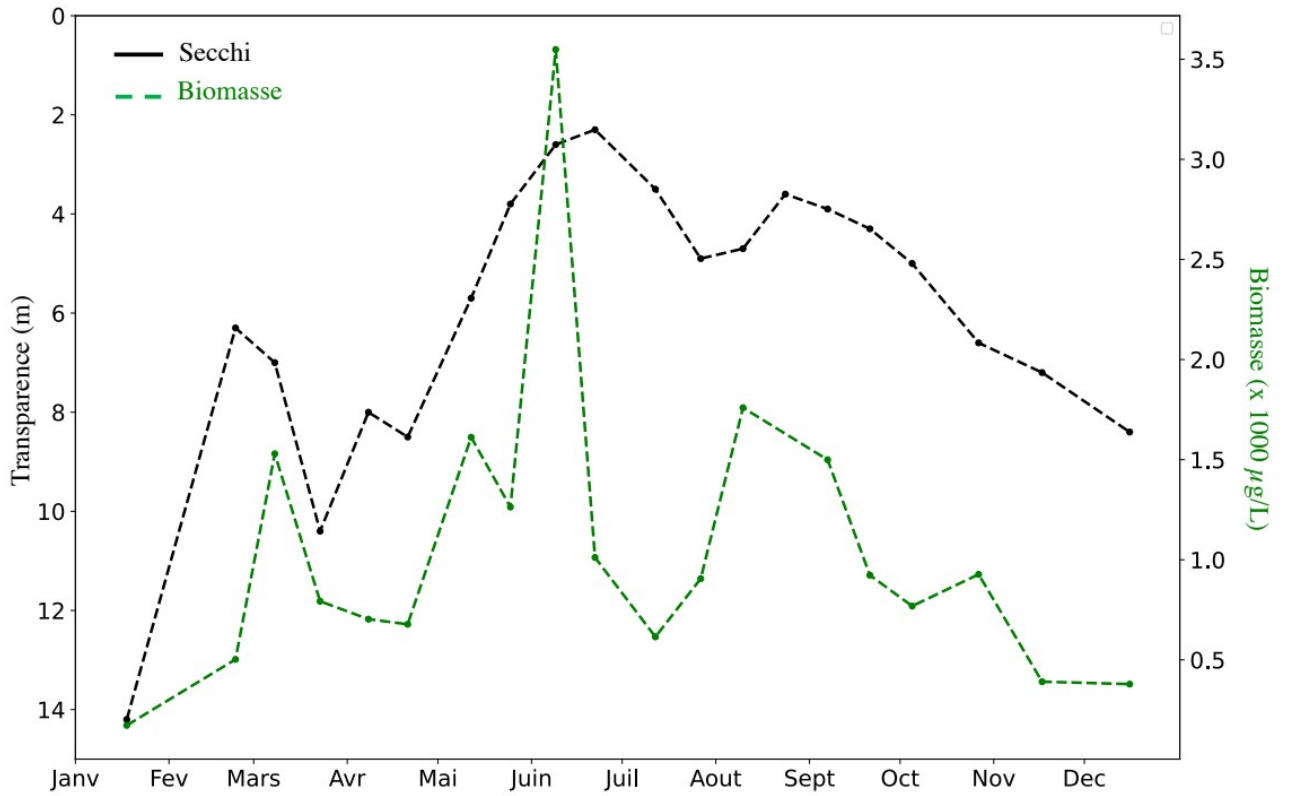


Figure 14 Co-dynamique de la transparence de l'eau avec le disque de Secchi normalisé et la biomasse phytoplanktonique au point B en 2021

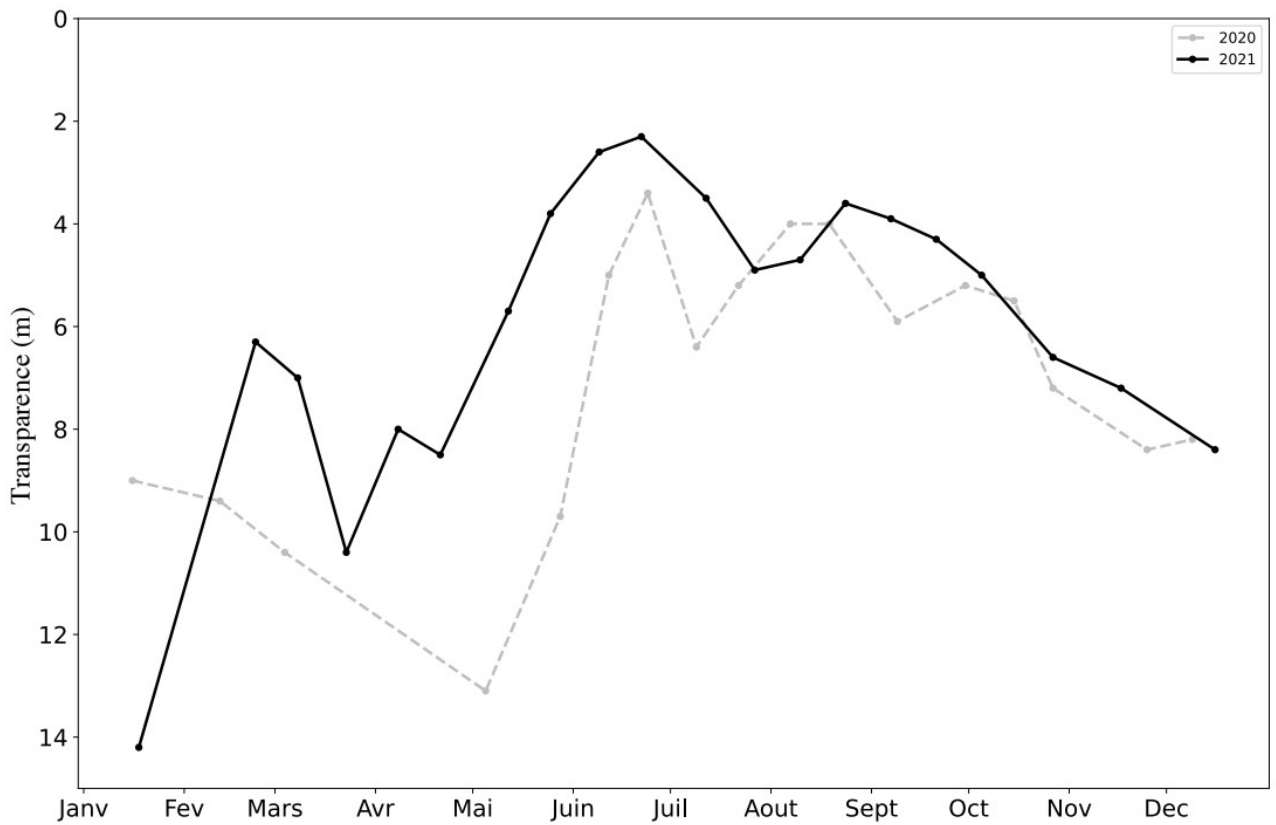


Figure 15 Variation saisonnière de la transparence (m) avec le disque de Secchi normalisé 20 cm au point B en 2020 et 2021

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	
	2020	2021	2020	2021
Orthophosphate ($\mu\text{gP/L}$)	3,0	3,2	7,5	7,3
Phosphore total (mgP/L)	8,0	7,9	9,6	10,1
Silice réactive (mg/L)	2,7	3,0	4,6	4,0

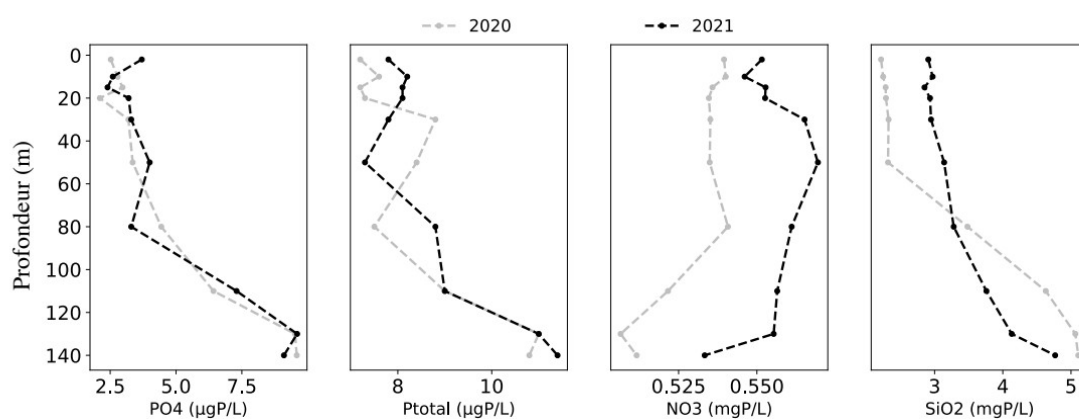


Figure 16 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars 2020 (gris) et 2021 (noir) (PO_4^{3-} mgP L^{-1} , Ptot mgP L^{-1} , NO_3^- mgN L^{-1} , SiO_2 $\text{mgSiO}_2 \text{L}^{-1}$)

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

	PO_4^{3-} $\mu\text{gP L}^{-1}$	Ptot $\mu\text{gP L}^{-1}$	SiO_2 mg L^{-1}
2008	321	347	9,24
2009	213	228	9,32
2010	38	50	8,85
2011	63	73	9,04
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

I.3.1 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

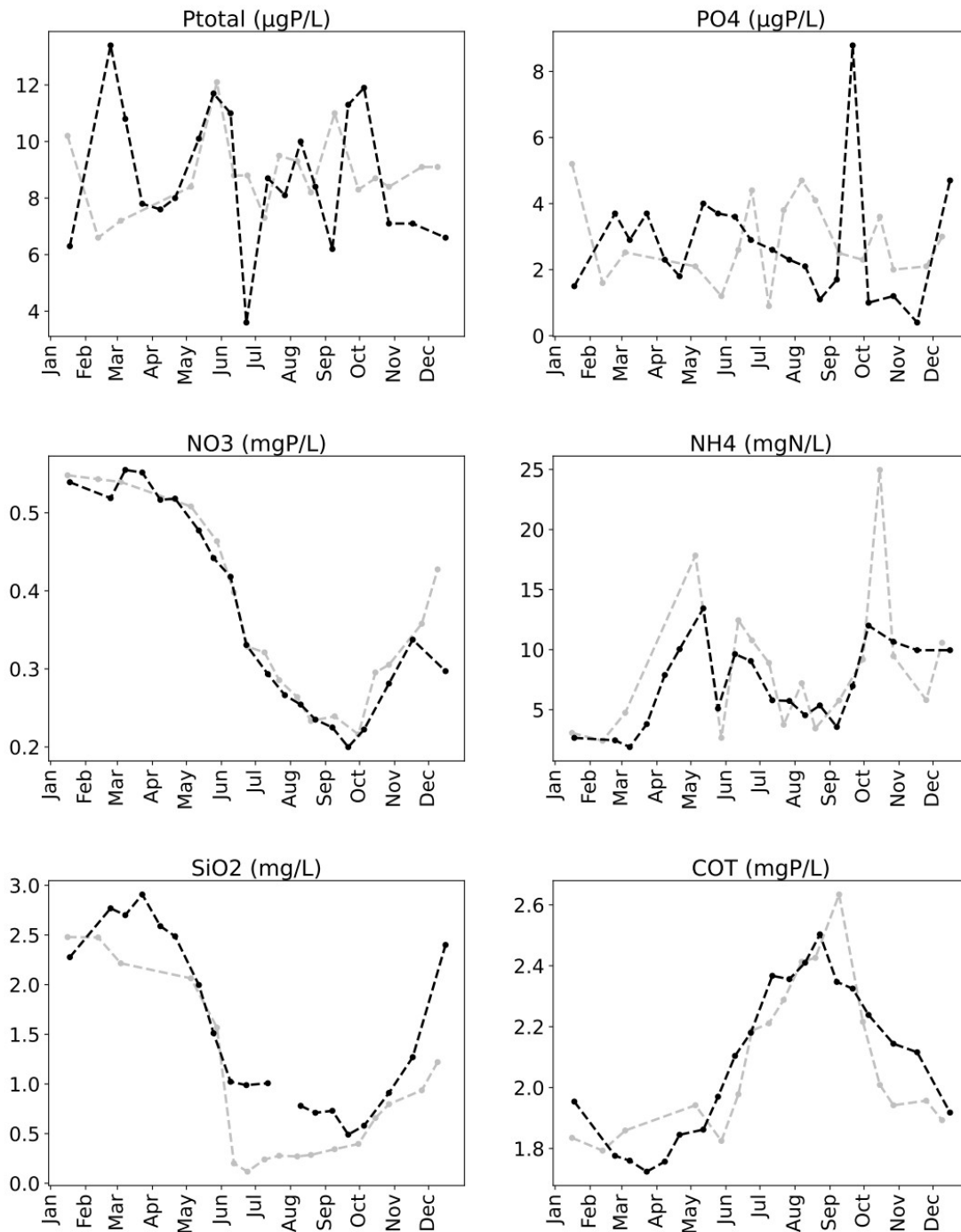


Figure 17 Evolution des concentrations en nutriments (mg L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2020 (gris) et 2021 (noir)

Dans l'hypolimnion : 130 m

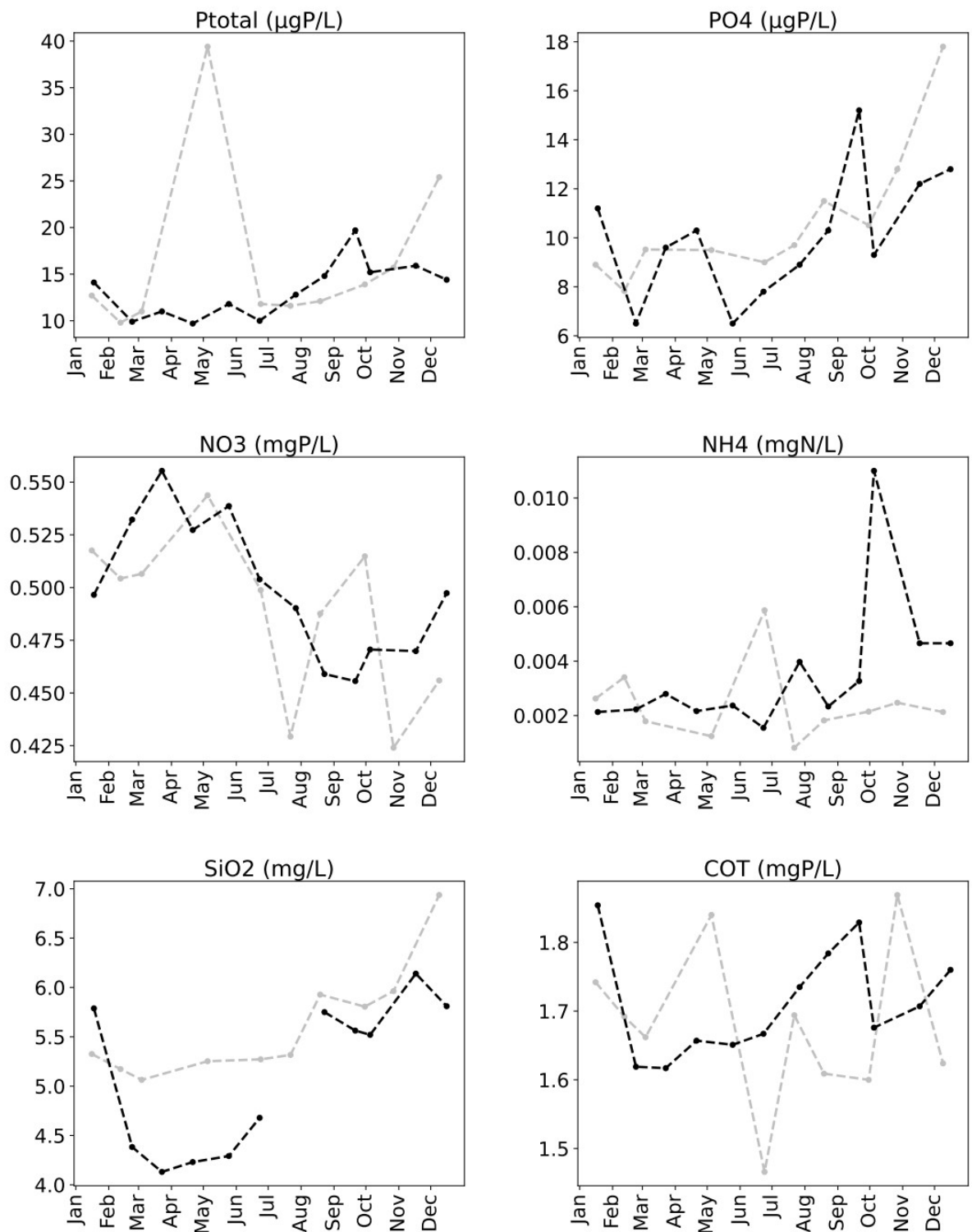


Figure 18 Evolution des concentrations en nutriments (mg L⁻¹) au point B à 130 m en 2020 (gris) et en 2021 (noir)

Dans l'hypolimnion : 140 m

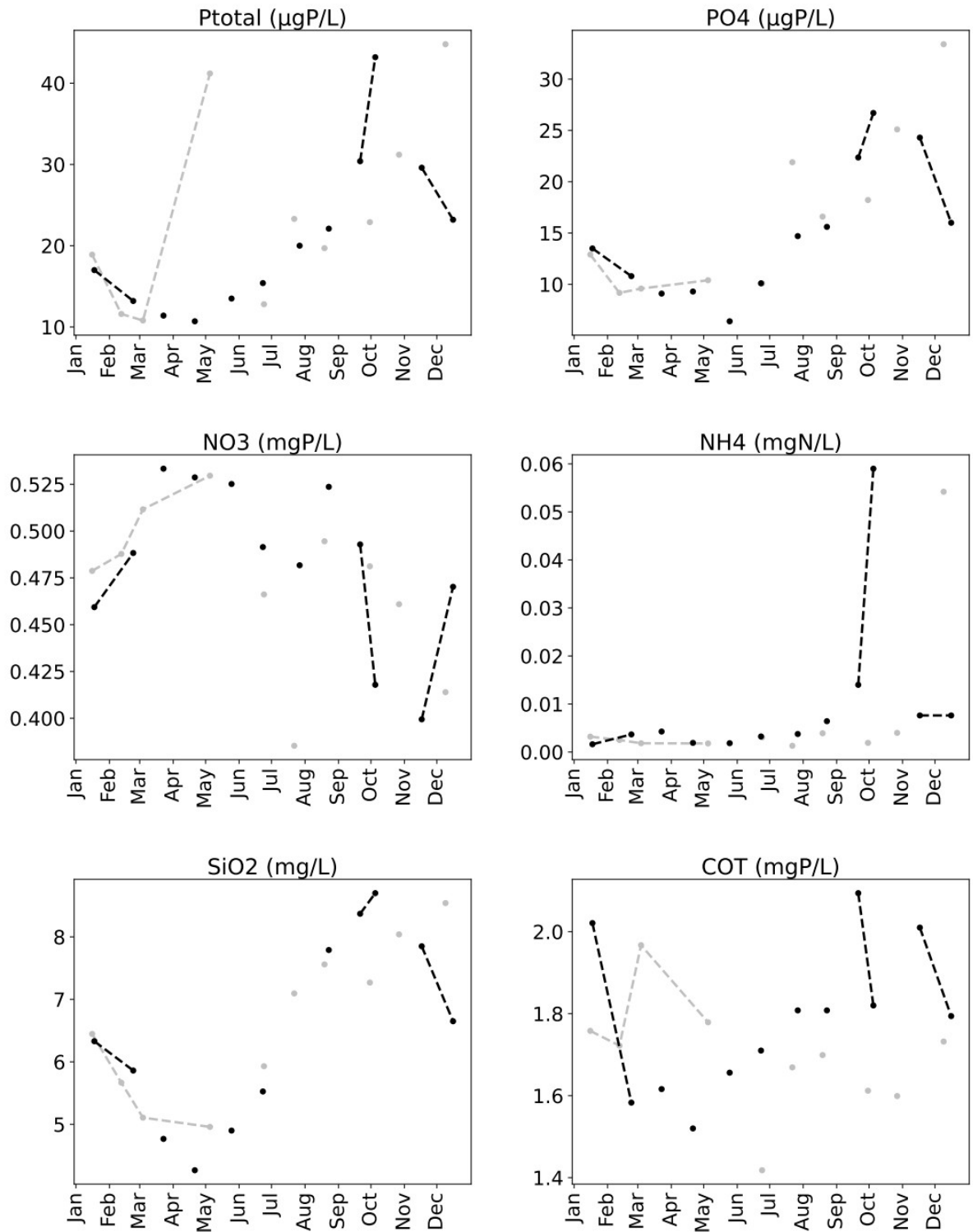


Figure 19 Evolution des concentrations en nutriments (mg L⁻¹) à 140 m au point B en 2020 (gris) et 2021 (noir)

II. Suivi à long terme

L'évolution de paramètres clefs est proposé ci-après :

- La transparence moyenne estivale en mètres ;
- La teneur hivernale en nutriments en mg L⁻¹

Le code couleur adopté est le suivant :

Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
----------	-----	-------	----------	---------

II.1. Transparence

La transparence estivale pour l'année 2021 a été de 3,6 m, soit une valeur significativement inférieure à celle de 2020 qui était de 4,7 m. La valeur de 2021 s'inscrit malgré tout dans la catégorie « bon » (vert) mais indique un changement dans le sens général d'évolution de ce paramètre constaté les années précédentes. Globalement, et ce depuis 1981, les valeurs indiquent une augmentation de la transparence estivale (≈ de 3,5 à 6,0 m) soit une nette amélioration.

La Figure 20 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. Entre 2001 et 2021, la transparence estivale se situe globalement dans la classe d'état "très bon" (bleu) excepté les années 2018, 2020 et 2021.

Cette situation récente de baisse de transparence semble être associée au phénomène de blanchiment des eaux du lac, 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.

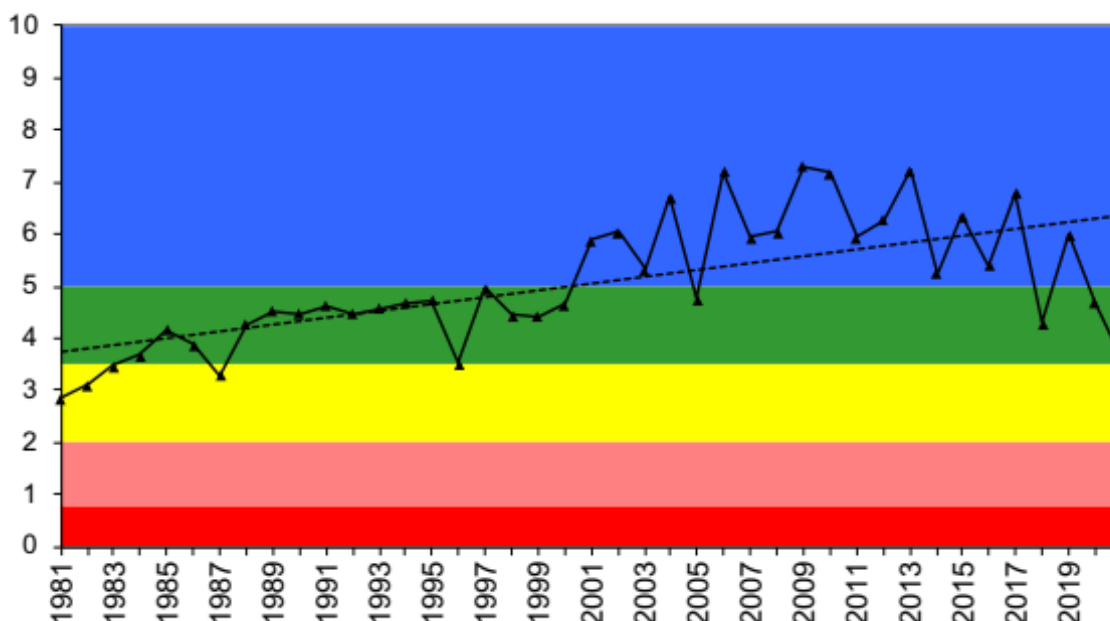


Figure 20 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2021 ; comparaison avec les classes de qualité

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 n'a pas été suffisante pour permettre une homogénéisation totale de la masse d'eau, dont le mélange maximal a été enregistré le 08 mars 2021. 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 2012.

Tableau VI Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2012 et 2021

	unité	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
NO ₃ ⁻	mgN/L	0,62	0,64	0,61	0,61	0,57	0,56	0,54	0,53	0,53	0,55
NH ₄ ⁺	mgN/L	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004	0,005	0,003	0,003
PO ₄ ³⁻	mgP/L	0,010	0,008	0,008	0,006	0,008	0,004	0,006	0,003	0,005	0,004
Ptot	mgP/L	0,014	0,011	0,011	0,010	0,009	0,009	0,010	0,007	0,009	0,009
SiO ₂	mg/L	3,30	3,42	3,43	3,21	3,42	3,07	3,31	3,04	3,37	3,31
COT	mg/L	1,85	1,96	1,64	1,76	1,82	1,74	1,68	1,74	1,80	1,77

II.3.1. Nitrate et azote minéral

La concentration moyenne hivernale en azote nitrique calculée pour 2021 a été égale à 0,55 mgN L⁻¹, soit le même ordre de grandeur que les années précédentes (Figure 21), depuis 2009 (0,58 mgN L⁻¹). Les concentrations de 2012 à 2015 (légèrement supérieures à 2011 et 2010) pouvaient 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 0,59 mgN L⁻¹ et se situe, comme le montre la Figure 22, dans la classe de qualité "moyen".

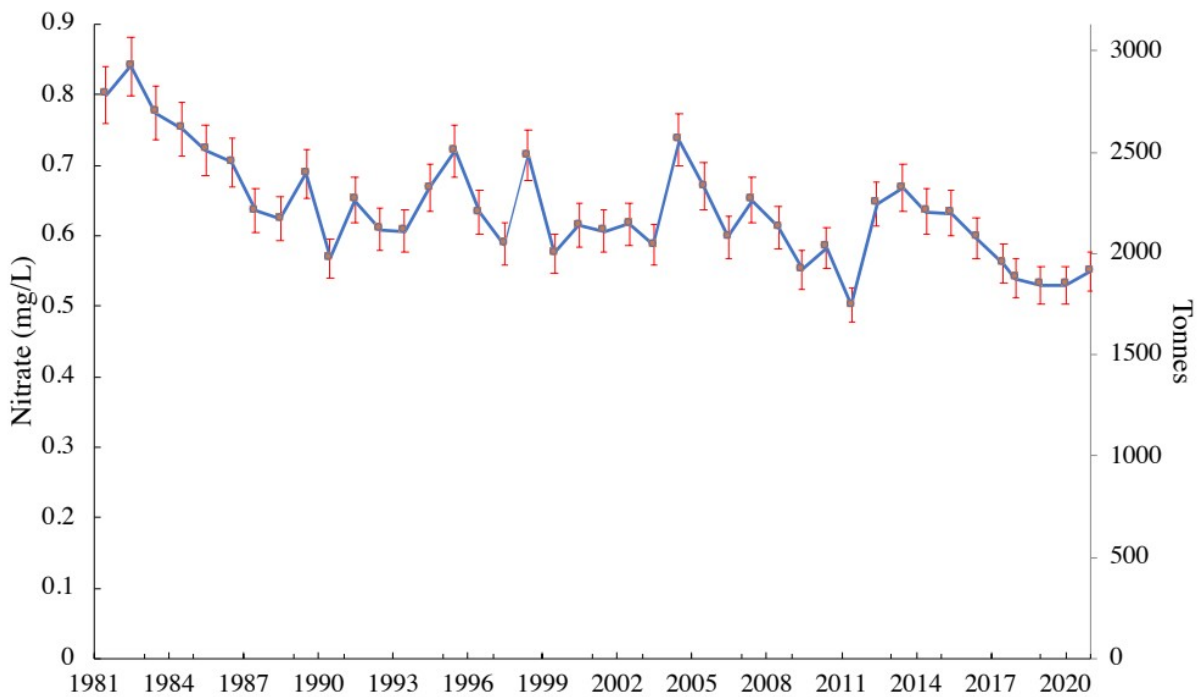


Figure 21 Concentrations moyennes hivernales (mgN L⁻¹) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2021

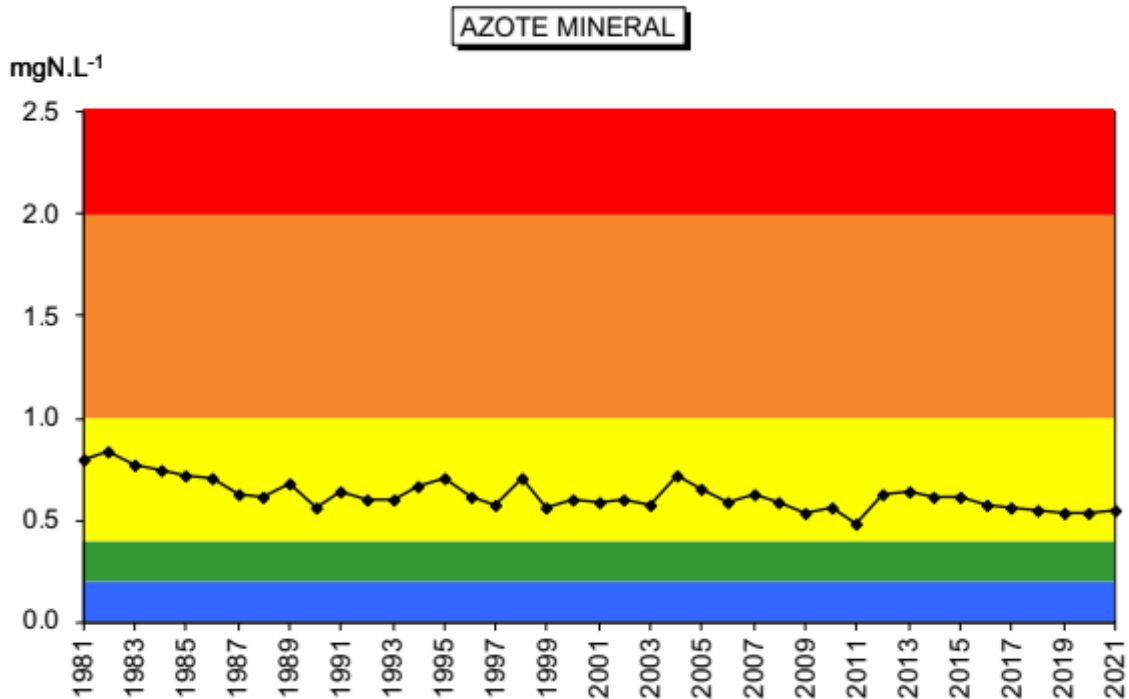


Figure 22 Concentrations moyennes hivernales (mgN L⁻¹) en azote minéral (NO₃⁻+ NH₄⁺) au point B de 1981 à 2021 ; comparaison avec les classes de qualité

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 µgP L⁻¹ de 1981 à 1992, puis sous la barre des 40 µgP L⁻¹ de 1993 à 1997, puis sous la valeur de 30 µgP/L de 1998 à 2005 et enfin sous 20 µgP L⁻¹ depuis 2006. Depuis 2011, la concentration en orthophosphate est restée inférieure ou égale à 10 µgP L⁻¹ (Figure 23).

Avec 4 µgP L⁻¹ en orthophosphate et 9 µgP L⁻¹ en phosphore total, les concentrations moyennes pondérées sur les 3 campagnes de janvier, février et mars complètes 2021 confirment la baisse du stock perçue en 2006 (Figure 23).

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 24).

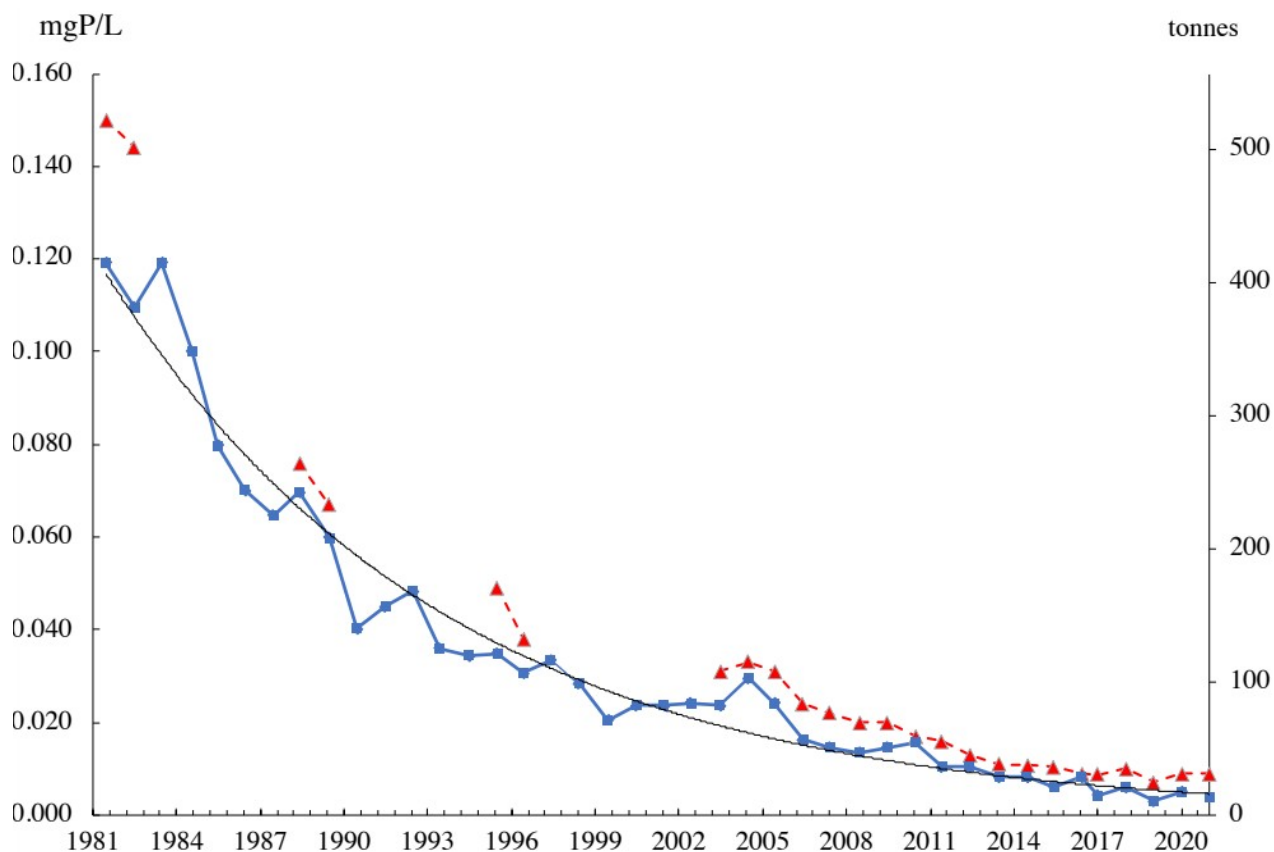


Figure 23 Evolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (bleu) et du phosphore total (rouge) (mgP L^{-1}) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2021

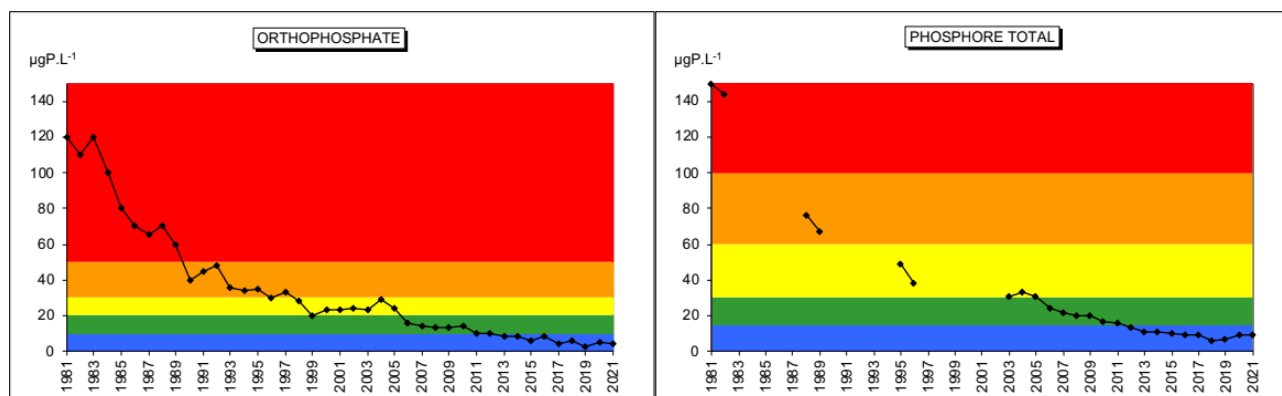


Figure 24 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP L^{-1}) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité

II.3.2. Silice réactive et carbone organique total

Pour la silice réactive et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales, égales à $3,31 \text{ mg L}^{-1}$ et $1,77 \text{ mg L}^{-1}$ respectivement, sont restées dans le 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 25).

