

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2017



Rapport de suivi (version intermédiaire, juin 2017)



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

2017 a été une année remarquable sur de nombreux aspects.

Avec un écart de température de l'air de +1,6°C par rapport à la normale 1961-1990 et de +0,75°C par rapport à la période 1981-2010, 2017 a été enregistrée comme la 9^{ème} année la plus chaude dans les Alpes du nord depuis 1959. Elle s'est située au niveau de 2016, dans un groupe de 8 années dont les écarts à la normale tournent autour de +1,5°C. 2017 a également été une année atypique avec un record de température sur la période février-octobre, la plus chaude jamais mesurée : février, mars et juin terminant en 2^{nde} position de toute la chronique, comme le printemps et l'été, avec de fortes chaleurs de juin à août. Toutefois, une fin d'année très froide, venant se rajouter au mois de janvier et de septembre également plus froids que de coutume, a, au final, fait un peu baisser la température moyenne annuelle.

Une conséquence directe du froid du mois de janvier a été une homogénéisation complète des températures sur toute la colonne d'eau en milieu d'hiver (avec une température moyenne tout le long de la colonne d'eau de 6,34°C fin janvier). Toutefois, seule une réoxygénation partielle des eaux profondes jusqu'à 110 m a été enregistrée avec un maximum d'oxygène dissous de 9,17 mgO₂.L⁻¹ enregistré le 22 février 2017 (vs 5,53 mgO₂.L⁻¹ en 2016 et 9,7 mgO₂.L⁻¹ en 2015).

La moyenne annuelle de la température des eaux de surface (2 m) a été la plus élevée de la chronique atteignant 15,6°C soit 0,8°C de plus qu'en 2016. L'évolution interannuelle des températures moyennes de surface montre une tendance au réchauffement depuis 1984. Une augmentation plus ou moins régulière de la température à 140 m pendant les trois dernières années est aussi notable mais il n'y a pas de tendance significative de réchauffement des eaux profondes.

Les concentrations hivernales moyennes (sur la période janvier, février, mars) en orthophosphates (PO₄) et phosphore total (Ptot), avec des valeurs de 4,2 et 8,9 µgP/L ont globalement encore baissé ou se sont maintenues à des valeurs comparables aux années précédentes (soit 8,6 et 11,5 µgP/L en 2016 et 4,2 et 12,4 µgP/L pour PO₄ et Ptot, respectivement), suggérant que le seuil des 10 µgP/L semble franchi. Ces chiffres pourraient s'expliquer notamment par une baisse significative des apports en phosphore total des deux tributaires majoritaires (>90% de l'eau transitée au lac), la Leysse et le Sierroz, mesurés en 2017 à hauteur de 24 tonnes (passant donc sous le seuil préconisé par le conseil scientifique des 30 T), contre un peu moins de 40 T en 2016 et un plus de 60 T en 2015.

La dynamique de réoligotrophisation générale du lac n'est donc pas remise en question en 2017 et semble même encore progressée. La réponse de l'écosystème à la restauration reste toutefois encore un peu surprenante avec notamment la présence encore notable parmi le phytoplancton de la cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens* qui avait signé en 2016 un retour automnal remarqué. En 2017, elle a encore été très présente, a dominé la biomasse du phytoplancton en hiver puis à l'automne, et a atteint

de fortes concentrations cellulaires en période estivale dans la strate d'eau 20-25 m. La période printanière a surtout été dominée par des Chrysophycées, indicatrices de milieux oligotrophes mais habituellement rencontrées en été. Si la phase estivale a été dominée par une espèce de diatomée pennée, normalement plutôt indicatrice de milieux littoraux, la phase automnale et hivernale a été marquée par la prépondérance de *Dinobryon divergens*, une autre espèce typique des milieux oligotrophes, mais qui paradoxalement a donc accompagné à la même période *P. rubescens*. La biomasse phytoplanctonique annuelle (soit 1643 µg/L) est clairement en net recul par rapport à 2016 (2785 µg/L) et retrouve une valeur presque comparable à 2015 (1360 µg/L), avec l'absence de *P. rubescens*. In fine, les indices fonctionnels de Brettum et IPLAC ont été les plus hauts mesurés depuis le début de la chronique et signent le bon état global de l'écosystème.

Avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de 3,27 µg.L⁻¹, l'année 2017 est restée dans la tendance de ces dernières années avec une concentration qui fluctue depuis 2009 autour d'une valeur moyenne comprise entre 3 et 3,5 µg.L⁻¹. Cette valeur de concentration de la chlorophylle *a*, considérée uniquement pour la période estivale, a aussi été enregistrée à la baisse en 2017 (i.e. 3,2 µg.L⁻¹) comparativement aux années précédentes.

La transparence moyenne annuelle a été de 6,8 m en 2017. Elle a donc augmenté légèrement par rapport à 2016 qui était de 6,2 m, mais reste encore inférieure à 2013 et ses 8 m. Cette valeur de 6,8 m est toutefois dans la moyenne enregistrée depuis 2009 (soit 7,1 ± 0,9 m). Si 2016 avait été marquée par l'absence nette d'une phase des eaux claires, alors interprétée comme un signe d'oligotrophisation et/ou de changement dans la dynamique saisonnière du phytoplancton, 2017 retrouve à la fin du printemps cette caractéristique avec des transparences supérieures à 10 m pendant la deuxième quinzaine du mois de mai.

Si la dynamique du zooplancton a reproduit globalement celle des années précédentes, elle a été encore remarquable par les faibles abondances du pic printanier (et ce depuis 3 ans), qui pourraient elles-mêmes être liées à une composition phytoplanctonique atypique. 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 nécessiterait une intégration plus explicite de la prédation par les poissons. De plus, en 2016 et 2017, il faut rappeler ici le retour marqué de la cyanobactérie *P. rubescens*, qui a peut-être impacté d'une façon ou d'une autre une partie de la communauté zooplanctonique.

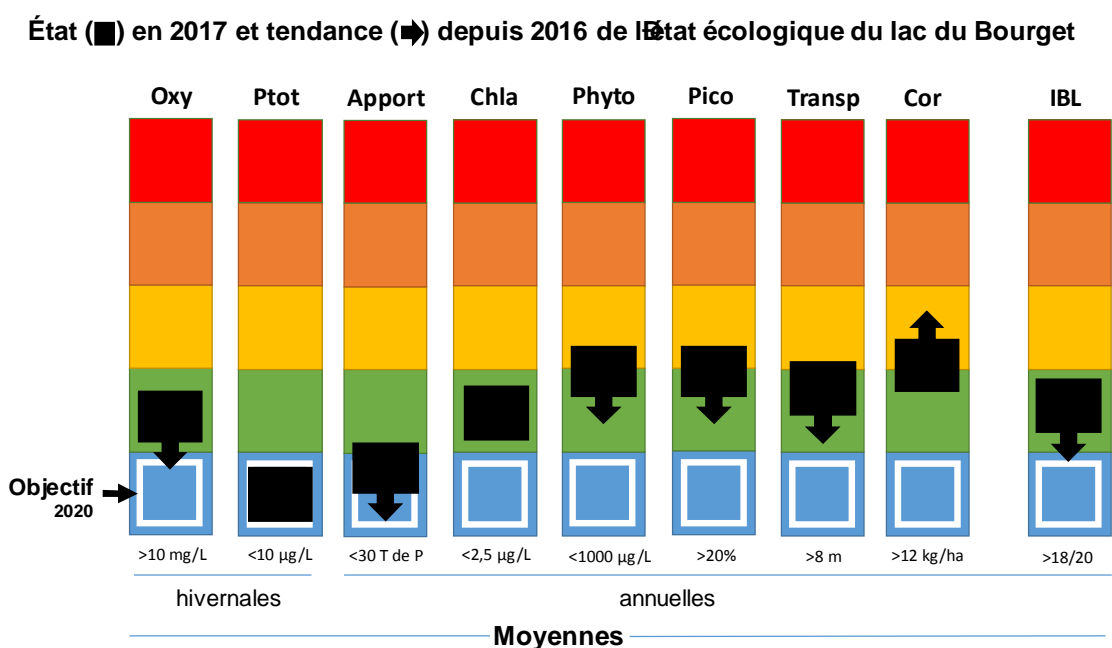
En bout de chaîne, le peuplement de poissons s'est révélé être dans un état satisfaisant avec un rendement des pêches relativement stable sur la série mais en baisse continue. Le fait marquant de l'année 2017 a en effet été la baisse de la population des corégones (le lavaret), indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, pouvant être liée à un mauvais recrutement, mais aussi associée à un effort de pêche trop important et/ou une baisse du niveau trophique et/ou une compétition avec d'autres populations telles que le silure qui confirme sa présence et sa progression. La régression d'espèces indicatrices d'un milieu de moins bonne qualité comme le sandre et le poisson-chat a également été confirmée. Les autres composantes piscicoles du peuplement sont dans un état relativement stable, avec des fluctuations des rendements en

particulier ceux des juvéniles de perches, dont la population est à un niveau considéré comme moyen en 2017.

Enfin, la zone benthique, profonde et littorale, a aussi été étudiée via l'analyse du compartiment macrobenthique (e.g. les chironomes, bivalves, oligochètes) permettant d'obtenir un indice biologique de qualité, l'indice biologique lacustre (IBL). Le lac du Bourget a présenté en 2017 un IBL de 16,8/20 mettant en évidence sa forte capacité biogène et un transfert trophique non optimal. La stabilité de la communauté d'invertébrés et de l'IBL entre 2012 (noté 16/20) et 2017 suggère que le lac a eu un fonctionnement écologique stable au cours de cette période. Les actions de gestion touchant les zones littorales comme le marnage du lac opéré à l'automne 2017 ainsi que le développement de nouveaux macroinvertébrés ayant un fort potentiel invasif comme l'espèce *Hemimysis anomala* (qui n'a pas encore été capturée dans les suivis zooplanctonique ou macrobenthique) pourraient cependant avoir un effet significatif sur la communauté d'invertébrés et sur le fonctionnement écologique du lac dans les années à venir. Cette nouvelle information sur la bonne qualité du littoral renforce les données acquises au cours des 3 dernières années sur les macrophytes (IBML), les diatomées benthiques (IRS) et les mollusques (IMOL) ayant également statué sur le bon état écologique global des berges du lac.

L'examen 2017 du lac du Bourget confirme un bon état écologique global de l'écosystème pélagique. Le lac est en passe de devenir oligotrophe. Ce schéma est toutefois obscurci par le retour depuis 2016 de « *Planktothrix rubescens* », rappelant qu'il est toujours possible que des cyanobactéries potentiellement toxiques puissent se développer, en réponse à des conditions favorables et à la faveur d'événements particuliers. La baisse observée de la population de lavaret est aussi un élément important de l'évolution de l'écosystème qui mérite être surveillée.

Le schéma ci-dessous tente de résumer l'état et l'évolution du lac entre 2016 et 2017. 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.



SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2017

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2016, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Denis **BARBET** (INRA : Analyses statistiques)
- Sébastien **CACHERA** (CISALB : Poissons)
- Laura **CREPIN** (INRA : Chimie et chlorophylle *a*)
- Laurent **ESPINAT** (INRA : Pêche)
- Victor **FROSSARD** (USMB : Macro-invertébrés)
- Cyrille **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)
- Stéphane **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)
- Emmanuel **NAFFRECHOUX** (LCME : Annexe sur les PCB)
- Julien **NEASTA** (ARS-DT73 : Qualité des eaux de consommation et de loisirs)
- 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, S. Cachera, L. Crépin, L. Espinat, V. Frossard, C. Girel, C. Goulon, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, L. Laine, E. Naffrechoux, J. Neasat, P. Perney, F. Rimet, V Tran-Khac. 2018. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2017. *Rapport INRA-CISALB-USMB-ARS*, 215 pages.

« Le grand port, d'où partent les vapeurs, offre la plus belle vue du lac en face de la silhouette alpestre où se découpent le col et la dent acérée du Chat. »

Albert Dauzat

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

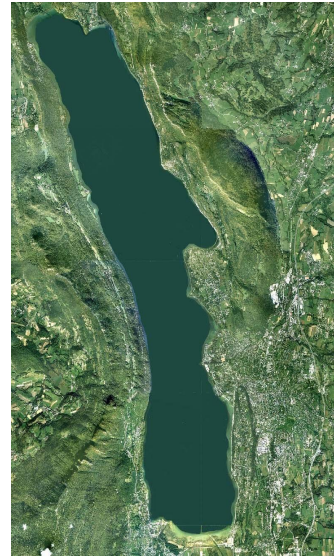
Localisation

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 11,5 ans (moyennes calculées sur la période 2006-2017)

Alimentation principale par les rivières

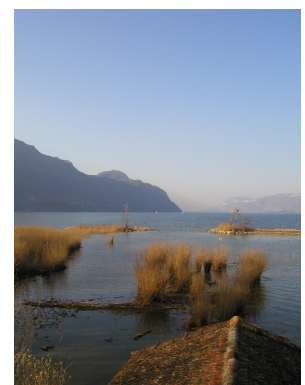
La Laysse (6,2 m³/s en moyenne depuis 2007 inclus et ~76% des apports en eau ou volume transité au lac en 2017 avec ~135 Mm³) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2004 entre 3,5 et 9,2 m³/s

Le Sierroz (2,3 m³/s en moyenne depuis 2007 inclus et ~23% du volume d'eau transité en 2016 avec ~42 Mm³) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2004 entre 1,3 et 3,3 m³/s

Le déversoir d'orage d'Aix a été responsable en 2017 d'~0,5% du volume d'eau transité au lac, représentant moins de 1% des apports en Ptot au lac

L'image de 2017 : un lac presque oligotrophe ?

Un lac avec des transparences et des concentrations en Ptot et PO₄ qui le caractérisent désormais comme un écosystème oligotrophe, mais dont ce statut global reste à être corroboré, notamment par la teneur en chlorophylle *a*, la composition phytoplantonique ou encore les macro-invertébrés. La structure du peuplement piscicole et les rendements de pêche en baisse 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 2017	11
Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord	17
Etude des apports par les rivières et qualité des eaux, et météorologie	25
Etudes portant sur la physico-chimie	42
Etude relative à la chlorophylle <i>a</i> et <i>Planktothrix rubescens</i>	66
Etude relative au phytoplancton	84
Etudes portant sur les picocyanobactéries	100
Etude relative au zooplancton	111
Etude portant sur le peuplement piscicole	122
Etude relative aux macroinvertébrés	169
Etude portant sur la qualité sanitaire	176
Conclusions	181
Bibliographie	184
Dossiers divers (Annexes)	200

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, de 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).

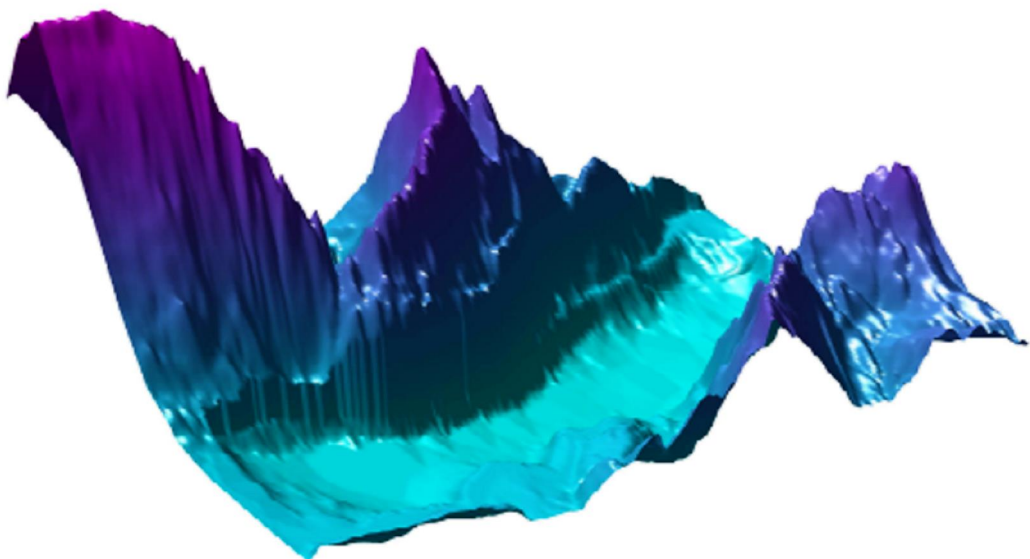
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car dès 1972 une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour 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. 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 CARTELE) ainsi que des laboratoires de recherches universitaires y ont participé à chaque fois. Depuis 1999, l'UMR CARTELE participe à cette évaluation et a notamment porté une attention plus particulière à la prolifération d'une cyanobactérie rouge, 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 précitées. Ce rapport pour l'année 2017 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 treizième rapport pour le suivi scientifique du lac du Bourget, confié à l'INRA mais élaboré par l'ensemble des partenaires INRA, CALB et CISALB, sous la responsabilité scientifique et la coordination de Stéphan Jacquet (Directeur de recherches INRA).

Le contrat liant l'INRA et le CISALB a pour objectifs de suivre et 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 sur l'écosystème. Ce rapport pour l'année 2017 est le dernier du contrat signé entre l'INRA et le CISALB pour la période 2016-2017.

Les résultats présentés dans ce rapport sont validés par un comité scientifique (voir Annexe) qui oriente si besoin les études futures. Les résultats 2017 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 2017

Avec une moyenne annuelle de 12,2°C, l'année 2017 peut être considérée comme une année chaude puisque la température moyenne annuelle est supérieure de 6,6% à la normale. Seuls les mois de janvier, septembre, novembre (-8,5, -9,7%, -4,7%) et décembre (-12,5%) ont présenté des températures inférieures à la moyenne. Le reste de l'année, les températures mensuelles ont toujours été supérieures à la moyenne.

		Moyenne 1974 - 2017	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Moyenne annuelle	°C	11,4	11,3	12,3	12	11,7	12,36	9,65	12,42	12,06	11,3	12,7	12,4	12,2	12,19
Écart / moyenne interannuel le calculée depuis 1974	%		+0,2	+9,3	+6,5	+3,4	+9,4	-1,4	+9,9	+4,8	0	+11,4	+ 8,7	+7,0	+6,6

Les températures de l'eau de surface du lac du Bourget ont été, en 2017, inférieures à celles de 2016 pour les périodes de janvier à mi-mars et de novembre à décembre. En revanche sur la période d'avril à fin octobre, les températures de surface ont été globalement supérieures à celles de 2016. Un maximum a été mesuré le 27 juin 2017 avec 25,3°C, soit un mois avant les 25,5°C du 11 juillet 2016. *In fine*, la moyenne annuelle de température de l'année 2017 à 2 m de profondeur a été la plus élevée de la chronique avec 15,6 °C, soit 0,8 °C de plus qu'en 2016, et l'évolution interannuelle des températures moyennes confirme la tendance au réchauffement des eaux de surface depuis 1984 (~13°C en 1984 vs ~15,5°C en 2017). Comparativement, les températures de la couche profonde n'ont pas encore relevé un réchauffement significatif malgré l'observation de l'augmentation plus ou moins régulière de la température à 140 m au cours de ces dernières années.

Avec 1094 mm de pluie à Voglans, l'année 2017 se situe en dessous de la moyenne sur la période 1974-2017. Toutefois, la répartition de ces précipitations dans l'année a été contrastée avec des mois de mai, juin, avril et décembre excédentaires (respectivement +2, +39, +41 et +85% par rapport à la moyenne mensuelle) d'une part, et les mois de janvier, février, mars, avril, juillet, septembre, octobre et novembre déficitaires (respectivement -67, -4, -4, -56, -41, -48, -76 et -18% par rapport à la moyenne mensuelle). L'année 2017 a donc été caractérisée par deux périodes : un printemps et automne très sec avec 21 jours sans pluie en janvier, 21 en mars, 24 en avril et 19 en octobre, et une fin d'année pluvieuse avec des précipitations importantes (+85% par rapport à la moyenne).

		Moyenne 1974 - 2016	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Cumul annuel	mm	1 248	888	1004	1238	1214	929	1031	1079	1385	1467	1231	1332	1181	1094
Ecart / moyenne interannuelle calculée depuis 1974	%		-32	-23	-5	-7	-29	-21	-17	+7	+13	-5	+2	-9	-16

L'hydrologie de la Leyse en 2017 a été marquée par un débit moyen légèrement supérieur au module interannuel. Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 304 jours. De plus, les débits instantanés ont été inférieurs au Q_{mna5} durant 48 jours et au débit minimum biologique pendant 9 jours. Cet étiage sévère est intervenu durant fin janvier et octobre.

		Q_{MNA5}	Module	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,54	6,3	7,4	6	3,5	5,25	3,78	6,55	9,17	6,32	6,30	6,77	7,03
Q < module inter annuel	jours			230	244	307	287	311	277	177	243	223	223	304
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			0	0	51	15	0	0	0	0	0	9	48

Le débit moyen annuel du Sierroz a été 24% supérieur au module. Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 316 jours soit 89 jours de plus qu'en 2016 et inférieurs au Q_{MNA5} durant 17 jours. Enfin, le débit minimum biologique a été atteint pendant 16 jours. Cet étiage sévère est intervenu durant mi-juillet et fin août.

		Q_{mna5}	Module	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,23	2,46	2,2	2,4	1,5	1,94	1,27	2,63	3,33	2,78	1,89	2,69	2,44
Q < module inter annuel	jours			266	241	301	275	319	256	135	232	183	227	316
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			0	0	82	15	1,5	25	0	26	20	13	17

Le Phosphore présent dans le lac a 3 origines possibles : les apports des rivières drainant le bassin versant, les rejets directs (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 (correspondant aux apports au lac en nutriments par la Leyse, le Sierroz et le déversoir des Biâtres). La baisse significative des apports observée entre 2015 et 2016 se confirme en 2017 et passe sous la barre symbolique des 30 tonnes, limite théorique préconisée par le conseil scientifique pour permettre une réoligotrophisation durable, et qui n'avait plus été observée depuis 2011.

	1974	1983	1995-96	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Ptot	300	150	94	21 + 4	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
PO₄	140		18	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9	2,29
NO₃	1.500	580	450	275	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264	202
NO₃ + NKT				446	617	516	334	454	360	654	704	503	510	462	378

En 2017, les apports de la Leysse ont été légèrement supérieurs à ceux du Sierroz. Le volume transité en 2017 par la Leysse et le Sierroz a été de 177 Mm³ contre 282 Mm³ en 2016. Globalement, le temps de pluie a été responsable de 69 à 99% des apports en nutriments au lac.

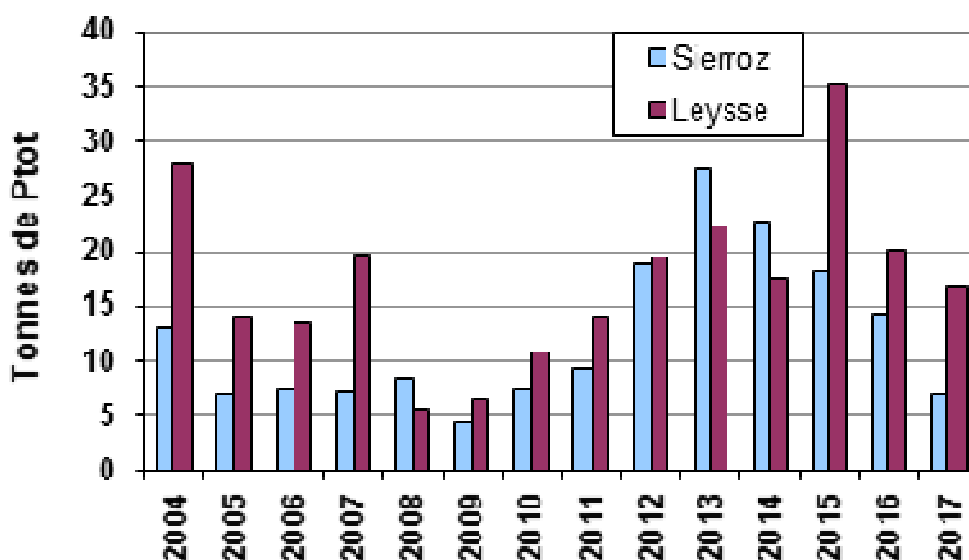
Les apports de temps de pluie de la Leysse en Ptot se sont élevés en 2017 à 15,89 T, contre 18,9 T en 2016. En ne tenant compte que des apports liés aux principales crues, on remarque que les flux de Ptot générés par les 10 principales crues ont été proches des valeurs calculées pour l'année 2015 (15,5 T en 2015 et 14,2 T en 2017). Les 10 principales crues ont représenté 84 % des apports de temps de pluie.

Les apports de temps de pluie du Sierroz en Ptot se sont élevés en 2017 à 6,73 T. Les flux de Ptot générés par les 10 principales crues ont diminué de 5 T entre 2016 et 2017 (10,7 T contre 5,65 T).

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 2017, ces rejets ont été évalués à 2,43 T soit 9,7% des apports totaux en Ptot au lac. Hormis 2015, les apports des Biâtres sont donc stables et varient autour de 2,5 T.

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

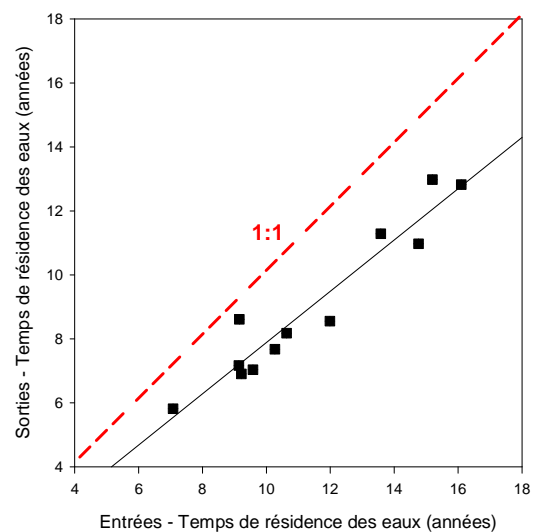
Apports en Ptot au lac



Depuis 2006, l'estimation du temps de résidence des eaux du lac du Bourget peut être donnée de manière assez précise. Le tableau ci-dessous résume les valeurs données en années de ce temps de résidence suivant que le calcul est fait en tenant compte des entrées (tributaires, précipitations) ou des sorties (exutoire,

évaporation, pompages) du lac (source CISALB). 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 ($r=0,96$, $n=12$) 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 2017, la différence entre « entrée » et « sortie » est importante (14,8 ans *vs* 11 ans) sans doute en lien avec la baisse exceptionnelle du lac à l'automne suivie d'une sécheresse qui n'a pas permis de revenir à la côte souhaitée avant début 2018. 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 2017 varie entre 9 et 11,4 ans, l'année 2017 se situant dans la moyenne haute.

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
<i>minimum</i>	7,1	5,8	0,5
moyenne	11,4	9,0	2,4
<i>maximum</i>	16,1	13,0	3,8



Depuis 1981, les valeurs de transparence indiquent une augmentation de la transparence annuelle moyenne (qui est passée de 3,6 m en 1982 à plus de 8 m en 2015 et 6,8 m en 2017) et estivale (qui est passée de 2,9 m en 1981 à 7,5 m en 2010 et 6,6 m en 2017) indiquant sur le long terme une nette amélioration de la qualité des eaux. En 2017, les valeurs de transparences moyennes annuelle et/ou estivale ont été significativement plus élevées qu'en 2016, en lien avec la baisse de la biomasse phytoplanctonique entre les deux dernières années et l'enfoncement (>20 m) du pic de *P. rubescens*, observé depuis son « retour ».

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 2012 (avec 10 µg.L⁻¹) et les années 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

$\mu\text{g.L}^{-1}$ le caractère oligo-mésotrophe voir même oligotrophe du lac du Bourget semble confirmé en 2017 avec une concentration moyenne hivernale de PO_4 record $<5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Pour le phosphore total, la concentration moyenne hivernale a 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. La baisse de la concentration du phosphore se poursuit donc dans la zone pélagique du lac du Bourget, et semble trouver un écho à l'importante baisse enregistrée en 2017 au niveau des principaux apports via les tributaires (<30 tonnes). La forme du Phosphore issue des tributaires, principalement sous forme particulaire, n'est probablement pas tout de suite disponible et stockée au niveau sédimentaire si bien que l'on ne retrouve pas son influence en zone pélagique. Il est aussi possible que la charge interne ait été considérablement réduite au cours du temps si bien que le relargage par les sédiments est aujourd'hui amoindrie. Il ya encore beaucoup d'inconnus sur la façon dont cette charge interne est et sera remobilisée à l'avenir et quelles en seront les conséquences sur l'écosystème pélagique.

Avec $3,27 \mu\text{g.L}^{-1}$ de concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* sur la couche d'eau supérieure 0-18 m, l'année 2017 ressemble à 2016 ($3,33 \mu\text{g.L}^{-1}$) et 2015 ($3,3 \mu\text{g.L}^{-1}$) et se rapproche de la valeur la plus basse qui avait été enregistrée en 2013 avec $3,1 \mu\text{g.L}^{-1}$. 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 $8,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 1984 à $\sim 3,3$ ces dernières années. La valeur estivale a aussi été la seconde plus basse enregistrée depuis le début de la chronique, avec $3,2 \mu\text{g.L}^{-1}$. Il faut toutefois garder en tête que la forte biomasse de *P. rubescens* (concentrée au-delà des 18 m de profondeur) a largement échappé à cette mesure, qui ne reflète donc que les eaux de surface.

La biomasse phytoplanctonique avec $1643 \mu\text{g.L}^{-1}$ a été réduite de presque moitié par rapport à l'année précédente qui affichait $2785 \mu\text{g.L}^{-1}$. Cette valeur est donc plus proche de 2014-2015 (1556 et $1360 \mu\text{g.L}^{-1}$) avant le « retour » de *P. rubescens*. En 2017, la proportion des formes microphytoplanctoniques reste élevée ($\sim 67\%$ contre $\sim 23\%$ pour le nanophytoplancton et près de $\sim 10\%$ 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 cyanobactérie toxique *P. rubescens*). Cela 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 et l'IPLac confirment cette évolution positive en étant les plus élevés de la chronique. Toutefois, on note encore la présence de *P. rubescens* (qui n'est d'ailleurs pas pris en compte dans le calcul de l'IPLac).

Si la dynamique du zooplancton en 2017 a reproduit globalement celle des années précédentes, elle est remarquable par les faibles abondances du pic printanier (depuis 3 ans), qui pourraient elles-mêmes être liées à une composition phytoplanctonique atypique, comme déjà observé en 2015 et 2016. 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 nécessiterait une intégration plus explicite de la prédation par les poissons. Comme souligné précédemment, 2017 a aussi été marquée par la présence remarquable de *P. rubescens*, qui a peut-être impacté d'une façon ou d'une autre une partie de la communauté zooplanctonique depuis 2016.

Jusqu'en 2016, l'analyse du peuplement piscicole du lac du Bourget avait confirmé la stabilisation (avec toutefois une légère baisse d'année en année) de la population de lavaret (corégones), poisson emblématique indicateur d'une restauration de la qualité des eaux. 2017 marque peut être un tournant avec la baisse significative de la population de lavaret, en lien avec un mauvais recrutement, un effort de pêche trop important, une baisse du niveau trophique, et/ou encore une compétition avec d'autres populations tel que le silure, dont la présence et l'augmentation des effectifs se confirment. Parallèlement, 2017 a révélé ou confirmé la régression d'espèces indicatrices d'un milieu de moins bonne qualité comme le sandre et le poisson-chat, un rendement global de la pêche relativement stable sur la série mais en baisse continue, 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 2017 est à niveau moyen.

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget puis distribuées en 2017 ont été de bonne qualité microbiologique pour les pompages de Mémard, de Hautecombe et de Tresserve. Les eaux des trois pompages sont restées conformes aux limites et références de qualité fixées par réglementation en vigueur pour tous les paramètres chimiques recherchés, ainsi la consommation humaine de l'eau du lac du Bourget ne présente pas de risque pour la santé du consommateur. Dans les eaux brutes, on peut noter la présence de bactéries telles qu'*Escherichia Coli*, d'Entérocoques, parfois de Salmonelles qui sont normalement détruites par l'action des traitements. On peut également noter la présence persistante de traces de pesticides appartenant à la famille des triazines tels que l'atrazine ou la simazine ainsi que de leurs produits de dégradation (atrazine-déséthyl, atrazine-déisopropyl, ...). On peut ainsi constater leur rémanence dans l'environnement puisque leur utilisation est interdite sur le territoire français depuis septembre 2003 pour l'atrazine et la simazine. Concernant la détection des autres pesticides à l'état de trace, elle s'explique par l'amélioration des techniques analytiques du laboratoire.

Pour la qualité des eaux de baignade, en 2017, les 10 zones de baignades aménagées ont été classées en excellente qualité, c'est-à-dire conformes aux normes de qualité. Depuis 2013 inclus, aucune plage n'a été classée avec des eaux, impropres à la baignade.

Enfin, l'analyse détaillée du compartiment des macro-invertébrés (chironomes, bivalves, oligochètes) en zone littorale et profonde du lac a révélé pour l'année 2017 une diversité relativement importante et la présence/abondance d'espèces conduisant à l'estimation de la note de 16,8/20 pour l'indice biologique lacustre (IBL), une note légèrement supérieure mais comparable à celle qui avait été obtenue en 2011 (soit 16/20). *In fine*, le statut écologique du lac pour sa partie benthique semble assez stable depuis quelques années et se caractérise par une forte capacité biogène, comparable aux lacs voisins d'Annecy et du Léman. Ils présentent des contextes trophiques similaires et un transfert de matière organique non optimal induisant une limitation de la colonisation des macro-invertébrés en zone profonde du fait de conditions d'oxygénation contraignante. Ce transfert non optimal de la matière organique suggère que, malgré la réduction des

nutriments dans le lac, une fraction non négligeable de la biomasse produite n'est pas transférée dans le réseau trophique du lac. Cette altération peut avoir plusieurs causes dont la production de phytoplancton peu ou pas consommable par le zooplancton comme *P. rubescens* ?



*« Autour du lac bleu, du lac chanté par Lamartine,
les tableaux changent avec une rapidité qui tient du prodige »*

Marie de Solms

STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE & TABLEAU DE BORD

I. Méthodes de prélèvement et d'analyse

Le site de prélèvement choisi pour le suivi 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, septembre et décembre examinés une seule fois), soit 20 campagnes en 2017. Comme indiqué sur 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 N_{tot} ; carbone organique total COT ; orthophosphate PO₄³⁻ ; phosphore total P_{tot} ; silice réactive SiO₂ ; sulfate SO₄²⁻ ; chlorure Cl⁻ ; chlorophylle *a*) et auxquelles sont rajoutées une fois par an les cations majeurs (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺).
- Le second type de campagne comporte 10 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 50 m, 80 m, 110 m, 130 m et 140 m), sur lesquelles sont effectuées les mêmes analyses, auxquelles sont rajoutées 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 CARRETEL - 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 a été utilisé pour la mesure de la transparence.

Au total, 20 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2017.

Le Tableau II ci-dessous récapitule le nombre d'échantillons et/ou de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. 178 échantillons prélevés ont été analysés par le laboratoire de chimie pendant l'année 2017.

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 2017

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	174
	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)		20
	BBE (fluo)	Répartition verticale biomasse algale	20
Disque de Secchi		transparence	20

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 20 campagnes effectuées au cours de l'année 2017.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2017

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
19/01/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
22/02/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
09/03/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
22/03/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
10/04/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
24/04/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
10/05/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
29/05/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
13/06/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
27/06/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
10/07/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
26/07/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
16/08/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
30/08/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
18/09/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
04/10/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
16/10/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
09/11/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
22/11/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
12/12/2017	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
total	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	11	11	11	11

Tableau III bis

Date	Phytoplancton	Zooplancton
	IWS	filet
Prof	0 - 18 m	0 - 50 m
19/01/2017	X	X
22/02/2017	X	X
09/03/2017	X	X
22/03/2017	X	X
11/04/2017	X	X
24/04/2017	X	X
10/05/2017	X	X
29/05/2017	X	X
13/06/2017	X	X
27/06/2017	X	X
10/07/2017	X	X
26/07/2017	X	X
16/08/2017	X	X
30/08/2017	X	X
18/09/2017	X	X
04/10/2017	X	X
16/10/2017	X	X
09/11/2017	X	X
22/11/2017	X	X
12/12/2017	X	X
total	20	20

II. Tableau de bord

Le tableau de bord permet de comprendre et de visualiser rapidement l'évolution de plusieurs indicateurs scientifiques clés qui renseignent sur la qualité de l'eau et des milieux aquatiques. Résumée sur les pages suivantes et grâce à des figures simples et explicites, 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

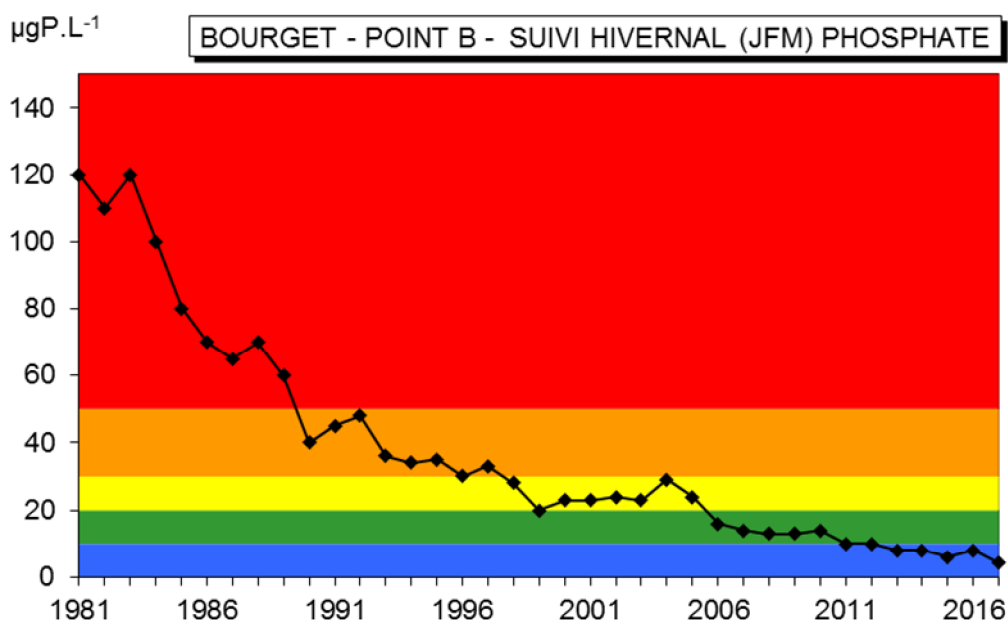
limite médiocre / mauvais état: 0,8 m

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

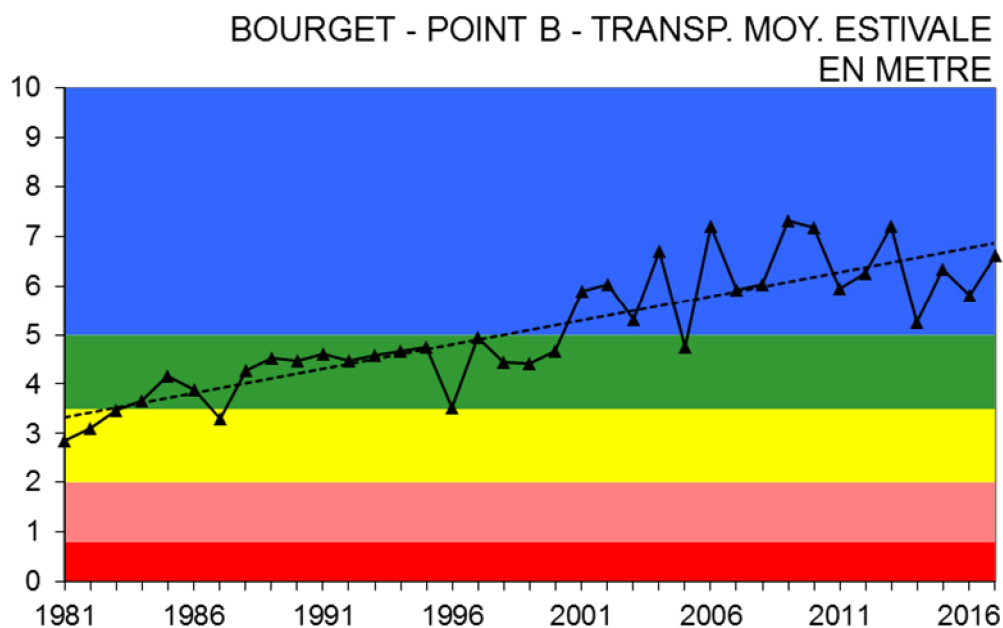
Il s'agit en l'occurrence de la concentration des phosphates mesurée au moment du brassage hivernal du lac, quand la température est homogène le long de la colonne d'eau. Cet indicateur renseigne sur la quantité du facteur limitant et de maîtrise de la croissance phytoplanctonique au sein de l'écosystème 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 et **~4,1 µg.L⁻¹ en 2017**.



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

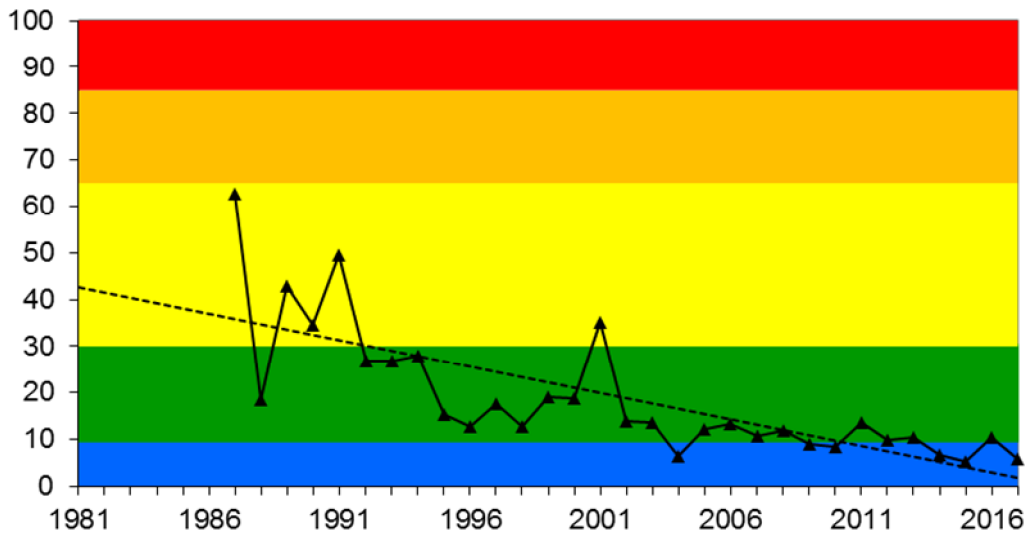
que la transparence minimale soit supérieure à 5 m. En 2004, date à laquelle la valeur maximale pour la transparence minimale a été enregistrée, ce paramètre était de 4,2 m. En 2012, cette valeur était de 3,4 m. En 2013, la valeur minimale de transparence était de 2,8 et ce en dépit d'une baisse très 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**. Il apparaît très clairement que ce paramètre n'est pas très objectif et il semble plus judicieux de proposer et présenter une valeur moyenne estivale (comme ci-dessous) et/ou annuelle, car une seule valeur déclassante comme celle proposée par la valeur minimale ne peut être un bon indice de qualité, ne tenant pas compte en plus de ce qui en est responsable (i.e. du phytoplancton de bonne qualité par exemple).



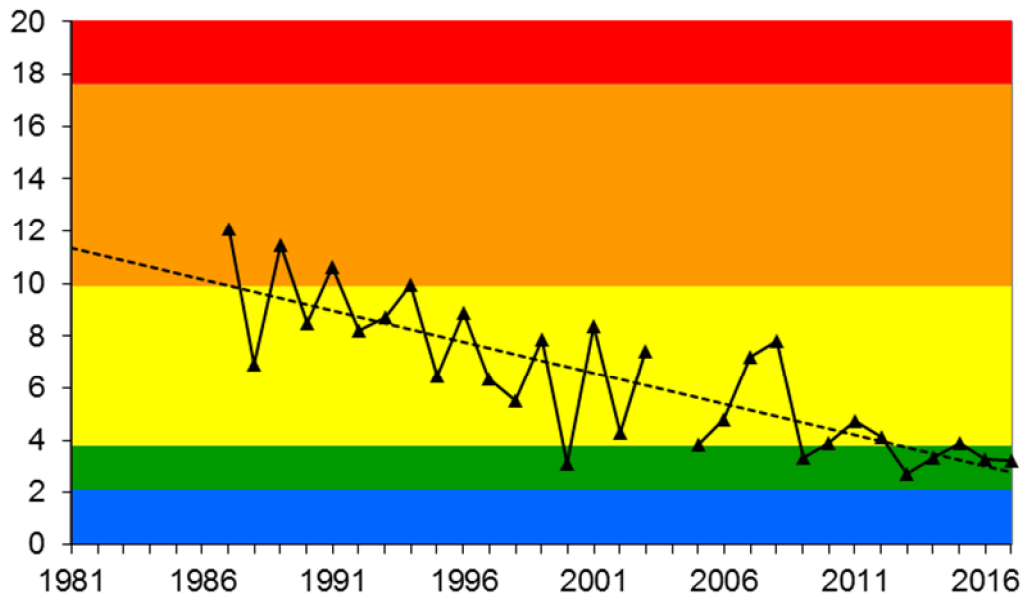
II.3. La chlorophylle a

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 **2017**, la concentration annuelle maximale en chlorophylle a était de **$5,8 \mu\text{g.L}^{-1}$** . Comme pour la transparence, une valeur moyenne et maximale estivale ou moyenne annuelle semble plus pertinente. En effet, comme pour la transparence, une seule valeur déclassante (à un seul moment de l'année) ne peut être un bon indice de qualité. De plus, elle ne tient pas compte de ce qui en est responsable, le phytoplancton, qui peut être de bonne qualité. On note toutefois une tendance marquée à la baisse tout au long de la chronique.

CHLORO ANNUELLE MAX ($\mu\text{g/L}$)



CHLORO MOYENNE ESTIVALE ($\mu\text{g/L}$)



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.

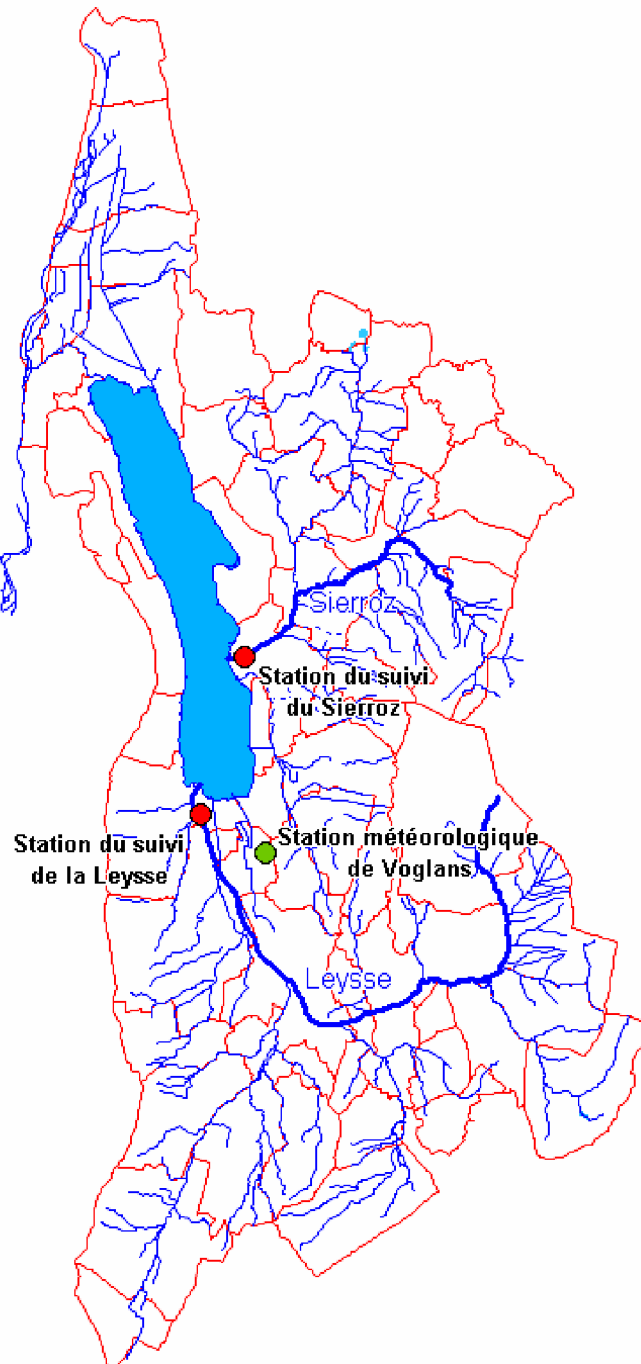
Le présent chapitre présente les résultats de ce suivi pour l'année 2017, à partir des données obtenues au moyen de stations de mesures équipées d'un préleveur automatique et de sondes mesurant en continu la conductivité, l'oxygène dissous et la température. Sur chaque échantillon prélevé, la concentration 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 2017 a été une année plutôt chaude. En effet, la température moyenne de cette année (12,19 °C) a été supérieure à la température moyenne sur la chronique 1974-2017.

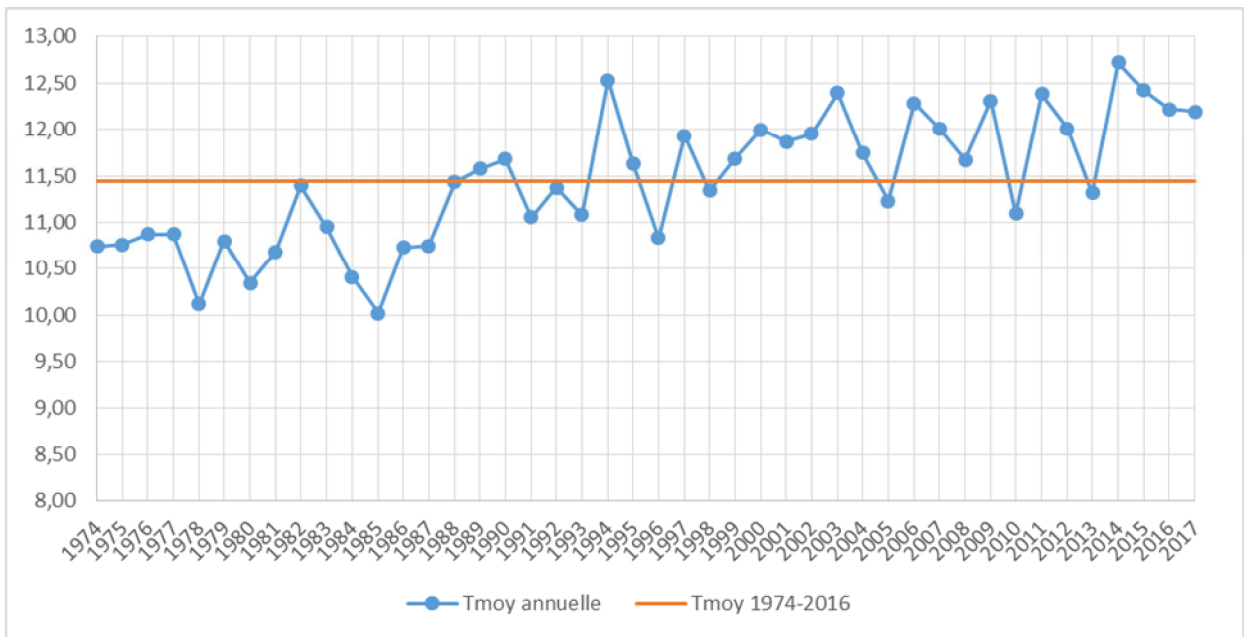


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures entre de 1974 et 2017

A l'exception des mois de janvier, septembre, novembre et décembre, l'année 2017 a été plus chaude que la moyenne de la chronique 1974-2014. Les mois de février, mars et juin ont été respectivement excédentaires de 85, 39 et 18% alors que les mois de janvier, septembre, novembre et décembre ont été déficitaires de 92, 10, 5 et 12%. Pour le reste de l'année, les températures moyennes ont été proches des moyennes de la chronique de données anciennes. Les mois d'avril, mai, juillet, août et octobre ont été excédentaires de respectivement 6, 7, 5, 6 et 4%.

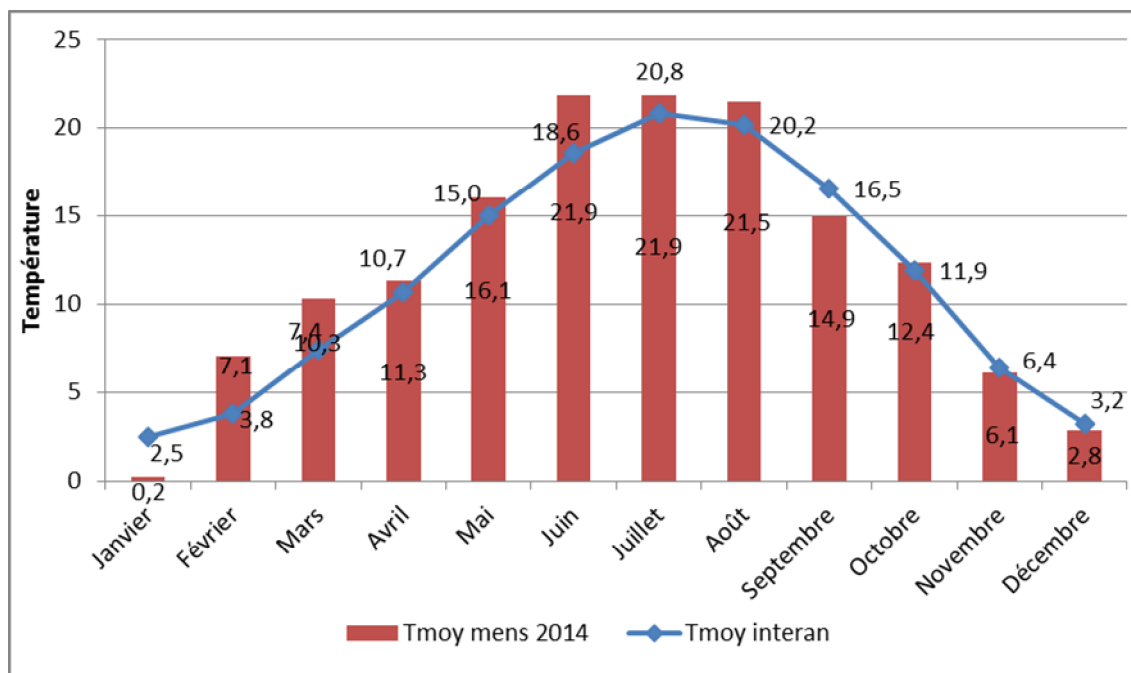


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures entre 1974 et 2017

Avec un cumul de 1094 mm, l'année 2017 présente un déficit de 12,3% par rapport à la moyenne interannuelle (1245 mm, Figure 3).

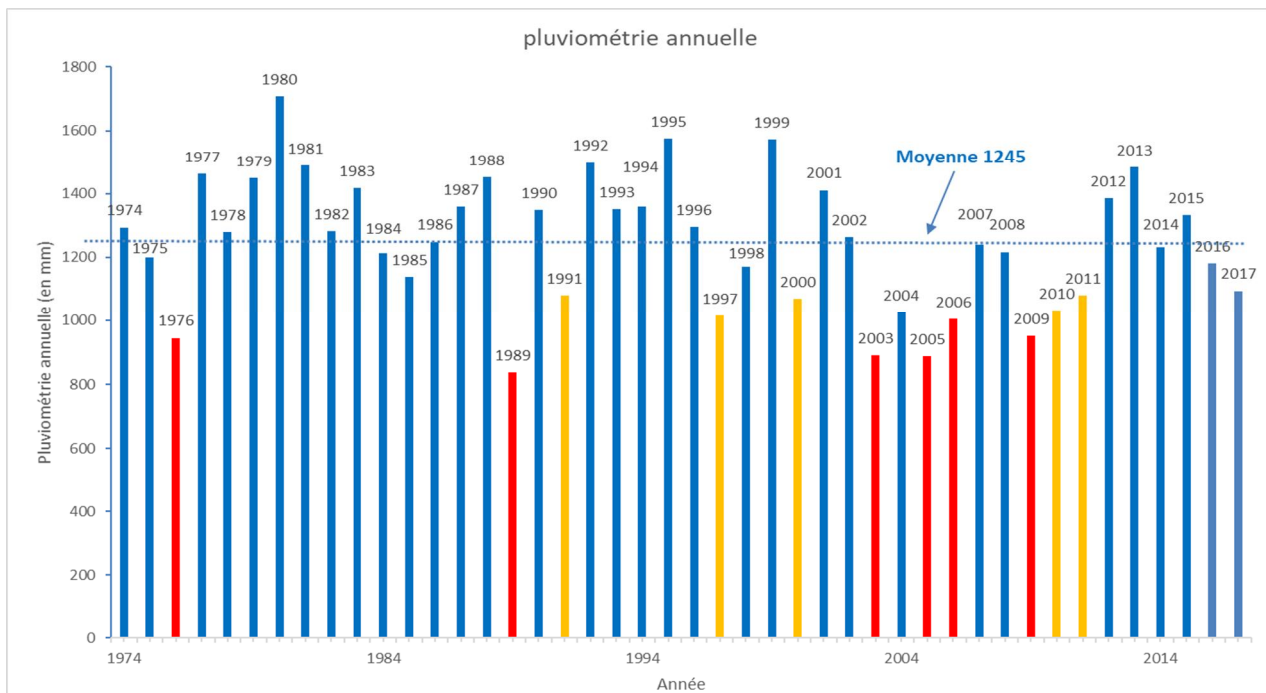


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2017

Les précipitations ont varié mensuellement de la façon suivante :

- Les mois de janvier, février, mars, avril, juillet, septembre, octobre et novembre ont été déficitaires soit 8 mois sur 12. Le déficit moyen s'est établi à 39,7% avec des maximums de 67,4 et 76,2% en janvier et octobre ;
- Les 4 autres mois ont été excédentaires. L'excédent moyen a été de 43,2% avec un maximum de 88,5% pour le mois de décembre.

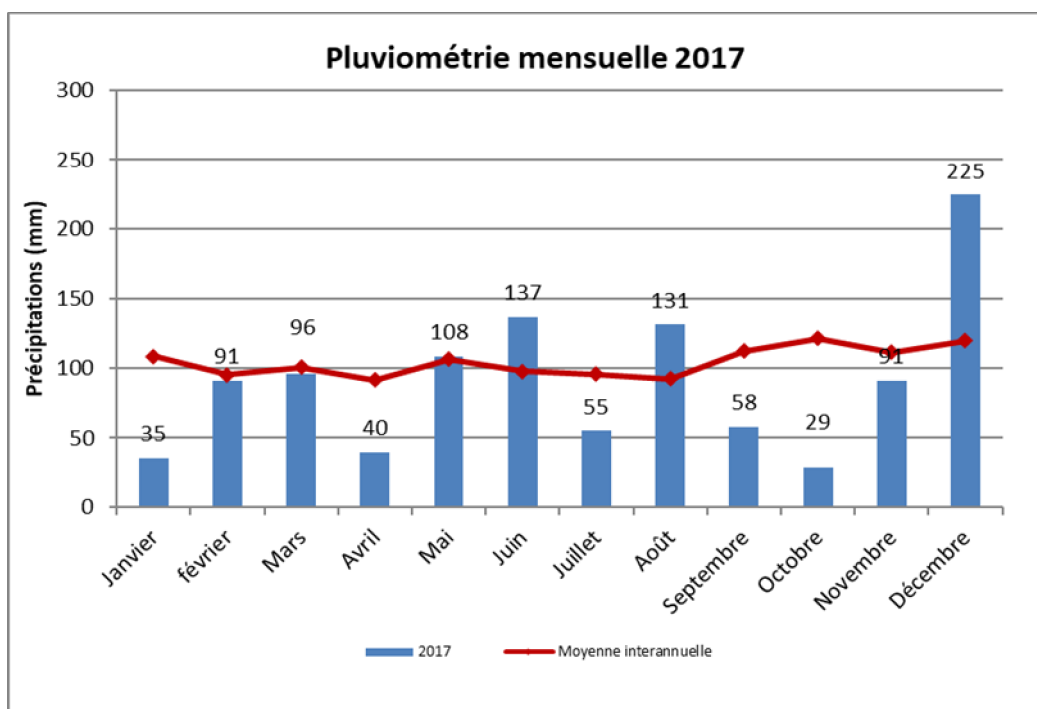
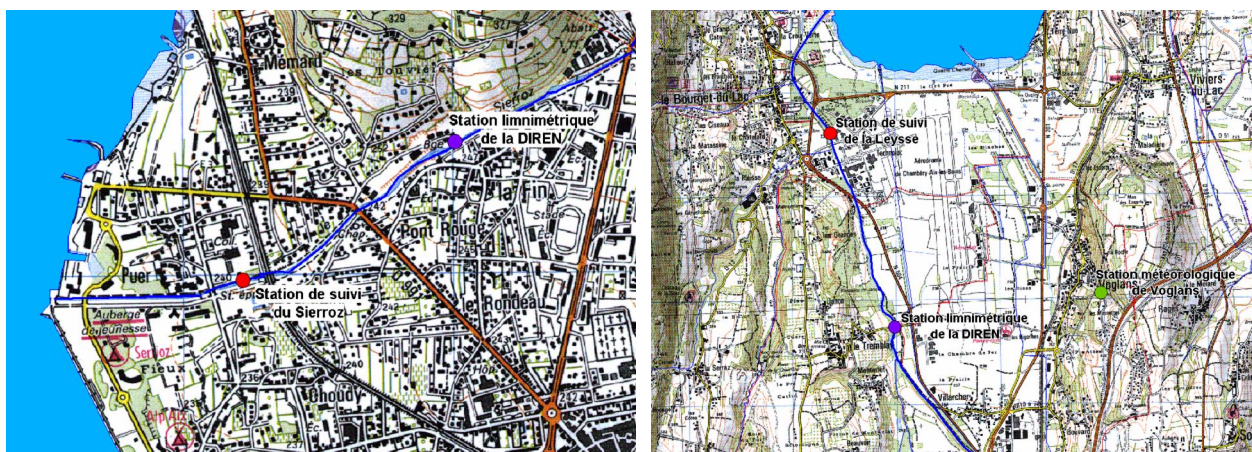


Figure 4 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2017

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	99	47
module	m ³ /s	6,30	2,44
Q_{mna5}	m ³ /s	0,72	0,23

III.1. Hydrologie de la Leysse en 2017

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi de la DREAL donne un aperçu réel de l'hydrologie de la Leysse durant cette année 2017. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- L'année 2017 a été marquée par deux phases de crues moyennes (30 m³/s à 78 m³/s) en mars et mai, puis une période sèche ponctuée par des variations ne dépassent pas le module interannuel (6,30 m³/s). Enfin, le mois de décembre a été pointé par deux crues très importantes (>94 m³/s pour 34,5 Mm³ du 07 au 31 décembre) ;
- Le volume transité en 2017 a été de 135 Mm³ pour un débit moyen de 7,03 m³/s (soit l'équivalent du module interannuel) ;

- Comme en 2016, le débit a été inférieur au module durant 253 jours soit 69,2 % du temps et inférieur au Qmna5 pendant 36 jours et au débit minimum biologique pendant 3 jours.

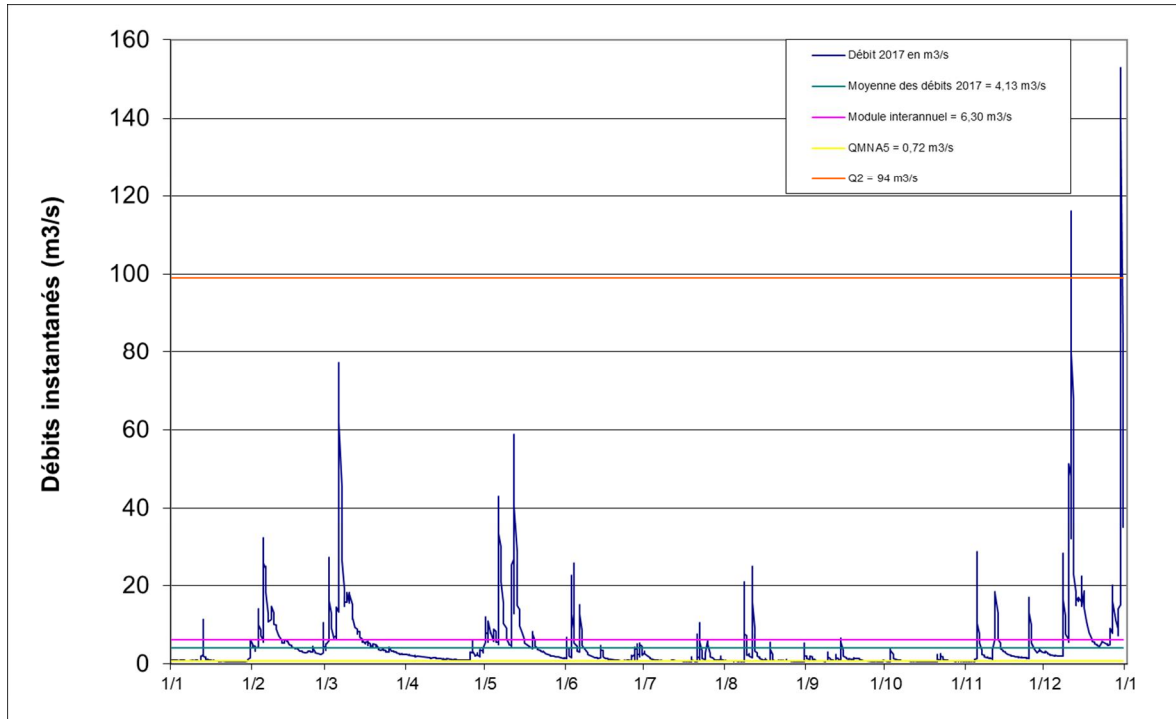


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leyse en 2017 (source DREAL)

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2017

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2017 :

- L'année 2017 a été marquée par trois crues majeures ; la première, au mois de mars et deux autres plus marquantes du 10 au 12 décembre et une autre du 29 au 31 décembre. Le reste de l'année peu de crues importantes ont été observées. Une période sèche importante a été enregistrée de fin juin à début octobre.
- Le volume transité en 2017 a été de 42,2 Mm³ pour un débit moyen de 3,2 m³/s, supérieur.
- Le débit a été inférieur au module durant 187 jours soit 51,2% du temps et inférieur au Qmna5 durant 17 jours soit 4,8% du temps.
- Le débit a été inférieur au débit minimum biologique durant 20 jours soit 5,4 % du temps.

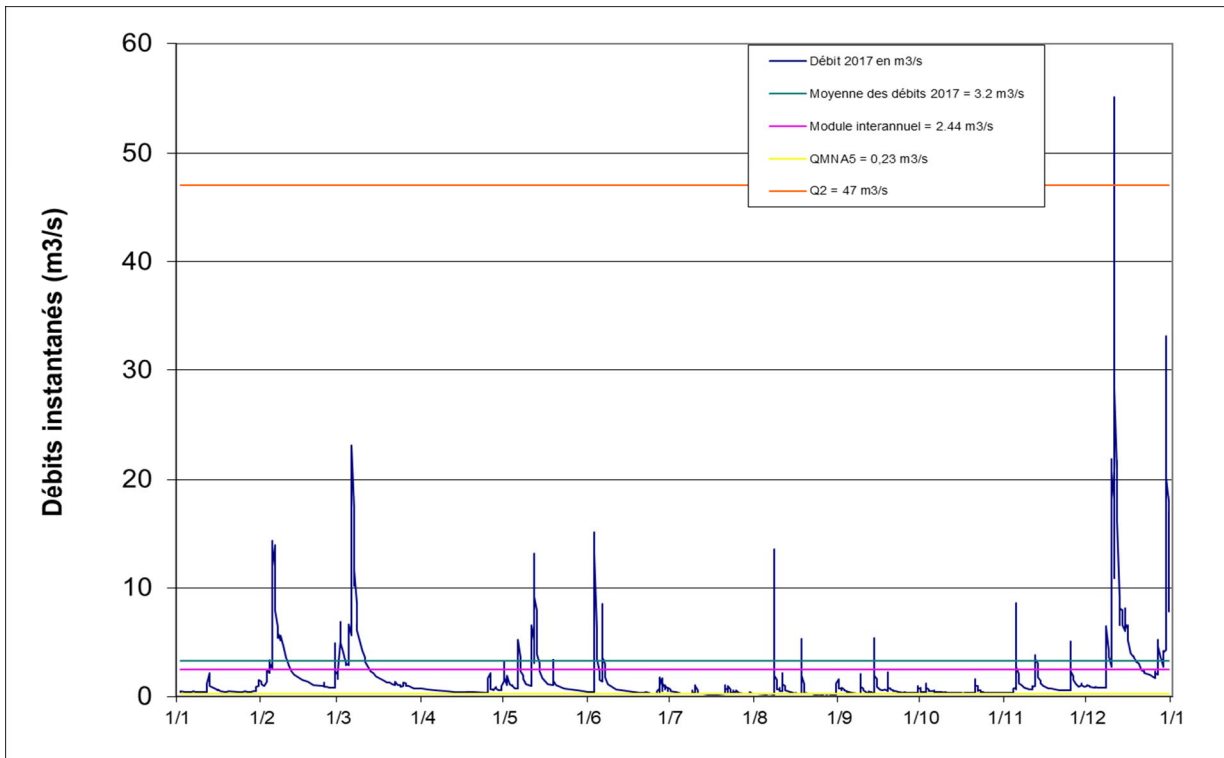


Figure 6 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2017 (source DREAL)

III.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leyse et le Sierroz en 2017 a été déficitaire : 267 Mm³ mesurés pour 275 Mm³ théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières). Le bilan négatif de l'année 2017 par rapport à la chronique 2005-2017 résulte d'un déficit, à la fois du Sierroz et de la Leyse. En effet, la Leyse a apporté son volume théorique de 198 Mm³. Le Sierroz avec 60 Mm³ produits contre 76 Mm³ théoriques enregistre un déficit de 21%.

