

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2013



Rapport de suivi (juin 2014)



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

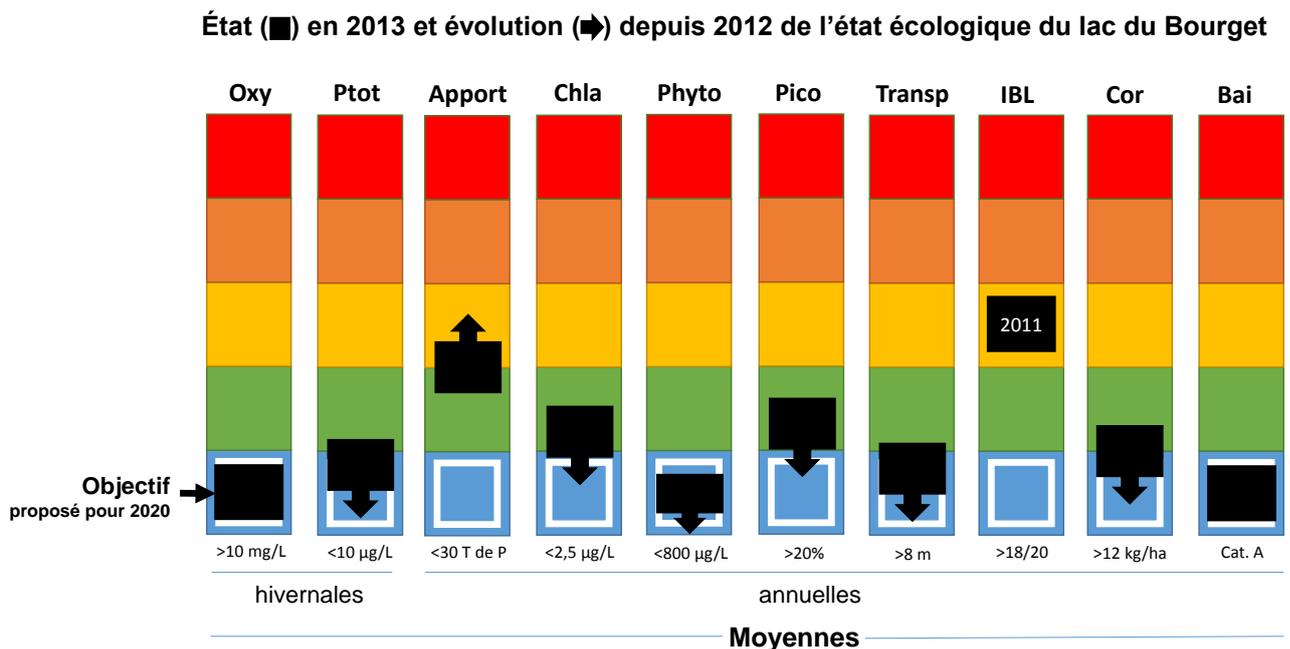
Après l'important changement observé entre 2009 et 2010, marqué par l'importante baisse de la biomasse phytoplanctonique et la disparition de l'efflorescence à *Planktothrix rubescens*, une nouvelle bascule semble avoir opéré au cours de l'année 2013, avec la plus faible biomasse phytoplanctonique jamais enregistrée sur l'ensemble de la chronique, une augmentation très importante de la proportion des formes picophytoplanctoniques, une valeur record pour la transparence moyenne, etc...

Avec une concentration moyenne hivernale de 10 à 11 µg/L de phosphore total, une concentration moyenne annuelle de 3,4 µg/L pour la chlorophylle *a* et de 8 m pour la transparence, le lac du Bourget n'a jamais autant mérité que cette année le statut de lac oligo-mésotrophe.

2013 a pourtant été une année où, comme les 4 précédentes, les apports en Phosphore particulaire par les principaux tributaires (la Leysse et le Sierroz), ont continué d'augmenter significativement mais sans répercussion sur les concentrations en Ptot et PO₄ dans la colonne d'eau au milieu du lac qui eux ont continué de chuter, atteignant les niveaux « record » cités ci-dessus.

En bout de chaîne, le peuplement de poissons du lac du Bourget se révèle toujours dans un état très satisfaisant avec la confirmation d'un stock élevé de corégones qui atteint en 2013 un rendement presque comparable à 2012. L'amélioration significative de l'état trophique du lac du Bourget observé depuis les 4 dernières années continue d'être renforcée par la réponse du compartiment biologique supérieur.

L'examen 2013 du lac du Bourget confirme donc le bon état écologique de l'écosystème pélagique et la continuité de sa progression vers un état oligotrophe stricte. Le schéma ci-dessous est une tentative de résumé de l'état et de l'évolution du lac entre 2012 et 2013. Les chiffres proposés comme objectifs à atteindre pour 2020 restent à être entérinés par le conseil scientifique.



SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2013

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2013, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Denis **BARBET** (INRA : Analyses statistiques)
- Sébastien **CACHERA** (CISALB : Poissons, Responsable CISALB pour le suivi)
- Michel **COLON** (INRA : Poissons)
- Laurent **ESPINAT** (INRA : Pêche)
- Cyrille **GIREL** (CISALB : Météorologie, Suivi des rivières)
- Jean **GUILLARD** (INRA : Poissons, Relecture)
- Valérie **HAMELET** (INRA : Pêche)
- Jean-Christophe **HUSTACHE** (INRA : Pêche)
- Stéphan **JACQUET** (INRA : Ce qu'il faut retenir, Conclusion, Coordination, Corrections, Dossiers divers, Introduction, Mise en forme et Edition, Picrocyanobactéries, Production primaire, Résumé)
- Françoise **KERRIEN** (ARS-DT73 : Qualité des eaux de consommation et de loisirs)
- Danielle **LACROIX** (INRA : Chimie)
- Leslie **LAINE** (INRA : Zooplancton)
- Christophe **LAPLACE-TREYTURE** (IRSTEA : Indice Phytoplanctonique Lac)
- Brigitte **LEBERRE** (INRA : Chlorophylle *a*)
- Antony **MEUNIER** (CDD : Pêche)
- Gérard **PAOLINI** (CALB : Prélèvements, Physique, Chlorophylle *a*, Sonde bbe, Tableau de bord)
- Marie-Elodie **PERGA** (INRA : Zooplancton)
- Pascal **PERNEY** (INRA : Chimie, Production primaire, Prélèvements)
- Frédéric **RIMET** (INRA : Phytoplancton, Indices phytoplanctoniques)
- Liliane **SAVOYE** (INRA : Chimie)



Station d'Hydrobiologie Lacustre

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, S. Cachera, M. Colon, L. Espinat, C. Girel, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, F. Kerrien, D. Lacroix, L. Laine, C. Laplace-Treyture, B. Leberre, A. Meunier, G. Paolini, M. Perga, P. Perney, F. Rimet, L. Savoye. 2014. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2013. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 201 pages.

« J'errais cet été sur un chemin savoyard qui domine la rive droite du lac du Bourget, et le regard flottant sur cette masse d'eau miroitante et bleue d'un bleu unique pâle, enduit de lueurs glissantes par le soleil déclinant, je sentais en mon cœur remuer cette tendresse que j'ai depuis l'enfance pour la surface des lacs, des fleuves et de la mer. »

Alexandre Dumas (1832)

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 6 et 13 ans (sorties calculées sur la période 2006 à 2013 inclus)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse (6,1 m³/s en moyenne depuis 2004 et ~73% des apports en eau ou volume transité au lac en 2013 avec 293 Mm³) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2004 entre 3,5 et 9,2 m³/s

Le Sierroz (1,83 m³/s en moyenne depuis 2004 et ~27% du volume d'eau transité en 2013 avec 106 Mm³) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2004 entre 1,3 et 2,7 m³/s

Le Tillet et le Canal de Savière ont été responsables en 2013 d'environ 5% et 0,5% du volume d'eau transité au lac

Signe particulier

Un lac en pleine réoligotrophisation avec des concentrations en Ptot et PO₄ toujours en baisse. La biomasse phytoplanctonique en 2013 a été la plus basse jamais enregistrée avec une forte progression de la proportion des formes picoplanctoniques. En bout de chaîne, l'augmentation confirmée des corégones et l'état du peuplement piscicole traduisent le bon état de l'écosystème pélagique dont le statut en 2013 peut être clairement qualifié d'oligo-mésotrophe.



SOMMAIRE

En guise d'introduction	7
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2013	9
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	52
Etude relative à la chlorophylle <i>a</i>	84
Etude relative au phytoplancton	87
Etude portant sur la production primaire	100
Etudes portant sur les picocyanobactéries	104
Etude relative au zooplancton	116
Etude portant sur la ressource piscicole	123
Etude portant sur la qualité sanitaire	160
Conclusions	165
Bibliographie	169
Dossiers divers (Annexes)	175

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

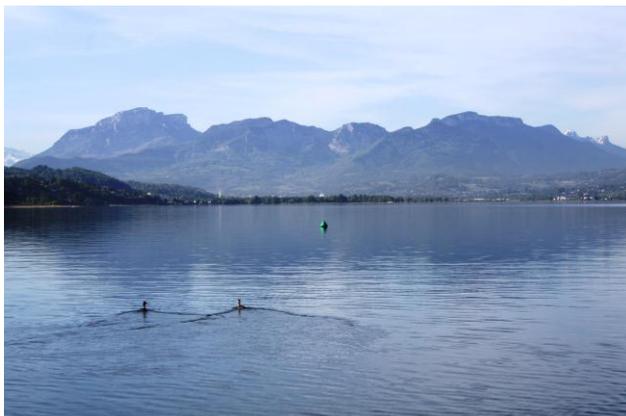
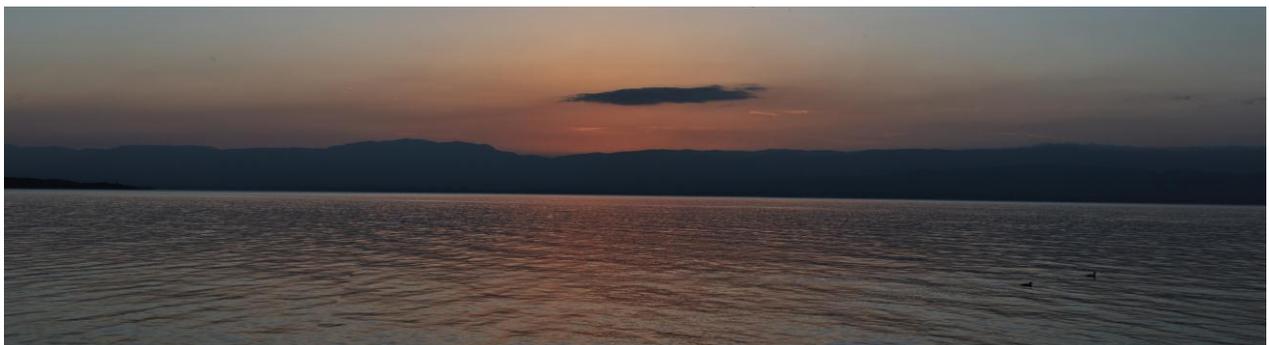
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car dès 1972 une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour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

2005. L'INRA (UMR CARTELE) ainsi que des laboratoires de recherches universitaires y ont participé à chaque fois. Depuis 1999, l'UMR CARTELE participe à cette évaluation et l'Equipe d'Ecologie Microbienne Aquatique, rebaptisée en 2009 BioFEEL (Biodiversité, Fonctionnement et Evolution des Ecosystèmes Lacustres) 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.

Depuis 2004, un suivi régulier des principaux compartiments biologiques est effectué, en plus des études physico-chimiques, d'oxygène dissous et de transparence précitées. Ce rapport pour l'année 2013 fait suite au rapport de l'étude dite lourde effectuée en 2004 et 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 dixième 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). Cette année encore, tout comme 2011 et 2012, un chapitre est consacré à l'état et l'évolution du peuplement piscicole, agrémenté d'une analyse sur le degré de parasitisme observé chez certains poissons.

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. A la fin de l'année 2012, un nouveau contrat a été signé entre l'INRA et le CISALB pour la période 2013-2015.

Les résultats présentés dans ce rapport sont validés par le Comité Scientifique (voir Annexe), qui oriente si besoin les études futures.



CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNEE 2013

Avec une moyenne annuelle de 11,3°C pour la température de l'air, l'année 2013 a présenté une valeur égale à la moyenne interannuelle calculée depuis 1974. De légers excédents de température par rapport à la moyenne ont été observés de juin à novembre, les mois de janvier, février, mars et mai ayant été quant à eux légèrement plus froids. Avec 1 467 mm de pluie enregistré à la station météo à Voglans (sud du lac), 2013 a été une année relativement humide, tout comme 2012, avec un excédent pluviométrique de 17,5 %. Les mois d'avril, mai, juillet, octobre et novembre ont été excédentaires (jusqu'à + 100 % pour ce dernier) alors que juin, août et décembre ont été déficitaires en pluie.

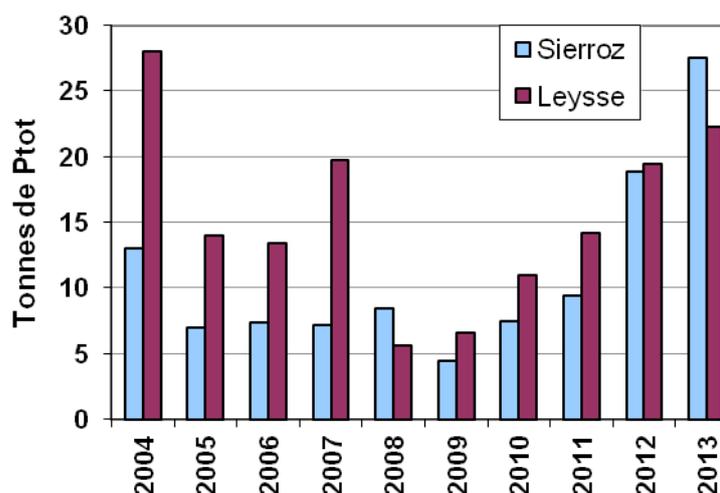
L'hydrologie de la Leysse en 2013 a été marquée par un débit moyen 50 % supérieur au module interannuel. Le débit moyen de l'année 2013 a été le plus important depuis 2004. Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 177 jours soit 100 jours de moins qu'en 2012. Pour le Sierroz, le débit moyen annuel a été de 39 % supérieur au module. Il a été le plus élevé du suivi. Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 135 jours, soit 121 jours de moins qu'en 2012. En termes de qualité de l'eau, et en conformité vis-à-vis de la Directive cadre sur l'eau (DCE), les deux tributaires ont été en bon état pour l'ensemble des paramètres généraux soutenant la biologie, durant les 265 et 191 jours de régime établi pour la Leysse et le Sierroz.

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 (PO₄) et nitrates (NO₃) étaient estimés. Depuis 2004, ces apports sont mesurés grâce aux stations de mesure automatisées sur la Leysse et le Sierroz. Les déversoirs d'orage de Chambéry métropole et de la CALB ont également été équipés en moyen de mesure. Depuis 2004, les apports en Ptot au lac varient entre 13 et 40 Tonnes/an contre 300 dans les années 70. 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 de Ptot ont été de nouveau en hausse en 2013, représentant même les apports les plus importants depuis 2004. L'augmentation des apports en Ptot a été de + 354 % entre 2009 et 2013. De ce fait, pour la seconde fois depuis 9 ans, les apports externes en Ptot sont passés de nouveau au-dessus des 30 tonnes, limite préconisée théoriquement par la communauté scientifique pour permettre la réoligotrophisation. En 2012, les apports du Sierroz étaient quasi équivalents à ceux de la Leysse, en 2013, ils ont été très largement supérieurs.

	1974	1983	1995-96	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Ptot	300	150	94	41 + ?	21 + ?	21 + 4	27 +5,8	14 +4,2	11 +2,7	18 +2,4	24 +2,8	38 +2,3	50 +2,8
PO ₄	140		18	5,11	3,5	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4
NO ₃	1.500	580	450	327	252	275	367	290	214	309	181	347	409
NO ₃ + NKT				552	361	446	617	516	334	454	360	654	704

Avec 399 m³, la Leysse et le Sierroz enregistrent ici le volume total transité le plus important depuis le début du suivi. Globalement, le temps de pluie a été responsable de 55 à 98% des apports en nutriments au lac. Les concentrations en Ptot ont été multipliées par 3 sur le Sierroz au cours des 3 dernières années tandis qu'elles restent stables sur la Leysse. En 2013, les apports du Sierroz ont été largement supérieurs à ceux de la Leysse. Les concentrations en PO₄ sont quant à elles restées stables depuis 2008 sur les deux rivières, le Sierroz présentant toutefois des valeurs deux fois plus élevées que la Leysse. Les concentrations moyennes pondérées en nitrates observées en 2013 ont les plus basses de la chronique 2004-2013 sur les deux rivières.

Apports en Ptot au lac



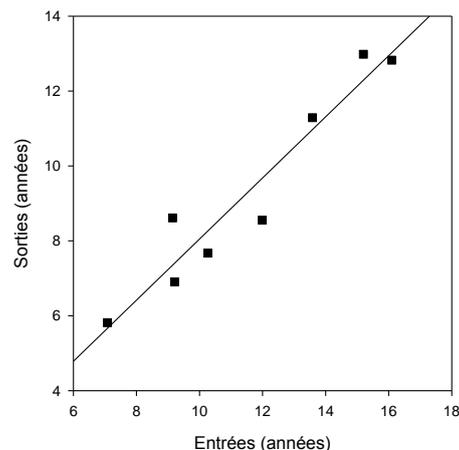
Les apports de temps de pluie de la Leysse en Ptot se sont élevées en 2013 à 20,3 T, soit de 2,8 T de plus qu'en 2012. En ne tenant compte que des apports liés aux principales crues, les flux de Ptot générés par les 10 principales crues ont progressé de 3,7 T entre 2012 et 2013 (14,15 T contre 17,81 T). Les 10 principales crues ont ainsi représenté 88 % des apports de temps de pluie. Les apports de temps de pluie du Sierroz en Ptot se sont élevés en 2013 à 26,3 T. En ne tenant compte que des apports liés aux principales crues, les flux de Ptot générés par les 10 principales crues ont progressé de 7 T entre 2012 et 2013 (15,5 T contre 22,6 T).

Comparativement aux apports des deux principaux tributaires, les rejets des déversoirs d'orage et by pass ont représenté en 2013 9% des apports totaux de Ptot au lac. La contribution atteint 40% du temps de pluie pour le paramètre PO₄. Le canal de savière n'ayant « fonctionné » dans le sens Rhone-Lac que 5 jours en 2013, sa contribution a été négligeable.

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 ($r=0,96$, $n=8$) mais l'estimation effectuée à partir des « entrées » est toujours supérieure à celle des « sorties » (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 2013 varie entre 9,3 et 11,6 ans.

	Entrées	Sorties
2006	13,6	11,3
2007	9,1	8,6
2008	10,3	7,7
2009	16,1	12,8
2010	12,0	8,6
2011	15,2	13,0
2012	9,2	6,9
2013	7,1	5,8
Minimum	7,1	5,8
Moyenne	11,6	9,3
Maximum	16,1	13,0



L'hiver 2013 ayant été vigoureux et permettant une homogénéisation complète de la masse d'eau, la réoxygénation maximale à 140 m avec $10,34 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ mesurée le 7 mars a été aussi efficace que celle observée les trois années précédentes.

La transparence des eaux a encore atteint une valeur record avec 15,5 m au milieu du mois de mars mais se réduisant à 2,8 m au mois de mai au moment du pic phytoplanctonique. La phase des eaux claires a été enregistrée à la fin du mois de mai (avec 12,9 m). La transparence estivale pour l'année 2013 avec 8,5 m mètres a été moins élevée qu'en 2012 (~ 9 m). Depuis 1981, les valeurs de transparence indiquent une augmentation de la transparence annuelle moyenne (qui est passée d' $\sim 4,0$ à $8,0$ m) et estivale (qui est passée d' $\sim 3,0$ à $7,0$ m) et qui peut être considérée comme une nette amélioration de la qualité des eaux. Il sera intéressant de constater si la phase d'eau claire finit par s'atténuer voire disparaître dans les prochaines années, une caractéristique typique des milieux oligo- à ultra-oligotrophe.

L'objectif de la DCE à l'horizon 2021 est que la concentration en P- PO_4 soit inférieure ou égale à $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011 (avec $8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) et 2012 (avec $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) et 2013 (avec $8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) l'ont confirmé. Pour le phosphore total, la concentration a également été la plus basse jamais enregistrée avec $11 \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ (contre $14 \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ en 2011 et 2012). Contrairement à d'autres lacs, la baisse du phosphore continue dans la zone pélagique du lac du Bourget, et ce en dépit d'apports qui eux ont augmenté 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 minime.

La tendance observée pour le Phosphore ne l'a pas été pour l'azote. Pour les nitrates, la valeur calculée pour 2013 a 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.

Avec $\sim 3,1$ $\mu\text{g.L}^{-1}$, l'année 2013 a présenté une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* en très forte baisse par rapport aux années précédentes qui était respectivement de 3,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et 4,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2012 et 2011. 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 passé d' ~ 9 à ~ 3 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Si l'année 2012 avait été marquée par une biomasse phytoplanctonique en hausse comparativement à l'année 2011 d'environ 25%, l'année 2013 a été très différente avec la biomasse phytoplanctonique la plus basse jamais enregistrée ($\sim 0,7$ mg.L⁻¹ contre $\sim 1,4$ mg.L⁻¹ en 2012) jusqu'alors et une forte augmentation de la proportion des formes picoplanctoniques (14% de l'ensemble) représentées par les picocyanobactéries. Comme cela avait été suggéré en 2012, ce compartiment semble être un bon bio-indicateur des changements trophiques s'opérant actuellement au sein du lac du Bourget. L'analyse des données sur la chronique 2003-2013 a révélé que phosphore et picocyanobactéries sont corrélés négativement suggérant que le retour à l'oligotrophie de cet écosystème s'accompagne d'une plus forte importance quantitative et sûrement fonctionnelle de la communauté picoplanctonique. Pour les formes plus classiques du phytoplanctoniques, 2013 a aussi été marquée par une forte représentativité des diatomées, cryptophycées et crysophycées, des classes algales caractéristiques de milieux de bonne qualité. La cyanobactérie *Planktothrix rubescens* n'a été observée qu'à deux reprises et dans des proportions relativement faibles et depuis 2010, une forte proportion de la biomasse est représentée par le groupe nommé E, rassemblant des taxons mixotrophes (*Dinobryon* spp.) préférant les lacs oligotrophes. Enfin, l'indice de Brettum, qui évalue le niveau trophique du lac, présente une augmentation de sa valeur depuis 2010 révélant également la ré-oligotrophisation du lac du Bourget.

Si les abondances maximales de branchiopodes observées au printemps 2012 avec 880 000 ind.m⁻² et celle des cyclopoïdes avec 600 000 ind.m⁻², avaient été parmi les plus élevées entre 2004 et 2012, 2013 a été marquée par des densités de micro-crustacés particulièrement faibles, avec ~ 250 000 ind.m⁻². Ces abondances étaient sûrement à relier à la froideur de l'hiver et du printemps (pour les cladocères en particulier), mais aussi avec la faible biomasse phytoplanctonique observée au cours de cette année (pour les calanides).

Si l'analyse du peuplement piscicole en 2013 a révélé des tailles de poissons plus petites et des densités moindres qu'en 2012, les estimations de densités calculées d'environ 42 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle et 56 kg.ha⁻¹ pour les couches profondes, restent des valeurs importantes pour les lacs alpins. Le rendement de pêche pondéral a été de 10,29 kg/1000 m², une valeur inférieure à celui des campagnes

antérieures, mais très proche de celle de 2012 (9,97 kg/1000 m²). Comme pour les années précédentes, le peuplement est dominé par la perche et le gardon, tant en nombre qu'en poids. Après une légère tendance à la baisse en 2011-2012, le corégone présente en 2013 le plus fort rendement observée jusqu'alors pour les filets benthiques, soit environ 6 ind./1000 m². Par contre, une légère diminution a été observée au niveau des filets pélagiques 2013 avec toutefois des rendements similaires à 2010. 2013 a été un peu moins bonne qu'en 2012 avec 76,2 tonnes de poissons capturés mais se classe tout de même en seconde place des meilleures années d'exploitation depuis 1995, toutes espèces confondues. Cette année est une nouvelle fois marquée par un niveau de capture élevé de corégones (63 tonnes) qui atteint cependant pour la première fois depuis 2008 un plateau. L'image du peuplement piscicole permet donc de confirmer les tendances d'amélioration de la qualité des eaux observées aux travers des autres indicateurs depuis quelques années. En 2013, la population de lavaret (poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux) est relativement stable, le sandre (espèce indicatrice d'un milieu de moins bonne qualité) et la perche régressent, les autres composantes piscicoles du peuplement le gardon connaissant des fluctuations assez fortes d'une année sur l'autre. L'année 2013 a vu un nombre de brochets capturés équivalent à 2011, une année considérée comme faible.

A l'occasion des pêches scientifiques, une analyse de la prévalence du portage de larves plérocercoides de *Diphyllbothrium latum* et une évaluation préliminaire du parasitisme d'espèces d'intérêt a été effectuée sur 51 poissons du lac. Le tube digestif disséqué et ouvert pour recueil des parasites intestinaux n'a révélé aucune larve de *D. latum*. De nombreux cestodes ont toutefois été observés dans le tube digestif des brochets et des ombles. De très nombreux acanthocéphales (et quelques nématodes) ont été également observés dans le tube digestif des lottes. Enfin 15-20 % des foies des perches examinées étaient parasités par des kystes ou des zones abcédées contenant des larves de *Triaenophorus*. Voir Rapport de Jean Dupouy-Camet en Annexe.

Nom (nombre = 51)	Nom latin	Taille (cm)	Poids (g)	Plérocercoides <i>D. latum</i>	remarques
Brochet (n=3)	<i>Esox lucius</i>	22-47	860-7600	0/3	Nombreux cestodes intestinaux
Perche (n=42)	<i>Perca fluviatilis</i>	14-23	30-160	0/42	kystes hépatiques <i>Triaenophorus</i> (7/42)
Lotte (n=3)	<i>Lotta lotta</i>	23-37	80-370	0/3	Nématodes , Acanthocéphales,
Omble chevalier (n=1)	<i>Salvelinus alpinus</i>	33	360	0/17	Nombreux cestodes intestinaux
Poisson chat(n=2)	<i>Ameirus melas</i>	25-26	290-300	0/2	Aucun parasite

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget puis distribuées en 2013 ont été de bonne qualité bactériologique 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* et Entérocoques 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 constater leur rémanence dans l'environnement puisque leur utilisation est interdite sur le territoire français depuis septembre 2003, pour l'atrazine et la simazine.

En 2013, l'eau a été de bonne qualité pour les 10 baignades surveillées du lac du Bourget. Entre 2011 et 2013, 3 plages (plage du Rowing et plage de Mémard à Aix-les-Bains, plage de Châtillon à Chindrieux) ont vu leur qualité d'eau s'améliorer et sont passées du statut d'« eaux de qualité moyenne, classées B » à celui d'« eaux de bonne qualité, classées A ». Dans la même période les eaux de toutes les autres plages situées en bordure du lac du Bourget sont restées de qualité constante, à savoir « eaux de bonne qualité, classées A ». Sur les 4 dernières années, aucune plage n'a été classée avec des eaux momentanément polluées (classées C) ou de mauvaise qualité, impropres à la baignade (classées D).

En 2013, le lac du Bourget a un statut trophique pouvant être qualifié d'oligo-mésotrophe et son état peut être résumé comme bon à très bon. L'année 2013 confirme le changement opéré depuis la fin de l'année 2009 avec la disparition de la cyanobactérie *P. rubescens*, majoritairement grâce aux baisses importantes de Phosphore enregistrés ces dernières années qui continuent. La forte diminution de la biomasse phytoplanctonique et l'augmentation significative de la proportion des petites formes phytoplanctoniques soulignent une nouvelle étape dans la progression dans l'amélioration de la qualité des eaux. Le retour remarqué du lavaret depuis 2009 tend également à confirmer que l'amélioration de la qualité des eaux se poursuit et se répercute donc jusqu'au sommet du réseau trophique. Le lac du Bourget est en passe de devenir oligotrophe.

NB : L'indice biologique lacustre basé sur la diversité et les abondances des macro-invertébrés benthiques avait révélé en 2011 que le lac du Bourget était encore relativement loin (comparativement au lac d'Annecy par exemple) d'une situation de fonctionnement maximal. Il est proposé que cet indice soit de nouveau pris en compte d'ici à la fin du contrat 2013-2015, donc pour l'année 2015. Valérie Verneaux, en charge de cette étude en 2011, a donné son accord de principe pour réaliser cette étude en 2015, qui sera d'autant plus pertinente qu'elle se ferait en même temps que celle programmée pour le lac d'Annecy.

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 tributaires et est représentative de la partie pélagique du lac. Les campagnes ont eu lieu 2 fois par mois en moyenne (exception faite de janvier, février et décembre examinés une seule fois), soit 21 campagnes en 2013. Comme indiqué sur le tableau I ci-dessous, les analyses ainsi que les profondeurs prélevées sont alternées selon les campagnes :

- Le premier type de campagnes comporte 6 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m et 50 m), sur lesquelles sont effectuées des analyses complètes (pH ; conductivité EC ; titre alcalimétrique complet TAC ; oxygène dissous O₂ ; azote ammoniacal NH₄⁺ ; azote nitrique NO₃⁻ ; azote total N_{tot} ; carbone organique total COT ; orthophosphate PO₄³⁻ ; phosphore total P_{tot} ; silice réactive SiO₂ ; sulfate SO₄²⁻ ; chlorure Cl⁻ ; chlorophylle *a*) ;
- Le second type de campagne comporte 10 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 50 m, 80 m, 110 m, 130 m et 140 m), sur lesquelles sont effectuées les mêmes analyses, auxquelles sont rajoutées 2 fois par an les analyses pour la balance ionique (NO₂⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺).

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

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
N _{tot}	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
P _{tot}	Minéralisation en PO ₄ ³⁻ au peroxydisulfate 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 <i>a</i>	Filtration et extraction selon la méthode de Lorenzen	NF T90 117
-----------------------	---	------------

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, 38 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2013.

Le Tableau II ci-dessous récapitule le nombre d'échantillons et/ou de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. Près de 1880 analyses chimiques ont été effectuées sur les 174 échantillons prélevés pendant l'année 2013.

Tableau II Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2013

Méthode	paramètres		Nombre
Prélèvements à profondeurs discrètes avec bouteille fermante type NISKIN	Chimie	PO ₄ ³⁻ , Ptot, NO ₃ ⁻ , Ntot, NH ₄ ⁺ , COT, SiO ₂ , TAC, SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , O ₂	174
	Balance ionique	NO ₂ ⁻ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺	100
	Cytométrie en flux	abondance	162
	Cyanobactérie	abondance	126
toxine		18	
Bouteilles incubées	Production	Production phytoplanctonique	50
Prélèvement intégré 0 – 18 m avec « cloche Pelletier »	chlorophylle <i>a</i>		33
	phytoplancton	abondance - diversité	21
Prélèvement intégré 0 – 50 m avec filet de maille 212 µm	zooplancton	abondance - diversité	21
Profils sondes	SBE 19 + (T°C, O ₂)	CALB CISALB	38
	BBE (fluo)	CALB CISALB	30
		INRA	3

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 38 campagnes effectuées au cours de l'année 2013.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2013

Date	Profil Temp O ₂	Profil fluo	Transp Secchi	Chl <i>a</i>	Prélèvement NISKIN physico chimie, cyto, tox, cyano									
	SBE 19+	BBE												
Prof				0-18 m	2	10	15	20	30	50	80	110	130	140
23/01/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/02/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
06/03/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/03/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
04/04/2013	X	X	X	X										
08/04/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
16/04/2013	X	X	X	X										
23/04/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
25/04/2013	X	X	X											
02/05/2013	X	X	X	X										
06/05/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
13/05/2013	X	X	X	X										
22/05/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
27/05/2013	X	X	X	X										
05/06/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12/06/2013	X	X	X	X										
18/06/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
01/07/2013	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/07/2013	X	X	X	X										
17/07/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
23/07/2013	X	X	X	X										
31/07/2013	X		X	X										
06/08/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12/08/2013	X	X	X											
21/08/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
30/08/2013	X	X	X	X										
03/09/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
09/09/2013	X	X	X	X										
16/09/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
24/09/2013	X	X	X	X										
01/10/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
09/10/2013	X	X	X											
17/10/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
21/10/2013	X	X	X											
29/10/2013	X	X	X											
07/11/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
28/11/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
12/12/2013	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
total	38	36	38	33	21	21	21	21	21	21	12	12	12	12

Tableau III bis

Date	Production primaire	Phytoplancton	Zooplancton
	Incubation in situ	Cloche	filet
Prof	2, 6, 10, 15, 20 m	0 - 18 m	0 - 50 m
23/01/2013	X	X	X
19/02/2013	X	X	X
06/03/2013	X	X	X
19/03/2013	X	X	X
04/04/2013			
08/04/2013	X	X	X
16/04/2013			
23/04/2013	X	X	X
25/04/2013			
02/05/2013			
06/05/2013	X	X	X
13/05/2013			
22/05/2013	X	X	X
27/05/2013			
05/06/2013	X	X	X
12/06/2013			
18/06/2013	X	X	X
01/07/2013	X	X	X
08/07/2013			
17/07/2013	X	X	X
23/07/2013			
31/07/2013			
06/08/2013	X	X	X
12/08/2013			
21/08/2013	X	X	X
30/08/2013			
03/09/2013	X	X	X
09/09/2013			
16/09/2013	X	X	X
24/09/2013			
01/10/2013	X	X	X
09/10/2013			
17/10/2013	X	X	X
21/10/2013			
29/10/2013			
07/11/2013	X	X	X
28/11/2013	X	X	X
12/12/2013	X	X	X
total		21	21

II. Tableau de bord

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

Les codes couleur de la DCE sont les suivants :

- pour la chlorophylle *a* moyenne estivale :

limite très bon / bon état : 2,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$

limite bon / moyen état : 3,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$

limite moyen / médiocre état : 9,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$

limite médiocre / mauvais état: 17,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$

- 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

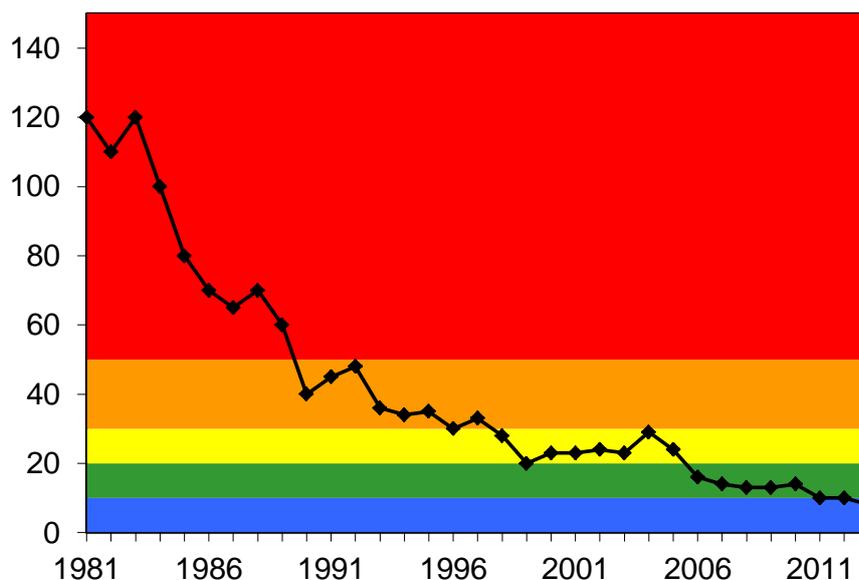
limite médiocre / mauvais état: 0,8 m

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

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

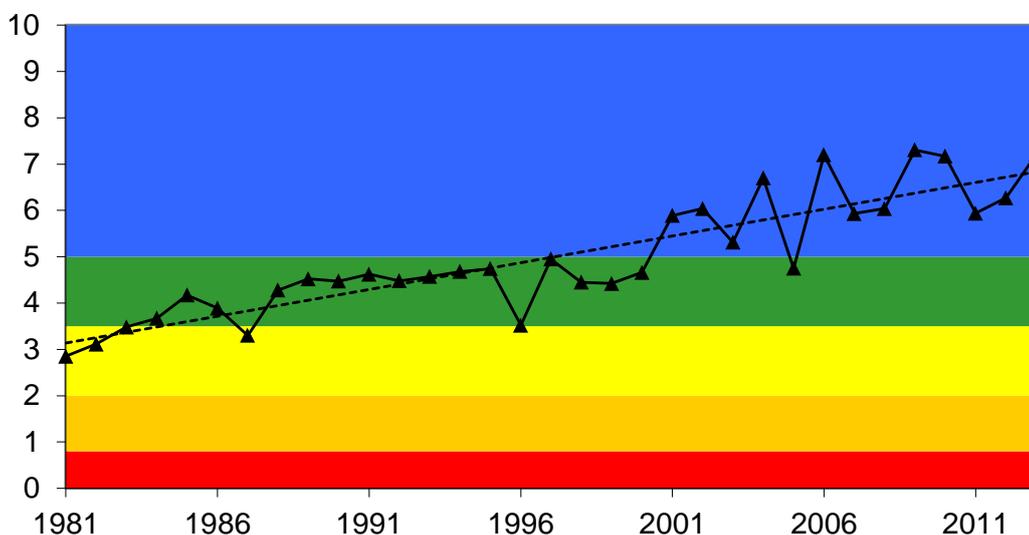
II.1. Le phosphore

Il s'agit en l'occurrence de la concentration des phosphates mesurée au moment du brassage hivernal du lac, quand la température est homogène le long de la colonne d'eau. Cet indicateur renseigne sur la quantité du facteur limitant et de maîtrise de la croissance phytoplanctonique au sein de l'écosystème lac. L'objectif qui a été affichée à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO₄ soit au maximum de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011. Elle était de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2012 et 8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2013.



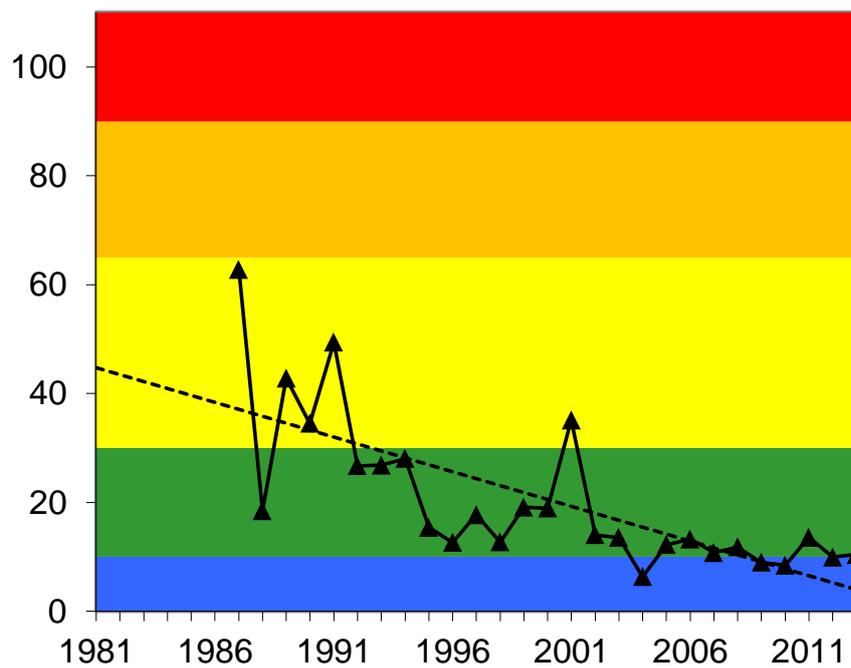
II.2. La transparence

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 m et ce en dépit d'une baisse très importante de la biomasse phytoplanctonique annuelle, la disparition des cyanobactéries toxiques nuisibles depuis 2010, etc... Il apparaît très clairement que ce paramètre n'est pas très objectif et il serait plus judicieux de proposer et présenter une valeur moyenne estivale et/ou annuelle (comme ci-dessous), car une seule valeur déclassante comme celle proposée par la valeur minimale ne peut être un bon indice de qualité, ne tenant pas compte en plus de ce qui en est responsable (i.e. du phytoplancton de bonne qualité par exemple).



II.3. La chlorophylle *a*

Le paramètre retenu est la concentration annuelle maximale atteinte par ce paramètre. Cet indicateur renseigne directement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique. L'objectif à l'horizon 2021 est que la concentration maximale annuelle soit de $4 \mu\text{g.L}^{-1}$. En 2007, le curseur indiquait la valeur 10,7 contre 9,9 en 2012 et 10,5 en 2013. Comme pour la transparence, une valeur moyenne et maximale estivale ou moyenne annuelle serait plus pertinente. En effet, comme pour la transparence, une seule valeur déclassante (à un seul moment de l'année) comme celle mesurée ici 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 (ce qui était le cas en 2013, le pic de chlorophylle étant majoritairement dû à des diatomées et des crysophycées).



NB : Au-delà de la réflexion portant sur ce que devrait être aujourd'hui et demain les indicateurs pertinents rendant compte de l'état du lac, une étude sur les impacts socio-économiques du bon état du lac du Bourget serait particulièrement pertinente. Cette étude permettrait d'élaborer une grille d'analyse potentiellement reproductible à l'ensemble des lacs et mettant en exergue la corrélation entre le développement du territoire et la préservation et/ou restauration du lac. L'Agence de l'Eau RMC devrait à mettre en place cette étude en 2014.

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

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

année	Temp moy °C
2013	11,30
1974-2000	11,10
Δ %	+ 2

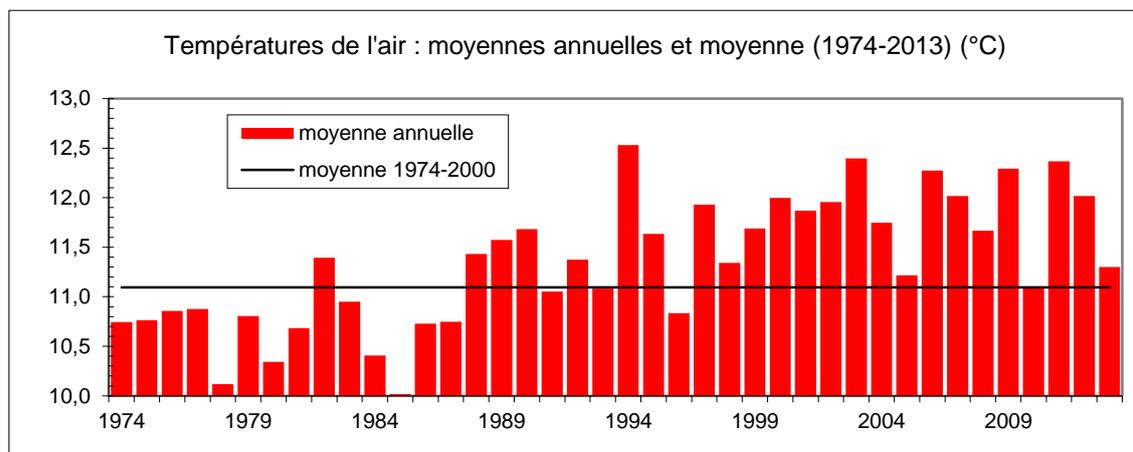


Figure 1 Evolution des températures annuelles (°C) de l'air sur la période 1974 – 2013 et comparaison avec la moyenne 1974 - 2000

L'année 2013 montre une baisse de la température annuelle par rapport aux deux années précédentes et se situe proche de la moyenne (11,30 vs. 11,10 °C).

I.2. Variations saisonnières

L'hiver 2012-2013 comme l'hiver précédent reste légèrement moins froid que les hivers 2009-2010 et 2010-2011 au regard du nombre de jours de gel. En effet, nous observons des températures moyennes journalières inférieures ou égales à 0 °C pendant 18 jours entre décembre et mars (vs 19, 23 et 29 jours).

Pour l'ensemble de l'année 2013, nous observons des excédents de température par rapport à la moyenne mensuelle de 1974-2000 (+ 2 à + 23 %) pendant 6 mois entre les mois de juin et novembre, les mois de janvier, février, mars et mai sont déficitaires (entre - 6 et - 50 %).

