SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2015

Rapport de suivi (version finale, octobre 2016)

Contact du responsable scientifique et coordinateur de l'étude :

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

RESUME

2015 a été une année remarquable sur bien des aspects.

Bien que l'hiver 2015 ait été relativement chaud, une homogénisation brève mais complète de la colonne d'eau a eu lieu au mois de mars. Les concentrations hivernales en orthophosphates et phosphore total n'ont jamais été aussi basses qu'en 2015, atteignant des concentrations record de 6 et 10 µgP/L, la valeur seuil limite entre mésotrophie et oligotrophie. Pourtant les apports en phosphore total des deux tributaires majoritaires (>90% de l'eau transitée au lac), la Leysse et le Sierroz, mesurés en 2015 (plus de 60 tonnes) ont été particulièrement élevés en 2015, atteignant des concentrations jamais enregistrées depuis la fin des années 1990 début 2000.

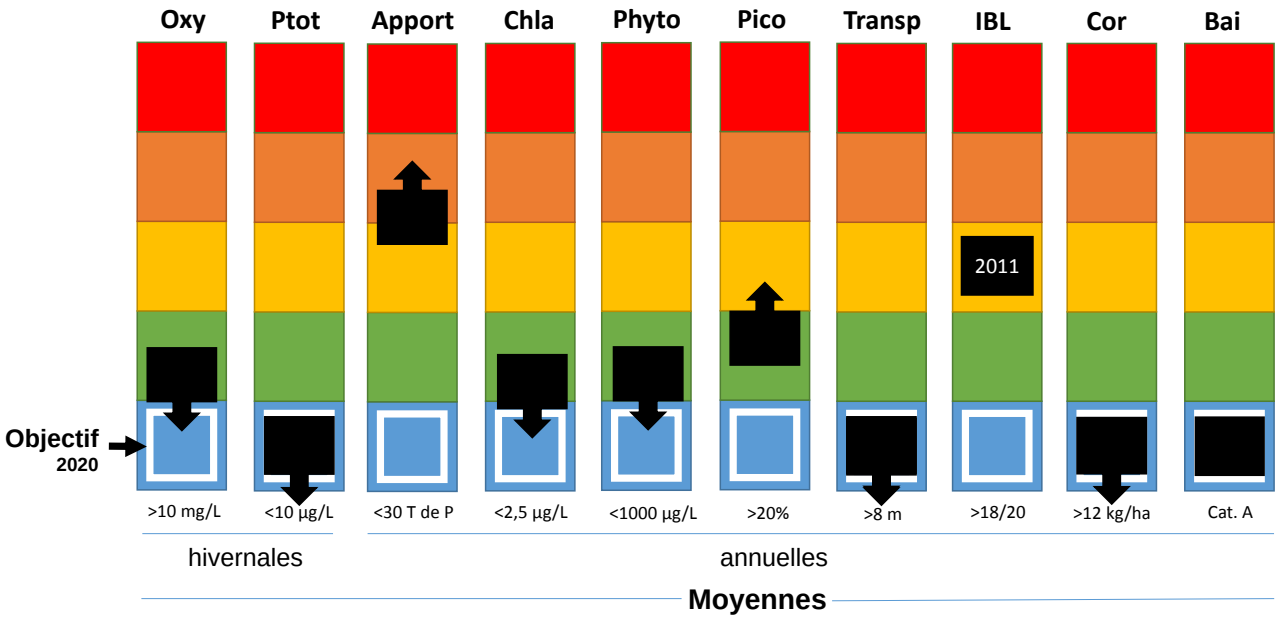
La dynamique de réoligotrophisation du lac est claire mais l'hystérésis du sytème reste encore importante avec des biomasses phytoplanctoniques qui restent encore relativement élevées à certains moments de l'année, des espèces dominantes qui peuvent être typiques de milieux eutrophes, ou encore la forte dominance des formes microplanctoniques (c'est-à-dire de grande taille). Les indices phytoplanctoniques (IPLAC, Brettum) corroborent d'ailleurs cet état en classant le plan d'eau entre médiocre et bon. Toutefois, la proportion importante des Chrysophycées avec plusieurs espèces de *Dinobryon,* indicatrices de milieux pauvres en nutriments, révèle aussi des conditions oligotrophes, même si leur dominance printanière est singulière. La forte proportion des diatomées « de bonne qualité » confirment aussi le constat d'un milieu qui se restore, corroboré également par le maintien des effectifs de micro-crustacés qui souligne une amélioration nette de l'efficience trophique, c'est à dire de la proportion de biomasse phytoplanctonique efficacement intégrée dans le réseau trophique pélagique.

Avec une concentration moyenne annuelle de 3,3 µg/L pour la chlorophylle *a* et de 8,1 m pour la transparence (valeur reecord de la chronique) en 2015, et en bout de chaîne, un peuplement de poissons qui se révèle toujours dans un état très 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), le lac du Bourget peut toujours être considéré comme un lac oligo-mésotrophe.

L'examen 2015 du lac du Bourget confirme donc le bon état écologique de l'écosystème pélagique et la continuité de sa progression vers un état oligotrophe mais l'épisode à « *Microcystis* » en 2014 et dans une moindre mesure d'*Aphanizomenom* en 2015 rappelle qu'il est toujours possible que des cyanobactéries potentiellement toxiques de ce type puissent se développer, en réponse à des conditions favorables et à la faveur d'événements particuliers, favorisées aussi par des apports en P toujours en hausse.

Le schéma ci-dessous résume l'état et l'évolution du lac entre 2014 et 2015. Le code couleur se lit du bleu (excellent) vers rouge (mauvais). Le lac du Bourget n'est plus très loin de passer dans la catégorie des lacs oligotrophes. Les chiffres proposés comme objectifs à atteindre pour 2020 restent à être validés par le conseil scientifique.

État (■) en 2015 et évolution (➡) depuis 2014 de l'état écologique du lac du Bourget



Pêche scientifique sur le lac du Bourget (octobre 2015)

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2015

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Denis **B**ARBET (INRA : Analyses statistiques)
- Christine **B**ARBIER (INRA : Chimie)
- Sébastien **C**ACHERA (CISALB : Suivi des rivières, Poissons, Responsable CISALB pour le suivi)
- Michel **C**OLON (INRA : Pêche)
- Laurent **E**SPINAT (INRA : Pêche)
- Jean **G**UILLARD (INRA : Poissons, Relecture)
- Valérie **H**AMELET (INRA : Pêche)
- Jean-Christophe **H**USTACHE (INRA : Prélèvements, Pêche)
- Stéphan **J**ACQUET (INRA : Ce qu'il faut retenir, Conclusion, Coordination, Corrections, Dossiers divers, Introduction, Mise en forme et Edition, Picocyanobactéries, Résumé)
- Danielle **L**ACROIX (INRA : Chimie)
- Leslie **L**AINE (INRA : Zooplancton)
- Brigitte **L**EBERRE (INRA : Chlorophylle *a*)
- Julien **N**EASTA (ARS-DT73 : Qualité des eaux de consommation et de loisirs)
- Gérard **P**AOLINI (CALB : Météorologie, Prélèvements, Physique, Sonde bbe, Tableau de bord)
- Marie-Elodie **P**ERGA (INRA : Zooplancton)
- Pascal **P**ERNEY (INRA : Chimie, Production primaire, Prélèvements)
- Frédéric **R**IMET (INRA : Phytoplancton, Indices phytoplanctoniques)

Station d'Hydrobiologie Lacustre
UMR CARRTEL (INRA / Université Savoie Mont-Blanc)
75, Avenue de Corzent, BP 511
74203 Thonon-les-Bains cedex
Tél : 04 50 26 78 12
Fax : 04 50 26 07 60

Citation du rapport
Jacquet, S., D. Barbet, 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.

« Il garde le secret des douleurs, les console, les amoindrit, et jette dans l'amour je ne sais quoi de grave, qui rend la passion plus profonde, plus pure. C'est le lac des souvenirs ; il les favorise en leur donnant la teinte de ses ondes, miroir où tout vient se réfléchir. »

Honoré de Balzac

Carte d'identité du Lac du Bourget

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

Localisation

Département de la Savoie

45°44'81 N; 5°51'36 E

Caractéristiques principales

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

Autres caractéristiques

Orientation Nord-Sud

Temps de séjour des eaux ~ entre 9,0 et 11,3 ans (moyennes calculées sur la période 2006-2015)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse (5,7 m^3/s en moyenne depuis 2005 et ~70% des apports en eau ou volume transité au lac en 2015 avec 198 Mm^3) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2004 entre 3,5 et 9,2 m^3/s

Le Sierroz (2,2 m^3/s en moyenne depuis 2005 et ~25% du volume d'eau transité en 2015 avec 56,6 Mm^3) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2004 entre 1,3 et 2,8 m^3/s

Le Tillet a été responsable en 2015 d'~5% du volume d'eau transité au lac, représentant moins de 1% des apports en Ptot au lac

L'image de 2015 : un lac presque oligotrophe

Un lac avec des concentrations en Ptot et PO_4 en 2015 qui baissent encore et qui le définissent pour la première fois comme un système oligotrophe. Ce statut est corroboré par la transparence mais pas encore complétement par la chlorophylle *a* et la biomasse et/ou composition phytoplantonique. En bout de chaine, le bon état global du peuplement piscicole confirment le (très) bon état de l'écosystème pélagique. Les apports au lac en Phosphore total restent toutefois encore élevés.

SOMMAIRE

En guise d'introduction **8**

Ce qu'il faut retenir pour l'année 2015 **10**

Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord **15**

Météorologie **22**

Etude des apports par les rivières et qualité des eaux **29**

Etudes portant sur la physico-chimie **47**

Etude relative à la chlorophylle *a* **77**

Etude relative au phytoplancton **84**

Etudes portant sur les picocyanobactéries **101**

Etude relative au zooplancton **114**

Etude portant sur la ressource piscicole **121**

Suivi des PCB dans les corégones **164**

Etude portant sur la qualité sanitaire **166**

Conclusions **168**

Bibliographie **174**

Dossiers divers (Annexes) **180**

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).

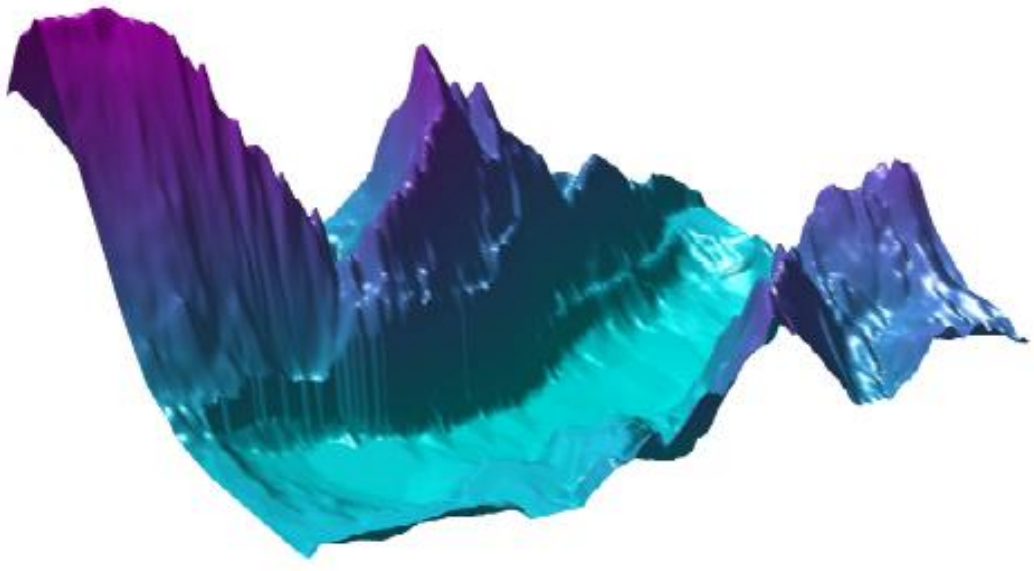
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car dès 1972 une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour 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 CARRTEL) ainsi que des laboratoires de recherches universitaires y ont participé à chaque fois. Depuis 1999, l'UMR CARRTEL participe à cette évaluation et a notamment porté une attention plus particulière à la prolifération d'une cyanobactérie 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 précités. 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 au minimum, 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 2015 est le dernier du contrat signé entre l'INRA et le CISALB pour la période 2013-2015. Un nouveau contrat de recherche a été élaboré à la fin de l'année 2015 et signé au début de l'année 2016 pour les années 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 2015 ont été discutés puis validés par ce dernier le 30 juin 2016.



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

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNEE 2015

Avec une moyenne annuelle de 12,4°C pour la température de l'air, l'année 2015 a encore été une année relativement chaude (comme 2014), confirmant la tendance générale d'augmentation des températures. Des excédents de température par rapport à la moyenne 1974-2000 ont été enregistrés pendant 9 mois en trois périodes distinctes : janvier (+59%), de mars à aout (+6 à +22%) et de novembre à décembre (+27 à +39%) ; seuls les mois de février (-13%) et septembre, octobre (-1 et -5%) ont été légèrement déficitaires. L'été 2015 a aussi été particulièrement chaud, la température moyenne de juin à août ayant été la deuxième la plus élevée depuis 1974 après 2003. Avec 120 jours de pluie, 2015 a été la cinquième année la plus faible en nombre de jours de précipitation mais, avec 1322 mm de pluie cumulée, a aussi été une année caractérisée par des événements orageux, à l'exemple des 74 mm de pluie tombés le 22 juillet représentant 80% de la pluviométrie mensuelle et des 68 mm tombés le 13 septembre. Finalement, l'année 2015 a présenté un petit excédent d'insolation (+6%) par rapport à la moyenne, ce paramètre évoluant peu depuis 1974.

L'hydrologie de la Leysse en 2015 a été marquée par un débit moyen équivalent au module interannuel (6,3 *vs*. 6,3 $m^3 s^{-1}$). Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 223 jours soit 20 jours de moins qu'en 2014. Pour le Sierroz, le débit moyen a été inférieur au module de 23,2% (1,89 vs 2,46 $m^3 s^{-1}$). Les débits ont été inférieurs au module durant 183 jours soit 49 jours de moins qu'en 2014. Le volume total ayant transité en 2015 par la Leysse et le Sierroz a été de 258 Mm^3 contre 286 Mm^3 en 2014.

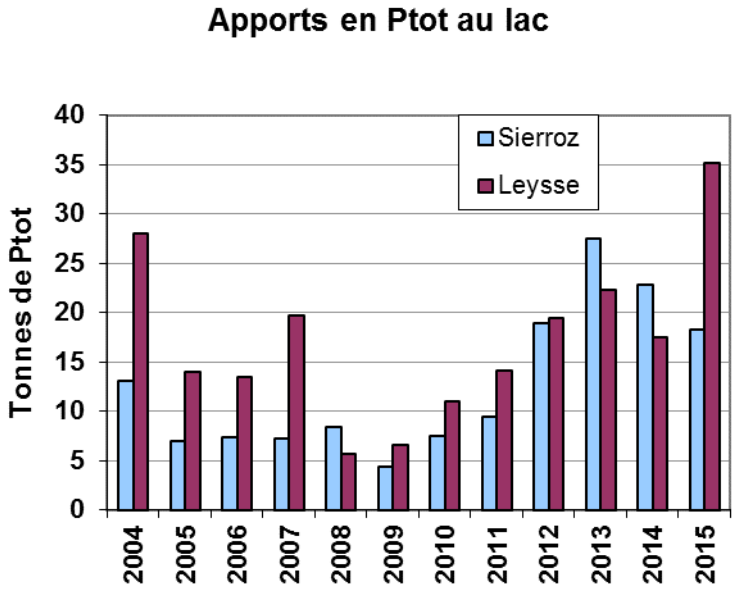
Le Phosphore présent dans le lac a 3 origines possibles : les apports des rivières drainant le bassin versant, les rejets directs (déversoir d'orage de la station d'épuration d'Aix) et les apports internes (processus complexe de relargage par les sédiments au fond du lac). Avant les années 2000, les apports totaux au lac en termes de phosphore total (Ptot), orthophosphates (PO_4) et nitrates (NO_3) 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 Ptot au lac varient entre approximativement 13 et 57 tonnes/an contre 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 Ptot ont été, pour la 4ème année consécutive, supérieurs à 30 tonnes, limite théorique préconisée pour permettre la réoligotrophisation. Ces apports sont même les plus élevés enregistrés depuis le début des années 2000. Comparativement, les concentrations en PO_4 restées relativement stables entre 2013 et 2014 révèlent en 2015 une baisse significative. Les apports en nitrates et en azote totale restent relativement inchangés entre 2014 et 2015

	1974	1983	1995-96	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	**2015**
Ptot	300	150	94	21 + ?	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**
PO_4	140		18	3,5	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	**2,53**
NO_3	1.500	580	450	252	275	367	290	214	309	181	347	409	275	**275**
NO_3 + NKT				361	446	617	516	334	454	360	654	704	503	**510**

En ce qui concerne les apports en nutriments, le Sierroz présente des valeurs plus élevées que la Leysse, exception faite des paramètres NH_4 et MES. Avec une concentration moyenne en Ptot de 180 µg L^{-1} pour la Leysse et de 310 µg L^{-1} pour le Sierroz, l'année 2015 est l'année où cette concentration est la plus élevée depuis 2005. Comparativement, les concentrations en PO_4 restent dans les valeurs basses (soit de 7 et 19 µg L^{-1} pour la Leysse et le Sierroz respectivement).

Les apports de temps de pluie de la Leysse en Ptot ont été en 2015 de 34,3 T. La multiplication par deux de ces apports enregistrée entre 2014 et 2015 s'explique par une forte hausse des apports de temps de pluie à certains moments de l'année. Comparativement, les apports de temps de pluie du Sierroz en Ptot se sont élevés en 2015 à 17,3 T, soit une diminution de 4,1 T entre 2014 et 2015. Notons enfin que les rejets des déversoirs et by pass ont représenté 10,8% des apports totaux de Ptot au lac.

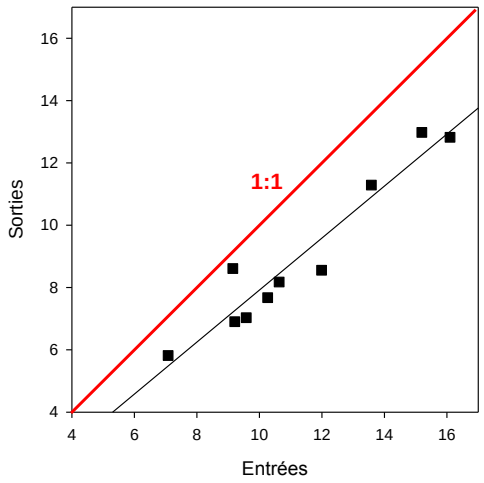
La Figure suivante présente l'évolution des apports en Ptot au lac de la Leysse et du Sierroz.



Depuis 2006, l'estimation du temps de résidence des eaux du lac du Bourget peut être donnée de manière assez précise. Le tableau ci-dessous résume les valeurs données en années de ce temps de résidence 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=10) 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 obervé 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 2015 varie entre 9,0 et 11,3 ans, l'année 2015 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
minimum	7,1	5,8	0,5
moyenne	**11,3**	**9,0**	**2,3**
maximum	16,1	13,0	3,4



Malgré la relative douceur de l'hiver 2014-2015, les températures de l'air suffisamment froides, associées à des vitesses de vent supérieures à l'hiver 2013-2014 ont permis un mélange total de la masse d'eau. La réoxygénation maximale à 140 m a atteint un maximum le 10 mars avec 8,95 $mgO_2.L^-$ soit 72% de la saturation.

La phase des eaux claires a été plus marquée en 2015 qu'en 2014, avec une transparence supérieure à 7 m observée pendant 23 jours et comparable en durée à 2013 et 2012. Le maximum a été mesuré le 18 mai avec 11,2 m (vs 6,8 m en 2014, 12,9 m en 2013 et 11,3 m en 2012). Depuis 1981, les valeurs de transparence indiquent une augmentation de la transparence annuelle moyenne (qui est passée de 3,6 m en 1982 à 8,1 m en 2015) et estivale (qui est passée de 2,9 m en 1981 à 6,6 m en 2015) et qui peut être donc considérée comme une indication de la nette amélioration de la qualité des eaux.

L'objectif de la DCE à l'horizon 2021 est que la concentration en $P\text{-}PO_4$ soit inférieure ou égale à 10 $\mu g.L^{-1}$. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011 (avec 8 $\mu g.L^{-1}$) et 2012 (avec 10 $\mu g.L^{-1}$) et les années 2013 et 2014 (avec 8 $\mu g.L^{-1}$) l'ont confirmé. En 2015, la tendance à la baisse se confirme avec une moyenne hivernale record de 6 $\mu g.L^{-1}$. Pour le phosphore total, la concentration moyenne hivernale est de 10 $\mu g.L^{-1}$, soit la valeur la plus basse jamais enregistrée et atteignant la valeur seuil de l'oligotrophie. La baisse du phosphore continue donc dans la zone pélagique du lac du Bourget, et ce en dépit d'apports qui eux ont eu plutôt tendance à augmenter au cours des 5 dernières années. 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.

La tendance générale observée pour le Phosphore ne l'était pas forcément pour l'azote. Pour les nitrates, la valeur calculée pour 2013 avait effectivement continué d'augmenter, avec 0,64 $mgN.L^{-1}$ contre 0,62 $mgN.L^{-1}$ en 2012 et 0,48 $mgN.L^{-1}$ en 2011. La tendance semblait de nouveau à la baisse des nitrates en 2014 avec 0,61 $mgN.L^{-1}$, mais c'est la même valeur qui est enregistrée en 2015.

Avec 3,3 $\mu g.L^{-}$ de concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a*, l'année 2015 se rapproche de la valeur la plus basse qui avait été enregistrée en 2013 avec 3,1 $\mu g.L^{-1}$. 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 $\mu g.L^{-1}$ en 1984 à ~3,3 $\mu g.L^{-1}$ en 2015. De plus, il n'y a pas eu de valeur maximale de chlorophylle *a* supérieure à 6 $\mu g.L^{-1}$ en 2015, ce qui avait été toujours le cas jusqu'à maintenant.

La biomasse phytoplanctonique avec 1360 $\mu g.L^{-1}$ a baissé significativement comparativement à 2014 (1566 $\mu g.L^{-1)}$, atteignant une valeur comparable à 2012 (1337 $\mu g.L^{-1}$), mais reste loin de l'année 2013 qui avait été remarquable avec la valeur la plus basse jamais enregistrée (avec ~0,7 $mg.L^{-1}$). En 2015, la proportion des formes microplanctoniques reste élevée (atteignant près de 67% contre 26% pour le nanophytoplancton et seulement 6% pour le picophytoplancton). 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 eutrophe (comme la diatomée *Fragilaria crotonensis*, le dinoflagellé *Ceratium hirundinella* ou encore la cyanobactérie potentiellement toxique *Aphanizomenon flos-aquae*). 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 d'ailleurs l'amélioration générale du niveau trophique du lac, la proportion des taxons appartenant aux groupes fonctionnels indicateurs de milieux oligotrophes depuis 2009 restant relativement élevée.

Si la dynamique du zooplancton en 2015 a reproduit celle des années précédentes, elle a été remarquable par les faibles abondances du pic printanier, qui pourraient elles-mêmes être liées à sa composition phytoplanctonique atypique (dominée par des chrysophytes plutôt que des diatomées). Les relations entre les modifications des compartiments phytoplanctoniques et zooplanctoniques à l'échelle inter-annuelle ne s'expriment qu'au niveau de certains groupes (i.e. les calanoides) ou à l'échelle fonctionnelle (efficience trophique). Une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessiterait une intégration plus explicite de la prédation par les poissons.

L'analyse du peuplement piscicole confirme la stabilisation de la population de lavaret, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, avec une tendance qui sera

à confirmer en 2016, 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 toutefois en baisse régulière depuis 2005, reflétant l'évolution du niveau trophique du lac, qui devient moins productif.

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget puis distribuées en 2015 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, les 10 zones aménagées ont été classées en 2015 en excellente qualité, c'est-à-dire conformes aux normes de qualité. Depuis 2013, aucune plage n'a été classée avec des eaux, impropres à la baignade (classées insuffisantes).

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 et décembre examinés une seule fois), soit 20 campagnes en 2015. 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 O_2 ; azote ammoniacal NH_4^+ ; azote nitrique NO_3^- ; azote total Ntot ; carbone organique total COT ; orthophosphate PO_4^{3-} ; phosphore total Ptot ; silice réactive SiO_2 ; sulfate SO_4^{2-} ; 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 (NO_2^-, Ca^{2+}, Mg^{2+}, 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 CARRTEL - 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.

Au total, 32 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2015.

Le Tableau II ci-dessous récapitule le nombre d'échantillons et/ou de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. Près de 1825 analyses chimiques ont été effectuées sur les 169 échantillons prélevés pendant l'année 2015.

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 / NF T 90 031
TAC	Titration	ISO 9963-1 / NF T 90 036-1
O_2 dissous	Idométrie - Méthode de Winkler	NF EN 25813
NH_4^+	Colorimétrie selon la méthode au bleu d'indophénol	NF T90 015
NO_3^-	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
NO_2^-	Diazotation	NF EN 26777 / NF T 90 013
Ntot	chimiluminescence	NF EN 12260 / NF T 90 060
COT	Minéralisation au persulfate à 80°C et détection IR	ISO 8245 / NF EN 1484 / NF T 90 102
PO_4^{3-}	Colorimétrie selon la méthode de Murphy et Riley	ISO 6878 / NF EN 1189 / NF T 90 023
Ptot	Minéralisation en PO_4^{3-} au peroxodisulfate en milieu acide	ISO 6878 / NF EN 1189 / NF T 90 023
SiO_2	Colorimétrie en analyse séquentiel	NF T 90 007
SO_4^{2-}	Chromatographie ionique	ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
Cl^-	Chromatographie ionique	ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
Ca^{2+}	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / NF T 90 005
Mg^{2+}	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / NF 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 *a*	Filtration et extraction selon la méthode de Lorenzen	NF T90 117

Tableau II Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2015

<table>
<tr><th>Méthode</th><th colspan="2"></th><th>paramètres</th><th>Nombre</th></tr>
<tr><td rowspan="4">Prélèvements à profondeurs discrètes avec bouteille fermante type NISKIN</td><td colspan="2">Chimie</td><td>PO_4^{3-}, Ptot, NO_3^-, Ntot, NH_4^+, COT, SiO_2, TAC, SO_4^{2-}, Cl^-, O_2</td><td>169</td></tr>
<tr><td colspan="2">Balance ionique</td><td>NO_2^-, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+</td><td>23</td></tr>
<tr><td colspan="2">Cytométrie en flux</td><td>abondance</td><td>157</td></tr>
<tr><td colspan="2">Cyanobactérie</td><td>abondance</td><td>120</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Prélèvement intégré 0 - 18 m avec « cloche Pelletier »</td><td colspan="2">phytoplancton</td><td>chlorophylle a</td><td>30</td></tr>
<tr><td colspan="2">phytoplancton</td><td>abondance - diversité</td><td>20</td></tr>
<tr><td>Prélèvement intégré 0 - 50 m avec filet de maille 212 µm</td><td colspan="2">zooplancton</td><td>abondance - diversité</td><td>20</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Profils sondes</td><td colspan="2">SBE 19 + (T°C, O_2)</td><td></td><td>32</td></tr>
<tr><td rowspan="2">BBE (fluo)</td><td>Cellule Technique du lac du Bourget</td><td rowspan="2">Répartition verticale biomasse algale</td><td>32</td></tr>
<tr><td>INRA</td><td>5</td></tr>
<tr><td>Disque de Secchi</td><td colspan="2"></td><td>transparence</td><td>32</td></tr>
</table>

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 2015

Date	Profil T°C - O_2	profil fluo	Transp. Secchi	Chloro *a*	Prélèvement NISKIN physico chimie, cyto, cyano									
	SBE 19+	BBE												
Prof.				0 - 18 m	2	10	15	20	30	50	80	110	130	140
19/01/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17/02/2015	X	X	X	X										
25/02/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
10/03/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
24/03/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
02/04/2015	X	X	X	X										
09/04/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
22/04/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
06/05/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
13/05/2015	X	X	X	X										
18/05/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
28/05/2015	X	X	X	X										
03/06/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
10/06/2015	X	X	X	X										
22/06/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
06/07/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
16/07/2015	X	X	X	X										
21/07/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
29/07/2015	X	X	X	X										
03/08/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
10/08/2015	X	X	X	X										
20/08/2015	X	X	X											
26/08/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
02/09/2015	X	X	X	X										
09/09/2015	X		X	X										
21/09/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/10/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
21/10/2015	X	X	X	X										
27/10/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
09/11/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
24/11/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
14/12/2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
total	**32**	**32**	**32**	**31**	**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
19/01/2015	X	X
17/02/2015		
25/02/2015	X	X
10/03/2015	X	X
24/03/2015	X	X
02/04/2015		
09/04/2015	X	X
22/04/2015	X	X
06/05/2015	X	X
13/05/2015		
18/05/2015	X	X
28/05/2015		
03/06/2015	X	X
10/06/2015		
22/06/2015	X	X
06/07/2015	X	X
16/07/2015		
21/07/2015	X	X
29/07/2015		
03/08/2015	X	X
10/08/2015		
20/08/2015		
26/08/2015	X	X
02/09/2015		
09/09/2015		
21/09/2015	X	X
08/10/2015	X	X
21/10/2015		
27/10/2015	X	X
09/11/2015	X	X
24/11/2015	X	X
14/12/2015	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 :

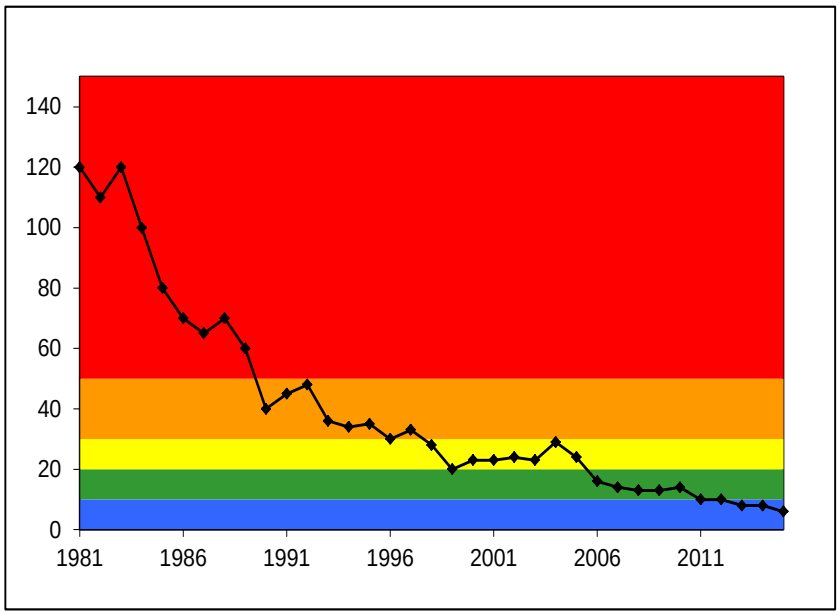
- pour la chlorophylle *a* moyenne estivale :
  - limite très bon / bon état : 2,1 µg.L^{-1}
  - limite bon / moyen état : 3,8 µg.L^{-1}
  - limite moyen / médiocre état : 9,9 µg.L^{-1}
  - limite médiocre / mauvais état: 17,6 µg.L^{-1}
- pour le Phosphore total maximal annuel ou moyenne hivernale (si 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).

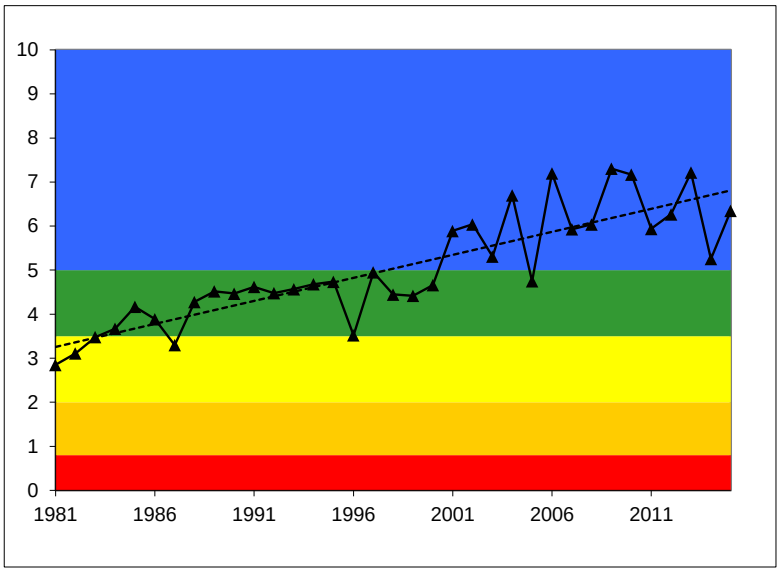
II.1. Le phosphore

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 colone d'eau. Cet indicateur renseigne sur la quantité du facteur limitant et de maitrise 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 $P\text{-}PO_4$ 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} 2015**.



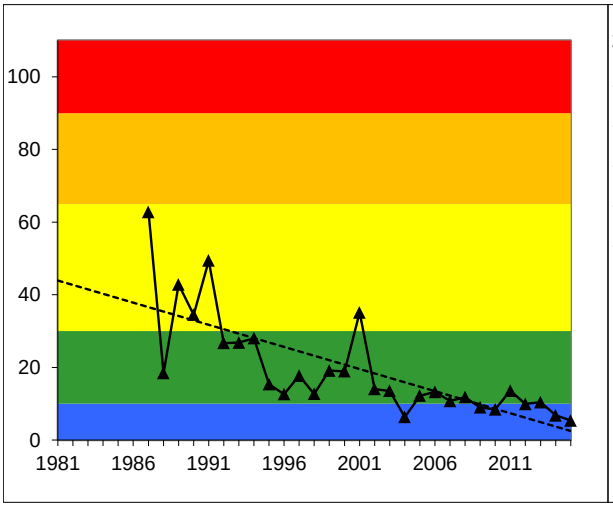
II.2. La transparence

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 et **en 2015 de 4,1 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).

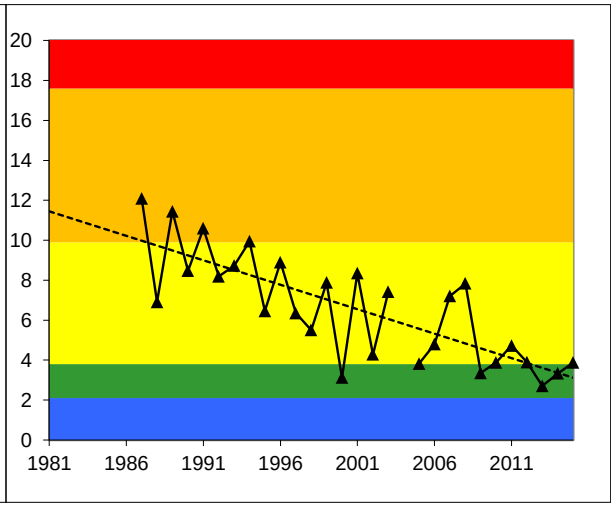


II.3. La chlorophylle *a*

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 µg.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 µg.L^{-1} et elle a atteint la valeur de **5,4 m en 2015**. 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

METEOROLOGIE

La météorologie est l'un des principaux facteurs de contrôle des transferts du bassin versant au lac et de la biologie du lac. L'analyse des données météorologiques est nécessaire pour situer les caractéristiques des années étudiées par rapport aux données historiques. Les données proviennent du site météociel (http://www.meteociel.fr/).

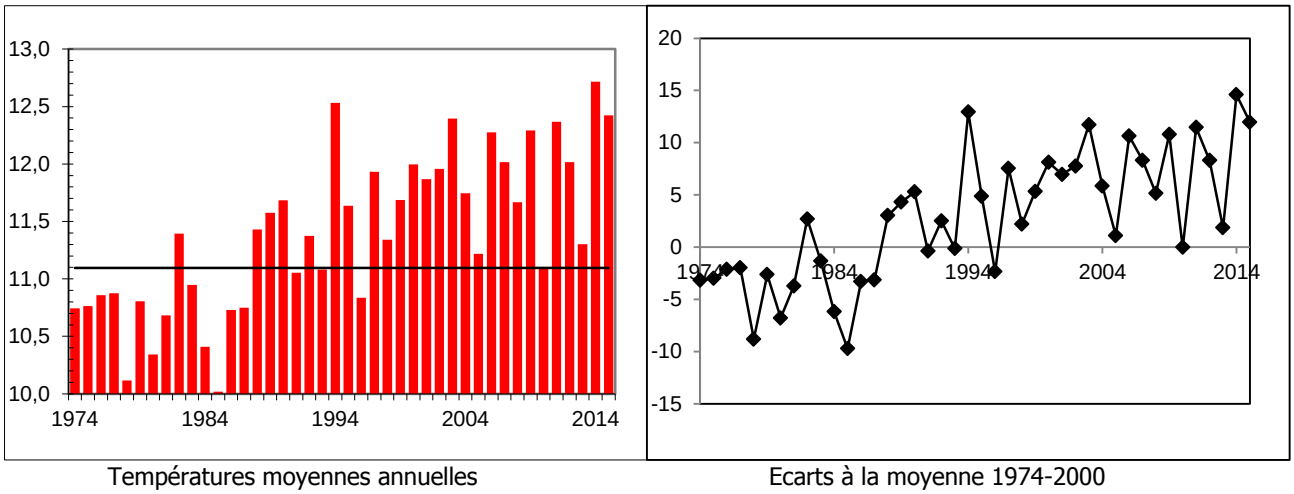
I. Température

I.1. Moyenne annuelle

La température moyenne annuelle en 2015 montre encore une valeur nettement au-dessus de la moyenne de la chronique 1974-2000 (12,4°C vs 11,1°C) soit +12 % (Tableau I). C'est la troisième valeur la plus forte enregistrée depuis 1974 après 2014 avec 12,7°C et 1994 avec 12,5°C. La tendance depuis 1974 est toujours à la hausse (Figure 1).

Tableau I Températures moyennes annuelles de l'air en °C

Année	Temp. Moy. (°C)
2015	**12,4**
Moy 1974 - 2000	11,1
Δ 2015/moy (%)	+12 %



Températures moyennes annuelles — Ecarts à la moyenne 1974-2000

Figure 1 Evolution des températures moyennes annuelles de l'air (°C) de 1974 à 2015 et des écarts à la moyenne calculée sur la période 1974-2000

I.2. Variations saisonnières

L'hiver 2014-2015 a été un hiver relativement doux, avec des températures moyennes journalières inférieures ou égales à 0°C pendant seulement 2 jours entre novembre 2014 et mars 2015 (vs 8 jours en 2014 et respectivement 19 et 18 jours en 2012 et 2013). Cependant, la température moyenne de janvier à mars est restée plus basse que celle de 2014 (5,1 vs 6,6 °C).

Pour l'ensemble de l'année 2015, des excédents de température par rapport à la moyenne ont été observées pendant 9 mois et trois périodes distinctes : janvier (+59%) de mars à aout (+6 à +22%) et de novembre à décembre (+27 à +39%), seuls les mois de février (-13%) et septembre, octobre (-1 et -5%) sont légèrement déficitaires (Tableau II).

A noter que le mois de juillet présente une température moyenne la plus chaude de la chronique avec 24,3°C et que la température moyenne de juin à août est la deuxième la plus élevée depuis 1974 après 2003 (Figures 2 & 3).

Tableau II Températures minimales, moyennes et maximales mensuelles de l'air en °C, année 2015 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2000

Temp. (°C)	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Min	0,2	-0,2	4,6	6,4	8,9	16,7	17,4	16,7	11,4	4,2	1,6	0,7
moyenne	3,6	3,3	8,4	12,2	16,1	20,7	24,3	21,3	16,2	11,0	7,6	4,4
Max	11,0	7,1	14,2	15,5	21,3	25,15	30,3	26,9	22,1	15,6	13,4	7,4
Moy 1974-2000	2,2	3,8	7,1	10,0	14,6	17,9	20,5	20,0	16,3	11,5	6,0	3,2
Δ 2015/moy (%)	59	-13	18	22	10	16	19	6	-1	-5	27	39

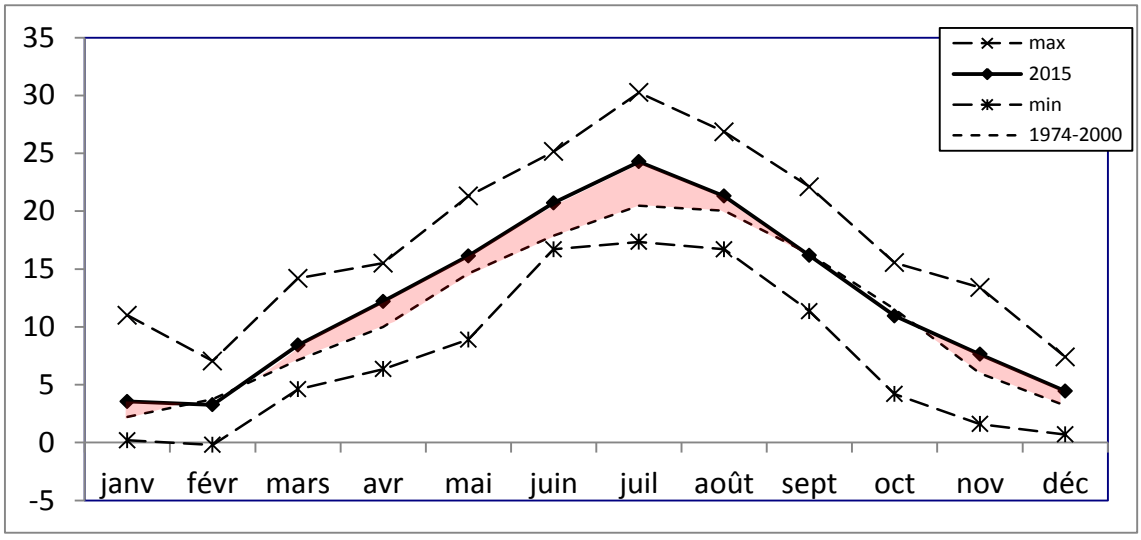
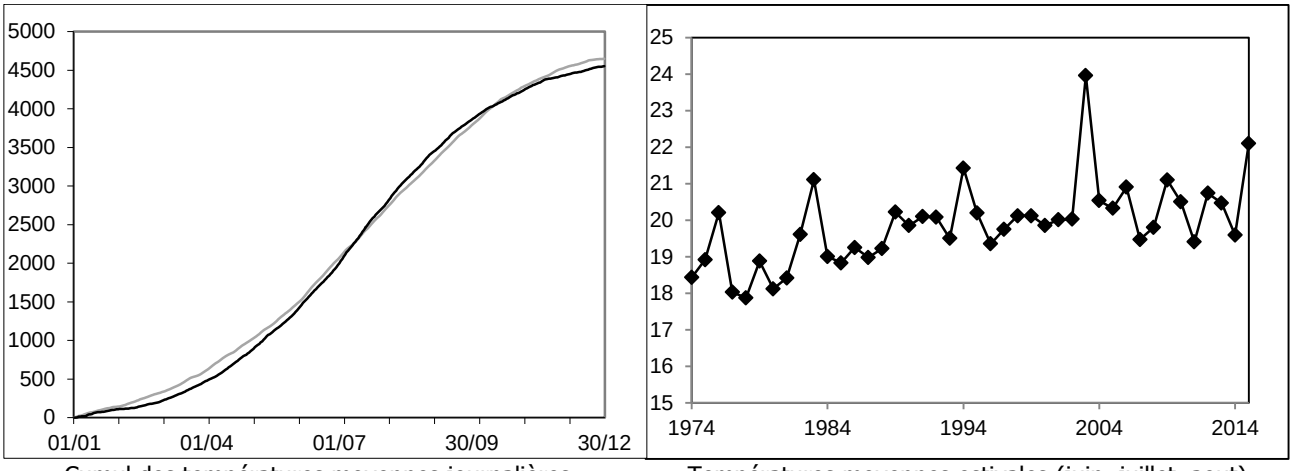


Figure 2 Températures de l'air mensuelles ; maximales, moyennes et minimales en 2015 et moyennes 1974-2000



Cumul des températures moyennes journalières

Températures moyennes estivales (juin, juillet, aout)

Figure 3 Températures de l'air (°C) en 2014 et 2015 et moyennes estivales de 1974 à 2015

II. Précipitations

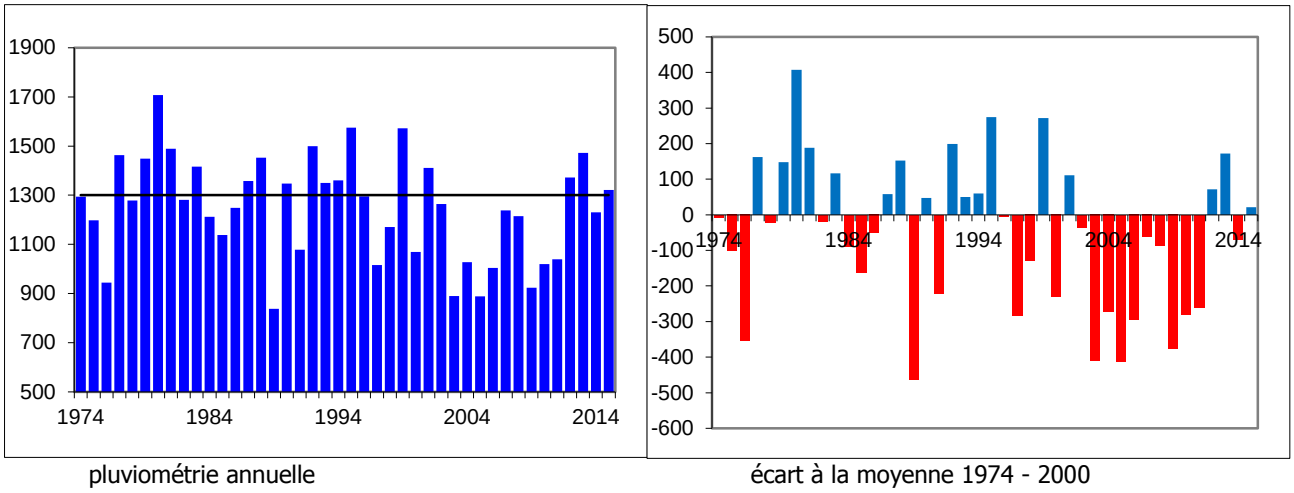
II.1. Cumul annuel et moyen

Après neuf années (de 2003 à 2011) de déficit hydrique entre -5 et -32% par rapport à la moyenne 1974-2000 et les années 2012 et 2013 qui présentaient un léger excédent (+6 et +13%), l'année 2015 affiche une pluviométrie proche de la moyenne avec 1322 mm (Tableau III, Figure 4).

Avec 120 jours de pluie, 2015 se positionne comme la cinquième année la plus faible en nombre de jour de précipitation mais ses 1322 mm soulignent le caractère orageux des précipitations, à l'exemple des 74 mm le 22 juillet représentant 80% de la pluviométrie mensuelle et des 68 mm le 13 septembre.

Tableau III Précipitations annuelles en mm

Année	Pluviométrie (mm)	Δ 2015 vs moy (%)
2015	**1322**	
Moy 2003-2011	1027	+29
Moy 1974-2000	1300	+2



pluviométrie annuelle — écart à la moyenne 1974 - 2000

Figure 4 Evolution de la pluviométrie annuelle (mm) de 1974 à 2015 et comparaison avec la moyenne 1974-2000

II.2. Variations saisonnières

L'année 2015 (Tableau IV, Figure 5) présente deux périodes "sèches" :

- février avec -59% de déficit par rapport à la moyenne 1974–2000 ;
- d'octobre à décembre avec un déficit compris entre -13 et -87% ; ce dernier est même le mois le plus sec de l'année avec 17 mm et c'est aussi le mois de décembre le plus sec depuis 1974.

L'année 2015 présente également deux périodes "humides" :

- janvier (avec +59 % d'excédent hydrique) ;
- de mars à septembre avec des excédents allant de 11 à 70%. Le mois d'août est relativement le plus arrosé de l'année avec + 73 % par rapport à la moyenne 1974-2000 et 145 mm de précipitations.

Tableau IV Précipitations mensuelles en mm, année 2015 ; comparaison avec la moyenne des années 1974–2000

Pluviométrie (mm)	Janv.	Févr.	Mars	Avril	mai	juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
2015	168	44	126	106	144	128	92	145	168	112	71	17
Moy 1974 - 2000	106	107	100	96	109	104	94	84	125	129	114	131
Δ 2015/moy (%)	59	-59	26	11	32	23	-2	73	34	-13	-37	-87

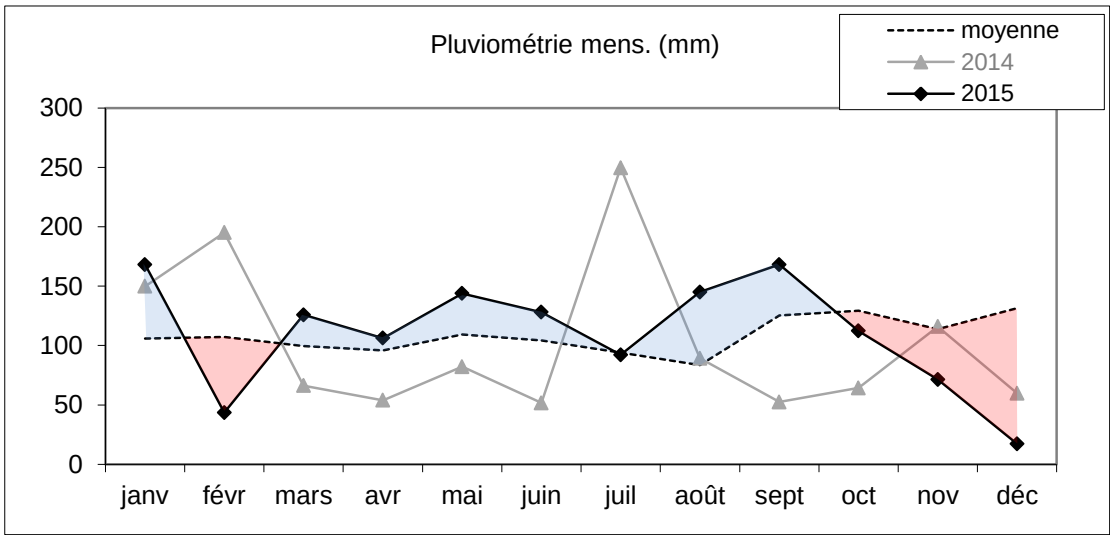


Figure 5 Comparaison des précipitations mensuelles (mm) en 2014 et 2015 et la moyenne 1974-2000

L'élévation du niveau du lac est une des conséquences de la pluviométrie associée aux apports du Rhône via le canal de Savières et des consignes de niveau gérées par la CNR au niveau du canal de Savières. Pour l'année 2015, les apports du Rhône sont restés modérés. Le niveau maximum du lac pour 2015 a été observé le 7 mai avec une altitude NGF de 232,41 m soit 94 cm au-dessus du niveau seuil (Figure 6). Le niveau du lac s'est élevé rapidement (56 cm entre le 2 et le 4 mai) à la suite de l'épisode pluvieux du 30 avril au 5 mai avec 106 mm soit près d'un mois de précipitations en 6 jours. Le reste de l'année, le niveau du lac suit un certain nombre de montées rythmées par les épisodes pluvieux mais reste relativement proche des niveaux de consignes. L'amplitude maximale en 2015 s'élève à 90 cm entre les cotes 231,51 et 232,41 m sensiblement dans la moyenne de ces dix dernières années.

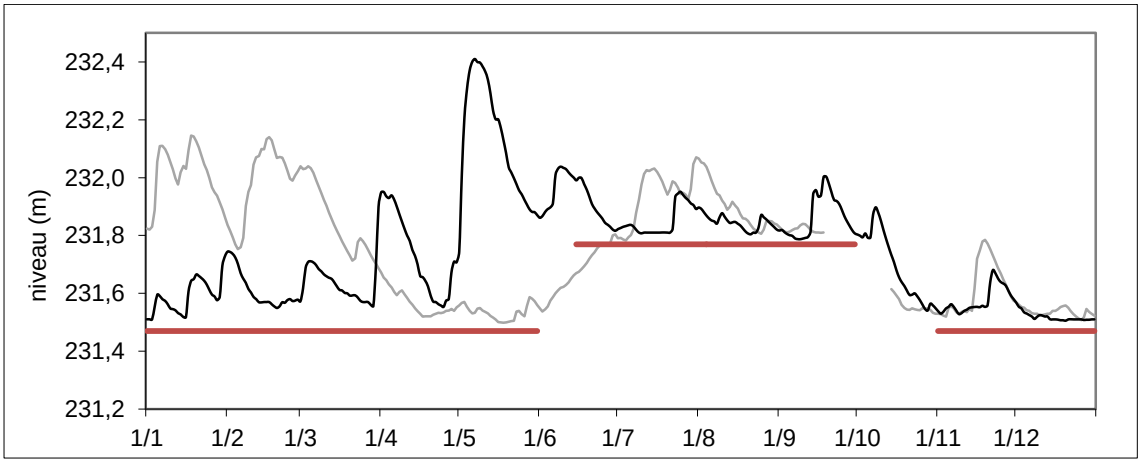


Figure 6 Niveau NGF (Nivellement Général de France) du lac du Bourget (m) mesuré à l'échelle du Grand Port (sources Compagnie Nationale du Rhône (CNR) : « http://www.vigicrues.ecologie.gouv.fr ») et consignes de niveau seuil ; comparaison entre 2015 (noir) et 2014 (grisé)

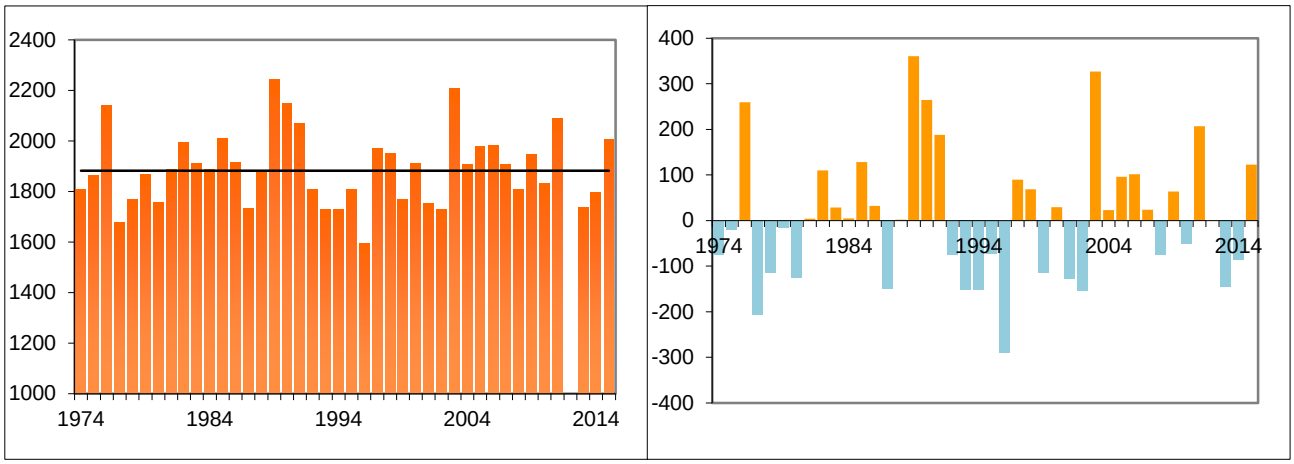
III. Durée de l'insolation

III.1. Cumul annuel

L'année 2015 présente un petit excédent d'insolation (+6 %) par rapport à la moyenne (Tableau V); mais globalement, à la différence des deux autres paramètres, il y a peu d'évolution de ce paramètre depuis 1974 (Figure 7).

Tableau V Insolation annuelle en heures

Année	Insolation (h)
2015	**2005**
Moy 1974 - 2000	1882
Δ 2015/moy (%)	+ 6



insolation annuelle **écart à la moyenne**

Figure 5 Evolution de la durée d'insolation annuelle (h) de 1974 à 2015 et comparaison avec la moyenne 1974-2000

III.2. Variations saisonnières

Le début de l'année ainsi que les mois d'août à octobre affichent un déficit d'ensoleillement (-4 à -24%) en partie, en relation inverse avec la pluviométrie (Tableau VI). Le début de l'année présente ainsi un "manque" d'insolation cumulée qui s'élève à 23 heures au mois de mai par rapport à la moyenne. Inversement, les périodes sèches sont plus ensoleillées à l'exemple des mois de novembre et de décembre avec des excédents qui s'élèvent à +58 et +118% en comparaison aux valeurs moyennes (Figure 8).

Tableau VI Durée d'insolation mensuelle (h), année 2015 ; comparaison avec la moyenne des années 1974–2000

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.
2015	60	74	136	196	195	271	305	230	178	96	125	140
Moy 1974-2000	78	98	145	167	198	233	272	246	185	119	79	64
Δ 2015/moy %	-23	-24	-6	17	-2	17	12	-7	-4	-20	58	118

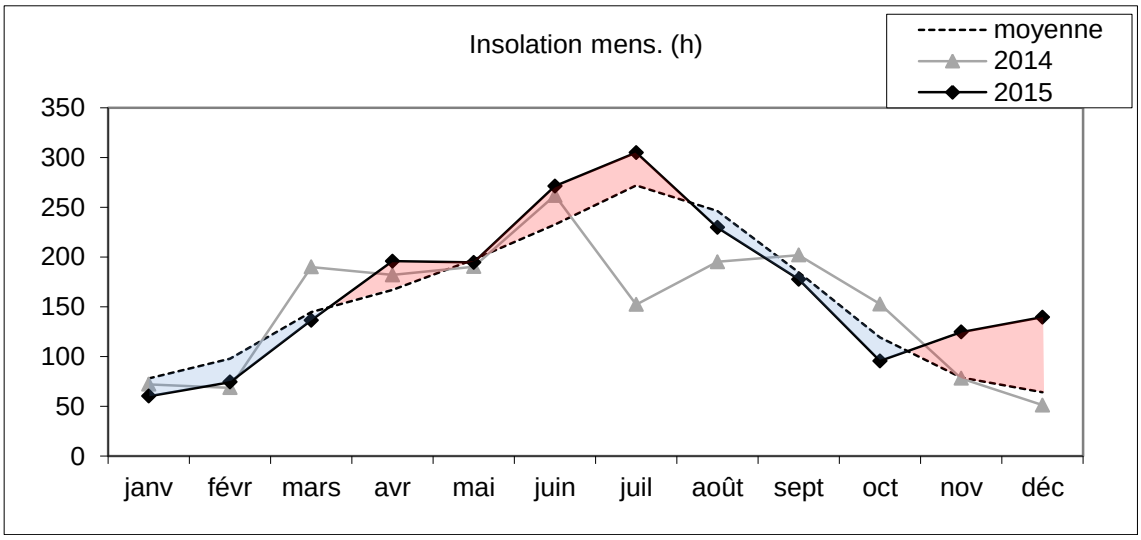


Figure 6 Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h) de 2014 et 2015 avec les moyennes 1974-2000

IV. Vitesse du vent

Les données proviennent de la station météorologique de Grand Lac (Communauté d'Agglomération du Lac du Bourget) située à la capitainerie du Grand Port à Aix-les-Bains (N 45°24'00'', E 5°30'00'' ; altitude 237 m). Les valeurs instantanées présentent un coup de vent à 90 km/h le 5 mars mais les moyennes mensuelles montrent globalement des conditions moins ventées qu'en 2014 à partir du mois d'avril et surtout en fin d'année (Figure 8). De janvier à mars les vitesses moyennes supérieures à 10 km/h et le nombre de jours ventés sont légèrement supérieures à 2014 et se rapprochent de celles de 2013 ; ces conditions ont probablement participé au mélange vertical des eaux en début d'année.

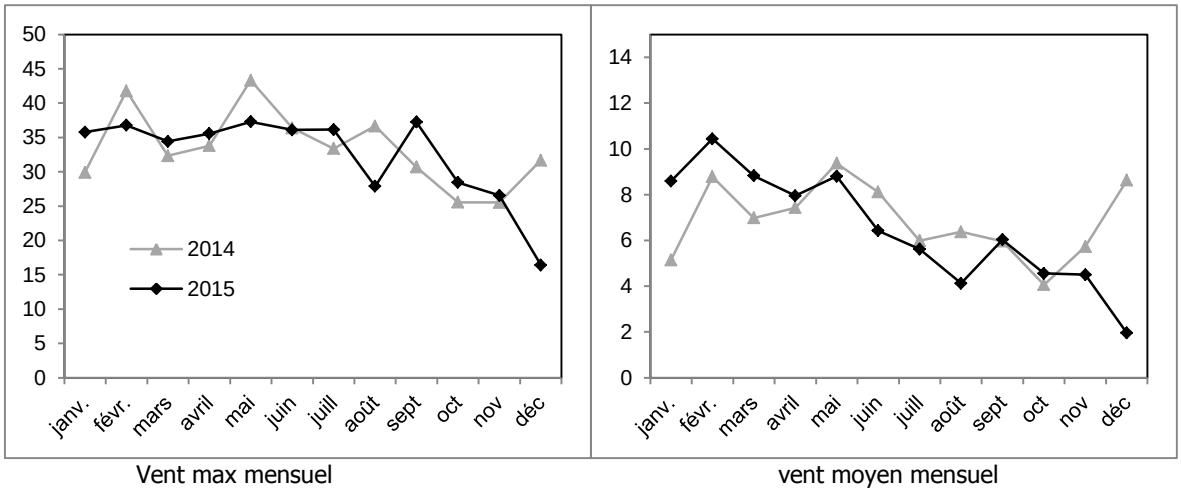


Figure 7 Vent maximal (1) et moyen (2) mensuels (km/h) en 2014 et 2015

V. CONCLUSIONS

Si des années exceptionnellement peu arrosées ont déjà été observées dans le passé, nous constatons cependant que celles-ci sont plus fréquentes au cours de la dernière décennie (2003, 2004, 2005, 2006, 2009 avec un déficit moyen de 20%). Après deux années où la tendance s'inverse (+5 et +13% par rapport à la moyenne 1974-2000), nous retrouvons en 2015 une pluviométrie proche de la moyenne (+2%).

Pour la température, l'année 2015 avec +12% par rapport à la moyenne se positionne comme la 3ième année la plus chaude depuis le début de la chronique après 1994 et l'année record en 2014. Globalement, l'année 2015 se sera caractérise par :

- neuf mois présentant des excédents de température (+6 à +59%) ;
- une période estivale chaude (+19% au mois de juillet), pluvieuse (+23 à +73% entre mai et septembre excepté juillet avec -2%) et ensoleillée (avec +17 et +12 % en juin et juillet) ;
- une fin d'année douce (jusqu'à +39% en décembre), sèche (-87% au mois de décembre) et ensoleillée (de +58 à +118%).

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, le constat est que l'état du lac n'a cessé de s'améliorer.

Depuis 2002 - année de signature du premier contrat de bassin versant du lac du Bourget – de nouvelles actions de dépollution ont été 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. Afin de réaliser un bilan entrées/sorties du lac du Bourget, le CISALB réalise depuis février 2006 une analyse bimensuelle sur le canal de Savières, seul exutoire du lac.

Ce suivi en semi-continu a plusieurs objectifs :

- estimer les apports et les sorties en nutriments au lac (notamment en phosphate et nitrate),
- vérifier la conformité de ces rivières au regard des objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau (notion de bon état écologique),
- évaluer l'effet des actions de dépollution sur la qualité des rivières et orienter les politiques futures de dépollution.

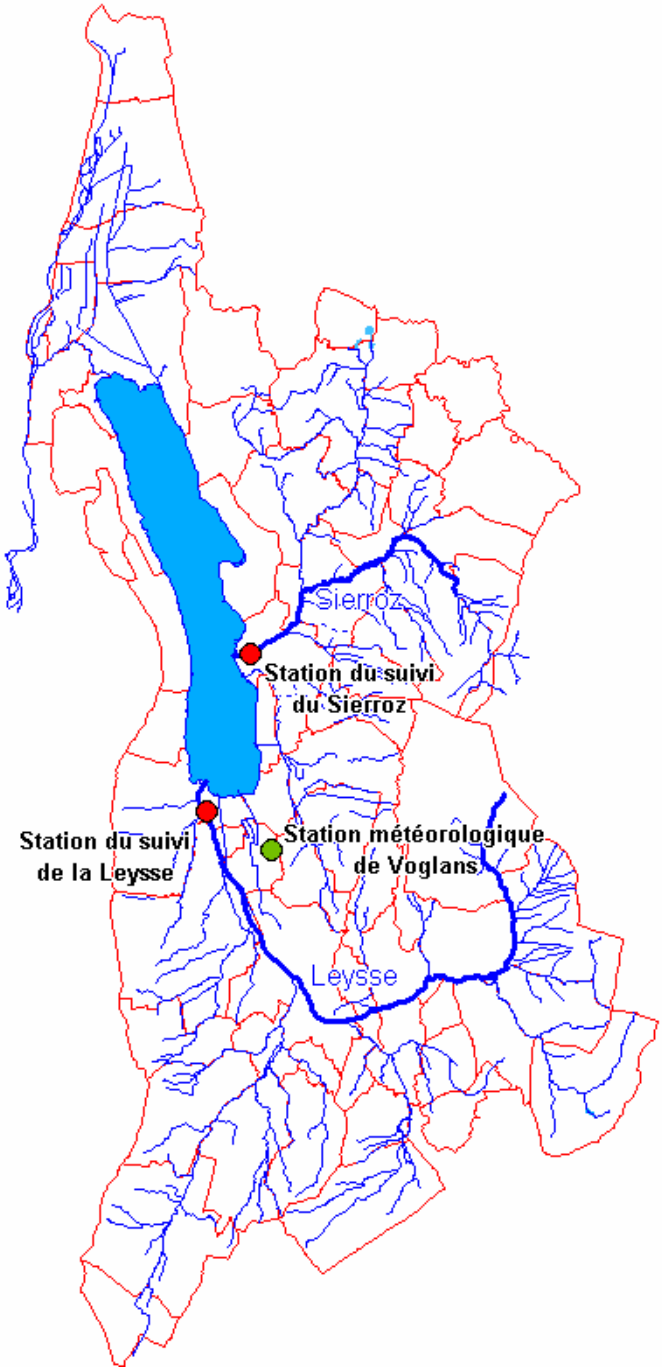
Le présent chapitre présente les résultats de ce suivi pour l'année 2015, à partir des données obtenues au moyen de stations de mesures équipées d'un préleveur automatique et de sondes mesurant en continu la conductivité, l'oxygène dissous et la température. Sur chaque échantillon prélevé, la concentration 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 PO_4 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	2
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 2015 est la troisième année la plus chaude depuis 1974 ex-aequo avec 2003, avec une température moyenne de 12,4°C (Figure 1).

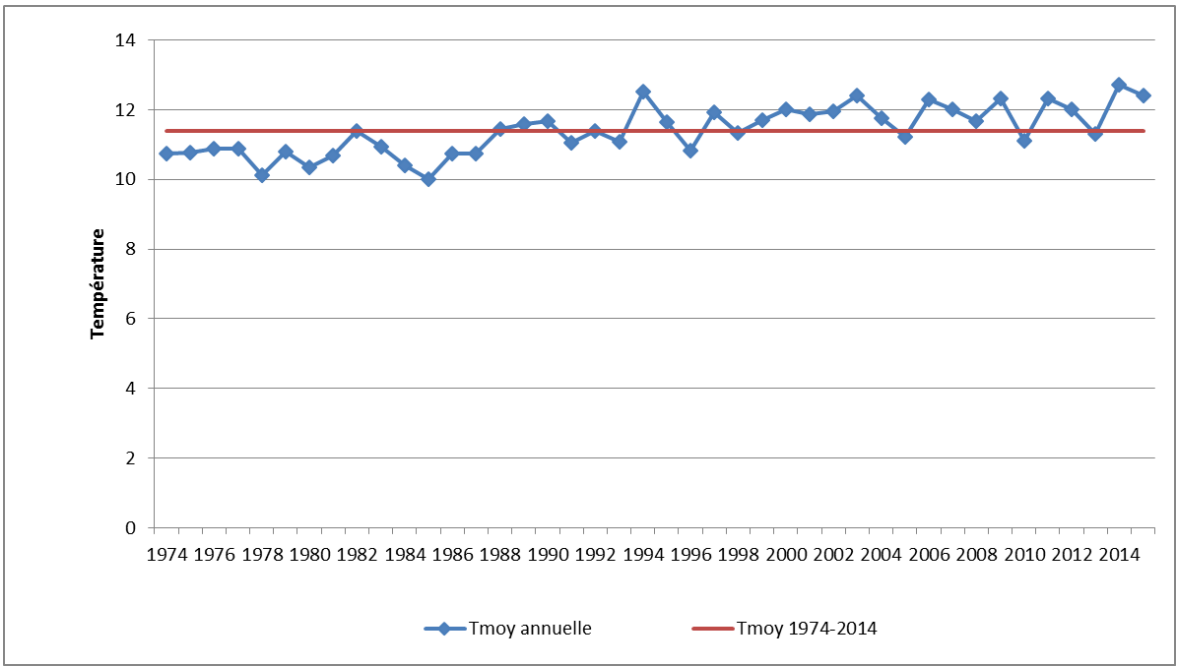


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures entre de 1974 et 2015

A l'exception des mois de février, septembre et octobre, l'année 2015 est plus chaude que la moyenne de la chronique 1974-2014. Le mois de janvier est excédentaire de 48% alors que le mois de février est déficitaire de 12%. Entre mars et aout, les températures moyennes sont excédentaires de 8 à 17% par rapport à la chronique de données anciennes. Les mois de septembre et d'octobre sont déficitaires de respectivement 3 et 7 % alors que les mois de novembre et décembre sont excédentaires de 23 et 39% (Figure 2).

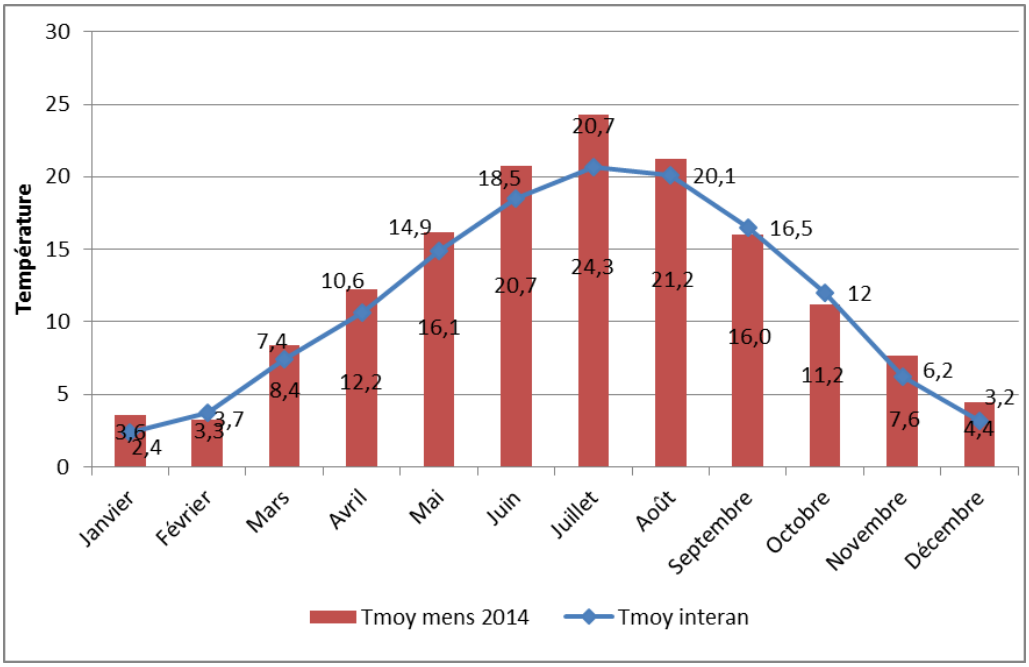


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures entre 1974 et 2015

En ce qui concerne les précipitations, avec un cumul de 1.332 mm, l'année 2015 présente un excédent de 6,5% (Figure 3) par rapport à la moyenne interannuelle (1.248 mm).

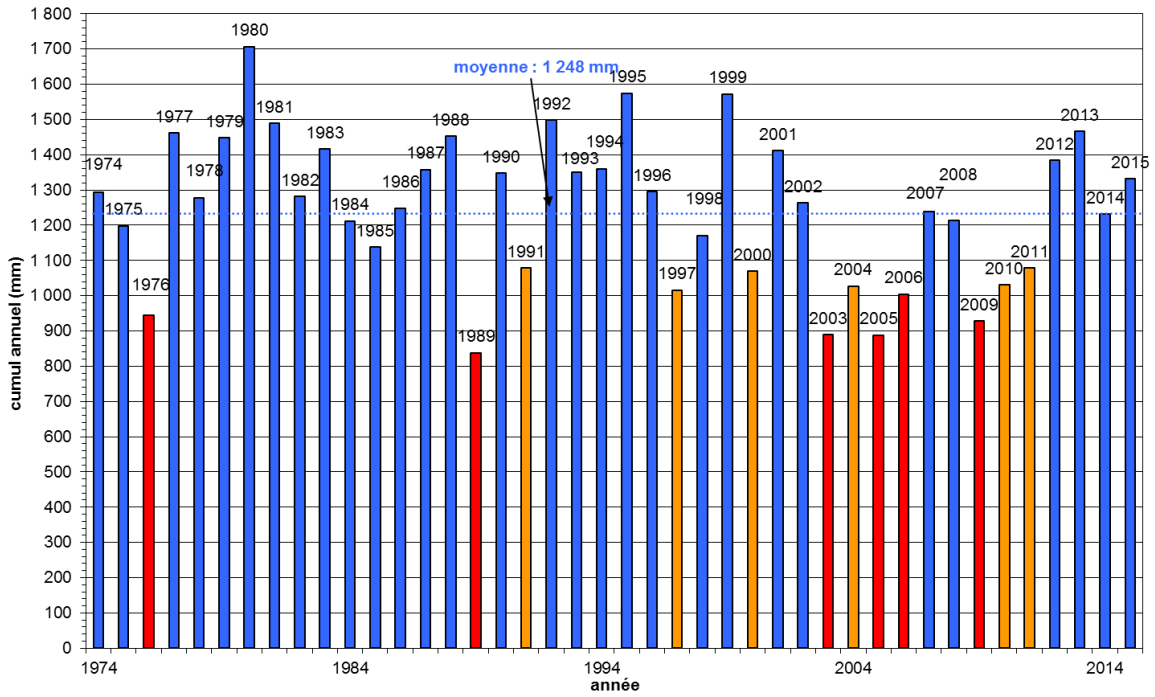


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2015

Les précipitations varient mensuellement de la façon suivante :

- les mois de février, octobre, novembre et décembre sont déficitaires soit 4 mois sur 12. Le déficit moyen s'établit à 46% avec un maximum de 86% en décembre ;
- les 8 autres mois sont excédentaires. L'excédent moyen est de 36% avec un maximum de 59% pour le mois de janvier (Figure 4).