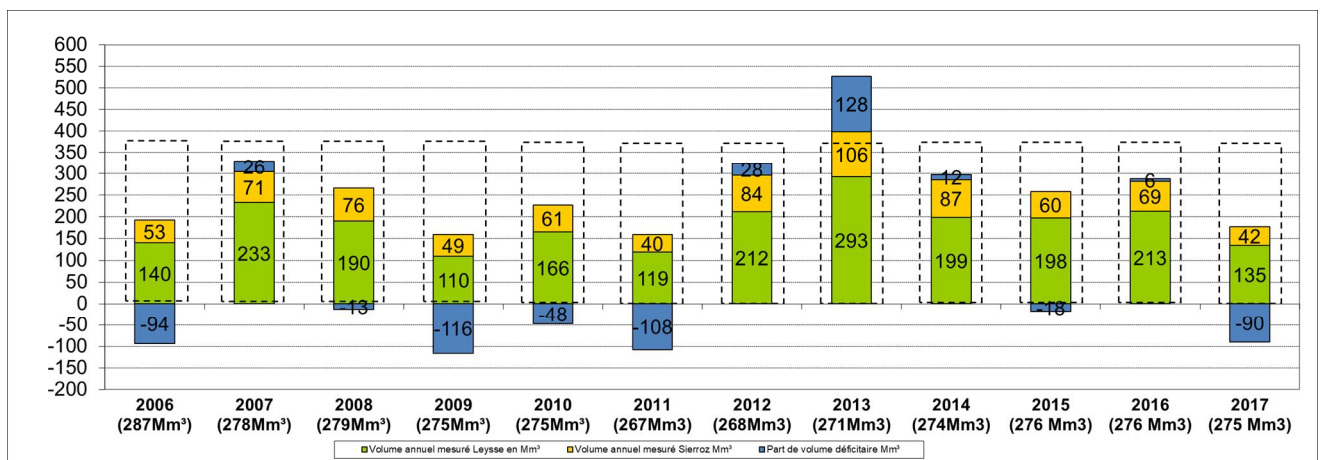


Figure 7 Bilan des apports Leyse+Sierroz pour la période 2005-2017

IV. Evolution des concentrations tous régimes confondus

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

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

Avec une concentration moyenne en Ptot de 0,078 mg/l sur la Leysse, l'année 2017 renoue avec des concentrations observées régulièrement entre 2013 et 2014. Il en est de même sur le Sierroz où la concentration en Ptot en 2017 est de 0,16 mg/l.

Après une chute observée entre 2004 et 2007, les concentrations en PO₄ sur la Leysse sont depuis relativement stables autour de 0,007 mgP/l.

Sur le Sierroz, la concentration en PO₄ lors de l'année 2017 est la plus élevée depuis 2006 avec 0,020mgP/L.

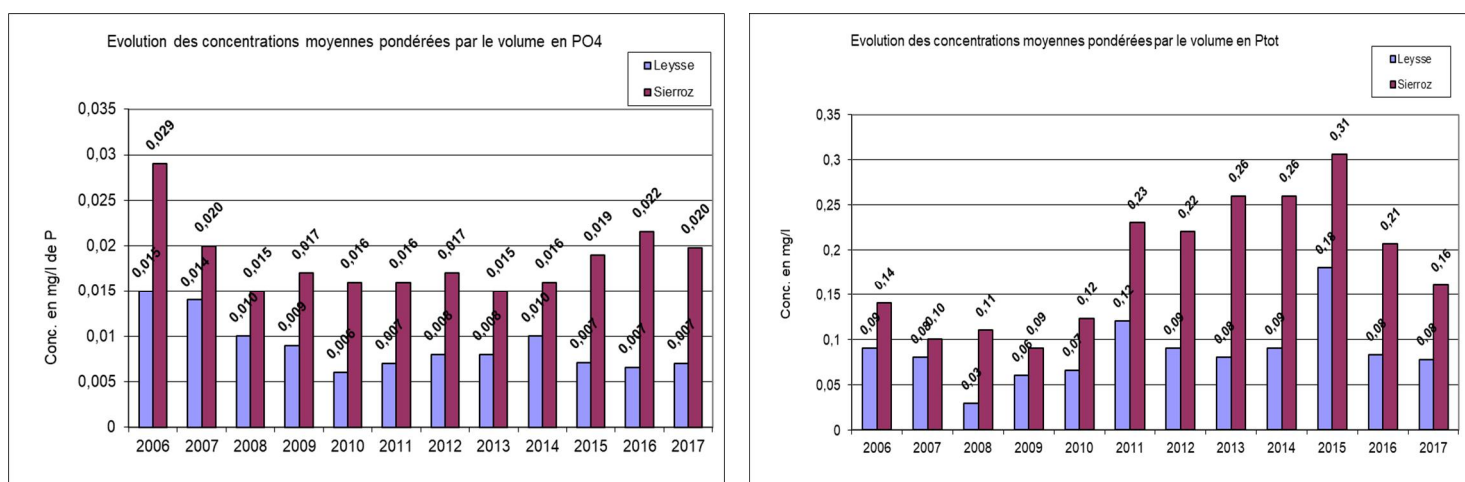


Figure 8 Evolution de 2006 à 2016 des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

Les concentrations en NKT présentent une évolution différente selon le cours d'eau considéré. Sur la Leysse et le Sierroz les concentrations ont été similaires à l'année 2015.

Les concentrations en NH₄ pendant l'année 2017 ont renoué avec celles observées en 2015. On remarque une stabilisation des concentrations sur le Sierroz. Alors que sur la Leysse, la concentration a augmenté de 19% par rapport à l'année 2015.

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

L'année 2017 a présenté des concentrations moyennes pondérées en nitrates équivalentes à celles de l'année 2015.

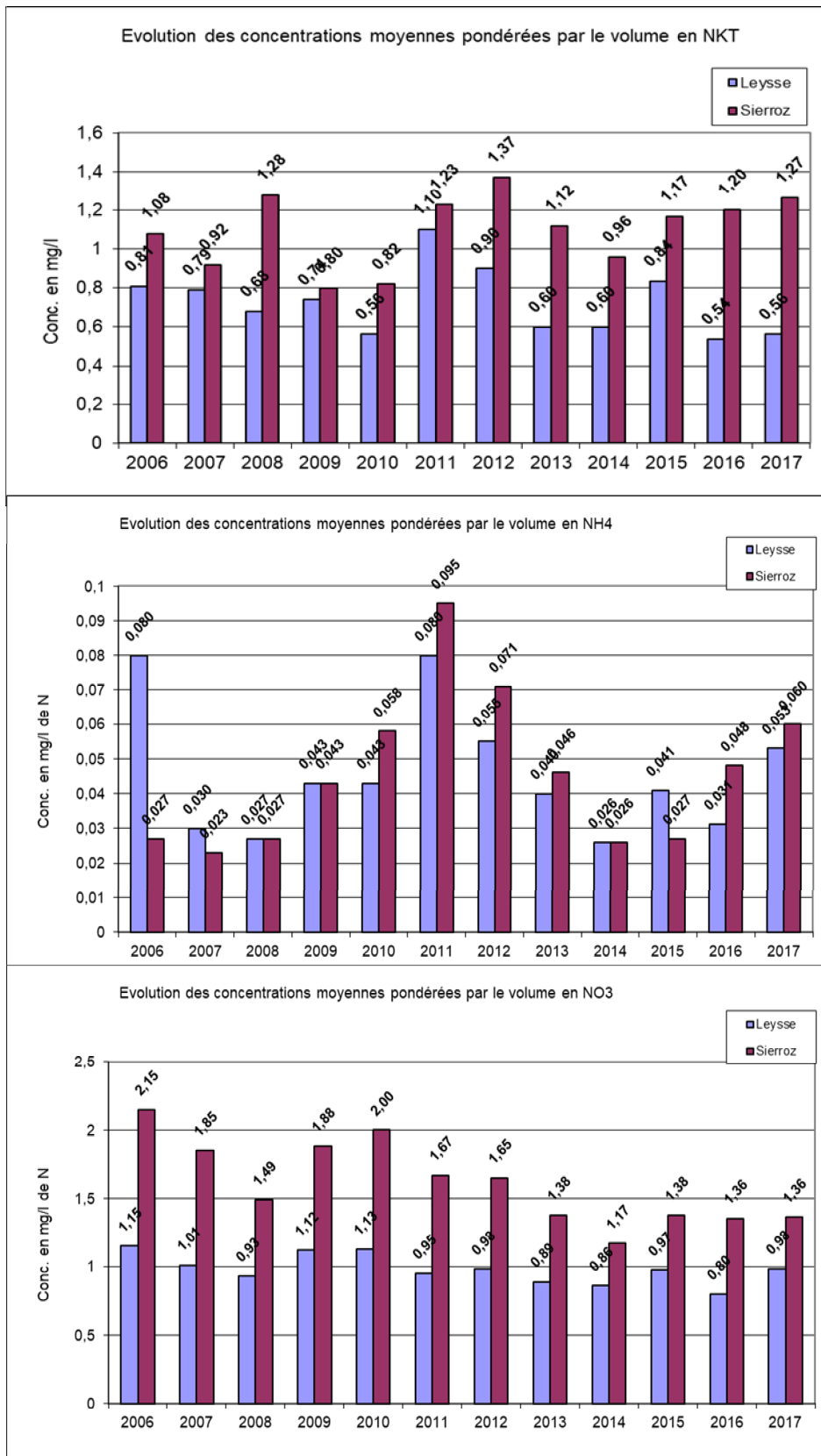


Figure 9 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH₄ et NO₃

En 2017, les pluies ont été moins intenses ce qui explique une concentration en MES plus faible. Comme depuis 2012, la concentration en MES a été plus importante dans le Sierroz que dans la Leysse (Figure 10).

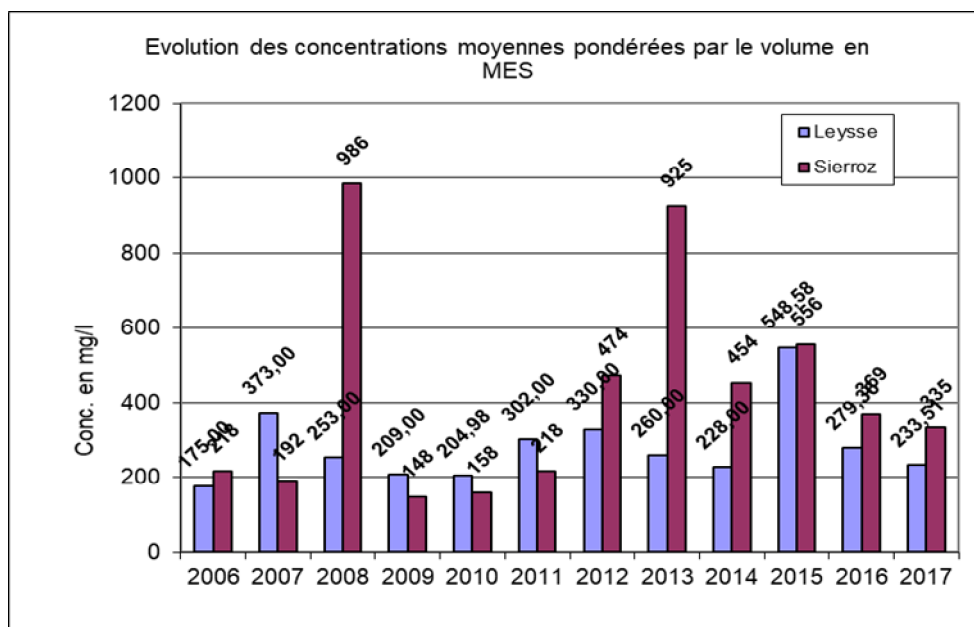


Figure 10 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

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 2017

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 2017

	Année 2017				
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	177	135	76,3 %	42	23,7 %
Ortho P (Tonnes de P)	2,3	1,1	47,4 %	1,2	52,6 %
Ptot (Tonnes)	23,9	16,9	70,7 %	7,0	29,3 %
NO₃ (Tonnes de N)	202,5	132,9	65,6 %	69,6	34,4 %
NH ₄ (Tonnes de N)	59,3	4,9	8,3 %	54,4	91,7 %
MES (Tonnes)	84952	63867,7	75,2 %	21083,8	24,8 %
NKT (Tonnes)	156,1	85,8	55,0 %	70,3	45,0 %

Le tableau suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2017 (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	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Ptot	300	150	94	21 + 4	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	23,9 + 2,4
PO ₄	140		18	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9	2,3
NO ₃	1.500	580	450	275	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264	203
NO ₃ + NKT				446	617	516	334	454	360	654	704	503	510	462	359

Le tableau IV suivant présente le bilan des apports connus au lac.

Tableau IV Synthèse des apports connus au lac en 2017

	Année 2017						
	Total	Leysse	%	Sierroz	%	DO Aix	%
Volume	177,46	135	76,1	42	23,9	0,46	0,26
Ortho P	2,3	1,1	47,4	1,2	52,6		
Ptot	26,3	16,9	64,2	7,0	35,8	2,43	9,24
Nitrates	202,5	132,9	65,6	69,6	34,4		
Amonium	75,3	4,9	6,5	54,4	93,5	15,96	21,20
MES	84952	63867,7	75,2	21083,8	24,8	111,71	0,13
NKT	176	85,8	48,9	70,3	51,1	19,45	11,08

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot a été atteint en 2017 avec un total de 26,3T.
- Le déversoir des Biâtres a représenté 2,43 T soit 9,24 % des apports en Ptot. Les apports en NH₄ de ce dernier ont représenté 21,2% des apports pour 0,26 % du volume total.

V.2. Estimation des flux sortants

En 2017, la chronique de débit du canal de Savières a pu être récupérée. Le volume d'eau et les flux sortants (uniquement de phosphore) par le canal de Savières ont donc été calculés en fonction du volume transité par le canal de Savières et en fonction de la concentration moyenne de P obtenue à une profondeur de 2 m dans le lac (Tableau V).

Tableau V Flux sortants par le canal de Savières en 2017

	SAVIERES 2017	
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	296,0	166,7 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,73	31,7 %
Ptot (Tonnes)	2,61	9,9 %

VI. Bilan du phosphore dans le lac pour l'année 2017

Le suivi réalisé au cours de l'année 2017 permet d'approcher un bilan du phosphore dans le lac. En effet, les flux des principaux affluents ont été mesurés comme chaque année et les flux à l'exutoire ont été calculés. La différence entre les entrées (seuls le Belle-Eau, le Grand Canal et le Tillet ne sont pas suivis) et les sorties

permet d'approcher la quantité de phosphore potentiellement utilisable par les organismes du lac ou stockés à terme dans les sédiments. La répartition entre ces deux finalités reste une inconnue qu'il reste à approfondir.

Le tableau suivant présente le bilan entrée / sortie du phosphore dans le lac pour l'année 2017 :

Tableau VI Bilan des entrées/sorties du P dans le lac en 2017

	LAC 2017		
	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm ³)	177,5	296	-118,5
Ortho P (Tonnes de P)	2,3	0,73	1,57
Ptot (Tonnes)	26,3	2,61	23,69

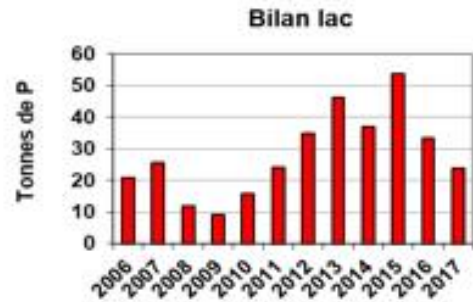
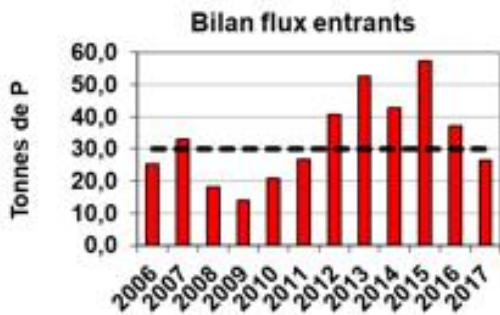
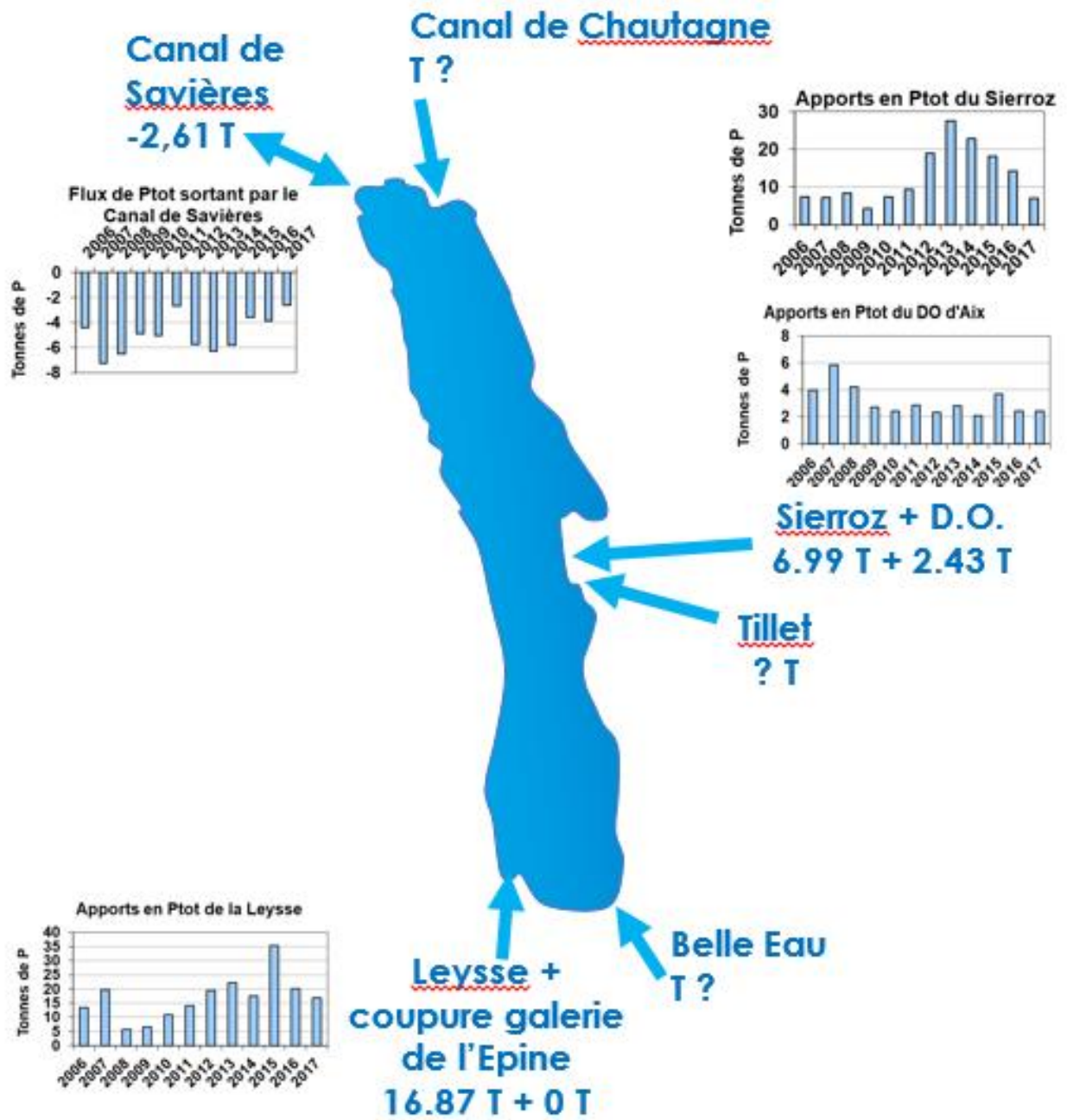
On remarque en priorité que même en tenant compte des volumes transités par le Tillet, il est sorti en 2017 plus d'eau du lac que ce qu'il n'en est rentré (177,5 entrant contre 296 sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

- Le volume d'eau entrant est sous-estimé, des affluents certes minoritaires ne sont pas suivis ;
- Le lac perd par évaporation 28 Mm³ par an ;
- 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 particulières. 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 2017, 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'étale sur 121 jours soit 33,1% de l'année. 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 2017

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm³)	87,16	64,46 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,85	77,88 %
Ptot (Tonnes)	15,89	94,22 %
NO₃ (Tonnes de N)	87,64	14,89 %
NH₄ (Tonnes de N)	3,15	50,18 %
MES (Tonnes)	63 100,08	98,80 %
NKT (Tonnes)	73,99	86,26 %

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 94,2% des apports totaux.

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° 10) a occasionnée un apport en Ptot de 10,60 tonnes (74% des apports pour l'année). Les crues (n° 2, 3, 4 et 7) ont respectivement apporté 1, 120, 0,432, 0,941 et 0,331 tonnes de Ptot. Enfin les crues plus modestes (n° 1, 5, 6, 8 et 9) ont été responsables d'apports à hauteur de 0,24 à 0,301 tonnes. On remarque que l'été et l'automne 2017 ont été très secs puisqu'aucune crue notable 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 :

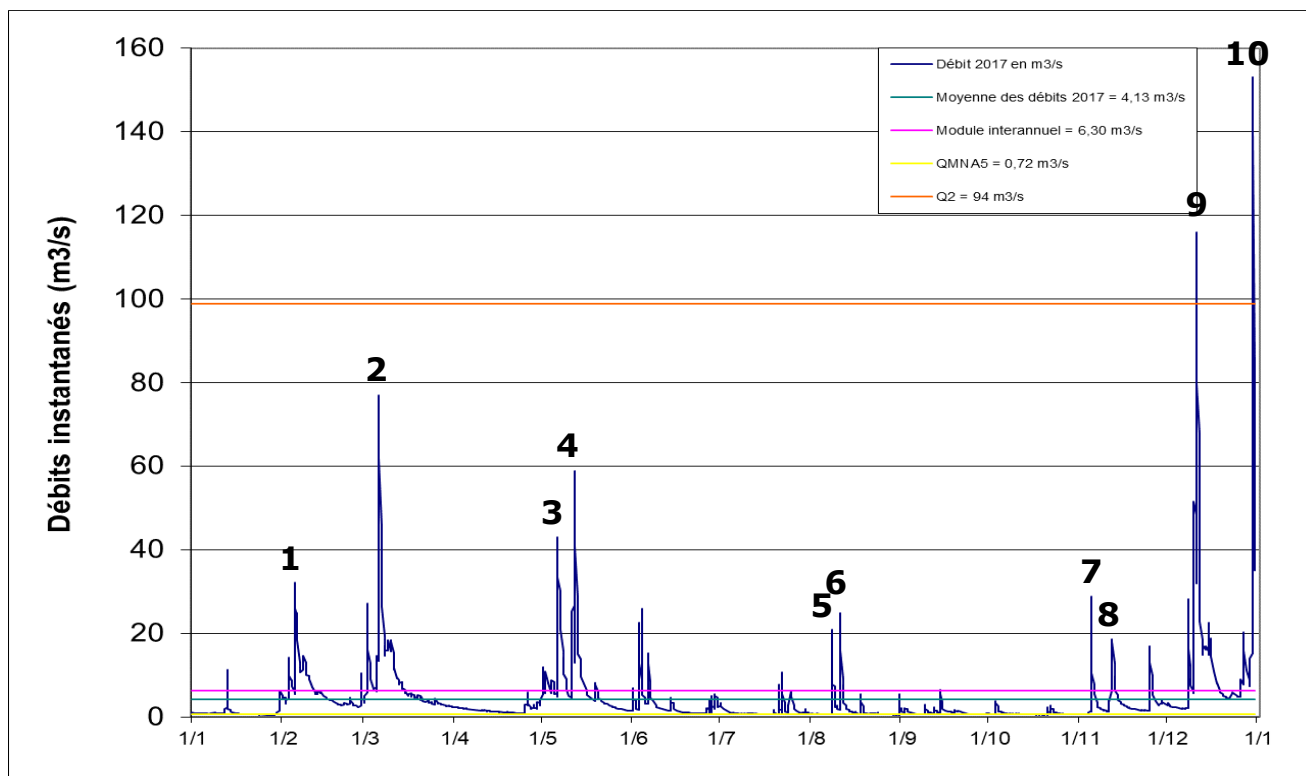


Figure 12 Positionnement des principales crues de la Leyse en 2017

Tableau VIII Apports des principales crues de la Leyse en 2017

	Apports des 10 crues principales	
Volume transité (Mm³)	36,76	42,18 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,43	51,43 %
Ptot (Tonnes)	14,18	89,24 %
NO₃ (Tonnes de N)	37,54	42,84 %
NH₄ (Tonnes de N)	1,68	53,35 %
MES (Tonnes)	58 367	92,50 %
NKT (Tonnes)	51,51	69,62 %

Les 10 principales crues de l'année restent en 2017 prépondérantes dans les apports de temps de pluie pour les paramètres Ptot et NKT respectivement 89,24 et 69,62%. Pour près de la moitié de la durée du temps de pluie ce sont entre 42,84 et 92,5% des apports qui sont 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 2017 dans les apports de Ptot représente 89,24% de la contribution du temps de pluie.

Si l'on ne regarde que les 5 crues (n° 2, 6, 7, 8 et 9) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on constate qu'elles sont à l'origine de 13,43 T soit 84,47% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 57% en 2016) et 71,97% des MES (contre 63% en 2016) pour 42,18% des 87,15 Mm³ transités en temps de pluie.

Les éléments des deux paragraphes permettent de conclure qu'il y a eu de nombreuses crues réparties sur l'ensemble de l'année 2017. Les 10 principales ont représenté 23,80% des apports de temps de pluie. L'apport le plus important a été enregistré en décembre avec une crue exceptionnelle (n°10).

VII.2. Le Sierroz

VII.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 119 jours soit 32,6% de l'année.

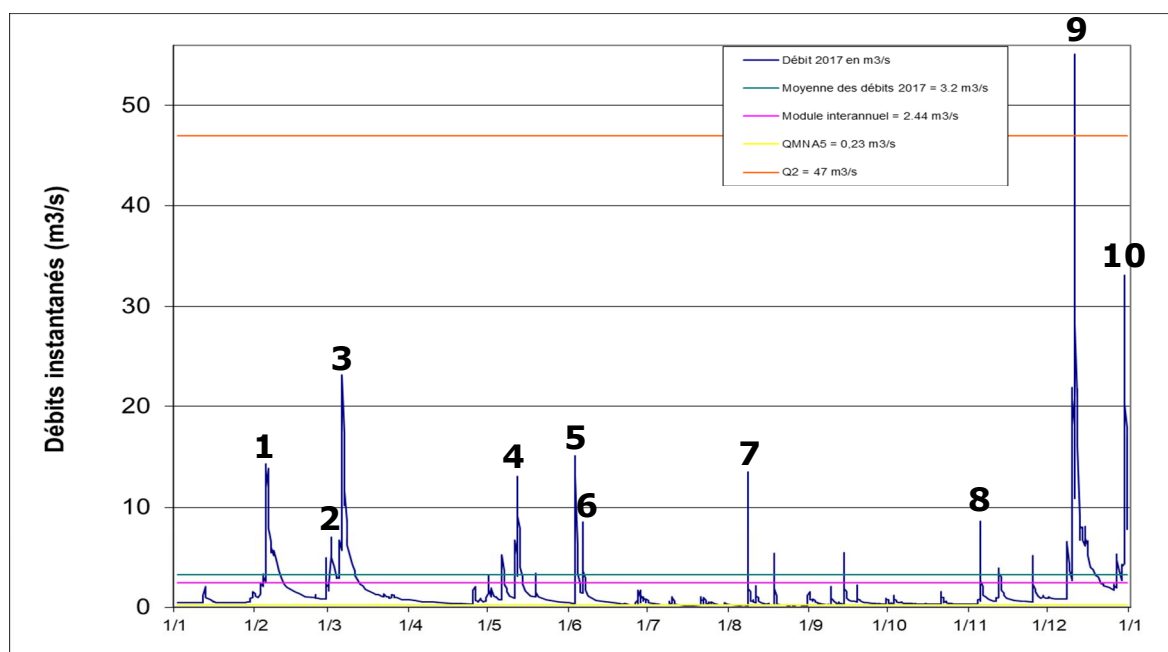
Tableau IX Apports en temps de pluie du Sierroz en 2017

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	34,46	81,59 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,10	91,37 %
Ptot (Tonnes)	6,73	96,36 %
NO ₃ (Tonnes de N)	59,11	19,16 %
NH ₄ (Tonnes de N)	46,18	66,30 %
MES (Tonnes)	20940,86	99,32 %
NKT (Tonnes)	67,67	96,25 %

19,16 à 99,3% des apports ont été consécutifs à un événement pluvieux. La part du temps de pluie dans les flux de nutriments du Sierroz est plus importante que celle de la Leyse. La durée du temps de pluie est 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 2017 a été marquée par trois crues majeures (1, 7 et 10) qui ont apporté respectivement 1,05 T, 4,8 T et 1,48 T de Ptot. Durant le reste de l'année deux crues avec des débits importants ont été enregistrées (3 et 9), cependant elles n'ont pas occasionné d'apports excessifs ; respectivement 0,414 et 0,131 T. Les crues moyennes (n° 4, 5 et 6) ont occasionné un apport en Ptot de 0,527, 0,603 et 0,491 tonnes. Enfin, les petites crues (n° 2, 7 et 8) ont apportés 0,285 et 0,21 T chacune.



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 2017

Apports des 10 crues principales		
Volume transité (Mm³)	19,59	10,20 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,81	67,36 %
Ptot (Tonnes)	5,66	80,89 %
NO₃ (Tonnes de N)	35,66	51,21 %
NH₄ (Tonnes de N)	27,85	51,17 %
MES (Tonnes)	13733,75	65,14 %
NKT (Tonnes)	35,43	50,40 %

L'analyse des résultats montre que les principales crues ont été à l'origine en 2017 de 51,17 à 80,89% des apports. Les 5 crues (n° 1, 4, 5, 7 et 10) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants ont été responsables de 3,33 T soit 31,19 % des apports en Ptot de temps de pluie, et 36,74 % des MES pour 31,19% du volume transité.

VII.3. Bilan 2017 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 25,1T de Ptot sur les 26,3 T, soit 95,28%, dont 2,43 T proviennent du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains.

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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	122,08	68,79 %
Ortho P (Tonnes de P)	2,0	85,17 %
Ptot (Tonnes)	25,1	95,28 %
NO₃ (Tonnes de N)	146,8	72,47 %
NH₄ (Tonnes de N)	68,3	90,72 %
MES (Tonnes)	84041	98,93 %
NKT (Tonnes)	161	91,78 %

ÉTUDES 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 2017 et évolution saisonnière

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

- la stratification thermique dans les couches supérieures (Figure 1a)
- le mélange hivernal partiel de la colonne de la colonne d'eau jusqu'à environ 110 m, avec faible réoxygénation 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 de l'orthophosphate persistant en janvier et février, témoignage de conditions hypoxiques au fond en début d'année (Figure 3a) ; la consommation de l'orthophosphate par le phytoplancton pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures et le relargage par l'activité microbienne au niveau de l'interface eau-sédiment et des sédiments à partir du mois de mai (3b).
- la consommation du nitrate par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (Figure 4a)
- l'évolution des concentrations en silice réactive met aussi en évidence la persistance du relargage dans la zone profonde, en début d'année, conséquence des conditions hypoxique (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).

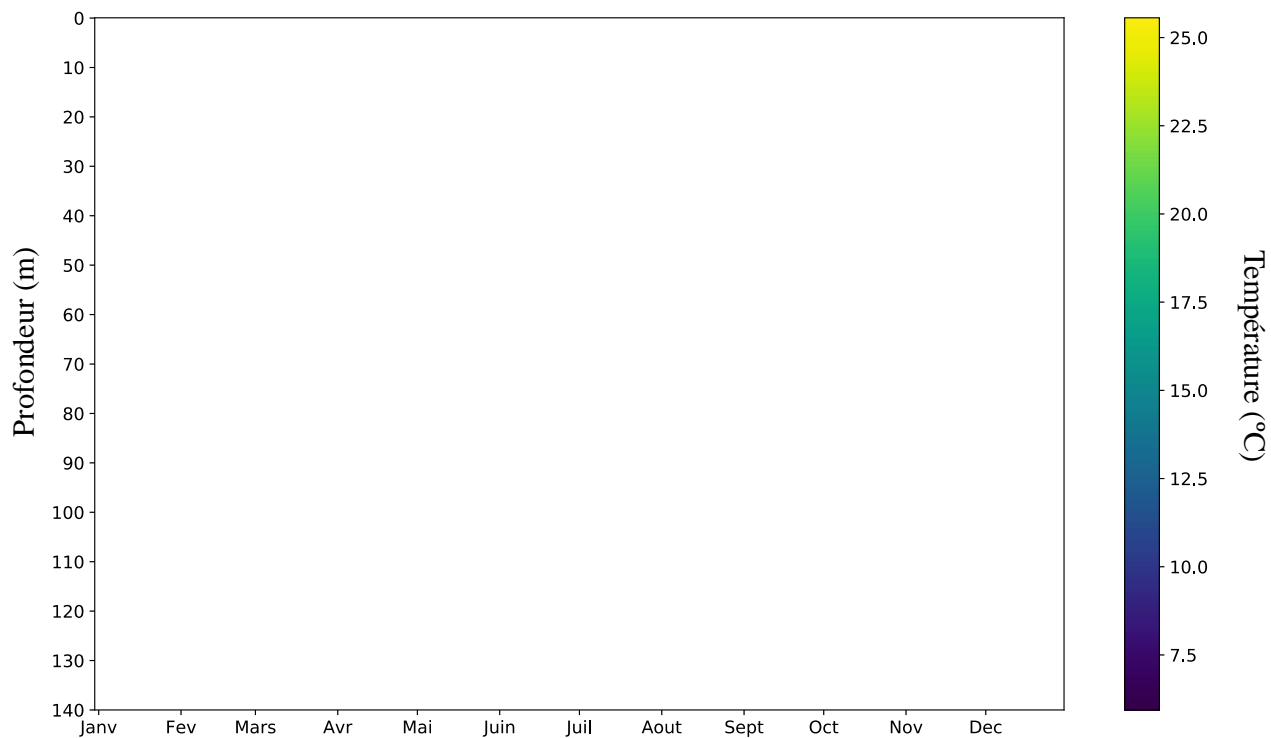


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget au point B en 2017

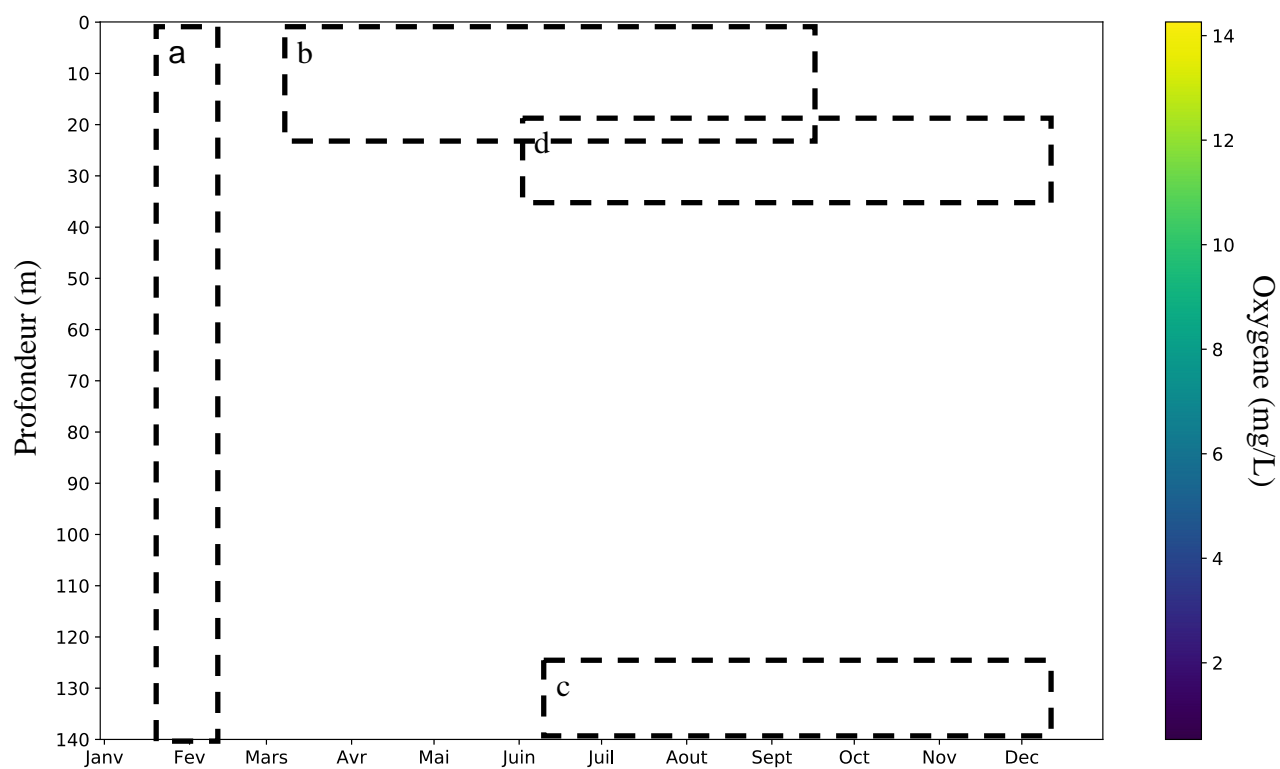


Figure 2 Evolution de la saturation en oxygène dissous (mgO₂.L⁻¹) du lac du Bourget au point B en 201, mesuré au laboratoire selon la méthode de Winkler

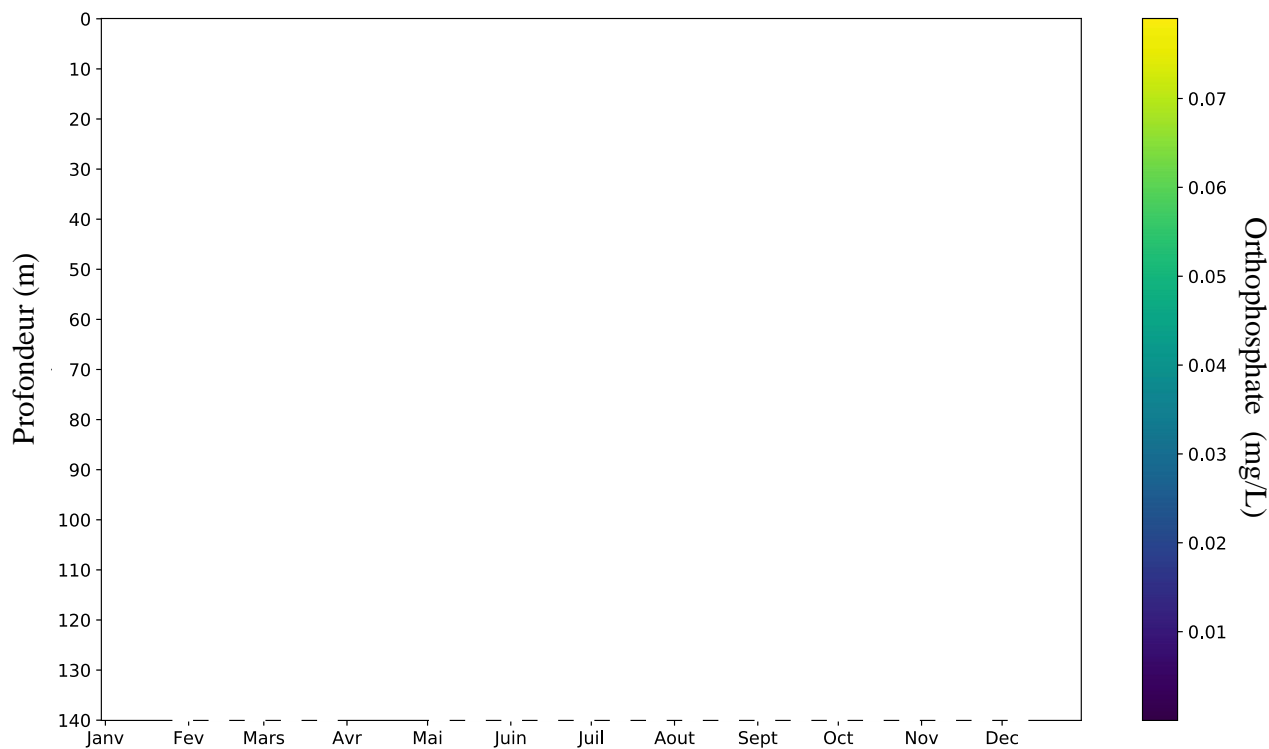


Figure 3 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP.L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2017

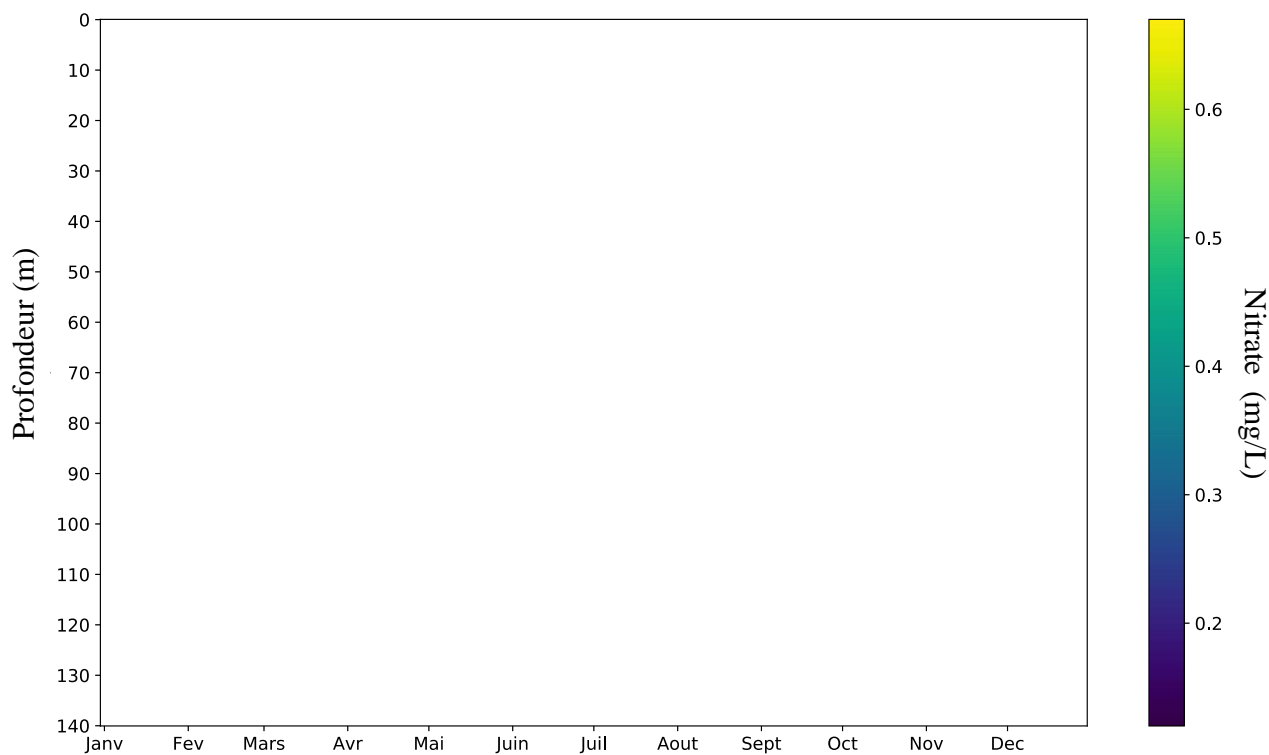


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrate (mgN.L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2017

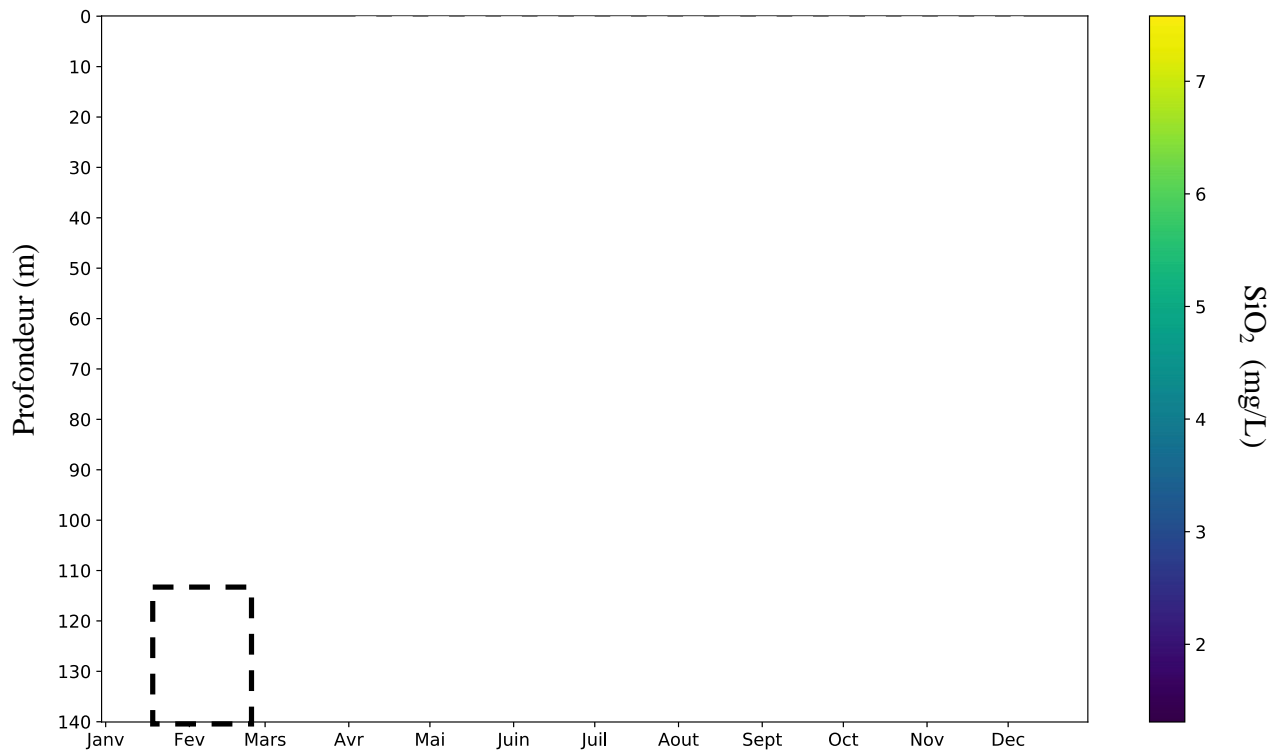


Figure 5 Evolution des concentrations en silice réactive ($\text{mgSiO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) dans le lac du Bourget au point B en 2017

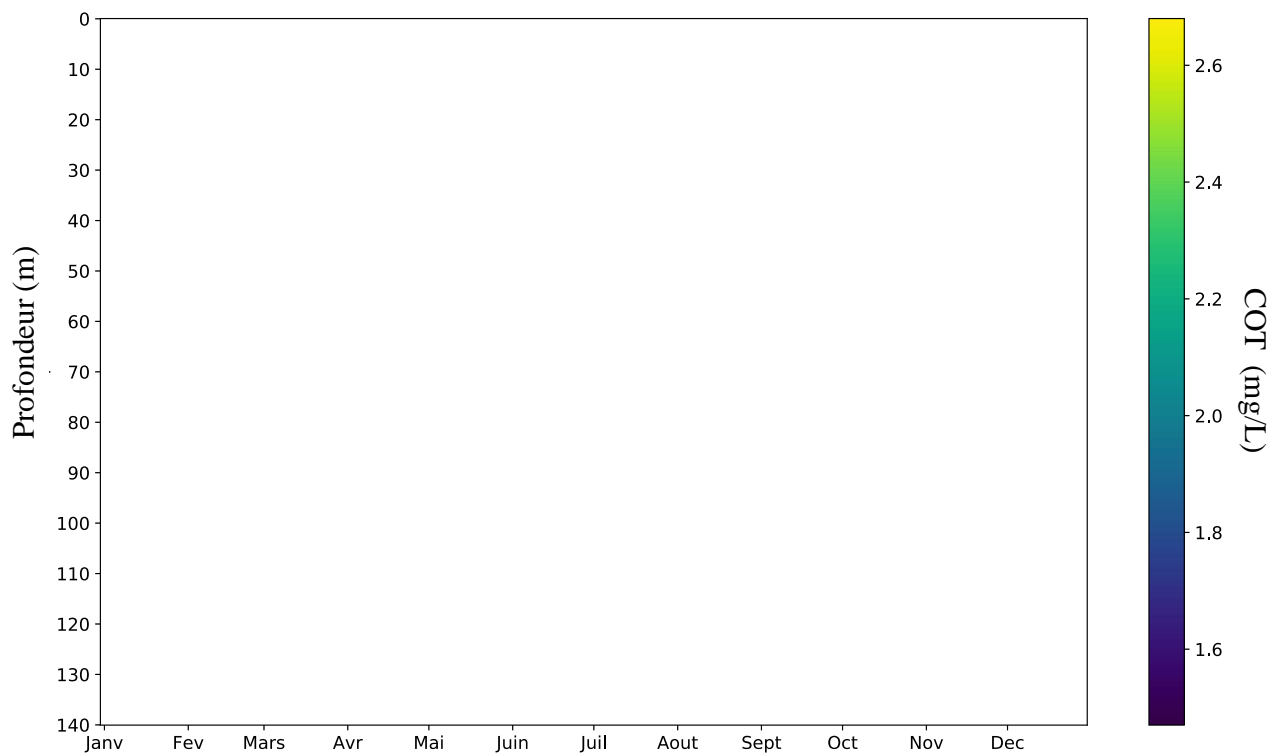


Figure 6 Evolution des concentrations en carbone organique total ($\text{mgC} \cdot \text{L}^{-1}$) dans le lac du Bourget au point B en 2017

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

L'année 2017 a été une année relativement chaude avec un hiver plus froid par rapport à l'année 2016. Les conditions météorologiques ont permis une homogénéisation complète de la température de l'eau mais seulement une homogénéisation partielle des concentrations en oxygène jusqu'à 110 m. A la période du maximum d'homogénéisation des eaux, la température a été homogène dans la colonne d'eau et affichait 6,34 °C. Cela n'a néanmoins pas été suffisamment pour permettre les échanges verticaux complets de l'oxygène dissous et des nutriments (Tableau I). La concentration en oxygène dissous au fond a atteint un maximum le 22 février 2017, après le brassage partiel, avec 9,17 mgO₂.L⁻¹. En 2017, la réoxygénation à 140 mètre a été plus efficace que les deux années précédentes 2015 (8,95 mgO₂.L⁻¹) et 2016 (6,29 mgO₂.L⁻¹) mais elle 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 2017

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

La Figure 7 illustre les distributions verticales des températures et des concentrations en oxygène au point B au début de l'année 2017. La Figure 8 illustre la différence des températures et des concentrations en oxygène entre 2017 et 2016 au moment du maximum de mélange. On constate que la température a bien été homogène dans la colonne d'eau au moment du brassage hivernal et que l'oxygène dissous a été homogène jusqu'à 110 m de profondeur. Comparativement, en 2016 le brassage de la colonne n'avait été complet que jusqu'à 65 m.

Au mois de 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 le mois de mars et nous pouvons en observer les effets en surface sur la transparence qui est passé de 8,5 m

le 09 mars à 7,3 m le 22 mars 2017. De même, les concentrations en oxygène dissous ont augmenté en surface à partir du mois de 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, apparaît un minimum d'oxygène dissous qui va s'accroître progressivement pour atteindre une valeur minimale de $7,92 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ le 16 octobre et se maintenir jusqu'à la fin d'octobre. Ceci est sûrement à mettre en lien avec la distribution de la cyanobactérie *P. rubescens*.
- 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.

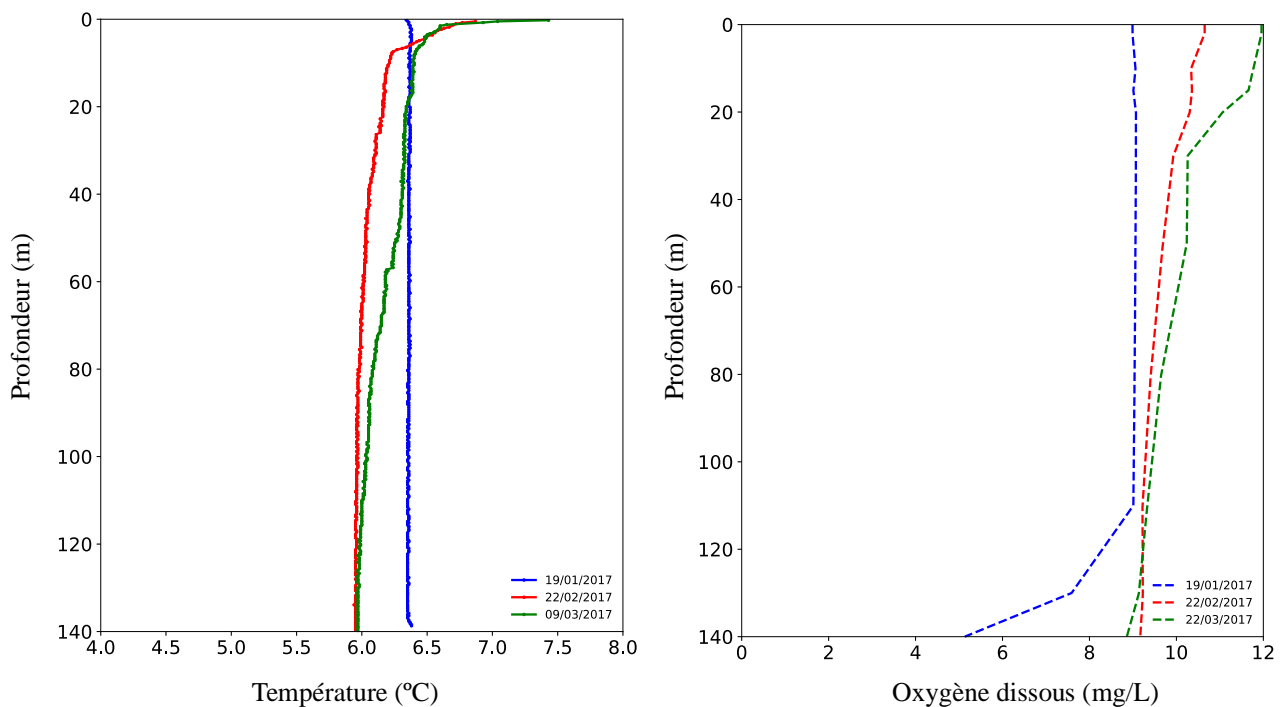


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (mg/L) au point B au début de l'année 2017

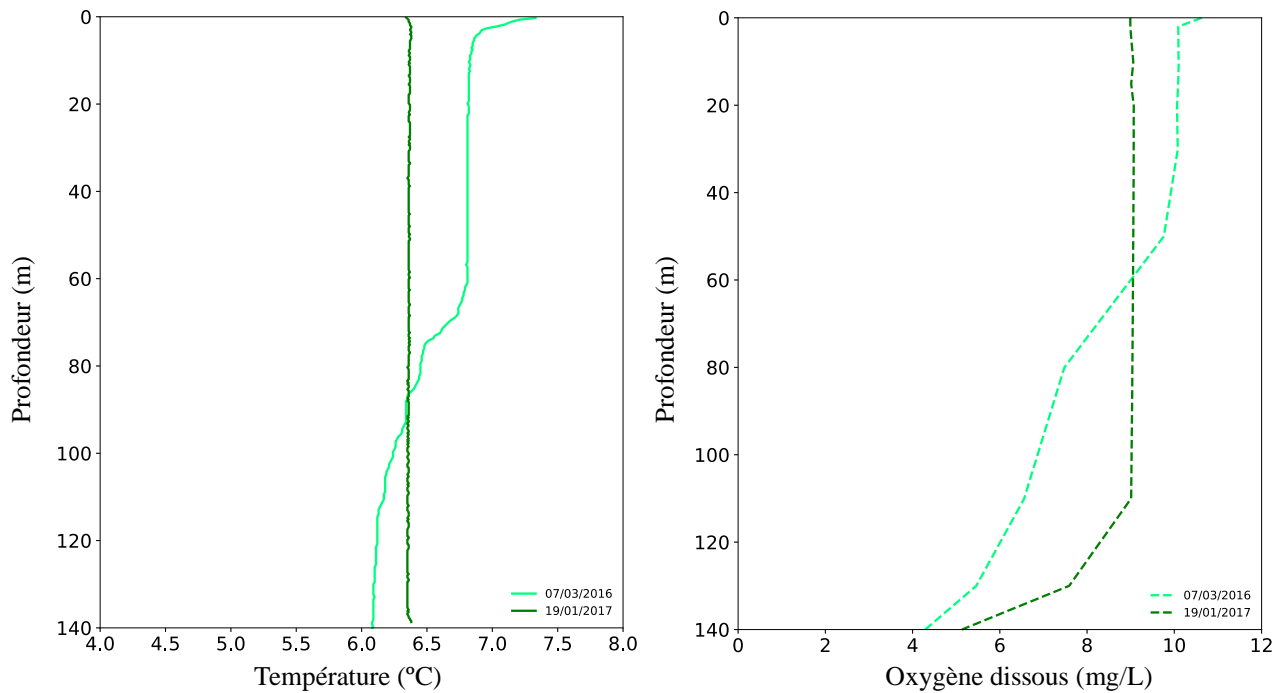


Figure 8 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (mg/L) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2017 (rouge) et 2016 (vert)

Le refroidissement automnal entraîne un enfoncement de la thermocline. Nous avons alors observé une homogénéisation progressive de l'épilimnion avec pour conséquence (Figure 9) :

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

Au mois de décembre, l'épilimnion présentait une épaisseur de 53 m, avec des températures légèrement plus faibles qu'en 2016 (moyenne sur 0 - 33 m de 1 °C inférieure à celle de 2015). On constatait aussi une augmentation de l'oxygène dissous à 140 m (Tableau II).

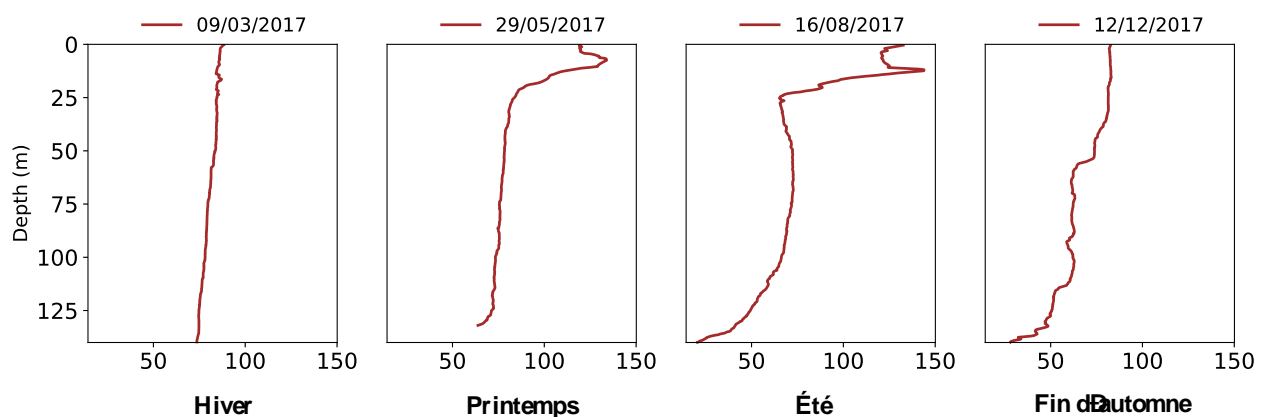


Figure 9 Distributions verticales des saturations en oxygène dissous (%) au point B en 2017

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 2017

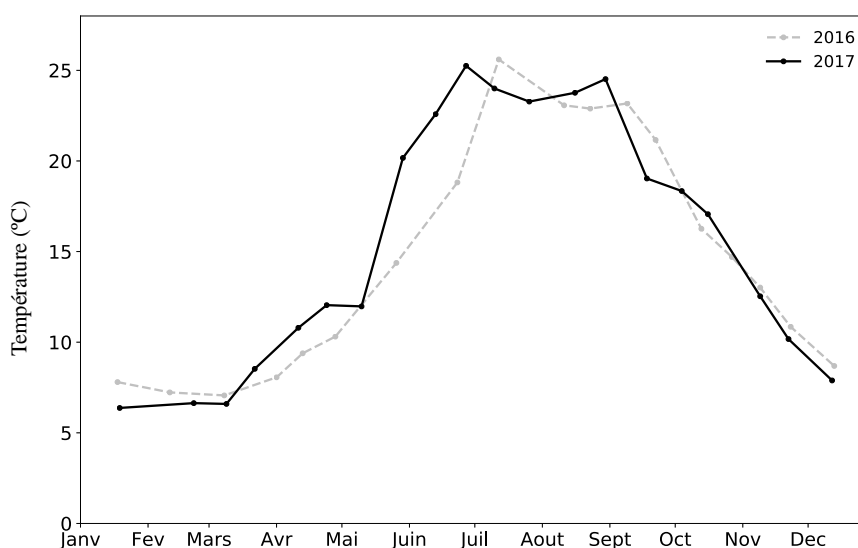
Date	Températures Épilmnion (°C)	Épaisseur É couche supérieure (m)	Concentration en O ₂ dissous à 140 m (mgO ₂ .L ⁻¹)
13/12/2006	10,22 . 10,10	25	0,28 (2,2 %)
13/12/2007	7,77 . 7,60	40	2,89 (23 %)
15/12/2008	7,44 . 7,23	43	0,10 (0,8 %)
17/12/2009	8,64 . 8,68	27	0,18 (1,4 %)
21/12/2010	6,84 . 6,63	45	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 %)

I.1.2. Evolution saisonnière

Couches supérieures

Température proche surface

A 2 m de profondeur, les températures pour les périodes de janvier à mi-mars, et de novembre à décembre ont été inférieures à celles de 2016. En revanche sur la période d'avril à fin d'octobre, les températures de surface ont été globalement supérieures à celles de 2016. Le maximum a été mesuré le 27 juin 2017 avec 25,3°C, il était de 25,5°C le 11 juillet 2016 (Figure 10). La moyenne annuelle de température de l'année 2017 à 2 m de profondeur a été de 15,6 °C, soit 0,8 °C de plus qu'en 2016. L'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance au réchauffement depuis 1984. Cette moyenne annuelle à 2 m de profondeur a été la plus élevée de la chronique. Au cours de l'année 2017, parmi les 20 campagnes de suivi, 7 campagnes ont révélé des températures mesurées supérieures à 20°C, soit 5 campagnes de plus par rapport à l'année 2016.



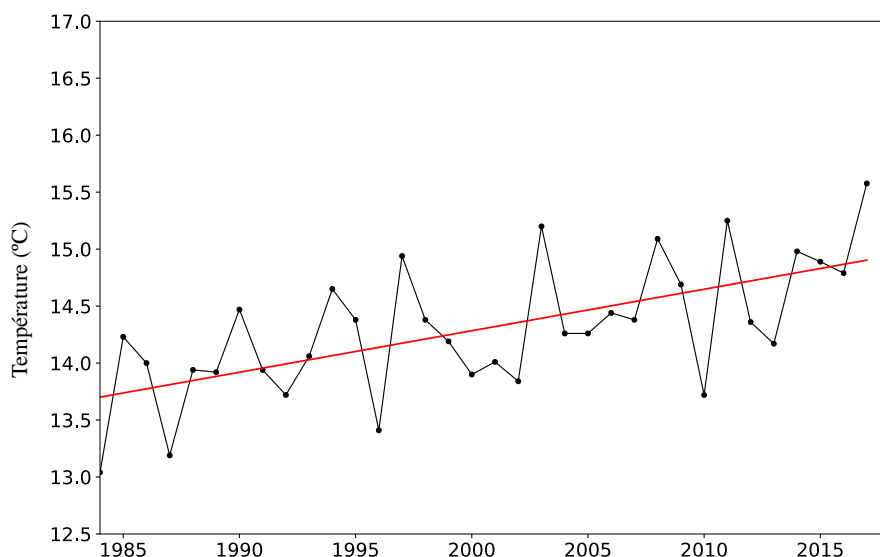


Figure 10 Evolution des températures (°C) au point B en 2016 et 2017 et moyennes annuelles de 1984 à 2017 à 2 m de profondeur

Oxygène proche surface

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

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

En 2017, la variation saisonnière en oxygène dissous (Figure 11) a caractérisé 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 et correspondant à une importante biomasse du phytoplancton;
- La phase estivale qui s'étendait de juin à septembre et présentait un pic maximum le 13 juin 2017 avec 131% de saturation, là encore similaire à 2016 au mois de juillet où le maximum se situait à 136% de saturation.

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 qu'en 2016 et plus ou moins régulièrement jusqu'à la fin du mois d'octobre, se stabilisant autour de 95% de la saturation.

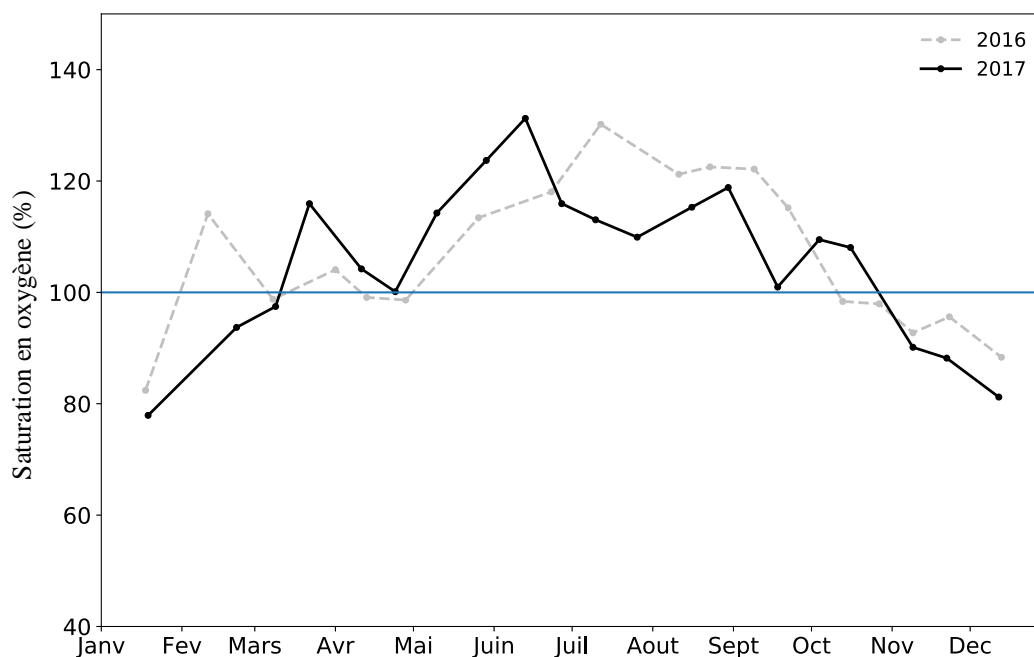


Figure 11 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) dans la couche superficielle à 2 mètres de profondeur au point B en 2016 et 2017

Partie basse de la colonne d'eau

Température à 140 m

À la différence de l'hiver 2011-2012, où les conditions météorologiques de février avaient permis de rattraper les températures du début de l'année 2006 (4,99 vs 4,94 °C), les températures relevées depuis l'hiver 2012-2013 n'ont pas entraîné un refroidissement de la couche profonde (Figure 12). En effet, nous observons une augmentation plus ou moins régulière de la température à 140 m pendant les trois dernières années. Les températures moyennes annuelles de 2017 sont néanmoins inférieures qu'en 2016.

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 2017, on note une concentration en oxygène dissous de 7,59 mgO₂.L⁻¹ le 19 janvier au moment du maximum du brassage hivernal qui a conduit à une homogénéisation partielle de la colonne d'eau. Cette valeur était supérieure à celle obtenue à la même période en 2016 de 5,53 mgO₂.L⁻¹ (45% de saturation).

Le profil de l'évolution des teneurs en oxygène dissous à 130 m de l'année 2017 a donc été différent de celui de l'année 2016 car le brassage avait conduit à une meilleure ré-oxygénation des eaux profondes. Pendant toute l'année 2017, excepté la période d'octobre à novembre, les valeurs d'oxygène dissous mesurées sont restées supérieures à celles de 2016 à cette profondeur.

La concentration maximale en oxygène dissous de l'année a été enregistrée le 22 février 2017 avec $9,73 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ correspondant à 79% de saturation (Figure 13).

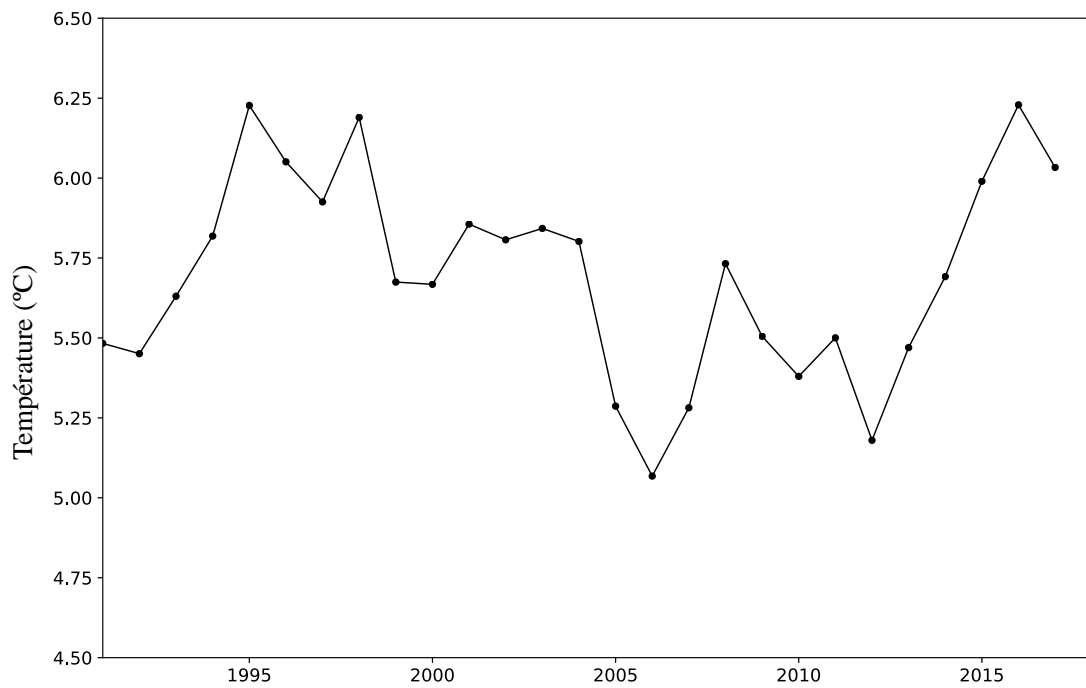


Figure 12 Températures moyennes annuelles (°C) à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2017

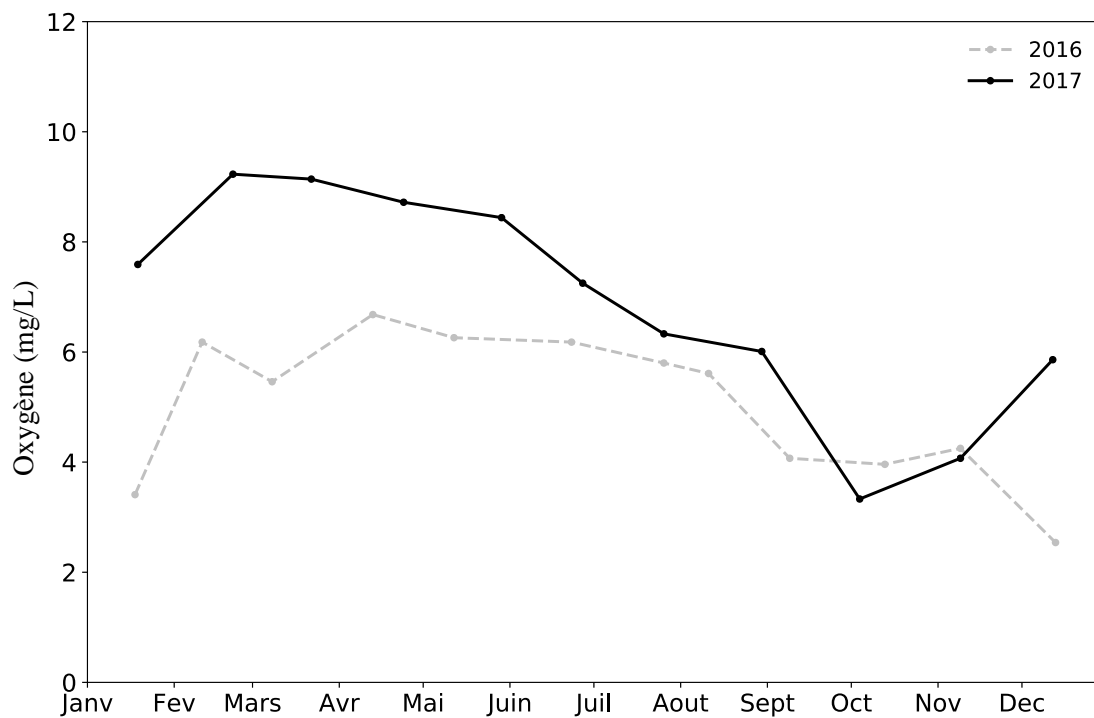


Figure 13 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) à 130 m au point B en 2015 et 2017 (mesures de sondes)

Oxygène à 140 mètres

En 2017, la concentration en oxygène dissous a été supérieure à celle de 2016 durant toute l'année excepté les périodes de fin de juillet, octobre et novembre. La réoxygénation maximale a atteint les zones profondes le 22 février avec $9,17 \text{ mg.L}^{-1}$ ce qui est plus important que l'année précédente puisque le brassage de la colonne d'eau a atteint 110 m. La concentration en oxygène dissous a diminué ensuite jusqu'au 26 octobre 2016 pour atteindre des valeurs faibles mais non nulles (Figure 14) et rester globalement inférieure à celle de 2016 pendant toute la période automnale.