Tableau II Températures minimales, moyennes et maximales mensuelles de l'air en °C, année 2013 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2000

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
Min	-3,6	-2,4	1,5	4,1	8,8	9,2	18,3	15,7	13,1	7,6	-1,2	-1,0
moyenne	1,9	1,9	6,3	11,2	12,7	18,2	22,6	20,6	16,7	14,2	6,3	3,0
max	9,4	9,2	10,9	17,6	17,9	24,5	27,2	25,5	22,2	18,0	13,5	10,2
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 2013/moy %	- 14	- 50	- 12	+ 12	- 13	+ 2	+ 10	+ 3	+ 2	+ 23	+ 5	- 6

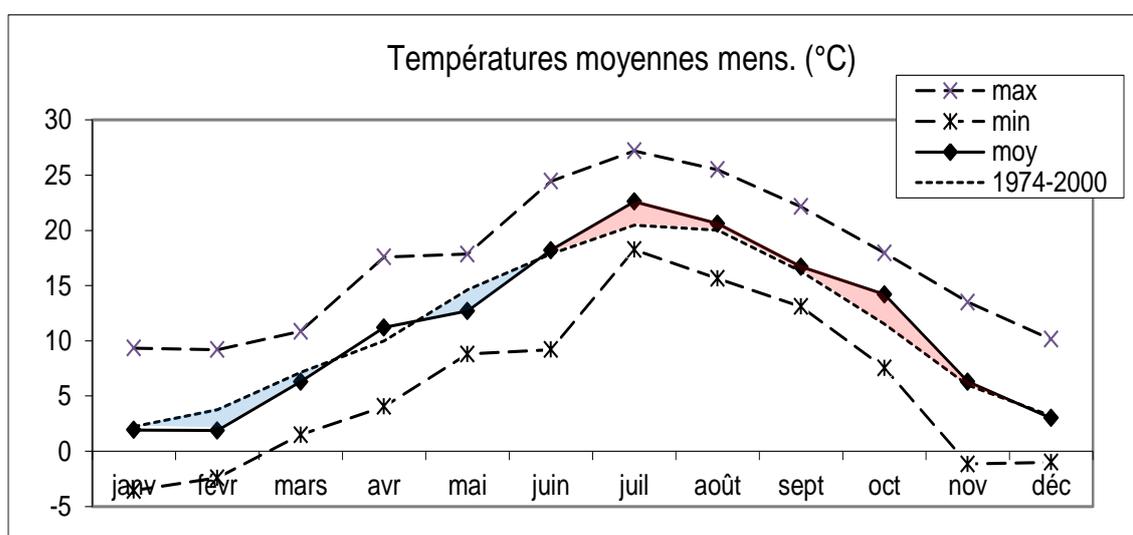


Figure 2 Températures de l'air mensuelles ; maximales, moyennes et minimales en 2013 et moyennes 1974-2000

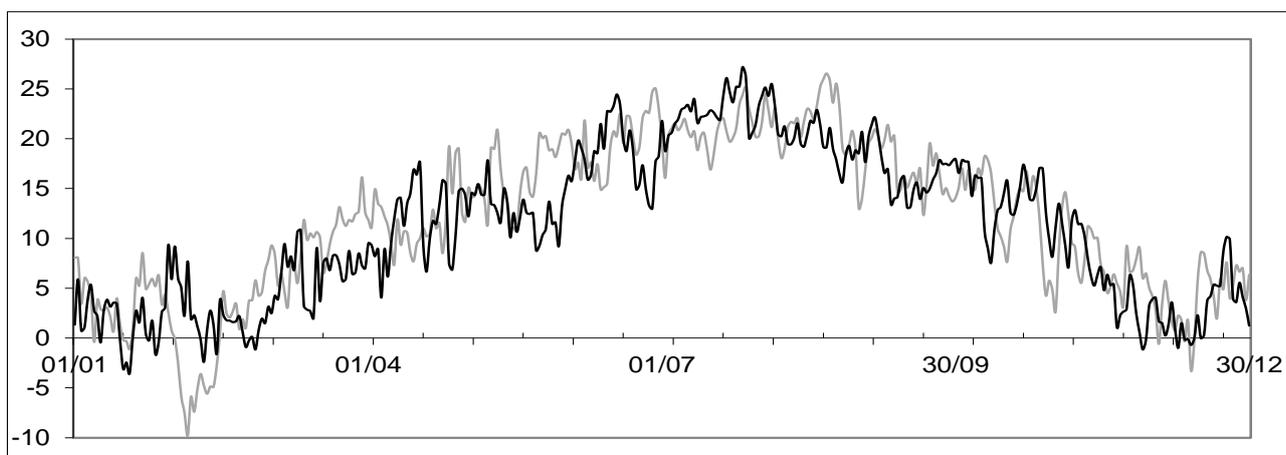


Figure 3 Températures de l'air moyennes journalières en 2013 et 2012 (gris)

II. Précipitations

II.1. Cumul annuel et moyen

Depuis 2003, 2012 est enfin une année plus arrosée avec +5 % d'excédent par rapport à la moyenne (1372 mm vs 1301 mm), nous retrouvons des valeurs proches des années 2001, 2002.

De 1974 à 2002, le cumul des pluies fluctuait autour d'une valeur moyenne avec des années sèches (ex. 1976 : -36 %), des années humides (ex. 1980 : +39%). A partir de 2003, les déficits hydriques cumulés s'accroissent par rapport aux moyennes jusqu'en 2011. Avec près de 2400 mm en 2011, le déficit représente un défaut de plus d'un an et demi de pluviométrie moyenne, et certainement des conséquences sur les apports externes et le temps de séjour des eaux dans le lac. En 2012 c'est la première fois, depuis 2003, que l'évolution des déficits cumulés s'inverse.

Tableau III Précipitations annuelles en mm

Année	Pluviométrie mm	Δ %
2013	1472	
2001-2011	1083	+ 36
1974-2000	1300	+ 13

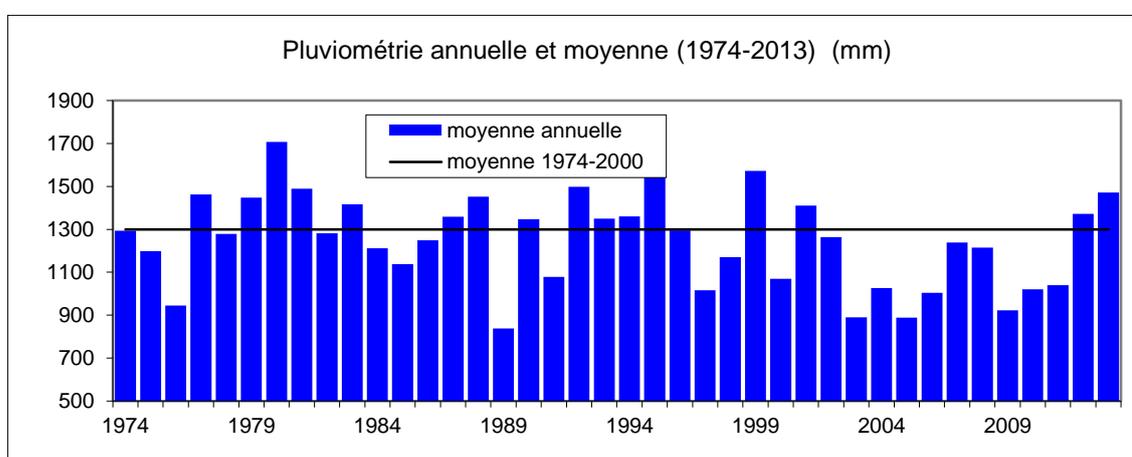


Figure 4 Evolution de la pluviométrie annuelle (mm) sur la période 1974 – 2013 et comparaison avec la moyenne 194-2000

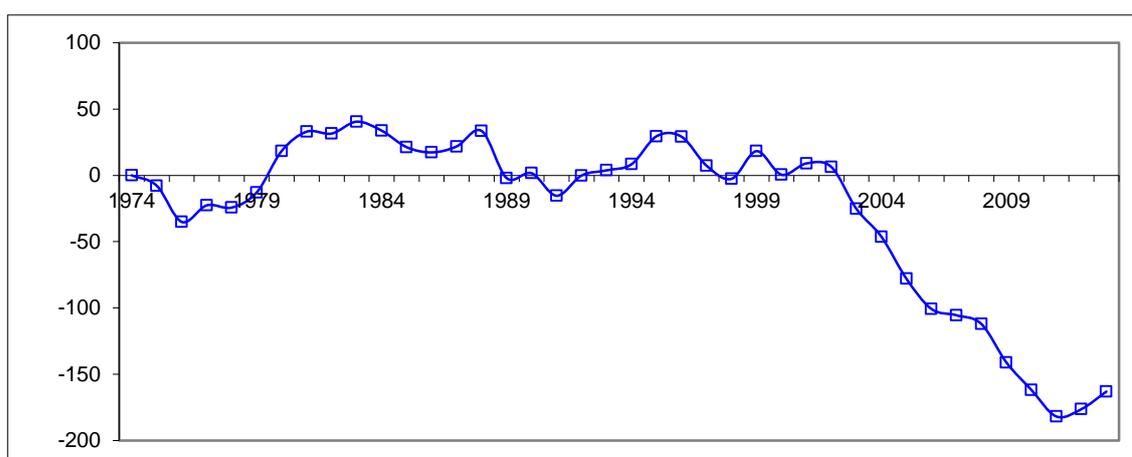


Figure 5 Evolution de l'écart à la moyenne (1974-2000) de la pluviométrie annuelle cumulée depuis 1974 (%)

II.2. Variations saisonnières

L'année 2013 est contrastée, à l'exemple d'un mois de mai humide (163 mm, + 49 % par rapport à la moyenne de 1974-2000) et au 4^{ème} rang parmi les mois les plus humides de la série de données (1974-2013)

suiivi d'un mois de juin relativement sec avec 63 mm (- 39 % par rapport à la moyenne). La fin de l'année est plutôt arrosée avec respectivement 174 et 220 mm pour les mois d'octobre et de novembre (+ 35 et + 93%).

Tableau IV Précipitations mensuelles en mm, année 2013 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2000

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	mai	juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2013	89	98	132	145	163	63	132	65	106	174	220	85
1974-2000	106	107	100	96	109	104	94	84	125	129	114	131
Δ %	- 16	- 9	+ 33	+ 51	+ 49	- 39	+ 40	- 23	- 15	+ 35	- 93	- 35

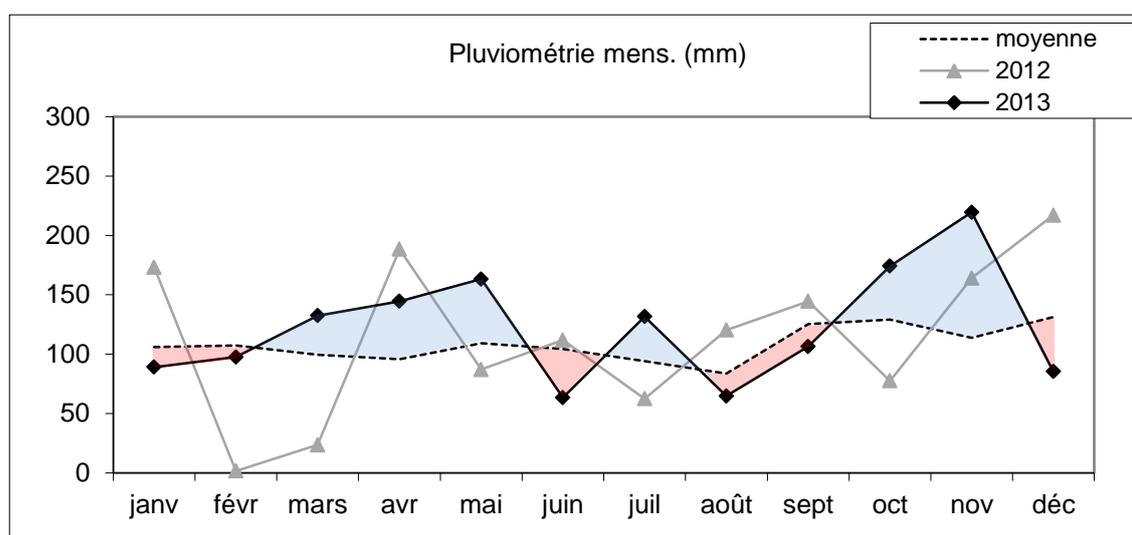
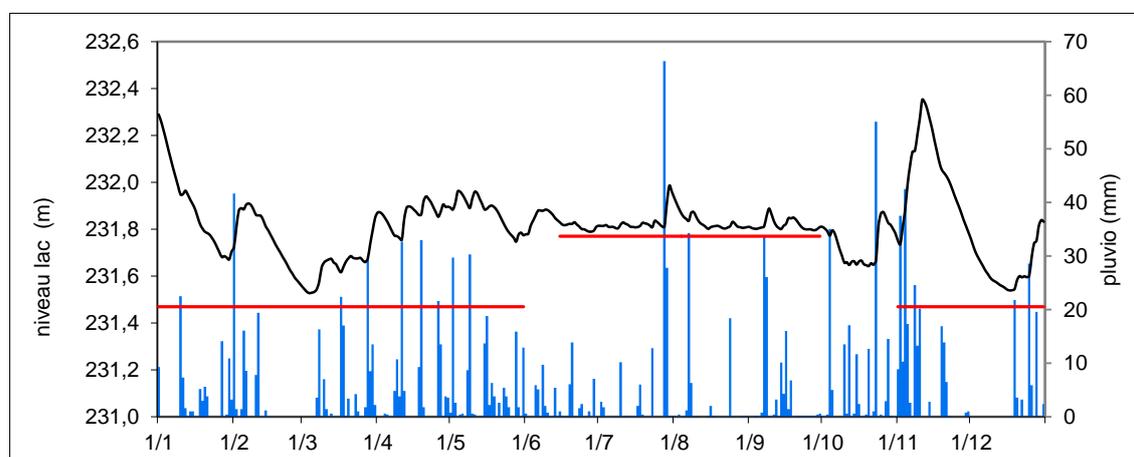


Figure 4 Comparaison des précipitations mensuelles (mm) en 2012 et 2013 et la moyenne 1974-2000



| Précipitations journalières (mm)
— Niveau NGF (Nivellement Général de France) du lac du Bourget, échelle du Grand Port (sources Compagnie Nationale du Rhône (CNR) : « <http://www.vigicrues.ecologie.gouv.fr> »)
— Consignes de niveau

Figure 5 Précipitations journalières (mm), niveau du lac du Bourget (m) et consignes de niveau seuil en 2013

L'élévation du niveau du lac dépend de la pluviométrie, des apports du Rhône via le canal de Savières et des consignes de niveau gérées par la CNR au niveau du canal de Savières. Le niveau maximum du lac pour 2013 est observé le 11 novembre avec une altitude NGF de 232,35 m soit 88 cm au-dessus du niveau seuil. En novembre, nous observons une montée des eaux de 62 cm à la suite d'une période pluvieuse (177 mm) qui a entraîné une petite crue sur les affluents du lac. Tout 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 sauf en avril et mai où la CNR maintient le niveau artificiellement 40 cm au-dessus de la cote prévue dans le cadre d'une gestion des chasses sur le Rhône.

III. Durée de l'insolation

III.1. Cumul annuel

L'année 2013 présente un petit déficit d'insolation (- 8%) par rapport à la moyenne 1974-2000 mais globalement, à la différence des deux précédents paramètres, il y a peu d'évolution de ce paramètre depuis 1974.

Tableau V Insolation annuelle en heures

Année	Insolation heures
2013	1736
1974-2000	1882
Δ %	- 8

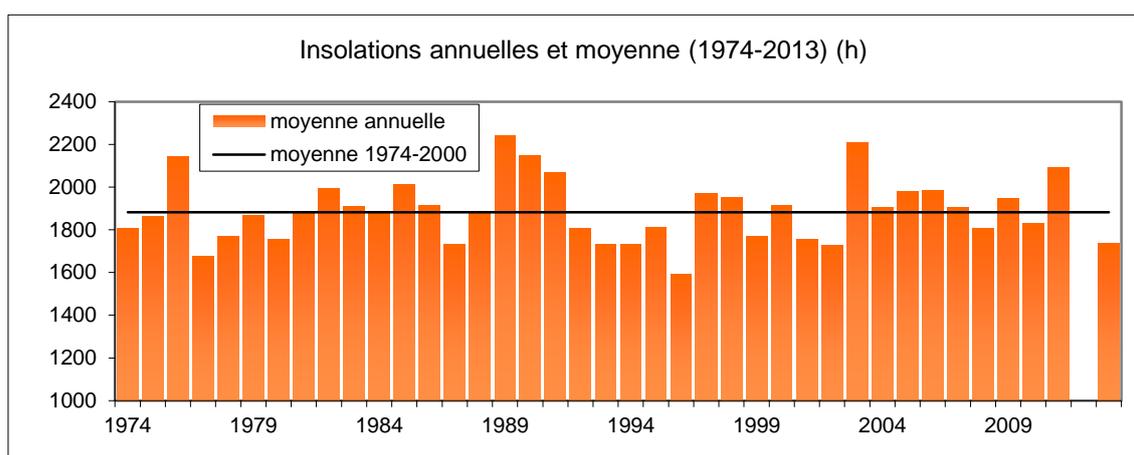


Figure 6 Durée d'insolation annuelle « orange > moyenne annuelle » et « noir > moyenne 1974-2000 (heure)

III.2. Variations saisonnières

Tableau VI Durée d'insolation mensuelle (h), année 2013 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2000

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Dec.
2013	63	85	101	136	114	214	299	275	179	97	47	127
1974-2000	78	98	145	167	198	233	272	246	185	119	79	64
Δ %	- 20	- 13	- 30	- 18	- 42	- 8	+ 10	+ 12	- 3	- 19	- 40	+ 98

Logiquement en relation avec la pluviométrie, le début de l'année ainsi que le mois de novembre affichent un déficit d'ensoleillement (jusqu'à -42% par rapport aux moyennes mensuelles de 1974-2000). Le début de l'année présente ainsi un "manque" d'insolation cumulée qui s'élève à 200 heures au mois de mai. Inversement, les périodes sèches sont plus ensoleillées à l'exemple des mois d'août et de décembre avec des excédents qui s'élèvent à + 12 et + 98 %.

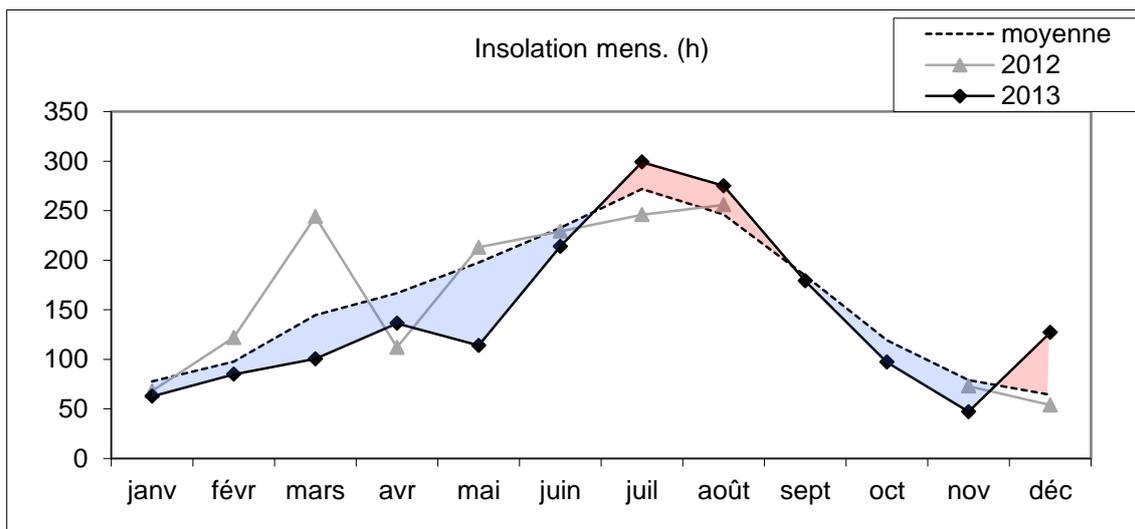


Figure 9 Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h), année 2012 et 2013 avec la moyenne 1974 – 2000

IV. VITESSE DE VENT

Les données proviennent de la station météorologique de la CALB (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 montrent un coup de vent à plus de 120 km/h le 8 juin et à 93 km/h le 28 juillet. Les conditions pendant le mois de novembre, (sensiblement plus venté qu'en 2012 et associé à une baisse des températures), ont probablement accéléré l'érosion et l'enfoncement de la thermocline à cette période.

1)

2)

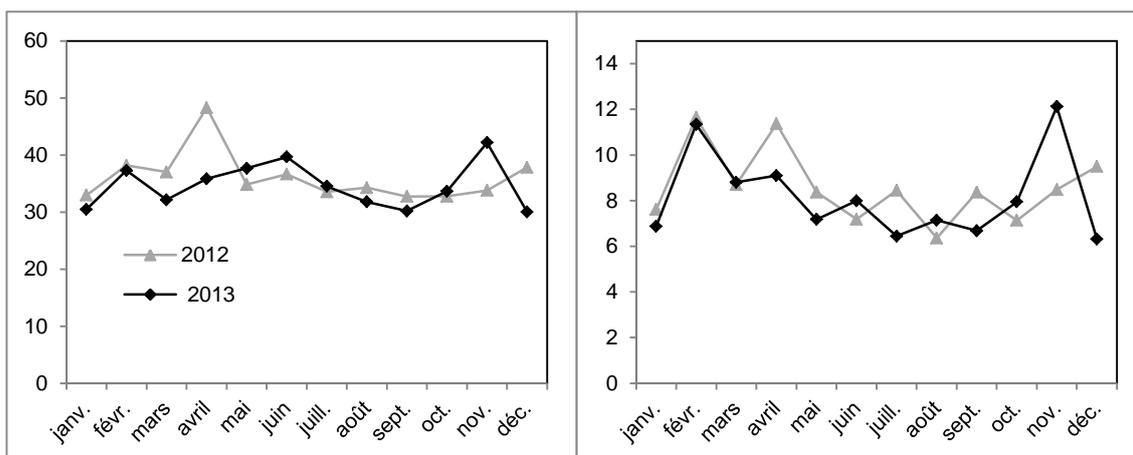


Figure 7 Moyennes mensuelles du vent (km/h) ; « gris > 2012 » et « noir > 2013 » : vent max (1) et vent moyen (2)

V. CONCLUSIONS

Si des années exceptionnellement peu arrosées ont déjà été observées dans le passé, on constate cependant que celles-ci sont plus fréquentes au cours de la dernière décennie (2003, 2004, 2005, 2006, 2009, 2010 et 2011 avec un déficit moyen pour ces années de 20% par rapport à la moyenne 1974-2000). Entre 2003 et 2011, par rapport à la moyenne 1974-2000, les déficits hydriques cumulés s'accroissent avec près de 2400 mm soit plus d'un an et demi de pluviométrie moyenne, avec des conséquences sur les apports externes et le temps de séjour des eaux dans le lac. Ces deux dernières années, la tendance s'inverse avec une pluviométrie proche de la moyenne 1974-2000 (+ 5 et + 13 %) mais avec un excédent de plus de **30 %** par rapport aux dix dernières années.

Pour la température, L'année 2013 reste globalement proche de la moyenne de 1974 à 2000 (+ 2 %). Cette année 2013 se distingue par :

- Un début d'année, c'est-à-dire le mois de janvier et février frais (- 14, - 50 %), sec (- 10 %) et peu ensoleillé (- 20 %) par rapport aux moyennes mensuelles de 1974-2000,
- Une période de mars à mai pluvieuse (de + 33 à + 51 %) et peu ensoleillée (jusqu'à - 42 %),
- Une fin d'année, octobre et novembre, douce (+ 23 %), humide (+ 35 et + 93 %) et peu ensoleillée (-19 et - 40%).

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 quatre 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.

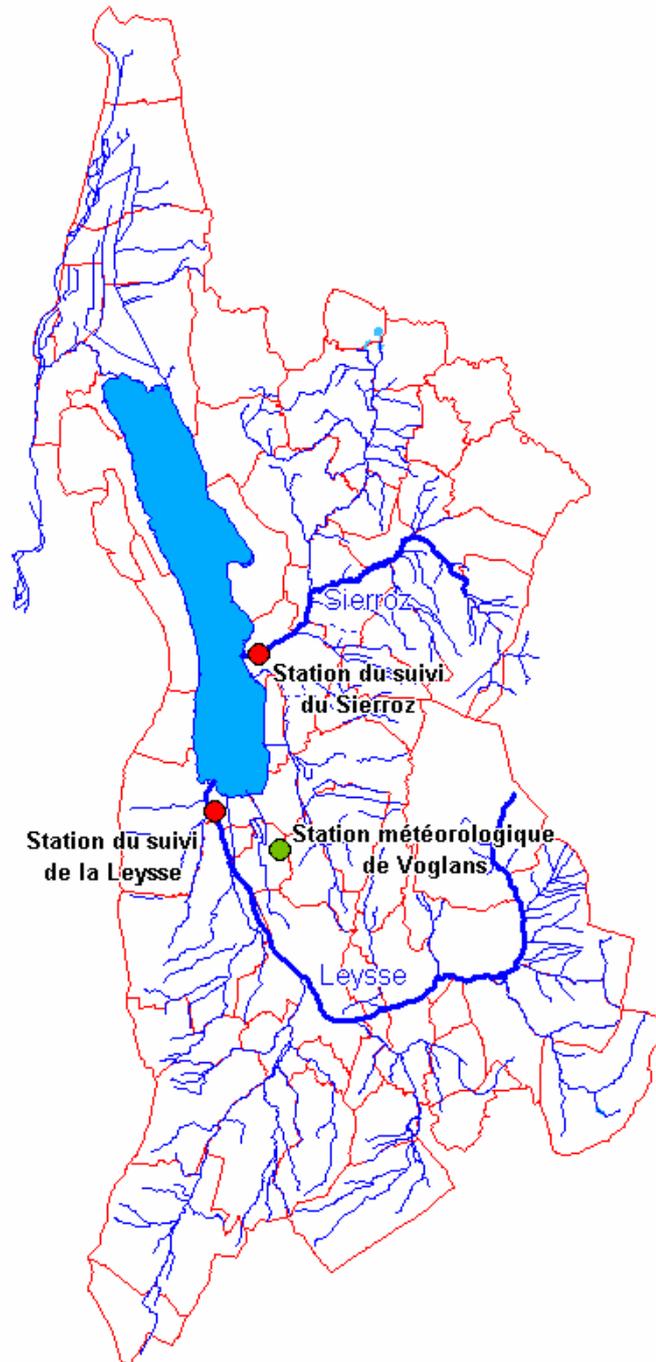
Le présent chapitre présente les résultats de ce suivi pour l'année 2012, à partir des données obtenues au moyen de stations de mesures équipées d'un préleveur automatique et de sondes mesurant en continu la conductivité, l'oxygène dissous et la température. Sur chaque échantillon prélevé, la concentration 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 jusqu'à fin 2006 et de 0,01 jusqu'à fin 2009. Le seuil de détection du PO₄ est exprimé en mg/l de P et a été divisé par 2 en 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).

Carte de situation des stations de mesure



En ce qui concerne les températures de l'air, l'année 2013 se situe dans la moyenne des 20 dernières années avec une valeur de 11,3 °C.

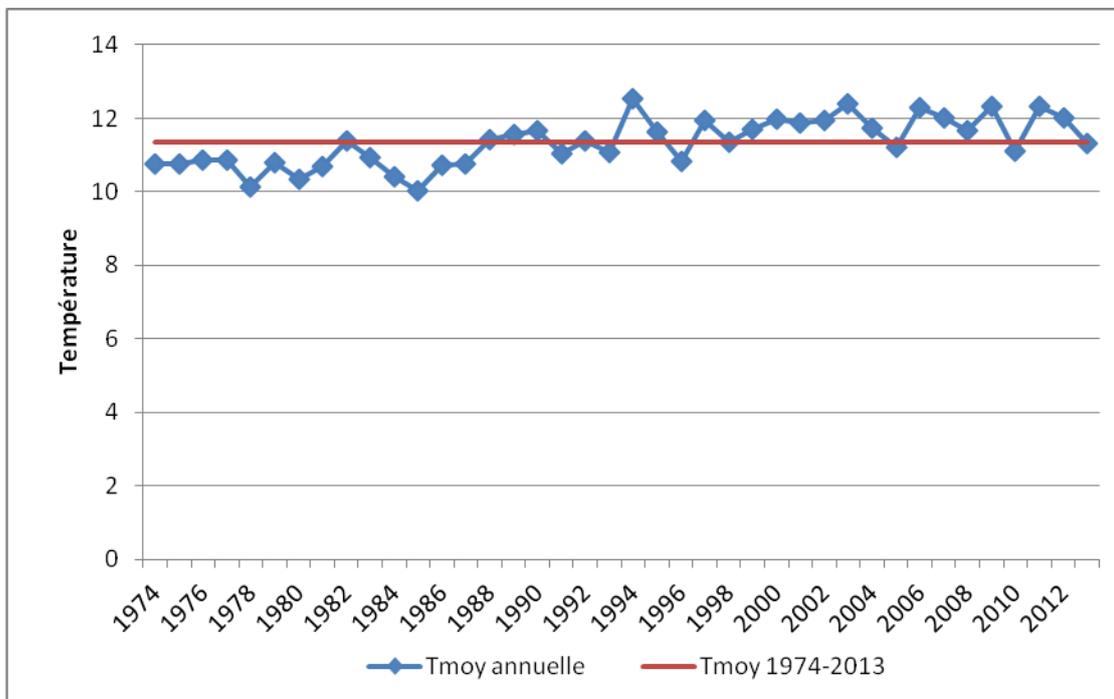


Figure 8 Evolution de la moyenne annuelle des températures entre de 1974 et 2013

L'année 2013 est assez proche de la chronique 1974-2013. Seuls les mois de février, mars et mai sont plus froids avec respectivement 49 %, 15 % et 15 % d'écart par rapport à la moyenne. Les mois de juillet et octobre, quant à eux présentent des températures moyennes excédentaires de 9 et 19 % par rapport à la chronique de données anciennes.

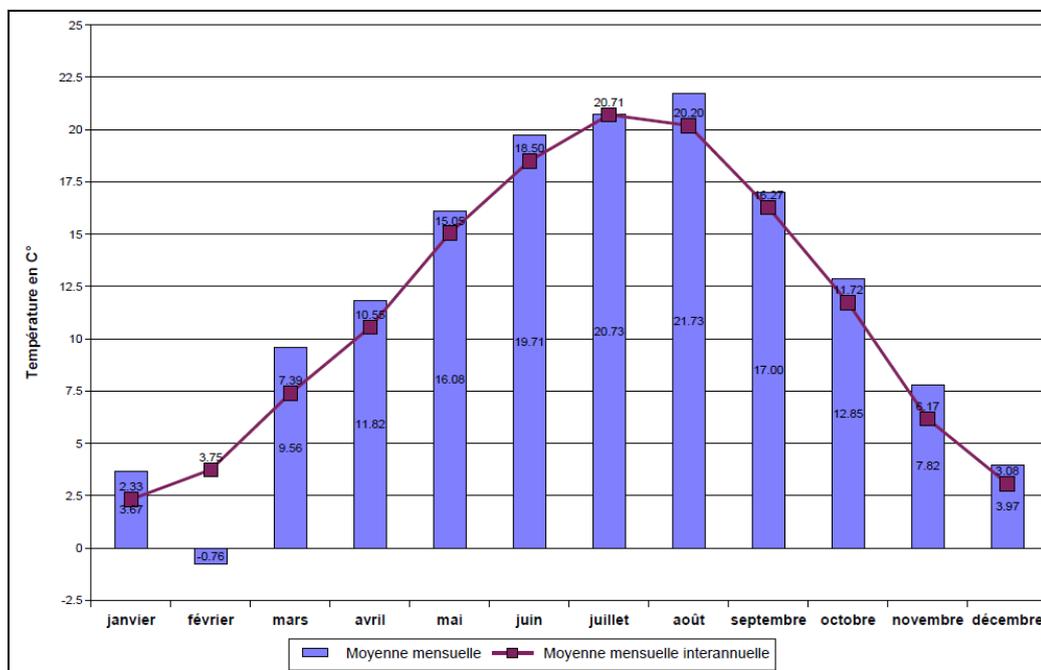


Figure 9 Evolution de la moyenne mensuelle des températures entre 1974 et 2013

En ce qui concerne les précipitations, avec un cumul de 1467 mm, l'année 2013 présente un excédent de 17,5 % par rapport à la moyenne interannuelle (1248 mm).

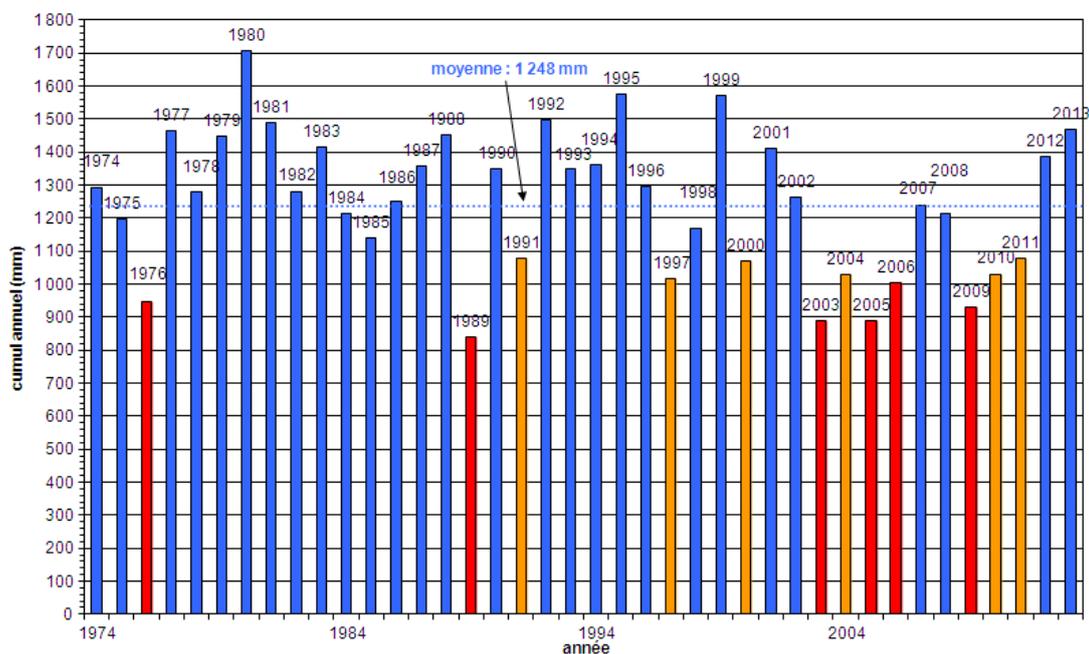


Figure 10 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2013

Cet excédent pluviométrique annuel est caractérisé par une forte variabilité mensuelle :

- Les mois de janvier, juin, août, septembre et décembre sont déficitaires soit 5 mois sur 12. Le déficit moyen s'établit à 22 % avec un maximum de 34 % en juin ;
- Les mois de février, mars, avril, mai, juillet, octobre et novembre sont excédentaires. L'excédent moyen est de 46 % avec un maximum de 99 % pour le mois de novembre.

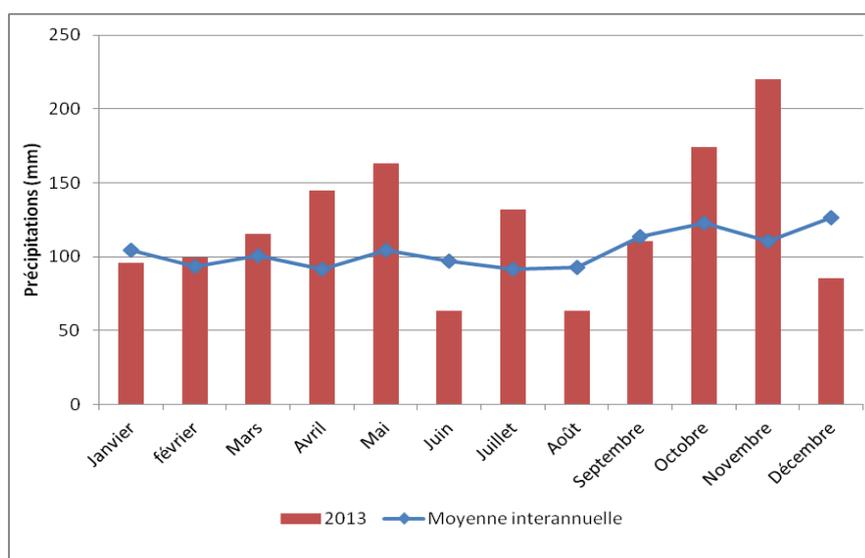
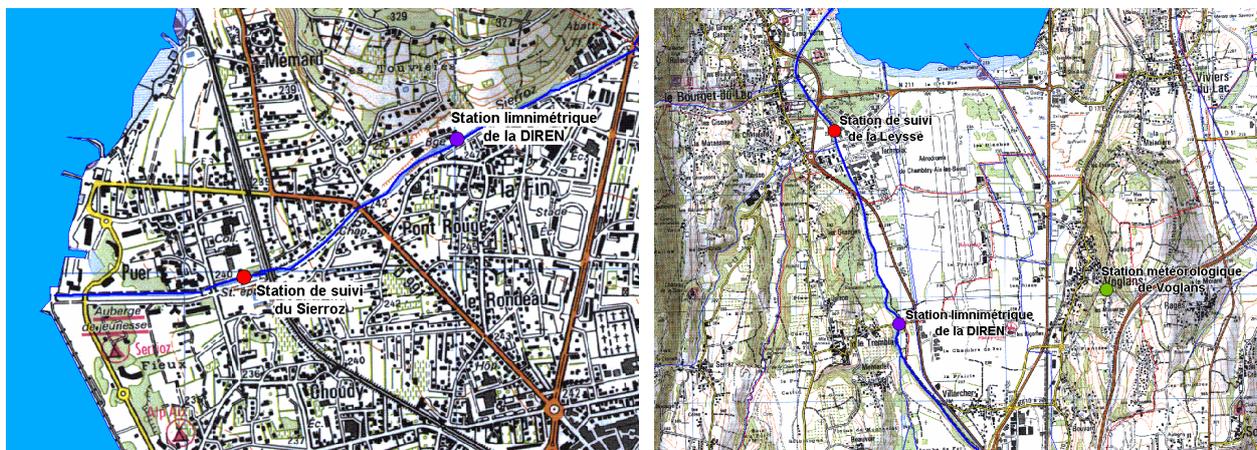


Figure 11 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2012

III. Données hydrologiques

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



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

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

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

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

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

		Leysse (280 Km ²)	Sierroz (133 Km ²)
débit biennial	m ³ /s	100	49
module	m ³ /s	6,19	2,42
Q_{mma5}	m ³ /s	0,54	0,20

III.1. Hydrologie de la Leysse en 2013

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi de la DREAL donne un aperçu réel de l'hydrologie de la Leysse durant cette année 2013. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- Une crue d'intensité légèrement supérieure (114 m³/s) à la crue biennale a eu lieu au mois de novembre suivie d'une seconde (104 m³/s) un peu plus faible quelques jours après. On peut noter également une crue de plus de 90 m³/s survenue fin juillet ;

- Le volume transité en 2013 est de 293 Mm³ pour un débit moyen de 9,17 m³/s (soit 48 % supérieur au module). Depuis 2004, le débit moyen 2013 est le plus important, loin devant l'année 2007 où le débit moyen était de 7,34 m³/s ;
- le débit a été inférieur au module durant 177 jours soit 48 % du temps et 100 jours de moins qu'en 2012 mais jamais inférieur au Qmna5.
- Le débit n'a jamais été inférieur au débit minimum biologique en 2013.

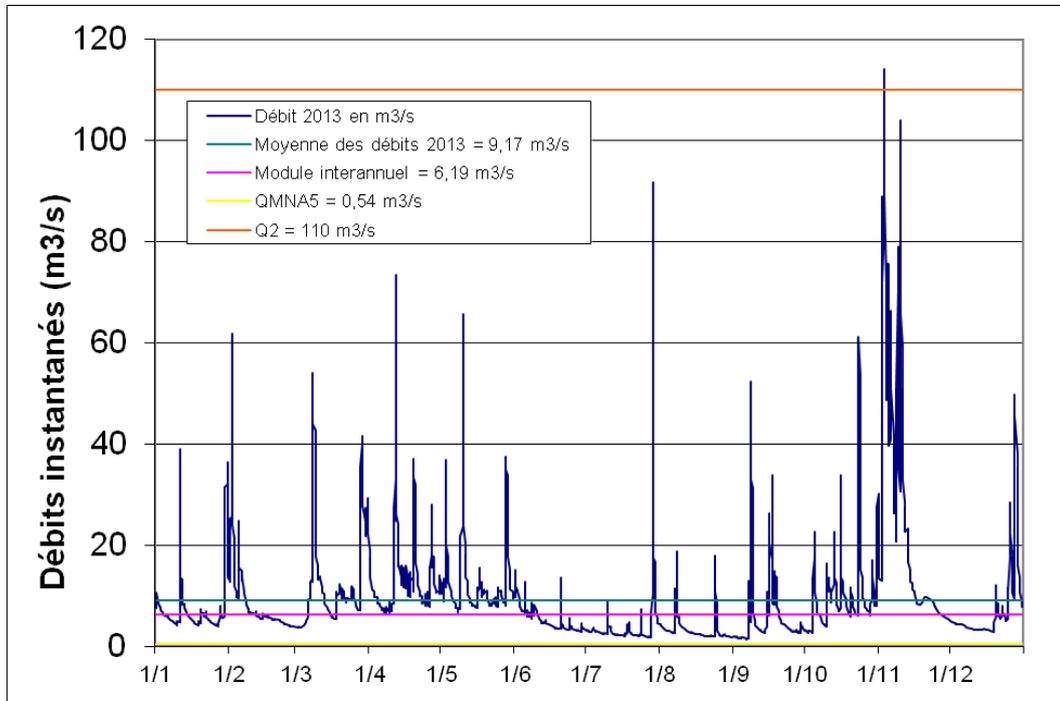


Figure 12 Chronologie des débits sur la Leysse en 2013 (source DREAL)

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2013

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2013 :

- Deux crues, une fin juillet de 58 m³/s et une en octobre de 53 m³/s, ont dépassé la crue biennale. On peut également noter une troisième crue marquante supérieure à 45 m³/s survenue en avril ;
- Le volume transité en 2013 est de 106 Mm³ pour un débit moyen de 3,33 m³/s, soit le plus élevé enregistré depuis 2004. Le débit moyen annuel est de 37,6 % supérieur au module.
- Le débit a été inférieur au module durant 135 jours soit 37 % du temps et 121 jours de moins qu'en 2012 et jamais inférieur au Qmna5.
- Le débit a été égal au débit minimum biologique durant 1,5 jours en septembre.

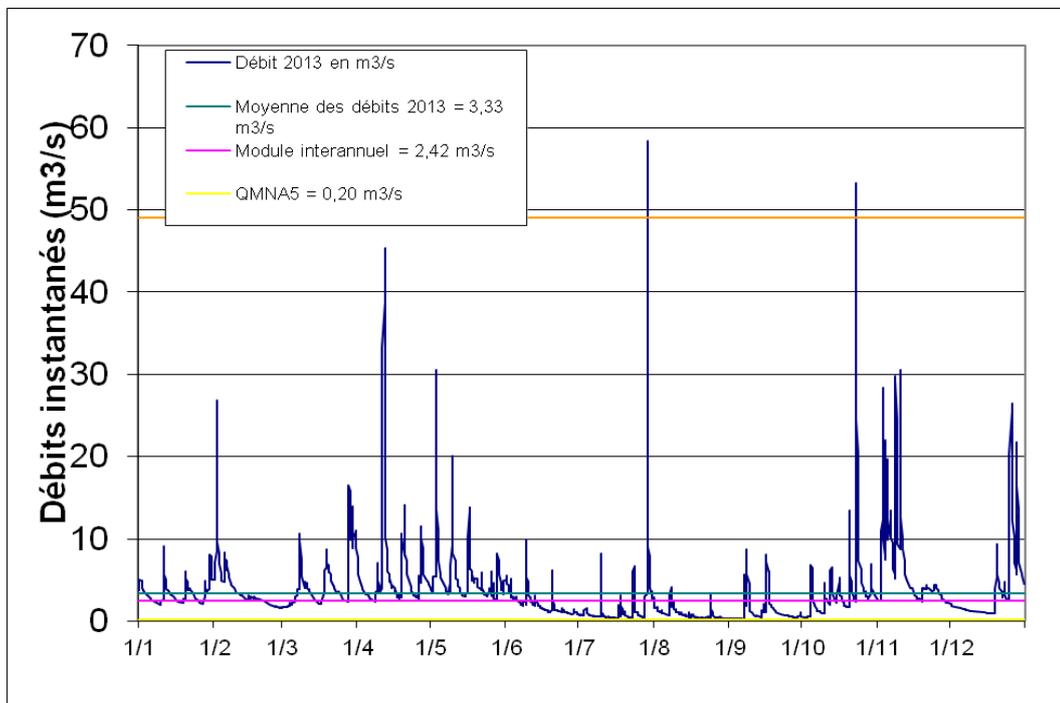


Figure 13 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2013 (source DREAL)

III.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leysse et le Sierroz en 2013 est excédentaire pour la troisième fois depuis le début du suivi : 399 Mm³ mesurés pour 271 Mm³ théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières).

Le bilan positif exceptionnel de l'année 2013 (128 Mm³ soit 47%) par rapport à la chronique 2004-2013 résulte de l'excédent couplé de la Leysse et du Sierroz. En effet, la Leysse a apporté 293 Mm³ contre environ 195 Mm³ théoriques soit un excédent de 50 %. Le Sierroz avec 106 Mm³ produits contre 76 Mm³ théoriques enregistre un excédent de 39 %.

