

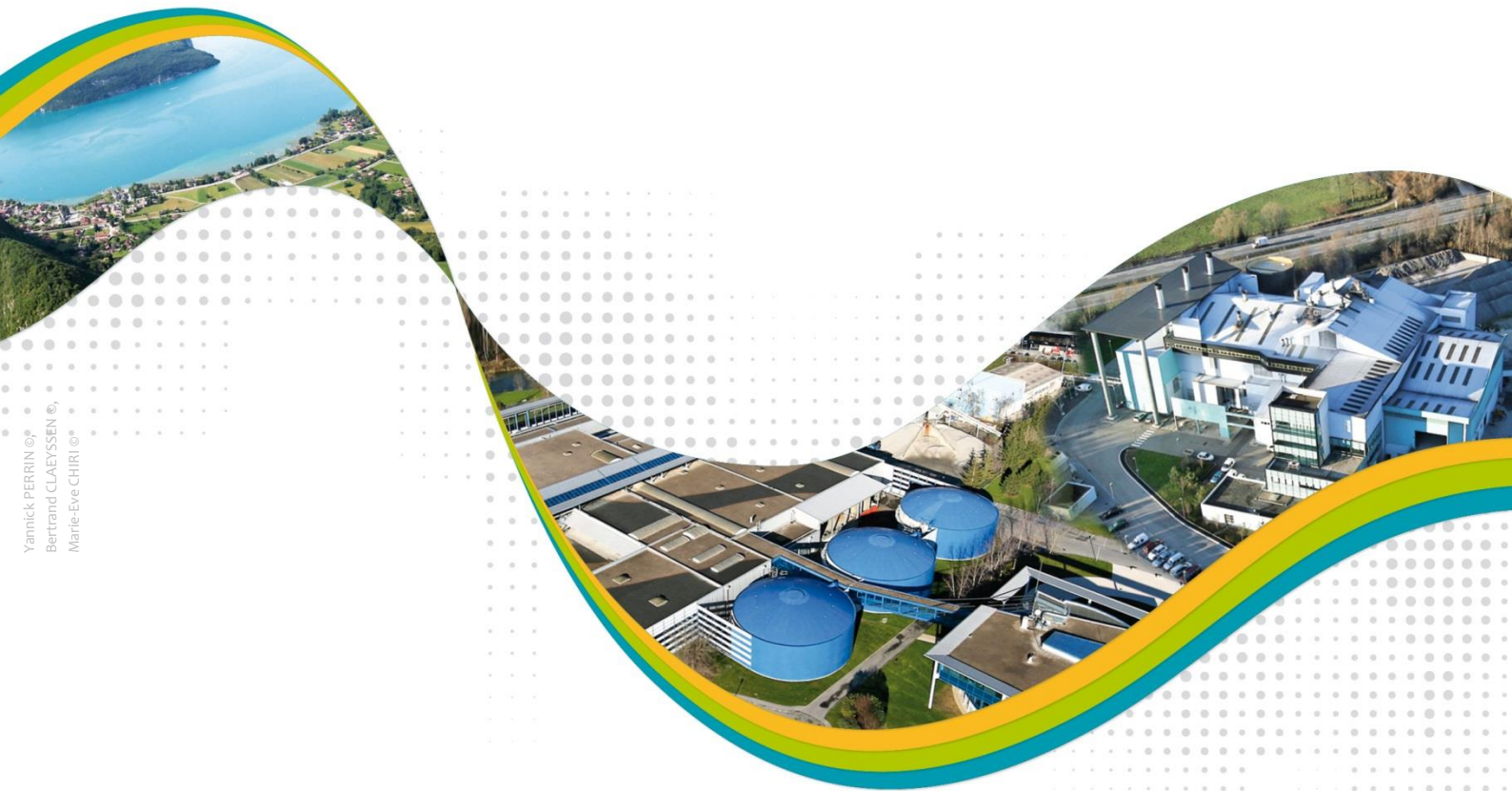


l'oxygène
à la source



Suivi scientifique du lac d'Annecy

RAPPORT ANNUEL Année 2021



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, macrobenthos)
Leslie LAINE (zooplancton)
Frédéric RIMET & Stéphane JACQUET (phytoplancton)
Viet TRAN-KHAC (physico-chimie)
Jean GUILLARD, Clément Rautureau, Chloé GOULON, Valérie HAMELET (poissons)

Edition :
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., RAUTUREAU C., RIMET F. TRAN-KHAC V. 2022. Suivi de la qualité écologique du lac d'Annecy. Rapport 2021. SILA (éd.) et INRA-Thonon. 47 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. Macro-invertébrés.....	5
<i>Investigations de terrain</i>	<i>6</i>
<i>Travail en laboratoire.....</i>	<i>7</i>
2.5. Poissons	7
<i>Pêches aux filets CEN.....</i>	<i>7</i>
<i>Hydro-acoustique.....</i>	<i>9</i>
2.6. Indicateurs DCE	11
2.7. Indicateurs fonctionnels	12
<i>Rapport N/P.....</i>	<i>12</i>
<i>Utilisation des ressources.....</i>	<i>12</i>
III. Résultats 2021	13
3.1. Physico-chimie.....	13
3.2. Phytoplancton	15
3.3. Zooplancton	18
3.4. Invertébrés benthiques.....	19
3.5. Poissons	22
<i>Pêches aux filets.....</i>	<i>22</i>
<i>Hydroacoustique.....</i>	<i>24</i>
IV. Tendances à long-terme.....	27
4.1. Physico-chimie.....	27
4.2. Phytoplancton	31
4.3. Zooplancton	34
4.4. Invertébrés benthiques.....	35
4.5. Poissons	36
<i>Pêches aux filets.....</i>	<i>36</i>
<i>Hydroacoustique.....</i>	<i>39</i>
4.6. Indicateurs fonctionnels	40

Synthèse annuelle.....	43
Bibliographie	45
Annexes.....	48

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Synoptique des investigations écologiques réalisées au cours du suivi scientifique du lac d'Annecy	1
Figure 2 : Conditions météorologiques enregistrées à Meythet pour les températures et précipitations et à Thonon-les-Bains pour l'insolation. Les courbes colorées représentent les moyennes mensuelles en 2021 et les boîtes à moustaches représentent les tendances 2000-2021. 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 2021. Les lignes rouges et noires représentent les débits quinquennaux humides et secs et les lignes turquoises représentent les débit médians mensuels. Données HydroPortail.	3
Figure 4 :Distribution spatiale des points d'échantillonnage pour l'IBL.....	7
Figure 5 : Localisation des points de pose des filets (A) et des transects hydro-acoustiques (B) en 2021.....	9
Figure 6 : Relations Taille/Poids dans le lac d'Annecy pour la perche (A) et le corégone (B) sur la chronique.....	11
Figure 7 : Evolution de la température (A), de l'oxygène (B), du pH (C) et de la conductivité (D) en 2021.....	14
Figure 8 : Evolution des nutriments dans l'épilimnion (couche de surface) et l'hypolimnion (couche profonde) en 2021. Les lignes pointillées rouges représentent les seuils de « très bon état » d'après la DCE.	15
Figure 9: Evolution des groupes phytoplanctoniques (A) et de la richesse spécifique et diversité taxonomique associée (B) en 2021.	16
Figure 10 : Evolution de la Chlorophylle <i>a</i> en 2021	17
Figure 11 : Evolution de la transparence (profondeur de Secchi, en bleu) et de Chlorophylle A dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) en 2021. La ligne horizontale pointillée rouge représente le seuil DCE de « très bon qualité » pour la transparence.	17
Figure 12 : Evolution de la communauté zooplanctonique en 2021: A) les herbivores, B) les prédateurs, C) la richesse et la diversité spécifiques.	18
Figure 13 : Variabilité de densité moyenne d'invertébrés benthiques (A) et de la richesse taxonomique (B) entre les trois profondeurs d'échantillonnage.	19
Figure 14 : Répartition numérique des différentes familles et groupes taxonomiques au sein des trois profondeurs d'échantillonnage.	20

Figure 15 : Densités des macroinvertébrés détaillés par genres et groupes taxonomiques en fonction des différentes profondeurs échantillonnés. Certains groupes taxonomiques sont détaillés par des couleurs spécifiques dans les étiquettes des abscisses : les éphéméroptères en bleu, les trichoptères en violet, Chironomidae en rouge, les bivalves filtreurs en vert.	21
Figure 16 : Principales caractéristiques des captures des trois espèces dominantes (perche, gardon, corégone : distribution en taille (A), distributions bathymétriques (B).....	23
Figure 17 : 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). 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. (Les tailles des individus détectés par hydroacoustique sont estimées par calcul et peuvent ne pas être exactes)	24
Figure 18 : Distribution spatiale des biomasses estimées par hydroacoustiques pour les 3 couches de la colonne d'eau : A) supérieure, B) intermédiaire, C) inférieure	25
Figure 19 : Synthèse de la distribution des biomasses dans les 3 couches de la colonne d'eau	26
Figure 20 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle pour les différentes profondeurs suivies.....	27
Figure 21 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle saisonnière pour les différentes profondeurs suivies	28
Figure 22 : Tendances temporelles de la température pour les différentes saisons (A), pour les différentes profondeurs (B), (C) Amplitude du réchauffement en 2021 par rapport aux années 1980.	29
Figure 23: Evolution temporelle de la désoxygénation de l'hypolimnion	30
Figure 24 : Evolution temporelle du ratio N/P (A) et variabilité saisonnière du ratio N/P (B).	30
Figure 25 : 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.....	31
Figure 26 : Evolution à long terme du phytoplancton.....	32
Figure 27 : Evolution à long terme des indicateurs phytoplanctoniques : Indice de Brettum et IPLAC. La limite de seuils DCE entre « très bon état » et « bon état » pour l'IPLAC est 0.80.....	32
Figure 28 : Evolution à long terme de la Chlorophylle A (A), de la transparence B) et relation entre la Chlorophylle A et la transparence (C.....	33
Figure 29 : Evolution à long terme des caractéristiques du zooplancton : abondances moyennes annuelles des herbivores (A) et des prédateurs (B), abondances moyennes annuelles printanières	

(Mars-Avril-Mai) zooplanctoniques (C) et Tau de Kendall décrivant la tendance à l'augmentation (positif) ou à la baisse (négatif) des différentes espèces de zooplancton..... 34

Figure 30 : 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..... 37

Figure 31 : Evolution temporelle des densités numériques (A) et pondérales (B) estimées par pêches aux filets pour les trois espèces dominantes : corégone, gardon, perche..... 39

Figure 32 : Evolution temporelle des biomasses médianes estimées par hydroacoustique..... 40

Figure 33 : Evolution temporelle de saisonnière du ratio entre la biomasse phytoplanctonique et les concentrations en phosphore traduisant l'efficacité d'utilisation des ressources pour le phytoplancton (RUE)..... 41

Figure 34 : Evolution temporelle de saisonnière du ratio entre la biomasse zooplanctonique et la biomasse phytoplanctonique traduisant l'efficacité d'utilisation de la ressource phytoplanctonique par le zooplancton (RUE)..... 41

Figure 35 : Relation entre la richesse (nombre d'espèces) et les RUE phytoplanctonique (A) et zooplanctonique (B) 42

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Sténoécie (ql) des différents taxons indicateurs de l'IBL..... 6

Tableau 2: Valeurs pour les différentes classes de qualité des différents indicateurs d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (2016)..... 12

Tableau 3 : Classes de qualité écologique d'après l'indice de Brettum selon Wolfram (2007)..... 12

Tableau 4: Descripteurs synthétiques de l'IBL en 2021..... 21

Tableau 5: Synthèse des captures effectuées par pêche aux filets en 2021..... 22

Tableau 6: Synthèse des différents sous-indices de l'IBL sur le lac d'Annecy et comparaison avec les lacs du Bourget et du Léman 35

ANNEXES

Annexe 1 : Protocoles normalisés..... 49

Annexe 2 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques..... 50

Annexe 3 : Détail du calcul de l'indice Brettum	51
Annexe 4 : Caractéristiques des sondes multi-paramétriques immergeables utilisées par le laboratoire CARTEL.....	52
Annexe 5 : Utilisation des données du suivi scientifique dans le cadre de recherche ou expertise.....	57

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 (CARTEL) 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 2021 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 revue à la baisse et ramenée à une fréquence 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.

Le rapport 2021 a été fortement restructuré par rapport aux années précédentes afin de mieux mettre en évidence :

- les liens possibles entre compartiments écologiques,
- les variations de biodiversités,
- les dynamiques thermiques,
- les estimations quantitatives piscicoles

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 afin d'identifier les interactions entre les différents compartiments et les différentes espèces.

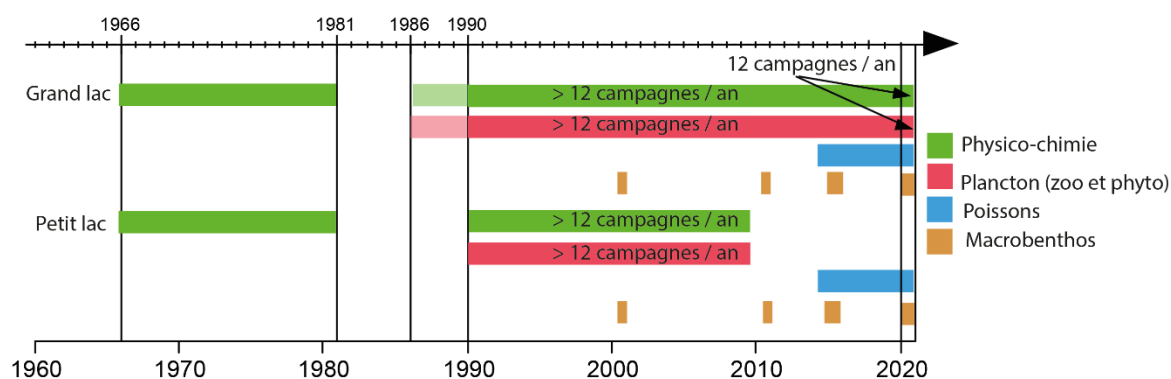


Figure 1 : Synoptique des investigations écologiques réalisées au cours du suivi scientifique du lac d'Annecy

I. Contexte hydroclimatique

Comparativement à la moyenne des descripteurs météorologiques mesurés depuis 2000 (Fig. 2), l'année 2021 a été caractérisée par :

- Une insolation plus forte que la moyenne au printemps et relativement faible en juillet, les autres mois étant conformes aux moyennes pluri-annuelles.
- L'intensité des précipitations se distingue par rapport au contexte pluri-annuel à la hausse pour janvier mais aussi de mai à juillet, et à la baisse principalement pour avril, août et novembre.
- Les températures moyennes mensuelles sont relativement conformes aux moyennes pluri-annuelles bien qu'il soit possible de noter de plus faibles températures en avril et mai.

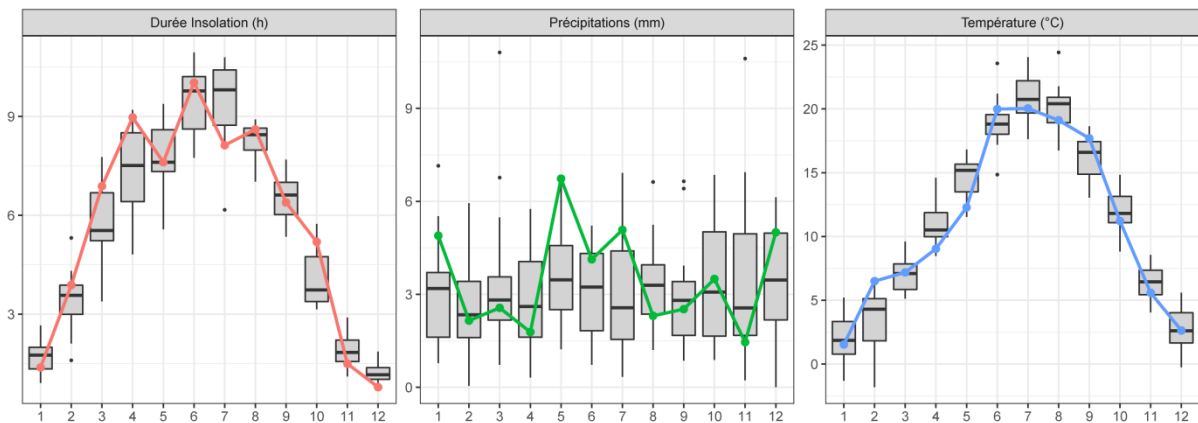


Figure 2 : Conditions météorologiques enregistrées à Meythet pour les températures et précipitations et à Thonon-les-Bains pour l'insolation. Les courbes colorées représentent les moyennes mensuelles en 2021 et les boîtes à moustaches représentent les tendances 2000-2021. Les boîtes représentent 75% des données avec la barre horizontale indiquant la valeur médiane. Les points représentent des valeurs extrêmes. Données CLIMATIK® INRAE.

L'année hydrologique a été ponctuée d'événements de crues principalement identifiés en février et durant décembre avec la plus forte crue enregistrée à la toute fin de l'année (Fig. 3). Le reste de l'année n'a pas d'événement de sécheresse marqué à part durant les mois d'août et septembre durant lesquels les précipitations ont été relativement faibles (Fig. 3). Il est possible de noter que les crues présentent des intensités variables entre affluents mettant en évidence l'aspect particulièrement localisé des précipitations. Ceci est principalement visible durant les crues de fin d'été début d'automne. Ainsi, les enregistrements des précipitations à Meythet, s'ils fournissent une tendance générale des précipitations dans le secteur géographique du lac, ne capturent probablement pas cette variabilité spatiale des précipitations qui a des conséquences sur le régime hydrologique des affluents et sur la ressource en eau du lac.

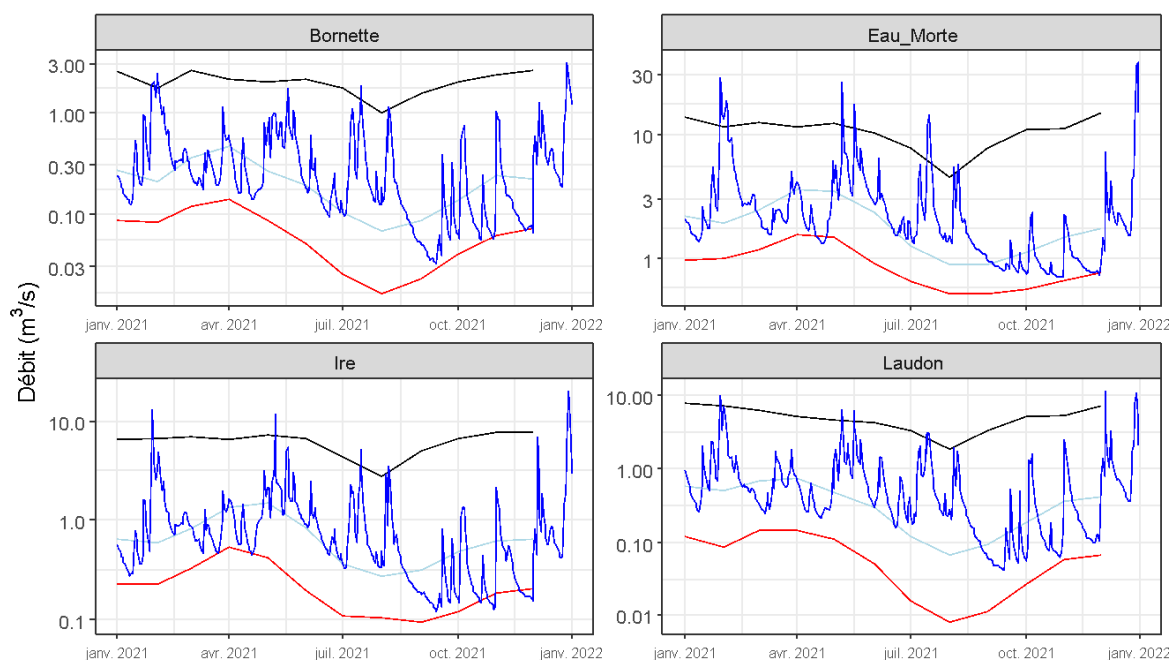


Figure 3 :Hydrologie des principaux affluents du lac d'Annecy en 2021. Les lignes rouges et noires représentent les débits quinquennaux humides et secs et les lignes turquoise représentent les débit médians mensuels. Données HydroPortail.