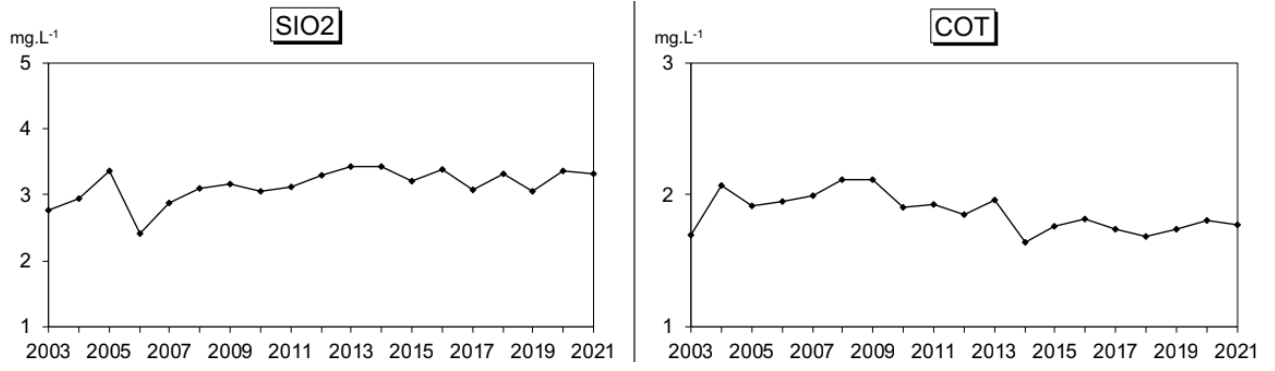


Figure 25 Évolution des concentrations moyennes hivernales a) de la silice réactive (mg/L) et b) du carbone organique total (mg/L) au point B de 2003 à 2021

ÉTUDE RELATIVE À LA CHLOROPHYLLE A

I. Dosage de la chlorophylle *a*

I.1. Echantillonnage et analyse

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 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.

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 (methode 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.

I.2. Variations saisonnières

Les différentes phases de production de biomasse se traduisent par la succession de plusieurs petits pics chlorophylliens au cours de l'année, avec un niveau restant globalement assez bas ($< 5 \mu\text{g L}^{-1}$). L'évolution des concentrations en 2021 (Figure 1) permet de définir plusieurs périodes. On a ainsi observé :

- un premier petit pic hivernal, fin février début mars, avec des concentrations atteignant presque $4 \mu\text{g L}^{-1}$;
- un second pic printannier, entre mi mai et fin mai avec des concentrations atteignant presque $4 \mu\text{g L}^{-1}$;
- un été marqué par de faibles concentrations ($> 3 \mu\text{g L}^{-1}$) ;
- un nouveau petit pic en début d'automne ($3,3 \mu\text{g L}^{-1}$) suivi par la baisse attendue pour cette période.

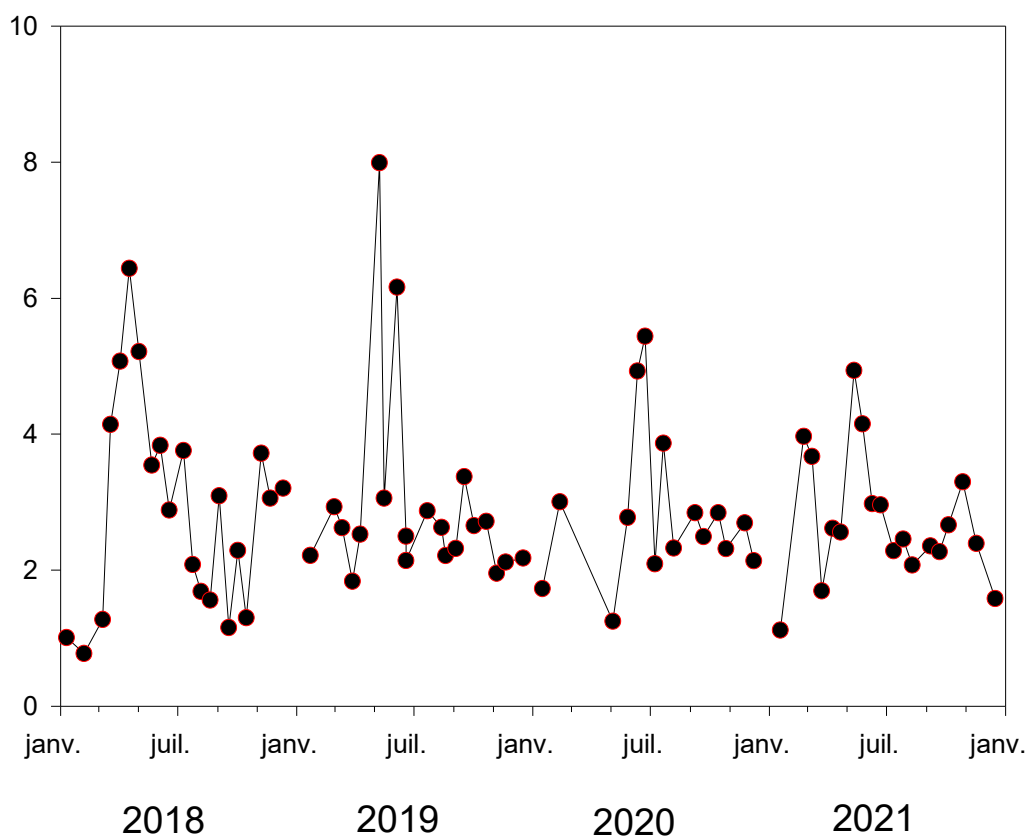


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en chlorophylle *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0–18 m, au point B ; comparaison de 2018 à 2021

I.3. Evolution à long terme

Avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de $2,74 \mu\text{g L}^{-1}$, 2021 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).

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. Exception faite de 2020, depuis 2015, les valeurs moyennes estivales ont toujours 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, et $2,6$ vs $2,95 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2019). En 2021, cette règle a été de mise et la valeur estivale a aussi été la plus basse de la chronique, avec $2,4 \mu\text{g L}^{-1}$.

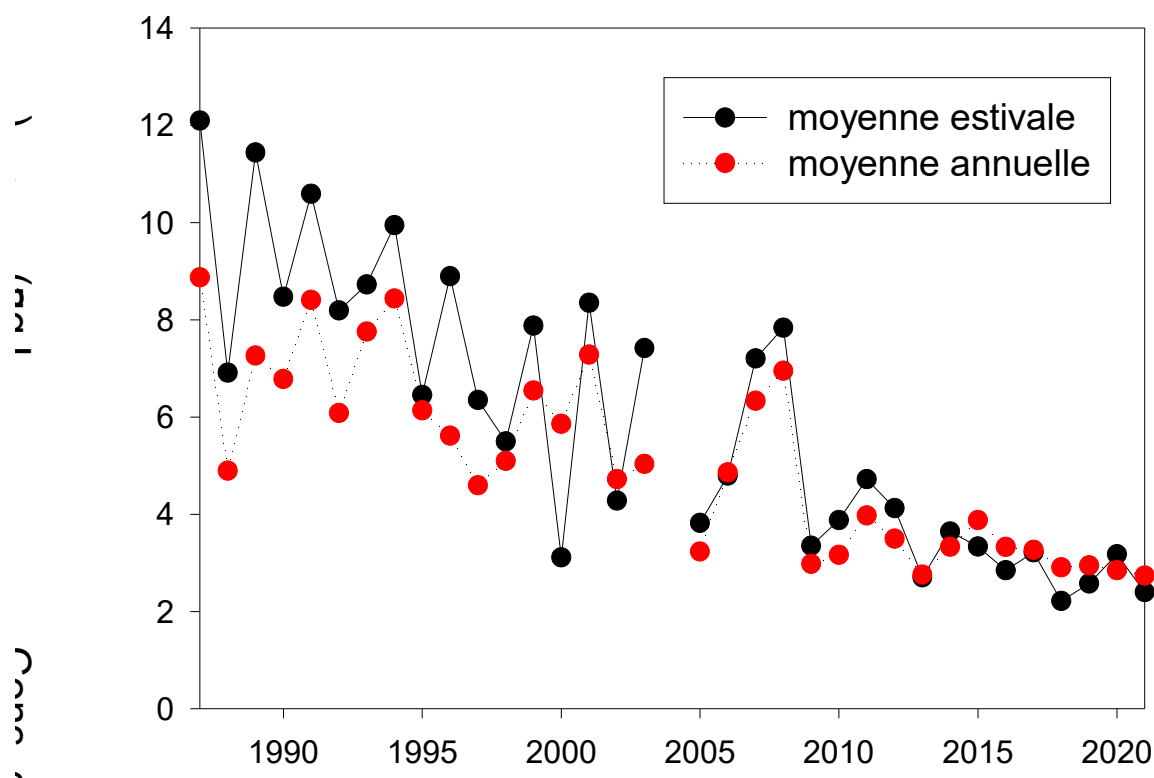
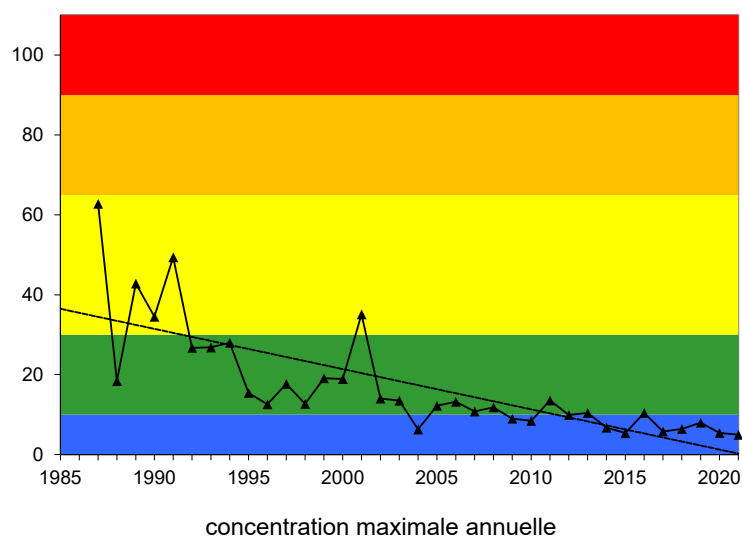


Figure 2 Evolution de la concentration moyenne **estivale** et **annuelle** en chlorophylle a ($\mu\text{g L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2021

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 ».



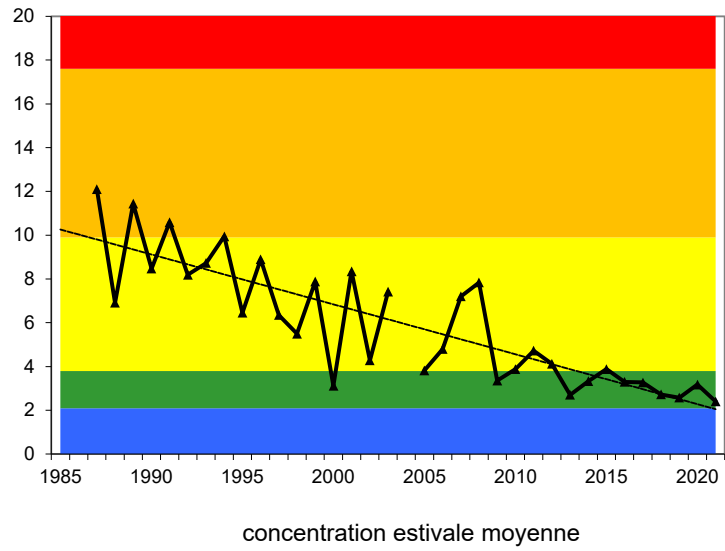


Figure 3 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des concentrations maximale annuelle et estivale moyenne en chlorophylle a ($\mu\text{g L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2021

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-Treytore *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>

L'annexe 3 donne les principes des calculs de biomasses algales.

II. Résultats

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2021

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 2021. Les phases principales suivantes ont été observées :

- Une phase hivernale et de début de printemps (18/01 au 21/04), avec des biomasses faibles à moyennes, dominées par les Diatomées et les Cryptophycées ;
- Une phase de fin de printemps (12/05 au 22/06) pendant laquelle on observait une augmentation de la biomasse, avec le maximum annuel de biomasse dominé par des Chrysophycées et des Diatomées atteint le 9/06, avec $3\,548\ \mu\text{g L}^{-1}$;
- Une phase de début d'été (12/07 au 27/07) caractérisée par des biomasses assez faibles, toujours dominées par des Diatomées et des Chrysophycées ;
- Une phase de fin d'été et d'automne (10/08 au 27/10) où la biomasse (largement associée à la présence de Dinophycées) était relativement élevée ($1\,759\ \mu\text{g L}^{-1}$ le 10/08) au début de cette période puis diminuait progressivement ($927\ \mu\text{g L}^{-1}$ le 27/10) ;
- Une phase hivernale de fin d'année (17/11 au 16/12), avec de faibles biomasses dominées par les Cryptophycées et les Dinophycées.

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

La Figure 2 ci-après illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2021.

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 3 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds *et al.* 2002). L'annexe 4 reprend les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article de (Reynolds *et al.* 2002).

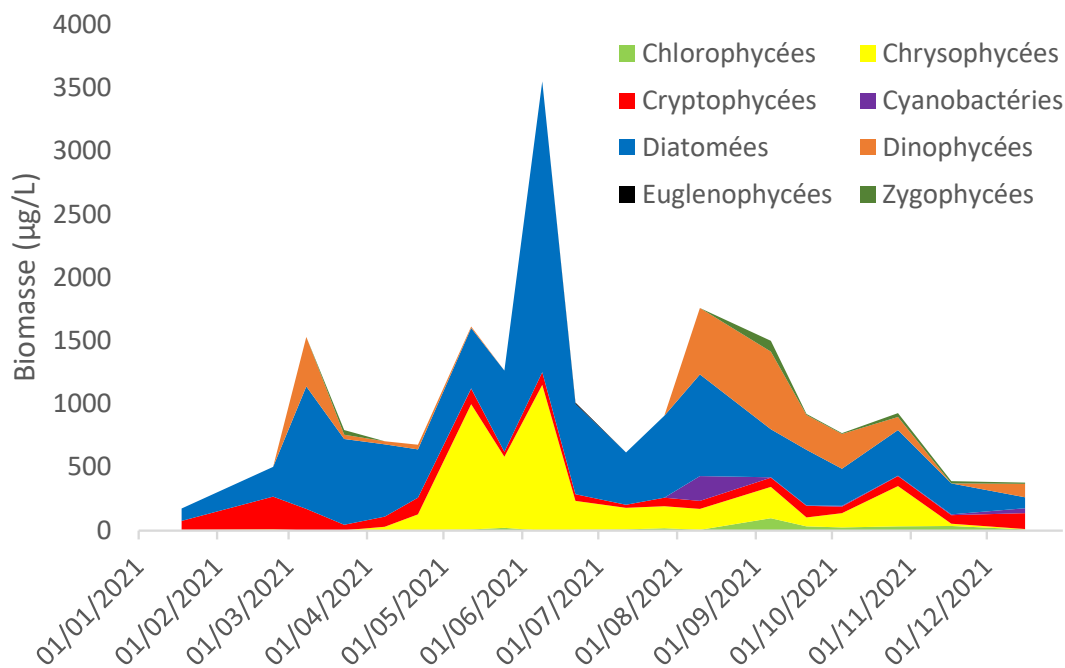


Figure 1 Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2021

En 2021, on a donc observé :

- une phase hivernale et de début de printemps (18/01 au 21/04) d'abord dominée par des espèces de Cryptophycées (*Plagioselmis* spp.) qui sont typiques de cette saison (c'est-à-dire à associer à une luminosité et des températures faibles). Ensuite, à partir du mois de mars, la biomasse a augmenté, surtout du fait d'une petite diatomée centrique, *Cyclotella costei*, 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 (12/05 au 22/06) avec, comme en 2019 et 2020, la biomasse algale qui a augmenté fortement en début de printemps du fait de la 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 a été accompagnée par des biomasses également importantes de *Cyclotella costei*. A la fin de cette phase, la biomasse a diminué rapidement à partir du 22/06, du fait des *Dinobryon divergens* ; par contre, des biomasses relativement importantes de diatomées (*Cyclotella costei*) ont subsisté ;
- une phase de début d'été (12/07 au 27/07) où la biomasse a été relativement faible et toujours dominée par *Cyclotella costei* ;
- une phase de fin d'été et d'automne (10/08 au 27/10) pendant laquelle la biomasse a de nouveau augmenté principalement du fait de la Dinophycée *Ceratium hirundinella*. Ce taxon appartient au groupe fonctionnel Lm, qui rassemble les taxons typiques des épilimnions estivaux bien stratifiés et plutôt riches en nutriments (Reynolds et al. 2002) ;

- une dernière phase hivernale de fin d'année (17/11 au 16/12) caractérisée par une biomasse faible en fin d'année et des taxons typiques d'environnements de faibles luminosité et température (e.g. *Plagioselmis spp.*).

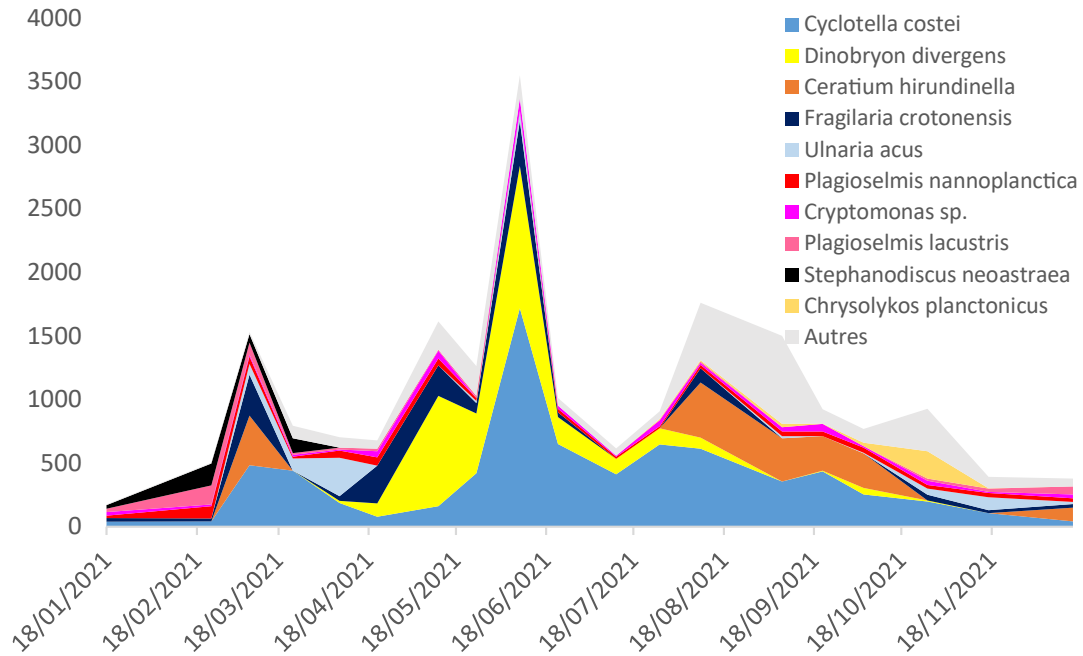


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2021

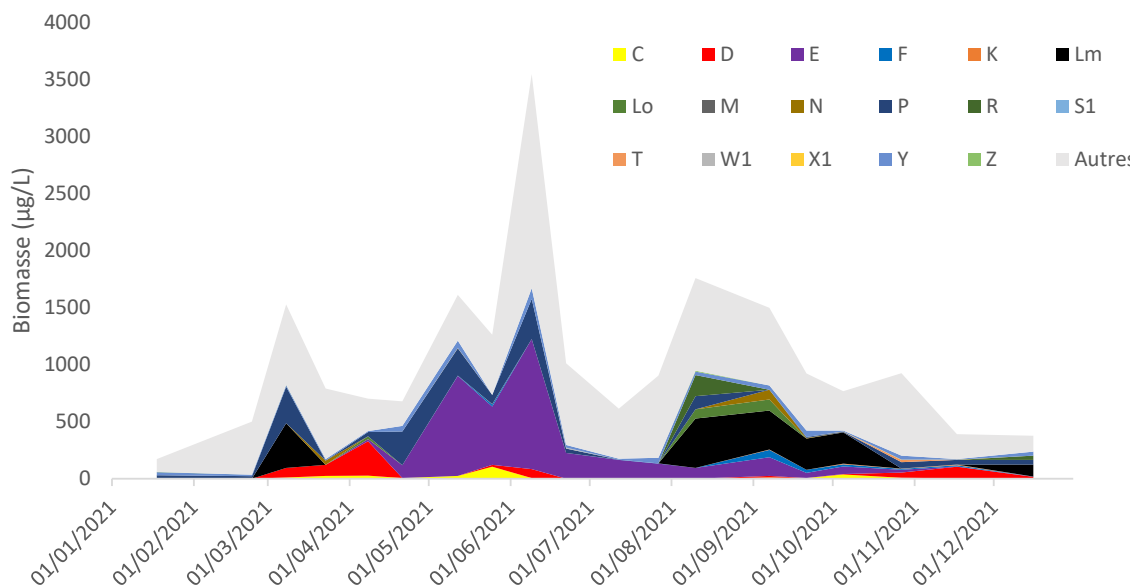


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres D à Z ; "autres" correspond aux taxons non classés par (Reynolds *et al.* 2002) dans le lac en 2021. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée en Annexe

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 μm^3 , ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 μm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 μm^3 . Tout le long de l'année 2021, une alternance entre dominance du microphytoplancton et dominance du nanophytoplancton a été observée. Le microphytoplancton a ainsi dominé le compartiment algal du 18 janvier d'année jusqu'au 9 juin (sauf le 23 février et le 23 mars). Puis, c'est le nanophytoplancton qui a été plus important en été du 22 juin au 27 juillet. En fin d'été, début d'automne, et mi décembre c'est à nouveau le microphytoplancton qui a dominé, pour de nouveau laisser la place au nanophytoplancton en octobre et novembre.

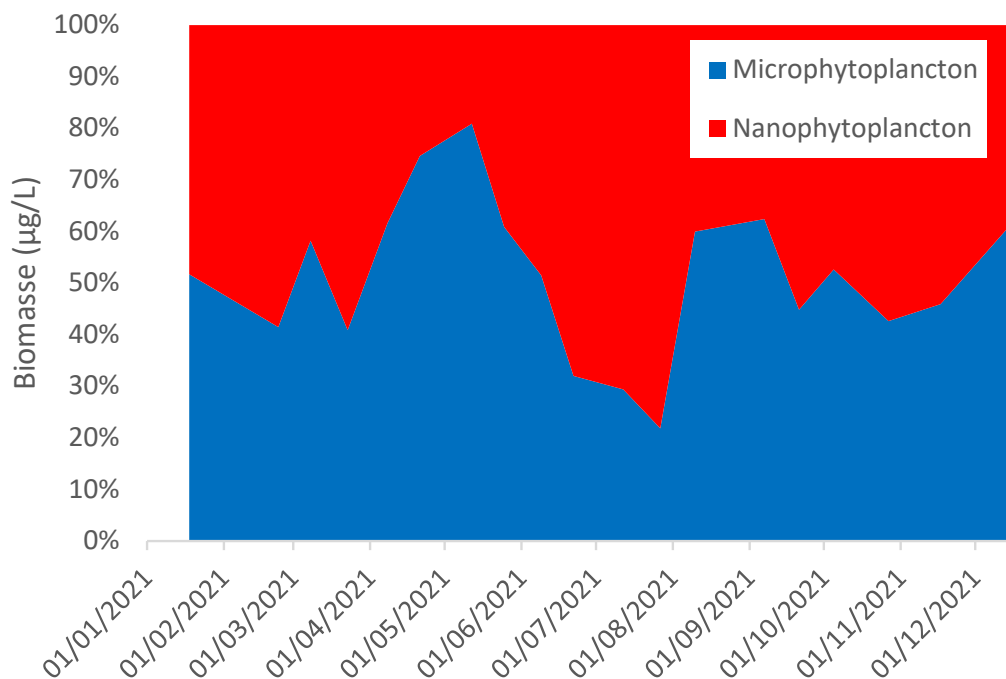


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2021

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. Le Tableau 1 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). Depuis 2018, 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.

Tableau I Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 2004 à 2021

	Biomasse annuelle ($\mu\text{g/l}$)
1995	1767
1996	2532
2004	2940
2005	3384
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

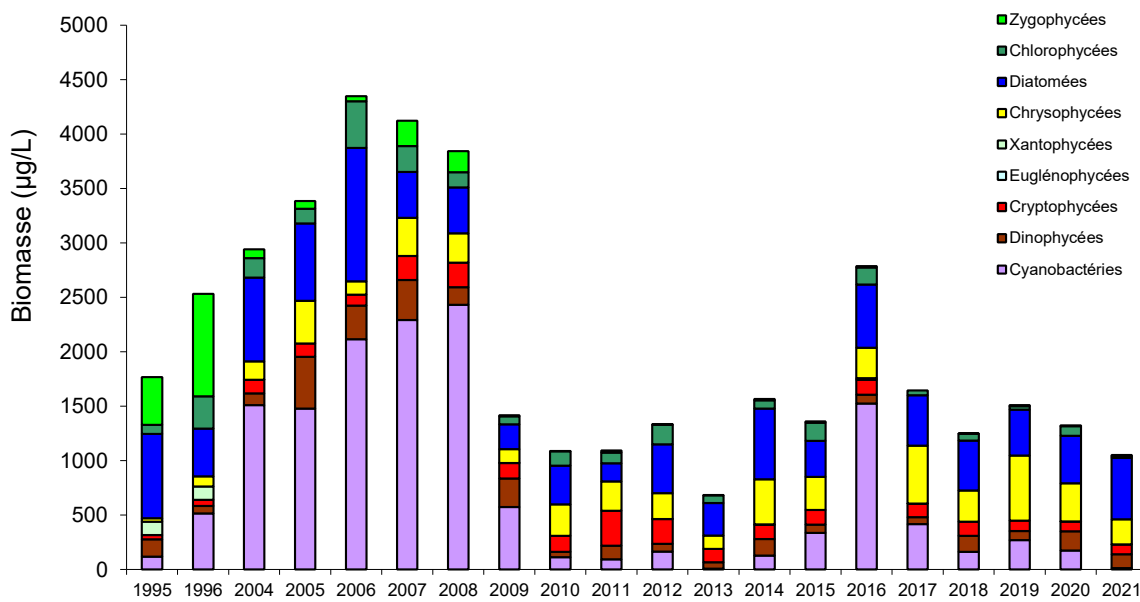


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

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.

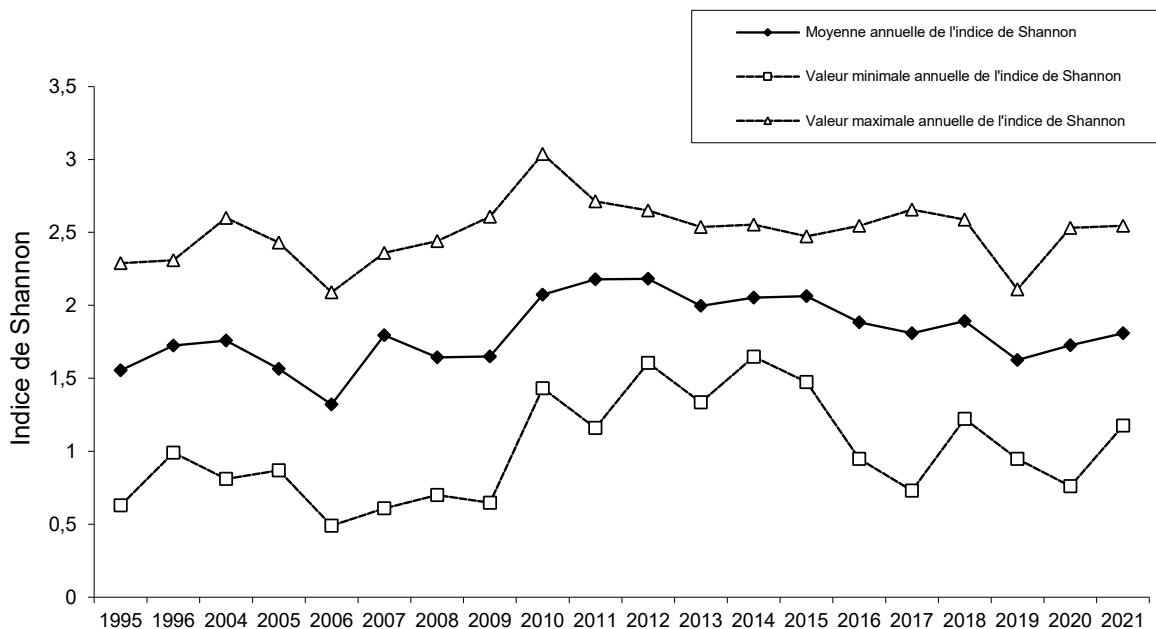


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon-Wiener

Les années antérieures à 2010 ont eu des diversités relativement faibles s'expliquant par la dominance de *Planktothrix rubescens*. Entre 2010 et 2018, les diversités annuelles ont été

sensiblement plus élevées. Les années 2019 et 2021 ont présenté 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 nutriments, 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 l'année 2021 présente 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 composées 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. L'année 2021 confirme cette tendance et présente des biomasses nettement plus élevées que le reste de la chronique pour ces groupes fonctionnels.

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). L'annexe 3 donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

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	$15-30 \mu\text{g.L}^{-1}$	mésotrophe/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).

