

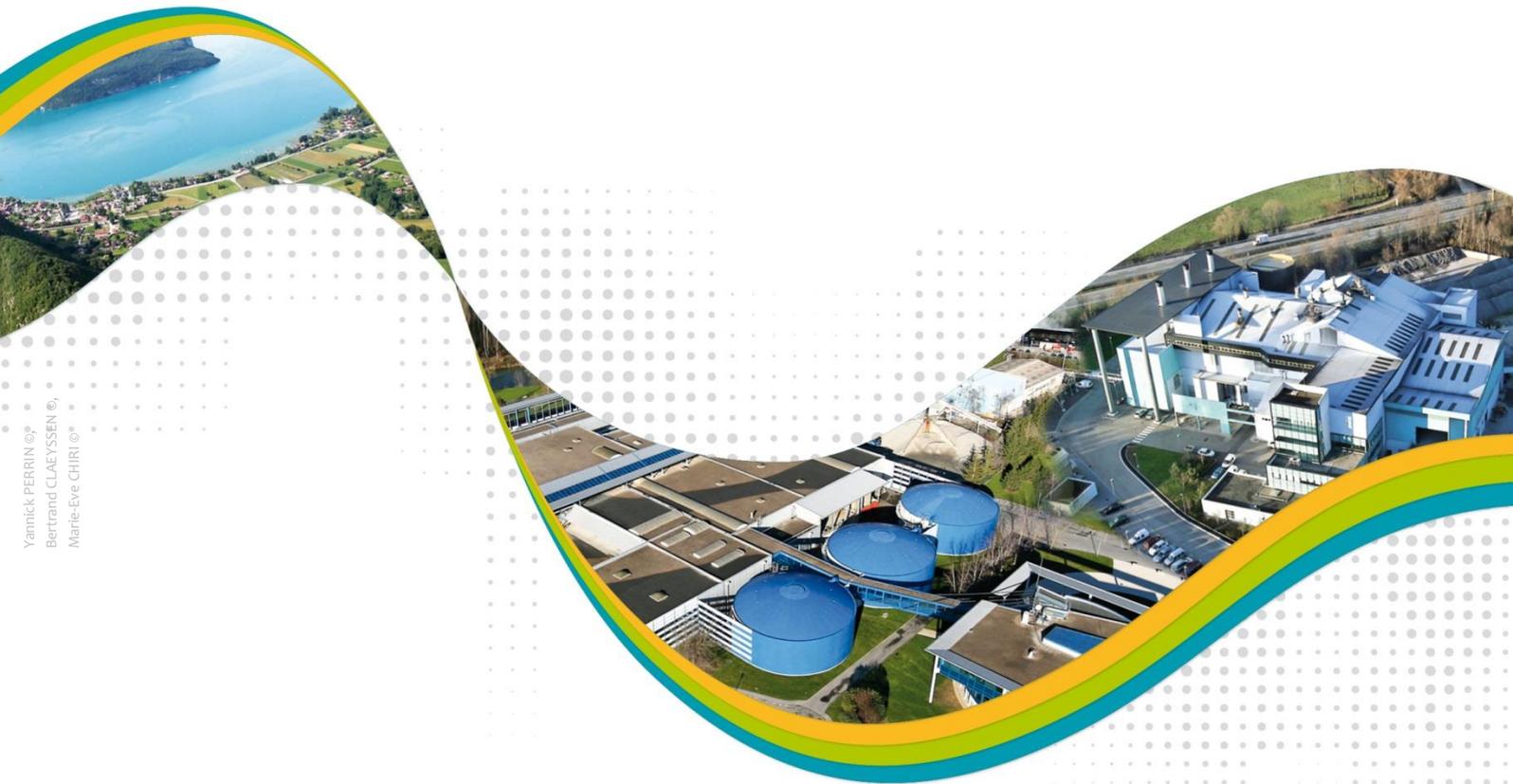


l'oxygène
à la source



Suivi scientifique du lac d'Annecy

RAPPORT ANNUEL Année 2022



Yannick PERRIN ©
Bertrand CLAEYSSEN ©
Marie-Eve CHIRI ©

Réalisé avec le soutien financier de :



Action inscrite au Contrat de bassin
Fier & Lac d'Annecy (fiche action Q1-1)



Rédigé par :
Victor FROSSARD (coordination, édition, zooplancton)
Leslie LAINE (zooplancton)
Frédéric RIMET & Stéphane JACQUET (phytoplancton)
Viet TRAN-KHAC (physico-chimie)
Jean GUILLARD, Clément Rautureau, Chloé GOULON, Valérie HAMELET (poissons)

Edition :
Judith GIDEL, Damien ZANELLA - SILA

Appui technique :
Jean Christophe HUSTACHE, Pascal PERNEY

Référence à citer : FROSSARD V., GOULON C., GUILLARD J., HAMELET V., JACQUET S., LAINE L., OFB Thonon-les-Bains, RAUTUREAU C., RIMET F. TRAN-KHAC V. 2023. Suivi de la qualité écologique du lac d'Annecy. Rapport 2022. SILA (éd.) et INRA-Thonon. 42 pages et annexes.



**l'oxygène
à la source**

Syndicat Mixte du Lac d'Annecy
7, rue des Terrasses B.P. 39
74962 CRAN-GEVRIER CEDEX
Tél : 04 50 66 77 77

Rapport téléchargeable en
format PDF sur le site Internet du
SILA : www.sila.fr



INRAE
75, avenue de Corzent B.P. 511
74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Tél : 04 50 26 78 00

Université de Savoie Mont-Blanc
Technolac
73370 LE BOURGET-DU-LAC
Tél : 04 79 75 88 68

SOMMAIRE

Introduction	1
I. Contexte hydroclimatique	2
II. Méthodologies.....	3
2.1. Physico-chimie.....	3
2.2. Phytoplancton	4
2.3. Zooplancton	4
2.4. Poissons	5
Pêches aux filets CEN.....	5
Hydro-acoustique.....	7
2.5. Indicateurs DCE.....	9
2.6. Indicateurs fonctionnels	10
Rapport N/P	10
Métriques de Carlson.....	10
Utilisation des ressources	11
III. Résultats 2022	12
3.1. Physico-chimie.....	12
3.2. Phytoplancton	13
3.3. Zooplancton	16
3.4. Poissons	17
IV. Tendances à long-terme	22
4.1. Physico-chimie.....	22
4.2. Phytoplancton	26
4.3. Zooplancton.....	29
4.4. Poissons	30
4.5. Indicateurs fonctionnels	33
Synthèse annuelle	38
Bibliographie.....	40
Annexes.....	43

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Synoptique des investigations réalisées au cours du suivi scientifique du lac d'Annecy. Les deux barres noires verticales indiquent les types d'investigations réalisées en 2022.	1
Figure 2 : Conditions météorologiques enregistrées à Meythet pour les températures et précipitations et à Thonon-les-Bains pour l'insolation. La première ligne représente les moyennes annuelles. La seconde ligne représente la dynamique mensuelle pour 2022 avec les lignes colorées indiquant les moyennes mensuelles et les boîtes à moustaches représentant les tendances 2000-2022. Les chiffres pour l'axe des abscisses correspondent aux différents mois. Les boîtes représentent 75% des données avec la barre horizontale indiquant la valeur médiane. Les points représentent des valeurs extrêmes. Données CLIMATIK® INRAE. ...	2
Figure 3 : Hydrologie des principaux affluents du lac d'Annecy en 2022. Les lignes rouges et noires représentent les débits quinquennaux humides et secs et les lignes turquoise représentent les débits médians mensuels. Données HydroPortail.	3
Figure 4 : Localisation des points de pose des filets (A) et des transects hydro-acoustiques (B) en 2022	7
Figure 5 : Relations Taille/Poids dans le lac d'Annecy pour la perche (A) et le corégone (B) sur la chronique	9
Figure 6 : Evolution de la température (A), de l'oxygène (B), du pH (C) et de la conductivité (D) en 2022..	12
Figure 7 : Evolution des nutriments dans l'épilimnion (couche de surface) et l'hypolimnion (couche profonde) en 2022. Les lignes pointillées rouges représentent les seuils de « très bon état » d'après la DCE.	13
Figure 8: Evolution des groupes phytoplanctoniques (A) et de la richesse spécifique et diversité taxonomique associée (B) en 2022.....	14
Figure 9 : Evolution de la Chlorophylle <i>a</i> en 2022.....	15
Figure 10 : Evolution de la transparence (profondeur de Secchi, en bleu) et de Chlorophylle A dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) en 2022. La ligne horizontale pointillée rouge représente le seuil DCE de « très bonne qualité » pour la transparence.	15
Figure 11 : Evolution de la communauté zooplanctonique en 2022 : A) proportions relatives des abondances sur l'ensemble de l'année, B) richesse et diversité spécifiques, C) dynamiques des espèces herbivores et D) dynamiques des espèces de prédateurs.	16
Figure 12 : Principales caractéristiques des captures des trois espèces dominantes (perche, gardon, corégone : distribution en taille (A), distributions bathymétriques (B).....	18
Figure 13 : Distribution bathymétrique des tailles individuelles estimées par hydroacoustique (A) et fréquence de distribution en taille pour les trois couches de la colonne d'eau (B, C, D). Dans (A), la ligne rouge représente la profondeur de la thermocline et les points orange et bleu distinguent les individus de part et d'autre de celle-ci.	19
Figure 14 : Distribution spatiale des biomasses estimées par hydroacoustiques pour les 3 couches de la colonne d'eau : A) supérieure, B) intermédiaire, C) inférieure	20

Figure 15 : Synthèse de la distribution des biomasses dans les 3 couches de la colonne d'eau	21
Figure 16 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle pour les différentes profondeurs suivies	22
Figure 17 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle saisonnière pour les différentes profondeurs suivies.....	23
Figure 18 : Tendances temporelles de la température pour les différentes saisons (A), pour les différentes profondeurs (B), (C) Amplitude du réchauffement en 2022 par rapport aux années 1966-1980.....	24
Figure 19: Evolution temporelle de la désoxygénation de l'hypolimnion	24
Figure 20 : Evolution temporelle du ratio N/P (A) et variabilité saisonnière du ratio N/P (B).....	25
Figure 21 : Evolution à long terme des concentrations en nutriments dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) et au fond (>60m, en bleu). Les lignes pointillées rouges représentent les seuils DCE de « très bon état » pour l'épilimnion.....	26
Figure 22 : Evolution à long terme du phytoplancton.....	27
Figure 23 : Evolution à long terme des indicateurs phytoplanctoniques : Indice de Brettum et IPLAC. Les limites pour l'oligotrophie pour l'indice de Brettum en rouge et des seuils DCE entre « très bon état » (en rouge) et « bon état » (en orange) pour l'IPLAC sont indiquées.....	27
Figure 24 : Evolution à long terme de la Chlorophylle A (A), de la transparence (B) et relation entre la Chlorophylle A et la transparence (C).....	28
Figure 25 : : Evolution à long terme des caractéristiques du zooplancton : abondances moyennes annuelles des herbivores (A) et des prédateurs (B), abondances zooplanctoniques moyennes annuelles printanières (Mars-Avril-Mai) (C), Tau de Kendall des différentes espèces de zooplancton (D) et évolution à long-terme de <i>Mixodiatomus</i> sp. (E).....	29
Figure 26 : Evolutions temporelles de la distribution des captures aux filets par classes de taille pour les 3 espèces dominantes (perche, gardon, corégone) (A). Les barres verticales pointillées noires indiquent les différentes classes de taille. Coefficient d'allométrie β caractérisant les relations taille/poids pour les trois espèces (B). La ligne pointillée rouge indique le coefficient d'allométrie β par Giannetto et al. 2011 pour les perches de différents lacs européens.....	30
Figure 27 : Evolution temporelle des densités numériques (A) et pondérales (B) estimées par pêches aux filets pour les trois espèces dominantes : corégone, gardon, perche.....	31
Figure 28 : Evolution temporelle des biomasses médianes estimées par hydroacoustique.....	32
Figure 29 : Contexte trophique du lac d'Annecy évalué par les métriques trophiques de Carlson considérant la Chlorophylle a (TSI_Chla), la transparence de Secchi (TSI_Secchi) et les concentrations en phosphore total (TSI_TP). A) Evolution temporelle des indices. Le niveau trophique du lac est estimé en considérant la moyenne de ces trois indices (mean_TSI) et B) Analyse graphique des indices de Carlson basée sur les différences entre indices. L'année 2022 est représentée en traits épais avec la fin de l'année indiquée par une flèche.....	34

Figure 30 : Evolution temporelle de l'efficacité d'utilisation des ressources par A) le phytoplancton (RUE phytoplancton = ratio entre la biomasse phytoplanctonique et les concentrations en phosphore total) et B) par le zooplancton (RUE zooplancton = ratio entre la biomasse zooplanctonique et la biomasse phytoplanctonique) 36

Figure 31 : Relation entre la richesse phytoplanctonique (nombre d'espèces) et les RUE phytoplanctonique (A) et zooplanctonique (B). L'année 2022 est mise en évidence par les points orange. 37

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Répartition des filets benthiques posés en 2022 par strates 5

Tableau 2: Tailles des mailles et disposition des mailles des filets benthiques 6

Tableau 3: Valeurs pour les différentes classes de qualité des différents indicateurs spécifiques pour le lac d'Annecy d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (2016).
..... 10

Tableau 4 : Classes de qualité écologique d'après l'indice de Brettum selon Wolfram (2007)..... 10

Tableau 5 : Classes de niveau trophique lacustre estimé par la moyenne des TSI calculés d'après les concentrations en phosphore total, en Chlorophylle *a* et la transparence de Secchi..... 11

Tableau 6 : Espèces phytoplanctoniques dominantes en 2022 14

ANNEXES

Annexe 1 : Protocoles normalisés 44

Annexe 2 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques..... 45

Annexe 3 : Détail du calcul de l'indice Brettum 46

Annexe 4 : Caractéristiques des sondes multi-paramétriques immergeables utilisées par le laboratoire CARTEL 47

Annexe 5 : Utilisation des données du suivi scientifique dans le cadre de recherche ou expertise 53

Introduction

Le suivi écologique à long terme du lac d'Annecy a été engagé depuis 1966, du fait de l'émergence des premiers signes d'eutrophisation du lac. Ce suivi est commandité par le Syndicat Mixte du Lac d'Annecy (SILA) et confié pour sa réalisation au Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques (CARTEEL) qui a bénéficié de l'assistance technique du SILA pour sa réalisation. Celui-ci s'orientait initialement principalement sur le compartiment physico-chimique dans le but d'évaluer la qualité des eaux du lac et avait été interrompu entre 1981 à 1985. Depuis 1986, le suivi écologique a repris en intégrant en plus de la physico-chimie, le phytoplancton, le zooplancton, les invertébrés benthiques et les poissons (depuis 2012) à des fréquences variables (Fig. 1). Le suivi annuel de 2022 s'inscrit ainsi dans la continuité de l'auscultation à long terme de la qualité physico-chimique et biologique du lac. Les échantillonnages pélagiques ne s'effectuent maintenant que dans le Grand Lac du fait des fortes corrélations chimiques et biologiques obtenues par le passé entre les échantillons issus du Petit lac et du Grand lac. A partir du suivi 2022, la fréquence des échantillonnages sera mensuelle, alors que depuis 2014 la fréquence était irrégulière avec une fréquence bi-mensuelle pour le compartiment pélagique au printemps et mensuelle le reste de l'année. Ce suivi à long terme et multi-compartiments permet ainsi de qualifier l'état écologique du lac et d'étudier la dynamique de cet écosystème.

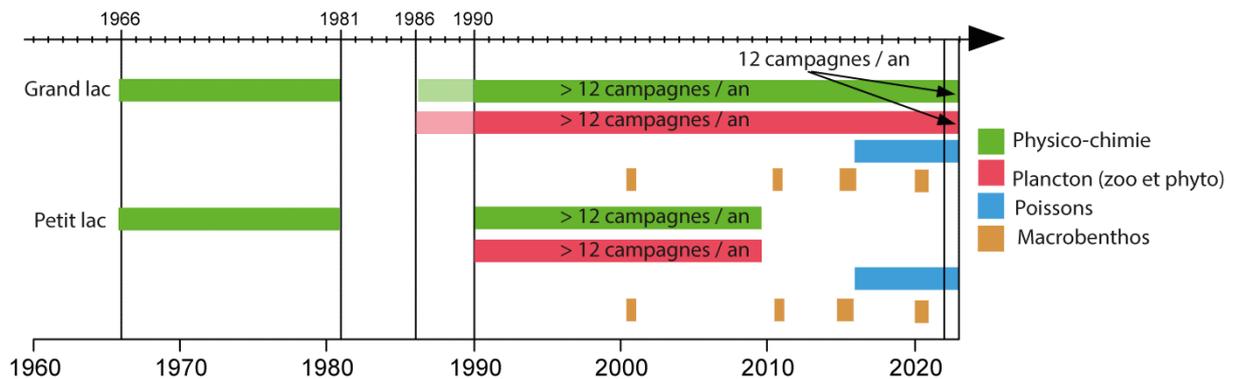


Figure 1 : Synoptique des investigations réalisées au cours du suivi scientifique du lac d'Annecy. Les deux barres noires verticales indiquent les types d'investigations réalisées en 2022.

I. Contexte hydroclimatique

L'année 2022 a été l'année la plus ensoleillée et la plus chaude depuis le début des années 2000. Cette année 2022 est aussi caractérisée par des précipitations relativement faibles (Fig. 2). L'analyse de la dynamique mensuelle met en évidence :

- Une insolation plus forte que la moyenne principalement en début d'année (de janvier à mars), au mois de mai et juillet, les autres mois étant relativement conformes aux moyennes pluri-annuelles.
- Les précipitations ont été particulièrement variables avec des déficits de précipitations en janvier, mars et particulièrement juillet alors que le mois de septembre a connu d'importantes précipitations.
- Les températures moyennes mensuelles étaient plus importantes que les moyennes pluri-annuelles la majeure partie de l'année : de février à mars, de mai à août, d'octobre à décembre.

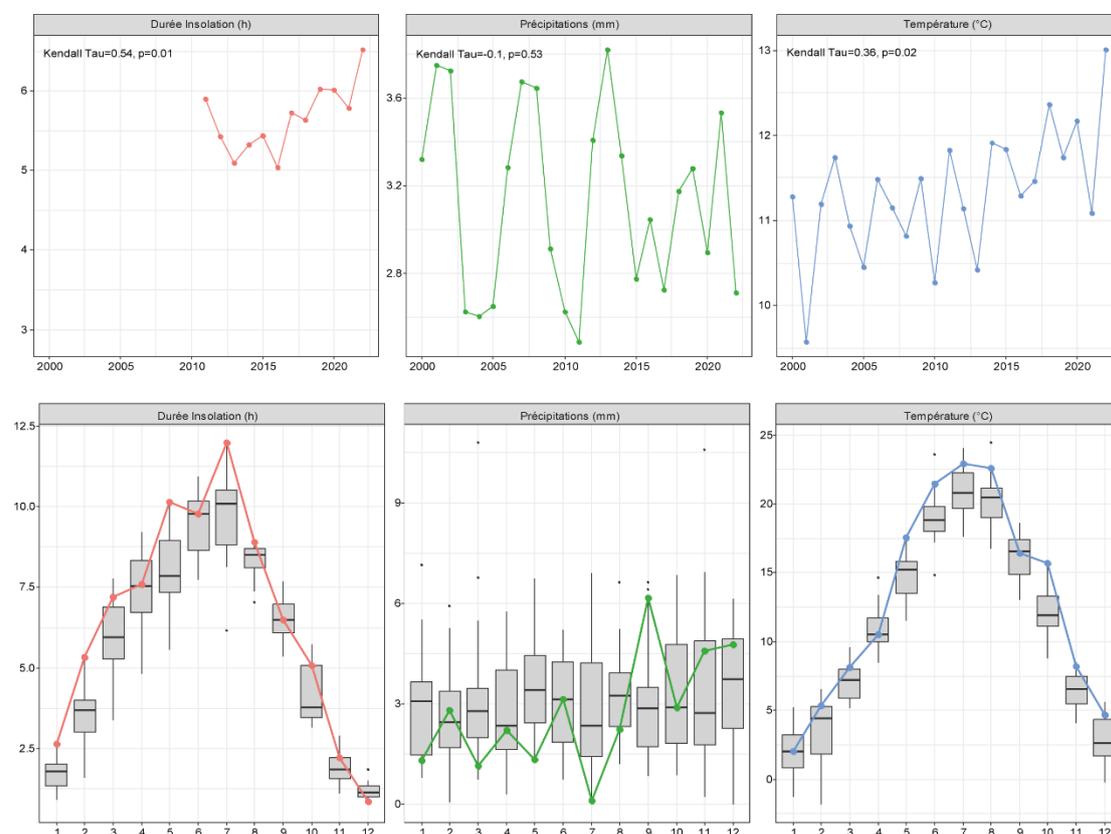


Figure 2 : Conditions météorologiques enregistrées à Meythet pour les températures et précipitations et à Thonon-les-Bains pour l'insolation. La première ligne représente les moyennes annuelles. La seconde ligne représente la dynamique mensuelle pour 2022 avec les lignes colorées indiquant les moyennes mensuelles et les boîtes à moustaches représentant les tendances 2000-2022. Les chiffres pour l'axe des abscisses correspondent aux différents mois. Les boîtes représentent 75% des données avec la barre horizontale indiquant la valeur médiane. Les points représentent des valeurs extrêmes. Données CLIMATIK® INRAE.

