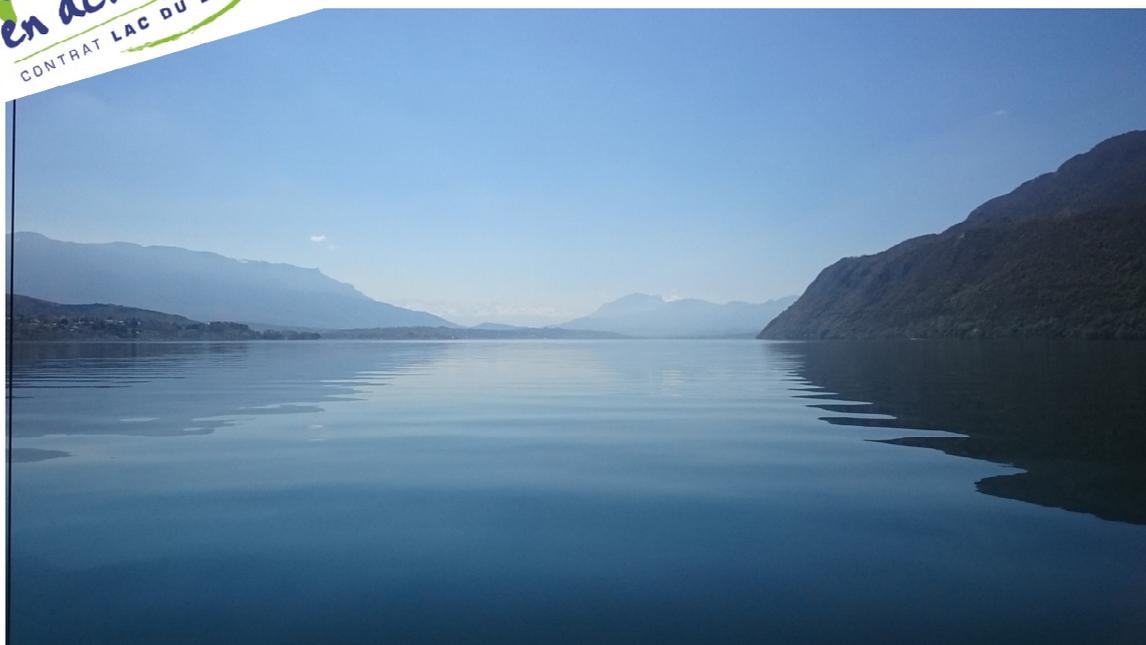


SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2018

Naturellement
en action.com
CONTRAT LAC DU BOURGET



Rapport de suivi (version préliminaire – juin 2018)



Contact du responsable scientifique et coordinateur de l'étude :

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

RÉSUMÉ

2018 a été une année remarquable sur de nombreux aspects.

Avec un écart de température de l'air de +2,35°C par rapport à la normale 1961-1990 et de +2°C par rapport à la période 1981-2010, **2018** a été enregistrée comme **l'année la plus chaude dans les Alpes du nord** depuis 1959. Le bassin versant du lac du Bourget n'a pas échappé à cette hausse avec une température moyenne annuelle (13,30°C), supérieure de 15,9% soit +1,4°C par rapport à la normale. Seuls **les mois de février et mars ont présenté des températures inférieures à la moyenne** (respectivement -31 et -5%). Le reste de l'année, les températures mensuelles ont toujours été supérieures à la moyenne avec un pic de valeur de +162% en janvier !

La **moyenne annuelle de la température des eaux de surface (2 m) a été logiquement la plus élevée** de la chronique atteignant 15,7°C soit 0,8°C de plus qu'en 2016 mais seulement 0,1°C de plus qu'en 2017. L'évolution interannuelle des températures moyennes de surface montre une tendance au réchauffement depuis 1984. En parallèle, depuis 2017, une baisse de la température des eaux de fond a été observée, en opposition avec l'augmentation régulière observée de 2013 à 2016 inclus. Clairement, il n'y a **pas (encore) de tendance significative de réchauffement des eaux profondes** du lac du Bourget.

En termes de précipitations, l'année **2018** a été caractérisée par deux périodes très contrastées : **un hiver (très) pluvieux et un printemps, été et automne très sec**. La répartition de ces précipitations a été très contrastée avec des mois de janvier, mars et décembre excédentaires (respectivement +134, +76, +34% par rapport à la moyenne mensuelle) et des mois de février, avril, mai, juin, juillet, août, septembre, octobre et novembre déficitaires (respectivement -43, -53, -9, -44, -47, -16, -66, -36 et -43% par rapport à la moyenne mensuelle). Au final, **avec 1 150 mm de pluie à Voglans, l'année 2018 se situe légèrement en dessous de la moyenne** sur la période 1974-2018.

Conséquence des variations de précipitations et de la morphologie du bassin versant du lac du Bourget, le débit moyen de la Leysse, avec 7,25 m³.s⁻¹, a été supérieur au module interannuel (+16,2% ; 6,24 m³.s⁻¹), alors que le débit moyen annuel du Sierroz, avec 2,25 m³.s⁻¹, a été inférieur au module (-7% ; 2,42 m³.s⁻¹). En terme d'**apports de Phosphore total au lac**, avec 86 µgP.L⁻¹ pour la Leysse et 187 µgP.L⁻¹ pour le Sierroz, **2018 a été une année dans la moyenne des valeurs observées depuis 10 ans**. Le canal de Savières n'a été responsable que de <1% des apports de Phosphore total au lac.

L'hiver 2018 (en particulier février et mars) a quand même été **suffisamment froid** pour permettre une **homogénéisation complète de la température de l'eau du lac et de l'oxygène dissous**. A la période du maximum d'homogénéisation des eaux, seulement une faible différence de température de 0,7°C entre la surface et le fond a été mesurée, et le 07 mars 2018, **10,14 mgO₂.L⁻¹ ont été enregistrées**. Cette réoxygénation à 140 m a été plus efficace que les deux années précédentes, 2017 (9,17 mgO₂.L⁻¹) et 2016 (6,29 mgO₂.L⁻¹), mais encore inférieure aux années 2012 et 2013 (10,22 et 10,34 mgO₂.L⁻¹, respectivement).

Les concentrations hivernales moyennes (sur la période janvier, février, mars) en **orthophosphates (PO₄) et phosphore total (P_{tot})**, avec respectivement des valeurs de **6 et 10 µgP.L⁻¹** ont été **supérieures en 2018** qu'en 2017 (avec ~4 et ~9 µgP.L⁻¹, respectivement). Bien qu'ayant donc remontées un peu, ces concentrations confirment que le seuil des 10 µgP.L⁻¹ semble franchi. L'augmentation observée en 2018 est probablement à mettre en parallèle avec les apports beaucoup plus conséquents des principaux tributaires (**Leysse et Sierroz**) qui, en 2018, **ont apporté plus de 50 T de phosphore total** contre moins de 30 T en 2017 et 40 T en 2016.

Avec une **concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de 2,9 µg.L⁻¹**, cet indicateur révèle en 2018 une **baisse significative** par rapport aux années précédentes, avec des valeurs depuis 2009 oscillant entre 3 et 4 µg.L⁻¹ (moyenne de 3,5 µg.L⁻¹). Cette valeur de concentration de la chlorophylle *a*, considérée uniquement pour la **période estivale**, a aussi été **plus faible en 2018** (avec 2,2 µg.L⁻¹) comparativement aux années précédentes (>3 µg.L⁻¹). C'est la première année où ces deux valeurs passent sous la barre des 3 µg.L⁻¹.

La **biomasse phytoplanctonique annuelle (soit 1 251 µg.L⁻¹) est donc en net recul** par rapport à 2016 (2 785 µg.L⁻¹) et 2017 (1 643 µg.L⁻¹) et retrouve une valeur presque comparable à 2015 (1 360 µg.L⁻¹), avec l'absence de la cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens*. *In fine*, en 2018 les **indices fonctionnels de Brettum (4,19) et IPLAC (0,72)** sont très comparables à 2017 (respectivement 4,25 et 0,74) et sont parmi les plus hauts mesurés depuis le début de la chronique, signant un **bon état global de l'écosystème**.

Bien que la biomasse phytoplanctonique et la chlorophylle *a* aient donc significativement diminué entre 2017 et 2018, la **transparence moyenne annuelle a été de 5,5 m** en 2018 contre 6,8 m en 2017. Elle a donc **diminué significativement**. Comme en 2016, 2018 semble avoir été marqué par l'absence d'une phase des eaux claires nette, alors que le maximum de transparence a été enregistré début mars avec 9,2 m.

Si la dynamique du **zooplancton** reproduit globalement celle des années précédentes, elle est remarquable par les **faibles abondances du pic printanier**, qui pourraient elles-mêmes être liées à une composition phytoplanctonique atypique et des biomasses relativement faibles. Les relations entre les modifications des compartiments phytoplanctoniques et zooplanctoniques à l'échelle interannuelle ne s'expriment qu'au niveau de certaines caractéristiques structurelles (effectifs des calanoides) ou fonctionnelles (efficience trophique). Toutefois, une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessite une intégration plus explicite de la prédation par les poissons.

La **diversité piscicole** du lac apparaît comme **globalement stable**, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) ou peu abondantes comme la vandoise, l'ablette et la bouvière n'ont pas été capturées en 2018. Les faits marquants de l'année 2018 ont été **la hausse de la biomasse du corégone** estimée par hydro-acoustique et une **baisse de**

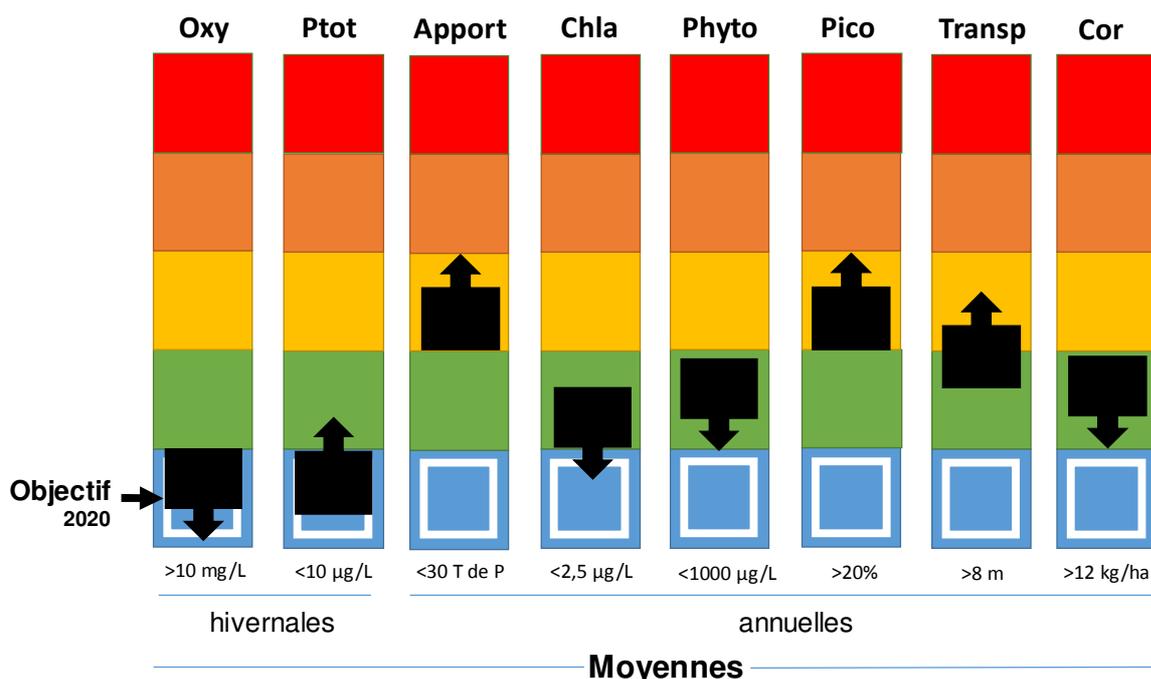
rendement pour la perche. La présence du silure est confirmée, ce poisson ayant été capturé pour la deuxième fois dans les pêches scientifiques, avec une présence avérée depuis maintenant plusieurs années.

Au **niveau sanitaire**, concernant l'usage relatif à **l'alimentation en eau potable** issue du lac, **aucun dépassement de norme** n'a été constaté en 2018. Pour autant, jusqu'à 11 pesticides ont été détectés à Mémard et 8 à Tresserve, les concentrations cumulées pouvant atteindre 40 ng.L⁻¹. Ont été retrouvés principalement les herbicides de type atrazine, atrazine déséthyl, simazine, diuron, terbutylazine, terbutylazine déséthyl, propiconazole et dichlobenil. Concernant les zones de baignade 10 sites ont été suivis révélant *in fine* le classement de **9 plages en qualité excellente et 1 en qualité bonne** (i.e. Les Mottets au sud du lac) avec 4 analyses moyennes et 2 bonnes. A chaque fois le déclassement était surtout lié à la détection de la bactérie *E. coli*.

La dynamique de réoligotrophisation générale du lac ne semble pas remise en question en 2018 et semble même avoir encore progressée, eu regard de certains descripteurs comme la teneur en chlorophylle a, la biomasse et la structure phytoplanctonique, la biomasse relativement élevée du corégone. L'examen 2018 du lac du Bourget confirme donc un (très) bon état écologique global de l'écosystème pélagique. Le lac est en passe de devenir oligotrophe sans toutefois y avoir basculé encore pleinement.

Le schéma ci-dessous tente de résumer **l'état et l'évolution du lac entre 2017 et 2018**. Le code couleur se lit du bleu (excellent) vers rouge (mauvais). Les chiffres proposés comme objectifs à atteindre pour 2020-2021 restent à être validés par le conseil scientifique.

État (■) en 2018 et tendance (▴) depuis 2017 de l'état écologique du lac du Bourget



SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2018

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2018, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Denis **BARBET** (INRA : Analyses statistiques)
- Frédéric **BIAMINO** (CEN : Annexe sur la restauration des roselières et du canal de terre-nue)
- Sébastien **CACHERA** (CISALB : Poissons)
- Laura **CREPIN** (INRA : Chimie et chlorophylle *a*)
- Isabelle **DOMAIZON** (INRA : Annexe sur EcoAlps Waters)
- Laurent **ESPINAT** (INRA : Pêche)
- Cyrile **GIREL** (Suivi des rivières, Responsable CISALB pour le suivi)
- Chloé **GOULON** (INRA : Pêche)
- Jean **GUILLARD** (INRA : Poissons, Relecture)
- Valérie **HAMELET** (INRA : Pêche)
- Jean-Christophe **HUSTACHE** (INRA : Prélèvements, Pêche)
- Stéphan **JACQUET** (INRA : Ce qu'il faut retenir, Conclusion, Coordination, Corrections, Dossiers divers, Introduction, Mise en forme et Edition, Picocyanobactéries, Relecture, Résumé, Zooplancton)
- Leslie **LAINE** (INRA : Zooplancton)
- André **MIQUET** (CEN : Annexe sur la restauration des roselières et du canal de terre-nue)
- Pascal **PERNEY** (INRA : Chimie, Production primaire, Prélèvements)
- Frédéric **RIMET** (INRA : Phytoplancton, Diatomées benthiques, Indices qualité)
- Viet **TRAN-KAHC** (INRA : Chimie)



Station d'Hydrobiologie Lacustre

UMR CARRTEL (INRA / Université Savoie Mont-Blanc)

75 bis, Avenue de Corzent, BP 511

74203 Thonon-les-Bains cedex

Tél : 04 50 26 78 12

Fax : 04 50 26 07 60

Citation du rapport

Jacquet, S., D. Barbet, F. Biamino, Cachera, L. Crépin, L. Espinat, C. Girel, C. Goulon, I. Domaizon, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, L. Laine, A. Miquet, P. Perney, P. Quétin, F. Rimet, V. Tran-Khac. 2019. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2018. *Rapport INRA-CISALB-CEN*, 179 pages.

« ... joile petite goutte d'eau ... »

Honoré de Balzac

CARTE D'IDENTITÉ DU LAC DU BOURGET

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

Localisation

Département de la Savoie

45°44'81 N; 5°51'36 E

Caractéristiques principales

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



Autres caractéristiques

Orientation Nord-Sud

Temps estimé de séjour des eaux ~ entre 9 et 11 ans (moyennes calculées sur la période 2006-2018)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse ($6,24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en moyenne depuis 2008 inclus et $>70\%$ des apports en eau ou volume transité au lac en 2018 avec $\sim 205 \text{ Mm}^3$) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2008 entre $3,5$ et $9,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Le Sierroz ($2,42 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en moyenne depuis 2008 inclus et $>20\%$ du volume d'eau transité en 2018 avec $\sim 73 \text{ Mm}^3$) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2008 entre $1,3$ et $3,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Le Tillet et le déversoir d'orage d'Aix a été responsable en 2018 de $>5\%$ du volume d'eau transité au lac.

L'image de 2018 : un lac presque oligotrophe

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



SOMMAIRE

Résumé	2
En guise d'introduction	9
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2018	11
Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord	17
Etude des apports par les rivières et qualité des eaux, et météorologie	24
Etudes portant sur la physico-chimie	43
Etude relative à la chlorophylle <i>a</i>	68
Etude relative au phytoplancton	71
Etudes portant sur les picocyanobactéries	87
Etude relative au zooplancton	98
Etude portant sur le peuplement piscicole	109
Conclusions	145
Bibliographie	147
Dossiers divers (Annexes)	157

EN GUISE D'INTRODUCTION

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

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

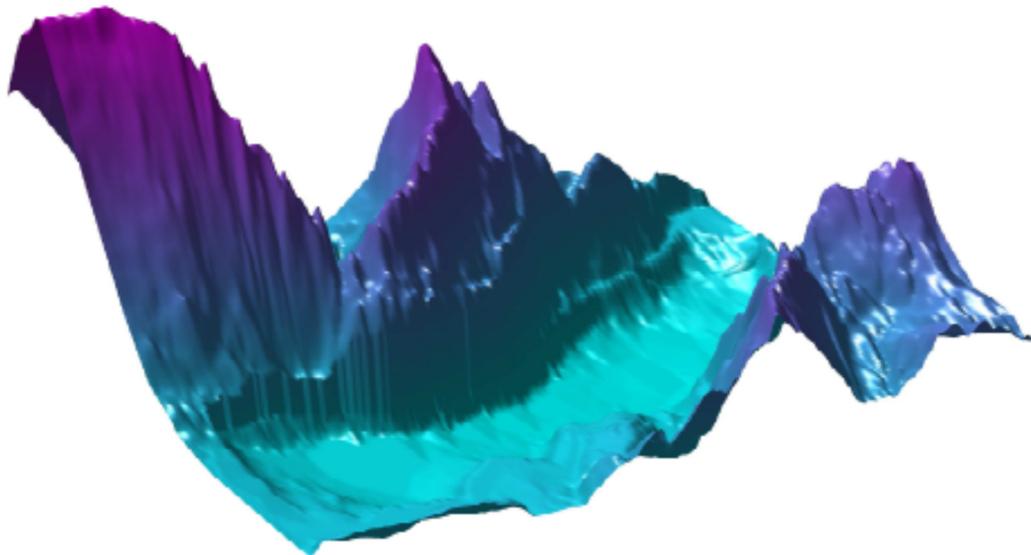
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car, dès 1972, une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour enrayer le problème et encore moins le stopper. La solution choisie fut celle de rejeter dans le Rhône au moyen d'une galerie percée dans la montagne du chat toutes les eaux traitées par les stations d'épuration des agglomérations du Bourget du lac, d'Aix les Bains et de Chambéry. Ce projet devenu réalité entre 1974 et 1979 et mis en service en 1980 a permis par détournement des eaux traitées de diminuer drastiquement les apports en phosphore et en azote au cours des deux décennies qui ont suivi. Dans les années 1990 (1991 et 1993 notamment), de nouvelles stations d'épuration ont été mises en fonctionnement (à Sierroz et au Bourget du lac) et certaines considérablement améliorées (déphosphatation). Parallèlement à ces mesures, la qualité des eaux du lac du Bourget a été suivie et continue de l'être pour déterminer l'évolution du stock du phosphore et de l'azote, de la transparence des eaux, de la chlorophylle *a* totale, de la température et de l'oxygène dissous, etc... Ce suivi dit allégé et réalisé par la Cellule Technique de l'Aquarium du Lac du Bourget puis la CCLB depuis 1980 a été amélioré/complété au cours de trois périodes : 1988-1989, 1995-1996 et 2004-2005. L'INRA (UMR CARRTEL) ainsi que des laboratoires de recherches universitaires y ont participé à chaque fois. Depuis 1999, l'UMR CARRTEL participe à cette évaluation et a notamment porté une attention plus particulière à la prolifération

d'une cyanobactérie, filamenteuse et toxique, *Planktothrix rubescens*, qui a connu un fort déclin durant l'année 2009, a disparu jusque 2015 inclus (Jacquet et al. 2014) puis a réapparu en 2016 et 2017.

Depuis 2004, un suivi régulier des principaux compartiments biologiques est effectué, en plus des études physico-chimiques, d'oxygène dissous et de transparence précités. **Ce rapport pour l'année 2018** fait suite au rapport de l'étude dite lourde effectuée en 2004/2005, commandé par le CISALB et ceux dits plus légers (mais devenus de plus en plus complets au fil des années et réguliers) depuis 2006. Il s'agit donc du **quatorzième rapport pour le suivi scientifique du lac du Bourget**, confié à l'INRA mais élaboré par l'ensemble des partenaires INRA et CISALB, sous la responsabilité scientifique et la coordination de Stéphan Jacquet (Directeur de recherches à l'INRA).

Le contrat liant l'INRA et le CISALB a pour objectif de suivre et de détailler les principales variables d'évolution physico-chimiques et biologiques du lac du Bourget, au cours de 20 campagnes, auxquelles s'ajoute le suivi de la ressource piscicole, et d'observer chaque année les changements principaux s'opérant au sein de l'écosystème.

Les résultats présentés dans ce rapport sont validés par un comité scientifique (voir Annexe) qui oriente si besoin les études futures. Les résultats 2018 ont été discutés puis validés par ce dernier pendant l'été 2018.



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

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNÉE 2018

Avec une moyenne annuelle de 13,3°C, **l'année 2018 a été l'année la plus chaude** enregistrée depuis 1974. Cette mesure de température a été supérieure de 15,9% soit 1,4°C de plus par rapport à la normale (moyenne sur la période 1974-2018). **Seuls les mois de février et mars ont présenté des températures inférieures à la moyenne** (respectivement -31 et -5%). Tout le reste de l'année, les températures mensuelles ont été supérieures à la moyenne avec une valeur record de +162% en janvier.

		Moyenne 1974 - 2018	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Moyenne annuelle	°C	11,9	12,3	12	11,7	12,36	9,65	12,42	12,06	11,3	12,7	12,4	12,2	12,19	13,3
Ecart / moyenne interannuelle calculée depuis 1974	%		9,3	6,5	3,4	9,4	-1,4	9,9	4,8	0	11,4	8,7	7	6,6	15,9

Les températures de l'eau de surface du lac du Bourget ont été, en 2018, pour les périodes de janvier à mi-mars, similaires à 2017. En revanche, les températures pour les mois d'avril à juillet ont été globalement plus faibles en 2018 qu'en 2017. Puis, à partir du mois d'août, les températures de surface ont de nouveau été globalement supérieures à celles de 2017. Le maximum a été mesuré le 6 août 2018 avec 27,3°C, soit 2 degrés de plus que le maximum enregistré le 27 juin 2017 avec 25,3°C. *In fine*, **la moyenne annuelle de température de l'année 2018 à 2 m de profondeur a été de 15,7°C, soit 0,1°C de plus qu'en 2017, et l'évolution interannuelle des températures moyennes confirme la tendance au réchauffement des eaux de surface depuis 1984 (~13°C en 1984 vs ~15,7°C en 2018)**. Comparativement, les températures de la couche profonde ne révèlent pas (encore) de réchauffement significatif.

Avec 1 150 mm de pluie à Voglans, l'année 2018 a été légèrement en dessous de la moyenne sur la période 1974-2018. Toutefois, la répartition de ces précipitations dans l'année a été très contrastée avec des mois de janvier, mars et décembre excédentaires (respectivement +134, +76, +34% par rapport à la moyenne mensuelle), et des mois de février, avril, mai, juin, juillet, août, septembre, octobre et novembre déficitaires (respectivement -43, -53, -9, -44, -47, -16, -66, -36 et -43% par rapport à la moyenne mensuelle). L'année **2018** a donc été caractérisée par **deux périodes très contrastées : un hiver extrême pluvieux** (+134% en janvier et +76% en mars) à pluvieux (+34% en décembre) et **un printemps, été et automne très sec** (-40%) avec des déficits de -53, -47 et -66% pour les mois d'avril, juillet et septembre par rapport à la moyenne mensuelle.

		Moyenne 1974 - 2018	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Cumul annuel	mm	1 243	1004	1238	1214	929	1031	1079	1385	1467	1231	1332	1181	1094	1150
Ecart / moyenne interannuelle calculée depuis 1974	%		-23	-5	-7	-29	-21	-17	7	13	-5	2	-9	-12	-7,5

L'hydrologie de la **Leyse** en 2018 a été marquée par un **débit moyen supérieur** au module interannuel (+16,2%). Les débits instantanés ont toutefois été inférieurs au module durant 233 jours. De plus, les débits instantanés ont été inférieurs au Q_{mna5} durant 70 jours et au débit minimum biologique pendant 64 jours. Cet **étiage sévère** est intervenu **de début aout à fin octobre**.

		Q_{MNA5}	Module	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,69	6,24	6	3,5	5,25	3,78	6,55	9,17	6,32	6,30	6,77	4,29	7,25
Q < module inter annuel	jours			244	307	287	311	277	177	243	223	223	304	233
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			0	51	15	0	0	0	0	0	9	48	70

Le **débit moyen annuel du Sierroz a été inférieur au module** (-7%). Les débits instantanés ont également été inférieurs au module durant 192 jours (52,6% du temps) et inférieurs au Q_{MNA5} durant 73 jours (20% du temps). Enfin, le débit minimum biologique a été atteint pendant 87 jours. Cet **étiage sévère** est intervenu **de fin juillet à fin octobre**.

		Q_{mna5}	Module	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,22	2,42	2,4	1,5	1,94	1,27	2,63	3,33	2,78	1,89	2,69	1,34	2,25
Q < module inter annuel	jours			241	301	275	319	256	135	232	183	227	308	192
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			0	82	15	1,5	25	0	26	20	13	16	73

Le Phosphore présent dans le lac a 3 origines possibles : les apports des rivières drainant le bassin versant, les rejets directs (par exemple via le déversoir d'orage de la station d'épuration d'Aix) et les apports internes (processus complexe de relargage par les sédiments au fond du lac). Avant les années 2000, les apports totaux au lac en termes de phosphore total (P_{tot}), orthophosphates (PO₄) et nitrates (NO₃) étaient estimés. Depuis 2004, ces apports sont mesurés grâce aux stations de mesure automatisées sur la Leyse et le Sierroz. Les déversoirs d'orage de Chambéry métropole et de la CALB ont également été équipés en stations de mesure. Depuis 2004, les apports en P_{tot} au lac ont varié entre approximativement 13 et 57 tonnes/an contre ~100 T/an dans les années 1990 et ~300 T/an dans les années 1970. Le bilan des apports au lac en nutriments par la Leyse, le Sierroz et le déversoir des Biâtres (en tonnes de P et N) est résumé dans le tableau ci-dessous. **La baisse significative des apports observée entre 2015 et 2017 n'est pas confirmée en 2018, bien au contraire. Les apports en Phosphore total de la Leyse, du Sierroz et du déversoir des Biatres ont été de plus de 55 T** et sont donc repassés bien au dessus de la barre symbolique des 30 T, limite théorique préconisée par le comité scientifique pour permettre une réologotrophisation durable. Le Canal de Savières en

apportant 0,57 T de Phosphore total au lac a été responsable de <1% de apports totaux. Il en a par contre « fait sortir » 4,7 T soit >4%.

	1974	1983	1995-96	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Ptot	300	150	94	27 +5,8	14 +4,2	11 +2,7	18 +2,4	24 +2,8	38 +2,3	50 +2,8	40 +2,1	53,4 +3,7	31,9 +2,5	26,3 +2,4	51 +5,1
PO ₄	140		18	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9	2,29	3,7
NO ₃	1.500	580	450	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264	202	302
NO ₃ + NKT				617	516	334	454	360	654	704	503	510	462	378	544

En 2018, les apports de la Leysse ont été légèrement supérieurs à ceux du Sierroz. **Le volume transité en 2018 par la Leysse et le Sierroz a été de 278 Mm³**, une valeur comparable à 2016 (282 Mm³) mais nettement supérieure à 2017 (177 Mm³). Globalement, le temps de pluie a été responsable de 69 à 99% des apports en nutriments au lac.

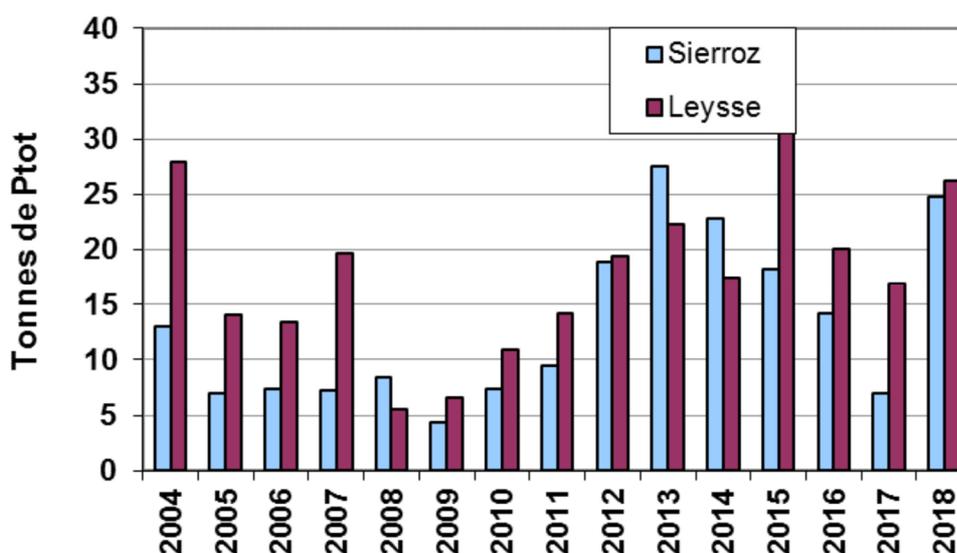
Les **apports de temps de pluie de la Leysse en Ptot** se sont élevés en 2018 à **26,26 T**, contre 15,89 T en 2017 et 18,9 T en 2016, soit une nette augmentation. En ne tenant compte que des apports liés aux principales crues, les flux de Ptot générés par les 10 principales crues **ont augmenté de 8,97 T soit +63%** par rapport à 2017 (23,15 T en 2018 contre 14,18 T en 2017). Les 10 principales crues ont représenté 31,4 % des apports de temps de pluie. **Pour le Sierroz, les apports de temps de pluie en Ptot** se sont élevés en 2018 à **21,5 T**. Les flux de Ptot générés par les 10 principales crues **ont également augmenté de 8,1 T** entre 2017 et 2018 **soit +76%** (18,8 T en 2018 contre 10,7 T en 2017).

Depuis que le **déversoir des Biâtres** fait l'objet d'une auto-surveillance, les flux de Ptot rejetés au lac ont varié de 2,3 T en 2012 à 6 T en 2007. Pour l'année 2018, ces rejets ont été évalués à **5,13 T** (vs. 2,43 T en 2017) soit 9,14% des apports totaux en Ptot au lac.

Enfin, les eaux du Rhône à Ruffieux, via le Canal de Savières, ont apporté **0,57 T** de Ptot entrant soit moins de 1% des apports totaux.

In fine, le temps de pluie a représenté 91% des apports annuels de Ptot.

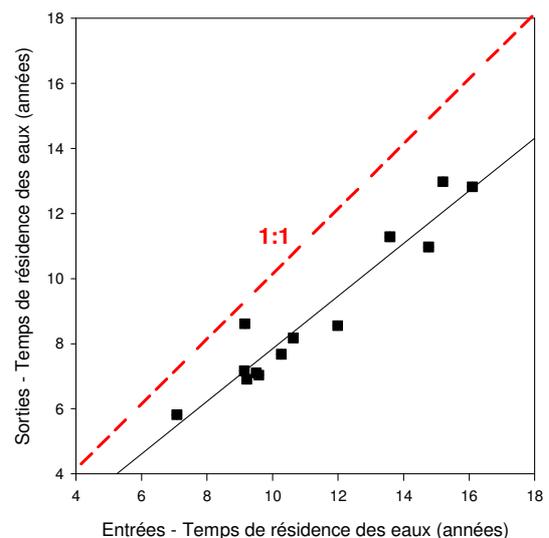
La Figure suivante présente l'évolution des apports en Ptot au lac de la Leysse et du Sierroz.



Depuis 2006, l'estimation du temps de résidence des eaux du lac du Bourget peut être donnée de manière assez précise. Le tableau ci-dessous résume les valeurs données en années de ce temps de résidence

suisant que le calcul est fait en tenant compte des entrées (tributaires, précipitations) ou des sorties (exutoire, évaporation, pompages) du lac (sources CISALB, CNR). On constate que ce temps de résidence peut fluctuer de manière très importante d'une année sur l'autre, notamment avec la quantité des apports dont l'importance varie fortement d'une année à l'autre. La relation entre « entrées » et « sorties » est une relation linéaire hautement significative ($r=0,94$, $n=13$) mais l'estimation effectuée à partir des « entrées » est toujours supérieure à celle des « sorties », de 0,5 an (minimum observé en 2007) à 3,8 ans (maximum observé en 2017) avec une moyenne de 2,4 ans, ce qui suggère une sur-estimation des entrées et/ou une sous-estimation des sorties. **En 2018, la différence entre « entrée » et « sortie » est égale à la moyenne de la chronique (soit 2,4 ans, différence entre 9,5 ans vs 7,1 ans)**. Dans le calcul du temps de résidence, les valeurs les plus incertaines sont celles de l'évapo-transpiration (qui intervient dans le calcul des sorties) mais aussi des précipitations (qui intervient dans le calcul des entrées) sur le lac qui peuvent être hétérogènes d'un endroit à un autre. L'évapo-transpiration est en effet un chiffre global à l'échelle de la Savoie alors que les précipitations correspondent au cumul annuel mesuré à la Station météo France de Voglans, située au sud du lac. Les volumes entrant et sortant sont comparativement relativement bien connus. Au final, et en dépit d'incertitudes sur certains paramètres, il est possible d'estimer que le temps moyen de résidence des eaux dans le lac du Bourget pour la période de 2006 à 2018 varie entre 9 et 11 ans, l'année 2018 se situant dans la moyenne basse.

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



Depuis 1981, les valeurs de transparence indiquent une augmentation de la transparence annuelle moyenne (qui est passée de 3,6 m en 1982 à plus de 8 m en 2015) et estivale (qui est passée de 2,9 m en 1981 à 7,5 m en 2010) indiquant sur le long terme une nette amélioration de la qualité des eaux. En 2018, les valeurs de **transparences moyennes annuelle ont été toutefois significativement plus basses** qu'en 2017 (5,5 m vs 6,8 m) mais très comparables en été (autour de 6,6 m). La phase des eaux claires n'a pas été très marquée.

L'objectif de la DCE à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO₄ soit inférieure ou égale à 10 µg.L⁻¹. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011 (avec 8 µg.L⁻¹) et les années 2012 (avec 10 µg.L⁻¹), 2013-2014 (avec 8 µg.L⁻¹) et 2015 (6 µg.L⁻¹) l'ont confirmé. Bien que plus élevé en 2016 avec 7-8 µg.L⁻¹ le caractère oligo-mésotrophe voir même oligotrophe du lac du Bourget a été confirmé en 2017 avec une concentration moyenne hivernale de PO₄ record <5 µg.L⁻¹. Pour le phosphore total, la concentration moyenne

hivernale avait été de 9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (vs 12 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2016), soit la valeur la plus basse enregistrée sur la chronique. En **2018**, toutefois, ces **valeurs sont un peu reparties à la hausse avec 6 et 10 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ pour le PO_4 et le Ptot**, respectivement, à mettre en lien avec les forts apports enregistrés en 2018 (>50 T) comparativement à 2017 (<30 T). La barre symbolique des 10 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ n'a toutefois pas été (re)franchie.

2018 est la première année où la **concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a*** sur la couche d'eau supérieure 0-18 m a été **inférieure à 3 $\mu\text{g.L}^{-1}$** , soit en l'occurrence 2,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$; les années précédentes étant généralement aux alentours de 3,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$. La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* est assez hétérogène, mais la tendance à la baisse depuis le démarrage de la chronique à la fin des années 1980, reste hautement significative, étant passée de $\sim 8 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 1984 à $\sim 3\text{-}4 \mu\text{g.L}^{-1}$ ces dernières années. **La valeur estivale a aussi été la plus basse enregistrée** depuis le début de la chronique, avec 2,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (contre 3,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2017).

Entre 2016 et 2017, la **biomasse phytoplanctonique** avait été réduite de presque moitié, passant de 2 785 à 1 643 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Cette valeur a encore **baissé en 2018 avec 1 251 $\mu\text{g.L}^{-1}$** . En 2018, la proportion des formes microphytoplanctoniques a significativement baissé ($\sim 34\%$ contre $\sim 59\%$ pour le nanophytoplancton et $\sim 7\%$ pour le picophytoplancton [e.g. les picocyanobactéries seulement]). L'évolution observée des différentes espèces dominantes rend l'interprétation difficile car celles-ci sont typiques de milieux de qualité différente, allant de l'oligotrophie (avec des espèces comme *Dinobryon divergens*, *D. sp*) à méso-eutrophe (comme la diatomée *Fragilaria crotonensis*). Toutefois, la forte baisse de la part du groupe microphytoplanctonique en 2018 est peut être le signe d'une modification importante en cours dans la structure du phytoplancton qui répond à la réoligotrophisation du lac du Bourget. L'analyse de la dynamique des groupes fonctionnels confirme **l'amélioration générale du niveau trophique du lac sur le long terme**, avec une proportion des taxons appartenant aux groupes fonctionnels indicateurs de milieux oligotrophes depuis 2009 qui reste relativement élevée. D'ailleurs, les **indices de Brettum (4,19) et l'IPLac (0,72) confirment cette évolution positive** en étant très comparables à 2017 et les plus élevés de la chronique.

Si la dynamique du **zooplancton** a reproduit globalement celle des années précédentes, elle a encore été remarquable par les **faibles abondances du pic printanier**, qui pourraient elles-mêmes être liées à une composition phytoplanctonique atypique et des biomasses relativement faibles. 2016 et 2017 avaient été marquées par la forte présence de *P. rubescens*, qui avait peut-être impacté d'une façon ou d'une autre une partie de la communauté zooplanctonique. 2018 en a été exempt. Les relations entre les modifications des compartiments phytoplanctoniques et zooplanctoniques à l'échelle interannuelle ne s'expriment qu'au niveau de certaines caractéristiques structurelles (effectifs des calanoides) ou fonctionnelles (efficacité trophique). Toutefois, une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessite une intégration plus explicite de la prédation par les poissons.

La **diversité piscicole** du lac apparaît comme **globalement stable**, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) ou peu abondantes comme la vandoise, l'ablette et la bouvière n'ont pas été capturées en 2018. Les faits marquants de cette année sont la **hausse significative de la biomasse du corégone** tandis qu'une baisse de rendement est observée pour la perche. La **présence du silure est confirmée**, avec une « colonisation » avérée depuis maintenant plusieurs années.

Si **le rendement de pêche global numérique observé en 2018 est en baisse par rapport aux années précédentes**, l'ordre de grandeur reste stable et proche de celui du lac d'Annecy et aussi des lacs Léman et d'Aiguebelette échantillonnés par la même méthode. La structure des communautés a évolué depuis une dizaine d'années, face aux changements d'états du système. Le fait le plus marquant de cette décennie avait été l'augmentation des prises de corégones entre les années 2005 et 2010-2016, confirmé par les données obtenues par acoustique montrant une augmentation d'un facteur 10 entre les densités des couches profondes, occupées exclusivement par les salmonidés et majoritairement par le corégone. En 2017, les données acoustiques ou de pêche aux filets avaient révélé une diminution importante des densités de cette population. L'espace occupé par les poissons qui était stable se caractérisait par une dispersion plus grande dans la masse d'eau et une forte de petits poissons, augurant de l'arrivée d'une forte cohorte. **En 2018, les densités acoustiques témoignent d'une hausse, avec une proportion importante d'individus de grandes tailles mais aussi d'un nombre important de cibles de petite taille.** Les pêches scientifiques attestent de cette forte présence de juvéniles avec des rendements numériques les plus importants depuis le début du suivi.

Enfin, au niveau sanitaire, concernant l'usage relatif à **l'alimentation en eau potable** issue du lac, **aucun dépassement de norme n'a été constaté en 2018**. Pour autant, jusqu'à 11 pesticides ont été détectés à Mémard et 8 à Tresserve, les concentrations cumulées pouvant atteindre 40 ng.L⁻¹. Ont été retrouvés principalement les herbicides de type atrazine, atrazine déséthyl, simazine, diuron, terbutylazine, terbutylazine déséthyl, propiconazole et dichlobenil. Concernant les zones de baignade 10 sites ont été suivis révélant *in fine* le classement de **9 plages en qualité excellente et 1 en qualité bonne** (i.e. Les Mottets au sud du lac) avec 4 analyses moyennes et 2 bonnes. A chaque fois, le déclassement était surtout lié à la détection de la bactérie *E. coli*.



STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE & TABLEAU DE BORD

I. Méthodes de prélèvement et d'analyse

Le site de prélèvement choisi pour le suivi écologique du lac est le point B (E 5° 51' 35,7", N 45° 44' 49,7"), situé au centre du lac avec une profondeur maximale de 147 m. Cette station dite de référence est située loin des principaux tributaires (Leysse et Sierroz) et est représentative de la partie pélagique du lac. Les campagnes ont eu lieu 2 fois par mois (exception faite de janvier, février et décembre examinés une seule fois), soit **21 campagnes en 2018**. Comme indiqué dans le tableau I ci-dessous, les analyses ainsi que les profondeurs prélevées sont alternées selon les campagnes :

- Le premier type de campagnes comporte 6 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m et 50 m), sur lesquelles sont effectuées des analyses complètes (pH ; conductivité EC ; titre alcalimétrique complet TAC ; oxygène dissous O₂ ; azote ammoniacal NH₄⁺ ; azote nitrique NO₃⁻ ; azote total Ntot ; carbone organique total COT ; orthophosphate PO₄³⁻ ; phosphore total Ptot ; silice réactive SiO₂ ; sulfate SO₄²⁻ ; chlorure Cl⁻ ; chlorophylle *a*) et auxquelles sont rajoutées une fois par an les cations majeurs (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺).
- Le second type de campagne comporte 10 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 50 m, 80 m, 110 m, 130 m et 140 m), sur lesquelles sont effectuées les mêmes analyses, auxquelles sont rajoutées 3 fois par an les analyses pour la balance ionique (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺).
- A ces profondeurs, il faut rajouter un prélèvement d'eau intégrée 0-18 m pour l'analyse de la chlorophylle *a* et du phytoplancton sans oublier le prélèvement au filet du zooplancton entre la surface et 50 m de profondeur.

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

Des profils verticaux de température et d'oxygène dissous ont été réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable avec une fréquence plus importante que celle des campagnes de prélèvement. L'analyse du paramètre oxygène dissous en laboratoire selon la méthode de Winkler a pour objectif de valider les données de la sonde. De même, des profils verticaux de fluorescence ont été effectués avec une sonde de fluorescence multicanaux BBE (Fluoroprobe) afin de déterminer la « composition algale » de la colonne d'eau.

La profondeur de la transparence est mesurée à l'aide d'un disque de SECCHI. Depuis 2017, seul le disque de Secchi normalisé blanc-noir de 20 cm est utilisé pour la mesure de la transparence.

Au total, 21 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2018.

Le Tableau II ci-dessous récapitule le nombre d'échantillons et/ou de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. 195 échantillons prélevés ont été analysés par le laboratoire de chimie pendant l'année 2018.

Tableau I Méthodes d'analyses physico-chimiques

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

Tableau II Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2018

Méthode		paramètres	Nombre
Prélèvements à profondeurs discrètes avec bouteille fermante type NISKIN	Chimie	PO ₄ ³⁻ , P _{tot} , NO ₃ ⁻ , N _{tot} , NH ₄ ⁺ , COT, SiO ₂ , TAC, SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , O ₂	195
	Balance ionique	Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺	4
	Cytométrie en flux	abondance	140
	Cyanobactérie	abondance	140
Prélèvement intégré 0 - 18 m avec « cloche Pelletier »	phytoplancton	chlorophylle <i>a</i>	20
	phytoplancton	abondance - diversité	20
Prélèvement intégré 0 - 50 m avec filet de maille 212 µm	zooplancton	abondance - diversité	20
Profils sondes	SBE 19 + (T°C, O ₂)		21
	BBE (fluo)	Répartition verticale biomasse algale	21
Disque de Secchi		transparence	21

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 21 campagnes effectuées au cours de l'année 2018.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2018

Date	Profil T°C - O ₂	profil fluo	Transp. Secchi	Chl <i>a</i>	Prélèvement NISKIN physico chimie, cyto, cyano									
					SBE 19+	BBE								
Prof.				0 - 18 m	2	10	15	20	30	50	80	110	130	140
19/01/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
06/02/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
07/03/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/03/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
03/04/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17/04/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
02/05/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
22/05/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
04/06/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
18/06/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
10/07/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
24/07/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
06/08/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
20/08/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
03/09/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
18/09/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
02/10/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17/10/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
07/11/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
21/11/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
11/12/2018	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
total	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	12	12	12	12

Tableau III bis

Date	Phytoplancton	Zooplancton
	IWS	filet
Prof	0 - 18 m	0 - 50 m
19/01/2018	X	X
06/02/2018	X	X
07/03/2018	X	X
19/03/2018	X	X
03/04/2018	X	X
17/04/2018	X	X
02/05/2018	X	X
22/05/2018	X	X
04/06/2018	X	X
18/06/2018	X	X
10/07/2018	X	X
24/07/2018	X	X
06/08/2018	X	X
20/08/2018	X	X
03/09/2018	X	X
18/09/2018	X	X
02/10/2018	X	X
17/10/2018	X	X
07/11/2018	X	X
21/11/2018	X	X
total	21	21

II. Tableau de bord

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

Les codes couleur de la DCE sont les suivants :

- pour la chlorophylle *a* moyenne estivale :
 - limite très bon / bon état : 2,1 µg.L⁻¹
 - limite bon / moyen état : 3,8 µg.L⁻¹
 - limite moyen / médiocre état : 9,9 µg.L⁻¹
 - limite médiocre / mauvais état: 17,6 µg.L⁻¹
- pour le Phosphore total maximal annuel ou moyenne hivernale (si mélange complet des eaux) sur 2,5 fois secchi (ce qui n'est pas fait ici – moyenne sur plusieurs profondeurs discrètes) :
 - limite très bon / bon état : 0,015 mg.L⁻¹
 - limite bon / moyen état : 0,03 mg.L⁻¹
 - limite moyen / médiocre état : 0,06 mg.L⁻¹

limite médiocre / mauvais état: 0,1 mg.L⁻¹

- pour la transparence moyenne estivale :

limite très bon / bon état : 5 m

limite bon / moyen état : 3,5 m

limite moyen / médiocre état : 2 m

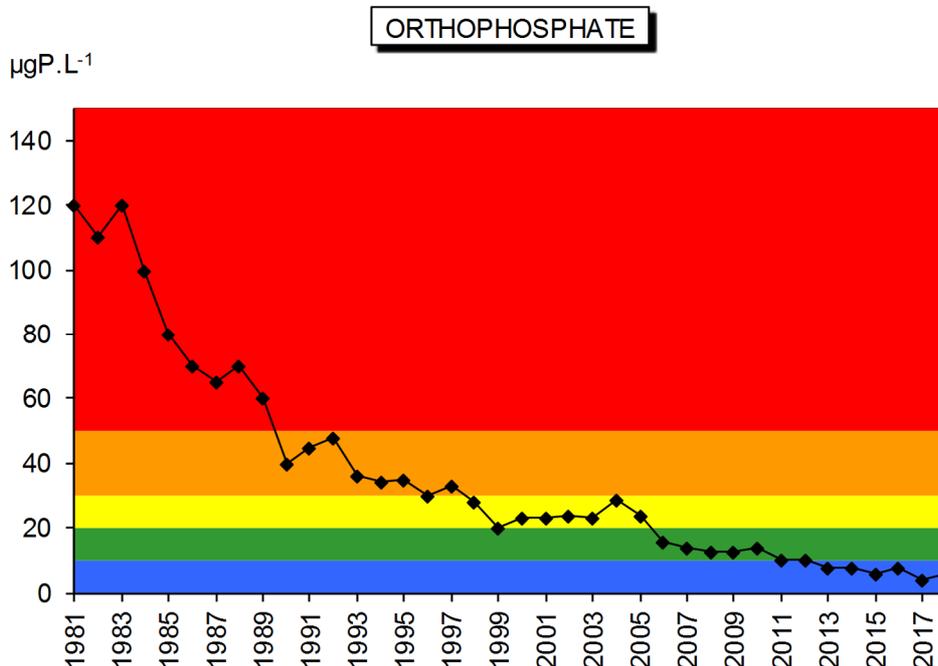
limite médiocre / mauvais état: 0,8 m

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

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

II.1. Le phosphore

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

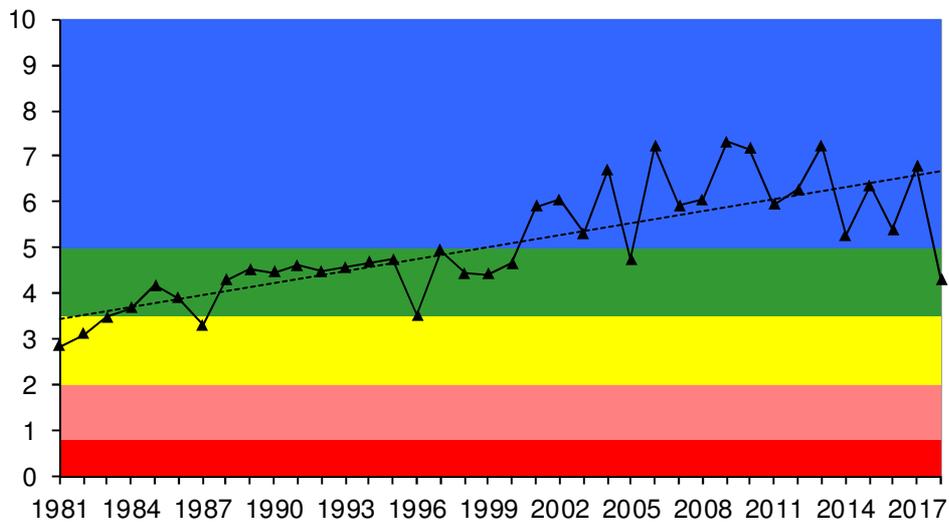


II.2. La transparence

Le paramètre initialement retenu était la transparence minimale annuelle (généralement printanière ou estivale). Cet indicateur renseigne indirectement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique et des matières en suspension dans la tranche d'eau proche de la surface. L'objectif qui a été affiché pour 2021 est que la transparence minimale soit supérieure à 5 m. En 2004, date à laquelle la valeur maximale pour la

transparence minimale a été enregistrée, ce paramètre était de 4,2 m. En 2012, cette valeur était de 3,4 m. En 2013, la valeur minimale de transparence était de 2,8 et ce en dépit d'une baisse très importante de la biomasse phytoplanctonique annuelle, la disparition des cyanobactéries toxiques nuisibles depuis 2010, etc... En 2014, la transparence minimale était de 2 m, en 2015 de 4,1 m, en 2016 de 2,1 m, et en 2017 de 4,4 m. **En 2018, la transparence minimale mesurée a été de 1,9 m**, et ce, bien que la biomasse phytoplanctonique ait fortement baissé depuis 2016. Il apparait très clairement que ce paramètre n'est pas très objectif et il semble plus judicieux de proposer et présenter une valeur moyenne estivale (comme ci-dessous) et/ou annuelle, car une seule valeur déclassante comme celle proposée par la valeur minimale ne peut être un bon indice de qualité, ne tenant pas compte en plus de ce qui en est responsable (i.e. du phytoplancton de bonne qualité par exemple).

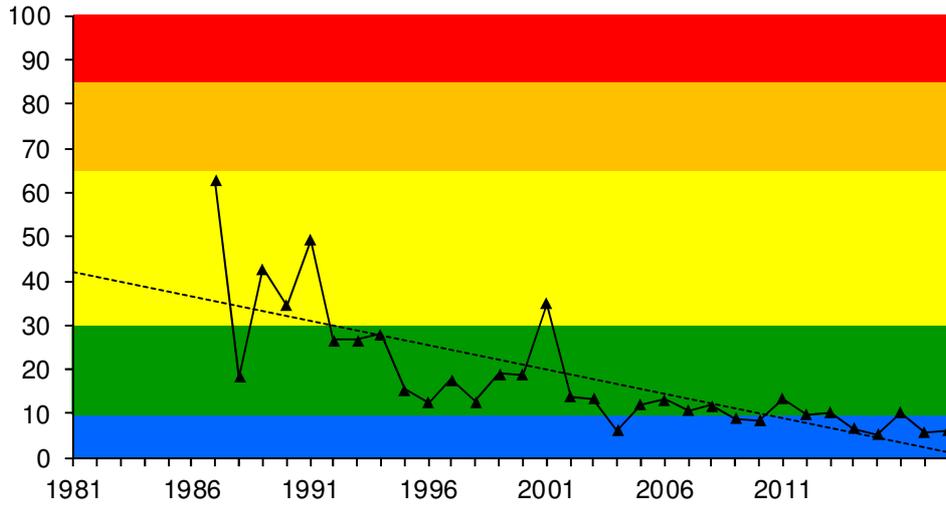
TRANSP MOY EST



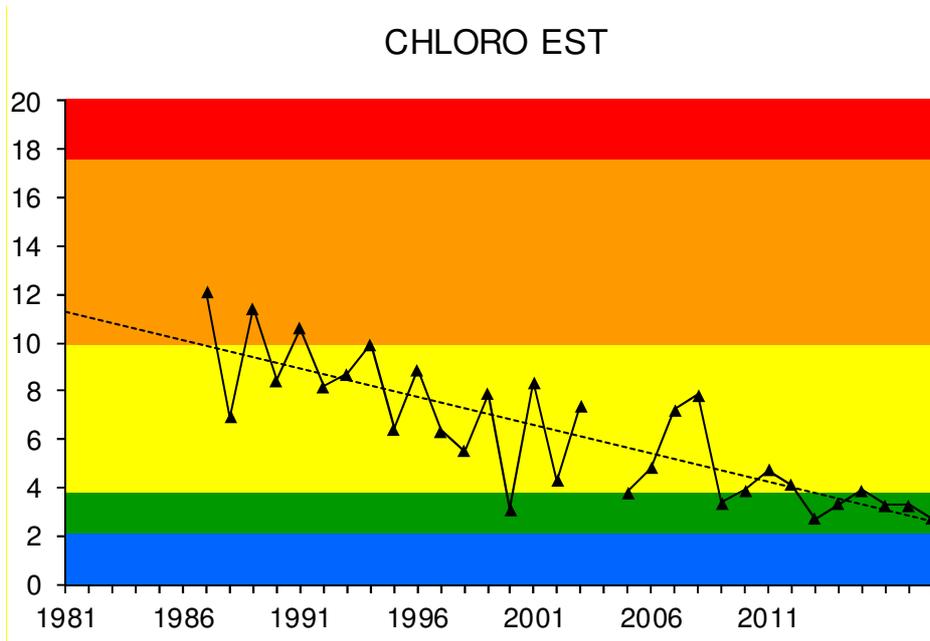
II.3. La chlorophylle *a*

Le paramètre retenu est la concentration annuelle maximale atteinte par ce paramètre. Cet indicateur renseigne directement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique. L'objectif à l'horizon 2021 est que la concentration maximale annuelle soit de 4 $\mu\text{g.L}^{-1}$. En 2007, le curseur indiquait la valeur 10,7 contre 9,9 en 2012 et 10,5 en 2013. En 2014, la concentration annuelle maximale en chlorophylle était de 6,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Elle était de 5,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2015 pour atteindre 10,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2016. **En 2018, la concentration annuelle maximale en chlorophylle *a* était 6,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$** , contre 5,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2017. Comme pour la transparence, une valeur moyenne et maximale estivale ou moyenne annuelle semble plus pertinente. En effet, comme pour la transparence, une seule valeur déclassante (à un seul moment de l'année) ne peut être un bon indice de qualité. De plus, elle ne tient pas compte de ce qui en est responsable, le phytoplancton, qui peut être de bonne qualité. On note toutefois une tendance marquée à la baisse tout au long de la chronique.

CHLORO MAX



CHLORO EST



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

I. Introduction

Depuis 1975, d'importants travaux d'assainissement ont été réalisés sur le bassin versant pour enrayer le processus d'eutrophisation du lac du Bourget. Pour évaluer l'incidence de ce vaste chantier de restauration lacustre, les collectivités ont mis en place en 1980 un suivi physico-chimique des eaux du lac du Bourget. Au terme de plus de 30 ans de suivi, l'état du lac ne cesse de s'améliorer.

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

Ce suivi en semi-continu a un double objectif :

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

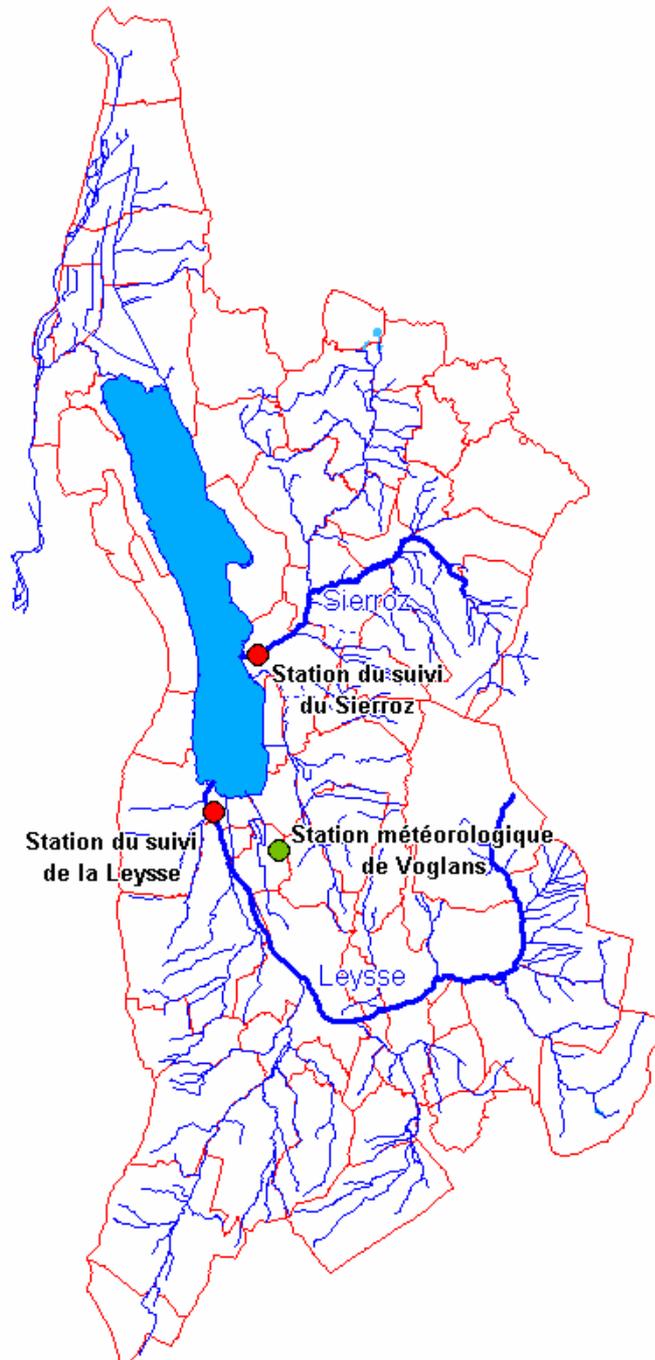
Le présent chapitre présente les résultats de ce suivi pour l'année 2017, à partir des données obtenues au moyen de stations de mesures équipées d'un préleveur automatique et de sondes mesurant en continu la conductivité, l'oxygène dissous et la température. Sur chaque échantillon prélevé, la concentration des éléments suivants est mesurée comme indiqué ci-dessous. Il est à noter que le seuil de détection du phosphore total était de 0,02 mg.l⁻¹ jusqu'à fin 2006 et de 0,01 jusqu'à fin 2009. Le seuil de détection du PO₄ est exprimé en mg.l⁻¹ de P et a été divisé par 2 depuis 2010.

Paramètres		Unités	Seuil de détection
Orthophosphates	PO ₄	mg/l de P	0,005
phosphore total	Ptot	mg/l de P	0,005
nitrate	NO ₃	mg/l de NO ₃	0,5
Ammonium	NH ₄	mg/l de NH ₄	0,02
carbone Organique Dissous	COD	mg/l de C	1
carbone Organique Total	COT	mg/l de C	1
matière en suspension	MEST	mg/l	0,5
azote kjeldahl	NKT	mg/l de N	0,2

II. Météorologie

Les données exploitées dans le présent rapport proviennent de la station Météo France de Voglans (cf. le plan de situation géographique présenté ci-dessous). Elles sont complémentaires de celles présentées au chapitre précédent.

Carte de situation des stations de mesure



L'année 2018 a été l'année la plus chaude de la chronique depuis 1974 (Figure 1). En effet, la température moyenne en 2018 (13,30 °C) a été largement supérieure à la température moyenne (11,48°C) sur la chronique 1974-2018 avec plus 1,82 °C.

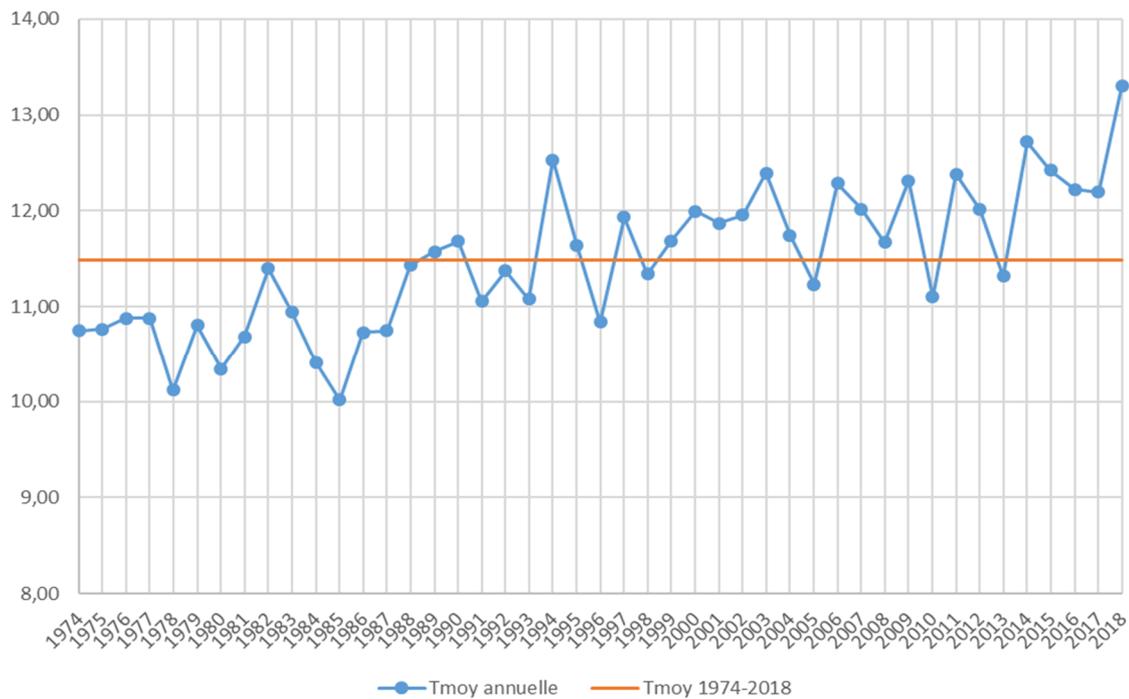


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures entre de 1974 et 2018

A l'exception des mois de février et mars, l'ensemble de l'année a été plus chaude que la moyenne de la chronique 1974-2018. Les mois de janvier, avril, septembre, novembre et décembre ont été respectivement excédentaires, en termes de températures de l'air, de 16,2, 30, 15, 25 et 72% alors que les mois de février et mars ont été déficitaires de 31 et 5%. Pour le reste de l'année, les températures moyennes des mois de mai, juin, juillet, août et octobre ont toutes été excédentaires d'environ 11% (Figure 2).

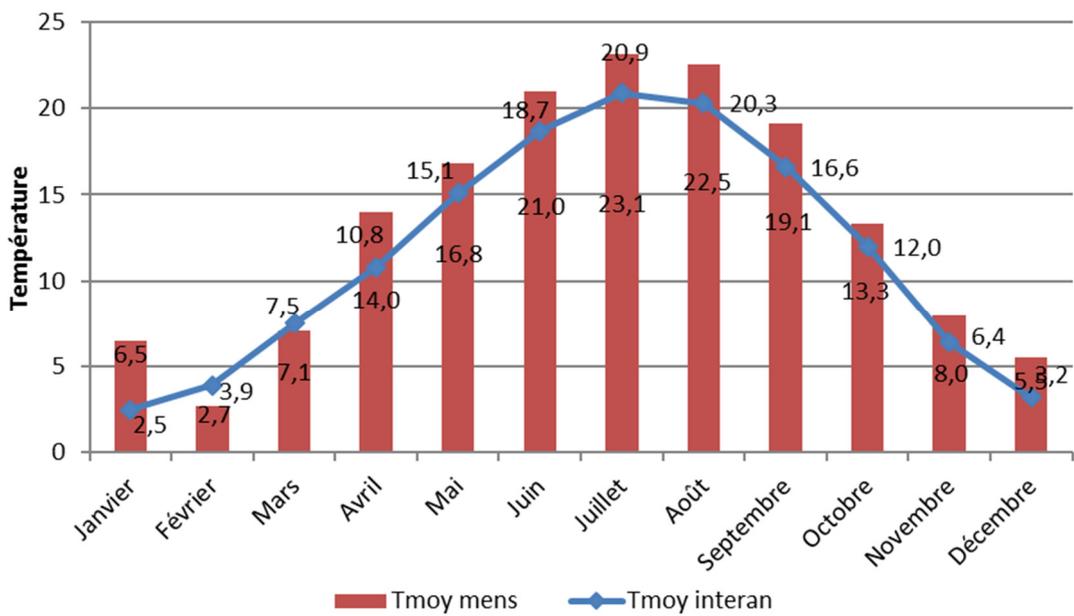


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures entre 1974 et 2018

Avec un cumul de 1 150 mm, l'année 2018 présente un déficit de 7,5% par rapport à la moyenne interannuelle (1 245 mm, Figure 3).