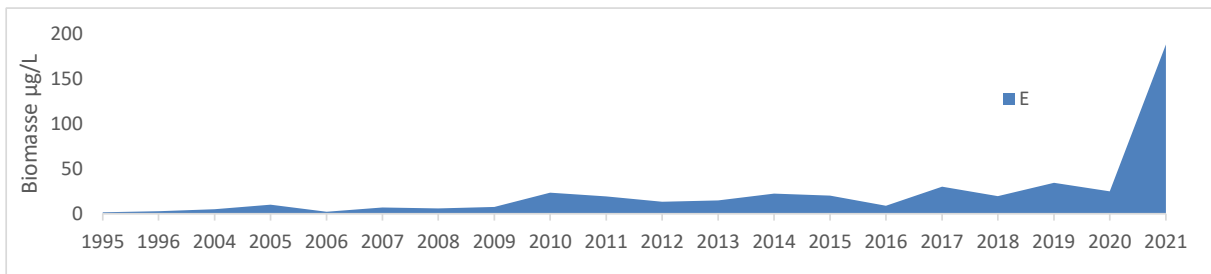
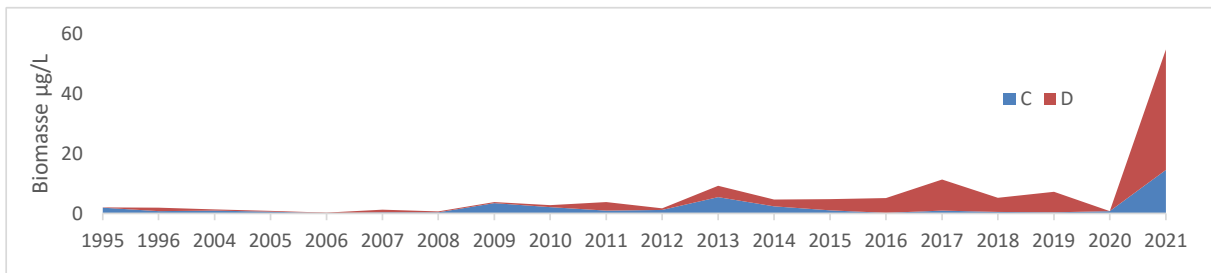
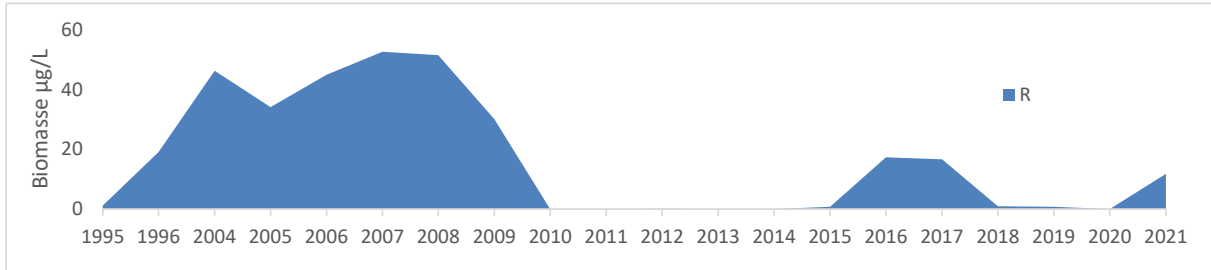
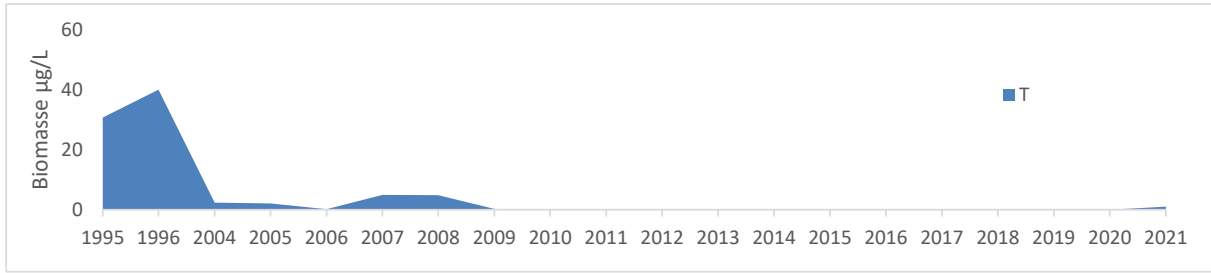


Figure 7 Dynamique interannuelle de la proportion exprimée en pourcentage de biomasse ($\mu\text{g L}^{-1}$) de certains groupes fonctionnels selon (Reynolds *et al.* 2002)

//

//

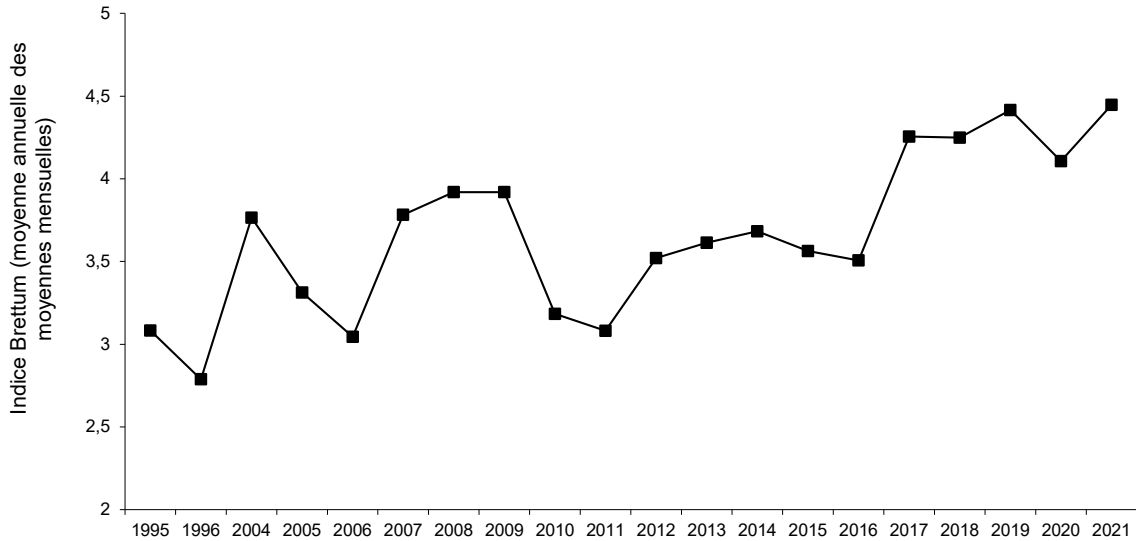


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

II.2.5. Evolution du micro et nanophytoplancton

Le Tableau 2 reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano- et microphytoplanctoniques de 2004 à 2021, la Figure 9 donnant cette évolution en biomasse depuis 1995.

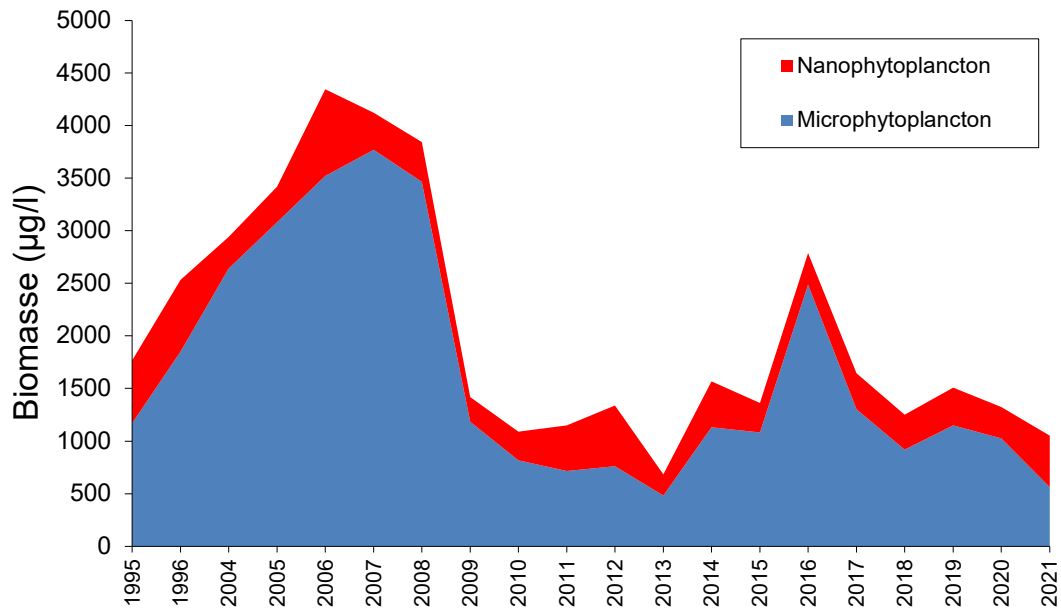


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques

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)

%	Microphytoplancton	Nanophytoplancton
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

Sur toute la chronique, le microphytoplancton domine le compartiment. Cependant, on observe une augmentation progressive de la part représentée par le compartiment microphytoplanctonique 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 à nouveau une augmentation progressive de la proportion du microphytoplancton. Les années 2017 à 2021 présentent une nouvelle baisse de la proportion en microphytoplancton.

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. 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-Treyture *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 compose l'IPLAC (Laplace-Treyture *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-Treyture *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 annuels (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 2021 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 0,641. Ainsi au cours de ces 16 dernières années, le lac du Bourget est plutôt classé en bon état par la communauté algale au travers de l'IPLAC. La Figure 10 ci-dessous

permet de mieux visualiser l'évolution de l'indice et de ses métriques constitutives au cours du temps. Sur les 5 dernières années (2016-2021), les résultats obtenus ont été clairement meilleurs que les années précédentes.

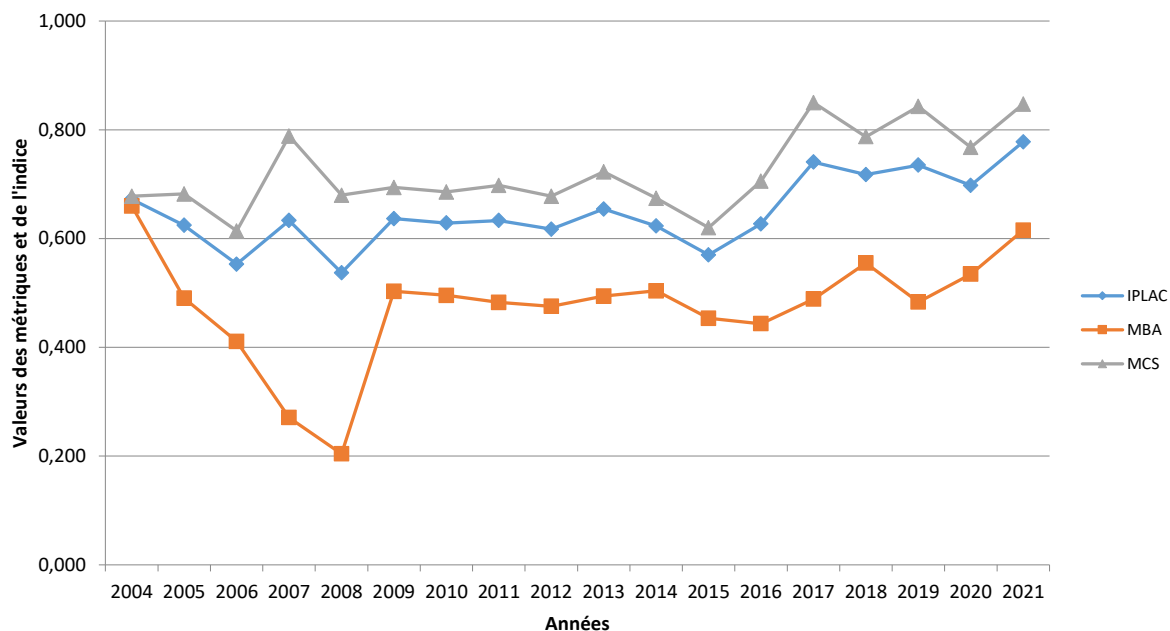


Figure 10 Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2021 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale)

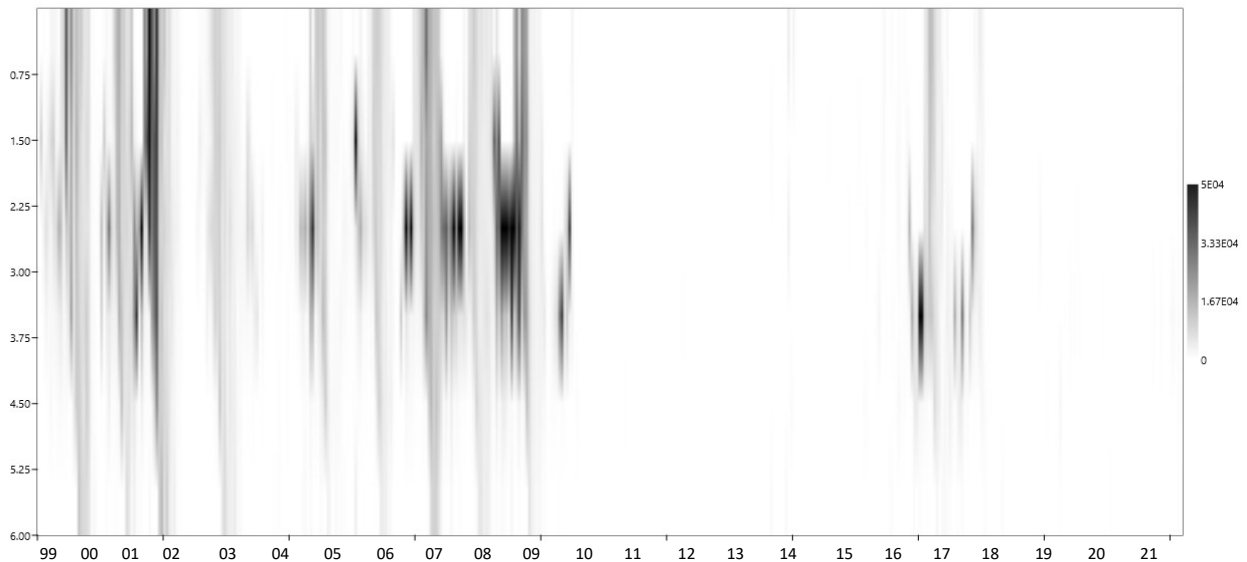
Tableau IV Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2021

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

En regardant plus dans le détail, la Métrique de Biomasse Algale (MBA) a contribué 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 a été de 0,467 au cours de la période d'étude. La plus faible valeur a été observée en 2008 avec 0,204. 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 0,72 de 2004 à 2021. On note qu'en 2017, 2019 et 2021, la MCS a été 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 s'est fait ressentir du point de vue de la composition spécifique.

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. 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 et 2021 ont logiquement suivi ce schéma.



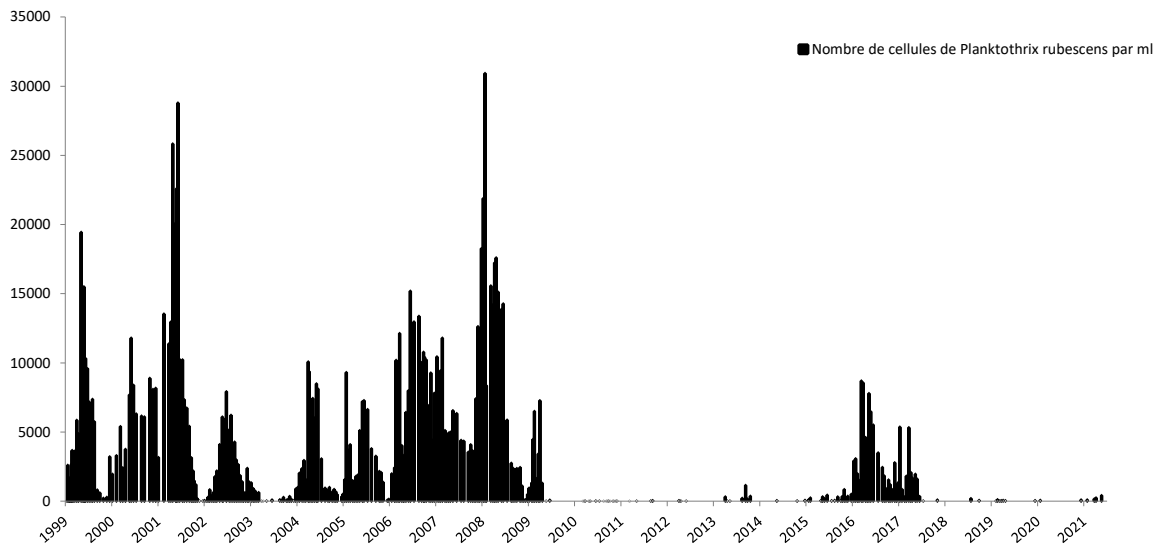


Figure 11 Evolution de la concentration cellulaire par profondeur et moyenne sur la profondeur 2-50 m de *P. rubescens* de 1999 à 2021

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).

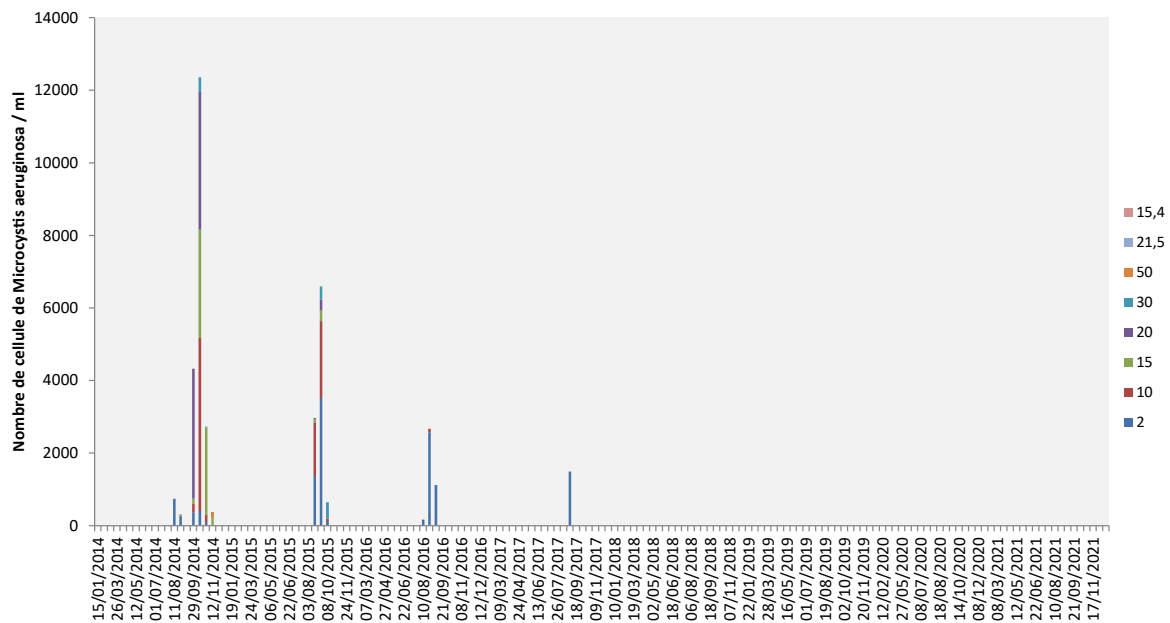


Figure 12 Evolution de la concentration cellulaire de *M. aeruginosa* depuis 2014 à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

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.

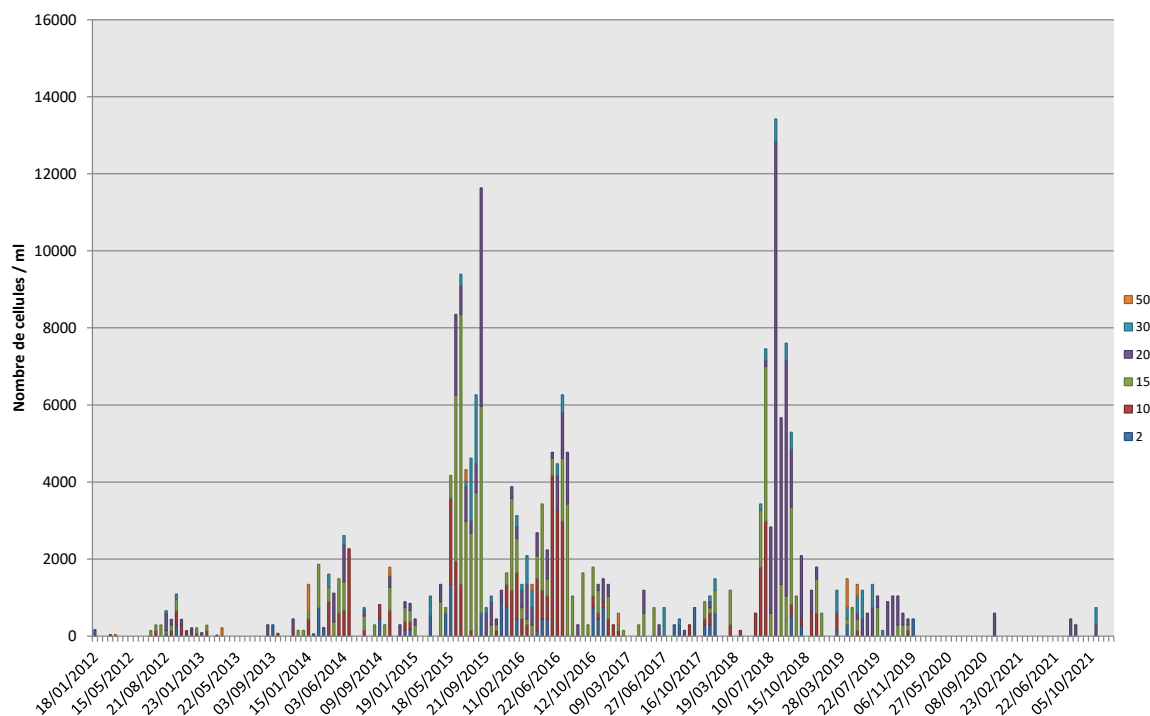


Figure 13 Evolution de la concentration cellulaire d'*A. flos-aquae* depuis 2012 à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

IV. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2021 peut être résumée de la manière suivante :

- Une phase hivernale et de début de printemps (18/01 au 21/04) avec une biomasse faible et dominée par des diatomées centriques indicatrices de milieux brassés et oligotrophes et des Cryptophycées adaptées aux faibles températures et luminosités ;
- Une phase de fin de printemps (12/05 au 22/06) pendant laquelle la biomasse croit fortement principalement du fait d'espèces appartenant à la classe des Chrysophycées (*Dinobryon* spp.) qui sont indicatrices de milieux oligotrophes ;
- Une phase de début d'été (10/08 au 27/10) avec une biomasse relativement faible dominée par de petites diatomées indicatrices de milieux oligotrophes ;

- Une phase de fin d'été et d'automne (10/08 au 27/10), pendant laquelle la biomasse augmente principalement du fait d'une Dinophycée élective d'épilimnions estivaux bien stratifiés et plutôt riches en nutriments ;
- Une phase hivernale de fin d'année (17/11 au 16/12), 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 2021) ont été caractérisées par des biomasses sensiblement comparables à 2009-2015, et avec des peuplements phytoplanctoniques clairement indicateurs de milieux méso-oligotrophes. L'indice de Brettum a d'ailleurs présenté en depuis 2018 des valeurs nettement plus élevées que tout le restant de la chronique. Certaines espèces clairement indicatrices de milieux oligotrophes ont eu des biomasses plus fortes à partir de 2018 (ex : *Epipyxis polymorpha*, *Chrysolynos 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 ; 2021 étant une année présentant des biomasses très élevées de ce type d'espèces.

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTERIES

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 2020 et sur l'ensemble de la période s'étalant entre 2003 et 2020 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).

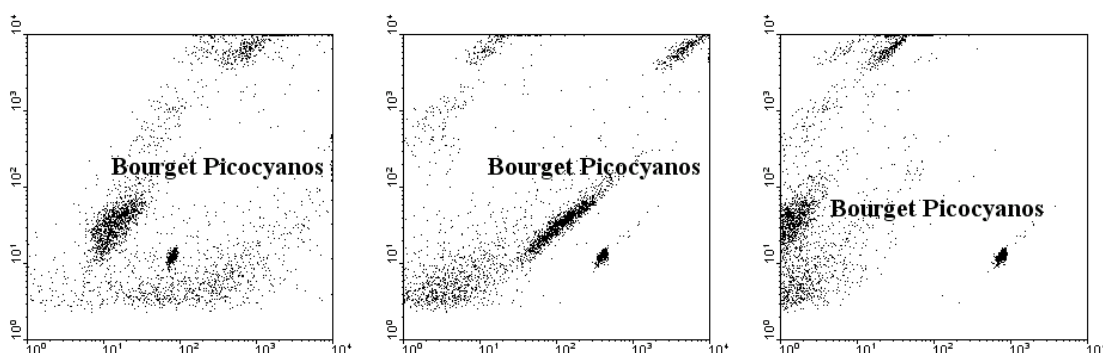


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries basé sur des critères de fluorescence de la chlorophylle et de phycoérythrine ou encore de la « taille »

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2021

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 isollements 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 2021, la concentration moyenne autour de $6,9 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹ est la troisième valeur la plus élevée de la chronique, significativement supérieure à la moyenne globale (e.g. $4,0 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹). En 2021, la valeur minimale observée pour la communauté des picocyanobactéries est aussi plus élevée que la moyenne (416 vs 249).

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2021

	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	416	$5,9 \times 10^5$	$6,9 \times 10^4$

En 2021, 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 entre le début du mois de juin et la fin du mois d'octobre. Ces valeurs sont enregistrées le 9 juin à 10 m ($1,05 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹), le 22 juin à 2 et 10 m ($1,46$ et $1,61 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹), le 12

juillet à 2, 10 et 15 m ($1,86, 4,22$ et $1,54 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹), le 10 août à 2 et 10 m ($1,26$ et $2,52 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹), le 24 août à 10 et 15 m ($1,55$ et $5,92 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹), tout le mois de septembre à 2, 10 et 15 m (avec des valeurs variant entre $1,02$ et $3,54 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹) et pareillement en octobre (avec des valeurs variant entre $1,35$ et $2,24 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹). La valeur maximale de $5,92 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ est enregistrée le 24 août à 15 m, alors que c'était au mois de mai en 2020, juin en 2019 et début août en 2018. 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).

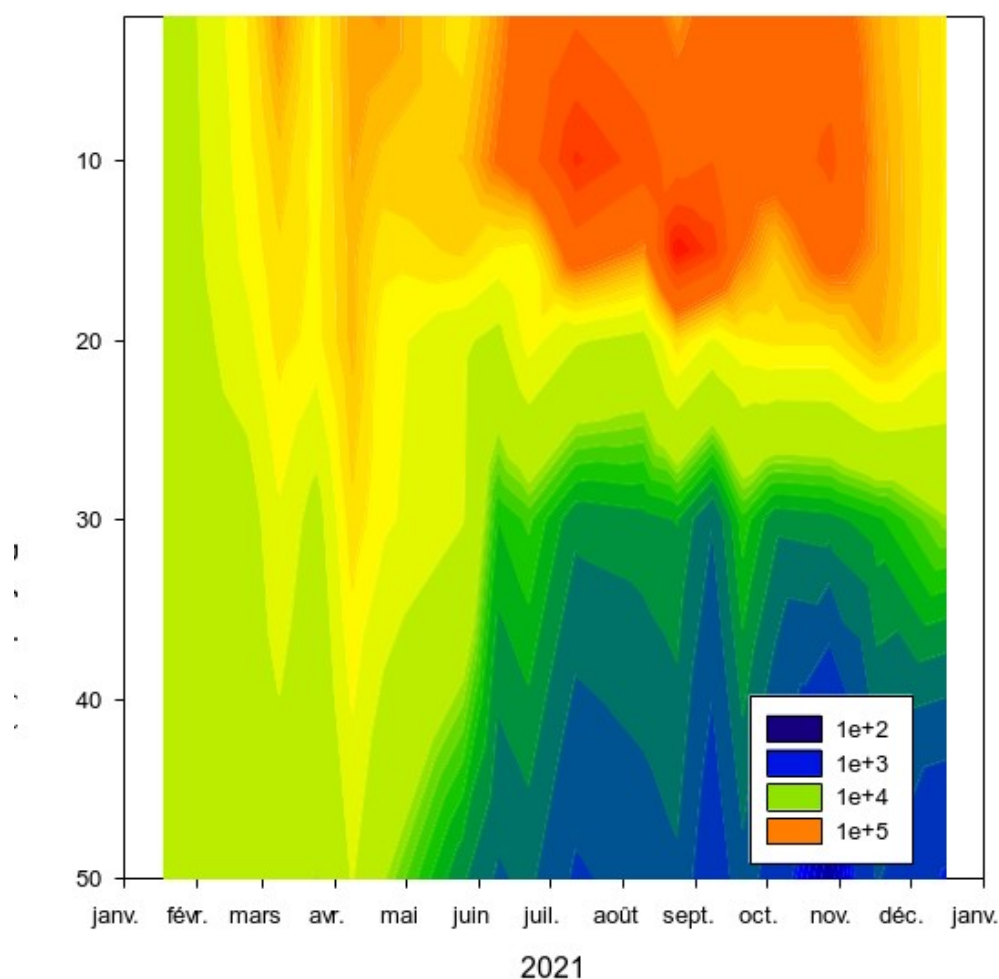


Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2021

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 donc 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 2021

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=108). L'analyse a été conduite après normalisation des données. Près de 61% de la variance (une valeur assez similaire à celles de 2018, 2019 et 2020 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. On peut citer la température ($r=0,76$; $p<0,01$) et le phosphore total ($r=0,48$; $p<0,01$) pour lesquels des corrélations positives sont significatives. Inversement, une corrélation négative très nette est observée entre l'abondance des picocyanobactéries et les nitrates ($r=-0,68$; $p<0,01$), la conductivité ($r=-0,65$; $p<0,01$) et la profondeur ($r=-0,67$; $p<0,01$) 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 peu 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.

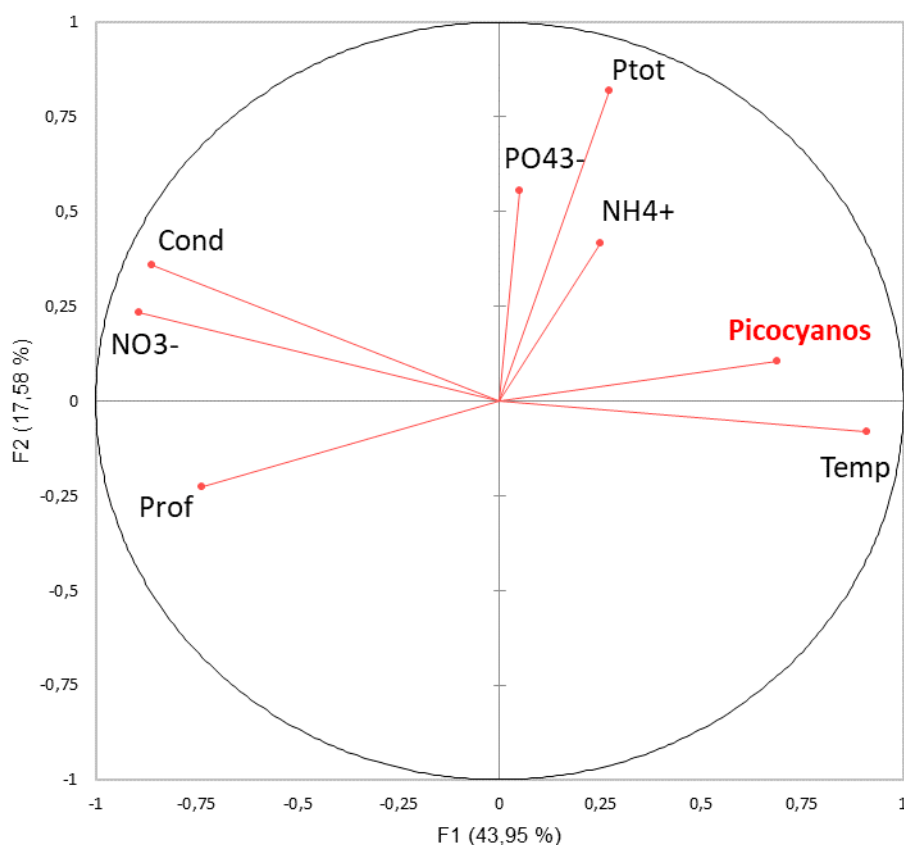


Figure 3 ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2021

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 2021

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 métazoaire et à la relative indépendance de cette communauté avec la ressource phosphorée telle que mesurée au cours du suivi.

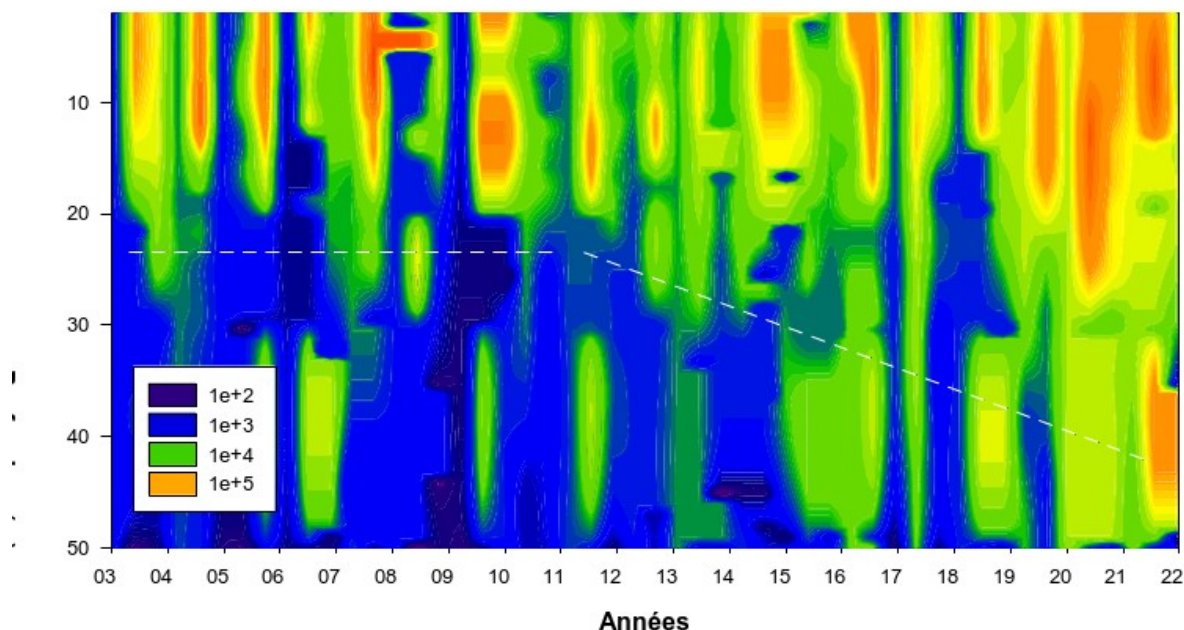


Figure 4 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2021 inclus

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 2008 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 devenus de plus en plus limitants en surface. Cette tendance, si elle est confirmée, peut sûrement être vue comme un indicateur de la réoligotrophisation. A noter que cette tendance générale qui avait été moins/peu marquée en 2018 l'est de nouveau depuis 2019.

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 réalisée 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).

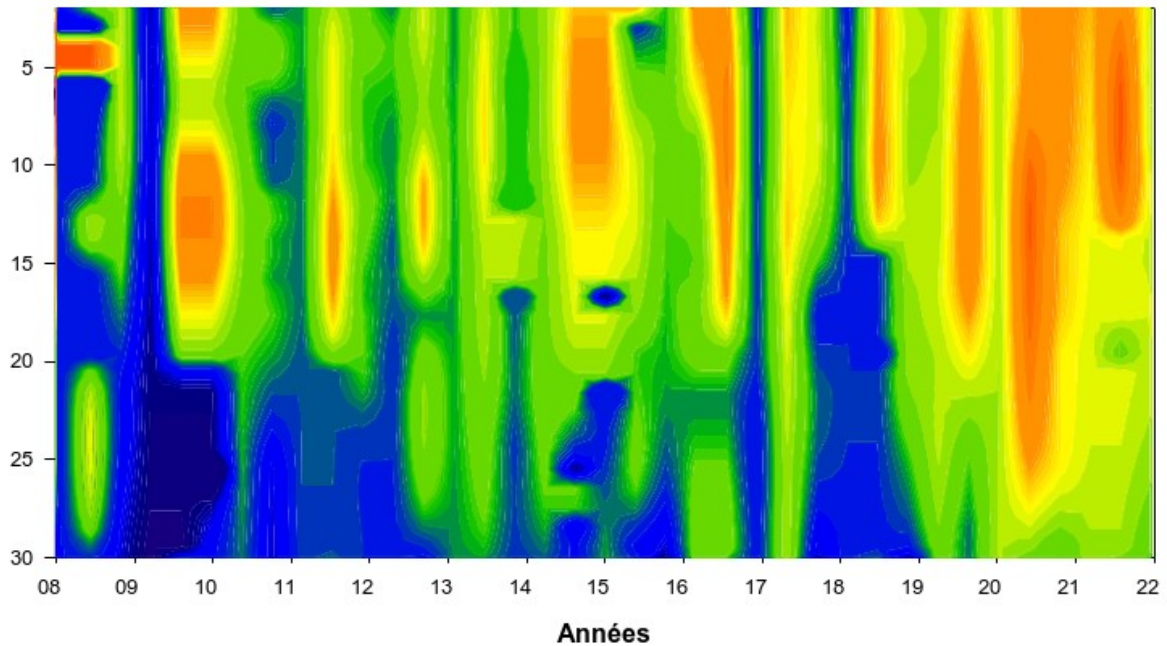


Figure 5 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 30 m entre 2008 et 2021 inclus révélant l'augmentation annuelle et l'approfondissement de la biomasse picocyanobactérienne

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 2021 (Jacquet non publié).