L'année hydrologique 2022 a été marquée par une crue significative début avril pour tous les affluents du lac, une crue fin décembre ayant principalement affecté l'Ire et L'Eau Morte. Cette année 2022 se caractérise principalement par d'importants étiages estivaux débutés dès le début du mois de Mai et ayant perduré jusqu'au mois d'août (Fig. 3). L'intensité des étiages était différente entre affluents

avec la Bornette et l'Ire qui ont connu des étiages encore plus sévères que l'Eau Morte et le Laudon. La fin de cet épisode d'étiage généralisé n'a pas été similaire entre les affluents probablement en lien avec des différences locales de distributions des pluies et du niveau des nappes. La Bornette et le Laudon ont retrouvé un débit relativement normal dès début septembre alors que l'Ire et l'Eau Morte ont connu un ensemble de crues de faibles intensités qui menaient de nouveau à un débit particulièrement faible jusqu'à fin septembre.

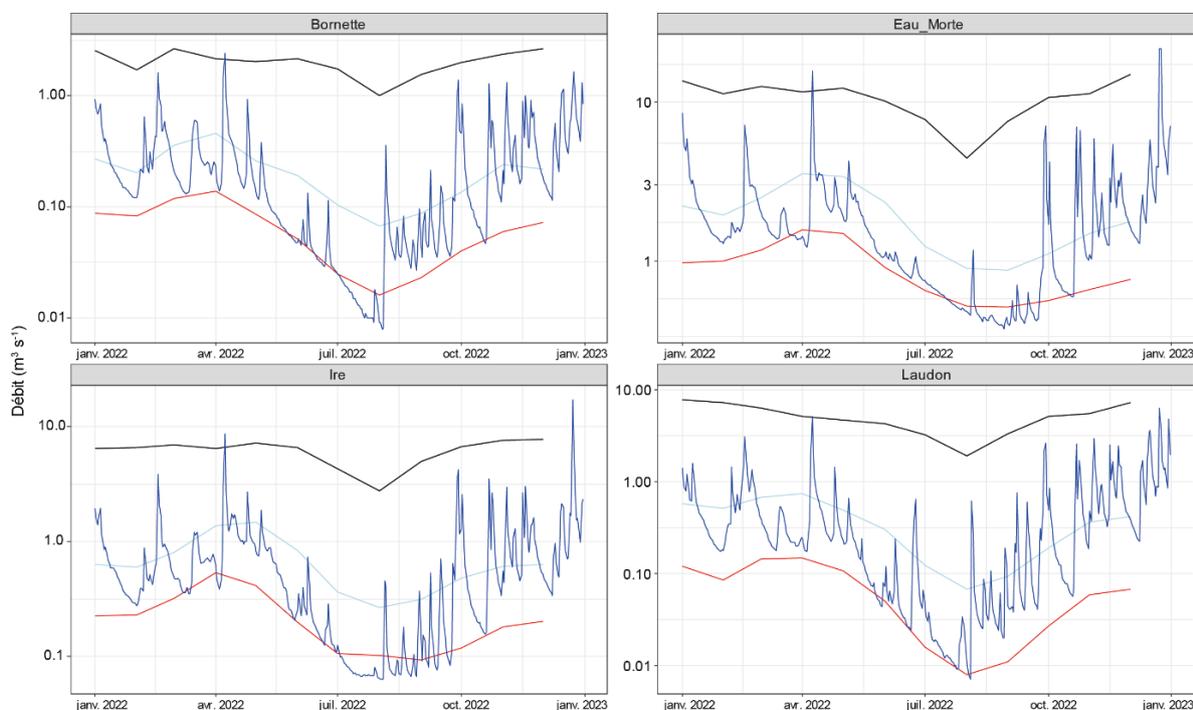


Figure 3 :Hydrologie des principaux affluents du lac d'Annecy en 2022. Les lignes rouges et noires représentent les débits quinquennaux humides et secs et les lignes turquoise représentent les débit médians mensuels. Données HydroPortail.

II. Méthodologies

2.1. Physico-chimie

Le suivi mensuel des caractéristiques physico-chimiques du lac s'effectue au niveau du point le plus profond du lac aux profondeurs de 0, 3, 10, 15, 30, 45 et 62 mètres (fond). 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). Pour le phosphore total et les orthophosphates, les concentrations sont aussi estimées complémentirement à 50 et 60 m dans le Grand Lac pour une meilleure observation des échanges de nutriments entre eau et sédiments. Les éléments majeurs (chlorure, sulfate, calcium, magnésium, sodium et potassium) sont dosés quatre fois par an (fin d'hiver, printemps, été automne) en suivant des protocoles normalisés (annexe 1). Les méthodes utilisées pour ces analyses chimiques ainsi que les incertitudes relatives à l'ensemble de ces paramètres sont présentées en annexe 2. La profondeur d'échantillonnage est contrôlée par une sonde de pression couplée à la bouteille de prélèvement avec un écart moyen de 0,5m par rapport à la profondeur théorique.

Des profils de sondes physico-chimiques (YSI Exo 1, SST CTM 1079, SST CTM 214, descriptifs et protocoles de mise en œuvre en annexe 4) sont également effectués à chaque campagne afin d'apprécier l'évolution bathymétrique de la température, l'oxygène, la conductivité, la turbidité et la chlorophylle *a* tout au long de la colonne d'eau.

La transparence de la colonne d'eau au point de prélèvement correspond à la profondeur de disparition dans l'eau du disque de Secchi et est directement liée à la présence de particules (principalement les micro-algues pélagiques mais aussi d'autres matières en suspension (MES)). La mesure de transparence a été effectuée avec un disque de Secchi normalisé.

2.2. Phytoplancton

Le suivi mensuel du phytoplancton s'effectue au même point de plus grande profondeur dans le Grand Lac que le suivi physico-chimique. Les échantillons d'eau brute sont prélevés dans la couche 0-18 m avec un appareil intégrateur (Cloche IWS). Après la récolte, les échantillons sont immédiatement fixés au lugol, réactif iodo-ioduré qui assure la conservation du phytoplancton pour son traitement ultérieur en laboratoire et colore l'amidon des cellules, ce qui rend leur identification plus aisée.

Les échantillons d'eau brute fixés au lugol sont préparés selon la technique d'Utermöhl, méthode normalisée au niveau français et européen (Norme NF EN 15204, Afnor, 2006). Un sous-échantillon de 25 ml est versé dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et laissé à sédimenter pendant 24 heures à l'abri de la lumière (le lugol se dégrade à la lumière et perd son effet conservateur) et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux algues de sédimenter au fond de la cuvette. 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 ZEISS Observer D1 afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton.

Les abondances sont exprimées en nombre de cellules algales ou de colonies par millilitre d'eau brute, puis transformées en biomasse (poids frais en $\mu\text{g/L}$). Le détail des modes opératoires est donné dans Druart & Rimet (2008), les biovolumes des espèces sont publiés dans Rimet & Druart (2018). Les biomasses en carbone de chaque taxon sont ensuite obtenues en considérant que la biomasse en carbone pour chaque taxon représente 10% du poids frais.

2.3. Zooplancton

Le suivi mensuel du zooplancton s'effectue au même point de plus grande profondeur dans le Grand Lac que le suivi physico-chimique. Les microcrustacés et rotifères sont recueillis à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 μm lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons sont fixés au formol à 5% puis mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon.

Pour chaque taxon, les densités (ind l⁻¹) :

$$Densité = \frac{N_{ind_{ss_{éch}}} \times \frac{V_{éch_{total}}}{V_{ss_{éch}}}}{V_{filtré}}$$

Avec $N_{ind_{ss_{éch}}}$ = nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon,

$V_{éch_{total}}$ = volume de l'échantillon total ajusté (en ml),

$V_{ss_{éch}}$ est le volume du sous-échantillon (en ml),

$V_{filtré}$ = le volume filtré par le filet sur la colonne d'eau de 50m = 4.81 m³.

La biomasse individuelle de chaque taxon (poids sec, µg) est estimée en utilisant des relations empiriques taille-poids de Watkins et al. (2011) d'après des mesures de tailles effectuées pour chaque taxon dans les lacs d'Annecy, du Bourget et Léman ainsi qu'après des estimations empiriques directes de biomasse individuelle dans différents écosystèmes (Geller et al. 1985, Branstrator, 2005, Cummins et al. 1969). Ces estimations de biomasses individuelles permettent ensuite d'obtenir la biomasse en carbone pour chaque taxon en considérant que le carbone représente 48% du poids sec.

2.4. Poissons

Deux méthodologies distinctes et normalisées (pêches aux filets et hydro-acoustique) ont été mises en place en septembre 2021 fournissant des informations convergentes et complémentaires (Emmrich et al. 2012 ; Yule et al. 2013 ; Tušer et al., 2022) sur le peuplement de poissons du lac.

Pêches aux filets CEN

Les investigations de pêche aux filets ont été réalisées par l'OFB de Thonon-les-Bains en Septembre 2022. Le protocole de pêche aux filets correspond au protocole de la norme EN 14757 (Appelberg 2000; AFNOR 2005) mis en œuvre dans les plans d'eau européens dans le cadre de la DCE (Directive Cadre Eau). Cette norme prévoit l'utilisation de filets benthiques posés de façon aléatoire, dans des strates préalablement définies (Tableau 1, Fig. 4), avec un effort proportionnel à la surface et la profondeur du plan d'eau. Chaque filet benthique mesure 30 mètres de long par 1,5 mètre de haut. Il est composé de 12 nappes, de 2,5 mètres de long chacune. Chaque nappe a une maille différente, couvrant en progression géométrique la gamme de mailles de 5 mm à 55 mm (Tableau 2).

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	10
>50 m	4*
Total	64
Surface totale de filets posés	64 x30 x1.5 = 2880 m ²

Tableau 1: Répartition des filets benthiques posés en 2022 par strates

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

Tableau 2: Tailles des mailles et disposition des mailles des filets benthiques

La norme prévoit que des filets pélagiques soient posés dans la zone de plus grande profondeur du lac (Fig. 4). Les filets pélagiques, longs de 27,5 mètres et hauts de 6 mètres, sont similaires dans leur composition aux filets benthiques. Couplés par deux, ils sont ancrés au point le plus profond du lac. Par l'intermédiaire de suspentes, ils sont descendus quotidiennement d'une profondeur de 6 mètres, afin d'explorer toute la tranche d'eau jusqu'à 54 m de profondeur. La norme précise que les données issues des filets pélagiques sont uniquement qualitatives (CEN 2015), mais des rendements sont néanmoins calculés afin d'aborder la dynamique des populations de poissons pélagiques, en particulier celle du corégone. Afin d'avoir un indicateur d'abondance plus fiable de cette population, les profondeurs de pose dans lesquelles sont localisés les corégones sont doublées. Afin de pouvoir effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, plusieurs batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour plusieurs strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques en 2022 est de 3630 m².

Les filets sont posés avant le coucher du soleil, qui correspond au pic d'activité de la faune piscicole, et sont relevés au lever du jour. Le temps de pose pour tous les filets est donc d'environ 12 heures. 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. Les individus capturés sont ensuite mesurés et pesés. Les captures sont exprimées de façon conventionnelle en capture par unité d'effort (CPUE) pour 1000 m² de filets à la fois en biomasse (g) et en nombre de captures par espèces.

Des mesures biométriques (taille, poids) sont réalisées sur l'ensemble des individus capturés. La relation taille poids est déterminée pour les trois espèces dominantes (corégone, perche, gardon) d'après l'équation ci-après dont le coefficient β permet de déterminer le taux d'accroissement de masse avec la taille.

$$Poids = aTaille^{\beta}$$

Il est attendu que β soit proche de 3, liant une mesure linéaire (taille) à une mesure volumétrique (masse). Plus ce coefficient est élevé plus la prise de masse avec la taille est importante pouvant informer de la bonne santé des populations étudiées. On parle également d'embonpoint pour caractériser la santé des individus d'une population. Pour la perche, ce coefficient a été estimé à partir de 64913 spécimens provenant de 762 populations différentes de perches Européennes (Giannetto et al. 2011) et est utilisé afin de comparer les résultats obtenus dans le lac d'Annecy pour cette espèce.

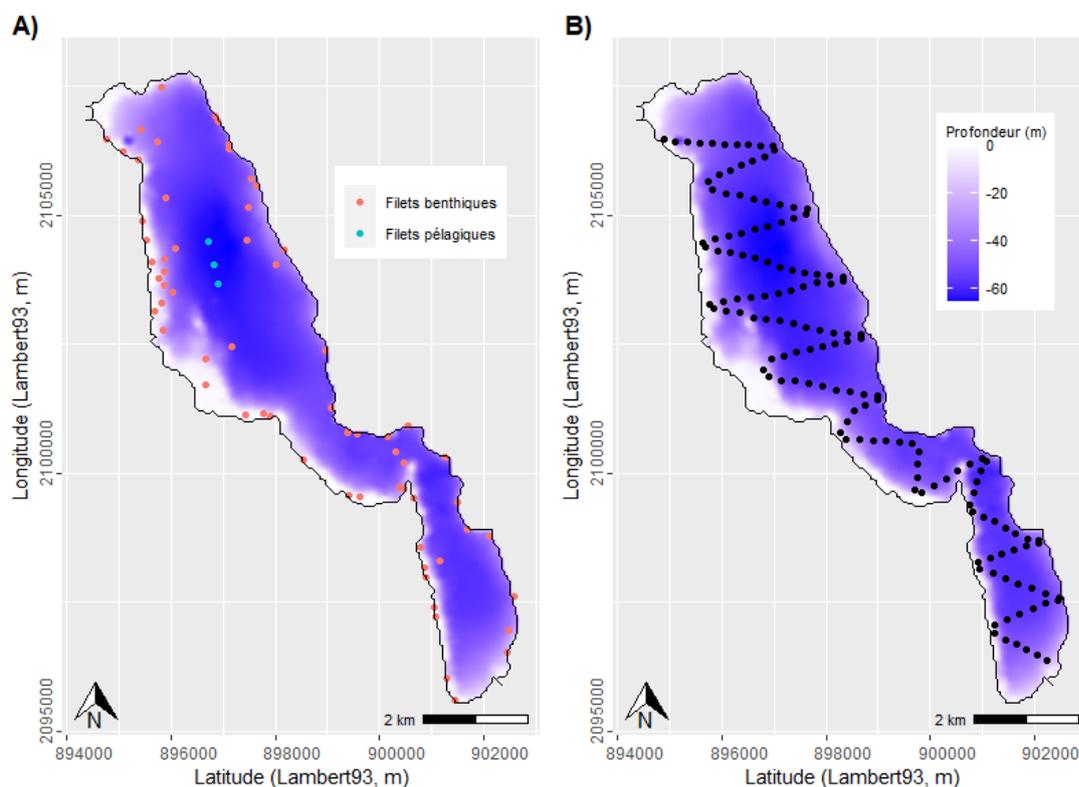


Figure 4 : Localisation des points de pose des filets (A) et des transects hydro-acoustiques (B) en 2022

Hydro-acoustique

L'hydro-acoustique (méthode non destructive) permet d'obtenir une image quantitative du peuplement de poissons et d'informer de sa distribution spatiale (toutes espèces confondues) et de la répartition en classes de taille (Draštick et al. 2017, Guillard et al., 2016 ; Rudstam et al., 2012). Le protocole employé est le protocole standard conformément aux principes de normalisation européenne (CEN 2014) et américaine (Parker-Stetter et al. 2009). Pratiquement, des parcours de nuit sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible (Girard et al. 2020), selon un parcours en zig zag (Guillard et Verges 2007), effectué à environ 8 km.h⁻¹(Fig. 4). Le matériel est constitué d'un sondeur SIMRAD EK80, fréquence 120 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 7° à -3 dB, fixé à environ 70 cm en dessous de la surface de l'eau. La longueur d'impulsion du sondeur est fixée à 0,256 ms (Godlewska et al. 2011). Un ordinateur gère et stocke les données qui sont géo-référencées à l'aide d'un GPS. Les échantillonnages acoustiques se composent de transects en zig zag la même semaine que les pêches aux filets. Les seuils d'acquisitions ont été fixés à -60 dB pour les SED (Single Echo Detection, les échos simples) ($40 \log R$) et -66 dB pour les énergies (AmpS_A) ($20 \log R$) conformément aux recommandations des normes internationales (Parker-Stetter et al. 2009; CEN 2014).

Pour des raisons techniques, le volume d'eau situé entre la surface et les premiers mètres (2 m) n'est pas échantillonné, ainsi que les zones littorales d'une profondeur inférieure à 5 m.

Le cover-ratio est similaire depuis 2012, malgré le changement de protocole, permettant une comparaison interannuelle des données obtenues (Guillard and Vergès 2007). Le matériel a également évolué mais il a fait l'objet de comparaisons afin d'être intercalibré pour pouvoir comparer les séries de données (Draštick et al. 2017, Rautureau et al., 2022).

Pour l'analyse des données, la masse d'eau est divisée en 3 couches (surface – thermocline, thermocline-35m, 35m–Fond) en lien avec la distribution bathymétrique des espèces piscicoles et leur preferendum thermique .

Les données acoustiques sont analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk and Lindem 2017). Les sondeurs de type split-beam permettent d'accéder à la position de chaque cible dans le cône acoustique et donc de calculer leur index de réflexion (Target Strength : TS) compensé, exprimé en dB (Simmonds and MacLennan 2005). Cet index de réflexion, pour une espèce donnée, est proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds and MacLennan 2005). L'équation classique de Love (1971) permet d'approcher les répartitions en taille des poissons (Emmrich et al. 2012) et est utilisée à titre indicatif pour estimer la taille des poissons.

$$Taille\ individuelle = 10^{\frac{TS - 0.9 \times \log_{10}(f) + 62}{19.1}}$$

Avec f = fréquence utilisée

Les données sont analysées en mode 'tracking' (Balk and Lindem 2017) qui permet d'associer plusieurs cibles individuelles définissant un même individu (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 forte variabilité des réponses individuelles des valeurs de TS (Ona, 1990). Les séquences d'échointégration, l'unité élémentaire d'échantillonnage, correspondent à une distance d'environ 250 mètres, et permettent d'obtenir une valeur de la « densité moyenne acoustique », exprimée en S_A ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (MacLennan et al. 2002), proportionnelle à la quantité de poissons détectée dans le volume échantillonné : on considère cette valeur comme un estimateur de la densité de poissons (Simmonds and MacLennan 2005). C'est à partir de ces valeurs moyennes qu'on définit la densité de poissons ρ_a (nbre de poisson. ha^{-1}) basée sur la « Sv/TS scaling method » (Balk and Lindem 2017) à partir de l'équation :

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

Avec σ étant défini par $TS = 10 \log\left(\frac{\sigma}{4\pi}\right)$ (Diner et Marchand 1995)

Le poids moyen est estimé d'après la taille moyenne individuelle obtenue à partir des TS puis converti en masse d'après les relations empiriques estimées pour la perche au niveau de la couche de surface et pour le corégone pour les couches intermédiaires et profondes (Fig. 5). Les couches profondes sont essentiellement peuplées par l'omble chevalier. Cependant en raison des faibles effectifs et de la capture quasi exclusive de petits individus, il n'est pas possible d'établir une relation taille/poids. C'est pourquoi le poids moyen de cette espèce est estimé à partir de la relation taille/poids du corégone appartenant à la même famille. Cette relation sera à affiner les prochaines années avec des données issues de la bibliographie et des suivis écologiques et halieutiques.

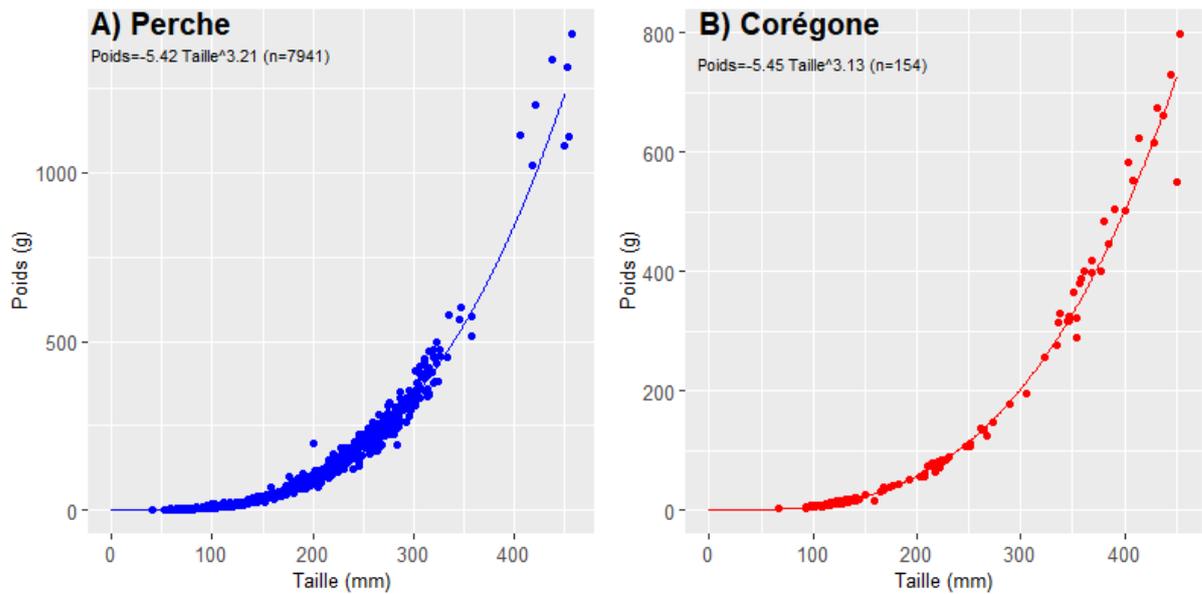


Figure 5 : Relations Taille/Poids dans le lac d'Annecy pour la perche (A) et le corégone (B) sur la chronique

Enfin, la biomasse piscicole (kg ha^{-1}) est obtenue par l'équation suivante :

$$\text{Biomasse piscicole} = \text{densité} \times \text{poids moyen}$$

avec

$$\text{densité} = \frac{S_A}{4\pi \times 10^{10} TS}$$

2.5. Indicateurs DCE

Différents indicateurs écologiques sont considérés et correspondant à des indicateurs réglementaires dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (2000). Le tableau 3 indique les valeurs des limites de classe pour les différents indicateurs spécifiquement définis pour le lac d'Annecy (RMC DL66) dans le guide technique Relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) (MEEM 2016).