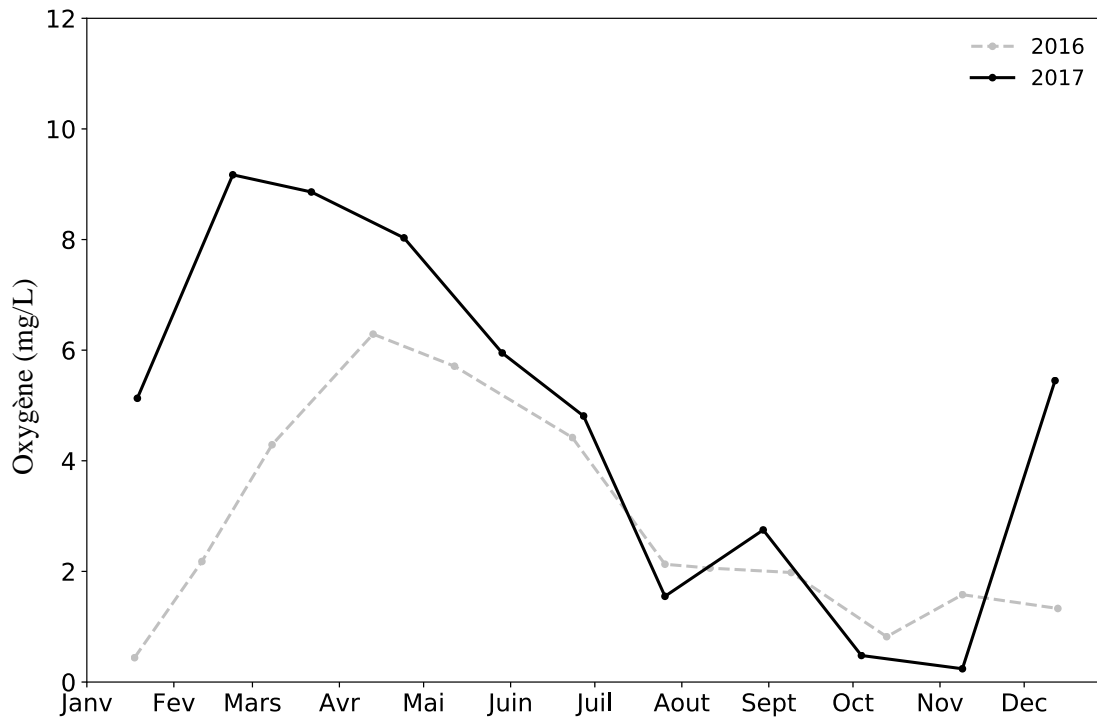


Figure 14 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$) à 140 m au point B en 2016 et 2017

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.

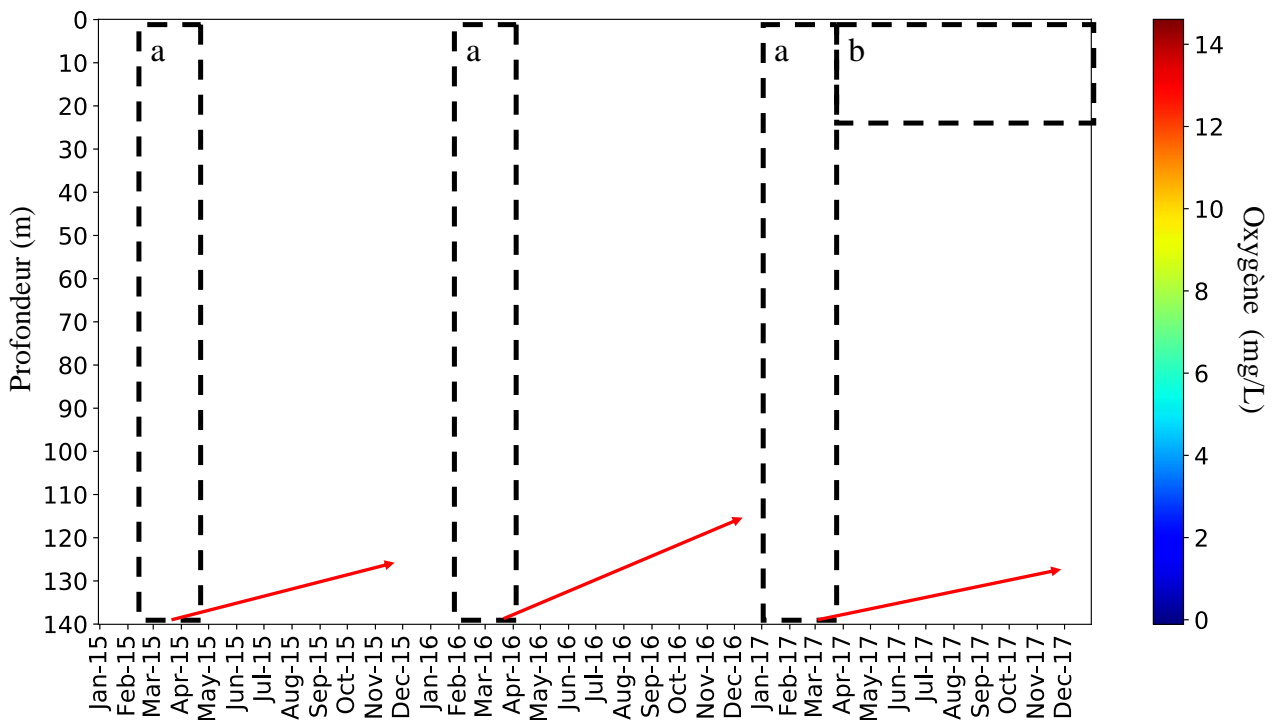


Figure 15 Evolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2015 à 2017

On peut observer :

- (a) Le brassage hivernal, complet en 2015 et partiel en 2016 et 2017
- (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.

La dynamique de la transparence pour l'année 2017 est représentée sur les Figures 16 et 17. 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 (Figures 16 et 17) montre plusieurs phases. L'hiver a entraîné une transparence importante avec des valeurs qui oscillent entre 9,1 et 8,5 m du 19 janvier au 09 mars 2017, du fait d'une biomasse phytoplanctonique faible. Elle a été de 9,1 m le 19 janvier au moment du maximum du brassage hivernal.

Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, a induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoqué une diminution importante de la transparence qui est passée à 7,1 m le 22 mars 2017 lors du premier pic de biomasse de la phase printanière (4,5 $\mu\text{g chl a/L}$). Après le deuxième pic de biomasse au mois de mai 2017, la transparence a continué à diminuer jusqu'à atteindre une valeur minimale de 5,6 m le 13 juin 2017.

La raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs ont engendré ensuite un abattement des formes consommables du phytoplancton, provoquant une augmentation de la transparence jusqu'à une valeur de 8,2 m le 27 juin 2017.

La phase automnale a été marquée par le troisième pic de biomasse de l'année provoquant une nouvelle baisse de la transparence dès septembre jusqu'à atteindre 4,4 m le 4 octobre 2017.

Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence a de nouveau augmenté pour atteindre 9,2 m le 12 décembre 2017.

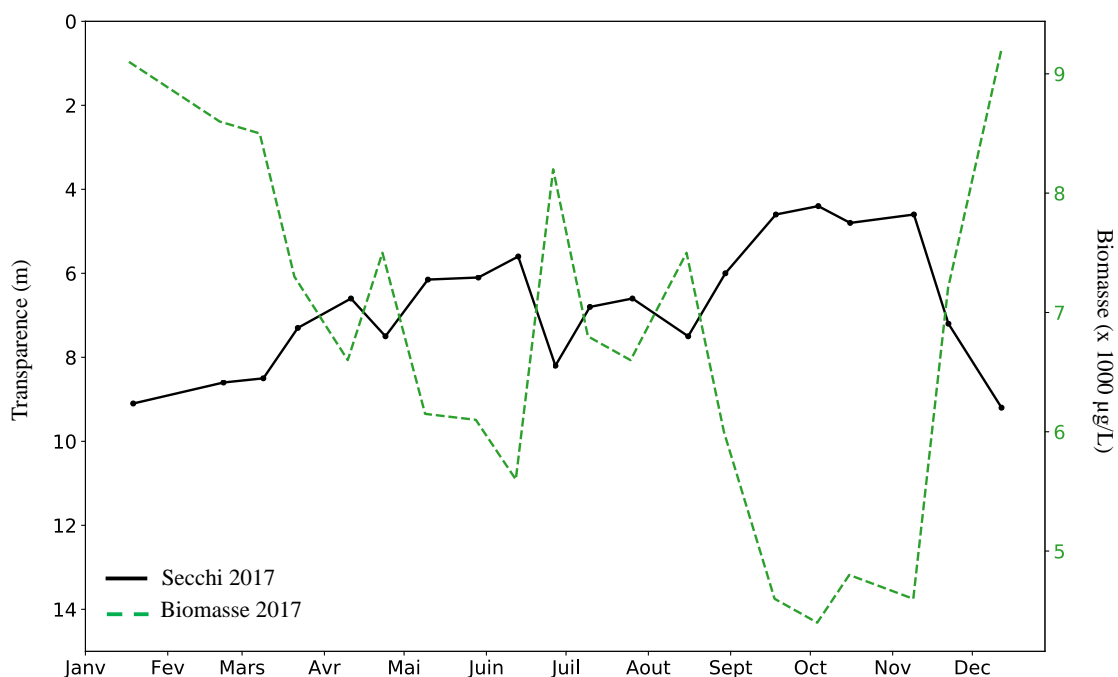


Figure 16 Co-dynamique de la transparence de l'eau avec le disque de Secchi normalisé et la biomasse phytoplanctonique au point B en 2017

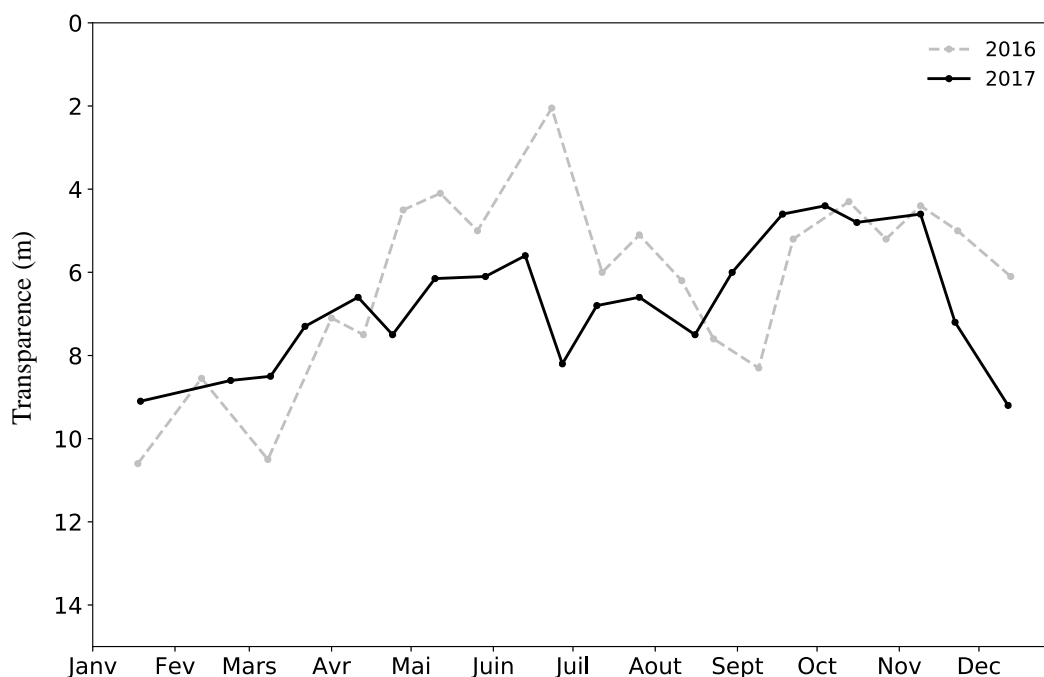


Figure 17 Variation saisonnière de la transparence (m) avec le disque de Secchi normalisé 20 cm au point B en 2016 et 2017

En début d'année et à l'automne, la transparence a été globalement plus importante en 2017 qu'en 2016. Pendant la période printanière et estivale, la transparence a été plus faible en 2017 qu'en 2016. Au mois de novembre, la transparence a été similaire pour les deux années, tandis qu'elle a été plus importante en 2017 (9,2 m) qu'en 2016 (6,1 m)

Globalement, les valeurs de transparence 2017 ont été plus fortes au printemps et en été qu'en 2016 avec un minimum estival de 5,6 m vs 2,1 m en 2016.

Production "automnale" minimum : 4,4 m le 4 octobre 2017 vs 4,3 m le 12 octobre 2016 (pic maximal de biomasse, cyanobactéries).

Fin d'année avec des valeurs très différentes : 9,2 m le 12 décembre 2017 vs 6,1 m le 12 décembre 2016.

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	
	2016	2017	2016	2017
Orthophosphate ($\mu\text{gP.L}^{-1}$)	5	7	13	6
Phosphore total (mgP.L^{-1})	8	7	14	12
Silice réactive ($\text{mgSiO}_2\text{.L}^{-1}$)	2,9	2,9	5,1	3,6

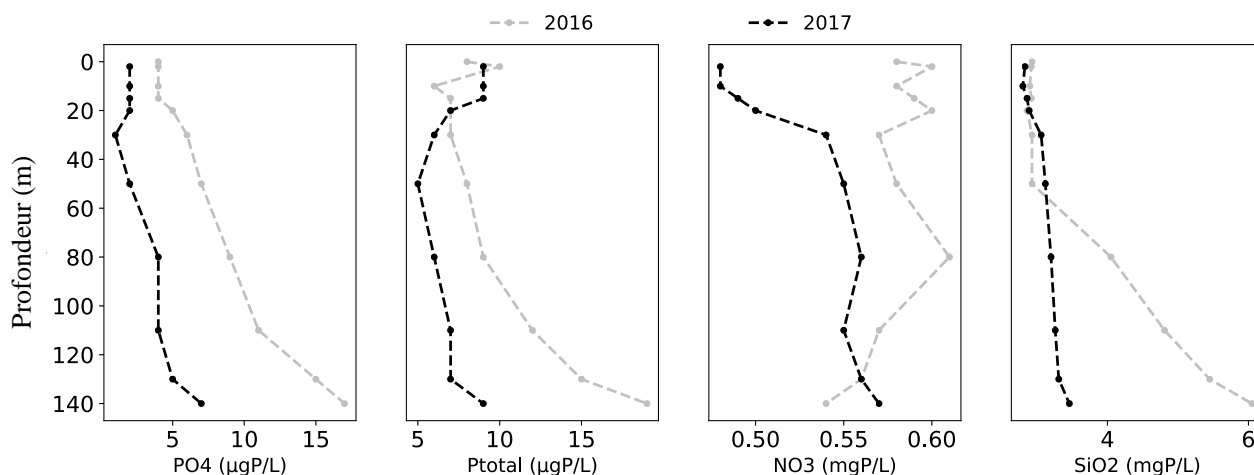


Figure 18 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars 2016 (- -) et 2017 (· ·) (P_{tot} $\mu\text{gP.L}^{-1}$, PO_4^{3-} mgP.L^{-1} , NO_3^- mgN.L^{-1} , SiO_2 $\text{mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$).

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

	PO_4^{3-} $\mu\text{gP.L}^{-1}$	P_{tot} $\mu\text{gP.L}^{-1}$	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

I.3.1 Variations saisonnières

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

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

Dans l'épilimnion

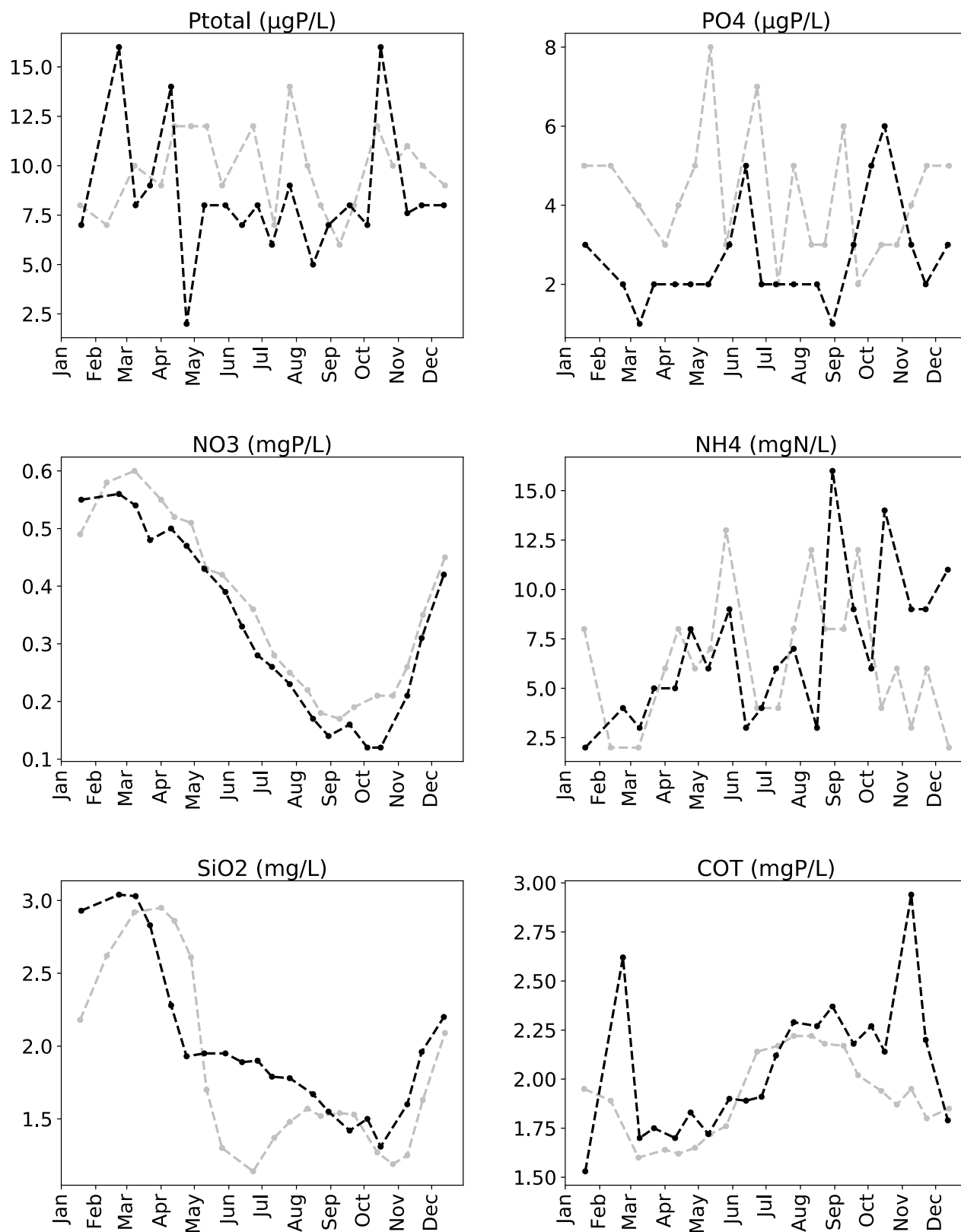


Figure 19 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2016 (- - □ - -) et 2017 (· - · - ◆ - · -)

Dans l'hypolimnion : 130, 140 m

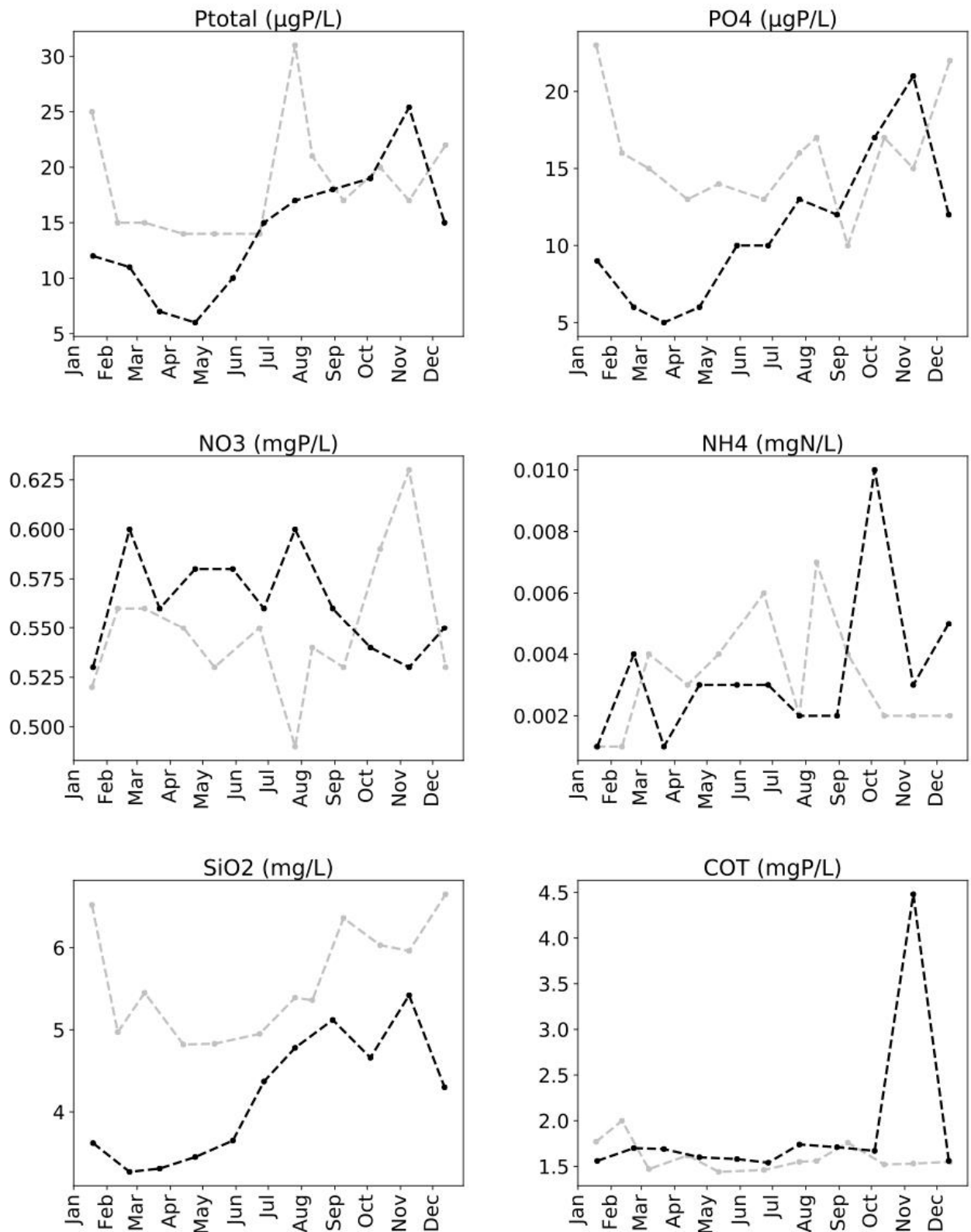


Figure 20 Evolution des concentrations en nutriments ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) au point B à 130 m (-▲-) et 140 m (—◆—) en 2017

A 140 m

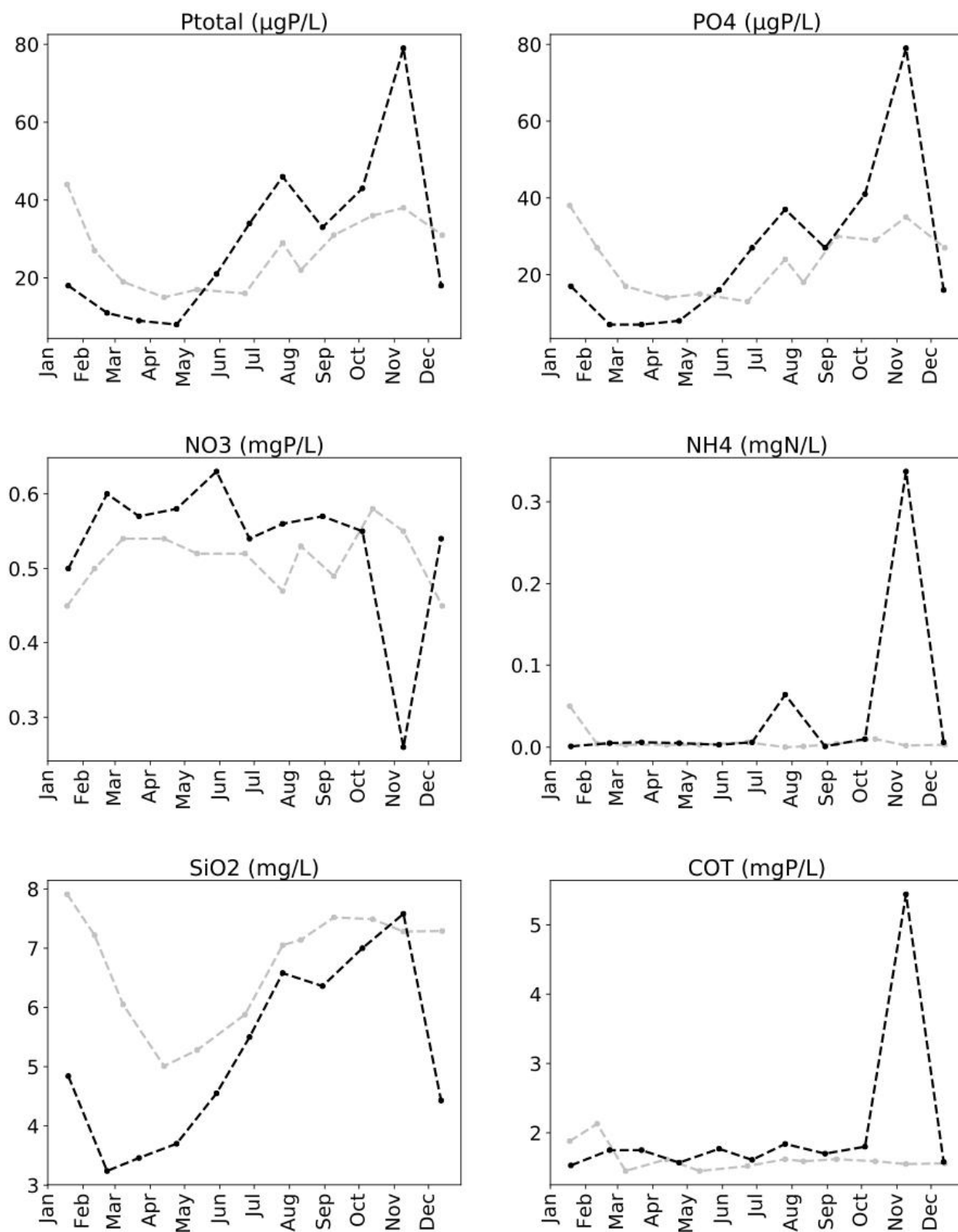


Figure 21 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) à 140 m au point B en 2016 (- □ -) et 2017

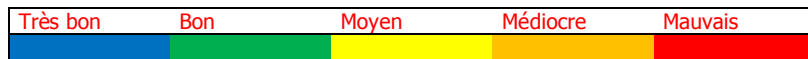
(—◆—)

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 2017 a été à 6,8 mètres. En 2016, elle était plus faible et égale à 5,8 m. La valeur de 2017 s'inscrit toutefois encore 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 depuis 1981 et de situer la valeur de cet indice par rapport aux classes de qualité. Depuis 2001, la transparence estivale se situe dans la classe d'état "très bon" (bleu).

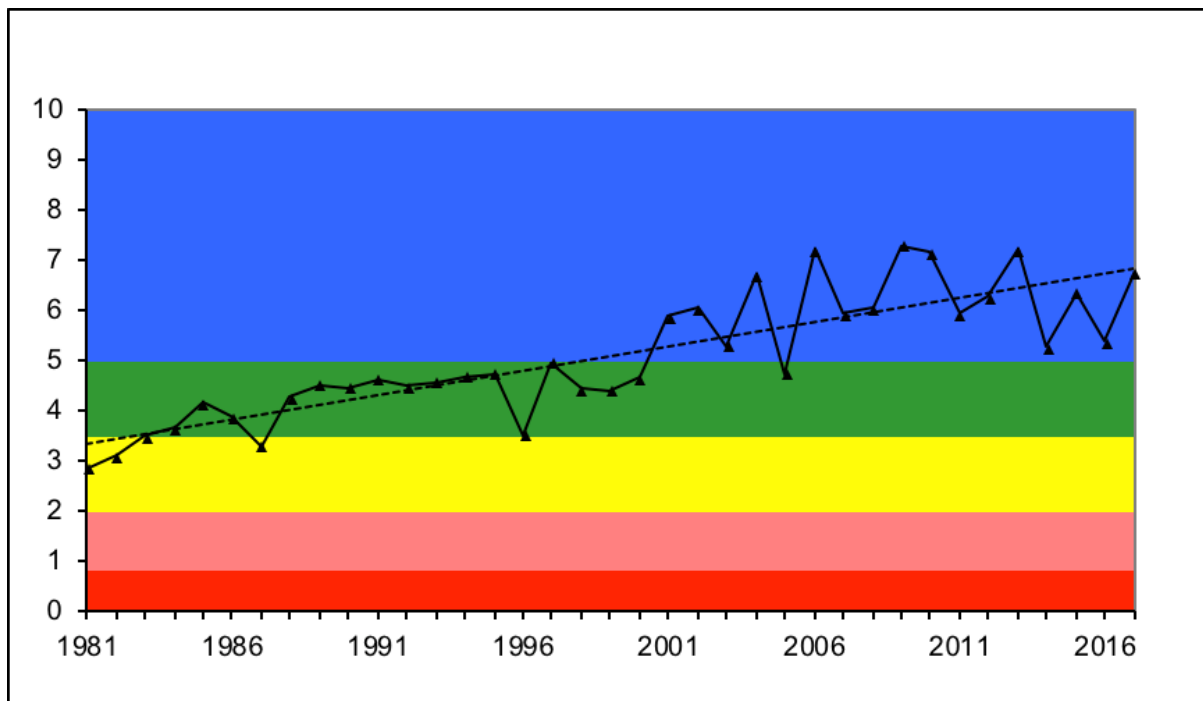


Figure 22 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2017 ; comparaison avec les classes de qualité

II.2. Teneurs en nutriments

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

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

Tableau VI Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2008 et 2017

	unité	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
NO₃⁻	mgN.L ⁻¹	0,59	0,53	0,56	0,48	0,62	0,64	0,61	0,61	0,57	0,56
NH₄⁺	mgN.L ⁻¹	0,002	0,002	0,001	0,003	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003
PO₄³⁻	mgP.L ⁻¹	0,013	0,013	0,014	0,010	0,010	0,008	0,008	0,006	0,008	0,004
Ptot	mgP.L ⁻¹	0,020	0,020	0,017	0,016	0,014	0,011	0,011	0,010	0,009	0,009
SiO₂	mgSiO ₂ .L ⁻¹	3,10	3,17	3,07	3,12	3,30	3,42	3,43	3,21	3,42	3,07
COT	mgC.L ⁻¹	2,11	2,11	1,90	1,93	1,85	1,96	1,64	1,76	1,82	1,74

II.2.1. Nitrate et azote minéral

La concentration moyenne hivernale en azote nitrique calculée pour 2017 a été de 0.56 mgN.L⁻¹, soit du même ordre de grandeur que celles des années précédentes (Figure 23). Depuis 2009, la concentration hivernale montre des valeurs du même ordre de grandeur que la moyenne de ces dix dernières années (0,58 mgN.L⁻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".

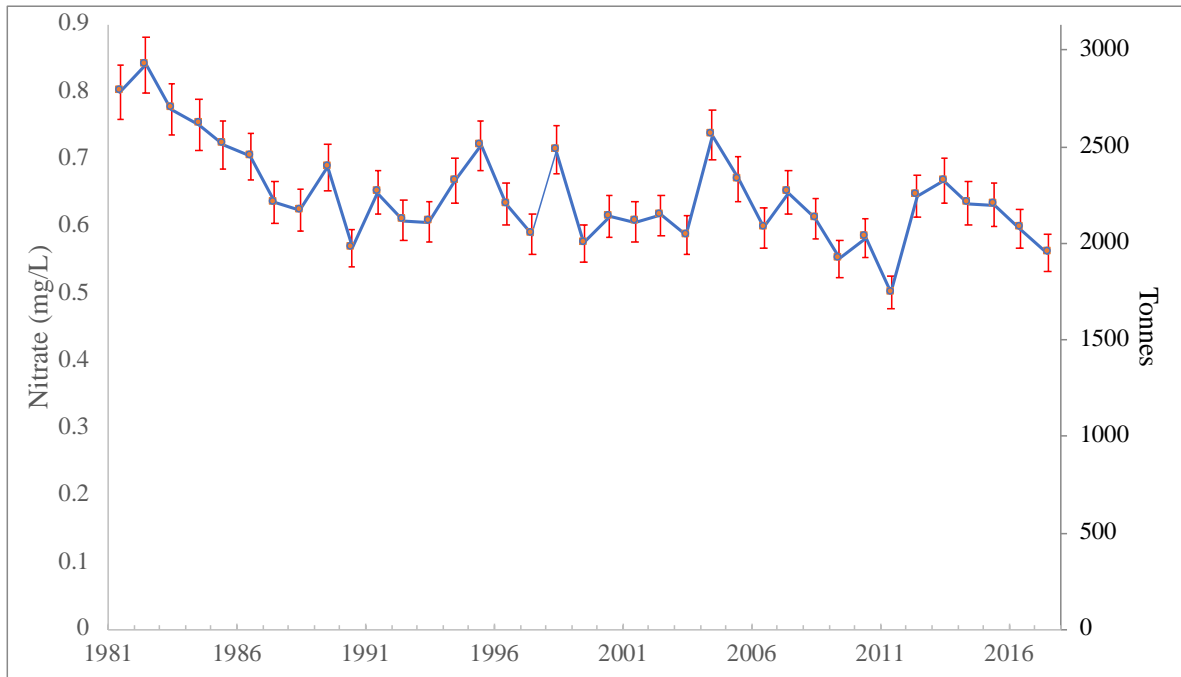


Figure 23 Concentrations moyennes hivernales ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2017

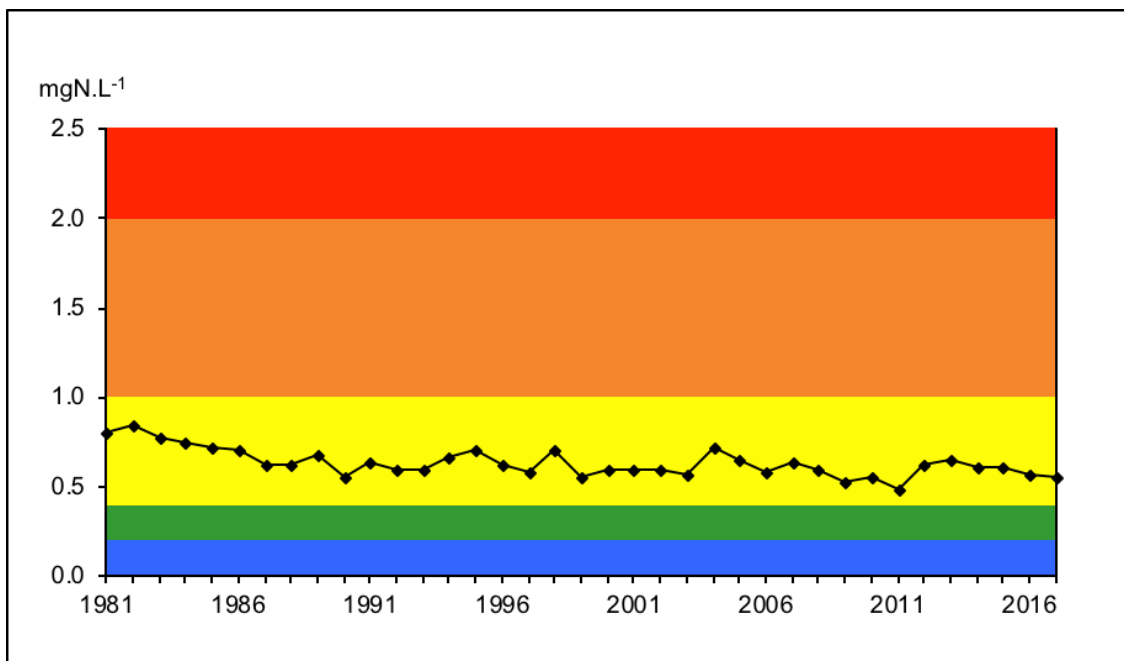


Figure 24 Concentrations moyennes hivernales ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 1981 à 2017 ; comparaison avec les classes de qualité

II.2.2. 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 4 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ en orthophosphate et 9 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ en phosphore total, les concentrations moyennes pondérées sur les 3 campagnes de janvier, février et mars complètes 2017 confirment la baisse du stock perçue en 2006 (Figure 26) et ont atteint en 2017 des minima record.

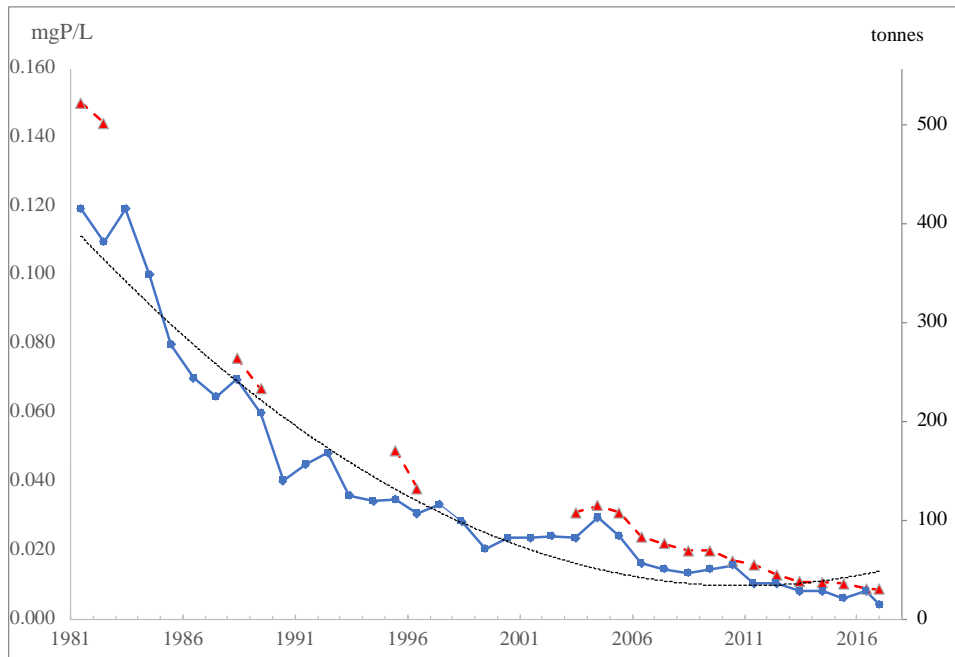


Figure 25 Evolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (—◆—) et du phosphore total (—△—) (mgP.L^{-1}) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2017

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 26).

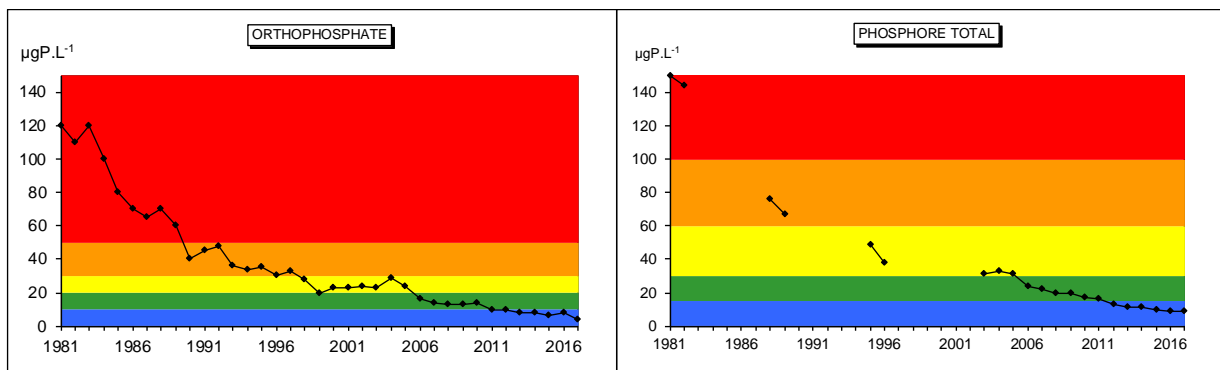


Figure 26 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L^{-1}) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité

II.2.2. Silice et Carbone

Pour la silice réactive et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales, égales à $3,07 \text{ mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ et $1,74 \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivement, sont restées du même ordre de grandeur que celles des années antérieures et proches des moyennes de 2003 à 2016 ($3,11 \text{ mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ et $1,91 \text{ mgC}\cdot\text{L}^{-1}$) (Figure 28).

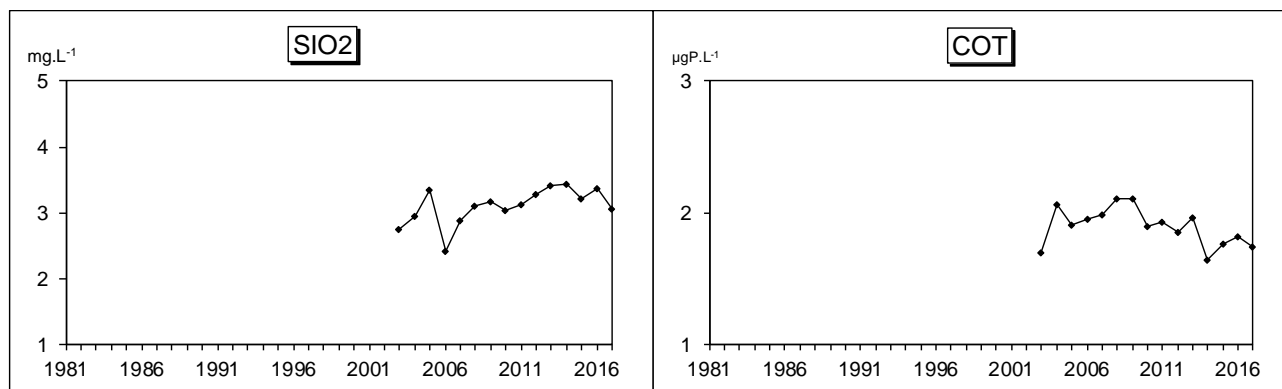


Figure 27 Evolution des concentrations moyennes hivernales a) de la silice réactive ($\text{mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) et b) du carbone organique total ($\text{mgC}\cdot\text{L}^{-1}$) au point B de 2003 à 2017

ÉTUDES RELATIVES À LA CHLOROPHYLLE A ET À PLANKTOTHRIX RUBESCENS

I. Dosage de la chlorophylle *a*

I.1. Echantillonnage et analyse

A partir de 2016, nous avons obtenu un échantillon moyen sur l'épaisseur 0-18 m de la colonne d'eau 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 (méthode 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 2017 permet de définir ainsi plusieurs phases:

- Un premier pic hivernal enregistré à 4,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de chl*a* majoritairement dû à *Planktothrix rubescens* et *Fragilaria crotonensis* ;
- Un second pic printanier associé à plusieurs espèces de *Dinobryon*. C'est pendant cette période, juste avant l'été, que la biomasse maximale annuelle est atteinte avec 5,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de chl*a* ;
- Pendant la phase estivale, le pic observé à hauteur de 3,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de chl*a* est dû à la diatomée pennée *Ulnaria acus*, normalement plus littoral que pélagique ;

- Enfin, pendant la phase automnale, c'est *Planktothrix rubescens* et *Dinobryon divergens*, qui sont responsables du dernier pic d'activité observée mais qui reste modeste, avec $4,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ de chl a .

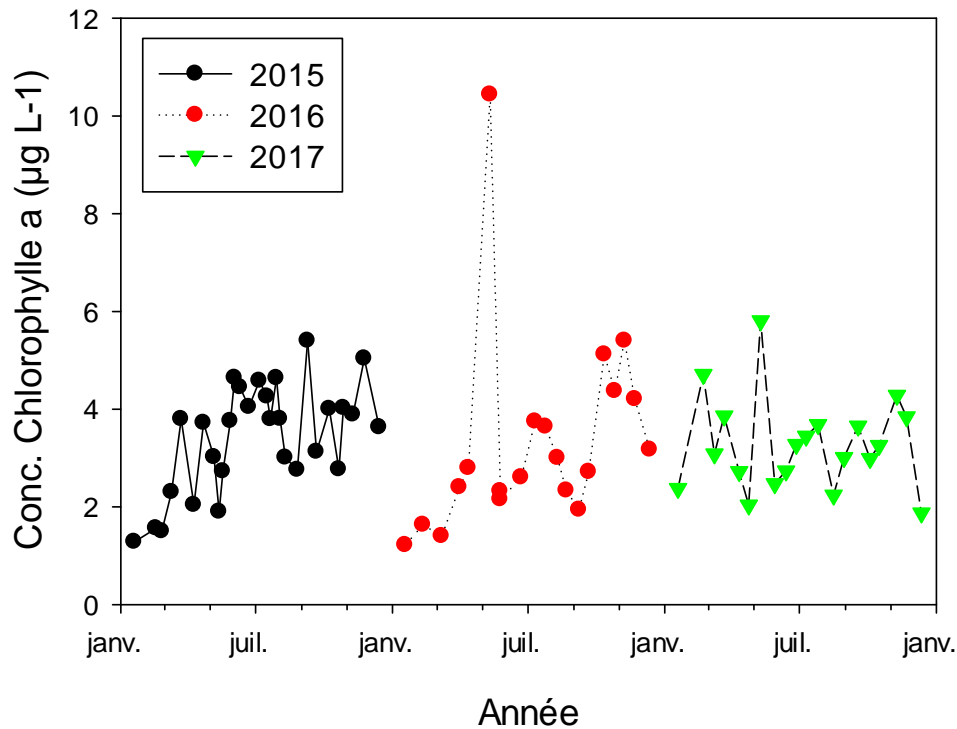


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0. 18 m, au point B ; comparaison entre **2015**, **2016** et **2017**

I.3. Evolution à long terme

Avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle a de $3,27 \mu\text{g.L}^{-1}$, l'année 2017 est restée dans la tendance de ces dernières années avec une concentration qui fluctue depuis 2009 autour d'une valeur moyenne $<3,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (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. En 2015, 2016 et 2017, 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).

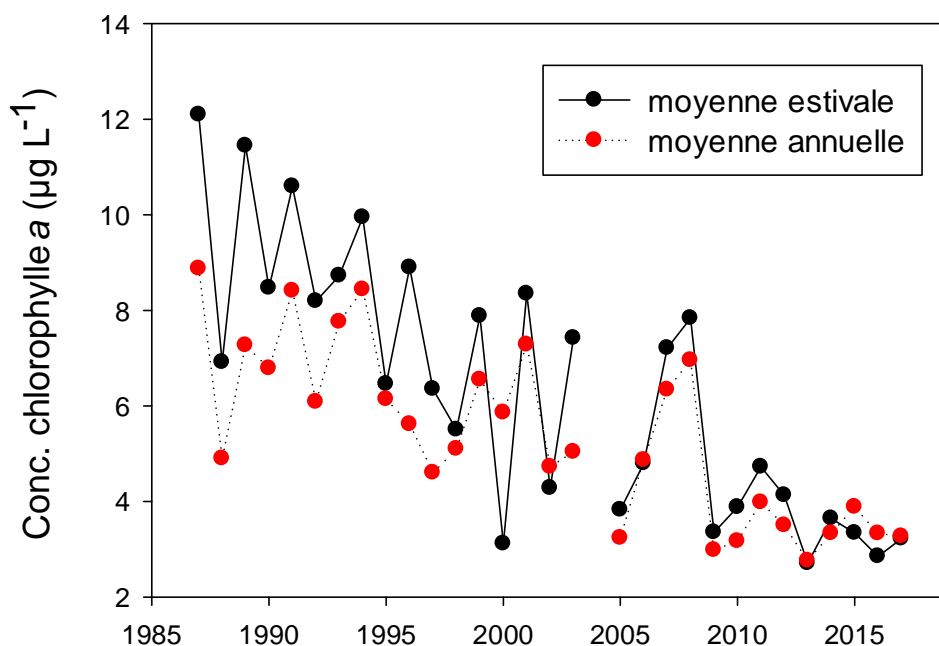


Figure 2 Evolution de la concentration moyenne **estivale** et **annuelle** en chlorophylle *a* ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2017

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, 2017 n'est pas caractérisé par une telle maximale, qui reste effectivement modeste (e.g. $5,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). 2017 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 $3,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

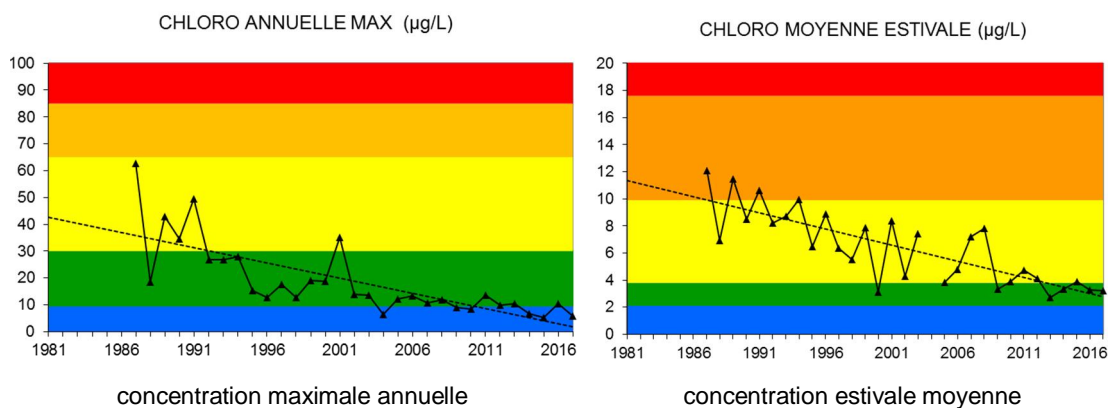


Figure 3 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des concentrations maximale annuelle et estivale moyenne en chlorophylle *a* ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2017

II. Etude des profils de *P. rubescens* obtenus via la sonde fluorométrique bbe

II.1 Principe du fonctionnement de la sonde

La sonde BBE fluorimétrique (photo 1) est une sonde immergeable, qui permet d'obtenir la concentration en μg équivalent de chl a .L $^{-1}$ de diverses classes algales, en continu le long de la colonne d'eau. Le principe de mesure repose sur les capacités de fluorescence des algues phytoplanctoniques. La sonde est en effet capable de différencier les principaux groupes phytoplanctoniques (diatomées, dinoflagellés, algues vertes, cryptophycées, cyanobactéries riches en phycocyanine et un groupe mixte riche en phycoérythrine) sur la base de leurs caractéristiques pigmentaires propres (Moldaenke 2002).

Les algues d'un même groupe phytoplanctonique, contiennent une qualité et une quantité de pigments photosynthétiques similaires. Ainsi, leur spectre d'excitation (avec une longueur d'onde d'émission fixée à 680 nm) est significatif pour chaque classe algale. Il est donc possible de différencier les différents groupes d'algues par leur fluorescence respective et d'obtenir leur concentration, en μg équivalent de chl a .L $^{-1}$. La fluoroprobe utilise 5 diodes émettant à différentes longueurs d'onde (450, 525, 570, 590 et 610 nm) pour l'excitation de pigments accessoires propres à chaque groupe phytoplanctonique (Tableau I). Chaque classe microalgale ayant une empreinte spécifique et la composition pigmentaire étant différente suivant le groupe algal considéré, il est alors possible de calculer la contribution relative de chaque taxon (chlorophytes, cryptophytes, cyanobactéries, diatomées, ...) à partir de la chlorophylle totale (Moldaenke 2002, Beutler et al. 2002, Leboulanger et al. 2002, Rolland et al. 2010).



Photo 1 La sonde BBE fluorimétrique prête à l'emploi

Tableau I Pigments des principales classes algales et leurs longueurs d'onde d'excitation

Classes microalgales	Pigments	Longueur d'onde d'excitation (nm)
Chlorophycées	Chl a, b, caroténoïde	450
Cyanobactéries	Chl a, phycocyanine	610
Diatomées	Chl a, c, xanthophylle, Fucoxanthépéridine	525
Cryptophycées (+ cyanobactéries riches en phycoérythrine, typiquement <i>Planktothrix rubescens</i> et <i>Synechococcus spp</i>)	Chl a, c, phycoérythrine	570-590

II.2 Distribution verticale de *Planktothrix rubescens*

Outre l'intérêt de suivre la distribution verticale des différents groupes algaux, l'utilisation de la sonde bbe a été particulièrement utile en 2017, pour suivre la confirmation du « retour » opéré en 2016 de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* (photo 2, Figure 4).



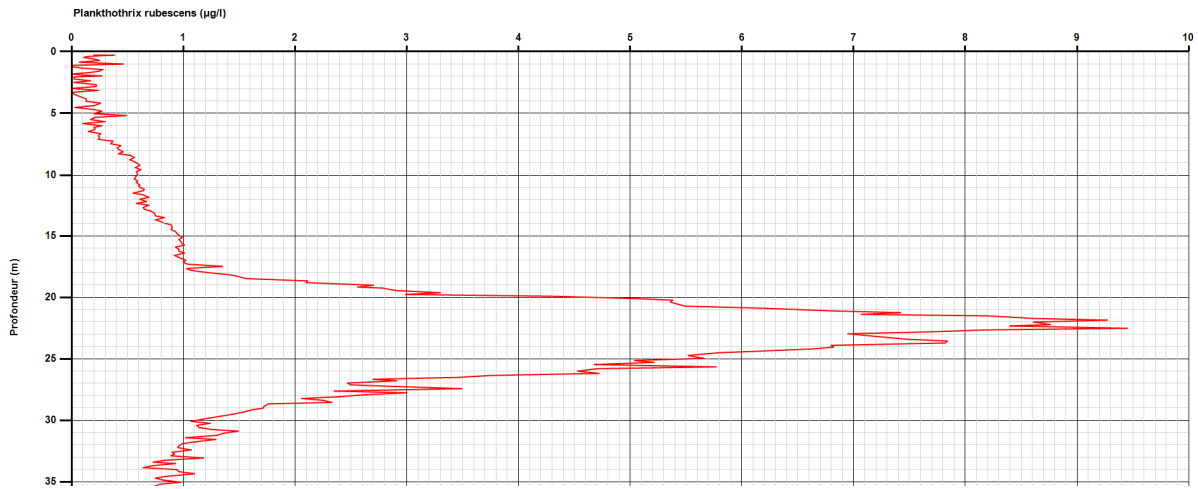
Photo 2 Dès la fin du mois de mai 2017, le prélèvement intégré au filet 0-50 m révélait une forte concentration de *P. rubescens* corroborée par la sonde bbe

En 2017, la cyanobactérie filamenteuse a été observée à partir du mois de mai jusqu'à la fin de l'année avec comme en 2016 des pics d'abondance surtout enregistrés en dessous de 20 m de profondeur, échappant donc au prélèvement intégré 0-18 m et à l'analyse phytoplanctonique globale. La sonde bbe a donc été précieuse pour obtenir des concentrations de l'espèce, celle-ci n'étant que partiellement observée et donc comptée dans l'échantillon intégré 0-18 m.

Les profils ci-dessous révèlent l'évolution du pic au cours du temps en 2017.

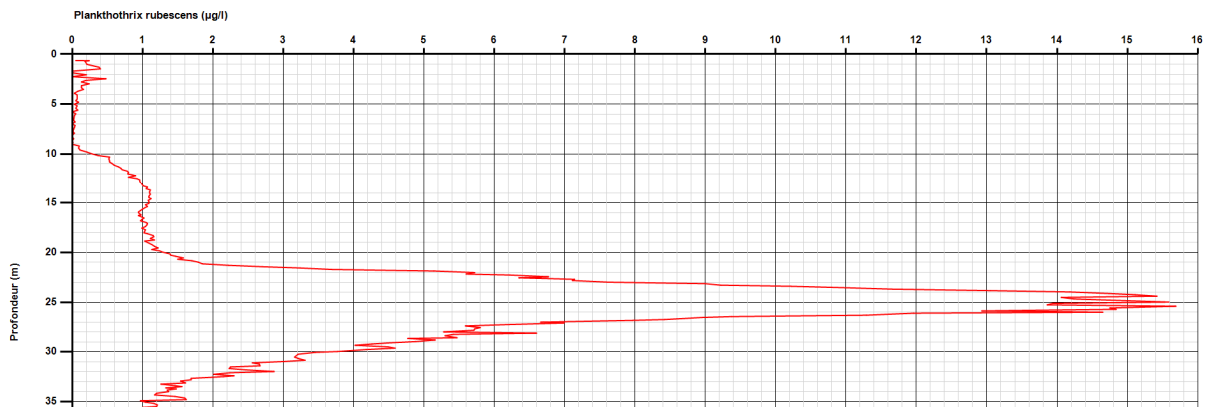
Profil BBE du 13 juin 2017

Suivi des lacs - Bourget - Point B - sonde fluoroprobe BBE - 13/06/2017 - Transparence (secchi) : 5,6 m

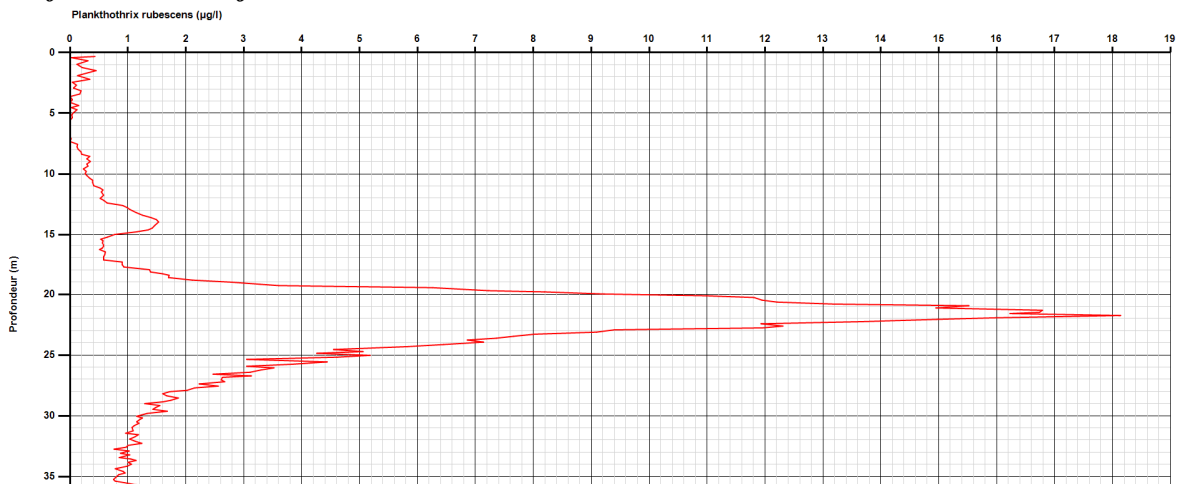


Profil BBE du 27 juin 2017

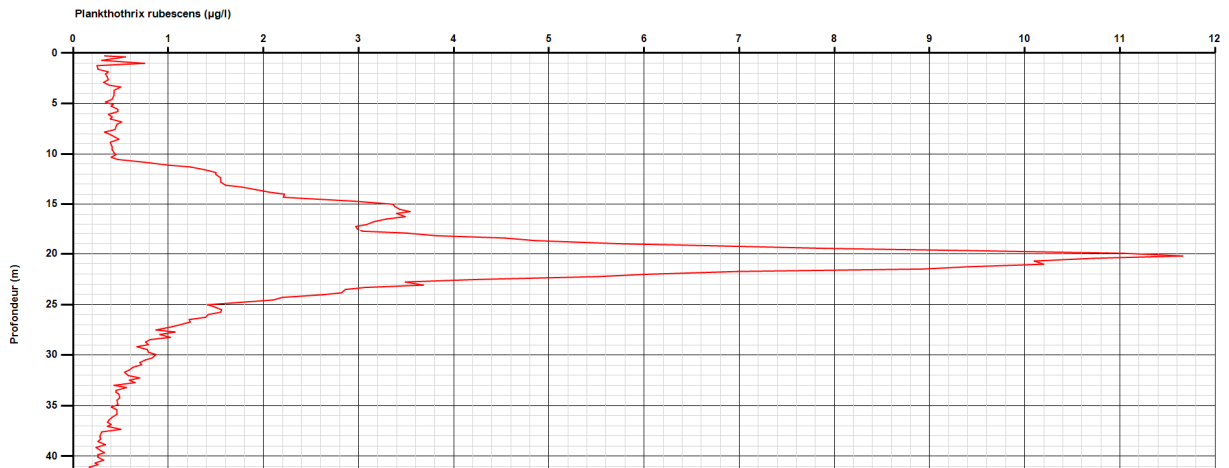
Suivi des lacs - Bourget - Point B - sonde fluoroprobe BBE - 27/06/2017 - Transparence (secchi) : 8,7 m



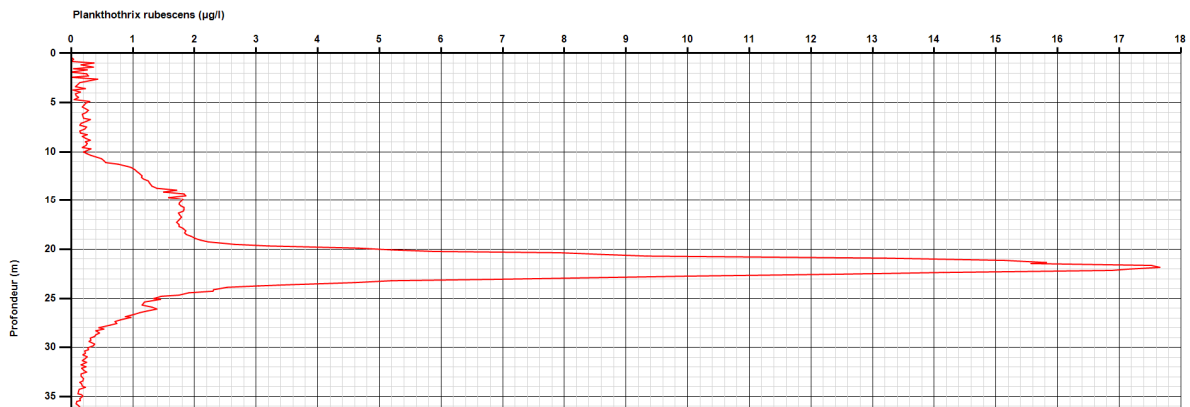
Profil BBE du 10 juillet 2017



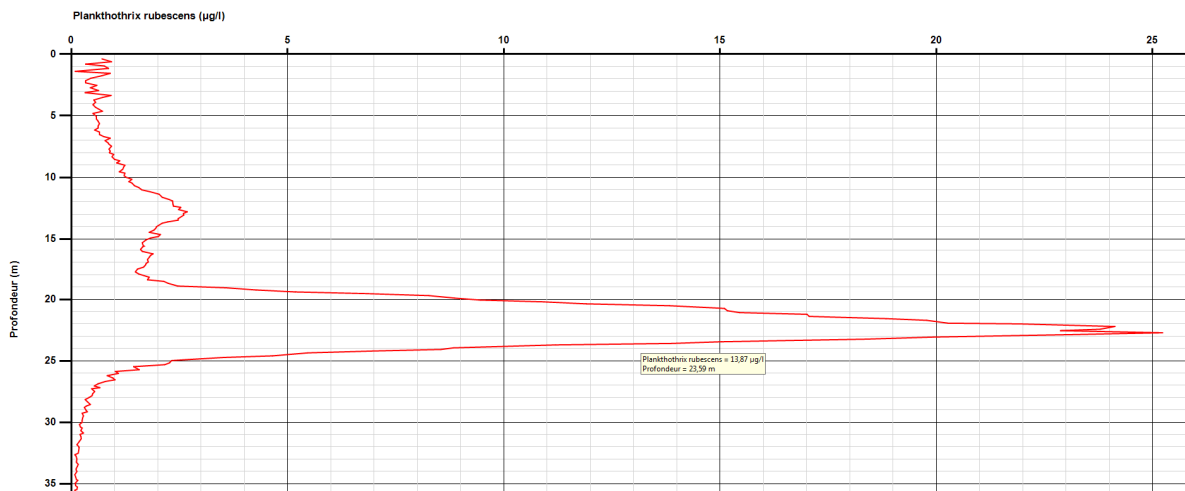
Profil BBE du 26 juillet 2017



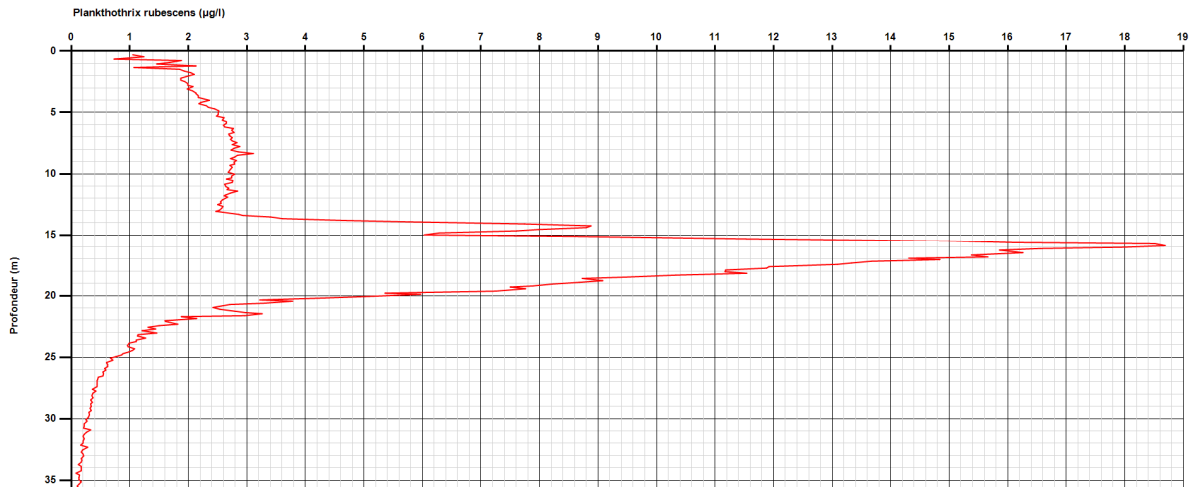
Profil BBE du 16 aout 2017



Profil BBE du 30 aout 2017

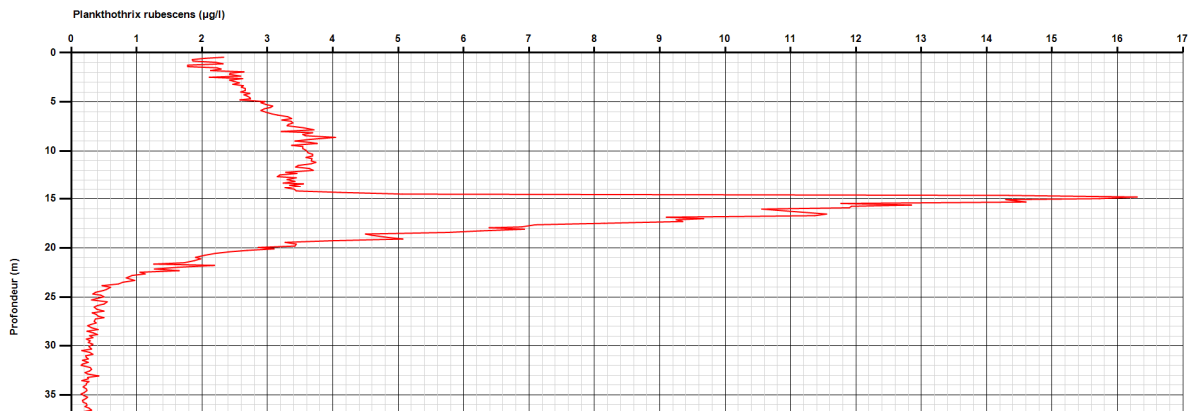


Profil BBE du 18 septembre 2017



Profil BBE du 4 octobre 2017

Suivi des lacs - Bourget - Point B - sonde fluoroprobe BBE - 04/10/2017 - Transparence (secchi) : 4,4 m



Profil BBE du 16 octobre 2017

Suivi des lacs - Bourget - Point B - sonde fluoroprobe BBE - 16/10/2017 - Transparence (secchi) : 4,8 m

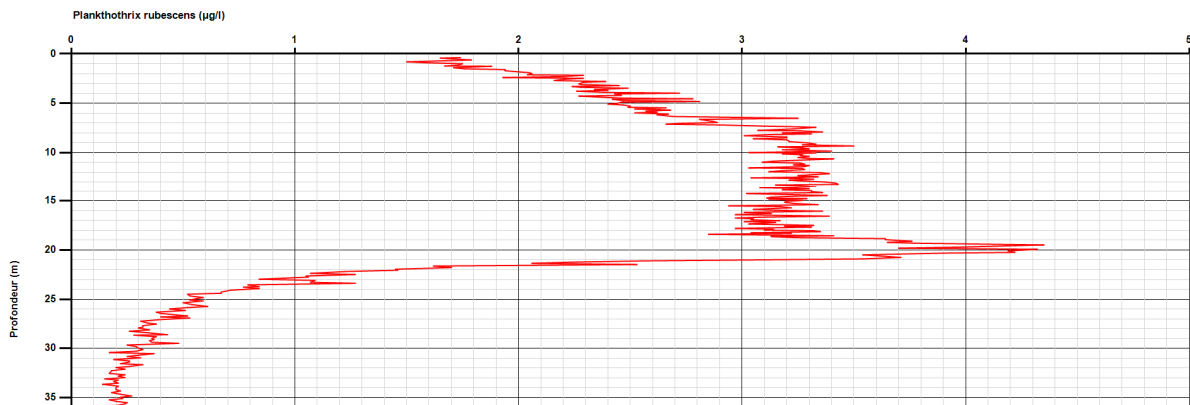


Figure 4 Distribution de *P. rubescens* telle qu'observée avec la sonde bbe entre juin et octobre 2017

Depuis 18 années, cette cyanobactérie toxique est suivie de manière systématique à plusieurs profondeurs en plus du prélèvement d'eau intégrée.