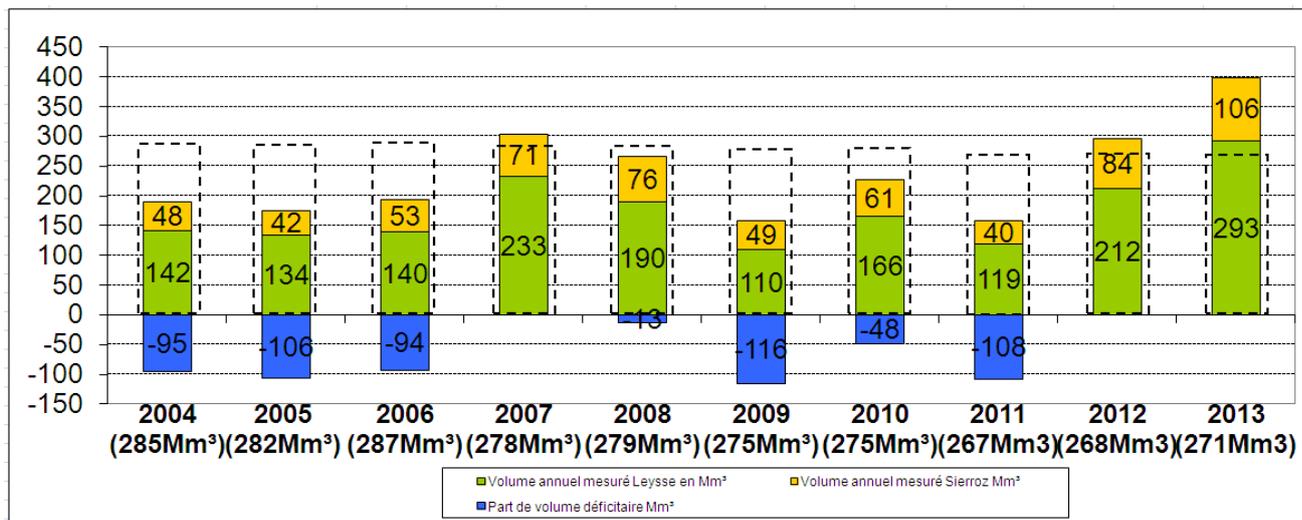


Figure 10 Bilan des apports Leysse+Sierroz pour la période 2004-2013

IV. Conformité vis-à-vis de la DCE et comparaison avec les années précédentes

IV.1. La Leysse

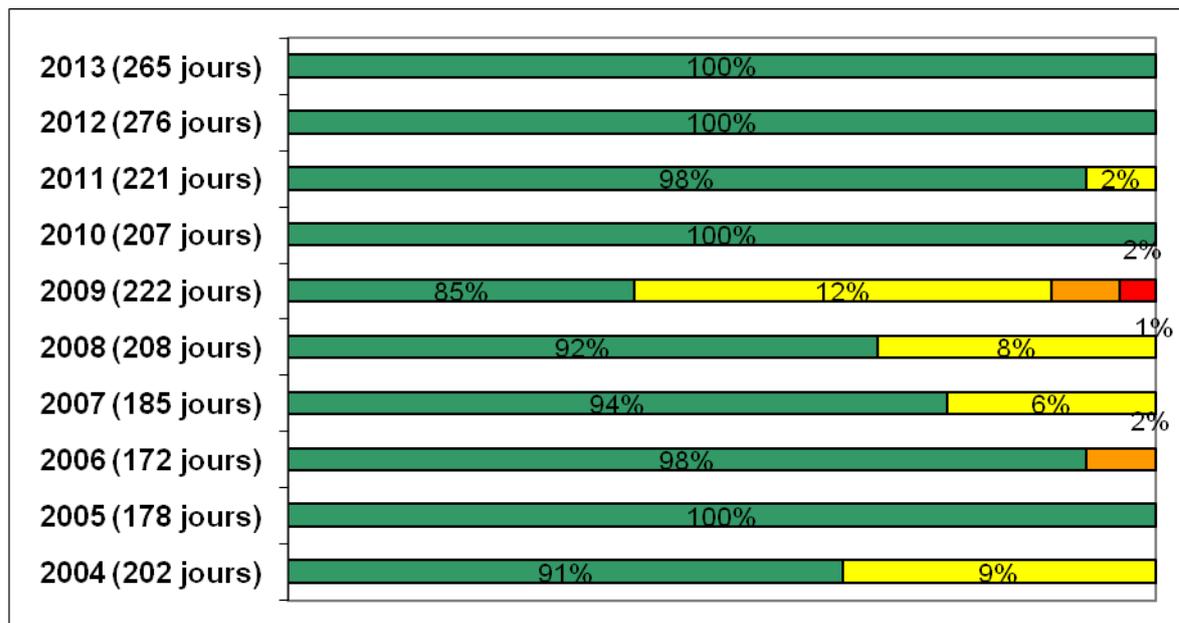


Figure 11 Classes de qualité de l'eau de la Leysse en pourcentage de temps du régime établi pour la période 2004-2013

En 2013, comme en 2012, la Leysse, tout au long de la période de régime stabilisé, est conforme aux objectifs de bon état pour les paramètres soutenant la biologie.

IV.2. Le Sierroz



Figure 12 Classes de qualité de l'eau du Sierroz en pourcentage de temps du régime établi pour la période 2004-2013

Depuis 3 ans, le Sierroz, tout au long de la période de régime stabilisé, est conforme aux objectifs de bon état pour les paramètres soutenant la biologie.

IV.3. Le Canal de Savières

Suite à 4 années de suivi ponctuel du Canal de Savières, il s'est avéré que les concentrations mesurées dans l'épilimnion du lac du Bourget étaient très proches de celles mesurées au pont de Portout. Il a donc été décidé en 2010 de ne plus poursuivre ces prélèvements et analyses et de baser l'estimation des « entrées » et « sorties » du lac via le Canal de Savières sur les résultats du suivi allégé annuel du lac. L'interprétation suivante porte donc sur la chronologie des débits horaires mesurés par la CNR au barrage de Savières et sur les analyses réalisées à 2 m de profondeur au point B du lac du Bourget.

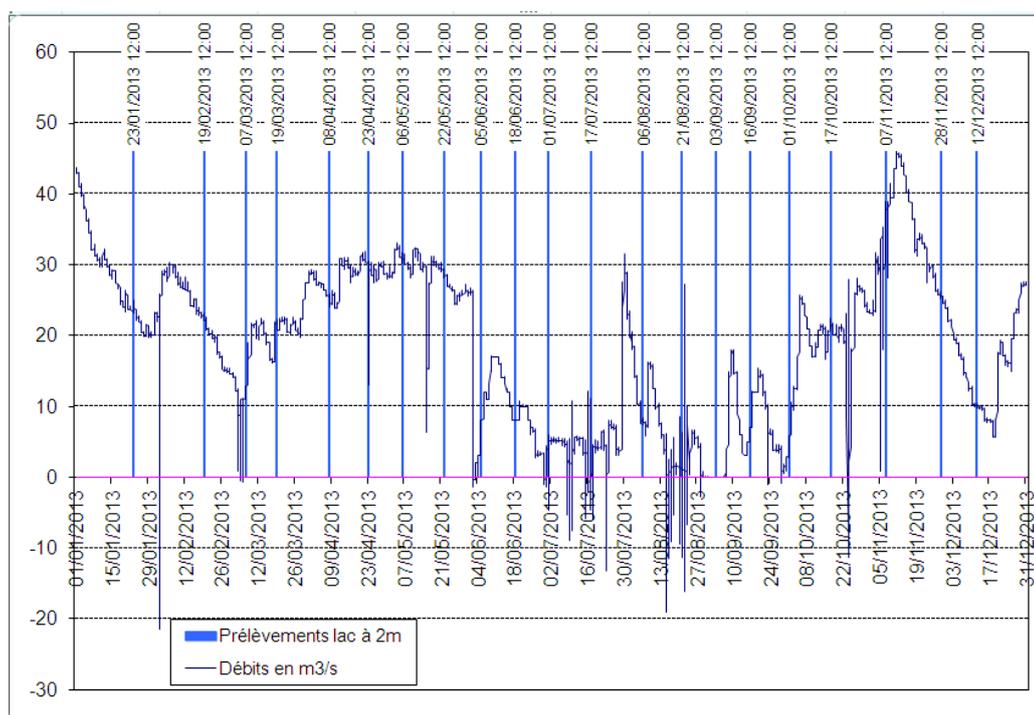


Figure 13 Positionnement des prélèvements ponctuels sur l'hydrogramme du canal de Savières

Chaque prélèvement du suivi scientifique du lac est matérialisé par un trait vertical dont la couleur est représentative de la classe de qualité.

V. Evolution des concentrations tous régimes confondus

Les graphiques suivant présentent l'évolution des concentrations moyennes annuelles tous régimes confondus pondérées par le volume.

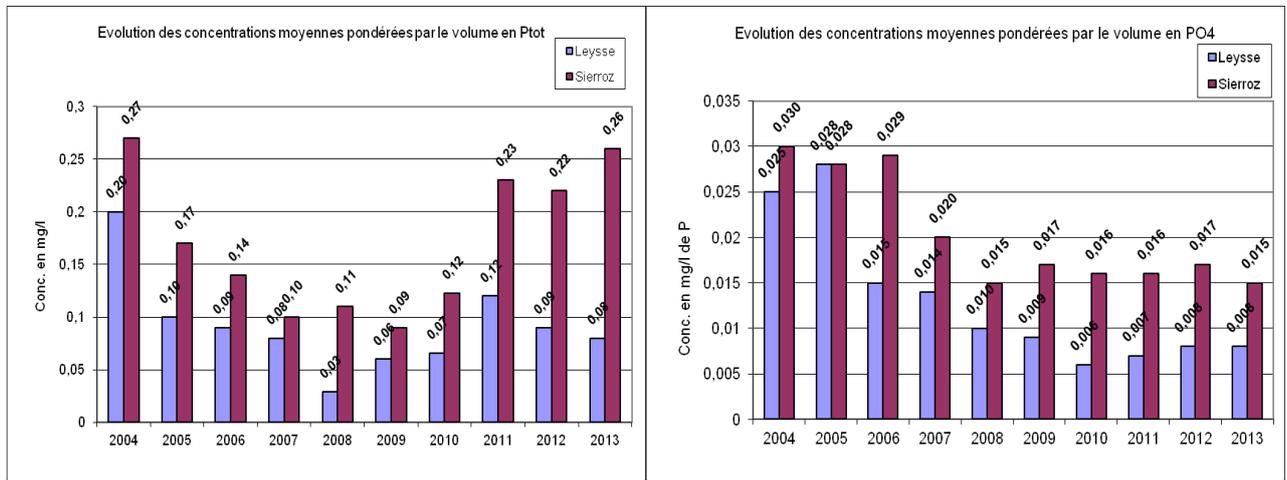


Figure 14 Evolution de 2004 à 2013 des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO4

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 0,08 mg/l sur la Leysse, l'année 2013 se situe dans la moyenne des concentrations observées depuis 2005. La situation est différente sur le Sierroz où, depuis 3 ans, les concentrations en Ptot sont de nouveau à la hausse avec plus de 0,25 mg/l. Ces dernières ont doublé par rapport à la période 2007-2010.

Après une chute observée entre 2004 et 2007, les concentrations en PO4 sur la Leysse sont depuis relativement stables autour de 0,008 mgP/l.

On peut faire le même constat sur le Sierroz où les concentrations en PO4 se sont stabilisées autour de 0,016 mgP/l depuis 2008.

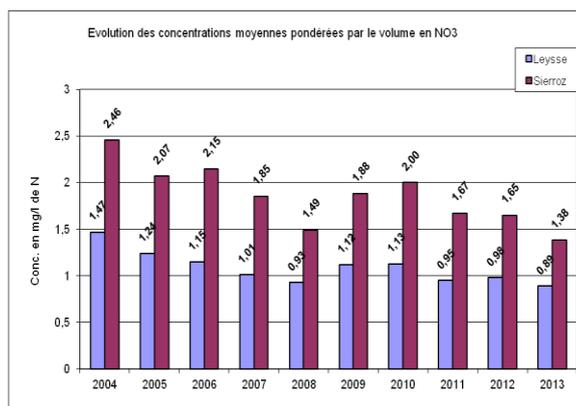
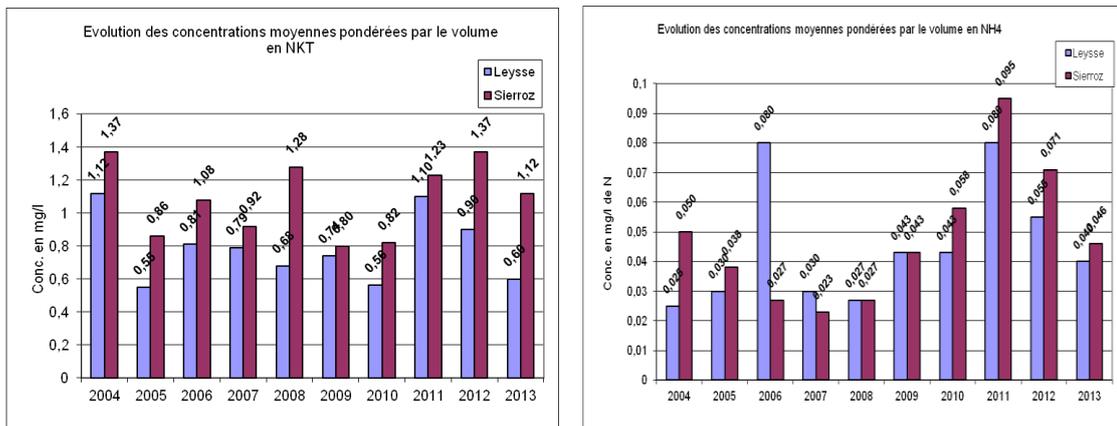


Figure 15 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH4 et NO3

Le Sierroz présente des concentrations en matières azotées plus élevées que dans la Leysse. L'année 2013 présente les concentrations moyennes pondérées en nitrates les plus basses de la chronique 2004-2013 sur les deux rivières. La baisse est plus marquée sur le Sierroz.

Après avoir atteint des records en 2011, les concentrations en NH₄ diminuent de nouveau depuis 2 ans et retrouvent les niveaux observés en 2009-2010. Les concentrations en NKT ne présentent pas de tendance particulière sur la durée du suivi. Elles oscillent autour de 0,8 mg/l sur la Leysse et 1 mg/l sur le Sierroz.

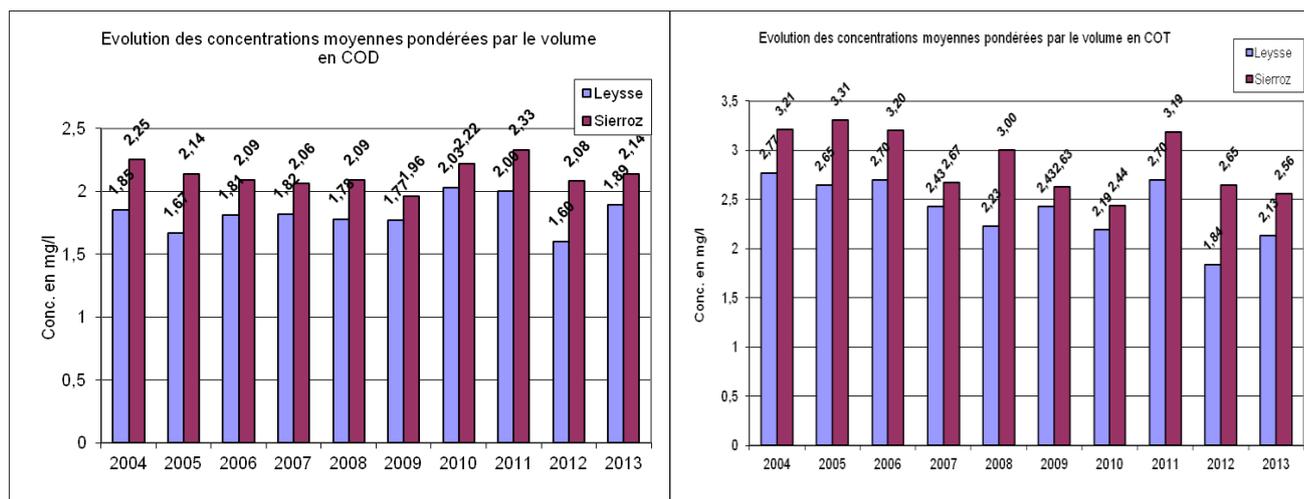


Figure 16 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en COD et COT

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 présentent une tendance progressive à la baisse.

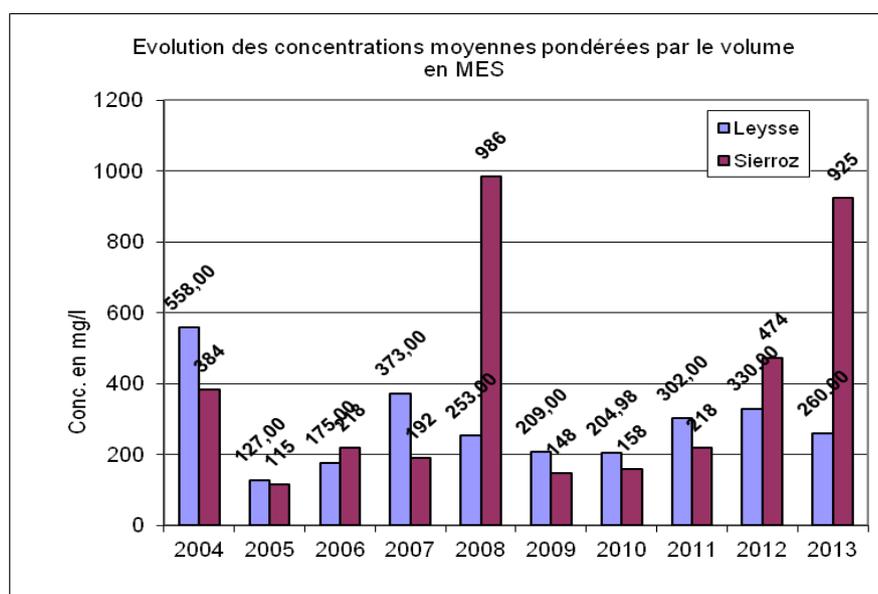


Figure 17 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

Les concentrations observées en 2013 sont cohérentes avec l'évolution de la pluviométrie. On note toutefois, comme en 2008, une concentration record pour le Sierroz qui ne s'observe pas sur la Leysse.

VI. 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 (DO des Biâtres et rejets UDEP Aix-les-Bains).

VI.1. Estimation des flux entrants de l'année 2013

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 2013				
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	400,6	293,9	73%	106,7	27%
Ortho P (Tonnes de P)	4,07	2,5	61%	1,57	39%
Ptot (Tonnes)	49,84	22,34	45%	27,50	55%
NO ₃ (Tonnes de N)	408,92	261,88	64%	147,04	36%
NH ₄ (Tonnes de N)	17,57	12,62	72%	4,95	28%
COD (Tonnes)	783,43	554,63	71%	228,80	29%
COT (Tonnes)	898,8	625,96	70%	272,83	30%
MES (Tonnes)	175 251	76 589	44%	98 662	56%
NKT (Tonnes)	294,9	175,35	59%	119,55	41%

Le tableau suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2013 (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	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Ptot	300	150	94	41 + ?	21 + ?	21 + 4	27 +5,8	14 +4,2	11 +2,7	18 +2,4	24 +2,8	38 +2,3	50 +2,8
PO ₄	140		18	5,11	3,5	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4
NO ₃	1.500	580	450	327	252	275	367	290	214	309	181	347	409
NO ₃ + NKT				552	361	446	617	516	334	454	360	654	704

Les apports en Ptot de la Leysse et du Sierroz mesurés en 2013 (50 T) sont une nouvelle fois en hausse, +30 % par rapport à 2012 et multipliés par 4,5 par rapport à 2009 (année de plus faible apport). Avec une pluviométrie excédentaire de 17,5 % par rapport à la moyenne interannuelle, l'année 2013 enregistre la valeur la plus importante d'apports en Ptot depuis 2004.

Le tableau suivant détaille les écarts entre les apports 2012 et 2013.

Tableau IV Ecart des apports de la Leysse et du Sierroz en 2012 et 2013

	Leysse			Sierroz		
	2013	2012	Ecart en %	2013	2012	Ecart en %
Volume transité (Mm ³)	293,9	212,7	+38%	106,7	84,2	+27%
Ortho P (Tonnes de P)	2,5	1,66	+51%	1,57	1,45	+8%
Ptot (Tonnes)	22,34	19,47	+15%	27,50	18,86	+46%
NO ₃ (Tonnes de N)	261,88	207,9	+26%	147,04	139,39	+5%
NH ₄ (Tonnes de N)	12,62	11,76	+7%	4,95	6,01	+18%
COD (Tonnes)	554,63	339,96	+63%	228,80	175,08	+31%
COT (Tonnes)	625,96	391,6	+60%	272,83	222,96	+22%
MES (Tonnes)	76 589	70 227	+9%	98 662	39 967	+147%
NKT (Tonnes)	175,35	191,80	-9%	119,55	115,05	+4%

L'ensemble des flux mesurés est en hausse entre 2012 et 2013. On note toutefois une amplitude plus forte sur la Leysse comparé au Sierroz à l'exception des flux de Ptot et de MES ainsi qu'un flux en NKT en baisse. Le flux de PO₄ sur la Leysse est passé du simple au double entre les 2 années.

Concernant le Sierroz, on remarque que le flux de Ptot a été quasiment doublé entre 2013 et 2012 alors que cette dernière avait déjà été marquée par un flux de Ptot en hausse.

A ces apports doivent être ajoutés les apports du Rhône par le canal de Savières, lorsque le courant s'inverse, ce qui s'est produit durant 6 jours en 2013 (contre 11 en 2012).

Tableau V Apports au lac du canal de Savières

	Rhône > Lac		TOTAL LAC
Volume transité (Mm ³)	1,85	0,46%	402,45
Ortho P (Tonnes de P)	0,007	0,2%	4,1
Ptot	0,014	0,02%	49,85
NO ₃ (Tonnes de N)	0,72	0,2%	409,64
NH ₄ (Tonnes de N)	0,009	0,05%	17,6
COT	4	0,4%	902,78

Le calcul des flux transitant par le canal de Savières est fondé sur les prélèvements effectués dans le cadre du suivi allégé du lac à 2m de profondeur.

Les apports sont très faibles comparativement à ceux des principaux affluents (entre 0,02 et 0,4 % des apports de la Leysse et du Sierroz).

En 2013, le volume transité par le Tillet s'élève à 21,3 Mm³ (contre 9,68 Mm³ en 2011 et 15,3 en 2012) soit, comme les années précédentes, environ 5% du volume total transité au lac. Une étude spécifique conduite entre mars et août 2013 a permis d'estimer les apports en Ptot du Tillet au lac. Cette dernière, a montré à travers le suivi d'un évènement hydrologique majeur (pluie forte généralisée sur l'ensemble du BV du Bourget), que les apports de cette rivière représentaient 1 % d'apport par rapport à la Leysse et au Sierroz.

Pour compléter le bilan des apports au lac, il faut tenir compte des apports du Belle-Eau, du canal de Chautagne qui restent inconnus mais également des apports consécutifs à des déversements directs au lac : notamment d'eau mixte par le réseau unitaire d'Aix-les-Bains au déversoir des Biâtres (2,8 T de Ptot).

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

Tableau VI Synthèse des apports connus au lac

	2013										
	Total	Leyse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)		DO Aix		Savières		Coupure Galerie (Aix)	
Volume transité (Mm ³)	402,5	293,9	73 %	106,7	26 %	0,7	<1%	1,85	<1%	0,06	<1%
Ortho P (Tonnes de P)	4,08	2,5	61 %	1,57	38 %			0,007	<1%		
Ptot (Tonnes)	52,7	22,34	42 %	27,50	52 %	2,8	5 %	0,014	<1%	0,017	<1%
NO ₃ (Tonnes de N)	409,6	261,88	64 %	147,04	36 %			0,72	<1%		
NH ₄ (Tonnes de N)	33,9	12,62	37 %	4,95	15 %	15,5	46 %	0,009	<1%	0,86	2 %
COD (Tonnes)	783,43	554,63	71 %	228,80	29 %						
COT (Tonnes)	902,8	625,96	69 %	272,83	30 %			4	<1%		
MES (Tonnes)	175 372	76 589	44 %	98 662	56 %	120	<1%			0,5	<1%
NKT (Tonnes)	323	175,35	54 %	119,55	37 %	27	8 %			0,9	<1%

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot est de nouveau dépassé pour la deuxième année consécutive.
- Les apports en Ptot sont également répartis entre la Leyse et le Sierroz pour respectivement 73% et 26% du volume total.
- Le déversoir des Biâtres représente 2,8 T soit 5 % des apports en Ptot. Ces apports se situent dans la moyenne de ceux mesurés depuis 2009. Les apports en NH₄ de ce dernier représentent 45 % des apports pour 0,17% du volume total.
- A noter que les travaux de réalisation du port à barques à l'exutoire du Tillet ont occasionné entre le 27 mai et le 30 mai une coupure de la canalisation qui achemine les eaux épurées de la station d'épuration d'Aix-les-Bains vers la galerie de rejet au Rhône. De ce fait, pendant 3 jours, les eaux épurées de la station d'épuration ont été rejetées directement au lac, soit un volume de 56 690 m³ et un apport de 17 kg en Ptot.

VI.2. Estimation des flux sortants

Le canal de Savières a fonctionné dans le sens exutoire du lac durant 360 jours en 2013. Le tableau suivant présente les résultats du suivi des flux sortants.

Tableau VII Flux sortants par le canal de Savières

SAVIERES 2013		
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	587,7	146 %
Ortho P (Tonnes de P)	3,03	74 %
Ptot (Tonnes)	6,26	12 %
NO ₃ (Tonnes de N)	295,8	72 %
NH ₄ (Tonnes de N)	4,3	13 %
COD (Tonnes)		
COT (Tonnes)	853,4	94%
MES (Tonnes)		
NKT (Tonnes)		

Globalement les flux sortants du lac sont très variables selon les paramètres. Ils représentent de 94% des apports en COT à 12% pour le Ptot.

VII. Bilan des nutriments dans le lac pour l'année 2013

Le suivi réalisé au cours de l'année 2013 permet d'approcher un bilan des nutriments dans le lac. En effet, les flux des principaux affluents ainsi que les flux à l'exutoire ont été mesurés. 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 nutriments 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 nutriments dans le lac

	LAC 2013		
	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm ³)	402,5	587,7	-185,2
Ortho P (Tonnes de P)	4,08	3,03	1,05
Ptot (Tonnes)	52,7	6,26	46,44
NO ₃ (Tonnes de N)	409,6	295,8	113,8
NH ₄ (Tonnes de N)	33,9	4,3	29,6
COD (Tonnes)	783,43		
COT (Tonnes)	902,8	853,4	49,4
MES (Tonnes)	175 372		
NKT (Tonnes)	323		

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 (402 entrant contre 588 sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

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

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

Par contre il est entré dans le lac plus de nitrates qu'il en est ressorti. Les NO_3 sont fortement biodisponibles et sont de ce fait consommé in situ.

Les paramètres P_{tot} et NO_3 ont un solde positif. Une partie importante des matières azotées et 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.

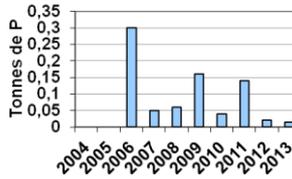
Pour 2013, on peut résumer le bilan du lac ainsi :

Canal de Chautagne

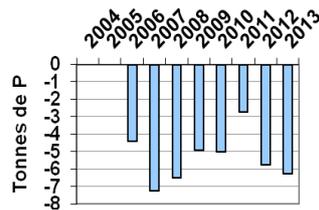
Canal de Savières

Entrant 0,014

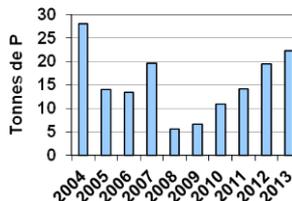
Apports en Ptot par le Canal de Savières



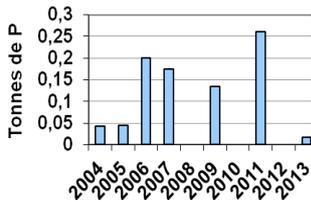
Flux de Ptot sortant par le Canal de Savières



Apports en Ptot de la Leysse



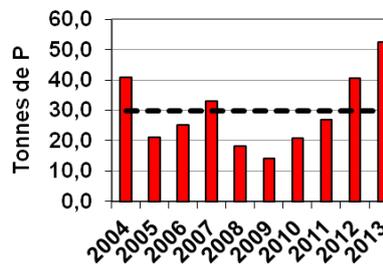
Apports en Ptot par la galerie fermée



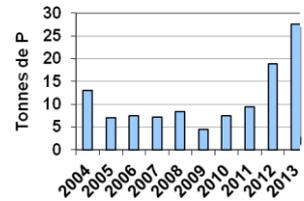
22,34 T

Leysse +
coupure galerie
de l'Epine

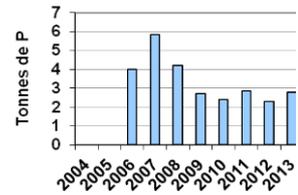
Bilan flux entrants



Apports en Ptot du Sierroz



Apports en Ptot du DO d'Aix



Coupure

galerie (Aix)

0,017 T

Sierroz + D.O.

27,5 T + 2,8 T

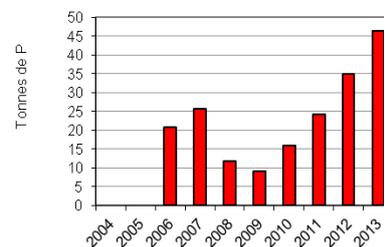
Tillet

? T

Belle Eau

? T

Bilan lac



VIII. 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).

VIII.1. La Leysse

VIII.1.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie de la Leysse s'étale sur 106 jours soit 29% 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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm ³)	163,66	56%
Ortho P (Tonnes de P)	1,45	58%
Ptot (Tonnes)	20,31	91%
NO ₃ (Tonnes de N)	131,85	50%
NH ₄ (Tonnes de N)	6,60	52%
COD (Tonnes)	357,13	64%
COT (Tonnes)	408,26	65%
MES (Tonnes)	75 061	98%
NKT (Tonnes)	131	75%

52 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 91% des apports totaux.

Le volume du temps de pluie est en augmentation par rapport à 2012 (+ 23 Mm³).

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

Pour l'année 2013, 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. La qualité des effluents rejetés par le DO2, principal déversoir du réseau situé en amont immédiat de l'UDEP, peut être assimilée à celles des effluents en entrée de station. L'auto surveillance des réseaux combinée à celle de l'UDEP permet donc de calculer avec une bonne précision les flux rejetés par ce DO et par le by pass en aval du traitement physico-chimique. Concernant les DO5 et 6, positionnés plus en amont sur le réseau, il n'existe que très peu de données qualitatives. Une estimation est toutefois possible sur la base de l'étude du schéma directeur de Chambéry Métropole phase 2 (Etude diagnostique du réseau unitaire 2002) et des résultats des analyses effectuées en mars 2010 sur un évènement pluvieux. Dans l'attente d'investigations complémentaires ces résultats, présentés en vert dans les tableaux suivants, ne sont qu'indicatifs d'un ordre de grandeur.

Tableau X Flux rejetés par les DO et by pass dans la Leysse en 2013 (mesure et estimations)

	2013					
	DO2	By pass	DO5	DO6	TOTAL	
						% tps de pluie
Nombre de jours avec déversement	37	63	21	73		
Durée de déversement (heures)	80		19	235		
Volume rejeté (m ³)	255 479	192 128	3 847	91 470	542 924	0,3%
Ortho P (Tonnes de P)	0,41	0,12			0,53	37%
Ptot (Tonnes)	0,78	0,19	0,28	0,47	1,72	8%
NO ₃ (Tonnes de N)	0,17	0,12			0,29	0,2%
NH ₄ (Tonnes de N)	2,50	3,36			5,86	89%
MES (Tonnes)	40,5	14,81			55,31	0,07%
NKT (Tonnes)	5,1	3,93			9,03	7%

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.

L'ensemble des rejets annuels du DO2, représente 3,8 % des apports en Ptot de temps de pluie de la Leysse. En ajoutant le by pass et les estimations des DO 5 et 6, la part des rejets directs s'élève à 8 % du Ptot et surtout 37 % du PO₄.

Les flux de NH₄ générés par les rejets de temps de pluie représentent 89 % des flux de temps de pluie.

VIII.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.

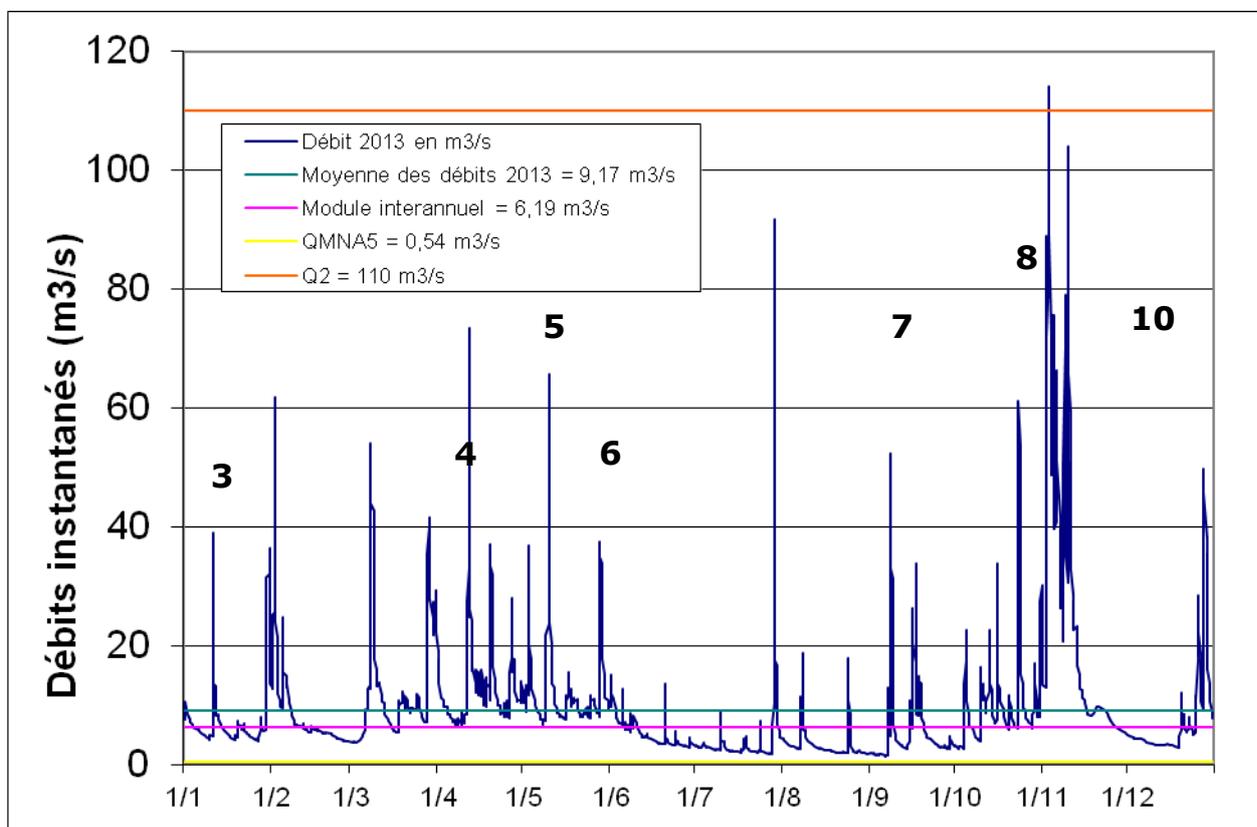


Figure 18 Positionnement des principales crues de la Leyse

La crue la plus importante (n° 8) a occasionné un apport en Ptot de plus de 6 tonnes, les 4 suivantes (n° 9, 5, 7, 10) de 1 à 3 tonnes et les 5 dernières (n° 2, 4, 3, 6, 1) entre 0,5 et 1 tonne chacune. On remarque que 5 des 10 principales crues de 2013 se sont produites en hiver (février et novembre-décembre).

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

Tableau XI Apports des principales crues de la Leyse

	Apports des 10 crues principales	
Durée (jours)	41	39%
Volume transité (Mm ³)	98,9	60%
Ortho P (Tonnes de P)	0,99	68%
Ptot (Tonnes)	17,81	88%
NO ₃ (Tonnes de N)	77,36	59%
NH ₄ (Tonnes de N)	4,36	66%
COD (Tonnes)	234,3	66%
COT (Tonnes)	277,2	68%
MES (Tonnes)	70.443	94%
NKT (Tonnes)	100	76%

Les 10 principales crues de l'année restent en 2013 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 59 et 94% des apports qui sont générés.

Les apports de Ptot par les 10 principales crues sont supérieurs de 3,7 T par rapport à 2012.

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 2013, dans les apports de Ptot représente 88% de la contribution du temps de pluie.

Si l'on ne regarde que les 5 crues (n° 8, 9, 5, 7, 10) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on constate qu'elles sont à l'origine de 14 T, soit 70% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 46% en 2012) et 74% des MES (contre 46% en 2012) pour 42% des 163,6 Mm³ transités en temps de pluie.

Les éléments des deux paragraphes permettent de conclure qu'il y a eu de nombreuses crues réparties sur l'ensemble de l'année 2013. Les 10 principales ont représenté près de 90 % des apports de temps de pluie. Les apports les plus importants ont été enregistrés en hiver à l'exception d'une crue estivale (proche d'une Q2) qui a engendré un apport de 2 T.

VIII.2. Le Sierroz

VIII.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 178 jours soit 49% de l'année.

Tableau XII Apports en temps de pluie du Sierroz

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	72,15	68%
Ortho P (Tonnes de P)	1,27	82%
Ptot (Tonnes)	26,27	96%
NO ₃ (Tonnes de N)	94,57	64%
NH ₄ (Tonnes de N)	2,94	59%
COD (Tonnes)	172,15	75%
COT (Tonnes)	207,74	76%
MES (Tonnes)	97 163	98%
NKT (Tonnes)	103,24	86%

59 à 98% 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 supérieure de 72 jours à celle sur la Leysse, cela a tendance à marquer un retour au régime stabilisé plus long sur le Sierroz.

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.

Le volume du temps de pluie est en augmentation par rapport à 2012 (+ 8,4 Mm³).

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

Le graphique suivant présente les 10 principales crues du Sierroz.

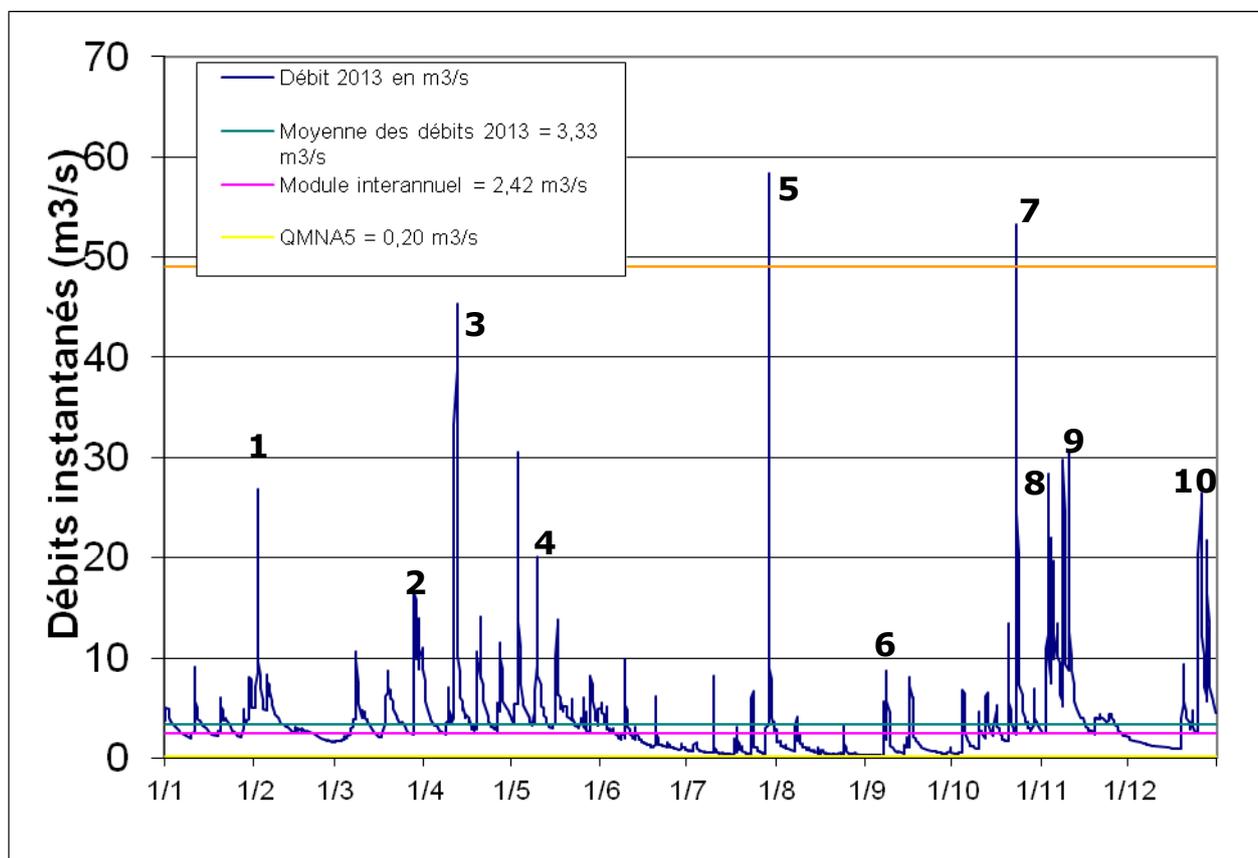


Figure 19 Positionnement des principales crues du Sierroz

La crue la plus importante (n° 5) a occasionné un apport en Ptot de 5,8 tonnes, les 6 crues suivantes (n°3, 7, 10, 8, 9, 2) de 1 à 4,5 tonnes et les 3 dernières (n°4, 1, 6) entre 0,3 et 1 tonne chacune.

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

L'analyse des résultats montre que les principales crues sont à l'origine en 2013 de 36 à 95% des apports.

Il est toutefois important de souligner que les apports de la 1^{ère} crue de mars (survenue après une longue période de temps sec) et, dans une moindre mesure, de la 1^{ère} crue de mai n'ont pas pu être calculés du fait d'un arrêt accidentel du préleveur.

Les 5 crues (n° 5, 3, 7, 10, 8) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, sont responsables de 17,8 T soit 79% des apports en Ptot de temps de pluie, et 89% des MES pour 60% du volume transité.

Tableau XIII Apports des principales crues du Sierroz

Durée (jours)	60	34%
Volume transité (Mm ³)	36,8	51%
Ortho P (Tonnes de P)	0,79	62%
Ptot (Tonnes)	22,6	86%
NO ₃ (Tonnes de N)	45,81	48%
NH ₄ (Tonnes de N)	1,05	36%
COD (Tonnes)	105,49	61%
COT (Tonnes)	131,49	63%
MES (Tonnes)	92 108	95%
NKT (Tonnes)	79,46	77%

VIII.3. Bilan 2013 sur les apports de temps de pluie

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

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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	236,5	59%
Ortho P (Tonnes de P)	2,72	67%
Ptot (Tonnes)	49,38	94%
NO ₃ (Tonnes de N)	226,4	55%
NH ₄ (Tonnes de N)	25	74%
COD (Tonnes)	529,28	68%
COT (Tonnes)	616	68%
MES (Tonnes)	172 344	98%
NKT (Tonnes)	261,2	81%

Le temps de pluie apporte au lac 49 T de Ptot sur les 52,7 T, soit 94%, dont 1,7 T proviennent des rejets directs du réseau de Chambéry (DO et by pass) et 2,8 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 particuliers.

ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHEMIE 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 2013 et évolution saisonnière

Les graphiques ci-dessous représentent les évolutions saisonnières des principaux paramètres physico-chimiques (température, oxygène, azote nitrique, phosphate, silice, carbone organique total). Plus exactement, il s'agit de :

- la mise en évidence de la stratification thermique dans les couches supérieures (a) ;
- la mise en évidence du brassage de l'ensemble de la colonne d'eau avec réoxygénation du fond à la fin de l'hiver, de la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures (b) et de la consommation d'oxygène par l'activité microbienne au fond (c) et au niveau du métalimnion (d);
- la mise en évidence de la consommation des phosphates par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (a) et du relargage par l'activité microbienne à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (b) ;
- la mise en évidence de la consommation des nitrates par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (a) ;
- la mise en évidence de la consommation de la silice par les diatomées dans les couches supérieures (a) et du relargage par l'activité microbienne à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (b).
- la mise en évidence de la production de carbone organique dans les couches supérieures (a).