II. Méthodologies

2.1. Physico-chimie

Le suivi mensuel des caractéristiques physico-chimique 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 µg/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),

$V_{\text{filtré}}$ = 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. Macro-invertébrés

L'Indice Biologique Lacustre (IBL) permet d'évaluer les capacités biogènes d'un système lacustre, d'après l'étude de la richesse, de l'abondance et de la distribution bathymétrique des macroinvertébrés (Verneaux et al. 2004). L'IBL se présente sous forme d'une note variant de 0 à 20 calculé à partir de deux sous indices. Le sous-indice BI permet une caractérisation quantitative du fonctionnement lacustre traduisant sa capacité à produire une faune macrobenthique riche et abondante. Le sous-indice BI représente le potentiel biogénique du lac (capacité à produire des consommateurs primaires). Le sous-indice Df permet une caractérisation qualitative du fonctionnement lacustre caractérisé par l'intensité de la diminution de la richesse de macroinvertébrés le long du gradient bathymétrique. Df rend compte de la capacité du lac à transférer la matière organique disponible. Df est généralement considéré comme une résultante fonctionnelle des divers processus écologiques impliqués dans le transfert de la matière organique au sein du système lacustre.

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

$$IBL = 2,5 \times \sqrt{(BI \times Df)}$$

Les deux sous indices BI et Df sont calculés comme suit:

$$BI = \sqrt{vl} \times \ln(dl)$$

Avec :

vl : richesse taxonomique en zone littorale (Zl)

dl : densité littorale de macroinvertébrés (m²) en zone littorale (Zl)

$$Df = \sqrt{df} \times ql$$

Avec :

$$df = \frac{vf \times k}{vl}$$

vf : richesse taxonomique en zone profonde (Zf, 2/3 Zmax)

k : coefficient de correction du déficit taxonomique de Zl à Zf = (0,033vl) +1

ql : indice de qualité de la faune littorale

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

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

Tableau 1 : Sténoécie (ql) des différents taxons indicateurs de l'IBL

Investigations de terrain

Le protocole d'échantillonnage pour l'IBL consiste à prélever des substrats minéraux fins (plus ou moins organiques) à l'aide d'une benne Eckman à 2 m de profondeur (Zl) et en zone profonde (Zf, 2/3 Zmax). La mise en place de l'IBL pour le lac d'Annecy est adaptée aux grands lacs par le nombre de points d'échantillonnage (n) suivant la formule :

$$n = 1,5 \times \sqrt{10 \times L}$$

avec L, longueur de l'isobathe en km (Verneaux et Verneaux 2002).

De plus, une troisième profondeur est ajoutée (5/6 Zmax) afin d'estimer l'aptitude de la zone la plus profonde du lac à soutenir la production d'invertébrés (Verneaux et Verneaux 2002). Les points d'échantillonnage retenus sont similaires à ceux pris en compte lors de la dernière estimation de l'IBL sur le lac en 2011 et en 2015. Le prélèvement de deux bennes Eckman consiste un échantillon. Les échantillons sont conditionnés en vue de leur conservation pour le travail en laboratoire dès leur prélèvement par ajout d'alcool à 90%.

L'IBL a été calculé sur 23 échantillons collectés le 04/03/2021 sur l'ensemble du lac dont 9 échantillons à 2 m de profondeur, 9 échantillons à 2/3 de Z_{max} et 5 échantillons à 5/6 de Z_{max} (Fig. 4).

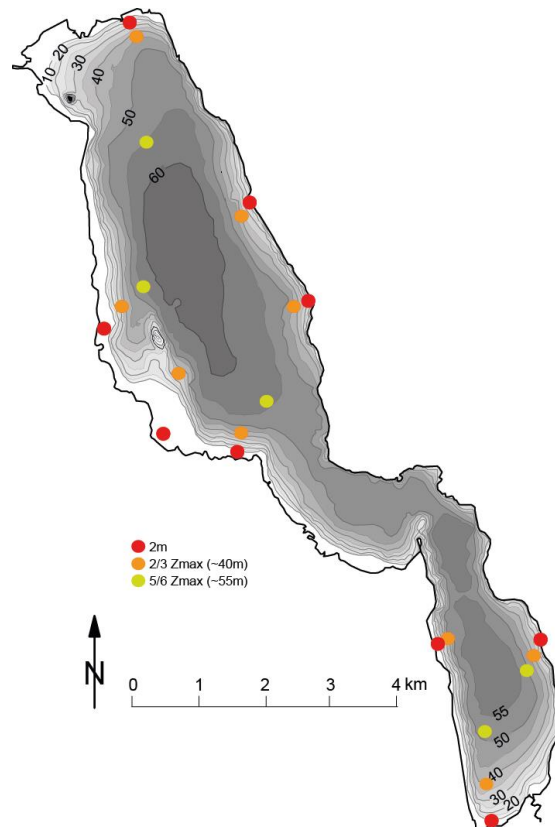


Figure 4 : Distribution spatiale des points d'échantillonnage pour l'IBL

Travail en laboratoire

Les échantillons sont filtrés dans un tamis de 250 μm de vide de maille. Le refus du tamis est ensuite trié sous loupe binoculaire afin d'extraire l'ensemble des macroinvertébrés présents. Les identifications sont réalisées d'après Tachet et al. (2003) et Brooks et al. (2007) sous loupe binoculaire pour l'ensemble des invertébrés hormis les Chironomidae pour lesquels l'identification doit être réalisée au microscope. Chaque Chironomidae est ainsi préalablement conditionné entre lame et lamelle en utilisant un fixateur semi-permanent (Aquatex). La résolution taxonomique est générique pour la majorité des invertébrés exceptés les Hydrozoaires, les Bryozoaires et les Hydracariens (Embranchement), les Nématodes (Classe), les Oligochètes (3 groupes ; Tubificidae avec soies capillaires, Tubificidae sans soies capillaires et autres oligochètes) et les Diptères autres que les Chironomidae (famille). Les abondances sont estimées en densité (ind.m^2).

2.5. 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 ; Tušar et al., 2022) sur le peuplement de poissons du lac.

Pêches aux filets CEN

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 sur l'Eau). Cette norme prévoit l'utilisation de filets benthiques posés de façon aléatoire, dans des strates préalablement définies (Tableau 2), avec un effort proportionnel à la surface et la profondeur du plan d'eau. 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 3).

Strates	Nombre de filets
< 3 m	10
3 à 5,9 m	10
6 à 11,9 m	10
12 à 19,9 m	9*
20 à 34,9 m	9*
35 à 49,9 m	10
>50 m	6
Total	64
Surface totale de filets posés	64 x30 x1.5 = 2880 m ²

Tableau 2: Répartition des filets benthiques posés en 2021 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 3: 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. 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 (Fig.5). 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 2021 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.

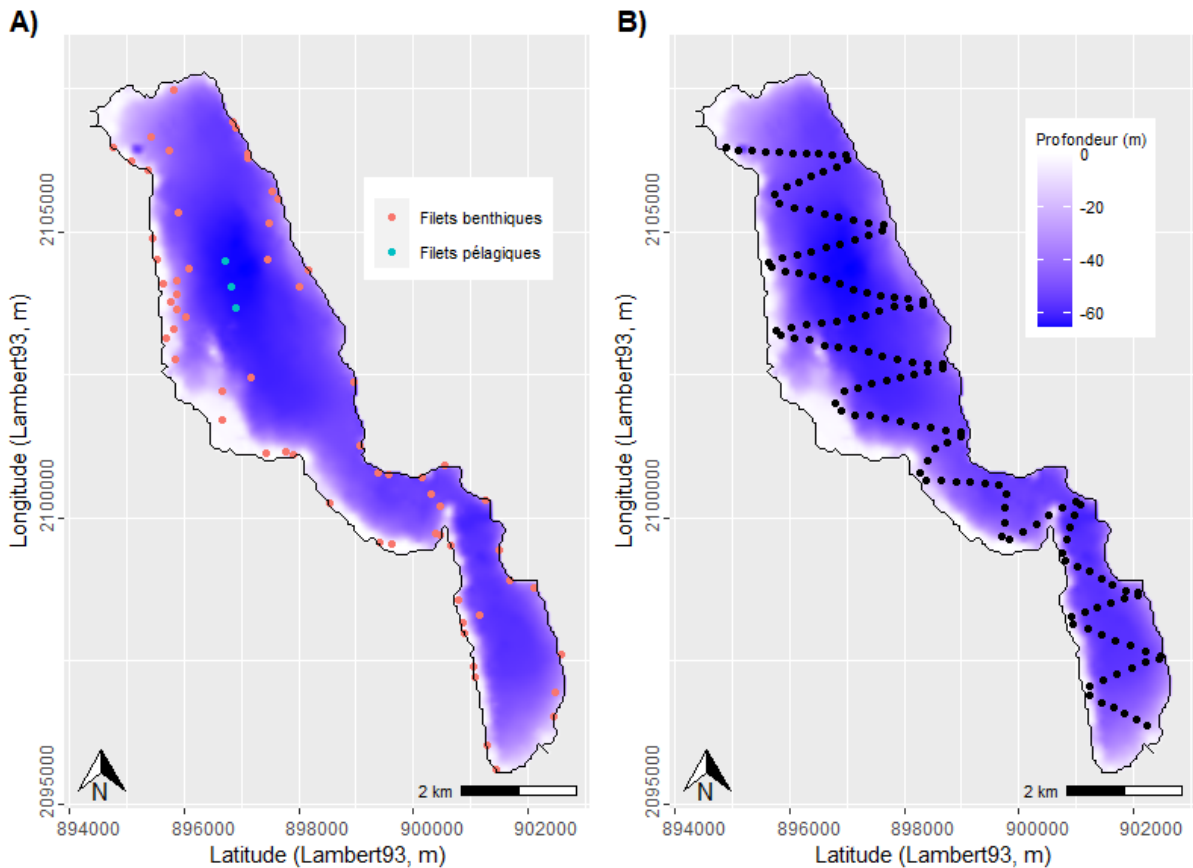


Figure 5 : Localisation des points de pose des filets (A) et des transects hydro-acoustiques (B) en 2021

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 (Draštík 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. 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 ($\text{Amp}S_A$) ($20 \log R$) 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 intercalibrés 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).

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

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 ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) (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. 6). 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.

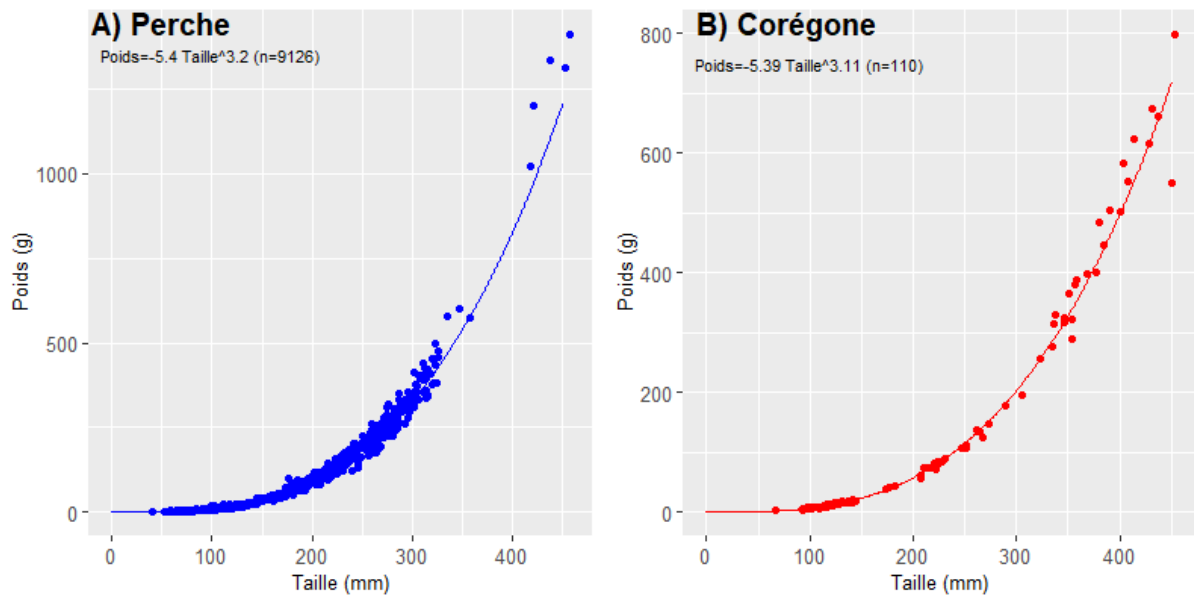


Figure 6 : Relations Taille/Poids dans le lac d'Annecy pour la perche (A) et le corégone (B) sur la chronique

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

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

avec

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

2.6. 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 4 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-Treytoure et al. 2016). 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 2: Valeurs pour les différentes classes de qualité des différents indicateurs 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 5). 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 3 : Classes de qualité écologique d'après l'indice de Brettum selon Wolfram (2007)

2.7. 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 calculé 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 orthophosphate ($[\text{P-PO}_4^{3-}]$). 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.

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 2021

3.1. Physico-chimie

La figure 7 représente la dynamique annuelle des paramètres physico-chimiques (température, oxygène dissous, pH et conductivité). Les conditions météorologiques de l'hiver ont permis le mélange hivernal complet de la colonne d'eau. L'homothermie de la colonne d'eau du Grand Lac est totale avec une température de 6.5 °C à la campagne 19 janvier 2021. 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 de mars, la mise en place progressive de la stratification thermique favorise le développement du phytoplancton. La stratification thermique est maximale au mois d'août 2021 avec 22.3°C dans l'épilimnion. Pendant cette période, l'activité photosynthétique est fortement active dans la couche de surface avec une augmentation de pH, de l'oxygène dissous et une diminution de la conductivité. La consommation de CO₂ par le phytoplancton induit des modifications des équilibres acido-basiques du milieu. L'exportation des sels calciques de la surface vers les couches profondes est responsable de la diminution de la conductivité observée. Dans la couche profonde, l'activité biologique de dégradation de la matière organique entraîne la désoxygénation hypolimnique. Par conséquent, l'augmentation de la conductivité hypolimnique est expliquée par la redissolution du carbonate de calcium et par le relargage de plusieurs sels dissous tel que des ions ferrique (Fe³⁺) et ferreux (Fe²⁺) dans les conditions hypoxiques.

A partir du septembre 2021, la température des eaux superficielles décroît continuellement. La déstratification se met en place progressivement jusqu'en décembre 2021.

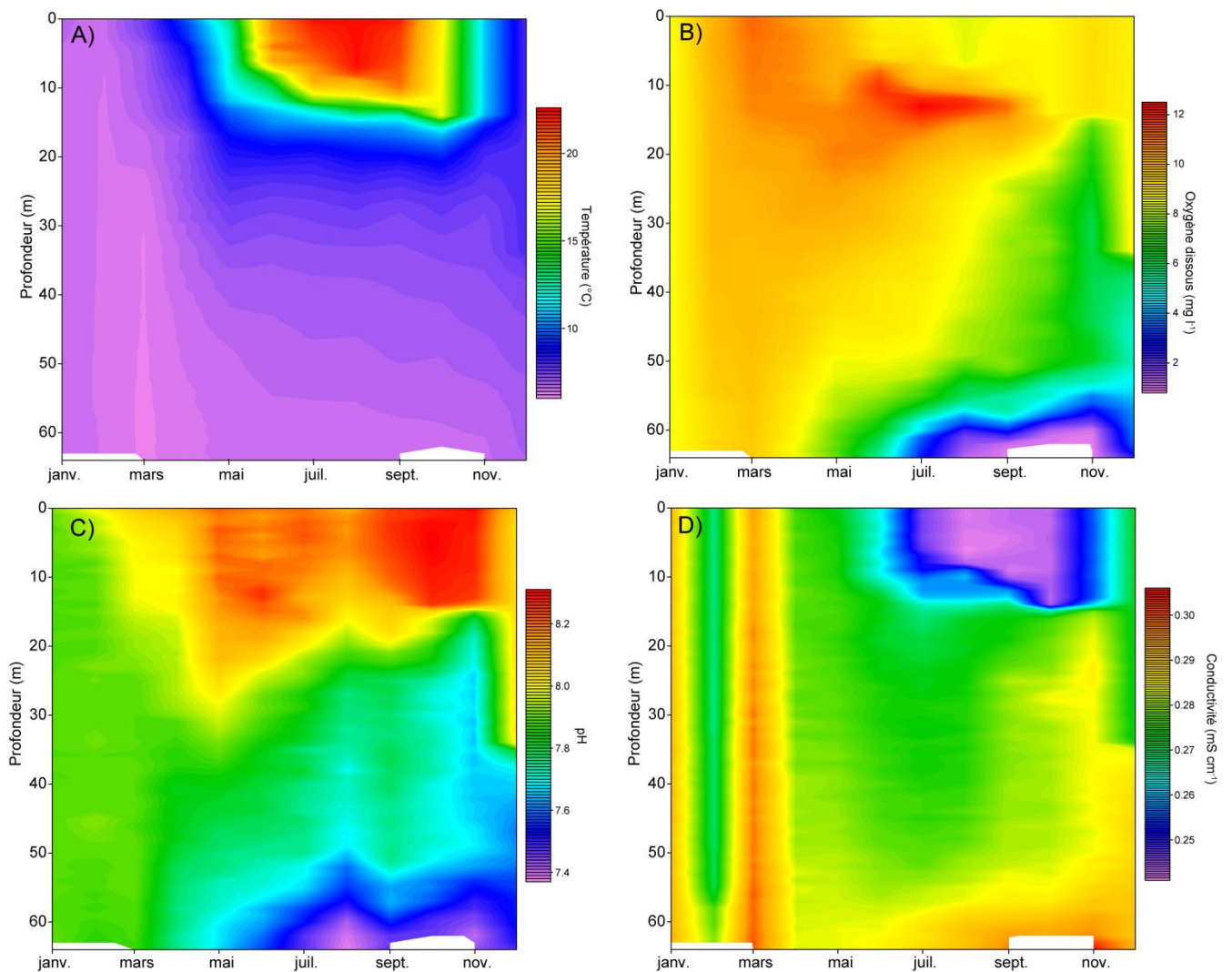


Figure 7 : Evolution de la température (A), de l'oxygène (B), du pH (C) et de la conductivité (D) en 2021

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 8. Globalement, les concentrations des nutriments sont inférieures au seuil de « très bon état » défini par la DCE à l'exception d'un point d'ammonium de $154 \mu\text{gNH}_4^+ \text{l}^{-1}$ à 62 m le 24 novembre 2021. En janvier, la concentration des nutriments est homogène dans toute la colonne d'eau. Par la suite, le développement du phytoplancton entraîne une diminution de nitrate et de phosphore dans l'épilimnion. Au fond, la désoxygénation se met en place dès le printemps et continue à progresser jusqu'à la fin d'année. Sous ces conditions hypoxiques, l'ammonium pourrait augmenter en raison de l'activité microbienne via la réduction de nitrate, ce qui correspond à la campagne 24 novembre 2021. L'augmentation du phosphore au fond est expliquée par la sédimentation des particules et des organismes morts de la couche de surface et par le relargage du phosphore en condition hypoxique du fond.