Il a ainsi été constaté des biomasses importantes observées régulièrement à des profondeurs oscillant entre 15 à 20 mètres jusqu'à l'été de l'année 2009. Des biomasses record ont été enregistrées en 2008, avec plus de 170 000 cell mL⁻¹.

Entre l'été 2009 et la fin 2015, les biomasses ont été très faibles (avec un maximum occasionnel enregistré à hauteur de 3800 cell mL⁻¹ en mars 2014) voire nulles la plupart du temps (>70% des 800 comptages réalisés sur la période 2010-2015).

Depuis le printemps 2016, des observations régulières aux différentes profondeurs ont de nouveau été faites et les biomasses ont été à nouveau importantes à partir de l'été de cette même année. Depuis, de fortes abondances ont été enregistrées sur toute la période entre le début de l'été 2016 et la fin de l'été 2017.

Fait notable, les pics d'abondance se sont situés plus profondément, comparativement aux années <2009, au-delà de 20 m de profondeur.

Au cours de l'année 2017, le seuil d'alerte (OMS) de 20 000 cellules a été dépassé plusieurs fois, le 13/06/2017 à 22,5 m de profondeur (avec ~22 000 cell mL⁻¹), le 27/06/2017 à 25 m de profondeur (avec ~32 000 cell mL⁻¹), le 10/07/2017 à 21,5 m de profondeur (avec ~46 000 cell mL⁻¹), le 16/08/2017 à 21,5 m de profondeur (avec ~26 000 cell mL⁻¹), le 30/08/2017 à 21,5 m de profondeur (avec ~27 000 cell mL⁻¹), et le 18/09/2017 à 15,5 m de profondeur (avec ~28 000 cell mL⁻¹).

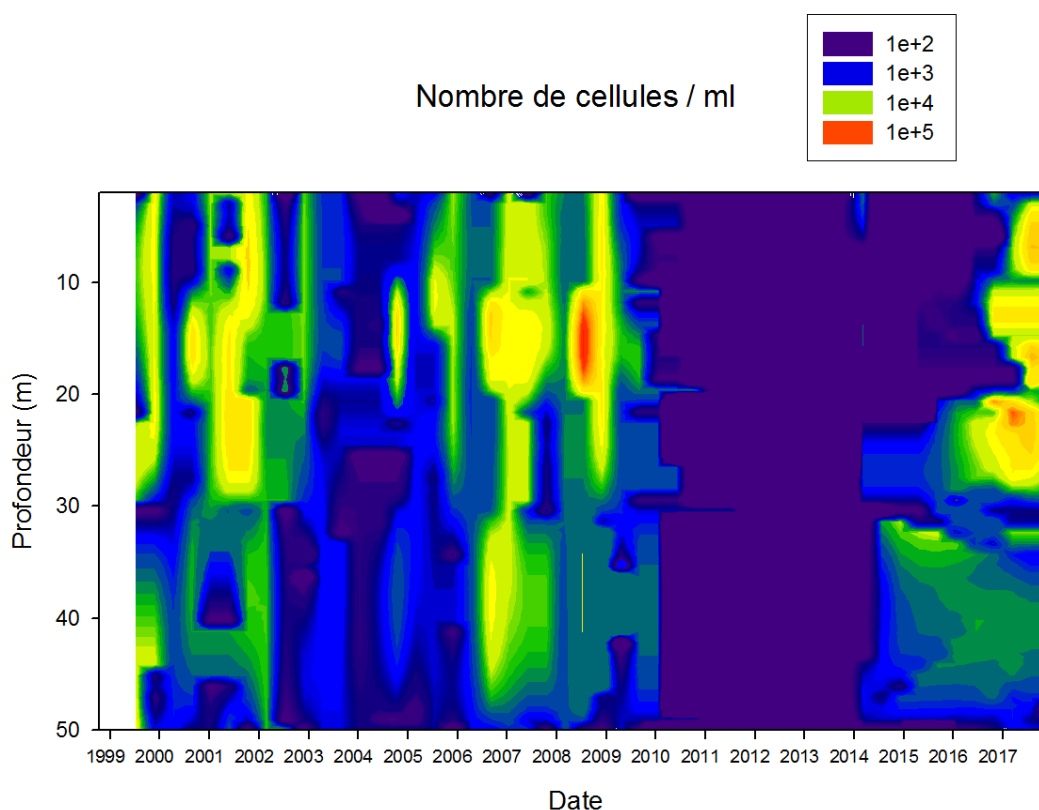


Figure 5 Evolution de la concentration cellulaire de *P. rubescens* de 1999 à 2017 en fonction de la profondeur

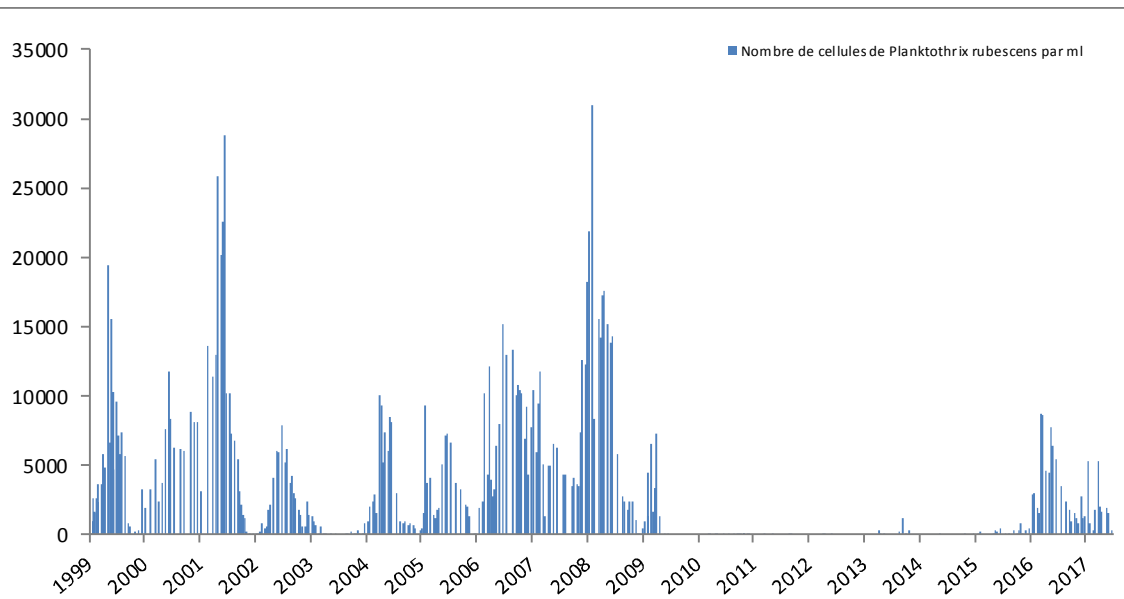


Figure 6 Evolution de la concentration cellulaire moyenne sur la profondeur 2-50 m de *P. rubescens* de 1999 à 2017

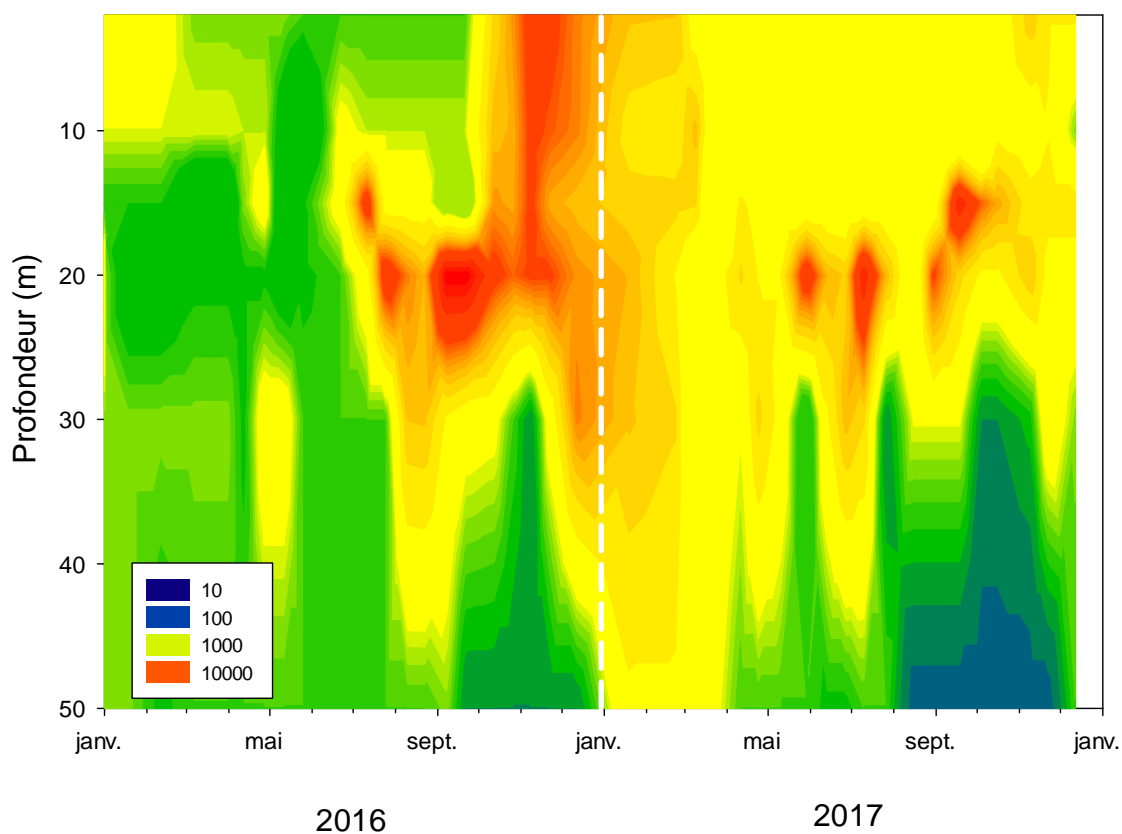


Figure 7 Focus sur les années 2016 & 2017

Le risque toxique associé a été estimé en 2017 (données ARS), révélant :

- une forte corrélation ($r=0,88$, $n=55$, $p<0,001$) entre la biomasse cyanobactérienne et le contenu cellulaire en microcystine. Pour des concentrations cellulaires supérieures à 10 000

cell mL⁻¹, la concentration en microcystine est généralement supérieure à 1 µg L⁻¹, la valeur seuil fixée par l’OMS

- l’absence de relation entre la biomasse cyanobactérienne et les concentrations en microcystine dissoute dans le milieu qui reste très faible (<0,25 µg L⁻¹)

Plusieurs facteurs/processus peuvent être importants pour expliquer le développement important de cette cyanobactérie : la ressource phosphorée (suffisante), la stabilité de la colonne d’eau (importante), la lumière (variable) et la transparence (relativement importante), les interactions biotiques de type prédation, parasitisme, guerre chimique (qui doivent être faibles), etc...

L’innoculum hivernal

Des abondances encore relativement importantes ont été enregistrées au cours de l’hiver 2016-2017 générant l’innoculum hivernal que l’on sait être important pour expliquer ce qui suit au cours de l’année. Sans surprise, l’année 2017 a été caractérisée par une phase hivernale (début d’année) puis une phase automnale (fin d’année) dominée au niveau de la biomasse phytoplanctonique globale par celle de *Planktothrix rubescens*. Les concentrations cellulaires enregistrées en période estivale ont également été très importantes.

Bien qu’imparfaite (le critère de faire une moyenne sur toutes les profondeurs et mois d’une saison donnée étant assez arbitraire), l’analyse montre toutefois l’existence de relations significatives pouvant être utilisées comme un outil prédictif potentiel. Ainsi, on observe par ordre décroissant des relations (sur la base du coefficient de corrélation r) :

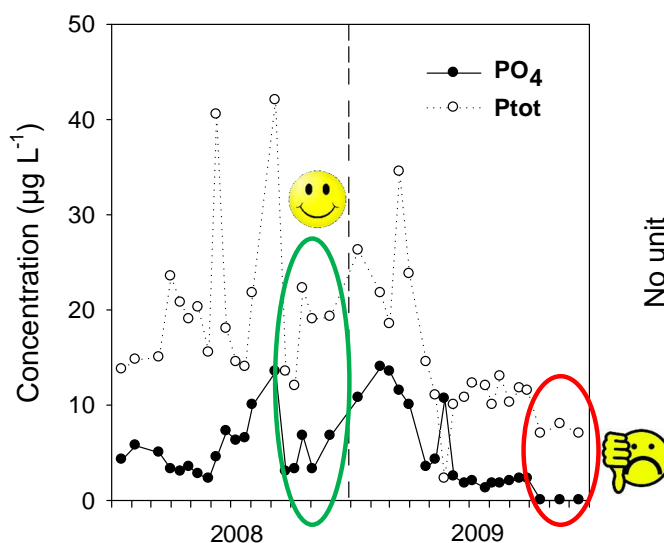
- un lien très fort ($r=0,86$, $n=17$, $p<0,001$) entre les abondances estivales (JAS) et les abondances automnales (OND) ;
- un lien également très fort ($r=0,84$, $n=17$, $p<0,001$) entre les abondances printanières (AMJ) et les abondances estivales (JAS) ;
- un lien toujours fort ($r=0,80$, $n=17$, $p<0,001$) entre les abondances printanières (AMJ) et les abondances automnales (OND) ;
- un lien moins fort mais qui reste significatif ($r=0,73$, $n=17$, $p<0,001$) entre les abondances hivernales (JFM) et les abondances printanières (AMJ) ;
- finalement un lien assez faible ($r=0,45$, $n=17$, $p<0,005$) entre les abondances hivernales (JFM) et les abondances estivales (JAS) ou automnales (OND).

Cette analyse révèle l’importance de l’innoculum hivernal sur le développement à venir de la cyanobactérie au printemps et des chances de succès le reste de l’année si elle rencontre les conditions favorables à son développement.

Pour 2018, l'hiver 2017-2018 a révélé des abondances très faibles à nulles suggérant que l'année 2018 ne sera pas une année à cyanobactéries, du moins pas à *P. rubescens*. Les premiers comptages 2018 réalisés à ce jour, de janvier à avril, ont pour le moment confirmé cette hypothèse.

Le phosphore

Parmi les facteurs et processus étant possiblement intervenus dans le déclin de *P. rubescens* à la fin de l'année 2009 et son non-retour en 2010, la limitation par les nutriments avait été mis en avant (Jacquet *et al.* 2014) avec des concentrations très basses en Ptot (<10 µg L⁻¹) et nulles en PO₄ dès la fin septembre et jusqu'à la fin de l'année :



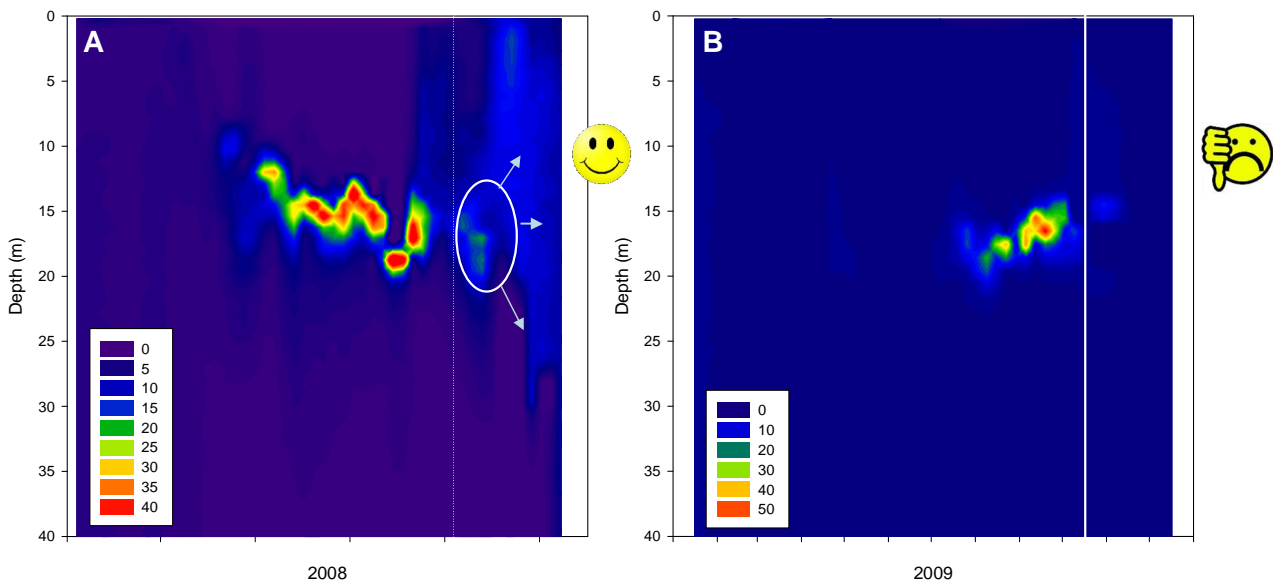
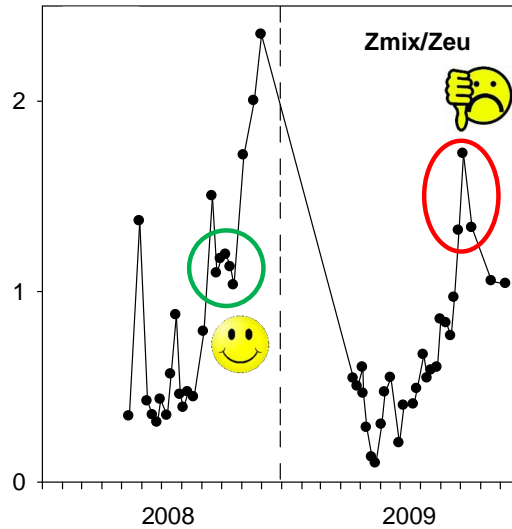
A l'automne et l'hiver 2015, 2016 ou 2017, il y a toujours du phosphore sous ses deux formes dans la strate d'eau 0-50 m, cette ressource n'étant donc pas aussi limitante qu'elle a pu l'être à la fin de l'année 2009, surtout semble-t-il pour le PO₄ :

PO ₄	hiver (JFM)	automne (OND)
2009		0,6
2010	10,4	
2015		3,4
2016	4,8	4,3
2017	3,0	3,0

Ptot	hiver (JFM)	automne (OND)
2009		8,0
2010	14,8	
2015		6,6
2016	7,9	9,5
2017	9,0	7,3

La lumière et le brassage en automne

Parmi les facteurs et processus étant possiblement intervenus dans le déclin de *P. rubescens* à la fin de l'année 2009 et son non-retour en 2010, la limitation par la lumière en lien avec l'absence de brassage à l'automne (privant *P. rubescens* de la possibilité de réoccuper les eaux de surface) avaient également été mis en avant (Jacquet *et al.* 2014) :

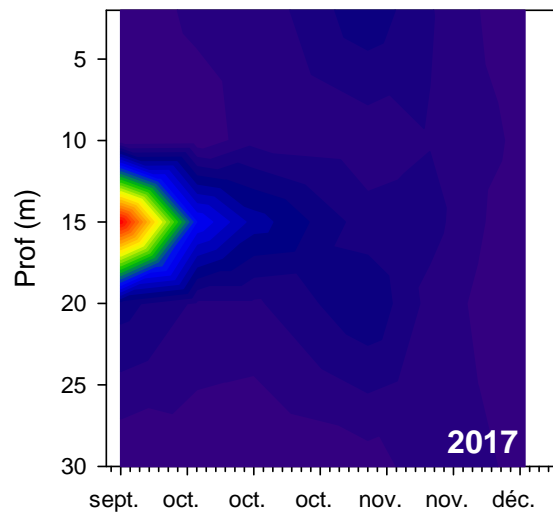
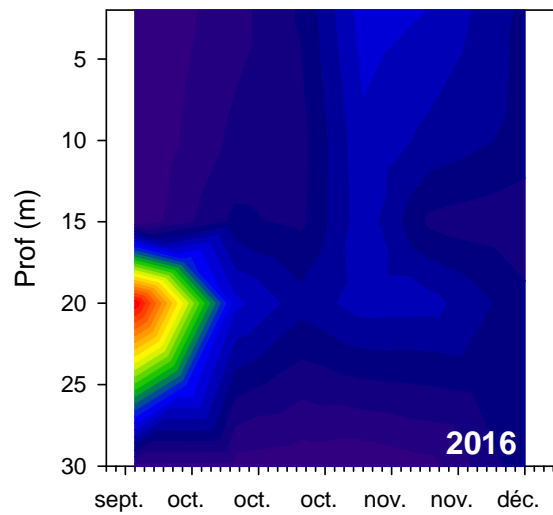
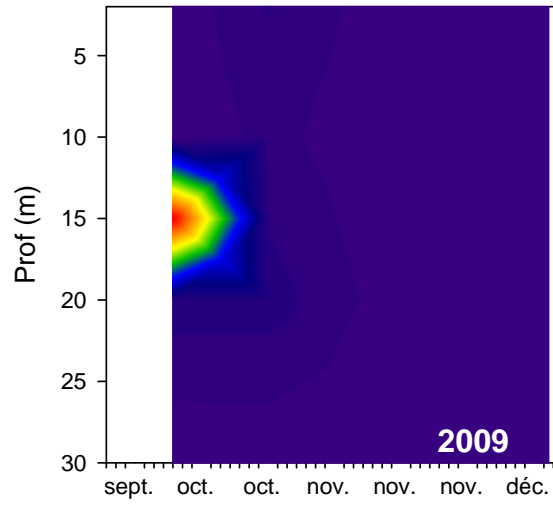


De la même manière, on peut comparer les abondances et la répartition de *P. rubescens* à la fin des années 2009, 2016 et 2017, à l'automne (de mi-septembre à mi-décembre) entre la surface et 30 m.

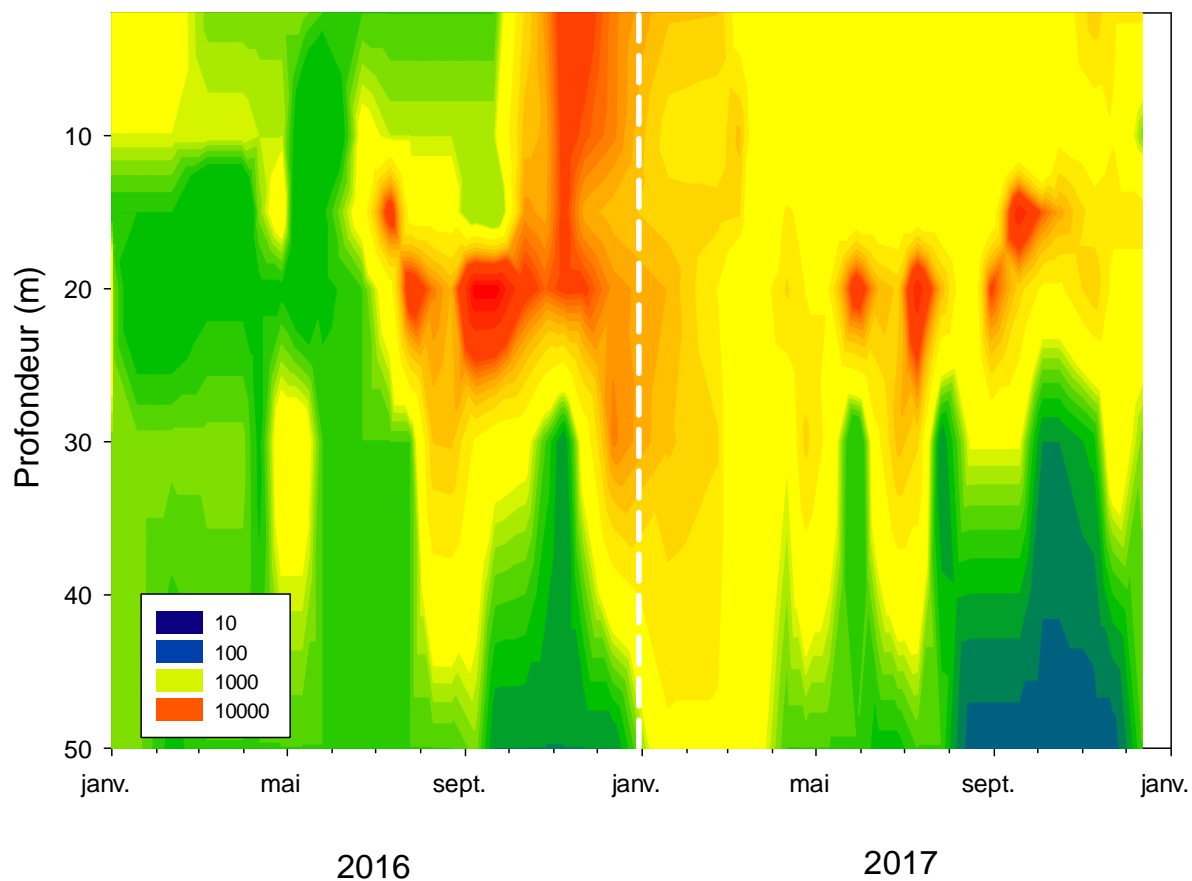
On observe très nettement dans la Figure qui suit, en effet, que :

- la biomasse reste « bloquée » en profondeur en 2009 et diminue drastiquement pour *in fine* devenir nulle ;
- la biomasse se répartit tout le long de la colonne d'eau et notamment regagne en partie la surface en 2016 avec une concentration cellulaire moyenne restant à un niveau relativement élevée ($\sim 7\ 000\ \text{cell mL}^{-1}$) ;
- 2017 semble plus ressembler à 2009 qu'à 2016, laissant penser avec des concentrations presque nulles en décembre que 2018 sera comme 2010, une année sans cyanobactéries. Les

premiers comptages hivernaux en 2018 (jusque début avril) n'ont effectivement pas révélé la présence de *P. rubescens*.

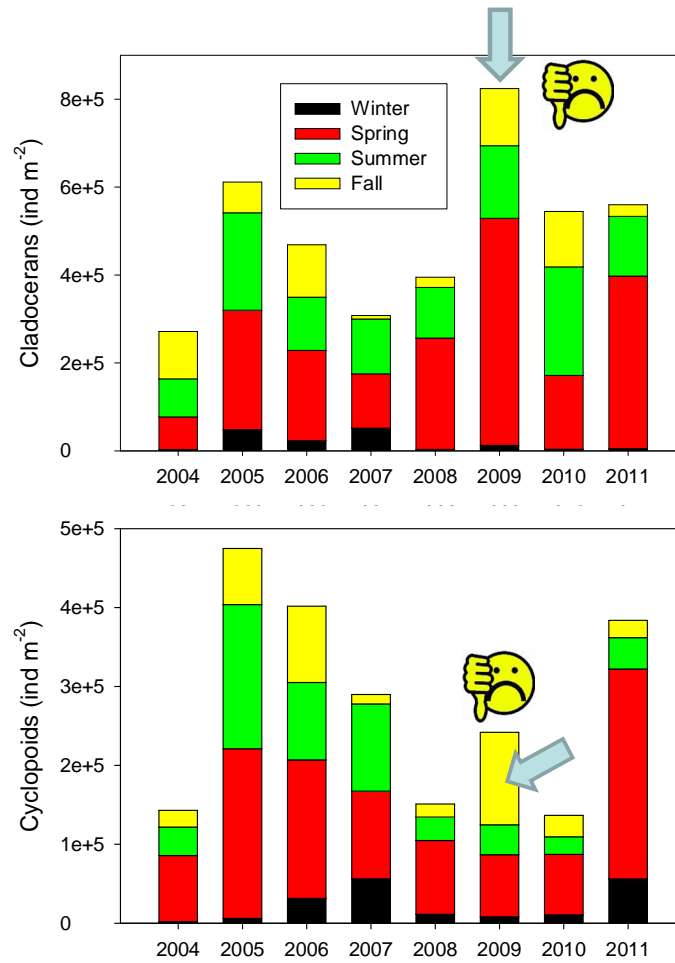


Mois



La prédation

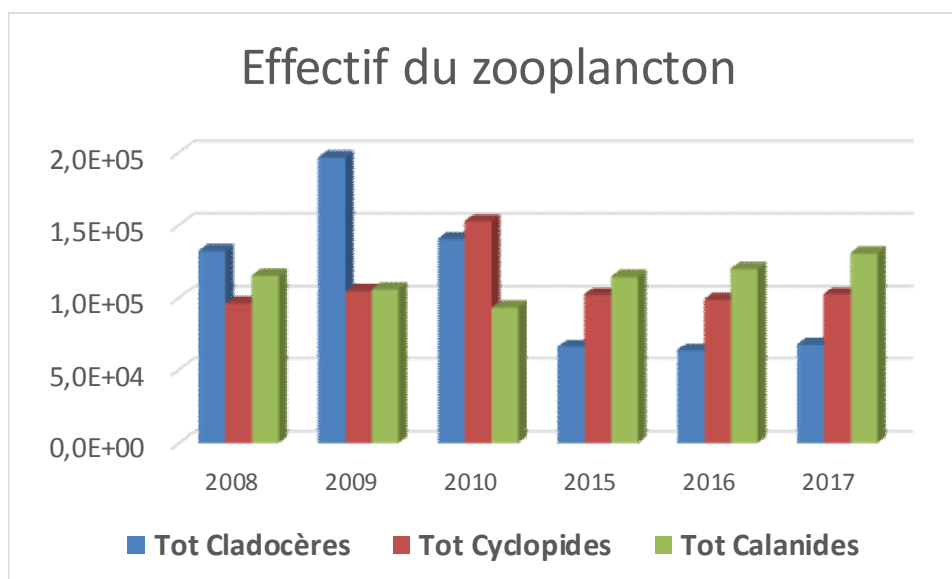
Parmi les facteurs et processus étant possiblement intervenus dans le déclin de *P. rubescens* à la fin de l'année 2009 et son non-retour en 2010, la prédation par le zooplancton métazoaire avait également été mis en avant. En effet, en 2009, plus de zooplancton, et notamment plus de cladocères et de cyclopoïdes en automne, susceptibles de brouter des filaments rendus plus petits et peu ou pas toxiques en raison de la limitation par le phosphore aurait pu intervenir pour favoriser la diminution de la cyanobactérie (Perga et al. 2013, Jacquet et al. 2014) :



2016 & 2017 n'ayant rien révélé de particulier pour ce compartiment, il est difficile ici de discuter d'un effet possible ou pas, en termes de prédation.

On peut constater dans la Figure ci-dessous que l'effectif des cladocères est significativement supérieur dans les années <2010 comparativement aux années >2015 et que cela a pu contribuer au déclin de *P. rubescens* fin 2009 et peut être son non-retour après.

Ici des expériences restent indispensables pour voir le type d'impact des micro-crustacés sur la dynamique et la distribution de la cyanobactérie.



Les apports du bassin versant

Le phosphore rapidement disponible pourrait être amené par les tributaires (Leysse et Sierroz) et/ou le relargage interne par les sédiments. *P. rubescens* pourrait bénéficier de ce type d'apport quelque part (généralisant des îlots ou « hots spots » de développement), se développer et gagner l'ensemble de la zone pélagique. Ceci est une hypothèse plausible mais difficile à vérifier sans travailler à haute fréquence tant du point de vue temporel que spatial.

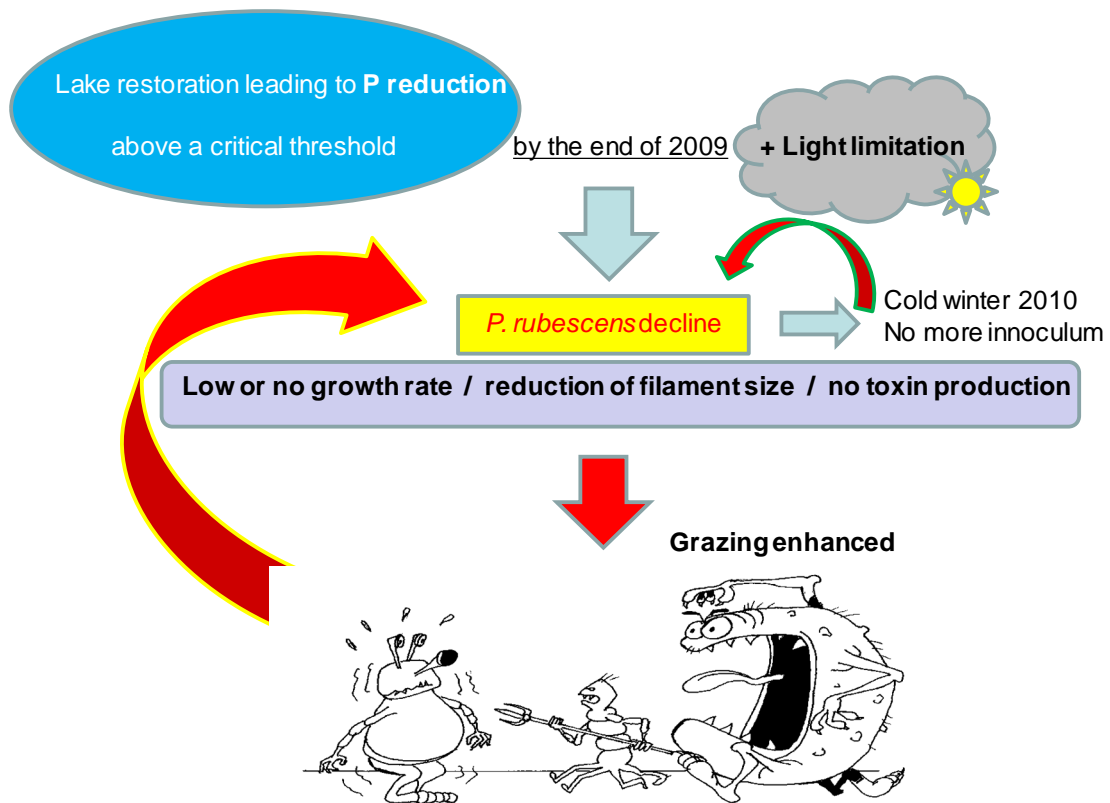
Il est intéressant de noter que, si les apports ne se sont pas forcément « manifestés » au milieu du lac, les apports ont considérablement évolué entre 2007 et 2017. Les faibles apports d'avant 2011 ont peut-être joué indirectement sur la disparition de la cyanobactérie pour la période 2010-2015 mais, inversement, les forts apports observés entre 2012 et 2015 ont peut-être contribué à son retour.

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Ptot	18,2	13,7	20,4	26,8	40,3	52,8	42,1	57,1	34,4	28,7
PO₄	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9	2,29

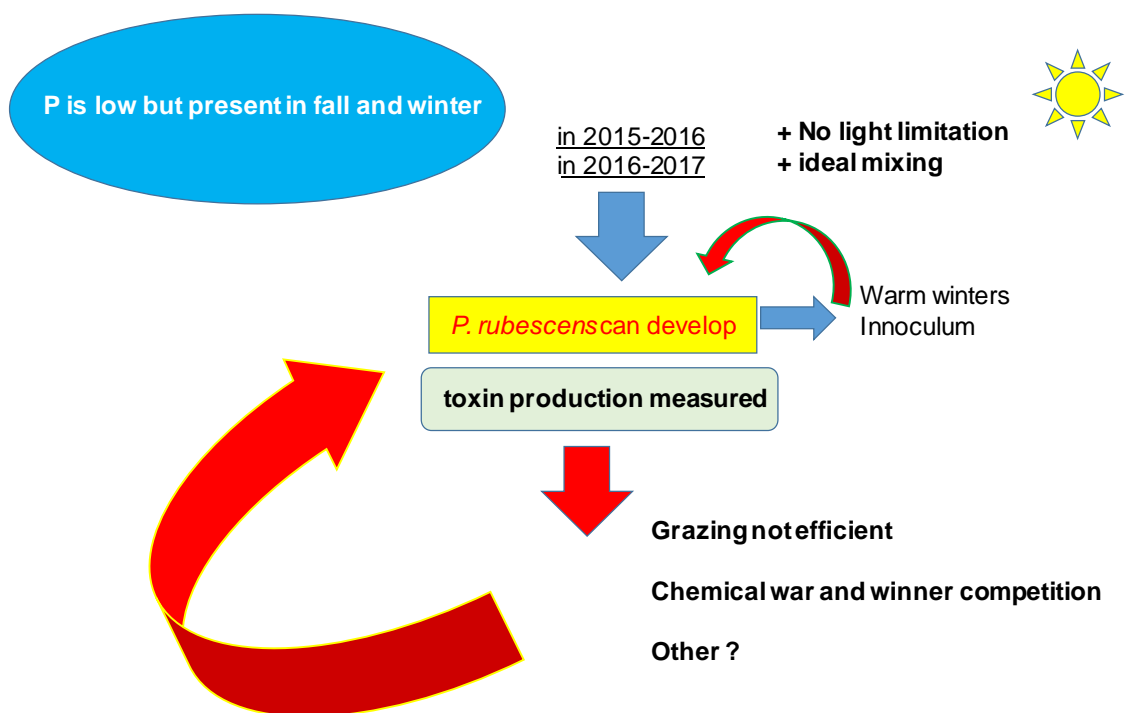
La douceur hivernale pour finir ?

Parmi les facteurs et processus étant possiblement intervenus dans le déclin de *P. rubescens* à la fin de l'année 2009 et son non-retour en 2010, l'hiver particulièrement froid de l'hiver 2010 a été évoqué. Il est en effet connu que des hivers doux et des températures chaudes favorisent au contraire le développement de *P. rubescens* (Jacquet et al. 2005, Gallina et al. 2014, Jacquet et al. 2014, Anneville et al. 2015). La comparaison des températures hivernales pour les années 2009, 2010, 2016 et 2017 pour la strate 0-30 m suggère l'importance possible de ce paramètre (non montré).

La disparition de *P. rubescens* fin 2009, début 2010 était résumée comme suit :



Le retour de *P. rubescens* en 2016-2017 pourrait être résumé comme suit :



ÉTUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. Méthodologie

En 2017, 20 campagnes de prélèvements ont été effectuées pour l'étude du phytoplancton dans le lac du Bourget. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec l'appareil intégrateur automatisé IWS. Après récolte, les échantillons d'eau ont été immédiatement fixés au lugol qui assure la conservation du phytoplancton et colore l'amidon des cellules, ce qui rend leur identification plus aisée.



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

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

Les protocoles d'analyse sont décrits avec plus de précision dans le document rassemblant les modes opératoires phytoplancton de l'INRA (Druart & Rimet 2008) ; ils sont également conformes au protocole national d'analyse du phytoplancton (Laplace-Treytore et al. 2009). Le lecteur intéressé peut télécharger les protocoles d'analyse complets sur le lien suivant : <http://www6.dijon.inra.fr/thonon/Les-Plateaux-techniques/Le-laboratoire-de-biodiversite-et-de-biologie-moleculaire/Les-analyses-du-laboratoire>

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

II. Résultats

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2017

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 2017. Les phases principales suivantes peuvent être observées :

- Une phase hivernale, avec des biomasses faibles (19/01, 24/04) dominée par les diatomées, les Cryptophycées et les Cyanobactéries ;
- Une phase printanière (10/05 au 29/05) avec un pic printanier de biomasse dominé par des Chrysophycées (29/05) ;
- La phase des eaux claires est difficile à situer, voire est inexistante cette année, tout comme les années 2015 et 2016 ;
- Une phase estivale (27/06 au 30/08). Cette période est caractérisée par des biomasses dominées par les Diatomées ;
- Une phase automnale et hivernale dominée par les cyanobactéries (18/09 au 12/12).

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 2017.

Un groupe fonctionnel rassemble des espèces ayant la même écologie, des taxons vivant dans les mêmes niveaux trophiques, les mêmes turbulences ou les mêmes étages limniques et permettant 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).

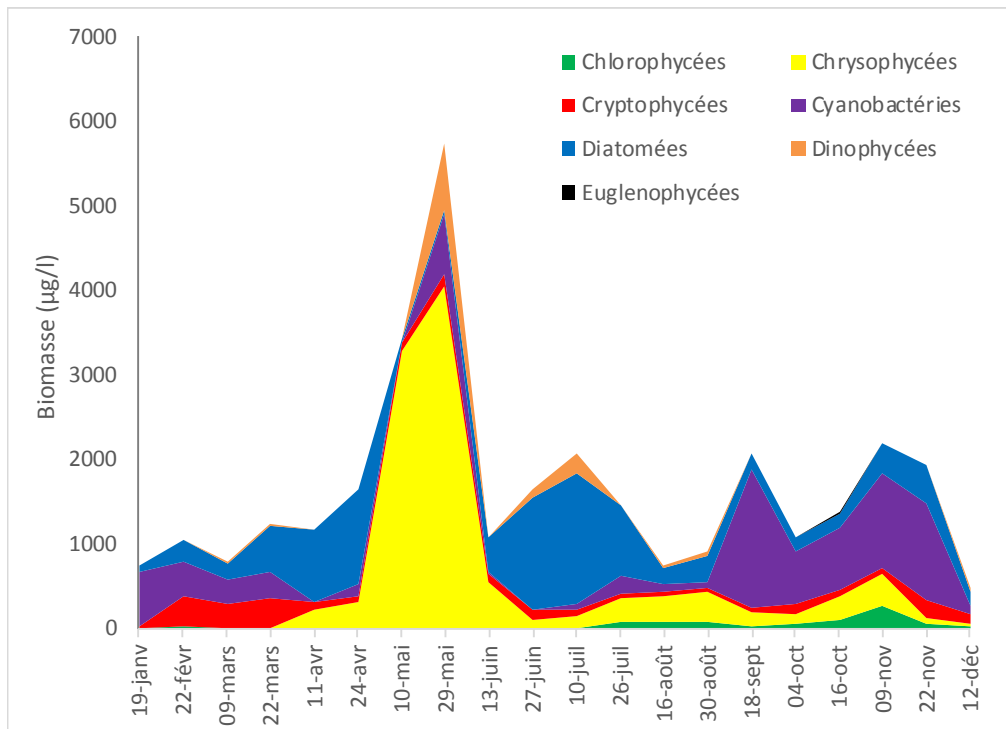


Figure 1 Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2017

- Pendant la phase hivernale (19/01, 24/04), c'est *Planktothrix rubescens* qui domine le compartiment algal. Cette cyanobactérie potentiellement toxique est classée dans le groupe fonctionnel R, qui rassemble des espèces caractéristiques des métalimnions eutrophes stratifiés. On observe également des biomasses relatives importantes de *Fragilaria crotonensis*, caractéristique des épilimnions eutrophes (groupe fonctionnel P). Ce taxon est bien adapté aux milieux stratifiés et riches en silice (Reynolds et al. 2002). L'écologie de ces algues montre que la masse d'eau est bien stratifiée.

- La phase printanière (10/05 au 29/05) est dominée par plusieurs espèces de *Dinobryon* (*Dinobryon divergens* en particulier). Habituellement, les années précédentes, ces taxons apparaissent en été. Ces taxons sont mixotrophes et ils indiquent des milieux oligotrophes (groupe fonctionnel E), se développent dans des épilimnions bien stratifiés (normalement en été dans le Bourget) lorsque les ressources en nutriments sont limitantes pour les autres classes algales. C'est pendant cette période que la biomasse maximale annuelle est atteinte (13/06).

- Pendant la phase estivale (27/06 au 30/08), c'est une diatomée pennée, *Ulnaria acus* qui domine la biomasse algale. Cette espèce est indicatrice de lacs peu profonds et de rivières (Reynolds et al. 2002, Padisak et al. 2007). Dans le Léman par exemple, sa présence est souvent à relier à de fortes pluies qui entraînent l'arrivée de ces taxons littoraux dans le milieu pélagique.

- Pendant la phase automnale et hivernale (18/09 au 12/12), c'est à nouveau *Planktothrix rubescens* qui va dominer la biomasse : cette cyanobactérie filamenteuse toxique trouve sa niche écologique dans le métalimnion stratifié (groupe fonctionnel R), à l'interface entre des couches profondes riches en nutriments et des épilimnions faiblement turbides et pauvres en nutriments

(Jacquet et al. 2005). Elle est associée à *Dinobryon divergens*, indicatrice de milieux pauvres en nutriments. Dans le Bourget, aux mois d'octobre et novembre, ses biomasses maximales se situent dans les premières couches (épilimnion), au-dessus des biomasses maximales de *Plankthotrix rubescens* (observation à partir des échantillons discrets 2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 50 m).

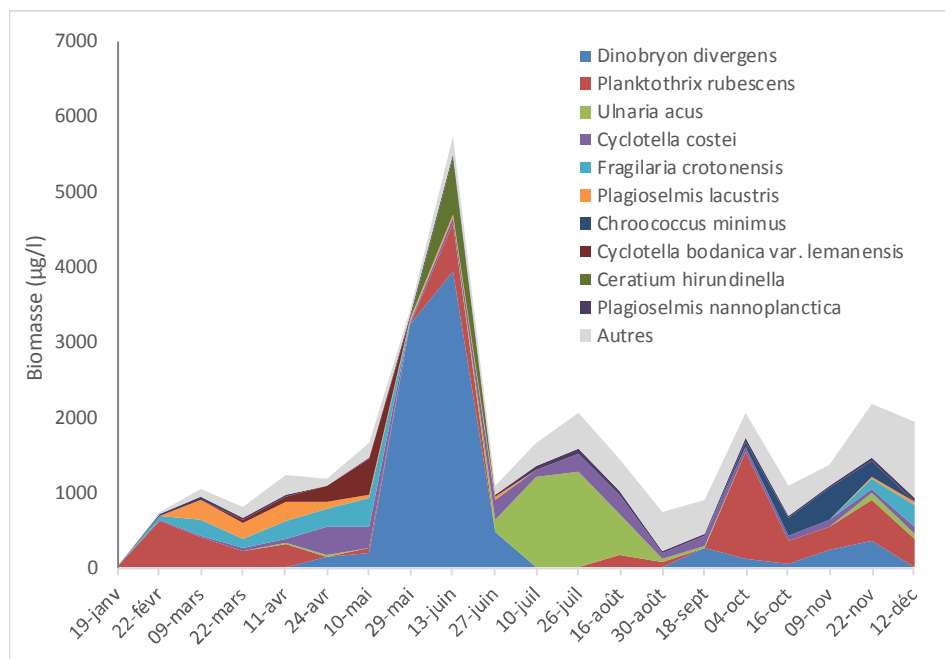


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2017

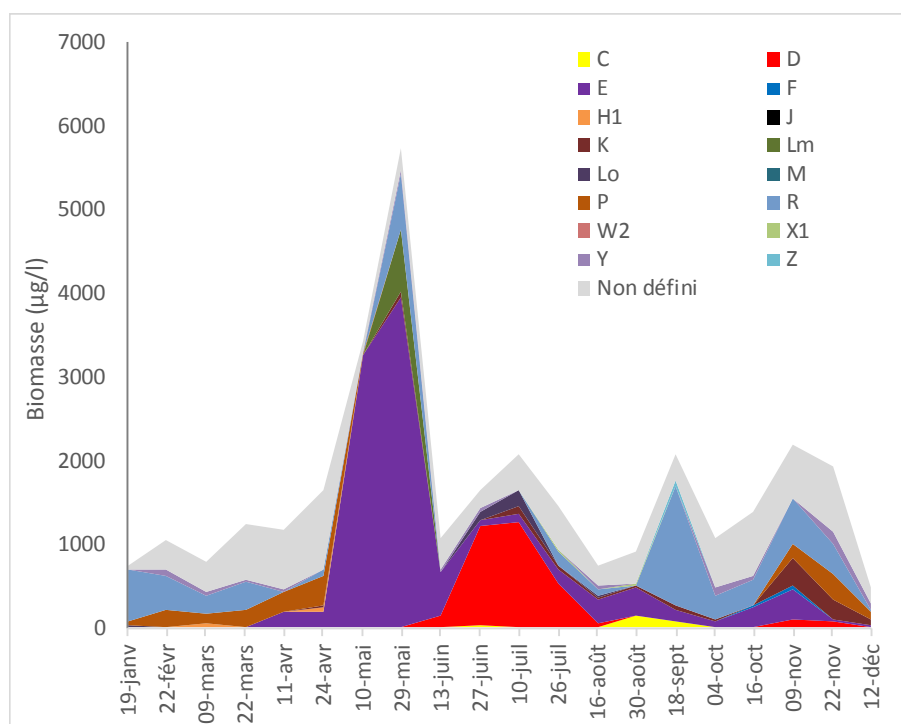


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres D à Z ; "autres" correspond aux taxons non classés par (Reynolds et al. 2002) dans le lac en 2017. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée en Annexe

II.1.3. Evolution du micro et nanophytoplancton

La Figure 4 ci-dessous présente la dynamique saisonnière des classes de taille du phytoplancton. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 μm et un biovolume inférieur à 10 000 μm^3 , ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 μm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 μm^3 . On observe que le microphytoplancton est majoritaire toute l'année.

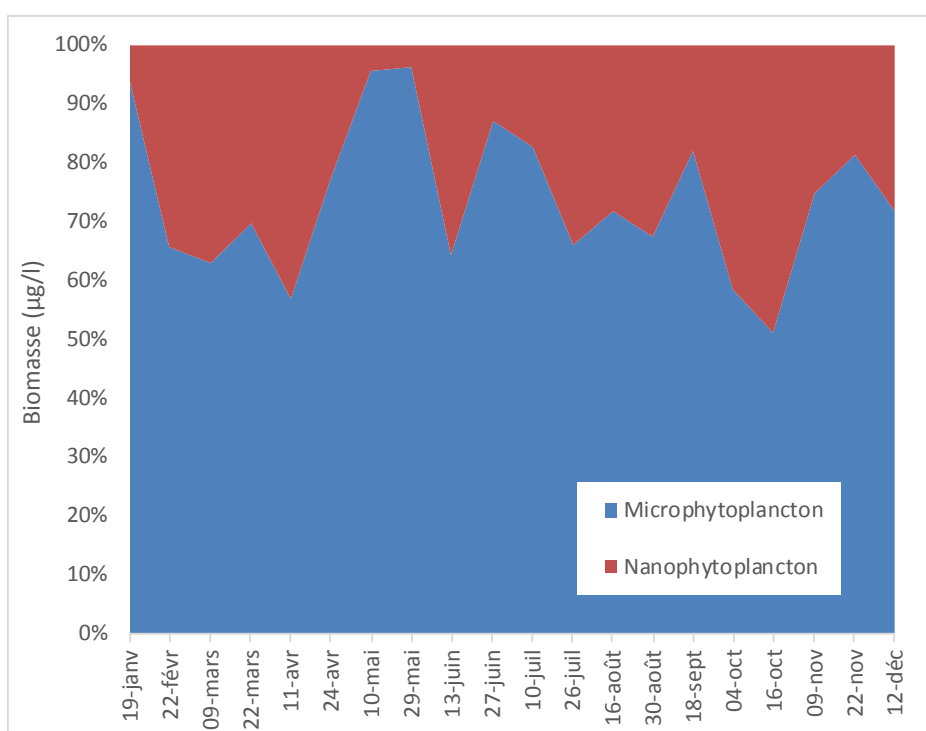


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2017

II.2 Evolution interannuelle

II.2.1. Evolution des classes algales

La biomasse totale algale augmente progressivement de 1995 à 2008. Par contre, les années de 2009 à 2017 présentent des biomasses nettement plus faibles. Entre 2006 et 2010, celle-ci est divisée par environ 2 jusqu'en 2015. Par contre, la biomasse observée en 2016 est comparable à celles observées avant 2009. Elle est de nouveau plus faible en 2017. Le Tableau I reprend les valeurs chiffrées de la biomasse algale totale de la Figure 5.

La Figure 5 présente l'évolution interannuelle des classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, 1981, 1985). On observe une augmentation de l'abondance des Cyanobactéries de 1995 à 2008, puis une chute en 2009. Entre 2009 et 2015 leur biomasse reste faible. Les années 2016 et 2017 présentent des biomasses de cette classe algale plus élevées. Les cyanobactéries qui dominent sont *Planktothrix rubescens* mais également *Aphanocapsa delicatissima* (cyanobactérie mucilagineuse non-toxique).

Tableau I Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 2004 à 2017

	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

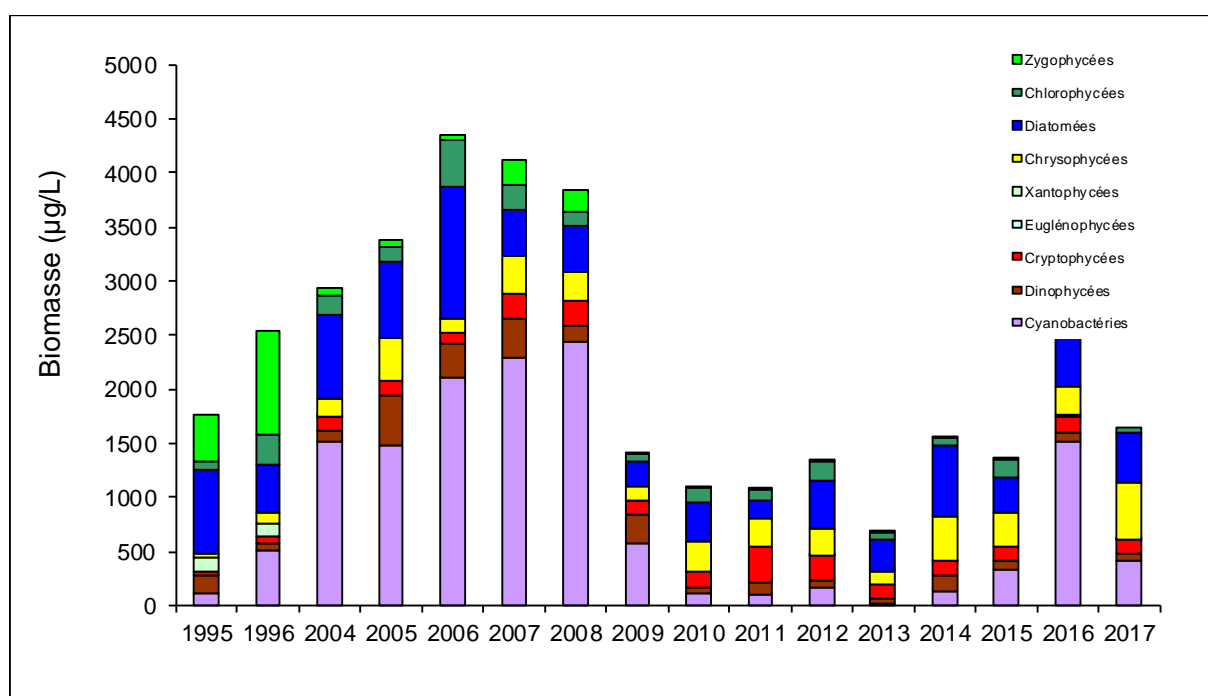


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

II.2.2. Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2017. 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.

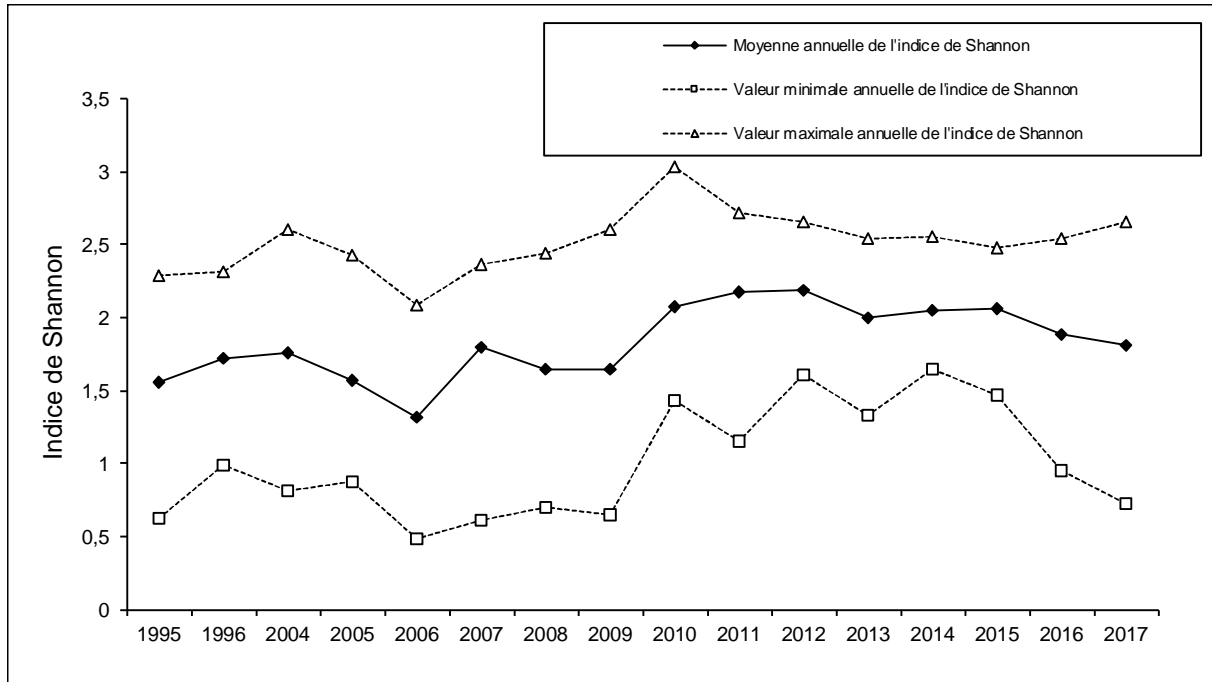


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon-Wiener

L'année 2017 présente une diversité plus faible que celles rencontrées depuis 2010. On remarque également que la diversité minimale de l'année 2017 est nettement plus faible que celles rencontrées depuis 2010 ; elle est proche de celles de la période 2004-2009.

II.2.3. Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels selon (Reynolds et al. 2002) est donnée à la Figure 7.

Plusieurs phases peuvent être identifiées sur la chronique 1995 – 2017 :

- 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 2017 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 années 2016 et 2017 se démarquent de cette tendance puisque le groupe R réapparaît ;

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

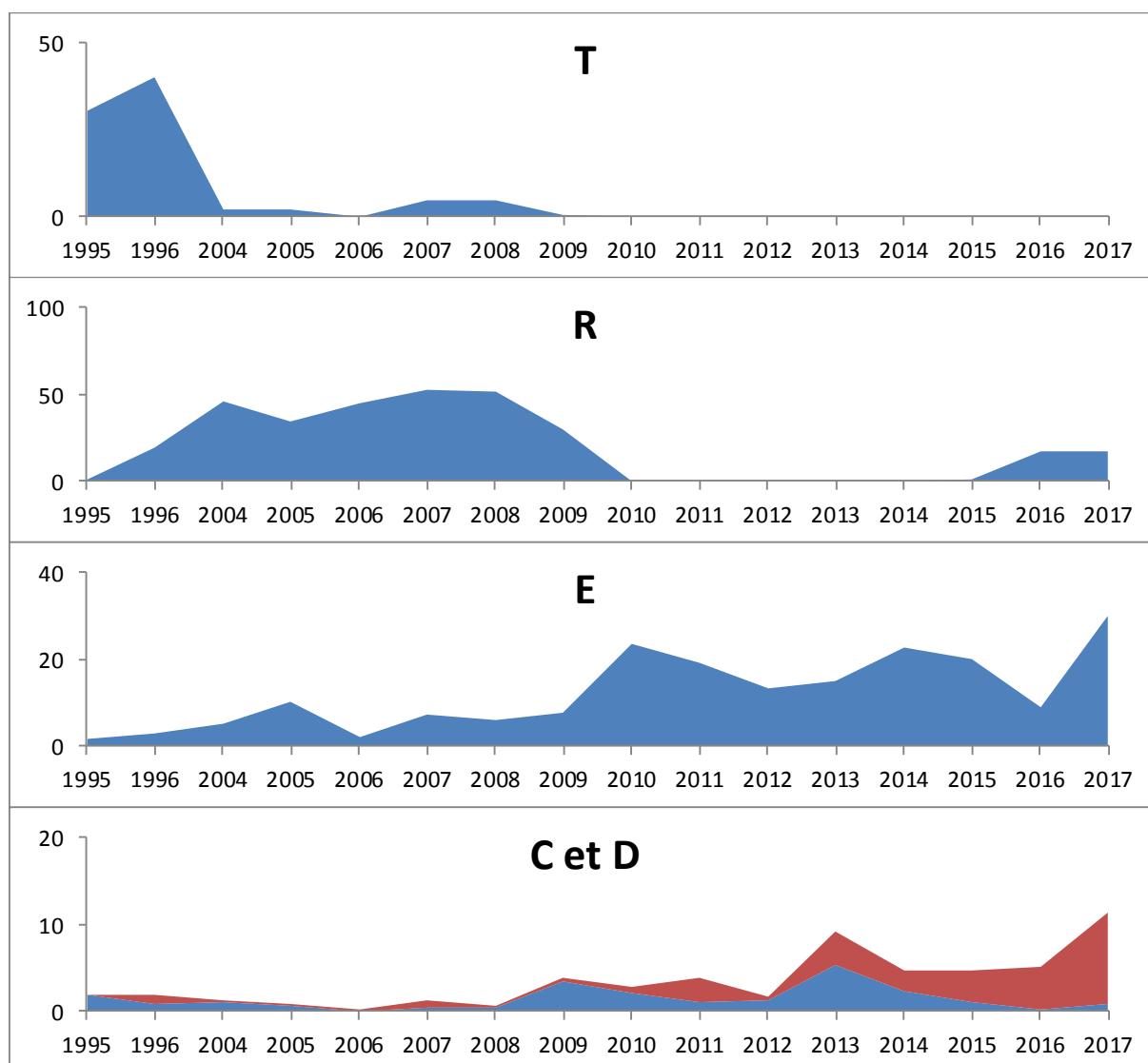


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) exprimée en % de biomasse

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	$\leq 5 \text{ g.L}^{-1}$	ultra-oligotrophe	6 (valeur max)
5	5.8 g.L^{-1}	oligotrophe	5
4	8.15 g.L^{-1}	oligo-mesotrophe	4
3	15.30 g.L^{-1}	méso/faiblement eutrophe	3
2	30.60 g.L^{-1}	eutrophe	2
1	$>60 \text{ g.L}^{-1}$	hypertrophe	1 (valeur min)

La valeur d'indice de 2017 nettement plus élevée que les années précédentes.

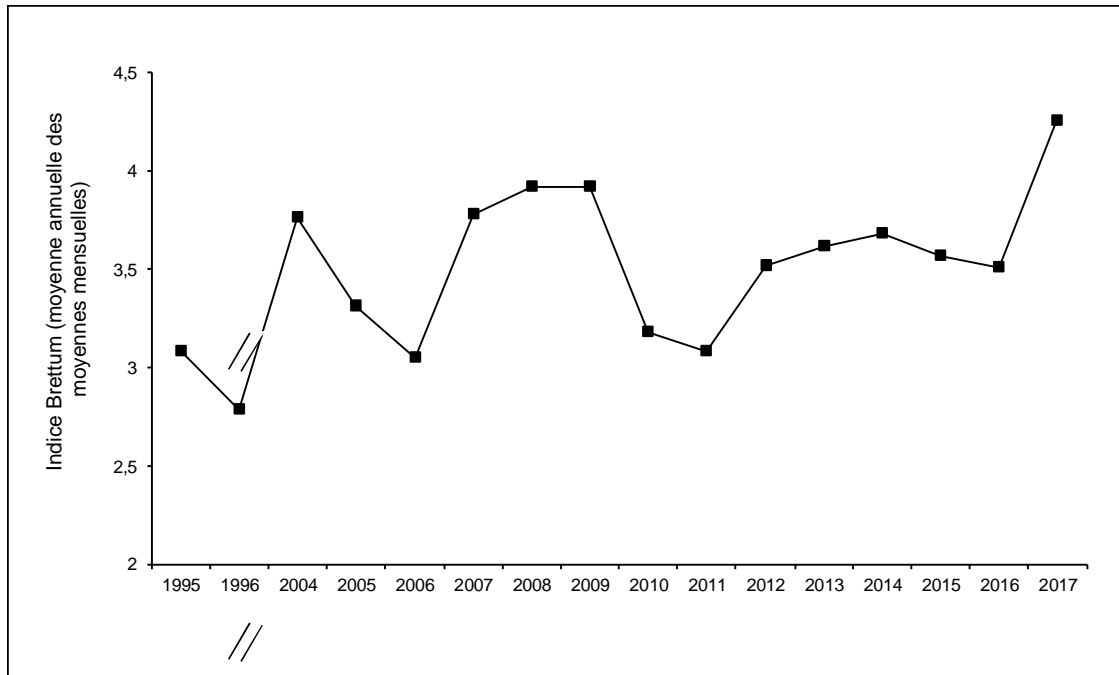


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

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 2017, la Figure 9 donnant cette évolution en biomasse depuis 1995.

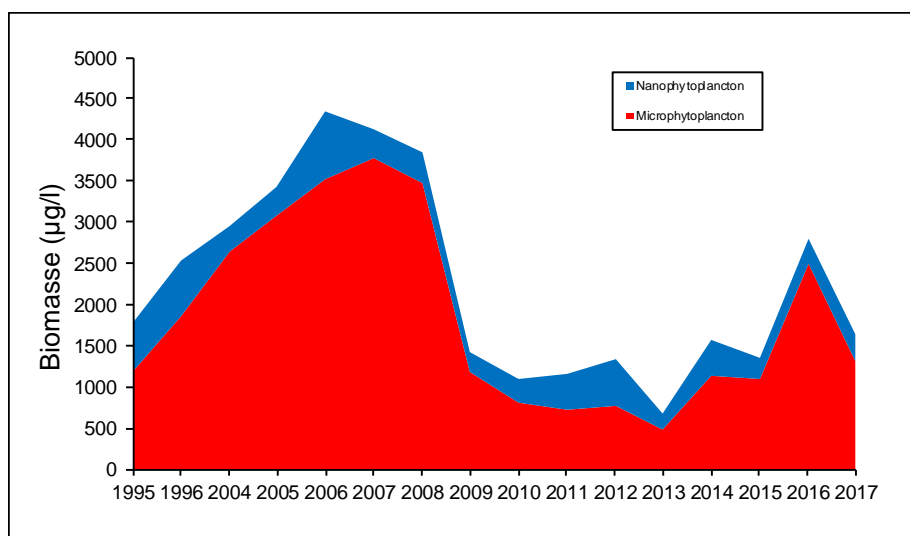


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques.

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

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.

II.2.6. L'IPlac

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

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

La Métrique de Biomasse Algale totale (MBA) est basée sur la concentration moyenne en chlorophylle *a* sur la période de végétation, qui est une bonne illustration de la biomasse phytoplanctonique totale disponible dans le plan d'eau. La Métrique de Composition Spécifique (MCS)

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

Tableau III Seuils des classes définis pour l'IPLAC

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

Dans le cadre du suivi annuel du lac du Bourget les teneurs en chlorophylle *a* sont mesurées et la communauté du phytoplancton est analysée. Le nombre d'observations annuelles est supérieur à celui requis dans le protocole standardisé DCE plan d'eau (Laplace-Treyture et al. 2009) et la zone d'échantillonnage diffère aussi. En effet le protocole préconise un échantillonnage sur la zone euphotique alors que le suivi du Bourget a été réalisé sur une colonne d'eau fixe de 0 à 20 m jusque 2011 et 0-18 m depuis 2012. Une campagne par « saison » est requise dans le protocole alors que le suivi du Bourget comprend entre 19 et 22 campagnes annuels 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 (2004 à 2016).

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 varie sur la période 2004 à 2017 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 tranche toutefois avec les années précédentes, la valeur de 0,7 étant dépassée pour la première fois. Au cours de ces douze 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 2017

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

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 0,455 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 0,698 de 2004 à 2017. En 2017 la MBA est stationnaire, c'est-à-dire que les quantités de chlorophylle *a* mesurées sont similaires à celles mesurées depuis 2009. Par contre la MCS augmente nettement depuis 2015 ce qui influence l'IPLAC à la hausse.

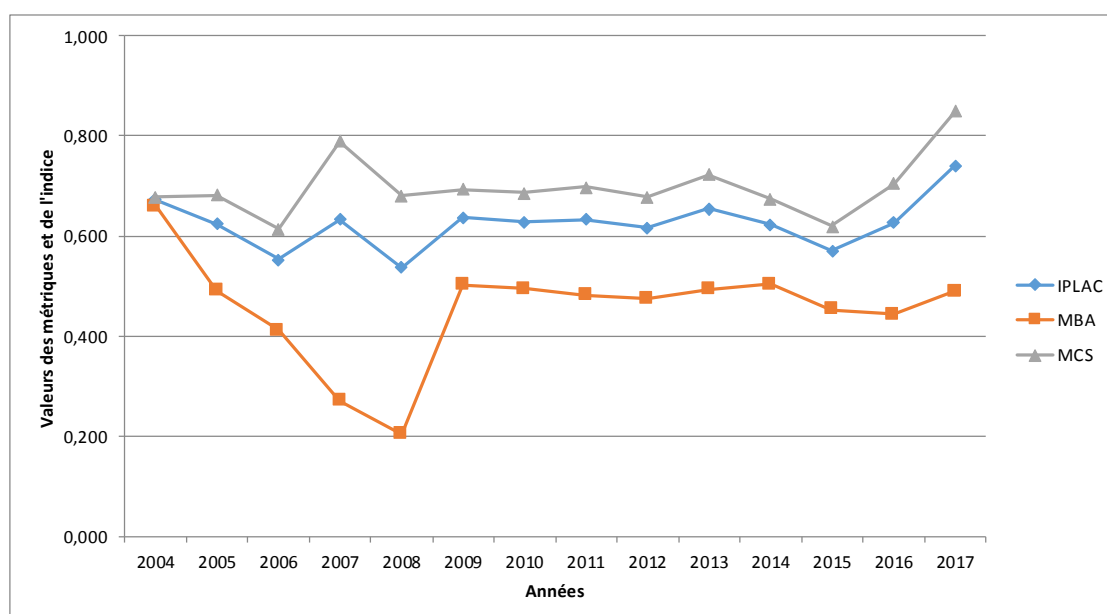


Figure 10 Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2017 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale)

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 se fait ressentir du point de vue de la composition spécifique. En 2017, l'IPLac connaît sa valeur « record ».