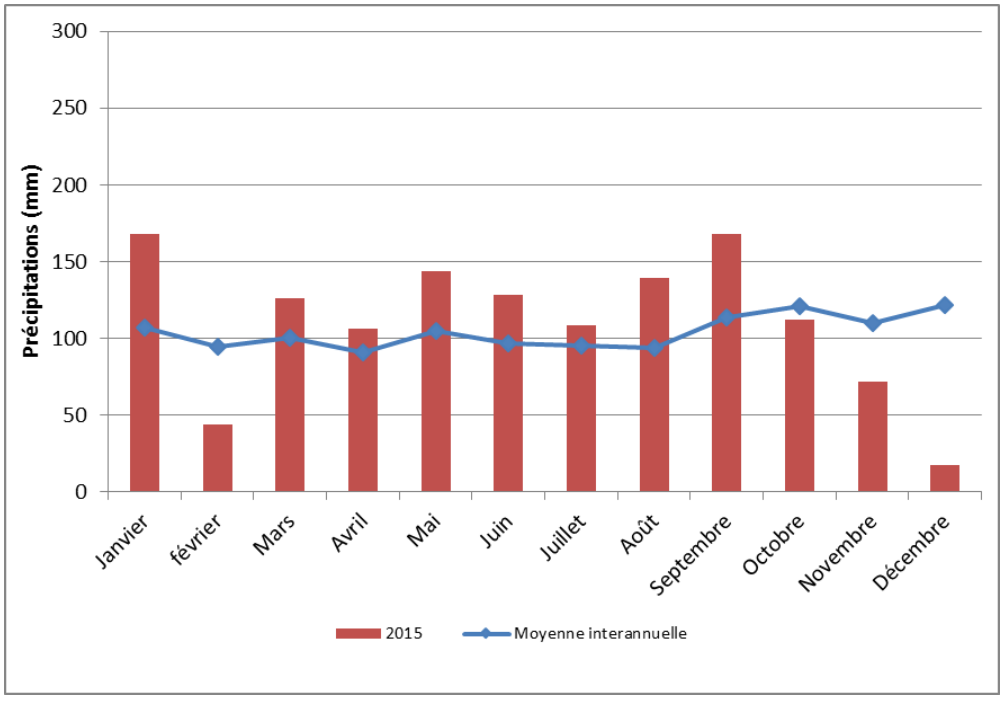
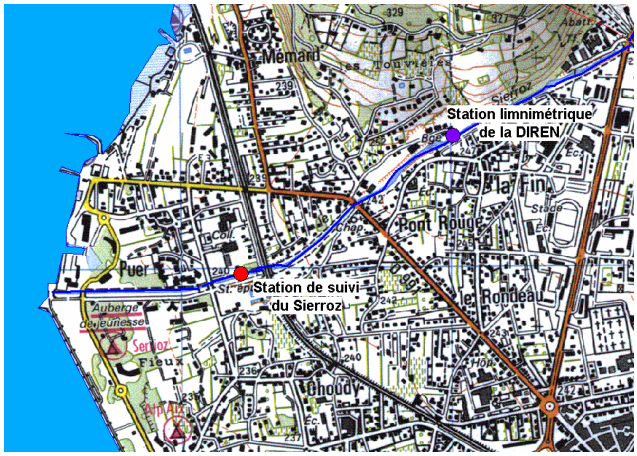
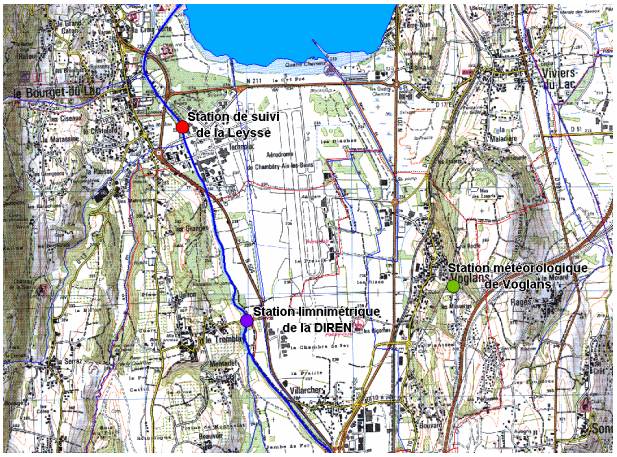


Figure 4 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2015

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 fournies 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 Km²)	**Sierroz** (133 Km²)
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 2015

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi de la DREAL donne un aperçu réel de l'hydrologie de la Leysse durant l'année 2015. La Figure 5 ci-dessous appelle plusieurs constats :

- l'année 2015 a été marquée par deux crues printanières (118 m^3/s) équivalentes à une crue quinquennale. Le reste du temps, les crues les plus importantes (>40 m^3/s) ont été nombreuses (13) et réparties tout au long de l'année ;
- le volume transité en 2015 est de 198 Mm^3 pour un débit moyen de 6,30 m^3/s (soit l'équivalent du module interannuel) ;
- le débit a été inférieur au module durant 223 jours soit 61% du temps et 20 jours de moins qu'en 2014 et inférieur au Qmna5 et au débit minimum biologique pendant moins d'un jour.

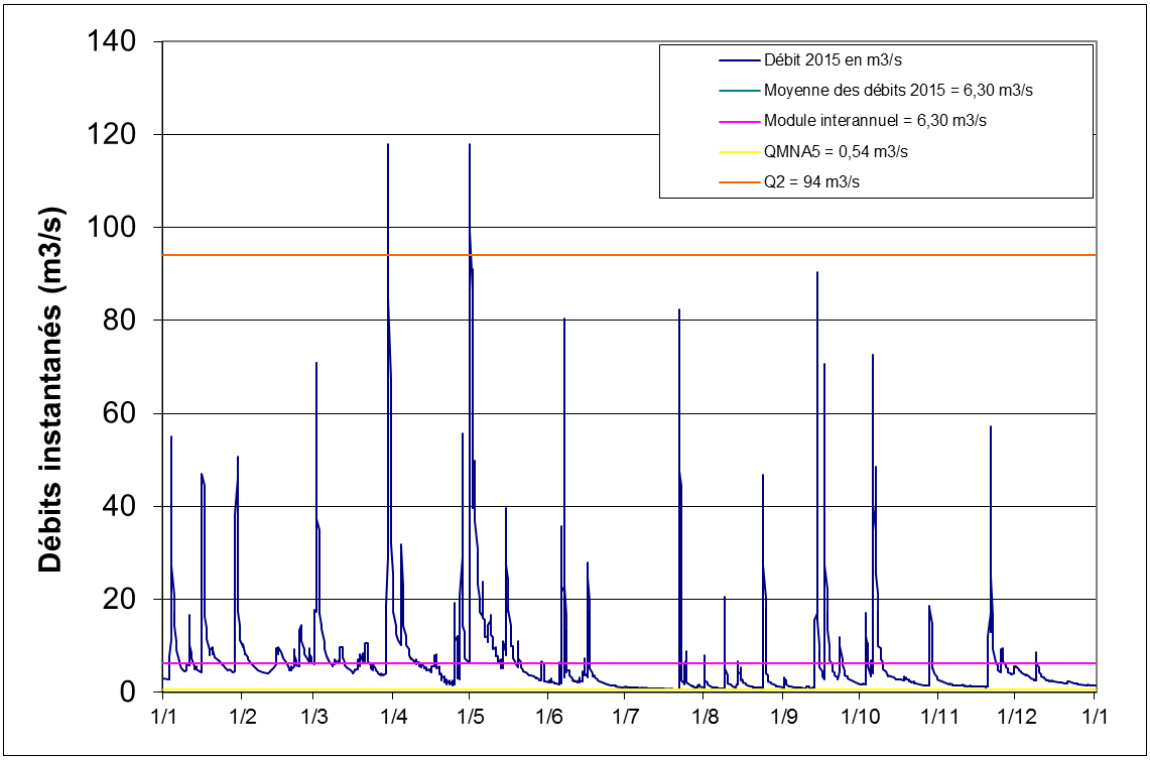


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leysse en 2015 (source DREAL)

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2015

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2015 :

- une crue fin avril de 46 m^3/s a approché la crue biennale. On peut également noter une deuxième crue marquante supérieure à 35 m^3/s survenue mi-septembre ;
- le volume transité en 2015 est de 59,6 Mm^3 pour un débit moyen de 1,89 m^3/s, légèrement supérieur au module.
- le débit a été inférieur au module durant 183 jours soit 50 % du temps et 49 jours de moins qu'en 2014 et inférieur au Qmna5 durant 20 jours soit 5,5 % du temps.
- le débit a été inférieur au débit minimum biologique durant 21 jours soit 6 % du temps. Il a été inférieur à ce débit pendant 12 jours consécutifs début juillet (Figure 6).

NB : Du 1er janvier au 15 mai, le débit du Sierroz a été estimé à partir des hauteurs d'eau mesurées par la station limnimétrique. Ensuite, le débit du Sierroz a été estimé à partir du limnigraphe de le DREAL.

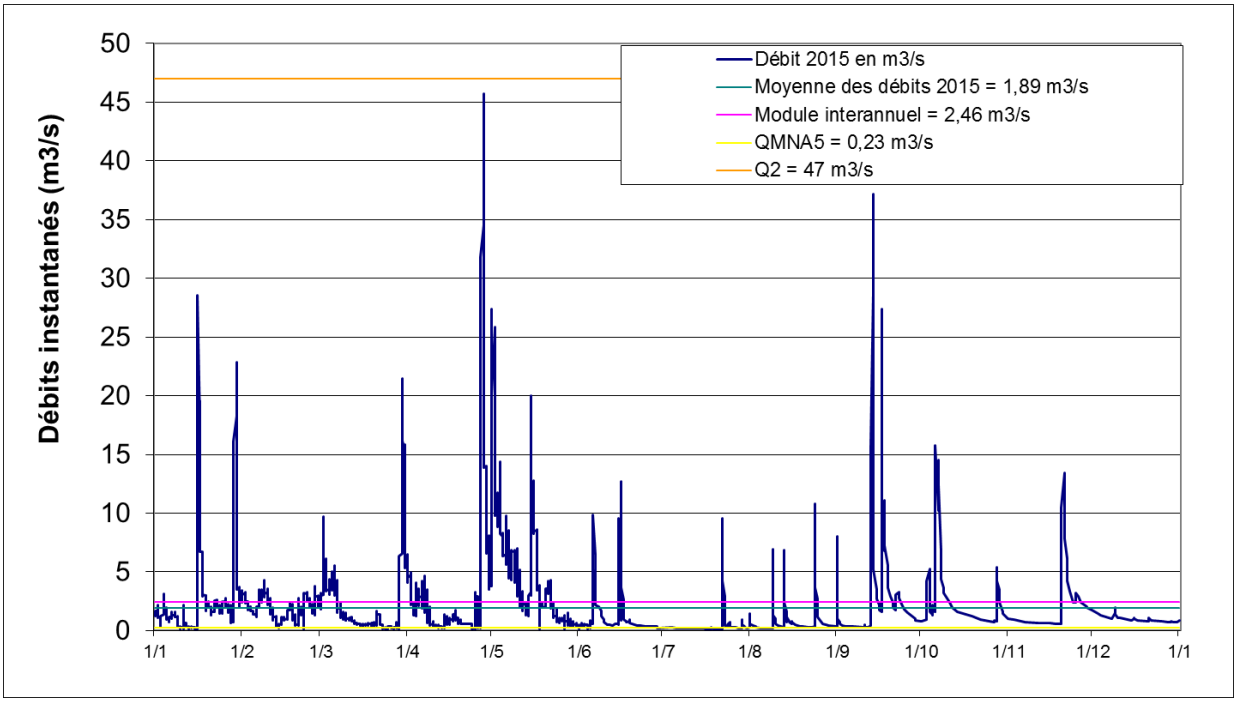


Figure 6 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2015 (source DREAL)

III.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leysse et le Sierroz en 2015 est déficitaire pour la première fois depuis 2011 (Figure 7): 258 Mm^3 mesurés pour 277 Mm^3 théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières).

Le bilan négatif de l'année 2015 par rapport à la chronique 2005-2015 résulte d'un déficit du Sierroz. En effet, la Leysse a apporté son volume théorique de 198 Mm^3. Le Sierroz avec 60 Mm^3 produits contre 76 Mm^3 théoriques enregistre un déficit de 21%.

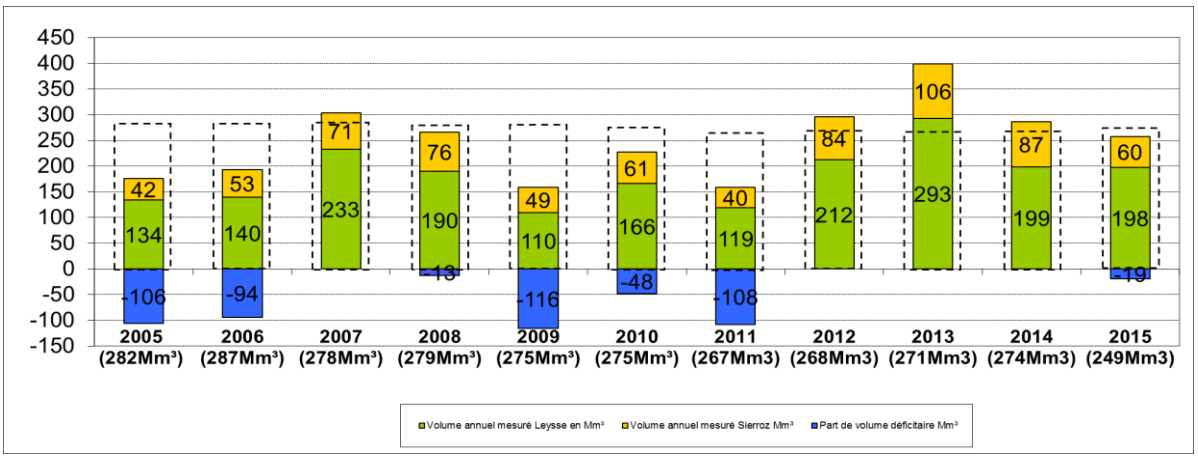


Figure 7 Bilan des apports Leysse+Sierroz pour la période 2005-2015

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.

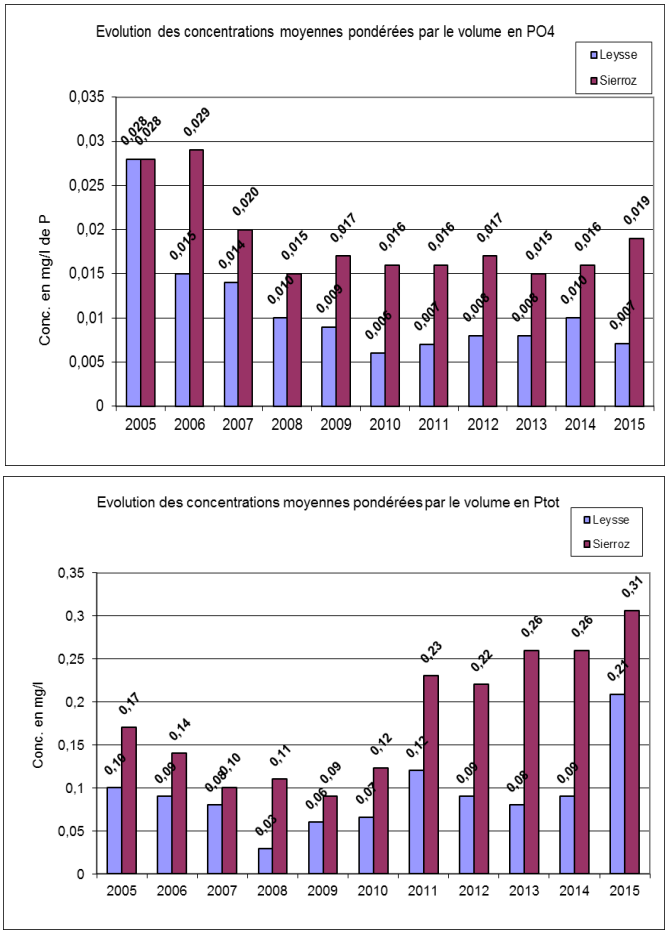


Figure 8 Evolution de 2005 à 2015 des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO_4

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

Avec une concentration moyenne en Ptot de 0,21 mg L^{-1} sur la Leysse, l'année 2015 constitue la concentration observée la plus élevée depuis 2005. Il en est de même sur le Sierroz ou la concentration en Ptot en 2015 est de 0,31 mg L^{-1}.

Après une chute observée entre 2004 et 2007, les concentrations en PO_4 sur la Leysse sont depuis relativement stables autour de 0,008 mg L^{-1}.

On peut faire le même constat sur le Sierroz où les concentrations en PO_4 se sont stabilisées autour de 0,016 mg L^{-1} depuis 2008.

Le Sierroz présente des concentrations en matières azotées plus élevées que dans la Leysse excepté pour les apports en NH_4 ce qui n'était pas arrivé depuis 2007 (Figure 9).

L'année 2015 présente des concentrations moyennes pondérées en nitrates équivalentes à celles de l'année 2013. La hausse par rapport à l'année 2014 est plus marquée sur le Sierroz.

Après une baisse depuis 2012, les concentrations en NH_4 ont légèrement augmenté en 2015. Les concentrations en NKT présentent la même évolution et repartent légèrement à la hausse en 2015.

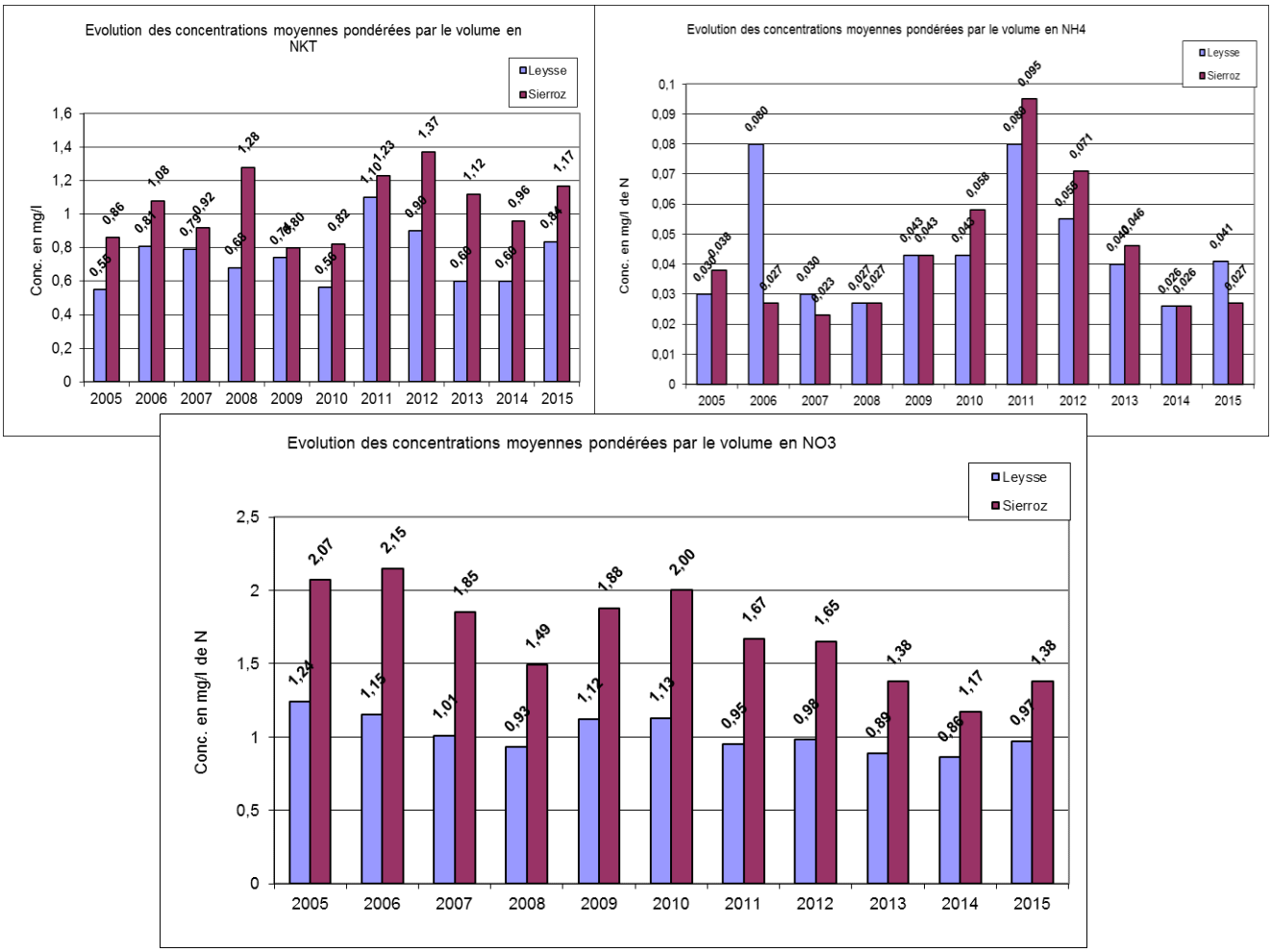


Figure 9 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH_4 et NO_3

Les paramètres carbonés du suivi présentent également des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse. Les concentrations en COD sont globalement assez stables depuis le début du suivi tandis que celles en COT semble osciller un peu plus (Figure 10).

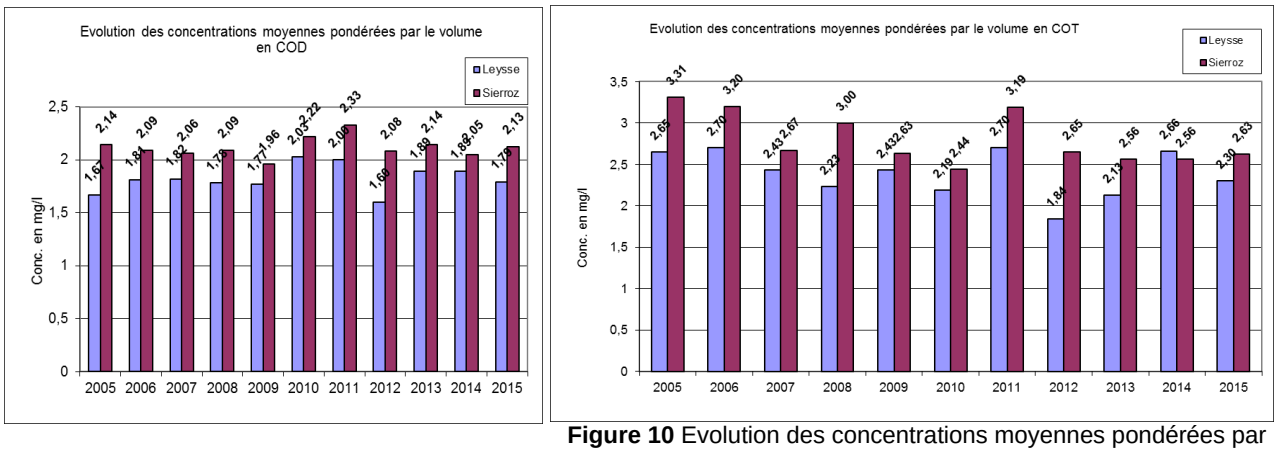


Figure 10 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en COD et COT

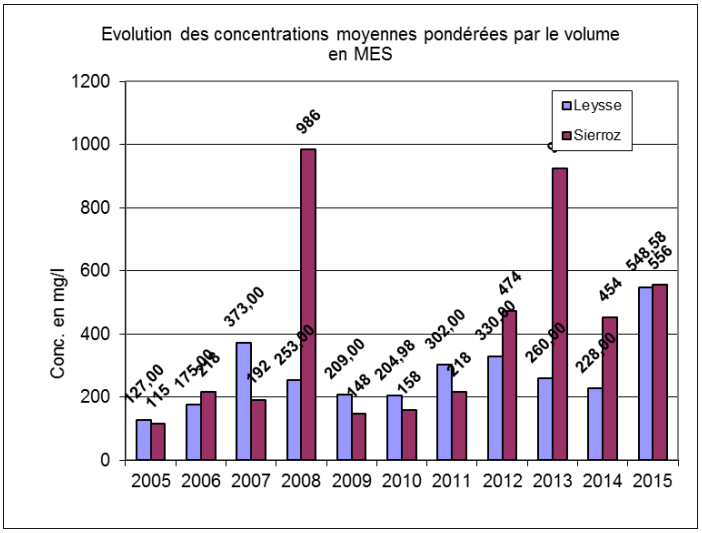


Figure 11 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

Les concentrations observées en 2015 sont cohérentes avec l'évolution de la pluviométrie.

V. Bilan des apports au lac

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

V.1. Estimation des flux entrants de l'année 2015

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

	Année 2015				
	TOTAL	Leysse (296 Km²)		Sierroz (133 Km²)	
Volume transité (Mm³)	257,6	198	*76,9%*	59,6	*23,1%*
Ortho P (Tonnes de P)	2,51	1,41	*56,2%*	1,1	*43,8%*
Ptot (Tonnes)	**53,4**	**35,20**	*65,9%*	**18,2**	*34,1%*
NO_3 (Tonnes de N)	**275,01**	**192,81**	*70,1%*	**82,2**	*29,9%*
NH_4 (Tonnes de N)	9,71	8,11	*83,5%*	1,6	*16,5%*
COD (Tonnes)	482,13	355,43	*73,7%*	126,7	*26,3%*
COT (Tonnes)	604,16	456,46	*75,6%*	147,6	*24,4%*
MES (Tonnes)	141 955,35	108 787,75	*76,6%*	33 167,6	*23,4%*
NKT (Tonnes)	235,4	165,80	*70,4%*	69,6	*29,6%*

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	1983	1995-96	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	**2015**
Ptot	300	150	94	21 + ?	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**
PO_4	140		18	3,5	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	**2,53**
NO_3	1.500	580	450	252	275	367	290	214	309	181	347	409	275	**275**
NO_3 + NKT				361	446	617	516	334	454	360	654	704	503	**510**

Les apports en Ptot de la Leysse et du Sierroz mesurés en 2015 (60 T) constituent l'année record depuis le début du suivi. Ils sont plus de 5 fois supérieurs à ceux de 2009 (année de plus faible apport).

Depuis le début du suivi, les apports du canal de Savières sont très faibles comparativement à ceux des principaux affluents (entre 0,02 et 0,4 % des apports de la Leysse et du Sierroz). Nous avons donc décidé de ne plus les mesurer.

En 2015, le volume transité par le Tillet s'élève à 15,8 Mm^3 (contre 21,3 en 2013 et 17,4 Mm^3 en 2014) 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 (3,7 T de Ptot).

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

Tableau VI Synthèse des apports connus au lac

	TOTAL	Leysse (296 Km^2)		Sierroz (133 Km^2)		DO Aix	
Volume transité (Mm^3)	258,47	198,3	76,7%	59,6	23,1%	0,57	0,2%
Ortho P (Tonnes de P)	2,51	1,41	56,2%	1,1	43,8%		
Ptot (Tonnes)	**57,1**	**35,20**	**61,6%**	**18,2**	**31,9%**	**3,7**	**6,5%**
NO3 (Tonnes de N)	**275,01**	**192,81**	**70,1%**	**82,2**	**29,9%**		
NH_4 (Tonnes de N)	30,91	8,11	26,2%	1,6	5,2%	21,2	68,6%
COD (Tonnes)	482,13	355,43	73,7%	126,7	26,3%		
COT (Tonnes)	604,06	456,46	75,6%	147,6	24,4%		
MES (Tonnes)	142082,26	108787,75	76,6%	33 167,6	23,3%	126,91	<1%
NKT (Tonnes)	262,2	165,80	63,3%	69,6	26,5%	26,8	10,2%

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- l'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot est de nouveau dépassé pour la quatrième année consécutive ;
- les apports en Ptot du Sierroz représentent environ 52% des apports en Ptot de la Leysse.
- le déversoir des Biâtres représente 3,7 T soit 6,5 % des apports en Ptot. Ces apports sont les plus hauts enregistrés depuis 2009. Les apports en NH_4 de ce dernier représentent 69% des apports pour 0,2 % du volume total.

V.2. Estimation des flux sortants

En 2015, 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 Flux sortants par le canal de Savières

	SAVIERES 2015	
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm^3)	408,9	*164 %*
Ortho P (Tonnes de P)	1,36	*56 %*
Ptot (Tonnes)	**3,57**	***6 %***

VI. Bilan du phosphore dans le lac pour l'année 2015

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

	LAC 2015		
	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm^3)	278,9	408,9	-130
Ortho P (Tonnes de P)	2,531	1,36	1,17
Ptot (Tonnes)	**57,14**	**3,57**	**53,57**

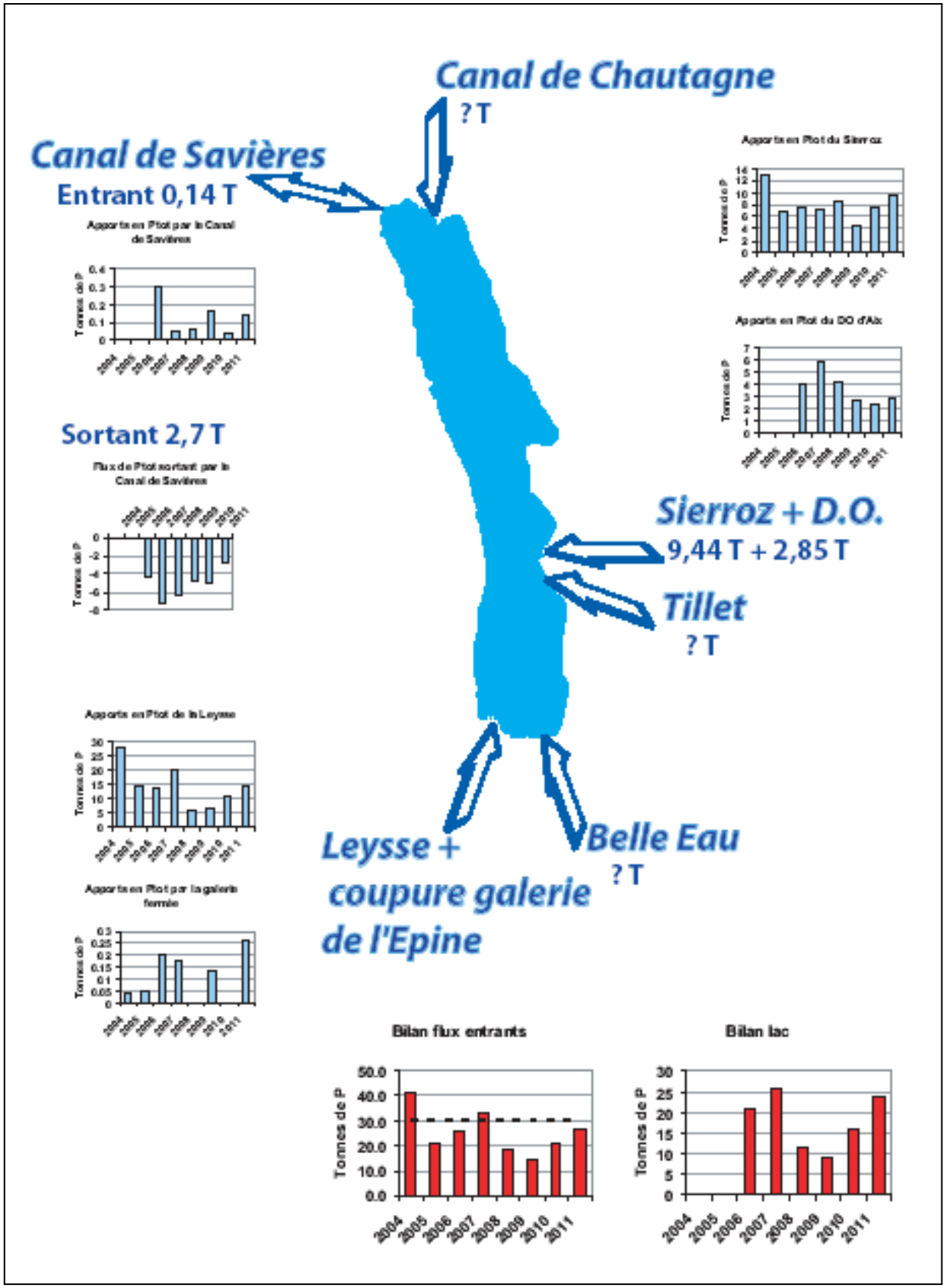
On remarque en priorité que même en tenant compte des volumes transités par le Tillet, il sort plus d'eau du lac que ce qu'il n'en rentre (279 entrant contre 409 sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

- le volume d'eau entrant est sous-estimé, des affluents certes minoritaires ne sont pas suivis ;
- le lac perd par évaporation 28 Mm^3 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 particulaires 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 2015, on peut résumer le bilan du lac ainsi :


Canal de Chautagne
? T
Canal de Savières
Entrant 0,14 T
Apports en Ptot par le Canal de Savières
Tonnes de P
Sortant 2,7 T
Flux de Ptot sortant par le Canal de Savières
Tonnes de P
Apports en Ptot du Sierroz
Tonnes de P
Apports en Ptot du DO d'Aix
Tonnes de P
Sierroz + D.O.
9,44 T + 2,85 T
Tillet
? T
Apports en Ptot de la Leysse
Tonnes de P
Apports en Ptot par la galerie fermée
Tonnes de P
Leysse +
coupure galerie
de l'Epine
Belle Eau
? T
Bilan flux entrants
Tonnes de P
Bilan lac
Tonnes de P

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 137 jours soit 37,5% de l'année. Le tableau 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 2015

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm^3)	123,22	62%
Ortho P (Tonnes de P)	0,89	63%
Ptot (Tonnes)	**34,27**	**97%**
NO_3 (Tonnes de N)	**114,17**	**59%**
NH_4 (Tonnes de N)	5,55	68%
COD (Tonnes)	264,95	75%
COT (Tonnes)	350,55	77%
MES (Tonnes)	107 102	98%
NKT (Tonnes)	141,85	86%

62 à 98% 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 97% des apports totaux. Le volume du temps de pluie est en hausse par rapport à 2014 (+9 Mm^3).

VII.1.2. Les flux rejetés par les déversoirs d'orage et by pass

Pour l'année 2015, les flux rejetés par les DO et le by pass de CMCA, pris en compte dans les apports de temps de pluie de la Leysse, ont pu, à nouveau, être estimés.

Tableau X Flux rejetés par les DO et by pass dans la Leysse en 2015 (mesure et estimations)

		% tps de pluie
Nombre de jours avec déversement	138	
Volume rejeté (m^3)	671500	0,5%
Ortho P (Tonnes de P)	0,64	**72%**
Ptot (Tonnes)	3,15	**9,2%**
NO_3 (Tonnes de N)	0,41	1,6%
NH_4 (Tonnes de N)		
MES (Tonnes)	62,01	0,1%
NKT (Tonnes)	12,62	8,9%

Le coefficient de transfert du phosphore dans la Leysse étant évalué à 0,74 en régime stable (Gay Environnement 2000), on peut faire l'hypothèse que celui-ci est proche de 1 en période de crue.

L'intégralité de la pollution rejetée en période de crue est transférée au lac.

La part des rejets directs s'élève à 9,2 % du Ptot et surtout 72 % du PO_4.

VII.1.3. 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.

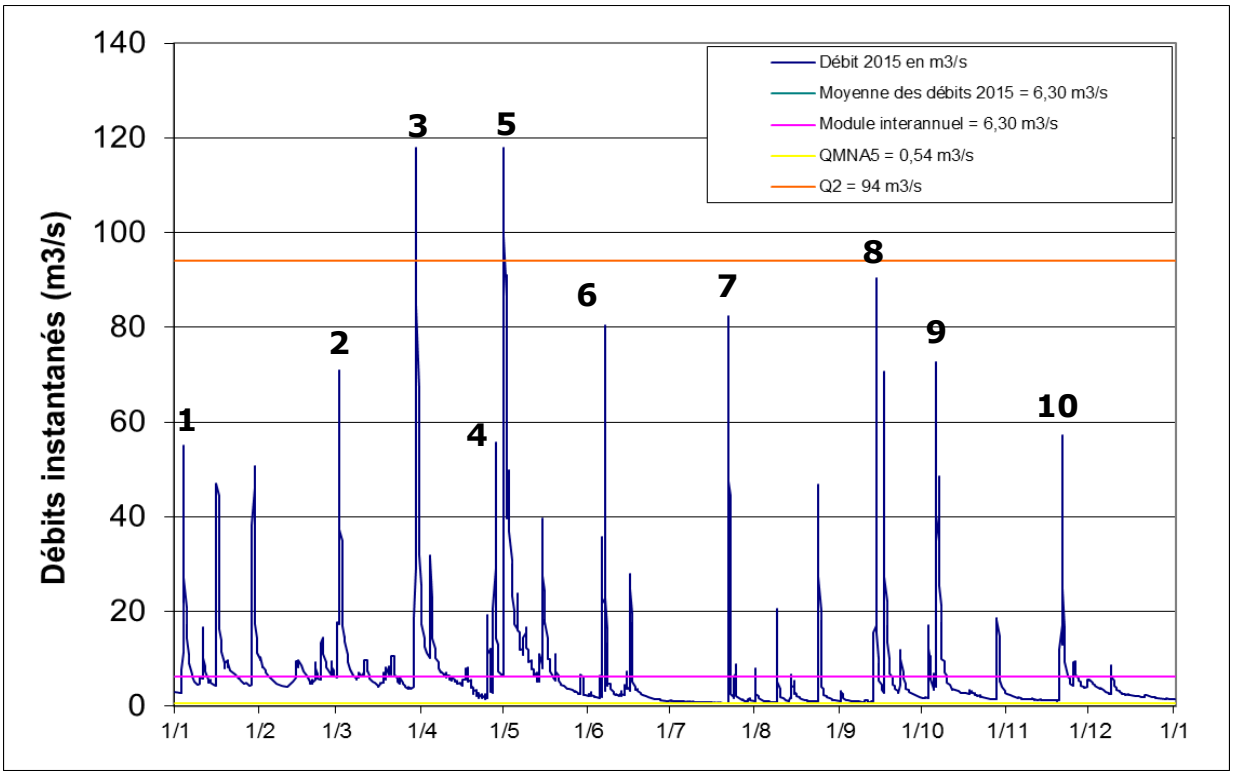


Figure 12 Positionnement des principales crues de la Leysse

Les deux crues les plus importantes (n° 3 et 5) ont occasionné respectivement un apport en Ptot de 8 et 6 tonnes, la troisième (n° 7) a apportée 4,5 tonnes de Ptot, les trois suivantes (n° 6, 8 et 9) de 2,2 à 2,8 tonnes et les 4 dernières (n° 1, 2, 4 et 10) entre 0,65 et 1,4 tonne chacune. On remarque que les 2 crues principales de 2015 se sont produites au printemps (avril et mai).

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

Tableau XI Apports des principales crues de la Leysse en 2015

	Apports des 10 crues principales	
Volume transité (Mm^3)	73,6	*60 %*
Ortho P (Tonnes de P)	0,5	*58 %*
Ptot (Tonnes)	30,2	*88 %*
NO_3 (Tonnes de N)	63,2	*55 %*
NH_4 (Tonnes de N)	3,4	*61 %*
COD (Tonnes)	174,8	*66 %*
COT (Tonnes)	247,9	*70,1 %*
MES (Tonnes)	97 631,0	*91,2 %*
NKT (Tonnes)	114,8	*81 %*

Les 10 principales crues de l'année restent en 2015 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 55 et 91% 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 2015, dans les apports de Ptot représente 88% de la contribution du temps de pluie.

Si l'on ne regarde que les 5 crues (n° 3, 4, 6, 7, 8) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on constate qu'elles sont à l'origine de 23,6 T, soit 69% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 73% en 2014) et 73% des MES (contre 82% en 2014) pour 60% des 123,2 Mm^3 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 2015. Les 10 principales ont représenté 60 % des apports de temps de pluie. A l'inverse de l'année 2014, les apports les plus importants ont été enregistrés au printemps (2 crues supérieures à Q2) et durant l'été (3 crues importantes de juin à mi-septembre).

VII.2. Le Sierroz

VII.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 133 jours soit 36% de l'année.

Tableau XII Apports en temps de pluie du Sierroz en 2015

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm^3)	38,2	64 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,8	75 %
Ptot (Tonnes)	**17,3**	**95 %**
NO_3 (Tonnes de N)	**53,2**	**65 %**
NH_4 (Tonnes de N)	1,0	61 %
COD (Tonnes)	92,5	73 %
COT (Tonnes)	118,6	80 %
MES (Tonnes)	32 322,0	97 %
NKT (Tonnes)	62,1	89 %

61 à 97% 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 Leysse.

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 Leysse.

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 90% 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.

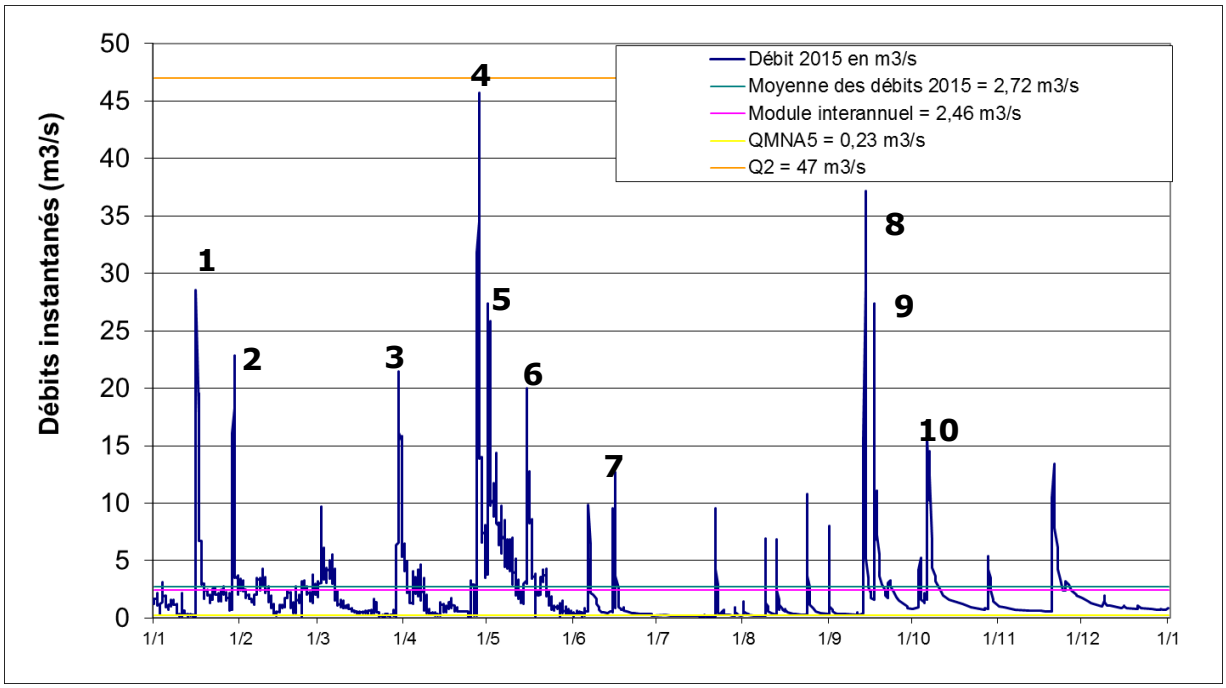


Figure 13 Positionnement des principales crues du Sierroz

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

Apports des 10 crues principales		
Volume transité (Mm^3)	28,55	75%
Ortho P (Tonnes de P)	0,6	69%
Ptot (Tonnes)	**15,8**	**91%**
NO_3 (Tonnes de N)	39,8	75%
NH_4 (Tonnes de N)	0,7	73%
COD (Tonnes)	71,5	77%
COT (Tonnes)	92,8	78%
MES (Tonnes)	29881,5	92%
NKT (Tonnes)	52,3	84%

L'analyse des résultats montre que les principales crues sont à l'origine en 2015 de 69 à 92% des apports. Les 5 crues (n° 1, 2, 4, 5, 8) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, sont responsables de 12,2 T soit 71% des apports en Ptot de temps de pluie, et 67% des MES pour 50% du volume transité.

VII.3. Bilan 2015 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'Epine). 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	162,0	62,8
Ortho P (Tonnes de P)	0,56	22,3
Ptot (Tonnes)	**55,29**	**87,3**
NO_3 (Tonnes de N)	**38,03**	**13,8**
NH_4 (Tonnes de N)	21,66	222,9
COD (Tonnes)	357,50	74,1
COT (Tonnes)	469,16	77,7
MES (Tonnes)	139550,88	98,3
NKT (Tonnes)	230,72	98,0

Le temps de pluie apporte au lac 51,57 T de Ptot sur les 57,14 T, soit 90,3%, dont 3,15 T proviennent des rejets directs du réseau de Chambéry (DO et by pass) et 3,7 T 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 plus de 80% des flux de paramètres particulaires.

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 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 2015 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 de l'ensemble de la colonne d'eau avec réoxygénation complète du fond mais qui cette année reste assez brève (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 (3b) et le relargage par l'activité microbienne au niveau de l'interface eau-sédiment et des sédiments à partir du mois d'août (3c).
- 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).

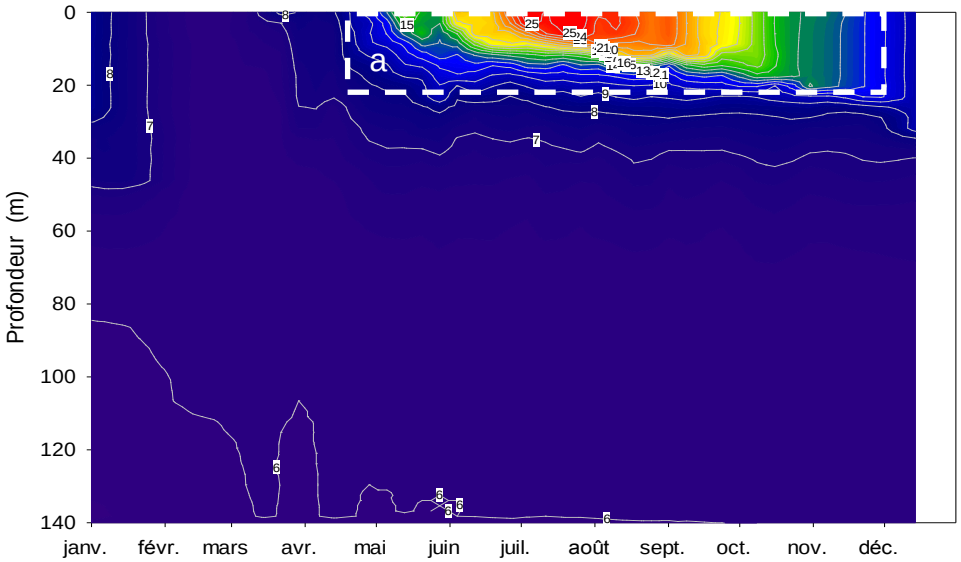


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget au point B en 2015

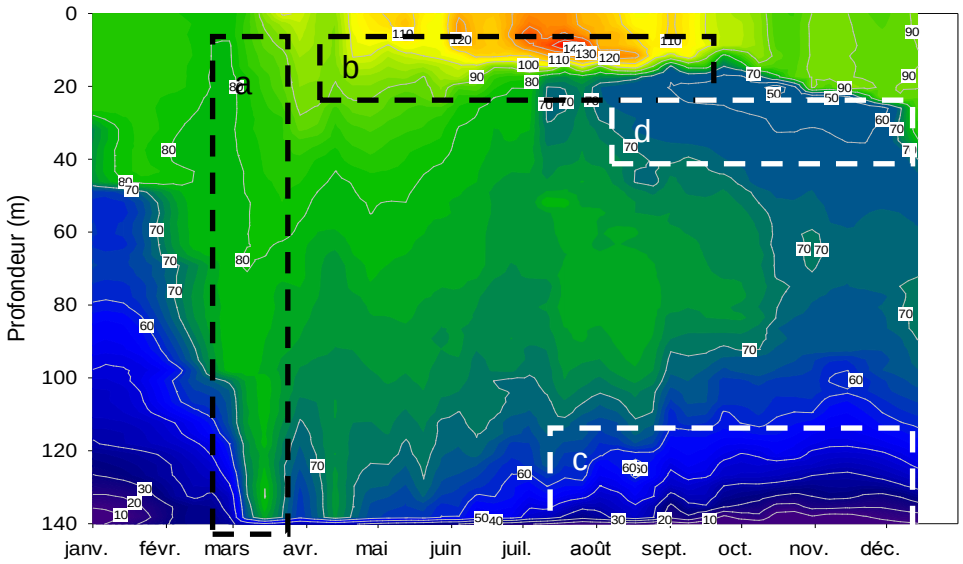


Figure 2 Evolution de la saturation en oxygène dissous (%) du lac du Bourget au point B en 2015

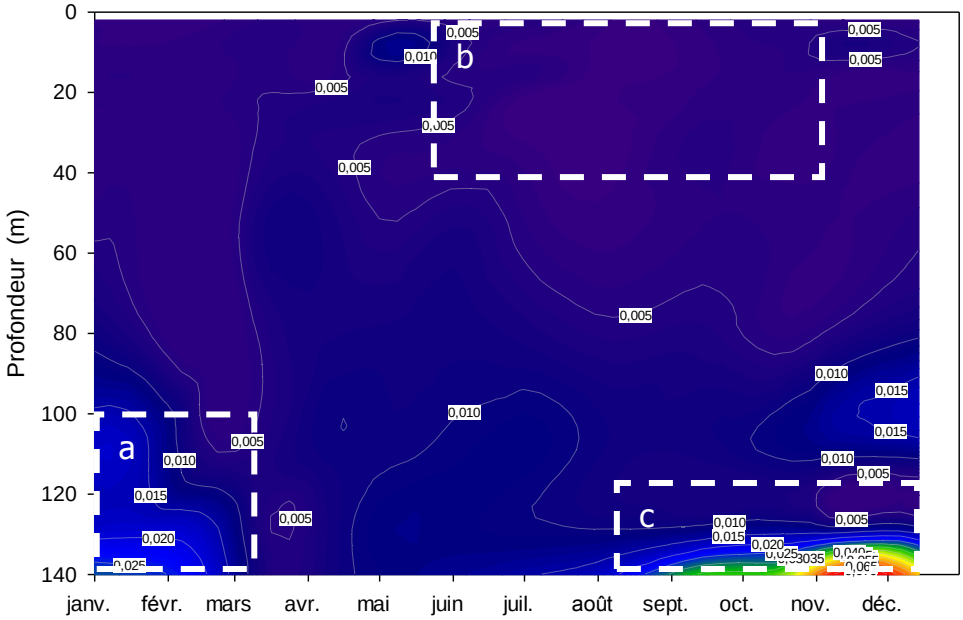


Figure 3 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP.L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2015

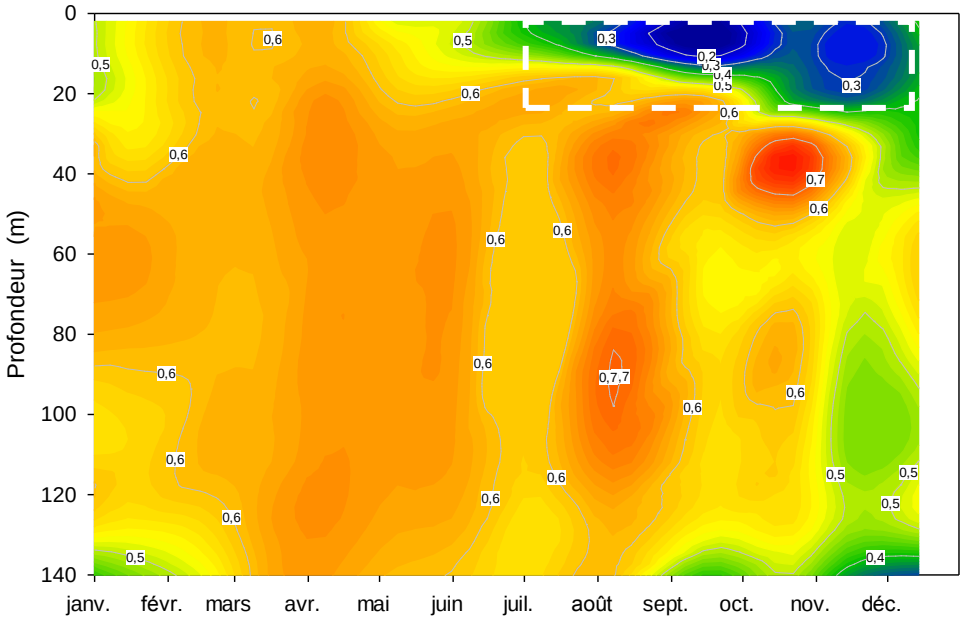


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrate (mgN.L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2015

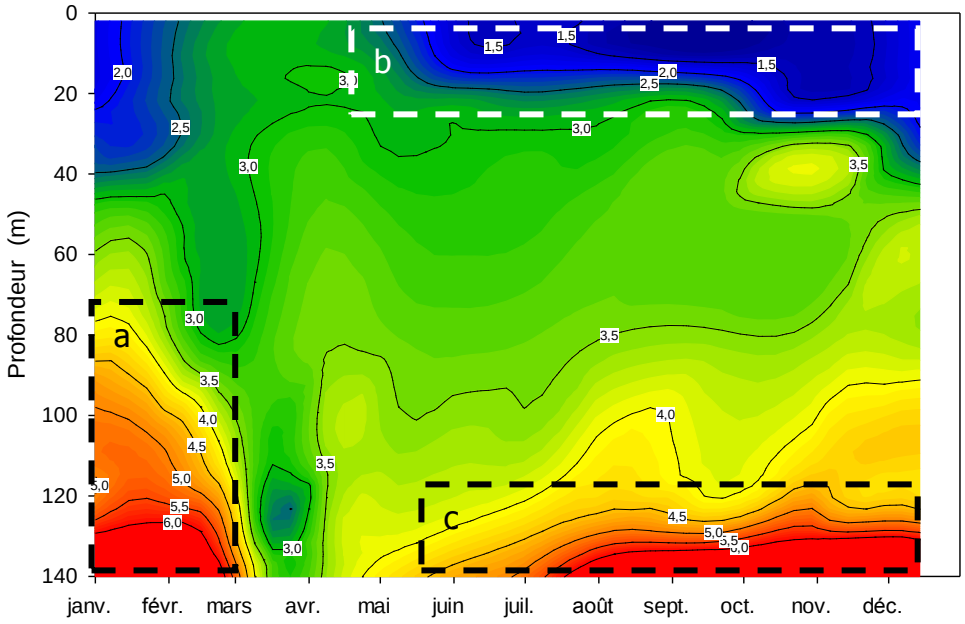


Figure 5 Evolution des concentrations en silice réactive (mgSiO_2.L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2015

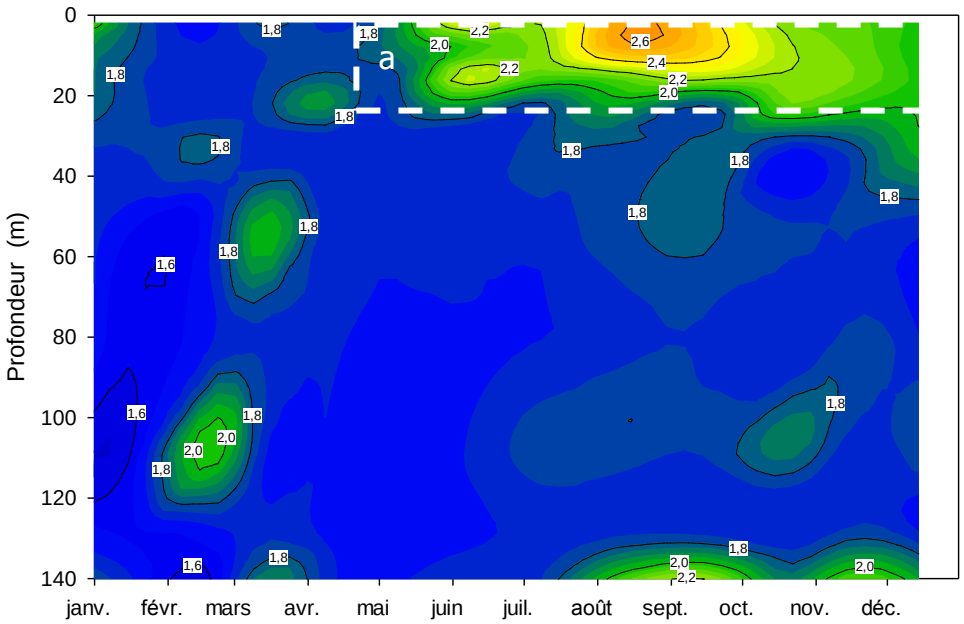


Figure 6 Evolution des concentrations en carbone organique total (mgC.L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2015

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

Malgré la relative douceur de l'hiver 2014-2015, les températures de l'air suffisamment froides, associées à des vitesses de vent supérieures à l'année précédente permettent un mélange total de la masse d'eau. En effet, à la période du maximum d'homogénéisation des eaux, la différence de température entre la surface et le fond (6,65 - 6,00 °C) est 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 10 mars avec 8,95 mgO_2.L^{-1} soit 72% de la saturation. En 2015, la réoxygénation

maximale à 140 m a été plus efficace que l'année précédente mais reste inférieure aux années 2012 et 2013 (10,22 et 10,34 $mgO_2.L^{-1}$). Les profils de température et d'oxygène dissous de l'ensemble de la campagne 2015 sont reportés en Annexes.

Tableau I Températures et concentrations en oxygène dissous au moment du maximum d'homogénéisation au point B de 2005 à 2015

	Maximum mélange		
Année	Date	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

Les figures 7 & 8 ci-dessous illustrent la différence entre 2015 et 2014 au moment du maximum de mélange. On constate l'absence du gradient de température et d'oxygène dissous à partir de 80 m de profondeur que l'on pouvait observer en 2014.

Au mois de mars, l'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation favorisent la mise en place d'une stratification thermique en surface qui aura pour conséquence de bloquer progressivement les échanges verticaux. L'activité photosynthétique démarre un peu plus tardivement cette année, comparativement à l'année 2014 qui était exceptionnellement précoce. Nous observons au mois de mars des effets en surface sur la transparence (elle passe de 14,3 m le 25/02 à 7,8 m le 24/03), sur les concentrations en chlorophylle *a* (de 1,5 à 3,8 $\mu gchla.L^{-1}$) et sur les concentrations en oxygène dissous.

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

a. Dans les couches superficielles (0 à 10 m), une sursaturation en oxygène dissous apparaît, 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.
b. Autour d'une vingtaine de mètres de profondeur, à partir du mois de juillet, apparaît un minimum d'oxygène dissous qui va s'accentuer progressivement pour atteindre une valeur minimale de 4,7 $mgO_2.L^{-1}$ (45 % de la saturation) le 28 octobre et se maintenir jusqu'en décembre.
c. De 50 à 110 m, la distribution verticale de l'oxygène dissous est assez homogène (70 % de la saturation).

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

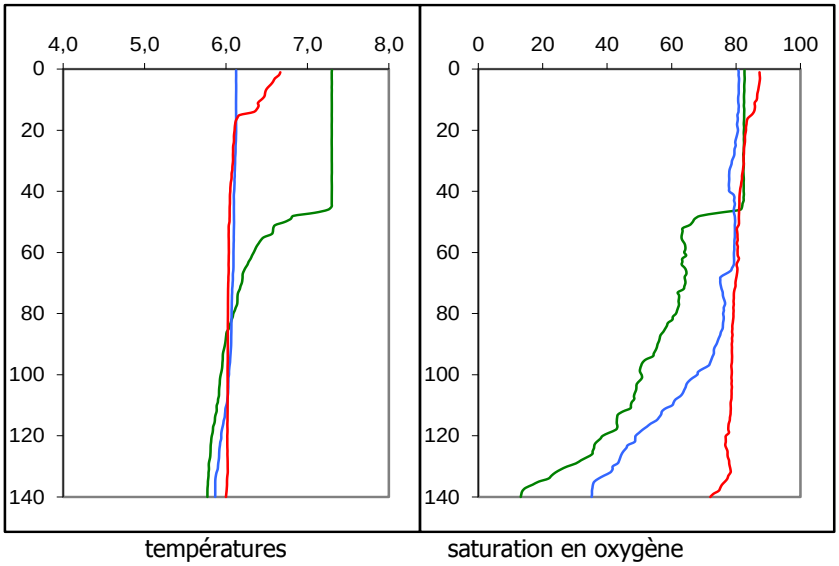


Figure 7 Distributions verticales des températures (1) (°C) et de la saturation en oxygène (2) (% de saturation) au point B au début de l'année 2015 (19/01 ——, 17/02 ——, 10/03 ——)

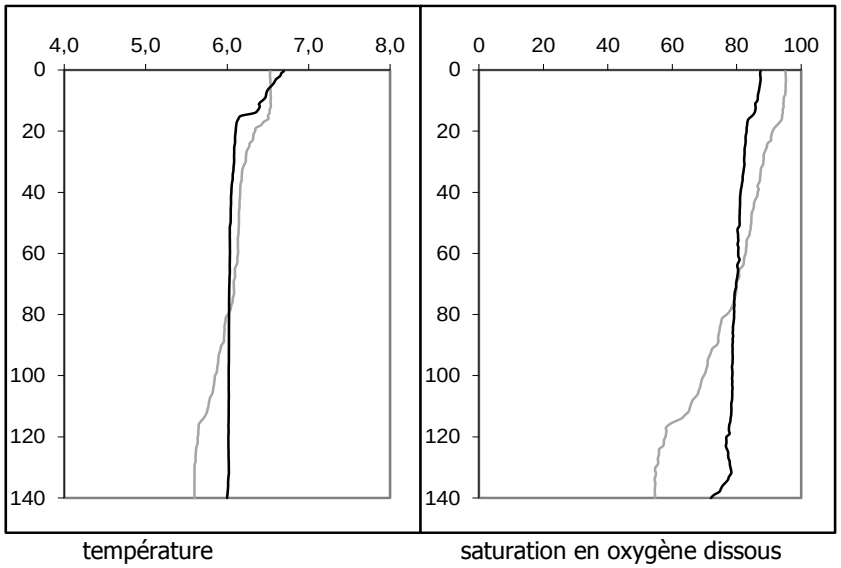


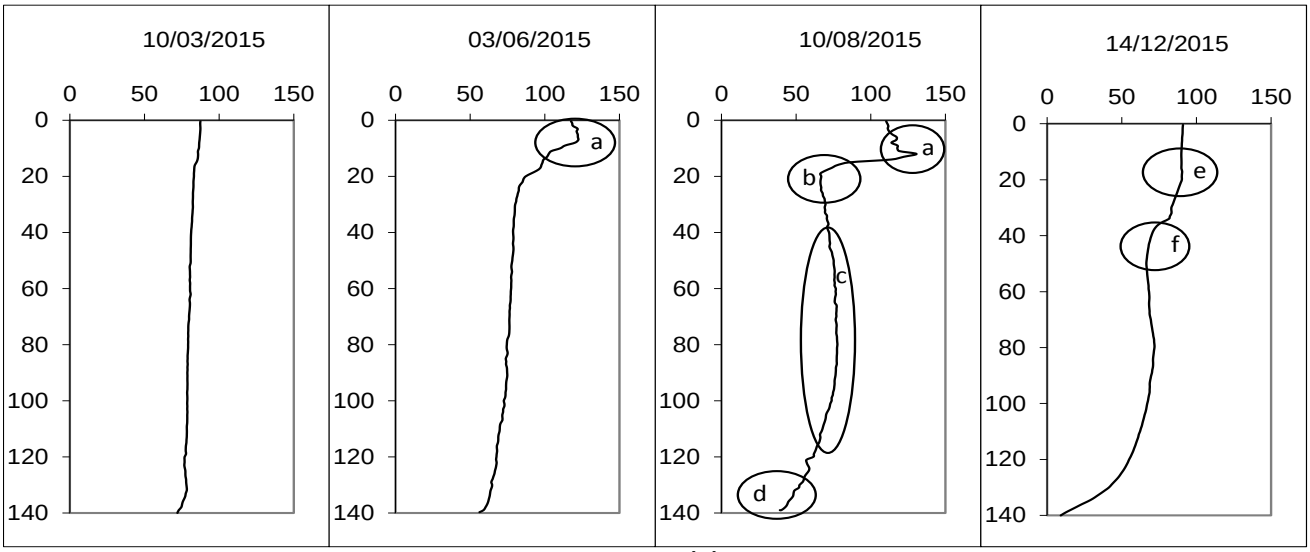
Figure 8 Distributions verticales des températures (1) (°C) et de la saturation en oxygène (2) (% de saturation) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2015 (noire) et 2014 (grise)

Le refroidissement automnal entraîne un enfoncement de la thermocline. Nous observons alors une homogénéisation progressive de l'épilimnion pour atteindre près de 27 mètres d'épaisseur au mois de décembre avec pour conséquence (Figure 9) :

a. La disparition du maximum d'oxygène dissous (brassage et diminution de l'activité photosynthétique) ;

b. L'enfoncement et la diminution du minimum d'oxygène dissous métalimnique.

Au mois de décembre, l'épilimnion présente une épaisseur de 32 m et avec des températures légèrement plus faibles qu'en 2014 (moyenne sur 0 - 32 m : 9,4 vs 10 °C). À 140 m, le déficit d'oxygène dissous est toujours présent (Tableau II).



a) hiver b) printemps c) été d) fin automne

Figure 9 Distributions verticales des saturations en oxygène dissous (%) au point B en 2015

Tableau II Comparaison des températures (°C), de l'épaisseur de la couche supérieure (m) et des concentrations en oxygène dissous ($mgO_2.L^{-1}$) à 140 m au point B en décembre de 2006 à 2015

Date	Températures – épilimnion (°C)	Epaisseur – couche supérieure (m)	Concentration en O_2 dissous à 140 m ($mgO_2.L^{-1}$)
13/12/2006	10,22 – 10,10	25	0,28 (2,2 %)
13/12/2007	7,77 – 7,60	40	2,89 (23 %)
15/12/2008	7,44 – 7,23	43	0,10 (0,8 %)
17/12/2009	8,64 – 8,68	27	0,18 (1,4 %)
21/12/2010	6,84 – 6,63	45	5,21 (41 %)
21/12/2011	8,26 – 7,88	26	0,06 (0,5 %)
12/12/2012	8,06 – 7,88	40	6,34 (50 %)
12/12/2013	7,36 – 7,28	47	3,68 (29 %)
15/12/2014	10,00 – 9,97	27	0,08 (0,6 %)
14/12/2015	9,46 – 9,34	32	1,00 (9 %)

I.1.2. Evolution saisonnière

Couches supérieures

Température proche surface

A 2 m de profondeur, les températures des mois de janvier (7,30 vs 6,50°C), de juillet et d'août sont plus élevées qu'en 2014 (maximum : 26,32°C le 21 juillet 2015 vs 23,25°C le 11 août 2014), mais sur le reste de l'année les températures restent globalement inférieures (Figure 10). Les moyennes annuelles passent de 14,97°C en 2014 à 14,87°C en 2015 et les températures supérieures à 20°C sont mesurées du 18 juin au 14 septembre soit pendant 89 jours par rapport à 104 jours en 2014 et 89 jours en 2013. Comme à 2 m de profondeur, les températures à 10 m des mois de juillet et d'août sont plus élevées qu'en 2014

(maximum : 22,64 vs 20,45°C). Même si la température moyenne annuelle à 2 m de profondeur n'est pas la plus élevée de la chronique de valeurs, elle reste cependant parmi les plus hautes, l'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance au réchauffement depuis 1984.

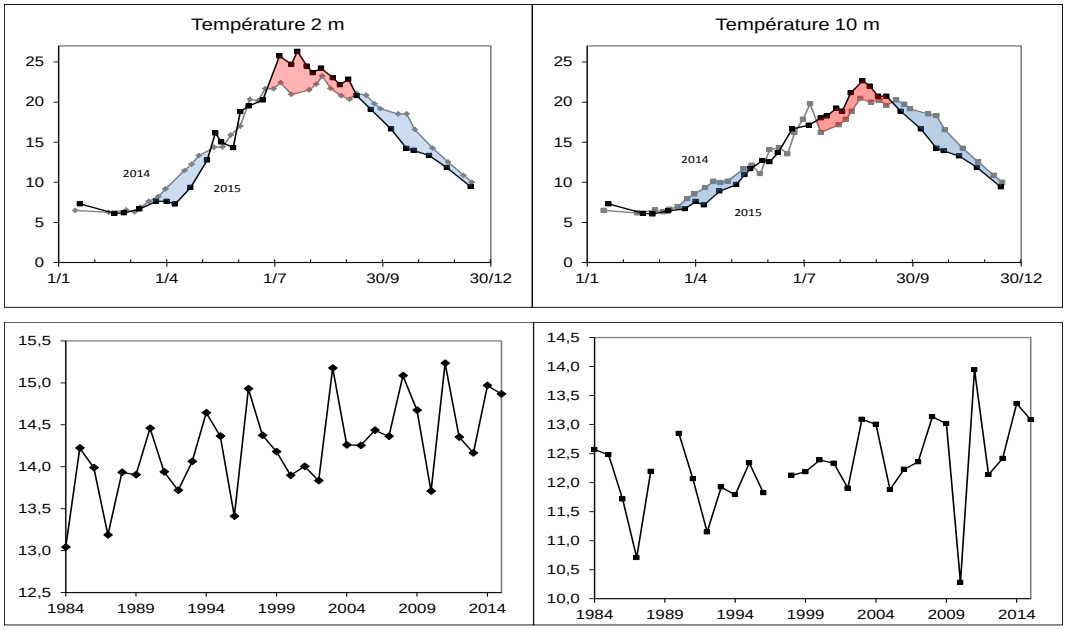


Figure 10 Evolution des températures (°C) à 2 et 10 m de profondeur au point B en 2014 et 2015 et moyennes annuelles de 1984 à 2015

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.

La variation saisonnière en oxygène dissous (Figure 11) montre une période d'activité photosynthétique bien marquée :

- La phase printanière très discrète cette année présente un maximum le 13 mai avec 11,6 $mgO_2.L^{-1}$ soit 116% de la saturation. La profondeur du pic de sursaturation en oxygène dissous se situe autour de 2 m. En 2015, la période de production débute avec près d'un mois de retard sur celle de l'année précédente qui avait été très précoce en raison de la douceur observée en début d'année 2014.
- La phase estivale qui s'étend de juin à septembre avec deux pics :
  - 3 juin : 12,3 $mgO_2.L^{-1}$ (124% de la saturation)
  - 27 juillet : 13,2 $mgO_2.L^{-1}$ (155% de la saturation)

La profondeur du pic de sursaturation en oxygène dissous va s'enfoncer progressivement entre les mois de juillet et août et se positionner autour de 12 m. A partir de la fin du mois de juillet, les

concentrations en oxygène dissous diminuent plus ou moins régulièrement jusqu'en octobre puis se stabilisent autour de 90 % de la saturation.

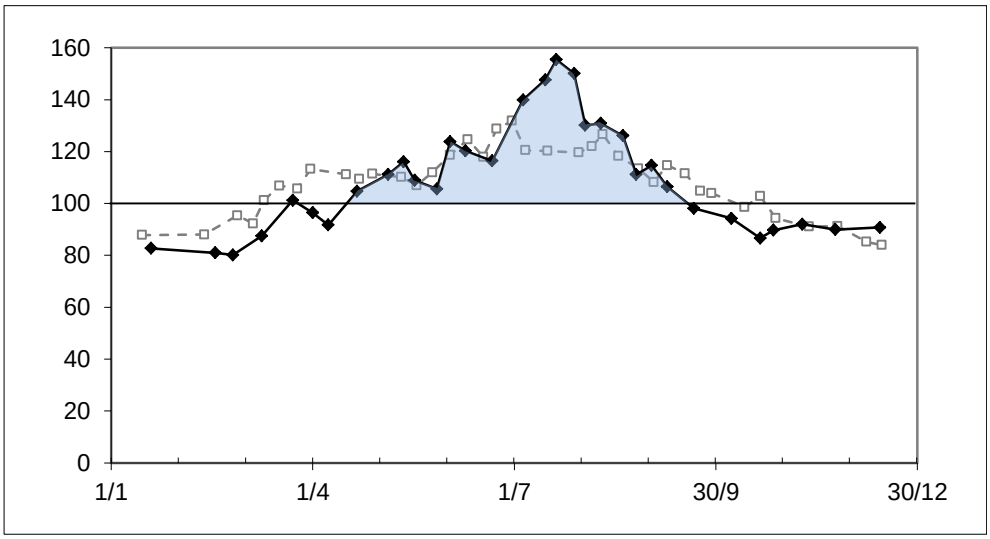


Figure 11 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) dans la couche superficielle au point B en 2014 (- - - -□) et 2015 (——◆)

Partie basse du métalimnion

En raison des effets cumulés de la minéralisation de la matière organique et des difficultés d'échanges des éléments dissous dues à la stratification thermique, nous observons une sous saturation en oxygène dissous dans les couches plus profondes à partir du mois de juillet qui se prolonge jusqu'en novembre (Figure 12). La profondeur du maximum de la sous saturation se positionne en moyenne autour de 19,5 mètres jusqu'au mois d'octobre, puis, avec l'érosion de la thermocline (refroidissement de l'épilimnion), le minimum s'enfonce jusqu'à une profondeur de 25 m au mois de novembre.