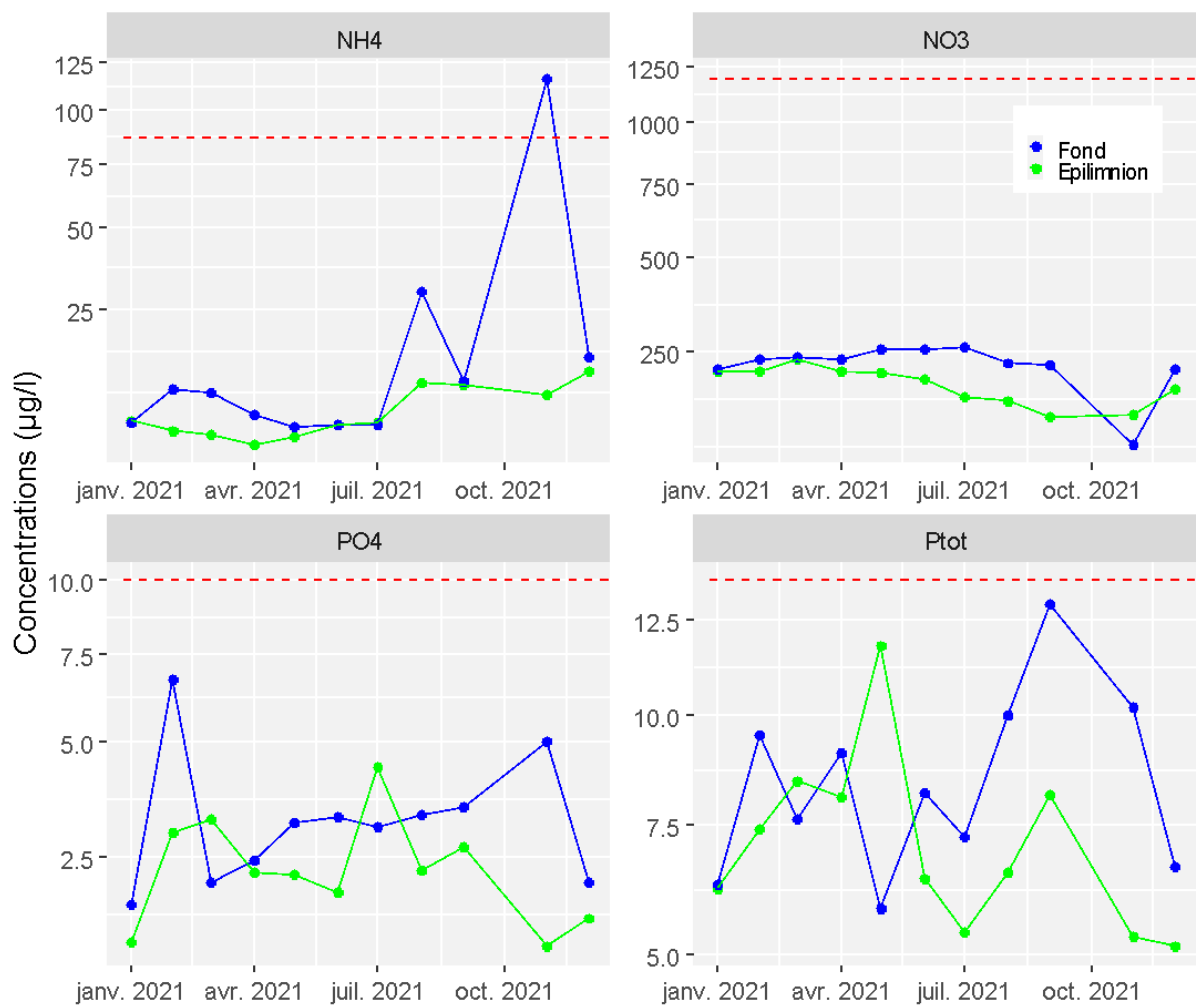


Figure 8 : Evolution des nutriments dans l'épilimnion (couche de surface) et l'hypolimnion (couche profonde) en 2021. Les lignes pointillées rouges représentent les seuils de « très bon état » d'après la DCE.

3.2. Phytoplancton

L'évolution temporelle du phytoplancton en 2021 suit une tendance relativement classique avec quatre périodes qui peuvent être distinguées (Fig. 9A):

- la période hivernale (19/01-1/04), avec de faibles biomasses algales et une forte transparence. Le compartiment est dominé par des petites diatomées centriques indicatrices de milieu oligotrophes, et de petites Cryptophycées (*Plagioselmis* spp.).
- la période printanière (15/04 au 23/06): pendant cette période les biomasses augmentent, la transparence baisse. Le compartiment est toujours dominé par des diatomées centriques, de deux espèces différentes (*Cyclotella costei*, *Puncticulata radiosa*).
- la période estivale (20/07 au 8/09): la transparence est faible, la concentration en chlorophylle élevée, et on atteint le pic de biomasse algale. Le compartiment est dominé par des diatomées centriques (même espèces que précédemment, mais également des diatomées pennées comme *Asterionella formosa*) et par des Chrysophycées (*Dinobryon* spp., *Epipyxis polymorpha*). Ces espèces de Chrysophycées sont indicatrices de milieu oligotrophes.

- la période automnale (11/10 au 13/12): après une baisse de la biomasse en octobre, la biomasse augmente à nouveau. Les Chrysophycées dominent le compartiment. Des taxons appartenant aux genres tels que *Dinobryon*, *Kephyrion* et *Chrysolykos* sont observables et indicateurs de milieux pauvres en nutriments. La transparence augmente à nouveau à cette période.

Sur l'ensemble de l'année, la communauté phytoplanctonique est dominée par deux espèces (Tableau 5) mais la richesse taxonomique (nombre de taxons) présente une variabilité temporelle marquée avec une faible richesse de janvier à juin qui augmente jusqu'à fin septembre (Fig. 9B). La diversité de Simpson, représentant le nombre d'espèces dominante, varie peu au cours de l'année mais augmente en fin d'été, en lien avec l'augmentation de richesse (Fig. 9B).

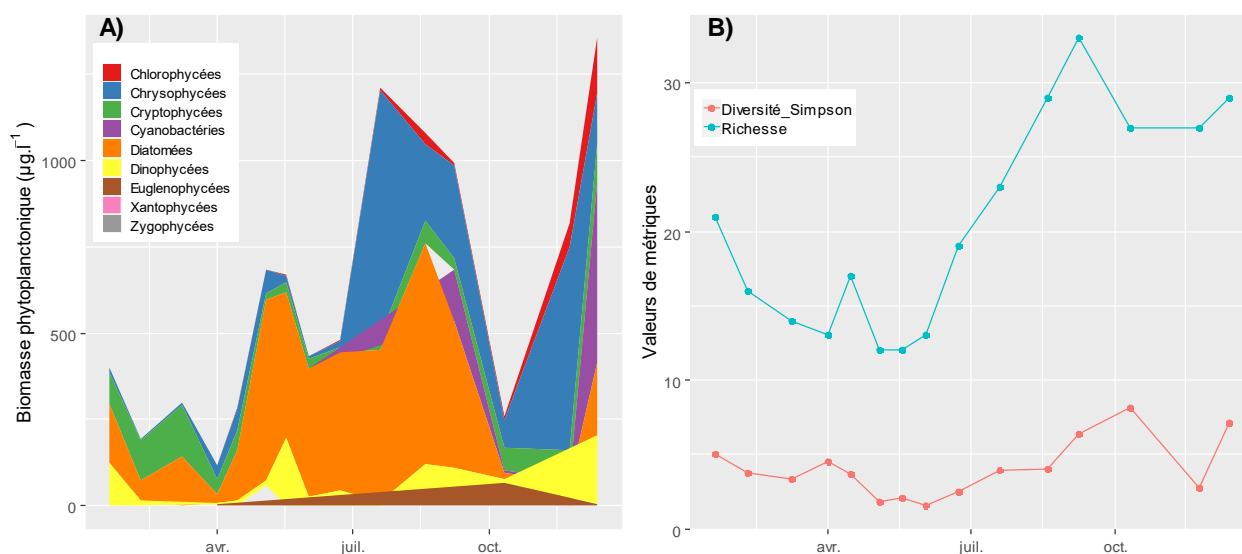


Figure 9: Evolution des groupes phytoplanctoniques (A) et de la richesse spécifique et diversité taxonomique associée (B) en 2021.

Espèces	Classes algales	Proportion de la communauté algale (%)
<i>Cyclotella costei</i>	Diatomées	33
<i>Dinobryon divergens vide</i>	Chrysophycées	13
<i>Aphanocapsa planctonica</i>	Cyanobactéries	5
<i>Fragilaria crotonensis</i>	Diatomées	5
<i>Plagioselmis lacustris</i>	Cryptophycées	4
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	Cryptophycées	4
<i>Ceratium hirundinella</i>	Dinophycées	3
<i>Chlamydomonas sp.</i>	Chlorophycées	3
<i>Cryptomonas sp.</i>	Cryptophycées	3
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	Cyanobactéries	2

Tableau 5 : Espèces phytoplanctoniques dominantes en 2021

L'évolution temporelle de la Chlorophylle *a* met en évidence des concentrations particulièrement faibles la plupart du temps inférieures à 4 µg l⁻¹ (Fig. 10). On peut clairement identifier des variations de gamme de profondeurs préférentielles pour la production phytoplanctonique avec des maxima souvent situés

entre 10m et 20m de profondeur pour une majeure partie de l'année ainsi qu'un enfoncement de cette production en début d'été (avril mai) au cours duquel la production phytoplanctonique occupe une amplitude de profondeurs relativement importante entre 12m et 25m de profondeur. On remarque aussi un événement particulier fin mars-début avril au cours duquel des concentrations en Chlorophylle *a* significatives sont mesurées sur l'ensemble de la colonne d'eau avec un maximum au niveau du fond. Il conviendra d'évaluer si ce phénomène est identifié dans les années futures ou s'il constitue un artefact de mesure, tout comme les fortes concentrations, considérées comme aberrantes entre 15m et 20m de profondeur au mois de juillet. Enfin, en décembre on peut identifier un large étalement de la Chlorophylle *a* jusqu'à 30 m de profondeur en lien avec la disparition de la stratification verticale.

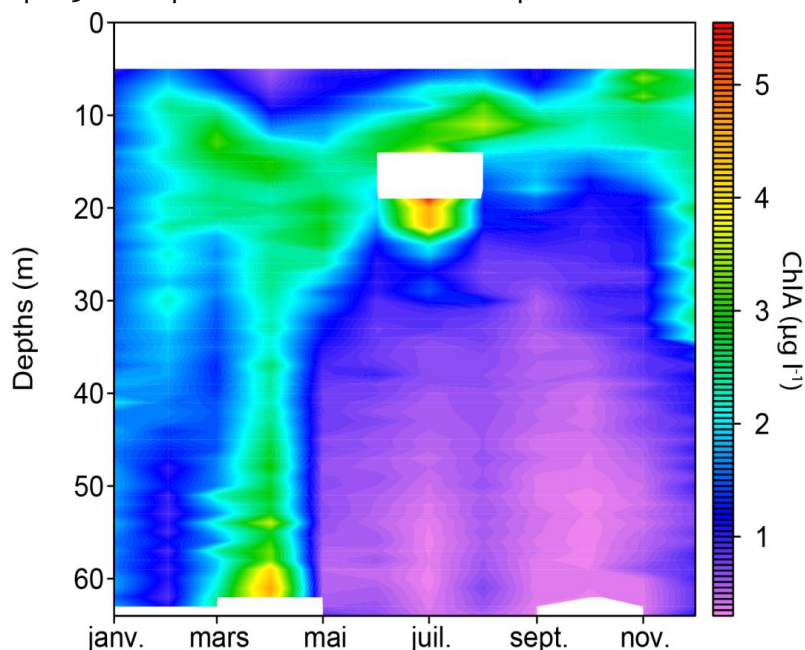


Figure 10 : Evolution de la Chlorophylle *a* en 2021

En lien avec la production phytoplanctonique, la transparence connaît d'importantes fluctuations annuelles mais reste toujours au-delà du seuil de « très bon état écologique » (Fig. 11). La transparence atteint plus de 10m en hiver et diminue jusqu'à moins de 4 m en plein été au moment du maximum annuel de Chlorophylle *a*.

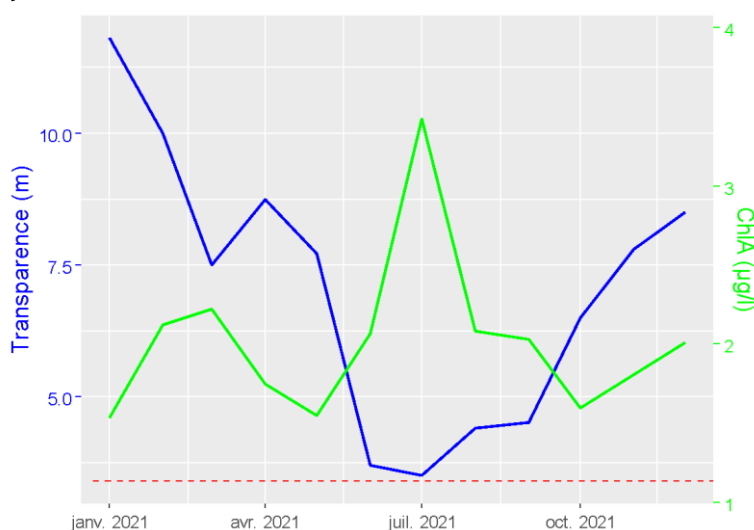


Figure 11 : Evolution de la transparence (profondeur de Secchi, en bleu) et de Chlorophylle A dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) en 2021. La ligne horizontale pointillée rouge représente le seuil DCE de « très bon qualité » pour la transparence.

3.3. Zooplancton

Le zooplancton présente des dynamiques variables en fonction des différents taxons (Fig. 12 A et B). Les taxons herbivores ont connu leur maximum d'abondance en fin de printemps et un second pic d'abondance peut être identifié en fin d'été (Fig. 12A). *C. prealpinus* domine ce groupe écologique. Les deux espèces de zooplancton prédateur se sont développées à partir du milieu de l'été avec une dominance de *L. kindtii* en juillet puis une co-dominance avec *B. longimanus* en fin d'été et automne (Fig. 12B). La richesse taxonomique du zooplancton varie peu au cours de l'année 2021 alors que la diversité tend à être plus forte en fin d'été et début d'automne (Fig. 12C).

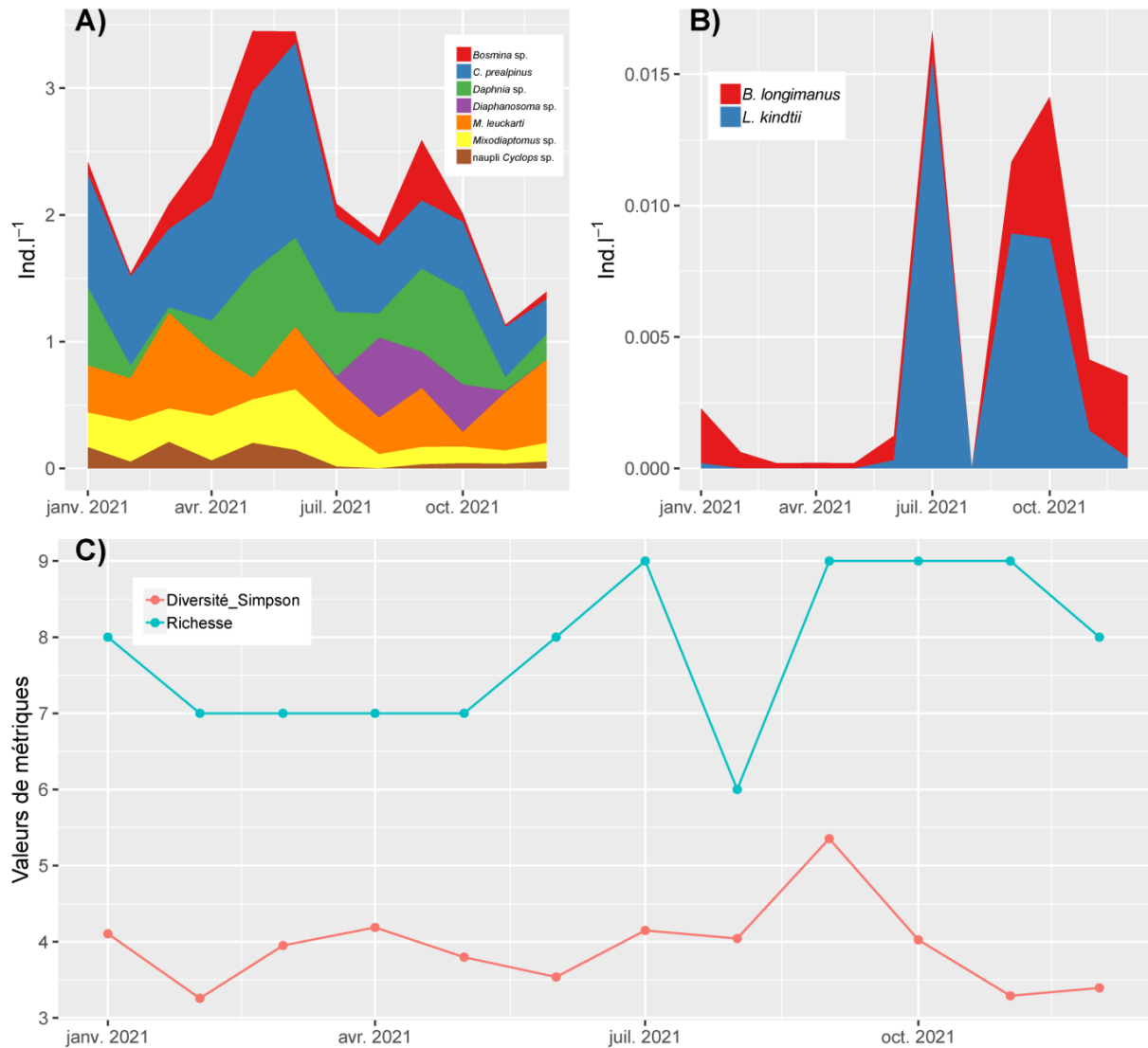


Figure 12 : Evolution de la communauté zooplanctonique en 2021 : A) les herbivores, B) les prédateurs, C) la richesse et la diversité spécifiques.

3.4. Invertébrés benthiques

Les investigations menées en 2021 concernant les invertébrés benthiques mettent en évidence une diminution des densités numériques ainsi que de la richesse taxonomique avec la profondeur d'échantillonnage. Une forte variabilité dans la composition des échantillons est particulièrement présente en zone littoral comme indiqué par les écart-types associés aux histogrammes (Fig. 13). En effet, en considérant l'ensemble des échantillons, les densités numériques varient en zone littorale entre 369 ind m² à 4152 ind m² et la richesse varie de 12 taxons à 27 taxons. Ces variations sont moindres dans les zones plus profondes. En effet, à 2/3 Zmax, les densités varient de 495 ind m² à 2695 ind m² et la richesse varie de 6 à 12 taxons.