III. Focus sur les cyanobactéries toxiques

Comme chaque année depuis 1999, la cyanobactérie *P. rubescens* a fait l'objet d'un suivi spécifique dans le lac du Bourget, tant au niveau de la dynamique cellulaire et spatiale de sa population qu'au niveau des quantités de microcystines intracellulaires produites, ces dernières représentant un risque potentiel pour la santé humaine. Dans cette partie, seule la dynamique cellulaire est présentée. Etant donné que d'autres cyanobactéries potentiellement toxiques -*Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*- sont régulièrement observées et peuvent former des blooms, un suivi est réalisé sur les mêmes prélèvements que *P. rubescens* pour ces espèces.

Depuis 17 années, *P. rubescens* est suivie et des biomasses importantes étaient observées régulièrement à des profondeurs de 15 à 20 mètres jusqu'au printemps de l'année 2009 (Figures 11 & 12). Des biomasses record avaient même été enregistrées en 2008. Entre l'été 2009 et la fin 2015, les biomasses ont été très faibles. Depuis juillet 2016, les biomasses sont à nouveau importantes. Elles se situent plus profondément, entre 20 et 30 m de profondeur.

Le seuil d'alerte (OMS) de 20 000 cellules a été dépassé en plusieurs fois, le 27/06/2017 à 25 m de profondeur (32000 cel/ml), le 10/07/2017 à 20 m de profondeur (28000 cel/ml), le 16/08/2017 à 21,5 m de profondeur (26000 cel/ml), 30/08/2017 à 21,5 m de profondeur (27 000 cel/ml), et le 18/09/2017 à 15 m de profondeur (28000 cel/ml).

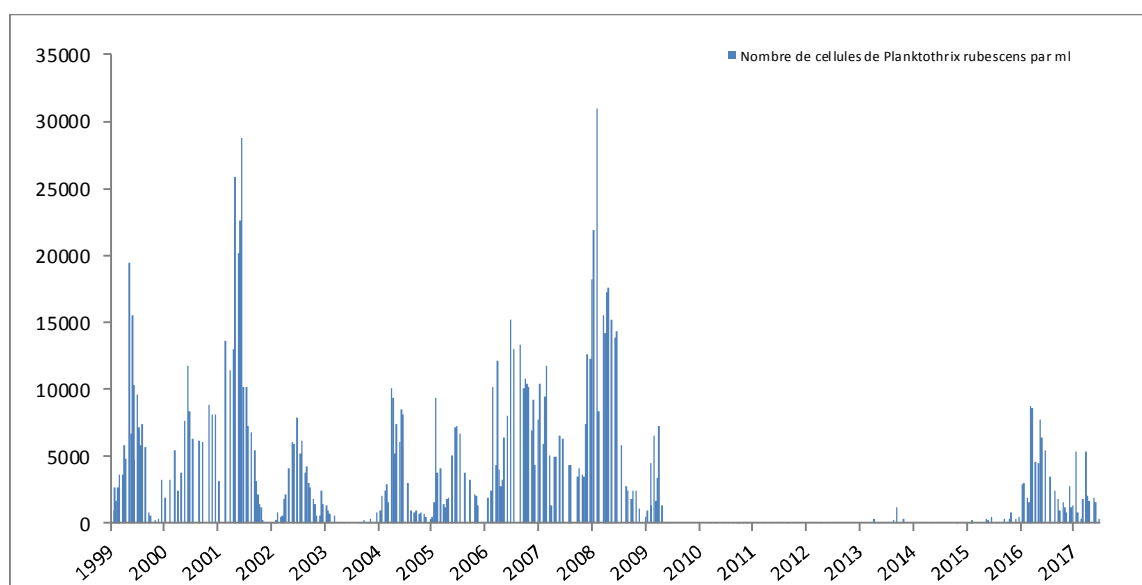


Figure 11 Evolution de la concentration cellulaire moyenne sur la profondeur 2-50 m de *P. rubescens* de 1999 à 2017

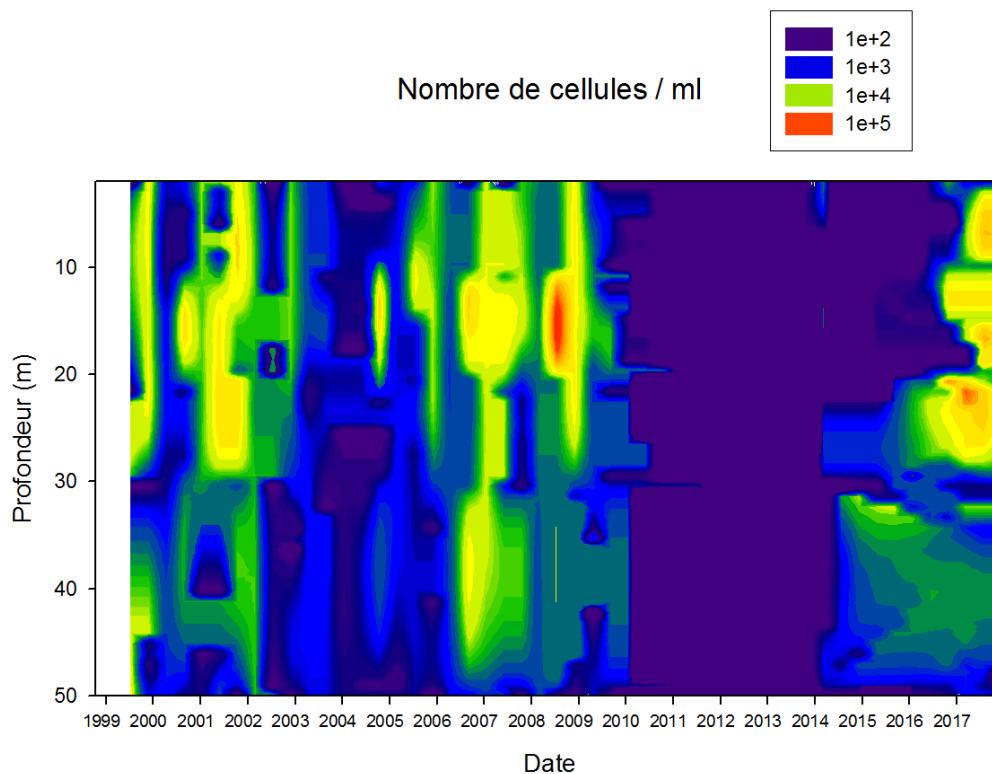


Figure 12 Evolution de la concentration cellulaire de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2017 entre 2 et 50 m

D'autres cyanobactéries toxiques sont régulièrement observées. Il s'agit d'*Aphanizomenon flos-aquae* et *Microcystis aeruginosa*. Leurs dynamiques sont présentées aux Figures 13 et 14. Tout comme les années précédentes, pour l'année 2017 *Microcystis aeruginosa* s'est développée en fin d'été. Les biomasses observées aux différentes profondeurs ont été plus faibles que les années précédentes. Les nombres de cellules ne dépassent jamais les seuils d'alerte (10 000 cellules / ml). Cette espèce se développe surtout en surface.

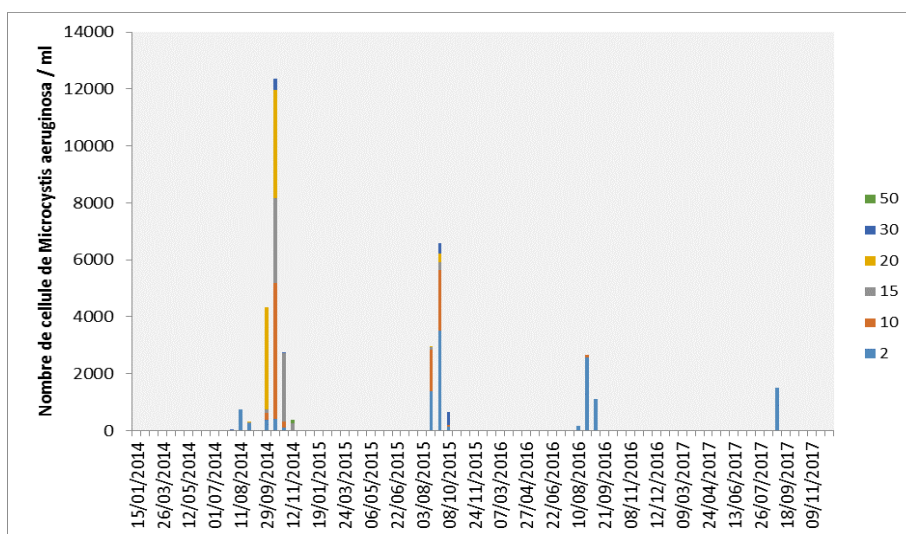


Figure 13 Evolution de la concentration cellulaire de *Microcystis aeruginosa* depuis 2014 sur les profondeurs 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

Aphanizomenon flos-aquae est suivie depuis 2012. Cette cyanobactérie potentiellement toxique peut produire des anatoxines a et saxitoxines, qui sont des composés neurotoxiques (Chorus & Bartam 1999). 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. Mais à partir de l'automne 2016 les biomasses sont redevenues plus faibles. Sa profondeur de prédilection se situe entre 10 et 20 m.

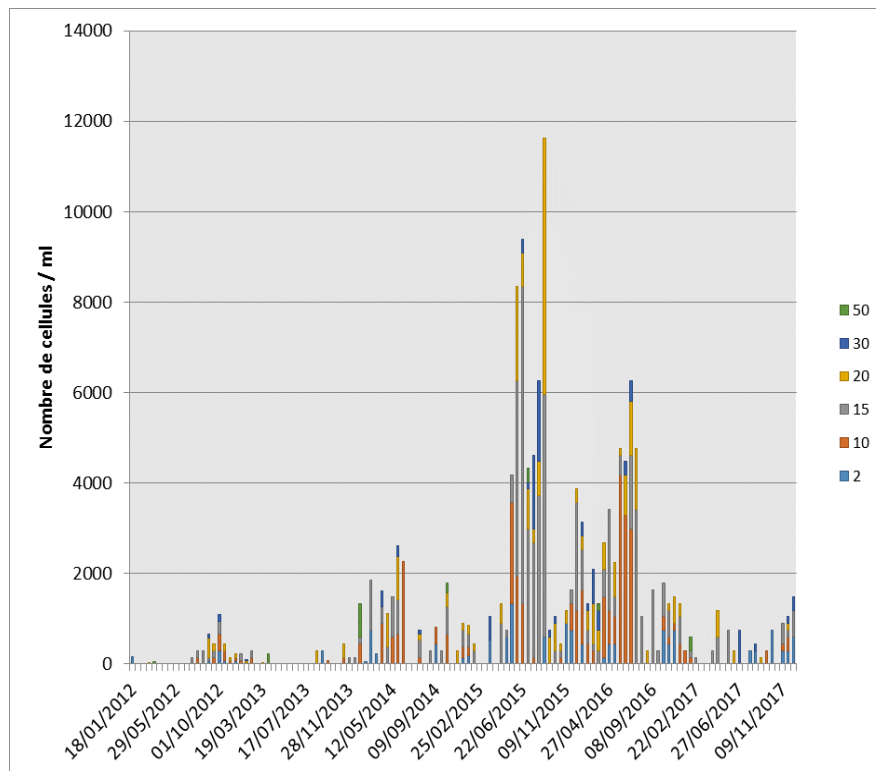


Figure 13 Evolution de la concentration cellulaire de *Aphanizomenon flos-aquae* depuis 2012 sur les profondeurs 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

IV. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2017 peut être résumée de la manière suivante :

- Une phase hivernale (19/01 au 24/04) dont la biomasse est dominée *Planktothrix rubescens* (cyanobactérie toxique) et *Fragilaria crotonensis* (Diatomée pennée). Il s'agit de taxons indicateurs de milieux stratifiés.
- Une phase printanière (10/05 au 29/05) dominée par des Chrysophycées, habituellement rencontrées en été dans le Bourget. Ces algues sont indicatrices de milieux oligotrophes. C'est à cette période que la biomasse est la plus importante dans le Bourget en 2017.
- La phase estivale (27/06 au 30/08) est dominée par une espèce de diatomée pennée, indicatrice de milieux littoraux.

- Une phase automnale et hivernale (18/09 au 12/12), marquée par la prépondérance *Planktothrix rubescens* et de *Dinobryon divergens*.

Ce qui marque l'année 2017, c'est le décalage de la phénologie des successions phytoplanctoniques. Les taxons estivaux sont observés au printemps, les taxons hivernaux sont plus rares que les années précédentes (diatomées centriques).

L'évolution interannuelle révèle qu'après une période de biomasses importantes entre 2004 et 2008 liées à des efflorescences de *Planktothrix rubescens*, la période 2009 à 2015 a présenté des biomasses deux fois plus faibles et la quasi absence de cette cyanobactérie filamenteuse toxique. Les années 2016 et 2017 présentent à nouveau des biomasses élevées de *P. rubescens*, rappelant qu'un écosystème pourtant à la limite d'être qualifié d'oligotrophe peut toutefois encore être assujéti à des développements importants de cette cyanobactérie.

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 2017 et sur l'ensemble de la période s'étalant entre 2003 et 2017 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).

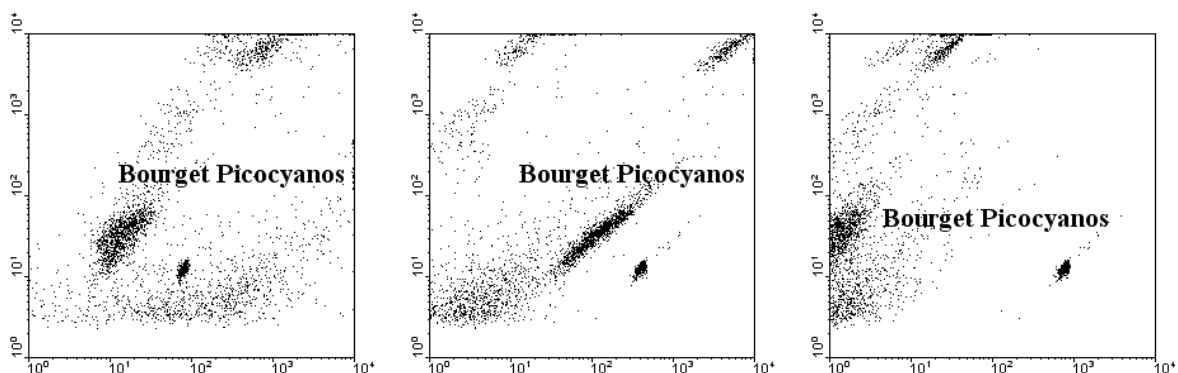


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries basé sur des critères de fluorescence de la chlorophylle et de phycoérythrine ou encore de la « taille »

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2017

Les concentrations minimales, maximales et moyennes entre 2004 et 2017 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 isolaments 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 2017, la concentration moyenne autour de $7,1 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹ est la plus élevée de la chronique disponible.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2017

	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	$7,9 \times 10^5$	$7,1 \times 10^4$

En 2017, la dynamique des picocyanobactéries révèle des concentrations qui augmentent régulièrement dès la période hivernale en surface et les valeurs maximales enregistrées atteignent dès la fin mars plus de 10^4 cellules.ml⁻¹ (Figure 2). A la mi avril, les abondances des picocyanobactéries atteignent déjà 10^5 cellules.ml⁻¹ pour les profondeurs s'étalant entre la surface et 15 m. Au cours du mois de mai, ces abondances diminuent un peu (variant entre 10^4 et 6×10^4 cellules.ml⁻¹) pour redevenir importantes pendant les mois d'été avec des valeurs régulièrement au dessus de 10^5 cellules.ml⁻¹ et atteignant 7.9×10^5 cellules.ml⁻¹ à 15 m le 26 juillet. Au cours de l'automne, les concentrations restent relativement élevées, toujours au dessus de 10^4 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.

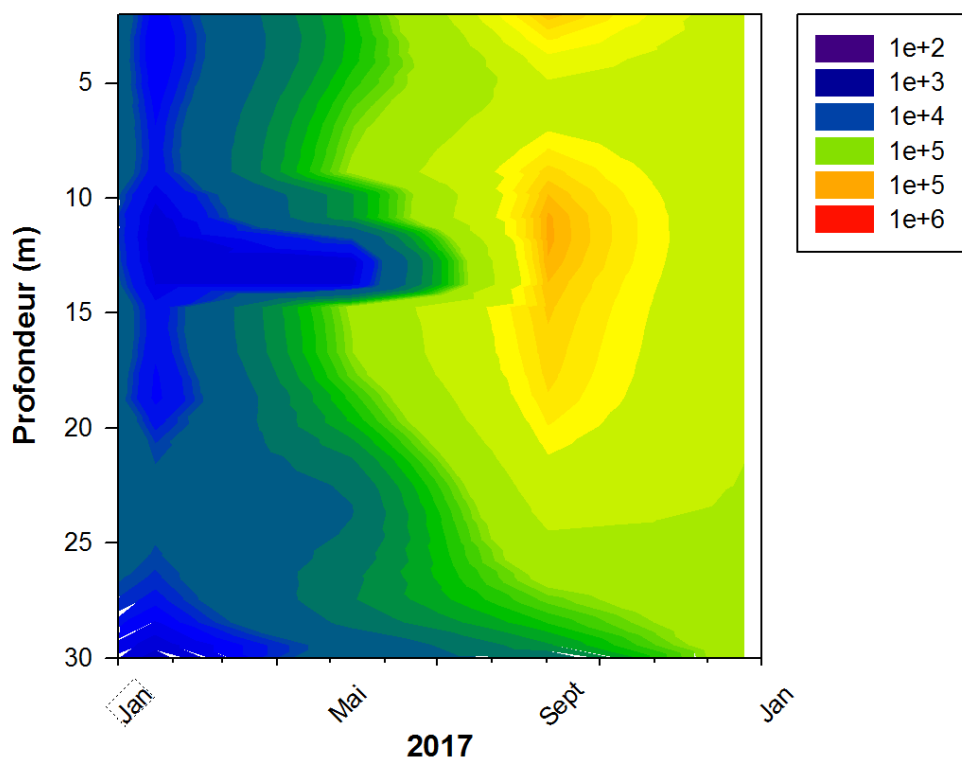


Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2017

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2017

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=114). L'analyse a été conduite après normalisation des données. Près de 78% de la variance est expliquée et la représentation graphique révèle clairement les liens privilégiés entre les picocyanobactéries et certains paramètres comme la température ($r=0,82$; $p<0,01$), la lumière ($r=0,66$; $p<0,01$) et l'ammonium ($r=0,49$; $p<0,01$) pour lesquels des corrélations positives sont significatives. Inversement, une corrélation négative très nette est observée entre l'abondance des picocyanobactéries et les nitrates ($r=-0,75$; $p<0,01$) ainsi que l'absence marquée de relation avec la ressource phosphorée ($r=-0,001$).

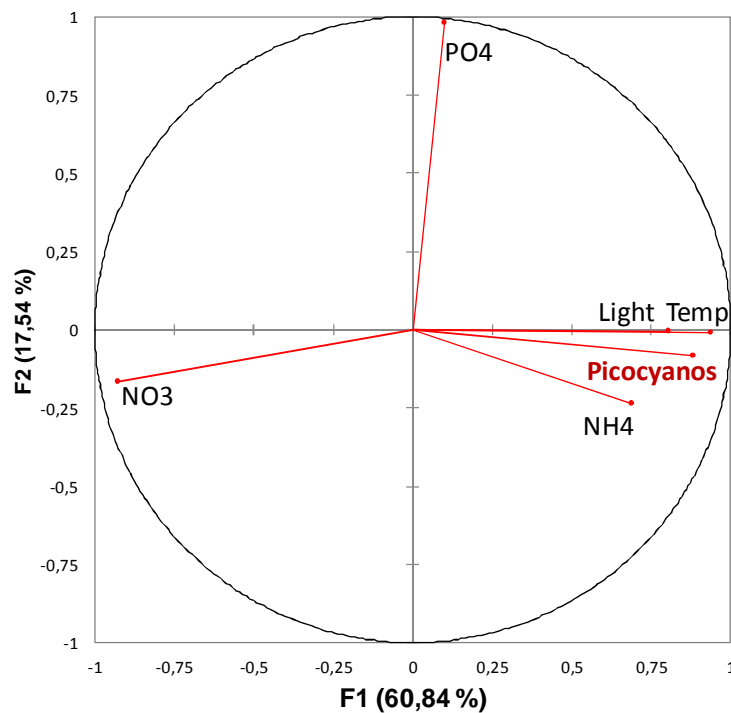


Figure 3 ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2017

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 2017

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.

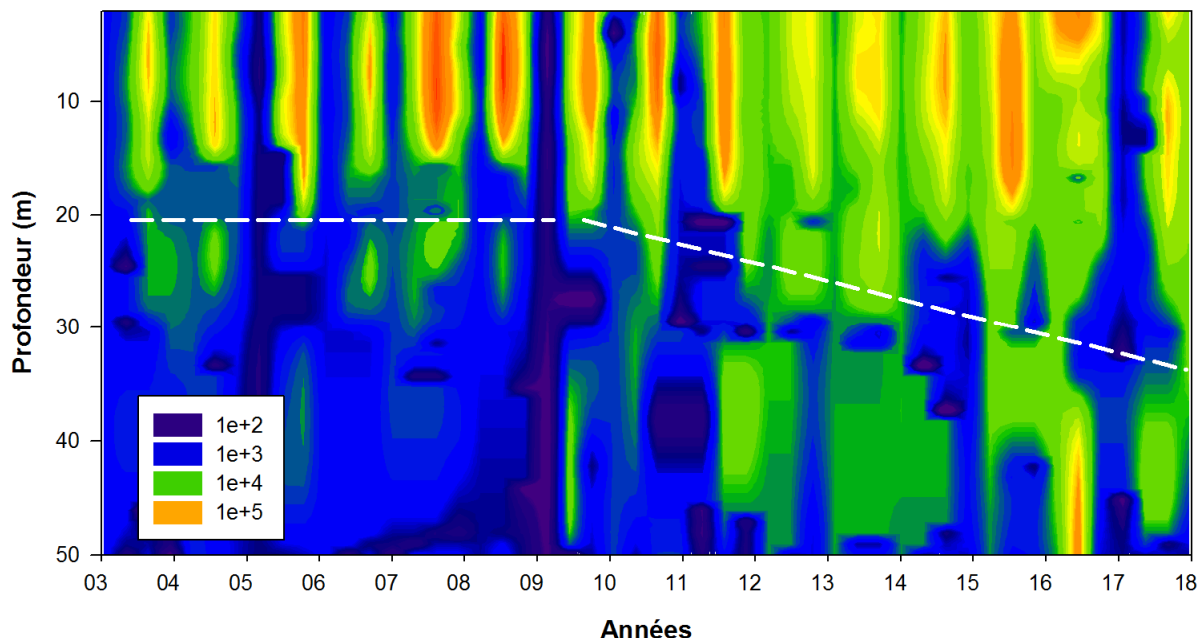


Figure 4 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2017 inclus

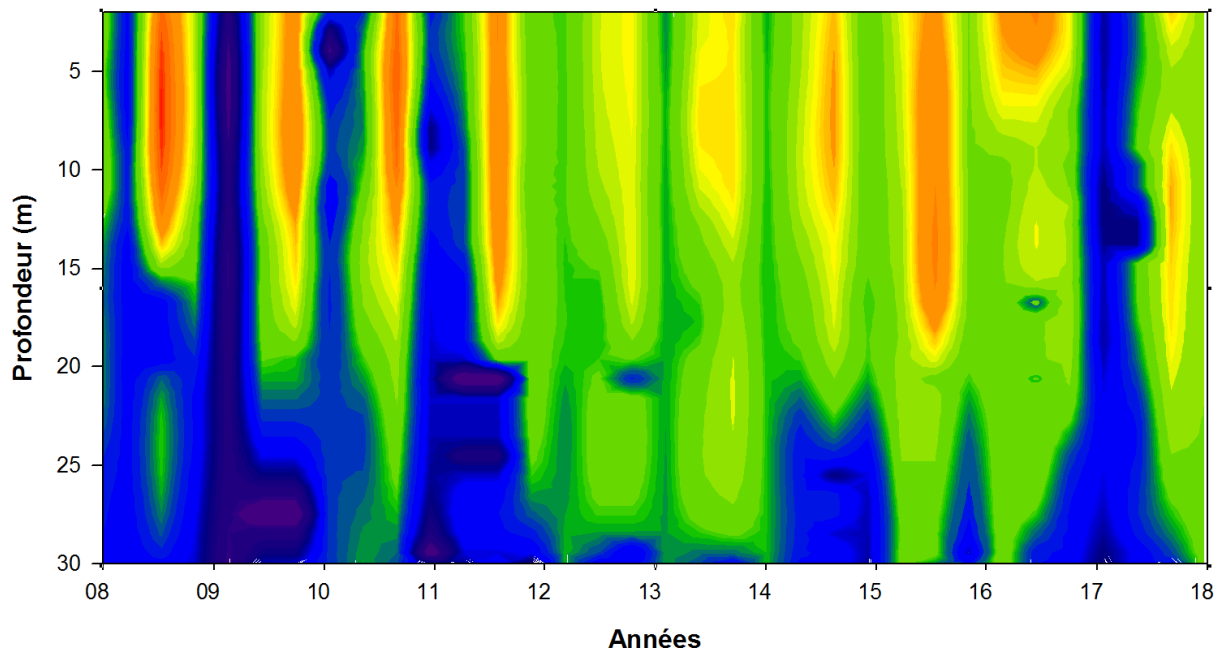


Figure 5 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 30 m entre 2008 et 2017 inclus révélant l'augmentation annuelle et l'approfondissement de la biomasse picocyanobactérienne

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 réalisée en routine, différentes picocyanobactéries issues du lac du Bourget ont été mises en culture et leur biovolume a été mesuré. Il a été trouvé que la plupart des cellules est oblongue avec un biovolume moyen de $1,5 \mu\text{m}^3$ (Jacquet non publié).

Les données phytoplanctoniques classiques étant obtenues sur la strate d'eau 0-18 m, la mesure des abondances picocyanobactériennes a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton, depuis 2012, parallèlement aux profondeurs discrètes, générant ainsi à ce jour près d'une centaine de données. Une très bonne corrélation ($r=0,98$, $n=115$, $P<0,001$) 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 2017 (Jacquet non publié).

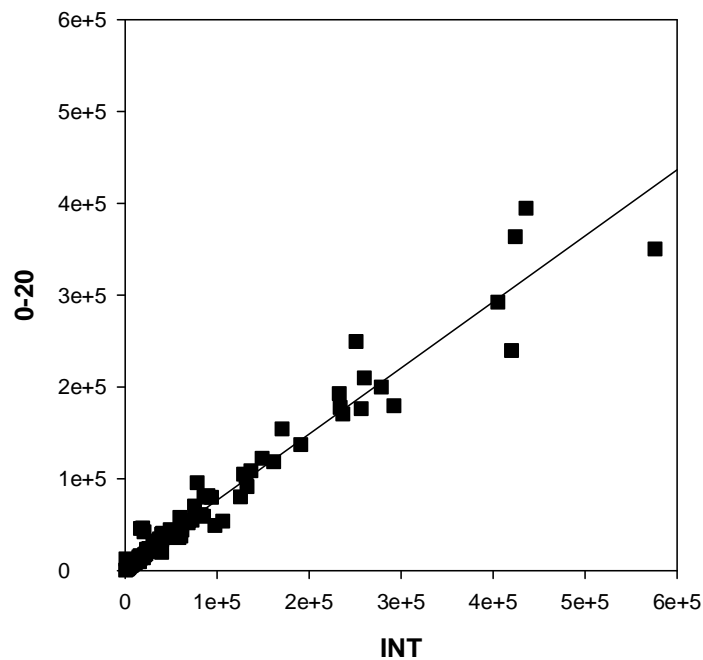


Figure 6 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans le échantillon intégré 0-18 m pour les années 2012 à 2017

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-août. Une distribution annuelle bimodale est souvent observée mais pas toujours, ce qui semble typique des lacs tempérés de statut oligotrophe à mésotrophe (Callieri 2010). En 2014, la plus forte valeur de la chronique avait été atteinte avec près de 6×10^5 cellules.ml⁻¹ au mois d'août. En 2016, les concentrations les plus élevées (légèrement inférieures à 2×10^5 cellules.ml⁻¹) sont comparables à celles des années 2012 et 2015. 2017 est la seconde année après 2014 où la plus forte valeur moyenne est enregistrée avec $4,25 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ à la fin du mois de juillet.

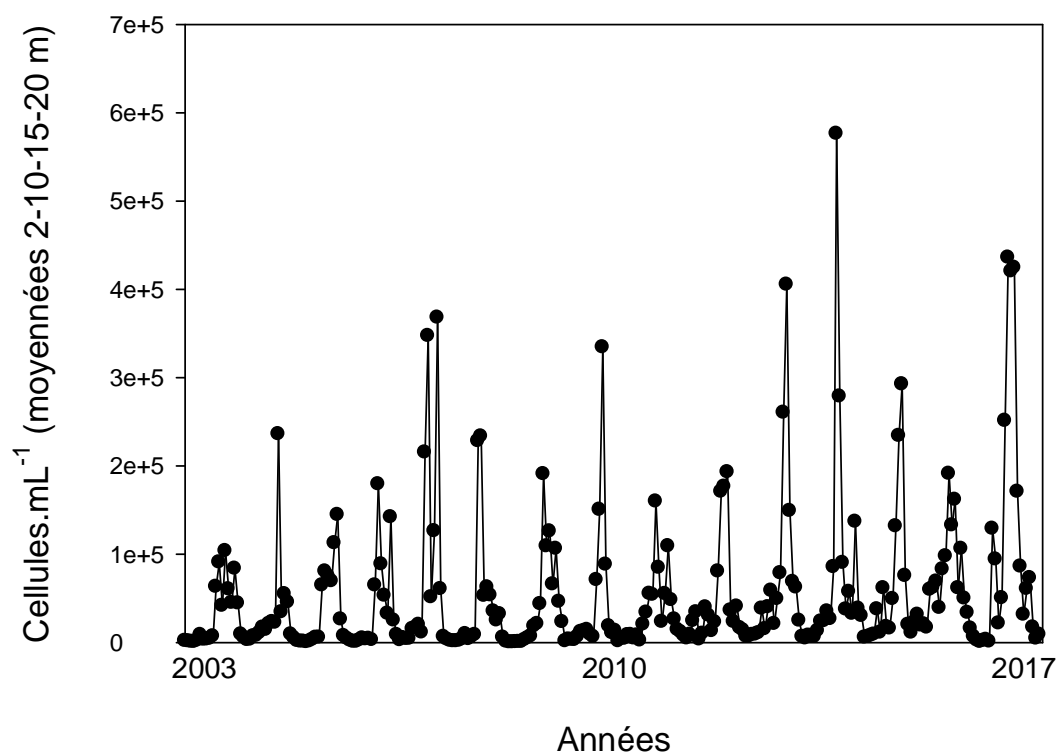


Figure 7 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2017

Sur la période de 2004 à 2017 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*). Comparativement la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,0.

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 observe une augmentation significative de la proportion du picophytoplancton avec 9,9%. Comparativement, le nanophytoplancton et le microphytoplancton représentent, en 2017, 23,3% et 66,7% de la biomasse phytoplanctonique totale.

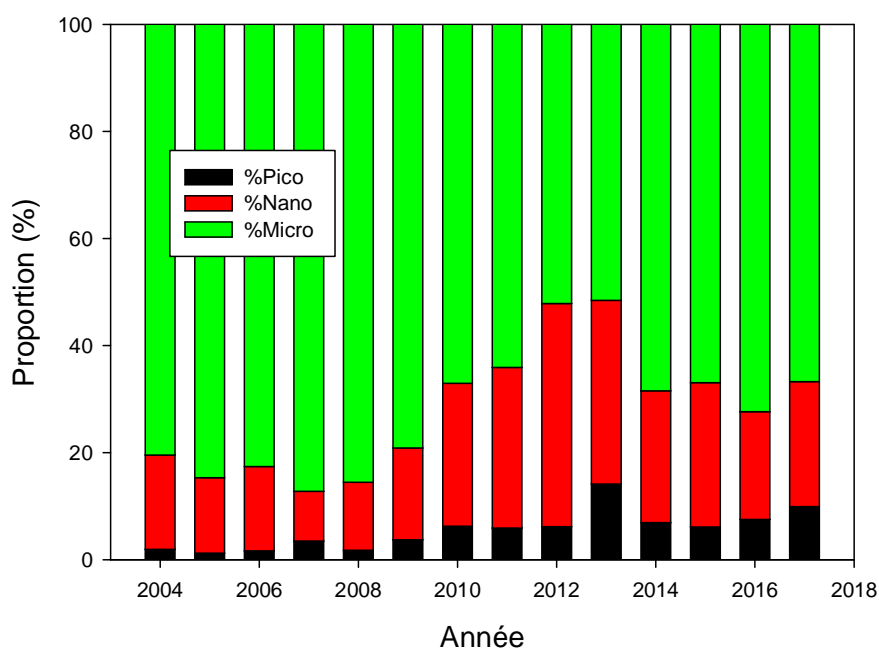


Figure 8 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanktoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

Le constat d'une augmentation discrète mais significative de la biomasse du picophytoplankton, 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 phytoplanktonique totale (encart dans la Figure).

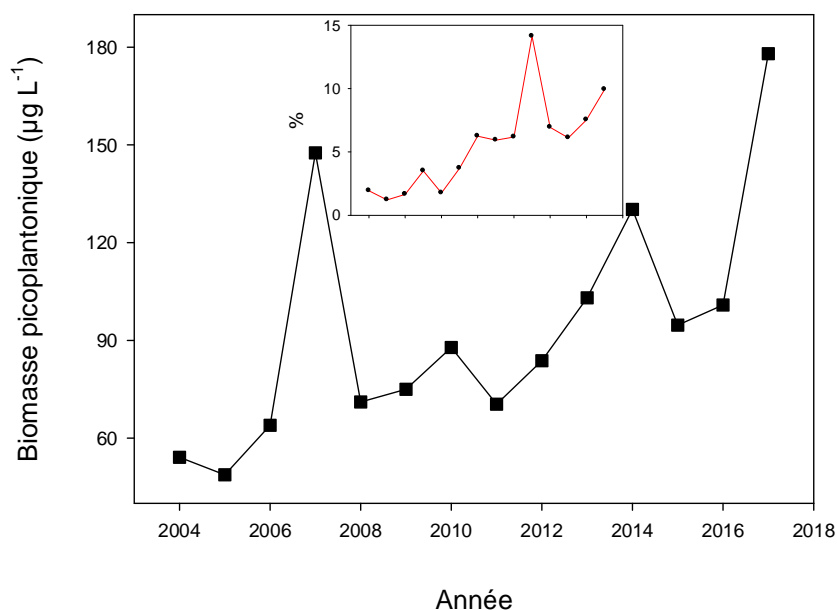


Figure 9 Evolution de la biomasse picophytoplanktonique dans le lac du Bourget depuis 2004

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 perialpins, 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 Ptot ($n=13$, $r=0,78$, $p<0,01$) ou P-PO₄ ($r=0,65$, $p<0,05$) alors que c'est l'inverse pour les formes phytoplanctoniques de grande taille ($r=0,73$ et $0,59$).

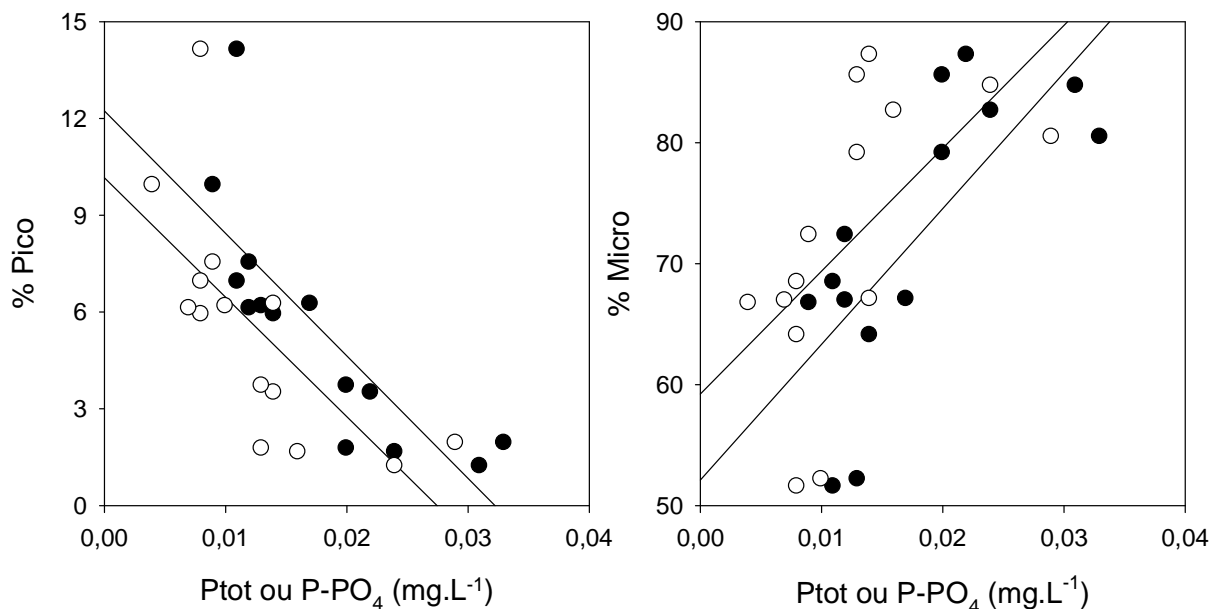


Figure 10 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO₄

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. En 2017, de très fortes concentrations ont été enregistrées en période estivale. 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.

ÉTUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre sont présentées les données du suivi global de la communauté zooplanctonique crustacéenne du lac du Bourget pour l'année 2017. La première partie traite des dynamiques saisonnières, observées au cours de l'année 2017, des différents groupes du zooplancton crustacéen. La seconde partie est consacrée aux tendances interannuelles de cette communauté, en relation avec la dynamique phytoplanctonique globale ou plus ciblée, sur la série 2004-2017.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2017 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. 20 prélèvements ont pu être effectués et analysés en 2017.

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*), mais 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. leuckarti*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. En 2017, 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 2017 ne révèle pas de différence marquée, alors qu'elle l'était en 2015. La tendance bimodale typique des lacs mésotrophes reste globalement visible en 2017 mais, comme pour 2016, semble considérablement moins marquée qu'en 2015 (Figure 1).

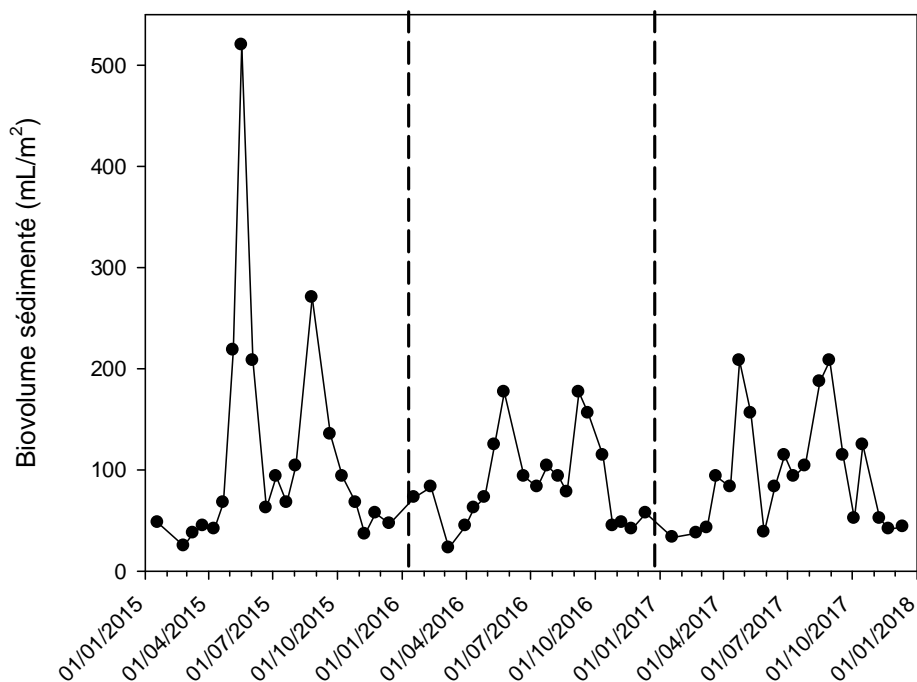


Figure 1 Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget pour les trois années consécutives 2015, 2016 et 2017

La dynamique des trois familles crustacéennes en 2017 suit la tendance bimodale attendue pour les lacs mésotrophes, avec des pics d'abondance au printemps et à l'automne, entrecoupés de valeurs estivales plus faibles (Figure 2). Cette distribution et cette dynamique est surtout marquée pour les cladocères.

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. Comparativement, les calanides ne montrent pas de pic d'abondances marqué au printemps.

Le maximum printanier de biovolume ($\sim 207 \text{ ml/m}^2$) et d'abondance totale ($\sim 5 \times 10^5 \text{ ind/m}^2$) zooplanctonique est très précoce et est atteint au mois d'avril sans correspondre véritablement à un maximum local important de transparence des eaux (mesurée à 7,5 m). La date du maximum d'abondance printanier est intermédiaire sur la série observée 2004-2016 et correspond, comme en 2015, à un niveau maximum assez faible, susceptible d'être attribuée en partie à la composition phytoplanctonique sans dominance marquée par les diatomées (Figure 3).

Les effectifs de l'ensemble de la communauté microcrustacéenne sont au plus bas en début d'été avant de connaître, pour chaque groupe, de fortes abondances au début de l'été pour les calanides et cyclopoïdes et à la fin de l'été pour les cladocères. Tout au long de l'automne, ce sont les calanides qui constituent le groupe crustacéen le plus abondant.

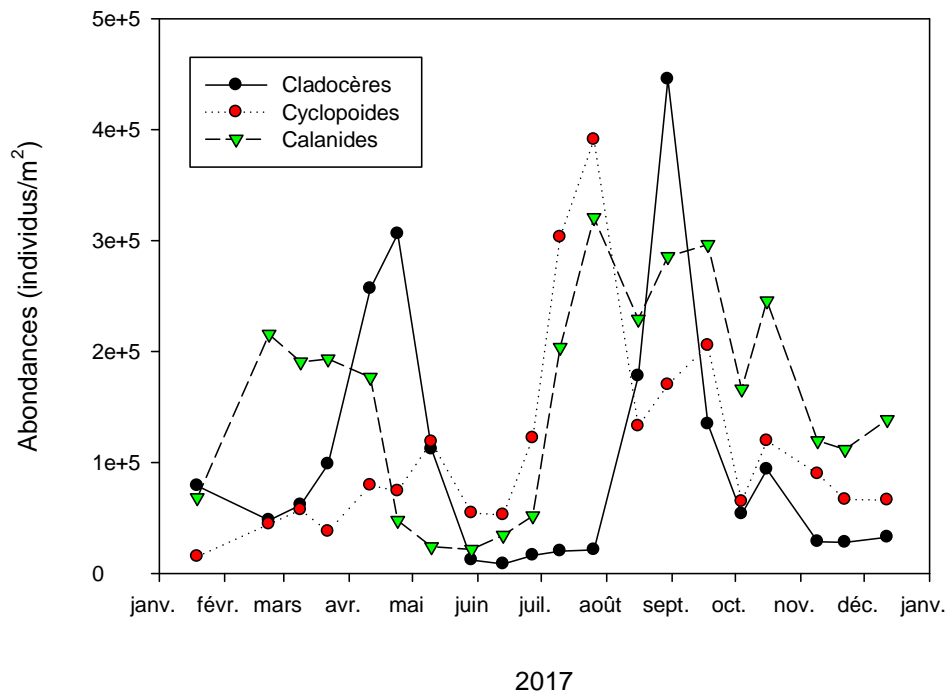


Figure 2 Dynamique saisonnière des différentes classes de micro-crustacés au lac du Bourget en 2017

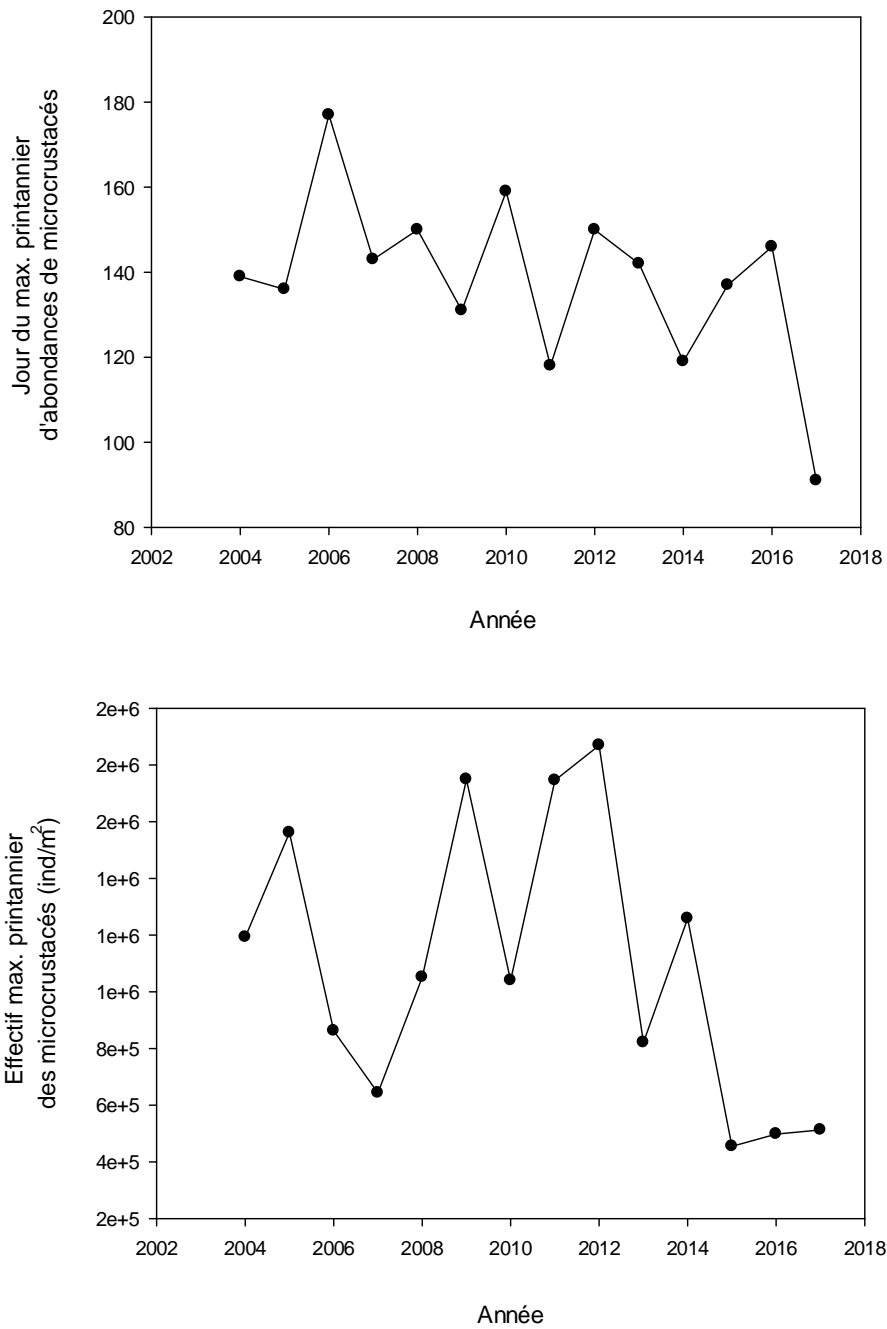


Figure 3 Caractéristiques interannuelles du maximum printannier d'abondance des micro-crustacés au lac du Bourget. (a) date du maximum printannier. (b) effectifs atteints

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 2017, comme pour la plupart des années précédentes, le pic d'abondance printanier est majoritairement composé de *D. longispina*, bien que l'on note aussi l'importance d'*E. 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*.

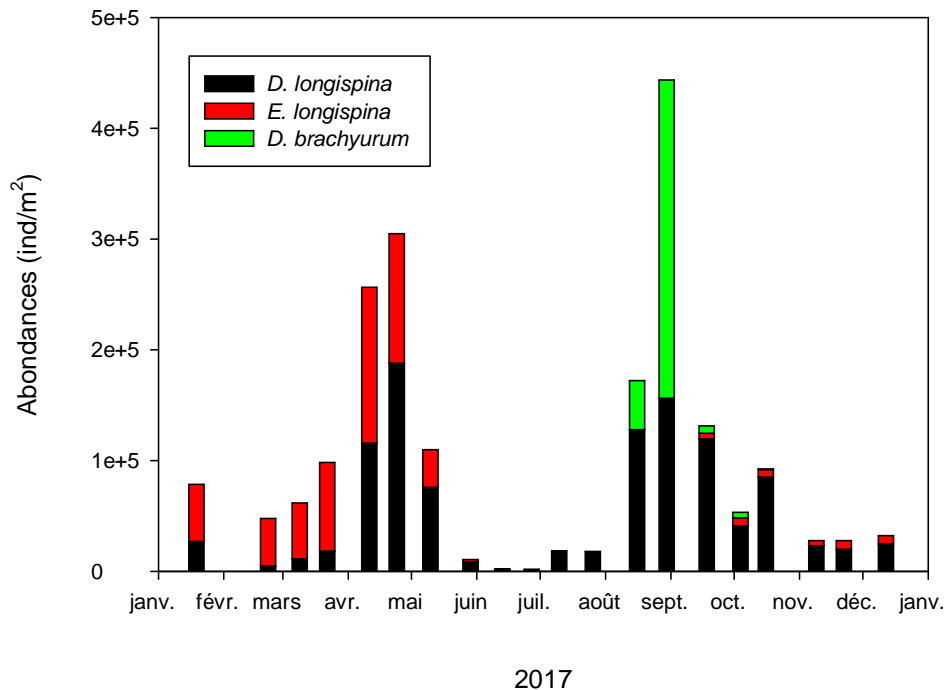
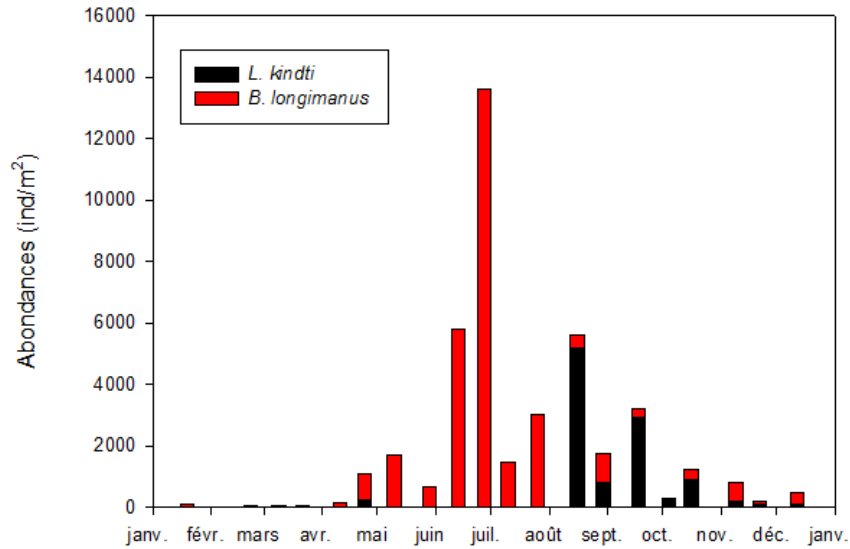
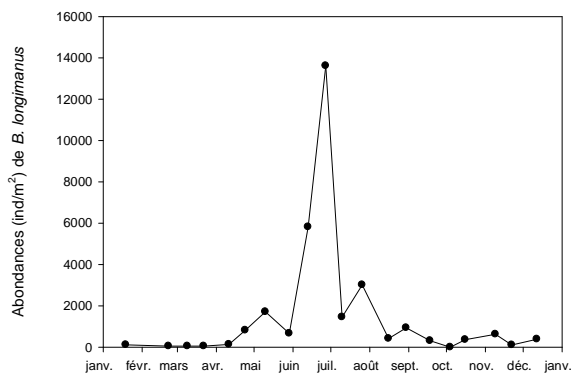


Figure 4 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores au lac du Bourget en 2017.

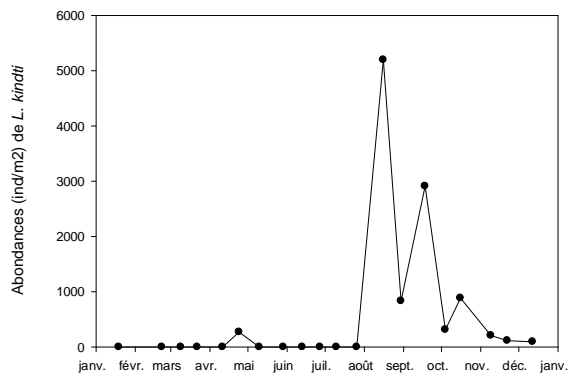
Les effectifs des cladocères prédateurs représentés par *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus* sont de plusieurs ordres de grandeurs inférieurs à ceux des cladocères herbivores (Figure 5). Ces deux espèces sont toutefois supposées jouer un rôle important dans la dynamique des autres espèces 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 semble opérer entre ces deux espèces, cette communauté étant surtout représentée par *B. longimanus* au cours de l'été, suivie en fin d'été début d'automne par *L. kindti* (Figure 5).



2017



2017



2017

Figure 5 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs au lac du Bourget en 2017, considérés ensemble (figure du haut) et séparément (figures du bas)
(a) *Bythotrephes longimanus* et (b) *Leptodora kindti*

Contrairement aux deux années précédentes, la saisonnalité des cyclopoïdes est assez marquée en 2017 avec un pic estival relativement important. Les effectifs sont également plus élevés en 2017 avec des abondances dépassant 300 000 ind.m⁻² en juillet. L'augmentation des effectifs entre le début d'année et l'été est presque exclusivement due à l'espèce *C. prealpinus* (*adultes et nauplii*). L'espèce thermophile *T. crassus* est observée seulement à partir de juin et ne cesse de voir sa proportion relative à l'ensemble augmenter jusqu'à la fin de l'année. Les abondances totales des cyclopoïdes diminuent régulièrement à partir du mois d'août.

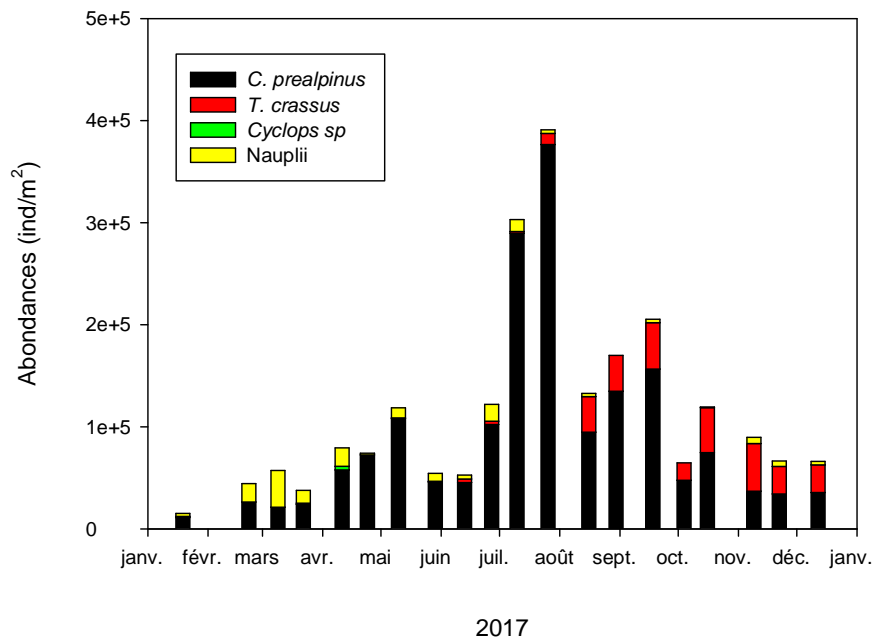


Figure 6 Evolution saisonnière de la composition des copépodes cyclopoïdes au lac du Bourget en 2017

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).

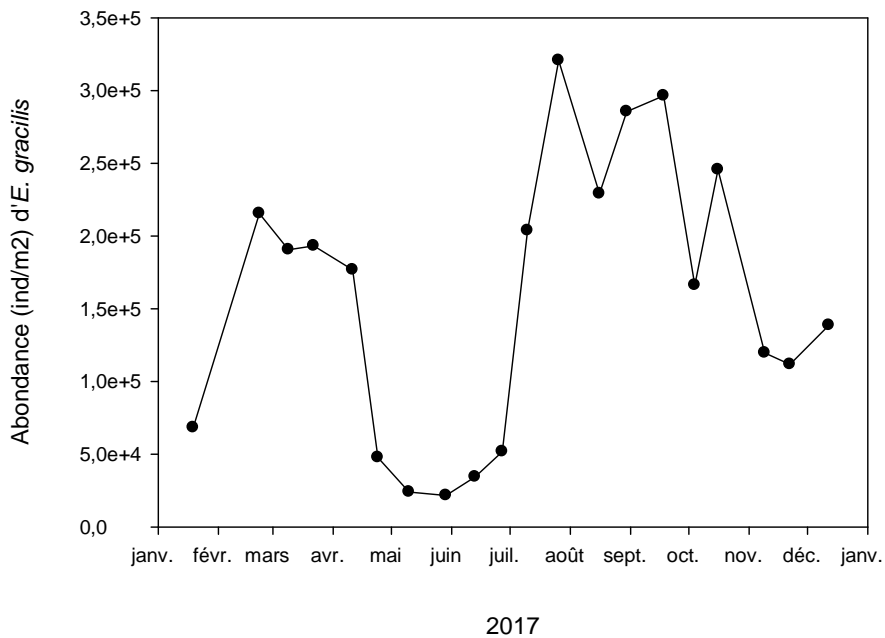


Figure 7 Evolution de l'abondance d *Eudiaptomus gracilis* au lac du Bourget en 2017

III. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2017

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen, en 2017, soit 302 000 ind.m⁻² est légèrement supérieure à celle mesurée en 2015 et 2016, avec environ 284 000 ind.m⁻², une valeur qui reste relativement faible dans la série 2004-2017 (Figure 8). Les effectifs totaux sont relativement 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 semblent plus subtiles.

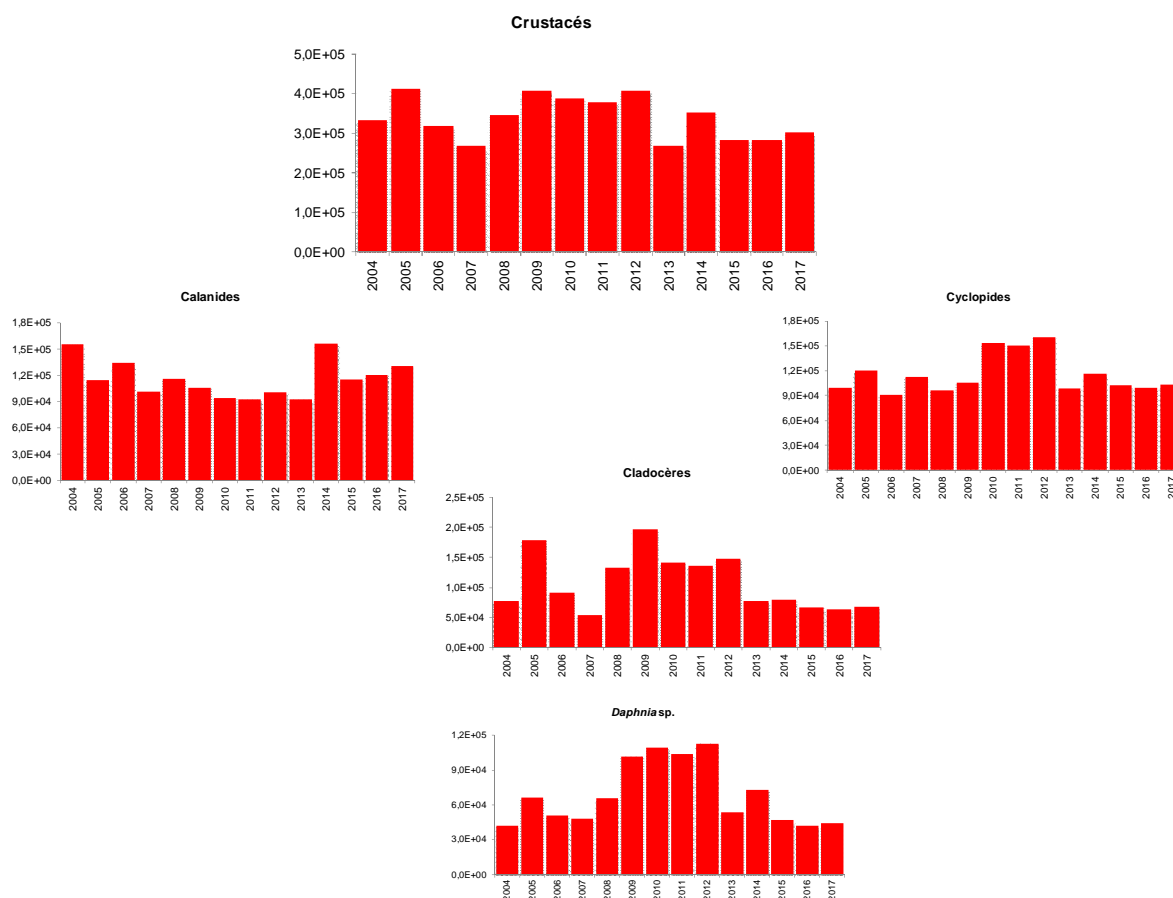


Figure 8 Abondances moyennes annuelles crustacées totales, des calanides, des cyclopidés, des cladocères et des Daphnies au lac du Bourget entre 2004 et 2017

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 ($r=-0,19$, $n=14$).

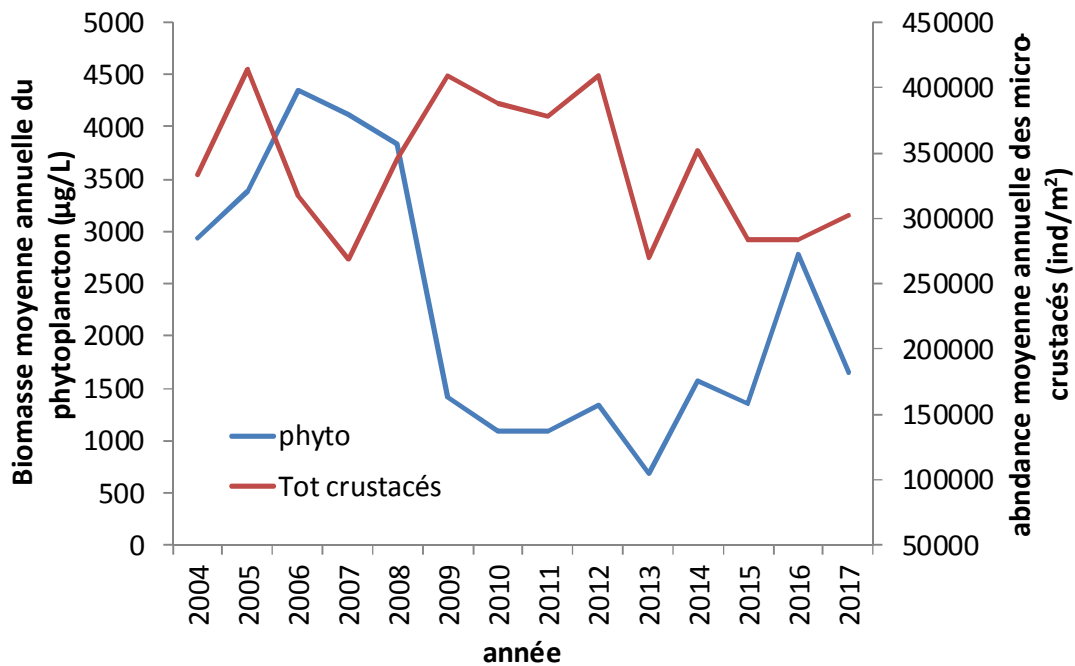


Figure 9 Comparaison des biomasses phytoplanctoniques et effectifs totaux de micro-crustacés au lac du Bourget de 2004 à 2017

Le maintien des effectifs de micro-crustacés sur la série 2004-2017, 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 partie depuis 2016).

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 Chrysophysées), indiquant un contrôle ascendant sur cette espèce dicté par la disponibilité d'algues de bonne qualité nutritionnelle pour ce taxon exigeant (Figure 10).

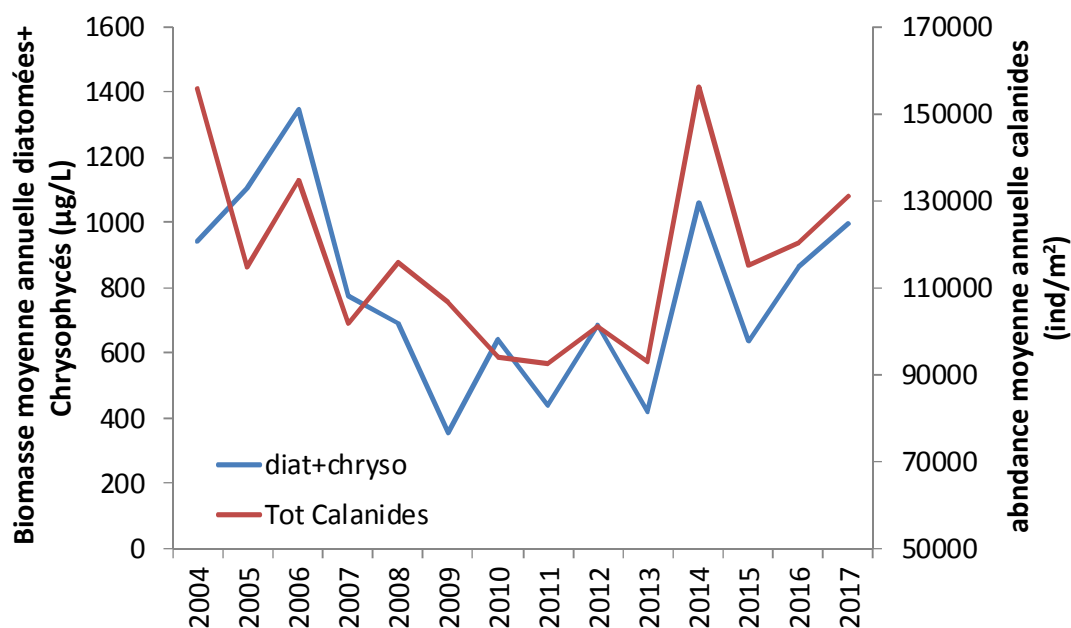


Figure 10 Comparaison des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de calanoïdes au lac du Bourget de 2004 à 2017

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 sa composition phytoplanctonique atypique. 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. En 2016 et 2017, il faut noter le retour marqué de la cyanobactérie *P. rubescens*, qui a peut-être impacté d'une façon ou d'une autre une partie de la communauté zooplanctonique.

RECHERCHES PORTANT SUR LE PEUPLEMENT PISCICOLE

En 2017, 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 2017 ont pu être comparées aux campagnes similaires réalisées en 2005 et à la série 2010-2016.

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 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, acoustique et 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 ichthyaires sera ensuite mesurée à partir des données antérieures : 2005, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 (Decelières-Vergés 2008, Agence de l'eau RMC 2011, et les rapports antérieurs de suivi).

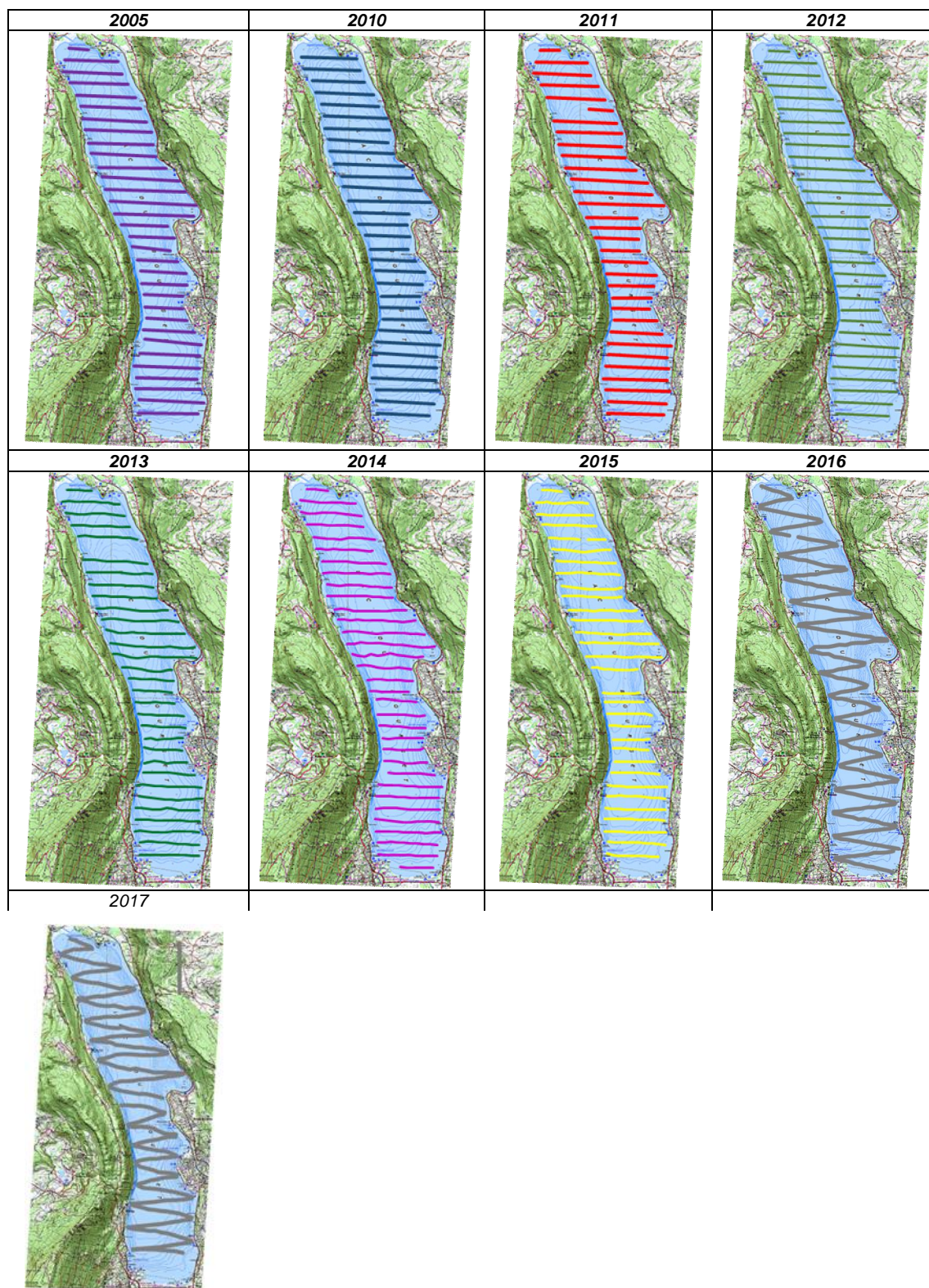


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2005, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 et 2017

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 et 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 et 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. 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 les caractéristiques de ce transducteur sont différentes de celui utilisé les années précédentes, l'ouverture est plus petite (7° vs 11°).