En 2015, cette sous saturation commence au début du mois de juillet et passe par un minimum le 9 novembre avec une valeur de 4,4 $mgO_2.L^{-1}$, soit moins de 40% de la saturation.

En comparaison, le déficit en oxygène dissous est sensiblement identique à celui de 2014. En effet, le minimum en 2015 atteint 40% de la saturation contre 45% (4,4 et 4,7 $mgO_2.L^{-1}$) et le déficit en oxygène dissous est observé sur une durée de 160 jours vs 180 jours. Par contre, la période pendant laquelle la concentration est inférieure à 60% de la saturation en oxygène dissous est plus courte en 2015 que celle de l'année précédente (99 jours vs 122 jours) (Tableau III).

Tableau III Métalimnion - déficit en oxygène dissous inférieur à 60 % de la saturation

	Durée (jour)	Profondeur du minimum (m)	Saturation en O_2 dissous (%)
2007	132	Entre 23 et 34 m	42
2008	171	Entre 17 et 47 m	22
2009	98	Entre 20 et 33 m	51
2010	57	Entre 15 et 35 m	50
2011	134	Entre 14 et 46 m	36
2012	63	Entre 17 et 35 m	49
2013	13	Entre 13 et 42 m	60
2014	122	Entre 16 et 42 m	45
2015	99	Entre 18 et 25 m	40

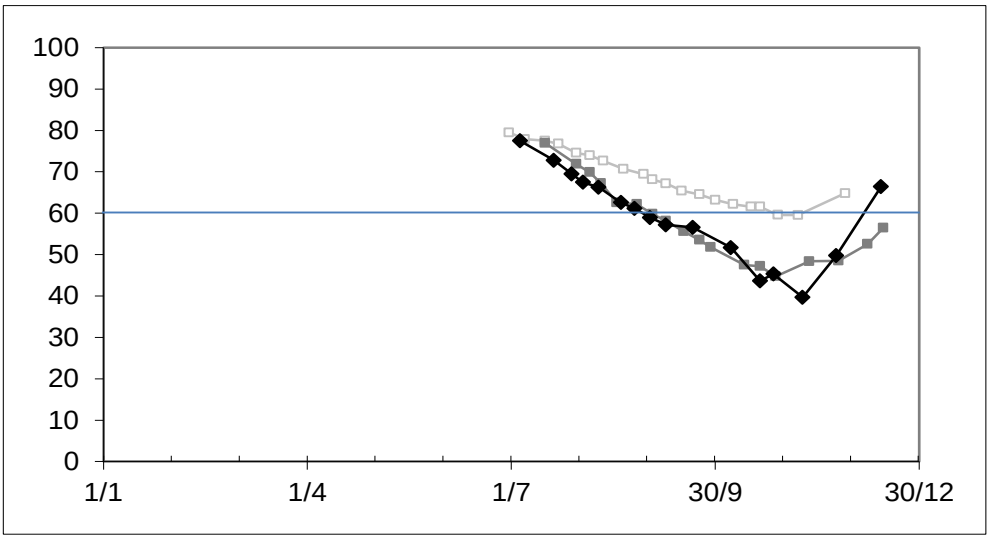


Figure 12 Variation saisonnière de la saturation minimale en oxygène dissous (%) entre 16 et 32 m au point B en 2013 (------□), 2014 (——■) et 2015 (——◆)

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 entrainé un refroidissement de la couche profonde (Figures 13 1 14). 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 2015 sont les plus élevées des 17 dernières années.

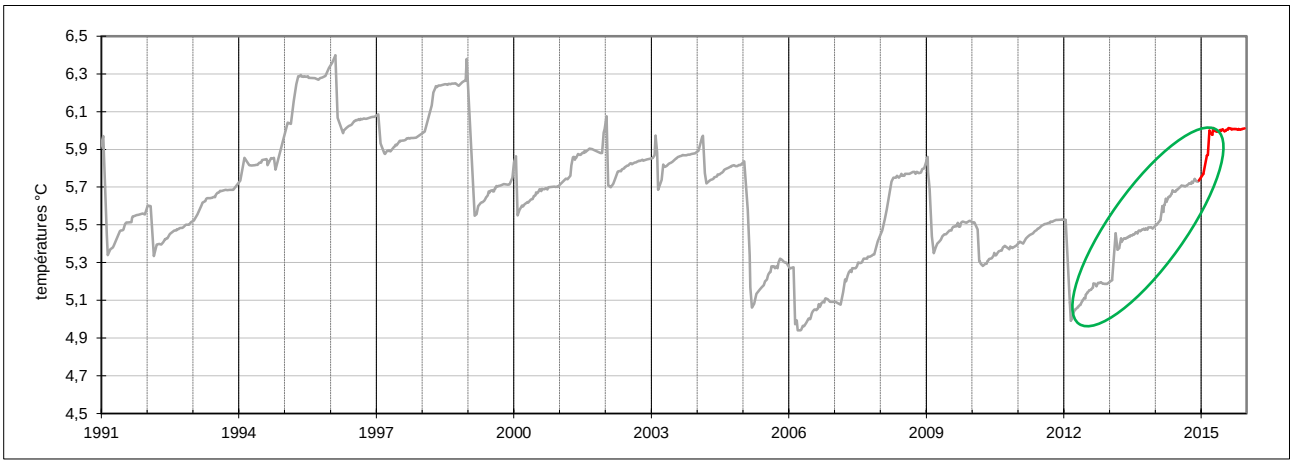


Figure 13 Températures (°C) à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2015

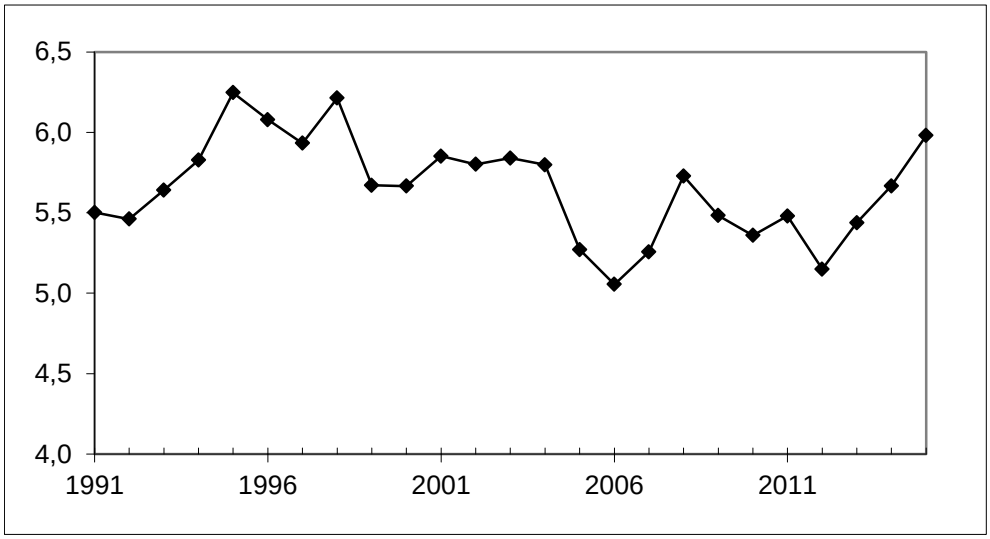


Figure 14 Températures moyennes annuelles (°C) à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2015

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.

Malgré un hiver relativement doux en 2015, la réoxygénation des couches profondes (130 m) montre un maximum à 78 % de la saturation (9,7 $mgO_2.L^{-1}$) au mois de mars (Figure 15). Cette valeur se rapproche de celles observées entre 2011 et 2013 (80 et 83% de la saturation) par rapport au maximum relevé en 2014 où nous observions un mélange partiel de la colonne d'eau avec 6,9 $mgO_2.L^{-1}$ le 27 février correspondant à 55% de la saturation.

Après la mise en place de la stratification thermique qui apparait très tôt cette année (début mars) et donc l'isolement de l'hypolimnion, les concentrations en oxygène dissous diminuent progressivement jusqu'à la fin de l'année pour atteindre 4,2 $mgO_2.L^{-1}$ le 27 octobre par rapport à 3,1 $mgO_2.L^{-1}$ en 2014. Cette consommation d'oxygène dissous est la conséquence de l'activité des microorganismes dans les processus de minéralisation de la matière organique.

Par rapport à 2014, l'évolution des concentrations pour l'année 2015 présente des valeurs sensiblement supérieures à partir du mois de mars se rapprochant des valeurs de 2013.

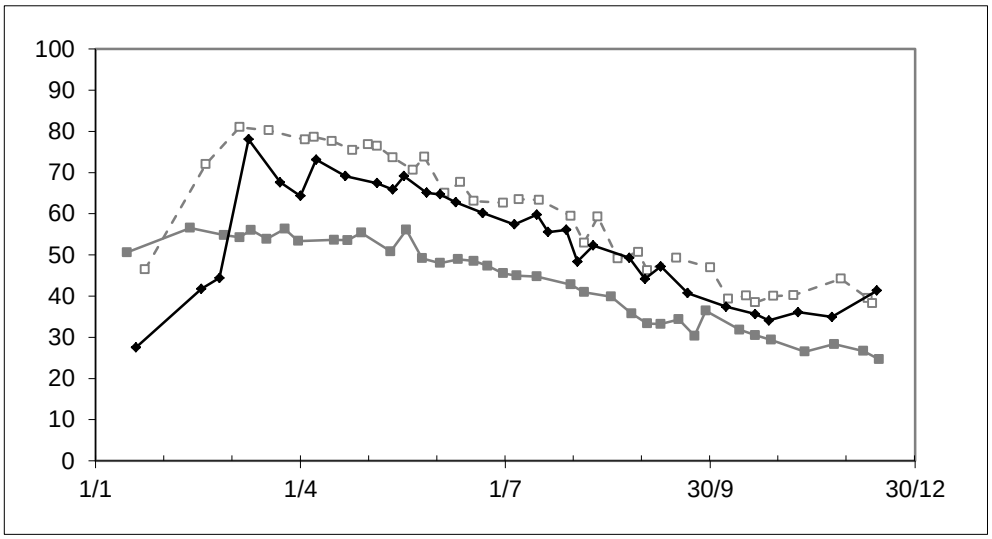


Figure 15 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) à 130 m au point B en 2013 (----□), 2014 (—■) et 2015 (—◆)

Oxygène à 140 mètres

La réoxygénation maximale atteint les zones profondes le 10 mars avec 72% de la saturation puis entre les mois de mars et d'octobre la consommation en oxygène dissous est plus ou moins régulière. A partir du début du mois d'octobre les conditions sont anoxiques (Figure 16). Par rapport à l'année précédente, les valeurs sont globalement supérieures à partir du mois de mars, conséquence d'un brassage hivernal plus efficace mais la période d'anoxie est sensiblement identique.

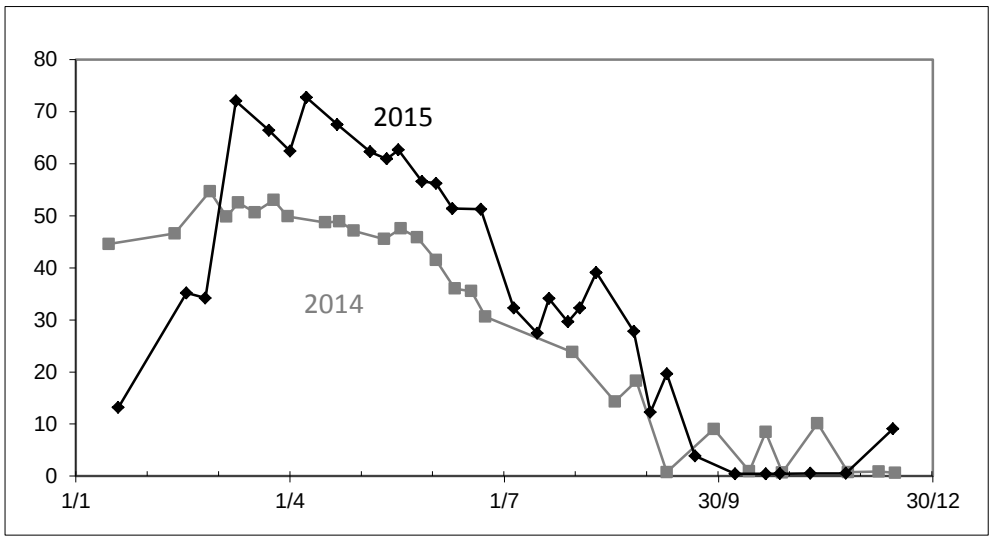


Figure 16 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) à 140 m au point B en 2014 (— ■) et 2015 (—◆)

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

La Figure 17 résume l'évolution de la saturation en oxygène dissous sur les trois dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau.

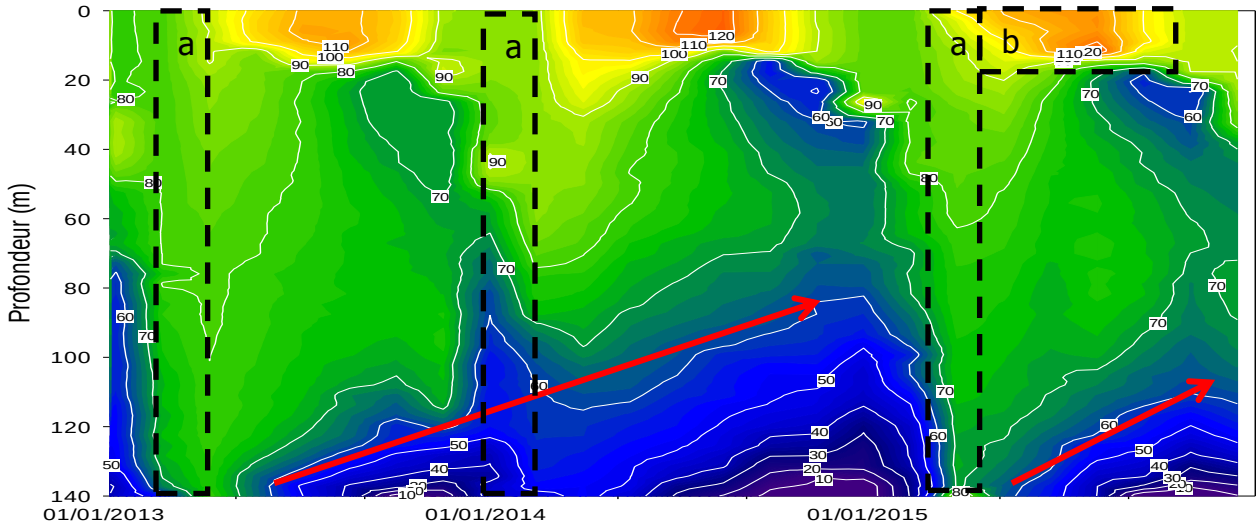


Figure 17 Evolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2013 à 2015

On peut observer :

- (a) Le brassage hivernal, complet en 2013 et 2015 et partiel en 2014
- (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

La transparence est une indication de l'importance du nombre de particules dans les premiers mètres. 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 (Figure 18) montre plusieurs phases :

- En début d'année, avec une valeur moyenne entre janvier et mars à 12,5 m, la transparence reste proche de la moyenne de ces dix dernières années.
- Le minimum printanier est mesuré le 6 mai à 6,1 m, ce qui est supérieur à la moyenne des valeurs observées depuis 2000 (3,3 m). Ce minimum renseigne sur la biomasse phytoplanctonique en début d'année.
- La période des eaux claires (conséquence du broutage par le zooplancton) est plus marquée que celle de 2014 mais reste brève, une transparence inférieure à 7 m est observée pendant 23 jours comparable à la durée en 2013 et 2012. Le maximum est mesuré le 18 mai avec une valeur à 11,2 m (vs 6,8 en 2014 ; 12,9 en 2013 ; 11,3 en 2012).

- Par la suite, la transparence diminue pour passer par un minimum à 4,1 m le 10 juin. En juillet et août, les valeurs oscillent entre 5,2 et 8,5 m.
- Au mois de septembre, la transparence diminue et révèle une poussée phytoplanctonique automnale.
- A partir du mois d'octobre, la transparence augmente pour atteindre une valeur de plus de 11 m à la fin de l'année.

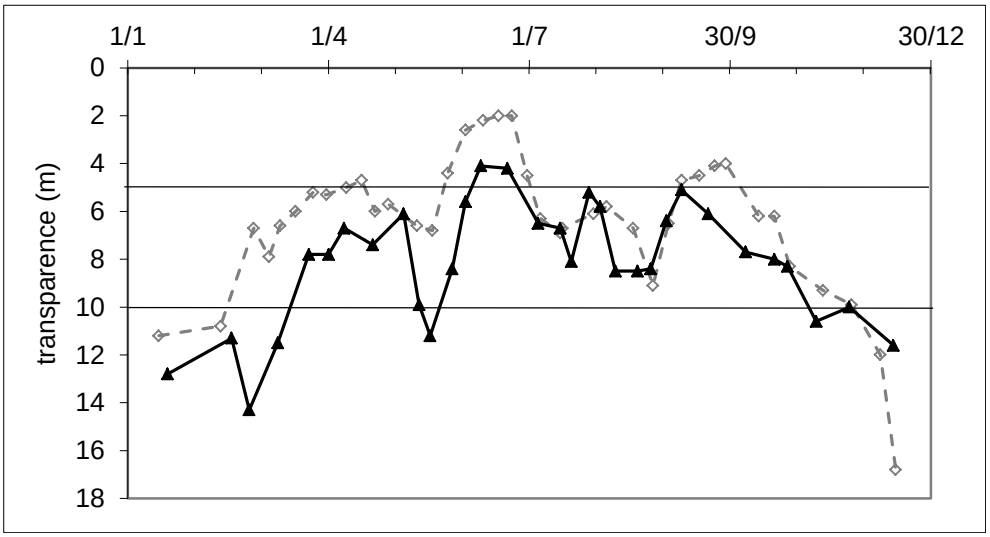


Figure 17 Variation saisonnière de la transparence (m) avec le disque de Secchi blanc de 30 cm au point B en 2014 (- - - ◇) et 2015 (—▲)

Globalement, Par rapport à l'année précédente, la transparence est plus élevée tout au long de l'année, sauf au mois de décembre :

- Le démarrage de la production à partir du mois de mars est plus tardif que l'année précédente.
- Les variations saisonnières sont comparables mais certains évènements présentent un décalage dans le temps :
    - Production "printanière" minimum : 6,1 m le 6 mai 2015 et 4,7 m le 17 avril 2014 ;
    - Production "automnale" minimum : 5,1 m le 9 septembre 2015 vs 4 m le 29 septembre 2014 (température et insolation plus clémentes en 2014).
- La transparence estivale minimale est plus faible : 4,1 m vs 2 m

La Figure 18 ci-dessous permet de comparer les données de transparence issues du disque de Secchi blanc de 30 cm (utilisé depuis le début des chroniques) et celui à quadrants noir et blanc de 20 cm (normé).

D'une façon générale, par rapport au disque historique, les valeurs mesurées avec le disque à quadrants sont évidemment corrélées mais systématiquement inférieures quelles que soient les conditions. Les différences se situent dans le même ordre de grandeur que 2014 entre 1 et 15% (soit entre 0 et 1,5 m) avec une moyenne sur l'année à 7%. Les écarts les plus importants sont relevés quand les conditions de mesures sont plus difficiles (notamment en présence de vagues).

Compte tenu de ces résultats et de leur corrélation, il a été décidé de n'utiliser que le disque de Secchi normalisé pour la mesure de la transparence à partir de 2016.

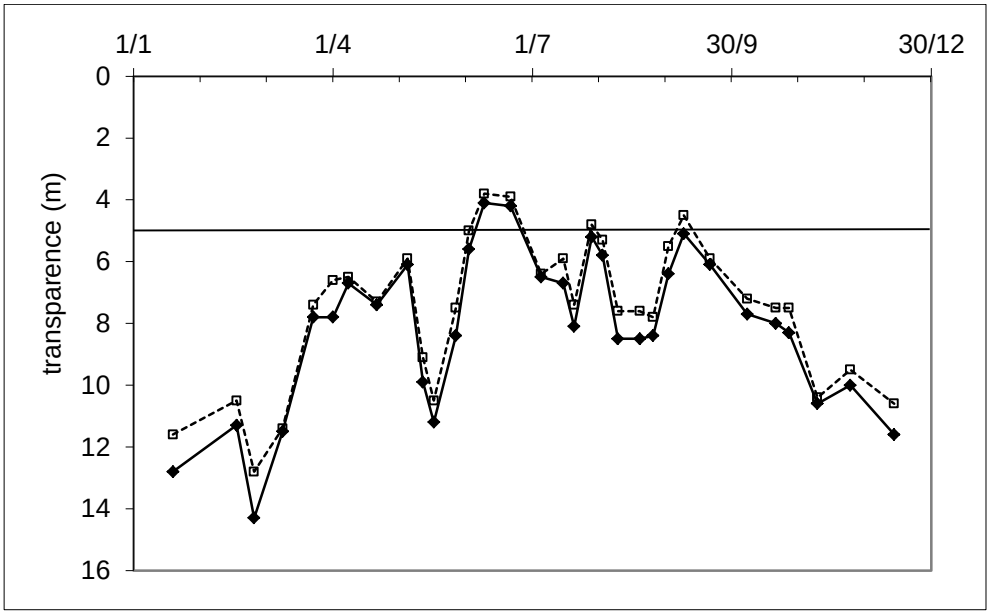


Figure 18 Variation saisonnière de la transparence (m) en 2015 au point B : comparaison du disque de Secchi blanc de 30 cm (—◆—) et noir et blanc de 20 cm (- -□- -)

I.3. Nutriments

I.3.1 Distributions verticales

Elles sont résumées ci-dessous.

Tableau IV Concentrations moyennes des nutriments (µg.L^{-1} ou mg.L^{-1}) au maximum du mélange des eaux

Concentrations moyennes	0 à 50 m		80 à 140 m	
	2014	2015	2014	2015
Orthophosphate (µgP.L^{-1})	4	5	14	7
Phosphore total (µgP.L^{-1})	9	10	16	13
Silice réactive (mgSiO_2.L^{-1})	2,7	3,0	4,4	3,4

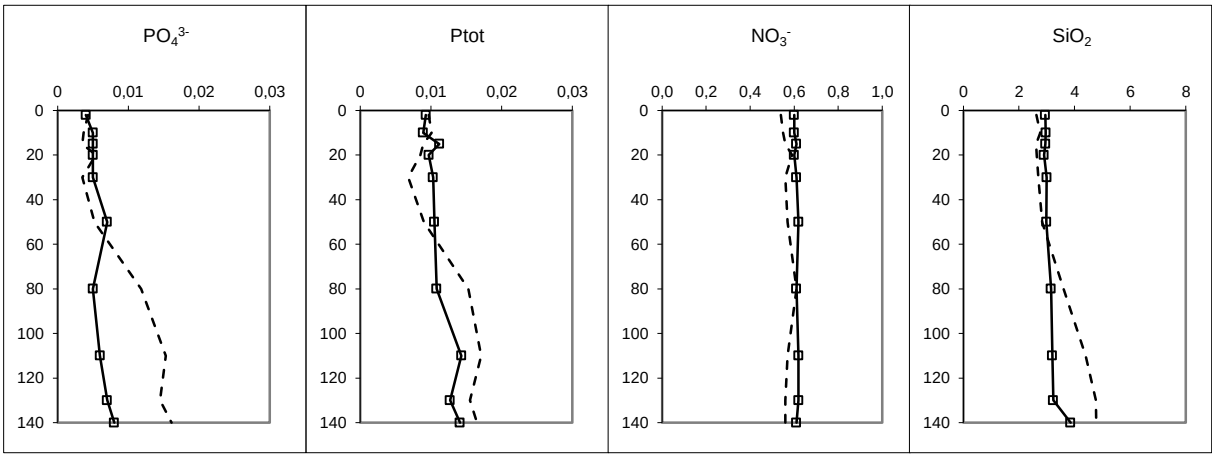


Figure 19 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars 2014 (- - - -) et 2015 (—□) (Ptot mgP.L^{-1}, PO_4^{3-} mgP.L^{-1}, NO_3^- mgN.L^{-1}, SiO_2 mgSiO_2.L^{-1})

Tableau V Concentrations maximales (µg.L^{-1} ou mg.L^{-1}) à 140 m en période de relargage

	PO_4^{3-} µgP.L^{-1}	Ptot µgP.L^{-1}	SiO_2 mgSiO_2.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**

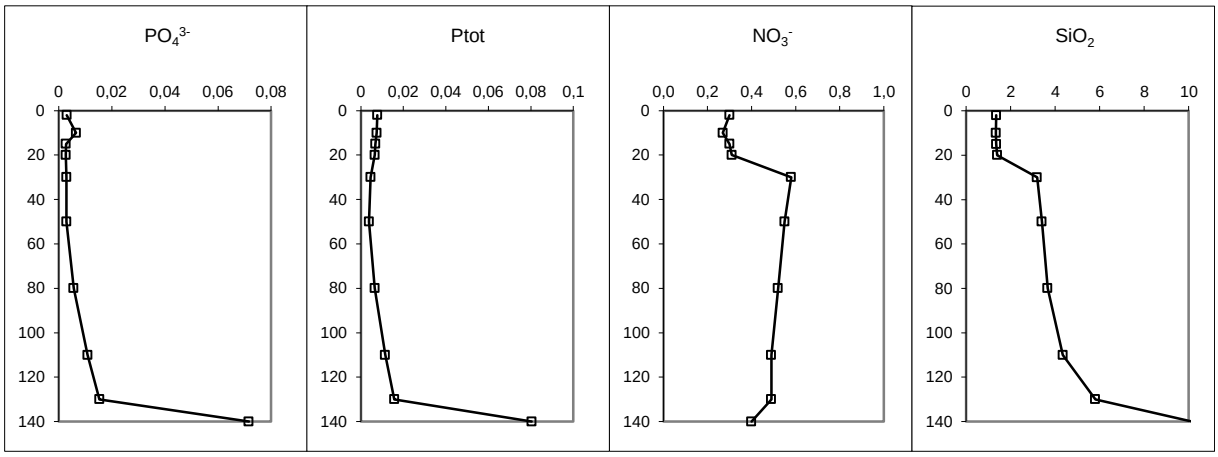


Figure 20 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B en novembre 2015 (Ptot mgP.L^{-1}, PO_4^{3-} mgP.L^{-1}, NO_3^- mgN.L^{-1}, SiO_2 mgSiO_2.L^{-1})

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
- Métalimnion : 15 m
- Hypolimnion : 80, 110, 130, 140 m

Dans l'épilimnion (Figure 21)

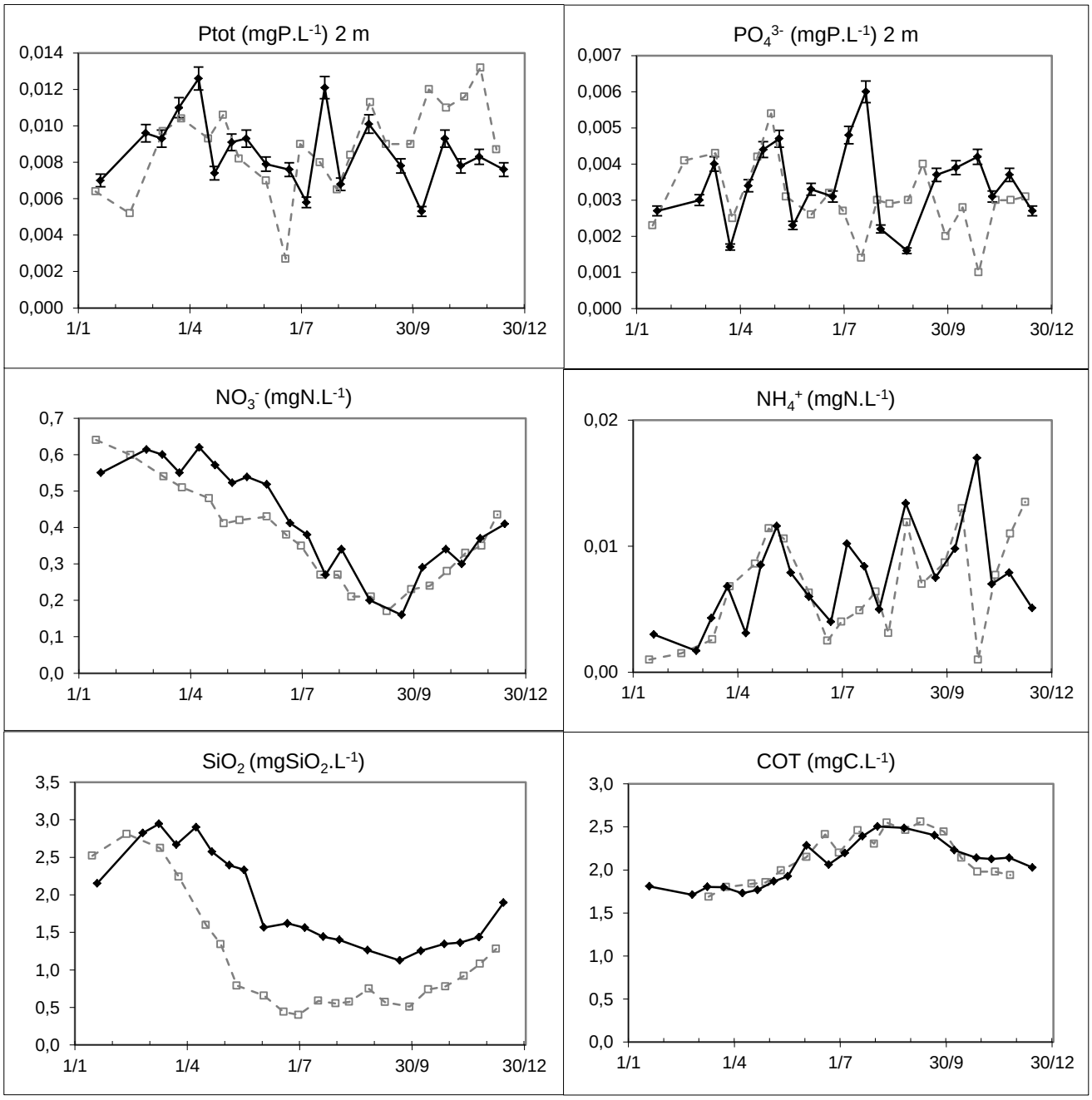


Figure 21 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L^{-1}) à 2 m de profondeur au point B en 2014 (- - □ - -) et 2015 (—◆—)

Dans le métalimnion (Figure 22)

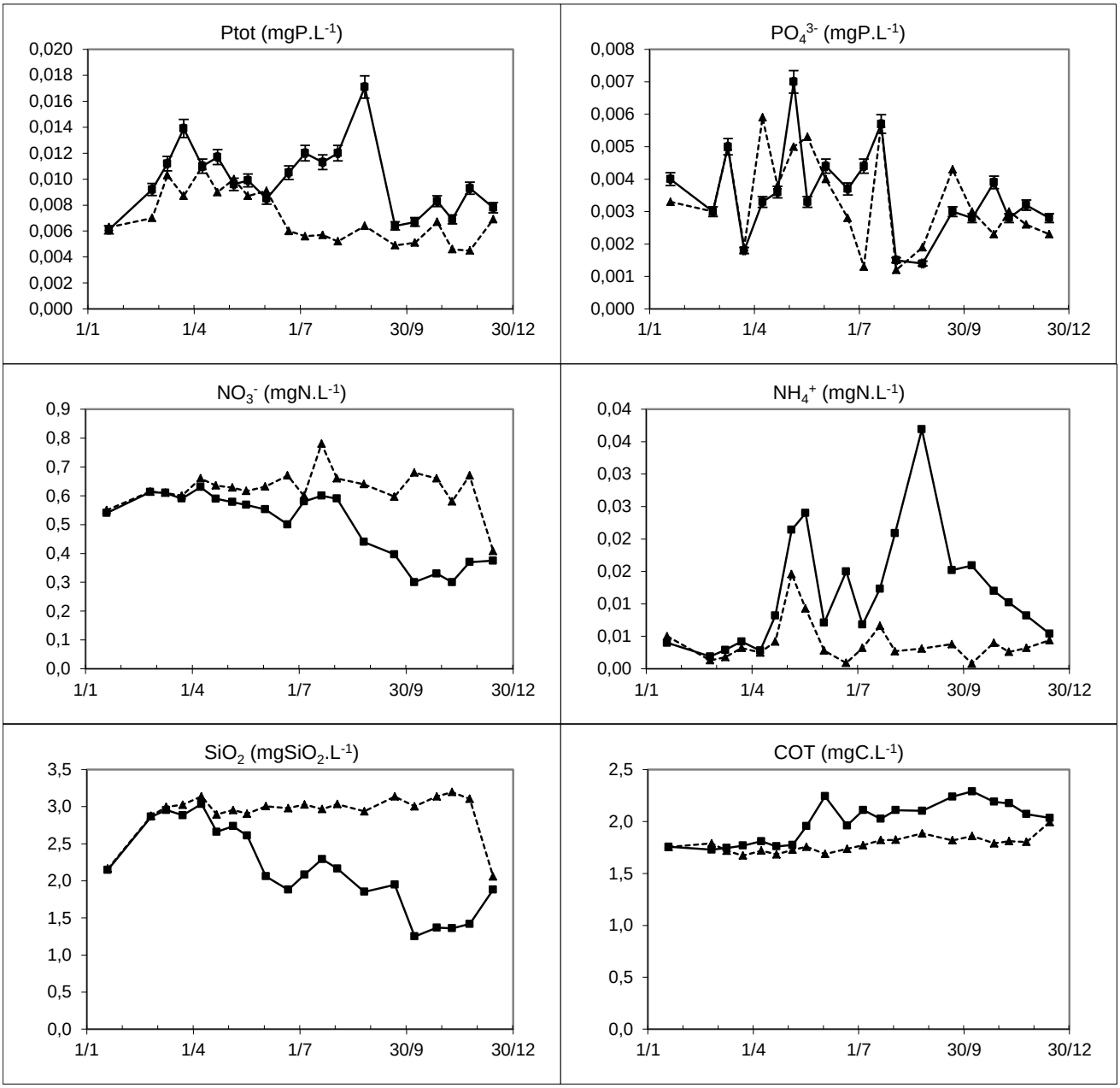


Figure 22 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L^{-1}) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2015

A 15 m (Figure 23)

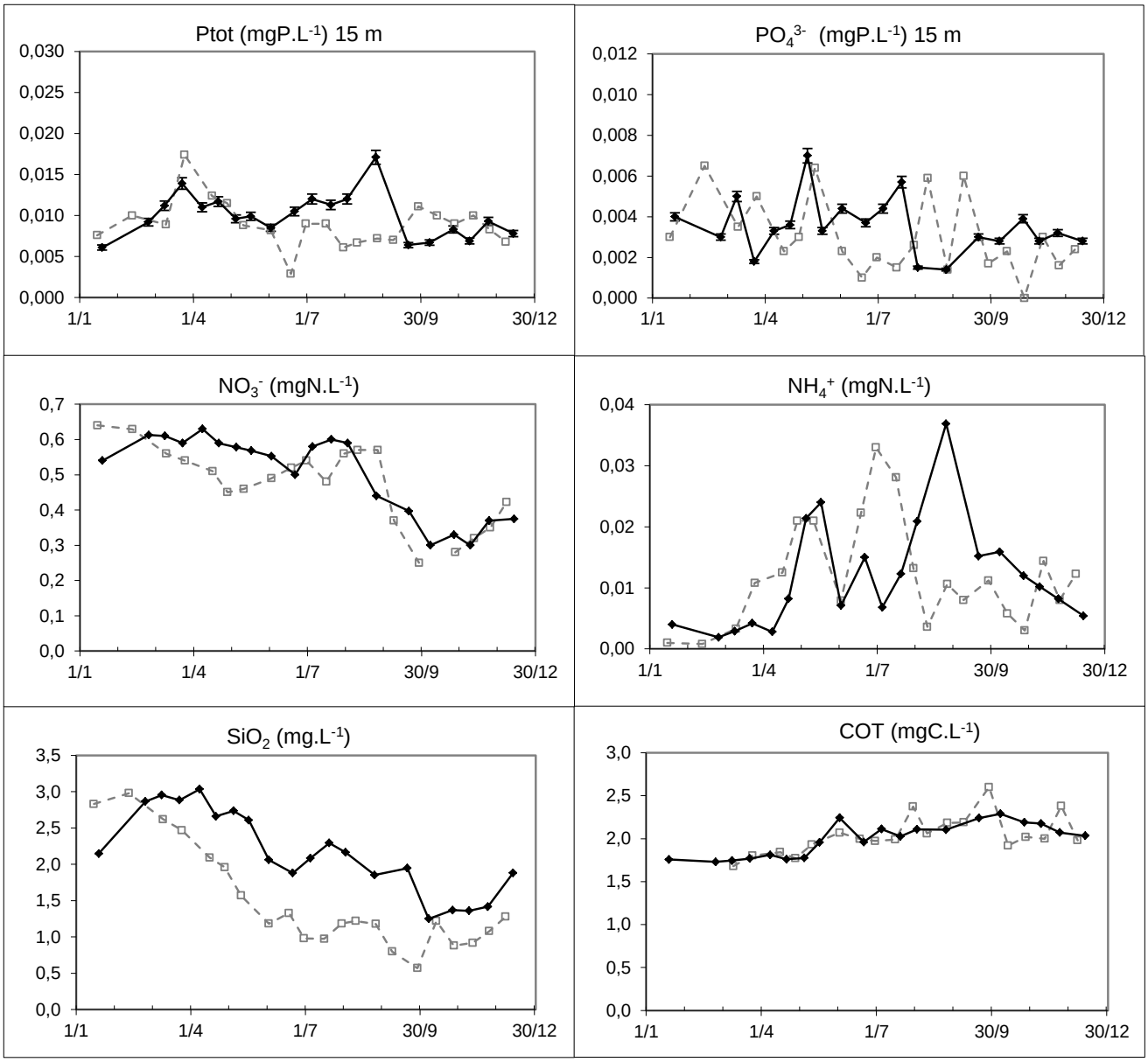


Figure 23 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L^{-1}) à 15 m au point B en 2014 (- -□- -) et 2015 (—◆—)

Dans l'hypolimnion : 80, 110, 130, 140 m (Figure 24)

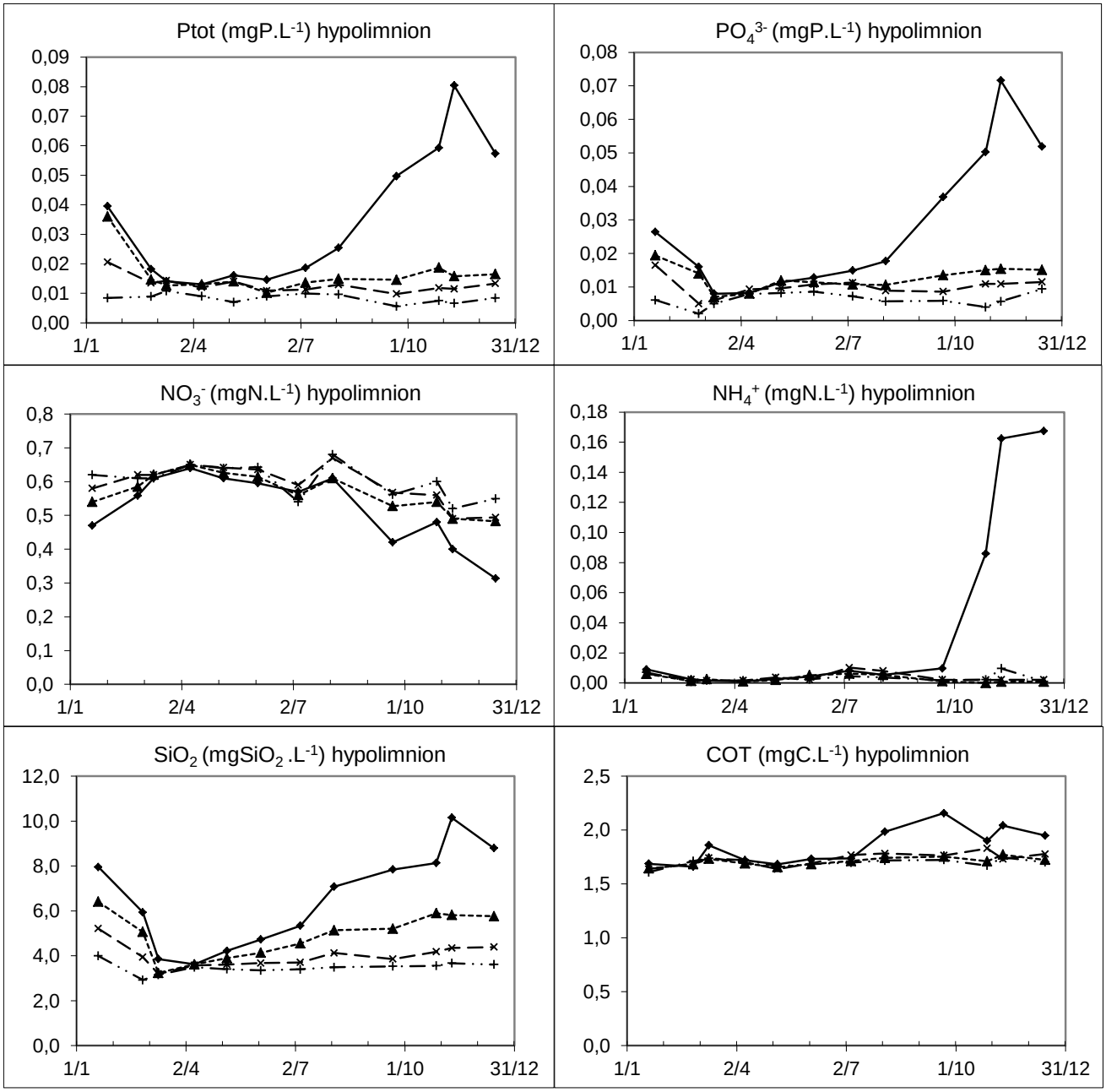


Figure 24 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L^{-1}) au point B à 80 m (- -┼- -), 110 m (- —×-), 130 m (-▲- —) et 140 m (—◆—) en 2015

A 140 m (Figure 25)

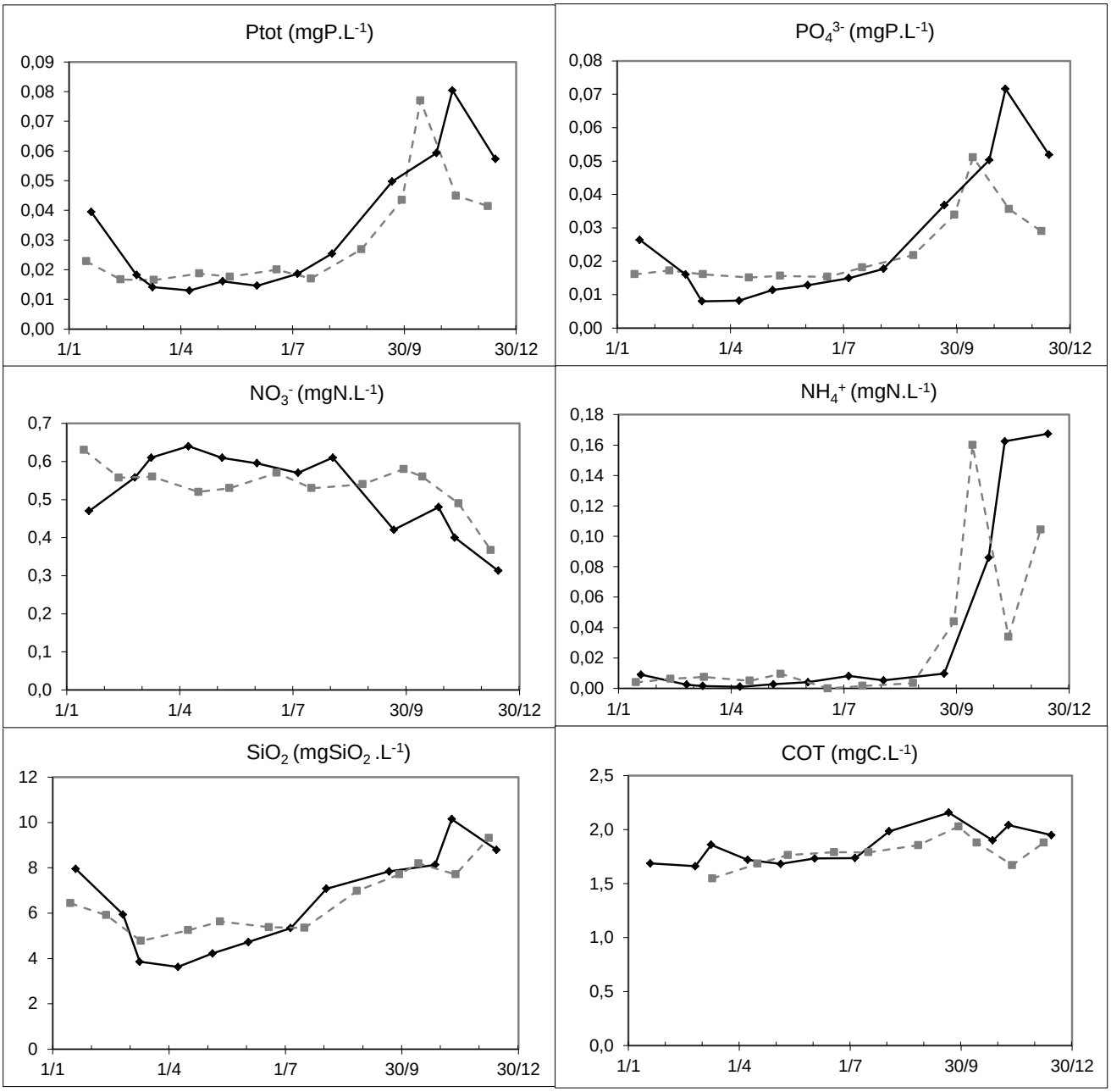


Figure 25 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L^{-1}) à 140 m au point B en 2014 (- -□- -) et 2015 (—◆—)

Tableau V Anoxie (≈1 mgO$_2$.L^{-1}) à 140 m : période, durée et concentration maximale en Ptot (µgP.L^{-1})

Année	Début	Fin	Durée (jours)	Ptot max (µgP.L^{-1})
2006	26/08	16/01	142	132
2007	30/07	20/11	113	179
2008	23/07	23/12	152	347
2009	27/07	21/01	178	228
2010	11/09	04/11	54	50
2011	17/08	05/01	141	73
2012	26/08	08/11	73	30
2013	13/10	29/11	15	32
2014	3/09	05/01	123	77
2015	18/09	12/12	85	80

II. Suivi à long terme

Pour rappel, les indices retenus pour suivre l'évolution trophique du lac du Bourget selon la méthode du suivi allégé (CEMAGREF 1981) sont les suivants :

- Teneur en nutriments au moment du brassage hivernal: l'azote nitrique en $mgN.L^{-1}$ et le phosphore total en $mgP.L^{-1}$
- Transparence moyenne estivale en mètres
- Concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* (en $\mu g.L^{-1}$)
- Sursaturation en oxygène à 2 mètres (en $mg.L^{-1}$)
- Sous saturation maximale en oxygène dans le métalimnion (en $mg.L^{-1}$)
- Sous saturation en oxygène à 130 mètres (en $mg.L^{-1}$)
- Le déficit à l'origine et le déficit maximal en oxygène hypolimnique (en $mg.L^{-1}$)
- La consommation journalière et annuelle de l'oxygène hypolimnique respectivement en $mg.L^{-1}$ et en $mg.m^{-3}.j^{-1}$.

II.1. Oxygène

Les indices retenus sont les moyennes pondérées des sursaturations et des sous saturations aux différents niveaux. Les moyennes pondérées sont le résultat du quotient *TA* (avec A=différence entre les concentrations et la saturation en oxygène pondérée par le temps ; T=temps écoulé entre les deux points de croisement des courbes).

- Le déficit hypolimnique à l'origine mesure le défaut de réalimentation du lac en oxygène durant la période de mélange. Il est représenté par l'aire comprise entre la courbe des teneurs réelles et la courbe des teneurs théoriques de saturation divisée par l'épaisseur de l'hypolimnion (110 m) pendant la période de mélange, soit de janvier à mars suivant les années ;
- Le déficit hypolimnique maximal donne une idée de l'oxygénation de l'hypolimnion à l'époque la plus défavorable. Le calcul est identique au précédent mais il s'établit à la fin de la période de stratification thermique ;
- La consommation hypolimnique annuelle est la différence entre le déficit maximal et déficit à l'origine ;
- La consommation hypolimnique journalière consiste en la consommation annuelle divisée par le nombre de jours séparant deux campagnes de mesures.

Il faut souligner ici l'influence prépondérante qu'exercent les facteurs externes, notamment les aléas climatiques, sur le calcul des indices de sursaturation épi- et métalimnique et des sous saturations à 130 mètres. Les indices supérieurs sont influencés par les conditions d'ensoleillement et de températures favorables rencontrées au printemps et en été qui agissent directement sur la production primaire. Les indices des niveaux profonds quant à eux, dépendent de la qualité du brassage hivernal.

II.1.1. Indice de sursaturation moyenne

La sursaturation dans la couche trophogène est liée à l'activité photosynthétique des organismes phytoplanctoniques. Le calcul d'une sursaturation moyenne permet de suivre l'intensité du phénomène au cours du temps, une augmentation de l'indice constituant le signe d'une tendance à l'eutrophisation.

Grâce aux conditions météorologiques, la production primaire démarre dès le début du mois de mars avec, pour conséquence, une augmentation des concentrations en oxygène dissous et l'apparition d'une sursaturation en surface le 11 mars.

La sursaturation maximale en oxygène dissous, qui apparaît en été dans l'épilimnion entre 2 et 10 m de profondeur depuis 1998, laisse supposer une modification des distributions verticales des espèces de phytoplancton en lien avec l'amélioration de la transparence.

L'indice de sursaturation maximal reste assez comparable à celui mesuré à 2 m de profondeur (Figure 26). Après être passé par des valeurs s'élevant à 3 $mgO_2.L^{-1}$ en 2007 et 2008, l'indice de sursaturation poursuit la série des valeurs autour de 2 $mgO_2.L^{-1}$ observée depuis 2009 avec 2,1 $mgO_2.L^{-1}$ en 2015. Le sens général d'évolution de cet indice depuis 1981 n'est pas fondamentalement modifié et reste relativement stable autour d'une valeur moyenne de 2,3 $mgO_2.L^{-1}$.

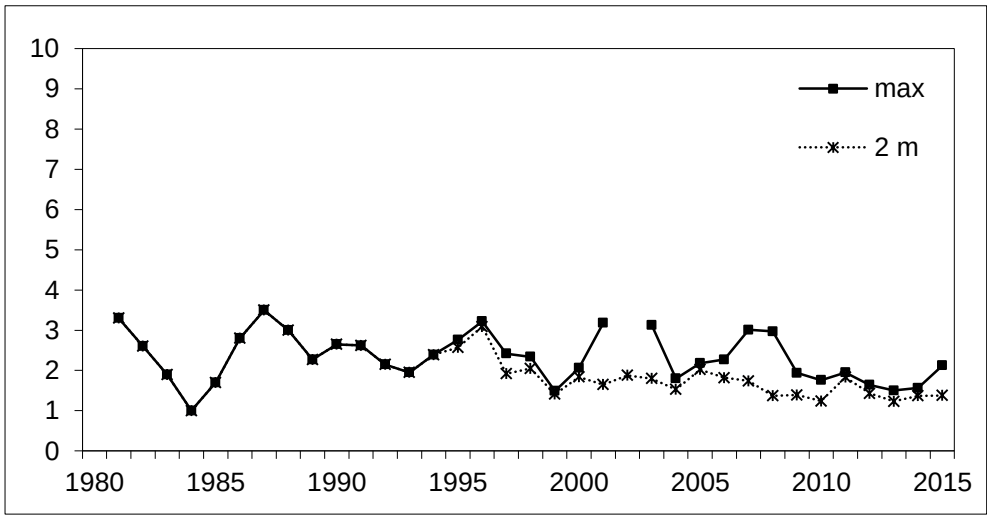


Figure 26 Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène ($mgO_2.L^{-1}$) à 2 m et maximum de sur saturation au point B de 1981 à 2015

II.1.2. Indices de sous saturation moyenne

Métalimnion

En 2015, la sous saturation moyenne annuelle en oxygène dissous entre 18 et 25 mètres de profondeur s'élève à 4,4 $mgO_2.L^{-1}$. Après une valeur mesurée à 6,1 $mgO_2.L^{-1}$ en 2008, qui apparaissait parmi les plus élevées de la série de données (Figure 27), nous observons une sous saturation en 2015 qui reste proche de la moyenne de la chronique (4,6 $mgO_2.L^{-1}$). Par rapport aux années précédentes, la sous saturation en 2015 s'apparente à celle de 2014 ou 2009 et ne montre pas de dégradation de ce paramètre.

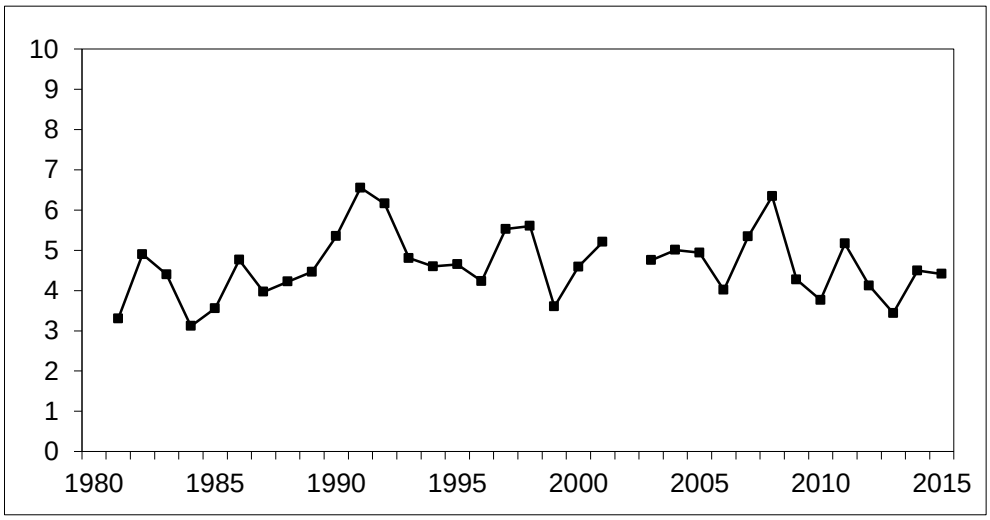


Figure 27 Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène ($mgO_2.L^{-1}$) entre 16 et 32 m de profondeur au point B de 1981 à 2015

Sous saturation moyenne à 130 mètres

De 1985 à 2015, le suivi de la concentration en oxygène dissous à 130 mètres (Figure 28) permet de visualiser la variabilité des oxygénations hivernales dans la zone profonde et la relation entre leur intensité et les teneurs mesurées en fin de stratification thermique.

Après cinq années successives (2009-2013) qui montrent des réoxygénations hivernales complètes (70 à 80 % de la saturation) puis 2014 qui présente un brassage incomplet de la colonne (50% de la saturation à la fin de la période de circulation des eaux), l'année 2015 retrouve une réoxygénation quasiment complète avec une saturation en oxygène dissous qui s'élève au maximum à 78% le 10 mars. La concentration minimale en fin d'année avec 4,2 $mgO_2.L^{-1}$ soit 34% de la saturation est logiquement plus élevée que celle de 2014 (3,1 $mgO_2.L^{-1}$; 25%).

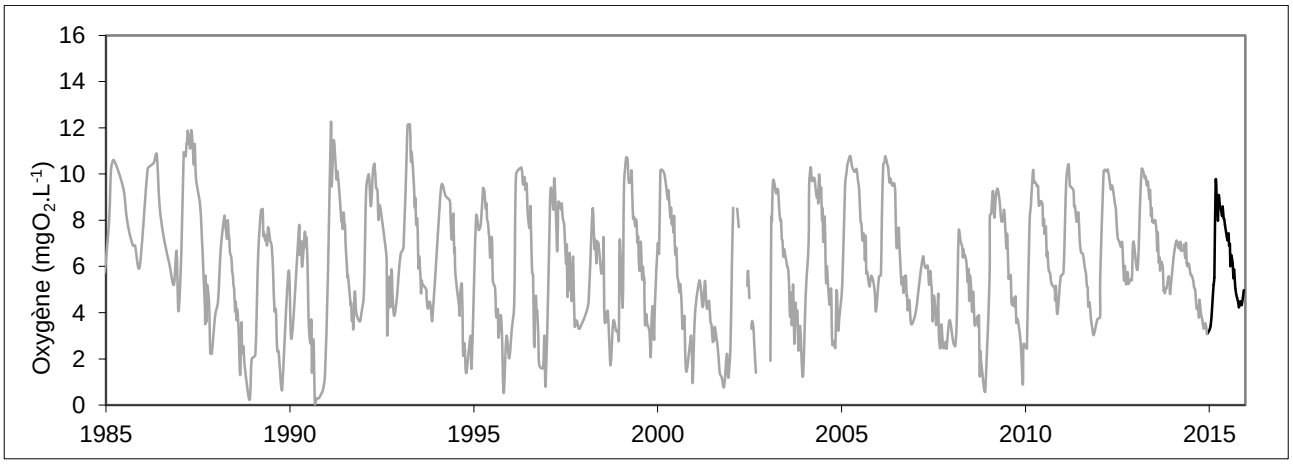


Figure 28 Evolution des teneurs en oxygène en $mgO_2.L^{-1}$ à 130 mètres de profondeur au point B de 1985 à 2015

Les niveaux de sous saturation à 130 m dépendent de l'intensité de la minéralisation donc des quantités de matière organique à dégrader et de l'intensité de la réoxygénation hivernale du précédent

brassage. Une augmentation régulière de l'indice constitue un signe de dégradation aggravant le relargage du phosphore contenu dans les sédiments.

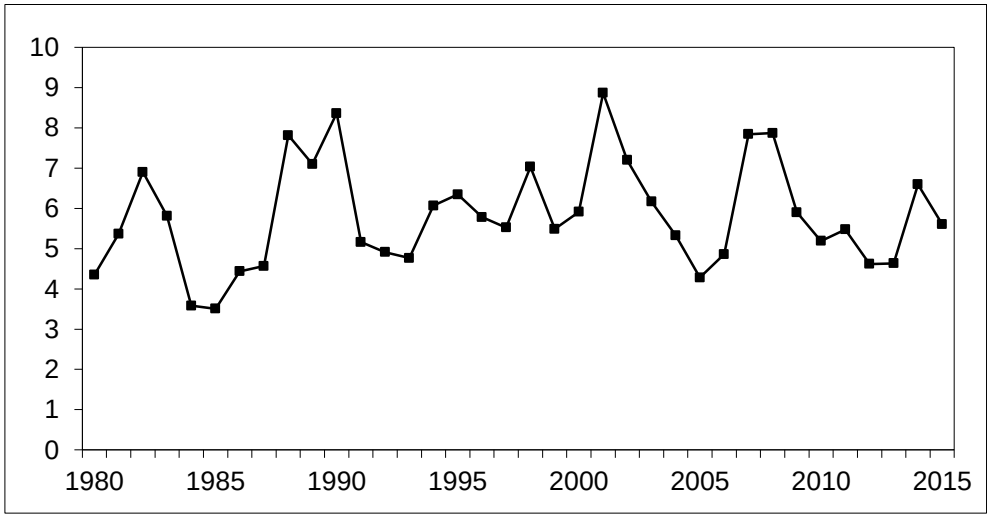


Figure 29 Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène ($mg.L^{-1}$) à 130 mètres au point B de 1981 à 2015

L'indice de sous saturation à 130 m de l'année 2015, égal à 5,6 $mgO_2.L^{-1}$, retrouve des valeurs comparables à 2009, 2011 et reste cohérent avec le sens d'évolution déjà constaté dans les années précédentes. Il faut noter que l'évolution de cet indice paraît également et logiquement gouvernée par l'intensité du mélange hivernal. On remarque dans cette chronique, que les niveaux de sous saturation les plus élevés correspondent aux années caractérisées par une mauvaise réoxygénation de la zone profonde (1990, 2001…). Il y a, en effet, une relation inverse entre la valeur de la sous saturation et le maximum d'oxygénation atteint à la fin de la période de mélange hivernale.

Globalement, nous constatons de fortes variations interannuelles (de 3,5 à 8,9 $mgO_2.L^{-1}$) qui fluctuent autour d'une valeur moyenne à 5,8 $mgO_2.L^{-1}$.

II.1.3. Déficits et consommations hypolimniques

Dans le cadre du suivi, on considère que les consommations en oxygène sont d'autant plus élevées que la minéralisation est importante. Ces indices permettent, en partie, de s'affranchir de la qualité de la réoxygénation hivernale qui influence la valeur de la sous saturation moyenne en oxygène à 130 mètres (Tableau VI).

Tableau VI Oxygène hypolimnique au point B de 2007 à 2015 – déficits et consommations

		Moy 2003 - 2015	2009	2010	2011	2012	2013	2014	**2015**
Déficit à l'origine	$mgO_2.L^{-1}$	2,3	2,8	2,2	1,7	2,1	2,0	3,0	**2,2**
Déficit maximum	$mgO_2.L^{-1}$	5,4	5,7	4,8	5,3	4,8	4,6	5,7	**4,9**
Consommation hypolimnique annuelle	$mgO_2.L^{-1}$	3,2	3,0	2,7	3,6	2,7	2,6	2,8	**2,7**
Consommation hypolimnique journalière	$mgO_2.m^{-3}j^{-1}$	12,8	11,0	11,2	14,1	12,4	9,9	9,8	**10,4**

Les déficits en oxygène dissous calculés en début et en fin de stratification thermique sont légèrement inférieurs à ceux de 2014 en relation avec la réoxygénation hivernale plus efficace et retrouve des niveaux de 2013 et 2012.

Mais, les consommations hypolimniques annuelles et journalières restent proches des moyennes mesurées les années précédentes et s'élèvent respectivement à 2,7 $mgO_2.L^{-1}$ et 10,4 $mgO_2.m^{-3}.j^{-1}$.

Les distributions des consommations en oxygène dissous annuelles et journalières depuis 1984 ne permettent pas de dégager de tendance nette mais marquent une très légère diminution depuis l'année 2000. Ces indices demeurent à des niveaux qui peuvent être considérés comme modérés.

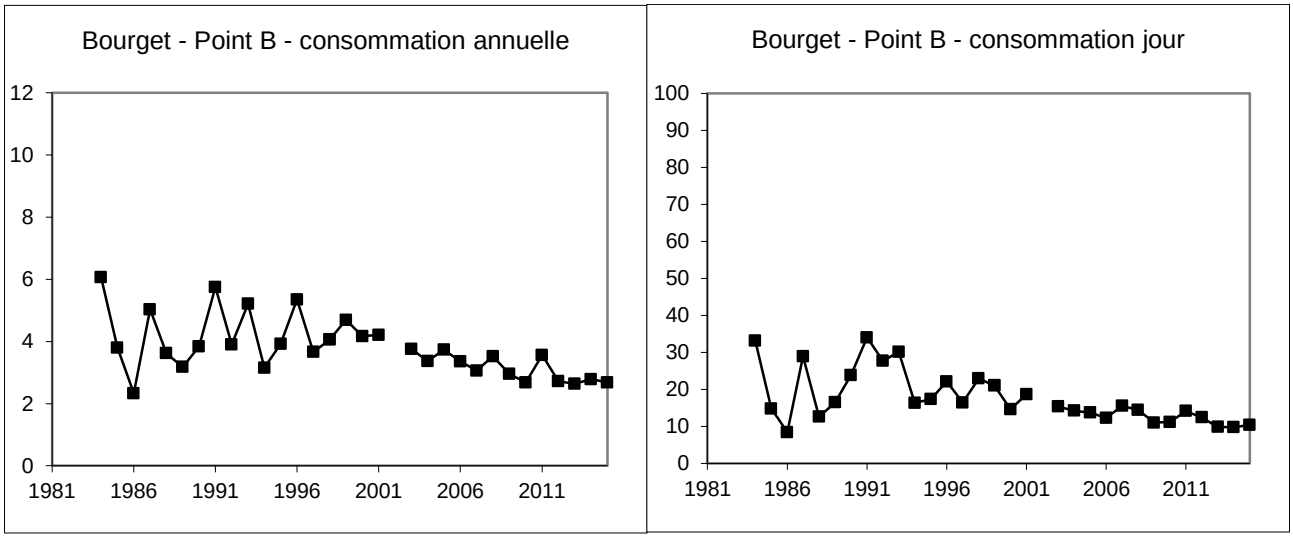


Figure 30 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle et journalière au point B de 1984 à 2015 ($mgO_2.L^{-1}$) et ($mgO_2.m^{-3}j^{-1}$)

II.2. Transparence

La valeur annuelle retenue est la moyenne des mesures pondérées par l'écart entre les campagnes. Dans le calcul de la moyenne (CEMAGREF, 1983) nous ne prenons en compte que les valeurs situées à l'intérieur de la période où la transparence passe sous la valeur de 5 m pour la première fois de l'année et où elle remonte au-dessus de 5 m pour la dernière fois. Nous nous affranchissons ainsi de la période hivernale.

La transparence estivale pour l'année 2015, égale à 6,4 mètres, retrouve une valeur proche de 2012. Cette dernière s'inscrit dans le sens général d'évolution de ce paramètre constaté les années précédentes. Depuis 1981, les valeurs indiquent une augmentation de la transparence estivale (≈ de 3,0 à 6,0 m) soit une nette amélioration.

La Figure 31 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).

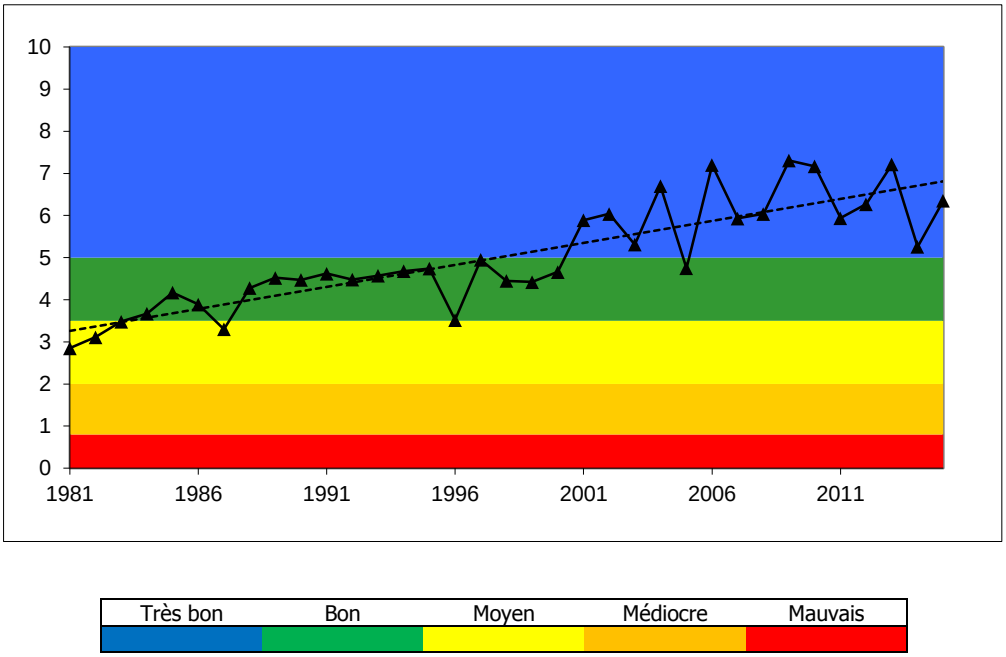


Figure 31 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2015 ; comparaison avec les classes de qualité.

II.3. Teneurs en nutriments

Ces indices calculés au moment du brassage hivernal représentent les réserves maximales du lac en nutriments lorsque la consommation est minimale, la distribution des nutriments quasi-homogène et l'homothermie totale. 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 statu trophique à l'écosystème.

Comme indiqué plus haut, la phase de circulation des eaux pendant la période hivernale a été suffisante pour permettre une homogénéisation totale de la masse d'eau le 10 mars. 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 VII Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2008 et 2015

	unité	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	**2015**
NO_3^-	$mgN.L^{-1}$	0,59	0,53	0,56	0,48	0,62	0,64	0,61	**0,61**
NH_4^+	$mgN.L^{-1}$	0,002	0,002	0,001	0,003	0,002	0,002	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**
Ptot	$mgP.L^{-1}$	0,020	0,020	0,017	0,016	0,014	0,011	0,011	**0,010**
SiO_2	$mgSiO_2.L^{-1}$	3,10	3,17	3,07	3,12	3,30	3,42	3,43	**3,21**
COT	$mgC.L^{-1}$	2,11	2,11	1,90	1,93	1,85	1,96	1,64	**1,76**

II.3.1. Nitrate et azote minéral

La moyenne hivernale en azote nitrique calculée pour 2015, égale à 0,61 mgN.L^{-1}, montre une valeur comparable à celles des années précédentes (Figure 32). 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 (NO_3^-+ NH_4^+) est relativement stable autour d'une valeur moyenne de 0,59 mgN.L^{-1} et se situe, comme le montre la Figure 33, dans la classe de qualité "moyen".

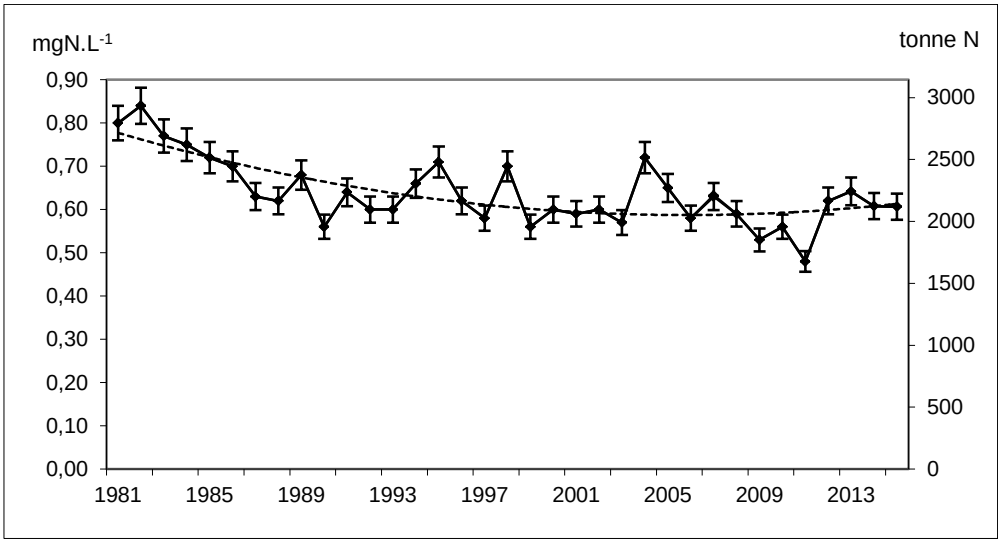


Figure 32 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L^{-1}) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2015

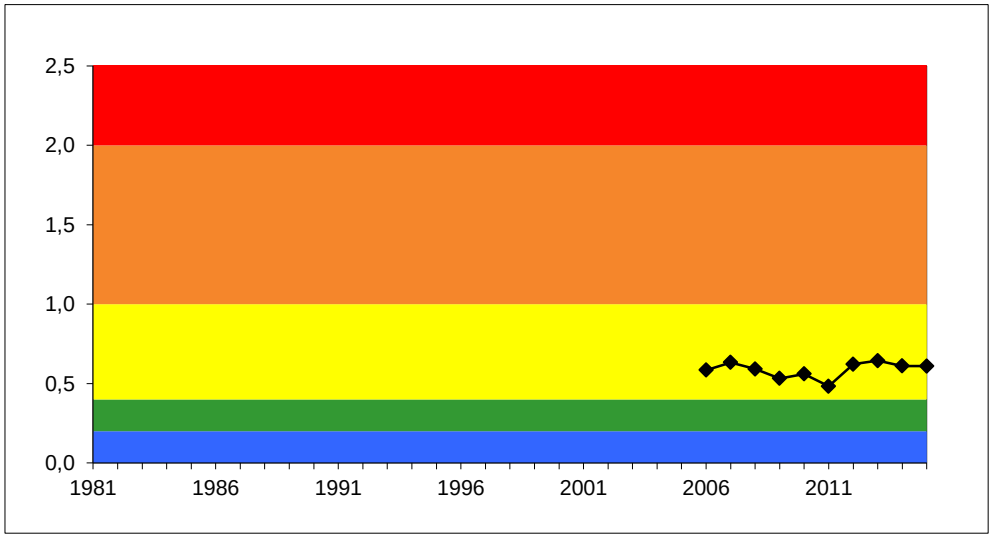


Figure 33 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L^{-1}) en azote minéral (NO_3^-+ NH_4^+) au point B de 2006 à 2015 ; comparaison avec les classes de qualité

II.3.2. Phosphore total et orthophosphates

Avec 6 µgP.L^{-1} en orthophosphate et 10 µgP.L^{-1} en phosphore total, les concentrations hivernales 2015 confirment la baisse du stock perçue en 2006 (Figure 34). Après une phase de diminution de la concentration moyenne hivernale de l'orthophosphate de 1981 à 1992 (de 120 à 45 µgP.L^{-1}), les valeurs passent sous les 40 µgP.L^{-1} de 1993 à 1997, puis sous les 30 µgP.L^{-1} de 1998 à 2005 et enfin sous les 20 µgP.L^{-1} depuis 2006. Depuis 2011, la concentration en orthophosphate est passée à 10 µgP.L^{-1} (Figure 34).