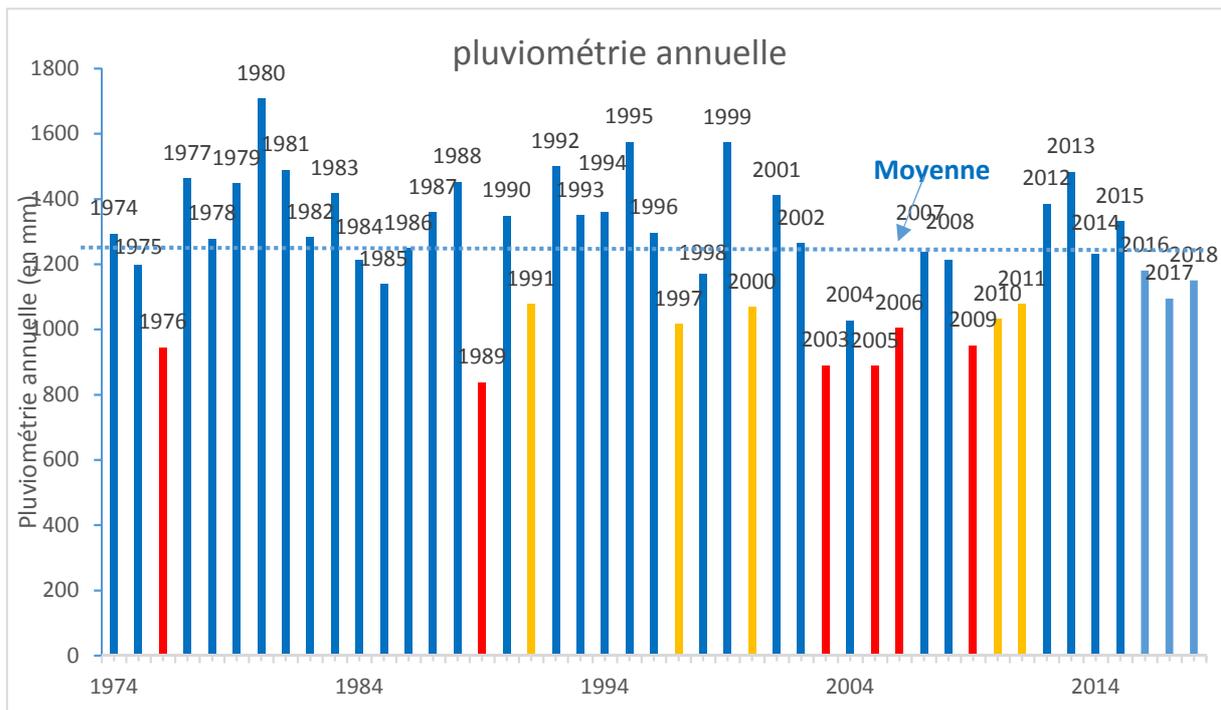


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2018

Les précipitations ont varié mensuellement de la façon suivante :

- les mois de février, avril, mai, juin, juillet, août, septembre, octobre et novembre ont été déficitaires soit 9 mois sur 12. Le déficit moyen s'est établi à 40% avec des maximums de 53 et 66% en avril et septembre ;
- les 3 autres mois ont été excédentaires, en moyenne de de 81 % avec un maximum de 134% pour le mois de janvier.

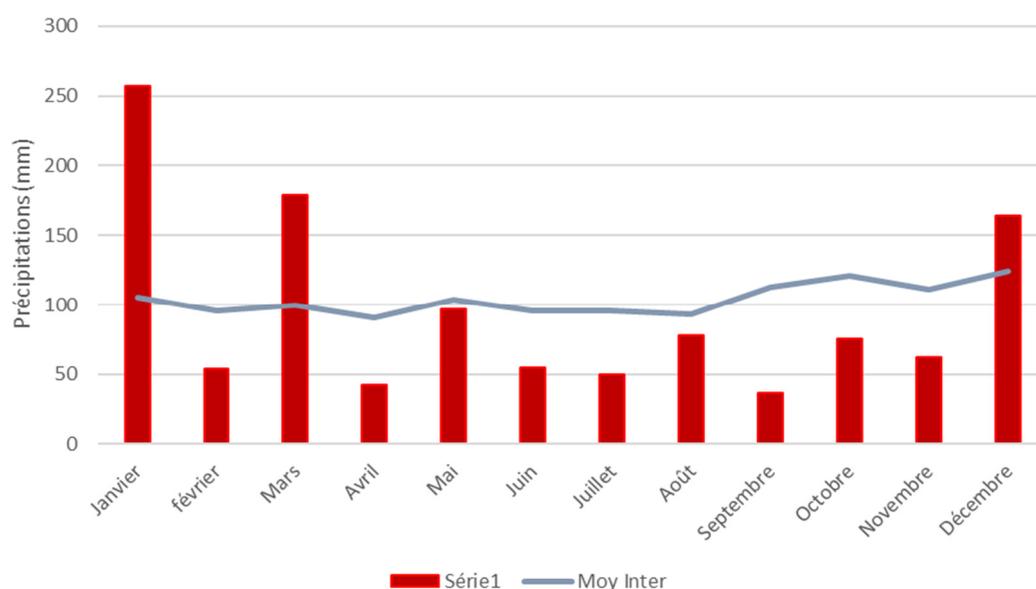
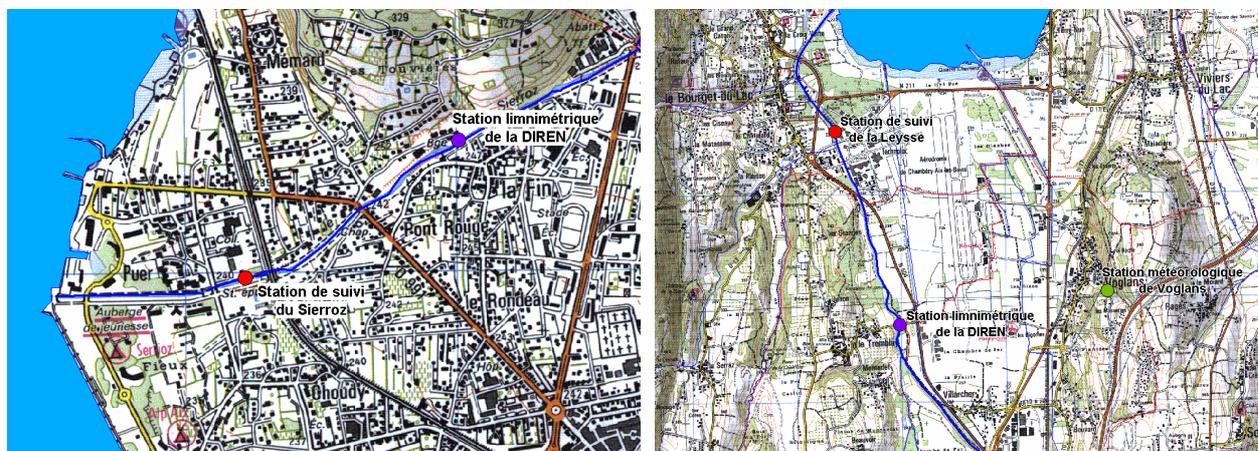


Figure 4 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2018

III. Données hydrologiques

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



Sur le Sierroz, la station de suivi et la station limnimétrique contrôlent un bassin versant identique (133 Km²) : les débits fournis par la DREAL sont par conséquent exploitables en l'état pour l'estimation des flux.

Sur la Leysse, les stations contrôlent des bassins versant différents : 280 Km² à la station limnimétrique du Tremblay et 296 Km² à la station de suivi. Cette différence de superficie est due au Nant-Varon qui conflue avec la Leysse entre les deux stations. La sous-estimation qui en découle sur le débit à prendre en compte dans le calcul des flux pourrait être estimée à 5,4%, si l'on raisonne sur le rapport des superficies.

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

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

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

		Leysse (280 Km ²)	Sierroz (133 Km ²)
débit biennal	m ³ /s	100	48
module	m ³ /s	6,24	2,42
Q_{mna5}	m ³ /s	0,69	0,22

III.1. Hydrologie de la Leysse en 2018

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi de la DREAL donne un aperçu réel de l'hydrologie de la Leysse durant l'année 2018. La Figure 5 appelle plusieurs constats :

- L'année 2018 a été marquée par une phase hivernale avec deux crues très fortes à fortes (172 m³/s à 114 m³/s) les 4 et 22 janvier, suivies de crues fortes à moyennes (76 à 62 m³/s) jusqu'à

fin mars. S'en est suivie une période sèche ponctuée par des variations ne dépassant pas le module interannuel ($6,24 \text{ m}^3/\text{s}$) jusqu'au mois d'octobre. Enfin, le mois de décembre a été pointé par trois crues moyennes à fortes (respectivement $33,7 \text{ m}^3/\text{s}$, $42,9 \text{ m}^3/\text{s}$ et $64,4 \text{ m}^3/\text{s}$).

- Le volume transité en 2018 a été de 205 Mm^3 pour un débit moyen de $7,25 \text{ m}^3/\text{s}$;
- Comme en 2017, le débit a été inférieur au module durant 233 jours soit 63,9% du temps et inférieur au Qmna5 pendant 70 jours et au débit minimum biologique ($0,6 \text{ m}^3/\text{s}$) pendant 64 jours.

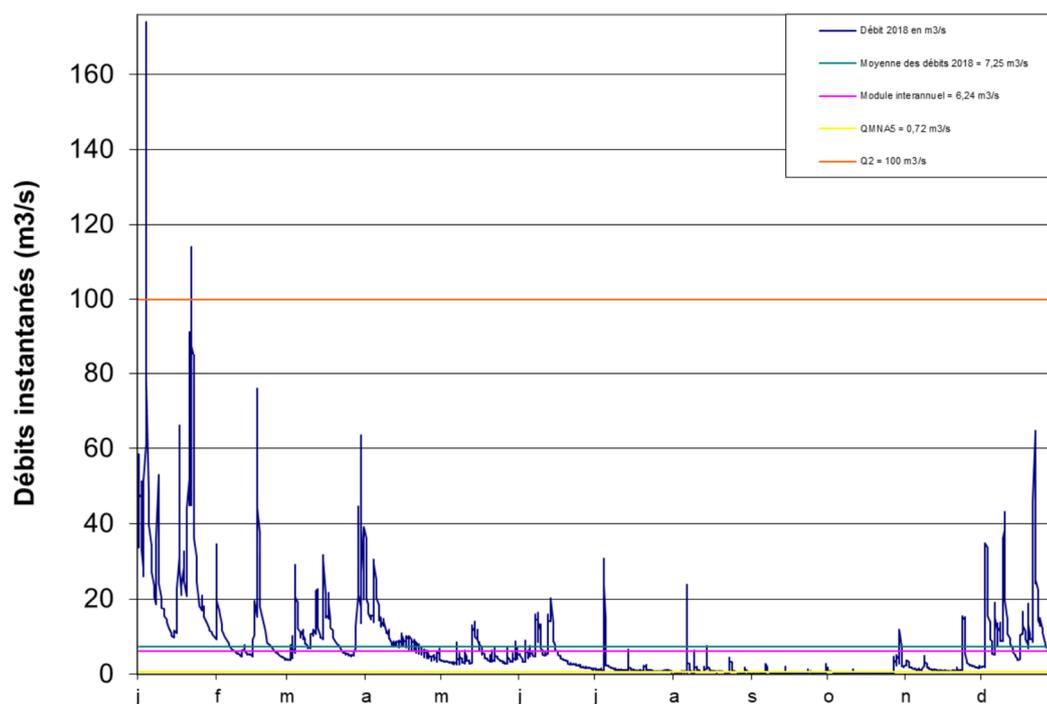


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leyse en 2018 (source DREAL & CISALB)

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2018

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2018 (Figure 6):

- L'année 2018 a été marquée par une crue majeure le 4 janvier avec $74,6 \text{ m}^3/\text{s}$ puis par deux crues fortes le 22 janvier ($41,1 \text{ m}^3/\text{s}$) et le 30 mars ($40,6 \text{ m}^3/\text{s}$). La période intermédiaire à ses deux crues a été ponctuée par des crues faibles ($<16 \text{ m}^3/\text{s}$). S'en est suivie une période très sèche rythmée par des variations ne dépassant pas le module interannuel ($2,42 \text{ m}^3/\text{s}$) jusqu'au mois novembre. Enfin, le mois de décembre a été pointé par trois très petites crues (respectivement $6 \text{ m}^3/\text{s}$, $9,4 \text{ m}^3/\text{s}$ et $10,3 \text{ m}^3/\text{s}$).
- Le volume transité en 2018 a été de $72,7 \text{ Mm}^3$ pour un débit moyen de $2,25 \text{ m}^3/\text{s}$.
- Le débit a été inférieur au module durant 192 jours soit 52,6% du temps et inférieur au Qmna5 durant 73 jours soit 19,9% du temps.
- Le débit a été inférieur au débit minimum biologique ($0,3 \text{ m}^3/\text{s}$) durant 87 jours soit 23,7 % du temps.

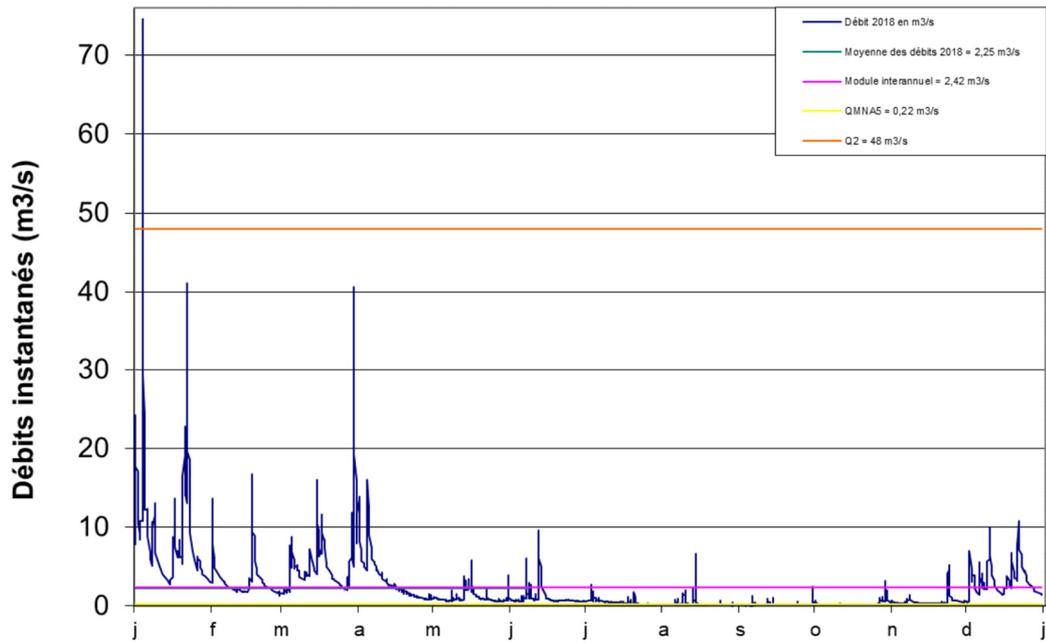


Figure 6 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2018 (source DREAL & CISALB)

III.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leysse et le Sierroz en 2018 (Figure 7) a été bénéficiaire de 10 Mm³ mesurés pour 268 Mm³ théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières). Le bilan légèrement positif de l'année 2018 par rapport à la chronique 2005-2018 résulte principalement d'une et même crue début janvier. En effet, la Leysse a apporté 205 Mm³ contre 197 Mm³ théorique (-4%) et le Sierroz avec 71 Mm³ contre 73 Mm³ théoriques (-2,8%).

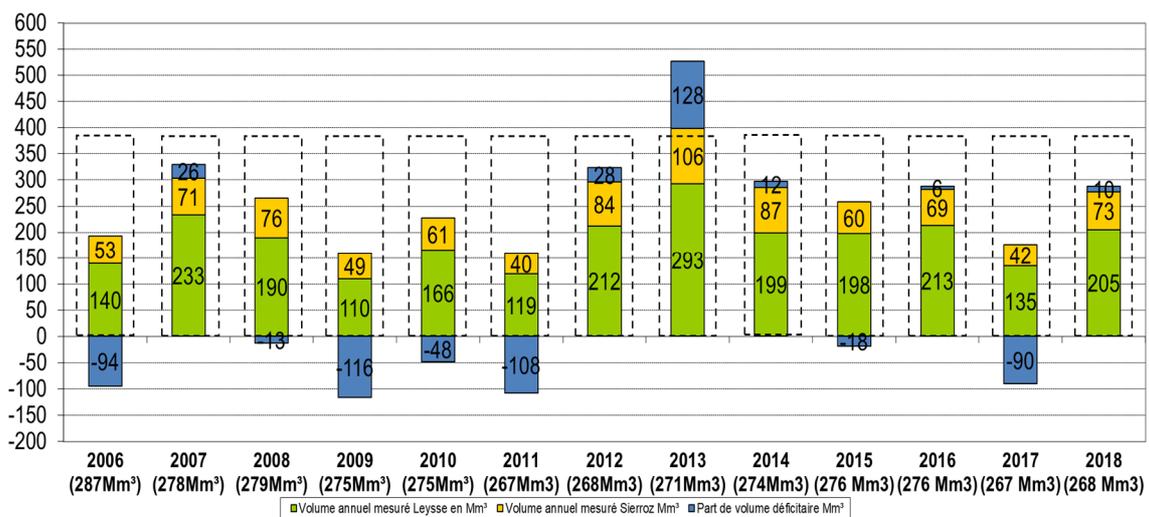


Figure 7 Bilan des apports Leysse+Sierroz pour la période 2006-2018

IV. Evolution des concentrations tous régimes confondus

La Figure 8 ci-dessous présente l'évolution des concentrations moyennes annuelles tous régimes confondus pondérées par le volume.

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

Avec une concentration moyenne en Ptot de 0,072 mg L⁻¹ sur la Leysse, l'année 2018 renoue avec des concentrations observées régulièrement entre 2013, 2014 et 2017. Sur le Sierroz la concentration en Ptot en 2018 a été de 0,223 mg L⁻¹ représentative des années de concentrations les plus hautes (0,306 mg L⁻¹ en 2015 et 0,207 mg L⁻¹ en 2016).

Après une chute observée entre 2004 et 2007, les concentrations en PO₄ sur la Leysse sont depuis relativement stables autour de 0,007 mg L⁻¹.

Sur le Sierroz, la concentration en PO₄ lors de l'année 2018 a été la plus élevée depuis 2006 avec 0,03 mg L⁻¹.

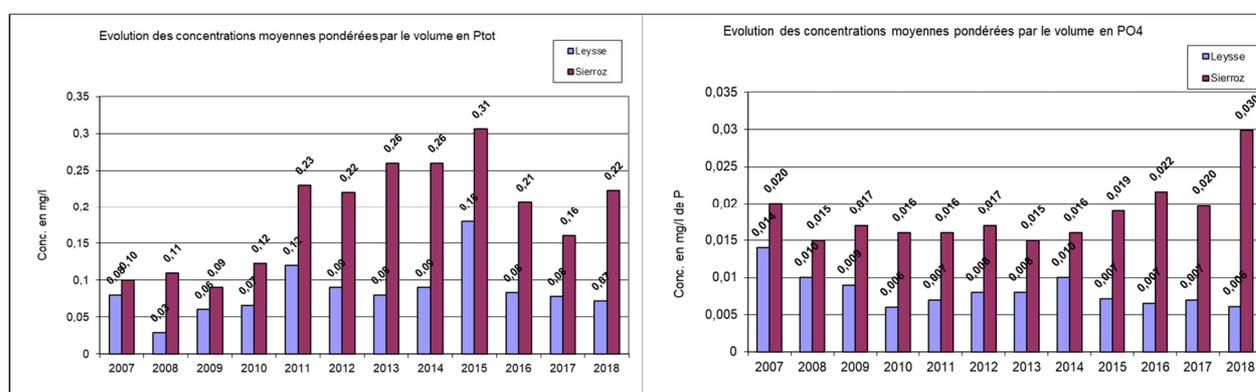


Figure 8 Evolution de 2007 à 2018 des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

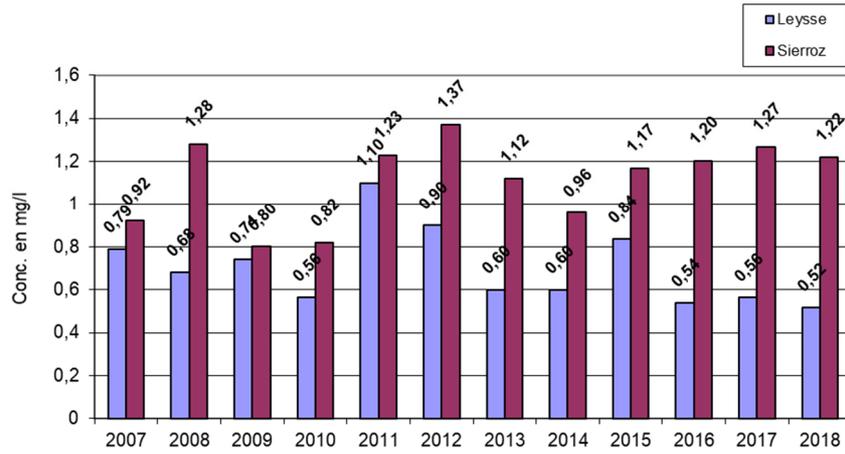
Les concentrations en NKT présentent une évolution différente selon le cours d'eau considéré. Sur la Leysse et le Sierroz les concentrations sont similaires aux années 2016 et 2017.

Suite à une stabilisation des concentrations sur le Sierroz en NH₄ depuis 2014, la concentration a doublée en 2018 (0,047 mgN L⁻¹ en 2017 à 0,1 mgN L⁻¹ en 2018). Sur la Leysse, inversement, la concentration a chuté de 7,3% par rapport à l'année 2017.

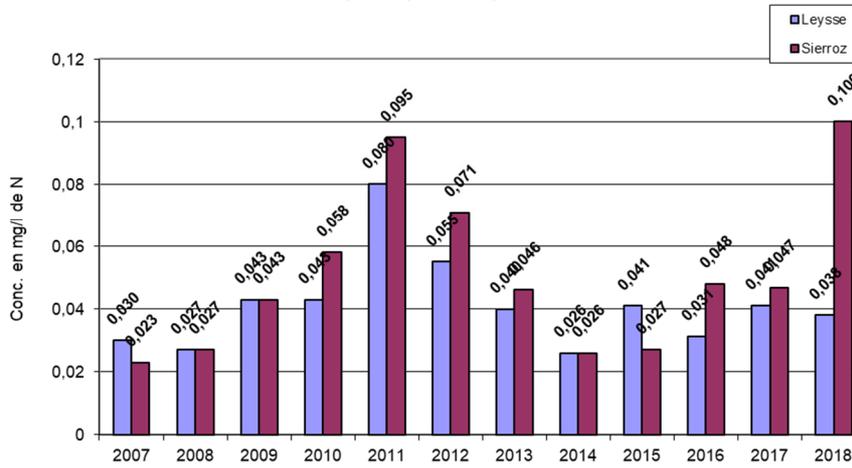
Comme pour les éléments phosphorés, le Sierroz a présenté en 2018 des concentrations en matières azotées plus élevées que dans la Leysse.

L'année 2018 a présenté des concentrations moyennes pondérées en nitrates équivalentes à celles de l'année 2017 (Figure 9).

Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT



Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NH4



Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NO3

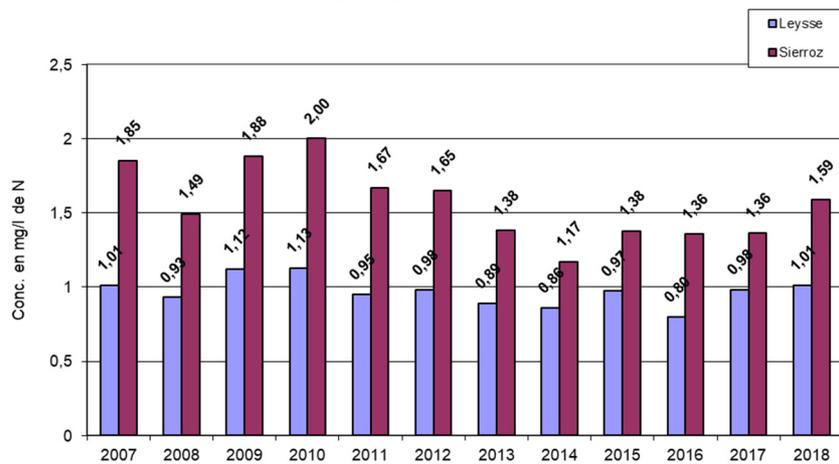


Figure 9 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH₄ et NO₃

En 2018, les pluies intenses en début d'année ont engendré une concentration en MES équivalente à l'année précédente malgré un période de sécheresse longue. Depuis 2012, la concentration en MES reste plus importante dans le Sierroz que dans la Leysse (Figure 10).

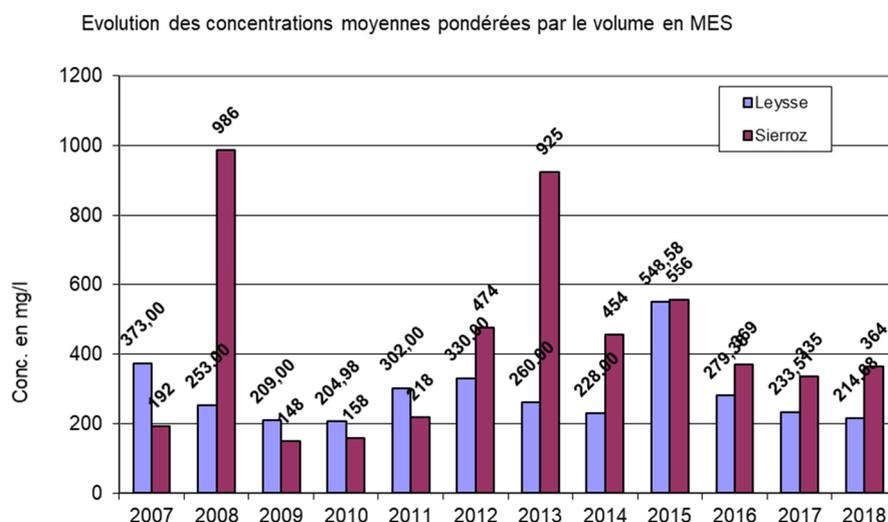


Figure 10 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

V. Bilan des apports au lac

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

V.1. Estimation des flux entrants de l'année 2018

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

Tableau II Apports au lac via les deux principaux tributaires en 2018

	Année 2018				
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	277,9	205,18	73,8 %	72,68	26,2 %
Ortho P (Tonnes de P)	3,7	1,30	34,8 %	2,43	65,2 %
Ptot (Tonnes)	51,0	26,26	51,5 %	24,76	48,5 %
NO₃ (Tonnes de N)	302,2	170,34	56,4 %	131,85	43,6 %
NH ₄ (Tonnes de N)	17,4	8,84	50,9 %	8,52	49,1 %
MES (Tonnes)	131457,2	86994,24	66,2 %	44463,00	33,8 %
NKT (Tonnes)	210,1	110,90	52,8 %	99,25	47,2 %

Le Tableau III suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2018 (en tonnes). A partir de 2006, ont pu être mesurés les apports de la Leysse, du Sierroz + du DO des Biâtres.

Tableau III Chronologie des apports au lac depuis 1974

	1974	1983	1995-96	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Ptot	300	150	94	27 +5,8	14 +4,2	11 +2,7	18 +2,4	24 +2,8	38 +2,3	50 +2,8	40 +2,1	53,4 +3,7	34,3 +2,5	26,3 +2,4	51 + 5,13
PO₄	140		18	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9	2,3	3,7
NO₃	1.500	580	450	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264	203	302
NO₃+ NKT				617	516	334	454	360	654	704	503	510	462	379	544

Les apports en Ptot de la Leysse et du Sierroz mesurés en 2018 (51 T) correspondent à l'année 2015 ; année de valeurs hautes en concentration depuis 2007.

En 2018, le volume transité par le Tillet s'est élevé à 14,4 Mm³ (contre 8,27 Mm³ en 2016 et 15,8 en 2017) soit 5,2% du volume total transité au lac.

Une étude spécifique conduite entre mars et août 2013 a permis d'estimer les apports en Ptot du Tillet au lac. Cette dernière a montré, à travers le suivi d'un évènement hydrologique majeur (pluie forte généralisée sur l'ensemble du BV du Bourget), que les apports de cette rivière représentaient 1% d'apport par rapport à la Leysse et au Sierroz.

Pour compléter le bilan des apports au lac, il faudrait tenir compte des apports du Belle-Eau et du canal de Chautagne qui restent inconnus mais également des apports consécutifs à des déversements directs au lac, notamment d'eau mixte par le réseau unitaire d'Aix-les-Bains au déversoir des Biâtres (calculé à hauteur de 5,13 T de Ptot en 2018).

Tableau IV Synthèse des apports connus au lac en 2018

	2018						
	total	Leysse	%	Sierroz	%	DO Grand Lac	%
volume	278,8	205,18	73,6	72,68	26,1	0,93	0,33
Ortho P	3,7	1,30	34,8	2,43	65,2		
Ptot	56,2	26,26	46,8	24,76	44,1	5,13	9,14
Nitrates	302,2	170,34	56,4	131,85	43,6		
Amonium	40,2	8,84	22	8,52	21,2	22,83	56,80
MES	131641,6	86994,24	66,1	44463,00	33,8	184,39	0,14
NKT	242,2	110,90	45,8	99,25	41	32,02	13,22

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

- l'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot a été largement dépassé avec un total de 56,2T ;
- Le déversoir des Biâtres représente 5,13 T soit 9,1% des apports en Ptot. Les apports en NH₄ de ce dernier représentent 56,8 % des apports pour 0,3 % du volume total.

V.2. Estimation des flux entrants et sortants via le canal de Savières

En 2018, le volume d'eau et les flux entrants et sortants (uniquement de phosphore) par le canal de Savières ont été calculés sur la base de débits moyens journaliers et des concentrations de Ptot et PO₄ suivantes :

- Pour les flux entrants, les concentrations mesurées à la station RCS du Rhône à Ruffieux ;
 - Pour les flux sortants, les concentrations mesurées dans le lac au point B à 2 m de profondeur.
- En effet, le suivi sur plusieurs années des concentrations en Ptot et PO₄ du canal de Savières a mis en évidence que les concentrations du canal lors des débits dans le sens lac vers Rhône étaient équivalentes à celle du lac au point B à 2 m de profondeur.

La chronique du débit du canal de Savières ci-dessous (Figure 11) montre que le canal a fonctionné dans le sens Rhône - lac exclusivement durant la période de juin à octobre : début juin pour amener le niveau du lac à sa cote d'été et durant la période de sécheresse août à octobre afin de maintenir la cote estivale.

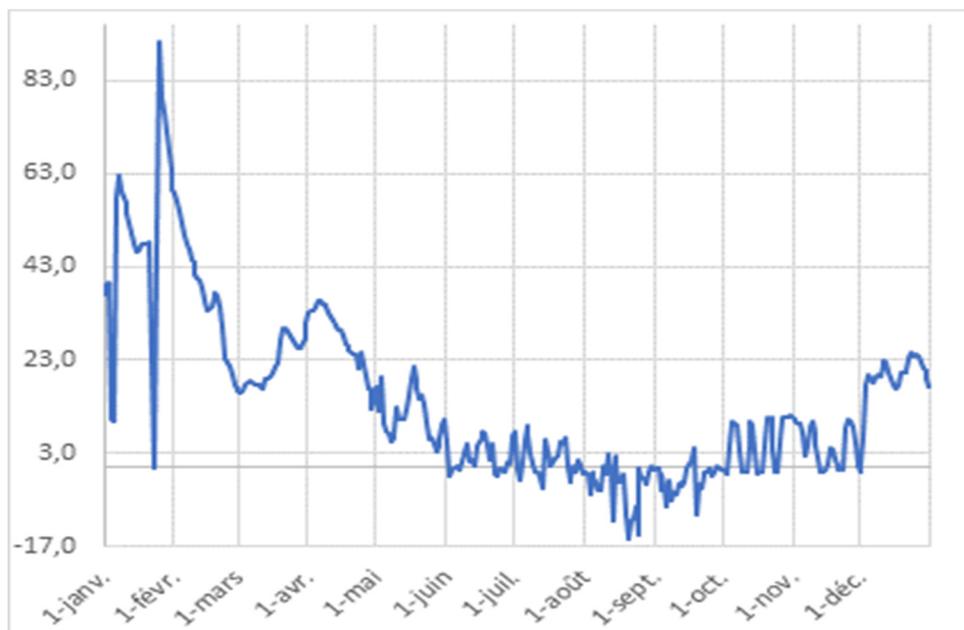


Figure 11 Débits du canal de Savières 2018 en m³.s⁻¹

Ceci peut paraître surprenant aux vues des crues des 4-5 et 22-23 janvier. Durant ces épisodes le Rhône a déversé en Chautagne en amont du canal de Savières, or les débits moyens journaliers du canal sont resté positifs mais très faibles à nuls.

Le Tableau V ci-dessous présente les flux entrants et sortants par le canal de Savières en 2018.

Tableau V Flux entrants et sortants par le canal de Savières en 2018

	SAVIERES 2018			
	Flux annuels sortants du lac		Flux annuels entrants dans le lac	
		% par rapport aux apports totaux		% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	475,86	158 %	21,6	7,2 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,78	35,31 %	1,34	26,6 %
Ptot (Tonnes)	4,7	8,4 %	0,57	1%

VI. Bilan du phosphore dans le lac pour l'année 2018

Le suivi réalisé au cours de l'année 2018 a permis d'approcher un bilan du phosphore dans le lac. En effet, les flux des principaux affluents ont été mesurés comme chaque année et les flux à l'exutoire ont été calculés. La différence entre les entrées (seuls le Belle-Eau, le Grand Canal et le Tillet ne sont pas suivis) et les sorties permet d'estimer la quantité de phosphore potentiellement utilisable par les organismes du lac ou stockés à terme dans les sédiments. La répartition entre ces deux cycles reste inconnue.

Le Tableau suivant présente le bilan entrée / sortie du phosphore dans le lac pour l'année 2018 :

Tableau VI Bilan des entrées/sorties du P dans le lac en 2018

	LAC		
	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm ³)	300,4	475,9	-175,5
Ortho P (Tonnes de P)	5,04	1,78	3,26
Ptot (Tonnes)	56,77	4,7	52,07

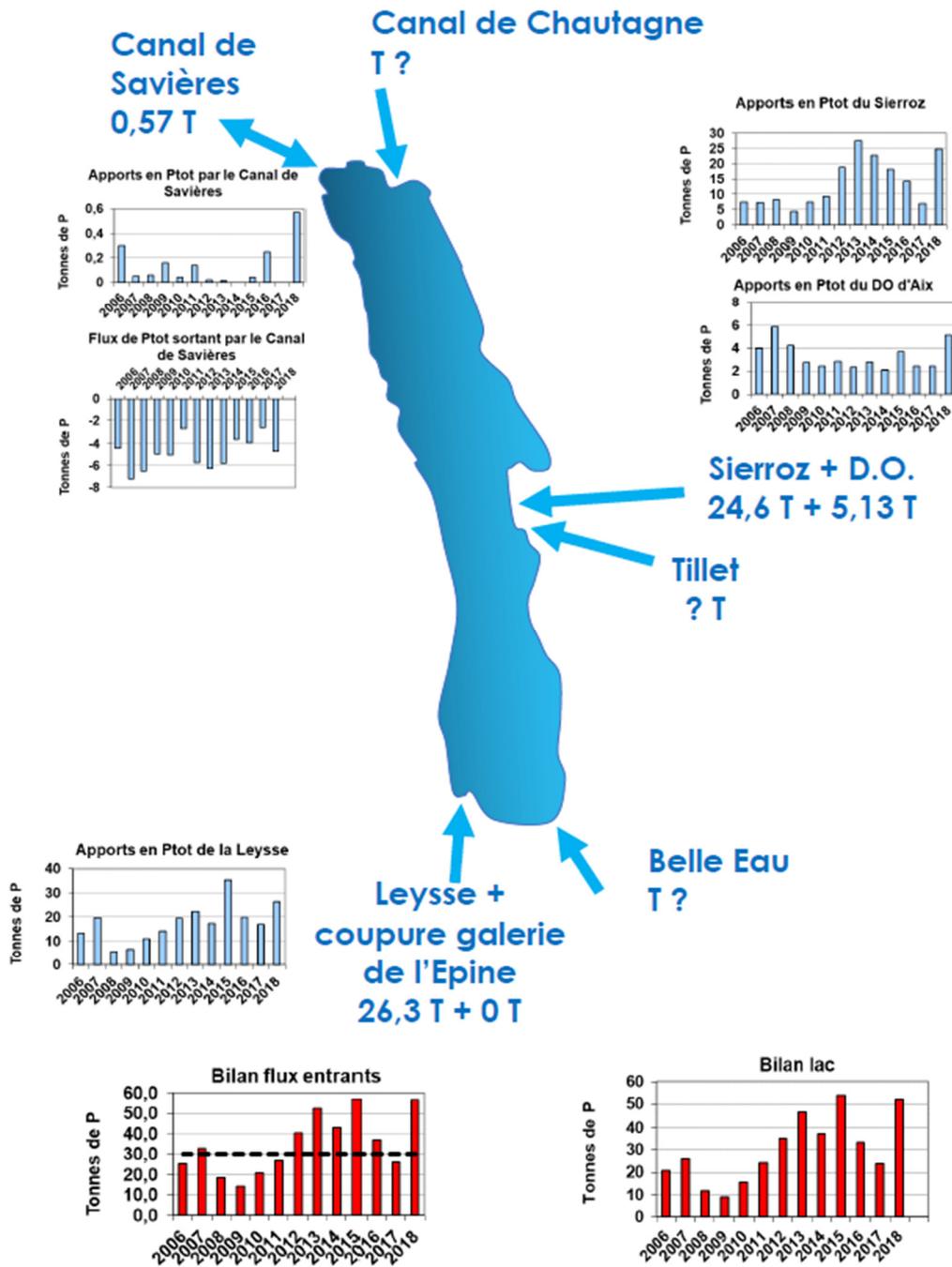
On remarque en priorité que même en tenant compte des volumes transités par le Tillet et les autres affluents (5 à 10%), il est sorti en 2018 plus d'eau du lac que ce qu'il en est rentré (300,4 entrants contre 475,9 sortants). Il existe plusieurs raisons à cela :

- Le volume d'eau entrant est sous-estimé ; les affluents minoritaires ne sont pas suivis ;
- Le lac perd par évaporation 28 Mm³ par an en moyenne, et plus en période de sécheresse ;
- le lac est régulé ; le volume d'eau qui passe par le canal de Savières sert à maintenir les niveaux du lac fixes selon les saisons.

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

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

Pour 2018, on peut résumer le bilan du lac ainsi :



VII. La contribution du temps de pluie dans les flux

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

VII.1. La Leysse

VII.1.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie de la Leysse s'est étalé sur 54 jours en 2018 soit 14,8% de l'année. C'est deux fois moins qu'en 2017. Le tableau VII suivant présente les apports de temps de pluie et le pourcentage par rapport aux apports totaux de la Leysse.

Tableau VII Apports en temps de pluie de la Leysse en 2018

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm ³)	87,2	40,5 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,69	52,8 %
Ptot (Tonnes)	24,7	94,1 %
NO₃ (Tonnes de N)	64	37,6 %
NH ₄ (Tonnes de N)	2,3	25,8 %
MES (Tonnes)	85 611	98,4 %
NKT (Tonnes)	73,7	66,5 %

La contribution du temps de pluie sur le volume transité et les apports en nutriments n'évoluent que très peu. Concernant le phosphore total, le temps de pluie représente 94,1% des apports totaux, comme en 2017.

Le volume du temps de pluie est en forte baisse par rapport à l'année 2016 (- 126 Mm³).

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

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

La crue la plus importante (n° 1) a occasionnée un apport en Ptot de 12,02 tonnes (45,7% des apports pour l'année). Les crues (n° 2, 4, 5) ont respectivement apporté 4,99, 1,26, 3,8 tonnes de Ptot, les crues plus modestes (n° 3, 6, 7, 8 et 9 et 10) 0,006 à 0,78 tonnes. On remarque que l'été et l'automne 2018 ont été très secs puisque aucune crue importante n'a été observée entre le mois de juin et le mois d'octobre.

Les apports résultants des 10 principales crues de la Leysse et le pourcentage que ceux-ci représentent par rapport au total des apports de temps de pluie sont présentés ci-dessous (Figure 12) :

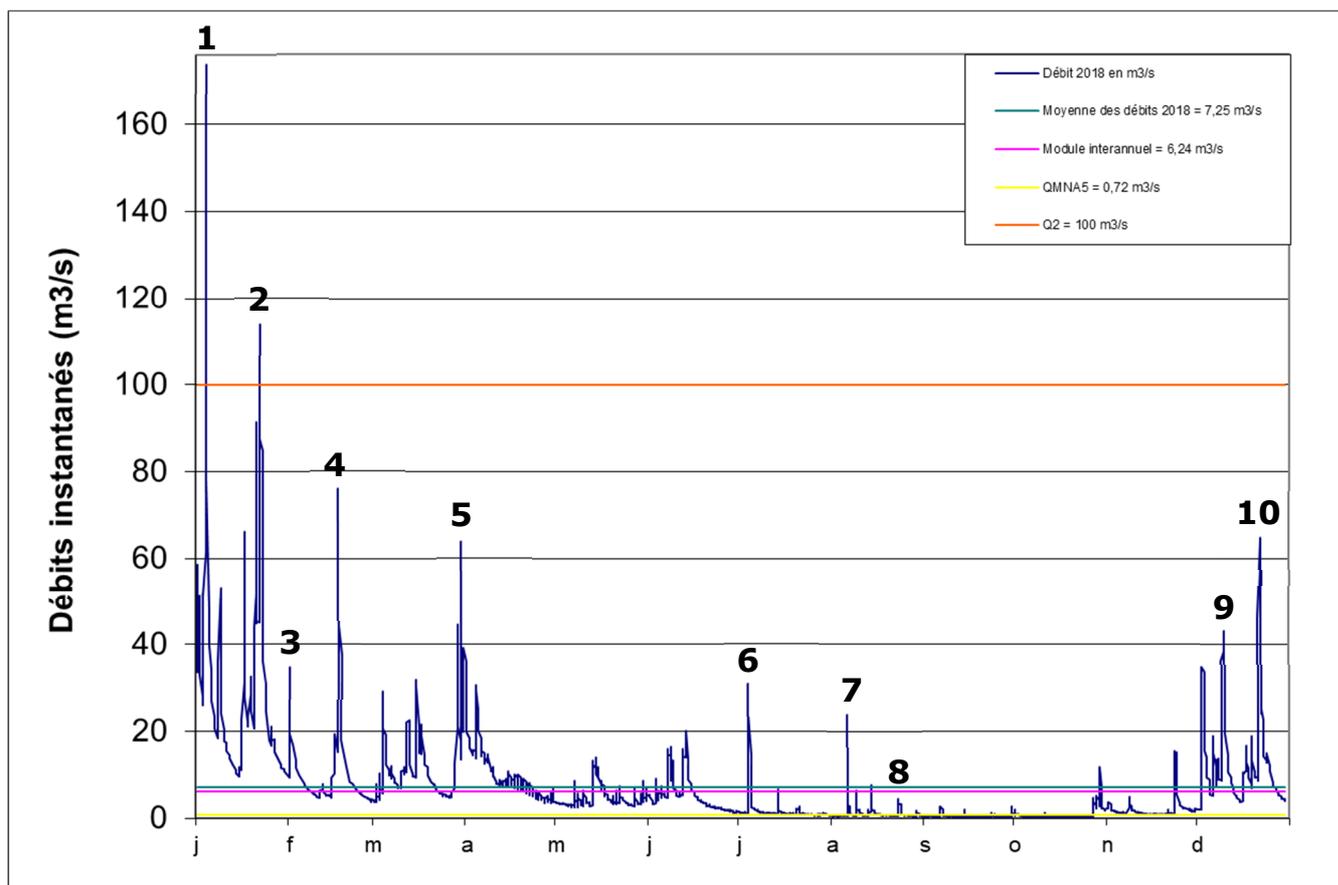


Figure 12 Positionnement des principales crues de la Leyse en 2018

Tableau VIII Apports des principales crues de la Leyse en 2018

	Apports des 10 crues principales	
Volume transité (Mm ³)	64,4	31,4 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,59	45,5 %
Ptot (Tonnes)	23,2	88,2 %
NO₃ (Tonnes de N)	48,3	28,3 %
NH ₄ (Tonnes de N)	1,7	19,7 %
MES (Tonnes)	79 535	91,4 %
NKT (Tonnes)	62,6	56,4 %

Les 10 principales crues de l'année 2018 sont restées prépondérantes dans les apports de temps de pluie pour les paramètres Ptot et NKT, respectivement 88,18 et 56,4%. Pour près de la moitié de la durée du temps de pluie ce sont entre 19,7 et 91,4% des apports qui ont été générés.

Le nombre de crues et leurs occurrences dans l'année sont à l'origine de quasiment la totalité des écarts annuels d'apports en Ptot. La part des crues de 2018, dans les apports de Ptot représente 93,7% de la contribution du temps de pluie.

Si l'on ne regarde que les 5 crues (n° 1, 3, 4 et 9) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on constate qu'elles sont à l'origine de 14,3 T, soit 57,8% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 84,5% en 2017) et 58,3% des MES (contre 71,9% en 2017) pour 35,1% des 83,07 Mm³ transités en temps de pluie.

Les éléments des deux paragraphes permettent de conclure qu'il y a eu des crues majeures en début d'année ainsi qu'une période de sécheresse importante de l'année 2018. Les 10 principales crues ont représenté 77,47% des apports de temps de pluie. L'apport le plus important a été enregistré en janvier avec une crue exceptionnelle (crue n°1).

VII.2. Le Sierroz

VII.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 46 jours soit 12,6% de l'année, soit 2,5 fois moins que 2017.

Tableau IX Apports en temps de pluie du Sierroz en 2018

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	27,5	37,7 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,9	38,8 %
Ptot (Tonnes)	18,2	73,5 %
NO₃ (Tonnes de N)	45,2	34,3 %
NH ₄ (Tonnes de N)	3,4	39,3 %
MES (Tonnes)	35667	80,2 %
NKT (Tonnes)	46,2	46,5 %

34,3 à 80,2% des apports ont été consécutifs à un événement pluvieux. La part du temps de pluie dans les flux de nutriments du Sierroz a été équivalente à celle de la Leyse. La durée du temps de pluie a été équivalente à celle sur la Leyse en raison de leurs localisations géographiques proches.

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

Sur le Sierroz, l'année 2018 a été marquée par trois grosses crues (1,2 et 4) dont une majeure (crue n°1) et qui ont apporté 19,7 tonnes de Ptot et 21,4 Mm³ (respectivement 8,6 T, 5,8 T et 5,3 T).

Durant le reste de l'année, quelques crues moyennes (5, 7 et 8) ont été recensées apportant une concentration moyenne en Ptot de 5,2 T, 3,5 T et 6,5 T, respectivement (Figure 13).

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

Tableau X Apports des principales crues du Sierroz en 2018

Apports des 10 crues principales		
Volume transité (Mm ³)	32,3	4,7 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,14	47,1 %
Ptot (Tonnes)	18,9	76,1 %
NO₃ (Tonnes de N)	61,8	46,9 %
NH ₄ (Tonnes de N)	4,2	49,4 %
MES (Tonnes)	36604	82,3 %
NKT (Tonnes)	49,7	50 %

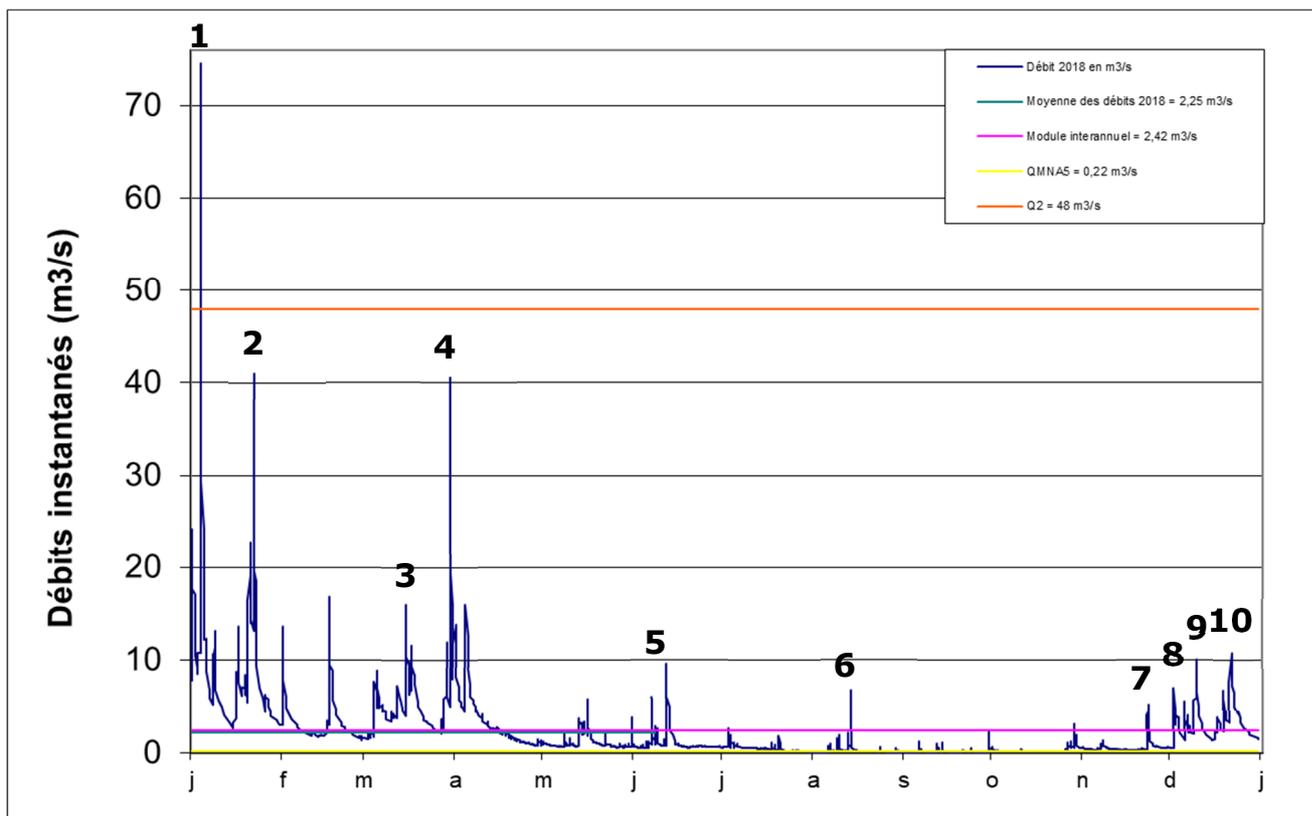


Figure 13 Positionnement des principales crues du Sierroz en 2018

L'analyse des résultats montre que les principales crues ont été à l'origine en 2018 de 47,1 à 82,3% des apports.

Les 5 crues (n°1, 2, 5, 7 et 8), dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, ont été responsables de 14,16 T soit 77,8 % des apports en Ptot de temps de pluie, et 61,3 % des MES pour 32,2% du volume transité.

VII.3. Bilan 2018 sur les apports de temps de pluie

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

Le temps de pluie apporte au lac 48,04T de Ptot sur les 56,15 T, soit 85,6% dont 5,13 T proviennent du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains.

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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	111,46	40 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,63	43,7 %
Ptot (Tonnes)	48,04	85,6 %
NO3 (Tonnes de N)	109,24	36,1 %
NH4 (Tonnes de N)	28,46	70,8 %
MES (Tonnes)	121464	92,3 %
NKT (Tonnes)	151,89	62,7 %

ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHIMIE DU LAC

Ce chapitre portant sur la chimie du lac est organisé en deux volets : le premier indique l'étude des variations chimiques de l'année en lien avec la physique et la biologie du lac ; le second est l'observation de l'évolution chimique à long terme et des stocks du lac. Ce dernier volet regroupe aussi les différents indicateurs utilisés par le CISALB depuis le début du suivi du lac du Bourget.

I. Graphiques 2018 et évolution saisonnière

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

- la stratification thermique dans les couches supérieures (Figure 1a) ;
- le mélange hivernal complet de la colonne de la colonne d'eau avec une reoxygénation du fond (Figure 2a), la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures (2b), la consommation d'oxygène dissous par l'activité microbienne au fond (2c) et au niveau du métalimnion (2d) ;
- le relargage des orthophosphates persistant en janvier et février, témoignage de conditions hypoxiques au fond en début d'année (Figure 3a) ; la consommation des orthophosphates par le phytoplancton pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures et le relargage par l'activité microbienne au niveau de l'interface eau-sédiment et des sédiments à partir du mois de juin (3b) ;
- la consommation des nitrates par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (Figure 4a) ;
- l'évolution des concentrations en silice réactive révélant la persistance du relargage dans la zone profonde, en début d'année, conséquence des conditions hypoxiques (Figure 5a), la consommation de la silice réactive par les diatomées dans les couches supérieures (5b) et le relargage par l'activité microbienne à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (5c) ;
- la production de carbone organique dans les couches supérieures (Figure 6a).

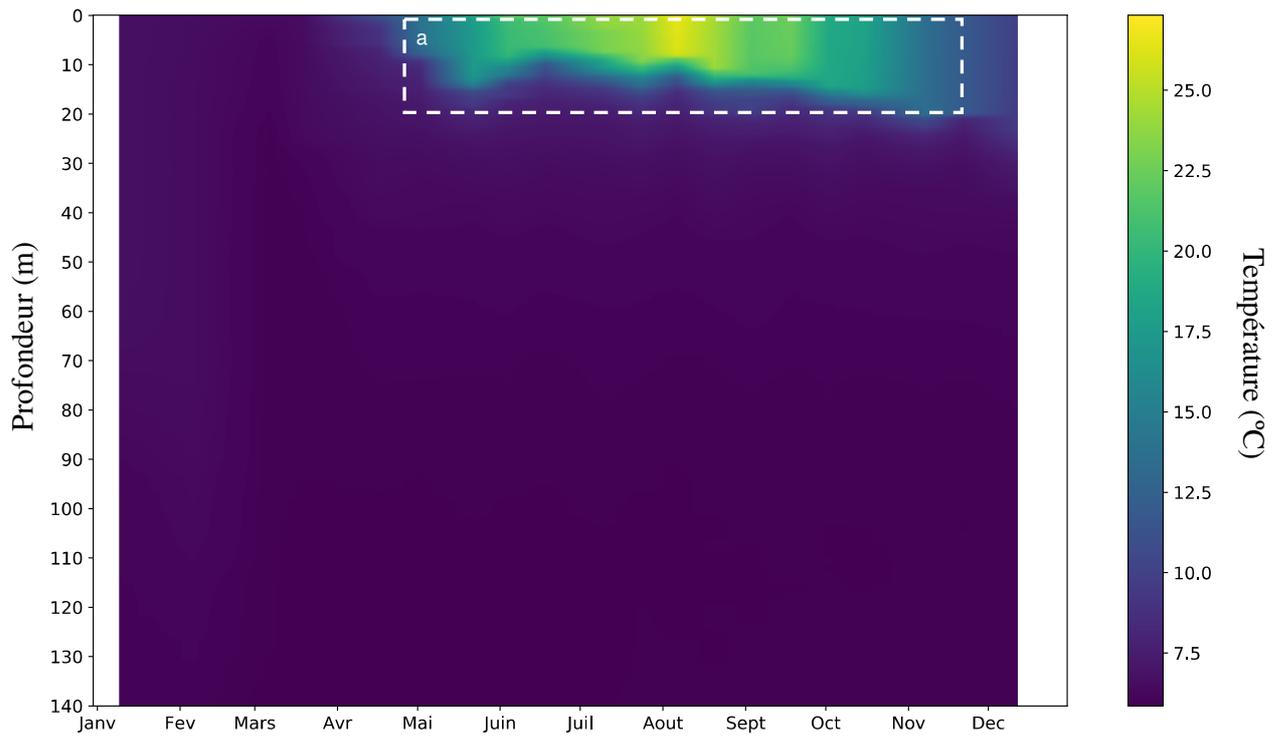


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget au point B en 2018

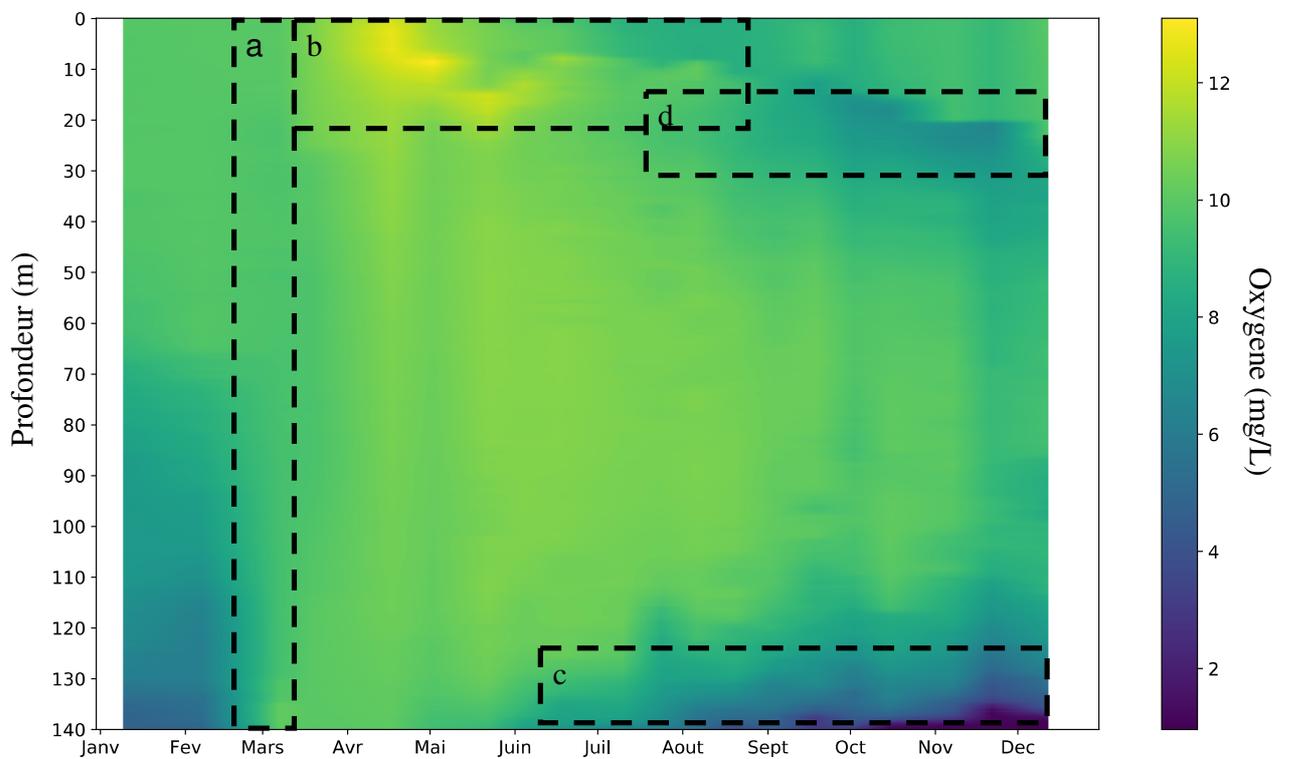


Figure 2 Evolution de la saturation en oxygène dissous (mgO₂.L⁻¹) du lac du Bourget au point B en 2018

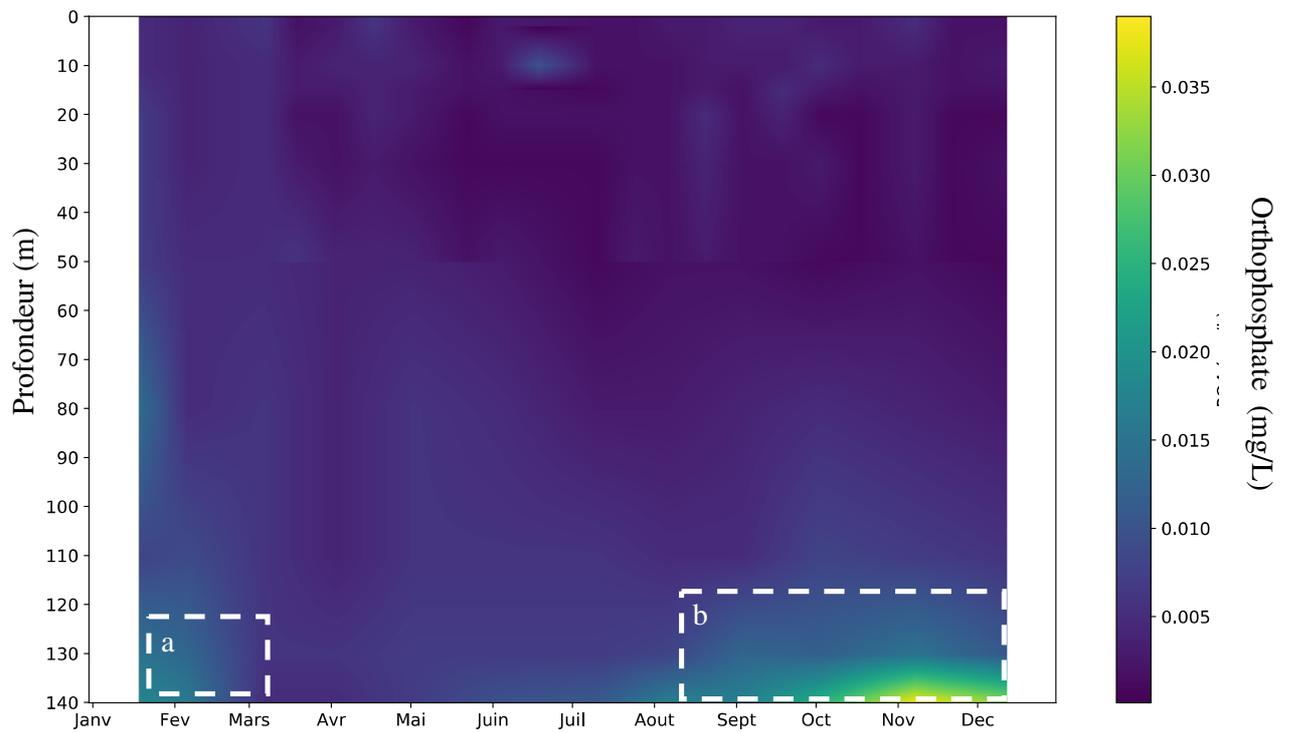


Figure 3 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP.L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2018

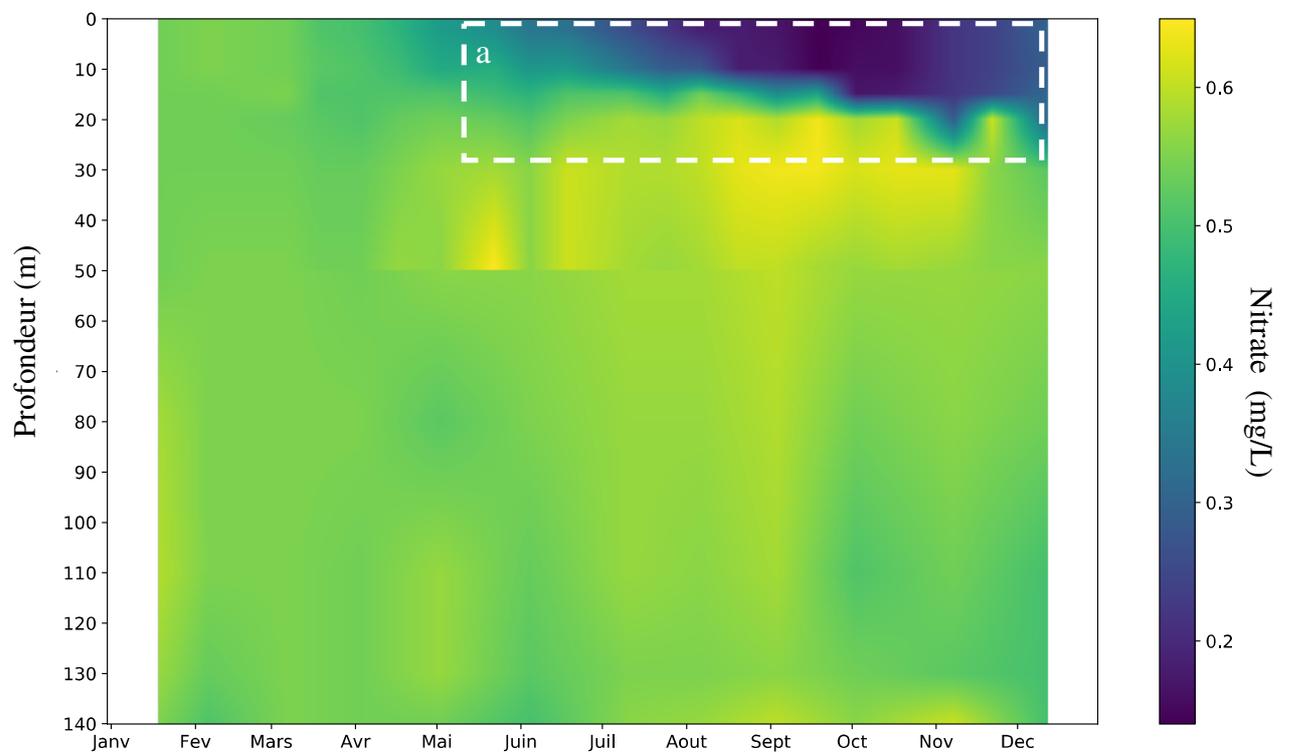


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrate (mgN.L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2018

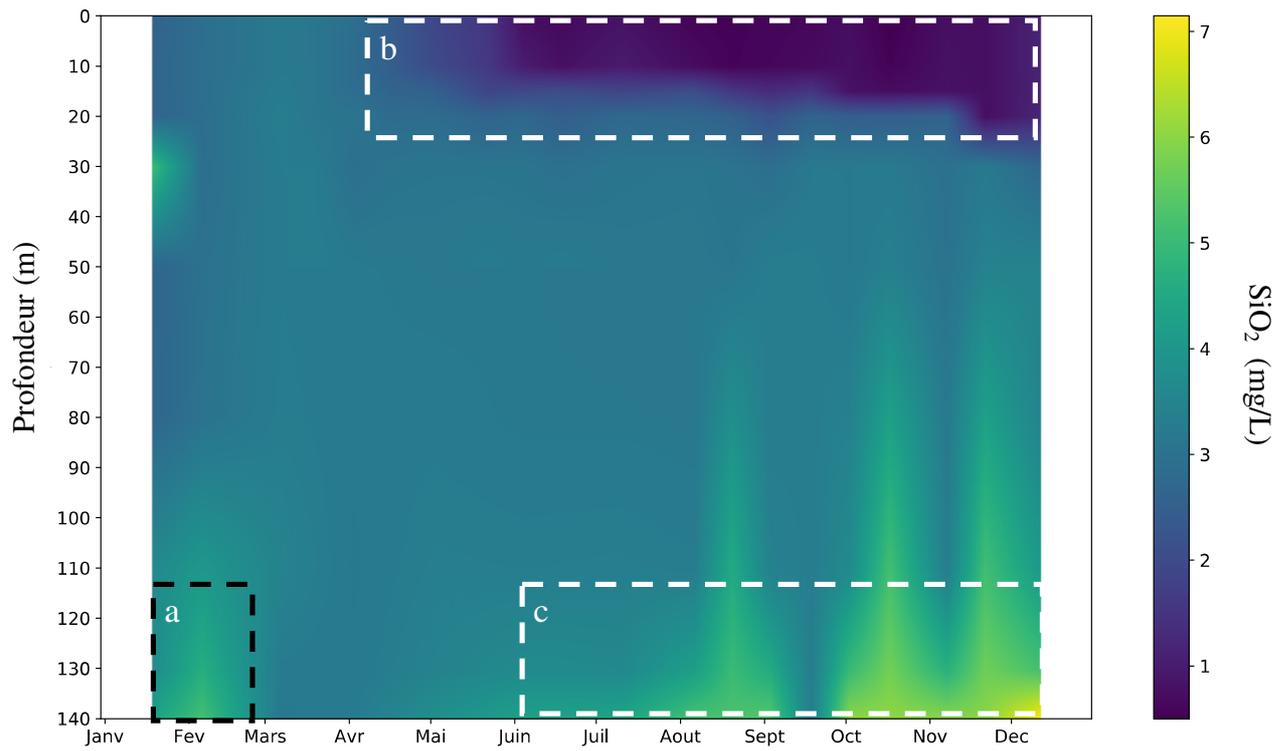


Figure 5 Evolution des concentrations en silice réactive ($\text{mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) dans le lac du Bourget au point B en 2018

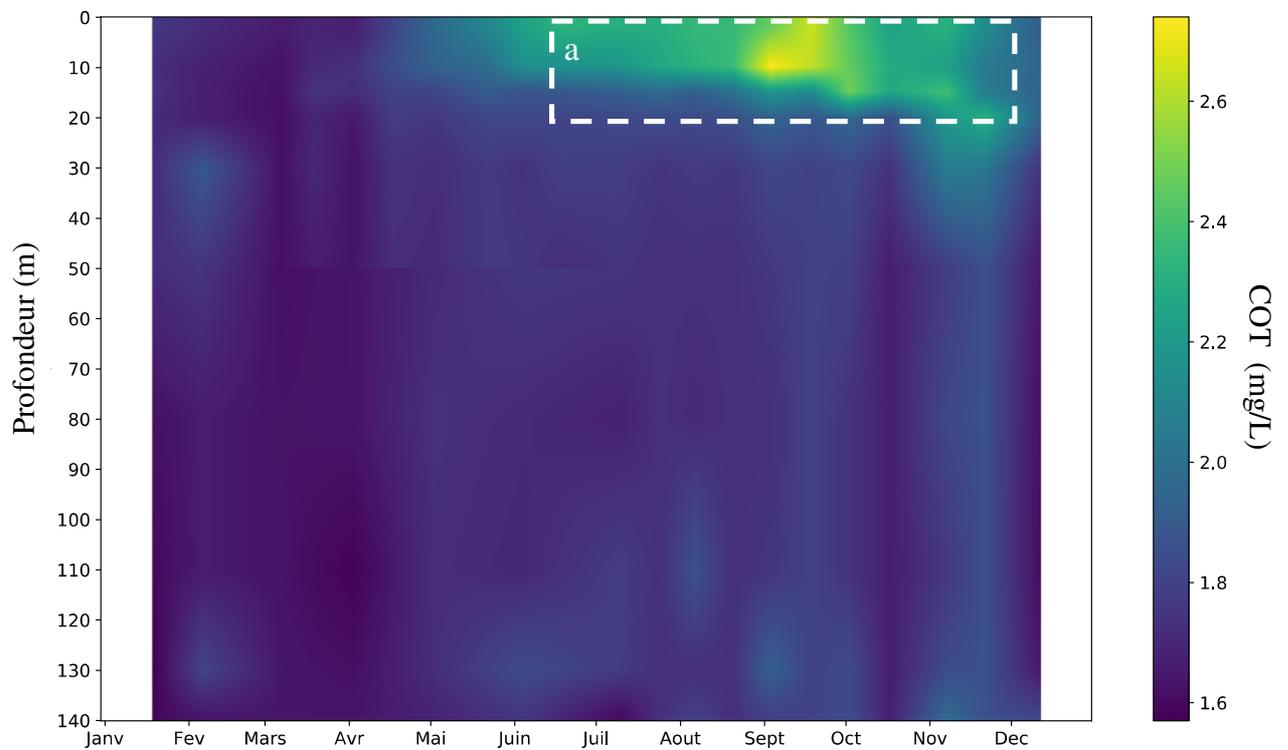


Figure 6 Evolution des concentrations en carbone organique total ($\text{mgC}\cdot\text{L}^{-1}$) dans le lac du Bourget au point B en 2018

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

L'année 2018 a été l'année la plus chaude mesurée depuis 1981 mais l'hiver a quand même été relativement froid par rapport à l'année 2017. Les conditions météorologiques ont permis une homogénéisation complète de la température et de d'oxygène dissous le long de la colonne d'eau jusqu'à 140 m. A la période du maximum d'homogénéisation des eaux, la température était homogène dans la colonne d'eau avec une faible différence de température de 0,7 °C entre la surface et le fond. Cette faible différence correspond à une stratification journalière et non pas à une stratification saisonnière. Le mélange complet a été suffisant pour permettre les échanges verticaux complets d'oxygène dissous et de nutriments (Tableau I).