La longueur d'impulsion du sondeur est de 0.512 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.

Les échantillonnages acoustiques se composent d'environ 31 transects sur la période 2005-2015 distants d'environ 500 mètres (Figure 1). En prévision du changement de protocole (Drone) qui devrait avoir lieu dans les prochaines années, des parcours en zig-zag avec un cover-ratio similaire ont été employés en 2016. Il a été montré que les estimateurs obtenus sont similaires quelque soit le protocole d'échantillonnage utilisé, sous réserve d'un cover ratio équivalent (Guillard et Vergés 2007). Un chapitre concernant la comparaison entre ces deux parcours d'échantillonnage sera intégré

ultérieurement. Chaque année, les échantillonnages sont effectués la même semaine que les pêches scientifiques. En 2017, la campagne a été réalisée le 02 et 03 octobre. 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 2 à 3 m) n'est pas échantillonnée, ainsi que les zones littorales d'une profondeur de fond inférieure à 3-5 m. Pour les calculs des estimateurs de biomasse acoustique réalisés à partir des S_a ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (MacLennan et al. 2002), nous avons choisi une méthode simple pour les calculs d'estimation de stock de poissons, la moyenne arithmétique des valeurs (Guillard & 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 (Aglen 1989). Les sondeurs split-beam permettent le calcul de la position de chaque poisson dans le cône acoustique et donc de leur index de réflexion compensé (Target 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 et Nakken (1972) : $\rho_a = S_a / \sigma$ (σ étant défini par $TS = 10 \log (\sigma / 4\pi)$) (Dinner & 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 sera divisée en deux couches (Tableau I) 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 (Cuyppers 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).

Tableau I Partitions de la masse d'eau en fonction de la température et de l'oxygène. * Valeur moyenne sur l'ensemble des transects

Année	Couche supérieure	Couche inférieure
2005	3.0 m . 17.0 m	17.0 m - Fond
2010	3.0 m . 15.0 m	15.0 m - Fond
2011	3.0 m . 14.0 m	14.0 m - Fond
2012	3.0 m . 15.0 m	15.0 m - Fond
2013	3.0 m . 14.0 m	14.0 m - Fond
2014	3.0 m . 14.0 m	14.0 m - Fond
2015	3.0 m . 14.0 m	14.0 m - Fond
2016	3.0 m . 14.0* m	14.0* m - Fond
2017	4.0 m . 14.0 m	14.0 m - Fond

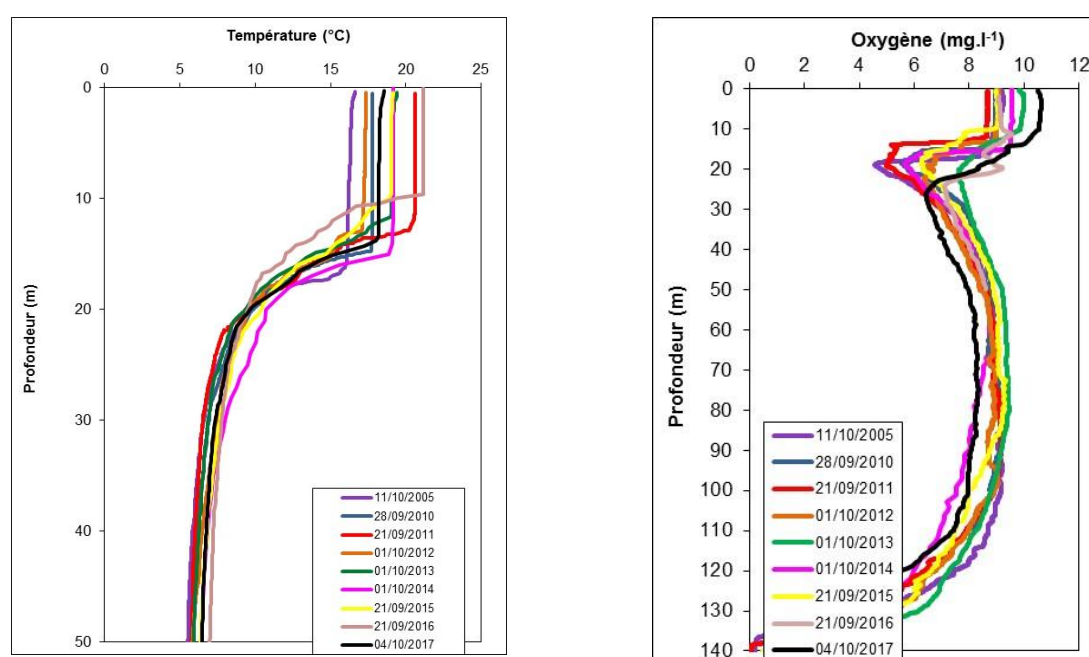


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 11/10/2005, 28/09/2010, 21/09/2011, 01/10/2012, 01/10/2013, 01/10/2014, 21/09/2015, 21/09/2016, 04/10/2017

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 II), 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 II nombre de filets théoriques par strates

¹ Directive Cadre Eau

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	69
Surface total de filets²	69 * 30 *1.5 = 3105 m²

Chaque filet benthique mesure 30 mètres de long par 1,5 mètres 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 III).

Tableau III 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 2017 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

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

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.

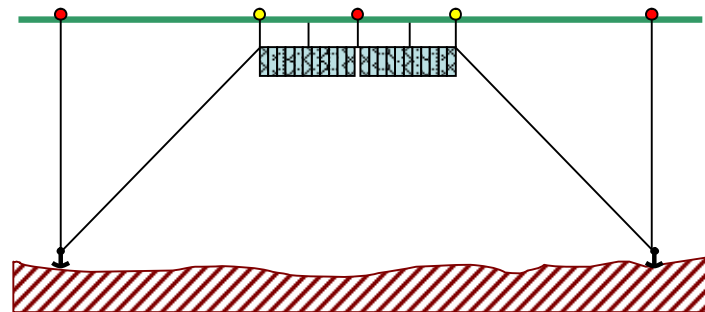


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique

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.

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.

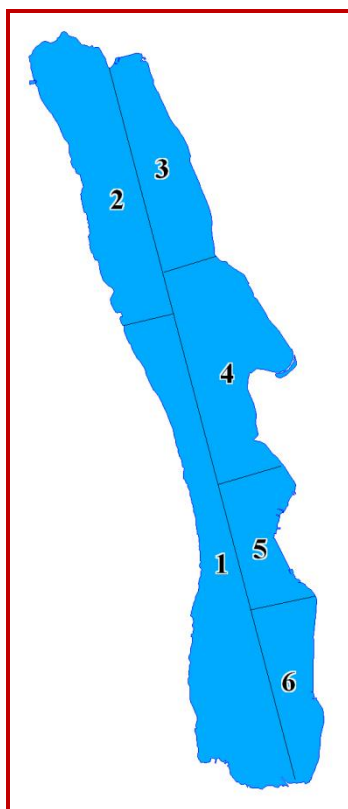


Figure 4 Lots de pêche du lac du Bourget

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.

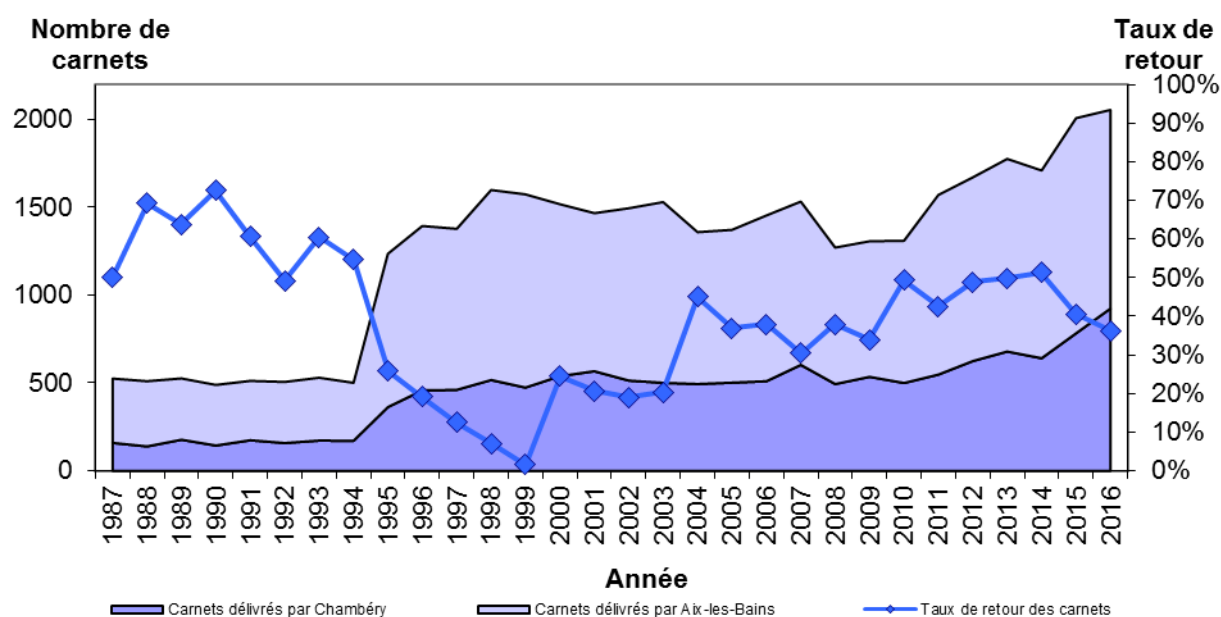


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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 2017).

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Densité acoustique

Les résultats des Sa moyens des neuf campagnes exprimés en unité d'échointégration, sont résumés dans le Tableau IV pour la strate supérieure et dans le Tableau V pour la strate 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 (Figures 6 et 7).

Tableau IV Sa (m².ha⁻¹) pour la couche supérieure sur la totalité du lac

	2005	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
	3 . 17 m	3 . 15 m	3 . 14 m	3 . 15 m	3 . 14 m	3 . 14 m	3 . 14 m	3-14 m	4-14 m
Maximum	41,893	12,742	4,400	33,156	6,300	10,928	8,347	8,611	6,728
Moyenne	1,629	0,904	0,201	2,615	1,752	0,295	0,346	0,846	0,636
Minimum	0,001	0,002	0,000	0,055	0,000	0,001	0,001	0,075	0,035

Tableau V Sa (m².ha⁻¹) pour la couche inférieure sur la totalité du lac

	2005	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
	17 m - Fond	15 m - Fond	14 m - Fond	15 m - Fond	14 m - Fond	14 m - Fond	14 m - Fond	14 m - Fond	14 m - Fond
Maximum	0,865	5,138	1,387	6,066	1,500	1,775	3,876	3,554	0,935
Moyenne	0,094	0,620	0,578	0,911	0,667	0,510	0,538	0,611	0,233
Minimum	0,000	0,028	0,079	0,101	0,101	0,002	0,053	0,000	0,014

Les valeurs varient beaucoup dans la couche supérieure selon les années, la valeur de 2017 étant à un niveau moyennement élevé proche des valeurs obtenues en 2010 et 2016. La couche inférieure globalement stable depuis les années 2010, a cette fois ci une valeur nettement plus faible (environ moitié des années précédentes). Pour la couche supérieure, les densités se situent en 2005 principalement au sud du lac, en 2010 dans sa partie centrale, en 2011 et 2014 principalement en zone côtière. En 2012, 2013 les poissons sont majoritairement dans la partie nord-ouest (Fig. 6 à 9), mais contrairement à 2012, en 2013 leur répartition est littorale sans différence entre les parties est et ouest. En 2015, les poissons sont principalement présents au sud et au nord du lac. En 2016 et 2017, de plus fortes densités s'observent au nord avec une distribution littorale. A l'inverse, pour la couche inférieure quelque soit les valeurs de densités enregistrées, les densités ont toujours une répartition spatiale assez homogène.

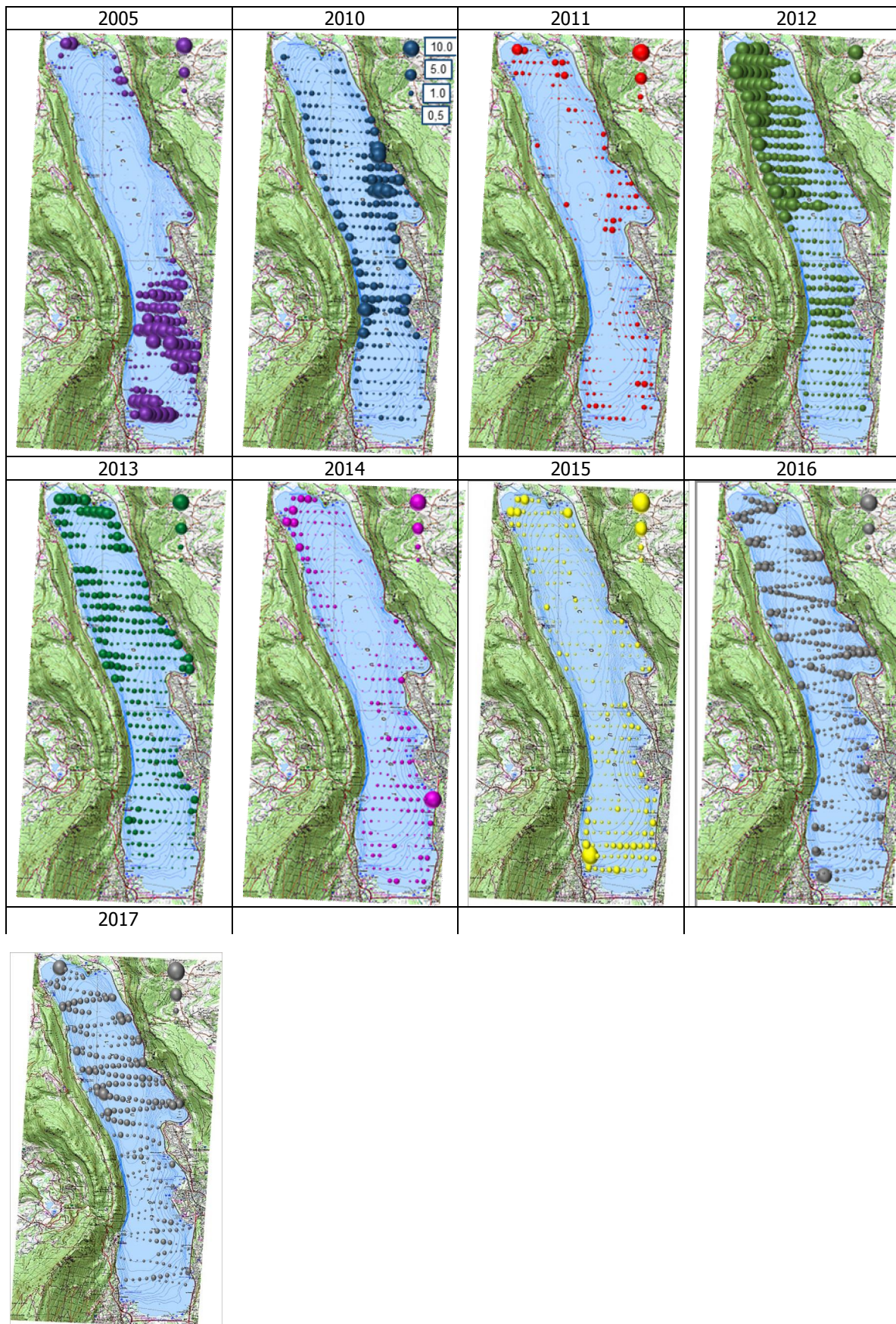


Figure 6 Séquences d'achointégration (Sa) des couches supérieures (2005 et 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017) de nuit

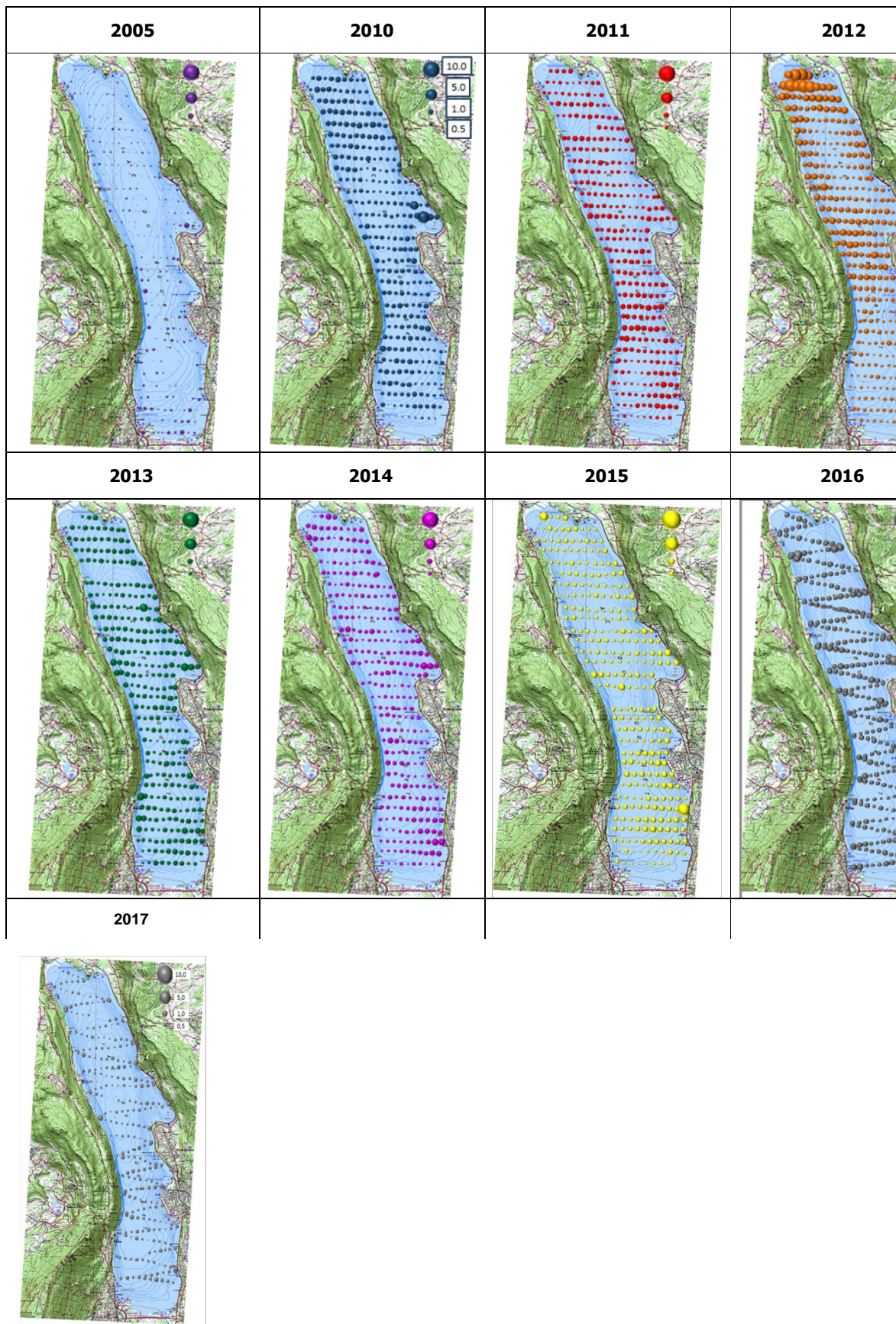


Figure 7 Séquences de déchointégration (Sa) des couches inférieures (2005 et 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017) de nuit

III.1.2. Structures en taille

Le nombre de poissons identifiés comme poissons 'trackés' dans les couches inférieures et supérieures et les TS moyennes durant les campagnes de nuit sont résumés dans le Tableau VI. En 2016, 2017 le nombre de cibles est inférieure. En effet, l'angle d'ouverture du sondeur utilisé lors de ces deux campagnes est différent des campagnes précédentes (7° contre 11° sur la période 2012-2015) le volume échantillonné est donc différent. Les distributions en tailles obtenues en acoustiques sont présentées en Figures 8 et 9.

Tableau VI Nombre de poissons détectés et TS moyennes par couches pour les campagnes (2005, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017)

		2005	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Supérieure	Nombre	11411	8673	1759	28922	16054	8599	8809	2309	1747
	TS moy. (dB)	- 46.9	- 45.1	- 48.2	-45.3	-46.8	-48.3	-47.1	-48.0	-45.5
Inférieure	Nombre	1874	7827	9173	8422	7012	7401	5599	1694	2609
	TS moy. (dB)	- 39.5	- 36.7	- 37.2	-36.1	-35.9	-36.4	-36.9	-36.0	-40.7

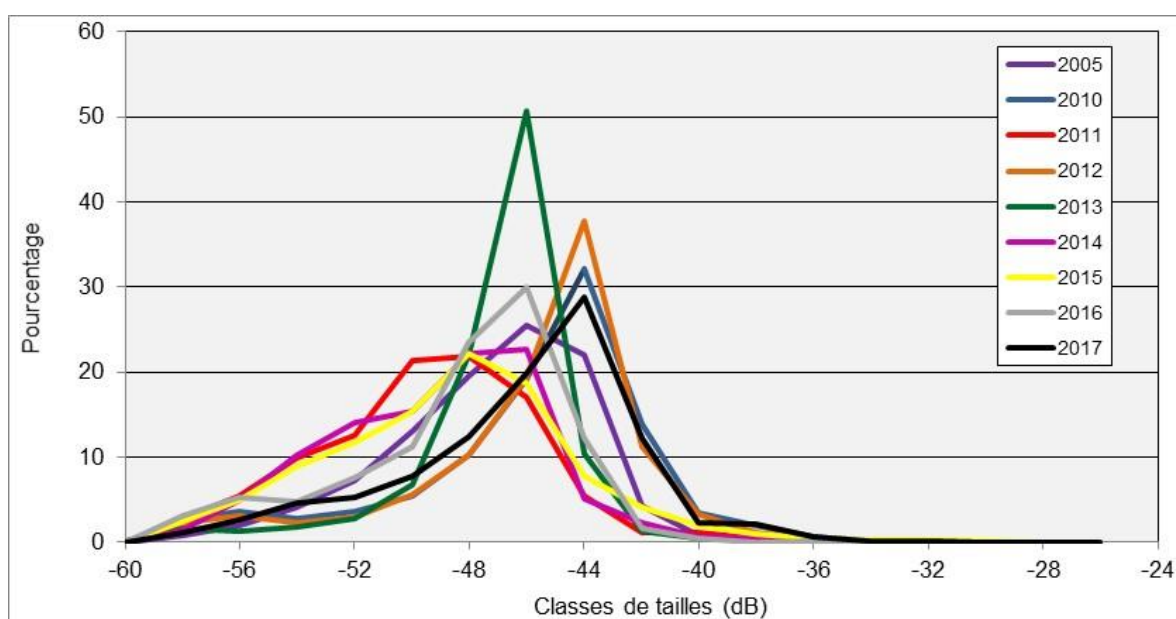


Figure 8 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure, années 2005, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016, 2017

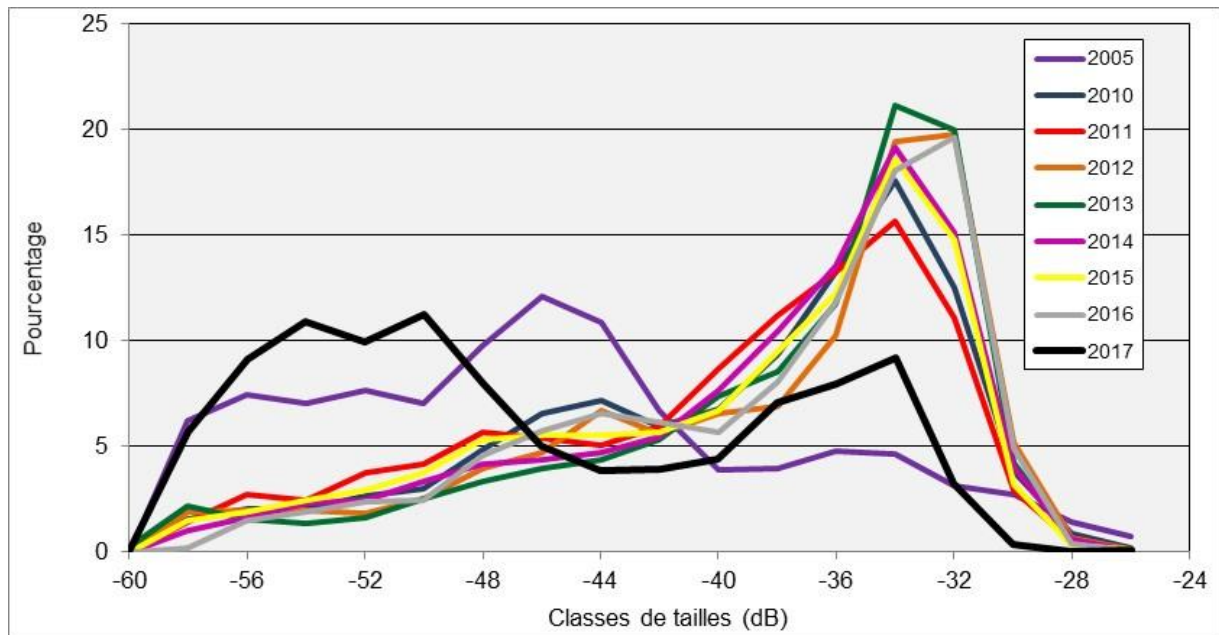


Figure 9 Distributions en classes de tailles pour la couche inférieure, années 2005, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016, 2017

Les couches supérieures pour les neuf campagnes 2005, 2010-2017 sont composées de plus de 93 % de poissons de taille inférieure à environ 15 cm, les poissons de l'année (-40 dB, Love, 1971 ; Emmrich et al. 2012). En 2005, 2011 et 2013, 2014, 2015 et 2016 les distributions en classes de tailles sont représentatives de poissons de tailles légèrement inférieures aux années 2010, 2012 et donc 2017. Les années 2011, 2014 et 2016 ont les TS moyennes les plus faibles (- 48.2, - 48.3 et -48 dB). L'année 2005, 2013 et 2015 présentent des valeurs intermédiaire (-46.9 dB, -46.8, -47,1 dB) tandis que les valeurs obtenues en 2010, 2012, 2017 sont semblables et plus élevées (- 45.1, - 45.3, - 45.5 dB).

Concernant les strates inférieures, sur la période 2010-2016, elles se composent de plus de 30 % de poissons de tailles supérieures à 35 cm (- 34 dB, Love, 1971) apparaît similaire. En 2017, le nombre de poissons < -40 dB est fortement majoritaire (plus de 70 %), avec un mode à -50 dB (poisson d'une taille d'environ 7-8 cm, possiblement des 0+ de corégone). Les TS moyennes sont similaires sur la série 2010-2016 (-36.7dB, - 37.2 dB, - 36.1 dB, -35.9, -36.4, -36.7 et -36 dB), exceptée l'année 2005 et 2017 qui se différencie 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 2013 et en 2015, la répartition des cibles ne montre pas de gradient particulier, ni pour les cibles situées au-dessus de la thermocline, ni pour celles situées en dessous (Figure 10), alors qu'en 2014, une concentration dans la couche 15-20 m semble prédominée. En 2016, la thermocline est plus haute, mais ce n'est pas pour autant que les corégones semblent être plus haut. La courbe d'oxygène en 2016 (Fig. 2) présente une forme particulière, impactant peut être la répartition des cibles.

La répartition des cibles dans la colonne d'eau confirme un nombre de cibles plus élevé dans la couche supérieure, une faible proportion d'individus de taille inférieure à -40 dB en couche

profonde. En 2014, une concentration importante de poissons est retrouvée dans la couche 15-20 m alors qu'une distinction nette entre les couches est constatée en 2016 comme en 2017. Cette année la profondeur moyenne des cibles détectées en couche inférieure est plus élevée (Figure 11). On note qu'en 2016 et 2017, et contrairement aux années précédentes, la couche située au niveau de la thermocline ne présente aucune cible. Cette couche correspond à la couche de présence maximale de cyanobactéries.

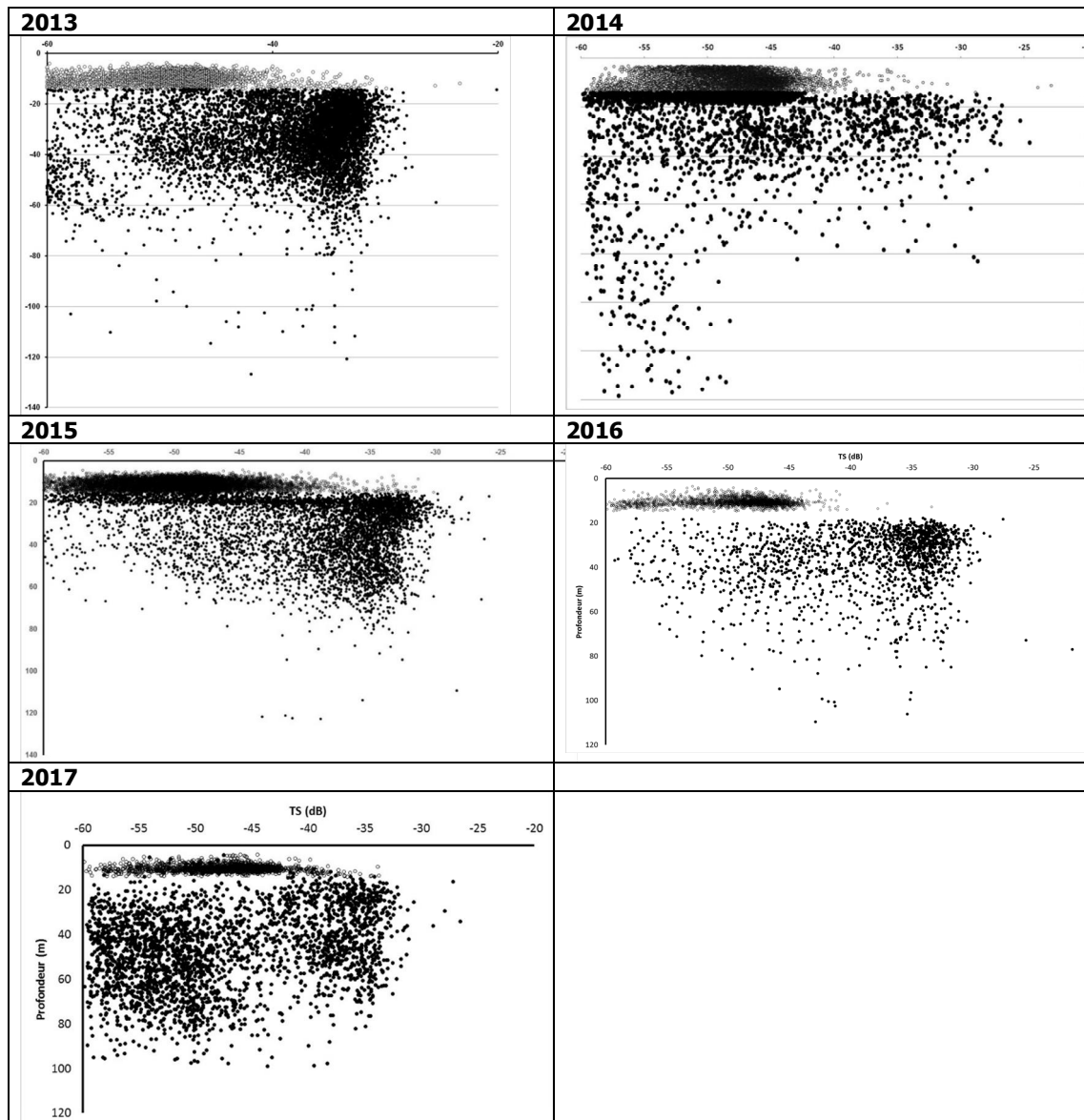


Figure 10 Distributions des cibles en fonction de la profondeur, années 2013 -2017

Une analyse sur les cibles des couches profondes et de taille inférieure à -50 dB, met en évidence que les juvéniles de corégone (*Coregonus lavaretus*) ne montrent pas de zone de distribution privilégiée, quel que soit l'année.

L'occupation des couches profondes n'évolue pas sur la série jusqu'en 2017. Les poissons sont majoritairement répartis sur les 50 premiers mètres (Figure 11) ($\sim 85\%$ en 2016, contre $\sim 14\%$ entre 50 et 80 m, et de 1 % en dessous), sauf en 2017 où ils sont plus dispersés.

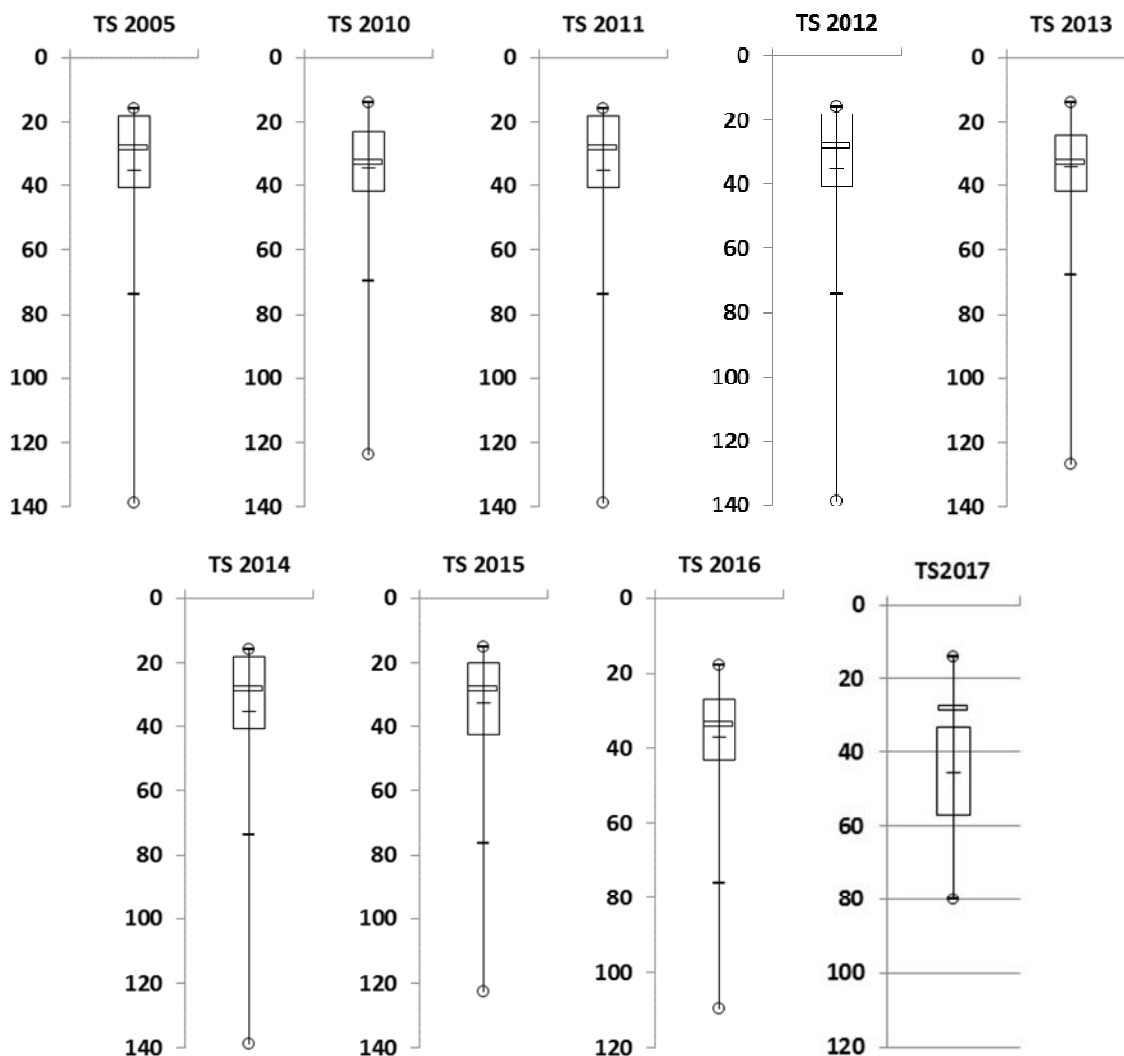


Figure 11 Box-plot de la distribution des cibles dans les couches profondes, en fonction de la profondeur, années 2005 et 2010-2017

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 plus grandes que celles de 2011, 2013, 2014 et 2015 et donc proches des années 2010 et 2012.

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. 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 large, 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), à l'instar dans les années 2010-2011, ont été mis en évidence, comme dans le Léman (Dubois et al. 2008), mais les années 2016 et 2017, avec des valeurs intermédiaires, ne permet pas de confirmer cette hypothèse.

Les densités de la couche inférieure à la thermocline étaient faibles en 2005 (0.09), puis similaires en 2010, 2011, 2013, 2014, 2015 et 2016 (0,62, 0,58, 0,67, 0,51, 0,54 et 0,61), seule l'année 2012 étant nettement plus forte (0.91). Mais la densité estimée en 2017 est d'un niveau environ deux fois plus faible que les valeurs des années précédentes. 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 élevée qu'en 2015 et en 2016 pour la couche superficielle (environ 17 kg.ha⁻¹ contre 13 kg.ha⁻¹ en 2016 et 5 kg.ha⁻¹ en 2015) et beaucoup plus faible pour la couche profonde en 2017 (16,5 kg.ha⁻¹ contre 43 en 2015 et 41 kg.ha⁻¹ en 2016)

Tableau VII 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
Brienz (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, 69 filets benthiques et des filets pélagiques ont été posés en 2017, comme les années précédentes (Figure 12), à des endroits similaires.

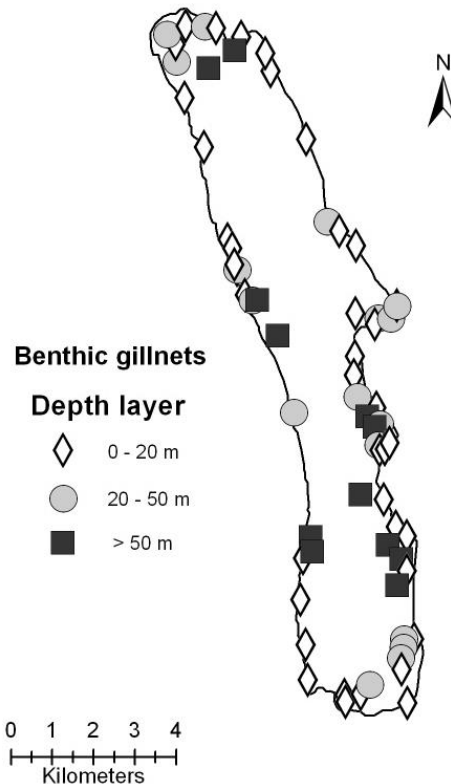


Figure 12 Répartition spatiale des filets benthiques

III.2.2. Espèces présentes et rendements globaux

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 VIII).

La campagne de pêche 2017 a permis la capture de 14 espèces de poissons et de deux espèces d'écrevisse, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*) et la californienne (*Pacifastacus leniusculus*). Cette année il faut noter que le chevesne (*Squalius cephalus*), l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), la vandoise (*Leuciscus leuciscus*) et la bouvière (*Rhodeus amarus*) 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. Le sandre, absent en 2013 et détecté depuis, a été à nouveau pêché en 2017 mais en faible quantité, seulement 7 individus, confirmant sa faible présence depuis plusieurs années. L'événement marquant est la capture pour la deuxième année consécutive dans les pêches scientifiques du Silure (*Silurus glanis*), dont la présence dans le lac semble avérée depuis 2013.

Tableau VIII Chiffres clés de la campagne de pêche 2013-2014-2015-2016
(les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques et pélagiques)

2013	Nombre	Biomasse	Rendements de pêche	
Espèce	Ind.	gr	Numériques	Pondéraux
PER	1 711	18 189,8	80,7%	31,2%
GAR	148	11 098,2	7,0%	19,1%
GRE	112	903,8	5,3%	1,6%
PCH	62	5 144,1	2,9%	8,8%
COR	30	4 577,7	1,4%	7,9%
ROT	26	6 083,8	1,2%	10,5%
BRO	10	4 727,8	0,5%	8,1%
TAN	11	4 084,9	0,5%	7,0%
PES	4	183,2	0,2%	0,3%
LOT	4	761,6	0,2%	1,3%
CHE	1	2 087,8	0,1%	3,6%
OBL	1	366,8	0,1%	0,6%
BRB			0,0%	0,0%
BRE			0,0%	0,0%
GOU			0,0%	0,0%
SAN			0,0%	0,0%
TRL			0,0%	0,0%
Total	2120	58209	100%	100%

2014			Rendements de pêche	
	Nombre	Biomasse	Numériques	Pondéraux
Espèce	Ind.	gr	%	%
Perche	1633	20691.89	66.59%	66.59%
Gardon	547	9695.90	22.30%	22.30%
Corégone	18	4066.53	0.71%	0.71%
Perche Soleil	6	244.60	0.24%	0.24%
Brochet	8	2034.20	0.33%	0.33%
Tanche	3	915.60	0.12%	0.12%
Lotte	4	282.40	0.16%	0.16%
Rotengle	42	11093.60	1.71%	1.71%
Sandre	4	187.80	0.16%	0.16%
Poisson Chat	30	1494.20	1.22%	1.22%
Breme	50	1349.90	2.04%	2.04%
Gremille	108	854.70	4.40%	4.40%
Total	2453	53253	100%	100%

2015	Nombre	Biomasse	Rendements de pêche	
			Numériques	Pondéraux
Espèce	Ind.	gr	%	%
Perche	1189	21630,41	79,21%	45,82%
Gardon	147	8608,23	9,79%	18,24%
Corégone	19,17	2096,73	1,28%	4,44%
Brochet	11	2304,20	0,73%	4,88%
Gremille	55	547	3,66%	1,16%
Rotengle	41	7893,70	2,73%	16,72%
Sandre	19	1758,2	1,27%	3,72%
Poisson Chat	10	810,2	0,67%	1,72%
Perche Soleil	4	4,4	0,27%	0,01%
Tanche	4	318,60	0,27%	0,67%
Ombles	2	1233,60	0,13%	2,61%
Lotte	0	0	0,00%	0,00%
Goujon	0	0,00	0,00%	0,00%
Total	1501	47205	100,00%	100,00%

2016	Nombre	Biomasse	Rendements de pêche	
			Numériques	Pondéraux
Espèce	Ind.	gr	%	%
Perche	1112	13550,00	68,85%	18,87%
Gardon	261	9142,00	16,16%	12,73%
Corégone	19	4200,00	1,18%	5,85%
Brochet	14	4040,00	0,87%	5,63%
Gremille	46	392,00	2,85%	0,55%
Rotengle	63	20883,00	3,90%	29,09%
Sandre	2	180,00	0,12%	0,25%
Poisson Chat	8	930,00	0,50%	1,30%
Perche Soleil	35	608,00	2,17%	0,85%
Tanche	18	6081,00	1,11%	8,47%
Ombles	1	156,00	0,06%	0,22%
Lotte	4	294,00	0,25%	0,41%
Goujon	2	6,00	0,12%	0,01%
Breme B.	15	190,00	0,93%	0,26%
Chevesne	6	8926,00	0,37%	12,43%
Vandoise	5	70,00	0,31%	0,10%
Bouvière	1	6,00	0,06%	0,01%
Silure	3	2136,00	0,19%	2,98%
Total	1615	71790	100,00%	100,00%

2017			Rendements de pêche	
	Nombre	Biomasse	Numériques	Pondéraux
Espèce	Ind.	gr	%	%
Perche	759	11248,00	63,46%	18,52%
Gardon	202	16511,60	16,89%	27,19%
Corégone	13	906,20	1,09%	1,49%
Brochet	11	4240,80	0,92%	6,98%
Gremlle	76	738,60	6,35%	1,22%
Rotengle	76	18328,20	6,35%	30,18%
Sandre	7	686,00	0,59%	1,13%
Poisson Chat	3	242,80	0,25%	0,40%
Perche Soleil	7	168,60	0,59%	0,28%
Tanche	11	3710,40	0,92%	6,11%
Lotte	1	7,80	0,08%	0,01%
Goujon	1	5,20	0,08%	0,01%
Breme	26	644,00	2,17%	1,06%
Silure	3	3285,60	0,25%	5,41%
Total	1196	60724	100,00%	100,00%

Le rendement de pêche numérique de 208 ind./1000 m² est faible et est similaire à 2015-2016 ; on observe une décroissance constante des rendements numériques depuis le début des suivis (Figure 13a). Le rendement de pêche pondéral est de 10,5 kg/1000 m². Il est supérieur à celui des campagnes antérieures et moindre que celui de 2016 où il avait été fortement impacté par quelques gros rotengles attrapés, les rotengles comptant pour moins de 4% en nombre, mais pour plus de 21 % en poids. Comme pour les années précédentes, le peuplement est dominé principalement par la perche (*Perca fluviatilis*), puis le gardon (*Rutilus rutilus*), tant en nombre qu'en poids.

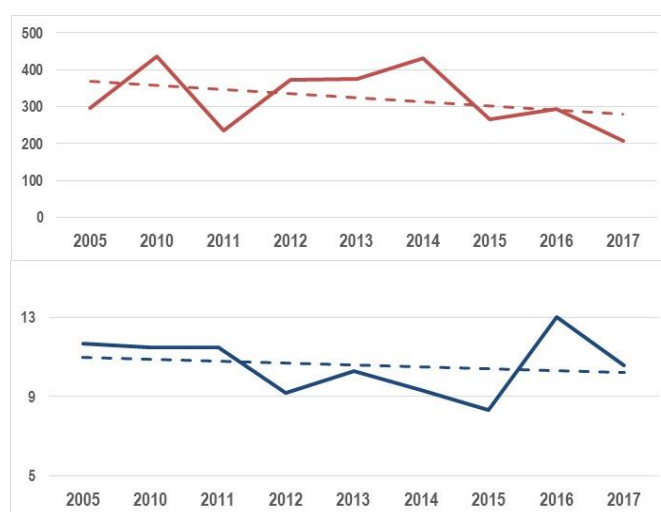


Figure 13 Rendement numérique et pondéral pour 1000 m² de filet, de 2005 puis de 2010 à 2017

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. Il est à noter qu'en 2015, 2016, 2017, aucun individu n'a été capturé en zone profonde. Sur la période 2012- 2015 et en 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.

III.2.3. Rendements des filets benthiques sur la chronique 2005-2016

Les rendements numériques des deux espèces majoritaires (Figure 14), la perche (PER) et le gardon (GAR) sont susceptibles d'être variables selon les années car liés aux variations du recrutement lié aux conditions climatiques (Gillet 2001). Ainsi, en 2017, les captures de perche sont les plus faibles de la série avec une décroissance constante depuis 2014; on notera que sur la série les fluctuations sont du simple au double. Pour le gardon, les rendements sont à un niveau intermédiaire dans la série. Pour les rendements pondéraux, les années 2011, 2012, 2016, 2017 sont les années avec les valeurs les plus faibles pour la perche. Pour le gardon, les rendements pondéraux restent importants et sont même pour 2017, la plus haute valeur de la série.

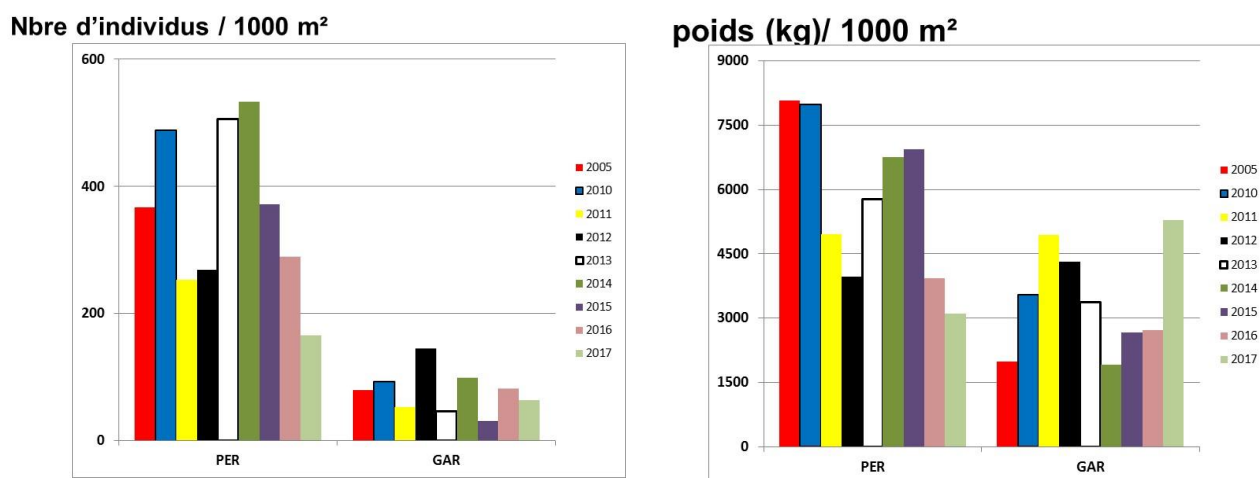


Figure 14 Rendements numériques et pondéraux (ind./1000 m²) des filets benthiques pour la perche (PER) et le gardon (GAR).

- Le reste des captures benthiques est dominé comme les années précédentes (Figure 15) par la grémille (GRE) (*Gymnocephalus cernuus*), un percidé, le poisson chat (PCH) (*Ameiurus melas*) qui présente la valeur la plus faible de la série (0,97 ind./1000 m²) confirmant la tendance de raréfaction. Le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) est à un niveau record par rapport aux années précédentes et montre une tendance significative à l'augmentation. Le brochet (*Esox lucius*) présente une stabilité sur la série sans qu'une tendance nette puisse être notée et la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) suite à un niveau jamais atteint auparavant, retrouve un niveau équivalent aux années antérieures. Le

sandre, absent en 2013, mais détecté en faible quantité les autres années a été à nouveau pêché ce qui confirme sa faible occurrence depuis plusieurs années.

On trouve ensuite, comme les autres années, un cortège d'espèces dont les rendements sont faibles et sur lesquels il est difficile de faire une analyse rigoureuse des tendances :

- L'omble chevalier (OBL) (*Salvelinus alpinus*) n'a pas été capturé.
- Les rendements de pêche observés sur la tanche (TAN) (*Tinca tinca*) sont globalement stables depuis le début de la chronique.
- Le chevesne, le goujon ainsi que la lotte et la brème bordelière sont à des niveaux similaires aux années précédentes. Ces espèces sont marginales dans l'échantillonnage ou absente selon les années.
- L'événement marquant est la capture deux années de suite dans les pêches scientifiques du Silure dont la présence dans le lac est avérée depuis 2013

Nbre d'individus/ 1000 m²

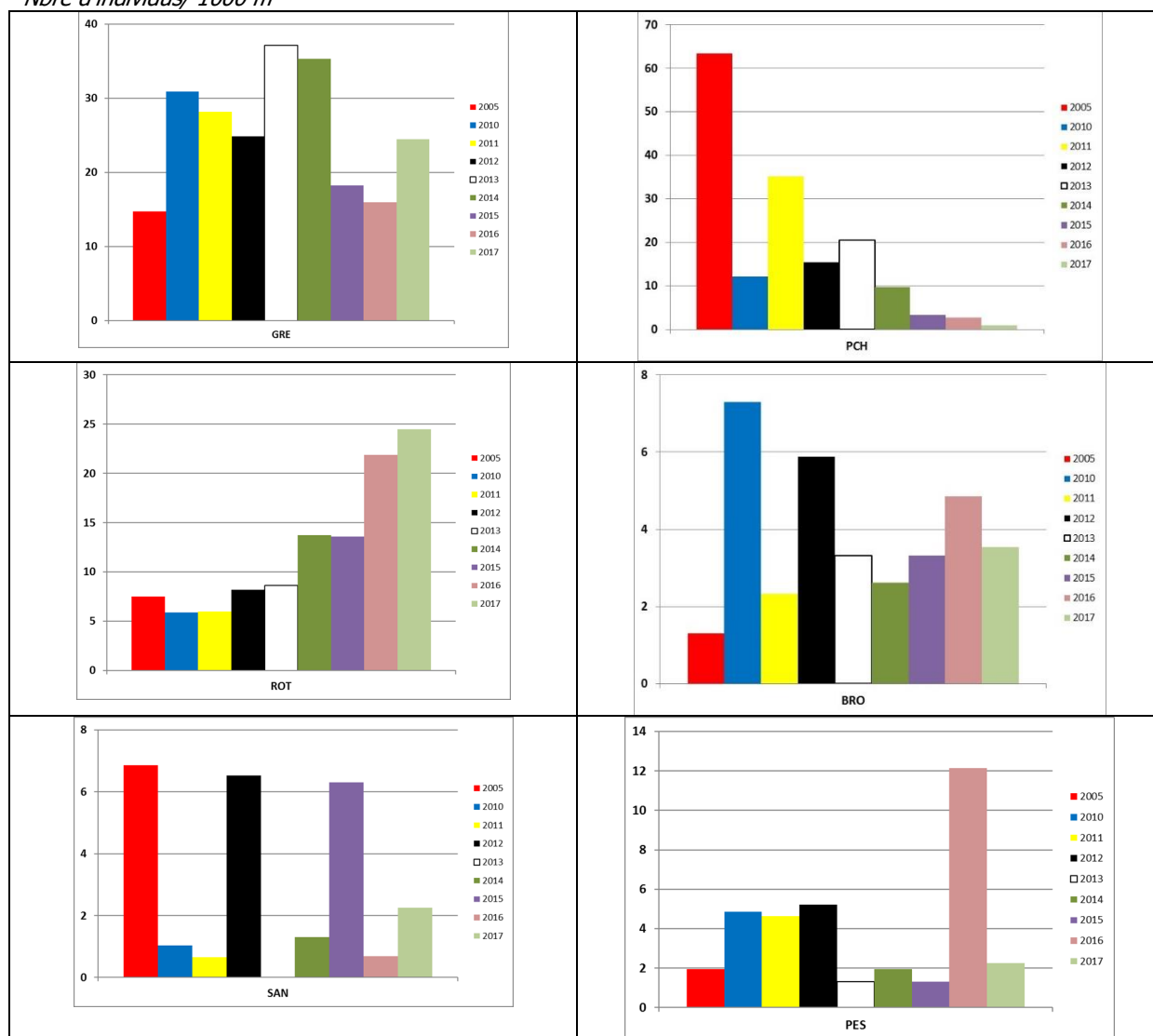


Figure 15 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques pour la gremlle(GRE), le poisson-chat (PCH), le rotengle (ROT), le brochet (BRO), le Sandre (SAN), ainsi que la perche-soleil (PES)

Les rendements pondéraux confirment la domination de la perche et du gardon (Figure 14) en termes de biomasse, suivi par le rotengle, qui a été capturés en nombre important et avec de gros individus (25 % sont > 30 cm, pèsent plus de 400 g et représentent 87 % du poids total).

Poids (kg) / 1000 m²

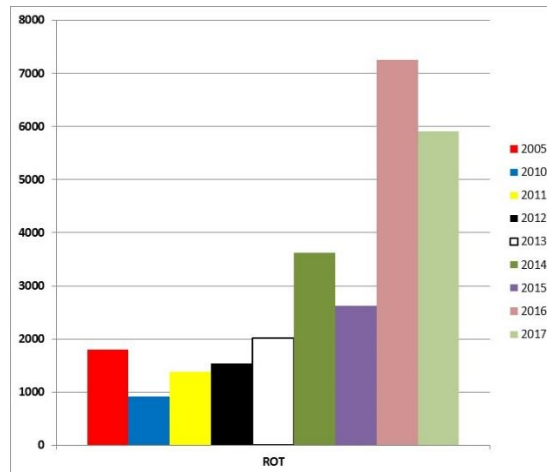


Figure 16 Rendements pondéraux (gr./1000 m²) des filets benthiques pour le rotengle et le poisson chat.

III.2.4. Rendements des filets pélagiques sur la chronique 2005-2017

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives (CEN 2009). Les rendements (Figure 17) 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.

- On constate une baisse numérique du corégone entre les années 2012 à 2017, après le pic de 2012.
- Les rendements de gardon sont quant à eux très faibles, contrairement à l'année record de 2014, qui fait exception.
- L'année 2012 avait été caractérisée par une forte augmentation des captures pélagiques de perche, comme en 2010 ; 2017 est une année de rendement très faible dans les filets pélagiques.

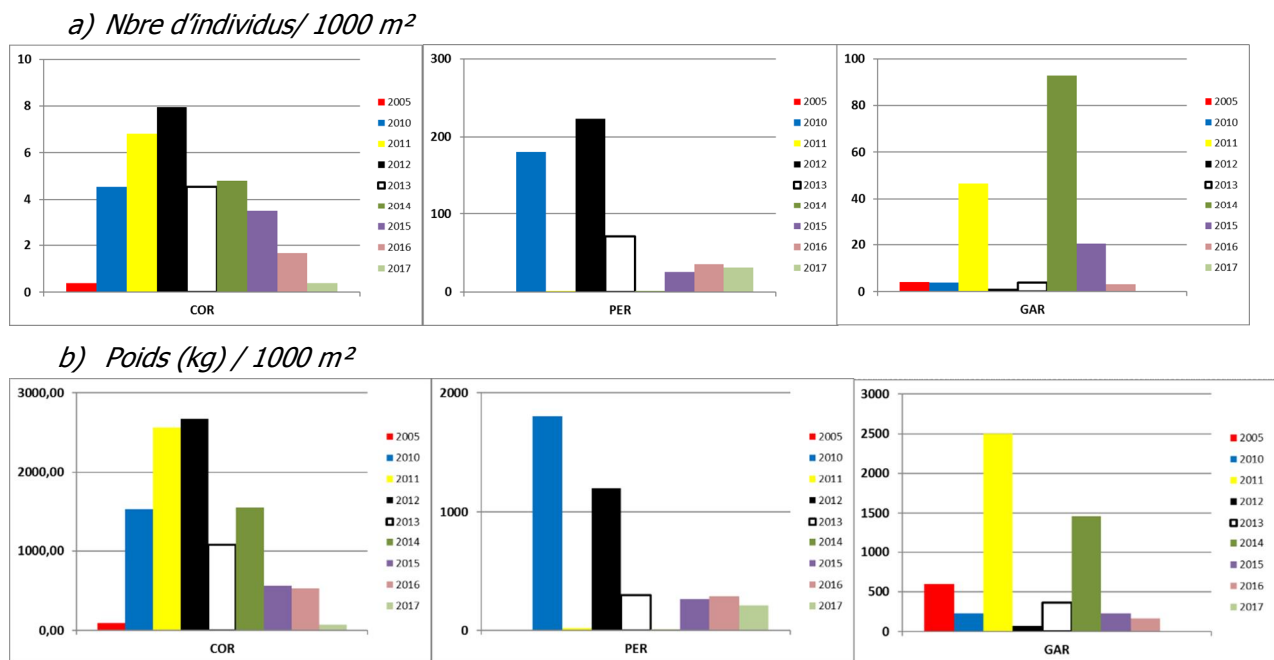


Figure 17 Rendements numériques (a) et pondéraux (b) des filets pélagiques

III.2.5. Répartition spatiale

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 moins marquée que lors des autres années, mais cette séparation reste stricte.

III.2.6. Analyse populationnelle des espèces majoritaires

III.2.6.1. La perche

La perche est exploitée au Bourget par la pêche professionnelle sous forme de perchots (poissons de l'année), à l'aide de mirandiers (filets benthiques de mailles comprises entre 9 et 16,5 mm), et sous forme de adultes (poissons de plus de 2 ans) à l'aide de traînées benthiques dont la maille est supérieure à 27 mm. Il n'existe pas de taille minimale légale de capture.



En 2017, la population de perche présente une nouvelle fois les abondances les plus fortes au sein du peuplement, caractérisées par une forte proportion de jeunes de l'année (Figure 18), avec un mode (taille moyenne des juvéniles) qui varie d'une année sur l'autre.

%

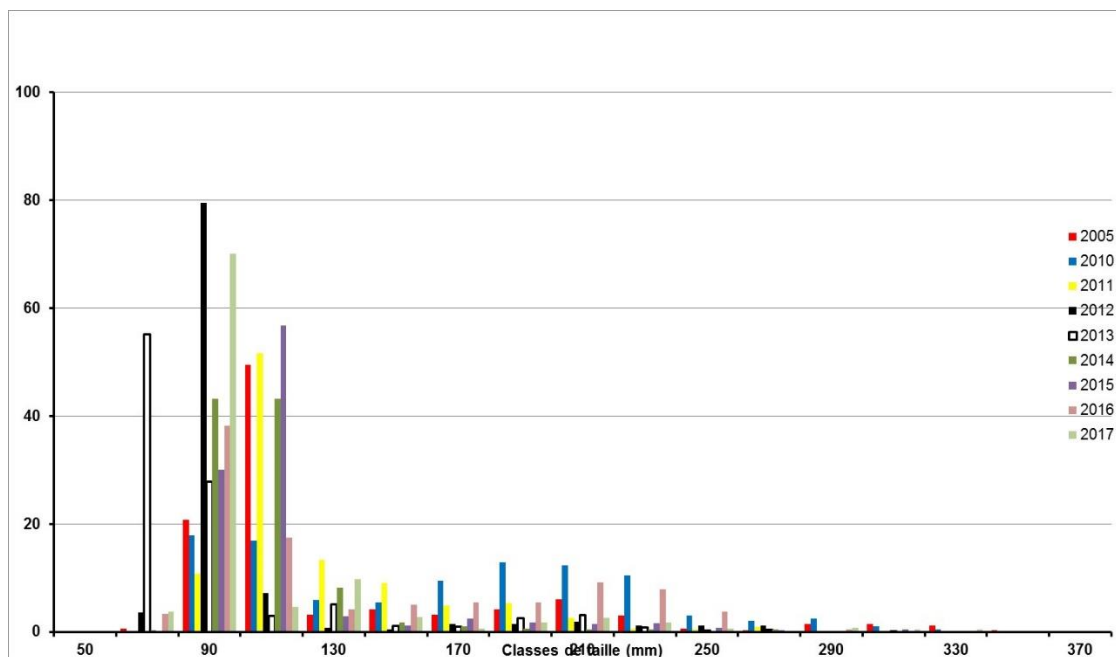


Figure 18 Structure en taille de la population de perche

Tous les poissons de moins de 12 cm environ, d'après les lectures d'opercules réalisées en laboratoire, et en cohérence avec les résultats de l'étude menée par le CISALB en 2007 sur la reproduction et la croissance de la perche (Campton, 2007), sont des poissons de l'année. La taille moyenne des juvéniles varie d'une année sur l'autre de façon assez nette, de 70 mm en 2013, taille la plus faible, à 101 mm en 2011, taille la plus grande. En 2017, la taille médiane des 0+ est conforme aux années antérieures (81 mm) (Figure 19). Une relation (non significative statistiquement) apparaît entre les densités acoustiques détectées et les tailles moyennes (Figure 19b), mais pas avec les rendements de pêches.

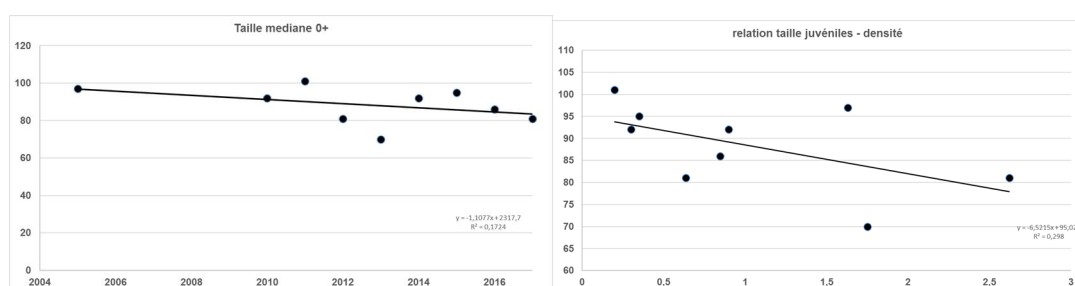


Figure 19 a) taille moyenne des juvéniles et b) relation tailles moyennes - densités détectées en couche de surface

Les poissons 0+ sont légèrement moins porteurs du parasite *Triaenophorus crassus*, puisque cette année la prévalence est de 60 %'. 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 33,9 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 3 %. 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 12-13 cm) et ceux obtenus pour les adultes (Figure 20). On constate que les rendements de perches adultes sont à nouveau très bas en 2017 et que les juvéniles sont à un niveau bas.

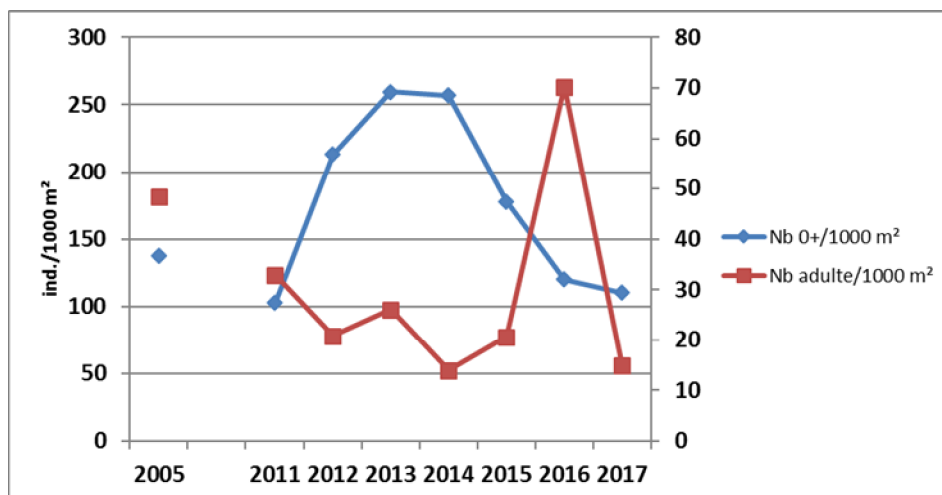


Figure 20 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les relations tailles-poids (Figure 21) sont similaires, 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.

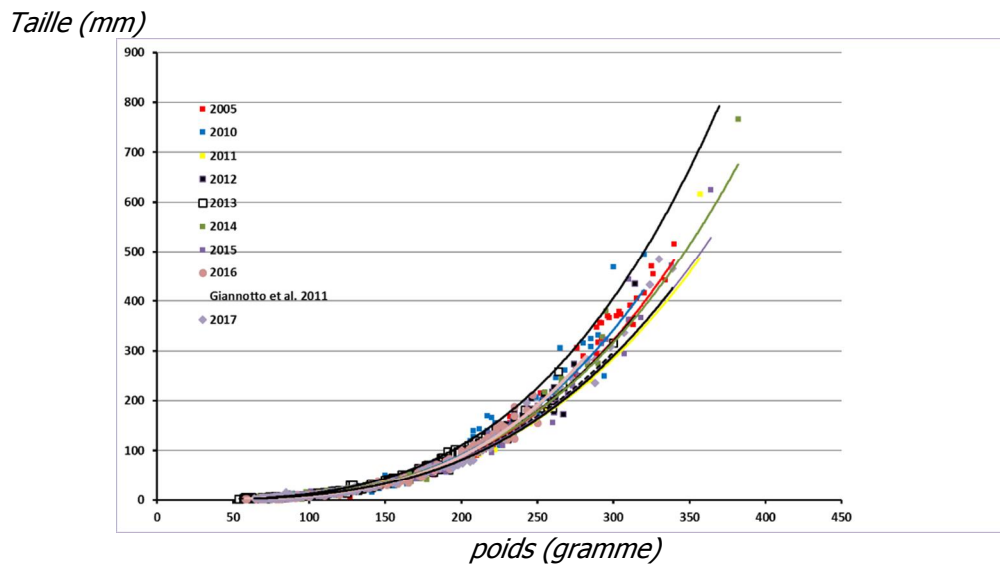
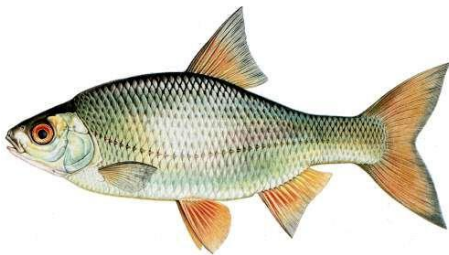


Figure 21 Relation taille . poids pour la perche (2005 et 2010-2017 et de Giannotto et al. (2011) (en noir)

3.2.6.2. Le gardon



Le gardon est l'espèce la plus abondante après la perche. Les rendements numériques sont faibles, au même niveau que les années précédentes.

Les longueurs des alevins de l'année sont du même ordre de grandeur que les alevins de perches, compris entre 6 et 14 cm (Figure 22), d'après les lectures d'écaillés. Les gardons d'1 an et plus sont compris dans une gamme allant de 14 à 30 cm, et représentent une proportion assez importante, comme les années précédentes.

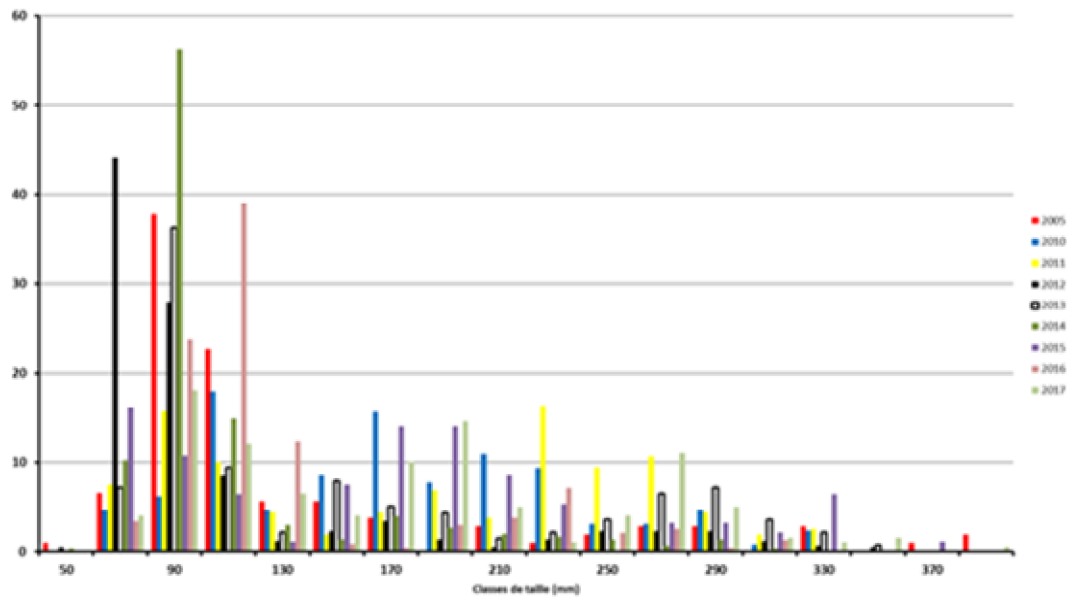


Figure 22 Structure en taille de la population de gardon

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 13-14 cm) (Figure 23). 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.