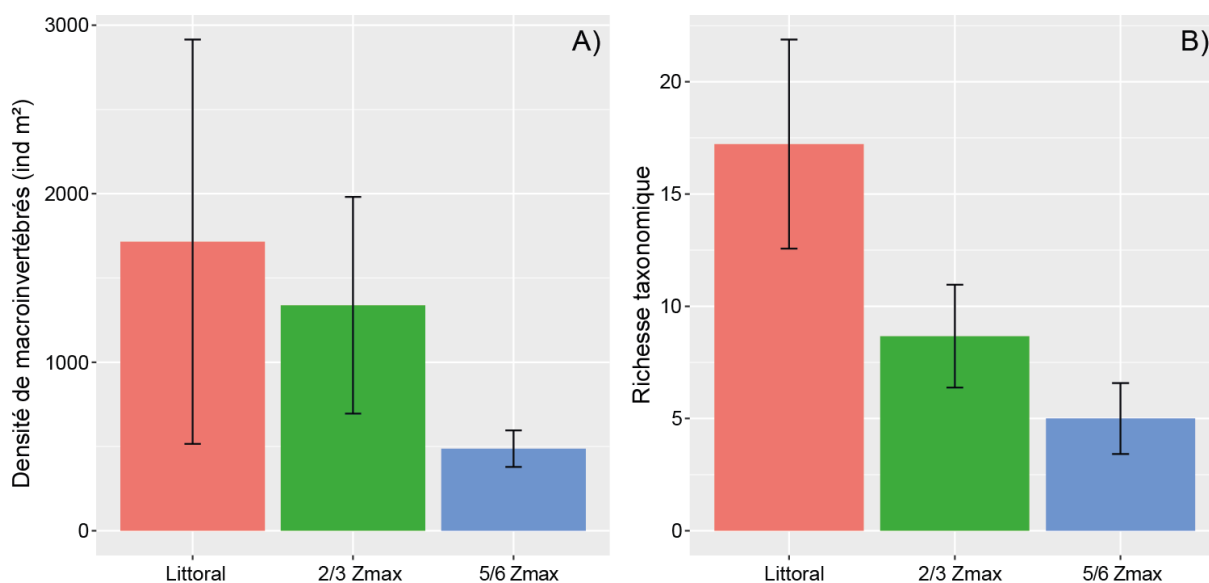


Figure 13 : Variabilité de densité moyenne d'invertébrés benthiques (A) et de la richesse taxonomique (B) entre les trois profondeurs d'échantillonnage.

La composition taxonomique de la communauté de macroinvertebrates diffère entre les trois profondeurs échantillonnées mais présente toujours une dominance numérique de Chironomidae (Fig. 14).

En zone littorale, complémentaires aux Chironomidae (densité moyenne = 821 ind m², densité maximale = 2021 ind m²), deux éphéméroptères sont bien représentés avec le petit *Caenis* sp. (densité moyenne = 169 ind m², densité maximale = 826 ind m²) et la grande *Ephemera* sp. fousseuse (densité moyenne = 157 ind m², densité maximale = 543 ind m²). Deux bivalves filtreurs sont aussi bien présents *Corbicula* sp. (densité moyenne = 118 ind m², densité maximale = 413 ind m²) et *Pisidium* sp. (Sphaeriidae, densité moyenne = 159 ind m², densité maximale = 847 ind m²). Enfin, de petits Ostracodes (crustacés benthiques) ont aussi été significativement échantillonnés (densité moyenne = 161 ind m², densité maximale = 1434 ind m²). Les autres taxons sont échantillonnés dans des abondances faibles à très faibles.

A 2/3 de Zmax, la dominance de Chironomidae est la plus forte avec 83% des effectifs de macroinvertebrates et présente des densités numériques encore fortes (densité moyenne = 1115 ind m², densité maximale = 2000 ind m²). Le diptère *Chaoborus* sp. fait son apparition dans les échantillons (densité moyenne = 130 ind m², densité maximale = 521 ind m²) bien que sa proportion numérique soit

mineure par rapport aux Chironomidae. Le bilvalve *Pisidium* sp. (Sphaeridae) et les oligochètes sont les deux autres taxons dépassant 1% des effectifs numériques à cette profondeur.

A 5/6 de Zmax, le peuplement macrobenthique est très similaire à celui échantillonné à 2/3 de Zmax du point de vue de sa structure bien que les effectifs numériques soit plus faibles pour les 4 macroinvertébrés déjà dominant à 2/3 de Zmax. La diminution des abondances de Chaoboridae est moins rapide que celles des autres taxons et induit une plus forte proportion de ce taxon dans l'assemblage de macroinvertébrés à cette profondeur.

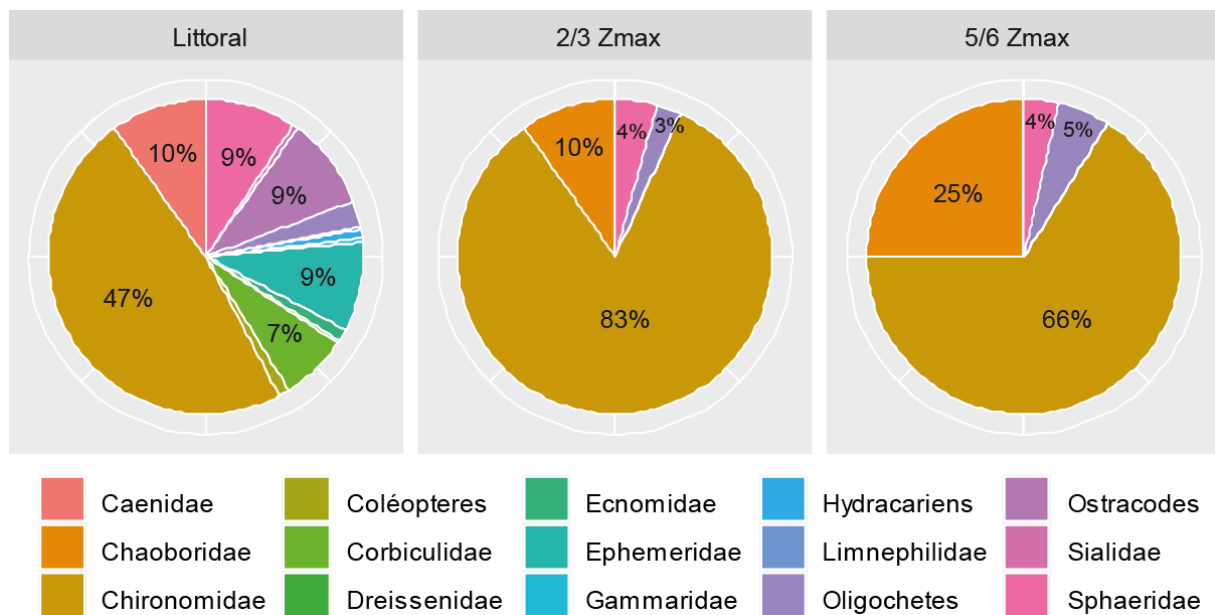


Figure 14 : Répartition numérique des différentes familles et groupes taxonomiques au sein des trois profondeurs d'échantillonnage.

La figure 15 permet de représenter en détail la distribution bathymétrique des macroinvertébrés. Il apparaît clairement la plus grande richesse taxonomique en zone littorale par rapport aux zones plus profondes. Il est aussi possible de noter que les genres dominants en zone littorale sont les deux genres d'éphéméroptères et deux genres de mollusques bivalves filtreurs ainsi que les crustacés benthiques (Conchostracés). Les nombreux genres de Chironomidae pris individuellement représentent des densités numériques relativement faibles (< 100 ind m²) et les densités numériques de trichoptères ainsi que celles de *Dreissena* sp. (la moule zébrée) présentent des densités très faibles (< 50 ind m²). Dans les zones plus profondes, malgré des densités numériques globales et une plus faible richesse, on remarque de fortes densités de quelques taxons. Notamment, on peut noter l'abondance relativement forte de *Procladius* sp. (un Chironomidae prédateur) à 2/3 de Zmax ainsi que les abondances non négligeables de *Sergentia* sp. et de *Chironomus* sp. (deux Chironomidae détritivores supportant, particulièrement pour le second, les désoxygénations du milieu). De façon intéressante, à 5/6 de Zmax, on remarque que les abondances de *Procladius* sp. et de *Sergentia* sp. restent non négligeables (~ 100 ind m²). La présence de différents taxons généralement associés à la zone littorale comme *Cricotopus* sp. ou *Polypedilum* sp. complète la communauté de Chironomidae à 2/3 de Zmax et ces taxons ne sont plus retrouvés à 5.6 de Zmax. Aux deux profondeurs les plus importantes, *Chaoborus* sp. reste dans des abondances similaires (~100 ind m²).

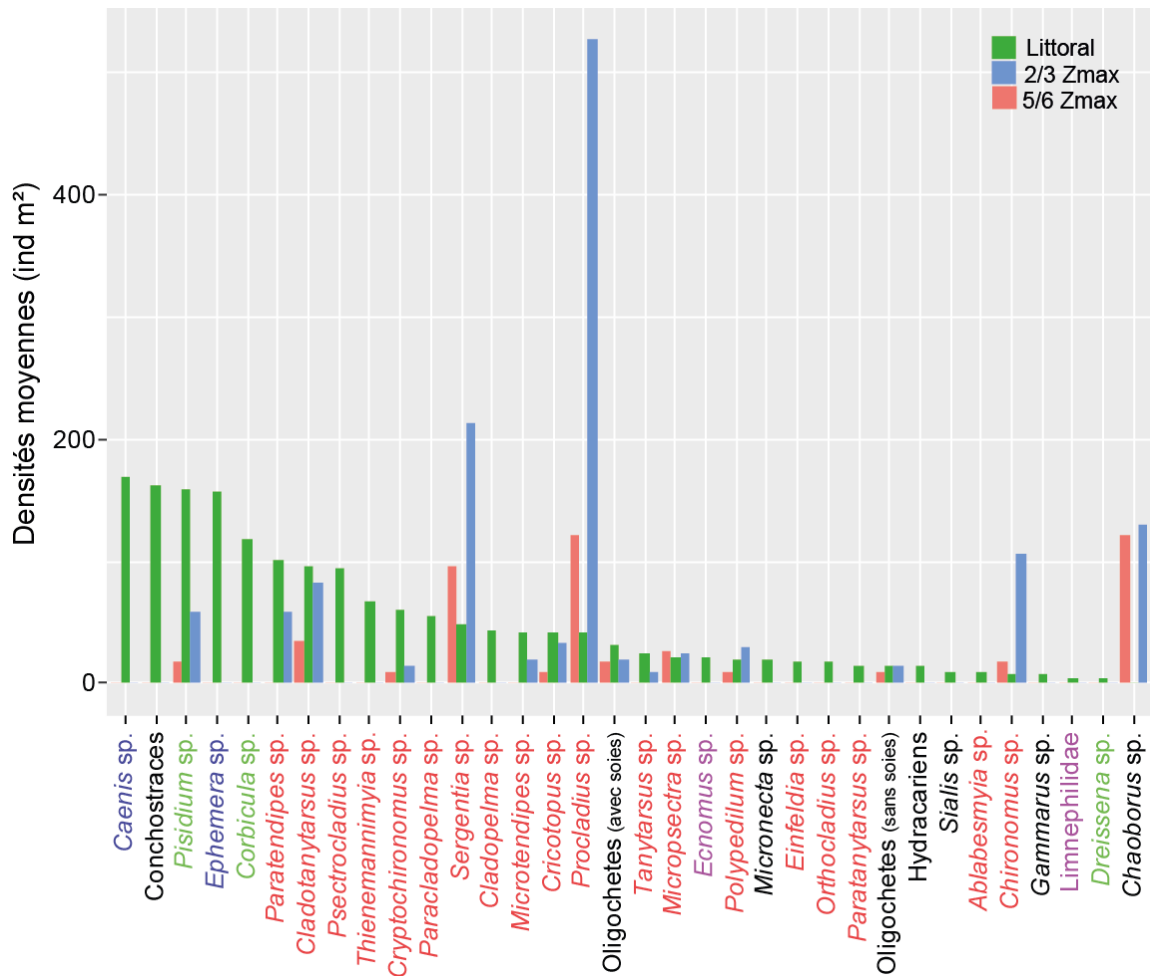


Figure 15 : Densités des macroinvertébrés détaillés par genres et groupes taxonomiques en fonction des différentes profondeurs échantillonnées. Certains groupes taxonomiques sont détaillés par des couleurs spécifiques dans les étiquettes des abscisses : les éphéméroptères en bleu, les trichoptères en violet, Chironomidae en rouge, les bivalves filtreurs en vert.

En 2021, l'IBL est de 16,1. La qualité de la zone littorale telle que vue par rapport à la sténoécie des macroinvertébrés est très bonne avec $ql = 1$ du fait de l'occurrence importante (67%) d'*Ephemera* sp. dans les échantillons littoraux. La richesse faunistique littorale n'est pas très importante avec seulement 33 taxons identifiés. Le sous-indice Df très proche de 1 suggère un très bon transfert de matière organique au sein du lac et la présence significative de Chironomidae à 2/3 de Z_{max} suggère des conditions propices au développement de la faune benthique dans la majeure partie du lac. L'ensemble des sous indices et l'IBL sont présentés dans le tableau 4.

vl	dl	vf	k	ql	df	Bl	Df	IBL
33	1714	15	2,1	1	0,94	42,7	0,97	16,1

Tableau 4: Descripteurs synthétiques de l'IBL en 2021

3.5. Poissons

Pêches aux filets

Cette année, en raison de problèmes techniques, 64 filets benthiques ont été posés en 2021 (contre 66, conformément au plan d'échantillonnage). En revanche, la colonne d'eau de 0 à 54 m a été échantillonnée dans son ensemble (Fig. 5). 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	Blennie	3,2	1	1,1	0,3
	Brochet	1078,6	3	374,5	1,0
	Chevesne	1231,8	1	427,7	0,3
	Corégone	448,7	9	155,8	3,1
	Gardon	9638,62	214	3346,7	74,3
	Goujon	70	15	24,3	5,2
	Omble	398	2	138,2	0,7
	Perche	13481,7	405	4681,1	140,6
	Rotengle	1230	4	427,1	1,4
	Tanche	10464,2	4	3633,4	1,4
Pélagique	Brochet	2028,8	1	683,1	0,3
	Corégone	1924,2	6	594,9	1,7
	Gardon	1040,6	31	350,4	10,4
	Perche	8446,2	299	2650,6	108,2

Tableau 5: Synthèse des captures effectuées par pêche aux filets en 2021

La campagne de pêche 2021 a permis la capture de 10 espèces de poissons soit une diversité légèrement supérieure à celle de l'année précédente (8 espèces en 2020). Le rendement de pêche numérique global en 2021 est de 348,9 ind.1000 m⁻² et pondéral de 17,5 kg.1000 m⁻². Comme pour les années précédentes la perche (*Perca fluviatilis*) et le gardon (*Rutilus rutilus*) sont les deux espèces dominantes en termes de rendement numérique avec respectivement 140.6 et 74.3 ind/1000m². Ces deux espèces représentent plus de 90% des individus capturés lors des pêches scientifiques. Les captures de perches dans les filets pélagiques et benthiques sont du même ordre de grandeur. A contrario, 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 3ème espèce en numéraire. Sur le plan pondéral, la perche est l'espèce la plus représentée suivie du gardon et de la tanche (*Tinca tinca*) (4 ind>1,5kg). L'apport des autres espèces dans le poids total des captures reste marginal.

En 2021 seule une espèce d'écrevisse a été capturée, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*). L'écrevisse signal (*Pacifastacus leniusculus*) est historiquement moins représentée, mais il s'agit de la première année où aucun individu n'est capturé. Ce rapport se concentrant sur les poissons lacustres, les caractéristiques de la population d'écrevisse ne sont pas présentées.

La figure 16 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.

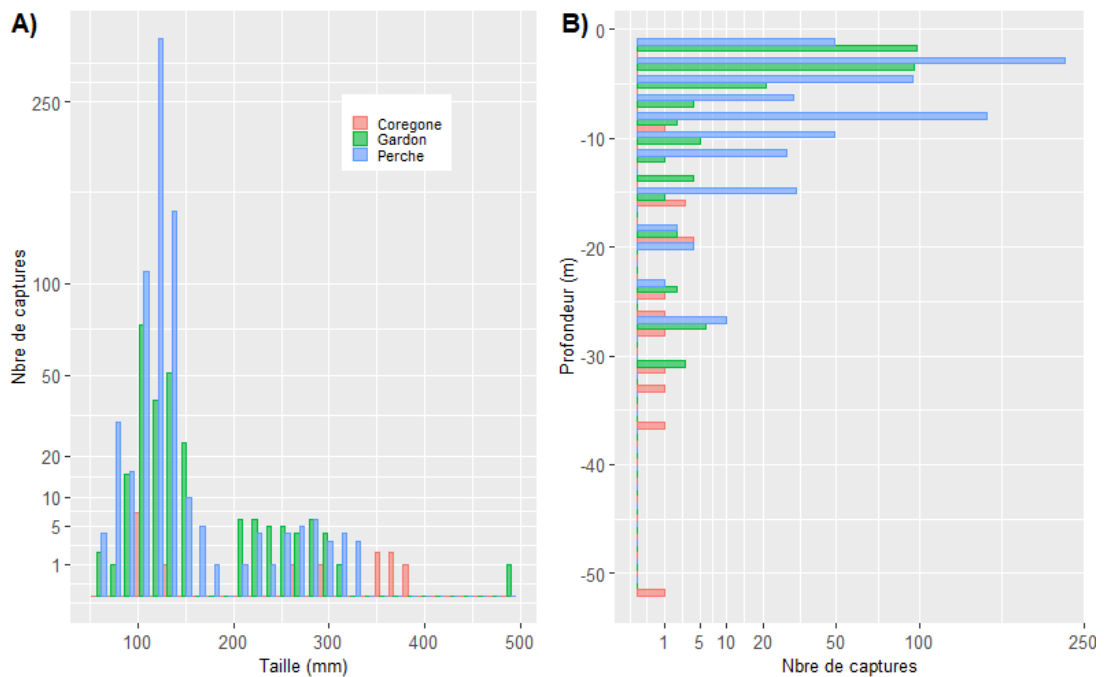


Figure 16 : Principales caractéristiques des captures des trois espèces dominantes (perche, gardon, corégone : distribution en taille (A), distributions bathymétriques (B))

La Perche

En 2021 la population de perches présente une nouvelle fois les abondances les plus fortes au sein du peuplement. En revanche, contrairement aux dernières années, marquées par un mode situé entre 7-8 cm représentant les individus de l'année (0+), l'année 2021 se caractérise par une forte proportion de poissons âgés de 1 an (1+). Le mode s'établit à 12,5 cm. La forte présence de la génération de 2020 (individus âgés de 1 an en 2021) a également été observée sur le Léman dans la zone du petit lac la même année. Outre la proportion importante de 1+ dans l'effectif, les individus appartenant aux cohortes 2+ et 3+ 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 2021, quelques individus ont été capturés en dessous de la thermocline. Une grande majorité de cet effectif faisait partie de la relève d'un filet pélagique situé à 28m de profondeur (Figure 16b). À ces profondeurs il est peu probable de retrouver cette espèce. Il s'agit d'individus capturés lors de la remontée des filets.

Le Gardon

Le gardon est la seconde espèce majoritaire après la perche et comme celle-ci, l'année 2021 se caractérise par une forte proportion de 1+ avec un mode à 10.5 cm. Peu de poisson de l'année ont été capturés lors de ces pêches scientifiques. Un second mode de moindre ampleur s'observe et est représenté par des individus âgés de 1 à 5 ans. Un très gros individu mesurant 48 cm vient compléter l'effectif. Comme pour la perche, quelques gardons ont été capturés à la descente ou la remontée des filets benthiques (30, 28, 24 m de profondeur) se trouvant ainsi dans des strates de profondeurs où l'espèce n'est pas censée évoluer (figure 16b).

Le Corégone

En 2021, comme les années antérieures, les captures de juvéniles se font essentiellement en zone de bordure. D'après les données de détermination d'âge, il y a une répartition globalement homogène entre les cohortes (Figure 16a) avec un premier mode à 11 cm soit une taille des juvéniles de l'année inférieure à 2020 (14cm). Le second mode est équitablement représenté par des poissons âgés entre 1 et 4 ans.

Globalement la répartition des corégones dans la colonne d'eau est homogène entre 12 et 35 m de profondeur.