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-Treyture et al. 2016) (Tableau 3). Les détails de calcul sont fournis en Annexe 3. 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.

	Très Bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Secchi (m)	> 3,39	[2,46, 3,39]	[1,8, 2,46]	[1,31, 1,8]	<1,31
Nitrate ($\mu\text{gNO}_3\text{-/l}$)	<1200	[1200, 2600]	[2600,5600]	[5600,30100]	>30100
Ammonium ($\mu\text{gNH}_4\text{/L}$)	<86,1	[86,1, 116,8]	[116,8, 154,1]	[154,1, 203]	>203
Phosphore total ($\mu\text{gP/L}$)	<13,6	[13,6, 19,4]	[19,4, 27,5]	[27,5, 39,1]	>39,1
IPLAC	>0,8	[0,6, 0,8]	[0,4, 0,6]	[0,2, 0,4]	<0,2

Tableau 3: Valeurs pour les différentes classes de qualité des différents indicateurs spécifiques pour le lac d'Annecy d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (2016).

L'indice de Brettum (1989) modifié par Wolfram et al. (2007) et Wolfram & Dokulil (2007) est un indice permettant d'évaluer le niveau trophique des lacs et peut aussi servir d'indicateur écologique. Cet indice donne pour 133 taxons leurs préférences par rapport à une concentration en phosphore total (PT) et plusieurs classes de qualité ont pu être estimées (Tableau 4). Plus cet indice est élevé plus le niveau trophique sera faible. Pour le lac d'Annecy nous considérons l'objectif d'un indice de Brettum de 4.5.

Classes Indice de Brettum	[Ptot]	Niveau trophique
6	$\leq 5 \mu\text{g/L}$	Ultra-oligotrophe
5	5-8 $\mu\text{g/L}$	Oligotrophe
4	8-15 $\mu\text{g/L}$	Oligo-mesotrophe
3	15-30 $\mu\text{g/L}$	Meso-eutrophe
2	30-60 $\mu\text{g/L}$	Eutrophe
1	$> 60 \mu\text{g/L}$	Hyper-eutrophe

Tableau 4 : Classes de qualité écologique d'après l'indice de Brettum selon Wolfram (2007)

2.6. Indicateurs fonctionnels

Rapport N/P

Le ratio entre l'azote et le phosphore disponible (ratio N/P) permettant de distinguer l'élément nutritif limitant la production photosynthétique est calculée d'après le ratio des concentrations moyennes dans l'épilimnion (profondeurs 0, 3, 10, 15m) en azote minéral ($[\text{N-NH}_4^+] + [\text{N-NO}_3^-]$) et en orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}]$). Ce ratio N/P est considéré optimal pour la croissance de la plupart des espèces phytoplanctoniques pour 16 atomes d'azote pour 1 atome de phosphore, soit un rapport en masse de 7/1. Lorsque ce ratio est supérieur à 7/1, cela indique une limitation par le phosphore de la production phytoplanctonique et lorsqu'il est inférieur à 7/1 cela indique une limitation de la production phytoplanctonique par l'azote.

Métriques de Carlson

Le phosphore total (TP), la transparence de l'eau estimée par la profondeur de Secchi (Secchi) ainsi que les concentrations en Chlorophylle *a*, sont trois indicateurs reflétant l'état trophique des écosystèmes lacustres. Carlson (1977) a proposé différents indices basés sur ces trois descripteurs pour estimer l'état trophique des écosystèmes lacustres (Trophic state index, TSI) calculés de la manière suivante :

$$TSI(\text{Secchi}) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln(\text{Secchi})}{\ln(2)} \right)$$

$$TSI(TP) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln\left(\frac{48}{TP}\right)}{\ln(2)} \right)$$

$$TSI(Chla) = 10 \times \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \times \ln(Chla)}{\ln(2)} \right)$$

La comparaison de ces trois indices permet d'identifier l'adéquation de ces trois variables environnementales (TP, Chl *a*, Secchi) dans la caractérisation de l'état trophique du lac et leur moyenne permet une estimation robuste de l'état trophique de l'écosystème lacustre d'après la classification présentée dans le tableau 5.

TSI moyen	Niveau trophique
< 30	Ultra-oligotrophe
30 - 40	Oligotrophe
40 - 50	Oligo-mesotrophe
50 - 60	Meso-eutrophe
60 - 80	Eutrophe
>80	Hyper-eutrophe

Tableau 5 : Classes de niveau trophique lacustre estimé par la moyenne des TSI calculés d'après les concentrations en phosphore total, en Chlorophylle *a* et la transparence de Secchi.

Une analyse graphique est aussi conduite en considérant les différences entre les différents TSI d'après Carlson et Havens (2005) où TSI(Chla)-TSI(Secchi) permet d'apprécier le type de particules impliqué dans la transparence de l'eau. Dans ce cas plus la différence est positive plus il y a un excès de Chlorophylle *a* par rapport à ce qui pourrait être attendu pour une transparence donnée. Cela suggère des particules de grosses tailles contenant de la Chlorophylle *a* c'est-à-dire du phytoplancton de relativement grosse taille. A l'opposé, si cette différence est négative, cela suggère la présence de particule de petites tailles et possiblement l'implication de carbone inorganique particulaire (par ex. calcilte) impliquant une transparence plus faible qu'attendue pour le niveau de Chlorophylle *a* observé. La seconde différence étudiée est TSI(Chla)-TSI(TP). Lorsque cette différence est positive cela indique qu'il y a plus de Chlorophylle *a* qu'attendu pour les concentrations de TP observé suggérant une limitation en phosphore dans le développement phytoplanctonique. A l'opposé, plus cette différence est négative moins le phosphore serait limitant dans le développement phytoplanctonique.

Utilisation des ressources

L'efficacité du transfert des ressources (Resource Use Efficiency, RUE) dans le réseau trophique du lac peut être un indicateur important pour juger de son fonctionnement écologique (Otero et al. 2020). Cette efficacité est estimée d'après les rapports entre biomasses de consommateurs ($\mu\text{g C l}^{-1}$) par rapport à la quantité de ressources disponibles.

La RUE pour le phytoplancton est estimée comme suit

$$RUE_{phyto} = \frac{\text{Biomasse phytoplancton}}{\text{Masse phosphore total}} ; RUE_{zoo} = \frac{\text{Biomasse zooplancton}}{\text{Biomasse phytoplancton}}$$

III. Résultats 2022

3.1. Physico-chimie

La figure 6 représente la dynamique annuelle des paramètres physico-chimiques (température, oxygène dissous, pH et conductivité) en 2022. Les conditions météorologiques de l'hiver ont permis le mélange hivernal complet de la colonne d'eau dès le mois de janvier. L'homothermie de la colonne d'eau du Grand Lac est totale avec une température de 6.7 °C à la campagne janvier. A la même date, l'oxygène dissous est également homogène dans toute la colonne d'eau. Le brassage hivernal complet permet de réoxygéner le fond et de redistribuer des éléments nutritifs à la couche de surface.

A partir du mois d'avril, la mise en place progressive de la stratification thermique favorise le développement du phytoplancton. La stratification thermique est maximale au mois de septembre mais se prolonge jusqu'au mois de novembre. Entre Avril et Novembre on note aussi un approfondissement de la thermocline atteignant ~ 20 m en novembre.

La désoxygénation des eaux profonde débute au mois de juillet et les conditions hypoxiques ($> 2 \text{ mg l}^{-1}$) sont identifiées à partir de septembre. On note des sursaturations en oxygène dissous entre Mai et septembre au niveau de la thermocline mettant en évidence l'activité phytoplanctonique. Les profils de pH et de conductivité renseignent conjointement et indirectement de l'activité biologique avec de fort pH et une faible conductivité dans l'épilimnion traduisant les activités autotrophes du phytoplancton et de plus faibles pH et de plus fortes conductivités en zone profonde traduisant des activités hétérotrophes probablement microbiennes en lien avec le processus de désoxygénation.

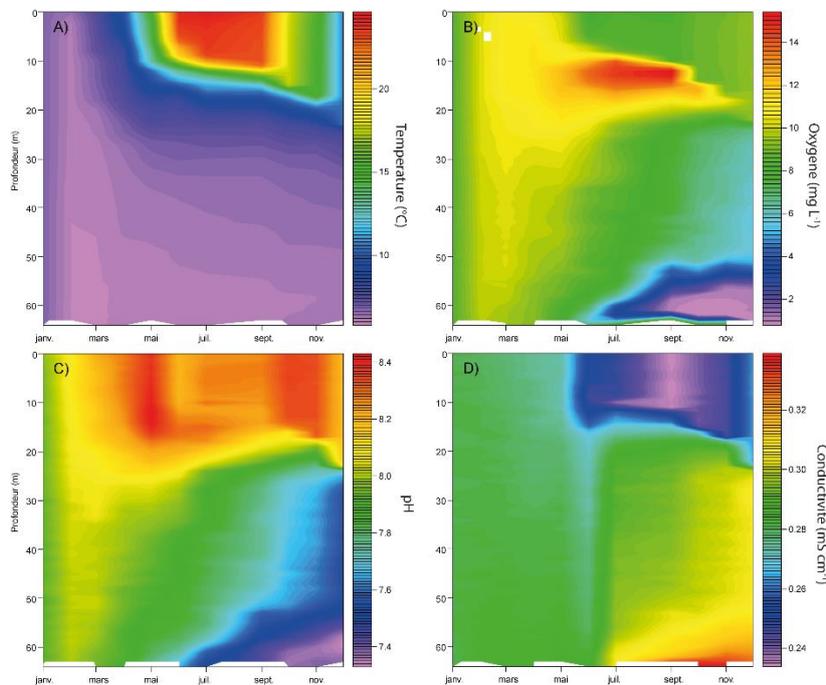


Figure 6 : Evolution de la température (A), de l'oxygène (B), du pH (C) et de la conductivité (D) en 2022

L'évolution des éléments nutritifs (ammonium, nitrate, orthophosphate et phosphore total) dans l'épilimnion et le fond du Grand Lac est présentée dans la figure 7. L'ensemble des concentrations en nutriments dans l'épilimnion sont inférieures au seuil de « très bon état » défini par la DCE. Au fond, la

désoxygénation se met en place à partir de juillet permettant la transformation d'éléments chimiques et permettant d'expliquer les concentrations croissantes en ammonium, orthophosphates et phosphore total.

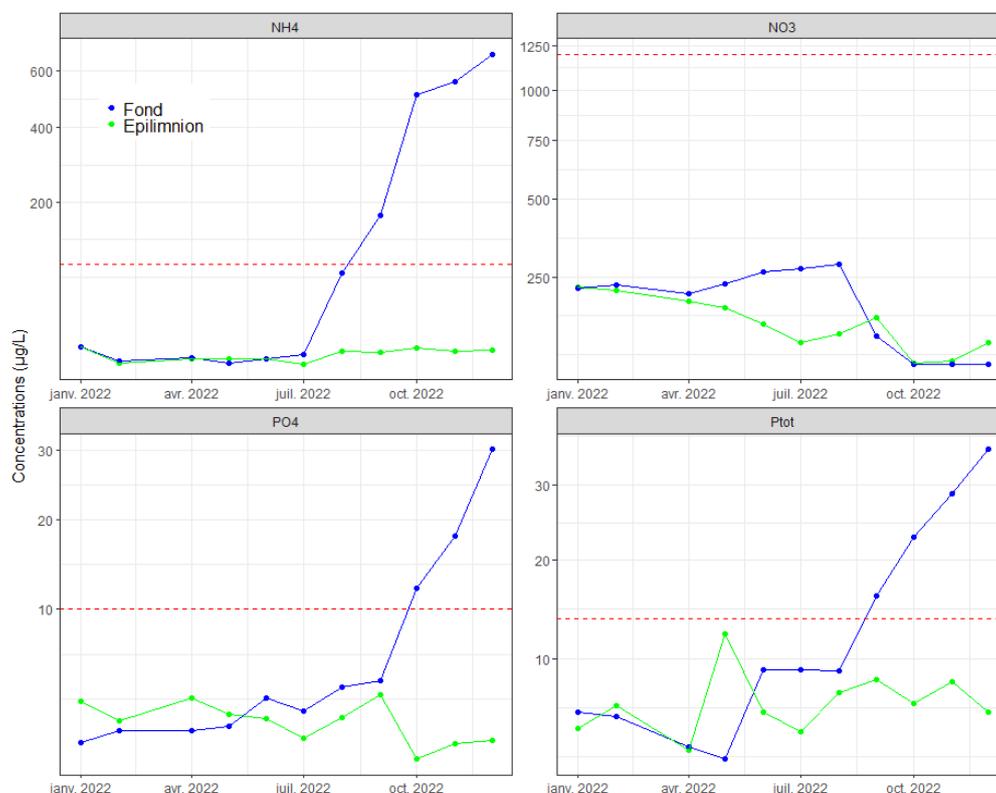


Figure 7 : Evolution des nutriments dans l'épilimnion (couche de surface) et l'hypolimnion (couche profonde) en 2022. Les lignes pointillées rouges représentent les seuils de « très bon état » d'après la DCE.

3.2. Phytoplancton

L'évolution temporelle du phytoplancton en 2022 peut être séparée en quatre périodes (Fig. 8A):

- une période hivernale (12/01-15/03), avec de faibles biomasses algales. Le compartiment est dominé par des diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*) indicatrices de milieux stratifiés, et dans une moindre mesure par une petite diatomée centrique (*Cyclotella costei*) indicatrice de milieux méso-oligotrophes.
- une période printanière (15/04 au 9/05): pendant cette période les biomasses augmentent. Le compartiment est toujours dominé par les mêmes espèces de diatomées, mais la part des Chrysophycées augmente. Il s'agit de taxons mixotrophes (*Chrysolykos planktonicus*, *Kephyrion spp.*, *Dinobryon spp.*), indicateurs déprimés en nutriments (oligotrophes).
- une période estivale (20/06 au 6/09): cette période est dominée par des Dinophycées, notamment par *Ceratium hirundinella*, *Peridinium inconspicuum*, et des *Gymnodinium spp.* Il s'agit de taxons mixotrophes, indicateurs d'épilimnion estivaux bien stratifiés. On note également la présence de Cyanobactéries non toxiques formant des colonies mucilagineuses (*Aphanothece clathrata* var. *rosea*, *Aphanocapsa spp.*); ces taxons souvent observés dans les épilimnions de lacs oligotrophes en fin d'été (Padisak et al. 2009).
- une période automnale (5/10 au 7/11) : la biomasse baisse fortement à cette période. Les espèces de cyanobactéries mucilagineuses sont toujours abondantes.

- une période hivernale de fin d'année (8/12) : la biomasse augmente fortement, ce qui est assez inhabituel à cette période possiblement en lien avec l'inertie thermique de la masse d'eau héritée l'été particulièrement chaud. Le compartiment est dominé par des diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*) indicatrices de milieux stratifiés.

La richesse taxonomique a tendance à augmenter entre la fin d'hiver et l'été pour être maximale fin août et des variations non négligeables de richesse sont observées entre la fin de l'été et la fin de l'année (Fig. 8B). La diversité reste cependant relativement stable la majeure partie de l'année avec une plus forte diversité observée en novembre (Fig. 8B).

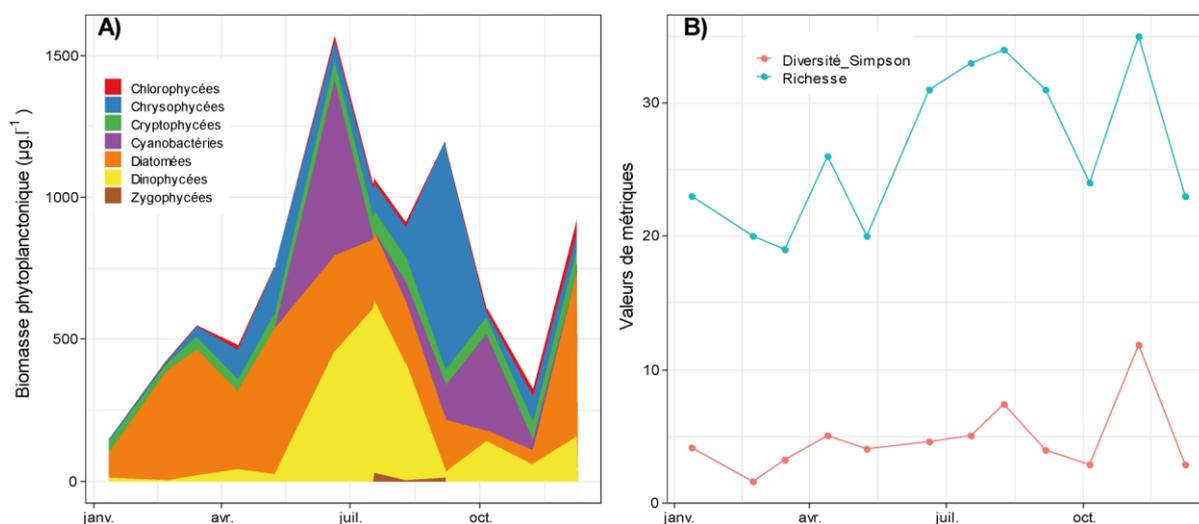


Figure 8: Evolution des groupes phytoplanctoniques (A) et de la richesse spécifique et diversité taxonomique associée (B) en 2022.

Sur l'ensemble de l'année, la communauté phytoplanctonique est dominée par 4 espèces (Tableau 6), deux diatomées, une cyanobactérie et une dinophycée.

Espèces	Classes algales	%
<i>Cyclotella costei</i>	Diatomées	18,3
<i>Fragilaria crotonensis</i>	Diatomées	15,6
<i>Aphanocapsa planctonica</i>	Cyanobactéries	11,2
<i>Ceratium hirundinella</i>	Dinophycées	12,9
<i>Dinobryon sertularia vide</i>	Chrysophycées	6,5
<i>Gymnodinium helveticum</i>	Dinophycées	3,6
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	Cryptophycées	3,1
<i>Peridinium inconspicuum</i>	Dinophycées	2,8
<i>Cryptomonas sp.</i>	Cryptophycées	2,4
<i>Peridinium willei</i>	Dinophycées	1,9

Tableau 6 : Espèces phytoplanctoniques dominantes en 2022

Suite au brassage de janvier où la Chlorophylle a était particulièrement faible on note la présence de Chla dans l'ensemble de la colonne d'eau en Mars probablement en lien avec le manque de stratification à cette période de l'année (Fig. 9). En effet, dès le mois d'avril, on observe une structuration verticale claire de la Chla avec un maximum de Chla entre 15m et 20m de profondeur correspondant aussi au maximum annuel. Durant le reste de l'été les concentrations en Chla sont plus faibles et cantonnées entre 10m et 15m. En novembre, on note une nouvelle intensification des concentrations en Chla sur l'ensemble de l'épilimnion avec des concentrations maximales relativement profondes, proches de la thermocline résiduelle à cette période de l'année.

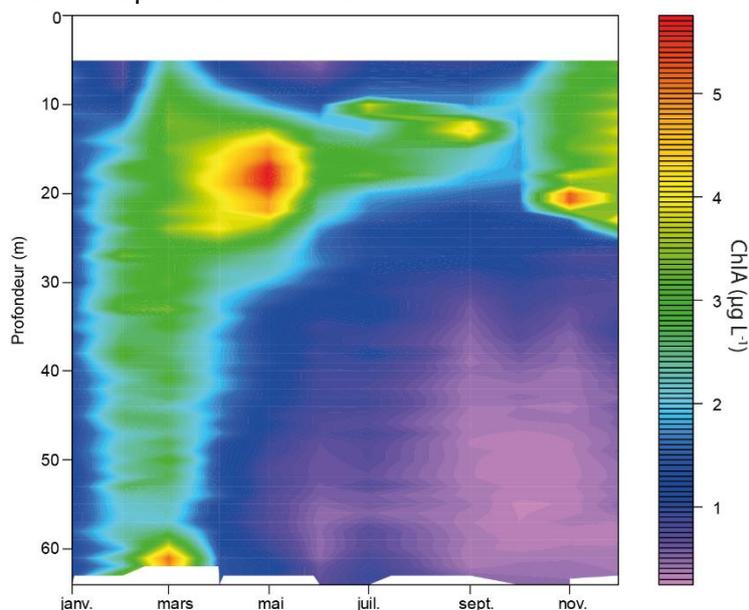


Figure 9 : Evolution de la Chlorophylle a en 2022

Le lien entre Chla et transparence est mieux marqué cette année qu'en 2021 possiblement en lien avec une moindre implication des précipitations de calcites dans l'atténuation de la transparence de l'eau au printemps et en été. La transparence maximale mesurée en février et une transparence minimale mesurée en juin et en août. Il ressort toutefois que le niveau de transparence reste toujours au-delà du seuil de « très bon état écologique » (Fig. 10).