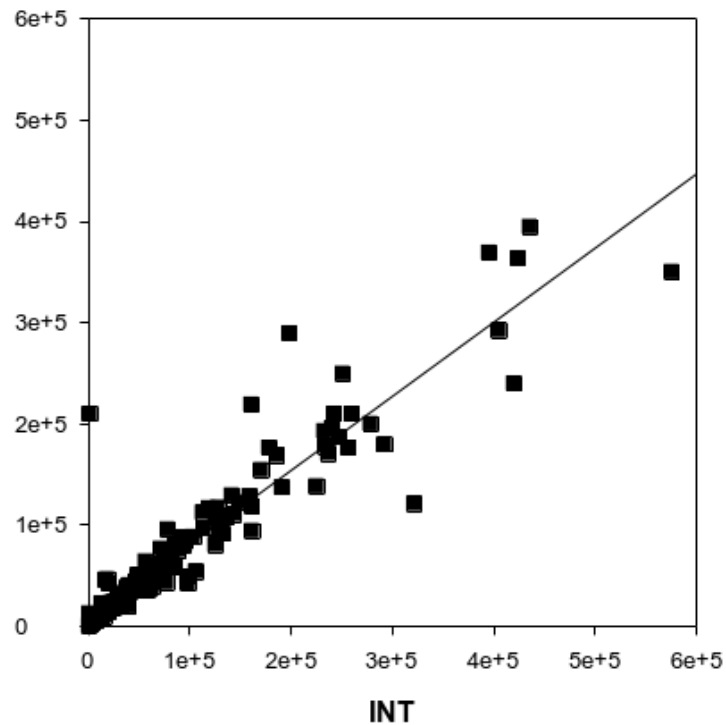


Figure 6 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour les années 2012 à 2021

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-août. 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'août. 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 août ($3,2 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹).

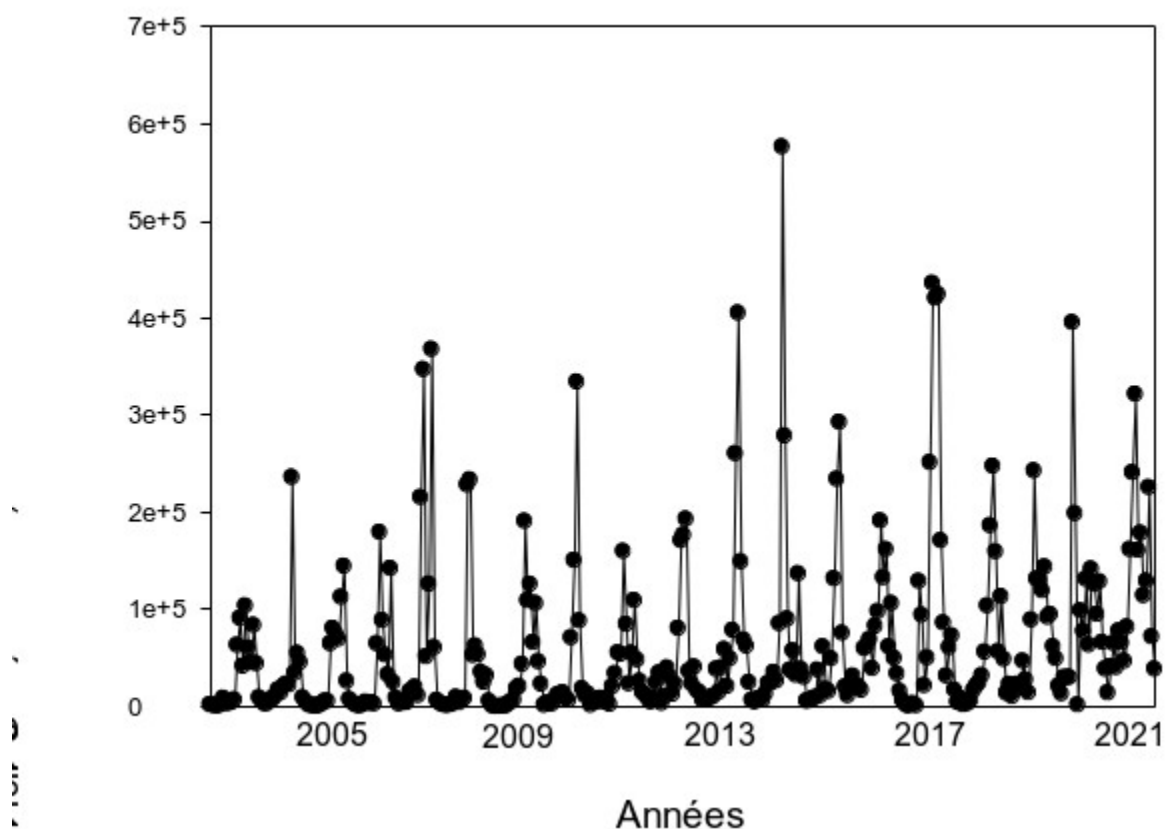


Figure 7 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2021

Sur la période de 2004 à 2021 inclus, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 17,3% (en 2020) 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 4,6 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant, semble-t-il, être directement associée à la raréfaction de *P. rubescens*). Compartiment 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%. 2021 arrive en seconde position avec 15,7% (le nano- et microphytoplancton représentant respectivement 40,2% et 44,1% de la biomasse phytoplanctonique totale).

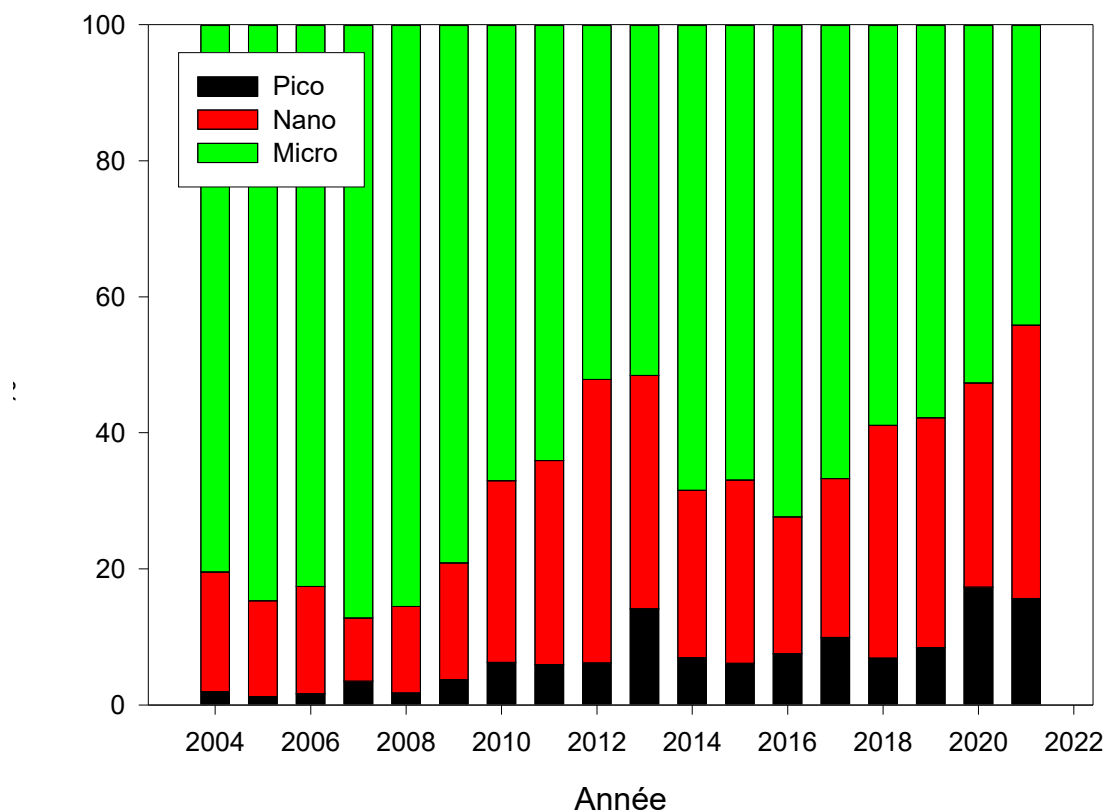


Figure 8 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

Le constat d’une augmentation significative de la biomasse du picophytoplancton, ici représentée uniquement par les picocyanobactéries, est illustrée sur la Figure 9 ci-dessous ($r=0,82$; $n=18$; $p<0,01$), qui révèle également que la valeur moyenne annuelle la plus élevée est enregistrée en 2021 avec $179,6 \mu\text{g/L}$, après 2017 ($178 \mu\text{g/L}$) et 2020 ($161 \mu\text{g/L}$). En proportion, ce compartiment est passé d’~2-3 à 10-15% entre 2004 et 2020 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).

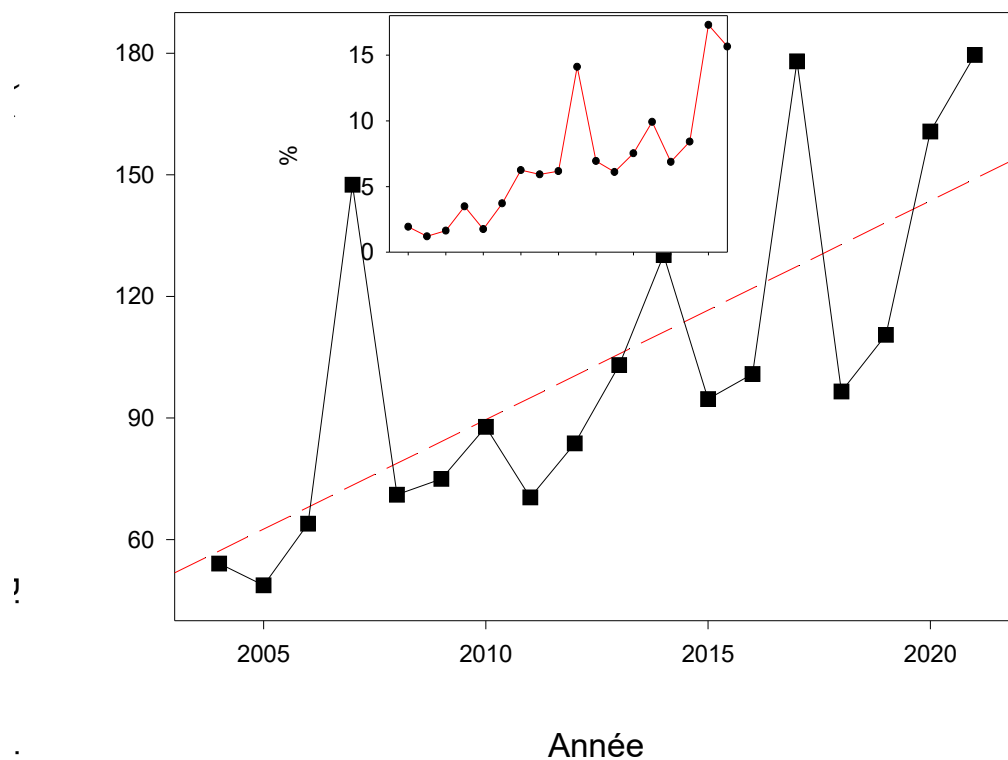


Figure 9 Evolution de la biomasse picophytoplanctonique dans le lac du Bourget depuis 2004

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 $0,86$).

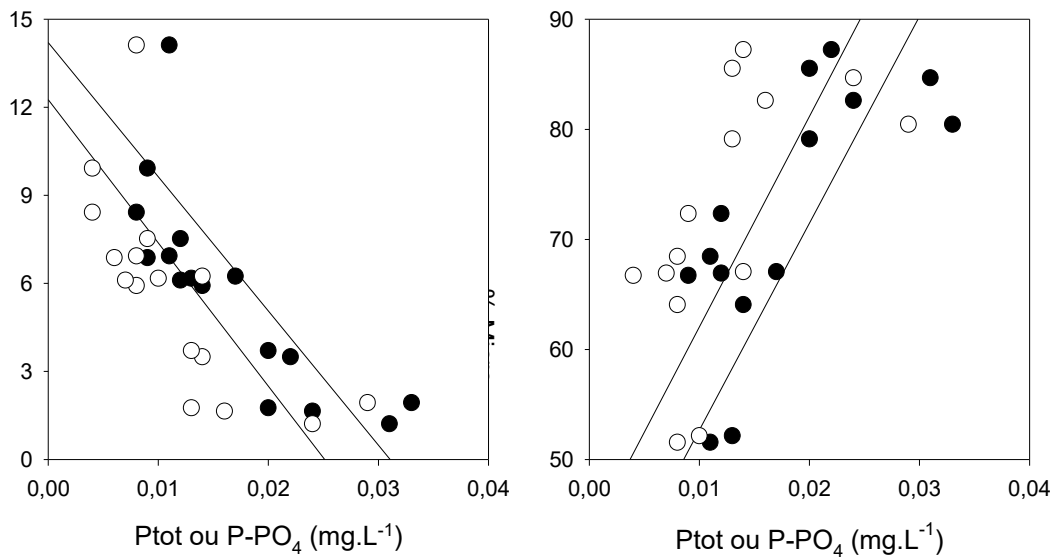


Figure 10 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplankton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO₄

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 phytoplanktonique. 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 2020. La seconde partie est consacrée aux tendances interannuelles de cette communauté et à l'étude des indices fonctionnels sur la période 2004-2020.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2020 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 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 2021, 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. Comme 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 uniquement sur les microcrustacés. Ce groupe se subdivise en deux sous-classes principales: 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 crustacéens observés chaque année oscille entre 8 et 14, pour un total de 16 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi annuel régulier 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. leuckartii*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. En cohérence avec les années précédentes, en 2021 les espèces suivantes n'ont pas été observées : *B. longirostris*, *C. sphaericus*, *Cylops sp.*, *C. vicinus*. Les autres espèces ont été observées régulièrement au cours de l'année 2021 et font l'objet de la première partie de cette étude.

La comparaison du biovolume sédimenté entre 2015 et 2021 (Figure 1) révèle une légère augmentation par rapport à la tendance à la baisse observée jusqu'en 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. En 2021, elle a été de 56 ml m⁻². Comme déjà observé l'année précédente, les biovolumes sédimentés en 2021 ont été plus faibles en début d'année (janvier et février) et plus importants en début d'été (le maximum ayant été observé au mois de juin). La tendance bimodale typique des lacs mésotrophes a été bien visible ces dernières années avec des pics récurrents en fin de printemps (mai-juin) et fin d'été (août-septembre).

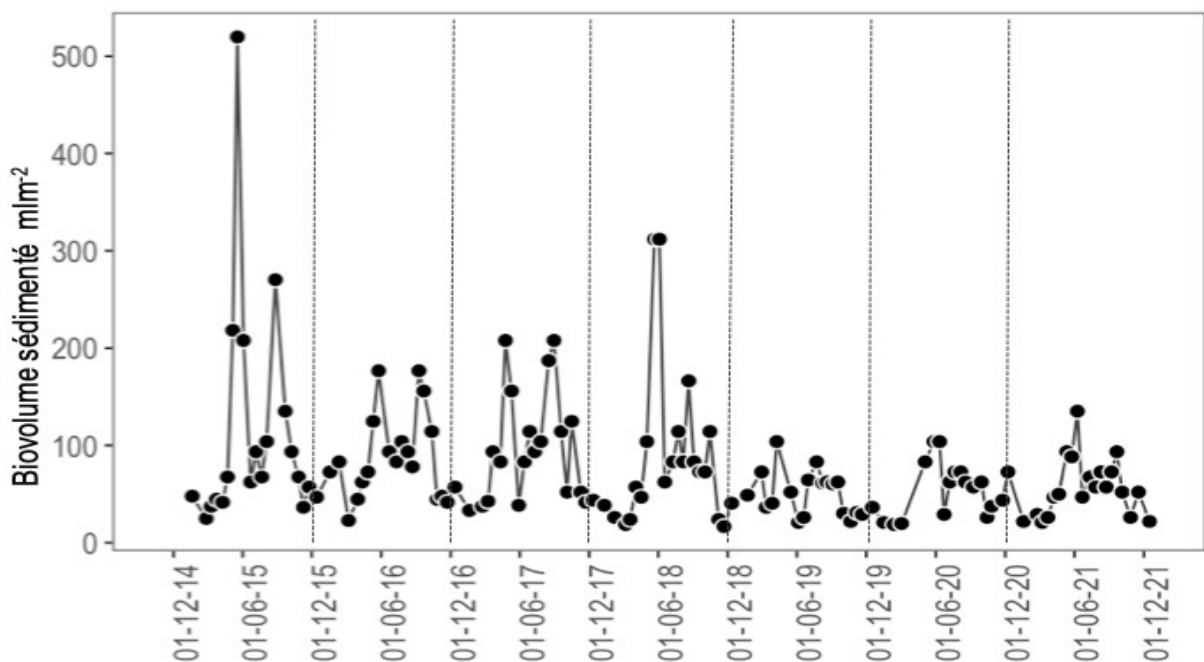


Figure 1 Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget de 2015 à 2021

La dynamique des abondances des trois familles crustacéennes en 2021 (Figure 2) 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 correspondant à l'augmentation des cladocères. Dans le détail, on a observé une croissance synchrone des cyclopoïdes et des calanoïdes, qui représentaient respectivement 54% et 44% des effectifs du pic en avril. Les cladocères sont restés peu abondants jusqu'au mois de mai et le pic d'abondance principal a eu lieu le 9 juin ($3,3 \times 10^5$ ind m⁻²). A cette date les cladocères ont représenté la majorité des effectifs totaux du zooplancton (51%).

Les abondances des microcrustacés ont été variables pendant l'été et un dernier pic d'abondance a été observé en novembre suivi par un important déclin en décembre, typique des mois hivernaux.

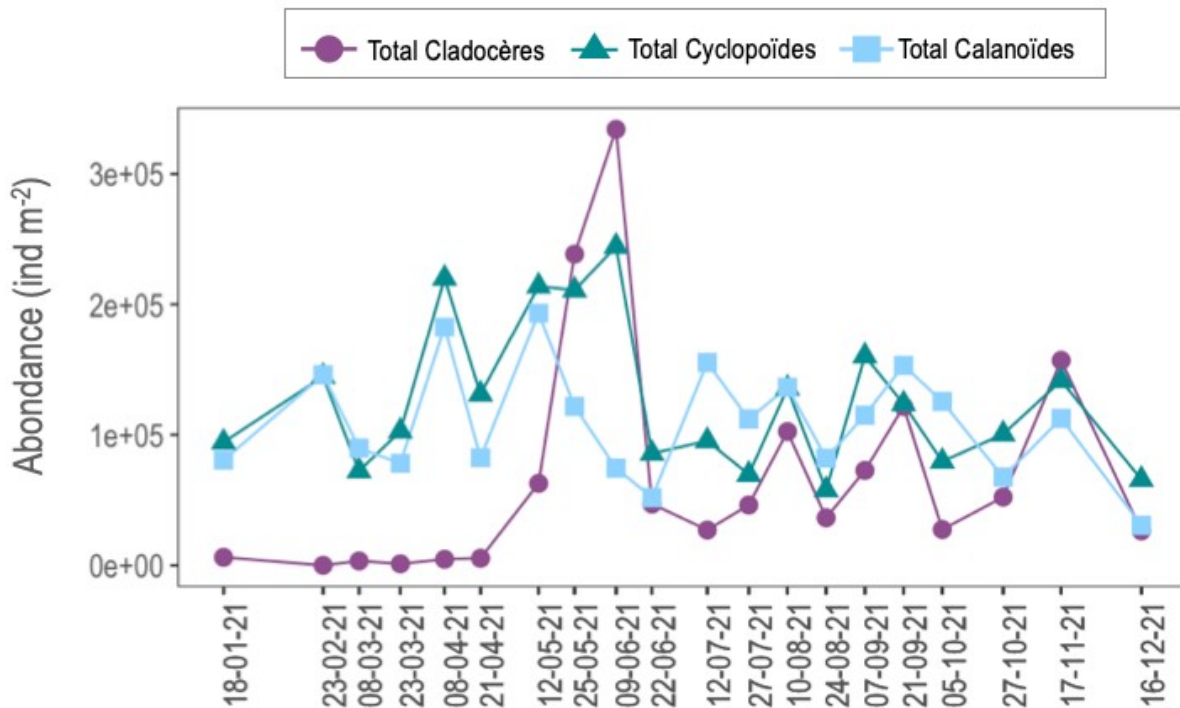


Figure 2 Dynamique saisonnière des différentes classes de microcrustacés au lac du Bourget en 2021

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 6.1×10^3 ind m^{-2}) et l'espèce la plus abondante était *D. longispina*. Le développement printanier a débuté en mai, suivi par le premier pic d'abondance en juin ($3,3 \times 10^5$ ind m^{-2}), représenté en majorité par *D. longispina* (61% des effectifs des cladocères herbivores) et *E. longispina* (38% 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* a été remplacée par l'espèce thermophile *D. brachyuru*, qui par contre a atteint des pics d'abondance plus faibles comparés aux deux autres espèces (8×10^4 ind m^{-2} le 10 août). En Octobre *E. longispina* a été à nouveau l'espèce dominante, avec un pic d'abondance de $1,2 \times 10^5$ ind m^{-2} le 17 novembre, correspondant à 80% des effectifs totaux de la communauté.

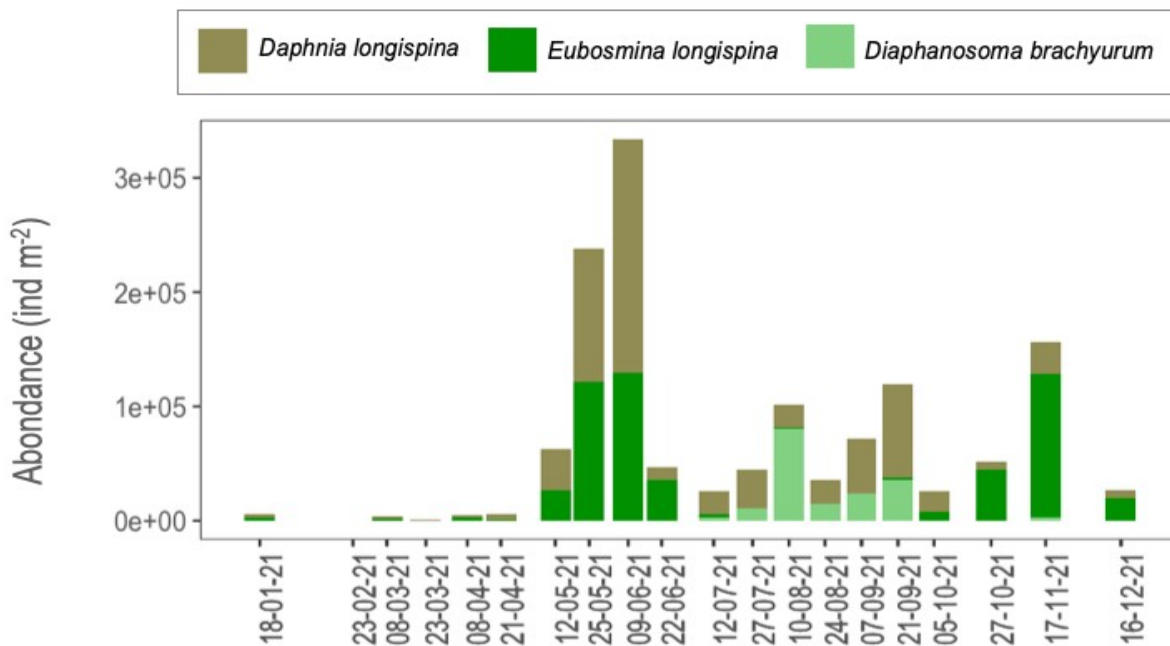


Figure 3 Evolution saisonnière de la composition des cladocères herbivores au lac du Bourget en 2021

Les cladocères prédateurs ont présenté par rapport aux cladocères herbivores des abondances typiquement inférieures (Figure 4). *Bythotrephes longimanus* a présenté des valeurs d'abondance très faibles (maximum 73 ind m⁻² le 23 février). Cependant cette espèce a été observée tout au long de l'année. *Leptodora kindtii* a été l'espèce plus abondante, mais avec un développement typiquement en fin de printemps et une période de croissance principale pendant la saison chaude. Les pics majeurs ($1,4 \times 10^3$ et $1,6 \times 10^3$ ind m⁻²) ont été observés respectivement le 27 juillet et le 21 septembre. A partir de fin octobre, *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 l'été. Pendant le reste de l'année, les effectifs de *L. kindtii* n'ont pas dépassé les 1000 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 2021 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 (65% des effectifs totaux), bien que *Cyclops alpinus* soit resté toujours présent. Une succession semble avoir opéré entre ces deux espèces et la dominance de *T. crassus* a été progressivement remplacée par *C. prealpinus* qui a été l'espèce majoritaire pendant la période avril-août, représentant en juin 100% des effectifs du zooplancton crustacéen. *T. crassus* est devenu dominant à nouveau pendant les mois hivernaux (80% et 71% des effectifs en novembre et décembre), bien que décrit comme une espèce thermophile.

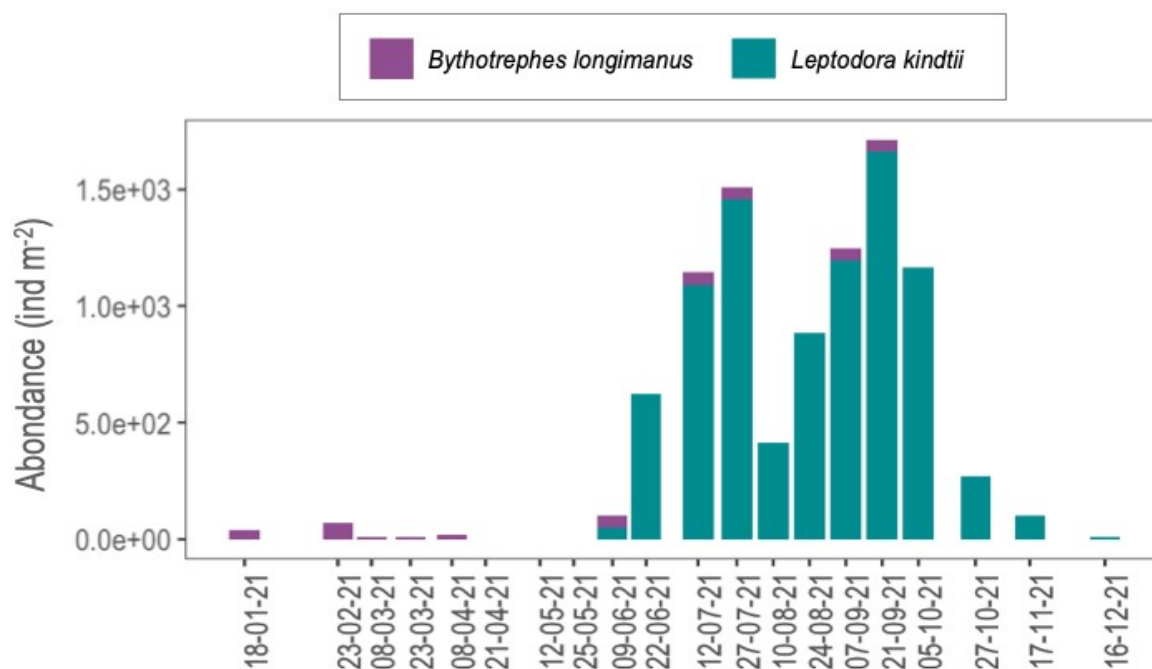


Figure 4 Evolution saisonnière de l'abondance des cladocères prédateurs au lac du Bourget en 2021

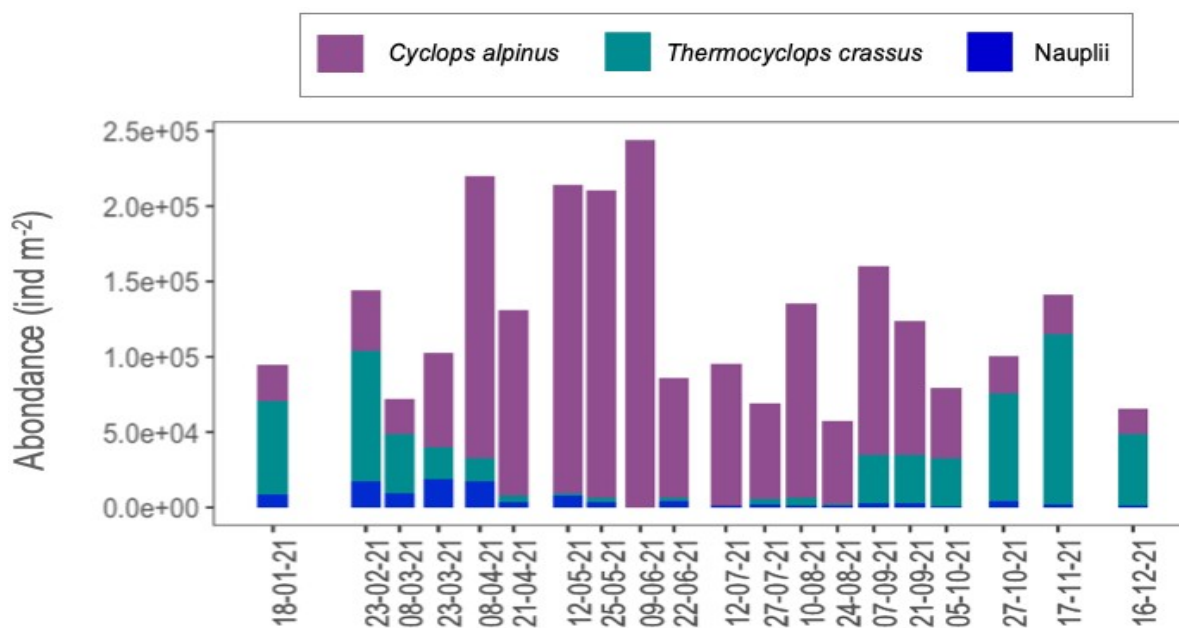


Figure 5 Evolution de la composition des copépodes cyclopoïdes au lac du Bourget en 2021

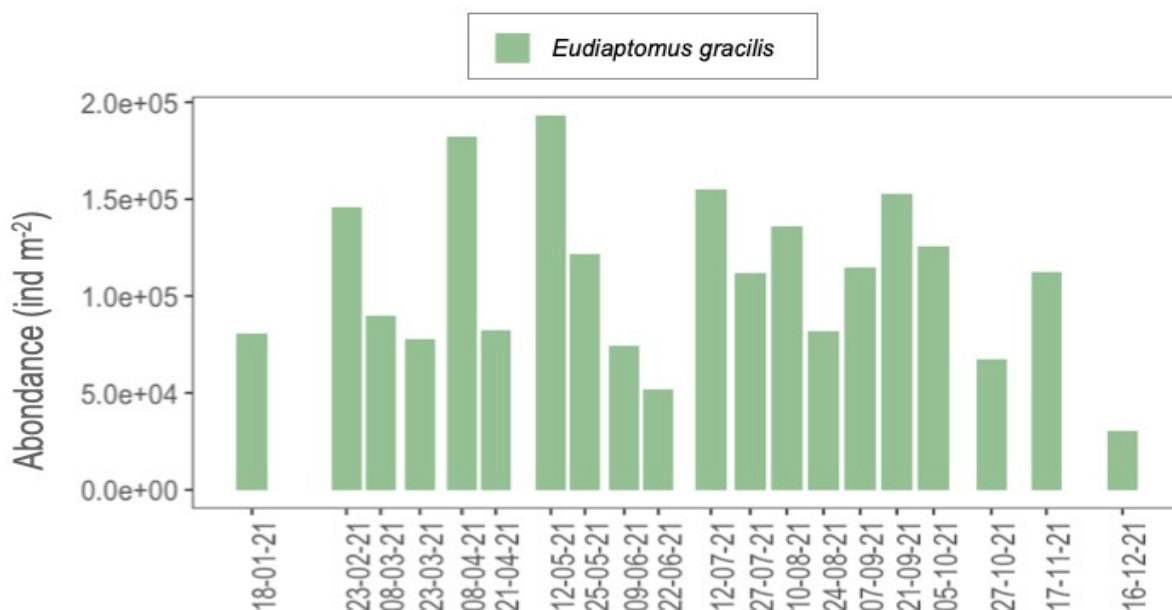


Figure 6 Evolution de l'abondance des Calanoïdes (*Eudiaptomus gracilis*) au lac du Bourget en 2021

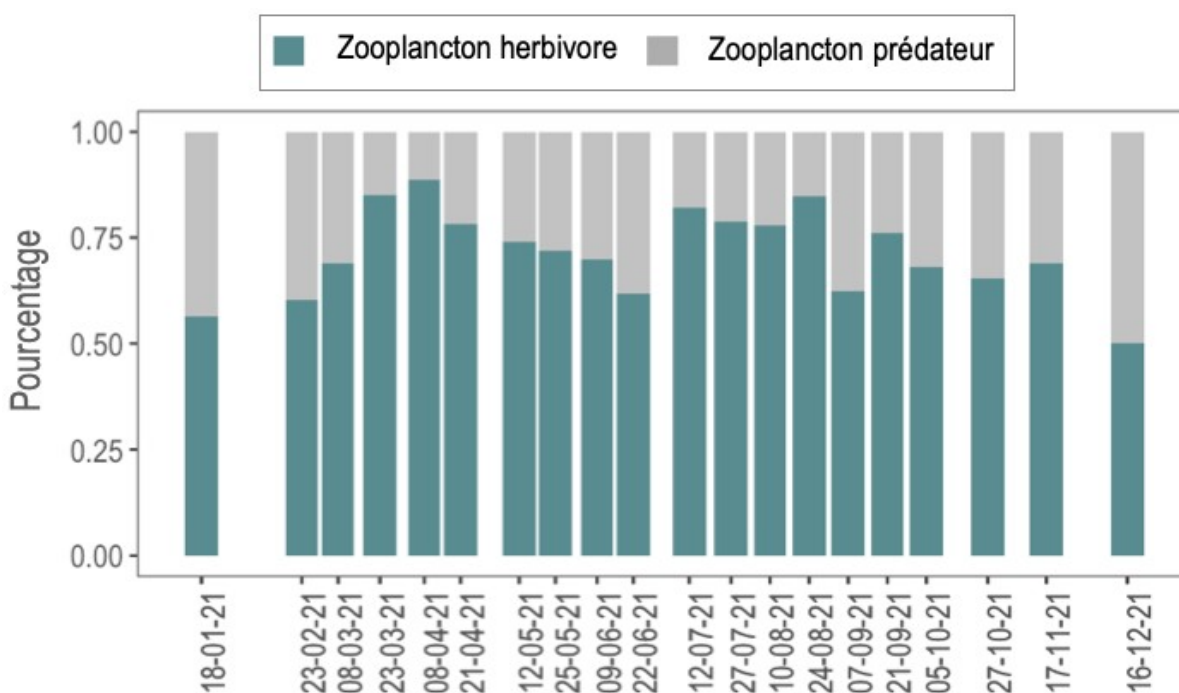


Figure 7 Pourcentage des effectifs des herbivores et des prédateurs au lac du Bourget en 2021

Les copépodes calanoïdes 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 en début d'année (Figure 5). On a observé en 2021 un premier pic en février ($1,4 \times 10^5$ ind m⁻²). Le pic usuel se produisant en printemps a été observé en mai ($1,9 \times 10^5$ ind m⁻²). Le pic de fin d'été a été observé fin septembre ($1,5 \times 10^5$ ind m⁻²).