Nous avons ainsi mesuré une concentration en oxygène dissous au fond atteignant un maximum le 07 mars 2018, après le brassage complet, avec 10,14 mgO₂.L⁻¹. En 2018, la réoxygénation à 140 mètres a été plus efficace que les deux années précédentes 2017 (9,17 mgO₂.L⁻¹) et 2016 (6,29 mgO₂.L⁻¹) mais est restée inférieure aux années 2012 et 2013 (10,22 et 10,34 mgO₂.L⁻¹).

Tableau I Températures et concentrations en oxygène dissous au moment du maximum d'homogénéisation au point B de 2005 à 2018

Année	Date	Maximum mélange	
		Température (°C) Surface - Fond	O ₂ dissous (mgO ₂ .L ⁻¹) Surface - Fond
2005	24/02/2005	5,35	10,16 - 10,12
2006	07/03/2006	4,99	10,67 - 10,50
2007	27/03/2007	6,96 - 5,21	11,54 - 6,31
2008	13/03/2008	6,21 - 5,66	10,51 - 6,69
2009	16/02/2009	5,48 - 5,44	9,18 - 9,22
2010	16/03/2010	5,39 - 5,29	10,15 - 9,74
2011	08/03/2011	5,61 - 5,43	10,73 - 10,30
2012	07/03/2012	5,53 - 4,99	10,40 - 9,75
2013	06/03/2013	5,56 - 5,37	10,34 - 9,92
2014	06/03/2014	6,31 - 5,57	11,35 - 6,26
2015	10/03/2015	6,65 - 6,00	10,93 - 9,03
2016	07/03/2016	7,11 - 6,08	9,95 - 4,91
2017	19/01/2017	6,34	8,99 - 5,13
2018	07/03/2018	6,57 - 5,86	9,99 - 10,14

La Figure 7 illustre les distributions verticales des températures et des concentrations en oxygène au point B au début de l'année 2018. La Figure 8 illustre la différence des températures et des concentrations en oxygène entre 2018 et 2017 au moment du maximum de mélange. On constate que la température et l'oxygène sont homogènes dans toute la colonne d'eau au moment du brassage hivernal jusqu'au fond du lac à 140 m de profondeur. Comparativement, en 2017 le brassage de la colonne n'a été que jusqu'à 110 m.

A partir de mi mars, l'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation ont favorisé la mise en place d'une stratification thermique en surface avec pour conséquence de bloquer progressivement les échanges verticaux. L'activité photosynthétique a démarré dès la deuxième moitié du mois de mars 2018, réduisant rapidement la transparence des eaux de surface de 9,6 m le 07 mars à 7,0 m le 19 mars. De même, les concentrations en oxygène dissous ont augmenté en surface à partir du mi mars.

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

- Dans les couches superficielles (0 à 10 m), la teneur en oxygène dissous a augmenté pour atteindre une sursaturation en été, conséquence d'une activité photosynthétique soutenue. Cette sursaturation, d'abord observée en surface s'est enfoncée progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion et l'évolution des dynamiques des populations algales entre le printemps et l'été.
- Autour d'une vingtaine de mètres de profondeur, à partir du mois de juillet, un minimum d'oxygène dissous a été mesuré, s'accroissant progressivement pour atteindre une valeur minimale de 6,78 mgO₂.L⁻¹ le 17 octobre jusqu'à la fin du même mois.
- Le bas de l'hypolimnion (>120 m) a révélé un déficit en oxygène dissous : les concentrations étant d'autant plus faibles que l'on se rapproche du fond.

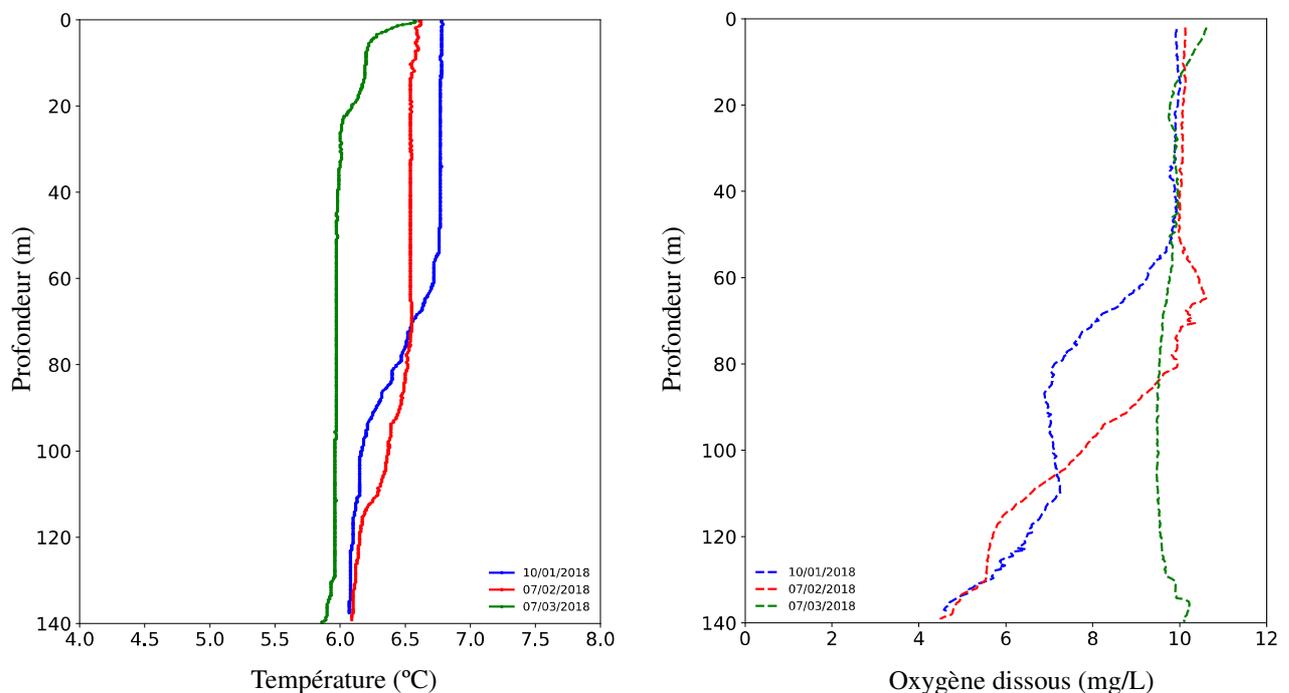


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (mg/L) au point B au début de l'année 2018

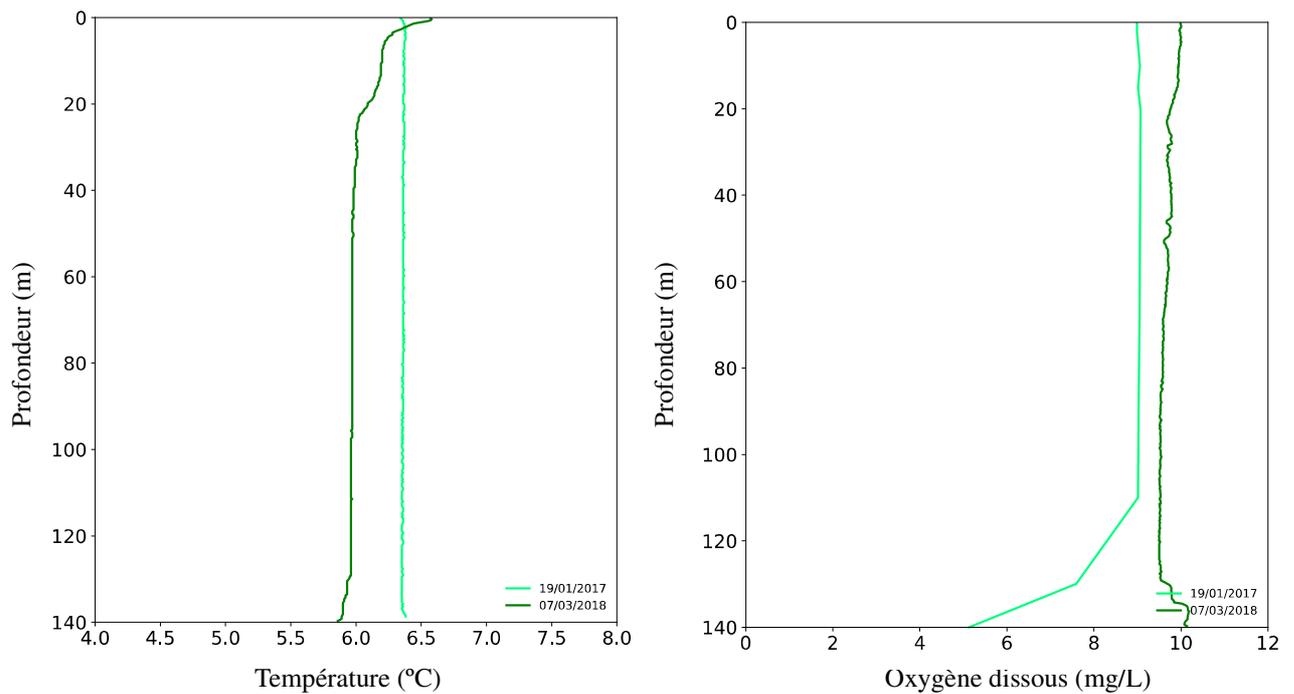


Figure 8 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (mg/L) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2018 (vert foncé) et 2017 (vert)

Le refroidissement automnal a entraîné un enfoncement de la thermocline et une homogénéisation progressive de l'épilimnion avec pour conséquence (Figure 9) :

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

Au mois de décembre, l'épilimnion présentait une épaisseur de 20 m avec des températures plus fortes qu'en 2017 (moyenne sur 0 - 30 m de 1,6 °C supérieur à celle de 2017). On constatait également une diminution d'oxygène dissous à 140 m (Tableau II).

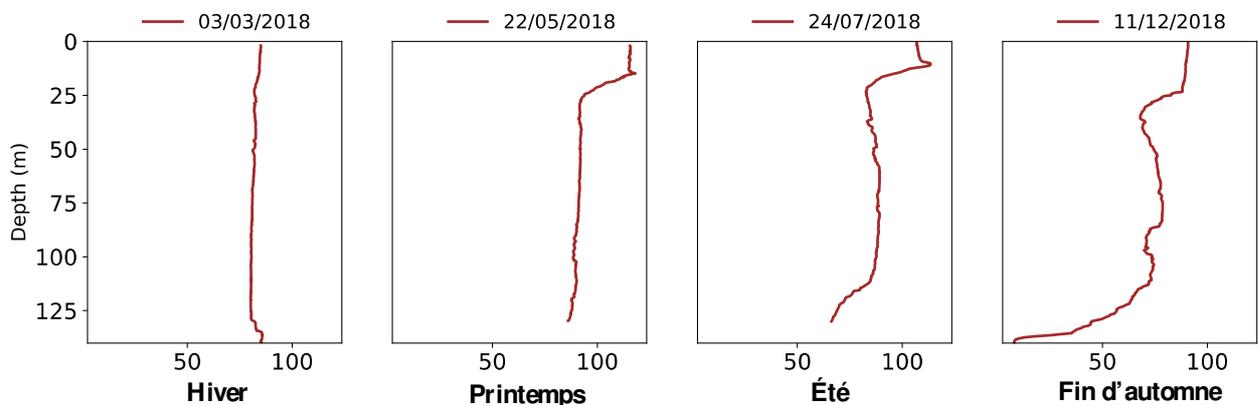


Figure 9 Distributions verticales des saturations en oxygène dissous (%) au point B en 2018

Tableau II Comparaison des températures (°C), de l'épaisseur de la couche supérieure (m) et des concentrations en oxygène dissous (mgO₂.L⁻¹) à 140 m au point B en décembre de 2006 à 2018

Date	Températures – épilimnion (°C)	Épaisseur – couche supérieure (m)	Concentration en O ₂ dissous à 140 m (mgO ₂ .L ⁻¹)
13/12/2006	10,22 – 10,10	25	0,28 (2,2 %)
13/12/2007	7,77 – 7,60	40	2,89 (23 %)
15/12/2008	7,44 – 7,23	43	0,10 (0,8 %)
17/12/2009	8,64 – 8,68	27	0,18 (1,4 %)
21/12/2010	6,84 – 6,63	45	5,21 (41 %)
21/12/2011	8,26 – 7,88	26	0,06 (0,5 %)
12/12/2012	8,06 – 7,88	40	6,34 (50 %)
12/12/2013	7,36 – 7,28	47	3,68 (29 %)
15/12/2014	10,00 – 9,97	27	0,08 (0,6 %)
14/12/2015	9,46 – 9,34	32	1,00 (9 %)
12/12/2016	8,69 – 8,19	33	1,39 (11,2%)
12/12/2017	7,91 – 7,46	53	3,48 (28,2 %)
11/12/2018	9,98 – 9,67	20	0,48 (3,8%)

I.1.2. Evolution saisonnière

Couches supérieures

Température en proche surface

A 2 m de profondeur, les températures pour les périodes de janvier à mi-mars de l'année 2018 ont été similaires à 2017. Les températures pour les mois d'avril à juillet ont été globalement plus faibles en 2018 qu'en 2017. Puis, à partir du mois d'août les températures de surface ont de nouveau été globalement supérieures à celles de 2017. Le maximum a été mesuré le 06 août 2018 avec 27,3°C, soit 2 degrés de plus que le maximum enregistré le 27 juin 2017 avec 25,3°C (Figure 10). La moyenne annuelle de température de l'année 2018 à 2 m de profondeur a été de 15,7°C, soit 0,1°C de plus qu'en 2017. L'évolution interannuelle des températures moyennes révèle une tendance au réchauffement depuis 1984. Cette moyenne annuelle à 2 m de profondeur est la plus élevée de la chronique de valeurs. Au cours de l'année 2018, parmi les 20 campagnes de suivi, 8 campagnes ont indiqué des températures mesurées supérieures à 20°C, soit 1 campagne de plus par rapport à l'année 2017.

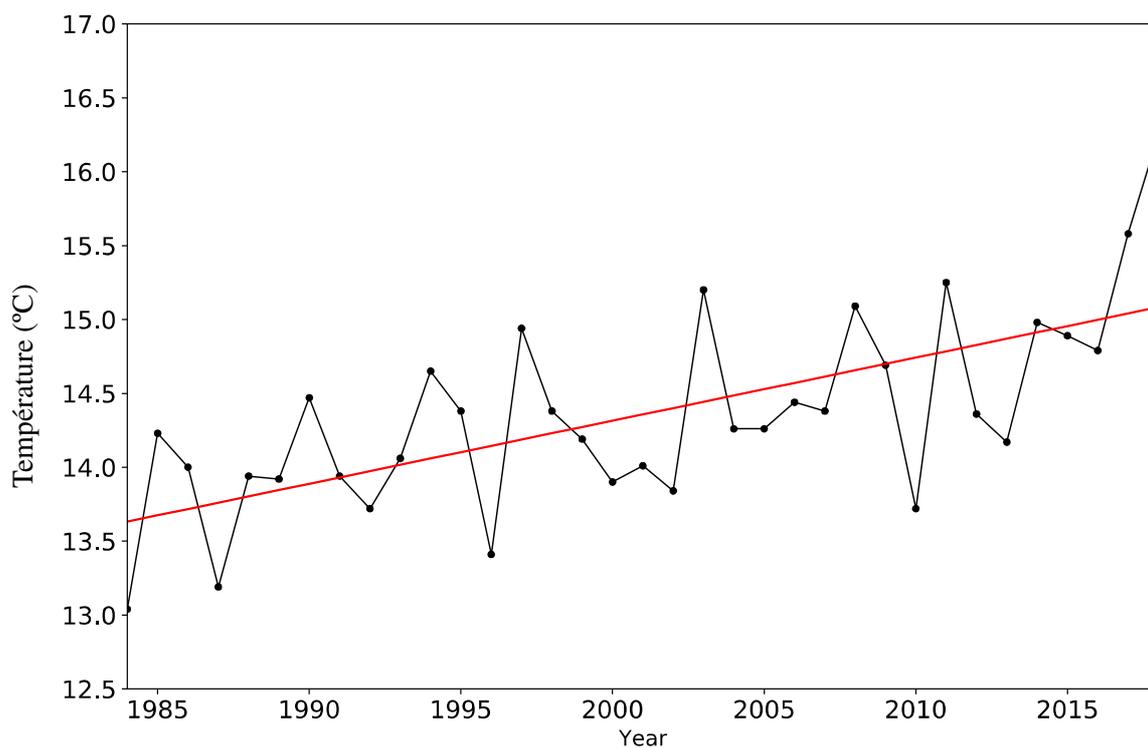
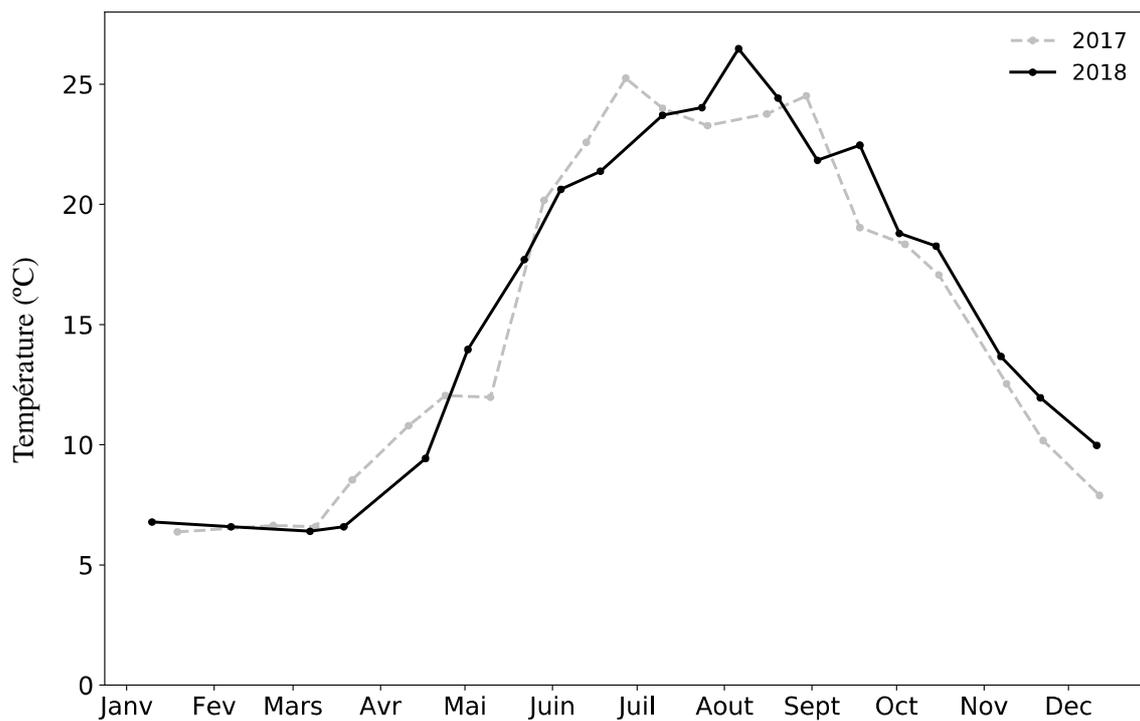


Figure 10 Evolution des températures (°C) au point B en 2017 et 2018 et moyennes annuelles de 1984 à 2018 à 2 m de profondeur

Oxygène en proche surface

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

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

En 2018, la variation saisonnière en oxygène dissous (Figure 11) caractérise une période d'activité photosynthétique bien marquée.

- La phase printanière présentait un maximum le 10 mai avec 114% de la saturation à la même période que l'année précédente, en lien avec le pic de biomasse phytoplanctonique ;
- La phase estivale, de juin à septembre, présentait un maximum le 18 juin 2018 avec 125% de saturation, une valeur assez similaire à 2017 à la même période où le maximum se situait à 131% de saturation.

Par la suite, la profondeur du pic de sursaturation en oxygène dissous va s'enfoncer progressivement entre les mois de juillet et août et se positionner autour de 12 m. A partir de la fin du mois de juillet, les concentrations en oxygène dissous ont diminué plus lentement et plus ou moins régulièrement jusqu'à la fin d'octobre pour se stabiliser autour de 95 % de la saturation.

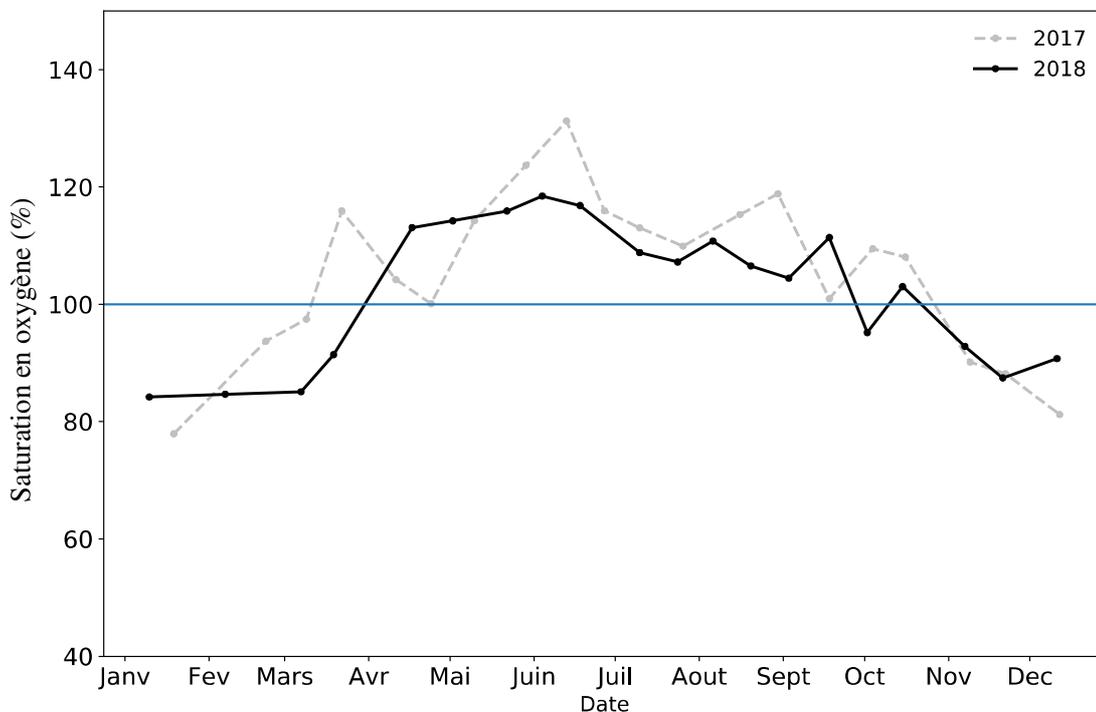


Figure 11 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) dans la couche superficielle à 2 mètres de profondeur au point B en 2017 et 2018

Partie basse de la colonne d'eau

Température à 140 m

Depuis l'hiver 2013, les conditions météorologiques n'ont pas permis un refroidissement complet de la couche profonde. Une augmentation plus ou moins régulière de la température à 140 m avait été observée entre 2013 et 2016. Les températures moyennes annuelles de 2017 avaient montré un début de refroidissement des eaux du fond du lac. Le brassage complet de l'année 2018 continue à contribuer à cette diminution de la température de la couche profonde avec une température moyenne de 5,95 °C (Figure 12).

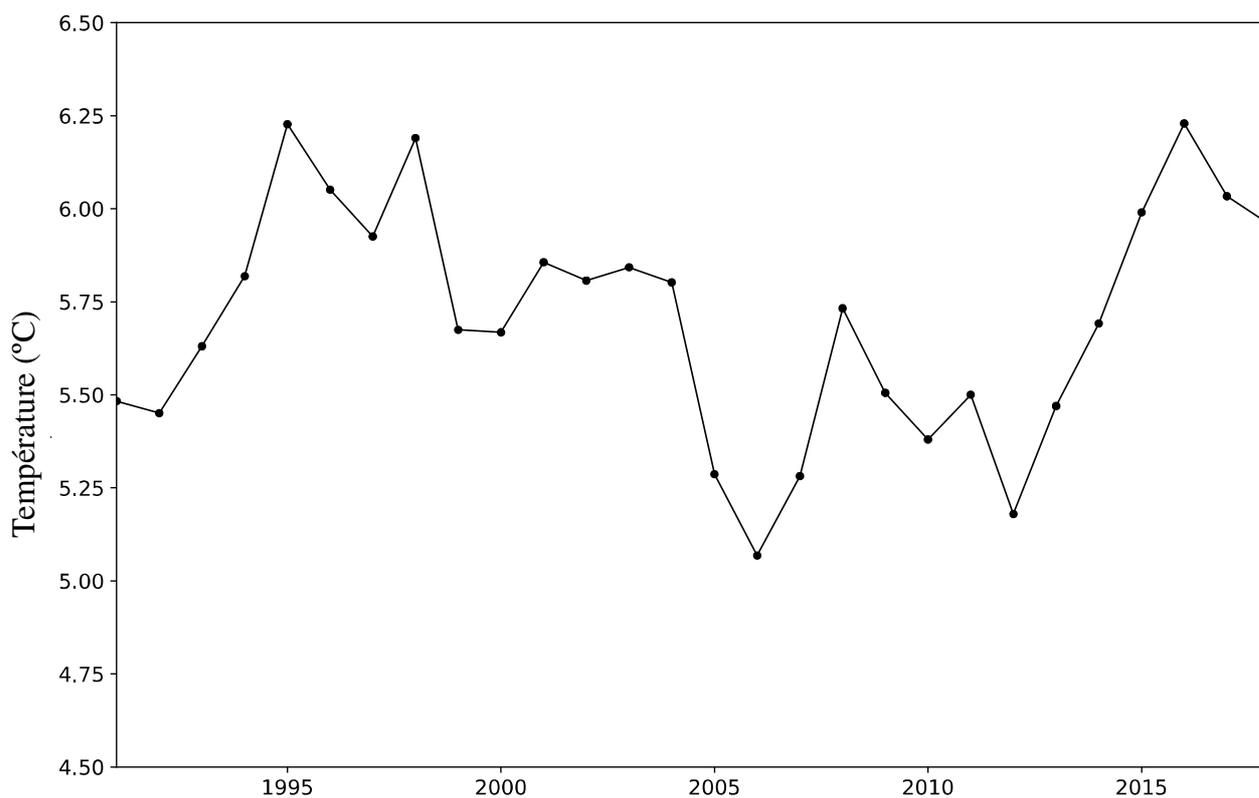


Figure 12 Températures moyennes annuelles (°C) à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2018

Oxygène à 130 m

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

En 2018, une concentration maximale en oxygène dissous de 10,14 mgO₂.L⁻¹ le 07 mars au moment du maximum du brassage hivernal a conduit à une homogénéisation complète de la colonne d'eau. Cette valeur a été supérieure à celle obtenue à la même période en 2017 qui n'était que de 7,59 mgO₂.L⁻¹.

Le profil de l'évolution des teneurs en oxygène dissous à 130 m de l'année 2018 a donc été différent de celui de l'année 2017, le brassage ayant conduit à une meilleure réoxygénation des eaux

profondes. Pendant toute l'année 2018, excepté les mois de janvier, février et décembre, les valeurs d'oxygène dissous mesurées sont restées supérieures à celles de 2017 à cette profondeur.

La concentration maximale en oxygène dissous de l'année 2018 a été mesurée le 07 mars 2018 avec $10,20 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ correspondant à 80% de saturation (Figure 13).

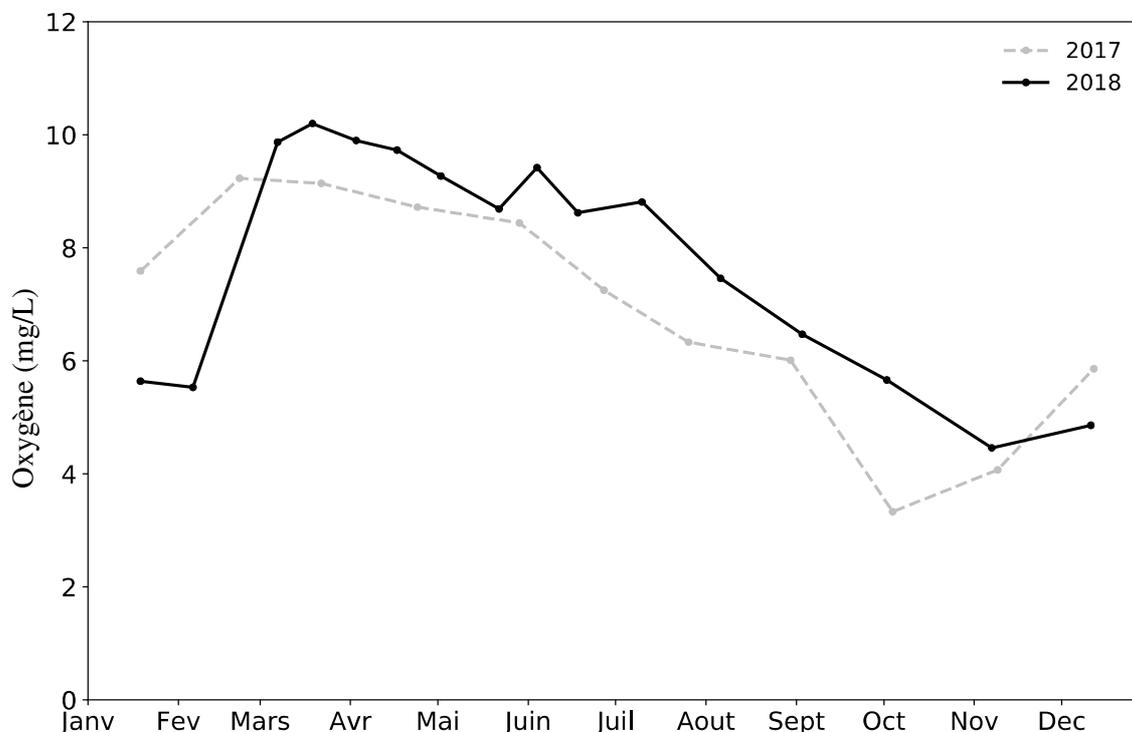


Figure 13 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) à 130 m au point B en 2017 et 2018 (mesures de sondes)

Oxygène à 140 mètres

En 2018, la concentration en oxygène dissous à 140 m a suivi la même dynamique temporelle qu'à 130 m. Elle a été supérieure à celle de 2017 durant toute l'année exceptée au cours des périodes du début de l'hiver et de la fin d'année. La réoxygénation maximale a atteint les zones profondes le 07 mars avec $10,14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, une valeur plus importante que l'année précédente puisque le brassage de la colonne d'eau n'avait pas été complet. La concentration en oxygène dissous a diminué ensuite jusqu'au 20 août 2018 pour atteindre des valeurs faibles (Figure 14) mais en restant globalement supérieure à celle de 2017 pendant toute la période automnale.

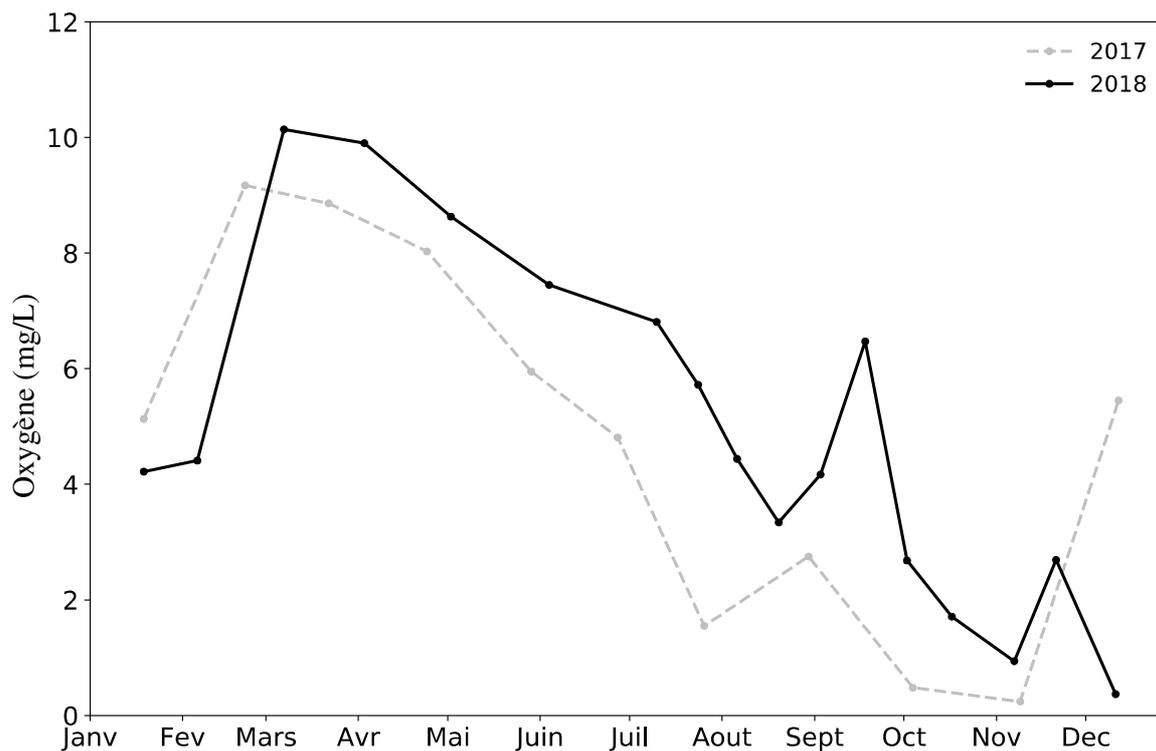


Figure 14 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) à 140 m au point B en 2017 et 2018

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

La Figure 15 résume l'évolution de la saturation en oxygène dissous sur les trois dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau.

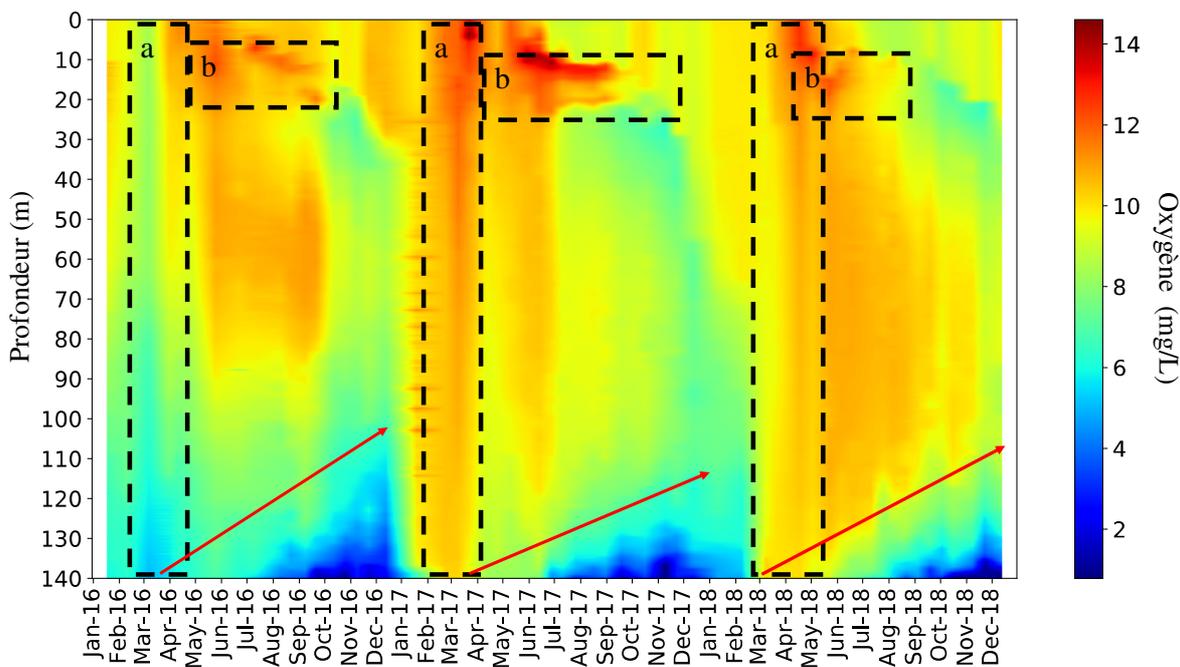


Figure 15 Evolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2016 à 2018

On peut observer :

- (a) le brassage hivernal, partiel en 2016 et 2017, mais complet en 2018 ;
- (b) la conséquence de l'activité photosynthétique sur l'augmentation de la concentration en oxygène dissous en surface ;
- L'étendue du déficit en oxygène dissous résultant de la consommation de celui-ci lors de la minéralisation de la matière organique dans le métalimnion et dans l'hypolimnion (flèche rouge).

I.2. Transparence

I.2.1 Variation saisonnière

Depuis 2016, l'utilisation du disque de Secchi blanc de 30 cm a été abandonnée au profit du disque de Secchi normalisé de 20 cm à quadrants noir et blanc. La comparaison des données de transparence issues des deux disques (voir rapport précédent) a effectivement révélé une très haute corrélation positive entre les deux instruments et la possibilité de n'utiliser plus que le disque normalisé.

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

L'évolution saisonnière de la transparence en 2018 (Figures 16 et 17) montre plusieurs phases. L'hiver entraîne souvent une transparence importante du fait d'une biomasse phytoplanctonique faible. Néanmoins, la transparence a été relativement faible pour les mois de janvier et février 2018. Ceci serait dû à un temps brumeux lors de la campagne de janvier et éventuellement à l'effet du brassage complet permettant la redistribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau et une pousse phytoplanctonique. La valeur de transparence est toutefois redevenue importante au 07 mars 2018 avec 9,6 m.

Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique en 2018 a induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoqué une diminution importante de la transparence : 7 m le 19 mars 2018 lors du premier pic de biomasse (5,2 µg chl_a/L), puis 5,2 m le 17 avril 2018 lors du deuxième pic de biomasse.

La raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs a engendré ensuite un abattement des formes consommables du phytoplancton, provoquant une augmentation de la transparence jusqu'à une valeur de 6,6 m le 06 août 2018.

La phase automnale a été marquée par le troisième pic de biomasse de l'année provoquant une nouvelle baisse de la transparence dès le septembre 2018 jusqu'à atteindre 2,8 m le 3 septembre 2017.

Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence a augmenté de nouveau pour atteindre 8,9 m le 11 décembre 2018.

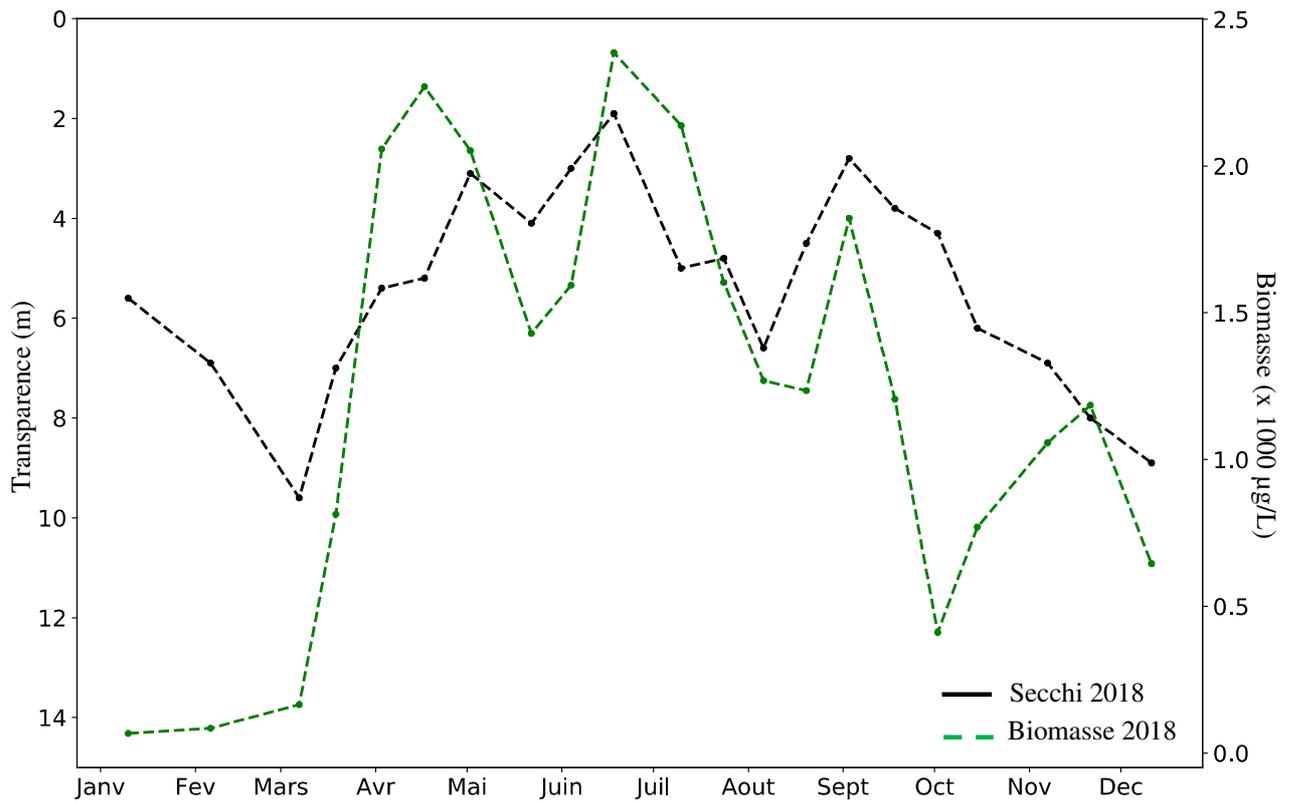


Figure 16 Co-dynamique de la transparence de l'eau avec le disque de Secchi normalisé et la biomasse phytoplanktonique au point B en 2018

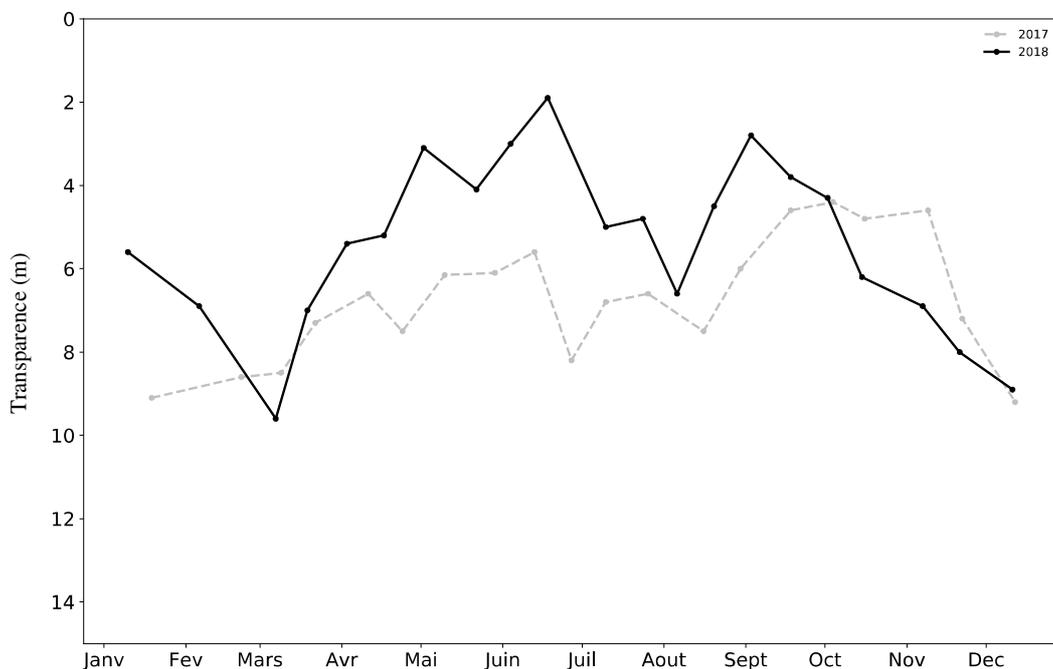


Figure 17 Variation saisonnière de la transparence (m) avec le disque de Secchi normalisé 20 cm au point B en 2017 et 2018

En début d'année et au début de l'automne, la transparence a été globalement moins importante en 2018 qu'en 2017. De la mi-automne à la fin d'année 2018, la transparence a été plus importante en 2018.

Globalement, les valeurs de transparence ont été plus faibles au printemps et en été 2018 qu'en 2017 avec un minimum estival de 1,9 m au 18 juin 2018 vs 5,6 m en 2017.

Avec la production "automnale" le minimum enregistré a été de 4,3 m le 02 octobre 2018 vs 4,4 m le 04 octobre 2017 (qui correspondait à un pic maximal de biomasse, due à la présence de cyanobactéries).

La fin d'année 2018 était comparable à 2017 avec des valeurs de 8,9 m le 11 décembre 2018 vs 9,2 m le 12 décembre 2017.

I.3. Nutriments

I.3.1 Distributions verticales

Elles sont résumées ci-dessous.

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

Concentrations moyennes	0 à 50 m		80 à 140 m	
	2017	2018	2017	2018
Orthophosphate ($\mu\text{gP.L}^{-1}$)	7	5	6	6
Phosphore total (mgP.L^{-1})	7	8	12	8
Silice réactive ($\text{mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$)	2,9	3,3	3,6	3,3

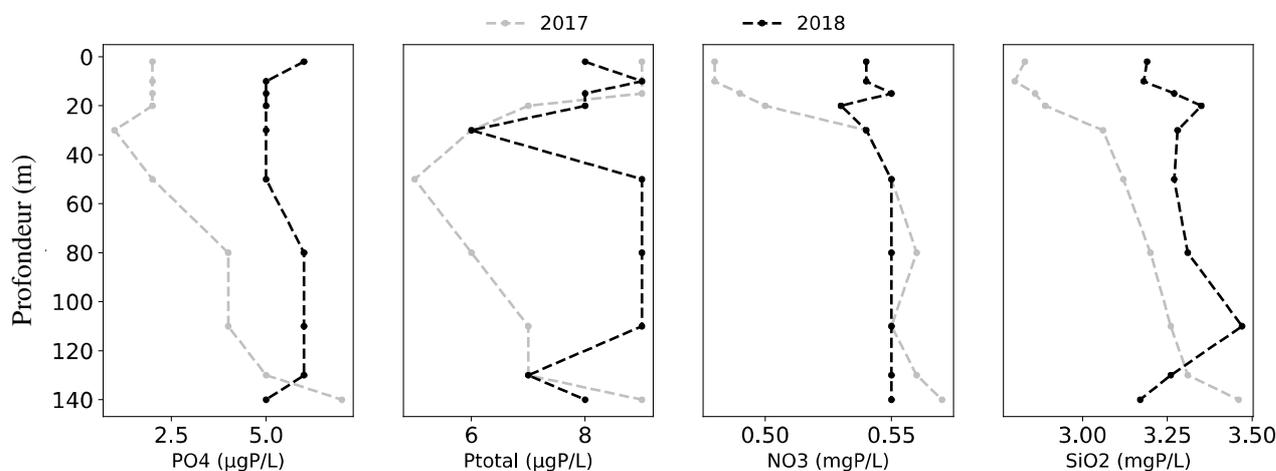


Figure 18 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars 2017 (gris) et 2018 (noir) (PO_4^{3-} mgP.L^{-1} , Ptot mgP.L^{-1} , NO_3^- mgN.L^{-1} , SiO_2 $\text{mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$)

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

	PO_4^{3-} $\mu\text{gP.L}^{-1}$	Ptot $\mu\text{gP.L}^{-1}$	SiO_2 $\text{mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$
2008	321	347	9,24
2009	213	228	9,32
2010	38	50	8,85
2011	63	73	9,04
2012	28	30	7,35
2013	24	32	8,94
2014	51	77	8,20
2015	72	80	10,15
2016	35	38	7,50
2017	79	79	7,58
2018	33	49	7,15

I.3.1 Variations saisonnières

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

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

Dans l'épilimnion

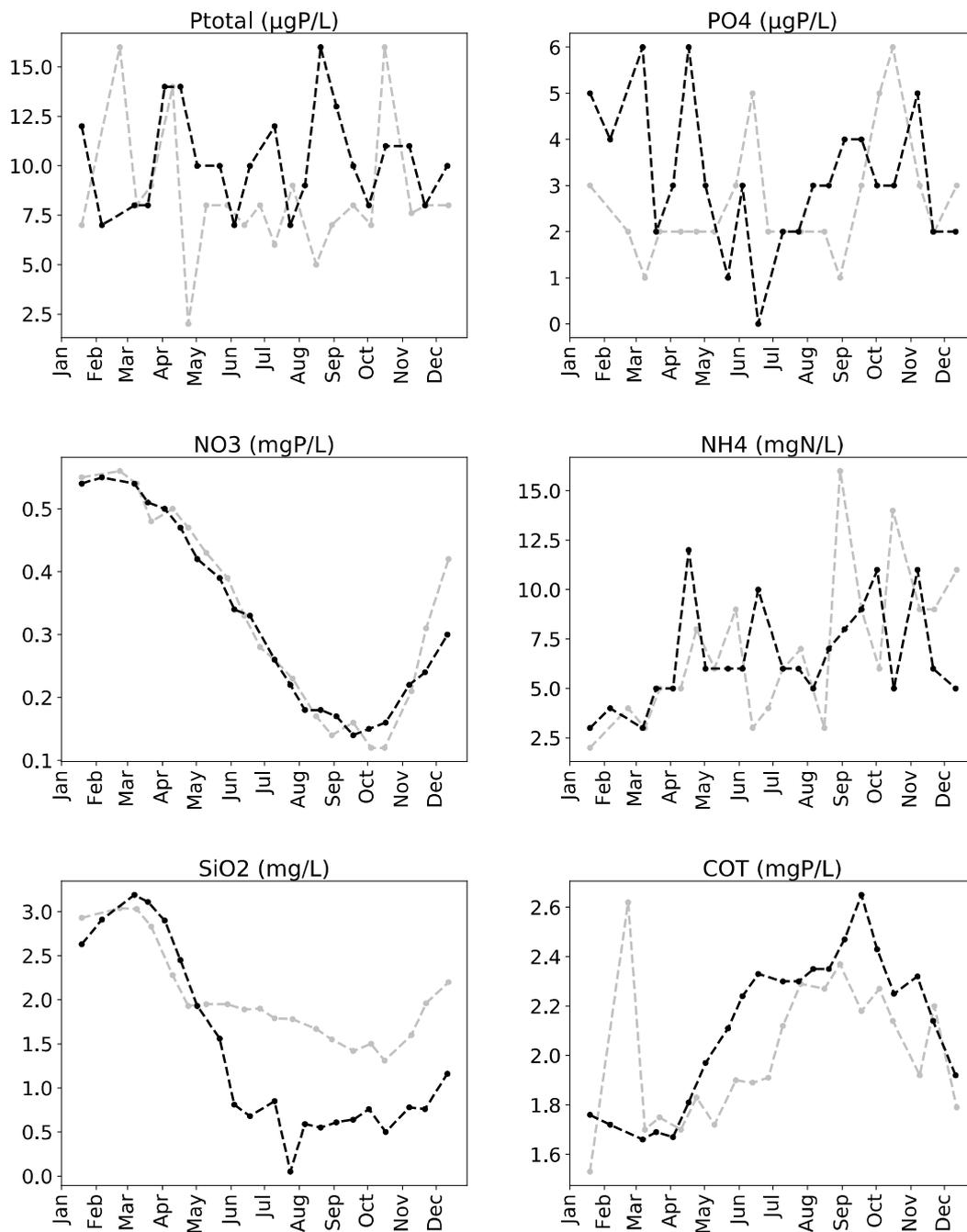


Figure 19 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2017 (gris) et 2018 (noir)

Dans l'hypolimnion : 130, 140 m

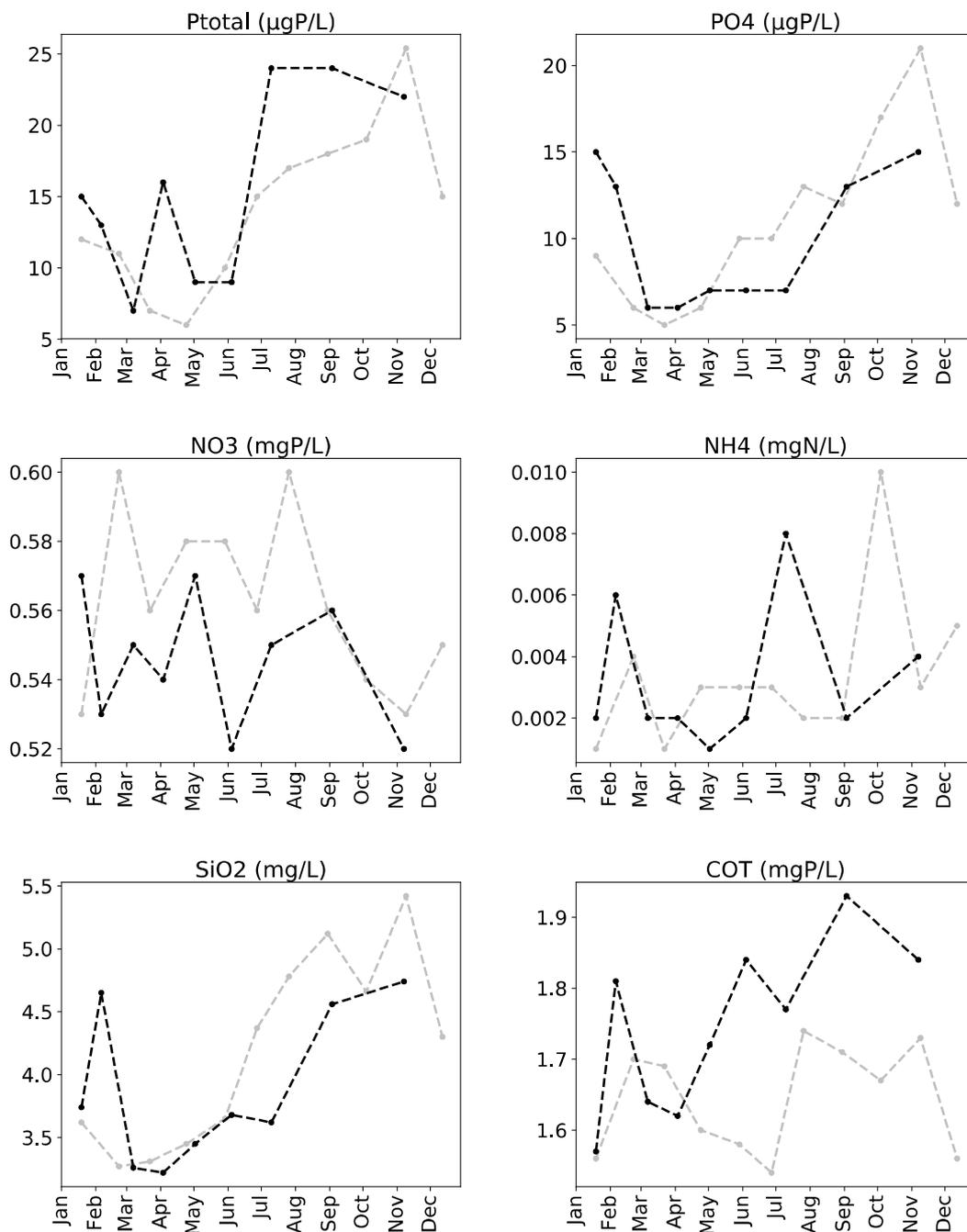


Figure 20 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) au point B à 130 m en 2017 (gris) et en 2018 (noir)

A 140 m

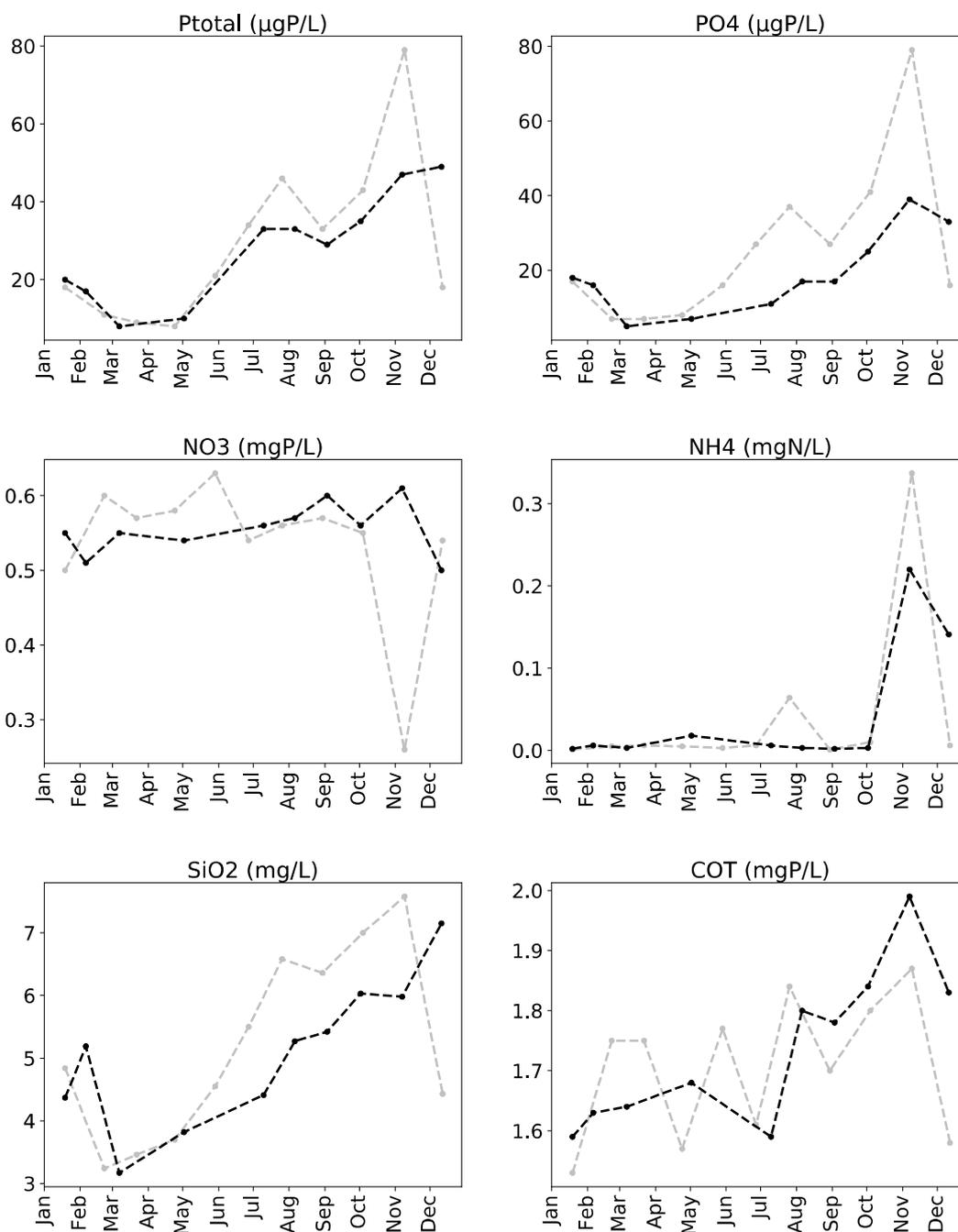


Figure 21 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) à 140 m au point B en 2017 (gris) et 2018 (noir)

II. Suivi à long terme

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

- ➔ La transparence moyenne estivale en mètres ;
- ➔ La teneur hivernale en nutriments en mg.L^{-1}

Le code couleur adopté est le suivant :



II.1. Transparence

La transparence estivale pour l'année 2018 a été relativement faible avec 4,3 mètres. En 2017, elle était plus importante et égale à 6,8 mètres. La valeur de 2018 s'inscrit dans la catégorie « bon » (vert) et indique un changement dans le sens général d'évolution de ce paramètre constaté les années précédentes. Depuis 1981, les valeurs indiquent une augmentation de la transparence estivale (\approx de 3,0 à 6,0 m) soit une nette amélioration.

La Figure 22 ci-dessous permet d'illustrer l'évolution de la transparence moyenne estivale depuis 1981 et de situer la valeur de cet indice par rapport aux classes de qualité. Entre 2001 et 2017, la transparence estivale se situe dans la classe d'état "très bon" (bleu). 2018 fait donc une entorse à l'évolution positive enregistrée les années précédentes.

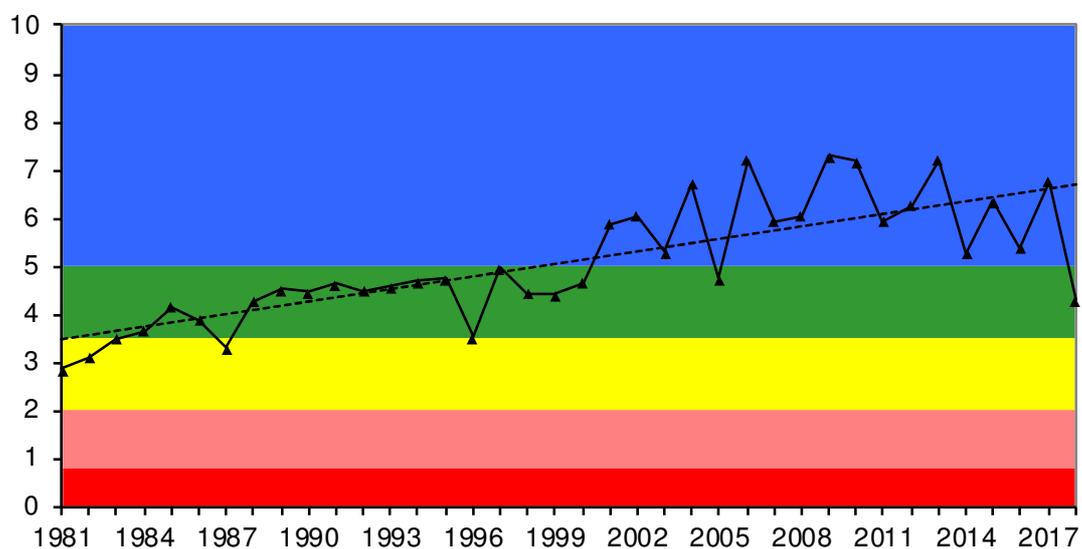


Figure 22 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2018 ; comparaison avec les classes de qualité

II.2. Teneurs en nutriments

Les concentrations calculées au moment du brassage hivernal représentent les réserves maximales du lac en nutriments lorsque la consommation est minimale, et que la distribution des nutriments est la

plus homogène et l'homothermie maximale. Les moyennes retenues sont les moyennes des concentrations mesurées à 2, 10, 15, 20, 30, 50, 80, 110, 130, et 140 mètres en janvier, février et mars. Les concentrations moyennes hivernales en nutriments constituent un indicateur de l'évolution des stocks disponibles pour le développement algal et c'est le critère retenu dans le cadre des suivis de la DCE pour donner un statut trophique à l'écosystème.

La phase de circulation des eaux pendant la période hivernale a été suffisante pour permettre une homogénéisation totale de la masse d'eau le 07 mars 2018. Pour le calcul des moyennes hivernales, la quantité de nutriments par tranches d'eau a été estimée quand le lac est le plus homogène verticalement. Globalement, les résultats ont montré que les concentrations hivernales dans le lac sont sensiblement identiques aux valeurs des années antérieures pour la plupart des nutriments malgré la hausse des apports perçue depuis 2012.

Tableau VI Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2009 et 2018

	unité	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
NO ₃ ⁻	mgN.L ⁻¹	0,53	0,56	0,48	0,62	0,64	0,61	0,61	0,57	0,56	0,54
NH ₄ ⁺	mgN.L ⁻¹	0,002	0,001	0,003	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004
PO ₄ ³⁻	mgP.L ⁻¹	0,013	0,014	0,010	0,010	0,008	0,008	0,006	0,008	0,004	0,006
Ptot	mgP.L ⁻¹	0,020	0,017	0,016	0,014	0,011	0,011	0,010	0,009	0,009	0,010
SiO ₂	mgSiO ₂ .L ⁻¹	3,17	3,07	3,12	3,30	3,42	3,43	3,21	3,42	3,07	3,31
COT	mgC.L ⁻¹	2,11	1,90	1,93	1,85	1,96	1,64	1,76	1,82	1,74	1,68

II.3.1. Nitrate et azote minéral

La concentration moyenne hivernale en azote nitrique calculée pour 2018 a été égale à 0,54 mgN.L⁻¹, soit le même ordre de grandeur que celles des années précédentes (Figure 23). Depuis 2009, la concentration hivernale montre en effet des valeurs du même ordre de grandeur que la moyenne de ces dix dernières années (0,58 mgN.L⁻¹). Les concentrations de 2012 à 2015 (légèrement supérieures à 2011 et 2010) peuvent s'expliquer, en partie, par un lessivage plus important en relation avec la pluviométrie.

Depuis 2006, la concentration en azote minéral (NO₃⁻+ NH₄⁺) est relativement stable autour d'une valeur moyenne de 0,59 mgN.L⁻¹ et se situe, comme le montre la Figure 24, dans la classe de qualité "moyen".

