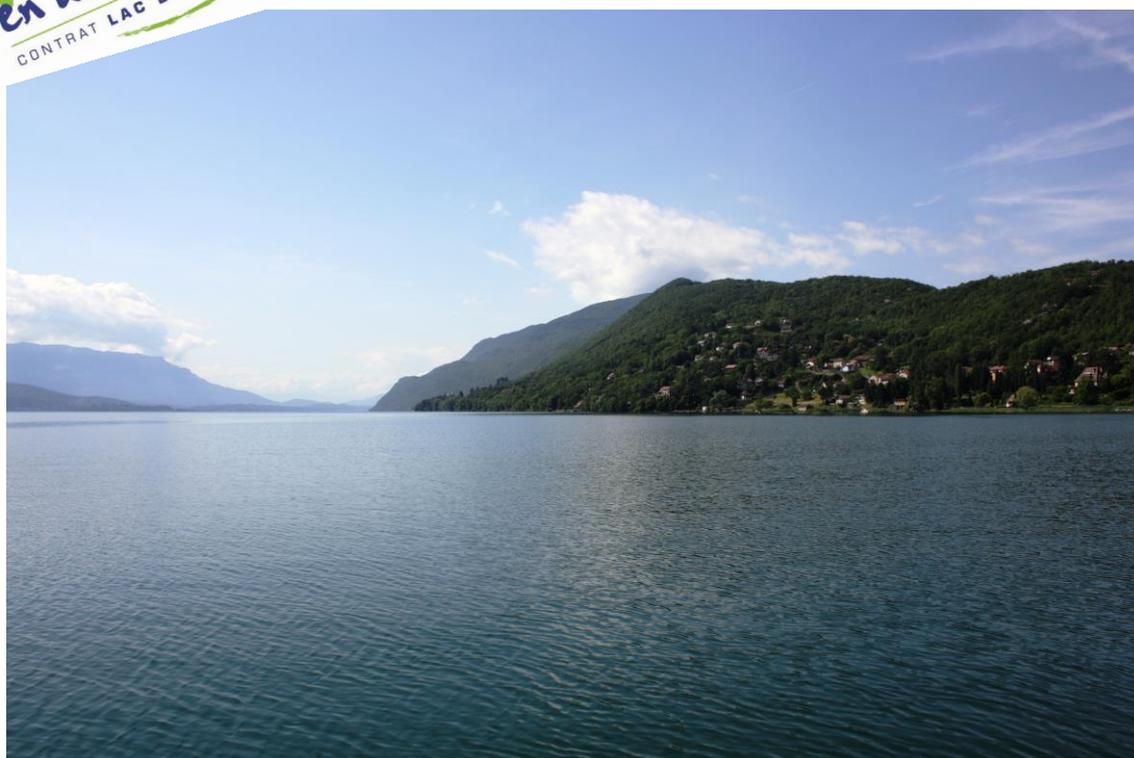


SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2016



Rapport de suivi (version finale, octobre 2017)



Contact du responsable scientifique et coordinateur de l'étude :

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

RESUME

2016 a été une année remarquable sur bien des aspects.

Pour commencer, 2016 a été l'année la plus chaude enregistrée depuis 1880 selon la Convention des Nations Unies sur le changement climatique. Suivie par, dans l'ordre : 2015, 2014, 2010, 2013, 2005, 1998, 2009, 2012, 2003, 2006, 2007, 2002, 2004, 2011. Avec la persistance remarquable de remontées d'air très chaud par la péninsule ibérique, la France a connu une première quinzaine de septembre record avec une température moyenne de 22°C à l'échelle nationale, soit près de 4°C supérieure à la normale (1981-2010). Cette période a été marquée par une série de records mensuels de température.

Une conséquence directe a été l'absence d'homogénéisation complète de la colonne d'eau en fin d'hiver et une réoxygénation partielle des eaux profondes avec un maximum d'oxygène dissous de 5,53 mgO₂.L⁻¹ enregistré le 7 mars 2016 (vs. 9,7 mgO₂.L⁻¹ en 2015).

Les concentrations hivernales en orthophosphates et phosphore total, avec des valeurs de 7-8 et 9-11 µgP/L (suivant le mode de calcul utilisé) sont restées relativement basses et comparables à celles enregistrées en 2015 (6 et 12 µgP/L pour PO₄ et P_{tot}, respectivement). Pourtant les apports en phosphore total des deux tributaires majoritaires (>90% de l'eau transitée au lac), la Leysse et le Sierroz, mesurés en 2016, ont été significativement moindres qu'en 2015 (moins de 40 tonnes d'apports en 2016 contre plus de 60 tonnes en 2015).

La dynamique de réoligotrophisation générale du lac n'est pas remise en question mais l'hétérogénéité du système reste encore importante avec notamment des biomasses phytoplanctoniques qui ont significativement augmenté comparativement aux années précédentes et caractérisées aussi par la dominance possible à certaines périodes de l'année par des espèces plutôt typiques de milieux méso- à eutrophes, comme la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens* qui signe en 2016 un retour automnal remarqué. La proportion importante des Chrysophycées en été avec plusieurs espèces de *Dinobryon*, indicatrices de milieux pauvres en nutriments, révèle toutefois aussi des conditions oligotrophes. La forte proportion des diatomées « de bonne qualité » confirment aussi le constat d'un milieu qui se restore, mais fragile, eu regard du développement de *P. rubescens* et de la proportion encore élevée [72,4%] de formes microplanctoniques (comparativement au nano- [20,1%] et picophytoplancton [7,5%]). Les indices phytoplanctoniques (IPLAC, Brettum) corroborent assez bien cet état général en classant le plan d'eau comme bon et plutôt mésotrophe. Information importante, il est révélé pour la première fois que le compartiment picophytoplanctonique participe de manière prépondérante à la productivité de l'écosystème, plus particulièrement en profondeur.

L'état global plutôt bon décrit plus haut est aussi validé pour la zone littorale au travers de (i) la communauté des diatomées dont la diversité spécifique mesurée tout autour du lac en été classe l'écosystème comme bon à très bon en termes de qualité du milieu, et ii) la diversité et la colonisation en profondeur des macrophytes

au cours de la dernière décennie (surement à rattacher à l'augmentation de la transparence, de la température et de la qualité nutritive du milieu).

Avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de 3,33 µg.L⁻¹, l'année 2016 est restée dans la tendance de ces dernières années avec une concentration qui fluctue depuis 2009 autour d'une valeur moyenne de 3,3 µg.L⁻¹.

La transparence moyenne annuelle passant de 7,5 m en 2015 à 6,2 m en 2016, révèle également l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique évoquée plus haut. De manière intéressante, l'absence nette de phase des eaux claires rappelle l'année 2014 et pourrait être interprétée comme un signe d'oligotrophisation et/ou de changement dans la dynamique saisonnière du phytoplancton.

Si la dynamique du zooplancton en 2016 reproduit globalement celle des années précédentes, elle est remarquable par les faibles abondances du pic printanier, qui pourraient elles-mêmes être liées à la composition phytoplanctonique atypique, comme déjà observé en 2015. 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.

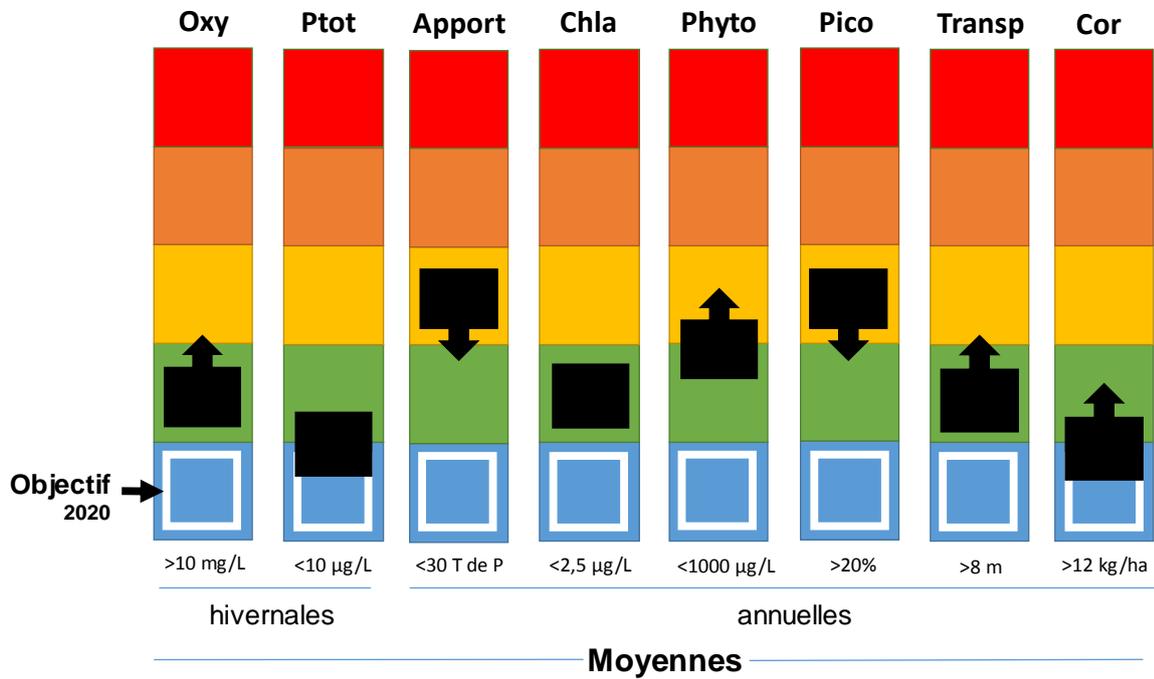
En bout de chaîne, le peuplement de poissons se révèle dans un état satisfaisant (avec le maintien d'un stock relativement élevé de corégones et l'absence ou la faible proportion d'espèces qui caractérisent un milieu trop riche en nutriments ou dégradé). Les principaux résultats de l'étude piscicole révèlent en effet (i) que la population de lavaret (corégone), poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, est relativement stable, (ii) certaines espèces indicatrices d'un milieu de moins bonne qualité comme le sandre et le poisson-chat régressent, (iii) un rendement de pêches qui reste relativement stable; (iii) un état *à priori* stable des autres composantes piscicoles du peuplement, avec toutefois des fluctuations de rendements en particulier pour les juvéniles de perches, dont la population en 2016 est à un niveau moyen.

L'examen 2016 du lac du Bourget confirme un bon état écologique global de l'écosystème pélagique et côtier mais aussi, semble-t-il, une certaine stagnation de sa progression vers un état oligotrophe. Avec le retour de « *Planktothrix rubescens* », après le développement de *Microcystis aeruginosa* en 2014 et dans une moindre mesure d'*Aphanizomenon* en 2015, l'année 2016 rappelle 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, favorisées aussi par des apports en P par les sédiments ou par les principaux tributaires (>30 tonnes) toujours importants.

Les deux schémas ci-dessous tentent de résumer l'état et l'évolution du lac entre 2015 et 2016 pour la zone pélagique et l'état de sa zone littorale en 2016. Le code couleur se lit du bleu (excellent) vers rouge (mauvais). Les chiffres proposés comme objectifs à atteindre pour 2020 restent à être validés par le conseil scientifique.

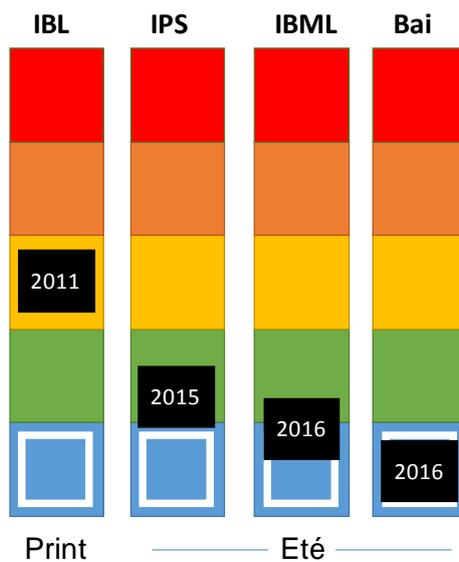
Zone pélagique

État (■) en 2016 et évolution (▴) depuis 2015 de l'état écologique du lac du Bourget



Zone littorale

État (■) écologique de la zone littorale du lac du Bourget



SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2016

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 :

- Florent **ARTHAUD** (USMB : Macrophytes)
- Denis **BARBET** (INRA : Analyses statistiques)
- Christine **BARBIER** (INRA : Chimie)
- Sébastien **CACHERA** (CISALB : Suivi des rivières, Poissons, Responsable CISALB pour le suivi)
- Laura **CREPIN** (INRA : Chimie et chlorophylle *a*)
- Laurent **ESPINAT** (INRA : Pêche)
- Chloé **GOULON** (INRA : Pêche)
- Jean **GUILLARD** (INRA : Poissons, Relecture)
- Valérie **HAMELET** (INRA : Pêche)
- Jean-Christophe **HUSTACHE** (INRA : Prélèvements, Pêche)
- Stéphan **JACQUET** (INRA : Ce qu'il faut retenir, Conclusion, Coordination, Corrections, Dossiers divers, Introduction, Mise en forme et Edition, Picrocyanobactéries, Production primaire, Relecture, Résumé, Zooplancton)
- Leslie **LAINE** (INRA : Zooplancton)
- Romain **LAMBERT** (CEN & USMB : Macrophytes)
- André **MIQUET** (CEN : Macrophytes)
- Julien **NEASTA** (ARS-DT73 : Qualité des eaux de consommation et de loisirs)
- Gérard **PAOLINI** (CALB & CISALB : Prélèvements du début d'année)
- Pascal **PERNEY** (INRA : Chimie, Production primaire, Prélèvements)
- Frédéric **RIMET** (INRA : Phytoplancton, Diatomées benthiques, Indices qualité)
- Sinziana Florina **RIVERA ROCABADO** (INRA : Diatomées benthiques)



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., F. Arthaud, D. Barbet, C. Barbier, S. Cachera, L. Crépin, L. Espinat, C. Goulon, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, L. Laine, R. Lambert, A. Miquet, J. Neasat, G. Paolini, P. Perney, F. Rimet, SF Rivera Rocabado. 2017. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2016. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 211 pages.

*« Ores me tient mon beau champ de Treiserve - Sur un coutaut non lointain où ma Leisse -
Va voir son lac que le fier Rosne atteint - Je philosophe en ce lac argentin. »*

Marc-Claude de Buttet

Carte d'identité du Lac du Bourget

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

Localisation

Département de la Savoie

45°44'81 N; 5°51'36 E

Caractéristiques principales

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



Autres caractéristiques

Orientation Nord-Sud

Temps estimé de séjour des eaux ~ entre 9 et 11 ans (moyennes calculées sur la période 2006-2016)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse (5,95 m³/s en moyenne depuis 2006 inclus et ~71% des apports en eau ou volume transité au lac en 2016 avec ~213 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 (2,21 m³/s en moyenne depuis 2006 inclus et ~23% du volume d'eau transité en 2016 avec ~69 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 Tillet a été responsable en 2016 d'~6% du volume d'eau transité au lac, représentant moins de 1% des apports en Ptot au lac

L'image de 2016 : un lac oligo-mésotrophe

Un lac avec des concentrations en Ptot et PO₄ en 2016 qui stagnent et qui le situent toujours entre oligo- et mésotrophie. Ce statut global est corroboré par la transparence des eaux mais pas encore complètement par la chlorophylle *a* et la biomasse et/ou composition phytoplantonique. En bout de chaîne, le bon état global du peuplement piscicole confirme le bon état de l'écosystème pélagique. Les apports au lac en Phosphore total baissent mais restent encore élevés.



SOMMAIRE

Résumé	2
En guise d'introduction	9
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2016	11
Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord	17
Etude des apports par les rivières et qualité des eaux, et météorologie	24
Etudes portant sur la physico-chimie	43
Etude relative à la chlorophylle <i>a</i> et <i>Planktothrix rubescens</i>	65
Etude relative au phytoplancton	76
Etudes portant sur les picocyanobactéries	93
Etude relative au zooplancton	105
Etude portant sur le peuplement piscicole	115
Etude relative ax macrophytes	160
Qualité littorale évaluée avec les diatomées benthiques	173
Etude portant sur la qualité sanitaire	179
Conclusions	184
Bibliographie	187
Dossiers divers (Annexes)	196

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).

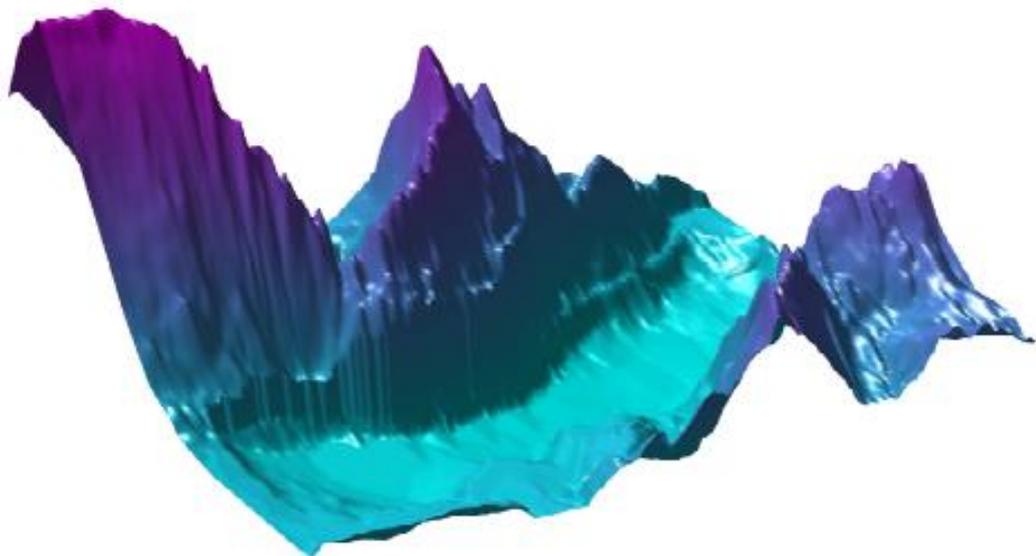
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car dès 1972 une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour 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 et a disparu depuis (Jacquet et al. 2014).

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 2015 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 douzième 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 2016 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 2016 ont été discutés puis validés par ce dernier pendant l'été 2017.



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

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNEE 2016

La température de l'air de l'arc alpin a augmenté de 2°C en 55 ans, passant en moyenne de 9 à 11°C. Avec une moyenne annuelle de 12,2°C, l'année 2016 peut être considérée comme une année chaude puisque la température moyenne annuelle mesurée au sud du lac du Bourget a été supérieure de 7% à la normale. Seuls les mois de mars, mai, octobre (-3 à -5%) et décembre (-49%) ont présenté des températures inférieures à la moyenne. Le reste de l'année les températures mensuelles ont toujours été supérieures à la moyenne.

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

Les températures de l'eau de surface du lac du Bourget ont été élevées en janvier, février, juillet et septembre, les autres valeurs étant proches des moyennes mensuelles. Avec décembre 2015, les mesures effectuées à 2 m de profondeur révèlent que les températures de l'hiver 2015/2016 ont été les plus chaudes depuis 1984. Ce record fait suite à celui de l'hiver 2014/2015 qui détenait cette première place avec 2006/2007. Le même constat s'observe sur la période novembre-mars. Les eaux de surface du lac du Bourget (0-8 m) se sont réchauffées de 1,5°C en 40 ans (1978-2016). Autre fait marquant en 2016, les températures très élevées de l'eau lors du trimestre juillet-septembre (record égalé en septembre), et là aussi après une période estivale similaire en 2015. *In fine*, la moyenne annuelle des mesures des températures de l'eau de surface du lac à 2 m de profondeur fait de 2016 la 4^{ème} année la plus chaude depuis 1984, à quasi-égalité avec les deux années précédentes. Comparativement, les eaux de fond ne montrent aucune tendance et semblent stables en termes de température.

Avec 1 181 mm de pluie à Voglans, l'année 2016 se situe en dessous de la moyenne pour la période 1974-2016. Toutefois, la répartition de ces précipitations dans l'année a été contrastée avec les mois de janvier, février, mai, juin et novembre excédentaires (respectivement de +55, +8, +27, +56, +40 et +43% par rapport à la moyenne mensuelle) d'une part, et les mois de mars, juillet, août, septembre, octobre et décembre déficitaires (respectivement de -17, -5, -71, -64, -14 et -100% par rapport à la moyenne mensuelle). L'année 2016 a donc été caractérisée par 2 périodes : la première partie de l'année a été plutôt humide alors que la seconde moitié a été très sèche avec notamment plus de 40 jours sans précipitations sur novembre et décembre. Le temps de pluie a représenté 95% des apports annuels de Ptot.

		Moyenne 1974 - 2016	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Cumul annuel	mm	1 248	1238	1214	929	1031	1079	1385	1467	1231	1332	1181
Ecart moyenne interannuelle calculée depuis 1974	%		-2	-3,5	-26	-17	-13	+11,5	+17,5	-1,4	+6,6	-5,5

L'hydrologie de la Leysse en 2016 a été marquée par un débit moyen légèrement supérieur au module interannuel (6,77 vs. 6,3 m³ s⁻¹). Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 223 jours soit exactement le même nombre de jours qu'en 2014. De plus, les débits instantanés ont été inférieurs au Q_{mna5} durant 9 jours et au débit minimum biologique pendant 16 jours. Cet étiage sévère est intervenu durant le mois de septembre. Pour le Sierroz, le débit moyen annuel a été de 9% supérieur au module (2,69 vs. 2,46 m³ s⁻¹). Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 227 jours soit 44 jours de plus qu'en 2015 et inférieurs au Q_{MNA5} durant 13 jours.

La Leysse

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

Le Sierroz

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

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 Leysse 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 dans les années 1990 et ~300 dans les années 1970. Le bilan des apports au lac en nutriments par la Leysse, le Sierroz et le déversoir des Biâtres (en tonnes de P et N) résumé ci-dessous révèle que les apports externes de P_{tot} ont été, pour la 5^{ème} année consécutive, supérieurs à 30 tonnes, limite théorique préconisée pour permettre la réologotrophisation. Ces apports ont toutefois été très significativement inférieurs à 2015. Les apports en nitrates et en azote totale ont aussi baissés en 2016.

Le tableau ci-dessous est le bilan pour quelques années sélectionnées des apports au lac en nutriments par la Leysse (L), le Sierroz (S) et le déversoir des Biâtres (DO) (tonnes de P et N).

	1974	1995-96	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Ptot	300	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
PO ₄	140	18	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9
NO ₃	1.500	450	275	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264
NO ₃ + NKT			446	617	516	334	454	360	654	704	503	510	462

En 2016, les apports de la Leysse ont été légèrement supérieurs à ceux du Sierroz. Le volume transité en 2016 par la Leysse et le Sierroz a été de 282 Mm³. Globalement, le temps de pluie a été responsable de 46 à 95% des apports en nutriments au lac.

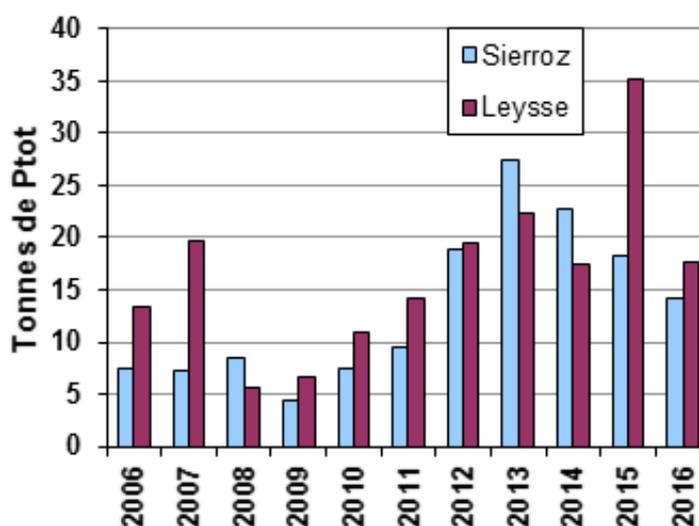
Les apports de temps de pluie de la Leysse en Ptot se sont élevés en 2016 à 18,9 T, une valeur assez similaires à celle observée en 2014 et après la forte hausse enregistrée en 2015. En ne tenant compte que des apports liés aux principales crues de la Leysse, il est également constaté que les flux de Ptot générés par les 10 principales crues ont été également plus proches des valeurs calculées pour l'année 2014 que celles de 2015. (15,5 T contre 30,2). Les 10 principales crues de la Leysse ont représenté 82% des apports de temps de pluie.

Les apports de temps de pluie du Sierroz en Ptot se sont élevés en 2016 à 11,64 T, les 10 principales crues diminuant de 5 T entre 2015 et 2016 (15,8 T contre 10,7 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 en 2012 à 6 tonnes en 2007. Pour l'année 2016, ces rejets ont été évalués à 2,5 T soit 7% des apports totaux en Ptot au lac. Hormis 2015, les apports des Biâtres sont stables et varient autour de 2,5 T. L'année 2016 voit donc un retour à une valeur moyenne du tonnage de phosphore total apporté par le déversoir des Biâtres.

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

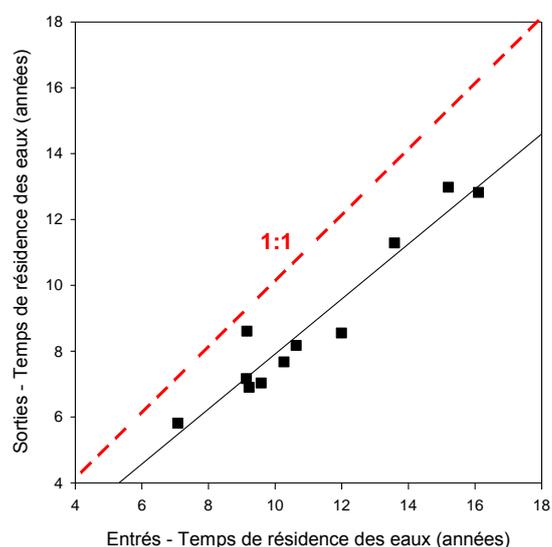
Apports en Ptot au lac



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 ($r=0,96$, $n=11$) mais l'estimation effectuée à partir des « entrées » est toujours supérieure à celle des « sorties », de 0,5 an (minimum observé en 2007) à 3,4 ans (maximum observé en 2010) avec une moyenne de 2,3 ans, ce qui suggère une sur-estimation des entrées et/ou une sous-estimation des sorties. 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. 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 2016 varie entre 9 et 11 ans, l'année 2016 se situant dans cette moyenne (si on se base sur les entrées).

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



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 7,5 m en 2015 et 6,2 m en 2016) et estivale (qui est passée de 2,9 m en 1981 à 6,6 m en 2015 et 5,8 m en 2016) indiquant sur le long terme une nette amélioration de la qualité des eaux. En 2016, toutefois, les valeurs de transparences moyennes annuelle et/ou estivale ont été significativement plus basses qu'en 2015, en lien avec l'importante biomasse phytoplanctonique enregistrée en 2016 et le retour remarqué de *P. rubescens*.

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 µg.L⁻¹ le caractère oligo-mésotrophe du lac du Bourget semble confirmé. Pour le phosphore total, la concentration moyenne hivernale a été de 9-11 µg.L⁻¹, soit une valeur parmi les plus basses enregistrées et comparables aux années précédentes. Le maintien d'une concentration relativement basse du phosphore se poursuit donc dans la zone pélagique du lac du Bourget, et ce en dépit d'apports qui sont restés au cours des

5 dernières années, assez élevés (>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 $3,33 \mu\text{g.L}^{-1}$ de concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* sur la couche d'eau supérieure 0-18 m, l'année 2016 ressemble à 2015 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 $\sim 3,3-3,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2015-2016. Il faut toutefois garder en tête que la forte biomasse de *P. rubescens* a largement échappée à cette mesure.

La biomasse phytoplanctonique avec $2785 \mu\text{g.L}^{-1}$ a augmenté significativement comparativement à 2015 ($1360 \mu\text{g.L}^{-1}$), atteignant une valeur comparable à la période avant 2009 et avant la « disparition » de *P. rubescens*. En 2016, la proportion des formes microphytoplanctoniques reste élevée ($\sim 72\%$ contre $\sim 21\%$ pour le nanophytoplancton et seulement $\sim 7\%$ pour le picophytoplancton mais dont le rôle est prépondérant dans la productivité de l'écosystème). 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 spp) à méso-eutrophe (comme la cyanobactérie potentiellement 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. Mais en 2016, on note aussi le retour de *P. rubescens*.

De manière complémentaire au phytoplancton, la qualité du milieu en zone littorale a aussi été appréhendée via l'analyse des diatomées benthiques, prélevées tout autour du lac. Ainsi, les valeurs de l'Indice de Polluosensibilité Spécifique, calculé à partir de comptages microscopiques, permet de classer la qualité écologique globale de la zone littorale du lac du Bourget comme bonne à très bonne. Il est toutefois noté que la zone sud-est (qui est la plus anthropisée du lac) présente une qualité écologique inférieure à celle du reste du lac et on peut suspecter ici l'influence des apports de la Leysse impactant négativement la qualité écologique de la zone littorale.

En 2016, le bilan du suivi des macrophytes au cours de la dernière décennie a révélé une progression significative de la colonisation de la végétation en profondeur. Plusieurs facteurs, notamment l'augmentation générale de la transparence de l'eau et/ou de la température pourraient être responsable de cette avancée. Les macrophytes sont un maillon clé dans l'écosystème aquatique et il est fort à parier que leur expansion puisse se répercuter sur d'autres compartiments de l'écosystème.

Si la dynamique du zooplancton en 2016 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, comme déjà observé en 2015. 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. 2016 est aussi marquée par un retour automnal marqué de la cyanobactérie *P. rubescens*, qui a peut-être impacté d'une façon ou d'une autre une partie de la communauté zooplanctonique.

L'analyse du peuplement piscicole du lac du Bourget en 2016 confirme la stabilisation de la population de lavaret (corégones), poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, et la régression d'espèces indicatrices d'un milieu de moins bonne qualité comme le sandre et le poisson-chat. Le rendement de pêches est relativement stable sur la série, tout comme l'état des autres composantes piscicoles du peuplement, avec toutefois des fluctuations marquées dans les rendements de certains poissons comme les juvéniles de perches, dont la population en 2016 est à un niveau moyen. Fait marquant en 2016, le silure qui a été capturé pour la première fois dans les pêches scientifiques, confirme une présence avérée depuis maintenant plusieurs années.

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.

Pour la qualité des eaux de baignade, en 2016, 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.

En 2016, une analyse complète DCE a eu lieu sur les 4 grands lacs péri-alpins (Aiguebelette, Annecy Bourget et Léman), et ce, pour la première fois. Un bilan comparatif est proposé en Annexe.

STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE et 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, juin et décembre examinés une seule fois), soit 20 campagnes en 2016. 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*) ;
- 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 2 fois par an les analyses pour la balance ionique (NO₂⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺).
- A ces profondeurs, il faut rajouter un prélèvement d'eau intégrée 0-18 m pour l'analyse de la chlorophylle *a* et du phytoplancton sans oublier le prélèvement au filet du zooplancton entre la surface et 50 m de profondeur.

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

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

La profondeur de la transparence est mesurée à l'aide d'un disque de SECCHI. A partir de 2016, 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 2016.

Le Tableau II ci-dessous récapitule le nombre d'échantillons et/ou de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. 2486 paramètres pour 178 échantillons prélevés ont été analysés par le laboratoire de chimie pendant l'année 2016.

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
NO ₂ ⁻	Diazotation	ISO 6777 / NF EN 26777 / T 90 013
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 2016.

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	NO ₂ ⁻ , 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 (fluor)	Répartition verticale biomasse algale	20
Disque de Secchi		transparence	20

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 32 campagnes effectuées au cours de l'année 2015.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2016.

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
18/01/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
11/02/2016	X	X	X	X										
07/03/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
31/03/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12/04/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
27/04/2016	X	X	X	X										
11/05/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
25/05/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
22/06/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
11/07/2016	X	X	X	X										
25/07/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
10/08/2016	X	X	X	X										
22/08/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/09/2016	X	X	X	X										
21/09/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
12/10/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
26/10/2016	X	X	X	X										
08/11/2016	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
22/11/2016	X	X	X	X										
12/12/2016	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	12	12	12	12

Tableau III bis

Date	Phytoplancton	Zooplancton
	IWS	filet
Prof	0 - 18 m	0 - 50 m
18/01/2016	X	X
11/02/2016	X	X
07/03/2016	X	X
31/03/2016	X	X
12/04/2016	X	X
27/04/2016	X	X
11/05/2016	X	X
25/05/2016	X	X
22/06/2016	X	X
11/07/2016	X	X
25/07/2016	X	X
10/08/2016	X	X
22/08/2016	X	X
08/09/2016	X	X
21/09/2016	X	X
12/10/2016	X	X
26/10/2016	X	X
08/11/2016	X	X
22/11/2016	X	X
12/12/2016	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

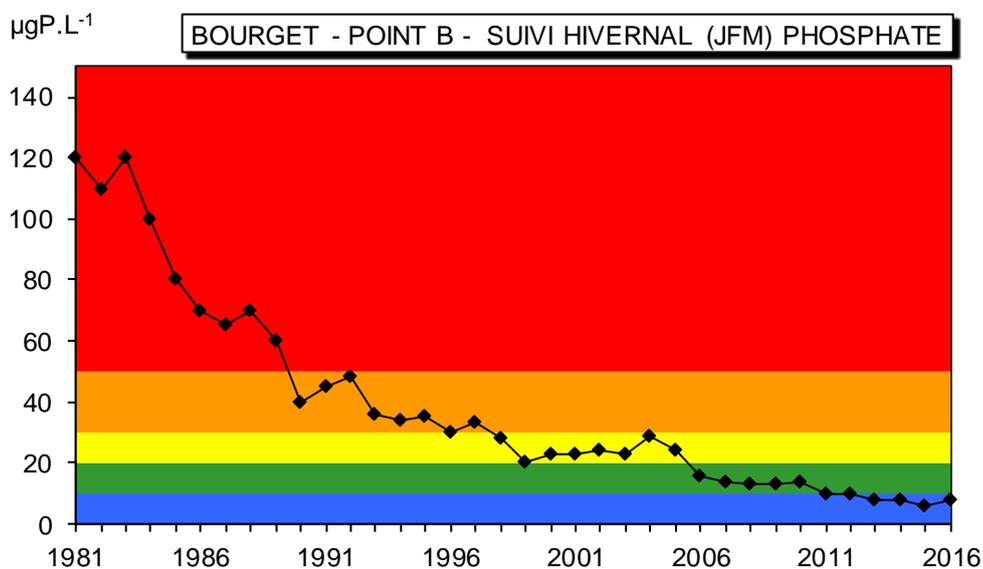
limite médiocre / mauvais état: 0,8 m

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

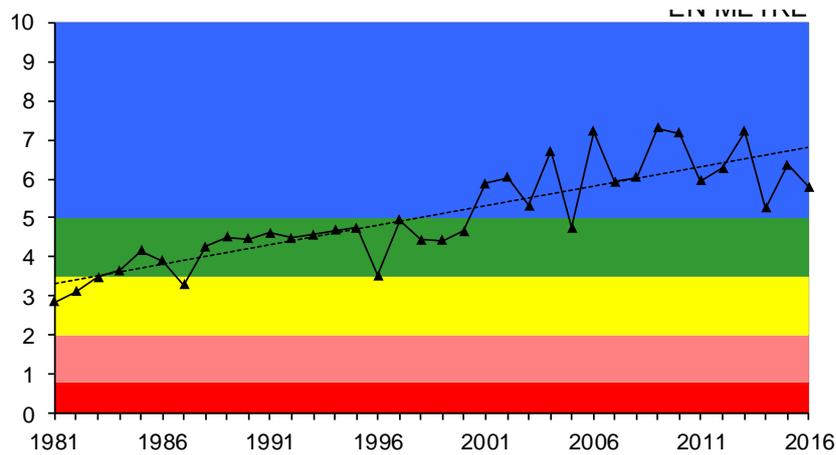
Il s'agit en l'occurrence de la concentration des phosphates mesurée au moment du brassage hivernal du lac, quand la température est homogène le long de la colonne d'eau. Cet indicateur renseigne sur la quantité du facteur limitant et de maîtrise de la croissance phytoplanctonique au sein de l'écosystème 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 µg.L⁻¹ en 2013 et 2014 pour atteindre 6 µg.L⁻¹ en 2015 et **7 ou 8 µg.L⁻¹ en 2016** (suivant que le calcul a été fait en pondérant ou pas les concentrations par la profondeur).



II.2. La transparence

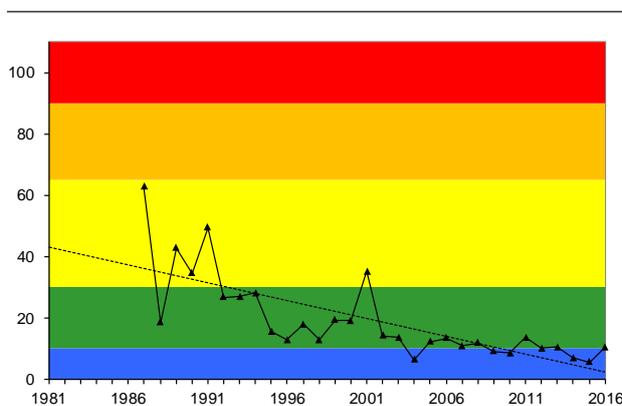
Le paramètre initialement retenu était la transparence minimale annuelle (généralement printanière ou estivale). Cet indicateur renseigne indirectement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique et des matières en suspension dans la tranche d'eau proche de la surface. L'objectif qui a été affiché 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 et **en 2016 de 2,1 m**. Il apparait très clairement que ce paramètre n'est pas très objectif et il semble plus judicieux de proposer et présenter une valeur moyenne estivale (comme ci-dessous) et/ou annuelle, car une seule valeur déclassante comme celle proposée par la valeur minimale ne peut être un bon indice de qualité, ne tenant pas compte en plus de ce qui en est responsable (i.e. du phytoplancton de bonne qualité par exemple).

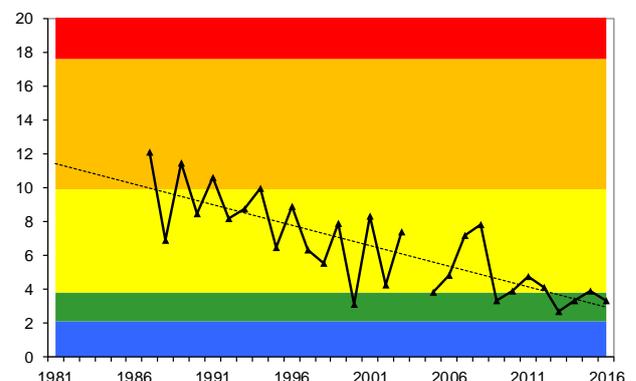


II.3. La chlorophylle *a*

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**. 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.



Concentration maximale annuelle



Concentration estivale

SUIVI DE LA QUALITE 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.

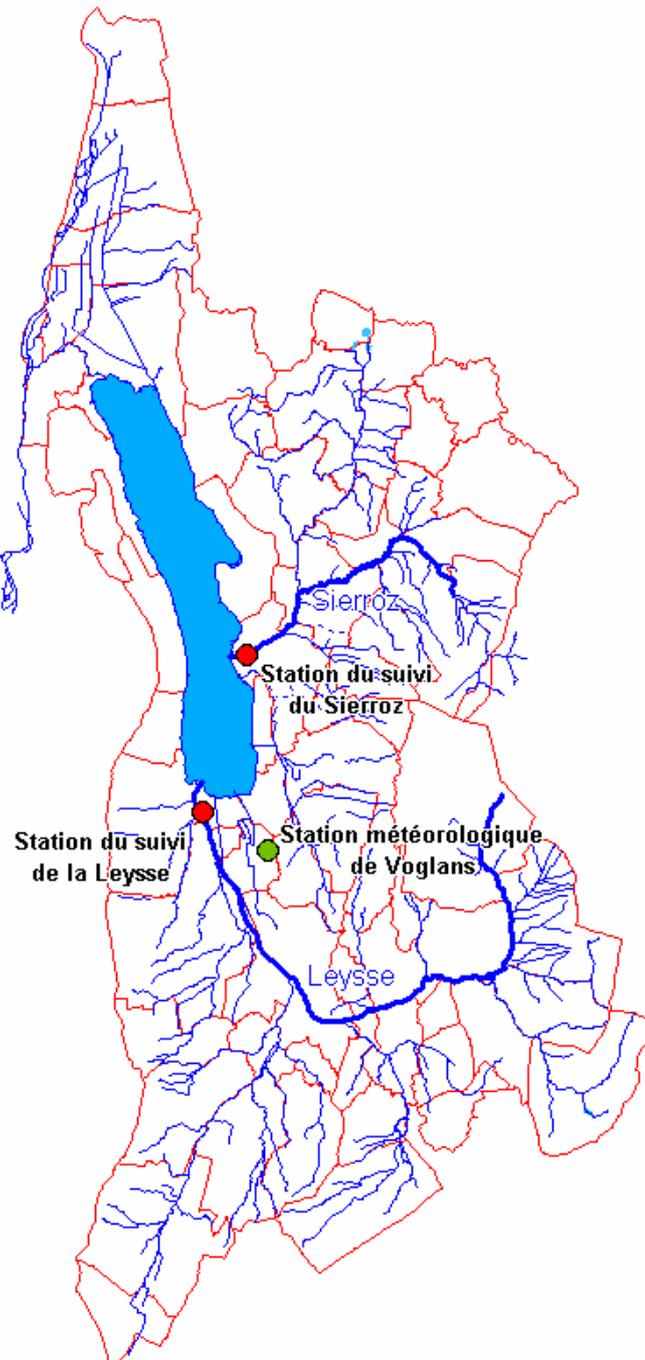
Le présent chapitre présente les résultats de ce suivi pour l'année 2016, à partir des données obtenues au moyen de stations de mesures équipées d'un préleveur automatique et de sondes mesurant en continu la conductivité, l'oxygène dissous et la température. Sur chaque échantillon prélevé, la concentration 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 2016 a été une année chaude. En effet, la température moyenne de cette année (12,2 °C) est supérieure à la température moyenne sur la chronique 1974-2016 (Figure 1).

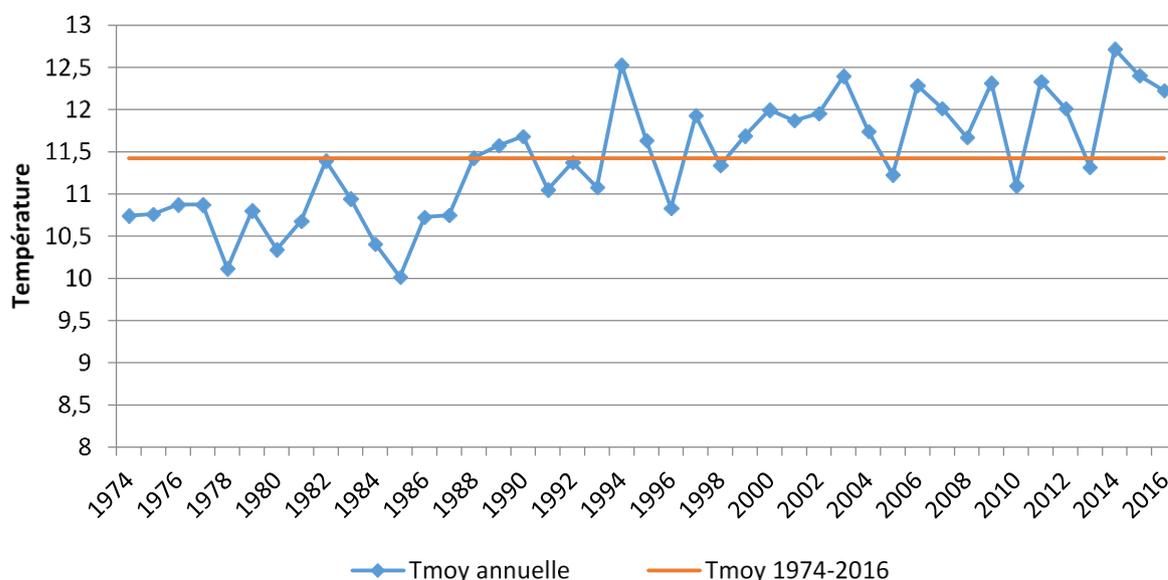


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures entre de 1974 et 2016.

A l'exception des mois de mars, mai, octobre et décembre, l'année 2016 a été plus chaude que la moyenne de la chronique 1974-2014. Les mois de Janvier et février ont été respectivement excédentaires de 119 et 7 % alors que le mois de décembre a été déficitaire de 49%. Pour le reste de l'année, les températures moyennes ont été proches des moyennes de la chronique de données anciennes. Les mois de mars, mai et d'octobre ont été déficitaires de respectivement 3, 3 et 5% alors que les mois d'avril, juin, juillet, aout septembre et novembre ont été excédentaires de 3 et 17% (Figure 2).

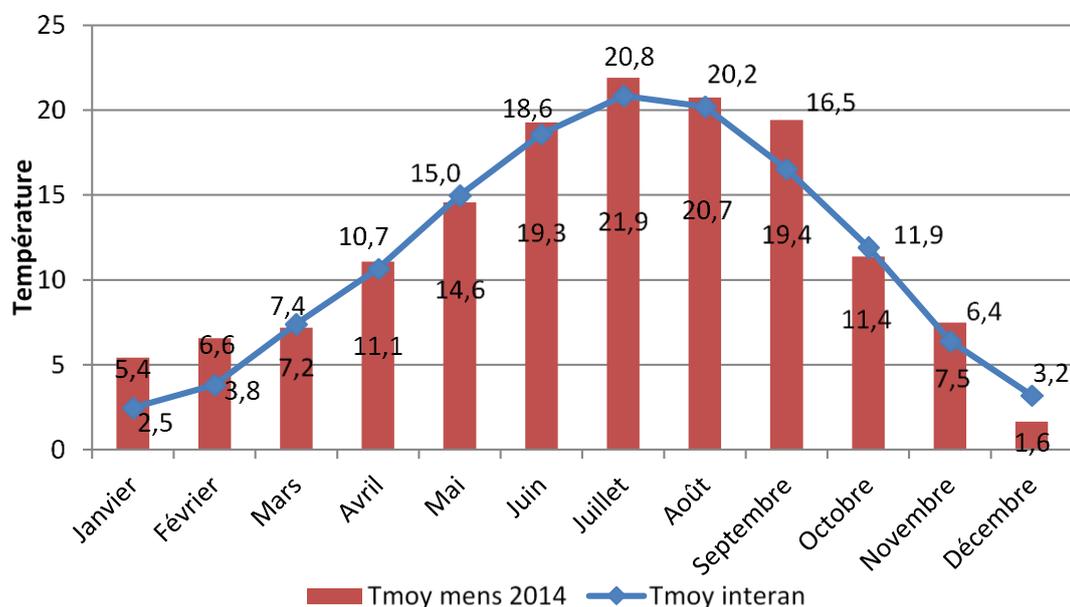


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures entre 1974 et 2016.

En ce qui concerne les précipitations, avec un cumul de 1.181 mm, l'année 2016 a présenté un déficit de 5,5% par rapport à la moyenne interannuelle avec 1.248 mm (Figure 3).

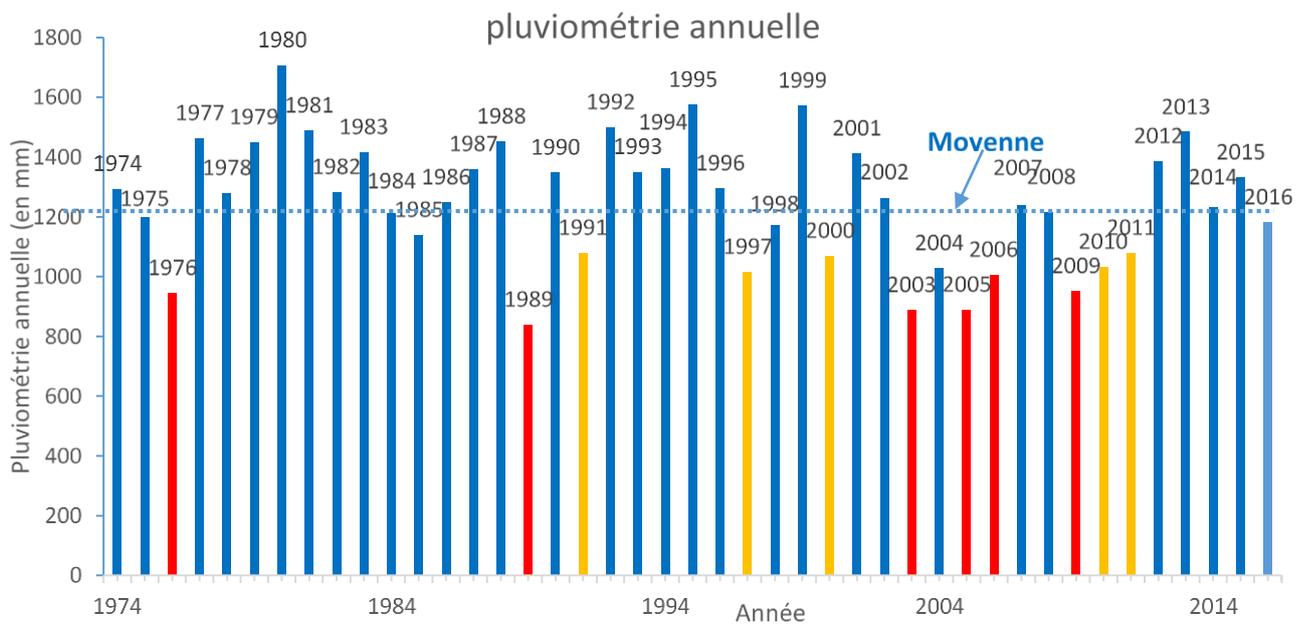


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2016.

Les précipitations mensuelles (Figure 4) ont varié de la façon suivante :

- Les mois de mars, juillet, août, septembre, octobre et décembre ont été déficitaires soit 6 mois sur 12. Le déficit moyen s'est établi à 45% avec un maximum de 100% en décembre ;
- Les 6 autres mois ont été excédentaires. L'excédent moyen a été de 38% avec un maximum de 56 % pour le mois de mai.

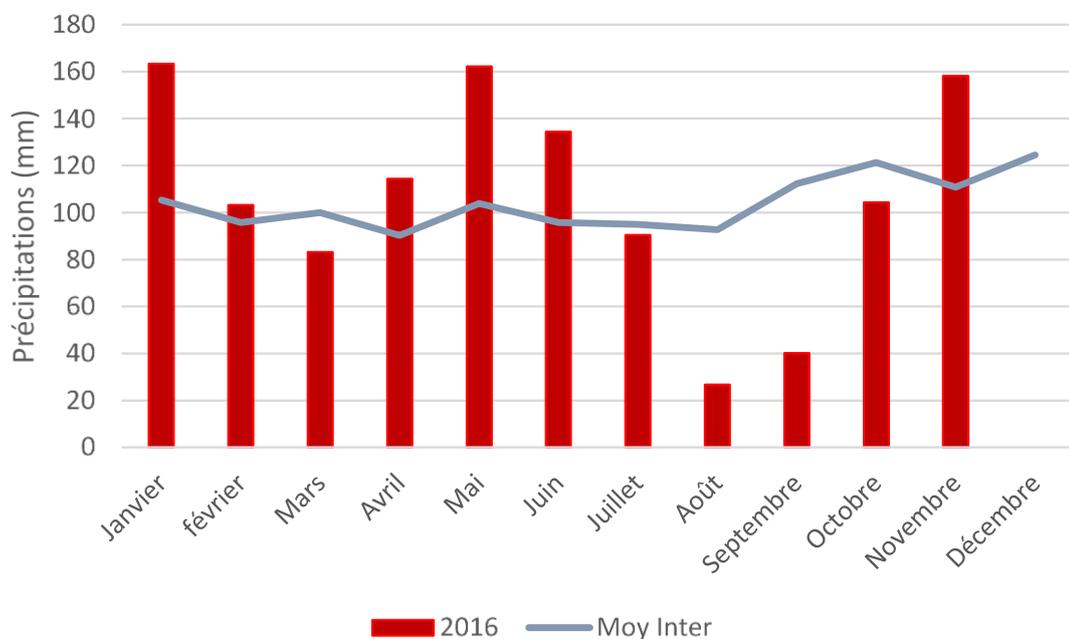
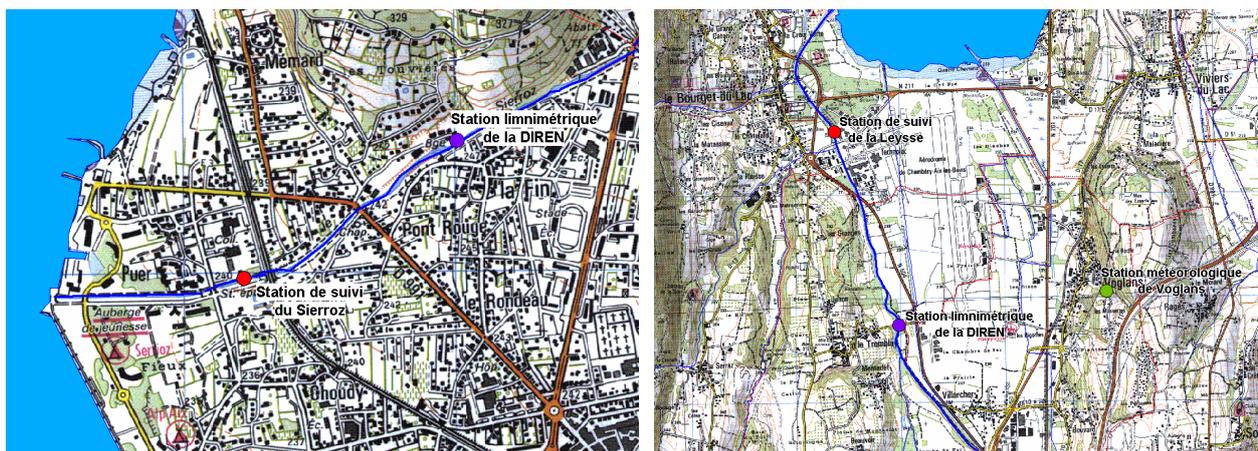


Figure 4 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2016.

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	94	47
module	m ³ /s	6,30	2,46
Q_{mna5}	m ³ /s	0,54	0,23

III.1. Hydrologie de la Leysse en 2016

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi de la DREAL donne un aperçu réel de l'hydrologie de la Leysse (Figure 5) durant cette année 2016. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- L'année 2016 a été marquée par deux crues printanières (85 m³/s) ainsi qu'une troisième durant le mois de juin équivalente à une crue quinquennale. Le reste du temps, les crues les plus

importantes ($>40 \text{ m}^3/\text{s}$) ont été nombreuses (8) et réparties tout au long de l'année. L'été et l'automne ont été très secs ;

- Le volume transité en 2016 a été de 213 Mm^3 pour un débit moyen de $6,77 \text{ m}^3/\text{s}$ (soit l'équivalent du module interannuel) ;
- Comme en 2015, le débit en 2016 a été inférieur au module durant 223 jours soit 61% du temps et inférieur au $Q_{\text{mna}5}$ pendant 9 jours et au débit minimum biologique pendant moins 16 jours.

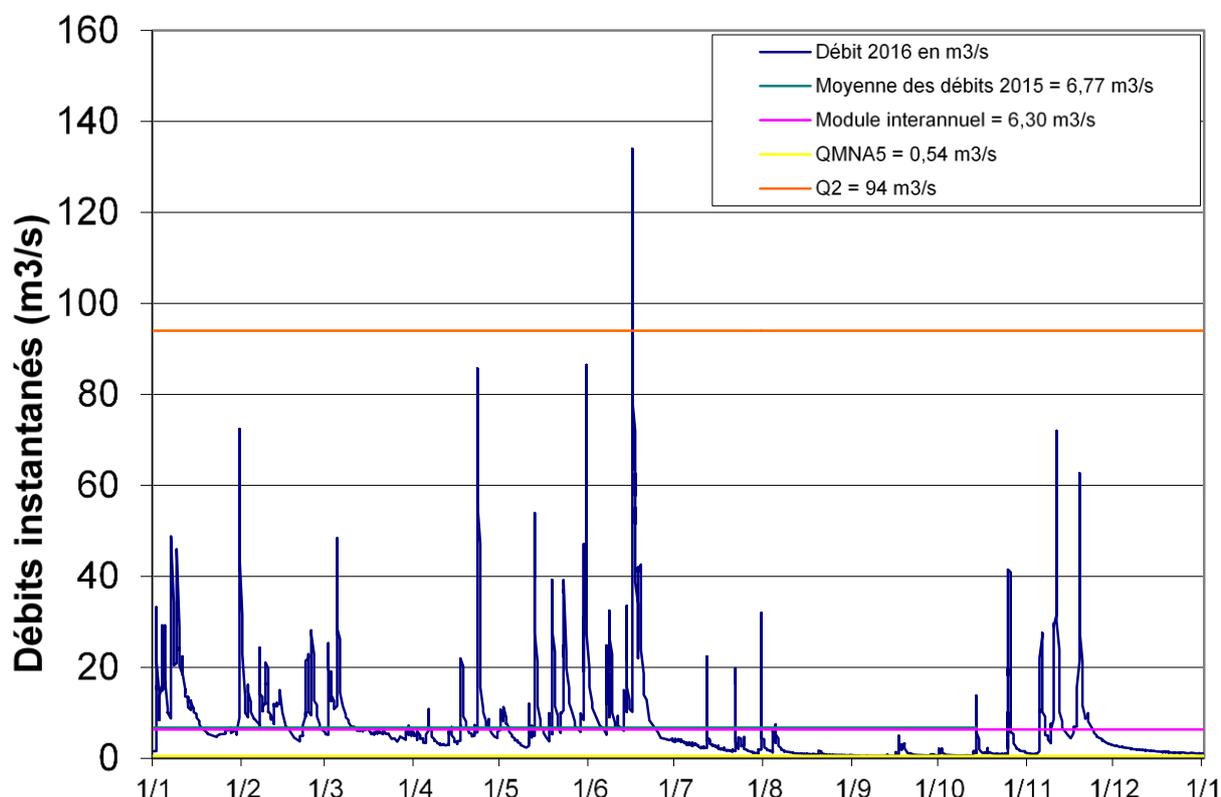


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leysse en 2016 (source DREAL).

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2016

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz (Figure 6) en 2016 :

- L'année 2016 a été marquée par une crue majeure (vicennale) mi-juin. Le reste de l'année, peu de crue ont été observées. La deuxième partie de l'année a même été très sèche ;
- Le volume transité en 2016 a été de $68,6 \text{ Mm}^3$ pour un débit moyen de $2,69 \text{ m}^3/\text{s}$, supérieur au module de 9% ;
- Le débit a été inférieur au module durant 227 jours soit 62% du temps et 44 jours de plus qu'en 2015 et inférieur au $Q_{\text{mna}5}$ durant 13 jours soit 3,6% du temps ;
- Le débit a été inférieur au débit minimum biologique durant 18 jours soit 5,1% du temps. Il a été inférieur à ce débit pendant 18 jours consécutifs début septembre.

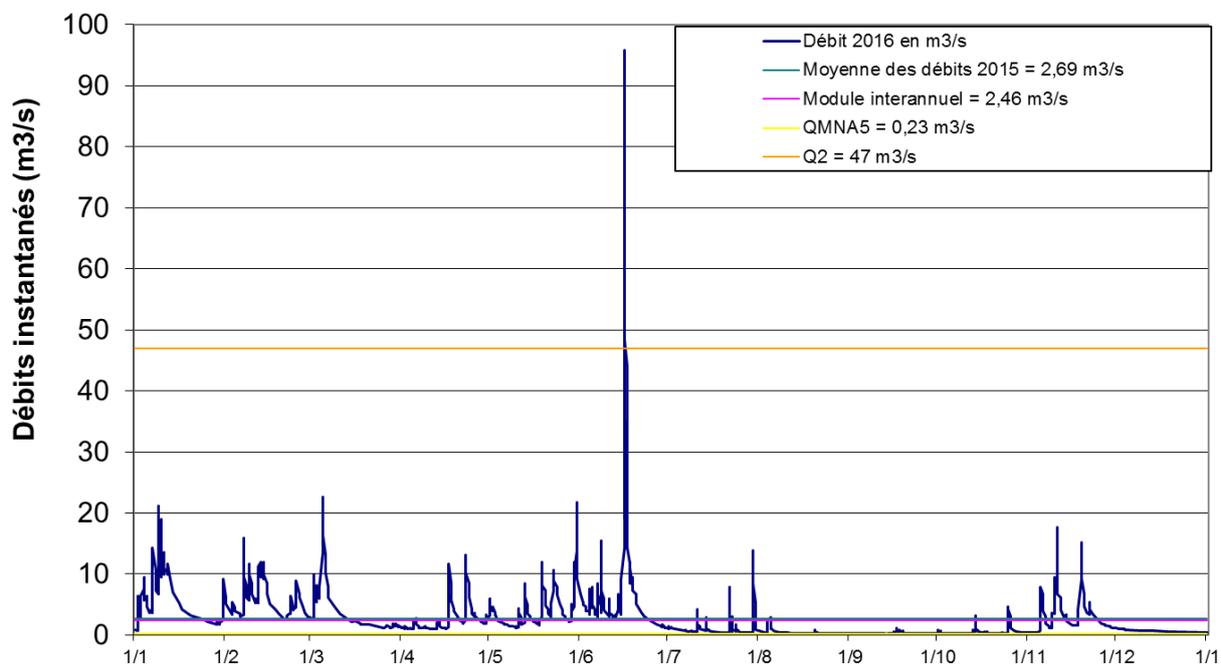


Figure 6 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2016 (source DREAL).

III.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leyse et le Sierroz en 2016 a été excédentaire : 287 Mm³ mesurés pour 277 Mm³ théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières).

Le bilan positif de l'année 2016 par rapport à la chronique 2006-2016 résulte d'un excédent de la Leyse. En effet, la Leyse a dépassé son volume théorique de 198 Mm³ de 8%. Dans le même temps, le Sierroz avec 69 Mm³ produits contre 76 Mm³ théoriques enregistre un déficit de 9%.

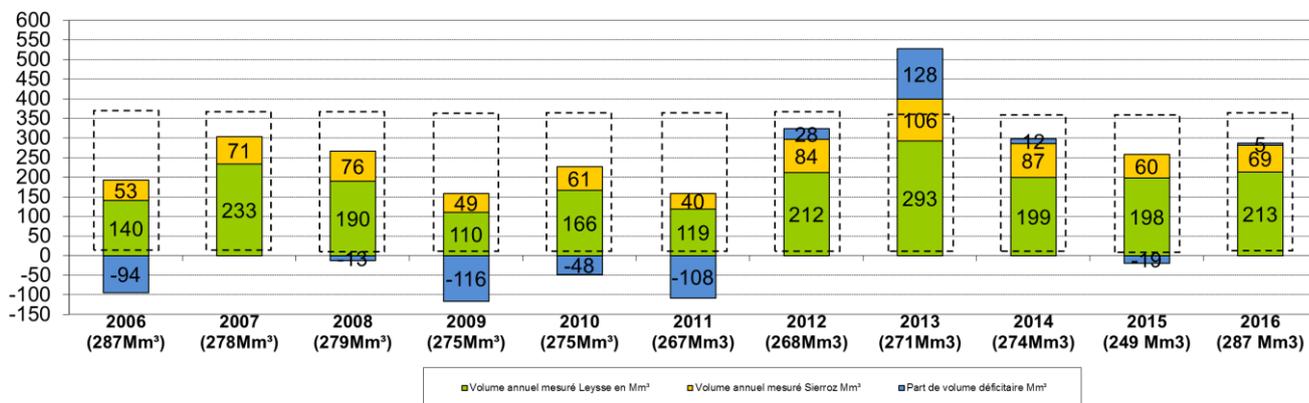


Figure 7 Bilan des apports Leyse+Sierroz pour la période 2005-2016.

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 P_{tot} de 0,083 mg/l sur la Leysse, l'année 2016 renoue avec des concentrations observées régulièrement entre 2012 et 2014. Il en est de même sur le Sierroz où la concentration en P_{tot} en 2015 est de 0,21 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 2016 est la plus élevée depuis 2006 avec 0.022mgP/L.

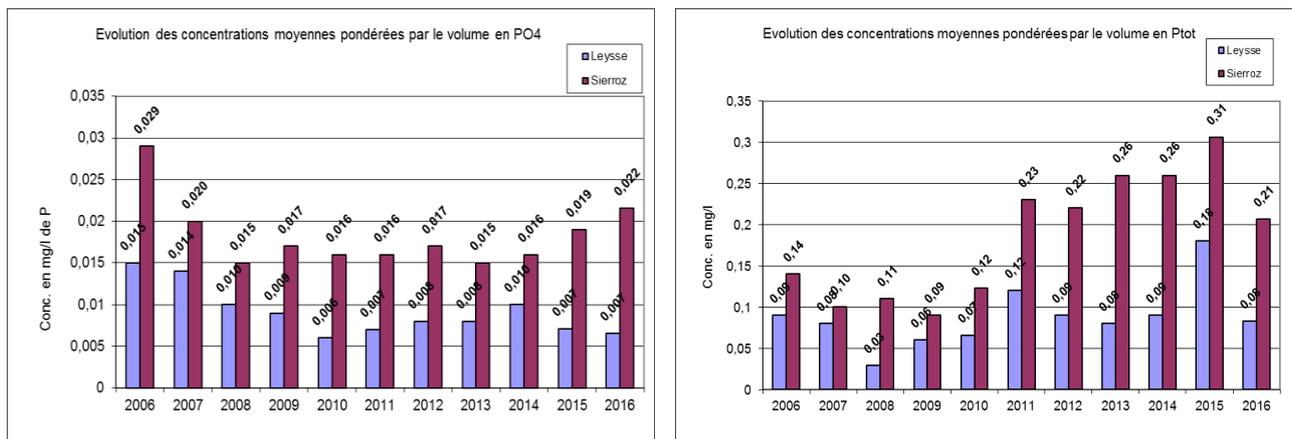


Figure 8 Evolution de 2006 à 2016 des concentrations moyennes pondérées par le volume en P_{tot} et PO₄.

