



HAL
open science

Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2023

Jean-Philippe Jenny, Jean-Noël Avrillier, Sébastien Cachera, Coline Costel,
Laura Crépin, Olivia Iter-Desgué, Chloé Goulon, Jean Guillard, Valérie
Hamelet, Jean-Christophe Hustache, et al.

► **To cite this version:**

Jean-Philippe Jenny, Jean-Noël Avrillier, Sébastien Cachera, Coline Costel, Laura Crépin, et al.. Suivi
environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2023. inrae. 2024. hal-04682522

HAL Id: hal-04682522

<https://hal.science/hal-04682522v1>

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.

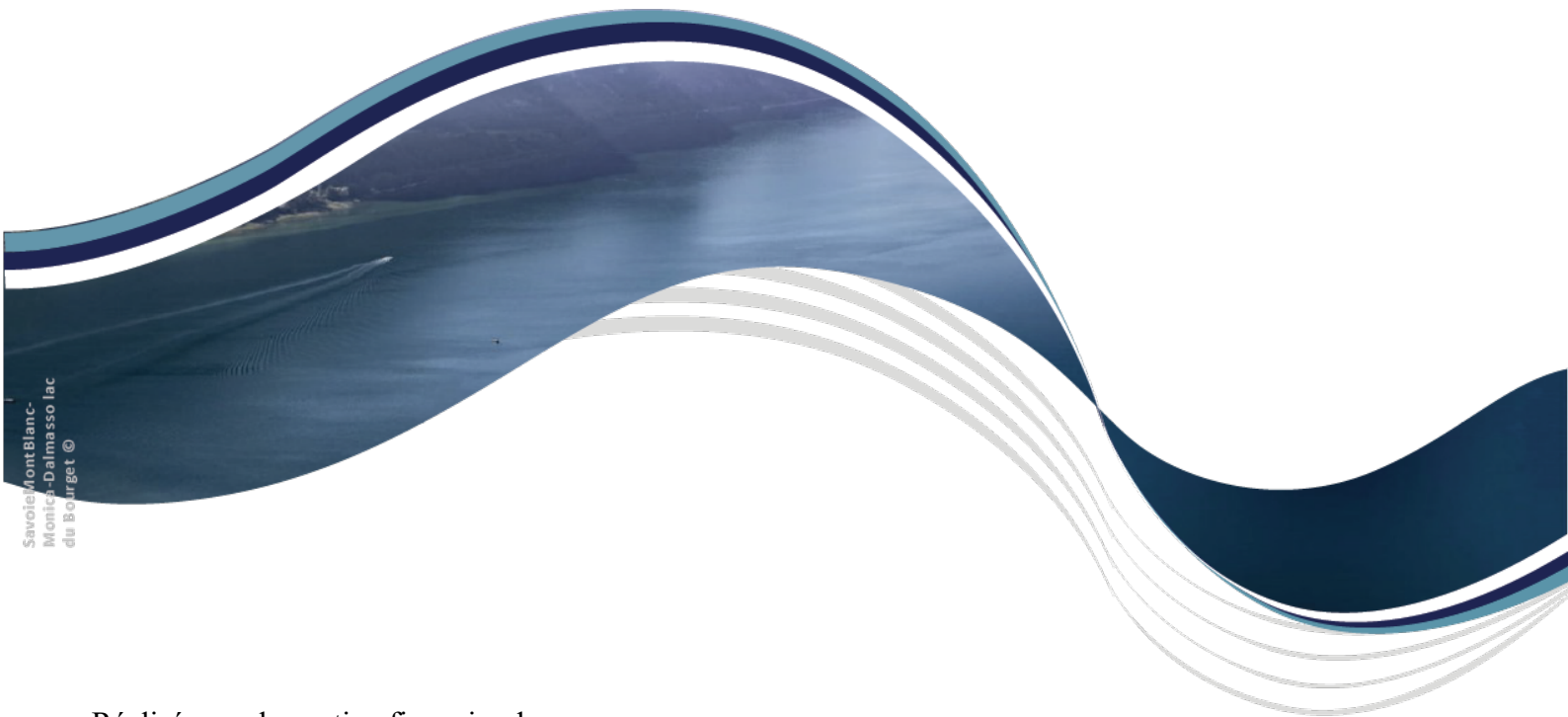
L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Suivi Scientifique du lac du Bourget



RAPPORT ANNUEL Année 2023



Savoie Mont Blanc -
Monts-Dalmasse lac
du Bourget ©

Réalisé avec le soutien financier de :

Janvier – Décembre 2023



RAPPORT SCIENTIFIQUE DU SUIVI REALISEE PAR L'INRAE

Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Écosystèmes Limniques (CARTEL), Université Savoie Mont Blanc, Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), 74200 Thonon-les-Bains, France



Réalisé par : Jean-Philippe JENNY (coordination, édition), Leslie LAINE & Serena RASCONI (zooplancton), Frédéric RIMET & Stéphan JACQUET (phytoplancton), Viet TRAN-KHAC & L. CREPIN (physico-chimie), Jean GUILLARD, Clément RAUTUREAU, Chloé GOULON, Valérie HAMELET (poissons), Philippe QUETIN & Olivia Itier-Desgué (météorologie), Jean Christophe HUSTACHE, Pascal PERNEY (appui technique)

 <p>Comité Intercommunautaire pour l'Assainissement du Lac du Bourget 42 Rue du Pré Demaison, 73000 Chambéry Tél : +33 (0)4 79 70 64 64</p> <p>Site Internet du CIsalB : www.cisalb.fr</p>	 <p>INRAE 75 bis, avenue de Corzent – CS 50511 F-74203 THONON-LES-BAINS CEDEX Tél : +33 (0)4 50 26 78 00</p> <p>Université de Savoie Mont-Blanc Technolac 73370 LE BOURGET-DU-LAC Tél : +33 (0)4 79 75 88 68</p>
--	--

Pour citer ce document :

Référence à citer : Jenny, JP., J.-N. Avrillier, S. Cachera, C. Costel, L. Crépin, O. Itier-Desgué, C. Goulon, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, S. Jacquet, L. Laine, P. Perney, P. Quétin, J. Raphy, C. Rautureau, F. Rimet, S. Rasconi, V. Tran-Khac. 2024. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2023. Rapport INRAE-CISALB, 101 pages.

SOMMAIRE

1.	Introduction.....	9
2.	Contexte hydroclimatique.....	10
3.	Méthodologies.....	13
3.1	Physico-chimie	13
3.2	Phytoplancton.....	13
3.3	Zooplancton	14
3.4	Poissons	15
3.4.1	Pêches aux filets CEN.....	16
3.4.2	Hydro-acoustique.....	17
3.4.3	Suivi halieutique	19
3.4.4	Pêche amateur.....	20
3.5	Indicateurs DCE et métrique de Brettum	22
3.5.1	Indicateurs DCE	22
3.5.2	Métriques de Brettum & transparence.....	23
4.	Résultats.....	25
4.2	Physico-chimie	25
4.2.1	Température et oxygène.....	25
4.2.2	Transparence	29
4.2.3	Nutriments.....	32
4.3	Phytoplancton.....	33
4.3.1	Evolution des classes d'algues.....	33
4.3.2	Evolution des espèces dominantes et des groupes fonctionnels	34
4.3.3	Évolution des picocyanobactéries	36
4.4	Zooplancton	38
4.4.1	Dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen	38
4.5	Poissons	44
4.5.1	Hydroacoustique	44
4.5.2	Pêches CEN.....	47
5.	Tendances à long-terme.....	50
5.2	Physico-Chimie.....	50
5.2.1	Transparence	50
5.2.2	Teneurs en nutriments	51
5.3	Phytoplancton.....	54
5.3.1	Evolution des classes algales.....	54
5.3.2	Evolution des groupes fonctionnels.....	56
5.3.3	Evolution du micro et nanophytoplancton	58
5.3.4	Evolution des picocyanobactéries	59
5.4	Zooplancton	63
5.4.1	Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2023	63

5.5 Poisson	68
5.5.1 Hydroacoustique	68
5.5.2 Pêches CEN	71
5.5.3 Suivi halieutique	76
5.5.4 Captures pêcheurs amateurs	79
5.5.5 Dynamiques des populations exploitées	80
5.5.6 Discussion	87
5.6 Métrique de Brettum et IPLAC	90
5.6.1 IPLAC	90
5.6.2 Indice de Brettum	92
6. Synthèse annuelle	94
7. Bibliographie	97
8. Annexes	103

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Conditions météorologiques enregistrées à Voglans. Les graphiques du haut représentent les moyennes annuelles. Les graphiques du bas représentent la dynamique mensuelle pour 2023 avec les lignes en pointillées représentant les tendances 1990-2020. Les chiffres pour l'axe des abscisses correspondent aux différents mois.....	10
Figure 2. Hydrologie de la Leysse, principal affluent du lac du Bourget en 2023. Les débits journaliers maximum (courbe noire) sont présentés en échelle normale (encadré de gauche) et en échelle logarithmique (encadré de droite). Les bornes bleues représentent les débits mensuels médians sur vingt ans (1993-2023), ainsi que les 10 et 90 percentiles. Données HydroFrance HydroPortail, station de La Motte-Servolex [Pont du Tremblay]......	11
Figure 3. Localisation des transects effectués de nuit en 2023	18
Figure 4. Lots de pêche du lac du Bourget.....	20
Figure 5. Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987	21
Figure 6. Moyennes annuelles des températures des couches de surface (0-5m) (a) et des couches profondes (60-65m) (b) sur la période 1968–2100, pour les 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.....	26
Figure 7. Profils verticaux des températures (°C) et de l'oxygène dissous (mg/L) au point B au début de l'année 2023. Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène dissous (mg/L) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2022 (vert) et 2023 (vert foncé).....	27
Figure 8. En haut, variation saisonnière des températures (°C) (gauche) ainsi que de la saturation en oxygène dissous (%) (droite) dans la couche superficielle à 2 mètres de profondeur au point B en 2022 et 2023. En bas, variations saisonnières de la saturation en oxygène dissous (%) à 140 m (droite).	28
Figure 9. Évolution des concentrations en nutriments (mg/L) à 2 m de profondeur en 2022 (gris) et 2023 (noir).	30
Figure 10. Évolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2021 à 2023.....	31
Figure 11. Évolution des concentrations en nutriments (mg/L) au point B à 140 m en 2022 (gris) et en 2023 (noir).	32
Figure 12. Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2023.....	34
Figure 13. Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2023	34
Figure 14. Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2023	37
Figure 15. Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget pour les années consécutives 2015 – 2023.	39
Figure 16. Dynamique saisonnière des différentes classes de microcrustacés au lac du Bourget en 2023.	39
Figure 17. Evolution saisonnière de la composition des cladocères herbivores au lac du Bourget en 2023.....	40
Figure 18. Evolution saisonnière de l'abondance des cladocères prédateurs au lac du Bourget en 2023.	41
Figure 19. Evolution de la composition des copépodes cyclopoïdes au lac du Bourget en 2023.....	42
Figure 20. Evolution de l'abondance des Calanoïdes (<i>Eudiaptomus gracilis</i>) au lac du Bourget en 2023.	43
Figure 21. Pourcentage des effectifs des herbivores et des prédateurs au lac du Bourget en 2023.....	43
Figure 22. Séquences d'échointégration (S_A) pour les couches de surface et inférieure en 2023	45
Figure 23. Distributions en taille pour la couche supérieure (rouge) et inférieure (bleu).....	46

Figure 24. Distributions des cibles en fonction de la profondeur en 2023	46
Figure 25. Répartition spatiale des filets benthiques (plan de pose théorique).....	47
Figure 26. Évolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2023 ; comparaison avec les classes de qualité.....	50
Figure 27. Concentrations moyennes hivernales (mgN/L) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2023	52
Figure 28. Concentrations moyennes hivernales (mgN/L) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 1981 à 2023 ; comparaison avec les classes de qualité.....	52
Figure 29. Évolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (bleu) et du phosphore total (rouge) (mgP/L) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2023.	53
Figure 30. Évolution des concentrations moyennes hivernales (mgP/L) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité.	54
Figure 31. Évolution des concentrations moyennes hivernales de la silice réactive (mg/L) au point B de 2003 à 2023	54
Figure 32. Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales	56
Figure 33. Dynamique interannuelle de la proportion exprimée en pourcentage de biomasse ($\mu\text{g/L}$) de certains groupes fonctionnels selon (Reynolds et al., 2002).....	57
Figure 34. Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques.....	59
Figure 35. Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2023 inclus.....	59
Figure 36. Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2023	61
Figure 37. Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004.....	62
Figure 38. Abondances moyennes annuelles des a. crustacés totaux, b. cladocères, c. daphnies, d. calanoïdes et e. cyclopoïdes au lac du Bourget entre 2004 et 2023	64
Figure 39. 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 2023.	66
Figure 40. Indices fonctionnels caractérisant la communauté zooplanctonique du lac du Bourget de 2004 à 2023.....	67
Figure 41. S_A moyen et TS moyennes en couche supérieure (1) et inférieure (2). En 2019 les valeurs s'appuient sur une seule nuit d'échantillonnage impliquant une surestimation possible des S_A , les données de 2017 ont été enlevés en raison d'une sous-estimation des S_A (mauvaise réception d'un quadrant).	69
Figure 42. Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure (1-sup) et inférieure (2-inf) pour les années 2022 (rouge) et 2023 (bleu)	69
Figure 43. Box-plots de la distribution des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2022 (rouge) et 2023 (bleu), pour la couche supérieure et inférieure.....	70
Figure 44. CPUE (numériques NB/1000 m^2) et BPUE (pondéral, g/1000 m^2) pour l'ensemble des espèces dans les filets benthiques.	72
Figure 45. CPUE numériques (Nb/1000 m^2) des filets benthiques pour le A) corégone, B) le gardon et C) la perche.....	73
Figure 46. CPUE numérique pour 1000 m^2 de filet benthiques pour 6 espèces d'intérêts (brochet, gremlin, perche soleil, poisson chat, rotengle et silure).....	74

Figure 47. Relations tailles-poids et structures en tailles pour le corégone, le gardon et la perche en 2022 et 2023. En 2022, afin d'intégrer dans la distribution en taille les individus provenant de lots, la taille moyenne donnée au lot a été répétée suivant le nombre d'individus composant le lot. En 2023, seules les données individuelles, en nombre suffisant, ont été utilisées.	75
Figure 48. CPUE numériques des juvéniles de corégonides dans les filets benthiques.....	76
Figure 49. Statistiques de pêche professionnelle 1995-2023 (données DDT73)	78
Figure 50. Evolution des captures de silures par la pêche professionnelle (données DDT73)	79
Figure 51. Statistiques de pêche amateur 1987-2023	80
Figure 52. Tonnages annuels de la pêche aux lavarets depuis 1990 chez les pêcheurs professionnels et amateurs	80
Figure 53. Évolution CPUE annuelles du lavaret pour la pêche professionnelle en bleu et en orange pour la pêche amateur ; exprimée en poids (à gauche) et en nombre (à droite)	81
Figure 54. Rendements de capture de corégonides conservés et relâchés par les pêcheurs amateurs volontaires.....	82
Figure 55. Distribution en taille des lavarets déclarés en 2023 par les pêcheurs amateurs inscrits sur l'application FISHOLA	82
Figure 56. Évolution du poids moyen annuel du lavaret depuis 2011.....	83
Figure 57. Répartition en âge des lavarets capturés supérieurs à la taille légale (pêche amateur)	84
Figure 58. Évolution de la longueur moyenne des lavarets capturés par la pêche amateur. A gauche : lavarets de 2 ans ; à droite : lavarets de 3 ans	84
Figure 59. Rendements (CPUE) de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2023	86
Figure 60. Rendements (CPUE) pondéraux des brochets dans la pêche amateur.....	87
Figure 61. 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).....	91
Figure 62. Évolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum.....	92

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Synthèse des prélèvements et analyses physico-chimiques.....	13
Tableau 2. Nombre de filets théoriques par strates	16
Tableau 3. Tailles des mailles et dispositions des mailles.....	16
Tableau 4. Valeurs pour les différentes classes de qualité d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (MEEM, 2016).	22
Tableau 5. L'état trophique de l'eau catégorisé selon l'indice de Brettum.....	23
Tableau 6. Températures et oxygène dissous au moment du brassage hivernal au point B de 2012 à 2023	25
Tableau 7. Concentrations moyennes des nutriments ($\mu\text{g/L}$ ou mg/L) au maximum du mélange des eaux	32
Tableau 8. Concentrations maximales ($\mu\text{g/L}$ ou mg/L) à 140 m en période de relargage	33
Tableau 9. Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2023	36

Tableau 10. Chiffres clés de la campagne de pêche 2023 (les CPUE et BPUE prennent en compte uniquement les filets benthiques et sont ramenés à 1000 m ² de filets). Les chiffres sont présentés au format graphique en Annexe 1.	48
Tableau 11. Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2014 et 2023	51
Tableau 12. Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 1995 à 2023	55
Tableau 13. Evolution en % du micro- et du nanoplancton dans la couche 0-20m dans le lac du Bourget (en termes de biomasse annuelle moyenne)	58
Tableau 14. Valeurs de S _A sur la chronique de données. * En 2019 les estimateurs sont calculés à partir de la campagne effectuée le premier jour.	71
Tableau 15. Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2022	90

ANNEXES

<i>Annexe 1</i>	103
<i>Annexe 2</i>	104
<i>Annexe 3</i>	105
<i>Annexe 4</i>	107
<i>Annexe 5</i>	108
<i>Annexe 6</i>	110

1. Introduction

1. Introduction

Depuis les années 1950, le lac du Bourget, comme la plupart des grands lacs périalpins, a été confronté au défi de l'eutrophisation en raison de l'augmentation des émissions de nutriments liée au développement sociétal. Pour remédier à ce problème, un réseau de collecte et de traitement des eaux usées a été mis en place avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. Une galerie a été percée dans la montagne du Chat pour rejeter les eaux traitées dans le Rhône issues des stations d'épuration des agglomérations de Bourget-du-Lac, Aix-les-Bains et Chambéry. Ce projet, réalisé entre 1974 et 1979 et opérationnel depuis 1980, a considérablement réduit les apports en phosphore et en azote au cours des deux décennies suivantes. Dans les années 1990, de nouvelles stations d'épuration ont été mises en service à Sierroz et Bourget-du-Lac, avec des améliorations significatives, notamment en matière de déphosphatation.

Le suivi de la qualité des eaux à long terme du lac du Bourget a été engagé depuis 1980. Initialement, un suivi allégé a été réalisé par la Cellule Technique de l'Aquarium du Lac du Bourget puis la CCLB 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. Ce suivi sera ensuite complété au cours de trois périodes : 1988-1989, 1995- 1996 et 2004-2005. Depuis 1999, la Station INRAE d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon-les-Bains participe à cette évaluation. L'Equipe d'Ecologie Microbienne Aquatique a porté une attention plus particulière ces dernières années à la prolifération d'une cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens*. Depuis 2004, un suivi régulier des principaux compartiments biologiques est effectué, en plus des études physico-chimiques, de transparence, d'oxygène dissous et de transparence. L'INRAE bénéficie de l'assistance technique du CISALB pour la réalisation de ce suivi. Le suivi annuel de 2023 s'inscrit ainsi dans la continuité de l'auscultation à long terme de la qualité physico-chimique et biologique du lac.

2. Contexte hydroclimatique

L'année 2023 a été moins ensoleillée mais a été presque tout aussi chaude que l'année 2022, figurant ainsi parmi l'une des années records en chaleur de la décennie. Cette année 2023 est aussi caractérisée par des précipitations annuelles relativement plus élevées (Fig. 1). L'analyse de la dynamique mensuelle met en évidence : 1) Une insolation plus forte que la moyenne principalement en février, en juin, juillet et septembre, mais plus faibles en mars, avril et mai ; 2) les précipitations ont été particulièrement variables avec des déficits de précipitations surtout au printemps et été et particulièrement en juillet alors que les mois de mars et novembre ont connus d'importantes précipitations ; les températures moyennes mensuelles étaient plus importantes que les moyennes pluri-annuelles la majeure partie de l'année : de janvier à mars, et de mai à décembre.

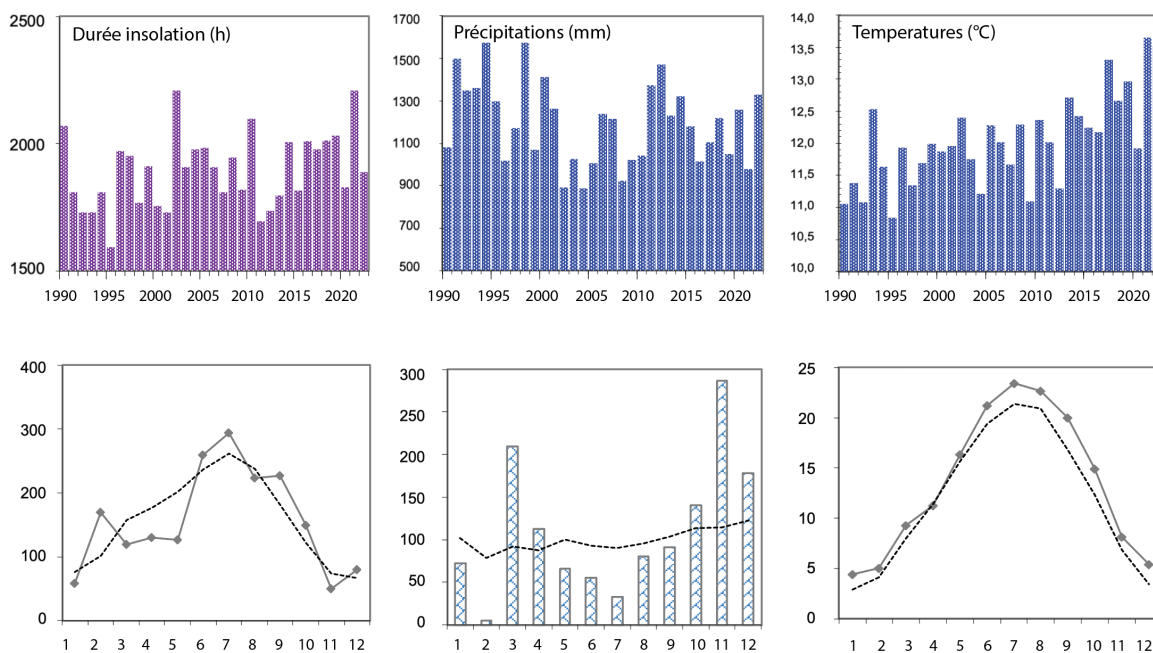


Figure 1. Conditions météorologiques enregistrées à Voglans. Les graphiques du haut représentent les moyennes annuelles. Les graphiques du bas représentent la dynamique mensuelle pour 2023 avec les lignes en pointillées représentant les tendances 1990-2020. Les chiffres pour l'axe des abscisses correspondent aux différents mois.

Débits de la Leysse

Instantané maximal n journalier, Motte-Servolex [Pont du Tremblay] - V131 5020 01

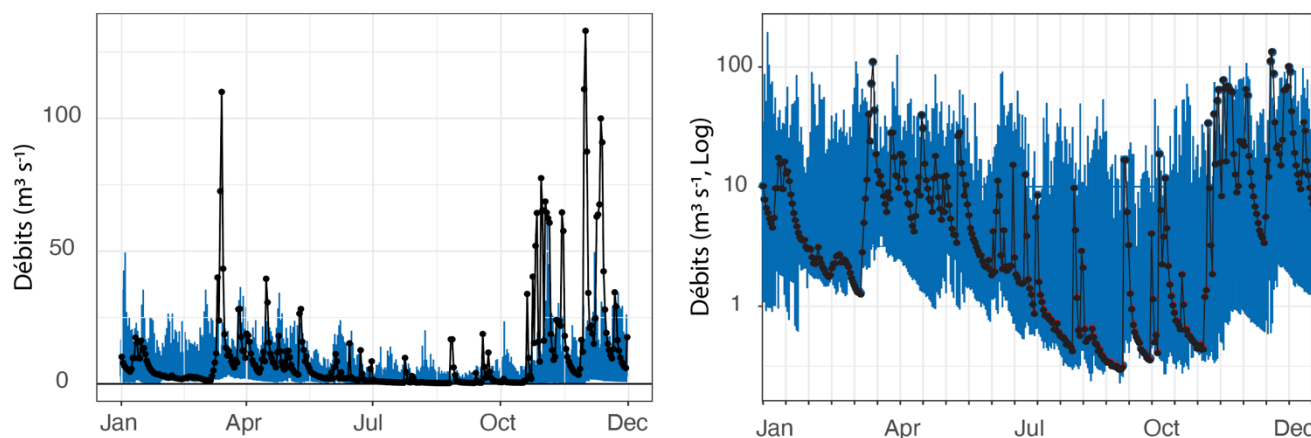


Figure 2. Hydrologie de la Leysse, principal affluent du lac du Bourget en 2023. Les débits journaliers maximum (courbe noire) sont présentés en échelle normale (encadré de gauche) et en échelle logarithmique (encadré de droite). Les bornes bleues représentent les débits mensuels médians sur vingt ans (1993-2023), ainsi que les 10 et 90 percentiles. Données HydroFrance HydroPortail, station de La Motte-Servolex [Pont du Tremblay].

L'année hydrologique 2023 a été marquée par des crues significatives en mars et novembre pour l'affluent principal du lac, la Leysse. Cette année 2023 se caractérise principalement par d'importants étiages estivaux débutés au mois de juin et ayant perduré jusqu'au mois d'octobre (Fig. 2). Hormis en février et mars, l'année 2023 indique une accentuation des débits lors de la période hivernale et une diminution des débits estivaux.

3. Matériels et Méthodes

3. Méthodologies

3.1 Physico-chimie

Le suivi mensuel des caractéristiques physico-chimiques du lac s'effectue au niveau du point le plus profond du lac aux six profondeurs de 2, 4, 30, 50, 110, et 140 mètres (fond). Le nombre de campagnes de prélèvement est passé de 20 en 2002 à 12 en 2023 afin d'alléger le dispositif tout en maintenant un suivi mensuel (Tableau 1). Les paramètres suivis sont : oxygène dissous, orthophosphate, phosphore total, nitrate, ammonium, azote total, silice réactive, carbonate (titre alcalimétrique complet, TAC) et carbone organique total et dissous (COT et COD).

Tableau 1. Synthèse des prélèvements et analyses physico-chimiques

Méthode	Compartiment	Paramètres	Nombre
Prélèvements à profondeurs discrètes avec bouteille fermante type NISKIN	Chimie	PO43-, Ptot, NO3-, Ntot, NH4+, COT, SiO2, TAC, SO42-, Cl-, O2	~50
	Balance ionique	Ca2+, Mg2+, Na+, K+	12
	Cytométrie en flux	abondance	~40
	Cyanobactérie	abondance	12
Prélèvement intégré 0 - 18 m avec « cloche Pelletier »	Phytoplancton	chlorophylle a	12
	Phytoplancton	abondance - diversité	12
Prélèvement intégré 0 - 50 m avec filet de maille 212 µm	Zooplancton	abondance - diversité	12
Profils sondes SBE 19 +		T°C, O2	12
Disque de Secchi		transparence	12

3.2 Phytoplancton

En 2023, 12 campagnes de prélèvements ont été effectuées pour l'étude du phytoplancton dans le lac du Bourget (point B). Les profondeurs échantillonnées ont été de 2, 15, 30 et 50 mètres ainsi que la strate 0-18 m. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec une cloche intégratrice IWS. 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.

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 laissé 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'INRAE (Druart & Rimet, 2008) et les caractéristiques de chaque espèce sont listées dans une base de données open-access et publiée (Rimet & Druart 2018) ; ils sont également conformes au protocole national d'analyse du phytoplancton (Laplace-Treuture et al., 2009). L'annexe 1 donne les principes des calculs de biomasses algales. L'annexe 5 donne le détail des comptages phytoplanctoniques.

La stratégie d'échantillonnage du picophytoplancton a été modifiée pour s'aligner sur celle du phytoplancton. Les abondances des picocyanobactéries ont été obtenues au moyen de la cytométrie en flux sur des échantillons d'eau brute non fixés. 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 (Annexe 2).

3.3 Zooplancton

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2023 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 mis au congélateur -20°C après retour au laboratoire et décongelés lentement à 4°C le jour avant le comptage. Les microcrustacés ont été conservés dans la glace pendant les analyses de dénombrement par espèce et stade de développement. Le dénombrement a été réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon. Après le comptage, les échantillons ont été mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Un prélèvement par mois a été effectué et analysé en 2023, soit 12 prélèvements totaux.

3.4 Poissons

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 and Le Guen 1981), même si aujourd'hui le concept de "gestion écosystémique des pêches" (Cury et al. 2008) étant accepté (Hilborn 2011) et encouragé (Gascuel et al. 2011), la gestion halieutique ne peut se limiter à cette échelle.

Ces travaux ont pour principal objectif de coupler 3 méthodes indépendantes de suivis des espèces et du peuplement, à savoir 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 2010-2022. 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).

3.4.1 Pêches aux filets CEN

En 2023, les pêches scientifiques ont été réalisées du 11 au 13 septembre 2023. Les pêches sont réalisées selon le protocole de la norme EN 14757 (CEN 2006), 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 2), avec un effort proportionnel à la surface et la profondeur du plan d'eau.

Tableau 2. Nombre de filets théoriques par strates

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

Chaque filet benthique mesure 30 mètres de long par 1,5 m de haut. Il est composé de 12 nappes, de 2,5 mètres de long chacune. Chaque nappe a une maille différente, couvrant en progression géométrique la gamme de mailles de 5 mm à 55 mm (Tableau 3).

Tableau 3. Tailles des mailles et dispositions 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 années précédentes, le protocole CEN était complété de filets pélagiques dont les données avaient une vocation uniquement qualitative. En 2023 le protocole a évolué avec la pose

de filets benthiques uniquement afin de se concentrer sur d'autres analyses pertinentes pour le suivi piscicole du lac. Ainsi les résultats ont été adaptés afin de rendre les comparaisons possibles.

Les filets doivent être posés avant le coucher du soleil, avant le pic d'activité de la faune piscicole, et doivent être relevés au lever du jour. Le temps de pose pour tous les filets est fixé à 12 heures environ. Le démaillage des filets et le traitement des échantillons de poissons s'effectuent à terre. Chaque filet est démaillé nappe par nappe, afin d'identifier et dénombrer les espèces capturées, par filet et par taille de maille. Des mesures biométriques (taille, poids) sont réalisées et des prélèvements (écailles, opercules, ...) sont effectués sur les espèces dominantes.

La comparaison inter-annuelle des rendements dans les filets benthiques est basée sur un effort de pêche comparable. L'effort de pêche utilisé est donc de 3060 m².

3.4.2 Hydro-acoustique

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 and MacLennan 2005) qui fait référence ainsi qu'à deux chapitres d'ouvrages plus précisément consacrés à l'utilisation de l'hydroacoustique en milieu lacustre. Nous rappellerons seulement que l'hydroacoustique est une méthode non destructive qui permet d'obtenir une image quantitative du peuplement, les répartitions en classes de taille des individus et leur répartition spatiale, pour la partie du peuplement accessible à cette méthode, toutes espèces confondues. Le protocole employé sur le lac du Bourget est le protocole standard déjà utilisé par l'équipe dans d'autres lacs et retenues, conforme aux travaux en cours de normalisation européenne (CEN 2014) et américaine (Parker-Stetter 2009).

Des parcours de nuit sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible, selon un parcours dit en « zigzag » effectué à environ 8 km.h⁻¹. L'échantillonnage a été réalisé la même semaine que les pêche soit le 14/09/2023. Le matériel est constitué d'un sondeur SIMRAD EK80 WBT Mini fréquence 120 kHz, d'un transducteur circulaire split-beam (ES120-7C -faisceaux partagés) avec un angle d'ouverture de 7°, à -3 dB, fixé à environ 70 cm en dessous de la surface de l'eau. Il est à noter que depuis 2016 l'ouverture angulaire est plus faible (7° vs 11°).

La longueur d'impulsion du sondeur est de 0.256 ms (Godlewska et al. 2011). Un ordinateur gère et stocke les données qui sont géo-référencées par un GPS. Une étude a montré que les résultats obtenus sur la série étaient équivalents avec un effort d'échantillonnage moindre (1

transect sur 2) (Jacquet et al. 2022). La figure 3 présente le parcours réalisé pour la campagne de 2023.