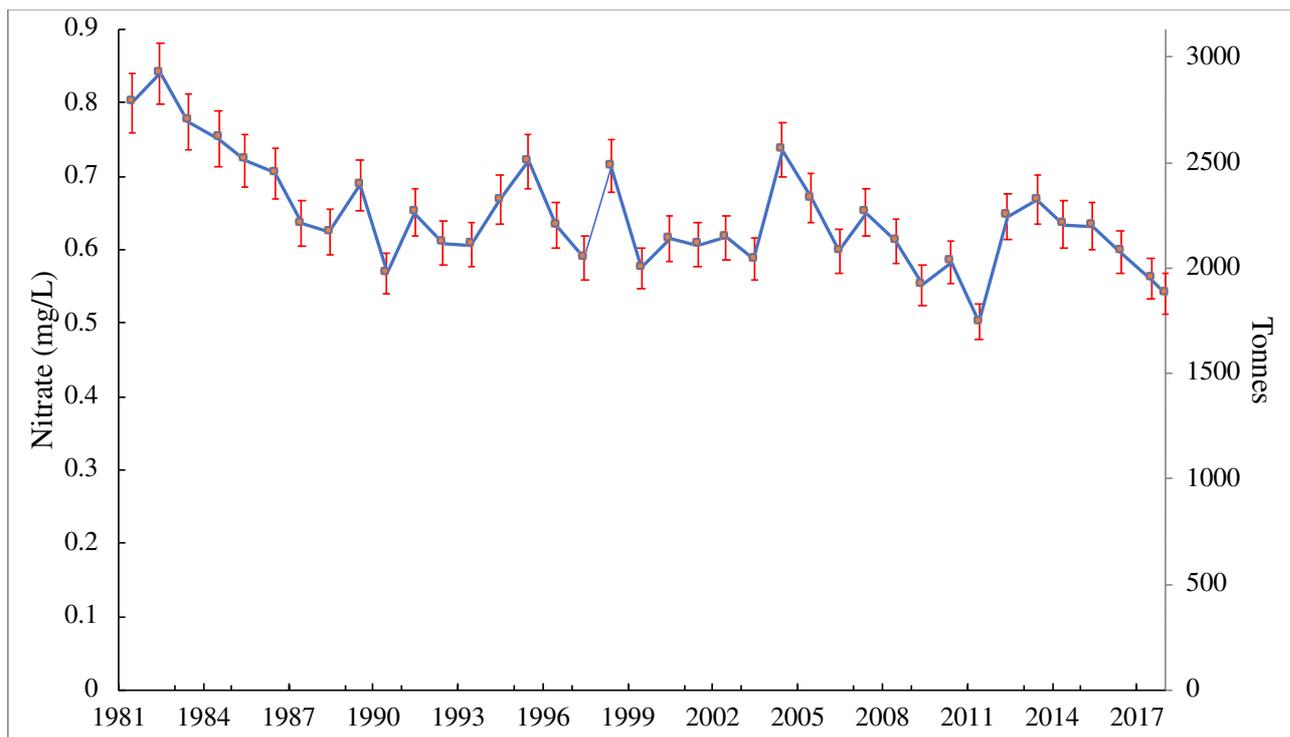


Figure 23 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L^{-1}) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2018

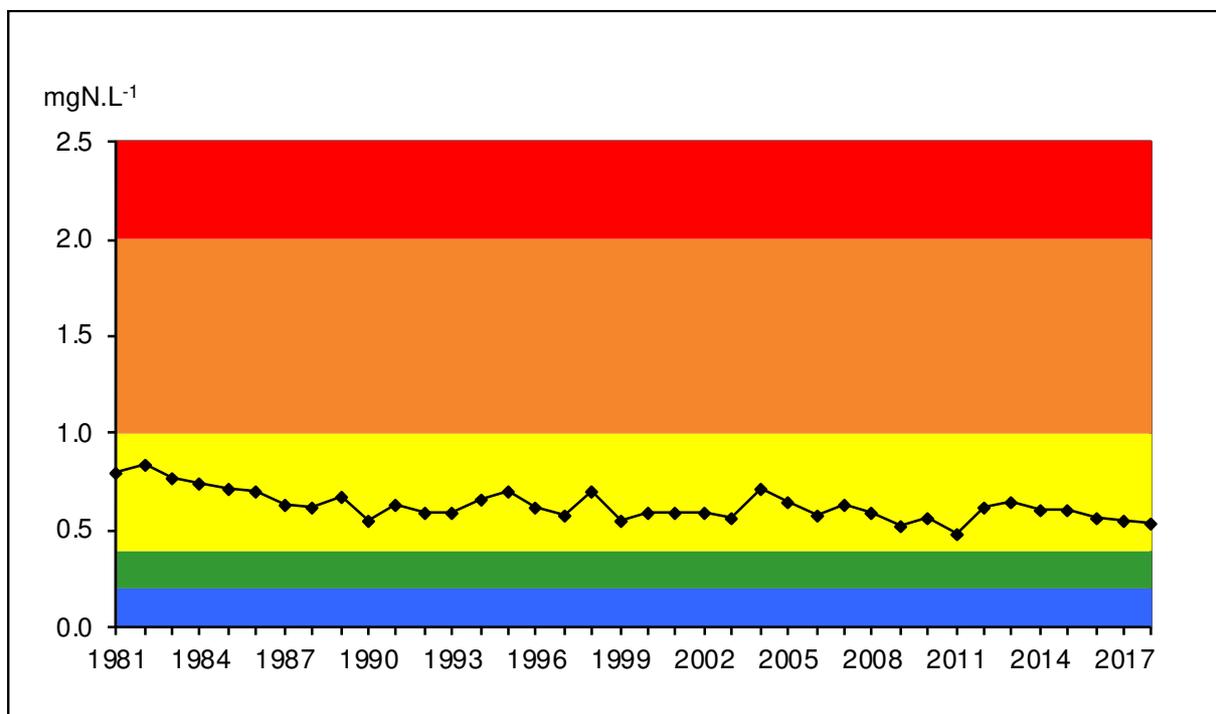


Figure 24 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L^{-1}) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 1981 à 2018 ; comparaison avec les classes de qualité

II.3.2. Phosphore total et orthophosphates

La diminution de la concentration moyenne hivernale des orthophosphates a connu plusieurs étapes : elle est passée de 120 à 45 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ de 1981 à 1992, puis sous les 40 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ de 1993 à 1997, puis sous les 30 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ de 1998 à 2005 et enfin sous les 20 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ depuis 2006. Depuis 2011, la concentration en orthophosphate est restée inférieure ou égale à 10 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ (Figure 25).

Avec 6 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ en orthophosphate et 10 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ en phosphore total, les concentrations moyennes pondérées sur les 3 campagnes de janvier, février et mars complètes 2018 confirment la baisse générale du stock même si ces valeurs légèrement supérieures à 2017 traduisent parfaitement l'influence des apports accrus en 2018 (Figure 26).

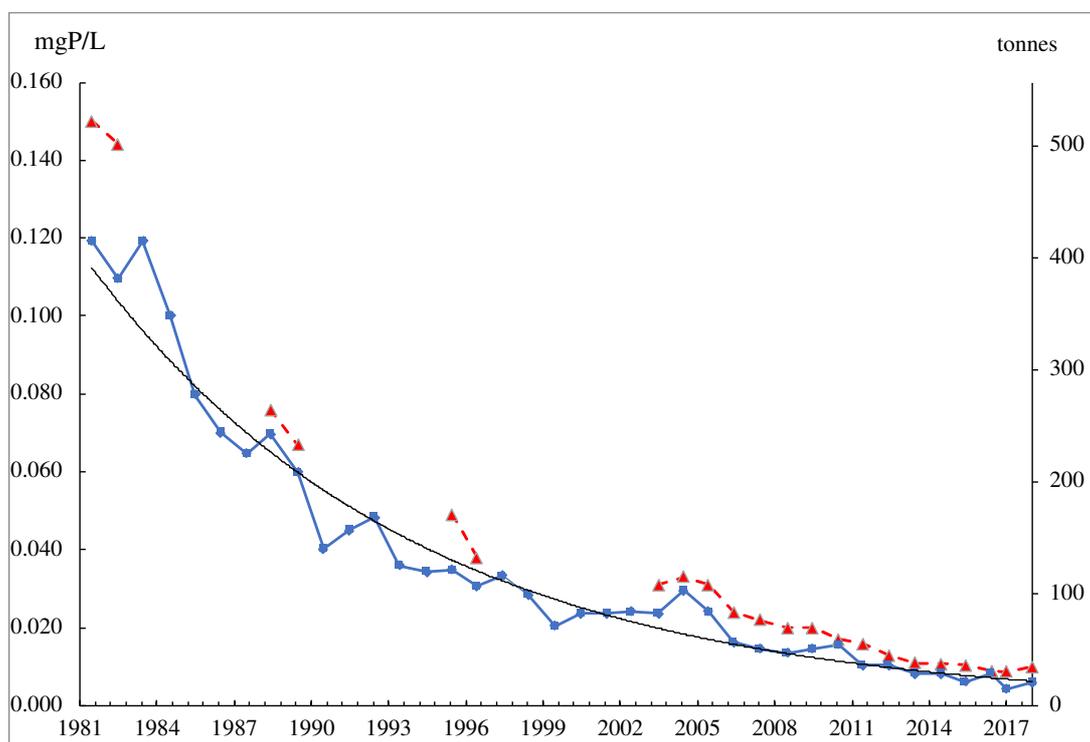


Figure 25 Evolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (bleu) et du phosphore total (rouge) (mgP.L^{-1}) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2018

L'évolution des concentrations hivernales par rapport aux classes de qualité (état écologique des plans d'eau) montre que depuis 2012 les concentrations se situent dans la classe d'état "très bon" (Figure 27).

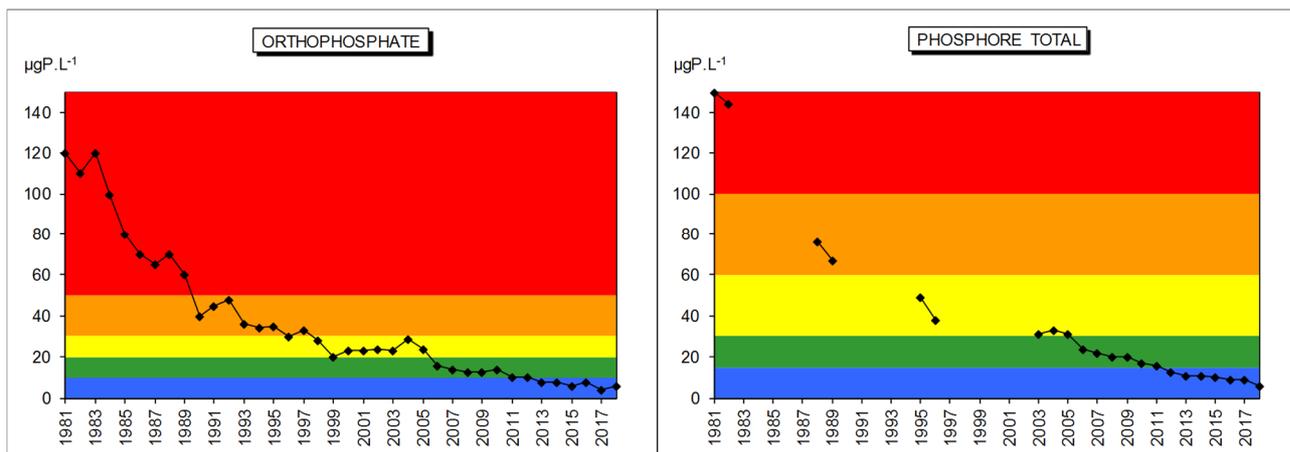


Figure 26 Evolution des concentrations moyennes hivernales ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité

II.3.2. Silice et Carbone

Pour la silice réactive et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales, égales à $3,31 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ et $1,68 \text{ mgC.L}^{-1}$ respectivement, sont restés du même ordre de grandeur que celles des années antérieures et proches des moyennes de 2003 à 2016 ($3,11 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ et $1,91 \text{ mgC.L}^{-1}$) (Figure 28).

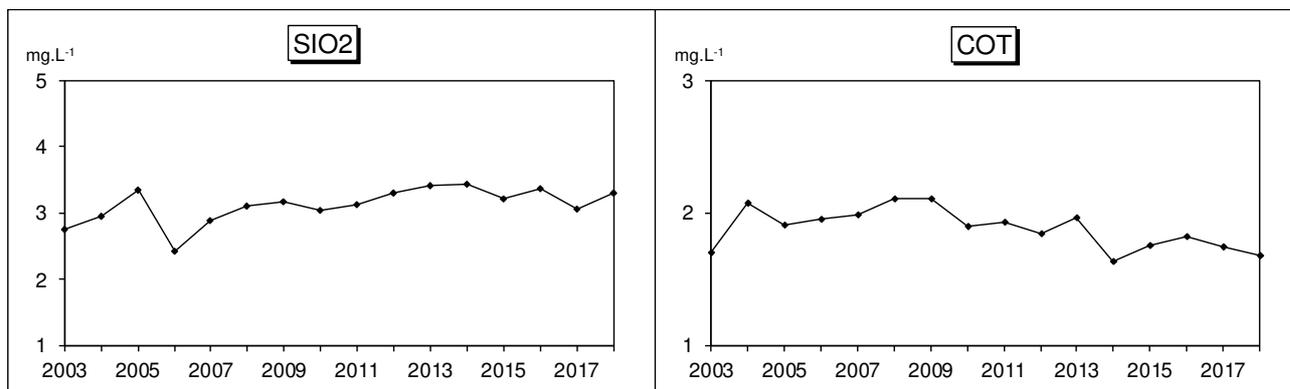


Figure 27 Evolution des concentrations moyennes hivernales a) de la silice réactive ($\text{mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$) et b) du carbone organique total (mgC.L^{-1}) au point B de 2003 à 2018

ÉTUDE RELATIVE À LA CHLOROPHYLLE A

I. Dosage de la chlorophylle *a*

I.1. Echantillonnage et analyse

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

Pour rappel, entre 2006 et 2011 inclus, la profondeur d'intégration était de 0-20 m et avant cela de 2,5 fois la valeur de profondeur donnée par le disque de Secchi. L'évolution d'échantillonnage de cette tranche d'eau a été due à des problèmes d'homogénéisation des résultats et techniques avec la cloche intégratrice. A l'avenir, cette profondeur pourrait passer à 0-25 m, ce qui est désormais rendu possible avec l'utilisation de l'IWS (validé en 2014-2015) permettant de réaliser des prélèvements d'un volume d'eau intégrée de 5 litres à toute profondeur et sur n'importe quelle strate de la colonne d'eau.

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

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

I.2. Variations saisonnières

Les différentes phases de production de biomasse se traduisent par la succession de plusieurs petits pics chlorophylliens au cours de l'année, avec un niveau restant globalement assez bas. L'évolution des concentrations en 2018 permet de définir ainsi deux phases principales entrecoupées :

- Un premier pic printanier enregistré à 6,4 µg.L⁻¹ de chl*a* majoritairement dû à la diatomée *Fragilaria crotonensis* ;
- Pendant la phase estivale, des concentrations très basses ;
- Enfin, pendant la phase automnale, un léger pic (moins important que le printannier) principalement dû au dinoflagellé *Ceratium hirundinella*.

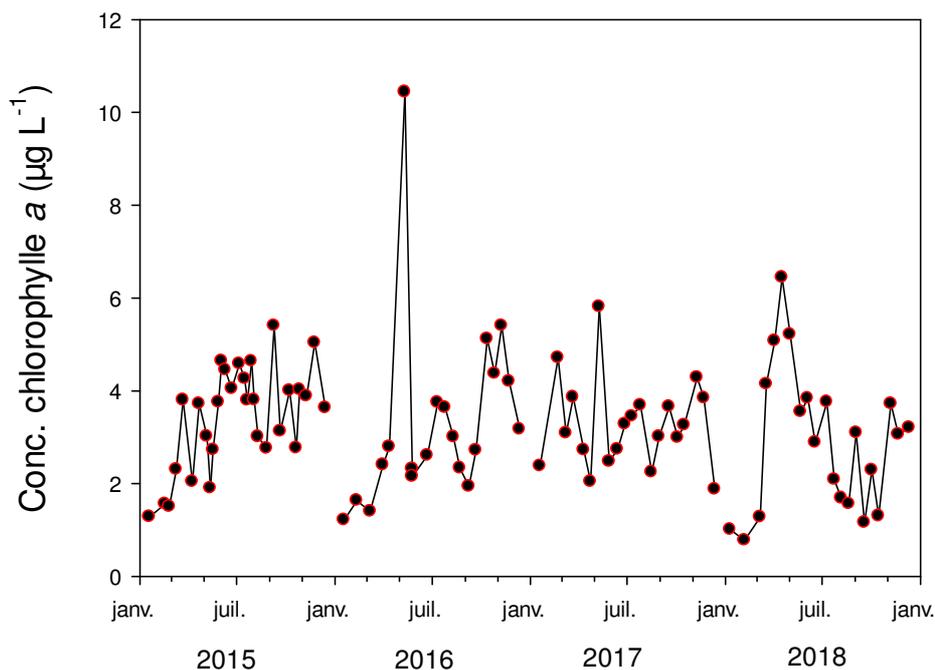


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0–18 m, au point B ; comparaison de 2015 à 2018

I.3. Evolution à long terme

Avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de $2,91 \mu\text{g.L}^{-1}$, 2018 est l'année où la concentration est la plus basse et passe pour la première fois sous la barre des $3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figure 2).

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

La moyenne estivale suit la tendance de la moyenne annuelle. Depuis 2015, les valeurs moyennes estivales ont été inférieures ou similaires aux valeurs moyennes annuelles ($3,33$ vs $3,88 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2015 ; $2,85$ vs $3,33 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2016 ; $3,22$ vs $3,27 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2017 et $2,22$ vs $2,91 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2018).

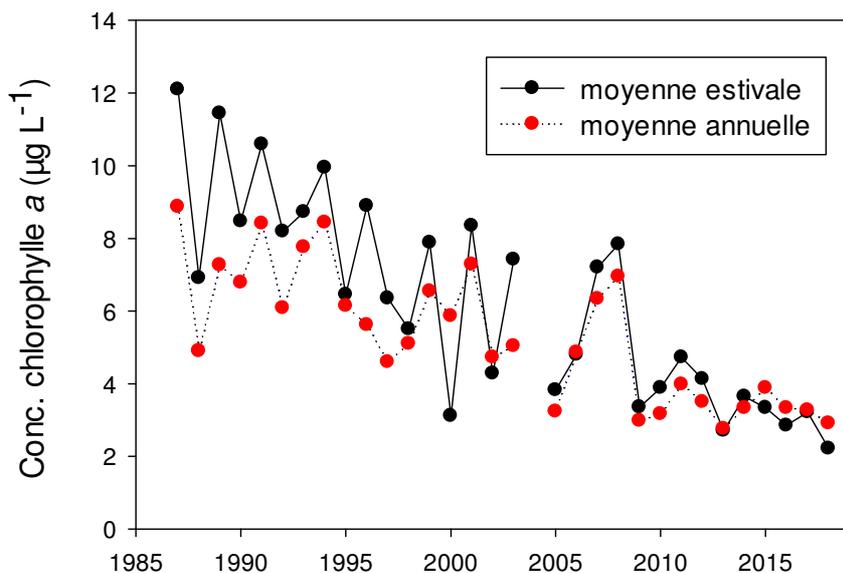


Figure 2 Evolution de la concentration moyenne **estivale** et **annuelle** en chlorophylle *a* ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2018

La Figure 3 ci-dessus illustre finalement l'évolution interannuelle de deux indices utilisant la chlorophylle *a*. Par rapport aux classes de qualité (du bleu signifiant très bon à rouge signifiant très mauvais), les indices évoluent de façon favorable. Si en 2016, une concentration élevée avait été enregistrée au printemps (avec $10,4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), comparativement à 2014 et 2015, 2018 n'est pas caractérisé par une telle maximale, qui reste effectivement plus modeste (e.g. $6,4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) mais plus élevée que 2017 (e.g. $5,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). 2018 se situe donc à nouveau dans la classe d'état « très bon » eu regard de la concentration maximale enregistrée. La concentration moyenne estivale, quant à elle, se positionne clairement dans la classe « bon » avec $2,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

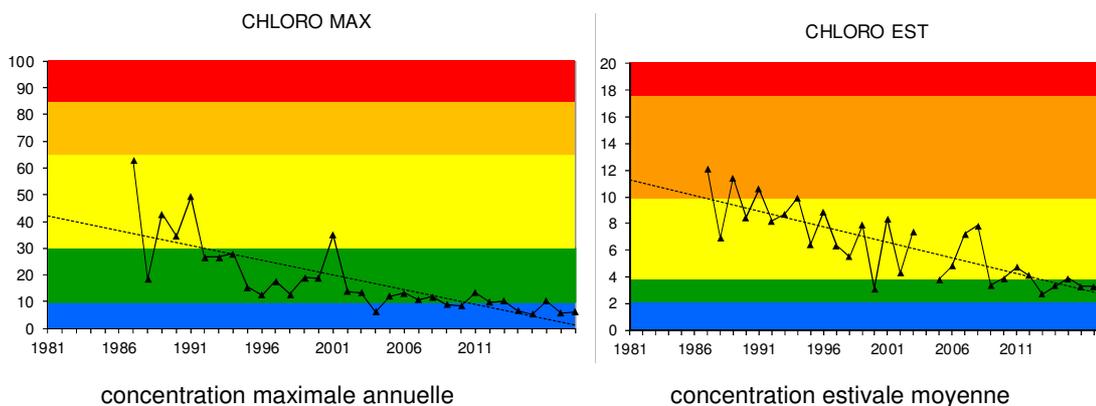


Figure 3 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des concentrations maximale annuelle et estivale moyenne en chlorophylle *a* ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2018

ÉTUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. Méthodologie

En 2018, 21 campagnes de prélèvements ont été effectuées pour l'étude du phytoplancton dans le lac du Bourget. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec l'appareil intégrateur automatisé IWS. Après récolte, les échantillons d'eau ont été immédiatement fixés au lugol qui assure la conservation du phytoplancton et colore l'amidon des cellules, ce qui rend leur identification plus aisée.



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

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

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

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

L'annexe 2 donne les principes des calculs de biomasses algales.

II. Résultats

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2018

II.1.1. Evolution des classes d'algues

La Figure 1 ci-dessous présente l'évolution saisonnière des principales classes algales (*sensu* Bourrelly, 1972, 1981, 1985) pour l'année 2018. Les phases principales suivantes peuvent être observées :

- Une phase hivernale, avec des biomasses faibles (10/01, 07/03) dominée par les Cryptophycées et les Diatomées ;
- Une phase printanière (19/03 au 02/05) pendant laquelle on observe une augmentation rapide de la biomasse, avec un pic printanier dominé par des Diatomées (17/04) ;
- Une phase des eaux claires moyennement marquée le 22/05 ; la biomasse étant plus faible à cette date et précédant une modification de la composition phytoplanctonique ;
- Une phase estivale (04/06 au 2/10) caractérisée par des biomasses importantes en Chrysophycées, mais également en Dinophycées et Cyanobactéries ;
- Une phase automnale et hivernale (15/10 au 11/12) ; les diatomées et Dinophycées dominant alors le peuplement.

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

La Figure 2 ci-après illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2018.

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

La Figure 3 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds et al. 2002). L'annexe 2 reprend les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article de (Reynolds et al. 2002).

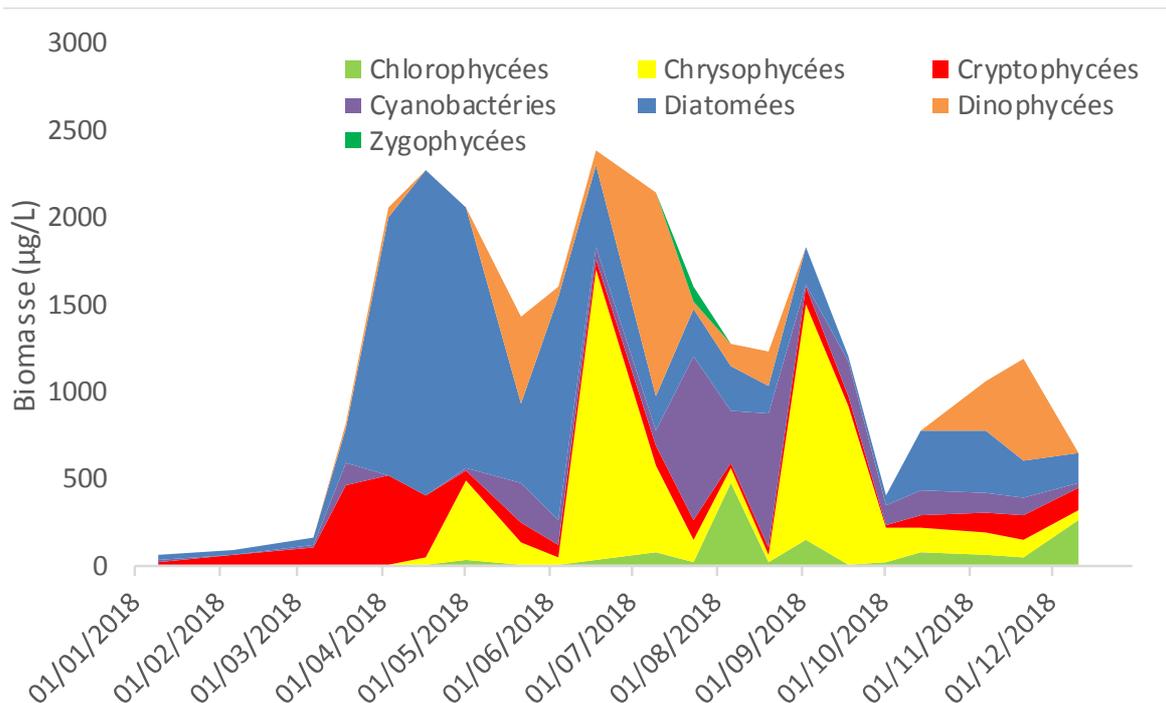


Figure 1 Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2018

- Pendant la phase hivernale (du 10/01 au 07/03), la biomasse est faible, dominée par la Cryptophycée *Plagioselmis lacustris*. Ce taxon est typiquement observé à cette période de l'année.

- Pendant la phase printanière (du 19/03 au 02/05), la biomasse algale augmente du fait d'une diatomée pennée, *Fragilaria crotonensis*. Cette espèce caractérise normalement les épilimnions eutrophes (groupe fonctionnel P, selon Reynolds et al. 2002), et donc les masses d'eau bien stratifiées et riches en nutriments. Elle est accompagnée par d'autres diatomées mais qui présentent des biomasses plus faibles. C'est le cas de *Cyclotella costei*, une petite diatomée centrique adaptée aux masses d'eaux brassées et oligotrophes (Rimet et al. 2009) et aussi de *Ulnaria acus*, une diatomée pennée vivant dans les milieux de faible profondeur et indicatrice de crues dans les lacs (Reynolds et al. 2002).

- Pendant la phase des eaux claires (22/05), la baisse de biomasse est essentiellement liée à la baisse de biomasse de *Fragilaria crotonensis*, mais aussi de *Cyclotella costei* et *Ulnaria acus*.

- Ce qui marque la période estivale de l'année 2018 est la présence de fortes biomasses de Chrysophycées et en particulier de plusieurs espèces de *Dinobryon*. L'espèce de *Dinobryon* la plus observée est *Dinobryon divergens*. Ces espèces sont mixotrophes, elles sont indicatrices de milieux pauvres en nutriments et appartiennent au groupe fonctionnel E (Reynolds et al. 2002). Les autres taxons présentant des biomasses importantes pendant cette période sont *Ceratium hirundinella* et *Aphanocapsa planctonica*. *Ceratium hirundinella* est une Dinophycée caractéristique des épilimnions estivaux riches en nutriments. *Aphanocapsa planctonica* (groupe fonctionnel Lm) est une cyanobactérie mucilagineuse non toxique qui est présente aussi dans des masses d'eau stratifiées et riches en nutriments (groupe fonctionnel K).

- La phase automnale et hivernale (du 15/10 au 11/12) est dominée par des Dinophycées (*Ceratium hirundinella*) caractéristiques de milieux stratifiés et des Diatomées centriques (*Cyclotella costei*) et pennées (*Ulnaria acus*). Les biomasses sont relativement élevées pour cette période de l'année.

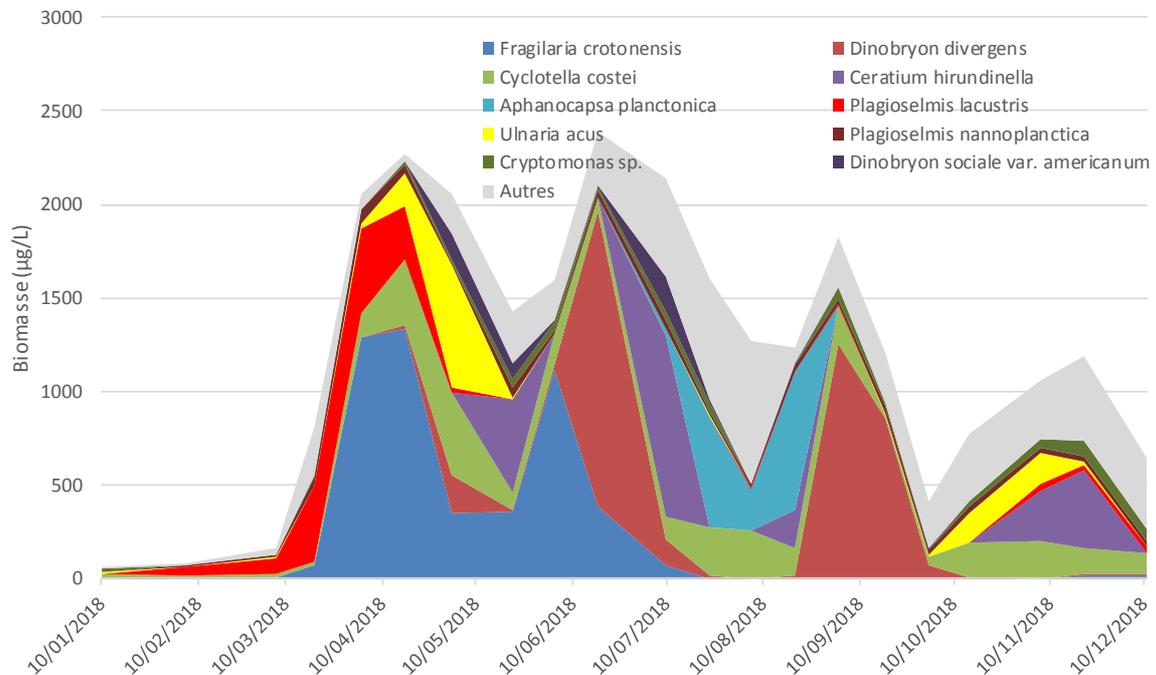


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2018

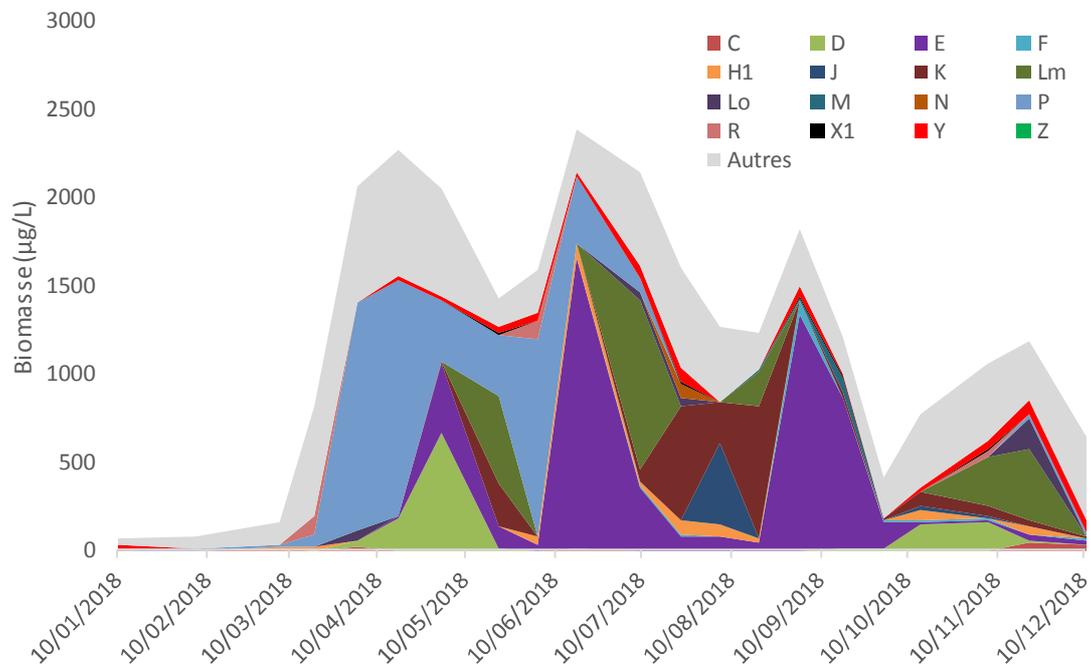


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres D à Z ; "autres" correspond aux taxons non classés par (Reynolds et al. 2002) dans le lac en 2018. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée en Annexe

II.1.3. Evolution du micro et nanophytoplancton

La Figure 4 ci-dessous présente la dynamique saisonnière des classes de taille du phytoplancton. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10 000 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm³. Le microphytoplancton est dominant toute l'année sauf en début d'année (du 10 janvier au 19 mars), ainsi que le 6 août et le 11 décembre.

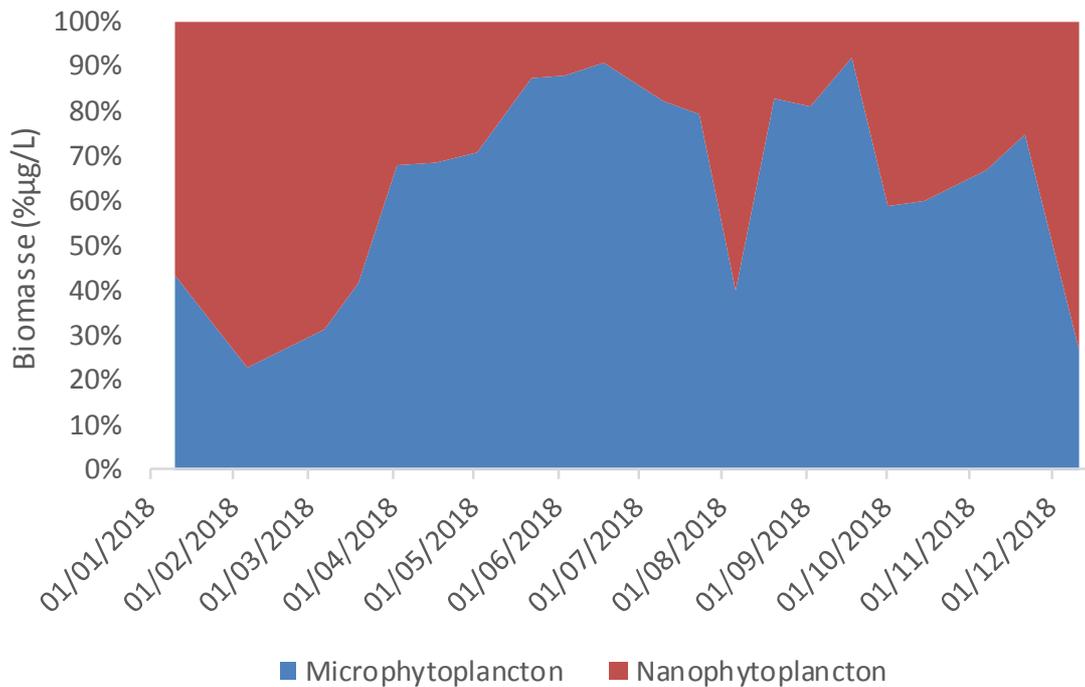


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2018

II.2 Evolution interannuelle

II.2.1. Evolution des classes algales

La biomasse totale algale a augmenté progressivement de 1995 à 2008. Par contre, les années de 2009 à 2018 présentent des biomasses nettement plus faibles. Celle-ci est divisée par environ 2. Le Tableau 1 reprend les valeurs chiffrées de la biomasse algale totale de la Figure 5.

La Figure 5 présente l'évolution interannuelle des classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, 1981, 1985). On observe une augmentation de l'abondance des Cyanobactéries de 1995 à 2008, puis une chute en 2009. Entre 2009 et 2015, la biomasse reste faible. Les années 2016 et 2017 présentent des biomasses, en lien avec le « retour » sur ces deux années de *Planktothrix rubescens* (cyanobactérie filamenteuse toxique), mais également d'*Aphanocapsa delicatissima* (cyanobactérie mucilagineuse non-toxique). L'année 2018 présente des biomasses proches de celles de 2009-2015.

Tableau I Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 2004 à 2018

	Biomasse annuelle (µg/l)
2004	2940
2005	3384
2006	4346
2007	4121
2008	3842
2009	1417
2010	1088
2011	1093
2012	1337
2013	684
2014	1566
2015	1360
2016	2785
2017	1643
2018	1251

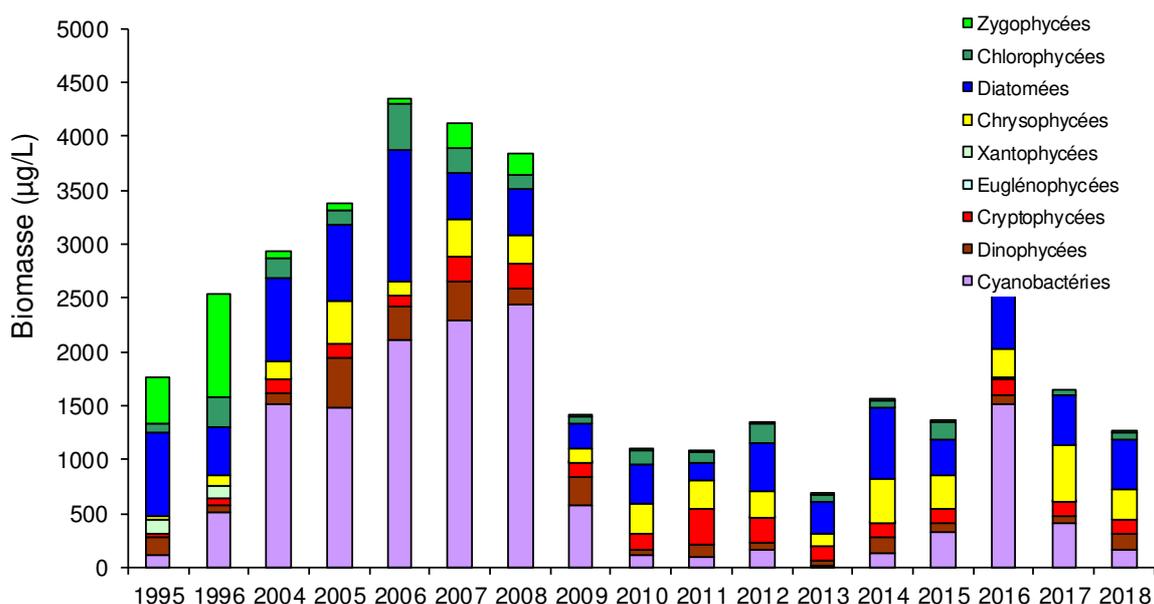


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

II.2.2. Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2018. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon (Weaver & Shannon 1949) a été calculé (détail du calcul en annexe), puis la moyenne annuelle de ces indices a été mesurée pour chacune des années. Cet indice moyen ainsi que les valeurs minimales et maximales sont reportées à la Figure 6.

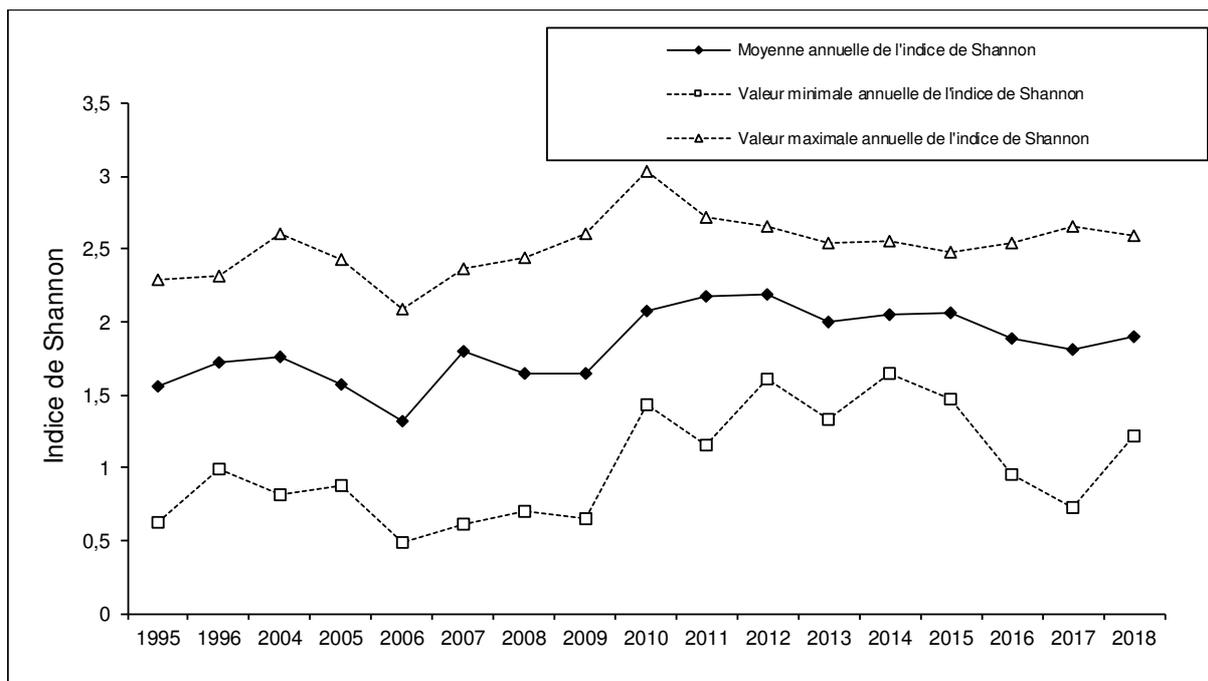


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon-Wiener

L'année 2018 a présenté une diversité sensiblement équivalente à celles observées depuis 2010. Les années antérieures à 2010 ont eu des diversités plus faibles qui s'expliquent par la dominance de *Planktothrix rubescens*.

II.2.3. Evolution des groupes fonctionnels

Plusieurs phases peuvent être identifiées sur la chronique 1995 – 2018 :

- Une première phase correspondant aux années 1995-1996 où le compartiment phytoplanctonique était dominé par le groupe fonctionnel T. Celui-ci est caractérisé par des taxons préférant les habitats profonds et les épilimnions bien homogénéisés (ex : *Mougeotia*, *Tribonema*) ;
- Une deuxième phase de 2004 à 2009 où le groupe R qui rassemble les taxons se trouvant dans le métalimnion des lacs stratifiés (ex : *Planktothrix rubescens*) dominait. Les taxons de ces deux groupes ont en commun de préférer les zones de faibles luminosités et des eaux riches en nutriments. L'année 2016 présente une biomasse importante de ce groupe fonctionnel ;
- Depuis 2010, le groupe R n'est plus dominant. Une forte proportion de la biomasse est représentée par le groupe E, rassemblant des taxons mixotrophes (*Dinobryon* spp.) préférant les lacs oligotrophes. Les dernières années 2016, 2017 et 2018 se démarquent avec des biomasses importantes du groupe E.

De la même façon, les groupes C et D présentent une nette augmentation de leur proportion relative depuis 2009. Les dernières années 2016, 2017 et 2018 confirment cette tendance. Il s'agit de groupes composés de diatomées (diatomées pennées et centriques).

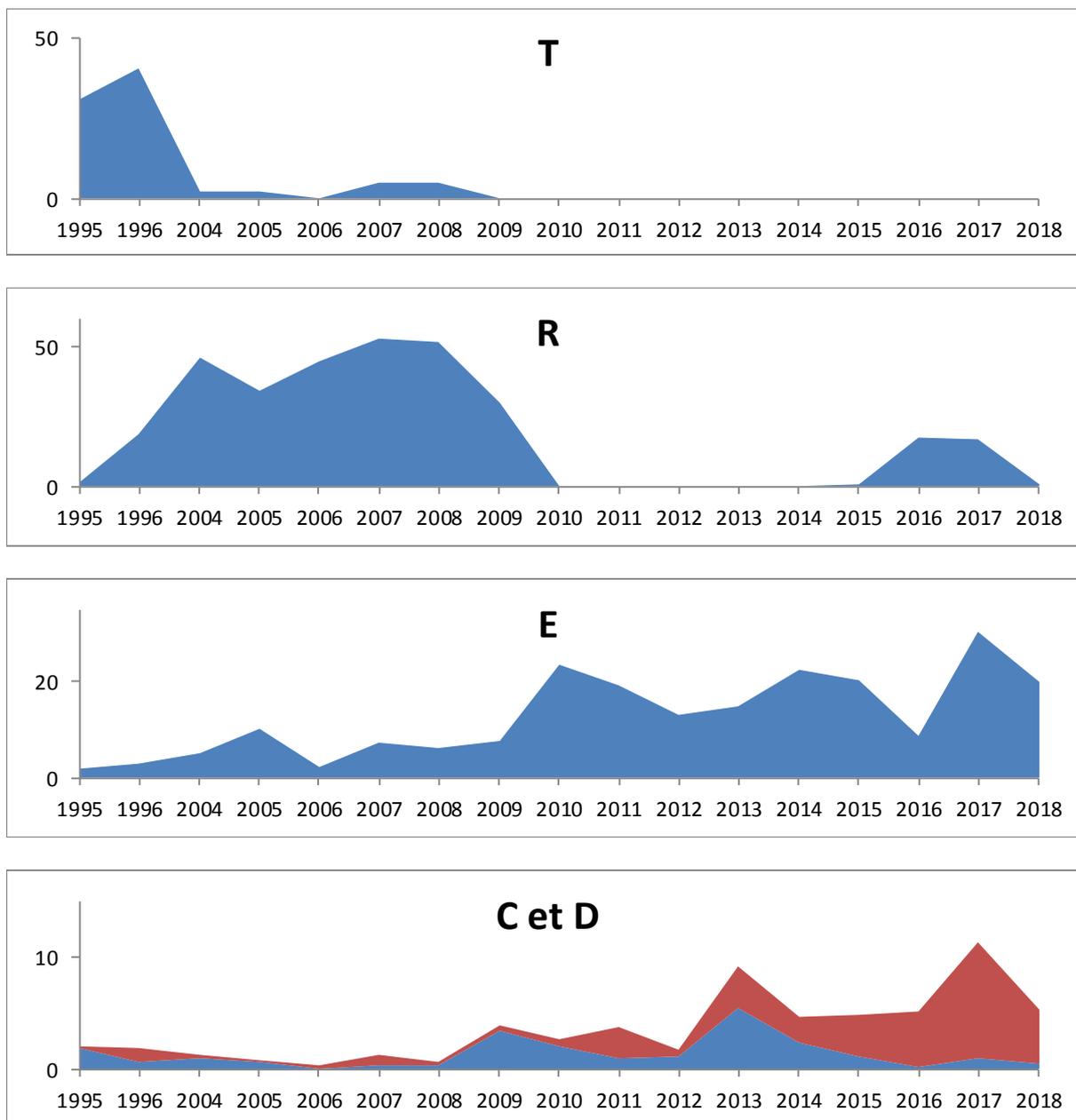


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) exprimée en % de biomasse

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

Le niveau trophique des lacs peut-être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude a montré que c'est l'indice de Brettum (modifié par (Wolfram et al. 2007, Wolfram & Dokulil 2007) qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins (Kaiblinger 2008, Anneville & Kaiblinger 2009, Kaiblinger et al. 2009). L'annexe 4 donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

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

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

La valeur d'indice de 2018 est similaire à 2017, qui marquait une nette augmentation par rapport aux années précédentes.

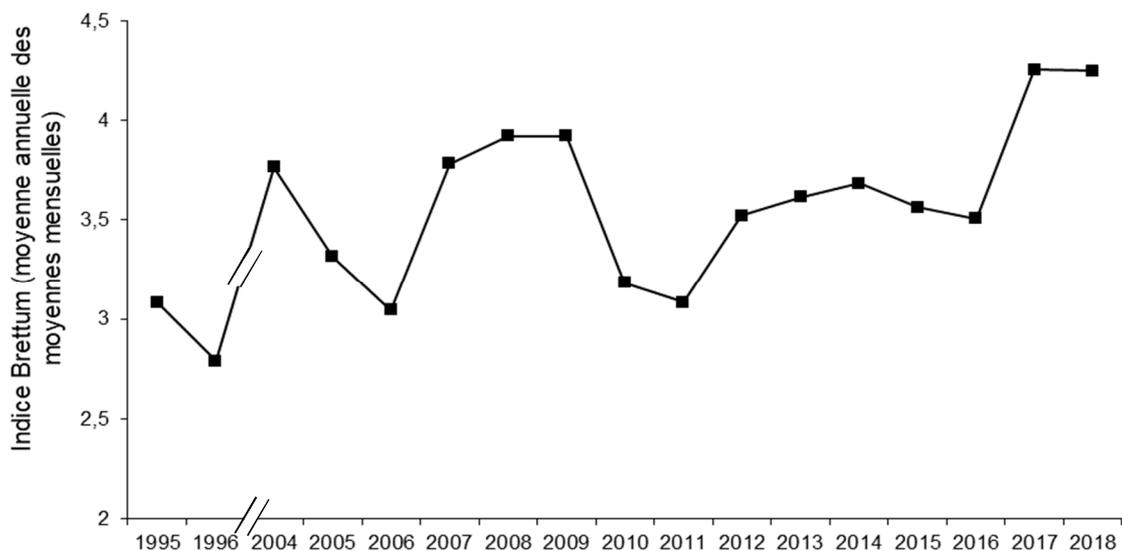


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

II.2.5. Evolution du micro et nanophytoplancton

Le Tableau 2 reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano- et microphytoplanctoniques de 2004 à 2019, la Figure 9 donnant cette évolution en biomasse depuis 1995.

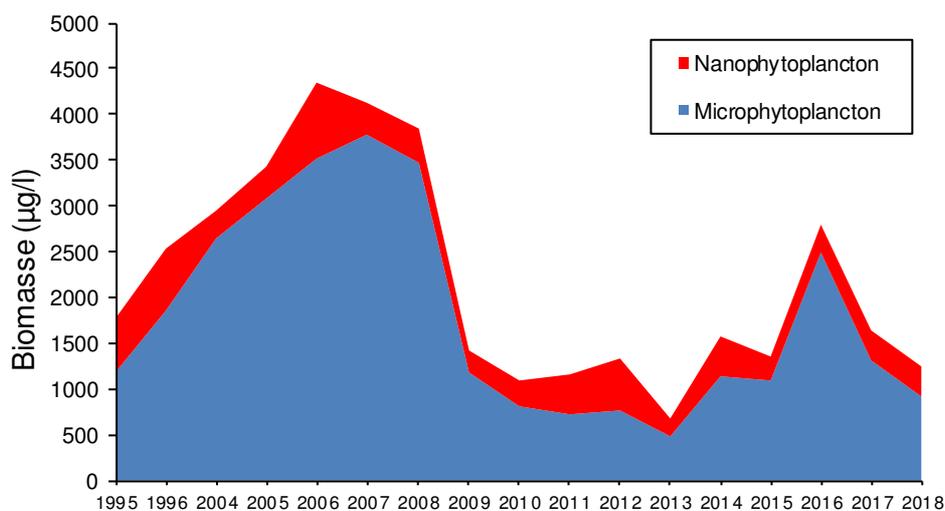


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques.

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

%	Micro	Nano
1995	66,2	33,8
1996	73,1	26,9
2004	89,9	10,1
2005	90,1	9,9
2006	81,0	19,0
2007	91,4	8,6
2008	90,2	9,8
2009	83,5	16,5
2010	74,9	25,1
2011	62,4	37,6
2012	56,9	43,1
2013	70,5	29,5
2014	72,3	27,7
2015	79,5	20,5
2016	89,3	10,7
2017	79,1	20,9
2018	73,4	26,6

On observe une augmentation progressive de la part représentée par le compartiment microphytoplanctonique de 1995 à 2008, puis une chute entre 2008 et 2009 (et qui est principalement le fait de la disparition de *Planktothrix rubescens*). La baisse de la proportion en microphytoplancton se confirme de 2009 à 2012. A partir de 2013 jusqu'en 2017 il y a une augmentation progressive de la proportion en microphytoplancton et de nouveau une baisse en 2018.

II.2.6. L'IPlac

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

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

La Métrique de Biomasse Algale totale (MBA) est basée sur la concentration moyenne en chlorophylle *a* sur la période de végétation, qui est une bonne illustration de la biomasse

phytoplanctonique totale disponible dans le plan d'eau. La Métrique de Composition Spécifique (MCS) exprime une note en fonction de la présence de taxons indicateurs figurant dans une liste de référence de 165 taxons. L'évaluation est donc fonction de la composition taxinomique échantillonnée exprimée en biovolume. Ces deux métriques agrégées compose l'IPLAC (Laplace-Treyture et al. 2012). Le résultat de l'indice varie entre 0 et 1 selon la grille du Tableau III. Plus l'indice est proche de 1 et plus l'état écologique du plan d'eau tend vers un très bon état écologique.

Tableau III Seuils des classes définis pour l'IPLAC

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

Dans le cadre du suivi annuel du lac du Bourget les teneurs en chlorophylle *a* sont mesurées et la communauté du phytoplancton est analysée. Le nombre d'observations annuelles est supérieur à celui requis dans le protocole standardisé DCE plan d'eau (Laplace-Treyture et al. 2009) et la zone d'échantillonnage diffère aussi. En effet le protocole préconise un échantillonnage sur la zone euphotique alors que le suivi du Bourget a été réalisé sur une colonne d'eau fixe de 0 à 20 m jusque 2011 et 0-18 m depuis 2012. Une campagne par « saison » est requise dans le protocole alors que le suivi du Bourget comprend entre 19 et 22 campagnes annuels pour la détermination phytoplanctonique et plus de 30 pour la mesure de la chlorophylle *a*. Ces différences sont à noter car elles pourraient apporter des divergences dans les résultats mais n'empêchent pas la réalisation des calculs d'IPLAC sur les années considérées du lac.

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

L'état écologique du plan d'eau a varié sur la période 2004 à 2018 de 0,537 à 0,740 soit d'un état moyen à bon suivant les années. Les valeurs sont assez proches de la limite de classe du bon état (0,600) avec une moyenne de 0,625. 2017 et 2018 tranchent avec les années précédentes, la valeur de 0,7 étant dépassée depuis 2017. Au cours de ces quinze années, le lac du Bourget est plutôt classé en bon état par la communauté algale au travers de l'IPLAC. La **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**0 permet de mieux visualiser l'évolution de l'indice et de ses métriques constitutives au cours du temps.

Tableau IV Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2018

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

En regardant plus dans le détail, la Métrique de Biomasse Algale (MBA) contribue systématiquement à tirer l'indice vers le bas avec des valeurs dans l'état moyen (0,400 à 0,600) voire médiocre (0,200 à 0,400) ce qui a été le cas en 2007 et 2008. En moyenne la MBA est de 0,462 au cours de la période d'étude. La plus faible valeur a été observée en 2008 avec 0,204. La Métrique de Composition Spécifique (MCS) tend à maintenir la valeur de l'indice en bon état entre 0,60 et 0,80 avec une moyenne de 0,704 de 2004 à 2018. La MBA a augmenté entre 2016 et 2018, c'est-à-dire que les quantités de chlorophylle-a mesurées semblent diminuer depuis 2016.

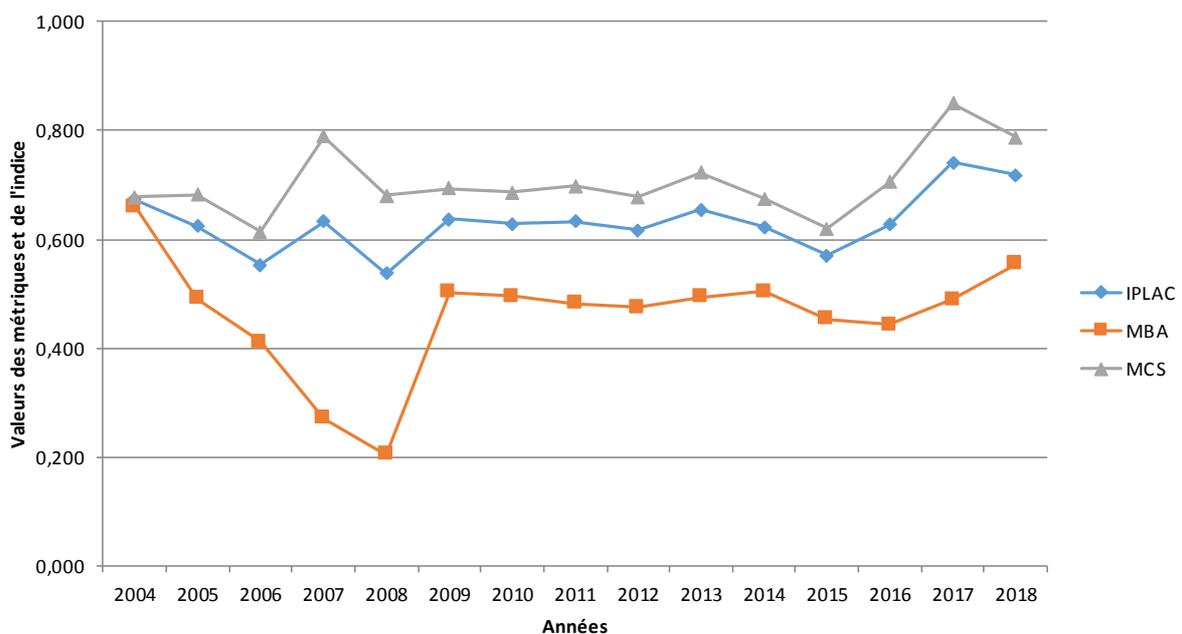


Figure 10 Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2018 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale)

Globalement, l'IPLAC et les 2 métriques, après une période plus perturbée de 2004 à 2009, sont restés très stables de 2009 à 2014. Puis depuis 2015, une amélioration s'est fait ressentir du point de vue de la composition spécifique. En 2017, l'IPLac a connu sa valeur « record », 2018 s'en approchant fortement.

III. Focus sur les cyanobactéries toxiques

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

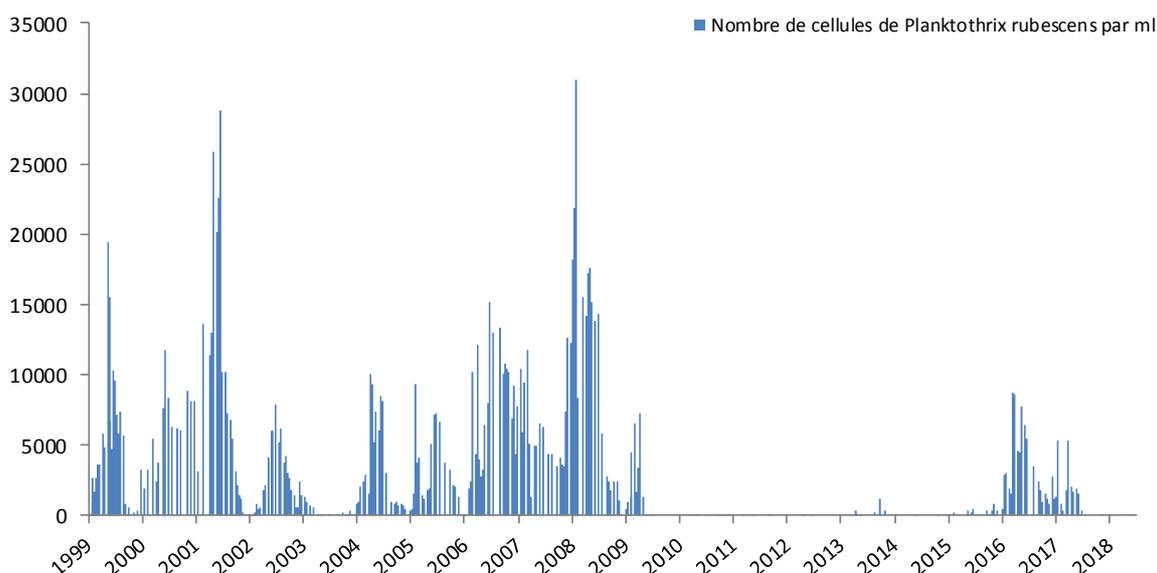


Figure 11 Evolution de la concentration cellulaire moyenne sur la profondeur 2-50 m de *P. rubescens* de 1999 à 2018

Pour anticiper un peu l'avenir, on peut s'attendre à ce que 2019 soit une année assez similaire à 2018 car la cyanobactérie n'a pas été observée dans les comptages hivernaux 2018-2019, exception faite d'une date, en janvier avec 1193 cellules par millilitre observé à 15 m. Les analyses effectuées sur les échantillons printanniers ont confirmé cette hypothèse.

D'autres cyanobactéries toxiques sont régulièrement observées dans le lac du Bourget. Il s'agit d'*Aphanizomenon flos-aquae* et *Microcystis aeruginosa*. *M. aeruginosa* se développe habituellement en fin d'été. Cette espèce est observée surtout en surface et a sûrement pour origine le littoral. Les

biomasses au centre du lac aux différentes profondeurs sont faibles pour les dernières années (elle est quasiment absente en 2018). Les nombres de cellules ne dépassent jamais les seuils d'alerte, soit 10 000 cellules / ml (Figure 12).

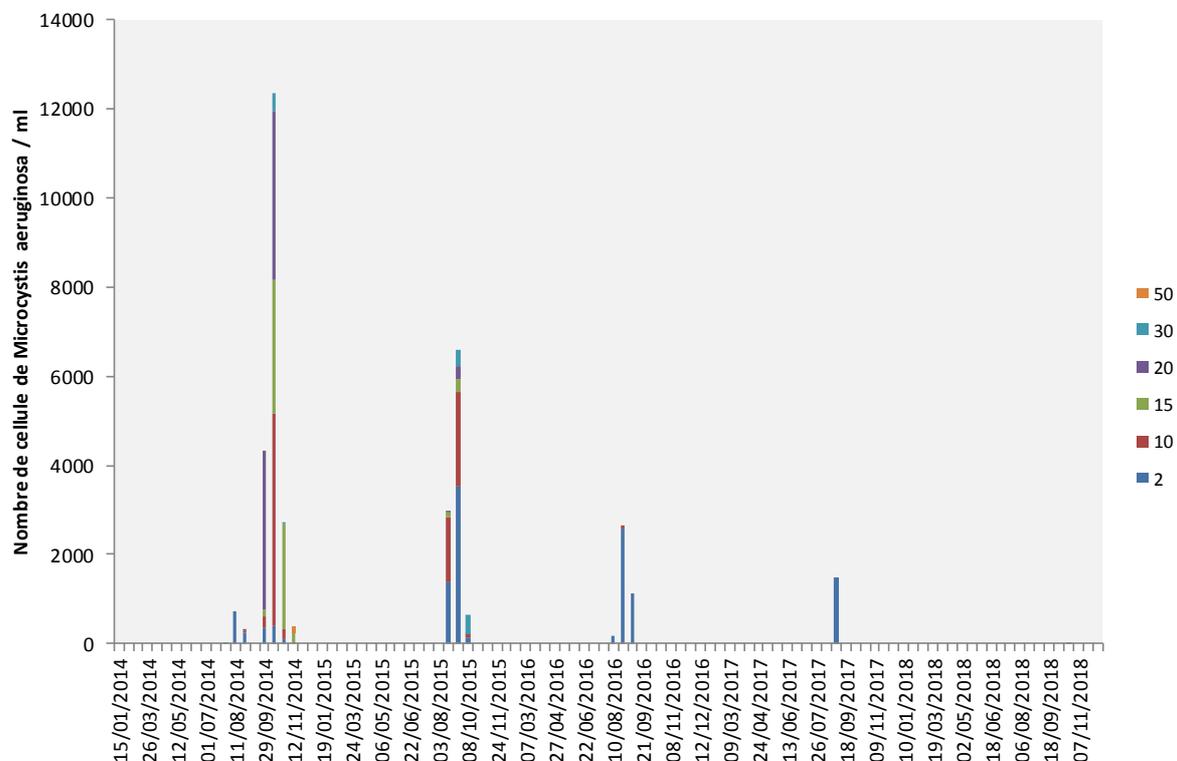


Figure 12 Evolution de la concentration cellulaire de *M. aeruginosa* depuis 2014 à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

A. flos-aquae est suivie depuis 2012. Cette cyanobactérie potentiellement toxique peut produire des anatoxines a et saxitoxines, qui sont des composés neurotoxiques. Elle se développe régulièrement du début de l'été jusqu'en automne. Jusqu'à présent aucun échantillon n'a présenté de concentrations cellulaires supérieures au seuil d'alerte (10 000 cellules / ml). On remarque cependant que la période s'étalant du printemps 2015 à l'été 2016, les biomasses étaient relativement élevées. Puis entre l'automne 2016 et la fin du printemps 2018, elles sont redevenues plus faibles. A partir de l'été 2018 jusqu'au mois de septembre 2018, les biomasses sont importantes surtout à 20 m. Le seuil d'alerte de 10 000 cellules a d'ailleurs été dépassé le 24 juillet à 20 m (Figure 13).

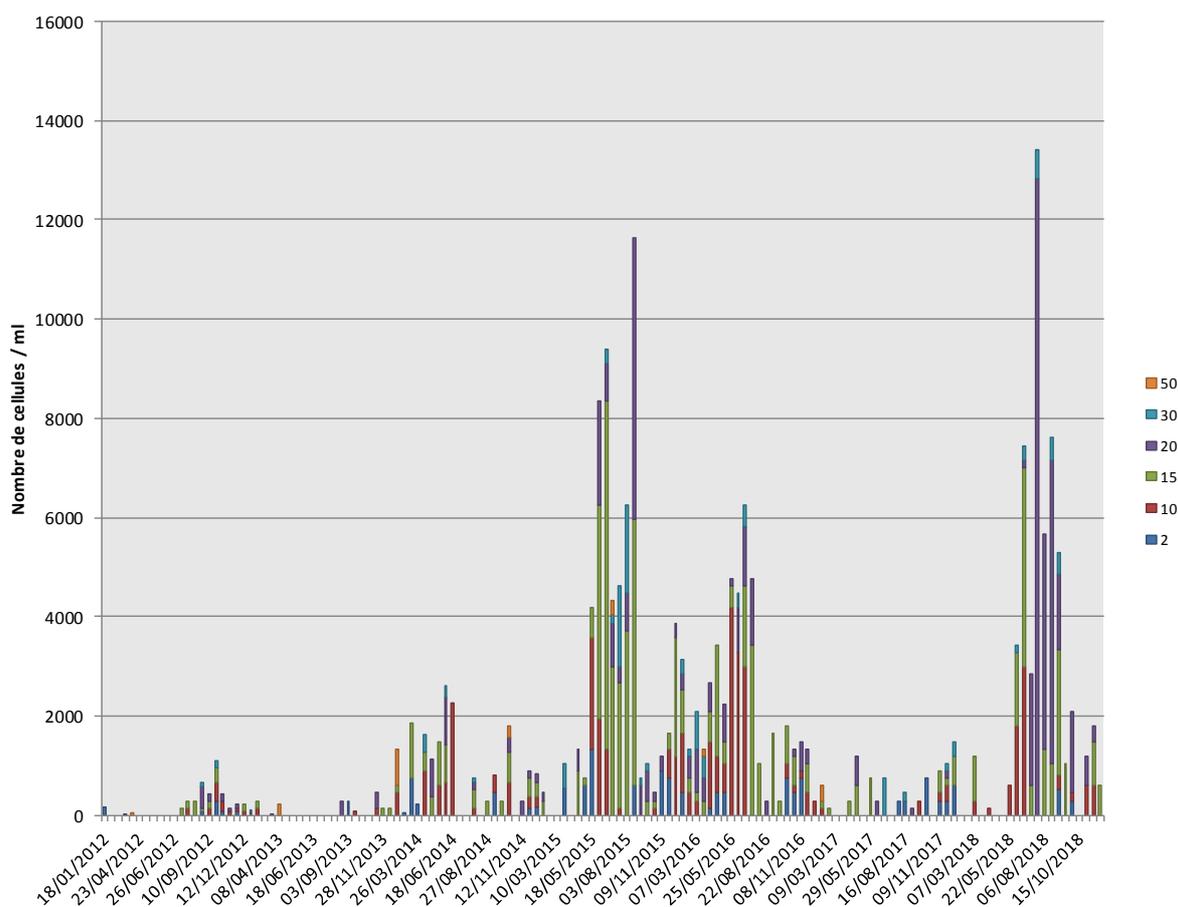


Figure 13 Evolution de la concentration cellulaire d’*A. flos-aquae* depuis 2012 à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

IV. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2018 peut être résumée de la manière suivante :

- Une phase hivernale (du 10/01 au 07/03) avec une faible biomasse ;
- Une phase printanière (du 19/03 au 02/05) pendant laquelle la biomasse croit rapidement et est dominée par des diatomées pennées électives de milieux stratifiés et eutrophes ;
- Une phase légère des eaux claires (22/05) pendant laquelle la biomasse diminue ;
- Une phase estivale (du 04/06 au 2/10) présentant des biomasses importantes de Chrysophycées indicatrices de milieux pauvres en nutriments, et également de taxons (Cyanobactéries et indicateurs de milieux stratifiés et riches en nutriments. Cette coexistence s'explique par la juxtaposition de couches d'eau déprimées (surface) et riches en nutriments (métalimnion) ;
- Une phase automnale et hivernale (du 15/10 au 11/12), dont la biomasse relativement élevée pour la saison est dominée par des Dinophycées et des Diatomées.