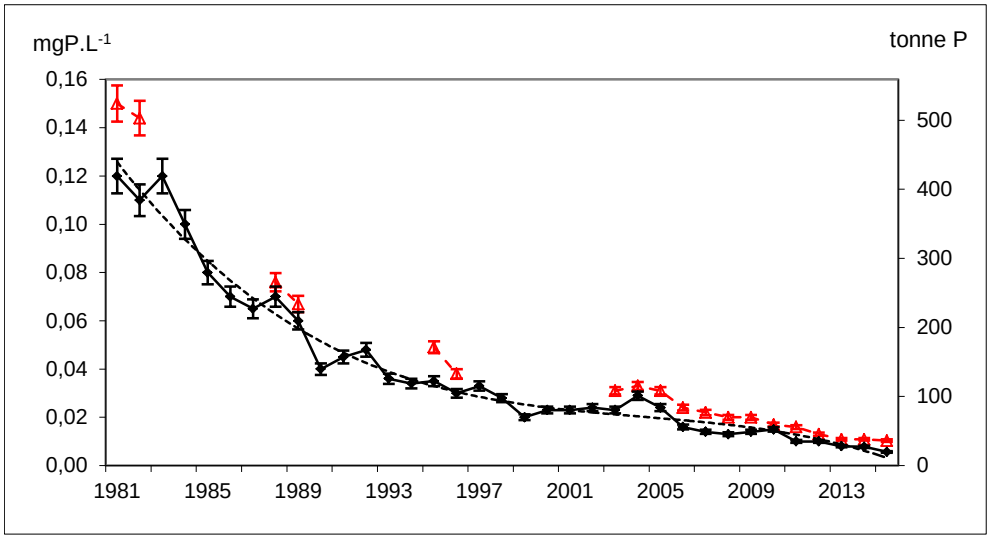


Figure 34 Evolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (—◆—) et du phosphore total (—△—) (mgP.L^{-1}) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2015

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 35).

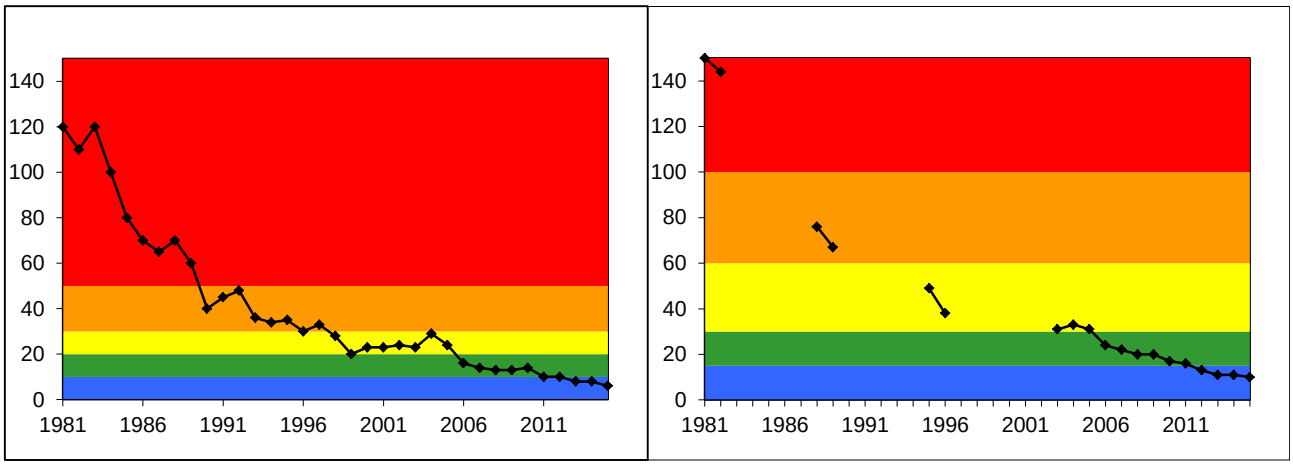
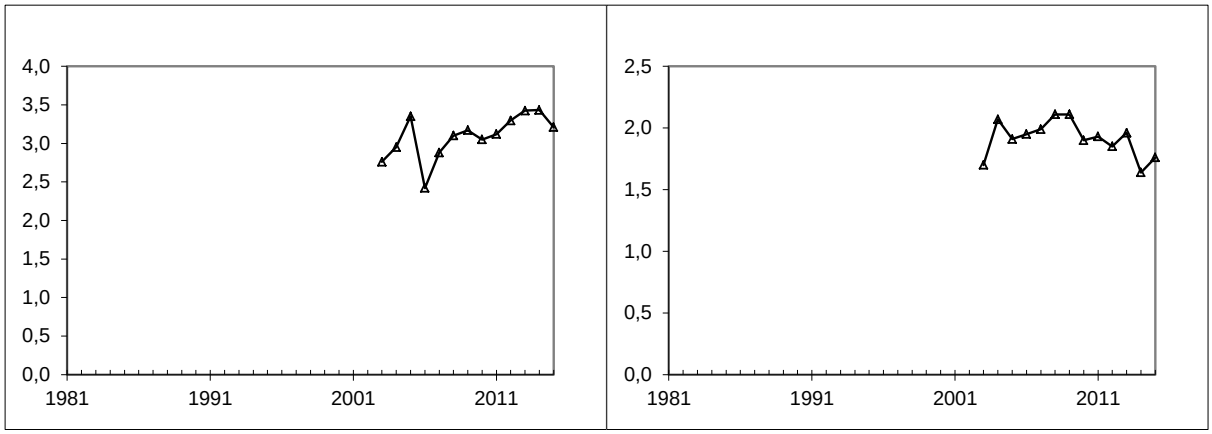


Figure 35 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L^{-1}) des orthophosphates —◆— et du phosphore total —△— ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2015

II.3.2. Silice et Carbone

Pour la silice réactive et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales, égales à 3,21 mgSiO_2.L^{-1} et 1,76 mgC.L^{-1} respectivement, restent du même ordre de grandeur que celles des années antérieures et proches des moyennes de 2003 à 2015 (3,09 mgSiO_2.L^{-1} et 1,91 mgC.L^{-1}).



a) b)

Figure 36 Evolution des concentrations moyennes hivernales a) de la silice réactive (mgSiO_2.L^{-1}) et b) du carbone organique total (mgC.L^{-1}) au point B de 2003 à 2015

ETUDE RELATIVE A LA CHLOROPHYLLE A

I. Dosage de la chlorophylle *a*

I.1. Echantillonnage et analyse

Nous avons effectué un échantillon moyen sur l'épaisseur 0-18 m en 2015 à l'aide d'une bouteille à prélèvement intégré, appelé « cloche Pelletier ». A partir de 2016, un nouvel outil sera utilisé, l'integrated Wtare Sampler » ou IWS (voir Annexe).

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 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'acquisition récente de l'IWS 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 sont ensuite filtrés sur papier Whatman GFC (1,2 µm). Le dosage de la chlorophylle est réalisé par le laboratoire de l'INRA à Thonon selon la méthode normalisée NFT 90-117 (methode de Laurenzen). La teneur en chlorophylle *a* de l'eau d'un lac est considérée comme un indice d'abondance du phytoplancton et de qualité trophique de l'écosystème. Cependant l'analyse de l'évolution de ce paramètre est 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 pics chlorophylliens. L'évolution des concentrations en 2015 ne révèle pas de période bien individualisée (Figure 1) mais nous pouvons toutefois définir quelques phases :

- La première correspond au développement printanier des diatomophycées, elle commence dès le mois de mars et se poursuit jusqu'à début mai. Les concentrations de chlorophylle *a* passent par des pics le 24 mars avec 3,8 µg.L^{-1} et le 22 avril avec 3,7 µg.L^{-1}. Ces valeurs sont moins importantes qu'en 2014 (6,8 µg.L^{-1}) ;
- Par rapport à 2014, la production démarre avec un léger retard. Cette augmentation de biomasse s'accompagne d'une évolution de la transparence (de 14,3 m le 25/02 à 7,8 m le 24/03).
- Une phase estivale correspondant à la croissance d'autres communautés phytoplanctoniques présente des concentrations autour d'une moyenne à 4,3 µg.L^{-1}
- Le 9 septembre, un petit pic de chlorophylle avec 5,3 µg.L^{-1}, concordant, en partie, avec la présence de cyanobactéries.

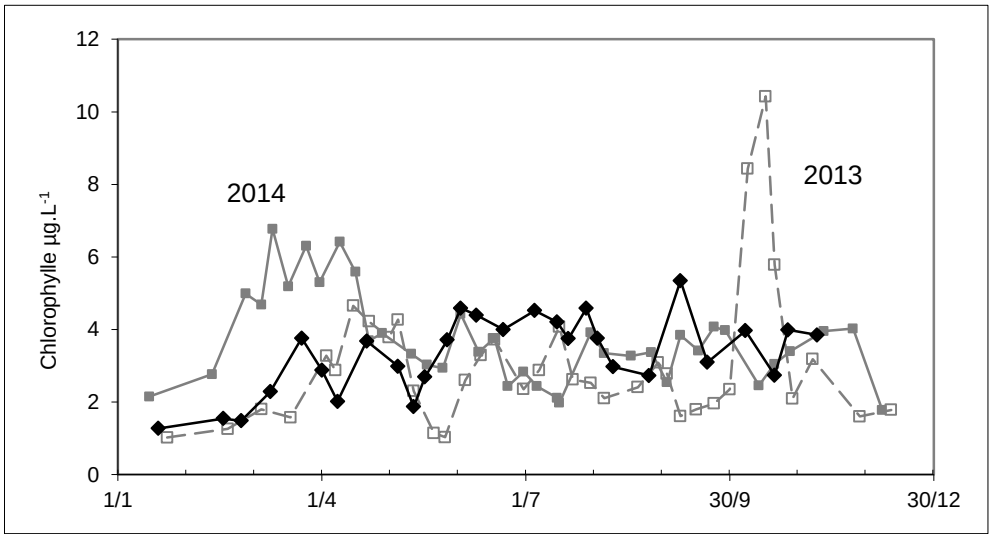


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle *a* (µg.L^{-1}) sur la couche trophogène 0–18 m, au point B ; comparaison 2013 (- - - □), 2014 (— ■) et 2015 (—◆—)

I.3. Evolution à long terme

Avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de 3,3 µg.L^{-1}, l'année 2015 reste dans la tendance de ces dernières années avec une concentration qui fluctue depuis 2009 autour d'une valeur moyenne à 3,3 µg.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 correspondent à des développements importants en cyanobactéries (6,3 µg.L^{-1} en 2007 et 7,0 µg.L^{-1} en 2008). Cependant, la tendance à la baisse perçuesur l'ensemble de la chronique traduit une évolution favorable de cet indice corroborée par l'évolution des concentrations maximales et estivales depuis 1987.

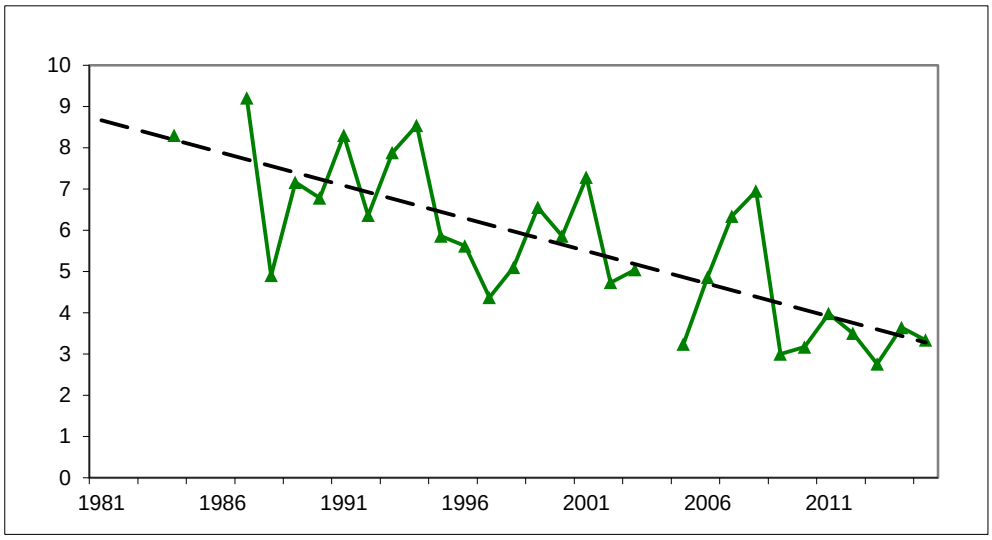


Figure 2 Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* (µg.L^{-1}) dans la couche 0-18 m au point B de 1981 à 2015

La Figure 3 ci-dessus illustre l'évolution interannuelle des différents indices pour la chlorophylle *a*. Par rapport aux classes de qualité, les indices évoluent de façon favorable. En 2015, la concentration maximale se situe dans la classe d'état "très bon" avec 5,3 µg.L^{-1} ; quant à la concentration estivale, elle se positionne à la limite des classes "bon" et "moyen" avec 3,9 µg.L^{-1}.

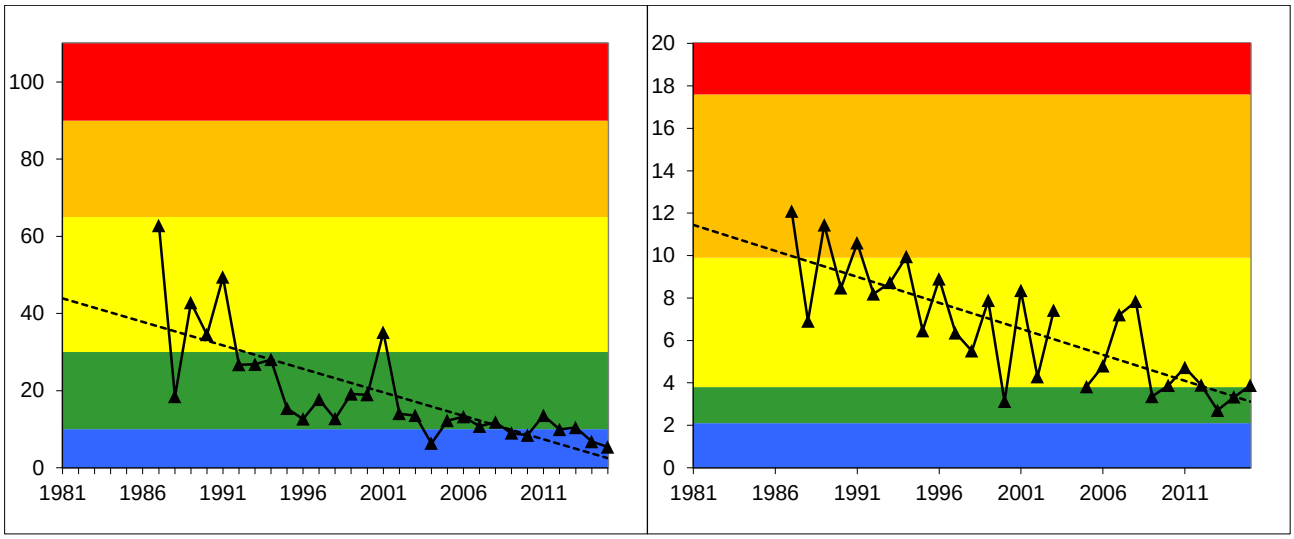


Figure 3 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des concentrations maximale annuelle et estivale en chlorophylle *a* (µg.L^{-1}) dans la couche 0-18 m au point B de 1981 à 2015

II. Etude des profils 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 18). 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

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

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

II.2 Distribution verticale des groupes algaux

Depuis la disparition des blooms de *Planktothrix Rubescens*, nous utilisons la sonde dans sa configuration "cryptophyte" pour identifier le groupe d'algues riche en phycoérythrine. En utilisant les profils obtenus avec la sonde fluorimétrique, nous pouvons apprécier la dynamique des différentes populations, illustrée par les figures ci-dessous. Elle est caractérisée par la succession de quatre phases :

- En hiver, les concentrations se situent autour de 1,0 µg eq. chl*a*.L^{-1} et sont réparties de façon homogènes de 0 à 40 m.
- Au printemps, les algues se stratifient dans la colonne d'eau en fonction de leurs besoins physiologiques (lumière, température, nutriments …). Les concentrations augmentent et passent par un maximum à la fin du mois de mai avec 6,1 eq. µgchl*a*.L^{-1} à une profondeur de 8 m.
- En été, avec la distribution verticale de la température et de la lumière, la biomasse se stratifie entre 5 et 14 m et présente des maxima avec 9,2 eq. µgchl*a*.L^{-1} à 9,5 m le 3 juin ; 7,2 eq. µgchl*a*.L^{-1} à 13,4 m le 16 juillet ; 8,1 eq. µgchl*a*.L^{-1} à 5,4 m le 9 septembre.
- En automne, avec l'érosion progressive de la thermocline, la biomasse se répartit de façon homogène, dans un premier temps, sur une épaisseur de 0 à 23 m avec une valeur moyenne de 3,7 eq. µgchl*a*.L^{-1}. Puis, la poursuite du refroidissement des eaux de surface et la

disparition du gradient thermique entraînent progressivement une homogénéisation de la couche d'eau superficielle vers les couches profondes se répercutant sur la distribution verticale des algues. Associé à la diminution de la production, les concentrations de la biomasse algale diminuent autour de 2,4 eq. µgchl*a*.L^{-1} et se répartissent sur une épaisseur de 34 m le 14 décembre.

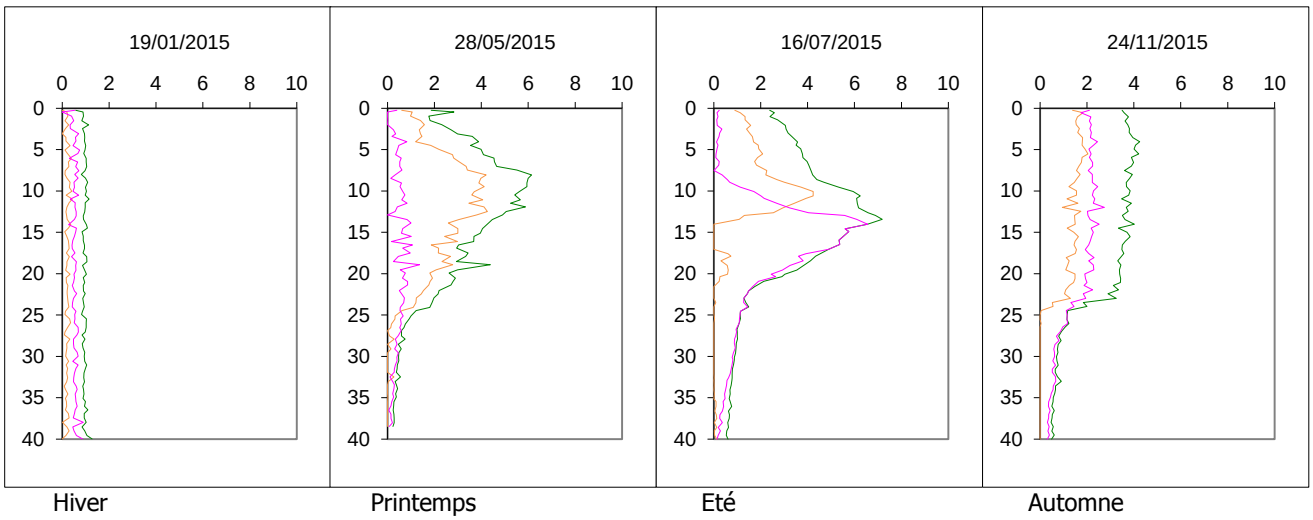


Figure 4 Distribution saisonnière des concentrations en chlorophylle totale (——), "diatomées" (——) et "cryptophycées" (——) (µg eq. chl*a*.L^{-1}) au point B en 2015

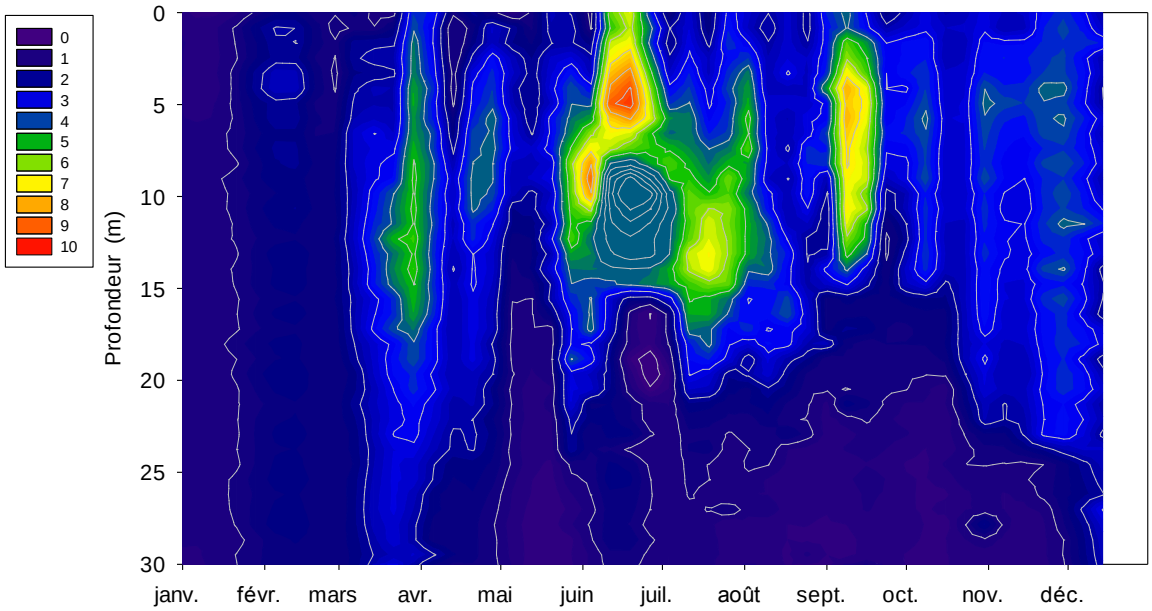


Figure 5 Evolution de la concentration en chlorophylle totale (eq. µgchl*a*.L^{-1}) entre 0 et 30 m dans le Lac du Bourget au point B en 2015

II.3 Evolution saisonnière

Pour étudier l'évolution saisonnière de la biomasse phytoplanctonique à partir des profils de sonde fluorimétrique, chacun d'entre eux est intégré sur une couche d'eau d'une épaisseur correspondant à la couche trophogène (0-18 m) dans laquelle se développent la plus grande partie des algues.

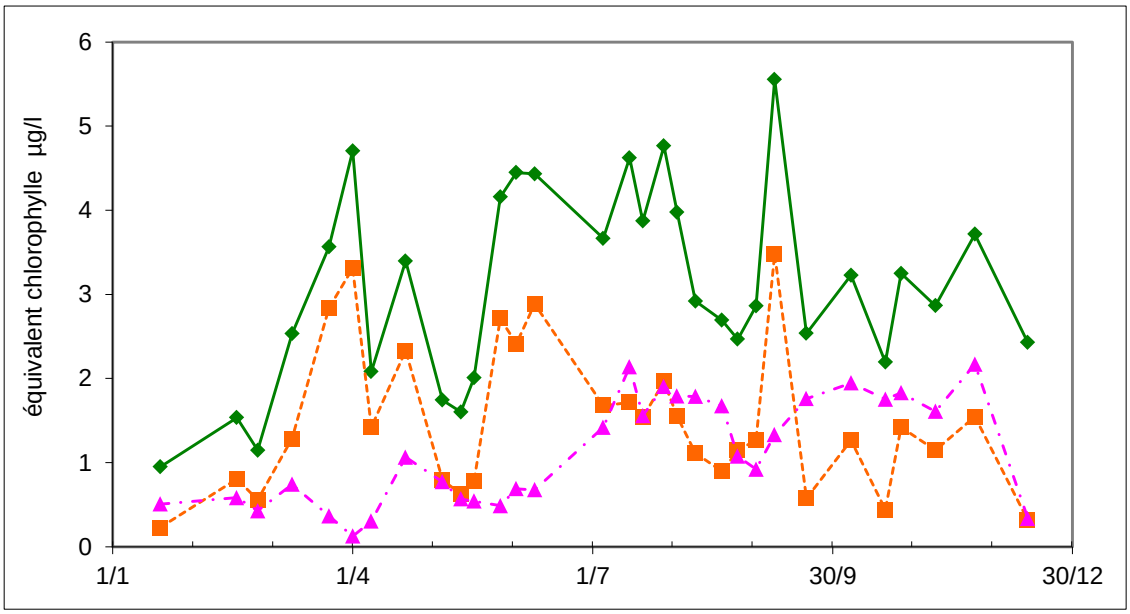


Figure 6 Evolution des concentrations moyennes en chlorophylle totale (—◆—), "diatomées" (- -■- -) et "cryptophycées" (—▲- -—) (µg eq. chla.L^{-1}) dans la couche 0-18 m au point B en 2015

La Figure ci-dessus montre les différentes phases de production de biomasse phytoplanctonique et les "groupes" algaux qui y participent. Nous retrouvons en particulier :

- Le premier pic printanier qui démarre au mois de mars (de 1,1 eq. µgchl*a*.L^{-1} le 25/02 à 4,7 eq. µgchl*a*.L^{-1} le 2/04) correspond au développement des diatomées avec des conséquences sur la transparence et sur les consommations de nutriment.
- Après la phase printanière, suit une petite phase des eaux claires, la concentration passe sous les 2 eq. µgchl*a*.L^{-1} (transparence autour de 10 mètres).
- Pendant la période estivale les concentrations se situent en moyenne autour de 3,8 eq. µgchl*a*.L^{-1}.
- En fin d'année, la biomasse algale se maintient autour de 2,9 eq. µgchl*a*.L^{-1} grâce, en partie, aux conditions météorologiques favorables (température et insolation).

En comparant les dosages sur l'échantillon intégré prélevé à l'aide de la bouteille Pelletier et l'intégration du profil réalisé à partir de la sonde BBE, nous observons que les variations saisonnières restent très comparables (Figure 7).

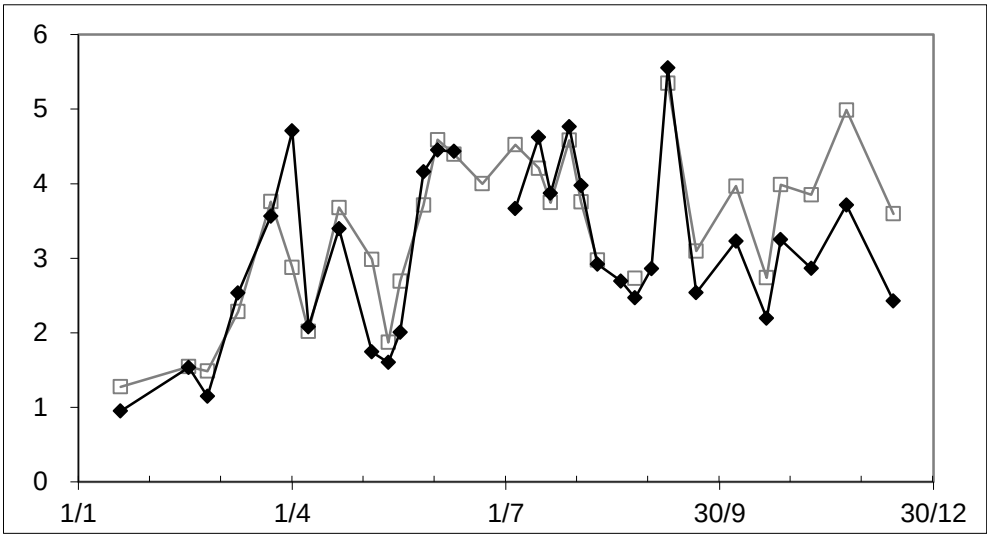


Figure 7 Comparaison de la concentration en biomasse algale (eq. µgchl*a*.L^{-1}) issue du prélèvement avec la bouteille Pelletier (— □ —) et de la sonde BBE (—◆—) dans la couche 0-18 m au point B en 2015

La comparaison faite également à différentes profondeurs discrétes tout le long de l'année est aussi probante comme indiqué ci-dessous (n=86, r=0.87, p<0,001).

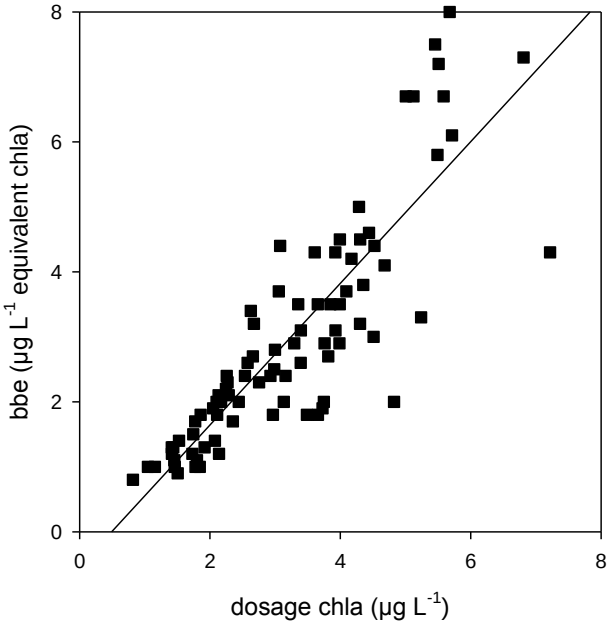


Figure 8 Comparaison de la concentration en biomasse algale (µg eq. chl*a*.L^{-1}) issue du prélèvement avec la bouteille Pelletier (— □ —) et de la sonde BBE (—◆—) aux profondeurs 2, 10, 15 et 20 m

ETUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. Méthodologie

En 2015, 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 un appareil intégrateur breveté développé par (Pelletier & Orand 1978). 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 collecteur du phytoplancton

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

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

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

II. Résultats

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2015

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 2015. Les phases principales suivantes peuvent être observées :

- Une phase hivernale et printanière, avec des biomasses faibles (19/01, 09/04), dominée par les diatomées centriques.
- Un pic printanier de biomasse dominé par les Chrysophycées (6/05).
- La phase des eaux claires est difficile à situer, voire inexistante cette année.
- Une phase estivale (18/05 au 26/08). Cette période relativement longue présente une dynamique atypique par rapport aux années précédentes. On y observe en effet une alternance de dominance entre les chlorophycées (18/05), les diatomées (3/06), les cyanobactéries (22/06), puis à nouveau par les diatomées (21/07) et enfin les chlorophycées (3/08). C'est pendant cette période que la biomasse maximale de l'année est atteinte (le 22/06 avec 3258 µg/L).
- Une phase automnale dominée par les cyanobactéries (21/09 au 8/10).
- Enfin une phase hivernale (27/10 au 14/12) avec des biomasses plus faibles et dominé par les cryptophycées, les cyanobactéries et les diatomées.

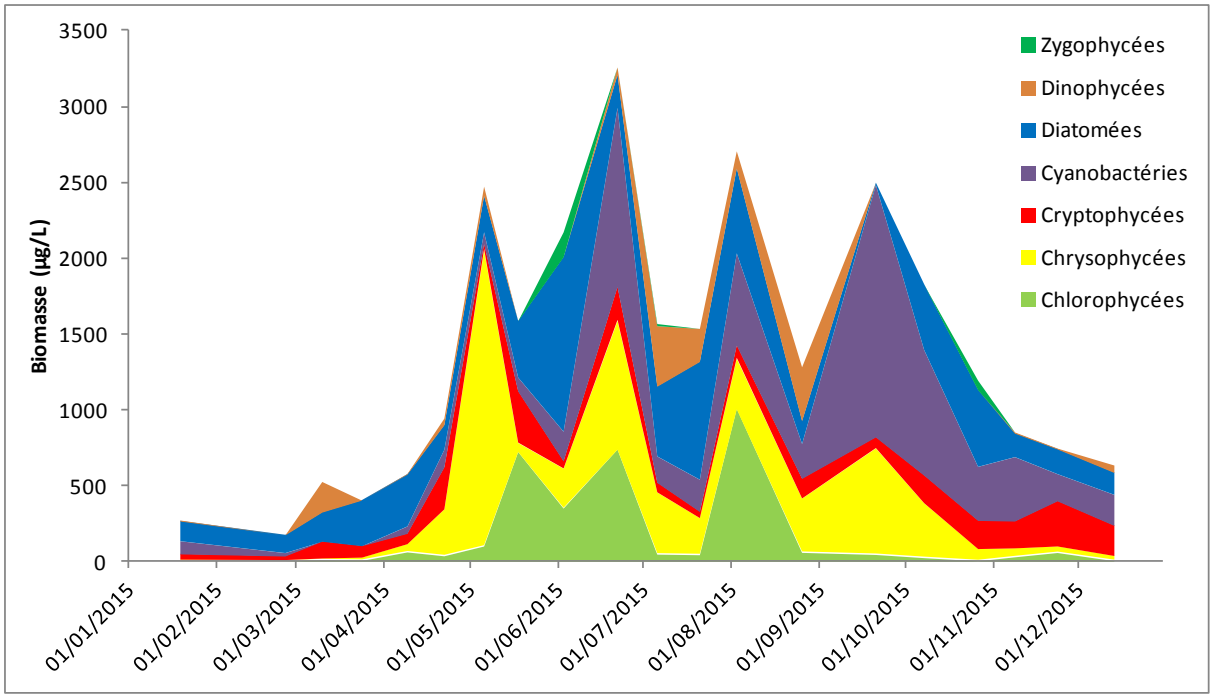


Figure 1 Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2015

II.1.2. Evolution des espèces dominantes

La Figure 2 ci-après illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2015 (10 taxons présentant la biomasse annuelle la plus élevée).

- Pendant la phase hivernale (19/01, 09/04), ce sont des diatomées centriques (*Cyclotella costei*) et des diatomées pennées qui dominent le compartiment phytoplanctonique. Les petites

centriques (comme *Cyclotella costei)* sont typiques de cette saison et sont adaptées aux faibles luminosités et aux eaux brassées. Au contraire la présence de biomasses importantes de *Fragilaria crotonensis* indique que le milieu est faiblement brassé, puisqu'il s'agit d'une espèce plutôt adaptée aux milieux stratifiés.

- Le pic printanier (6/05) est dominé par plusieurs espèces de *Dinobryon (D. divergens, D. sociale* et ses variétés), ce qui est assez inhabituel. Habituellement, on observe avant l'été et avant la phase des eaux claires depuis 2009, plutôt un pic de diatomées centriques. La dominance de chrysophycées et de *Dinobryon* est plutôt attendue après la phase des eaux claires et pendant l'été. Ces taxons mixotrophes sont indicateurs de milieux oligotrophes (Padisak et al. 2009).
- La phase estivale présente une dynamique difficile à interpréter. On note cependant la présence de taxons tels qu'*Eudorina elegans,* une chlorophycée adaptée aux fortes luminosités et aux milieux riches en nutriments. D'autre part, la présence de biomasses importantes de *Fragilaria crotonensis* indique que le milieu est bien stratifié. On remarque aussi la présence tout au long de cette période estivale d'*Aphanizomenon flos-aquae* espèce capable de se développer dans des couches d'eau profondes (15 m) au niveau du métalimnion et ainsi de profiter de la présence de concentrations plus élevées de phosphore dans la couche voisine, l'hypolimnion.
- La phase automnale (21/09 au 8/10) est caractérisée par la dominance d'une cyanobactérie: *Aphanocapsa planctonica*. Il s'agit d'une espèce formant des colonies mucilagineuses, qui est adaptée aux eaux plutôt stratifiées et aux eaux riches en nutriments (Reynolds et al. 2002). Elle est accompagnée de *Dinobryon divergens,* chrysophycée adaptée aux eaux pauvres en nutriments. La présence de ces espèces aux écologies différentes, indique que la colonne d'eau offre des niches écologiques très différentes avec la profondeur : eaux pauvres en nutriments en surface, plus riches dans le métalimnion.
- En fin d'année (27/10 au 14/12), les biomasses diminuent et des espèces telles que *Aphanizomenon flos-aquae* et *Aphanocapsa delicatissima* (cyanobactéries), *Cryptomonas sp*. et *Plagioselmis lacustris* (cryptophycées) dominent le compartiment algal.

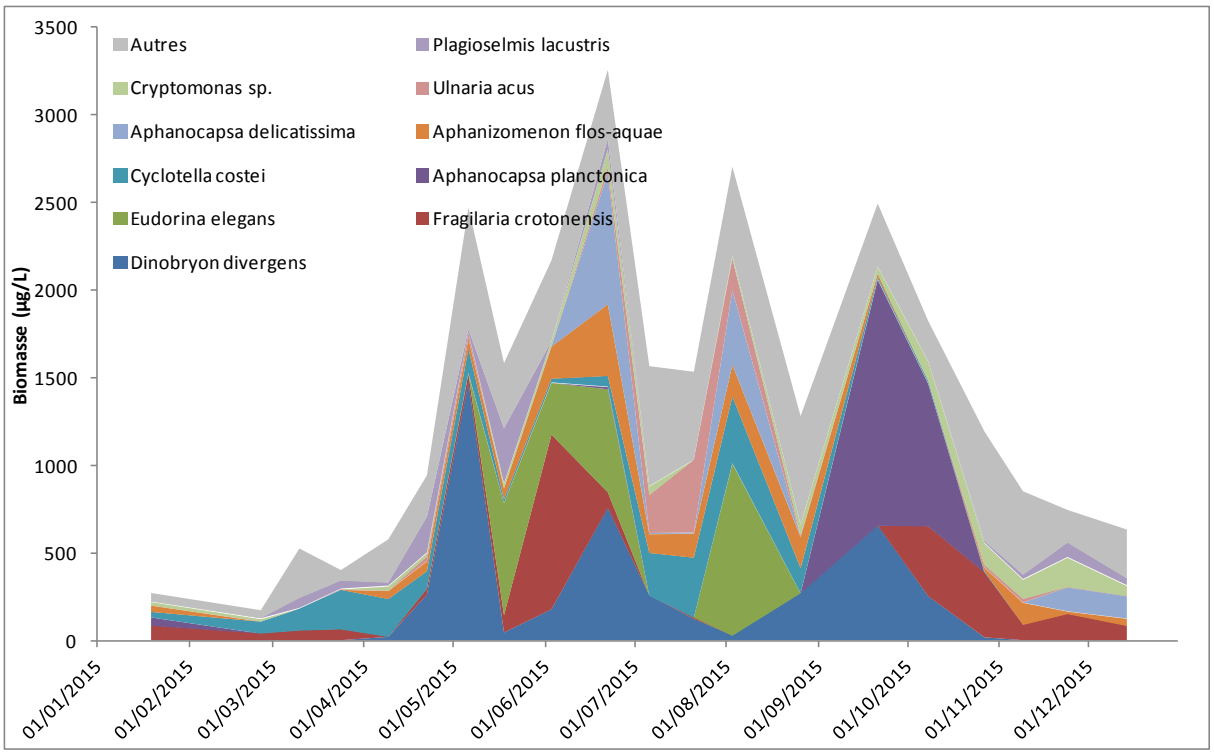


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2015

II.1.3. Evolution du micro et nanophytoplancton

La Figure 3 ci-dessous présente la dynamique saisonnière des classes de taille du phytoplancton. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10 000 µm^3, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm^3. On observe que le microphytoplancton est largement majoritaire toute l'année sauf entre 24/03 et le 9/10 (période semblable à 2014).

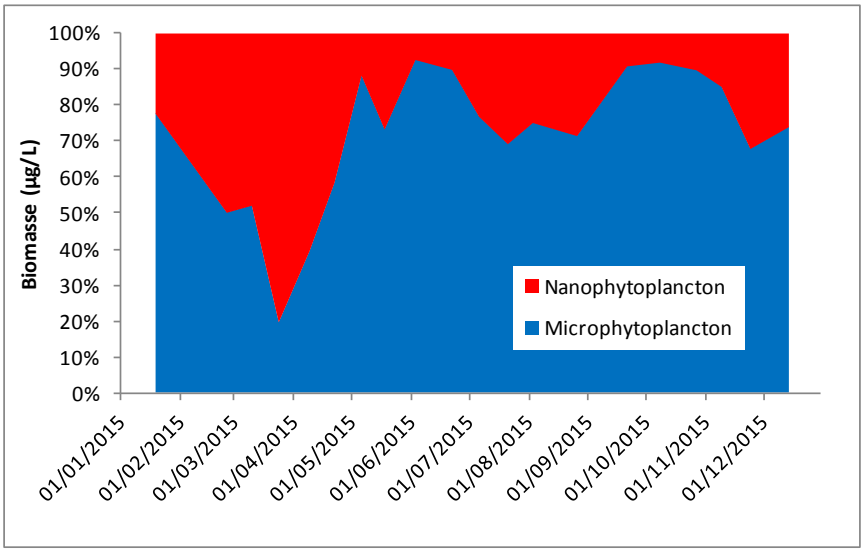


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2015

II.1.4. Evolution des groupes fonctionnels

A partir de la structure des assemblages de phytoplancton d'eau douce, Reynolds et al. (2002) ont regroupé les différentes espèces selon leurs caractéristiques écologiques propres. Ainsi, un groupe fonctionnel correspond à un ensemble d'espèces ayant la même écologie. Ces groupes rassemblent des taxons vivant par exemple dans les mêmes niveaux trophiques, les mêmes turbulences ou les mêmes étages limniques et permettent de mieux apprécier les facteurs influençant le phytoplancton et la qualité du lac. La Figure 4 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 (19/01 au 9/04), c'est le groupe fonctionnel P qui présente les biomasses les plus élevées Il s'agit de taxons se développant dans les épilimnions eutrophes, tolérant les luminosités douces. Ce groupe fonctionnel est accompagné des groupes K et Lm, qui regroupent des espèces sensibles à la dé-stratification (*Ceratium hirundinella, Aphanocapsa* spp.*, Aphanothece* spp.).

- Le pic printanier de biomasse (6/05) est dominé par le groupe fonctionnel E (*Dinobryon* spp.), qui regroupe des espèces mixotrophes, se développant dans des milieux oligotrophes.

- Pendant la période estivale (18/05 au 26/08), on observe une alternance de plusieurs groupes fonctionnels, dont la dynamique est difficile à interpréter. Ces groupes fonctionnels sont les suivants (par ordre de biomasse décroissante):

- D espèce indicatrices de milieux de faibles profondeurs, riches et turbides (*Ulnaria* spp.*, Nitzschia* spp.*)* qui indiquent l'influence des crues sur le compartiment algal pélagique

- P espèces caractéristiques d'épilimnions eutrophes (*Fragilaria crotonensis)*

- K espèces sensibles à la dé-stratification (*Aphanocapsa spp.*)

- H1 espèces sensibles à la dé-stratification, se développant dans le métalimnion (15 m), (*Aphanizomenon flos-aquae*)

- E Espèces mixotrophes, indicatrices de milieux oligotrophes (*Dinobryon spp.*)

- G espèces tolérant les fortes intensités lumineuses préférant les eaux riches en nutriments (*Eudorina elegans)*

La présence de ces différents groupes fonctionnels indique la présence au cours de l'été de plusieurs niches écologiques bien différentes. Celles-ci sont liées à une stratification des eaux (eaux pauvres en nutriments en surface, et plus riches vers 10-15 m) et à l'influence de crues amenant des taxons du groupe D jusqu'en zone pélagique.

- La phase automnale (21/09 au 8/10) est dominée par le groupe K, rassemblant les taxons sensibles à la dé-stratification et préférant les milieux riches en nutriments (*Aphanocapsa* spp.*, Aphanothece* spp.).

- Enfin la phase hivernale (27/10 au 14/12) est caractérisée par le groupe Y, rassemblant des espèces phagotrophes et tolérant les faibles luminosités.

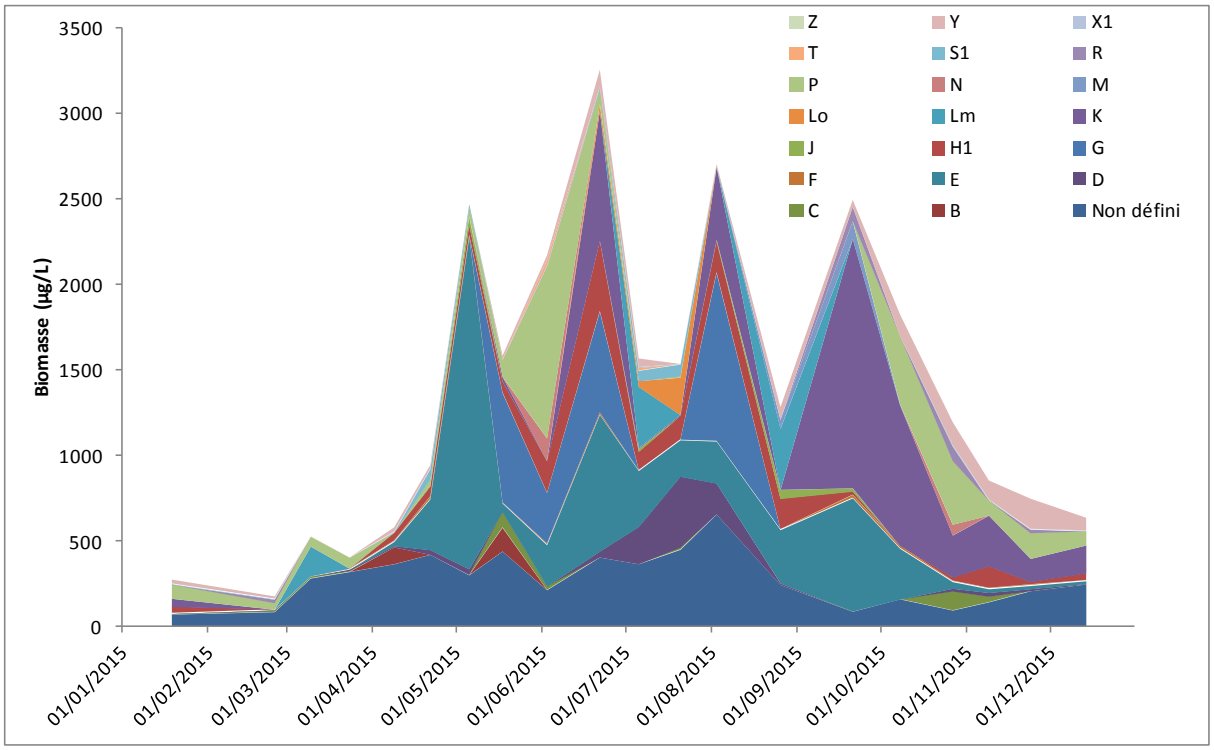


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, non classé correspond aux taxons non classés par Reynolds et al. (2002)) dans le Lac du Bourget en 2015

II.2 Evolution interannuelle

II.2.1. Evolution des classes algales

La Figure 5 présente l'évolution interannuelle des classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, 1981, 1985). Le biovolume total algal augmente progressivement de 1995 à 2008. Par contre, les années de 2009 à 2015 présentent des biomasses nettement plus faibles. Entre 2006 et 2010, celle-ci est divisée par presque 4. 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 1995 à 2015

	1995	1996	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	**2015**
Biomasse annuelle (µg/l)	1767	2532	2940	3384	4346	4121	3842	1417	1088	1093	1337	684	1566	**1360**

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. Depuis 2009 la biomasse de cette classe algale est stable. En 2015, la proportion des cyanobactéries par rapport aux années 2010-2015 (période post-bloom à *Planktothrix rubescens*) est la plus élevée, avec 25% de la biomasse annuelle représentée par des cyanobactéries. Il s'agit de cyanobactéries mucilagineuses non-toxiques pour la plupart (*Aphanocapsa spp.*), une faible proportion (au maximum 4% de la biomasse le 21/09/15) est représentée par *Microcystis aeruginosa* et par *Aphanizomenon flos-aquae* (au maximum 12% de la biomasse le 22/06/15) qui sont potentiellement toxiques.

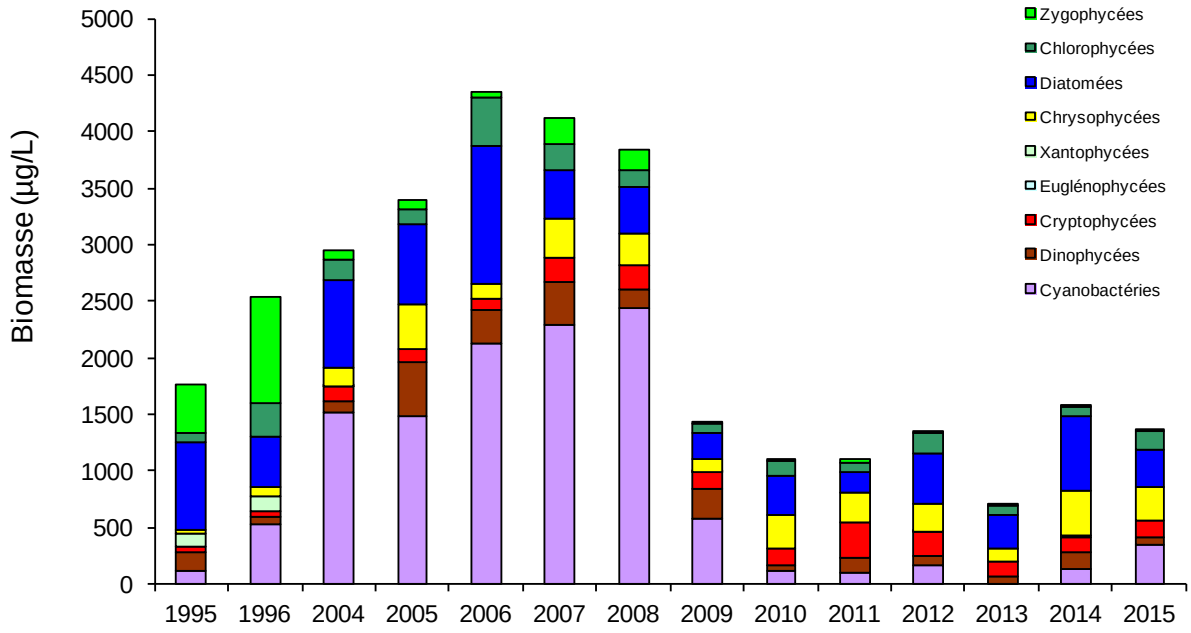


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

II.2.2. Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2015. 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.

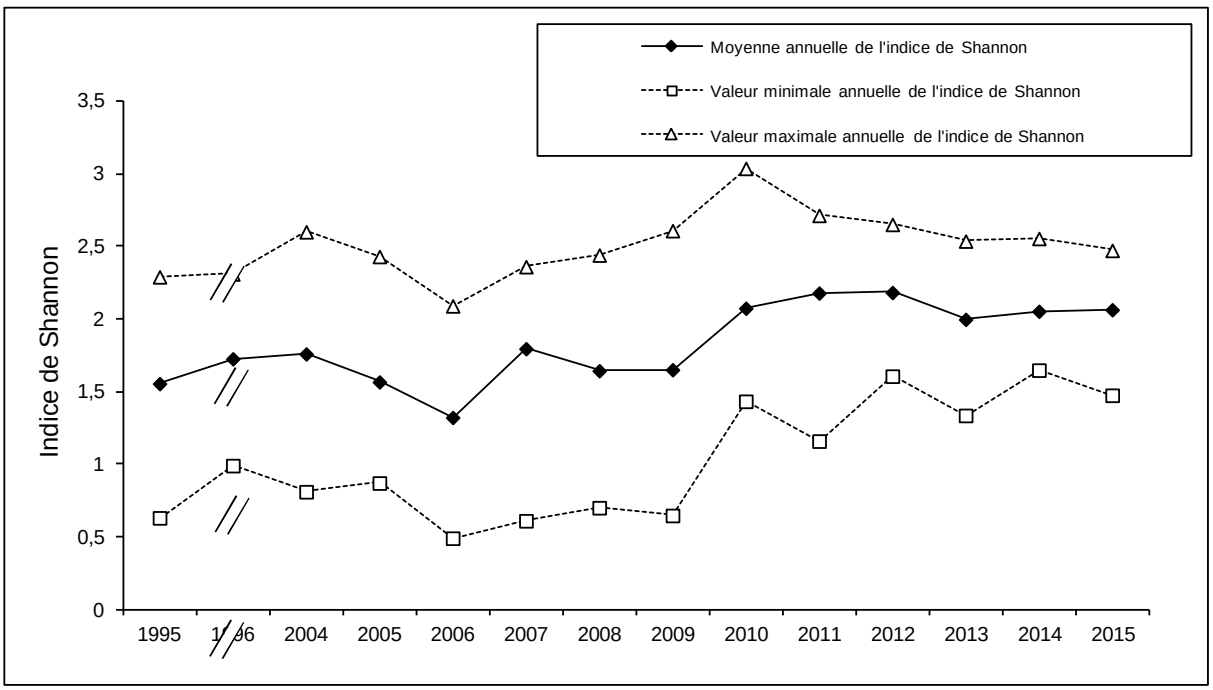


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon

L'année 2015 présente une diversité moyenne proche de celles rencontrées depuis 2010. En effet, depuis 2010, la diversité est plus forte que dans la période 2004-2008, puisque pendant ces années, le

compartiment phytoplanctonique présentait de fortes abondances de *Planktothrix rubescens* et de *Mougeotia* spp. (Vincon-Leite et al. 1998, Jacquet et al. 2005) ce qui faisait chuter la diversité algale.

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.

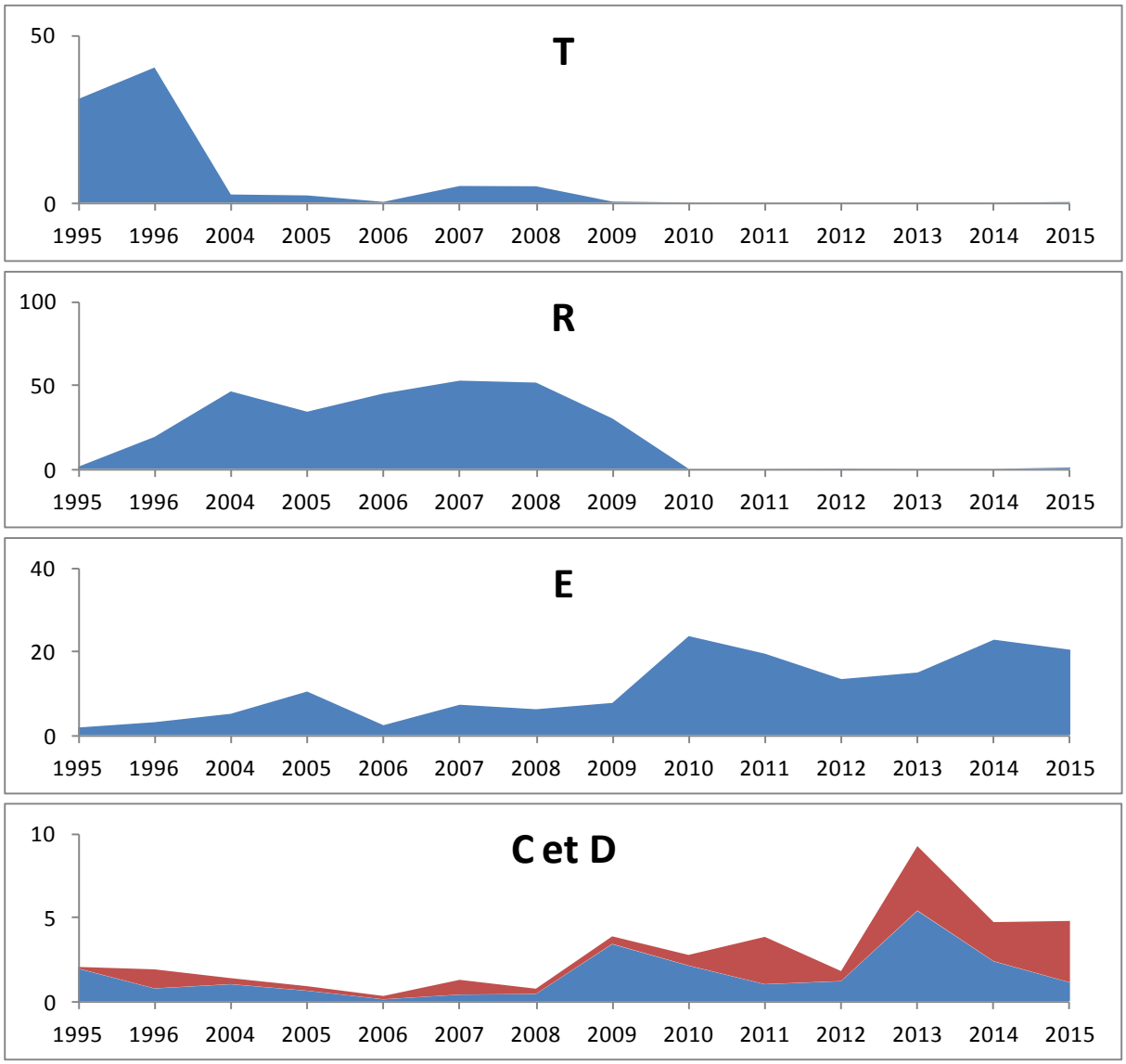


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) exprimée en % de biomasse

Tout comme présenté dans les rapports précédents, trois phases peuvent être identifiées sur la chronique 1995–2015 :

- 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.
- 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.
- De la même façon, les groupes C et D présentent une nette augmentation de leur proportion relative depuis 2009. 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	≤5 µg.L^{-1}	ultra-oligotrophe	6 (valeur max)
5	5–8 µg.L^{-1}	oligotrophe	5
4	8–15 µg.L^{-1}	oligo-mesotrophe	4
3	15–30 µg.L^{-1}	méso/faiblement eutrophe	3
2	30–60 µg.L^{-1}	eutrophe	2
1	>60 µg.L^{-1}	hypertrophe	1 (valeur min)

La valeur d'indice de 2015 est équivalente à celle des années 2012-2014. On note cependant que les valeurs d'indice restent inférieures à la période ou *Planktothrix rubescens* présentait des biomasses importantes. En effet, *Planktothrix rubescens* est considéré par cet indice, comme indicateur de milieux méso/faiblement eutrophe à oligotrophes (ce qui relevait la note).

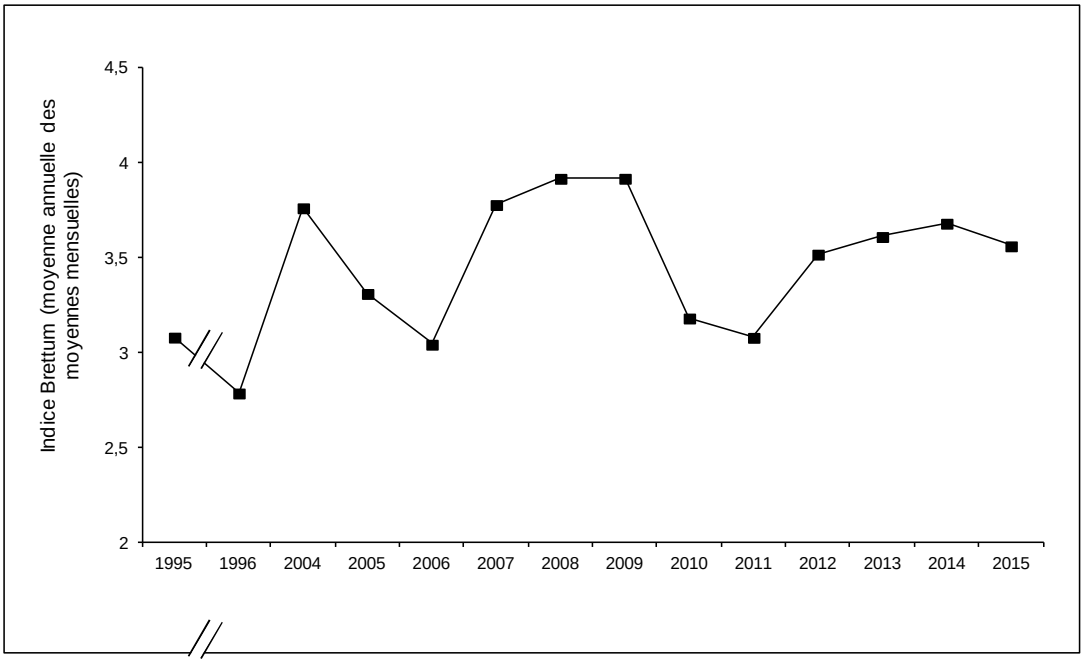


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

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 2015, 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)

	1995	1996	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	**2015**
Micro-plancton	66,2	73,1	89,9	90,1	81,0	91,4	90,2	83,5	74,9	62,4	56.9	70,5	72,3	**79,5**
Nano-plancton	33,8	26,9	10,1	9,9	19,0	8,6	9,8	16,5	25,1	37,6	43.1	29,5	27,7	**20,5**

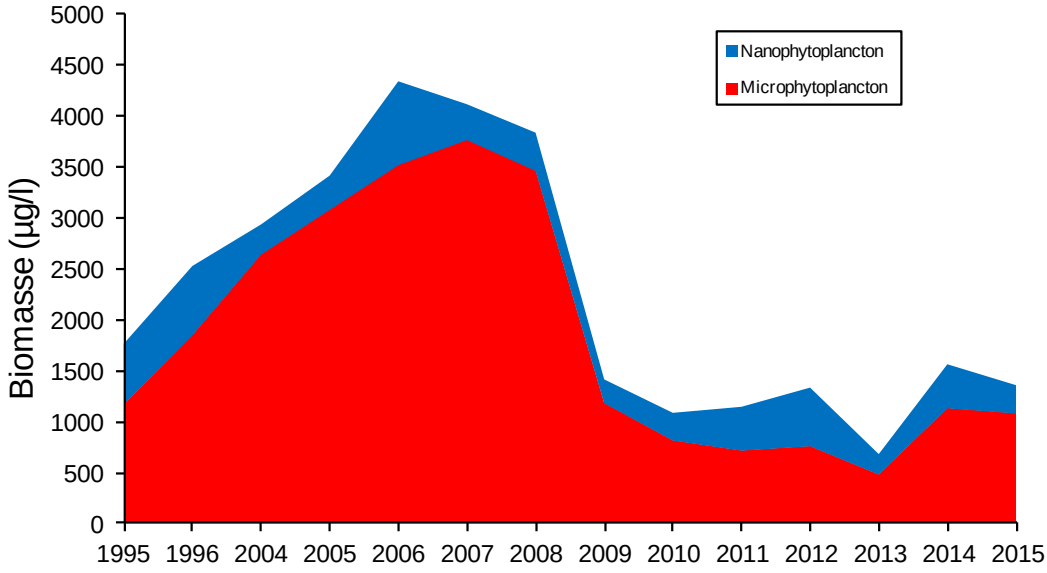


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques

On observe une augmentation progressive du compartiment microphytoplanctonique de 1995 à 2008, puis une chute entre 2008 et 2009 (et qui est principalement le fait de la disparition de *Planktothrix rubescens*). La baisse de la proportion en microphytoplancton se confirme de 2009 à 2012. A partir de 2013 jusqu'en 2015 il y a une augmentation progressive de la proportion en microphytoplancton.

II.2.6. L'IPlac

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

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

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

Tableau III Seuils des classes définis pour l'IPLAC

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

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

campagne par « saison » est requise dans le protocole alors que le suivi du Bourget comprend entre 19 et 22 campganes annuels pour la détermination phytoplanctonique et plus de 30 pour la mesure de la chlorophylle *a*. Ces différences sont à noter car elles pourraient apporter des divergences dans les résultats mais n'empèchent pas la réalisation des calculs d'IPLAC sur les années considérées du lac (2004 à 2015).

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.

Tableau IV Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2015

Année	IPLAC	Classe d'état IPLAC
2004	0.67	Bon
2005	0.62	Bon
2006	0.55	Moyen
2007	0.63	Bon
2008	0.54	Moyen
2009	0.64	Bon
2010	0.63	Bon
2011	0.63	Bon
2012	0.62	Bon
2013	0.65	Bon
2014	0.62	Bon
2015	0.57	Moyen

L'état écologique du plan d'eau varie sur la période 2004 à 2015 de 0,54 à 0,67 soit d'un état moyen à bon suivant les années. Les valeurs sont toutefois toujours assez proches de la limite de classe du bon état (0,60) comme l'illustre la

Figure 80 ci-dessous. Cette dernière permet de mieux visualiser l'évolution de l'indice et de ses métriques constitutives au cours du temps. Au cours de ces onze dernières années, le lac du Bourget est plutôt classé en bon état par la communauté algale au travers de l'IPLAC, l'indice fluctuant très légèrement autour de 0,60. Il n'y pas de tendance nette à l'amélioration ou à la dégradation de 2004 à 2015.

En regardant plus dans le détail les données, la Métrique de Biomasse Algale (MBA) contribue systématiquement à tirer l'indice vers le bas avec des valeurs dans l'état moyen (0,40 à 0,60) voire médiocre (0,20 à 0,40) ce qui a été le cas en 2007 et 2008. En moyenne la MBA est de 0,45 au cours de la période d'étude. La plus faible valeur a été observée en 2008 avec 0,20. 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 0,68 de 2004 à 2015. Depuis 2013 une légère décroissance de cette métrique s'observe, ce qui impacte directement l'indice IPLAC. En 2015, s'y ajoute une légère baisse de la MBA, c'est-à-dire une légère augmentation des teneurs en chlorophylle-*a*, ce qui amplifie un peu la baisse de l'IPLAC.

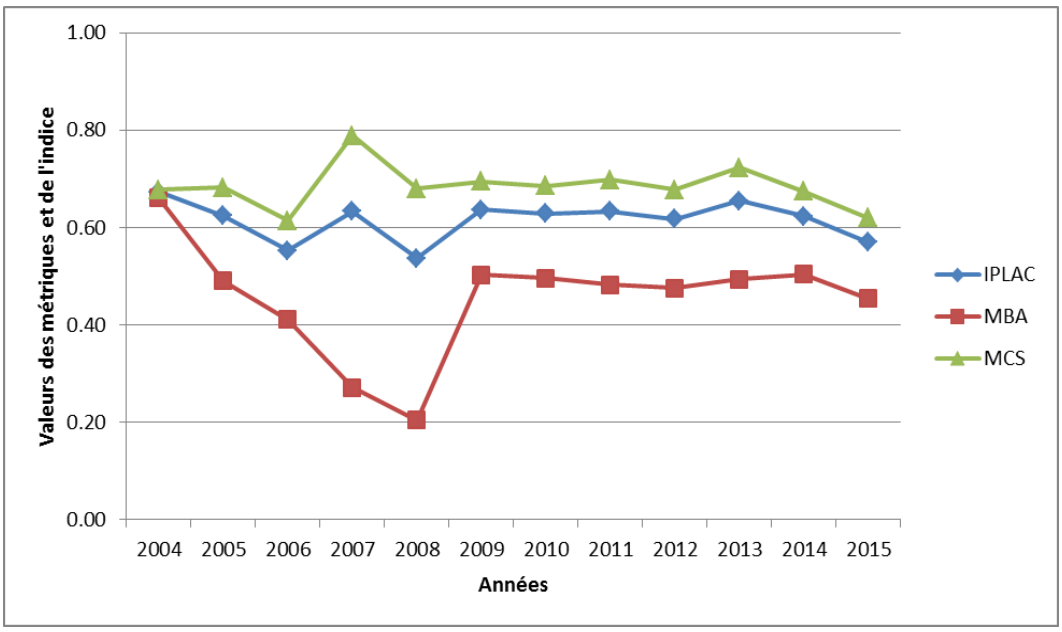


Figure 80 Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2015 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale)

Globalement, l'IPLAC et ses 2 métriques, après une période plus perturbée de 2004 à 2009, sont restés très stables de 2009 à 2015. La légère décroissance observée depuis 2013 n'est pas alarmante mais sera à suivre avec attention dans les années à venir. Une baisse plus prononcée serait le signe d'une dégradation de l'état écologique du plan d'eau évalué par la communauté algale. En 2015, c'est XXX qui a attiré l'indice vers le bas.

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 10). Des biomasses record avaient même été enregistrées en 2008. Mais depuis l'été 2009, les biomasses sont très faibles. Depuis 2010, seuls quelques rares filaments sont observés au microscope pendant les analyses. Jacquet et al (2014) ont expliqué la raison du déclin de cette cyanobactérie.

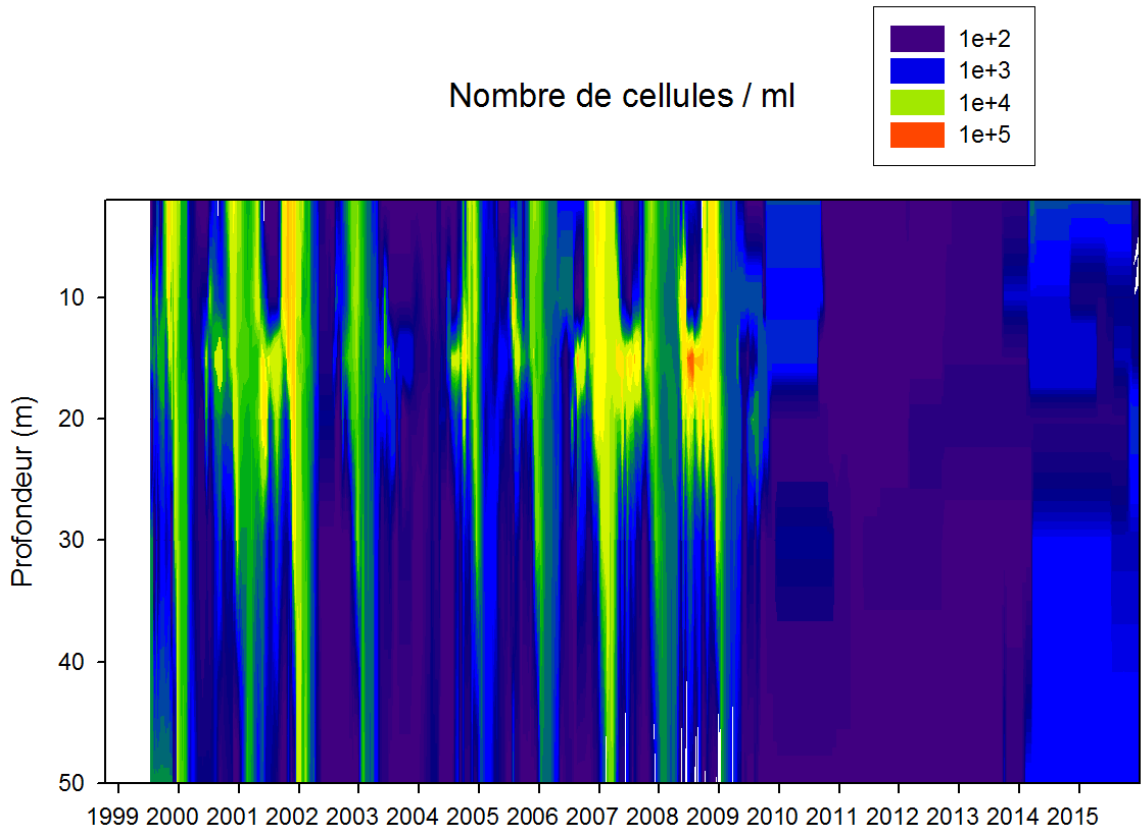


Figure 10 Evolution de la concentration cellulaire de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2015 en fonction de la profondeur

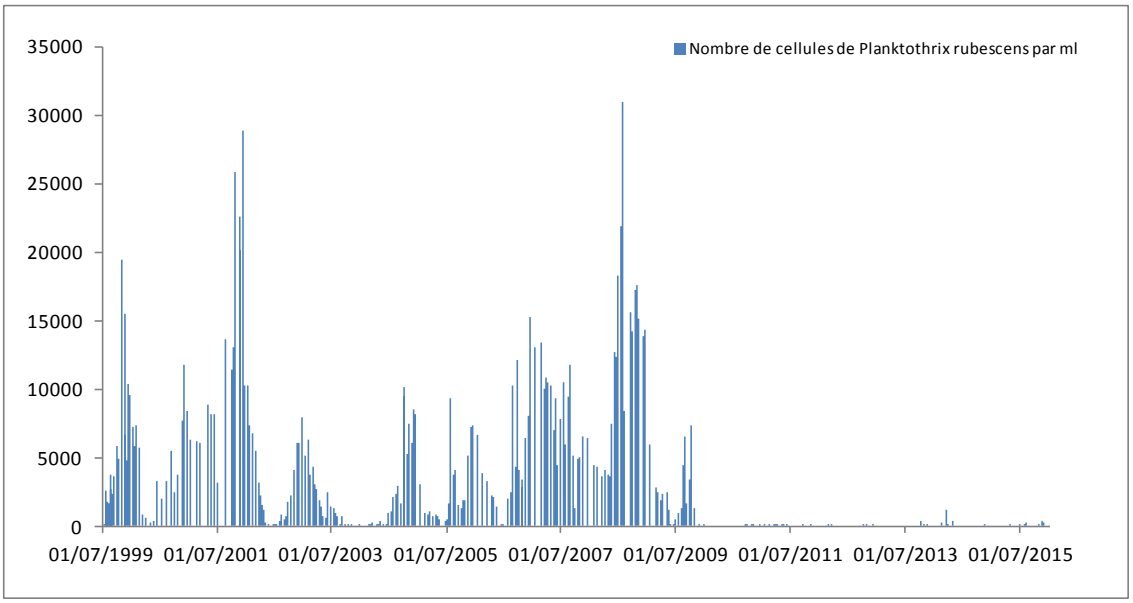


Figure 11 Evolution de la concentration cellulaire moyenne sur la profondeur 2-50 m de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2015

D'autres cyanobactéries toxiques sont régulièrement observées. Il s'agit d'*Aphanizomenon flos-aquae* et *Microcystis aeruginosa.* Leurs dynamiques sont présentées aux Figures 12 et 13. Tout comme en 2014, *Microcystis aeruginosa* s'est développée en fin d'été, début d'automne, en 2015. Les biomasses observées aux différentes profondeurs ont toutefois été beaucoup plus plus faibles qu'en 2014, et aucun bloom de surface n'a été observé lors des prélèvements effectués au milieu du lac. Les nombres de cellules

n'ont jamais dépassé les seuils d'alerte (10 000 cellules / ml). Si cette cyanobactérie n'a donc pas posé de problème en 2015, 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 innoculum présent dans la colonne d'eau.