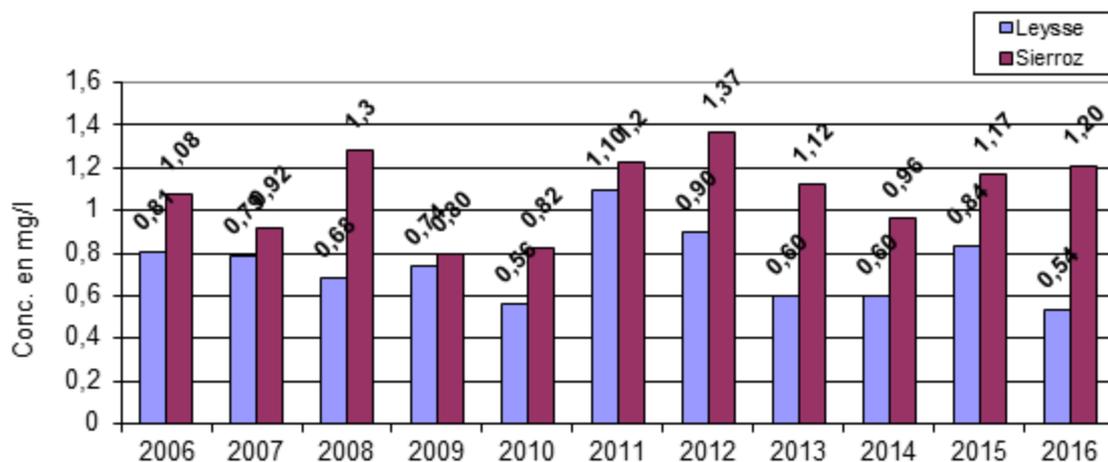
Les concentrations en NKT ont présenté une évolution différente selon le cours d'eau considéré. Sur la Leysse, la concentration a diminué largement par rapport à 2015 et atteint même une valeur basse jamais atteinte durant la dernière décennie. Sur le Sierroz, la concentration a augmenté très légèrement par rapport à 2015 (Figure 9).

Après la hausse observée en 2015, les concentrations en NH₄ ont évolué différemment sur la Leysse et le Sierroz. Alors que sur la Leysse, la concentration a diminué et retrouvé des valeurs proches de 2014, sur le Sierroz, la concentration a poursuivi son augmentation.

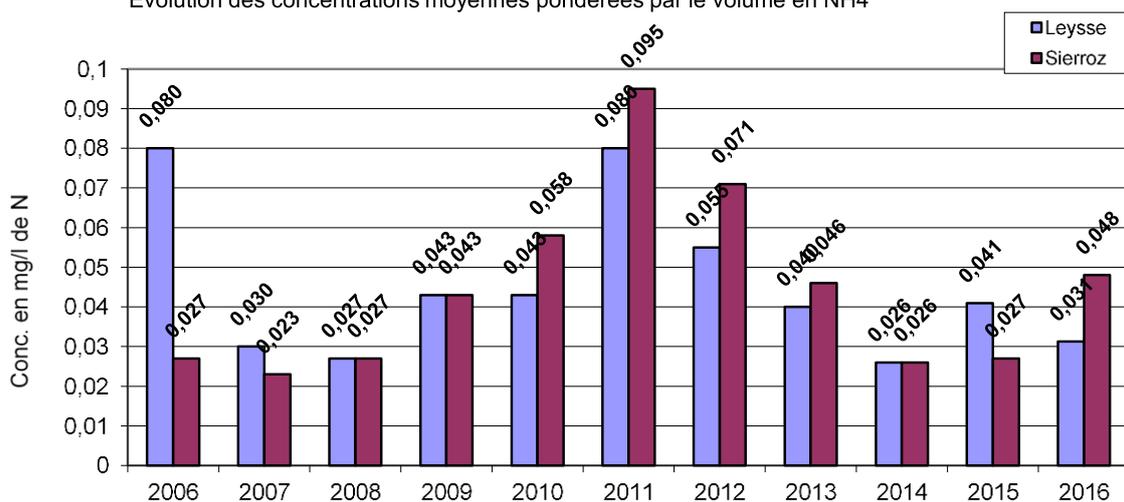
Comme pour les éléments phosphorés, le Sierroz a présenté des concentrations en matières azotées plus élevées que dans la Leysse.

L'année 2016 a présenté des concentrations moyennes pondérées en nitrates équivalentes à celles de l'année 2013.

Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT



Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NH4



Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NO3

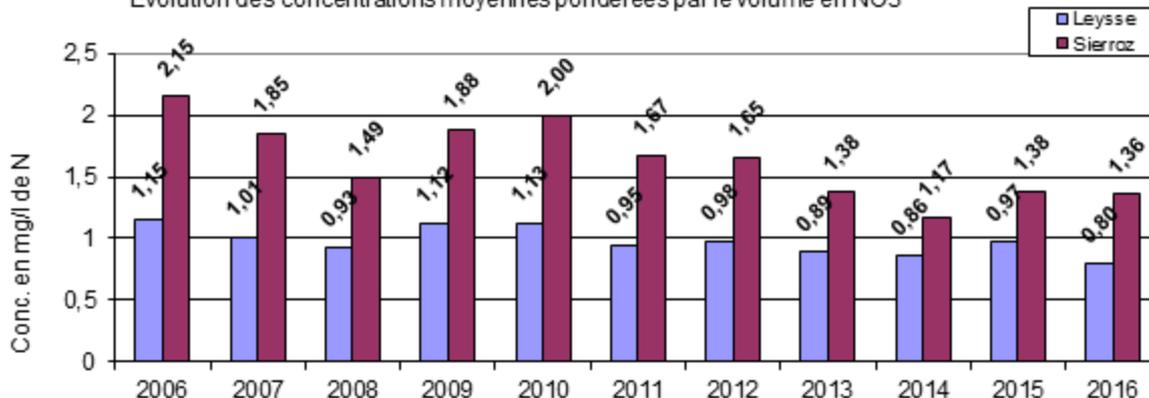


Figure 9 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH₄ et NO₃.

Les paramètres carbonés du suivi ont également présenté des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Lysse. Les concentrations en COD ont été globalement assez stables depuis le début du suivi tandis que celles en COT ont oscillé un peu plus (Figure 10).

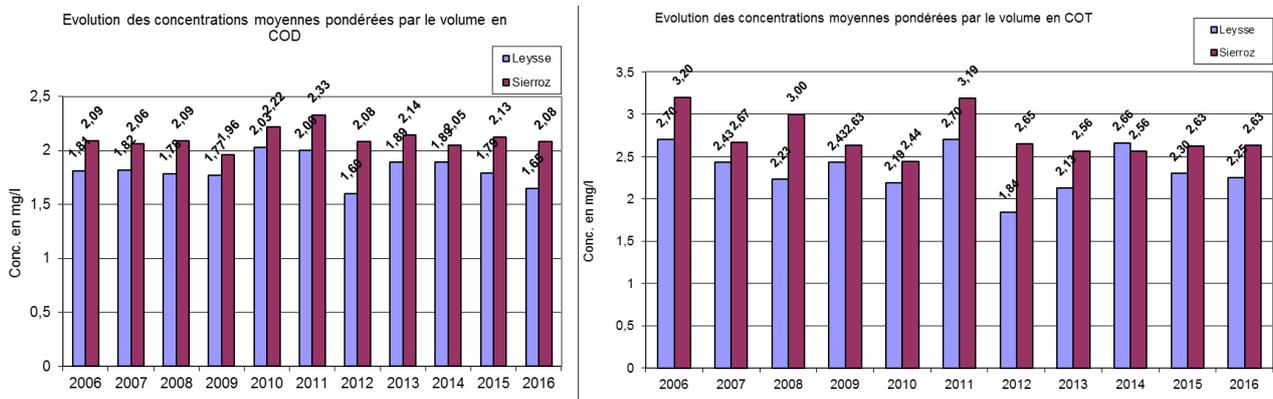


Figure 10 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en COD et COT.

Pour un volume total supérieur à l'année 2015, les concentrations en MES sont inférieures. Ceci s'explique par le fait que l'année 2015 a été marquée par des pluies de fortes intensités. Celles-ci ont eu pour conséquences des montées des cours d'eau rapides et donc très chargées en MES. En 2016, les pluies ont été majoritairement moins intenses ce qui explique cette concentration en MES plus faible. Comme depuis 2012, la concentration en MES est plus importante dans le Sierroz que dans la Laysse (Figure 11).

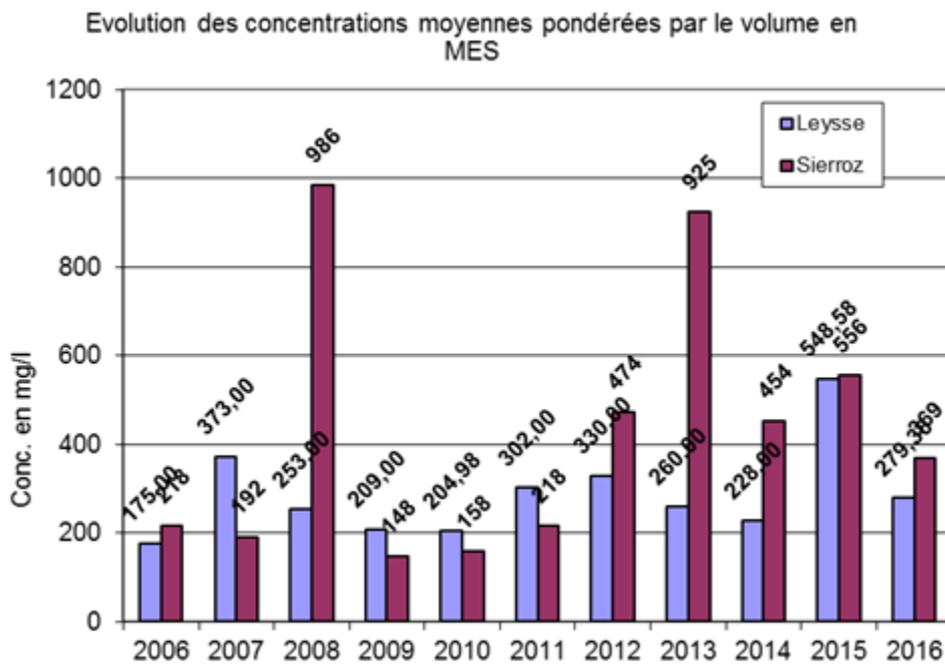


Figure 11 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

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 Laysse 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 2016

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 2016.

	Année 2016				
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	282	213,5	75,7 %	68,6	24,3 %
Ortho P (Tonnes de P)	3,0	1.53	51 %	1.5	49 %
Ptot (Tonnes)	34,3	20,10	58,6 %	14.2	41,4 %
NO ₃ (Tonnes de N)	275,0	181,93	66,2 %	93.1	33,8 %
NH ₄ (Tonnes de N)	13,1	8.9	67,9 %	4.2	32,1 %
COD (Tonnes)	534,1	391,3	73,3 %	142.8	26,7 %
COT (Tonnes)	706,9	526,2	74,4 %	180.7	25,6 %
MES (Tonnes)	92 912	67 562	72,7 %	25 350	27,9 %
NKT (Tonnes)	210,7	128	60,7 %	82.7	39,3 %

Le tableau suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2015 (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	1995-96	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Ptot	300	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
PO ₄	140	18	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9
NO ₃	1.500	450	275	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264
NO ₃ + NKT			446	617	516	334	454	360	654	704	503	510	462

Les apports en Ptot de la Leysse et du Sierroz mesurés en 2016 (34,3 T) constituent une année intermédiaire entre les années de faible apport de 2006 à 2011 et les années d'apports importants de 2012 à 2015.

En 2016, le canal de Savières a apporté 31 Mm³ et 0,25T de Ptot (estimés à partir de l'analyse des nutriments dans le lac).

En 2016, le volume transité par le Tillet s'élève à 17,6 Mm³ (contre 17,4 Mm³ en 2014 et 15,8 en 2015) soit, comme les années précédentes, environ 5% du volume total transité au lac. Une étude spécifique conduite entre mars et août 2013 a permis d'estimer les apports en Ptot du Tillet au lac. Cette dernière, a montré à travers le suivi d'un évènement hydrologique majeur (pluie forte généralisée sur l'ensemble du BV du Bourget), que les apports de cette rivière représentaient 1% d'apport par rapport à la Leysse et au Sierroz.

Pour compléter le bilan des apports au lac, il faut tenir compte des apports du Belle-Eau, du canal de Chautagne qui restent inconnus mais également des apports consécutifs à des déversements directs au lac : notamment d'eau mixte par le réseau unitaire d'Aix-les-Bains au déversoir des Biâtres (2,5 T de Ptot).

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

Tableau VI Synthèse des apports connus au lac en 2016

	TOTAL	Laysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)		DO Aix	
Volume transité (Mm ³)	282,46	213,5	75,6 %	68,6	24,3 %	0,46	0,1%
Ortho P (Tonnes de P)	3,0	1,53	51 %	1,5	49 %		
Ptot (Tonnes)	36,8	20,1	54,6 %	14,2	38,6 %	2,5	6,8%
NO3 (Tonnes de N)	275,0	181,93	66,2 %	93,1	33,8 %		
NH ₄ (Tonnes de N)	24,8	8,9	35,9 %	4,2	16,9 %	11,67	47,2 %
COD (Tonnes)	534,1	391,3	73,3 %	142,8	26,7 %		
COT (Tonnes)	706,9	526,2	74,4 %	180,7	25,6 %		
MES (Tonnes)	93 016	67 562	72,6 %	25 350	27,3 %	104	0,1 %
NKT (Tonnes)	232	128	55,2 %	82,7	35,6 %	21,38	9,2 %

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot est de nouveau dépassé pour la cinquième année consécutive.
- Le déversoir des Biâtres représente 2,5 T soit 6,8 % des apports en Ptot. Les apports en NH₄ de ce dernier représentent 47,2 % des apports pour 0,1 % du volume total.

V.2. Estimation des flux sortants

En 2016, 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 VII).

Tableau VII Flux sortants par le canal de Savières en 2016.

	SAVIERES 2016	
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	471,0	167 %
Ortho P (Tonnes de P)	2,49	83 %
Ptot (Tonnes)	3,85	10,5 %

VI. Bilan du phosphore dans le lac pour l'année 2016

Le suivi réalisé au cours de l'année 2015 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 estimés. 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.

Tableau VIII Bilan des entrées/sorties du P dans le lac en 2016.

	2016		
	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm ³)	331	471	-140
Ortho P (Tonnes de P)	2,9	2.49	0,41
Ptot (Tonnes)	36,8	3,85	32,95

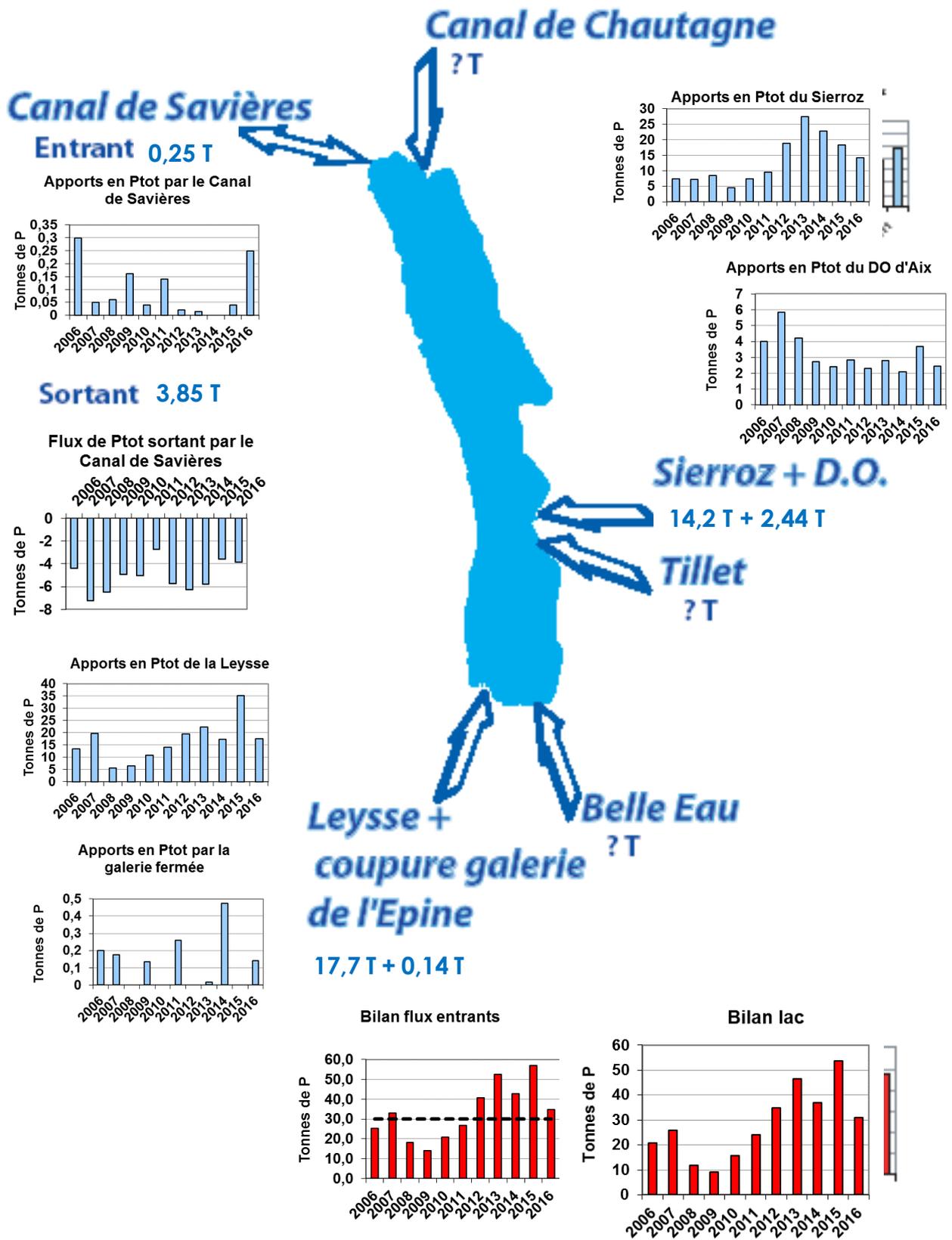
On remarque en priorité que même en tenant compte des volumes transités par le Tillet, il sort plus d'eau du lac que ce qu'il n'en rentre (265 entrant contre 409 sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

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

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

Pour 2016, 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 126 jours soit 34,5% de l'année. Le tableau IX suivant présente les apports de temps de pluie et le pourcentage par rapport aux apports totaux de la Leysse.

Tableau IX Apports en temps de pluie de la Leysse en 2016.

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm ³)	117,83	55 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,82	53 %
Ptot (Tonnes)	18,90	94 %
NO ₃ (Tonnes de N)	91,66	50 %
NH ₄ (Tonnes de N)	5,05	57 %
COD (Tonnes)	263,12	67 %
COT (Tonnes)	385,36	73 %
MES (Tonnes)	65225,22	97 %
NKT (Tonnes)	100,82	78 %

50 à 97% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux. 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% des apports totaux. Le volume du temps de pluie est en baisse par rapport à 2015 (- 5,4 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.

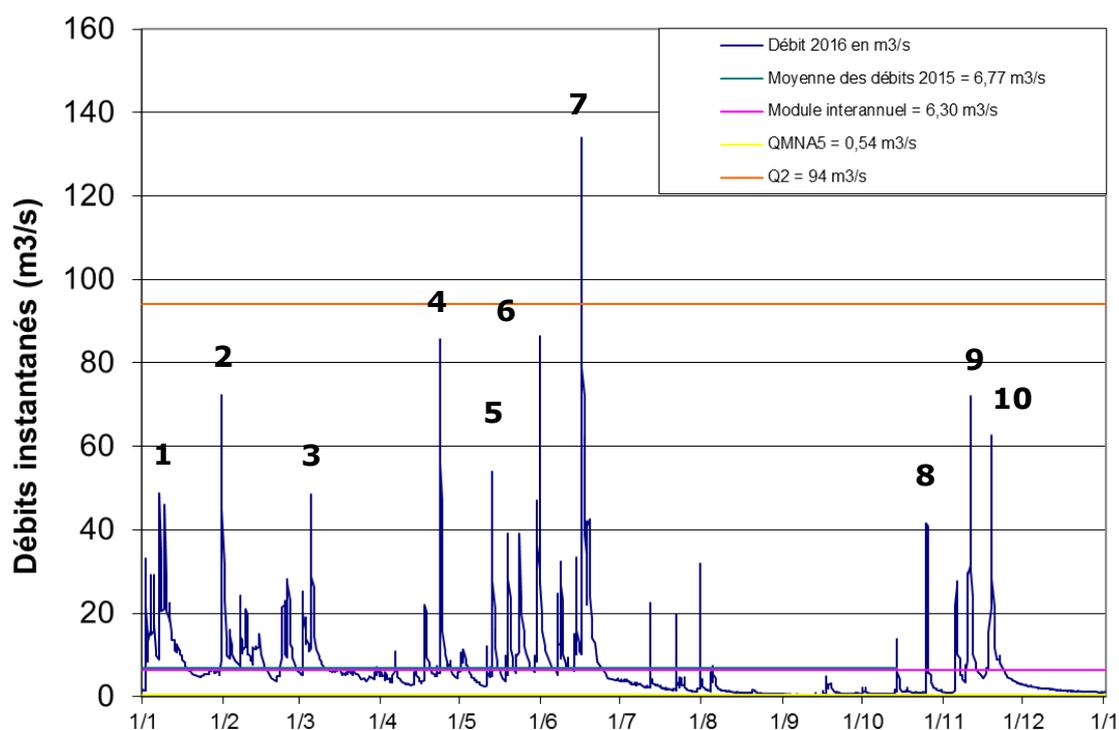


Figure 12 Positionnement des principales crues de la Leyse en 2016.

La crue la plus importante (n° 7) a occasionné un apport en Ptot de 4,39 tonnes. Les crues (n° 2,4,6,9 et 10) ont respectivement apporté 1,89, 1,45, 2,44 et 2,53 tonnes de Ptot. Enfin les crues plus modestes (n° 1, 3, 5 et 8) de 0,79 à 1,5 tonnes. On remarque que l'été et l'automne 2016 ont été très secs puisque aucune crue notable n'a été observée entre le mois de juillet et le mois d'octobre.

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

Tableau XI Apports des principales crues de la Leyse en 2016.

	Apports des 10 crues principales	
Volume transité (Mm ³)	68	58 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,50	61%
Ptot (Tonnes)	15,46	82 %
NO ₃ (Tonnes de N)	51,46	56 %
NH ₄ (Tonnes de N)	3,75	74 %
COD (Tonnes)	165,32	63 %
COT (Tonnes)	272,91	71 %
MES (Tonnes)	56042,82	86 %
NKT (Tonnes)	74,17	74 %

Les 10 principales crues de l'année restent en 2016 prépondérantes dans les apports de temps de pluie pour les paramètres Ptot et NKT. Pour près de la moitié de la durée du temps de pluie ce sont entre 56 et 86% des apports qui sont générés.

Le nombre de crues et leur occurrence dans l'année sont à l'origine de quasiment la totalité des écarts annuels d'apports en Ptot. La part des crues de 2016, dans les apports de Ptot représente 82% 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 10,75 T, soit 57% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 69% en 2015) et 63% des MES (contre 73% en 2015) pour 30% des 117,8 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 2016. Les 10 principales ont représenté 58 % des apports de temps de pluie. Comme en 2015, les apports les plus importants ont été enregistrés au printemps (2 crues proches de Q2) et durant l'été (1 crue proche de Q5 mi-juin).

VII.2. Le Sierroz

VII.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 124 jours soit 34% de l'année.

Tableau XII Apports en temps de pluie du Sierroz en 2016.

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	31,6	46,0
Ortho P (Tonnes de P)	0,6	42,4
Ptot (Tonnes)	11,64	82,0
NO ₃ (Tonnes de N)	43,4	46,6
NH ₄ (Tonnes de N)	0,7	15,6
COD (Tonnes)	72,8	51,0
COT (Tonnes)	102,5	56,7
MES (Tonnes)	22590,0	89,1
NKT (Tonnes)	53,8	65,1

15,6 à 89% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux.

La part du temps de pluie dans les flux de nutriments du Sierroz est identique à celle de la Leyse.

Le temps sec joue un rôle plus important sur les apports d'ammonium.

La durée du temps de pluie est équivalente à celle sur la Leyse.

La contribution du temps de pluie sur le volume transité et les apports en nutriments est :

- globalement proportionnelle au volume transité pour les éléments dissous ;
- proche à 80% pour les paramètres ayant une composante particulaire hors COT.

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

Les deux crues les plus importantes (n°4 et n°5) ont occasionné respectivement un apport en Ptot de 3,3 et 2,9 tonnes, les 6 crues suivantes (n°1, 2, 3, 6, 8, 9) de 1,89 à 1,1 tonnes et les 2 dernières (n° 9, 10) entre 0,33 et 0,56 tonne chacune.

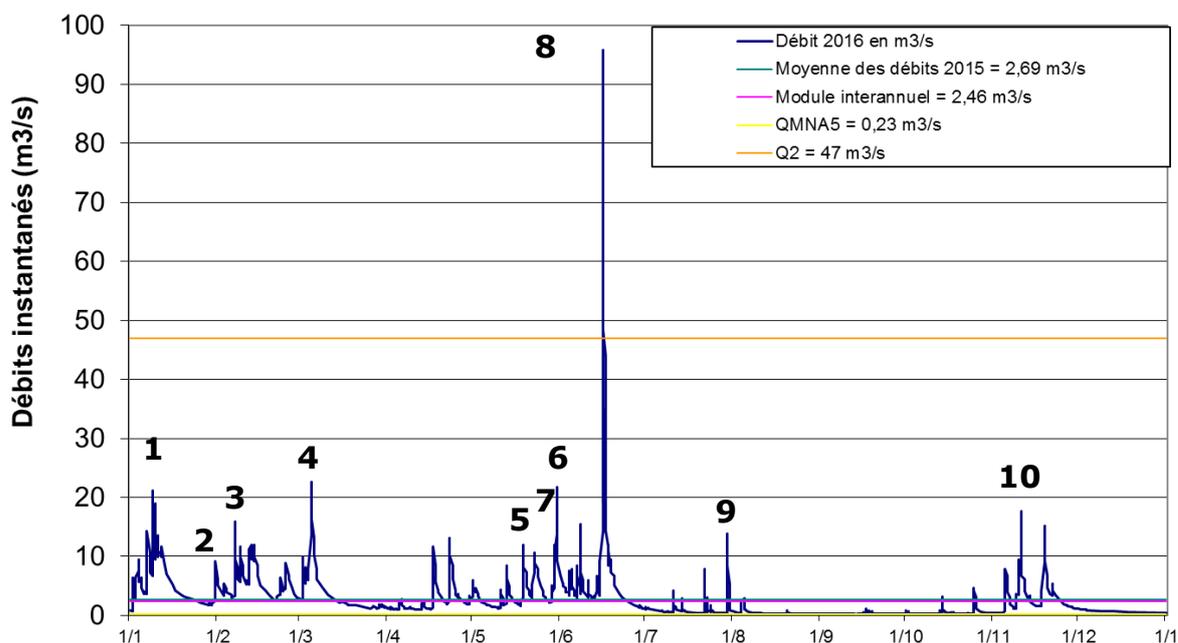


Figure 13 Positionnement des principales crues du Sierroz en 2016.

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 XIII Apports des principales crues du Sierroz en 2016.

Apports des 10 crues principales		
Volume transité (Mm ³)	25,9	81,9 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,5	78,6 %
Ptot (Tonnes)	10,74	92,3 %
NO ₃ (Tonnes de N)	34,9	80,6 %
NH ₄ (Tonnes de N)	0,5	73,6 %
COD (Tonnes)	59,5	81,8 %
COT (Tonnes)	87,0	84,9 %
MES (Tonnes)	21293,8	94,3 %
NKT (Tonnes)	49,1	91,3 %

Sur le Sierroz, l'année 2016 a été marquée par une crue majeure (8) qui a dépassé la crue vicennale et qui a apporté 2,37 T de Ptot. Durant le reste de l'année peut de crues importantes ont été répertoriées. Les crues moyennes (n° 1, 3, 4, 6 et 7) ont occasionné respectivement un apport en Ptot de 1,42, 1,27, 1,12, 1,50 et 2,03 tonnes. Enfin, les petites crues (n° 2,5,9 et 10) ont apporté entre 1 et 0,21 T chacune.

Le tableau XIII 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 :

L'analyse des résultats montre que les principales crues sont à l'origine en 2016 de 74 à 94% des apports.

Les 5 crues (n°) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, sont responsables de 8,25 T soit 71% des apports en Ptot de temps de pluie, et 78% des MES pour 46% du volume transité.

VII.3. Bilan 2016 sur les apports de temps de pluie

Le tableau suivant présente la part du temps de pluie (Leysse, Sierroz, DO des Biâtres) sur les apports totaux au lac (Leysse, 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.

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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	149,89	47,8 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,42	45,7 %
Ptot (Tonnes)	32,98	95,0 %
NO3 (Tonnes de N)	135,06	51,1 %
NH4 (Tonnes de N)	17,42	65,5 %
COD (Tonnes)	335,92	67,9 %
COT (Tonnes)	487,86	73,8 %
MES (Tonnes)	87919,32	103,3 %
NKT (Tonnes)	176	79,3 %

Le temps de pluie apporte au lac 33T de Ptot sur les 34,7 T, soit 95%, dont 2,5 T proviennent du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains.

Les apports en éléments dissous sont proportionnels au volume transité. Alors que le temps de pluie génère 70% des flux de paramètres particuliers.

ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHIMIE DU LAC

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

I. Graphiques 2016 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 d'eau jusqu'à environ 65 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 d'août (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).

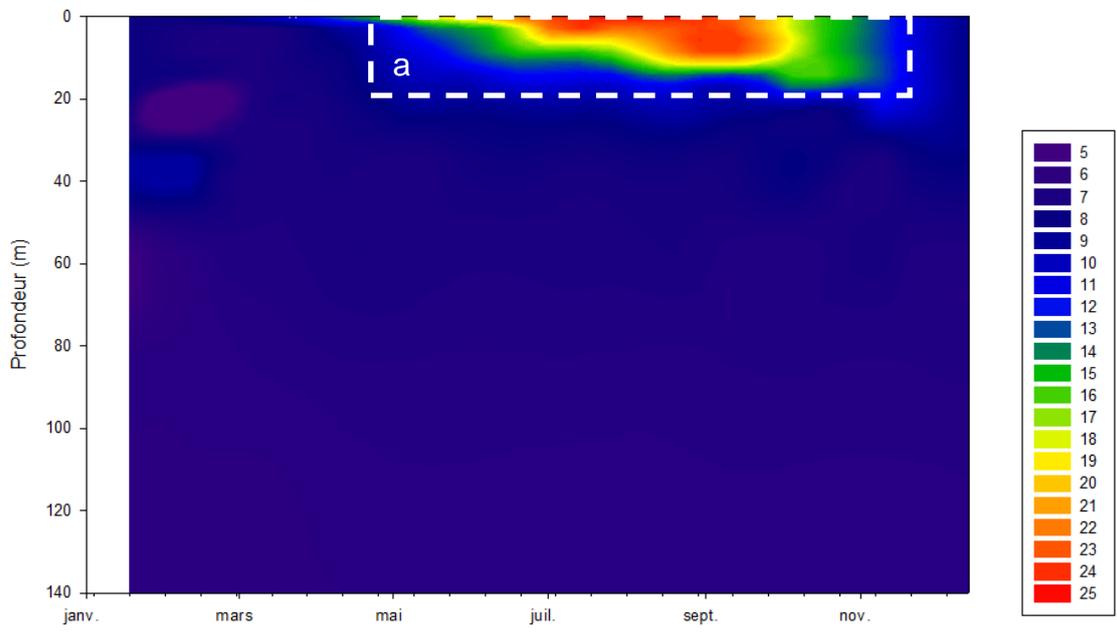


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget au point B en 2016

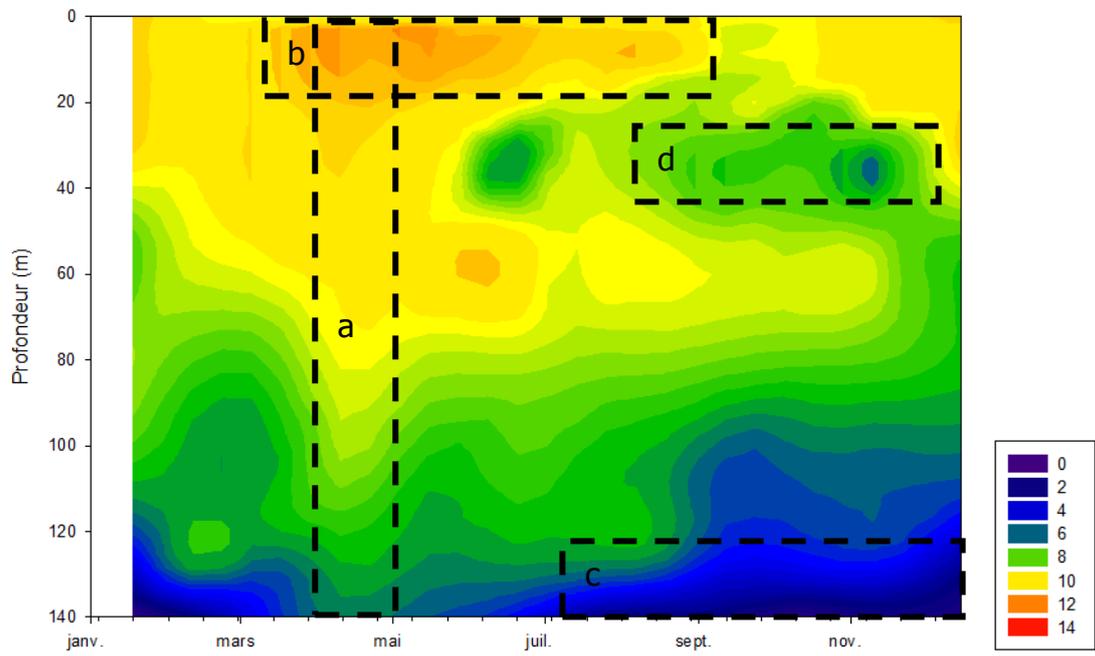


Figure 2 Evolution de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) du lac du Bourget au point B en 2016, mesuré au laboratoire selon la méthode de Winkler

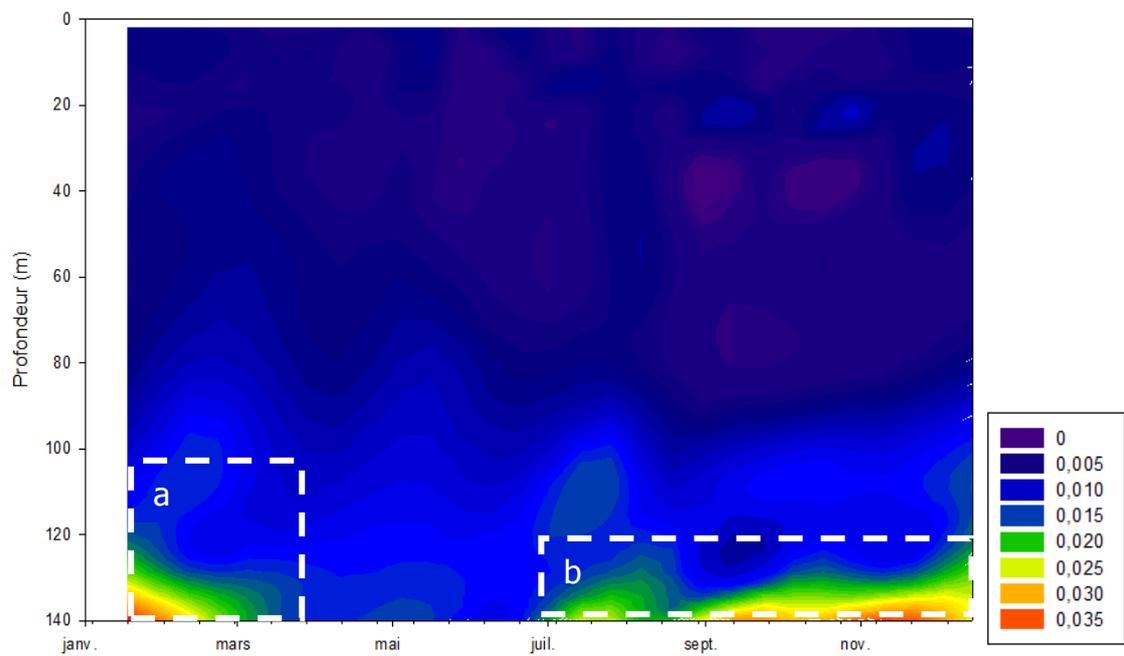


Figure 3 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP.L⁻¹) dans le lac du Bourget au point B en 2016

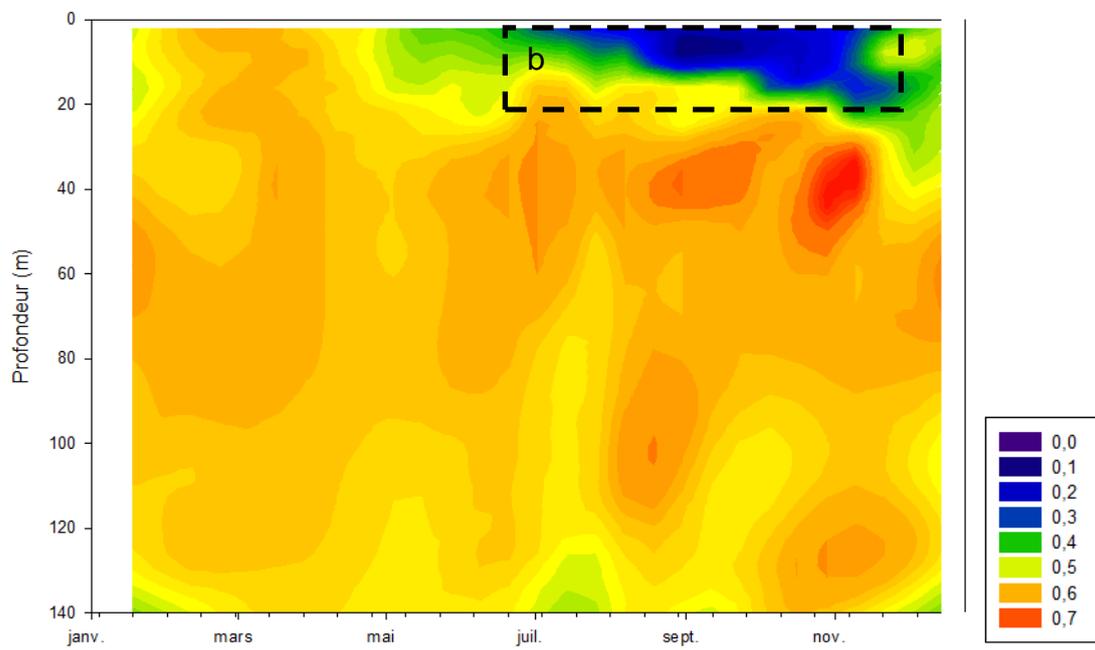


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrate (mgN.L⁻¹) dans le lac du Bourget au point B en 2016

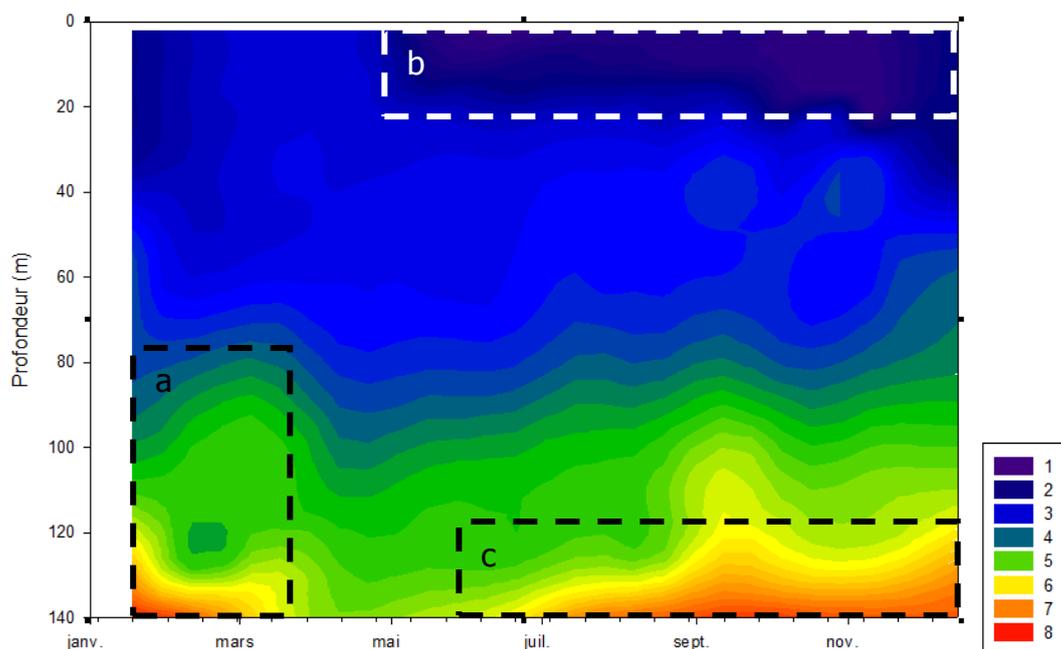


Figure 5 Evolution des concentrations en silice réactive (mgSiO₂.L⁻¹) dans le lac du Bourget au point B en 2016

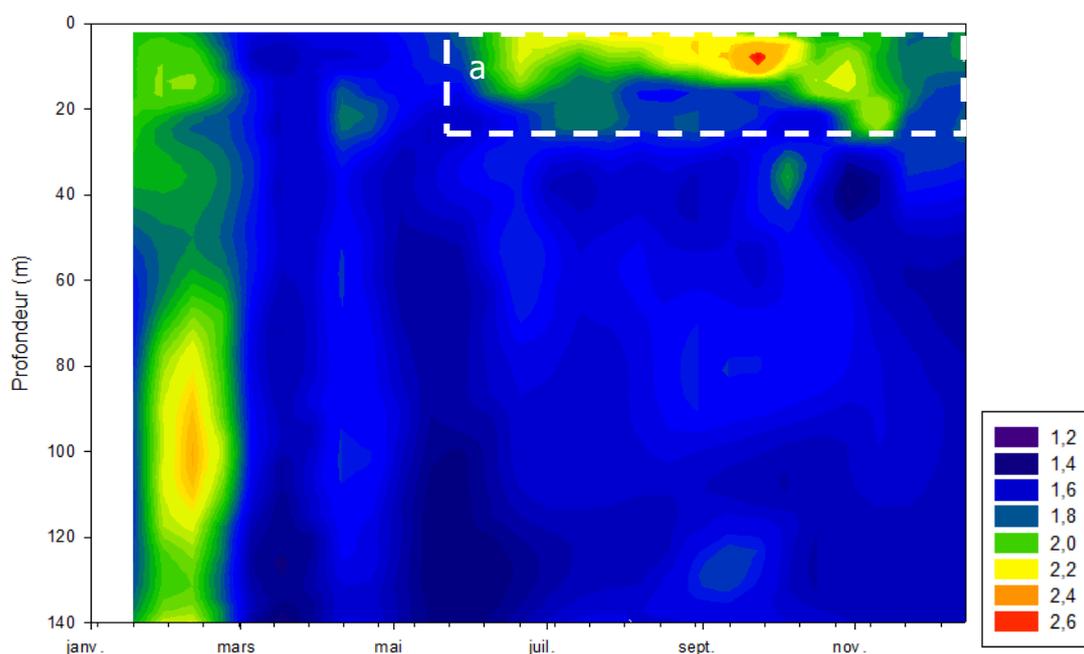


Figure 6 Evolution des concentrations en carbone organique total (mgC.L⁻¹) dans le lac du Bourget au point B en 2016

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

L'année 2016 a conduit à une homogénéisation partielle de la colonne d'eau jusqu'à environ 65 m de profondeur. A la période du maximum d'homogénéisation des eaux, la différence de température entre la surface et le fond (7,11 – 6,08 °C) est néanmoins suffisamment faible pour permettre les échanges verticaux d'oxygène dissous et de nutriments (Tableau I).

Nous observons une concentration en oxygène dissous au fond qui atteint un maximum le 12 avril 2016, soit après le brassage partiel et avec seulement avec 6,29 mgO₂.L⁻¹. En 2016, la réoxygénation à 140 m a été moins efficace que l'année précédente et constitue l'une des plus faibles des dix dernières années. Les profils de température et d'oxygène dissous de l'ensemble de la campagne 2016 sont reportés en Annexes.

Tableau I Températures et concentrations en oxygène dissous au moment du maximum d'homogénéisation au point B de 2005 à 2016.

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

Les figures 7 et 8 ci-dessous illustrent la différence entre 2016 et 2015 au moment du maximum de mélange. On constate l'absence de gradient de température et d'oxygène dissous à partir de 65 m de profondeur. Comparativement, en 2015 le brassage de la colonne a été complet.

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 démarre dès le mois de mars 2016 et nous pouvons en observer les effets en surface sur la transparence qui passe de 10,5 m le 10 mars à 7,1 m le 31 mars 2016. De même, les concentrations en oxygène dissous augmentent en surface à partir du mois de mars.

D'avril à octobre, la distribution verticale de la température entraîne une stratification des teneurs en oxygène dissous :

- Dans les couches superficielles (0 à 10 m), la teneur en oxygène dissous augmente pour atteindre une sursaturation en été, conséquence d'une activité photosynthétique soutenue. Cette sursaturation, d'abord observée en surface s'enfonce progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion et l'évolution des dynamiques des populations algales entre le printemps et l'été.
- 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 59% de la saturation le 8 novembre et se maintenir jusqu'en décembre.

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

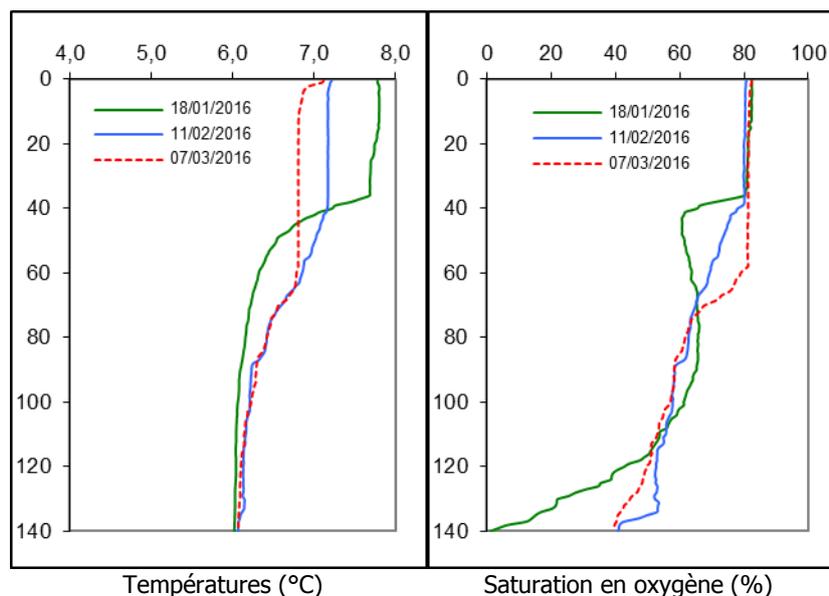


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (% de saturation) au point B au début de l'année 2016.

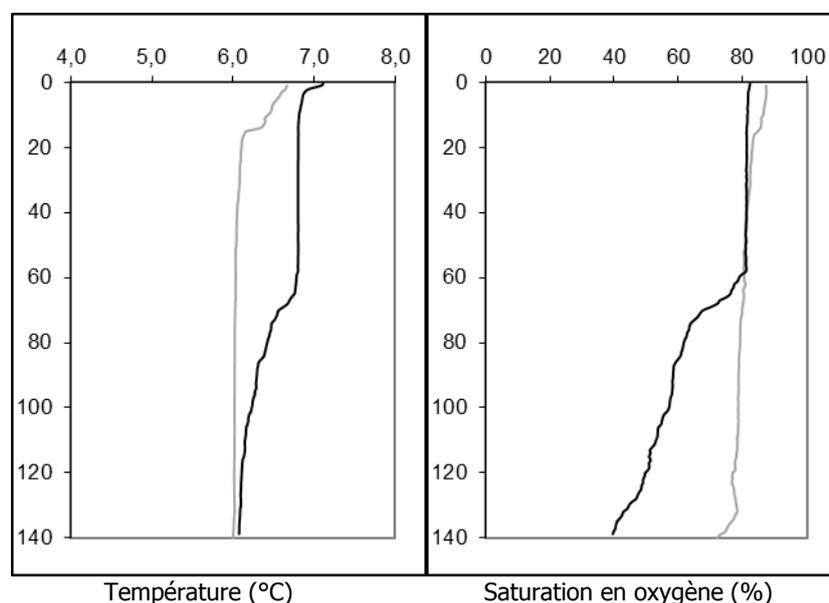


Figure 8 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (% de saturation) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2016 (noire) et 2015 (grise).

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

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

Au mois de décembre, l'épilimnion présente une épaisseur de 33 m et avec des températures légèrement plus faibles qu'en 2015 (moyenne sur 0 - 33 m de 1 °C inférieure à celle de 2015). On constate la persistance du déficit d'oxygène dissous à 140 m (Tableau II).

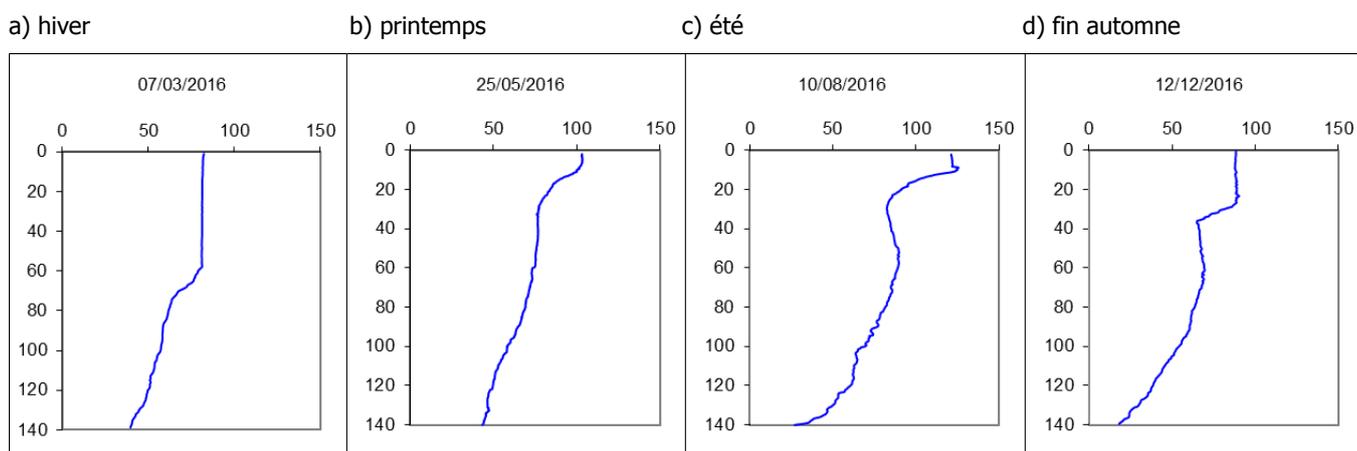


Figure 9 Distributions verticales des saturations en oxygène dissous (%) au point B en 2016.

Tableau II Comparaison des températures (°C), de l'épaisseur de la couche supérieure (m) et des concentrations en oxygène dissous ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) à 140 m au point B en décembre de 2006 à 2016.

Date	Températures – épilimnion (°C)	Epaisseur – couche supérieure (m)	Concentration en O_2 dissous à 140 m ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)
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%)

I.1.2. Evolution saisonnière

Couches supérieures

Température proche surface

A 2 m de profondeur, les températures pour les périodes de janvier à avril, et de fin août à fin octobre sont plus élevées qu'en 2015. En revanche sur la période de fin mai à mi août, les températures de la surface sont globalement inférieures à celles de 2015. Le maximum est mesuré le 11 juillet 2016 avec 25,47 °C, il était de 26,32 °C le 21 juillet 2015 (Figure 10). Ceci est à mettre en perspective avec les conditions météorologiques de l'année et notamment les températures de l'air qui ont été plus chaudes en janvier et février, et septembre comparativement à l'année 2015 à la même période, alors que la période de mai à juillet a été moins chaude.

La moyenne annuelle de température de l'année 2016 à 2 m de profondeur est de 14,77 °C soit 0,1 °C de moins qu'en 2015. L'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance au réchauffement depuis 1984. Cette moyenne annuelle à 2 m de profondeur n'est pas la plus élevée de la chronique de valeurs mais elle reste cependant parmi les plus hautes. Au cours de l'année 2016, les températures mesurées lors des campagnes du 11 juillet au 21 septembre sont supérieures à 20 °C.

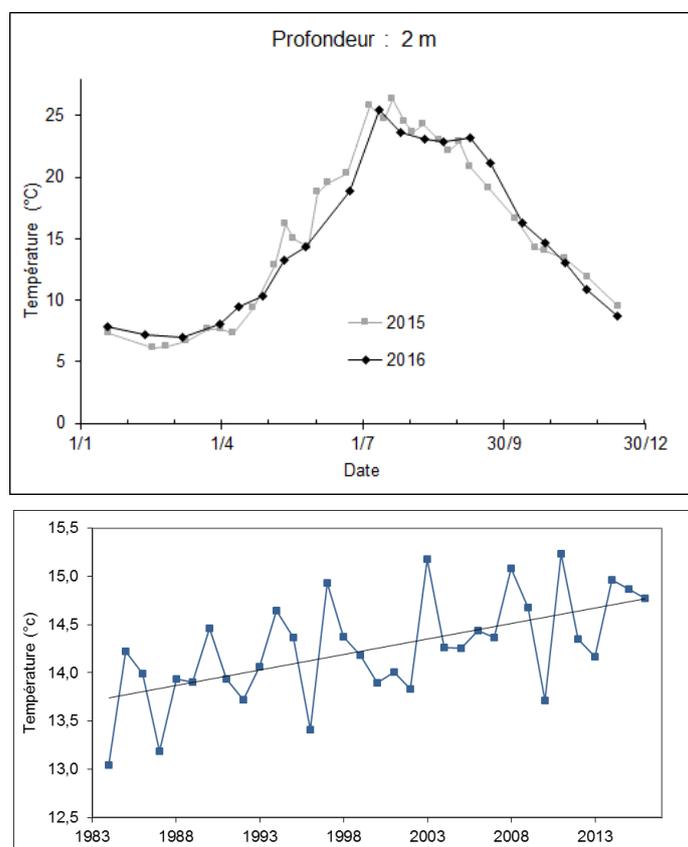


Figure 10 Evolution des températures (°C) au point B en 2015 et 2016 et moyennes annuelles de 1984 à 2016 à 2 m de profondeur.

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 2016, la variation saisonnière en oxygène dissous (Figure 11) caractérise une période d'activité photosynthétique bien marquée.

- La phase printanière présente un maximum le 11 mai avec 114% de la saturation à la même période que l'année précédente, malgré une période de production qui a démarré plus lentement qu'en 2015 ;

- La phase estivale qui s'étend de juin à septembre et présente un pic maximum le 11 juillet 2016 avec 136% de saturation, ce qui est plus faible qu'en 2015 à la même période où le maximum se situait à 155 % 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 9 m. A partir de la fin du mois de juillet, les concentrations en oxygène dissous diminuent plus lentement qu'en 2015 et plus ou moins régulièrement jusqu'en octobre puis se stabilisent autour de 95 % de la saturation.

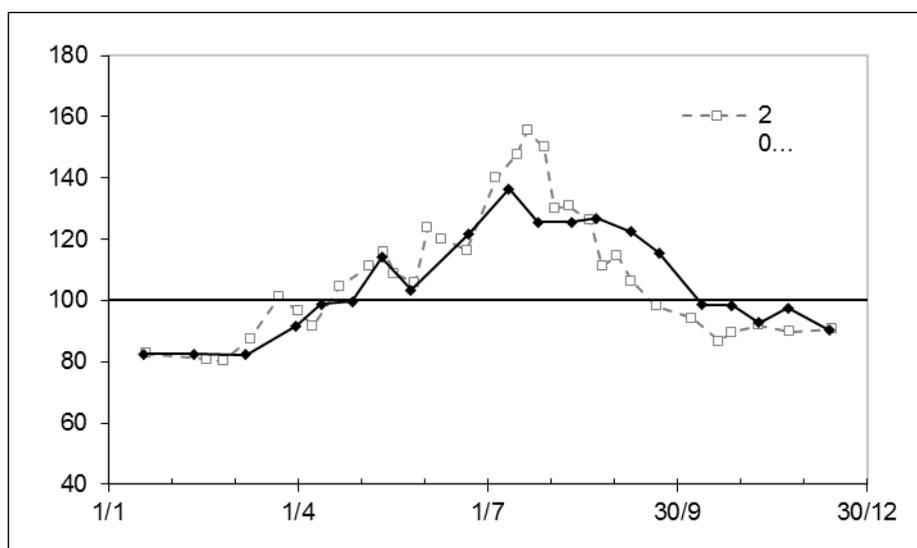


Figure 11 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) dans la couche superficielle à 2 mètres de profondeur au point B en 2015 et 2016.

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 (Figures 12 et 13). 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 2016 sont les plus élevées des 17 dernières années.

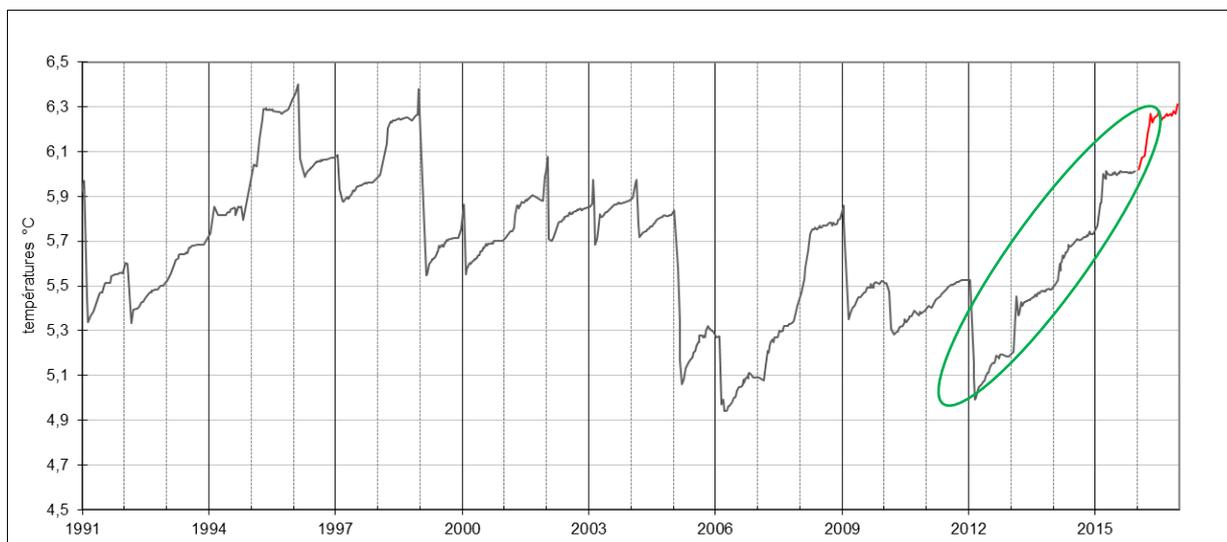


Figure 12 Températures (°C) à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2016.

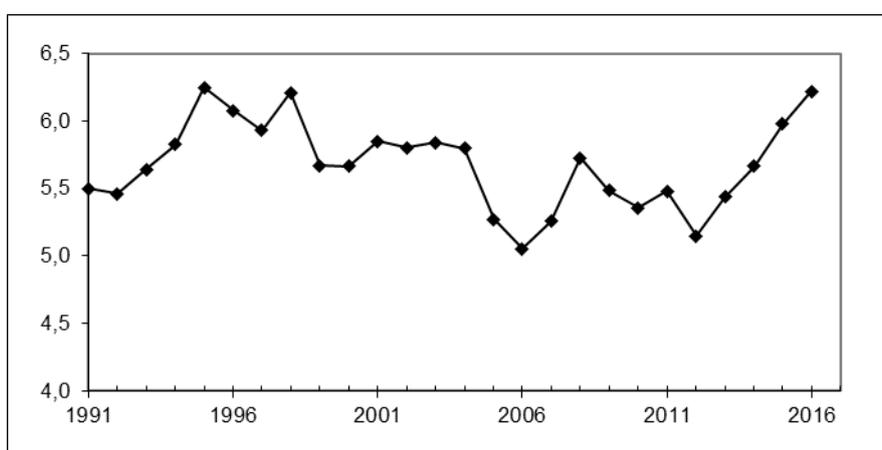


Figure 13 Températures moyennes annuelles (°C) à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2016.

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 2016, on note une concentration en oxygène dissous de $5,53 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ le 7 mars au moment du maximum du brassage hivernal qui a conduit à une homogénéisation partielle de la colonne d'eau. Cette valeur est inférieure à celle obtenue à la même période en 2015 de $9,7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (78% de saturation) alors que le brassage avait été complet. Le profil de l'évolution des teneurs en oxygène dissous à 130 m de l'année 2016 est donc différent de celui de l'année 2015 où le brassage avait conduit à une meilleure réoxygénation des eaux profondes. Du 7 mars au 22 août 2016, les valeurs d'oxygène dissous mesurées restent inférieures à celles de 2015 à cette profondeur.

La concentration maximale en oxygène dissous de l'année est obtenue le 8 septembre 2016 avec $6,74 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ correspondant à 55% de saturation (Figure 14).

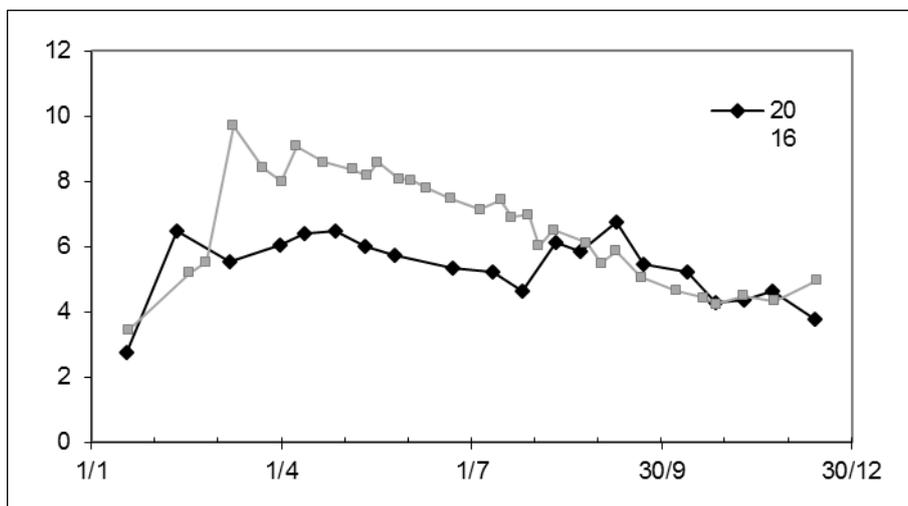


Figure 14 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) à 130 m au point B en 2015 et 2016 (mesures de sondes).

Oxygène à 140 mètres

En 2016, la concentration en oxygène dissous a été inférieure à celle de 2015 durant les mois de mars à juin. La réoxygénation maximale atteint les zones profondes le 27 avril avec $6,30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ce qui est plus faible que l'année précédente puisque le brassage de la colonne d'eau n'a pas été complet en 2016. La concentration en oxygène dissous diminue ensuite jusqu'au 26 octobre 2016 pour atteindre des valeurs faibles mais non nulles (Figure 15) et reste globalement supérieure à celle de 2015 pendant toute la période automnale.

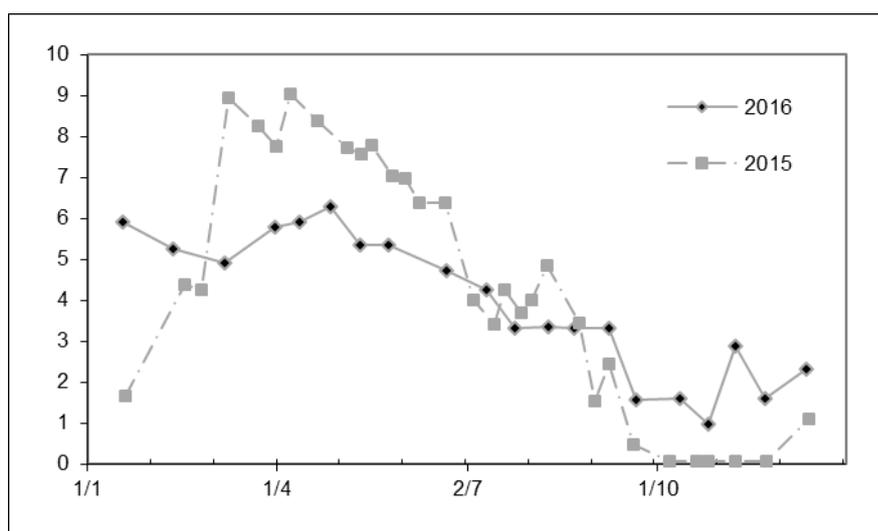


Figure 15 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) à 140 m au point B en 2015 et 2016.

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

La Figure 16 résume l'évolution de la saturation en oxygène dissous sur les trois dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau.