L'évolution interannuelle a tout d'abord été caractérisée par une période avec des biomasses importantes entre 2004 et 2008 liées à des efflorescences de *Planktothrix rubescens*. Puis la période de 2009 à 2015 a présenté des biomasses deux fois plus faibles et la quasi absence de cette cyanobactérie filamenteuse toxique. *Planktothrix rubescens* est réapparue en 2016 et 2017, mais n'est plus présente

en 2018. La vigilance reste donc de mise vis-à-vis des cyanobactéries toxiques, le seuil d'alerte ayant été dépassé pour l'espèce *Aphanizomenon flos aquae*.

ÉTUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES

Ce chapitre est consacré à l'étude de l'abondance des picocyanobactéries (organismes procaryotes photosynthétiques), qui jouent un rôle clef à la base des réseaux trophiques pélagiques (en tant que producteur primaire et proie pour les maillons trophiques supérieurs) et qui, de plus, peut constituer un indicateur potentiel de l'état et des changements (trophique, fonctionnel, global) s'opérant au sein du lac. En effet cette composante phytoplanctonique est très sensible au statut trophique et à certains paramètres environnementaux clefs (lumière, température, nutriments, etc) et l'augmentation de son importance relative s'observe avec la réoligotrophisation. De plus, les picocyanobactéries pourraient être favorisées dans un contexte de réchauffement des eaux. Plusieurs analyses sont proposées et portent sur l'année 2018 et sur l'ensemble de la période s'étalant entre 2003 et 2018 inclus.

I. Méthodologie

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

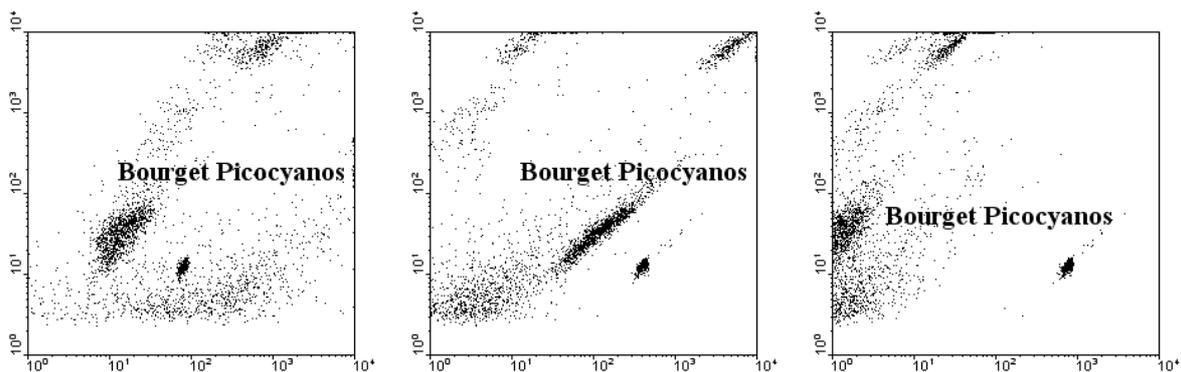


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries basé sur des critères de fluorescence de la chlorophylle et de phycoérythrine ou encore de la « taille »

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2018

Les concentrations minimales, maximales et moyennes entre 2004 et 2018 sont rapportées dans le Tableau I ci dessous. Les picocyanobactéries sont majoritairement représentées dans le lac du Bourget par le genre unicellulaire *Synechococcus* riche en phycoérythrine (de couleur rose à rouge) et tous les isolements obtenus et maintenues en culture à Thonon les Bains sont effectivement de cette couleur (Jacquet non publié). Ce résultat est en accord avec la littérature ayant montré que cette forme pigmentaire est en effet caractéristique des lacs oligo- à mésotrophes alors que la forme pigmentaire riche en phycocyanine (de couleur verte à bleue) est plutôt typique des lacs eutrophes et riches en substances humiques.

En 2018, la concentration moyenne autour de $3,7 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹ est comparable à la moyenne globale sur l'ensemble de la chronique et en baisse comparativement à 2017, année pour laquelle la valeur la plus élevée était enregistrée.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2018

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

En 2018, la dynamique des picocyanobactéries révèle des concentrations qui augmentent régulièrement dès la période hivernale en surface et les valeurs maximales enregistrées atteignent dès le mois d'avril plus de 10^4 cellules.ml⁻¹ (Figure 2). En 2017, les abondances des picocyanobactéries atteignaient dès le mois d'avril des concentrations excédant 10^5 cellules.ml⁻¹ pour des profondeurs s'étalant entre la surface et 15 m. En 2018, ces fortes valeurs ne sont pas observées au printemps et les concentrations augmentent régulièrement pour devenir importantes pendant les mois d'été avec des valeurs régulièrement au dessus de 10^5 cellules.ml⁻¹ en juillet et aout. La valeur maximale de $3,5 \times 10^5$

cellules.ml⁻¹ est enregistrée début aout à 10 m. Au cours de l'automne, les concentrations restent relativement élevées, toujours au dessus de 10⁴ cellules.ml⁻¹ dans les eaux de surface (0-15 m).

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

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

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

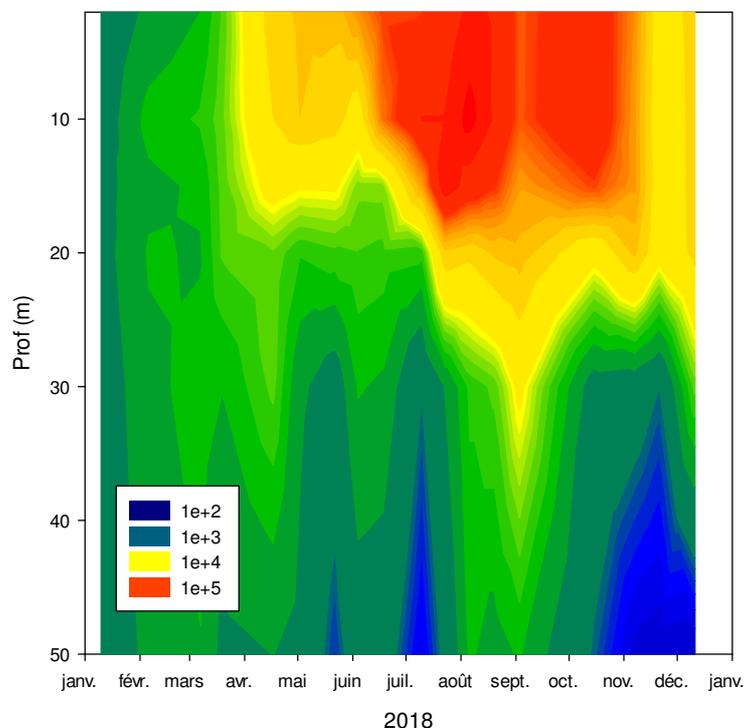


Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2018

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2018

La Figure 3 ci-dessous permet de visualiser la sortie graphique d'une analyse en composantes principales et d'observer les principaux liens de corrélations entre les picocyanobactéries et quelques facteurs environnementaux considérés à chaque campagne de prélèvement à 6 profondeurs entre 2 et 50 m (n=108). L'analyse a été conduite après normalisation des données. Près de 66% de la variance (contre 78% en 2017) est expliquée et la représentation graphique révèle clairement le même type de liens privilégiés que les années précédentes entre les picocyanobactéries et certains paramètres. On peut citer la température ($r=0,82$; $p<0,01$) et l'ammonium ($r=0,36$; $p<0,01$) pour lesquels des corrélations positives sont significatives. Inversement, une corrélation négative très nette est observée entre l'abondance des picocyanobactéries et les nitrates ($r=-0,71$; $p<0,01$) ou la profondeur ($r=-0,69$; $p<0,01$) qui peut être considérée comme un proxy de la lumière et de la température. Comme en 2017, on note en 2018 l'absence marquée d'une relation importante avec la ressource phosphorée (respectivement $r=-0,12$ et $r=0,14$ pour les orthophosphates et le phosphore total).

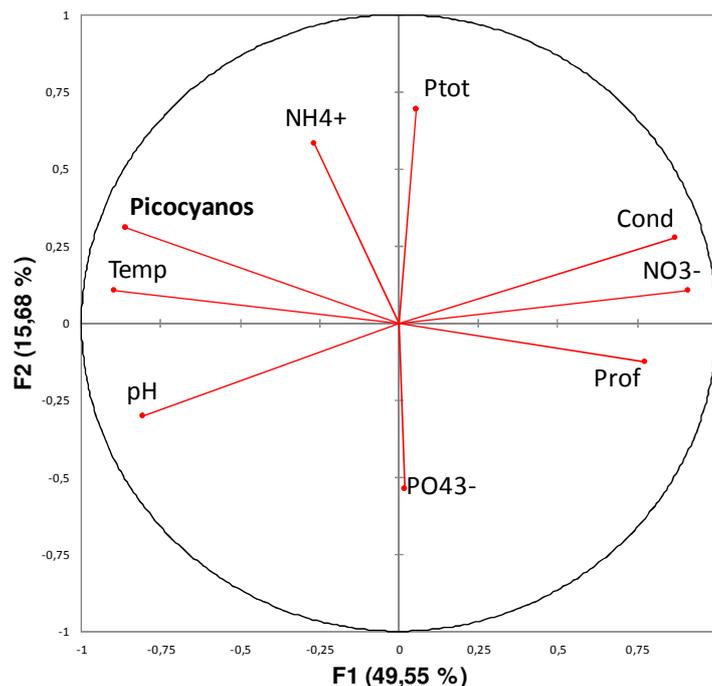


Figure 3 ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2018

Il est important de rappeler ici que plusieurs compartiments clés n'apparaissent pas, comme l'action des UV, les interactions biotiques avec les virus par exemple ou la prédation par le zooplancton unicellulaire (flagellés, ciliés) et métazoaires (rotifères, copépodes, calanides, cladocères) que l'on sait pouvoir avoir des liens trophiques étroits avec les picocyanobactéries. La prise en compte des prédateurs herbivores du métazooplancton (copépodes, calanides et cladocères) a été considérée (données non

montrées) mais aucun lien n'a été constaté avec les picocyanobactéries. Cela suggère que ce type de prédation ne joue pas un rôle majeur dans la distribution et la dynamique de ces cyanobactéries. Il est fort à parier par contre que l'importance d'autres prédateurs (flagellés, ciliés, rotifères) et parasites (virus) est réelle et cela mériterait d'être testé.

II.3. Abondances et dynamique des picocyanobactéries de 2003 à 2018

La Figure 4 ci-dessous illustre la dynamique de la communauté et la répétition annuelle de cette dynamique, avec des concentrations qui croissent en avançant dans l'année pour rediminuer en période hivernale. Comme l'analyse multivariée l'a clairement révélé, cette saisonnalité marquée peut être très largement associée à la température et la lumière, mais aussi sûrement au faible impact de la prédation métabolique et à la relative indépendance de cette communauté avec la ressource phosphorée telle que mesurée au cours du suivi. Si les fluctuations sont relativement faibles d'une année à l'autre, il apparaît très nettement que la biomasse picocyanobactérienne a gagné en profondeur depuis 2008 puisque l'on constate que les abondances sont effectivement de plus en plus importantes pour la strate 20-30 m ces dernières années avec également un étalement de cette biomasse au cours de l'année (Figure 5). Cet enfoncement de la biomasse picocyanobactérienne pourrait correspondre à la réponse de la communauté (ou de certaines populations au sein de la communauté) capable d'utiliser de faibles intensités lumineuses pour croître mais aussi à la « recherche » des nutriments plus en profondeur, ces derniers étant devenus de plus en plus limitants en surface. Cette tendance, si elle est confirmée, peut sûrement être vue comme un indicateur de la réoligotrophisation. A noter toutefois que cette tendance générale n'est pas très marquée en 2018 comparativement aux années 2009 à 2017.

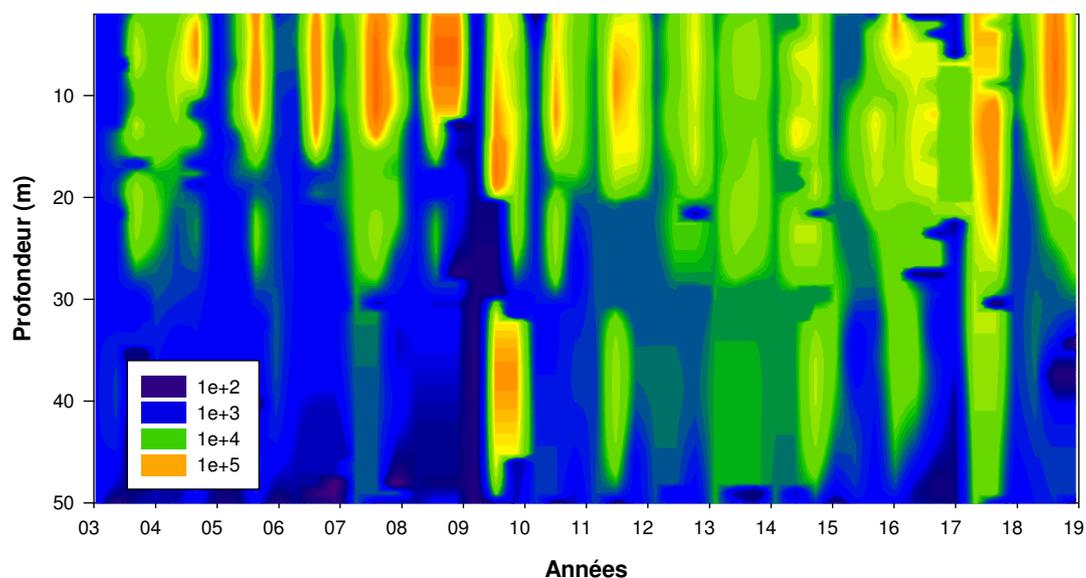


Figure 4 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2018 inclus

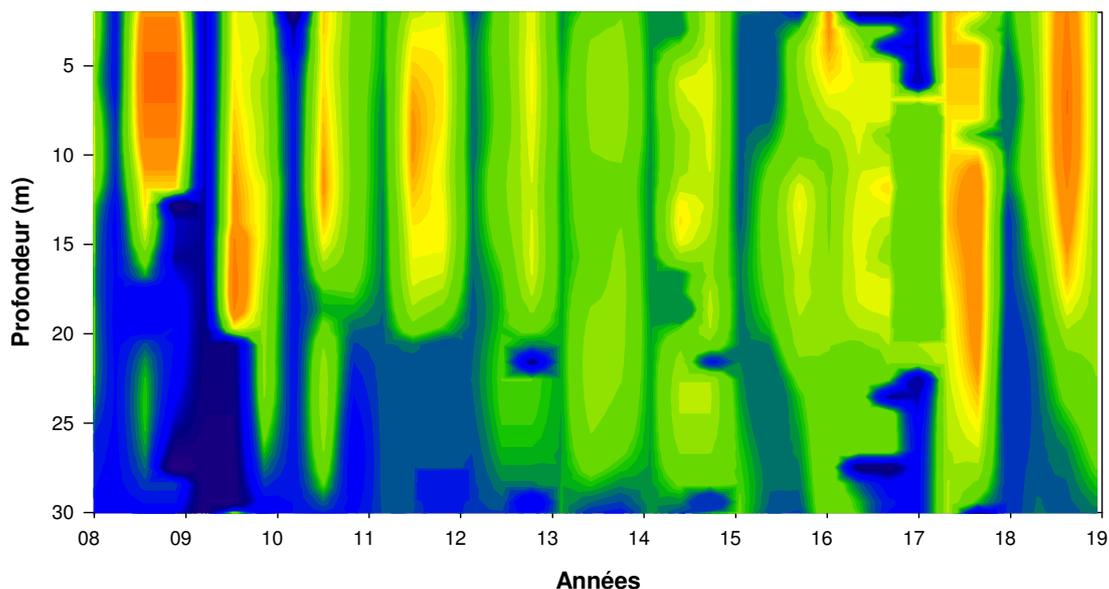


Figure 5 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 30 m entre 2008 et 2018 inclus révélant l'augmentation annuelle et l'approfondissement de la biomasse picocyanobactérienne

II.4. Evolution de la biomasse picophytoplanctonique

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

Les données phytoplanctoniques classiques étant obtenues sur la strate d'eau 0-18 m, la mesure des abondances picocyanobactériennes a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton, depuis 2012, parallèlement aux profondeurs discrètes, générant ainsi à ce jour près d'une centaine de données. Une très bonne corrélation ($r=0,98$, $n=133$, $P<0,001$) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne (non pondérée) des abondances à 2, 10, 15 et 20 m (Figure 6) suggérant que cette valeur moyenne puisse être utilisée pour effectuer des calculs et comparer les proportions en biomasse des pico-, nano- et microformes du phytoplancton pour les années 2004 à 2018 (Jacquet non publié).

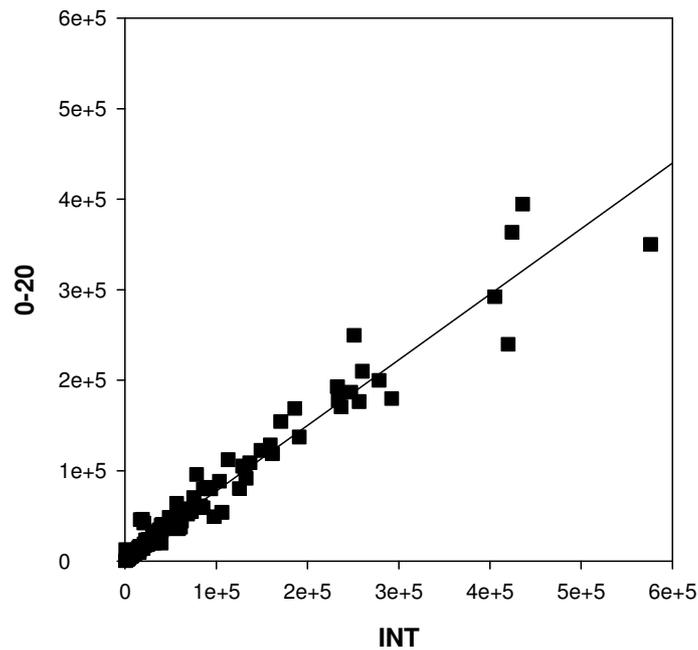


Figure 6 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour les années 2012 à 2018

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

Les concentrations annuelles moyennées des picocyanobactéries sur la zone 2-20 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules.ml⁻¹ (Figure 7). Ces fortes valeurs sont toujours enregistrées sur la période printemps-été, les concentrations maximales étant généralement observées en juillet-aout. Une distribution annuelle bimodale est souvent observée mais pas toujours, ce qui semble typique des lacs tempérés de statut oligotrophe à mésotrophe (Callieri 2010). En 2014, la plus forte valeur de la chronique avait été atteinte avec près de 6×10^5 cellules.ml⁻¹ au mois d'aout. En 2016, les concentrations les plus élevées (légèrement inférieures à 2×10^5 cellules.ml⁻¹) sont comparables à celles des années 2012 et 2015. 2017 était la seconde année après 2014 où la plus forte valeur moyenne était enregistrée avec $4,25 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ à la fin du mois de juillet. En 2018, la plus forte concentration est enregistrée début aout avec $2,47 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ soit deux fois moins qu'en 2017 et plus comparable aux années 2015 et 2016. A noter que l'on observe aussi mi-octobre une valeur de $1,13 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹.

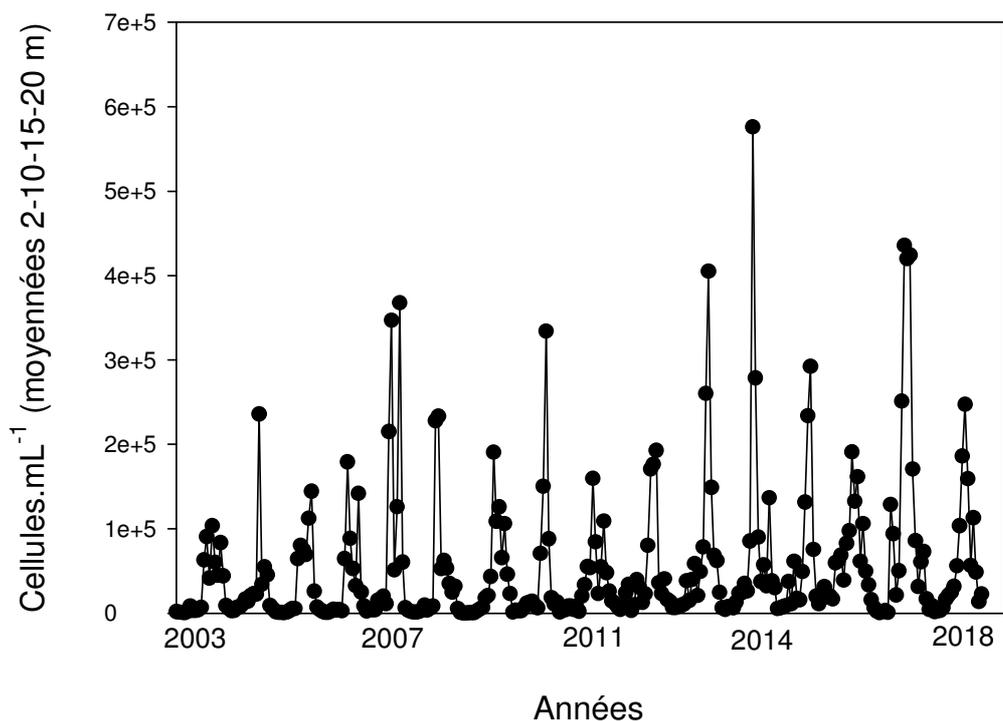


Figure 7 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2018

Sur la période de 2004 à 2018 inclus, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 14,1% (en 2013) révélant de fortes disparités entre année (Figure 8). L'évolution de cette gamme de taille planctonique est particulièrement marquée après 2009 puisque la proportion a été multipliée par 3,9 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant, semble-t-il, être directement associée à la raréfaction de *P. rubescens*). Parallèlement la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,3.

2013 avait été une année remarquable car, pour la première fois, le picophytoplancton représentait plus de 10% de la biomasse phytoplanctonique. En 2014, cette proportion était deux fois moindre (7%), en lien avec le doublement de la biomasse phytoplanctonique totale entre 2013 et 2014, majoritairement due aux formes microphytoplanctoniques. En dépit de cette forte baisse de la proportion du picoplancton, 2014 avait toutefois été la seconde année où la proportion des picocyanobactéries était la plus élevée. En 2016, la proportion du picophytoplancton était restée modeste avec 7,5%. Elle était de 6,9% et 6,1% en 2014 et 2015, respectivement. En 2017, on observait une augmentation significative de la proportion du picophytoplancton avec 9,9%. En 2018, cette valeur est nettement moindre et similaire à 2014 : 6,9%. Ce sont les formes nanoplanctoniques qui ont été importantes en 2018, représentant près de 60% de l'ensemble du phytoplancton (les années précédentes, cette proportion n'excédant jamais 42%).

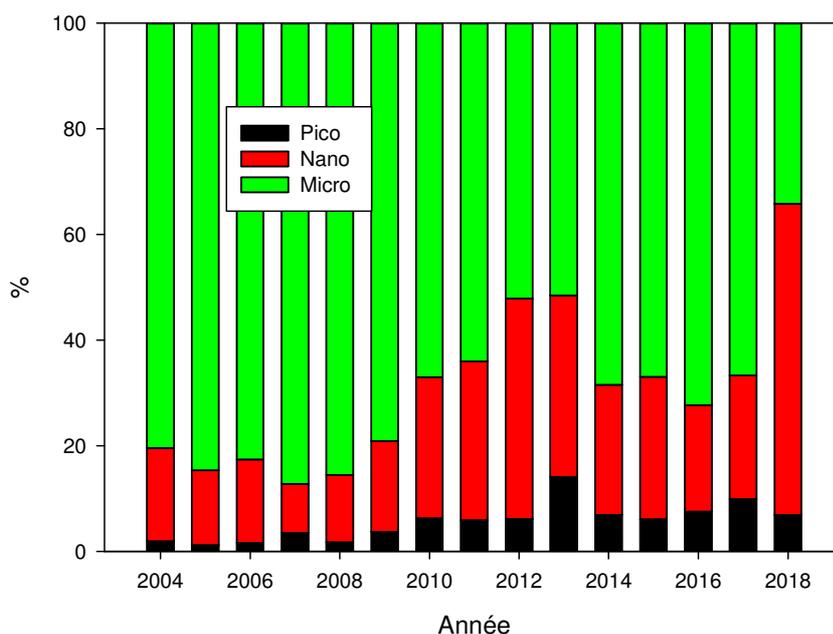


Figure 8 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

Le constat d'une augmentation discrète mais significative de la biomasse du picophytoplancton, ici représentée uniquement par les picocyanobactéries, est illustrée sur la Figure 9 ci-dessous, qui révèle également que la valeur moyenne annuelle la plus élevée est enregistrée en 2017 avec 178 $\mu\text{g/L}$. En proportion, ce compartiment est passé de 2 à 10% entre 2004 et 2017 de la biomasse phytoplanctonique totale (encart dans la Figure). Toutefois, en 2018, on enregistre une forte baisse et la valeur est plus comparable à celles de 2015 et 2016.

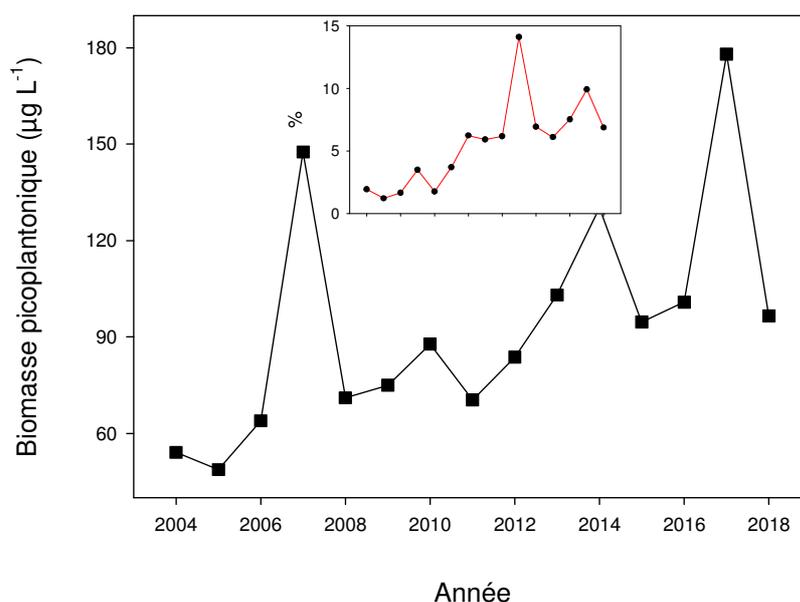


Figure 9 Evolution de la biomasse picophytoplanctonique dans le lac du Bourget depuis 2004

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

De plus, dans le contexte de réchauffement global, il se pourrait que les picocyanobactéries soient avantagées par le réchauffement des eaux estivales en conjonction avec l'appauvrissement des eaux de surface (Agawin et al. 2000, Collos et al. 2009, Fu et al. 2007).

La proportion du picophytoplancton au lac du Bourget semble donc devenir de plus en plus importante avec la baisse des concentrations en nutriments. La Figure 10 révèle en effet une relation négative significative entre picocyanobactéries et concentrations en P_{tot} (n=14, r=0,79, p<0,01) ou P-PO₄ (r=0,69, p<0,05) alors que c'est l'inverse pour les formes phytoplanctoniques de grande taille (r=0,72 et 0,59).

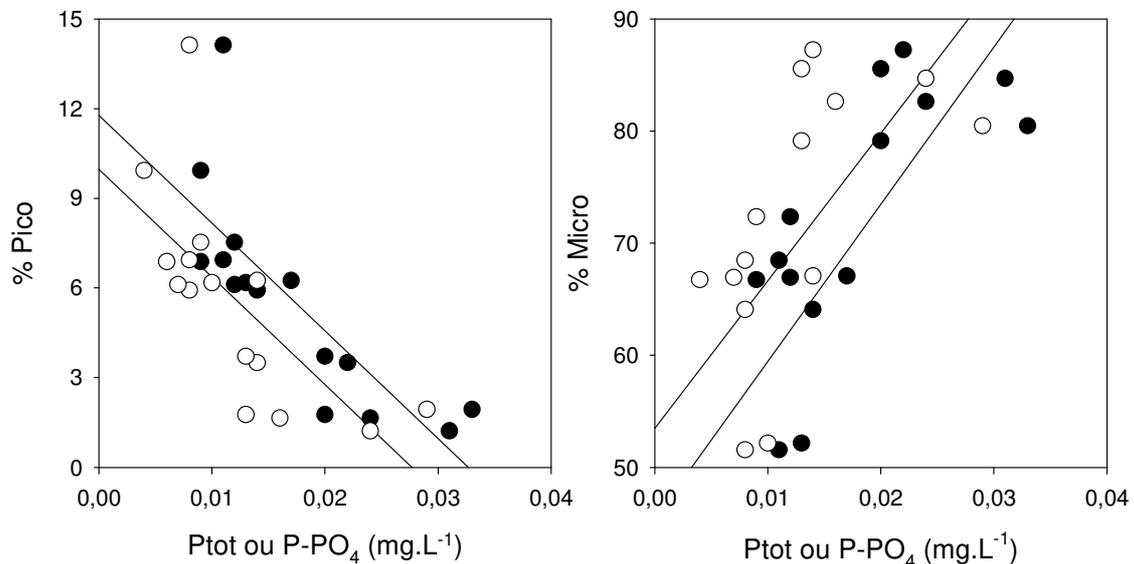


Figure 10 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO₄

Il reste à analyser plus en détail l'effet du réchauffement des eaux qui a été réel au cours de la dernière décennie. En effet Domaizon et al. (2013) ont montré que la proportion des picocyanobactéries avait beaucoup augmenté au cours de la dernière décennie comparativement à l'ensemble du siècle

dernier, sans lien notable avec les concentrations en Phosphore, mais que cela semblait corrélé avec le réchauffement, ces relations semblant plus marquées en été.

III. Conclusions

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

ETUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre sont présentées les données du suivi global de la communauté zooplanctonique crustacéenne du lac du Bourget. La première partie traite des dynamiques saisonnières des différents groupes du zooplancton crustacéen observées au cours de l'année 2018. La seconde partie est consacrée aux tendances interannuelles de cette communauté, en relation avec la dynamique phytoplanctonique globale ou plus ciblée, sur la période 2004-2018.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2018 est identique à celui réalisé dans le cadre du suivi à long terme du Léman et du lac d'Annecy. L'échantillonnage, mensuel à bimensuel, s'effectue à la station pélagique située au milieu du lac à l'aide d'un filet de vide de maille de 212 µm, lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons sont fixés sur le bateau au formol à 5%. De retour au laboratoire, les échantillons sont conservés au frais et à l'obscurité, et les microcrustacés sont dénombrés, quelques jours à semaines plus tard, par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. 21 prélèvements ont pu être effectués et analysés en 2018, soit deux prélèvements par mois exception faite des mois de janvier, février et décembre.

II. Dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen

En milieu lacustre, le zooplancton se compose essentiellement de deux grandes classes: les crustacés et les rotifères. Le mode d'échantillonnage appliqué lors du suivi routinier du lac du Bourget est surtout adapté à l'étude du zooplancton crustacéen mais se révèle assez sélectif quant à la collecte des rotifères. Cette étude porte par conséquent uniquement sur les microcrustacés, qui se subdivisent en deux principales sous-classes : les branchiopodes et les copépodes. L'ordre des cladocères appartient à la sous-classe des branchiopodes. En milieu pélagique des lacs périalpins français, la sous-classe des copépodes se compose, quant à elle, de deux ordres, les cyclopidés et les calanidés.

Le nombre de taxons crustacéens observés chaque année oscille entre 11 et 14, pour un total de 15 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi en 2004. Ces 15 taxons comprennent une unique espèce de copépode calanoïde (*Eudiaptomus gracilis*), 6 taxons de copépodes cyclopoïdes (*Acanthocyclops robustus*, *Cyclops prealpinus* + *vicinus*, *Cyclops* sp., *Megacyclops viridis*, *Mesocyclops leuckartii*, *Thermocyclops crassus*) et 8 taxons branchiopodes (*Bosmina longirostris*, *Bythotrephes longimanus*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina coregoni*, *Eubosmina longispina* et *Leptodora kindtii*). *E. coregoni*, *M. leuckartii*, *A. robustus*

et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. En 2018, les espèces suivantes n'ont pas été observées : *B. longirostris*, *E. coregoni*, *M. leuckarti*, *C. vicinus*, *A. robustus*, *M. viridis*. Les autres espèces sont observées régulièrement au cours de l'année, et généralement, d'une année sur l'autre.

La comparaison du biovolume sédimenté entre 2016 et 2018 ne révèle pas de différence marquée, la moyenne annuelle oscillant autour de 90 mL/m². La tendance bimodale typique des lacs mésotrophes reste globalement visible ces trois dernières années, avec en 2018, comparativement aux deux années précédentes, un pic plus marqué pour la période printanière, fin mai début juin (Figure 1).

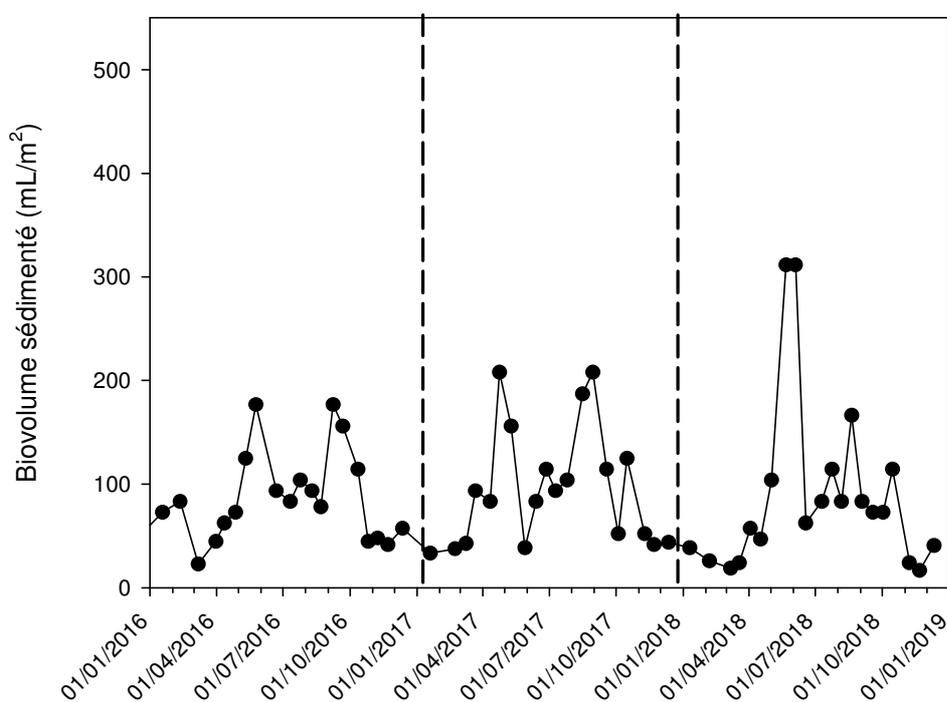


Figure 1 Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget pour les trois années consécutives 2016, 2017 et 2018

La dynamique des trois familles crustacéennes en 2018 suit la tendance bimodale attendue pour les lacs mésotrophes, avec des pics d'abondance au printemps et à l'été ou l'automne (Figure 2). Cette distribution et cette dynamique est plus marquée chez les cladocères et les calanides. Dans le détail, on observe en fait que les calanides se développent les premiers à la fin de l'hiver, au début du printemps, suivi plusieurs semaines plus tard par le développement en fin de printemps des cladocères, mais aussi dans une moindre mesure des cyclopidés. Comparativement, les calanides ne montrent pas de pic d'abondances marqué au printemps, période pendant laquelle leur effectif est le plus bas.

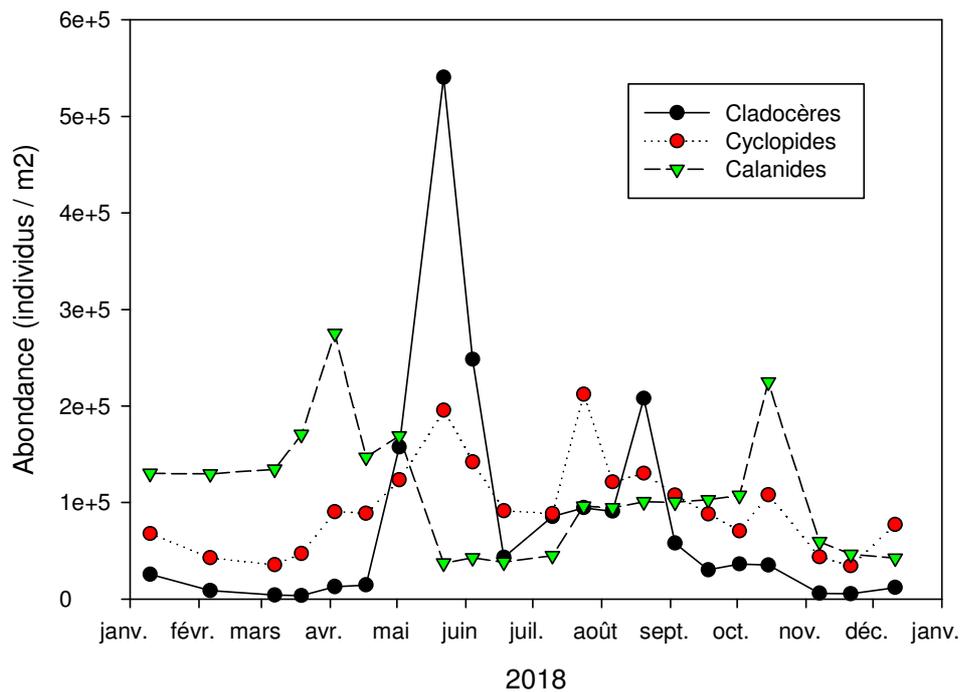


Figure 2 Dynamique saisonnière des différentes classes de micro-crustacés au lac du Bourget en 2018

Le maximum printanier de biovolume ($\sim 312 \text{ ml/m}^2$) et d'abondance totale ($\sim 7,7 \times 10^5 \text{ ind/m}^2$) zooplanctonique est assez typique en 2018, c'est à dire à la fin du printemps (alors qu'il avait très précocement en 2017, au mois d'avril), sans pour autant être associé à un maximum local important de transparence des eaux (mesurée à seulement 4 m). La date du maximum d'abondance zooplanctonique printanier est donc celle attendue, et suit de fortes abondances phytoplanctoniques printanières, largement représentées au mois de mai par les diatomées *Fragilaria* et *Cyclotella* mais également par le crysophyte *Dinobryon* et le dinoflagellé *Ceratium* (Figure 3).

Les effectifs de l'ensemble de la communauté microcrustacéenne sont au plus bas en début d'été (juin- juillet) avant de connaître, pour chaque groupe, de plus fortes abondances au cours de l'été. Tout au long de l'automne, ce sont les calanides qui constituent le groupe crustacéen le plus abondant.

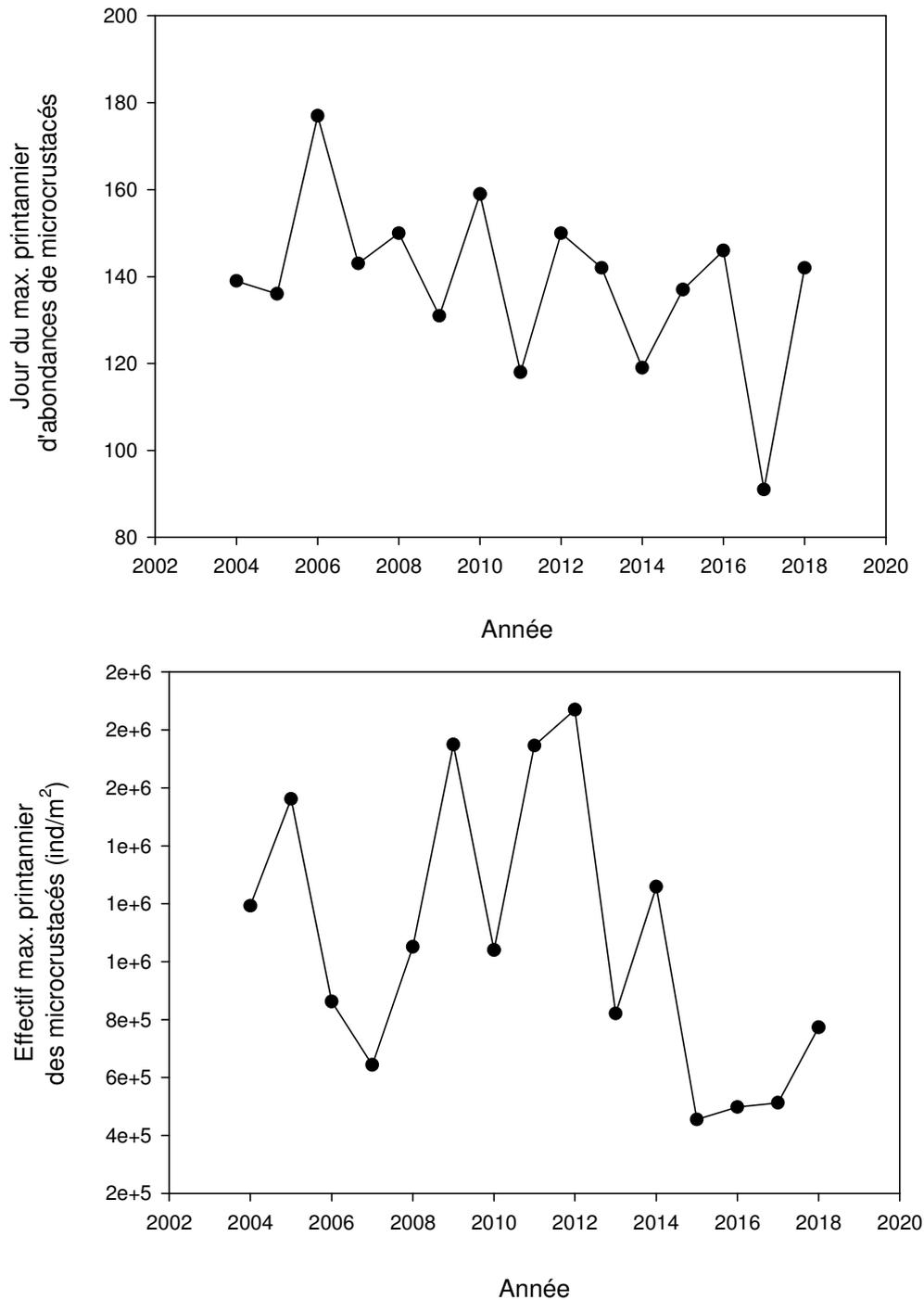


Figure 3 Caractéristiques interannuelles du maximum printannier d'abondance des micro-crustacés au lac du Bourget. (a) date du maximum printannier. (b) effectifs atteints

Pour affiner l'analyse et le lien potentiel avec le phytoplancton, plusieurs groupes peuvent être suivis plus dans le détail. Ainsi, les pics d'abondances observés des branchiopodes herbivores, représentés par *Daphnia longispina*, *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*, suivent un schéma de succession assez reproductible d'une année à l'autre depuis le début des suivis (Figure 4). Les changements saisonniers dans la communauté des branchiopodes herbivores résultent à la fois de changements dans l'abondance des espèces, mais aussi dans leur dominance relative au sein de la

communauté. En 2018, comme pour la plupart des années précédentes, le pic d'abondance printanier est majoritairement composé de *D. longispina*. Le pic de fin d'été-début d'automne des branchiopodes résulte, chaque année, de l'augmentation à la fois des abondances de *D. longispina* mais aussi de l'espèce thermophile *D. brachyurum*.

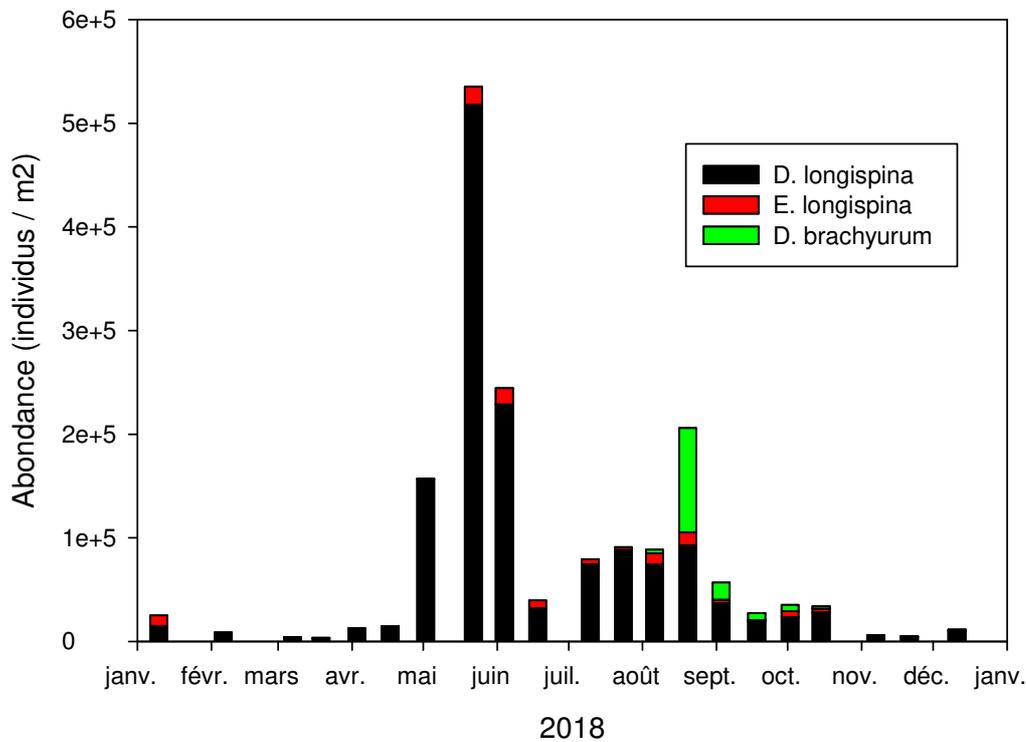
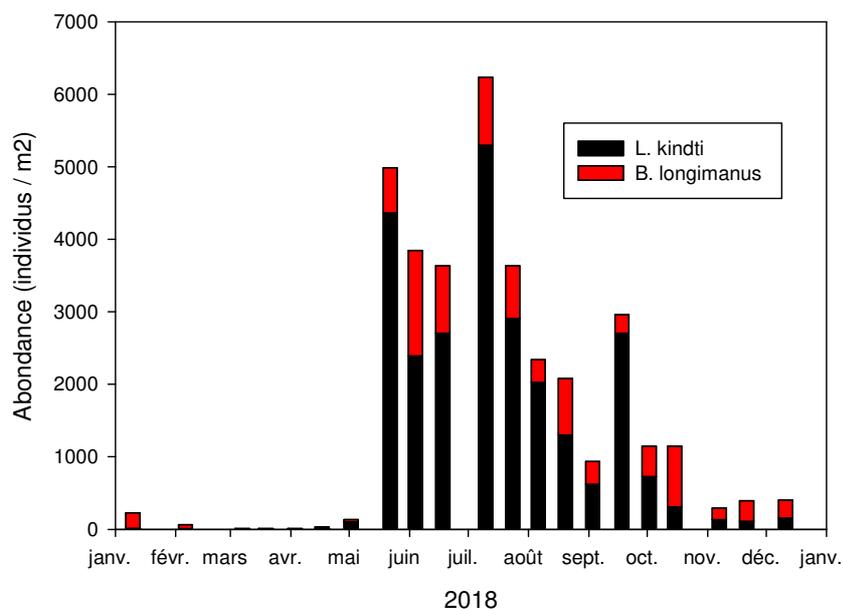
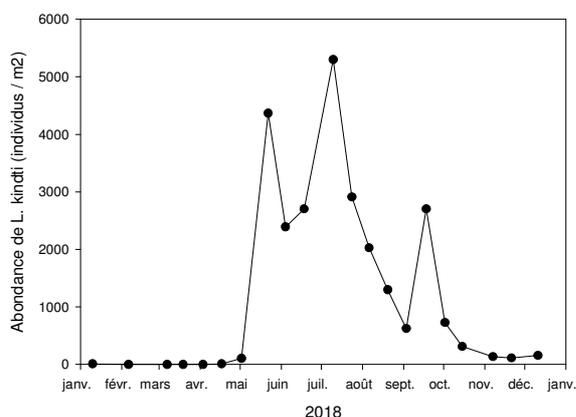


Figure 4 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores au lac du Bourget en 2018

Les effectifs des cladocères prédateurs représentés par *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus* sont de plusieurs ordres de grandeurs inférieurs à ceux des cladocères herbivores (Figure 5). Ces deux espèces sont toutefois supposées jouer un rôle important dans la dynamique des autres espèces car exerçant à priori une prédation forte sur les petites formes crustacéennes (Manca & Comoli 1995) et représentant une proie préférentielle pour les poissons en été. Les cladocères prédateurs n'apparaissent typiquement dans la communauté zooplanctonique qu'en fin de printemps ou d'été. Il s'agit de deux espèces à « preferendum estival » dont la période de développement maximal a donc lieu pendant la saison chaude. En 2017, une succession semblait opérer entre ces deux espèces ; cette communauté était en effet surtout représentée par *B. longimanus* au cours de l'été, suivie en fin d'été début d'automne par *L. kindti*. 2018 apparaît très différente car les deux espèces sont présentes en même temps tout au long de l'été et de l'automne. De plus *L. kindti* est prépondérante en été alors que c'est *B. longimanus* à l'automne (Figure 5).



a



b

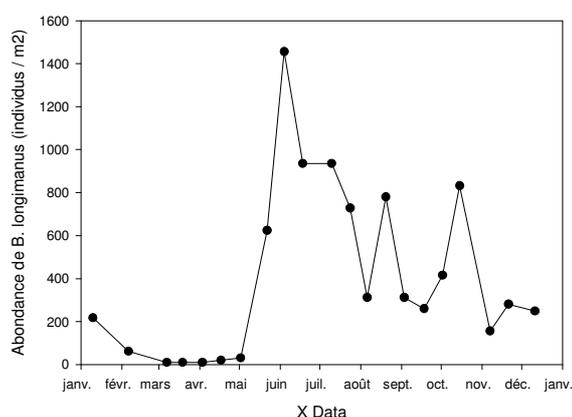


Figure 5 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs au lac du Bourget en 2018, considérés ensemble (figure du haut) et séparément (figures du bas) (a) *Leptodora kindti* et (b) *Bythotrephes longimanus*

En 2018, la saisonnalité des cyclopoïdes n'est pas marquée bien que l'on observe une dynamique globale bimodale avec deux plus fortes abondances au printemps et à la fin de l'été entrecoupée par des effectifs faibles en tout d'été (Figure 6). L'augmentation des effectifs entre le début d'année et l'été est presque exclusivement due à *E. gracilis* et à *C. prealpinus* (*adultes et nauplii*) qui augmente au fur et à mesure du printemps. Bien que décrite comme une espèce thermophile *T. crassus* est observée tout au long de l'année en 2018 alors qu'elle apparaissait plus tardivement en 2017.

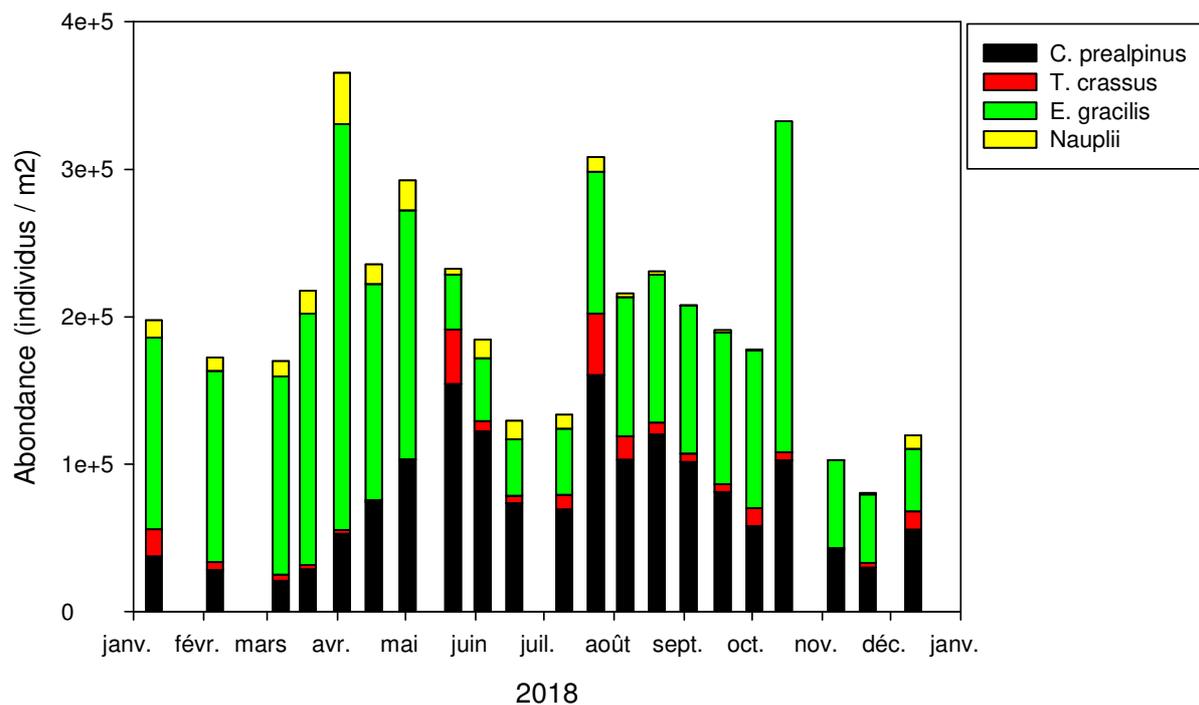


Figure 6 Evolution saisonnière de la composition des copépodes cyclopoïdes au lac du Bourget en 2018

La dynamique saisonnière de la seule espèce de copépode calanoïde présente au lac du Bourget (*Eudiaptomus gracilis*) est assez comparable à celle de cyclopoïdes (Figure 7).

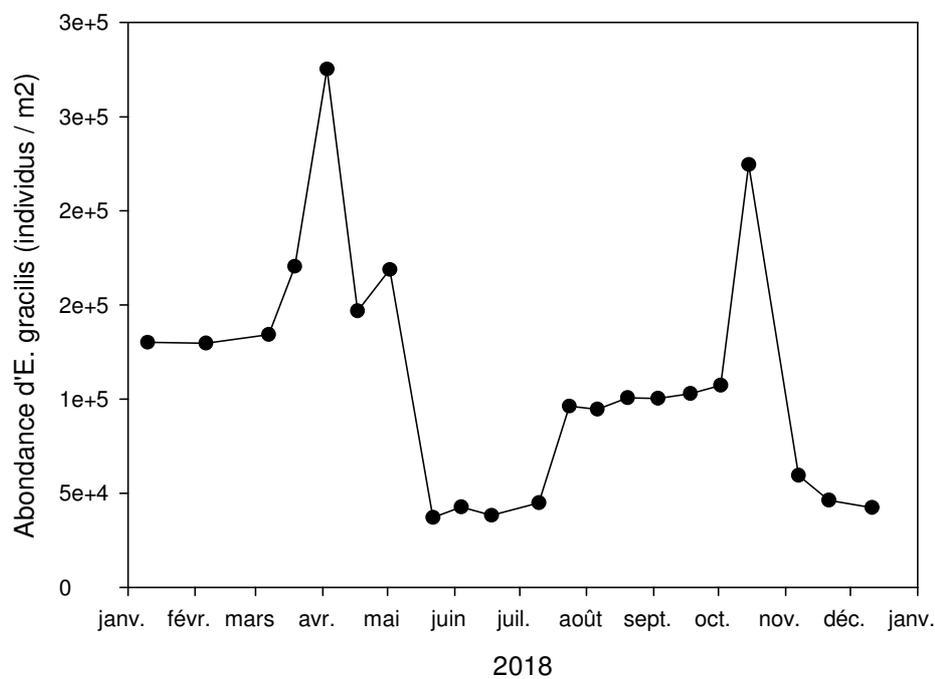
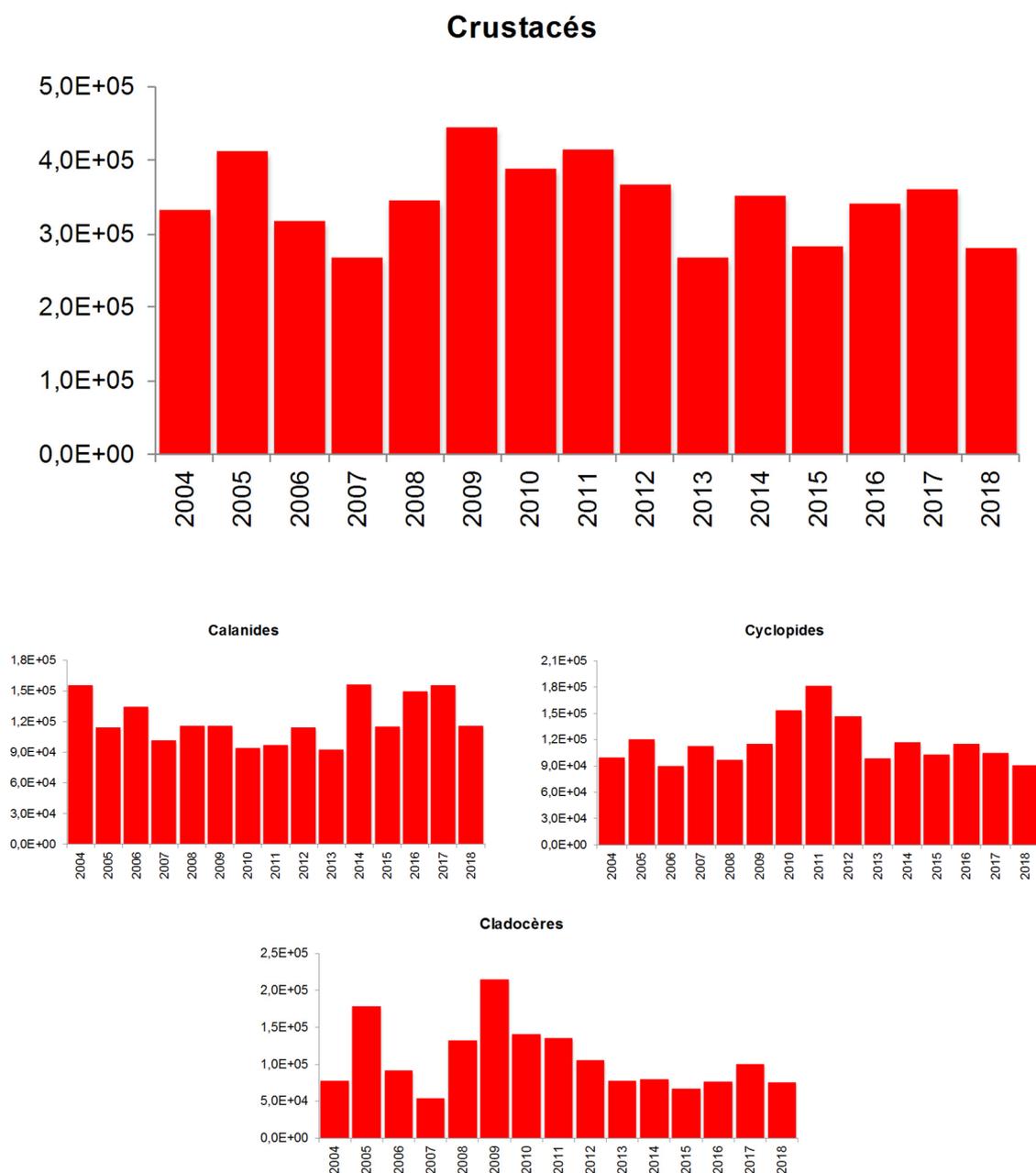


Figure 7 Evolution de l'abondance d *Eudiaptomus gracilis* au lac du Bourget en 2018

III. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2018

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen, en 2018, soit 282 000 ind.m⁻² est comparable à 2015 (avec 284 000 ind.m⁻²) mais inférieure aux années 2016 et 2017, avec environ 350 000 ind.m⁻² (Figure 8). Les effectifs totaux sont assez constants d'une année sur l'autre, sans qu'aucune tendance claire ne s'en dégage réellement. Les diminutions des concentrations en phosphore observées au cours de la dernière décade ont engendré des modifications nettes de la biomasse et de la communauté phytoplanctoniques mais les conséquences structurelles sur le compartiment des micro-crustacés dans son ensemble semblent plus subtiles.



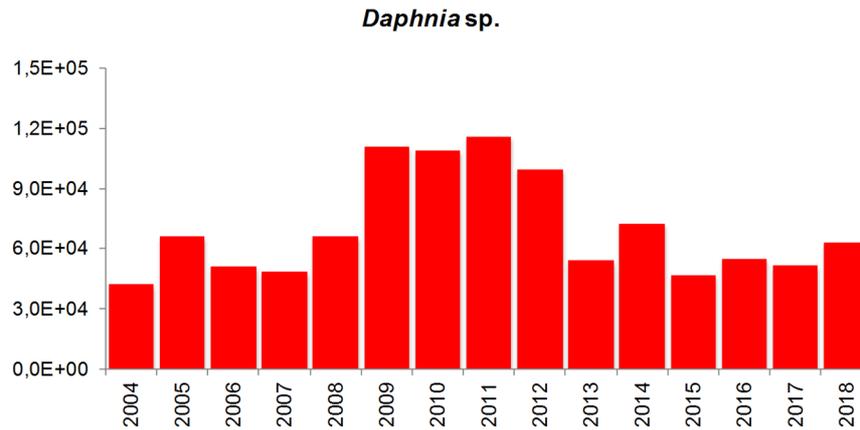


Figure 8 Abondances moyennes annuelles crustacés totaux, des calanides, des cyclopidés, des cladocères et des Daphnies au lac du Bourget entre 2004 et 2018

Effectivement, à l'échelle interannuelle, les effectifs de micro-crustacés (totaux ou par classes), sont indépendants de la biomasse phytoplanctonique moyenne annuelle (Figure 9) si bien qu'aucune corrélation ne se dessine entre les deux communautés prises en totalité ($r=-0,19$, $n=14$).

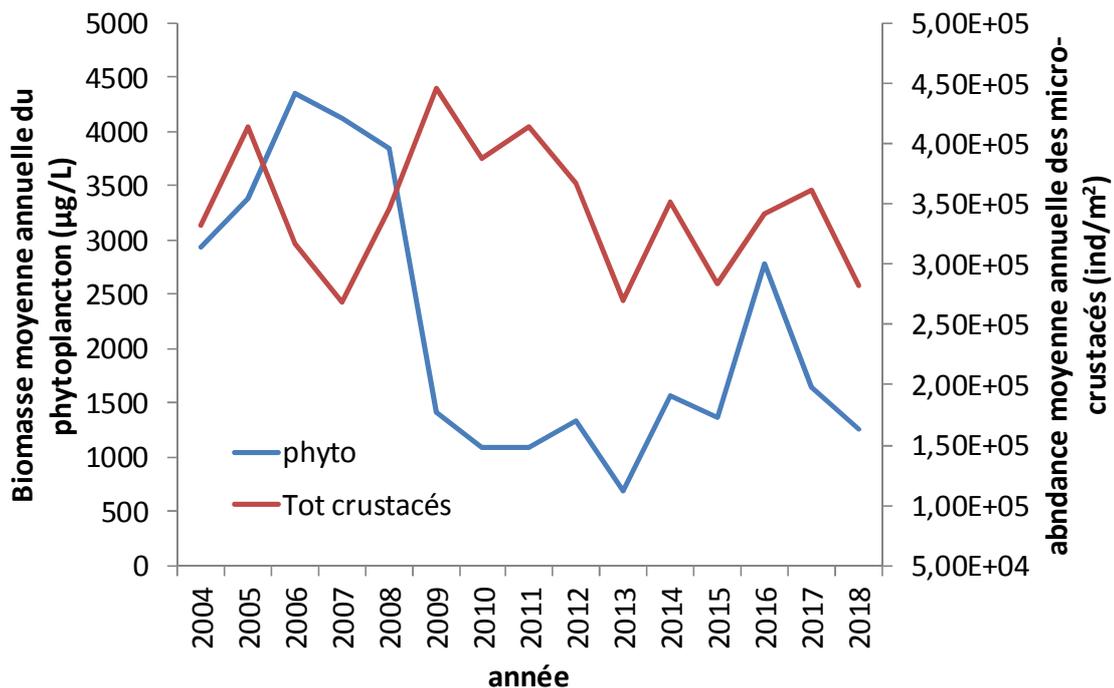


Figure 9 Comparaison des biomasses phytoplanctoniques et effectifs totaux de micro-crustacés au lac du Bourget de 2004 à 2018

Le maintien des effectifs de micro-crustacés sur la série 2004-2018, en dépit d'une diminution marquée après 2009 des biomasses phytoplanctoniques souligne néanmoins une amélioration nette de l'efficacité trophique, c'est à dire de la proportion de biomasse phytoplanctonique efficacement intégrée

dans le réseau trophique pélagique, depuis le déclin de l'efflorescence de *P. rubescens* (revenue toutefois en 2016 et 2017).

L'augmentation de l'efficacité trophique constitue un indicateur de l'amélioration du fonctionnement écologique du lac du Bourget. L'absence de relation directe entre biomasse phytoplanctonique et effectifs zooplanctoniques totaux indique que le contrôle ascendant du compartiment zooplanctonique n'est pas de même intensité à toute saison (Sommer et al. 2012) ni sur tous les taxons.

Les effectifs moyens annuels des calanoïdes (représenté par l'unique espèce *Eudiaptomus gracilis*) sont toutefois particulièrement bien corrélés aux biomasses moyennes annuelles des classes algales typiques d'eaux de bonne qualité (diatomées et Chrysophycées), indiquant un contrôle ascendant sur cette espèce dicté par la disponibilité d'algues de bonne qualité nutritionnelle pour ce taxon exigeant (Figure 10).

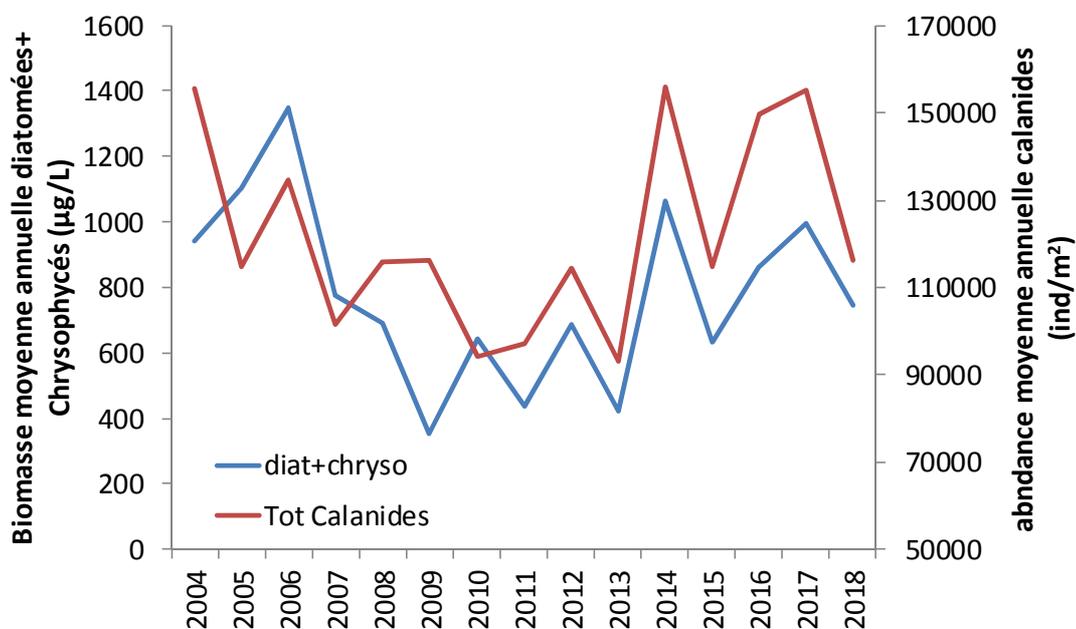


Figure 10 Comparaison des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de calanoïdes au lac du Bourget de 2004 à 2018

Pour les autres taxons micro-crustacéens, aucun lien entre abondance ou qualité de la ressource phytoplanctonique et effectifs moyens annuels n'a pu être mis en évidence. Les fluctuations des abondances moyennes de micro-crustacés ou de leur composition, ne semblent pas non plus directement liées au climat, et notamment à la température de l'air moyenne de l'année en cours.