L'analyse des stratégies trophiques (herbivores vs prédateurs), 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 2021, ils ont représenté en moyenne 71% des effectifs totaux et ont été prépondérants notamment au printemps, le pic majeur de 88% des effectifs ayant été atteint le 8 avril.

Le zooplancton prédateur a été plus présent pendant les mois d'hiver, un premier pic de 43% des effectifs totaux ayant été observé le 18 janvier. Le maximum a été atteint en fin d'année et en décembre, les cladocères prédateurs ont représenté 50% des effectifs totaux.

Les espèces herbivores ont été donc prépondérantes dans la communauté zooplanctonique en 2021, notamment pendant les saisons 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 au printemps, la dominance des espèces herbivores a correspondu à la disponibilité d'espèces algales de petite taille et de bonne qualité nutritionnelle telles que les Diatomées, qui constituaient une partie importante de la communauté phytoplanctonique au printemps. 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 exercée par les poissons.

III. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2021

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen en 2021 (Figure 8a) a été en légère baisse comparé à 2020, bien qu'en général les valeurs soient restées stables par rapport à la moyenne des années récentes (soit $2,4 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2021 et $2,6 \times 10^5$ ind m^{-2} en moyenne sur la période 2018-2020). Ces valeurs confirment la tendance à la baisse enregistrée depuis le début du suivi avec une moyenne de $3,5 \times 10^5$ ind m^{-2} pour la période 2004-2009, $3,3 \times 10^5$ ind m^{-2} pour la période 2010-2015 et $2,9 \times 10^5$ ind m^{-2} pour la période 2016-2021.

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 $1,2 \times 10^5$ ind m^{-2} pour la période 2004-2009 à $0,7 \times 10^5$ ind m^{-2} pour la période 2016-2021. Le changement majeur est dû à la diminution des abondances de *Daphnia sp.*, qui ont montré une diminution continue des effectifs à partir de 2012, et qui semble encore plus s'accroître ces dernières années avec $2,9 \times 10^4$ ind m^{-2} en 2021, $3,1 \times 10^4$ ind m^{-2} en 2020 et $3,5 \times 10^4$ ind m^{-2} en 2019 contre $6,0 \times 10^4$ ind m^{-2} en 2018.

Les autres groupes de crustacées, les calanoïdes et les cyclopoïdes (Figure 8d, e) ont confirmé une dynamique plus stable comparée aux années récentes, respectivement autour de $0,9 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2021 et 1×10^5 ind m^{-2} en 2020 les calanoïdes, $0,7 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2021 et $0,8 \times 10^5$ ind

m² en 2020 les cyclopoïdes.

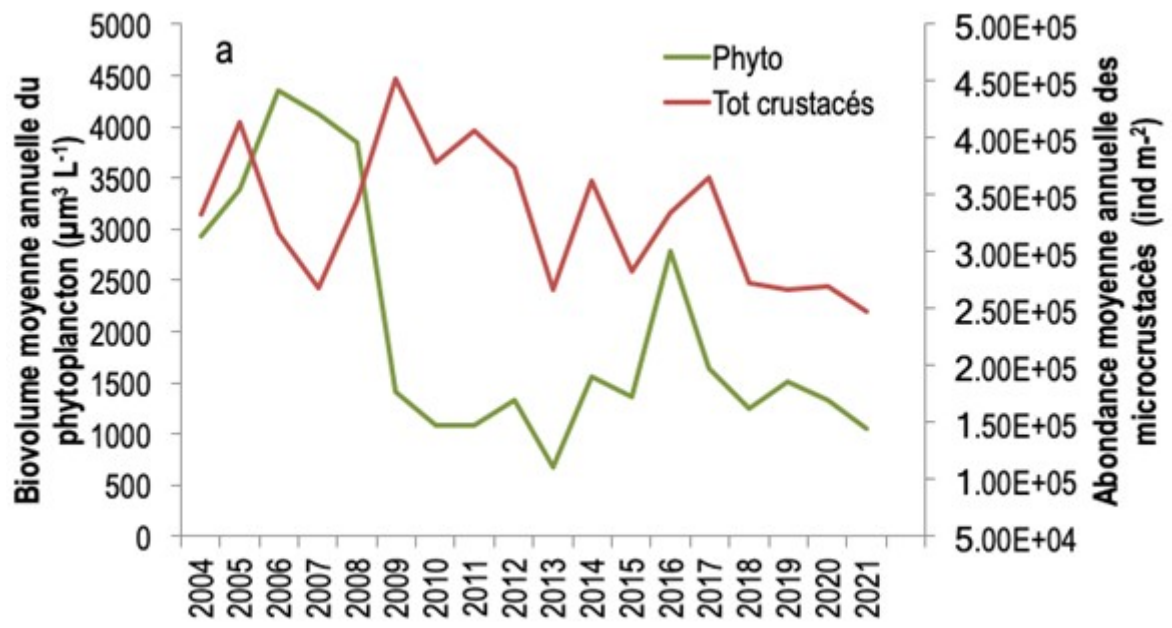
Figure 8 Abondances moyennes annuelles a. des crustacés totaux, b. des cladocères, c. des Daphnies, d. des calanoïdes et e. des cyclopoïdes au lac du Bourget entre 2004 et 2021

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.

A l'échelle interannuelle, les effectifs totaux de microcrustacés sont indépendants de la biomasse phytoplanctonique moyenne annuelle (Figure 9a). Il est toutefois constaté l'existence d'une correspondance plus marquée entre les deux communautés à partir de 2013.

Une analyse plus détaillée des composantes phyto- et zooplanctoniques permet également de mettre en évidence un lien entre les effectifs moyens annuels du zooplancton herbivore et la dynamique d'abondance des biomasses moyennes annuelles de certaines classes algales de bonne qualité nutritionnelle, typiquement les Diatomées et les Chrysophycées (Figure 9b). Cette correspondance s'est estompée pendant la période 2006-2011, une période où les effectifs de microcrustacés herbivores se sont maintenus en dépit d'une diminution marquée des biomasses phytoplanctoniques, mais où la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* était fortement présente (Jacquet *et al.* 2012).

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 avait observé à nouveau une tendance convergente, probablement due à la correspondance d'abondance des Diatomée de petite taille et du zooplancton herbivore. En 2021, on observe la même dynamique décroissante entre ressources et herbivores, la baisse du phytoplancton de bonne qualité nutritionnelle ayant pu être un factor limitant pour le développement du zooplancton herbivore.



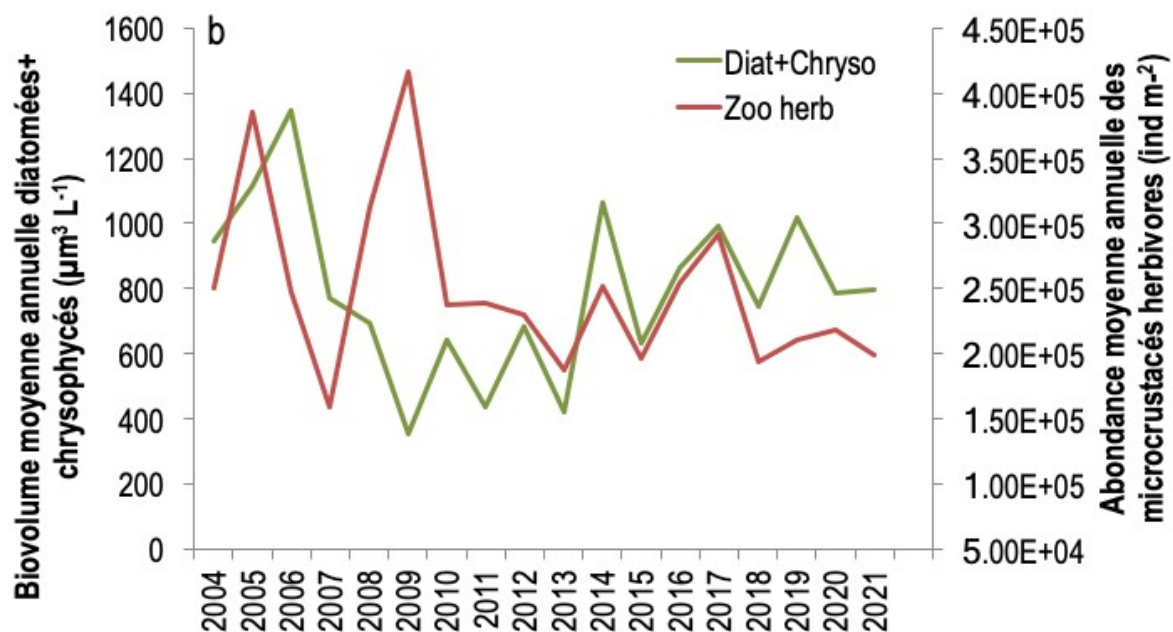


Figure 9 Comparaison a) des biovolumes phytoplanctoniques et des effectifs totaux de microcrustacés et b) des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de zooplancton herbivore au lac du Bourget de 2004 à 2021

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 10a) représente le nombre de groupes fonctionnels définis suivant l'utilisation des ressources. La dynamique pour la période 2004-2021 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. Cette baisse de la valeur moyenne calculée sur l'année est principalement due aux faibles abondances des espèces herbivores en période hivernale et une communauté représentée par les seuls groupes fonctionnels des herbivores à suspension tels que *Eudiaptomus* et les prédateurs sélectifs tels que les cyclopoïdes.

La diversité fonctionnelle (Figure 10b) représente la quantité d'espace fonctionnel (ou les niches écologiques) remplie 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 2004-2021 (Figure 10b) a été similaire à la dynamique de richesse pour la première partie du suivi, et on a observé une baisse constante des valeurs à partir de 2009 et une augmentation plutôt instable à partir de 2018. En 2021 on a observé également une baisse tout comme pour la valeur de richesse fonctionnelle, mais beaucoup moins importante. Ces indices fonctionnels étant calculés sur les traits trophiques caractérisant les différentes espèces, on peut les comparer avec la dynamique de la communauté phytoplanctonique et la disponibilité des ressources. On a ainsi pu observer le déclin concomitant de la biomasse phytoplanctonique et des espèces herbivores, ce qui peut indiquer une diminution de la diversité des ressources à exploiter et par conséquent une diminution de la diversité fonctionnelle.

L'équité fonctionnelle (Figure 10c) 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 diversifiée. 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.

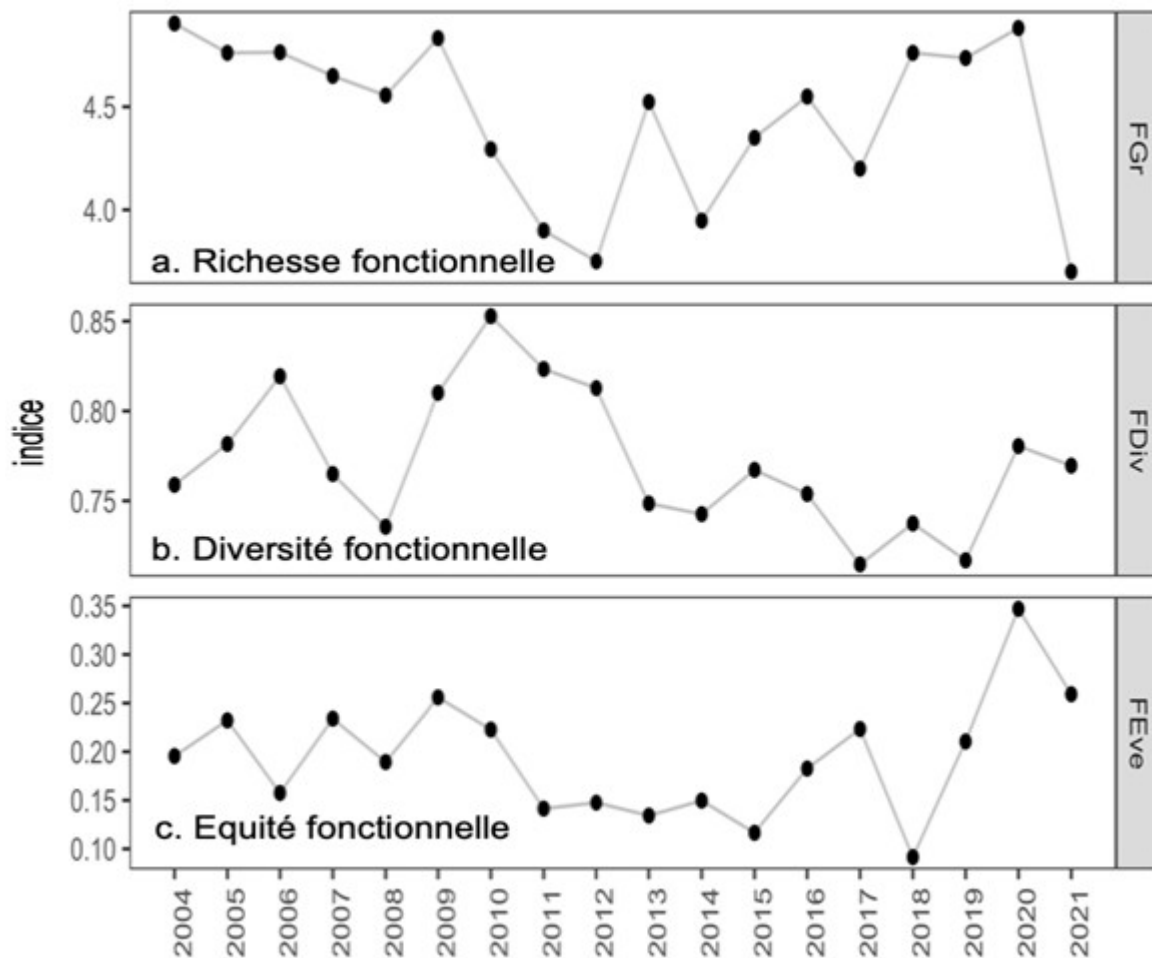


Figure 10 Indices fonctionnels caractérisant la communauté zooplanctonique du lac du Bourget de 2004 à 2021

IV. Conclusion

Si la dynamique du zooplancton reproduit globalement celle des années précédentes, elle a été remarquable en 2021 pour les faibles abondances des herbivores filtreurs observés en hiver et début de printemps. Bien que le pic maximum ait été représenté par les cladocères, les groupes les plus abondants tout au long de l'année ont été les calanoïdes et les copépodes. Les calanoïdes ont montré une abondance très élevée en février et en novembre, tout comme les copépodes cyclopoïdes.

En hiver, l'abondance phytoplanctonique était encore relativement faible mais on a observé l'occurrence de *Cryptomonas* et *Plagioselmis nannoplantica*, des algues de petite taille très riches en nutriments essentiels pour la croissance des organismes zooplanctoniques. On peut avancer l'hypothèse qu'à ce moment de l'année le zooplancton herbivore en suspension (e.g. le calanoïde *E. gracilis*) a été favorisé par rapport au zooplancton herbivore filtreur et non sélectif (e.g. les cladocères *Daphnia* et *Eubosmina*). Une répartition presque homogène entre zooplancton herbivore et prédateur a d'ailleurs été observée à ces périodes de l'année. Plus tard dans la saison, en correspondance avec le pic d'abondance de *Cyclotella costei* en mai, on a observé un pic de cladocères et le zooplancton herbivore était majoritaire.

L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2021 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. 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 ces dernières années (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 2021, 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) des campagnes 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 2021 ont pu être comparées aux campagnes similaires réalisées en 2005 et à la série 2010-2020.

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, l'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 dans la pyramide trophique, l'effet « bottom-up » (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), même si aujourd'hui le concept de "gestion écosystémique des pêches" (Cury *et al.* 2008) étant accepté (Hilborn 2011) et encouragé (Gascue/ *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 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 sera ensuite mesurée à partir des données des campagnes annuelles antérieures : 2005 et la période 2010-2020. Ces données pourront être utilisées pour apporter des éléments de réflexion pour la gestion halieutique, avec des bases fiables et robustes.

Un suivi régulier, annuel et standardisé, inscrit dans la continuité, est ainsi plus informatif et plus opérationnel que les études ponctuelles, telles que celles réalisées en 1984-85, puis 2004-05, trop soumises aux fluctuations interannuelles des communautés piscicoles, parfois importantes (Batt *et al.* 2017).

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 ici 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, conformément 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 12 jours avant les pêches soit le 23/09/21. 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-référencés par un GPS. Les échantillonnages acoustiques se composaient en 2021 de 19 transects soit environ 60% des parcours effectués par rapport à l'année précédente. Une étude préliminaire a montré que les résultats obtenus sur la série étaient équivalents avec un effort d'échantillonnage moindre (1 transect sur 2 et le parcours complet). La Figure 1 présente le parcours réalisé pour la campagne de 2021.

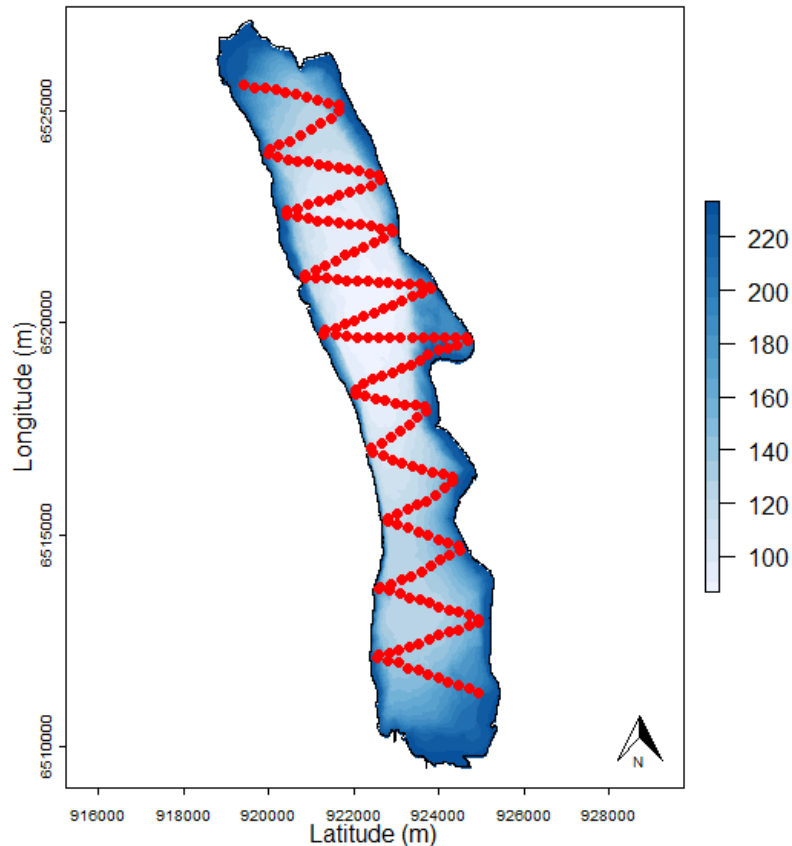


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2021

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 ($m^2 ha^{-1}$) (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 ($m^2 ha^{-1}$) (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 (Aglén 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 and 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). À 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 2 – 12,5 m, pour la couche dite de surface et 12,5 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. Les poissons, selon les espèces, se répartissent en effet dans les couches superficielles chaudes ou profondes froides (Guillard *et al.* 2006, Mehner *et al.* 2010).

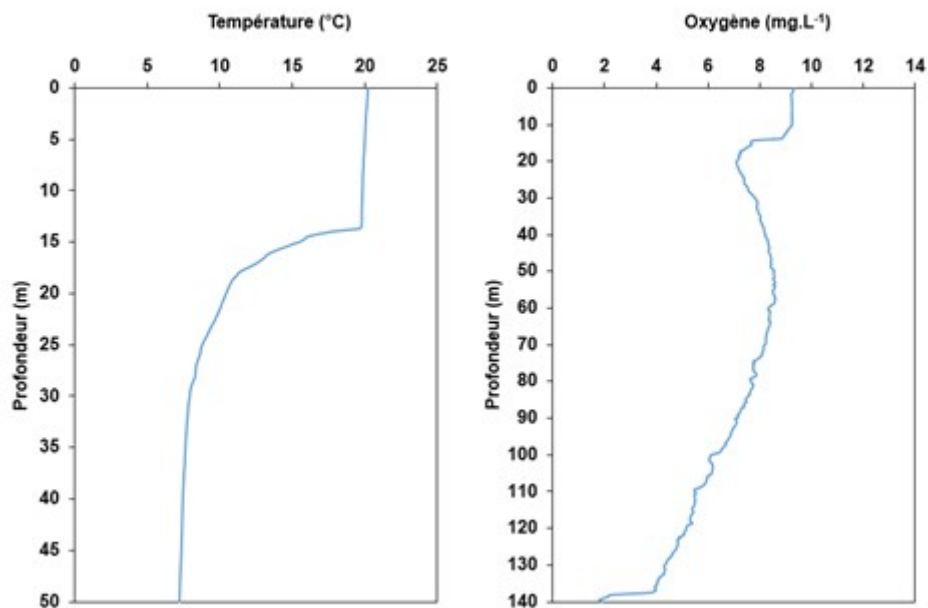


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 29/09/2020

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	69 * 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 2).

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 3). 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 2021 a donc été de 2 970 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, chaire...) 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 dans la zone pélagique profonde (entre 50 et 70 m) et les captures associées n'ont pas été pris en compte. Sur la période 2012- 2015 et depuis 2017 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.

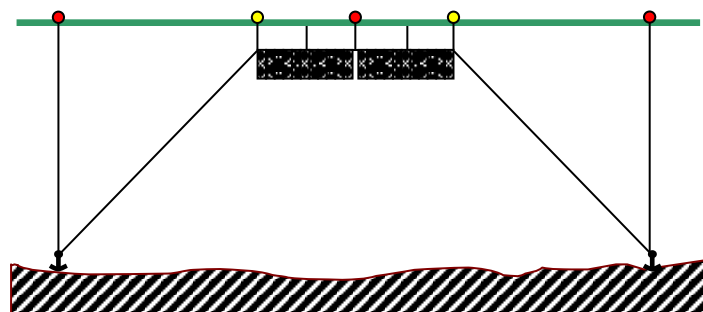


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique

II.3. Suivi halieutique

II.3.1. Pêche professionnelle

La pêche professionnelle exerce ses activités sur 4 lots de pêche (lots n°1 à 4) représentant 80% de la superficie du lac soit 3 513 hectares (Figure 4). 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 qu'une dizaine de pêcheurs, nombre maximum de licences délivrées par la Direction Départementale des Territoires de Savoie (DDT73). Ces pêcheurs sont tous adhérents de l'AAIPPLA (Association Agréée Interdépartementale des Pêcheurs Professionnels des Lacs Alpains) 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. A 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).

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 4). La pêche à la ligne se pratique du bord (catégorie non suivie) ou depuis un bateau.

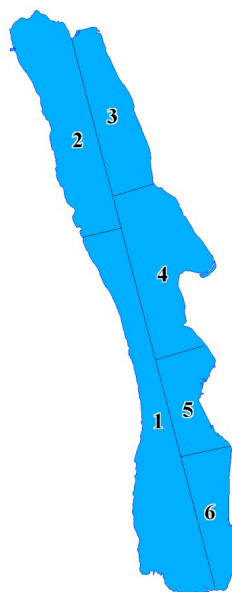


Figure 4 Lots de pêche du lac du Bourget

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 3). À partir de 1995, ce permis a été 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 1 500 pêcheurs amateurs en bateau, ce nombre tend à augmenter depuis 2010 et un record a même été atteint en 2016 avec plus de 2 000 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 7 ans il est repassé sous la barre des 50 %. Les statistiques de captures de la pêche amateur sont tenues par le CISALB depuis 2003.

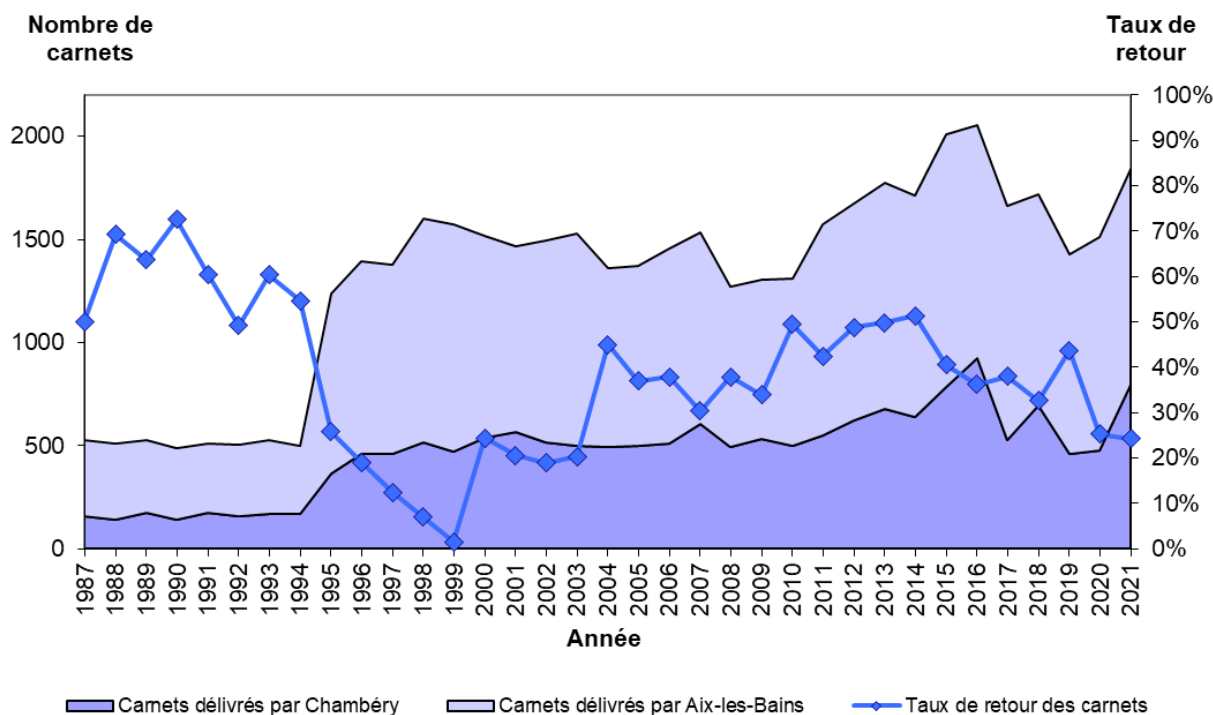


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires de 1987 à 2021 inclus

En 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. A 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 2021, le S_A moyen est de $1.09 \text{ (m}^2 \text{ ha}^{-1}\text{)}$ pour la couche supérieure et de $1.93 \text{ (m}^2 \text{ ha}^{-1}\text{)}$ 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 6). En 2021, on observe une augmentation de la densité de poissons, en couche supérieure, pour la moitié nord du lac. La répartition spatiale de l'ichtyofaune en couche inférieure est homogène sur le lac du Bourget.

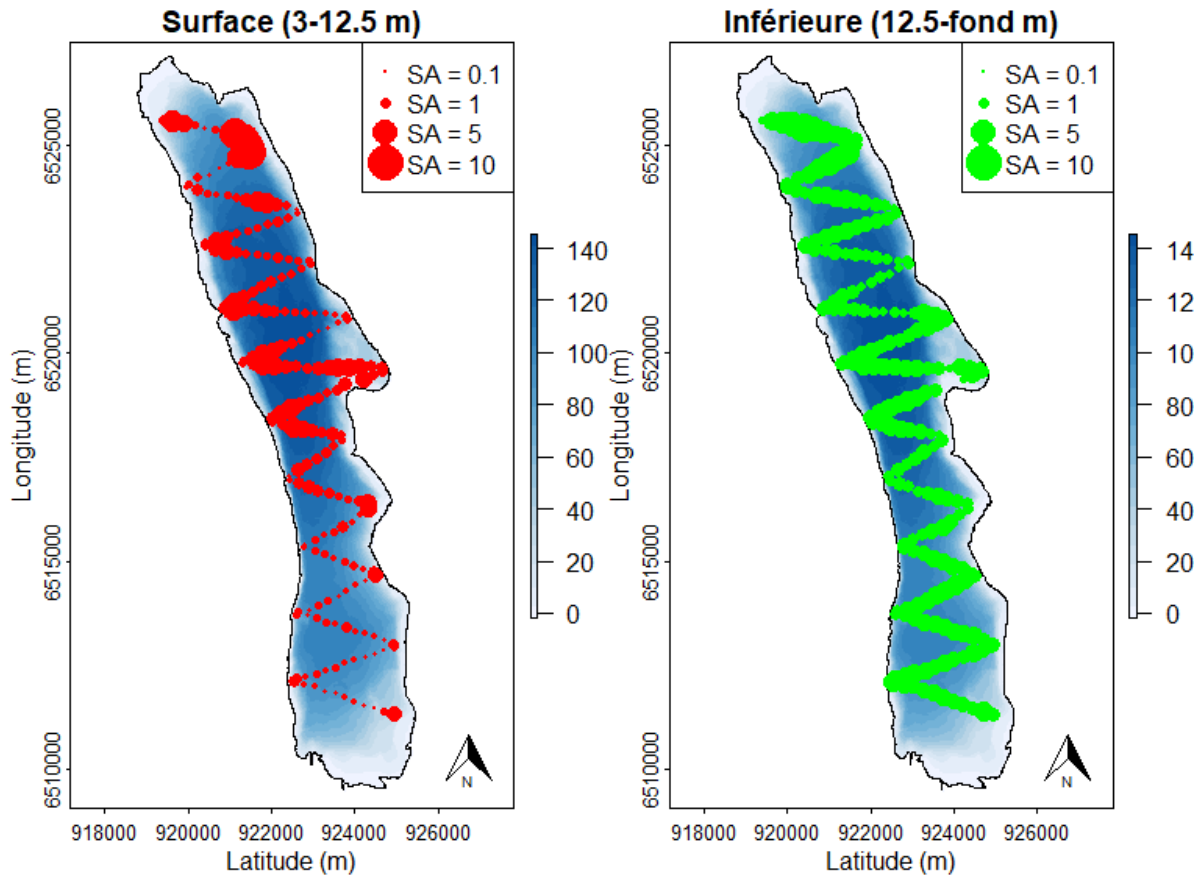


Figure 6 Séquences d'échantillonnage (Sa) pour les couches de surface et inférieure en 2021

En 2021, le nombre de poissons identifié comme individus 'trackés' est de 2 135 dans la couche supérieure et de 5 243 dans la couche inférieure. En 2021, la couche supérieure se compose d'une répartition uni-modale, centrée autour de -47 dB correspondant à des poissons de l'année.

La strate inférieure se caractérise par une bi-modalité avec un mode majoritaire à -38 dB et un secondaire à -53 dB (Figure 7). Le mode secondaire correspond probablement à des corégones de l'année.

Cette observation se confirme au regard de la distribution des cibles dans la colonne d'eau (Figure 8). Une forte densité de cibles de grande taille est observée en couche inférieure répartie majoritairement entre la thermocline et 45 mètres de profondeur.