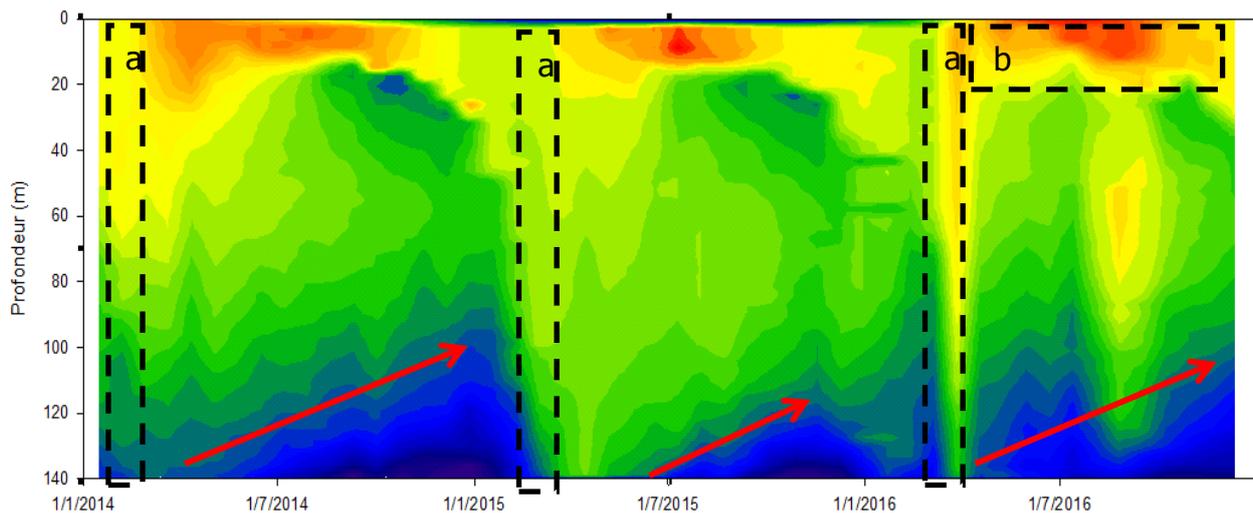


Figure 16 Evolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2013 à 2016.

On peut observer :

- (a) Le brassage hivernal, complet en 2015 et partiel en 2014 et 2016
- (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 2016 est représentée sur les figures 17 et 18.

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 17 et 18) montre plusieurs phases. L'hiver entraîne une transparence importante avec des valeurs qui oscillent entre 7,1 et 10,6 m du 18 janvier au 12 avril 2016, du fait d'une biomasse phytoplanctonique faible. Elle est de 10,5 m le 7 mars 2016 au moment du maximum du brassage hivernal.

Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoque une diminution importante de la transparence qui passe en dessous des 5 m le 27 avril 2016 lorsque du premier pic de biomasse de la phase printanière, jusqu'à atteindre une valeur minimale de 2,1 m le 22 juin 2016.

La raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs engendre ensuite un abattement des formes consommables du phytoplancton, provoquant une augmentation de la transparence jusqu'à une valeur de 8,3 m le 8 septembre 2016.

La phase automnale est marquée par le deuxième pic de biomasse de l'année provoquant une nouvelle baisse de la transparence dès le 21 septembre 2016 jusqu'à atteindre 4,3 m le 12 octobre 2016, date d'un maximum historique de biomasse de plus de 18000 µg/L dont la composition différente de celle du printemps (cyanobactéries) impacte la transparence de manière moins importante qu'au printemps.

Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence augmente de nouveau et atteint 6,1 m le 12 décembre 2016.

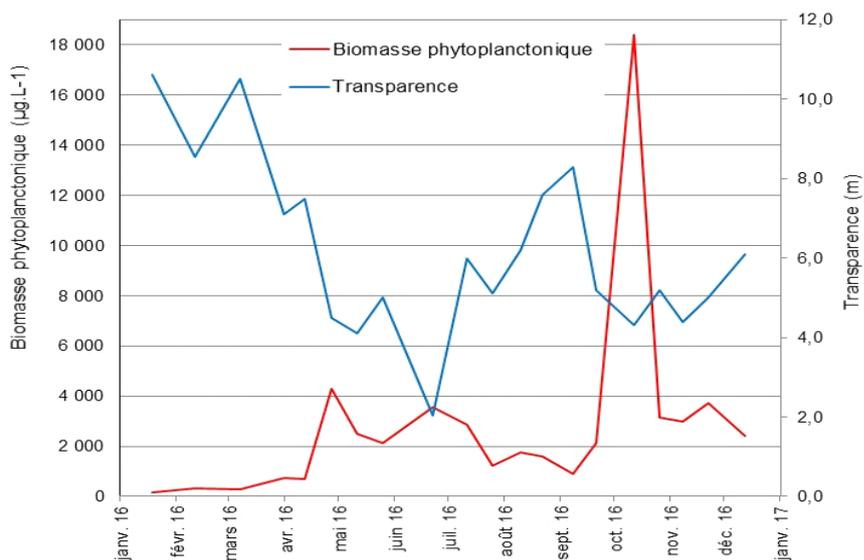


Figure 17 Co-dynamique de la transparence de l'eau avec le disque de Secchi normalisé et la biomasse phytoplanctonique au point B en 2016.

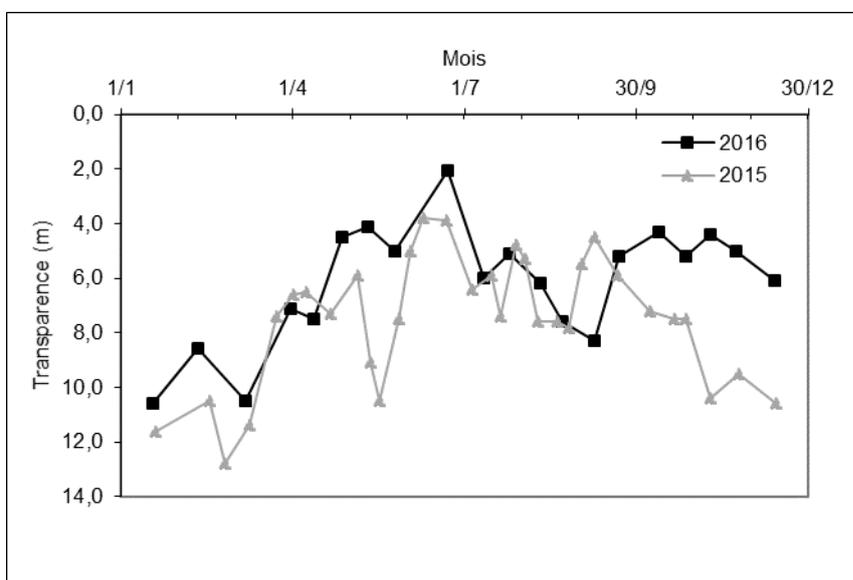


Figure 18 Variation saisonnière de la transparence (m) avec le disque de Secchi normalisé 20 cm au point B en 2015 et 2016. On note l'absence de la phase des eaux claires en 2016.

En début d'année et en automne, la transparence est plus faible en 2016 qu'en 2015. Pendant la période printanière et estivale, il est difficile de comparer les deux années car elles ont connu une évolution de la biomasse phytoplanctonique très différente l'une de l'autre.

Globalement, les valeurs de transparence sont plus faibles au printemps et en été qu'en 2015 avec un minimum estival de 2,1 m vs 4,1 m en 2015.

Production "autumnale" minimum : 4,3 m le 12 octobre 2016 (pic maximal de biomasse, cyanobactéries) vs 5,1 m le 9 septembre 2015.

Fin d'année avec des valeurs très différentes : 6,1 m le 12 décembre 2016 vs 10,6 le 12 décembre 2015.

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	
	2015	2016	2015	2016
Orthophosphate ($\mu\text{gP.L}^{-1}$)	5	5	7	13
Phosphore total (mgP.L^{-1})	10	8	13	14
Silice réactive ($\text{mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$)	3,0	2,9	3,4	5,1

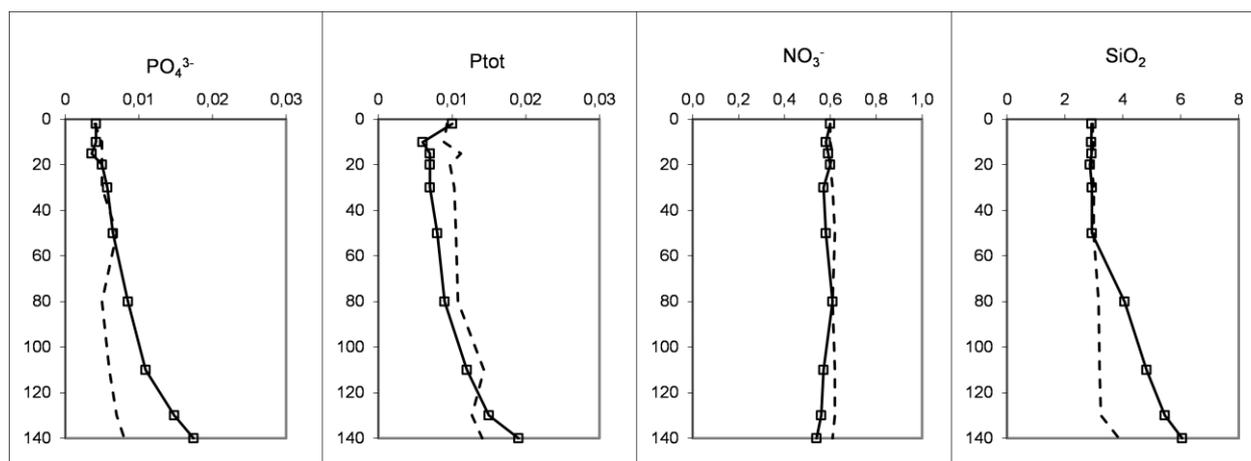


Figure 19 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars 2015 (- -) et 2016 (—) (Ptot mgP.L^{-1} , PO₄³⁻ mgP.L^{-1} , NO₃⁻ mgN.L^{-1} , SiO₂ $\text{mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$).

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

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

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

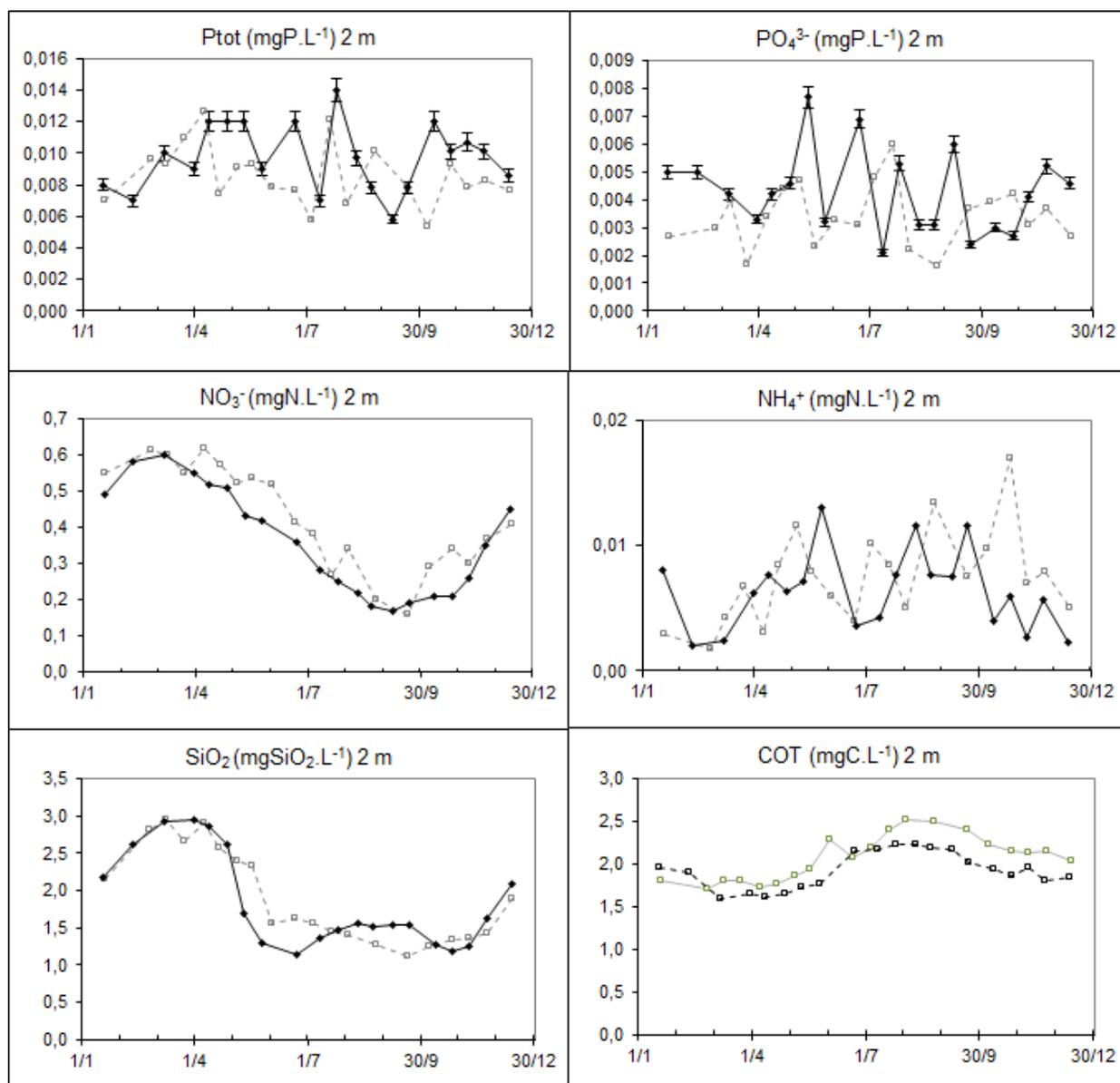


Figure 20 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2015 (- - □ - -) et 2016 (—◆—).

Dans l'hypolimnion : 130, 140 m

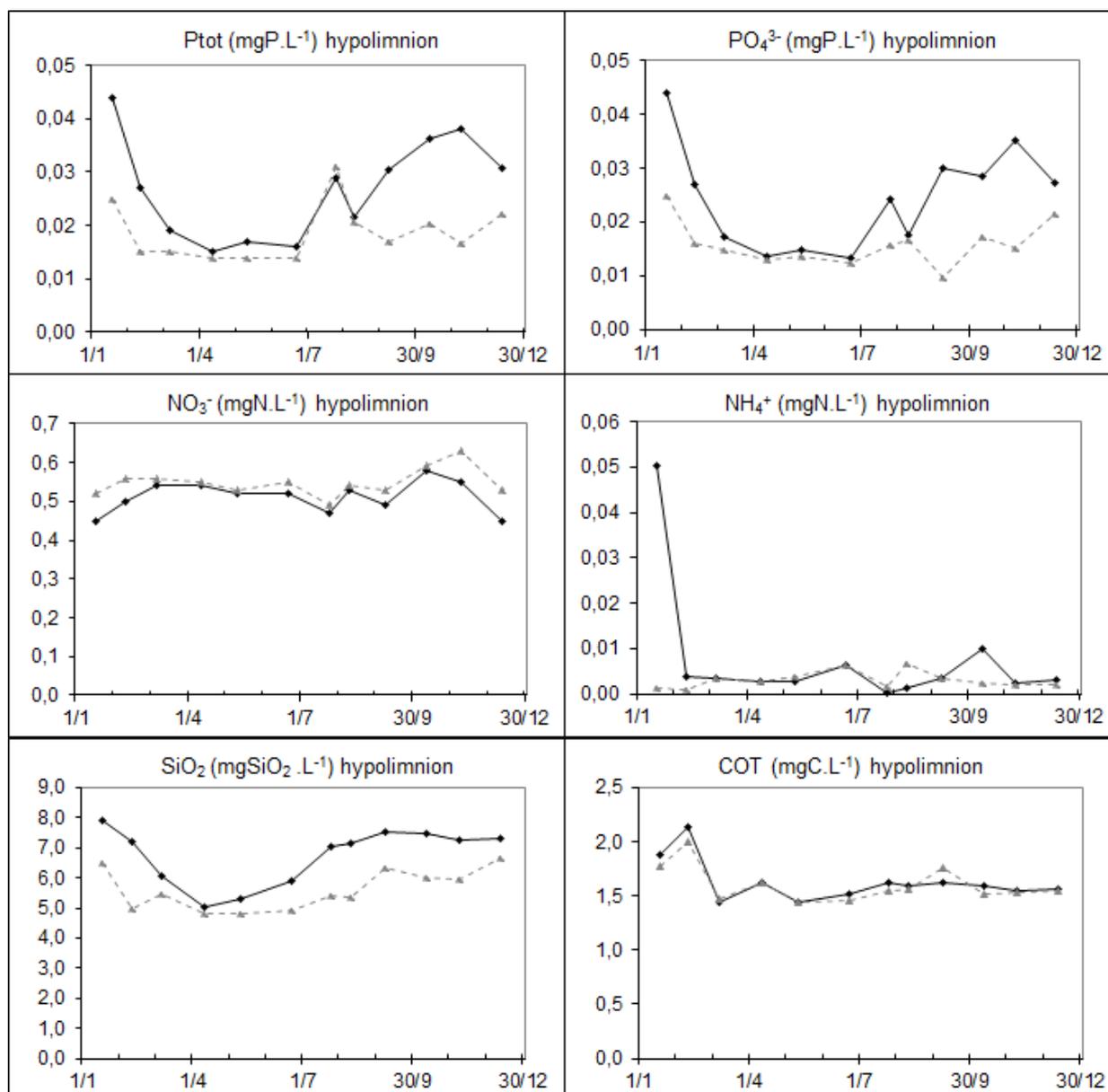


Figure 21 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) au point B à 130 m (-▲- —) et 140 m (—◆—) en 2016

A 140 m

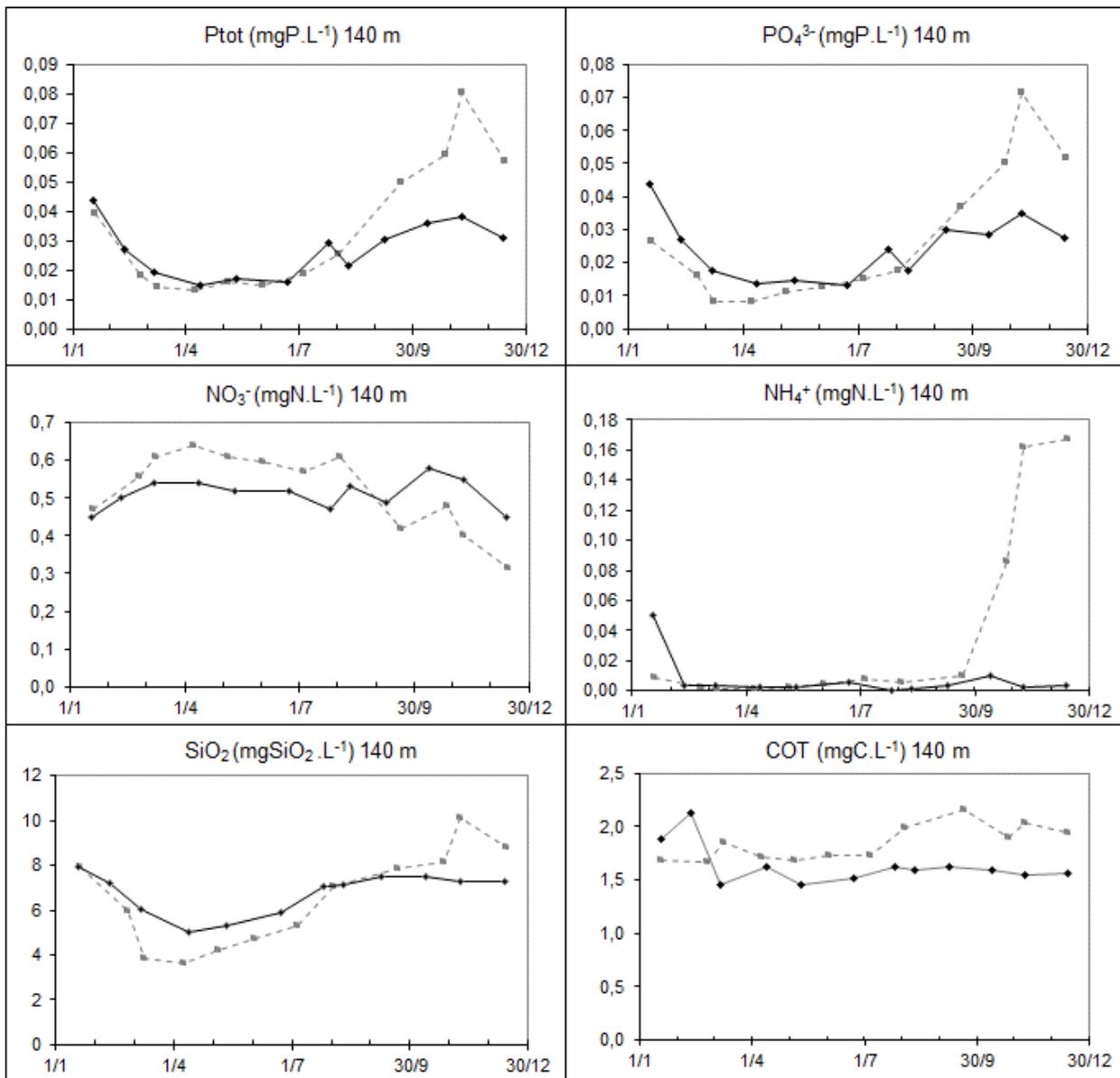


Figure 22 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) à 140 m au point B en 2015 (- -□- -) et 2016 (—◆—)

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 2016 a été de 5,8 m. En 2015, elle était plus élevée et égale à 6,4 mètres. La valeur de 2016 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 23 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).

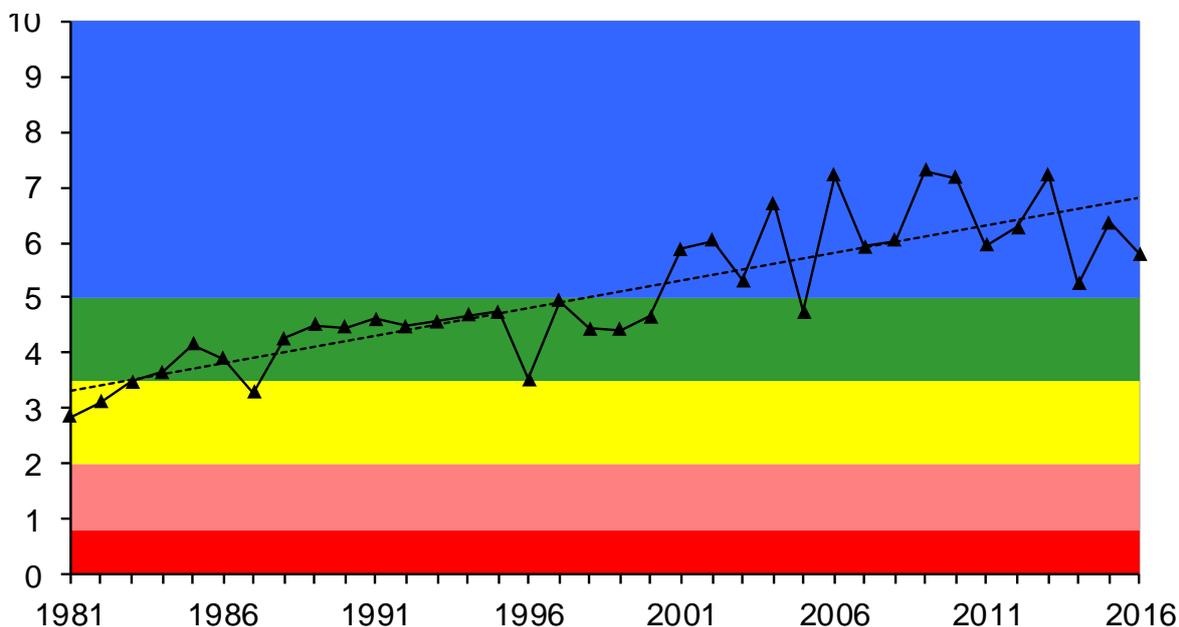


Figure 23 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2015 ; comparaison avec les classes de qualité.

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 le 7 mars 2016. Pour le calcul des moyennes hivernales, nous avons estimé la quantité de nutriments par tranches d'eau quand le lac est le plus homogène verticalement. Globalement, les résultats montrent que les concentrations hivernales dans le lac sont sensiblement identiques aux valeurs des années antérieures pour la plupart des nutriments malgré la hausse des apports perçue depuis 2012.

Tableau VI Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2008 et 2016.

	unité	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
NO ₃ ⁻	mgN.L ⁻¹	0,59	0,53	0,56	0,48	0,62	0,64	0,61	0,61	0,57
NH ₄ ⁺	mgN.L ⁻¹	0,002	0,002	0,001	0,003	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003
PO ₄ ³⁻	mgP.L ⁻¹	0,013	0,013	0,014	0,010	0,010	0,008	0,008	0,006	0,008
Ptot	mgP.L ⁻¹	0,020	0,020	0,017	0,016	0,014	0,011	0,011	0,010	0,009
SiO ₂	mgSiO ₂ .L ⁻¹	3,10	3,17	3,07	3,12	3,30	3,42	3,43	3,21	3,42
COT	mgC.L ⁻¹	2,11	2,11	1,90	1,93	1,85	1,96	1,64	1,76	1,82

II.3.1. Nitrate et azote minéral

La concentration moyenne hivernale en azote nitrique calculée pour 2016 est égale à 0,57 mgN.L⁻¹, est et du même ordre que celles des années précédentes (Figure 24). 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 25, dans la classe de qualité "moyen".

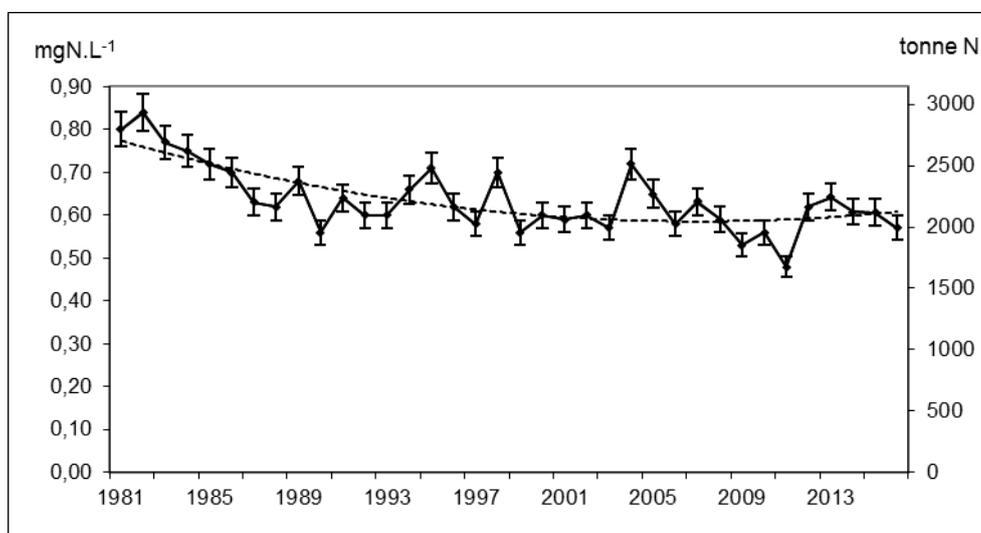


Figure 24 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2016.

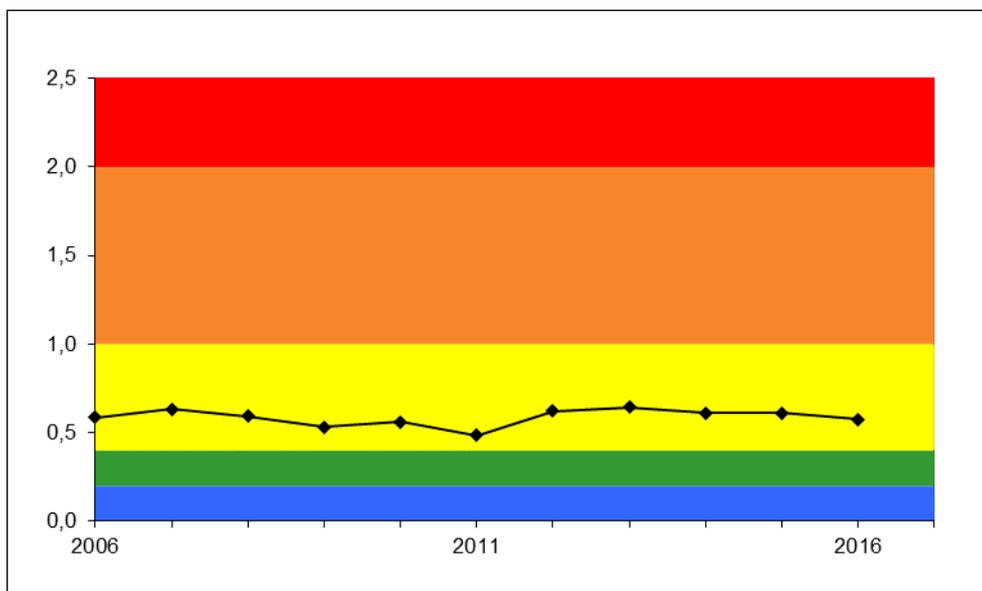


Figure 25 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L^{-1}) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 2006 à 2016 ; comparaison avec les classes de qualité.

II.3.2. Phosphore total et orthophosphates

La diminution de la concentration moyenne hivernale des orthophosphates a connu plusieurs étapes : elle est passée de 120 à $45 \mu\text{gP.L}^{-1}$ de 1981 à 1992, puis sous les $40 \mu\text{gP.L}^{-1}$ de 1993 à 1997, puis sous les $30 \mu\text{gP.L}^{-1}$ de 1998 à 2005 et enfin sous les $20 \mu\text{gP.L}^{-1}$ depuis 2006. Depuis 2011, la concentration en orthophosphate est restée inférieure ou égale à $10 \mu\text{gP.L}^{-1}$ (Figure 26).

Avec $8 \mu\text{gP.L}^{-1}$ en orthophosphate et $9 \mu\text{gP.L}^{-1}$ en phosphore total, valeurs calculées comme les concentrations moyennes pondérées sur les 3 campagnes de janvier, février et mars complètes, les concentrations hivernales 2016 confirment la baisse du stock perçue en 2006 (Figure 31).

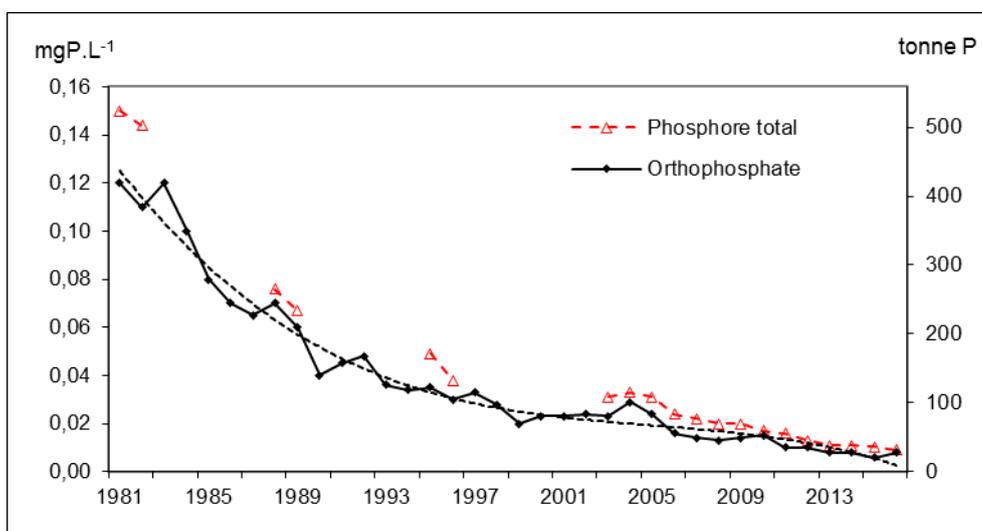


Figure 26 Evolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (—◆—) et du phosphore total (—△—) (mgP.L^{-1}) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2016.

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

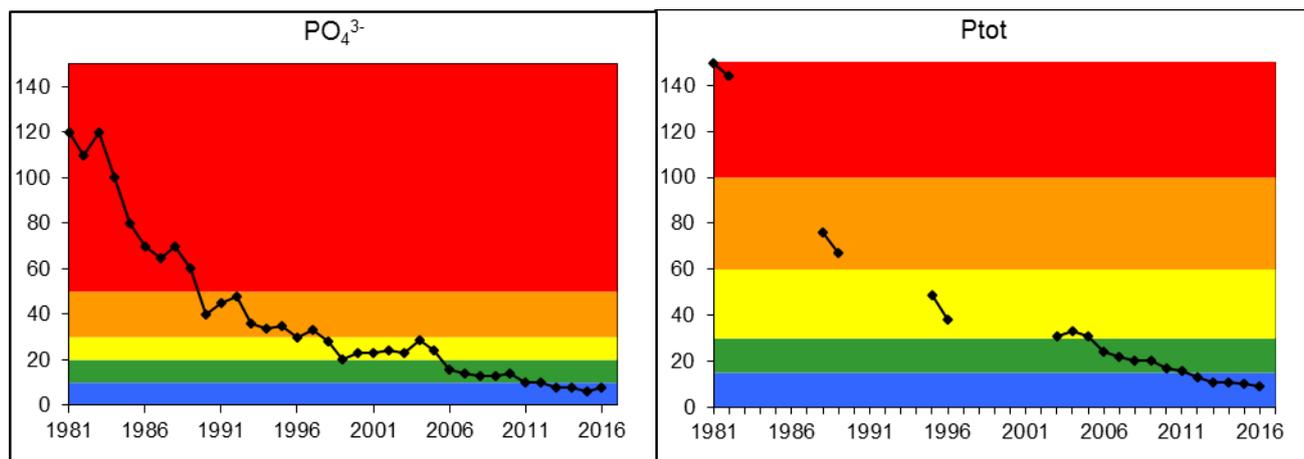


Figure 27 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L⁻¹) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité.

II.3.2. Silice et Carbone

Pour la silice réactive et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales, égales à 3,42 mgSiO₂.L⁻¹ et 1,82 mgC.L⁻¹ respectivement, restent du même ordre de grandeur que celles des années antérieures et proches des moyennes de 2003 à 2016 (3,11 mgSiO₂.L⁻¹ et 1,91 mgC.L⁻¹).

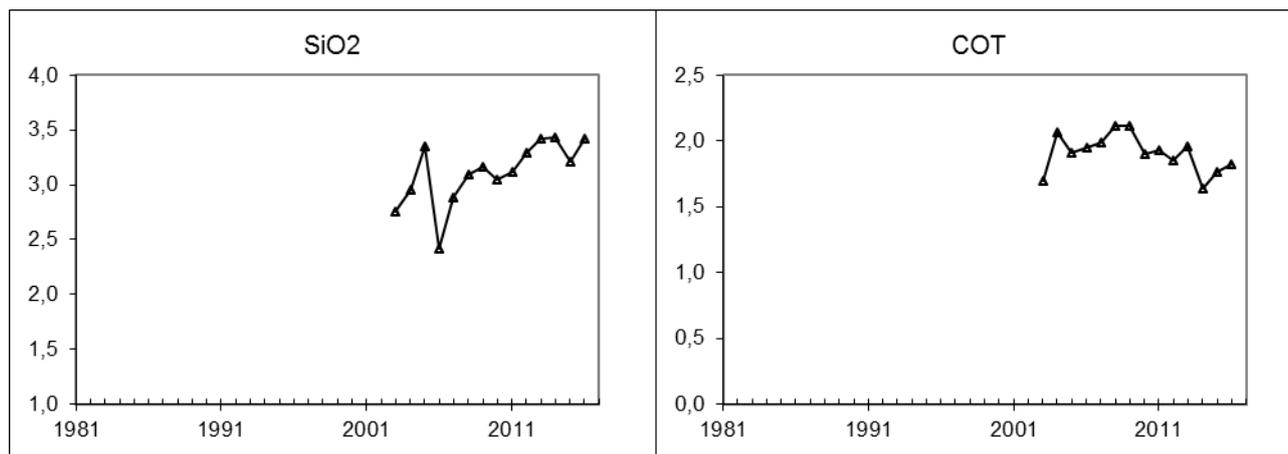


Figure 28 Evolution des concentrations moyennes hivernales a) de la silice réactive (mgSiO₂.L⁻¹) et b) du carbone organique total (mgC.L⁻¹) au point B de 2003 à 2016.

ETUDE RELATIVE A LA CHLOROPHYLLE A ET *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 précédente 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, nous pensons que 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 une succession de trois pics chlorophylliens majeurs. L'évolution des concentrations en 2016 permet de définir ainsi plusieurs phases:

- La première correspond au développement printanier des diatomophycées (notamment *Fragilaria*) ; elle commence dès le mois de mars et se poursuit jusqu'à la mi-mai où on observe un pic très important le 11 mai avec 10,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Un tel pic n'a pas été observé les deux années précédentes (Figure 1) ;
- Un second pic a été observé en 2016, correspondant à la phase estivale, à mettre en relation avec la croissance d'autres communautés phytoplanctoniques présentes (i.e. chlorophycées, chrysophycées, avec des espèces comme *Dinobryon divergens*, *Eudorina elegans*), et des concentrations maximales en juillet relativement basses autour de 3,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$. En 2015, une valeur moyenne légèrement mais significativement supérieure avait été enregistrée à cette période de l'année, soit 4,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

- La troisième phase a été observée à l'automne (octobre et novembre) avec des pics de chlorophylle de 5,1 et 5,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$, concordant, en partie, avec la présence de cyanobactéries : *Aphanocapsa planctonica* et *Planktothrix rubescens*.

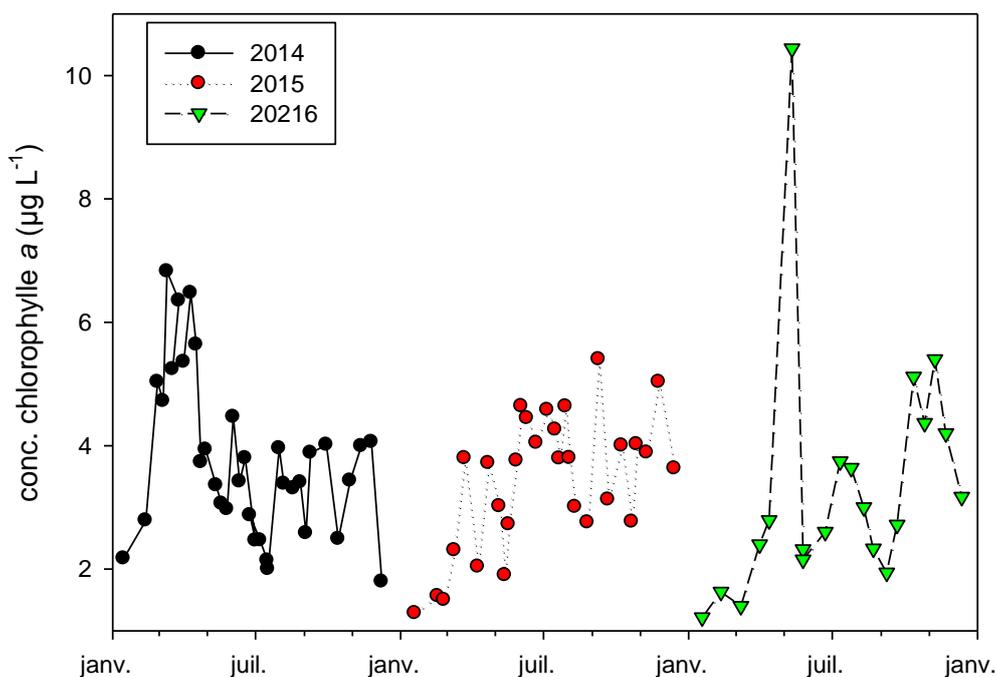


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0–18 m, au point B ; comparaison entre 2014, 2015 et 2016.

I.3. Evolution à long terme

Avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de 3,33 $\mu\text{g.L}^{-1}$, l'année 2016 est restée dans la tendance de ces dernières années avec une concentration qui fluctue depuis 2009 autour d'une valeur moyenne de 3,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Figure 2).

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

La moyenne estivale suit la tendance de la moyenne annuelle. En 2015 et 2016, les valeurs estivales ont aussi été inférieures aux valeurs moyennes (3,33 vs 3,88 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2015 et 2,85 vs 3,33 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2016).

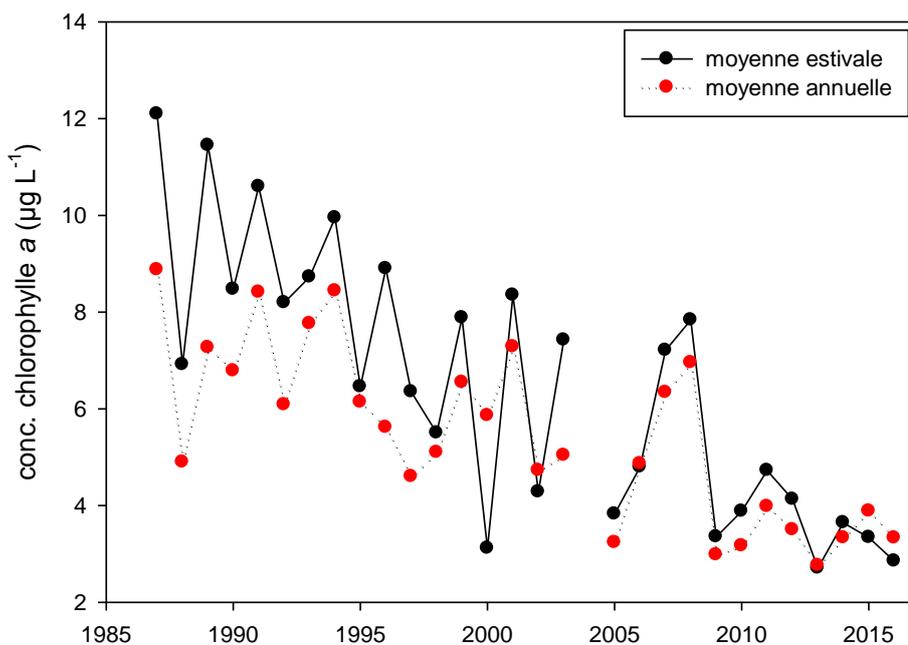


Figure 2 Evolution de la concentration moyenne **estivale** et **annuelle** en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2016.

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. Toutefois, en 2016, la concentration maximale élevée enregistrée au printemps (avec $10,4 \mu\text{g.L}^{-1}$), comparativement à 2014 et 2015, se situe à la limite des classes d'état « bon » à « très bon » comme en 2012 et 2013. La concentration moyenne estivale, quant à elle, se positionne clairement dans la classe « bon » avec $2,8 \mu\text{g.L}^{-1}$.

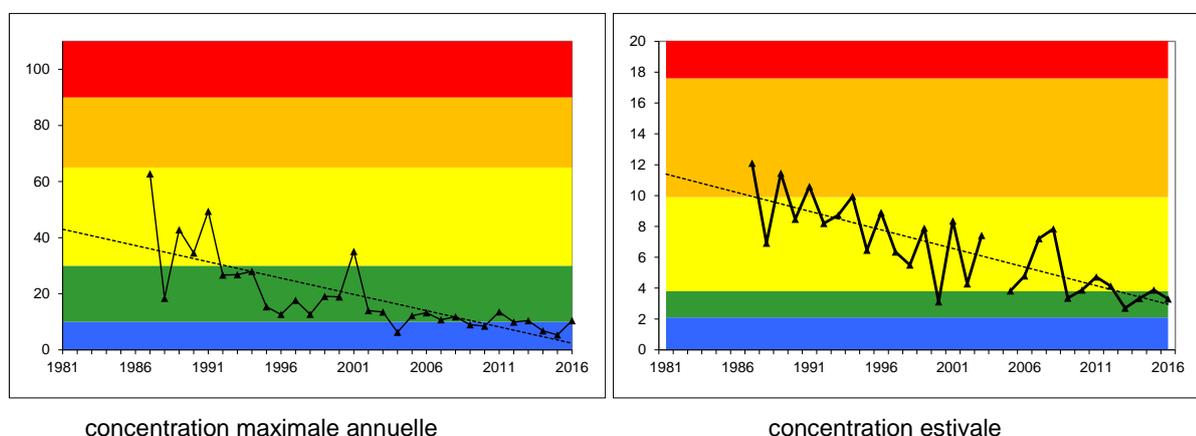


Figure 3 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des concentrations maximale annuelle et estivale moyenne en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2016.

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 <i>a</i> , <i>b</i> , caroténoïde	450
Cyanobactéries	Chl <i>a</i> , phycocyanine	610
Diatomées	Chl <i>a</i> , <i>c</i> , xanthophylle, Fucoxanthépidine	525
Cryptophycées (+ cyanobactéries riches en phycoérythrine, typiquement <i>Planktothrix rubescens</i> et <i>Synechococcus spp</i>)	Chl <i>a</i> , <i>c</i> , 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 2016, pour suivre le « retour » de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* (photo 2, Figure 4).



Photo 2 Fin aout début septembre, le prélèvement intégré au filet 0-50 m révélait une forte concentration de *P. rubescens* corroborée par la sonde bbe.

En 2016, la cyanobactérie filamenteuse est donc réapparue de manière importante avec un pic d'abondance enregistrée aux alentours de 20-21 m de profondeur. 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 de fortes concentrations, la cyanobactérie atteignant jusqu'à 35 µg/L eq chl *a* au mois d'octobre.

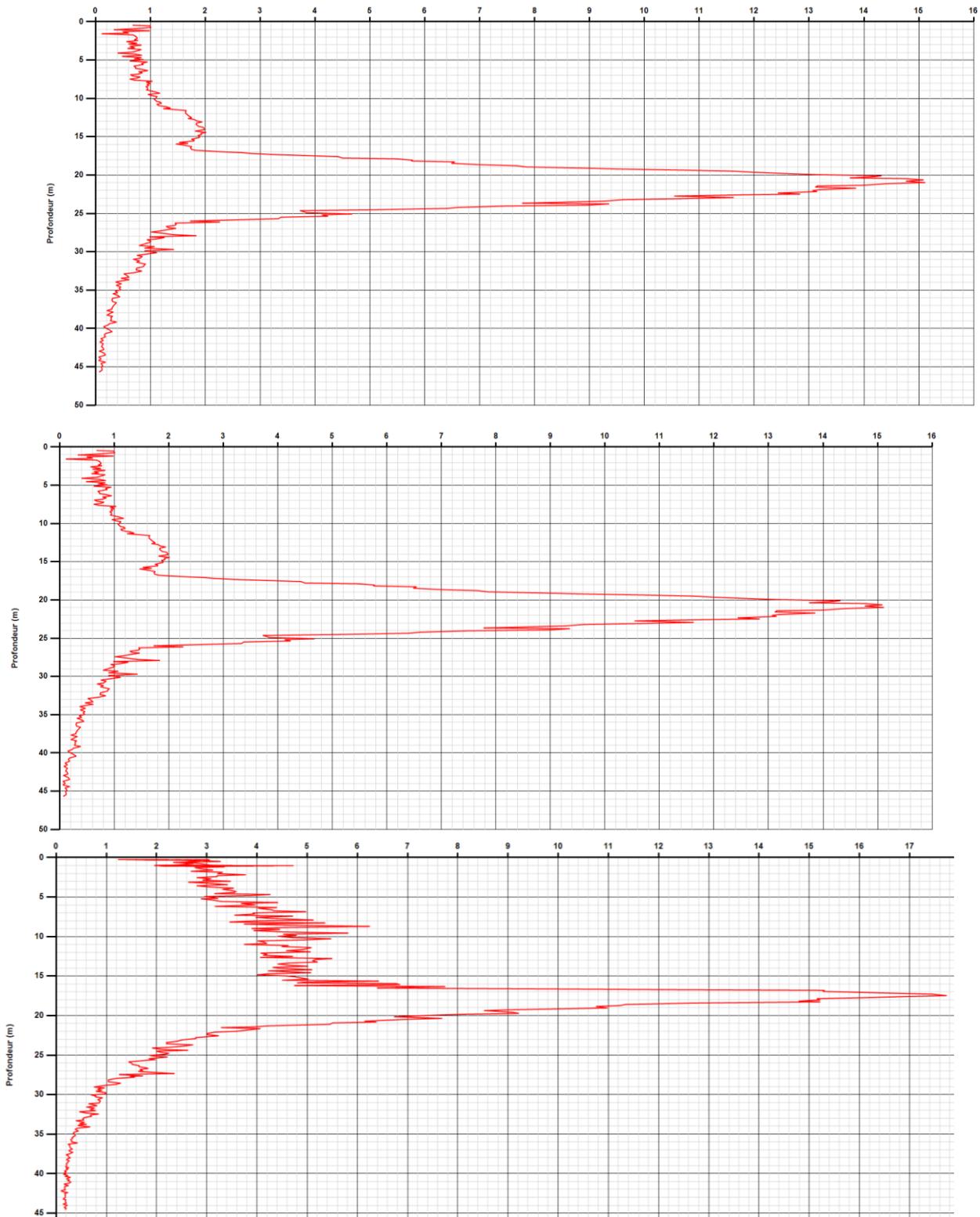
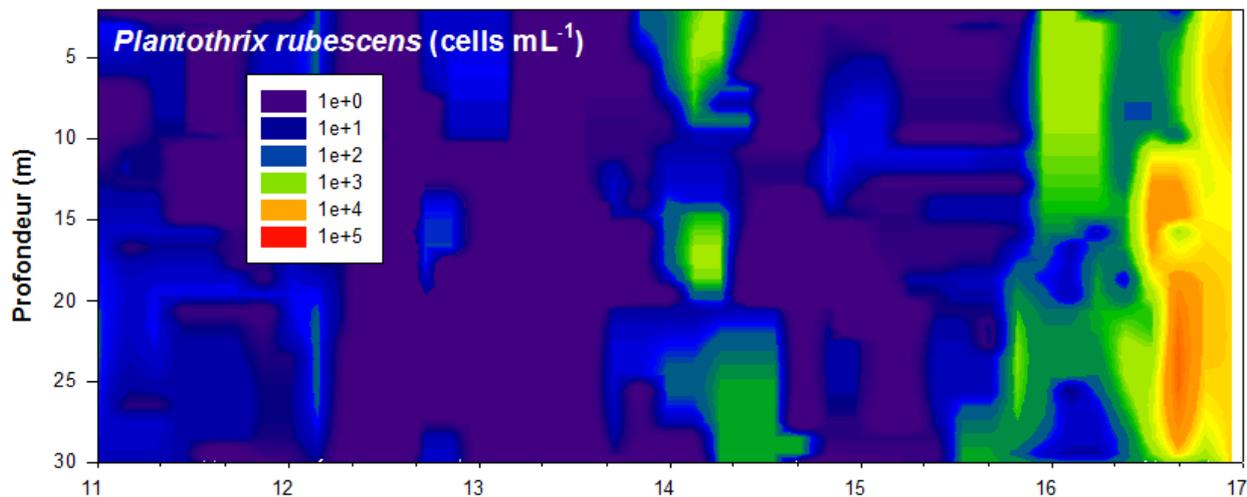
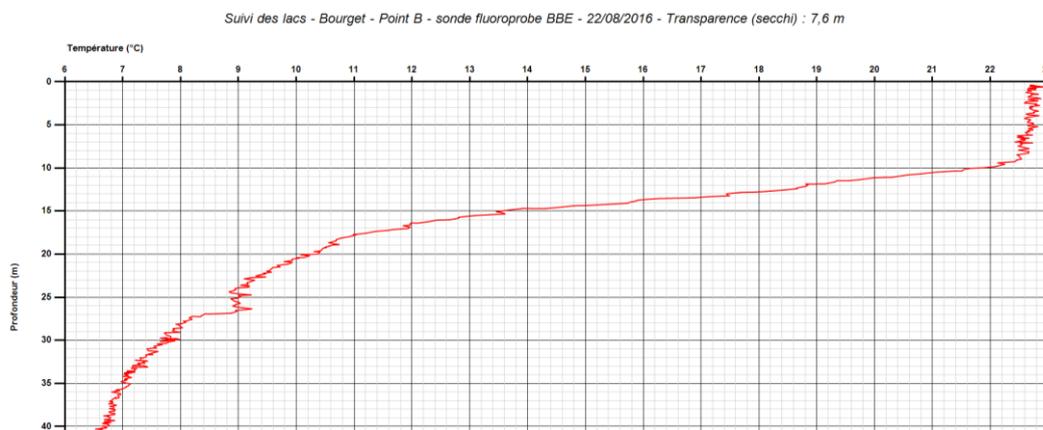


Figure 4 Distribution de *P. rubescens* telle qu'observée avec la sonde bbe aux mois de septembre et octobre 2016.

Interpréter cette « renaissance » de *Planktothrix rubescens* dans le lac du Bourget est plus compliqué car l'espèce était devenue anecdotique depuis la fin de l'année 2009 et les concentrations actuelles de phosphore ne prônaient pas pour son retour à priori. Comment donc l'expliquer ?



1. On sait que la stratification de la colonne d'eau est très importante pour le développement de cette cyanobactérie :
 - a. L'été chaud notamment le mois de septembre avec une stratification thermique très marquée a surement favorisé le développement de l'espèce.
 - b. Une température de 10°C à 20 m permet une croissance modérée mais positive de l'espèce (Figure 5).



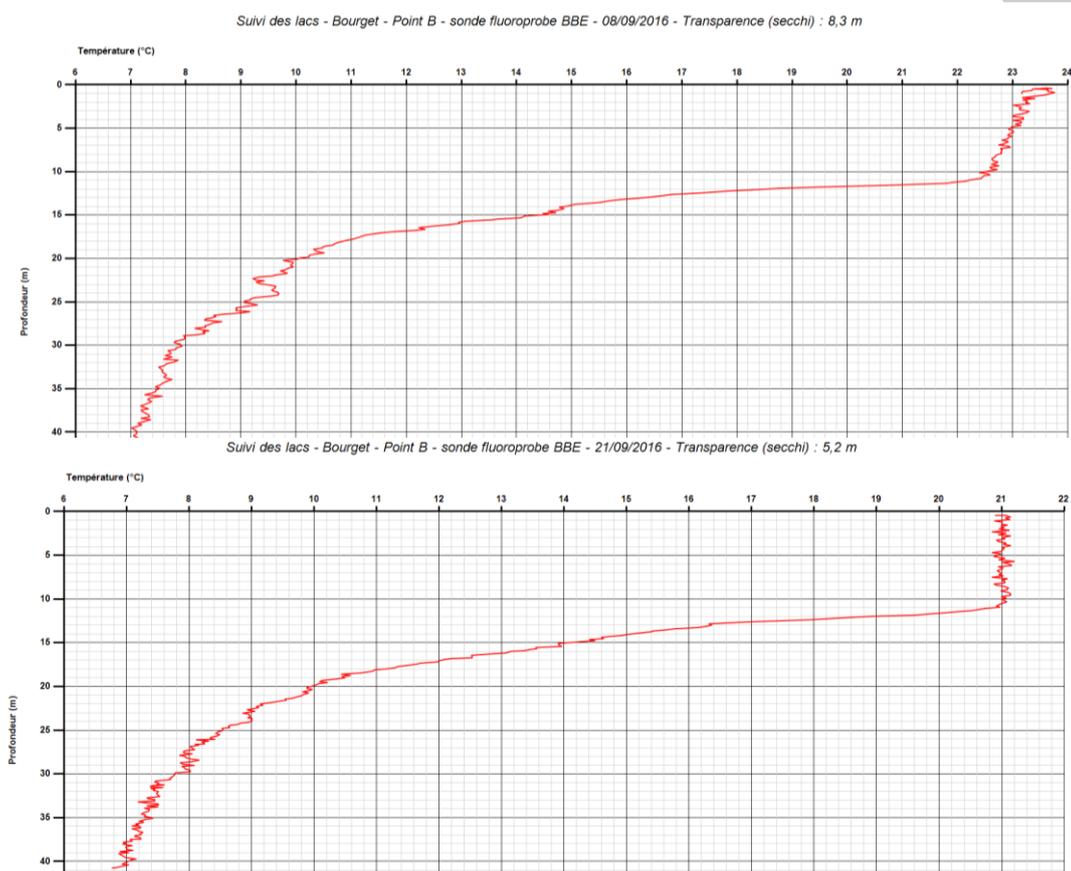


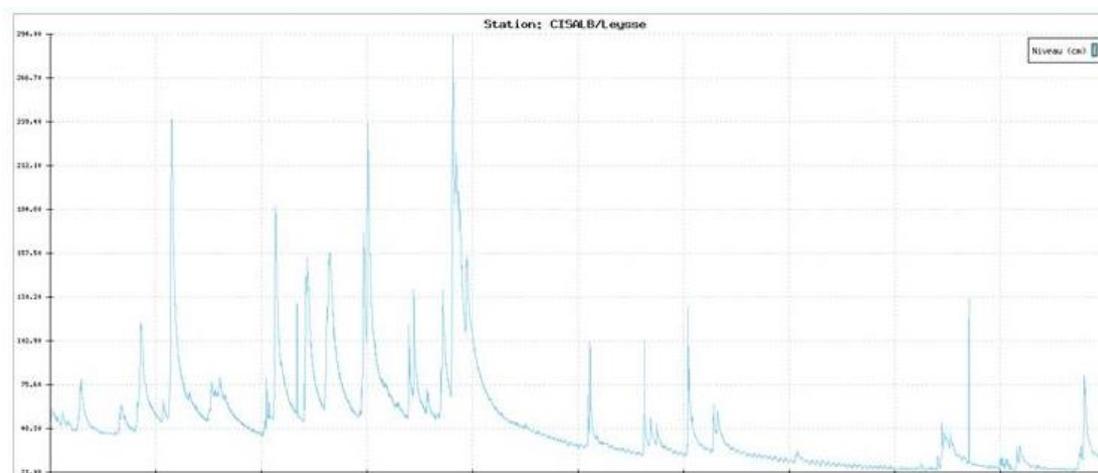
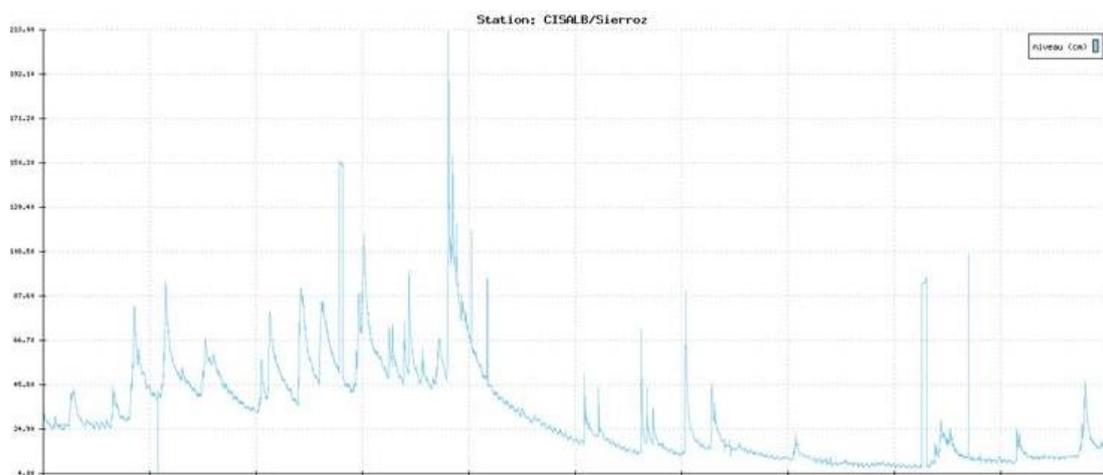
Figure 5 Profils thermiques susceptibles d'avoir favorisé le développement de *P. rubescens* à l'automne 2016.

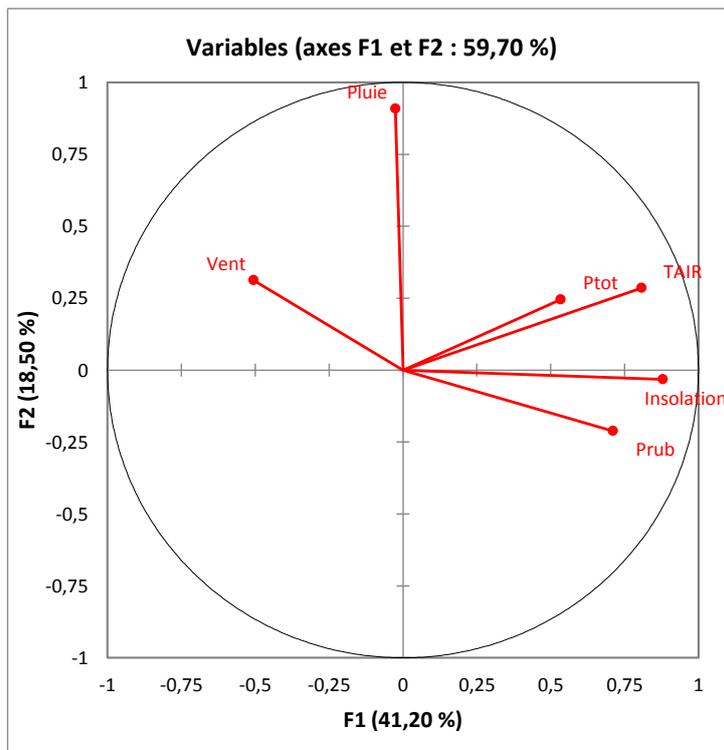
2. On sait qu'il faut un inoculum hivernal ou printanier pour que l'espèce se développe plus tard dans la saison
 - a. En fin d'année 2015 puis au début de l'année 2016, l'espèce a été comptée régulièrement comparativement aux années précédentes où elle était absente ou anecdotique. Ceci a donc pu être important pour expliquer son développement ultérieur. Cela est peut être à mettre en lien avec des températures pré-estivales relativement clémentes, l'absence d'homogénéisation complète hivernale de la colonne d'eau et des concentrations en P disponibles permettant un développement précoce de la cyanobactérie.

	hiver	printemps	été	automne	
	DJF	MAM	JJA	SON	
2010	32	0	0	14	
2011	22	11	0	5	
2012	12	7	0	19	
2013	0	0	0	62	
2014	71	338	0	8	
2015	0	7	76	124	
2016	193	348	2967	8636	que septembre

- b. Au printemps 2016, en avril, on note là une différence très nette par rapport aux années précédentes : l'inoculum se met en place à ce moment-là semble-t-il. Est-il favorisé par la stratification, la lumière, la ressource en P, de faibles compétitions interspécifiques, le tout ? Une analyse détaillée permettra peut-être de mettre cela en lumière.

3. On sait qu'il faut du phosphore et on peut donc supposer que les nutriments ont été plus disponibles en 2016 que les années précédentes
- 2016 ne semble pas trancher avec les années précédentes, toutefois ...
 - ... de fortes pluies et crues enregistrées au printemps ont pu amener du P et cette hypothèse devra être vérifiée (voir fichier crues ci-dessous)
 - Une analyse rapide révèle que *P. rubescens* semble corrélérer à de nombreuses variables susceptibles donc d'avoir été importantes pour son développement en 2016. Ainsi, entre mars et aout, les abondances de *P. rubescens* semblent corrélérer positivement avec la température de l'air ($r=0,42$; et donc la stabilité), le phosphore total ($r=0,28$) et le degré d'insolation ($r=0,48$) et inversement avec le vent ($r=-0,24$, corroborant l'importance de la stabilité). Si la pluie ne semble pas intervenir, le graphique des crues de la Leyse et du Sierroz suggère de forts apports potentiels en avril.

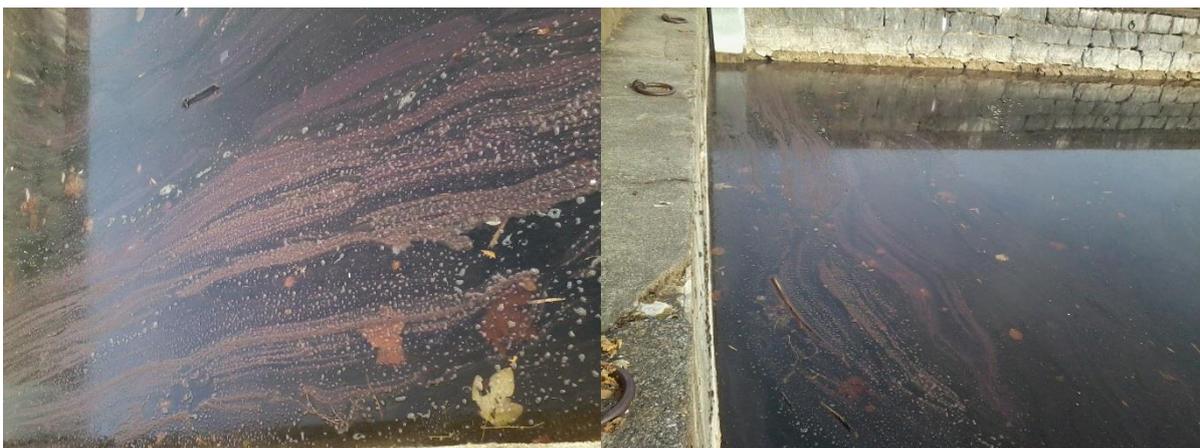




4. Autres facteurs explicatifs :

- a. Prédation, parasitisme ?
- b. Allélopathie ?
- c. Transparence ?

Le développement automnal de la cyanobactérie s'est poursuivi. Ainsi, le 16 novembre a été constatée par le service des ports en surface au port des Miranelles au Bourget du lac (à côté de la mise à l'eau des Grebes) la manifestation photographiée ci-dessous. Sans odeur, visqueux, avec une couleur lie de vin assez typique, le CISALB a été mis au courant qui a relayé l'information à l'INRA. Un prélèvement de surface a été réalisé et la détermination faite. A noter que le même phénomène a été observé dans le bras mort de la Leysse.





ETUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. Méthodologie

En 2016, 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-Treytoure 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 2016

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 2016. Les phases principales suivantes peuvent être observées :

- Une phase hivernale, avec des biomasses faibles (18/01, 12/04) dominée par des diatomées centriques, des Cryptophycées et des Cyanobactéries ;
- Une phase printanière (27/04 au 25/05) avec un pic printanier de biomasse dominé par des diatomées pennées (27/04) ;
- L'absence réelle marquée de phase des eaux claires, comme en 2015 ;
- Une phase estivale (22/06 au 08/09) caractérisée par des biomasses relativement importantes de Chrysophycées et de Chlorophycées ;
- Une phase automnale et hivernale dominée par des cyanobactéries (21/09 au 12/10) et où les biomasses les plus élevées sont enregistrées, en particulier le 12/10 avec une biomasse record de 18416 µg/l. Il s'agit de la biomasse la plus élevée enregistrée dans le lac depuis 1995. Elle est liée à la présence d'une Cyanobactérie mucilagineuse non toxique (*Aphanocapsa planctonica*) mais également de *Planktothrix rubescens* qui marque son grand retour.