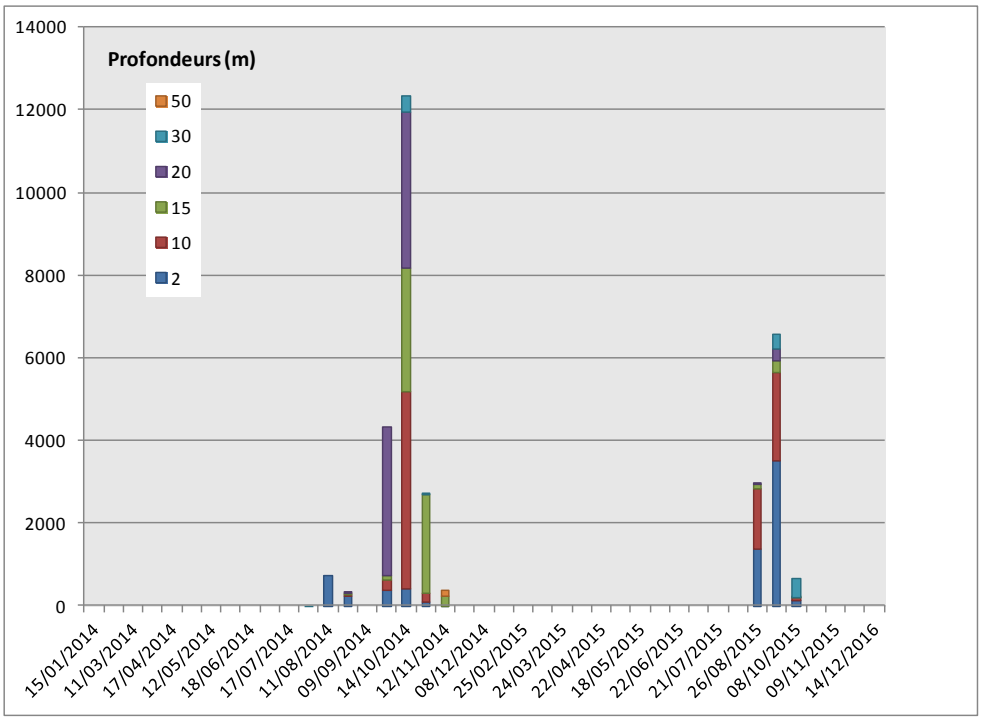


Figure 12 Evolution de la concentration cellulaire de *Microcystis aeruginosa* en 2014 et 2015 sur les profondeurs 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

Aphanizomenon flos-aquae est suivie depuis 2012. Cette cyanobcatérie 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 présente 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 répartion vers nos lattitudes (dans des lacs tempérés froids) s'étend et qu'elle répond favorablement au changement climatique (Cirés & Ballot 2016).

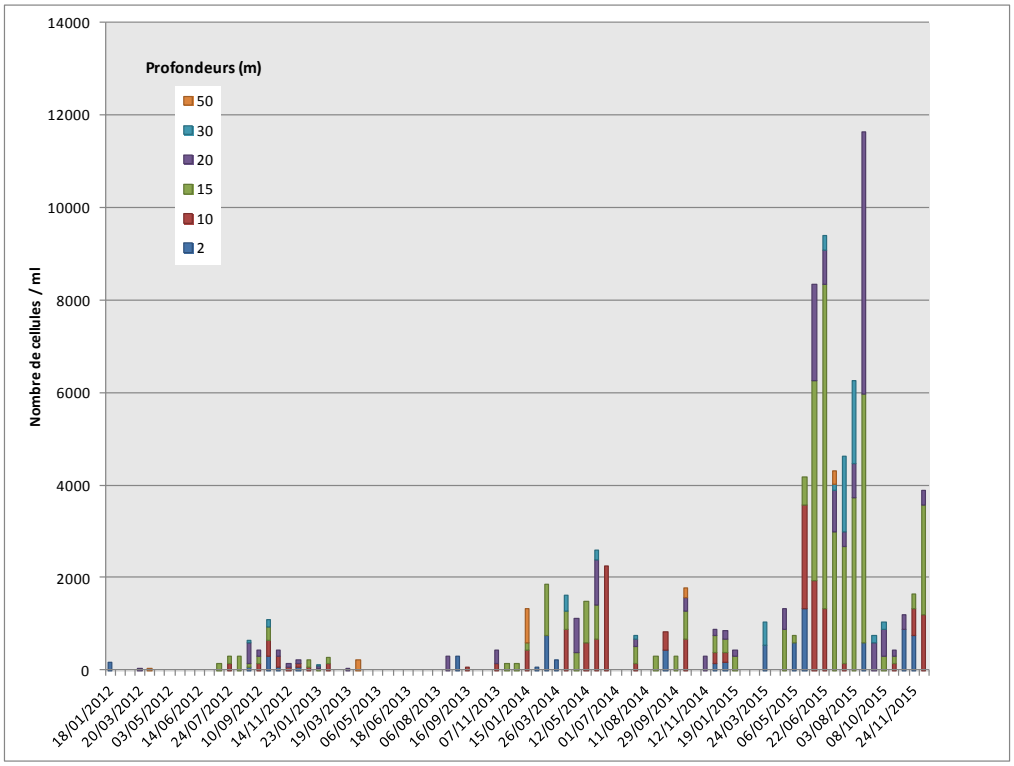


Figure 13 Evolution de la concentration cellulaire d'*Aphanizomenon flos-aquae* de 2012 à 2015 sur les profondeurs 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

IV. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2015 peut être résumée de la manière suivante :

- Une phase hivernale (19/01 au 9/04) avec des biomasses faibles et dominées par des taxons caractéristiques d'épiminions eutrophes et tolérant des luminosités douces (*Fragilaria crotonensis)* et accompagnés par de taxons préférant des épilimnions stratifiés (*Ceratium hirundinella, Aphanocapsa* spp.).
- Un pic printanier de biomasse dominé par des *Dinobryon* spp. (6/05), indicateurs de milieux oligotrophes.
- On n'observe pas de phase des eaux claires caractérisée par une baisse importante de la biomasse et un changement de composition taxonomique.
- La phase estivale (18/05 au 26/08) présente une dynamique difficile à interpréter. Elle est marquée par une succession et des associations d'espèces aux écologies différentes. Certaines indiquent des milieux oligotrophes (*Dinobryon* spp.), d'autres sont indicatrices de crues (*Ulnaria* spp.), plusieurs sont indicatrices de milieux stratifiés et riches en nutriments (*Aphanizomenon flos-aquae, Aphanocapsa* spp.*, Aphanothece* spp.).
- A l'automne (21/09 au 8/10), le compartiment phytoplanctonique est dominé par des taxons sensibles à la dé-stratification et préférant les milieux riches en nutriments (*Aphanocapsa* spp.*, Aphanothece* spp.).
- Ce sont des taxons phagotrophes et tolérant les faibles luminosités qui caractérisent la fin d'année (27/10 au 14/12).

L'évolution interannuelle est marquée par une biomasse faible par rapport à la période des années 2004-2008. 2015 présente une biomasse semblable aux années 2009-2014.

D'autre part, l'analyse de la dynamique des groupes fonctionnels confirme l'amélioration générale du niveau trophique du lac : la proportion des taxons appartenant aux groupes fonctionnels indicateurs de milieux oligotrophes depuis 2009 reste élevée. Enfin, l'indice de Brettum, qui évalue le niveau trophique du lac, présente une valeur depuis 2012 qui le classe méso/faiblement eutrophe à oligotrophe.

Enfin, le risque lié aux cyanobactéries, 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.

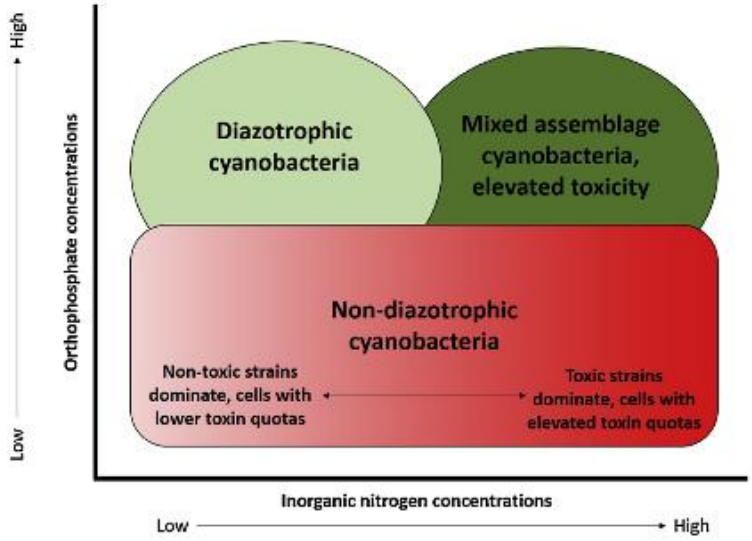


Fig. 5. Conceptual diagram of shifts in cyanobacterial populations that can be facilitated by high and low levels of N and P. While ecosystem-specific exceptions to this general depiction are likely, this paper emphasizes mechanisms that control instances wherein changes in N_i and P_i concentrations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

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 efllorescences cyanobactériennes, l'azote est aujourd'hui reconnu comme un facteur important pouvant entrainer 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).

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, constituent un indicateur 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, tempértaure, 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 2015 et sur l'ensemble de la période s'étanant entre 2003 et 2015.

I. Méthodologie

Les profondeurs échantillonnées ont été de 2, 10, 15, 20, 30, et 50 mètres 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).

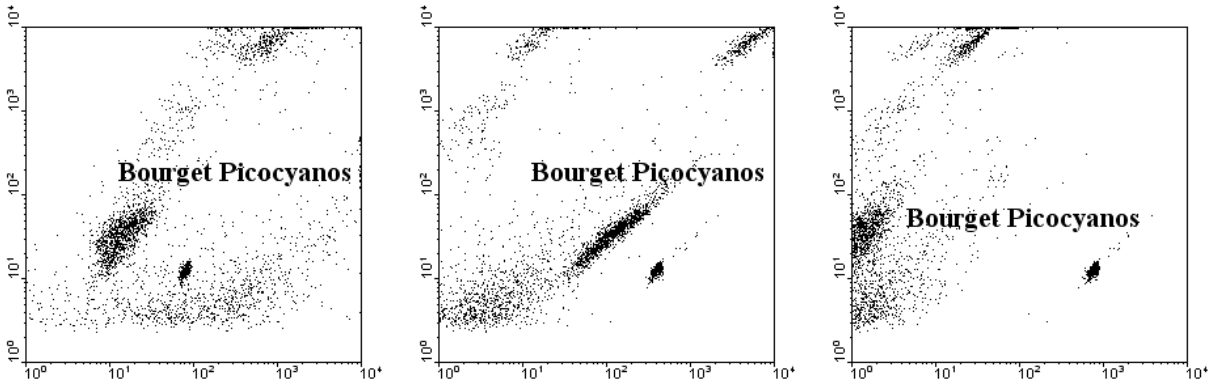


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries basé sur des critères de fluorescence de la chlorophylle et de phycoérythrine ou encore de la « taille »

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2015

Les concentrations minimales, maximales et moyennes entre 2004 et 2015 sont rapportées dans le Tableau I ci dessous. Les picocyanobactéries sont majoritairement représentées dans le lac du Bourget par le genre unicellulaire *Synechococcus* riche en phycoérythrine (de couleur rose à rouge) et tous les isolements obtenus et maintenues en culture à Thonon les Bains sont effectivement de cette couleur (Jacquet non publié). Ce résultat est en accord avec la littérature ayant montré que cette forme pigmentaire est en effet caractéristique des lacs oligo- à mésotrophes alors que la forme pigmentaire riche en phycocyanine (de couleur verte à bleue) est plutôt typique des lacs eutrophes et riches en substances humiques.

En 2015, la valeur moyenne est comparable à celles de 2005 et 2012, et est donc légèrement inférieure à celle des années 2013 et 2014.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2015

		Minimum	Maximum	Moyenne
Picocyanobactéries (cell.ml^{-1})				
	2004	164	5,2 x 10^5	2,5 x 10^4
	2005	59	2,7 x 10^5	3,3 x 10^4
	2006	9	3,4 x 10^5	2,4 x 10^4
	2007	111	7,2 x 10^5	3,9 x 10^4
	2008	17	7,7 x 10^5	2,5 x 10^4
	2009	15	5,4 x 10^5	2,7 x 10^4
	2010	43	6,4 x 10^5	3,0 x 10^4
	2011	155	2,6 x 10^5	2,6 x 10^4
	2012	469	3,7 x 10^5	3,5 x 10^4
	2013	342	7,0 x 10^5	4,1 x 10^4
	2014	543	7,1 x 10^5	4,1 x 10^4
	2015	326	3,7 x 10^5	3,3 x 10^4

En 2015, la dynamique des picocyanobactéries révèle des concentrations relativement élevées dès la fin de la période hivernale et les valeurs maximales sont enregistrées au cours de l'été dans la zone 2-20 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 régle ».

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

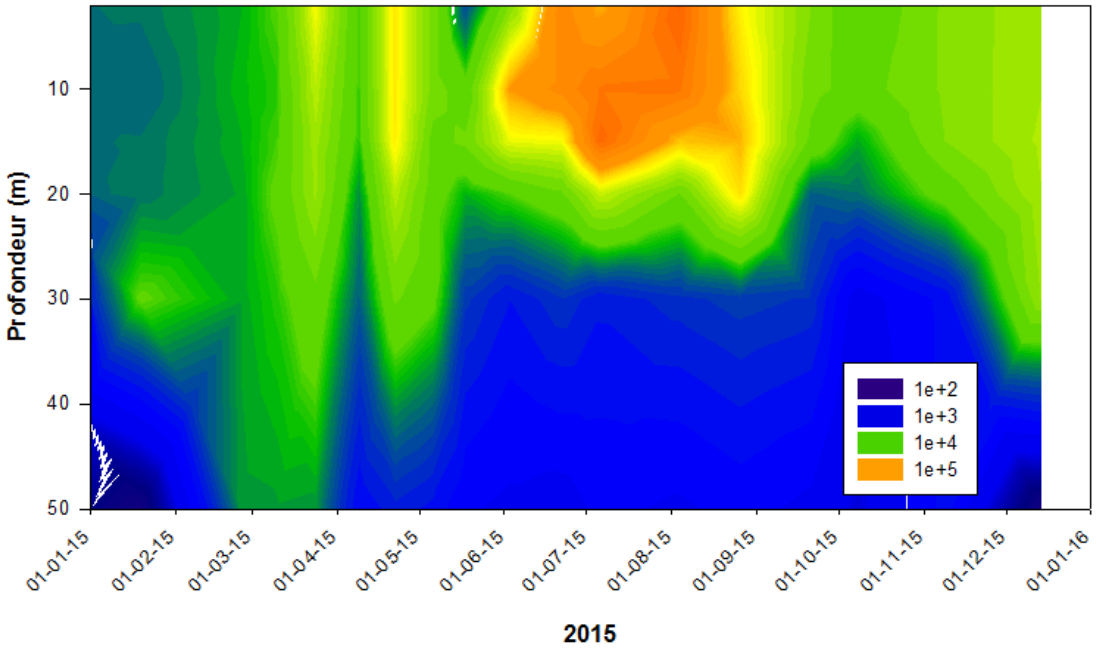


Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m pour l'année 2015

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2015

La Figure 3A 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, insolation, 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 60% de la variance est expliquée et la représentation graphique révèle clairement les liens privilégiés entre les picocyanobactéries et certains paramètres comme la température, les bactéries hétérotrophes ou encore le phosphore total 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) et les nitrates.

En ressérant l'analyse à seulement quelques variables, jusqu'à 70% de la variance peut être explqiuée, révélant toujours l'importance d'un facteur positif marqué comme la température ou négatif comme la profondeur, qui peut être assimilé à un proxy de l'éclairement (Figure 3B). Le rôle prépondérant de la température sur la dynamique et la distribution des picocyanobactéries se retrouve d'ailleurs pour les deux autres lacs suivis dans le cadre de l'observatoire OLA, à savoir les lacs Léman et d'Annecy (Figure 3C).

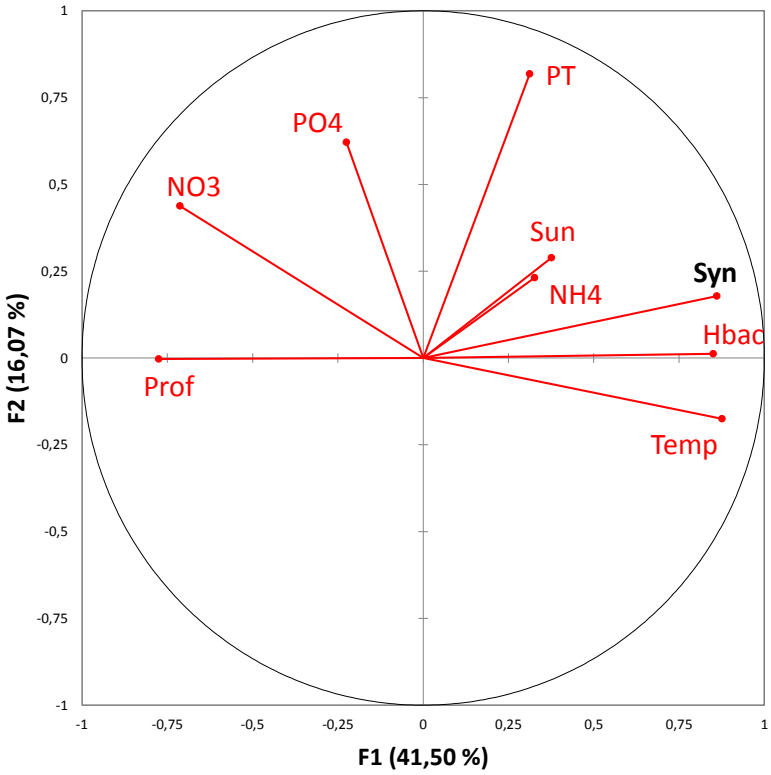


Figure 3A ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2015

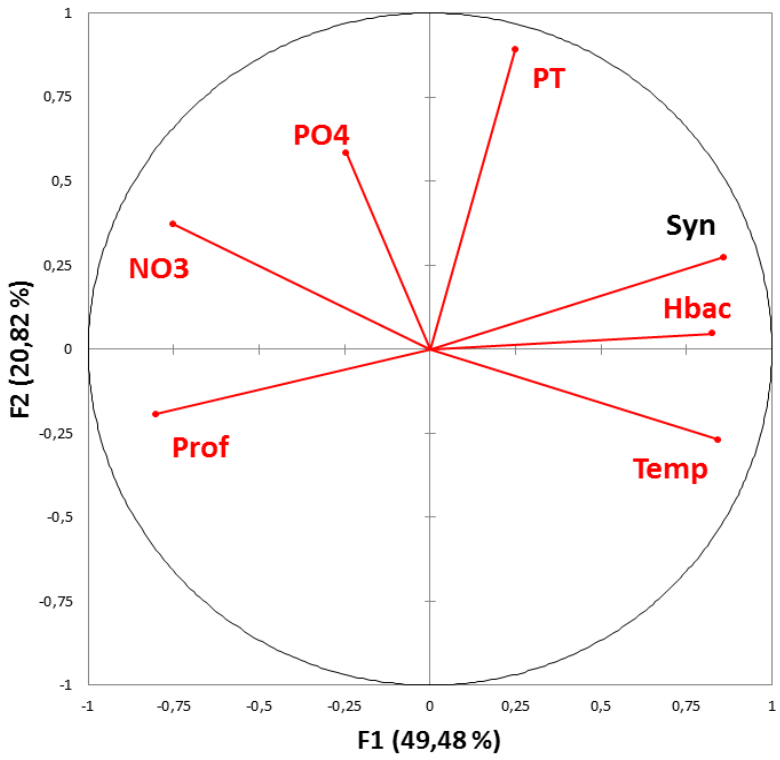


Figure 3B Nouvelle ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2015

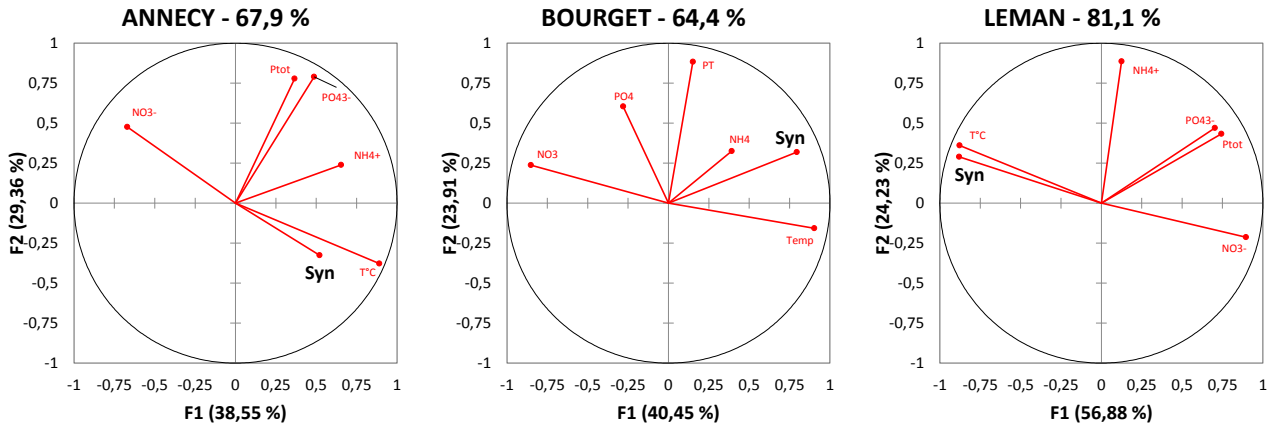


Figure 3C ACP réalisées pour les 3 lacs (Annecy, Bourget, Léman) en 2015

Sur cette analyse dont la variance totale expliquée est relativement élevée (~70%), il est important de rappeler que plusieurs compartiments clefs 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 métazoaoires (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 parasite (virus) est réelle et cela mériterait d'être testé.

II.3. Abondances et dynamique des picocyanobactéries de 2003 à 2015

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 surement 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 croitre mais aussi à la « recherche » des nutriments plus en profondeur, ces derniers étant devenus de plus en plus limitants en surface. Cette tendance, si elle est confirmée, peut surement être vue comme un indicateur de la réoligotrophisation.

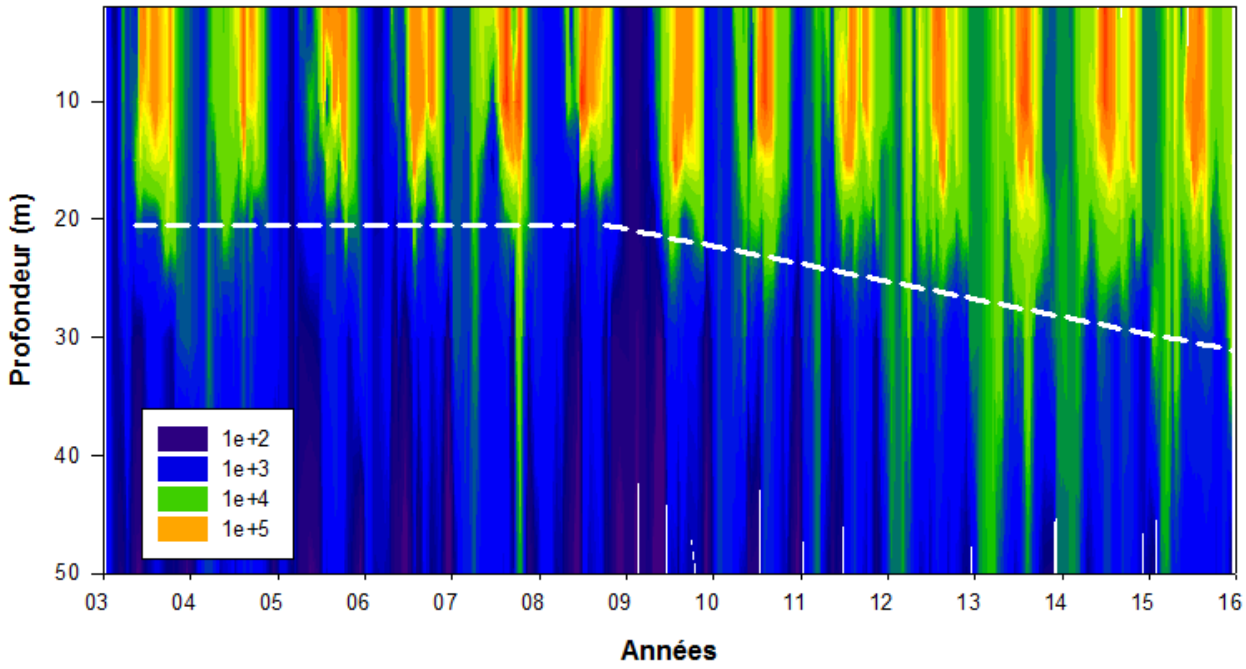


Figure 4 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2015 inclus

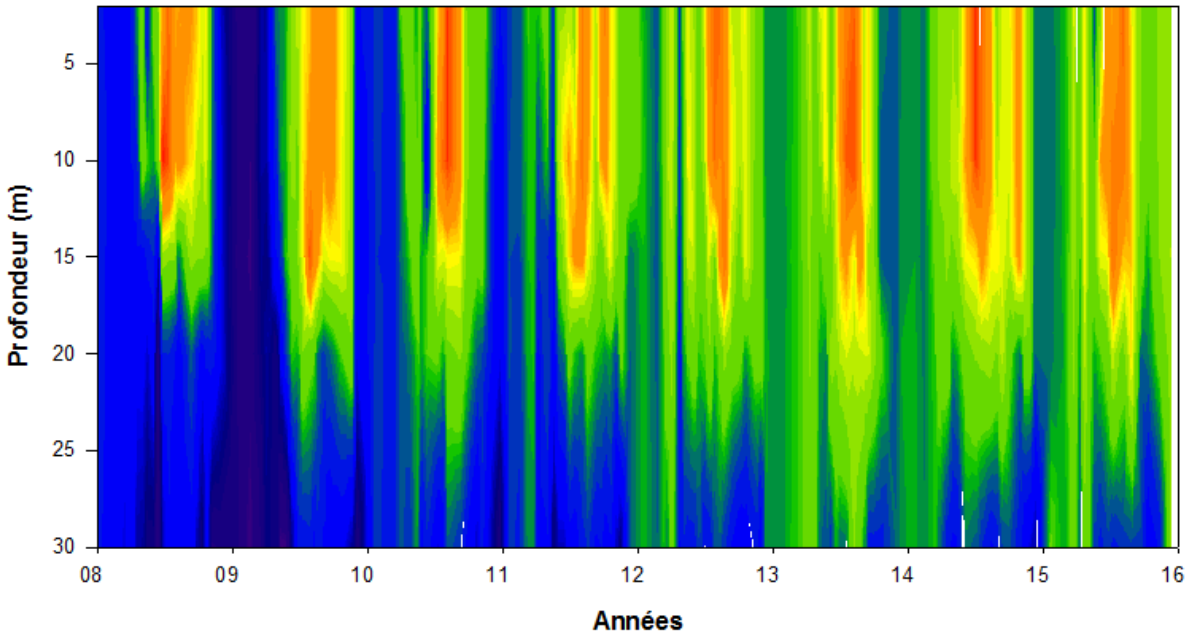


Figure 5 Zoom sur l'évolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 30 m entre 2008 et 2015 inclus révélant l'augmentation annuelle et l'approfondissement de la biomasse picocyanobactérienne

Une analyse plus fine a été conduite pour regarder le type de relations entre cette communauté et les nutriments P-PO_4, N-NO_3 et N-NH_4 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 2015 inclus, c'est-à-dire une fois que l'efflorescence à *P. rubescens* a disparu. 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 qu'aucune relation significative ne semble exister entre les abondances picocyanobactériennes et l'ammonium (fortement associé au printemps). Les picocyanobactéries sont inversement corrélées aux phosphates ($r=0,47$; $n=425$; $p<0.01$) et nitrates suggérant soit l'utilisation/épuisement de ces ressources

pour croitre soit l'absence de lien direct entre l'importance relative de chacune de ces variables (Figure 6). Des expériences au laboratoire seraient aujourd'hui nécessaires pour déterminer l'importance réelle des nutriments sur les taux de croissance de cette communauté.

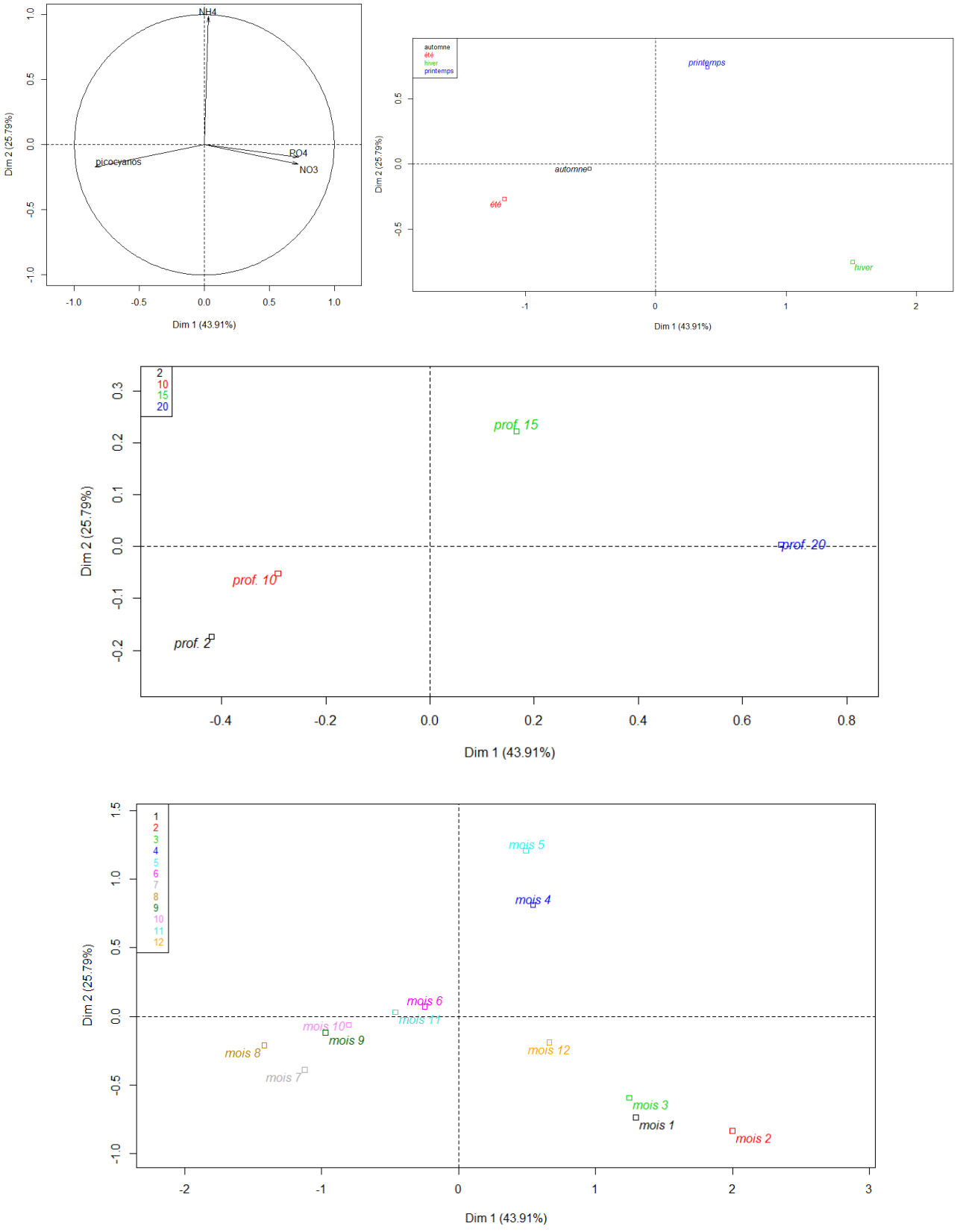


Figure 6 ACP réalisée pour la péiode 2010 à 2015, entre 2 et 20 m, pour les picocyanobactéries et les nutriments

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 contexe 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 μm^3 (Jacquet non publié).

Les données phytoplanctoniques classiques étant obtenues sur la strate d'eau 0-18 m, la mesure des abondances picocyanobactériennes a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton, depuis 2012, parallèlement aux profondeurs discretes, générant ainsi à ce jour une soixante de données. Une très bonne corrélation (r=0,989, n=76, P<0,001) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne 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 2015 (Jacquet non publié).

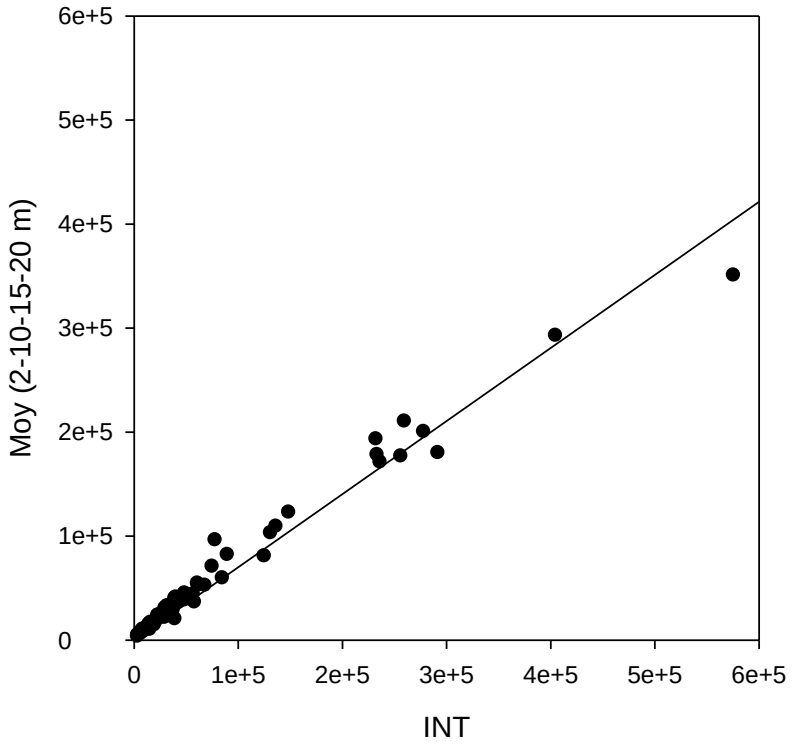


Figure 7 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour les années 2012 à 2015

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 presentée 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, 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 plus de $6x10^5$ cellules.ml^{-1} au mois d'aout. En 2015, les concentrations les plus élevées (légèrement inférieures à $2x10^5$ cellules.ml^{-1}) sont comparables à celles des années 2011-2012.

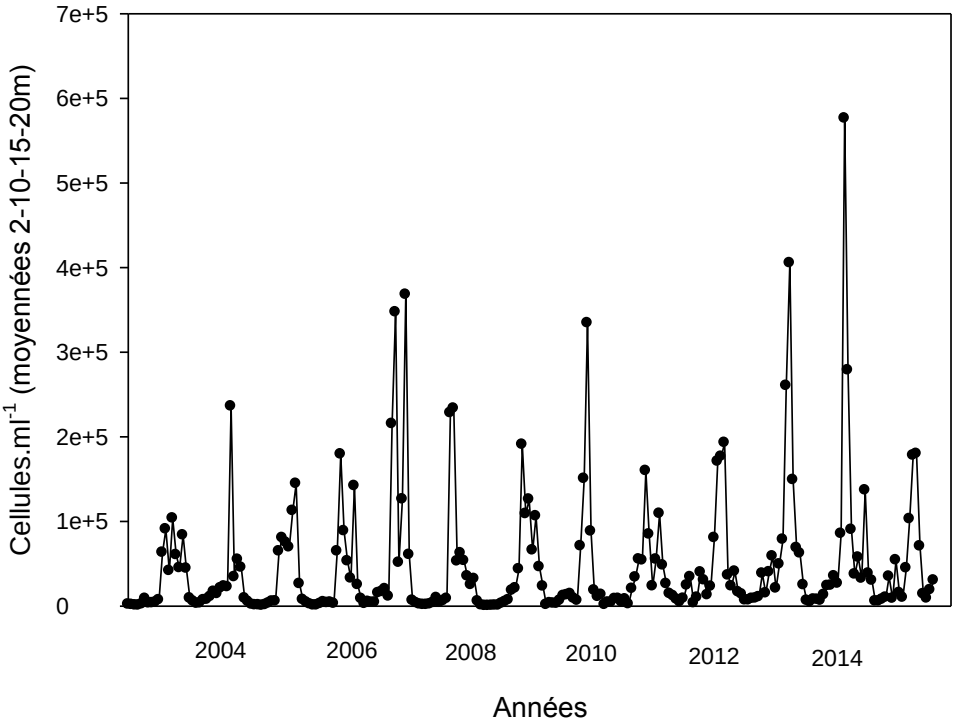


Figure 8 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2015

Sur la période 2004 à 2015, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté donc ici par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 14,1% (en 2013) révélant de fortes disparités entre année mais également l'importance quantitative grandissante des picocyanobactéries dans le lac du Bourget par rapport aux autres formes phytoplanctoniques (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 être directement associée à la disparition de *P. rubescens*). Compartivement la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,7.

2013 était 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 était toutefois la seconde année où la proportion des picocyanobactéries est la plus élevée. En 2015, la proportion du picophytoplancton reste modeste avec 6,1%. Comparativement, le nanophytoplancton et le microphytoplancton représentent 27 et 67%.

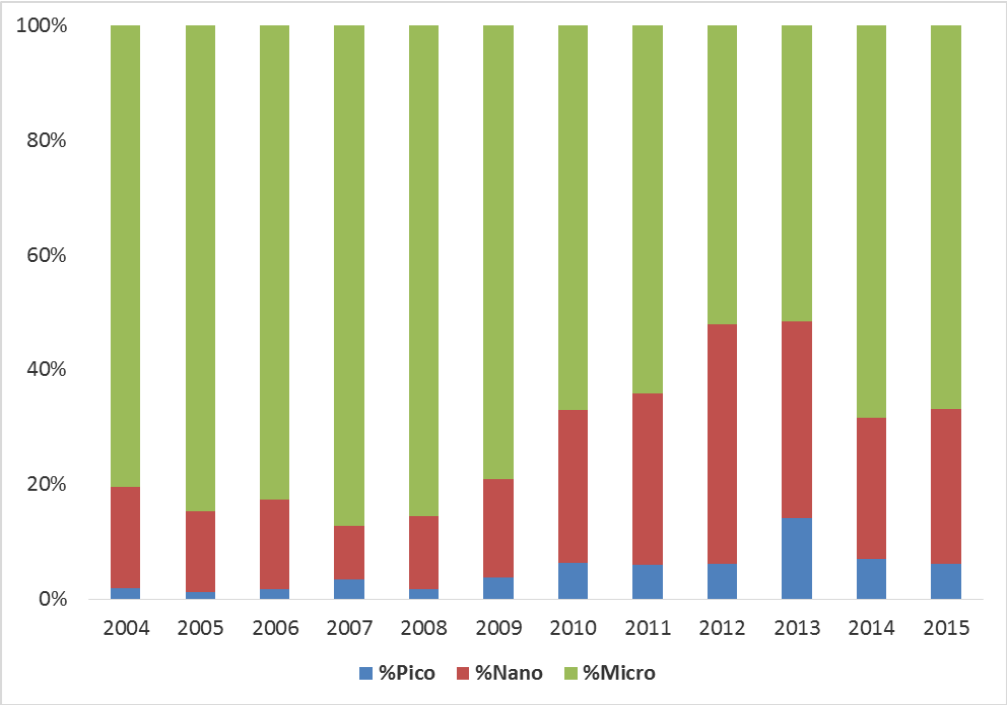


Figure 9 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

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 teme 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 Ptot ($n=12$, $r=0,76$, $p<0,01$) ou $P\text{-}PO_4$ ($r=0,64$, $p<0,05$) alors que c'est l'inverse pour les formes phytoplanctoniques de grande taille ($r=0,72$ et $0,6$).

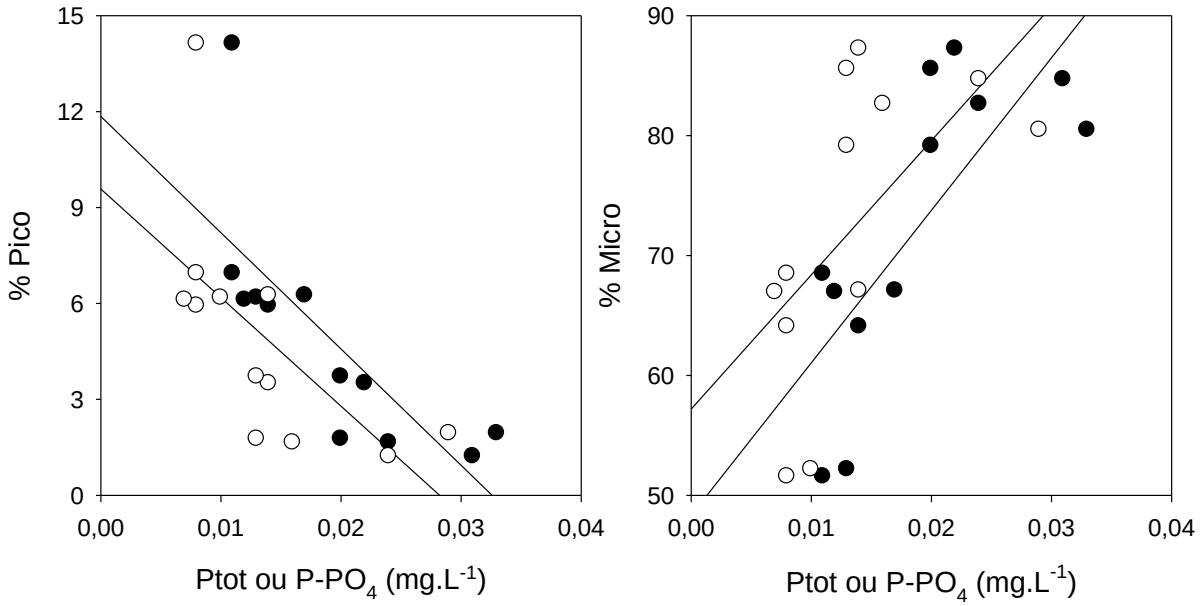


Figure 10 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO_4

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 2015, la production primaire a été mesurée en fractionnant la communauté phytoplanctonique. Des incubations d'eau à 2, 10 et 15 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 µm (Figure 11). Ce protocole a été testé afin de déterminer la part de production phytoplanctonique imputable à la fraction picoplanctonique. Cette expérience a été renouvelée 3 fois au lac du Bourget à différents moments de l'année (avril, septembre et novembre) mais aussi sur les autres lacs péri-alpins (e.g. les lacs Léman et d'Annecy) suivis dans le cadre de l'observatoire OLA.

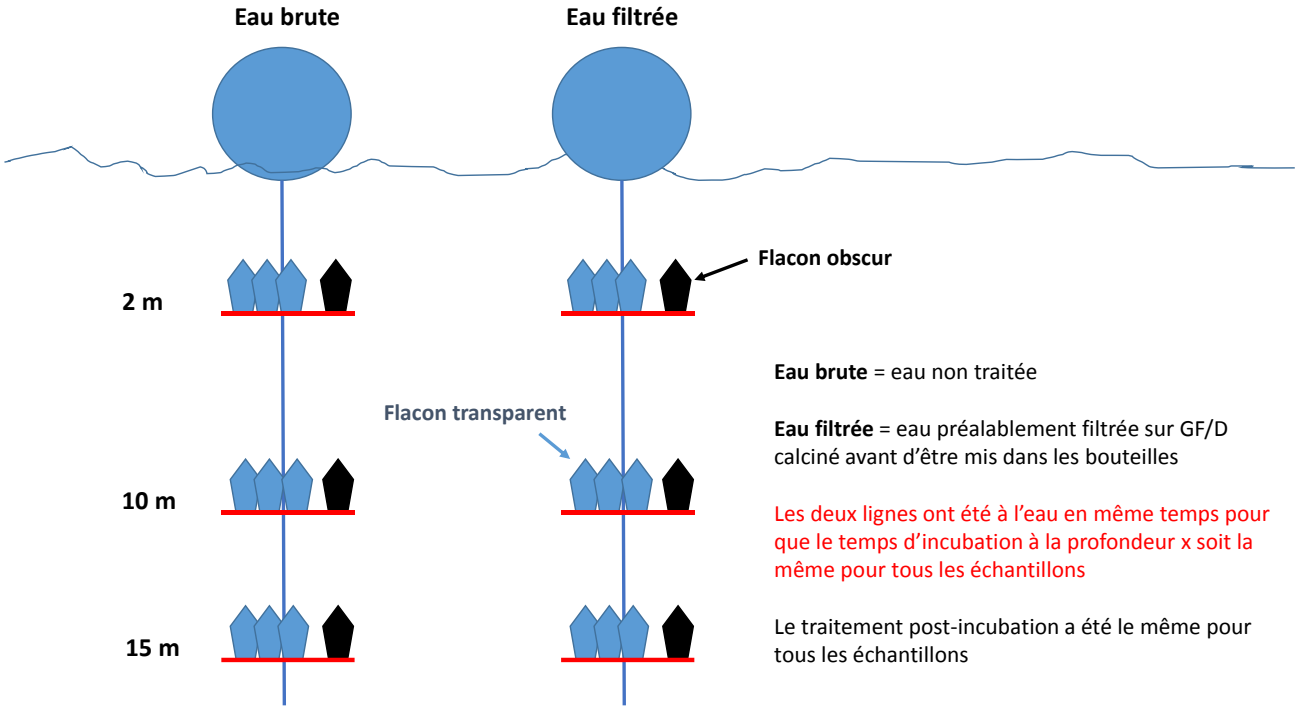


Figure 11 Schéma représentant les lignes de mouillage avec les supports et bouteilles remplies d'eau marquée avec le carbon 13

Le Tableau II ci-dessous met en lumière que la fraction picoplanctonique peut être responsable d'une large part de la production phytoplanctonique journalière au sein des lacs (donnée en %). Bien qu'analysée à différents moments de l'année pour chacun des lacs et de manière limitée (3 à 4 fois par lac et à 3 profondeurs différentes), on observe que la production primaire attribuable à la fraction picophytoplanctonique variait en moyenne de 49 à 62%. Il semble aussi que cette productivité soit relativement constante entre la surface et 15 m de profondeur au lac d'Annecy mais plus importante en profondeur pour les deux autres lacs. Pour le lac d'Annecy, la valeur minimale observée (37,4%) est très significativement supérieure aux valeurs minimales enregistrées pour les deux autres lacs (<10%), corroborant l'hypothèse que dans les lacs oligotrophes, l'activité photosynthétique due aux petites formes est importante voire prépondérante.

Tableau II Proportion (% pico/total) de la production primaire par lac et par profondeur

	Annecy	Bourget	Léman
Moyenne	62,4	49,2	64,3
Minimum	37,36	9,14	8,87
Moy 2 m	67,1	32,1	27,3
Moy 10 m	61,3	40,7	84,6
Moy 15 m	58,7	74,6	81,2

Les valeurs de production picophytoplanctonique variaient entre 45 et 155 µgC par litre et par jour. Elles varient de 76 à 1022 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. 2015 a été une année moins marquante que les années précédentes et la contribution du picophytoplancton à l'ensemble du phytoplancton est resté modeste. La production primaire assurée par ce compartiment semble toutefois élevée. Elle sera mesurée tout au long de l'année 2016 pour valider ou pas son importance.

ETUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre sont présentées les données du suivi global de la communauté zooplanctonique du lac du Bourget pour l'année 2015. Les deux premières parties traitent des dynamiques saisonnières, observées au cours de l'année 2015, du zooplancton crustacéen et non-crustacéen. La dernière partie est consacrée aux tendances interannuelles de la communauté crustacéenne, en relation avec la dynamique phytoplanctonique, sur la série 2004-2015.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2015 est identique à celui réalisé dans le cadre du suivi à long terme du Léman et du lac d'Annecy. L'échantillonnage, mensuel puis bimensuel à partir du mois de mars, 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 au formol à 5%. De retour au laboratoire, les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon (voir Annexe). 20 prélèvements ont pu être analysés en 2015.

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 adapté à l'étude du zooplancton crustacéen mais se révèle assez sélectif quant à la collecte des rotifères. Cette étude porte par conséquent plus spécifiquement 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 cyclopides et des calanides.

Le nombre de taxons crustacéens observés chaque année oscille entre 11 et 14, pour un total de 15 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi en 2004. Ces 15 taxons comprennent une unique espèce de copépode calanoïde (*Eudiaptomus gracilis*), mais 6 taxons de copépodes cyclopoïdes (*Acanthocyclops robustus*, *Cyclops prealpinus + vicinus*, *Cyclops* sp., *Megacyclops viridis*, *Mesocyclops leuckartii, Thermocyclops crassus*) et 8 taxons branchiopodes (*Bosmina longirostris*, *Bythotrephes longimanus, Chydorus sphaericus*, *Daphnia longispina , Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina coregoni*, *Eubosmina longispina* et *Leptodora kindtii*). *E. coregoni, M. leuckarti, A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. Les autres espèces sont observées régulièrement au cours de l'année, et d'une année sur l'autre.

La dynamique des trois familles crustacéennes en 2015 suit la tendance bimodale attendue pour les lacs mésotrophes, avec des pics de biovolume nets au printemps et à l'automne, entrecoupés de valeurs estivales faibles (Figure 1). Traditionnellement, la reprise printanière de croissance des copépodes cyclopides et calanides est plus précoce, de 20 à 40 jours, que celles des cladocères. En 2015, ce schéma est plus difficilement observable, notamment parce la dynamique des copépodes, notamment cycloipoïdes, est assez peu contrastée sur l'ensemble de l'année. La reprise de croissance printanière des copépodes est relativement diffuse, et les effectifs sont relativement constants et faibles. Le maximum printanier de biovolume zooplanctonique est atteint le 18 mai et correspond à un maximum local de transparence des eaux, fixant ainsi à cette date la phase des eaux claires (Figure 1b), par ailleurs difficilement observable à partir des données phytoplanctoniques. La date du maximum d'abondance printanier est intermédiaire sur la série observée 2004-2015 (Figure 1a) mais correspond au plus faible maximum observé sur la décennie (455 000 ind.m^{-2}, Figure 2b). Ces faibles abondances au pic printanier pourraient être reliées à la composition phytoplanctonique atypique du printemps 2015, avec dominance de chrysophycées plutôt que de diatomées.

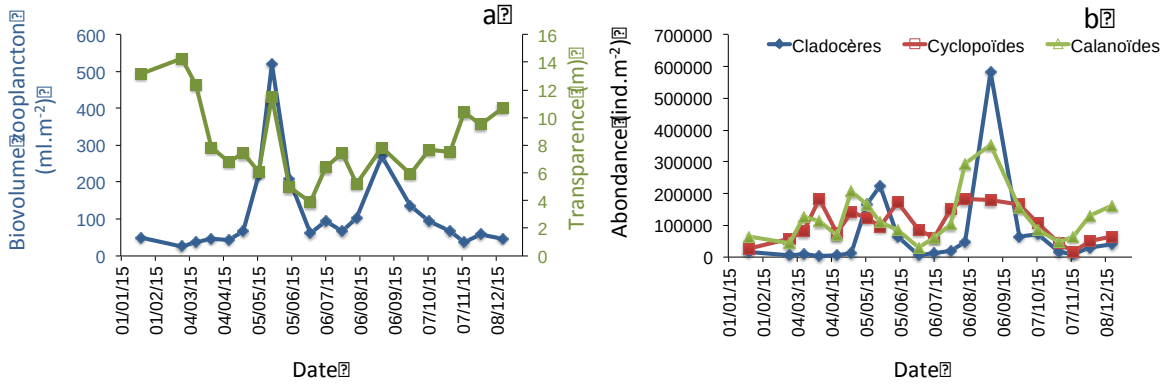


Figure 1 Dynamique saisonnière des micro-crustacés. (a) relations entre biovolume zooplanctonique et biomasse phytoplanctonique. (b) Evolution saisonnière des classes de micro-crustacés zooplanctoniques en 2015

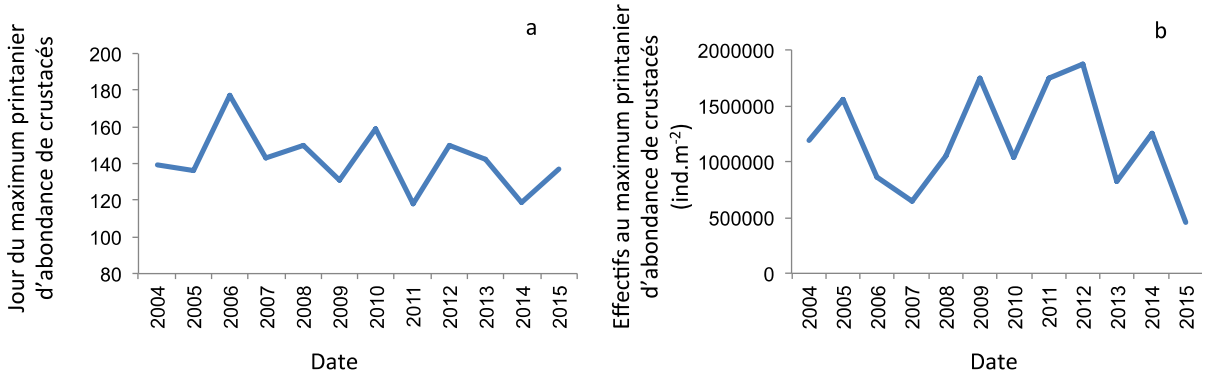


Figure 2 Caractéristiques interannuelles du maximum printanier d'abondance des micro-crustacés. (a). date du maximum printanier. (b). effectifs atteints

Le biovolume zooplanctonique diminue rapidement en fin de printemps pour atteindre des valeurs <100 ml.m^{-2} en juin et juillet (Figure 1a). Un second pic de biovolume se produit fin août et correspond à une reprise de croissance crustacéenne surtout marquée pour les cladocères et les copépodes calanoïdes. L'abondance totale atteinte est la plus forte observée sur l'année (1 115 000 ind.m^{-2}) et est plus de trois fois

supérieure au maximum printanier. Biovolume et abondance totale diminuent ensuite au cours de l'automne et jusqu'à l'hiver.

Une approche plus spécifique révèle une dynamique saisonnière différente des espèces au sein même des différentes classes zooplanctoniques.

Les pics d'abondances des branchiopodes herbivores au cours de l'année 2015 suivent un schéma de succession assez reproductible d'une année à l'autre depuis le début des suivis (Figure 3).

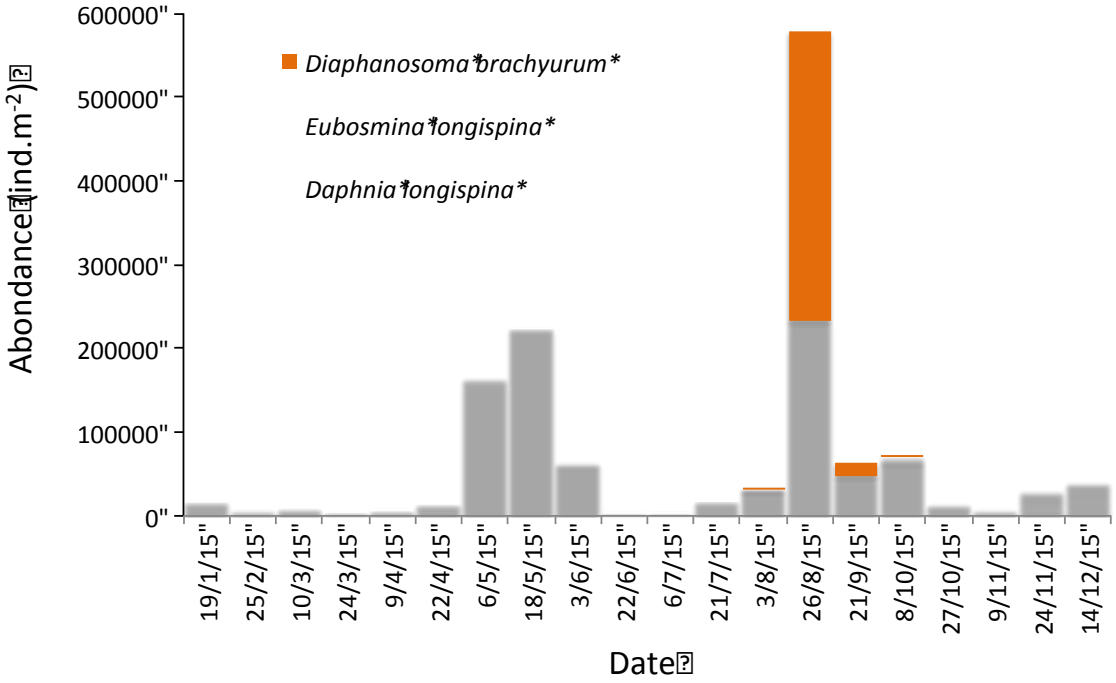


Figure 3 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2015

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 (Figure 3). En 2015, et comme en 2010-2012-2014, le pic d'abondance printanier est uniquement 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.*

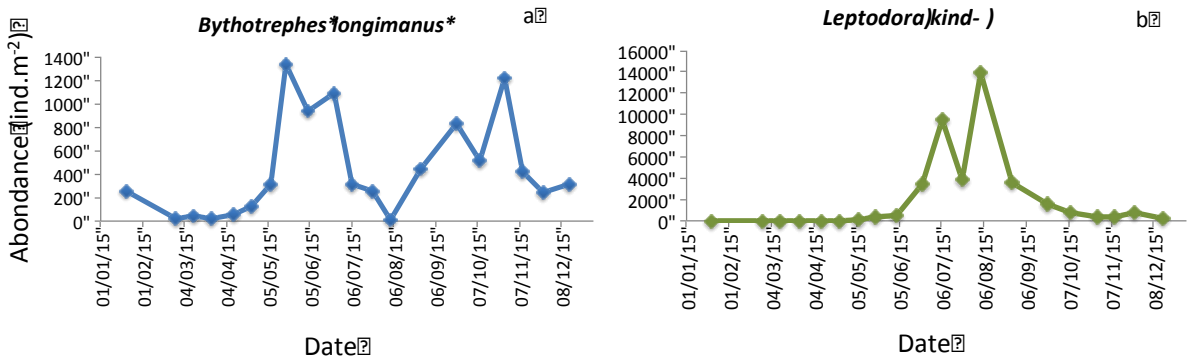


Figure 4 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs (a) *Leptodora kindti* et (b) *Bythotrephes longimanus* au Lac du Bourget en 2015

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus* sont de plusieurs ordres de grandeurs inférieurs à ceux des cladocères herbivores (Figure 4). Elles jouent toutefois un rôle important dans la dynamique des autres espèces car elles exercent une prédation forte sur les petites formes crustacéennes (Manca & Comoli 1995) et représentent une proie préférentielle des poissons en été.

Les cladocères prédateurs n'apparaissent typiquement dans la communauté qu'en fin de printemps ou d'été. Il s'agit de deux espèces à preferendum estival dont la période de développement maximal a lieu pendant la saison chaude. En 2015 comme en 2014, les pics d'abondances des deux espèces ont été toutefois particulièrement précoces, avec des maxima observés environ un mois plus tôt que les années précédentes (Figure 5). Cette dynamique précoce des espèces thermophiles atteste d'une plus forte dépendance aux dynamiques thermiques printanières, c'est à dire à la mise en place rapide de la stratification thermique.

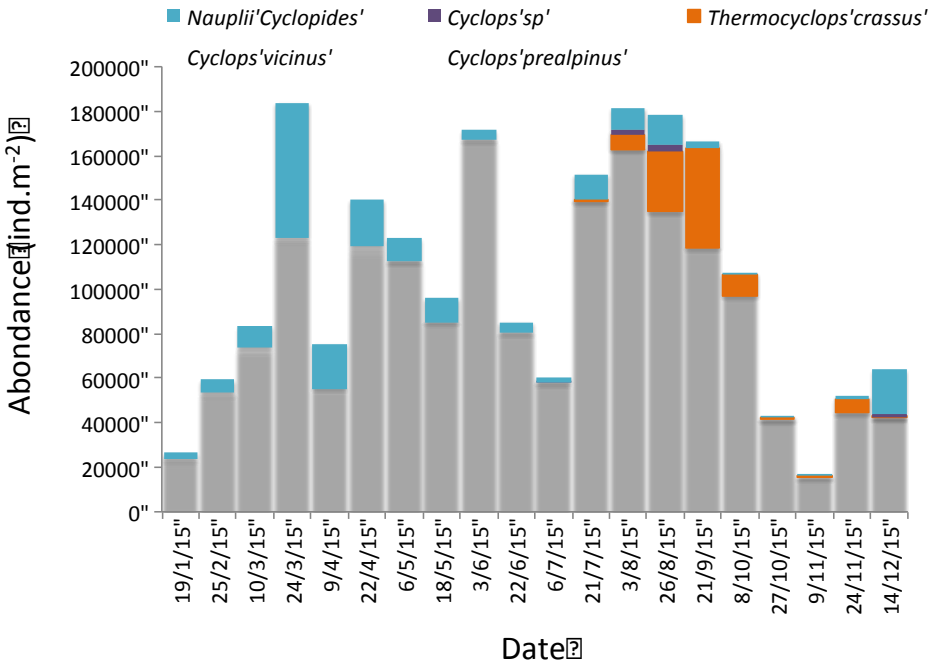


Figure 5 Evolution saisonnière de la composition des copépodes cyclopoïdes en 2015

Comme mentionnée à partir de l'observation des effectifs totaux, la saisonnalité des cyclopoïdes est très peu marquée en 2015. Les effectifs sont globalement faibles, toujours inférieurs à 200 000 ind.m^{-2}, sans dynamique, ni succession spécifique claires (Figure 5). L'augmentation des effectifs au printemps est très diffuse et correspond quasi-exclusivement à des individus de l'espèce *C. prealpinus (adultes et nauplii)*. Alors que *C. vicinus* contribue typiquement à ce pic printanier, cette espèce est extrêmement rare en 2015. 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. La dynamique saisonnière de la seule espèce de copépode calanoïde présente au lac du Bourget (*E. gracilis*) est similaire à celle de cyclopoïdes (Figure 1) avec toutefois une reprise automnale plus marquée.

III. Autres groupes planctoniques

En raison de la taille du vide de maille du filet à zooplancton qui laisse échapper une grande partie de ces organismes, les données obtenues sont approximatives et ne sont présentées qu'à titre informatif.

* Mollusques : *Dreissena polymorpha*

Les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce sont en général observées dans les prélèvements d'été, de juin à septembre. Les abondances sont cependant extrêmement variables d'une année sur l'autre. En 2015, les larves ont été observées de fin juin à fin juillet, avec des effectifs compris entre 1000 et 2000 ind. m^{-2}.

* Rotifères

Les rotifères observés dans les prélèvements sont de grandes espèces (*Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina, Conochilus unicornis*)(Figure 6).

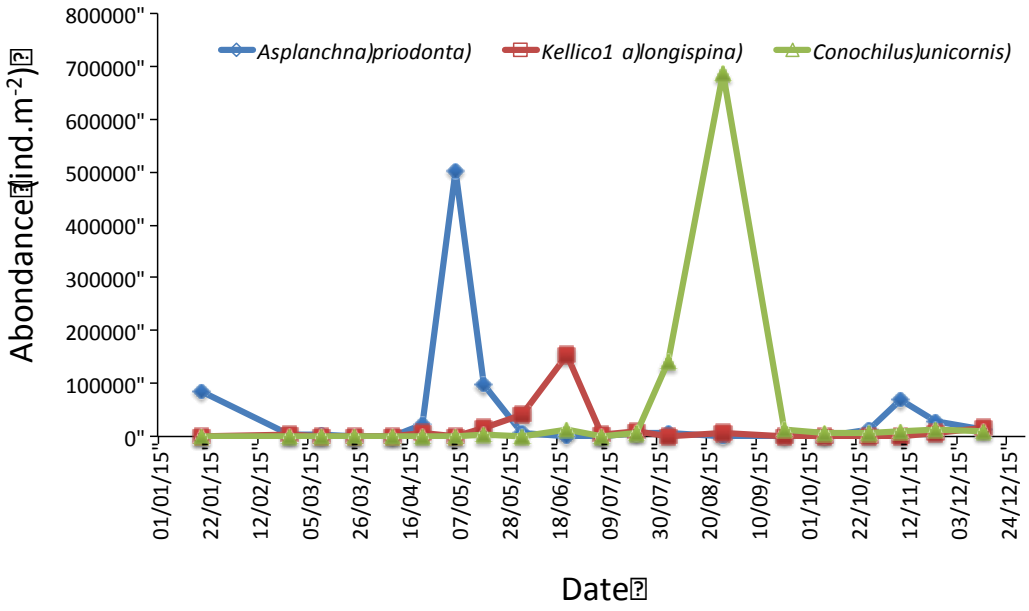


Figure 6 Evolution saisonnière des abondances de quelques rotifères en 2015

Asplanchna priodonta et *Kelicottia longispina* montrent traditionnellement un pic printanier (Straile 2000) observé très clairement en 2015. *Conochilus unicornis* est une espèce sans saisonnalité claire, qui peut présenter des pics d'abondances printaniers (comme en 2012), estivaux ou automnaux (comme en 2010-11, 2014 et 2015).

IV. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2015

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen est de 284 000 ind.m-2 en 2015, valeur relativement faible dans la série 2004-2015 (Figure 7). 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 sont plus subtiles. A l'échelle interannuelle, les effectifs de micro-crustacés (totaux ou par classes), sont indépendants de la biomasse phytoplanctonique moyenne annuelle (Figure 8).

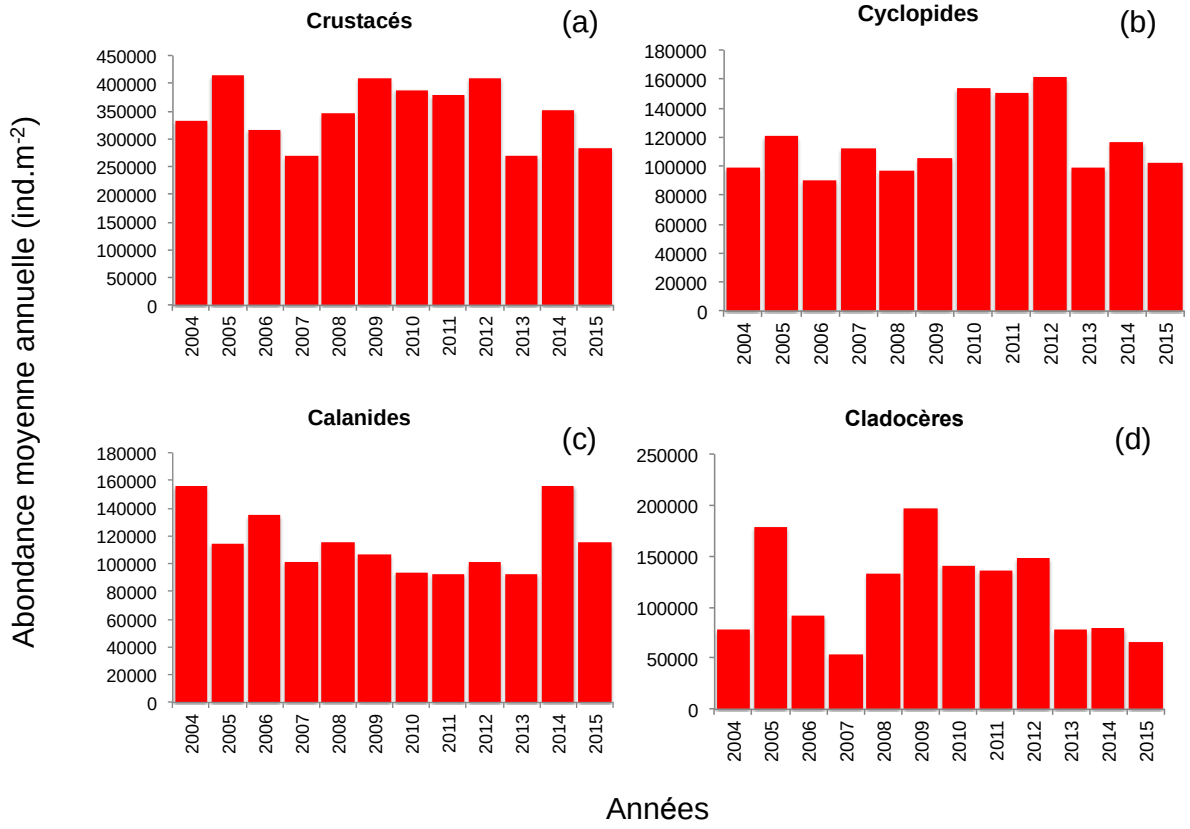


Figure 7 Abondances moyennes annuelles (a) des crustacés totaux, (b) des Cladocères, (c) des Cyclopoïdes et (d) des Calanoïdes et (e) des Daphnies du lac du Bourget entre 2004 et 2015

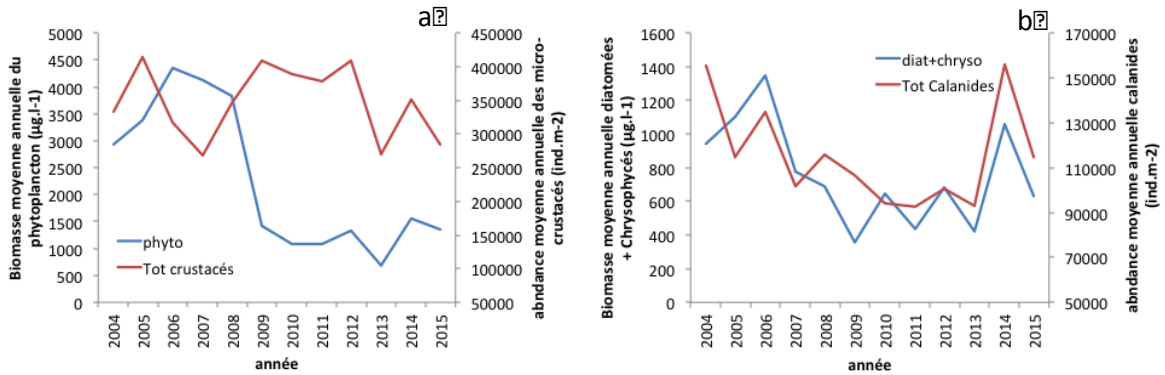


Figure 8 Comparaison des tendances interannuelles entre phytoplancton et micro-crustacés zooplanctoniques. (a). Comparaison des biomasses phytoplanctoniques et effectifs totaux de micro-crustacés. (b). Comparaison des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de calanoïdes

Le maintien des effectifs de micro-crustacés sur la série 2004-2015, en dépit d'une diminution drastique des biomasses phytoplanctoniques souligne néanmoins une amélioration nette de l'efficience trophique, c'est à dire de la proportion de biomasse phytoplanctonique efficacement intégrée dans le réseau trophique pélagique, depuis la disparation des efflorescences de *P. rubescens*. L'augmentation de l'efficience trophique constitue en soit un indicateur de l'amélioration du fonctionnement écologique du lac du Bourget.

L'absence de relation directe entre biomasse phytoplanctonique et effectifs zooplanctoniques totaux indique que le contrôle ascendant du compartiment zooplanctonique n'est pas de même intensité à toute saison (Sommer et al. 2012) ni sur tous les taxons. Les effectifs moyens annuels des calanoïdes (représenté par l'unique espèce *Eudiaptomus gracilis*) sont toutefois particulièrement bien corrélés aux biomasses moyennes annuelles des classes algales typiques d'eaux de bonne qualité (diatomées et Chrysophysées), indiquant un contrôle ascendant sur cette espèce dicté par la disponibilité d'algues de bonne qualité nutritionnelle pour ce taxon exigeant (Figure 8b). 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. 2015 a été l'année la plus chaude enregistrée 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 CARRTEL pourront à terme en fournir des informations quantitatives.

V. Conclusion

Si la dynamique du zooplancton en 2015 reproduit celle des années précédentes, elle est remarquable par les faibles abondances du pic printanier, qui pourraient elles-mêmes être liées à sa composition phytoplanctonique atypique. Les relations entre les modifications des compartiments phytoplanctoniques et zooplanctoniques à l'échelle interannuelle ne s'expriment qu'au niveau de certaines caractéristiques structurelles (effectifs des calanoides) ou fonctionnelles (efficience trophique). Toutefois, une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessite une intégration plus explicite de la prédation par les poissons.