Les dernières années du suivi ont été parmi les plus chaudes enregistrées depuis le début des suivis météo-France mais les répercussions sur le compartiment zooplanctonique s'exercent plus au niveau de la phénologie (notamment pour les copépodes) qu'à celle de l'abondance totale ou de la composition des communautés de micro-crustacés. Il est toutefois à noter que l'effet du climat sur le

zooplancton s'exerce selon des processus antagonistes. Si une élévation des températures de l'eau peut à la fois favoriser la production primaire ainsi que les taux de croissance des taxons micro-crustacés, elle augmente aussi le taux et la période de prédation par les espèces ou les stades de poissons zooplanctonophages (Alric et al. 2013). Des études théoriques, conceptuelles ou expérimentales récentes tendent à ré-évaluer, à la hausse Le rôle de la prédation dans le contrôle descendant des dynamiques saisonnières et interannuelles du zooplancton lacustre (Sommer et al. 2012, Kratina et al. 2012, Domis et al. 2013). Les données actuellement disponibles dans le suivi ne permettent pas encore d'évaluer directement le rôle du contrôle par la prédation dans le cadre du Bourget (ni des autres lacs de l'observatoire) mais l'intégration de ces données dans des initiatives de modélisation telles qu'initiées au CARTELE pourront à terme en fournir des informations quantitatives.

IV. Conclusion

Si la dynamique du zooplancton reproduit globalement celle des années précédentes, elle est remarquable par les faibles abondances du pic printanier, qui pourraient elles-mêmes être liées à une composition phytoplanctonique atypique et des biomasses relativement faibles. 2016 et 2017 avaient été marquées par la présence remarquée de *P. rubescens*, qui avait peut-être impacté d'une façon ou d'une autre une partie de la communauté zooplanctonique. 2018 en a été exempt. Les relations entre les modifications des compartiments phytoplanctoniques et zooplanctoniques à l'échelle interannuelle ne s'expriment qu'au niveau de certaines caractéristiques structurelles (effectifs des calanoides) ou fonctionnelles (efficacité trophique). Toutefois, une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessite une intégration plus explicite de la prédation par les poissons.

RECHERCHES PORTANT SUR LE PEUPLEMENT PISCICOLE

En 2018, le poisson du lac du Bourget a été l'objet comme les années précédentes d'un suivi multi-indicateurs, à travers (i) des pêches scientifiques, (ii) des campagnes d'hydroacoustique et (iii) des récoltes de données halieutiques. Au sommet de la chaîne trophique, les communautés de poisson intègrent les changements d'états des écosystèmes aquatiques et les perturbations subies. Les données acquises en 2018 ont pu être comparées aux campagnes similaires réalisées en 2005 et à la série 2010-2017.

I. Introduction

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

Ces travaux ont pour principal objectif de coupler 3 méthodes indépendantes de suivis des espèces et du peuplement, à savoir pêches aux filets, l'hydroacoustique et les statistiques de pêche, afin de dégager des tendances d'évolution piscicole qui pourront être mises en relation avec l'état écologique du lac. Ainsi, le poisson sera pris en compte dans une approche 'bio-indicateur' de l'état écologique du lac, cet indicateur étant plus intégrateur que les autres qui sont déjà suivis par ailleurs (*cf autres chapitres de ce rapport*). Ce document décrit les différentes techniques utilisées qui visent chacune des échelles différentes : le peuplement, par l'hydroacoustique, les populations, à travers les méthodes de pêches utilisant les filets normalisés CEN, l'individu au travers des statistiques de pêches. L'évolution des communautés ichtyaires sera ensuite mesurée à partir des données des campagnes annuelles antérieures : 2005 et la période 2010-2017 (Decelières-Vergés 2008, Agence de l'eau RMC

2011, et les rapports antérieurs de suivi). Ces données pourront être utilisées pour apporter des éléments de réflexion pour la gestion halieutique, avec des bases fiables et robustes.

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

II. Méthodes utilisées

II.1. Hydroacoustique

L'utilisation de l'hydroacoustique dans les milieux aquatiques est maintenant bien développée et acceptée comme une méthode reconnue, en particulier dans les lacs (Guillard et al. 2006, Guillard & Lebourges, 2014, Sotton et al. 2011, Winfield et al. 2009). Le lecteur intéressé pourra se référer en particulier à l'ouvrage de Simmonds et MacLennan (2005) qui fait référence ainsi qu'à deux chapitres d'ouvrages (Brandt 1996, Guillard & Marchal 2001) plus précisément consacrés à l'utilisation de l'hydroacoustique en milieu lacustre. Nous rappellerons seulement que l'hydroacoustique est une méthode non destructive qui permet d'obtenir une image quantitative du peuplement, les répartitions en classes de taille des individus et leur répartition spatiale, pour la partie du peuplement accessible à cette méthode, toutes espèces confondues. Le protocole employé sur le lac du Bourget est le protocole standard déjà utilisé par l'équipe dans d'autres lacs et retenues, conforme aux travaux en cours de normalisation européenne (CEN 2009) et américaine (Parker-Stetter et al. 2009).

Des parcours de nuit sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible, selon un parcours dit en transects, effectués à environ 8 km.h⁻¹ depuis l'unité de navigation Antarès 6.50 m. L'échantillonnage est réalisé la même semaine que les pêches, soit en 2018 le 02 et 03 octobre. Le matériel est constitué d'un sondeur SIMRAD EK80-7C, fréquence 120 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 7° à -3 dB, fixé à environ 70 cm en dessous de la surface de l'eau. Il est à noter que depuis 2017 les caractéristiques de ce transducteur sont différentes, l'ouverture est plus petite (7° vs 11°).

La longueur d'impulsion du sondeur est de 0.256 ms (Godlewska et al. 2011) et le nombre d'émissions par seconde fixé à 5. Un ordinateur gère et stocke les données, qui sont géo-référencés par un GPS.

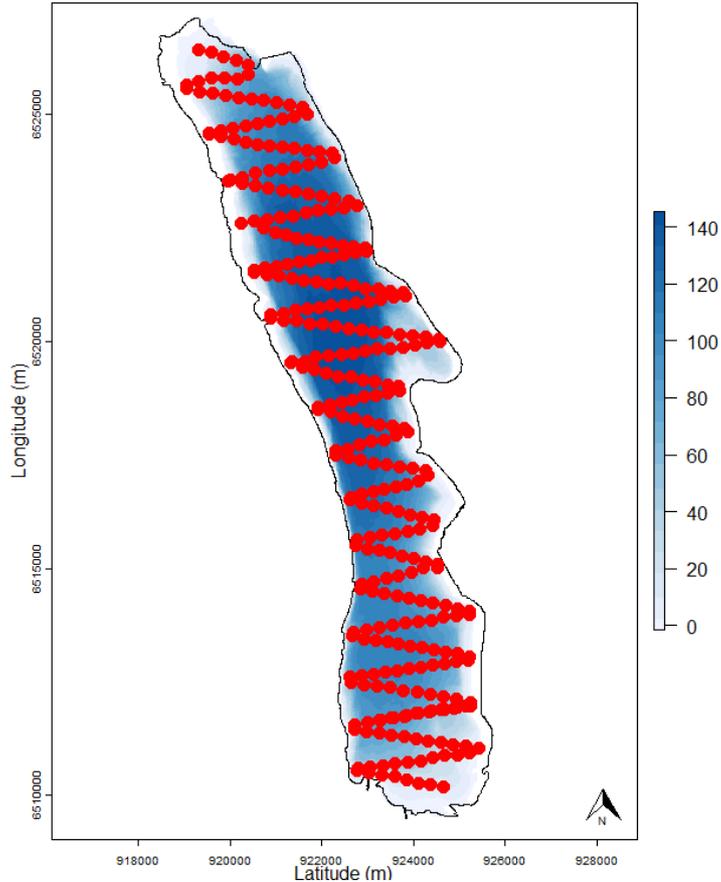


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2018

Les échantillonnages acoustiques se composaient d'environ 31 transects sur la période 2005-2015 distants d'environ 500 mètres (Jacquet et al. 2018). En prévision du changement de protocole (parcours effectués par un drone) qui devrait avoir lieu dans les prochaines années, des parcours en zig-zag avec un cover-ratio similaire ont été employés à partir de 2016. Il a été montré que les estimateurs obtenus sont similaires quel que soit le protocole d'échantillonnage utilisé, sous réserve d'un cover-ratio équivalent (Guillard & Vergés 2007). La figure 1, présente le parcours réalisé pour la campagne de 2018.

Les données acoustiques ont été analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk et Lindem, 2006). Les séquences d'échointégration, unité élémentaire d'échantillonnage, couvrent une distance d'environ 250 mètres et permettent d'obtenir une valeur de la « densité acoustique moyenne», exprimée en S_a ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (MacLennan et al. 2002), proportionnelle à la quantité de poisson détectée dans le volume échantillonné : on considère cette valeur comme un 'proxy' de la densité de poissons (Simmonds et MacLennan 2005).

Pour des raisons techniques, la zone entre la surface et les premiers mètres (environ 3 m) n'est pas échantillonnée, ainsi que les zones littorales d'une profondeur de fond inférieure à 3-5 m. En 2018, l'analyse a été réalisée à partir de 4 m en raison du bruit en surface induits par des conditions météorologiques défavorables. Pour les calculs des estimateurs de biomasse acoustique réalisés à partir

des S_a ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (MacLennan et al. 2002), nous avons choisi une méthode simple pour les calculs d'estimation de stock de poissons, la moyenne arithmétique des valeurs (Guillard & Vergés 2007). En effet, celle-ci est considérée comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone si l'effort est réparti de façon homogène sans hypothèse statistique au départ (Smith 1990) et si l'effort d'échantillonnage est suffisant (Aglan 1989). Les sondeurs split-beam permettent le calcul de la position de chaque poisson dans le cône acoustique et donc de leur index de réflexion compensé (Target Strength : TS) exprimé en dB (MacLennan et al. 2002). Cet index de réflexion est, pour une espèce donnée, proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds et MacLennan 2005). Nous ne disposons pas d'équations de la littérature pour les espèces présentes dans le lac du Bourget mais l'utilisation de l'équation classique de Love (1971) permet d'appréhender les répartitions en taille des poissons dans le milieu naturel (Emmerich et al. 2012). Les données sont analysées en mode 'tracking' (Balk & Lindem 2006), permettant d'associer plusieurs cibles individuelles pour définir un poisson (Godlewska et al. 2009) (2 cibles minimum pour les couches supérieures à la thermocline, 3 pour les couches inférieures). Cette approche permet de lisser la variabilité des réponses des valeurs de TS.

C'est à partir de ces valeurs moyennes qu'on définit ensuite la densité de poissons (ρ_a , nbre de poisson. ha^{-1}) basée sur la Sv/TS scaling method' (Balk & Lindem 2006) à partir de l'équation de Forbes & Nakken (1972) : $\rho_a = S_a/\sigma$ (σ étant défini par $TS = 10 \log (\sigma /4\pi)$ (Diner & Marchand, 1995).

Les seuils d'acquisitions ont été définis à -60 dB pour les TS ($40 \log R$) et -66 dB pour les S_a ($20 \log R$ data) conformément aux recommandations des normes internationales (CEN 2009, Parker-Stetter et al. 2009). A titre indicatif, à partir de l'équation de Love (1971), les poissons ayant une TS inférieure à -42 dB correspondent à des poissons mesurant au maximum 15 cm, et les poissons ayant une TS supérieur à -36 dB à des poissons mesurant plus de 30 cm. Pour l'analyse des données, la masse d'eau est divisée en deux couches 4.0 m-14 m, pour la couche dite de surface et 14 m-fond pour la couche dite inférieure. La division en deux couches est fonction de la structure thermique du lac au moment où s'effectuent les campagnes (Figure 2). Le régime thermique du lac n'étant pas homogène sur toute la surface et selon les jours d'échantillonnage (Cuypers et al. 2011), les analyses peuvent s'adapter en fonction de la profondeur de la thermocline, selon les zones, si des hétérogénéités nettes sont détectées. Les poissons, selon les espèces, se répartissent en effet dans les couches superficielles chaudes ou profondes froides (Guillard et al. 2006, Mehner et al. 2010).

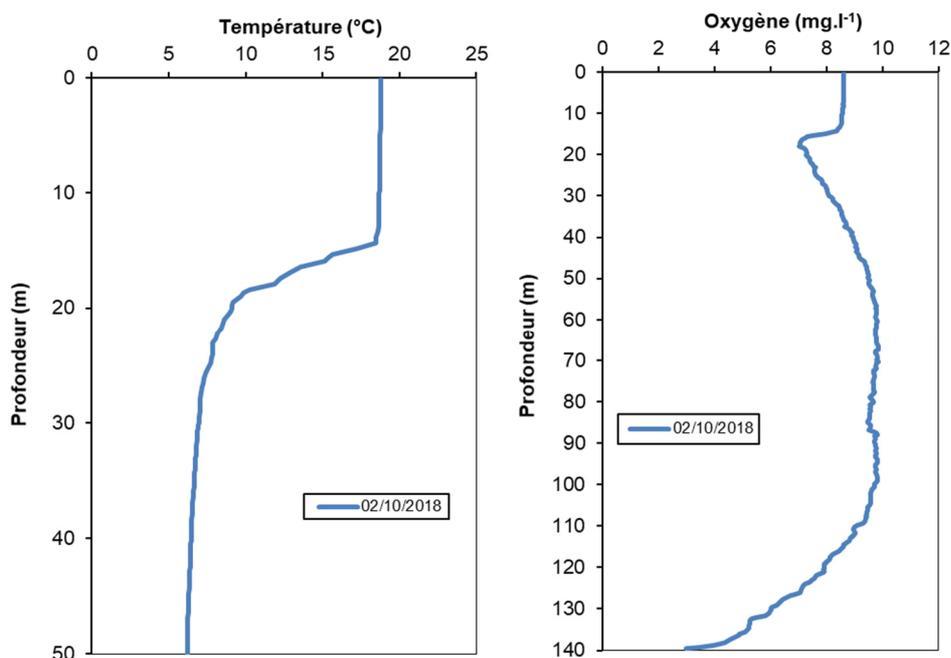


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 02/10/2018

II.2. Pêches aux filets CEN

Le protocole d'échantillonnage qui a été choisi pour le suivi annuel du peuplement de poissons correspond au protocole de la norme EN 14757 (Appelberg 2000), mise en œuvre dans les plans d'eau européens dans le cadre de la DCE¹. Cette norme prévoit l'utilisation de filets benthiques posés de façon aléatoire, dans des strates préalablement définies (Tableau I), avec un effort proportionnel à la surface et la profondeur du plan d'eau. De plus, des filets pélagiques sont posés dans la zone de la plus grande profondeur du lac.

Tableau I nombre de filets théoriques par strates

Strates	Nombre de filets
< 3 m	10
3 à 5.9 m	10
6 à 11.9 m	10
12 à 19.9 m	10
20 à 34.9 m	10
35 à 49.9 m	6
50 à 74.9 m	6
> 75 m	4
Total	68
Surface total de filets²	69 * 30 * 1.5 = 3060 m²

¹ Directive Cadre Eau

² Cette surface peut être légèrement différente en cas de perte de filets : par exemple, en 2011 et 2013 un filet n'a pas été retrouvé.

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

Tableau II Tailles des mailles et disposition des mailles

N° de nappe	Taille de maille (mm)
1	43
2	19.5
3	6.25
4	10
5	55
6	8
7	12.5
8	24
9	15.5
10	5
11	35
12	29

Les filets pélagiques, longs de 27,5 mètres et hauts de 6 mètres, sont similaires dans leur composition aux filets benthiques. Seule la nappe de maille 5 mm est absente, du fait de l'impossibilité technique de réaliser à cette dimension de maille des nappes de 6 mètres de haut. Couplés par deux, ils sont ancrés au point le plus profond du lac (Figure 3). Par l'intermédiaire de suspentes, ils sont descendus quotidiennement d'une profondeur de 6 mètres, afin d'explorer toute la tranche d'eau jusqu'à une profondeur de 50 mètres. La norme précise que les données issues des filets pélagiques sont uniquement qualitatives.

Afin de pouvoir effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, 3 batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour 2 strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques en 2018 a donc été de 3.630 m². En 2010, la surface posée était identique l'objectif étant d'échantillonner les strates jusqu'à 70 m de profondeur. Pour mémoire, en 2011 et 2005, la surface totale des filets pélagiques était de 2.640 m², soit 2 batteries. Afin de comparer les données sur la série avec un effort de pêche identique et les filets des strates profondes n'ayant rien capturé, l'effort de pêche a été ramené aux couches jusque 50 m et est donc fixé à 2970 m².

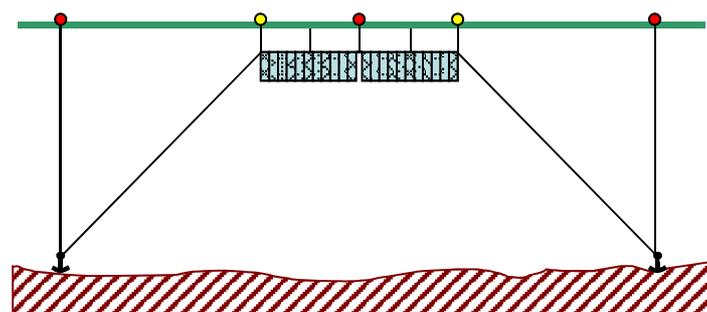


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique

Les filets doivent être posés avant le coucher du soleil, avant le pic d'activité de la faune piscicole, et doivent être relevés au lever du jour. Le temps de pose pour tous les filets est fixé à 12 heures environ. Le démaillage des filets et le traitement des échantillons de poissons s'effectuent à terre. Chaque filet est démaillé nappe par nappe, afin d'identifier et dénombrer les espèces capturées, par filet et par taille de maille. Des mesures biométriques (taille, poids...) sont réalisées sur tous les individus capturés et des prélèvements (écailles, opercules, chaire...) sont effectués sur les espèces dominantes. Pour certaines classes d'âges d'espèces très abondantes, comme la perche (*Perca fluviatilis*), tous les individus sont mesurés, mais pas tous pesés.

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

II.3. Suivi halieutique

II.3.1. Pêche professionnelle

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

Les pêcheurs professionnels sont dans l'obligation de déclarer leurs captures annuellement auprès de la DDT73. Les captures des pêcheurs professionnels sont ainsi suivies depuis 1920. A la fin des années 90, un suivi scientifique des captures de la pêche professionnelle a été instauré par l'INRA en même temps que le démarrage du programme de pacage lacustre. Depuis 2003, ce suivi est piloté par le CISALB. Il est axé essentiellement sur la population de lavarets. Le principe est d'effectuer 2 à 3 échantillonnages par mois dans les captures de lavarets de la pêche professionnelle afin de décrire la dynamique de la population exploitée. L'échantillonnage consiste à mesurer tous les poissons de la pêche du jour et à prélever des écailles pour la détermination de l'âge.

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

II.3.2. Pêche amateur

Ce sont les Associations agréées pour la pêche et la protection du milieu aquatique (AAPPMA) de Chambéry et d'Aix-les-Bains qui se partagent les 6 lots de pêche du lac du Bourget. Les lots 5 et 6 sont spécifiquement réservés à la pêche amateur (Figure 4). La pêche à la ligne se pratique du bord (catégorie non suivie) ou depuis un bateau.

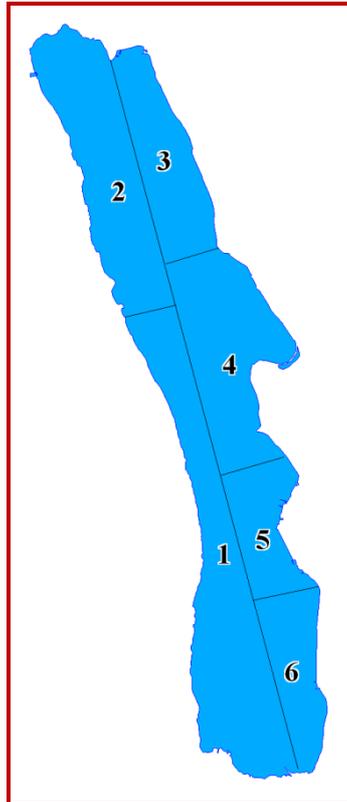


Figure 4 Lots de pêche du lac du Bourget

Aucune statistique de la pêche amateur n'est disponible avant 1987. A partir de cette date, la catégorie pêche à la traîne a été suivie avec la mise en place d'un permis et d'un carnet obligatoire de déclaration des captures. L'évolution du nombre de permis traîne est restée relativement constante sur la période 1987-1994, oscillant entre 489 et 529 permis (Figure 5). A partir de 1995, ce permis est rattaché au permis de pêche en bateau afin d'être en accord du point de vue de la réglementation. Après une longue période de stagnation autour de 1500 pêcheurs amateurs en bateau, ce nombre tend à augmenter depuis 2010 et un record a même été atteint en 2016 avec plus de 2000 carnets vendus. Jusqu'en 1994, le taux de retour des carnets de la pêche amateur variait de 50 à 73 %, ensuite il n'a fait que chuter (moins de 10 % en 1998). En 2004, grâce à une meilleure communication des résultats, une sensibilisation des pêcheurs et une modification du carnet, le taux de retour a fortement augmenté pour atteindre 50 % entre 2010 et 2014. Depuis 2 ans il est repassé sous la barre des 50 %. Les statistiques de captures de la pêche amateur sont tenues par le CISALB depuis 2003.

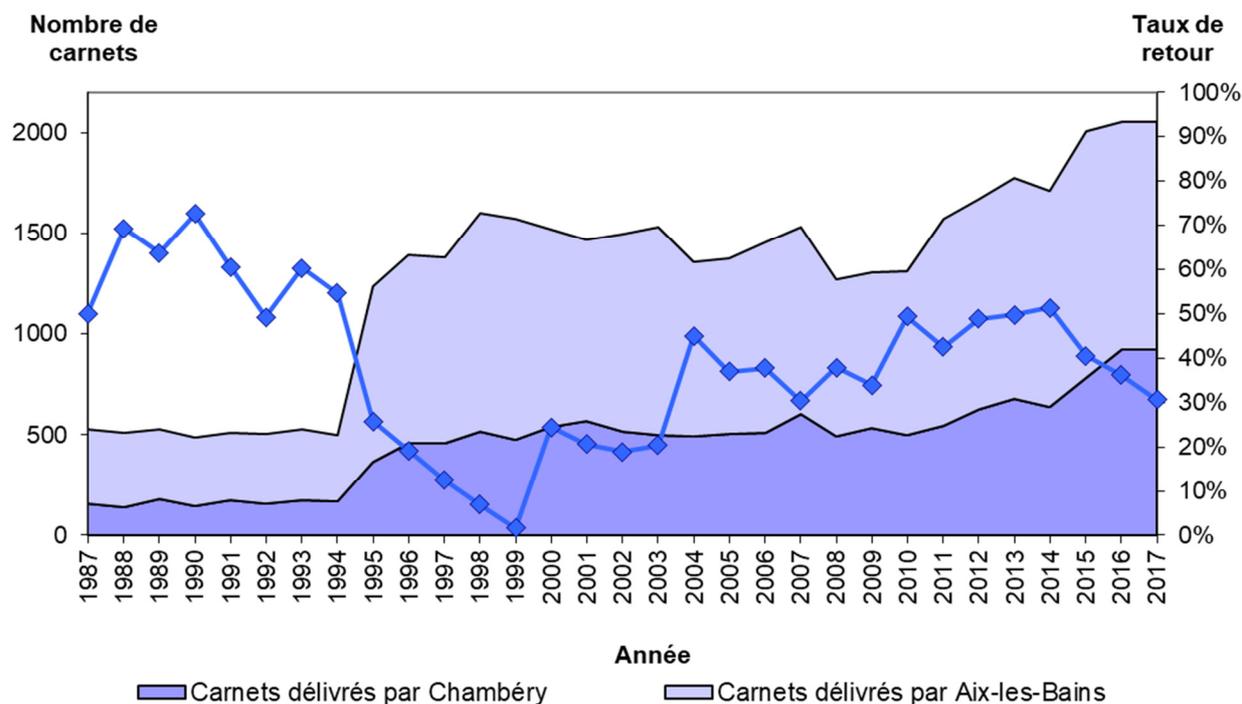


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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

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

Les données récoltées par ces pêcheurs sont analysées et interprétées par le CISALB et font l'objet d'un rapport annuel (CISALB 2018).

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Analyse annuelle

En 2018, le Sa moyen est de 0.18 pour la couche supérieure et de 0.46 pour la couche inférieure. Les séquences d'échointégration, exprimées en unité d'échointégration, sont visualisées par un cercle

dont la surface est proportionnelle à la biomasse détectée pour chaque couche (Figure 6). En 2018, en couche supérieure de plus fortes densités s'observent au sud avec une distribution littorale. Pour la couche inférieure, la répartition spatiale est homogène.

En 2018, le nombre de poisson identifié comme poissons 'trackés' est de 262 dans la couche supérieure et de 3157 dans la couche inférieure. En 2018, la couche supérieure est composée de plus de 89 % de poissons de taille inférieure à environ 15 cm, les poissons de l'année (inférieur à -40 dB, Love 1971, Emmrich et al. 2012). Concernant la strate inférieure elle se compose de plus de 20 % de poissons de tailles supérieures à 35 cm (- 34 dB, Love, 1971), avec un mode à -35 dB et un second à -48 dB (possiblement des 0+ de corégones) (Figure 7).

La répartition des cibles dans la colonne d'eau confirme un nombre de cibles plus faible et de plus petite taille dans la couche supérieure et une faible proportion d'individus de taille inférieure à -40 dB en couche profonde (Figure 10).

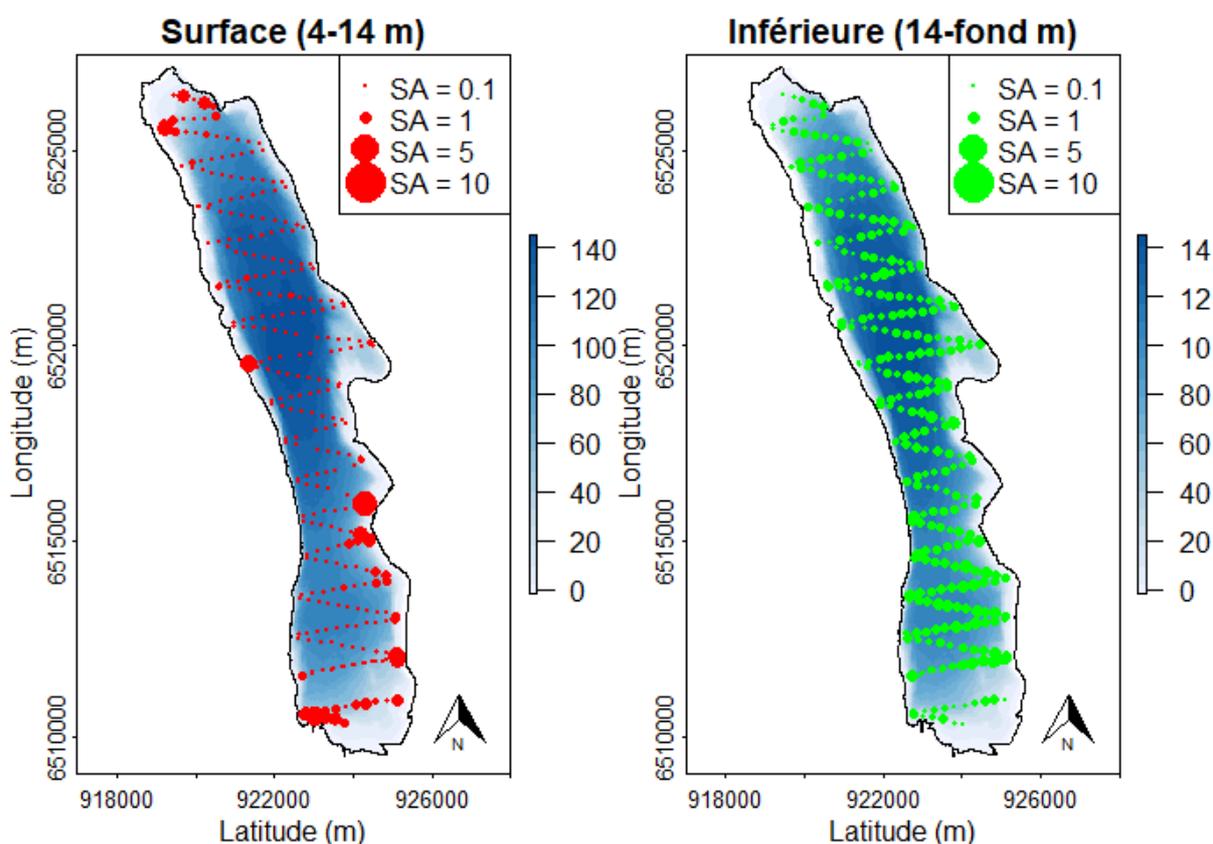


Figure 6 Séquences d'échantillonnage (Sa) pour les couches de surface et inférieure en 2018

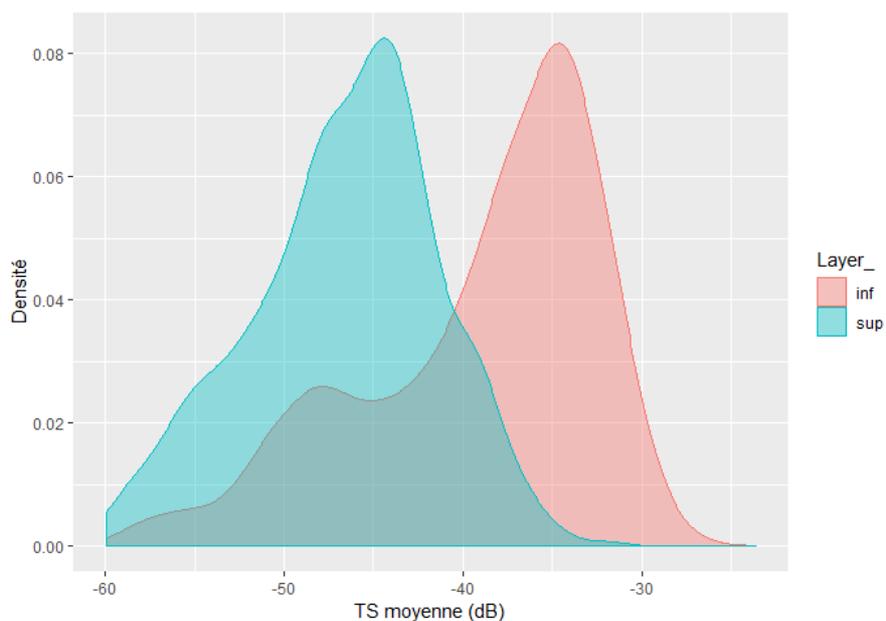


Figure 7 Distributions en taille pour la couche inférieure et supérieure

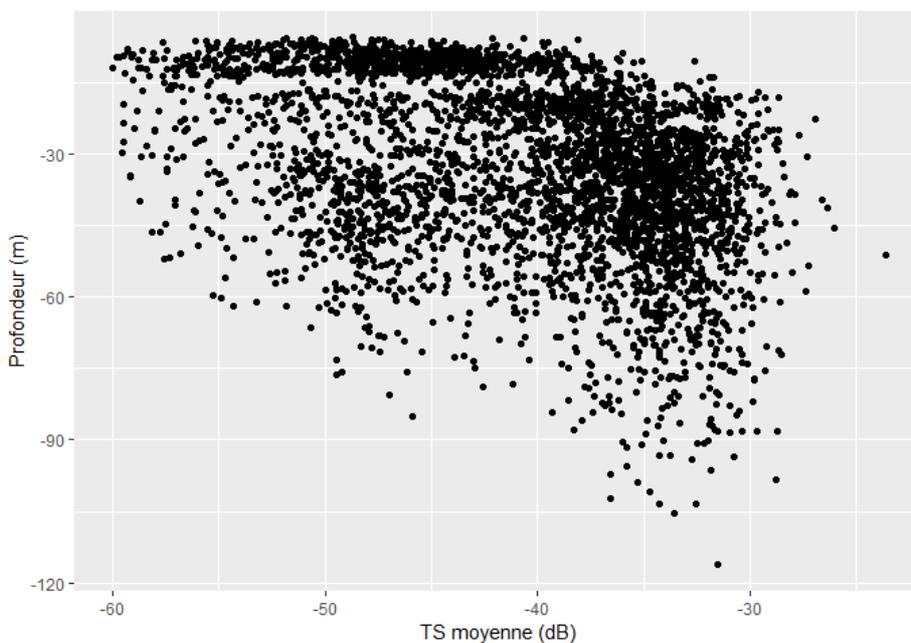


Figure 8 Distributions des cibles en fonction de la profondeur en 2018

III.1.2. Comparaison interannuelle

Les résultats des Sa moyens des neuf campagnes exprimés en unité d'échointégration, sont présentés dans la figure 9 pour la strate supérieure et pour la strate inférieure. Les valeurs des Sa moyens varient beaucoup dans la couche supérieure selon les années, la valeur de 2018 étant la valeur la plus faible de la série mais cette valeur reste proche de celle de 2011. Les valeurs de la couche inférieure sont plus stables et ce depuis 2010. En 2017, la valeur était la plus faible depuis 2010 (environ

la moitié des années précédentes) et on note une hausse en 2018, à des niveaux proches des valeurs obtenues en 2014 et 2015.

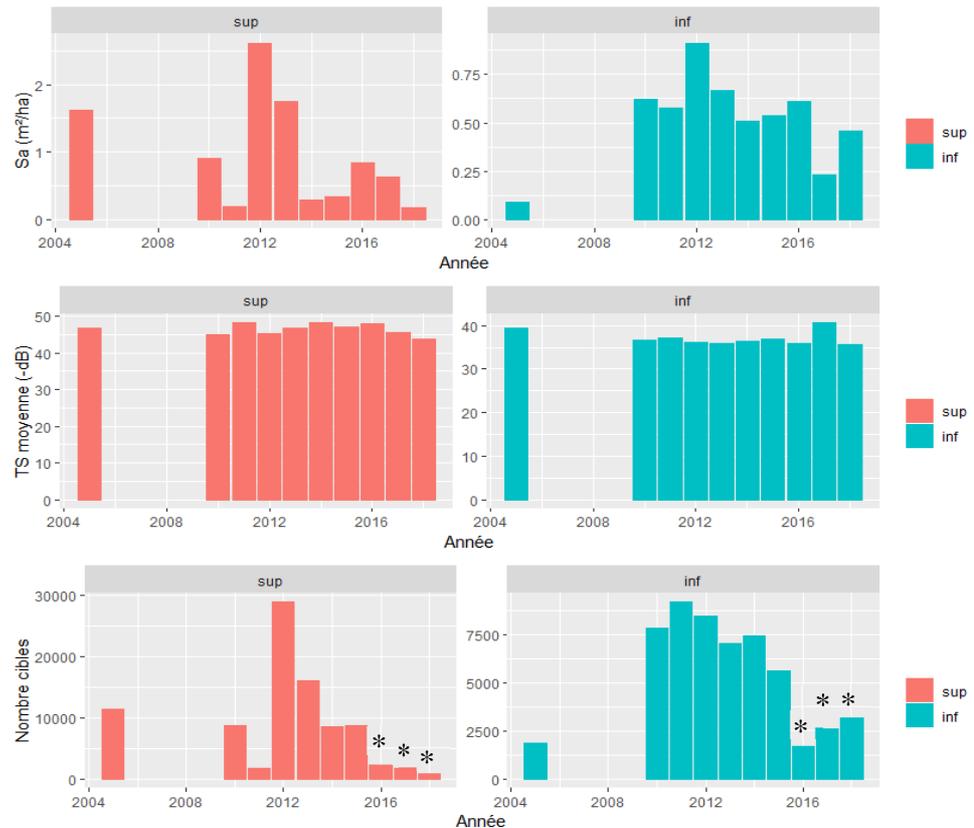


Figure 9 Sa moyen, TS moyennes et nombre de cibles détectées pour les deux couches en 2005 et à partir de 2010. (Données obtenues avec un angle d'ouverture de 7° *)

La distribution spatiale des poissons est très variable en couche supérieure tandis qu'elle est globalement stable en couche inférieure. À l'inverse, pour la couche inférieure quelque soit les années et les valeurs de densités enregistrées, les densités ont toujours une répartition spatiale assez homogène (Figure 6 et Jacquet et al. 2018).

Le nombre de cibles identifiées comme poissons est très variable selon les années dans les deux couches. Depuis 2016, le nombre de cibles est inférieur pour les deux couches mais ces données doivent être interprétées avec précaution. En effet, l'angle utilisé par le sondeur est différent des campagnes précédentes (7° contre 11° sur la période 2012-2015), le volume échantillonné est donc différent. Pour ce paramètre, seules les données depuis 2016 ont été comparées. Depuis 2016, on note une hausse du nombre de cibles en couche inférieure tandis qu'une diminution s'observe en couche supérieure.

Les TS moyennes sont variables dans la couche supérieure tandis qu'elles sont globalement stables en couche inférieure, excepté en 2017, où une forte proportion de poissons de petite taille était constatée.

En couche inférieure, les années 2011, 2014 et 2016 ont les TS moyennes les plus faibles tandis que les années 2005, 2013 et 2015 présentent des valeurs intermédiaires (Figure 10). Les valeurs obtenues en 2010, 2012, 2017 sont semblables et plus élevées. En 2018, la TS moyenne dans cette

couche est la plus élevée de la série. On note une distribution plus étalée par rapport à l'année 2017 (Figure 8). En 2017, le nombre de poissons <-40 dB était fortement majoritaire (plus de 70 %), avec un mode à -53 dB (possiblement des 0+ de corégone). Les TS moyennes sont similaires sur la série 2010-2016, exceptée l'année 2005 et 2017 qui se différencient avec une faible proportion de poisson de taille supérieures à -34 dB et des TS moyennes plus faibles (-39.5 dB en 2005 et -40 dB en 2017). En 2018, la distribution est similaire aux années précédentes avec un mode dominant à -35 dB. Un second mode s'observe à -48 dB qui pourrait correspondre à des 0+ de corégonnes, de plus grande taille par rapport à 2017.

L'occupation des couches superficielles est similaire en 2017 et 2018, elle diffère cependant en couche profonde, avec une répartition plus en profondeur en 2017 (Figure 11). On note cependant la présence en 2018 de poisson de grandes tailles détectés en dessous de 90 m, possiblement des corégonnes ou des ombles chevaliers. Sur la période 2005 et 2010-2016 et 2018, les poissons en couche inférieure sont répartis sur les 50 premiers mètres (Annexe A, Jacquet et al. 2018). En 2017, les poissons étaient plus dispersés et répartis plus en profondeur. Sur la période 2013-2015, une concentration importante de poissons était retrouvée dans la couche 15-20 m alors qu'une distinction nette entre les couches est constatée en 2016 comme en 2017 (Annexe B, Jacquet et al. 2018). Cette couche correspondait à la couche de présence maximale de cyanobactéries. Une distinction s'observe en 2018, mais dans une moindre mesure. Cette couche correspond à la thermocline qui est marquée.

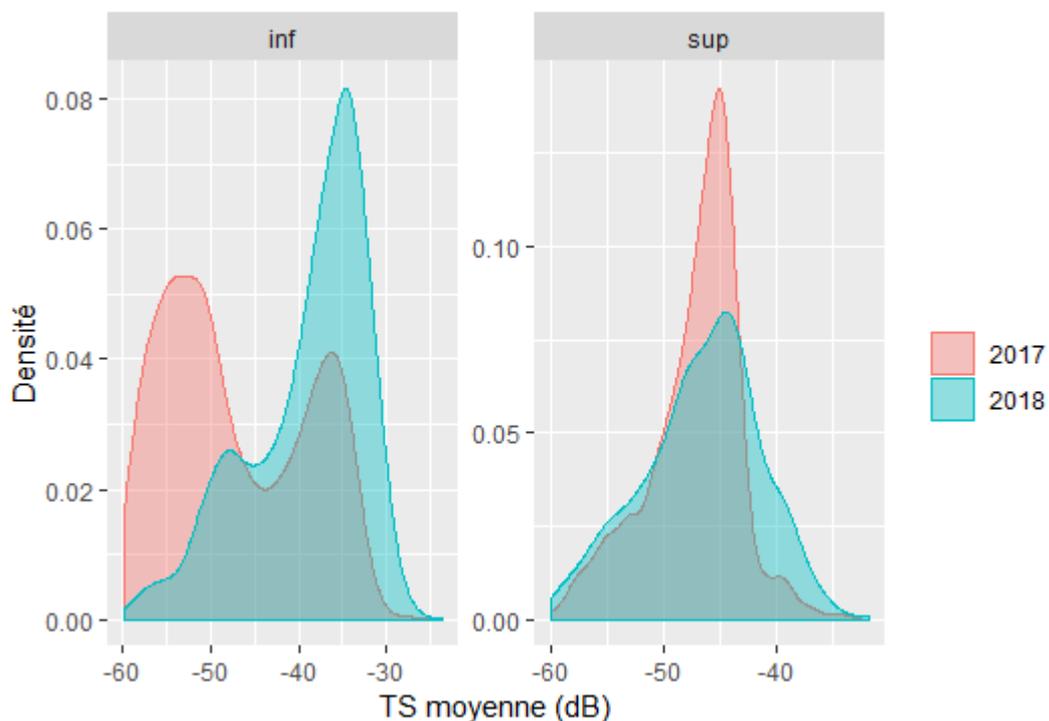


Figure 10 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure et inférieure pour les années 2017 et 2018

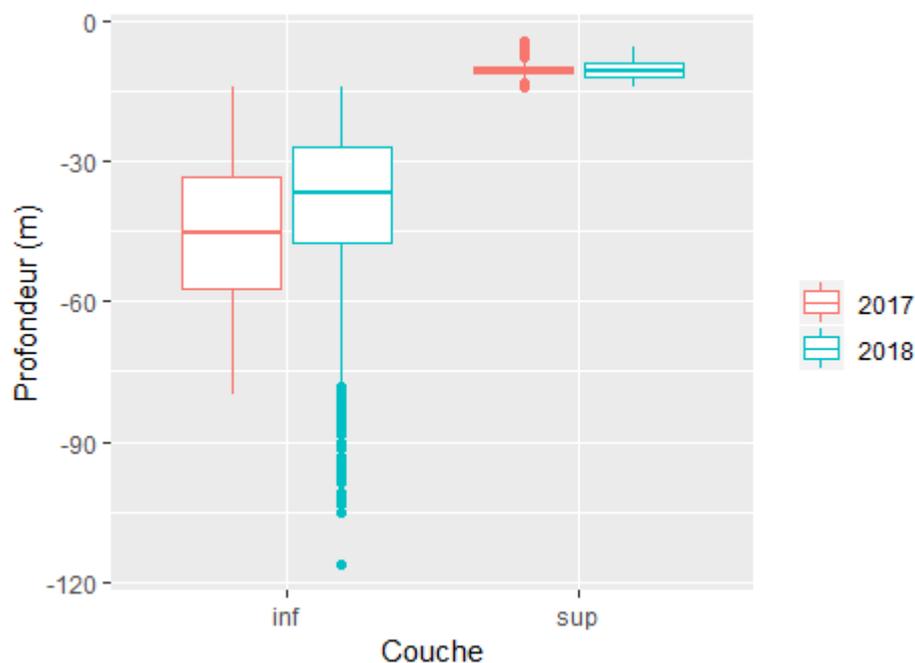


Figure 11 Box-plot de la distribution des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2017 et 2018

III.1.3. Analyse des données hydroacoustiques

Dans les couches de surface, la biomasse est principalement composée de juvéniles de l'année (Guillard et al. 2006, Sotton et al. 2011, Yule et al. 2013), ce que confirment bien les tailles acoustiques. Les tailles moyennes des cibles détectées sont les plus élevées de la série. Les valeurs de densité montrent de fortes variations, avec des valeurs très fortes en 2005 et 2012-2013, des valeurs intermédiaires en 2010, 2016 et 2017 et des valeurs faibles en 2011, 2014, 2015 et 2018. Les répartitions de ces juvéniles sont localisées différemment dans le lac suivant les années. Ces valeurs sont très dépendantes du succès de la reproduction de deux espèces (perches et gardons). La qualité du recrutement dépend de plusieurs facteurs, en particulier des conditions climatiques avant, pendant et après la période de reproduction et pas uniquement de la qualité du milieu. Cette forte variabilité inter-annuelle montre bien la nécessité de réaliser des campagnes chaque année, et non sur des pas de temps plus long, et de continuer à acquérir des données sur du long terme. Des cycles sur 3-4 ans de cohortes de juvéniles, en particulier de perches, avec de très fortes cohortes comme en 2012, suivi de trois années avec des densités décroissantes (2013-2014-2015), ont été mis en évidence, comme dans le Léman (Dubois et al. 2008). Un cycle de moindre ampleur est constaté avec des cohortes de tailles intermédiaires en 2016-2017.

Les densités de la couche inférieure à la thermocline étaient faibles en 2005 (0.09), puis similaires sur la période en 2010 - 2016 exceptée pour l'année 2012 où la densité étant nettement plus forte (0.91) (Tableau 3). En 2017, la densité estimée était d'un niveau environ deux fois plus faible que les valeurs des années précédentes mais en 2018 on note une hausse. A l'inverse de la couche supérieure, quelques que soient les valeurs des densités observées, celles-ci sont réparties sur

l'ensemble du lac. Pour les couches profondes, les valeurs sont moins dépendantes des conditions annuelles et sont plus représentatives de la qualité du milieu. Les estimations de densités calculées sont donc plus faibles qu'en 2017 (environ 4,5 kg.ha⁻¹ en 2018 contre 17 kg.ha⁻¹ en 2017) et plus élevée pour la couche profonde par rapport à 2017 (33,7 kg.ha⁻¹ en 2018 contre 16,5 kg.ha⁻¹ en 2017).

Tableau III Valeurs de Sa pour différents lacs alpins

	Couche supérieure	Couche inférieure
	Sa (m ² .h ⁻²)	Sa (m ² .h ⁻²)
Aiguebelette (2005)	0.35	0.24
Annecy (2002)	1.25	0.40
Annecy (2012)	0.75	0.56
Annecy (2013)	0.97	1.05
Annecy (2014)	0.25	1.03
Annecy (2015)	2.41	1.84
Annecy (2016)	1.09	1.09
Bourget (2005)	1.63	0.09
Bourget (2010)	0.90	0.62
Bourget (2011)	0.20	0.58
Bourget (2012)	2.62	0.91
Bourget (2013)	1.75	0.67
Bourget (2014)	0.30	0.51
Bourget (2015)	0.35	0.54
Bourget (2016)	0.85	0.61
Bourget (2017)	0.64	0.23
Bourget (2018)	0.18	0.42
Brienzi (2011)	0.28	0.23
Joux (2011)	1.42	0.36
Leman (2012)	1.42	0.57
Morat (2010)	0.28	0.03
Neufchatel (2011)	2.20	0.98
Lugano (2011)	0.10	0.05
Poschiavo (2012)	0.03	0.13
Hallwill (2012)	0.80	0.06
Sils 2012	0.086	
Saint Point (2012)	0.29	0.56

III.2. Pêches CEN

III.2.1. Cartographie des filets

Conformément au plan d'échantillonnage, 68 filets benthiques et des filets pélagiques ont été posés en 2017, comme les années précédentes (Figure 12), à des endroits similaires.

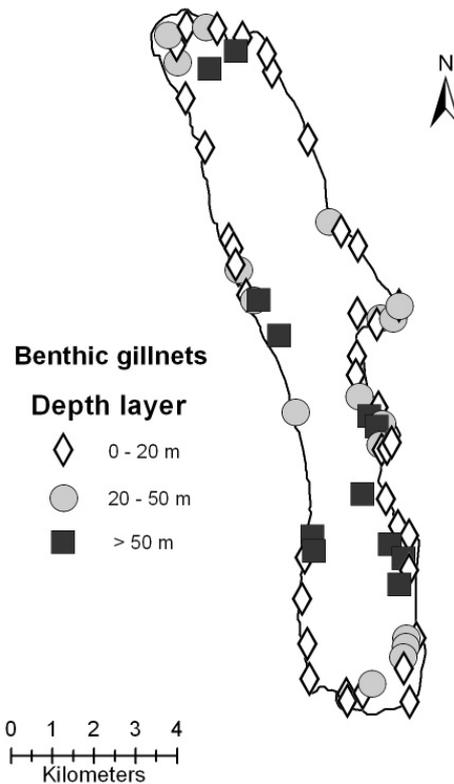


Figure 12 Répartition spatiale des filets benthiques

III.2.2. Espèces présentes et rendements globaux

Campagne de 2018

Les captures dans les filets permettent d'identifier les espèces présentes et d'obtenir les rendements par espèce (nombre d'individus ou poids des individus ramenés à une surface unitaire de filet) (Tableau 6).

La campagne de pêche 2018 a permis la capture de 13 espèces de poissons et d'une espèce d'écrevisse, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*). Le gardon (*Rutilus rutilus*) et le rotangle (*Scardinius erythrophthalmus*) sont dominants en termes de rendement pondéral tandis que la perche (*Perca fluviatilis*) et le gardon dominent d'un point de vue numérique. Le reste des captures est dominé par le brochet (*Esox lucius*), la grémille (*Gymnocephalus cernua*), le silure (*Silurus glanis*) et le sandre (*Sander lucioperca*).

Notons que le silure constitue une part non négligeable des prises (5,1% en rendement pondéral). Le rendement de pêche numérique est de 213 ind./1000 m². et pondéral total est de 12,9 kg/1000 m².

Le reste des captures benthiques est dominé par le sandre, la grémille, la brème, la tanche et le silure (Tableau 3).

Tableau III Chiffres clés de la campagne de pêche 2018 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques et pélagiques)

Espèce	Nombre	Biomasse	Rendement numérique	Rendement pondéral
Brème	29	1801,4	2,4%	2,5%
Brochet	15	6403	1,3%	8,8%
Chevesne	1	936	0,1%	1,3%
Corégone	36	5269,2	3,0%	7,2%
Gardon	230	18978,1271	19,0%	26,0%
Gremille	226	4388,28055	18,7%	6,0%
Perche	534	9741,80736	44,1%	13,3%
Perche soleil	12	284,8	1,0%	0,4%
Poisson chat	25	1536,8	2,1%	2,1%
Rotengle	62	16550,2	5,1%	22,7%
Sandre	15	2060,2	1,3%	2,8%
Silure	4	3749,6	0,3%	5,1%
Tanche	12	1215,8	1,0%	1,7%
Total	1210	73053,415	100%	100%

Evolution interannuelle

La grémille, connaît une forte augmentation avec les rendements les plus élevés de la série (Annexe C). Le poisson chat (*Ameiurus melas*) est en augmentation par rapport aux trois années précédentes. La population de poissons chats avait connu une véritable explosion en 2004-2005 puis elle a été décimée en 2007 par un *ranavirus* (Bigarré et al. 2008). Les années 2010-2017 montrent une tendance significative à la diminution de cette population, cependant une nouvelle hausse est constatée en 2018. Le rotengle qui avait augmenté ces dernières années présente une diminution des effectifs capturés. Les effectifs de brochets sont stables sur la série sans qu'une tendance nette puisse être notée et la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) suite à un niveau jamais atteint auparavant en 2016, se retrouve à des effectifs faibles. Le sandre, pêché en faible quantité (15 individus), tout comme les années précédentes ce qui confirme sa faible occurrence depuis plusieurs années.

En 2018, l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), la vandoise (*Leuciscus leuciscus*), la bouvière (*Rhodeus amarus*), le goujon, la lotte n'ont pas été capturés. Ces espèces sont marginales dans l'échantillonnage et sont de ce fait présentes en très faible quantité ou absentes selon l'année. L'évènement marquant est la capture pour la troisième année consécutive dans les pêches scientifiques du silure), dont la présence dans le lac est avérée depuis 2013. Le chevesne est à un niveau similaire aux années précédentes. Cette espèce est marginale dans l'échantillonnage ou absente selon les années. Le rendement de pêche numérique est faible et est similaire à 2017 ; on observe une décroissance constante des rendements numériques depuis le début des suivis (Figure 13). Le rendement de pêche pondéral est en augmentation en 2018. Il est similaire à celui de 2016 où les

rendements sont impactés par quelques gros rotengles qui représente un poids non négligeable (5% en nombre, 23 % en poids). Abstraction faite de ces individus, le peuplement est dominé principalement par la perche (*Perca fluviatilis*), puis le gardon (*Rutilus rutilus*), tant en nombre qu'en poids.

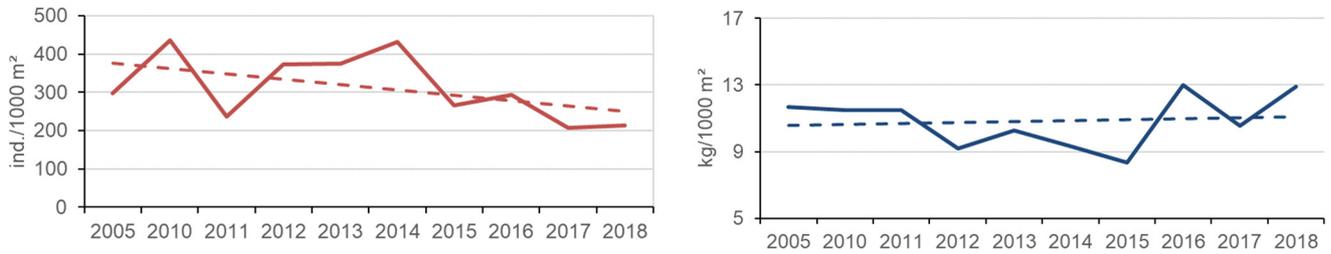


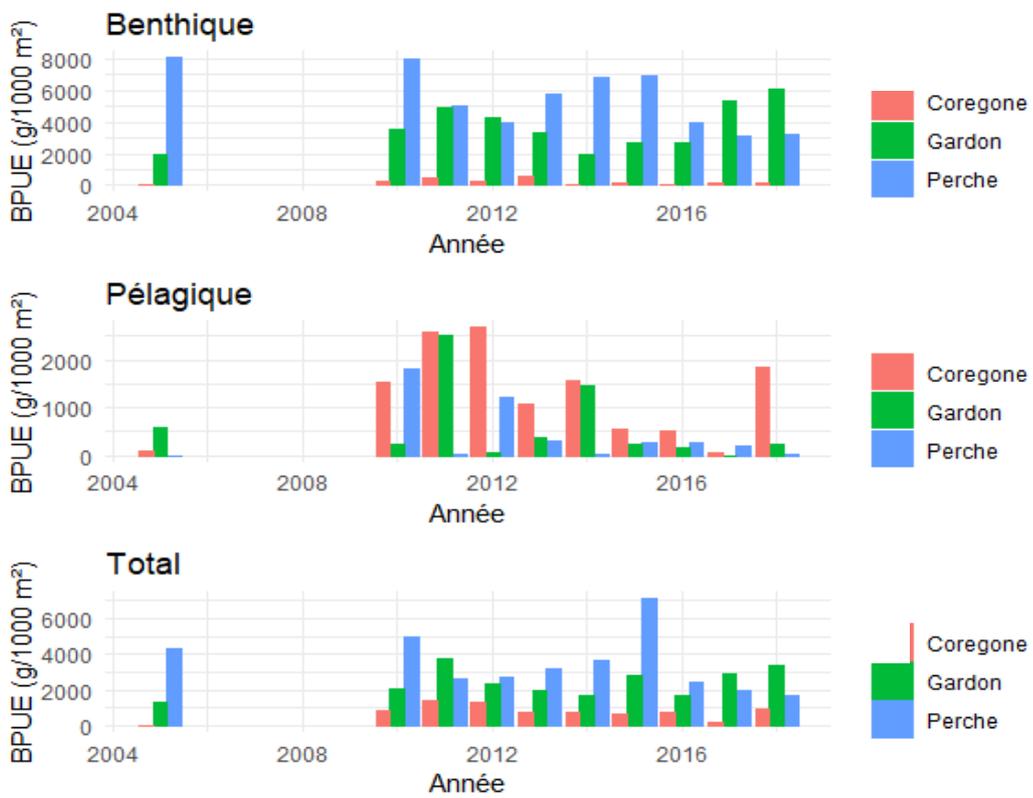
Figure 13 Rendement numérique, en rouge et pondéral, en bleu pour 1000 m² de filet, de 2005 puis de 2010 à 2018.

Les rendements numériques des filets benthiques pour la perche et le gardon sont variables (Figure 14). Ces variations dépendent du recrutement qui est lié aux conditions climatiques (Gillet 2001). En 2018, les captures de perches sont les plus faibles de la série avec une décroissance constante depuis 2016; on notera que sur la série les fluctuations sont du simple au double. Pour les rendements pondéraux, l'année 2018 est l'année avec la plus faible valeur pour la perche (Figure 15). Pour le gardon, les rendements numériques tandis que les rendements pondéraux sont parmi les plus importants de la série. En termes de rendements pondéraux, l'année 2018 est l'année avec la plus faible valeur pour la perche.

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives (CEN 2009). Les rendements (Figure 16) sont néanmoins calculés afin d'appréhender l'évolution des communautés piscicoles pélagiques strictes comme le corégone. Les captures des filets pélagiques au cours des années de suivis sont composées de corégone, perche et gardon.

Les rendements numériques et pondéraux de corégones dans les filets pélagiques sont aussi variables (Figure 16). On note une augmentation jusqu'en 2012 puis en baisse jusqu'en 2017. En 2018, les rendements pondéraux connaissent une forte hausse jusqu'à dépasser en termes de nombre les rendements de 2012. Les rendements de gardon sont en augmentation par rapport à 2017 mais la valeur est basse. L'année 2014 faisait l'exception. Pour la perches, les années 2010 et 2012 sont caractérisées par de fortes captures de perche, les captures de perches sont faibles en 2018.





Figures 14 & 15 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques, pélagiques et total pour la perche et le gardon et le corégone. Rendements pondéraux (g/1000 m²) des filets benthiques, pélagiques et au total pour la perche et le gardon et le corégone



Figure 16 Rendements numériques et pondéraux dans les filets pélagiques pour le corégone

III.2.3. Analyses populationnelles

La répartition verticale des prises issues des filets confirme la stratification spatiale des poissons déjà montré par ailleurs (Mehner et al. 2010, Guillard et al. 2006): percidés et cyprinidés sont au-dessus de la thermocline, corégonidés en dessous. La thermocline est plus marquée que l'année passée. Il est à noter que comme les années précédentes, aucun individu n'a été capturé en zone profonde (>50 m).

Perche

En 2018, la population de perche présente une nouvelle fois les abondances (rendement numérique) les plus fortes au sein du peuplement, caractérisées par une forte proportion d'alevins de l'année (Figure 18), avec un mode à 80 mm. On note cependant que ce mode est légèrement plus important par rapport à 2017. Tous les poissons de moins de 13 cm, d'après les lectures d'opercules réalisées en laboratoire sont des poissons de l'année. La taille médiane des juvéniles varie d'une année sur l'autre de façon assez nette, de 70 mm en 2013 et en 2018, taille les plus faibles, à 101 mm en 2011, taille la plus grande. La prévalence du parasite *Triaenophorus crassus* est élevée cette année avec 81 % des 0+ parasités. Ce parasite pourrait impacter la dynamique de cette espèce avec un faible taux de survie en 1+ comme cela a été montré dans le lac d'Annecy (Guillard et al. 2006), mais une étude spécifique sur la relation perche-parasite réalisée en 2016 (Frantz et al. 2018) a mis en évidence que le niveau trophique du lac et donc la qualité des ressources joue un rôle majeur dans les facteurs de conditions de la perche.

Le reste de la population est composé de perches plus grandes (taille maximale capturée de 44,7 cm) correspondant à des poissons de 1+, 2+ voir 3+. La proportion de poissons de taille supérieure à 25-30 cm, les perches âgées de 3 ans et plus, correspondant aux poissons adultes exploités par les filets de mailles supérieures à 27 mm de la pêche professionnelle est faible, moins de 4 %. Il est

nécessaire de rester attentif à la quantité de ces poissons adultes, qui représentent une partie des reproducteurs et donc les garants du maintien d'un stock.

Sur la base de cette distribution en taille, il est intéressant de préciser les rendements de pêche en séparant les rendements numériques obtenus pour les alevins de l'année (longueur inférieure à 13 cm) et ceux obtenus pour les adultes (Figure 17). On constate que les rendements de perches adultes sont à nouveau très bas en 2018 et que les juvéniles sont à un niveau bas, mais stable.

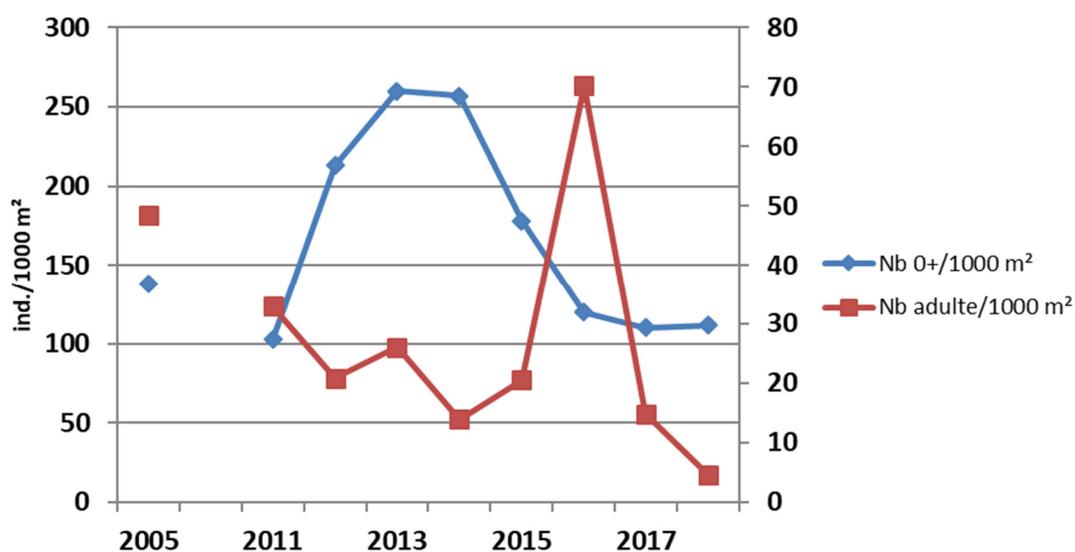


Figure 17 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les relations tailles-poids (Figure 18) sont similaires entre 2017 et 2018 et en comparaison avec les années précédentes, les différences n'étant pas significatives et nettement inférieure à la courbe de Giannetto et al. (2011) calculée sur 64913 spécimens provenant de 762 populations différentes de perches Européennes.

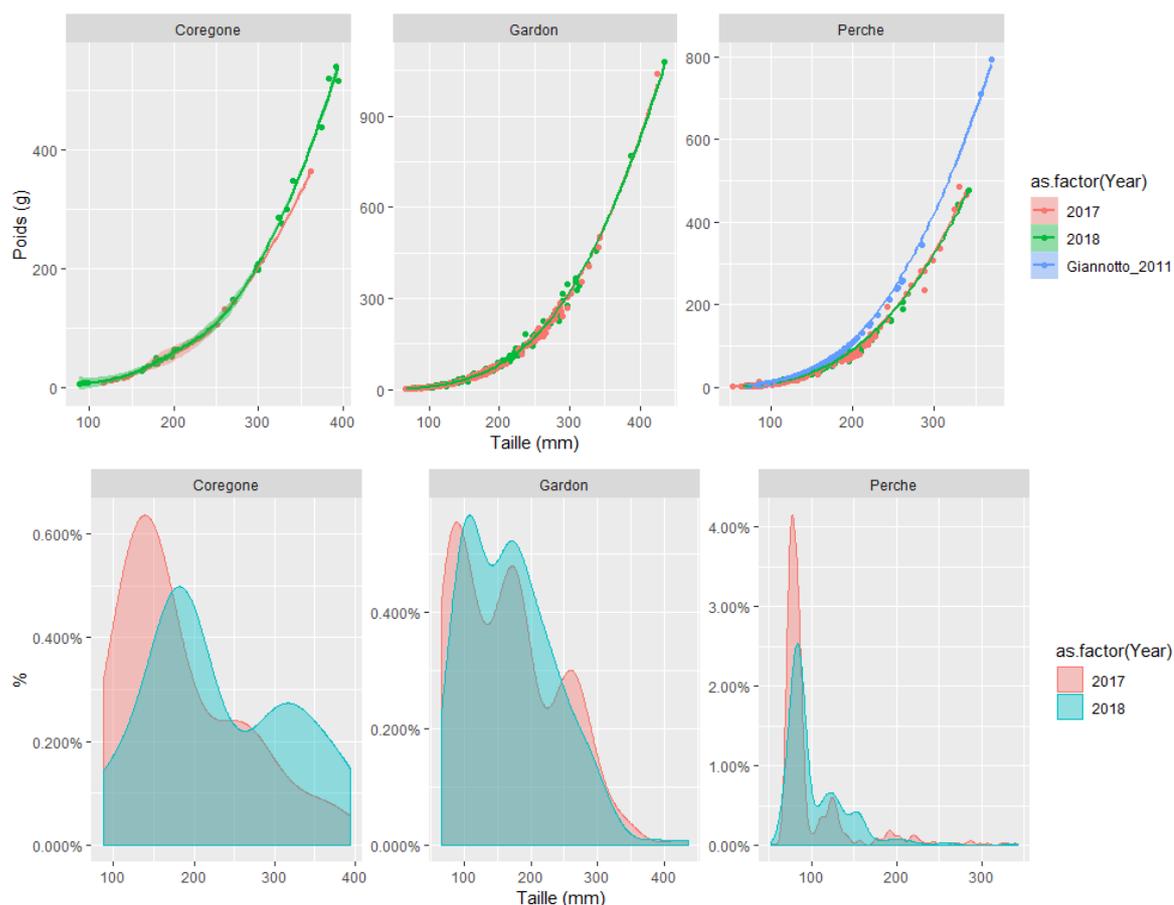


Figure 18 Relations tailles-poids et structures en tailles pour le corégone, le gardon et la perche en 2017 et 2018

Gardon

Les longueurs des alevins de l'année sont du même ordre de grandeur que les alevins de perches de taille (taille moyenne similaire) et inférieure à 20 cm (Figure 18), d'après les lectures d'écaillés. Les gardons d'1 an et plus sont compris dans une gamme allant de 15 à 26 cm, et représentent une proportion assez importante, comme les années précédentes.

La taille moyenne des 0+ est stable, aux alentours de 10 cm. En se basant sur la distribution en taille des gardons échantillonnés, il est possible de séparer les rendements de pêche numériques des adultes de ceux des alevins de l'année (longueur inférieure à 14 cm, les longueurs chevauchantes entre 0+ et 1+ n'ont pas été prises en compte) (Figure 19). En 2017, les rendements de pêche concernant les alevins sont à un niveau intermédiaire, montrant l'importante fluctuation du recrutement selon les années. Après un pic en 2010 et 2011, ceux des adultes sont relativement stables depuis 2012. Les relations tailles-poids sont similaires entre les 5 années.