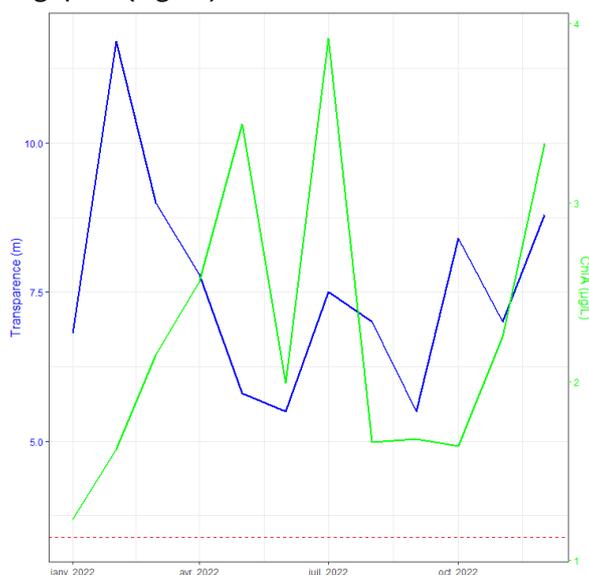


Figure 10 : Evolution de la transparence (profondeur de Secchi, en bleu) et de Chlorophylle A dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) en 2022. La ligne horizontale pointillée rouge représente le seuil DCE de « très bonne qualité » pour la transparence.

3.3. Zooplancton

En 2022, le zooplancton était dominé par deux petites espèces *Cyclops prealpinus* et *Mesocyclops leukartii* représentant plus de 50% des densités. *Daphnia* sp., souvent considérée comme une filtreuse particulièrement efficace et de taille importante par rapport aux autres espèces herbivores, ne représente que ~15% des abondances (Fig. 11A). La richesse taxonomique du zooplancton était de 6-7 taxons jusqu'en Mai puis à partir de Juin et jusqu'à la fin de l'année, la richesse spécifique était de 9 taxons (Fig. 11B). La diversité taxonomique était variable en début d'année puis s'est accrue de Mars à Octobre c'est-à-dire qu'un plus grand nombre d'espèces co-domaient le peuplement zooplanctonique (Fig. 11B). La diversité a ensuite diminué jusqu'à la fin de l'année. La dynamique temporelle des taxons herbivores a été caractérisée par la présence de deux pics d'abondance distincts avec un premier pic d'abondance limité en avril et un second pic en septembre (Fig. 11C). Le pic d'abondance d'avril est bien connu comme permettant la phase des eaux claires dans le lac (forte consommation du phytoplancton entraînant une augmentation de la transparence). Ce pic présentait des densités plus importantes qu'en 2021. Le pic de septembre est habituellement moins marqué et a pu bénéficier d'un pic d'abondances précoce des taxons prédateurs en août principalement du fait de *Leptodora kindtii* (Fig. 11D).

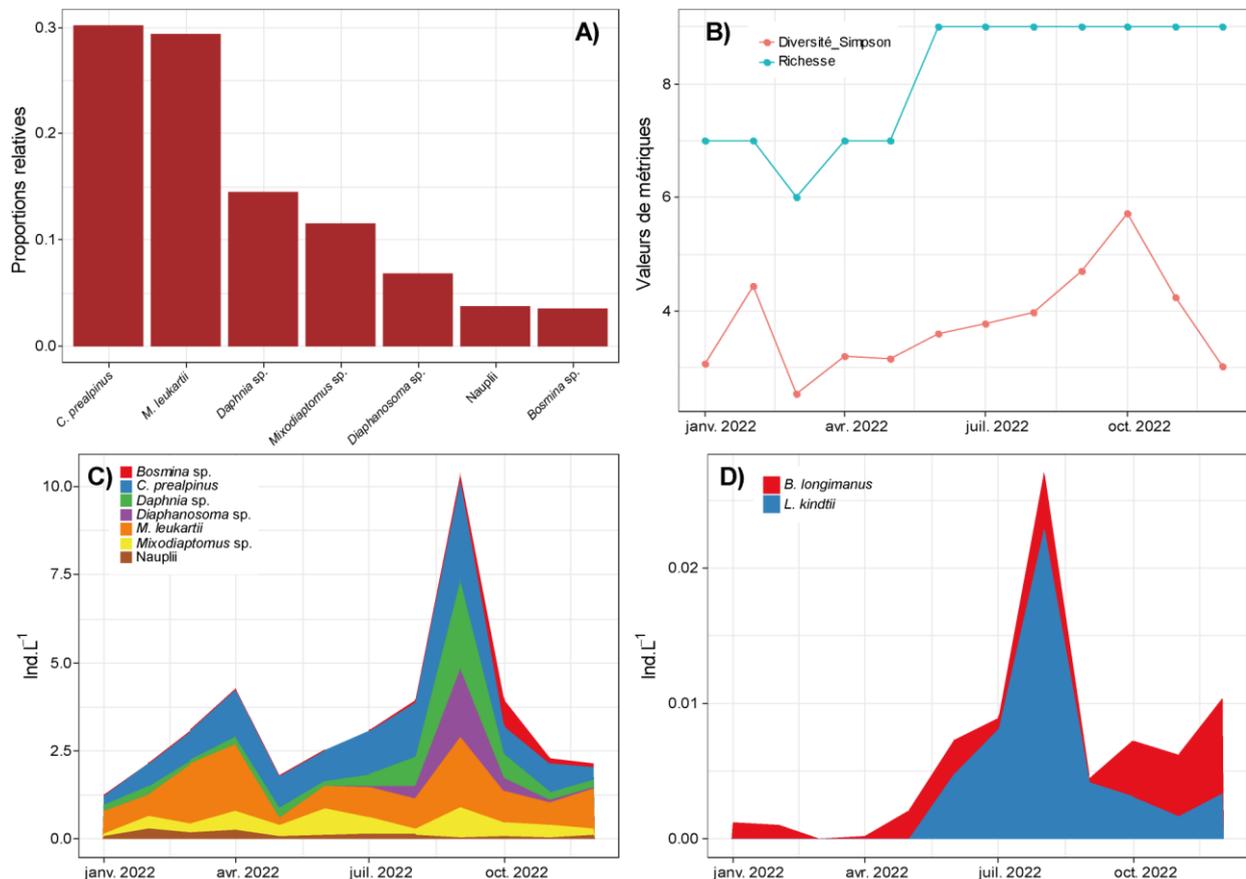


Figure 11 : Evolution de la communauté zooplanctonique en 2022 : A) proportions relatives des abondances sur l'ensemble de l'année, B) richesse et diversité spécifiques, C) dynamiques des espèces herbivores et D) dynamiques des espèces de prédateurs.

3.4. Poissons

Pêches aux filets

En 2022, les pêches ont été effectuées par l'Office Français de la Biodiversité (OFB) avec 64 filets benthiques posés (contre 66, conformément au plan d'échantillonnage). La colonne d'eau a été échantillonnée dans son ensemble de 0 à 54 m. Les captures dans les filets permettent d'identifier les espèces présentes et d'obtenir les rendements par espèce (effectif ou poids ramenés à une surface unitaire de filet et une durée de pose) (Tableau 7).

Compartiment lacustre	Espèce	Biomasse totale (g)	Nombre (Ind)	Rendements de pêche	
				Pondéraux (gr / 1000 m ²)	Numériques (ind / 1000 m ²)
Benthique	Brochet	684	6	241,3	2,1
	Chevesne	430	1	151,7	0,3
	Corégone	1472	38	519,2	13,4
	Gardon	17433	651	6149,2	229,6
	Goujon	418	59	147,4	20,8
	Ombre chevalier	61	1	21,5	0,35
	Perche	35364	963	12474,1	339,7
	Rotengle	4859	21	1713,9	7,4
	Tanche	1875	3	661,4	1,1
Pélagique	Corégone	1348	6	453,9	2,1
	Gardon	250	18	84,2	6,1
	Ombre chevalier	1275	5	429,3	1,7
	Perche	3821	1724	1286,5	580,5
	Truite fario	510	1	171,7	0,3

Tableau 7: Synthèse des captures effectuées par pêche aux filets en 2022

La campagne de pêche 2022 a permis la capture de 10 espèces de poissons. Le rendement de pêche numérique global en 2022 est de 1205,5 ind/1000 m² et pondéral de 24,5 kg/1000 m². Comme pour les années précédentes la perche (*Perca fluviatilis*) et le gardon (*Rutilus rutilus*) sont les deux espèces dominantes en termes de rendement numérique benthique avec respectivement 339,7 et 229,6 ind/1000m². Ces deux espèces représentent plus de 90% des individus capturés lors des pêches scientifiques. Les perches sont capturées en plus grand nombre dans les filets pélagiques (580,5 ind/1000m²). En revanche il s'agit d'individus de plus petite taille avec un rendement pondéral dix fois inférieur à celui des filets benthiques. Le gardon est préférentiellement capturé dans les filets benthiques. Lorsque l'on cumule les captures des filets pélagiques et benthiques, le corégone (*Coregonus lavaretus*) représente la 4^{ème} espèce en numéraire après la perche, le gardon et le goujon. Sur le plan pondéral, la perche est l'espèce la plus représentée suivie du gardon, du rotengle et du corégone.

En 2022 deux espèces d'écrevisses ont été capturées, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*) et l'écrevisse signal (*Pacifastacus leniusculus*).

La figure 12 présente les principales caractéristiques populationnelles des 3 espèces dominantes sur le plan numérique à savoir la perche, le gardon et le corégone en termes de structuration, relation tailles/poids et distribution verticale.

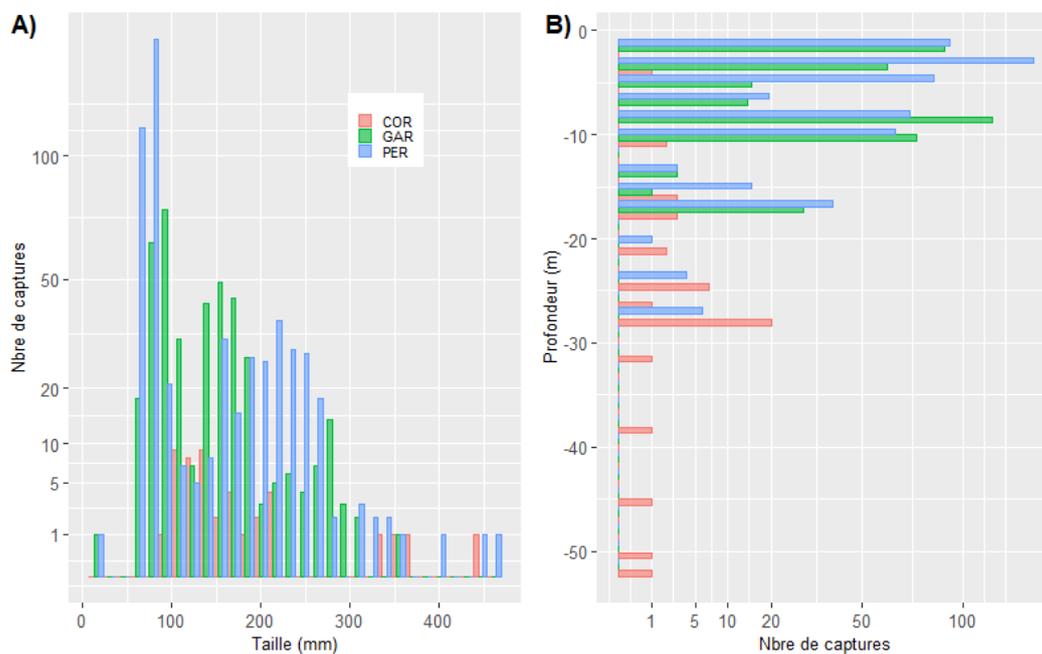


Figure 12 : Principales caractéristiques des captures des trois espèces dominantes (perche, gardon, corégone : distribution en taille (A), distributions bathymétriques (B)

La Perche

En 2022, la population de perches présente une structure en taille classique avec une bimodalité. Le mode majoritaire se situe entre 70-80 mm, représentant les individus de l'année (0+) (Figure 16A). Le second mode s'établit à 220 mm, majoritairement composé de la cohorte 2+. Pour rappel, 2020 était marqué par une forte quantité d'individus de l'année. Cette cohorte, visible en 2021 (1+), reste encore bien marquée en 2022 et représente une part non négligeable de la population globale en perche. Outre la proportion importante de 0+ et 2+ dans l'effectif, les individus appartenant aux cohortes 3+ et 4+ complètent la structuration en âge de la population de perche. Les autres cohortes sont marginales. De manière générale, les percidés sont présents dans les couches chaudes, au-dessus de la thermocline. En 2022, quelques individus ont été capturés en dessous de la thermocline. Une majorité de cet effectif se trouvait dans deux filets benthiques situés à 23 et 28 m de profondeur (Figure 16b). À ces profondeurs et à cette période, il est peu probable de retrouver cette espèce. Il peut s'agir d'individus capturés lors de la remontée des filets.

Le Gardon

La structure en taille de la population de gardon est marquée par la dominance des 0+ avec un mode établi à 80 mm (Figure 16a). L'année dernière peu d'individus 0+ ont été capturés lors des pêches scientifiques. Toutefois ces individus, âgés d'un an lors des pêches 2022 sont bien représentés avec une taille modale de 160 mm. Enfin la population de gardon se caractérise par un 3^{ème} mode à 270 mm, principalement composé de poissons âgés de 3 et 4 ans. Quelques individus de plus grande taille (>300 mm) viennent compléter l'effectif. Les gardons sont capturés quasi exclusivement en couche supérieure (2-14,5m)

Le Corégone

En 2022, comme les années antérieures, les captures de juvéniles se font essentiellement en zone de bordure. La population en corégones, pour l'année 2022 présente une structure en taille unimodale représentée par les juvéniles de l'année (mode à 12 cm). Concernant les individus plus âgés, il y a une répartition globalement homogène entre les cohortes 1+ et 2+. Les deux individus aux alentours de 360 mm sont estimés à 3+. L'individu de 445 mm est quant à lui estimé à 5+. Les corégones sont présents sur l'intégralité de la colonne d'eau échantillonnée par filets (0-54m) avec un pic de capture à 28 m de profondeur (Figure 16b).

Hydroacoustique

L'analyse des données de la campagne d'hydroacoustique a permis de détecter 8917 poissons en couche supérieure contre 1538 en dessous de la thermocline (Fig. 13). Le nombre de cibles détectées en couche supérieure se situe dans les valeurs hautes de la chronique probablement en raison d'un fort recrutement annuel suite à une reproduction réussie.

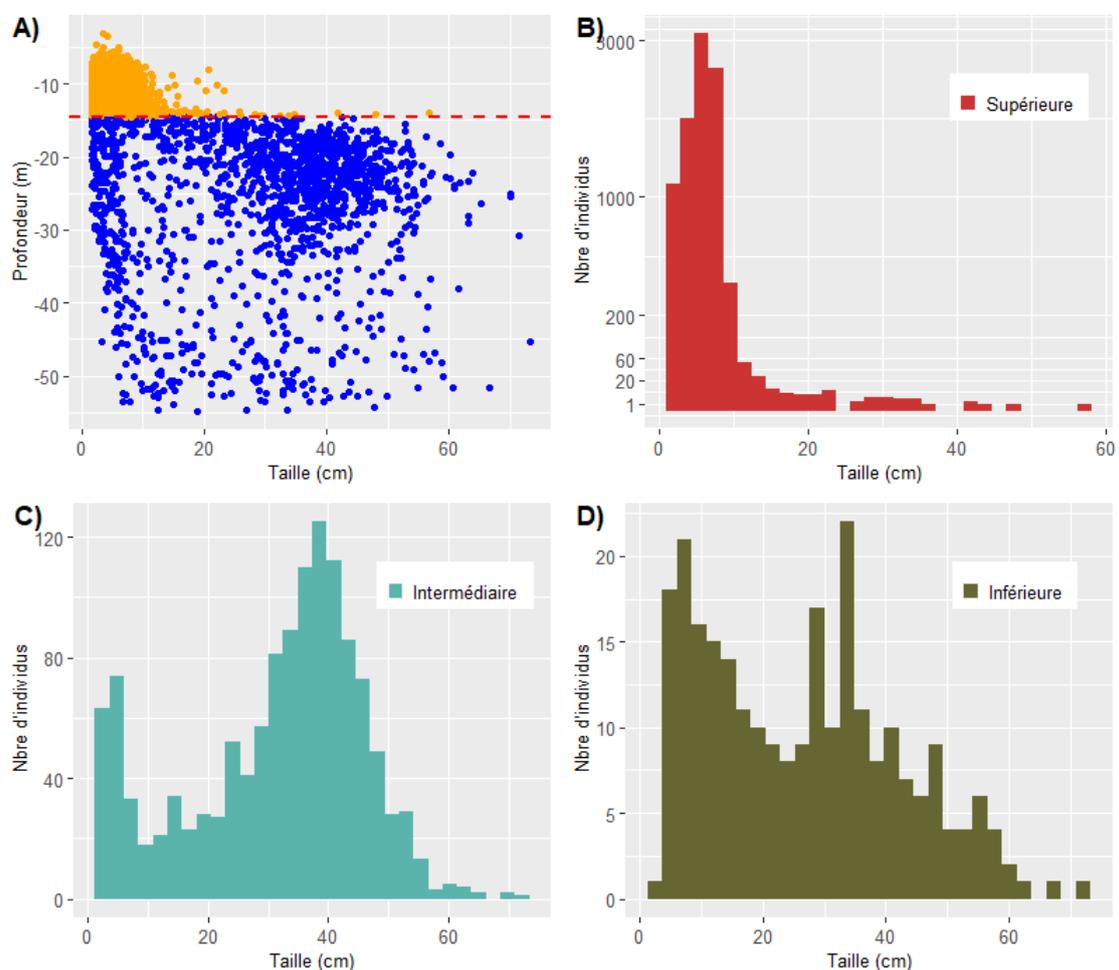


Figure 13 : Distribution bathymétrique des tailles individuelles estimées par hydroacoustique (A) et fréquence de distribution en taille pour les trois couches de la colonne d'eau (B, C, D). Dans (A), la ligne rouge représente la profondeur de la thermocline et les points orange et bleu distinguent les individus de part et d'autre de celle-ci.

En utilisant l'équation généraliste de Love (1971), les poissons détectés, en couche supérieure, ont une taille estimée de 2 à 56 cm avec une répartition unimodale à 7-8 cm selon l'équation de Love (1971) (figure 17). 98% des cibles détectées dans cette couche ont une taille inférieure à 10 cm.

La strate intermédiaire et la strate inférieure comptent respectivement 1283 et 255 cibles et suivent toutes deux une distribution bi-modale. Concernant la strate intermédiaire le mode principal se situe à 37 cm alors que le mode secondaire s'établit à 6 cm. Cette strate intermédiaire concentre principalement la population de corégones. Or, les pêches aux filets et l'hydroacoustique ne reflètent pas les mêmes tendances. Toutefois ces deux protocoles d'échantillonnage sont complémentaires. En effet les pêches scientifiques échantillonnent majoritairement la zone littorale et l'hydroacoustique la zone pélagique. Une part majoritaire de juvéniles (12 cm) ont été capturés dans les filets et ne sont pas visibles sur les données hydroacoustiques. Le faible nombre d'individus âgés, capturés par les filets, limite l'interprétation de données pour cette tranche de la population. En revanche les données hydroacoustiques permettent de compléter ce manque d'information. En couche inférieure, se dégage deux modes faiblement marqués par rapport à la couche intermédiaire. Le premier se situe à 8 cm et le second à 35 cm.

La répartition spatiale de la biomasse au sein du lac d'Annecy est représentée sous forme d'unités élémentaires (ESDU) de 250 m chacune (figure 18). La couche supérieure présente un fort contraste nord/sud des répartitions en biomasse, à l'échelle du lac. En revanche pour un même transect, les biomasses restent relativement homogènes. La couche intermédiaire correspond à la zone concentrant le plus de biomasse. La répartition au sein de cette couche présente une tendance inverse à la couche supérieure, à savoir une proportion plus importante d'individus au sud du lac. Toutefois le contraste est moins prononcé. En couche inférieure, 3 transects situés en sud et au centre du lac concentrent une majorité de la biomasse. Pour le reste les valeurs par ESDU sont proches de zéro.

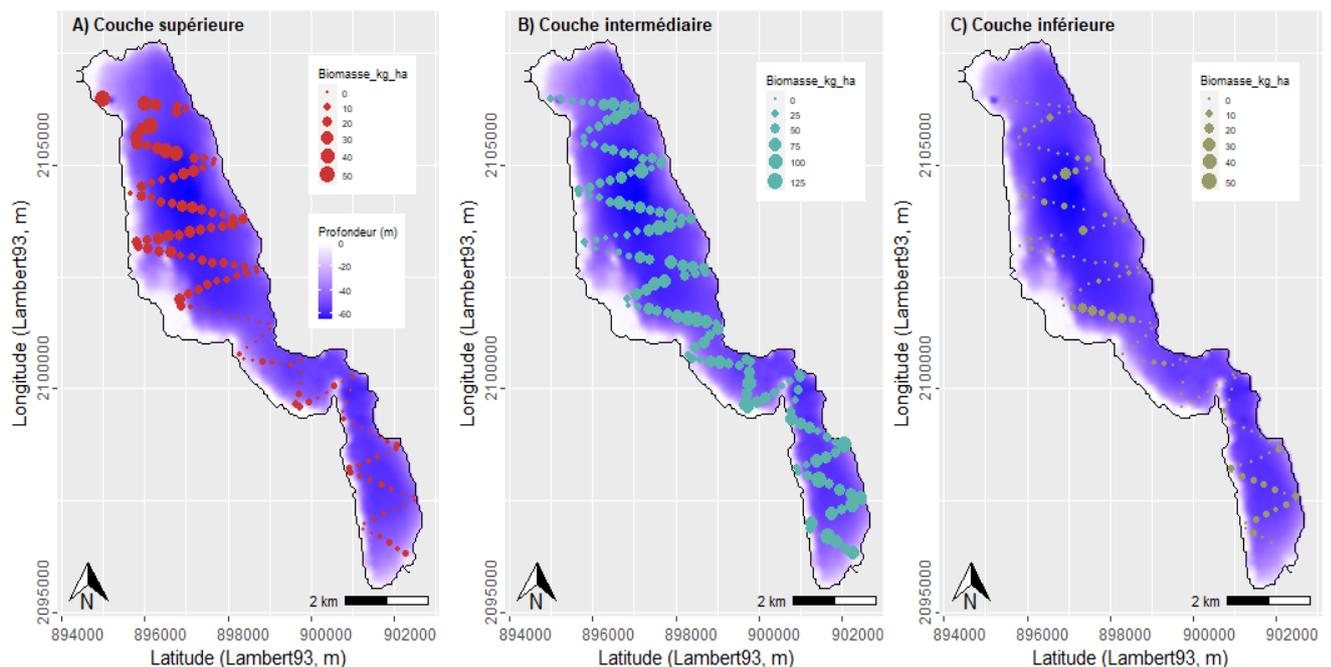


Figure 14 : Distribution spatiale des biomasses estimées par hydroacoustiques pour les 3 couches de la colonne d'eau : A) supérieure, B) intermédiaire, C) inférieure

La couche supérieure et la couche inférieure ont des biomasses nettement plus faibles que la couche intermédiaire (Fig. 15). Cette dernière présente également une plus grande hétérogénéité des biomasses par ESDU, contrairement à la couche supérieure et inférieure. Ainsi, en couche intermédiaire la distribution est dispersée autour de la médiane avec 50% des valeurs comprises entre 28 et 67 kg. ha⁻¹.