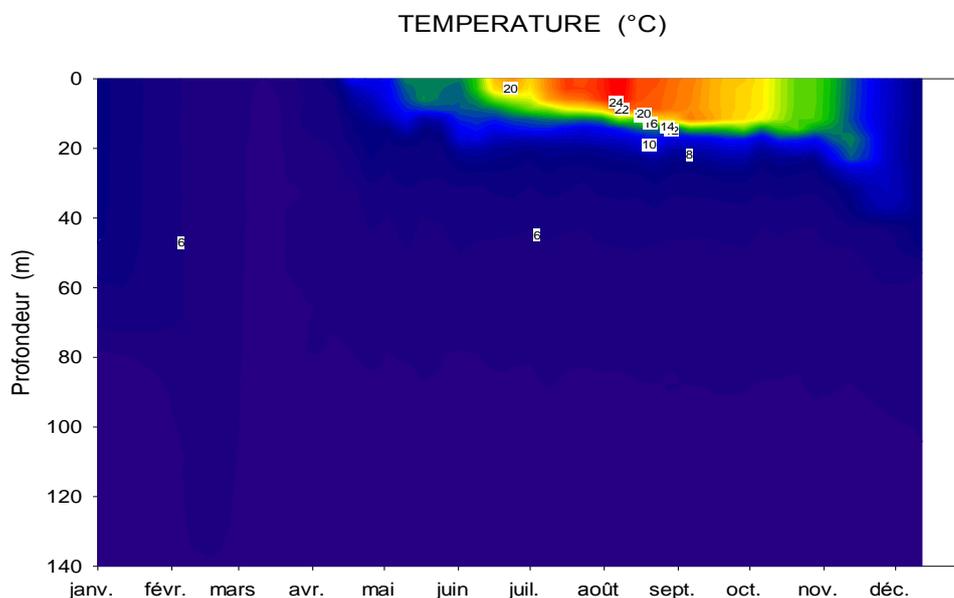


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget – Point B, année 2013

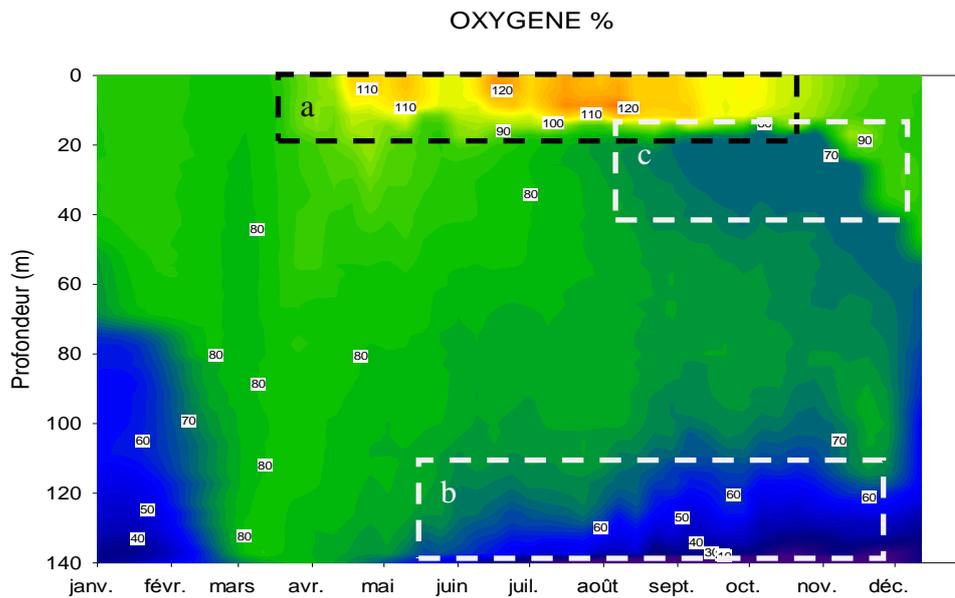


Figure 2 Evolution des concentrations en oxygène dissous (%) du lac du Bourget – Point B, année 2013

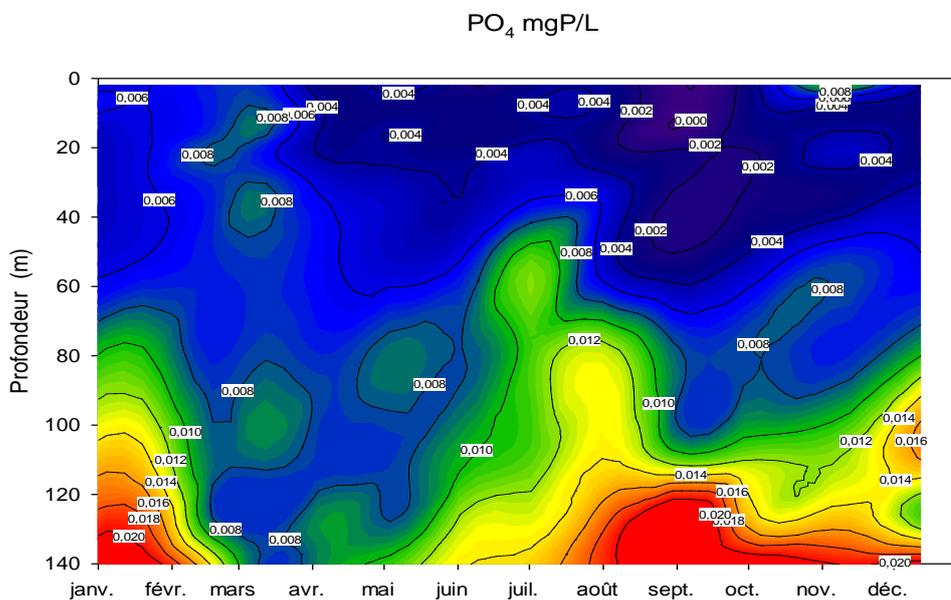


Figure 3 Evolution des concentrations en phosphate ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2013

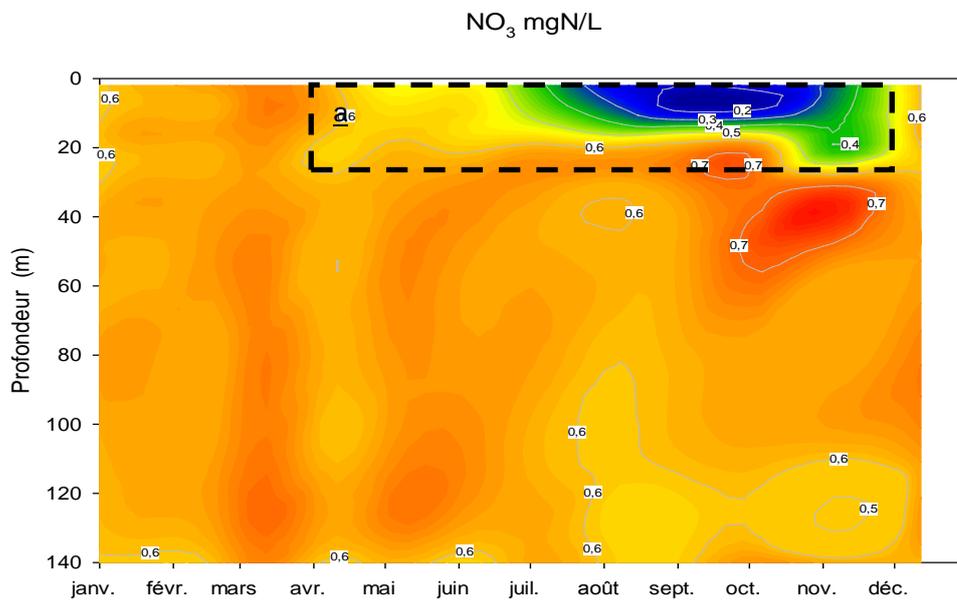


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrates ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2013

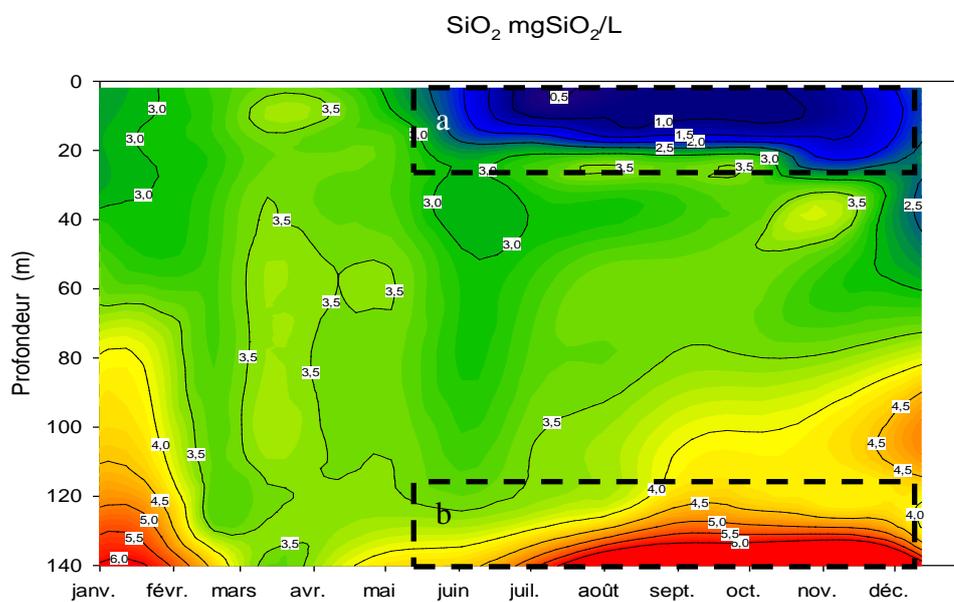


Figure 5 Evolution des concentrations en silice ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2013

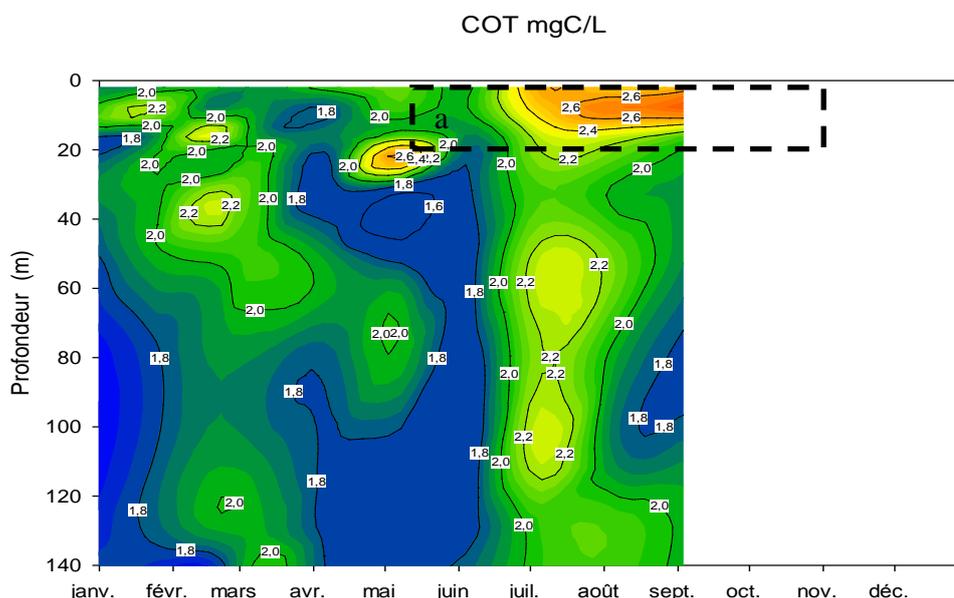


Figure 6 Evolution des concentrations en COT (mg.L⁻¹) du lac du Bourget – Point B, année 2013

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

En février 2013, les températures de l'air ont été suffisamment froides pour permettre un mélange total de la masse d'eau dès le début du mois de mars avec, pour conséquences directes, une redistribution verticale pratiquement homogène des températures et des concentrations en oxygène dissous. En effet, au maximum de la période du mélange des eaux, la différence de température entre la surface et le fond n'a pas été suffisante pour empêcher les échanges verticaux (oxygène et nutriments). De ce fait, la concentration en oxygène dissous au fond a atteint un maximum vers le 6 mars avec 10,34 mgO₂.L⁻¹ soit 82 % de la saturation (Fig. 7). En 2013, la réoxygénation maximale à 140 m a été aussi efficace que celle observée les trois années précédentes (qui était de 10,22, 10,30 et 10,14 mgO₂.L⁻¹).

Tableau I Températures d'homogénéisation et températures maximales observées au point B de 2004 à 2013 inclus

Année	Maximum mélange			maximum à 2 m	
	Date	Température (°C)	Oxygène dissous (mgO ₂ .L ⁻¹)	Date	Température (°C)
2003	18/02/2003	5,89		12/08/2003	26,18
2004	16/03/2004	5,94 – 5,72	10,12 – 9,64	11/08/2004	24,88
2005	24/02/2005	5,35	10,16 – 10,12	28/06/2005	24,97
2006	07/03/2006	4,99	10,67 – 10,50	26/07/2006	26,74
2007	27/03/2007	6,96 – 5,21	11,54 – 6,31	28/08/2007	22,78
2008	13/03/2008	6,21 – 5,66	10,51 – 6,69	04/08/2008	24,35
2009	16/02/2009	5,48 – 5,44	9,18 – 9,22	18/08/2009	24,22
2010	16/03/2010	5,39 – 5,29	10,15 – 9,74	13/07/2010	25,02
2011	08/03/2011	5,61 – 5,43	10,73 – 10,30	17/08/2011	23,09
2012	07/03/2012	5,53 – 4,99	10,40 – 9,75	21/08/2012	24,83
2013	06/03/2013	5,56 – 5,37	10,34 – 9,92	06/08/2013	26,13

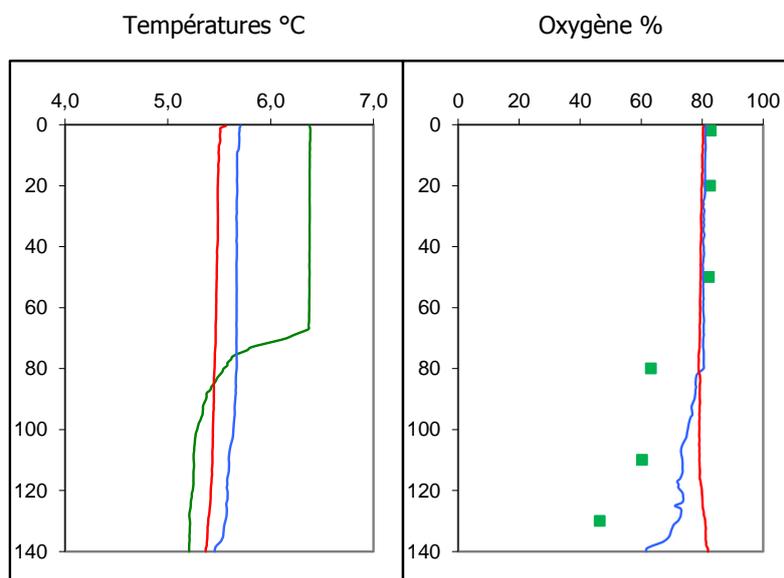


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène (% saturation) au point B au début de l'année 2013 (17/01—, 15/02—, 07/03—)

Au début du mois d'avril, l'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation ont favorisé la mise en place d'une stratification thermique en surface bloquant progressivement les mélanges verticaux. Par rapport à l'année 2012, l'activité photosynthétique a démarré en 2013 un peu plus tardivement, probablement en raison du déficit d'insolation relevé jusqu'au mois de mai. Cependant, dès le début du mois d'avril, des modifications ont été observées en surface concernant la transparence (de 15,5 m le 19/03 à 7,6 m le 04/04), les concentrations en nutriments et la saturation en oxygène dissous (Fig. 8-11).

D'avril à octobre la distribution verticale de la température a entraîné une stratification de l'oxygène présentant des concentrations différentes :

- 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
- Autour d'une vingtaine de mètres de profondeur à partir du mois de juillet, apparaît un minimum d'oxygène qui va s'accroître progressivement, atteindre une valeur minimale de $7,0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (59 % de la saturation) le 29 octobre et se maintenir jusqu'en novembre
- De 50 à 110 m, la distribution verticale de l'oxygène est assez homogène autour de 75 % de la saturation
- Le bas de l'hypolimnion (> à 120 m) montre un déficit d'oxygène : les concentrations sont d'autant plus faibles que l'on se rapproche du fond.

Le refroidissement automnal entraîne un enfouissement de la thermocline. On observe alors une homogénéisation progressive de l'épilimnion pour atteindre près de 40 mètres d'épaisseur au mois de décembre avec pour conséquence:

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

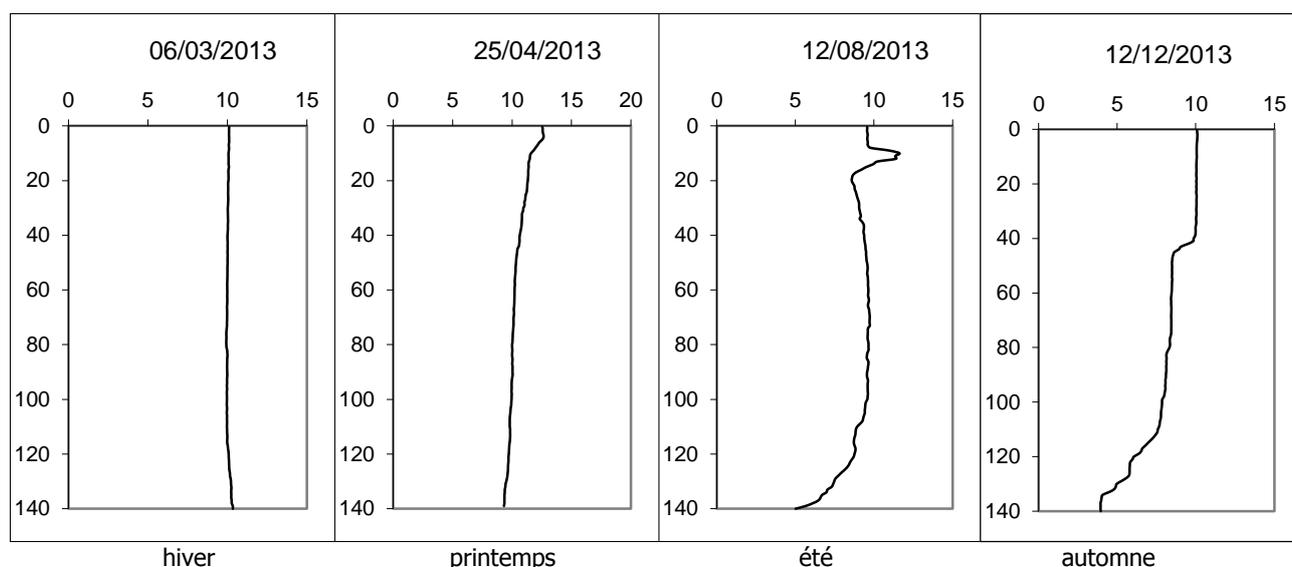


Figure 8 Distributions verticales des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) au point B en 2013

Au mois de décembre, l'épaisseur de la couche de surface est du même ordre de grandeur qu'en 2012 mais avec des températures légèrement plus basses (moyenne sur 0 – 40 m : 7,35 vs 8,0 °C). À 140 m, le déficit d'oxygène est toujours présent mais nous observons déjà un début de réoxygénation entre le 27 novembre et le 12 décembre, conséquence des conditions météorologiques en début du mois de décembre (baisse des températures).

Tableau II Comparaison des températures et de l'épaisseur de la couche supérieure et des concentrations en oxygène à 140 m au point B en décembre de 2005 à 2013

Date	Températures épilimnion (°C)	Epaisseur couche supérieure (m)	Concentration en oxygène à 140 m - mg.L^{-1}
12/12/2005	7,53 – 7,46	29	0,49 (3,9 %)
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 %)

I.1.2. Evolution saisonnière

EN SURFACE

Température

A 2 m de profondeur, bien que les températures maximales au mois d'août soient plus importantes qu'en 2011 et 2012 (26,13 vs 24,83 et 23,09 °C), globalement sur l'ensemble de l'année les températures

restent inférieures. La moyenne annuelle passe de 14,35 °C en 2012 à 14,16 °C en 2013. Les températures supérieures à 20 °C, quant à elles, sont mesurées du 18 juin au 16 septembre soit 89 jours par rapport à 93 jours en 2012 et 114 jours en 2011. Comme à 2 m de profondeur, les températures au mois d'août à 10 m sont plus élevées qu'en 2012. L'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance au réchauffement depuis 1984.

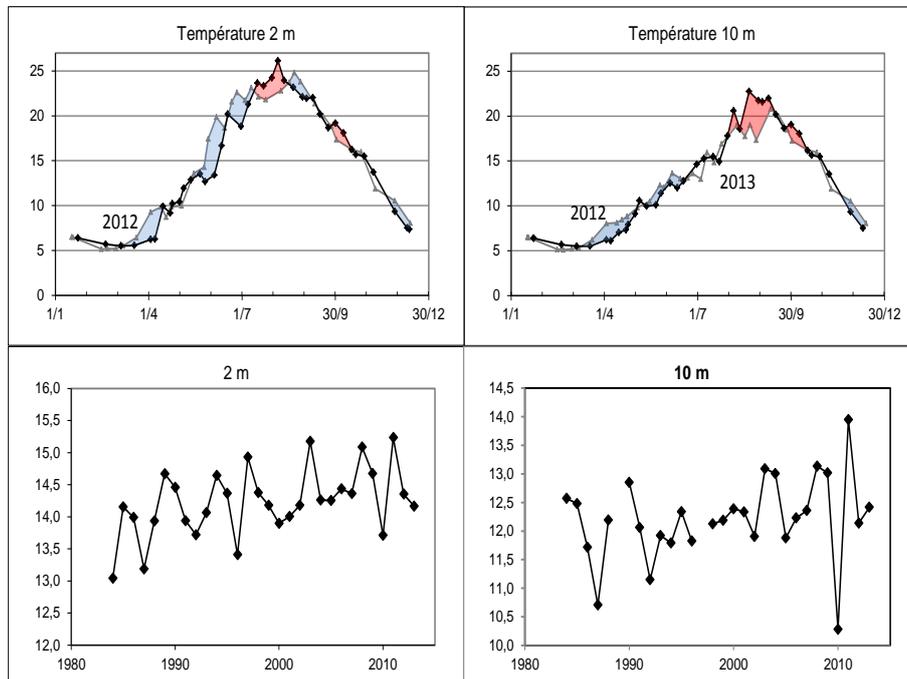


Figure 9 Evolution des températures à 2 et 10 m de profondeur au point B. Comparaison 2012 et 2013 et moyennes annuelles de 1984 à 2013

AU NIVEAU DU METALIMNION

Oxygène dans la zone trophogène

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 : d'une part, l'activité photosynthétique dans la zone euphotique qui, en piégeant l'énergie lumineuse pour la convertir en une énergie chimique, produit de la matière organique et libère de l'oxygène et d'autre part l'activité respiratoire et minéralisatrice qui consomme de l'oxygène.

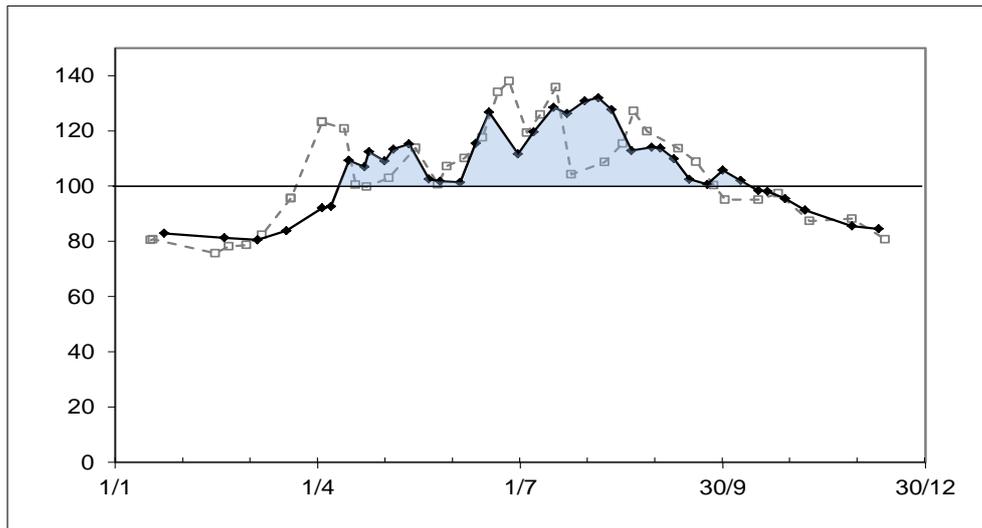


Figure 10 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) au niveau du métalimnion au point B en 2013 (— ■), comparaison avec 2012 (- - - □)

La variation saisonnière en oxygène montre deux périodes d'activités photosynthétiques distinctes :

- La phase printanière présente un maximum le 13 mai à $12,2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ soit 115 % de saturation
La profondeur du pic de sursaturation en oxygène se situe autour de 1,3 m
- La phase estivale s'étend de juin à septembre avec deux pics :
 - 18 juin $11,8 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (127 % de la saturation) ;
 - 6 août $11,3 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (132 %).

La Profondeur du pic de sursaturation en oxygène va s'enfoncer progressivement entre les mois de juin et août et se positionner autour de 10 m.

A partir du mois d'août les concentrations en oxygène dissous diminuent plus ou moins régulièrement jusqu'à la fin de l'année.

Oxygène dans la 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 dans les couches plus profondes du métalimnion à partir du mois de juillet qui se prolonge jusqu'en novembre. La profondeur du maximum de la sous-saturation se positionne autour de 23 mètres en moyenne

jusqu'au mois d'octobre, par la suite, avec l'érosion de la thermocline, le minimum s'enfonce (40m au mois de novembre) puis disparaît.

En 2013, cette sous-saturation passe par un minimum le 29 octobre avec une valeur de 7,0 mgO₂.L⁻¹. En comparaison avec les années précédentes, le déficit en oxygène est sensiblement moins important qu'en 2011 et 2012 :

- Le minimum en 2013 atteint 59 % de la saturation contre respectivement 49 % et 36 % (5,6 et 3,6 mgO₂.L⁻¹),

La durée est de 150 jours (vs 146 et 141 jours).

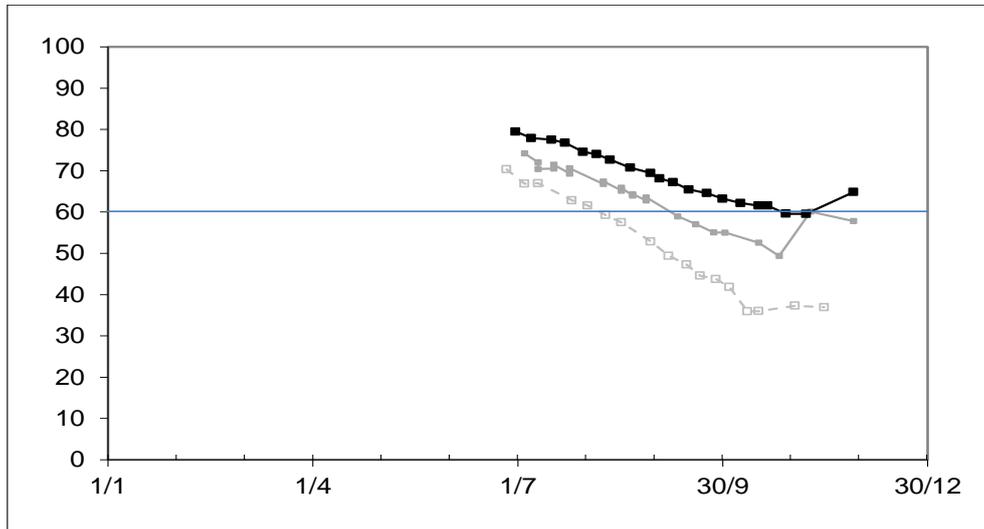


Figure 11 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) minimale entre 18 et 40 m au point B en 2013 (—■) et comparaison avec 2012 (—■), et 2011 (---□---).

EN PROFONDEUR

Température à 140 m

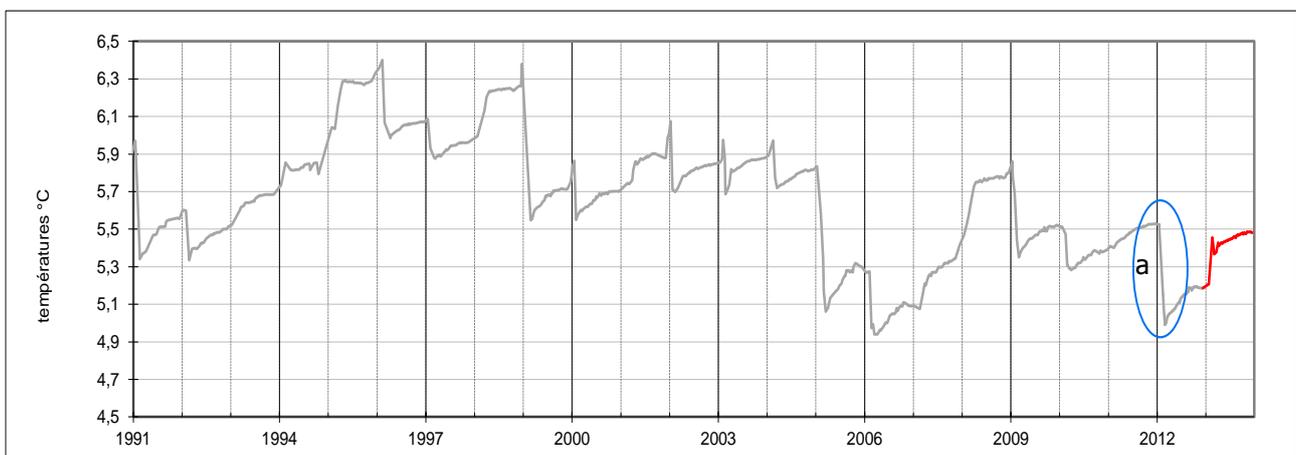


Figure 12 Températures à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2013

À la différence de l'hiver 2011-2012, où les conditions météorologiques de février ont permis le refroidissement de la couche profonde et ainsi de rattraper les températures du début de l'année 2006 (4,99 vs 4,94 °C), l'hiver 2012-2013, malgré le mélange complet des eaux, n'a pas refroidi la couche profonde. En effet nous observons une augmentation de la température à 140 m entre les mois de janvier et février.

Oxygène à 130 mètres

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 dans les zones profondes.

La réoxygénation des couches profondes (130 m) atteint un maximum le 6 mars avec 10,2 mgO₂.L⁻¹ correspondant à 81 % de la saturation ; elle est du même ordre de grandeur que les années précédentes (avec respectivement 83 et 80 %). Comme l'année dernière, la phase de circulation des eaux a été suffisamment intense pour permettre une réoxygénation complète et nous observons, en 2013, l'homogénéisation de toute la colonne d'eau en fin d'hiver.

Après la mise en place de la stratification thermique et donc l'isolement de l'hypolimnion, les concentrations en oxygène dissous diminuent progressivement jusqu'au 9 octobre (4,95 mgO₂.L⁻¹ vs 5,22 et 3,04 mgO₂.L⁻¹ en 2012 et 2011). Puis, jusqu'à la fin de l'année, les concentrations se maintiennent autour d'une valeur moyenne de 5,04 mgO₂.L⁻¹. Cette consommation d'oxygène est la conséquence de l'activité des microorganismes dans les processus de minéralisation de la matière organique et s'apparente à l'année précédente.

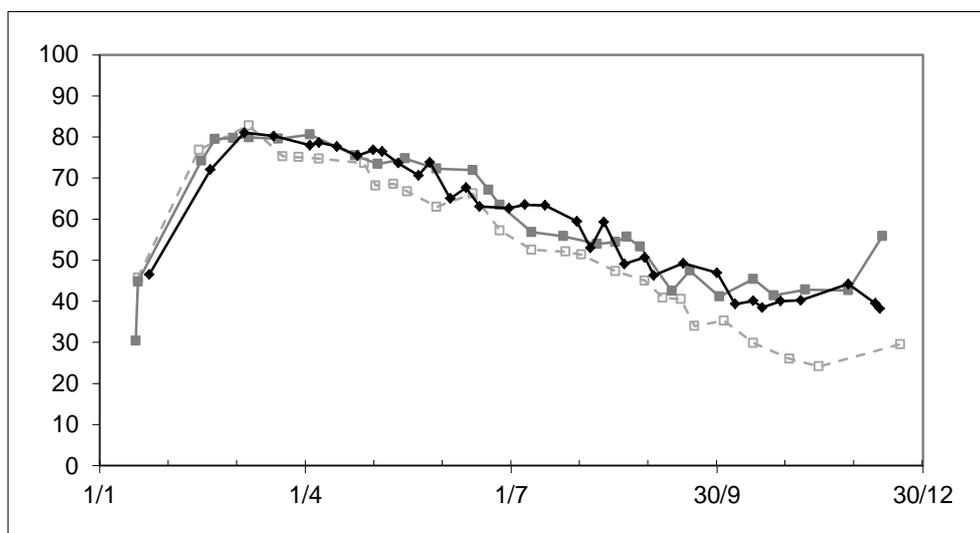


Figure 13 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (% de la saturation) à 130 m au point B en 2013 (—◆) et comparaison avec 2012 (—■) et 2011 (---□)

Oxygène à 140 mètres

A cette profondeur nous constatons que la réoxygénation atteint le fond le 6 mars. Entre le mois de mars et le mois de septembre la consommation est plus ou moins régulière. Du 16 septembre au 28

novembre, la saturation en oxygène dissous se situe autour d'une moyenne à 10 % puis une réoxygénation s'amorce au mois de décembre (30%). L'évolution des concentrations tout au long de l'année est sensiblement identique à 2012.

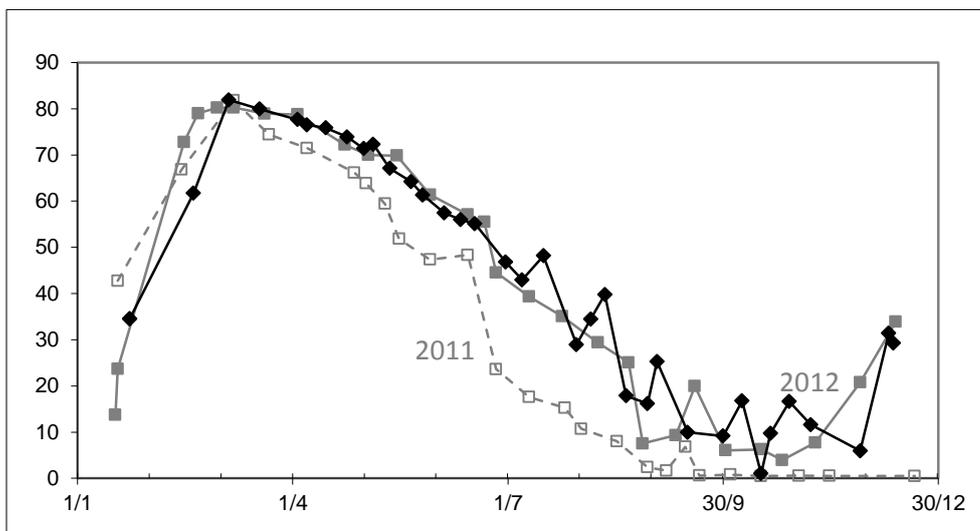


Figure 14 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) à 140 m au point B en 2013 (—◆) et comparaison avec 2012 (—■) et 2011 (---□)

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

La Figure 15 résume l'évolution des concentrations en oxygène sur les quatre dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau.

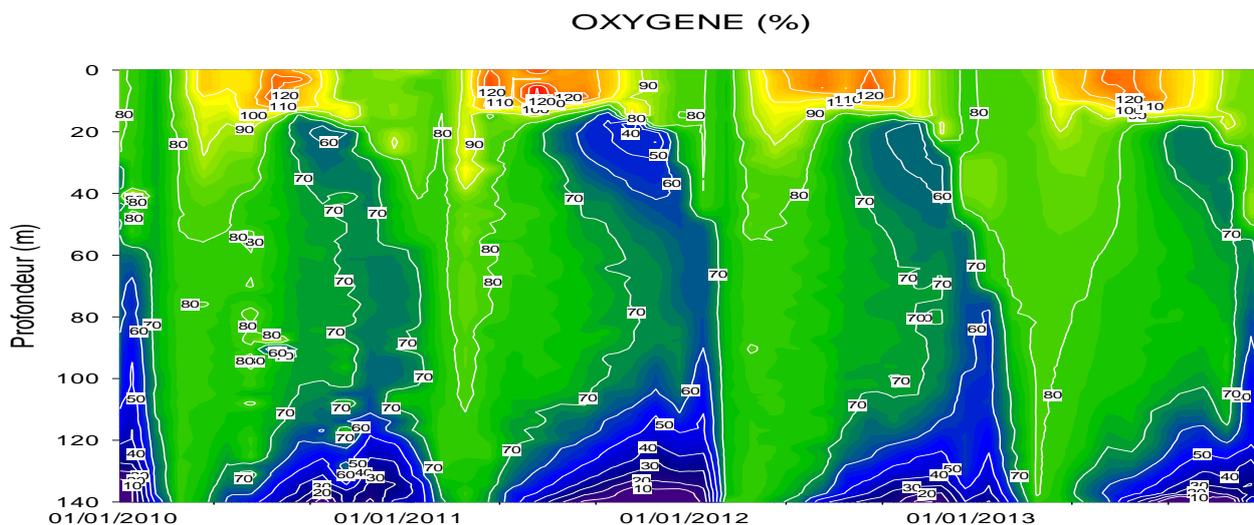


Figure 15 Evolution des concentrations en oxygène (% de la saturation) au point B de 2010 à 2013

La Figure 15 illustre en particulier :

- La conséquence de l'activité photosynthétique sur l'augmentation de la concentration en oxygène à la surface.

- L'étendue du déficit en oxygène résulte de la consommation de l'oxygène pour la minéralisation de la matière organique dans le métalimnion et dans l'hypolimnion qui est légèrement moins important qu'en 2012 (Tableau III).

Tableau III déficit en oxygène dans le métalimnion inférieur à 60% de la saturation

	Durée (jour)	Epaisseur (m)	minimum
2006	57	Entre 19 et 32 m	<50%
2007	121	Entre 19 et 48 m	<40%
2008	149	Entre 17 et 57 m	<20%
2009	86	Entre 21 et 33 m	51%
2010	57	Entre 15 et 35 m	50%
2011	134	Entre 14 et 24 m	36%
2012	63	Entre 18 et 35 m	49%
2013			

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 (Fig. 16) montre plusieurs phases :

- En hiver, avec un maximum à 15,5 m le 19 mars, la transparence reste un peu supérieure à la moyenne de ces trente dernières années (11,8 m).
- Le minimum printanier est mesuré à 2,8 m le 13 mai, proche de la moyenne des valeurs observées depuis 2000 (3,2 m). Ce minimum renseigne sur la biomasse phytoplanctonique principalement en diatomées.
- La période des eaux claires (conséquence du broutage des diatomées par le zooplancton) est marquée et assez semblable à celle de 2012, le maximum est mesuré le 27 mai avec une valeur à 12,9 m (11,3 m en 2012, 12 m en 2010 et 15 m en 2009).
- A la suite de la période des eaux claires, la transparence diminue pour passer par un minimum à 4,3 m le 23 juillet puis augmente au mois de septembre avec une valeur à 11 m le 9 traduisant une diminution de la biomasse.
- Au mois d'octobre, la transparence diminue et indique une augmentation de la biomasse (corroborée par les concentrations en chlorophylle et l'analyse phytoplancton). Cette production de biomasse semble, en partie, liée à l'excédent de pluviométrie relevé pendant les mois d'octobre et de novembre entraînant un accroissement des apports en nutriments.
- A partir de la fin du mois de novembre, la transparence augmente pour atteindre une valeur de 13,7 m à la fin de l'année.

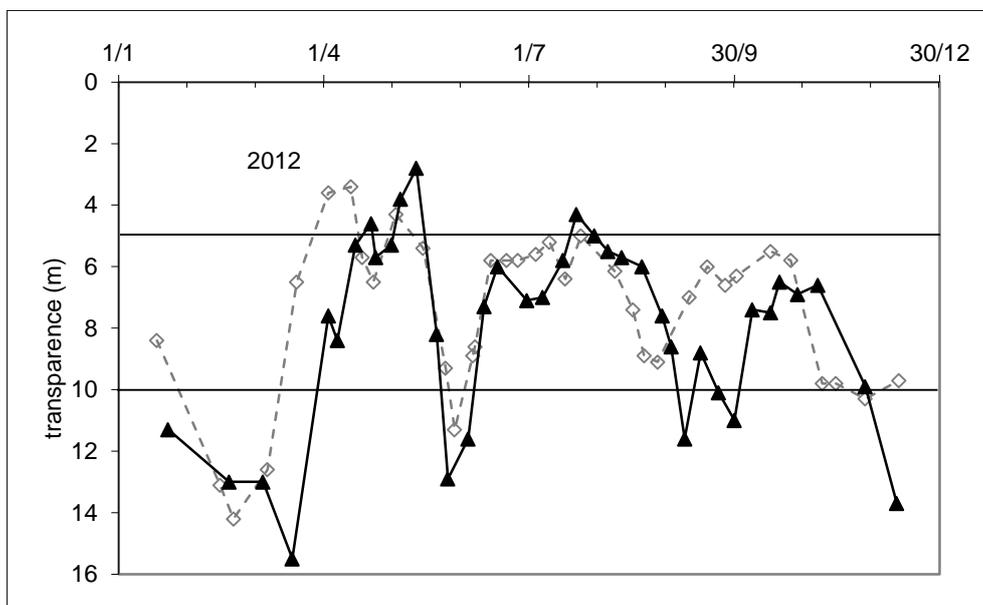


Figure 16 Variation saisonnière de la transparence (m) au disque de Secchi en 2013 (—◆—) et 2012 (□◇) au point B

Par rapport à l'année 2012, les variations saisonnières sont comparables mais certains évènements présentent un décalage dans le temps d'environ un mois avec :

- Un minimum printanier : 2,8 m le 13 mai 2013 contre 3,4 m le 13 avril 2012 ;
- Une production automnale : 7,4 m le 9 octobre 2013 versus 6 m le 18 septembre 2012.

Depuis 2009, une comparaison a été faite entre mesures réalisées au disque blanc de 30 cm (utilisé depuis le début des chroniques) vs un disque de 20 cm à quadrants noir et blanc (normé, comme préconisé par la DCE). D'une façon générale, par rapport au disque classique, les valeurs mesurées avec le disque à quadrants sont évidemment corrélées et systématiquement inférieures quelles que soient les conditions (Fig. 17). Les différences se situent dans le même ordre de grandeur que l'année dernière entre 2 et 20 % (soit entre 0,2 et 1,6 m) avec une moyenne sur l'année à 8 %. Les écarts les plus importants sont relevés quand les conditions de mesures sont plus difficiles (notamment présence de vagues).