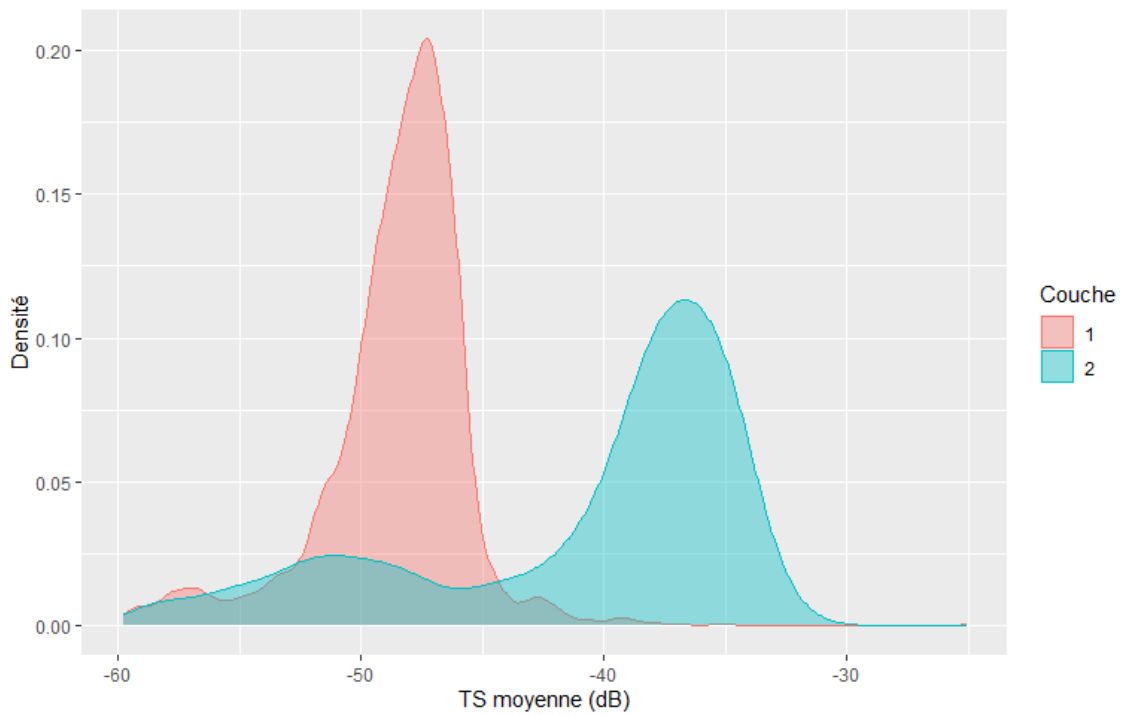


Figure 7 Distributions en taille pour la couche inférieure (rouge) et supérieure (bleu)

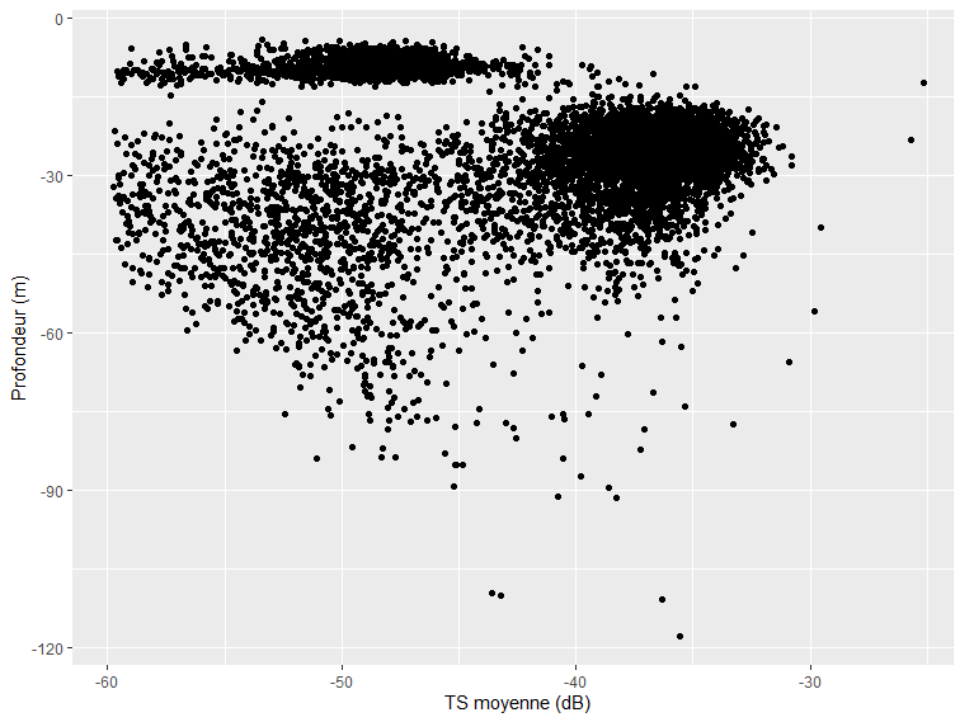


Figure 8 Distributions des cibles en fonction de la profondeur en 2021

III.1.2. Comparaison interannuelle

Les résultats des S_A moyens des 11 campagnes exprimés en unité d'échointégration, sont présentés dans la Figure 9 pour la strate supérieure et pour la strate inférieure. Les valeurs de S_A moyens varient beaucoup dans la couche supérieure selon les années avec un maximum obtenu en

2019. Cependant la valeur obtenue cette année-là, est 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 (Jacquet *et al.* 2021). La chronique de données est marquée par quelques années exceptionnelles (2005, 2012, 2013 et 2019). La valeur de S_A en 2021 est élevée, mais n'est pas « exceptionnelle ».

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. 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 2021, la densité observée est la plus importante de la chronique.

Les valeurs de TS moyennes en 2021 en couche supérieure et inférieures font parties des valeurs faibles. Cependant une diminution de la taille est constatée en 2021 et par rapport à 2020 en couche supérieure tandis qu'une augmentation est observée en couche inférieure.



Figure 9 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 (Figure 10). En 2021 une taille modale (mode principal à -36 dB) plus élevée qu'en 2020 est constatée en couche inférieure. Ce mode correspond à des poissons d'environ 29 cm selon l'équation de Love (1971). Le mode inférieur correspond à des poissons de l'année. En couche supérieure on note une taille modale plus faible à -48 dB correspondant à des poissons d'une taille d'environ 7 cm, soit des poissons de l'année de taille plus faible qu'en 2020.

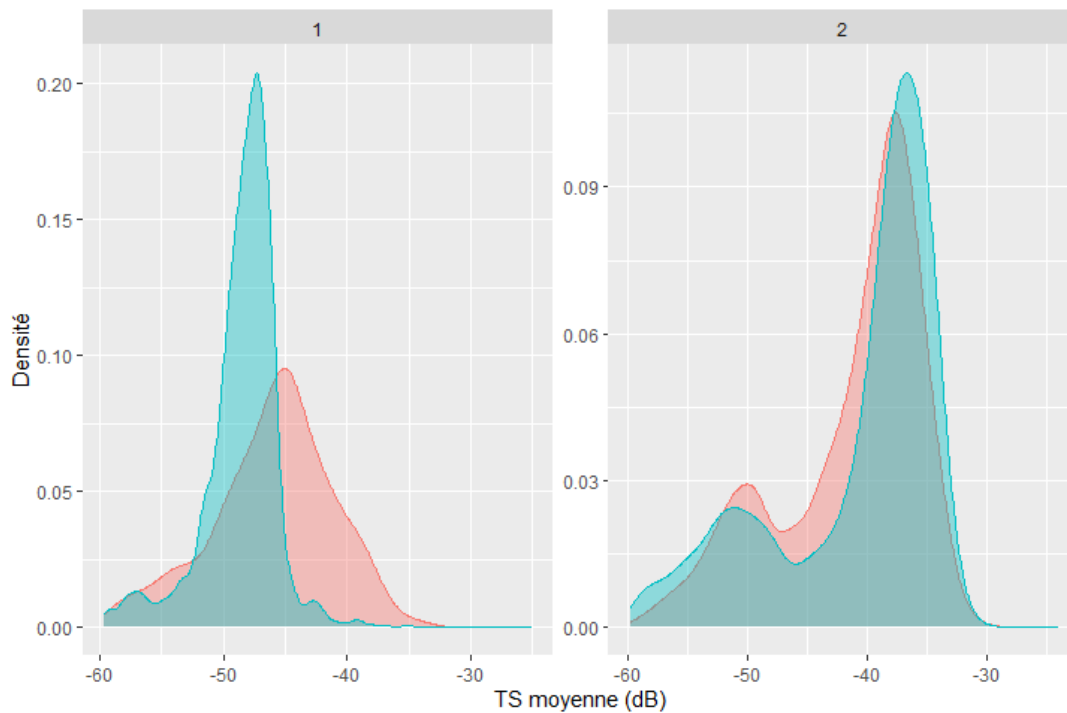


Figure 10 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure (1) et inférieure (2) pour les années 2020 (rouge) et 2021 (bleu)

En termes de distribution verticale, les cibles dans les couches superficielle et profonde sont moins en profondeur par rapport à 2020 (Figure 11). Ce type de distribution avait déjà été constatée les années précédentes.

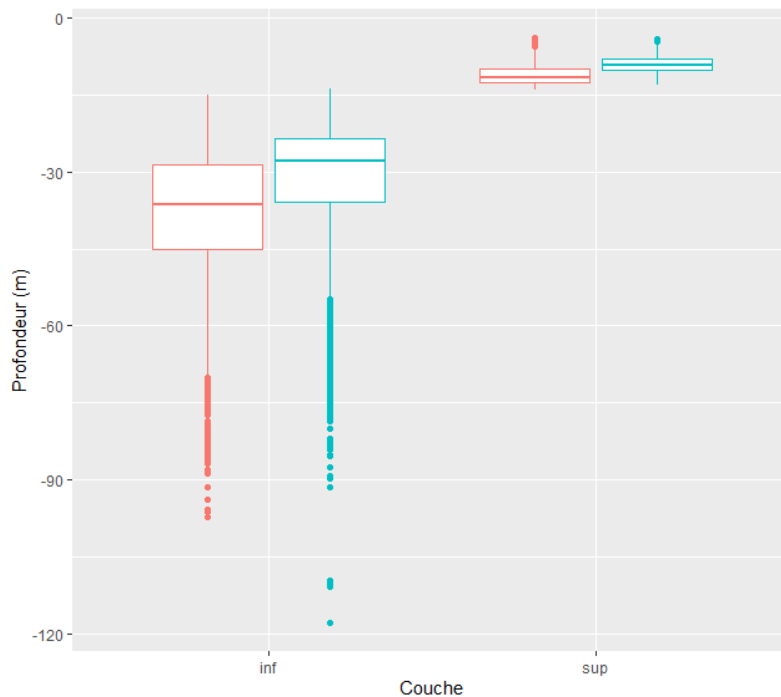


Figure 11 Box-plot de la distribution des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2020 (rouge) et 2021 (bleu)

En termes de distribution spatiale (horizontale), l'année 2021 comme en 2019 présente un fort gradient nord/sud en couche supérieure alors qu'en 2020 une distribution plus homogène avait été constatée. Comme les autres années les densités en couche inférieure sont homogènes sur l'ensemble du lac.

III.1.3. Conclusion 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. D'une manière générale, 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). L'année 2021 suit cette logique avec un mode situé à 7 cm et une faible proportion d'individus de plus de 15 cm. Les valeurs de densité montrent de fortes variations, avec des valeurs très fortes en 2005 et 2012-2013, des valeurs intermédiaires comme en 2016-2017 et faibles comme en 2018. En 2021, la densité estimée est intermédiaire en couche supérieure. 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).

Les TS moyennes observées en 2021 dans la couche inférieure sont légèrement plus élevées que celles des années précédentes et appartiennent à la moyenne basse de la chronique. La distribution bimodale marquée par un mode principal à -36 dB correspondrait à la présence de corégone de taille d'environ 30 cm. En termes de densités, elles étaient faibles en 2005 puis une augmentation a eu lieu pour la période 2010-2016. En 2017, la densité estimée a brusquement diminué pour augmenter à nouveau, environ du double chaque année jusqu'à atteindre la valeur historiquement élevée atteinte en 2021. 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.

Les biomasses estimées pour les couche supérieure et inférieures sont de 18,7 kg ha⁻¹ et de 115,1 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 (m ² .h ⁻²)	S_A (m ² .h ⁻²)
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
Annecy (2018)	1.40	0.75
Annecy (2019)	0.20	0.87
Leman (2012)	1.42	0.57

III.2. Pêches CEN

III.2.1. Cartographie des filets

Conformément au plan d'échantillonnage, 68 filets benthiques et des filets pélagiques ont été posés en 2020, comme les années précédentes (Figure 12), à des endroits similaires.

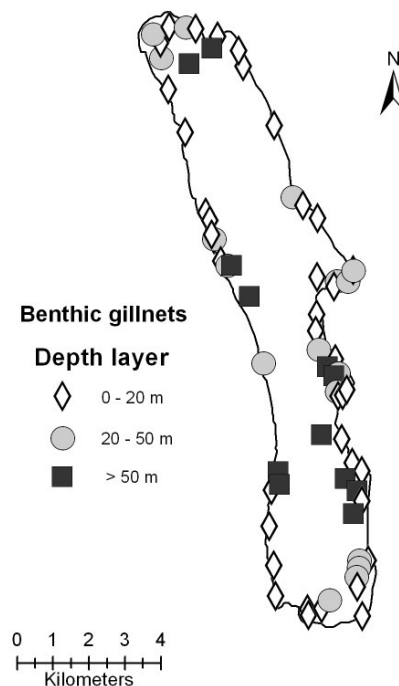


Figure 12 Répartition spatiale des filets benthiques

III.2.2. Espèces présentes et rendements globaux

Campagne de 2021

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 2021 a permis la capture de 17 espèces de poissons. Le gardon (*Rutilus rutilus*) et la perche (*Perca fluviatilis*) sont dominants en termes de rendement pondéral et numérique. Le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) arrive en troisième position tant sur le plan numérique que pondéral. En termes de rendement pondéral, le silure occupe une place importante, mais ce n'est pas le cas sur le plan numérique. En termes de rendement numérique, le corégone (*Coregonus lavaretus*), la gremille (*Gymnocephalus cernua*) et le rotengle représentent une part non négligeable des captures.

Tableau IV Chiffres clés de la campagne de pêche 2021
(les CPUE et BPUE prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques et pélagiques)

Espèce	Nombre	Biomasse (g)	CPUE (numériques)	BPUE (pondérales)
Brème	11	2535.2	2.0	454.3
Brochet	19	3496.3	3.4	626.6
Chabot	2	78.4	0.4	14.1
Chevesne	1	800	0.2	143.4
Corégone	48	6819.7	8.5	1222.2
Gardon	184	13777.9	33.0	2469.2
Goujon	9	31.4	1.6	5.6
Grémille	51	404	9.1	72.4
Loche franche	1	1.4	0.2	0.3
Omble	1	31.6	0.2	5.7
Orcho	6	81.2	1.1	14.6
Perche	841	11855.8	150.7	2124.7
Perche soleil	4	114.6	0.7	20.5
Poisson chat	2	105.2	0.4	18.9
Rotengle	59	6518.2	10.6	1168.1
Silure	8	9220.2	1.4	1652.4
Tanche	9	1750.2	1.6	313.7

Evolution interannuelle

La grémille connaît sur le plan numérique un niveau historiquement bas en 2021 après avoir atteint un niveau élevé en 2020 (Figure 13).

Le poisson chat (*Ameiurus melas*) poursuit sa diminution pour atteindre le niveau le plus bas de l'ensemble de la chronique.

Le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) semble se stabiliser depuis 2019.

Les effectifs de brochets sont stables sur la série sans qu'une tendance nette puisse être notée.

La perche soleil (*Lepomis gibbosus*) a des effectifs bas au regard des données historiques.

Le sandre (*Sander lucioperca*) n'est plus capturé depuis 2019.

Pour la sixième année consécutive, le silure (*Silurus glanis*) est capturé dans les pêches scientifiques.

En 2021, l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), la loche franche, le chabot, le chevesne et le goujon ont été capturés.

La vandoise (*Leuciscus leuciscus*), la lotte (*Lota lota*), la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) n'ont, quant à elles, pas été capturées. Ces espèces sont marginales dans l'échantillonnage et sont de ce fait présentes en très faibles quantités ou absentes selon les années.

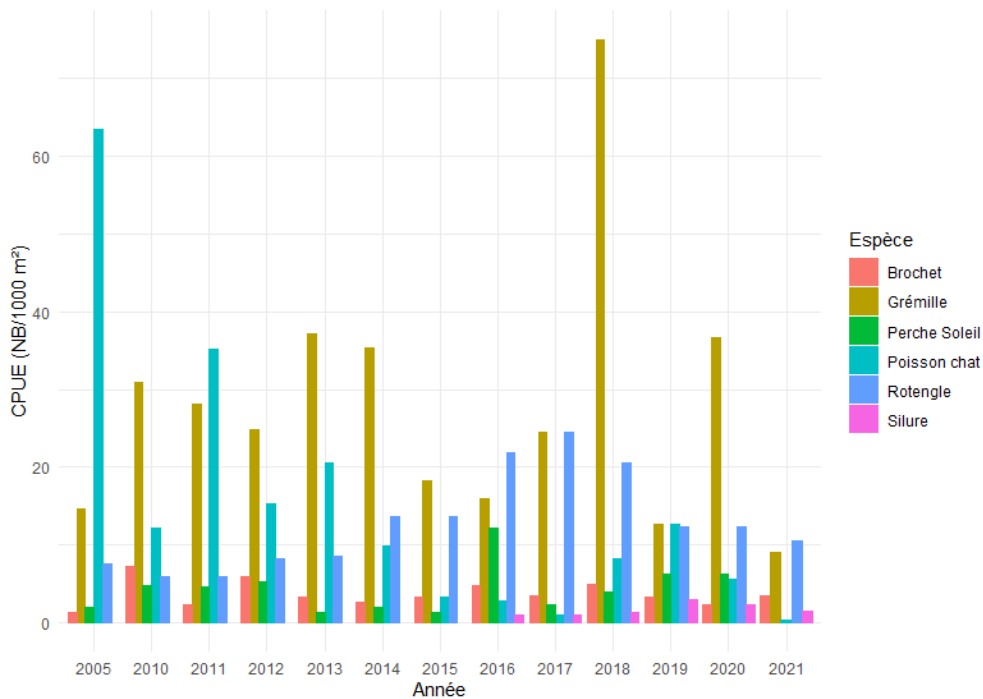


Figure 13 CPUE numérique pour 1000 m² de filet, en 2005 puis de 2010 à 2021 pour les principales espèces d'intérêts

La valeur totale de CPUE numérique est en baisse par rapport à 2020, mais est dans des niveaux moyens, similaires à 2016 et 2017 (Figure 14). La BPUE (pondéral) connaît une légère diminution en 2021, par rapport à l'année précédente, mais le niveau reste haut, proche de celui de 2017.

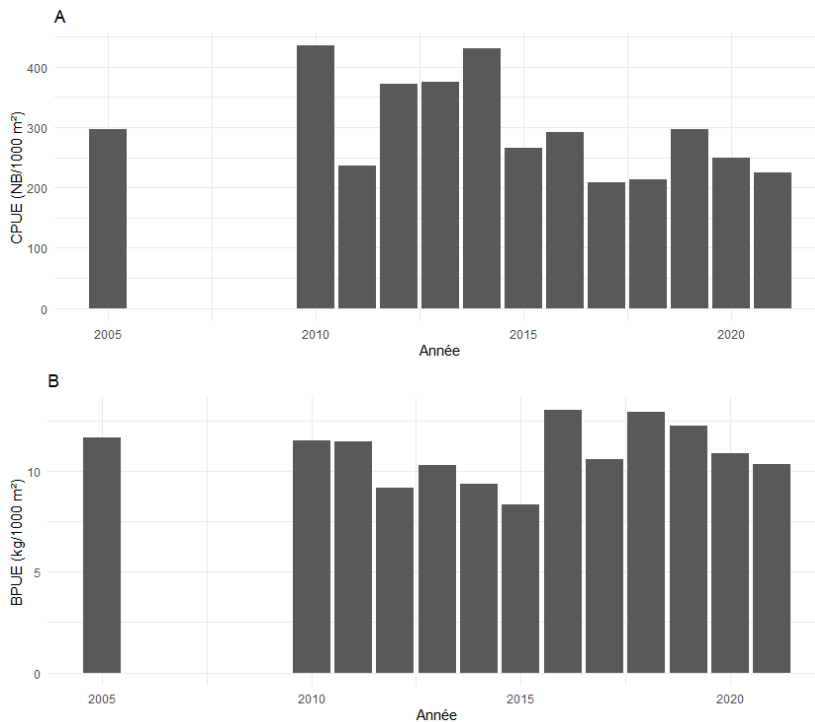


Figure 14 CPUE (numériques NB/1000 m²) et BPUE (pondéral, kg/1000m²) pour l'ensemble des espèces et des filets

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives (CEN 2009). Les CPUE (Figure 15) sont néanmoins calculés 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 corégones, perches et gardons.

Les CPUE numériques des filets benthiques et pélagiques pour la perche et le gardon sont variables (Figure 13). Ces variations dépendent du recrutement qui est fortement lié aux conditions climatiques (Gillet 2001). On notera que sur la série les fluctuations sont du simple au double. En 2021, les CPUE benthiques et pélagiques sont similaires à 2020 pour la perche. Pour le gardon, on note une diminution en benthique tandis qu'une augmentation est à noter depuis 2017 en pélagique. Au total, on peut considérer l'année comme moyenne pour la perche et le gardon. Les CPUE numériques de corégones 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 hausse avec la valeur la plus élevée rencontrée en pélagique en 2021 et parmi les plus élevées en benthique avec 2019 et 2013.

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 16. 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 17.

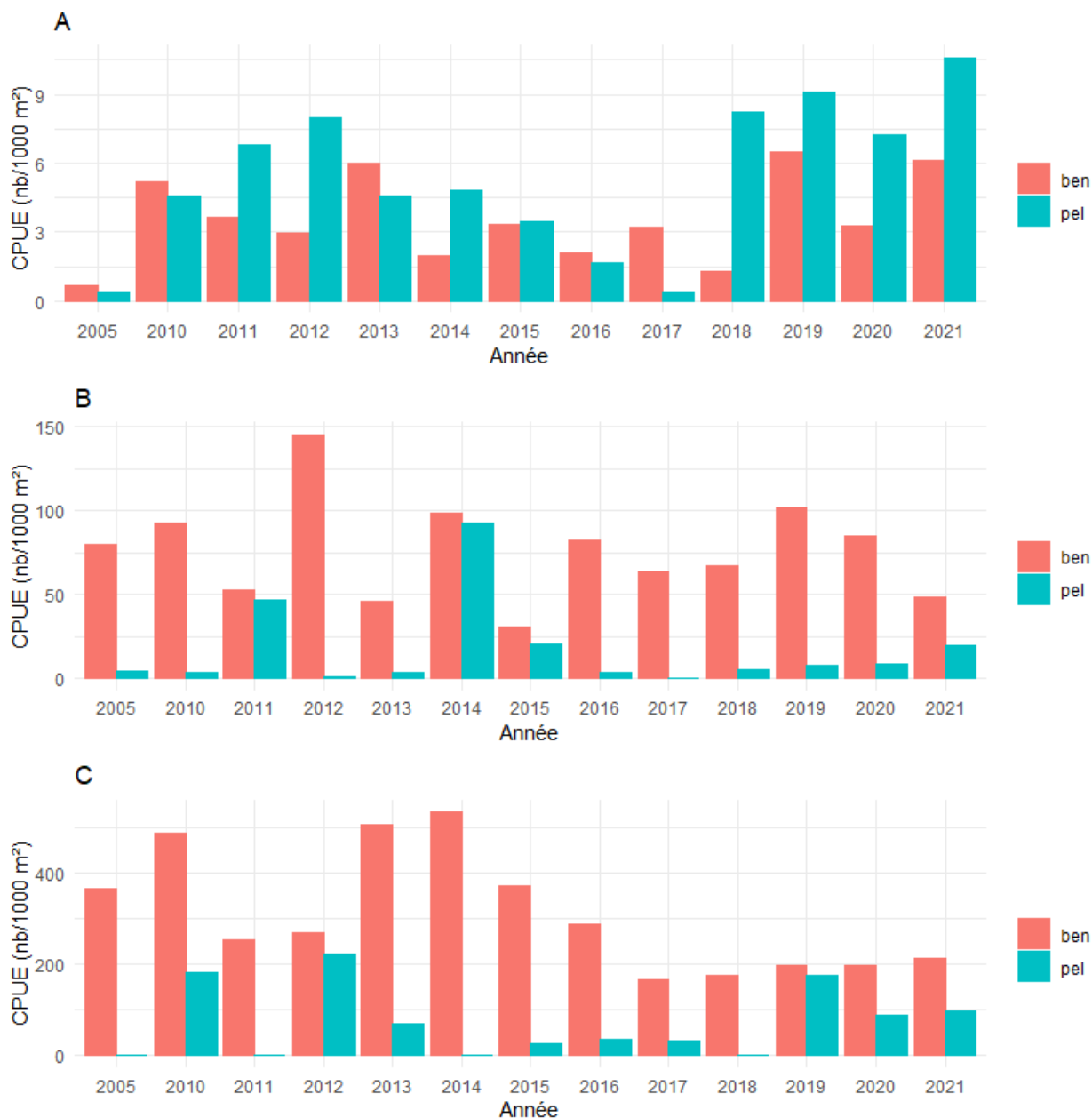


Figure 15 CPUE numériques (Nb/1000 m²) des filets benthiques et pélagiques pour A) le corégone, B) le gardon et C) la perche

Corégone

La distribution des individus retrouvés dans la pêche est bimodale avec un premier mode situé à 160 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 1 et 2 ans, dont les tailles moyennes sont très proches respectivement 270 et 300 mm d'après la détermination d'âge par scalimétrie. Aucun individu possédant une taille supérieure à 330 mm n'a été capturé. La relation taille-poids obtenue en 2021 ne diffère pas de celle de 2020. La CPUE des corégones juvéniles est en augmentation en 2021 par rapport à l'année précédente. En 2019, des CPUE élevées pour les alevins avaient été observées. Ces individus se retrouveraient au stade adulte en 2021, alors âgés de 2+ ce qui expliquerait une augmentation de la CPUE adulte.

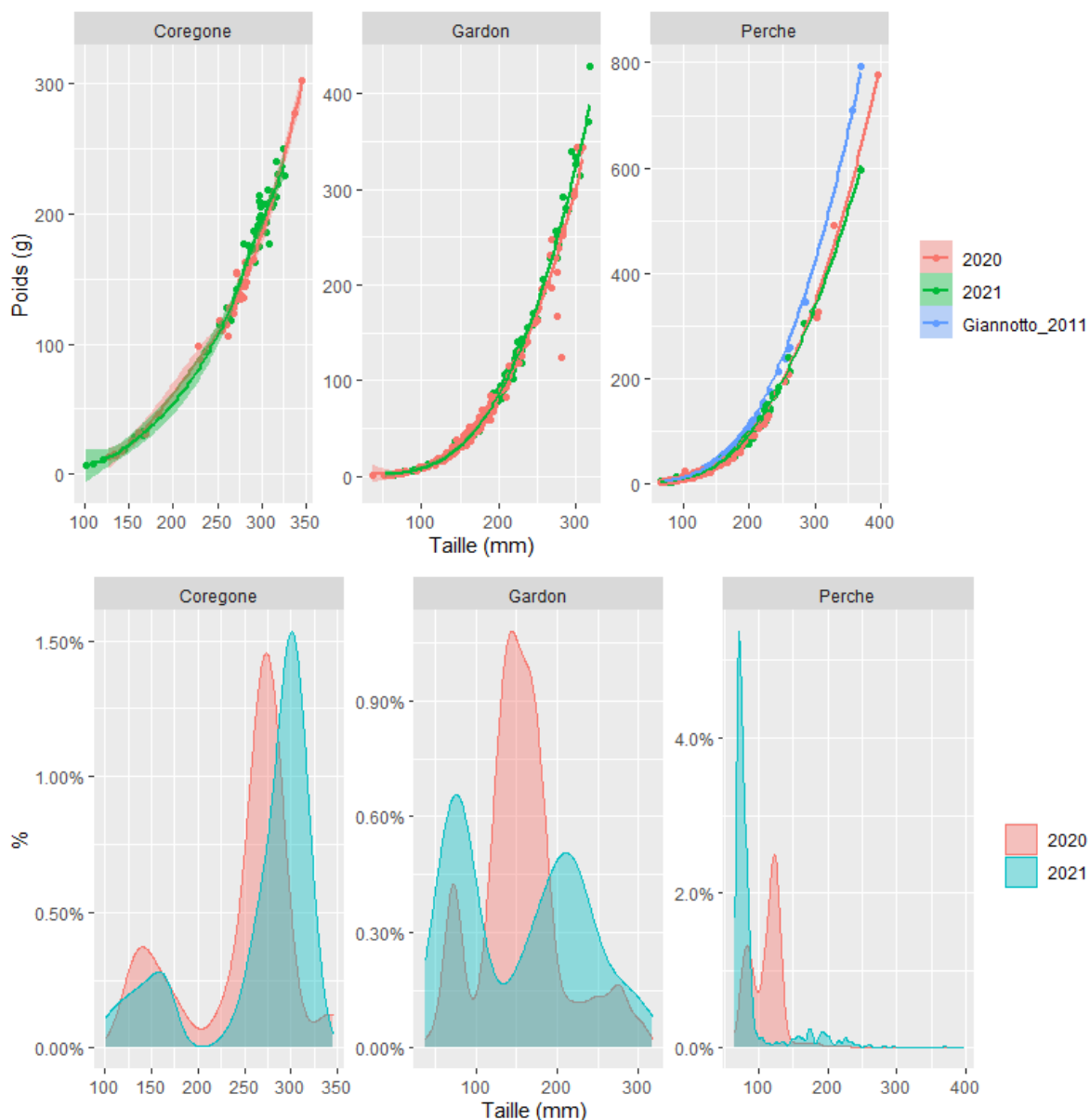


Figure 16 Relations tailles-poids et structures en tailles pour le corégone, le gardon et la perche en 2020 et 2021

Gardon

En 2021, 2 modes dominants sont constatés, à 70 mm et à 220 mm. D'après les lectures d'écaillés, ces individus <100 mm correspondent à des alevins de l'année. La taille moyenne des 0+ est aux alentours de 80 mm. Le second mode correspond à des poissons âgés de 2 ans. Les relations tailles-poids sont similaires entre 2020 et 2021. En 2021, la CPUE concernant les juvéniles est en diminution par rapport aux 3 dernières années.

Perche

En 2021, 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). 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 370 mm) correspondant à des poissons de 1+ à 4+. Il est nécessaire de rester attentif à la quantité de ces poissons adultes, qui représentent une partie des reproducteurs et donc les garants du maintien d'un stock. En 2021, 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 64 913 spécimens provenant de 762 populations différentes de perches Européennes. La CPUE des perches adultes est en augmentation en 2021. La CPUE des juvéniles, bien qu'en baisse par rapport à 2020 reste élevé.

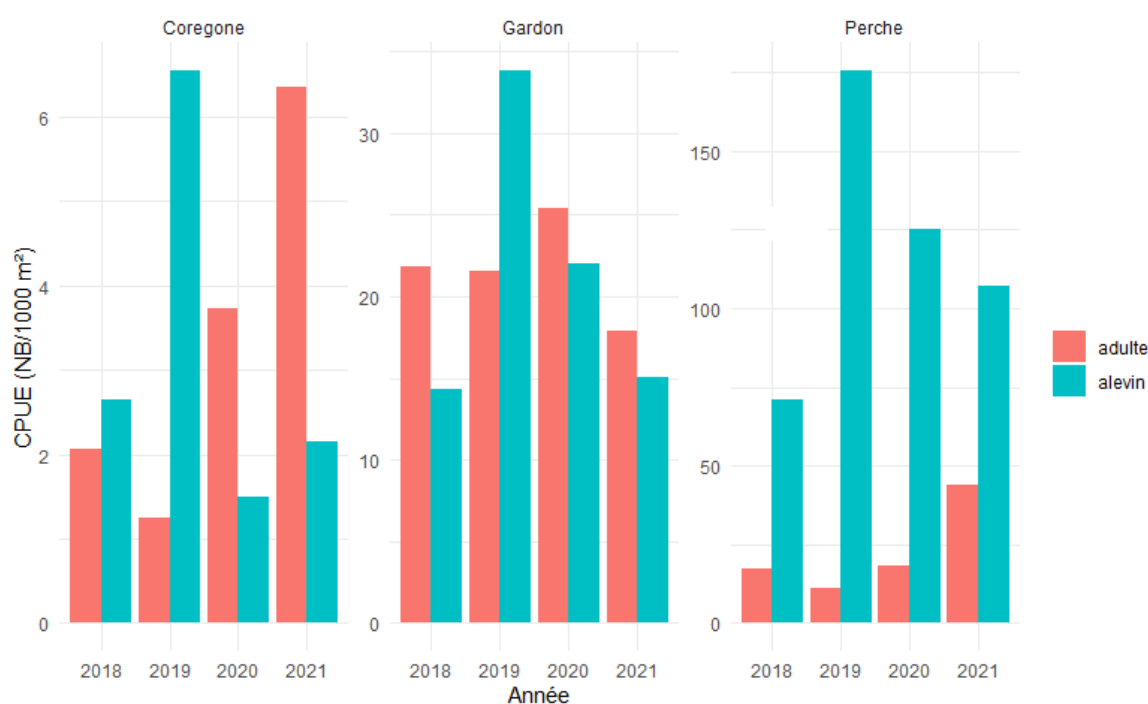


Figure 17 CPUE numériques des adultes (rouge) et des juvéniles (en bleu) pour les corégones, les perches et les gardons

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 18), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres comparables.

La saison 2021 est marquée par des captures encore plus faibles qu'en 2020 : 13,7 tonnes contre 30 tonnes en 2020 et 50 en 2019. Elles sont en très nette régression depuis plus de 5 ans. Cette baisse est essentiellement liée aux captures de corégones qui sont en baisse. 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 et 2 tonnes en 2021. Les tonnages observés en 2021 sont similaires à ceux constatés dans les années 1990. De manière générale, les tonnages observés en 2021 sont probablement sous-estimés par rapport aux années précédentes car en absence de captures de lavarets, les pêcheurs ont progressivement arrêté de poser des filets pélagiques (pics) spécifiques à leurs captures. Et sur certaines périodes, les pêcheurs ont tout simplement arrêté de sortir afin de ne pas perdre plus d'argent. Enfin, 2 pêcheurs ont cessé leur activité en 2021.

Les captures de perches adultes et de perchots (perches de l'année) sont dans la moyenne de ces 10 dernières années avec respectivement des captures de 4 et 3 tonnes. Les prises de gardons sont de nouveau à des niveaux très bas.

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 sur-densitaires. 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, basé sur le déversement intensif d'alevins issus d'une souche lacustre du Léman. En complément, des travaux de restauration d'affluents portant sur la continuité longitudinale et la diversification d'habitat 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 2021 a été marquée par des captures de près de 30 kg.

Les captures de brochets de 2021 se situent dans la moyenne des captures observées depuis 25 ans avec un peu plus d'1,5 tonnes de poissons capturés. Les captures de lottes sont de nouveau faibles à moins de 200 kg et confirment la baisse progressive entamée au début des années 2000. Enfin les prises de sandres sont anecdotiques.

En 2021, les captures de silures sont similaires à celles de 2020 avec près d'1,2 tonnes de silures déclarés (Figure 19).