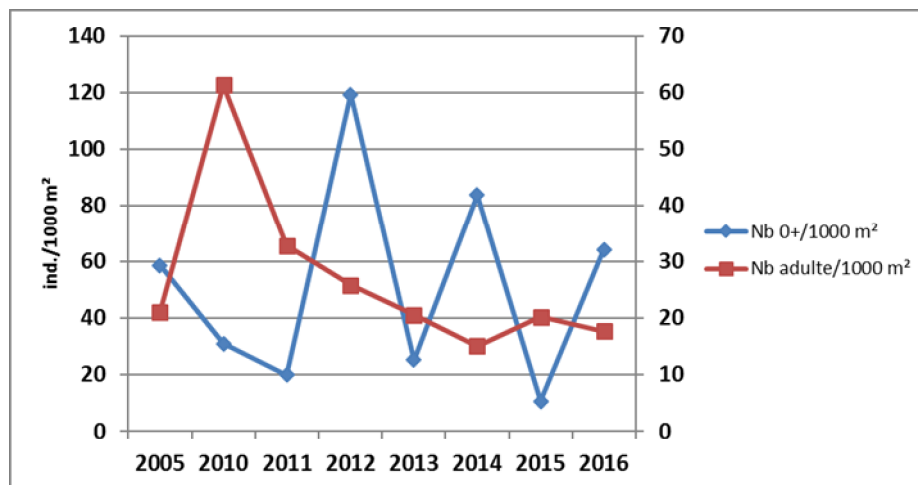


Figure 23 Rendements numériques des alevins de gardons et des gardons adultes

Les relations tailles-poids (Figure 24) sont similaires entre les 5 années.

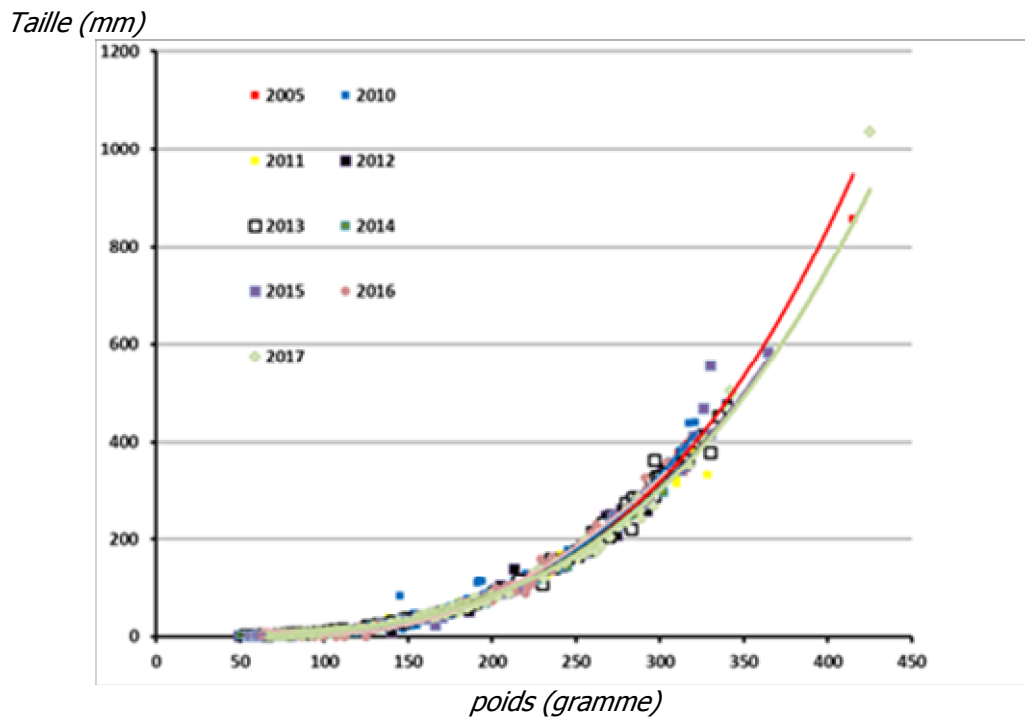


Figure 24 Relation taille . poids pour le gardon

III.2.6.3. Le corégone (le lavaret)

L'année 2005 avait été caractérisée par un très faible nombre de corégonnes capturés ; il n'avait pas été possible d'analyser une quelconque structure en taille. L'évolution récente du stock permet une analyse depuis 2010 (Figure 25). L'analyse des écailles prélevées sur les corégonnes au cours de la campagne 2017 montre que les captures sont composées presque exclusivement de 0+ et la baisse régulière des rendements est à noter :



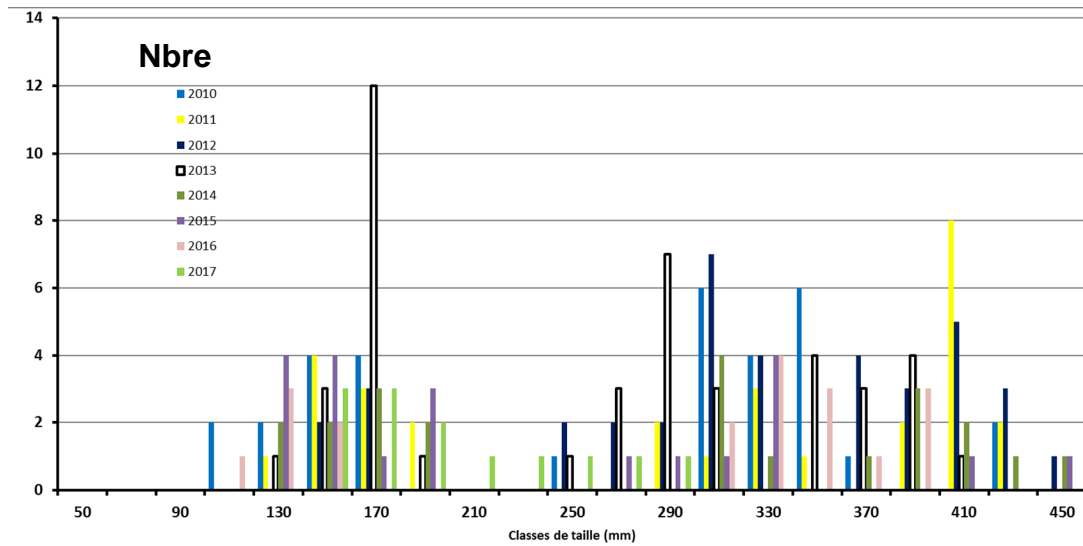


Figure 25 Structure en taille et en âge des corégones capturés depuis 2010

Les corégones de l'année attrapés mesurent entre 12 et 17 cm. 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. On constate au cours de ces années de suivi que si les poissons sont bien capturés en dessous de la thermocline, les juvéniles de corégones sont plus littoraux car attrapés majoritairement dans les filets benthiques et non dans les filets pélagiques. Les corégones plus âgés sont eux, tout du moins à cette période de l'année, principalement capturés en zone pélagique. Mais ce comportement n'a pu être mis en évidence dans les données acoustiques. Il serait possible que la nuit les poissons se répartissent dans tout le volume, mais que les zones de distribution diurne des juvéniles, avant les pics d'activités du crépuscule, soient plus littoraux, expliquant ainsi les captures dans les filets benthiques.

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 17 cm) et ceux obtenus pour les adultes sont calculés (Fig. 26). On constate que les rendements de corégones juvéniles sont stables mais que pour les adultes la baisse est régulière depuis 2012. Les données acoustiques confirment la baisse observée de cette population.

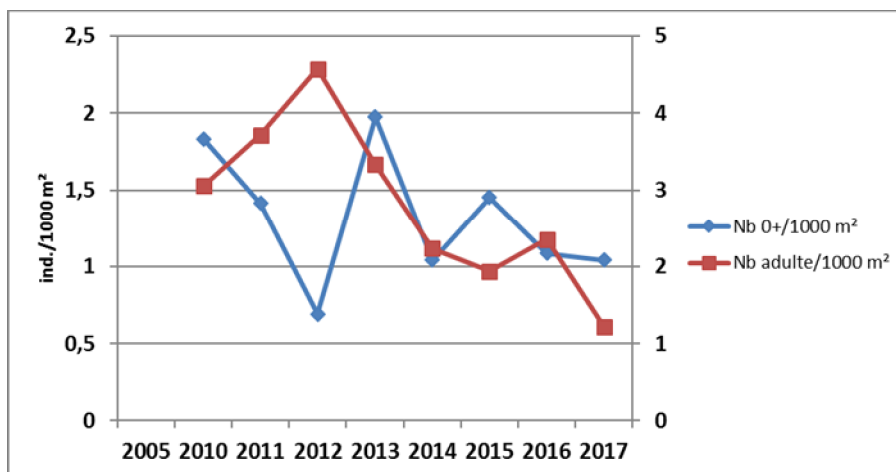


Figure 26 Rendements numériques des alevins de corégones et des corégones adultes
 Les relations taille-poids entre les 5 années sont identiques (Figure 27)

Taille (mm)

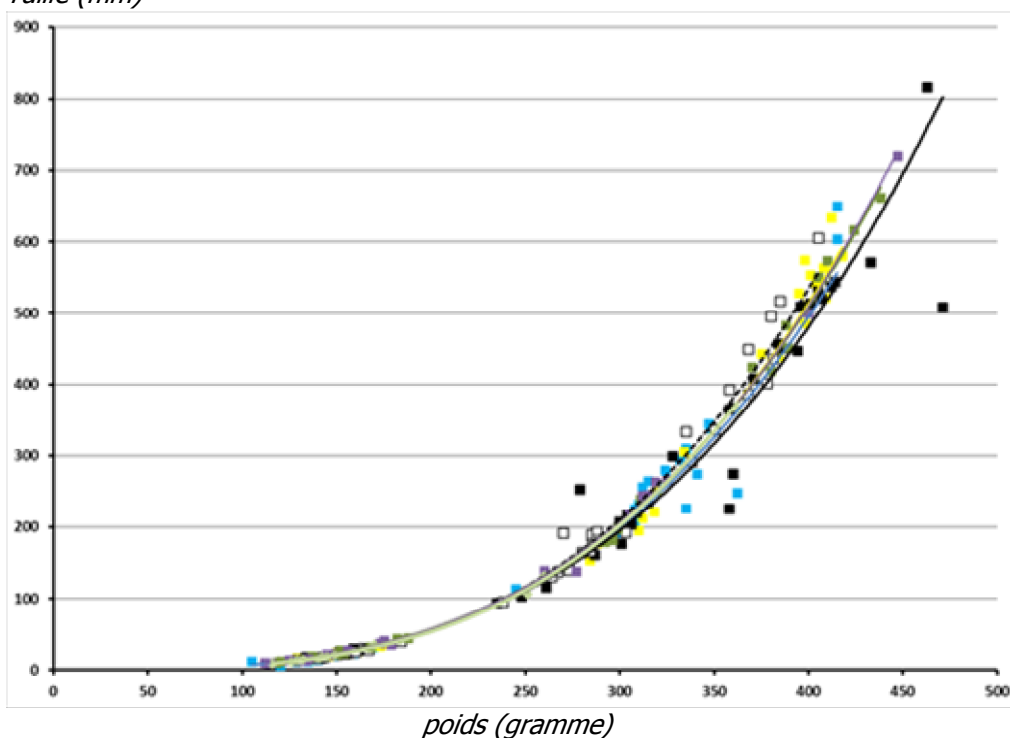


Figure 27 Relation taille . poids pour le lavaret (2010-2017)

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 28, 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.

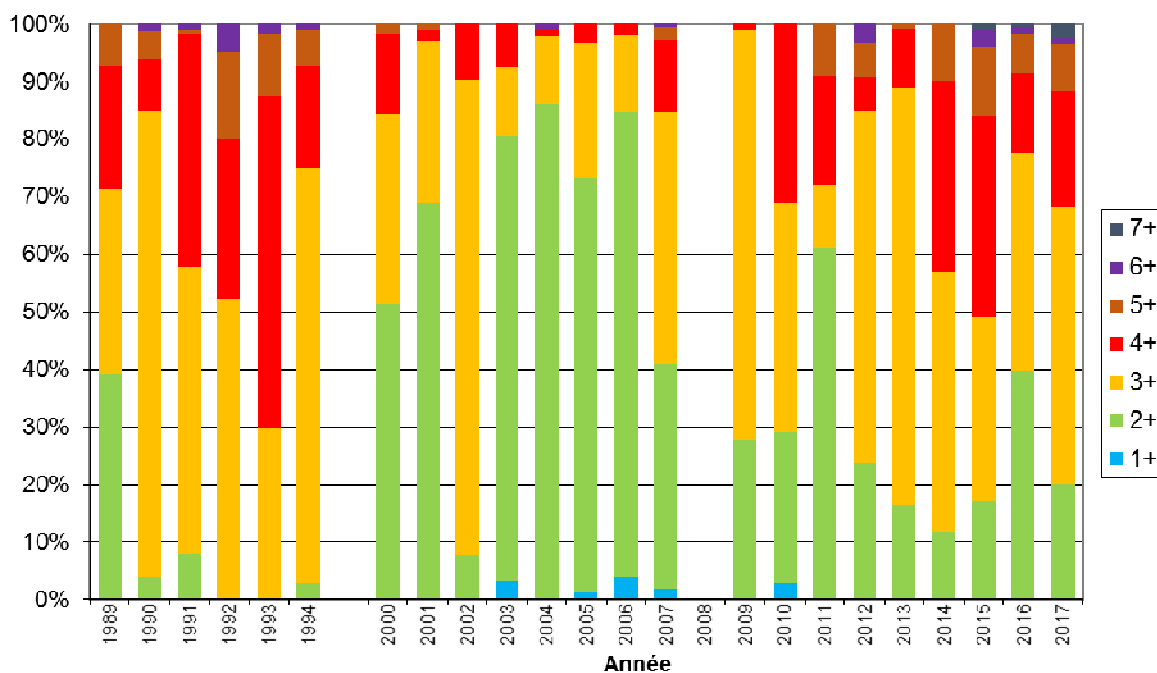
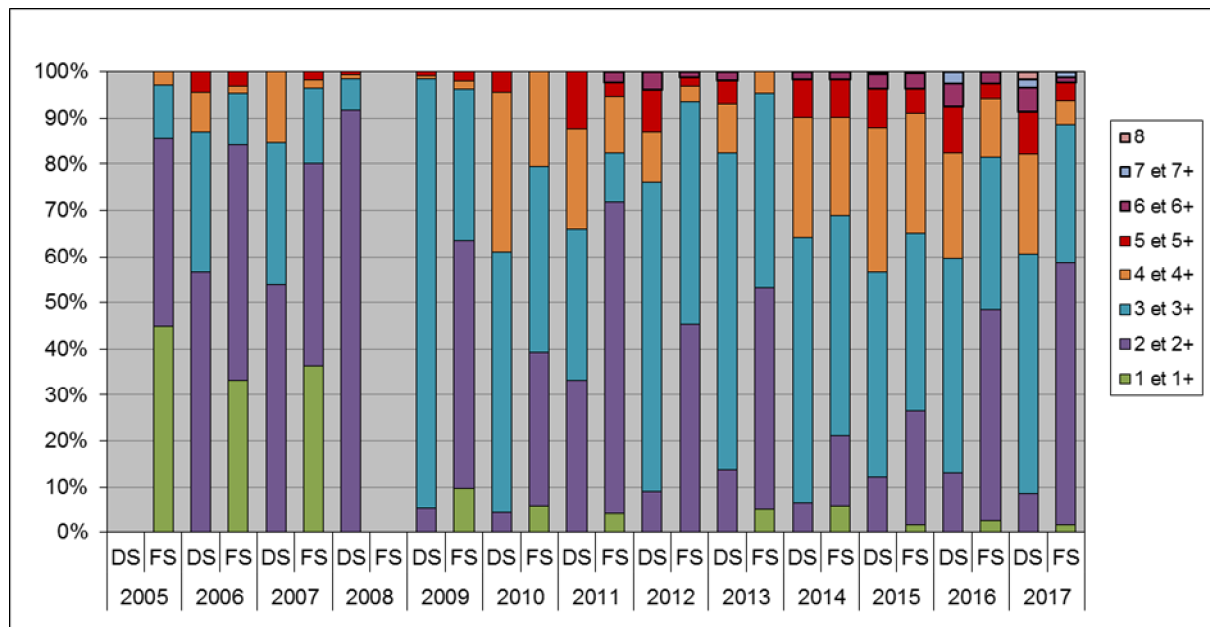


Figure 28 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (gauche, DS : début saison FS : fin saison) et la pêche professionnelle (droite, entre juin et août)

En 2017, 5 à 6 classes d'âge sont présentes dans la pêche. 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.2.6.4. Autres espèces



La population de **poisson chat** qui avait connu une véritable explosion en 2004-2005, 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, le rendement numérique surfacique étant le plus bas de la série (Figure 29).

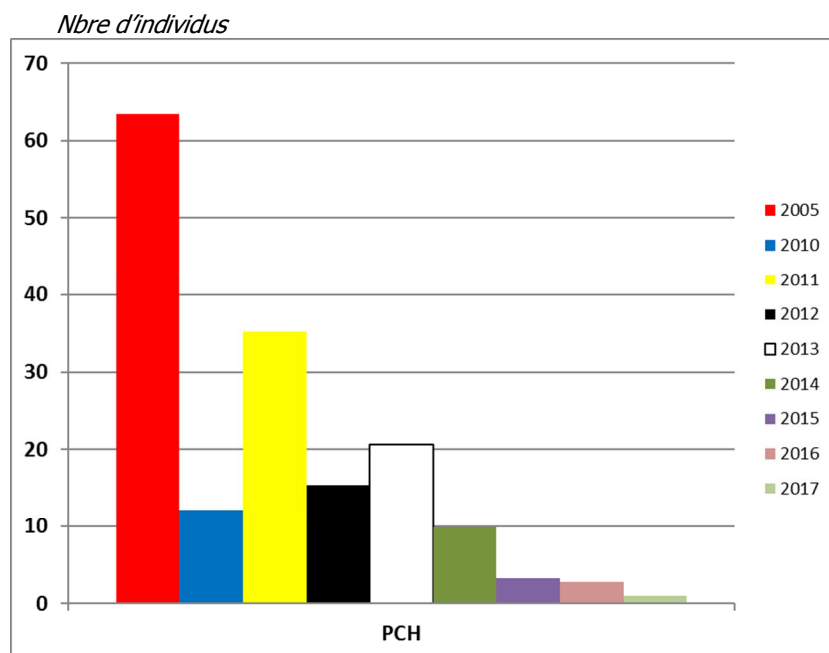


Figure 29 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques pour le poisson-chat



Le rendement numérique de la **grémille** en 2017 est stable (Figure 30).

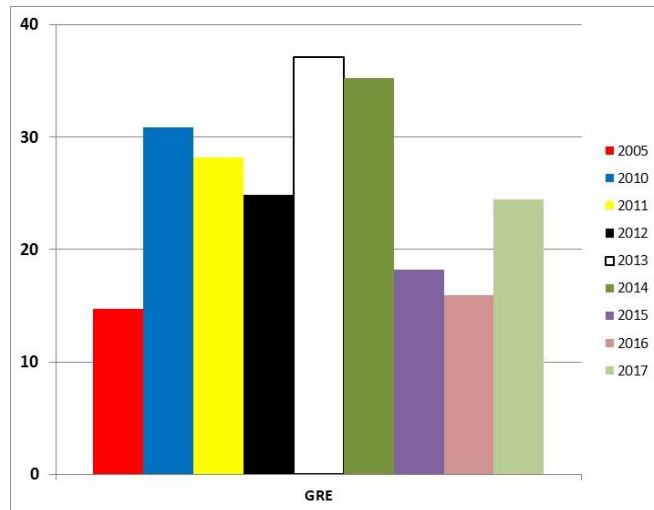


Figure 30 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques pour la grémille

Les structures en taille sont très similaires entre les années (Fig. 31). En 2016, il y avait une forte présence de gros individus et la grémille la plus grande de la série avait été capturée (154 mm). Les relations tailles-poids sont similaires (Figure 32).

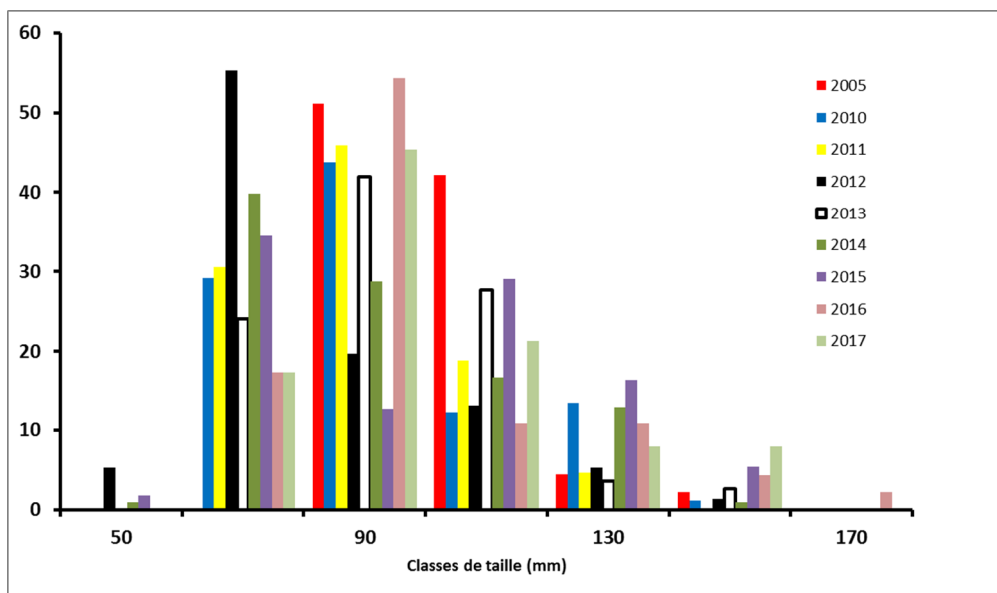


Figure 32 Structure en taille de la population de grémille

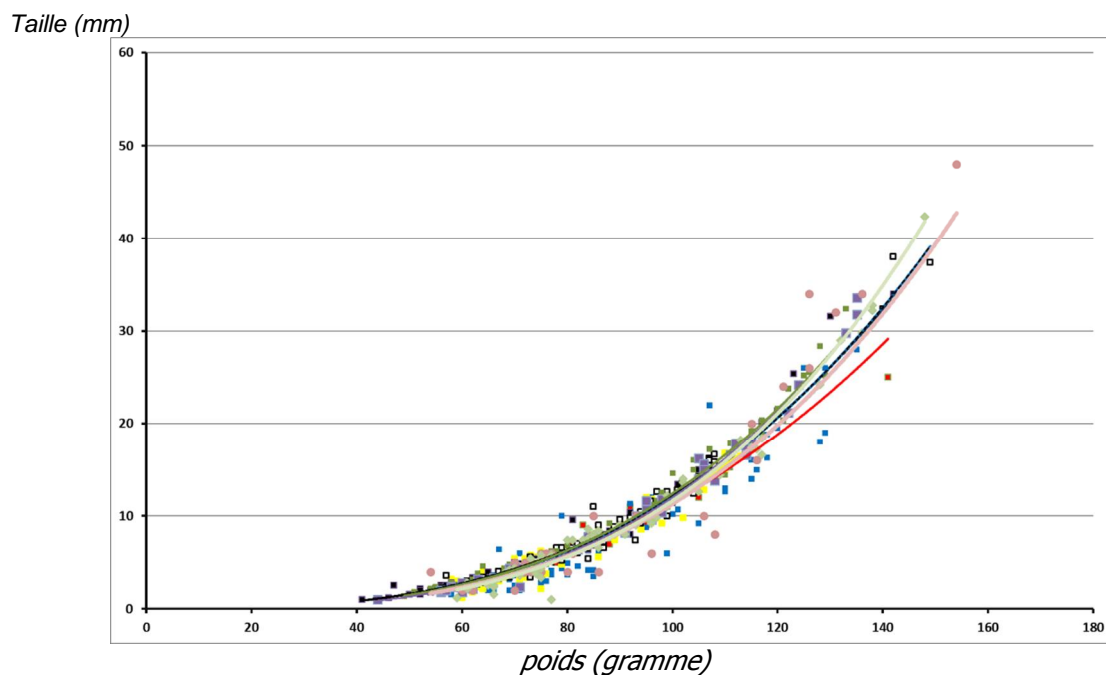


Figure 32 Relation taille . poids pour la grémille (2005-2010-2011-2012-2013-2014)

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

La saison 2017 enregistre pour la première fois depuis 10 ans une nette chute des captures totales avec 65 tonnes de poissons pêchés contre 96 en 2016 (soit une baisse de 31%).

L'ensemble des captures reste dominé par le corégone mais c'est cette espèce qui subit la plus forte régression, -42 % par rapport à 2016, soit 49 tonnes. *A contrario*, la perche, et plus particulièrement le perchot enregistre une très belle progression avec plus de 8 tonnes prélevés, un record depuis plus de 10 ans. Les captures de perches adultes sont proches de 2016 à environ 3 tonnes.

La saison 2017 se caractérise également par une reprise des captures de gardon qui étaient quasi nulles depuis 2011.

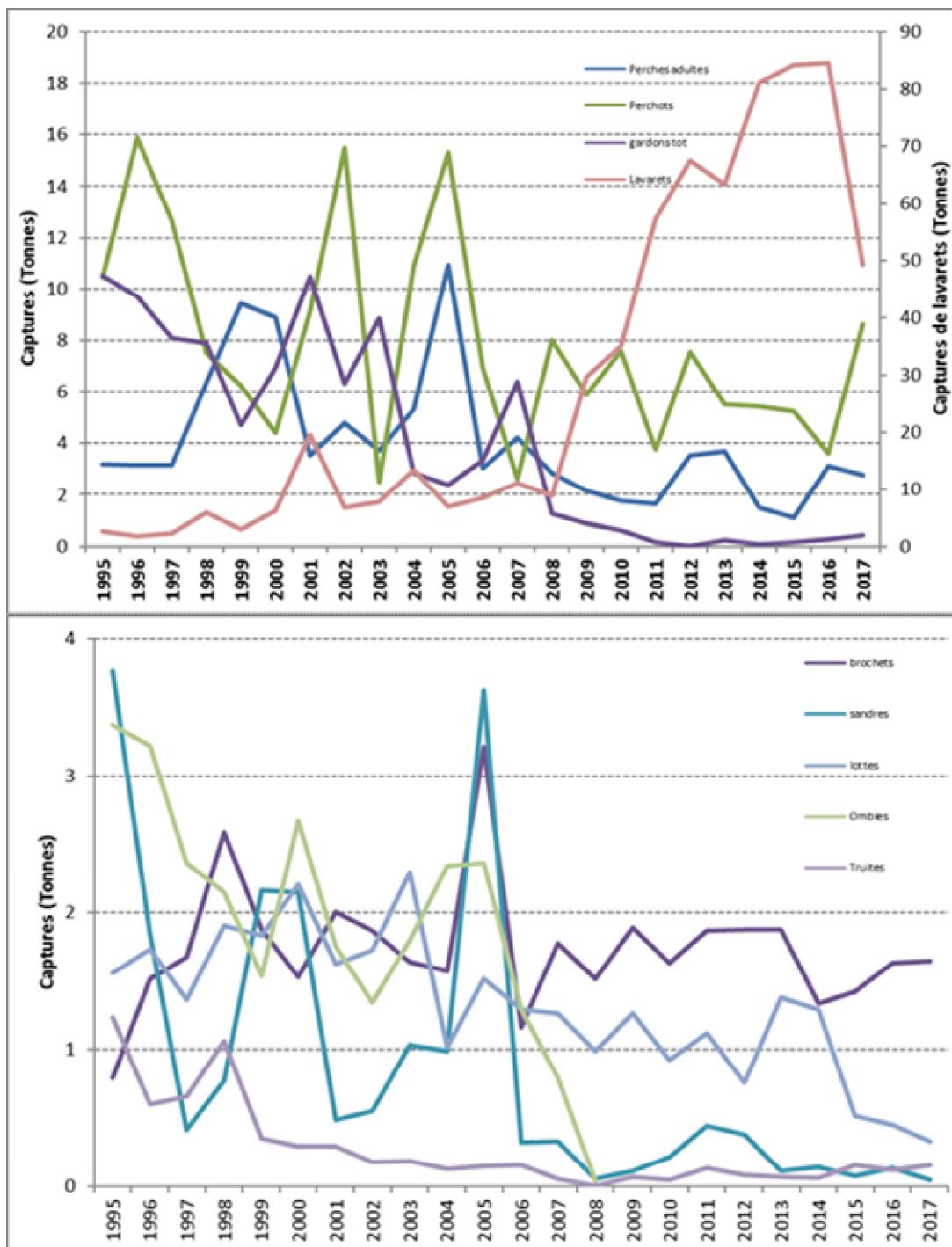


Figure 34 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2017 (données DDT73)

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 depuis 2015, les captures des pêcheurs professionnels semblent se stabiliser autour de 150 kg par an.

En 2017, les captures de brochet sont stables par rapport aux autres années avec un peu plus de 1,5 tonnes tandis que celles des sandres restent très faibles. Enfin, les prises de lottes continuent à s'effondrer en 2017 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.

Pour information, en 2017, les captures de silures ont continué à être importantes avec un peu plus de 100 silures officiellement déclarés par les professionnels et les amateurs. Un formulaire de déclarations mis en ligne sur le site du CISALB a permis de recueillir quelques informations sur l'espèce. Les silures capturés depuis 2015 mesurent entre 40 cm et 1,20 m pour un poids compris entre 1 et 10 kg.

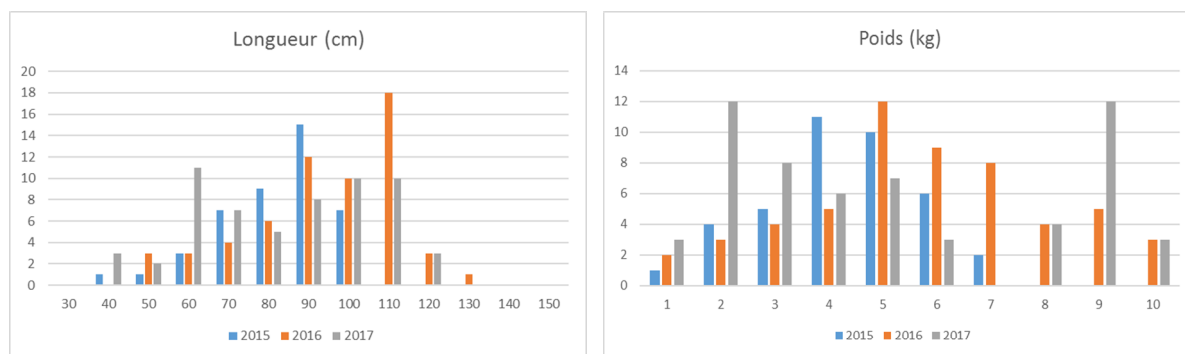


Figure 35 Distribution en taille et en poids des silures capturés depuis 2015

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

La figure 36 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. Ainsi, alors que les tonnages bruts présentaient un record de captures en 2016, qui est donc suivi d'une chute importante en 2017, on note une évolution totalement différente quand on s'intéresse aux rendements de pêche. Sur la figure 36, le pic de captures se situe en 2011 et depuis on constate une tendance progressive à la baisse qui est particulièrement marquée en 2017. Ainsi, 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 2017 7,9 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.

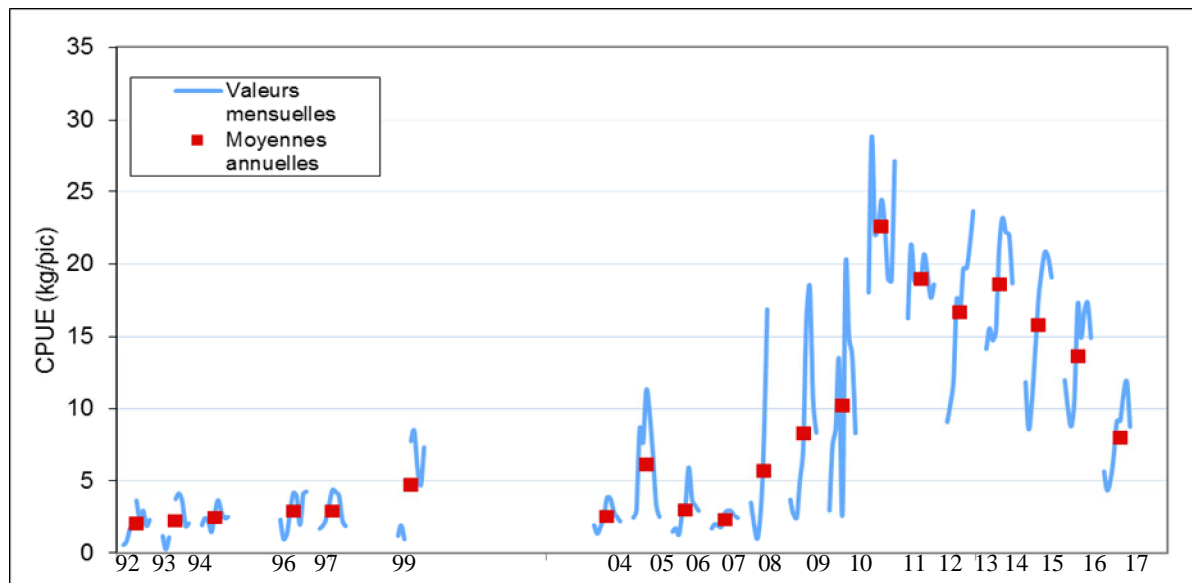


Figure 36 Evolution des captures par unité d'effort pour le corégone (données DDT73)

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 37). 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 37) 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 diffère de celle présentée par l'ensemble des pêcheurs amateurs. En effet, depuis 2012, les rendements de capture montrent une tendance générale à la baisse à l'instar des rendements de la pêche professionnelle. Ainsi les pêcheurs volontaires ne semblent pas être ces dernières années très représentatifs de l'état général de la ressource.

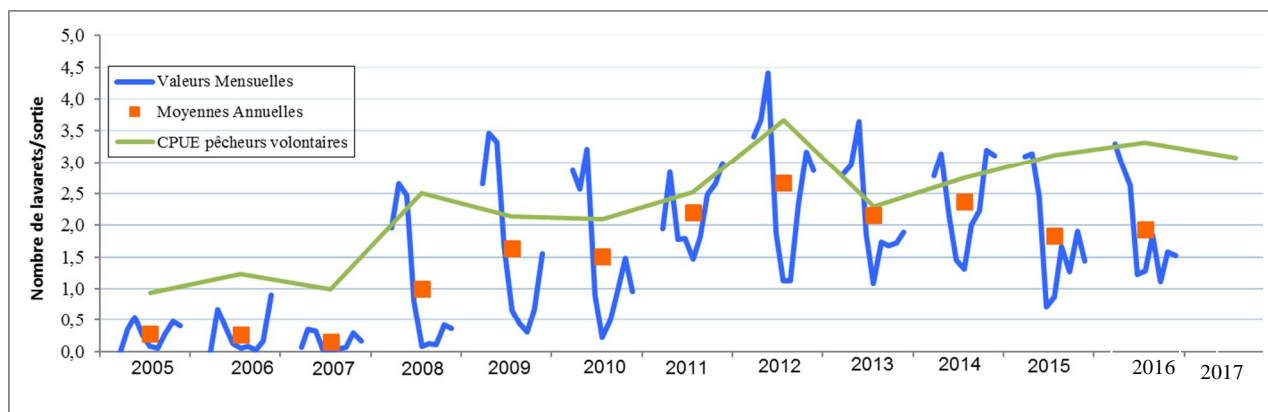


Figure 37 Rendements de capture de corégones de la pêche amateur entre 2004 et 2017

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Figure 38). L'étude menée sur l'efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) a montré que la population d'omble chevalier du Bourget est encore très dépendante de celui-ci (90 %). Ainsi, un pic de capture est souvent en relation avec un fort niveau d'alevinage pratiqué 3 ans auparavant. Depuis 2008, l'omble chevalier est sous le coup d'un arrêté préfectoral d'interdiction de pêche à des fins de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB. De nombreux amateurs ont donc délaissé la pêche à la traîne spécifique à la capture de l'espèce mais certains continuent et choisissent de garder ou de relâcher leurs poissons induisant ainsi un biais dans les rendements calculés après 2008. Le suivi spécifique du groupe de pêcheurs volontaires, dont les captures sont représentatives de celles de l'ensemble des pêcheurs, permet d'estimer ce qu'aurait pu être le rendement depuis l'arrêt de 2008. En effet, entre 2009 et 2013, les CPUE ont été recalculés sur la base des ombles capturés au-dessus de la taille légale de 30 cm, c'est-à-dire les poissons qui étaient systématiquement gardés par les pêcheurs avant 2008. Ainsi, en l'absence d'arrêt, les saisons 2009 et 2010 se seraient classées parmi les meilleures depuis le début du suivi tandis que les saisons 2011 et 2012 seraient moins favorables illustrées par une forte chute des rendements de capture. Cette baisse peut être mise en relation avec une réduction des alevinages opérée depuis 2009 suite à l'arrêt de l'intérêt commercial de l'espèce. Après une reprise des captures en 2013 très certainement liée aux alevinages de l'année 2010, la tendance était de nouveau à la baisse. En 2017, le rendement à la hausse observé en 2016 semble largement se confirmer avec une valeur enregistrée de 1,3 ombles / sortie, rendement qui n'avait pas été rencontré depuis 2011. 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.

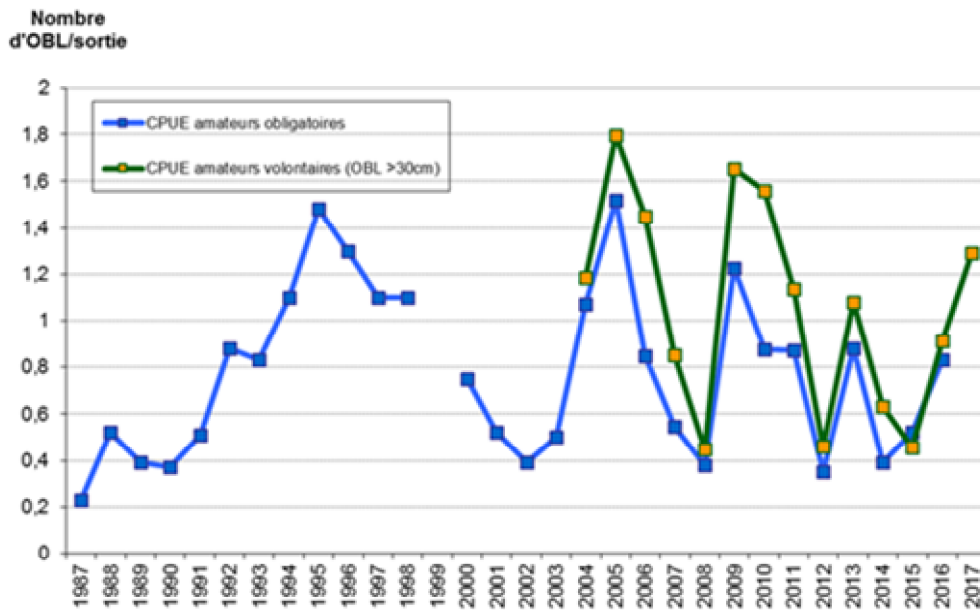


Figure 38 Rendements de capture de doubles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2017

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 90 et les années 2000 (Figure 39). 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 38). 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 2016. Pour autant, le suivi des pêcheurs volontaires semble moins alarmiste (Figure 39). Après 3 années de niveau de captures faibles, ce suivi semble quant à lui montrer une reprise des captures, qui est également confirmée oralement par les pêcheurs spécialisés dans la capture du brochet. Les captures de 2016-2017 se distinguent en revanche par la prise majoritaire de petits brochets de 50-60 cm. Ceci pourrait traduire l'arrivée de nouvelles générations dans la pêche. Cette espèce reste toutefois à surveiller finement au cours des années à venir.

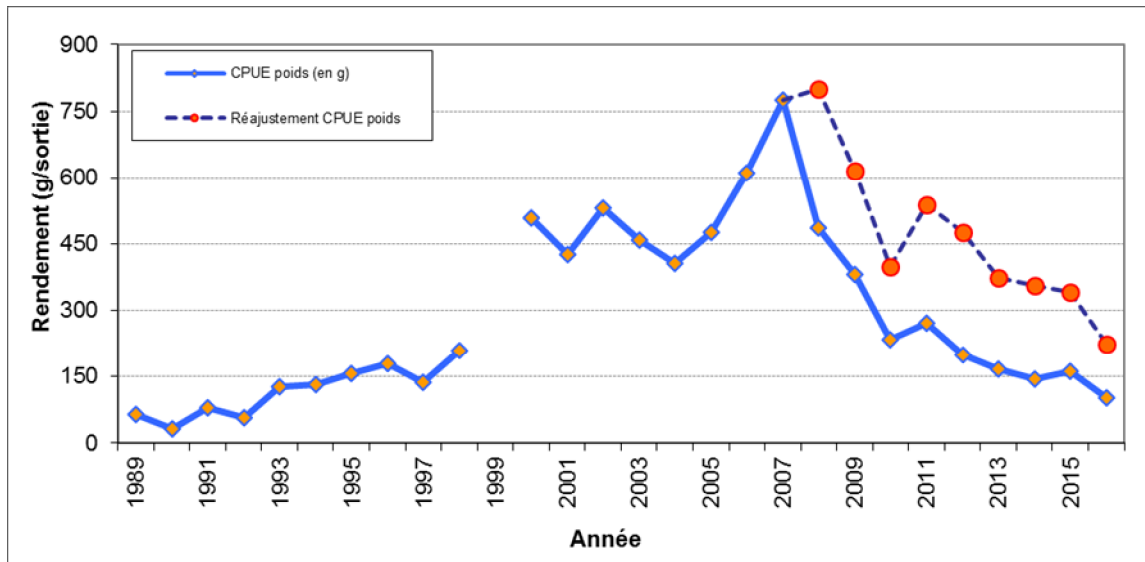


Figure 38 Rendements pondéraux des brochets

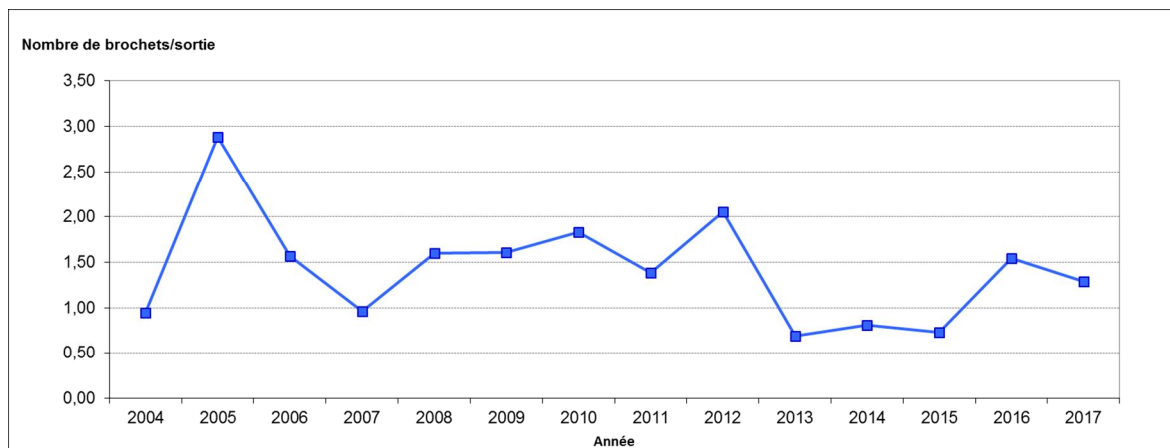


Figure 39 Rendements numériques des brochets capturés par les pêcheurs volontaires

IV. Discussion

La diversité piscicole du lac apparait 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, la brème bordelière et la bouvière n'ont pas été capturées en 2017. Le fait marquant de cette année est la baisse significative des rendements du lavaret, les indicateurs allant tous dans le même sens et la confirmation de la présence du silure, capturé pour la deuxième fois dans les pêches scientifiques, avec une présence avérée depuis maintenant plusieurs années. Le poisson chat confirme sa raréfaction.

Le rendement de pêche global numérique observé en 2017 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. Mais l'année 2017, montre une diminution importante des densités de cette population : les données acoustiques relativement stables les années précédentes sont plus faibles de moitié et la pêche scientifique montre aussi un rendement en diminution depuis plusieurs années. Si l'espace occupé par ces poissons est apparu stable au cours du temps, l'année 2017 se caractérise par une dispersion plus grande dans la masse d'eau et une proportion forte de petits poissons, qui pourrait augurer de l'arrivée d'une forte cohorte. Après un maximum atteint en 2012, issue d'une forte cohorte, le stock de lavaret apparait donc comme en diminution, les rendements de pêches scientifiques des adultes et de juvéniles sont faibles mais les tailles détectées par acoustiques indiquent une forte proportion de poissons juvéniles.

La population de lavaret est pour la première fois en nette régression également dans les statistiques de pêches (49 tonnes pour les professionnels en 2017 contre environ 84 tonnes en 2016). 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 de ces 2 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 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 lavaret. La population de lavarets a-t-elle été contrariée par la présence de la cyanobactérie ? Les travaux de Sotton et al. (2011) avaient montré un faible impact de la cyanobactérie sur le comportement du lavaret, mais à cette époque, le stock de lavarets était plus faible, la cyanobactérie se développait sur

une période plus restreinte en août-septembre et les études avaient eu lieu de jour. Dans de nouvelles conditions d'un stock de lavarets plus important, d'un développement plus précoce et sur une durée plus longue de la cyanobactérie, d'un changement de la nature de cette cyanobactérie (la souche évoluant, la présence de toxines peut être très variable et donc plus ou moins impactante), l'impact est-il toujours aussi faible ? Cette hypothèse 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 lavarets 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 et 2017 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 est questionnée par les données 2017. Le suivi 2018 sera d'autant plus important qu'il montrera une stabilité ou une nouvelle diminution.

Pour les autres populations, on observe :

➤ Des populations de perche et de gardon à des niveaux moyennement hauts, fluctuants d'une année sur l'autre, du succès ou non de la reproduction et à la force des cohortes précédentes (Gillet 2002). Pour la perche, les fluctuations sont importantes mais malgré tout relativement stable sur l'ensemble de la série.

Les données obtenues par acoustique confirment ce niveau de rendement de perches juvéniles constaté par les pêches aux filets. Le niveau du stock serait moyennement important et la distribution principalement pélagique. En 2017, les tailles moyennes des individus juvéniles (~8 cm) sont proches de celles des années précédentes mais une diminution constante apparaît. La relation taille moyenne des individus 0+ et niveau du stock se confirme mais sans qu'elle soit significative, et 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.

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.

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 réoligotrophisation (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 réoligotrophisation (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.

➤ 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 réoligotrophisation 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 données du suivi des pêcheurs amateurs semblent montrer une tendance à la baisse qu'il convient de surveiller. En 2016-2017, on observe 2 tendances contradictoires dans les suivis : une baisse record du rendement des pêcheurs amateurs et une reprise des captures chez le groupe de pêcheurs volontaires qu'on note également dans les pêches scientifiques.

➤ Le poisson chat, espèce prolifique et très résistante aux variations trophiques et climatiques atteint le niveau le plus faible de la série. 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 est stable depuis 2010. La population actuelle comporte plusieurs cohortes.

➤ 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 0 individu a été capturé.

➤ Enfin, comme il a été souligné en 2016, le silure fait son apparition dans les pêches scientifiques, avec 3 individus capturés, confirmant la présence de cette espèce et son implantation.

Les relations tailles-poids des principales espèces sont similaires entre les années, sans que l'on puisse en tirer de conclusion à l'heure actuelle.

Les principaux résultats sont donc *i)* la baisse de la population de lavaret, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux ; cette baisse doit être surveillée car si elle peut être liée à un mauvais recrutement, elle peut être aussi associée à un effort de pêche trop important et/ou une baisse du niveau trophique e/ou une compétition avec d'autres populations tel que le silure ; *ii)* la régression d'espèce indicatrice d'un milieu de moins bonne qualité comme le sandre et le poisson-chat; *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 2017 est à niveau moyen; 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 (Béniston, 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.

ÉTUDE PORTANT SUR LE COMPARTIMENT BENTHIQUE

I. Introduction

Les peuplements de macroinvertébrés benthiques ont une importance fonctionnelle forte au sein des lacs (e.g. soutien de la production piscicole ; Wagner et al. 2012). Du fait de leur grande diversité, ceux-ci sont aussi utilisés à des fins de bio-indication. Parmi les différents indices biologiques basés sur les macroinvertébrés, l'indice biologique lacustre (IBL ; Verneaux et al. 2004) permet d'évaluer les capacités biogènes d'un système lacustre, d'après l'étude de la richesse, de l'abondance et de la distribution bathymétrique des macroinvertébrés. Cet indice a été préalablement réalisé dans le lac du Bourget en 2012 (Jacquet et al. 2013). Les investigations menées en 2017 permettent d'évaluer les caractéristiques de la communauté de macroinvertébrés du lac du Bourget et une comparaison avec les données IBL 2012 et celles d'autres grands lacs alpins.

II. Méthodologies

II.1. Calcul de l'Indice Biologique Lacustre

L'IBL se présente sous forme d'une note variant de 0 à 20 calculée à partir de deux sous indices. Le sous-indice BI permet une caractérisation quantitative du fonctionnement lacustre traduisant sa capacité à produire une faune macrobenthique riche et abondante. BI représente le potentiel biogénique du lac. Le sous-indice Df permet une caractérisation qualitative du fonctionnement lacustre caractérisé par l'intensité de la diminution de la richesse de macroinvertébrés le long du gradient bathymétrique. Df rend compte de la capacité du lac à transférer la matière organique disponible. Df est généralement considéré comme une résultante fonctionnelle des divers processus écologiques impliqués dans le transfert de la matière organique au sein du système lacustre.

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

$$\mathbf{IBL} = 2.5 \times \sqrt{(BI \times Df)}$$

Les deux sous indices sont utilisés afin de déterminer l'indice biologique lacustre (IBL) sont :

$$\mathbf{BI} : \text{indice biologique littoral} = \sqrt{vl} \times \ln(dl)$$

Avec :

- vl : richesse taxonomique en zone littorale (Zl)
- dl : densité littorale de macroinvertébrés (m²) en zone littorale (Zl)

$$\mathbf{Df} : \text{indice de déficit taxonomique} = \sqrt{\frac{vf \times k}{vl}} \times ql$$

Avec :

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

- k : coefficient de correction du déficit taxonomique de Zl à Zf avec $k = (0,033vl) + 1$
- ql : indice de qualité de la faune littorale

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

Tableau I Sténoécie (ql) pour les différents taxons indicateurs de l'IBL

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

II.2. Protocole d'échantillonnage

Le protocole d'échantillonnage pour l'IBL consiste à prélever des substrats minéraux fins (plus ou moins organiques) à l'aide d'une benne Eckman à ~ 2 m de profondeur (Zl) et en zone profonde (Zf, 2/3 Zmax). La mise en place de l'IBL pour le lac du Bourget est adaptée aux grands lacs par le nombre de points d'échantillonnage suivant la formule : $n = 1,5 \times \sqrt{(10 \times L)}$ avec L, longueur de l'isobathe en km (Verneaux et Verneaux 2002). De plus, une troisième profondeur est ajoutée (5/6 Zmax) afin d'estimer l'aptitude de la zone la plus profonde du lac à soutenir la production d'invertébrés (Verneaux et Verneaux 2002). Les points d'échantillonnage retenus sont similaires à ceux pris en compte lors de la dernière estimation de l'IBL sur le lac en 2012 (Jacquet et al. 2013) (Figure 1). Le prélèvement de deux bennes Eckman constitue un échantillon. Les échantillons sont conditionnés en vue de leur conservation pour le travail en laboratoire dès leur prélèvement par ajout d'alcool à 90%.

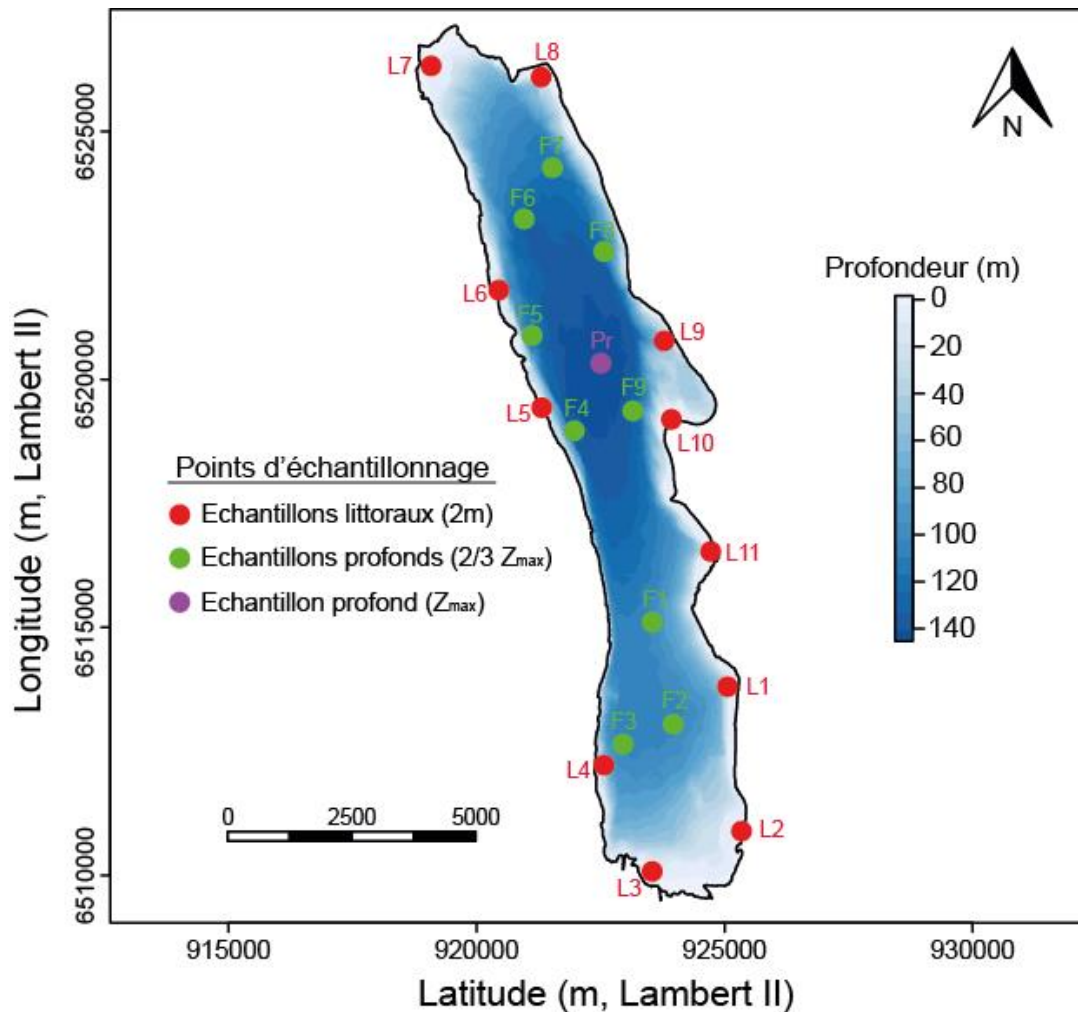


Figure 1 Localisation géographique des échantillons collectés pour calculer Id_{BL} 2017

II.3. Traitement des échantillons

Les échantillons sont filtrés dans un tamis de 250 μm de vide de maille. Le refus du tamis est ensuite trié sous loupe binoculaire afin d'extraire l'ensemble des macroinvertébrés présents. Les identifications sont réalisées d'après Tachet et al. (2010) sous loupe binoculaire pour l'ensemble des invertébrés hormis les Chironomidae pour lesquels l'identification doit être réalisée au microscope d'après Brooks et Birks (2004). Chaque Chironomidae est préalablement conditionné entre lame et lamelle en utilisant un fixateur semi-permanent (Aquatex). La résolution taxonomique est générique pour la majorité des invertébrés exceptés les Hydrozoaires, les Bryozoaires et les Hydracariens (Embranchement), les Nématodes (Classe), les Oligochètes (3 groupes ; Tubificidae avec soies capillaires, Tubificidae sans soies capillaires et autres oligochètes) et les Diptères autres que les Chironomidae (famille). Les abondances sont estimées en densité numérique (ind.m^2).

III. Résultats

III. 1. Composition de la communauté macrobenthique

L'ensemble des données brutes sont disponibles en annexes 1 et 2. Un total de 49 taxons a été identifié au sein des 20 échantillons. En zone littorale, les Chironomidae sont les invertébrés dominants (plus de 3500

ind m²) suivis des bivalves (~ 1700 ind m²) et des oligochètes (~1300 ind m²)(Fig. 2A). Les éphéméroptères, les nématodes et les gastéropodes présentent des densités similaires (~500 ind m²)(Figure 2A). Les autres taxons présentent de très faibles densités (~ 1 et 10 ind m²). En zone profonde, les densités sont relativement faible avec les oligochètes en taxon (~250 ind m²)(Figure 2B). Les quatre autres taxons présentent des densités faibles voir très faibles (< 50 ind m²).

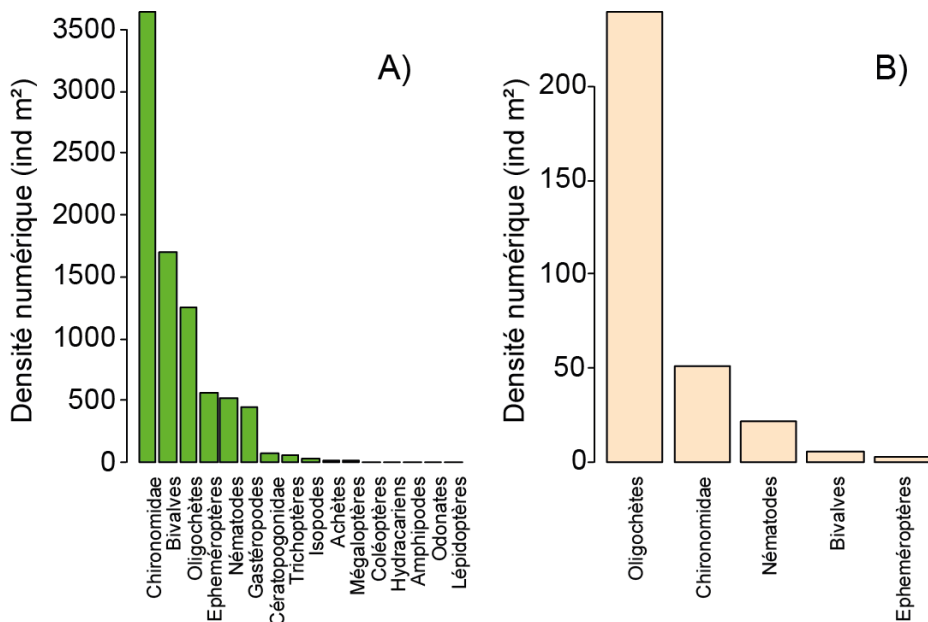


Figure 2 Densités numériques des différents taxons présents dans A) la zone littorale (2 m de profondeur) et B) la zone profonde (2/3 Z_{max}) du lac du Bourget

Au total, 20 genres différents de Chironomidae ont été identifiés en zone littorale avec une dominance de *Cladotanytarsus* sp., *Procladius* sp., *Tanytarsus* sp. et *Chironomus* sp. avec des densités variant entre 400 et 800 ind m² (Figure 3A). *Polypedilum* sp., *Microtendipes* sp. ainsi que *Psectrocladius* sp. présentent des densités moindres (~200 ind m²). Les autres genres ne sont présents qu'en faible voir très faible densité.

Les bivalves se distribuent en 3 familles avec les moules zébrées en taxon dominant suivi des *Pisidium* sp. et des corbicules en abondance plus faible (Figure 3B). Les Caenidae représentent la grande majorité des densités d'éphéméroptères suivi de quelques Baetidae.

En zone profonde, 8 genres de Chironomidae ont pu être identifiés avec *Micropsectra* sp. en taxon dominant (~15 ind m²) suivi par *Tanytarsus* sp. et *Procladius* sp. Les autres genres ne sont présents qu'en densité anecdotiques (= < 5 ind m²).

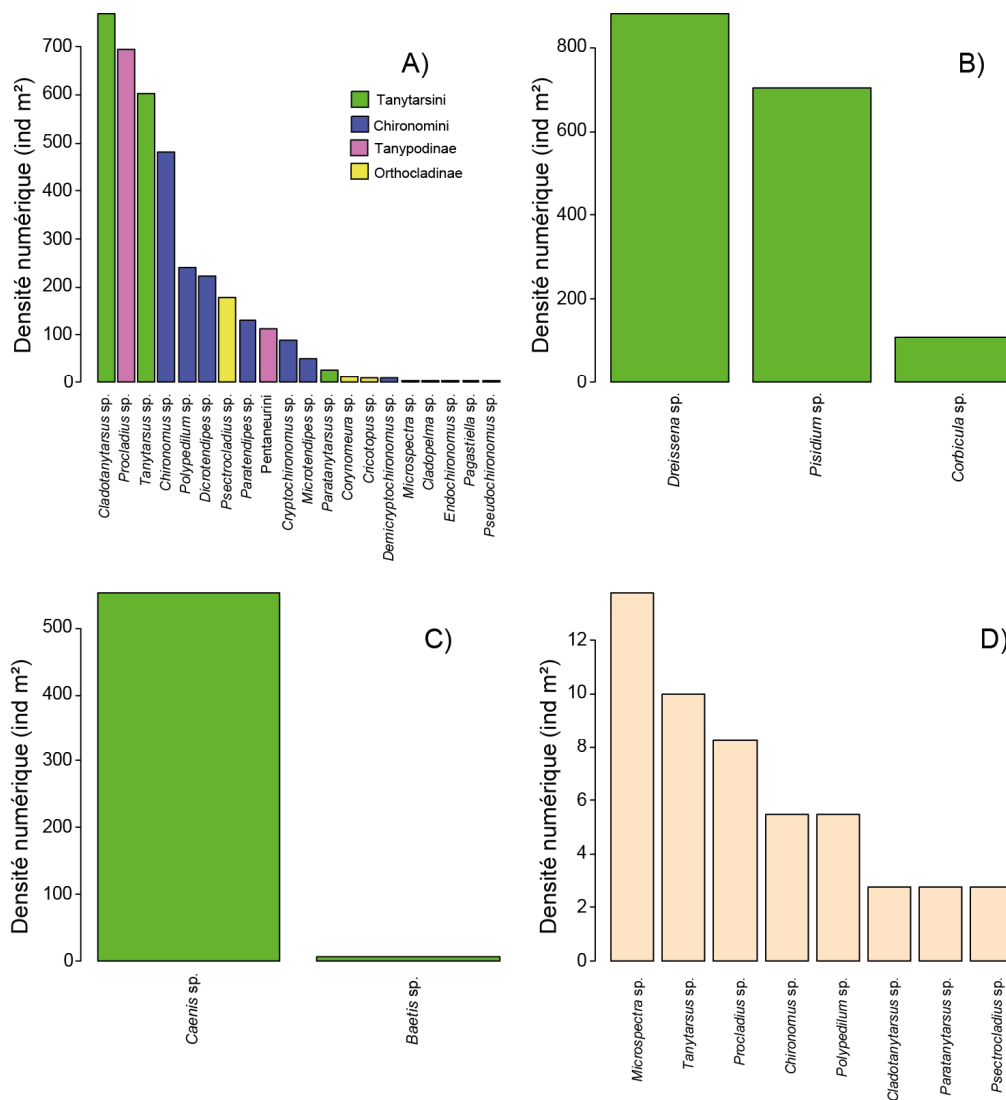


Figure 3 Détails des densités numériques des taxons en zone littorale pour A) les Chironomidae, B) les mollusques, C) les éphéméroptères et D) en zone profonde pour les Chironomidae

III.2. IBL 2017

Les résultats obtenus pour l'ensemble des échantillons ont permis d'obtenir l'ensemble des métriques nécessaires au calcul de l'IBL pour le lac du Bourget pour l'année 2017. Le nombre de taxons identifiés en zone littorale ainsi que les densités numériques sont légèrement inférieure à celles obtenues en 2012 (Tableau II). Cependant, le nombre de taxons identifiés en zone profonde est plus important. L'indice de qualité de la faune littorale (ql) correspond à la présence dans plus de 50% des échantillons de *Psectrocladius* sp. Par rapport à 2012, il en résulte un indice BI inférieur d'environ 10 points et un indice Df supérieur d'environ 0,15. Par conséquent l'IBL du lac du Bourget de 16,8 est légèrement supérieur en 2017 comparativement à 2012.

Tableau II Synthèse des différentes métriques caractérisant les communautés de macroinvertébrés et des IBL pour les lacs du Bourget, d'Annecy et du Léman

Lac	année	vl	dl	vf	k	ql	df	BI	Df	IBL
Annecy	2005	49	7646	14	2,617	1	0,75	62,6	0,87	18,5
Annecy	2011	51	4117	19	2,683	1	1	59,4	1	19,2
Léman	2011	49	10648	17	2,617	0,8	0,9	64,9	0,8	17,5
Annecy	2015	54	8128	17	2,782	1	0,88	66,2	0,94	19,7
Bourget	2012	61	12139	10	3,013	0,8	0,5	73,5	0,56	16
Bourget	2017	49	8312	15	2,617	0,8	0,801	63,2	0,716	16,8

IV. Discussion

La communauté macrobenthique littorale du lac du Bourget est largement dominée par les Chironomidae avec plus de 2000 ind m² similairement à 2012. Ceux-ci sont représentés par des taxons aux affinités écologiques différentes comme *Cladotanytarsus* sp. ou *Tanytarsus* sp. caractéristiques des sédiments fins et peu concentrés peu organique et *Chironomus* sp. caractéristique des sédiments fins fortement concentrés en matière organique. Ces différents taxons sont habituellement caractéristiques de contextes trophiques différents (Brooks et al. 2007) représentant probablement des différences d'habitats au sein du lac. Par exemple de fortes densités de *Cladotanytarsus* ont récemment été identifiées à proximité des roselières au sud et au nord au lac exposées au vent alors que *Chironomus* sp. présentait des développements plus importants dans les zones protégées du vent où la matière organique fine pouvait s'accumuler (Frossard 2017). A la différence de la plupart des autres genres de Chironomidae, *Procladius* sp. est considéré comme un prédateur de protistes et ses densités relativement importantes dans la plupart des échantillons littoraux suggère un forte abondance de ces organismes dans la zone littorale du lac.

Les mollusques sont principalement représentés par les moules zébrées dont les individus identifiés étaient généralement de petites tailles car les stades adultes affectionnent principalement les substrats minéraux de grande taille peu présents dans les sites d'échantillonnage. De même les *Pisidium* sp. et les corbicules présentent des abondances relativement faibles alors que de fortes densités peuvent être localisées à des profondeurs de 3 à 5 m (Thomas *comm. Pers.*) alors que les prélèvements de l'IBL sont restreint à 2 m de profondeur.

L'éphéméroptère dominant était Caenidae similairement à 2012 avec des densités numériques légèrement plus importantes. Aucune *Ephemera* sp. n'a été échantillonnée en 2017 alors que quelques individus avaient été capturés en 2012. Bien que ce genre n'ait pas disparu du lac, ces très faibles densités peuvent expliquer son absence cette année.

En zone profonde, la communauté macrobenthique est dominée par les oligochètes comme en 2012. Cependant, un plus grand nombre de taxon a été identifié avec la présence de *Micropsectra* sp. qui, bien qu'en abondance faible, est indicateur de bonne condition d'oxygénation. Toutefois, le suivi d'oxygénation de l'hypolimnion indique la récurrence de conditions hypoxique en fin d'été et automne limitant probablement son développement. *Chironomus* sp. est aussi présent en zone profonde et si ce genre est capable de

s'accommoder de faibles concentrations en oxygène, ce genre plutôt thermophile est quant à lui probablement contraint dans son développement par les faibles températures dans l'hypolimnion.

L'augmentation de la note IBL entre 2012 et 2017 est principalement due à l'augmentation de la richesse en Chironomidae dans la zone profonde. Toutefois, plusieurs taxons identifiés sont généralement associés aux zones littorales des lacs et leur présence dans l'hypolimnion pourrait aussi s'expliquer par une dérive accidentelle. Dans ce contexte l'augmentation de l'IBL de 0,8 point est à prendre avec précaution et considérant les autres métriques relativement stables il semble raisonnable de considérer que le statut écologique du lac du Bourget est similaire entre 2012 et 2017. Ce statut écologique est caractérisé par une forte capacité biogène (BI) similaire aux lacs d'Annecy et du Léman qui présentent des contextes trophiques similaires et un transfert de matière organique non optimal induisant une limitation de la colonisation des macroinvertébrés en zone profonde du fait des conditions d'oxygénation contraignante. Ce transfert non optimal de la matière organique suggère que, malgré la réduction des nutriments dans le lac, une fraction non négligeable de la biomasse produite n'est pas transférée dans le réseau trophique du lac. Cette altération peut avoir plusieurs causes dont la production de phytoplancton peu ou pas consommable par le zooplancton comme *P. rubescens* ou les picocyanobactéries.

V. Conclusion

Le lac du Bourget présente en 2017 un IBL de 16,8/20 mettant en évidence sa forte capacité biogène et son transfert trophique non optimal. La stabilité de la communauté d'invertébrés et de l'IBL entre 2012 et 2017 suggère que le lac a un fonctionnement écologique stable au cours de cette période. Les actions de gestion touchant les zones littorales comme le marnage du lac au cours de l'automne 2017 ainsi que le développement de nouveaux macroinvertébrés ayant un fort potentiel invasif comme *Hemimysis anomala* (Frossard et Fontvieille 2018) qui n'a pas encore été capturé dans les suivis zooplanctonique ou macrobenthique pourraient cependant avoir un effet significatif sur la communauté d'invertébrés et sur le fonctionnement écologique du lac dans les années à venir.

ÉTUDES PORTANT SUR LA QUALITÉ SANITAIRE

Comme chaque année, il nous a paru important d'inclure dans ce rapport les données fournies par la Délégation Départementale de Savoie de l'Agence Régionale de Santé Auvergne-Rhône-Alpes, puisque répondant aussi à la problématique de la qualité des eaux du lac du Bourget. Il s'agit de données analytiques, issues du programme de contrôle sanitaire réglementaire, examinées avec l'aide et l'accord de Julien Neasta du service Environnement-Santé de l'ARS-DD73 portant sur la qualité des eaux de consommation humaine et sur celle des eaux de baignade.

I. Qualité des eaux de consommation provenant des différents pompages du lac du Bourget

Plusieurs pompages au lac sont utilisés pour l'alimentation en eau de consommation, il s'agit notamment :

- du pompage de la baie de Mémard qui alimente en eau potable la ville d'Aix-les-Bains et également plusieurs communes de la Communauté d'Agglomération Grand Lac ;
- du pompage de Tresserve qui alimente les communes de Tresserve et du Viviers-du-Lac en appoint ;
- du pompage de l'Abbaye de Hautecombe (alimentation de type privé).