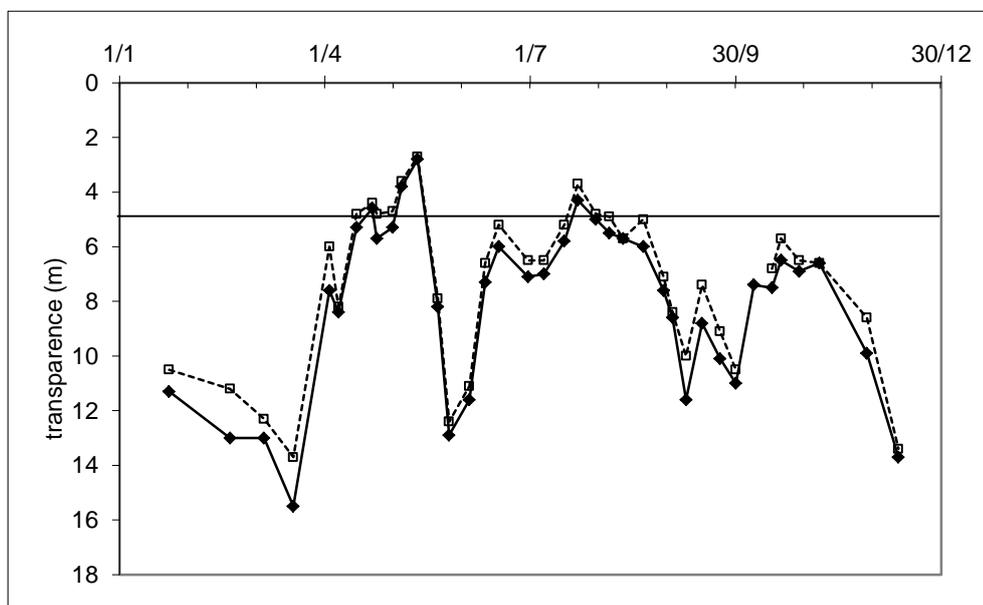


Figure 17 Variation saisonnière de la transparence (m) en 2013 au point B : comparaison disque de 30 cm (—◆—) et de 20 cm noir et blanc (-□-)

I.3. Nutriments

I.3.1. Distributions verticales

Le brassage hivernal a permis une redistribution relativement homogène du stock de nutriments dans le lac. Le 7 mars sur toute la colonne d'eau du lac, nous observons des concentrations légèrement supérieures aux valeurs de l'année précédente pour le nitrate et équivalentes pour le phosphore et la silice réactive (Figure 18) :

- Pour le nitrate : entre 0,64 et 0,69 mg N.L⁻¹ vs 0,59 à 0,62 mg N.L⁻¹ en 2012 ;
- Pour la silice : entre 3,36 et 3,55 mg.L⁻¹ vs 3,33 et 3,50 mg.L⁻¹ ;
- Pour l'orthophosphate : entre 7 et 9 µgP.L⁻¹ vs 9 et 10 µgP.L⁻¹ ;

- Pour le phosphore total : entre 10 et 13 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ vs 12 et 14 $\mu\text{gP.L}^{-1}$

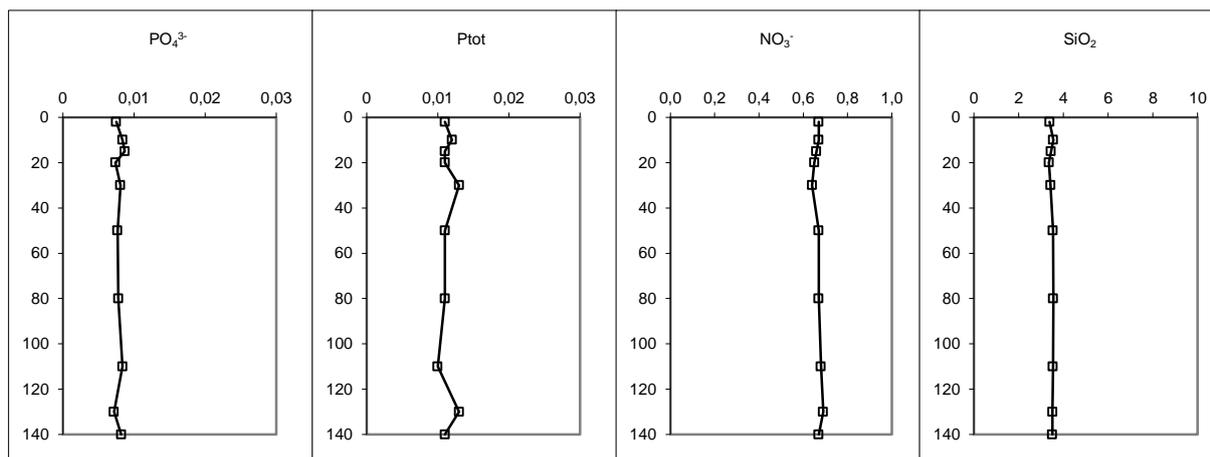


Figure 18 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B à l'issue de l'homogénéisation de la colonne d'eau au mois de mars en 2013 (Ptot mgP.L^{-1} , $\text{PO}_4 \text{mgP.L}^{-1}$, $\text{NO}_3 \text{mgN.L}^{-1}$, $\text{SiO}_2 \text{mg.L}^{-1}$)

Ensuite, la photosynthèse a lieu entraînant la consommation des nutriments dans les couches supérieures ; les concentrations sont alors minimales au printemps-été :

NO_3^- : 0,20 mgN.L^{-1} le 3 septembre ;

PO_4^{3-} : entre 2 et 5 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ à partir du 22 mai ;

SiO_2 : 0,51 mg.L^{-1} le 17 octobre.

La désoxygénation durable des eaux profondes, occasionnée par l'activité microbienne, entraîne un phénomène de relargage du phosphore et de la silice à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (les concentrations augmentent en s'approchant du fond). En fin d'année, les concentrations sont alors maximales près du fond.

La désoxygénation étant comparable à l'année précédente, le relargage est logiquement analogue à 2012.

Tableau IV Concentrations maximales (relargages) à 140 m

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

Les profils de la Figure 19 permettent d'illustrer :

- D'une part, la consommation des nutriments de 0 à 30 m pour l'orthophosphate et de 0 à 10 m pour le nitrate et la silice,
- Et d'autre part, le relargage de phosphore et de silice dans les couches profondes.

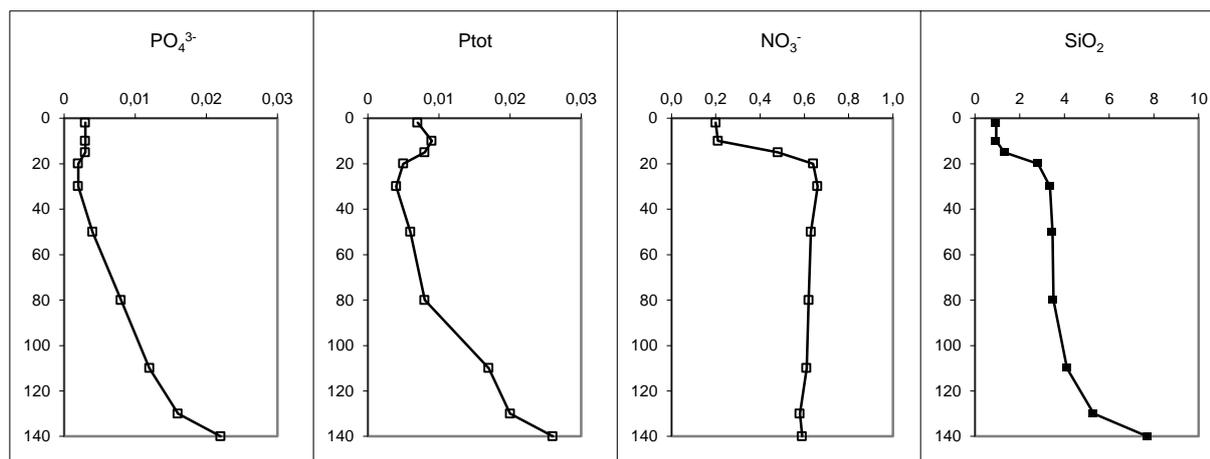


Figure 19 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B après l'activité phytoplanctonique estivale entre septembre et novembre 2013 (PO₄³⁻mgP.L⁻¹, P_{tot} mgP.L⁻¹, NO₃⁻ mgN.L⁻¹, SiO₂ mgSiO₂.L⁻¹).

I.3.2. Variations saisonnières

Les concentrations mesurées tout au long de l'année permettent de suivre les évolutions saisonnières des différents nutriments à différentes profondeurs : l'Epilimnion (2 m), le Métalimnion (15 m), l'Hypolimnion (110, 130, 140 m).

Epilimnion

Dans l'épilimnion, dès le mois de mars, en même temps que le début de la stratification thermique en avril, la production primaire démarre et provoque une augmentation des concentrations en COT et en oxygène.

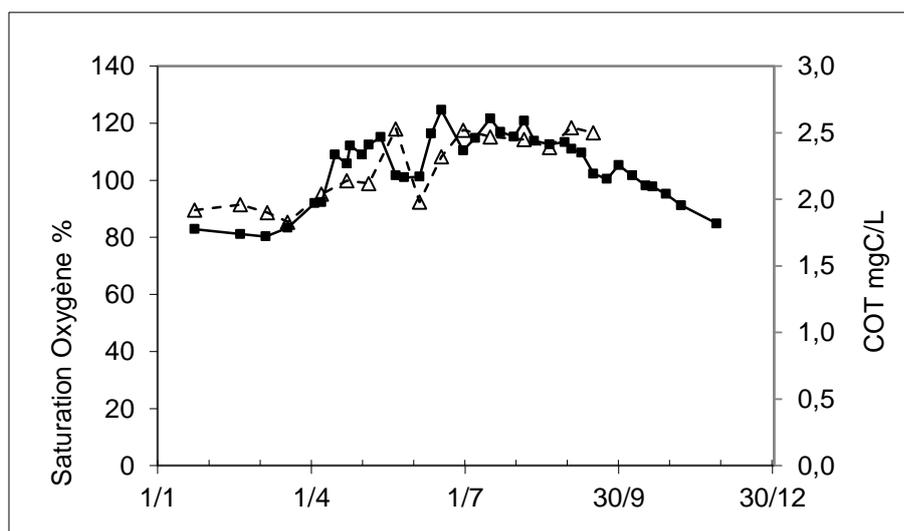


Figure 20 Evolutions saisonnières des concentrations en oxygène (—■—) (%) et en COT (- -△- -) (mgC.L^{-1}) à 2 m de profondeur au point B en 2013

L'orthophosphate, le nitrate et la silice sont les nutriments nécessaires pour le développement algal. Ils sont donc consommés dans l'épilimnion lors de l'activité photosynthétique.

Après la redistribution des nutriments dans la colonne d'eau, l'orthophosphate présente un stock initial sensiblement identique à l'année précédente ($0,008 \text{ mgP.L}^{-1}$) dans l'épilimnion. Pour leur production, les algues consomment les nutriments ; les concentrations en orthophosphate passent de $0,008 \text{ mgP.L}^{-1}$ le 21 février à $0,002 \text{ mgP.L}^{-1}$ le 22 mai. Par la suite, les concentrations se situent entre 0 et $0,005 \text{ mgP.L}^{-1}$ jusqu'à la fin de l'année sauf au mois de novembre où elles passent par un maximum à $0,010 \text{ mgP.L}^{-1}$ probablement lié à l'augmentation des lessivages conséquence des pluies des mois d'octobre et de novembre.

La silice réactive est aussi consommée : de $2,88 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ le 22 mai elle passe à $0,90 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ le 1 juillet marquant ainsi le développement des diatomées. A noter qu'en 2013, la variation saisonnière est relativement proche de celle observée en 2012. Puis, les concentrations se maintiennent autour d'une valeur moyenne de $0,80 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ jusqu'au mois d'octobre. Par la suite, la consommation ralentit et les concentrations augmentent progressivement jusqu'à la fin de l'année pour atteindre $2,43 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ en décembre.

Le nitrate est consommé à partir du mois d'avril mais de façon plus progressive puis les concentrations vont diminuer plus franchement à partir du 5 juin jusqu'au mois de septembre pour atteindre un minimum à $0,20 \text{ mgN.L}^{-1}$. A noter que cette année, les concentrations sont sensiblement plus importantes qu'en 2012 (minimum $0,20$ vs $0,12 \text{ mgN.L}^{-1}$) suggérant peut-être que le nitrate a été moins limitant pendant cette période. Enfin, les concentrations augmentent à nouveau ($0,61 \text{ mgN.L}^{-1}$) jusqu'en décembre.

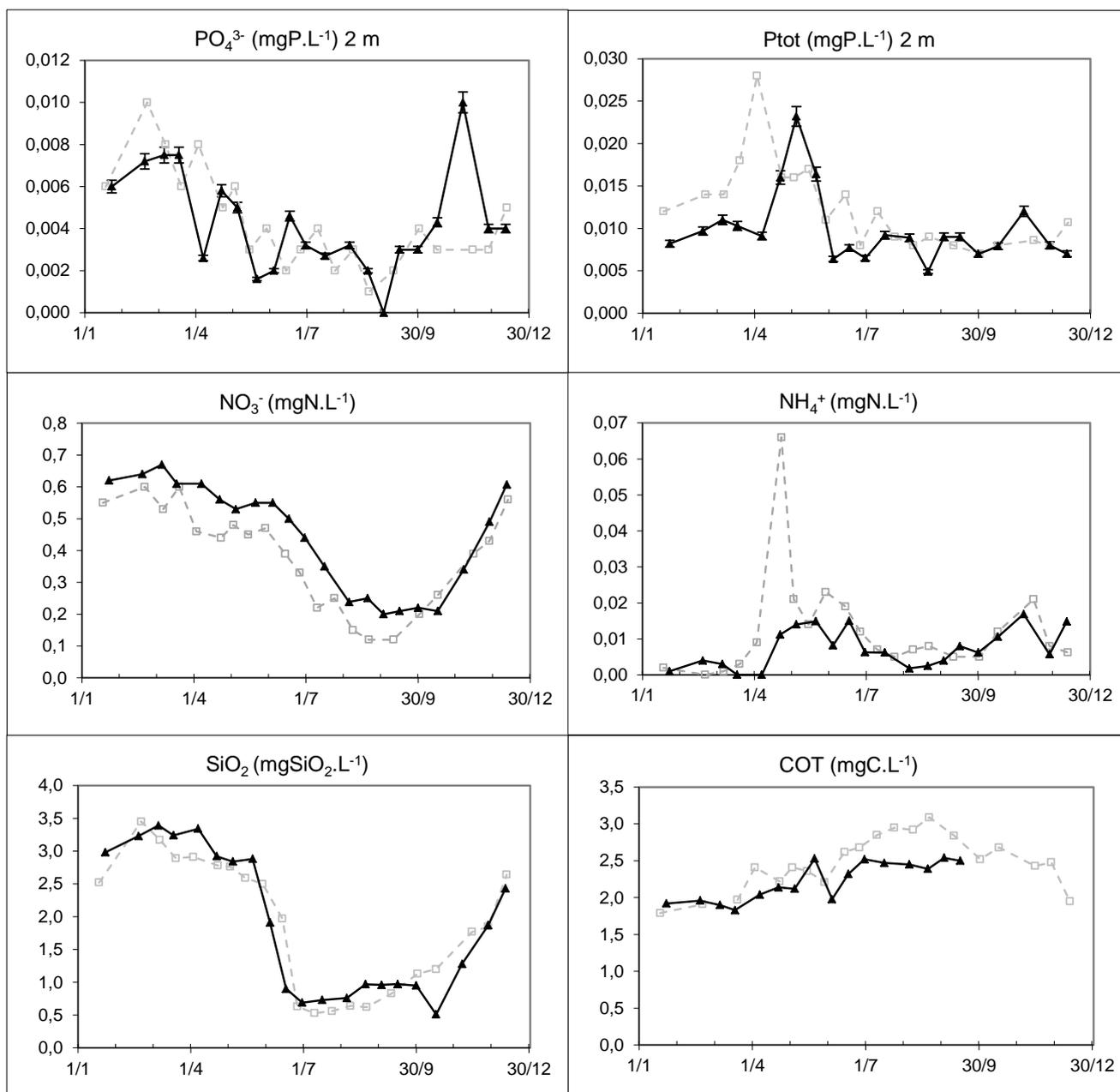


Figure 21 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) au point B à 2 m de profondeur ; comparaison des années 2013 (—■—) et 2012 (- -□ - -)

Métalimnion

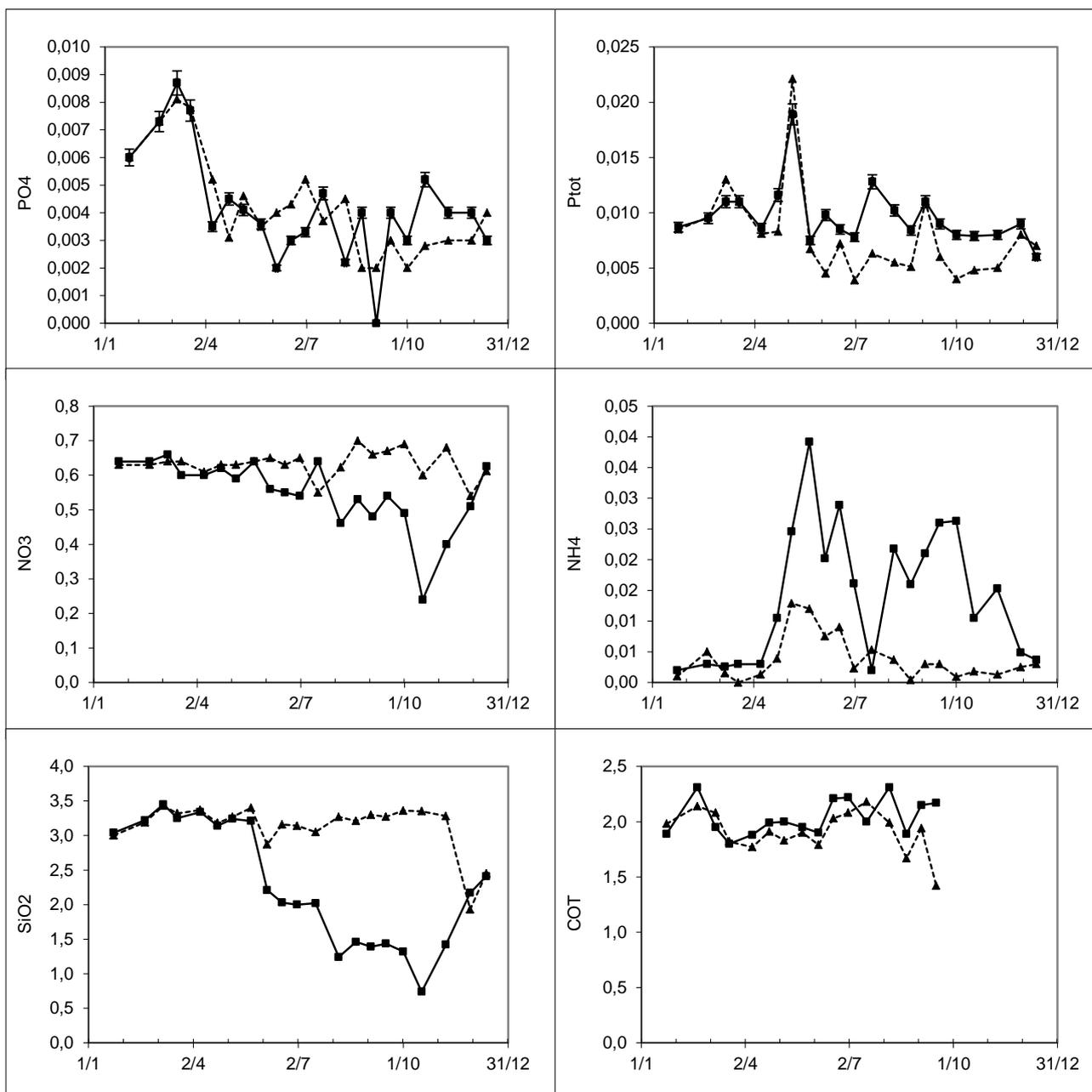


Figure 22 Evolution des concentrations en nutriments (P_{tot} , PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+ , SiO_2) ($mg.L^{-1}$) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲-) en 2013

La Figure ci-dessus permet de remarquer que :

- La dynamique de l'orthophosphate est comparable à 15 et à 30 m.
- Le nitrate est consommé jusqu'à 15 m à partir du mois d'octobre et le phosphore réactif soluble est plus rapidement utilisé jusqu'à 30 m au printemps.
- Le pic d'ion ammonium est présent comme dans l'épilimnion à la période des eaux claires et témoigne de l'activité du zooplancton durant le broutage du phytoplancton jusqu'à une profondeur de 30 mètres.

- La silice est encore consommée à 15 m (diatomées) mais pas à 30 m.

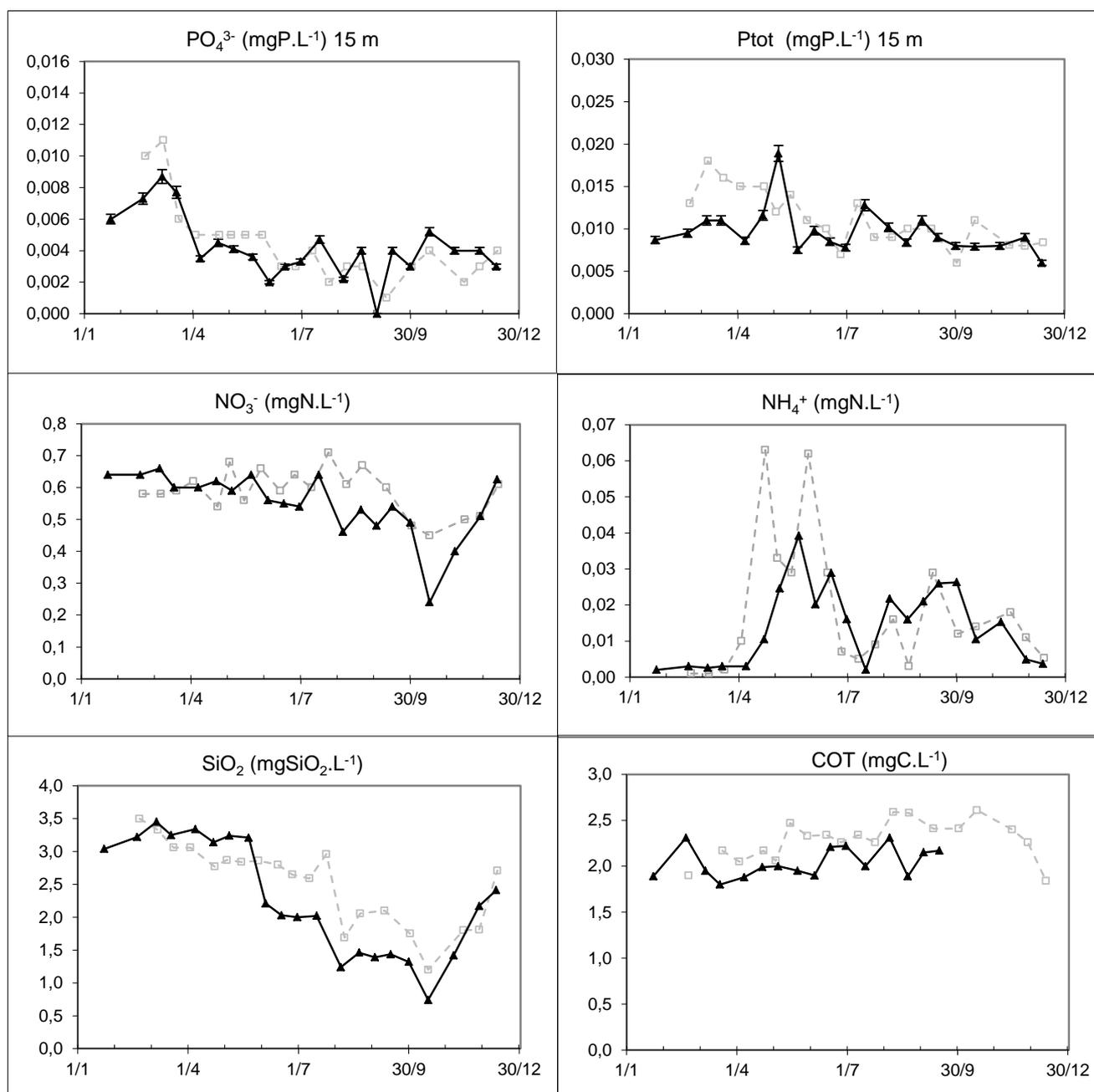


Figure 23 Evolution des concentrations en nutriments (PO_4^{3-} , Ptot, NO_3^- , NH_4^+ , SiO_2 , COT) (mg.L^{-1}) au point B à 15 m (—▲—) en 2013 et (- -□- -) en 2012

A 15 m, l'évolution saisonnière du phosphate demeure sensiblement identique à celle de 2012. La consommation du nitrate en 2013 est légèrement supérieure en été et octobre par rapport à 2012. En 2013, les concentrations en silice réactive sont inférieures à celle de l'année 2012 dès le mois de juin. En 2013, de juin à octobre, la teneur en silice réactive passe de 2,21 à 0,74 $\text{mg SiO}_2.\text{L}^{-1}$ avec une moyenne de 1,60 $\text{mg SiO}_2.\text{L}^{-1}$, tandis qu'en 2012, celle-ci diminue de 2,80 à 1,20 $\text{mg SiO}_2.\text{L}^{-1}$ sur la même période de l'année avec une moyenne de 2,20 $\text{mg SiO}_2.\text{L}^{-1}$.

Hypolimnion : 80, 110, 130, 140 m

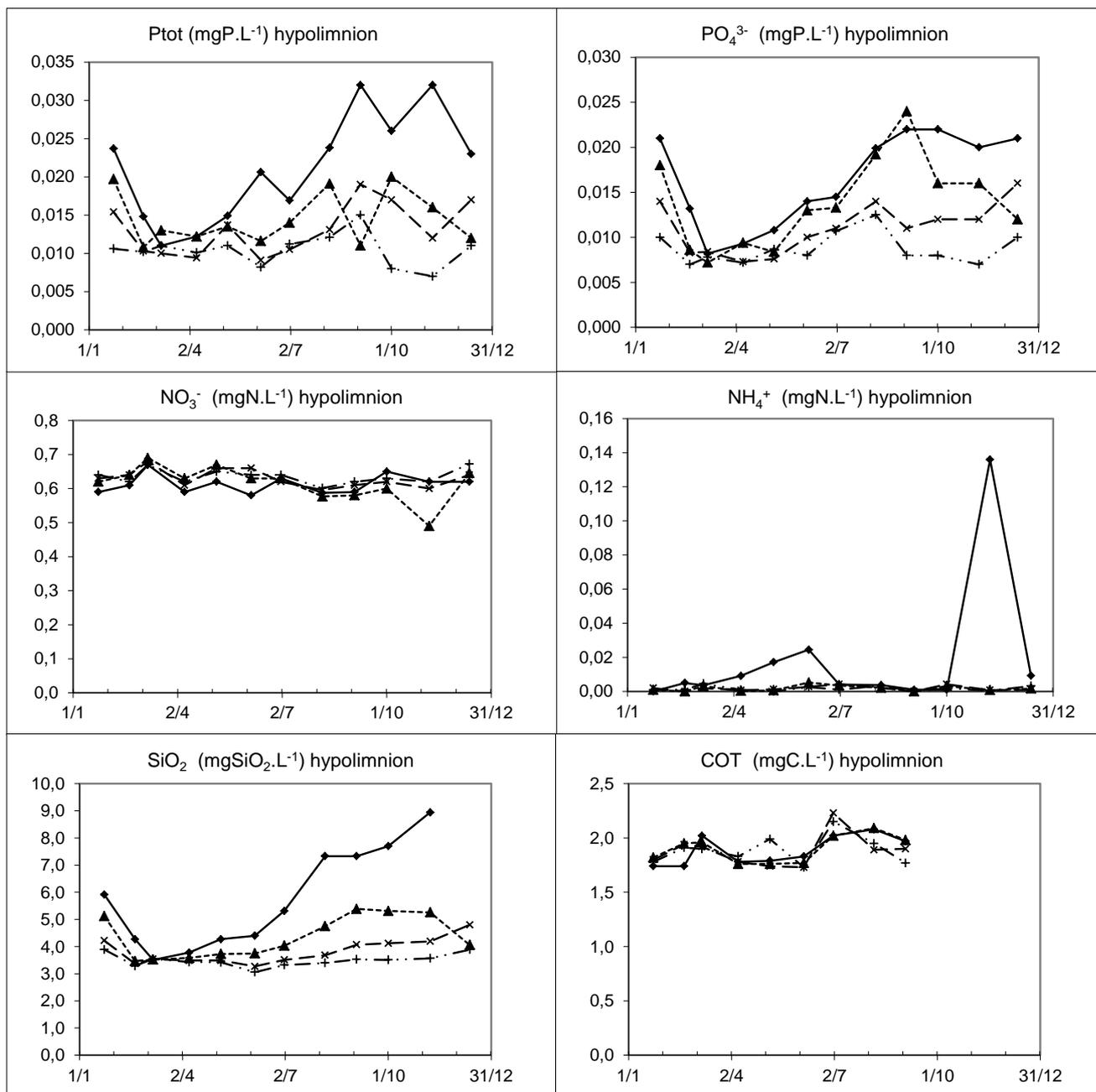


Figure 24 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2013

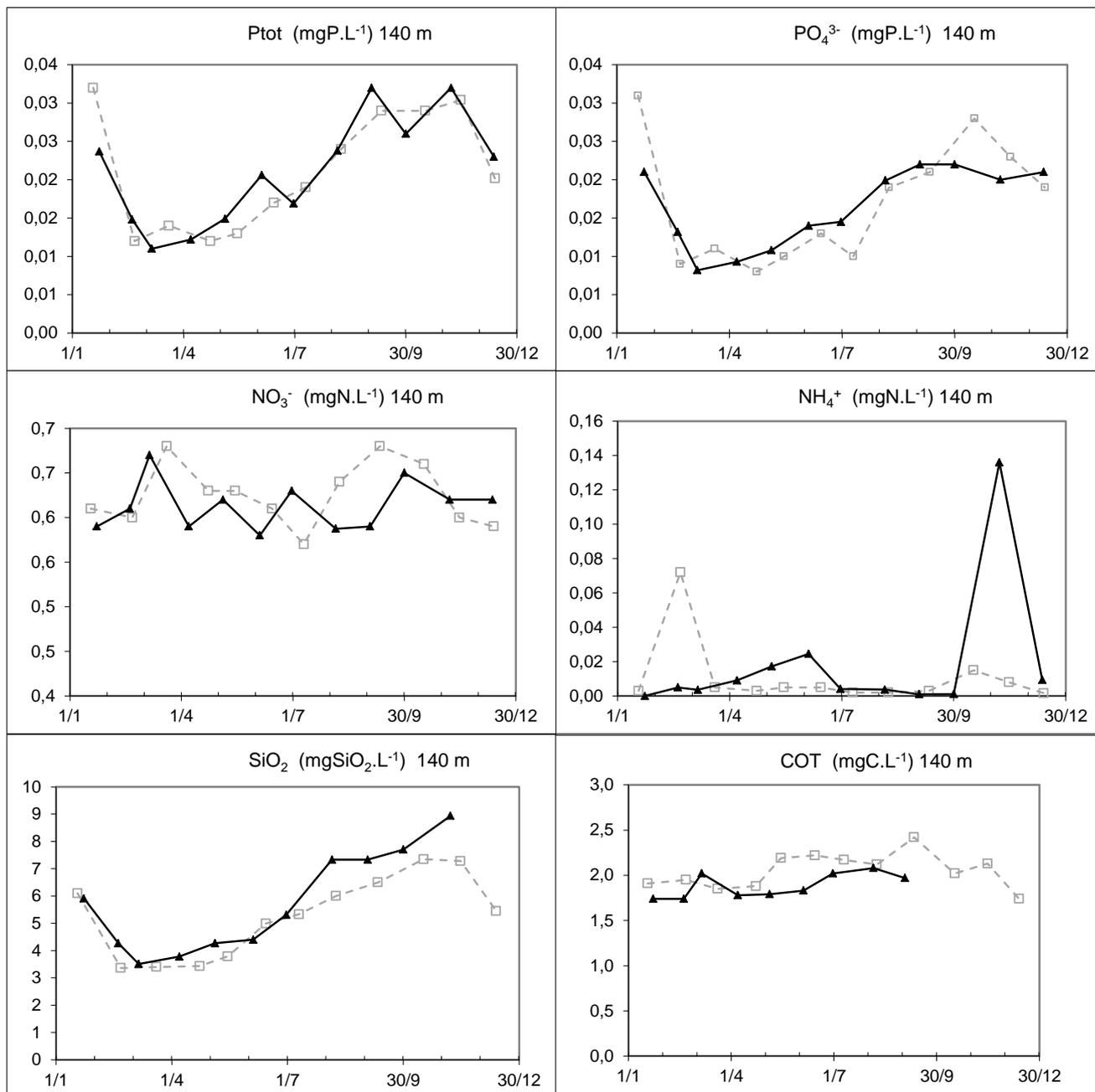


Figure 25 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, COT et SiO₂) (mg.L⁻¹) au point B à 140 m en 2013 (—◆—) et 2012 (- □ -)

A partir de septembre, les couches profondes sont le siège d'une constante désoxygénation du fait de l'activité microbienne. Cette activité permet la minéralisation de la matière organique en éléments minéraux, mais consomme l'oxygène principalement apporté par le brassage. Ainsi beaucoup d'éléments minéraux sont redistribués à partir du fond lors du brassage suivant, permettant la production primaire en surface au moment du réchauffement printanier.

Le graphique de l'évolution des concentrations en l'oxygène dans l'hypolimnion permet d'apprécier le gradient de désoxygénation vers le fond. À 140 m, la saturation en oxygène dissous se situe autour de 10 % du 16 septembre au 28 novembre.

Nous observons donc, de manière inverse, un gradient de concentration en silice et en orthophosphate de 80 m à 140 m dû à la minéralisation. A partir du mois d'août, la désoxygénation est telle que le milieu est fortement réducteur, entraînant la diminution du degré d'oxydation des oxydes de fer et de manganèse. La réduction des oxydes métalliques entraîne le relargage de phosphate lié à ces oxydes et, dans une moindre mesure, le relargage de silice présente à l'interface eau-sédiments et dans les sédiments. À 140 m, les maxima sont atteints lors de la campagne du 6 novembre avec :

- 8,94 mgSiO₂.L⁻¹ pour la silice (7,35 mgSiO₂.L⁻¹ en 2012 ; 9,04 mgSiO₂.L⁻¹ en 2011 et 8,85 mgSiO₂.L⁻¹ en 2010),
- 22 µgP.L⁻¹ pour l'orthophosphate qui est inférieur aux années précédentes soit en 2012 (28 µgP.L⁻¹), en 2011 (63 µgP.L⁻¹) et 2010 (38 µgP.L⁻¹).

Ces conditions réductrices sont manifestes avec les concentrations en azote ammoniacal qui augmentent jusqu'à 0,136 mgN.L⁻¹ en novembre.

La dynamique du phosphore total au fond du lac est très proche de celle de l'orthophosphate avec un maximum observé de 32 µgP.L⁻¹ le 7 novembre ; la concentration maximale est plus faible qu'en 2011 (73 µgP.L⁻¹).

En 2013, ces concentrations traduisent un relargage analogue à celui de 2012, conséquence directe d'un déficit en oxygène identique dans les couches profondes. La durée de la période d'hypoxie (concentration ≈ 1mg.L⁻¹) à 140 m est, en effet, du même ordre de grandeur mais moins longue et moins intense que certaines années antérieures (tableau ci-dessous).

Tableau IV Anoxie à 140 m, date de début, de fin et durée et concentration maximale en Ptot

Année	Début	Fin	Durée (jour)	Ptot max (µgP.L ⁻¹)
2004	09/09	02/12	84	220
2005	18/08	12/12	116	145
2006	29/08	10/01	134	132
2007	14/08	13/11	91	179
2008	25/07	15/12	144	347
2009	06/08	17/12	133	228
2010	21/09	03/11	43	50
2011	30/08	21/12	113	73
2012	27/08	08/11	73	30
2013	16/09	28/11	73	32

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 µg.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 $\text{mg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$.

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.

A souligner, 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 en oxygène dans la couche trophogène est liée à l'activité photosynthétique des organismes phytoplanctoniques. Le calcul de la 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.

Nous observons une augmentation de la concentration en oxygène dès le début du mois d'avril et une sursaturation en surface le 16 avril.

Depuis 1998, la sursaturation maximale en oxygène apparaît en été entre 2 et 12 m laissant supposer une modification des distributions verticales des espèces de phytoplancton en lien avec l'amélioration de la transparence.

L'indice de sursaturation maximale annuel dans le métalimnion est comparable à celui mesuré à 2 m de profondeur. Après être passé par des valeurs s'élevant à 3 mgO₂.L⁻¹ en 2007 et 2008, l'indice retrouve un niveau inférieur à 2 mgO₂.L⁻¹ depuis 2009, avec 1,5 mgO₂.L⁻¹ en 2013.

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 2,4 mgO₂.L⁻¹.

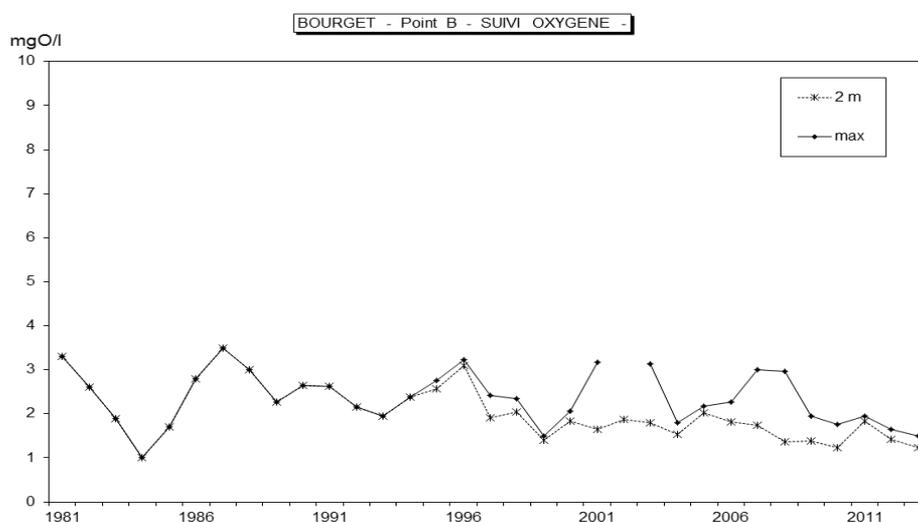


Figure 26 Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène (mgO₂.L⁻¹) à 2 m et maximum de sur saturation au point B de 1981 à 2013

II.1.2. Indices de sous saturation moyenne

Métalimnion

En 2013, la sous-saturation moyenne annuelle en oxygène entre 18 et 35 mètres de profondeur se monte à 3,4 mgO₂.L⁻¹.

Après une valeur mesurée en 2008 à 6,1 mgO₂.L⁻¹ qui apparaît parmi les plus élevées de la série de données, nous observons une sous-saturation en 2013 qui reste légèrement inférieure à la moyenne de la chronique 1981-2013 (4,7 mgO₂.L⁻¹). Par rapport aux années précédentes, la sous-saturation en 2013 s'apparente à celle de 2009 et 2010, corroborée par les valeurs de minimum de sous-saturation et de durée pendant lesquelles le déficit en oxygène est observé.

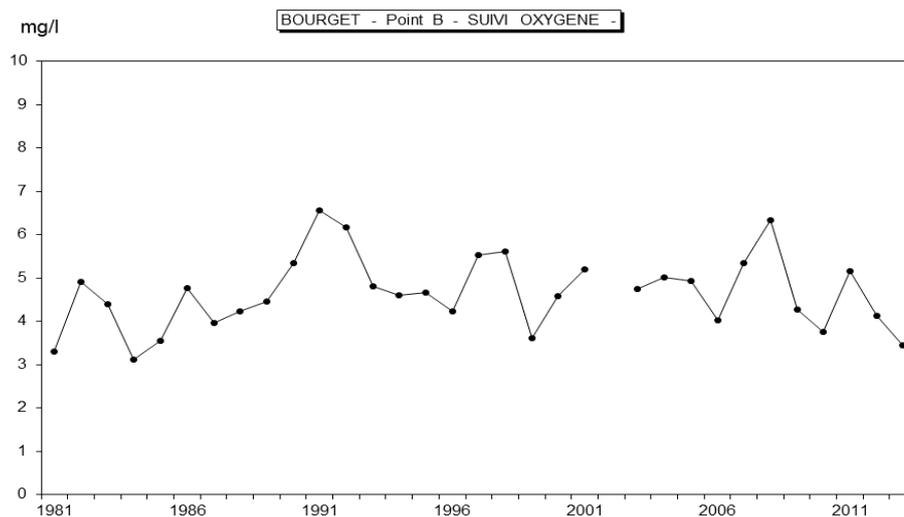


Figure 27 Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène (mgO₂.L⁻¹) entre 18 et 35 m de profondeur au point B de 1981 à 2013

Sous saturation moyenne à 130 mètres

De 1985 à 2013, le suivi des concentrations en oxygène dissous à 130 mètres permet de visualiser la variabilité des oxygénations hivernales dans la zone profonde et la relation entre leur intensité et les teneurs en oxygène mesurées en fin de stratification thermique.

Après deux années successives (2007 et 2008) qui montrent des réoxygénations hivernales partielles atteignant respectivement 50 % et 60 % de la saturation en oxygène, nous observons depuis 2009 un brassage complet de la colonne d'eau atteignant près de 80 % de la saturation à la fin de la période de circulation des eaux. Dans la chronique des valeurs depuis 1985, 2013 est proche des années les mieux oxygénées. Avec quatre années successives de réoxygénation complète (>70 %), les concentrations minimales en fin d'année ont tendance à augmenter progressivement depuis 2009 (de 0,6 mgO₂.L⁻¹ soit 4,6% à 4,8 mgO₂.L⁻¹ soit 39% en 2013).

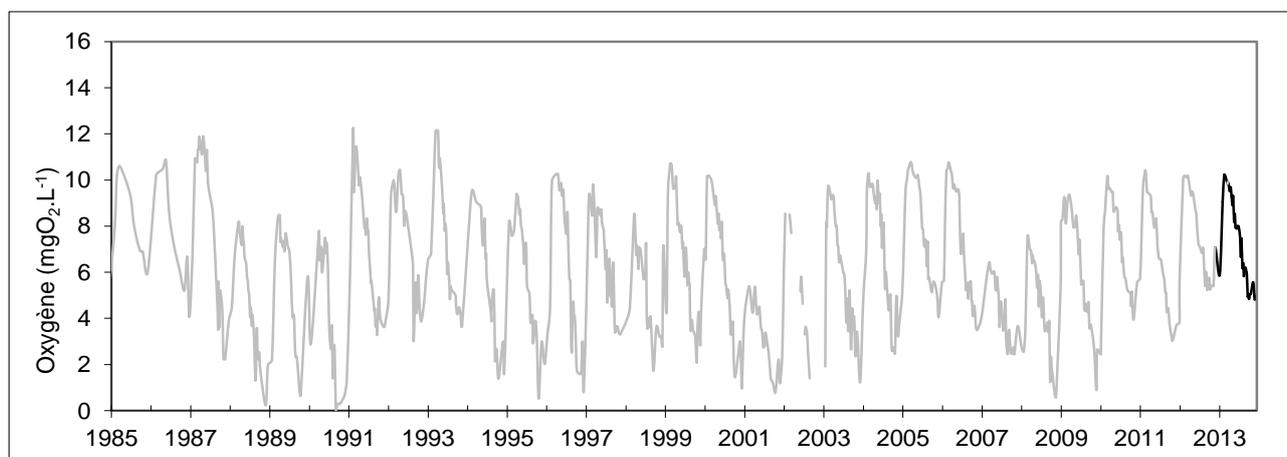


Figure 28 Evolution des teneurs en oxygène en mgO₂.L⁻¹ à 130 mètres de profondeur au point B de 1985 à 2013

Les niveaux de sous saturation du fond (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 et peut, par ailleurs, indiquer un effet de l'eutrophisation.

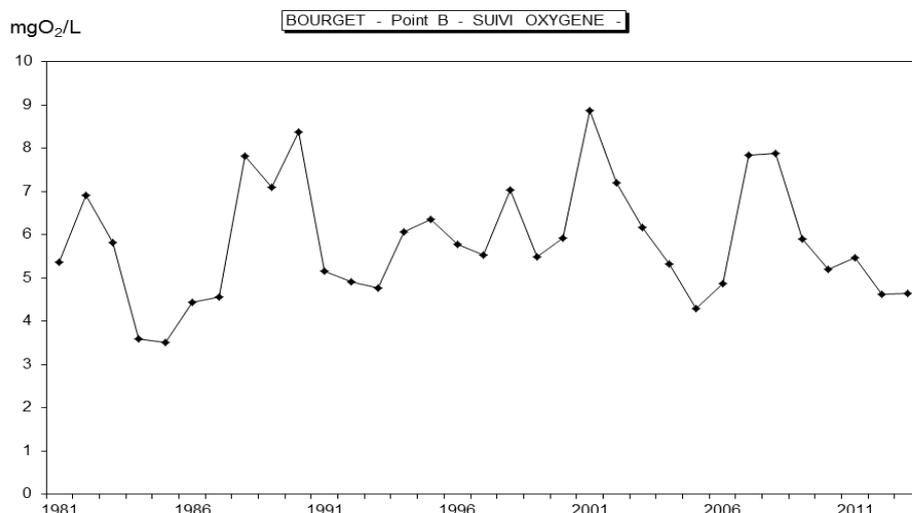


Figure 29 Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène (mg.L⁻¹) à 130 mètres au point B de 1981 à 2013

L'indice de sous-saturation moyen annuel en oxygène de l'année 2013, soit 4,6 mgO₂.L⁻¹, retrouve des valeurs comparables à 2005, 2006 ou 2012 et reste cohérent avec le sens d'évolution déjà constaté avec les données antérieures. Globalement, le sens d'évolution de cet indice semble dénoter une très légère dégradation de la désoxygénation hypolimnique. Les valeurs de ce paramètre tendent, en effet, à augmenter mais, semble-t-il, aussi à s'infléchir ces dernières années.

Il faut noter que l'évolution de cet indice paraît également et logiquement être 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 de fond (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.

II.1.3. Déficit 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 V Oxygène hypolimnique au point B de 2007 à 2013 – déficits et consommations

		Moy 2003-2013	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007
Déficit à l'origine	mgO ₂ .L ⁻¹	2,2	2,0	2,1	1,7	2,2	2,8	3,4	3,4
Déficit maximum	mgO ₂ .L ⁻¹	5,4	4,6	4,8	5,3	4,8	5,7	6,9	6,4

Consommation hypolimnique annuelle	mgO ₂ .L ⁻¹	3,2	2,6	2,7	3,6	2,7	3,0	3,5	3,1
Consommation hypolimnique journalière	mgO ₂ .m ⁻³ .j ⁻¹	13,1	9,9	12,4	14,1	11,2	11,0	14,4	15,5

Les déficits en oxygène calculés en début et en fin de stratification thermique restent globalement du même ordre de grandeur que les années précédentes.