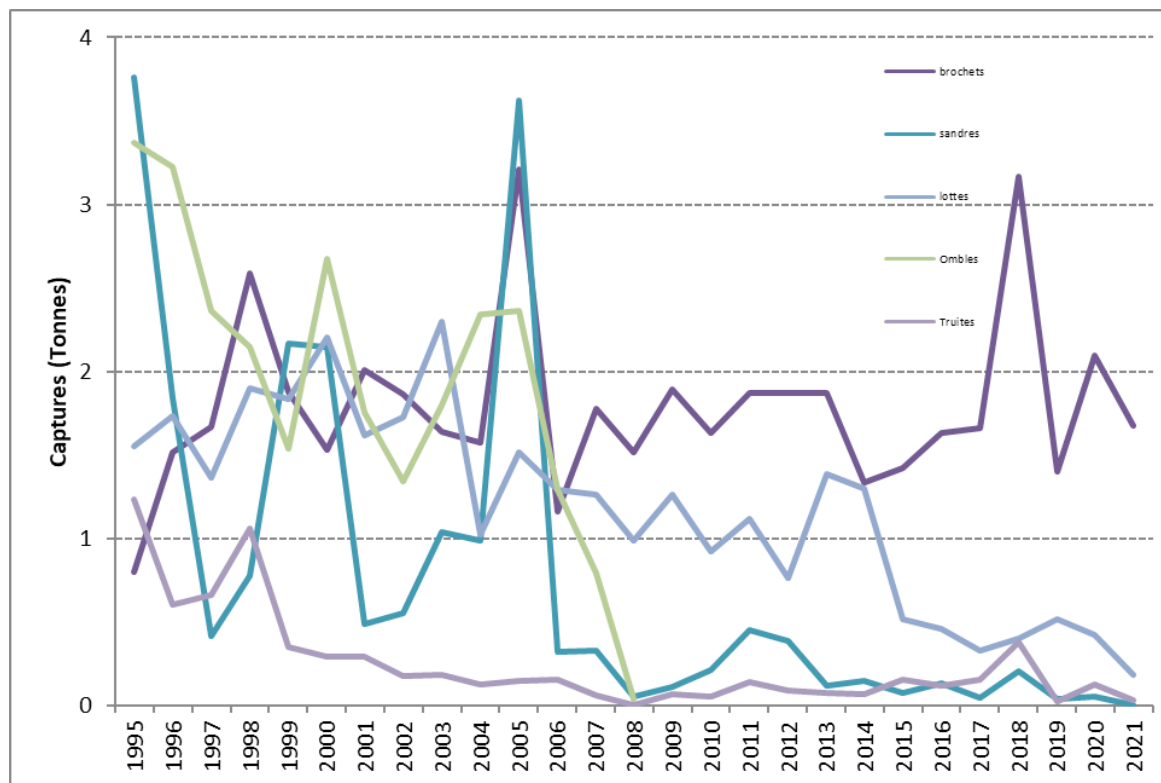
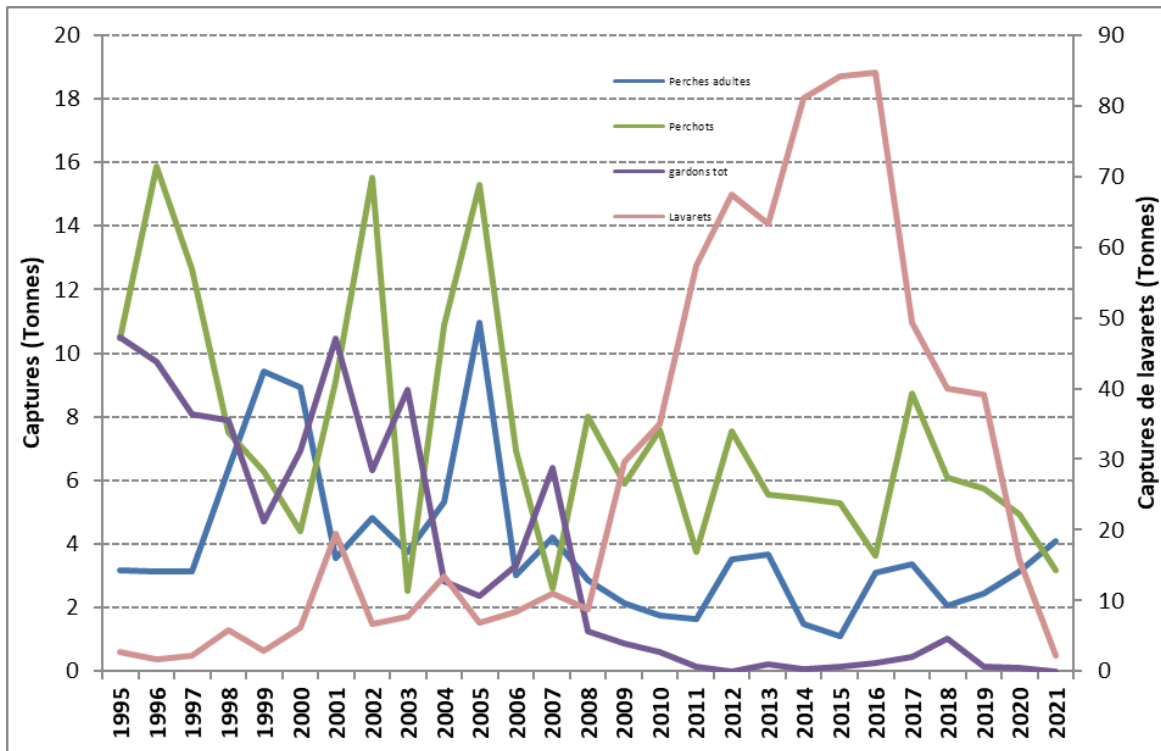


Figure 18 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2021 (données DDT73)

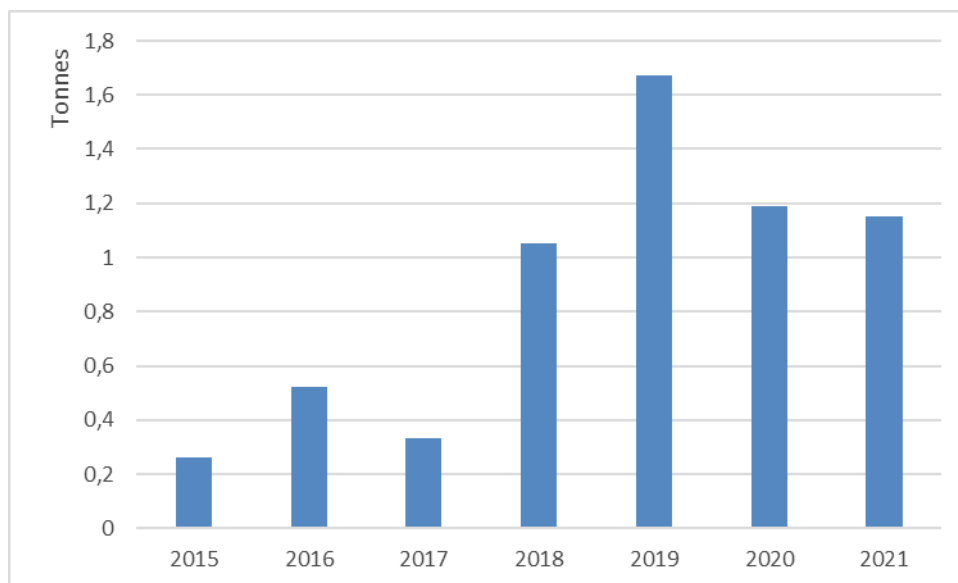


Figure 19 Evolution des captures de silures par la pêche professionnelle (données DDT73)

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 20).

De la même manière que pour la pêche professionnelle, les prises de lavarets ont connu des niveaux exceptionnels entre 2011 et 2015 atteignant plus de 10 tonnes. Elles sont depuis en très nette baisse et se situent à environ 2 tonnes par an depuis 2020.

Les captures de brochets ont progressé d'un cran 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, on constate une tendance à la baisse et en 2021, les prises se positionnent à environ 1 tonne.

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 et l'interdiction de sa consommation pour cause de contamination aux PCB. Depuis, les captures sont faibles et inférieures à 1 tonne par an.

Enfin, les prises de truites et de sandres sont devenues totalement anecdotiques.

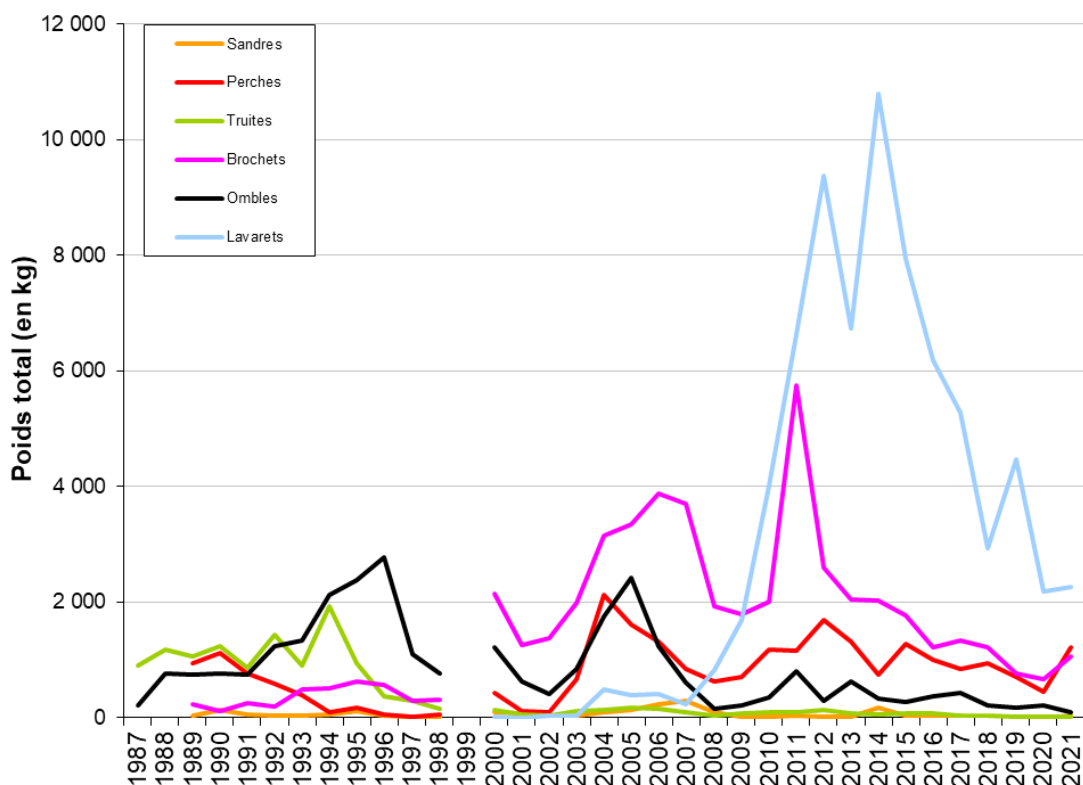


Figure 20 Poids total relatif aux captures des pêcheurs amateurs déclarées.

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 21). Elles ont commencé à baisser en premier chez les pêcheurs amateurs puis chez les professionnels. Les captures des pêcheurs amateurs se stabilisent en 2021 à un niveau similaire à 2020, tandis que les captures continuent de baisser pour la pêche professionnelle.

La Figure 22 présente l'évolution des captures par unité d'effort (CPUE) de la pêche professionnelle concernant le corégone. Cette dernière est exprimée en kilogrammes de corégones/pic. Les pics étant les filets pélagiques utilisés par les pêcheurs professionnels pour capturer le corégone en pleine eau. Ce calcul de rendement permet de s'affranchir des variations interannuelles d'effort de pêche qui peuvent biaiser l'interprétation des résultats lorsque l'analyse est réalisée sur les seuls tonnages bruts. Les CPUE qui stagnaient depuis le début des années 90 autour de 2,5-3 kg/pic ont commencé à progresser à partir de 2008 et ont atteint une valeur record en 2011 avec 22,8 kg/pic. Depuis 7 ans, les rendements sont en constante diminution. Ils semblaient toutefois se stabiliser entre 2017 et 2019 autour de 6-7 kg/pic, valeurs similaires à celles de la fin des années 2000. Mais à compter de 2020 une nouvelle baisse s'est engagée et le rendement 2021 s'avère cette fois catastrophique et l'un des plus bas jamais observé depuis le début de la chronique (moins de 2 kg/pic). Bien que globalement plus faibles, les évolutions mensuelles (en bleu sur le graphique)

montraient un schéma relativement identique chaque année avec des maximums de rendements au cours de la période estivale, période de prédominance de zooplancton dans le milieu. L'année 2020 marque une singularité avec l'absence du pic de rendement estival.

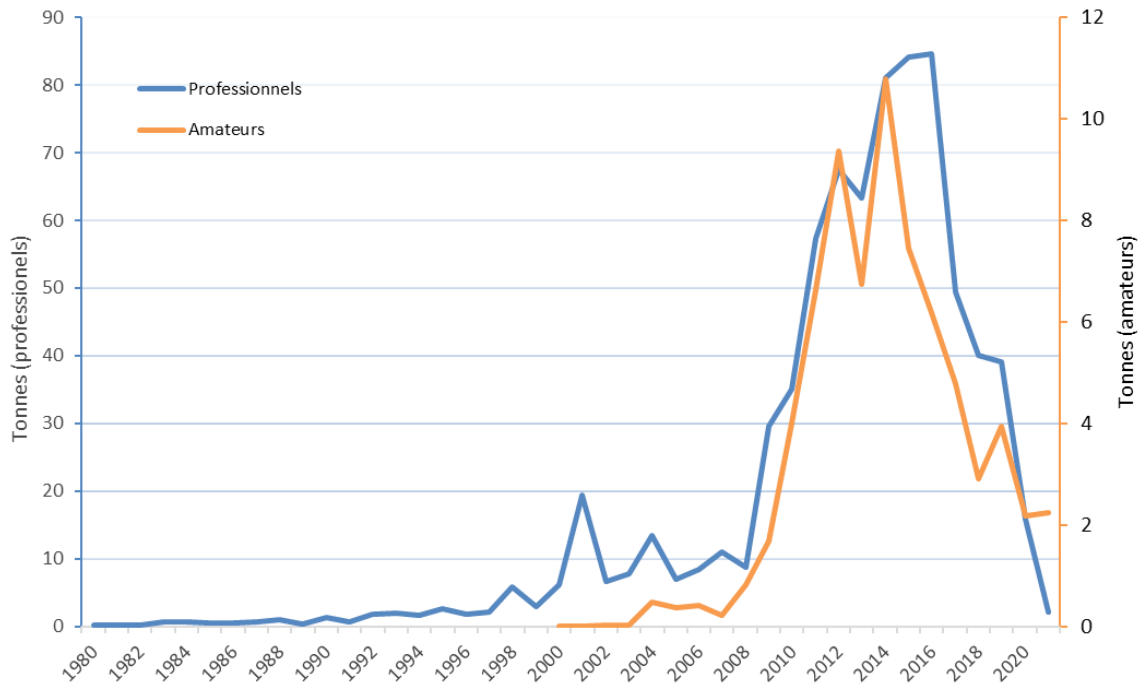


Figure 21 Tonnages annuels de la pêche aux lavarets depuis 1990 chez les pêcheurs professionnels et amateurs

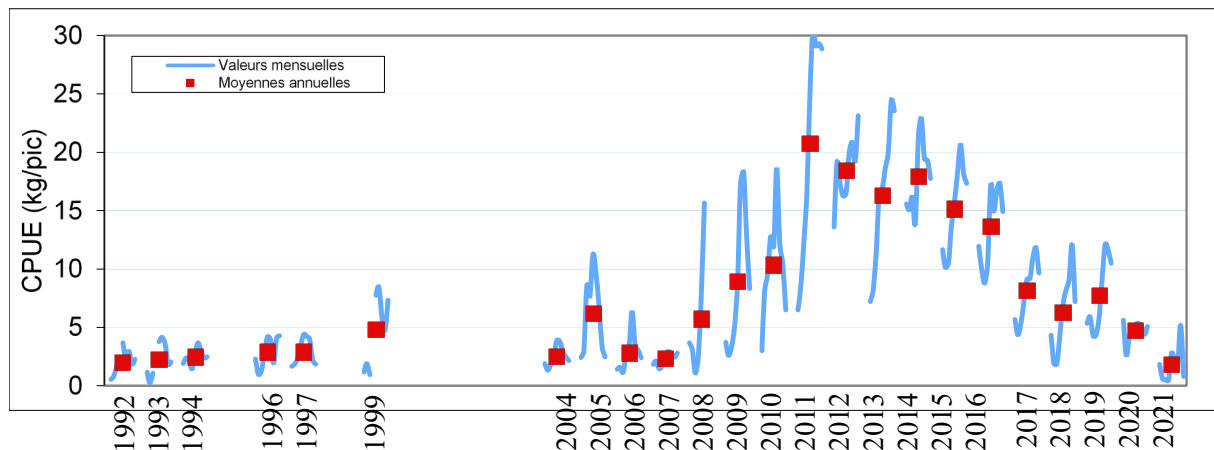


Figure 22 Evolution des captures par unité d'effort pour le corégone (données DDT73)

Les CPUE peuvent également être obtenues auprès de la pêche amateur en nombre de corégones par sortie (Figure 23). Entre 2004 et 2007, les rendements de capture étaient inférieurs à 0,5 corégone par sortie. Ils ont ensuite fortement augmenté entre 2008 et 2011 passant de 0,5 à 2,5 corégones par sortie, à l'instar des rendements de la pêche professionnelle et des données scientifiques. Depuis, les rendements moyens annuels se sont stabilisés à un niveau légèrement

inférieur à celui de 2011 soit autour de 2 corégones par sortie. Les rendements du groupe de pêcheurs volontaires montrent une tendance légèrement différente puisque les niveaux de captures jusqu'en 2019 sont restés comparables à l'année record de 2011. Depuis 2 ans, la tendance des 2 catégories de pêcheurs est à une légère baisse mais qui reste à relativiser car le rendement observé est parmi les hauts rendements calculés de la chronique. Les variations mensuelles montrent chaque année le même schéma : c'est-à-dire 2 pics de captures, un premier en début de saison de pêche (mars – avril) et un deuxième en fin de saison (septembre – octobre). Ces fluctuations sont étroitement liées aux fluctuations de la densité de zooplancton : en effet, au cours des épisodes de faibles productions de zooplancton (cf chapitre dynamique du zooplancton du présent rapport), les corégones basculent pour s'alimenter sur des larves d'insectes. Ils sont alors plus capturables par les amateurs qui utilisent les imitations de ces larves pour la capture de cette espèce. Le début d'année 2020 s'est caractérisé par des rendements de captures assez importants (> 2,5 corégones/sortie) puis le confinement lié au COVID 19 a interrompu la pêche pendant le mois d'avril. Les rendements estivaux étaient quant à eux comparables à ceux observés en 2015 et 2016, mais bien inférieurs à ceux qui avaient été observés notamment fin 2019 où les CPUE atteignaient 3,5 corégones/sortie. En 2021, on retrouve un pic de rendement en début de saison mais le 2^{ème} pic traditionnellement observé n'est pas présent. Ceci est probablement à mettre en relation avec une diminution de la croissance des corégones qui diminue fortement le nombre de poissons atteignant la taille légale de capture (voir ci-après).

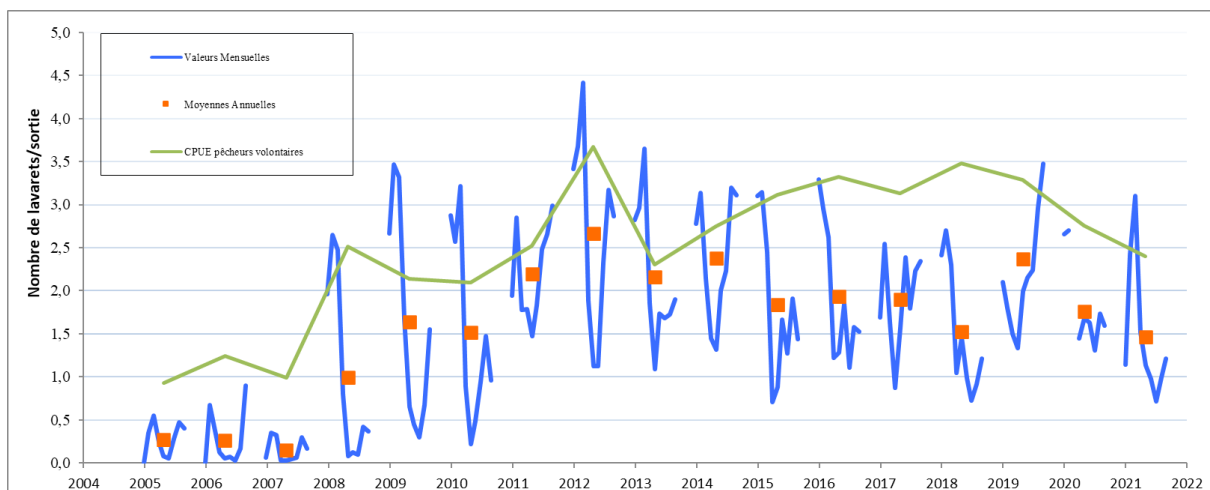


Figure 23 Rendements de capture de corégones de la pêche amateur entre 2004 et 2021. En bleu pour la totalité des pêcheurs, en vert pour les pêcheurs amateurs volontaires

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 2019, respectivement 550 g à 450 g

La Figure 25 met en avant une diminution du nombre d'individus pêchés supérieur à 40 cm durant ces 10 dernières années dans la pêche amateur. En effet, en 2011 les poissons mesurant plus de 40 cm représentaient plus de 46 % des pêches alors qu'ils représentaient moins de 20 % en 2020.

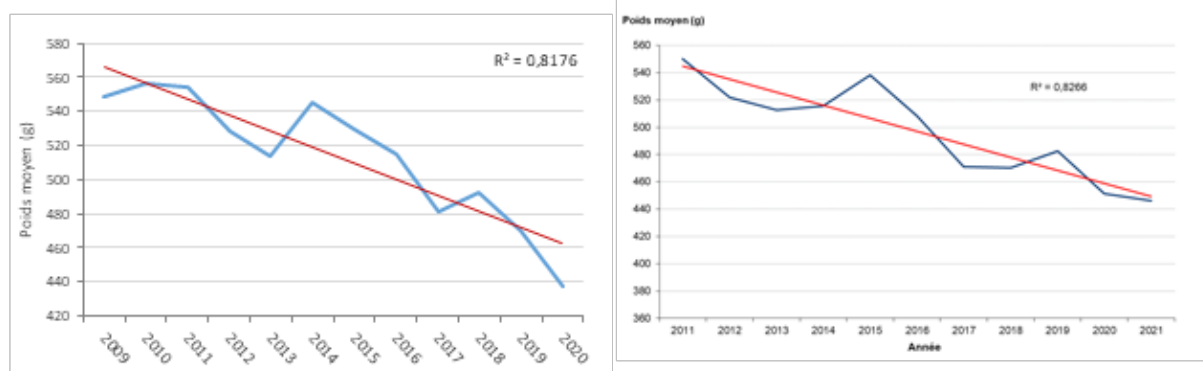


Figure 24 Évolution du poids moyen annuel du lavaret depuis 2009 A : pêche professionnelle, B : pêche amateur

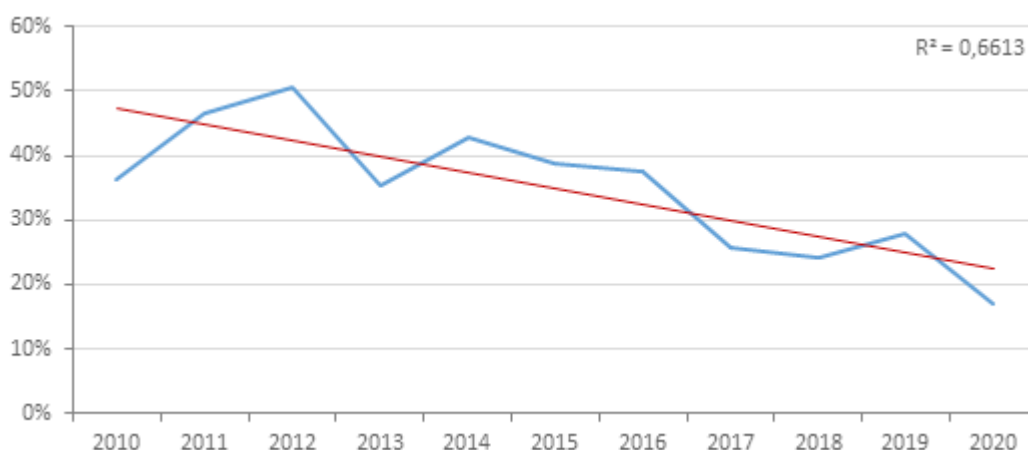


Figure 25 Évolution du nombre de capture de lavaret supérieur ou égal à 40 cm depuis 2010 (pêche amateur)

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 26). La pêche précoce des lavarets avait comme conséquence de réduire la compétition entre les jeunes individus et d'accélérer la croissance des poissons dans 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.

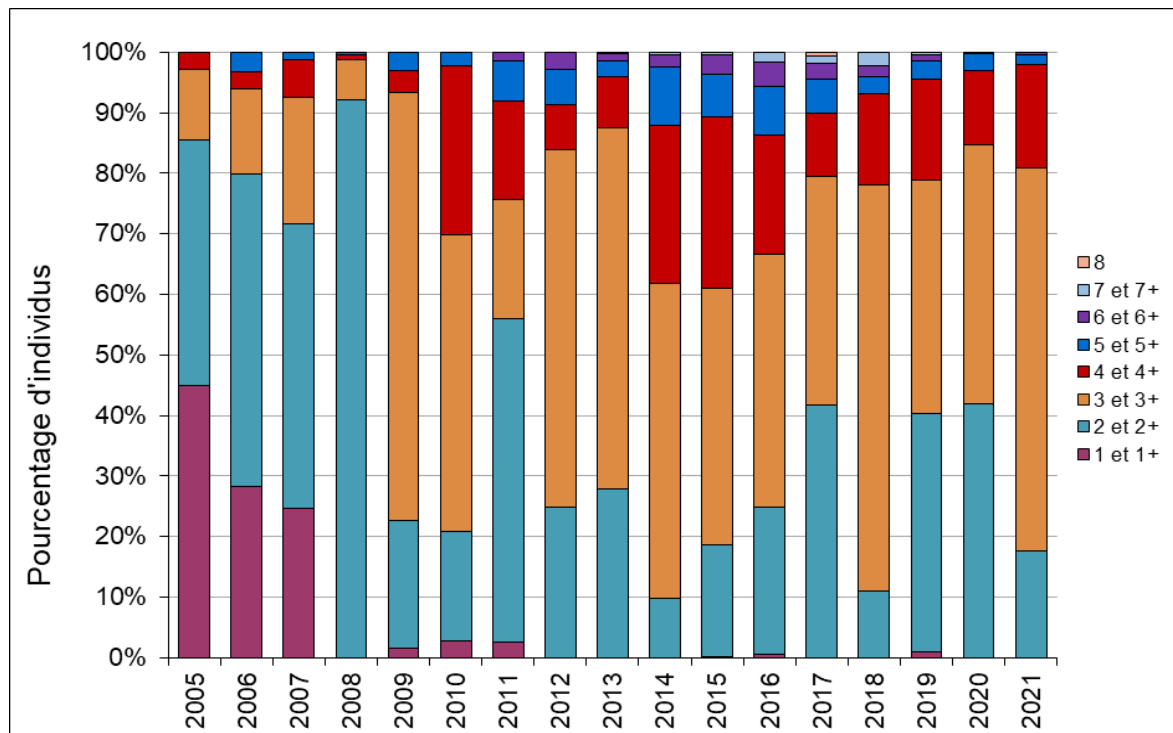


Figure 26 Répartition en âge des lavarets capturés supérieurs à la taille légale (pêche amateur)

Comparé aux pêcheurs amateurs, la proportion de lavarets de 2 ans dans les captures de la pêche professionnelle est très faible en 2020, la plus faible jamais observée depuis le changement de réglementation en 2008 (Figure 27). Habituellement, ces plus jeunes poissons entrent dans la pêche au cours de l'été mais il semblerait que leur entrée ait été tardive en 2020. La saison 2021 n'a pas fait l'objet de suivi dans la pêche professionnelle étant donné la faiblesse des captures réalisées voire l'arrêt de la pêche aux lavarets au cours de la saison.

En l'espace de 10 ans, les longueurs de lavarets de 2 ans capturés par la pêche amateur est passé de 38 cm à 36 cm et ceux de 3 ans de 40 cm à moins de 38 cm. En moyenne, sur les 2 classes d'âge majoritaires dans les captures, les poissons adultes ont perdu environ 2 cm (Figure 28).

Au cours des 10 dernières années, les lavarets atteignent de plus en plus tardivement la taille légale de capture (Figure 29). 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, 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 entraient dans la pêche des professionnels dès le mois de juin auparavant et que récemment et plus particulièrement au cours des 2 dernières années, ils n'entrent dans la pêche qu'en fin d'été après la période de pleine activité de la profession. Cela peut en partie expliquer pourquoi les amateurs continuent à avoir des rendements plus élevés que les professionnels.

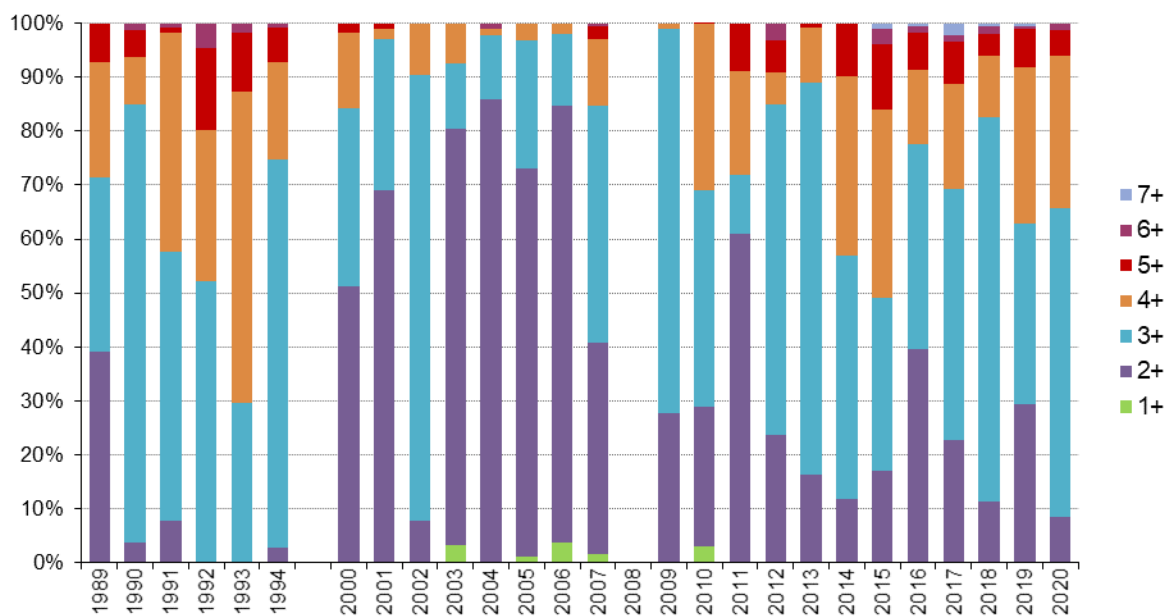


Figure 27 Structure en âge des lavarets capturés par la pêche professionnelle en milieu de saison (juin à août)

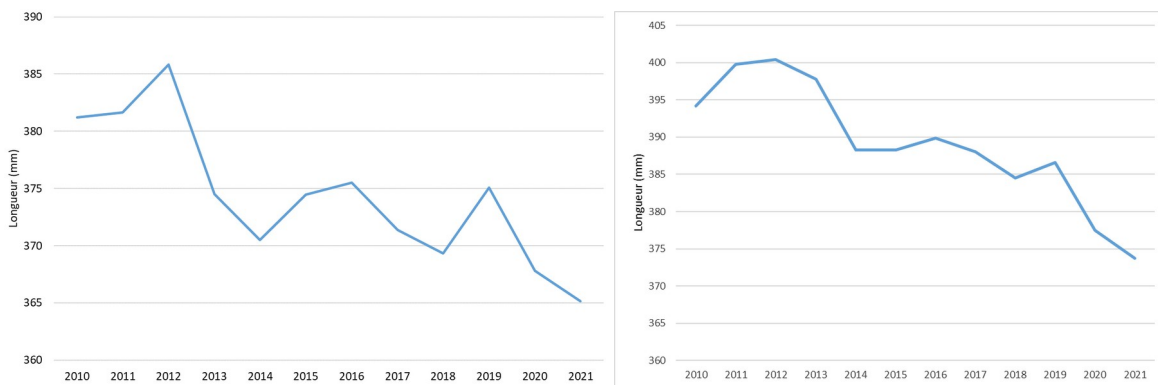


Figure 28 Evolution de la longueur moyenne des lavarets capturés par la pêche amateur.
A gauche : lavarets de 2 ans ; à droite : lavarets de 3 ans

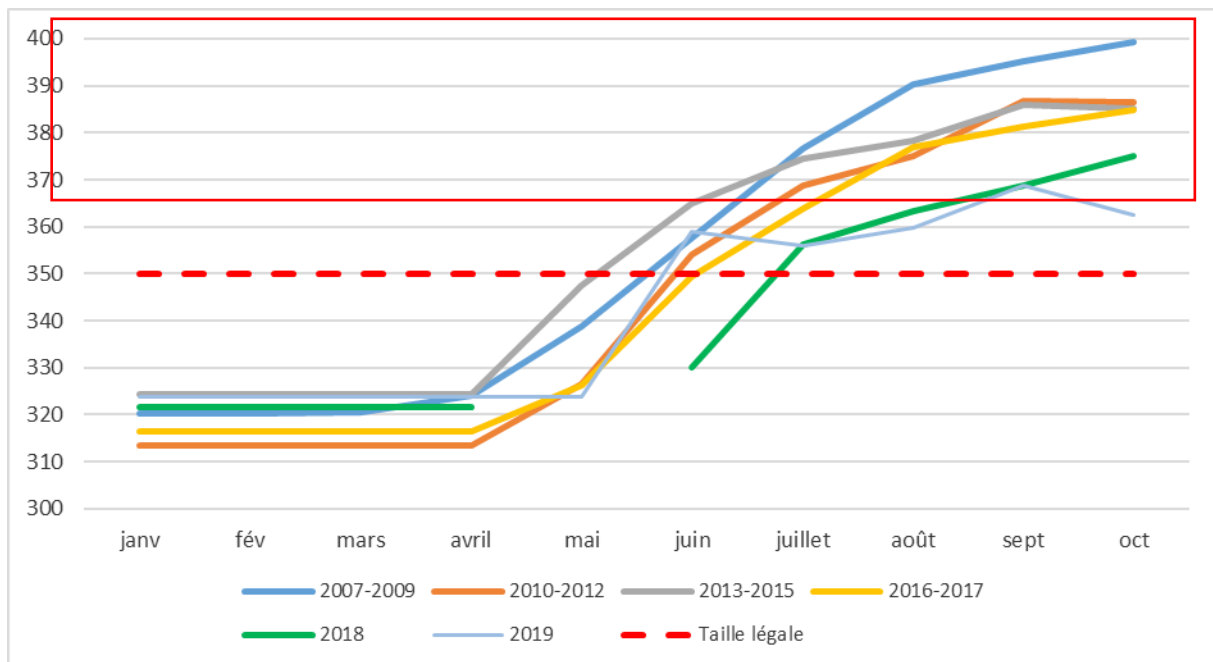


Figure 29 Croissance en taille des 2 ans regroupée par cohorte. Le rectangle rouge représente la gamme de sélectivité des pics en maille 45 mm

Omble chevalier

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Figure 30). L'étude menée sur l'efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) a 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 représentatives de celles de l'ensemble des pêcheurs, permet d'estimer ce qu'aurait pu être le rendement depuis l'arrêt 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. Ainsi, en l'absence d'arrêt, les saisons 2009 et 2010 se seraient classées parmi les meilleures depuis le début du suivi tandis que les saisons 2011 et 2012 seraient moins favorables illustrées par une forte chute des rendements de capture. Cette baisse peut être mise en relation avec une réduction des alevinages opérée depuis 2009 suite à l'arrêt de l'intérêt commercial de l'espèce. Après une reprise des captures en 2013 très certainement liée aux alevinages de l'année 2010, la tendance était de nouveau à la baisse. Depuis 2015, les rendements des pêcheurs volontaires sont en constante progression alors qu'ils sont encore fluctuants pour l'ensemble des pêcheurs amateurs. Ce résultat peut vraisemblablement être corrélé avec une stabilisation depuis 2012 du pacage lacustre autour de

100.000 estivaux d'ombles déversés annuellement. Seule l'année 2016 a été marquée par un alevinage très faible de moins de 10 000 alevins. Ce faible alevinage peut probablement être relié au faible rendement de captures observé en 2019. Fait marquant cependant, le niveau de captures des pêcheurs volontaires est resté élevé en 2019, mais il est le fait essentiellement d'1 pêcheur spécialisé dans la pêche de cette espèce qui semble avoir pêché majoritairement des poissons de 2 ans donc non issus de la génération 2016 faiblement soutenue par alevinage. Les saisons 2019 et 2020 s'étaient distinguées par des rendements records aussi bien pour les pêcheurs volontaires. L'année 2021 est marquée par une baisse des captures plus marquée pour les pêcheurs obligatoires par rapport aux volontaires. Le rendement des pêcheurs obligatoires est d'ailleurs l'un des plus bas jamais observé. La baisse de rendements de pêcheurs volontaires est quant à elle moins catastrophique et permet d'être moins alarmiste avec près d'1 omble capturé par sortie.