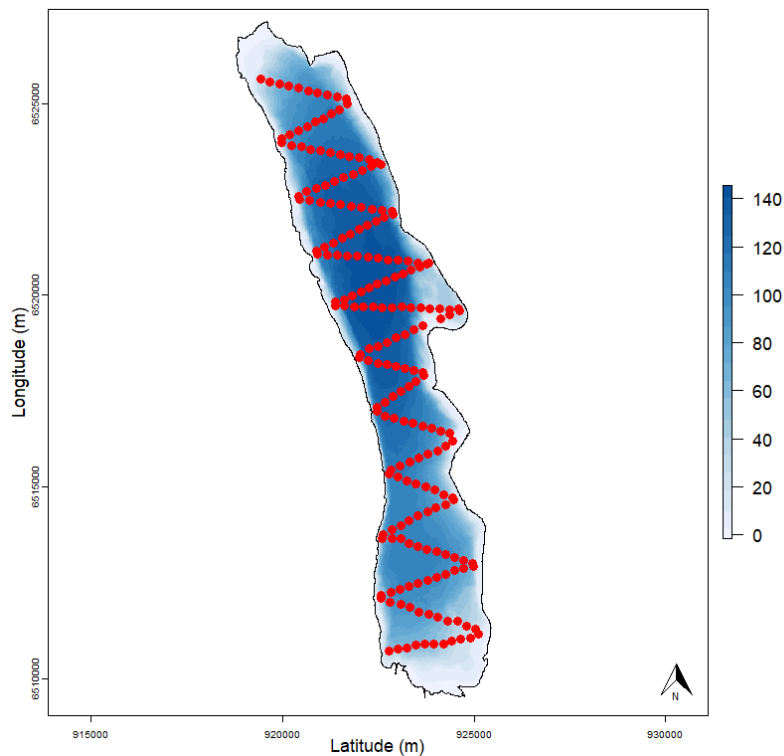


Figure 3. Localisation des transects effectués de nuit en 2023

Les données acoustiques ont été analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk and 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 ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (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 and 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 ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (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 and Vergès 2007). En effet, celle-ci est considérée comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone si l'effort est réparti de façon homogène sans hypothèse statistique au départ (Smith 1990) et si l'effort d'échantillonnage est suffisant (Aglen 1989). Les sondeurs split-beam permettent le calcul de la position de chaque poisson dans le cône acoustique et donc de leur index de réflexion compensé (Target Strenght : 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 and 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 and Lindem 2017) à partir de l'équation de Forbes & Nakken (1972) :

$$\rho_a = \frac{S_A}{\sigma}$$

σ étant défini par $TS = 10 \log \left(\frac{\sigma}{4\pi} \right)$ (Diner and 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 3 m-14 m, pour la couche dite de surface et 14 m-fond pour la couche dite inférieure. La division en deux couches est fonction de la structure thermique du lac au moment où s'effectuent les campagnes (partie physico-chimie, mais aussi de la répartition des poissons au moment de l'échantillonnage). En effet, les poissons selon les espèces se répartissent dans les couches superficielles chaudes ou profondes froides (Guillard et al. 2006; Mehner et al. 2010).

3.4.3 Suivi halieutique

La pêche professionnelle exerce ses activités sur 4 lots de pêche (lots 1 à 4) représentant 80 % de la superficie du lac soit 3513 hectares. Après avoir été plus de 120 pêcheurs professionnels pluri-actifs entre 1950 et 1980, puis une trentaine d'actifs dans les années 80, il ne reste à l'heure actuelle que huit pêcheurs, nombre maximum de licences délivrées par la Direction Départementale des Territoires de Savoie (DDT73). Ces pêcheurs sont tous adhérents 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. À la fin des années 90, un suivi scientifique des captures de la pêche professionnelle a été instauré par l'INRA (l'appellation de l'institut est aujourd'hui INRAE) 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 (corégones). 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. À cette occasion, une partie des géniteurs d'ombles chevaliers et de lavarets capturés est analysée (sex-ratio, mensurations, détermination de l'âge).

3.4.4 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.

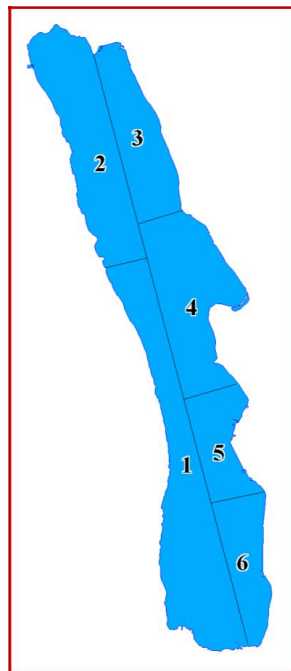


Figure 4. Lots de pêche du lac du Bourget

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 5). À partir de 1995, ce permis est rattaché au permis de pêche en bateau afin d'être en accord du point de vue de la réglementation. Après une longue période de stagnation autour de 1500 pêcheurs amateurs en bateau, ce nombre tend à augmenter depuis 2010 et un record a même été atteint en 2016 avec plus de 2000 carnets vendus. Jusqu'en 1994, le taux de retour des carnets de la pêche amateur variait de 50 à 73 %, ensuite il n'a fait que chuter (moins de 10 % en 1998). En 2004, grâce à une meilleure communication des résultats, une sensibilisation des pêcheurs et une modification du carnet, le taux de retour a fortement augmenté pour atteindre 50 % entre 2010 et 2014. Depuis 9 ans il est repassé sous la barre des 50 % oscillant entre 20 et 40 %. Les statistiques de captures de la pêche amateur sont tenues par le CISALB depuis 2003.

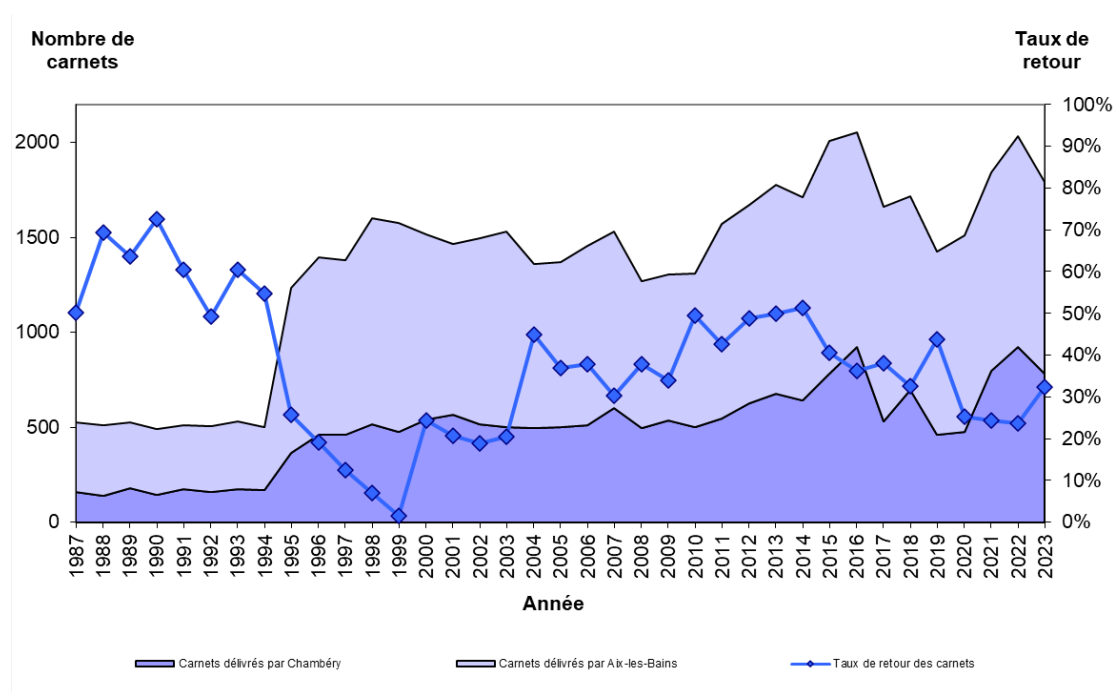


Figure 5. Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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

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

3.5 Indicateurs DCE et métrique de Brettum

3.5.1 Indicateurs DCE

Différents indicateurs de qualité d'eau, développés dans le cadre de la Directive Cadre Eau (DCE) (2000), ont été estimés pour caractériser la qualité biologique du lac. Le Tableau 4 indique les valeurs des limites de classe pour les différents indicateurs spécifiquement définis pour le lac du Bourget (RMC DL60) dans le guide ministériel technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) (MEEM, 2016). Ces seuils ne concernent que la couche de surface.

Tableau 4. Valeurs pour les différentes classes de qualité d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (MEEM, 2016).

	Classes de qualité				
	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Secchi (m)	> 4,11	2,98	2,16	1,58	< 1,58
Nitrate (mg NO ₃ L ⁻¹)	< 1,2	2,6	5,6	30,1	> 30,1
Ammonium (µg NH ₄ L ⁻¹)	< 74,2	98,9	130,8	172,7	> 172,7
Phosphore total (µg P L ⁻¹)	< 11	15,7	22,4	31,9	> 31,9
IPLAC	>0,8	[0,6, 0,8]	[0,4, 0,6]	[0,2, 0,4]	<0,2

L'Indice Phytoplancton Lacustre (IPLac) est un indice synthétique adopté au niveau national pour rendre compte du compartiment phytoplanctonique d'après les teneurs en chlorophylle a et les caractéristiques des communautés phytoplanctoniques (Laplace-Treytore et al. 2016). Dans sa mise en œuvre originelle, l'IPLac se base sur une campagne d'échantillonnage par "saison" au sein de la zone euphotique alors que le suivi actuel du lac comprend des campagnes mensuelles et une profondeur d'échantillonnage fixe (0-18m). Ces différences sont à noter car elles pourraient apporter des divergences dans les résultats mais n'empêchent pas la réalisation des calculs d'IPLAC

pour le lac d'Annecy sur les plages de temps adaptées pour l'application de l'IPLac, à savoir de mai à octobre de chaque année.

3.5.2 Métriques de Brettum & transparence

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 4 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 :

Tableau 5. L'état trophique de l'eau catégorisé selon indice de Brettum.

Classe	Concentrations en PT	Niveau trophique	Valeur indice
6	≤5 µg.L ⁻¹	ultra-oligotrophe	6 (valeur max)
5	5–8 µg.L ⁻¹	oligotrophe	5
4	8–15 µg.L ⁻¹	oligo-mesotrophe	4
3	15–30 µg.L ⁻¹	méso/faiblement eutrophe	3
2	30–60 µg.L ⁻¹	eutrophe	2
1	>60 µg.L ⁻¹	hypereutrophe	1

La transparence de l'eau connaît d'importantes fluctuations annuelles non seulement sous l'effet de la production de biomasse phytoplanctonique, mais aussi du fait de la présence de particules minérales (carbonates ou silicates), qui interviennent par exemple dans le phénomène de blanchiment des eaux dans le cas des carbonates, cette « turquoisation » rendant les eaux moins transparentes en dépit d'un système ultra-oligotrophique. Les bassins-versants très calcaires sont à l'origine des concentrations élevées en hydrogénocarbonates dans les grands lacs alpins. En cas de fortes précipitation ou lorsque l'activité photosynthétique augmente au printemps, l'équilibre calco-carbonique de l'eau est modifié et entraîne la précipitation des calcites. Alors que la production primaire ne devrait pas modifier les niveaux de transparence de l'eau, trop d'incertitudes demeurent conservant les effets climatiques sur la dissolution des sols, les apports et la précipitation de calcite dans le lac.

2. Résultats

4. Résultats

4.2 Physico-chimie

4.2.1 Température et oxygène

3.1.4.1 Distribution verticale

L'année 2023 est une année exceptionnellement chaude en France. Elle se classe en 2^{ème} rang, juste après l'année 2022, selon la MétéoFrance. Malgré ces conditions météorologiques, le brassage hivernal était complet et a eu lieu le 16/03/2023. De ce fait, la réoxygénation des eaux profondes et la remise en suspension des éléments nutritifs à la surface sont complets. La différence de température entre la surface et le fond est de 0,97 °C. Cette différence est due à la stratification journalière et à des conditions hivernales douces des jours antérieurs entre cette campagne et la dernière campagne. La concentration en oxygène dissous au fond est 8,69 mg/L (Tableau 6). L'intensité du brassage de l'année 2023 est plus faible par rapport à l'année 2022.

Tableau 6. Températures et oxygène dissous au moment du brassage hivernal au point B de 2012 à 2023

Année	Date	Maximum mélange	
		Température (°C) Surface - Fond	O ₂ dissous (mg/L) Surface - Fond
2012	07/03/2012	5,53 - 4,99	10,40 - 9,75
2013	06/03/2013	5,56 - 5,37	10,34 - 9,92
2014	06/03/2014	6,31 - 5,57	11,35 - 6,26
2015	10/03/2015	6,65 - 6,00	10,93 - 9,03
2016	07/03/2016	7,11 - 6,08	9,95 - 4,91
2017	19/01/2017	6,34	8,99 - 5,13
2018	07/03/2018	6,57 - 5,86	9,99 - 10,14
2019	28/03/2019	6,75 (20m) - 6,04	11,15 - 9,10
2020	03/03/2020	7,30 (5m) - 6,26	10,57 - 6,34
2021	08/03/2021	8,11 - 6,64	11,19-7,09
2022	10/02/2022	6,70 - 6,50	9,96 - 10,00
2023	16/03/2023	7,59 - 6,62	10,98 - 8,69

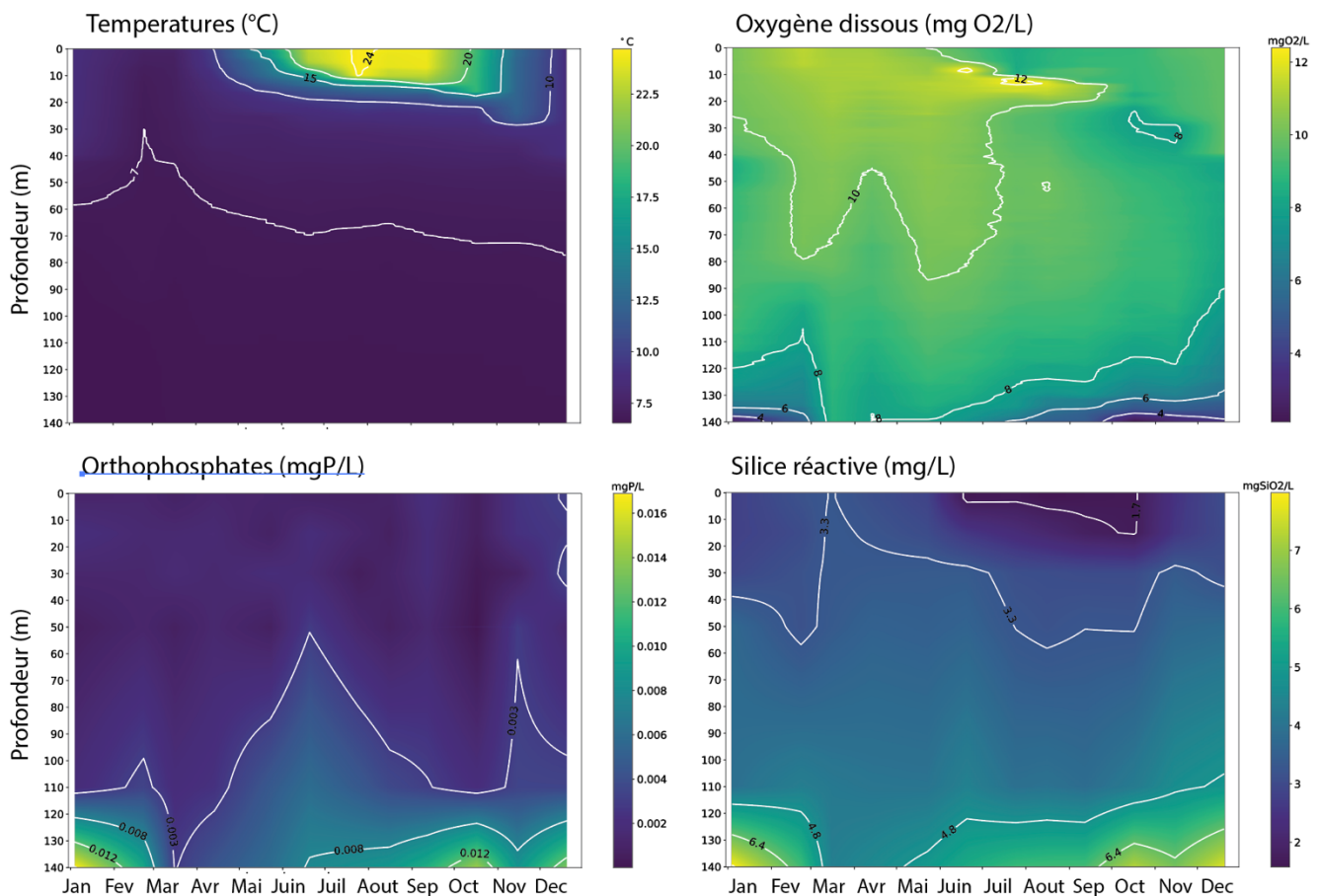


Figure 6. Moyennes annuelles des températures des couches de surface (0-5m) (a) et des couches profondes (60-65m) (b) sur la période 1968–2100, pour les 3 scénarios (SSSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 & SSP5-RCP8.5) dans le lac d'Annecy.

La figure 7 (haut) illustre les distributions verticales des températures et des concentrations en oxygène au point B au début de l'année 2023. La figure 7 (bas) illustre la différence des températures et des concentrations en oxygène entre 2022 et 2023 au moment du maximum de mélange. On constate que le processus d'homogénéisation hivernale commence dès janvier et se fait de façon progressive. En 2023, le brassage hivernal est complet et observé le 16/03/2023.

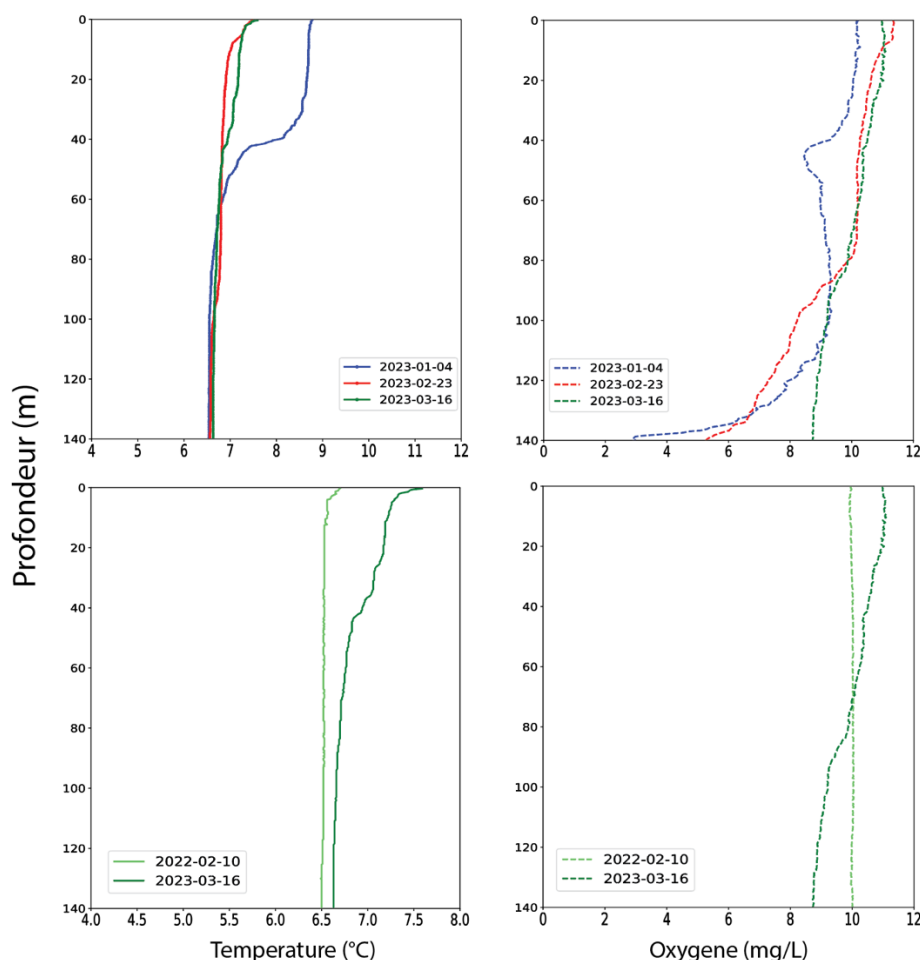


Figure 7. Profils verticaux des températures (°C) et de l'oxygène dissous (mg/L) au point B au début de l'année 2023. Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène dissous (mg/L) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2022 (vert) et 2023 (vert foncé)

Dès le début du mois de mars 2023, la stratification thermique journalière est bien observée. L'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation ont favorisé la mise en place d'une stratification thermique en surface avec pour conséquence de bloquer progressivement les échanges verticaux. La sursaturation en oxygène de la couche de surface indique les activités photosynthétiques à partir du printemps. La concentration en oxygène est observée plus de 12,42 mg/L dans l'épilimnion le 20 juin 2023 (Figure 7). D'avril à octobre, la distribution verticale de la température entraîne une stratification des teneurs en oxygène dissous :

- Dans les couches superficielles (0 à 10 m), la teneur en oxygène dissous augmente pour atteindre une sursaturation en été, conséquence d'une activité photosynthétique soutenue. Cette sursaturation, d'abord observée en surface s'enfonce progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion et l'évolution des dynamiques des populations algales entre le printemps et l'été.

- Le bas de l'hypolimnion (>120 m) montre un déficit d'oxygène dissous : les concentrations sont d'autant plus faibles que l'on se rapproche du fond.

Le refroidissement automnal entraîne un enfoncement de la thermocline. Nous observons alors une homogénéisation progressive de l'épilimnion avec pour conséquence (Figure 6) :

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

Au mois de décembre, l'épilimnion présente une épaisseur de 39 m avec une température moyenne de 8,90 °C et une saturation en oxygène dissous moyenne de 87%. La saturation en oxygène dissous à 140m est de 8,3% (Tableau 6).

3.1.4.2 Évolution saisonnière

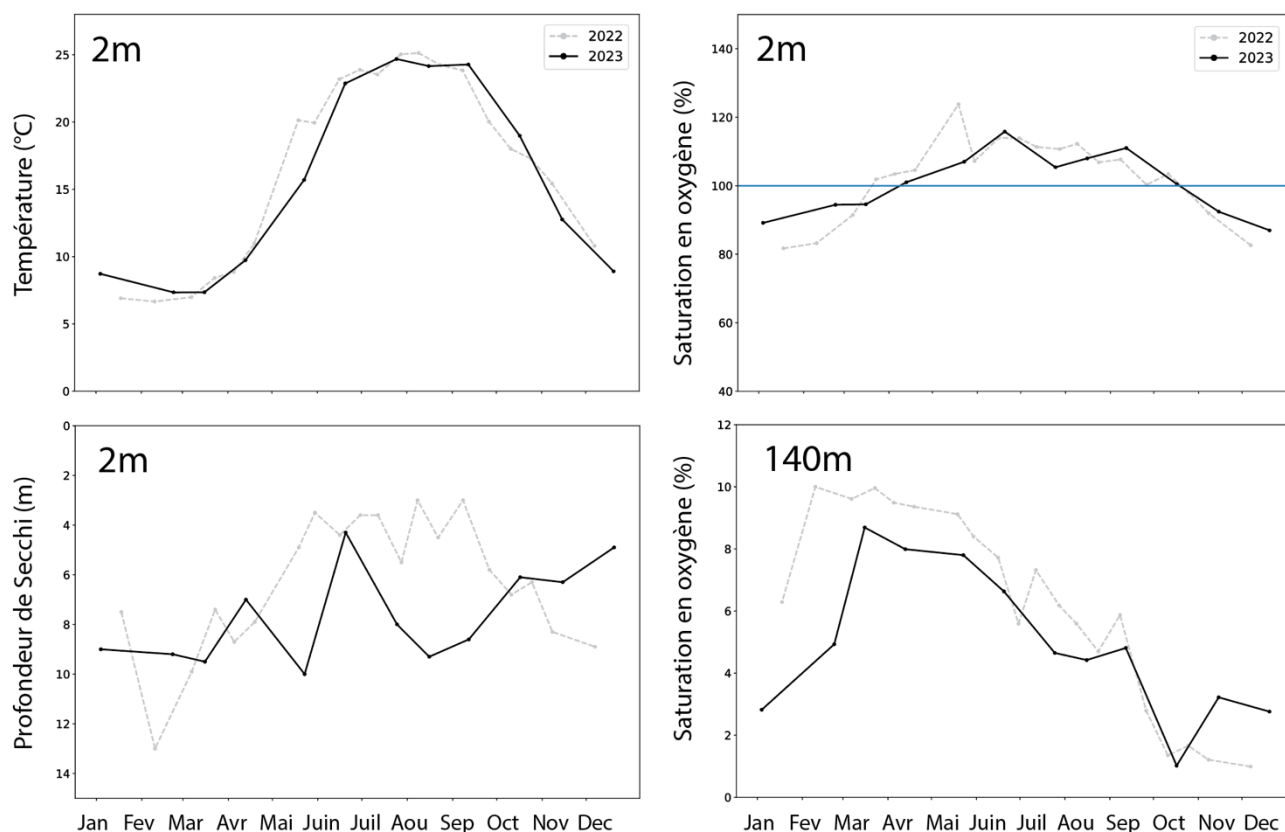


Figure 8. En haut, variation saisonnière des températures (°C) (gauche) ainsi que de la saturation en oxygène dissous (%) (droite) dans la couche superficielle à 2 mètres de profondeur au point B en 2022 et 2023. En bas, variations saisonnières de la saturation en oxygène dissous (%) à 140 m (droite).

Température proche surface

A 2 m de profondeur, l'année 2023 est moins chaude que l'année 2022 pour tous les mois, excepté des mois septembre et octobre. La température maximale est de 24,70 °C le 25/07/2023, soit 0,30 °C moins chaud que l'année 2022 (Figure 8). La moyenne annuelle de température de l'année 2023 à 2m est de 15,45°C, soit 1°C de moins que l'année 2022. L'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance au réchauffement depuis 1984.

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 2023, la variation saisonnière en oxygène dissous (Figure 8) caractérise une période d'activité photosynthétique bien marquée.
- La phase printanière présente un maximum le 20 juin avec 115% de la saturation qui correspond à une augmentation de la biomasse du phytoplancton. Cette valeur est la plus élevée en 2023.
- Pendant toute la période estivale, la saturation reste constamment élevée, atteignant un niveau de sursaturation d'environ 110%.

La profondeur du pic de sursaturation en oxygène dissous va s'enfoncer progressivement entre les mois de juillet et septembre et se positionner autour de 15 m. A partir de la fin du mois d'août, les concentrations en oxygène dissous diminuent plus lentement et plus ou moins régulièrement jusqu'à la fin d'octobre puis se stabilisent autour de 90 % de la saturation.

4.2.2 Transparence

3.1.4.3 Variation saisonnière

La dynamique de la transparence pour l'année 2023 et 2022 est représentée sur la figure 8. Elle donne une indication de l'importance du nombre de particules dans les premiers mètres de la colonne d'eau. En l'absence d'eaux turbides ou de remise en suspension des sédiments qui peuvent occasionnellement se produire dans les zones littorales, la transparence est essentiellement déterminée par l'abondance du phytoplancton.

L'évolution saisonnière de la transparence montre plusieurs phases. L'hiver entraîne souvent une transparence importante du fait d'une biomasse phytoplanctonique faible. Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoque une diminution importante de la transparence qui passe à 4,3 m le 20 juin 2023. La raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs engendre ensuite un abattement des formes consommables du phytoplancton, provoquant une augmentation de la transparence jusqu'à une valeur de 9,3 m le 16 août 2023. La transparence de l'eau est stabilisée pendant la phase automnale aux alentours de 5m pour les trois derniers mois de l'année.

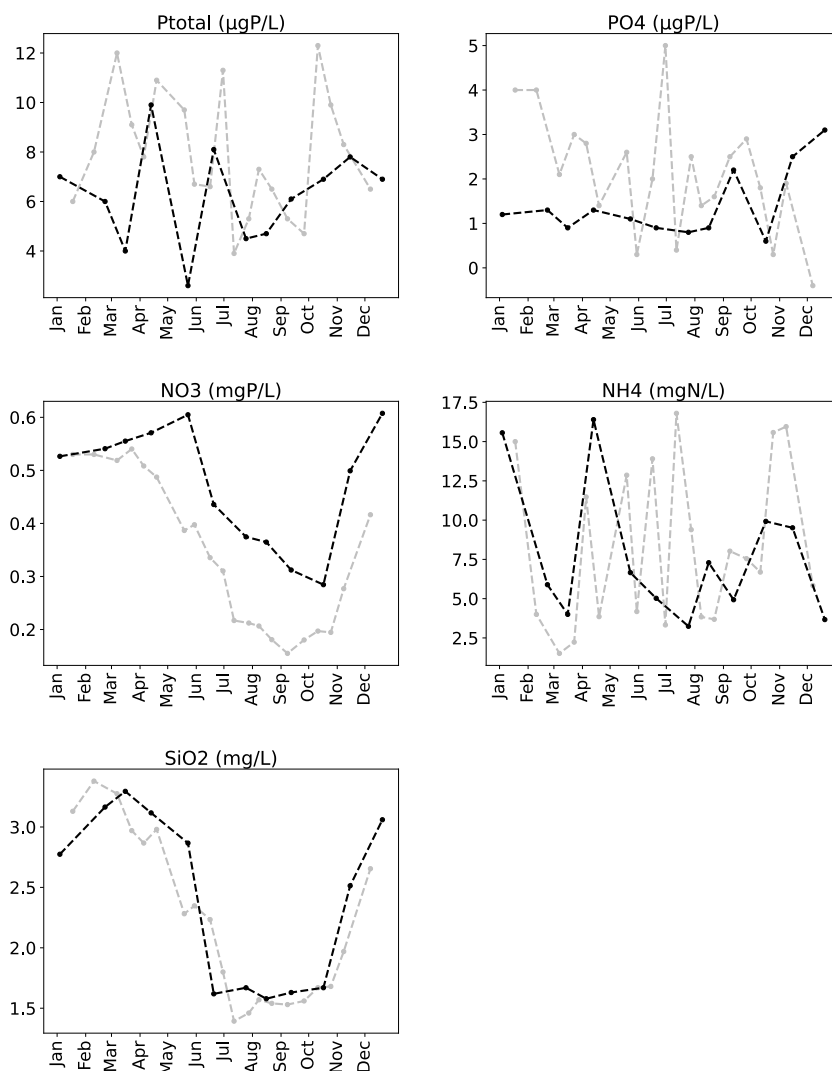


Figure 9. Évolution des concentrations en nutriments (mg/L) à 2 m de profondeur en 2022 (gris) et 2023 (noir).

3.1.4.4 Partie basse de la colonne d'eau

Température à 140 m

Entre 2013 et 2021, les conditions météorologiques n'ont pas permis un refroidissement complet jusqu'à la couche profonde. Durant ces 8 années, la température du fond s'accroît. Suite à un brassage complet en 2023, la température moyenne est de 6,63 °C, soit 0,13 °C de plus que l'année 2022.

Oxygène à 140 m

L'intensité de la minéralisation de la matière organique et la qualité de la réoxygénation hivernale peuvent s'estimer à partir de l'analyse des variations saisonnières des valeurs en oxygène dissous dans les zones profondes. En 2023, le brassage hivernal complet permet une réoxygénation du fond. La concentration en oxygène moins plus élevée en 2023 qu'en 2022 entre janvier et octobre. A partir de l'automne, la désoxygénation du fond est moins marquée en 2023 (Figure 8).

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

La Figure 10 résume l'évolution de la saturation en oxygène dissous sur les trois dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau.

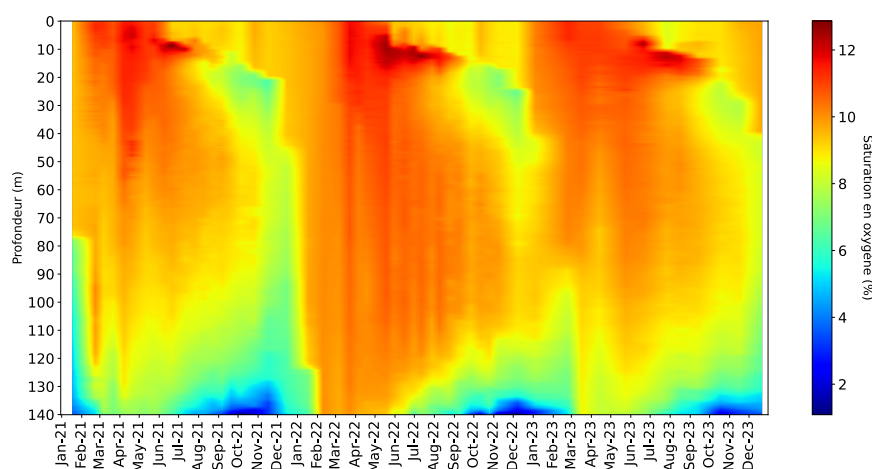


Figure 10. Évolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2021 à 2023

On peut observer :

- Le brassage hivernal pour les trois années (2021-2023)
- 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.