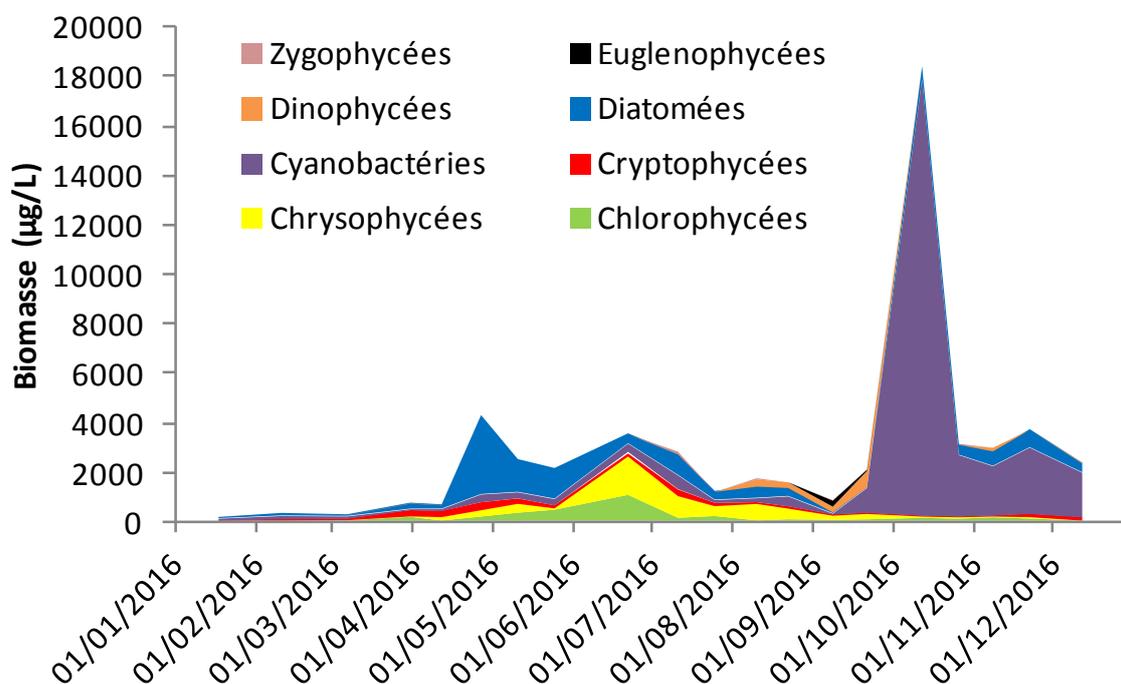


Figure 1 Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2016.

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 2016.

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).

- Pendant la phase hivernale (18/01, 12/04), ce sont des diatomées centriques (*Cyclotella costei*, *Punctulata radiosa*) et des petites Cryptophycées (*Plagioselmis nannoplanctica*, *P. lacustris*) qui dominent le compartiment phytoplanctonique. Ces taxons sont caractéristiques des milieux brassés et riches en nutriments. On note que déjà, à cette saison, la part relative des cyanobactéries *Planktothrix rubescens* et *Aphanizomenon flos-aquae* est importante (environ 50 à 30%) surtout pendant les mois de janvier et février. Cette proportion diminue entre la fin mars et début avril. Ces cyanobactéries, sont classées dans le groupe fonctionnel R, qui rassemble des espèces caractéristiques des métalimnions eutrophes stratifiés.

- La phase printanière est dominée par des diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis* et *Ulnaria acus*). *Fragilaria crotonensis*, caractéristique des épilimnions eutrophes (groupe fonctionnel P), est bien adaptée aux milieux stratifiés et riches en silice (Reynolds et al. 2002). *Ulnaria acus*, plutôt indicatrice de milieux peux profonds, et elle aussi indicatrice de milieux riches en nutriments (groupe fonctionnel D).

- A partir du début de la phase estivale (22/06 au 08/08), la proportion des diatomées va diminuer progressivement. Elles vont être remplacées tout d'abord par des Chrysophycées comme plusieurs espèces de *Dinobryon* (*D. divergens*, *D. sociale* var. *americanum* et var. *stipitatum*) et également des *Mallomonas*. Tous ces taxons, qui sont mixotrophes, sont indicateurs de milieux oligotrophes (groupe fonctionnel E) et se développent dans l'épilimnion bien stratifié du Bourget en été lorsque les ressources en nutriments sont limitantes pour les autres classes algales. A partir du 10/08, les Chrysophycées voient leur biomasse diminuer au profit des Dinophycées (*Ceratium hirundinella* et *Peridinium inconspicuum*).

- Pendant la phase automnale et hivernale, ce sont les Cyanobactéries qui dominent largement le compartiment phytoplanctonique : tout d'abord *Aphanocapsa planctonica*, une cyanobactérie gélatineuse non-toxique en octobre. Sa biomasse le 12/10 est très importante, il s'agit du record de biomasse phytoplanctonique enregistré dans le lac depuis 1995. Ensuite, c'est *Planktothrix rubescens* qui va largement dominer la biomasse : il s'agit d'une cyanobactérie filamenteuse toxique qui trouve sa niche écologique dans les métalimnions stratifiés (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).

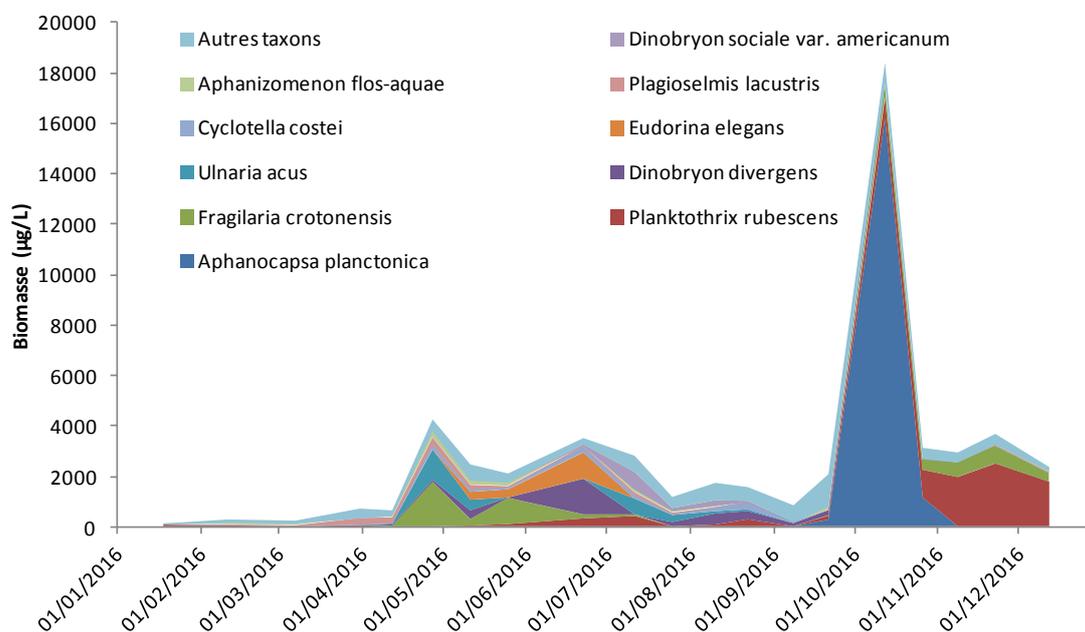


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2016.

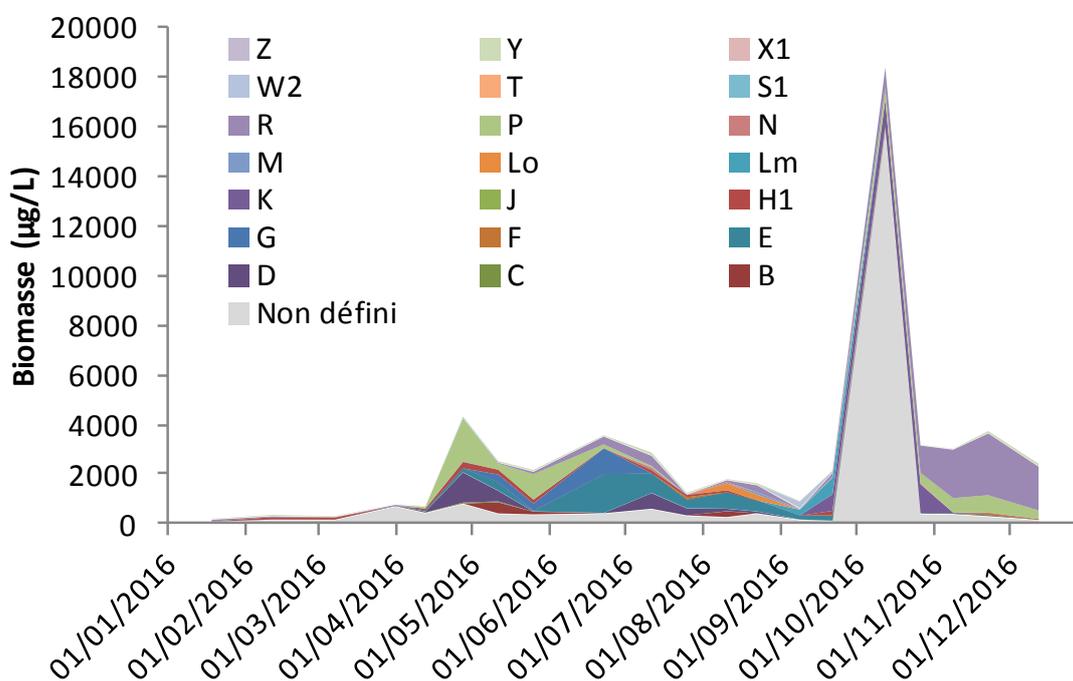


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres D à Z ; "autres" correspond aux taxons non classés par (Reynolds et al. 2002) dans le lac en 2016. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée dans l'annexe 2.

II.1.3. Evolution du micro et nanophytoplancton

La Figure 4 ci-dessous présente la dynamique saisonnière des classes de taille du phytoplancton. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10 000 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm³. On observe que le microphytoplancton est majoritaire toute l'année sauf le 31/3 et le 12/4.

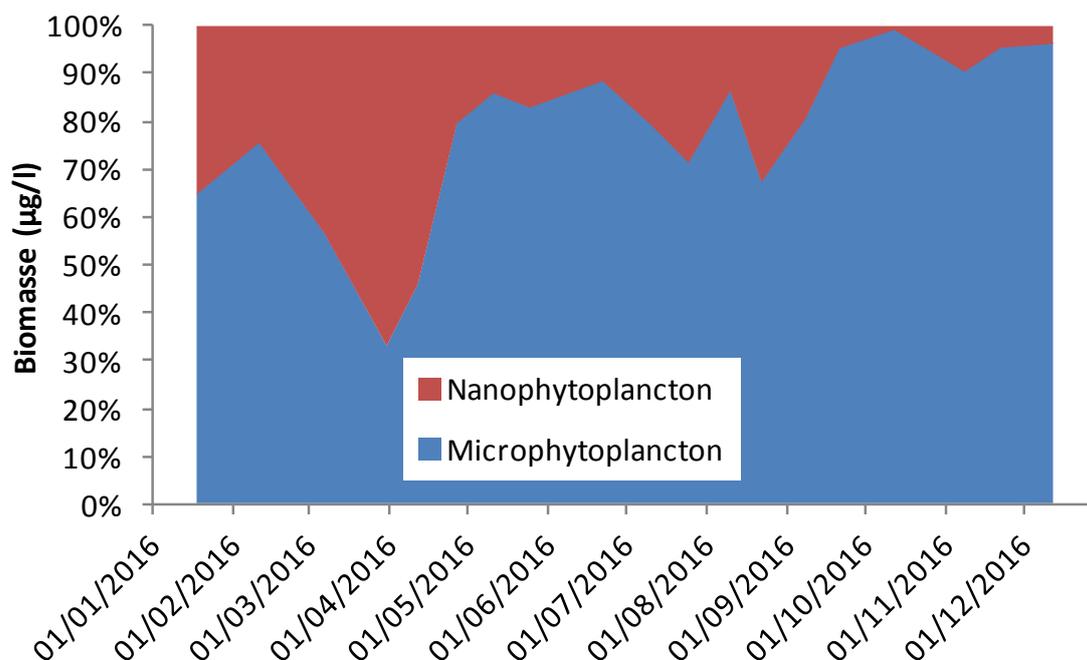


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2016.

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 2016 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. Le Tableau I reprend les valeurs chiffrées de la biomasse algale totale de la Figure 5.

Tableau I Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 2004 à 2016

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

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. L'année 2016 présente une biomasse semblable de cette classe algale aux années 2004-2008. Les cyanobactéries qui dominent sont *Planktothrix rubescens*, mais également *Aphanocapsa delicatissima* (cyanobactérie mucilagineuse non-toxique) qui a présenté une biomasse très importante le 12 octobre 2016.

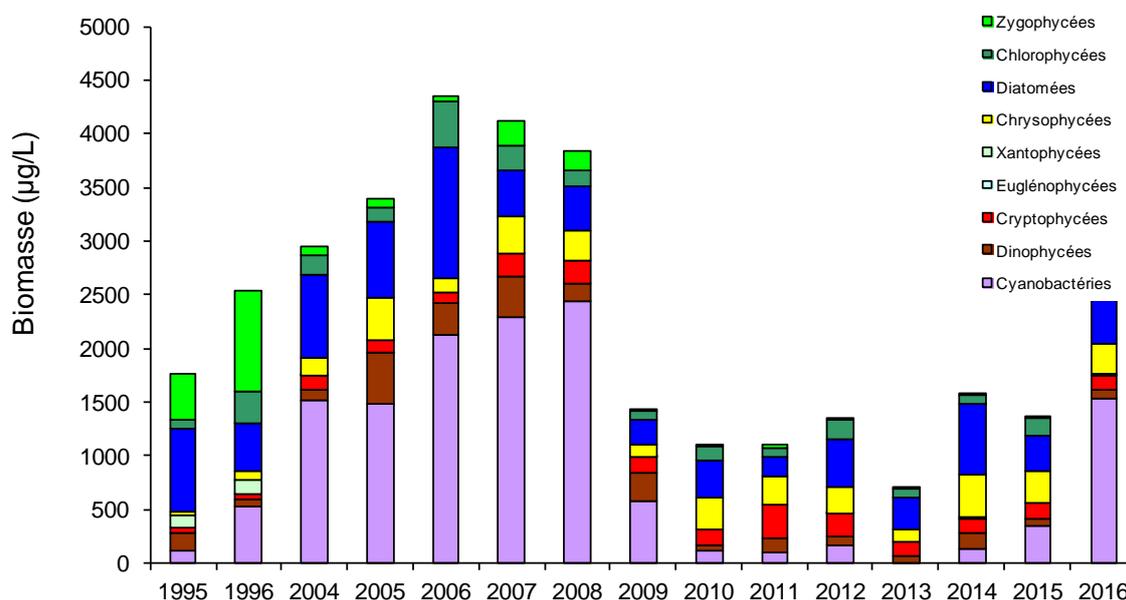


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales.

II.2.2. Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2016. 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.

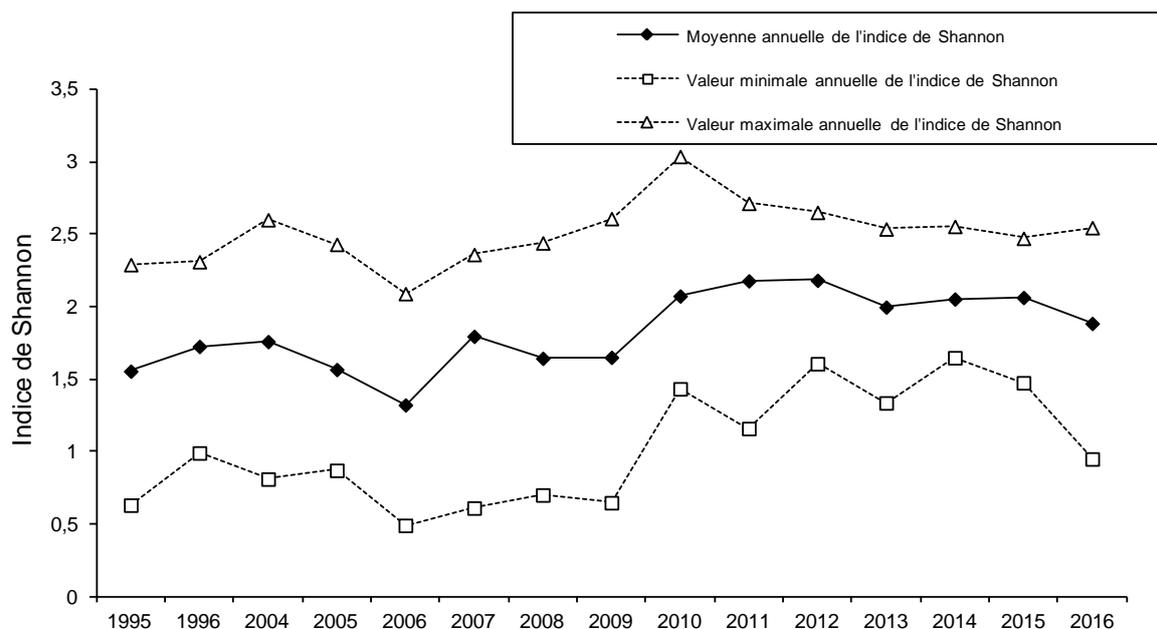


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon-Wiener.

L'année 2016 présente une diversité plus faible que celles rencontrées depuis 2010. On remarque également que la diversité minimale de l'année 2016 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.

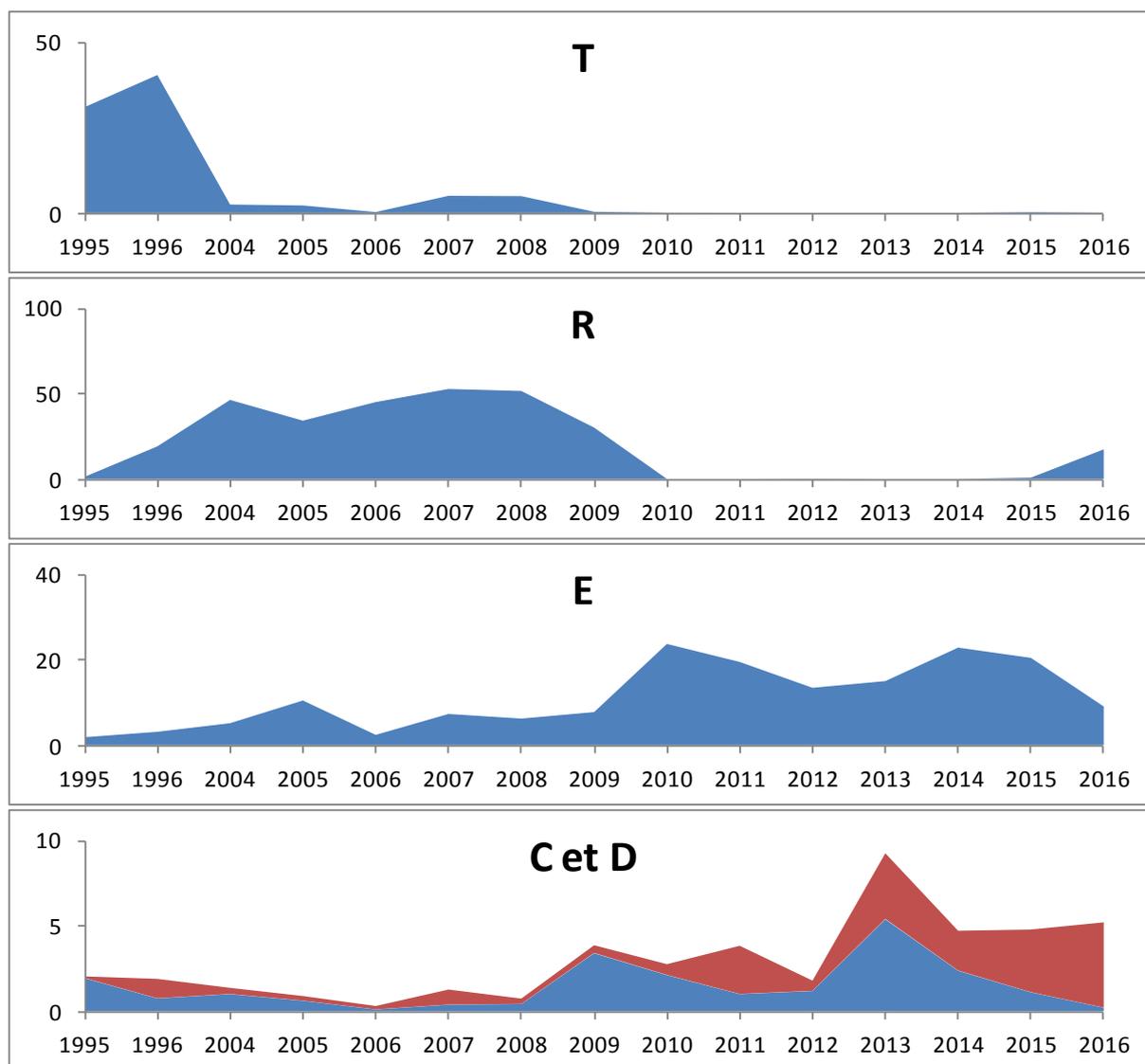


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) exprimée en % de biomasse.

Plusieurs phases peuvent être identifiées sur la chronique 1995 – 2016 :

- Une première phase correspondant aux années 1995-1996 où le compartiment phytoplanctonique était dominé par le groupe fonctionnel T. Celui-ci est caractérisé par des taxons préférant les habitats profonds et les épilimnions bien homogénéisés (ex : *Mougeotia*, *Tribonema*) ;
- Une deuxième phase de 2004 à 2009 où le groupe R qui rassemble les taxons se trouvant dans le métalimnion des lacs stratifiés (ex : *Planktothrix rubescens*) dominait. Les taxons de ces deux groupes ont en commun de préférer les zones de faibles luminosités et des eaux riches en

nutriments. L'année 2016 présente une biomasse importante de ce groupe fonctionnel avec le retour marqué de *P. rubescens* ;

- 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. L'année 2016 se démarque 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. L'année 2016 confirme cette tendance. Il s'agit de groupes composés de diatomées (diatomées pennées et centriques).

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

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

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

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

La valeur d'indice de 2016 est assez équivalente à celle des années 2012-2015.

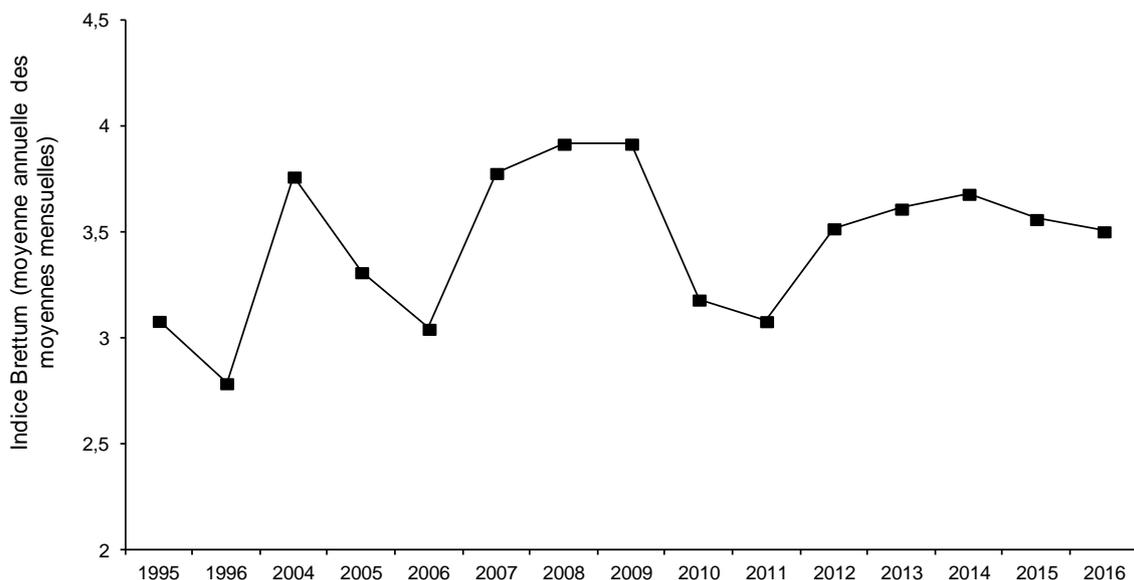


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum.

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 2016, la Figure 9 donnant cette évolution en biomasse depuis 1995.

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).

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

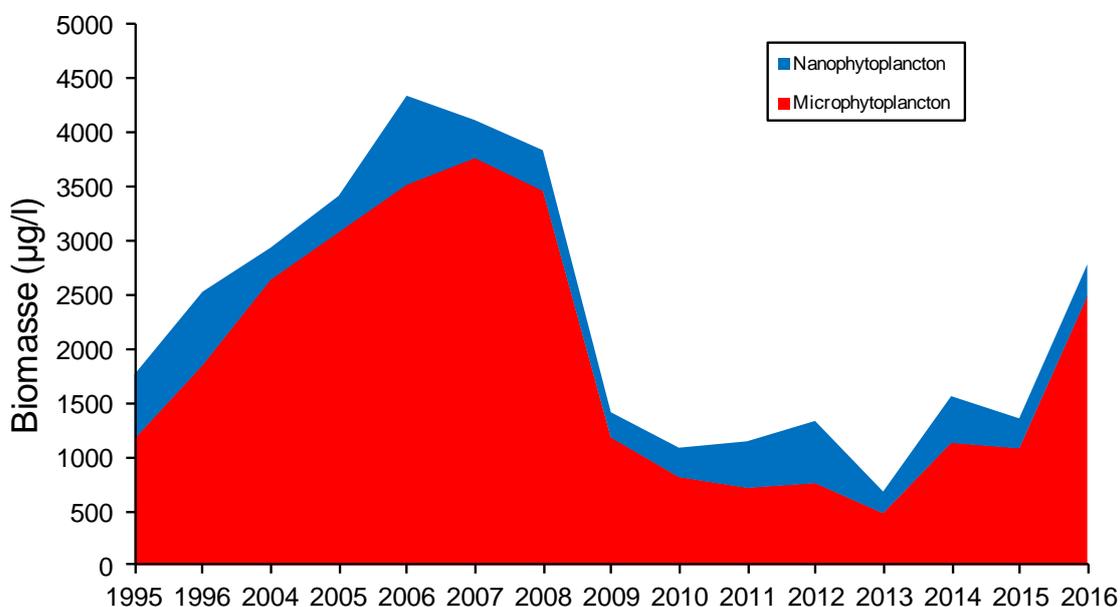


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques.

On observe une augmentation progressive de la part représentée par le compartiment microphytoplanctonique de 1995 à 2008, puis une chute à partir de 2009 (en lien avec la disparition de *Planktothrix rubescens*). La baisse de la proportion en microphytoplancton se confirme de 2009 à 2012. A partir de 2013 jusqu'en 2016 il y a une augmentation progressive de la proportion en microphytoplancton. L'augmentation marquée en 2016 est due à nouveau à *P. rubescens*.

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-Treytore 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-Treytore 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	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-Treytore 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 annuelles 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 2016 de 0,537 à 0,672 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 0,616. Ainsi 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

Figure 0 ci-dessous permet de mieux visualiser l'évolution de l'indice et de ses métriques constitutives au cours du temps. Sur l'année 2016, les résultats obtenus sont meilleurs que les deux années précédentes et sont du niveau de ceux de 2013.

Tableau IV Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2016.

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

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 0,453 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 0,686 de 2004 à 2016. En 2016 la MBA est stationnaire, c'est-à-dire que les quantités de chlorophylle-a mesurées sont similaires à celles de 2015. Par contre la MCS augmente nettement dans le même temps ce qui influence l'IPLAC à la hausse.

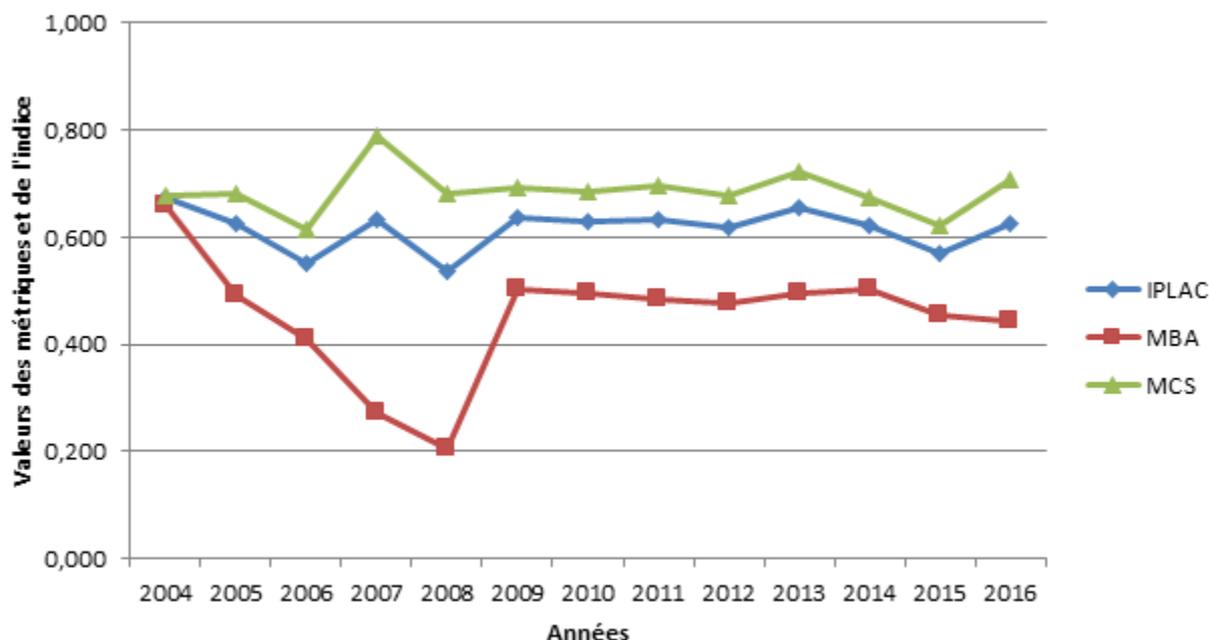


Figure 10 Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives dans le lac du Bourget de 2004 à 2016 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale).

Globalement, l'IPLAC et les 2 métriques, après une période plus perturbée de 2004 à 2009, sont restés très stables de 2009 à 2014. La légère décroissance observée depuis 2013 a été rattrapée en 2016

indiquant peut-être un début d'amélioration de la qualité écologique des eaux du lac évaluée par le phytoplancton.

III. FOCUS SUR LES CYANOBACTERIES 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 15 années, *P. rubescens* est suivie et des biomasses importantes ont été observées régulièrement à des profondeurs de 16 à 20 mètres jusqu'au printemps de l'année 2009 (Figure 11). Des biomasses record avaient même été enregistrées en 2008. Mais depuis l'été 2009, les biomasses étaient très faibles à nulles. Jacquet et al (2014) ont expliqué la raison du déclin de cette cyanobactérie.

En 2016, *P. rubescens* est toutefois réapparue de manière importante. Les raisons potentielles de ce développement sont évoquées plus haut, dans ce rapport.

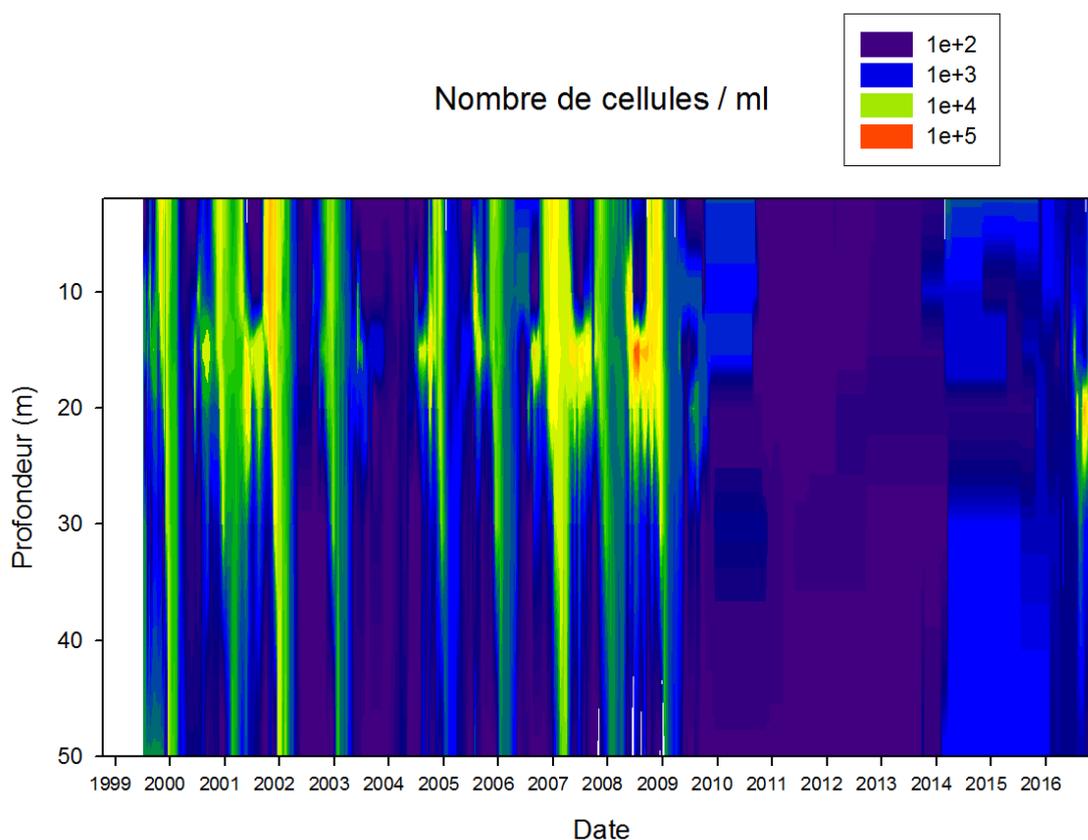


Figure 11 Evolution de la concentration cellulaire de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2016 entre 2 et 50 m.

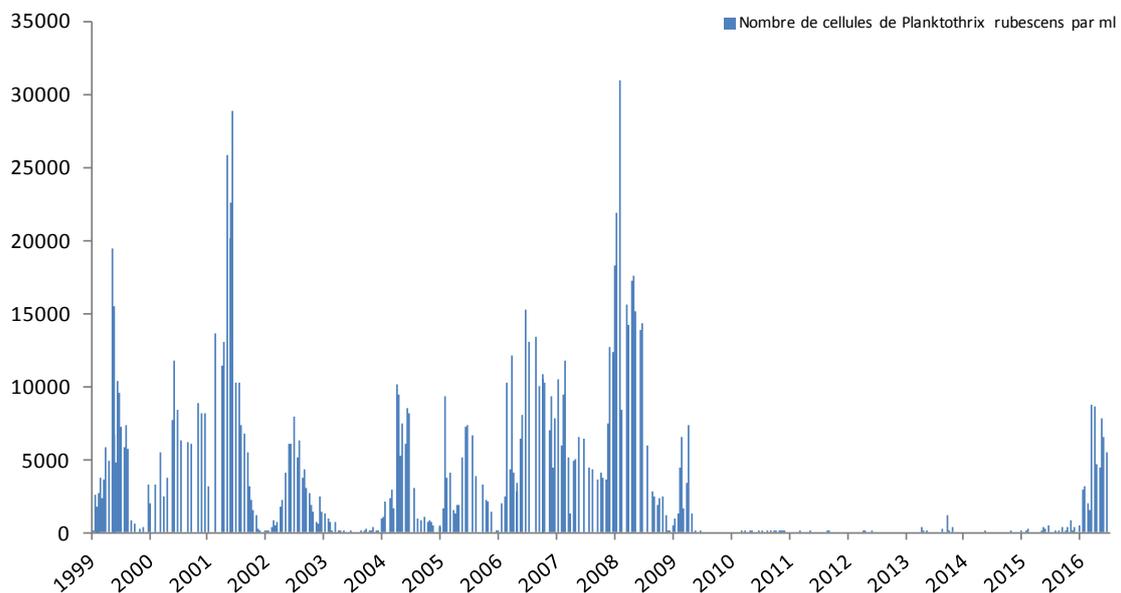


Figure 12 Evolution de la concentration cellulaire moyenne sur la profondeur 2-50 m de *P. rubescens* de 1999 à 2016.

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 en 2014 et 2015, *Microcystis aeruginosa* a été détectée en fin d'été, début d'automne. Les biomasses observées aux différentes profondeurs ont toutefois été plus faibles que les années précédentes : les nombres de cellules ne dépassent jamais les seuils d'alerte (soit 10 000 cellules / ml). Si cette cyanobactérie n'a donc pas posé de problème en 2016, il faut garder en tête que le lac du Bourget lui offre encore aujourd'hui toutes les conditions (été chaud, sédiments riches en nutriments, concentrations en azote élevées) pour former des efflorescences à partir de fomes qui pourraient être présentes et dormantes sur les sédiments côtiers ou à partir d'un petit inoculum présent dans la colonne d'eau.

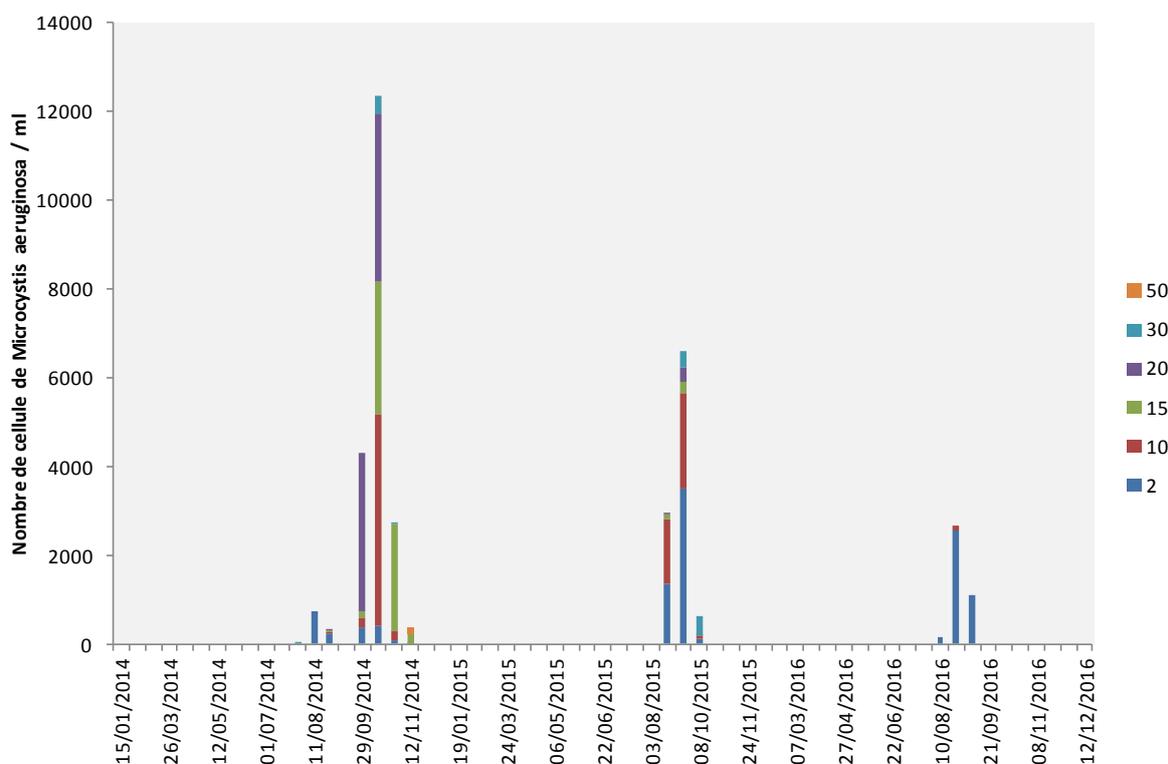


Figure 13 Evolution de la concentration cellulaire de *Microcystis aeruginosa* depuis 2014 sur les profondeurs 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m.

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 les biomasses augmentent régulièrement depuis 2012. L'année 2015 a présenté les biomasses les plus élevées, et c'est à 15-20 mètres de profondeur que cette espèce se retrouve avec les biomasses les plus élevées (maximum atteint le 22 juin 2015, avec 7007 cellules / ml à 15 mètres de profondeur). Ce constat n'est pas encore alarmant mais il est clair que cette cyanobactérie doit être suivie eu regard de son potentiel toxique et parce qu'il a été récemment démontré que sa répartition vers nos latitudes (dans des lacs tempérés froids) s'étend et qu'elle répond favorablement au changement climatique (Cirés & Ballot 2016). En 2016, sa concentration est restée modeste.

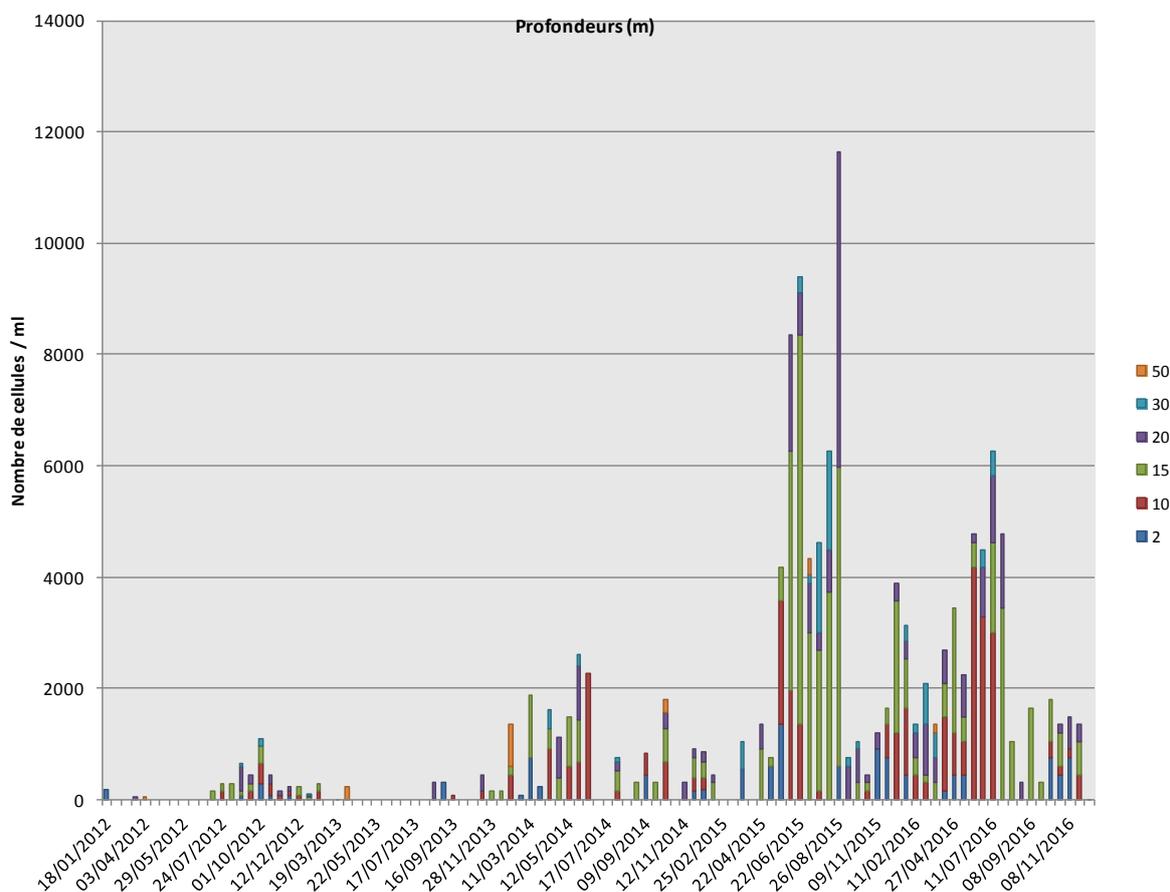


Figure 13 Evolution de la concentration cellulaire d'*Aphanizomenon flos-aquae* depuis 2012 sur les profondeurs 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m.

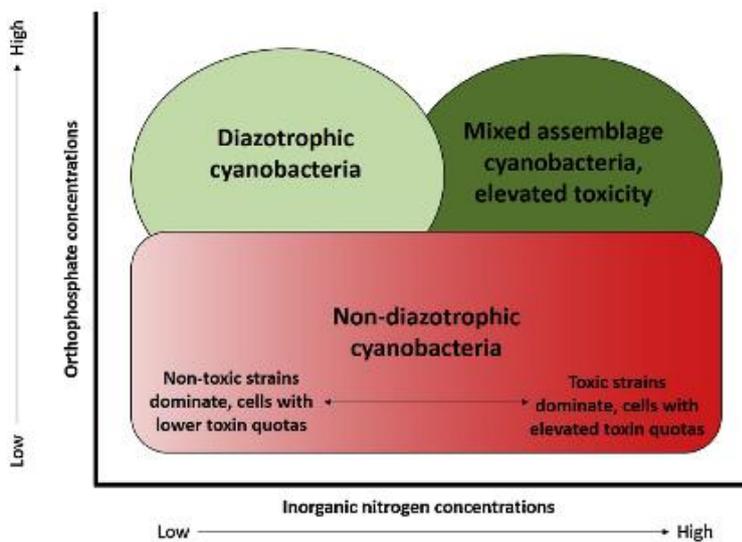
IV. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2016 peut être résumée de la manière suivante :

- Une phase hivernale (18/01 au 12/04) avec des biomasses faibles et dominées par des diatomées centriques et des petites Cryptophycées, mais également une part importante de cyanobactéries filamenteuses (*Planktothrix rubescens*, *Aphanizomenon flos-aquae*) ;
- Une phase printanière (27/04 au 25/05) dominée par des diatomées pennées indicatrices de milieux riches en nutriments ;
- On n'observe pas de phase des eaux claires caractérisée par une baisse importante de la biomasse ;
- La phase estivale (22/06 au 22/08) se caractérise par une baisse de la biomasse des diatomées au profit des Chrysophycées, indicatrices de milieux pauvres en nutriments et se développant dans les couches superficielles du lac. En fin d'été, les Dinophycées présentent également une biomasse importante ;
- Une phase automnale et hivernale, marquée par la prépondérance des cyanobactéries, d'abord à la mi-octobre par une cyanobactérie gélatineuse non toxique (*Aphanocapsa planctonica*) puis à partir de fin-octobre par *Planktothrix rubescens*, cyanobactérie filamenteuse potentiellement toxique.

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. Pendant l'année 2016, des biomasses élevées de *P. rubescens* ont à nouveau été observées et proches de celles de la période 2004-2008.

Le risque lié aux autres cyanobactéries, comme *M. aeruginosa*, bien que limité, reste toujours une possibilité de part les fortes concentrations en azote toujours disponibles dans la colonne d'eau, le stock de phosphore potentiellement bio-disponible présent dans les sédiments et à la faveur de conditions environnementales favorables (brassage puis colonne d'eau stable avec bon ensoleillement, lessivage des sols, etc...) pour des espèces dont la plasticité phénotypique et la capacité d'adaptation ne sont plus à démontrer.



Cette Figure extraite de l'article de Gobler et al. (2016) révèle que si le phosphore a été traditionnellement considéré comme le facteur limitant les efflorescences cyanobactériennes, l'azote est aujourd'hui reconnu comme un facteur important pouvant entraîner le développement en masse de certaines cyanobactéries comme *Microcystis* dans des conditions de concentration en P faibles (cela étant typiquement observé dans de nombreux lacs comme par exemple au lac Erie aux Etats Unis).

Fig. 5. Conceptual diagram of shifts in cyanobacterial populations that can be facilitated by high and low levels of N and P. While ecosystem-specific exceptions to this general depiction are likely, this paper emphasizes mechanisms that control instances wherein changes in N_i and P_i concentrations facilitate shifts among cyanobacterial populations.

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTERIES

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, 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 2016 et sur l'ensemble de la période s'étendant entre 2003 et 2016.

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).

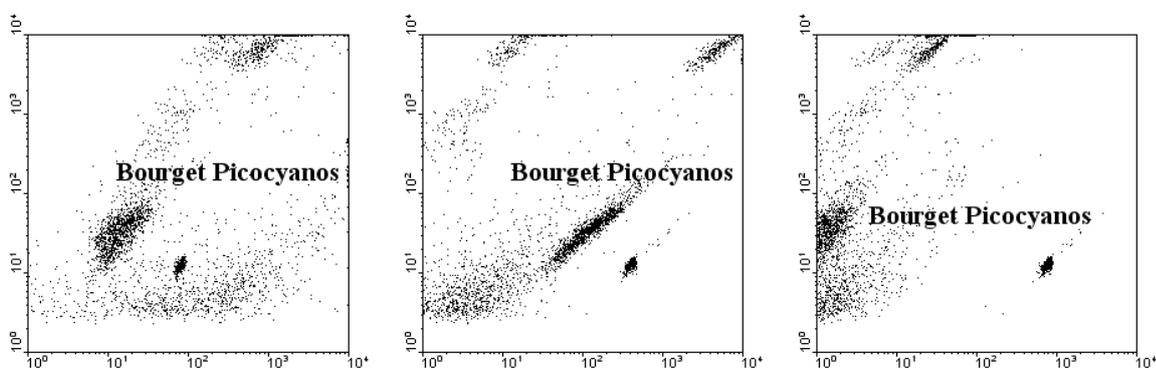


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries basé sur des critères de fluorescence de la chlorophylle et de phycoérythrine ou encore de la « taille ».

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2016

Les concentrations minimales, maximales et moyennes entre 2004 et 2016 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 2016, la concentration moyenne autour de 4×10^4 cellules.ml⁻¹ est comparable à celles de 2007, 2013 et 2014, et est significativement supérieure à celle de l'année 2015 qui était ~20% inférieure.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2016

	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	$2,3 \times 10^5$	$4,1 \times 10^4$

En 2016, la dynamique des picocyanobactéries révèle des concentrations relativement élevées dès la la période hivernale en surface et les valeurs maximales sont enregistrées au cours de l'été dans la zone 2-15 m. Les concentrations sont $>10^5$ cellules.ml⁻¹ entre début juin et début août surtout à 2 et 10 m (surtout à 10 m, Figure 2).

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.

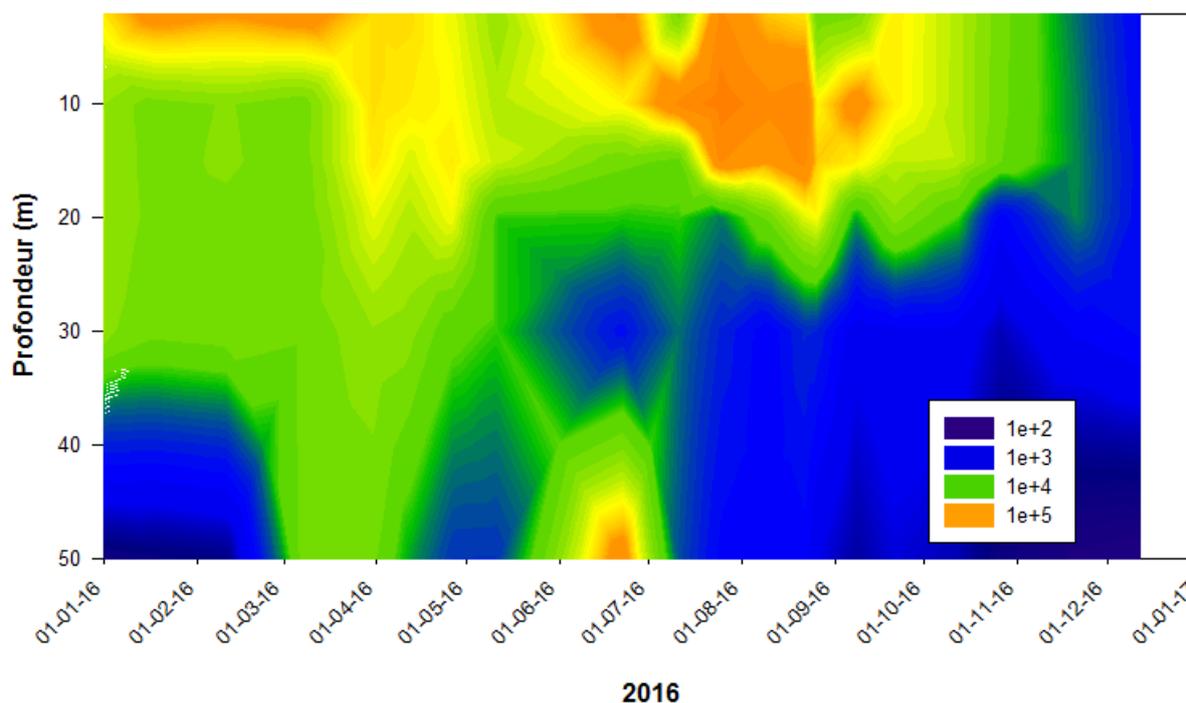


Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2016.

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2016

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 (notées Syn) et les principaux facteurs environnementaux (température, PAR, nutriments, etc...) considérés à chaque campagne de prélèvement à 6 profondeurs entre 2 et 50 m. L'analyse a été conduite après normalisation des données. Près de 61% de la variance est expliquée et la représentation graphique révèle clairement les liens privilégiés entre les picocyanobactéries et certains paramètres comme la température ($r=0,68$; $p<0,01$), la lumière ($r=0,57$; $p<0,01$) ou encore le phosphore total ($r=0,59$; $p<0,01$) et l'ammonium ($r=0,55$; $p<0,01$) pour lesquels des corrélations positives sont significatives. Inversement, des corrélations négatives très nettes sont observées entre l'abondance des picocyanobactéries et la profondeur (qui est aussi un proxy de l'atténuation de la lumière), la conductivité ($r=0,55$; $p<0,01$) et les nitrates ($r=0,64$; $p<0,01$).

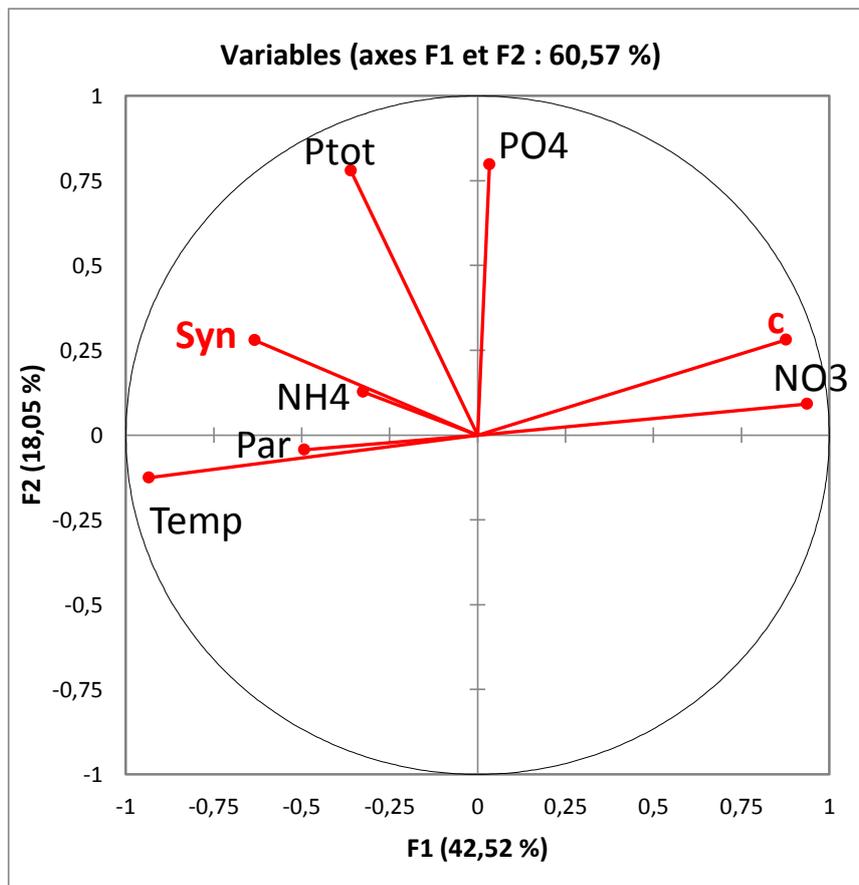


Figure 3 ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2016.

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 2016

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 métazoaire 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 apparait 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 de plus en plus limitants en surface. Cette tendance, si elle est confirmée, peut sûrement être vue comme un indicateur de la réoligotrophisation.

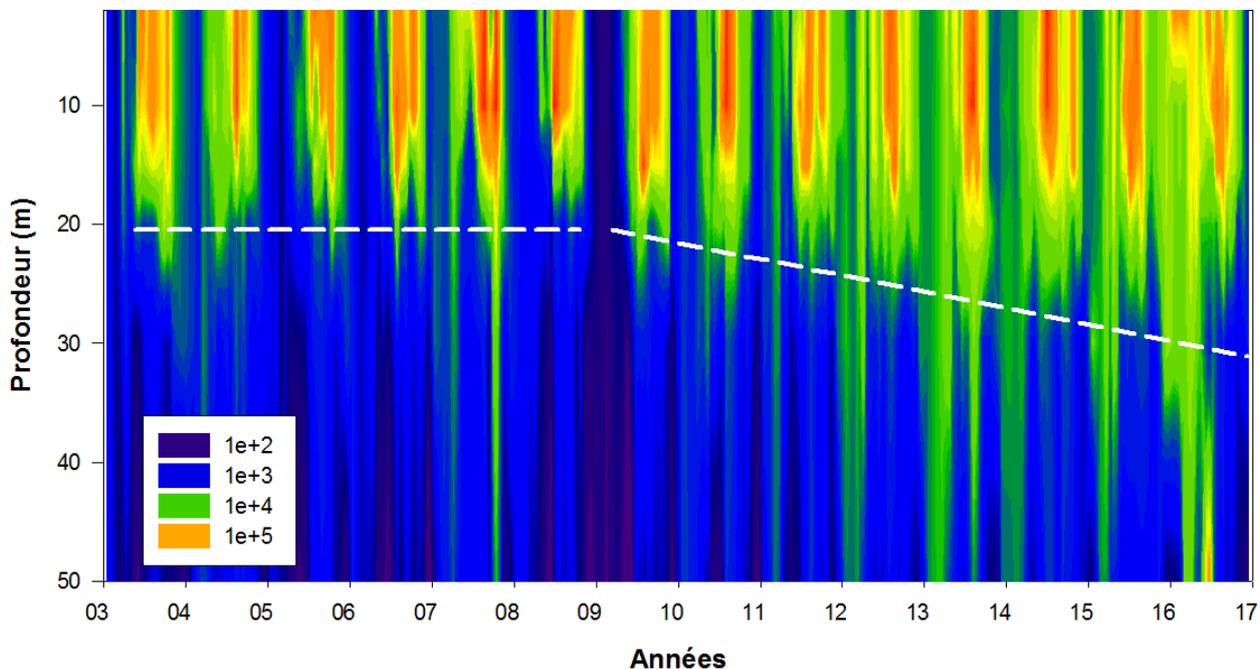


Figure 4 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2016 inclus.

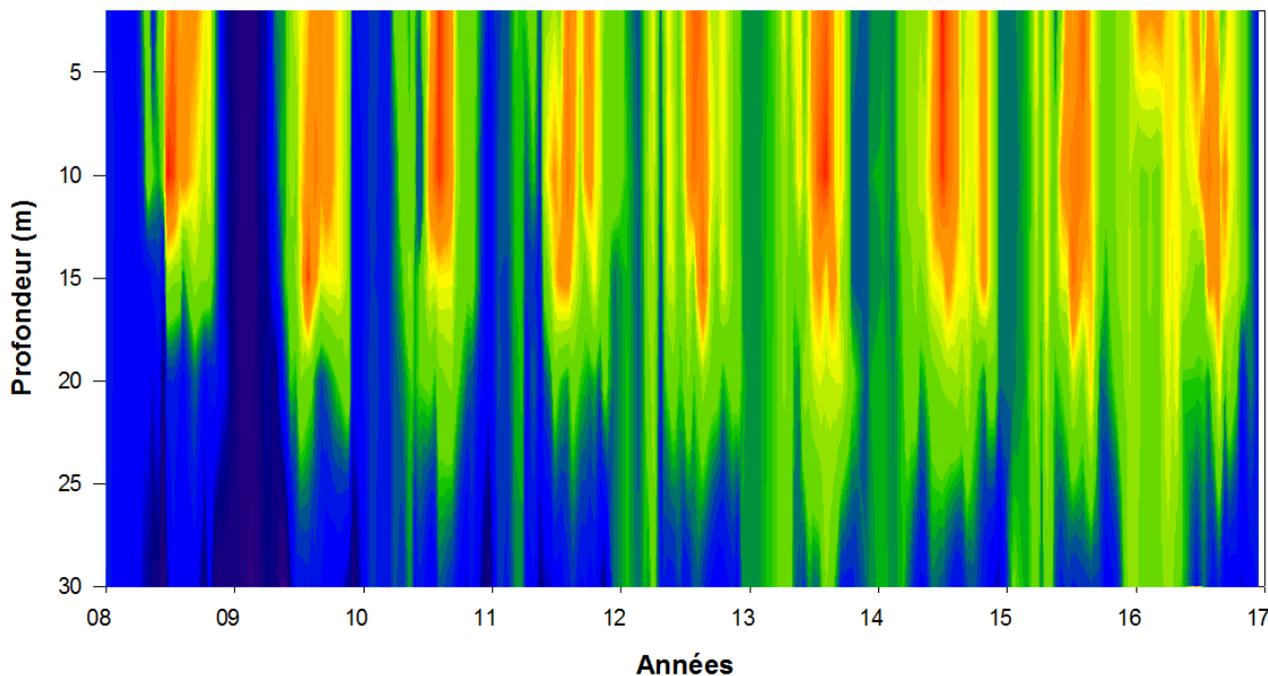


Figure 5 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 30 m entre 2008 et 2016 inclus révélant l'augmentation annuelle et l'approfondissement de la biomasse picocyanobactérienne.

Une analyse plus fine a été conduite pour regarder le type de relations entre cette communauté et les nutriments P-PO₄, N-NO₃ et N-NH₄ mesurés dans le lac du Bourget en excluant donc les autres variables, ainsi que la discrimination par saison, mois et profondeur. Cette analyse a porté sur la période 2010 à 2016 inclus. De plus, l'analyse a été restreinte sur les 20 premiers mètres où se concentre l'essentiel de la biomasse picocyanobactérienne. Il ressort de cette analyse que des relations significatives et négatives (n=505 ; p<0.01) existent entre la communauté des picocyanobactéries et chaque type de ressource : les nitrates d'abord (r=-0,57) puis les orthophosphates (r=-0,54) et l'ammonium (r=-0,37). Ce type de relations pourrait suggérer l'absence de relations entre ces variables ou au contraire l'utilisation/épuiement de ces ressources pour croître (Figure 6). Des expériences au laboratoire seraient nécessaires pour déterminer l'importance réelle des nutriments sur les taux de croissance de cette communauté et la façon dont ces ressources sont utilisées.

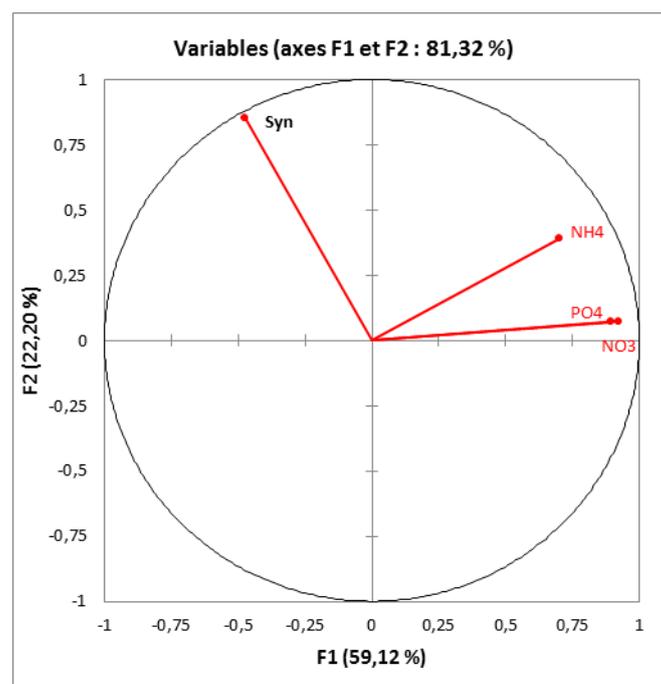


Figure 6 ACP réalisée pour la période 2010 à 2016, entre 2 et 20 m, pour les picocyanobactéries et les nutriments.

II.4. Evolution de la biomasse picophytoplanctonique

Dans les milieux oligotrophes et relativement transparents (non humiques), il est attendu que la biomasse picophytoplanctonique soit bien représentée. Suivre l'évolution des proportions du pico-, nano- et microphytoplancton est donc particulièrement intéressant dans le contexte de la réoligotrophisation du lac du Bourget. Afin de pouvoir calculer la biomasse picophytoplanctonique, celle du nano- et du microphytoplancton étant réalisé en routine, différentes picocyanobactéries issues du lac du Bourget ont été mises en culture et leur biovolume a été mesuré. Il a été trouvé que la plupart des cellules est oblongue avec un biovolume moyen de 1,5 µm³ (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 ($r=0,984$, $n=94$, $P<0,001$) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne (non pondérée) des abondances à 2, 10, 15 et 20 m (Figure 7) 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 2016 (Jacquet non publié).