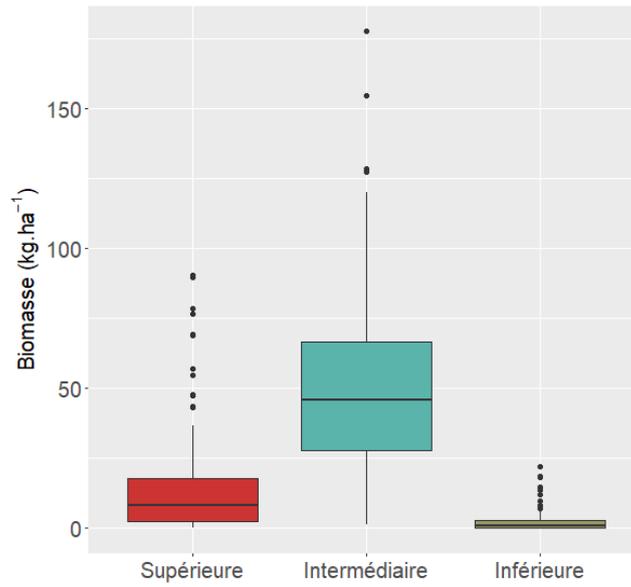


Figure 15 : Synthèse de la distribution des biomasses dans les 3 couches de la colonne d'eau

La médiane calculée en biomasse par hectare, à partir des tailles moyennes, par ESDU, des cibles estimées par acoustique, est de 8.11 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle. Les estimations seraient de 46.3 kg.ha⁻¹ pour la couche intermédiaire et de 1.45 kg.ha⁻¹ pour la couche la plus profonde.

IV. Tendances à long-terme

4.1. Physico-chimie

L'évolution à long terme de la température moyenne annuelle de l'eau à différentes profondeurs est présentée dans la figure 16. On note d'importantes variations inter-annuelles et celles-ci peuvent en partie être induites par un nombre de mesures variables entre les années et à des dates variables d'échantillonnage au sein des mois. Il n'est pas évident d'observer des tendances claires de changement des températures au cours du temps bien que les températures moyennent annuelles semblent augmenter depuis les années 2010 pour les différentes profondeurs. En 2022, on note des températures supérieures d'environ 2°C dans les couches de surface par rapport à 2021 alors que les eaux de fond n'ont pas semblé être affectées.

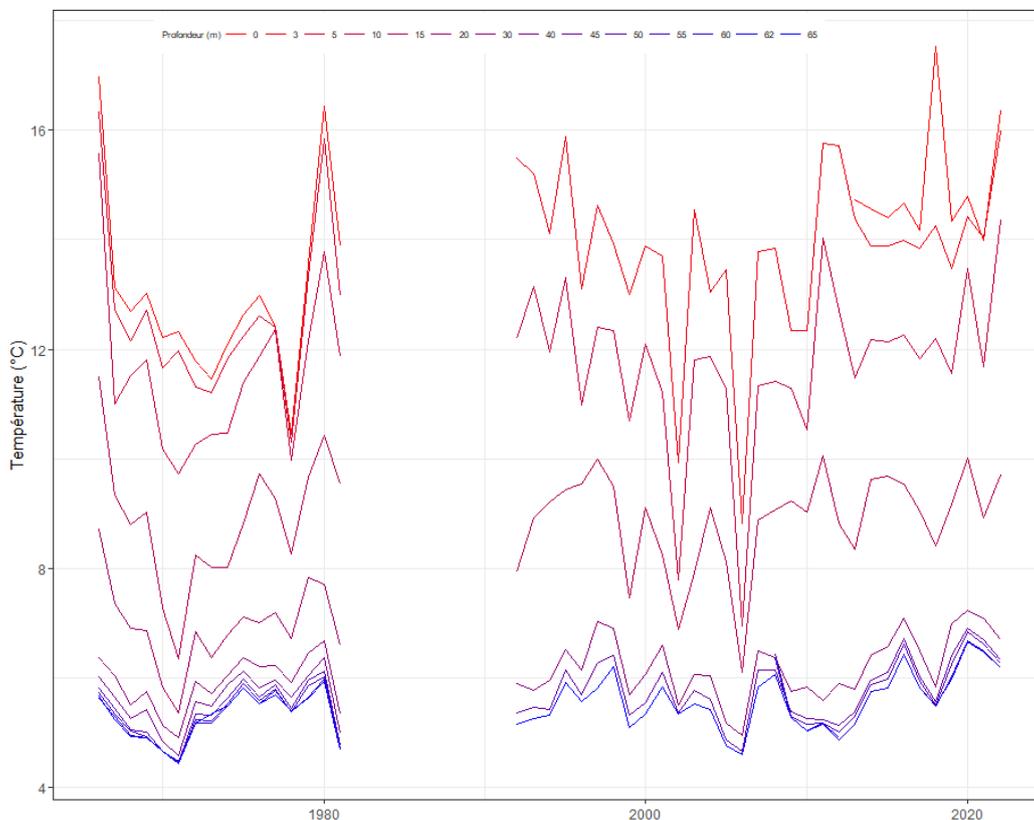


Figure 16 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle pour les différentes profondeurs suivies

L'agrégation des données thermiques en moyennes annuelles peut masquer en partie des tendances de changements thermiques spécifiques aux différentes saisons de l'année. L'évolution temporelle des températures pour les différentes profondeurs est ainsi détaillée pour les 4 saisons (Fig. 17). On note que l'ampleur du réchauffement observé en 2022 semble s'être principalement produit en été et en automne pour les eaux de surface, les tendances hivernales et printanières ne dénotant pas particulièrement des années précédentes.

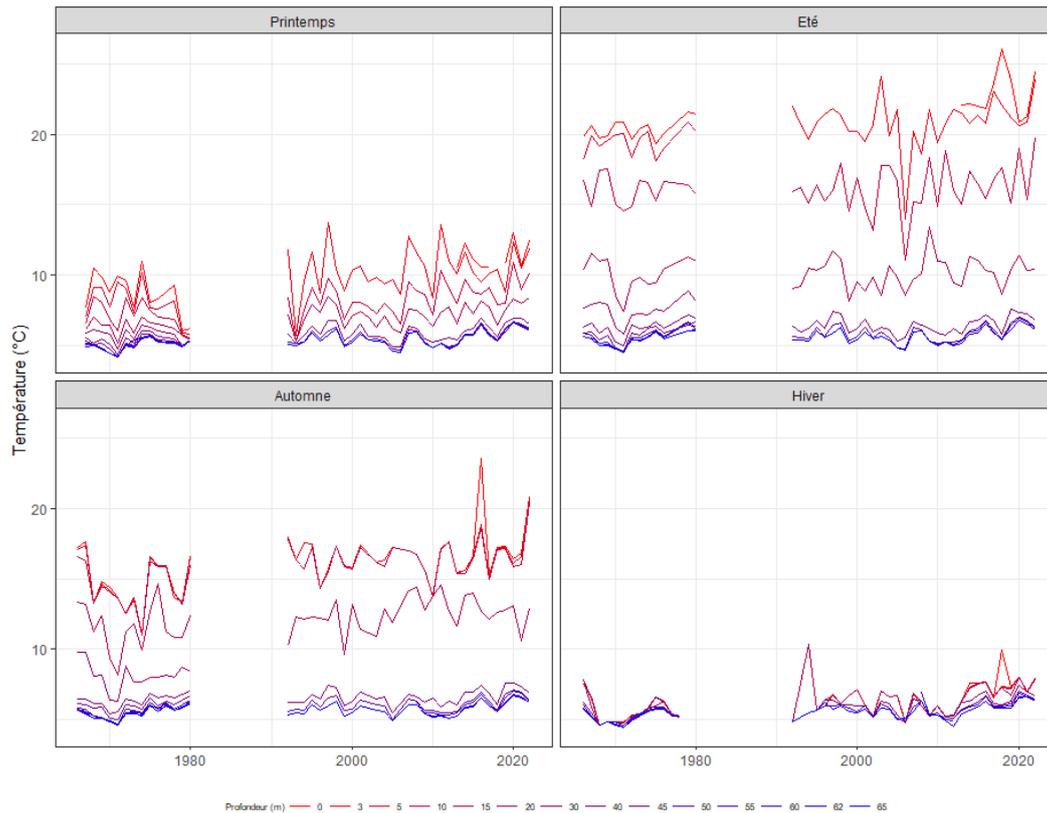


Figure 17 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle saisonnière pour les différentes profondeurs suivies

En vue de préciser les tendances thermiques, le coefficient Tau de Kendall permet de caractériser des tendances thermiques variables entre saisons et entre profondeurs (Fig. 18 A, B). Il ressort que sur l'ensemble de la période d'étude :

- une tendance au réchauffement est observée pour l'ensemble des saisons et que cette tendance est plus marquée au printemps et en hiver.
- les couches d'eau ne se réchauffent pas de la même façon avec un réchauffement plus marqué pour la couche de surface et les couches profondes (50m à 62m), moindre pour les couches d'eau intermédiaires (10m à 45m) et plus faible pour les couches d'eau proche de la surface (3m à 5m).

Comparativement à la période 1966-1980, l'année 2022 avec de fortes températures estivales et automnales se caractérise par un réchauffement particulièrement important des eaux de surface ($\sim 4^{\circ}\text{C}$) et qui diminue avec la profondeur pour être $\sim 1^{\circ}\text{C}$ à partir de 30m.

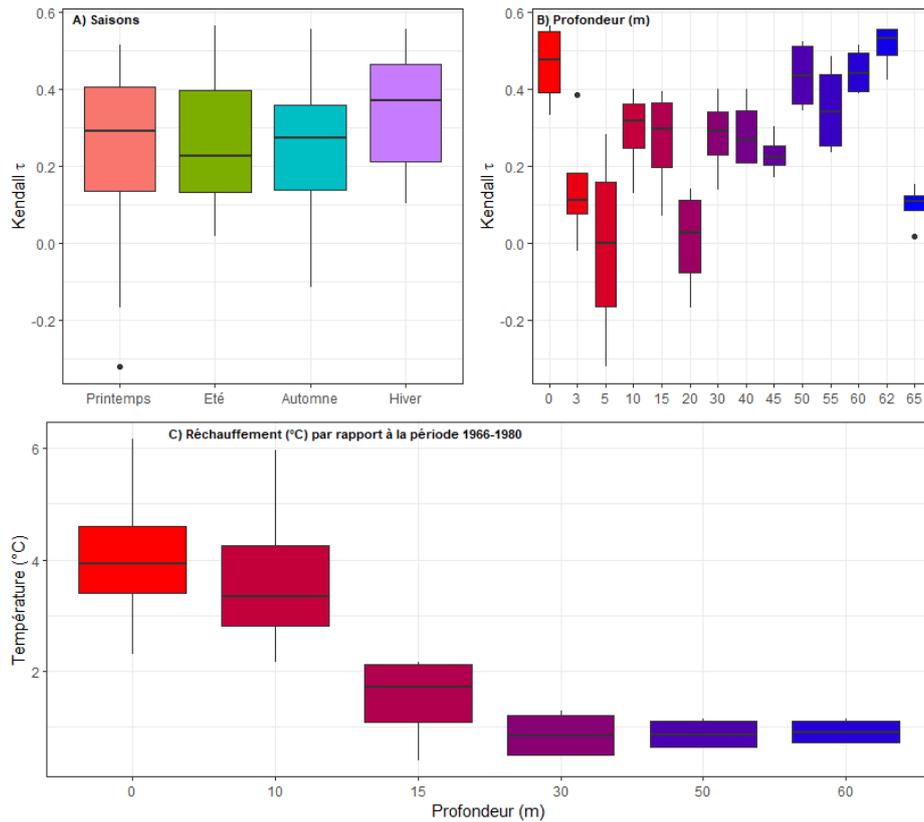


Figure 18 : Tendances temporelles de la température pour les différentes saisons (A), pour les différentes profondeurs (B), (C) Amplitude du réchauffement en 2022 par rapport aux années 1966-1980.

L'évolution de la dynamique de l'oxygène et plus particulièrement de la désoxygénation revêt un caractère particulièrement important pour le fonctionnement du lac en lien avec le relargage d'éléments chimiques comme le phosphore et l'habitat des poissons. La figure 19 présente l'évolution de la profondeur à laquelle l'oxygène dissous est inférieur à 4 mg l^{-1} correspondant à un seuil de confort pour les Salmonidae. Chaque année, on note une désoxygénation des eaux profondes débutant en milieu d'été et dont la hauteur s'amplifie au cours de l'automne et de l'hiver. La profondeur de désoxygénation varie chaque année avec un maximum enregistré en 2020 où elle atteint la couche d'eau à 50m de profondeur. En 2022, la profondeur de désoxygénation est plus importante qu'en 2021 et a atteint -53m en fin d'année.

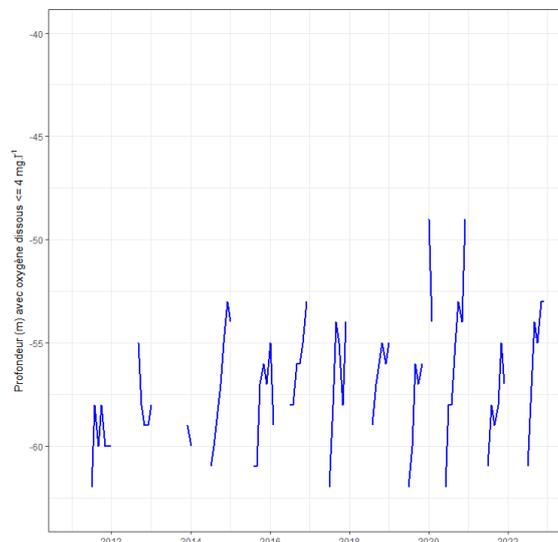


Figure 19: Evolution temporelle de la désoxygénation de l'hypolimnion

Le rapport N/P met en évidence le fort caractère limitant du phosphore dans le lac (rapport N/P > 10) ayant tendance à diminuer depuis 2020 et cette tendance se prolonge pour atteindre une valeur d'environ 40 en 2022 (Fig. 20A). On peut noter des variations au cours du temps avec une limitation plus forte du phosphore dans les années 2000-2010 et une brusque diminution dans les années 2010-2020 bien que cela ne change pas les conséquences de la limitation du phosphore. Au niveau saisonnier, on note des différences marquées du rapport N/P particulièrement élevé au printemps et en hiver et moins important en été et particulièrement en automne (Fig. 20B). Cela pourrait indiquer que l'intensité de limitation du phosphore dans le développement phytoplanctonique est variable au cours de l'année.

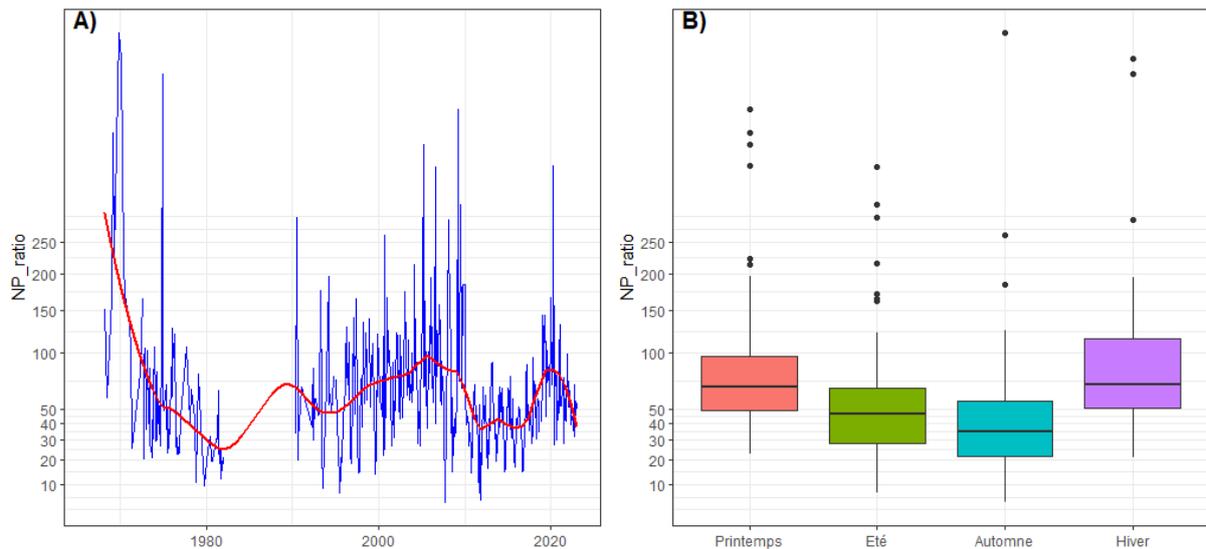


Figure 20 : Evolution temporelle du ratio N/P (A) et variabilité saisonnière du ratio N/P (B).

Les concentrations des éléments nutritifs dans l'épilimnion sont bien inférieures aux seuils de « très bon état » de la DCE depuis les années 2000 (Fig. 21). Ces seuils ne concernent que la couche de surface. Les concentrations en nutriments au fond sont bien plus importantes indiquant une charge interne en nutriments non-négligeable qui est mobilisée lors du brassage hivernal complet mettant en évidence un recyclage interne des nutriments au sein du lac. Les concentrations en formes dissoutes de l'azote en zone profonde ne montrent pas de tendances particulières depuis les années 2000 alors que celles du phosphore auraient tendance à diminuer légèrement.



Figure 21 : Evolution à long terme des concentrations en nutriments dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) et au fond (>60m, en bleu). Les lignes pointillées rouges représentent les seuils DCE de « très bon état » pour l'épilimnion.

4.2. Phytoplancton

L'année 2022 présente une biomasse sensiblement équivalente à celles observées depuis 2013. Les diatomées et les dinophycées sont les classes algales qui dominent la biomasse de l'année 2022, alors que les années précédentes, les diatomées et les chrysophycées étaient les classes dominantes (Fig. 22). L'année 2018 avait présenté une biomasse exceptionnellement faible (deux fois plus faible que la chronique 2013-2019) et en 2012, une biomasse supérieure avait été mesurée en raison d'un brassage intense du mois de février qui a amené une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique et qui avait favorisé le phytoplancton (Fig. 22).

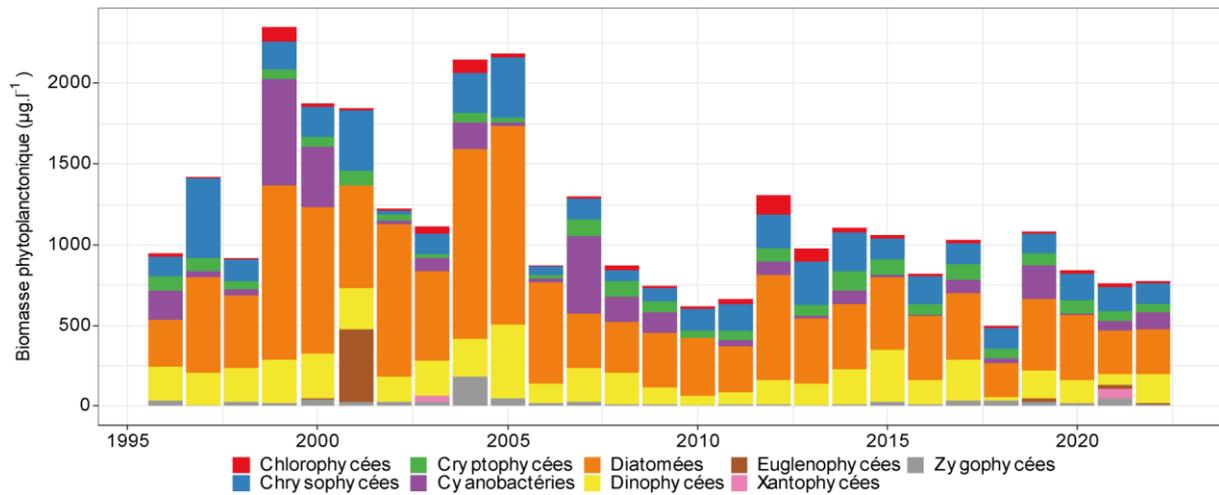


Figure 22 : Evolution à long terme du phytoplancton

On observe que sur la chronique 1996-2020 les valeurs de l'indice Brettum sont stables et oscillent entre l'oligo-mésotrophie (<4.5) et l'oligotrophie (>4.5) (Fig. 23A). En 2022, l'indice était plus faible du fait des différences de communauté phytoplanctonique par rapport à 2021 comme en 2012 où la diminution de l'indice était liée à une biomasse de Chlorophycées relativement importante. Pour l'IPLac, en 2022 et depuis 2019, le lac est considéré comme en très bon état (Fig. 23B).