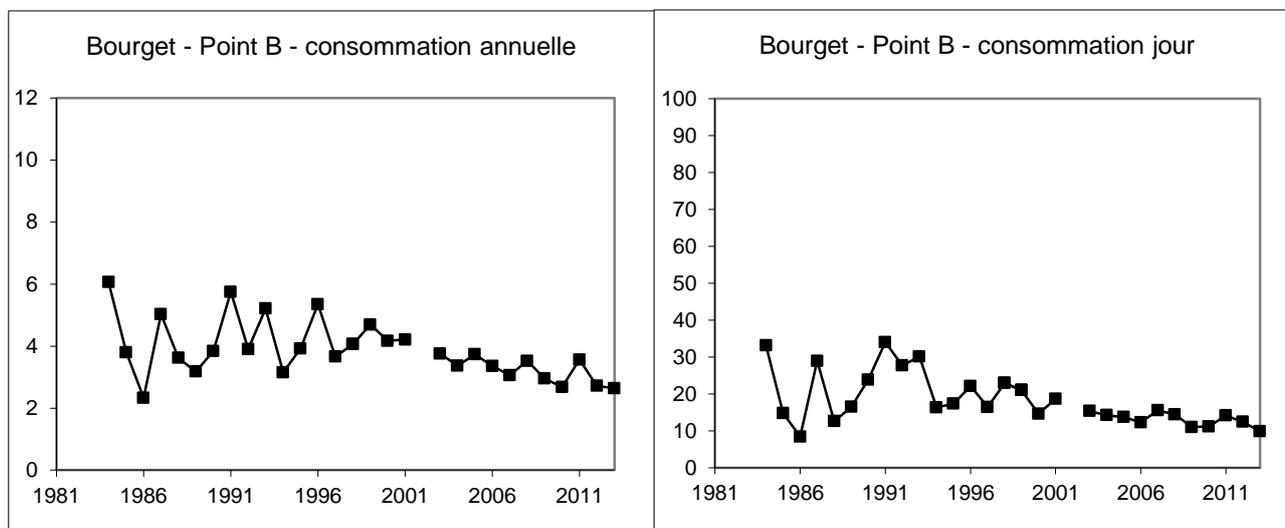


Figure 30 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle et journalière au point B de 1984 à 2013 (mgO₂.L⁻¹) et (mgO₂.m⁻³.j⁻¹)

Les consommations hypolimniques annuelles et journalières restent proches des moyennes mesurées entre 2003 et 2013 et s'élèvent respectivement à 2,6 mgO₂.L⁻¹ et 9,9 mgO₂.m⁻³.j⁻¹.

Les distributions des consommations en oxygène 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.

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 2013 avec 7,2 mètres retrouve une valeur proche de 2009 et 2010 et parmi les valeurs les plus élevées. Cette dernière s'inscrit normalement 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 près de 7,0 m) qui peut être considérée comme une amélioration.

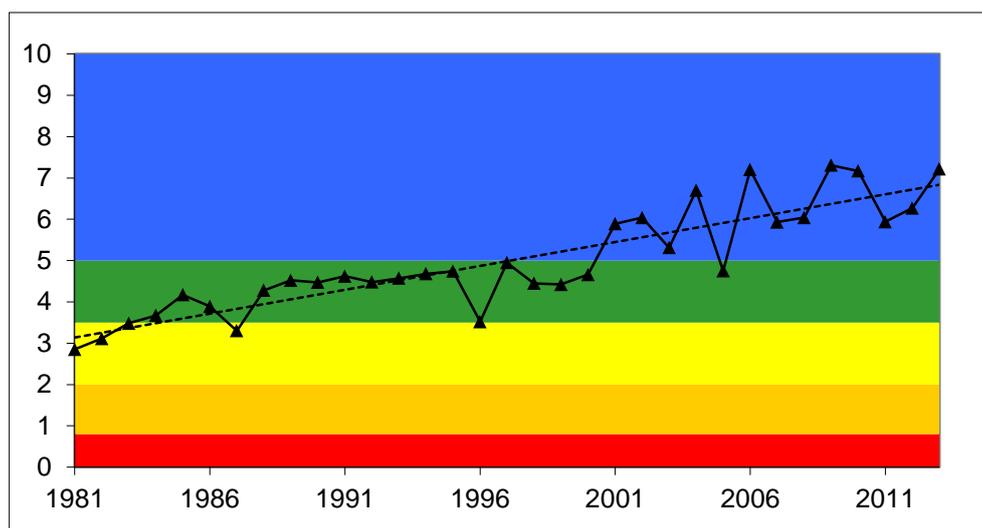


Figure 31 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2013 ; comparaison avec les classes de qualité.

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 en février et mars. Pour le calcul des moyennes hivernales, nous avons estimé la quantité de nutriments par tranches d'eau en faisant l'hypothèse que le lac est horizontalement homogène avant le début de la stratification thermique. Globalement, les résultats montrent que les concentrations hivernales sont sensiblement identiques aux valeurs des années antérieures pour la plupart des nutriments et légèrement inférieures pour le nitrate.

Tableau VI Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2006 et 2012

Paramètres	unité	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006
NO ₃ ⁻	mgN.L ⁻¹	0,64	0,62	0,48	0,56	0,53	0,59	0,63	0,58
NH ₄ ⁺	mgN.L ⁻¹	0,002	0,002	0,003	0,001	/	/	0,003	0,005
PO ₄ ³⁻	mgP.L ⁻¹	0,008	0,010	0,010	0,014	0,013	0,013	0,014	0,016
Ptot	mgP.L ⁻¹	0,011	0,014	0,016	0,017	0,020	0,020	0,022	0,024
SiO ₂	mgSiO ₂ .L ⁻¹	3,42	3,30	3,12	3,07	3,17	3,10	2,88	2,42
COT	mgC.L ⁻¹	1,96	1,85	1,93	1,90	2,11	2,11	1,99	1,95

II.3.1. Nitrate

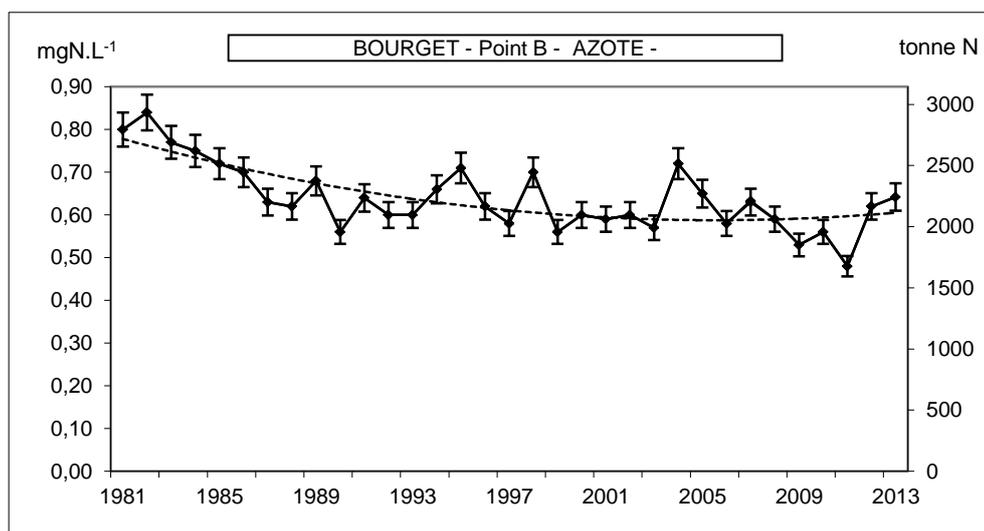


Figure 33 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2013

La concentration moyenne hivernale en nitrate calculée pour 2013 (0,64 mgN.L⁻¹) retrouve une valeur comparable à celles de 2007, 2008 et 2012.

Depuis 2009, les concentrations hivernales en azote nitrique montrent des valeurs du même ordre de grandeur que la moyenne de ces dix dernières années (0,60 mgN.L⁻¹). Les concentrations légèrement supérieures en 2012 et 2013 peuvent s'expliquer, en partie, par un lessivage plus important notamment en fin d'année, novembre et décembre 2012 et octobre et novembre 2013, des mois particulièrement bien arrosés ayant engendré des débits importants sur les affluents.

Depuis 2006, les concentrations en azote minéral (NO₃⁻ + NH₄⁺) sont relativement stables autour d'une valeur moyenne de 0,58 mgN.L⁻¹ et se situent, comme le montre la figure 43, dans la classe de qualité "moyen" (DCE).

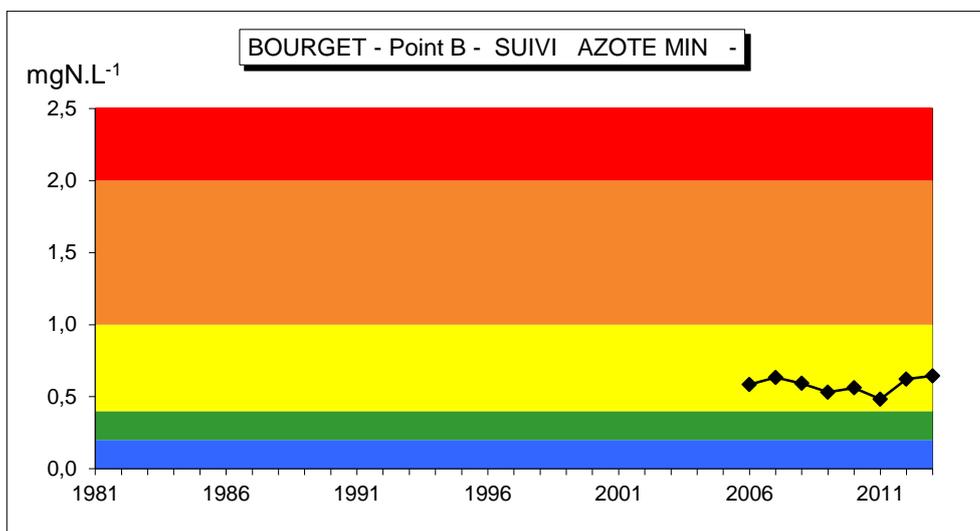


Figure 34 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) en azote minéral (NO₃⁻+ NH₄⁺) au point B de 2006 à 2013 ; comparaison avec les classes de qualité

Depuis 2006, les concentrations en azote minéral sont relativement stables autour d'une valeur moyenne de 0,5 à 0.6 mgN.L⁻¹ et se situent dans la classe de qualité "moyen".

II.3.2. Phosphore

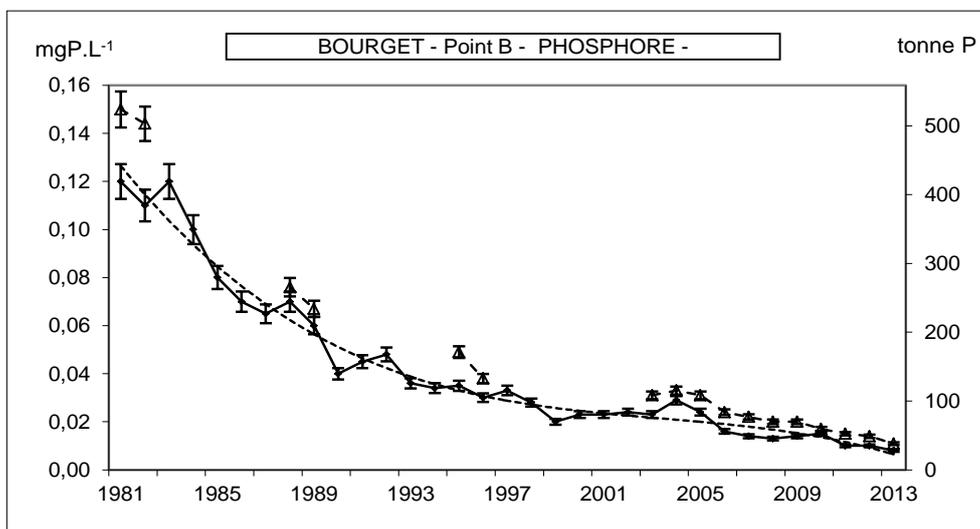


Figure 35 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L⁻¹) du phosphate —◆— et du phosphore total —△— ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2013

Avec 8 µgP.L⁻¹ en orthophosphate et 11 µgP.L⁻¹ en phosphore total, les concentrations hivernales 2013 confirment la baisse du stock de phosphore. Après une phase de diminution des concentrations moyennes hivernales 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 après 2006. Depuis 2011, les concentrations en orthophosphate sont passées à 10 µgP.L⁻¹.

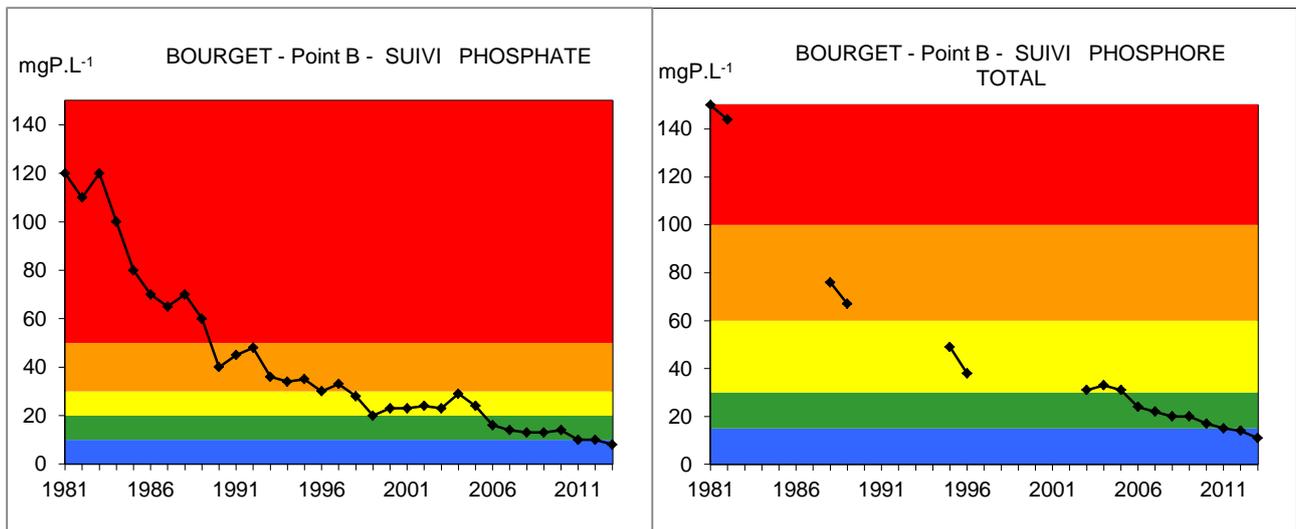


Figure 36 Evolution des concentrations moyennes hivernales ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) du phosphate et du phosphore total au point B de 1981 à 2013 ; comparaison avec les classes de qualité

L'évolution des concentrations hivernales par rapport aux classes de qualité (état écologique des plans d'eau) montre que depuis 2006 les concentrations se situent dans la classe d'état "bon" à la limite de la classe "très bon".

II.3.2. Silice et Carbone

Pour la silice et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales ($3,42 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ et $1,96 \text{ mgC.L}^{-1}$) restent du même ordre de grandeur que celles des années antérieures soit proches des moyennes respectives de $3,05 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ et $1,95 \text{ mgC.L}^{-1}$.

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 2013 à l'aide d'une bouteille à prélèvement intégré. Entre 2006 et 2011 inclus, cette 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 devrait passer à 0-25 m, ce qui sera rendu possible avec l'acquisition d'un nouvel outil permettant de réaliser des prélèvements d'eau intégrée à toute profondeur.

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 (méthode de Laurenzen). La teneur en chlorophylle *a* de l'eau d'un lac est considérée comme un indice d'abondance du phytoplancton et de qualité trophique de l'écosystème. Cependant l'analyse de l'évolution de ce paramètre 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 phytoplanctoniques se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. L'évolution des concentrations en 2013 révèle trois périodes de production bien individualisées :

- La première correspond au développement des diatomophycées, elle commence fin mars et se poursuit jusqu'au mois de mai. Les concentrations de chlorophylle *a* passent alors par un maximum le 16 avril avec 4,7 $\mu\text{gchl}a.L^{-1}$ moins important que ceux des trois années précédentes (8,44 $\mu\text{gchl}a.L^{-1}$ en 2010 ; 13,55 $\mu\text{gchl}a.L^{-1}$ en 2011 et 9,9 $\mu\text{gchl}a.L^{-1}$ en 2012).
Très logiquement, cette augmentation de biomasse est inversement corrélée avec la transparence (de 15,5 m le 19/03 à 4,6 m le 23/04) et avec les consommations en surface de l'orthophosphate dont les concentrations passent de 8 à 3 $\mu\text{gP}.L^{-1}$ entre le 19 mars et le 8 avril.
- La seconde se situe en été et correspond à la croissance d'autres espèces phytoplanctoniques (parmi les diatomées et chrysophycées). Cependant, cette deuxième phase ne montre pas de pic de biomasse et affiche des valeurs autour de 2,6 $\mu\text{gchl}a.L^{-1}$ comparables à 2012 et 2011.
- Une troisième période de croissance apparaît en octobre avec un maximum à 10,4 $\mu\text{gchl}a.L^{-1}$ le 17 octobre (diatomophycées).

Entre les deux premières phases nous observons un période de faible biomasse (minimum à 1 $\mu\text{gchl}a.L^{-1}$ le 27 mai) coïncidant avec la période des eaux claires (maximum de transparence à 12,9 m).

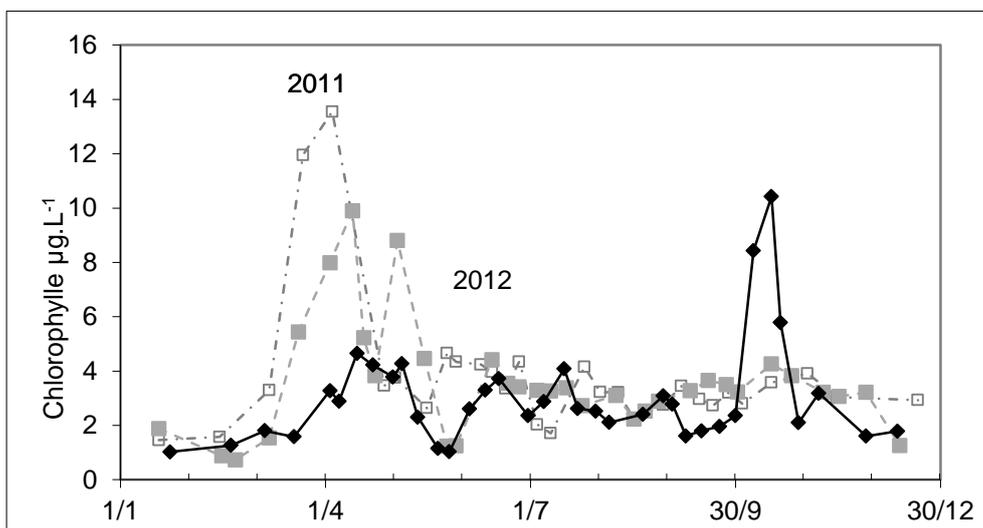


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0 – 20 m, au point B ; comparaison 2013 (—◆—), 2012 (- - -■) et 2011 (- - -□).

I.3. Evolution à long terme

Avec $2,8 \mu\text{gchl}a.L^{-1}$, cette année présente une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* la plus faible de la série de données ($3,0 \mu\text{gchl}a.L^{-1}$ en 2009) et reste dans la tendance de ces dernières années.

La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* reste assez hétérogène. Depuis 2004, les moyennes annuelles les plus élevées de 2007 et 2008 correspondent à des développements importants en cyanobactéries (respectivement $6,3 \mu\text{gchl}a.L^{-1}$ et $7,0 \mu\text{gchl}a.L^{-1}$). Cependant, la tendance à la baisse perçut sur l'ensemble de la chronique traduit une évolution favorable de cet indice corroborée par l'évolution des concentrations maximales et estivales depuis 1987.

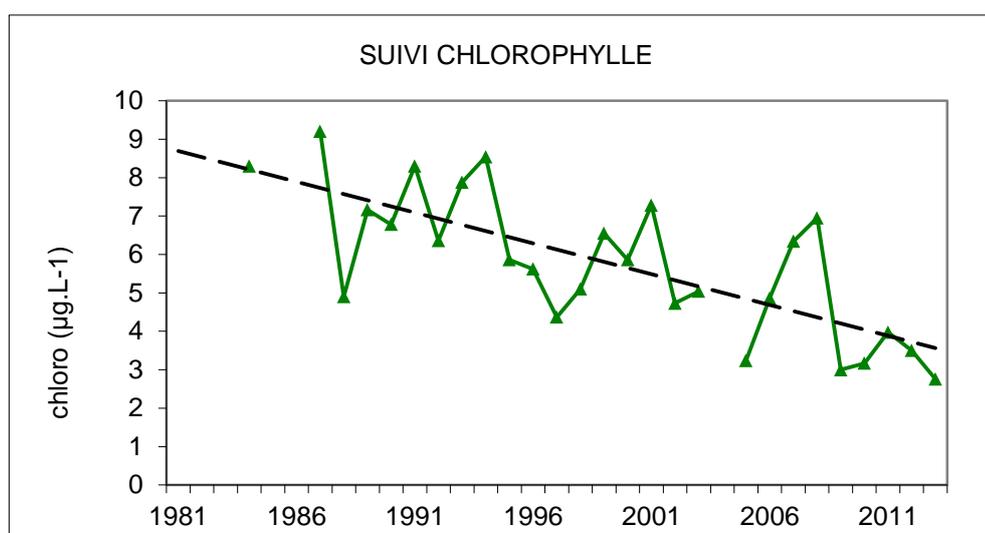


Figure 2 Evolution des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2013

La Figure 3 illustre l'évolution interannuelle des différents indices chlorophylle. Par rapport aux classes de qualité, les indices évoluent de façon favorable. En 2013, les concentrations maximales se situent

à la limite des classes "bon" à "très bon" ; quant aux concentrations estivales, elles se positionnent à la limite de la classe « bon ».

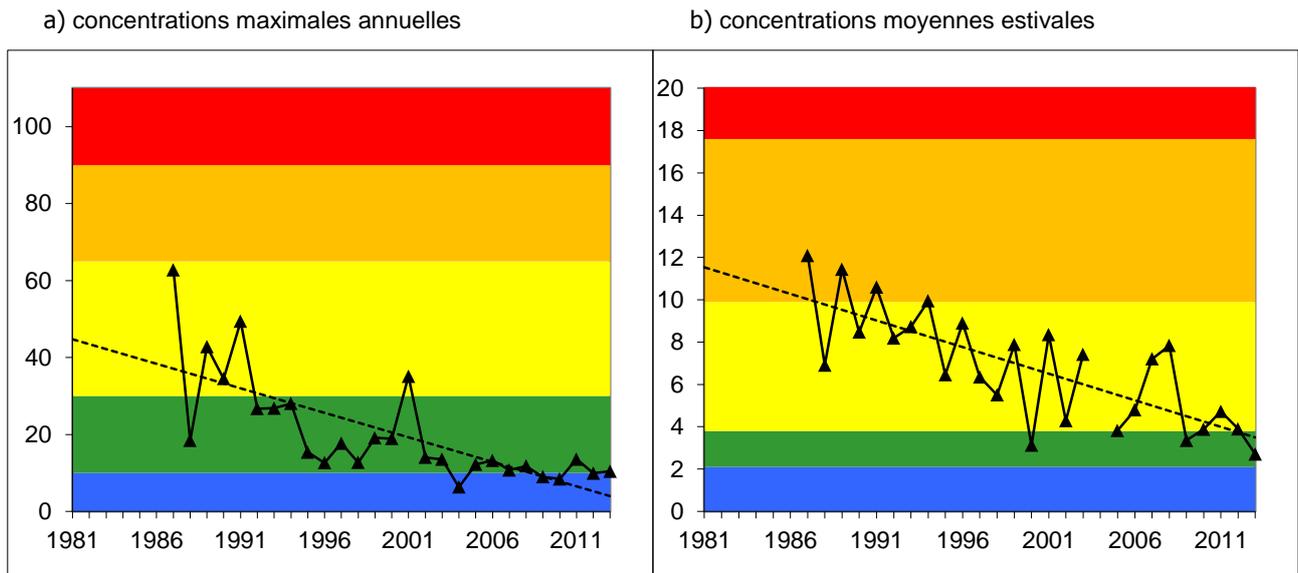


Figure 3 Evolution des concentrations maximales annuelles et estivales en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2012 et comparaison avec les classes de qualité

ETUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. Méthodologie

En 2012, 21 campagnes de prélèvements ont été effectuées pour l'étude du phytoplancton dans le lac du Bourget. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec 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-Treytoure et al. 2009). Le lecteur intéressé peut télécharger les protocoles d'analyse complets sur le lien suivant :

http://www.dijon.inra.fr/thonon/les_plateaux_techniques/le_laboratoire_de_biodiversite_et_de_bioologie_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 2011

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 2013. Les phases principales suivantes peuvent être observées :

- Une phase hivernale, avec des biomasses faibles (23/01, 19/03)
- Un pic printanier de biomasse en Cryptophycées, Diatomées et Chlorophycées (8/04 au 6/05). La biomasse maximale est atteinte le 6 mai (1413 µg/L).
- Une phase des eaux claires très marquée le 22 mai (un mois plus tard par rapport à 2012). Il s'agit de la biomasse la plus faible de l'année (138 µg/L) ;
- Une phase estivale (5/06 au 16/09). Cette phase se caractérise d'abord par des biomasses élevées : les diatomées et les Chrysophycées représentent l'essentiel de la biomasse en juin. Puis en juillet les Chrysophycées voient leur biomasse régresser. Ce sont les diatomées qui vont dominer largement. Puis en août et septembre, les proportions entre les différentes classes algales sont équilibrées (Diatomées, Cryptophycées, Chrysophycées, Dinophycées et Chlorophycées).
- Un pic de biomasse automnal (1/10 au 17/10). Ce pic de biomasse est assez inhabituel, lorsque l'on se réfère aux années précédentes. Il est dominé par les diatomées et les Chrysophycées. Le même phénomène est survenu sur le lac D'Annecy, et dans le Léman, à cette même période on observe des diatomées benthiques littorales, probablement indicatrices d'un fort ruissellement dans le lac (ce taxon aurait dérivé vers la zone pélagique).
- Enfin une phase hivernale (7/11 et 12/12) largement dominée par les Cryptophycées. La biomasse est plus faible pendant cette période.

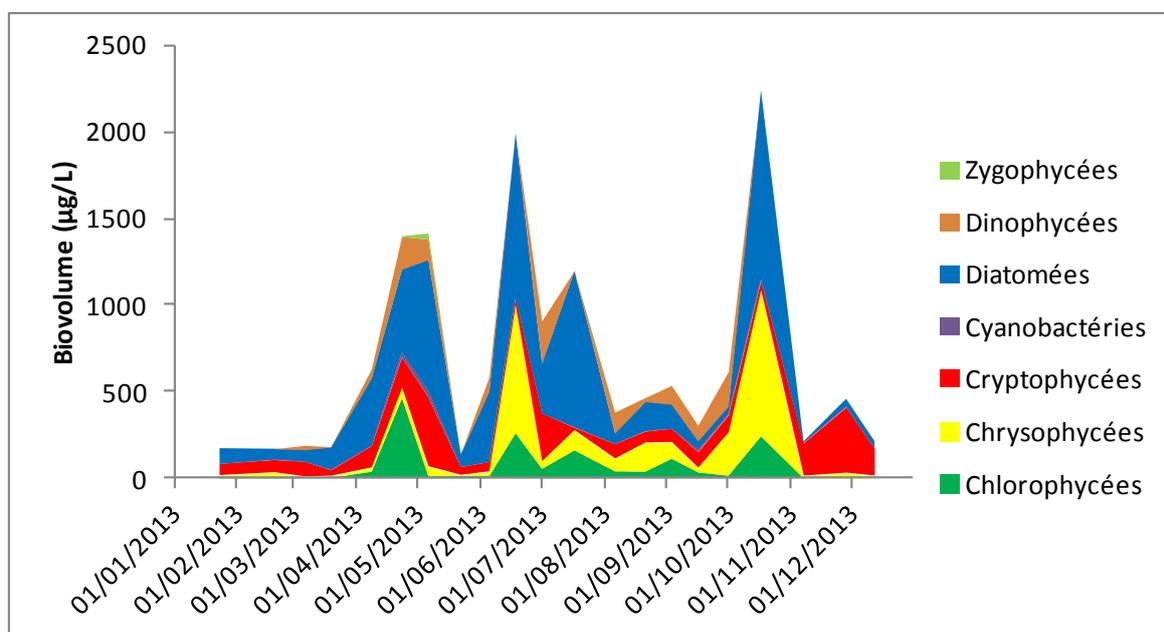


Figure 1 Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2013

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 2013 (10 taxons présentant la biomasse annuelle la plus élevée).

En début d'année, pendant la phase hivernale, la biomasse est dominée par *Plagioselmis lacustris* et *P. nannoplanctica*, des petites Cryptophycées, ainsi qu'une petite diatomée centrique (*Cyclotella costei*).

Ensuite, pendant le pic printanier, ce sont essentiellement des diatomées pennées (*Asterionella formosa* et *Fragilaria ulna* var. *acus*, *Ulnaria delicatissima* var. *angustissima*) ainsi que des diatomées centriques telles que *Cyclotella costei* qui vont dominer le compartiment phytoplanctonique. La présence des diatomées pennées indique une relative stabilité de la masse d'eau : en effet quand la masse d'eau est brassée, ce sont plutôt les diatomées centriques qui dominent à cette période de l'année.

Après la phase des eaux claires, au mois de juin, c'est une autre diatomée centrique de plus grande taille qui apparaît en abondance (*Puncticulata radiosa*), accompagnée d'une Chrysophycée (*Dinobryon divergens*). Au mois de juillet et août, ces espèces sont remplacées par des diatomées pennées (*Asterionella formosa*, *F. crotonensis*, *Fragilaria ulna*, *Ulnaria delicatissima* var. *angustissima*) qui indiquent une plus forte stabilité de la masse d'eau qu'au mois de juin (même si elles sont accompagnées d'une petite diatomée centrique, *Cyclotella costei*).

Le pic de biomasse observé en octobre est assez inhabituel : il est composé de *Fragilaria crotonensis*, une diatomée pennée en ruban, qui est plutôt observée dans les épilimnion riches en nutriments et stratifiés (Reynolds et al. 2002). Elle est accompagnée de *Dinobryon divergens*, qui au contraire se trouve dans les lacs pauvres en nutriments (Reynolds et al. 2002).

La composition taxonomique de fin d'année est assez classique avec des Cryptophycées (*Cryptomonas* sp., *Plagioselmis* spp.), qui sont souvent observée à en période hivernale avec des biomasses relatives importantes.

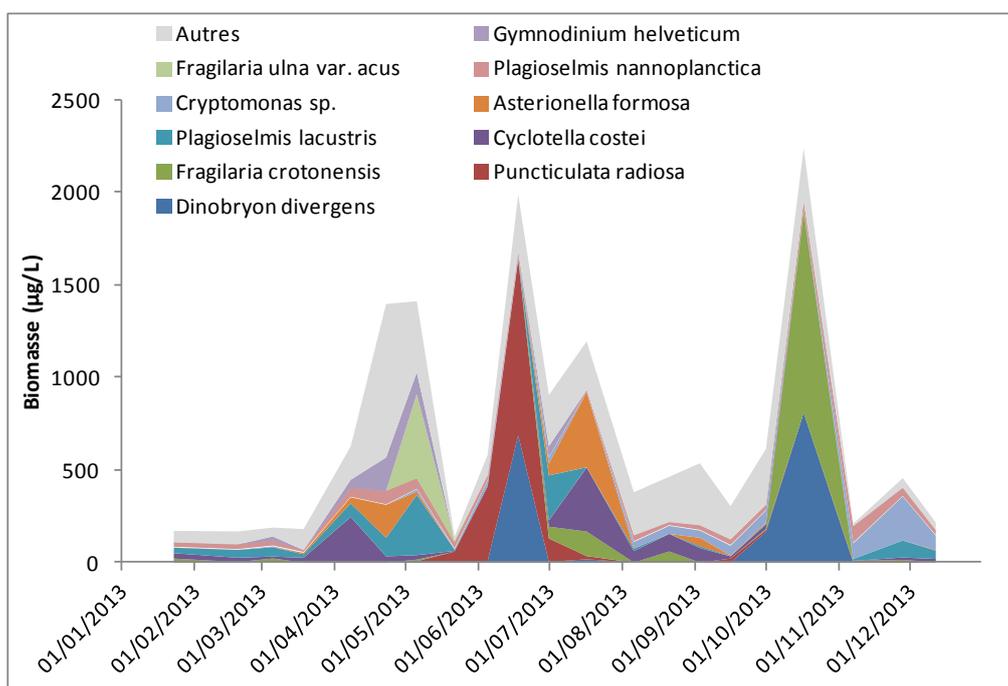


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2013

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 . Même si le microphytoplancton est majoritaire une large partie de l'année, la biomasse relative du microphytoplancton est moins importante que les deux années précédentes.

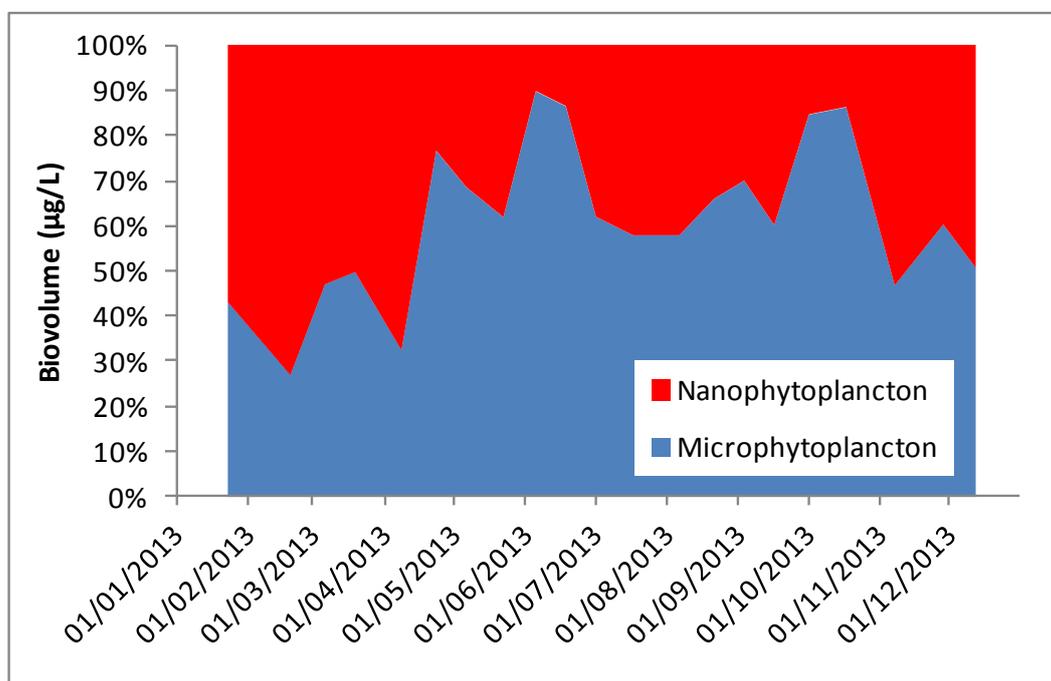


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2013

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).

En hiver, ce sont les petites diatomées centriques qui dominent le compartiment phytoplanctonique ; ces espèces ne sont pas recensées dans la classification des groupes fonctionnels de Reynolds, mais sont adaptées aux milieux brassés (Padisak et al. 2009).

Ensuite, pendant le pic printanier, les groupes fonctionnels C, D et F apparaissent. Les groupes C et D sont composés de diatomées pennées, sensibles à la limitation en nutriments et en silice en particulier, mais tolérants de faibles luminosités et des milieux faiblement stratifiés.

Après la phase des eaux claires, le groupe E apparaît en début d'été, ce groupe, composé de Chrysophycées (ex. *Dinobryon* spp.) est tolérant aux milieux présentant de faibles concentrations en nutriments. En fin d'été, il cède la place au groupe C (sensible aux faibles concentrations en silice).

En automne, on observe un pic inhabituel de biomasse, composé des groupes fonctionnels E et P. Le groupe E est indicateur de milieux pauvre en nutriments, il est composé de Chrysophycées, qui sont aussi connues pour être mixotrophes (utilisation de la matière organique comme source d'énergie) et. Le groupe P, est composé de taxons sensibles à la stratification et au manque de silice, mais sont par contre tolérant pour les douces luminosités, on les retrouve fréquemment dans les épilimnion eutrophes.

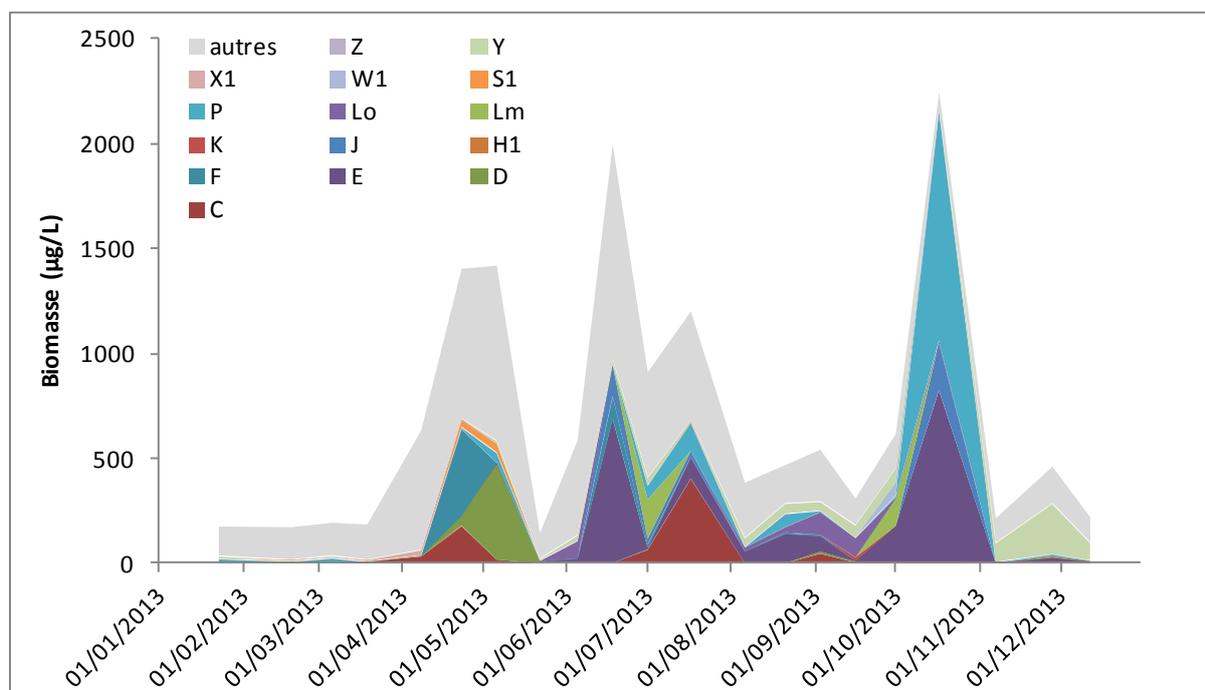


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, non classé correspond aux taxons non classés par Reynolds et al. (2002)) dans le Lac du Bourget en 2013

II.2 Evolution interannuelle

II.2.1. Evolution des classes algales

Le biovolume total algal augmente progressivement de 1995 à 2008. Par contre, les années de 2009 à 2013 présentent des biomasses nettement plus faibles. Entre 2006 et 2010, celle-ci est divisé par presque 4. La biomasse de 2013 est la plus faible de toute la chronique. Le tableau 1 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 2013

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

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 est globalement stable. Les Cyanobactéries sont largement minoritaires depuis 2010, et l'année 2013 présente la proportion en Cyanobactéries la plus faible de toute la chronique.

Par contre la proportion des Diatomées et des Chrysophycées (classes algales caractéristiques de milieux de bonnes qualités) augmente fortement. La somme de leurs biomasses relative est de 61%, ce qui est la plus forte proportion de toute la chronique, et ce qui tend à montrer le retour vers un état oligotrophe du lac du Bourget.

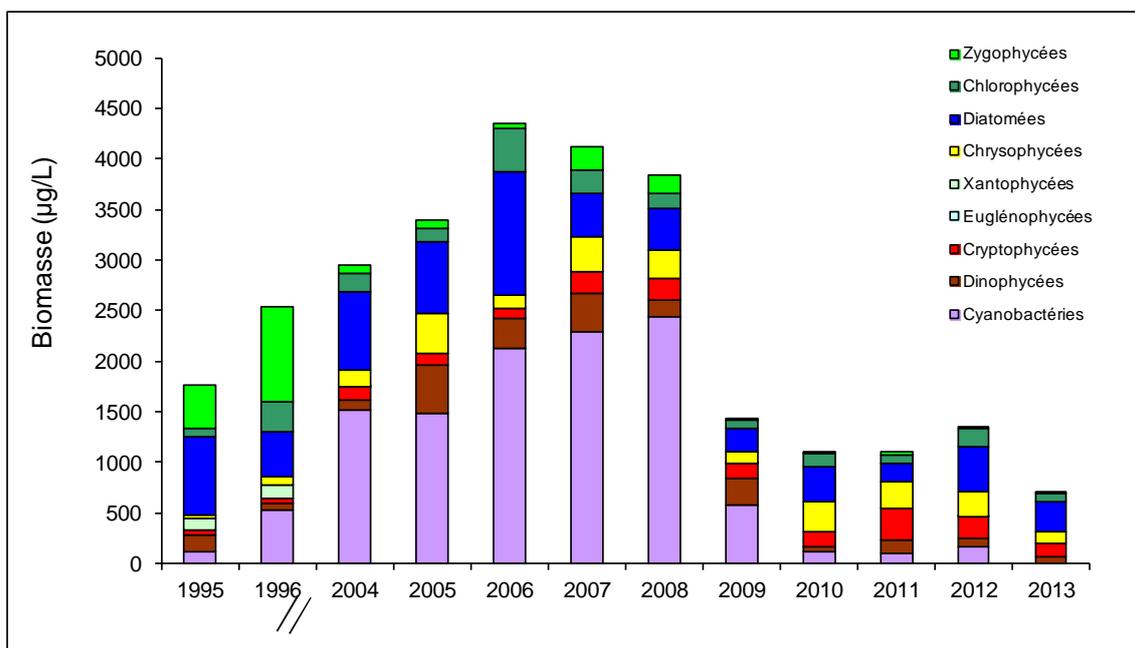


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

II.2.2. Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2012. 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.