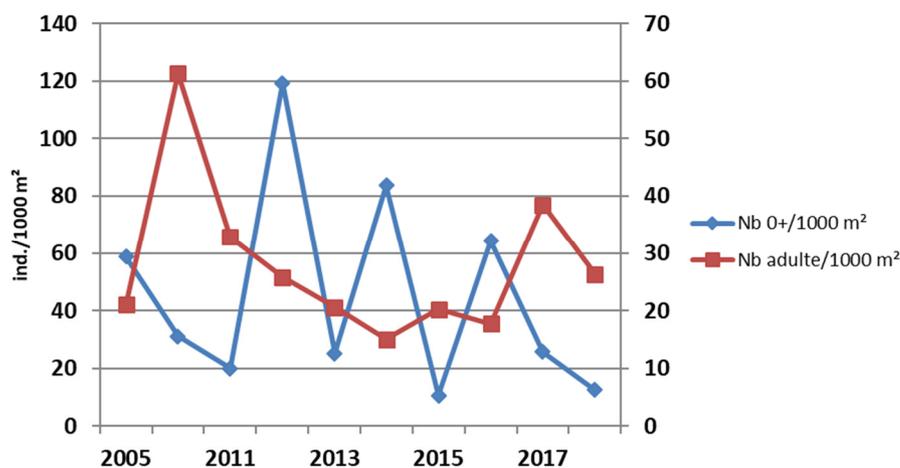


Figure 19 Rendements numériques des alevins de gardons et des gardons adultes

Corégone

L'analyse des écailles prélevées sur les corégones au cours de la campagne 2018 montre, comme pour celle de 2017 que les captures sont composées presque exclusivement de 0+. Les corégones de l'année capturés mesurent en moyenne 18 cm, soit une taille plus élevée que les années précédentes. Aucun individu de plus de 3 ans n'a été capturé, comme les années précédentes.

Cette espèce, essentiellement pélagique, peut avoir à certaines périodes et certains stades, un comportement plus littoral. Les juvéniles de corégones sont généralement attrapés en zone littorale mais en 2018, les juvéniles sont essentiellement capturés en zone pélagique.

Sur la base de la distribution en taille et en âge des corégones capturés, les rendements de pêche en séparant les rendements numériques obtenus pour les alevins de l'année (longueur inférieure à 20 cm en 2018, 17 cm les autres années) et ceux obtenus pour les adultes sont calculés (Figure 20). On constate que les rendements de corégones juvéniles sont en augmentation mais que la baisse se poursuit pour les adultes. Les données acoustiques ne confirment pas la baisse constatée, la capturabilité des individus âgés semble avoir été moindre. Les relations taille-poids obtenues en 2018 ne diffèrent pas de celles des années antérieures (Figure 18, Jacquet et al. 2018).

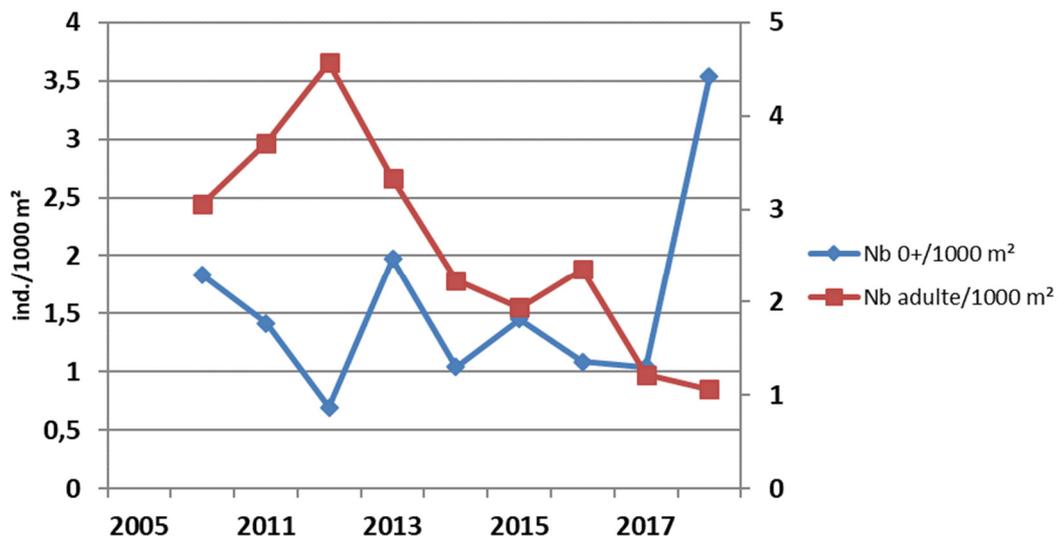


Figure 20 Rendements numériques des alevins de corégones et des corégones adultes

Comparaison avec le suivi halieutique

Ces résultats et plus particulièrement la structure de population sont conformes aux données de croissance obtenues par l'intermédiaire du suivi des captures de la pêche professionnelle et amateur (CISALB 2008). Elle conforte la modification de réglementation intervenue en 2007-2008 qui a consisté à passer la taille légale de capture de 30 cm à 35 cm et à faire évoluer la maille des pics des professionnels afin d'éviter la prise de corégones d'1 an en fin de saison qui peuvent avoir une taille de plus de 30 cm. Ainsi, comme le montre la Figure 21, avant cette mesure de gestion, la pêche, professionnelle et amateur, exploitait majoritairement des poissons de 2 ans et en fin de saison une quantité non négligeable de jeunes corégones d'1 an (40 %). Le corégone se trouvait alors dans une situation de surexploitation. Depuis la modification de la gestion halieutique de cette espèce, les captures sont de nouveau plus équilibrées et la population exploitée ces dernières années est représentée par des individus adultes âgés entre 2 et 7 ans.

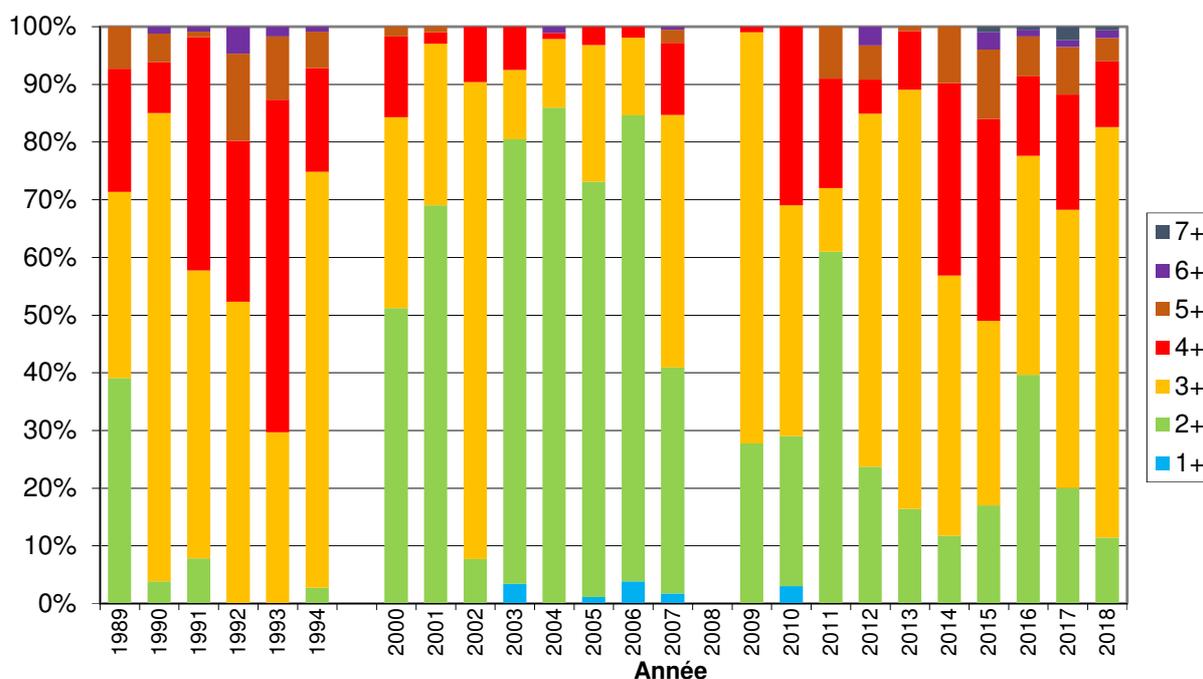
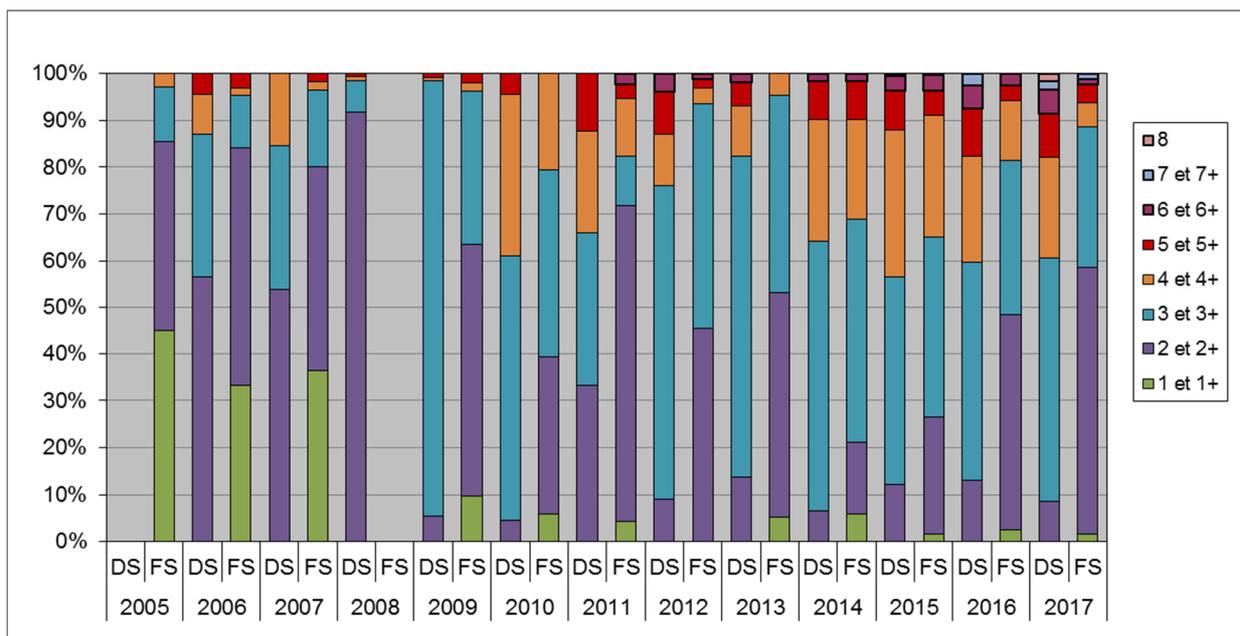


Figure 21 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (gauche, DS : début saison FS : fin saison) et la pêche professionnelle (droite, entre juin et août)

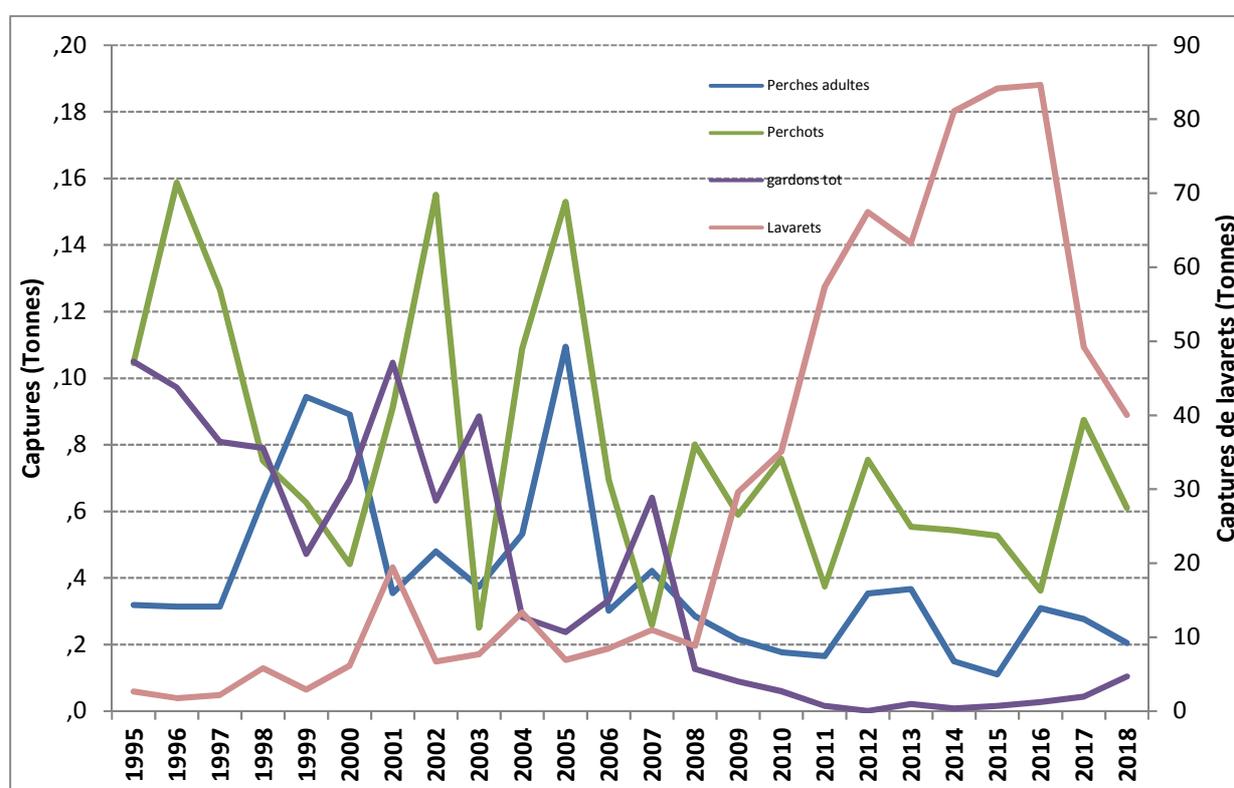
En 2017 et 2018, 5 à 6 classes d'âge sont présents dans la pêche. En 2017 comme en 2016, les poissons âgés de 2 ans dominent les captures des pêcheurs amateurs en fin de saison (40 à 50 % contre 10 à 20 % habituellement). Ce constat n'est pas le même chez les pêcheurs professionnels où les lavarets de 3 ans continuent d'être majoritaires. Le reste des captures est représenté par des individus de 3, 4 et 5 ans. La capture de plus vieux lavarets âgés de 6 et 7 ans semble s'installer dans la durée. L'exploitation semble ainsi durable car basée sur un minimum de 4 classes d'âge et préserve les plus jeunes poissons.

III.3. Suivi halieutique

Cette partie synthétise les données recueillies par l'INRA, la DDT et le CISALB dans le cadre du suivi de la pêche du lac du Bourget. Elle reprend les résultats les plus pertinents de ce suivi. Pour plus de détails, le lecteur pourra se reporter aux rapports annuels rédigés par le CISALB concernant la pêche amateur ou au rapport de synthèse sur la gestion durable de la ressource piscicole (CISALB 2008).

III.3.1. Statistiques de pêche professionnelle

Les statistiques de pêche des professionnels sont connues depuis 1920 mais nous avons fait le choix de ne présenter les captures qu'à partir du milieu des années 90 (Figure 22), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres comparables.



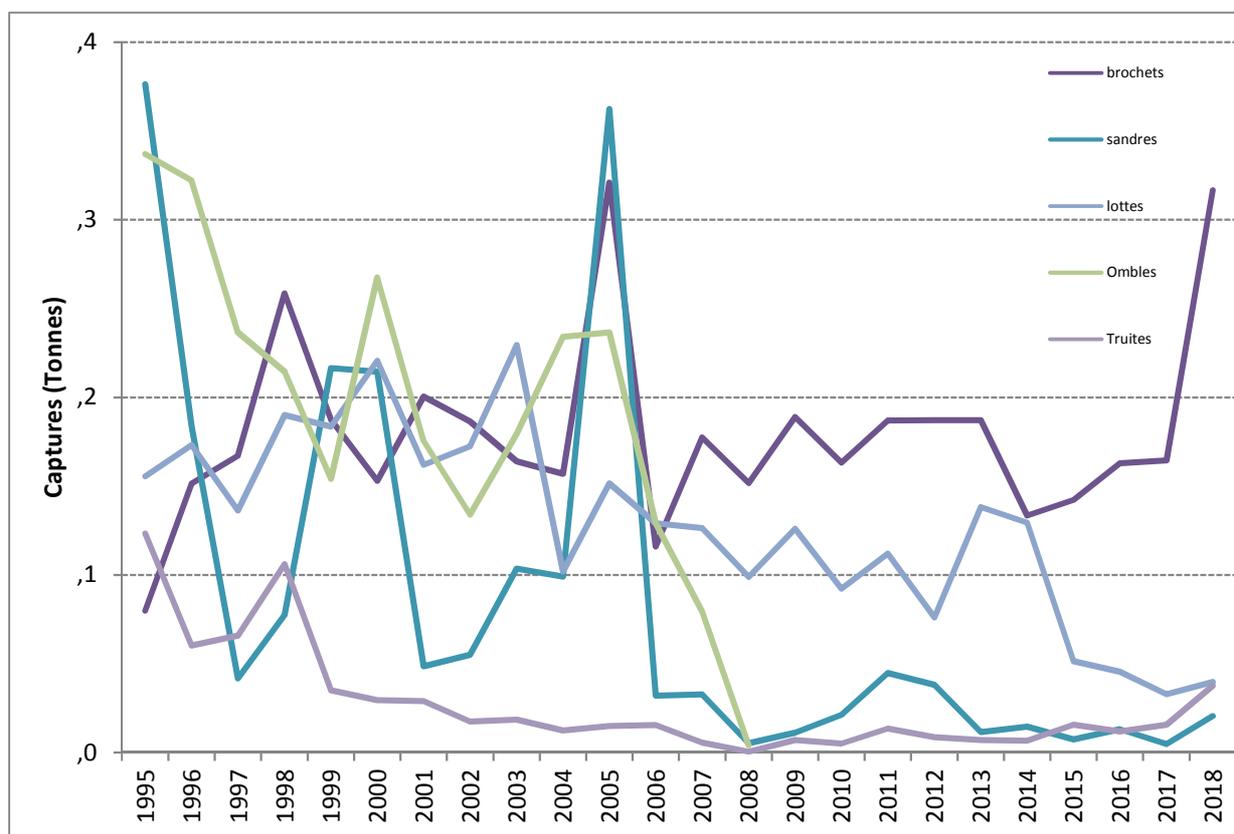


Figure 22 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2018 (données DDT73)

La saison 2018 se positionne dans la lignée de la précédente avec un peu plus de 54 tonnes de poissons pêchés, soit 40 % de moins qu'entre 2014 et 2016 mais un tonnage qui reste proche des années 2010 (soit une baisse de 31%).

L'ensemble des captures reste dominé par le corégone mais son tonnage est une nouvelle fois en baisse avec 40 tonnes de poissons capturés (contre 49 tonnes en 2017). Les captures de perches adultes et de perchots sont dans la moyenne de ces 10 dernières années avec respectivement des captures de 2 et 6 tonnes. Les prises de gardons, quant à elles, continuent de progresser avec un peu plus d'1 tonne déclarée.

Toujours touché par l'interdiction de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB, l'omble chevalier n'est plus exploité depuis 2008. Auparavant, les captures oscillaient autour de 2,5 tonnes/an. La truite lacustre est présente en faible densité dans le lac comme en attestent les captures professionnelles et scientifiques. Dans les années 80-90, les prises atteignaient 2 à 3 tonnes par an mais la population était soutenue par des déversements de truites adultes surdensitaires. Depuis l'arrêt de ces pratiques, les captures annuelles ont nettement chuté. En 2010, un programme de restauration de la truite lacustre a été initié par les collectivités piscicoles et le CISALB, basé sur le déversement intensif d'alevins issus d'une souche lacustre du Léman. En complément, des travaux de restauration d'affluents portant sur la continuité longitudinale et la diversification d'habitat ont été conduits par les différents gestionnaires. Cette politique commence à porter ses fruits et pour

la première année depuis la fin des années 90 les captures des pêcheurs professionnels sont proches de 400 kgs alors qu'elles dépassaient péniblement les 100 kgs/an ces 10 dernières années.

En 2018, les captures de brochet connaissent un pic important avec plus de 3 tonnes déclarées. Seule l'année 2005 avait enregistré cette même valeur au cours des 10 dernières années où les captures étaient stables avec un peu plus de 1,5 tonnes. Les captures de sandres restent très faibles. Enfin, les prises de lottes continuent à s'effondrer en 2018 du fait d'une diminution de l'intérêt pour cette espèce mais certainement aussi en lien avec une diminution de la population dont la cause n'est pour le moment pas identifiée.

En 2018, les captures de silures continuent à progresser avec près de 400 poissons déclarés par la pêche professionnelle soit un total d'un peu plus d'1 tonne. Un formulaire de déclarations mis en ligne sur le site du CISALB a permis de recueillir quelques informations sur l'espèce. Les silures capturés en 2018 sont dans la gamme de taille enregistrée depuis 4 ans avec cependant quelques individus se rapprochant à présent d'1,50 m (Figure 23).

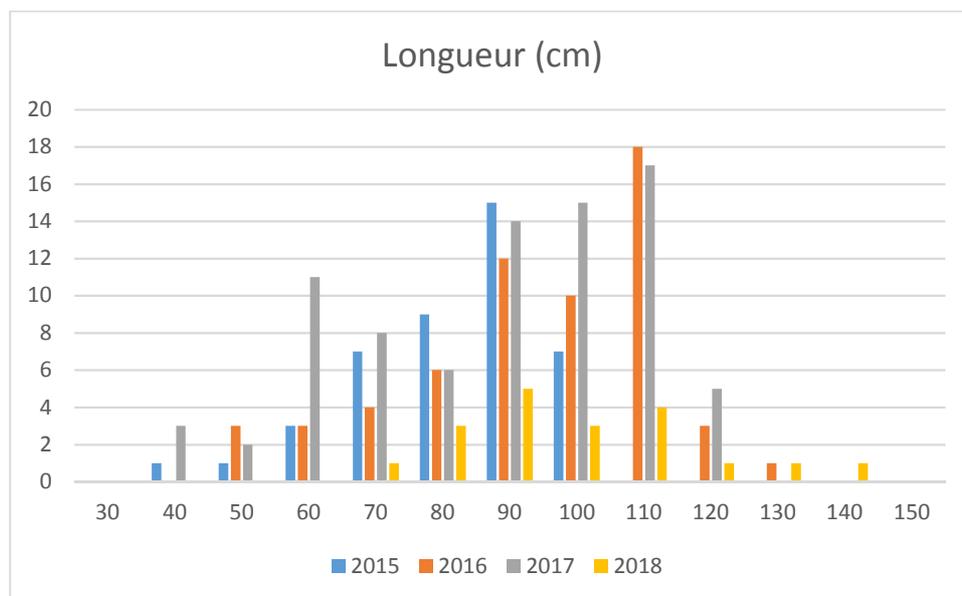


Figure 23 Distribution en taille et en poids des silures capturés sur la période 2015-2018

Estimation d'une Capture par Unité d'Effort pour le corégone

La Figure 24 présente l'évolution des captures par unité d'effort de la pêche professionnelle concernant le corégone. Cette dernière est exprimée en kilos de corégone / pic. Les pics étant les filets pélagiques utilisés par les pêcheurs professionnels pour capturer le corégone en pleine eau. Ce calcul de rendement permet de s'affranchir des variations interannuelles d'effort de pêche qui peuvent biaiser l'interprétation des résultats lorsque l'analyse est réalisée sur les seuls tonnages bruts.

Les CPUE qui stagnaient depuis le début des années 90 autour de 2,5-3 kg/ pic ont commencé à progresser à partir de 2008 et ont atteint une valeur record en 2011 avec 22,8 kg/pic pour redescendre de nouveau et avoisiner en 2018 6 kg/pic. Bien que globalement plus faibles, les évolutions mensuelles

(en bleu sur le graphique) montrent le même schéma avec des maximums de rendements au cours de la période estivale, période de prédominance de zooplancton dans le milieu.

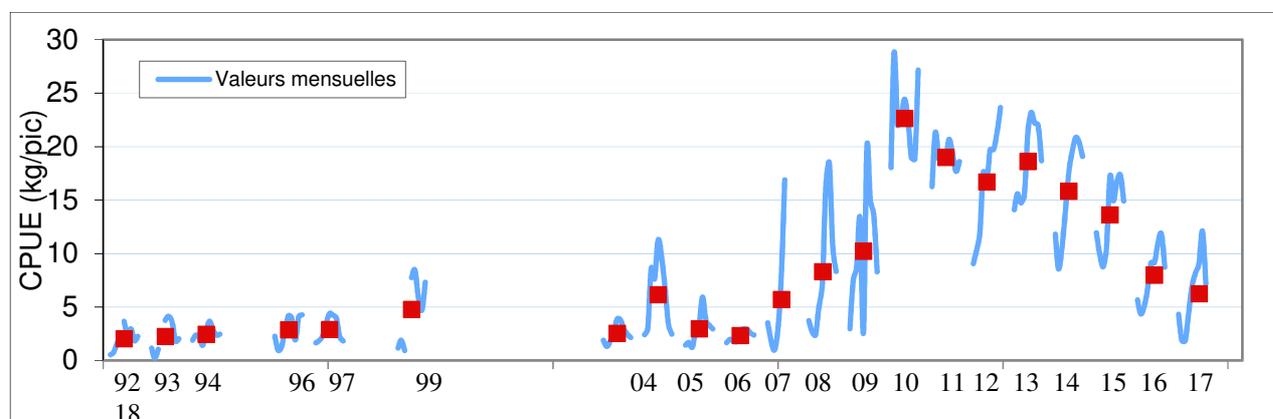


Figure 24 Evolution des captures par unité d'effort pour le corégone (données DDT73)

III.3.2. Statistiques de pêche amateur

Les statistiques de pêche amateur sont issues de l'exploitation des carnets de captures dont les taux de retour ont beaucoup varié entre 1990 et 2016. Nous avons donc fait le choix de ne pas présenter les tonnages bruts. En revanche, l'effort de pêche, représenté par le nombre de sorties annuel, étant connu pour cette catégorie, les évolutions de captures des différentes espèces sont discutées sur la base des captures par unité d'effort (CPUE).

Entre 2004 et 2007, les rendements de capture étaient inférieurs à 0,5 corégonnes par sortie (Figure 25). Depuis 2008, ils ne cessent de progresser et oscillent depuis 4 ans autour entre 2 et 2,5 corégonnes par sortie. Les variations mensuelles (Figure 25) montrent chaque année le même schéma : c'est-à-dire 2 pics de captures, un premier en début de saison de pêche (mars – avril) et un deuxième en fin de saison (septembre – octobre). Ces fluctuations sont étroitement liées aux fluctuations de la densité de zooplancton : en effet, au cours des épisodes de faibles productions de zooplancton (cf chapitre dynamique du zooplancton du présent rapport), les corégonnes basculent pour s'alimenter sur des larves d'insectes. Ils sont alors plus capturables par les amateurs qui utilisent les imitations de ces larves pour la capture de cette espèce. En 2017, les rendements calculés pour le groupe de pêcheurs volontaires présentent des valeurs relativement élevées de l'ordre de 3 lavarets / sortie. La tendance assez stable des rendements de captures observée depuis 2012 chez les pêcheurs volontaires diffère des tendances observées pour l'ensemble des pêcheurs amateurs et les pêcheurs professionnels. En effet, depuis 2012, les rendements de capture des pêcheurs amateurs ont diminué de 20% mais restent dans des niveaux tout à fait satisfaisants par rapport au début des années 2000. Les 3 dernières années de suivi montrent en revanche une plus forte variabilité des rendements mensuels probablement en lien avec de fortes fluctuations de la ressource alimentaire (fluctuations assez brusques des quantités de plancton en lien avec les conditions climatiques).

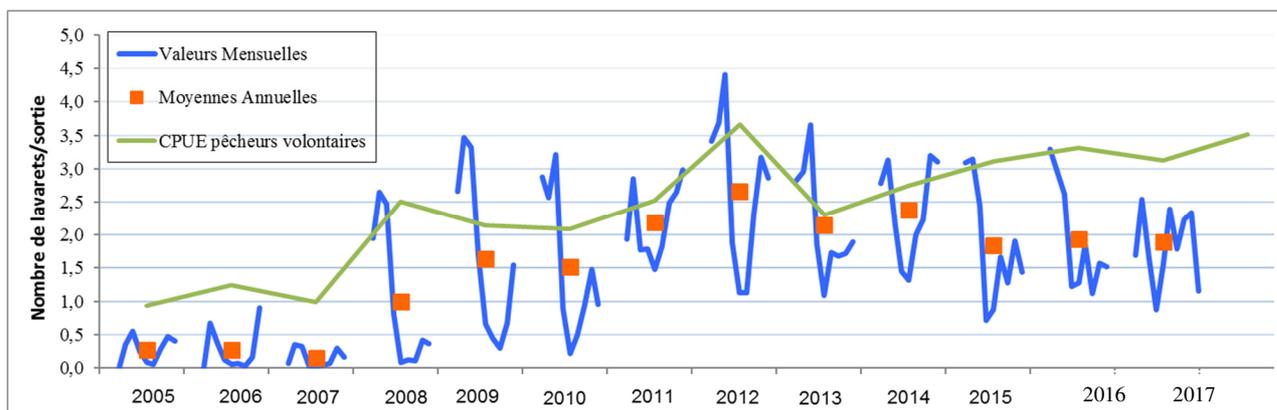


Figure 25 Rendements de capture de corégones de la pêche amateur entre 2004 et 2017

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l’omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Figure 32). L’étude menée sur l’efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) a montré que la population d’omble chevalier du Bourget est encore très dépendante de celui-ci (90 %). Ainsi, un pic de capture est souvent en relation avec un fort niveau d’alevinage pratiqué 3 ans auparavant. Depuis 2008, l’omble chevalier est sous le coup d’un arrêté préfectoral d’interdiction de pêche à des fins de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB. De nombreux amateurs ont donc délaissé la pêche à la traîne spécifique à la capture de l’espèce mais certains continuent et choisissent de garder ou de relâcher leurs poissons induisant ainsi un biais dans les rendements calculés après 2008. Le suivi spécifique du groupe de pêcheurs volontaires, dont les captures sont représentatives de celles de l’ensemble des pêcheurs, permet d’estimer ce qu’aurait pu être le rendement depuis l’arrêté de 2008. En effet, entre 2009 et 2013, les CPUE ont été recalculés sur la base des ombles capturés au-dessus de la taille légale de 30 cm, c’est-à-dire les poissons qui étaient systématiquement gardés par les pêcheurs avant 2008. Ainsi, en l’absence d’arrêté, les saisons 2009 et 2010 se seraient classées parmi les meilleures depuis le début du suivi tandis que les saisons 2011 et 2012 seraient moins favorables illustrées par une forte chute des rendements de capture. Cette baisse peut être mise en relation avec une réduction des alevinages opérée depuis 2009 suite à l’arrêt de l’intérêt commercial de l’espèce. Après une reprise des captures en 2013 très certainement liée aux alevinages de l’année 2010, la tendance était de nouveau à la baisse. En 2018, le rendement est de nouveau à la baisse mais reste satisfaisant avec un peu plus d’1 omble pêché par sortie. On peut s’attendre dans les années à venir à ce que ces fluctuations diminuent du fait d’une stabilisation depuis 2012 du pacage lacustre autour de 100.000 estivaux d’ombles déversés annuellement.

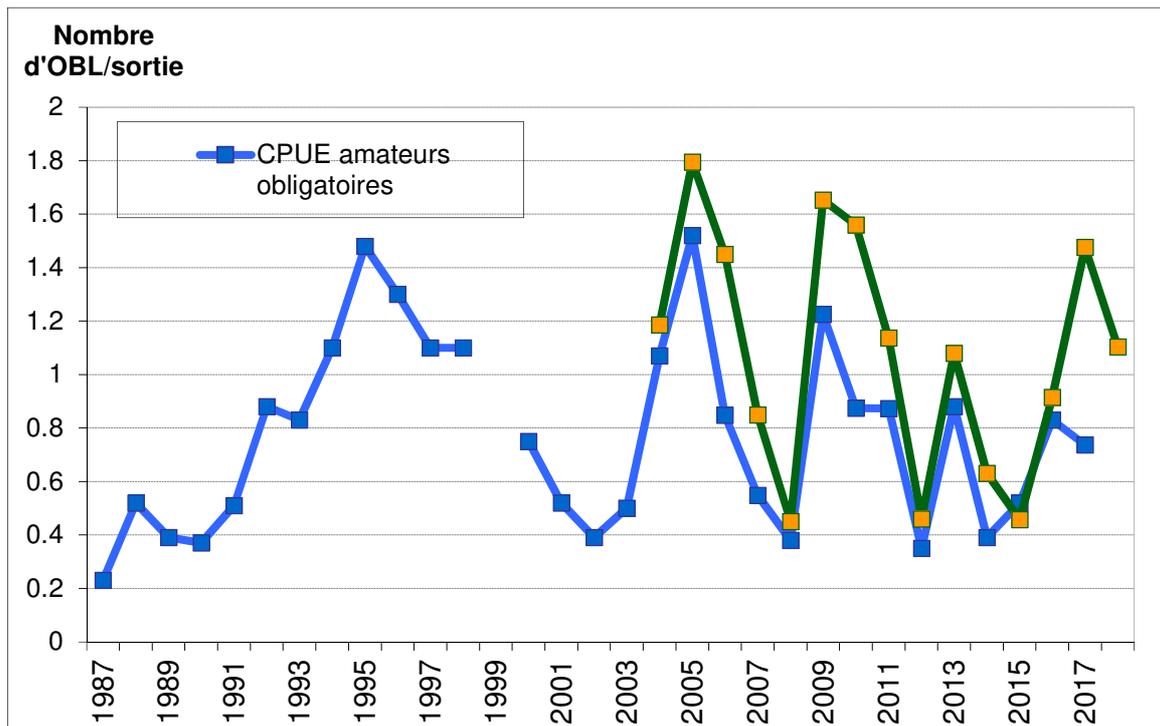


Figure 26 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2018

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 90 et les années 2000 (Figure 27). Depuis 2009, phase d'expansion du corégone, les rendements chutent artificiellement car ils sont basés sur un nombre de sorties bateau en constante augmentation du fait de l'engouement pour le corégone. Ainsi, les captures de brochets sont mises en relation avec un nombre important de sorties au cours desquelles il n'est pas spécifiquement recherché. Pour pallier ce problème et affiner les rendements, nous avons recalculé ces rendements depuis 2008 en enlevant au nombre total de sorties, les sorties « autres » ayant entraîné uniquement des captures de lavarets. La courbe en pointillés a alors été obtenue (Figure 27). Cette nouvelle approche témoigne donc bien d'une décroissance des captures, mais expose des chiffres moins alarmants. Toutefois, pour la quatrième année consécutive, les rendements de brochets capturés par la pêche amateur affiche un niveau faible qui s'est accentué encore en 2017. Pour autant, le suivi des pêcheurs volontaires semble moins alarmiste (Figure 28). Après 3 années de niveau de captures faibles, ce suivi montre un rendement de capture honorable avec un peu plus d'1 brochet capturé par sortie entre 2016 et 2018. Cette espèce reste toutefois à surveiller finement au cours des années à venir.

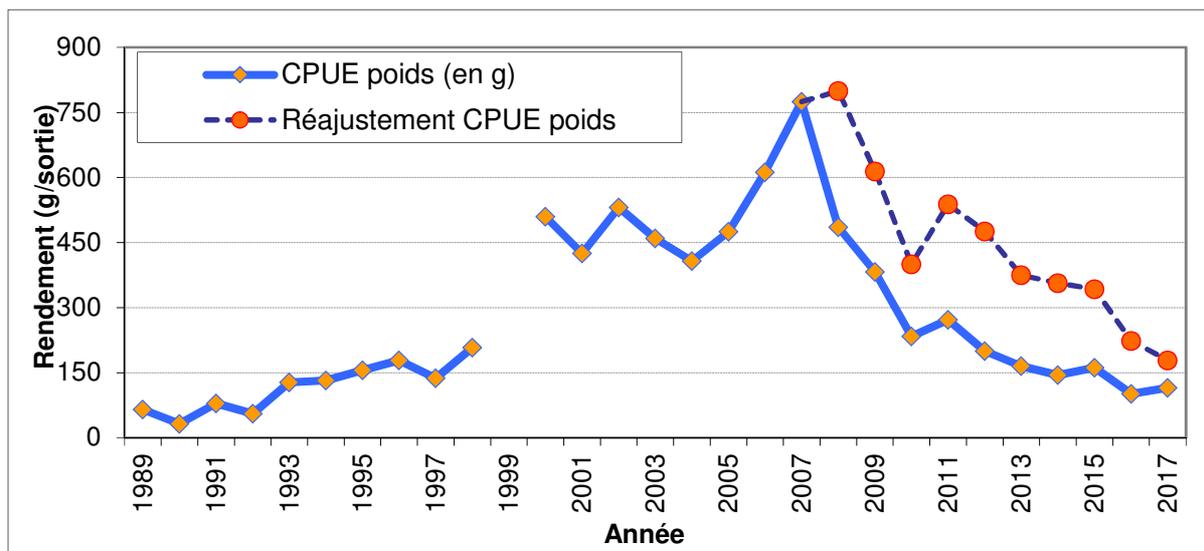


Figure 27 Rendements pondéraux des brochets

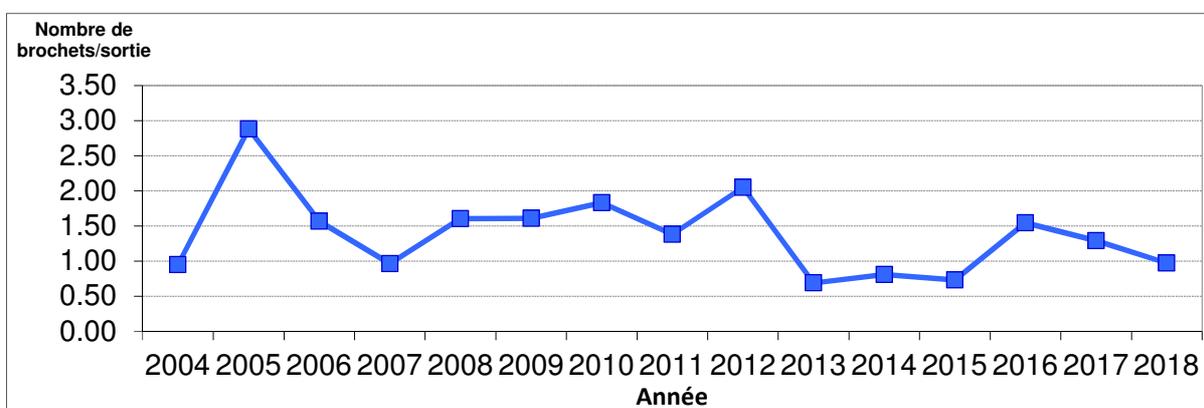


Figure 28 Rendements numériques des brochets capturés par les pêcheurs volontaires

IV. Discussion

La diversité piscicole du lac apparaît comme globalement stable, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) ou peu abondante comme la vandoise, l'ablette et la bouvière n'ont pas été capturées en 2018. Les faits marquants de cette année sont la hausse significative des rendements du corégone suite à la baisse constatée en 2017 tandis qu'une baisse de rendement est observée pour la perche, les indicateurs allant tous dans le même sens. Capturé pour la troisième année consécutive dans les pêches scientifiques, le silure est maintenant considéré comme bien installé dans le lac du Bourget.

Le rendement de pêche global numérique observé en 2018 est en baisse par rapport aux années précédentes, l'ordre de grandeur restant stable et proche de celui d'Annecy et aussi des lacs d'Aiguebelette et Léman échantillonnés par la même méthode. Le rendement pondéral est plus variable d'une année à l'autre mais semble globalement stable sur la série. La structure des communautés a évolué depuis une dizaine d'années, face aux changements d'états du système.

Le fait le plus marquant de cette décennie avait été l'augmentation des prises de corégones entre les années 2005 et 2010-2016, confirmé par les données obtenues par acoustique qui montrent une augmentation d'un facteur 10 entre les densités des couches profondes, occupées exclusivement par les salmonidés et majoritairement par le corégone. En 2017, les données acoustiques ou de pêche aux filets ont montrés une diminution importante des densités de cette population. L'espace occupé par les poissons qui était stable se caractérisait par une dispersion plus grande dans la masse d'eau et une forte de petits poissons, qui pourrait augurer de l'arrivée d'une forte cohorte. En 2018, les densités acoustiques témoignent d'une hausse, avec une proportion importante d'individus de grandes tailles mais un nombre important de cibles de petites tailles est également constaté. Les pêches scientifiques attestent de cette forte présence de juvéniles avec des rendements numériques les plus importants depuis le début du suivi. La taille de ces individus est également plus importante qu'en 2017 comme le montre les données hydroacoustiques et de pêches scientifiques.

Dans les suivis de la pêche, les tonnages sont en baisse depuis 2 ans et de rendements depuis près de 5 ans. Toutefois, la pêche professionnelle comme amateur, continuent à exploiter principalement 4 classes d'âge et à épargner les plus jeunes poissons. L'exploitation halieutique semble donc durable mais le stock semble plus compliqué à exploiter au cours des 3 dernières années. Les premières analyses menées sur la croissance des lavarets en 2017 semblent montrer une difficulté de croissance pour toutes les classes d'âges malgré une certaine stabilité des quantités de zooplancton, nourriture de prédilection du lavaret. En revanche, l'accès à cette ressource alimentaire a pu être contrarié en 2016 et 2017 et pourrait expliquer les difficultés de croissance de l'espèce. Une hypothèse se fait jour en considérant le retour de la cyanobactérie qui se développe dans les strates préférentielles occupées par le corégone. Les travaux de Sotton et al. (2011) avaient montré un faible impact de la cyanobactérie sur le comportement du corégone, mais à cette époque, le stock de corégones était plus faible, la cyanobactérie se développait sur une période plus restreinte en août-septembre et les études avaient eu lieu de jour. Une étude réalisée de nuit sur un réservoir en Pologne met en évidence un évitement des blooms par le poisson (Godlewska et al. 2018). L'hypothèse de l'impact de la cyanobactérie devrait être vérifiée. Enfin, on ne peut pas négliger d'autres facteurs externes tels qu'une modification de la dynamique naturelle de la population de corégones avec des alternances de cycles hauts et bas, la prédation du silure, ou d'autres prédateurs, etc.

Cette population de poissons, caractéristiques des milieux oligo-mésotrophes, a un optimum de production dans la gamme 10-40 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de P. (Gerdeaux et al. 2006) et est indicatrice de l'amélioration de la qualité des eaux du lac, qui va dans le même sens que les autres paramètres biologiques et physico-chimiques. Les faibles teneurs en P. observées en 2016, 2017 et 2018 ne peuvent être en relation avec les baisses de rendement, mais il sera nécessaire de bien vérifier les paramètres de croissance de cette population dans les prochaines années. Dans le Bourget, une gestion halieutique adaptée a amené ce qu'on a pu qualifier de 'retour du Lavaret', mais la pérennité de ce stock a été questionnée par les données 2017. En 2018, les indicateurs hydroacoustiques relativisent cette baisse.

Pour les autres populations, on observe :

Une population de **perche** à un niveau bas, en raison du non succès de reproduction et à la force de cohortes précédentes et/ou de la pression de pêche qui a pu s'avérer plus importante en raison de la baisse du stock de corégone. Les données obtenues par acoustique confirment ce niveau de rendement de perches juvéniles constaté par les pêches aux filets. Le niveau du stock serait le plus faible de la série avec une distribution essentiellement littorale. Les données obtenues par acoustique confirment ce niveau de rendement de perches juvéniles constaté par les pêches aux filets. Le niveau du stock serait faible et des densités plus élevées en zone littorale. En 2018, les tailles moyennes des individus juvéniles (~8 cm) sont proches de celles des années précédentes mais une diminution sur le long terme apparaît. Une relation entre taille moyenne 0+ et niveau de stock s'observe sans qu'elle soit significative (Jacquet et al. 2018). La taille moyenne serait en relation avec les baisses de ressources trophiques en relation avec la réologotrophisation. Cette relation n'apparaît pas avec les rendements de pêches, par contre cette tendance est visible avec les densités détectées par acoustique. Il faudra surveiller ces croissances dans le futur, pour confirmer ou infirmer ces hypothèses. La récolte professionnelle de perches a connu dans les années 1960 une explosion liée aux accroissements simultanés de la charge trophique et de l'effort de pêche (Degiorgi et al. 2006). Elle a ensuite fortement chuté au début des années 1970 puis augmenté à nouveau dans les années 1980 et 1990. Actuellement elle montre une tendance à la baisse, passant de 24 t/an en moyenne entre 1984 et 1994 à 15 t/an entre 1995 et 2005 pour arriver à 8t/an au cours des 5 dernières années. Cette tendance à la baisse s'observe dans les lacs en voie de réologotrophisation (Dubois et al. 2008). La forte prévalence de parasites observée chez les juvéniles de ces poissons comme dans le lac d'Annecy serait caractéristique des lacs alpins oligotrophes ou en voie de réologotrophisation (Guillard et al. 2006) et implique une dynamique de cette population de poissons dans Annecy avec un cycle 'annuel'. Dans le Bourget, le cycle qui apparaît pourrait être similaire à celui connu dans le Léman, une forte cohorte suivie de cohortes plus faibles, mais la série actuelle de données ne permet cependant pas de le confirmer. Les données de rendement observées par la pêche aux filets benthiques étant relativement stables, elles montrent bien la nécessité d'avoir des approches conjointes afin d'avoir une image plus globale du peuplement (Yule et al. 2013), et en particulier des poissons de la zone pélagique. Les données acoustiques montrent en effet que le stock varie plus que la pêche ne peut le détecter. La répartition principalement littorale des filets benthiques masque en effet ces tendances, car une grande partie du stock se maintient dans ces zones proches du bord.

Une population de **gardon** à un niveau moyennement haut mais avec de gros spécimens.

La population de **sandre** dont les captures de la pêche professionnelle stagnent depuis 2005 autour de 200 kg/an semble être en péril, puisqu'après l'année 2013 sans capture dans les pêches scientifiques, peu d'individus ont été capturés et avec un rendement pondéral bas. La réologotrophisation du lac ne favorise pas le développement de cette espèce élective de plans d'eau plus chauds, à forte charge trophique et à la transparence faible.

L'année 2017 montre que le nombre de **brochets** capturés est relativement stable sur la série, même si cette espèce a une capturabilité très variable dans les filets et que les rendements ne reflètent pas forcément le stock. Les captures de la pêche professionnelle montrent une forte progression avec

plus de 3 tonnes pêchées (contre 1,5 tonnes / an en moyenne ces dernières années). Les données du suivi des pêcheurs amateurs semblent confirmer une tendance à la baisse de leur rendement de captures qu'il convient de surveiller

Le **poisson chat**, espèce prolifique et très résistante aux variations trophiques et climatiques est en augmentation par rapport aux trois années précédente mais les captures restent faibles. Cette population, dont les densités restent cycliques, est très vulnérable à certaines épidémies infectieuses d'origine bactérienne ou virale et peut être décimée, comme cela a été le cas en 2007, par des mortalités massives, seul facteur contrôlant leur expansion. Les conditions actuelles du milieu sont plutôt défavorables à cette espèce, qui comme le sandre devrait voir ses densités encore diminuées dans les années futures, les rendements tant pondéraux que numériques sont les plus faibles de la série, confirmant la raréfaction de cette espèce.

La population de **grémille** présente une forte augmentation en 2018.

L'**omble chevalier** : malgré l'arrêt de sa pêche par la pêche professionnelle depuis 2008, due à un taux de PCB supérieure aux normes admises, les rendements de la pêche amateur, qui continue à l'exploiter, semblent se maintenir à un niveau satisfaisant qui reste dépendant des quantités d'alevins déversées 3 ans auparavant. Quoi qu'il en soit, les conditions favorables à son maintien, voire avec son accroissement ne semblent pas encore atteintes, puisque les prises scientifiques sont trop peu nombreuses pour être significatives, et cette année aucun individu n'a été capturé.

Enfin, comme il a été souligné en 2016, le **silure** fait son apparition dans les pêches scientifiques, avec 4 individus capturés, confirmant la présence de cette espèce et son implantation.

Les principaux résultats sont donc *i)* l'augmentation de la biomasse de corégones estimée par hydroacoustique par rapport à 2017, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux ; *ii)* la hausse d'espèce indicatrice d'un milieu de moins bonne qualité comme la grémille et le rotengle; *iii)* un rendement de pêches relativement stable sur la série mais en baisse continu ; *iv)* un état *a priori* stable des autres composantes piscicoles du peuplement, avec des fluctuations des rendements en particulier de juvéniles de perches, dont la population en cette année 2018 est à niveau faible; les fluctuations de croissance entre les années semblant être dus à une relation avec le niveau des stocks et donc à une compétition intra-spécifique ; *v)* la nécessité de disposer d'une chronique annuelle de données multi-descripteurs prenant en compte le peuplement dans son entier pour s'affranchir des variations annuelles et des limites de chaque méthode afin de pouvoir interpréter les tendances sur le long terme.

L'image du peuplement de poisson du lac du Bourget permet ainsi de confirmer les tendances d'amélioration de la qualité des eaux observées aux travers des autres indicateurs. Si les perturbations majeures subies par le lac du Bourget au cours des 50 dernières années ont été l'eutrophisation, qui semble en voie de résolution, les autres facteurs de forçage tel que des accroissements de la température (Beniston, 2006) et des pollutions par les xénobiotiques (Millenium Assessment, 2005) impactent aussi les populations de poissons et nécessitent de continuer à acquérir des données sur du long terme. L'évolution des communautés piscicoles se mesurent sur des pas de temps long et il est

nécessaire d'obtenir des chroniques d'au moins une dizaine d'années pour voir des tendances se dégager (Gerdeaux 1985, Tupper de Kerckhove et al. 2016). Les méthodes utilisées dans le cadre d'inventaires scientifiques (acoustique et pêche CEN), déconnectées des suivis traditionnels de la pêche, permettent de s'affranchir de paramètres parfois difficilement quantifiables (CPUE, rejet en fonction de la taille, espèces non halieutiques) et donc d'obtenir une image répétable et fiable du peuplement de poisson du lac du Bourget. L'analyse croisée des études scientifiques et des suivis halieutiques (statistiques de pêche et échantillonnage des captures) donne la possibilité de vérifier la convergence des informations. Ces informations vont globalement dans le même sens, une amélioration de la qualité des eaux du lac, mais la diminution actuelle de la population de lavaret doit être surveillée. Déjà constaté sur les compartiments eau et plancton dans le cadre du suivi annuel du lac, cette amélioration qui était renforcée par la réponse du compartiment biologique supérieur, le poisson, avec le maintien à un niveau élevé de la population emblématique du lavaret, est peut-être à un niveau plus bas pour des raisons multiples. Pour les autres espèces, il est nécessaire de continuer à échantillonner à un rythme annuel pour pouvoir identifier les tendances en se démarquant des fluctuations annuelles dues à un recrutement plus ou moins bons.

CONCLUSIONS

Le lac du Bourget a subi des changements importants au cours de la dernière décennie et une bascule importante autour des années 2009-2010, marquée notamment par une forte baisse de la biomasse phytoplanctonique et un changement important de sa structure. Les concentrations en Phosphore ont en effet chuté de manière importante et se sont maintenues à des niveaux relativement faibles, réduisant considérablement la teneur en chlorophylle *a*, la biomasse et la composition phytoplanctonique.

En 2018, les teneurs en P_{tot} et PO₄ restent sous le seuil symbolique des 10 µg L⁻¹, permettant sur ce seul critère de définir le lac comme un écosystème oligotrophe. Toutefois, à cette baisse importante enregistrée dans la zone pélagique du lac, les apports de phosphore ont été élevés (>55 tonnes) et leur mobilisation reste possible à l'avenir. La vigilance reste donc de mise et ce d'autant plus que les apports en phosphore au lac associés au temps de pluie peuvent encore être importants (et que les événements « extrêmes » ont tendance à augmenter) sans parler de la charge interne dont la libération peut être favorisée par des conditions hypoxiques à anoxiques que des hivers doux de plus en plus récurrents risquent également de favoriser.

En 2018, la biomasse phytoplanctonique a encore baissé et les teneurs en chlorophylle *a* moyennes annuelle et estivale ont atteint leur plus basse concentration. Au sein du phytoplancton, la proportion des formes microplanctoniques reste encore assez forte et la composition du phytoplancton, avec des espèces encore typiques de milieux méso-eutrophes révèle que tout n'est pas encore parfait. On peut toutefois noter que la composition phytoplanctonique révèle aussi et confirme la présence importante d'espèces mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes, confirmées dès 2017 par la hausse significative des indices de Brettum et IPLac qui atteignent pour 2017 et 2018 leur plus haute valeur.

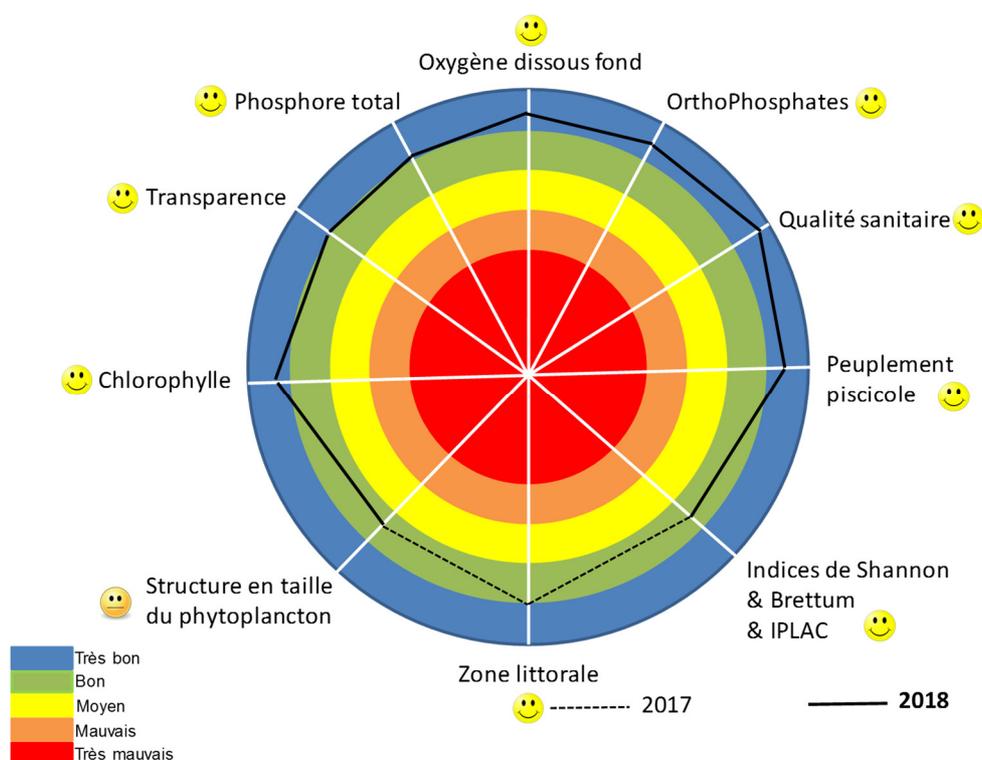
Avec un compartiment zooplanctonique qui continue de traduire au travers de certaines de ses relations spécifiques avec le phytoplancton une bonne efficacité trophique (c'est à dire des relations de bonne qualité nutritionnelle entre phyto- et zooplancton), et finalement, un peuplement piscicole de bonne qualité, avec la hausse de la biomasse du lavaret (corégone) estimée par hydro-acoustique et la régression du rendement d'espèces indicatrices de milieux de moins bonne qualité, comme la perche, le lac du Bourget présente un état trophique bon à très bon.

D'ailleurs, les valeurs 2018 replacées dans le tableau de classification des écosystèmes d'eau douce vis-à-vis de leur degré d'eutrophisation suivant l'OCDE (voir ci-dessous) permettent de confirmer que le lac du Bourget peut être presque qualifié comme un écosystème oligotrophe. Depuis 2011, il était qualifié d'oligo-mésotrophe. 2017 sera peut être l'année marquant le passage du lac du Bourget dans la catégorie des lacs oligotrophes.

La Directive Cadre sur l'Eau avait fixé l'atteinte du bon état écologique des écosystèmes aquatiques comme le lac du Bourget à 2015. Cependant, une prospective plus poussée ayant révélé un léger risque de non atteinte du bon état (dans sa globalité) avait poussé le CISALB à proposer un nouvel échéancier à 2021. Si la tendance actuelle se poursuit, cet objectif devrait être atteint et confirmé très rapidement

Trophic status	TP (median) (µg/l)	Chlorophyll a (median) (µg/l)	Chlorophyll a maxima (µg/l)	Secchi (median) (m)	Secchi minima (m)
Ultra-oligotrophe	<=4	<1	<2.5	>12	>6
	<=10	<2.5	2.5-8	>6	>3
Oligotrophe	10		6,4		
Mesotrophe		2,9		5,5	1,9
	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
Eutrophe	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7
Hyper-eutrophe	>=100	>25	>75	<1.5	<0.7

La Figure ci-dessous propose une vision synoptique de l'état écologique du lac du Bourget en 2018.



Le lac du Bourget qualifié d'oligo-mésotrophe depuis quelques années semble en passe de devenir oligotrophe.

BIBLIOGRAPHIE

- Aalto SK, Newsome GE. 1993. Winds and the demic structure of a population of yellow perch (*Perca flavescens*). Can. J. Fish .Aquat. Sci. 50:496-501.
- Afnor. 2005. NF EN 14757. Echantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants. Rapport Afnor 27 p.
- Afnor. 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Rapport Afnor 41 p.
- Afnor (2014). NF EN 14407 - Qualité de l'eau - Guide pour l'identification et le dénombrement des échantillons de diatomées benthiques de rivières et de lacs. Afnor:1-13.
- Afnor (2016) NF EN 13946 - Qualité de l'eau - Guide pour l'échantillonnage en routine et le prétraitement des diatomées benthiques de rivières et de plans d'eau. Afnor: 1-18.
- Afssa, Afsset. 2006. Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau. Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives. Rapport 227 p.
- Agence de l'eau RMC. 2011. Suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la Directive Cadre sur l'Eau. Lac du Bourget, Campagne 2010. Rapport 22 p.
- Aglen A. 1989. Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. ICES CM B/30: 28 p.
- Alahuhta, J., Heino, J., et Luoto, M. (2011). Climate change and the future distributions of aquatic macrophytes across boreal catchments: Effects of climate change on aquatic macrophytes. *Journal of Biogeography*, 38, pp.383-393.
- Angeli N, Cretenoy L, Gerdeaux D, 2001. Importance du peuplement piscicole dans la qualité des eaux: les biomanipulations. In : Gerdeaux D (ed.), Gestion piscicole des grands plans d'eaux, INRA Paris, pp 35-73.
- Anneville O, Lainé L. 2004. Le zooplancton du lac d'Annecy, rapport SILA.
- Anneville O, Kaiblinger K. 2009. Proposal for a phytoplankton lake index applicable to lakes of the Rhône-Alpes basin for the implementation of the European Water Framework Directive. Final report. Agence de l'Eau Rhone Méditerranée et Corse, 54 p.
- Anneville O, Souissi S, Molinero JC, Gerdeaux D. 2009. Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. Fish. Manage. Ecol. 16:492-500.
- Appelberg M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multimesh. Report Inst. Freshwater Research, Drottningholm (Sweden), 26 p.
- Auderset Joye, D. (1992). *Contribution à l'écologie des Characées de Suisse*. University of Geneva. Consulté à l'adresse <http://archive-ouverte.unige.ch/unige:89?gathStatIcon=true>
- Balk H, Lindem T. 2006. Sonar 4, Sonar 5, Sonar 6 – Post-processing Systems. Operator Manual. Lindem Data Acquisition, Oslo.
- Balvay G. 1968. Aperçu sur l'état des trois grands lacs savoyards. Rev. Inst. Pasteur Lyon 1:431-441.
- Bailly, G., et Schäfer, O. (2010). Guide illustré des Characées du nord-est de la France. Conservatoire Botanique National de Franche-Comté.

- Bell T, Kalff J. 2001. The contribution of picoplankton in marine and freshwater systems of different trophic status and depth. *Limnol. Oceanogr.* 46:1243-1248.
- Beniston M. 2006. Mountain weather and climate: A general overview and a focus on climatic change in the Alps. *Hydrobiol.* 562:3–16.
- Bigarré L, Cabon J, Baud M, Pozet F, Castric J. 2008. Ranaviruses associated with high mortalities in catfish in France. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* 28(4).
- Blindow, I. (2006). Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *ResearchGate*, 28, pp. 9-14.
- Blindow I. (1992) Long-and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 28, 15-27
- Boissezon, A. (2014). *Distribution et dynamique des communautés de Characées: impact des facteurs environnementaux régionaux et locaux*. University of Geneva. Consulté à l'adresse <https://archive-ouverte.unige.ch/unige:38416>
- Bourrelly P. 1955. Quelques pêches planctoniques dans le lac du Bourget et les lacs voisins. *Verh. int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 12:253-255.
- Bourrelly P. 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. pp. 1-572.
- Bourrelly P. 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. pp. 1-517.
- Bourrelly P. 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. pp. 1-606.
- Brandt SB. 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: Murphy BR, Willis DW (Eds) *Fisheries Techniques*, 2nd edition, Am. Fish. Soc. 385-432.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35, pp. 11-17.
- Brooks, S., and H. Birks. 2004. The dynamics of Chironomidae (Insecta: Diptera) assemblages in response to environmental change during the past 700 years on Svalbardw. *Journal of Paleolimnology* 31:483-498.
- Brooks, S. J., P. G. Langdon, and O. Heiri. 2007. The Identification and Use of Palaeartic Chironomidae Larvae in Palaeoecology. QRA Technical Guide No. 10 Quaternary Research Association, London:276.
- Brundin L. 1949. Chironomiden und andere Bodentiere der Südschwedischen Urgebirgsseen. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottingholm* 30:1-914.
- Burns CW, Galbraith LM. 2007. The effects of land use on water quality and aquatic communities. *J. Plankt. Res.* 29:127-139.
- Callieri C. 2008. Picophytoplankton in freshwater ecosystems: the importance of small-sized phototrophs. *Freshw Rev.* 1:1-28.
- Carignan, R., et Kalff, J. (1980). Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? *Science*, 207, pp.987-989.
- Campton P. 2007. Diagnostic de la gestion de la perche (*Perca fluviatilis*) au lac du Bourget. *Rapp. CISALB*, 27 p.
- Caudron A, Lasne E, Gillet C, Guillard J, Chapigneulle A. 2014. Thirty years of reoligotrophication do not contribute to restore self-sustaining fisheries of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in Lake Geneva. *Fisheries Research* 154:165-171.

- CBFC. (2007). *Etude et cartographie de la flore et de la végétation de dix lacs du massif Jurassien*. Consulté à l'adresse <http://conservatoire-botanique-fc.org/flore-jura-doubs-franche-comte/connaissance-1/264-etude-et-cartographie-de-la-flore-et-de-la-vegetation-de-dix-lacs-du-massif-jurassien-petit-et-grand-lacs-de-clairvaux-jura-lac-du-vernois-jura-lac-du-fioget-jura-lac-de-malpas-doubs-lac-de-remoray-doubs-lac-de-saint-point-doubs-lacs-de-bellefontaine-et-d/file>
- Cemagref 1982. Etude des méthodes biologiques quantitative d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Q.E.Lyon-A.F.Bassin Rhône-Méditerranée-Corse.218 p.
- CEN. 2009 Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. prEN 1591041.
- Chambers, P. A., et Kaiff, J. (1985). Depth Distribution and Biomass of Submersed Aquatic Macrophyte Communities in Relation to Secchi Depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, pp.701-709.
- Circulaire DCE n° 2005-11. Typologie nationale relative aux eaux de surface.Ed. Ministère en charge du développement durable.
- Cirés S, Ballo A. 2016. A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). *Harmful Algae* 54:21-43.
- CISALB. 2008. Gestion de la ressource piscicole du lac du Bourget. Rapport 76 p.
- CISALB. 2011. Suivi 2010 des populations piscicoles exploitées par la pêche amateur en bateau sur le lac du Bourget. Rapport 53 p.
- Clady MD. 1976. Influence of temperature and wind on the survival of early stages of yellow perch (*Perca flavescens*). *C.J.F.A.S.* 33:1887-1893.
- Cury PM, Shin YJ, Planque B, Durant JM, Fromentin JM, Kramer-Schadt S, Stenseth NC, Travers M, Grimm V. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 23:338-346.
- De Bernardi R, Giussani G. 1978. The effect of mass fish mortality on zooplankton structure and dynamics in a small Italian lake (Lago di Annone). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21:285-295.
- Decelières-Vergés C. 2008. Caractérisation des métriques issue de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu. Thèse Univ. de Savoie, 165 p.
- Decelière-Vergès C, Guillard J. 2008. Assessment of the pelagic fish communities: consequences for the lake fish monitoring. *Knowl. Manage. Aquat. Ecosyst.* 389:04.
- Degiorgi F, Cachera S, Guillard J, Raymond JC, Vergés C. 2006. Synthèse des études piscicoles effectuées sur le lac du Bourget entre 2003 et 2005. Etat de santé du peuplement piscicole Facteur limitant ou ralentissant la restauration. Proposition de remédiation et de gestion halieutique. *Cisalb*, 73 p
- Diner N, Marchand P. 1995. Acoustique et Pêche Maritime. Ed. IFREMER, Plouzané, 147 p.
- Dittrich M, Kurz P, Wehrli B. 2004. The role of autotrophic picocyanobacteria in calcite precipitation in an oligotrophic lake. *Geomicrobiol. J.* 21:45-53.
- Duarte, C. M. (1991). Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40, pp.363-377.
- Duarte, C. M., Planas, D., et Penuelas, J. (1994). Macrophytes, taking control of an ancestral home. Consulté à l'adresse <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=QC9565211>
- Dubois JP, Gillet C, Hilgert N, Balvay G. 2008. The impact of trophic changes over 45 years on the Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, population of Lake Geneva. *Aquat. Liv. Resour.* 21:1-10.

- Druart JC, Rimet F. 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes, pp 1-200.
- Emmrich M, Winfried IJ, Guillard J, Rustadbakken A, Vergès C, Volta P, Jeppesen E, Lauridsen T, Holmgren K, Argillier C, Mehner T. 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshw. Biol.* 57:2436-2448.
- Forbes ST, Nakken O. 1972. Manual of methods for fisheries resource survey and appraisal. Part. 2, The use of acoustic instruments for fish detection and abundance estimation. *FAO Manuals in Fisheries Science* 5.
- Forsberg, C. (1965). Nutritional studies of Chara in axenic cultures. *Physiologia Plantarum*, 18, pp. 275–290.
- Frossard, V. 2017. Etude de la biodiversité benthique littorale du lac du Bourget. FEDER POIA 2014-2020 - Projet "Grands Lacs Alpains" - Rapport d'expertise CEN73:19p + annexes.
- Frossard, V., and D. Fontvieille. 2018. What is the invasiveness of *Hemimysis anomala* (Crustacea, Mysidae) in the large deep Lake Bourget, France? *Hydrobiologia* 814:219-232.
- Gascuel D, Bez N, Forest A, Guillotreau P, Laloë F, Lobrya J, Mahévas S, Mesnil B, Rivota, E, Rochette S, Trenkel V. 2011. Future for marine fisheries in Europe (Manifesto of the Association Française d'Halieumétrie). *Fish. Res.* 109:1–6.
- Gerdeaux D, Anneville O, Hefti D (2006) Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecol.* 30:161-177.
- Giguet-Covex C, Arnaud F., Poulenard J., Enters D., Reyss J.L., Millet L., Lazzarotto J., Vidal O., 2010. Sedimentological and geochemical records of past trophic state and hypolimnetic anoxia in a large, hard-water Lake Bourget, French Alps. *J. Palaeolimol.* 43:171-190.
- Gillet C. 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. In Gerdeaux D (éditeur) gestion piscicole des grands plans d'eau, INRA, Paris, pp 241-282.
- Gillet C, Quetin P. 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *J. Fish Biol.* 69: 518-534.
- Gliwicz ZM. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekologia Polska* 17:663-708.
- Gobler CJ, Burkholder JM, Davis TW, Harke MJ, Johengen T, Stow CA, Van de Waal DB. 2016. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae* 54:87-97.
- Godlewska M, Colon M, Doroszczyk L, Długoszewski B, Verges C, Guillard J. 2009 Hydroacoustical measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences on fish stock estimation. *Fish. Res.* 96:11-16.
- Godlewska M, Colon M, Jozwik A, Guillard J. 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquat. Liv. Res.* 24:71-78.
- Guillard J, Marchal E. 2001. L'hydroacoustique, méthode d'étude de la distribution spatiale et de l'abondance des peuplements pisciaires lacustres. In : La gestion piscicole des grands plans d'eaux, Ed. Gerdeaux, INRA Paris, 215 -239.
- Guillard J, Perga ME, Colon M, Angeli N .2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fish. Manag. Ecol.*13:319-327.
- Guillard J, Vergés C. 2007. The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various survey designs and statistical analyses. *Int. Rev. Hydrobiol.* 92:605–617.