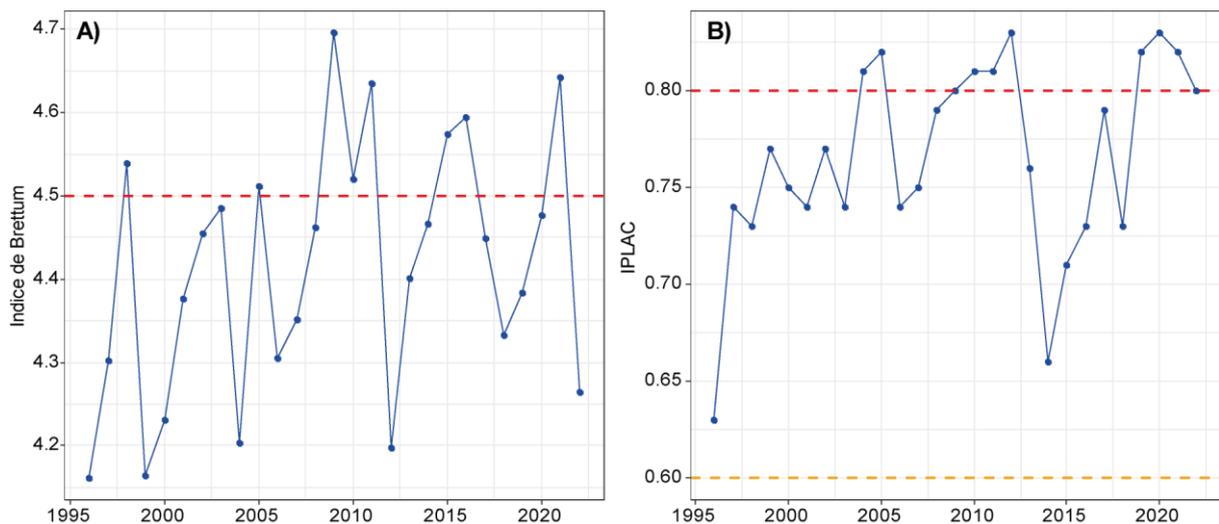


Figure 23 : Evolution à long terme des indicateurs phytoplanctoniques : Indice de Brettum et IPLAC. Les limites pour l'oligotrophie pour l'indice de Brettum en rouge et des seuils DCE entre « très bon état » (en rouge) et « bon état » (en orange) pour l'IPLAC sont indiquées.

Depuis 2012, aucune tendance claire n'est identifiée pour la Chlorophylle a , les concentrations restent faibles à très faibles et la cyclicité annuelle due au développement du phytoplancton n'est pas toujours clairement identifiable (Fig. 24A). Cela peut s'expliquer par la variabilité du développement phytoplanctonique pouvant impliquer différentes espèces présentant des maxima annuels à différents moments. Par exemple, l'automne chaud de 2022 a permis un fort développement phytoplanctonique qui n'était pas observé en 2021. La transparence présente une cyclicité saisonnière plus marquée avec un maximum de transparence en hiver et un minimum de transparence généralement mesurée en fin de printemps et en été. (Fig. 24B). Toutefois, la relation entre Chlorophylle a et transparence est globalement faible (Fig. 24C). Ce résultat peut être induit par l'implication des particules minérales dans l'estimation de la transparence (par ex. précipitation de calcite) mais aussi par la taille variable des espèces phytoplanctoniques ayant un effet variable sur la transparence à concentrations égales.

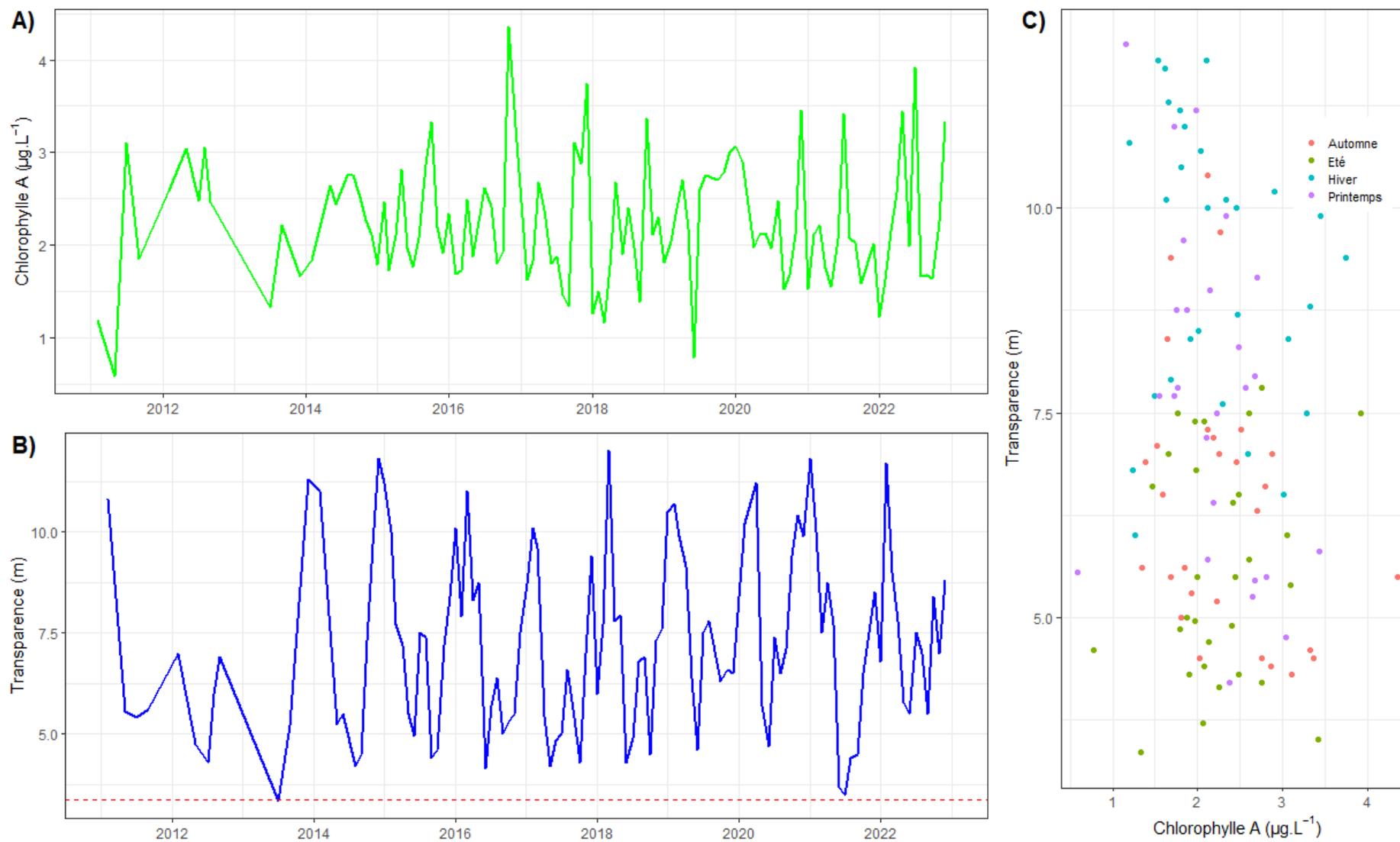


Figure 24 : Evolution à long terme de la Chlorophylle A (A), de la transparence (B) et relation entre la Chlorophylle A et la transparence (C)

4.3. Zooplancton

L'évolution à long-terme du zooplancton est distinguée entre espèces herbivores et prédateurs (Fig. 25A et B). Pour les espèces herbivores, l'année 2022 présente des abondances moyennes annuelles légèrement supérieures à 2021 (~ 2.5 ind L⁻¹) mais restent toutefois bien moindres (~ la moitié) que les abondances mesurées durant la période 2005-2019. Concernant les prédateurs, les abondances sont aussi légèrement supérieures en 2022 par rapport à 2021 (~ 5 ind m³) et sont de l'ordre des abondances mesurées depuis 1995 (~4 ind m³) et aucune tendance particulière n'est mise en évidence à long-terme pour ce groupe de zooplancton. Concernant les abondances printanières du zooplancton, considérées comme un facteur clé pour la croissance des jeunes de l'année pour la plupart des espèces piscicoles, nous pouvons noter une légère augmentation de ces abondances par rapport à 2021 (~3 in L⁻¹) (Fig. 25C). Cependant, celles-ci restent relativement faibles par rapport aux abondances printanières mesurées au cours des année 2005-2019 (~6 in L⁻¹). Le paramètre Tau de Kendall nous renseigne de la tendance à l'augmentation (positif) ou à la diminution (négatif) des différentes espèces de zooplancton sur l'ensemble de la période d'étude (Fig. 25D). Les résultats sont très similaires par rapport à ceux obtenus en 2021 et mettent en évidence une absence de tendance pour l'ensemble des espèces à part *Mixodiaptomus* sp. Cependant, en examinant la tendance de ce taxon (Fig. 25E), il apparaît que la tendance à l'augmentation sur l'ensemble de la période d'étude est principalement due à son augmentation après 2005. Depuis 2020, ce taxon aurait plutôt tendance à diminuer en abondance.

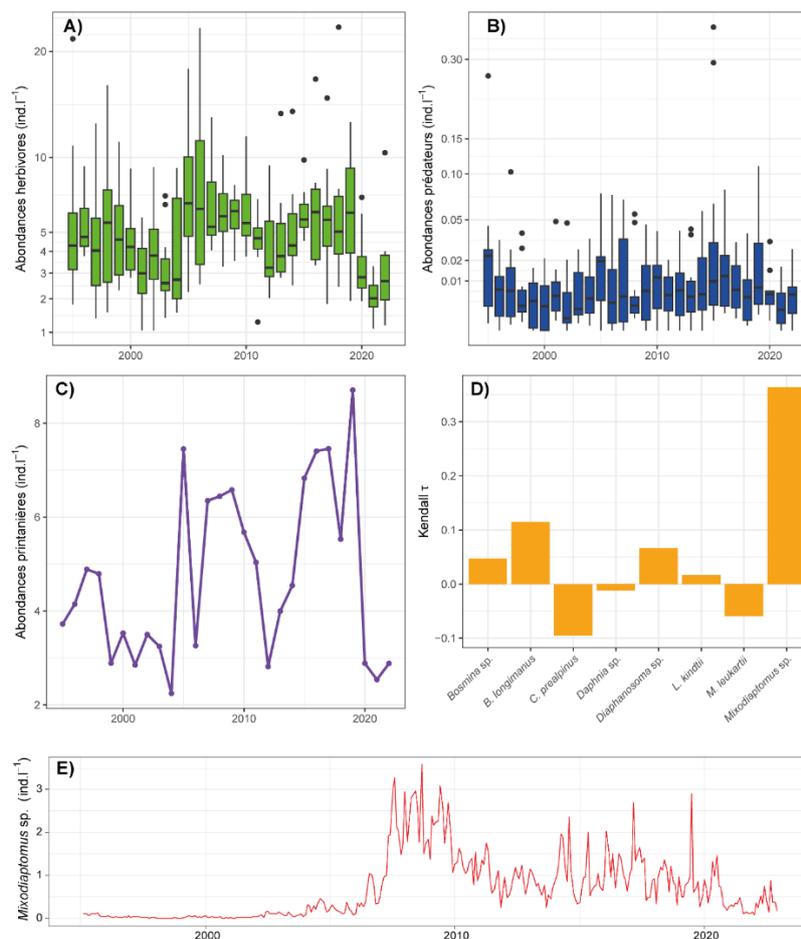


Figure 25 : Evolution à long terme des caractéristiques du zooplancton : abondances moyennes annuelles des herbivores (A) et des prédateurs (B), abondances zooplanctoniques moyennes annuelles printanières (Mars-Avril-Mai) (C), Tau de Kendall des différentes espèces de zooplancton (D) et évolution à long-terme de *Mixodiaptomus* sp. (E).

4.4. Poissons

Pêches aux filets

La figure 26 porte sur l'évolution interannuelle de la distribution des captures par classes de tailles et de l'embonpoint point pour les 3 espèces dominantes à savoir la perche, le gardon et le corégone depuis 2017.

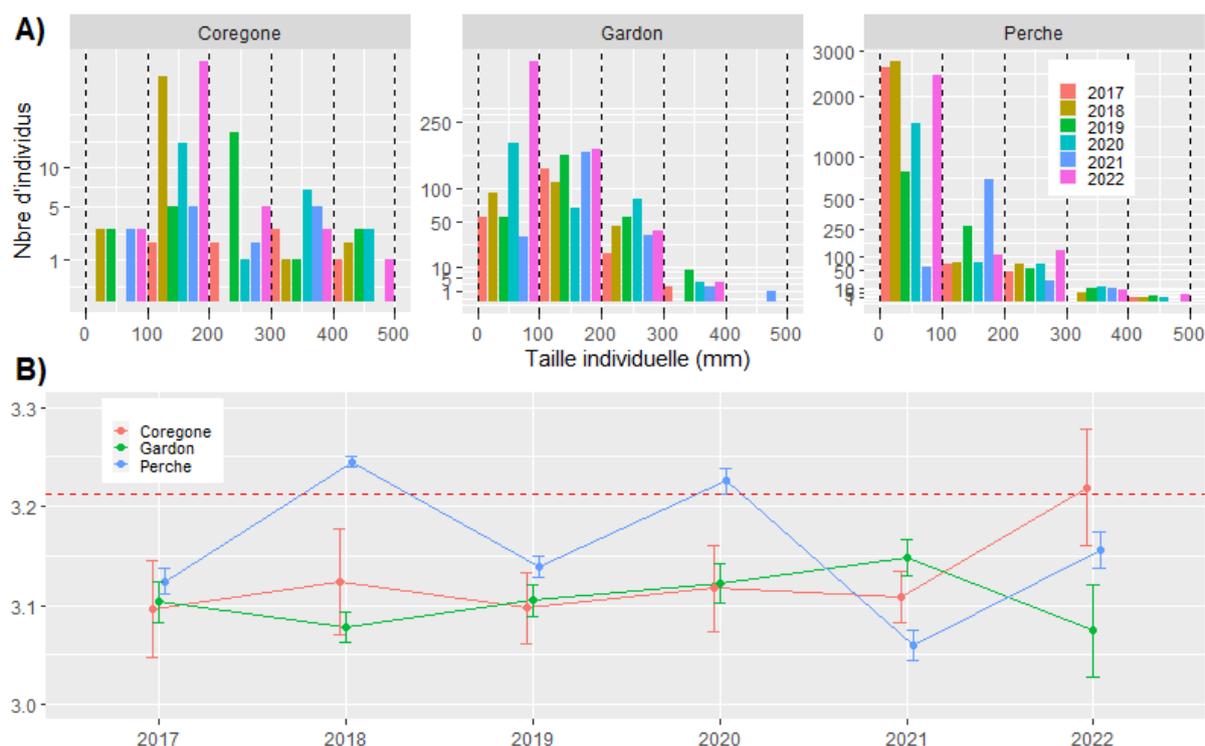


Figure 26 : Evolutions temporelles de la distribution des captures aux filets par classes de taille pour les 3 espèces dominantes (perche, gardon, corégone) (A). Les barres verticales pointillées noires indiquent les différentes classes de taille. Coefficient d'allométrie β caractérisant les relations taille/poids pour les trois espèces (B). La ligne pointillée rouge indique le coefficient d'allométrie β par Giannetto et al. 2011 pour les perches de différents lacs européens.

Corégone

L'année 2022 est marquée par une répartition unimodale centrée sur la classe [100-200 mm[correspondant aux individus de l'année (mode à 12 cm) (Figure 31a). C'est la première année où les effectifs pour cette classe sont si nombreux restant cependant proches de ceux de 2018.. Après une année précédente où le nombre de juvéniles attrapés étaient faibles, reflétant un recrutement moyen, ce nombre important de juvéniles capturés est le reflet d'un bon niveau de recrutement. La répartition entre les autres classes est homogène. Dans cette chronique de données, le nombre de captures 2022 pour les classes [200-300mm[se situe dans la partie haute alors qu'il est dans la moyenne pour la classe [300-400mm[. Le coefficient d'allométrie, pour le corégone, enregistre une hausse pour 2022.

Gardon

La campagne 2022 présente une dominance marquée de la classe [0-100 mm[correspondant aux juvéniles de l'année. Il s'agit du niveau de captures le plus haut depuis 2017, indiquant recrutement élevé.

La classe [100-200mm[est également bien représentée avec plus de 175 individus, correspondant à la valeur maximale de la chronique et qui reste similaire à celle de 2021 et 2019. Les classes associées aux individus plus âgés se stabilisent autour de la moyenne. En termes d'effectif, la population en gardon du lac d'Annecy est en augmentation. Le coefficient d'allométrie observe une inflexion après 3 années d'augmentation successives. Il se place au même niveau que 2018 soit le niveau le plus bas de la chronique. Il reste cependant au-dessus de 3 reflétant une population que se porte bien.

Perche

La distribution en taille de la population en perche, sur la chronique de données, se caractérise par une très forte proportion de poissons capturés dans la classe [0-100 mm[correspondant à des juvéniles (0+). Ils dominent généralement très largement en nombre par rapport à ceux détectés dans les autres classes de tailles. L'année 2022 suit cette logique avec une dominance des individus de l'année indiquant un très bon recrutement après une année 2021 qui avait vu de très faibles effectifs enregistrés. La classe de taille [100-200mm[est à un niveau bas, reflétant logiquement le mauvais recrutement de 2021. Après le niveau bas de 2021, le coefficient de condition retrouve un niveau semblable aux années 2017 et 2019.

Evolution temporelle des CPUE

En 2022, les CPUE numériques et les CPUE pondérales, pour les 3 espèces principales, sont supérieures à celles de l'an passé (Fig. 27). Les CPUE numériques et benthiques en corégone et en gardon sont les plus élevées de la chronique. Comme les années précédentes, peu de gardons sont capturés en pélagique. Concernant la perche, l'année 2022 permet de retrouver des rendements numériques dans la moyenne de la chronique avec une proportion de perches toujours majoritaire face aux gardons. A contrario des deux autres espèces, les effectifs de perches sont plus importants en pélagique.

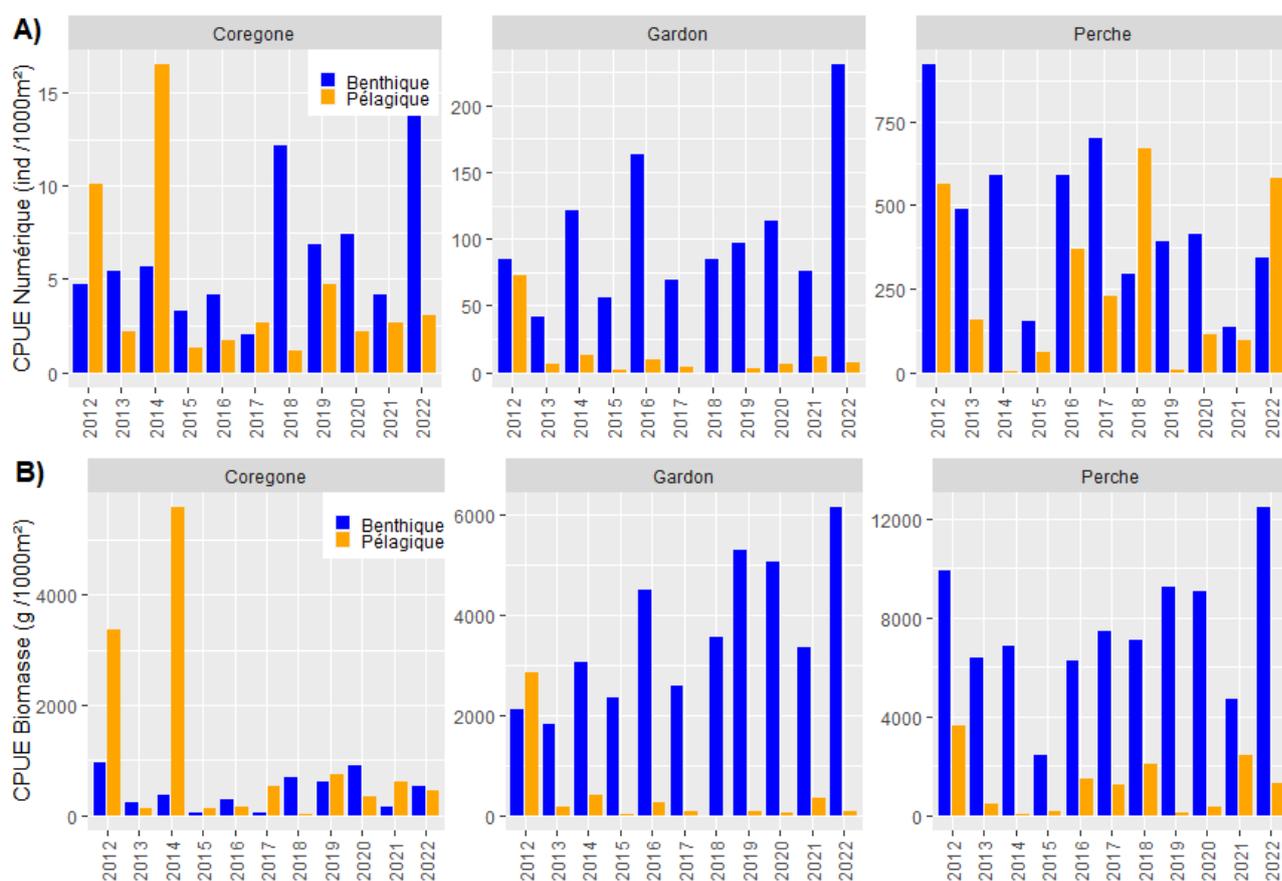


Figure 27 : Evolution temporelle des densités numériques (A) et pondérales (B) estimées par pêches aux filets pour les trois espèces dominantes : corégone, gardon, perche

Les CPUE pondérales des filets pélagiques sont dans la moyenne interannuelle (corégone, gardon). En revanche les CPUE pondérales des filets benthiques correspondent à la valeur la plus haute de la chronique pour le gardon et la perche. Il y a un fort contraste entre les valeurs benthiques et pélagiques entre la perche et le gardon. La CPUE pondérale en corégone est équitablement répartie entre les poissons capturés dans la zone pélagique et la zone benthique. En revanche la CPUE numéraire est bien plus importante dans les filets benthiques reflétant un nombre important de juvéniles capturés dans ces derniers.