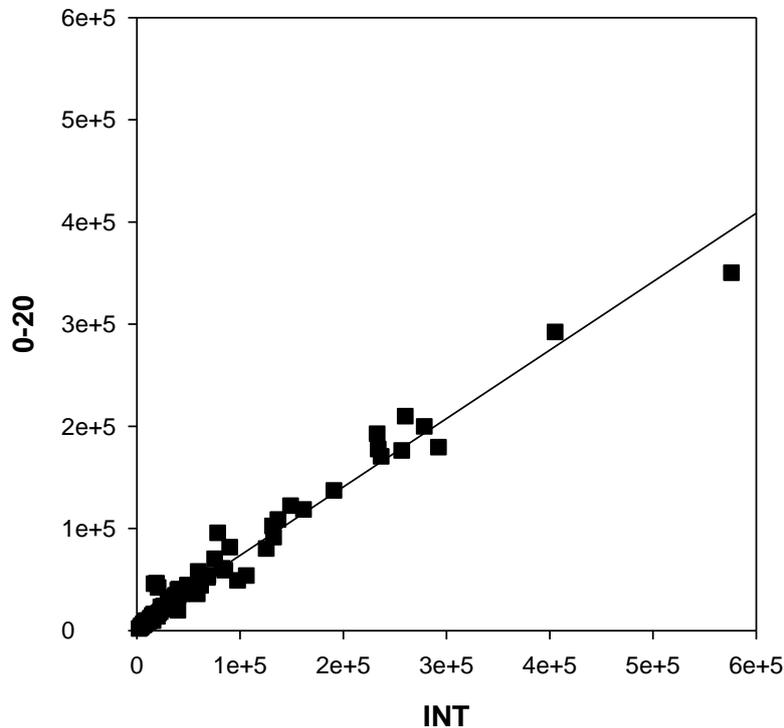


Figure 7 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour les années 2012 à 2016.

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 8). Ces fortes valeurs sont toujours enregistrées sur la période printemps-été, les concentrations maximales étant généralement observées en juillet-aout. Une distribution annuelle bimodale est souvent observée mais pas toujours, ce qui semble typique des lacs tempérés de statut oligotrophe à mésotrophe (Callieri 2010). En 2014, la plus forte valeur de la chronique avait été atteinte avec près de 6×10^5 cellules.ml⁻¹ au mois d'aout. En 2016, les concentrations les plus élevées (légèrement inférieures à 2×10^5 cellules.ml⁻¹) sont comparables à celles des années 2012 et 2015.

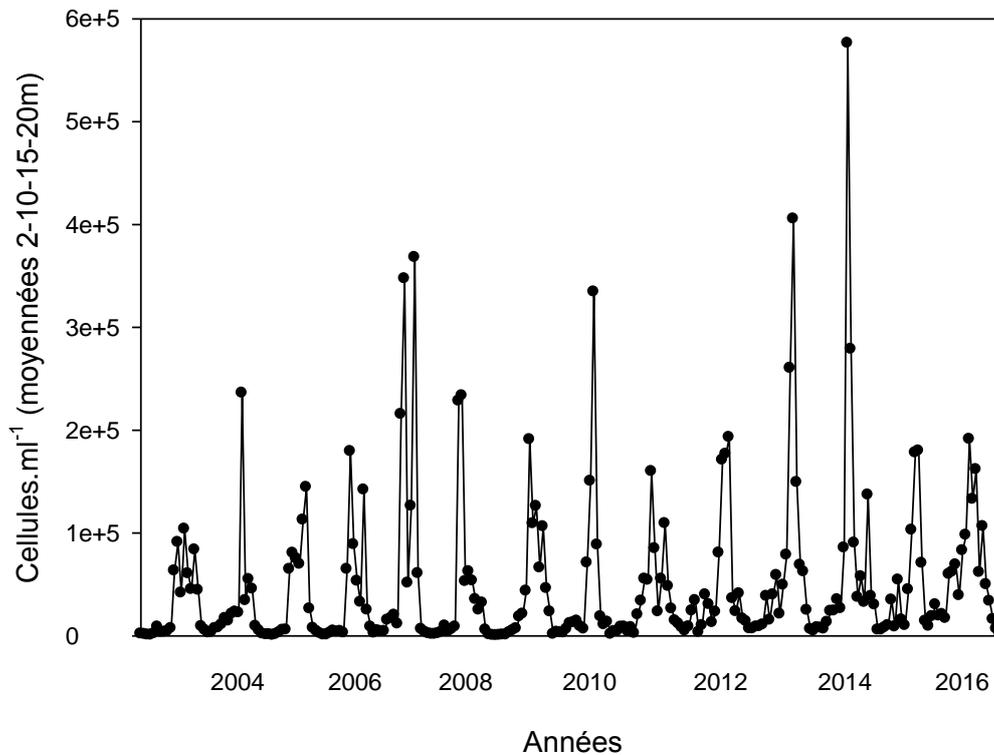


Figure 8 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2016.

Sur la période de 2004 à 2016 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 9). L'évolution de cette gamme de taille planctonique est particulièrement marquée après 2009 puisque la proportion a été multipliée par 3,8 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant, semble t-il, être directement associée à la disparition de *P. rubescens*). Comparativement la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,1.

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 reste modeste avec 7,5%. Elle était de 6,9% et 6,1% en 2014 et 2015, respectivement. Comparativement, le nanophytoplancton et le microphytoplancton représentent en 2016 20,1% et 72,3% de la biomasse phytoplanctonique totale.

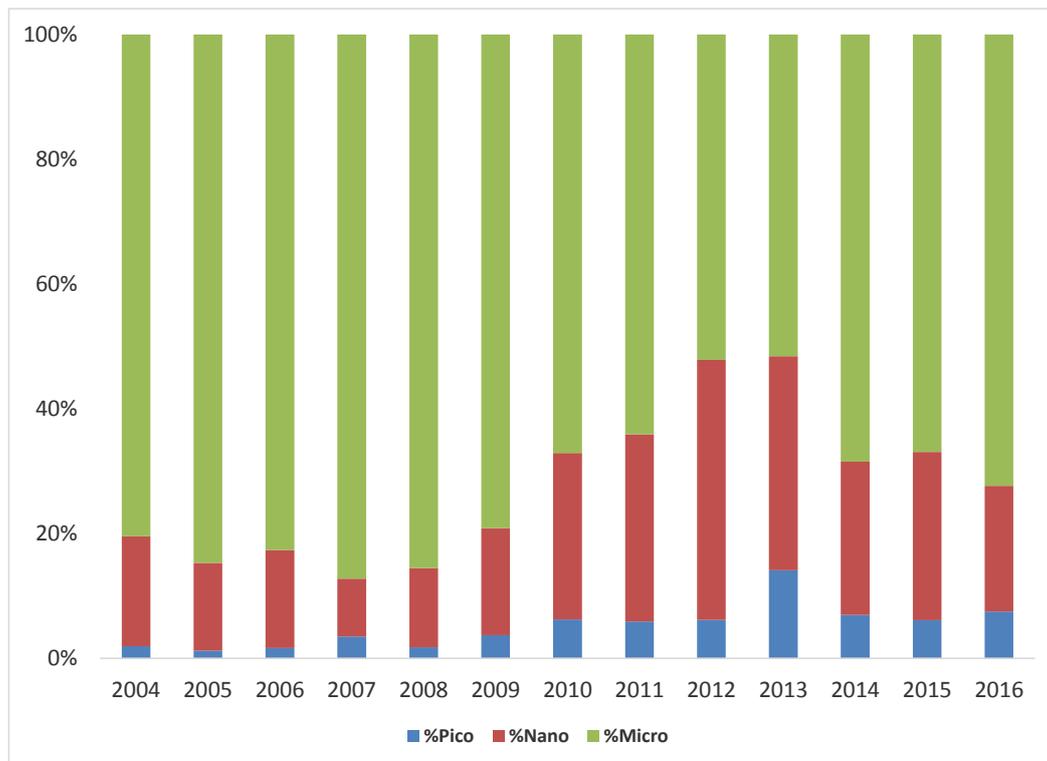


Figure 9 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004.

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

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

La proportion du picophytoplancton au lac du Bourget semble donc devenir de plus en plus importante avec la baisse des concentrations en nutriments. La Figure 10 révèle en effet une relation négative significative entre picocyanobactéries et concentrations en P_{tot} (n=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).

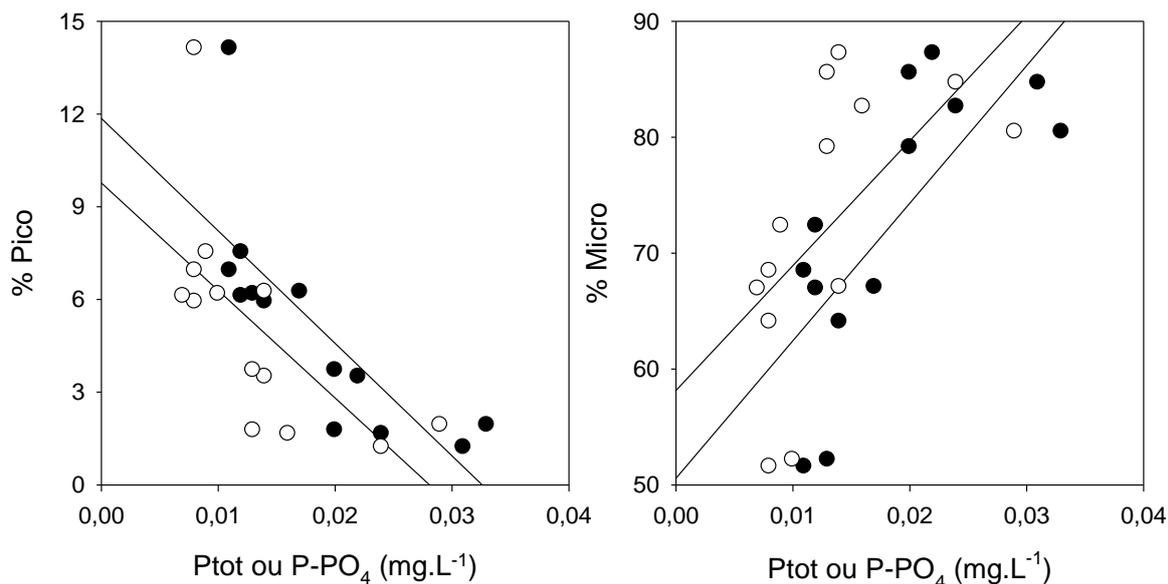


Figure 10 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO_4 .

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.

II.5. Estimation de la production primaire picophytoplanctonique

En 2016, la production primaire a été mesurée en fractionnant la communauté phytoplanctonique. Des incubations d'eau à 2, 10, 15 et 20 m ont été effectuées avec un marquage au carbone 13 sur deux lignes de mouillages indépendants avec d'un côté l'eau brute (incluant donc l'ensemble du phytoplancton) et de l'autre de l'eau préalablement filtré à travers des filtres GF/D de porosité $2,7 \mu\text{m}$ (Figure 10). Ce protocole a été testé afin de déterminer la part de production phytoplanctonique imputable à la fraction picoplanctonique. Cette expérience a été renouvelée 8 fois au lac du Bourget entre avril et décembre, pour avoir différents moments de l'année. Dans le même temps, les concentrations en chlorophylle *a* totale et fractionnée ont également été mesurées.

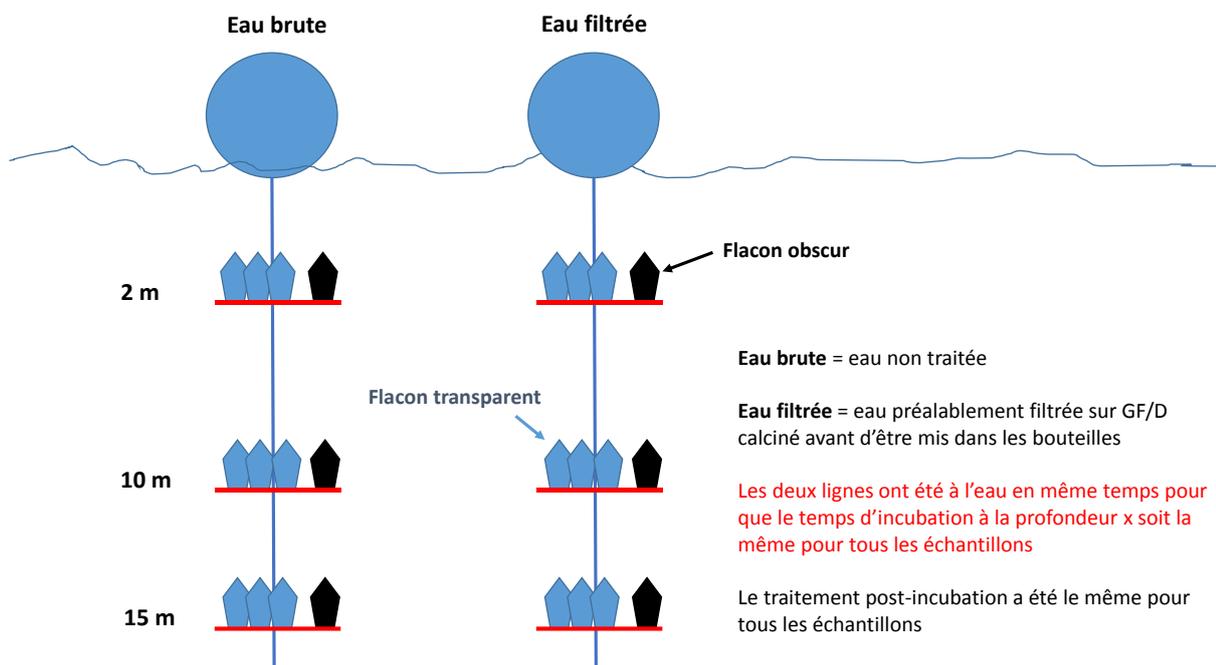


Figure 10 Schéma représentant les lignes de mouillage avec les supports et bouteilles remplies d'eau marquée avec le carbon 13.

Mesurée à 8 reprises au cours de l'année, la proportion du picophytoplancton à la production primaire totale a été de 72% révélant l'importance fonctionnelle de ce compartiment dans le bilan autotrophe. La Figure 11 ci-dessous révèle cette contribution alors que le tableau II résume la contribution moyenne par profondeur. Cette proportion varie significativement avec la profondeur, variant en moyenne de 40 à 90% et augmentant avec la profondeur. Ceci est à mettre en relation avec l'occupation de la communauté des picocyanobactéries en profondeur, là où les autres algues ne sont plus ou que peu présentes.

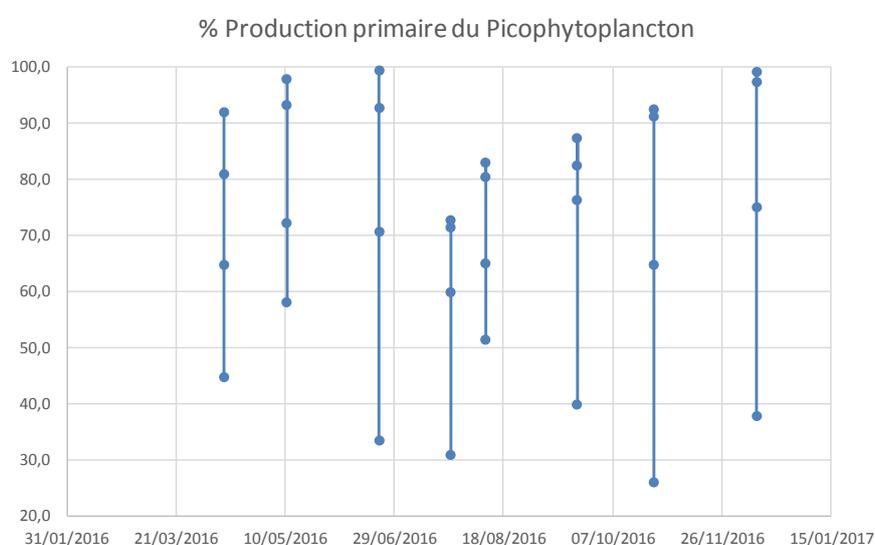


Figure 11 Evolution de la proportion du picophytoplancton à la production primaire totale à 2, 10, 15 et 20 m dans le lac du Bourget en 2016.

Tableau II Proportion moyenne (% pico/total) de la production primaire par profondeur en 2016.

Prof (m)	Contribution PP
2	40,4
10	68,7
15	87,3
20	89,8
	71,6

En 2016, les valeurs de production picophytoplanctonique mesurées ont varié entre 68 et 111 μgC par litre et par jour. Elles varient de 76 à 644 μgC par litre et par jour pour l'ensemble du phytoplancton.

III. Conclusion et perspectives

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. Si la contribution des picocyanobactéries en terme de biomasse carbonnée et chlorophyllienne à l'ensemble du phytoplancton reste modeste, la mesure de la production primaire assurée par ce compartiment semble toutefois très élevée, révélant un rôle fonctionnel de tout premier plan, plus particulièrement en profondeur.

ETUDE 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 2016. La première partie traite des dynamiques saisonnières, observées au cours de l'année 2016, 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 2004-2016.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2016 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 analysés en 2016.

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. leuckartii*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. En 2016, ces espèces n'ont en effet pas

été observées. Les autres espèces sont observées régulièrement au cours de l'année, et d'une année sur l'autre. A noter aussi que *C. vicinus* n'a été observé qu'une seule fois en 2016, au mois de janvier.

La comparaison du biovolume sédimenté entre 2015 et 2016 révèle en premier lieu une différence marquée entre les deux années. La tendance bimodale typique des lacs mésotrophes reste globalement visible en 2016 mais semble considérablement moins marquée qu'en 2015 (Figure 1).

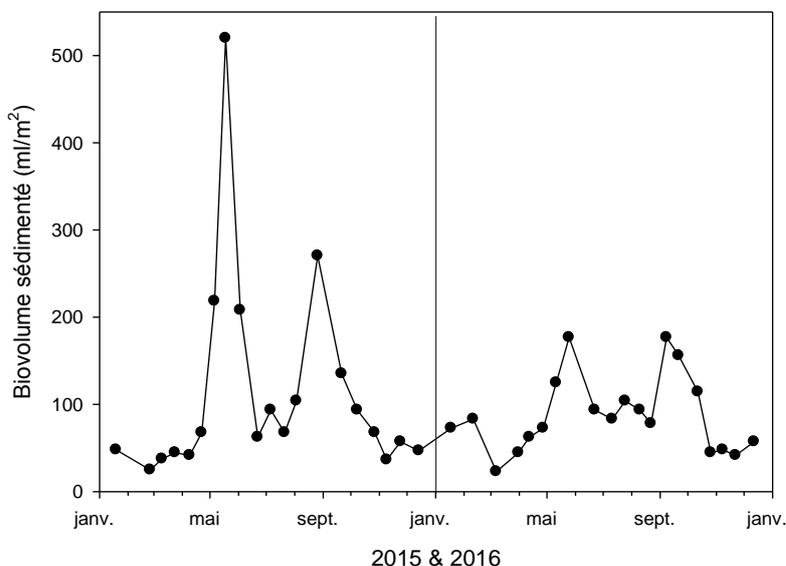


Figure 1 Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget pour les deux années consécutives 2015 et 2016.

La dynamique des trois familles crustacéennes en 2016 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 est toutefois plus marquée pour les cladocères.

Traditionnellement, la reprise printanière de croissance des copépodes cyclopidés et calanidés est plus précoce, de 20 à 40 jours, que celles des cladocères, ce qui est difficilement observable en 2016, comme en 2015, même si le premier pic d'abondance pour ces deux groupes est en effet enregistré un mois avant celui des cladocères.

Le maximum printanier de biovolume ($\sim 177 \text{ ml/m}^2$) et d'abondance totale ($\sim 5 \times 10^5 \text{ ind/m}^2$) zooplanctonique est atteint le 25 mai mais ne correspond pas véritablement à un maximum local de transparence des eaux (mesurée seulement à 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).

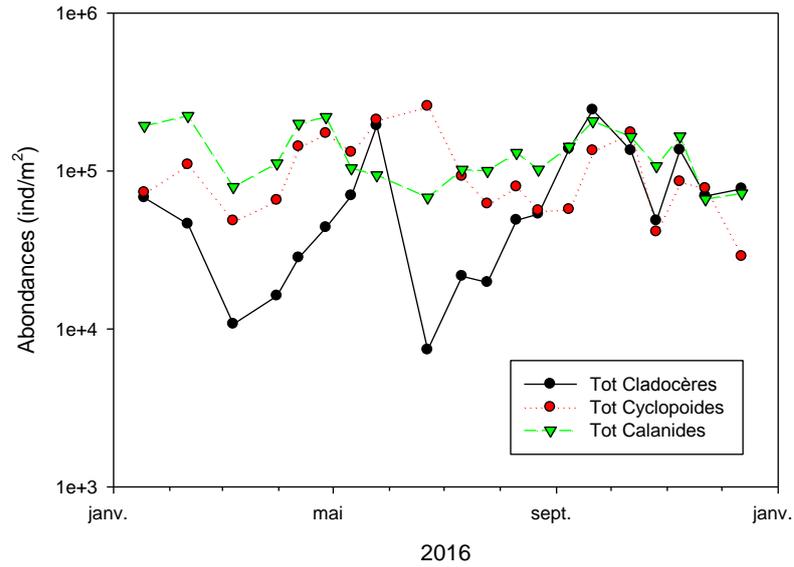


Figure 2 Dynamique saisonnière des différentes classes de micro-crustacés au lac du Bourget en 2016.

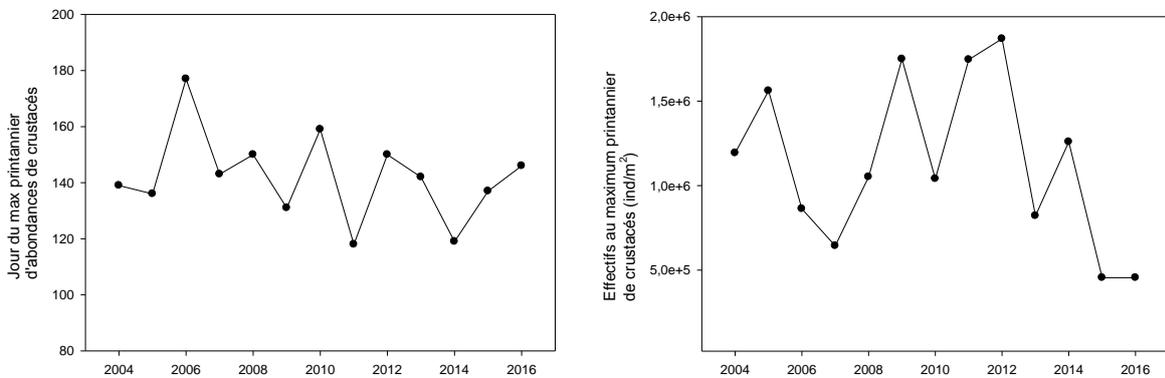


Figure 3 Caractéristiques interannuelles du maximum printanier d'abondance des micro-crustacés au lac du Bourget. (a) date du maximum printanier. (b) effectifs atteints.

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 2016, et comme en 2010-2012-2014-2015, le pic d'abondance printanier est majoritairement composé de *D. longispina*. Le pic de fin d'été-début d'automne des branchiopodes résulte, chaque année, de l'augmentation à la fois des abondances de *D. longispina* mais aussi de l'espèce thermophile *D. brachyurum*.

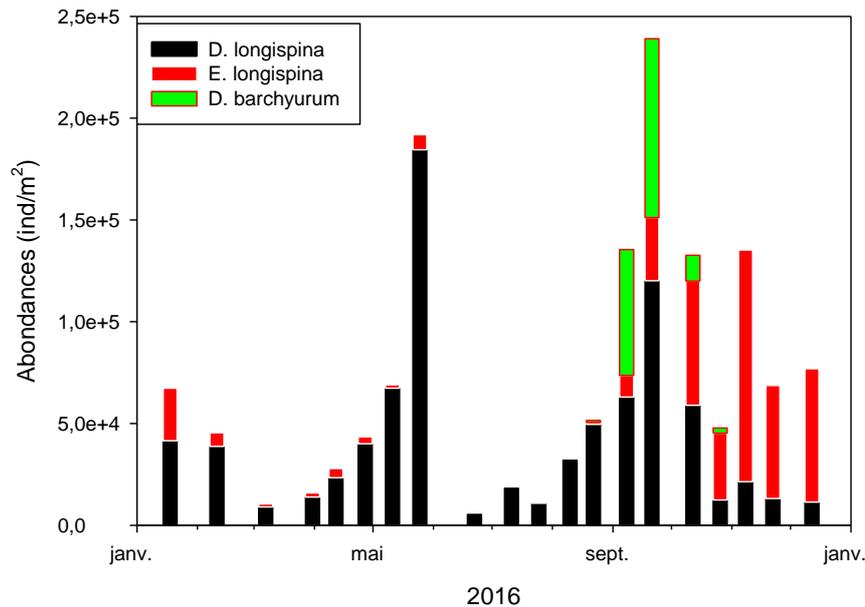


Figure 4 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores au lac du Bourget en 2016.

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 2016 comme en 2015 et 2014, les pics d'abondances des deux espèces ont été relativement précoces, avec des maxima observés environ un mois plus tôt que les années précédentes (Figure 5). Cette dynamique précoce des espèces thermophiles semble attester d'une plus forte dépendance aux dynamiques thermiques printanières, c'est à dire à la mise en place rapide de la stratification thermique.

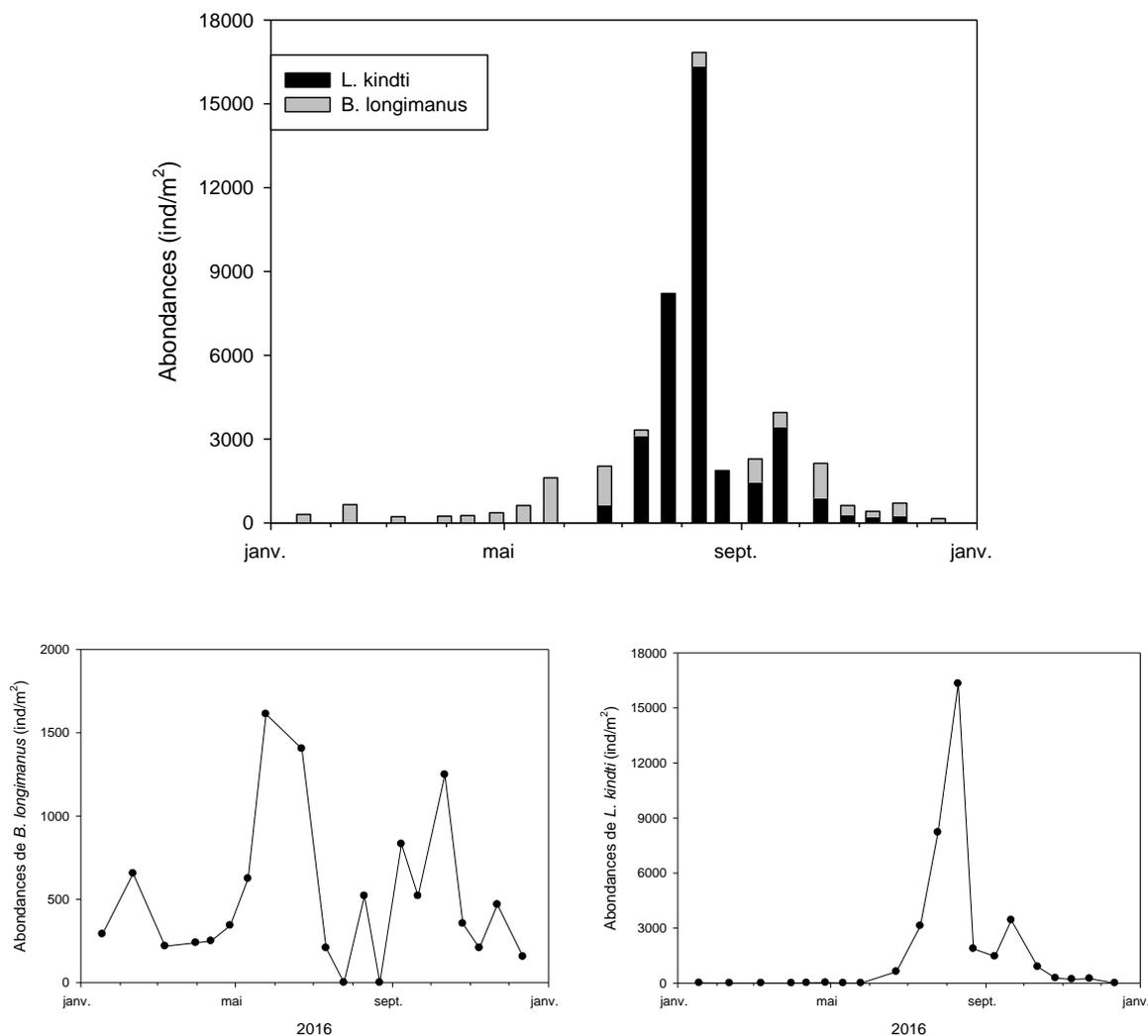


Figure 5 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs au lac du Bourget en 2016, considérés ensemble (figure du haut) et séparément (figures du bas)
 (a) *Bythotrephes longimanus* et (b) *Leptodora kindti*.

Comme mentionnée plus haut, à partir de l'observation des effectifs totaux, la saisonnalité des cyclopoïdes est assez peu marquée en 2016, ce qui avait aussi été noté en 2015. Les effectifs sont globalement faibles, toujours inférieurs à 250 000 ind.m⁻². L'augmentation des effectifs au printemps est très diffuse et correspond quasi-exclusivement à des individus de l'espèce *C. prealpinus* (*adultes et nauplii*). Comme en 2015, *C. vicinus* est extrêmement rare en 2016 et seulement observé au mois de janvier avec un effectif de 1123 ind/m². Les effectifs restent ensuite stables et relativement faibles tout au long de la phase de stratification des eaux et seule l'apparition de l'espèce thermophile *T. crassus* en fin d'été marque une transition nette dans la communauté cyclopoïde.

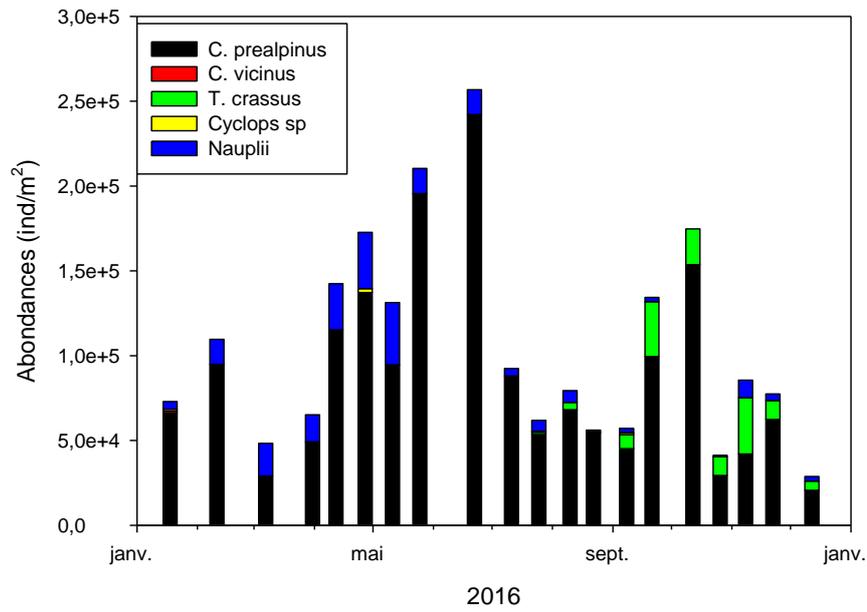


Figure 6 Evolution saisonnière de la composition des copépodes cyclopoïdes au lac du Bourget en 2016.

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).

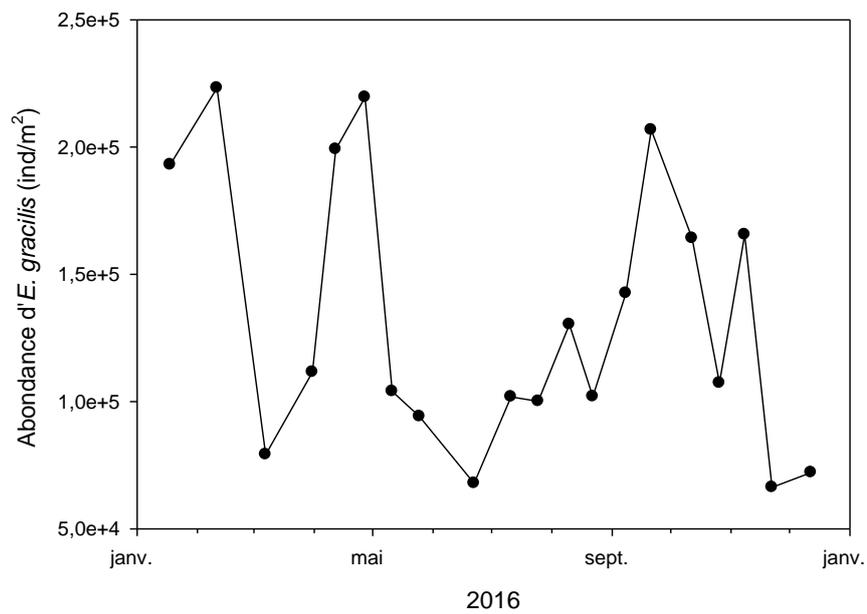


Figure 7 Evolution de l'abondance d *Eudiaptomus gracilis* au lac du Bourget en 2016.

III. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2016

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen, en 2016, est très similaire à celle de 2015, avec environ 285 000 ind.m⁻², une valeur relativement faible dans la série 2004-2016 (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.

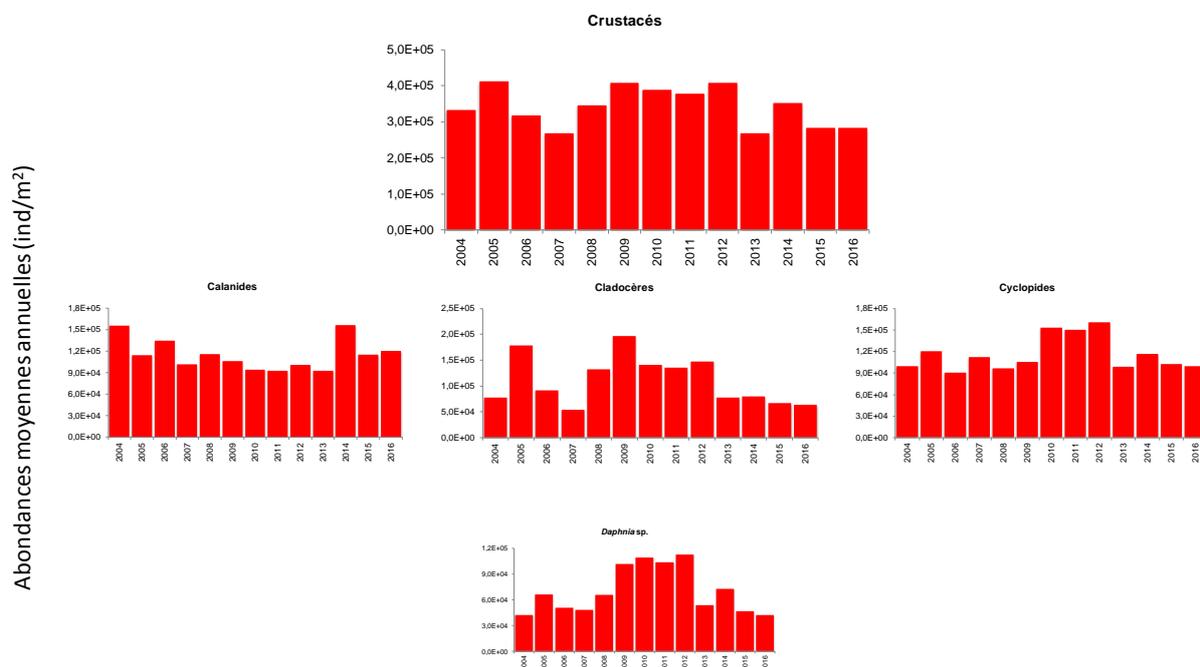


Figure 8 Abondances moyennes annuelles crustacés totaux, des calanides, des cyclopidés, des cladocères et des Daphnies au lac du Bourget entre 2004 et 2016.

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 ($r=-0,23$, $n=13$).

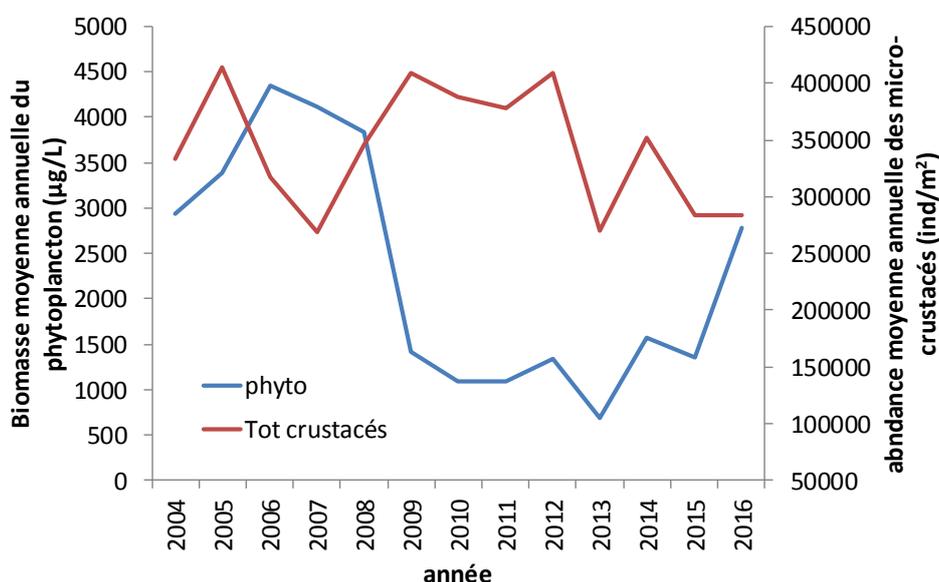


Figure 9 Comparaison des biomasses phytoplanctoniques et effectifs totaux de micro-crustacés au lac du Bourget de 2004 à 2016.

Le maintien des effectifs de micro-crustacés sur la série 2004-2016, 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 en 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 *Eudiatomus 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).

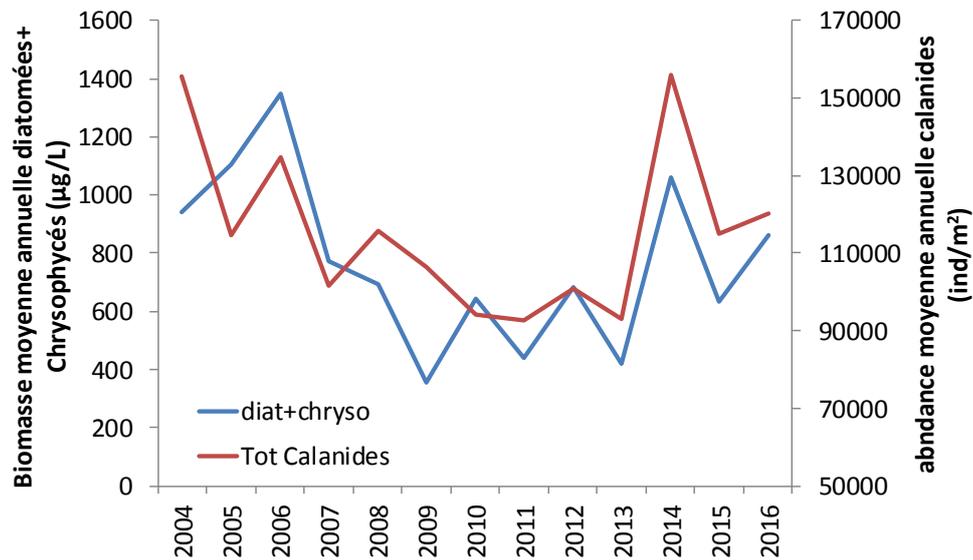


Figure 10 Comparaison des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de calanoïdes au lac du Bourget de 2004 à 2016.

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 années 2015 et 2016 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 en 2016 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, comme déjà observé en 2015. 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. 2016 est aussi marquée par un retour automnal marqué de la cyanobactérie *P. rubescens*, qui a peut-être impacté d'une façon ou d'une autre une partie de la communauté zooplactonique.

RECHERCHES PORTANT SUR LE PEUPEMENT PISCICOLE

En 2016, 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 2016 ont pu être comparées aux campagnes similaires réalisées en 2005 et à la série 2010-2015. Dans le cadre des suivis DCE, cette campagne 2015 de pêche a été réalisée par l'ONEMA.

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

pourront être utilisées pour apporter des éléments de réflexion pour la gestion halieutique, avec des bases fiables et robustes.

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

II. Méthodes utilisées

II.1. Hydroacoustique

L'utilisation de l'hydroacoustique dans les milieux aquatiques est maintenant bien développée et acceptée comme une méthode reconnue, en particulier dans les lacs (Guillard et al. 2006, Guillard 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 ES70-7C, fréquence 70 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°). En effet cette campagne a été réalisée dans le cadre d'un projet plus large de comparaison de fréquences nécessitant d'utiliser ce matériel.

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

Les échantillonnages acoustiques se composent d'environ 31 transects sur la période 2005-2015 distants d'environ 500 mètres (Fig. 1). En prévision du changement de protocole qui devrait avoir lieu en 2017, 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. Les échantillonnages sont effectués la même semaine que les pêches scientifiques, le 10 et 11 octobre en 2005, le 27 et 28 septembre en 2010, le 19 et 20 septembre en 2011, le 01 et 02 octobre en 2012, le 30 septembre et 01 octobre en 2013, le 29 et 30 septembre en 2014, le 28 et 29 septembre en 2015, et le 26 et 27 septembre en 2016. 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 Sa ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (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 Sa ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (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 et 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 et 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) : $\rho_a = Sa/\sigma$ (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 Sa ($20 \log R$ 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 1) fonction de la structure thermique du lac et des teneurs en oxygène au moment où s'effectuent les campagnes (Figure 2). Le régime thermique du lac n'étant pas homogène sur toute la surface et selon les jours d'échantillonnage (Cuypers et al. 2011), l'analyse en 2016 a été réalisée en adaptant la partition de la masse d'eau, fonction de la profondeur de la thermocline, selon les zones, des hétérogénéités nettes ayant été détectées [Nuit 1 :13.5 m ; Nuit 2 (Z1 à 16) :14.5 m et Nuit 2 (Z17 à Z18) : 15 m].

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). Il est à noter qu'en 2016, la thermocline est moins profonde (12 m) que certaines années et le profil d'oxygène moins marquée.

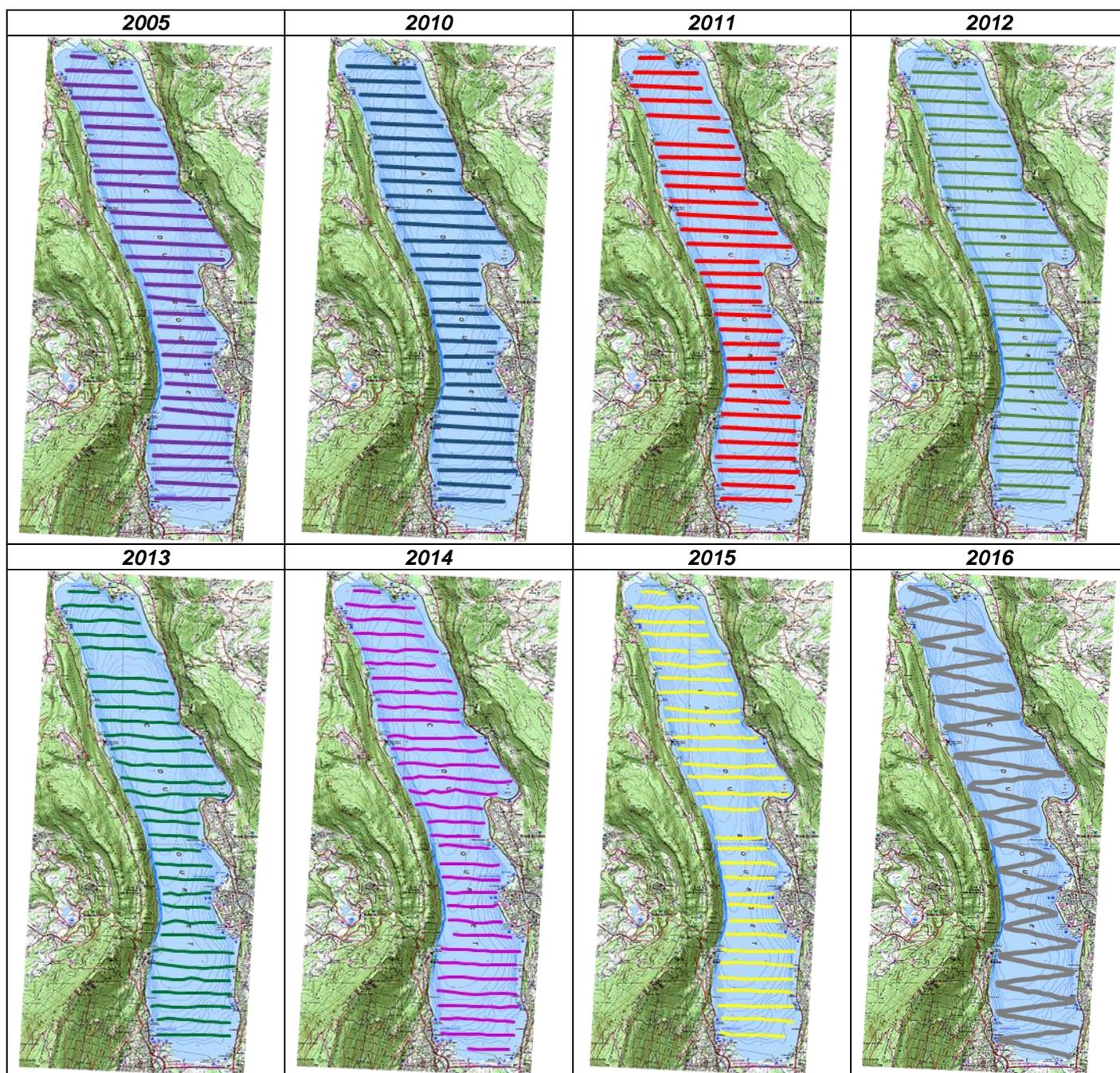


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2005, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016.

Tableau I Partitions de la masse d'eau en fonction de la température et de l'oxygène

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

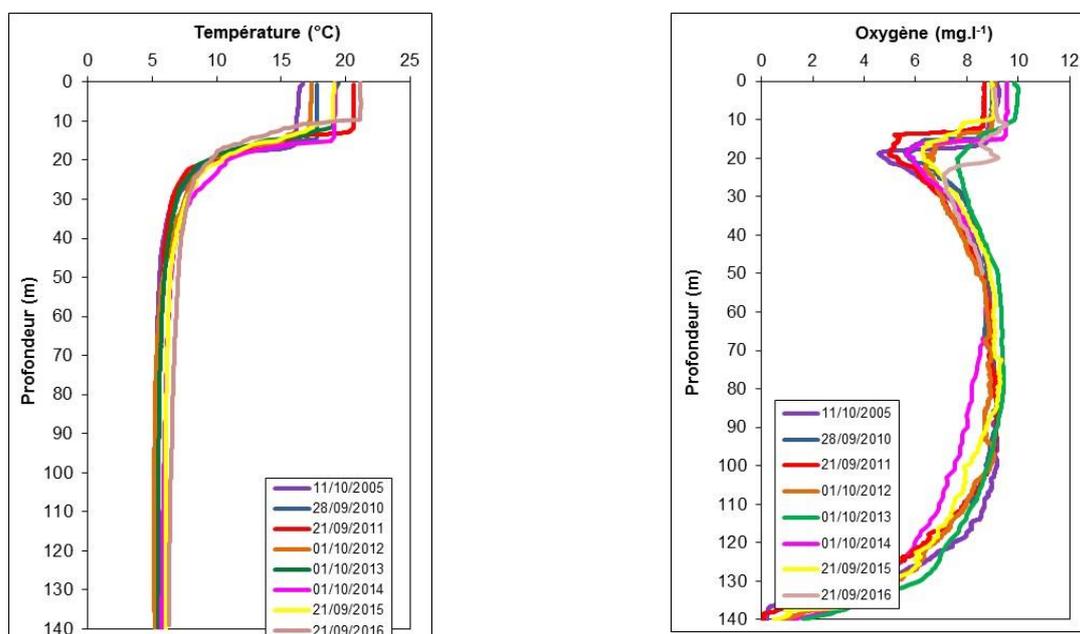


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 11/10/2005, 28/09/2010, 21/09/2011, 01/10/2012, 01/10/2013, 01/10/2014, 21/09/2015, 21/09/2016.

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 par strates.

Strates	Nombre de filets
< 3 m	10
3 à 5.9 m	10
6 à 11.9 m	10
12 à 19.9 m	10
20 à 34.9 m	10
35 à 49.9 m	6
50 à 74.9 m	6
> 75 m	2
Total	64
Surface total de filets²	64 * 30 *1.5 = 2880 m²

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

Tableau III Tailles des mailles et disposition des mailles

¹ Directive Cadre Eau

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

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 est uniquement qualitative.

Afin de pouvoir effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, 2 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 2016 a donc été de 3.960 m². En 2010, la surface posée était identique l'objectif étant d'échantillonner les strates jusqu'à 70 m de profondeur. Pour mémoire, en 2011 et 2005, la surface totale des filets pélagiques était de 2.640 m², soit 2 batteries. Afin de comparer les données sur la série avec un effort de pêche identique et les filets des strates profondes n'ayant rien capturé, l'effort de pêche a été ramené aux couches jusques 50 m et est donc fixé à 2960 m².

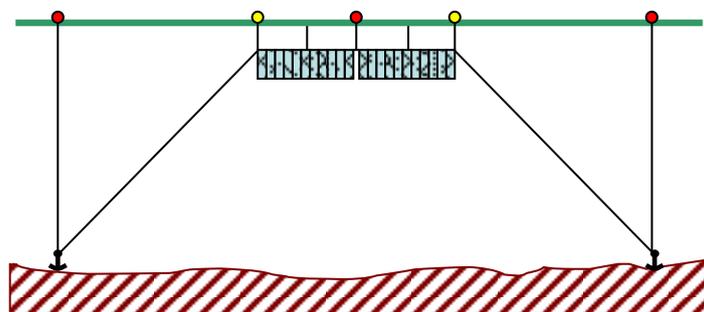


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique.

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.

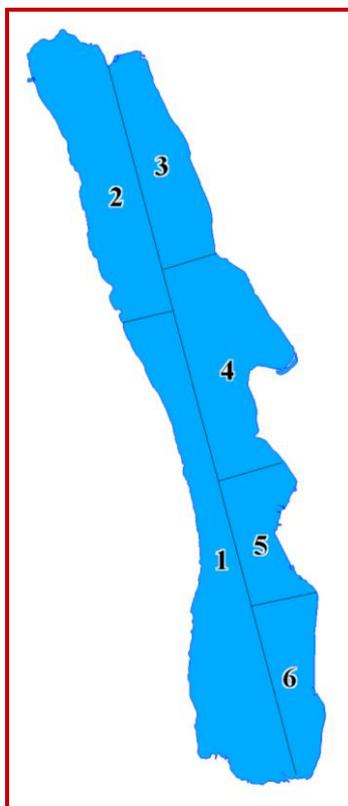


Figure 4 Lots de pêche du lac du Bourget.

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. Depuis une dizaine d'années, on recense en moyenne 1500 pêcheurs amateurs en bateau. Et pour la première fois, plus de 2000 carnets bateaux ont été délivrés en 2015. 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 % ces dernières années alors que depuis 2000 il stagnait à 20 %. Les statistiques de captures de la pêche amateur sont tenues par le CISALB depuis 2003.

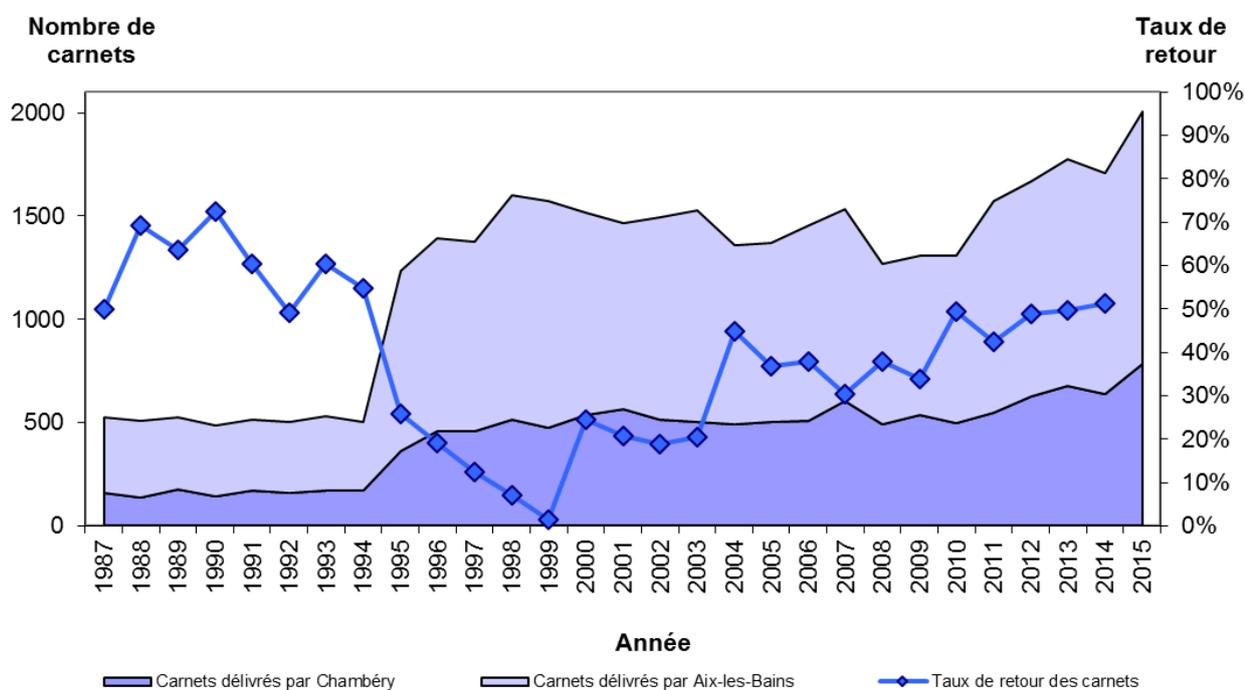


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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 2013).

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Densité acoustique

Les mauvaises conditions météorologiques ont été à l'origine de données de moins bonnes qualités que les années précédentes, entraînant un travail important de vérification des données (élimination de bruit du au vent) Les résultats des Sa moyens des sept 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'échantillonnage, exprimées en unité d'échantillonnage, sont visualisées par un cercle dont la surface est proportionnelle à la biomasse détectée, pour chaque couche (Figures 6 et 7).

Tableau IV Sa ($m^2 \cdot ha^{-1}$) pour la couche supérieure sur la totalité du lac

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

Tableau V Sa ($m^2 \cdot ha^{-1}$) pour la couche inférieure sur la totalité du lac

	2005	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	17 m - Fond	15 m - Fond	14 m - Fond	15 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
Moyenne	0,094	0,620	0,578	0,911	0,667	0,510	0,538	0,611
Minimum	0,000	0,028	0,079	0,101	0,101	0,002	0,053	0,000

Les valeurs varient beaucoup dans la couche supérieure selon les années, la valeur de 2016 étant à un niveau moyennement élevé comme en 2010. La couche inférieure apparaît comme globalement stable depuis les années 2010, 2012 étant une année record, mais les valeurs 2013, 2014, 2015 et 2016 sont similaires. 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 (Figures 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, 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.

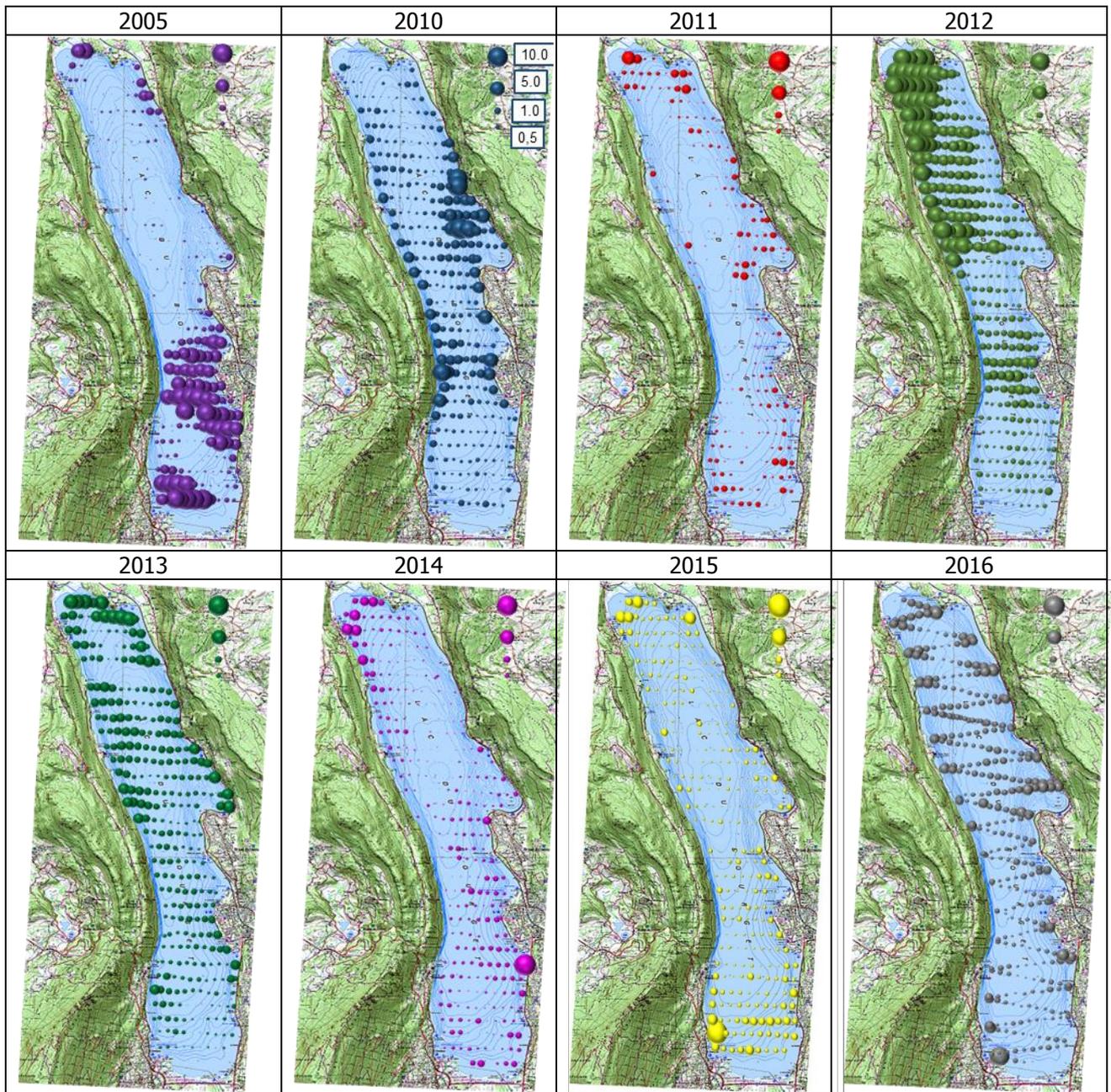


Figure 6 Séquences d'échantillonnage (Sa) des couches supérieures (2005 et 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016) de nuit

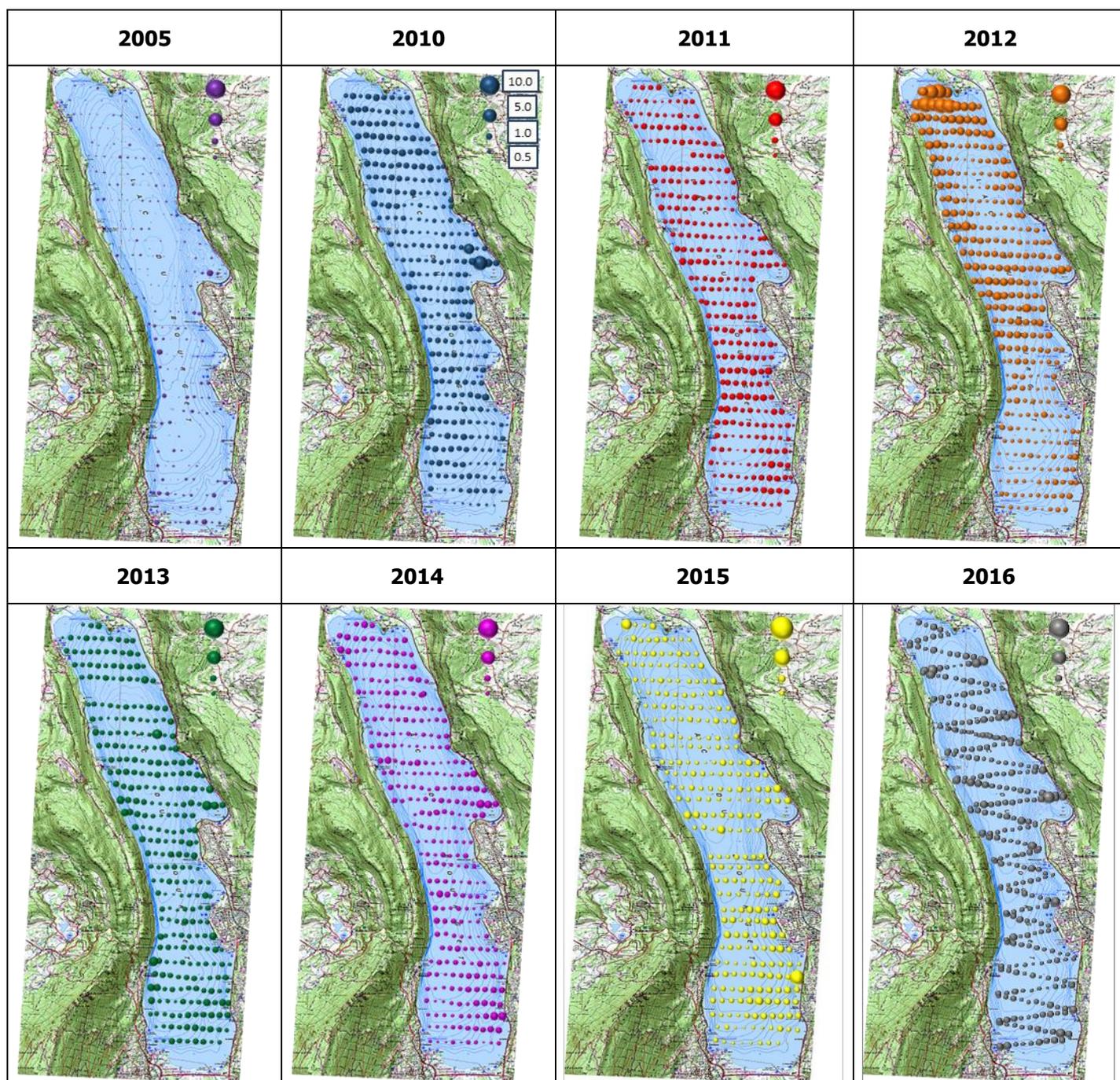


Figure 7 Séquences d'échointégration (Sa) des couches inférieures (2005 et 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016) de nuit

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 4. En 2016, le nombre de cible est donné à titre indicatif. En effet, l'angle d'ouverture du sondeur utilisé lors de la campagne 2016 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). * Le nombre de cibles détectées est donné à titre indicatif en 2016.

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

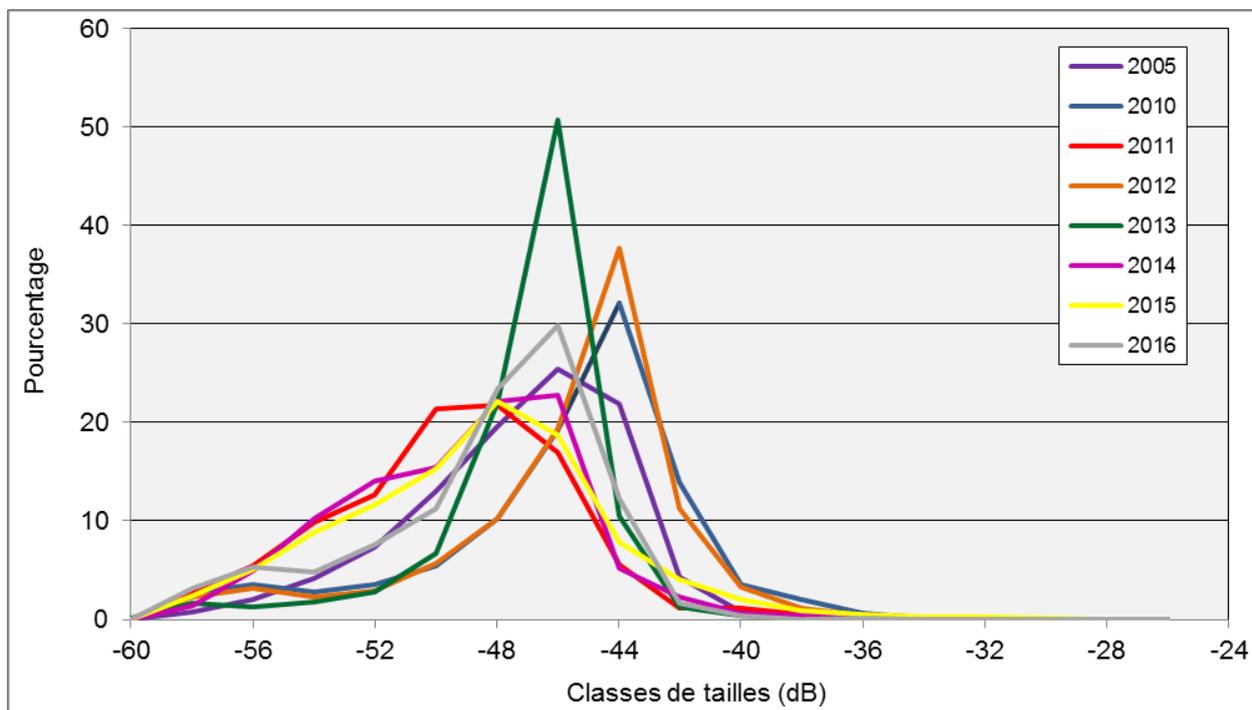


Figure 8 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure, années 2005-2010-2011-2012-2013-2014-2015-2016.