4.2.3 Nutriments

3.1.4.5 Distributions verticales

Tableau 7. Concentrations moyennes des nutriments ($\mu\text{g/L}$ ou mg/L) au maximum du mélange des eaux

Concentrations moyennes	0 à 50 m		80 à 140 m	
	2022	2023	2022	2023
Orthophosphate ($\mu\text{gP/L}$)	5,3	< 3,0	5,3	3,0
Phosphore total (mgP/L)	13,2	4,0	11,0	5,0
Silice réactive (mg/L)	3,4	3,5	3,3	4,2

3.1.4.6 Variations saisonnières

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

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

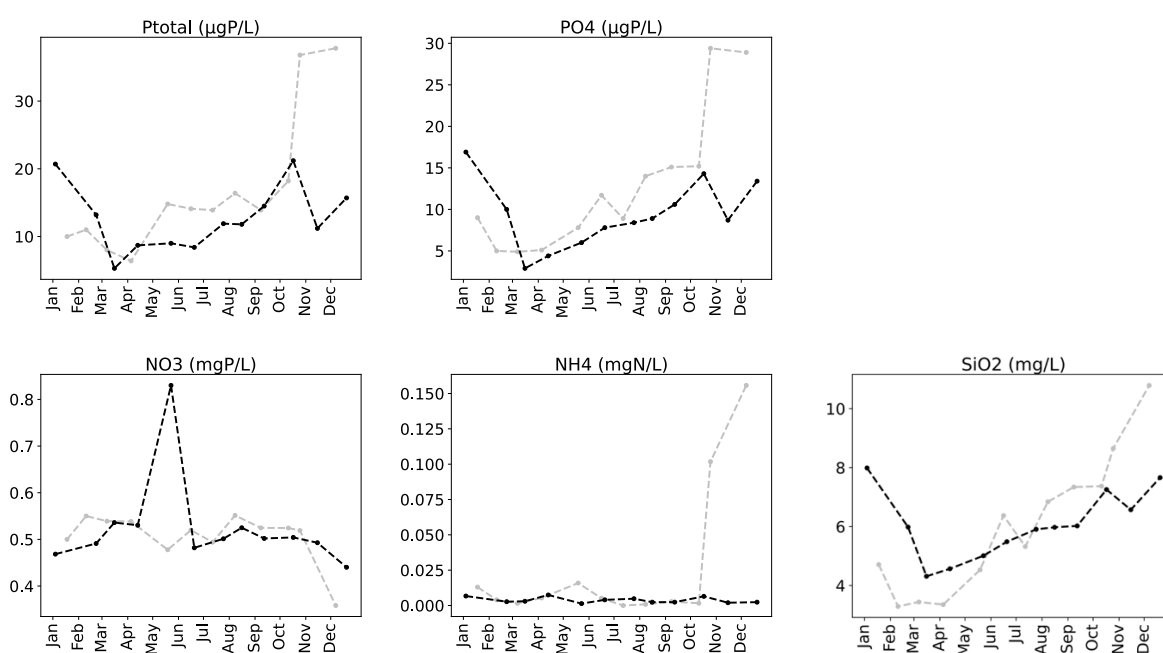


Figure 11. Évolution des concentrations en nutriments (mg/L) au point B à 140 m en 2022 (gris) et en 2023 (noir).

Tableau 8. Concentrations maximales ($\mu\text{g/L}$ ou mg/L) à 140 m en période de relargage

	PO_4^{3-} $\mu\text{gP/L}$	P_{tot} $\mu\text{gP/L}$	SiO_2 mg/L
2012	28	30	7,35
2013	24	32	8,94
2014	51	77	8,20
2015	72	80	10,15
2016	35	38	7,50
2017	79	79	7,58
2018	33	49	7,15
2019	25	37	8,22
2020	33	45	8,54
2021	27	43	8,70
2022	29	38	10,78
2023	17	21	13,70

4.3 Phytoplancton

4.3.1 Evolution des classes d'algues

La figure 12 présente l'évolution saisonnière des principales classes algales (*sensu* Bourrelly, 1972; Bourrelly, 1981; Bourrelly, 1985) pour l'année 2023. Les phases principales suivantes peuvent être observées :

- Une phase hivernale de début d'année (4/01 au 22/02), avec des biomasses faibles, dominées par des Cryptophycées
- Une phase printanière (16/03 au 15/05), les biomasses sont un peu plus importantes et sont dominées par des Chrysophycées et dans une moindre mesure des Diatomées.
- Une phase estivale (20/06 au 12/09) pendant laquelle on observe la biomasse maximale annuelle le 20 juin ($3104 \mu\text{g/L}$) essentiellement représentée par des Chrysophycées (20 juin). Les Diatomées représentent une part significative de la biomasse pendant toute cette phase avec les Dinophycées qui sont également bien représentées surtout au mois d'août.
- Une phase automnale et hivernale de fin d'année (17/10 au 20/12). Cette période se caractérise par des biomasses élevées en cyanobactéries avec un pic le 15 novembre ($2315 \mu\text{g/L}$).

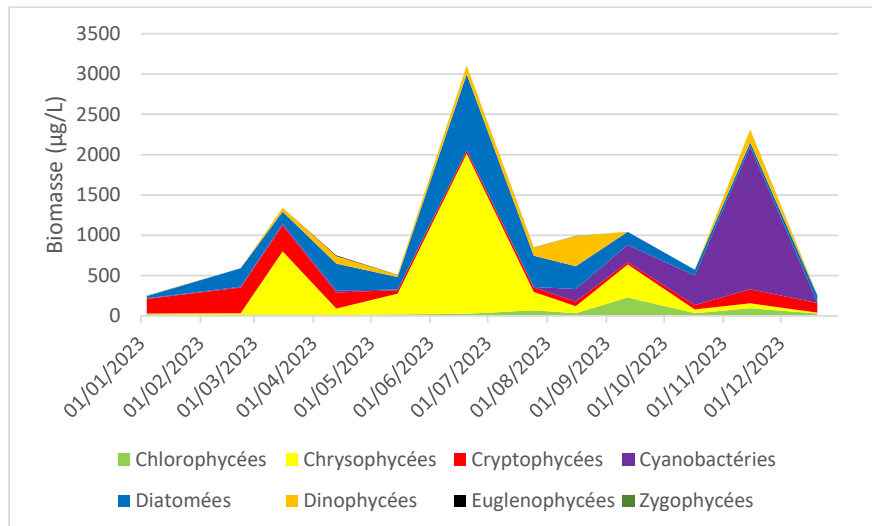


Figure 12. Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2023.

4.3.2 Evolution des espèces dominantes et des groupes fonctionnels

La figure 13 illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2023. 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 14 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds et al., 2002). L'annexe 3 reprend les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article de (Reynolds et al., 2002).

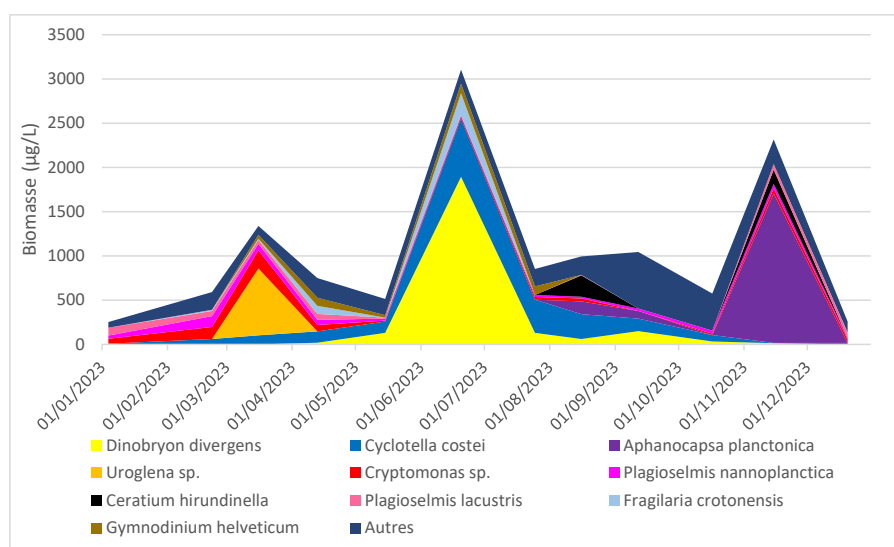


Figure 13. Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2023

- Phase hivernale de début d'année (4/01 au 22/02) : Pendant cette phase, la biomasse est dominée par des Cryptophycées (Cryptomonas sp., Plagioselmis lacustris, P. nannoplanctica), qui sont typiques de ces périodes hivernales (masse d'eau non-stratifiée, faible luminosité).
- Phase printanière (16/03 au 15/05) : Une Chrysophycées (Uroglena sp.) va entrainer un pic de biomasse le 16 mars. C'est une espèce mixotrophe (capable de photosynthétiser et d'utiliser de la matière organique) ; elle appartient au groupe fonctionnel F (Reynolds et al. 2002) qui caractérise les épilimnions estivaux pauvres en nutriments.
- Phase estivale (20/06 au 12/09) : Cette phase est dominée par Dinobryon divergens (et également d'autres espèces de Dinobryon comme D. sociale var. americanum, D. sociale var. stipitatum). Il s'agit de Chrysophycées, également mixotrophes. Elles appartiennent au groupe fonctionnel E, qui caractérise les épilimnions de lacs oligotrophes pauvres en nutriments. Ces espèces sont accompagnées de Diatomées : Cyclotella costei, espèce de petite taille caractéristiques de milieux méso-oligotrophes non-stratifiés (Rimet et al. 2009), et des espèces de grande taille comme Fragilaria crotonensis et Asterionella formosa, qui se trouvent habituellement dans des lacs mésotrophes stratifiés (Reynolds et al. 2002, Rimet et al. 2009).
- Phase automnale et hivernale de fin d'année (17/10 au 20/12) : Cette phase est dominée par Aphanocapsa planctonica, une espèce coloniale mucilagineuse non toxique. Sa niche écologique correspond aux lacs riches en nutriments mais qui ne sont pas déstratifiés sur une couche importante (groupe fonctionnel K).

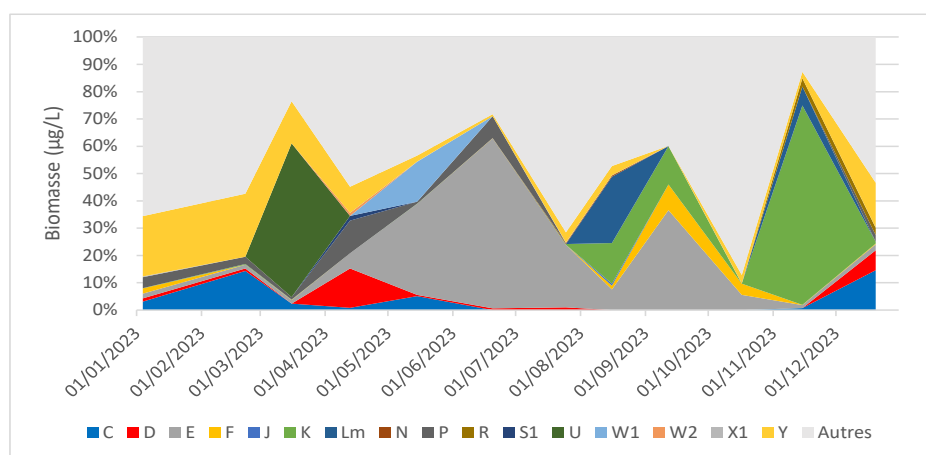


Figure 14. Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres C à Z ; "autres" correspond aux taxons non classés par (Reynolds et al., 2002) dans le Lac du Bourget en 2023. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée dans l'annexe 2.

4.3.3 Évolution des picocyanobactéries

Les concentrations annuelles (minimales, maximales et moyennes) sont rapportées dans le Tableau 9. Les picocyanobactéries sont majoritairement représentées dans le lac du Bourget par le genre unicellulaire *Synechococcus* riche en phycoérythrine (de couleur rose à rouge) et tous les isolements obtenus et maintenues en culture à Thonon les Bains sont effectivement de cette couleur (Jacquet non publié). Ce résultat est en accord avec la littérature ayant montré que cette forme pigmentaire est en effet caractéristique des lacs oligo- à mésotrophes alors que la forme pigmentaire riche en phycocyanine (de couleur verte à bleue) est plutôt typique des lacs eutrophes et riches en substances humiques et/ou côtières/littorales.

En 2023, la concentration moyenne autour de $3,2 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹ a été plus faible que les années précédentes et significativement inférieure à la moyenne globale (e.g. $4,2 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹). De la même manière, la valeur maximale observée pour la communauté des picocyanobactéries (e.g. $1,3 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹) a été la plus faible de la chronique. Ces valeurs relativement faibles sont difficiles à interpréter car le changement de stratégie d'échantillonnage, avec moins de dates (deux fois moins) et moins de profondeurs prélevées (24 sur toute l'année), a peut-être été déterminant. En effet, en 2022, les valeurs excédant 105 cellules.ml⁻¹ ont été enregistrées tous les mois, d'avril à octobre, et régulièrement à 20 m. Il est clairement envisageable que nous ayons manqué, en 2023, des périodes et profondeurs clés à forte abondance de cette communauté.

Tableau 9. Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2023

	Minimum	Maximum	Moyenne
Picocyanobactéries (cell.ml⁻¹)			
2004	164	$5,2 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
2005	59	$2,7 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$
2006	9	$3,4 \times 10^5$	$2,4 \times 10^4$
2007	111	$7,2 \times 10^5$	$3,9 \times 10^4$
2008	17	$7,7 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
2009	15	$5,4 \times 10^5$	$2,7 \times 10^4$
2010	43	$6,4 \times 10^5$	$3,0 \times 10^4$
2011	155	$2,6 \times 10^5$	$2,6 \times 10^4$
2012	469	$3,7 \times 10^5$	$3,5 \times 10^4$
2013	342	$7,0 \times 10^5$	$4,1 \times 10^4$
2014	543	$7,1 \times 10^5$	$4,1 \times 10^4$
2015	326	$3,7 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$
2016	203	$2,3 \times 10^5$	$4,1 \times 10^4$
2017	430	$7,9 \times 10^5$	$7,1 \times 10^4$
2018	388	$3,5 \times 10^5$	$3,7 \times 10^4$
2019	287	$3,6 \times 10^5$	$4,7 \times 10^4$
2020	502	$6,2 \times 10^5$	$7,6 \times 10^4$
2021	417	$5,9 \times 10^5$	$6,9 \times 10^4$
2022	744	$5,3 \times 10^5$	$8,7 \times 10^4$
2023	150	$1,3 \times 10^5$	$3,2 \times 10^4$

En 2023, la dynamique des picocyanobactéries révèle des concentrations qui augmentent régulièrement dès la période hivernale en surface et la première valeur $>10^5$ cellules.ml⁻¹ est observée mi mai à 15 m de profondeur. La valeur maximale (mais relativement faible par rapport aux années précédentes) de $1,2 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ est enregistrée fin juillet. Une seule autre valeur $>10^5$ cellules.ml⁻¹ est enregistrée mi septembre à 15 m. Au cours de l'automne, les concentrations diminuent avec une baisse marquée en novembre et décembre.

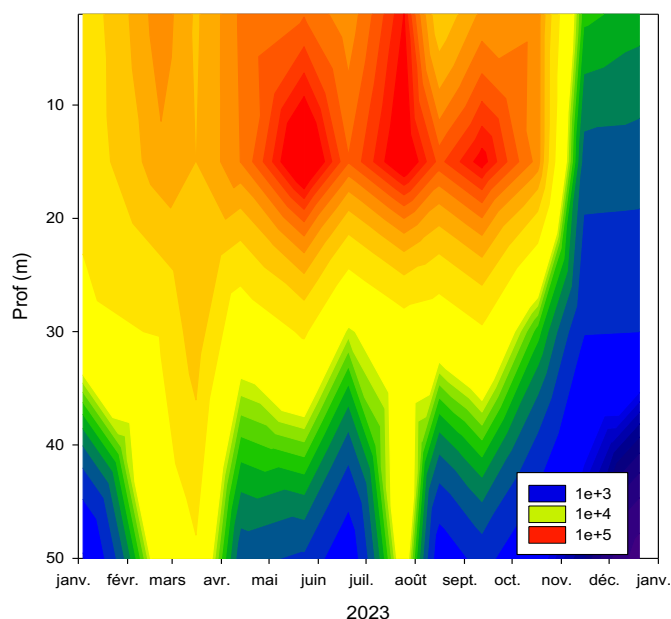


Figure 15. Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2023

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

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

Nous avons testé en 2014 et 2015 cette hypothèse de l'importance de la lumière en conditions expérimentales (à partir de différentes cultures de souches isolées du lac du Bourget à différentes périodes de l'année) et révélé effectivement la capacité de *Synechococcus* sp de croître efficacement en conditions de lumière verte (Jacquet et al non publié), là où d'autres populations phytoplanctoniques en sont incapables, et de plus à très faibles intensités. L'occupation possible d'une niche en profondeur est donc une réalité pour cette communauté eu regard de ses capacités photosynthétiques, validées expérimentalement au laboratoire.

4.4 Zooplancton

4.4.1 Dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen

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

Le nombre de taxons crustacéen observés chaque année oscille entre 8 et 14, pour un total de 16 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi en 2004. Ces 16 taxons comprennent une unique espèce de copépode calanoïde (*Eudiaptomus gracilis*), 7 taxons de copépodes cyclopoïdes (*Acanthocyclops robustus*, *Cyclops prealpinus*, *Cyclops vicinus*, *Cyclops* sp., *Megacyclops viridis*, *Mesocyclops leuckartii*, et *Thermocyclops crassus*) et 8 taxons de cladocères (*Bosmina longirostris*, *Bythotrephes longimanus*, *Chydorus sphaericus*, complexe *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina coregoni*, *Eubosmina longispina* et *Leptodora kindtii*). *E. coregoni*, *M. leuckarti*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. En cohérence avec les années précédentes, en 2023 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 2023 et font l'objet de la première partie de cette étude.

La comparaison du biovolume sédimenté entre 2015 et 2023 (Figure 12) confirme en 2023 la tendance à la baisse depuis 2019, la moyenne annuelle était de 112 ml m⁻² en 2015, a diminué progressivement (49 ml m⁻² en 2019, 51 ml m⁻² en 2022) pour n'atteindre que 5.1 ml m⁻² en 2023. Comme déjà observé l'année précédente, en 2023 les biovolumes sédimentés sont plus faibles en

début d'année (janvier et février) et plus importants au printemps (le maximum a été observé en mai et juin). La tendance bimodale typique des lacs mésotrophes est bien visible ces dernières années avec des pics récurrents en fin de printemps (mai-juin) et en d'été (août-septembre).

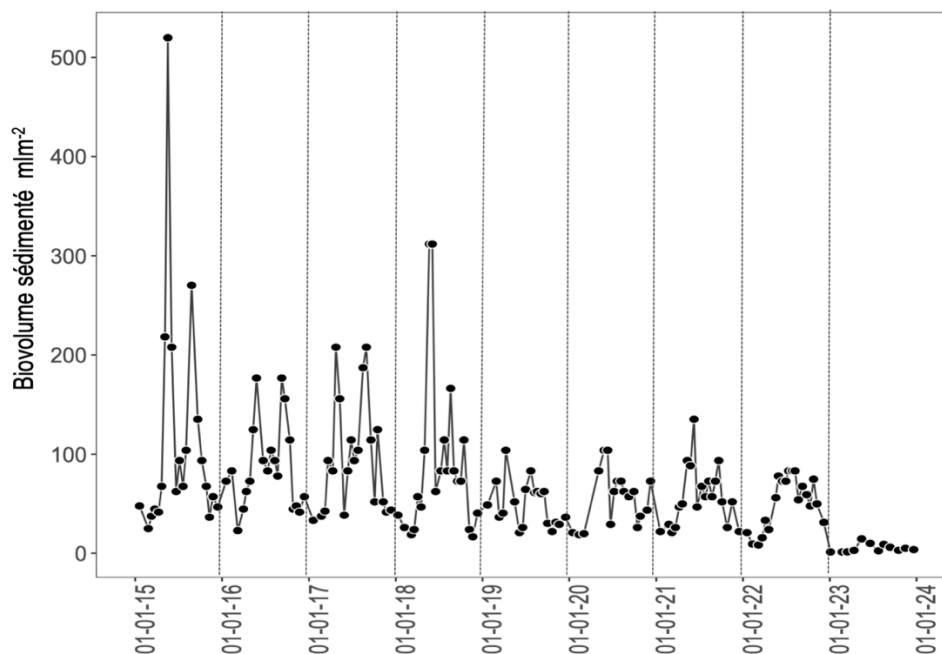


Figure 16. Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget pour les années consécutives 2015 – 2023.

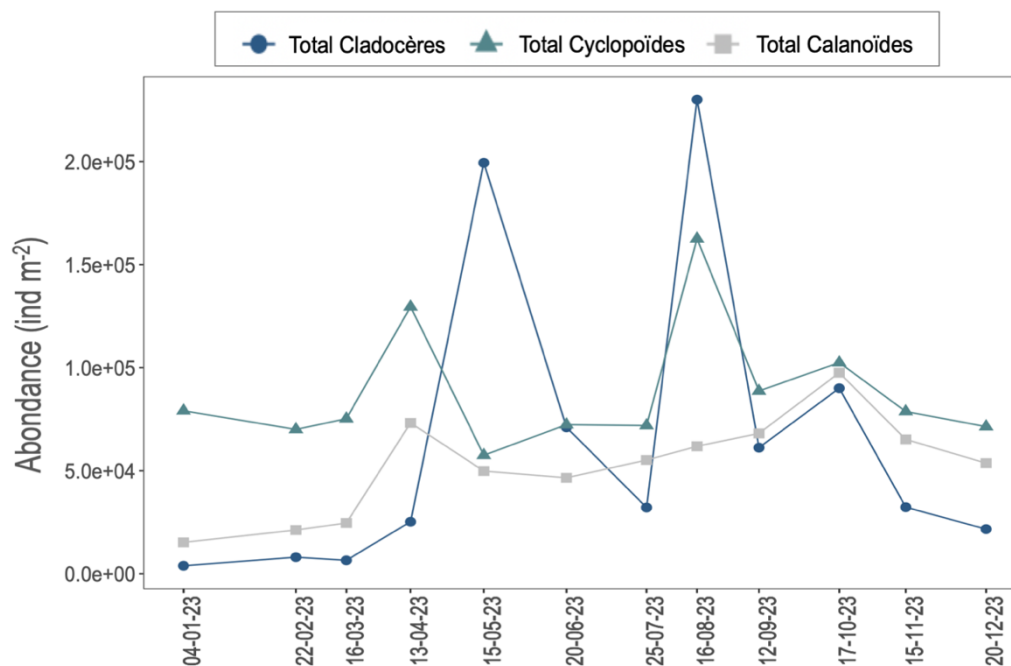


Figure 17. Dynamique saisonnière des différentes classes de microcrustacés au lac du Bourget en 2023.

La dynamique des abondances des trois familles crustacéennes en 2023 (Figure 16) a suivi une dynamique saisonnière typique pour les lacs tempérés, avec un pic au printemps dû au développement des cladocères et un pic en août qui correspond à l'augmentation des cyclopoïdes et cladocères. Dans le détail, les cladocères ont représenté 65% des effectifs du pic en mai, les cyclopoïdes et les cladocères respectivement 36% et 51% des effectifs du pic en août. Bien que les cladocères aient représenté les pics plus importants, les cyclopoïdes ont constitué la majorité des effectifs totaux du zooplancton. Les abondances des microcrustacés sont variables pendant l'été et le pic d'abondance plus important a été en août (4.5×10^5 ind m^{-2}), suivi par un important déclin en automne et hiver.

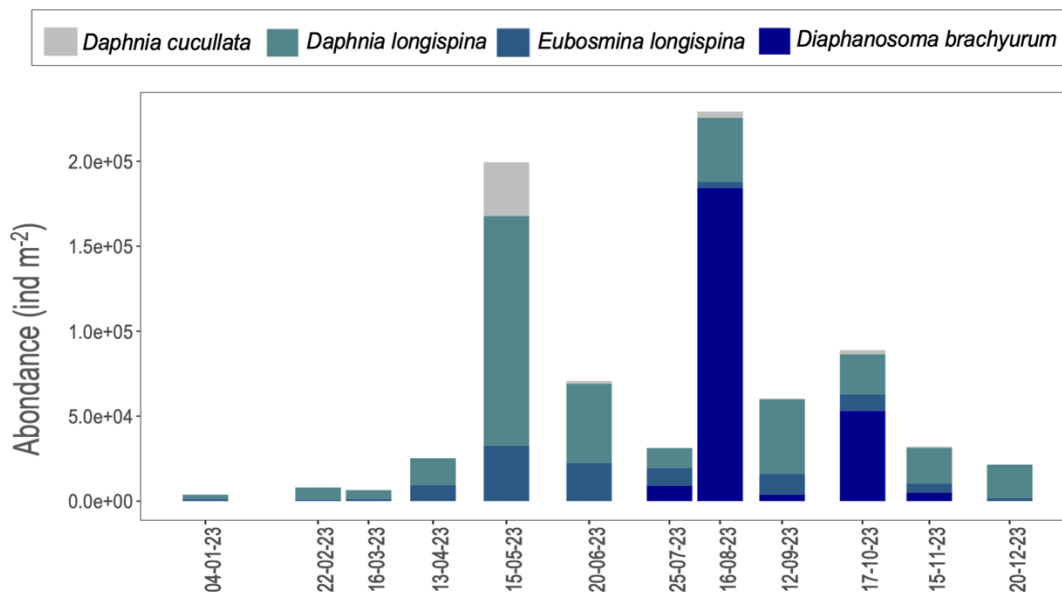


Figure 18. Evolution saisonnière de la composition des cladocères herbivores au lac du Bourget en 2023.

Les cladocères herbivores ont été représentés par le complexe *Daphnia cucullata* et *D. longispina* et les espèces *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*. Pendant la période de janvier à avril l'abondance est restée faible (maximum 2.5×10^4 ind m^{-2}) et l'espèce la plus abondante était *D. longispina*. Le développement printanier a débuté en avril, suivi par le premier pic d'abondance en mai (1.9×10^5 ind m^{-2}), représenté en majorité par *D. longispina* (68% des effectifs des cladocères herbivores) et *E. longispina* et *D. cucullata* (16% et 16% des effectifs des cladocères herbivores).

Au cours de l'été un changement est observé dans la dominance au sein de la communauté et *E. longispina* est remplacée par l'espèce thermophile *D. brachyurum*, qui atteint le pic plus important en août (1.8×10^5 ind m^{-2} , représentant 80% des effectifs des cladocères herbivores).

En hiver *D. longispina* est à nouveau l'espèce dominante et représente 65% et 91% des effectifs des cladocères herbivores en novembre et décembre respectivement, bien que avec des abondances plus faibles (2×10^4 ind m^{-2} en novembre et 1.9×10^4 ind m^{-2} en décembre).

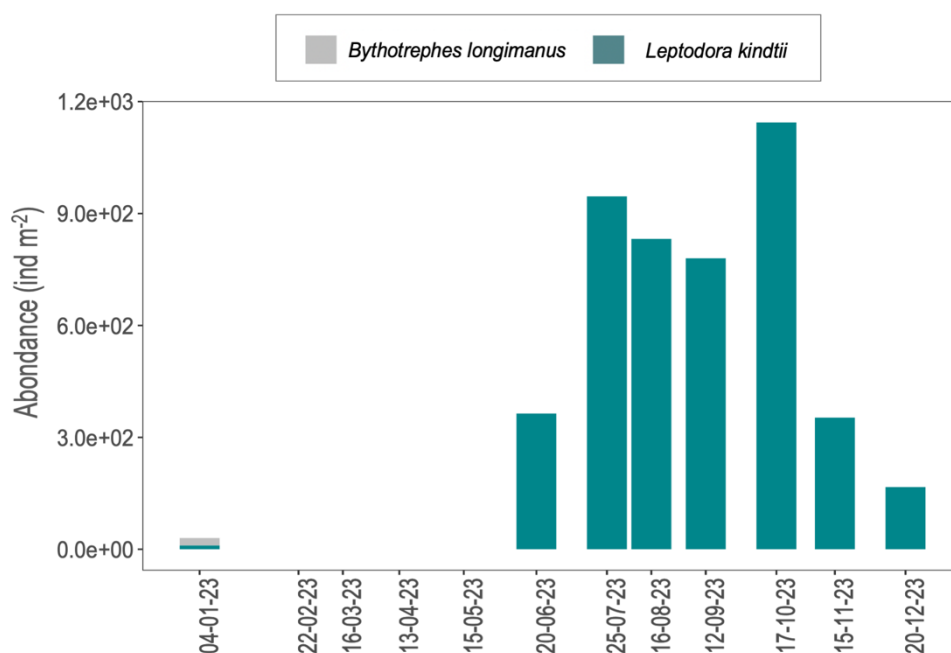


Figure 19. Evolution saisonnière de l'abondance des cladocères prédateurs au lac du Bourget en 2023.

Les cladocères prédateurs ont présenté par rapport aux cladocères herbivores des abondances typiquement inférieures (Figure 18). *Bythotrephes longimanus* a été observé en 2023 seulement en janvier avec des valeurs d'abondance très faibles ($20 \text{ ind } m^{-2}$). *Leptodora kindtii* a été l'espèce plus abondante, mais avec un développement et une période de croissance principale pendant la saison chaude. La croissance a démarré en juin et les pics majeurs ($946 \text{ ind } m^{-2}$ et $1.1 \times 10^3 \text{ ind } m^{-2}$) ont été observés respectivement en juin et octobre. A partir de novembre, *L. kindtii* a été présente dans la communauté en faible abondance ($353 \text{ ind } m^{-2}$ en novembre et $167 \text{ ind } m^{-2}$ en décembre). La dynamique saisonnière des cladocères prédateurs a été donc très différente par rapport à la dynamique des cladocères herbivores, notamment à cause de la période de croissance quasiment limitée à la période été - automne. 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 2023 ont montré une augmentation des effectifs dès le début d'année (Figure 19), principalement due au développement de *Thermocyclops crassus*, qui a représenté l'espèce principale de la communauté des cyclopoïdes en janvier (82% des effectifs totaux), bien que *Cyclops alpinus* soit resté toujours présent. Pendant les mois, une succession semble opérer entre ces deux espèces et la dominance de *T. crassus* a été progressivement remplacée par *C. prealpinus* qui est l'espèce majoritaire pendant la période avril-mai, représentant en mai 83% des effectifs du zooplancton crustacéen. *T. crassus* est devenu dominant à nouveau pendant les mois hivernaux (65% et 46% des effectifs en novembre et décembre), bien que décrit comme une espèce thermophile.

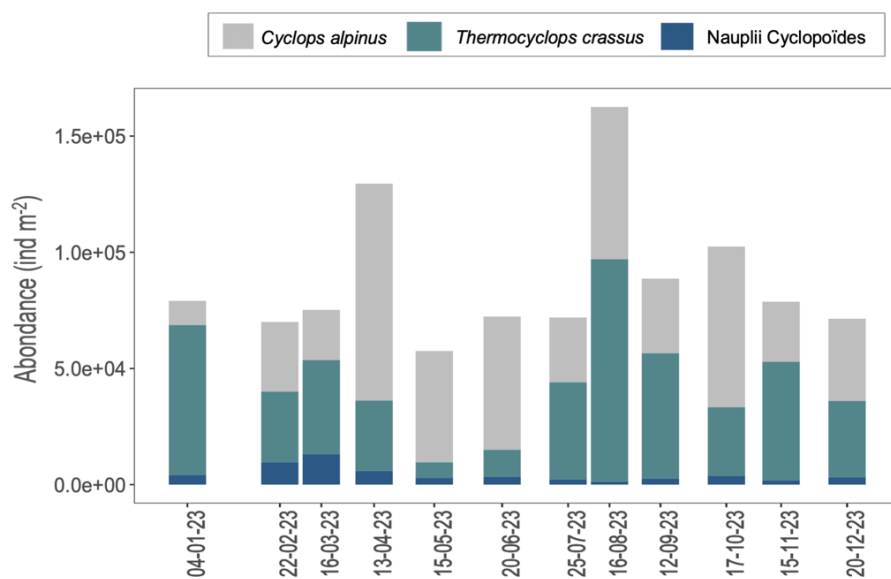


Figure 20. Evolution de la composition des copépodes cyclopoïdes au lac du Bourget en 2023.

Les copépodes calanoïdes sont représentés au lac du Bourget par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis*. Sa dynamique saisonnière (Figure 20) est assez comparable à celle des cyclopoïdes avec un démarrage de croissance en début d'année (Figure 19). On a observé en 2023 le pic usuel se produisant en printemps en avril (7.3×10^4 ind m⁻²) et un pic de fin d'été, plus important, en octobre (9.7×10^4 ind m⁻²).

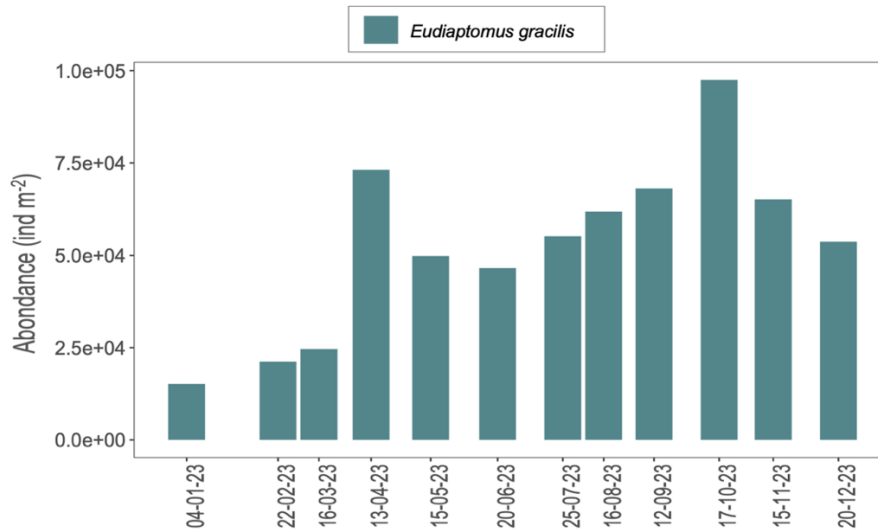


Figure 21. Evolution de l’abondance des Calanoïdes (*Eudiaptomus gracilis*) au lac du Bourget en 2023.