La comparaison des CPUE (pondérale et numéraire) chez la perche montre une CPUE numérique moindre dans les filets benthiques alors que la CPUE pondérale est largement plus élevée (x20) révélant la capture de nombreux individus majoritairement de petite taille dans la zone pélagique.

Hydroacoustique

Du côté de l'évolution des biomasses interannuelles 2022 par hydroacoustique (Figure 28), la valeur médiane de la densité acoustique en couche supérieure, correspondant majoritairement aux perches et gardons, s'établit à 8.11 kg.ha⁻¹. Après une année 2021 marquée par une densité historiquement faible en couche supérieure en lien avec le mauvais recrutement des perches, la valeur de 2022 se place légèrement en dessous de la moyenne interannuelle. En couche intermédiaire, correspondant majoritairement aux corégones, la biomasse reste similaire à 2021 (de 45,6 kg.ha⁻¹ à 46.3 kg.ha⁻¹). La biomasse de la population de corégone est principalement soutenue par des individus de grande taille qui correspondrait à des poissons âgés de 3, 4 et 5 ans. Enfin, dans la strate profonde la densité acoustique observée en 2022 correspond à la plus faible valeur enregistrée depuis 2012 avec 1,45 kg.ha⁻¹, mais qui reste proche des valeurs obtenues dans cette chronique.

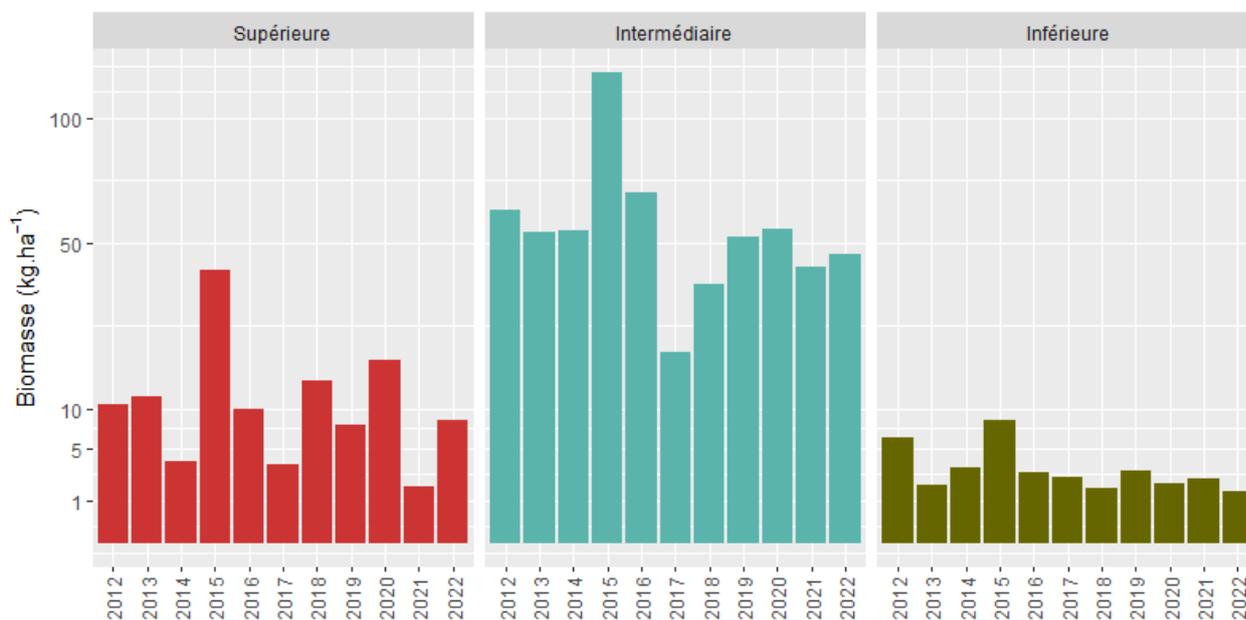


Figure 28 : Evolution temporelle des biomasses médianes estimées par hydroacoustique

En résumé, la campagne d'hydroacoustique 2022 indique un retour à des valeurs moyennes de biomasse pour la couche supérieure et une stabilité de la couche intermédiaire. En couche profonde, les valeurs restent faibles.

4.5. Indicateurs fonctionnels

Depuis 2010, l'état trophique du lac diffère en considérant individuellement les indices trophiques de Carlson en se basant sur la Chlorophylle a (oligotrophe à oligo-mésotrophe) ou si l'on considère la transparence et le phosphore total (oligotrophe à ultra-oligotrophe) (Fig. 29A). La forte variabilité des indices au cours du temps met en évidence les changements des conditions physico-chimiques et écologiques au cours des successions saisonnières et leur divergence possible à certain moment de l'année. Par exemple, suite au brassage des eaux en janvier ou février, les concentrations en phosphore total dans l'épilimnion sont plus importantes tendant à augmenter l'indice trophique basé sur le phosphore. Au même moment, le développement phytoplanctonique est particulièrement faible et caractérisé par de faibles concentrations en Chlorophylle a associée à une forte transparence mène à une diminution des indices trophiques basés sur la Chlorophylle a et la transparence. La prise en compte conjointe de ces trois descripteurs de l'état trophique du lac par la moyenne des indices permet ainsi d'avoir une estimation robuste de l'état trophique du lac en considérant les différents contextes chimiques et écologiques. Il en résulte que le niveau trophique estimé de façon plus robuste par la moyenne de ces trois indices reflète clairement le caractère oligotrophe du lac et aucune tendance n'est clairement identifiable depuis les années 2010.

L'analyse graphique des indices de Carlson basé sur leurs différences (Fig. 29B) suggère une limitation en phosphore récurrente depuis 2010 et la possible présence de phytoplancton de relativement grande taille comme des formes coloniales (par exemple *Fragilaria* sp.) identifiées dans le suivi phytoplanctonique pouvant expliquer des concentrations en Chlorophylle a supérieure à celles attendues en considérant les valeurs de transparence. Il est intéressant de remarquer que pour certaines campagnes de suivis estivales les différences TSI(Chla)-TSI(Secchi) sont négatives suggérant la présence de particules fines contribuant à la diminution de la transparence pouvant possiblement être en lien avec la présence de particules inorganiques comme des cristaux de calcite.

La dynamique annuelle du lac en 2022 peut ainsi être résumée par une augmentation de la taille des particules contenant de la Chlorophylle a en fin d'hiver puis une augmentation de la limitation en phosphore au printemps en début de printemps puis une diminution de cette limitation suivie d'une diminution de la taille des particules contenant de la Chlorophylle a au cours de l'été, on retrouve une augmentation de la limitation en phosphore associée à des particules de plus grandes tailles en été. En fin d'été, à nouveau des particules de petites tailles et une moindre limitation en phosphore puis en automne, le schéma opposé est observé.

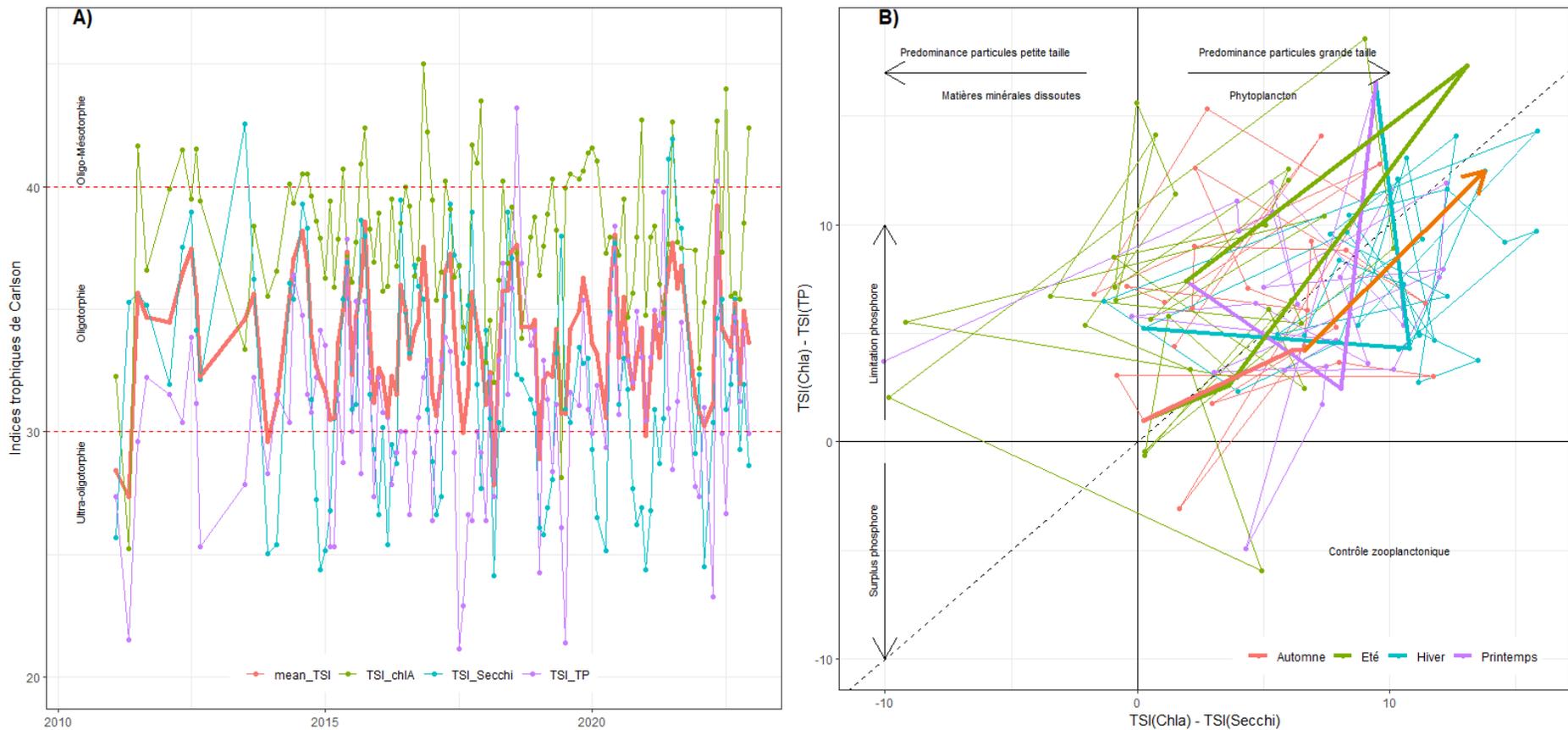


Figure 29 : Contexte trophique du lac d'Annecy évalué par les métriques trophiques de Carlson considérant la Chlorophylle a (TSI_Chla), la transparence de Secchi (TSI_Secchi) et les concentrations en phosphore total (TSI_TP). A) Evolution temporelle des indices. Le niveau trophique du lac est estimé en considérant la moyenne de ces trois indices (mean_TSI) et B) Analyse graphique des indices de Carlson basée sur les différences entre indices. L'année 2022 est représentée en traits épais avec la fin de l'année indiquée par une flèche.

L'efficacité du fonctionnement pélagique est estimée en deux temps. Premièrement, l'efficacité d'utilisation des ressources par le phytoplancton (RUE Phytoplancton) est variable entre saisons et globalement plus élevée au printemps et en été, intermédiaire en automne et plus faible en hiver (Fig. 30A). Ces différences saisonnières peuvent être mises en lien avec le cycle saisonnier de la température avec les températures plus élevées généralement plus favorables au métabolisme phytoplanctonique mais aussi à la variabilité de la composition phytoplanctonique au cours des saisons. On note de plus une tendance à la diminution de la RUE phytoplancton au printemps ce qui pourrait illustrer une diminution de l'efficacité de l'utilisation du phosphore par le phytoplancton au printemps, période clé pour le fonctionnement lacustre. Dans l'ensemble les RUE phytoplancton en 2022 sont similaires à celles de 2021.

L'efficacité d'utilisation des ressources par le zooplancton (RUE zooplancton) est moins variable entre saisons bien que d'importantes variations inter-annuelles soient identifiées (Fig. 30B). Les tendances à long-terme sont difficilement identifiables pour les différentes saisons à part pour le printemps où l'on note une augmentation possible depuis 2005 suggérant une meilleure utilisation du phytoplancton par le zooplancton depuis cette date au printemps. Les RUE zooplancton pour l'année 2022 sont très similaires à celles de 2021 à part pour l'automne durant lequel cette métrique était plus élevée qu'en 2021

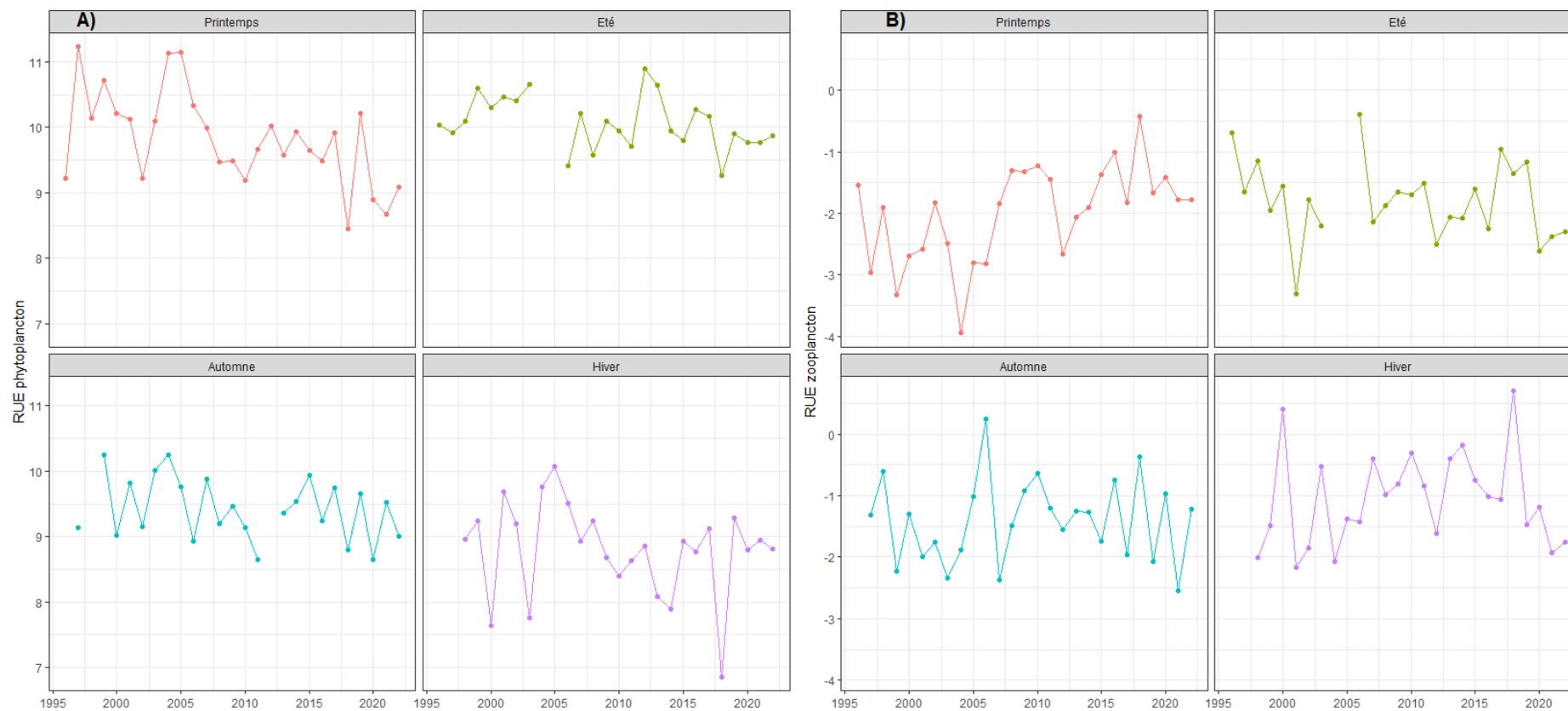


Figure 30 : Evolution temporelle de l'efficacité d'utilisation des ressources par A) le phytoplancton (RUE phytoplancton = ratio entre la biomasse phytoplanctonique et les concentrations en phosphore total) et B) par le zooplancton (RUE zooplancton = ratio entre la biomasse zooplanctonique et la biomasse phytoplanctonique)

L'efficacité de l'utilisation des ressources dans le compartiment pélagique peut être lié à la richesse du compartiment phytoplanctonique (nombre d'espèces) et dans le but de lier fonctionnement écologique et biodiversité lacustre nous avons confronté les RUE du phytoplancton et du zooplancton à la richesse phytoplanctonique (Fig. 31). On note une relation positive entre RUE phytoplanctonique et richesse phytoplanctonique. Ce résultat indique que plus un grand nombre d'espèces phytoplanctoniques sont présentes plus le phytoplancton est capable d'atteindre une biomasse importante pour une même quantité de ressource nutritive, dans le cas présent le phosphore (Fig. 31A). Cette relation positive met probablement en évidence l'utilisation de niches écologiques complémentaires en espèces (par exemple préférences thermiques ou besoin en lumière différents) permettant de maximiser l'utilisation du phosphore présent. Ce premier résultat met ainsi en évidence l'importance de la biodiversité pour soutenir le fonctionnement lacustre.

Complémentairement, l'efficacité d'utilisation des ressources du zooplancton diminue avec la richesse phytoplanctonique (Fig. 31B). Ce résultat suggère que plus le nombre d'espèces de phytoplancton augmente moins la biomasse de zooplancton produite par unité de biomasse de phytoplancton est importante. Cette tendance est possiblement liée au fait que l'espèce dominante de phytoplancton *Cyclotella costei* est une diatomée centrique de petite taille qui peut être facilement consommée par le zooplancton. Cette dernière peut être très dominante lors des épisodes de développement algaux printaniers durant lesquels une faible richesse phytoplanctonique est présente. Alternativement en automne lorsque l'on note une augmentation de la richesse phytoplanctonique, des espèces de phytoplancton aux caractéristiques écologiques variables sont plus présentes (par exemple formes coloniales comme la chrysophycée *Dinobryon* sp., la cyanobactérie *Aphanocapsa planctonica* ou la diatomée *Fragilaria crotonensis*) étant possiblement moins facilement consommées par le zooplancton.

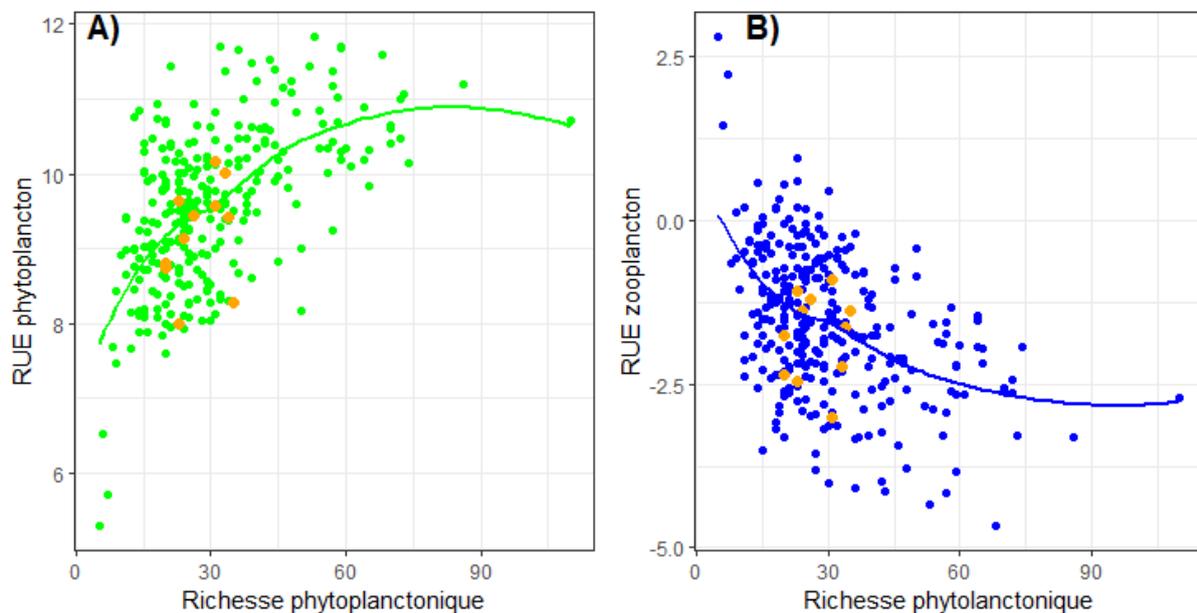


Figure 31 : Relation entre la richesse phytoplanctonique (nombre d'espèces) et les RUE phytoplanctonique (A) et zooplanctonique (B). L'année 2022 est mise en évidence par les points orange.