RECHERCHES PORTANT SUR LE PEUPLEMENT PISCICOLE

En 2015, 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, le poisson intègre les changements d'états des écosystèmes aquatiques et les perturbations subies. Les données acquises en 2015 ont pu être comparées aux campagnes similaires réalisées en 2005, 2010, 2011, 2012, 2013 et 2014.

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 et 2014 (Deceliéres-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.

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 numérique SIMRAD EK 60, fréquence 70 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 11° à -3 dB, fixé à environ 70 cm en dessous de la surface de l'eau. 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 (Figure 1) distants d'environ 500 mètres effectués le 10 et 11 octobre 2005, le 27 et 28 septembre 2010, le 19 et 20 septembre 2011, le 01 et 02 octobre 2012, le 30 septembre et 01 octobre 2013 de nuit, le 29 et 30 septembre 2014, et le 28 et 29 septembre 2015, la même semaine que les pêches scientifiques. En 2015, il est important de noter que les conditions d'acquisitions ont été mauvaises (vent fort à très fort) sur les deux nuits, en particulier pendant les deuxiémes parties de la nuit. Les parcours effectués en transects permettent d'échantillonner avec le même effort les différentes zones (zone pélagique, littorale…). 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 ($m^2.ha^{-1}$) (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).

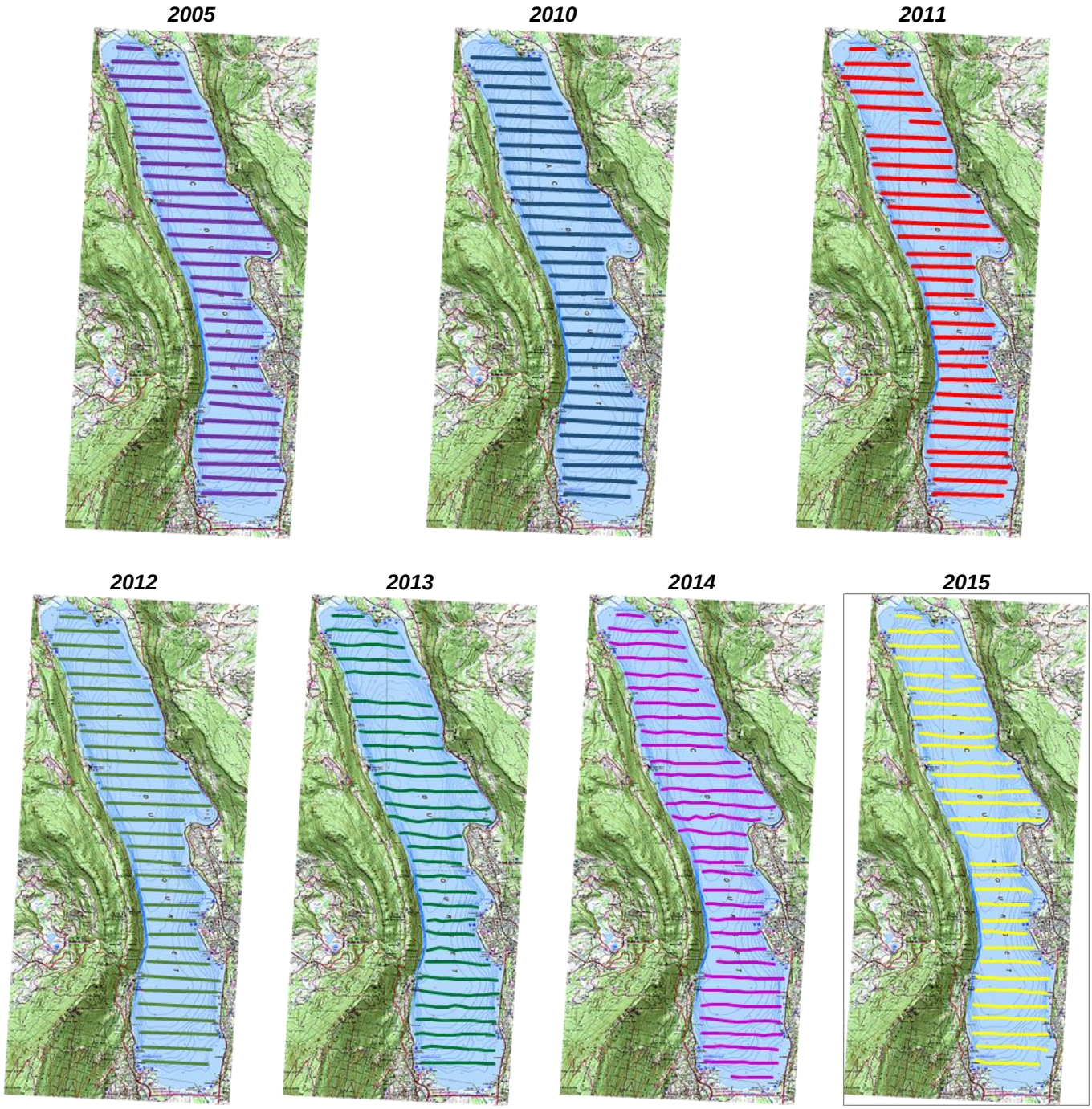


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2005, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 et 2015

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 ($m^2.ha^{-1}$) (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 Strenght : 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 poisson (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 (σ /4π) (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 patir de l'équation de Love (1971), les poissons ayant une TS inférieure à -42 dB correspondent à des poissons mesurant au maximum 15 cm, et les poissons ayant une TS supérieur à -36 dB à des poissons mesurant plus de 30 cm. Pour l'analyse des données, la masse d'eau sera divisée en deux couches (Tableau I) fonction de la structure thermique du lac et des teneurs en oxygène au moment où s'effectuent les campagnes (Figure 2). Les poissons, selon les espèces, se répartissent en effet dans les couches superficielles chaudes ou profondes froides (Guillard et al. 2006, Mehner et al. 2010).

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

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

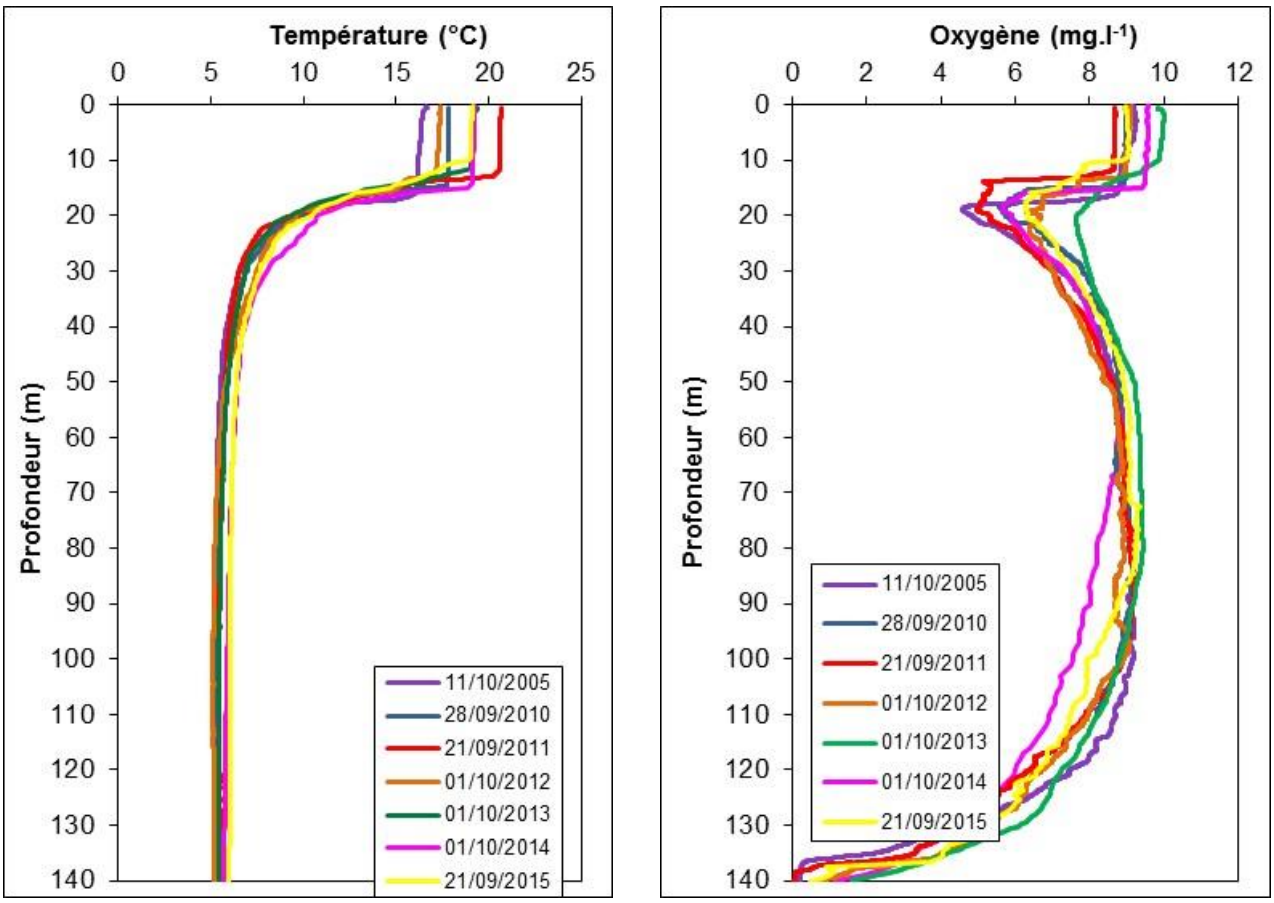


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 11/10/2005, 28/09/2010, 21/09/2011, 01/10/2012, 01/10/2013, 01/10/2014, 21/09/2015

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 DCE[1]. 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	6
Total	**68**

[1] Directive Cadre Eau

Surface total de filets[2]	**68 * 30 *1.5 = 3060 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

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, 3 batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour 3 strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques en 2014 a donc été de (27.5 * 6) * 2 nappes * 3 batteries * 4 jours soit 3.960 m². En 2010, la surface posée était identique mais l'objectif était 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 d'augmenter le nombre d'individus, une batterie supplémentaire a été posée pour cibler les poissons des tranches en dessous de la thermocline.

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

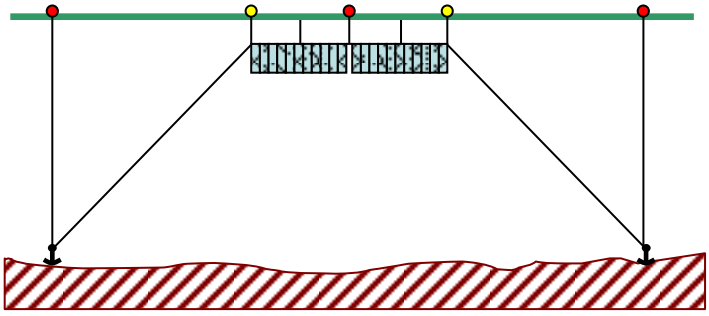


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique

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 Alpins, 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.

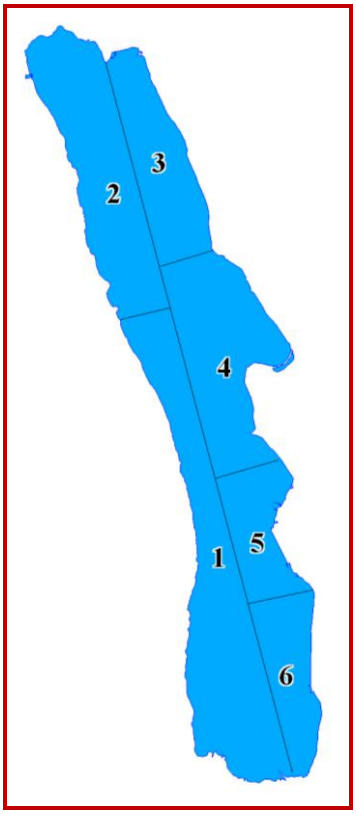


Figure 4 Lots de pêche du lac du Bourget

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.

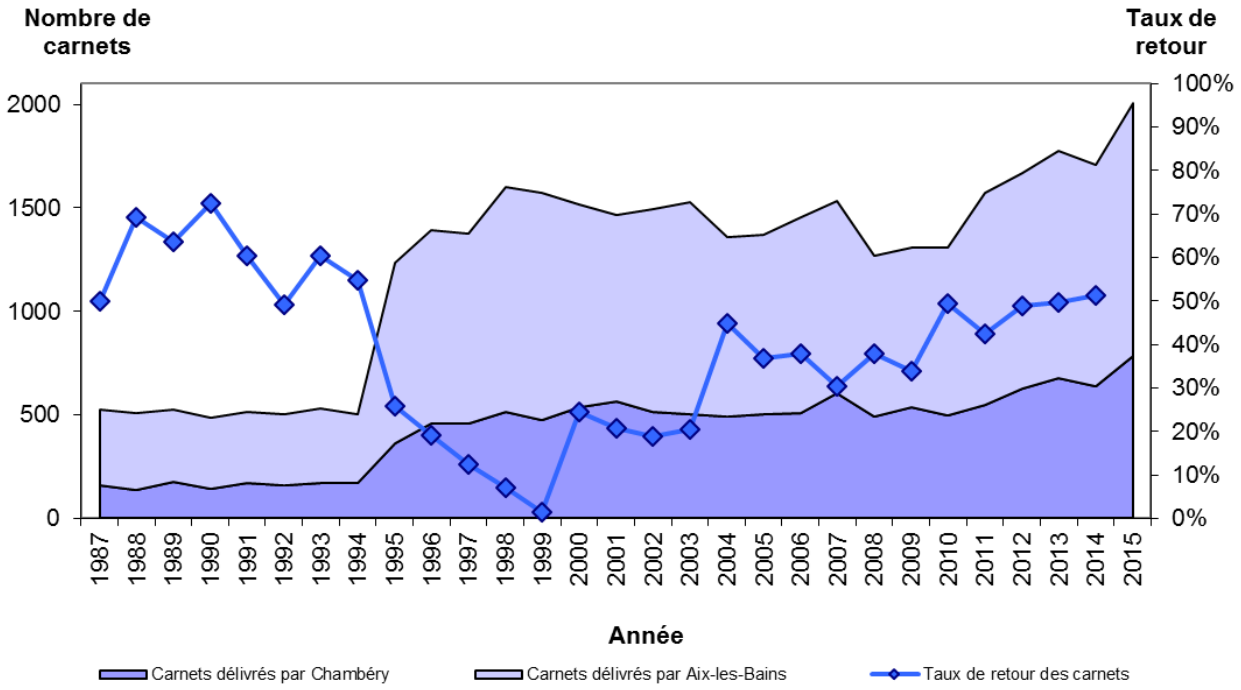


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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'écailles, 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, entrainant 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'échointégration, exprimées en unité d'échointégration, sont visualisées par un cercle dont la surface est proportionnelle à la biomasse détectée, pour chaque couche (Figures 6 et 7).

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

	2005	***2010***	***2011***	***2012***	***2013***	***2014***	***2015***
	3 – 17 m	3 – 15 m	3 – 14 m	3 – 15 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
Moyenne	**1.629**	**0.904**	**0.201**	**2.615**	**1.752**	**0.295**	**0.346**
Minimum	0.001	0.002	0.000	0.055	0.000	0.001	0,001

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

	2005	***2010***	***2011***	***2012***	***2013***	***2014***	***2015***
	17 m - Fond	15 m - Fond	14 m - Fond	15 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
Moyenne	**0.094**	**0.620**	**0.578**	**0.911**	**0.667**	**0.510**	**0.538**
Minimum	0.000	0.028	0.079	0.101	0.101	0.002	0,053

Les valeurs varient beaucoup dans la couche supérieure selon les années, la valeur de 2015 étant à un niveau bas comme en 2011 et 2014. La couche inférieure apparait comme globalement stable depuis les années 2010, 2012 étant une année record, mais les valeurs 2013, 2014, 2015 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 prinpalement présents au sud et au nord du lac. A l'inverse, pour la couche inférieure quelque soit les valeurs de densités enregistrées, les densités ont toujours une répartition spatiale assez homogène. En 2015, les plus fortes densités se rencontrent au sud-est.

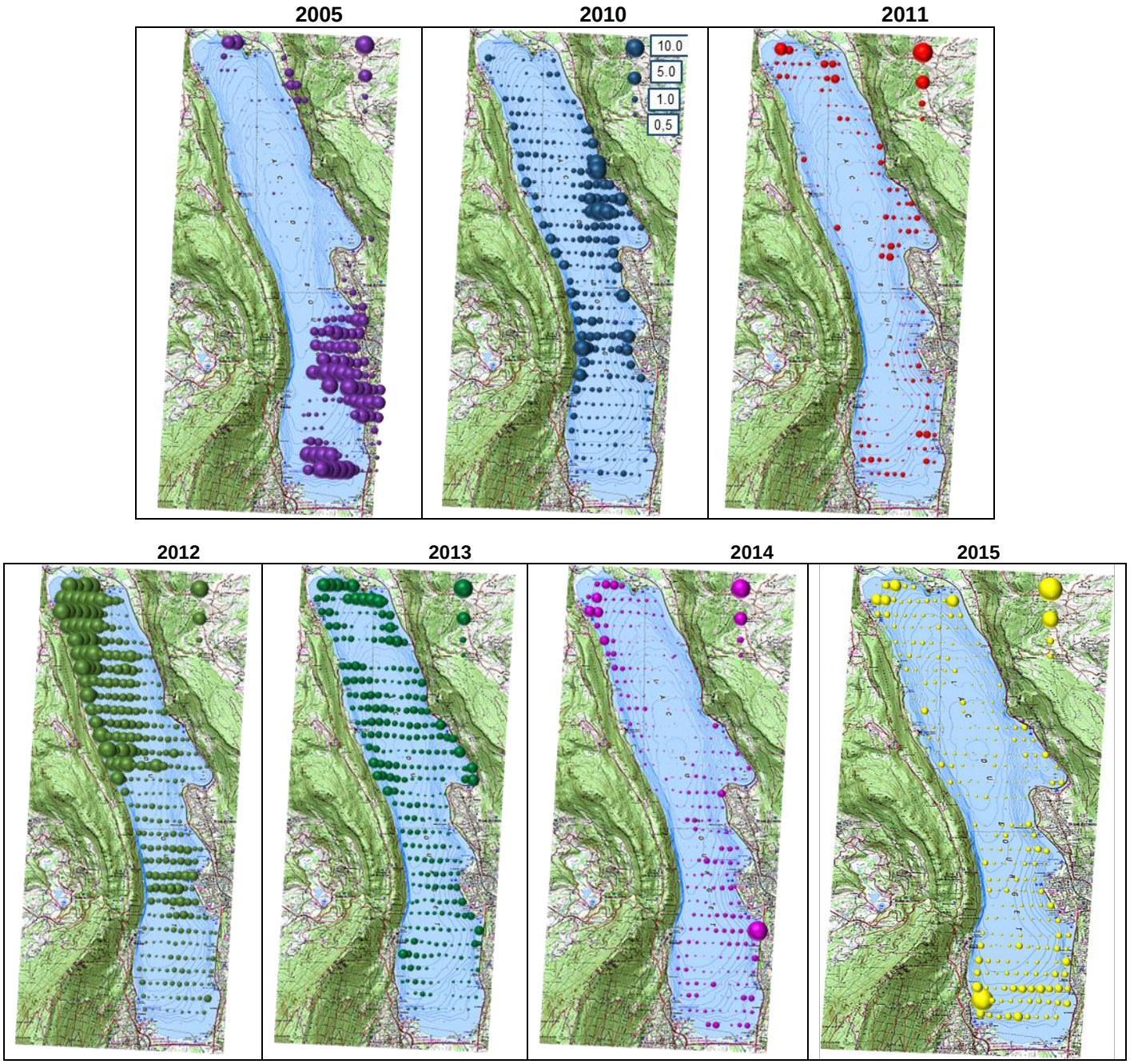


Figure 6 Séquences d'échointégration (Sa) des couches supérieures (2005 et 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 & 2015) de nuit

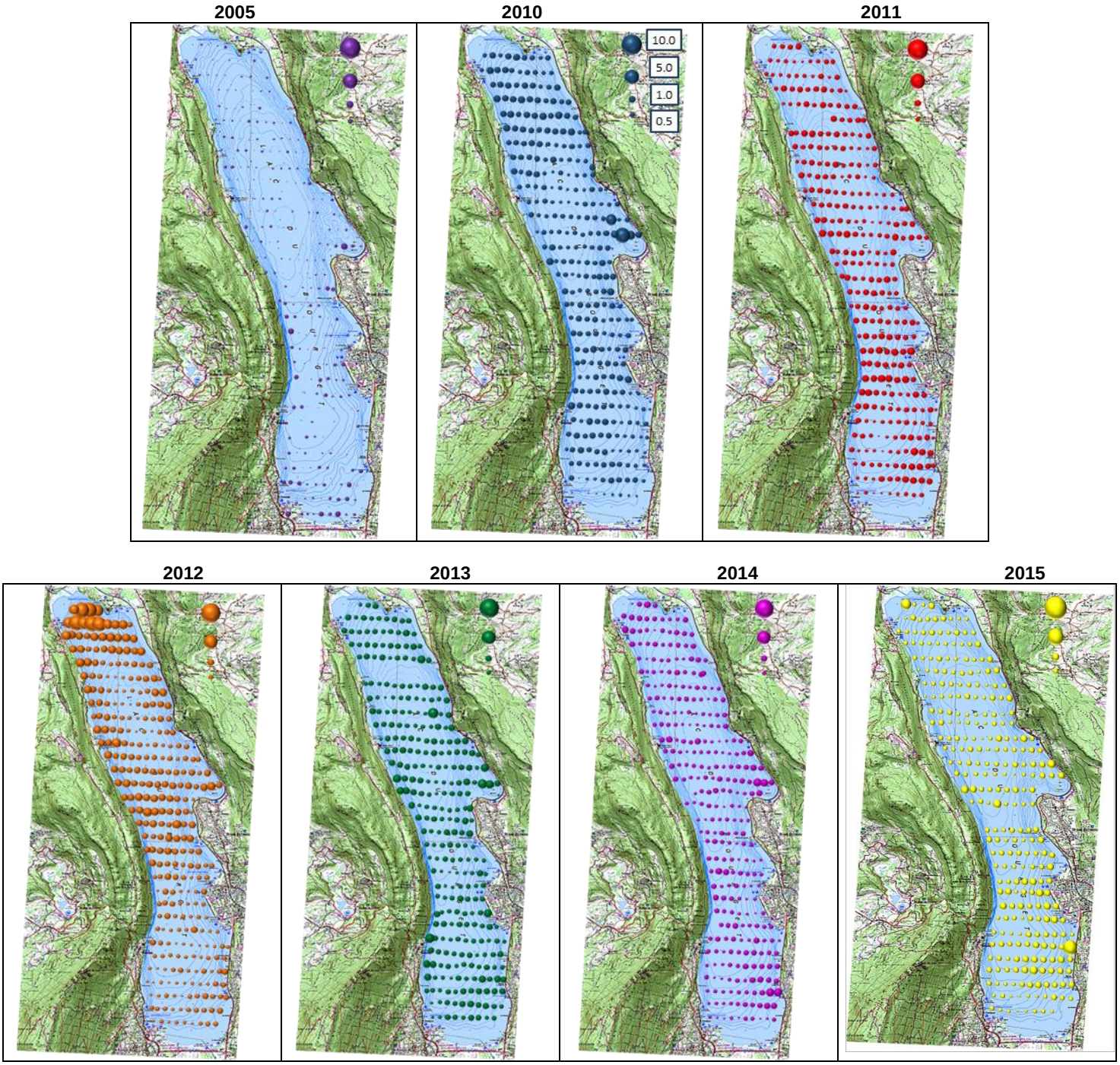


Figure 7 Séquences d'échointégration (Sa) des couches inférieures (2005 et 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 & 2015) de nuit

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 trois campagnes de nuit sont résumés dans le Tableau VI. Les histogrammes des distributions en tailles acoustiques sont présentés en Figures 8 et 9.

Tableau VI Nombre de poissons détectés et TS moyennes par couches pour les campagnes (2005, 2010 à 2015)

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

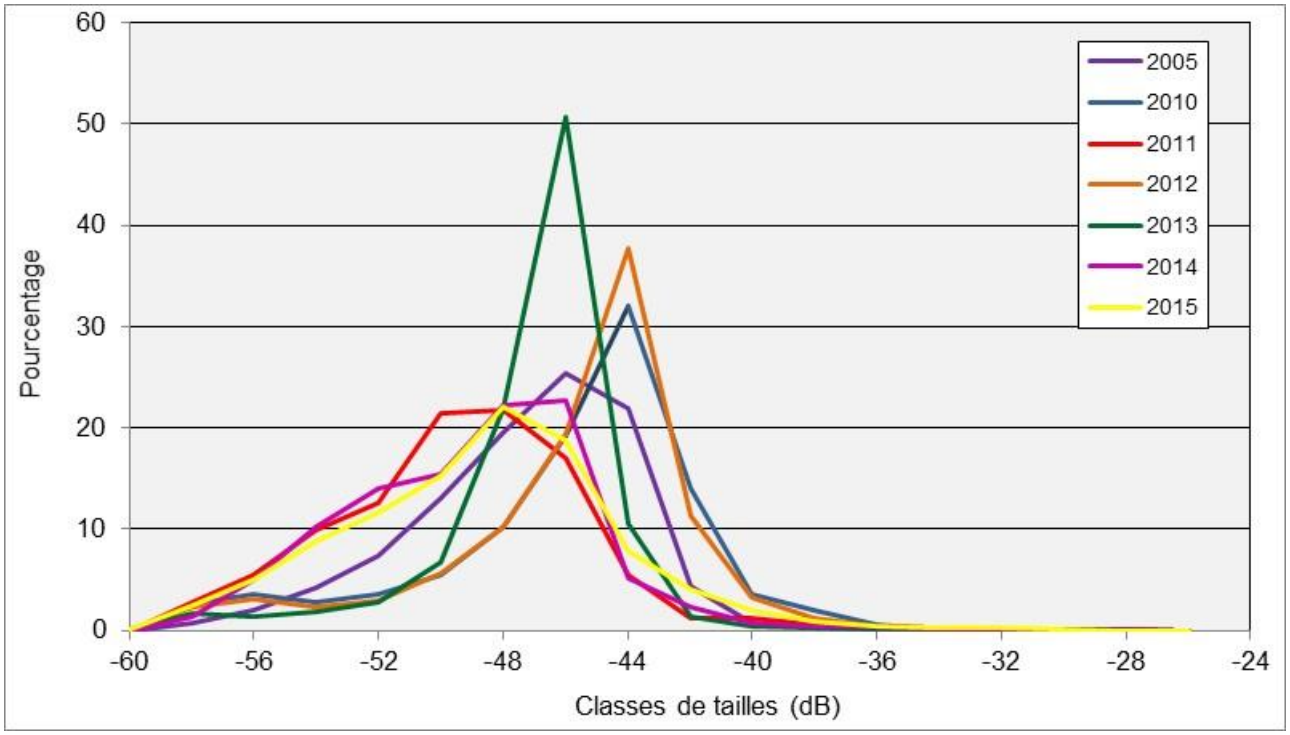


Figure 8 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure, années 2005-2010-2011-2012-2013-2014-2015

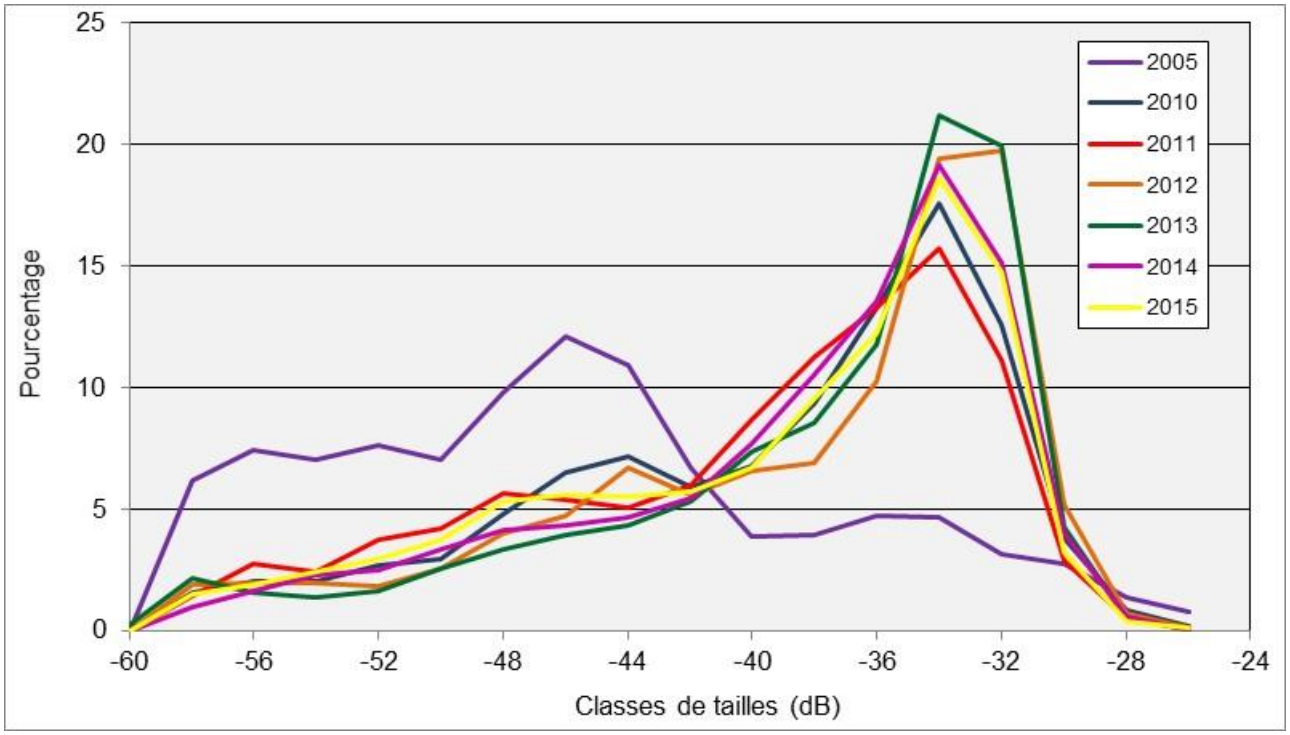


Figure 9 Distributions en classes de tailles pour la couche inférieure, années 2005-2010-2011-2012-2013-2014-2015

Les couches supérieures pour les sept campagnes 2005, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014 et 2015 sont composées respectivement de 98.5, 93.6, 97.6, 94.8, 98.8, 98.49 et 98 % de poissons de taille inférieure à environ 15 cm, les poissons de l'année (-42 dB, Love, 1971 ; Emmrich et al. 2012). En 2005, 2011 et 2013, 2014 et 2015, les distributions en classes de tailles sont représentatives de poissons de tailles légèrement inférieures aux années 2010 et 2012. Les années 2011, 2014 ont les TS moyennes les plus faibles (- 48.2, -48.3 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 leur composition avec respectivement 34.9, 30.3, 45.2, 45.9, 38.9, 37.0 % 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 et -36.7 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).

La répartition des cibles ne montrent pas de gradiant particulier, ni pour les cibles situées au dessus de la thermocline, ni pour celles situées en dessous (Figure 10) en 2013 et en 2015, alors qu'en 2014, une concentration dans la couche 15-20 m semble prédominée.

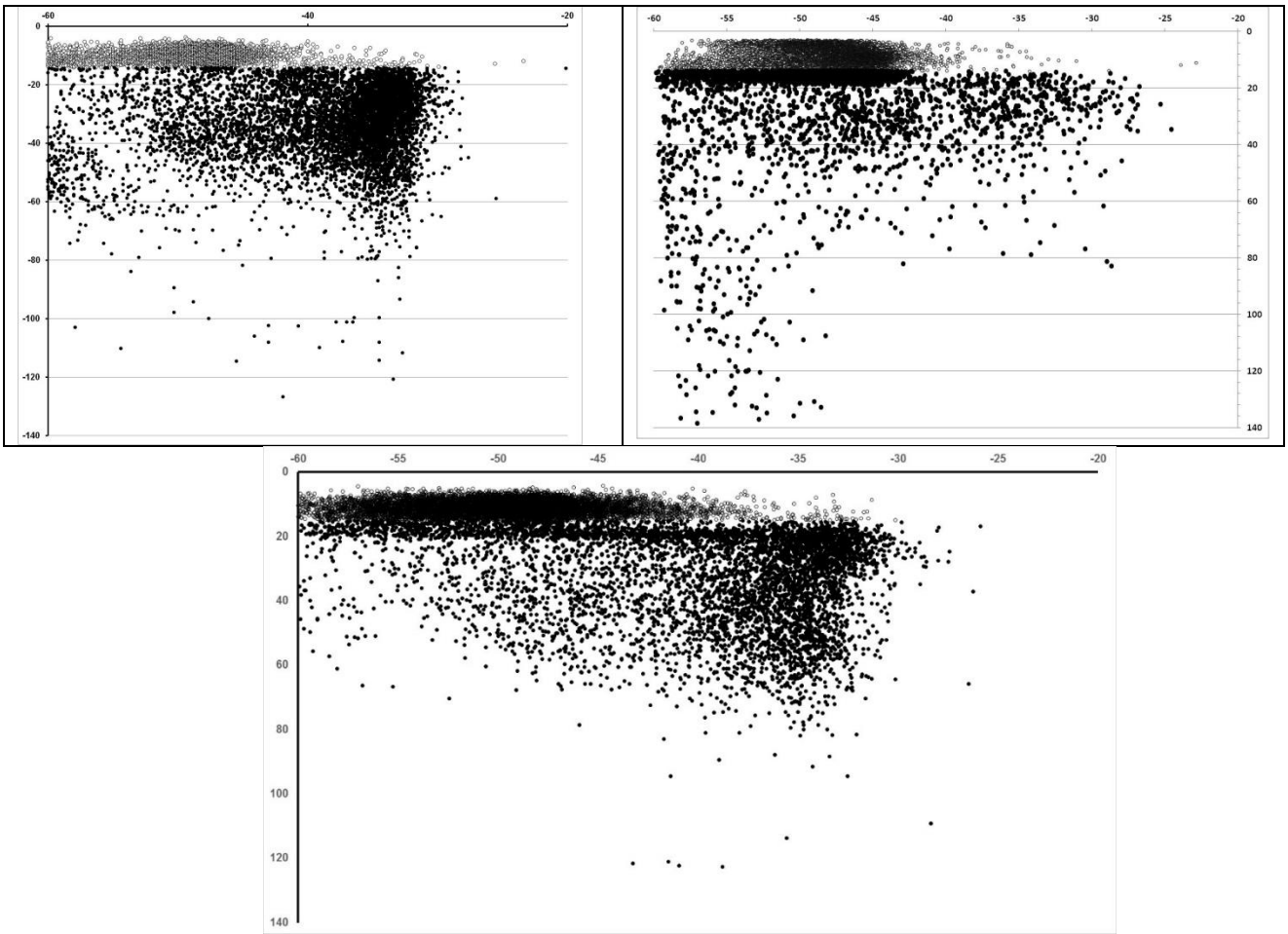


Figure 10 Distributions des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2013, 2014 et 2015

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 priviligiée, 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 2015, contre ~15 % entre 50 et 80 m, et moins de 0,5 %en dessous.

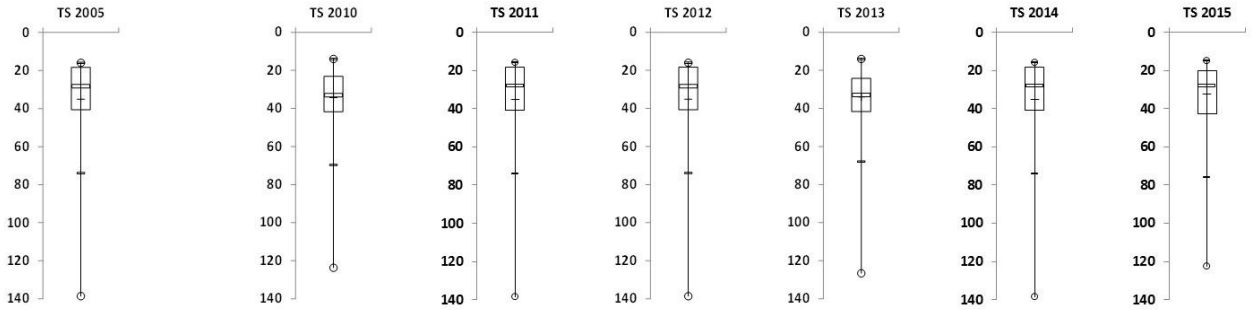


Figure 11 Box-plot de la distribution des cibles dans les couches profondes, en fonction de la profondeur, années 2005 et 2010-2015

III.1.3. Analyse des données hydroacoustiques

De forts coups de vent ont eu lieu au cours de cette campagne, en particulier lors de la première nuit. Le nettoyage des données a été plus approfondi que d'habitude, car il y avait beaucoup de perturbations dans les couches de surface (bulles dues aux vagues, parfois sur plusieurs mètres). Un même transect a été répété, afin de vérifier si les données obtenues deux jours de suite dans des conditions très différentes étaient similaires. Les valeurs obtenues en Sa et les distributions des TS sont du même ordre de grandeur lors du trajet en condition perturbée et par temps calme (données non publiées).

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 confiment bien les tailles acoustiques. Les tailles moyennes des cibles détectées sont du même ordre de grandeur en taille que celles de 2011, 2013 et 2014 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 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 variablité 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), comme pour les années 2010-2011 sont mis en évidence. Ces cycles ont déjà été décrits dans le Léman (Dubois et al. 2008).

Les densités de la couche inférieure à la thermocline étaient faibles en 2005 (0.09), puis similaires en 2010, 2011, 2013, 2014 et 2015 (0,62, 0,58, 0,67, 0,51 et 0,54), 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 en 2015 proches de celle de 2014 (5 et 6 kg.ha^{-1} pour la couche superficielle et 43 et 41 kg.ha^{-1} pour les couches profondes).

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**
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**
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 2015, comme les années précédentes (Figure 12), à des endroits comparables.

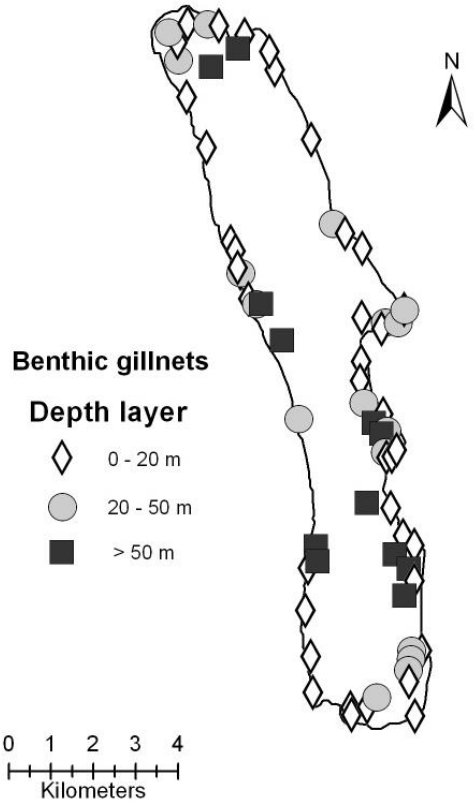


Figure 12 Répartition spatiale des filets et dates de relèves

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 des campagnes de pêche 2013-2014-2015 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques et pélagiques)

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

Total	2120	58209	100%	100%

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

2015			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%
Omble	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%

La campagne de pêche 2015 a permis la capture de 11 espèces de poissons et d'une espèce d'écrevisse, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*). Cette année, plusieurs espèces n'ont pas été attrapées : le chevesne *(Squalius cephalus),* le goujon (*Gobio gobio*), la truite (*Salmo trutta),* ainsi que la lotte *(Lotta lotta).* Par contre l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) a été à nouveau capturé. Ces espèces sont marginales dans l'échantillonnage et sont de ce fait présentes en très faible quantité ou absentes. On notera qu'en 2014 de nombreuses brèmes avaient été attrapées, principalement de petites tailles (moyenne 93 mm) mais qui n'ont pas été reprises en 2015. Par contre le sandre, absent en 2013, a été à nouveau pêché comme en 2014, mais en faible quantité, seulement 19 individus, confirmant sa faible présence depuis plusieurs années.

Le rendement de pêche numérique de 265 ind./1000 m² est un des rendements les plus faibles de la série, au même niveau qu'en 2011, mais on observe une stabilité des rendements numériques depuis le

début des suivis (Figure 13a). Le rendement de pêche pondéral est de 8,34 kg/1000 m². Il légèrement inférieur à celui des campagnes antérieures, et on observe une tendance significative à la baisse (11,68 en 2005 à 8,35 en 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.

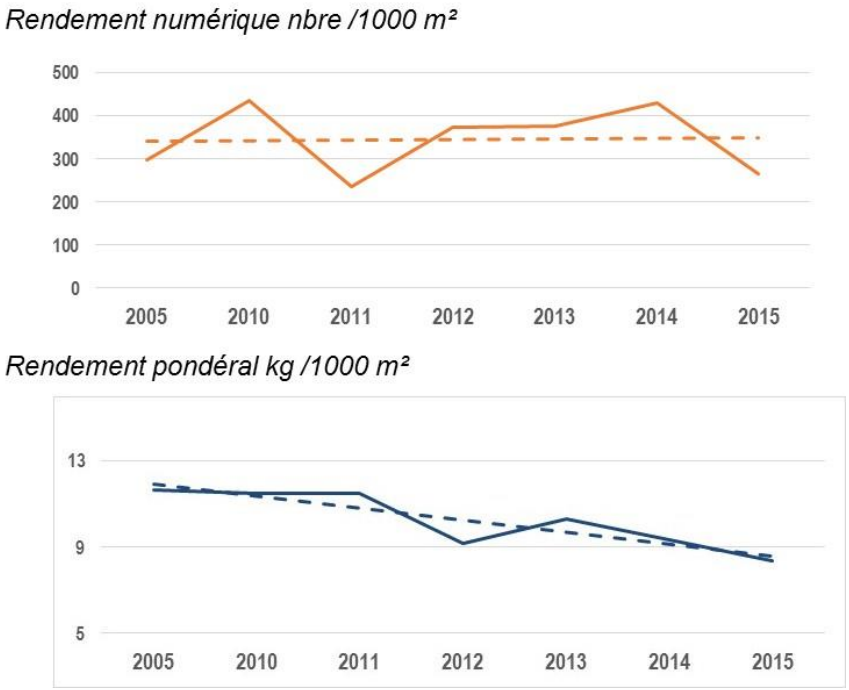


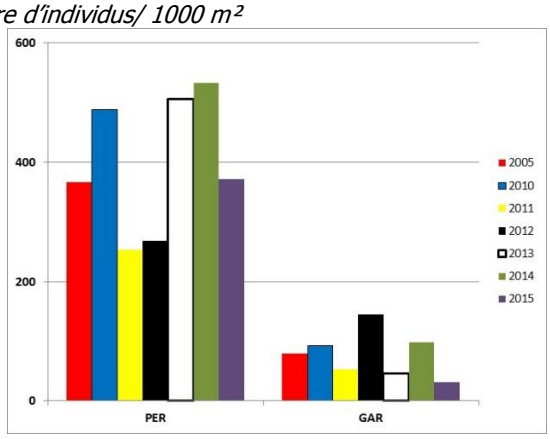
Figure 13 Rendement numérique et pondéral pour 1000 m² de filet, de 2005 puis de 2010 à 2015.

La comparaison inter-annuelle des rendements est basée sur un effort de pêche comparable. Ainsi, l'effort de pêche supplémentaire appliqué en 2010 par l'ONEMA dans la zone pélagique profonde (entre 50 et 70 m) et les captures associées n'ont pas été pris en compte. 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 2005-2015

Les rendements numériques des deux espèces majoritaires (Figure 14), la perche (PER) et le gardon (GAR) sont susceptibles d'être très variables selon les années car liés aux variations du recrutement liés aux conditions climatiques (Gillet 2001). Ainsi, en 2015, les captures de perche sont supérieures aux deux années creuses 2011 et 2012, mais sont plus faibles que les deux fortes années précédentes (2013 et 2014). Pour le gardon, les rendements sont les plus faibles de la série. Pour les rendements pondéraux, les années 2011 et 2012 sont les années avec les valeurs plus faibles pour la perche. Pour le gardon, les rendements pondéraux restent importants.

Nbre d'individus/ 1000 m²



Poids (gr)/ 1000 m²

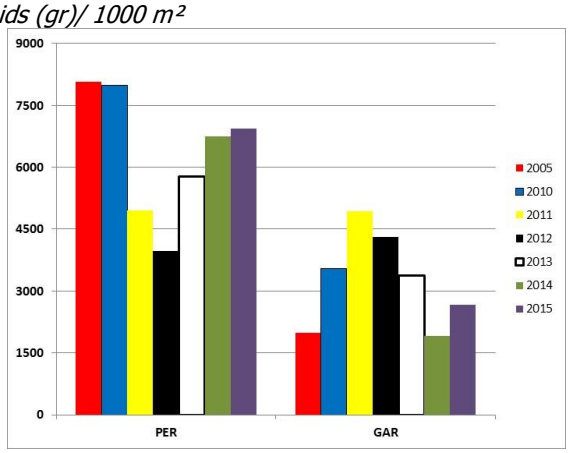


Figure 14 Rendements numériques et pondéraux (ind./1000 m²) des filets benthiques pour la perche (PER) et le gardon (GAR)

Le reste des captures benthiques est dominé comme les années précédentes (Figure 15) par la grémille (GRE) (*Gymnocephalus cernuus)*, percidés, qui est à un niveau stable sur la série, le poisson chat (PCH) (*Ameiurus melas)* qui présente la valeur la plus faible de la série (3,32 ind./1000 m²). Le rotlenge (*Scardinius erythrophthalmus)* est à un niveau équivalent aux années précédentes. Le brochet (*Esox lucius*) présente une stabilité sur la série sans qu'une tendance nette puisse être notée.

Nbre d'individus/ 1000 m²

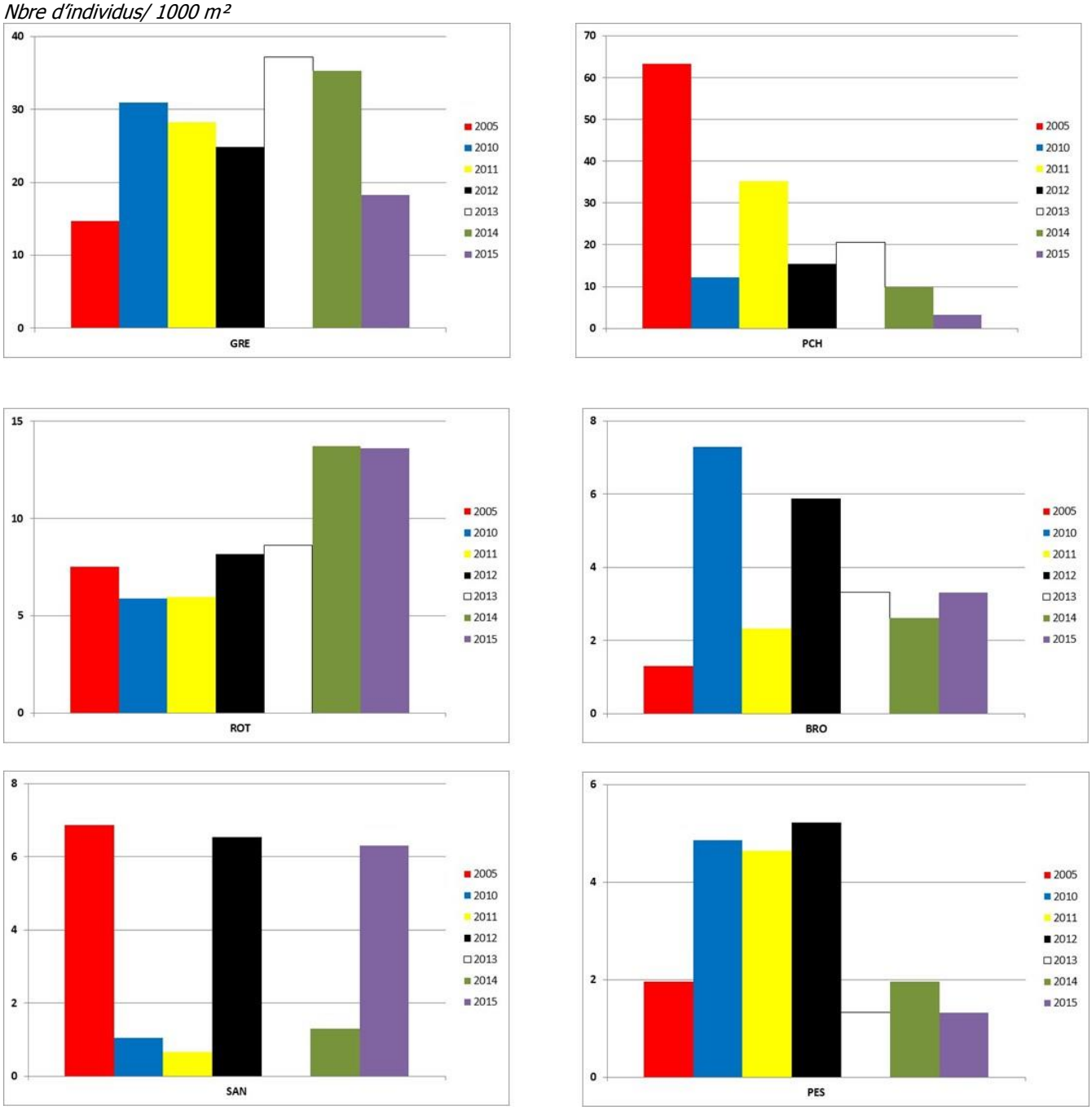


Figure 15 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques pour la gremille(GRE), le poisson-chat (PCH), le rotengle (ROT), le brochet (BRO), le Sandre (SAN),ainsi que la perche-soleil (PES)

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 :

- Le brochet (Figure 15) présente des rendements similaires à 2013, 2014, donc plus faibles qu'en 2010 et 2012, mais plus forts qu'en 2005, avec la moitié des individus capturés de plus de 30 cm.
- Les sandres (Figure 15) (*Sander lucioperca)* ont à nouveau été pêchés, avec une abondance forte, mais qui se révéle très variable dans le temps.
- La perche soleil (PES) (Figure 15) (*Lepomis gibbosus)* est en moindre abondance et confirme un niveau faible.

- 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.

Les rendements pondéraux confirment la domination de la perche et du gardon (Figure 14) en termes de biomasse, suivi par le rotengle, qui est souvent peu présent en nombre mais avec de gros individus (plus de 50 % sont > 30 cm, 1/4 des poissons capturés faisant plus de 300 g et 1 individu est proche du kg). Les rendements pondéraux (Figure 16) confirment la tendance à la disparition du poisson-chat, peu d'individus et qui sont petits. Pour le sandre (Figure 16), le nombre aux cours des années fluctuent fortement mais la tendance est à la baisse du point de vue pondérale.

Poids (kg) / 1000 m²

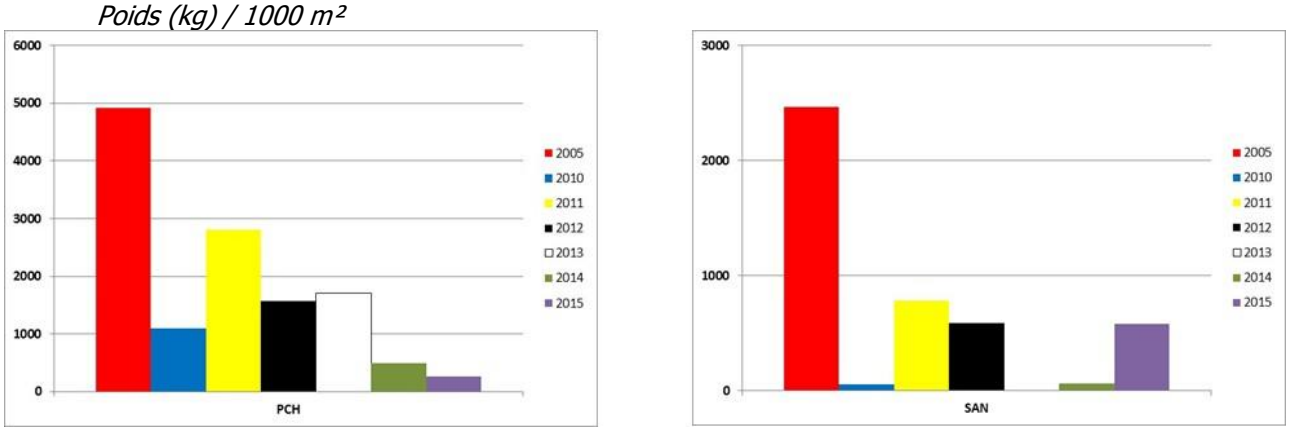


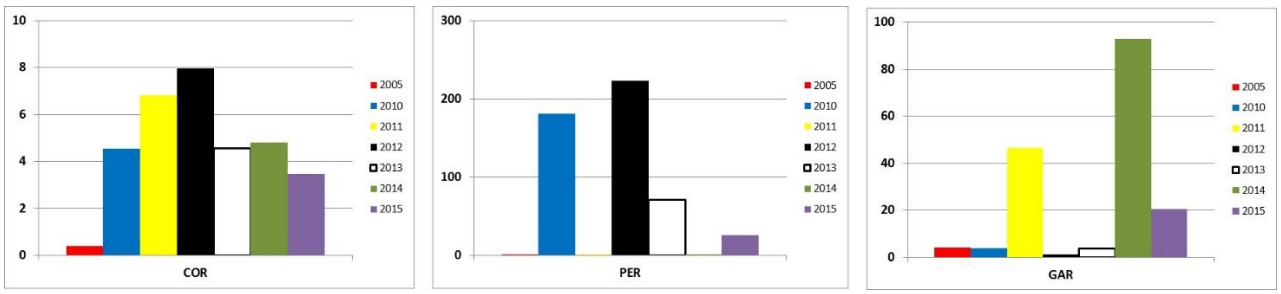
Figure 16 Rendements pondéraux (gr./1000 m²) des filets benthiques pour le poisson-chat (PCH) et le sandre (SAN)

III.2.4. Rendements des filets pélagiques sur la chronique 2005-2015

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, et d'un omble en 2012 et en 2015, et pour la première fois d'un jeune brochet de 25 cm.

- On constate une stablisation numérique du corégone entre 2005 et les années 2010-2014, avec un pic en 2012, mais une baisse du rendement pondéral.
- 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 : 2015 est une année de rendement très faible dans les filets pélagiques.

a) Nbre d'individus/ 1000 m²



b) Poids (kg) / 1000 m²

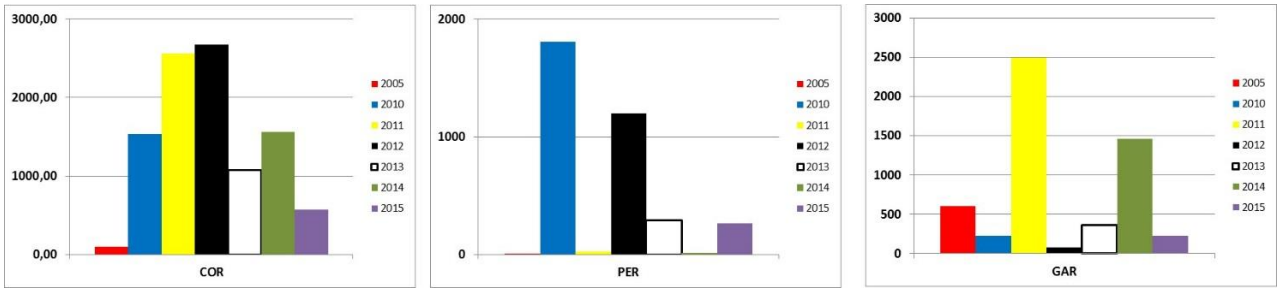


Figure 17 Rendements numériques (a) et pondéraux (b) des filets pélagiques

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 certaines années mais cetet 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 2015, la population de perche présente une nouvelle fois les abondances les plus fortes, caractérisées par une forte proportion d'alevins de l'année (Figure 18), avec un mode (taille moyenne des juvéniles) qui varie nettement d'une année sur l'autre.

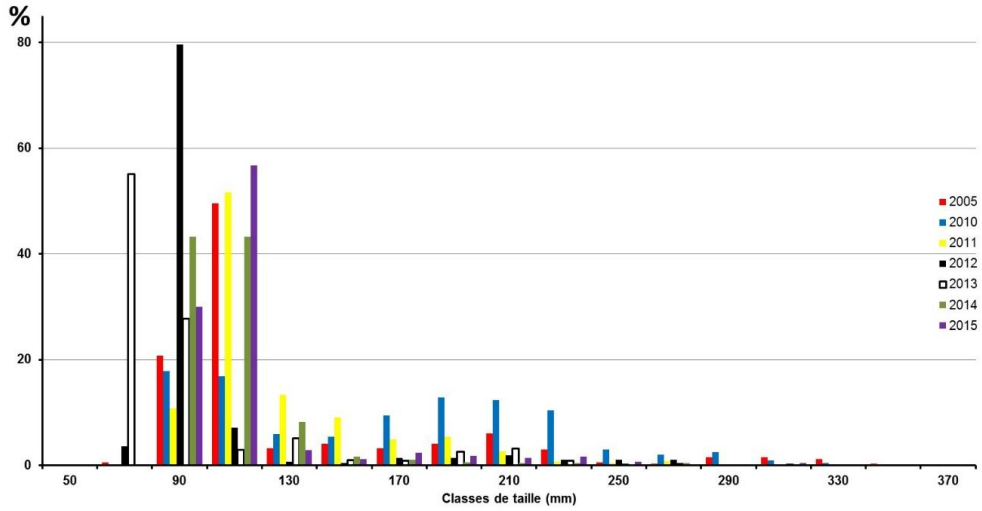


Figure 18 Structure en taille de la population de perche

Tous les poissons de moins de 12 cm environ, d'après les lectures d'opercules réalisées, 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 nette, de 70 mm en 2014, taille la plus faible, à 101 mm en 2011, taille la plus grande. Une relation (non significative statistiquement) apparait entre les densités acoustiques détectées et les tailles moyennes (Figure 19), mais pas avec les rendements de pêches.

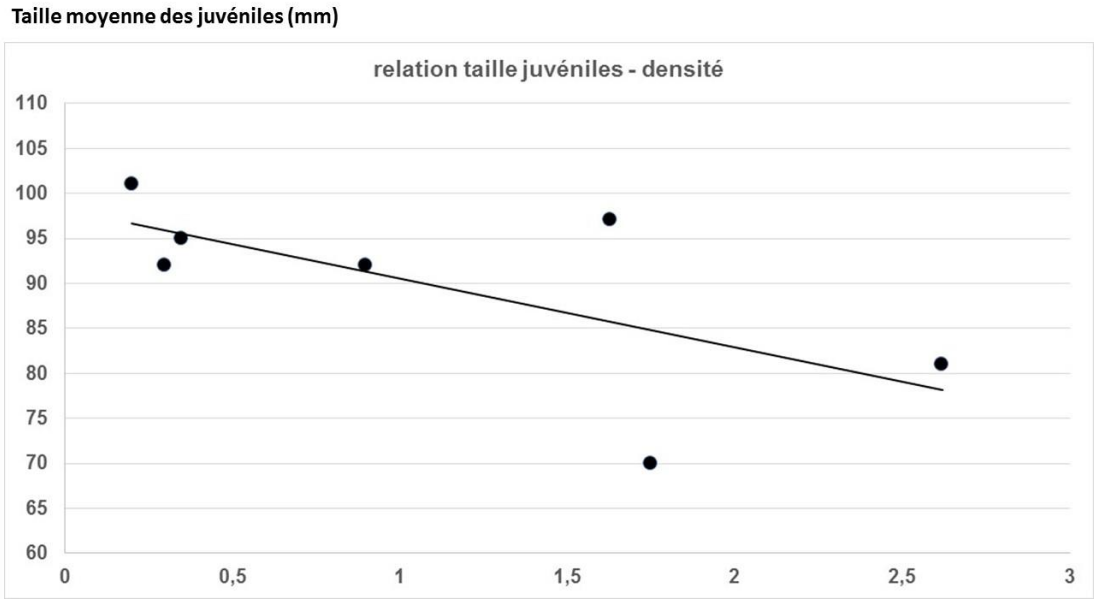


Figure 19 Relation taille moyenne des juvéniles et densités détectées en couche de surface

Les poissons 0+ sont porteurs à environ 70 % du parasite *Triaenophorus crassus,* chiffre similaire aux années antérieures, et très conséquent. Ce parasite peut impacter fortement 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). Une étude spécifique sur la relation perche-parasite est réalisée en 2016 (Master Amélie Frantz).

Le reste de la population est composé de perches plus grandes (taille maximale capturée 62 cm) correspondant à des poissons de 1+, 2+ voir 3+. La proportion de poissons de taille supérieure à 25-30 cm, les perches âgés 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 2 %. 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 2015 par rapport à 2014. Le ralentissement de la croissance qui s'était amorcé en 2012 ne semble pas confirmé en 2015.

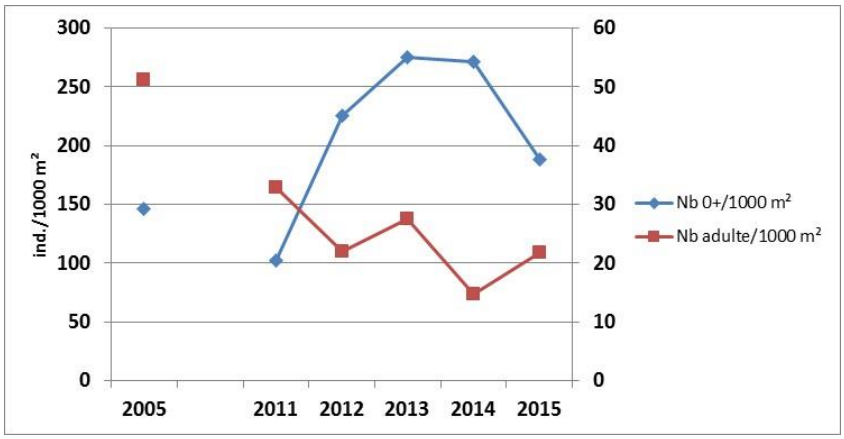


Figure 20 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les relations tailles-poids (Figure 21) sont similaires, les différences n'étant pas significatives.

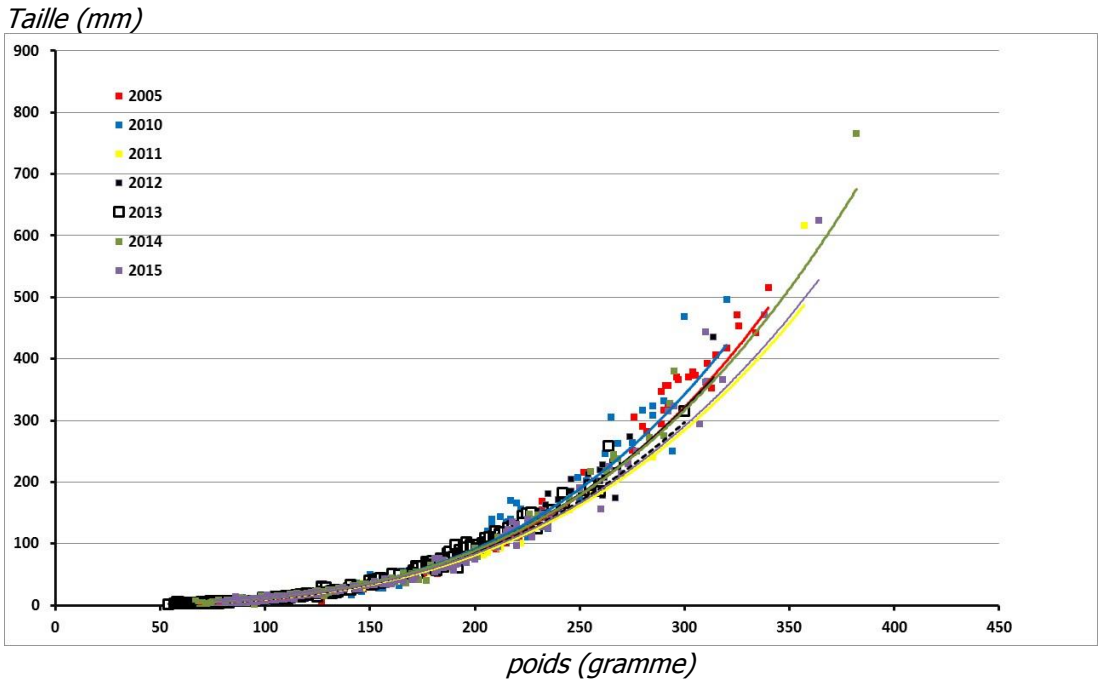
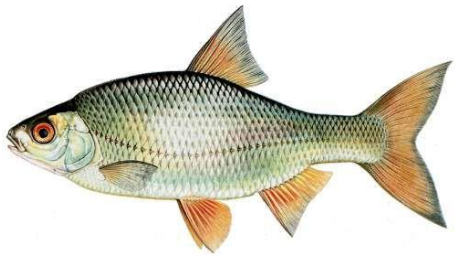


Figure 21 Relation taille – poids pour la perche (2005-2010-2011-2012-2012-2014-2015)

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 33 cm, et représentent une proportion assez importante, contrairement à 2014.

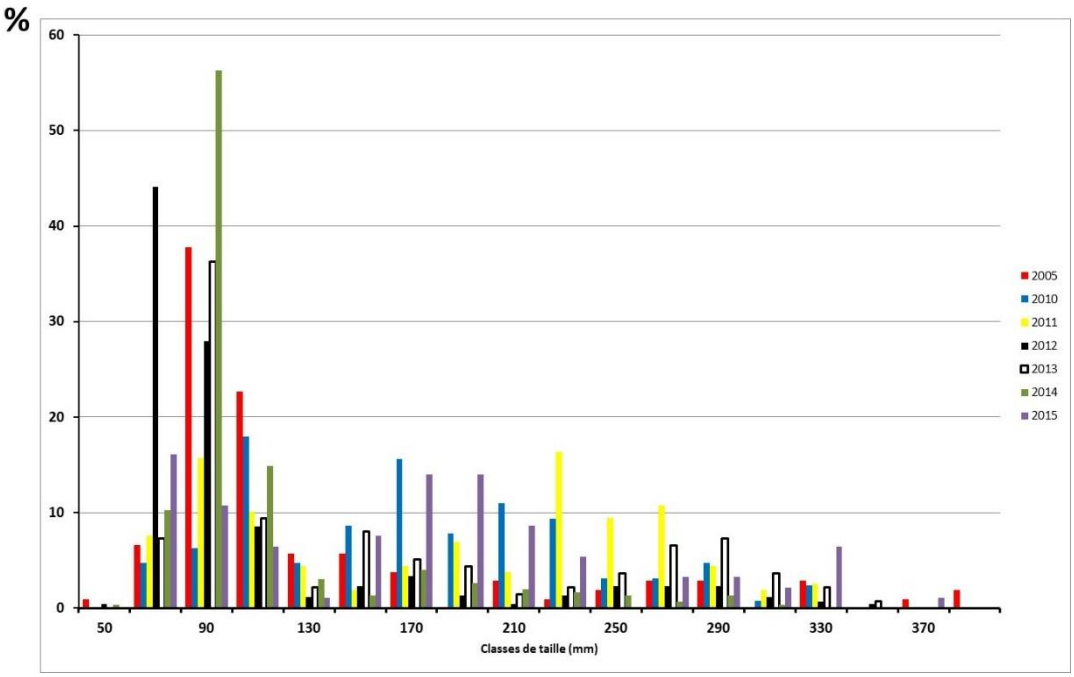


Figure 22 Structure en taille de la population de gardon

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 2015, les rendements de pêche concernant les alevins sont bas, montrant l'importante fluctuation du recutement selon les années. Après un pic en 2010 et 2011, ceux des adultes sont stables depuis 2012. A travers les distributions en taille et les rendements de pêche, il est possible de mettre en avant la force de certaines cohortes. Ainsi, on voit très nettement que les années 2012 et 2014 sont à l'origine d'un bon recrutement et donc potentiellement de cohortes dominantes.

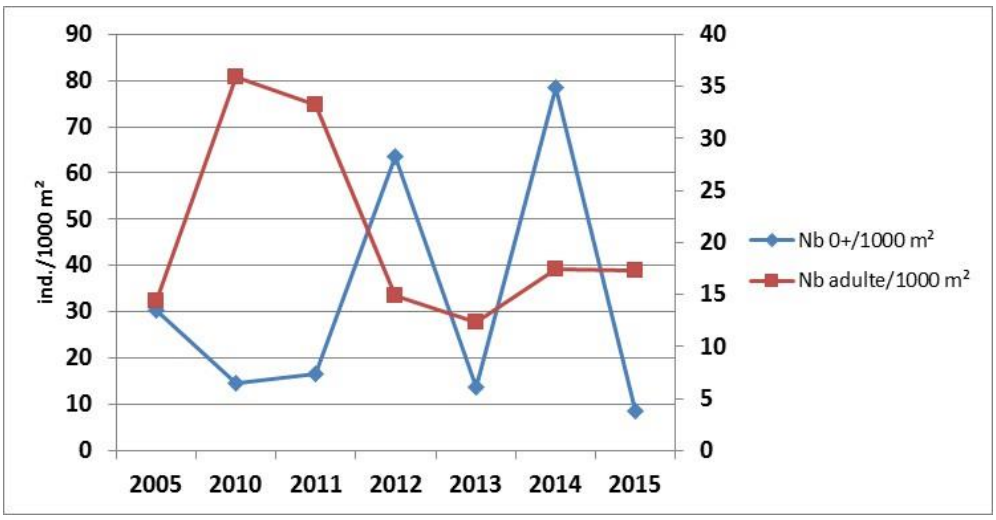


Figure 23 Rendements numériques des alevins de gardons et des gardons adultes

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

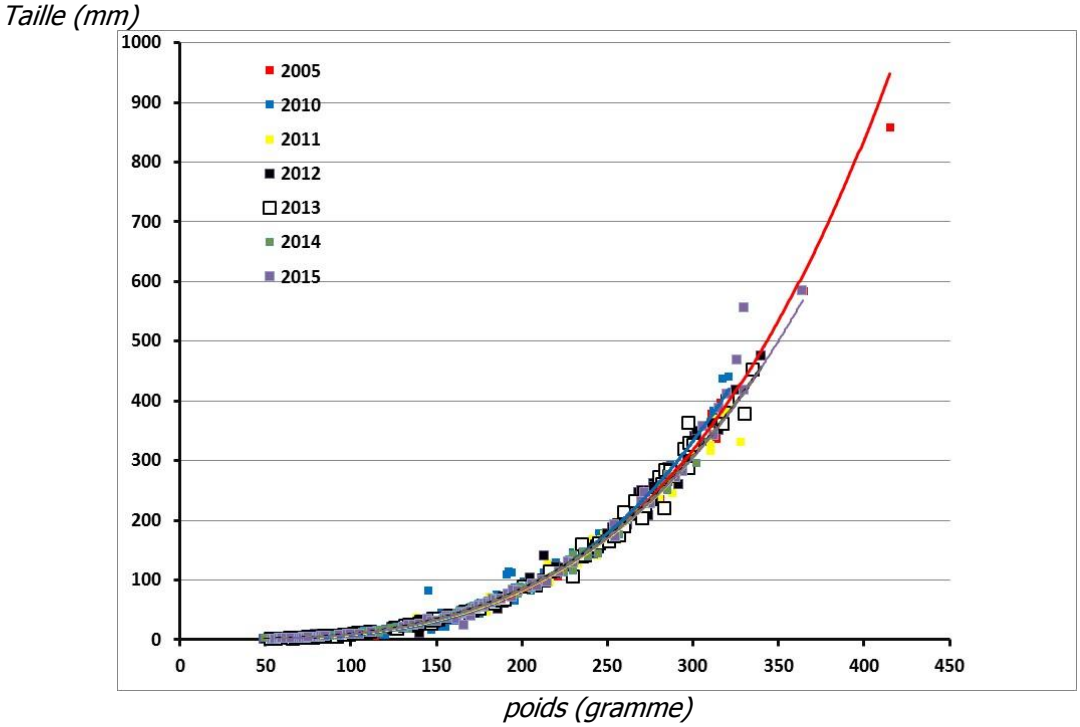


Figure 24 Relation taille – poids pour le gardon (2005-2010-2011-2012-2013-2014-2015)

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 et 2015 (Figure 25). L'analyse des écailles prélevées sur les corégones capturés au cours de la campagne 2015 confirme la présence de plusieurs générations :

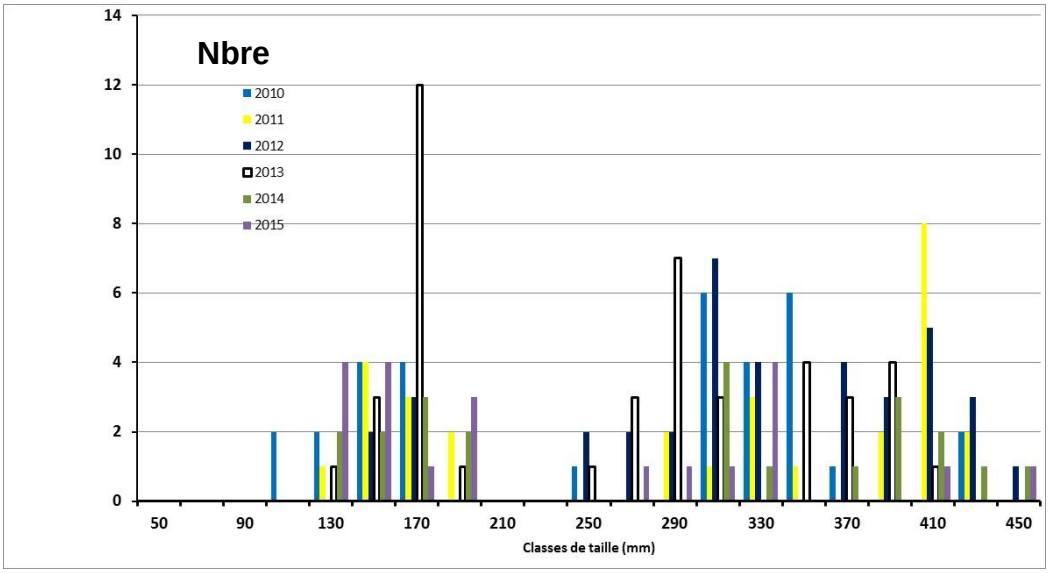


Figure 25 Structure en taille et en âge des corégones capturés en 2010, 2011,2012, 2013, 2014, 2015

Les corégones de l'année mesurent entre 12 et 19 cm, ceux d'1 an, nés en 2014, mesurent moins de 33 cm. Les corégones de 2 ans, nés en 2013 et quelques individus de 3 ans nés en 2012, mesurent entre 38 et 44 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 20 cm) et ceux obtenus pour les adultes sont calculés (Figure 26). On constate que les rendements de corégones adultes sont encore en baisse depuis 2012, et apparaissent comme les plus bas niveaux observés depuis le redémarrage du stock en 2009. Par contre pour les juvéniles, le rendement est à nouveau en hausse par rapport à 2014, mais à un niveau proche de 2010-2011. En 2015, malgré un effort de pêche conséquent, comme en 2012-2013, seulement 20 individus ont été capturés. Les conditions météo sont peut être aussi à l'origine de captures moins bonnes, la tendue des filets pélagiques en condition venteuse étant parfois difficile et impliquant des poses de moins bonne qualité.