Hydroacoustique

La campagne d'hydro-acoustique et l'analyse de données ont permis de détecter 66 poissons en couche supérieure contre 1421 en dessous de la thermocline (Figure 17). C'est la première fois depuis le début du suivi que le nombre d'individus au-dessus de la thermocline (trait en pointillé) est si faible. Les tendances historiques s'établissaient au-dessus des 4000 poissons.

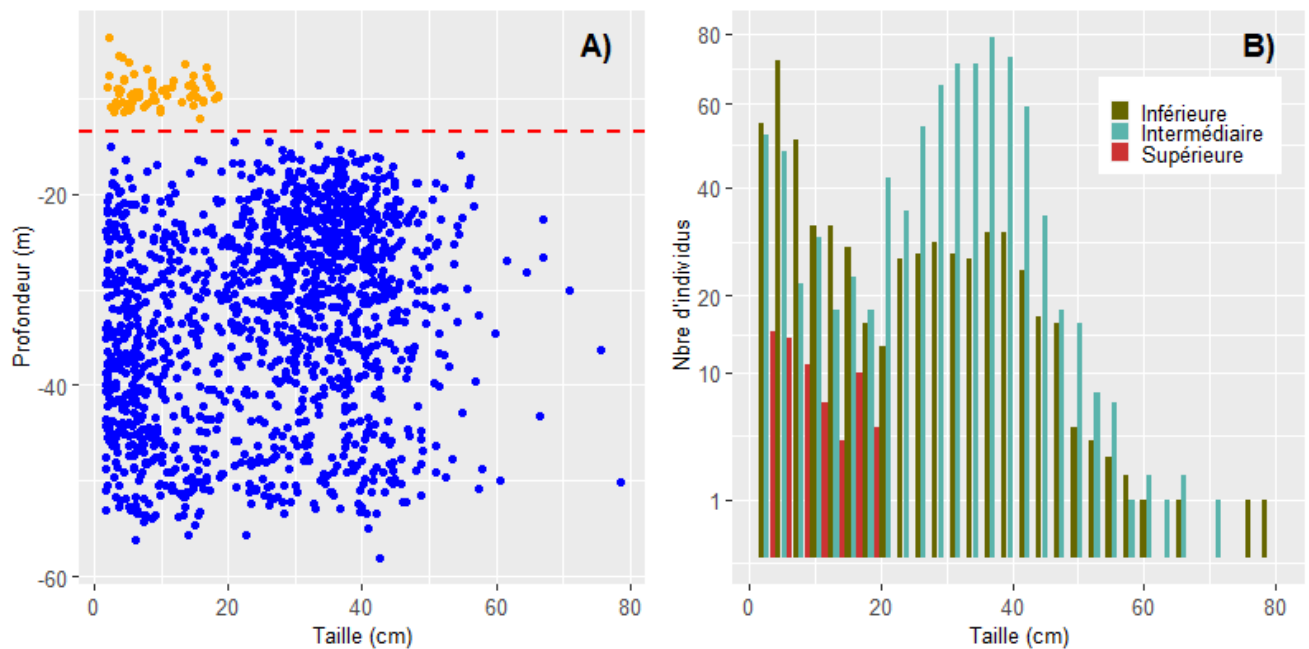


Figure 17 : Distribution bathymétrique des tailles individuelles estimées par hydroacoustique (A) et fréquence de distribution en taille pour les trois couches de la colonne d'eau (B). Dans (A), la ligne rouge représente la profondeur de la thermocline et les points orange et bleu distinguent les individus de part et d'autre de celle-ci. (Les tailles des individus détectés par hydroacoustique sont estimées par calcul et peuvent ne pas être exactes)

En utilisant l'équation généraliste de Love (1971), les poissons détectés, en couche supérieure, ont une taille estimée de 3 à 20 cm avec une répartition bi-modale. Le mode principal se situe aux alentours de 5 cm (correspondant à des juvéniles) et le secondaire correspond à des individus de 15 cm selon l'équation de Love (1971) (Figure 17). La strate intermédiaire et la strate inférieure comptent respectivement 850 et 571 cibles et suivent toutes deux une distribution bi-modale avec un mode à 8 cm et l'autre à 36 cm. Le mode principal en couche intermédiaire est constitué des individus de grandes tailles alors qu'en couche inférieure il n'y a pas de prédominance de mode.

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 de surface et la couche inférieure présentent une répartition des biomasses relativement homogène à l'échelle des ESDU. On observe plus d'hétérogénéité entre les ESDU pour la couche intermédiaire. À l'échelle du lac, la répartition spatiale des biomasses reste homogène sur l'ensemble des couches.

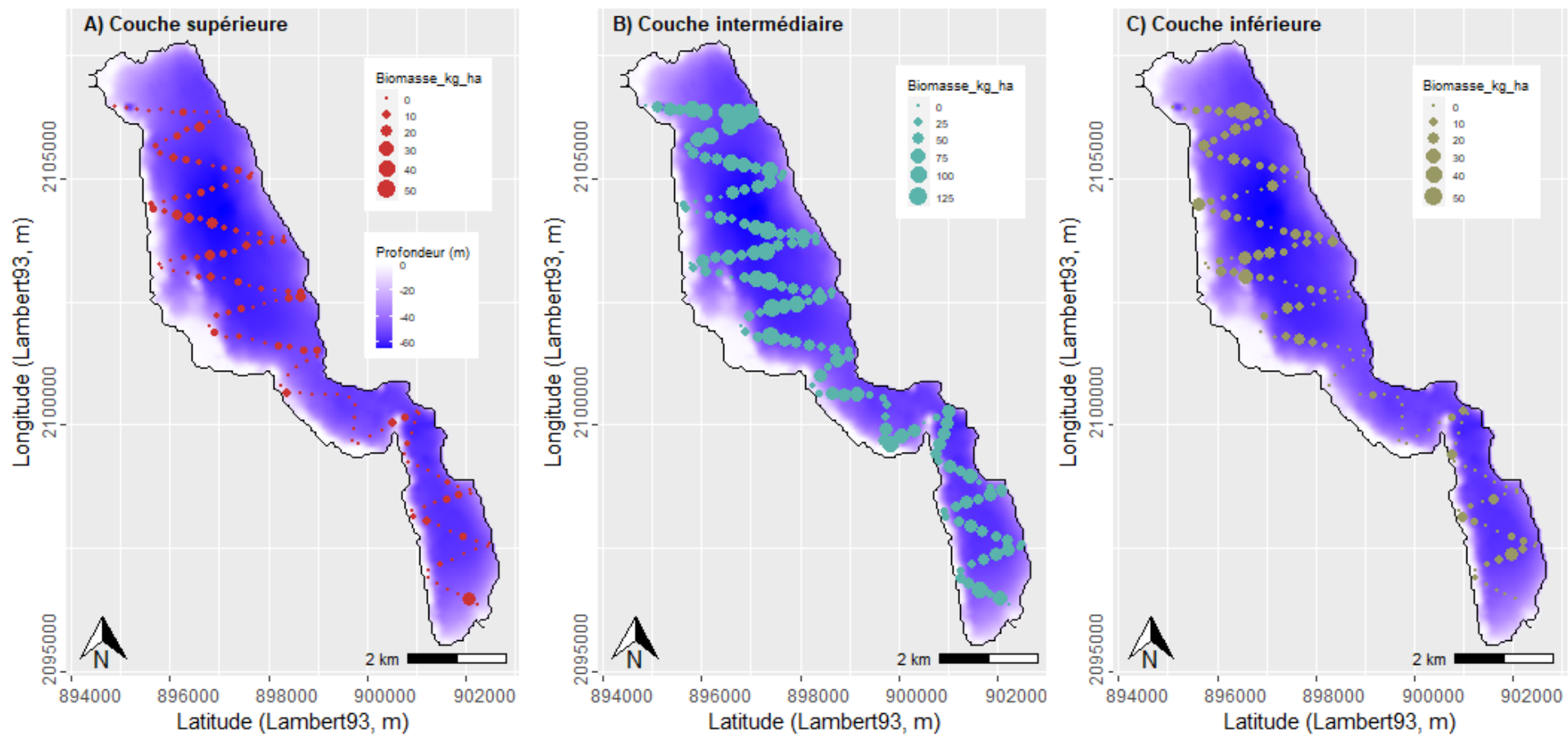


Figure 18 : Distribution spatiale des biomasses estimées par hydroacoustiques pour les 3 couches de la colonne d'eau : A) supérieure, B) intermédiaire, C) inférieure

La couche supérieure et la couche inférieure présentent des biomasses faibles et similaires alors que la biomasse en couche intermédiaire est la plus importante (Figure 19). Cette dernière présente également une hétérogénéité des biomasses par ESDU élevée avec une forte dispersion 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 21.6 et 69.5 kg.ha⁻¹.

Ainsi, la médiane calculée en biomasse par hectare, à partir des tailles moyennes, par ESDU, des cibles estimées par acoustique, est de 1.78 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle. Les estimations seraient de 45.6 kg.ha⁻¹ pour la couche intermédiaire et de 2.54 kg.ha⁻¹ pour la couche la plus profonde.

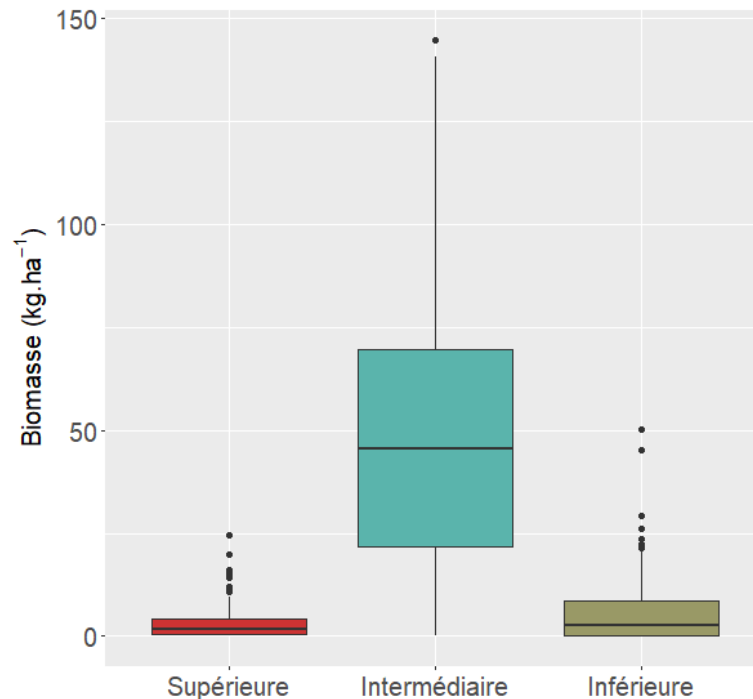


Figure 19 : Synthèse de la distribution des biomasses dans les 3 couches de la colonne d'eau

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 20. 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 dans les échantillonnages. Il n'est pas évident d'observer des tendances claires de changement des températures au cours du temps.

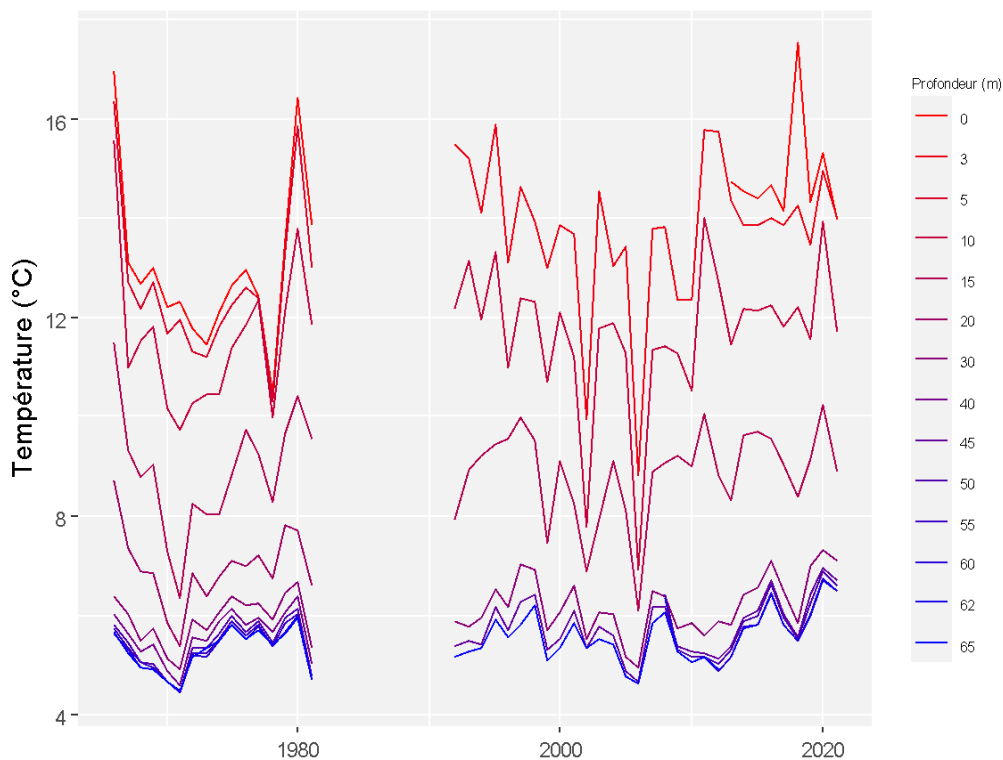


Figure 20 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle pour les différentes profondeurs suivies

L'agrégation des données thermiques en moyenne peut masquer en partie des tendances de changements thermiques qui pourraient être spécifiques aux différentes saisons de l'année. L'évolution temporelle des températures pour les différentes profondeurs et ainsi détaillée pour les 4 saisons (Figure 21). Les températures des couches d'eau < 40m présentent de fortes variabilités interannuelles, et les températures > 40m semblent indiquer une augmentation progressive des températures depuis 2010. De plus, en hiver et au printemps, l'augmentation thermique semble plus marquée particulièrement depuis 2010 (Figure 21). La tendance de ces séries temporelles est à confirmer avec les tests statistiques.

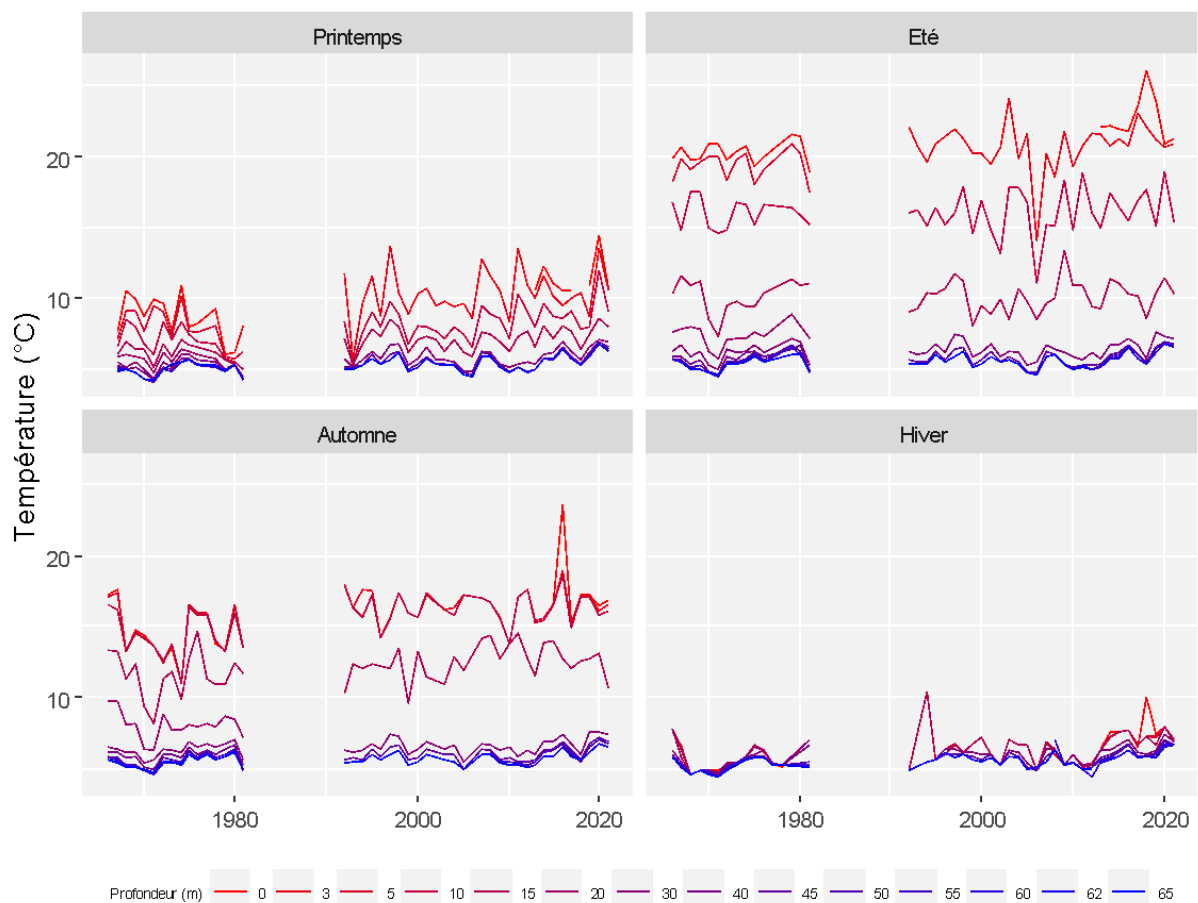


Figure 21 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle saisonnière pour les différentes profondeurs suivies

Les tendances temporelles de la température pour les différentes saisons et profondeurs sont évaluées avec un test non paramétrique Mann-Kendall permettant d'identifier s'il existe une tendance monotone croissante (Tau de Kendall > 0) ou décroissante (Tau de Kendall < 0) dans la dynamique des températures. Plus les tendances sont fortes plus la valeur du Tau de Kendall tau tend vers 1 pour une tendance d'augmentation et vers -1 pour une tendance de diminution.

La figure 22a indique des tendances relativement faibles pour le printemps, l'été et l'automne si on tient compte de toute la profondeur confondue. Par contre, la tendance d'augmentation observée est modérée pour l'hiver. Quant à la distribution verticale, on observe des tendances d'augmentation (faibles et modérées) pour les toutes profondeurs sauf celles de 3m, 5m, 20m et 65m (Figure 22b).

Malgré les tendances de réchauffements statistiquement faibles et modérées, l'amplitude du réchauffement en 2021 par rapport aux années 1980 est évidente pour les profondeurs (0m, 10m, 15m, 30m, 50m et 60m). A la surface, le réchauffement est entre 1°C et 2°C. Au fond, il est entre 1°C et 1.5°C.