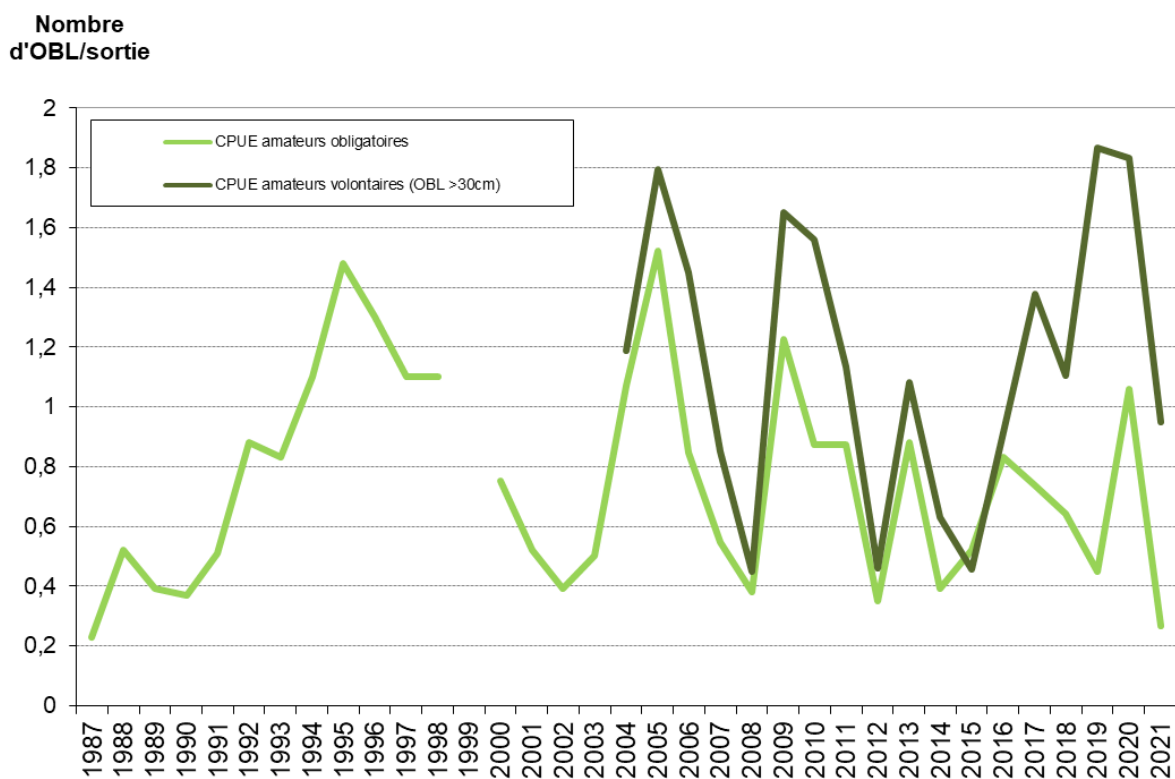


Figure 30 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2021

Brochet

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 90 et les années 2000 (Figure 31). 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 6 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 1 et 2 brochets par sortie (Figure 32).

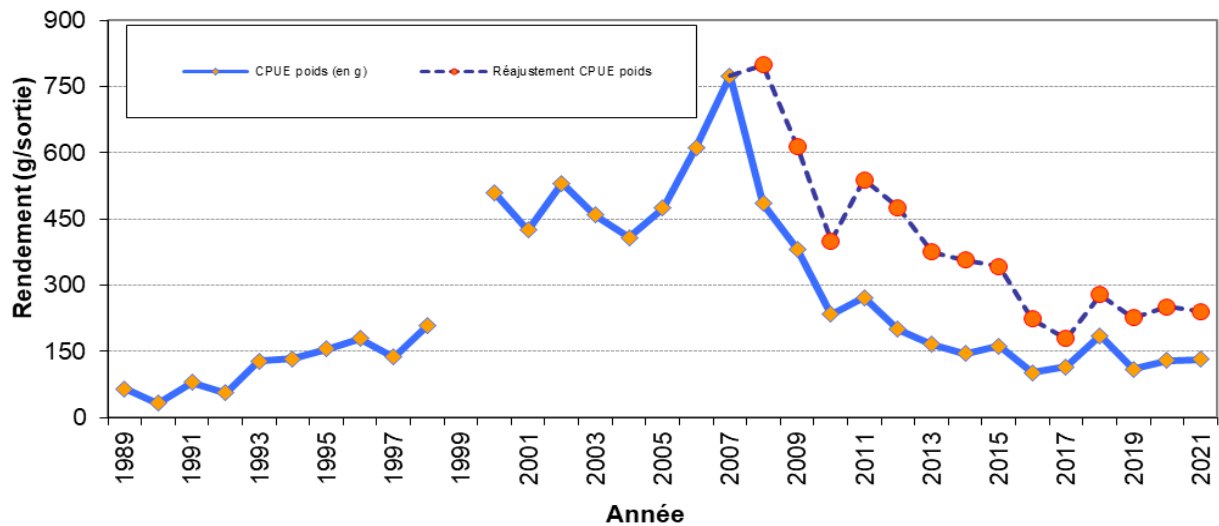


Figure 31 Rendements pondéraux des brochets

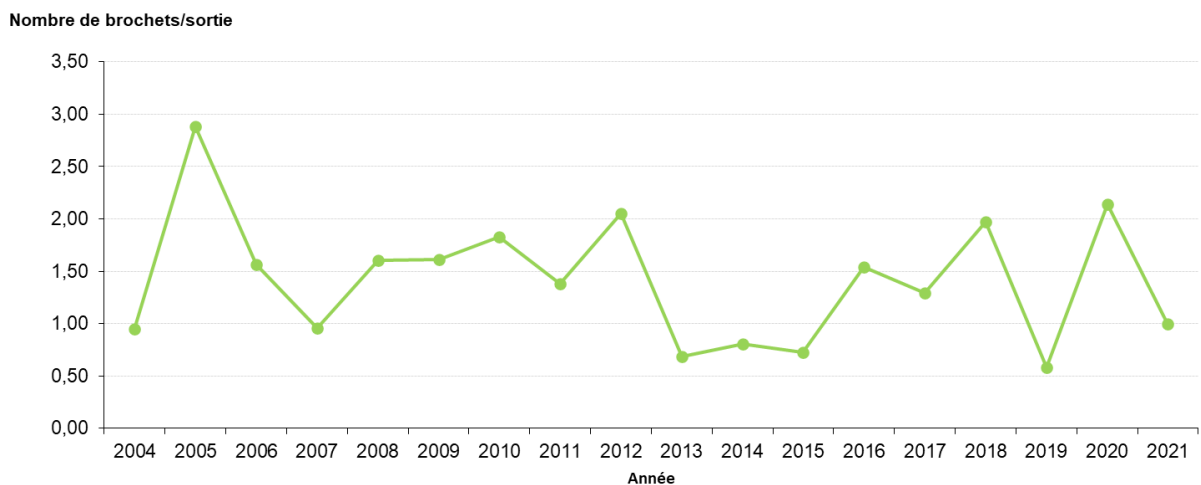


Figure 32 Rendements numériques des brochets capturés par les pêcheurs volontaires

IV. Discussion

La diversité piscicole du lac apparaît comme globalement stable, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) ou peu abondante comme la vandoise (*Leuciscus leuciscus*) et la lotte (*Lota lota*) n'ont pas été capturées en 2021. Le fait majeur de 2021 est la poursuite de la hausse des densités acoustiques pour le corégone, confirmée par des CPUE numériques hautes dans les filets pélagiques atteignant des niveaux historiques. Cependant, la

baisse des captures qui se poursuit chez les pêcheurs professionnels indique que ces individus ne sont pas encore rentrés dans la pêche. La perche est à des niveaux moyens, aussi bien vu par l'acoustique que par les pêches aux filets, avec des fluctuations interannuelles toujours très marquées, car très dépendantes des conditions météorologiques (Cavoy *et al.* 2022). Capturé pour la sixième année consécutive dans les pêches scientifiques, le silure est bien installé dans le lac du Bourget (Vagnon *et al.* 2022)

Les CPUE numériques globales observées en 2021 sont à un niveau bas. Les CPUE sur le plan pondéral se situent quant à elles dans des valeurs hautes bien qu'en baisse par rapport aux 3 dernières années. Cependant, 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.

Le fait le plus 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'observe 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 professionnels et 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 ait été amorcée, mais que la hausse des captures s'expliquerait par un effort de pêche plus important. Depuis 2017, la situation est apparue moins favorable et une forte chute a été constatée pour un nombre important d'indicateurs (CPUE pêche scientifique pélagique, hydroacoustique et suivis halieutiques). Depuis 2018, une quantité importante de petits poissons est constatée, en particulier les captures de corégones dans les filets benthiques ont augmenté. Depuis 2020, les captures de corégones adultes sont en augmentation. Depuis 2019 les cibles détectées en hydroacoustique sont de petites tailles. En 2020, ces individus correspondaient à des individus âgés d'un an, ils sont en 2021 âgés de 2 ans. Toutefois, cette situation ne s'observe pas encore dans les captures et les rendements des pêcheurs professionnels (les amateurs s'en sortant un peu mieux) avec des niveaux qui restent encore très bas. 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'individu de grande taille est inquiétante. Les premières données de croissance semblent montrer que les corégones de 2 ans ont eu une croissance retardée ou plus faible depuis une dizaine d'années et plus marquée en 2020-2021. Ils ont ainsi dépassé la taille légale de capture et sont entrés dans la pêche amateur, en revanche, ils n'étaient pas suffisamment grands pour être maillés par les pics des professionnels. Dans le même temps, les corégones de 3 ans n'ont pas grandi « normalement » ce qui semble être vérifié par la diminution du poids moyen des corégones pêchés par la pêche professionnelle.

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-spécifiques, 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.

Cette population de poissons, caractéristiques des milieux oligo-mésotrophes, a un optimum de production dans la gamme 10-40 $\mu\text{g L}^{-1}$ de phosphore (Gerdeaux *et al.* 2006) et est indicatrice de l'amélioration de la qualité des eaux du lac, qui va dans le même sens que les autres paramètres biologiques et physico-chimiques. Les faibles teneurs en Phosphore observées en 2016-2021 peuvent influencer la dynamique du zooplancton et avoir une influence sur la croissance et par effet cascade sur le rendement. Il apparaît nécessaire d'ajouter l'information concernant la croissance dans le suivi des prochaines années. Dans le lac du Bourget, une gestion halieutique adaptée a amené ce qu'on a pu qualifier comme le « retour du Lavaret », mais la pérennité de ce stock a été questionnée par les données obtenues en 2017. Depuis 2018, les indicateurs issus des campagnes scientifiques relativisent cette baisse observée, mais la population n'est pas reconstituée en raison de l'absence d'individus âgés.

La **perche**, quant à elle, 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 en moyenne entre 1984 et 1994 à 15 t/an entre 1995 et 2005 pour se stabiliser à environ 7 t/an 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 la pêche peut 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 2021, la perche serait à un niveau moyennement élevé avec une distribution principalement benthique indiquant un succès de recrutement moyen. Par rapport à

l'année précédente la répartition en taille est plus classique avec un mode principal de moins de 10 cm constitué des individus de l'année. Des perches de grandes tailles sont néanmoins détectées.

La population de **gardon** est essentiellement benthique et détectée à un niveau moyennement élevé dans les pêches scientifiques avec une bimodalité observée. Une tendance à l'augmentation est observée depuis 2017.

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 plus chauds, 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. 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, connaît une forte chute en 2021 (seuls deux individus sont détectés). 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 la valeur la plus faible de la série.

Malgré l'arrêt de la pêche professionnelle de **l'omble chevalier** 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 satisfaisant mais restant fluctuant et dépendant des quantités d'alevins déversées 3 ans auparavant.

Comme il a été souligné en 2016, le **silure** 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 2021, 8 individus capturés.

En 2021, **l'écrevisse américaine** est à nouveau détectée en 2021 alors qu'elle était absente des échantillonnages en 2020. Elle est cependant détectée dans des effectifs faibles 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 2021 sont donc *i)* des niveaux élevés historiques d'abondance de corégones estimés par hydroacoustique, et des niveaux également élevés dans les pêches aux filets, pour ce poisson emblématique du lac et indicateur d'une bonne qualité des eaux ; la population serait actuellement dominée par des individus de 2 ans mais l'espèce semble montrer des problèmes de croissance modifiant les rendements de captures des pêcheurs et dont les causes sont encore à préciser ; *ii)* une population de perche structurée classiquement et dominée par les 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 le 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.

D'après les campagnes scientifiques, la diminution de l'abondance de la population de lavaret observée jusqu'en 2017 n'est plus avérée et pourrait indiquer une nouvelle hausse possible du stock en 2022 si la croissance s'améliore. Cette population doit être surveillée, car sujette à des variations plus fortes que prévues et les raisons de ces fluctuations sont à ce jour inconnues. Déjà constaté sur les compartiments « eau » et « plancton » dans le cadre du suivi annuel du lac, l'amélioration écologique est renforcée par la réponse du compartiment biologique supérieur, le poisson, avec une hausse, malgré de fortes fluctuations, de la population de lavaret depuis la réoligotrophisation du lac.

Pour les autres espèces, 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.

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 de la dernière décennie, l'état écologique du lac est devenu bon à très bon, que ce soit pour sa composante pélagique ou benthique, au regard de nombreux descripteurs. La zone eulittorale du lac du Bourget reste toutefois encore aujourd'hui un biotope aquatique encore largement méconnu, pour lequel la faune macrobenthique typiquement (en termes de présence, cycle de vie, fragilité, rôle fonctionnel) est peu explorée et susceptible de subir des pressions anthropogènes liées aux activités de loisirs et aux aménagements hydrauliques. A cela s'ajoute l'arrivée récente d'espèces exotiques envahissantes, encore peu ou pas étudiées (e.g. la moule quagga, la petite crevette rouge sang) susceptibles d'impacter le fonctionnement du lac.

Depuis les années 2000, 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 suite par une forte baisse de la biomasse phytoplanctonique (en lien notamment 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). Les concentrations en Phosphore ont chuté de manière importante et se sont maintenues à des niveaux faibles, tout comme la teneur en chlorophylle *a*. Parallèlement, la transparence n'a cessé d'augmenter et a sûrement joué sur la colonisation en profondeur des macrophytes. Pour cette dernière, il a toutefois été enregistré une diminution de la valeur moyenne ces dernières années, en lien avec le phénomène de blanchissement des eaux (mélange reoligotrophisation, réchauffement des eaux, augmentation du picophytoplancton et précipitation de la calcite).

En 2020 et 2021, les teneurs en P_{tot} et P-PO₄ aux alentours de 9 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 (~30 tonnes depuis 3 ans). 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.

En 2021, la biomasse phytoplanctonique a continué de baisser, tout comme les teneurs en chlorophylle *a* moyennes, annuelle et estivale. Au sein du phytoplancton, la proportion des formes microplanctoniques est en baisse et le nanophytoplancton a clairement augmenté. La composition phytoplanctonique confirme la présence de plus en plus importante d'espèces mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes, confirmées dès 2017 par la hausse significative des indices de Brettum et IPLac, qui ont d'ailleurs atteint leur plus haute valeur en 2021. 2021 confirme ce qui avait aussi été observé en 2020, à savoir une proportion devenant relativement significative des formes picoplanctoniques (>15%).

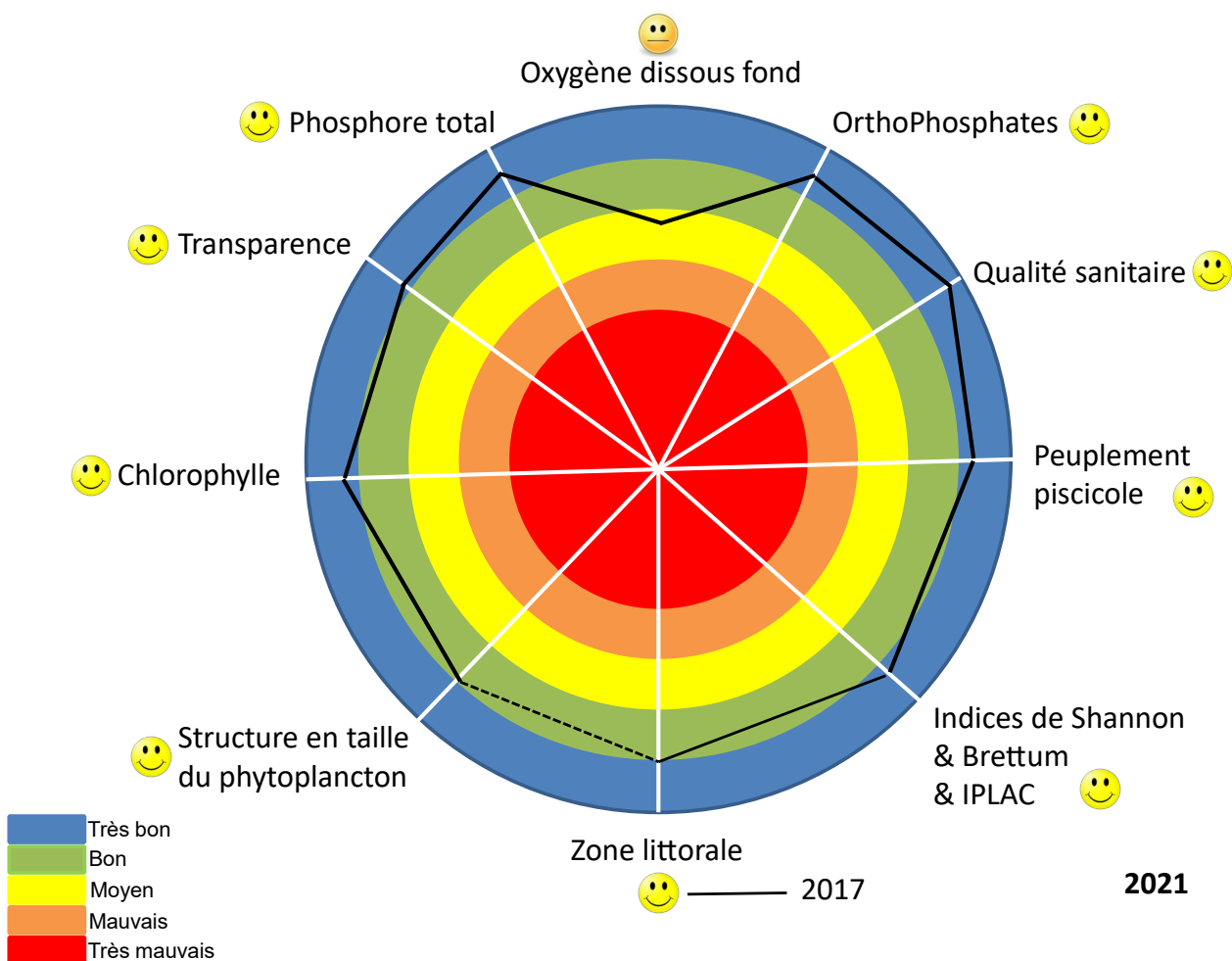
Le compartiment zooplanctonique, maillon intermédiaire clef au sein du réseau trophique pélagique, continue de traduire, au travers de certaines de ses relations spécifiques avec le phytoplancton, une bonne efficacité trophique (c'est à dire des relations de bonne qualité nutritionnelle entre phyto- et zooplancton). Il joue aussi sûrement un rôle très important dans la nutrition des larves de certains poissons mais cette interaction reste encore à étudier en détail, d'autant qu'il pourrait être un élément clef dans l'explication de la réduction de la taille des corégones.

Au sommet de la pyramide trophique, le peuplement piscicole est de bonne qualité, avec la hausse remarquée au cours des dernières années de la biomasse du lavaret (corégone) et la régression du rendement d'espèces indicatrices de milieux de moins bonne qualité, comme le poisson chat ou le sandre. Pour autant, le silure, poisson exotique récent confirme son évolution envahissante.

Les valeurs 2021 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 « presque » oligotrophe. Depuis 2011, il est donc qualifié d'oligo-mésotrophe car tous les voyants ne sont pas encore pleinement dans le vert ! 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 depuis quelques années.

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	9,5	2,7	4,9	6,0	
Mesotrophe					2,3
	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

La Figure ci-dessous propose une vision synoptique de l'état écologique du lac du Bourget en 2021



Le lac du Bourget continue son parcours vers un état oligotrophe de très bonne qualité.

Dans notre démarche d'évaluation globale d'état de cet écosystème le choix est fait de proposer de nombreux indicateurs portant sur la physico-chimie et la biologie sous de multiples formes (annuellement la chlorophylle *a*, le phytoplancton incluant le picoplancton et les cyanobactéries toxiques, le zooplancton et les poissons ; tous les 4-5 ans les macrophytes et les macroinvertébrés) et donc, pour divers habitats (pélagique vs littoral). Aujourd'hui, en 2021, le lac du Bourget peut être qualifié d'écosystème en très bon état, à la limite de l'oligotrophie stricte.

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 2021
Secchi (m)	> 4,1	6,0
Nitrate ($\mu\text{g NO}_3^-/\text{L}$)	<1200	493
Ammonium ($\mu\text{g NH}_4^+/\text{L}$)	<74,2	7,3
Phosphore total ($\mu\text{gP}/\text{L}$)	<11	9,9
IPLAC	>0,8	0,78

L'image offerte en 2021 par le lac du Bourget, pour sa partie pélagique, est assez similaire à celle des années précédentes et peut être résumée comme suit. Le lac, avec des concentrations en P_{tot}, PO₄ et chlorophylle *a* qui restent très basses, et une transparence relativement élevée, peut être caractérisé comme un écosystème presque oligotrophe. Presque, car ce statut global (le retour complet à un état oligotrophe) reste à être complètement et définitivement confirmé par la concentration et composition phytoplanctonique ou encore la proportion des petites formes, sans oublier l'ensemble des descripteurs de la zone littorale. La structure globale, l'efficacité trophique et les effectifs des communautés zooplanctoniques et piscicoles ainsi que la biomasse/rendement de pêche du corégone (lavaret) de nouveau en hausse confirment la réoligotrophisation et le très bon état global de l'écosystème.

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 SILA.
- 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-Treyture 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, Tadolliéké 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-Treyture 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 2021

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>Ecotoxicologie 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

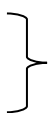
$I_{NTH} = 47 + 65 \times \log_{10}(X)$ où X est la valeur de l'azote total (mgN L^{-1}), mesurée lors de la campagne de fin d'hiver.



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

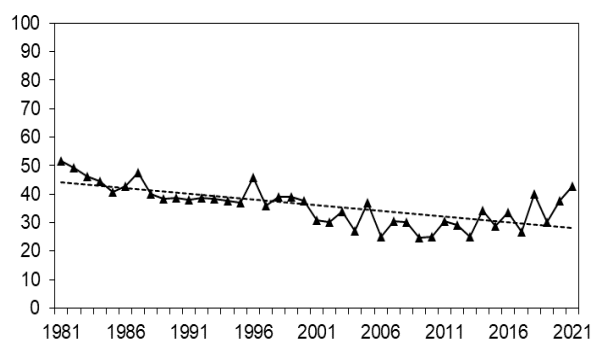
Indice Consommation journalière en O2 dissous

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

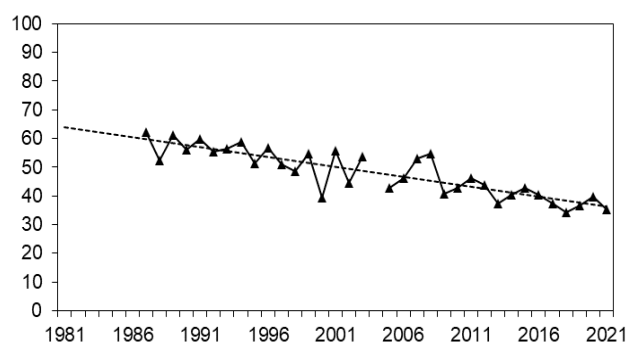


Cet indice constitue l'indice fonctionnel **Dégradation**

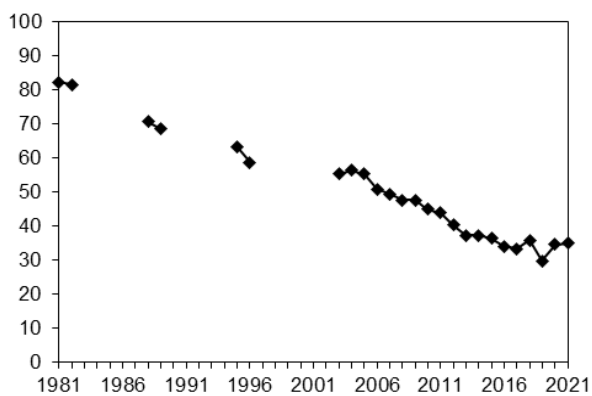
II Résultats



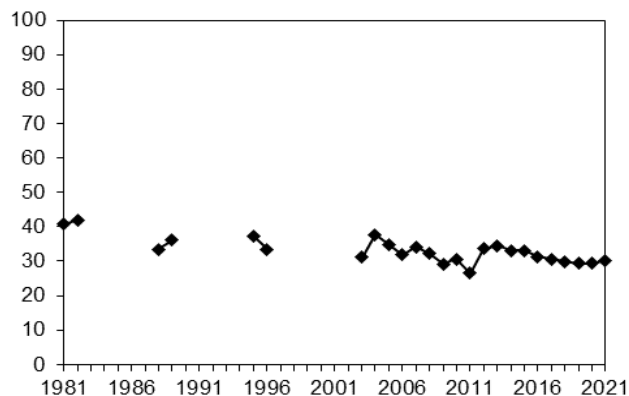
a) Indice de transparence estivale



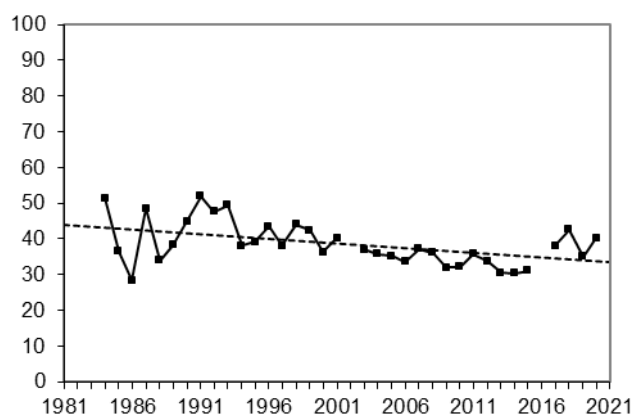
b) Indice de pigments chlorophylliens estivaux



c) Indice du phosphore total hivernal



d) Indice de l'azote total hivernal



e) Indice de la consommation journalière en O₂ dissous

Figure 1 Evolution des indices spécifiques type DCE au point B de 1981 à 2021

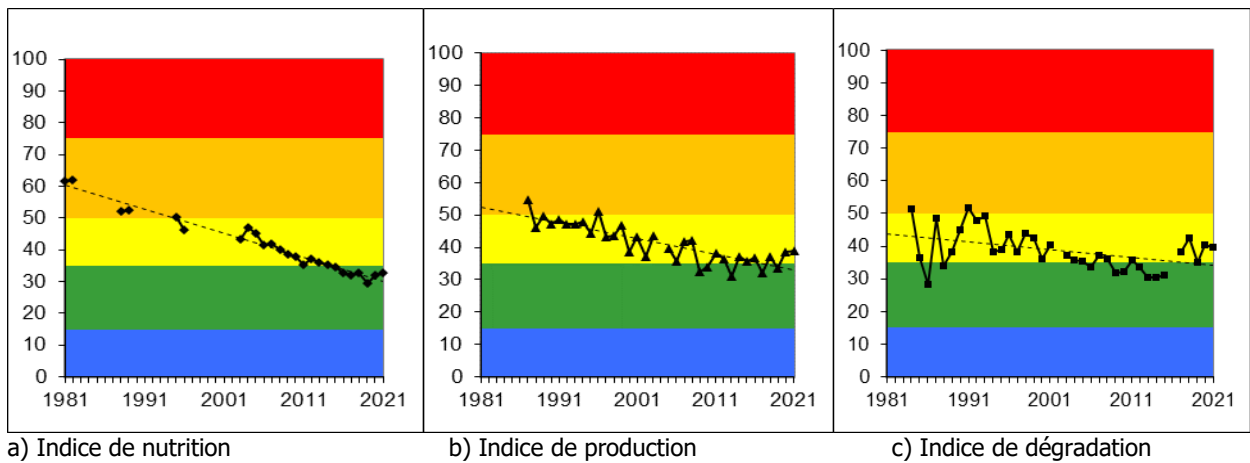


Figure 2 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des indices fonctionnels type DCE au point B de 1981 à 2021

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

Ni : 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 Ij 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, ($T_1 = 6, T_2=5, T_3=4, T_4=3, T_5=2, T_6=1$)

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

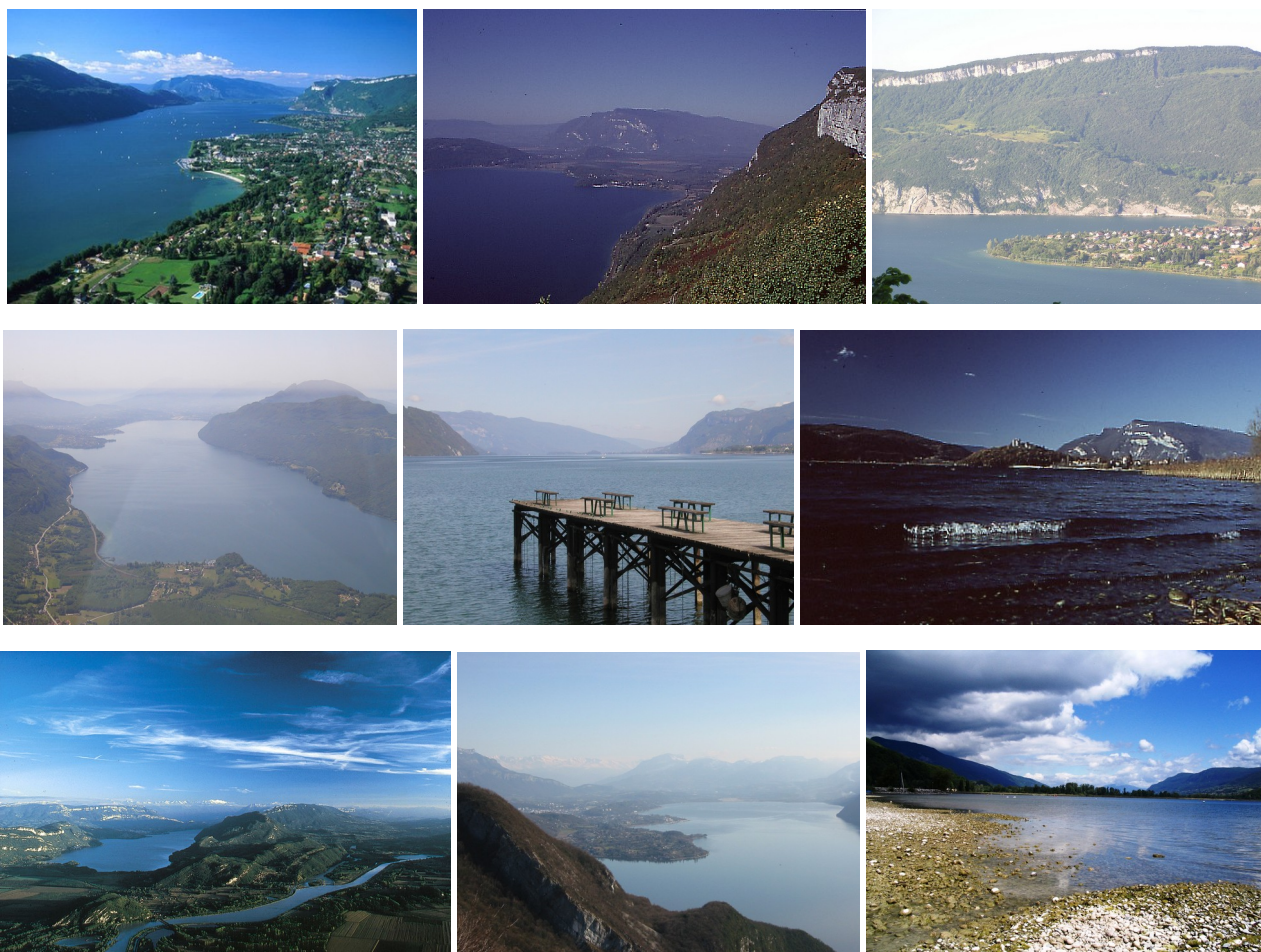
Table I: continued

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>Uroglena</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,	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

Informations diverses en 2021 (actualités du CISALB)



L'image offerte en 2021 par le lac du Bourget, pour sa partie pélagique, est restée assez similaire à celles des années précédentes et peut être résumée comme suit. Le lac, avec des concentrations en P_{tot}, PO₄ et chlorophylle *a* très basses, et une transparence relativement élevée, peut être qualifié de presque oligotrophe. Presque car ce statut global (ce retour complet à un état oligotrophe) reste à être complètement et définitivement confirmé par la biomasse et composition phytoplanctonique ou la proportion des petites formes notamment, sans oublier l'ensemble des descripteurs de la zone littorale. 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.