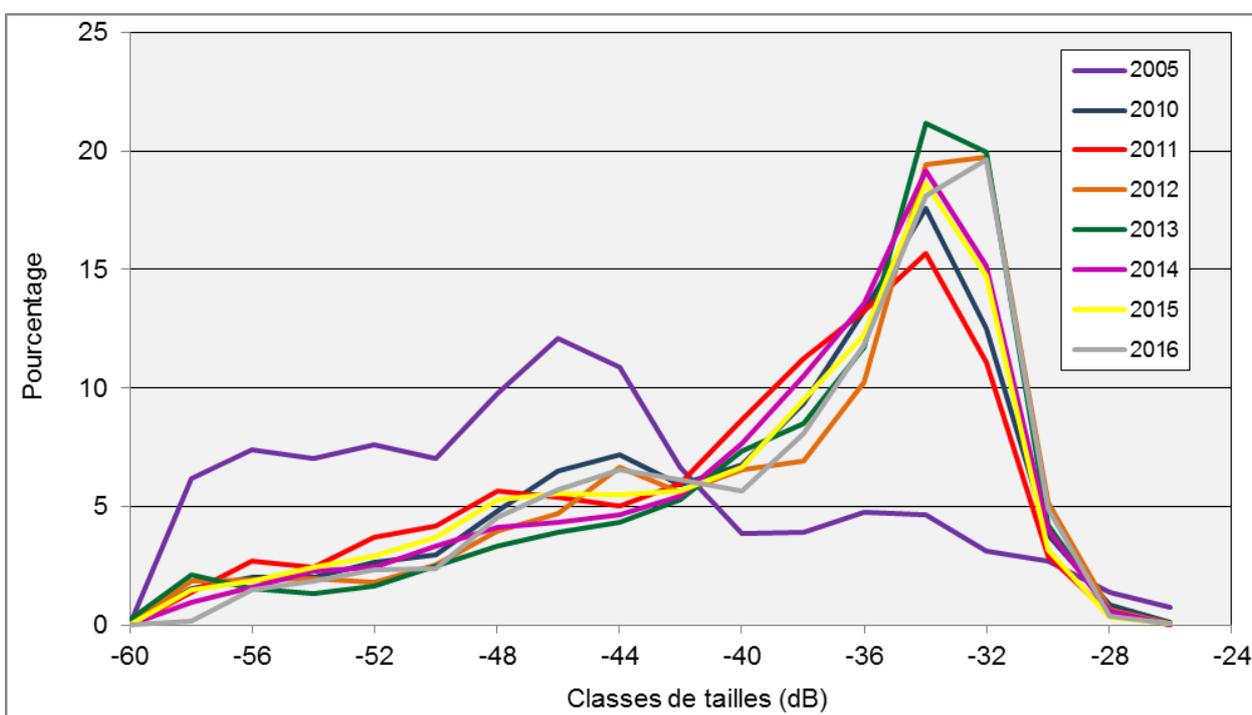


Figure 9 Distributions en classes de tailles pour la couche inférieure, années 2005-2010-2011-2012-2013-2014-2015-2016.

Les couches supérieures pour les sept campagnes 2005, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016 sont composées respectivement de 98.5, 93.6, 97.6, 94.8, 98.8, 98.49, 98 et 99.4 % 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 et 2012. Les années 2011, 2014 et 2016 ont les TS moyennes les plus faibles (- 48.2, - 48.3 et -48 dB). L'année 2005 et 2013, 2015 présentent des valeurs intermédiaire (-46.9 dB, -46.8, -47,1 dB) et les années 2010 et 2012 des valeurs semblables et plus élevées (- 45.1 dB et - 45.3 dB).

Pour les strates inférieures, en 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016, leur composition avec respectivement 34.9, 30.3, 45.2, 45.9, 38.9, 37.0 et 43 % de poissons de tailles supérieures à 35 cm (- 34 dB, Love, 1971) apparaît similaire. Les TS moyennes sont similaires (-36.7dB, - 37.2 dB, - 36.1 dB, -35.9, - 36.4, -36.7 et -36 dB). L'année 2005 se différencie avec seulement 12.6 % de poissons supérieurs à -34 dB (35 cm) et une TS moyenne beaucoup plus faible (- 39.5 dB).

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. Cette année la profondeur moyenne des cibles détectées en couche inférieure est plus élevée (Figure 11).

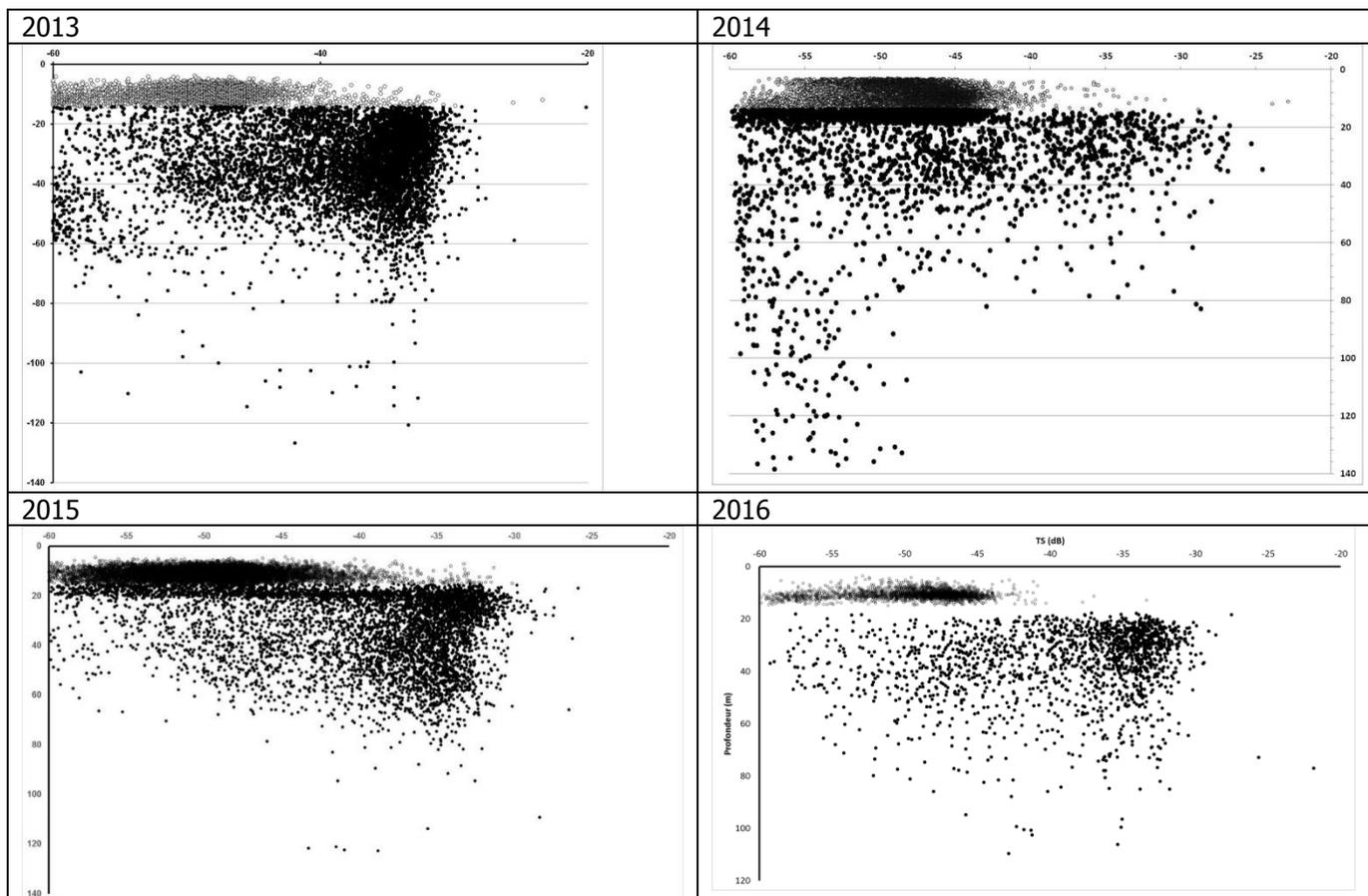


Figure 10 Distributions des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2013, 2014, 2015 et 2016.

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

L'occupation des couches profondes n'évolue pas sur la série. Les poissons sont majoritairement répartis sur les 50 premiers mètres (Figure 11) (~85 % en 2016, contre ~14 % entre 50 et 80 m, et de 1 % en dessous).

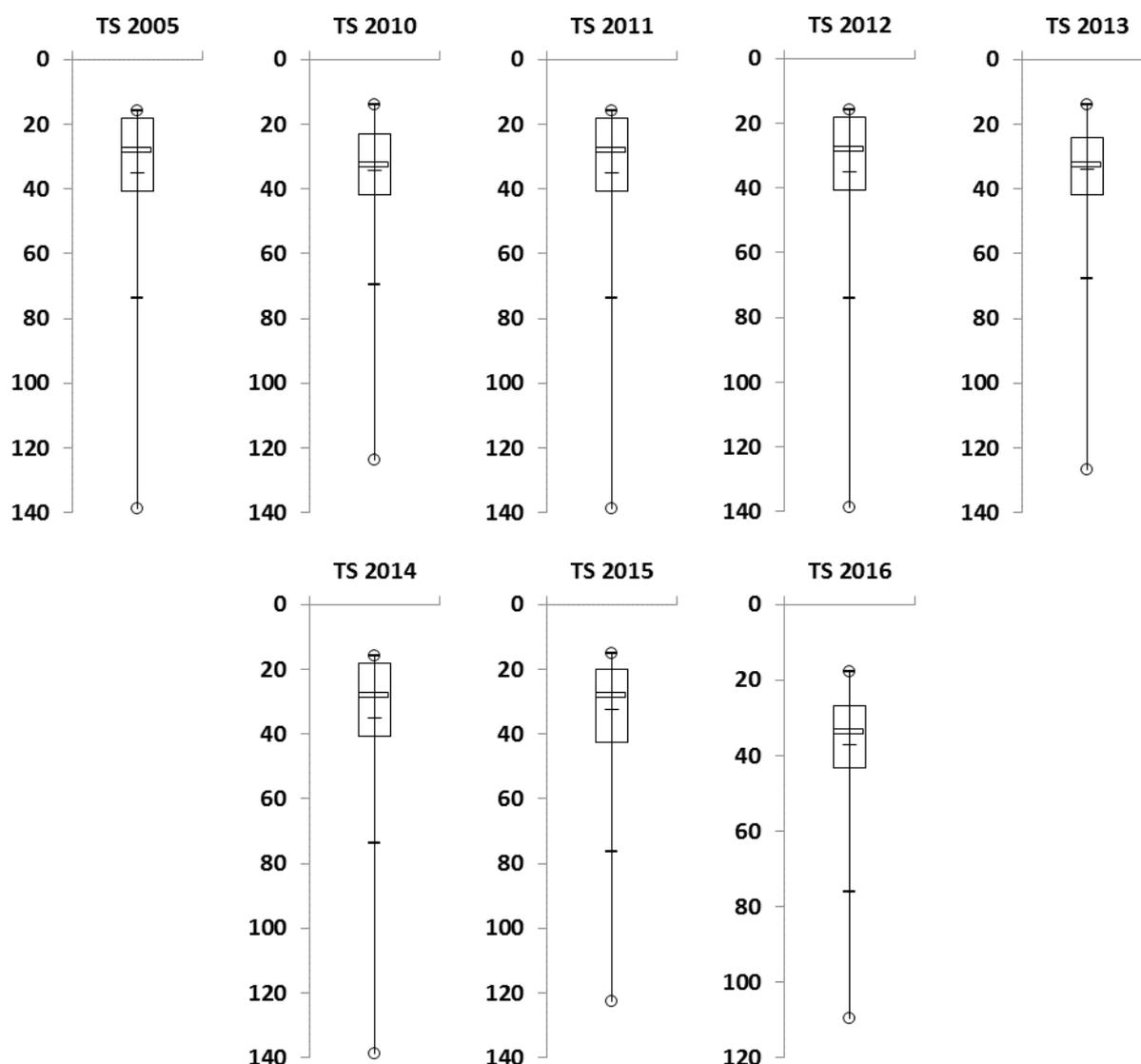


Figure 11 Box-plot de la distribution des cibles dans les couches profondes, en fonction de la profondeur, années 2005 et 2010-2016.

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 du même ordre de grandeur en taille que celles de 2011, 2013, 2014 et 2015 et donc inférieures aux années 2010 et 2012.

Mais ce sont surtout les valeurs de densité qui montrent de fortes variations, avec des valeurs très fortes en 2005 et 2012-2013, des valeurs intermédiaires en 2010 et 2016 et des valeurs faibles en 2011, 2014, 2015, années présentant de faibles densités. 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 2016 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). 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 pour la couche superficielle (13 en 2016 contre 5 kg.ha⁻¹ en 2015) et proche de celle de 2015 pour la couche profonde (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
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, 68 filets ont été posés en 2016, comme les années précédentes (Figure 12), à des endroits comparables.

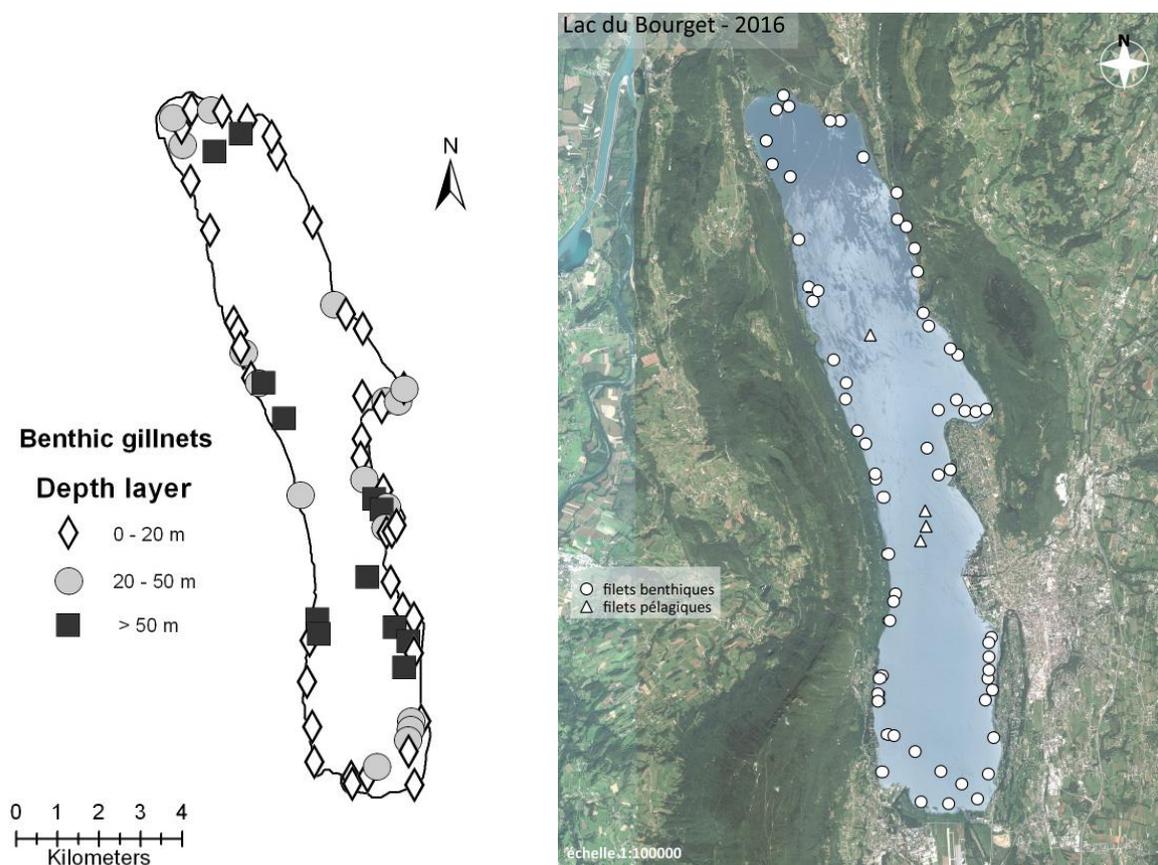


Figure 12 Répartition spatiale des filets et dates de relèves

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).

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 Espèce	Nombre Ind.	Biomasse gr	Rendements de pêche	
			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	Rendements de pêche			
	Nombre	Biomasse	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%
Omble	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%

La campagne de pêche 2016 a permis la capture de 18 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*), le goujon (*Gobio gobio*) ainsi que la lotte (*Lotta lotta*) et la brème bordelière (*Blicca bjoerka*) ont été capturés. De plus il est à noter la capture de la vandoise (*Leuciscus leuciscus*) et de la bouvière (*Rhodeus amarus*). Ces espèces sont marginales dans l'échantillonnage et sont de ce fait présentes en très faible quantité ou absentes selon l'année. Par contre le sandre, absent en 2013, a été à nouveau pêché comme en 2014-2015, mais en faible quantité, seulement 2 individus, confirmant sa faible présence depuis plusieurs années. L'événement marquant est la capture pour la première fois dans les pêches scientifiques du Silure (*Silurus glanis*), dont la présence dans le lac est avérée depuis plusieurs années.

Le rendement de pêche numérique de 293 ind./1000 m² est faible et est similaire à 2015 ; on observe une relative stabilité des rendements numériques depuis le début des suivis (Figure 13a). Le rendement de pêche pondéral est de 13 kg/1000 m². Il est supérieur à celui des campagnes antérieures ; le rendement pondéral est fortement impacté par quelques gros rotengles attrapés, les rotengles comptant pour moins de 4% en nombre, mais pour plus de 21 % en poids. Sans cette espèce, la valeur est similaire à 2015. 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.

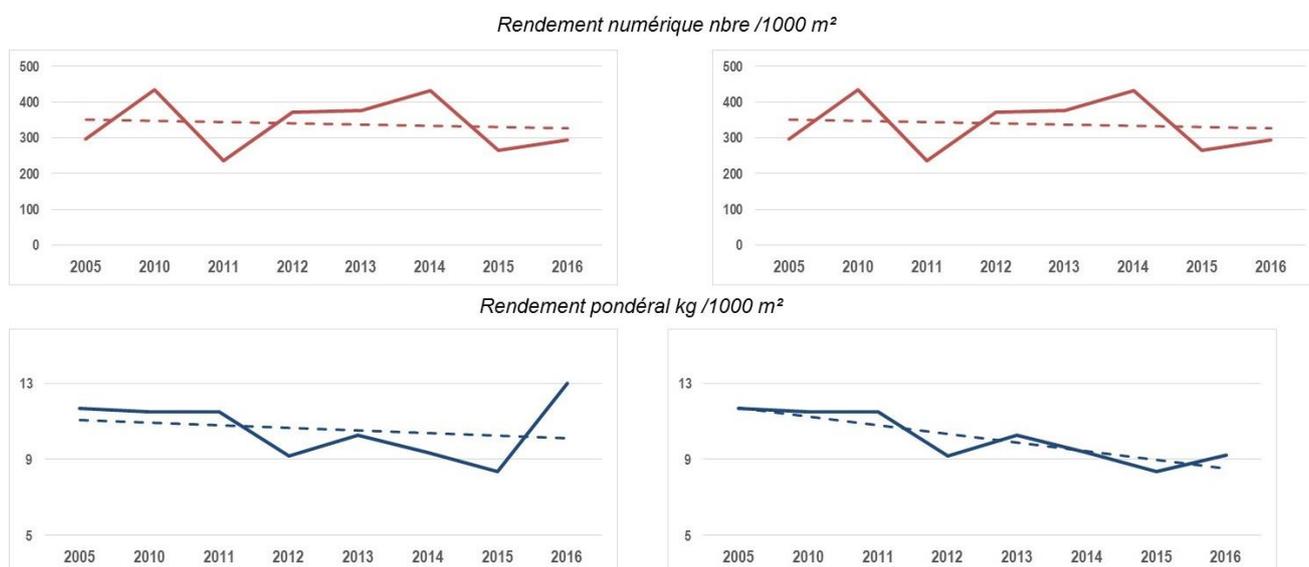


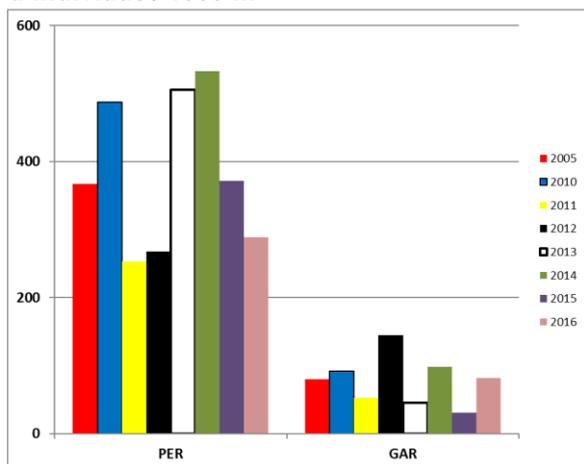
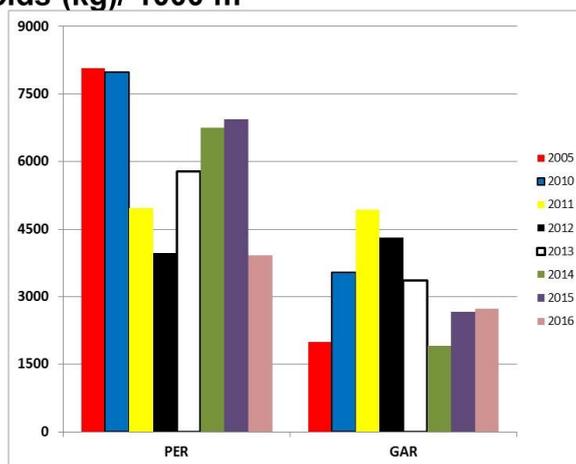
Figure 13 Rendement numérique et pondéral pour 1000 m² de filet, de 2005 puis de 2010 à 2015.

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 2016, rien n'a été capturé en zone profonde³. En 2012, 2013, 2014, et 2015 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 liés aux conditions climatiques (Gillet 2001). Ainsi, en 2016, les captures de perche sont similaires aux deux années faibles 2011 et 2012 ; 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 sont les années avec les valeurs les plus faibles pour la perche. Pour le gardon, les rendements pondéraux restent importants.

³ Il est à noter que dans les données brutes ONEMA des perches sont indiquées comme ayant été capturées dans les filets pélagiques en dessous de 50 m, mais nous les avons considérés comme un artefact : poissons capturés lors de la remontée du filet.

Nbre d'individus / 1000 m²**poids (kg)/ 1000 m²****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, avec un niveau bas, le poisson chat (PCH) (*Ameiurus melas*) qui présente la valeur la plus faible de la série (2,78 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*) est à un niveau jamais atteint auparavant. Le sandre, absent en 2013, a été à nouveau pêché comme en 2014-2015, donc en faible quantité, seulement 2 individus, confirmant 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*) a été capturé, à un niveau équivalent aux années précédentes, mis à part 2014.
- Les rendements de pêche observés sur la tanche (TAN) (*Tinca tinca*) sont globalement stables depuis le début de la chronique, 2016 étant une année record.
- Le chevesne, le goujon ainsi que la lotte et la brème bordelière sont à des niveaux similaires aux années précédentes. La vandoise et la bouvière ont été capturés mais à des niveaux faibles. Ces espèces sont marginales dans l'échantillonnage et sont présentes en très faible quantité ou absentes selon l'année.
- L'événement marquant est la capture dans les pêches scientifiques du Silure dont la présence dans le lac est avérée depuis plusieurs années.

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 cette année et avec de gros individus (20 % sont > 30 cm, pèse plus de 400 g et font 62 % du poids total). Les rendements pondéraux (Figure 16) confirment la tendance à la raréfaction du poisson-chat, peu d'individus et qui sont petits.

Nbre d'individus/ 1000 m²

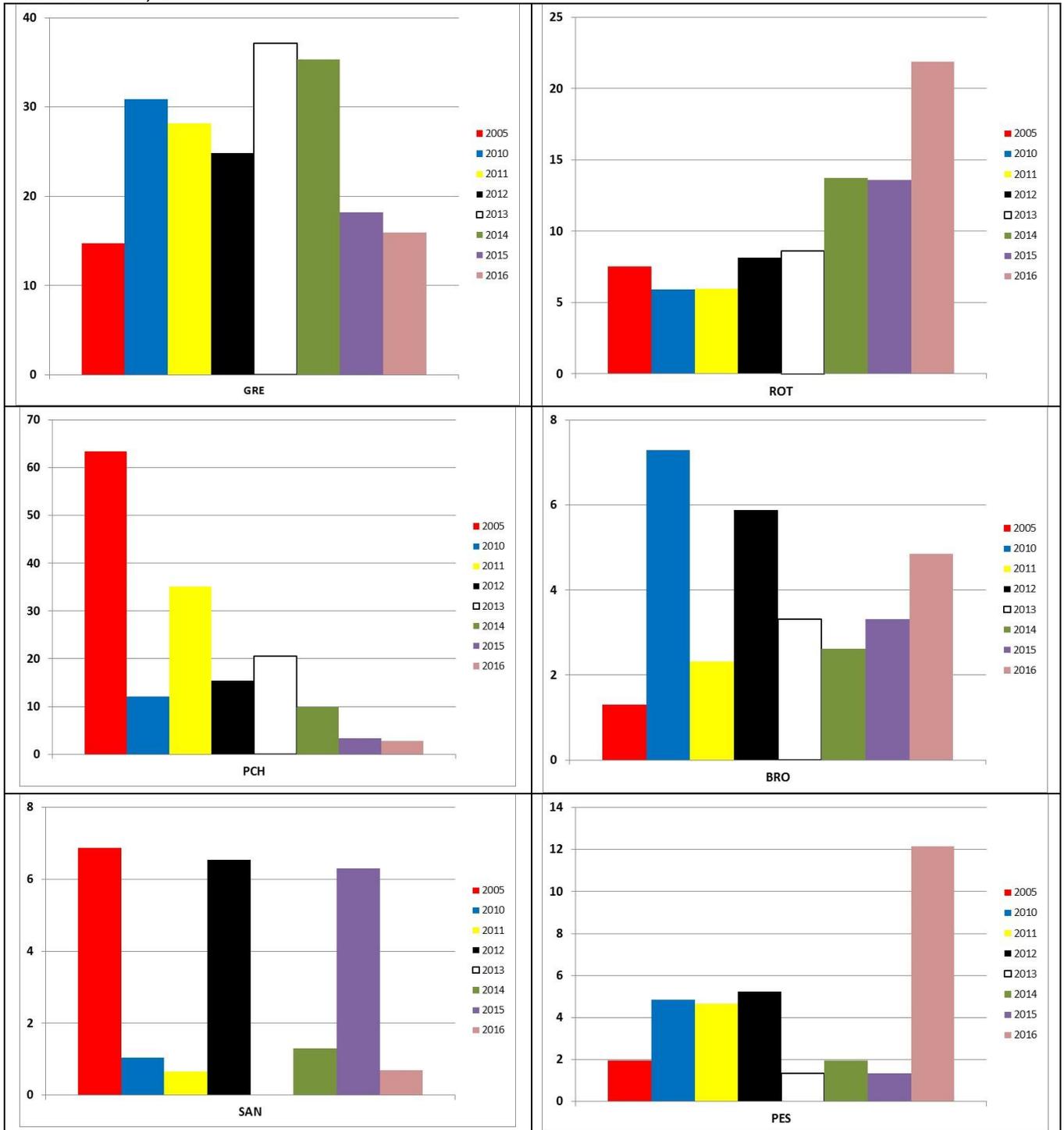


Figure 15 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques pour la greuille(GRE), le poisson-chat (PCH), le rotengle (ROT), le brochet (BRO), le Sandre (SAN), ainsi que la perche-soleil (PES)

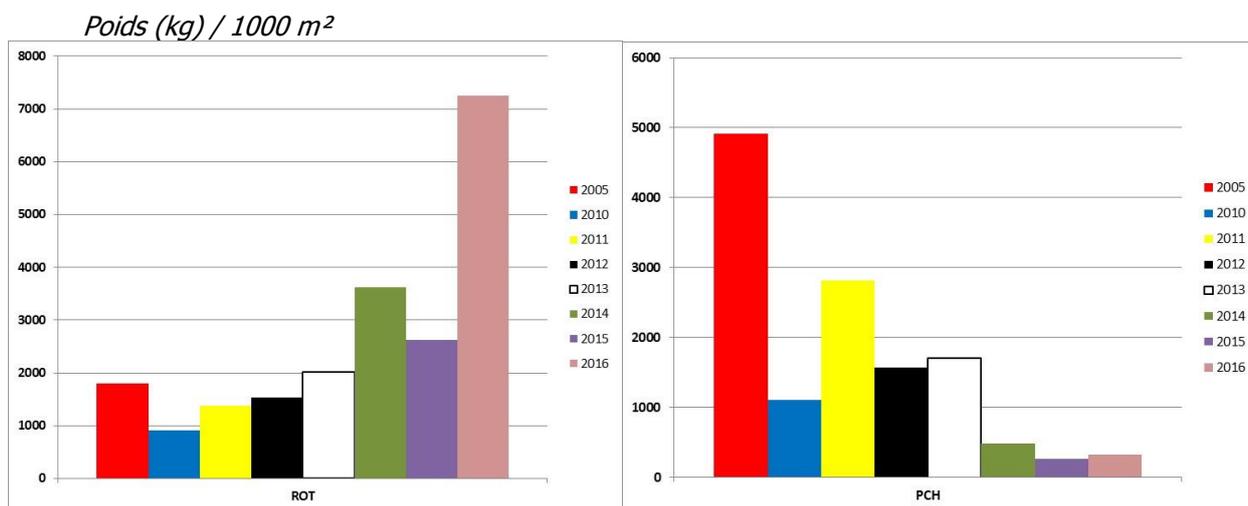


Figure 16 Rendements pondéraux (gr./1000 m²) des filets benthiques pour le poisson-chat (PCH) et le sandre (SAN)

III.2.4. Rendements des filets pélagiques sur la chronique 2005-2016

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 2016, 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 ; 2016 est une année de rendement très faible dans les filets pélagiques.

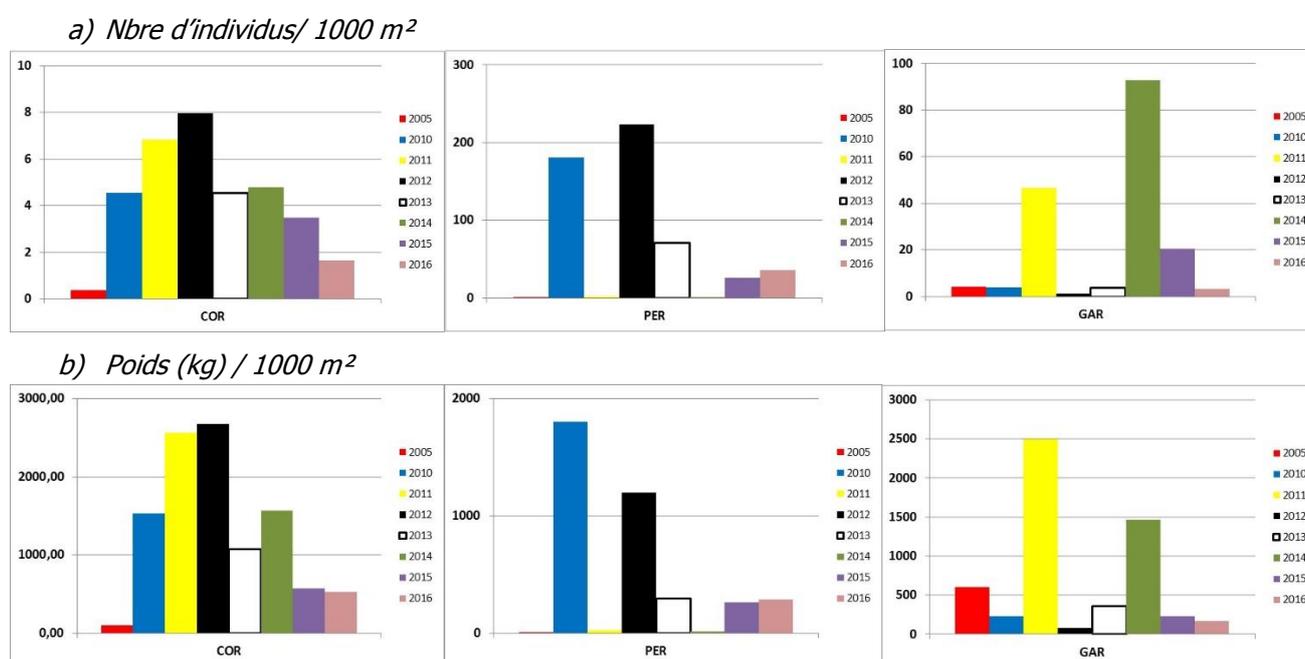


Figure 17 Rendements numériques (a) et pondéraux (b) des filets pélagiques

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 'mirandeliers' (filets benthiques de mailles comprises entre 9 et 16,5 mm), et sous forme d'adultes (poissons de plus de 2 ans) à l'aide d'araignées benthiques dont la maille est supérieure à 27 mm. Il n'existe pas de taille minimale légale de capture.



En 2016, la population de perche présente une nouvelle fois les abondances les plus fortes au sein du peuplement, caractérisées par une forte proportion d'alevins de l'année (Figure 18), avec un mode (taille moyenne des juvéniles) qui varie d'une année sur l'autre.

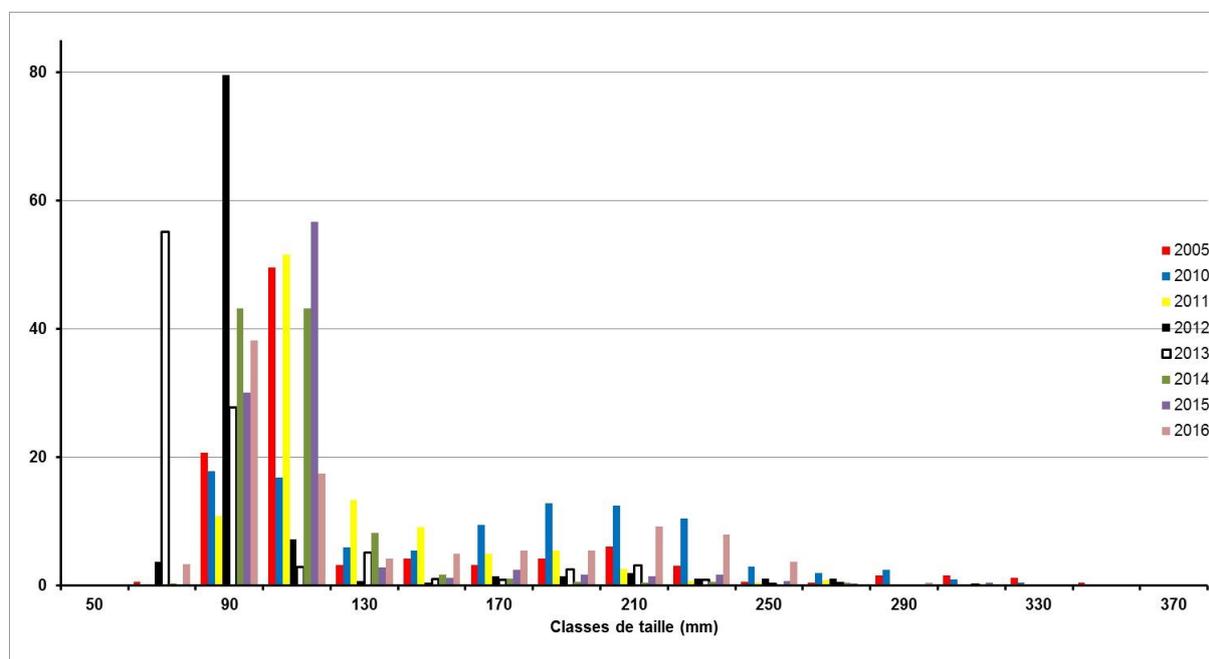


Figure 18 Structure en taille de la population de perche

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 varient 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 2016, la taille médiane des 0+ est conforme aux années antérieures (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.

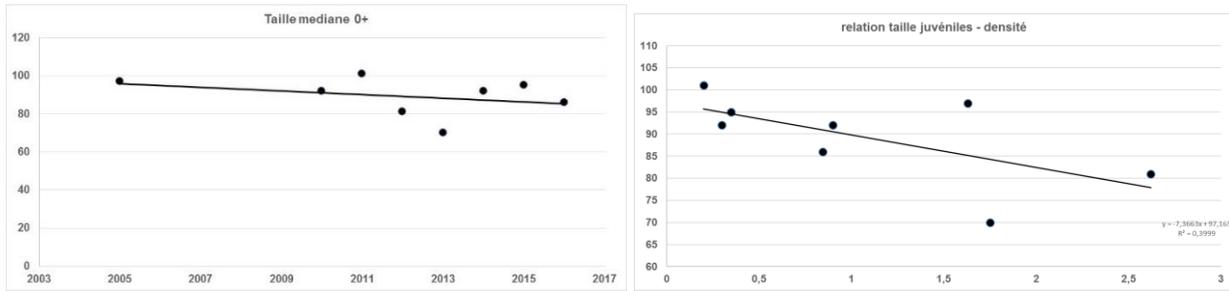


Figure 19 a) taille moyenne des juvéniles et b) relation tailles moyennes - densités détectées en couche de surface

Les poissons 0+ sont porteurs à environ 70 % du parasite *Triaenophorus crassus*, chiffre similaire aux années antérieures, et très conséquent, et légèrement plus faible que dans le lac d'Annecy. 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 (Master Amélie Frantz) 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 28,2 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 5 % mais en augmentation par rapport aux années précédentes. 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 en hausse en 2016 par rapport à 2014-2015, et que les juvéniles sont à un niveau bas.

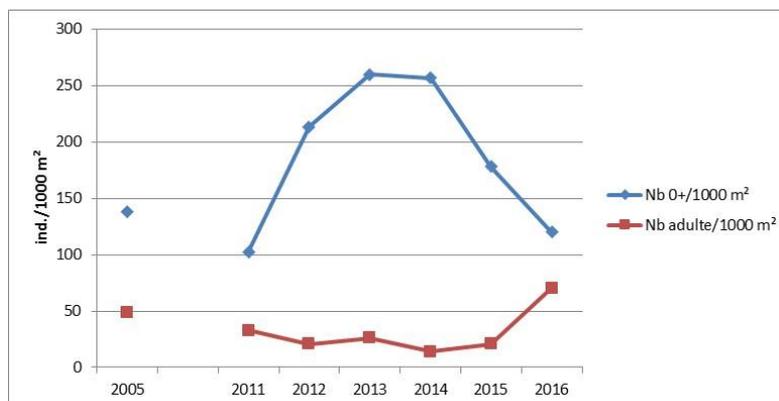


Figure 20 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les relations tailles-poids (Fig. 21) sont similaires, les différences n'étant pas significatives et nettement inférieure à la courbe de Giannotto et al. (2011) calculée sur 64913 spécimens provenant de 762 populations différentes de perches Européennes.

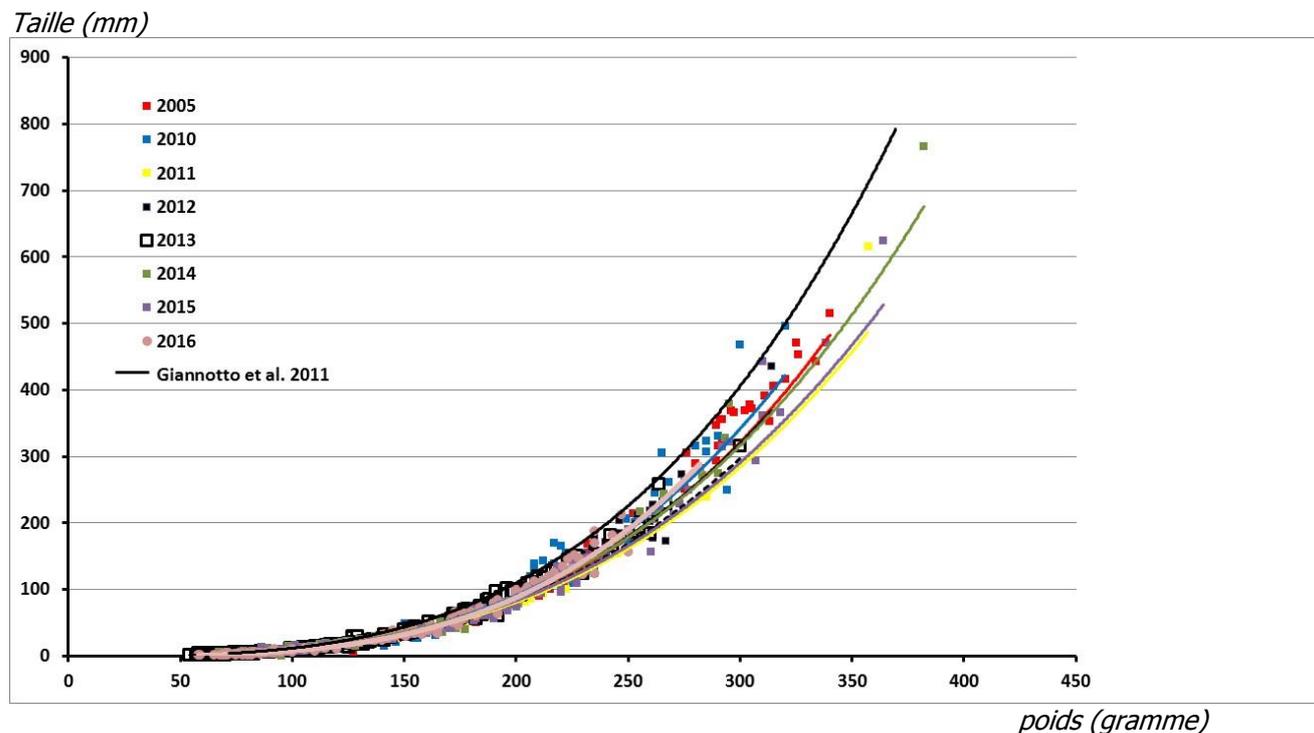
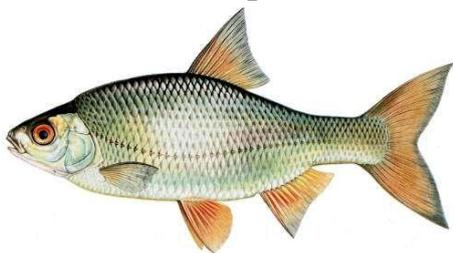


Figure 21 Relation taille – poids pour la perche (2005-2010-2011-2012-2012-2014-2015-2016).

3.2.6.2. Le gardon



Le gardon est l'espèce la plus abondante après la perche. Les rendements numériques sont à nouveau faible, au même niveau qu'en 2013, et partagés entre captures benthiques et dans le pélagique.

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'écailles. 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.

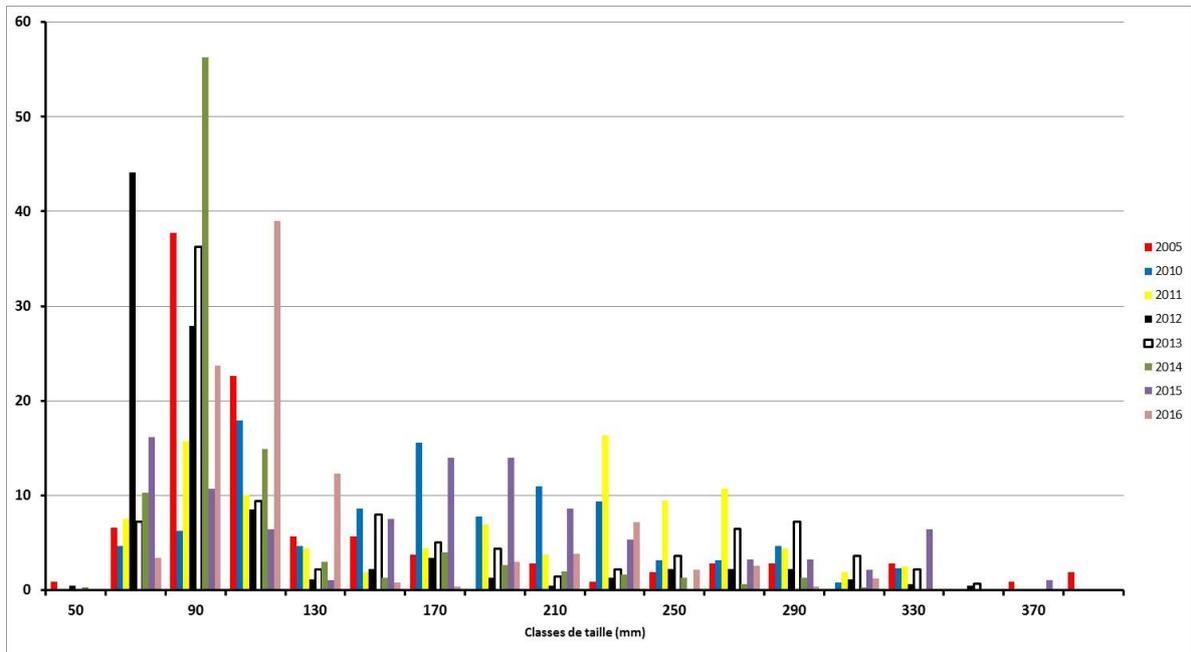


Figure 22 Structure en taille de la population de gardon.

La taille moyenne des 0+ est stable, aux alentours de 8 cm, mais légèrement supérieur en 2016 (9 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 2016, 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.

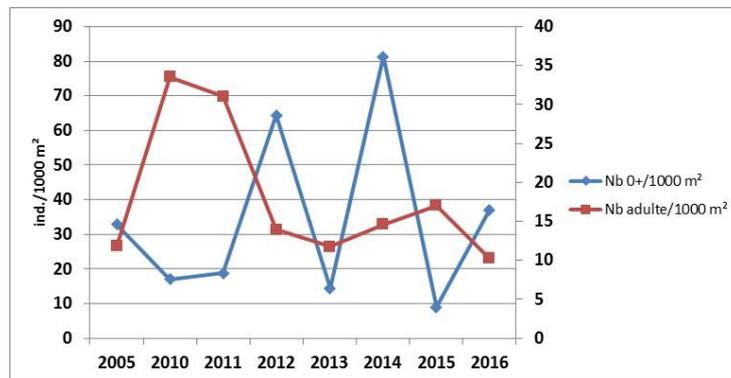


Figure 23 Rendements numériques des alevins de gardons et des gardons adultes.

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

Taille (mm)

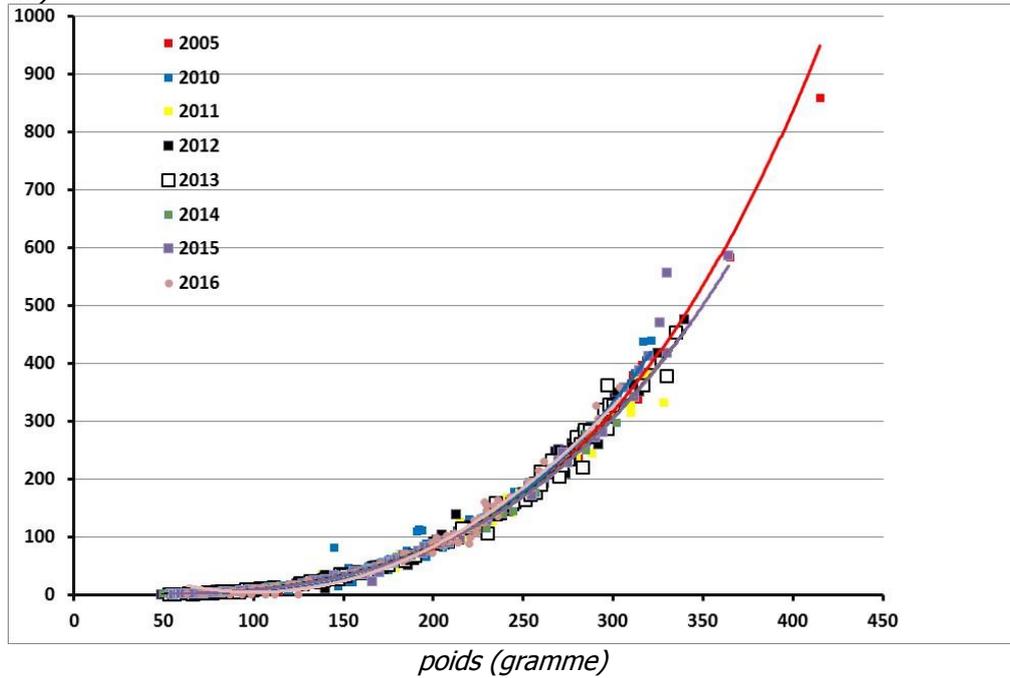


Figure 24 Relation taille – poids pour le gardon (2005-2010-2011-2012-2013-2014-2015-2016).

III.2.6.3. Le corégone (le lavaret)

L'année 2005 avait été caractérisée par un très faible nombre de corégones capturés ; il n'avait pas été possible d'analyser une quelconque structure en taille. En revanche, l'évolution récente du stock permet une analyse pour 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016 (Figure 25). L'analyse des écailles prélevées sur les corégones capturés au cours de la campagne 2016 confirme la présence de plusieurs générations :

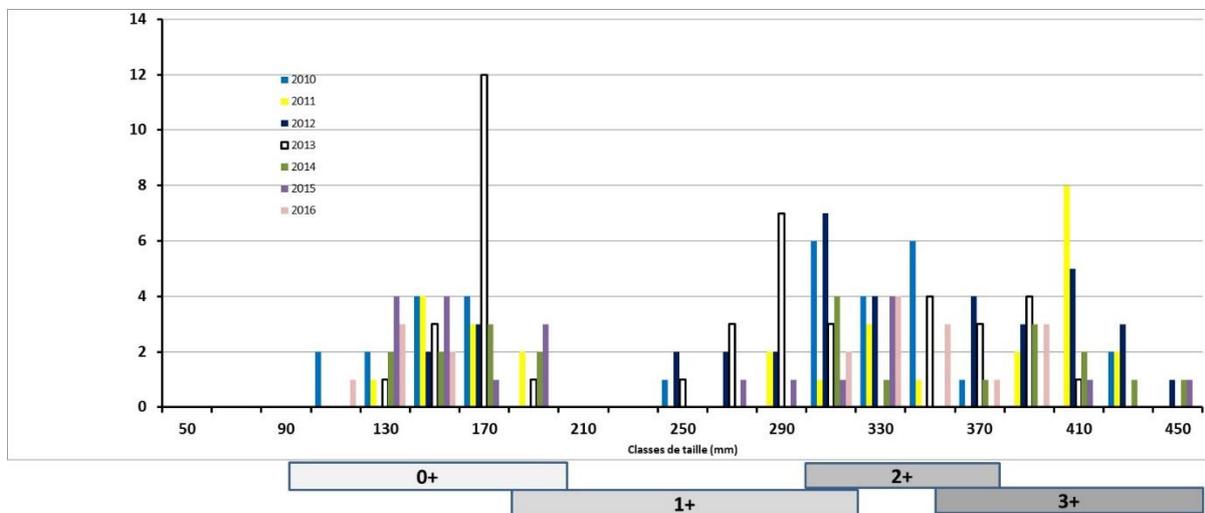


Figure 25 Structure en taille et en âge des corégones capturés en 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015 et 2016.

Les corégones de l'année attrapés mesurent entre 12 et 14 cm, ceux d'1 an, nés en 2015, mesurent moins de 33-34 cm. Les corégones de 2 ans, nés en 2014 mesurent entre 32 et 36 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 (Figure 26). On constate que les rendements de corégones adultes et juvéniles sont stabilisés depuis 2014. Les données acoustiques confirment la stabilité de la densité de cette population.

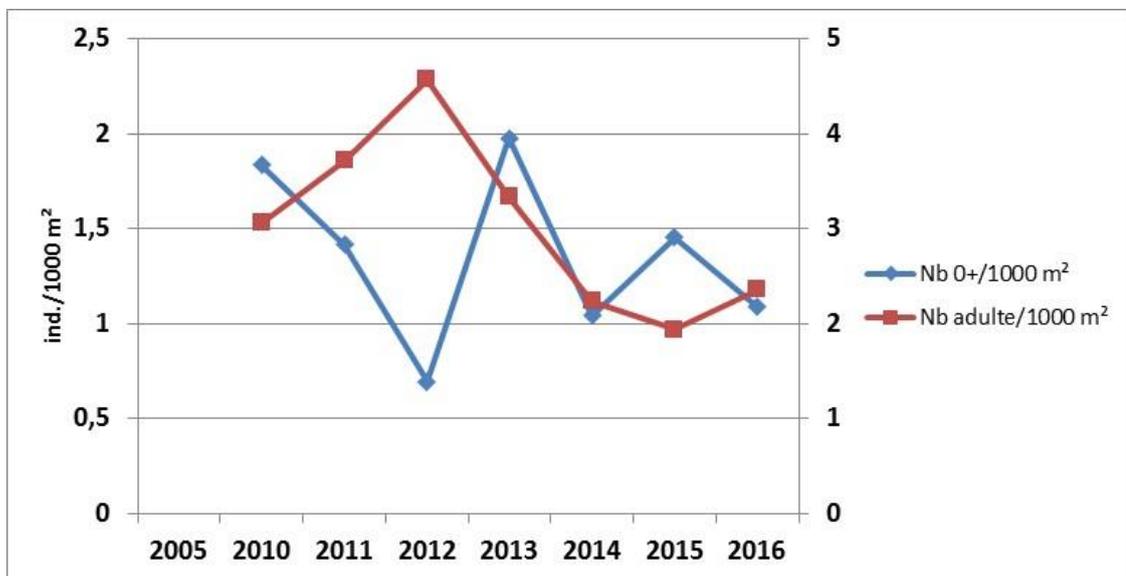


Figure 26 Rendements numériques des alevins de corégones et des corégones adultes.

Les relations taille-poids entre les 5 années sont identiques (Figure 27)

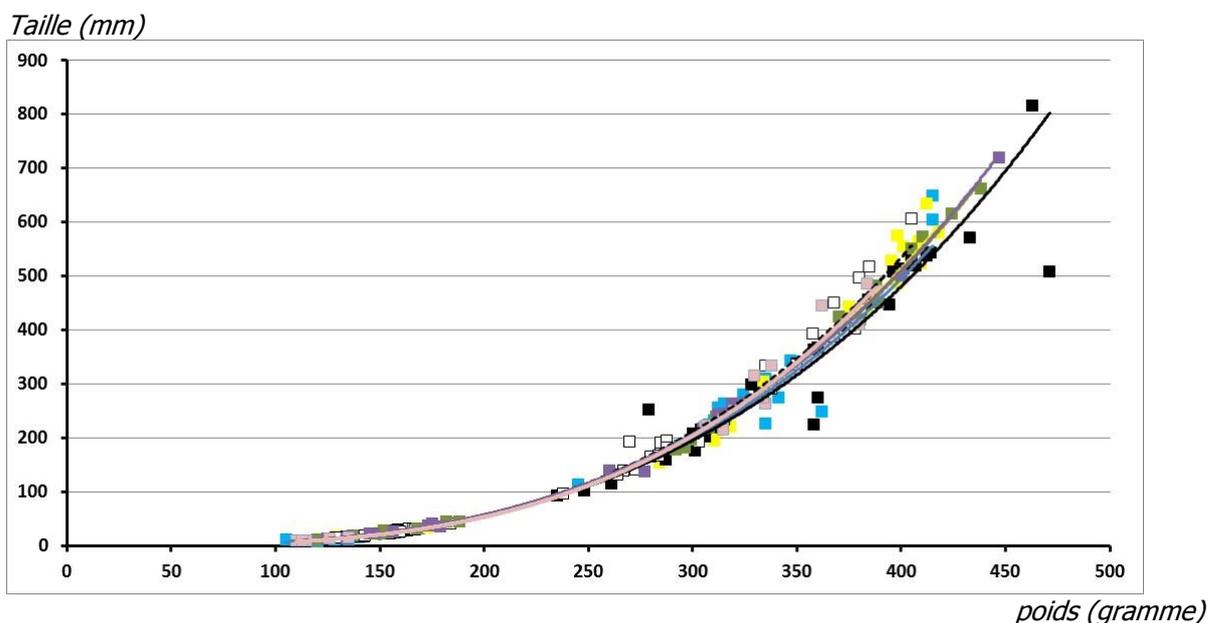
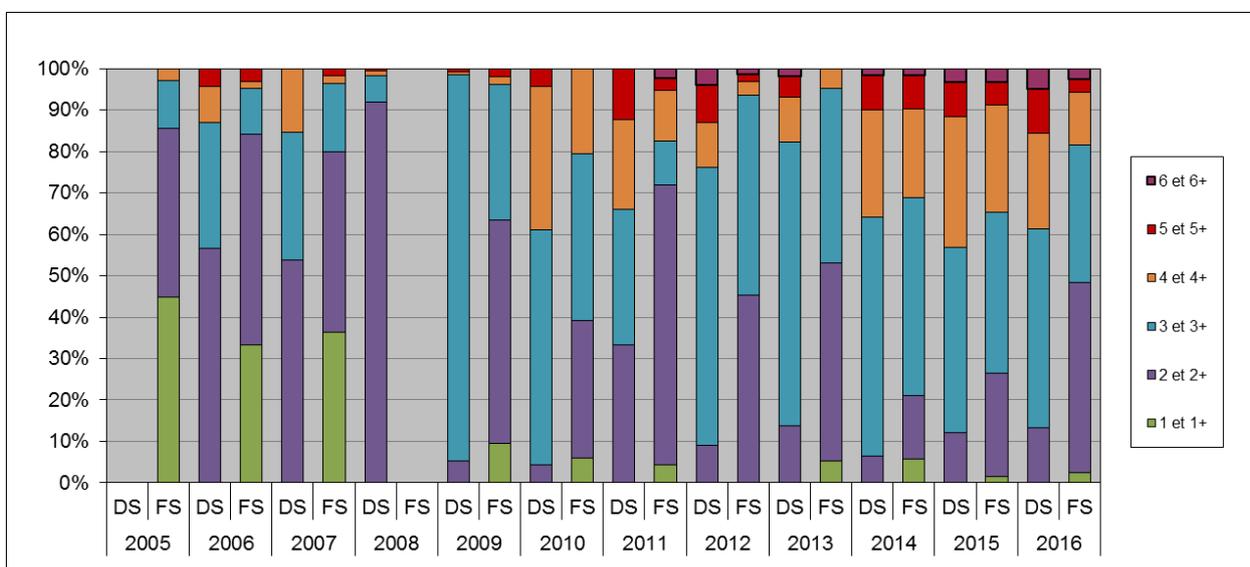


Figure 27 Relation taille – poids pour le lavaret (2010-2016).

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 de 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.



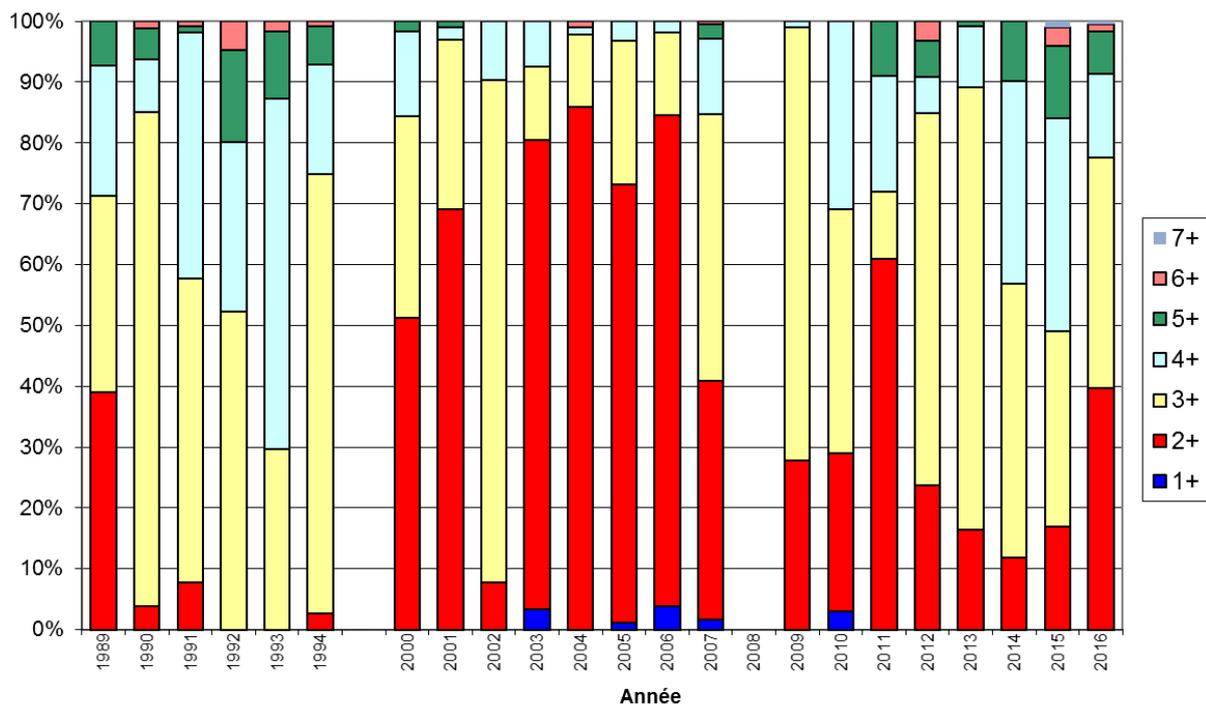
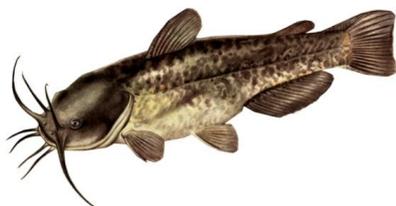


Figure 28 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (gauche, DS : début saison FS : fin saison) et la pêche professionnelle (droite, entre juin et août).

En 2016, 5 à 6 classes d'âge sont présentes dans la pêche. Contrairement aux années précédentes, les poissons âgés de 2 ans dominent les captures de milieu et fin de saison (40 à 50 % contre 10 à 20 % habituellement). 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 et pour la première fois un poisson de 10 ans mesurant 60 cm a même été capturé. 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



Nbre d'individus

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 2010-2016 montrent une tendance significative à la diminution de cette population, le rendement numérique surfacique étant le plus bas de la série (Figure. 29).

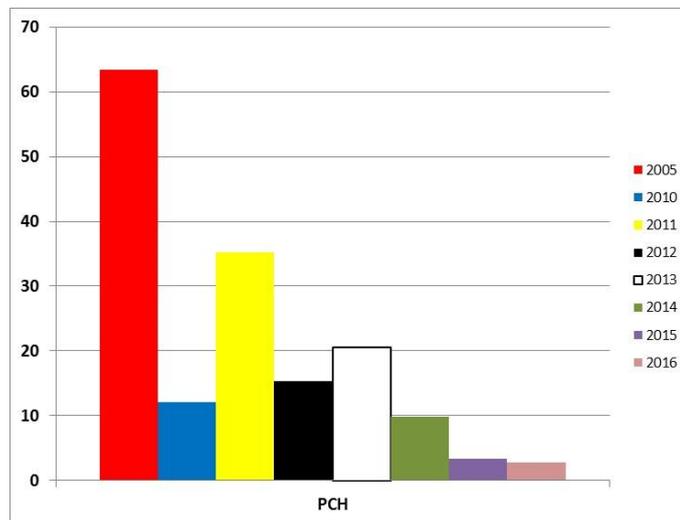


Figure 29 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques pour le poisson-chat.

La structure en taille de 2011, 2012, 2013, 2014 se rapproche de celle de 2005 et s'étale entre 9 et 27 cm (Figure 30). Celle de 2010 en revanche était plus morcelée avec 2 groupes : des jeunes individus dont la taille est inférieure à 10 cm et des individus plus âgés mesurant entre 15 et 25 cm. Celle de 2016, ne comporte plus qu'un seul individu de taille inférieure à 13 cm.

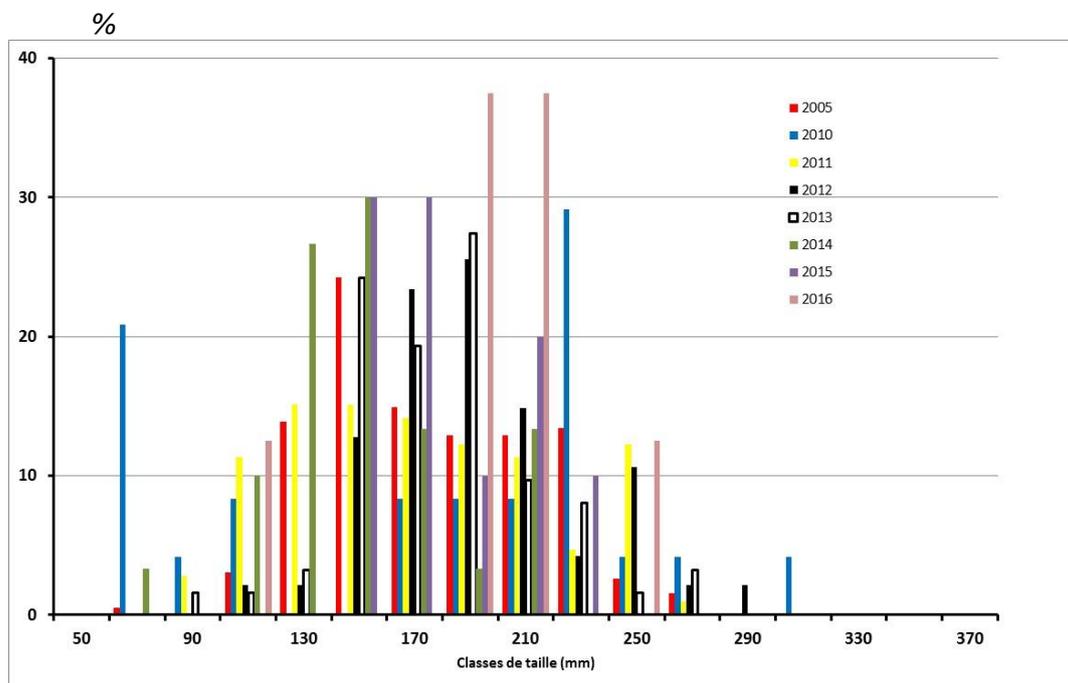
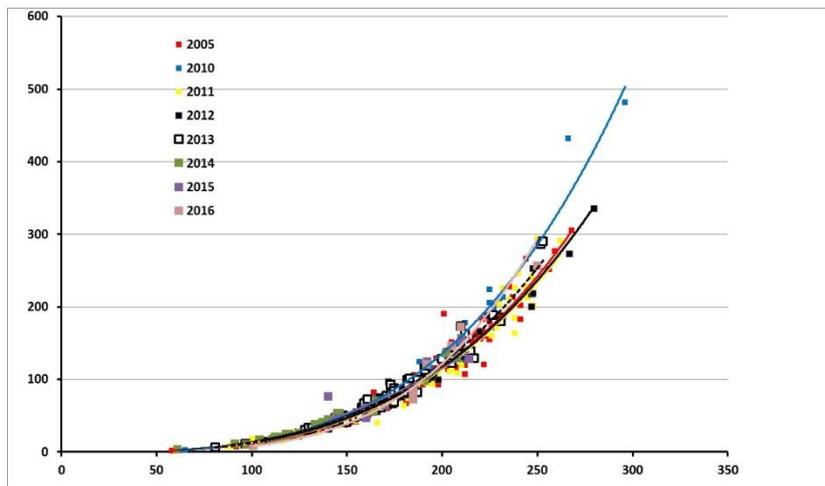


Figure 30 Structure en taille de la population de poisson chat.