L’analyse des stratégies trophiques (herbivores vs prédateurs) (Figure 21), permet une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques du zooplancton à l’échelle annuelle.

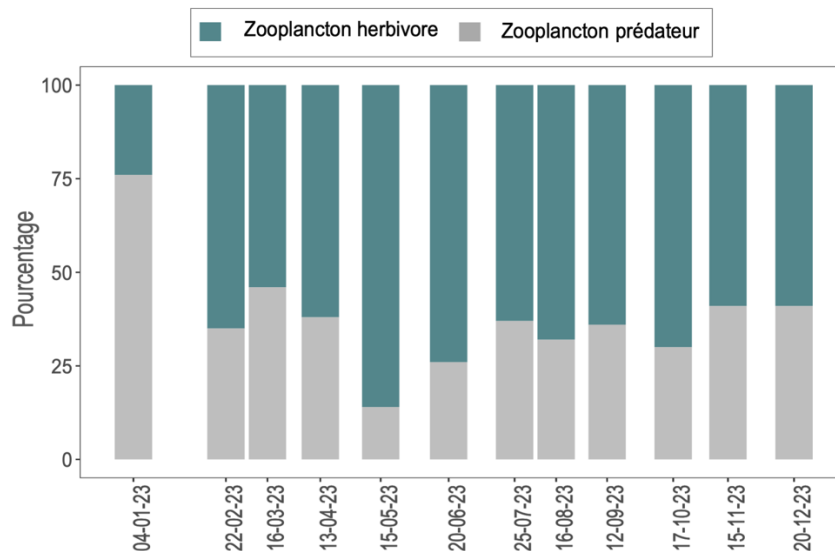


Figure 22. Pourcentage des effectifs des herbivores et des prédateurs au lac du Bourget en 2023.

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. En 2022, ils ont représenté en moyenne 62% des effectifs totaux et notamment ont été prépondérants au printemps, le pic majeur de 86% des effectifs a été atteint en mai.

Le zooplancton prédateur est plus présent pendant les mois d'hiver, les pics plus importants a été observé en janvier (76% des effectifs totaux) et en octobre, lorsque les cladocères prédateurs ont représenté 70% des effectifs totaux.

Les espèces herbivores ont été donc prépondérantes dans la communauté zooplanctonique en 2023, notamment pendant la saison printanière et estivale. Leur dynamique a été fortement liée à la communauté phytoplanctonique et à la disponibilité d'espèces qui constituent une ressource nutritionnelle adéquate au développement et à la reproduction des consommateurs. Notamment en printemps la dominance des espèces herbivores correspond à la disponibilité d'espèces algales de petite taille et de bonne qualité nutritionnelle telles que le sont les Diatomées, qui constituent une partie importante de la communauté phytoplanctonique en printemps (Rimet, ce rapport).

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

4.5 Poissons

4.5.1 Hydroacoustique

En 2023, le S_A moyen est de $0.57 \text{ (m}^2 \cdot \text{ha}^{-1})$ pour la couche supérieure et de $2.17 \text{ (m}^2 \cdot \text{ha}^{-1})$ 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 22). En 2023, la répartition de la densité n'est pas homogène en couche supérieure avec de fortes densités à hauteur de la baie de Grésine. La répartition spatiale des poissons détectés en couche inférieure est relativement homogène sur le lac du Bourget.

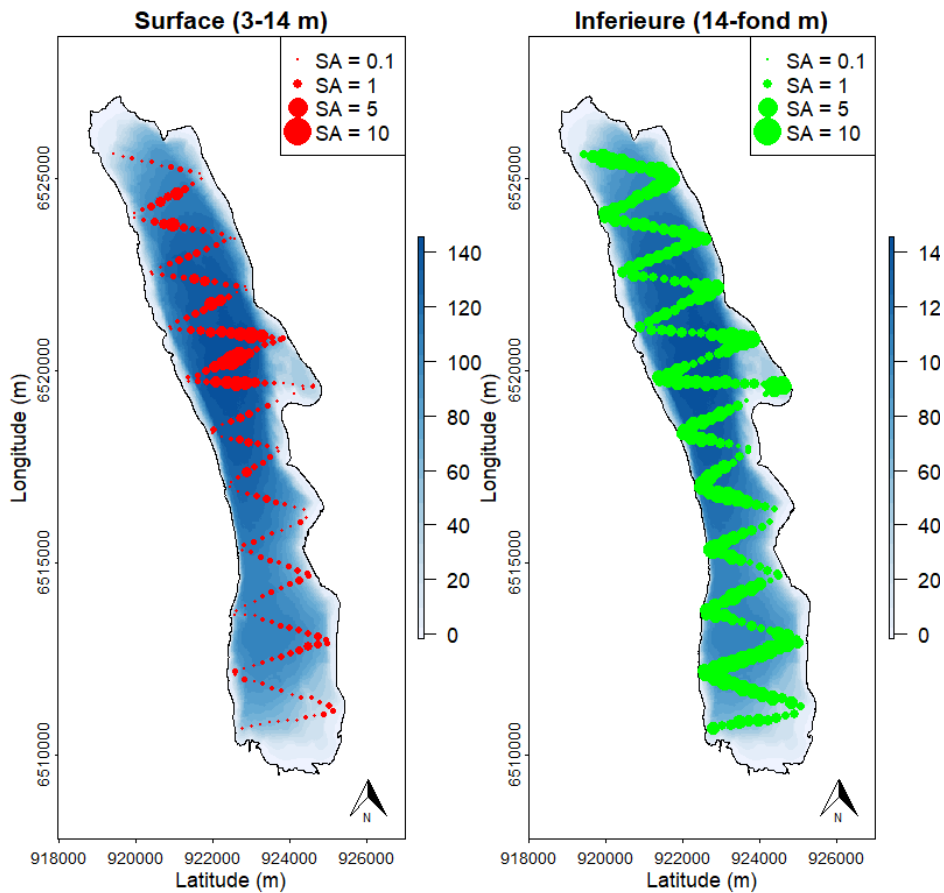


Figure 23. Séquences d'échointégration (S_A) pour les couches de surface et inférieure en 2023

En 2023, le nombre de poissons identifiés comme individus 'trackés' est de 2658 dans la couche supérieure et de 5255 dans la couche inférieure. En 2023, la couche supérieure est composée d'une répartition bimodale avec un mode principal centré autour de -47 dB et un second à -56,5 dB. La strate inférieure est caractérisée par une répartition unimodale avec un mode à -36,5 dB (Figure 23). Cette observation se confirme au regard de la distribution des cibles dans la colonne d'eau (Figure 24). Les cibles de grandes tailles se positionnent en couche inférieure majoritairement entre la thermocline et 40 mètres de profondeur.

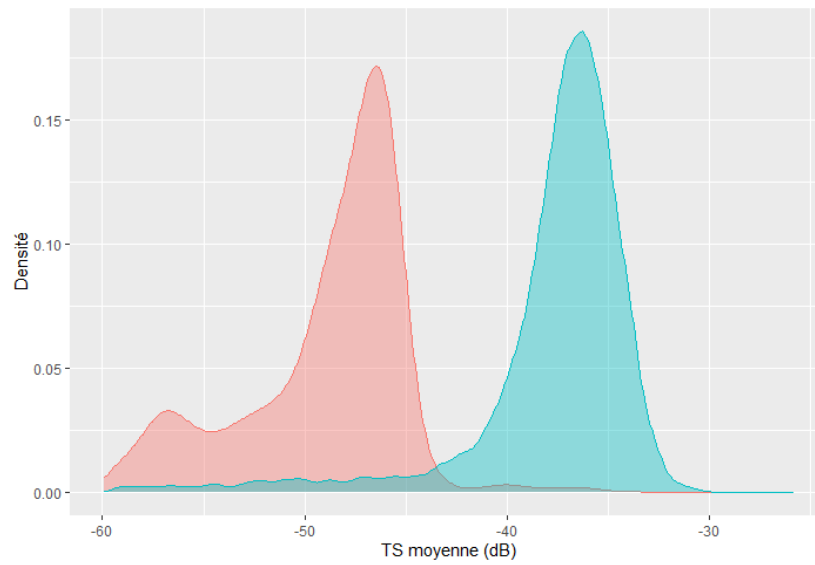


Figure 24. Distributions en taille pour la couche supérieure (rouge) et inférieure (bleu)

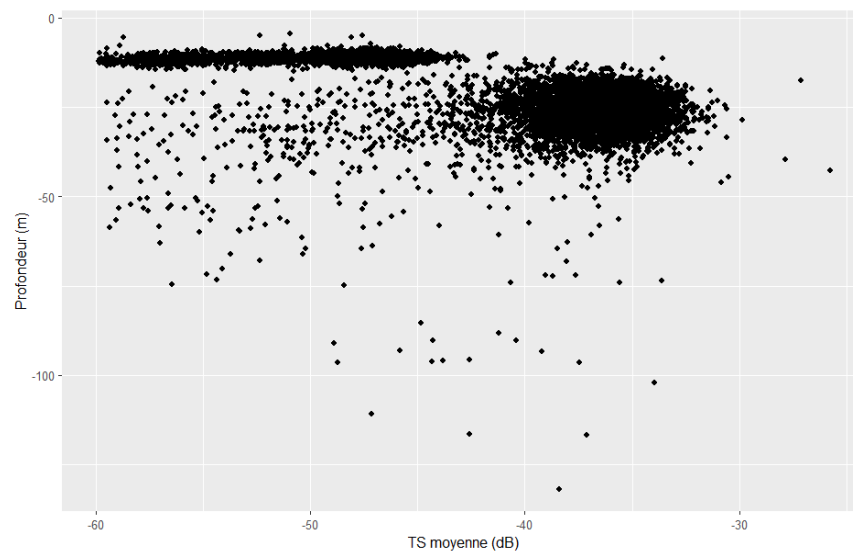


Figure 25. Distributions des cibles en fonction de la profondeur en 2023

4.5.2 Pêches CEN

3.1.4.7 Cartographie des filets

En 2023, 68 filets benthiques ont été posés selon le protocole CEN, sans les filets pélagiques (Figure 25).

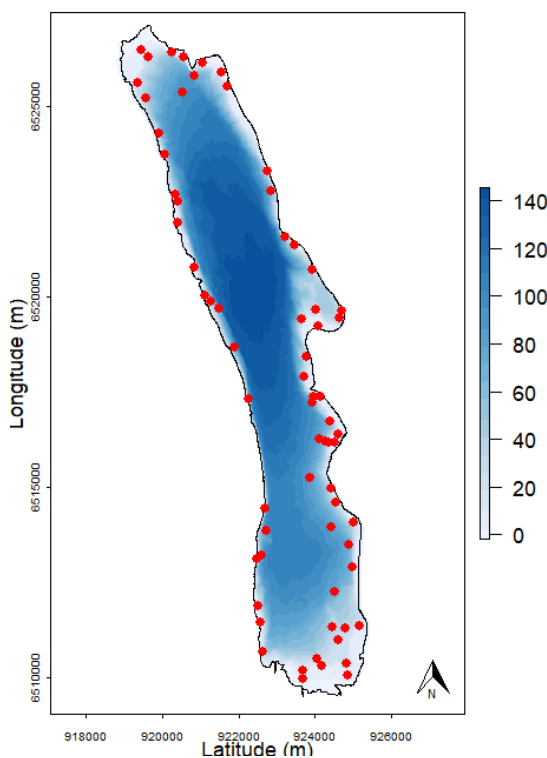


Figure 26. Répartition spatiale des filets benthiques (plan de pose théorique)

3.1.4.8 Espèces présentes et rendements globaux

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 10).

La campagne de pêche 2023 a permis la capture de 13 espèces de poissons. La perche (*Perca fluviatilis*) et le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) sont dominants en termes de rendement numérique. Le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) arrive en première position sur le plan pondéral, suivi du silure (*Silurus glanis*) et de la perche en 3^{ème} position. En termes de rendement numérique, la brème commune (*Abramis brama*), la gremille (*Gymnocephalus cernua*) et la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) représentent des petits effectifs en 2023. L'écrevisse américaine

(*Orconectes limosus*) a été à nouveau capturée mais en petit effectif (3 individus capturés). Les écrevisses ne font cependant pas l'objet d'analyses.

En 2023, des espèces plus rares comme la lotte (*Lota lota*), le chevesne (*Squalius cephalus*), le goujon (*Gobio gobio*), la bouvière (*Rhodeus amarus*), l'ablette (*Alburnus alburnus*), la vandoise (*Leuciscus leuciscus*), la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) et l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) n'ont pas été capturés. Le sandre (*Sander lucioperca*) qui n'avait pas été détecté depuis 2019 fait son retour dans les prises scientifiques avec 6 individus capturés et une CPUE numérique égale à celle du poisson chat en 2023.

Tableau 10. Chiffres clés de la campagne de pêche 2023 (les CPUE et BPUE prennent en compte uniquement les filets benthiques et sont ramenés à 1000 m² de filets). Les chiffres sont présentés au format graphique en Annexe 6.

Espèce	Nombre	Biomasse (g)	CPUE (numériques, nombre par 1000m ² de filets)	BPUE (pondérales, grammes par 1000m ² de filets)
Brème bordeliere	40	1772.80	13.1	579.4
Brème commune	11	1837.40	3.6	600.5
Brochet	15	2423.40	4.9	792.0
Corégone	12	882.80	3.9	288.5
Gardon	73	5092.20	23.9	1664.1
Grémille	17	168.0	5.6	54.9
Perche	600	10300.2	196.1	3366.1
Perche soleil	17	364.6	5.6	119.2
Poisson chat	6	229.4	2.0	75.0
Rotengle	114	28984.2	37.3	9472.0
Sandre	6	627.6	2.0	205.1
Silure	15	11069.0	4.9	3617.3
Tanche	13	5134.4	4.3	1677.9

4. Tendances à long-terme

5. Tendances à long-terme

L'incertitude est toujours présente en modélisation. Les différentes sources d'incertitude sont les suivantes : l'incertitude sur les données d'entrée du modèle, l'incertitude sur la condition initiale, l'incertitude sur les données d'observation, l'incertitude des paramètres et l'incertitude sur la représentation des processus écosystémiques complexes dans le modèle. En plus des limites intrinsèques au modèle, des simplifications ont été adoptées dans cette étude. Les incertitudes principales ont été listées ci-dessous.

5.2 Physico-Chimie

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

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

5.2.1 Transparence

La transparence estivale pour l'année 2023 a été 7,2m, soit supérieure à celle de 2022 qui est de 4,2 m. La valeur de 2023 fait passer à la catégorie « très bon » (bleu) après un passage à la catégorie «moyen » en 2022. Ce changement de catégorie devrait être confirmé par les rapports des prochaines années (Figure 26).

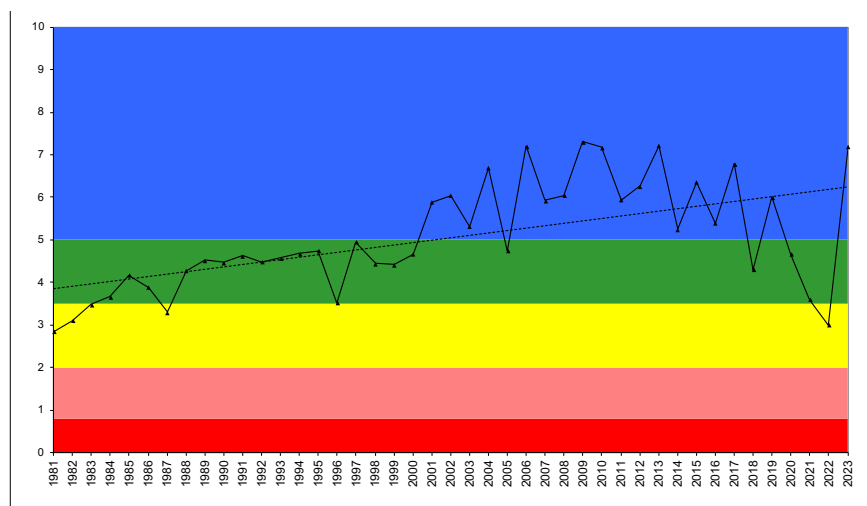


Figure 27. Évolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2023 ; comparaison avec les classes de qualité.

5.2.2 Teneurs en nutriments

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

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

Tableau 11. Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2014 et 2023

	unité	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
NO ₃ ⁻	mgN/L	0,61	0,61	0,57	0,56	0,54	0,53	0,53	0,55	0,54	0,55
NH ₄ ⁺	mgN/L	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004	0,005	0,003	0,003	0,005	0,008
PO ₄ ³⁻	mgP/L	0,008	0,006	0,008	0,004	0,006	0,003	0,005	0,004	0,004	0,003
P _{tot}	mgP/L	0,011	0,010	0,009	0,009	0,010	0,007	0,009	0,009	0,009	0,007
SiO ₂	mg/L	3,43	3,21	3,42	3,07	3,31	3,04	3,37	3,31	3,28	3,82

3.1.4.9 Nitrate et azote minéral

La concentration moyenne hivernale en azote nitrique calculée pour 2023 est égale 0,55 mgN/L, est et du même ordre que celles des années précédentes (Figure 27). Depuis 2009, la concentration hivernale montre des valeurs du même ordre de grandeur que la moyenne de ces dix dernières années (0,58 mgN/L). Les concentrations de 2012 à 2015 (légèrement supérieures à 2011 et 2010) peuvent s'expliquer, en partie, par un lessivage plus important en relation avec la pluviométrie.

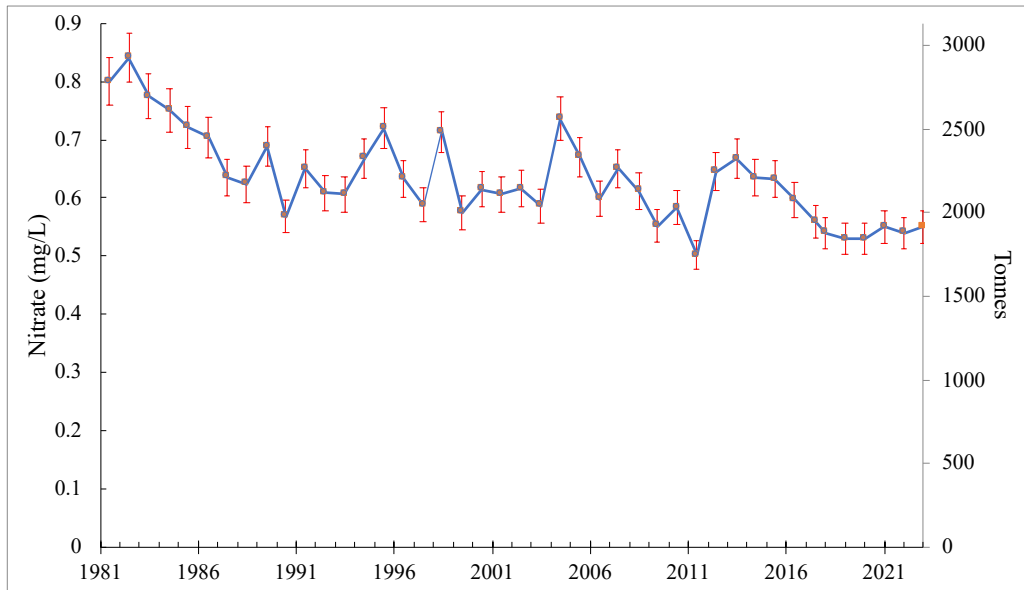


Figure 28. Concentrations moyennes hivernales (mgN/L) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates
—◆— au point B de 1981 à 2023

Depuis 2006, la concentration en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) est relativement stable autour d'une valeur moyenne de 0,55 mgN/L et se situe, comme le montre la Figure 28, dans la classe de qualité "moyen".

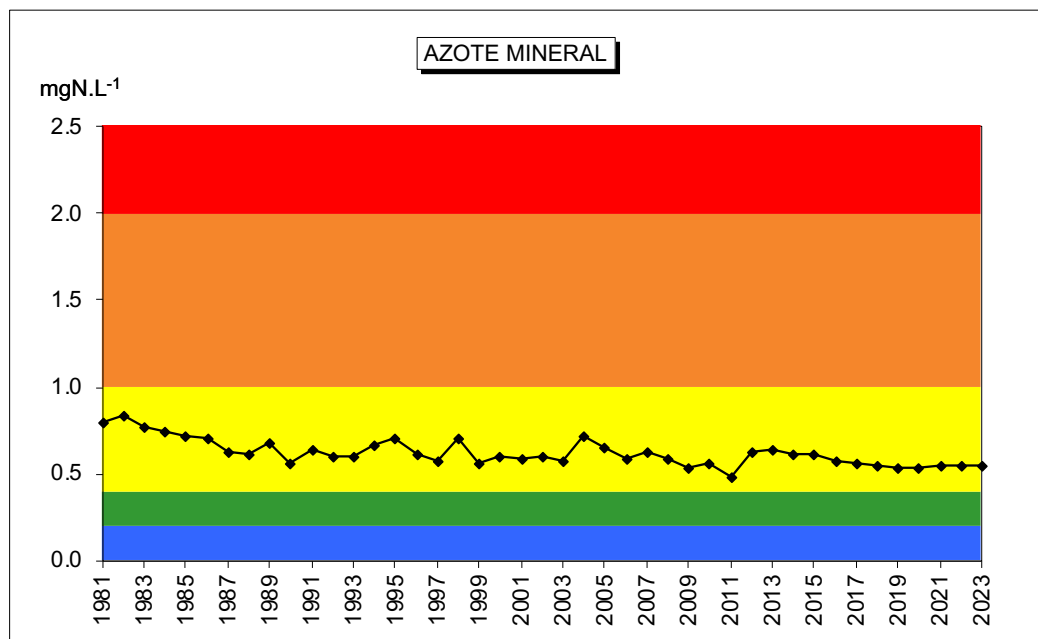


Figure 29. Concentrations moyennes hivernales (mgN/L) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 1981 à 2023 ; comparaison avec les classes de qualité.

3.1.4.10 Phosphore total et orthophosphates

La diminution de la concentration moyenne hivernale des orthophosphates a connu plusieurs étapes : elle est passée de 120 à 45 $\mu\text{gP/L}$ de 1981 à 1992, puis sous les 40 $\mu\text{gP/L}$ de 1993 à 1997, puis sous les 30 $\mu\text{gP/L}$ de 1998 à 2005 et enfin sous les 20 $\mu\text{gP/L}$ depuis 2006. Depuis 2011, la concentration en orthophosphate est restée inférieure ou égale à 10 $\mu\text{gP/L}$ (Figure 29).

Avec 3 $\mu\text{gP/L}$ en orthophosphate et 7 $\mu\text{gP/L}$ en phosphore total, les concentrations moyennes pondérées sur les 3 campagnes de janvier, février et mars complètes 2023 confirment la baisse du stock perçue en 2006 (Figure 29).

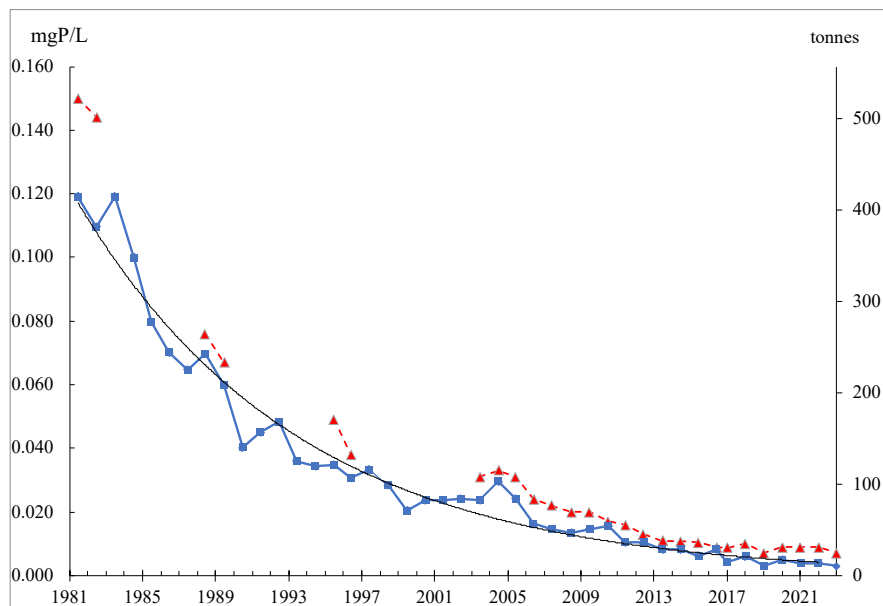


Figure 30. Évolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (bleu) et du phosphore total (rouge) (mgP/L) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2023.

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 30).

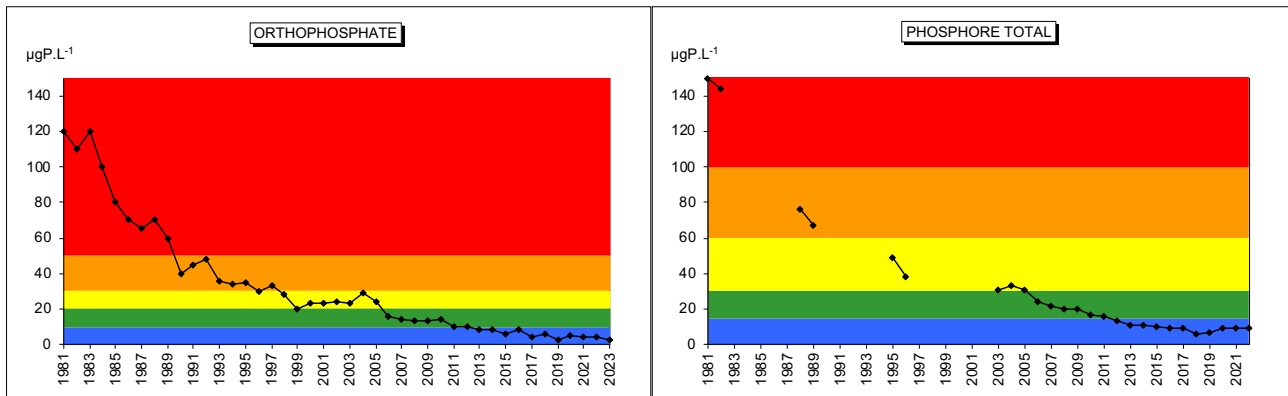


Figure 31. Évolution des concentrations moyennes hivernales (mgP/L) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité.

3.1.4.11 Silice

Pour la silice réactive, la concentration moyenne annuelle est de 3,66 mg/L en 2023. Cette valeur est la valeur la plus élevée des moyens annuels depuis 2003. Celles des années antérieures de 2003 à 2016 sont aux alentours de 3,11 mg/L et 1,91 mg/L (Figure 31).

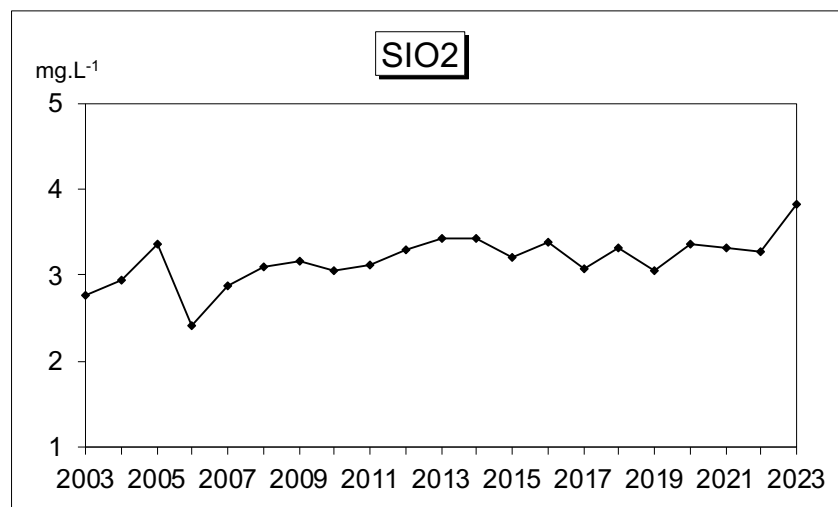


Figure 32. Évolution des concentrations moyennes hivernales de la silice réactive (mg/L) au point B de 2003 à 2023

5.3 Phytoplancton

5.3.1 Evolution des classes algales

La biomasse totale algale augmente progressivement de 1995 à 2008. Par contre, les années de 2009 à 2023 présentent des biomasses nettement plus faibles. Celle-ci est divisée par environ 2. Le tableau 12 reprend les valeurs chiffrées de la biomasse algale totale de la figure 32.

Tableau 12. Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 1995 à 2023

	Biomasse annuelle (µg/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
2022	1243
2023	1046

La figure 32 présente l'évolution interannuelle des classes algales (*sensu* Bourrelly, 1972; Bourrelly, 1981; Bourrelly, 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. Pendant la période 1995-2009 et 2016-2017 c'est *Planktothrix rubescens* (cyanobactérie filamenteuse potentiellement toxique) qui domine la classe des Cyanobactéries.

A partir des années 2018 à 2023, les biomasses sont proches de celles de 2009-2015 et se sont d'autres cyanobactéries qui vont dominer la biomasse des cyanobactéries (*Aphanocapsa* spp.). Depuis l'année 2019, le compartiment algal est caractérisé par la dominance des Diatomées et des Chrysophycées, qui sont indicatrices de milieux oligotrophes.

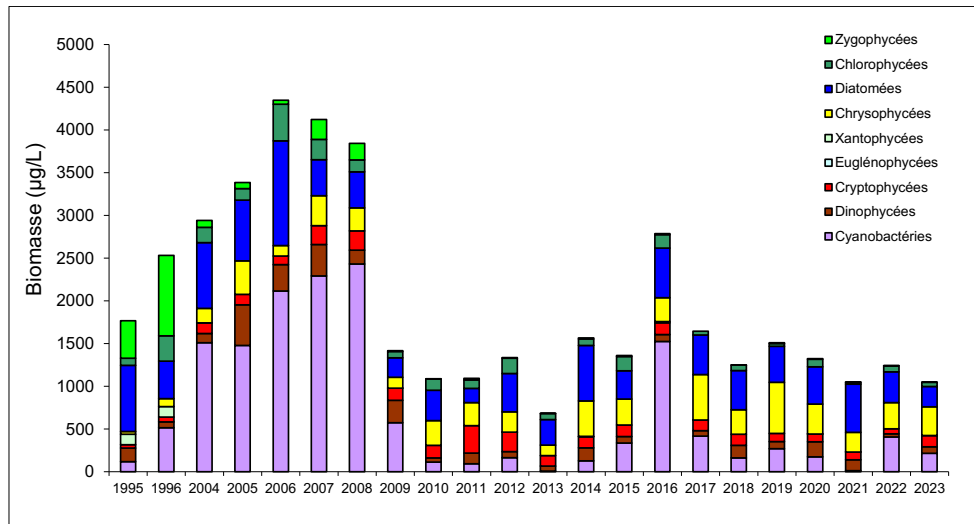


Figure 33. Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

5.3.2 Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels définis par Reynolds (Reynolds et al., 2002) est donnée à la figure 33. Plusieurs phases peuvent être identifiées dans cette chronique interannuelle :

- Une première phase correspondant aux années 1995-1996 où le compartiment phytoplanctonique est 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 significatives et les années 2021 - 2023 présentent une augmentation spectaculaire de la biomasse de ce groupe fonctionnel. C'est actuellement le groupe dominant.
- De la même façon, les groupes C et D présentent une 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. Les années 2021 - 2023 confirment cette tendance avec des biomasses nettement plus élevées que le reste de la chronique pour ces groupes fonctionnels.