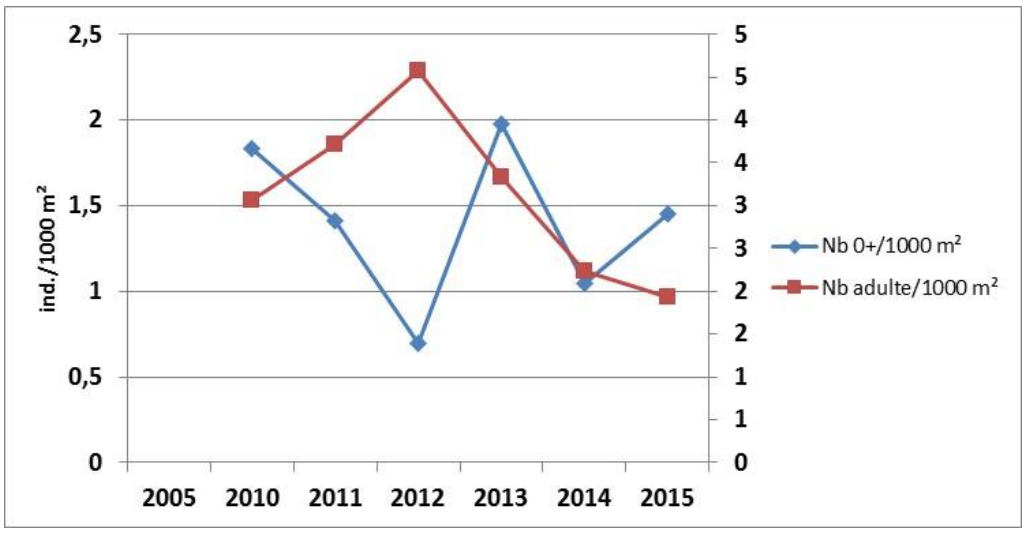


Figure 26 Rendements numériques des alevins de corégones et des corégones adultes

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

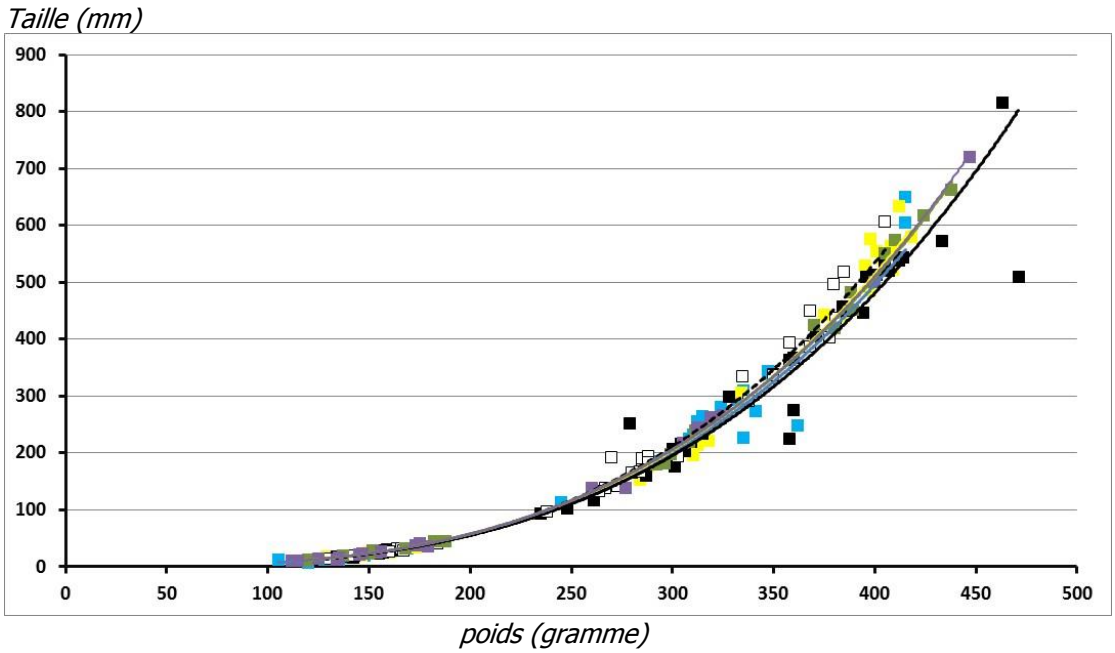


Figure 27 Relation taille – poids pour le lavaret (2010-2015)

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 est représentée par des individus adultes âgés entre 2 et 5 ans.

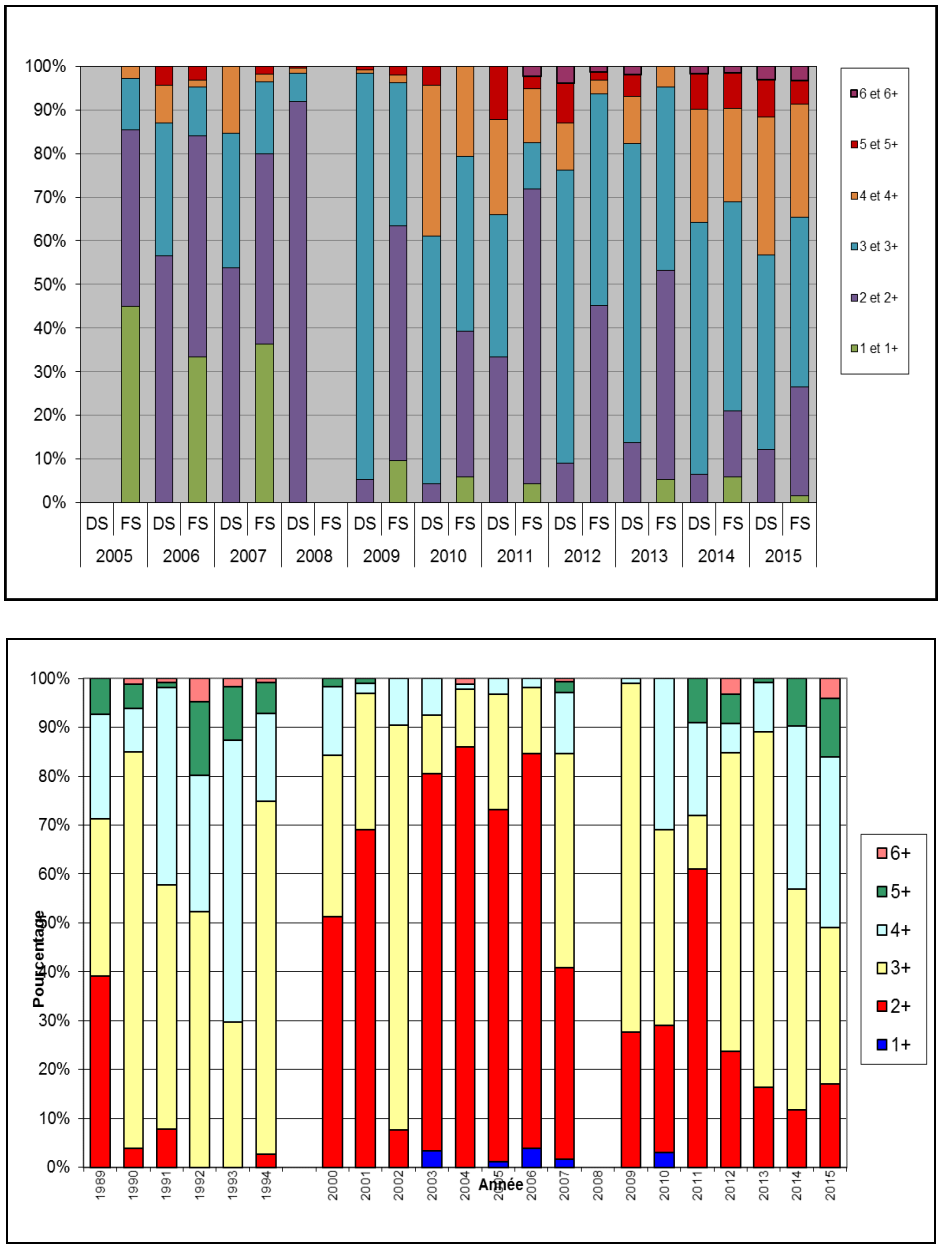


Figure 28 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (gauche, DS : début saison FS : fin saison) et structure en âge des géniteurs de corégones capturés lors des pêches exceptionnelles hivernales (droite)

En 2015, les corégones capturés par la pêche amateur et professionnelle sont majoritairement des poissons de 3 et 4 ans. La proportion des individus de 2 ans ne dépasse pas 20 % et on voit apparaître des poissons plus âgés de 6 et 7 ans. L'exploitation semble ainsi durable car basée sur un minimum de 4 classes d'âge et préserve les plus jeunes poissons.

III.2.6.4. Autres espèces

La population de poisson chat qui avait connu une véritable explosion en 2004-2005, a été décimée en 2007 par un ranavirus (Bigarré et al. 2008). Les années 2010-2015 montrent une tendance à la diminution de cette population, le rendement numérique surfacique étant le plus bas de la série (Figure 29).

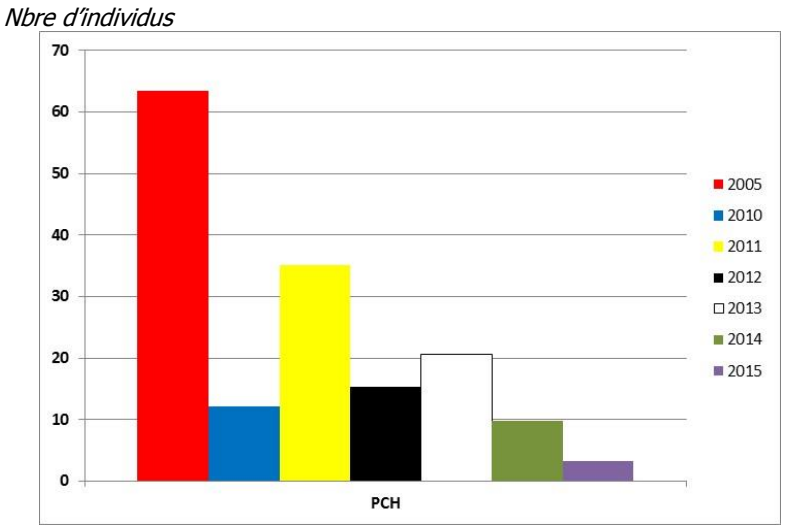


Figure 29 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques pour le poisson-chat

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 2015, ne comporte plus de petits individus, < à 13 cm : mauvais recrutement et donc absence de 0+, ou trop faible nombre d'individus capturés pour être représentatif ?

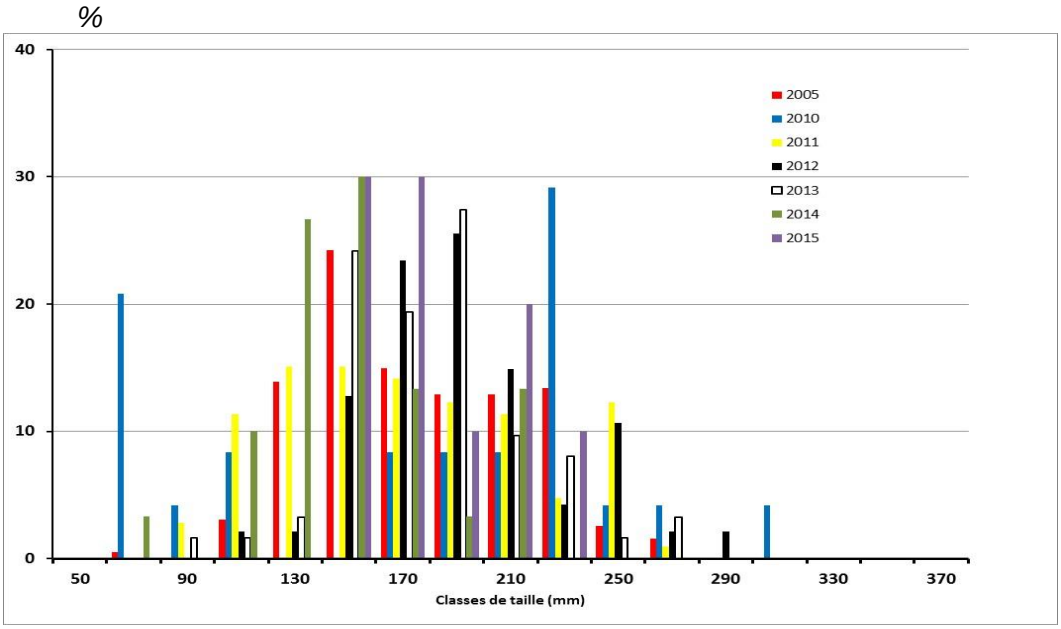


Figure 30 Structure en taille de la population de poisson chat

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

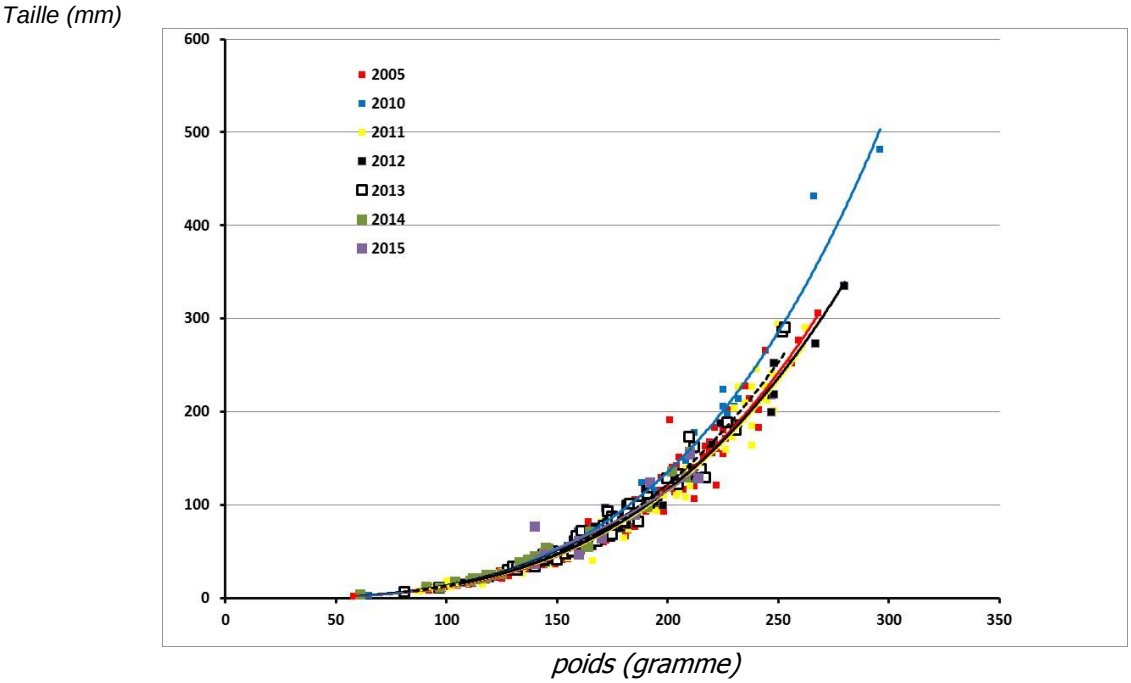


Figure 31 Relation taille – poids pour le poisson-chat (2005-2010-2012-2013-2014-2015)

Le rendement numérique de la grémille a doublé en 2010-2011-2012-2013-2014 par rapport à 2005 mais a diminué en 2015 pour être à un niveau équivalent à 2005 (inférieur à 10 ind./1000 m² contre 20 pour les autres années).

Les structures en taille sont très similaires entre les années (Figure 32), mais en 2005 et 2013, la population est dominée par des poissons de 9-10 cm alors que pour 2010, 2011, 2012, 2014 le mode est centré sur des poissons de 7-8 cm. En 2015, il y a une forte présence de gros individus. Les relations tailles-poids sont similaires (Figure 33).

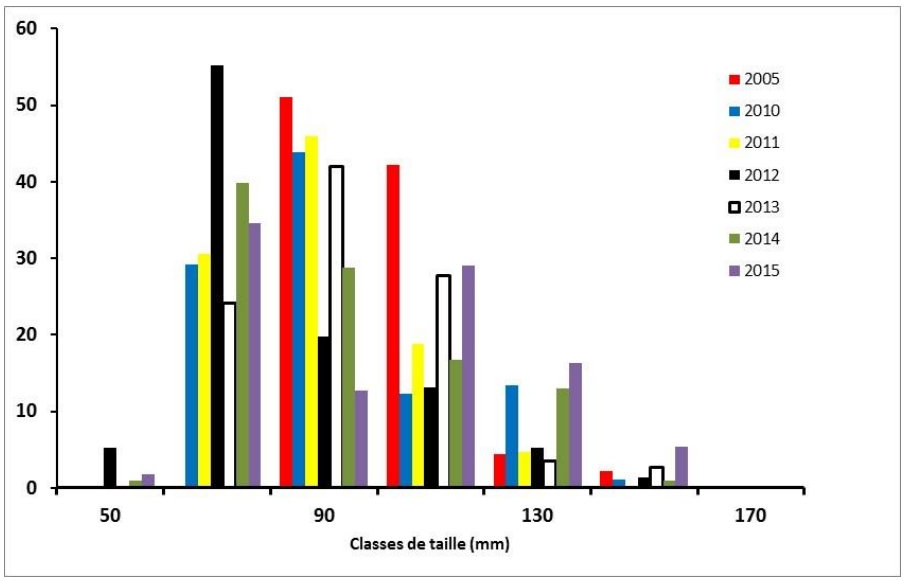
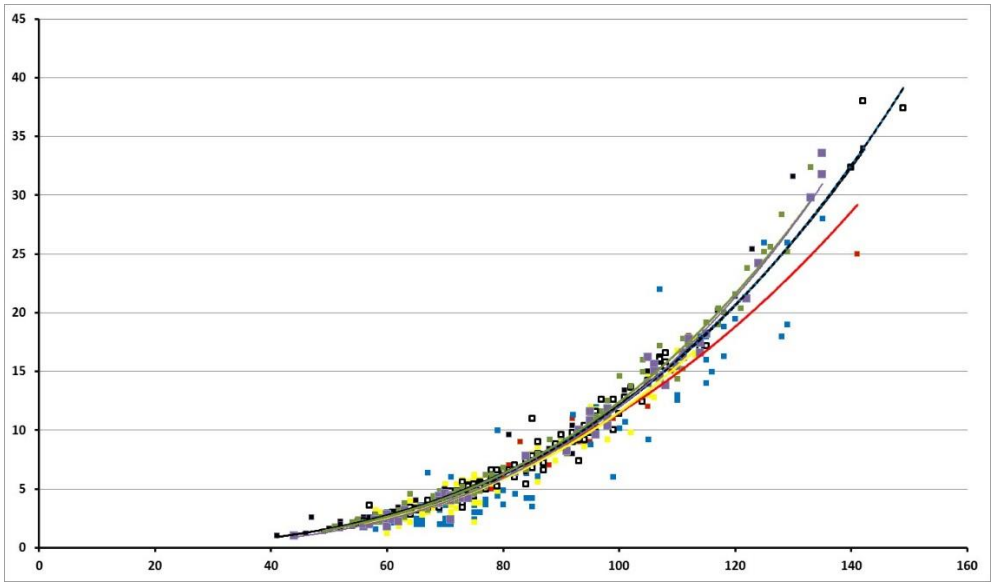


Figure 32 Structure en taille de la population de grémille

Taille (mm)



poids (gramme)

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

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 pêcherie 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.

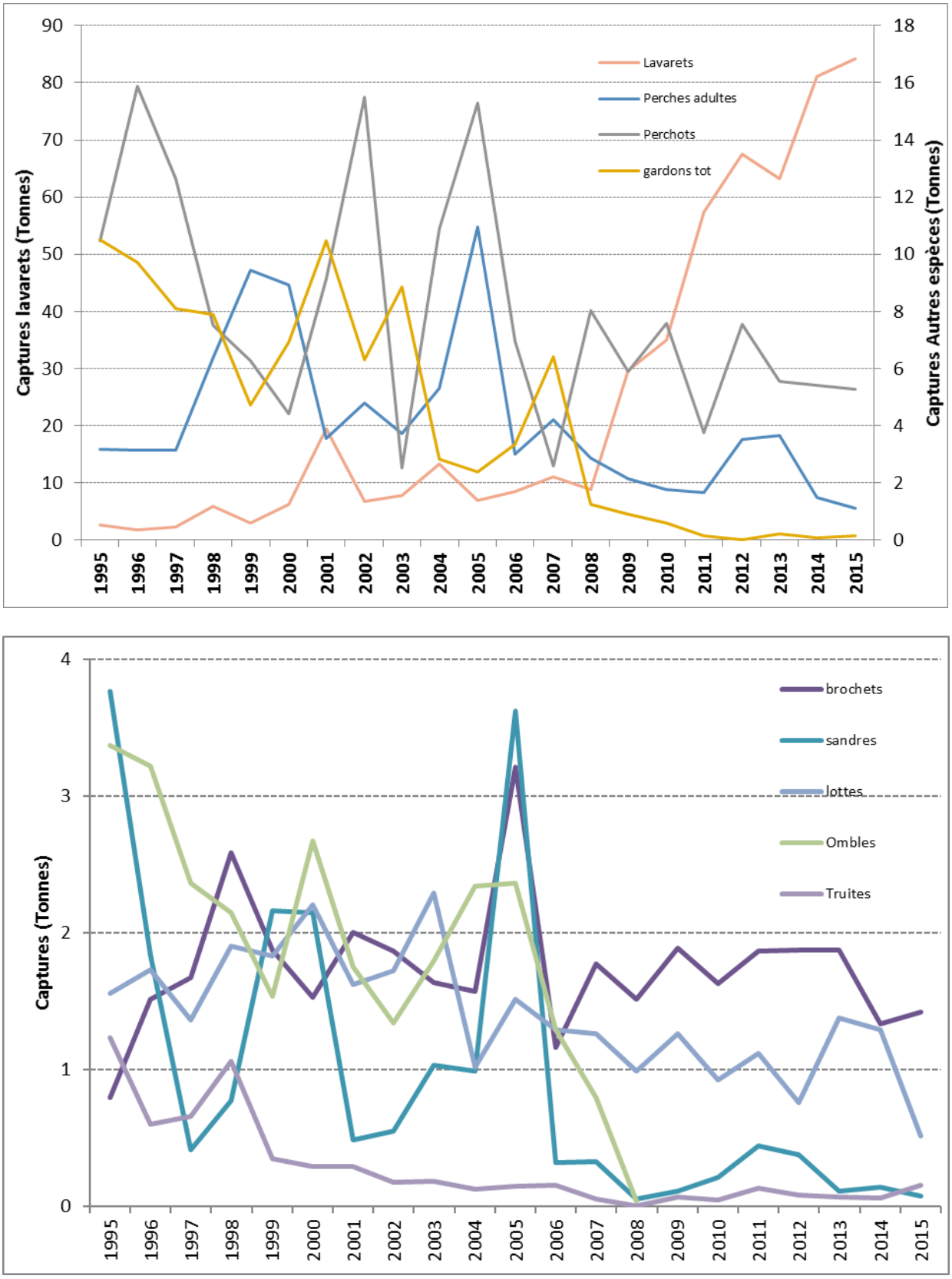


Figure 34 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2015 (données DDT73)

La saison 2015 est une nouvelle fois une année record avec 95 tonnes de poissons capturés, niveau qui n'avait pas été enregistré depuis le début des années 90.

L'ensemble des captures est dominé par le corégone (84 tonnes), constituant un nouveau record. 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.

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 colectivités pscicoles 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 2015, les captures des pêcheurs professionnelles montrent une tendance à la hausse atteignant plus de 150 kgs.

En 2015, 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 s'effondrent en 2015 et atteignent un niveau très bas de l'ordre de 0,5 tonnes.

Pour information, en 2015, les captures de silures ont été plus significatives pour la deuxième année consécutive. Au total, 42 prises de silures ont été déclarées entre février et octobre (contre une vingtaine en 2014). Les poissons ont été capturés sur l'ensemble du lac entre 2 et 40 m de profondeur. Ils mesuraient entre 40 cm et 1 m pour un poids compris entre 1 et 7 kgs. Les captures les plus fréquentes concernent des individus de 80-90 cm pesant 4-5 kgs. Tous les silures ont été conservés par les pêcheurs, aucun n'a été remis à l'eau.

III.3.2. Estimation d'une Capture par Unité d'Effort pour le corégone

Un travail a été conduit en 2015 à l'occasion d'un stage afin de calculer une capture par unité d'effort, 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 Figure 35 présente l'évolution des CPUE depuis 1992. 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 2010 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 établi à 84 tonnes, le rendement de pêche a tendance depuis 4 ans à se stabiliser entre 15 et 20 kgs/pic.

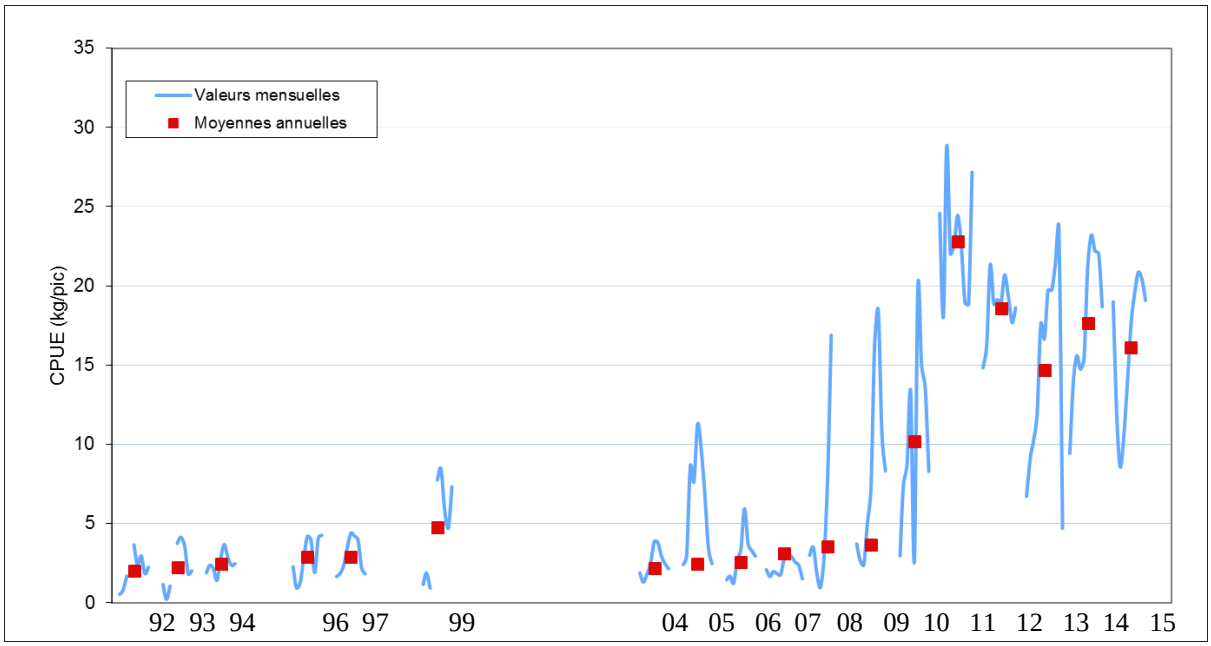


Figure 35 Evolution des captures par unité d'effort pour le corégone (données DDT73)

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 2015. 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 (Fig. 36). 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 36) 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 2015, les rendements sont une nouvelle fois élevés avec plus de 2,5 corégones par sortie en moyenne sur l'année.

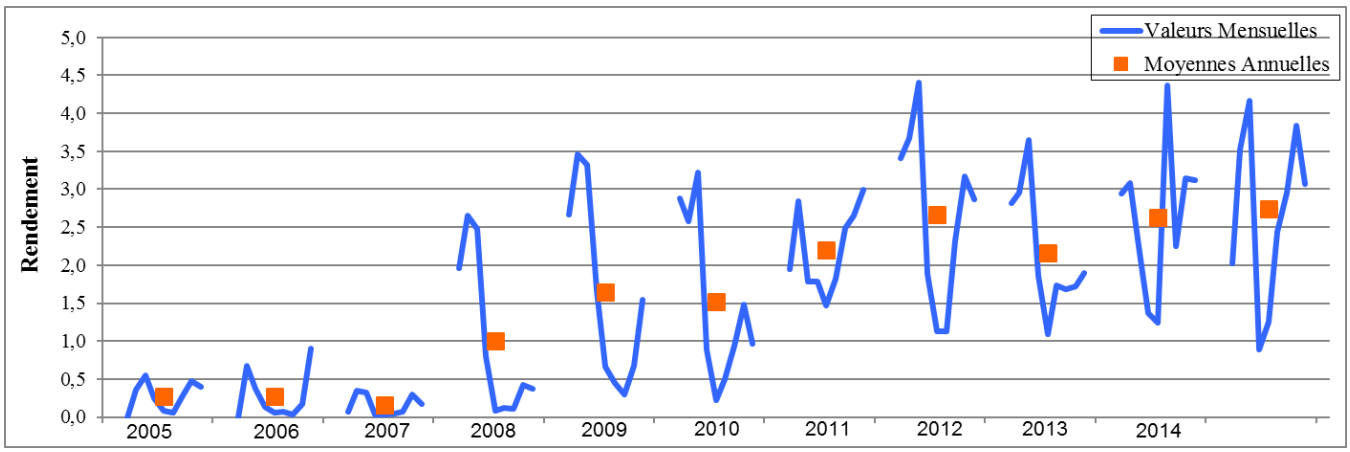


Figure 36 Rendements de capture de corégones de la pêche amateur entre 2004 et 2015

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Figure 37). L'étude menée sur l'efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) a montré que la population d'omble chevalier du Bourget est encore très dépendante de celui-ci (90 %). Ainsi, un pic de capture est souvent en relation avec un fort niveau d'alevinage pratiqué 3 ans auparavant. Depuis 2008, l'omble chevalier est sous le coup d'un arrêté préfectoral d'interdiction de pêche à des fins de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB. De nombreux amateurs ont donc délaissé la pêche à la traîne spécifique à la capture de l'espèce mais certains continuent et choisissent de garder ou de relâcher leurs poissons induisant ainsi un biais dans les rendements calculés après 2008. Le suivi spécifique du groupe de pêcheurs volontaires, dont les captures sont représentatives de celles de l'ensemble des pêcheurs, permet d'estimer ce qu'aurait pu être le rendement depuis l'arrêté de 2008. En effet, entre 2009 et 2013, les CPUE ont été recalculés sur la base des ombles capturés au dessus de la taille légale de 30 cm, c'est-à-dire les poissons qui étaient systématiquement gardés par les pêcheurs avant 2008. Ainsi, en l'absence d'arrêté, les saisons 2009 et 2010 se seraient classées parmi les meilleures depuis le début du suivi tandis que les saisons 2011 et 2012 seraient moins favorables illustrées par une forte chute des rendements de capture. Cette baisse peut être mise en relation avec une réduction des alevinages opérée depuis 2009 suite à l'arrêt de l'intérêt commercial de l'espèce. Après une reprise des captures en 2013 très certainement liée aux alevinages de l'année 2010, la tendance est de nouveau à la baisse. 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.

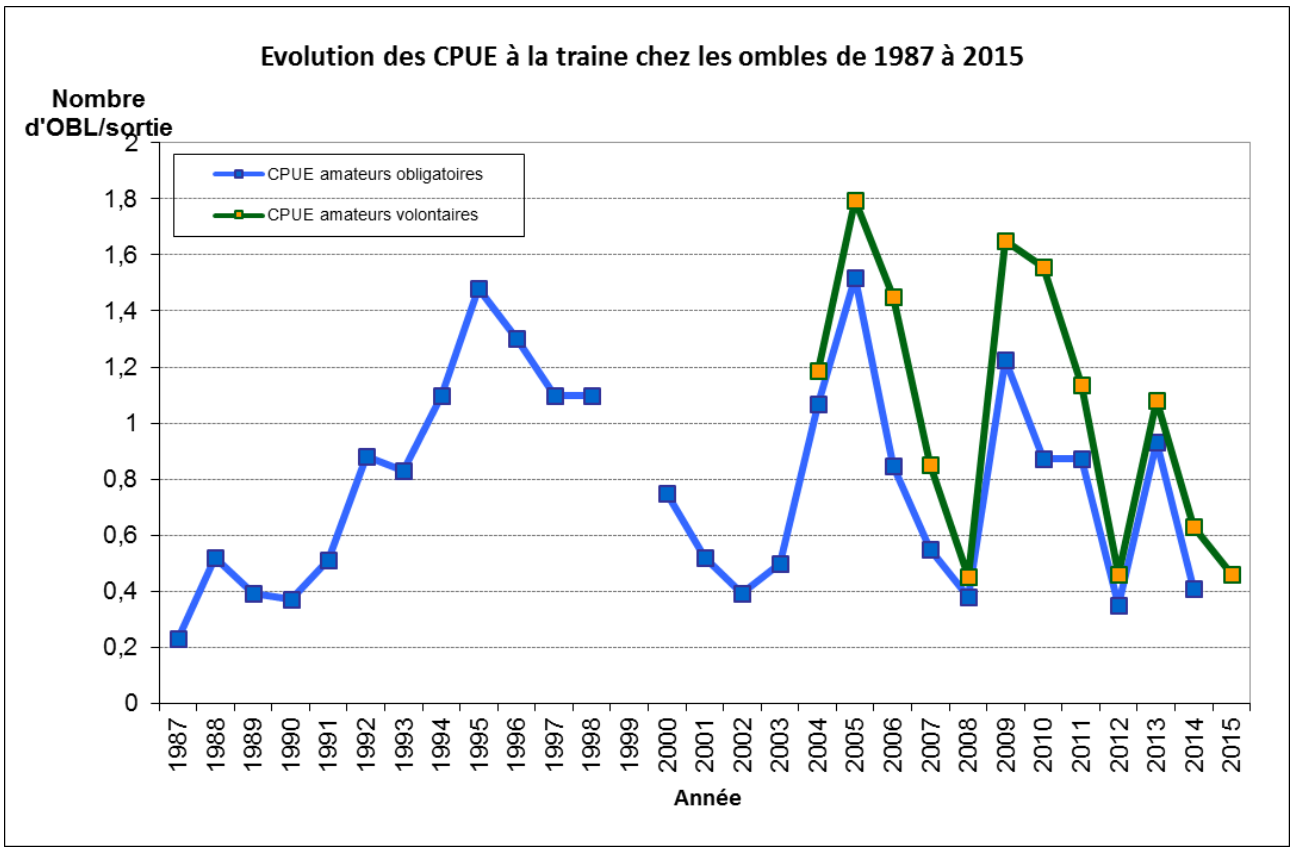


Figure 37 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2015

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 90 et les années 2000 (Fig. 38). Depuis 2009, phase d'expansion du corégone, les rendements chutent artificiellement car ils sont basés sur un nombre de sorties bateau en constante augmentation du fait de l'engouement pour le corégone. Ainsi, les captures de brochets sont mises en relation avec un nombre important de sorties au cours desquelles il n'est pas spécifiquement recherché. Pour pallier ce problème et affiner les rendements, nous avons recalculé ces rendements depuis 2008 en enlevant au nombre total de sorties, les sorties « autres » ayant entraîné uniquement des captures de lavarets. La courbe en pointillés a alors été obtenue (Figure 38). Cette nouvelle approche témoigne donc bien d'une décroissance des captures, mais expose des chiffres moins alarmants. Toutefois, pour la deuxième année consécutive, les rendements de brochets capturés par la pêche amateur affiche un niveau faible à hauteur de 370 g de brochet/sortie.

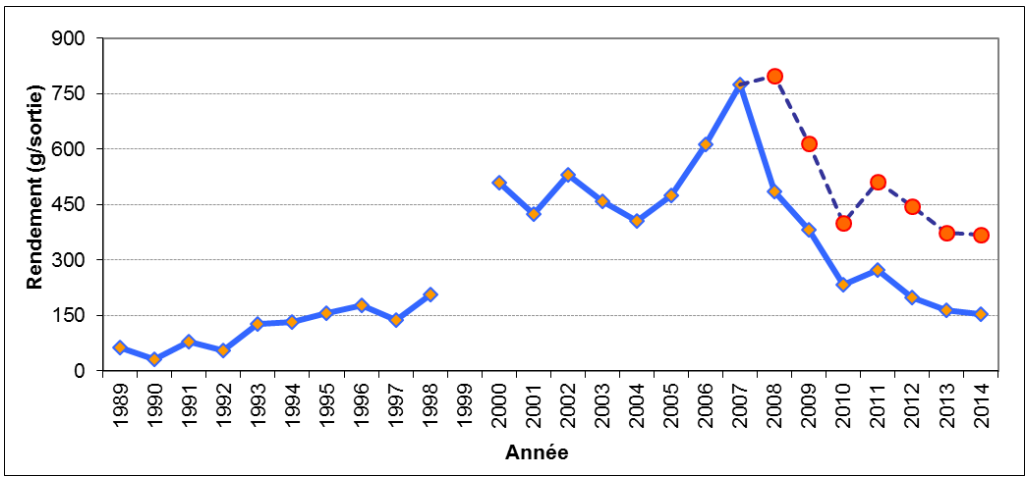


Figure 38 Rendements pondéraux des brochets

IV. Discussion

La diversité piscicole du lac apparait comme stable : des espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) ou peu abondante comme la vandoise, l'ablette, la brème bordelière ne sont pas capturées ou pas identifiées chaque année. Par contre le sandre qui n'avait pas été capturé en 2013, et peu en 2014, a été à nouveau capturé à un niveau assez élevé sur la série, mais avec un rendement pondéral faible. La population de cette espéce est donc toujours présente mais à un niveau faible et fluctuant.

Le rendement de pêche pondéral observé en 2015 est en baisse, et il semble se dégager une tendance réguliére 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 2010-2015, 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 2010-2015 globalement stable. L'espace occupée par ces poissons apparait stable au cours du temps. Après un maximum atteint en 2012, on obtient en 2015 un niveau équivalent aux autres années de la série. La population apparait donc comme globalement stable, même si les rendements de pêches scientifiques des adultes sont en baisse apparente. Les tailles détectées par acoustiques confirment que la majorité des poissons sont adultes (~65 %) 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 2015 contre moins de 7 tonnes en 2005). Le nombre de juvéniles de l'année capturés dans les pêches scientifiques est en hausse par rapport à 2014 et reste à un niveau satisfaisant par rapport aux données antérieures. Malgré tout le faible nombre de poisson pêchés ne permet pas d'être totalement affirmatif sur ces fluctuations observées des rendements de pêches. Le rendement de corégones adultes capturés par les pêches scientifiques est lui encore en baisse, mais étant

basé sur peu de captures, les variations sont diffcile à interpréter avec rigueur. Les poissons âgés de 3 ans apparaissent maintenant réguliérement dans les pêches scientifiques, mais aucun poisson plus agés n'est présent. La pêche professionnelle comme amateur, exploitent en revanche principalement 3 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. La relative stabilité des indicateurs sur les derniéres années sur cette espéce montre que la population de lavaret apparait comme stable.

Le nombre de corégones capturés au cours de cette étude permet d'obtenir des informations sur les distributions en classes d'âges, grâce à 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 (Deceliéres-Vergés et Guillard, 2008 ; Yule et al., 2013). Cette population de poissons, caractéristiques des milieux oligo-mésotrophes, a un optimum de production dans la gamme 10-40 µg 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, mais 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, qui représente la majeure partie de ces poissons juvéniles présents dans la couche au dessus de la thermocline, les campagnes de pêches scientifiques montrent une variation du rendement de capture en ce qui concerne les alevins de l'année, alors que pour les perches adultes le rendement fluctue moins. En 2015, il faut souligner que le rendement de captures de perches adultes est à un niveau bas mais qui apparait comme stable sur la chronique 2010-2015. Ce rendement reste à surveiller afin de pouvoir maintenir un stock de géniteurs suffisant.

Les données obtenues par acoustique ne confirment pas le niveau assez élevé de rendement de perches juvéniles. Le niveau du stock détecté est bas, et on notera que les rendements de perches dans les filets pélagiques ont été très faibles. Il semble que depuis 2 ans le stock de perchettes reste à un niveau bas, et que les filets benthiques le quantifie mal, car la population est alors principalement dans la zone littorale. Seuls les captures en pélagique et l'acoustique peuvent mettre en évidence ce phénoméne. En 2015, les tailles moyennes des individus juvéniles (~9 cm) sont proches de celles des années 2010, 2011, 2014, mais supérieures à celles de 2012-2013, qui affichait une croissance faible (~8 et 7 cm) et où 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'apparait 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 acoustiques en tailles, ne confirment pas tout à fait ces observations.

Pour le gardon, on observe que la cohorte de 2015 a été pêchée aussi bien dans le milieu pélagique que dans les zones de bordures, profitant certainement de l'absence des perchettes, comme en 2011.

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 zone 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 voix 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 apparait pourrait être similaire à celui connu dans le Léman, une forte cohorte suivie de cohortes plus faibles. La série actuelle de données ne permet cependant pas de le confirmer. L'année 2016 pourrait être une année de forte cohorte, si les conditions météorologiques le permettent, et si cette hypothése de cycle se confirme.

- La population de sandre dont les captures de la pêche professionnelle stagnent depuis 2005 autour de 200 kg/an semble être en péril, puisque après une année sans capture dans les pêches scientifiques, peu d'individus a été capturé 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 2015 a vu un nombre de brochets capturés équivalent à 2011, 2013, 2014 années considérées comme assez faible. 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. Pour la premiére fois un brochet a été capturé dans les filets pélagiques, peut être le reflet d'un changement de comportement de cette espéce réputée de bord. Ce comportement a été décrit par des pêcheurs amateurs dans le Bourget mais aussi dans les autres lacs péri-alpins.
- 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.

- La population de grémille est stable depuis 2010, même si les rendements de capture ont doublé entre 2005 et 2010-11-12, ont augmenté en 2013 et 2014, et sont à un niveau simlaire à la période 2010-2012 en 2015. La population actuelle comporte plusieurs cohortes.
- L'omble chevalier : malgré l'arrêt de sa pêche par la pêche professionnelle depuis 2008, due à un taux de PCB supérieure aux normes admises, les rendements de la pêche amateur, qui continue à l'exploiter, semblent se maintenir à un niveau satisfaisant qui reste dépendant des quantités d'alevins déversées 3 ans auparavant. Quoi qu'il en soit, les conditions favorables à son maintien voire avec son accroissement ne semblent pas encore atteintes, puisque les prises scientifiques sont trop peu nombreuses pour être significatives, et cette année seuls 2 individus ont été capturés, comme les années précédentes, mis à part 2014.

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, avec une tendance qui sera à confirmer en 2016, 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 en baisse réguliére sur la série, reflétant l'évolution du niveau trophique du lac, moins productif. *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 est cette année 2015 à un niveau bas, malgré des rendements de pêches benthiques élevés et pour la deuxiéme année consécutive ; les fluctuations de croissance entre les années semblant être dus à une relation avec les niveaux 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 pêcherie, 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 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.

SUIVI PCB DANS LES COREGONES ET OMBLES

Les graphiques présentés ci-dessous compilent les résultats des analyses commandées par la DREAL en 2008 (à l'origine des arrêtés préfectoraux d'interdictions) et les résultats d'analyses récentes (2013-2015) réalisées par le LCME (Laboratoire de chimie moléculaire environnement). Les analyses sont pratiquées sur les PCB non dioxin like pour lesquels il existe depuis 2011 une norme de 125 ng/g (règlement (UE) N°1259/2011).

Les résultats obtenus sur le lavaret montrent une nette diminution de la concentration en PCBndl dans la chair en fonction des années (Figure 1) : cette dernière est passée en moyenne de plus de 200 ng/g à 50 ng/g entre 2008 et 2015 pour des lavarets de même taille et de même âge. Depuis 2014, les concentrations sont passées sous la barre des 50 ng/g.

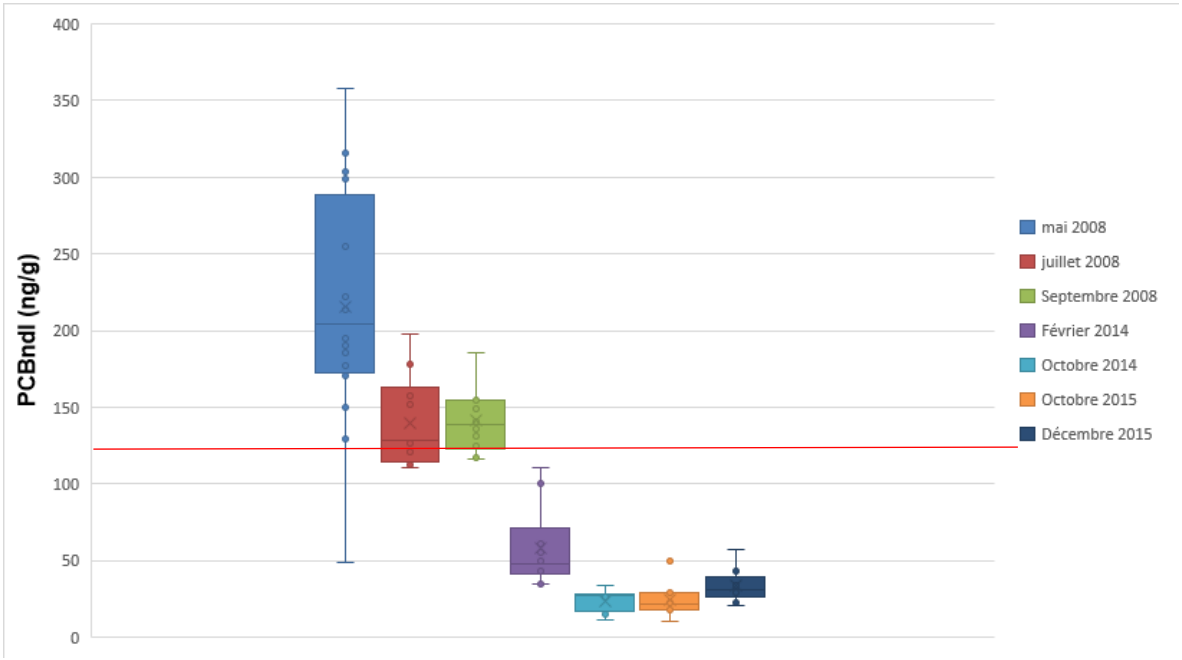


Figure 1 Evolution des concentrations en PCBndl des lavarets du lac du Bourget

Concernant les ombles chevaliers (poissons les plus contaminés du fait de leur teneur importante en matière grasse), les analyses de 2014-2015 semblent montrer une amélioration. En effet, la concentration moyenne en PCBndl dans la chair est passée de 526 ng/g sur la période 2007-2009 à 226 ng/g en 2015 pour des ombles de même taille et de même âge (Figure 2).

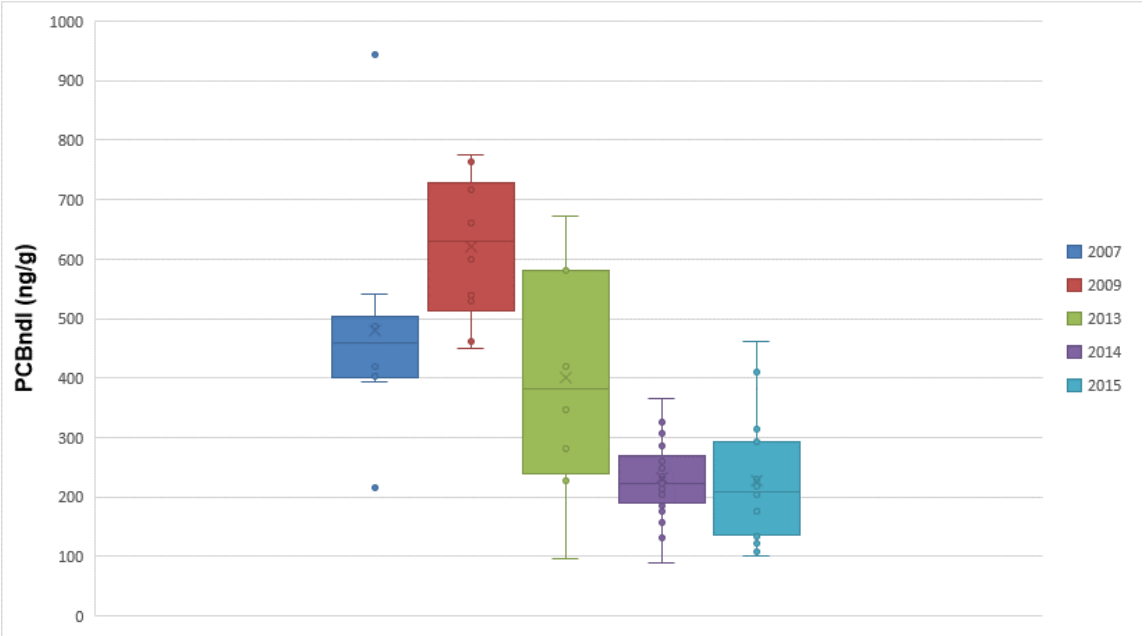


Figure 2 Evolution des concentrations en PCBndl des ombles du lac du Bourget

Ces résultats sont encourageants et font suite, sans qu'aucun rapport direct ne soit pour le moment clairement établi, aux travaux de restauration du Tillet qui se sont déroulés en 2013 dont l'un des objectifs était de stopper les derniers flux de PCB au lac.

ETUDES PORTANT SUR LA QUALITE SANITAIRE

Depuis quelques années, il est inclus dans ce rapport les données fournies par l'Agence Régionale de Santé Rhône-Alpes, Délégation Territoriale de la Savoie, 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-DT73 portant sur la qualité des eaux de consommation humaine et sur celle des eaux de baignade.

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

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 CALB (Communauté d'Agglomération du Lac du Bourget) ;
- 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 2015, 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 4 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 :
  - 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 l'année 2010, les fiches qualité de synthèse annuelle peuvent être consultées directement en ligne grâce à internet sur le site de l'Agence Régionale de Santé Rhône-Alpes (http://www.ars.auvergne-rhone-

alpes.sante.fr, rubrique La santé dans votre région - Santé & Environnement / Eau potable / l'eau du robinet).

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 2015 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 14,65 et 30,58° pour une moyenne de 20,27°; elle contient très peu de nitrates avec une concentration moyenne de 4,69 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 : la Carbendazime, chlortoluron, diuron, éthidimuron, hexazinone, Isoproturon, Métolachlore, propiconazole, simazine, tébuconazole, terbuthylazin, Terbutryne, Thiabendazole, Triclopyr. 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 2015.

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 2015 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100% après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 14,94° et 17,24°; elle contient peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2,6 et 3 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 2015, notamment la présence d'atrazine à une concentration moyenne de 0,007 µg/l. D'autres pesticides sont détectés à l'état de traces : dichlobenil, diuron, hexazinone, métolachlore, pentachlorophénol, propiconazole, simazine, tébuconazole, terbuthylazin. Concernant la recherche des microcystines, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée à Tresserve en 2015.

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 2015 avec un pourcentage de conformité mesuré à 100% après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 15,45 et 17,89°; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 1,6 et 2,5 mg/l. Concernant les pesticides, ces paramètres n'ont pas été analysés en 2015. D'autre part, les analyses de recherche de microcystines n'ont montré aucune concentration détectable lors des prélèvements effectués.

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

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget puis distribuées en 2015 ont été de bonne qualité microbiologique pour les pompages de Mémard, de Hautecombe et de Tresserve. Les eaux des trois pompages sont restées conformes aux limites et références de qualité fixées par réglementation en vigueur pour tous les paramètres chimiques recherchés, ainsi la consommation humaine de l'eau du lac du Bourget ne présente pas de risque pour la santé du consommateur. Dans les eaux brutes, on peut noter la présence de bactéries telles qu'*Escherichia Coli, d'*Entérocoques, parfois de Salmonelles qui sont normalement détruites par l'action des traitements. On peut également noter la présence persistante de traces de pesticides appartenant à la famille des triazines tels que l'atrazine ou la simazine ainsi que de leurs produits de dégradation (atrazine-déséthyl, atrazine-déisopropyl, …). On peut ainsi constater leur rémanence dans l'environnement puisque leur utilisation est interdite sur le territoire français depuis septembre 2003 pour l'atrazine et la simazine. Concernant la détection des autres pesticides à l'état de trace, elle s'explique par l'amélioration des techniques analytiques du laboratoire.

II. Qualité des eaux de baignade

II.1. 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 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 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 2015 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 3 dernières années, aucune plage n'a été classée avec des eaux, impropres à la baignade (classées insuffisantes).

Commune	Plage	2015	2014	2013
Aix-les-Bains	plage du Rowing	Excellente	Excellente	Excellente
Aix-les-Bains	plage Mémard	Excellente	Excellente	Excellente
Aix-les-Bains	plage municipale	Excellente	Excellente	Excellente
Brison-St-Innocent	plage municipale	Excellente	Excellente	Excellente
Chindrieux	plage de Châtillon	Excellente	Excellente	Excellente
Conjux	plage municipale	Excellente	Excellente	Excellente
Le Bourget-du-Lac	camping «Ile aux cygnes»	Excellente	Excellente	Excellente
Le Bourget-du-Lac	plage municipale	Excellente	Excellente	Excellente
Tresserve	plage du Lido	Excellente	Excellente	Excellente
Viviers du Lac	plage des Mottets	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 et une véritable bascule depuis la fin de l'année 2009. Les concentrations en Phosphore ont chuté de manière importante et se sont maintenues à des niveaux faibles, réduisant considérablement la teneur en chlorophylle *a*, la biomasse et la composition phytoplanctonique.

Les blooms de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* ont complétement disparu et la composition phytoplanctonique a été considérablement modifiée avec l'augmentation marquée de la proportion des formes pico- et nanoplanctoniques et d'espèces mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes.

Toutefois, la proportion des formes microplanctoniques encore forte et la composition du phytoplancton avec des espèces encore typiques de milieux eutrophes en 2015 (comme en 2014) révèlent que tout n'est pas encore parfait (ce que corrobore l'Indice Phytoplanctonique Lacustre) et que 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 (valeurs record en 2015), 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.

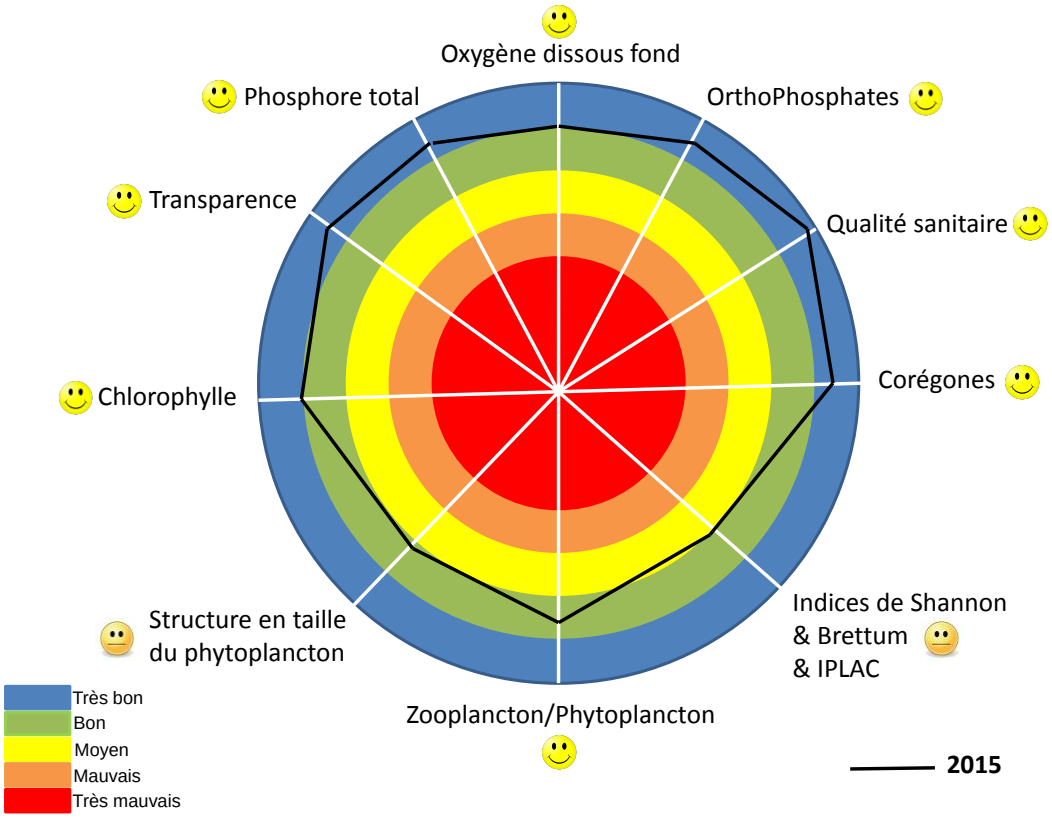
Avec un indice de Brettum qui se maintient, un compartiment zooplanctonique qui continue de traduire au travers de certaines de ses relations spécifiques avec le phytoplancton une bonne efficience trophique (c'est à dire des relations de bonne qualité nutritionnelle entre phyto- et zooplancton), et finalement, un peuplement piscicole de bonne qualité (de plus en plus exempt de contamination chimique), 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 2015 replacées dans le tableau de classification des écosystèmes d'eau douce vis-à-vis de leur degré d'eutrophisation suivant l'OCDE (ci-dessous) permettent de confirmer que le lac du Bourget peut être qualifié plus que jamais comme étant un écosytème oligo-mésotrophe:

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

La 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 apparait 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 en 2015.

La figure ci-dessous propose une vision synoptique de l'état écologique du lac du Bourget en 2015 (sans les apports au lac).



Le lac du Bourget bascule doucement mais surement dans la catégorie des lacs oligotrophes. Son statut écologique pélagique est plus que jamais oligo-mésotrophe. La composition phytoplanctonique et la structure en taille de ce dernier révèlent toutefois que tout n'est pas encore parfait, comme les apports au lac en phosphore total qui restent élevés, constituant une possible bombe à retardement (via le relargage par les sédiments).

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.

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.

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.

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.

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).

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.

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.

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.

CEN. 2009 Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. prEN 1591041.

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 Alage 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.

Deceliéres-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.

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, Winfied 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.

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 poisons lacustres. In Gerdeaux D (éditeur) gestion piscicole des grands plans d'eau, INRA, Paris, pp 241-282.

Gillet C, Quetin P. 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. J. Fish Biol. 69: 518-534.

Gliwicz ZM. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. Ekologia Polska 17:663-708.

Gobler CJ, Burkholder JM, Davis TW, Harke MJ, Johengen T, Stow CA, Van de Waal DB. 2016. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. Harmful Algae 54:87-97.

Godlewska M, Colon M, Doroszczyk L, Długoszewski B, Verges C, Guillard J. 2009 Hydroacoustical measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences on fish stock estimation. Fish. Res. 96:11-16.

Godlewska M, Colon M, Jozwik A, Guillard J. 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. Aquat. Liv. Res. 24:71-78.

Guillard J, Marchal E. 2001. L'hydroacoustique, méthode d'étude de la distribution spatiale et de l'abondance des peuplements pisciaires lacustres. In : La gestion piscicole des grands plans d'eaux, Ed. Gerdeaux, INRA Paris, 215 -239.

Guillard J, Perga ME, Colon M, Angeli N .2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, Perca fluviatilis, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). Fish. Manag. Ecol.13:319-327.

Guillard J, Vergés C. 2007. The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various survey designs and statistical analyses. Int. Rev. Hydrobiol. 92:605–617.

Guillard J, Lebourges-Dhaussy A. 2014. Au cœur des bancs de poissons. Pour la Science 436:38-45.

Hilborn R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: a personal perspective. Fish. Res. 108:235-239.

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.

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-Treyture C, Lazzarotto J, Paolini G, Perga ME, Perney P, Rimet F, Verneaux V. 2013. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2012. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 227 pages.

Jacquet S, Kerimoglu O, Rimet F, Paolini G, Anneville O. 2014. Cyanobacterial bloom termination: the story of the disappearance of *Planktothrix rubescens* from a large restored deep peri-alpine lake. Freshw. Biol. 59:2472-2487

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, Tadonléké 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, Gaedge 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 asses 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.

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.

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.

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.

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.

Onema. 2007. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy - Application du protocole EN 14757 – Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.

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. *G*reat Lakes Fish. Comm. Spec. Pub. 09-01.

Pelletier JP, Orand A. 1978. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.

Peltomaa E, Ojala A. 2012. Meteorological drivers of the dynamics of autotrophic picoplankton. Freshw. Biol. 57:1005-1016.

Perga ME, Lainé L. 2010. Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. Eaux Léman contre Pollut. Campagne 2008.

Personnic S, Domaizon I, Sime-Ngando T, Jacquet S. 2009. Seasonal variations of microbial abundances and of virus- vs. flagellate-induced mortality of picoplankton in some peri-alpine lakes. J. Plank. Res. 31:1161-1177.

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.

Shelford EJ, Middelboe M, Møller EF, Suttle CA. 2012. Virus-driven nitrogen cycling enhances phytoplankton growth. Aquat. Microb. Ecol. 66:41-46.

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.

Tadonléké R. 2010. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. Limnol. Oceanogr. 55:973-982.

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.

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 JALINOUX, 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 aggrandi à une ou deux personnes supplémentaires.

Membres du comité

MEMBRES PERMANENTS	
M. JM DORIOZ	UMR CARRTEL – *Transfert et flux de nutriments – Bassin versant*
M. J GUILLARD	UMR CARRTEL – *Ecologie piscicole – Bio-indication*
M. S JACQUET	UMR CARRTEL – *Réseaux trophiques – Bio-indication – Picoplancton* *Animateur et responsable scientifique du suivi depuis 2006*
M. A MIQUET	Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie – *Macrophytes et avifaune*
M. E NAFFRECHOUX	LCME – *Chimie environnementale et (micro)polluants* *Président du comité scientifique*
M. G PAOLINI	CALB – *Suivi limnologique et de la qualité des eaux*
M. T PELTE	Agence de l'eau RMC – *Molécules toxiques et/ou émergentes*
M. JC RAYMOND	ONEMA – *Unité lacs – Etude piscicole*
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 JALINOUX	CISALB – *Directeur*
M. S CACHERA	CISALB – *Suivi lacustre et rivière – Ecologie Piscicole* *Responsable CISALB du suivi*

Le Contrat de bassin versant du lac du Bourget est un programme technique et financier dont la coordination est assurée par le CISALB. Le 1er 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 maitriser 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 $\mu g.L^{-1}$. X représente la moyenne des résultats obtenus sur l'échantillon intégré en dehors du brassage hivernal.

Indice Transparence

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

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

Indice P total hiver

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

Indice N total hiver

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

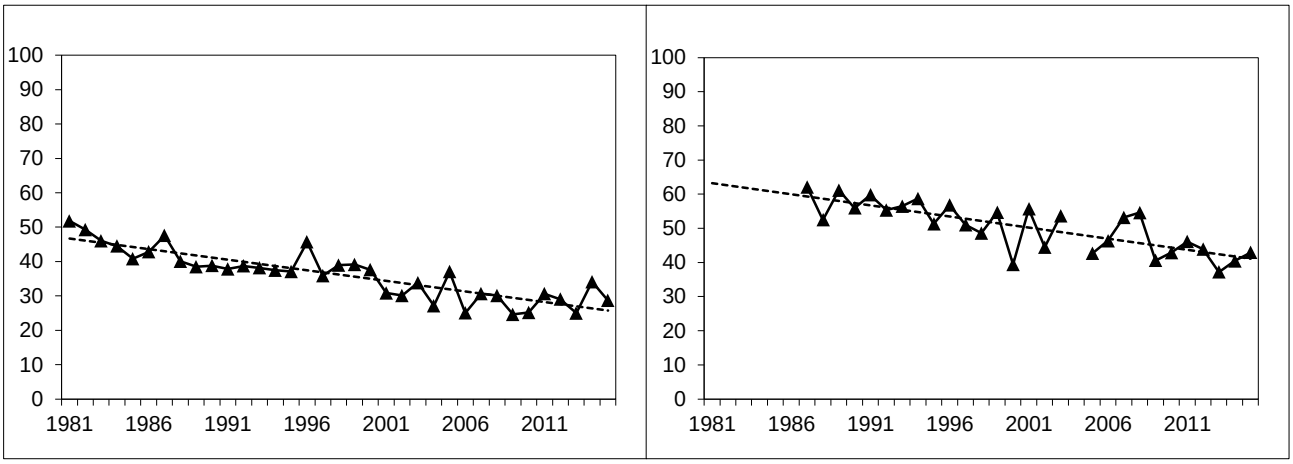
La moyenne de ces deux indices constitue l'indice fonctionnel **Nutrition**.

Indice Consommation journalière en O2 dissous

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

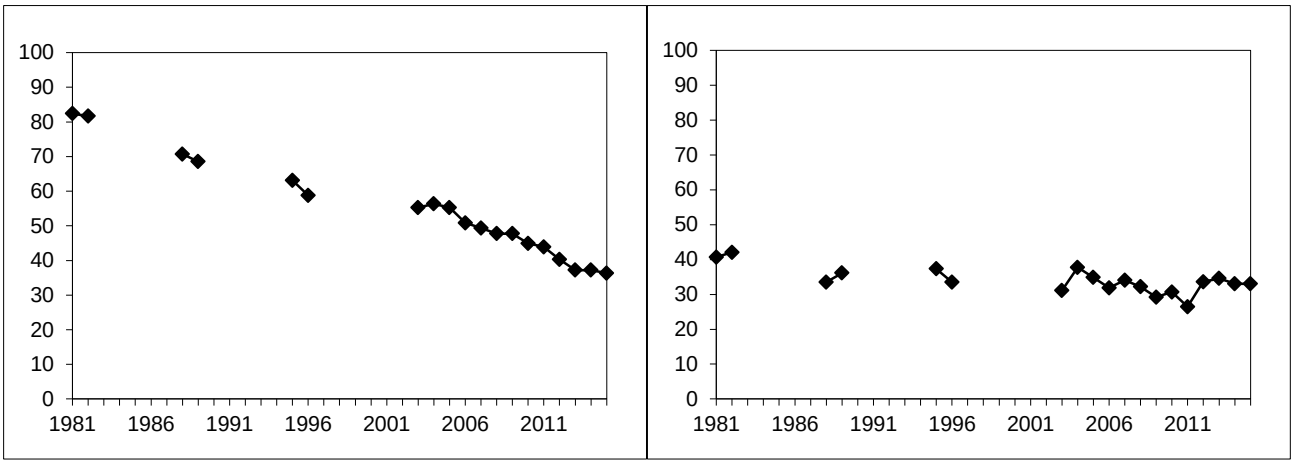
Cet indice constitue l'indice fonctionnel **Dégradation**

II Résultats



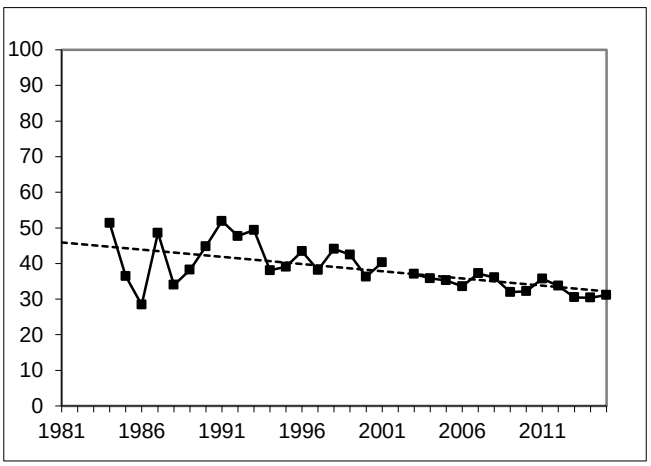
a) Indice de transparence estivale

b) Indice de pigments chlorophylliens estivaux



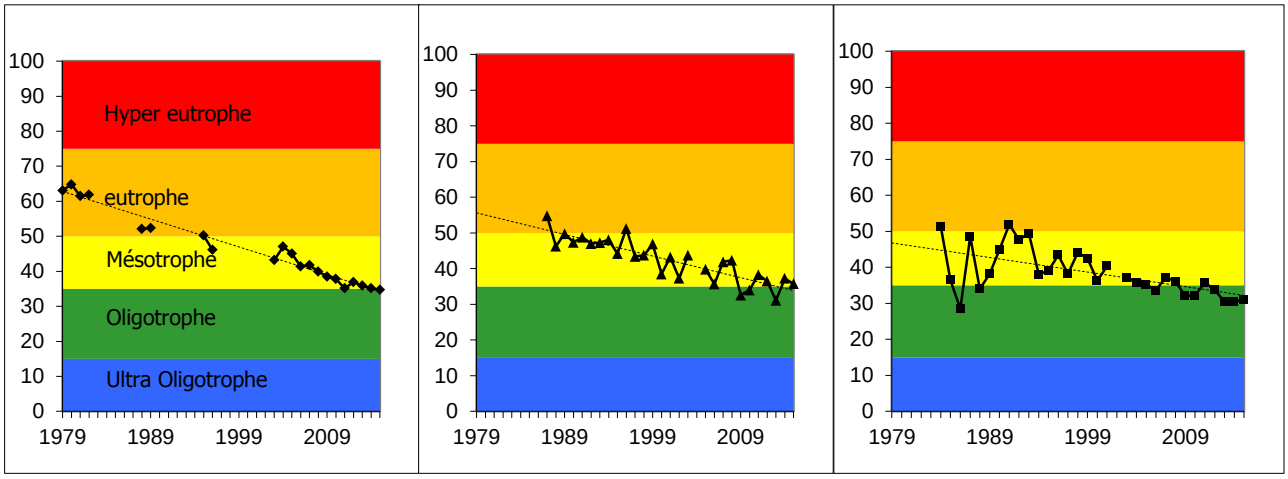
c) Indice du phosphore total hivernal

d) Indice de l'azote total hivernal



e) Indice de la consommation journalière en O_2 dissous

Figure 1 Evolution des indices spécifiques type DCE au point B de 1981 à 2015



a) Indice de nutrition b) Indice de production c) Indice de dégradation

Figure 2 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des indices fonctionnels type DCE au point B de 1981 à 2015

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

Calculs

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

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

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

Le biovolume algal par espèce est calculé de la façon suivante :
Biovolume = N x biovolume specifique (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
Ni : biomasse de l'espèce algale i
N : somme de la biomasse des espèces algales

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

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

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

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

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

Avec - vi : biovolume de du taxon i
- xij : 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 - Tj : poids de chaque indice I, (T1 = 6, T2=5, T3=4, T4=3, T5=2, T6=1)

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

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

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

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

Où:
$N_{ind.ss.ech}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon
$Vol_{ech.total}$ est le volume de l'échantillon ajusté (en ml)
$Vol_{ss.ech}$ est le volume du sous-échantillon (en ml)
H. filtrée est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m)
$V._{filtré}$ le volume filtré par le filet (4.81 m^3)

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	*Urosolenia*, *Cyclotella comensis*	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	*Aulacoseira subarctica* *Aulacoseira islandica*	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	*Asterionella formosa* *Aulacoseira ambigua* *Stephanodiscus rotula*	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	*Synedra acus* *Nitzschia spp* *Stephanodiscus hantzschii*	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	*Tabellaria* *Cosmarium* *Staurodesmus*	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	*Fragilaria crotonensis* *Aulacoseira granulata* *Closterium aciculare* *Staurastrum pingue*	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	*Geminella* *Mougeotia* *Tribonema*	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	*Planktothrix agardhii* *Limnothrix redekei* *Pseudanabaena*	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	*Spirulina* *Arthrospira* *Raphidiopsis*	light deficient conditions	flushing
S_N	warm mixed layers	*Cylindrospermopsis* *Anabaena minutissima*	light-,nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	*Synechococcus* prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	*Koliella* *Chrysococcus* eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	*Plagioselmis* *Chrysochromulina*	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	*Chlorella*, *Ankyra* *Monoraphidium*	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	*Cryptomonas*	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	*Dinobryon* *Mallomonas* *(Synura)*	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO_2 deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. *Botryococcus* *Pseudosphaerocystis* *Coenochloris* *Oocystis lacustris*	low nutrients high turbidity	?CO_2 deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	*Eudorina* *Volvox*	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	*Pediastrum, Coelastrum* *Scenedesmus* *Golenkinia*		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	*Aphanothece* *Aphanocapsa*		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	*Anabaena flos-aquae* *Aphanizomenon*	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	*Anabaena lemmermanni* *Gloeotrichia echinulata*	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	*Uroglena*	low nutrients	CO_2 deficiency
L_O	summer epilimnia in mesotrophic lakes	*Peridinium* *Woronichinia* *Merismopedia*	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	*Ceratium* *Microcystis*	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	*Microcystis* *Sphaerocavum*	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	*P. rubescens* *P. mougeotii*	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	*Chromatium,* *Chlorobium*	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, *Synura* *Gonium*	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling *Trachelomonas*	?	?
Q	small humic lakes	*Gonyostomum*	high colour	?