- Guillard J, Lebourges-Dhaussy A. 2014. Au cœur des bancs de poissons. *Pour la Science* 436:38-45.
- Henderson, I. G., et Harper, D. M. (1992). Bird distribution and habitat structure on Lake Naivasha, Kenya. *African Journal of Ecology*, 30, pp. 223-232.
- Henricsson, M. (1976). Nutritional studies of *Chara globularis* Thuill., *Chara zeylanica* Willd., and *Chara haitensis* Turpin. Consulté à l'adresse <http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A298907&dswid=6880>
- Hilborn R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: a personal perspective. *Fish. Res.* 108:235-239.
- Hough, R. A., et Putt, D. A. (1988). Factors Influencing Photosynthetic Productivity of *Chara vulgaris* L. in a Moderately Productive Hardwater Lake. *Journal of Freshwater Ecology*, 4, pp.411-418.
- Hubault É. 1947. Études thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'Est de la France (Vosges, Jura, Alpes de Savoie). *Ann. Ec. Nat. Eaux Forêts* 10:113-260.
- Irmgra, B. (1988). Phosphorus toxicity in *Chara*. *Aquatic Botany*, 32, pp.393–395.
- Jacquet S, Briand JF, Leboulanger C, Avois-Jacquet C, Paolini G, Oberhaus L, Tassin B, Vinçon-Leite B, Druart JC, Anneville O, Humbert JF. 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* 4:651-672.
- Jacquet S, Rimet F, Perga M, Paolini G, Kerrien F, Girel C, Cachera C, Lazzarotto J, Perney P, Laine L, Sotton B, Barbet D. 2011. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2010. Rapport INRA-CISALB-CAB 2010, 168 pages.
- Jacquet S, Anneville O, Domaizon I. 2012. Evolution de paramètres clés indicateurs de la qualité des eaux et du fonctionnement écologique des grands lacs péri-alpins (Léman, Annecy, Bourget): Etude comparative de trajectoires de restauration post-eutrophisation. *Arch Sci.* 65:225-242.
- Jacquet S. et al. 2012. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2011. Rapport INRA-CISALB-CAB 2011, 220 pages.
- Jacquet S, Cachera S, Colon M, Espinat L, Girel C, Guillard J, Hamelet V, Hustache JC, Kerrien F, Lacroix L, Lainé L, Laplace-Treyture C, Lazzarotto J, Paolini G, Perga ME, Perney P, Rimet F, Verneaux V. 2013. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2012. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 227 pages.
- Jacquet S, Kerimoglu O, Rimet F, Paolini G, Anneville O. 2014. Cyanobacterial bloom termination: the story of the disappearance of *Planktothrix rubescens* from a large restored deep peri-alpine lake. *Freshw. Biol.* 59:2472-2487
- Jacquet, S., D. Barbet, C. Barbier, S. Cachera, M. Colon, L. Espinat, C. Girel, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, D. Lacroix, L. Laine, B. Leberre, J. Neasat, G. Paolini, M. Perga, P. Perney, F. Rimet. (2016). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 205 pages.
- Kaiblinger K. 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport INRA I.L. 277/08 DEC0470, 45 p.
- Kaiblinger C, Anneville O, Tadonlécé R, Rimet F, Druart JC, Guillard J, Dokulil MT. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiol.* 633:67-74.
- Kamjunke N, Straile D, Gaedje U. 2009 Response of heterotrophic bacteria, autotrophic picoplankton and heterotrophic nanoflagellates to re-oligotrophication. *J. Plankt. Res.* 31:899-907.

- Kansanen PH, Paasivirta L. Vayrynen T. 1990. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland. *Hydrobiol.* 202:153-170.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21–27.
- Kelly, MG, L. King, R. I. Jones, P. A. Barker, and B. J. Jamieson 2008. Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610:125-129.
- King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M., & Yallop, M. (2006b). Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology*, 18(1), 15–25.
- Kufel, L., et Ozimek, T. (1994). Can *Chara* control phosphorus cycling in Lake Łuknajno (Poland)? In E. Mortensen, E. Jeppesen, M. Søndergaard, & L. K. Nielsen (Éd.), *Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes* (p. 277-283). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Laplace-Treyture C, Barbe J, Dutartre A, Druart JC, Rimet F, Anneville O. 2009. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE - Version 3.3.1, pp 1-44.
- Laplace-Treyture C, Feret T, Menay M, De Bortoli J. 2012. L'IPLAC : un indice phytoplancton, DCE compatible, pour les plans d'eau en France. In: Journées Internationales de Limnologie et d'Océanographie (JILO), 17 - 19 Octobre 2012, Clermont-Ferrand, 2012.
- Laurec A. Le Guen JC. 1981. Dynamique des populations marines exploitées. *Rapp. Scient. Techn.* 45 CNEXO, 119 p.
- Lauridsen, T. L., Jeppesen, E., Declerck, S. A. J., De Meester, L., Conde-Porcuna, J. M., Rommens, W., et Brucet, S. (2015). The importance of environmental variables for submerged macrophyte community assemblage and coverage in shallow lakes: differences between northern and southern Europe. *Hydrobiologia*, pp. 744, 49-61.
- Lazzaro X. 2009. Rôle structurant des poissons filtreurs omnivores sur la dynamique des communautés planctoniques et les efflorescences dans les lacs tropicaux peu profonds. HDR Univ. Pierre et Marie Curie – Paris 6, 115 p.
- Le Roux M. 1928. Recherches biologiques dans les grands lacs de Savoie. Lacs du Bourget et d'Annecy. J. Abry & Cie (éds) Annecy, 164 pp.
- Love R. 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish. *J. Acoustical Soc. America* 49:816-823.
- MacLennan D, Fernandes PG, Dalen J. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J. Mar. Sci.* 59:365-369.
- Manca M, Comoli P. 1995. Seasonal changes in size of the feeding basket of *Leptodora kindtii* (Focke) in Lago Maggiore as related to variations in prey size selection. *Limnol. Oceanogr.* 40:834-838.
- Marchetto, A., C. Agostinelli, R. Alber, A. Behi, S. Balsamo, S. Bracchi, F. Buzzi, E. Carena, S. Cavalieri, F. Cimoli, S. Costaraoss, I. Crescentini, V. Della Bella, M. Di Brizio, M. Fioavanti, P. Fogliati, R. Fomenti, M. Galbiati, F. Galimberti, A. Macor, L. Mancini, S. Marcheggiani, G. Marchi, S. Musazzi, A. Nicola, R. Padula, S. Pozzi, C. Puccinelli, E. Rinaldi, C. Rustighi, P. Testa, B. Thaler, C. Vendetti, and R. Zorza, 2013. 5. Indice per valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilitiche (EPI-L) . CNR, Italy. CNR-ISE, 02-13:75-92.
- Mazard S, Ostrowski M, Partensky F, Scanlan DJ. 2012. Multi-locus sequence analysis, taxonomic resolution and biogeography of marine *Synechococcus*. *Environ. Microbiol.* 14:372–386.
- Mehner T. 2010. No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 55:203-213.

- Mehner T, Busch S, Helland IP, Emmrich M, Freyhof J. 2010. Temperature related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecol. Freshw. Fish* 19:408-419.
- Menendez, M., et Sanchez, A. (1998). Seasonal variations in P-I responses of *Chara hispida* L. and *Potamogeton pectinatus* L. from stream mediterranean ponds. *Aquatic Botany*, 61, pp.1-15.
- Middelboe, A. L., et Markager, S. (1997). Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37, pp.553-568.
- Milbrink G, Timm T, Lundberg S. 2002. Indicative profundal oligochaete assemblages in selected small Swedish lakes. *Hydrobiol.* 468:53-61.
- Millenium Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: Wetland and Water synthesis, 2005.
- Moldaenke. 2002. Algae Online Analyser User Manual, version 2.3, 88 p.
- Murphy, K. J., et Eaton, J. W. (1983). Effects of Pleasure-Boat Traffic on Macrophyte Growth in Canals. *The Journal of Applied Ecology*, 20,p.713.
- Nielsen, S. L., Sand-Jensen, K., Borum, J., et Geertz-Hansen, O. (s. d.). Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25, pp.1025-1032.
- Onema. 2007. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy - Application du protocole EN 14757 – Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.
- ONEMA. (2007). Methode d'évaluation de la qualité écologique des plans d'eau basée sur les communautés de macrophytes. Consulté à l'adresse http://www.onema.fr/IMG/pdf/130607_Rapport_
- Onema. 2010. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy – Réseau de Contrôle de Surveillance- (Année 2010) - Eléments d'analyse. Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.
- Padisak J, Crossetti LO, Naselli-Flores L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiol.* 621:1-19.
- Parker-Stetter SL, Rudstam LG, Sullivan PJ, Warner DM. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. *Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub.* 09-01.
- Pearsall, W. H., et Ulyyott, P. (1934). Light Penetration into Fresh Water. *Journal of Experimental Biology*, 11, pp.89-93.
- Pelletier JP, Orand A. 1978. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- Peltomaa E, Ojala A. 2012. Meteorological drivers of the dynamics of autotrophic picoplankton. *Freshw. Biol.* 57:1005-1016.
- Perga ME, Lainé L. 2010. Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. Eaux Léman contre Pollut. Campagne 2008.
- Personnic S, Domaizon I, Sime-Ngando T, Jacquet S. 2009. Seasonal variations of microbial abundances and of virus- vs. flagellate-induced mortality of picoplankton in some peri-alpine lakes. *J. Plankt. Res.* 31:1161-1177.
- Proctor, V. I. (1967). Storage and germination of *Chara* Oospores. *Journal of Phycology*, 3, pp.90-92. R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankt. Res.* 24:417-428.

- Rimet F. (2012) Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia* 683:1-24.
- Rimet F., Bouchez A., Montuelle B. (2015) Benthic diatoms and phytoplankton to assess nutrients in a large lake: Complementarity of their use in Lake Geneva (France–Switzerland). *Ecological Indicators* 53: 231-239.
- Rimet F., Bouchez A., Tapolczai K., 2016. Spatial heterogeneity of littoral benthic diatoms in a large lake: monitoring implications. *Hydrobiologia*, 771, 179-193.
- Rip, W. J., Ouboter, M. R. L., et Los, H. J. (s. d.). Impact of climatic fluctuations on Characeae biomass in a shallow, restored lake in The Netherlands. *Hydrobiologia*, 584, pp.415-424.
- Rooney, N., et Kalff, J. (2000). Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany*, 68, pp.321-335.
- Sandin, L., Schartau, A.-K., Aroviita, J., Carse, F., Colvill, D., Fozzard, I., ... Institute for Environment and Sustainability. (2014). *Water framework directive intercalibration technical report Northern Lake benthic invertebrate ecological assessment methods*. Luxembourg: Publications Office. Consulté à l'adresse <http://dx.publications.europa.eu/10.2788/74131>
- Sand-Jensen, K., Pedersen, N. L., Thorsgaard, I., Moeslund, B., Borum, J., et Brodersen, K. P. (2008). 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Ecology*, 96, pp. 260-271.
- Scheffer, M., van den Berg, M., Breukelaar, A., Breukers, C., Coops, H., Doef, R., et Meijer, M.-L. (1994). Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquatic Botany*, 49, pp.193–196.
- Schwarz, A.-M., et Hawes, I. (1997). Effects of changing water clarity on characean biomass and species composition in a large oligotrophic lake. *Aquatic Botany*, 56, pp.169-181.
- Sgro, G. V., Reavie, E. D., Kingston, J. C., Kireta, A. R., Ferguson, M. J., Danz, N. P., & Johansen, J. R. (2007). A diatom quality index from a diatom-based total phosphorus inference model. *Environmental Bioindicators*, 2(1), 15–34.
- SILA (2010). Suivi scientifique du Lac d'Annecy, rapport 2009. SILA-INRA
- Simmonds EJ, MacLennan DN. 2005. Fisheries Acoustics: Theory and Practice. Oxford: Blackwell Science Ltd., 437 p.
- Smith S. 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish survey data. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 47:894-903.
- Sondergaard M, Liboriussen L, Pedersen AR, Jeppesen E. 2008. Lake restoration by fish removal: short- and long-term effects in 36 Danish Lakes. *Ecosystems* 11:1291-1305.
- Sotton B, Anneville O, Cadel-Six S, Domaizon I, Krys S, Guillard J. 2011. Spatial match between *P. rubescens* and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae* 10:749-758.
- Stenger-Kovacs, C, K. Buczko, E. Hajnal, and J. Padisak (2007). Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589:141-154.
- Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud, and P. Ussegli-Polatera. 2010. Invertébrés d'eau douce - Systématique, biologie, écologie. CNRS Editions:588
- Tadonlécé R. 2010. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. *Limnol. Oceanogr.* 55:973-982.

- Thomaz, S. M., et Cunha, E. R. da. (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, pp.218-236.
- Torn, K., Martin, G., Kotta, J., et Kupp, M. (2010). Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, pp.27-32.
- Tosheva, A., et Traykov, I. (2012). *Abundance and Macrophyte Composition in Reservoirs with Different Trophic Status*. Balwois. Consulté à l'adresse https://www.researchgate.net/profile/Ivan_Traykov/publication/234143525_Abundance_and_Macrophyte_Composition_in_Reservoirs_with_Different_Trophic_Status/links/02bfe50f8f61593927000000.pdf
- Van Donk, E., et van de Bund, W. J. (2002). Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 72, pp.261-274.
- Van Wijk, R. J. (1988). Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. *Aquatic Botany*, 31, pp.211–258.
- Vant, W. N., Davies-Colley, R. J., Clayton, J. S., et Coffey, B. T. (1986). Macrophyte depth limits in North Island (New Zealand) lakes of differing clarity. *Hydrobiologia*, 137, pp.55-60.
- Verneaux, V., and J. Verneaux. 2002. Assessing lake functioning using the macrobenthic community with special reference to Chironomidae (Diptera). A subalpine lake (lake Annecy) as an example. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 154:68-78.
- Verneaux, V., J. Verneaux, A. Schmitt, C. Lovy, and J. C. Lambert. 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 40:1-9.
- Vincon-Leite B, Bournet PE, Gayte X, Fontvieille D, Tassin B. 1998. Impact of a flood event on the biogeochemical behaviour of a mesotrophic alpine lake: Lake Bourget (Savoy). *Hydrobiol.* 374:361-377.
- Wagner, A., S. Volkmann, and P. M. A. Dettinger-Klemm. 2012. Benthic–pelagic coupling in lake ecosystems: the key role of chironomid pupae as prey of pelagic fish. *Ecosphere* 3:2-17.
- Weaver W, Shannon CE. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Winfield IJ, Fletcher JM, James JB, Bean CW. 2009. Assessment of fish populations in still waters using hydroacoustics and survey gill netting: Experiences with Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the UK.
- Wolfram G, Dokulil M. 2007. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria, 50 p.
- Wolfram G, Dokulil M, Pall K, Reichmann M, Schulz L, Argillier C, de Bortoli J, Martinez JP, Rioury C, Hoehn E, Riedmuller U, Schaumburg J, Stelzer D, Buzzi, F, Dalmiglio A, Morabito G, Marchetto A, Remec-Rekar S, Urbanic G. 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.
- Xu, H., Paerl, H. W., Qin, B., Zhu, G., et Gao, G. (2010). Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography*, 55, pp.420-432.
- Yule D, Evrard LM, Cachera S, Colon M, Guillard J. 2013. Comparing two fish sampling standards over time: largely congruent results but with caveats. *Freshw. Biol.* 58:2074–2088.

DOSSIERS DIVERS

Annexe I

Le comité scientifique en 2018-2019

Rôle du comité

- Validation des rapports
- Orientation des études
- Informations diverses

La liste des membres de ce comité a été définie par le Directeur du CISALB, Renaud JALINOUX, et validé par le président du comité, Emmanuel NAFFRECHOUX. Il est constitué de 8 membres permanents, 2 invités permanents et 2 membres du CISALB comme décrit dans le tableau ci-dessous. En fonction des besoins (e.g. expertise sur un sujet donné), ce comité peut être agrandi à une ou deux personnes supplémentaires.

MEMBRES PERMANENTS	
M. JM DORIOZ	UMR CARRTEL – <i>Transfert et flux de nutriments – Bassin versant</i>
M. V FROSSARD	UMR CARRTEL – <i>Ecologie benthique – Macroinvertébrés</i>
M. J GUILLARD	UMR CARRTEL – <i>Ecologie piscicole – Bio-indication</i>
M. S JACQUET	UMR CARRTEL – <i>Réseaux trophiques – Bio-indication – Phytoplancton</i> <i>Animateur et responsable scientifique du suivi depuis 2006</i>
M. A MIQUET	Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie – <i>Macrophytes et avifaune</i>
M. E NAFFRECHOUX	LCME – <i>Chimie environnementale et (micro)polluants</i> <i>Président du comité scientifique</i>
M. L NAVARO	Agence de l'eau RMC – <i>Suivis environnementaux, DCE</i>
M. JC RAYMOND	AFB - <i>Ecologie piscicole et aménagement des berges</i>
MEMBRES INVITES PERMANENTS	
MME. A KLEIN	CIPEL – <i>Responsable du suivi environnemental du Léman</i>
M. D ZANELLA	SILA – <i>Responsable du suivi environnemental du lac d'Annecy</i>
MEMBRE DU CISALB	
M. C GIREL	CISALB – <i>Suivi rivière</i> <i>Responsable CISALB du suivi</i>
M. S CACHERA	CISLAB – <i>Ecologie piscicole</i>

DOSSIERS DIVERS

Annexe II

Evolution des indices de la diagnose rapide

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

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

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

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

I. Les indices

Indice Pigments chlorophylliens

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

Indice Transparence

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

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

Indice P total hiver

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

Indice N total hiver

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

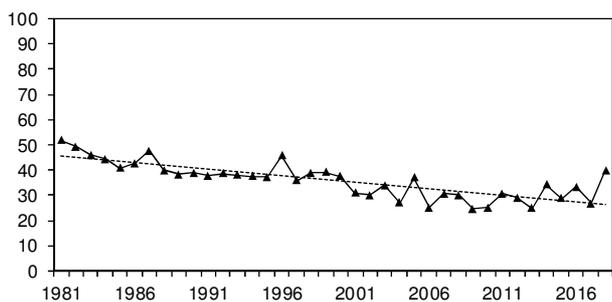
La moyenne de ces deux indices constitue l'indice fonctionnel **Nutrition.**

Indice Consommation journalière en O2 dissous

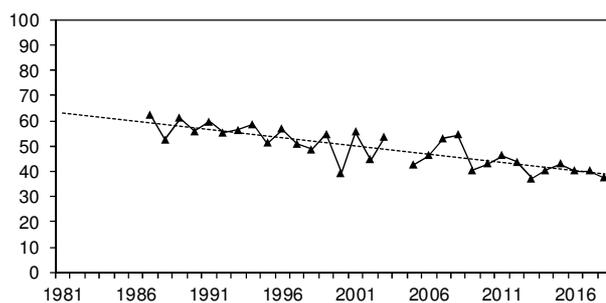
$I_{O_2j} = -50 + 62 \times \log_{10}(X+10)$ où X est la valeur de la consommation journalière en oxygène dissous en $\text{mg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$.

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

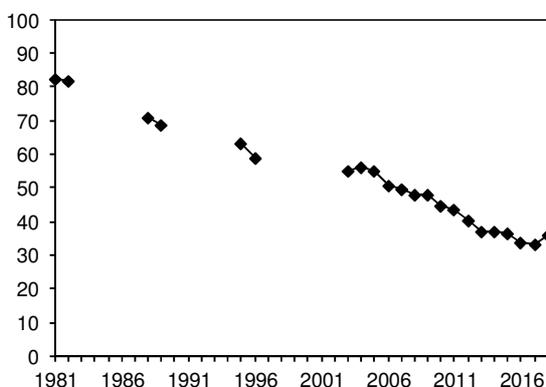
II Résultats



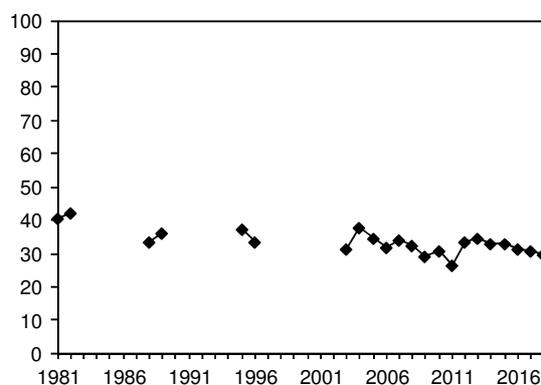
a) Indice de transparence estivale



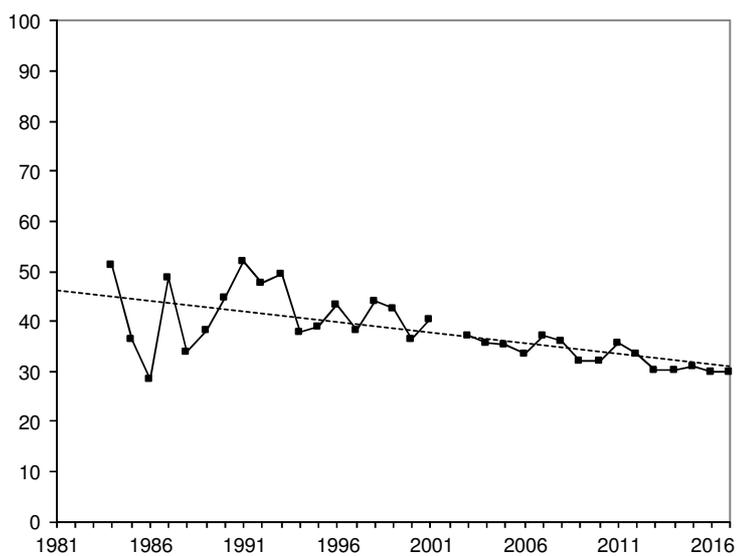
b) Indice de pigments chlorophylliens estivaux



c) Indice du phosphore total hivernal

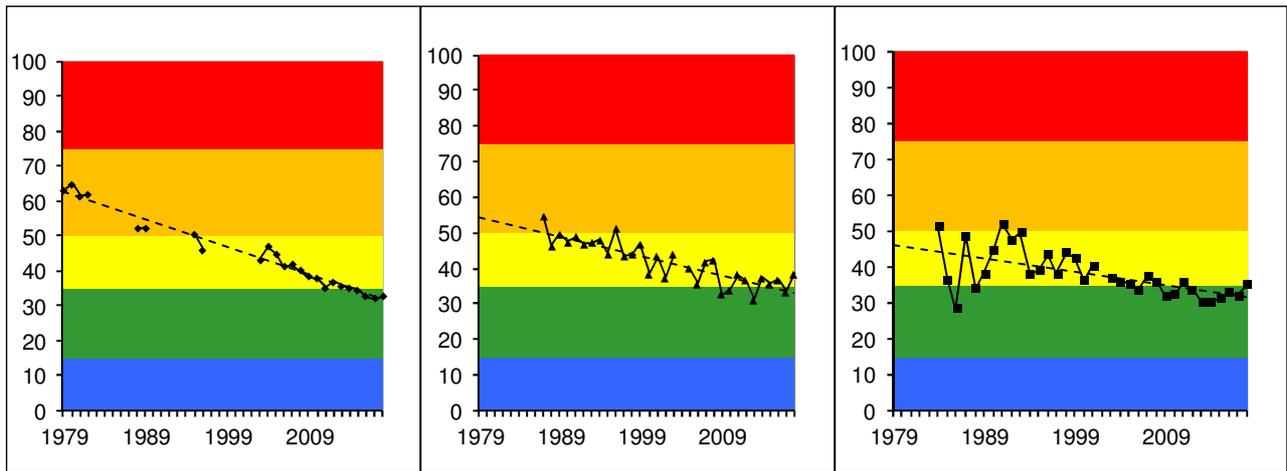


d) Indice de l'azote total hivernal



e) Indice de la consommation journalière en O₂ dissous

Figure 1 Evolution des indices spécifiques type DCE au point B de 1981 à 2018



a) Indice de nutrition

b) Indice de production

c) Indice de dégradation

Figure 2 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des indices fonctionnels type DCE au point B de 1981 à 2018

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

Calculs

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

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

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

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

Biovolume = N x biovolume spécifique (μm^3)

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

Unité : $\mu\text{m}^3 / \text{ml}$

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

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

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

Avec

H : indice de Shannon

Ni : biomasse de l'espèce algale i

N : somme de la biomasse des espèces algales

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

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

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

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

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

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

Finalement l'indice Brettum BI est calculé comme suit :

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

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

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

Les échantillons sont fixés au formol à 5% puis mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Par la suite, les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement des crustacés est réalisé sous microscope standard à partir d'un sous-échantillon. Les Cladocères *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii* sont quant à eux, dénombrés dans l'intégrité du prélèvement.

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

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

Où:

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

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

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

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

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

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

Table 1: Trait-separated functional groups of phytoplankton (updated from Reynolds, 1997)

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

Table I: continued

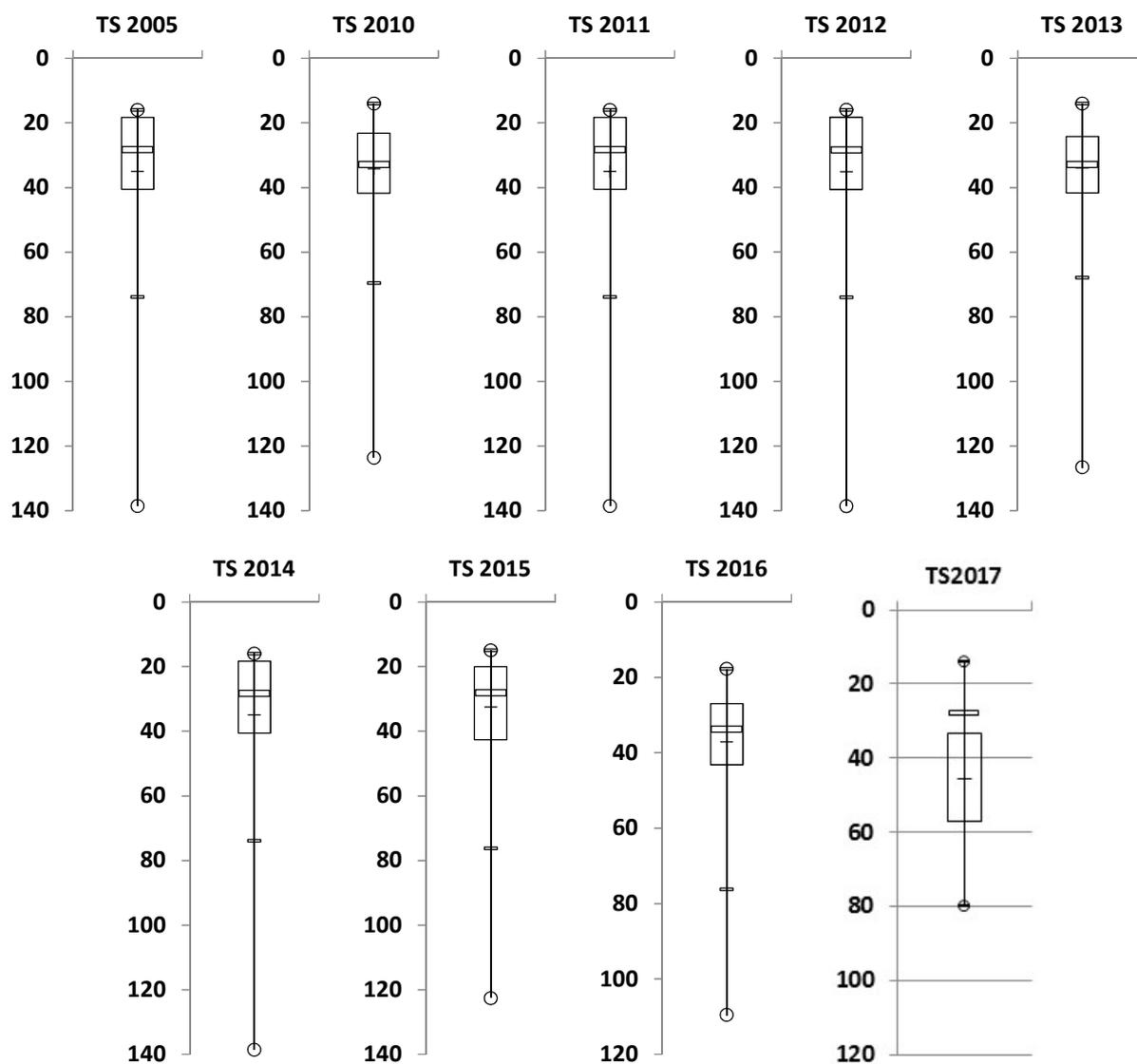
Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light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

DOSSIERS DIVERS

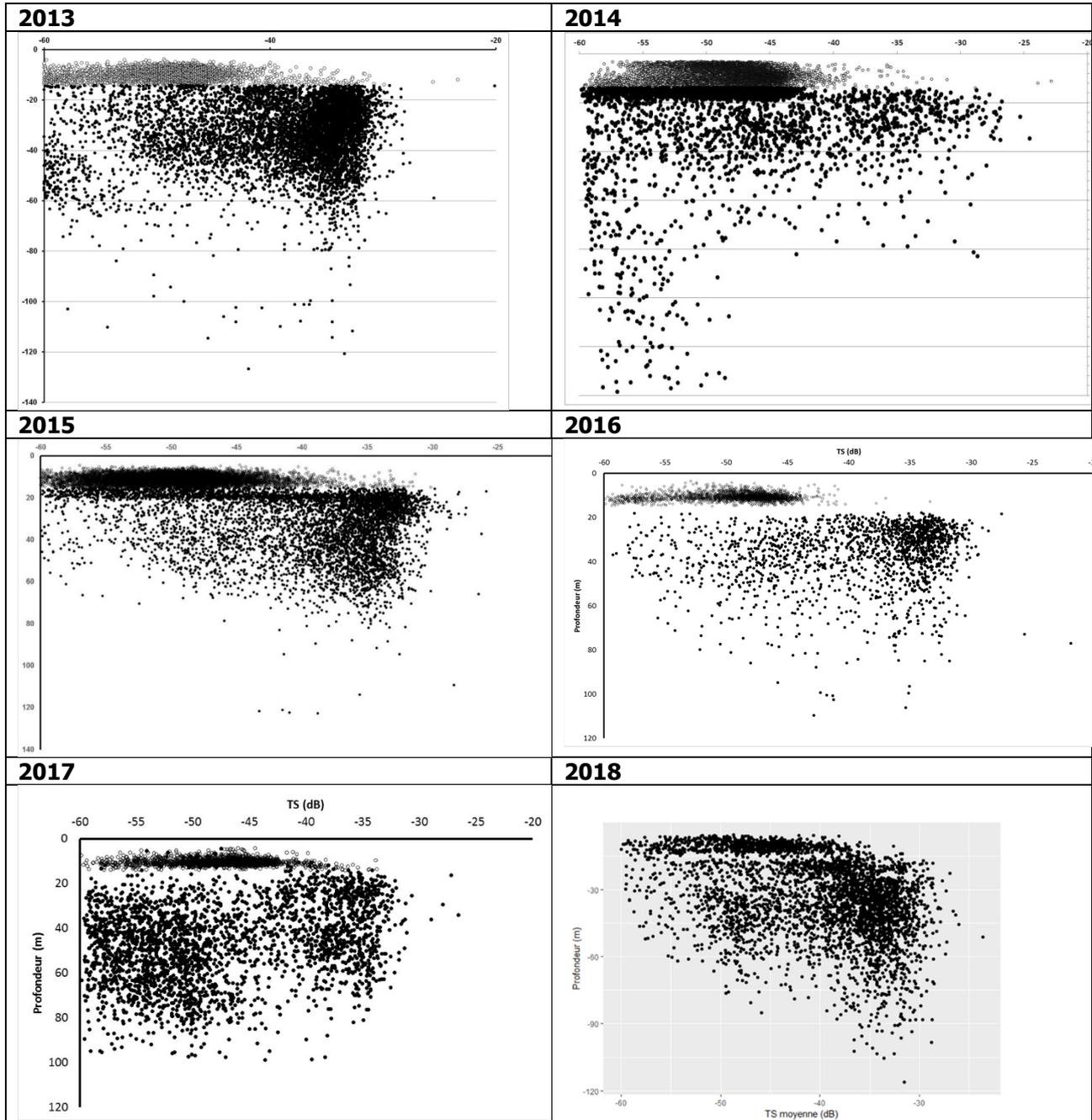
Annexe V

En lien avec le chapitre sur le peuplement piscicole

Annexe A Box-plot de la distribution des cibles dans les couches profondes, en fonction de la profondeur, années 2005 et 2010-2017

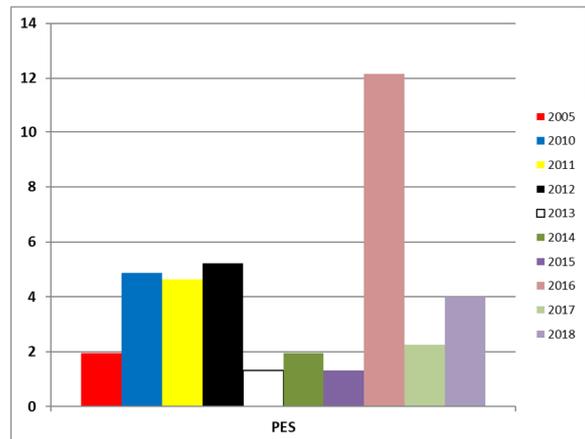
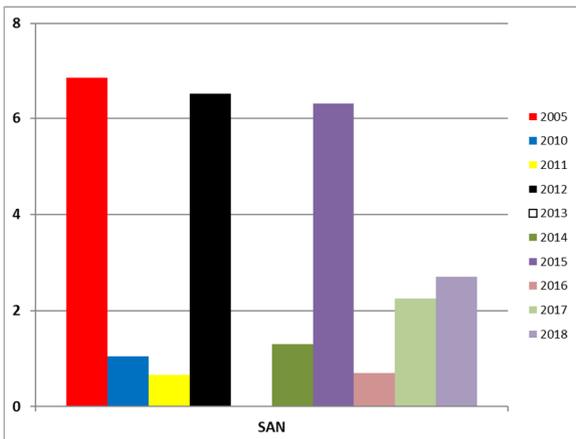
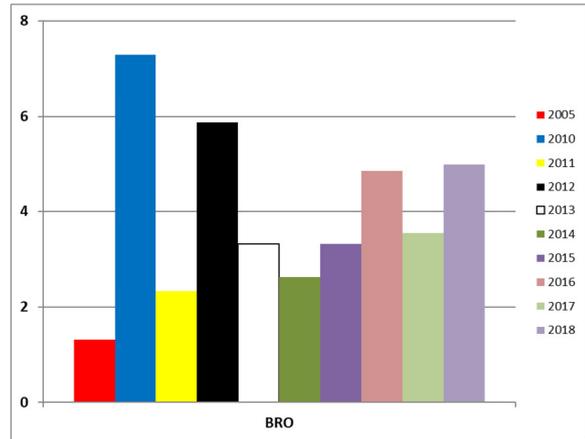
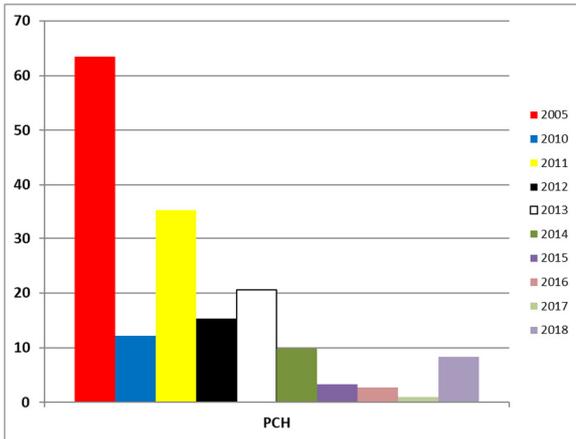
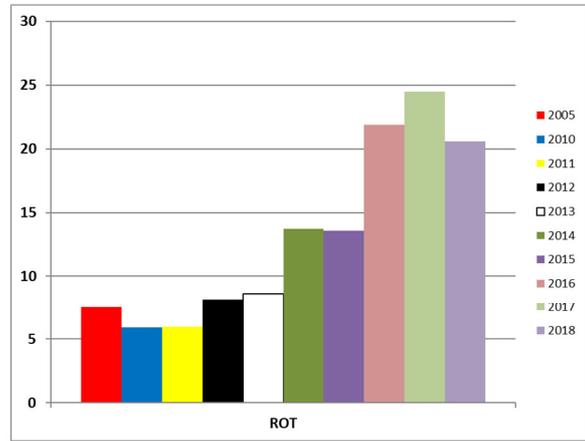
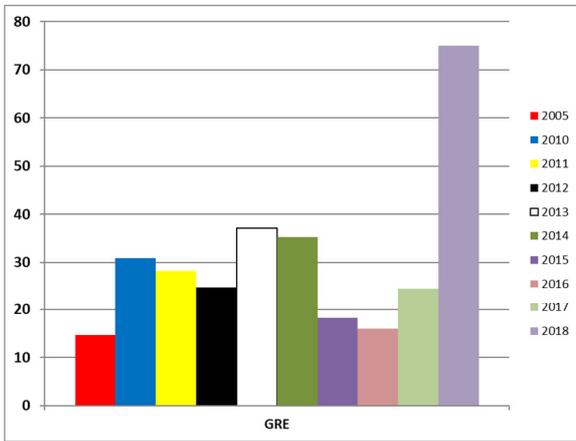


Annexe B Distributions des cibles en fonction de la profondeur, années 2013 -2018



Annexe C Rendements numériques pour la grémille (GRE), le rotangle (ROT), le poisson chat (PCH), le brochet (BRO), le sandre (SAN) et la perche soleil (PES)

Nbre d'individus / 1000 m²



DOSSIERS DIVERS

Annexe VI

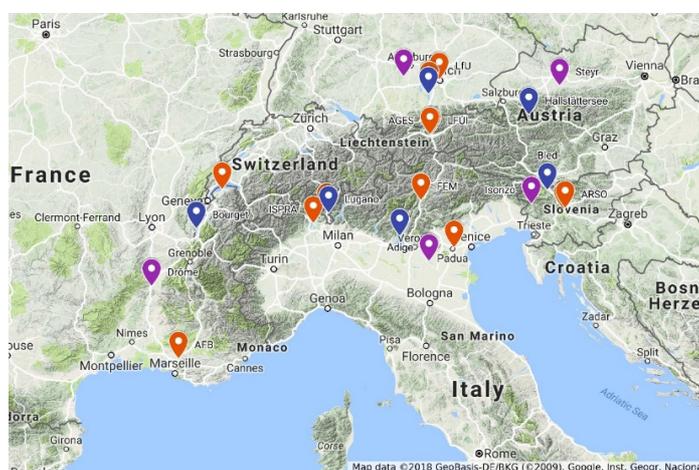
EcoAlps Water

Dans le cadre du projet INTERREG Alpine Space, intitulé « Eco-AlpsWater », et en collaboration avec l'Agence Française pour la Biodiversité et des scientifiques (académiques et non académiques) de 5 autres pays de la région alpine, l'UMR CARTEL travaille au développement, à la standardisation et au transfert opérationnel de nouvelles méthodes d'évaluation écologique des lacs et rivières.

Ce projet a débuté en 2018, pour 3 ans, et vise notamment à comparer des techniques avancées de séquençage de l'ADN (ici le metabarcoding) aux approches traditionnelles de surveillance (directive-cadre sur l'eau 2000/60/CE-UE DCE), afin d'identifier les potentialités offertes par ces technologies en pleine expansion et de favoriser leur transfert opérationnel.

Les 6 pays de l'arc alpin participant au projet sont l'Italie, la Slovénie, l'Autriche, l'Allemagne, la Suisse et la France. Pour chaque pays, un lac et une rivière dits « pilotes » ont été choisis afin de mettre en place ces techniques novatrices et de les comparer aux approches traditionnelles de surveillance. Pour la France il s'agit du lac du Bourget et de la rivière Drôme. Il existe également des sites complémentaires, sur lesquels un effort moindre est déployé, pour la France il s'agit notamment des lacs d'Annecy, d'Aiguebelette, d'Anterne ou encore le Léman.

Le projet cible différents groupes biologiques : les bactéries et notamment les cyanobactéries, les micro-eucaryotes et plus particulièrement le phytobenthos et le phytoplancton, ainsi que le compartiment piscicole. Les compartiments pris en compte sont donc les compartiments pélagiques (via le plancton et les poissons) et benthique-littoraux (via les biofilms littoraux et les poissons).



Cartographie des sites pilotes étudiés dans les 6 pays partenaires d'Eco-AlpsWater

L'essor des techniques d'ADN environnemental a récemment ouvert des perspectives inédites pour l'étude et le suivi de la biodiversité en milieu aquatique, un simple prélèvement d'eau, de biofilm ou de sédiment permettant d'établir un inventaire approfondi des espèces présentes grâce à leurs traces ADN. En effet, quelle que soit leur taille, tous les organismes aquatiques laissent dans les milieux dans lesquels ils vivent des traces ADN qui indiquent leur présence [il peut s'agir d'ADN extracellulaire libéré dans l'environnement, ou d'ADN encore à l'état intra-cellulaire présent dans l'espèce elle-même (ex cyanobactéries) ou dans des débris cellulaires ou excréta émis par l'espèce concernée (ex poissons)].

L'approche mise en œuvre utilise des technologies de séquençage à haut débit pour analyser l'ADN issu d'échantillons environnementaux prélevés dans les lacs et les rivières. L'analyse de courtes séquences d'ADN produites par millions et l'utilisation de méthodes bio-informatiques adaptées permettent d'identifier les organismes aquatiques de façon rapide et à coût compétitif en comparaison des méthodes traditionnelles qui nécessitent l'observation de nombreux échantillons et une solide expertise en taxonomie pour l'identification des espèces. Les méthodes de metabarcoding sont plus ou moins avancées (au sens applicable en routine) selon les groupes biologiques d'intérêt.

Parmi les espèces inventoriées, certaines représentent des indicateurs de la qualité de l'eau déjà bien connus (ex : les diatomées en rivière), et, dans ce cas, l'enjeu est d'accéder à des inventaires de manière facilitée et peu intrusive. Mais l'application de ces méthodes permet également d'avoir accès à une diversité encore mal prise en compte (diversité cryptique ou non référencée) qui peut recéler des valeurs indicatrices nouvelles.



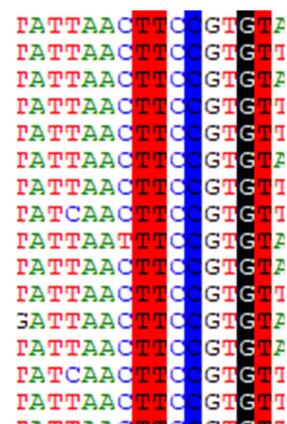
Echantillonnage



Filtration eau



Extraction ADN



Résultats ADN

Quelques étapes de la procédure ADN environnemental - Crédit photo M Vautier et I Domaizon

L'ambition est donc également d'apporter des informations complémentaires par rapport aux approches traditionnelles. Pour ce qui concerne les micro-organismes (phytoplancton, diatomées, cyanobactéries, bactéries, ciliés et autres protistes, champignons), les approches ADNe permettent de dresser (avec un échantillonnage unique) des inventaires beaucoup plus exhaustifs de la biodiversité et ainsi de compléter les connaissances lacunaires dans ce domaine, tout en atteignant des niveaux de résolution taxonomique fins.

Pour ce qui concerne les macro-organismes comme les poissons, l'approche ADN doit permettre notamment d'accéder de manière facilitée aux inventaires d'espèces rares (et mal capturées par les techniques de pêches classiques) et de faciliter la surveillance précoce des espèces invasives. Ces approches ADNe ne peuvent

remplacer complètement les méthodes traditionnelles, notamment les informations relatives à la taille des poissons et à leur structure en âge nécessitent la réalisation de prélèvements de la faune piscicole ; toutefois elles visent à alléger et compléter, de manière non intrusive, les suivis traditionnels en fournissant des inventaires taxonomiques très complets.

La première phase du projet a consisté en la mise au point des protocoles concernant chacune des étapes de l'approche métabarcoding à partir d'ADN environnemental. Il s'agit de protocoles pour (i) l'échantillonnage (eau, biofilm) et le conditionnement de ces échantillons environnementaux (filtration, préservation), (ii) l'extraction de l'ADN, (iii) la sélection de barcodes adaptés et la préparation des bibliothèques de séquençage (iv) l'analyse des données issues du séquençage massif, grâce à des outils bio-informatiques adaptés, permettant d'obtenir les inventaires taxonomiques.

Les premières versions de protocoles ont été produites pour l'étude des compartiments piscicoles, planctoniques et benthiques et testés par l'UMR CARRTEL en particulier sur le lac du Bourget.

La formalisation de ces protocoles s'inscrit dans une démarche de standardisation internationale et de facilitation de leur transfert vers les futurs usagers via différents supports : des protocoles écrits (ex : <https://www.protocols.io/view/lake-plankton-sample-collection-from-the-field-for-xn6fmhe>) et des vidéos (ex : <https://www.youtube.com/watch?v=du5dfjNQr1E&feature=youtu.be>).

Des prélèvements ont été organisés en 2018 sur le lac du Bourget pour les trois compartiments (piscicole, plancton et biofilm) afin de réaliser un 1^{er} déploiement des méthodes ADNe. Les résultats obtenus pourront être présentés à partir de la fin d'année 2019 ou au cours du 1^{er} trimestre 2020. Pour le compartiment piscicole, en 2018 un effort d'échantillonnage (ADN) lourd a été consenti afin d'évaluer la variabilité spatiale du signal ADN. Il s'agit de plus de 40 points d'échantillonnage.

En 2019, un échantillonnage intégratif sera réalisé (octobre 2019) il s'agit d'un échantillonnage plus léger à réaliser sur le terrain, et plus proche des protocoles standards qui devraient être utilisés par les opérateurs de terrain à court-moyen termes.

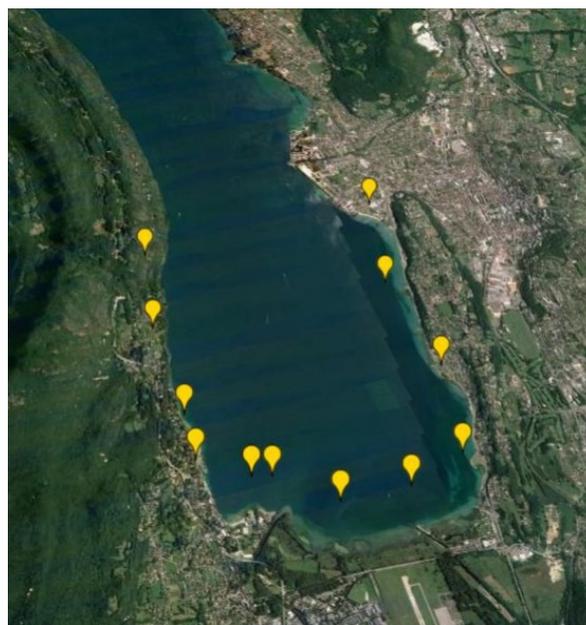


Echantillonnage 2018 : point de prélèvements d'eau utilisés pour l'analyse d'ADNe dans un but d'inventaire piscicole - lac du Bourget - En rouge, les échantillons benthiques, en bleu les pélagiques et en jaune les littoraux

Pour le compartiment piscicole, la première phase d'expérimentation vise à comparer directement les suivis traditionnels aux suivis ADNe. Pour se faire, des échantillons d'eau ont été prélevés aux mêmes coordonnées et aux mêmes profondeurs que les filets posés au cours des pêches scientifiques, ainsi que dans les mêmes zones où ont été réalisées les pêches électriques en 2018.

Pour les prélèvements pélagiques, 3L d'eau ont été échantillonnés dans chacune des 9 strates (hautes de 6 m) couvrant la colonne d'eau de 0 à 54 m de profondeurs. Pour les prélèvements benthiques (fond moins 1m), 3L d'eau ont été prélevés au niveau de 34 des 68 lieux de pose des filets benthiques (méthodes DCE) ; ces prélèvements sont faits à des 8 niveaux de profondeur (0 - 2.9 m, 3 - 5.9 m, 6 - 11.9 m, 12 - 19.9 m, 20 - 34.9 m, 35 - 49.9 m ,50 - 74.9 m et > 75 m). Les prélèvements d'eau pélagiques et benthiques ont été réalisés deux semaines après les pêches scientifiques, afin de limiter les contaminations d'ADN liées aux pêches scientifiques. Pour les prélèvements littoraux, 7 bouteilles de 2L ont été échantillonnées en surface le long de chacune des 4 zones littorales dans lesquelles des pêches électriques ont été réalisées par l'AFB au cours de l'été 2018, et de façon représentative des différents habitats écologiques présents dans ces zones. Les échantillons ont ensuite été filtrés sur place à l'aide de cartouches stériles et préservés à température ambiante grâce à l'utilisation d'un tampon permettant la préservation de l'ADN, puis rapportés en laboratoire pour extraire l'ADN. Ces échantillons sont actuellement en cours de séquençage et nous devrions avoir les premiers résultats en fin d'été 2019.

L'objectif de cette étude préliminaire est de déterminer quelles espèces on identifie (avec les deux approches, traditionnelle et ADNe), et la potentielle spatialisation verticale et horizontale du signal ADNe poisson dans le lac du Bourget. Des expériences préliminaires similaires ont également été réalisées sur le lac Mondsee en Autriche, et les résultats combinés de ces deux expériences permettront d'établir un protocole simplifié, afin de fournir les approches les plus informatives possibles, tout en étant les moins contraignantes possibles en termes de déploiement sur le terrain.



Echantillonnage 2018 pour les biofilms dans la zone littorale du Bourget de part et d'autre de l'embouchure de la rivière Leysse

Les micro-eucaryotes présents dans les biofilms, et plus particulièrement les diatomées, sont largement utilisés comme bio-indicateurs dans les rivières mais encore peu dans les lacs. Ici l'enjeu est donc à la fois de comparer les approches traditionnelles et ADNe pour des bioindicateurs connus (diatomées) mais aussi de produire un inventaire beaucoup plus exhaustif (bactéries et micro-eucaryotes) de la diversité microbienne de ces biofilms. Dans le cas du lac du Bourget, des échantillons de biofilm ont été prélevés dans 12 stations réparties de part et d'autres de l'embouchure de la rivière Leysse au mois d'octobre 2018. Un comptage au microscope (pour l'identification des diatomées) a été réalisé et à partir des mêmes échantillons de biofilms que ceux utilisés pour une extraction et analyse d'ADNe. En parallèle, des mesures physicochimiques de l'eau ont été réalisées à chaque point d'échantillonnage afin d'identifier de potentielles corrélations avec les résultats biologiques obtenus.

Concernant le compartiment planctonique, un suivi a été initié tous les mois depuis octobre 2018 et sera poursuivi en 2019. L'échantillon destiné à l'analyse ADNe est collecté à partir du même échantillon que celui utilisé pour le suivi traditionnel du phytoplancton sur le lac du Bourget. 1L d'eau (intégré de 0 à 18 m) est collectée et filtrée dans des cartouches stériles afin de concentrer l'ADN présent dans l'échantillon d'eau. Ici l'ambition est comme pour l'approche sur les biofilms, non seulement de comparer les inventaires ADN et traditionnels pour le phytoplancton mais aussi de révéler de manière plus exhaustive et avec une résolution taxonomique assez fine la diversité planctonique présente et sa dynamique saisonnière.

Les résultats et avancées de ce projet seront communiqués en 2020 notamment via le rapport de suivi du Lac du Bourget.

Auteurs et Citation :

Domaizon^{1,2} – M Vautier^{1,2} – V Vasselon^{2,3} – F Rimet^{1,2} – JM Baudoin^{2,3} – M Logez^{2,4}. 2019. Projet INTERREG Eco-AlpsWater : Objectifs & Actions

¹INRA UMR CARTELE, Thonon; ²POLE R&D ECLA; ³AFB Aix en Provence, ⁴IRSTEA RECOVER Aix en Provence France

DOSSIERS DIVERS

Annexe VII

Restauration des roselières du sud du lac du Bourget par le CEN Savoie– 2018/2019

S'étendant sur une vingtaine d'hectares au sud du lac du Bourget, le domaine de Buttet est constitué d'une mosaïque de milieux naturels terrestres et aquatiques : roselières, prairies et boisements humides, étang... Une importante biodiversité se développe dans cette zone préservée, qui abrite également plusieurs espèces protégées.

Plus particulièrement, les roselières - bien qu'elles ne soient composées que d'une espèce relativement commune (le roseau) - abritent une grande diversité d'animaux. Elles accueillent notamment plusieurs reptiles dont la tortue cistude, et de nombreux oiseaux, profitent de cet environnement unique pour s'alimenter, trouver refuge et nidifier.

Jouant à la fois le rôle de filtre (purification des sols...) et de barrière naturelle, les roselières sont des milieux qui restent fragiles (sensibilité à la houle, aux niveaux d'eau...). Il est donc nécessaire de les maintenir en bon état de conservation.

Cependant, les roselières du sud du lac du Bourget ont récemment fait face à deux problématiques majeures :

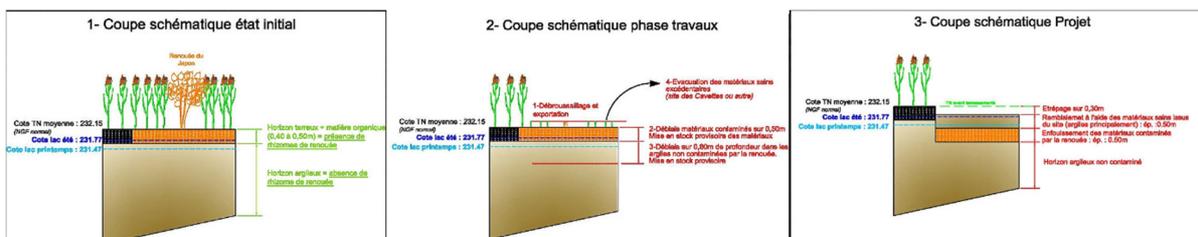
- Conséquence d'une baisse de niveau moyen et d'une ligne de rive stabilisée (suite à la régulation du lac), cette roselière souffre d'un embroussaillage, ce qui nécessite des travaux d'entretien réguliers pour limiter le développement de la végétation ligneuse (broyages quinquennaux).
- L'installation et la progression d'espèces invasives, en premier lieu la renouée du Japon, qui ne permettent plus de telles interventions. En effet, le broyage favoriserait la dissémination de cette espèce qui dispose d'une redoutable capacité de bouturage de ses tiges et surtout de ses rhizomes. Sa présence sur les rives du lac est due à sa propagation par l'eau et l'érosion des berges des rivières affluentes. Disséminés par taches dans la roselière du sud du lac du Bourget, les massifs de renouée ont aujourd'hui colonisé près de 9 000 m².



Carte de l'invasion du sud du lac du Bourget par la renouée :

Afin de contrer ces deux problématiques, des travaux ont été réalisés sur ces roselières entre les mois d'octobre et décembre 2018. Les étapes ont été les suivantes :

- Débroussaillage manuel des parties aériennes (tiges sèches de renouées, arbustes).
- Terrassements des matériaux contaminés par la renouée du Japon (jusqu'à 50cm de profondeur) et mise en stock provisoire.
- Terrassement en déblais des matériaux sains entre les profondeurs de -50 cm et -1.30m. Mise en stock provisoire.
- Remblai des fouilles avec les matériaux contaminés (sous le niveau de l'eau).
- Remblai avec une partie des matériaux sains jusqu'à -30/-40 cm (pour permettre la mise en eau nécessaire au développement des roselières).
- Évacuation de l'excédent de matériaux sains.



Schémas du protocole d'enfouissement des renouées

Ce protocole permet d'enfouir les rhizomes de renouée et de provoquer leur décomposition, évitant tout risque de contamination ainsi qu'un coût important liés à l'exportation. Une expérimentation similaire a déjà expérimenté sur des petites surfaces (sur ce site ainsi que sur le site des Lagneux, commune de Yenne) et a montré des résultats concluants (bonne éradication des renouées asiatiques).

Ici, la surface est plus importante et ces travaux permettent ainsi d'éprouver le protocole à plus grande échelle.



Photos au sud du lac du Bourget (à gauche pendant les travaux, à droite après les travaux)

Une fois le gros œuvre terminé, un suivi des repousses des renouées a été mis en place à partir du mois de mars 2019. Une partie de l'équipe du CEN Savoie passe environ tous les 15 jours afin de surveiller la revégétalisation et de procéder à un arrachage manuel et complet des renouées. Pour le moment, il a été observé que ces repousses se concentrent autour des arbres laissés en places (où les engins de gros œuvres n'ont pu passer). Les répétitions d'arrachage manuel de renouées sont prévues jusqu'à la fin de l'été 2019, et la surveillance régulière se poursuivra au printemps 2020 afin de valider la complète éradication sur le site, et de reprendre si nécessaire les arrachages manuels destinés à cette éradication.

<https://censavoie.wixsite.com/etrepape-roso>

Auteur et citation :

Biamino. 2019. Restauration des roselières du sud du lac du Bourget par le CEN Savoie– 2018/2019.

CEN Savoie, Le Bourget du mlac

DOSSIERS DIVERS

Annexe VIII

Informations diverses tout au long de l'année 2018 (source : CISALB)

Janvier 2018

Au cours de l'hiver 2018 : le lac du Bourget a connu des niveaux très variables. Il a dépassé de 1,73m son niveau régulé en hiver (231,2m) suite aux nombreuses intempéries ayant sévit au cours de l'hiver. La Leysse, le Sierroz et les autres affluents du lac du Bourget ont connu des débits importants suite aux pluies abondantes conjuguées aux fontes de neige du plateau de la Féclaz et du Revard. Une alerte au risque inondation a même été déclenchée sur le secteur chambérien. Les conditions météo du mois de janvier ont ralenti les débits des rivières mais le Rhône a poursuivi son entrée dans les terres de Chautagne, rejoignant le lac du Bourget. Le canal de Savières, de même, n'a pas permis l'évacuation régulière et naturelle des eaux du lac, contraint par les niveaux hauts du Rhône. Il faut remonter à l'hiver 1982 pour constater une cote du lac du Bourget de cette valeur au mois de janvier, soit il y a plus de 35 ans. Hasard du calendrier, cette crue exceptionnelle du lac a fait suite à l'opération de baisse de son niveau expérimenté au mois d'octobre dernier. Ainsi, sur un pas de temps de 4 mois, la cote du lac du Bourget a connu un débattement de plus de 2m passant de 230,8m à 232,93 m à la fin du mois de janvier.

Février 2018

Lancement de la programmation 2018 des ateliers du lac avec des thèmes variés proposés au grand public :

- Visite du chantier de la Leysse
- Autour de la renouée du Japon
- La ressource en eau face au changement climatique

Mai 2018

Le CISALB a mis en ligne une question enquête sur la puce du canard. Grand Lac a entrepris les actions nécessaires pour limiter les désagréments qu'occasionne ce parasite. L'agglomération a entrepris dès le mois de mai le hersage des plages à titre préventif.

Juin 2018

Avec l'alternance des pluies, orages, soleil, vent, grêle, les eaux du lac ont renouvelé leur « blanchiment » et ont présenté une couleur bleue lagon qui est devenue désormais coutume. Pour rappel, cette couleur vert turquoise est liée à la fixation de la calcite sur certaines espèces phytoplanctoniques. Pendant les périodes froides, le carbonate de calcium reste dissous dans l'eau. Mais quand l'ensoleillement et la température de l'eau augmentent, l'activité de photosynthèse s'amplifie, la teneur en dioxyde de carbone (CO₂) diminue, l'eau devient moins acide. Le carbonate de calcium se précipite alors dans l'eau formant de petits nuages de très

petites particules solides : la calcite. Ces cristaux de calcite recouvrent les cellules du picoplancton (plancton très petit). La lumière du soleil, diffusée par ces cristaux, donne une apparence blanchâtre à l'eau, de couleur turquoise grâce à l'absorption des rayons lumineux par les cellules chlorophylliennes planctoniques. Ce phénomène est typique des lacs à tendance oligotrophe, un témoignage en faveur de la poursuite de l'amélioration de la qualité des eaux du lac du Bourget !

Au cours de ce même mois de juin, le lac dont le niveau est régulé au nord via le Canal de Savière (par la compagnie CNR), a atteint sa cote d'été à 231,5 m. Pour rappel, chaque année le lac du Bourget voit son niveau maintenu à 2 cotes : une cote d'hiver à 231,2 m d'altitude et une cote d'été : 231,5m d'altitude. Cela n'empêche pas le lac de connaître des variations liées à la météorologie. Ainsi, lors d'épisodes pluvieux intenses cumulés ou non à la fonte des neiges, le lac du Bourget peut voir son niveau augmenter. Par contre, même lors de sécheresses, son niveau est maintenu à 231,5m en été afin d'assurer une pratique des activités nautiques confortables. Ces modalités de régulation, mises en oeuvre dès les années 1980, sont toutefois connues pour fragiliser les roselières des bords du lac. Ces dernières ont besoin de marnage (variations des niveaux d'eau selon les saisons) pour se développer. Ces milieux naturels aquatiques, essentiels pour la biodiversité lacustre, sont ainsi affaiblis. Pour la 1ère fois, en 2017, a été expérimentée une baisse exceptionnelle du niveau du lac du Bourget en fin d'été. Cette simulation artificielle de marnage a cherché à compenser les effets de la régulation. Les bénéfices de cette expérimentation sont en cours d'analyse. A suivre donc ...

Juillet 2018

Annonce de l'ouverture du site internet d'Aqualis, futur centre d'interprétation du lac du Bourget !
<https://www.aqualis-lacdubourget.fr/>

Ce même mois, une alerte « sécheresse » a été déclenchée sur le territoire du lac du Bourget.

Aout 2018

Par arrêté préfectoral du 7 août 2018, le bassin du lac du Bourget a été placé en ALERTE SECHERESSE. En conséquence, étaient interdits :

- le lavage des véhicules,
- de 8h à 20h : l'arrosage des pelouses, des espaces verts publics, des golfs, stades et espaces sportifs de toute nature (jardins potagers et greens et départs de golf ne sont pas concernés),
- le fonctionnement des fontaines publiques en circuit ouvert,
- le lavage des voiries,
- le remplissage des piscines privées sauf 1ère mise en eau pour livraison après construction,
- tous prélèvements dans les rivières à but de consommation domestique,
- les vidanges de piscine,
- l'irrigation des champs cultivés de 10h à 18h sauf au goutte à goutte ou en micro-aspersion,
- les entreprises classées ICPE (installation classée pour l'environnement) doivent communiquer leur plan d'économie en eau aux services de l'Etat. Sa mise en oeuvre n'est pas encore demandée.

Septembre 2018

Retour en images sur 11 années de chantier de réhabilitation de l'ancienne décharge de Viviers du lac en Savoie, au bord du lac du Bourget.

Ce même mois était organisé par le CISALB, CEN et le Conservatoire du littoral un grand nettoyage des rives du lac du Bourget, dans le cadre de la journée mondiale de ramassage des déchets (World Clean Up Day).

Octobre 2018

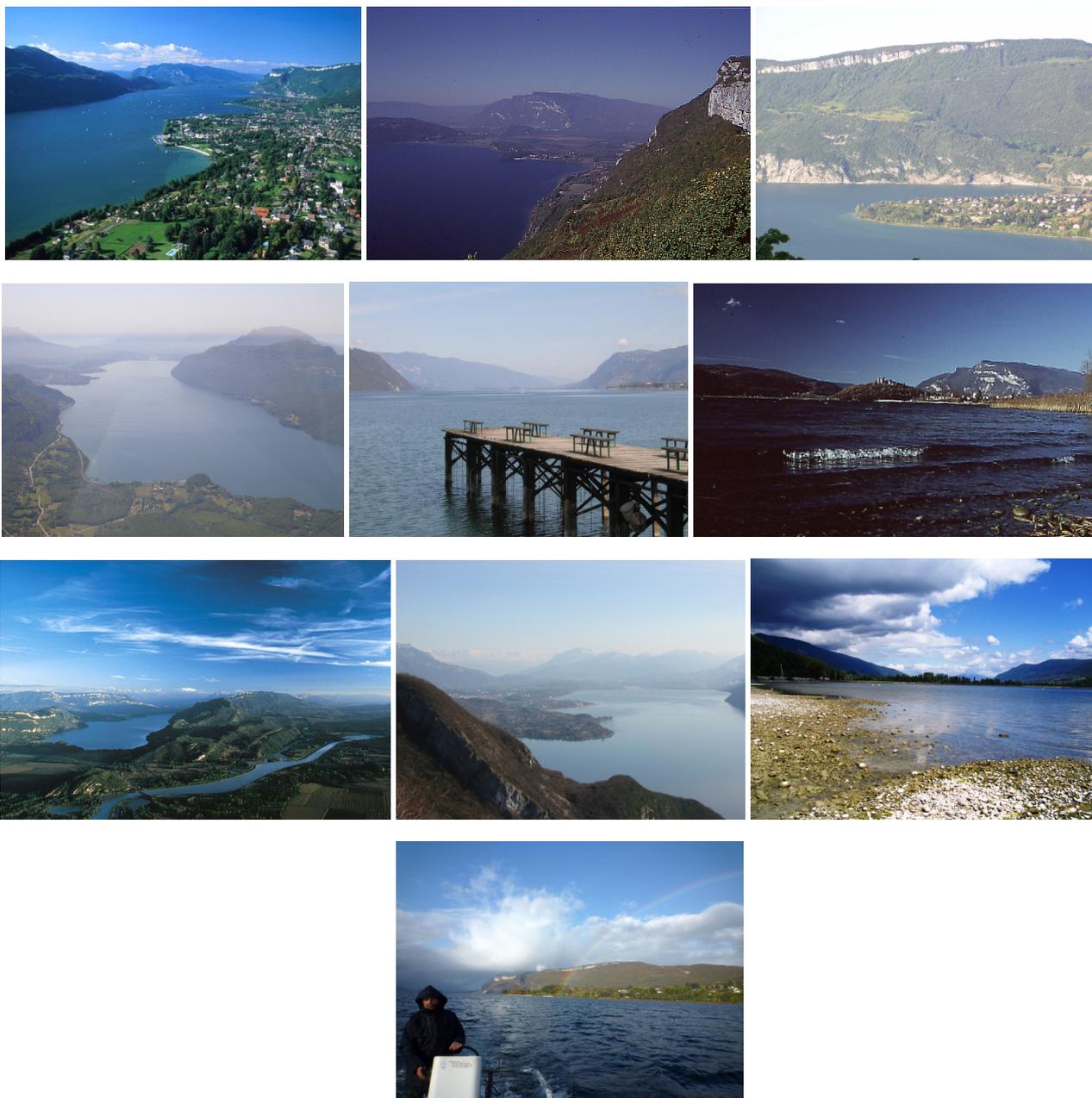
Comme chaque année, au mois d'octobre, le niveau du lac du Bourget a connu une baisse pour rejoindre la cote de 231,47 m (IGN69), soit trente centimètres de moins que la cote estivale.

Novembre 2018

L'annuel observatoire de l'écologie du lac du Bourget a été mis en ligne. Il présente une vision synthétique des principaux indicateurs de l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget au regard de l'évolution climatique. Ainsi on pouvait y noter, pour rappel que l'année 2017 a été une année chaude et relativement sèche ; c'est en 2017 que le lac du Bourget a présenté le taux de phosphates le plus bas et que les rendements de pêche ont continué de diminuer.



Les travailleurs de la mer, euh non, du lac !



*Ô lac ! Rochers muets ! Grottes ! Forêt obscure !
 Vous que le temps épargne ou qu'il peut rajeunir,
 Gardez de cette nuit, gardez, belle nature,
 Au moins le souvenir !*

*Qu'il soit dans ton repos, qu'il soit dans tes orages,
 Beau lac, et dans l'aspect de tes riants coteaux,
 Et dans ces noirs sapins, et dans ces rocs sauvages
 Qui pendent sur tes eaux !*

...

Ô temps, suspend ton vol !

Lamartine