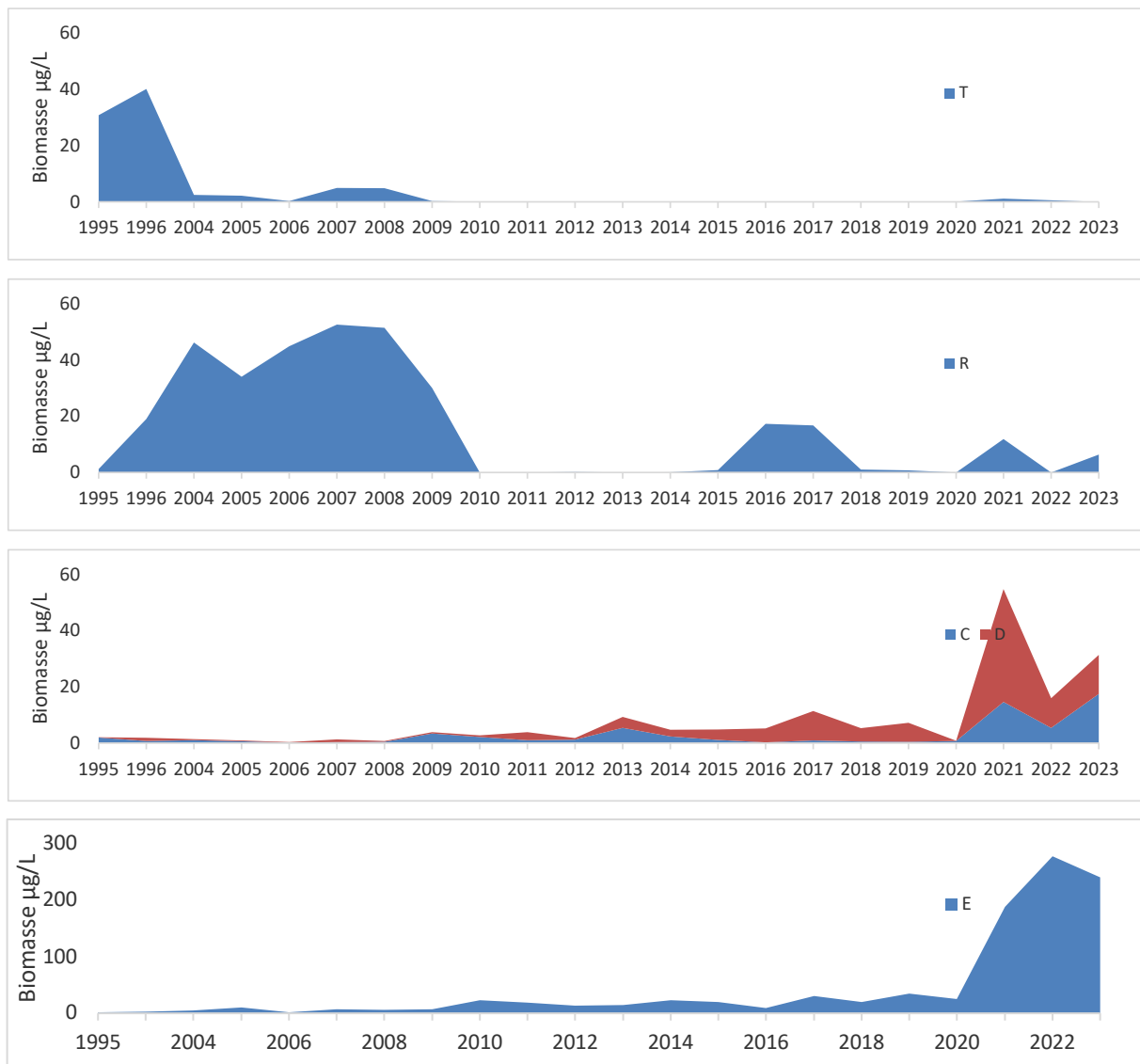


Figure 34. Dynamique interannuelle de la proportion exprimée en pourcentage de biomasse (µg/L) de certains groupes fonctionnels selon (Reynolds et al., 2002)

5.3.3 Evolution du micro et nanophytoplancton

Le tableau 13 reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano- et microphytoplanctoniques de 1995 à 2023, la figure 34 donne cette évolution en biomasse.

Tableau 13. Evolution en % du micro- et du nanoplancton dans la couche 0-20m 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
2022	80,1	19,9
2023	67,1	32,9

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 nouveau une augmentation progressive de la proportion en microphytoplancton. Les années 2017 à 2022 présentent une nouvelle baisse de la proportion en microphytoplancton : on peut attribuer l'augmentation de la part du nanophytoplancton à la ré-oligotrophisation du lac qui favorise d'avantage les petites algues.

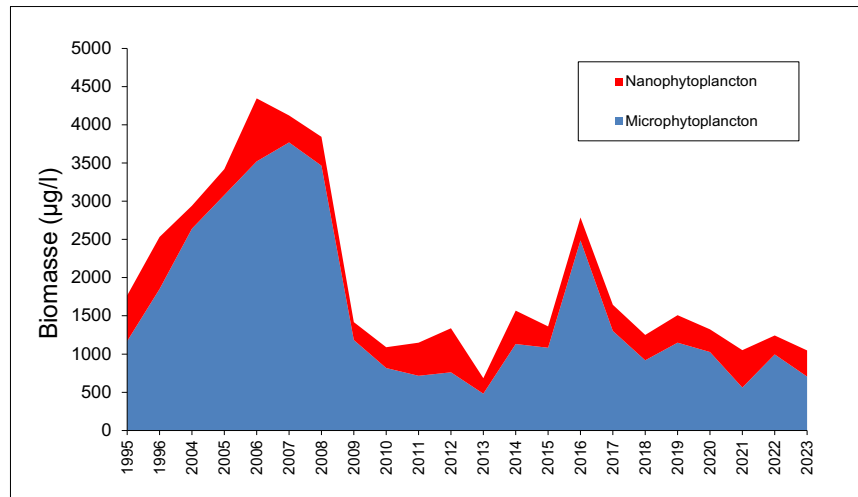


Figure 35. Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques

5.3.4 Evolution des picocyanobactéries

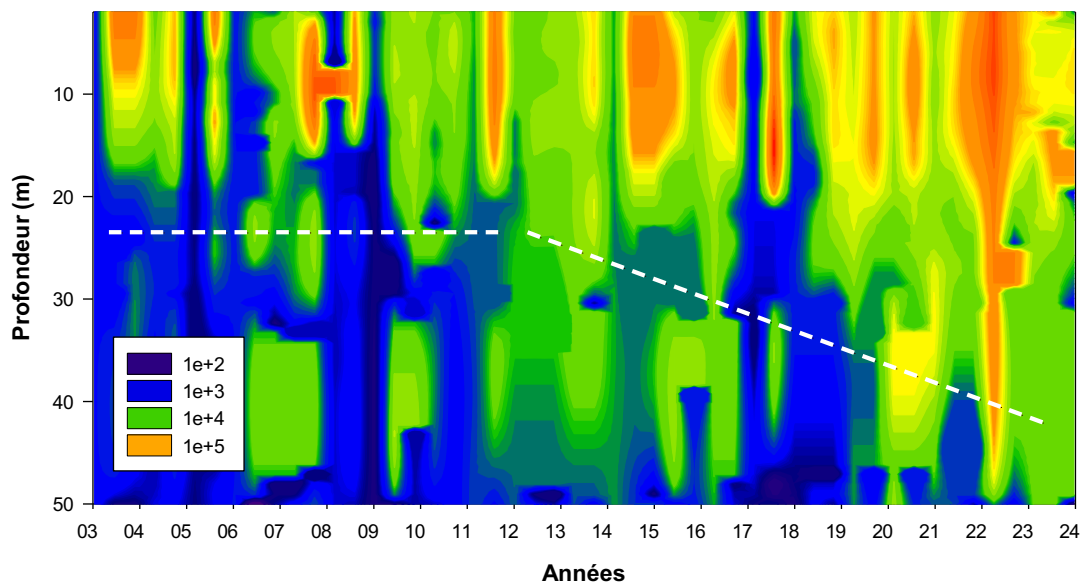


Figure 36. Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2023 inclus

La Figure 35 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 métabolique et à la relative indépendance de cette communauté avec la ressource phosphorée telle que mesurée au cours du suivi. Si les fluctuations sont relativement

faibles d'une année à l'autre, il apparaît très nettement que la biomasse picocyanobactérienne a gagné en profondeur depuis 2009 puisque l'on constate que les abondances sont effectivement de plus en plus importantes pour la strate 20-30 m ces dernières années avec également un étalement de cette biomasse au cours de l'année (Figure 35). 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 dynamique est intéressante car elle a suivi la « disparition » de la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens*, également riche en phycoérythrine, qui occupait la même niche écologique en profondeur. Cette nouvelle distribution qui s'est donc confirmée depuis les 10-15 dernières années peut sûrement être vue comme un indicateur de la réoligotrophisation.

3.1.4.12 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).

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 ($r=0,94$, $n=203$, $P<0,001$) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne (non pondérée) des abondances à 2, 10, 15 et 20 m (Figure 6) suggérant que cette valeur moyenne puisse être utilisée pour effectuer des calculs et comparer les proportions en biomasse des pico-, nano- et microformes du phytoplancton pour les années 2004 à 2022 (Jacquet non publié). 2023 n'a pas été inclus, eu regard du changement opéré dans la stratégie d'échantillonnage et l'absence du prélèvement à 20 m.

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 36). 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). En 2022, les concentrations maximales se sont étalées d’avril à août, les plus fortes valeurs étant observées, pour la première fois, en avril ($4,7$ et $3,4 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹). Pour 2023, la comparaison avec les années précédentes est difficile - seuls les mois de juillet et août ont été caractérisés par des abondances moyennes supérieures à 10^5 cellules.ml⁻¹ avec des valeurs plus faibles que les années précédentes (respectivement $1,25$ et $1,15 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹).

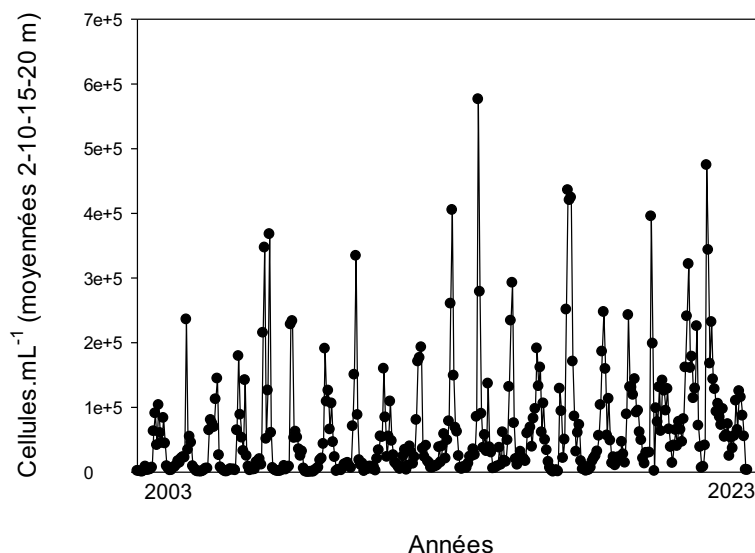


Figure 37. Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2023

Sur la période de 2004 à 2023 inclus, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 19,8% (en 2022) révélant de fortes disparités entre année (Figure 37). L'évolution de cette gamme de

taille planctonique est particulièrement marquée après 2009 puisque la proportion a été multipliée par 5 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant, semble-t-il, être directement associée à la raréfaction de *P. rubescens*). Comparativement, la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,2.

2013 avait été une année remarquable car, pour la première fois, le picophytoplancton représentait plus de 10% de la biomasse phytoplanctonique. En 2014, cette proportion était deux fois moindre (7%), en lien avec le doublement de la biomasse phytoplanctonique totale entre 2013 et 2014, majoritairement due aux formes microphytoplanctoniques. En dépit de cette forte baisse de la proportion du picoplancton, 2014 avait toutefois été la seconde année où la proportion des picocyanobactéries était la plus élevée. En 2016, la proportion du picophytoplancton était restée modeste avec 7,5%. Elle était de 6,9% et 6,1% en 2014 et 2015, respectivement. En 2017, on observait une augmentation significative de la proportion du picophytoplancton avec 9,9%. En 2018, cette valeur était nettement moindre et similaire à 2014 : 6,9% et 2019 était très peu différente de 2018 avec 8,4%. 2020 était l'année avec la plus forte valeur pour la biomasse picoplanctonique avec 17,3% suivie de près par 2021 avec 15,7%. L'année 2022 s'était classé en première position avec une proportion des picocyanobactéries de presque 20%. 2023 est marqué par une baisse significative de cette proportion avec 10,7% mais cela peut être dû au changement de stratégie d'échantillonnage.

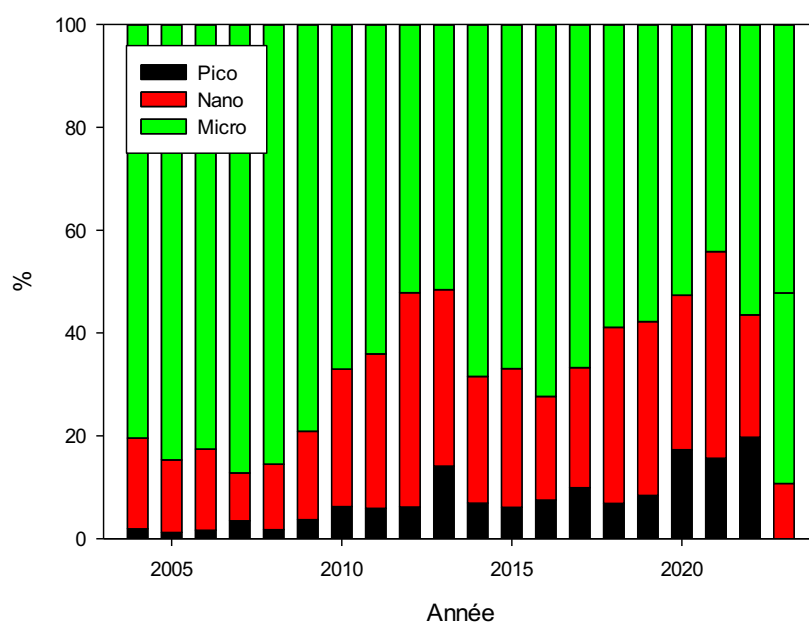


Figure 38. Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

Le constat d'une augmentation significative de la biomasse du picophytoplancton au cours de la dernière décennie, ici représentée uniquement par les picocyanobactéries ($r=0,83$; $n=19$; $p<0,01$), révèle également que les valeurs moyennes annuelles les plus élevées ont été enregistrées en 2021 et 2022 avec $179,6 \mu\text{g/L}$ et $213 \mu\text{g/L}$, après 2017 ($178 \mu\text{g/L}$) et 2020 ($161 \mu\text{g/L}$). En proportion, ce compartiment est passé d' $\sim 2-3$ à $10-20\%$ entre 2004 et 2022 de la biomasse phytoplanctonique totale.

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).

5.4 Zooplancton

5.4.1 Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2023

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen en 2023 (Figure 38a) a été en légère baisse comparé à 2022, bien que en général les valeurs soient restées stables par rapport à la moyenne des années récentes (soit $2 \times 10^5 \text{ ind m}^{-2}$ en 2023 et $2,3 \times 10^5 \text{ ind m}^{-2}$ en moyenne en 2021-2022). Ces valeurs confirment la tendance à la baisse enregistrés depuis le début du suivi avec une moyenne de $3,5 \times 10^5 \text{ ind m}^{-2}$ pour la période 2004-2009, $3,4 \times 10^5 \text{ ind m}^{-2}$ pour la période 2010-2017 et $2,6 \times 10^5 \text{ ind m}^{-2}$ pour la période 2010-2017.

Ces valeurs sont dues notamment à la diminution de cladocères au cours de ces derniers années (Figure 38b), avec une baisse des effectifs d'une moyenne de $1,2 \times 10^5 \text{ ind m}^{-2}$ pour la période 2004-2009 à $0,65 \times 10^5 \text{ ind m}^{-2}$ pour la période 2021-2023. Différemment aux années précédentes, les abondances de *Daphnia sp.*, qui ont montré une diminution continue des effectifs pendant la période 2004-2021 (moyenne $6,5 \times 10^4 \text{ ind m}^{-2}$ en 2004-2009, $7,4 \times 10^4 \text{ ind m}^{-2}$ en 2010-2017 and

4.2 x10⁴ ind m⁻² en 2018-2020), sont stable depuis 2022 (3.5 x10⁴ ind m⁻² en 2022 et 3.4 x10⁴ ind m⁻² 2023).

Les calanoïdes (Figure 38d) ont confirmé la tendance à la baisse observée depuis 2019 (1.2 x10⁵ ind m⁻² en 2004-2017, 1.1 x10⁵ ind m⁻² en 2018-2020 et 7.9 x10⁴ ind m⁻² en 2021-2022) avec une moyenne de 5.2 x10⁴ ind m⁻² en 2023. Les cyclopoïdes (Figure 8e) ont confirmé une dynamique plus stable avec une légère augmentation comparée aux années récentes, soit une moyenne de 1 x10⁵ ind m⁻² pendant la période 2004-2009, 1.27 x10⁵ ind m⁻² pendant la période 2010-2017, 8.5 x10⁴ ind m⁻² pendant la période 2018-2020, 8.9 x10⁵ ind m⁻² pendant la période 2021-2022, et 8.8 x10⁴ ind m⁻² en 2023.

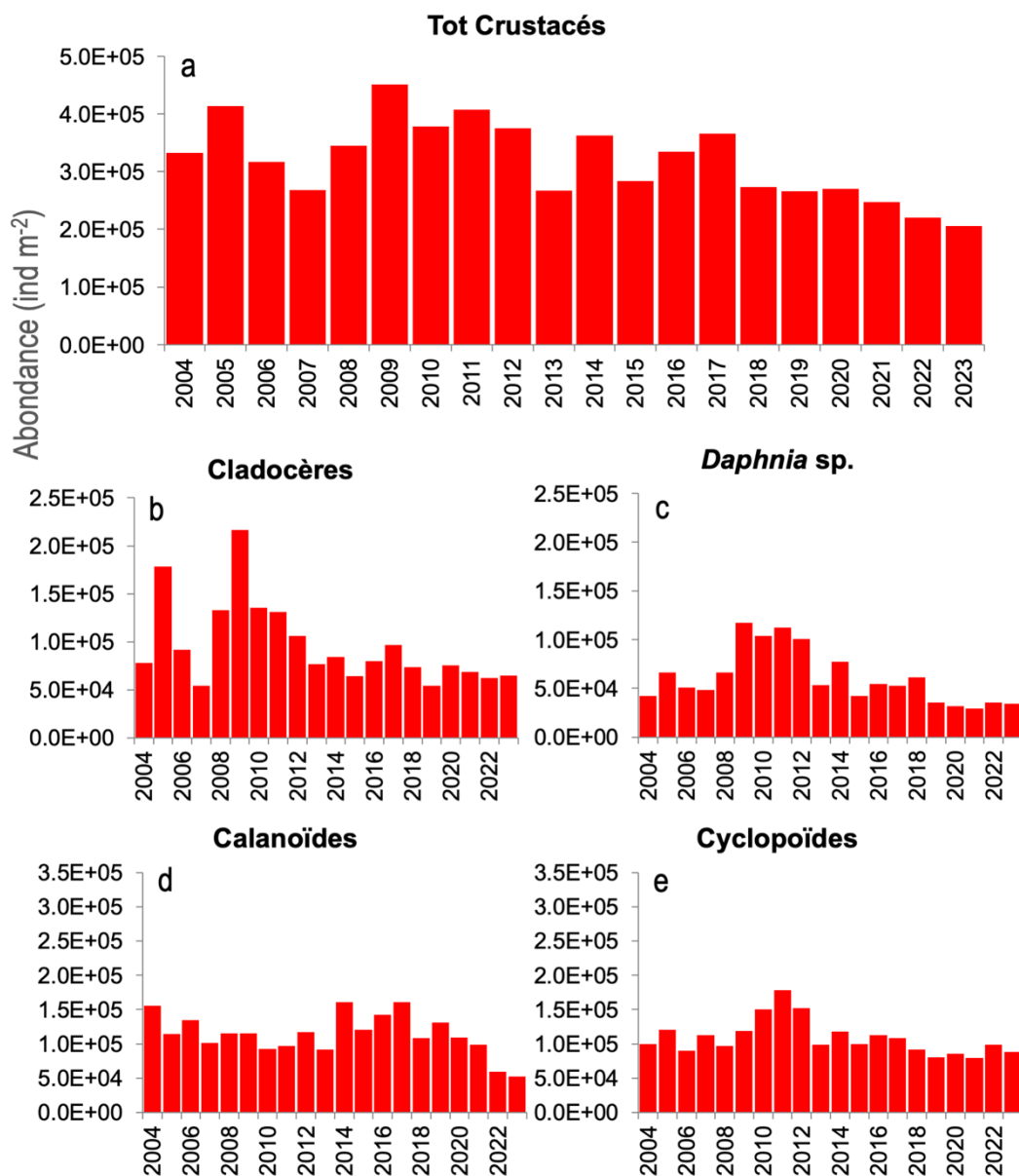


Figure 39. Abondances moyennes annuelles des a. crustacés totaux, b. cladocères, c. daphnies, d. calanoïdes et e. cyclopoïdes au lac du Bourget entre 2004 et 2023

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 39a), bien qu'on constate une correspondance à la baisse plutôt marquée observée entre les deux communautés à partir de 2017. Cette tendance est confirmée en 2023. En effet, en considérant plus dans les détails, une correspondance peut être observée entre les effectifs moyens annuels de zooplancton herbivore et la dynamique d'abondance des biomasses moyennes annuelles des classes algales de bonne qualité nutritionnelle, telles que les Diatomées et les Chrysophycées (Figure 39b). Cette correspondance s'est estompée pendant 2006-2011, période où on a observé toutefois le maintien des effectifs de microcrustacés herbivores en dépit d'une diminution marquée des biomasses phytoplanctoniques. A cette époque la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* était présente régulièrement dans le lac du Bourget et particulièrement avec des biomasses exceptionnelles enregistrées en 2008 et 2009 (Rimet, 2020). La correspondance entre Diatomées, Chrysophycées et zooplancton herbivore s'est découplée à nouveau en 2023, une augmentation de ressources nutritionnelles a été observée, mais qui n'a pas correspondu à une augmentation d'abondance du zooplancton herbivore.

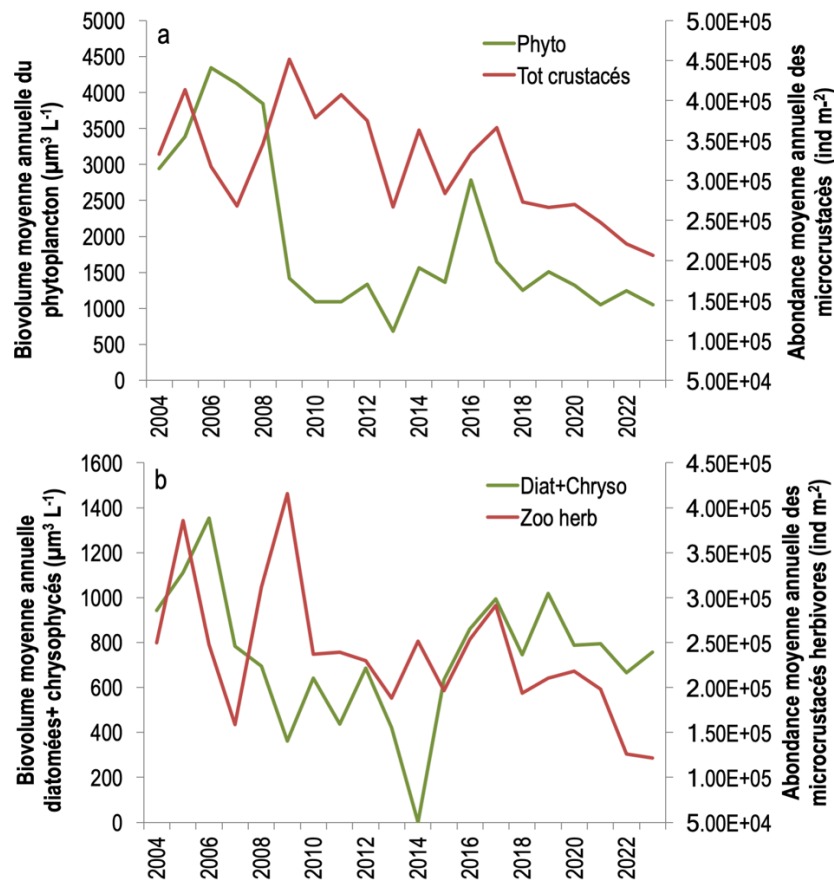


Figure 40. Comparaison a. des biovolumes phytoplanctoniques et des effectifs totaux de microcrustacés et b. des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de zooplancton herbivore au lac du Bourget de 2004 à 2023.

Les indices fonctionnels (Villéger et al 2008, Laliberté et 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 dans la continuité des indices proposés dans les rapports précédents. 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.

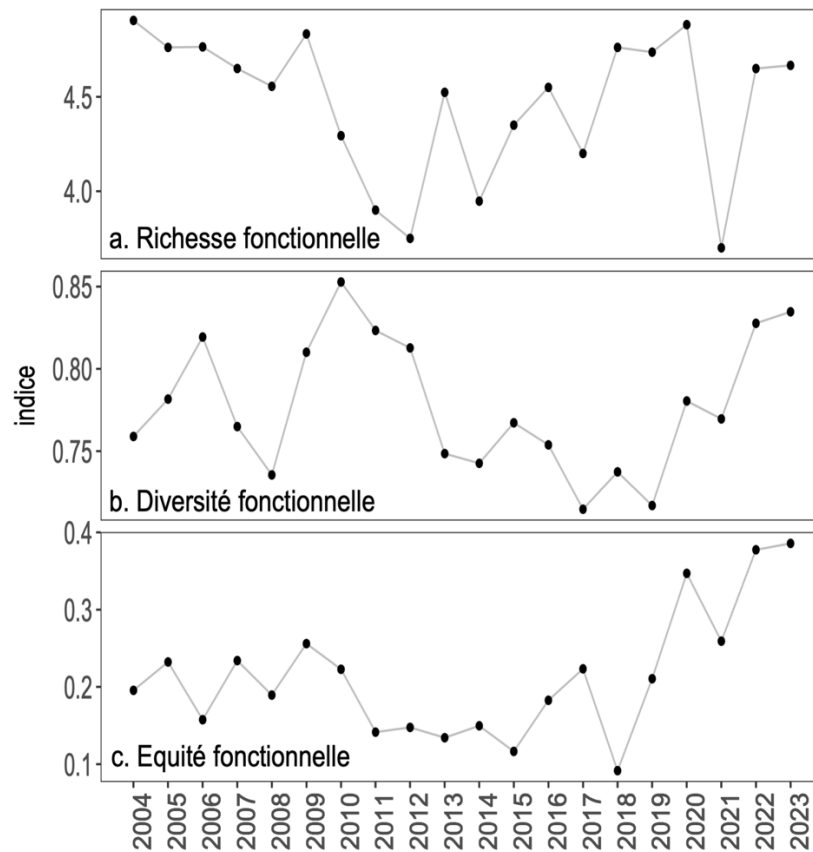


Figure 41. Indices fonctionnels caractérisant la communauté zooplanctonique du lac du Bourget de 2004 à 2023.

La richesse fonctionnelle (Figure 40a) représente le nombre de groupes fonctionnels définis suivant l'utilisation des ressources. La dynamique pour la période 2004-2023 a montré une tendance à la baisse pendant la première période, suivie par une inversion de tendance et une augmentation caractérisée par plusieurs oscillations à partir de 2009 et nettement interrompue en 2021 avec un retour aux valeurs minimums. Les valeurs en 2022 et 2023 sont à nouveau similaires aux dernières années, probablement grâce à une communauté mieux représentée par les différents groupes fonctionnels (herbivores et prédateurs), ce qui n'était pas le cas en 2021 où les herbivores étaient présents en majorité pendant toute l'année.

La diversité fonctionnelle (Figure 40b) représente la quantité d'espace fonctionnel (ou les niches écologiques) rempli par les différentes espèces membres de la communauté. C'est une mesure de la capacité de la communauté zooplanctonique à exploiter différentes stratégies alimentaires (prédation, herbivorie, détritivorie). La dynamique pour la période 2004-2023 a été similaire à la dynamique de richesse pour la première partie du suivi, on a observé une baisse constante des valeurs à partir de 2009 et une augmentation constante à partir de 2019. En 2023 on observe également une augmentation tout comme pour la valeur de richesse fonctionnelle.

L'équité fonctionnelle (Figure 40c) est une mesure de régularité de la distribution des traits fonctionnel des espèces et indique une sous- ou sur- utilisation des ressources. La dynamique observée a confirmé une baisse dans l'efficacité d'exploitation à partir de 2009 et la sous-exploitation des ressources pendant la période 2010-2015 à cause de la prolifération de ressources de faible qualité nutritionnelle tels que les cyanobactéries filamenteuses. L'augmentation de l'indice à partir de 2015 peut indiquer la réadaptation des consommateurs à exploiter une communauté phytoplanctonique plus diversifié. Les oscillations observées pendant les dernières années, tout comme pour la diversité fonctionnelle, confirment l'hypothèse de temps d'adaptation plus long pour les réponses fonctionnelles par rapport aux changements dans la composition des espèces.

5.5 Poisson

5.5.1 Hydroacoustique

Les résultats des S_A moyens des quatorze campagnes exprimées en unité d'échointégration sont présentés dans la figure 41 pour la strate supérieure et pour la strate inférieure. Les valeurs des S_A moyens varient beaucoup dans la couche supérieure selon les années avec un maximum obtenu en 2019. Cependant cette valeur a été probablement surestimée en raison de conditions climatiques difficiles qui ont conduit à l'estimation des densités acoustiques à partir d'une unique nuit d'acquisition (Jacquet et al. 2021). La chronique de données est marquée par quelques années avec des valeurs très élevées (2005, 2012, 2013 et 2019) et en 2022 une valeur très faible. En 2023, la valeur obtenue dans la couche supérieure est dans la moyenne.

Sur la période 2010-2016, les valeurs des S_A de la couche inférieure sont restées plutôt stables avec une baisse en 2018. En 2019 et 2020 les densités acoustiques suivent une augmentation marquée par environ un facteur 2 chaque année. En 2021 cette évolution se poursuit, mais le facteur d'augmentation est moins important. Une baisse est constatée en 2022 par rapport à l'année précédente avec des valeurs proches de celles de 2020 tandis qu'en 2023, une nouvelle augmentation est constatée.

Les valeurs de TS moyennes en 2023 en couche supérieure font parties des valeurs les moins élevées et pour la couche inférieure parmi les valeurs les plus élevées avec des valeurs proches de celles de 2012-2016.

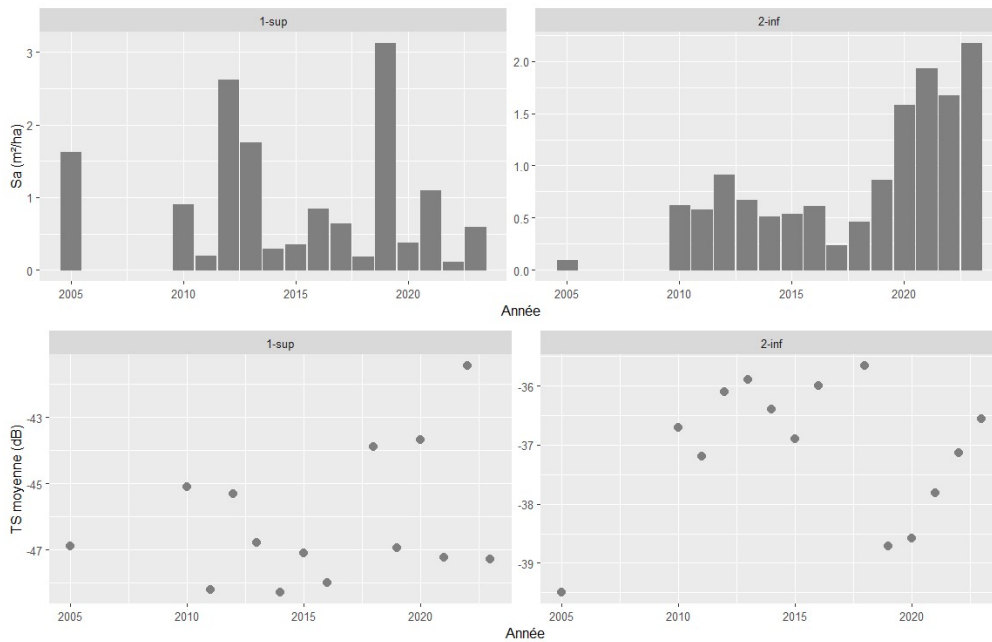


Figure 42. S_A moyen et TS moyennes en couche supérieure (1) et inférieure (2). En 2019 les valeurs s'appuient sur une seule nuit d'échantillonnage impliquant une surestimation possible des S_A , les données de 2017 ont été enlevés en raison d'une sous-estimation des S_A (mauvaise réception d'un quadrant).

Ce résultat s'observe également dans les distributions en taille exprimée en TS comparées à l'année précédente (Figure 42). En 2023, une taille modale (mode principal à -47 dB) plus faible qu'en 2022 est constatée en couche supérieure. Ce mode correspond à des poissons d'environ 8 cm selon l'équation de Love (1971) correspondant à des poissons de l'année. En couche inférieure on note une taille modale plus élevée en 2023 par rapport au mode observé en 2022 passant de -37.5 dB à environ -36 dB correspondant à des poissons d'une taille d'environ 24 cm à 29 cm.

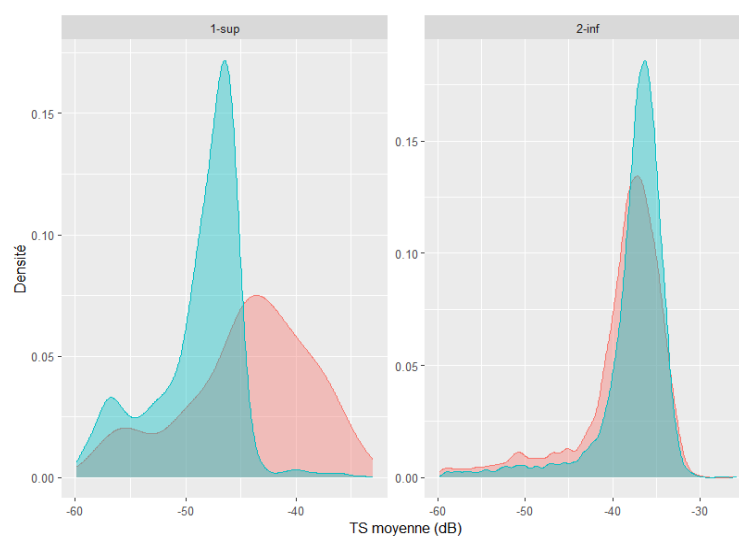


Figure 43. Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure (1-sup) et inférieure (2-inf) pour les années 2022 (rouge) et 2023 (bleu)

En termes de distribution verticale, les cibles sont situées à des profondeurs similaires en 2022 et 2023 (Figure 43).