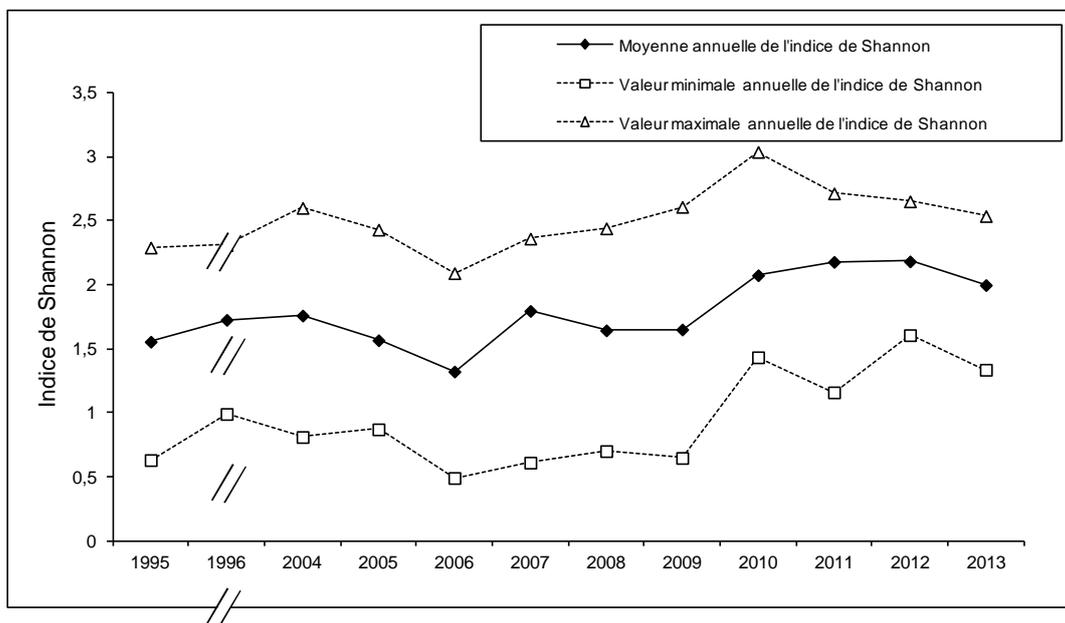
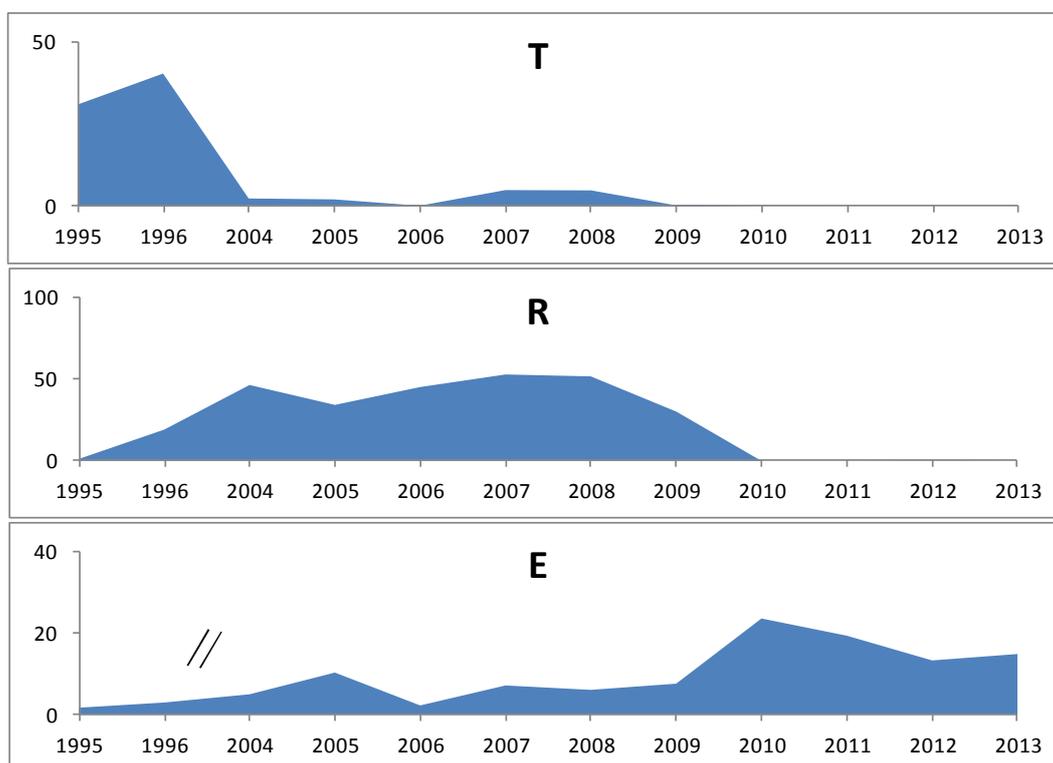


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon

L'année 2013 présente une diversité moyenne proche de celle rencontrée 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.



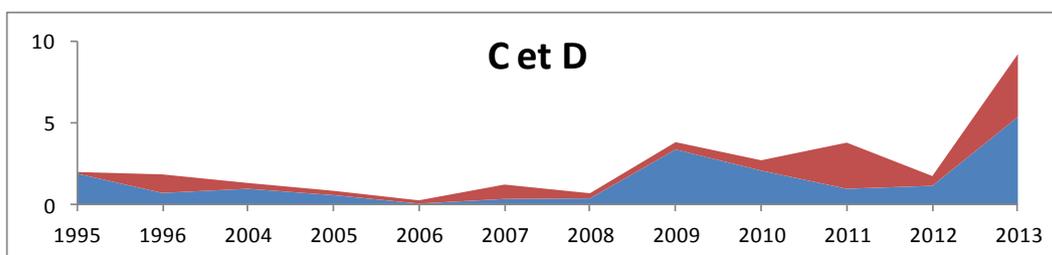


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) exprimée en % de biomasse

Tout comme présenté dans les rapports précédents, trois phases peuvent être identifiées sur la chronique 1995 – 2013 :

- 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 filamenteuses).

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	mésolo/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 2013 est légèrement supérieure aux années 2010 à 2012.

On note cependant que les valeurs d'indice restent inférieures à la période où *Planktothrix rubescens* présentait des biomasses importantes. En effet, *Planktothrix rubescens* est considéré par cet indice, comme indicateur de milieux méso/faiblement eutrophe à oligotrophes (et donc qui relevait la note).

La différence de valeur d'indice entre Annecy (indice ~4.5) et Bourget (~3.5) est liée à la différence de composition spécifique. En effet, Annecy présente des taxons électifs de milieux oligotrophes tels *Kephyrion* spp., *Chrysolykos planktonicus* qui sont absents du Bourget. Même si leur abondance est faible, le Bourget présente encore des espèces indicatrices de milieux enrichis en nutriments (*Chlorella* sp., *Choricystis minor*, *Ankyra* spp., *Monoraphidium* spp.), alors qu'elles sont absentes du lac d'Annecy.

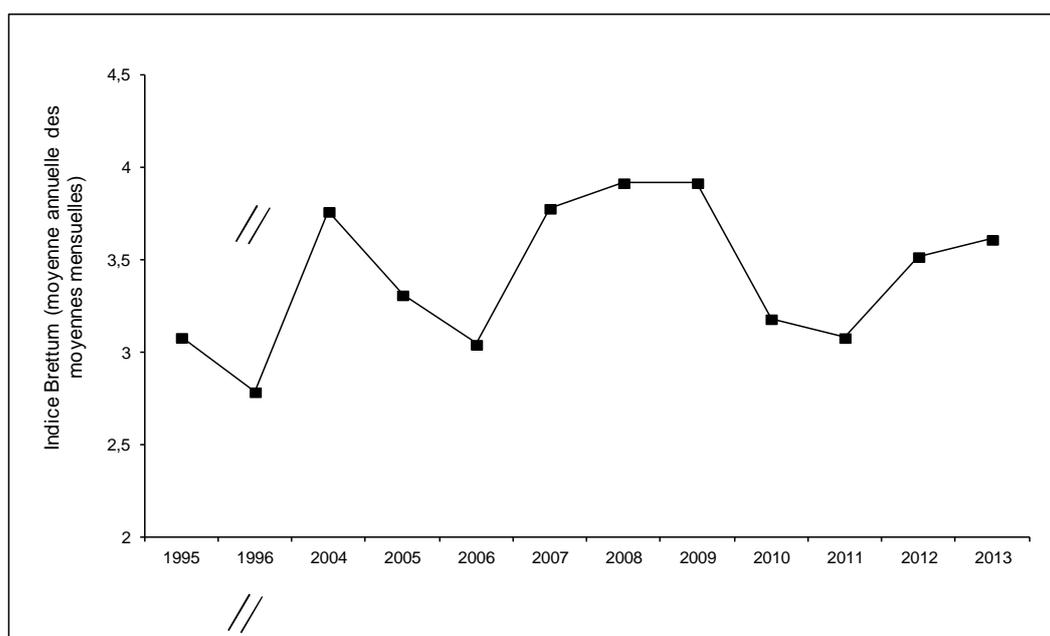


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

II.2.5. Evolution du micro et nanophytoplancton

Le Tableau 2 reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano- et microphytoplanctoniques de 1995 à 2013, la Figure 9 donnant cette évolution en biomasse.

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

	1995	1996	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Microplancton	66,2	73,1	89,9	90,1	81,0	91,4	90,2	83,5	74,9	62,4	56,9	70,5
Nanoplancton	33,8	26,9	10,1	9,9	19,0	8,6	9,8	16,5	25,1	37,6	43,1	29,5

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 2013.

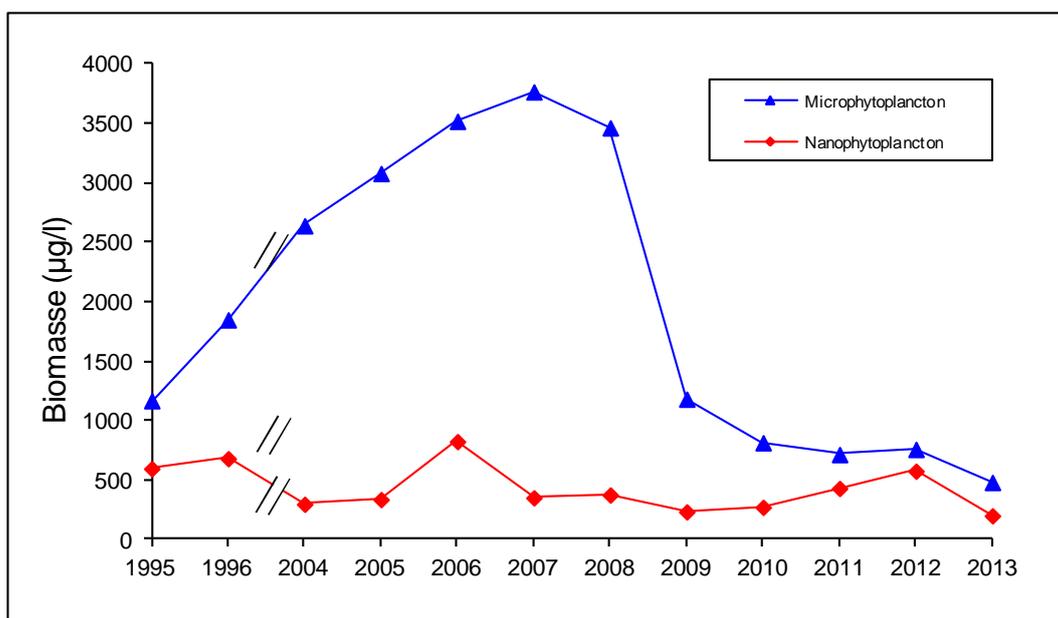


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanktoniques

II.2.6. Evolution de l'IPLAC

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

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

Tableau III Seuils des classes définis pour l'IPLAC

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

Dans le cadre du suivi annuel du lac du Bourget les teneurs en chlorophylle *a* sont mesurées et la communauté du phytoplancton est analysée. Le nombre d'observations annuelles est supérieur à celui requis dans le protocole standardisé DCE plan d'eau (Laplace-Treytore et al. 2009) et la zone d'échantillonnage diffère aussi. En effet le protocole préconise un échantillonnage sur la zone euphotique alors que le suivi du Bourget a été réalisé sur une colonne d'eau égale à 2,5 fois la valeur du disque de Secchi pour les années 2004-2005, entre 0 à 20 m de 2006 à 2011 et entre 0 et 18 m depuis 2012 inclus. Une campagne par « saison » est requise dans le protocole alors que le suivi du Bourget comprend plus de 20 campagnes annuelles pour la détermination phytoplanctonique et près de 30 pour la mesure de la chlorophylle *a*. Ces différences sont à noter car elles pourraient apporter des divergences dans les résultats mais n'empêchent pas la réalisation des calculs d'IPLAC sur les années considérées du lac (2004 à 2013).

Dans un premier temps, 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. Ainsi de 16 à 23 données de chlorophylle *a* et de composition phytoplanctonique sont utilisées par année, extrêmes observées respectivement en 2004 et 2006. Les résultats d'IPLAC obtenus sont présentés dans le Tableau IV.

Pour l'année 2013, la Métrique de Biomasse Algale totale (MBA) a été calculée à partir de 15 campagnes entre avril et octobre. Sa valeur de 0,49 classe le lac du Bourget dans un état encore moyen (Figure 10).

MBA _{eqr}	0.49
Classe	Moyen
Mchloro	3.31
Ref	0.66
Nb. de campagnes	20
Nb de campagnes utilisées (point bleu)	15

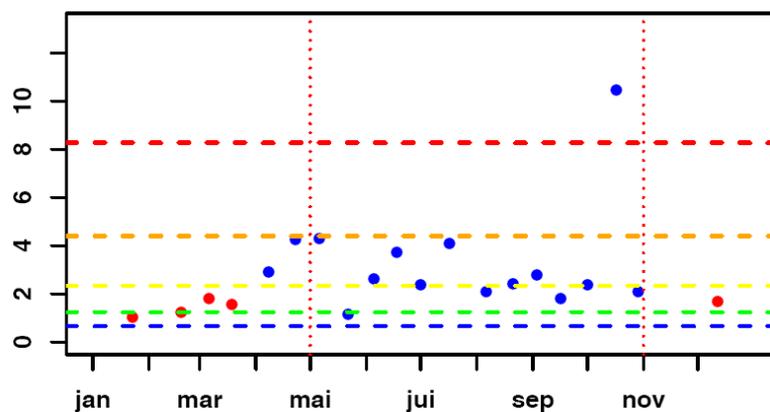


Figure 10 Mesures de chlorophylle *a* sur l'échelle MBA

Pour l'année 2013, la Métrique de Composition Spécifique (MCS) calculée à partir de 14 campagnes a une valeur de 0,72, classant le lac du Bourget dans un bon état (Figure 11).

MCS _{Seqr}	0.72
Classe	Bon
MCS	13.9
MCS _{Ref}	15.86
Nb de campagnes	21
Nb de campagnes utilisées (point bleu)	14

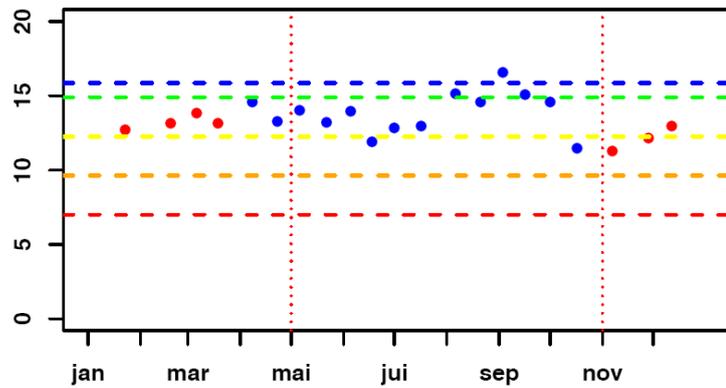


Figure 11 Calcul de la MCS par campagne

Finalement, avec une valeur de 0,65, l'IPLAC permet de classer le lac du Bourget dans un bon état pour l'année 2013.

Tableau IV Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2013

Année	IPLAC	Classe d'état IPLAC
2004	0,65	Bon
2005	0,63	Bon
2006	0,56	Moyen
2007	0,63	Bon
2008	0,54	Moyen
2009	0,65	Bon
2010	0,67	Bon
2011	0,69	Bon
2012	0,63	Bon
2013	0,65	Bon

L'état écologique du plan d'eau varie sur la période 2004 à 2013 de 0,54 à 0,69 soit d'un état moyen à bon suivant les années. Les valeurs sont assez proches de la limite de classe d'état (0,6) et fluctuent depuis 2009 entre 0,63 et 0,67, classant le lac du Bourget dans un bon état. En fait, depuis 2009, année de la disparition de *P. rubescens*, le lac n'est jamais « retrouvé » dans un état moyen.

Si on compare l'évolution de l'IPLAC avec celle de la moyenne annuelle de l'indice de diversité de Shannon, des similitudes apparaissent et une corrélation positive et significative est effectivement trouvée ($r=0,68$, $n=10$, $p<0,05$). En effet la diversité diminue de 2004 à 2006, comme l'IPLAC, fluctue en 2007 et 2008 puis augmente ou baisse légèrement à partir de 2009 de manière assez similaire à l'indice phytoplancton démontrant une amélioration de la communauté algale de ce plan d'eau depuis 2009. Il est à noter toutefois qu'aucun lien n'est trouvé entre l'IPLAC et l'Indice de Brettum. En effet, la comparaison entre ces deux indices révèle une évolution différente. Après une période de baisse de 2004 à 2006 comparable à celles observées avec l'indice de Shannon et l'IPLAC, la note du Brettum augmente jusqu'en 2009 puis décroît jusqu'en 2011 à un niveau comparable à celui de 2006, avant de repartir à la hausse en 2012 et

2013. Il est possible que l'indice de Brettum montre moins nettement l'amélioration de la communauté algale depuis 2009 alors que cela s'observe avec l'IPLAC et l'indice de Shannon en accord avec les biomasses algales et leur répartition dans les groupes algaux. Il est possible que l'indice de Brettum soit finalement moins bien adapté pour l'évaluation de l'état écologique de ce type de plan d'eau français que l'IPLAC car reflétant moins bien l'évolution de la communauté algale. L'IPLac n'est toutefois pas exempt de critique (voir rapport pour l'année 2012).

III. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2013 peut être résumée de la manière suivante :

- Un début d'année avec de faibles biomasses, caractéristique des périodes hivernales et semblables à ce que l'on retrouvait à cette période les années précédentes (2011-2012).
- Ensuite, un pic printanier de biomasse apparaît en avril. Il est composé de Diatomées principalement, mais également de Chlorophycées et de Cryptophycées dans une moindre mesure. Les diatomées présentes à cette période sont des espèces sensibles à la limitation en nutriments et à la silice en particulier mais tolèrent les milieux brassés.
- Autour du 22 mai, on observe la phase des eaux claires qui est très marquée.
- La période estivale est caractérisée d'abord en juin par l'abondance de Chrysophycées, indicatrices de milieux pauvres en nutriments, ainsi que des diatomées centriques de taille moyenne. Puis en juillet août, ces espèces sont remplacées par des diatomées pennées sensibles à la déplétion en nutriments et à la silice en particulier.
- En automne, un pic inhabituel de biomasse est observé. Il est essentiellement composé de Chrysophycées (*Dinobryon* spp.), espèces mixotrophes indicatrices de milieux pauvres en nutriments et de diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*), espèce fréquemment retrouvée dans les épilimnions eutrophes. Nous émettons l'hypothèse que la présence de ce pic inhabituel de biomasse est à relier aux fortes pluies qui ont pu amener dans le lac des quantités importantes de matière organiques et des nutriments, et qui ont été utilisés par ces taxons.
- En fin d'année, la période hivernale s'installe et les biomasses phytoplanctoniques, dominées par les Cryptophycées, baissent.

L'évolution interannuelle est marquée par une biomasse faible par rapport aux années 2004-2008. L'année 2013 présente d'ailleurs la biomasse la plus faible de la chronique. Tout comme les années 2010 et 2011, *Planktothrix rubescens* n'a pas été observée dans les échantillons 0-20 m, et d'une manière générale, les Cyanobactéries sont de plus en plus rares (quand on ne tient pas compte des picocyanobactéries qui elles ont fait un véritable bon en terme d'importance relative – voir chapitre dédié). La proportion des taxons appartenant aux groupes fonctionnels indicateurs de milieux oligotrophes est la plus élevée de toute la chronique.

ETUDE PORTANT SUR LA PRODUCTION PRIMAIRE

I. Introduction

La mesure de production primaire nous renseigne sur la production de matière organique végétale (biomasse), issue de la photosynthèse, dont les organismes phytoplanctoniques sont capables. Présentée différemment, elle traduit la vitesse à laquelle se forme, par unité de temps, une quantité donnée de matière organique, à partir de la matière minérale et d'un apport d'énergie. Ce paramètre est donc particulièrement intéressant à mesurer et à suivre sur le long terme car son analyse pourra alors permettre de déterminer les importances relatives des nutriments, du climat ou d'autres variables intervenant sur l'activité du phytoplancton (Tadonlélé 2011).

II. Méthodologie

En 2013, la production primaire a été mesurée au lac du Bourget à 5 profondeurs (2, 6, 10, 15 et 20 m) entre janvier et octobre inclus, les conditions météorologiques ou la logistique ayant rendu difficiles la mise en place des lignes de production en novembre et décembre.

III. Résultats

III.1. Production primaire au lac du Bourget

La Figure 1 ci-dessous révèle qu'en 2013, la production phytoplanctonique a surtout été marquée à deux périodes de l'année : début mai à 2 m et début août jusqu'à 6 m avec des concentrations atteignant respectivement 395 et 280 mgC m⁻³ j⁻¹. Entre ces deux dates, la production est restée relativement constante fluctuant dans la zone 2-10 m entre environ 90 et 160 mgC m⁻³ j⁻¹. La plus forte production enregistrée au mois de mai pouvait être reliée à la plus forte biomasse enregistrée en 2013 et attribuable majoritairement au développement des diatomées *Asterionella formosa*, *Fragilaria ulna* var. *acus*, *Ulnaria delicatissima* var. *angustissima* et *Cyclotella costei* qui dominaient à ce moment-là le compartiment phytoplanctonique. Après la phase d'eau claire assez marquée entre fin mai et début juin, le second pic de production estivale (en août) était encore associé au développement majoritaire des diatomées mais on notait aussi la présence d'autres groupes comme les Cryptophycées, les Chrysophycées, les Dinophycées et les Chlorophycées.

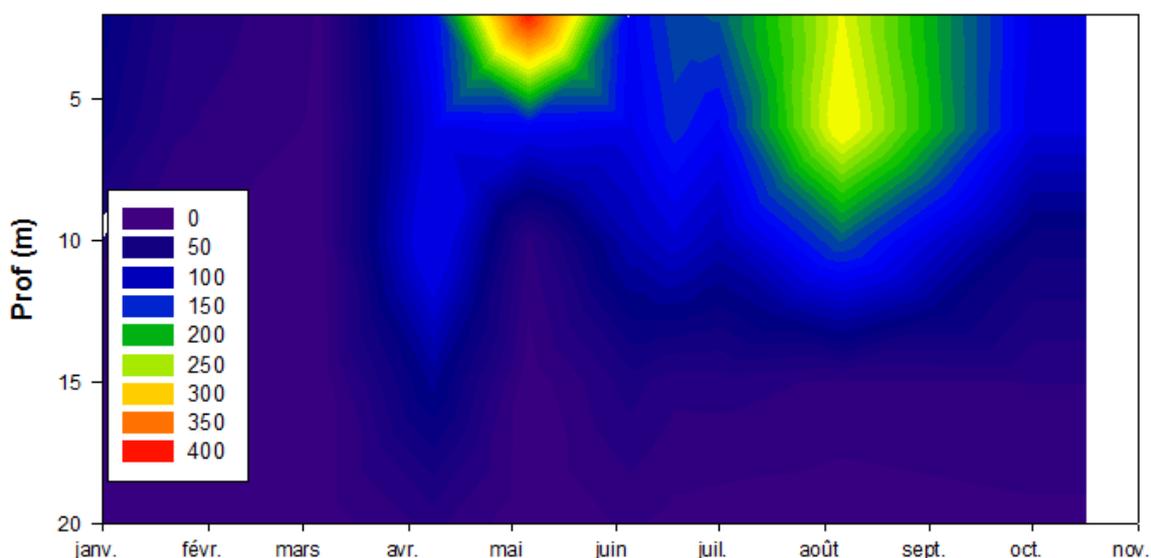


Figure 1 Production primaire au lac du Bourget en 2013

La Figure 2 permet de prendre un peu de recul et de suivre l'évolution pour les trois dernières années (2011-2013). On constate que la relative forte production enregistrée en 2012 n'a pas été observée en 2013, année qui marque une baisse hautement significative de la biomasse et de la production phytoplanctonique.

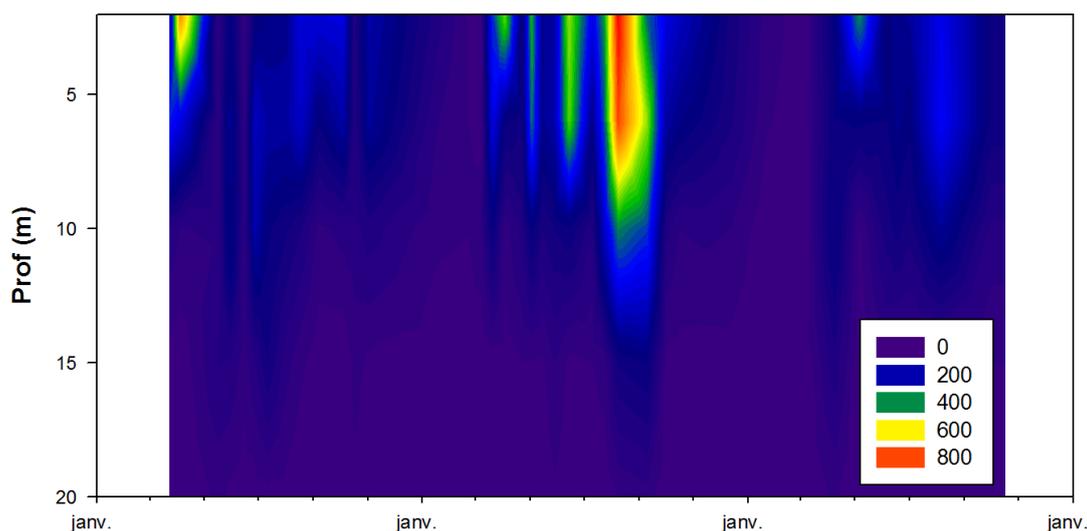


Figure 2 Production primaire au lac du Bourget de 2011 à 2013

III.2. Comparaison entre les trois lacs

La Figure 3 révèle les niveaux de production pour le Bourget, le Léman et Annecy en 2013. Sur l'ensemble de l'année le Léman reste le plus productif (atteignant $555 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ début mai) et on constate l'existence de plusieurs pics de production avec dès le milieu du mois de février et fin mars près de $380 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$. Au mois d'août cette valeur atteint encore $350 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$. Pour le lac d'Annecy, on observe une production

moindre (atteignant au maximum $200 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ au mois de juin donc plus tard que pour les deux autres lacs) et plus étalée dans le temps.

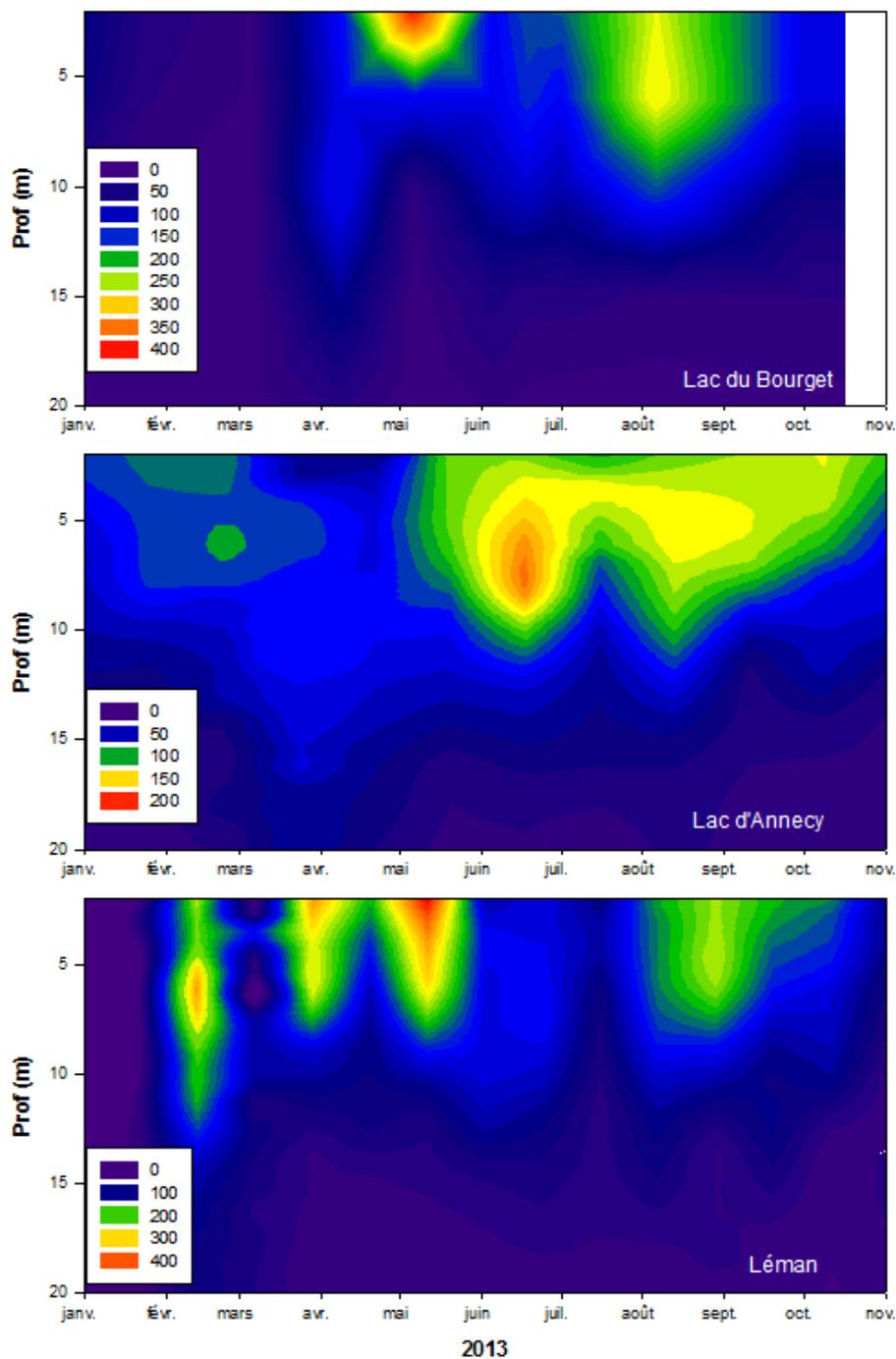


Figure 3 Production primaire en 2013 pour les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget

L'évolution entre 2011 et 2013 de la production phytoplanctonique est également donnée ci-dessous (Fig. 4) pour les 3 lacs pour information. Attention aux échelles qui sont différentes entre les graphiques. Là encore, on remarque que, quelque soit le lac, une forte hétérogénéité existe en fonction des années et que les niveaux de production et la dynamique de cette dernière varie encore d'un lac à l'autre. Il est intéressant

de noter que la relative forte production enregistrée au Bourget pendant l'été 2012 est retrouvée pour le Léman.

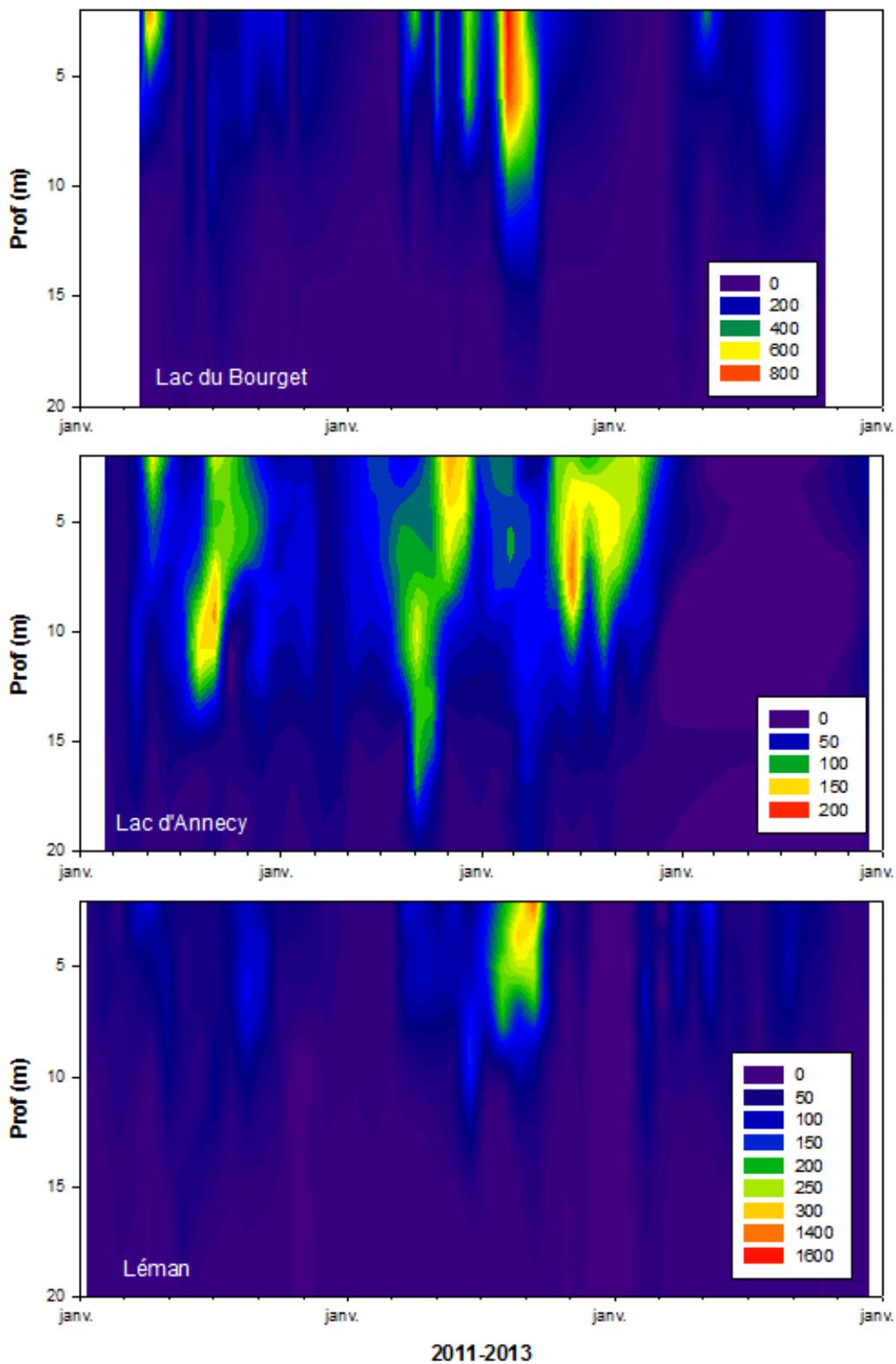


Figure 4 Evolution de la production primaire entre 2011 et 2013 pour les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTERIES

Ce chapitre est consacré à l'étude de l'abondance des picocyanobactéries (organismes procaryotes photosynthétiques), susceptibles d'être un indicateur de l'état et des changements (trophique, fonctionnel, global) s'opérant au sein d'un écosystème. En effet cette composante phytoplanctonique est très sensible au statut trophique et à certains paramètres environnementaux clefs (lumière, température, etc) et l'augmentation de son importance relative est attendue avec la réoligotrophisation. De plus, les picocyanobactéries pourraient être favorisées dans un contexte de réchauffement des eaux. Enfin, elles jouent un rôle clef à la base des réseaux trophiques pélagiques. Plusieurs analyses sont proposées et portent sur l'année 2013 et sur l'ensemble de la période 2003-2013.

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.

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2013

Les concentrations minimales, maximales et moyennes entre 2004 et 2013 sont rapportées dans le Tableau I ci dessous. Les picocyanobactéries sont majoritairement représentées dans le lac du Bourget par le genre unicellulaire *Synechococcus* riche en phycoérythrine (de couleur rose à rouge) et tous les isolaments obtenus et maintenues en culture à Thonon les Bains sont effectivement de cette couleur (Jacquet non publié). Ce résultat est en accord avec la littérature ayant montré que cette forme pigmentaire est en effet caractéristique des lacs oligo- à mésotrophes alors que la forme pigmentaire riche en phycocyanine (de couleur verte à bleue) est plutôt typique des lacs eutrophes et riches en substances humiques.

En 2013, la valeur moyenne la plus élevée (et significativement différente des précédentes) est trouvée sur l'ensemble de la chronique disponible.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2013

	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

La distribution de ces picocyanobactéries est directement à relier à la quantité et qualité de 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 ». Alors que pour les années précédentes, une seule « population » était observée, pour la première fois en 2013, il a été possible d'observer sans toutefois pouvoir les séparer entièrement, à certaines périodes de l'année, plusieurs groupes comme cela est régulièrement le cas pour le lac d'Annecy (Figure 1).

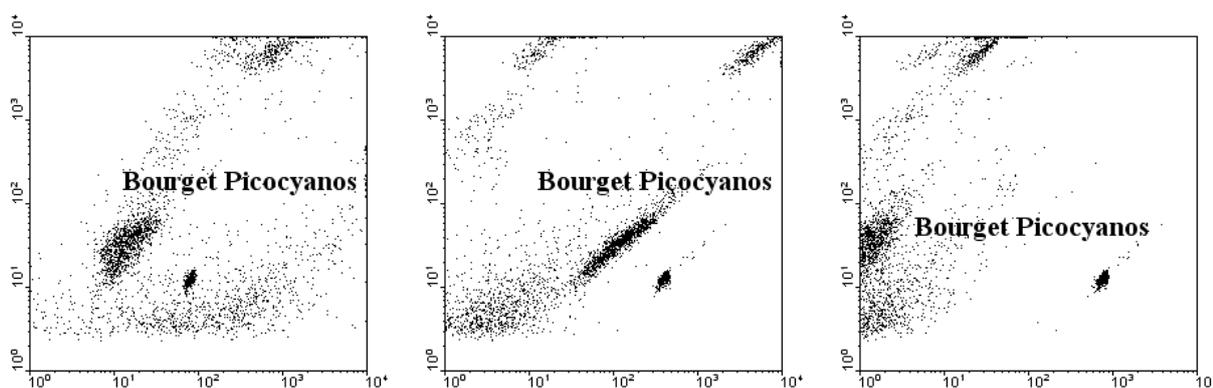


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries

En 2013, la dynamique des picocyanobactéries révèle surtout les fortes concentrations en période estivale dans la zone 0-15 m. Les concentrations sont >10⁵ cellules.ml⁻¹ entre début juillet et fin août (Figure 2). De fortes concentrations ont également été mesurées au mois d'août à 15 m de profondeur. 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 m de profondeur. Dans la littérature, il est généralement admis que le picophytoplancton

présente un maximum d'abondance au printemps et en fin d'été ou en automne (Peltomaa et Ojala 2012) et le lac du Bourget ne semble pas faire exception à « cette règle ».

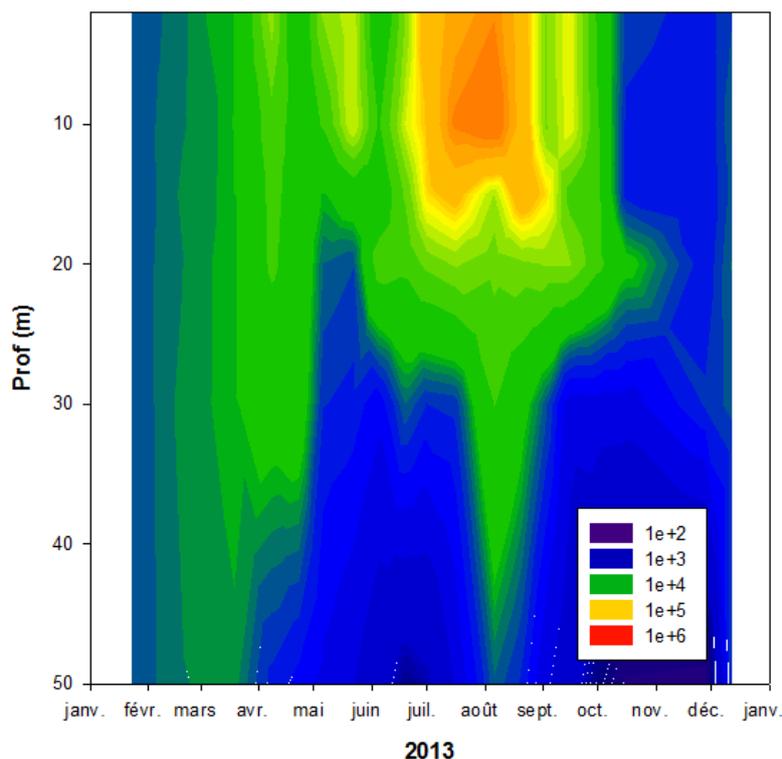


Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m pour l'année 2013

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2013

La Figure 3 ci-dessous permet de visualiser les représentations graphiques 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, virus, etc...) considérés à chaque campagne de prélèvement à 6 profondeurs entre 2 et 50 m. L'analyse a été conduite après normalisation des données. Environ 70% de la variance est expliquée et la représentation graphique révèle clairement les liens privilégiés entre les picocyanobactéries et certains paramètres comme la température, la lumière ou encore les virus pour lesquels des corrélations positives sont significatives. Inversement, des corrélations négatives très nettes sont observées entre l'abondance des picocyanobactéries et la profondeur ou les orthophosphates et les nitrates.

Si l'hiver se distingue des autres saisons, on constate que printemps, été et automne se mélangent un peu plus mais aussi que l'été et l'automne sont majoritairement représentatifs de la dynamique des picocyanobactéries.

Pour les profondeurs, le poids de la surface est très nette (2 et surtout 10 m) dans la variance expliquée.

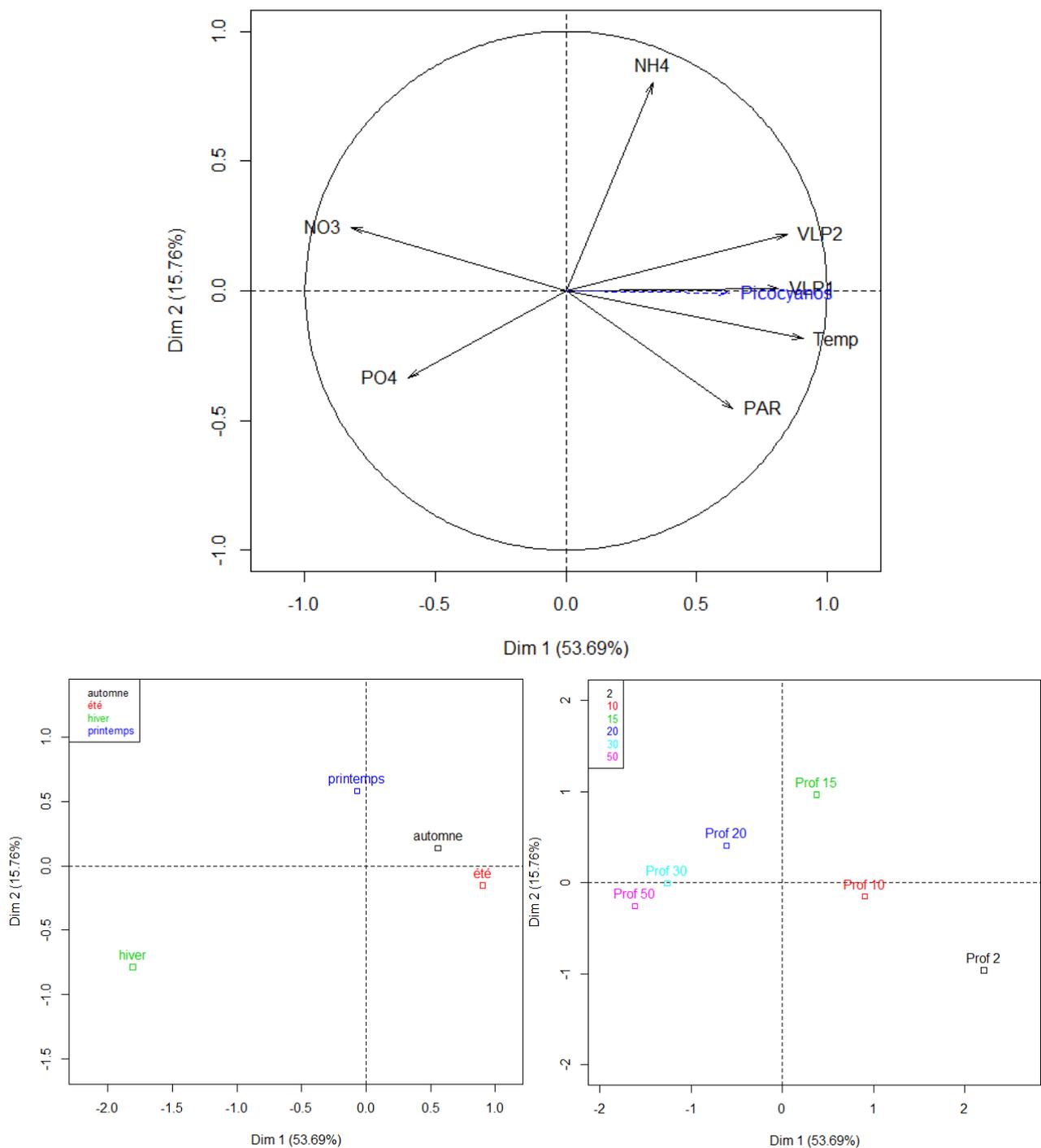


Figure 3 ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2013. La lumière n'ayant pas été mesurée au lac du Bourget, les données utilisées ici ont été celles obtenues pour le lac d'Annecy voisin

La dynamique des abondances picocyanobactériennes est fortement associée à la température et à la lumière, ce qui se traduit par une distribution marquée et principale de cette communauté dans la strate 0-20 m. Autres facteurs qui semblent co-évoluer avec les picocyanobactéries, les virus dont deux groupes ont pu être discriminés et notés VLP1 et VLP2. On sait que les virus jouent un rôle clef dans la dynamique des microorganismes aquatiques de manière directe (lyse, mortalité) ou indirecte (en lysant d'autres populations qui libèrent des nutriments pouvant être utilisées par les picocyanobactéries). Nous avons

montré expérimentalement que la mortalité des picocyanobactéries imputable à la lyse virale peut être importante au lac du Bourget à certaines périodes de l'année notamment au printemps (Personnic et al. 2009, Zhong et al. 2013) mais relativement faible ou non détectée à l'échelle de l'année. Cela suggère que la relation trouvée entre virus et picocyanobactéries pourrait être majoritairement indirecte. L'hypothèse est que la lyse des bactéries hétérotrophes, qui elle est élevée toute l'année (Zhong et al. 2014) libère de la matière organique que certaines bactéries peuvent reminéraliser et remettre à disposition des picocyanobactéries (Weinbauer et al. 2011, Shelford et al. 2012, Meunier & Jacquet soumis). Les picocyanobactéries ont besoin de nutriments pour croître et le fait de voir que ces derniers sont inversement corrélés ou non corrélés à ce compartiment pourrait révéler aussi indirectement l'importance du fonctionnement de la boucle microbienne, les bactéries hétérotrophes co-évoluant d'ailleurs elles aussi avec les picocyanobactéries.