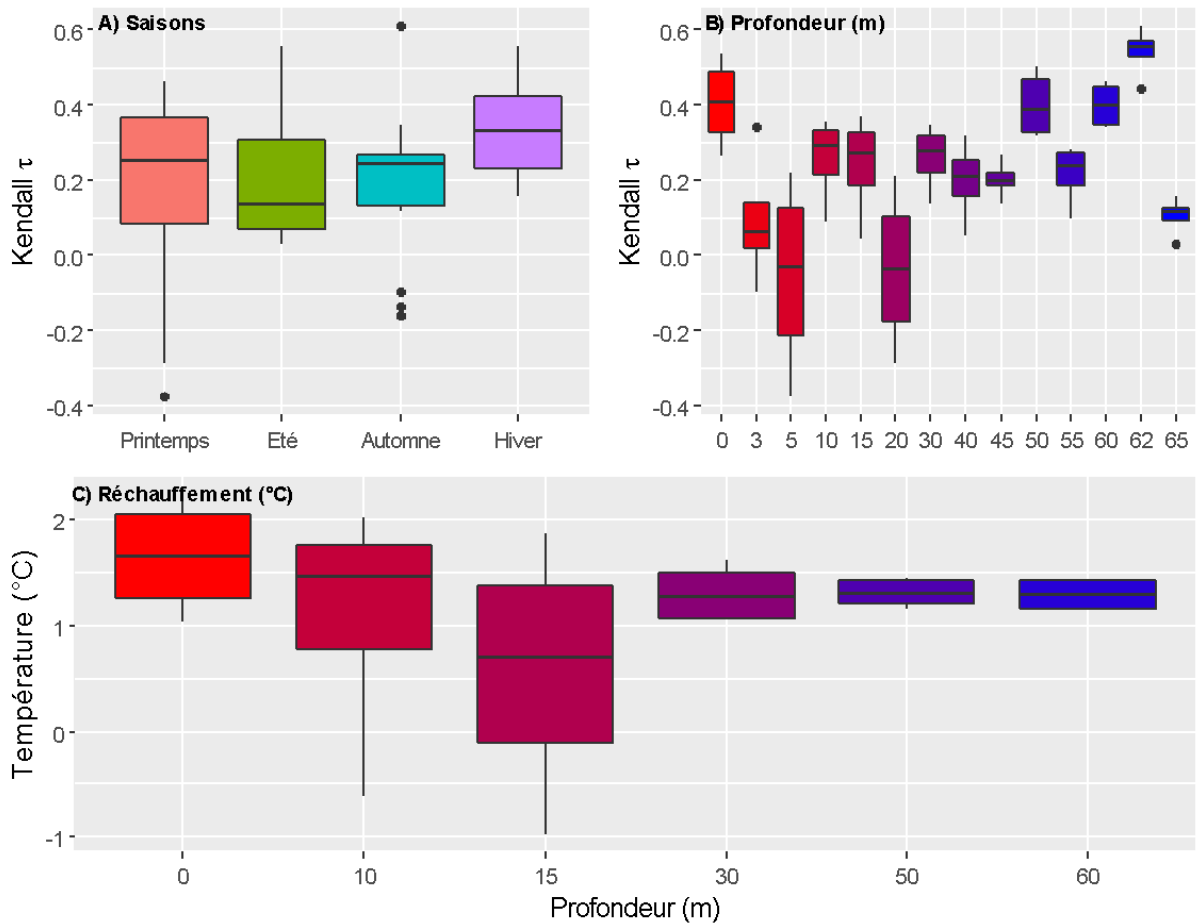


Figure 22 : Tendances temporelles de la température pour les différentes saisons (A), pour les différentes profondeurs (B), (C) Amplitude du réchauffement en 2021 par rapport aux années 1980.

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 du phosphore et l'habitat des poissons. La figure 23 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 été dont la hauteur s'amplifie au cours de l'automne et de l'hiver. La profondeur de désoxygénation varie fortement chaque année avec un maximum enregistré en 2020 où elle atteint la couche d'eau à 50m de profondeur. En 2021, la profondeur de désoxygénation est restée plus modérée ne dépassant pas les 55m.

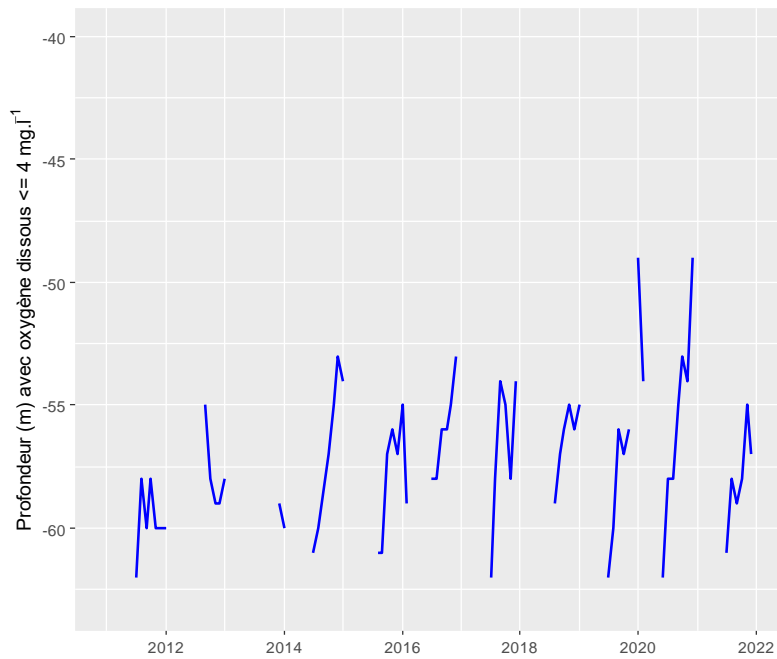


Figure 23: Evolution temporelle de la désoxygénation de l'hypolimnion

Le phosphore est le facteur limitant pour le développement du phytoplancton.

Le rapport N/P met en évidence le fort caractère limitant du phosphore dans le lac variant depuis 2020 aux environs de 50-100 (Fig. 24A). 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. 24B). Cela pourrait indiquer que l'intensité de limitation du phosphore dans le développement phytoplanctonique est variable au cours de l'année.

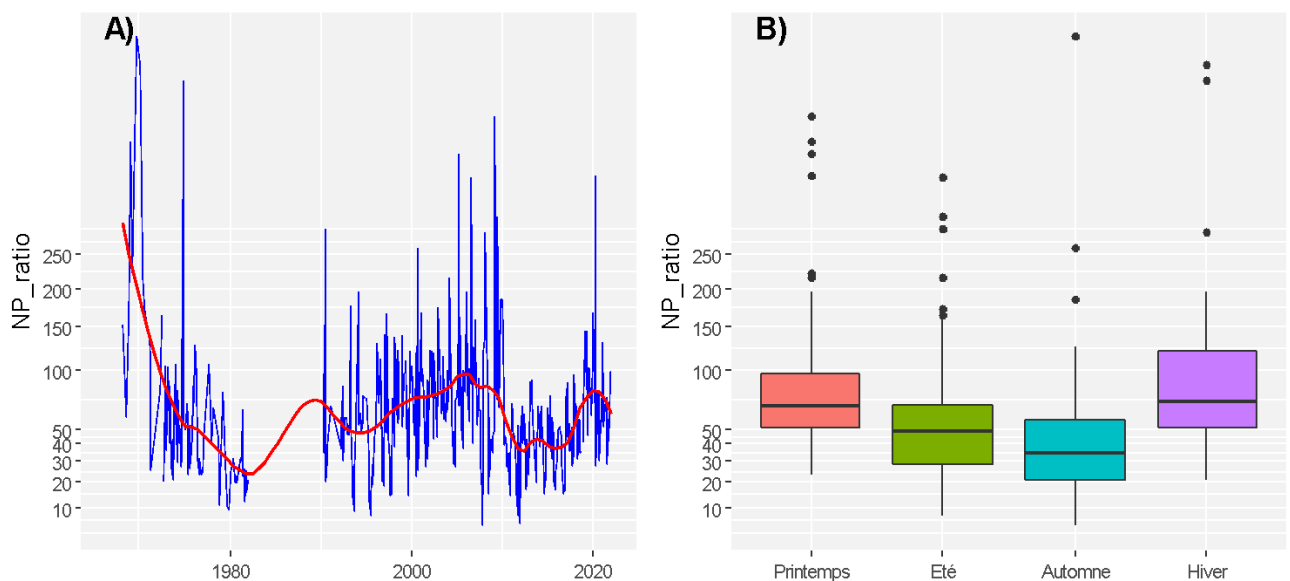


Figure 24 : Evolution temporelle du ratio N/P (A) et variabilité saisonnière du ratio N/P (B).

Les concentrations des éléments nutritifs dans l'épilimnion sont bien inférieures au seuil de « très bon état » de la DCE (Fig. 25). Ce seuil ne concerne que la couche de surface. Néanmoins, les concentrations en nutriments au fond indiquent une charge interne importante qui pourrait être mobilisable lors du brassage hivernal complet. Les teneurs en nitrate et en phosphore dans la colonne d'eau sont fortement réduites par rapport à des années avant 1980 et stabilisées durant ces dernières années (Fig. 25).

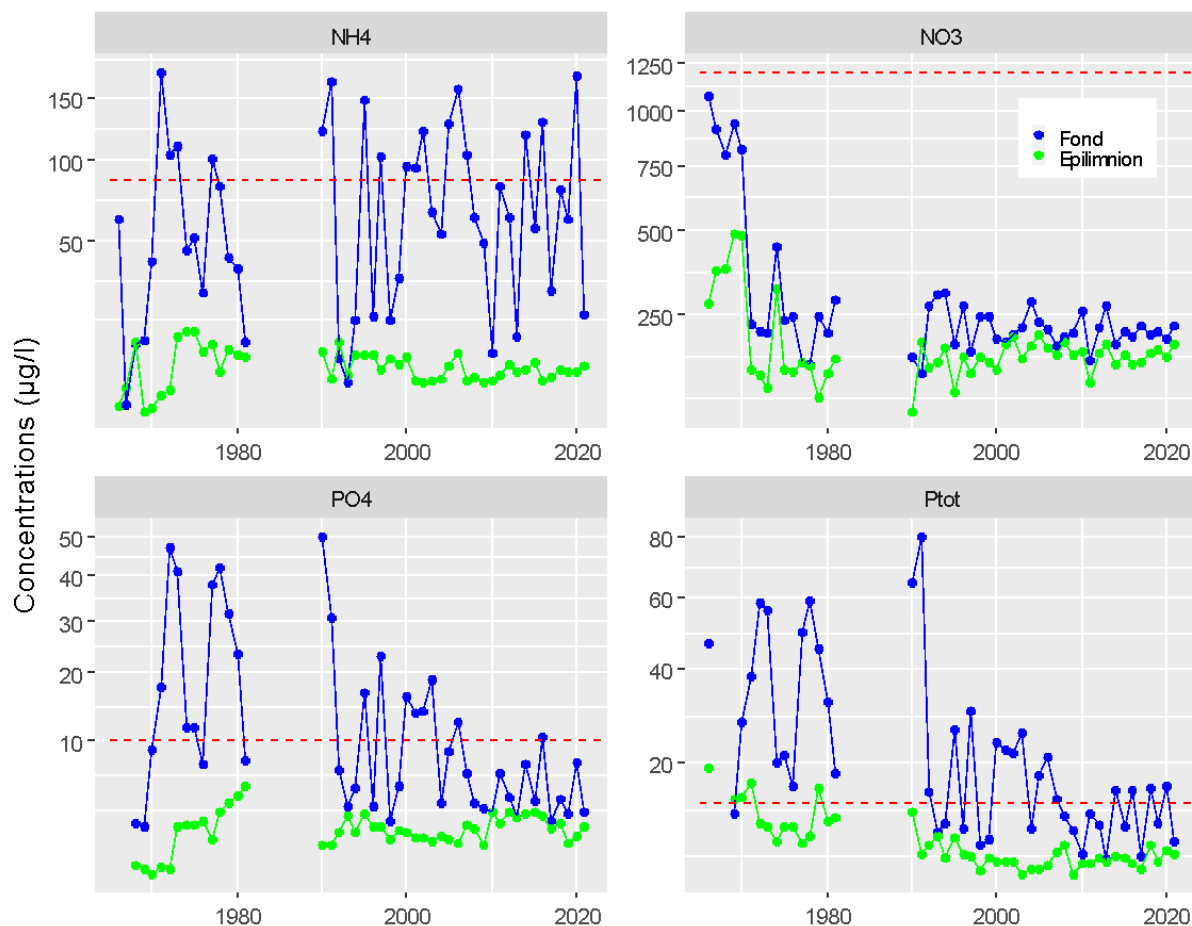


Figure 25 : Evolution à long terme des concentrations en nutriments dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) et au fond (>60m, en bleu). Les lignes pointillées rouges représentent les seuils DCE de « très bon état » pour l'épilimnion.

4.2. Phytoplancton

L'année 2021 présente une biomasse sensiblement équivalente à celles observées depuis 2013. Les Diatomées et les Chrysophycées sont les classes algales qui dominent la biomasse de l'année 2021, tout comme les années précédentes (Fig. 26).

L'année 2018 avait présenté une biomasse exceptionnellement faible (deux fois plus faible que la chronique 2013-2019). 2012 avait présenté une biomasse supérieure 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. 26).

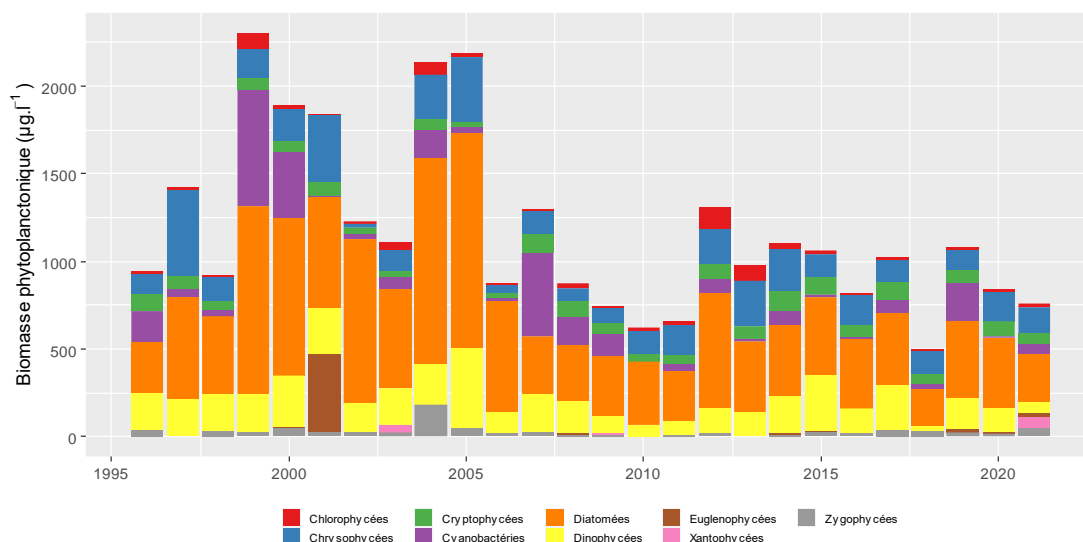


Figure 26 : Evolution à long terme du phytoplancton

On observe que sur la chronique 1996-2020 les valeurs de l'indice Brettum sont stables et oscillent entre l'oligo-mésotrophie et l'oligotrophie (Fig. 27A). La faible valeur de 2012 est liée à une biomasse de Chlorophycées relativement importante. Pour l'IPLac, depuis 3 ans, le lac est dans le très bon état (Fig. 27B).

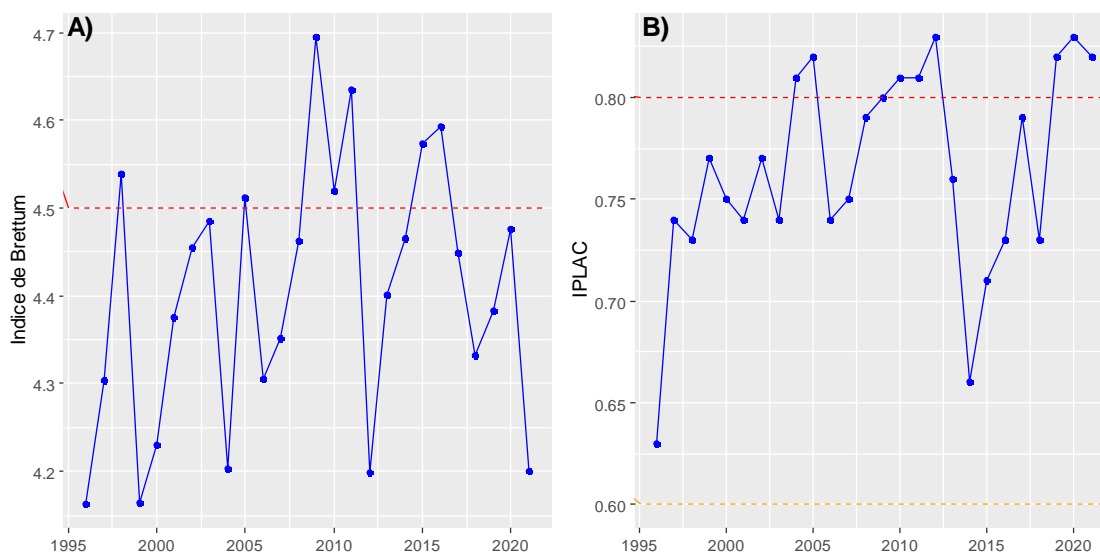


Figure 27 : Evolution à long terme des indicateurs phytoplanctoniques : Indice de Brettum et IPLAC. La limite de seuils DCE entre « très bon état » et « bon état » pour l'IPLAC est 0.80.

Depuis 2012, aucune tendance claire n'est identifiée pour la Chlorophylle a, les concentrations restent faibles à très faibles et la cyclicité annuelle du développement du phytoplancton n'est pas toujours clairement identifiable toutes les années (Fig. 28A). 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. 28B). La relation entre Chlorophylle a et transparence est globalement faible (Fig. 28C), ce résultat peut être induit par l'implication des particules minérales dans l'estimation de la transparence. Les particules minérales dans les grands lacs alpins peuvent être majoritairement des précipitations de calcite qui peuvent être induites par des changements d'équilibre calco-carbonique de l'eau en lien avec de fortes précipitations et l'activité photosynthétique. Il est à noter que l'activité photosynthétique n'est pas toujours corrélée avec la biomasse phytoplanctonique pouvant en partie expliquer ce manque de corrélation claire.