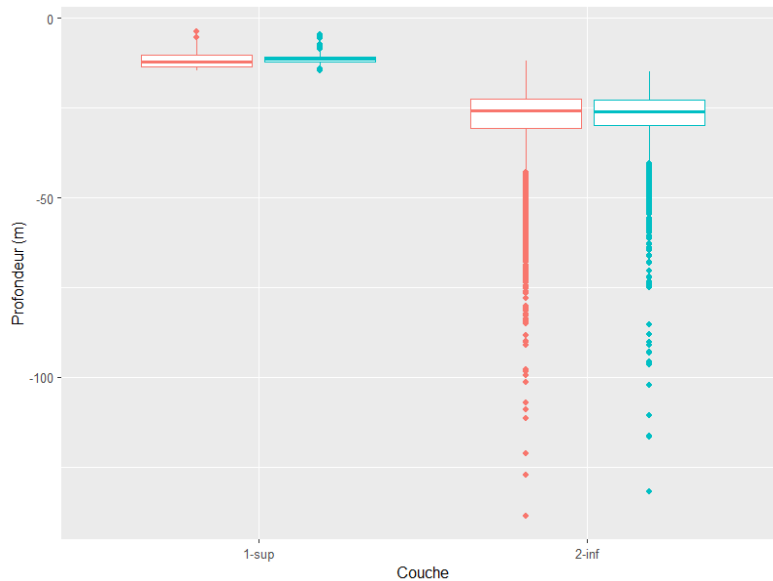


Figure 44. Box-plots de la distribution des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2022 (rouge) et 2023 (bleu), pour la couche supérieure et inférieure

3.1.4.13 Conclusion concernant l'analyse des données hydroacoustiques

Les valeurs des S_A sur le long terme peuvent être visualisées dans le tableau 14. La biomasse présente dans la **couche supérieure** est principalement composée de juvéniles de l'année (Guillard et al. 2006; Sotton et al. 2011; Yule et al. 2013). En 2023, la taille moyenne fait partie des valeurs les moins élevées. Cette faible taille pourrait être le signe d'une compétition intraspecificque dû à la présence relativement abondante des perches et/ou à d'autres phénomènes (compétition interspecificque) ou des ressources alimentaires peu abondantes. Les valeurs de densité montrent de fortes variations dans cette couche, avec des valeurs très fortes en 2005 et 2012-2013, faibles comme en 2018 et 2022 et des valeurs dans la moyenne comme en 2023. 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 2023 dans la **couche inférieure**, correspondant majoritairement aux corégones connaissent une augmentation tout en restant faible par rapport à la taille réglementaire de capture. En termes de densités, elles étaient faibles en 2005 puis une augmentation a eu lieu pour la période 2010-2016. Les densités avaient diminué pour augmenter à nouveau à partir de 2019 pour atteindre des valeurs historiquement élevées depuis 2020. Quelles que soient les valeurs des densités observées en couche profonde, celles-ci sont réparties sur

l'ensemble du lac (répartition horizontale). 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 d'environ 10 kg.ha⁻¹ et de 150 kg.ha⁻¹, respectivement.

Tableau 14. Valeurs de S_A sur la chronique de données. * En 2019 les estimateurs sont calculés à partir de la campagne effectuée le premier jour.

	Couche supérieure	Couche inférieure
	S_A (m ² .ha ⁻¹)	S_A (m ² .ha ⁻¹)
Bourget (2014)	0.29	0.51
Bourget (2015)	0.35	0.54
Bourget (2016)	0.85	0.61
Bourget (2018)	0.18	0.42
Bourget (2019)*	3.12	0.86
Bourget (2020)	0.38	1.58
Bourget (2021)	1.09	1.93
Bourget (2022)	0.11	1.67
Bourget (2023)	0.59	2.17
Annecy (2018)	1.40	0.75
Annecy (2023)	0.06	0.64
Brienz (2011)	0.28	0.23
Joux (2011)	1.42	0.36
Leman (2012)	1.42	0.57
Morat (2010)	0.28	0.03
Neuchâtel (2011)	2.20	0.98
Lugano (2011)	0.10	0.05
Poschiavo (2012)	0.03	0.13
Hallwill (2012)	0.80	0.06
Saint Point (2012)	0.29	0.56

5.5.2 Pêches CEN

Les biomasses estimées pour les couche supérieure et inférieures sont d'environ 10 kg.ha⁻¹ et de 150 kg.ha⁻¹, respectivement.

La valeur CPUE numérique totale dans les filets benthiques en 2023 est dans des niveaux bas (307.8 ind./1000m²) comme en 2017 (Figure 44). La BPUE (pondéral) est cependant parmi les plus élevées (22 527.6 g/1000m² de filets) de toute la série en lien avec la présence de rotengles et silures, représentés par des gros individus.

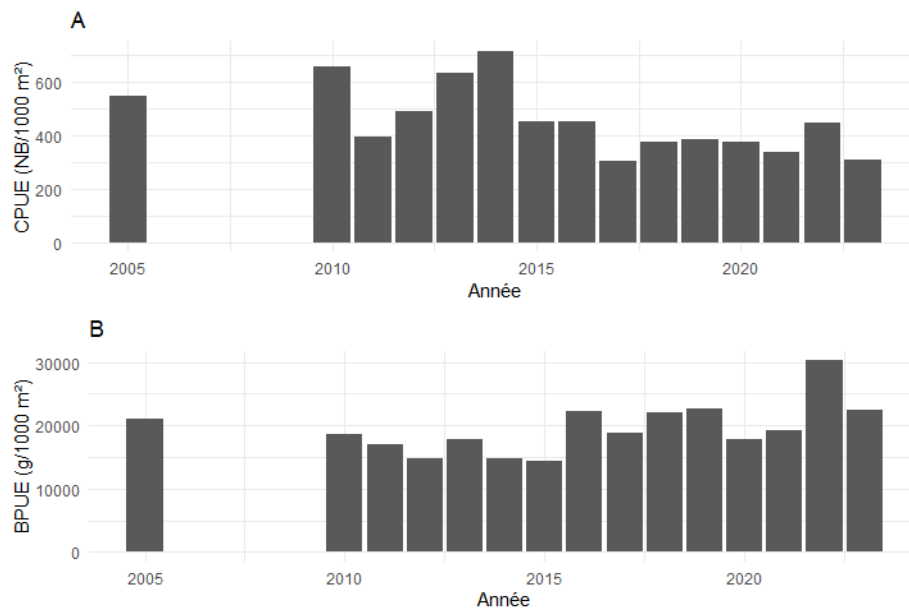


Figure 45. CPUE (numériques NB/1000 m²) et BPUE (pondéral, g/1000m²) pour l'ensemble des espèces dans les filets benthiques.

Les filets pélagiques ont été posés en 2005 et sur la période 2010-2022 pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives (CEN 2009). Pour rappel en 2023 le protocole a évolué avec la pose de filets benthiques uniquement afin de se concentrer sur d'autres analyses pertinentes pour le suivi piscicole du lac. En 2023, la valeur obtenue dans les filets benthiques pour le corégone, le gardon et la perche est comparée à celles des années précédentes dans le même type de filets.

Les CPUE numériques des filets benthiques sont variables sur la période 2005-2016 pour le gardon et la perche (Figure 45). Depuis 2017, elles sont plus stables chez ces deux espèces. En 2023, les CPUE benthiques sont en diminution par rapport à la valeur obtenue dans le même type de filets l'année précédente pour ces deux espèces. Pour la perche, les valeurs sont proches de celles obtenues sur la période 2019-2020. Les CPUE numériques de corégones dans les filets benthiques sont aussi variables même si des grands cycles semblent se dessiner. Une augmentation avait été constatée dans les années 2010-2013 suivi d'une diminution en 2014-2018. Depuis 2019, les captures dans les benthiques présentent une hausse. En 2023, la valeur dans les filets benthiques est similaire à celle de 2022.

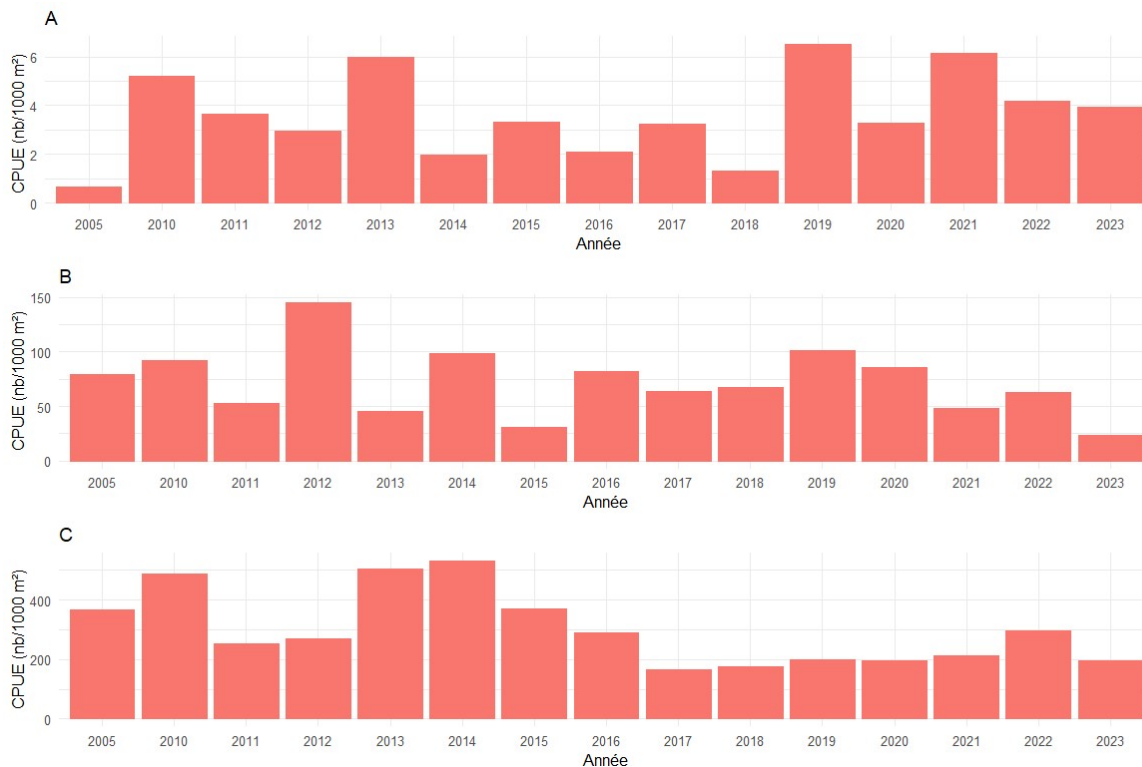


Figure 46. CPUE numériques (Nb/1000 m²) des filets benthiques pour le A) corégone, B) le gardon et C) la perche

La CPUE numérique pour d'autres espèces, indicatrices de la qualité des eaux comme le brochet, non autochtones comme la perche soleil ou en expansion, sont présentés en Figure 46. La Grémille, espèce non autochtone, poursuit sa baisse sur le plan numérique. Après une année sans détection, le poisson chat (*Ameiurus melas*) est à nouveau détecté mais avec une faible abondance. Une valeur de CPUE record est quant à elle observée concernant le rotengle en 2023. Les effectifs de brochets fluctuent et sont à des niveaux bas sur la série. Pour cette espèce en 2023 les niveaux sont proches de ceux de 2022. La perche soleil (*Lepomis gibbosus*) connaît quant à elle une légère augmentation par rapport à l'année précédente. Pour la huitième année consécutive, le silure est capturé dans les pêches scientifiques avec des CPUE numériques semblables les deux dernières années.

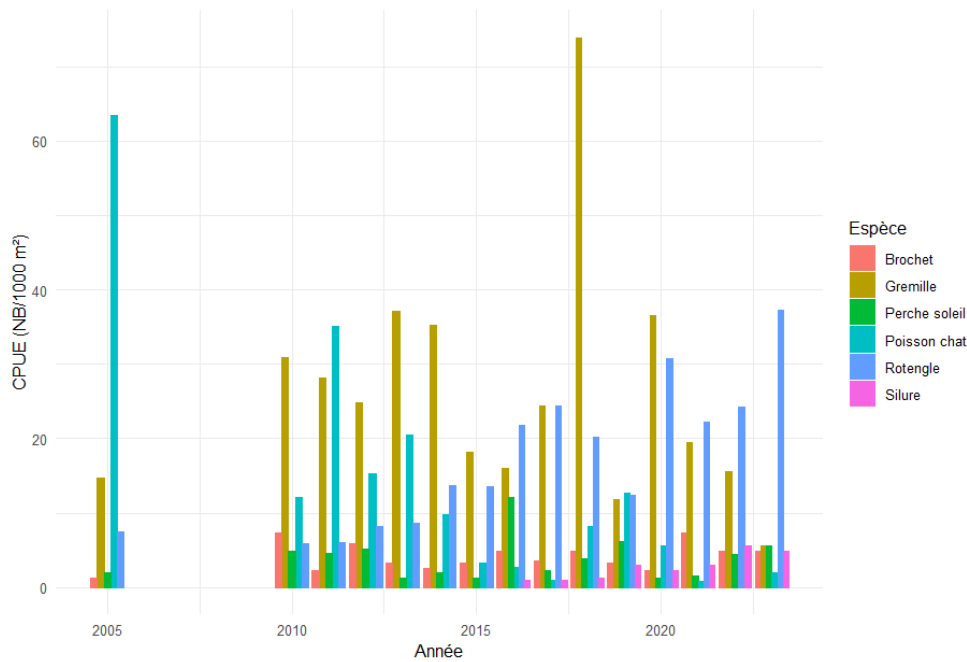


Figure 47. CPUE numérique pour 1000 m² de filet benthiques pour 6 espèces d'intérêts (brochet, gremlle, perche soleil, poisson chat, rotengle et silure)

3.1.4.14 Analyses populationnelles

Comme chaque année une attention particulière est portée sur trois populations de poissons d'intérêt halieutique ou indicatrices de la qualité des eaux : la perche, le corégone et le gardon. Cependant en 2023 en raison du changement de protocole seuls les filets benthiques ont été posés. Il n'est alors pas possible de présenter les mêmes analyses que l'année précédente pour ces trois espèces. En effet, il n'est pas possible de calculer un indicateur d'abondance des juvéniles de perches et de gardons uniquement dans ces filets puisqu'ils peuvent représenter une abondance importante en zone pélagique. Pour les corégones, les adultes sont majoritairement capturés dans ces filets. Ainsi, la diversité des gammes de taille serait non suffisante pour établir les relations tailles-poids annuelles. Les relations tailles-poids et les structures en taille sont comparées pour le gardon et la perche dans les filets benthiques pour 2022 et 2023 (figure 47). Les juvéniles de corégones étant majoritairement capturés dans les filets benthiques, les CPUE numérique en benthique pour cette partie de la population est présentée en figure 48.

3.1.4.15 Relation taille/poids et structure en taille perche et gardon

Pour le gardon en 2023, la distribution est bimodale avec un mode principal observé à 80 mm contre 100 mm, l'année précédente. D'après les lectures d'écaillés, ces individus correspondent à des alevins de l'année. La taille moyenne des 0+ prélevés est aux alentours de 100 mm. Le second

mode est situé à 250 mm et correspond à des 3+. Les relations tailles-poids sont similaires entre 2022 et 2023.

Pour la perche en 2023, un mode principal est observé à 80 mm, légèrement inférieur à l'année précédente. D'après les lectures d'opercules réalisées en laboratoire ces individus correspondent à des poissons de l'année. Le reste de la population est composé de perches plus grandes (taille maximale capturée de 350 mm) correspondant à des poissons de 1+ à 3+. En 2023, la relation taille-poids obtenue dans les filets benthiques est similaire à celle de 2022.

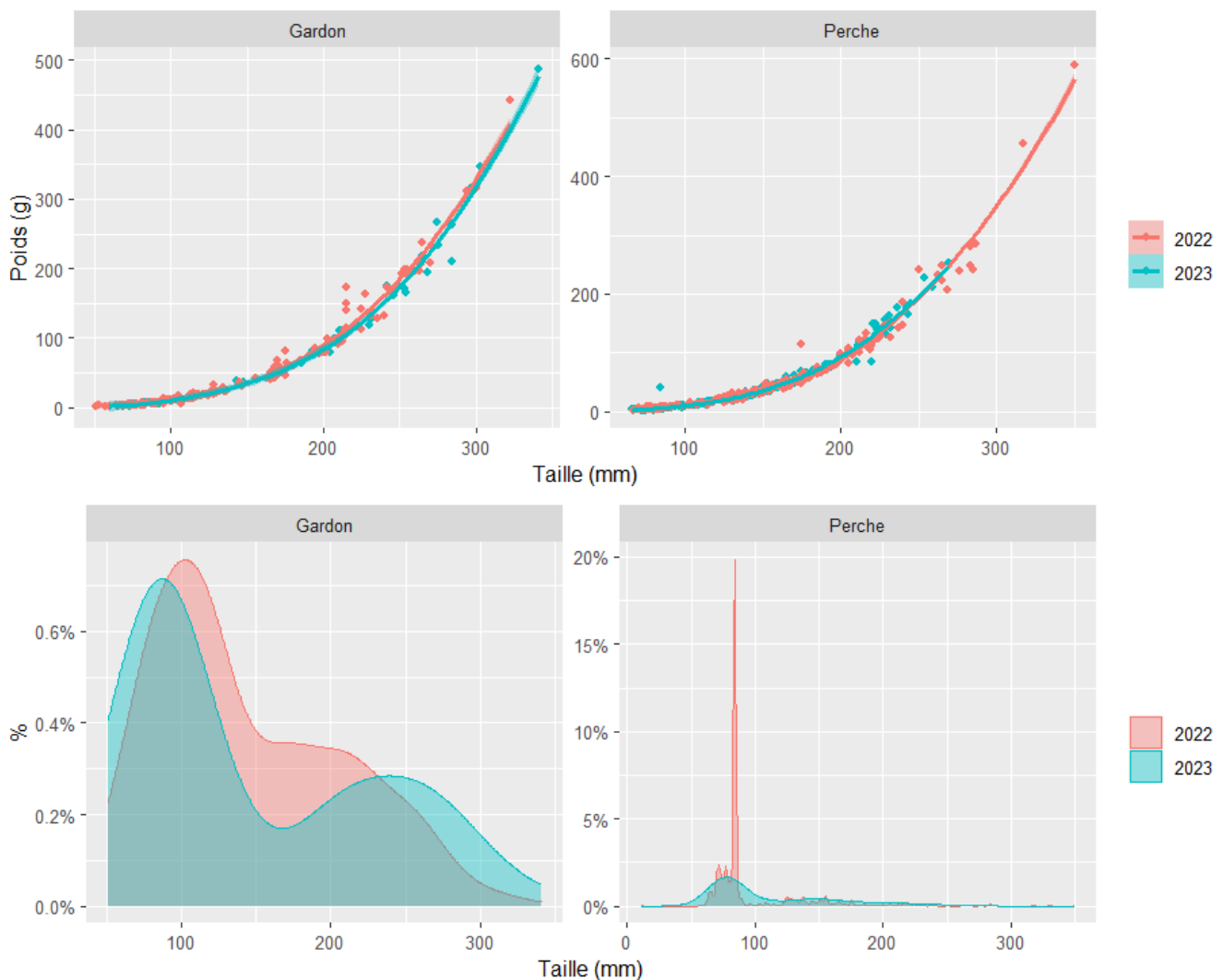


Figure 48. Relations tailles-poids et structures en tailles pour le corégone, le gardon et la perche en 2022 et 2023. En 2022, afin d'intégrer dans la distribution en taille les individus provenant de lots, la taille moyenne donnée au lot a été répétée suivant le nombre d'individus composant le lot. En 2023, seule les données individuelles, en nombre suffisant, ont été utilisées.

3.1.4.16 Proxy d'abondance des juvéniles de corégones

Les CPUE numériques pour les juvéniles de corégones (<200 mm, confirmé par la lecture d'écaillés, taille moyenne=126 mm) obtenus dans les filets benthiques sont présentés sur la période 2018-2023 en figure 48. Après 2018, une hausse des CPUE s'observe avec plus de 2.5 corégones juvéniles capturés/1000 m² de filets benthiques. En 2023, une légère baisse s'observe avec près de 2 corégones juvéniles capturés/1000 m².

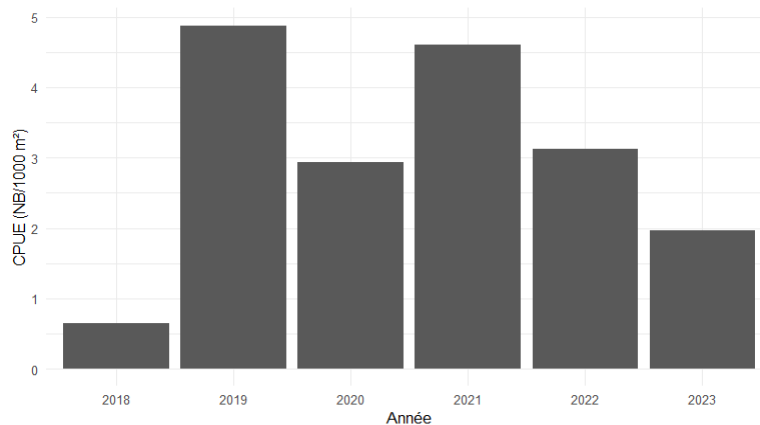


Figure 49. CPUE numériques des juvéniles de corégones dans les filets benthiques

5.5.3 Suivi halieutique

Cette partie synthétise les données recueillies par INRAE, la DDT73 et le CISALB dans le cadre du suivi de la pêcherie du lac du Bourget.

3.1.4.17 Captures totales

Les statistiques de pêche des pêcheurs 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 49), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres de captures plus facilement comparables. Depuis 2022, le nombre de pêcheurs professionnels est passé à 8.

La saison 2023 s'inscrit dans la même lignée que 2021 et 2022 avec des **niveaux de captures totales professionnelles très faibles : 18,3 tonnes**. L'année 2023 montre toutefois une timide augmentation par rapport à 2021 (14 tonnes) et 2022 (14,8 tonnes). Pour mémoire, au cours des 15 dernières années, les captures totales annuelles de la pêche professionnelle ont connu une forte augmentation passant de 25 T en 2008 à 95 T en 2015 pour ensuite subir une diminution constante passant sous la barre de 20 T en 2021.

La baisse constatée est essentiellement liée à la baisse de captures de corégones (lavarets). La **chute des captures de corégones** a démarré en 2017 et est continue depuis. Elles sont ainsi passées de plus de 80 tonnes par an entre 2014 et 2016, à un peu plus de 15 tonnes en 2020, 2 tonnes en 2021. **En 2023, elles se positionnent également à 2,2 tonnes** (contre 1,5 tonnes en 2022). Les tonnages observés en 2023 sont similaires à ceux constatés dans les années 1990. Ils sont d'autant plus faibles par rapport aux années précédentes qu'en absence de captures de lavarets, les pêcheurs ont progressivement arrêté de poser des filets pélagiques (pics) spécifiques à cette espèce (environ 7 000 pics par an étaient posés en 2016/2017 contre à peine 100 en 2023). Sur certaines périodes, les pêcheurs ont tout simplement arrêté de sortir afin de ne pas perdre plus d'argent (une sortie sans capture de poissons coûte). En 2023, le nombre de pêcheurs professionnels en activité est de 8. Le nombre de licences attribuable était encore de 10 en 2021. En 2022, le cahier des charges de la location du droit de pêche a été renouvelé pour 5 ans et, au vu de la situation de la pêche professionnelle au lac du Bourget, la DDT a décidé de geler le nombre de licences à 8 le temps que la situation s'améliore. Ainsi, seul un nouveau pêcheur a pu s'installer à la place du pêcheur qui a cessé son activité.

Les **captures de perches adultes et de perchots** (perches de l'année) sont dans la moyenne de ces 15 dernières années avec respectivement des captures de **3,6 et 4 tonnes**. Les prises de **gardons** (gardon de l'année car les adultes sont interdits à la consommation pour cause de contamination aux PCB) montrent une progression significative puisqu'elles atteignent quasiment 1 tonne, quantité qui n'avait pas atteint ce niveau depuis 2018.

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

(plus de 100 kg), **la saison 2023 est très faible (12,6 kg contre 26 kg en 2022)**. Ce chiffre doit cependant être pris avec précaution car les captures de truites ont pu aussi diminuer du fait de la faible utilisation des pics qui permettaient également la capture de truites. A noter enfin que depuis 4 ans, les associations de pêche ont décidé d'arrêter tous déversements d'alevins de truites lacustres.

Les captures de brochets en 2023 présentent un record avec **3,5 tonnes** de poissons capturés, niveau qui a été observé en 2018 (3,1 tonnes) et en 2005 (3,6 tonnes). Ce niveau de captures peut s'expliquer par une bonne santé de la population de brochets mais également par le fait que les pêcheurs professionnels ont pu reporter leur effort de pêche sur d'autres espèces, la pêche de lavaret étant toujours compliquée en 2023. Les captures de **lotes**, en constante diminution depuis 20 ans, sont légèrement plus importantes qu'en 2021 mais restent à un niveau faible en 2023 avec **265 kg déclarés**. Enfin les prises de **sandres** restent anecdotiques (11 kg en 2023).

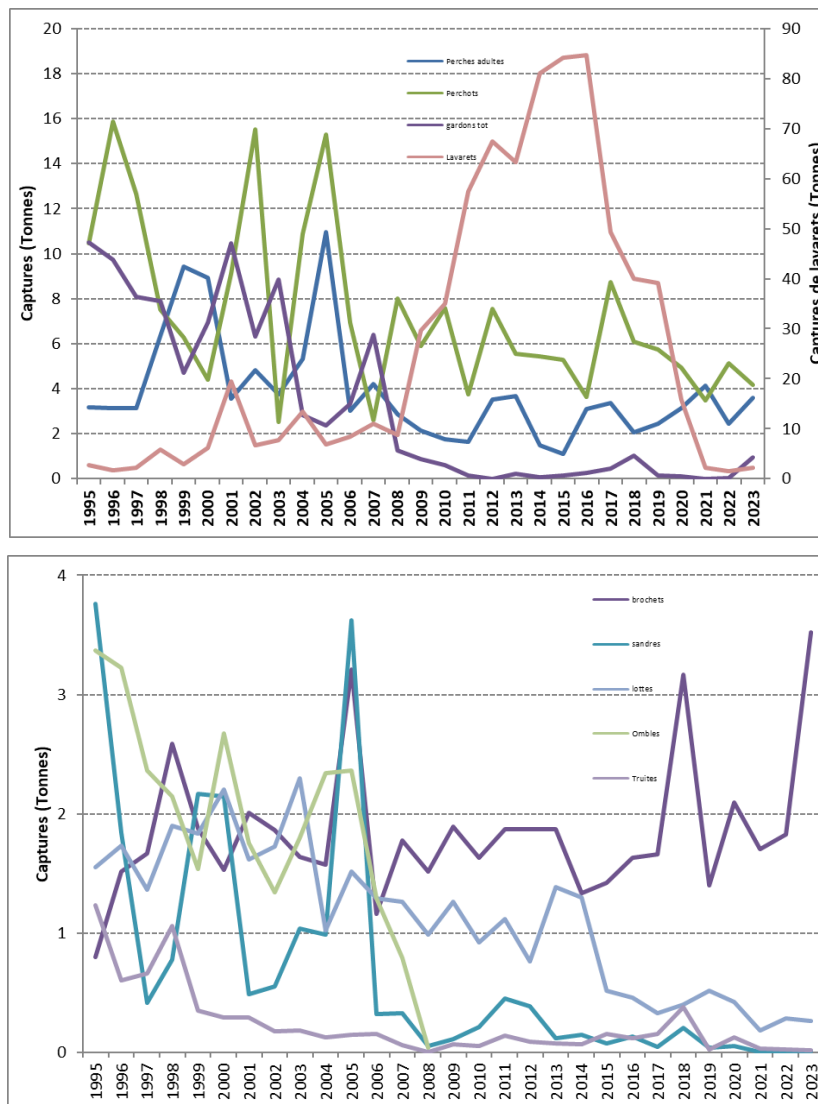


Figure 50. Statistiques de pêche professionnelle 1995-2023 (données DDT73)

En 2023, les captures de **silures** franchissent un nouveau pallier puisqu'un record de captures s'établit à **plus de 3 tonnes (contre près de 2 tonnes en 2022 qui constituait déjà un record)** (Figure 50). Cette information couplée aux données des pêches scientifiques confirme l'installation de cette espèce au lac. Les pêches scientifiques montrent toutefois une stagnation des captures alors que celles des pêcheurs professionnels continuent à progresser. Encore une fois cette tendance doit être tempérée par le fait que les pêcheurs ont pu reporter leur effort de pêche sur d'autres espèces, dont le silure, du fait de la difficulté de capturer du corégone.

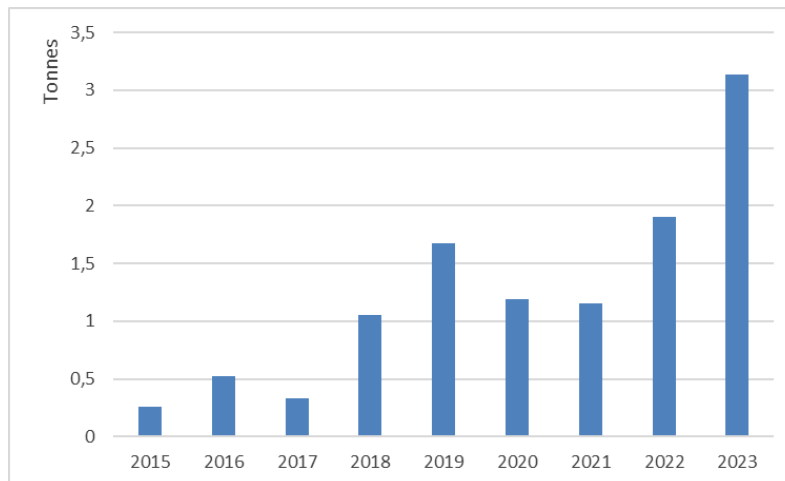


Figure 51. Evolution des captures de silures par la pêche professionnelle (données DDT73)

5.5.4 Captures pêcheurs amateurs

Les captures des pêcheurs amateurs déclarées dans les carnets obligatoires donnent des informations sur 6 espèces (Figure 51). De la même manière que pour la pêche professionnelle, les prises de **corégones (lavarets)** ont connu des niveaux exceptionnels entre 2011 et 2015 atteignant plus de 10 tonnes. Elles sont depuis en très nette baisse et se positionnent à moins d'**1 tonne** en 2023. Les captures de **brochets** ont progressé significativement entre la fin des années 1990 et le début des années 2000. Elles ont oscillé entre 2 et 4 tonnes sur la période 2000-2010. Depuis, une baisse a été enregistré et les captures oscillent à présent autour d'**1 tonne par an**. Les captures de **perches** sont variables d'une année à l'autre et varient généralement autour d'**1 tonne par an**. En 2023, on enregistre une forte augmentation avec près de 2 tonnes capturées approchant ainsi le record de 2004. **L'omble chevalier** était bien recherché avant 2008. Depuis, l'interdiction de sa consommation pour cause de contamination aux PCB, a provoqué un net recul des captures, l'espèce étant moins recherchée. Les **prises de truites et de sandres restent toujours anecdotiques**. Enfin, les captures de silures qui sont enregistrées depuis 2021 sur les carnets de pêche amateur montrent une constante progression : 199,5 kg en 2021, 339,5 kg en 2022 et **474,7 kg en 2023**.

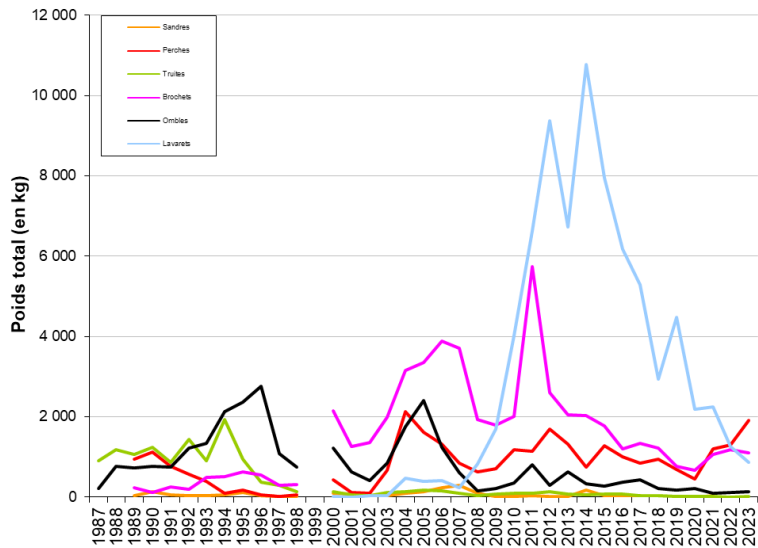


Figure 52. Statistiques de pêche amateur 1987-2023

5.5.5 Dynamiques des populations exploitées

Corégone

Evolution des captures et des CPUE

Les dynamiques des captures sont similaires entre pêche professionnelle et pêche amateur jusqu'au pic de capture (figure 52). Elles ont commencé à baisser en premier chez les pêcheurs amateurs puis chez les professionnels. Les captures des 2 catégories comptabilisent en 2023 environ 3 tonnes.