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Résulats et rendu de la comparaison entre cloche Pelletier et IWS pour le prélèvement intégré de la colonne d'eau

UMR CARRTEL
75, avenue de Corzent
THONON-LES-BAINS- HAUTE-SAVOIE
Téléphone : 0033-4.50.26.78.00
Télécopie : 0033-4.50.26.07.60
frederic.rimet@thonon.inra.fr
stephan.jacquet@thonon.inra.fr
www.thonon.inra.fr

Références à rappeler :
V/Réf. :

Thonon, le 5 septembre 2015

Objet : Note de synthèse sur la comparaison entre la cloche Pelletier et la bouteille de prélèvement IWS

Diffusion : gestionnaires et scientifiques des lacs du SOERE

Analyses et Rédaction : F. Rimet, **S. Jacquet**

Travail de terrain : P. Perney et J.C. Hustache
Gestion du projet : Plateau prélèvement et Base de Données (G. Monet, J. Guillard)

I. Contexte

En 2014, le Plateau prélèvement et Base de Données (PPBD) du CARRTEL a fait l'acquisition d'une nouvelle bouteille de prélèvement intégré, nommée cloche IWS (Integrated Water Sampler, Hydrobios). Le principe de son fonctionnement est différent de la cloche Pelletier (Brevet INRA, 76.08579) et a justifié une analyse comparative entre les deux outils. Ces outils servent à prélever des échantillons intégrés qui sont ensuite analysés en microscopie (phytoplancton) et cytométrie de flux (picoplancton).

La cloche IWS fonctionne avec un moteur électrique qui actionne un piston à l'intérieur d'un tube transparent (Figure 1). Un capteur intégré de pression de haute précision réalise les mesures de profondeur Un microprocesseur contrôle la procédure d'échantillonnage selon les profondeurs présélectionnées. L'alimentation de l'échantillonneur est faite par des batteries rechargeables. Un des avantages de cet instrument est sa 'flexibilité' (par rapport à la cloche Pelletier) puisqu'il permet d'échantillonner n'importe quelle strate de la colonne d'eau.

Figure 1 Photographies de la bouteille intégratrice IWS avec le piston observé dans différentes positions. Le volume maximum pouvant être prélevé est de 5 litres.

La cloche Pelletier fonctionne sur un principe physique (Figure 2). Elle est limitée de par sa conception à la zone en proche surface, entre 0 et 18 m (Léman, Annecy) ou 0-20 m (Bourget), en fonction de la pression atmosphérique et donc de l'altitude du lac. La forme hyperbolique de la cloche, permet lors de la descente de la cloche en profondeur, de prélever un volume constant d'eau en fonction de la profondeur dans un tube. L'outil a été initialement fabriqué pour fonctionner de manière optimale pour le Léman et uniquement pour ses eaux de surface.

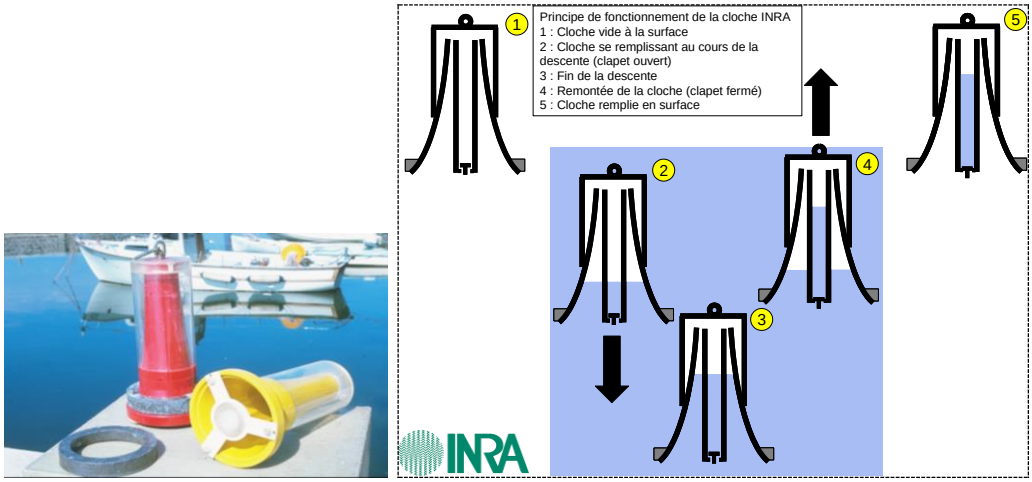


Figure 2 Photographie de la cloche Pelletier et principe de son fonctionnement. Le volume maximum pouvant être prélevé est de 1,2 litres

II. Objectif

Afin de comparer les deux outils en termes d'efficacité de prélèvement et d'incidence potentielle sur les résultats, une analyse a été effectuée sur la base de comptages planctoniques réalisés par microscopie inversée et cytométrie en flux. Ainsi des comptages ont été réalisés pour un certain nombre d'organismes : phytoplancton, bactéries et virus.

III. Méthodologie

Pour chaque lac suivi dans le cadre du SOERE OLA, 4 dates réparties sur les différentes saisons de l'année 2014 ont été choisies pour les analyses phytoplanctoniques. Au total, 24 échantillons ont été analysés selon le protocole de Druart & Rimet (2008) pour l'analyse en microscopie.

Pour le phytoplancton, les dates d'échantillonnage sont présentées dans le Tableau I ci-dessous.

Tableau I Liste des dates des 24 échantillons analysés

Léman	Annecy	Bourget
12/03/2014	24/02/2014	12/02/2014
05/05/2014	23/04/2014	17/04/2014
28/07/2014	05/08/2014	17/07/2014
20/10/2014	16/12/2014	14/10/2014

Pour l'analyse en cytométrie en flux, 19 échantillons issus des 3 lacs ont pu être comparés (mêmes dates d'échantillonnage pour la majorité des échantillons traités). Le protocole utilisé a été celui décrit dans Jacquet et al. (2013).

IV. Résultats

IV.1 Phytoplancton

Une comparaison des biovolumes (calculés selon Druart & Rimet 2008) obtenus entre les deux méthodes de prélèvement a été réalisée (Figure 3). Le premier résultat important a été celui d'une corrélation hautement significative ($p<0.001$) entre les deux outils.

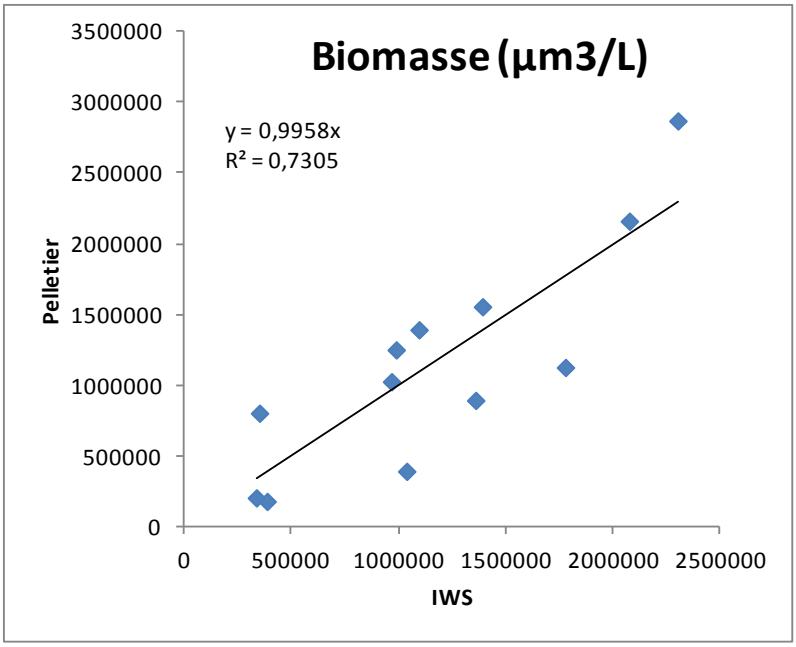


Figure 3 Comparaison des biomasses phytoplanctoniques obtenues par les deux modes de prélèvement

La comparaison des indices de niveau trophique (indice de Brettum, Wolfram & Dokulil 2007) obtenus à partir des deux modes de prélèvement a également été réalisée (Figure 4), révélant là encore une corrélation hautement significative ($p<0.01$).

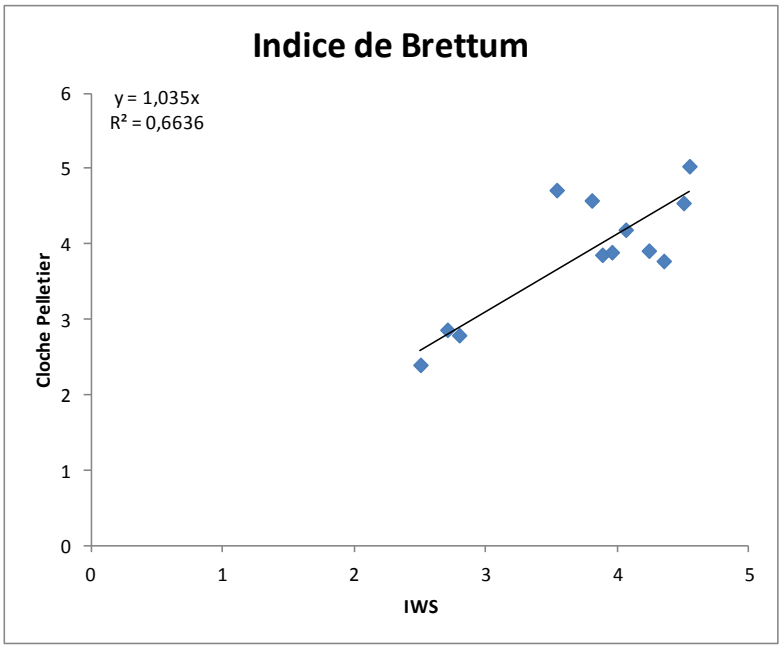


Figure 4 Comparaison des indices de Brettum évaluant le niveau trophique des lacs, obtenus par les deux modes de prélèvement

Enfin, la composition taxonomique des listes floristiques a été comparée en effectuant une classification ascendante hiérarchique -CAH- (Figure 5). Nous avons trouvé que les listes floristiques d'échantillons prélevés dans le même lac à la même date par les deux cloches sont toujours voisines dans la CAH, suggérant donc une bonne homogénéité de la composition taxonomique entre les deux modes de prélèvement.

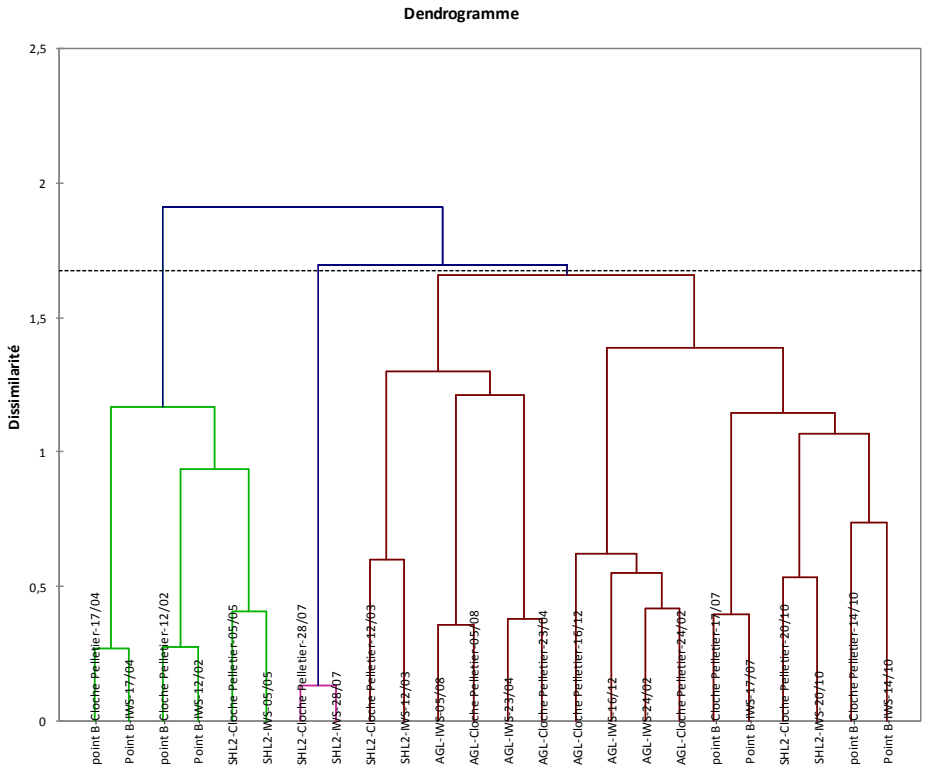


Figure 5 Classification Ascendante Hiérarchique réalisée sur les listes floristiques obtenues par les deux modes de prélèvement, exprimées en biovolumes (µg/l). Des distances de Bray-Curtis ont été utilisées, l'arbre a été construit avec la méthode de Ward, les données sont non centrées-réduites

Cette observation a été confirmée en comparant les biomasses dans chacune des grandes classes algales telles que révélées dans la Figure 6 ci-dessous. Les biomasses des classes algales sont proches pour des échantillons issus des mêmes lacs aux mêmes dates

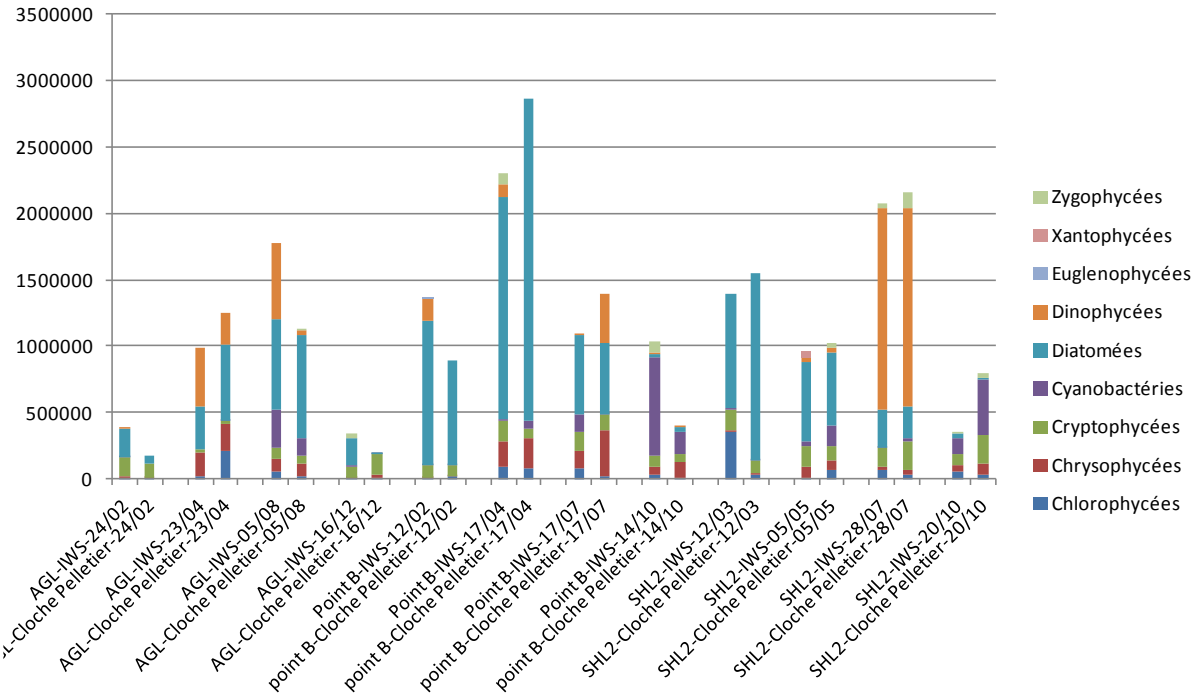
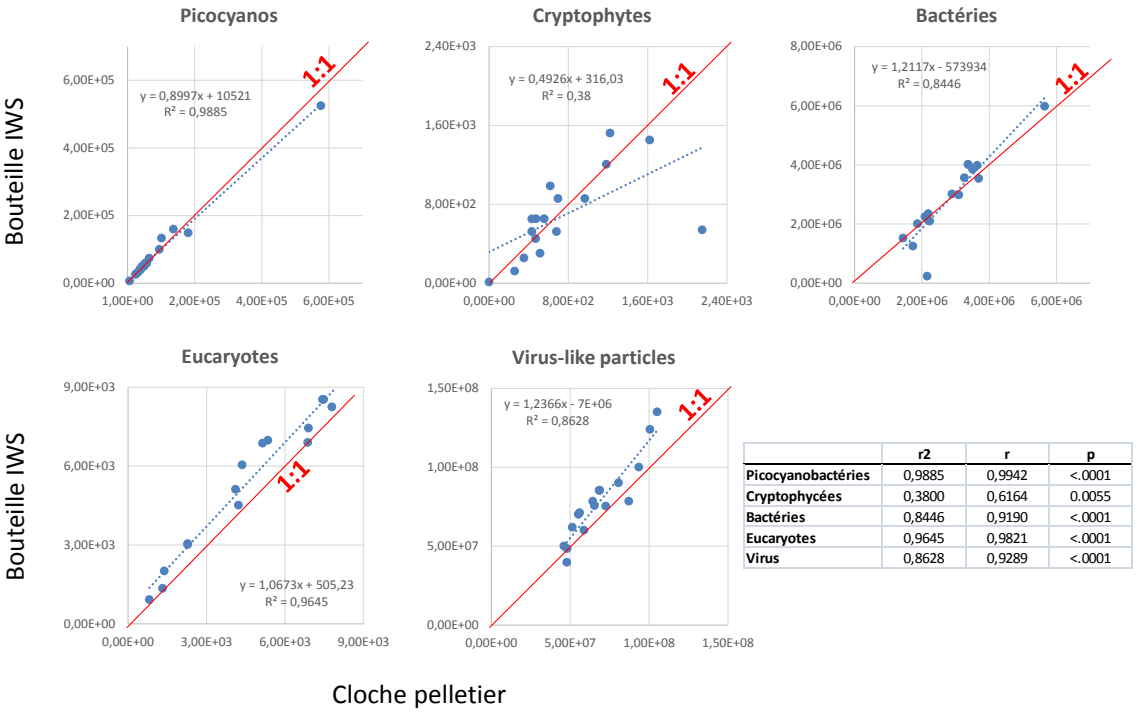


Figure 6 Comparaison des biovolumes des classes algales ($\mu m^3/l$) obtenues avec les deux types de matériel de prélèvement

IV.2 Cytométrie en flux

La microscopie étant limitée aux taxons « de grande taille » et utilisée ici pour l'analyse du (nano- et micro-) phytoplancton uniquement, une analyse complémentaire a été proposée afin de s'intéresser au plancton de petite taille. Les résultats ci-dessous concernent donc différents compartiments biologiques observés en cytométrie en flux : les picocyanobactéries (caractéristique du picoplancton avec des cellules inférieures en taille à 2-3 µm et représentées par le genre *Synechococcus* riche en phycoérythrine), des petites cellules eucaryotes autotrophes (appartenant au pico- et nanophytoplancton sans discrimination de taxons), des petites cellules eucaryotes riches en phycoérythrine (appartenant au groupe des Cryptophycées) que l'on distingue du groupe précédent, des procaryotes hétérotrophes (majoritairement représentés par des bactéries) et des virus ou plutôt des particules assimilés à des virus.

Les résultats figurés ci-dessous (Figure 7) corroborent très largement les conclusions précédentes issues des résultats obtenus en microscopie. Seul le groupe des cryptophycées présente une corrélation relativement faible, peut-être à mettre en lien avec une relative fragilité des organismes.



	r2	r	p
Picocyanobactéries	0,9885	0,9942	<.0001
Cryptophycées	0,3800	0,6164	0.0055
Bactéries	0,8446	0,9190	<.0001
Eucaryotes	0,9645	0,9821	<.0001
Virus	0,8628	0,9289	<.0001

Figure 7 Comparaison des abondances (cell/ml ou part/ml) obtenues avec les deux types de matériel de prélèvement pour plusieurs groupes planctoniques comptés au moyen de la cytométrie en flux

V. Conclusion

Pour le phytoplancton, les biomasses (totales ou des différentes classes algales), les indices de niveau trophique, la composition taxonomique il n'apparait de différences significatives liées aux deux modes de prélèvement (cloches Pelletier et IWS). Les résultats des exercices d'intercalibration européens phytoplancton montrent une variabilité liée directement au comptage qui peut atteindre régulièrement 25% entre différents opérateurs pour le calcul des biovolumes d'un même échantillon (cf. rapports EQAT http://www.planktonforum.eu/index.php?id=17&L=1).

Les résultats obtenus pour les picocyanobactéries, bactéries hétérotrophes et virus vont dans le même sens.

Sur la base des résultats obtenus, il est donc proposé de remplacer la cloche Pelletier par la cloche IWS pour les suivis des lacs du SOERE.

VI. Références

- J. C. Druart and F. Rimet. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA. Thonon les Bains:1-200, 2008.
- G. Wolfram and M. Dokulil. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria:1-50, 2007.

Remarque : Au cours du mois d'octobre 2015, une analyse complémentaire a aussi été faite portant sur le dosage de la chlorophylle *a* réalisé en triplicats pour les deux outils ne révélant pas de différence significative entre les deux modes de prélèvement :

Nom du site	Date de prelev	profondeur	bouteille	longueur cuve	n° échantillon	volume filtré	D750	D665	D645	D630	D480	D430	D410	CHLA (µg/L)
Leman large station	13/10/2015	0-18 intégré	IWS	5	1681	2,105	0,003	0,303	0,076	0,069	0,363	0,740	0,592	**3,201**
Leman large station	13/10/2015	0-18 intégré	IWS	5	1682	2,144	0,004	0,315	0,079	0,073	0,375	0,768	0,614	**3,265**
Leman large station	13/10/2015	0-18 intégré	IWS	5	1683	0,666	0,004	0,104	0,027	0,024	0,130	0,257	0,207	**3,392**
Leman large station	13/10/2015	0-18 intégré	cloche	5	1684	1,895	0,004	0,277	0,071	0,065	0,333	0,671	0,535	**3,234**
Leman large station	13/10/2015	0-18 intégré	cloche	5	1685	1,453	0,009	0,320	0,084	0,079	0,392	0,776	0,622	**3,374**
Leman large station	13/10/2015	0-18 intégré	cloche	5	1686	2,026	0,006	0,298	0,078	0,073	0,358	0,721	0,576	**3,241**

moyenne	ecartype
3,29	0,10
3,28	0,08

DOSSIERS DIVERS

Annexe VI

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 masse 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. Eléments 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 VII

La presse en parle

Le retour du lavaret : une action d'ingénierie écologique réussie à l'échelle d'un lac (Le Bourget)

Les grands lacs alpins sont soumis à de multiples pressions anthropiques qui impactent leur fonctionnement et les nombreux services écosystémiques qu'ils peuvent rendre : tourisme, eau potable, pêche... Seules des actions fortes et un suivi sur le long terme permettent le maintien ou la restauration de ces services. À travers l'exemple des démarches mises en œuvre pour le lac du Bourget, cet article nous présente comment une action d'ingénierie écologique réussie a permis l'amélioration de la qualité des eaux et le retour d'une espèce emblématique du lac, le lavaret.

Les grands lacs alpins fournissent de nombreux services écosystémiques : supports (cycle des nutriments), approvisionnement (pêches, eau potable : le volume du lac du Bourget – 3,6 milliards de m³ – équivaut à la consommation domestique annuelle française), régulation (climat local, flux hydrologiques), culturels (récréatif, esthétique, spirituel, éducatif). Ils sont des réceptacles naturels, soumis à des pressions anthropiques multiples et variables dans le temps, issues de leur bassin versant (flux de nutriments, polluants, démographie...) ou internes (gestion halieutique, développement algal, activités récréatives...). L'occupation des sols des bassins versants et les pratiques de gestion se modifient au fil du temps : développement démographique et touristique, croissance urbaine, développement industriel et routier, changements de pratiques agricoles. Ces changements modifient non seulement les flux qui sont transférés aux lacs, mais aussi leur composition chimique (nutriments, xénobiotiques). Les activités humaines directement liées au lac (tourisme, pêches) ont également un impact sur le fonctionnement de l'écosystème et sa biodiversité. En particulier, la pression de pêche, professionnelle et amateur, ainsi que les actions de repoissonnement peuvent modifier la structure du peuplement piscicole. Dans le courant actuel de l'évaluation des services rendus par les écosystèmes, les lacs sont le parent pauvre de cette approche (Amigues et Chevassus Au Louis, 2011). En effet, très peu de travaux prennent en compte l'ensemble des services écosystémiques lacustres et leurs interactions. Seules quelques analyses (essentiellement économiques) sur la ressource piscicole ou sur le tourisme sont réalisées. Le maintien ou la restauration des services rendus par les milieux lacustres de grande taille n'est possible que par des actions fortes et sur du long terme : leur taille, leur profondeur, le relativement faible taux de renouvellement de leurs eaux (environ 8,5 années pour le Bourget) impliquent une résilience longue. Au début des années 1950, les changements démographiques et les évolutions sociétales majeures qu'ont connus ces régions péri-alpines en ont fortement modifié la géographie. Les grands lacs alpins ont ainsi été soumis à des pressions anthropiques importantes, menaçant leur équilibre.

La crise du lac du Bourget

D'une façon similaire au Léman, le lac du Bourget a été impacté dès les années 1950 par une forte charge en phosphore, issue des rejets domestiques liés à l'accroissement de la population riveraine et au changement de mode de vie (le bassin versant accueille environ deux cent mille habitants et a une croissance démographique forte et régulière, d'environ 1,2 % par an depuis trente ans). Cependant, à cette époque, il n'y avait pas de réel suivi de la qualité des eaux du lac. Des données de nature diverse témoignent toutefois des conséquences de cet état, par exemple au travers d'études directes de la chimie des eaux du lac. Récemment, des études sur l'ADN archivé dans des sédiments datant des années

Curage des ports

Un impressionant chantier en phase intensive

Les ports sont actuellement en pleine effervescence. Depuis décembre, d'énormes pelleteuses se sont installées sur l'eau pour mener des travaux de grandes ampleurs, sans précédent, sous l'égide de la Calb (Communauté d'agglomération du lac du Bourget) : le curage des ports. Après environ deux mois, le chantier entre aujourd'hui dans sa phase la plus intensive.

Pour Michel Frugier, vice-président au tourisme et aux ports à la Calb, ce curage s'imposait pour des raisons environnementales et techniques importantes. Il s'inscrivait dans une baisse programmée du niveau du lac de 40 cm par rapport à la côte d'hiver (accord signé entre tous les partenaires, Calb, CNR, Agence de l'eau, Etat, Cisalb). Le vice-président explique que le but est de retrouver un marnage naturel et de favoriser une reconquête de la roselière sur le lac, qui est passée de 50 ha en 1950 à 26 ha aujourd'hui. Il faut savoir que la roselière représente un enjeu majeur pour la biodiversité du lac comme zone de frai et de nurserie pour les poissons, d'abris et de nidification pour les oiseaux mais surtout pour la qualité de l'eau étant une zone d'épuration naturelle des eaux, traitant matière organique et hydrocarbure. Michel Frugier précise que ce curage permet aussi d'entretenir les ports mais avant tout d'apporter une réponse face à cette diminution du niveau de l'eau pour offrir toujours des conditions de navigation optimales et que les bateaux ne soient pas amenés à toucher le fonds des ports.

Un véritable enjeu

Aux dires du vice-président, ce curage, préparé depuis deux ans, constitue un véritable défi à tous niveaux. C'est d'abord un défi de mobilisation. En effet, pour que ce chantier puisse démarrer cela impliquait un impressionnant mouvement de bateaux afin de libérer les places pour pouvoir curer. Et cela, selon Michel Frugier, a plutôt bien fonctionné, remerciant les plaisanciers de leur civisme. Ainsi à partir du 1er septembre jusqu'au 30 novembre ce sont au total 1.337 bateaux qui ont été sortis des ports et 500 qui ont effectué des mouvements internes. Ceux qui enlevaient leur embarcation avant le 15 octobre bénéficiaient d'ailleurs de 10% de remise sur leur redevance 2015, plus le grutage gratuit.

Cette opération de curage est ensuite, d'après le vice-président, un défi d'organisation et technique dans sa réalisation. Et au vu du déroulement actuel des travaux, force est de constater que le chantier va bon train et se passe comme prévu. Par rapport aux estimations, le chantier est dans les temps. Ce sont au total 26 bassins autour du lac qui sont concernés par le curage. Le volume de sédiments à enlever est estimé à 33.000 m3, dont 700 m3 seront évacués dans des décharges adaptées pour être éliminés en raison de leur nocivité (PCB ou HAP). Le reste, considéré comme des produits inertes non pollués, est valorisé comme matériaux d'apport dans le cadre de la réhabilitation paysagère de la plaine de la Coua au Viviers-du-Lac.

Un chantier exemplaire

L'extraction des sédiments, assez spectaculaire, se fait de manière mécanique avec l'utilisation d'une pelle sur ponton flottant stabilisé grâce à deux pieux. L'engin représente plusieurs dizaines de tonnes au milieu de l'eau. Le godet a la particularité de laisser passer l'eau pour ne prendre que les sédiments. Il charge un train de barge de six caissons de 10 m3 chacun, avec pousseur. Selon le site, les caissons sont transportés soit par camions bennes étanches soit par évacuation lacustre jusqu'au port des 4 Chemins qui devient une plateforme logistique en raison de sa proximité avec la zone du Viviers-du-Lac.

L'une des premières opérations fut d'ailleurs la réalisation de ce quai de déchargement aux 4 Chemins où les sédiments sont passés au crible, les gros éléments devant faire l'objet d'une dépose en décharge. A l'issue, les camions sont chargés des sédiments pour

Michel Frugier, vice-président, Frédéric Gimond, directeur général adjoint, Sylvie Normand responsable du service Ports et Plages.

les déposer à la plaine de la Coua où chaque port traité dispose d'un casier calibré à son nom, question de traçabilité. Michel Frugier souligne d'ailleurs l'exemplarité du chantier dans ce domaine. Au niveau des casiers, le fond dispose d'un drain pour évacuer l'eau des sédiments qui arrive dans un bassin de décantation et fait l'objet d'analyse. Plusieurs analyses sont aussi régulièrement réalisées en cours d'opération sur les sédiments de chaque port, ce qui permet de savoir si telle ou telle matière est toxique et nécessite un traitement particulier. Deux bassins, en attente d'analyses complémentaires seraient concernés par des sédiments au-dessus des seuils : le bassin central du Petit Port et sur le petit bassin du Grand Port. En matière environnementale, un barrage anti matière en suspension est de plus installé au moment de chaque intervention sur les ports afin de confiner à l'intérieur du bassin la turbidité de l'eau pour protéger l'écosystème. Et derrière ce barrage, des mesures sont faites environ toutes les 3h.

Notons de plus que ce curage des ports a nécessité une préparation de chantier non négligeable avec la dépose de toutes les chaines d'amarrages, imposant la participation de plongeurs. A chaque fois qu'un mouillage est levé, il est vérifié et s'il a un taux d'usure de 50% il est remplacé. C'est un gros travail d'organisation qui a été effectué par le service des ports que le vice-président remercie pour tout ce qu'il a réalisé sur les pontons.

Programme des travaux

Concernant la planning des travaux, le curage a démarré par le port des 4 chemins pour permettre d'installer la zone de déchargement ainsi que par le chenal pour faciliter le passage des barges. Les ports de Conjux et de Chindrieux sont également terminés. Aix-les-Bains est en cours. Le bassin sud du Petit Port est achevé. Le bassin central est en attente d'analyse pour être terminé, et la marina du Petit Port est prévue pour mi-mars. Aujourd'hui les travaux rentrent dans une phase plus lourde avec deux chantiers majeurs en même temps: les bassins du Grand Port d'Aix-les-Bains et le port du Bourget, jusqu'à mi-mars. Le curage du port de Brison-Saint-Innocent sera ensuite effectué de mi-mars à mi-avril. L'opération s'achèvera par le port de Terre nue fin avril.

Le coût de l'ensemble du curage est de 1,78 million d'€, subventionnés à 56% par l'Agence de l'eau et la Région.

Sébastien Pignier-Tracol

Le port des 4 Chemins transformé en plateforme logistique.

La plaine de la Coua et ses emplacements pour les sédiments des ports.

LAC DU BOURGET | Des règles communes vont être mises en place pour favoriser nature et tourisme, dans le cadre d'un Plan de gestion du lac

Une vraie gestion du lac concertée pour une meilleure utilisation

Le lac, tout le monde l'aime. Les écologistes défenseurs de la faune et la flore, les plaisanciers, les baigneurs, les pêcheurs, les sportifs… Mais qui a le droit de faire quoi ? Et surtout, qui intervient en cas de pépin ?

« Les 13 maires du tour du lac gèrent leur partie comme ils peuvent. Avec un manque de connaissances, de moyens et parfois de volonté, entraînant alors des incohérences et des tensions » témoigne Jean-Claude Croze, tout nouveau président du plan de gestion du lac. Un PGL qui vient d'être présenté aux élus de la communauté d'agglomération du lac du Bourget.

« Voilà deux ans que le Cisalb planche sur les problèmes de cohabitations entre les collectivités et les utilisateurs. Des audits ont été menés sur cinq thématiques : l'écologie, la baignade, le nautisme, les rives du lac et l'accueil du public. Il en est ressorti qu'il n'y a pas de cohérence dans la gestion de ce lac. De nombreuses choses ont pourtant été faites, comme la dépollution des eaux, des réhabilitations écologiques en faveur des roselières ou des aménagements de loisirs. Mais sans schéma directeur. Aujourd'hui, pour préserver ce capital naturel inestimable tout en favorisant son potentiel touristique, il convient de mettre de l'ordre ».

Trois objectifs pour mettre de l'ordre

Le PGL s'est ainsi fixé trois objectifs. D'abord, mettre en place une gouvernance opérationnelle, afin d'assurer une gestion du lac collective, concertée et lisible. Regroupant élus, scientifiques, techniciens et usagers, cette instance devra être un organe commun d'information et le maître d'œuvre d'un plan d'actions pluriannuels. Deuxième mission, assurer la défense environnementale du lac. Car un lac en bonne santé, c'est une eau moins chère, la garantie d'un réservoir de biodiversité unique en France et un atout socio-économique non négligeable. Enfin, le PGL va s'atteler à améliorer la qualité de service aux usagers.

« Nous serons peut-être amenés à réglementer certaines activités ou pratiques. Mais le but n'est pas de créer des contraintes supplémentaires. Juste d'organiser les choses pour un partage harmonieux entre utilisateurs tout en préservant le lac. Nous avancerons en douceur, dans la concertation. Mais il est temps de s'y mettre, pour le bien de tous » conclut M. Croze.

Muriel BERNARD

Édicter des règles claires et les faire respecter, c'est l'enjeu du comité du lac, nouvellement créé.

L'INFO EN +

LE COMITÉ DE GESTIO

La gouvernance opérationnelle du lac s assurée par 4 entités : comité de lac, un com technique, un conseil scientifique et un com des usagers.

LE COMITÉ DU LAC

Président : Jean-Claud Croze, maire de Brisc Saint-Innocent.

Vice-présidente : Mari Claire Barbier, maire d Chindrieux.

Vice-président : Luc Berthoud, maire de la Motte-Servolex.

COORDONNÉES

Secrétariat du comité d lac assuré par le Cisa Tél : 04 79 70 64 64

Les propositions retenues pour l'été 2015, afin de lancer le processus

Derrière des sigles, le plan de gestion du lac, PGL, rappelle le Projet Grand Lac, ce vaste plan de requalification des berges et du lac débuté à la fin des années 90 et aujourd'hui achevé. Il a une durée 15 ans.

Le plan de gestion du lac se veut, lui, beaucoup plus concret et surtout, à portée immédiate. Aussi, dix propositions ont déjà été formulées pour cet été.

→ 1/Concertation

La première consiste à instaurer un comité des usagers, qui regroupera les associations sportives, les professionnels du nautisme, les loueurs, les pêcheurs et les associations de défense de l'environnement. La première rencontre aura lieu en juin pour les informer et recueillir leurs avis.

→ 2/Les flottants

Affiner les études et la stratégie pour combattre les flottants qui envahissent le lac lors des intempéries.

→ 3/Les mégots de cigarettes

Cette "plaie" des plagistes va trouver sa parade. 2000 noix de coco ont été achetées. Elles seront distribuées comme cendrier à l'entrée des plages payantes. Et rendues à la sortie.

→ 4/Ports propres

Lancement d'une étude pour tenter d'obtenir le label "ports propres".

→ 5/Déchets immergés

Le comité du lac veut lancer un partenariat avec les clubs de plongée pour organiser plus régulièrement des "chasses aux trésors" au fond du lac et remonter les déchets immergés.

→ 6/Puce de canard

Des pharmacies vont être désignées pour être les sentinelles d'alerte à la puce du canard, en fonction des produits vendus.

→ 7/Incivilités

Les sites qualifiés de sensibles, comme le Fil de l'Eau, les plages des Mottets ou des Séselets, vont être surveillés de plus près pour limiter les barbecues sauvages, les rixes, les stationnements anarchiques, etc.

→ 8/Le kite surf

La semi-privatisation du cap des Séselets va être étudiée pour libérer un espace ou un créneau horaire aux kite surfeurs.

Cet été, des noix de coco seront distribuées sur les plages payantes en guise de cendrier afin de lutter contre les mégots de cigarette.

→ 9/Risque sanitaire

Un "arbre décisionnel" va être réalisé pour déterminer les modalités et les niveaux d'intervention en cas de pollution micro-organique.

→ 10/Accueil du public

Un cahier des charges va être rédigé pour lister les besoins par ordre de priorité.

Enfin pour le volet écologique, le niveau d'eau du lac sera abaissé à l'automne, via le canal de Savières, afin de redonner de l'espace aux roselières.

M.B.

Qui gère quoi sur le lac…

Ils sont nombreux, au chevet du lac du Bourget…

→ l'État

est propriétaire du lac, garant de la réglementation (pêche, navigation, chasse, loi littorale) et met en œuvre Natura 2000.

→ La Cali

(Communauté d'agglomération du lac du Bourget) est gestionnaire des ports et plages de son secteur, avec Conjux, Chindrieux et Chanaz en Chautagne.

→ Le Département

est propriétaire et gestionnaire de la base de loisirs des Mottets et du cap des Séselets.

→ Le conservatoire littoral

est propriétaire de sites naturels situés sur le do public lacustre.

→ Le Cen Savoie

(Conservatoire des ces Naturels de la Sa est gestionnaire de plu sites naturels, mais opérateur Natura 2000 tre d'ouvrage de la rest tion et de l'entretien d selières, du programm réintroduction de la t cristude et opérateur du de la végétation lacust

→ Le Cisalb

(Comité intersyndical l'assainissement du l Bourget) est compéten le suivi environnement lac, la gestion piscicol de la Renouée du Japo projet de baisse du n du lac.

Carrefour market GRÉSY-SUR-AIX
Ouverture exceptionnelle
jeudi 14 mai
8h30 à 19h00
Ouvert du lundi au samedi de 8h30 à 20h00 et le dimanche de 8h30 à 12h30
Centre commercial LA PORTE DES BAUGES
Sortie A 41 Aix Nord - 04 79 63 85 11
Carrefour market GRESY-SUR-AIX
provencia.fr

Ce qui ressort de l'audit… et ce qu'il va falloir traiter

→ Pour l'écologie

Se pose le problème des roselières, qui doivent être protégées et entretenues. Actuellement, pas de cohérence en matière d'interdictions d'approche. Autre gros souci, les flottants, qui cassent cannes à pêche et moteurs de bateaux. Des barrages seront nécessaires aux embouchures du Sierroz et de la Leysse. À surveiller, les espèces invasives d'un côté, les espèces remarquables de l'autre, comme les tortues cistudes. À améliorer, les déchets immergés et la propreté des ports. À obtenir, le label "ports propres".

→ Pour la baignade

Les équipements publics sont vétustes. Il va falloir changer les WC, renforcer les poubelles et les points d'eau. Des pharmacies vont être désignées "pilote" pour donner l'alerte contre la puce du canard (voir ci-dessus). La surveillance de la qualité de l'eau sera renforcée pour éviter des épisodes de pollutions micro-organique. À étudier aussi, l'opportunité de nouvelles plages ou de nouveaux équipements de loisirs type toboggan. Il est question, enfin, de semi-privatiser le cap des Séselets, devenue une plage publique de fait, pour partager l'espace avec les kite surfeurs. Et pour finir, une "brigade bleue" pourrait voir le jour pour surveiller les zones de baignade interdite.

→ Pour la navigation

Faire respecter la vitesse sur le lac, et surveiller la pénétration dans les roselières, rénover certains ports et harmoniser l'usage des anneaux autour du lac, curer le canal de Savières, développer des sites d'accès pour les embarcations légères de manière identifiée : là le canoë, ici le paddle, là-bas le pédalo, etc.

De même, un livret pédagogique devra être édité et distribué aux loueurs pour informer le public sur leurs droits et leurs devoirs en matière de navigation.

→ Pour les rives

Lutter contre les incivilités sur les pontons ou les b cues sauvages, sanctu la côte sauvage en in sant l'accostage, créer sentiers touristiques.

→ Pour le public

Renforcer la signalétiq la cohérence de l'offre, une véritable identité l réorganiser le transport.

Kite surfeurs versus baigneurs au cap des Séselets. Le comité du veut éviter la guerre en proposant un partage de l'espace.

Démangeaisons, plaques rouges : la puce du canard fait son retour

Le fléau des baigneurs est de retour, la dermatite cercarienne, autrement appelée puce du canard commence sa prolifération.

Le lac du Bourget est un lac vivant qui, de ce fait, comporte de nombreux organismes aquatiques. Aucun lac n'est épargné par cette maladie bénigne mais désagréable, au retour des premiers beaux jours et surtout des températures plus chaudes, la dermatite réapparaît.

1- Mais qu'est-ce que c'est ?

La dermatite est due à des organismes présents dans les canards et tous autres oiseaux et certains mollusques aquatiques comme les limnées. Cet organisme, rentre en contact avec l'homme puisqu'une fois relâcher par les animaux concernés, l'organisme recherche un nouvel organisme à sang chaud pour continuer son cycle de vie, cela peut-être un canard ou un baigneur.

C'est alors que des plaques rouges formées de petits boutons apparaissent sur le corps, souvent les jambes et le bas du ventre et des démangeaisons cutanées s'en suivent. Certes très désagréable, cette affection reste bénigne.

Pour éviter au maximum la sédentarisation de ces oiseaux migrateurs, il ne faut jamais les nourrir.

2- Les précautions à prendre

Aucune méthode ne permet d'éviter que l'organisme, la cercaire, ne s'en prenne aux baigneurs. Toutes fois, des gestes simples permettent de l'éviter ou d'éviter sa prolifération. Il faut limiter au maximum les baignades prolongées dans les eaux peu profondes. À la fin de la baignade, il est recommandé de se rincer à l'eau claire et de se sécher vigoureusement.

Les symptômes apparaissent très rapidement, dans ce cas, il faut consulter un pharmacien ou un médecin afin d'obtenir un traitement adéquat, même si à ce jour aucun médicament n'existe, les personnes atteintes peuvent limiter les démangeaisons.

En ce qui concerne les actions de prévention, il est primordial de ne jamais nourrir les canards. Le fait de les nourrir provoque le regroupement, la sédentarisation et favorise les contaminations par les cercaires.

3- L'avis du pharmacien

Bao Calloud est pharmacienne dans le centre-ville, elle est habituée, lors des fortes chaleurs, d'aider les personnes contaminées à se traiter. « *L'affection est rapidement identifiable, de plus elle est souvent localisée sur les jambes et le ventre. Nous recommandons de se rincer immédiatement après la baignade, ainsi qu'un séchage vigoureux avec le drap de bain. Les enfants sont particulièrement exposés, l'affection peut aller très vite chez eux. Si malgré les précautions d'usages, l'affection est présente sur le corps, nous fournissons un savon antiseptique et une crème apaisante et tout rentre dans l'ordre* ».

CLÉMENCE FAURISSON

UN OBSERVATOIRE DE LA DERMATITE

Dans le cadre du plan de gestion du lac, un observatoire a été mis en place, cette année, pour tenter de maîtriser un peu plus ce phénomène. L'observatoire a mis en relation une dizaine de pharmacies pour répertorier les cas. Ces données permettront de voir les personnes qui sont les plus sensibles et la période la plus "contagieuse".

Le CISALB (Comité intersyndical pour l'assainissement du lac du Bourget) met en place les moyens techniques pour lutter contre le phénomène : gestion de la population des canards et le ratissage des bords du lac pour lutter contre les mollusques.

TERRITOIRE | Dès 2018, un seul document fixera les règles d'urbanisme pour les 17 communes de la Calb

Le lac du Bourget au cœur du futur PLU intercommunal

L'aménagement et le développement du territoire autour du lac du Bourget vont bientôt se définir à l'échelon intercommunal. Plans d'occupations des sols (POS) et plans locaux d'urbanisme (PLU) s'apprêtent donc à disparaître de la circulation pour laisser place à un vaste PLU intercommunal "grand lac". Dans les cartons depuis plusieurs mois, ce document de référence doit permettre, à l'horizon 2018, l'émergence d'un projet de territoire partagé prenant en compte toutes les politiques et les spécificités des 17 communes de la Communauté d'agglomération du lac du Bourget (Calb). Avec comme fil directeur : faire du lac du Bourget un fédérateur de toutes les communes et mettre l'eau au cœur du projet.

Les membres du bureau d'études Cittànova et du cabinet d'avocats "Itinéraires droit public" se sont réunis mercredi autour de Dominique Dord (président de la Calb) et de Jean-Claude Croze (vice-président en charge de l'urbanisme, de l'habitat, du foncier et du plan de gestion). Tous ont ensuite participé au premier comité de pilotage de ce PLUi en présence des représentants des 17 communes de la Calb. Photo Le Dauphiné Libéré

Une volonté de concertation

Déjà abordé par les élus communautaires en novembre dernier, le chantier d'envergure, ô combien complexe, n'a pas fini d'alimenter les discussions, que ce soit au niveau de la Calb, des communes et de la population. Ainsi, une concertation collective entre tous les acteurs de ce projet est souhaitée. « Il va falloir harmoniser près de 20 documents d'urbanisme communaux, dont six sont encore des POS. C'est un chantier énorme qui se met en route. La Calb est maître d'ouvrage sur ce dossier mais nous ne voulons surtout pas imposer de décisions aux communes » a précisé le président Dominique Dord lors d'une conférence de presse mercredi à la Calb. Une volonté soutenue par le vice-président Jean-Claude Croze : « Ce PLUi doit être le projet de territoire de toutes les communes de la Calb. Nous avons déjà rencontré des maires. Un climat de confiance s'est établi. Cette concertation se fera tout au long du processus. Il faut que tout le monde s'approprie ce projet, que chacun ait le droit à la parole ».

Afin d'élaborer un document en bonne et due forme et pour s'éviter d'éventuels problèmes (annulation par exemple), la Calb va s'appuyer sur le bureau d'études Cittànova, et sur le cabinet d'avocats "Itinéraires droit public", spécialisé en urbanisme et en aménagement. « Nous avons besoin d'être bien entourés car il y a un travail subtil à réaliser sur ces trois prochaines années. Nous devons être vigilants car c'est l'argent de nos concitoyens qui en jeu (ce Plui va coûter environ 600 000 euros à la Calb, Ndlr). Les élus ont un vrai challenge devant eux. Non seulement ils devront se mettre d'accord sur un projet de territoire mais aussi sur la transcription en terme de règlement. Celui-ci doit respecter l'identité de chaque commune. Ce PLUi doit être vécu comme l'opportunité de mettre de la cohérence dans nos actions et de se montrer plus solidaires. »

Trois ans de travaux

Pour mener à bien ce chantier, trois ans de travaux vont être nécessaires. La phase de diagnostic vient d'être lancée avec une étude de terrain de juillet à septembre. Une fois le diagnostic rendu, le projet d'aménagement et de développement durable (PADD) sera élaboré durant le premier semestre 2016. En parallèle, des ateliers participatifs et thématiques seront organisés. Puis, viendra l'étape du zonage et de l'élaboration du règlement (juin 2016/juillet 2017). Enfin, après une phase de consultation et d'enquête publique, le PLUi sera approuvé au premier semestre 2018.

Tout cela devra s'organiser sur fond de réforme territoriale avec le rapprochement probable entre la Calb, la communauté de communes du canton d'Albens et celle de Chautagne (où les communes sont compétentes en matière d'urbanisme). Bref, il y a du boulot en perspective !

Guillaume ARMAND

À quoi sert un PLU intercommunal ?

Le PLUi définit le projet de développement et d'aménagement du territoire en tenant compte des principes de développement durable. Il garantit une croissance maîtrisée en favorisant le renouvellement urbain et en préservant les espaces agricoles naturels. Le PLUi coordonne les orientations portant sur le développement économique, l'habitat, les transports, les déplacements et la préservation des espaces naturels et paysagers.

C'est aussi un outil réglementaire qui sectorise les espaces en fonction de leur vocation à accueillir logements, équipements, activités, infrastructures. Il définit les espaces de développement et les espaces agricoles et naturels. Il précise les orientations spécifiques à certains quartiers stratégiques et organise schématiquement les espaces publics. Le PLUi assure la préservation des continuités écologiques et la protection face aux éventuels risques (inondations, risque technologique...). Il définit un cadre pour l'instruction des permis de construire : il détermine l'usage des sols, les conditions de construction, de stationnement... Il identifie les espaces et le patrimoine à préserver.

L'INFO EN +

CONTEXTE

Suite à la loi pour l'accès au logement et un urbanisme rénové (loi Alur) de mars 2014, toutes les intercommunalités devront, d'ici 2 à 3 ans, élaborer un PLUi couvrant l'intégralité de leur territoire. Il devra établir un projet global de développement et d'aménagement de l'espace. Le PLUi "Grand lac" fixera donc les règles d'occupation des sols sur le périmètre de la Calb.

DISTINCTION

Ce projet de PLUi est lauréat de l'appel à projets 2015 porté par le Ministère du logement, de l'égalité des territoires et de la ruralité.

OBJECTIFS DU PLUI

Développer une vision partagée et solidaire de l'aménagement du territoire (harmonisation des politiques, mise en cohérence des efforts publics, complémentarité entre communes...) ; repenser la consommation foncière du territoire pour économiser l'espace (notamment agricole) ; placer l'eau au cœur du projet ; renforcer le dynamisme économique ; construire une politique de déplacements liée aux spécificités du territoire ; intégrer des enjeux liés au développement durable.

LA CALB EN CHIFFRES

- 17 communes.
- 15 185 ha de superficie.
- 56 729 habitants
- 27 991 résidences principales
- 4 000 ha de surfaces agricoles (26 % du territoire).

AIX-LES-BAINS | La Communauté d'agglomération du lac du Bourget a mené des opérations d'éradication du parasite en début de semaine

Le lac du Bourget traque la puce du canard

Deux machines, terrestres et lacustres, munies de chenilles ou de griffes, ont brassé lundi le sable des avant-plages et des fonds du lac à proximité. Photo Le Dl/Sylvain MUSSO

Au lac du Bourget, la baignade était interdite en début de semaine sur les plages d'Aix-les-Bains, de Brison-Saint-Innocent et de Tresserve.

En cause : les opérations en cours d'éradication de la fameuse cercaire. Improprement appelée "puce du canard", il s'agit d'une larve parasitaire qui infeste habituellement mollusques et oiseaux, mais qui a parfois la fâcheuse tendance de se tromper en piquant l'homme, provoquant d'importantes poussées de boutons et démangeaisons pouvant durer plusieurs jours. Une affection cutanée appelée dermatite des nageurs, ou encore "gale" des nageurs. « Les fientes infestées du canard tombent au fond de l'eau et nourrissent les mollusques. La cercaire se développe à l'intérieur du mollusque avant d'être libérée. Elle va ensuite chercher un nouveau canard, un animal à sang chaud, pour redémarrer son cycle. Si elle n'en trouve pas, elle se trompe et pique un baigneur », explique Sylvie Normand, responsable du service des ports et plages à la Communauté d'agglomération du lac du Bourget (Calb).

« Impossible d'avoir un résultat à 100 % »

Les opérations d'éradication ont consisté en un brassage du sable des avant-plages et des fonds lacustres à leur proximité. « Sur la vase, on trouve des mollusques qui contiennent des cercaires de la "puce du canard". On brasse les fonds avec des moyens mécaniques – grilles, chenilles – afin de stresser le mollusque qui, par réaction, va libérer les cercaires en masse. » Celles-ci vont alors se retrouver dans l'eau et chercher une nouvelle victime, d'où l'interdiction de la baignade pendant les opérations et la dizaine d'heures suivantes. S'il n'a pas trouvé de nouvel hôte dans ce laps de temps, le parasite meurt.

Microscopiques et nageuses, les cercaires sont très difficiles voire impossibles à comptabiliser, il n'est donc pas possible d'évaluer précisément l'impact de l'action de la Calb, selon Sylvie Normand. Elle indique qu'il est « impossible d'avoir un résultat à 100 % ». Ainsi, l'opération est menée chaque année avant l'installation des postes de secours par le Service départemental d'incendie et de secours (Sdis), qui interviendra le week-end prochain cette saison. Elle ne peut pas non plus être effectuée trop à l'avance : « On le fait en fonction de la température de l'eau car on trouve plutôt la cercaire dans une épaisseur d'eau d'un mètre, à une température supérieure à 21 degrés ». Effectuer ces opérations d'éradication de la "puce du canard" en hiver serait donc moins efficace et laisserait le temps au parasite de se redévelopper avant l'arrivée de l'été.

Pour ne pas favoriser la présence de ces larves sur et à proximité des plages, la Calb demande, depuis une dizaine d'années déjà, de ne pas nourrir les canards présents. « Si on ne les nourrit plus, ils ne viennent plus, et la cercaire ne peut pas se développer », explique Sylvie Normand. D'autant plus que le pain, aliment généralement donné par les promeneurs, n'est pas une alimentation appropriée pour les canards sauvages, selon Élisabeth Cardin. La vétérinaire des Amis des bêtes, association aixoise de protection animale, estime que la distribution de pain aux canards devrait être verbalisée.

Bastien VACHON

L'INFO EN +

AVERTIR EN CAS DE PIQÛRE

Les services publics ne sont pas forcément avertis des piqûres de "puce de canard". « On a une certaine difficulté à connaître le nombre de victimes car les démangeaisons arrivent quelques heures après la baignade. Les nageurs ont donc déjà quitté les plages et n'ont pas forcément le réflexe de nous prévenir », regrette Sylvie Normand, qui précise que le nombre de cas de dermatites du nageur est « faible. Chaque année, nous avons seulement quelques cas qui nous reviennent ».

UN AGENT RECENSEUR

Un employé de la Calb va passer cet été sur les plages et dans les pharmacies du secteur de la Communauté d'agglomération du lac du Bourget (Calb) afin de comptabiliser le nombre de cas de dermatites du nageur et recueillir des données sur la "puce du canard".

PAS TOUS ÉGAUX FACE À LA PUCE

La Calb a constaté que des groupes de baigneurs étaient inégalement piqués lors d'une baignade sur le même site. Selon Sylvie Normand, la puce du canard préfère certains types de peau.

Une baignade réglementée

Sur la plage du Rowing et sur la plage de Mémard, la baignade est subordonnée à l'observation de certaines règles. Pour les nageurs confirmés et les baigneurs, deux zones de baignade sont mises en place et délimitées. Il y a un grand bassin pour les premiers et un petit pour les personnes ne sachant pas parfaitement nager. D'autre part, il est formellement interdit de se baigner lorsque le pavillon rouge est hissé.

Les usagers sont tenus de respecter les règles d'hygiène de la baignade et la tranquillité des autres plagistes. Ainsi, l'accès de la plage est interdit aux personnes atteintes de maladies contagieuses ou cutanées ainsi qu'aux personnes en état d'ivresse. Une tenue de bain décente et une attitude correcte sont exigées. Les animaux, même tenus en laisse, sont interdits sur la plage. Il est interdit d'entraver les mouvements des nageurs et de gêner leur maintien à la surface de l'eau, de troubler le public de manière intempestive par des cris, des sifflements, des chants, des gestes ou des attitudes dangereuses. Détritus, objets et papiers seront déposés dans les corbeilles réservées à cet effet. Les roselières sont interdites d'accès. Durant les heures d'ouverture de la plage, les embarcations à coque dure sont interdites dans le périmètre délimité par le balisage de la bande de rive.

M.G.

Rens. : 04 79 35 07 95.

Gratuites ou payantes ?

Autour du lac du Bourget, voici les différentes plages.

Les plages gratuites

La **plage du Lido** est aménagée. La baignade est surveillée en juillet et août, de 13h à 19h.

La **plage municipale de Conjux** est ouverte tous les jours. Du 27 juin au 27 août, elle est surveillée de 13h à 19h. Douches et toilettes.

La **plage Pointe de l'Ardre à Brison-Saint-Innocent** est gratuite mais son parking est payant. Elle est surveillée de 13h à 19h en juillet et août. Douches, toilettes et activités gratuites (aire de jeux, terrains de volley et pétanque).

La **plage de Motz** est située sur l'Espace sport et nature du Fiers. Du 30 juin au 30 août, la baignade est surveillée de 13h à 19h.

La **plage du Rowing** est surveillée en juillet et août de 13h à 19h.

La **plage de Mémard**, proche du Grand port, est située dans un parc arboré avec pelouses, jeux pour enfants. Elle est surveillée de 13h à 19h en juillet et août.

La **plage de Chatillon à Chindrieux** est ouverte et surveillée du 30 juin au 30 août. Parking payant.

Les plages payantes

Plage municipale du Bourget-du-Lac. La plage est surveillée et payante du 15 juin au 31 août de 10 h à 18 h. Adultes : de 1,90 € à 2,70 €.

La **plage des Mottets** est surveillée du 20 juin au 30 août. Plage située au bout d'une grande réserve naturelle entre Le Bourget-du-Lac et Aix-les-Bains. L'entrée est payante de 10 h 30 à 18 h 30. Aménagements : toilettes, douches. Poste de surveillance. Tarif adultes : à partir de 2 €. Gratuit pour les moins de quatre ans.

M.G.

À la source de Grand Lac

En se rebaptisant Grand Lac, la communauté d'agglomération du lac du Bourget marque ainsi les changements qui vont intervenir ces prochains mois avec la loi NOTRe : élargissement des compétences, du territoire et par conséquent augmentation de la population. L'occasion notamment pour cette agglomération déjà bien attractive de renforcer sa politique de promotion touristique et économique.

par Célia Di Girolamo et Benjamin Lecouturier

De la Calb à Grand Lac, une nouvelle étape pour l'agglomération

Janvier 2007. Souvenez-vous... c'est à cette date-là que naissait la communauté d'agglomération du lac du Bourget, dite Calb, dans le cadre de la loi sur la coopération intercommunale de 1999. Une nouvelle forme d'intercommunalité pour un territoire dont la dynamique ne trompe pas ! Par cet acte, les élus, conscients d'appartenir *« à un bassin de vie unique »*, exprimaient ainsi leur volonté de construire et de développer des équipements au service des habitants, *« de manière harmonieuse et concertée, sans concurrence entre les territoires communaux et ce, tout en mutualisant les ressources publiques »*.

Côté compétences, la communauté d'agglomération, dont la population totale s'élève à 58 324 habitants, exerce des compétences obligatoires, imposées par la loi : aménagement de l'espace, développement économique et touristique, équilibre social de l'habitat, politique de la ville et transport urbain. Mais elle a également fait le choix d'exercer des compétences dites optionnelles : assainissement, installations sportives ou encore protection et mise en valeur du cadre de vie. Et des compétences facultatives : centre de secours, eau potable de secours, accueil des gens du voyage. Certaines de ces compétences sont exclusives, d'autres sont partagées et la Calb définit alors en lien avec les communes de son territoire, les actions dites d'intérêt communautaire. L'agglomération exerce ainsi deux types de métiers : les services à la population (assainissement, traitement des déchets, transport urbain), et celui d'aménageur et développeur du territoire (définition et implantation de zones d'activités ou de pans d'urbanisme, en matière de logement et de tourisme...).

Mais après la loi de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles et la loi relative à la délimitation des Régions, le projet de loi portant la nouvelle organisation territoriale de la République (NOTRe) visant les collectivités territoriales, va venir profondément modifier l'agglomération et son fonctionnement, puisque la prise d'un certain nombre de nouvelles compétences vont ainsi être en pourparlers. D'autant plus que la communauté de communes de Chautagne et celle de l'Albanais doivent ainsi rejoindre ce grand ensemble unique baptisé Grand Lac. Un périmètre plus large, donc, et *« un nom qui arrivera à chapeauter et à fédérer tout le monde »*, espère Michel FRUGIER, vice-président au tourisme. *« Quant aux deux communautés qui devraient nous rejoindre, cela permet aussi de ne pas les faire venir dans une communauté existante, mais plutôt d'avoir l'impression de créer, tous ensemble une nouvelle entité. C'est une étape importante dans la vie de notre communauté que d'accueillir deux communautés supplémentaires »*, termine Dominique DORD, président de la communauté d'agglomération du lac du Bourget.

Dominique Dord : « Créer, autour de Grand Lac, un nouvel espace »

La Vie nouvelle : *La fusion prochaine avec de deux communautés de commune (Chautagne et Albanais), va élargir le périmètre de la communauté de communes du lac du Bourget. Quels vont être les enjeux futurs ?*

Dominique DORD : Quand on regarde une carte, on voit très bien que l'enjeu, c'est le lac du Bourget. Notre lac va donc vraiment être notre point, notre avenir, notre perspective commune. Nous allons donc bien sûr continuer, au fond, à valoriser à la fois sur le plan environnemental mais aussi sur le plan touristique et cadre de vie, ce site exceptionnel dans lequel nous avons la chance de vivre. Et ce, tant pour la vie de nos concitoyens que pour les personnes de l'extérieur qui viennent nous rendre visite.

L.V.N. : *Au-delà de cette attractivité évidente à maintenir, il va également y avoir, pour la communauté de communes, une évolution de ses compétences...*

D.D. : Il y aura forcément une évolution des compétences, d'abord parce que la loi NOTRe, au-delà de ce que nous pouvons ou ne pouvons pas décider, nous impose d'ores et déjà un certain nombre de compétences nouvelles à prendre avec un échéancier nouveau, comme c'est le cas de l'eau potable, de la promotion du tourisme, de la lutte contre les risques d'inondations... Il y a donc effectivement toute une série de compétences nouvelles qui, de toute façon, devront être reprises, mais qui auraient été prises même sans l'apport des communautés de communes de Chautagne et de l'Albanais. Puis il y a ensuite à s'interroger sur les compétences « facultatives » que nous pouvons prendre ou non, avec un sujet en particulier sur la compétence sociale, puisque la Chautagne possède quant à elle, déjà cette compétence. Alors, que faire ? La prendre ? Ne pas la prendre. La prendre en partie ? Ou totalement ? Les discussions sont aujourd'hui ouvertes sur ce sujet...

L.V.N. : *Face à cette grande Région Rhône-Alpes / Auvergne qui va très rapidement voir le jour, quel va être le combat à mener et la politique à adopter pour que ce territoire continue pleinement d'exister ?*

D.D. : La nouvelle grande Région déporte un peu le centre de gravité de ce nouvel ensemble vers l'Ouest, alors que nous, nous sommes les plus à l'Est de cet ensemble. Il y a donc un risque à être décentré ou marginalisé sur le plan géographique. Plutôt que de relativiser ce risque, je crois que nous devons essayer de créer des outils qui permettent de maintenir à la fois des centres de décision sur cette partie alpine de la grande Région Rhône-Alpes / Auvergne, et, en même temps, de maintenir et de fixer le plus possible les retombées économiques financières de tout cela. C'est un peu le sujet de cette nouvelle grande communauté que nous allons créer, c'est également le sujet du partenariat que nous avons passé avec Chambéry métropole pour essayer d'exercer ensemble de nouvelles compétences, et c'est aussi le cas du projet plutôt porté par Annecy d'une espèce de communauté, de pôle métropolitain entre Chambéry, Aix-les-Bains et Annecy. C'est d'ailleurs aussi un peu le sens du projet d'Hervé GAYMARD, de faire de nos deux départements vivants séparément et morcelés, une nouvelle collectivité territoriale. Toutes ces idées qui convergent ont pour but d'affirmer un pôle alpin dans la grande Région, et de fixer les centres de décision administratifs, financiers...

L.V.N. : *Vous avez un territoire riche de pôles d'activités : Savoie Technolac, Savoie Hexapôle. Quelle est la stratégie à envisager pour les années futures ?*

D.D. : Avec Chambéry métropole, le Département et Métropole Savoie, nous menons actuellement un gros travail pour réorganiser un peu les outils de promotion économiques qui sont à notre disposition. Nous avons aujourd'hui de très nombreuses entités et qui sont un peu toutes généralistes. Notre idée étant de regrouper tout cela sous une forme différente, et de spécialiser un peu les équipes pour que notre territoire soit mieux représenté sur tous les sujets que sont, d'une part, la création des entités foncières nouvelles, susceptibles de recueillir des entreprises ; d'autre part, l'accueil de nouveaux arrivants souhaitant s'installer chez nous ; et peut-être sur un pôle de promotion à l'extérieur, de ces différentes entités. Nous sommes donc sur une réorganisation probable de l'ensemble de nos structures, pour une plus grande efficacité du marketing territorial de l'installation d'entreprises sur notre territoire.

L.V.N. : *Quels sont les grands projets à venir sur ce territoire ?*

D.D. : Le grand projet, c'est la fusion avec les deux autres collectivités : c'est un travail énorme qui nous attend, sous l'égide du préfet, qui va beaucoup nous mobiliser. Sinon, nous restons principalement centrés sur la stratégie de développement industriel, mais surtout et encore plus aujourd'hui touristique, à travers plusieurs projets que nous avons mis en perspective dans notre plan pluriannuel d'investissements, voté par le conseil communautaire, avec des actions emblématiques à l'image du projet de mise en valeur des gorges du Sierroz qui viendra compléter notre palette de produits touristiques.

CitésLab, un outil au cœur des enjeux économiques

CitésLab profite à de nombreuses personnes, qu'elles soient encore scolarisées ou déjà entrées dans la vie active.

Depuis 2011, Sébastien BABOULAZ est le responsable de CitésLab. Un dispositif national, mis en place par Grand Lac au niveau du territoire et soutenu par la Ville d'Aix-les-Bains, la Caisse des dépôts et consignations ainsi que par l'Europe, via le Fonds européen de développement régional (FEDER). *« Au sein de Grand Lac, CitésLab répond à une demande très forte de la part de la population. La raréfaction de l'emploi pousse de plus en plus de personnes à vouloir se lancer dans un projet d'entreprise. C'est une vraie alternative à l'inactivité professionnelle »*, souligne Sébastien BABOULAZ. Grâce à l'organisation de « cafés-créas », il permet la mise en relation de plusieurs porteurs de projets au sein d'un endroit convivial. *« Ça casse un peu le "sérieux" d'une rencontre classique. Les gens sont plus à l'aise, plus décontractés à l'idée d'être en compagnie de personnes qui sont dans la même démarche de création. Cela favorise les échanges ! Et nous faisons toujours intervenir un chef d'entreprise qui vient parler de lui et de transmettre son expérience »*, indique-t-il. Le travail du chef de projets est également de détecter et d'accueillir les potentiels créateurs d'entreprises grâce au réseau d'information créé par un certain nombre de partenaires locaux (organismes de financement, d'accompagnement, organisations patronales, chambres consulaires, etc.) qui communiquent sur l'aide que peut apporter CitésLab. *« Le dispositif est gratuit et ouvert à tous les habitants des dix-sept communes de Grand Lac, et particulièrement aux habitants des quatre quartiers dits "prioritaires" de la cité thermale, ainsi qu'à tous ceux qui souhaitent s'installer sur notre territoire pour y développer leur activité »*, complète-t-il. À ce jour, CitésLab a accueilli et conseillé près de 900 personnes via des entretiens individuels. Plus de 200 personnes sont allées au bout du processus de création et se sont lancées dans la grande aventure de l'entrepreneuriat.

Une entente intercommunautaire pour la promotion du tourisme

Telle que nous la connaissons à l'heure actuelle, la communauté de communes du lac du Bourget ne possède pas de compétence tourisme. Cela ne l'empêche pas d'être toujours autant dynamique et de penser à l'avenir. Bien au contraire... *« C'est la prochaine loi NOTRe qui devrait donner la compétence tourisme aux agglomérations »*, rappelle Michel FRUGIER, vice-président en charge du tourisme, des ports-plages et du centre aquatique. *À ce moment-là, il faudra s'organiser sur le tourisme, mais pas comme nous l'avons fait jusqu'à présent sur le territoire avec Aix-les-Bains d'un côté et le Bourget-du-Lac de l'autre. Il y aura donc beaucoup de changements, avec un seul et unique office de tourisme d'agglomération important qui engloberait vraiment tout le territoire du lac du Bourget »*.

Car pour le moment, la seule organisation touristique au sein de la communauté d'agglomération reste l'entente communautaire. *« Les offices sont regroupés, travaillent déjà ensemble, essentiellement sur la communication et la promotion du territoire du lac du Bourget et de ses montagnes »*, explique Michel FRUGIER.

Si l'agglomération est aujourd'hui dans une période de transition, elle gère néanmoins de grandes infrastructures touristiques liées à son lac, à l'image des ports, des plages, d'Aqualac, mais également des chemins de randonnées et des belvédères... *« Mais ensuite, c'est toute la direction du tourisme qui devra se reconcentrer autour du territoire et du futur Grand Lac »*, poursuit Michel FRUGIER. *À mons avis, la priorité c'est la cohérence et l'unité du territoire pour mettre ses atouts en avant. C'est d'ailleurs pour cela que nous venons de lancer une étude de marques à l'échelle du futur territoire Grand Lac, avec un rendu attendu pour la fin de l'année, pour savoir ce que nous allons devoir mettre en avant une fois la nouvelle organisation en place »*. Lac, thermalisme et bien-être, montagne, œnologie une fois que la Chautagne aura rejoint cette grande intercommunalité... autant d'atouts qui font, depuis plusieurs années, l'attractivité de ce territoire. *« Mais en termes de tourisme, il reste une infrastructure à remettre en charme : les gorges du Sierroz. Nous avons pour ambition de les réouvrir à la visite durant ce mandat, tout en les mettant en valeur, tant sur le plan historique, géologique que naturel. Un gros projet piloté par le service tourisme, qui nécessite des études. Nous avons également un gros travail à faire sur l'aquarium et à mener sur les campings, qui reste un de nos chevals de batailles, car nous savons que l'implantation de campings supplémentaires serait très bénéfique à notre secteur économique et touristique. Il faut quand même noter que le tourisme reste le premier moteur économique du territoire »*, termine Michel FRUGIER.

Au rez-de-chaussée du bâtiment, se trouvent l'accueil et les services à la population : transports, assainissement, eau...

Le chargé de mission tourisme est notamment en charge de la conception, de la faisabilité et du développement de tous les projets touristiques, en lien avec les différents offices de tourisme qui composent l'agglo.

Les employés de l'agglomération en pleine collecte des déchets.

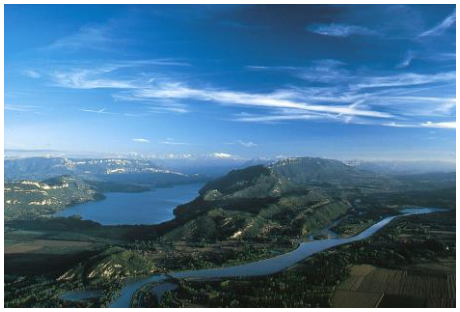
Au pôle juridique, la responsable des affaires juridiques travaille pour tous les services de la maison.

Le pôle marchés publics est lui aussi un service transversal très chargé et contraint par les lois. Il est sous la houlette du pôle ressources (ressources humaines, finances...).

Des relevés de la qualité de l'eau sont régulièrement opérés sur le lac du Bourget.

Le service maîtrise d'ouvrage s'occupe de la mise en œuvre de chantiers, qu'ils soient économiques, touristiques, qu'ils concernent les déchets ou les transports avec le covoiturage... il travaille en transversal pour la mise en œuvre de toutes les opérations d'investissements, à l'exception des rivières et de l'assainissement.

Au service des déplacements, techniciens et élus (ici, Corinne Casanova) sont amenés à se rencontrer pour échanger autour des problématiques de transports.



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