Les eaux en provenance du lac sont des eaux superficielles qui nécessitent un contrôle sanitaire rigoureux et régulier. Ce contrôle est défini annuellement pour le prestataire par le service Environnement-Santé de l'ARS Rhône Alpes-DD73. Les prélèvements et les analyses ont été réalisés par le laboratoire Savoie Labo agréé par le ministère de la Santé en ce qui concerne les analyses d'eau potable.

Pour l'année 2016, le présent bilan a été réalisé à partir des prélèvements réalisés sur les captages de Baie de Mémard, Tresserve et les installations de traitements qu'ils alimentent directement, soit 3 analyses sur les captages et 13 analyses effectuées en sortie de station de traitement.

Les paramètres les plus couramment analysés sont les suivants :

- les paramètres microbiologiques : ils concernent la recherche de germes témoins de contaminations fécales tels que les coliformes (*Escherichia Coli** par exemple) ou les entérocoques, et de germes pathogènes tels que les Salmonelles (recherchées dans les eaux de surface). Pour être de bonne qualité microbiologique, une eau distribuée doit satisfaire aux exigences définies en tant que limites de qualité. Par exemple, pour les entérocoques et les *Escherichia Coli*, la limite de qualité fixée est égale à 0 germe dans 100 ml d'eau distribuée.
- les paramètres physico-chimiques : très nombreux dans les analyses complètes, seuls les plus couramment utilisés pour évaluer la qualité seront évoqués ici. Par exemple :
 - o le degré hydrotimétrique (ou TH pour Titre Hydrotimétrique) permet de connaître la « dureté » de l'eau. Mesuré en degrés français, il ne fait l'objet d'aucune limite ni référence de qualité ; on considère qu'en dessous de 20°F les eaux sont plutôt « douces » et qu'au-dessus de 30°F, elles sont plutôt « dures » ;

- la concentration en nitrates dont la limite maximale de qualité est fixée à 50 mg/l (une valeur guide étant donnée à 25 mg/l) ;
- la concentration en fluorures dont la limite de qualité maximale est fixée à 1,5 mg/l ;
- la concentration en pesticides. Environ 350 molécules sont recherchées en routine, la limite de qualité est fixée à 0,1 µg/l par molécule recherchée et à 0,5 µg/l pour le total cumulé des molécules recherchées ;
- la concentration en Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dont la limite de qualité est fixée à 0,1 µg/l pour la somme des quatre molécules les plus nocives ;
- la concentration en microcystines totales dont la limite de qualité est fixée à 1 µg/l pour les eaux distribuées. Ce paramètre n'est mesuré que lorsque les eaux brutes sont susceptibles de connaître des proliférations cyanobactériennes (ce qui est le cas pour le lac du Bourget).

En application du Code de la Santé (article R.1321-15), il existe 3 niveaux de contrôle pour les prélèvements :

- au niveau des captages, des forages ou des prises d'eau : il s'agit du contrôle des eaux brutes ;
- au niveau de la sortie des réservoirs ou des usines de potabilisation : il s'agit du contrôle des eaux traitées ;
- au niveau du robinet du consommateur : il s'agit du contrôle de l'eau distribuée.

L'eau distribuée (eau de consommation) doit satisfaire à des exigences de qualité de deux types :

- des « limites de qualité » pour les paramètres microbiologiques ou chimiques dont la présence dans l'eau peut induire des risques sanitaires à plus ou moins long terme ;
- des « références de qualité » pour les paramètres indicateurs du fonctionnement des installations ou pour certains paramètres chimiques pour lesquels les risques sanitaires induits ne sont avérés (la présence de sulfates par exemple).

Seules les limites de qualité définissent la potabilité de l'eau.

Le nombre d'analyses effectuées annuellement pour une commune ou un syndicat intercommunal dépend principalement du nombre d'habitants desservis et des débits de production nécessaires.

Tous les résultats d'analyses sont répertoriés dans la base nationale de données « SISE-Eaux » (voir Annexe).

Un bilan du contrôle sanitaire est effectué chaque année par réseau pour chaque unité de gestion de l'eau à l'échelon communal ou supra-communal, celui-ci permet de réaliser une « Fiche Qualité » qui est communiquée à la commune ou au gestionnaire. Cette fiche est jointe à la facture d'eau pour l'information des consommateurs.

Depuis 2008, les résultats d'analyses du contrôle sanitaire au robinet du consommateur sont également consultables en temps réel sur le site dédié du ministère de la Santé : www.eaupotable.sante.gouv.fr.

I.1. Bilan de la qualité de l'eau distribuée provenant du pompage de Mémard à Aix-les-Bains

L'eau provenant du pompage de Mémard a été de bonne qualité microbiologique au cours de l'année 2016 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100% après traitement. L'eau peut être qualifiée de peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 15,10 et 29,39° pour une moyenne de 20,70°; elle contient très peu de nitrates avec une concentration moyenne de 4,19 mg/l ; la présence de pesticides à des concentrations inférieures à la limite de qualité a été détectée dans l'eau brute du pompage, notamment la présence d'atrazine à des concentrations de 0,01 µg/l. D'autres pesticides sont détectés à l'état de traces : 2,4-D, atrazine, hexazinone, simazine, terbuthylazin, atrazine déséthyl, terbuméthion-déséthyl, terbuthylazin déséthyl, métalochlore, diuron, propiconazole, tébuconazole, atrazine déisopropyl, ethidimuron, dichlobénil. Concernant la recherche des microcystines (toxines produites par certaines cyanobactéries), la présence de microcystines n'a pas été détectée dans l'eau distribuée à Aix-les-Bains en 2016.

I.2. Bilan de la qualité de l'eau distribuée provenant du pompage de Tresserve

L'eau provenant du pompage de Tresserve a été de bonne qualité microbiologique en 2016 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100% après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 16,11° et 17,25°; elle contient peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2,65 et 2,8 mg/l, la présence de pesticides à des concentrations inférieures à la limite de qualité a été détectée dans l'eau brute du pompage en 2016, notamment la présence de carbendazime, atrazine, hexazinone, simazine, terbuthylazin, atrazine déséthyl, terbuméthion-déséthyl, terbuthylazin déséthyl, métalochlore, diuron, propiconazole, tébuconazole. Concernant la recherche des microcystines, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée à Tresserve en 2016.

I.3. Bilan de la qualité de l'eau distribuée provenant du pompage de l'abbaye de Hautecombe

L'eau provenant du pompage de l'abbaye de Hautecombe a été de bonne qualité microbiologique en 2016 avec un pourcentage de conformité mesuré à 100% après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 16,48 et 16,78°; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2,5 et 2,6 mg/l. Concernant les pesticides, ces paramètres n'ont pas été analysés en 2016. D'autre part, les analyses de recherche de microcystines n'ont montré aucune concentration détectable lors des prélèvements effectués.

I.4. Bilan globale de la qualité de l'eau distribuée

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget puis distribuées en 2016 ont été de bonne qualité microbiologique pour les pompages de Mémard, de Hautecombe et de Tresserve. Les eaux des trois

pompages sont restées conformes aux limites et références de qualité fixées par réglementation en vigueur pour tous les paramètres chimiques recherchés, ainsi la consommation humaine de l'eau du lac du Bourget ne présente pas de risque pour la santé du consommateur. Dans les eaux brutes, on peut noter la présence de bactéries telles qu'*Escherichia Coli*, d'Entérocoques, parfois de Salmonelles qui sont normalement détruites par l'action des traitements. On peut également noter la présence persistante de traces de pesticides appartenant à la famille des triazines tels que l'atrazine ou la simazine ainsi que de leurs produits de dégradation (atrazine-déséthyl, atrazine-déisopropyl, ...). On peut ainsi constater leur rémanence dans l'environnement puisque leur utilisation est interdite sur le territoire français depuis septembre 2003 pour l'atrazine et la simazine. Concernant la détection des autres pesticides à l'état de trace, elle s'explique par l'amélioration des techniques analytiques du laboratoire.

II. Qualité des eaux de baignade

II.1. Éléments concernant le contrôle sanitaire

Les eaux de baignade nous intéressent davantage puisque le contrôle sanitaire réglementaire permet d'assurer un suivi analytique de la qualité des eaux brutes du lac. Ce suivi sanitaire est organisé tous les ans entre fin juin et fin août inclus, c'est-à-dire lors des périodes touristiques estivales. Les analyses sont effectuées à 15 jours d'intervalle dans toutes les zones de baignade des plages aménagées situées sur les berges du lac.

Lors des contrôles, plusieurs paramètres sont mesurés soit sur place (paramètres « terrain »), soit au laboratoire (analyses microbiologiques) :

- les paramètres physico-chimiques : température de l'eau et de l'air, conductivité de l'eau, oxygène dissous ;
- les paramètres visuels et olfactifs : transparence de l'eau, couleur, présence de mousse, présence d'algues ou d'efflorescences de cyanobactéries, présence d'huiles ou d'hydrocarbures, odeur de phénol ou de solvants ;
- les paramètres microbiologiques : les bactéries recherchées sont les germes témoins de contaminations fécales, en l'occurrence *Escherichia Coli* et les entérocoques intestinaux, indicateurs de contamination du milieu.

Les normes de qualité en vigueur sont les suivantes : absence de mousse, d'huiles minérales ou d'odeur de phénol, transparence supérieure à 1 m, pour les paramètres terrain.

En ce qui concerne les normes bactériologiques, la phase de transition vers la nouvelle réglementation applicable en 2013, impose la recherche des germes *E. Coli* et entérocoques intestinaux (la recherche des Coliformes totaux est abandonnée). Avec l'entrée en vigueur de la dernière directive baignade :

- l'eau d'une baignade est considérée comme étant d'excellent qualité lorsque 95% des analyses d'*E. coli* sont <500 UFC (Unité formant colonie) pour 100 ml d'eau prélevée et 95% des analyses d'entérocoques intestinaux sont également < 00 UFC/100ml ;

- l'eau d'une baignade est considérée de Bonne Qualité lorsque 95% des analyses d'*E. coli* sont compris entre 500 et 1000 UFC/100 ml et 95 % des analyses d'entérocoques intestinaux sont compris entre 200 et 400 UFC/100 ml ;
- l'eau d'une baignade est considérée de Qualité suffisante lorsque 90% des analyses d'*E. coli* sont compris sont < 900 UFC / 100 ml et 90 % des analyses d'entérocoques intestinaux sont < 330 UFC/100 ml ;
- enfin une eau est considérée comme étant de Qualité insuffisante si elle ne respecte aucun des critères de classement ci-dessus

II.2. Eléments concernant la classification des eaux de baignade

Chaque résultat pris isolément informe sur le niveau de qualité de la baignade au moment du prélèvement. L'interprétation statistique de l'ensemble des résultats obtenus au cours des quatre dernières saisons permet d'apprécier globalement la qualité sanitaire d'une baignade. Elle se traduit par les 4 classes de qualité suivantes définies ci-dessus à savoir : Excellente, bonne, suffisante, insuffisante. Les informations concernant la qualité des eaux de baignades sont consultables sur le site : <http://baignades.sante.gouv.fr>

II.3. Conformité des plages du lac du Bourget

Le bilan de la qualité des plages du lac du Bourget de 2013 à 2016 inclus est donné ci-dessous. Les 10 zones de baignades aménagées sont classées en excellente qualité, c'est-à-dire conformes aux normes de qualité. En 2015, l'eau a été d'excellente qualité pour les 10 zones de baignades surveillées du lac du Bourget. On observera que sur les 4 dernières années, aucune plage n'a été classée avec des eaux, impropres à la baignade (classées insuffisantes).

Commune	Plage	2016	2015	2014	2013
Aix-les-Bains	plage du Rowing	Excellente	Excellente	Excellente	Excellente
Aix-les-Bains	plage Mémard	Excellente	Excellente	Excellente	Excellente
Aix-les-Bains	plage municipale	Excellente	Excellente	Excellente	Excellente
Brison-St-Innocent	plage municipale	Excellente	Excellente	Excellente	Excellente
Chindrieux	plage de Châtillon	Excellente	Excellente	Excellente	Excellente
Conjux	plage municipale	Excellente	Excellente	Excellente	Excellente
Le Bourget-du-Lac	camping «Ile aux cygnes»	Excellente	Excellente	Excellente	Excellente
Le Bourget-du-Lac	plage municipale	Excellente	Excellente	Excellente	Excellente
Tresserve	plage du Lido	Excellente	Excellente	Excellente	Excellente
Viviers du Lac	plage des Mottets	Excellente	Excellente	Excellente	Excellente

**Escherichia Coli* est universellement utilisée comme bactérie indicatrice de la qualité des eaux aussi bien pour l'eau potable que pour les eaux récréatives. Cette bactérie intestinale abrite des souches commensales et des souches virulentes

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 2017, les teneurs en P_{tot} et PO₄ ont atteint des valeurs record, permettant sur ce seul critère de définir le lac comme un écosystème oligotrophe. Associé à cette baisse importante enregistrée dans la zone pélagique du lac, les apports de phosphore n'ont jamais été aussi bas, passant sous le seuil des 3 tonnes de P apportés au lac, préconisé pour parler d'une restauration réussie.

La vigilance reste 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 2016, la biomasse phytoplanctonique avait été significativement supérieure aux années précédentes mais 2017 s'est de nouveau rapprochée des valeurs enregistrées entre 2011 et 2015. Au sein du phytoplancton, la proportion des formes microplanctoniques reste encore forte (>70%) et la composition du phytoplancton, avec des espèces encore typiques de milieux méso-eutrophes (comme *Planktothrix rubescens* en 2016 et 2017) révèle que tout n'est pas encore parfait. On peut noter néanmoins que la composition phytoplanctonique révèle aussi et confirme la présence importante d'espèces mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes, confirmées en 2017 par la hausse significative des indices de Brettum et IPLac qui atteignent 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, en dépit de la baisse de rendement du pêche de la population de lavaret mais la régression d'espèces indicatrices de milieux de moins bonne qualité, le lac du Bourget présente un état trophique bon à très bon.

D'ailleurs, les valeurs 2017 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.

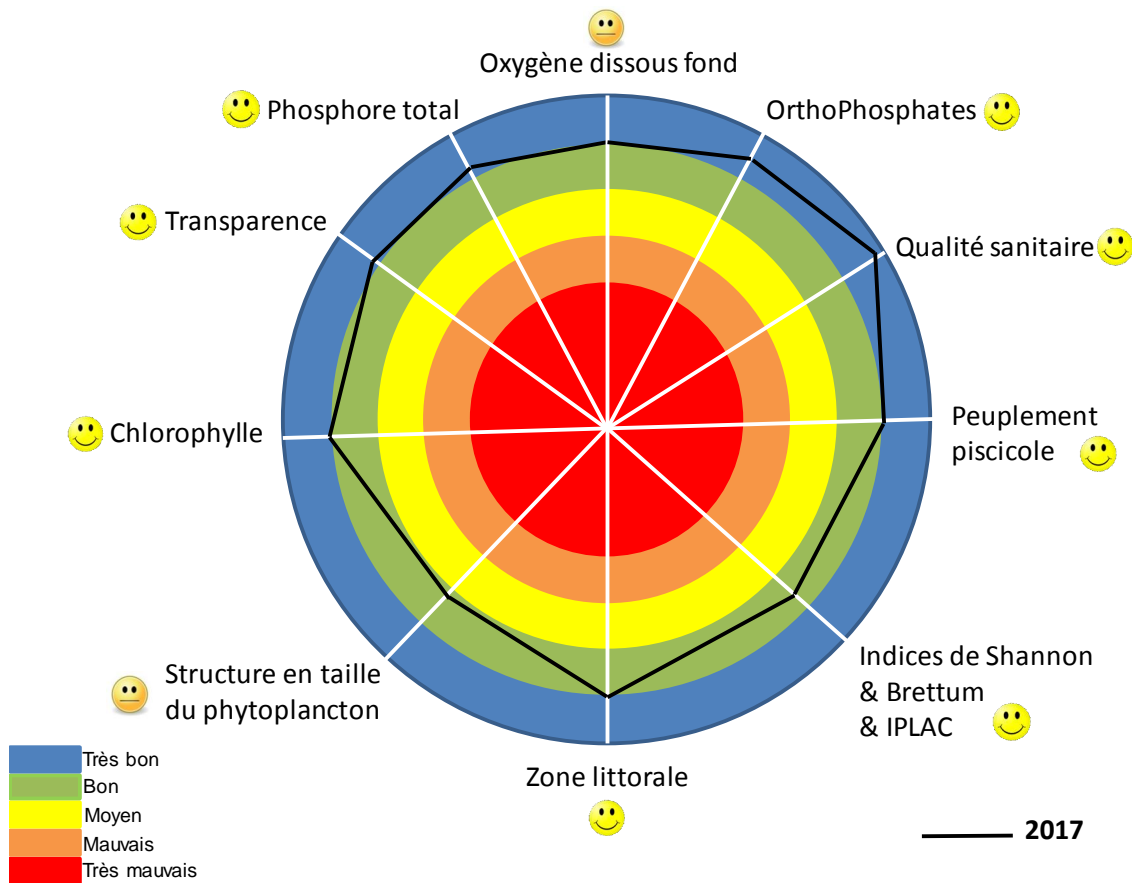
Trophic status	TP (median) (µg/l)	Chlorophyll a (median) (µg/l)	Chlorophyll a maxima (µg/l)	Secchi (median) (m)	Secchi minima (m)
Ultra-oligotrophe	<=4	<1	<2.5	>12	>6
	<=10	<2.5	2.5-8	>6	>3
Oligotrophe	9		5,8	6,6	4,4
Mesotrophe		3,2			
	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
Eutrophe	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7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

NB : Les valeurs propres au lac du Bourget sont notées en rouge et en gras

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

L'analyse de la zone littorale, décrite au travers de différents descripteurs comme les diatomées benthiques, les macrophytes, les mollusques et en 2017 l'ensemble des macro-invertébrés tend à renforcer les conclusions énoncées plus haut, conférant également au lac du Bourget un état écologique globalement bon à très bon.

La Figure ci-dessous propose une vision synoptique de l'état écologique du lac du Bourget en 2017.



Le lac du Bourget qualifié d'oligo-mésotrophe depuis quelques années semble en passe de devenir oligotrophe. L'étude de sa zone littorale au cours des années précédentes confirme aussi globalement que ce lac est dans un bon état écologique. Le risque lié au développement de cyanobactéries indésirables reste toutefois toujours une possibilité et le rendement des pêches à surveiller.

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 SILVA.
- 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 eutrophiclakes. *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 trophic. *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&dsid=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-Treytoure 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, Tadonl  k   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   knajno (Poland)? In E. Mortensen, E. Jeppesen, M. Søndergaard, & L. K. Nielsen (Ed.), *Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes* (p. 277-283). Dordrecht: Springer Netherlands.
- 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 (  ds) 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 qualit   delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilittiche (EPI-L) . CNR, Italy. *CNR-ISE*, 02-13:75-92.

- Mazard S, Ostrowski M, Partensky F, Scanlan DJ. 2012. Multi-locus sequence analysis, taxonomic resolution and biogeography of marine *Synechococcus*. *Environ. Microbiol.* 14:372–386.
- Mehner T. 2010. No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 55:203-213.
- Mehner T, Busch S, Helland IP, Emmrich M, Freyhof J. 2010. Temperature related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecol. Freshw. Fish* 19:408-419.
- Menendez, M., et Sanchez, A. (1998). Seasonal variations in P–I responses of *Chara hispida* L. and *Potamogeton pectinatus* L. from stream mediterranean ponds. *Aquatic Botany*, 61, pp.1-15.
- Middelboe, A. L., et Markager, S. (1997). Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37, pp.553-568.
- Milbrink G, Timm T, Lundberg S. 2002. Indicative profundal oligochaete assemblages in selected small Swedish lakes. *Hydrobiol.* 468:53-61.
- Millenium Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: Wetland and Water synthesis, 2005.
- Moldaenke. 2002. Algae Online Analyser User Manual, version 2.3, 88 p.
- Murphy, K. J., et Eaton, J. W. (1983). Effects of Pleasure-Boat Traffic on Macrophyte Growth in Canals. *The Journal of Applied Ecology*, 20,p.713.
- Nielsen, S. L., Sand-Jensen, K., Borum, J., et Geertz-Hansen, O. (s. d.). Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25, pp.1025-1032.
- Onema. 2007. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy - Application du protocole EN 14757 – Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.
- ONEMA. (2007). Methode d'évaluation de la qualité écologique des plans d'eau basée sur les communautés de macrophytes. Consulté à l'adresse http://www.onema.fr/IMG/pdf/130607_Rapport_
- Onema. 2010. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy – Réseau de Contrôle de Surveillance- (Année 2010) - Eléments d'analyse. Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.
- Padisak J, Crossetti LO, Naselli-Flores L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiol.* 621:1-19.
- Parker-Stetter SL, Rudstam LG, Sullivan PJ, Warner DM. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. *Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub.* 09-01.
- Pearsall, W. H., et Ulyyott, P. (1934). Light Penetration into Fresh Water. *Journal of Experimental Biology*, 11, pp.89-93.
- Pelletier JP, Orand A. 1978. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- Peltomaa E, Ojala A. 2012. Meteorological drivers of the dynamics of autotrophic picoplankton. *Freshw. Biol.* 57:1005-1016.
- Perga ME, Lainé L. 2010. Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. Eaux Léman contre Pollut. Campagne 2008.
- 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. Plank. 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
- Tadonléléké 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.
- Vinçon-Leite B, Bournet PE, Gayte X, Fontvieille D, Tassin B. 1998. Impact of a flood event on the biogeochemical behaviour of a mesotrophic alpine lake: Lake Bourget (Savoie). *Hydrobiol.* 374:361-377.
- Wagner, A., S. Volkmann, and P. M. A. Dettinger-Klemm. 2012. Benthic-pelagic coupling in lake ecosystems: the key role of chironomid pupae as prey of pelagic fish. *Ecosphere* 3:2-17.
- Weaver W, Shannon CE. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Winfield IJ, Fletcher JM, James JB, Bean CW. 2009. Assessment of fish populations in still waters using hydroacoustics and survey gill netting: Experiences with Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the UK.
- Wolfram G, Dokulil M. 2007. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria, 50 p.
- Wolfram G, Dokulil M, Pall K, Reichmann M, Schulz L, Argillier C, de Bortoli J, Martinez JP, Rioury C, Hoehn E, Riedmuller U, Schaumburg J, Stelzer D, Buzzi, F, Dalmiglio A, Morabito G, Marchetto A, Remec-Rekar S, Urbanic G. 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.
- Xu, H., Paerl, H. W., Qin, B., Zhu, G., et Gao, G. (2010). Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography*, 55, pp.420-432.

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe I

Le comité scientifique en 2017

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 JALINOX, 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 CARTELE . <i>Transfert et flux de nutriments . Bassin versant</i>
M. V FROSSARD	UMR CARTELE . <i>Ecologie benthique . Macroinvertébrés</i>
M. J GUILLARD	UMR CARTELE . <i>Ecologie piscicole . Bio-indication</i>
M. S JACQUET	UMR CARTELE . <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>

Le Contrat de bassin versant du lac du Bourget est un programme technique et financier dont la coordination est assurée par le CISALB. Le 1^{er} contrat s'est déroulé entre 2003 et 2009 et a permis la réalisation de nombreuses opérations en faveur de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques pour un montant de 80 millions d'euros. Le second contrat, signé le 4 novembre 2011 pour une durée de 6 ans. <http://www.cisalb.org>) était axé sur 10 enjeux :

1. La restauration écologique des rivières (i.e. restauration du lit et des berges pour retrouver un fonctionnement plus naturel) pour passer d'un état physique médiocre à bon. Toutes les principales rivières du bassin versant alimentant le lac (Sierroz, Leysse, Tillet, canal de Savières) sont concernées ;
2. La lutte contre la pollution par les substances dangereuses (i.e. aider les entreprises à maîtriser leurs rejets) dans les rivières ;
3. La lutte contre l'eutrophisation des rivières (i.e. traiter la pollution domestique et agricole) afin aussi de répondre à l'atteinte du bon état écologique du lac du Bourget, avec l'absence de proliférations cyanobactériennes typiquement ;
4. La restauration écologique du littoral ;
5. La lutte contre la pollution par les pesticides ;
6. La gestion de la ressource en eau ;
7. La gestion des zones humides ;
8. La cohérence entre eau et aménagement du territoire ;
9. La lutte contre les plantes invasives (ex : renouée du Japon) ;
10. La sensibilisation et communication.

2017 marque la dernière année de ce contrat.

DOSSIERS DIVERS

Annexe II

Evolution des indices de la diagnose rapide

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

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

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

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

I. Les indices

Indice Pigments chlorophylliens

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

Indice Transparence

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

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

Indice P total hiver

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

Indice N total hiver

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

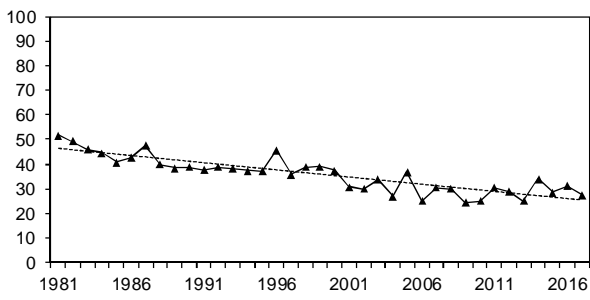
La moyenne de ces deux indices constitue l'indice fonctionnel **Nutrition.**

Indice Consommation journalière en O2 dissous

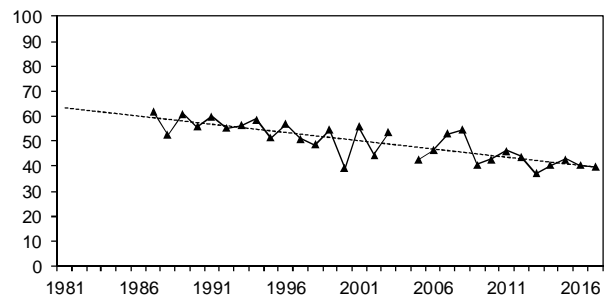
$I_{O2j} = -50 + 62 \times \log_{10}(X+10)$ où X est la valeur de la consommation journalière en oxygène dissous en $\text{mg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$.

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

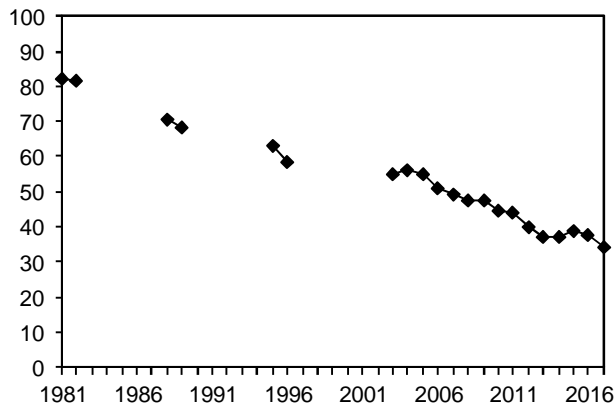
II Résultats



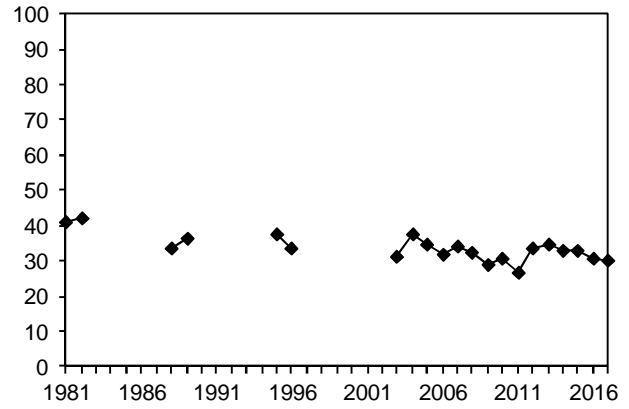
a) Indice de transparence estivale



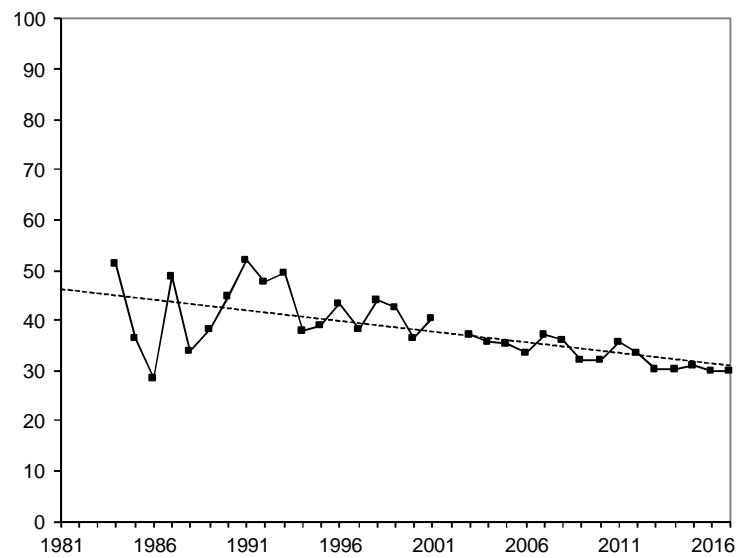
b) Indice de pigments chlorophylliens estivaux



c) Indice du phosphore total hivernal



d) Indice de l'azote total hivernal



e) Indice de la consommation journalière en O₂ dissous

Figure 1 Evolution des indices spécifiques type DCE au point B de 1981 à 2017

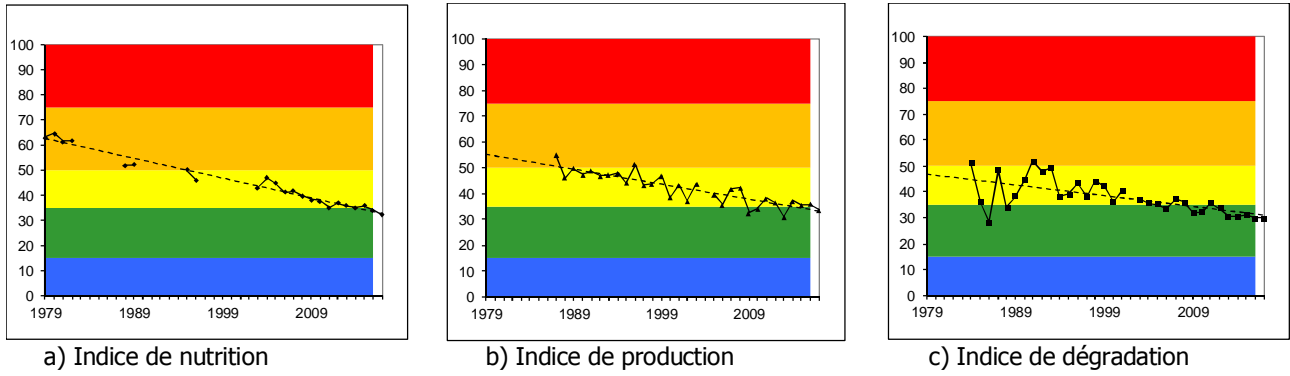


Figure 2 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des indices fonctionnels type DCE au point B de 1981 à 2017

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 : μm^3 / 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

N_i : 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 :

	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
Taxon	<=5	5-8	8-15	15-30	30-60	>60
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0	0	0	1	4	5
<i>Aphanocapsa musicola</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanocapsa parasitica</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 I_j est calculé :

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

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

Finalement l'indice Brettum BI est calculé comme suit :

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

Avec - T_j : poids de chaque indice I , ($T_1 = 6, T_2=5, T_3=4, T_4=3, T_5=2, T_6=1$)

Annexe 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

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

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

$H_{filtrée}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m)

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

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

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

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base pool, 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>Raphidopsis</i>	light deficient conditions	flushing
S _H	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>Chrysococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankistrodesmus</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> (<i>Synura</i>)	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Botryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis lacustris</i>	low nutrients high turbidity	CO ₂ deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing 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 ₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L _M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Suivi PCB du Lac du Bourget (Synthèse des résultats 2012-2016)

Cette note vise à synthétiser l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de l'évaluation de l'efficacité des travaux de restauration du Tillet (2013) qui avaient pour objectif de stopper les flux de PCB du Tillet vers le lac du Bourget. Ces résultats sont issus des programmes de recherche BIOSED et RESTOLAC pilotés par le LCME de l'Université de Savoie en lien avec le CISALB.

Le suivi est axé sur différents compartiments du Tillet et du Lac : eau, sédiments, invertébrés, poissons. Les différents points de suivi sont positionnés sur la carte jointe en annexe.

Evolution de la contamination dans le Tillet

EAU (fraction dissoute+fraction particulaire)

Date	TIL Amont
Mai 2012	16,2 ng/l
Avril 2014	4,3 ng/l

La concentration en PCB_i mesurée dans l'eau du Tillet dans le secteur amont du parc de la Bognette a été divisée par 4 après le chantier de restauration.

SEDIMENTS

Date	TIL Amont	TIL Aval
Mai 2012	1266 ng/g	1530 ng/g
Septembre 2014	348 ng/g	105 ng/g

Les concentrations en PCB_i mesurées dans les sédiments du Tillet avant le chantier présentait des valeurs supérieures à 1000 ng/g. L'augmentation des valeurs de l'amont vers l'aval illustre bien l'apport supplémentaire généré par les méandres contaminés du Tillet dans le parc de la Bognette.

Après travaux, les concentrations amont ont chuté de 70 % et celles aval de plus de 90 %. Ces résultats démontrent directement l'impact bénéfique des travaux sur le flux de PCB transitant dans le Tillet mais ils montrent également qu'il existe encore des apports de PCB provenant de l'amont. En effet, le nouveau lit du Tillet ayant été aménagé dans des terres saines, on aurait pu s'attendre à mesurer une concentration en PCB dans les sédiments du nouveau lit proche de 0.

MATIERES EN SUSPENSION

Date	TIL Amont	TIL Aval
Mai 2012	813 ng/g	2817 ng/g
Avril 2014		358 ng/g

Les valeurs obtenues sur les MES avant restauration montrent également que les eaux du Tillet se chargeaient en PCB_i en transitant dans les méandres contaminés du parc de la Bognette passant ainsi de 813 ng/g à la sortie de la partie couverte à 2817 ng/g en amont de son exutoire au lac.

Les mesures réalisées en 2014 montrent que les MES du Tillet sont 8 fois moins chargées en PCB qu'avant le chantier de restauration du Tillet.

Estimation des flux de PCB

Date	TIL Amont
Mai-juillet 2012	500-3500 mg/j
Mars-avril-nov 2014	25-350 mg/j

De façon logique, suite aux résultats mesurés dans les différents compartiments ci-dessus, les flux de PCB ont nettement diminué entre 2012 et 2014. Ces résultats montrent toutefois qu'il existe encore un flux malgré les travaux.

INVERTEBRES

Date	TIL Amont	TIL Aval
Gammare		
2012	4129 ng/g	10078 ng/g
2014	66 ng /g	19 ng/g
Potamogyrus		
2012	1084 ng/g	201 ng/g
2014	4 ng/g	1 ng/g
Aselle		
2012	195 ng/g	881 ng/g
2014	3 ng/g	29 ng/g

Pour les 3 espèces d'invertébrés suivis, les concentrations en PCB ont diminué de près de 98 % après travaux.

POISSONS

Date	Concentration PCBndl	Nbre de poissons analysés
Chevesne (entre 12 et 20 cm)		
2012	812 ng/g	9
2014	630 ng/g	6
Goujon (11 cm)		
2012	1770 ng/g	
Perche (9 cm)		
2014	1130 ng/g	5
Gardon (9 cm)		
2014	795 ng/g	5
Truite amont (19-23 cm)		
2014	1300 ng/g	2
Truite amont (19 cm)		
2014	582 ng/g	2

Le chevesne est la seule espèce qui a fait l'objet de mesure avant et après travaux. La concentration en PCB non dioxin like dans la chair de cette espèce montre une diminution de 22 %. Toutefois, les analyses pratiquées sur la perche, le

gardon et la truite en 2014 montrent des résultats préoccupants avec des concentrations atteignant des valeurs comprises entre 4 et 9 fois la norme européenne de 125 ng/g.

Evolution de la contamination dans le Lac

EAU de surface (fraction dissoute+fraction particulaire)

Date	Point B	Point Face Tillet
Mai 2013	0,6 ng/l	0,7 ng/l
Octobre 2013	1,5 ng/l	2 ng/l
Avril 2014	0,3 ng/l	1,1 ng/l
Septembre 2014	0,5 ng/l	-
Octobre 2015	0,4 ng/l	0,8 ng/l
Mars 2016	0,5 ng/l	1,3 ng/l

Les résultats d'analyses réalisées en surface au point de référence du lac (point B) sont dépendantes des courants et de l'état de stratification de la masse d'eau mais ils ne montrent pas de réelles tendances avant/après travaux. Toutefois, les concentrations mesurées en face du Tillet montrent des valeurs 2 fois supérieures à celles obtenues au point B.

SEDIMENTS (0-1cm)

Date	Point B	Point Face Tillet
1970 (pic PCB)	1757 ng/g	
2006	68 ng/g	
2013	14 ng/g	113 ng/g

Les concentrations mesurées dans les sédiments de surface au point le plus profond du lac montrent une réelle tendance à la baisse. En 2013, les teneurs en PCB_i en face du Tillet étaient encore 8 fois plus importantes qu'au point B.

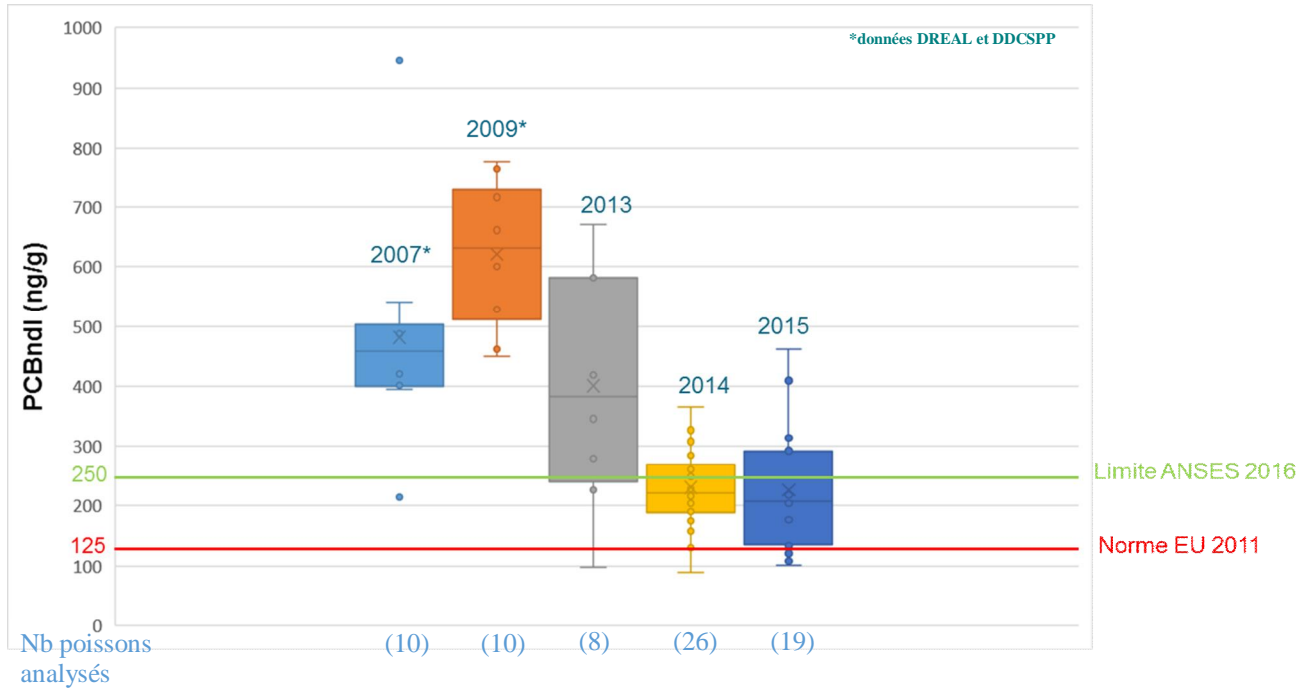
MOLLUSQUES (Corbicules)

Date	Face Tillet
2012	326 ng/g
2014	3 ng/g

Les concentrations mesurées dans une espèce de mollusques invasive du lac (*Corbicula*) montrent une nette diminution de la contamination depuis la réalisation des travaux du Tillet. Ces dernières ont été divisées quasiment par 100 en l'espace de 2 ans. Ce résultat s'explique par le fait que le Tillet aval contaminé a été comblé et surtout que le nouveau tracé ne débouche plus directement au lac (communication hydraulique entre Tillet aval et Lac du Bourget via le nouveau port à barques et le bassin du petit port).

POISSONS

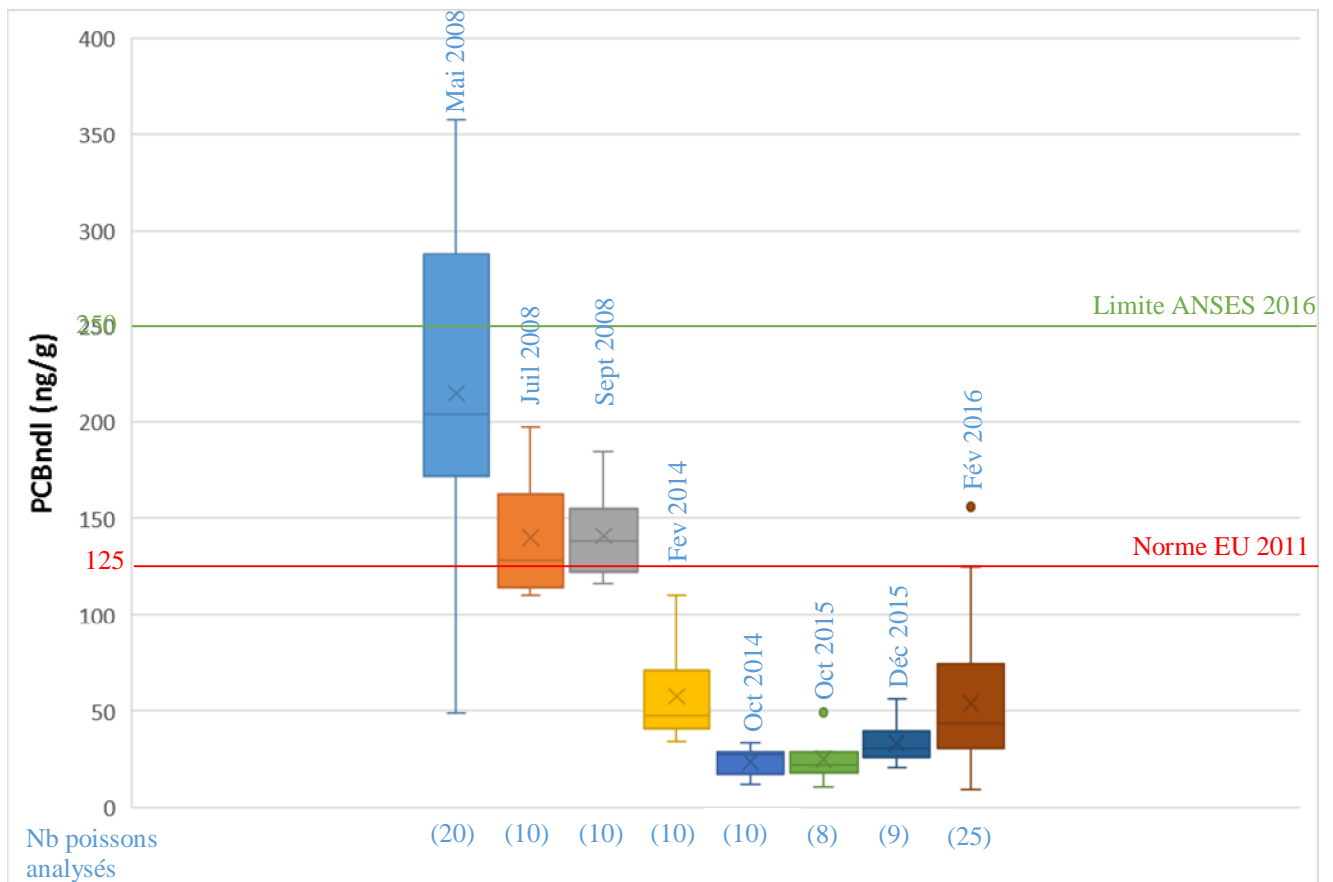
Ombles chevalier



Evolution des concentrations en PCB non dioxin like dans la chair d'ombles chevaliers.

(Représentation sous forme de box plot : le rectangle représente la variabilité des 95% des valeurs observées, le trait horizontal la valeur médiane et la croix la valeur moyenne, les moustaches le min et le max)

Corégone



Evolution des concentrations en PCB non dioxin like dans la chair de corégones

Que ce soit pour l'omble chevalier ou le corégone, on note une nette diminution de la concentration en PCBndI dans la chair des poissons avant et après les travaux de restauration du Tillet aval. Concernant l'omble chevalier, les teneurs mesurées en 2014-2015 restent toutefois au-dessus de la norme EU de 125 ng/g.

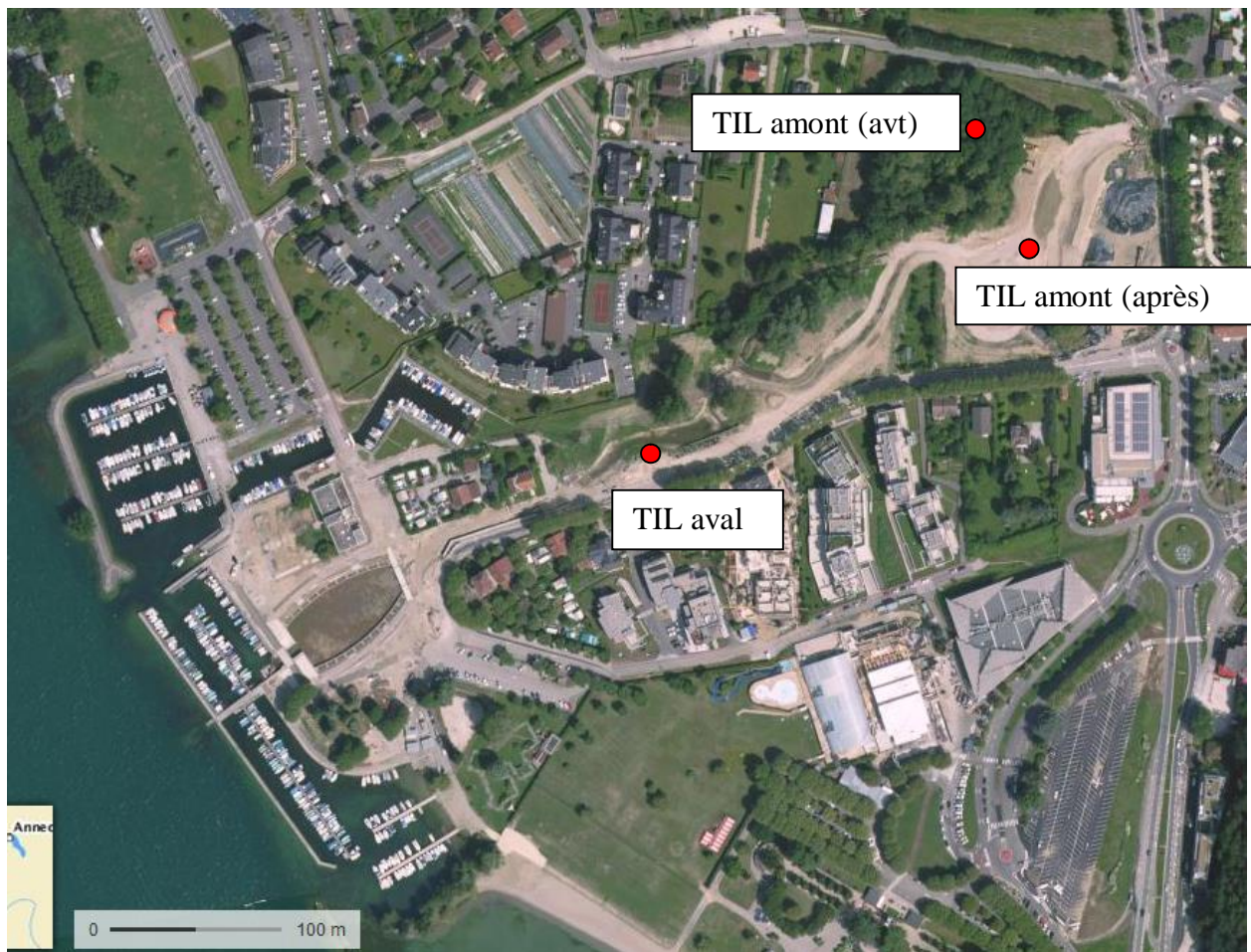
SYNTHESE

Les résultats obtenus sur les compartiments abiotiques du Tillet (eau, sédiments, MES) montrent indéniablement l'effet bénéfique des travaux de restauration du Tillet aval. Cette amélioration se fait également sentir au niveau de la macrofaune benthique du Tillet. En revanche, les poissons analysés dans le Tillet ne montrent pas une tendance aussi nette.

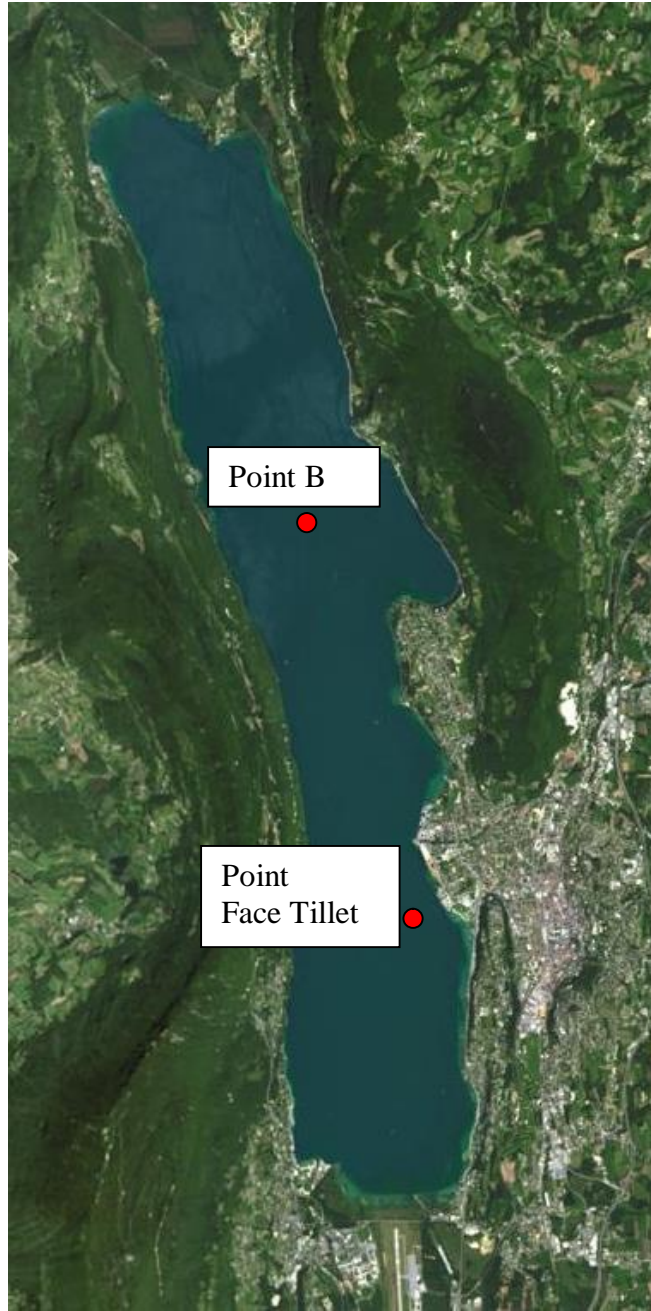
Au niveau du lac, les résultats obtenus sur l'eau sont assez variables sur la chronique étudiée en raison de la dépendance des concentrations aux courants lacustres et à la stratification de la masse d'eau. La contamination des sédiments superficiels montre une tendance à la baisse ainsi que celle des organismes aquatiques.

Malgré ces résultats positifs et un effet indiscutable du chantier de restauration du Tillet aval en 2013 et des travaux de dépollution du site industriel en 2008, des flux importants de PCB sont mesurés en provenance de la partie couverte du Tillet qui n'a pas fait l'objet de travaux de dépollution. Rappelons qu'une étude réalisée par le bureau d'études URS pour le compte d'Alstom Grid en 2009 révélait des concentrations dans les sédiments du Tillet canalisé sous Aix-les-Bains (Bd Lepic) de l'ordre de 900 ng/g. Ces sédiments contaminés (à hauteur inférieure à ceux antérieurement contenus dans les méandres du Tillet aval) constituent donc encore une source et contribuent, lors de leur remise en suspension et transport, à la contamination progressive du nouveau lit du Tillet et du port à barques. La nouvelle configuration de l'exutoire du Tillet via le nouveau port à barques et le bassin du Petit Port, permet la décantation des matières en suspension contaminées par les PCB, limitant le transfert direct au Lac. La contamination des sédiments accumulés dans le port à barques depuis son ouverture fin 2013 correspond à des concentrations de 796 et 873 ng/g (analyses de septembre 2016). Un prélèvement de sédiments dans une zone de sédimentation du nouveau tracé du Tillet en amont du port à barques au droit de l'arrivée du ruisseau du Coetan en 2014 avait par ailleurs montré des valeurs élevées de l'ordre de 580 ng/g, démontrant les apports en provenance de la zone couverte amont.

L'aménagement de l'exutoire du Tillet a permis de restaurer une connectivité piscicole entre le lac et le Tillet, par suppression du busage aval d'une longueur de 300 m et création du port à barques. Cette connectivité est a priori très positive pour la restauration écologique du Tillet aval, mais induit actuellement une contamination rapide par les PCB des poissons qui fréquentent le Tillet. Ces poissons retournent en milieu lacustre et participent à la contamination aux PCB de la chaîne trophique lacustre lors de leur prédation.



Carte de localisation des points de prélèvements sur le Tillet



Carte de localisation des points de prélèvements sur le lac

DOSSIERS DIVERS

Annexe VI

Informations diverses tout au long de l'année 2017 (source : CISALB)

Décembre 2016

Le comité de bassin versant du lac du Bourget s'est réuni mardi 20 décembre 2016. Le bilan des actions du Contrat de l'année écoulée a été présentée ainsi que la programmation 2017, dernière année du Contrat.

Janvier 2017

Le programme de préservation des truites lacustres a été lancé. Espèce emblématique du lac du Bourget, la truite lacustre a vu ses effectifs s'effondrer ces 30 dernières années. En réponse à ce constat inquiétant une importante étude a été lancée en vue de restaurer et préserver les populations en place. Dans le cadre de ce suivi (i) des géniteurs sont marqués, annuellement, à l'aide de transpondeurs de manière à élargir les connaissances sur la biologie de l'espèce (croissance, comportement migratoire...) et d'avoir une image sur l'évolution des stocks en place ; (ii) des alevins sont marqués par fluoro-marquage afin de quantifier le nombre de poissons issus de l'alevinage par rapport à ceux issus de la reproduction naturelle. Sur le long terme, cette démarche permettra, en plus d'évaluer l'évolution des stocks de truites lacustres, de juger de l'efficacité des travaux de restauration sur les affluents du lac du Bourget et des actions de repeuplement.

Février 2017

Au cours du mois de février, l'exposition La Salle de Bains, présentant le lac du Bourget et son bassin versant a été accueillie par le collège de Bissy au sein du centre de documentation et d'information. Des classes de 5ème et 4ème du collège ont pu visiter cette expo ainsi que les classes de 6ème, 5ème, 4ème, 3ème et CAP de l'EREA de Bissy. Les visites ont été animées par les médiateurs scientifiques du CISALB.

Mars 2017

Les « portes ouvertes » de l'école du lac du Bourget organisées le 8 mars ont permis de discuter de projets éducatifs avec les partenaires historiques des séjours de découvertes du lac du Bourget : Club de voile d'Aix les Bains, Auberge de jeunesse d'Aix les Bains, CISALB, Association savoyarde des classes de découvertes. Les projets tournent autour de séjours de découvertes du lac du Bourget pouvant combiner activités nautiques ou artistiques, accentuer l'approfondissement du monde lacustre avec des professionnels de la médiation scientifique, de l'encadrement sportif ou de l'accompagnement artistique.

Du 13 au 31 mars, le canal de Savières, exutoire naturelle situé au nord du lac du Bourget, a été curé en vue de l'opération de baisse du niveau du lac à l'automne 2017. *In fine*, ces travaux ont permis d'améliorer la navigabilité notamment pour les bateaux à passagers pendant la baisse du niveau du lac. Dix zones ont été sélectionnées pour y extraire une partie des sédiments.

Mi mars, le programme des Ateliers du lac pour les enfants de 4 à 12 ans a été mis en ligne sur le site du CISALB.

Fin mars 2017, le CISALB a mis en ligne toute une série d'explications concernant l'opération spéciale de baisse du niveau du lac du Bourget programmée à l'automne 2017. Pour bien ou mieux comprendre les enjeux et le déroulement de cet événement, une rubrique a été imaginée sur son site internet, où l'on trouvait : (i) les raisons et modalités de mise en oeuvre de la régulation du lac du Bourget depuis 1985, (ii) les conséquences de cette régulation sur les roselières, (iii) les modalités opérationnelles de la baisse du niveau du lac Bourget, (iv) une foire aux questions et un formulaire destiné à recueillir remarques et interrogations n'ayant pas trouvé réponse sur le site.

Mars & Avril 2017

Les pêches exceptionnelles de géniteurs d'omble chevalier et de lavarets réalisées dans le cadre du pacage lacustre se sont déroulées durant l'hiver 2016-17. Comme chaque année, l'objectif était de récolter les ovules et la laitance des reproducteurs présents sur les frayères afin de pratiquer une fécondation contrôlée et d'envoyer les œufs à la pisciculture de Rives à Thonon-les-Bains. Les objectifs pour le lavaret étaient moins ambitieux car son stock se renouvelle désormais naturellement au lac. En revanche, le pacage lacustre de l'omble chevalier reste primordial pour le maintien de l'espèce car la survie des œufs est faible dans les zones profondes où l'espèce se reproduit. En avril ont été publiés les chiffres de la campagne 2016-2017

- Omble chevalier : les pêches organisées fin novembre ont permis de récolter un peu plus de 140 000 œufs
- Lavaret : les pêches organisées fin décembre ont permis de récolter près de 1 320 000 œufs

Les alevins de lavarets élevés en pisciculture ont rejoint le lac entre les mois de mars et avril 2017 et ceux d'ombles au cours de l'été. Les déversements ont eu lieu à différents endroits du lac.

Mai 2017

Le CISALB a organisé une consultation des entreprises pour la maîtrise d'œuvre de conception et assistance à la réalisation de la muséo-scénographie d'un centre d'interprétation du lac du Bourget.

Juin 2017

Face au faible rendement de pêche du lavaret, L'Etat, représenté par la Direction départementale des Territoires de la Savoie, a réuni au mois de juin la Commission pêche à laquelle siègent les AAPPMA d'Aix-les-Bains et de Chambéry, l'Association des pêcheurs professionnels, la Fédération départementale de pêche, l'Agence française pour la Biodiversité (ex ONEMA) et le CISALB. Au cours de cette réunion, le CISALB, qui coordonne la gestion piscicole du lac depuis près de 15 ans, a présenté une analyse scientifique de la situation. En synthèse, les tonnages annuels de lavarets réalisés par les pêcheurs professionnels et amateurs ont atteint des records au cours de ces 5 dernières années (85 T pour les professionnels et 10 T pour les amateurs). En termes de rendements de pêche (quantité de poissons pêchés par filet ou par sortie), les maximums ont été atteints en 2011-2012 et depuis, les rendements diminuent et se stabilisent à un niveau

plus bas. Ces niveaux restent toutefois beaucoup plus importants que dans les années 2000. Cette tendance se retrouve également dans les résultats des campagnes de pêche scientifique de l'INRA. L'expansion exceptionnelle de la population de lavarets amorcée en 2008 semble donc terminée et on assiste probablement à un ajustement du stock autour d'un niveau d'équilibre. D'un point de vue dynamique, la population de lavarets est en bonne santé comparativement aux années 2000. En effet, les poissons pêchés appartiennent à plusieurs classes d'âge, allant de 2 à 7 ans. Par conséquent, le stock de lavarets, bien que moins important qu'en 2011-12, est équilibré et reste à un niveau important malgré un effort soutenu de la pêche amateur et professionnelle. Pourquoi la pêche de ce début de saison a-t-elle alors été si compliquée ? La réponse tient dans une combinaison de facteurs qui modifie les conditions dans lesquelles évoluent les lavarets, modifie leur comportement et donc les conditions de pêche. Ainsi, le zooplancton à la base de la nourriture du lavaret, a été présent en quantité dans le lac du fait des températures clémentes alors qu'habituellement il a tendance à être peu abondant en hiver et début de printemps. Cette singularité a impacté les pêcheurs amateurs qui capturent beaucoup de lavarets lorsque la quantité de plancton est limitée et lorsque les lavarets se retournent vers les larves d'invertébrés. De plus, depuis 2016, on a assisté au retour de *P. rubescens*, la cyanobactérie, qui se développe dans les mêmes profondeurs que les lavarets. En 2017, son développement a été encore plus fort qu'en 2016 et il est possible qu'elle agisse sur la répartition du lavaret. Enfin, le cormoran qui s'est largement sédentarisé avec une population qui fluctue depuis une vingtaine d'années autour de 150 oiseaux, se nourrit notamment de lavarets

Eté 2017

Les ateliers du lac ont eu un franc succès.

Le rapport produit par l'INRA du suivi du lac du Bourget pour l'année 2016 a été publié et rendu public par le CISALB, révélant que le lac du Bourget est (toujours) un lac oligo-mésotrophe, caractérisé par un bon état écologique global de l'écosystème pélagique et côtier avec une certaine stagnation de sa progression vers un état oligotrophe. L'étude est résumée comme suit :

- 2016 a été l'année la plus chaude enregistrée depuis 1880. Ce sont des records mensuels de température qui ont marqué cette année.
- Conséquence directe : Le lac du Bourget n'a pas pu bénéficier du retournement complet de sa colonne d'eau pendant la période hivernale, faute de températures suffisamment basses, la réoxygénation des couches profondes du lac n'a donc pas pu se faire.
- Des concentrations hivernales en phosphore comparables à celles de 2015, malgré une diminution des apports par la Leysse et le Sierroz.
- Le phytoplancton rappelle la fragilité de ce milieu lacustre : Les biomasses phytoplanctoniques ont augmenté significativement et la dominance est notable, à certaines périodes de l'année, de cyanobactéries. Toutefois une forte proportion de diatomées "de bonne qualité" confirment que le milieu se restaure.
- Il est relevé pour la 1ère fois que le picoplancton (plancton à la taille comprise entre 0,2 et 2 µm) participe de manière significative à la productivité de l'écosystème (particulièrement en profondeur).

- le littoral lacustre est en "bon à très bon état" en termes de qualité du milieu, un état observé au travers des communautés de diatomées et à la colonisation des macrophytes en profondeur au cours des 10 dernières années.
- Avec un stock de corégones relativement élevé, la très faible proportion d'espèces caractéristiques des milieux riches en nutriments, et la régression du sandre et du poisson-chat, espèces typiques des milieux de moins bonne qualité, le peuplement de poissons du lac du Bourget révèle un état satisfaisant.

Le plan de gestion et un appel à témoignage en lien avec la puce du canard a été renouvelé. Depuis 2015, une étude est menée à l'échelle du lac du Bourget pour estimer le nombre de victimes de la puce du canard pendant la saison estivale. Les données collectées (anonymes) permettent de mesurer l'impact de la puce du canard au lac du Bourget et d'évaluer les moyens à mettre en oeuvre pour lutter contre ce parasite. L'analyse de l'année 2016 de près de 150 témoignages transmis au Cisalb a fourni les chiffres suivants : sur 4 596 personnes interrogées par un stagiaire en maraude sur les plages du lac, il a été enregistré 431 cas de piqure soit près de 1 personne touchée sur 10 baigneurs, 154 cas ont été recensés par les pharmacies partenaires de la démarche, 40 cas ont été recensés sur le formulaire en ligne sur le site du CISALB.

Septembre 2017

La baisse exceptionnelle du lac du Bourget a commencé le 1^{er} septembre, orchestrée par la CNR (Compagnie nationale du Rhône), exploitant du barrage de Savières pour le compte de l'Etat, qui a donc manœuvré les clapets du barrage afin de démarrer la baisse progressive du niveau du lac. Cette baisse pouvait être suivie chaque jour sur le site du CISLAB.

Ce même 1^{er} septembre, le Programme 2018 des Ateliers de l'eau était proposé lancée, les inscriptions ouvertes. Gratuits, ils se déroulent tous les premiers mercredi du mois de 14h30 à 16h30. Ils offrent l'opportunité aux habitants de visiter des équipements ou aménagements publics habituellement fermés aux visiteurs. C'est une occasion de découvrir et comprendre les enjeux de fonctionnement du cycle de l'eau à l'échelle de son territoire. Le programme 2018 propose de nouvelles découvertes : (i) la visite du chantier de réhabilitation de l'ancienne décharge de Viviers-du-lac, (ii) la visite des avancées du chantier de la Leysse, (iii) la nécessité d'un plan de gestion de notre ressource en eau, ou comment mieux utiliser son eau pour mieux la partager, (iv) un focus sur l'état de santé des rivières du bassin versant du lac du Bourget.

Un appel a été lancé par le CISALB pour obtenir des objets insolites, porteurs d'une histoire, incongrus ou banals, surprenants, récents ou anciens, en lien avec le lac pour les exposer au sein du futur cabinet de curiosités du Centre d'interprétation du lac du Bourget à Aix-les-Bains, un espace muséographique dédié au lac.

En seulement 2 semaines, le lac du Bourget est passé de sa cote d'été (231,5 m) à sa cote d'hiver (231,2 m). Dès lors, C'était une nouvelle période de baisse du niveau du lac, inédite depuis 30 ans qui commençait le 15 septembre afin dépasser la cote de 231,20 m et descendre jusqu'à 230,80 m.

Octobre

Après 4 semaines de descente progressive du niveau du lac du Bourget, la cote visée a été atteinte, le paysage lacustre en témoignant. Ce niveau a été maintenu pendant le mois d'octobre. Le niveau du lac est ensuite remonté progressivement au gré des apports par les affluents et la pluviométrie.

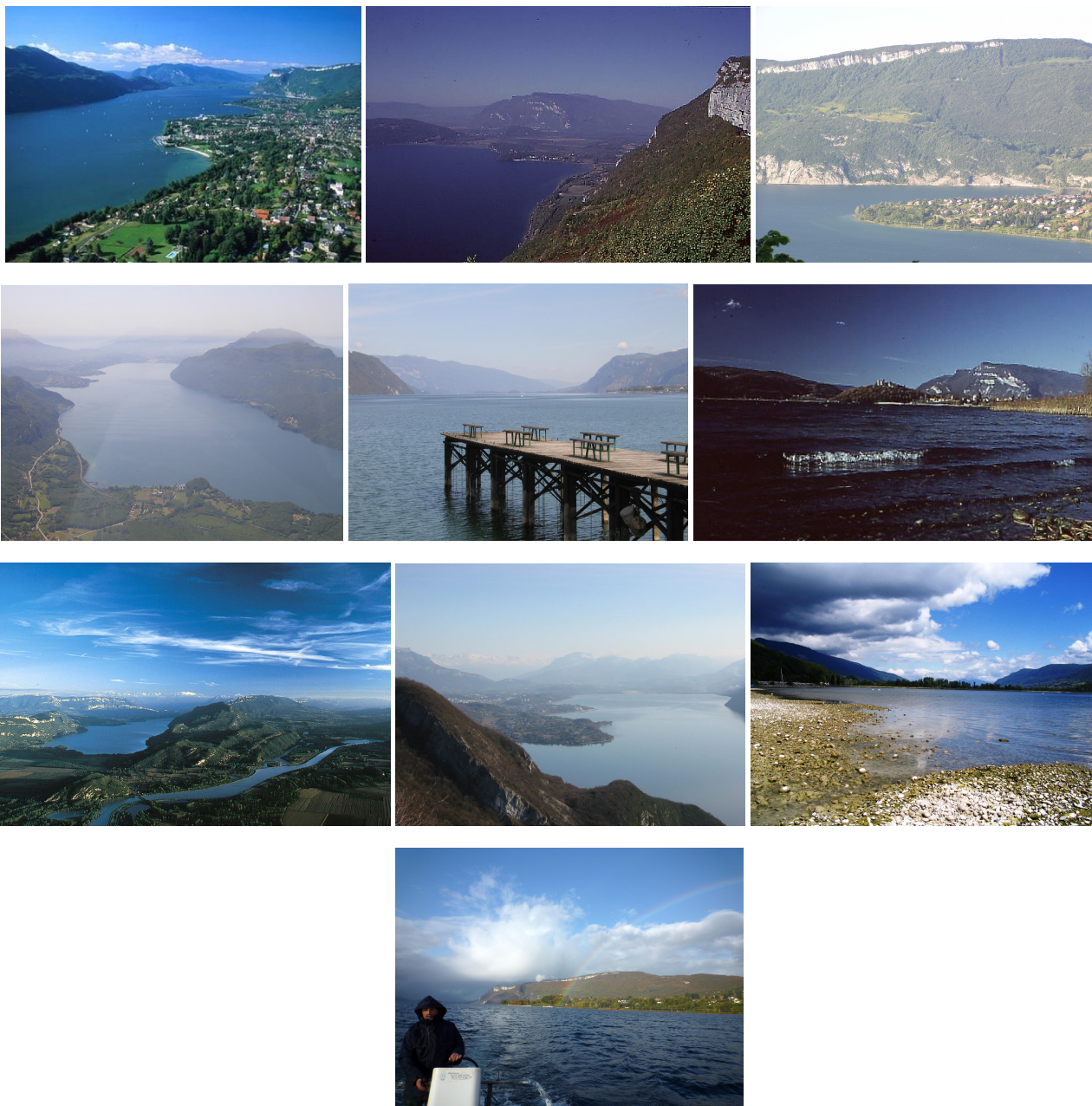


Source : CISLAB

Novembre

Chaque année, le Cisalb édite un observatoire de l'écologie du lac du Bourget à partir d'un document réalisé par le coordinateur du suivi scientifique, Stéphane JACQUET. A l'appui du suivi de différents indicateurs, le nouvel observatoire décrit de manière synthétique et imagée l'état de santé de l'environnement lacustre de l'année n-1, ici 2016.

La période de maintien du lac à son niveau bas a pris fin le 31 octobre 2017. La CNR a procédé à la fermeture des clapets du barrage de Savières afin de stopper l'écoulement de l'eau du lac vers le Rhône. Si le niveau du lac a stagné dans un premier temps, la crue sur les principales rivières du bassin versant, les 4 et 5 novembre, a permis une hausse rapide du niveau d'environ 10 cm. Puis, les faibles débits des rivières ont eu pour conséquence une remontée lente et progressive 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 !*

ō

Ô temps, suspend ton vol !

Lamartine