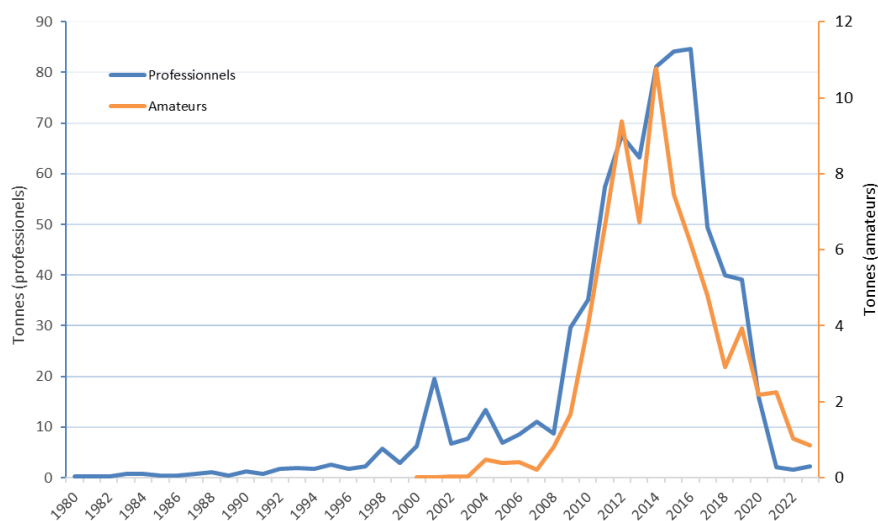


Figure 53. Tonnages annuels de la pêche aux lavarets depuis 1990 chez les pêcheurs professionnels et amateurs

Entre 2010 et 2015, les CPUE en nombre et en poids de la pêche professionnelle et amateur présentait les rendements les plus importants jamais observés depuis le début des suivis dans les années 90 (figure 53). Les rendements ont commencé à baisser dès 2016 et la chute est plus prononcée depuis 4 ans.



Figure 54. Évolution CPUE annuelles du lavaret pour la pêche professionnelle en bleu et en orange pour la pêche amateur ; exprimée en poids (à gauche) et en nombre (à droite)

Les rendements du groupe de pêcheurs volontaires montrent une tendance légèrement différente puisque les niveaux de captures sont restés assez stables et élevés entre 2008 et 2021 (entre 2 et 3 lavarets conservés par sortie). Seules les 2 dernières années, 2022 et 2023, présentent une forte chute avec des rendements proches du début des années 2000 soit 1 lavaret conservé par sortie (figure 54).

L'intérêt des déclarations des pêcheurs volontaires est d'avoir accès aux quantités de poissons pêchés mais aussi relâchés car inférieurs à la taille légale de capture de 35 cm. Les rendements de poissons inférieurs à la taille légale sont fluctuants avec cependant des années plus importantes qui se dégagent : 2007-2008, 2012 et période 2016-2019. Ces forts rendements sont positifs car ils révèlent la présence dans le milieu d'un nombre important de jeunes poissons attestant d'un recrutement bon et donc donnant naissance à des générations fortes. Au cours des 4 dernières années, cet indicateur a en revanche « explosé » puisqu'il est passé d'une moyenne de 3 lavarets relâchés au cours des meilleures années à 5 voire 8 relâchés par sortie.

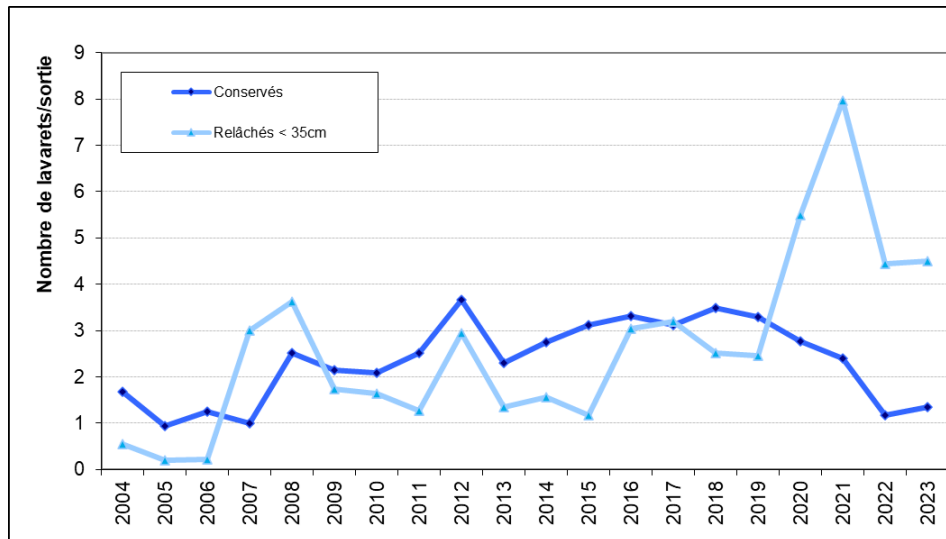


Figure 55. Rendements de capture de corégones conservés et relâchés par les pêcheurs amateurs volontaires

Les rendements (CPUE) de la pêche amateur et professionnelle étant en baisse constante depuis plus de 4 ans et ceux des lavarets relâchés, car inférieurs à la taille légale, explosant, il est intéressant de se demander si les lavarets inférieurs à la taille légale correspondent à des jeunes poissons ou à des poissons adultes plus petits qu'auparavant.

Distribution en taille et en poids

Un indicateur plus récent permet d'avoir accès à un nombre de données importantes issues de la science participative. Il s'agit de la distribution en taille des lavarets déclarés sur l'application FISHOLA (figure 55).

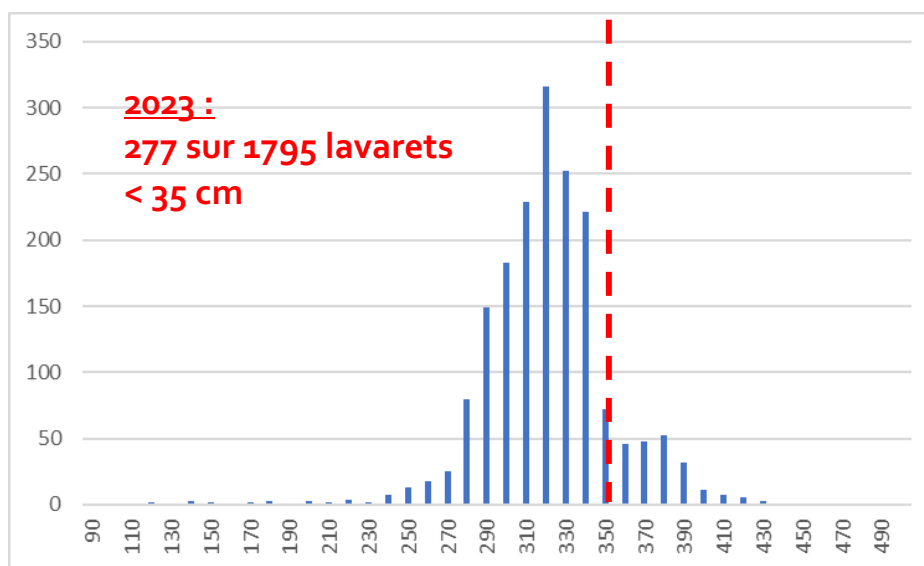


Figure 56. Distribution en taille des lavarets déclarés en 2023 par les pêcheurs amateurs inscrits sur l'application FISHOLA

On remarque très nettement que 90 % des captures sont inférieures à 35 cm. Elles sont même regroupées entre 28 et 35 cm. Un échantillonnage réalisé dans ces petits individus a permis de vérifier que ces poissons étaient âgés de 2, 3 et 4 ans soit des poissons nés en 2021, 2020 et 2019 respectivement.

La figure 56 illustre l'évolution du poids moyen des lavarets capturés par les pêcheurs amateurs. Ainsi le poids des poissons pêchés a diminué de manière significative, passant d'environ 550 g en 2011 à moins de 450 g en 2023.

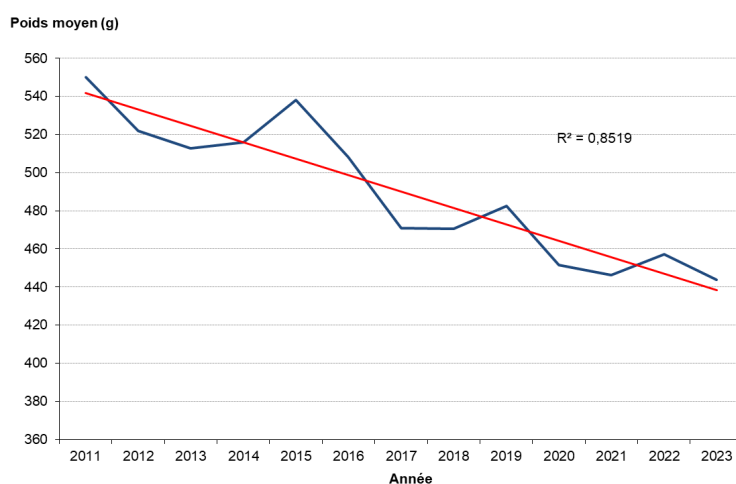


Figure 57. Évolution du poids moyen annuel du lavaret depuis 2011

Structure en âge et dynamique de croissance

Pour mémoire, la dynamique d'âge des poissons supérieurs à la taille légale s'explique comme suit (figure 57). 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 58). La pêche précoce des lavarets avait comme conséquence de réduire la compétition entre les jeunes individus et d'accélérer la croissance des poissons de cette classe d'âge. Ce changement de réglementation a eu pour objectif de repousser l'âge moyen d'exploitation du lavaret afin de laisser le temps à l'espèce de se reproduire et donc de se renouveler correctement. Cette mesure a été rapidement efficace : les lavarets d'un an représentent depuis une part minime des captures conservées, la pêche repose depuis sur 3 générations minimum exploitées à partir de 2 ans. Sur la période 2014-2019, période faisant suite à la période des captures records de 2011-2015, des lavarets plus âgés (entre 5 et 7 ans) sont apparus dans les captures attestant bien de la succession de fortes cohortes. Depuis les captures des pêcheurs amateurs se sont stabilisées à un niveau plus bas reposant toujours sur au moins 3 générations de 2, 3 et 4 ans. L'année 2023 est similaire aux 2 dernières années avec cependant une plus forte représentation de poissons âgés de 4 et 5 ans.

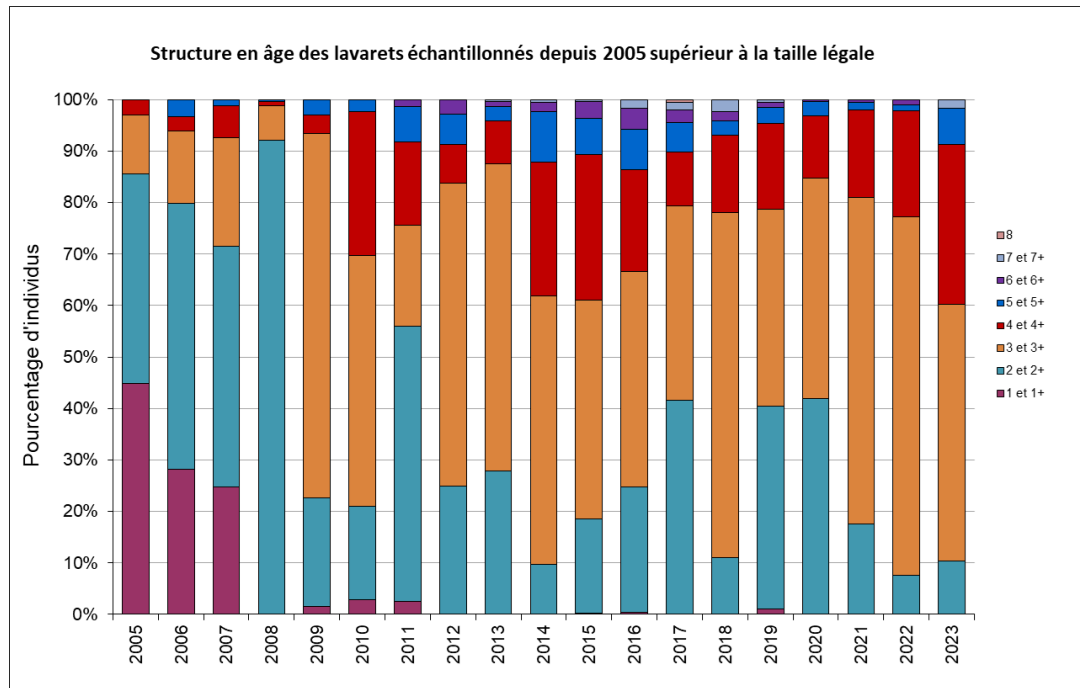


Figure 58. Répartition en âge des lavarets capturés supérieurs à la taille légale (pêche amateur)

En l'espace de 10 ans, la longueur moyenne des lavarets de 2 ans capturés par la pêche amateur est passée de 38 cm à 36 cm et celle de 3 ans de 40 cm à moins de 38 cm (Figure 59). En moyenne, sur les 2 classes d'âge majoritaires dans les captures, les poissons adultes ont perdu environ 2 cm.

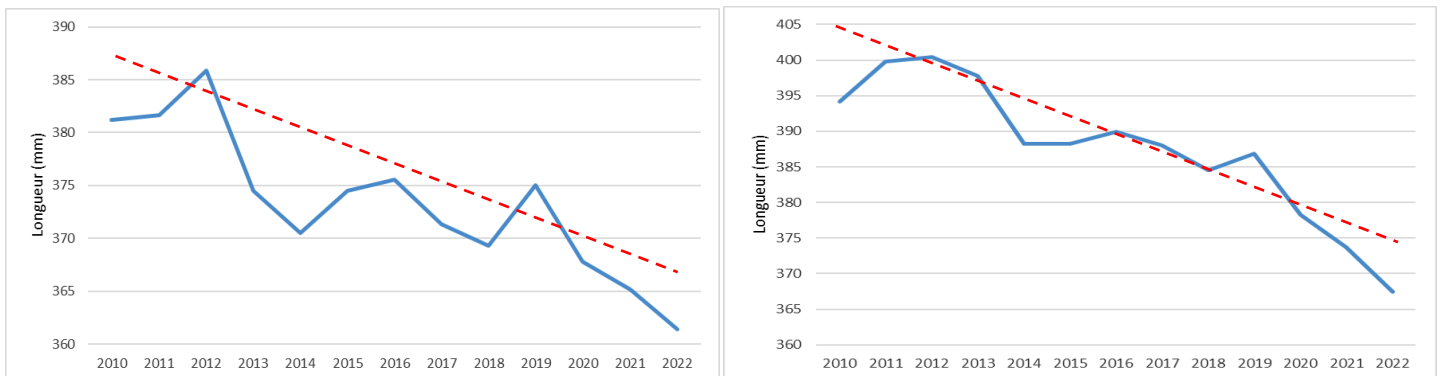


Figure 59. Évolution de la longueur moyenne des lavarets capturés par la pêche amateur. A gauche : lavarets de 2 ans ; à droite : lavarets de 3 ans

L'ensemble des indicateurs d'abondance et de croissance tend vers le même constat : il semble y avoir une quantité très importante de lavarets dans le lac. Pour autant ces poissons ne sont pas exploitables par les pêcheurs car leur croissance semble ralentie et peu de poissons dépassent la taille légale de captures de 35 cm. Des poissons d'âges différents (surtout 2, 3 et 4 ans) semblent « s'accumuler » entre 30 et 35 cm et très peu passent cette limite. Une expertise est

réalisée en 2024 afin d'essayer de comprendre les raisons de cette baisse de croissance et donner des pistes de gestion permettant de continuer d'exploiter durablement cette ressource.

Omble chevalier

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Figure 59). L'étude menée sur l'efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) avait montré que la population d'omble chevalier du Bourget est encore très dépendante de celui-ci (90 %). Ainsi, un pic de capture est souvent en relation avec un fort niveau d'alevinage pratiqué 3 ans auparavant. Depuis 2008, l'omble chevalier est sous le coup d'un arrêté préfectoral d'interdiction de pêche à des fins de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB. De nombreux amateurs ont donc délaissé la pêche à la traîne spécifique à la capture de l'espèce mais certains continuent et choisissent de garder ou de relâcher leurs poissons induisant ainsi un biais dans les rendements calculés après 2008. Le suivi spécifique du groupe de pêcheurs volontaires, dont les captures sont considérées comme représentatives de celles de l'ensemble des pêcheurs, permet d'estimer ce qu'aurait pu être le rendement depuis l'arrêté de 2008. En effet, entre 2009 et 2013, les CPUE ont été recalculés sur la base des ombles capturés au-dessus de la taille légale de 30 cm, c'est-à-dire les poissons qui étaient systématiquement gardés par les pêcheurs avant 2008.

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

Les rendements des pêcheurs volontaires présentent la même tendance entre 2004 et 2016. En revanche, les rendements ont été beaucoup plus importants pour ce petit groupe de pêcheurs que le reste au cours des années 2019-2023. L'année 2023 se caractérise par des niveaux restant relativement élevés pour les pêcheurs volontaires avec 1 tonne d'ombles capturés par sortie. En revanche, on enregistre une tendance progressive à la baisse des rendements de captures pour les pêcheurs amateurs dans l'ensemble.

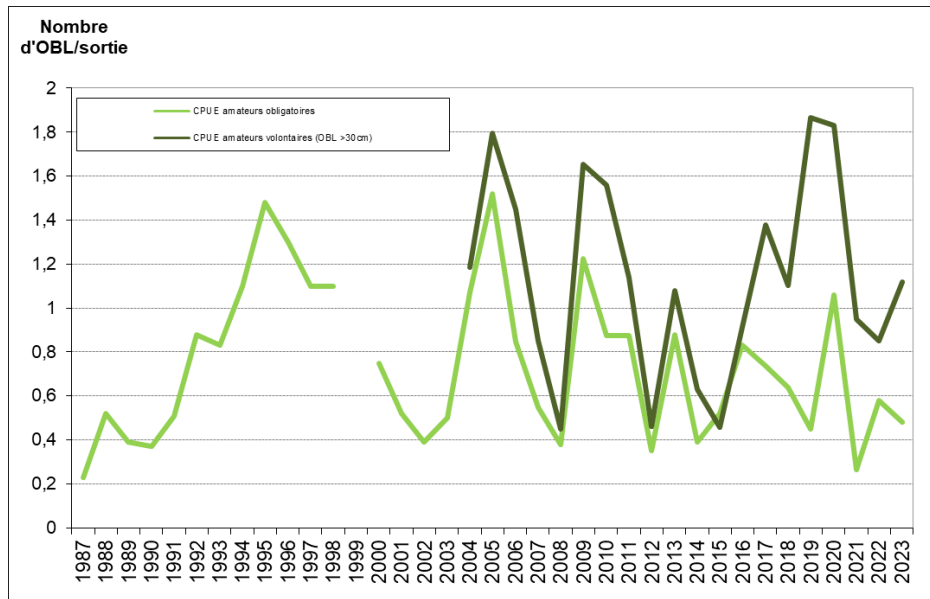


Figure 60. Rendements (CPUE) de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2023

Brochet

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 1990 et les années 2000 (Figure 60). Depuis 2009, phase d'expansion du corégone, les rendements (CPUE) 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 8 ans une stabilisation des rendements autour de 200 g/ sortie.

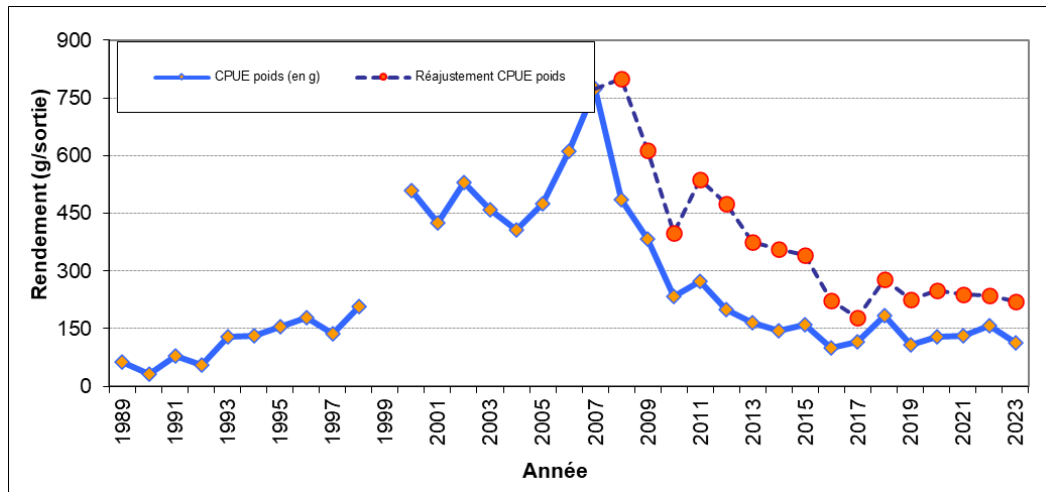


Figure 61. Rendements (CPUE) pondéraux des brochets dans la pêche amateur

5.5.6 Discussion

La diversité piscicole du lac apparaît comme globalement stable, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile ou peu abondante comme la vandoise et l’omble chevalier n’ont pas été capturées en 2023. En 2023, les densités acoustiques pour le corégone sont toujours à des niveaux hauts. Cependant la baisse des captures se poursuit chez les pêcheurs professionnels et amateurs et indique que ces individus ne sont pas rentrés dans la pêche. La perche serait présente dans une abondance moyennement élevée comme en témoigne les données hydroacoustiques. Il n’est cependant pas possible d’obtenir un indicateur d’abondance fiable à partir des filets benthiques puisque lorsque les perches sont faiblement abondantes, elles se distribuent majoritairement en zone littorale. Chez la perche les fluctuations interannuelles sont très marquées car très dépendantes des conditions météorologiques (Cavoy et al., 2022). Capturé pour la huitième année consécutive dans les pêches scientifiques, le silure est bien installé dans le lac du Bourget (Vagnon et al., 2022). Il occupe la 2^{ème} place en termes de rendement en biomasse. Son implantation est également confirmée par l’augmentation de ces captures par les pêcheurs professionnels et amateurs.

La CPUE numérique globale dans les filets benthiques issue des pêches scientifiques observée en 2023 est à un niveau bas similaire à 2017. La CPUE sur le plan pondéral fait partie des plus élevées en 2023 en lien avec la capture de plusieurs gros rotengles (poids moyen= 250 g), d’une augmentation de leur rendement numérique et de plusieurs silures de poids importants (poids moyen= 738 g). En plus d’évolutions sur le plan des rendements totaux, la structure de la communauté a montré des évolutions, avec des changements d’abondances des populations face aux changements de l’état de l’écosystème.

Un des faits marquant depuis la mise en place du suivi avait été l'augmentation des prises de **corégones** entre les années 2005 et 2010-2016. Cette hausse s'est observée tant dans les filets pélagiques dans le cadre des pêches scientifiques que par hydroacoustique avec une augmentation des densités en couches profondes, principalement occupées par le corégone. Cette hausse importante a également été constatée dans les suivis de la pêche, via les CPUE des pêcheurs amateurs et professionnels. En 2017, la situation est apparue moins favorable puisqu'une forte chute a été constatée pour un nombre important d'indicateurs (CPUE pêche scientifique pélagique, suivi halieutique).

Depuis 2019, une quantité importante de corégone de petite taille est détectée par pêche scientifique et en hydroacoustique. Dans les campagnes scientifiques, une augmentation de l'abondance hydroacoustique correspondant aux corégones s'observe jusqu'à atteindre des niveaux historiquement hauts en 2023. En 2023, les distributions en tailles obtenues par les TS indiquent une légère augmentation en taille des individus pouvant expliquer des biomasses plus importantes. Toutefois, cette situation de forte abondance ne s'observe pas dans les captures et les rendements des pêcheurs professionnels et amateurs sont à des niveaux très faibles similaires à la période d'eutrophisation. Cependant la présence d'une quantité importante de poissons en dessous de la taille légale de capture (35 cm) est confirmée par un taux de poissons relâchés par les pêcheurs amateurs inédits avoisinant les 90 %. Ainsi, les indicateurs confirment depuis 4 ans un stock très important (jamais observé depuis le début du suivi) de lavarets mais ces derniers sont petits et présentent la même structure en âge que les adultes pêchés auparavant au-dessus de 35 cm.

Ce constat de baisse de croissance peut probablement être mis en relation avec plusieurs facteurs : la diminution de quantité de daphnies observée en fin de printemps depuis 2019 (voir rapport concernant le zooplancton), l'installation de la moule quagga depuis 2020 qui présente un gros pouvoir de filtration et les quantités importantes de corégones générant probablement une forte compétition intraspécifique. De plus, la pêche sélective peut altérer les traits d'histoire de vie comme le taux de croissance, l'âge à la première maturité en induisant un différentiel de sélection sur certains traits. Des évolutions induites par la pêche ont été observés sur les populations de corégones dans le lac Brienz et le lac Joux en Suisse (Nusslé et al. 2009, 2011). Une expertise sur la base de l'ensemble des données recueillies est en cours par 3 scientifiques Suisses et Allemands afin d'essayer de comprendre les raisons de cette baisse de croissance et donner des pistes de gestion permettant de continuer d'exploiter durablement cette ressource. De plus un travail de doctorat a également démarré en 2021 abordant les évolutions des captures de corégone dans 5 lacs péri-alpins en relation avec les paramètres environnementaux.

La **perche** a connu dans les années 1960 une explosion liée aux accroissements simultanés de la charge trophique et de l'effort de pêche (Degiorgi et al. 2006). Elle a ensuite fortement chuté au début des années 1970 puis augmenté à nouveau dans les années 1980 et 1990. Depuis 1995, une tendance à la baisse s'observe passant de 24 t/an 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). Les données acoustiques montrent des fluctuations d'abondance importante que les pêches scientifiques ne pouvaient détecter. La répartition principalement littorale des filets benthiques masque en effet ces tendances, car une grande partie de la population se maintient dans ces zones proches du bord. Ainsi l'hydroacoustique est aujourd'hui la seule méthode employée pour l'étude de l'abondance de la population de perche, dominée par les 0+ (Cavoy et al. 2022). En 2023, la **perche** serait à un niveau moyennement élevé. Les captures des pêcheurs professionnels se sont placées en 2023 dans la moyenne des 10 dernières années tandis que celles des amateurs ont montré un niveau très élevé qu'il faut cependant tempéré par un possible report de l'effort de pêche du fait d'une baisse de captures des lavarets.

En 2023, on note également une population de **gardon** en baisse dans les filets benthiques avec une bimodalité observée dans les tailles des individus détectés.

Les captures de **sandre** par la pêche amateur et professionnelle sont de plus en plus anecdotiques et se concentrent au niveau des embouchures, seuls endroits convenant encore à l'espèce du fait de la turbidité des eaux. Dans les pêches scientifiques cette espèce qui n'était plus capturée depuis 2019 est à nouveau capturée en 2023 (6 individus). Cependant les captures proviennent d'un seul filet. Les prochaines pêches scientifiques permettront de confirmer le retour ou non de cette population dans le lac du Bourget ce qui pourrait être signe d'une dégradation de certaines zones ou du milieu. En effet cette espèce est témoin de milieux à charge trophique plus élevée et à transparence plus faible.

Le nombre de **brochets** capturés dans les pêches scientifiques est relativement stable sur la série, même si cette espèce a une capturabilité très variable dans les filets et que les CPUE pour cette espèce ne reflètent pas forcément le stock. Les captures de la pêche professionnelle ont montré une belle progression en 2023 avec un niveau de captures parmi les plus élevés du suivi mais il doit aussi être tempéré par un possible report de pression de pêche. Les données du suivi

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

Le **poisson chat**, espèce prolifique et très résistante aux variations trophiques et climatiques est à nouveau présente dans les relevés par pêche scientifique en 2023 mais dans une faible abondance. 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** est en baisse depuis 2021.

Concernant l'**omble chevalier**, malgré l'arrêt de sa pêche par la pêche professionnelle depuis 2008, due à un taux de PCB supérieur aux normes admises, les rendements de la pêche amateur, qui continue à l'exploiter, continuent à diminuer progressivement mais restent fluctuant et dépendant des quantités d'alevins déversées 3 ans auparavant. Les quelques pêcheurs volontaires qui pêchent cette espèce continuent en revanche à obtenir des rendements satisfaisants. En 2023, l'omble n'a pas été détecté dans les pêches scientifiques.

Comme il a été souligné en 2016, le **silure** a fait son apparition dans les pêches scientifiques, confirmant la présence de cette espèce et son implantation. Depuis, l'expansion de cette espèce est avérée avec, en 2023, 15 individus capturés. Ce constat est également confirmé dans les captures des pêcheurs professionnels et amateurs avec des quantités capturées battant des records chaque année depuis son arrivée dans le lac.

5.6 Métrique de Brettum et IPLAC

5.6.1 IPLAC

Tableau 15. Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2022

Année	IPLAC	Classe d'état IPLAC
2004	0,672	Bon
2005	0,624	Bon
2006	0,553	Moyen
2007	0,633	Bon
2008	0,537	Moyen
2009	0,637	Bon
2010	0,629	Bon
2011	0,633	Bon
2012	0,617	Bon
2013	0,654	Bon
2014	0,623	Bon
2015	0,570	Moyen
2016	0,627	Bon
2017	0,740	Bon

2018	0.717	Bon
2019	0.735	Bon
2020	0.698	Bon
2021	0.778	Bon
2022	0,649	Bon
2023	0.802	Très bon

Les résultats d'IPLAC obtenus sont présentés dans le Tableau 15. L'état écologique du plan d'eau varie sur la période 2004 à 2023 de 0,537 à 0,802 soit d'un état moyen à bon, 2023 étant dans le très bon état (valeur supérieure à 0.80). Ainsi au cours de ces 19 années, le lac du Bourget est plutôt classé en bon état par la communauté algale au travers de l'IPLAC. La permet de mieux visualiser l'évolution de l'indice et de ses métriques constitutives au cours du temps. Sur les 7 dernières années (2016-2023), les résultats obtenus sont clairement meilleurs que les années précédentes.

En regardant plus dans le détail, la Métrique de Biomasse Algale (MBA) contribue systématiquement à tirer l'indice vers le bas avec des valeurs dans l'état moyen (0,400 à 0,655) voire médiocre (0,200 à 0,400) ce qui a été le cas en 2007 et 2008. En moyenne la MBA est de 0,489 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 0,86 avec une moyenne de 0,736 de 2004 à 2022. On note qu'en 2017, 2019, 2021-2023, la MCS est dans le très bon état (valeur supérieure à 0,80).

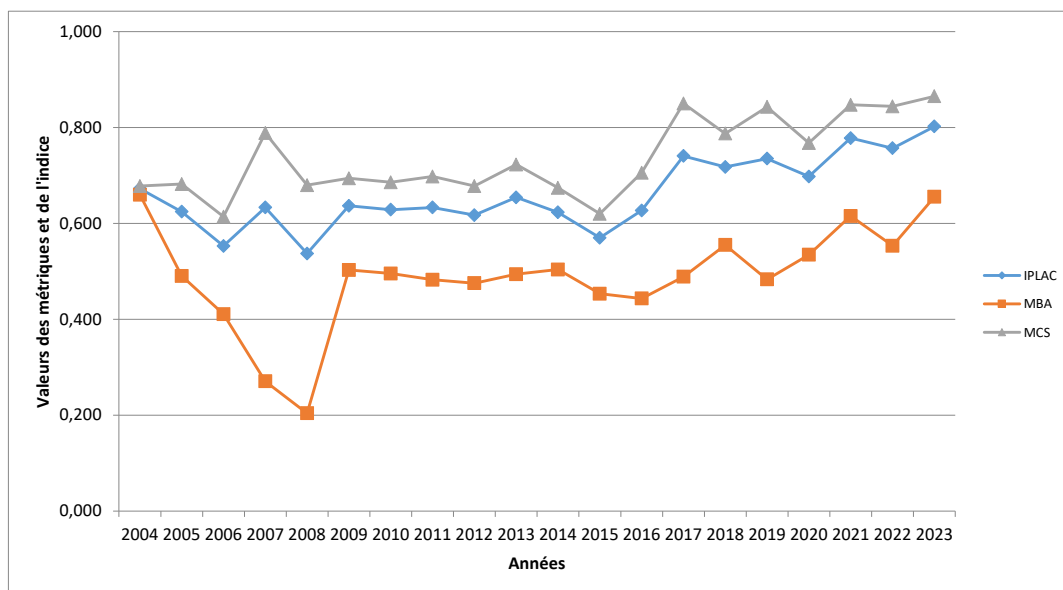


Figure 62. Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2021 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale)

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

5.6.2 Indice de 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 4 donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

Les valeurs d'indice depuis 2017 sont plus élevées que les années précédentes. L'année 2021 présente la valeur la plus élevée de toute la chronique.