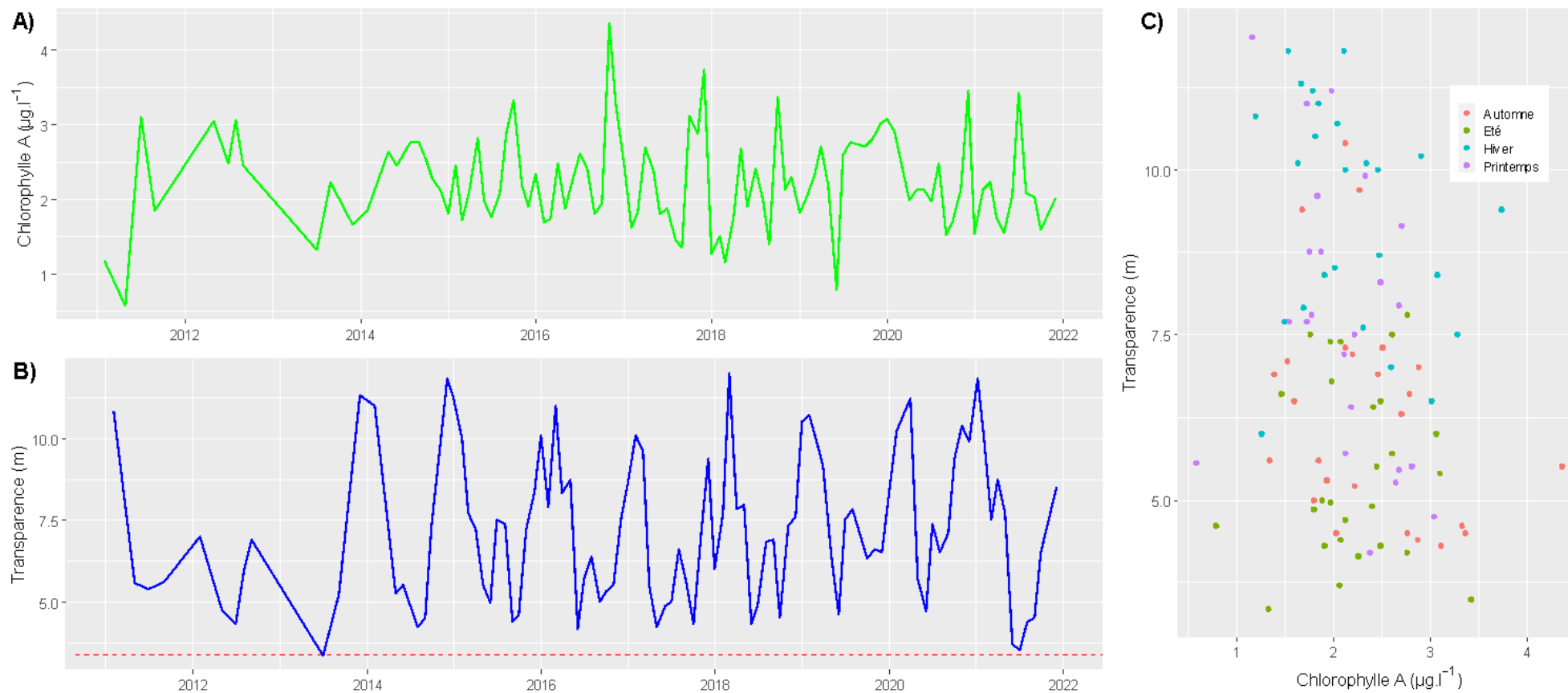


Figure 28 : Evolution à long terme de la Chlorophylle A (A), de la transparence B) et relation entre la Chlorophylle A et la transparence (C

4.3. Zooplancton

L'évolution à long-terme du zooplancton est distinguée entre espèces herbivores et prédateurs (Fig. 29A et B). Pour les espèces herbivores, l'année 2021 est celle pour laquelle les abondances moyennes annuelles sont les plus faibles de la chronique et elle précède 2020 la seconde année pour laquelle les abondances d'herbivores étaient particulièrement faibles. On remarque que cette diminution des abondances d'herbivores fait suite à une période d'abondance plus forte de 2005 à 2019. Concernant les prédateurs, aucune tendance particulière n'est mise en évidence à long-terme au niveau des abondances moyennes annuelles. Au niveau de la dynamique saisonnière du zooplancton, les abondances printanières revêtent une importance particulière puisqu'elles sont censées supporter la reprise de croissance des corégones ainsi que la croissance des jeunes de l'année de la plupart des espèces piscicoles. La dynamique à long-terme des abondances printanières de zooplancton est caractérisée par une forte variabilité inter-annuelle et l'on retrouve globalement les mêmes tendances qu'au niveau des dynamiques pour l'ensemble de l'année avec des abondances particulièrement faibles en 2021 mais aussi en 2020 ainsi que des abondances plus fortes entre 2005 et 2019 (Fig. 29C). Si l'on considère les dynamiques de chaque espèce, la plupart ne montre cependant pas de tendances significatives à l'augmentation ou à la diminution (Fig. 29D) à part *Mixodiaptomus* sp. dont le Tau de Kendall fortement positif suggère une augmentation à long-terme des abondances.

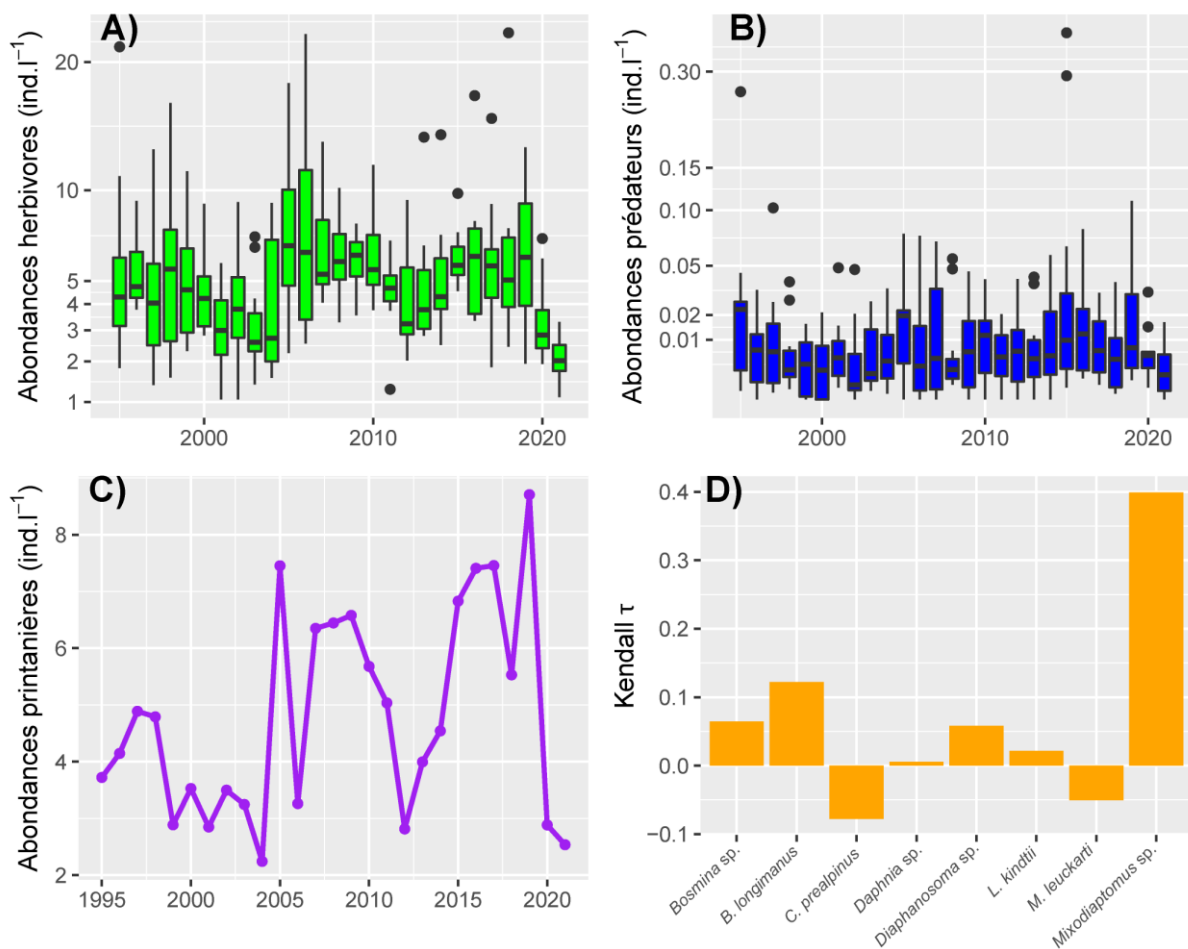


Figure 29 : Evolution à long terme des caractéristiques du zooplancton : abondances moyennes annuelles des herbivores (A) et des prédateurs (B), abondances moyennes annuelles printanières (Mars-Avril-Mai) zooplanctoniques (C) et Tau de Kendall décrivant la tendance à l'augmentation (positif) ou à la baisse (négatif) des différentes espèces de zooplancton.

4.4. Invertébrés benthiques

Les investigations menées en 2021 ont permis une nouvelle évaluation du fonctionnement écologique du lac d'Annecy basée sur la communauté macrobenthique, qui a dû être repoussée de deux ans suite à des contraintes techniques (2019) et par la suite à cause de la crise sanitaire (2020).

En 2021, l'IBL est de 16,1 ce qui représente la plus faible note par rapport aux évaluations basées sur cet indice depuis 2005 (Tableau 6). Le lac cependant resterait eufonctionnelle avec un Df élevé traduisant une très bonne efficacité dans le transfert de matière au sein du réseau trophique. Le caractère eufonctionnelle du lac suggère un très bon fonctionnement général du lac (Df proche de 1) en lien avec un transfert de matière au sein du réseau trophique particulièrement efficace. Ce résultat converge avec ceux obtenus lors des précédentes investigations. Cette caractéristique de fonctionnement est associée à la présence d'une communauté de macroinvertébrés relativement riche en zone profonde (2/3 de Z max et dans une moindre mesure à 5/6 de Zmax). Ces résultats peuvent être mis en rapport avec une bonne oxygénation globale de la zone profonde du lac avec des concentrations en oxygène > 50% de saturation jusqu'à 50 mètres de fond, proche de la profondeur maximale échantillonnée (5/6 de Zmax = 54m). La désoxygénation des eaux étant restreinte aux 10-15 derniers mètres. Le sous-indice BI caractérisant la zone littorale était relativement faible en 2021 par rapport aux années précédentes suggérant une plus faible productivité globale de l'écosystème (richesse taxonomique et densité de macroinvertébrés littorales limitées). Ce résultat suggère une diminution possible de la productivité benthique du lac d'Annecy. On note toutefois que la qualité de la faune littorale, évalué par l'indice ql reste maximale (1) avec *Ephemera* sp. comme taxon repère. Les fortes abondances d'*Ephemera* sp. dans la zone littorale suggèrent une bonne à très bonne qualité des sédiments tant d'un point de vue de leur oxygénation (en lien avec les concentrations en matières organiques) et du point de vue de leur qualité écotoxicologique. Il sera nécessaire d'évaluer lors des prochaines investigations si cette tendance à la diminution de production benthique se confirme ou si les résultats obtenus en 2021 pour la zone littorale pourraient avoir sous-évalué la productivité littorale du lac. Ces résultats peuvent être d'importance car les macroinvertébrés benthiques sont une ressource alimentaire non négligeable pour le compartiment piscicole.

La note IBL obtenu en 2021 pour le lac d'Annecy est ainsi similaire à celles des lacs du Bourget et Léman (Tableau 6) bien que traduisant des fonctionnements lacustres différents puisqu'à la fois les densités et les richesses de macroinvertébrés étaient bien plus importantes dans le lac du Bourget et le Léman menant à un BI plus élevé par rapport à celui obtenu dans le lac d'Annecy en 2021. Par rapport au lac du Bourget et au Léman, le lac d'Annecy aurait ainsi un meilleur transfert de sa matière organique mais une productivité plus faible ce qui semblerait cohérent du fait des concentrations en nutriments (principalement phosphore dissous) légèrement plus faibles.

Lac	Année	vl	dl	vf	k	ql	df	BI	Df	IBL
Annecy	2021	33	1714	15	2,1	1	0,94	42,7	0,97	16,1
Annecy	2015	54	8128	17	2,8	1	0,88	66,2	0,94	19,7
Annecy	2011	51	4117	19	2,7	1	1	59,4	1	19,2
Annecy	2005	49	7647	14	2,6	1	0,75	62,6	0,87	18,5
Bourget	2017	49	8312	15	2,6	0,8	0,8	63,2	0,72	16,8
Bourget	2012	61	12139	10	3	0,8	0,5	73,5	0,56	16
Léman	2011	49	10648	17	2,6	0,8	0,9	64,9	0,8	17,5

Tableau 6: Synthèse des différents sous-indices de l'IBL sur le lac d'Annecy et comparaison avec les lacs du Bourget et du Léman

4.5. Poissons

Pêches aux filets

La figure 30 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.

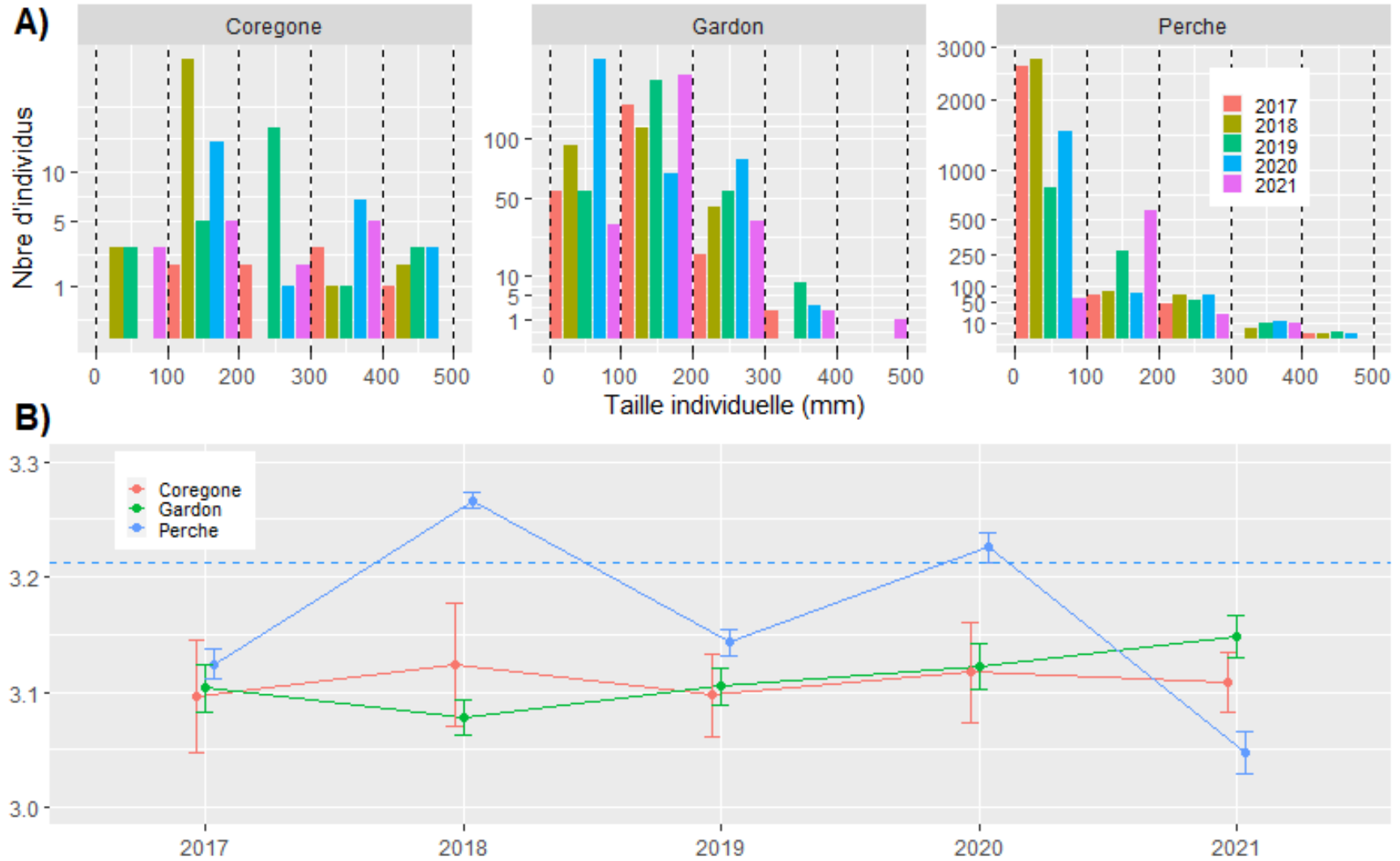


Figure 30 : Evolutions temporelles de la distribution des captures aux filets par classes de taille pour les 3 espèces dominantes (perche, gardon, corégone) (A). Les barres verticales pointillées noires indiquent les différentes classes de taille. Coefficient d'allométrie β caractérisant les relations 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 2021 est marquée par une répartition homogène des captures selon les classes de tailles et une absence de gros individus de Corégones (tailles > 400mm). La quantité de juvénile capturée (classe [0-100mm]) est similaire à 2018-2019. En comparaison à cette chronique de données, le nombre de captures pour les classes [200-300mm] est dans la moyenne alors qu'il se situe dans la partie haute pour la classe [300-400mm]. Le coefficient d'allométrie, pour le corégone, est supérieur à 3 indiquant un léger embonpoint de la population. En outre, cette relation reste stable sur la chronique.

Gardon

La distribution en classe de taille de la population de gardon est globalement homogène sur les 3 premières classes de taille [0-100mm], [100-200mm], [200-300mm]. En revanche très peu d'individus de grande taille sont capturés sur la chronique. On note la présence d'un poisson de 480mm durant la pêche scientifique de 2021. La distribution en taille, observée durant la campagne 2021, est similaire à la tendance interannuelle. Le coefficient d'allométrie pour le gardon est en constante augmentation depuis 2019, caractéristique d'une population qui 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 juvénile (0+) dans la classe [0-100mm] au détriment des autres classes. Toutefois, 2021 se positionne comme une année particulière avec un schéma différent. En comparaison à la chronique de données, peu d'individus de l'année ont été capturés lors des pêches scientifiques de 2021. En revanche la classe [100-200mm] est largement dominante. Cette classe correspond à des poissons d'1 an, pour la majorité et quelques individus âgés de 2 ans. Cette distribution atypique est le reflet du bon recrutement 2020 (1+ en 2021) et du mauvais recrutement 2021. Les données de 2022 viendront confirmer ou infirmer cette hypothèse. La relation taille/poids est à son plus bas niveau en 2021 avec un coefficient d'allométrie de 3.04. Pour une même taille, les poissons de 2021 sont plus maigres qu'en 2020 où ils avaient atteint un indice d'allométrie similaire à celui des différentes populations de perche des grands lacs alpins décrit par Giannetto et al 2011.

En 2021 les CPUE numériques et les CPUE pondérales pour ces 3 espèces sont inférieures à celles de l'an passé (figure 31). C'est d'autant plus vrai pour les perches avec des CPUE numériques qui diminuent fortement en 2021. Les valeurs sont proches du niveau historiquement bas atteint 2015. Ceci met fin à une dynamique de croissance établie depuis 2018. Le rendement numérique du gardon est toujours plus faible que celui de la perche (environ 2 fois moins) dans les filets benthiques, et reste relativement stable depuis quelques années malgré la diminution enregistrée lors de cette campagne.

Les CPUE numériques en perche sont semblables entre les filets pélagiques et benthiques, toutefois la biomasse est quasiment 2 fois plus importante en secteur benthique. Ceci s'explique par la capture d'individus de plus grosse taille sur ce secteur.

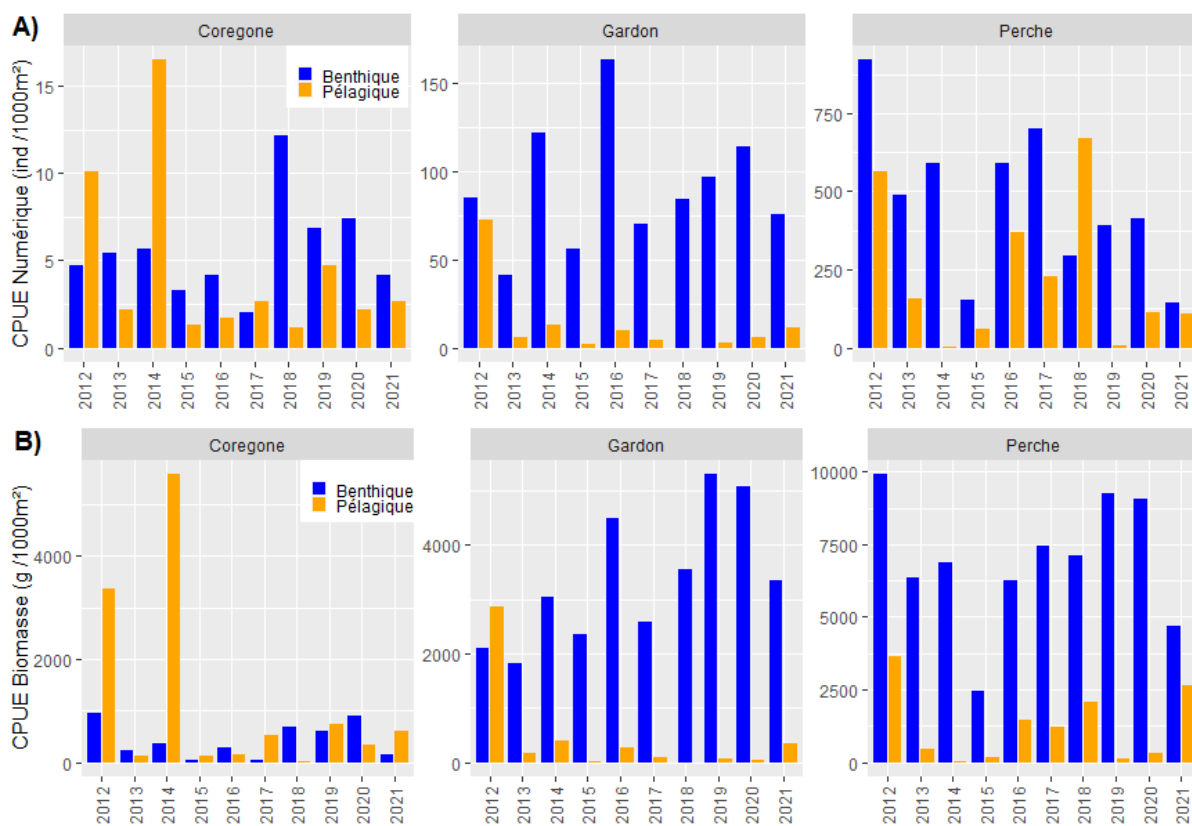


Figure 31 : Evolution temporelle des densités numériques (A) et pondérales (B) estimées par pêches aux filets pour les trois espèces dominantes : corégone, gardon, perche

Les CPUE obtenues pour le gardon en 2021 restent dans la moyenne interannuelle. C'est également le cas concernant la CPUE numérique pour le corégone. En revanche, dans les filets benthiques, la CPUE pondérale enregistrée (corégone) est moindre par rapport aux années passées. Ceci s'explique par la capture quasi exclusive de jeunes individus (environ 10 cm).