Les relations taille-poids (Figure 31) sont similaires entre les années, seule la courbe de 2010 se détache, du fait de quelques gros individus.

Taille (mm)



poids (gramme)

Figure 31 Relation taille – poids pour le poisson-chat (2005-2010-2012-2013-2014-2015-2016).



Le rendement numérique de la **grémille** en 2016 est faible et proche de celui de 2015 (inférieur à 10 ind./1000 m² contre 20 pour les autres années).

Les structures en taille sont très similaires entre les années (Figure 32). En 2016, il y a une forte présence de gros individus et la grémille la plus grande de la série a été capturée (154 mm). Les relations tailles-poids sont similaires (Figure 33).

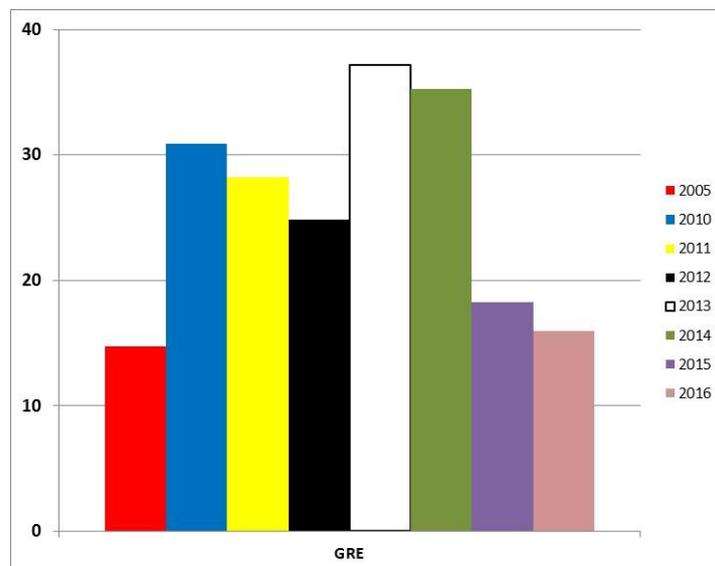


Figure 32 Structure en taille de la population de grémille

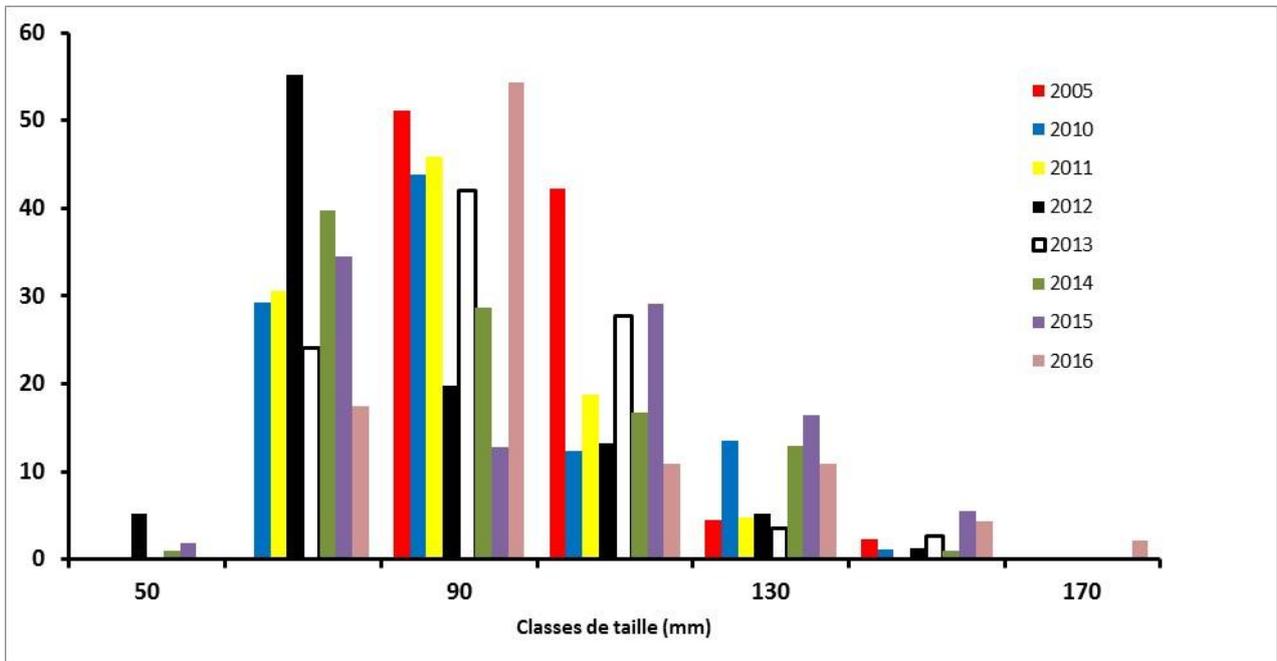


Figure 33 Relation taille – poids pour la grémille (2005-2010-2011-2012-2013-2014-2015-2016)

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.

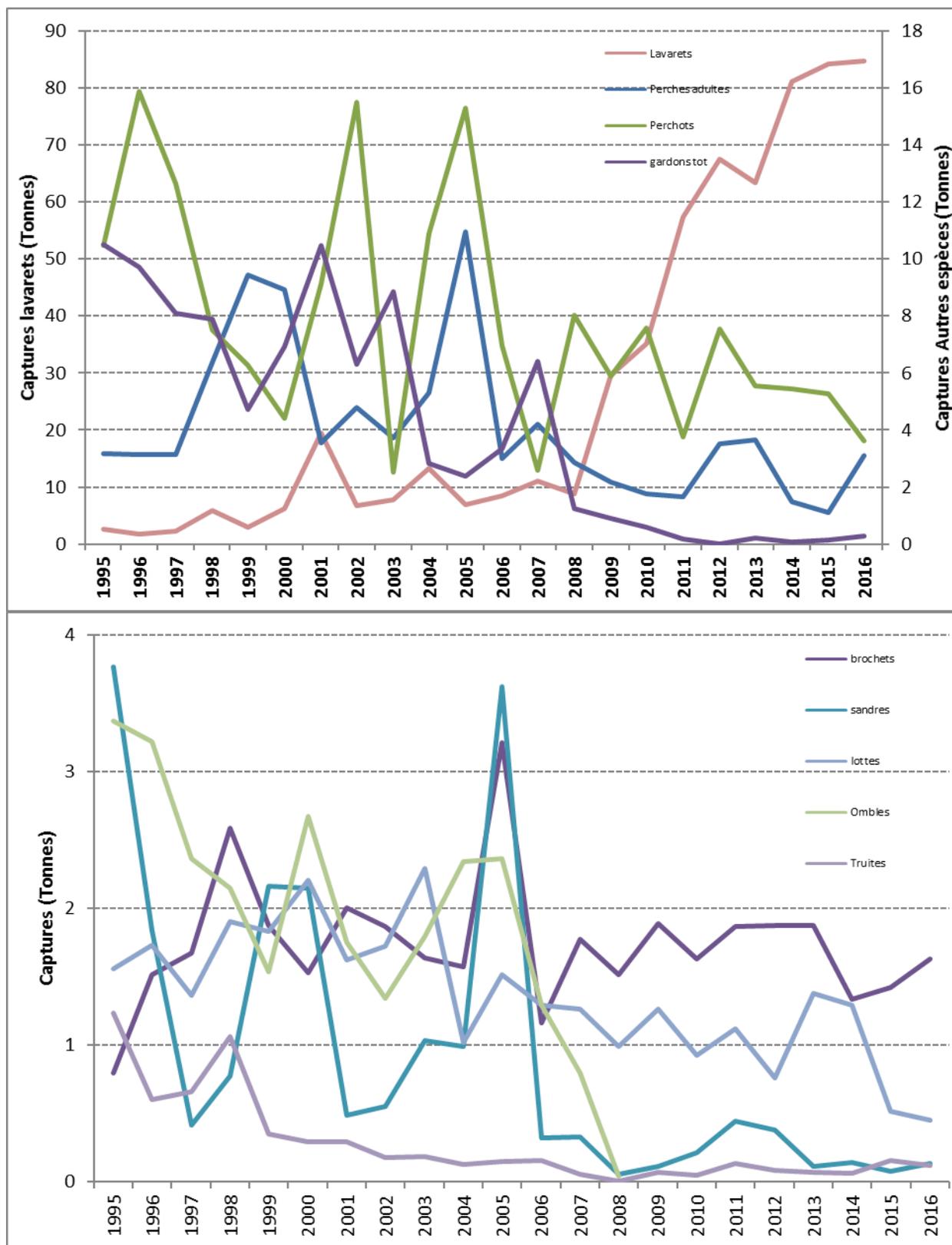


Figure 34 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2016 (données DDT73).

La saison 2016 est une nouvelle fois une année record avec 96 tonnes de poissons capturés, légèrement supérieure à l'année dernière.

L'ensemble des captures est dominé par le corégone et atteint le même niveau que l'année dernière, 84 tonnes. La perche, quelque soit le stade auquel elle est exploitée, connaît une progressive diminution

depuis le milieu des années 90. En l'espace de 20 ans, les captures totales de perches (adulte + friture) sont passées d'une moyenne de 15 tonnes par an à 8 tonnes. En 2016, elles ont été marquées par des captures de perches adultes de nouveau en hausse et de faibles prises de perchots.

Les captures de gardon accusent quant à elles une forte chute en passant de 8 tonnes par an en moyenne entre 1995 et 2000 à quelques centaines de kgs au cours des 5 dernières années. Cette baisse est d'autant plus marquée que, depuis 2008, le gardon > 10 cm est interdit de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB et que cette espèce est également moins recherchée par la profession

Touché également par cette interdiction, 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 locales 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 en 2016, les captures des pêcheurs professionnels semblent confirmer une légère augmentation de la population atteignant plus de 150 kgs.

En 2016, les captures de brochet se situent pour la deuxième année consécutive à un niveau de capture relativement bas rarement observé jusqu'à présent (1,4 tonnes). Les captures de sandre s'effondrent une nouvelle fois en 2014, constat partagé au niveau des rendements de pêches scientifiques. Enfin, les prises de lottes continuent à s'effondrer en 2016 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 2016, les captures de silures ont continué à être importantes avec un peu plus de 100 silures officiellement déclarés chaque année 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 en 2015 mesuraient en moyenne 90 cm et pesaient 4 à 5 kgs. En 2016, on note que la population a vieilli et les poissons dépassent plus généralement le mètre et pèsent plus de 5 kgs.

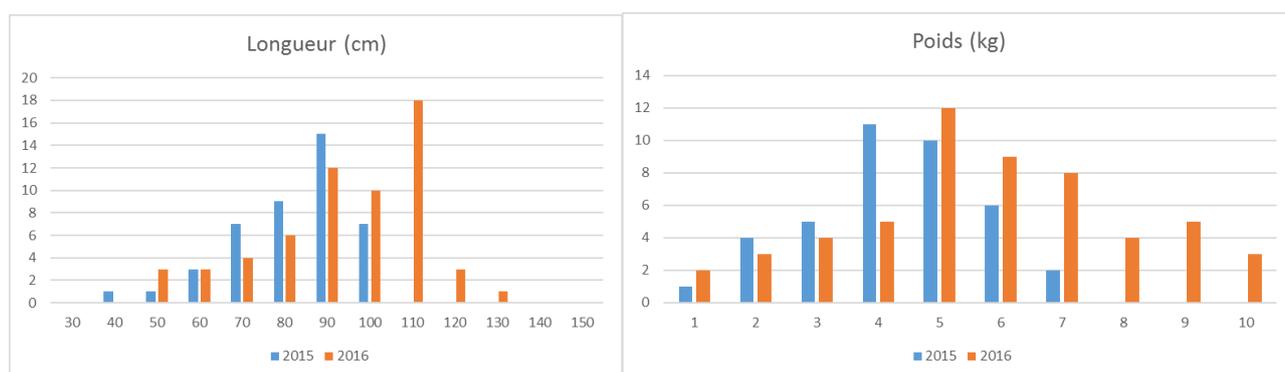


Figure 35 Distribution en taille et en poids des silures capturés en 2015 et 2016.

III.3.2. 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. La tendance observée confirme le fort accroissement de la population de corégone. Ainsi, les CPUE qui stagnaient depuis le début des années 90 autour de 2,5-3 kgs / pic ont commencé à progresser à partir de 2008 et ont atteint une valeur record en 2011 avec 22,8 kg/pic. Contrairement aux données brutes de statistiques de pêche qui montrent une constante augmentation des captures avec un nouveau record en 2015-2016 établi à 84 tonnes, le rendement de pêche a tendance depuis 5 ans à se diminuer et en 2016 ce dernier est passé en dessous de 15 kgs/pic. Les évolutions mensuelles (en bleu sur le graphique) montrent que les rendements de début d'année sont faibles depuis 2 ans, s'apparentant à ceux observés avant 2010.

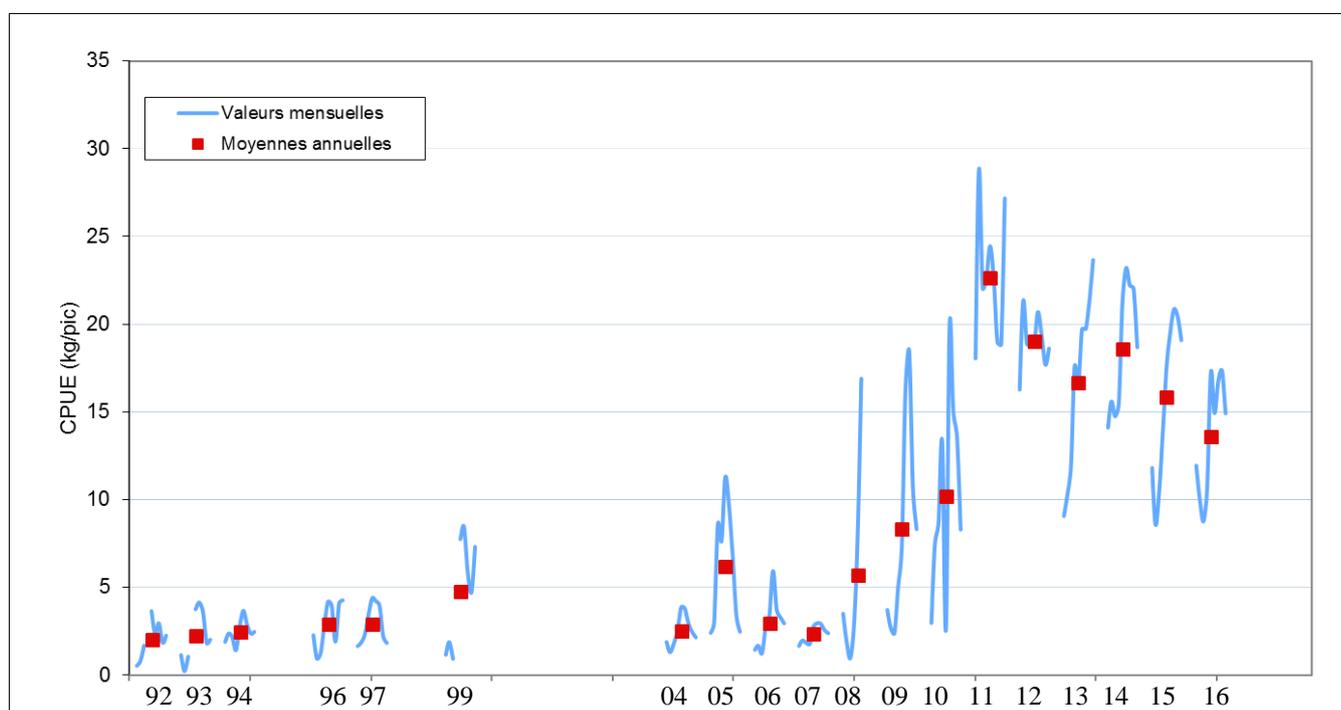


Figure 36 Evolution des captures par unité d'effort pour le corégone (données DDT73)

III.3.3. 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 corégones par sortie (Figure 37). Depuis 2008, ils ne cessent de progresser et oscillent depuis 4 ans autour entre 2 et 2,5 corégones 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 corégones 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 2016, les rendements calculés restent stables autour de 2 corégones par sortie en moyenne sur l'année.

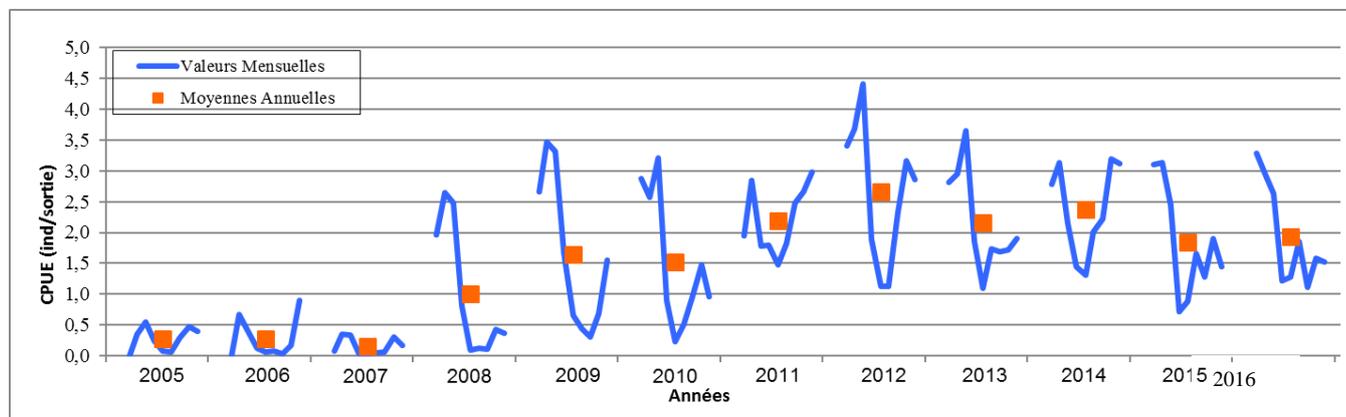


Figure 37 Rendements de capture de corégones de la pêche amateur entre 2004 et 2016.

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Fig. 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 2016, le rendement est de nouveau en hausse s'approchant d'1 omble / sortie. On peut s'attendre dans les années à venir à ce que ces fluctuations diminuent du fait d'une stabilisation depuis 2012 du pacage lacustre autour de 100.000 estivaux d'ombles déversés annuellement.

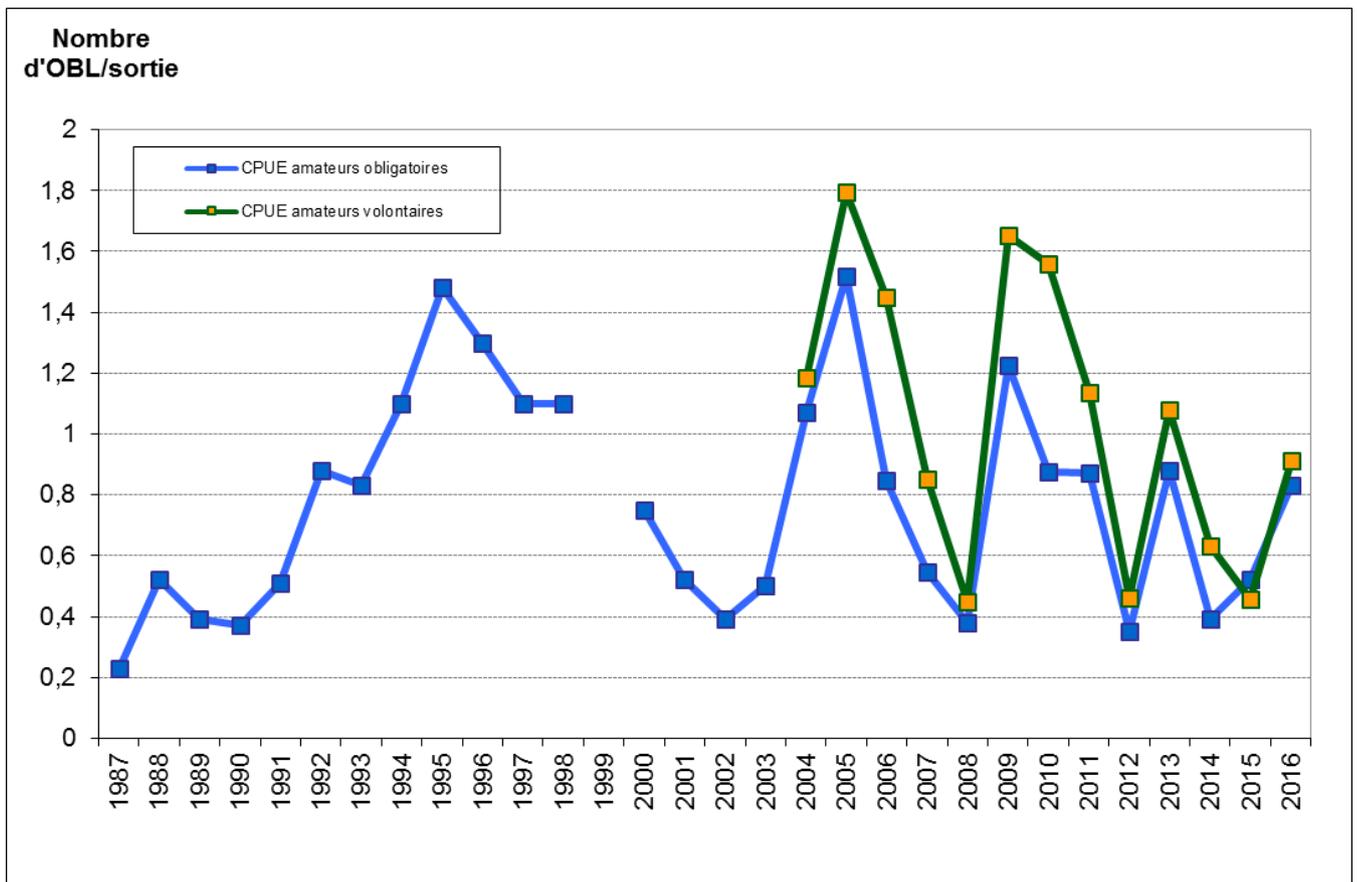


Figure 38 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2016

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 90 et les années 2000 (Fig. 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 (Fig. 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 et s'est accentué encore en 2016. Pour autant, le suivi des pêcheurs volontaires semble moins alarmiste (Fig. 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 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.

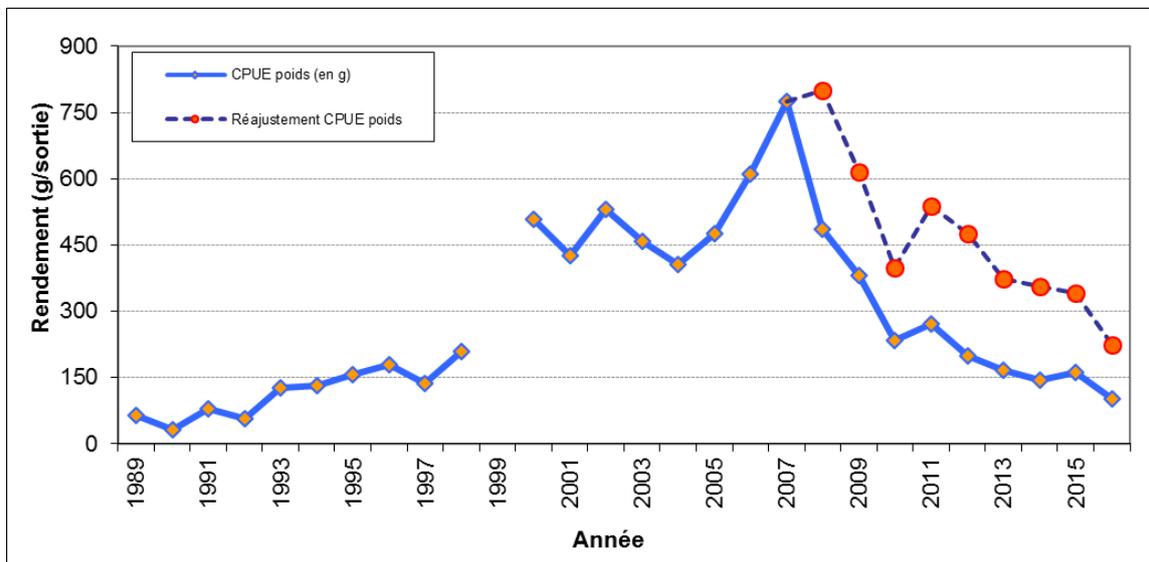


Figure 38 Rendements pondéraux des brochets.

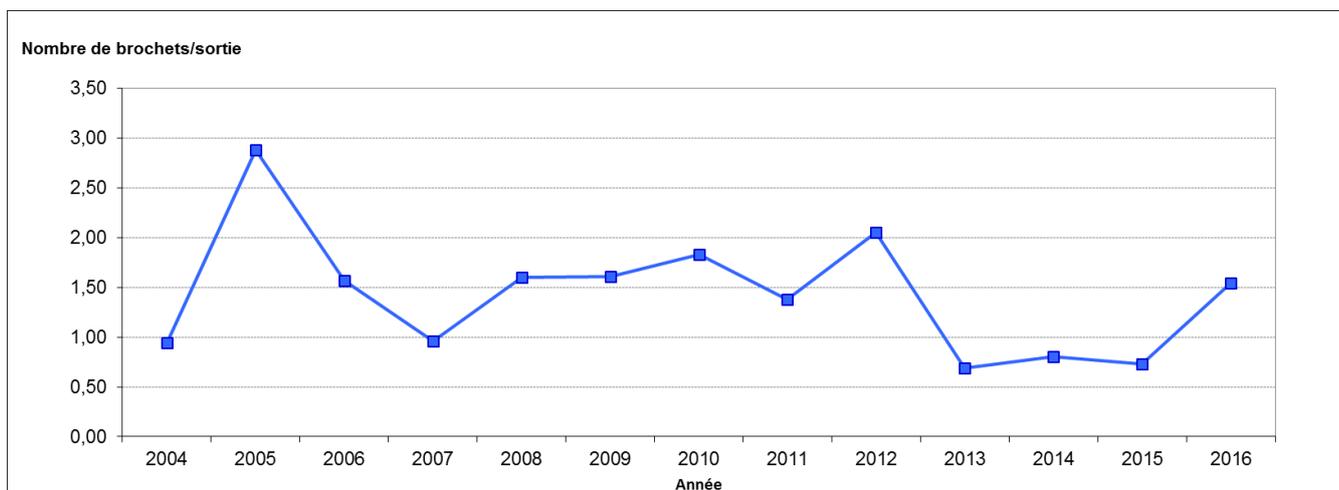


Figure 39 Rendements numériques des brochets capturés par les pêcheurs volontaires.

IV. Discussion

La diversité piscicole du lac apparaît comme stable, même si cette année des espèces difficilement capturable par les filets comme la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) ou peu abondante comme la vandoise, l'ablette, la brème bordelière, la bouvière ont été capturées. Le fait marquant de cette année est la pêche du silure, capturé pour la première fois dans les pêches scientifiques, avec une présence avérée depuis maintenant plusieurs années. Le poisson chat confirme sa raréfaction.

Le rendement de pêche pondéral observé en 2016 est en hausse par rapport aux années précédentes, mais principalement dû à une espèce, avec quelques gros individus capturés. Sans ces individus, la tendance serait sensiblement à la baisse, 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 numérique lui est plus variable d'une année à l'autre mais semble 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 a 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, observées en 2005 et celles de la période 2010-2016 stable. L'espace occupée par ces poissons apparaît aussi stable au cours du temps. Après un maximum atteint en 2012, on obtient en 2016 un niveau équivalent aux autres années de la série, observant même une légère remontée après les années 2014-2015. La population apparaît donc comme globalement stable, les rendements de pêches scientifiques des adultes et de juvéniles sont à un niveau relativement constant depuis le pic de 2012. Les tailles détectées par acoustiques confirment que la majorité des poissons sont adultes (~69 %) comme les années précédentes.

La population de lavaret est à nouveau présente en grande quantité comme l'atteste les statistiques de pêches (84 tonnes pour les professionnels en 2016 contre moins de 7 tonnes en 2005). Le nombre de juvéniles de l'année capturés dans les pêches scientifiques est relativement constant. Malgré tout le faible nombre de poisson pêchés ne permet pas d'être totalement affirmatif sur ces fluctuations observées des rendements de pêches. Les poissons âgés de 3 ans apparaissent maintenant régulièrement dans les pêches scientifiques, mais aucun poisson plus âgés n'est présent. La pêche professionnelle comme amateur, exploitent en revanche principalement 4 classes d'âge et épargne les plus jeunes poissons. L'augmentation de la taille légale de capture et des mailles des pics a en partie permis d'atteindre cet objectif. Même si les captures des professionnels se maintiennent à un niveau élevé et les densités acoustiques semblent stables au cours de ces dernières années, on doit cependant constater une baisse de rendements progressive de la pêche professionnelle depuis le pic de 2011. Cette baisse n'est pas aussi marquée chez les pêcheurs amateurs où le rendement semble plutôt se stabiliser. Ces tendances sont donc à surveiller dans les années à venir.

Le nombre de corégones capturés au cours de cette étude ne permet pas d'obtenir des informations très précises sur les distributions en classes d'âges. Il est à noter que l'augmentation de l'effort de pêche ciblé sur les couches qu'occupent préférentiellement les corégones dans la zone pélagique, mal échantillonné par la norme DCE (Decelières-Vergés et Guillard 2008, Yule et al. 2013) réalisée dans les pêches scientifiques INRA ne le permettait qu'en partie. 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. Il a été montré sur le Léman que cette augmentation de population était aussi liée à des conditions favorables aux larves, avec une bonne synergie avec l'émergence de leurs ressources trophiques nécessaires (Anneville et al. 2009). Dans le Bourget, ces deux phénomènes associés à une gestion halieutique plus adaptée concourent à ce qu'on a pu qualifier de 'retour du Lavaret', et de la pérennité de ce retour le stock étant stable depuis plusieurs années (Guillard et al. 2015).

Pour les autres populations, on observe :

➤ Des populations de perche et de gardon à des niveaux hauts, fluctuants d'une année sur l'autre, du au 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 campagnes de pêches scientifiques montrent en 2016 un rendement de capture en augmentation pour les perches adultes.

Les données obtenues par acoustique ne confirment pas le faible niveau de rendement de perches juvéniles constaté par les pêches aux filets. Le niveau du stock serait moyennement important et la distribution principalement pélagique, mais pas centrale, serait mal approchée par les filets benthiques. Ce niveau d'abondance et ce patron de distribution expliquerait les faibles rendements de perches dans les filets pélagiques. Il semble comme les deux années précédentes, que les filets benthiques quantifient mal le stock car la distribution des poissons est proche des zones littorales, si on se réfère à l'hydroacoustique, mais pas réellement en zone de bordure.

En 2016, les tailles moyennes des individus juvéniles (~7 cm) sont proches de celles des années 2012 et 2013 qui affichaient une croissance faible (~8 et 7 cm). Le stock était à son plus haut niveau, mettant en évidence une relation taille moyenne des individus 0+ et niveau du stock, plus qu'un effet direct des baisses de ressources trophiques en relation avec la réoligotrophisation. 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 2016 a vu un nombre de brochets capturés relativement élevé. Mais cette espèce a une capturabilité très variable dans les filets et 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, 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, même si les rendements de capture ont diminué entre 2013-14 et 2015-16 2014, et sont à un niveau similaire à 2005. 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. Quoiqu'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 seul 1 individu a été capturé, comme les années précédentes, mis à part 2014.

➤ Enfin, comme il a été souligné, le silure a fait son apparition dans les pêches, avec 3 individus capturés, taille comprise entre 368 et 523, confirmant s'il en était besoin 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 confirmation de la stabilisation de la population de lavaret, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, et la régression d'espèce indicatrice d'un milieu de moins bonne qualité comme le sandre et le poisson-chat; *ii)* un rendement de pêches relativement stable sur la série ; *iii)* 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 2016 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 ; *iv)* la nécessité de disposer d'une chronique annuelle de données multi-descripteurs prenant en compte le peuplement dans son entier pour s'affranchir des variations annuelles et des limites de chaque méthode afin de pouvoir interpréter les tendances sur le long terme.

L'image du peuplement de poisson du lac du Bourget permet ainsi 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. Déjà constaté sur les compartiments eau et plancton dans le cadre du suivi annuel du lac, cette amélioration est renforcée à présent par la réponse du compartiment biologique supérieur, le poisson, avec le maintien à un niveau élevé de la population emblématique du lavaret. 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.

ETUDE RELATIVE AUX MACROPHYTES

Ces résultats s'intègrent dans le cas du programme FEDER « Grands Lacs Alpains » et des suivis réalisés par le CENS en 1999, 2006, 2007, 2008 et 2011 et par le CENS et le CARRETEL en 2016. Le principal résultat est une augmentation graduelle de la profondeur maximum de colonisation de la végétation, avec en 1999 une valeur médiane à 4 m alors qu'en 2016 elle est de 12 m. Cette augmentation de la profondeur maximum est associée à une colonisation principalement de *Chara globularis*, *Nitelopsis obtusa* et *Utricularis australis*. *Chara contraria*, *Potamogeton pectinatus* et *Potamogeton berchtoldii*, espèces très dominantes initialement, restent principalement inféodées à la zone peu profonde entre 3 et 7 m de profondeur, là où le recouvrement de la végétation est maximum.

I Introduction

Le Conservatoire d'Espaces Naturels de la Savoie réalise un suivi régulier des macrophytes aquatiques basé sur une cartographie précise des herbiers du lac mis au point en 1999 par ECOTEC d'où découle un dispositif de 19 transects. A ce jour 5 campagnes ont été réalisées en 2006, 2007, 2008, 2011 et 2016. L'échantillonnage de l'année 2016, en collaboration avec l'UMR CARRETEL, s'inscrit dans un projet « Grands Lacs » financé par un fond FEDER.

Les macrophytes sont les producteurs primaires visibles à l'œil et présents dans les écosystèmes aquatiques, soit (les algues filamenteuses) les Characées, les bryophytes, les ptéridophytes et les angiospermes. De par leur structure, ils augmentent la complexité et l'hétérogénéité des habitats, fournissant ainsi des milieux adéquats au développement de nombreuses espèces (Thomaz et Cunha 2010). Leur biomasse importante en fait une source d'alimentation pour de nombreux poissons, invertébrés et oiseaux (Duarte *et al.* 1994, Henderson et Harper 1992). Les macrophytes sont en compétition avec le phytoplancton, limitant ainsi la turbidité des eaux, les efflorescences algales et l'anoxie (Brix 1997, van Donk et van de Bund 2002). Ils jouent également de multiples rôles fonctionnels clés dans les cycles biogéochimiques (consommation du phosphore, production de carbone organique, limitation de la mobilité de l'eau et des sédiments sous l'action du vent, limitation de la remobilisation du phosphore sédimentaire, ...)(Carignan et Kalff 1980, Kufel et Ozimek 1994).

En plus d'être acteurs de leur environnement, les macrophytes en sont pleinement dépendants, ce qui en fait des indicateurs de qualité. Ils ont donc été choisis pour évaluer la qualité des milieux aquatiques par plusieurs protocoles. Les indices qui en découlent (IBML, IBMR), s'appuient sur le spectre de tolérance des espèces aux charges trophiques. Il est vrai que ce facteur n'est pas le plus impactant pour les communautés macrophytiques (Sand-Jensen *et al.* 2008, Tosheva et Traykov 2012), mais il est corrélé à plusieurs autres facteurs comme la transparence de l'eau qui est un des facteurs les plus discriminants pour la distribution en profondeur des macrophytes (Blindow 2006, Sand-Jensen *et al.*, 2008).

Cette étude se concentre principalement sur les espèces prédominantes du lac, même si l'objet du stage a porté sur l'ensemble de la communauté de macrophytes. L'objectif est d'étudier la dynamique des communautés de macrophytes du lac du Bourget dans un contexte de réologotrophisation.

II Matériels et méthodes

En 1999 le bureau d'étude ECOTEC a réalisé une cartographie des habitats sur l'ensemble du lac. A partir de cette cartographie, un échantillonnage le long de 19 transects a été mis en place pour la première fois en 2006 et réitéré en 2007, 2008, 2011 et en 2016.

Les transects sont positionnés perpendiculairement à la rive de façon à traverser le maximum d'herbiers différents. En effet, en les orientant de la sorte, on peut observer un meilleur gradient de la profondeur qui est corrélé à plusieurs facteurs (lumière, température, pente, vagues...) influençant la distribution des macrophytes (Murphy et Eaton 1983, Rip et al. 2007, Schwarz et Hawes 1997). Différentes zones du lac sont traversées par 2 à 4 transects en fonction de l'ampleur du tapis cartographié par ECOTEC, des conditions topographiques et des pressions anthropiques.

Le long de ces transects sont répartis des points contacts (UC). L'écart entre les UC est de 20 mètres en 2006, 2007 et 2008. En 2011 et 2016 les UC ont été positionnés de façon aléatoire. Le nombre total d'UC pour 2006, 2007 et 2008 dépend de la limite de végétation. En 2011 il y a eu 30 points par transect quant à 2016 le nombre d'UC a été dépendant de la profondeur et du profil de pente. De plus, pour toutes les années, un UC est à chaque fois réalisé à la limite de végétation.

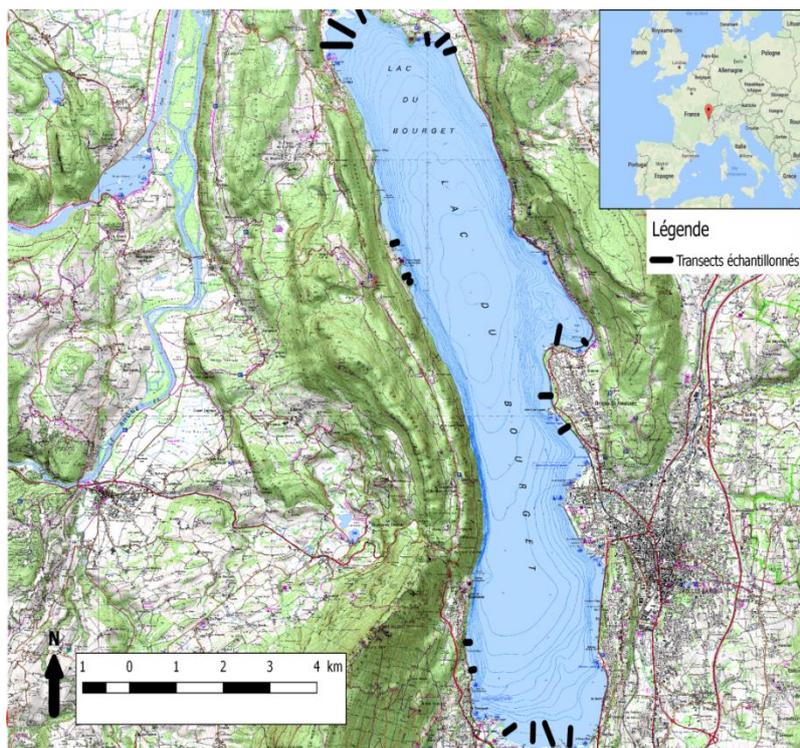


Figure 1 Localisation des transects.

L'ensemble des prospections se sont faites en bateau. A chaque UC, la barque est immobilisée, un grappin ou un râteau télescopique (si la profondeur le permet) est lancé à l'eau afin de prélever les macrophytes. Les coordonnées GPS (précision à 2 m) et la profondeur sont relevées grâce à un GPS et un échosondeur.

A chaque UC, le taux de recouvrement au sol de chaque espèce dans l'herbier est évalué grâce à l'indice de recouvrement de Braun Blanquet. Cet indice comprend 5 classes comme résumé dans le tableau ci-dessous.

Tableau I Classes Braun Blanquet.

Bran Blanquet	Taux de recouvrement (en %)
0	0
1	<5%
2	5%-25%
3	25%-50%
4	50%-75%
5	>75%

Pour les Characées une note générale est donnée, qui est par la suite redistribuée selon les identifications faites en laboratoire. Chaque échantillon de Characées prélevé est stocké, le temps du terrain, dans des sacs de congélation eux-mêmes placés au frais ; ils seront identifiés les jours suivants en laboratoire. Les identifications ont été faites principalement à l'aide du « Guide illustré des Characées du nord-est de la France ».

Tableau II Acronyme des espèces.

Espèces	Code	Espèces	Code
<i>Callitriche L.</i>	CALSPX	<i>Nymphaea alba L.</i>	NYMALB
<i>Ceratophyllum demersum L.</i>	CERDEM	<i>Phragmites australis (Cav.) Steud.</i>	PHRAUS
<i>Chara aspera Deth. ex Wild</i>	CHAASP	<i>Potamogeton berchtoldii Fieber</i>	POTBER
<i>Chara contraria A. Braun</i>	CHACON	<i>Potamogeton coloratus Hornem.</i>	POTCOL
<i>Chara globularis Thuillier</i>	CHAGLO	<i>Potamogeton nodosus Poir.</i>	POTNOD
<i>Chara hispida L.</i>	CHAHIS	<i>Potamogeton pectinatus L.</i>	POTPEC
<i>Elodea nuttallii (Planch.) H.St.John</i>	ELONUT	<i>Potamogeton perfoliatus L.</i>	POTPER
<i>Glyceria fluitans (L.) R.Br.</i>	GLYFLU	<i>Potamogeton pusillus L.</i>	POTPUS
<i>Hippuris vulgaris L.</i>	HIPVUL	<i>Scirpus lacustris L.</i>	SCILAC
<i>Myriophyllum spicatum L.</i>	MYRSPI	<i>Spirogyra</i>	SPISPX
<i>Myriophyllum verticillatum L.</i>	MYRVER	<i>Tolypella glomerata Leonhardi</i>	TOLGLO
<i>Najas marina L.</i>	NAJMAR	<i>Utricularia australis R.Br.</i>	UTRAUS
<i>Najas minor All.</i>	NAJMIN	<i>Zannichellia palustris L.</i>	ZANPAL
<i>Nitellopsis obtusa</i>	NITOBS	<i>Chara connivens</i>	CHARACON
<i>Nuphar lutea (L.) Sm.</i>	NUPLUT	<i>Potamogeton lucens</i>	POTLUSC
<i>Vallisneria Spiralis</i>	VALSP	<i>Elodea canadensis</i>	ELOCAN

Pour traiter ces données, plusieurs indicateurs ont été calculés : richesse spécifique moyenne par transect, abondance moyenne par transect (ne prenant en compte que les hydrophytes), profondeur maximale de colonisation par transect et fréquence de chaque espèce. L'IBML a également été calculé mais il ne comprend pas l'analyse des rives des transects (ONEMA, 2007) ; il est calculé comme suit.

- L'abondance relative de chaque espèce est d'abord calculée :

$$Ab_k = \frac{\left[\sum_{j=0}^{Nb_Point_Prelev} Ab_k \right]}{Nb_Point_Prelev}$$

Ab_k = Abondance relative moyenne du taxon k

Nb_Point_Prelev = Nombre totale d'UC où k est présent

- Pour chaque transect une note est calculée :

$$Note = \sum_{i=1}^n \frac{(CS_i * Ab_i * E_i)}{\sum (Ab_i * E_i)}$$

CS = specific value (0 à 20) ; E = stenoecy coefficient (0 à 3) ; n = nombre de taxons ; $Note$ = de 0 à 20.

- On fait la distinction entre 4 typologies de rives en fonction de leur utilisation. Chaque transect est réparti dans une de ces 4 classes en fonction du type de rive qu'il intercecte. Une note pour chaque type de rive est calculée en fonction du recouvrement estimé de cette rive sur l'ensemble du lac. Enfin on moyenne l'ensemble pour fournir une note globale :

-

$$Note_{transect} = \sum_1^k \frac{(Note_k * Recouvrement_k)}{400}$$

$Note_{transect}$ = Note allant de (0 à 20) ; k = type de rive ; $Note_k$ = Note moyenne par type de rive ; $Recouvrement_k$ = pourcentage de rive type k sur le lac.

- La note précédemment calculée doit être normalisée pour lac « de haute altitude » (>200 m) et de forte alcalinité (>1 meq/l) :

$$Note = 1.395 \times (x/14.10) - 0492$$

Cette note varie de 0 à 1. Une note de 1 correspond à un très bon état écologique se rapprochant d'un lac alpin oligotrophe. Une note de 0 correspond à un mauvais état écologique.

Contraints par la variation des méthodes d'échantillonnages, il a fallut recourir à la moyenne de la richesse et de l'abondance. De plus, les relevés d'ECOTEC en 1999 ne peuvent pas être comparés à ceux des autres années, puisque l'abondance relative n'est pas mesurée de la même façon. Cependant, à l'aide de leurs cartographies et de la bathymétrie du lac, il est possible de déterminer pour chaque transect une limite du front de colonisation permettant ainsi d'inscrire ces relevées dans l'avancée de la végétation.

Les données obtenues ont été croisées avec des données de transparence, de température et de phosphore. Ces données sont issues du suivi de qualité de l'eau sur un unique point du lac (Jacquet et al. 2016).

Pour la transparence, le choix a porté sur la période de mai à août, car elle englobe l'ensemble des phases de croissance végétative des principales Characées en zone tempérée (Menendez et Sanchez 1998, Torn et al. 2010).

Pour pouvoir comparer les différents échantillons en termes de fréquence par espèce, plusieurs sous échantillonnages ont été réalisés comprenant un nombre commun d'UC par transect. Cette méthode a permis de tester si les diminutions de fréquences de certaines espèces sont dues à une augmentation du nombre de niches écologiques ou à un réel recul.

Du fait de l'absence de normalité des résidus, l'effet du facteur année sur le front de colonisation et sur l'abondance moyen par transect a été testé par le biais d'un test de Kruskal-Wallis. L'effet étant significatif, un post-hoc-neymenyi a permis de faire une classification des différentes années.

Un model généralisé mixte a permis de tester la significativité de la richesse spécifique moyenne par transect. Le transect est choisi comme effet aléatoire afin d'écarter l'influence spatiale de l'échantillonnage pour évaluer l'évolution entre les différentes années.

La totalité des représentations graphiques et des analyses statistiques des données a été réalisée sur le logiciel R (R Development Core Team (2008)).

III Résultats

On observe une augmentation significative du front de colonisation ($KW=55.619$; $p\text{-value} = 2.10 \times 10^{-11}$) d'année en année avec en 1999, une valeur médiane à 4,12 m de profondeur maximale alors qu'en 2016 elle est de 12 m. On constate également que l'évolution du front de colonisation n'est pas spatialement homogène, avec une très forte progression de la végétation à l'est, à l'ouest et au sud ouest du lac. La mesure de la transparence (au point central) varie de 4 m à 8 m entre les différentes années et ne coïncide pas avec l'avancée du front de colonisation.

Quelles que soient les années, les plus fortes valeurs de recouvrement et de richesse s'observent entre 3 m et 7 m, ce pic étant particulièrement fort en 2006 et 2008. On observe à partir de 7 m une disparition progressive de la végétation en fonction de la profondeur, mais cette limite augmente d'année en année, en cohérence avec l'évolution du front de colonisation (Figure 2).

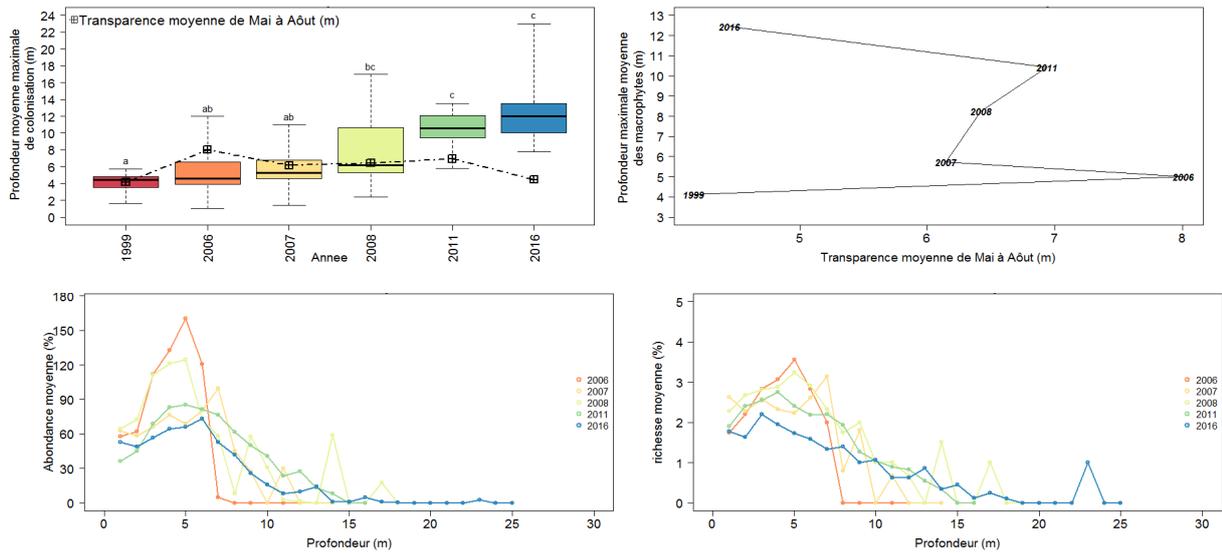


Figure 2 Evolution du front de colonisation, de l'abondance et de la richesse spécifique des macrophytes dans le lac du Bourget entre 1999 et 2016. Lien avec la transparence.

L'augmentation de la profondeur du front de colonisation est associée à un changement de cortège macrophytique. Seulement 3 espèces sont toujours présentes sur le front de colonisation chaque année : *Chara globularis*, *Nitellopsis obtusa* et *Ceratophyllum demersum*. *Chara Contraria* est présente sur les 3 premières années en co-occurrence principalement avec *C. globularis* et *N. obtusa*, puis disparaît du front de colonisation. On retrouve sur ces trois années cinq espèces à caractères eutrophes (Sandin et al. 2014) (*Potamogeton berchtoldii*, *P. pectinatus*, *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum spicatum* et *Ceratophyllum demersum*). En 2011 le front de colonisation est principalement occupé par *C. globularis* alors qu'en 2016 il est dominé par *N. obtusa* (Figure 3).

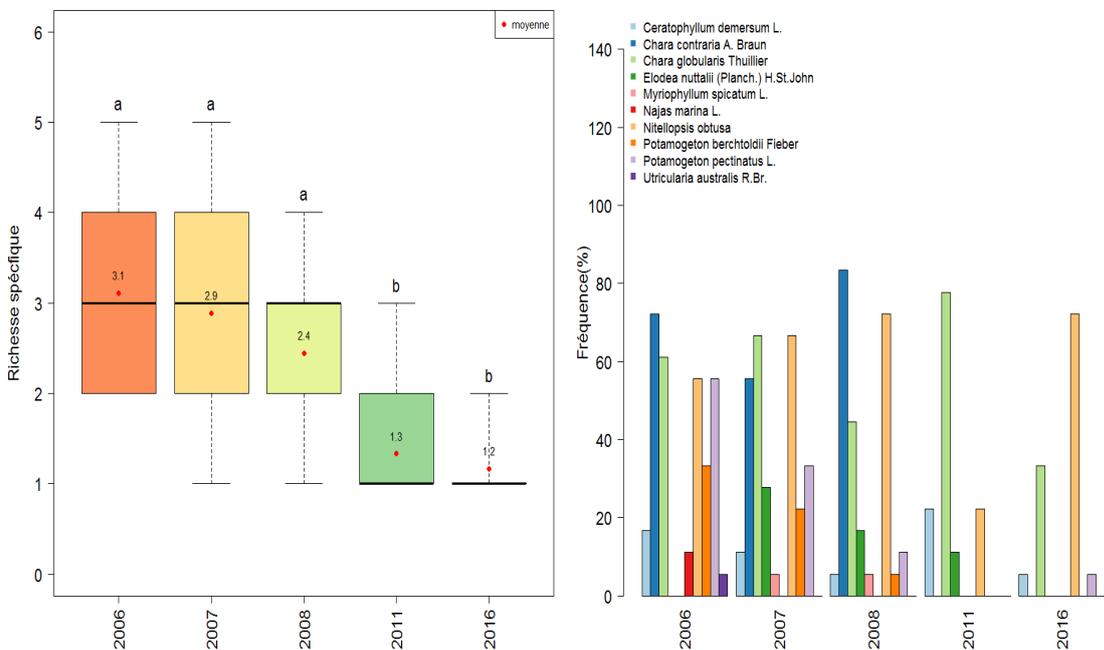


Figure 3 Evolution de la richesse et composition spécifique des macrophytes dans le lac du Bourget entre 1999 et 2016 en fonction du front de colonisation.

Il n'y a pas de différence significative de la richesse moyenne par transect entre les différentes années ($z\text{-value}=0.89$ $p=0.05$). Elle varie de 5 espèces en 2007, jusqu'à 8 espèces en 2011. La richesse maximale observée dans un transect est de 13 espèces en 2008, 2011 et 2016 alors qu'elle est seulement de 10 espèces en 2006 et 8 espèces en 2007. La richesse totale du lac varie entre 16 espèces et 25 espèces entre les différentes années. Toutefois cet indicateur est peut-être biaisé par les modifications du protocole. Le recouvrement moyen par transect varie entre les différentes années. En 2011 et 2016, année où le front de colonisation progresse, le recouvrement moyen par transect est compris entre 55% et 60% et est significativement inférieur à celui observé en 2006 qui est d'une valeur moyenne de 120% ($KW=44.848$; $p = 4.10^{-9}$). En 2007 et 2008, il n'est pas significativement différent des autres années (Figure 4).

Durant les 5 années, les espèces rencontrées sont quasiment identiques contrairement à leur fréquence respective. Selon la Figure 5, 4 espèces semblent être relativement moins fréquente, *Chara contraria* (CHACON), *Potamogeton pectinatus* (POTPEC), *Potamogeton berchtoldii* (CHAGLO) et *Elodea nutallii* (ELONUT). *Chara contraria* est l'espèce dont la fréquence relative régresse le plus fortement, présente sur plus de 70% des relevés de 2006 à 2008, contre 60% en 2011 et seulement 20% en 2016

La fréquence relative de *Chara globularis* est en légère augmentation depuis 2006, où elle était présente dans 42% des relevés contre 59% en 2016. Le faible nombre d'années ne permet pas de discuter de l'évolution des autres espèces au vu des facteurs aléatoires propres à la dynamique végétale.

En plus de la variation de fréquence relative, il existe pour *C.contraria* une variation de sa biomasse. En effet, lorsqu'elle est présente, son recouvrement moyen est de 55% en 2006 et 2008 contre seulement 30% en 2016. *N.obtusa* et *C.globularis* qui sont les espèces prédominantes en 2011 et en 2016 n'ont qu'un recouvrement moyen de 40% lorsqu'elles sont présentes (Figure 6).

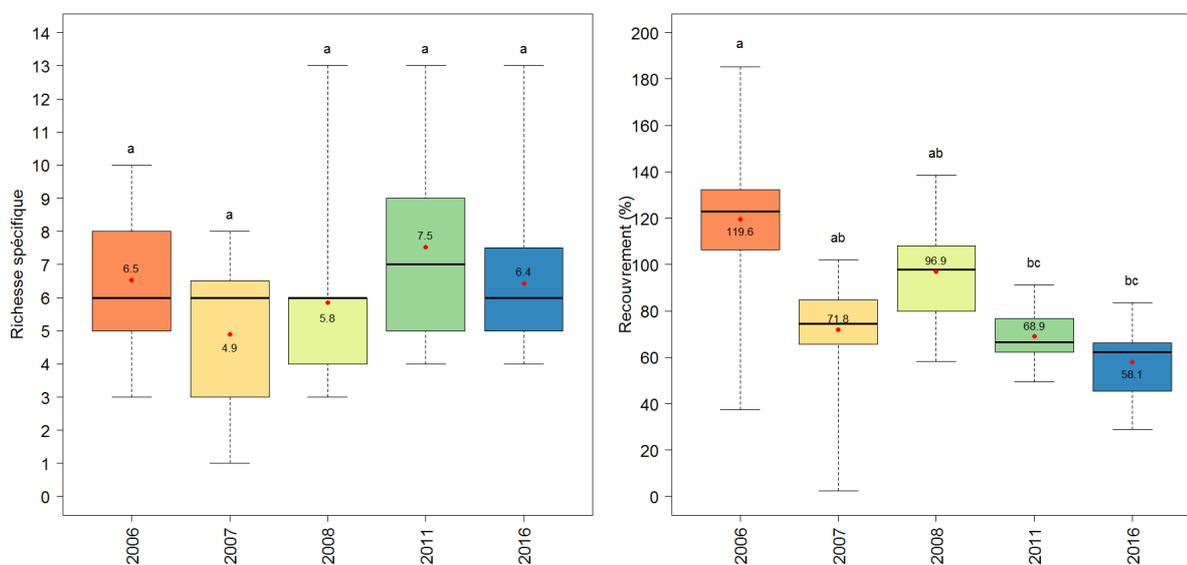


Figure 4 Variabilité de la richesse spécifique et du recouvrement moyen par transect des macrophytes dans le lac du Bourget entre 1999 et 2016.

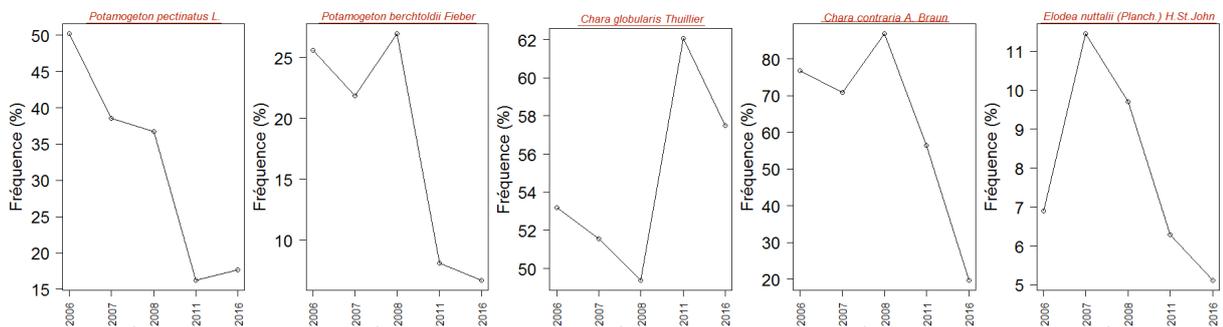
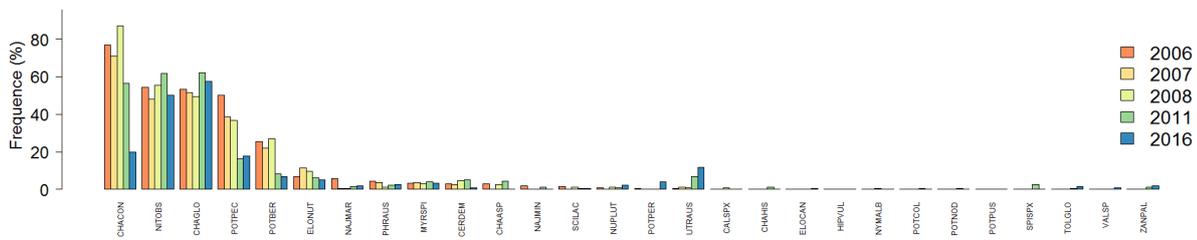


Figure 5 Fréquence de rencontre des espèces de des macrophytes dans le lac du Bourget entre 1999 et 2016.

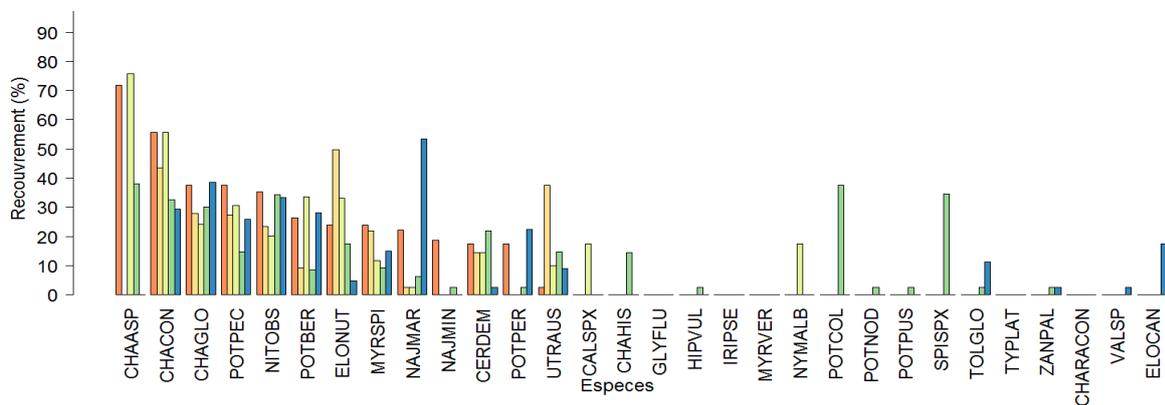


Figure 6 Evolution temporelle du taux de recouvrement moyen par espèces de macrophytes dans le lac du Bourget.

La diminution de la fréquence de *Chara contraria* tend à suivre la diminution de concentration annuelle moyenne de phosphore du lac avec une baisse progressive des 2 paramètres en 2006, 2008, 2011 et 2016. En 2007, année où l'on observe une augmentation de la fréquence de *C. contraria* avec la valeur maximale de 80%, il y a eu un pic de concentration de phosphore annuel moyen dans le lac (Figure 7).

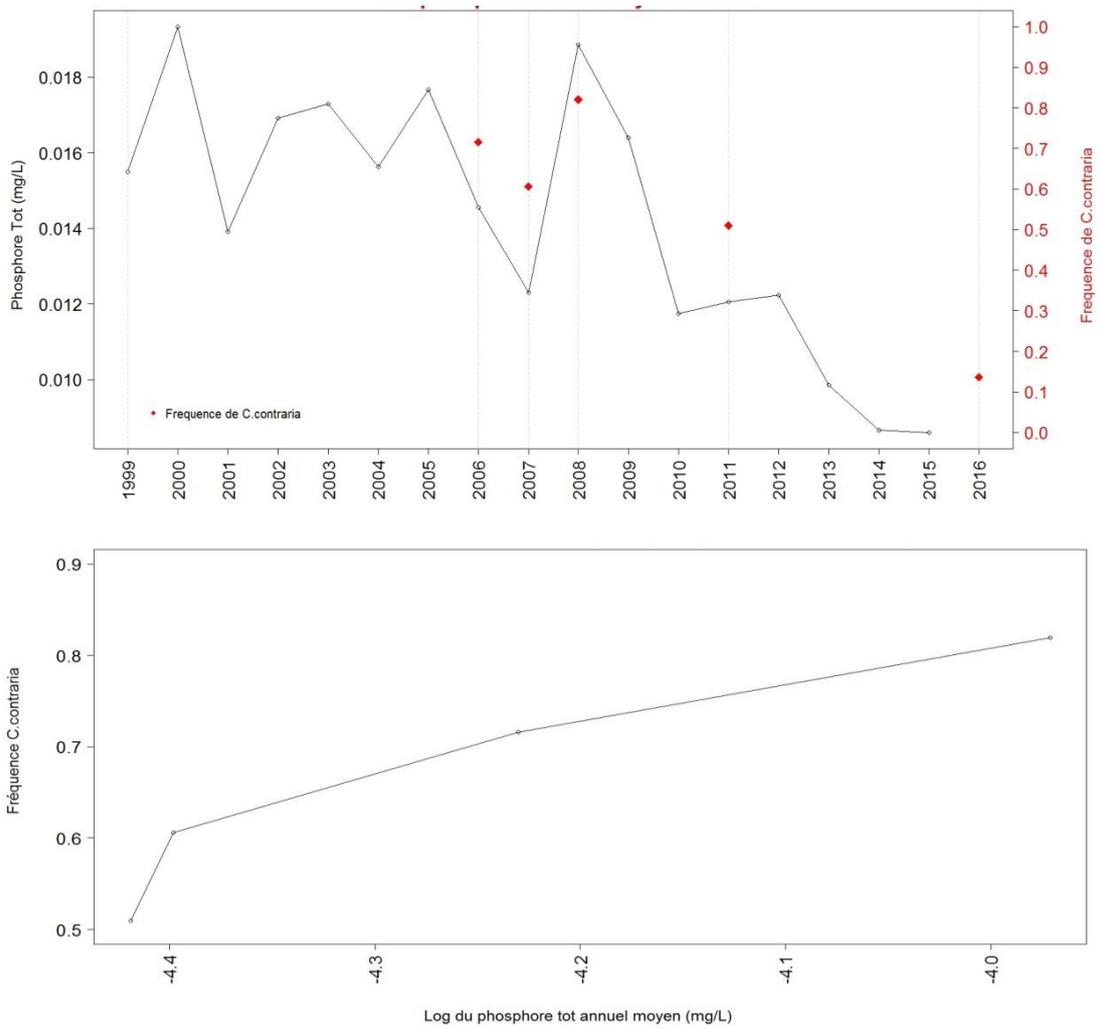


Figure 7 Evolution de la concentration en Phosphore total et de la fréquence de *C. contraria* en fonction de cette ressource.