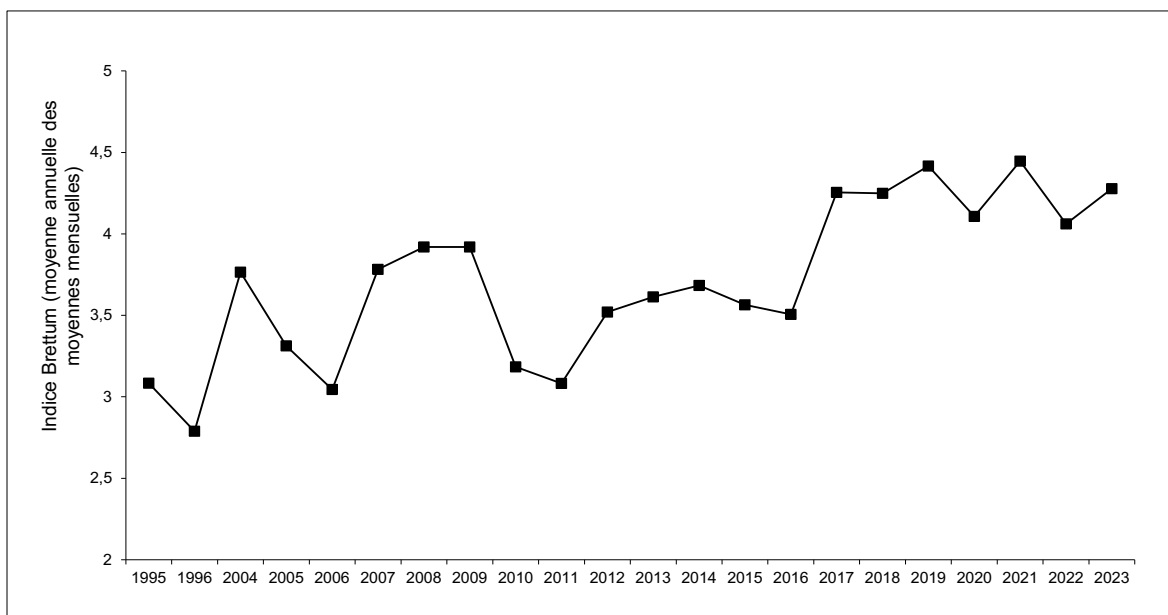


Figure 63. Évolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum.

6. Synthèse annuelle

6. Synthèse annuelle

Principaux résultats et conclusions

→ Le suivi pélagique de 2023 conforte les observations précédentes : Le lac du Bourget est un **écosystème de bonne qualité**. Les transparences moyennes et estivales sont relativement élevées. Le retour à un état oligotrophe se confirme sur 2023.

→ Le suivi limnologique indique que la **moyenne annuelle de température** de l'année 2023 à 2m est de 15,45 °C, soit 1 °C de moins que l'année 2022. La température maximale est de 24,70 °C le 25/07/2023, soit 0,30 °C moins chaud que l'année 2022. Durant ces 8 années, la température à 140m de profondeur s'accroît atteignant 6.63 °C, soit 0,13 °C de plus que l'année 2022.

→ Le **mélange hivernal** complet de la colonne d'eau (homothermie) s'est produite le 16 mars. La différence de température enregistrée entre la surface et le fond est de 0,97 °C (7,59 surface - 6,62 fond). Ce mélange a ainsi permis en 2023 la reoxygénation des couches d'eau au fond du lac.

→ Durant la période de **stratification**, l'oxygène a été consommé au fond, entraînant la solubilité et le relargage des phosphates. Néanmoins les concentrations maximums enregistrées sont de 17 µg/L correspondant aux valeurs les plus faibles observées ces dernières années. Ces faibles concentrations semblent confirmer une tendance générale à la diminution de la charge interne en phosphore, c'est à dire à la disponibilité d'un stock de phosphore des sédiments qui peut contribuer à l'élévation des conditions trophiques en cas de brassage complet des masses d'eau.

→ L'évolution saisonnière du **phytoplancton** pour l'année 2023 peut être résumée de la manière suivante : 1) Une phase hivernale de début d'année (4/01 au 22/02) avec de faibles biomasses dominées par des Cryptophycées caractéristiques de milieux brassés et de faible luminosité, 2) Une phase printanière (16/03 au 15/05), avec un pic de biomasse d'une *Uroglena* sp., espèce mixotrophe d'épilimnions estivaux pauvres en nutriments, 3) Une phase estivale (20/06 au 12/09) dominée par *Dinobryon divergens*, une Chrysophycée mixotrophe typique de milieux oligotrophes. On atteint la biomasse annuelle maximale le 20 juin (3104 µg/L). Elle est accompagnée de diatomées indicatrices de milieux oligotrophes et de milieux mésotrophes, 4) Une phase automnale et hivernale de fin d'année (17/10 au 20/12), dominée par une Cyanobactérie non-toxique (*Aphanocapsa planctonica*), vivant habituellement dans les lacs riches en nutriments qui ne sont peu ou pas déstratifiés.

→ L'évolution interannuelle du **phytoplancton** indique qu'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 2023) sont caractérisées par des biomasses sensiblement comparables à 2009-2015, et avec des peuplements phytoplanctoniques clairement indicateurs de milieux méso-oligotrophes : l'indice de Brettum présente des valeurs nettement plus élevées que tout le restant de la chronique. Certaines espèces clairement indicatrices de milieux oligotrophes ont des biomasses plus fortes à partir de 2018 (ex : *Epipyxis polymorpha*, *Chrysolykos planktonicus*, *Kephyrion* et *Pseudokephyrion*). Enfin, on note la forte augmentation de la biomasse d'espèce indicatrices de milieux de faible profondeur à partir de 2021.

→ La dynamique du zooplancton reproduit globalement celle des années précédentes, avec encore une légère diminution des effectifs totaux en 2023 notamment due aux faibles abondances des cladocères et calanoïdes. Le groupe le plus abondants tout au long de l'année a été celui des cyclopoïdes, bien que le maximum d'abondance ait été atteint par les cladocères en août.

- La période printanière a été encore caractérisée par des valeurs d'abondance des cladocères très faible et une croissance des calanoïdes et cyclopoïdes. En effet à ce moment dans la communauté algale on a observé l'occurrence de *Plagioselmis nannoplanctica* et *Cryptomonas sp.* (Rimet, ce rapport), des algues de petite taille très riches en nutriments essentiels pour la croissance des organismes zooplanctoniques. On peut avancer l'hypothèse que à ce moment de l'année le zooplancton herbivore à suspension (calanoïde *E. gracilis*) a été favorisé par rapport aux zooplancton herbivore filtreur et non sélectifs (cladocères *Daphnia* et *Eubosmina*).
- L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2023 a confirmé l'importance de la disponibilité des ressources nutritionnelles de bonne qualité (Diatomées et Chryptophycées) 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 diversifiée, comme dans le cas de la prolifération des cyanobactéries filamenteuses dans les années 2006-2011, ou de la baisse de biomasse phytoplanctonique observée en 2020-2021, les réponses fonctionnelles de la communauté peuvent suivre une dynamique adaptative complexe qui peut conduire à une baisse des indices fonctionnels et de la capacité d'exploitation des ressources.

→ Concernant la ressource piscicole on observe i) des niveaux importants de corégones estimés par hydroacoustique, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une bonne qualité des eaux ; la population serait actuellement dominée par des individus de petite taille (correspondant à des 2, 3 et 4 ans à faible croissance) en effet l'espèce montre des ralentissements de croissance modifiant fortement les rendements de captures des pêcheurs et dont les causes sont encore à préciser ; ii) une population de perche moyennement abondante; iii) la détection du sandre après une période d'absence, la reprise de la population serait à confirmer ; 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, dans l'ensemble, de confirmer les tendances d'amélioration de la qualité des eaux observées au travers des autres indicateurs. Le sandre indicateur d'une eau de moins bonne qualité a connu une progression en 2023 mais sa hausse serait à confirmer dans les prochaines années. Si les perturbations majeures subies par le lac du Bourget au cours des 50 dernières années ont été l'eutrophisation, qui est maintenant résolue, les autres facteurs de forçage tel que des accroissements de la température (Beniston 2006), des pollutions par les xénobiotiques (Assessment (MEA) 2005), la présence d'espèces non autochtones (Gallardo et al. 2016) risquent d'impacter les populations de poissons et nécessitent de continuer à acquérir des données sur du long terme. L'évolution des communautés piscicoles se mesure sur des pas de temps long et il est nécessaire d'obtenir des chroniques d'au moins une dizaine d'années pour voir des tendances se dégager (Gerdeaux 1985; De Kerckhove et al. 2015). Les méthodes utilisées dans le cadre d'inventaires scientifiques (acoustique et pêche CEN), déconnectés des suivis traditionnels de la pêche, permettent de s'affranchir de paramètres parfois difficilement quantifiables (CPUE, rejet en fonction de la taille, espèces non halieutiques) et donc d'obtenir une image répétable et fiable du peuplement de poisson du lac du Bourget.

L'analyse croisée des études scientifiques et des suivis halieutiques (statistiques de pêche et échantillonnage des captures) donne la possibilité de vérifier la convergence des informations. Ces informations vont globalement dans le même sens d'une amélioration de la qualité des eaux du lac, responsable d'une reproduction favorable comme en témoignent les fortes densités acoustiques mais les très faibles teneurs en phosphores peuvent impacter la production piscicole par l'intermédiaire de la croissance en lien probablement avec la quantité et la qualité des ressources trophiques. Le lac devrait se maintenir à un état oligotrophe dans l'hypothèse où les apports en phosphore par les tributaires resteraient à des niveaux actuels.

→ La **vigilance** devra notamment porter sur (i) l'évolution de la composition phytoplantonique et de la proportion des petites formes, (ii) la structure globale, l'efficacité trophique et les effectifs des communautés zooplanctoniques, (iii) le peuplement piscicole en particulier la biomasse/le rendement de pêche des perches et du corégone (lavaret), (iv) l'impact global que pourrait avoir certaines espèces exotiques.

7. Bibliographie

Références phytoplacton

- Afnor, 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor 1-41.
- Anneville, O. & K. Kaiblinger, 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. INRA Thonon, France: 1-54.
- Bourrelly, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes.
- Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes.
- Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges.
- Druart, J. C. & F. Rimet, 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. In INRA (ed), Thonon les Bains: 1-200.
- Kaiblinger, C., O. Anneville, R. Tadonleke, F. Rimet, J. C. Druart, J. Guillard & M. T. Dokulil, 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633: 67-74.
- Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). INRA Thonon, 1-45.
- Laplace-Treytore, C., J. Barbe, A. Dutartre, J. C. Druart, F. Rimet & O. Anneville, 2009. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en oeuvre de la DCE - Version 3.3.1 - *Septembre 2009*. 1-44.
- Pelletier, J. P. & A. Orand, 1978. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- Rimet, F., J. C. Druart, & O. Anneville, 2009. Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). *Ecological Informatics* 4: 99-110.
- Rimet F, Druart J-C. 2018. A trait database for Phytoplankton of temperate lakes. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 54: 18. <https://doi.org/10.1051/limn/2018009>
- Wolfram, G. & M. Dokulil, 2007. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria: 1-50.
- Wolfram, G., M. Dokulil, K. Pall, M. Reichmann, L. Schulz, C. Argillier, J. de Bortoli, J. P. Martinez, C. Rioury, E. Hoehn, U. Riedmuller, J. Schaumburg, D. Stelzer, F. Buzzi, A. Dalmiglio, G. Morabito, A. Marchetto, S. Remec-Rekar & G. Urbanic, 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.
- Feret T., Laplace-Treytore C., 2013, IPLAC, l'indice Phytoplancton Lacustre : Méthode de développement, description et application nationale 2012. Rapport final Irstea, 69 p.

Laplace-Treyture C., Barbe J., Dutartre A., Druart J.C., 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, 44 p.

Références zooplancton

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.

Laliberté, E., Legendre P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits." *Ecology* 91.1: 299-305.

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.

Perga, M. E., Domaizon, I., Guillard, J., Hamelet, V., & Anneville, O. (2013). Are cyanobacterial blooms trophic dead ends?. *Oecologia*, 172(2), 551-562.

Rimet F (2020). Etude relative au phytoplancton. Cisalb. 2020. Suivi scientifique du lac du Bourget année 2019.

Rimet F (2024). Etude relative au phytoplancton. Cisalb. 2022. Suivi scientifique du lac du Bourget année 2023.

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.

Références poisson

Aglen, A. 1989. Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. ICES.

Angeli, N., L. Cretenoy, and D. Gerdeaux. 2001. Importance du peuplement piscicole dans la qualité des eaux: les biomanipulations, p. 35–73. *In* Gestion piscicole des grands plans d'eaux. INRA Paris.

Assessment (MEA), M. E. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*, Washington, D.C.: World Resources Institute.

Balk, H., and T. Lindem. 2017. Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems. Operator manual version 6.0.4.

Batt, R. D., S. R. Carpenter, and A. R. Ives. 2017. Extreme events in lake ecosystem time series. *Limnology and Oceanography Letters* 2: 63–69.

Beniston, M. 2006. Mountain Weather and Climate: A General Overview and a Focus on Climatic Change in the Alps. *Hydrobiologia* 562: 3–16. doi:10.1007/s10750-005-1802-0

CEN. 2006. Water quality - guidance on the scope and selection of fish sampling methods. European Committee for Standardization, European Standard EN 14962:2006, Brussels.

CEN. 2014. Water quality - guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. European Committee for Standardization, European Standard EN 15910:2014, Brussels.

Cury, P. M., Y.-J. Shin, B. Planque, and others. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 338–346.

- De Kerckhove, D. T., B. J. Shuter, and S. Milne. 2015. Acoustically derived fish size spectra within a lake and the statistical power to detect environmental change. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **73**: 565–574. doi:10.1139/cjfas-2015-0222
- 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.
- Degiorgi, F., S. Cachera, J. Guillard, J. C. Raymond, and C. Verges. 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.
- Diner, N., and P. Marchand. 1995. Acoustique et pêche maritime, IFREMER.
- Dubois, J.-P., C. Gillet, N. Hilgert, and G. Balvay. 2008. The impact of trophic changes over 45 years on the Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, population of Lake Geneva. *Aquatic Living Resources* **21**: 401–410. doi:10.1051/alr:2008051
- Emmrich, M., I. J. Winfield, J. Guillard, and others. 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshwater Biology* **57**: 2436–2448.
- Gallardo, B., M. Clavero, M. I. Sánchez, and M. Vilà. 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global change biology* **22**: 151–163.
- Gascuel, D., N. Bez, A. Forest, and others. 2011. A future for marine fisheries in Europe (Manifesto of the Association Française d’Halieumétrie). *Fisheries Research* **109**: 1–6.
- 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.
- Gerdeaux, D., O. Anneville, and D. Hefti. 2006. Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecologica* **30**: 161–167. doi:10.1016/j.actao.2006.02.007
- Giannetto, D., A. Carosi, E. Franchi, G. L. Porta, and M. Lorenzoni. 2011. Proposed standard weight (Ws) equation for European perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). *Journal of Applied Ichthyology* **28**: 34–39. doi:10.1111/j.1439-0426.2011.01880.x
- Gillet, C. 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres, p. 241–282. *In* Gestion piscicole des grands plans d’eau.
- Girard, M., C. Goulon, A. Tessier, P. Vonlanthen, and J. Guillard. 2020. Comparisons of day-time and night-time hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquat. Living Resour.* **33**: 9. doi:10.1051/alr/2020011
- Godlewska, M., M. Colon, L. Doroszczyk, B. Długoszewski, C. Verges, and J. Guillard. 2009. Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120kHz – consequences for fish stock estimation. *Fisheries Research* **96**: 11–16. doi:10.1016/j.fishres.2008.09.015
- Godlewska, M., M. Colon, A. Jóźwik, and J. Guillard. 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquat. Living Resour.* **24**: 71–78. doi:10.1051/alr/2011104
- Guillard, J., M. E. Perga, M. Colon, and N. Angeli. 2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fisheries Management and Ecology* **13**: 319–327. doi:10.1111/j.1365-2400.2006.00508.x

- Guillard, J., and C. Vergès. 2007. The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various sampling strategies and statistical analyses. *International Review of Hydrobiology* **92**: 605–617.
- Hilborn, R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. *Fisheries Research* **108**: 235–239.
- Jacquet, S., S. Cachera, L. Crépin, and others. 2021. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2020. Rapport INRAE-CISALB.
- Jacquet, S., S. Cachera, L. Crépin, and others. 2022. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2021. Rapport INRAE-CISALB.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries*.
- Laurec, A., and J. C. Le Guen. 1981. Dynamique des populations marines exploitées. *Rapp. Scient. Techn.* 45. 45.
- Lazzaro, X. 2009. Rôle structurant des poissons filtreurs omnivores sur la dynamique des communautés planctoniques et les efflorescences dans les lacs tropicaux peu profonds.
- MacLennan, D. N., P. G. Fernandes, and J. Dalen. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J Mar Sci* **59**: 365–369. doi:10.1006/jmsc.2001.1158
- Mehner, T. 2010. No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. *Limnology and Oceanography* **55**: 203–213.
- Mehner, T., S. Busch, I. P. Helland, M. Emmrich, and J. Freyhof. 2010. Temperature-related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecology of Freshwater Fish* **19**: 408–419. doi:https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00424.x
- Mouget, A., C. Goulon, T. Axenrot, H. Balk, A. Lebourges-Dhaussy, M. Godlewska, and J. Guillard. 2019. Including 38 kHz in the standardization protocol for hydroacoustic fish surveys in temperate lakes N. Pettorelli and V. Lecours [eds.]. *Remote Sens Ecol Conserv.* doi:10.1002/rse2.112
- Nusslé, S., C. N. Bornand, and C. Wedekind. 2009. Fishery-induced selection on an Alpine whitefish: quantifying genetic and environmental effects on individual growth rate. *Evolutionary Applications* **2**: 200–208. doi:10.1111/j.1752-4571.2008.00054.x
- Nusslé, S., A. Bréchon, and C. Wedekind. 2011. Change in individual growth rate and its link to gill-net fishing in two sympatric whitefish species. *Evolutionary Ecology* **25**: 681–693. doi:10.1007/s10682-010-9412-3
- Parker-Stetter, S. L. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes.
- Simmonds, J., and D. N. MacLennan. 2005. *Fisheries acoustics: theory and practice*, Blackwell, Oxford, UK.
- Smith, S. J. 1990. Use of Statistical Models for the Estimation of Abundance from Groundfish Trawl Survey Data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**: 894–903. doi:10.1139/f90-103
- Sotton, B., O. Anneville, S. Cadel-Six, I. Domaizon, S. Krysz, and J. Guillard. 2011. Spatial match between *Planktothrix rubescens* and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: Evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae* **10**: 749–758. doi:10.1016/j.hal.2011.06.006
- 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. doi:10.1111/eff.12659

Yule, D. L., L. M. Evrard, S. Cachera, M. Colon, and J. Guillard. 2013. Comparing two fish sampling standards over time: largely congruent results but with caveats. *Freshwater Biology* **58**: 2074–2088.

Annexes

8. Annexes

Annexe 1

Détail du comptage et du calcul des biovolumes algaux

L'échantillonnage est effectué à l'aide d'une cloche intégratrice dans la zone 0-20 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)

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

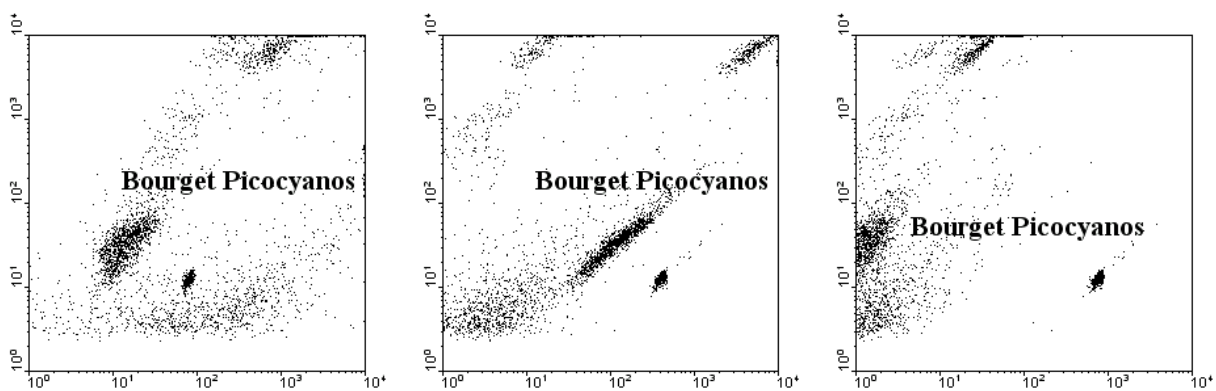
Unité : μm^3 / ml

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

Annexe 2

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 »

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.



Annexe 3

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

JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH | VOLUME 24 | NUMBER 5 | PAGES 417-428 | 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 spp</i> <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>Koliella</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>)	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Botryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis lacustris</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 Nostocaleans	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans 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	?

Annexe 4

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 :

	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
Taxon	<=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 f dinobryonis</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanothece clathrata</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece clathrata var. rosea</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece saxicola</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Chroococcus limneticus</i>	1	3	3	2	1	0
<i>Chroococcus minutus</i>	1	1	6	1	1	0

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

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

Avec : - v_i : biovolume de du taxon i

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

Finalement l'indice Brettum BI est calculé :

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

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 5

Détail des comptages phytoplanctoniques exprimés en biovolumes ($\mu\text{g/L}$)

	4/1/23	22/2/23	16/3/23	13/4/23	15/5/23	20/6/23
Achnanthis catenatum	0	0	0,95232409	0	0	0
Aphanocapsa delicatissima colonie 10 μm	0,14187654	1,89991197	1,13012005	0	0,43697975	0
Aphanocapsa parasitica f. dinobryonis cellule isolée	0	0	0	0	0	0,62442586
Aphanocapsa planctonica	0	0	0	0	0	0
Aphanothece clathrata var. rosea	0	0	0	0	0	0
Aphanothece clathrata var. rosea colonie 10 μm	0	0	0	0	0	0
Asterionella formosa	7,7535079	84,9514779	31,8161186	5,81513093	26,0517866	0
Bicoeca ovata	0	0	0	8,99108705	0	0
Bitrichia chodatii	0	0	0	0	0	0
Cellule de Dinobryon	0	0,95600666	0	0	0	0
Ceratium hirundinella	0	0	0	0	0	0
Chlamydomonas sp.	16,5567215	0	0	0	12,7486755	0
Chlorella vulgaris	0,09109016	0,07623851	0,09069753	0,03131224	0,15781371	0
Choricystis minor	0	0	0	0	0	0
Chroococcus limneticus	0	0	0	0	0	0
Chroococcus minimus	0	0	0	0	0	0
Chroococcus minimus colonie 50 μm	0	0	0	0	0	0
Chrysococcus rufescens	0	0	6,50949149	0	0	0
Chrysolykos planctonicus	0	0	0	0	0	0
Closterium acutum var. variabile	10,1728192	0	0	0	3,91653541	0
Coelosphaerium minutissimum	0	0	0	0	0	0
Coenochloris hindakii	4,94001472	0	0	0	0	0
Cosmarium pygmaeum	0	0	0	0	0	0
Cosmarium tenue	0	0	0	0	0	0
Crucigeniella crucifera	0	0	0	0	0	0
Crucigeniella pulchra	0	0	0	0	0	0
Cryptomonas marsonii	0	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	55,6503963	136,625756	206,865956	71,4180086	11,4268814	23,8060029
Cyanobium sp.	6,29498089	11,7080562	21,6666328	12,5025315	5,5652294	2,24404411
Cyclotella costei	7,58472	60,0182191	102,524491	128,94024	127,423296	659,23858
Cyste de Ceratium hirundinella	0	0	0	0	0	0
Desmarella brachycalyx	0	0	0	0,47415683	0	1,10636594
Didymocystis fina	0	0	0	0	0	0
Dinobryon bavaricum	0	0	0	0	0	0
Dinobryon calyciforme plein	0	0	0	0	0	0
Dinobryon divergens	0	0	0	18,0224327	131,20331	1892,35543
Dinobryon elegantissimum	0	0	0	0	0	0
Dinobryon sociale var. americanum	0	0	0	0	3,36418744	0
Dinobryon sociale var. stipitatum	0	0	0	0	3,36418744	0
Elakatothrix gelatinosa	0	0	0	0	0	17,4861484
Erkenia subaequicillata	1,51816938	25,7304957	12,8488171	16,9607985	10,2286662	34,7044032
Fragilaria crotonensis	0	15,6833498	12,4385188	90,1792611	0	247,992968
Fragilaria tenera var. lemanensis	0	0	0	0	0	0
Gomphonema sp.	0	0	0	0	0	16,9086115
Gymnodinium helveticum	0	0	44,8506498	92,9049174	26,0133769	108,38907
Gymnodinium sp.	0	0	0	0	0	0
Katodinium fungiforme	0	0	0	0	0	0
Kephyron sp.	0,28384345	0,95025852	7,53653308	14,8308205	1,74847567	3,64265766
Lemmermanniella parva	0	0	0	0	0	0
Mallomonas sp.	4,25846511	7,12830029	16,9604386	23,4215581	32,7901813	40,9877267
Monoraphidium circinale	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0,71516622	0	0	0	0	0
Navicula sp.	0	0	0	0	0	0
Ochromonas sp.	1,24110347	0	0,47076338	0,97515272	0	4,55071272
Oocystis lacustris	0	0	0	0	0	0
Oocystis rhomboidea	0	0	0,88178157	0	0	2,13097212
Phacotus lendneri	0	0	0	0	0	7,17224332
Plagioselmis lacustris	87,2833531	57,4838334	45,5906265	66,8933894	11,0177347	0
Plagioselmis nannoplantica	36,9045288	121,619476	71,4495008	58,6724345	21,6083705	13,5668993
Planktonema lauterbornii	0	0	0	0	0	0
Planktothrix rubescens	0	0	0	0	0	0
Pseudanabaena limnetica	0	0	0	12,6814586	0	0
Pseudopedinella sp.	0	0,22264593	0,2943021	0	0	0,14224601
Puncticulata radiosa	0	0	0	0	0	0
Salpingoeca frequentissima	0	0	0	0	1,47543291	8,19684951
Scenedesmus ecornis	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus pulloideus	0	0	0	0	0	0
Sphaerocystis schroeteri cellule isolée	0	0	0	0	0	0
Stephanodiscus minutulus	0	0	0	0	0	0
Stephanodiscus neoastreae	0	61,4745561	0	0	0	0
Stichococcus bacillaris	1,27417787	0,42657259	0,33831619	1,05119674	0	0
Synura sp.	0	0	0	0	74,9798807	0
Tetraselmis cordiformis	0	0	0	8,43193984	4,72188631	0
Tetrastrum triangulare	0	0	0	0	0	0
Trachelomonas volvocina	0	0	0	8,57582706	0	0
Ulnaria acus	3,03633876	5,08256705	0	108,5491111	2,33798084	19,4831737
Ulnaria delicatissima var. angustissima	6,5064402	0	0	0	0	0
Uroglena sp.	0	0	753,795833	0	0	0

	25/7/23	16/8/23	12/9/23	17/10/23	15/11/23	20/12/23
Achnanthydium catenatum	0	0	0	0	0	0
Aphanocapsa delicatissima colonie 10 µm	2,42766529	3,8557037	17,4791901	0	2,57046914	1,63239563
Aphanocapsa parasitica f. dinobryonis cellule isolée	0	0	0	0	0	0
Aphanocapsa planctonica	0	143,946272	85,6480316	0	1686,87037	0
Aphanothece clathrata var. rosea	0	0	43,7202418	0	0	0
Aphanothece clathrata var. rosea colonie 10 µm	0	0	0	0,20483426	0	0
Asterionella formosa	0	0	0	0	15,9631045	37,4307278
Bicoeca ovata	0	0	0	0	23,0359877	1,92912213
Bitrichia chodatii	0	1,80812857	7,37716456	3,84227321	0	0
Cellule de Dinobryon	0,81437604	0	0,87952613	0	0	0
Ceratium hirundinella	0	241,103661	0	0	160,735774	0
Chlamydomonas sp.	47,2173168	0	101,989404	0	87,4909106	29,3073001
Chlorella vulgaris	0,77932695	1,23775456	0,98195195	0,32877856	0,06876414	0,06046502
Choricystis minor	0	0	0	0	0	0,02255441
Chroococcus limneticus	0	0	60,4080811	0	14,8059022	0
Chroococcus minimus	0	0	0	64,6730035	0	0
Chroococcus minimus colonie 50 µm	0	0	0	65,546963	0	0
Chrysococcus rufescens	0	0	0	0	0	0
Chrysolykos planctonicus	3,03458162	0	0	0	0	0
Closterium acutum var. variable	0	0	0	0	0	2,25088242
Coelosphaerium minutissimum	0	0	0	61,4502778	0	0
Coenochloris hindakii	0	11,1876804	0	23,7738208	0	0
Cosmarium pygmaeum	0	4,61881173	0	0	0	0
Cosmarium tenue	3,27812129	0	0	0	0	0
Crucigeniella crucifera	0	0	2,51833937	0	0	0
Crucigeniella pulchra	0	2,57190172	0	0	0	0
Cryptomonas marsonii	0	0	0	0	0	2,84929418
Cryptomonas sp.	31,7413372	33,6084746	0	17,8545022	56,0141244	39,4030392
Cyanobium sp.	6,6490196	8,18416089	6,46284705	0	0	0,41269777
Cyclotella costei	373,617689	282,64236	142,289347	73,00293	4,16416	15,2566207
Cyste de Ceratium hirundinella	0	122,793112	0	0	0	0
Desmarella brachycalyx	0	0	0	1,6595489	0	0,3052044
Didymocystis fina	0	0,17573012	0,23899297	0	0	0
Dinobryon bavaricum	8,16128499	5,55516037	18,8875453	0	0	0
Dinobryon calyciforme plein	2,63857838	0	5,6993293	0	0	0
Dinobryon divergens	130,829511	59,3680136	148,024247	31,5392572	13,1928919	0
Dinobryon elegantissimum	40,1678098	0	0	0	0	0
Dinobryon sociale var. americanum	0	0	208,579621	0	0	0
Dinobryon sociale var. stipitatum	0	0	0	0	0	0
Elakatothrix gelatinosa	0	6,17158179	0	0	0	0
Erkenia subaequiciliata	20,5655722	9,45506959	12,8588946	3,19645819	8,45225918	2,26743832
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0	4,14617293
Fragilaria tenera var. lemanensis	0	0	0	0	21,6115876	0
Gomphonema sp.	0	0	0	0	0	0
Gymnodinium helveticum	96,3458403	0	0	0	0	0
Gymnodinium sp.	0	6,07580316	0	0	0	0
Katodinium fungiforme	6,31230909	0	0	0	0	0
Kephyrion sp.	7,28531531	0	0	1,36599662	0	0,25121777
Lemmermanniella parva	0	0	0	174,565757	0	0
Mallomonas sp.	12,1445116	9,64417098	0	0	12,8588946	5,65347954
Monoraphidium circinale	0,38657091	0	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	0	0	0	0	0
Navicula sp.	2,59775649	0	0	0	0	0
Ochromonas sp.	1,01126949	0,80306695	9,28345394	5,97281044	0,80306695	0,62768451
Oocystis lacustris	0	0	0	0	1,16489732	0,68287084
Oocystis rhomboidea	0	3,00843123	8,18293296	0	1,00281041	0
Phacotus lendneri	22,3136459	2,53138	24,0987376	5,37918249	1,68758666	0
Plagioselmis lacustris	0	6,48102043	0	0	64,8102043	58,2546894
Plagioselmis nannoplanctica	21,9263018	19,1532695	27,824477	33,3005709	53,1067928	17,6922573
Planktonema lauterbornii	0	0	0	5,24480078	0	0
Planktothrix rubescens	0	0	0	0	69,4370487	6,78407947
Pseudanabaena limnetica	0	0	0	0	0	0
Pseudopedinella sp.	0	0	0	0	0,03346965	0
Puncticulata radiosa	0	0	0	0	0	7,53797272
Salpingoeca frequentissima	0	0	0	0	0,48216762	1,13059993
Scenedesmus ecoris	0	6,75116527	0	0	0	0
Scenedesmus pulloideus	0	0	0	0	0,64302659	0
Sphaerocystis schroeteri cellule isolée	0	0	89,7784644	0	0	0
Stephanodiscus minutulus	0	0	0	0	0	2,12059469
Stephanodiscus neoastreae	0	0	0	0	0	0
Stichococcus bacillaris	0	0	0	0	0	0
Synura sp.	0	0	0	0	0	0
Tetraselmis cordiformis	0	0	0	0	0	0
Tetrastrum triangulare	0	0	0	0	4,28411523	0
Trachelomonas volvocina	0	0	0	0	0	0
Ulnaria acus	8,65918831	0	0	0	0	18,8113401
Ulnaria delicatissima var. angustissima	0	0	20,0398358	0	0	9,82344893
Uroglena sp.	0	0	0	0	0	0

Annexe 6

CPUE et BPUE obtenues sur le lac du Bourget en 2023