Synthèse annuelle

L'année 2022 a été caractérisée par une insolation et des températures atmosphériques particulièrement importantes. Selon Météo-France, l'été 2022, est au deuxième rang des étés les plus chauds observés en France depuis le début du 20^{ème} siècle ayant mené à des épisodes caniculaires. Il en découle des débits particulièrement faibles des affluents au cours de l'été. Cependant, la côte du lac n'a pas été impactée.

Ces conditions climatiques se sont répercutées sur les conditions thermiques du lac avec des températures des eaux de surface particulièrement importantes en été mais aussi en automne du fait de l'inertie thermique de la masse d'eau. La température des eaux en dessous de 15m était moins impactée. Ainsi comparativement à la période 1966-1980, les eaux de surface ont connu un réchauffement de $\sim +4^{\circ}\text{C}$ alors que les eaux de fond connaissent un réchauffement de $\sim +1^{\circ}\text{C}$, équivalent à l'année 2021.

Les différents descripteurs réglementaires (phosphore total, ammonium, transparence, IPLAC) sont relativement stables au cours des dernières années et indiquent un « très bon » état écologique.

Les métriques de Carlson ont été introduites en 2022 pour caractériser les conditions trophiques du lac mettent en évidence le caractère oligotrophe du lac mais indiquent aussi des concentrations en Chlorophylle a relativement importantes par rapport aux concentrations en phosphore. Cela suggère une bonne efficacité d'utilisation des ressources par le phytoplancton (en lien avec les métriques RUE) mais aussi met en évidence la limitation de la production phytoplanctonique par le phosphore (en lien avec le rapport N/P).

Comme habituellement, le brassage des eaux a été total en 2022 et s'est produit en janvier permettant une réoxygénation des eaux de fond dès le début d'année et la désoxygénation des eaux de fond a débuté en juillet pour atteindre $\sim 53\text{m}$ de fond en fin d'année 2022

La redistribution des nutriments dans la colonne d'eau durant le brassage hivernal a soutenu le développement phytoplanctonique printanier avec un développement maximum annuel identifié fin Avril. La communauté phytoplanctonique est relativement stable depuis les dernières années à la fois d'un point de vue de la biomasse et des espèces présentes dont la plus représentée est la diatomée *Cyclotella costei*.

Le zooplancton a connu un maximum de biomasse en fin d'été (septembre) et le pic de développement printanier a été relativement faible comme c'est le cas depuis plusieurs années. Il en résulte des biomasses similaires et relativement durant la période printanière de l'ordre de 3 ind L^{-1} .

La communauté piscicole se caractérise par des valeurs moyennes de biomasse dans la couche supérieure avec 8.11 kg.ha^{-1} . Les CPUE pondérales (gardon, perche) et numériques (gardon), acquises lors des pêches scientifiques, sont les plus élevées de la chronique et confirment le grand nombre de cibles détectées (8900 cibles) en couche supérieure pendant la campagne d'hydroacoustique. Lors de cette campagne, la couche supérieure était marquée par un fort contraste nord/sud de répartition des biomasses. Les pêches scientifiques confirment également le bon recrutement en perches pour cette année. De plus, la cohorte de 2020 (année également d'un bon recrutement) est bien visible dans la

structuration en taille de la population de perche. En revanche le mauvais recrutement, observé en 2021, est bien observé avec un faible pourcentage de 1+ dans les effectifs. Pour la perche, la comparaison des CPUE selon les types de filets montre la présence d'individus de plus petite taille en zone pélagique.

En couche intermédiaire, occupée majoritairement par le corégone, la biomasse est du même ordre de grandeur que l'année dernière avec $46,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. La structure en taille de la population, capturée par les filets, est majoritairement composée d'individus de l'année présentant une taille modale de 12 cm. La CPUE numérique en benthique (valeur haute de la chronique) est largement influencée par ces individus de l'année. Cependant la distribution de taille obtenue par l'hydroacoustique indique la présence d'individus de grande taille correspondant à des individus de 3 ans comme le montre le suivi halieutique du lac d'Annecy effectué pour cette même année (Rogissart et al., 2023). La CPUE numérique (valeur haute de la chronique) est largement influencée par ces individus de l'année.

En couche inférieure occupée par l'omble chevalier, comme les années précédentes, présente des rendements de pêches et de densité acoustique faible. La densité observée dans la couche inférieure est la plus faible de la chronique avec $1,45 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

L'image du peuplement de poissons du lac d'Annecy est cohérente avec la qualité des eaux observée au travers des autres indicateurs. Néanmoins, les conditions météorologiques et la surpêche peuvent impacter la proportion des différentes communautés piscicoles notamment lorsque celles-ci sont défavorables lors des phases clés du cycle biologique. Par exemple, le recrutement en perche, qui a été très faible en 2021, est meilleur cette année. Les augmentations de température attendues dans le contexte de réchauffement climatique (Desgué-Itier et al., 2022) ainsi que les événements météorologiques ponctuels vont modifier la structure du peuplement piscicole et donc le fonctionnement de l'écosystème, ce qui rend nécessaire l'acquisition des données sur du long terme.

Bibliographie

Bibliographie phytoplancton

- 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.
- Brettum, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, 1-102.
- Druart, J. C. & F. dénombrement et biovolumes. In INRA (ed), Thonon les Bains: 1-200.
- Germain, H., 1981. Flore des diatomées, eaux douces et saumâtres. Paris.
- 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., Feret, T., 2016. Performance of the Phytoplankton Index for Lakes (IPLAC): A multimetric phytoplankton index to assess the ecological status of water bodies in France. *Ecological Indicators* 69, 686-698.
- Padisak, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- 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., Druart J.C. & Anneville O., 2009. Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). *Ecological Informatics*, 4: 99-110.
- Wolfram, G. & M. Dokulil, 2007. Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. 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. Riedmüller, 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.
- Rimet, 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement

Bibliographie zooplancton

- Branstrator, D. (2005). "Contrasting life histories of the predatory cladocerans *Leptodora kindtii* and *Bythotrephes longimanus*." *Journal of Plankton Research* 27: 569-558.
- Cummins, K. W., et al. (1969). "Ecological Energetics of a Natural Population of the Predaceous Zooplankter *Leptodora kindtii* Focke (Cladocera)." *Oikos* 20(189-223).
- Geller, W. and H. Müller (1985). "Seasonal variability in the relationship between body length and individual dry weight as related to food abundance and clutch size in two coexisting *Daphnia* species." *Journal of Plankton Research* 7: 1-18.
- Watkins, J., et al. (2011). "Length-weight regressions for zooplankton biomass calculations – A review and a suggestion for standard equations." *Cornell Biological Field Station*: 17.

Bibliographie pour les poissons

- AFNOR. 2005. Échantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants -NF EN 14757, rapport Afnor, 2pp.
- Appelberg, M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multimesh. Rapp. Inst. Freshwater Research, Drottningholm (Sweden).

- Balk, H., and T. Lindem. 2017. Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems. Operator manual version 6.0.4.
- 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.
- CEN. 2015. Water quality - sampling of fish with multi-mesh gillnets. European Standard EN 14757:2015, Brussels.
- Desgué-Itier, O. L. Soares, O. Anneville, D. Bouffard, V. Chanudet, P-A. Danis, I. Domaizon, J. Guillard, T. Mazure, N. Sharaf, F. Soullignac, V. Tran-Khac, B. Vinçon-Leite, J-P. Jenny, 2022. *Past and future climate change effects on thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpines lakes. Hydrology and Earth System Sciences.* <https://doi.org/10.5194/egusphere-2022-260>
- Drastík, V., Godlewska, M., Balk, H., Claburn, P., Kubečka, J., Morrissey, E., Hateley, J., Winfield, I.J., Guillard, J., 2017. Hydroacoustic standardization: a new step forward based on comparisons of methods and systems from a large deep lake. *Limnol. Oceanogr. Method* 15 (10), 836–846. <https://doi.org/10.1002/lom3.10202>.
- 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.
- Frossard, V., C. Goulon, J. Guill, V. Hamelet, S. Jacquet, L. Lainé, F. Rimet, and V. Tran Khac. 2021. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2020. SILA.
- 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
- Girard, M., Goulon, C., Tessier, A., Vonlanthen, P., Guillard, J., 2020. Comparisons of day-time and night-time hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquat. Living Resour.* 33, 9. <https://doi.org/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 120 kHz—consequences for fish stock estimation. *Fisheries Research* 96: 11–16.
- Godlewska, M., M. Colon, A. Jóźwik, and J. Guillard. 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquatic Living Resources* 24: 71–78.
- Guillard J., 2016. L'acoustique au service de l'écologie halieutique. *Traitement du Signal*, 1, 113-130. 10.3166/TS.33.113-130
- 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.
- Love, R. H. 1971. Dorsal-Aspect Target Strength of an Individual Fish. *The Journal of the Acoustical Society of America* 49: 816–823. doi:10.1121/1.1912422
- MacLennan, D. N., P. G. Fernandes, and J. Dalen. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science* 59: 365–369.
- Ona, E. (1990). Physiological factors causing natural variations in acoustic target strength of fish. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 70(1), 107-127. doi:10.1017/S002531540003424X
- Parker-Stetter, S. L. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes.
- Rautureau, C., C. Goulon, J. Guillard, In situ TS detections using two generations of echo-sounder, EK60 and EK80: the continuity of fishery acoustic data in lakes, *Fisheries Research*, Volume 249, 2022, 106237, ISSN 0165-7836, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106237>.
- Rudstam, L.G., Jech, J.M., Parker-Stetter, S.L., Horne, J.K., Sullivan, P.J., Mason, D.M., 2012. Fisheries hydroacoustics. In: Zale, A.V., Parrish, D.L., Sutton, T.M. (Eds.), *Fisheries Techniques*, (3rd edn., American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p. 40.
- Simmonds, J., and D. N. MacLennan. 2005. *Fisheries acoustics: theory and practice*, Blackwell, Oxford, UK.
- Tušer, M., Guillard, J., Rustadbakken, A., & Mehner, T. (2022). Comparison of fish size spectra obtained from hydroacoustics and gillnets across seven European natural lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*
- 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.

Bibliographie pour les indicateurs fonctionnels

- Carlson, R. E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22(2):361-369
doi:<https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>.
- Carlson, R. E. & K. E. Havens, 2005. Simple Graphical Methods for the Interpretation of Relationships Between Trophic State Variables. *Lake and Reservoir Management* 21(1):107-118
doi:10.1080/07438140509354418.
- MEEM (2016). "Guide technique Relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau)." 106.
- Otero, J., et al. (2020). "Phytoplankton Diversity Effect on Ecosystem Functioning in a Coastal Upwelling System." *Frontiers in Marine Science* 7.

Annexes

Paramètres	Méthodes	Normes
pH	Méthode électrométrique	NF T 90-008
Conductivité à 25°C	Correction de la température automatique	ISO 7888 / NF EN 27888 / T 90-031
Ammonium	Spectrométrie avec réaction au bleu d'indophénol	NF T 90-015-2
Nitrate	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / T 90-042-1
Azote total	Chimiluminescence	NF EN 12260 / T 90-060
Orthophosphate	Colorimétrie selon Murphy et Riley	NF EN ISO 6878 / T 90-023
Phosphore total	Minéralisation au peroxydisulfate en milieu acide + Colorimétrie selon Murphy et Riley	NF EN ISO 6878 / T 90-023
Carbone organique total	Minéralisation au persulfate à 80°C+ Détection infrarouge	ISO 8245 / NF EN 1484 / T 90-102
Silice réactive	Colorimétrie en analyse séquentielle	NF T 90-007
Calcium	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / T 90-005
Magnésium		
Sodium		NF T 90-020
Potassium		
Chlorure	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / T 90-042-1
Sulfate		
Oxygène dissous	Iodométrie	NF EN 25813 / T 90-141
Chlorophylle a et phéopigments	Extraction à acétone + Spectrométrie d'absorption moléculaire	NF T 90-117

Annexe 1 : Protocoles normalisés

Paramètres	Unités	Incertitudes élargies * U (%)
NO₃⁻	mgN.L ⁻¹	8
NH₄⁺	mgN.L ⁻¹	8
Ntot	mgN.L ⁻¹	9
PO₄³⁻	mgP.L ⁻¹	9
Ptot	mgP.L ⁻¹	8
COT	mgC.L ⁻¹	4
Ca²⁺	mgCa ²⁺ .L ⁻¹	6
K⁺	mgK ⁺ .L ⁻¹	4
Mg²⁺	mgMg ²⁺ .L ⁻¹	4
Na⁺	mgNa ⁺ .L ⁻¹	4
Cl⁻	mgCl ⁻ .L ⁻¹	5
SO₄²⁻	mgSO ₄ ²⁻ .L ⁻¹	8
SiO₂	mgSiO ₂ .L ⁻¹	6

* Incertitudes calculées avec la validation des méthodes pour des valeurs proches de celles observées sur les échantillons d'Annecy avec un facteur d'élargissement de 2

Annexe 2 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques



L'indice Brettum est basé sur la probabilité d'occurrence de taxons phytoplanctoniques le long d'un gradient de phosphore total. 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 :

Taxons	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
	<5	5-8	8-15	15-30	30-60	>60
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0	0	0	1	4	5
<i>Aphanocapsa musicola</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanocapsa parasitica 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 3 : Détail du calcul de l'indice Brettum



Annexe 4 : Caractéristiques des sondes multi-paramétriques immergeables utilisées par le laboratoire CARTEL



SONDE SST CTD90M

Marque : Sea & Sun Technology
Modèle : CTD90M

Sonde n°: 214 et 1079

Paramètres mesurables :

La sonde possède des capteurs pour la mesure de :

- pression (profondeur)
- température
- conductivité électrique
- pH
- oxygène dissous
- transmission de la lumière
- Chlorophylle A
- turbidité

Description de la procédure et des organes de commande :

La sonde SST CTD90M est une sonde portable submersible autonome.
Les étapes de mise en œuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type RS232), à partir du logiciel SST-SDA qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, la sonde est autonome, elle enregistre et stocke directement les mesures des différents paramètres dans une mémoire interne à la sonde. Elle est programmée pour enregistrer les données tous les 25 cm de descente du profil.

- Réalisation du profil

La sonde est maintenue à l'air libre afin de réaliser la calibration à 100 % de saturation en oxygène. Par la suite, elle est fixée à un câble (sur treuil) et est immergée à la surface de l'eau où un temps d'équilibration en température de 5 minutes environ est respecté et encore 5 minutes avec la sonde activée afin de mettre « en chauffe » l'électronique des différents capteurs avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 10 seconde par mètre permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel SST-SDA.

L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel SST-SDA permet de récupérer les données sous forme de fichiers.TOB qui sont utilisées dans un logiciel SHL (fabrication INRAE) qui permet la comparaison avec les données chimiques (O₂, pH, Conductivité, Chlorophylle A) et la sortie des données au format compatible avec le Système d'information (SI OLA).



Caractéristiques :

➤ **Profondeur**

Le capteur de pression piézoélectrique Keller PA7-50 Progress est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST avril 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure couvre de 0 à 600 dbar et l'incertitude est égale à 0,1 %.

Une comparaison de la profondeur est effectuée à l'aide d'une sonde bathymétrique Mini Troll Wintu attachée à la sonde CTD90M. *Cette comparaison réalisée entre janvier 2020 et février 2022 (avant ces dates, une autre sonde Mini Troll était utilisée, son arrêt est due à la pile interne trop faible) a révélé un écart médian de 65 cm (0.43 %) sur des mesures réalisées entre 40 et 310 m.*

➤ **Température**

Le capteur de température SST Merz Pt100/1509 (résistance platine) a été étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST mai 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). Sa gamme de mesure est de -2 °C à + 36 °C avec une incertitude de $\pm 0,002$ °C.

➤ **pH**

La sonde de pH Hamilton Polylite PRO 120 XP est une électrode de verre combinée à une électrode de référence. Elle est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration SST mai 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure s'étend de 2 à 10 avec une incertitude de $\pm 0,02$.

Un comparatif est systématiquement effectué en laboratoire pour des échantillons d'eau prélevés à des profondeurs discrètes. De plus des comparaisons sont effectuées une à deux fois par mois avec des solutions étalons, si des écarts sont constatés un étalonnage est réalisé.

➤ **Oxygène dissous**

Le capteur d'oxygène dissous SST fast Optical DO Sensor est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST avril 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure de la sonde est de 0 à 240 % de saturation en oxygène et son incertitude est de $^{12} \pm 2$ %.

Des vérifications sont effectuées par la méthode chimique de Winkler pour des échantillons d'eau pris à des profondeurs discrètes sur le lac Léman pour pouvoir déceler d'éventuelles dérives.

➤ **Conductivité électrique**

Le capteur de conductivité ADM 7-pole platinum electrode cell est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST mai 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure est de 0 à 1 mS/cm (en eau douce) et l'incertitude de $\pm 0,003$ mS/cm.

La même procédure de comparatif que pour la mesure de pH est appliquée.

➤ **Transmission de la lumière**

Le capteur PAR (PAR = Photosynthetically Active Radiations) est un Li-Cor 193 SA dont la gamme de mesure est de 0 à 10 000 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ avec une incertitude de ± 5 %. Le capteur est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST décembre 2007 (septembre 2016 pour la 1079)).

➤ **Turbidité**

Le capteur de turbidité Seapoint Standard est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST octobre 2007 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure est de 0 à 2500 FTU (NTU).

➤ **Chlorophylle A**

1

2



Le capteur Cyclops 7 Fluorometer est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST avril 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure est de 0 à 50 µg/l avec un range automatique de 10 et l'incertitude est de 0,05 µg/l.



SONDE YSI EXO1

Marque : YSI
Modèle : EXO1
Sonde n°: 13G100215

Paramètres mesurables :

Le capteur pression (profondeur) est intégré dans la sonde.

La sonde possède des **4** entrées parmi ces capteurs pour la mesure de :

- conductivité électrique et température
- pH
- oxygène dissous
- turbidité
- chlorophylle A

Description de la procédure et des organes de commande :

La sonde YSI EXO1 est une sonde portable submersible autonome.

Les étapes de mise en œuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type USB), à partir du logiciel KOR qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, la sonde enregistre et stocke directement les mesures des différents paramètres dans une mémoire interne à la sonde.

- Réalisation du profil

La sonde est maintenue 10 minutes à l'air libre afin de réaliser la calibration à 100 % de saturation en oxygène. Par la suite, elle est fixée à un câble (sur treuil) et est immergée à la surface de l'eau où un temps d'équilibration de 10 minutes environ est respecté avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 0,1 m par seconde permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel KOR.

L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel KOR permet de récupérer les données sous forme de fichiers .BIN qui sont convertis par la suite au format EXCEL.



Caractéristiques

➤ **Profondeur**

Le capteur de pression à jauge extensométrique en acier inoxydable est étalonné par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure couvre de 0 à 250 m et l'incertitude est égale à +/- 0.10 m.

Une comparaison de la profondeur est effectuée à l'aide d'une sonde bathymétrique Mini Troll Win-situ attachée à la sonde YSI EXO1.

➤ **Température**

La sonde de température à thermistance a été étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). Sa gamme de mesure est de -5 °C à + 50 °C avec une incertitude de $\pm 0,01$ °C de -5 à + 35 °C.

➤ **pH**

La sonde de pH est une électrode de verre combinée à une électrode de référence. Elle est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure est de 0 à 14 avec une incertitude de mesure égal à $\pm 0,2$.

➤ **Oxygène dissous**

Le capteur optique d'oxygène dissous est étalonné par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure de la sonde est de 0 à 200 % de saturation en oxygène et son incertitude est de ± 1 %.

➤ **Conductivité électrique**

La cellule de conductivité à 4 électrodes en nickel est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure est de 0 à 100 mS/cm (en eau douce) et l'incertitude de $\pm 0,001$ mS/cm.

➤ **Turbidité**

Le capteur de turbidité optique avec diffusion à 90°. La gamme de mesure est de 0 à 4000 FTU (NTU).

➤ **Chlorophylle A**

Le capteur optique Fluorescence est étalonné par le fabricant. La gamme de mesure est de 0 à 400 µg/l et l'incertitude est de 0,09 µg/l.



Annexe 5 : Utilisation des données du suivi scientifique dans le cadre de recherche ou expertise



Articles scientifiques soumis à comité de lecture publiés en 2022 et utilisant les données du suivi scientifique :

Rautureau C., Goulon C., Guillard J., 2022. In situ TS detections using two generations of echo-sounder, EK60 and EK80: the continuity of fishery acoustic data in lakes. Fisheries Research, 249, 106237. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106237>.

Rapports d'étude et documents grand public produits en 2022 et utilisant les données du suivi scientifique :

Goulon, C., Guillard J. (2022). Suivi halieutique du lac d'Annecy 2021. Convention Sila-DDT-ALP-PêcheursPro, 32 p.

Demandes des données du suivi scientifique faites en 2022 auprès du SOERE OLA pour l'utilisation des données du suivi scientifique :

Nom du demandeur	date de la demande	organisme	objectifs
Cavoy	2021	Carrtel	déterminisme de la fraie de la perche
Bourrinet	2021	Carrtel	Dynamique de populations de corégones



**l'oxygène
à la source**

Syndicat Mixte du Lac d'Annecy

7, rue des Terrasses

B.P. 39

74 962 CRAN-GEVRIER cedex

Tél. : 04 50 66 77 77

Fax : 04 50 66 77 88

Courriel : sila@sila.fr

Site internet : www.sila.fr