Concernant l'indice IBML basé uniquement sur les hydrophytes, il indique que l'état écologique du lac était à la limite entre « bon » et « très bon » de 2006 et 2008. Depuis 2011 on observe une légère amélioration, avec une note indiquant un « très bon » état écologique du lac.

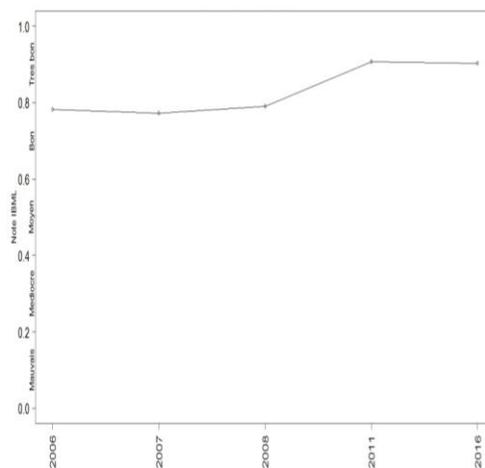


Figure 7 Evolution de l'IBML.

IV Discussion

L'un des principaux résultats de cette étude est l'augmentation régulière du front de colonisation qui était en moyenne de 4 m en 1999 pour arriver à une profondeur moyenne de 12,5 m en 2016. La principale hypothèse pouvant expliquer ce phénomène est l'augmentation de la transparence sur les transects mesurés.

De nombreuses études ont montré que ce facteur est discriminant pour le développement en profondeur des flores lacustres (Chambers et Kaiff 1985, Duarte 1991, Middelboe et Markager 1997, Nielsen et al. 2002, Vant et al. 1986). Pearsal et Hewitt (1934) ont constaté une régression du maximum de profondeur de la végétation de 6,5 m à 4,5 m lorsque la transparence passe de 5,5 m à 4,5 m. L'étude présentée dans ce rapport ne permet pas de démontrer une telle relation, ce qui pourrait s'expliquer par le fait que les mesures de transparence sont faites à un unique point central. Le front de colonisation évolue de façon hétérogène, un unique point de relevé ne peut être représentatif de la dynamique de la transparence sur les transects étudiés. De plus, la transparence est elle-même affectée par la présence des macrophytes. En effet, ceux-ci limitent la mise en suspension des sédiments, et le développement du phytoplancton via la compétition pour les nutriments et la sécrétion de substances alléopathiques (Jeppesen et al. 2012, Scheffer et al. 1994).

D'autres résultats laissent supposer une amélioration de la transparence sur les transects étudiés. En effet, l'augmentation observée pour la colonisation en profondeur de *Nitellopsis obtusa* a également été constatée par K.Sand –Jensen et al. (2008) dans un lac en cours d'oligotrophisation. Ce phénomène était lui-même accompagné d'une amélioration de la transparence sur leurs transects.

Blindown (1992) fait la distinction entre deux groupes de Characées. Les « petites » Characées avec un diamètre des axes entre 0.5-1 mm (*Chara contraria*, *Chara globularis*) sont en mesure de faire des tapis denses capables de supporter l'action des vagues et donc les faibles profondeurs. Les « grosses » Characées ont un diamètre entre 1 et 5 mm (*Nitellopsis obtusa*) qui les rend plus sensibles à l'action des vagues dans les faibles profondeurs. Il a été observé une disparition des grosses Characées lorsque la transparence était très faible (transparence <1 m), tandis que les petites étaient en mesure de croître. Cependant, aucune étude ne met en évidence que les « grosses » Characées sont de meilleurs compétiteurs en eaux claires et profondes que les « petites ». On peut faire l'hypothèse que l'investissement de biomasse pour les grosses Characées permettrait un rendement photosynthétique supérieur en eaux profondes. Ainsi, le changement de ces Characées pourrait être un autre indicateur de l'éclaircissement du milieu (Jeppesen et al. 2012).

La diminution de la richesse spécifique au front de colonisation peut s'expliquer par le faible nombre d'espèces supportant les grandes profondeurs. Entre 2006 et 2008, on observe une co-occurrence de Characées et d'angiospermes (*P. pectinatus*) au front de colonisation (inférieur à 8 m en moyenne), alors que pour 2011 et 2016, le front de colonisation est supérieur à 10 m en moyenne et les Characées sont très majoritaires. Même avec une très forte transparence, l'eau bloque une partie du spectre de la lumière et les angiospermes sont généralement peu performants pour la photosynthèse à forte profondeur (Chambers et Kaiff 1985). Cependant cette co-occurrence en 2006, 2007 et 2008 laisse supposer que la luminosité est trop faible pour permettre aux Characées de croître suffisamment en profondeur pour être les seules espèces présentes sur le front de colonisation. La diminution et la fluctuation temporelle des pics printaniers de phytoplanctons entraînant une faible transparence temporelle peuvent également influencer la reprise de la

croissance des Characées en profondeur. En effet, pour une partie des Characées, la période de croissance maximale est en mai (Menendez et Sanchez 1998, Torn et al. 2010). Ainsi, si la quantité de lumière est plus importante à cette période, on peut imaginer une stimulation accrue de la croissance et donc des herbiers de Characées plus abondants.

L'augmentation de la colonisation en profondeur peut être due à une amélioration de la transparence, néanmoins d'autres facteurs peuvent contribuer à cette expansion (Alahuhta et al. 2011, Rip et al. 2007). Rooney et Kalff (2000) ont mis en évidence que les variations interannuelles de la transparence n'affectent pas le front de colonisation des macrophytes, sur les lacs profonds dotés de populations macrophytiques éparses. Cependant, ces auteurs montrent que l'augmentation de la température est corrélée à la biomasse et à la colonisation en profondeur des tapis de macrophytes. Dans le lac du Bourget, depuis plusieurs années, les températures hivernales sont plus élevées et les périodes de chaleurs plus importants. En 2006, 2007 et 2008, 4 mois de l'année ont une température comprise entre 20 et 26°C contre 6 mois en 2011 sur le point central (information non calculé pour 2016). Or la température optimale de germination des spores de Characées se situe entre 20 et 25°C (Proctor 1967). Ainsi la germination des Characées a pu être favorisée et leurs croissances végétatives stimulées.

L'abondance et la richesse spécifique diminuent avec la profondeur, ce qui est lié aux contraintes des eaux profondes (faible luminosité, faible température) mais peut être également au processus de colonisation en cours des zones profondes. Les herbiers qui progressent en profondeur, semble aussi se densifier, laissant ainsi penser que des conditions favorables au développement des macrophytes se sont pérennisées.

On observe que la richesse est maximale entre 5 et 7 m. L'action des vagues, moins importante qu'en zone peu profonde, et la transparence permettent la cohabitation de plusieurs espèces dans ces classes de profondeur. Le pic d'abondance observé aux mêmes profondeurs peut être causé en partie par un biais d'échantillonnage. En effet, l'identification des Characées se fait à la loupe binoculaire, l'indice de Braun Blanquet attribué au cours du terrain est donc partagé en fonction des proportions estimées de chaque espèce. Lorsqu'il y a beaucoup d'espèces de Characées, en raison de la difficulté de partager l'indice, il arrive que les proportions soient surévaluées. Ainsi le pic de richesse spécifique et de l'abondance sont très corrélés. L'amplitude de ce pic semble liée à la présence ou l'absence de *C. contraria*.

Malgré la faible dynamique de la richesse spécifique, on observe une modification de la structure du cortège macrophytique : tandis que de 2006 à 2008 on observe une dominance d'angiospermes et de Characées, en 2016 les Characées sont prédominantes. 2011 est une année intermédiaire entre ces deux périodes. Cette modification de la dominance, à l'échelle du lac, est principalement liée à la progression du front de colonisation des characées en profondeur, augmentant ainsi le nombre de cadrat où elles sont présentes. Parmi les angiospermes dominantes, on retrouve *P. pectinatus* qui est connu pour supporter les fortes charges trophiques et la faible transparence associée. Grâce à des tubercules riches en réserves, il est capable de germer à faible luminosité et de croître très rapidement pour atteindre la zone euphotique (Van Wijk 1988). La diminution relative de cette espèce et plus généralement celui des angiospermes en faveur des Characées a été observé par plusieurs auteurs comme un effet de l'amélioration de la qualité de l'eau (Blindow 2006).

La communauté des Characées évolue également au cours du temps avec de 2006 à 2008 prédominance de *Chara contraria* associé à *Nitellopsis obtusa*, puis en 2016 une prédominance de *Nitellopsis obtusa* et de *C.globularis*. En 2016, *C. globularis* est fréquemment trouvé en profondeur dans le lac du Bourget, avec des morphologies (individus étiolés et absences d'organes reproducteurs) différentes des individus se développant à faible profondeur. Cette même année, *C. contraria* est principalement trouvé à faible profondeur.

Ces trois espèces sont en expansion en Suisse et dans le Jura (Auders et Joye 1992, CBFC 2007). La cause privilégiée de cette évolution serait un enrichissement diffus des milieux aquatiques. Il semblerait qu'il existe effectivement un lien entre le phosphore annuel moyen et la fréquence de *Chara contraria*. Il se peut que d'autres facteurs puissent impacter directement ou indirectement la dynamique de cette espèce (ex : lumière, compétition entre Characées). Il serait toutefois intéressant de vérifier cette hypothèse et de réaliser l'échantillonnage une année où la concentration en phosphore augmente, afin d'observer si la fréquence de *Chara contraria* augmente aussi.

Le phosphore a pour effet d'augmenter la biomasse du phytoplancton, ce phénomène étant responsable de la diminution de la transparence (Jeppesen et al. 2012, Scheffer et al. 1994, Xu et al. 2010). Indépendamment de la transparence, la charge trophique pourrait également être en mesure de modifier la profondeur maximale de colonisation. En effet, plusieurs auteurs ont montré l'impact d'une forte concentration de phosphore sur les communautés de Characées (Forsberg 1965, Hough et Putt 1988). Forsberg (1965) a montré qu'une teneur supérieure à 20 µg/L de phosphore total entraînait une chute de biomasse de *Chara globularis* et une dégénérescence de ses tissus. Cependant, plusieurs auteurs mettent en évidence l'absence de relation négative entre les communautés de Characées et la forte concentration en phosphore (Blindow 1988, Henricsson 1976). Blindow (1988) montre une croissance normale de *Chara tomentosa* et *Chara hispida* dans une eau avec une concentration en phosphore total supérieure à 1 mg/l. Boissezon (2014) a également montré dans sa thèse que la charge trophique était le facteur le moins impactant pour la distribution des communautés de Characées. Il est donc difficile de trancher sur l'effet négatif réel du phosphore sur les communautés de Characées ; Blindow (1988) émet l'hypothèse que seulement certaines espèces ou phénotypes sont sensibles aux fortes concentrations de cet élément.

V Conclusion et perspectives

Au cours de ces 6 années de suivi, on observe une progression de la végétation qui a pratiquement triplé de profondeur. Plusieurs facteurs (transparence de l'eau, température ...) sont potentiellement responsables de cette avancée et il existe très certainement une synergie entre plusieurs d'entre eux. Un suivi permanent de la transparence de l'eau sur certains transects pourrait en partie apporter des éléments de réponse. Depuis début 2016, des capteurs de température sont disposés au nord et au sud du lac, cependant ils ne sont pas à la même profondeur. Il serait intéressant de disposer de 3 capteurs par zone, à 2 m, à 5-7 m et à 13 m. De la sorte nous pourrions suivre l'évolution des conditions de température le long des transects par secteur du lac. Les macrophytes sont un maillon clé dans l'écosystème aquatique (Duarte et al. 1994, Henderson et Harper 1992). Leur expansion a dû se répercuter sur d'autres compartiments de l'écosystème. Ce suivi

macrophyte pourrait apporter des informations complémentaires sur l'évolution des effectifs piscicoles et ornithologiques.

QUALITE LITTORALE EVALUEE AVEC LES DIATOMÉES BENTHIQUES

I Introduction

Les diatomées sont une classe algale particulièrement riche d'un point de vu spécifique (15 000 espèces décrites et 100 000 espèces potentiellement existantes). Elles se développent dans tous les milieux (milieux aquatiques et terrestres) et chacune des espèces a une écologie particulière. Ceci en fait un excellent indicateur écologique. De nombreux indices évaluant la pollution ont été développés à partir de l'écologie des espèces principalement en rivière depuis plusieurs décennies (Rimet 2012). L'utilisation des diatomées benthiques pour évaluer la qualité des zones littorales des lacs est plus récente et a réellement démarré après les années 2000. Cependant, plusieurs études récentes dans différents lacs Européens (Balaton, grands lacs italiens ...) et sur le Léman on montré leur intérêt pour mesurer l'impact de pollutions ponctuelles à différentes échelles, mais également pour suivre l'évolution saisonnière du niveau trophique du lac (Rimet et al. 2015, 2016). D'autre part, le microphytobenthos (qui regroupe toutes les microalgues benthiques, dont les diatomées) est un indicateur requis pour l'évaluation des lacs dans le cadre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE). Il a été montré que les diatomées constituent un bon proxy du microphytobenthos et il est maintenant admis que le microphytobenthos peut être restreint aux seules diatomées dans le cadre de la DCE (Kelly et al. 2008). Jusqu'à présent ce bioindicateur n'a pas encore été déployé sur le Bourget. L'objectif de cette étude est donc de tester différents indices de qualité, basés sur les diatomées benthiques pour mesurer la qualité des zones littorales du Bourget.

II Méthodologie

Pendant l'été, les diatomées benthiques sur 66 stations d'échantillonnage ont été prélevées du 3 au 5 Aout. Les stations sont distantes d'environ 800 m chacune. La figure 1 présente la localisation des stations. Les prélèvements suivent les recommandations de King et al. (2006) et la norme Afnor (2016). 5 pierres sont prélevées de manière aléatoire à une profondeur de 60-70 cm sur une surface d'une 100 aine de mètres carrés. L'épilithon de la partie supérieur des pierres est grattée avec une brosse à dent. Une surface minimale de 100 cm² doit être collectée. Elle est ensuite fixée avec à éthanol afin que la concentration finale d'éthanol soit supérieur à 70% (Afnor 2016). Les zones ne présentant pas de pierres ou inaccessibles n'ont pas été échantillonnées (ex. roselières, tombants).



Figure 1 Localisation des sites d'échantillonnage. Les points en rouge correspondent à des milieux particuliers (arrivées de rivières et ports). Les points en gris correspondent à des zones littorales ouvertes sur le lac. Les photos sur la droite donnent une idée des types de supports prélevés.

Pour chaque station prélevée, une fiche de relevé a été remplie, des photos du littoral et des supports immergés ont été réalisées. La Figure 2 présente la diversité des rives rencontrées lors des prélèvements.



Figure 2 Type de rivières rencontrées lors des prélèvements: de gauche à droite: plage, roselière, enrochement naturel, enrochement artificiel, embouchure de rivière.

Au laboratoire, afin de préparer les lames microscopiques, des traitements à l'eau oxygénée (destruction de la matière organique) et à l'HCl (dissolution des résidus calcaires) sont réalisés. Ensuite, l'échantillon traité est monté entre lame et lamelle afin d'observer les squelettes (frustules) de diatomées (Afnor 2014). La résine utilisée pour le montage est le Naphrax (c). Les échantillons sont ensuite observés au microscope à immersion (x100) et déterminés avec la littérature recommandée (Afnor 2014). Un comptage de 400 valves de diatomées est réalisé. Les prélèvements ont été réalisés par Victor Frossard et Léa Féret (étudiante en master), les traitements d'échantillons par Frédéric Rimet (fin 2015), le travail d'identification et de calcul d'indice par Sinziana Rivera (étudiante en master de juin 2016 à mars 2017). Les résultats des identifications et les calculs d'indice ont été validés par Frédéric Rimet.

Plusieurs indices diatomiques existent dans la littérature. Nous avons choisi de tester trois indices différents :

- l'indice IPS -Indice de Polluosensibilité Spécifique- (Cemagref 1982) : cet indice a été développé par Michel Coste pour évaluer la qualité des rivières. Il s'agit d'un des indices les plus utilisés au monde car il se base sur les profils écologiques de plus de 2595 taxons. Ceci en fait un indice applicable dans un grand nombre de situations.

- l'indice EPI-L -Indice per valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilithiche- : cet indice développé en Italie par Marchetto et al. (2013) pour évaluer la qualité des lacs. Dans son développement des données provenant des grands lacs Italiens (typologiquement proches du Bourget) ont été prises en compte. Il a été utilisé avec succès dans le Léman (Rimet et al. 2015). Les profils écologiques de 109 taxons sont pris en compte dans son calcul.

- l'indice de qualité S : cet indice a été développé par Sgro et al. (2007) pour évaluer la qualité des grands lacs aux USA. Les profils écologiques de 402 taxons sont pris en compte dans son calcul.

Les indices développés pour les lacs peu profonds (ex. TDIL, Stenger-Kovacs et al. 2007, pour le lac Balaton), n'ont pas été testés, car la plupart du temps les prélèvements de diatomées benthiques dans ces lacs sont réalisés sur des macrophytes et les communautés de diatomées épiphytiques sont assez différentes des diatomées épilithiques.

III Résultats

III.1 Taxons dominants les communautés littorales du Bourget

Un total de 122 taxons ont été identifiés au niveau de l'espèce (ou à un niveau infra-spécifique) en microscopie électronique. Ils appartiennent à 40 genres différents. Leur abondance relative moyenne dans les 66 échantillons est donnée dans la Figure 3.

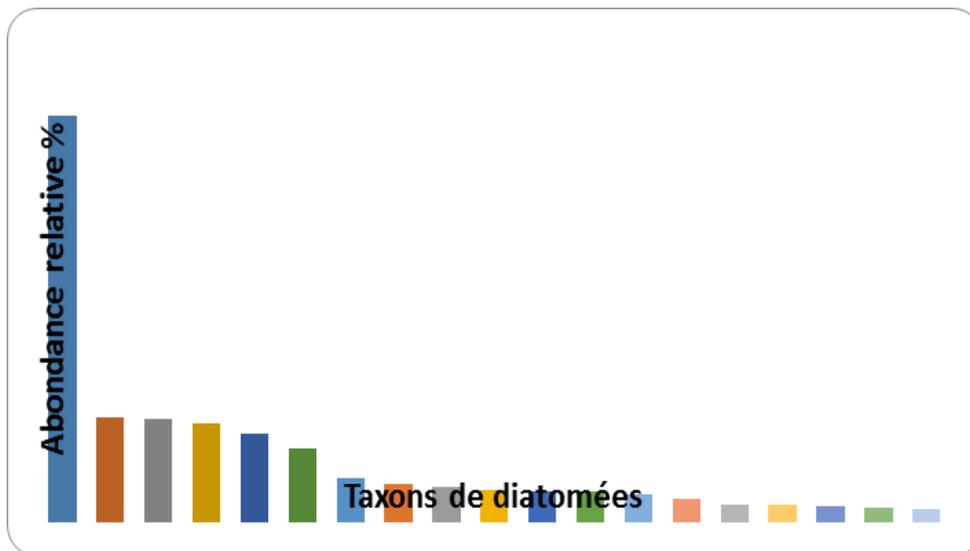


Figure 3 Abondance relative des taxons de diatomées. Les taxons présentant une abondance supérieure à 6% sont donnés Signification des acronymes (Omnidia): ESUM: *Encyonopsis subminuta*, ADMI: *Achnanthydium minutissimum*, CCOS: *Cyclotella costei*, NCTO: *Navicula cryptotenelloides*, APED: *Amphora pediculus*, AMID: *Amphora indistincta*, GBAV: *Gomphonema bavaricum*, ADSB: *Achnanthydium straubianum*, PSBR: *Pseudostaurosira brevistriata*; FTEN: *Fragilaria tenera*, CAEX: *Cymbella excisa*, SRPI: *Staurosira pinnata*, CNLP: *Cymbella neoleptoceros*, GELG: *Gomphonema elegans*, CLBE: *Cymbella lange-bertalotii*, NUTE: *Navicula uthermoehlii*, DTEN: *Denticula tenuis*, NCTE: *Navicula cryptotenella*, FPEM: *Fragilaria perminuta*.

Tous les taxons présentés en figure 2 sont typiques de milieux benthiques, sauf *Cyclotella costei* qui est une espèce planctonique très commune dans le Bourget.

III.2 Evaluation de la qualité au moyen de différents indices

Parmi les trois indices testés, IPS, EPI-L et indice S, l'IPS est celui qui présente les résultats les plus robustes. En effet, pour l'EPI-L, seules 37% espèces (45 espèces sur 122) étaient prises en compte dans le calcul de l'indice et pour de nombreuses stations. Pour l'indice S, la situation est semblable mais moins critique, 48% des espèces (59 sur 122) du Bourget sont prises en compte dans le calcul. Les valeurs des indices de l'EPI-L et de l'indice S sont donc peu robuste et nous avons choisi de ne pas les montrer.

Dans le cas de l'IPS, 100% des espèces sont prises en compte. Les valeurs données par cet indice sont donc robuste. Il faut cependant souligner que cet indice a été développé pour évaluer la pollution en rivières, il n'est donc pas adapté pour les lacs mais donne cependant une première idée de la qualité générale.

La Figure 4 présente la qualité écologique des zones littorales du Bourget en se basant sur l'IPS. 46 stations (70%) sont de très bonne qualité et 20 stations de bonne qualité (30%). Les valeurs les plus faibles sont obtenues avec la zone sud-est du lac. Les valeurs pour chaque station sont données en annexe 1.

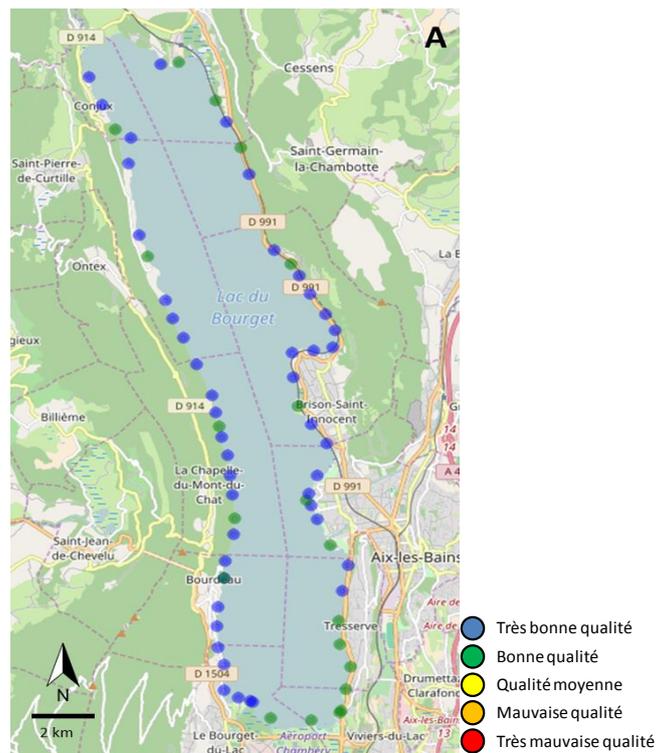


Figure 4 Qualité écologique du littoral du Bourget basé sur l'indice IPS.
 Classes de qualité : $(0 \leq \text{très mauvaise} < 5 \leq \text{mauvaise} < 9 \leq \text{moyenne} < 13 \leq \text{bonne} < \text{très bonne} \leq 20$

IV Conclusions

Les valeurs de l'IPS calculé à partir des comptages microscopiques des diatomées benthiques littorales permet d'avoir une première idée de la qualité écologique globale de la zone littorale du Bourget : celle-ci est bonne (voire très bonne). On remarque cependant que la zone sud-est présente une qualité écologique inférieure à celle du reste du lac. On peut supposer que les apports de la Leysse impactent la qualité écologique de la zone littorale sud-est. Il faut souligner qu'il s'agit aussi de la zone la plus anthropisée du lac. Plusieurs nuances doivent être apportées à ces résultats :

- 1- L'IPS est un indice qui a été développé pour évaluer la qualité des rivières. Les niveaux de pollution (concentrations en nutriments et matières organiques) observés en rivière sont généralement nettement plus importants que ceux observés en lacs. Les valeurs de qualité présentées ci-dessus ne sont donc pas adaptées au lac et sur-estime probablement la qualité écologique du Bourget. Elles permettent cependant de se faire une idée des gradients de qualité écologique sur le littoral du Bourget.
- 2- L'Irstea développe actuellement un indice basé sur les diatomées littorales benthiques pour évaluer la qualité des lacs de France. Lorsque cet indice sera prêt, il serait intéressant de refaire les calculs de note de qualité en utilisant ce prochain indice.
- 3- Il serait intéressant de répéter cette étude sur un pas de temps de 5 - 10 ans pour mesurer l'évolution temporelle de la qualité de la zone littorale, en associant systématiquement aux échantillonnages biologiques des mesures physiques et chimiques (ceci n'a pas été fait pour les

échantillonnages de 2015). Ceci permettrait de valider (ou pas) l'hypothèse que la Leyse ou d'autres émissaires ont un impact significatif sur la qualité écologique littorale.

ETUDES PORTANT SUR LA QUALITE 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. QUALITE DES EAUX DE CONSOMMATION PROVENANT DES DIFFERENTS 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, terbuméton-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 distribué

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. QUALITE DES EAUX DE BAINNADE

II.1. Eléments 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, du moins jusqu'en 2015.

En 2016, la biomasse phytoplanctonique a été significativement supérieure aux années précédentes. 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 eutrophes (marquée par le retour inattendu de *Planktothrix rubescens* à l'automne) révèle que tout n'est pas encore parfait (ce que corrobore les Indices de Brettum et Phytoplanctonique Lacustre). On peut noter néanmoins que la composition phytoplanctonique révèle aussi et confirme la présence importante d'espèces mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes.

La vigilance reste de mise et ce d'autant plus que les apports en phosphore au lac associés au temps de pluie continuent d'être importants (au-delà de 30 tonnes), 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 de favoriser.

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

D'ailleurs, les valeurs 2016 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 qualifié comme un écosystème oligo-mésotrophe (et ce depuis 2011).

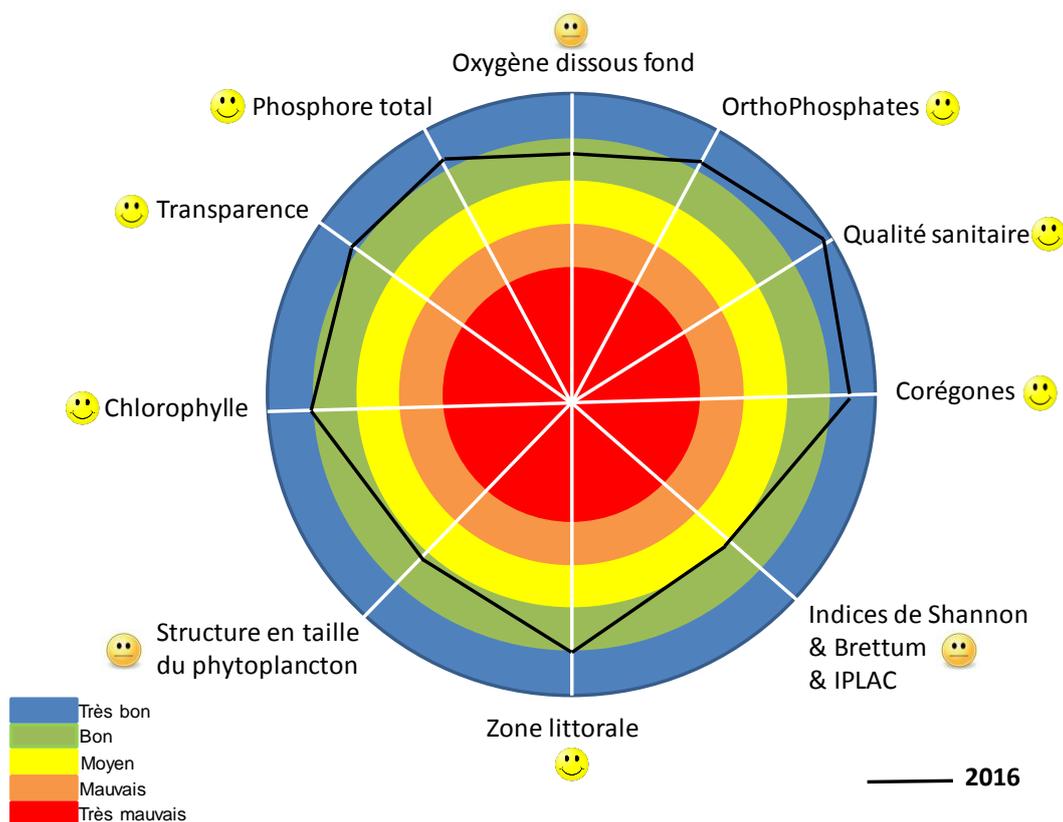
La Directive Cadre sur l'Eau a fixé l'atteinte du bon état écologique des écosystèmes aquatiques comme le lac du Bourget à 2015. Cependant, une prospective plus poussée ayant révélé un léger risque de non atteinte du bon état (dans sa globalité) avait poussé le CISALB à proposer un nouvel échéancier à 2021. Il apparaît clairement que l'échéancier à 2015 semble d'ores et déjà avoir été respecté, eu regard du

tableau ci-dessous et si les années à venir confirment et améliorent les résultats observés depuis quelques années.

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
Oligotrophe	<=10	<2.5	2.5-8	>6	>3
Mesotrophe	11	3,3	10,4	6,2	2,1
Eutrophe	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
Hyper-eutrophe	>=100	>25	>75	<1.5	<0.7

L'analyse de la zone littorale, décrite au travers de différents descripteurs comme les diatomées benthiques et les macrophytes, tend à renforcer les conclusions énoncées plus haut, conférant également au lac du Bourget un bon état écologique.

La figure ci-dessous propose une vision synoptique de l'état écologique du lac du Bourget en 2016.



Le lac du Bourget n'a pas encore basculé dans la catégorie des lacs oligotrophes. En 2016, son statut écologique pélagique peut être qualifié d'oligo-mésotrophe et l'étude de sa zone littorale le classifie dans un état bon à très bon.

BIBLIOGRAPHIE

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

- Bailly, G., et Schäfer, O. (2010). Guide illustré des Characées du nord-est de la France. Conservatoire Botanique National de Franche-Comté.
- Bell T, Kalff J. 2001. The contribution of picoplankton in marine and freshwater systems of different trophic status and depth. *Limnol. Oceanogr.* 46:1243-1248.
- Beniston M. 2006. Mountain weather and climate: A general overview and a focus on climatic change in the Alps. *Hydrobiol.* 562:3–16.
- Bigarré L, Cabon J, Baud M, Pozet F, Castric J. 2008. Ranaviruses associated with high mortalities in catfish in France. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* 28(4).
- Blindow, I. (2006). Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *ResearchGate*, 28, pp. 9-14.
- Blindow I. (1992) Long-and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 28, 15-27
- Boissezon, A. (2014). *Distribution et dynamique des communautés de Characées: impact des facteurs environnementaux régionaux et locaux*. University of Geneva. Consulté à l'adresse <https://archive-ouverte.unige.ch/unige:38416>
- Bourrelly P. 1955. Quelques pêches planctoniques dans le lac du Bourget et les lacs voisins. *Verh. int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 12:253-255.
- Bourrelly P. 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. pp. 1-572.
- Bourrelly P. 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. pp. 1-517.
- Bourrelly P. 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. pp. 1-606.
- Brandt SB. 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: Murphy BR, Willis DW (Eds) *Fisheries Techniques*, 2nd edition, Am. Fish. Soc. 385-432.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35, pp. 11-17.
- 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.
- Deceliere-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.
- 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, Cachera S, Girel C, Perga M, Paolini G, Lazzarotto J, Domaizon I, Humbert JF, Perney P, Laine L, Kerrien F. 2010. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2010. Rapport INRA-CISALB-CAB 2010, 201 pages.
- 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-Treytore C, Lazzarotto J, Paolini G, Perga ME, Perney P, Rimet F, Verneaux V. 2013. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2012. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 227 pages.
- Jacquet S, Kerimoglu O, Rimet F, Paolini G, Anneville O. 2014. Cyanobacterial bloom termination: the story of the disappearance of *Planktothrix rubescens* from a large restored deep peri-alpine lake. *Freshw. Biol.* 59:2472-2487
- Jacquet, S., D. Barbet, C. Barbier, S. Cachera, M. Colon, L. Espinat, C. Girel, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, D. Lacroix, L. Laine, B. Leberre, J. Neasat, G. Paolini, M. Perga, P. Perney, F. Rimet. (2016). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 205 pages.
- Kaiblinger K. 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport INRA I.L. 277/08 DEC0470, 45 p.
- Kaiblinger C, Anneville O, Tadonlécé R, Rimet F, Druart JC, Guillard J, Dokulil MT. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiol.* 633:67-74.
- Kamjunke N, Straile D, Gaedje U. 2009 Response of heterotrophic bacteria, autotrophic picoplankton and heterotrophic nanoflagellates to re-oligotrophication. *J. Plankt. Res.* 31:899-907.

- Kansanen PH, Paasivirta L. Vayrynen T. 1990. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland. *Hydrobiol.* 202:153-170.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21–27.
- Kelly, MG, L. King, R. I. Jones, P. A. Barker, and B. J. Jamieson 2008. Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610:125-129.
- King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M., & Yallop, M. (2006b). Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology*, 18(1), 15–25.
- Kufel, L., et Ozimek, T. (1994). Can *Chara* control phosphorus cycling in Lake Łuknajno (Poland)? In E. Mortensen, E. Jeppesen, M. Søndergaard, & L. K. Nielsen (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 (éds) Annecy, 164 pp.
- Love R. 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish. *J. Acoustical Soc. America* 49:816-823.
- MacLennan D, Fernandes PG, Dalen J. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J. Mar. Sci.* 59:365-369.
- Manca M, Comoli P. 1995. Seasonal changes in size of the feeding basket of *Leptodora kindtii* (Focke) in Lago-Maggiore as related to variations in prey size selection. *Limnol. Oceanogr.* 40:834-838.
- Marchetto, A., C. Agostinelli, R. Alber, A. Behi, S. Balsamo, S. Bracchi, F. Buzzi, E. Carena, S. Cavalieri, F. Cimoli, S. Costarossa, I. Crescentini, V. Della Bella, M. Di Brizio, M. Fioavanti, P. Fogliati, R. Fomenti, M. Galbiati, F. Galimberti, A. Macor, L. Mancini, S. Marcheggiani, G. Marchi, S. Musazzi, A. Nicola, R. Padula, S. Pozzi, C. Puccinelli, E. Rinaldi, C. Rustighi, P. Testa, B. Thaler, C. Vendetti, and R. Zorza, 2013. 5. Indice per valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed 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. Plankt. Res.* 31:1161-1177.
- Proctor, V. I. (1967). Storage and germination of *Chara* Oospores. *Journal of Phycology*, 3, pp.90-92. R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankt. Res.* 24:417-428.

- Rimet F. (2012) Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia* 683:1-24.
- Rimet F., Bouchez A., Montuelle B. (2015) Benthic diatoms and phytoplankton to assess nutrients in a large lake: Complementarity of their use in Lake Geneva (France–Switzerland). *Ecological Indicators* 53: 231-239.
- Rimet F., Bouchez A., Tapolczai K., 2016. Spatial heterogeneity of littoral benthic diatoms in a large lake: monitoring implications. *Hydrobiologia*, 771, 179-193.
- Rip, W. J., Ouboter, M. R. L., et Los, H. J. (s. d.). Impact of climatic fluctuations on Characeae biomass in a shallow, restored lake in The Netherlands. *Hydrobiologia*, 584, pp.415-424.
- Rooney, N., et Kalff, J. (2000). Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany*, 68, pp.321-335.
- Sandin, L., Schartau, A.-K., Aroviita, J., Carse, F., Colvill, D., Fozzard, I., ... Institute for Environment and Sustainability. (2014). *Water framework directive intercalibration technical report Northern Lake benthic invertebrate ecological assessment methods*. Luxembourg: Publications Office. Consulté à l'adresse <http://dx.publications.europa.eu/10.2788/74131>
- Sand-Jensen, K., Pedersen, N. L., Thorsgaard, I., Moeslund, B., Borum, J., et Brodersen, K. P. (2008). 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Ecology*, 96, pp. 260-271.
- Scheffer, M., van den Berg, M., Breukelaar, A., Breukers, C., Coops, H., Doef, R., et Meijer, M.-L. (1994). Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquatic Botany*, 49, pp.193–196.
- Schwarz, A.-M., et Hawes, I. (1997). Effects of changing water clarity on characean biomass and species composition in a large oligotrophic lake. *Aquatic Botany*, 56, pp.169-181.
- Sgro, G. V., Reavie, E. D., Kingston, J. C., Kireta, A. R., Ferguson, M. J., Danz, N. P., & Johansen, J. R. (2007). A diatom quality index from a diatom-based total phosphorus inference model. *Environmental Bioindicators*, 2(1), 15–34.
- SILA (2010). Suivi scientifique du Lac d'Annecy, rapport 2009. SILA-INRA
- Simmonds EJ, MacLennan DN. 2005. Fisheries Acoustics: Theory and Practice. Oxford: Blackwell Science Ltd., 437 p.
- Smith S. 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish survey data. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 47:894-903.
- Sondergaard M, Liboriussen L, Pedersen AR, Jeppesen E. 2008. Lake restoration by fish removal: short- and long-term effects in 36 Danish Lakes. *Ecosystems* 11:1291-1305.
- Sotton B, Anneville O, Cadel-Six S, Domaizon I, Krys S, Guillard J. 2011. Spatial match between *P. rubescens* and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae* 10:749-758.
- Stenger-Kovacs, C, K. Buczko, E. Hajnal, and J. Padisak (2007). Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589:141-154.
- Tadonlécé R. 2010. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. *Limnol. Oceanogr.* 55:973-982.
- Thomaz, S. M., et Cunha, E. R. da. (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, pp.218-236.

- Torn, K., Martin, G., Kotta, J., et Kupp, M. (2010). Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, pp.27-32.
- Tosheva, A., et Traykov, I. (2012). *Abundance and Macrophyte Composition in Reservoirs with Different Trophic Status*. Balwois. Consulté à l'adresse https://www.researchgate.net/profile/Ivan_Traykov/publication/234143525_Abundance_and_Macrophyte_Composition_in_Reservoirs_with_Different_Trophic_Status/links/02bfe50f8f61593927000000.pdf
- Van Donk, E., et van de Bund, W. J. (2002). Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 72, pp.261-274.
- Van Wijk, R. J. (1988). Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. *Aquatic Botany*, 31, pp.211–258.
- Vant, W. N., Davies-Colley, R. J., Clayton, J. S., et Coffey, B. T. (1986). Macrophyte depth limits in North Island (New Zealand) lakes of differing clarity. *Hydrobiologia*, 137, pp.55-60.
- Vincon-Leite B, Bournet PE, Gayte X, Fontvieille D, Tassin B. 1998. Impact of a flood event on the biogeochemical behaviour of a mesotrophic alpine lake: Lake Bourget (Savoy). *Hydrobiol.* 374:361-377.
- 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

Rôle du comité

- Validation des rapports
- Orientation des études
- Informations diverses

La liste des membres de ce comité a été redéfinie par le Directeur du CISALB, Renaud JALINOX, et validé par le président du comité, Emmanuel NAFFRECHOUX, au mois de mars 2014. Il est constitué de 8 membres permanents, deux invités permanents et deux 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 du comité de 2013 à 2016 inclus

MEMBRES PERMANENTS	
M. JM DORIOZ	UMR CARRETEL – <i>Transfert et flux de nutriments – Bassin versant</i>
M. J GUILLARD	UMR CARRETEL – <i>Ecologie piscicole – Bio-indication</i>
M. S JACQUET	UMR CARRETEL – <i>Réseaux trophiques – Bio-indication – Picoplancton</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. G PAOLINI	CALB – <i>Suivi limnologique et de la qualité des eaux</i>
M. T PELTE	Agence de l'eau RMC – <i>Molécules toxiques et/ou émergentes</i>
M. JC RAYMOND	ONEMA – <i>Unité lacs – Etude piscicole</i>
MEMBRES INVITES PERMANENTS	
MME. A KLEIN	CIPEL – Responsable du suivi environnemental du Léman
M. D ZANELLA	SILA – Responsable du suivi environnemental du lac d'Annecy
MEMBRES DU CISALB	
M. R JALINOX	CISALB – <i>Directeur</i>
M. S CACHERA	CISALB – <i>Suivi lacustre et rivière – Ecologie Piscicole</i> <i>Responsable CISALB du suivi</i>

Membres du comité proposé à partir de 2017

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 – Responsable du suivi environnemental du Léman
M. D ZANELLA	SILA – Responsable du suivi environnemental du lac d'Annecy
MEMBRE DU CISALB	
M. S CACHERA	CISALB – <i>Suivi lacustre et rivière – Ecologie Piscicole</i> <i>Responsable CISALB du suivi</i>

Le comité s'autorise à inviter toute personne compétente pour l'éclairer sur un sujet précis

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>) est 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.

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.

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.

Indice Consommation journalière en O2 dissous

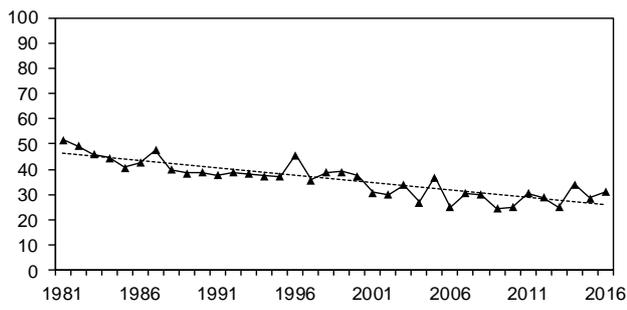
$I_{O_2j} = -50 + 62 \times \log_{10}(X+10)$ où X est la valeur de la consommation journalière en oxygène dissous en $\text{mg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$.

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

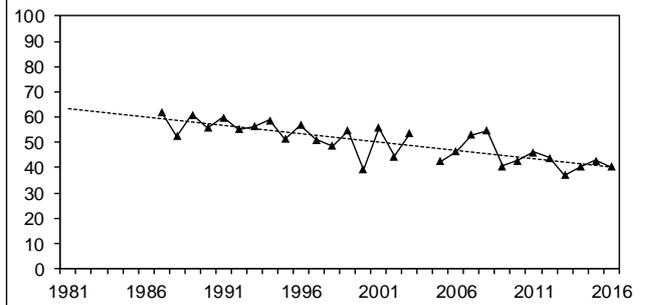
La moyenne de ces deux indices constitue l'indice fonctionnel **Nutrition.**

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

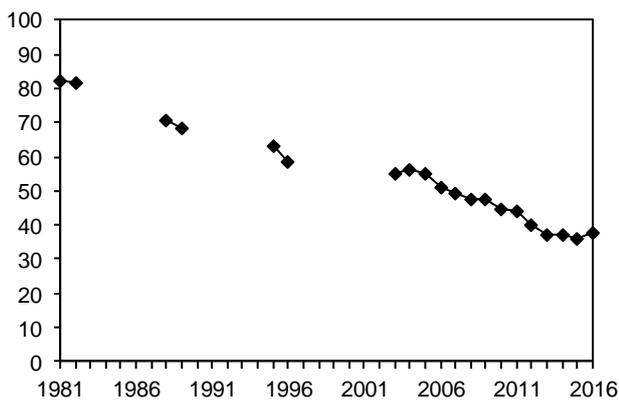
II Résultats



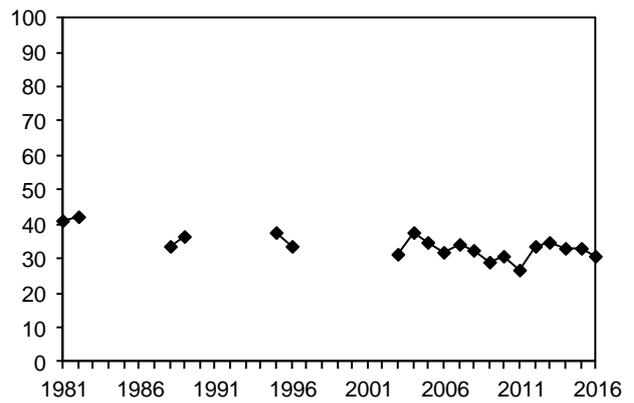
a) Indice de transparence estivale



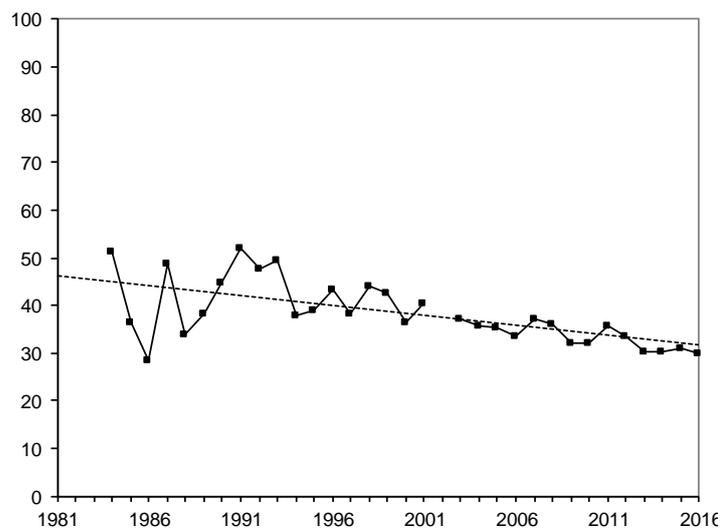
b) Indice de pigments chlorophylliens estivaux



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 2016

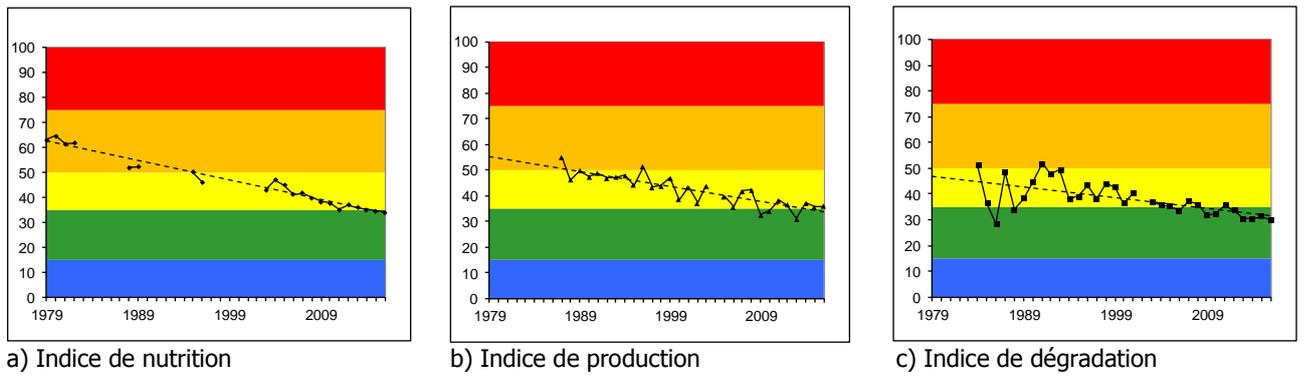


Figure 2 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des indices fonctionnels type DCE au point B de 1981 à 2016

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 sédimer 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 :

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

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

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

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 :

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

Où:

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

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

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

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

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

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

JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH | VOLUME 24 | NUMBER 5 | PAGES 417-428 | 2002

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

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

Table I: continued

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Extrait de l'Arrêté 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

ANNEXE 3 MODALITÉS D'ÉVALUATION DE L'ÉTAT DES ÉLÉMENTS DE QUALITÉ DE L'ÉTAT ÉCOLOGIQUE POUR LES EAUX DOUCES DE SURFACE

Modalités d'évaluation de l'état des eaux douces de surface : les indices biologiques, les paramètres physico-chimiques, les valeurs de référence et les EQR des seuils de classes d'état et modalités de calcul des éléments de qualité de l'état écologique, pour lesquels des méthodes sont disponibles actuellement, sont indiqués pour les cours d'eau dans la partie 1 de la présente annexe et pour les plans d'eau dans la partie 2 de la présente annexe.

Les indices sont utilisables conformément aux conditions et limites d'application technique intrinsèques de chacun(e) des méthodes ou protocoles, décrit(e)s dans les normes et documents techniques de référence. Outils diagnostics complémentaires dans la perspective du 3e cycle DCE (2021-2027) : les indices biologiques des cours d'eau de métropole pour les macroinvertébrés et les poissons doivent évoluer afin de devenir plus représentatifs de l'état biologique de la masse d'eau et de mieux identifier les pressions à l'origine de la dégradation des masses d'eau. En prévision de cette évolution les nouveaux indices biologiques sont prescrits en qualité d'outils diagnostics complémentaires obligatoires, en appui aux outils d'évaluation visés aux points 1 et 2 de la présente annexe. Pour ces nouveaux indices, les valeurs de référence et les EQR des seuils de classes d'état et modalités de calcul des éléments de qualité de l'état écologique sont indiqués en partie 3 de la présente annexe

2.1. Éléments biologiques pour les plans d'eau

2.1.1. Phytoplancton

L'indice biologique phytoplanctonique à utiliser est l'IPLAC : indice phytoplanctonique lacustre.

L'IPLAC est un indice d'évaluation de l'état écologique des plans d'eau constitué de deux métriques, l'une rendant compte de la biomasse phytoplanctonique totale [chlorophylle (a)] et l'autre de l'abondance et de la composition taxonomique. Il s'applique aux lacs naturels et aux plans d'eau artificiels de la métropole. Le tableau 47 ci-dessous indique les valeurs des limites de classe pour l'indice IPLAC exprimées en EQR. Les formules de calcul des valeurs de référence seront précisées dans le rapport technique intitulé Indices de bioindications pour les plans d'eau (IPLAC, IBML, IIL) : grilles de valeurs-seuils et valeur de référence par sites pour les plans d'eau nationaux, à paraître en 2015.

La classification de l'état pour l'élément de qualité biologique « phytoplancton » s'établit en calculant la moyenne des indices obtenus à partir des données acquises conformément aux dispositions de l'article 12 du présent arrêté ; puis, en comparant cette moyenne aux limites de classe indiquées dans le tableau 47 ci-dessous.

Tableau 47 Valeurs des limites de classes d'état exprimées en EQR pour l'indice phytoplanctonique lacustre (IPLAC)

ÉLÉMENTS DE QUALITÉ	INDICE	LIMITES DES CLASSES D'ÉTAT en EQR			
		Très bon/Bon	Bon/Moyen	Moyen/Médiocre	Médiocre/Mauvais
Phytoplancton	IPLAC (indice planctonique lacustre)	0,8	0,6	0,4	0,2

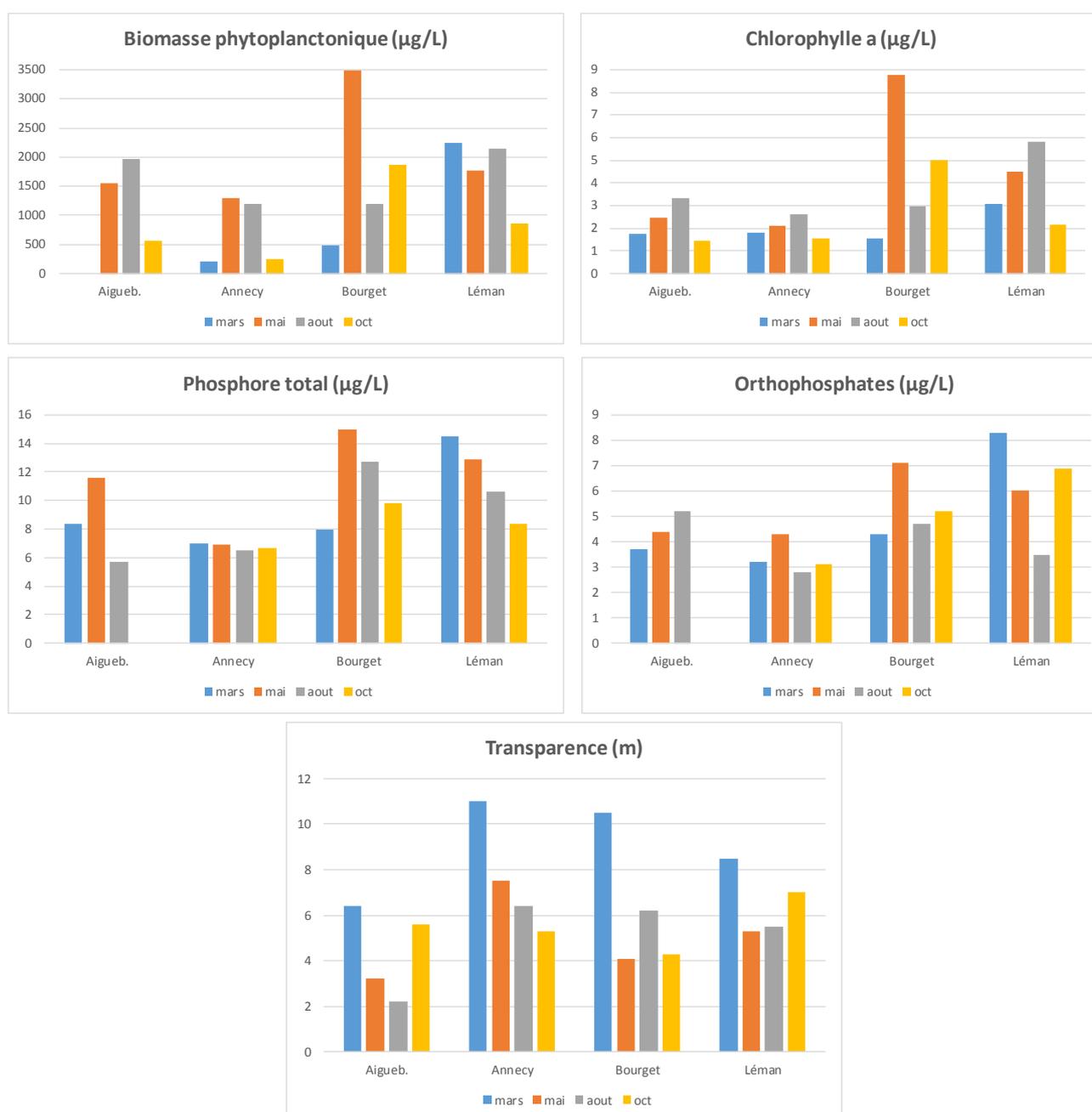
Les valeurs obtenues de l'indice sont valides dès lors que les protocoles de prélèvement et d'analyse sont conformes à ceux prescrits dans l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux, en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement, dans les limites d'application des modèles qui sont précisées dans le document suivant : Feret T., Laplace-Treyture C., 2013. IPLAC : l'indice phytoplancton lacustre : Méthode de développement, description et application nationale. Rapport final. Irstea Groupement de Bordeaux, Unité de Recherche Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux. Rapport, 69 p. Se référer aussi à ce document pour le détail de la méthode de calcul de l'indice.

DOSSIERS DIVERS

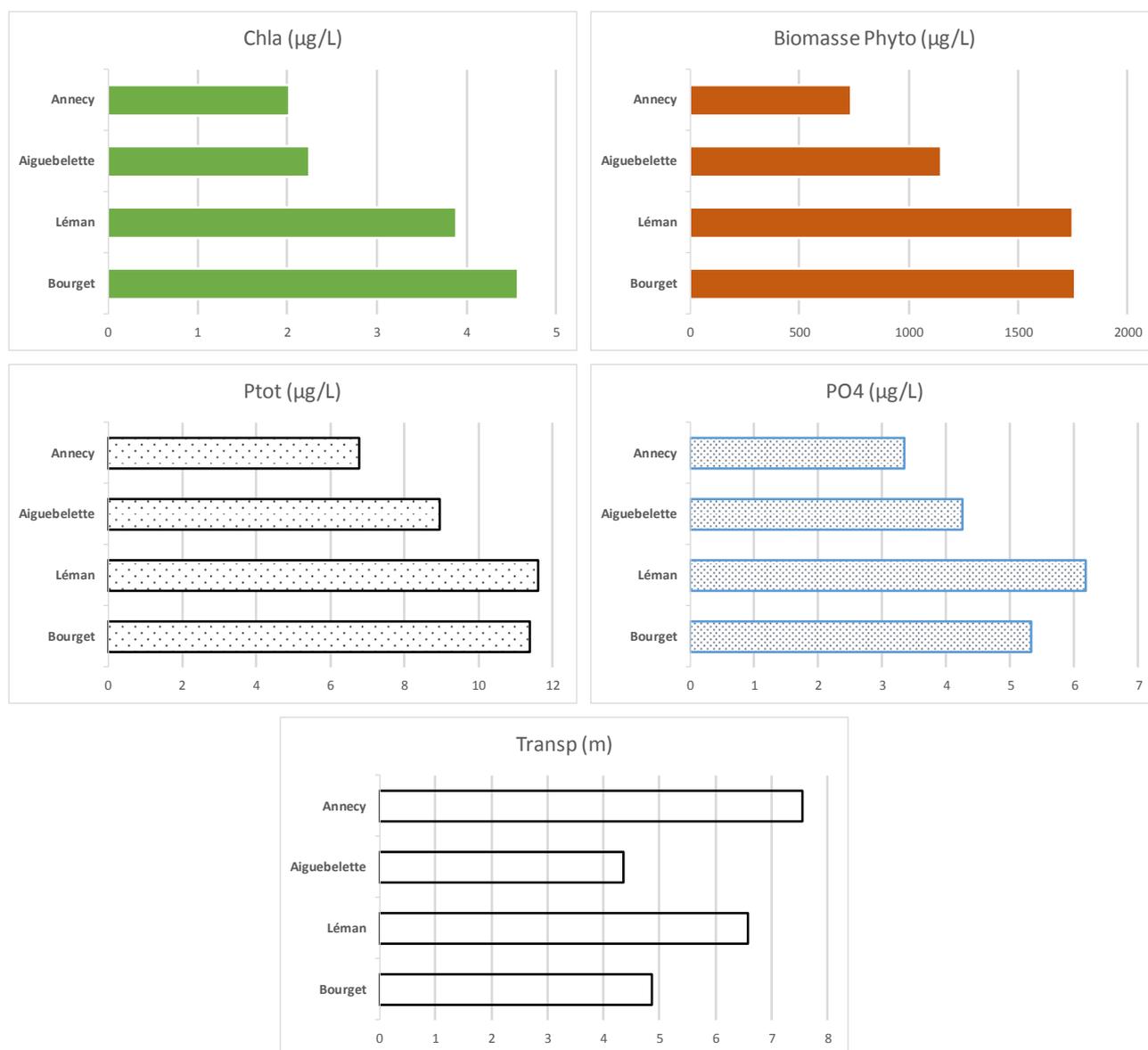
Annexe VI

Comparatif DCE entre les 4 lacs

En 2016, une analyse complète DCE a eu lieu sur les 4 grands lacs péri-alpins (Aiguebelette, Annecy Bourget et Léman), et ce, pour la première fois. Un bilan comparatif pour quelques paramètres clés est proposé ci-dessous. Les Figures résument pour la strate supérieure (i.e. 2,5 x secchi) et pour les 4 lacs, les 4 prélèvements annuels requis dans le cadre du suivi DCE.



La figure ci-dessous est une moyenne des paramètres présentés ci-dessus sur l'ensemble de l'année.



L'analyse de ces données révèle que

- Le lac d'Annecy est le lac le plus oligotrophe, suivi du lac d'Aiguebelette puis des lacs Léman et du Bourget qui sont très comparables en 2016 ;
- Le statut trophique de ces différents écosystèmes, en regard des critères OCDE, serait :
 - Oligotrophe pour les lacs d'Annecy et d'Aiguebelette
 - Oligo-mésotrophe pour les lacs Léman et du Bourget

DOSSIERS DIVERS

Annexe VII Spéciale dédicace

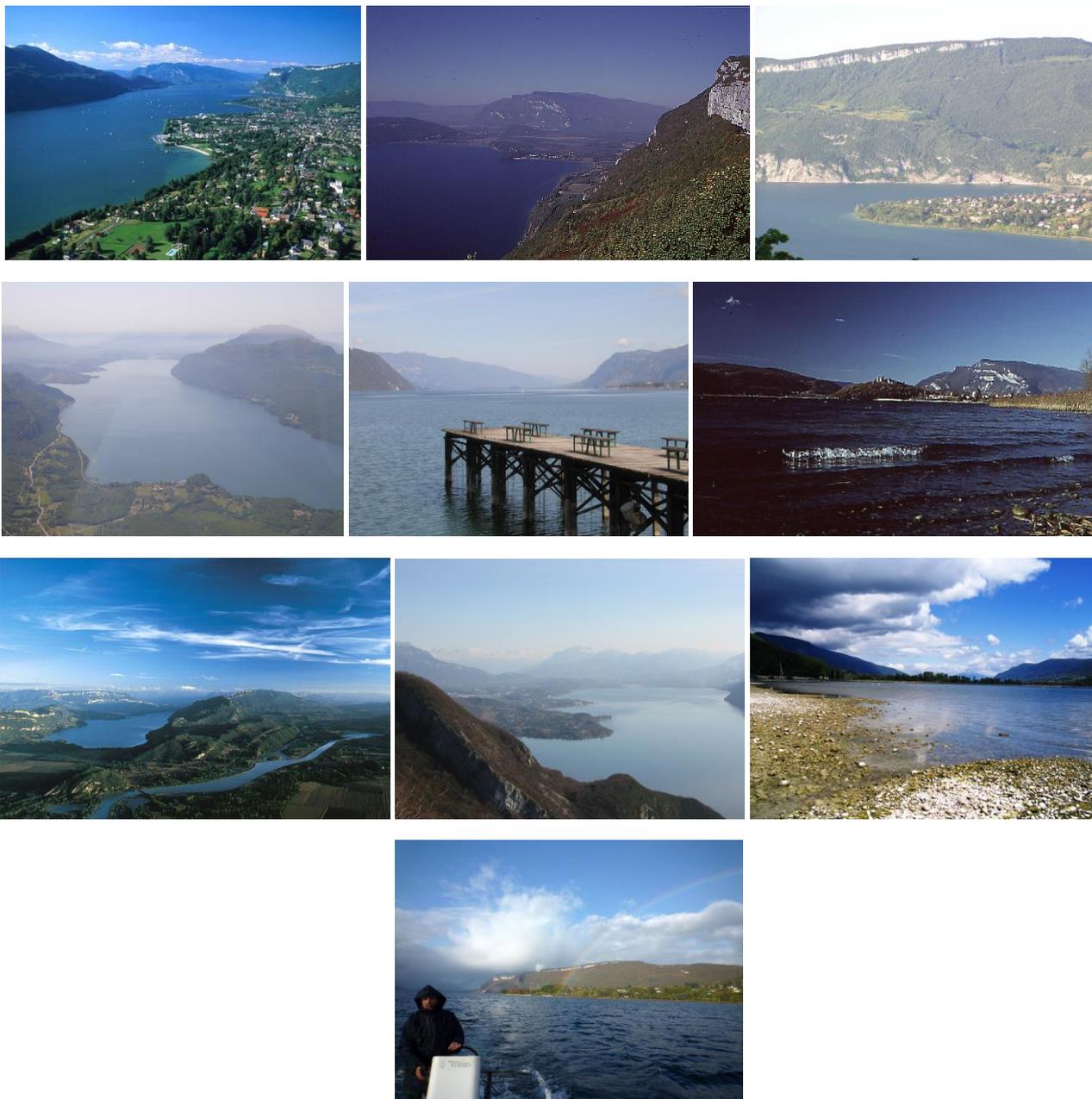
Ce rapport est le premier écrit sans Gérard PAOLINI. Une page se tourne ... Au-delà du désir de lui redire qu'il laisse un grand vide, c'est aussi et surtout l'occasion de le remercier pour tout ce qu'il a fait pour la connaissance du lac du Bourget. Ce rapport lui est donc dédié.

Car Gérard PAOLIN, c'est quand même :

- 33 ans à sillonner le lac, en long en large et en travers depuis 1983 (sans oublier les 28 ans passés au service du petit voisin, le lac d'Aiguebelette, de 1988 à 2015) ;
- un nombre de sorties pour étudier le lac du Bourget estimé à environ 1100 (seulement 900 pour Aiguebelette !) sans parler de tous les programmes de recherche auxquels il a participé de (très) près ou de (pas) loin (pour les étudiants en MASTER, DEA, thèse, les programmes des uns et des autres, des projets nationaux comme Dylachem, Sacytox, Proliphyc) ;
- autant de rapports écrits sur la physico-chimie que d'années passées sur le lac (un par an et par lac, d'abord simple puis de plus en plus complets et détaillés, incluant la météo aussi souvent) ;
- la bagatelle de 1 200 000 tours de manivelle pour 300 km de câble associé aux prélèvements, coups de sondes, filets et autres disques (sans oublier les trappes, les mouillages, les carottages, les lests qu'il a fallu mettre dans l'eau et ressortir) ; auxquels on rajoute volontiers les 300 000 tours de manivelle pour Aiguebelette ;
- 30 ans d'observation aiguisée et le témoin d'évènements exceptionnels parfois comme un bloom à *Ceratium*, la mesure de transparences de seulement 80 cm sur l'ensemble du lac ;
- la participation à de nombreux travaux, notamment de MASTER ou de thèse, comme la première thèse portée exclusivement sur le lac du Bourget Stéphane Stroffek dès la fin des années 1980 ;
- etc....



©Photographie prise par Pascal Perney, le jour fêtant le départ (difficile ?) à la retraite de Gérard PAOLINI



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

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

...

Ô temps, suspend ton vol !

Lamartine