Hydroacoustique

Du côté de l'évolution des biomasses interannuelles par hydroacoustique (Figure 32), la valeur médiane de la densité acoustique en couche supérieure, correspondant majoritairement aux perches, pour 2021, est la plus faible de la série avec seulement 1,78 kg.ha⁻¹. Auparavant la plus faible biomasse enregistrée datait de 2017 avec 3,4 kg.ha⁻¹. En couche intermédiaire, correspondant majoritairement aux corégones, il subsistait une dynamique positive depuis 2018 à la suite des faibles valeurs de 2017, mais en 2021 une baisse de la biomasse est constatée. En effet la biomasse diminue dans cette couche pour s'établir à 45,6 kg.ha⁻¹ soit environ 10 kg.ha⁻¹ de moins que les 3 dernières années. Enfin dans la strate profonde la densité acoustique reste dans la lignée des années précédentes avec 2,5 kg.ha⁻¹.

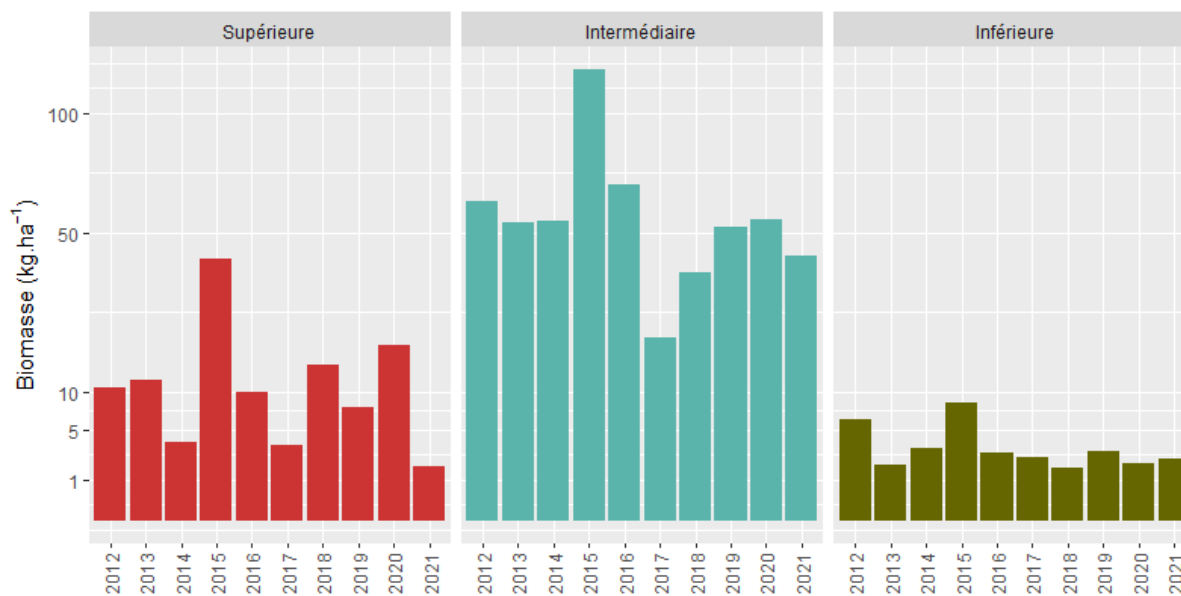


Figure 32 : Evolution temporelle des biomasses médianes estimées par hydroacoustique

En résumé, la campagne d'hydro-acoustique 2021 met en avant une diminution des biomasses dans la couche supérieure et une légère baisse en couche intermédiaire. La stabilité est maintenue en couche inférieure. Ce constat de réduction des biomasses est identique aux tendances observées via les CPUE numériques et pondérales.

4.6. Indicateurs fonctionnels

L'efficacité du fonctionnement pélagique est estimée en deux temps. Premièrement par le rapport entre la biomasse phytoplanctonique et les concentrations en phosphore (RUE phytoplancton) qui est distingué par saison (Fig. 33). On note que la RUE phytoplancton est globalement plus élevée au printemps et en été, intermédiaire en automne et plus faible en hiver. 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. 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. L'efficacité du transfert entre le phytoplancton et le zooplancton (RUE zooplancton) est moins variable entre saisons bien que d'importantes variations inter-annuelles soient identifiées (Fig. 34). 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 depuis cette date au printemps.

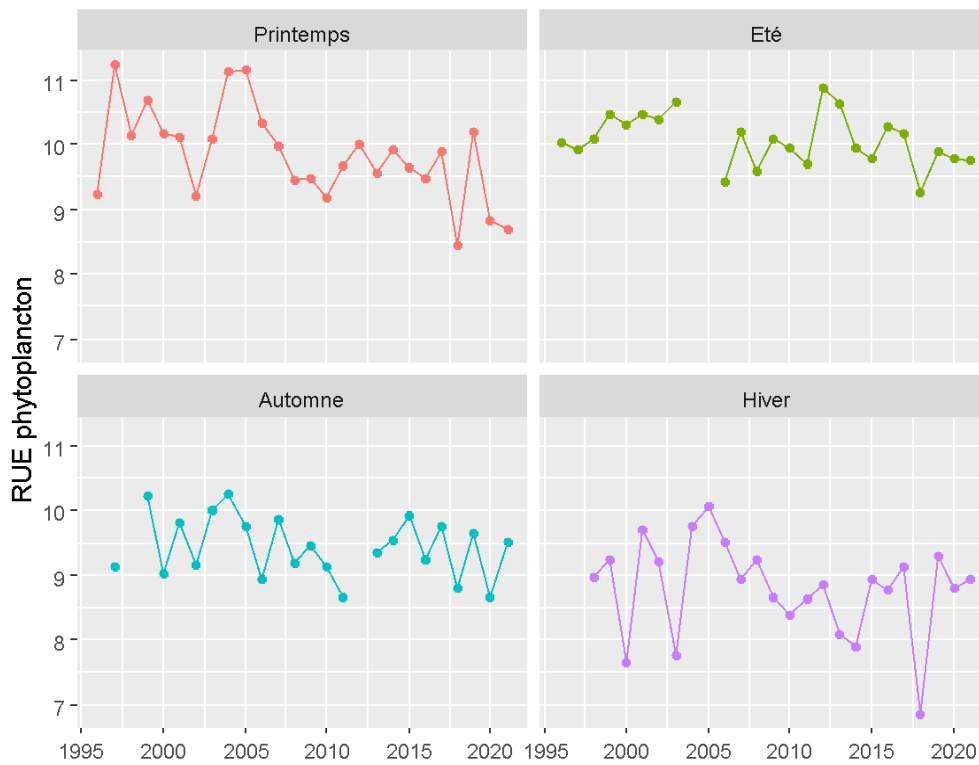


Figure 33 : Evolution temporelle de saisonnière du ratio entre la biomasse phytoplanctonique et les concentrations en phosphore traduisant l'efficacité d'utilisation des ressources pour le phytoplancton (RUE)

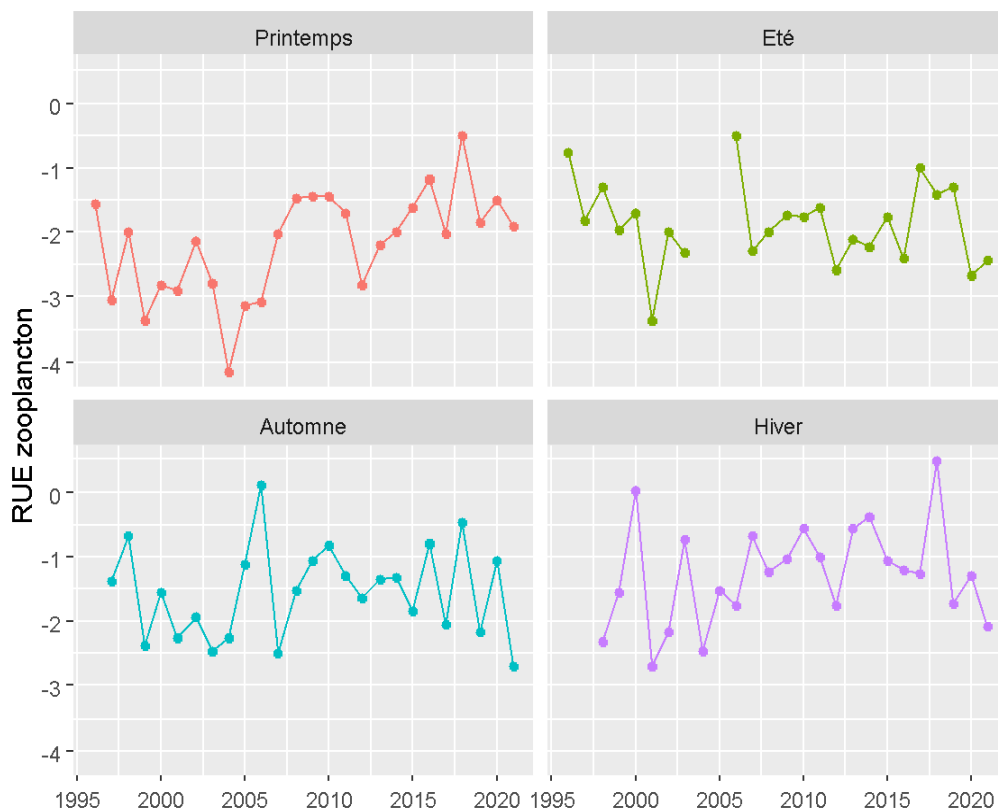


Figure 34 : Evolution temporelle de saisonnière du ratio entre la biomasse zooplanctonique et la biomasse phytoplanctonique traduisant l'efficacité d'utilisation de la ressource phytoplanctonique par le zooplancton (RUE)

L'efficacité de l'utilisation des ressources dans le compartiment pélagique peut être liée à la richesse du compartiment phytoplanctonique dans le but de lier fonctionnement écologique et biodiversité lacustre (Fig. 35). 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 ressource nutritive, dans le cas présent le phosphore (Fig. 35A). 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 une utilisation maximisée 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. 35B). 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 algues 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.

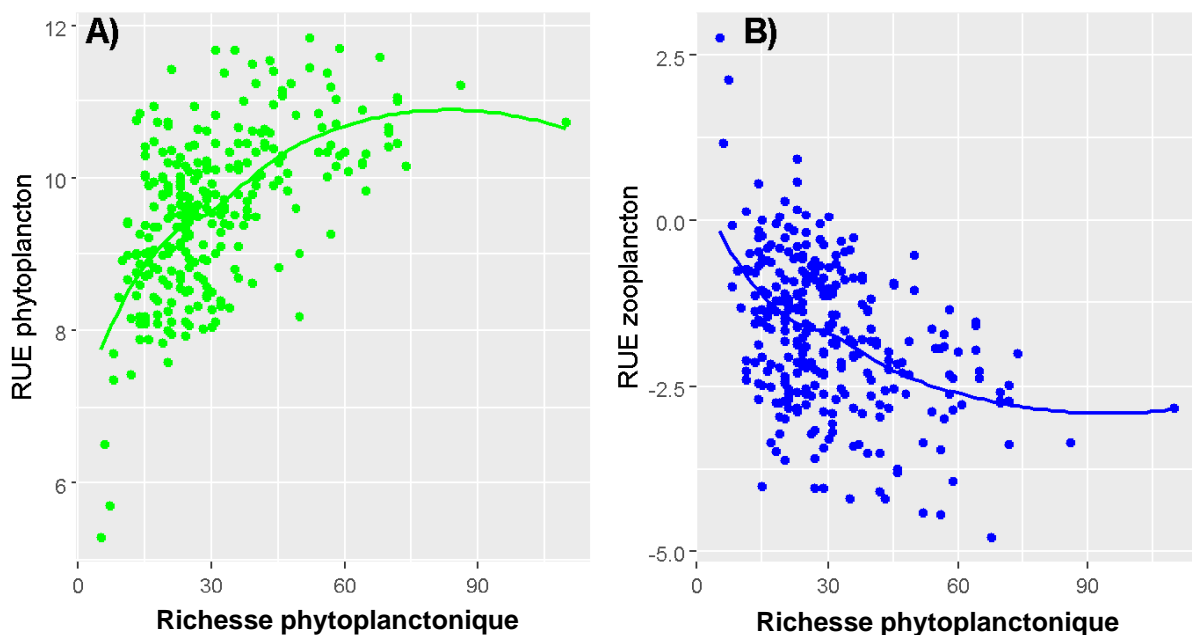


Figure 35 : Relation entre la richesse (nombre d'espèces) et les RUE phytoplanctonique (A) et zooplanctonique (B)

Synthèse annuelle

L'année 2021 n'a pas connu d'épisodes extrêmes d'un point de vue météorologique ou hydrologique.

De nouveaux indicateurs d'évolution des températures ont été estimés permettant de quantifier l'évolution thermique du lac mettant en évidence des changements thermiques variables entre saisons et entre profondeurs. Les couches d'eau superficielles et profondes auraient tendance à se réchauffer principalement au printemps et en hiver (+1°C à +1.5°C par rapport aux années 1980) et les couches d'eau intermédiaires pourraient être moins impactées.

La désoxygénation de couche profonde est restée limitée en 2021 ne s'étendant pas au-delà de 55m de profondeur et les concentrations en nutriments restent faibles permettant de qualifier le lac d'oligotrophe et ce depuis plusieurs années.

Les différents indicateurs DCE suggèrent un état écologique du lac « bon » à « très bon ».

Le phytoplancton présente des biomasses faibles et le pic de biomasse algale est observé en fin d'été menant à une diminution importante de la transparence (~ 4 m) et la richesse phytoplanctonique est resté relativement faible la majeure partie de l'année à part en automne où le suivi a mis en évidence une augmentation significative de la richesse phytoplanctonique.

Les biomasses zooplanctoniques ont-elles aussi été particulièrement faibles en 2021 avec un développement printanier des espèces herbivores et un développement en fin d'été et automnale des espèces prédatrices.

L'Indice Biologique Lacustre a mis en évidence un très bon fonctionnement qualitatif du lac (transfert de la matière organique) mais une faible production littorale menant à une diminution de l'indice comparativement aux années précédentes.

Au niveau piscicole, l'année 2021 se caractérise par une diminution marquée de la biomasse dans la couche située au-dessus de la thermocline (3m-13.5m). Avec 1.78 kg.ha⁻¹, elle est la plus faible de la chronique. L'analyse populationnelle met en avant une année 2021 particulière pour la perche avec une dominance de jeunes de l'année par les jeunes de 1 an (1+) puisque quasi aucun juvénile n'a été capturé par les filets. Cette distribution atypique est potentiellement le reflet d'un mauvais recrutement en 2021 et du bon recrutement en 2020. Cette observation a également été effectuée dans la zone du petit lac dans le Léman. Complémentairement, après deux années exceptionnelles (2019-2020) pour les gardons, les pêches aux filets et notamment les rendements des filets benthiques reviennent à des valeurs proches de la tendance moyenne sur la chronique.

Pour la couche intermédiaire occupée majoritairement par le corégone, la biomasse est légèrement en baisse par rapport à l'année dernière et s'établit à 45,6 kg.ha⁻¹. Ainsi, 2021 marque le ralentissement de la dynamique positive enregistrée depuis les niveaux bas de 2017. Après les bons chiffres de l'année dernière, 2021 présente une CPUE numéraire dans la moyenne de la chronique.

L'omble chevalier, comme les années précédentes, présente des rendements de pêches et de densités acoustiques faibles. Cependant, les données acoustiques montrent une stabilité des densités pour la

couche profonde. En effet, les poissons proches du fond détectés dans l'analyse acoustique pourraient être principalement des ombles, avec des densités relativement stables de l'ordre de 2,5 kg.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 peuvent impacter la structuration du peuplement piscicole notamment lorsque celles-ci sont en dehors des conditions habituelles lors des phases clés du cycle biologique. Par exemple, le recrutement en perche, qui est très faible cette année, est fortement dépendant des températures au moment de la reproduction et du développement larvaire.

Les différents résultats obtenus mettent en évidence que malgré un statut trophique relativement stable depuis plusieurs années, une variabilité écologique significative peut être mise en évidence dans le lac et les augmentations de température attendues dans le contexte de réchauffement climatique (Desgué-Itier et al., 2022) sont probablement vouées à favoriser la variabilité inter-annuelle des différents compartiments rendant nécessaire l'acquisition des données à 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.
- 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**.
- 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. Echantillonnage 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.
- O. Desgué-Itier, L. Soares, O. Anneville, D. Bouffard, V. Chanudet, P-A. Danis, I. Domaizon, J. Guillard, T. Mazure, N. Sharaf, F. Soulignac, 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>
- Drašťík, 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. Józwiak, 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.

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 mises 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 Win-situ 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 ± 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**

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 $\mu\text{g/l}$ avec un range automatique de 10 et l'incertitude est de 0,05 $\mu\text{g/l}$.



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 mises 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 ± 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 ± 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 étalonné 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 ± 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 2021 et utilisant les données du suivi scientifique :

[Kraemer B.M. et al. \(2021\). Climate change drives widespread shifts in lake thermal habitat. Nature Climate Change. 11, 521–529. https://doi.org/10.1038/s41558-021-01060-3](https://doi.org/10.1038/s41558-021-01060-3)

[Kakouei K. et al. \(2021\). Phytoplankton and cyanobacteria abundances in mid-21st century lakes depend strongly on future land use and climate projections. Global Change Biology. https://doi.org/10.1111/gcb.15866](https://doi.org/10.1111/gcb.15866)

[Pilla R. et al. \(2021\). Global data set of long-term summertime vertical temperature profiles in 153 lakes. Scientific Data, 8, 200. https://doi.org/10.1038/s41597-021-00983-y](https://doi.org/10.1038/s41597-021-00983-y)

Rapports d'étude et documents grand public produits en 2021 et utilisant les données du suivi scientifique :

Valenti Cavoy, 2021. Le déterminisme du succès reproductif de la perche *Perca fluviatilis* dans les lacs périalpins d'Annecy et du Bourget. M2 Gestion de l'Environnement. Uni Clermont Auvergne

Goulon, C., Guillard J. (2021). Suivi halieutique du lac d'Annecy 2020. Convention Sila-DDT-ALP-PêcheursPro, 36 p.



Demandes des données du suivi scientifique faites en 2021 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