Si la température est un facteur clé pour le développement des picocyanobactéries, le lien entre picocyanobactéries et température de l'eau se perd un peu pendant les mois d'été (non montré), suggérant ici qu'un autre contrôle intervient, tel que la concentration en nutriments inorganiques, qui, pendant l'été, est en effet faible à nulle en ce qui concerne les phosphates ou l'ammonium.

Sur cette analyse dont la variance totale expliquée est relativement élevée (~70%), il est important de rappeler que plusieurs compartiments clés n'apparaissent pas, comme l'action des UV ou de la prédation par le zooplancton unicellulaire (flagellés, ciliés) et métazoaires (rotifères, copépodes, calanides, cladocères) que l'on sait pouvoir avoir des liens trophiques étroits avec les picocyanobactéries. Les prendre en compte augmenterait sans nul doute la variance explicative des picocyanobactéries mais déterminer leur importance nécessitera de réaliser des expériences au laboratoire.

II.4. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne de 2003 à 2013

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 sûrement être associée aux deux facteurs principaux et récurrents que sont la température et la lumière. Si les fluctuations sont relativement faibles d'une année à l'autre, il apparaît très nettement que la biomasse picocyanobactérienne a gagné en profondeur depuis 2008 puisque l'on constate que les abondances sont effectivement de plus en plus importantes pour la strate 20-30 m ces dernières années avec également un étalement de cette biomasse au cours de l'année. Cet enfoncement de la biomasse picocyanobactérienne pourrait correspondre à la réponse de la communauté (ou de certaines populations au sein de la communauté) capable d'utiliser de faibles intensités lumineuses pour croître mais aussi à la « recherche » des nutriments plus en profondeur, ces derniers étant devenus de plus en plus limitants en surface. Cette tendance, si elle est confirmée, peut sûrement être vue comme un indicateur de la réoligotrophisation.

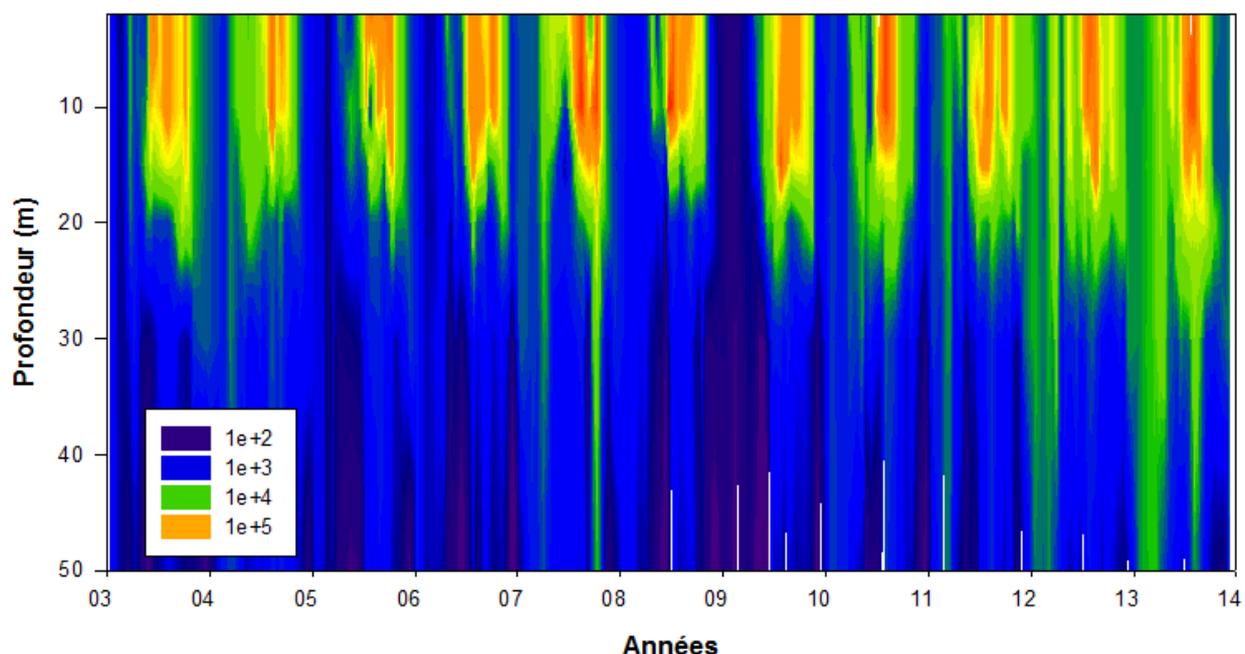


Figure 4 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2013 inclus

Une analyse plus fine a été conduite pour regarder s'il existait des relations préférentielles entre cette communauté et les nutriments P-PO₄, N-NO₃ et N-NH₄ mesurés dans le lac du Bourget en excluant donc les autres variables. Cette analyse a porté sur la période 2003 à 2013 ou sur la période 2010 à 2013 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, pour que la lumière ne soit pas un facteur (trop) limitant. Il ressort de cette analyse qu'aucune relation significative ne semble exister entre les abondances picocyanobactériennes et les nutriments. Des expériences au laboratoire seraient nécessaires pour déterminer l'importance réelle des nutriments (mais aussi de la température, de la lumière, ou encore de la pression de prédation) sur les taux de croissance de cette communauté.

II.5. Evolution de la biomasse picophytoplanctonique

Dans les milieux oligotrophes et relativement transparents (non humiques), il est attendu que la biomasse picophytoplanctonique soit bien représentée. Suivre l'évolution des proportions du pico-, nano- et microphytoplancton est donc particulièrement intéressant dans le contexte de la réoligotrophisation du lac du Bourget. Afin de pouvoir calculer la biomasse picophytoplanctonique, celle du nano- et du microphytoplancton étant réalisé en routine, différentes picocyanobactéries issues du lac du Bourget ont été mises en culture et leur biovolume a été mesuré. Il a été trouvé que la plupart des cellules est oblongue avec un biovolume moyen de 1,5 μm³ (Jacquet non publié).

Les données phytoplanctoniques classiques étant obtenues sur la strate d'eau 0-18 m, la mesure des abondances picocyanobactériennes a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton, en 2012 et en 2013, parallèlement aux profondeurs discrètes, générant ainsi une quarantaine de données. Une très bonne corrélation ($r=0,99$, $n=39$, $P<0,001$) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne des abondances à 2, 10, 15 et 20 m (Fig. 5) 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 2013 (Jacquet non publié).

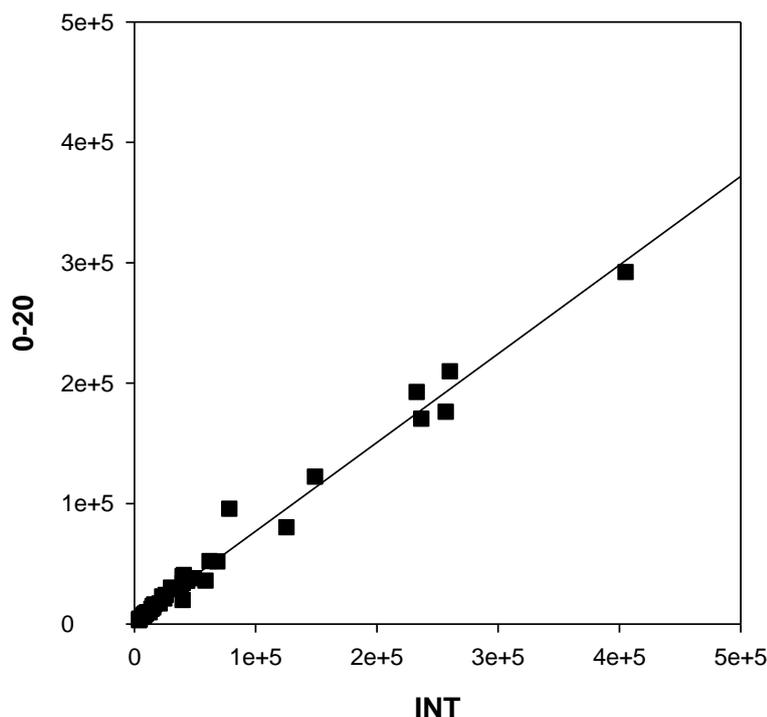


Fig 5 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour les années 2012 & 2013

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 (et ce comparativement au lac d'Annecy permettant de révéler l'importance du compartiment picoplanctonique au sein de ces lacs) est présentée ci-dessous.

Les concentrations annuelles moyennées des picocyanobactéries sur la zone 2-20 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules.ml⁻¹ (Fig. 6). 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 2008). En 2013, la plus forte valeur de la chronique a été atteinte avec plus de 4×10^5 cellules.ml⁻¹ au mois d'aout.

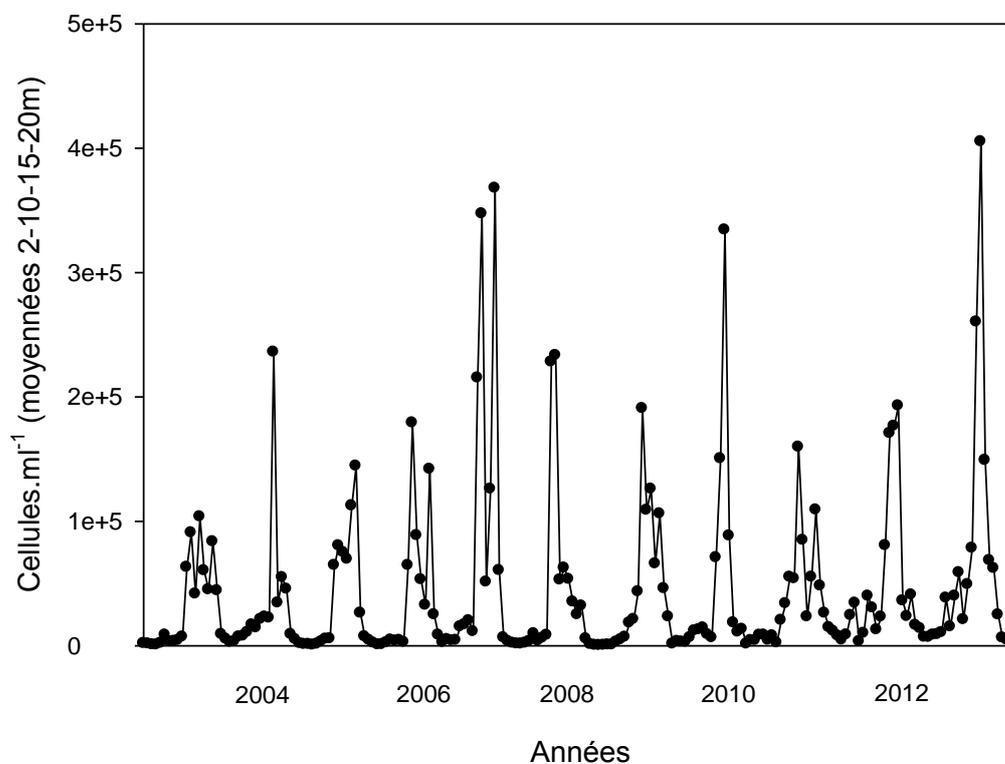


Fig 6 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2013

Sur la période 2004 à 2013, 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 (Fig. 7). L'évolution de cette gamme de taille planctonique est particulièrement marquée après 2009 puisque la proportion a été multipliée par 4 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant être directement associée à la disparition de *P. rubescens*). Comparativement la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,7.

2013 est une année remarquable car pour la première fois, le picophytoplancton représente plus de 10% de la biomasse phytoplanctonique, proportion qui a été multipliée par un facteur 2 à 3 entre 2010-2012 et 2013.

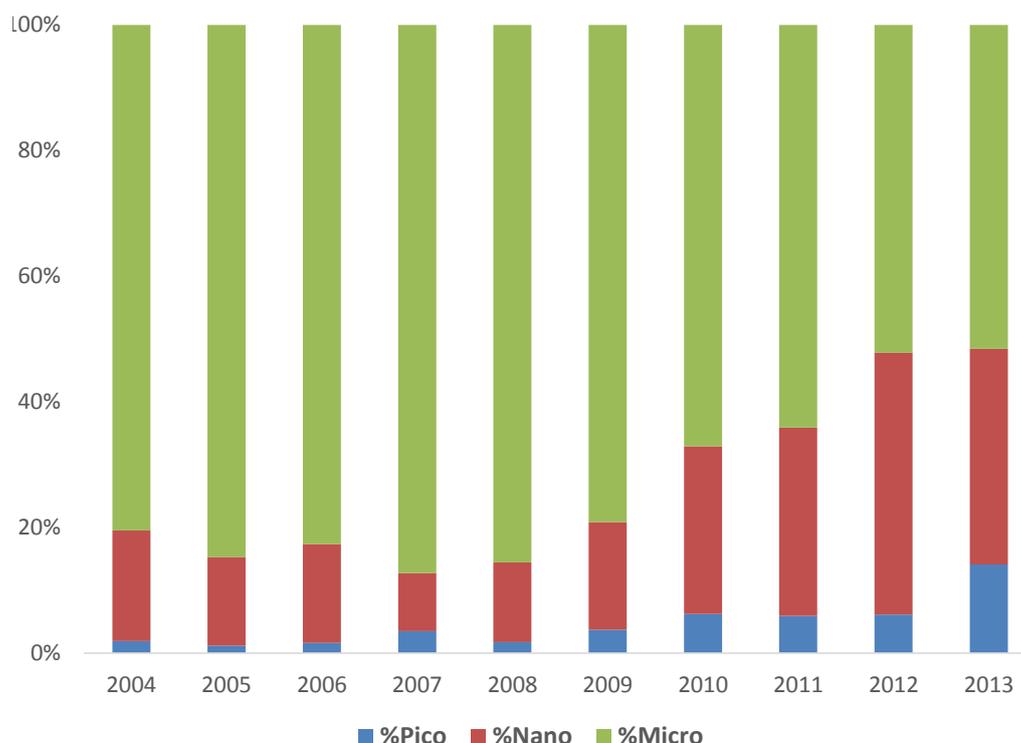


Fig 7 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

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

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

La comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget est également proposée ci-dessous (Fig. 8), par gamme de taille, permettant d'observer que :

- la biomasse picophytoplanctonique reste plus importante à Annecy qu'au Bourget mais que cette différence s'est considérablement réduite en 2013 ;
- la proportion du nanophytoplancton a augmenté entre 2007 et 2012 au lac du Bourget (2013 révélant pour la première fois une baisse) alors qu'il ne semble pas y avoir d'évolution claire au lac d'Annecy pour cette gamme de taille ;

- la proportion du microphytoplancton diminue depuis 2007 dans le lac du Bourget, alors que cette tendance semble presque inverse pour le lac d'Annecy.

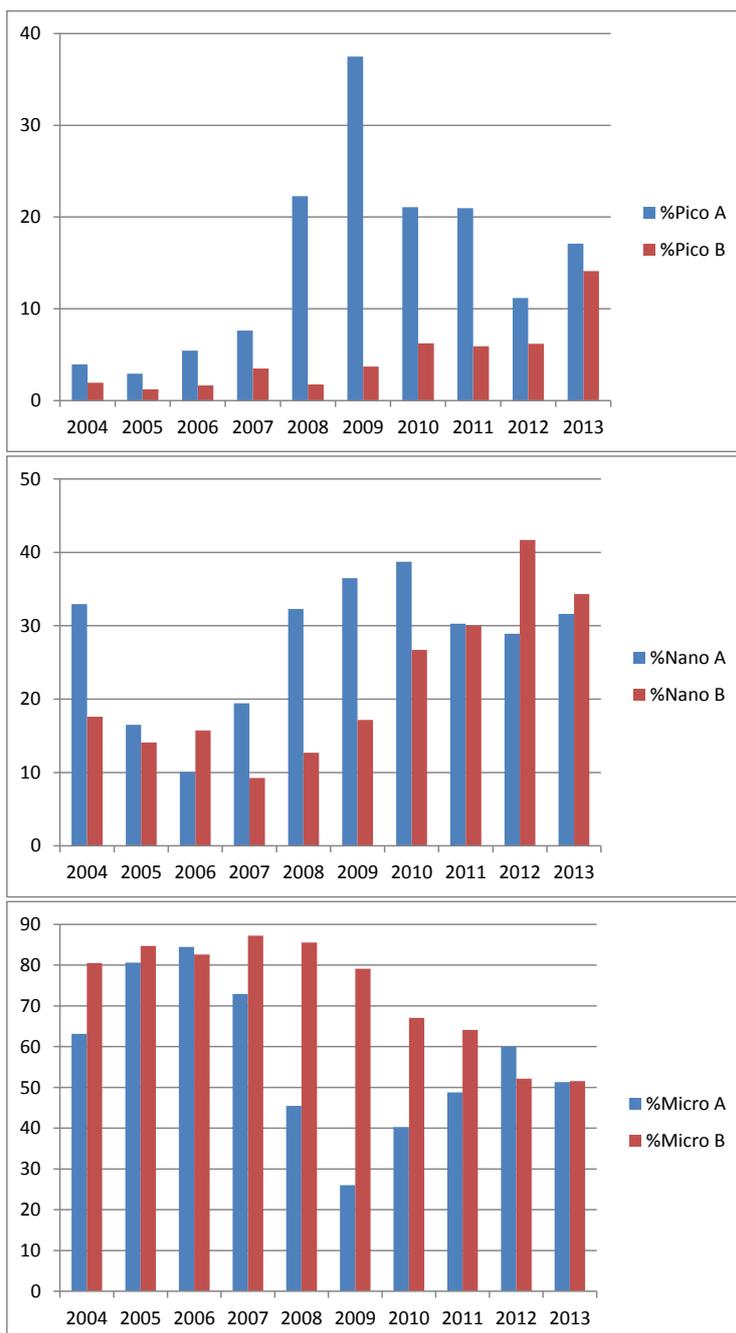


Fig 8 Comparaison de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans les lacs d'Annecy et du Bourget depuis 2004

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 9 révèle en effet une relation négative significative entre picocyanobactéries et concentrations en P_{tot} (n=10, r=0,77, p<0,01) ou P-PO₄ (r=0,63, p<0,05) alors que c'est l'inverse pour les formes phytoplanctoniques de grande taille (r=0,78 et 0,59).

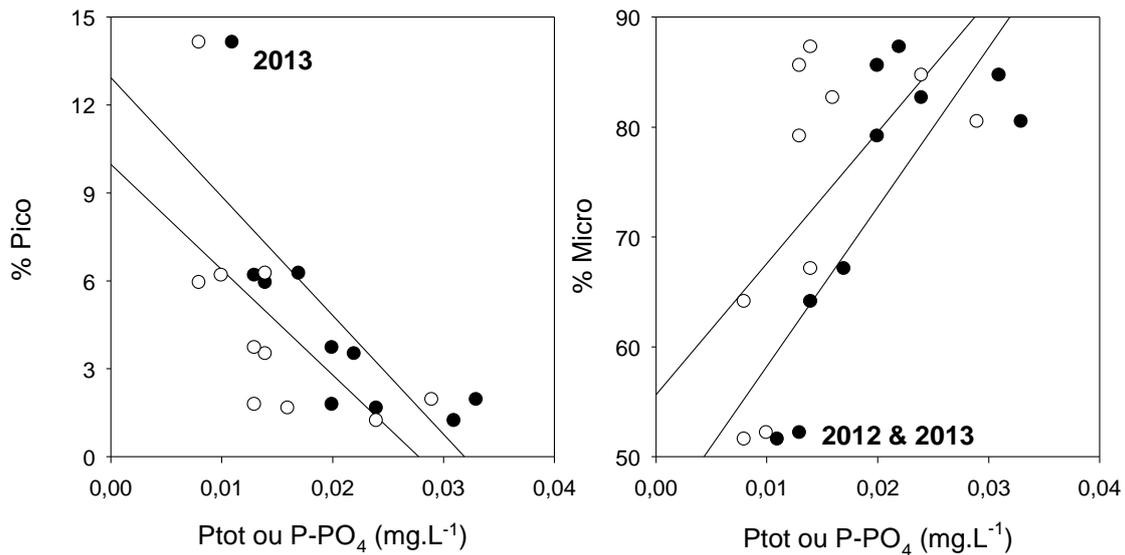


Fig 9 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO_4

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.

V. 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. 2013 est une année marquante pour ce compartiment qui a atteint ses plus fortes biomasses et dont la proportion relative a fortement augmenté. La comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget des abondances picocyanobactériennes et de leur lien avec les paramètres environnementaux suggère que ce compartiment peut être un bio-indicateur des changements trophiques s'opérant actuellement au sein du lac du Bourget. De plus, les picocyanobactéries jouent aussi sûrement un rôle important dans la précipitation de la calcite (CaCO_3). Ce phénomène a été mesuré sur d'autres lacs carbonatés au sein des alpes, révélant que le picoplancton pourrait être effectivement responsable d'une fraction importante de la précipitation de calcite, notamment pendant la stratification estivale (Dittrich et al. 2004). Les perspectives d'étude sur ce comportement sont donc multiples pour mieux apprécier son rôle au sein du lac du Bourget et les questions auxquelles il faudrait répondre peuvent être résumées comme suit :

- quelle est la part de la production primaire due aux picocyanobactéries ?
- quel rôle nutritionnel les picocyanobactéries jouent-elles vis-à-vis des protistes flagellés et ciliés et du zooplancton métazoaire ?

- la lyse virale des picocyanobactéries peut-elle remettre des nutriments à disposition des autres communautés planctoniques ?
- quel est le rôle des picocyanobactéries dans la précipitation du CaCO_3 ?

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 2013. Les deux premières parties traitent des dynamiques saisonnières, observées au cours de l'année 2013, 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 2004-2013.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2012 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 200 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 2). 20 prélèvements ont pu, cette année, être analysés.

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 cyclopidés et les calanidés.

Le nombre de taxons crustacéens observés chaque année oscille entre 11 et 14, pour un total de 15 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi en 2004. Ces 15 taxons comprennent une unique espèce de copépode calanoïde (*Eudiaptomus gracilis*), mais 6 taxons de copépodes cyclopoïdes (*Acanthocyclops robustus*, *Cyclops prealpinus + vicinus*, *Cyclops* sp., *Megacyclops viridis*, *Mesocyclops leuckartii*, *Thermocyclops crassus*) et 8 taxons branchiopodes (*Bosmina longirostris*, *Bythotrephes longimanus*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina coregoni*, *Eubosmina longispina* et *Leptodora kindtii*). *E. coregoni*, *M. leuckarti*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. 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 2013 suit la tendance bimodale attendue pour les lacs **mésotrophes**, avec des pics d'abondance très nets au printemps et à l'automne, entrecoupés d'abondances estivales faibles. Traditionnellement, la reprise printanière de croissance des copépodes cyclopidés et calanides est plus précoce, de 20 à 40 jours, que celles des cladocères. En 2013, ce décalage est restreint à deux semaines. Le maximum printanier d'abondance des micro-crustacés est atteint le 22 mai et est synchronisé avec les minima de biovolume phytoplanctonique, fixant ainsi à cette date la phase des eaux claires. Les maxima printaniers d'abondance zooplanctonique ($821\ 000\ \text{ind.m}^{-2}$) sont parmi les plus faibles observés sur la série 2004-2013, comme pour les biomasses phytoplanctoniques. Le printemps particulièrement froid de 2013 (températures les plus faibles de la série 2004-2013) est probablement responsable de la reprise tardive de la croissance zooplanctonique que des faibles biomasses printanières.

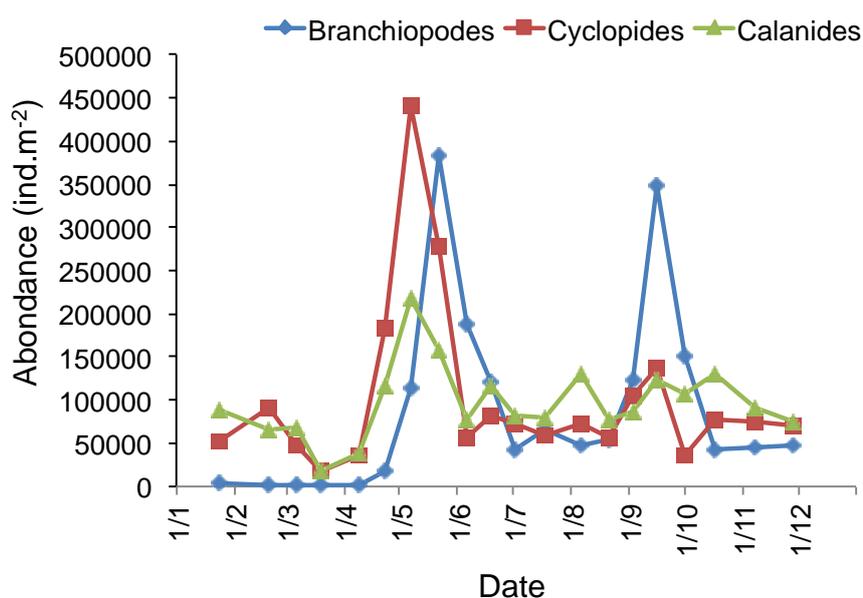


Figure 1 Evolution saisonnière des classes de microcrustacés zooplanctoniques en 2013

L'abondance des microcrustacés diminue rapidement en fin de printemps pour atteindre des valeurs $<200\ 000\ \text{ind.m}^{-2}$ en été. Les branchiopodes, et dans une moindre mesure, les cyclopidés, montrent un second pic d'abondance en fin d'été (à respectivement $350\ 000$ et $140\ 000\ \text{ind.m}^{-2}$ le 16/9) tandis que les abondances de copépodes calanides culminent à $300\ 000\ \text{ind.m}^{-2}$ en octobre. Une reprise de production phytoplanctonique en automne est observée assez classiquement dans les lacs mésotrophes mais le pic algal de l'automne 2013 est de composition taxonomique assez atypique. Cette reprise phytoplanctonique permet néanmoins de soutenir la production secondaire automnale des branchiopodes et des cyclopidés. Enfin, en hiver, les températures froides limitent la croissance des organismes, maintenant leur densités à des valeurs $<200\ 000\ \text{ind.m}^{-2}$.

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 2013 reproduisent un schéma de succession assez constant depuis le début des suivis en 2004.

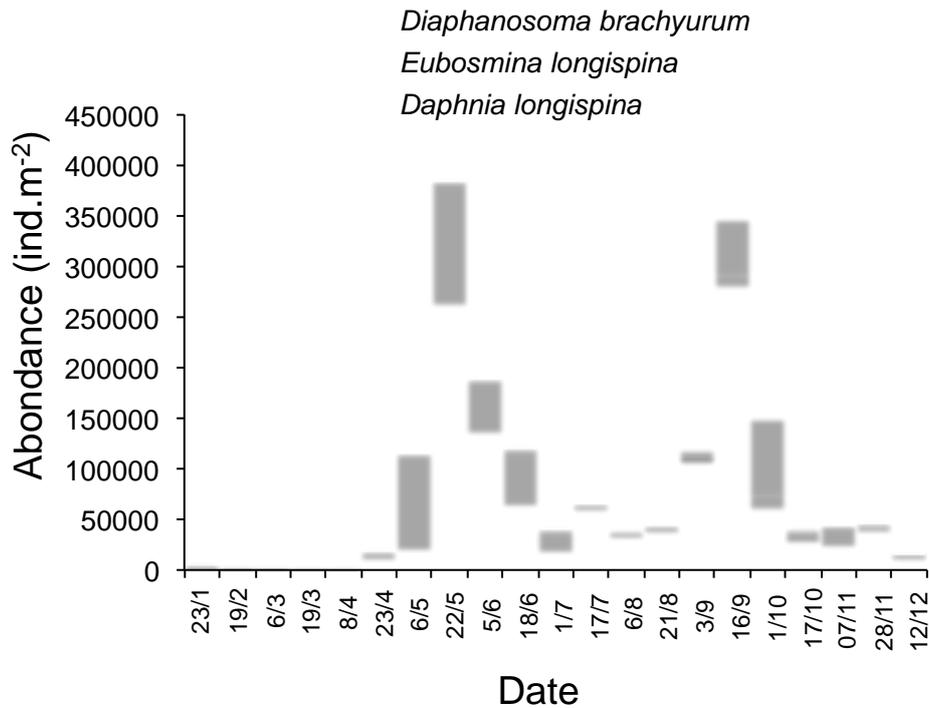


Figure 2 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2013

Les changements saisonniers dans la communauté des branchiopodes herbivores résultent à la fois de changements dans l'abondance des espèces, mais aussi dans leur dominance relative au sein de la communauté. En 2013, et contrairement aux années 2010-2012, le pic d'abondance printanier n'est pas uniquement composé de *D. longispina* mais implique 30% de Bosmines de l'espèce *E. longispina*. Le pic de fin d'été-début d'automne des branchiopodes résulte, chaque année, de l'augmentation à la fois des abondances de *D. longispina* mais aussi de l'espèce thermophile *D. brachyurum*.

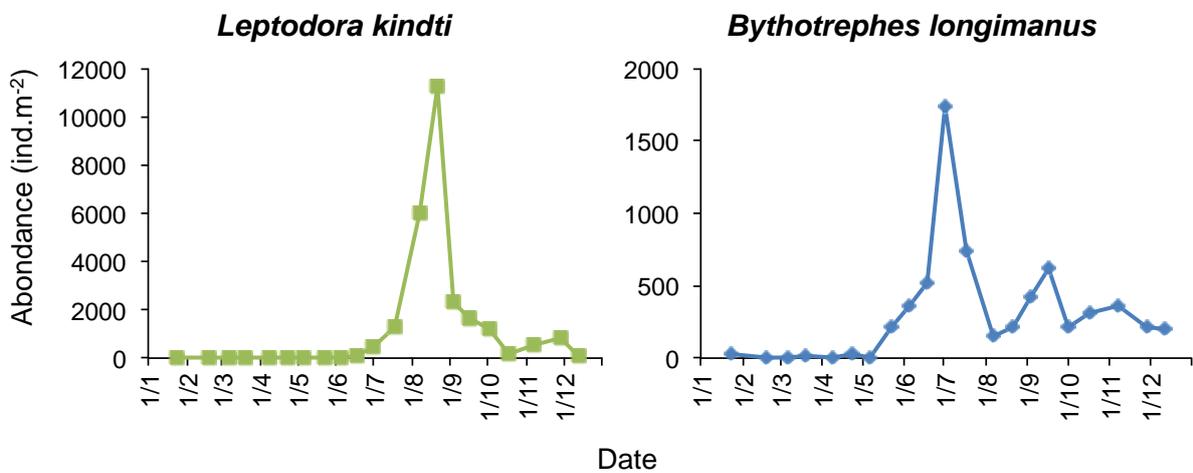


Figure 3 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs (a) *Leptodora kindti* et (b) *Bythotrephes longimanus* au Lac du Bourget en 2013

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus* sont de plusieurs ordres de grandeurs inférieurs à ceux des cladocères herbivores (Fig. 3). Elles jouent toutefois un rôle important dans la dynamique des autres espèces car elles exercent une prédation forte sur les petites formes crustacéennes (Manca and 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, de juin à début septembre (Fig. 3), lorsque leurs proies sont abondantes. Le pic d'abondance de *L. kindti* a lieu début août, avec des effectifs de 12 000 ind.m⁻². Typiquement, *B. longimanus* est de l'ordre de 10 fois moins abondant que *L. kindti*. Les effectifs de *B. longimanus* atteignent un maximum très transitoire début juillet (1600 ind.m⁻²).

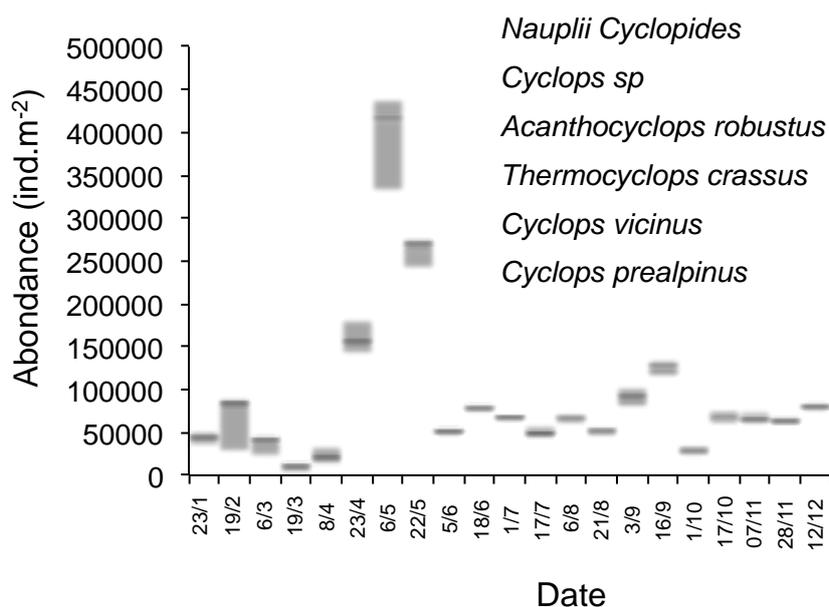


Figure 4 Evolution saisonnière de la composition des copépodes cyclopoïdes en 2013

La saisonnalité des cyclopidés est assez marquée en 2013. Elle suit le schéma général observé dans les lacs mésotrophes tempérés (Fig. 4). Le pic printanier est dominé par *C. prealpinus*, avec toutefois une contribution significative de nauplii et de *C. vicinus*. Un second pic est observé en automne (avec des effectifs de 70% inférieurs à ceux du pic printanier) au cours duquel *C. prealpinus* coexiste, cette fois-ci, avec l'espèce thermophile *T. crassus*. La dynamique saisonnière de la seule espèce de copépode calanoïde présente au lac du Bourget (*E. gracilis*) est similaire à celle de cyclopoïdes (Fig. 2) avec toutefois une reprise automnale moins 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 2013, les larves ont été observées à une seule occasion, le 6/8 à des abondances de 2000 ind. m⁻².

* Rotifères

Les rotifères observés dans les prélèvements sont de grandes espèces (*Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Conochilus unicornis*, *Notholca caudata*)(Fig. 5).

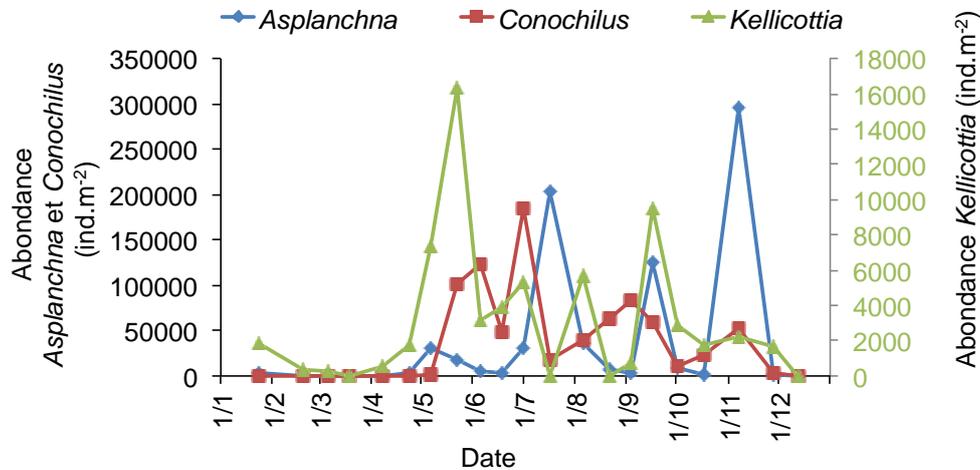


Figure 5 Evolution saisonnière des abondances de rotifères en 2013

En 2013 comme en 2007-2012, les rotifères du genre *Notholca* n'ont pas été observés. En 2006 et 2004, ils n'avaient été observés, en abondance faible, qu'à une seule occasion.

Asplanchna priodonta montre traditionnellement un pic printanier qui n'a pas été observé lors du printemps 2013, particulièrement froid. *A. priodonta* voit ses abondances culminer en été et en fin d'automne. Contrairement à *A. priodonta*, *Kellicottia longispina* est une espèce décrite comme typiquement printanière (Straile 2000) dont la croissance dépend fortement de la température de l'eau, expliquant ainsi que les effectifs maxima atteints en 2013 soient environ 20 fois inférieurs à ceux des années précédentes. *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). En 2013, ses effectifs fluctuent sans dynamique saisonnière très évidente. Les effectifs moyens de l'année 2013 sont du même ordre de grandeur que ceux atteints les années précédentes.

IV. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2013

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen est particulièrement faible en 2013 (~250 000 ind.m⁻², seconde valeur la plus faible après 2007 sur la série 2004-2013) (Fig. 6). Puisque la variabilité interannuelle de la densité des micro-crustacés du lac du Bourget dépend essentiellement des effectifs atteints lors du pic printanier (cf rapport 2012), cette valeur moyenne faible en 2013 est à relier avec les conditions climatiques particulièrement froides du début d'année (les températures moyennes de l'air en hiver et au printemps 2013 sont 1,5°C inférieures à la moyenne de la décennie).

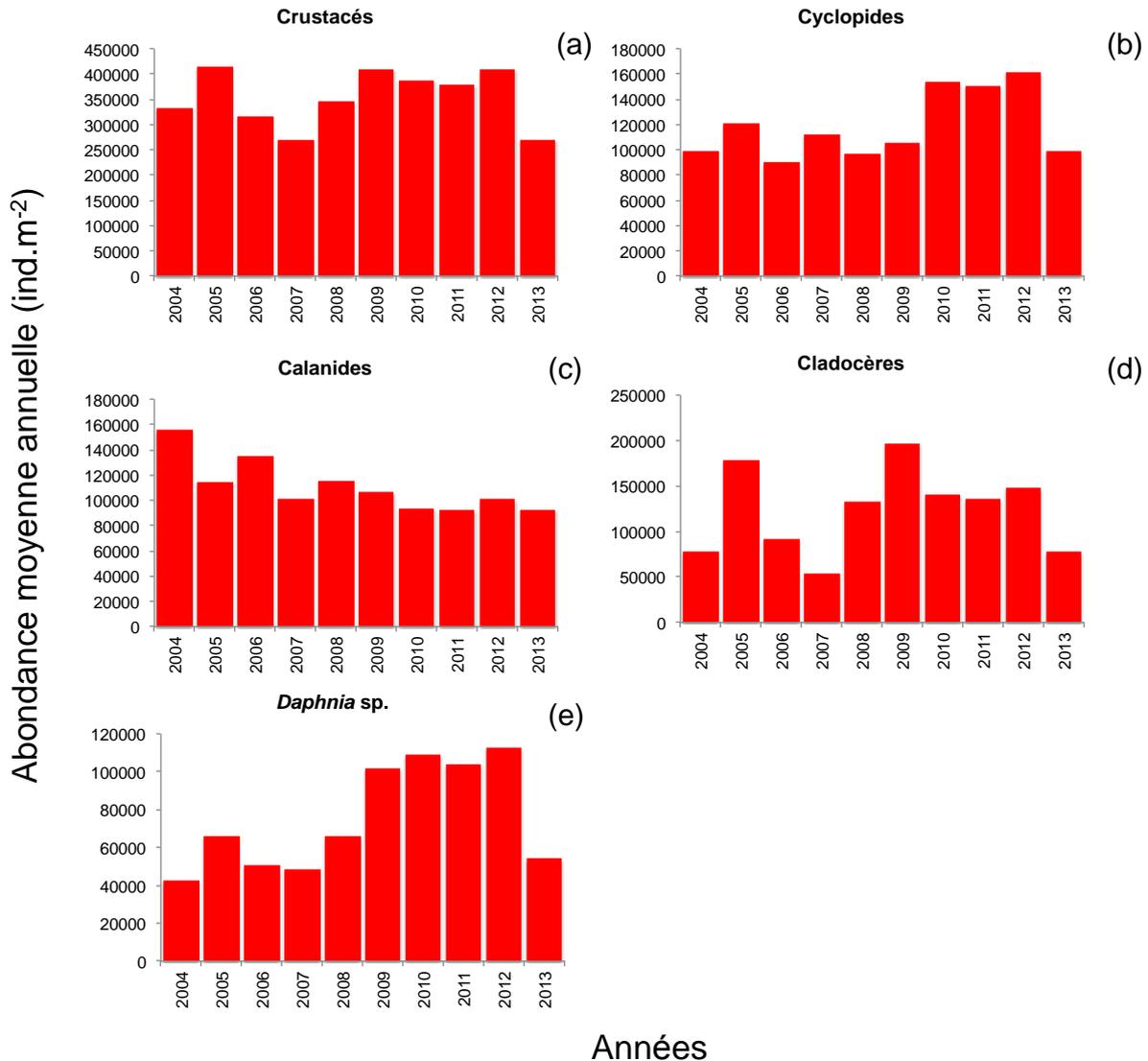


Figure 6 Abondances moyennes annuelles (a) des crustacés totaux, (b) des Cladocères, (c) des Cyclopoïdes et (d) des Calanoïdes et (e) des Daphnies du lac du Bourget entre 2004 et 2013

Les conditions climatiques printanières de 2013 ont considérablement ralenti le réchauffement des couches de surface limitant la croissance des communautés zooplanctoniques. L'effet semble plus significatif pour les cladocères et en particulier les Daphnies, dont les densités moyennes annuelles sont inférieures à plus de la moitié des années précédentes. Le printemps tardif agit sur les populations de zooplancton selon un effet direct, via la thermo-dépendance de la croissance zooplanctonique, et indirect, comme conséquence sur la quantité et qualité de la ressource phytoplanctonique. Le rôle respectif de chacun de ces facteurs limitant sur la croissance des micro-crustacés varient inversement entre copépodes et cladocères. Généralement, la croissance et la durée des stades des Daphnies sont étroitement associées à la température de l'eau. La reprise printanière du développement des cladocères est donc particulièrement thermo-dépendante, puisqu'elle a lieu alors que le phytoplancton n'est pas limitant à cette saison (Straille, 2000). Ainsi, le printemps froid a engendré des conséquences plus claires sur la densité de cladocères plutôt que sur celles des copépodes, dont la durée des stades copépodites est plus étroitement associée à la

disponibilité en nourriture. Comme mentionné dans les rapports précédents, la décroissance des effectifs des calanides observée depuis 2004 semble correspondre à la raréfaction des cryptophycées, dans la population phytoplanctonique du lac du Bourget. Cette tendance pourrait être la conséquence de la réduction de la biomasse en algues de bonne qualité nutritionnelle pour cette espèce crustacéenne particulièrement exigeante et sélective (voir rapport 2012).

V. Conclusion

En 2013, la dynamique des crustacés zooplanctoniques montre une dynamique saisonnière bimodale qui reste typique de lacs mésotrophes. 2013 est marquée toutefois par des densités de micro-crustacés particulièrement faibles, sûrement à relier à la froideur de hiver et du printemps de cette année. Les conséquences en ont été plus manifestes sur les cladocères, dont la reprise de croissance printanière est très dépendante de la température de l'eau, plutôt que sur les copépodes dont la croissance et la dynamique sont surtout sous contrôle nutritionnel.

RECHERCHES PORTANT SUR LE PEUPEMENT PISCICOLE: UNE APPROCHE MULTI-INDICATEURS

En 2013, le poisson du lac du Bourget a été l'objet d'un suivi multi-indicateurs, à travers des pêches scientifiques, des campagnes d'hydroacoustique et 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 2013 ont pu être comparées aux campagnes similaires réalisées en 2005, 2010, 2011 et 2012.

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 fort intérêt 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 seront 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 (Jacquet et al. 2012). 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 décrites à partir des données antérieures : 2005, 2010, 2011, 2012 (Decelières-Vergés 2008, Agence de l'eau RMC 2011, Jacquet et al. 2012). 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, sera 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 & MacLennan (2005) qui fait référence et à deux chapitres d'ouvrages (Brandt 1996, Guillard & Marchal 2001) plus précisément consacrés à l'utilisation de l'hydroacoustique en milieu lacustre. Nous rappellerons seulement que l'hydroacoustique est une méthode non destructive qui permet d'obtenir une image quantitative, les répartitions en classes de taille et les structures spatiales du peuplement piscicole accessible à ces méthodes, 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. Le matériel est constitué d'un sondeur numérique SIMRAD EK 60, de fréquence 70 kHz, d'un transducteur circulaire 'split-beam' (faisceaux partagés) de 11° à -3 dB, fixé à environ 50 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-référencées par un GPS. Les échantillonnages acoustiques se composent d'environ 31 transects (Fig. 1) distants d'environ 500 mètres effectués de nuit le 10 et 11 octobre 2005, le 27 et 28 septembre 2010, le 19 et 20 septembre 2011, le 01 et 02 octobre 2012, et le 30 septembre et 01 octobre 2013, la même semaine que les pêches. 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 (m².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).

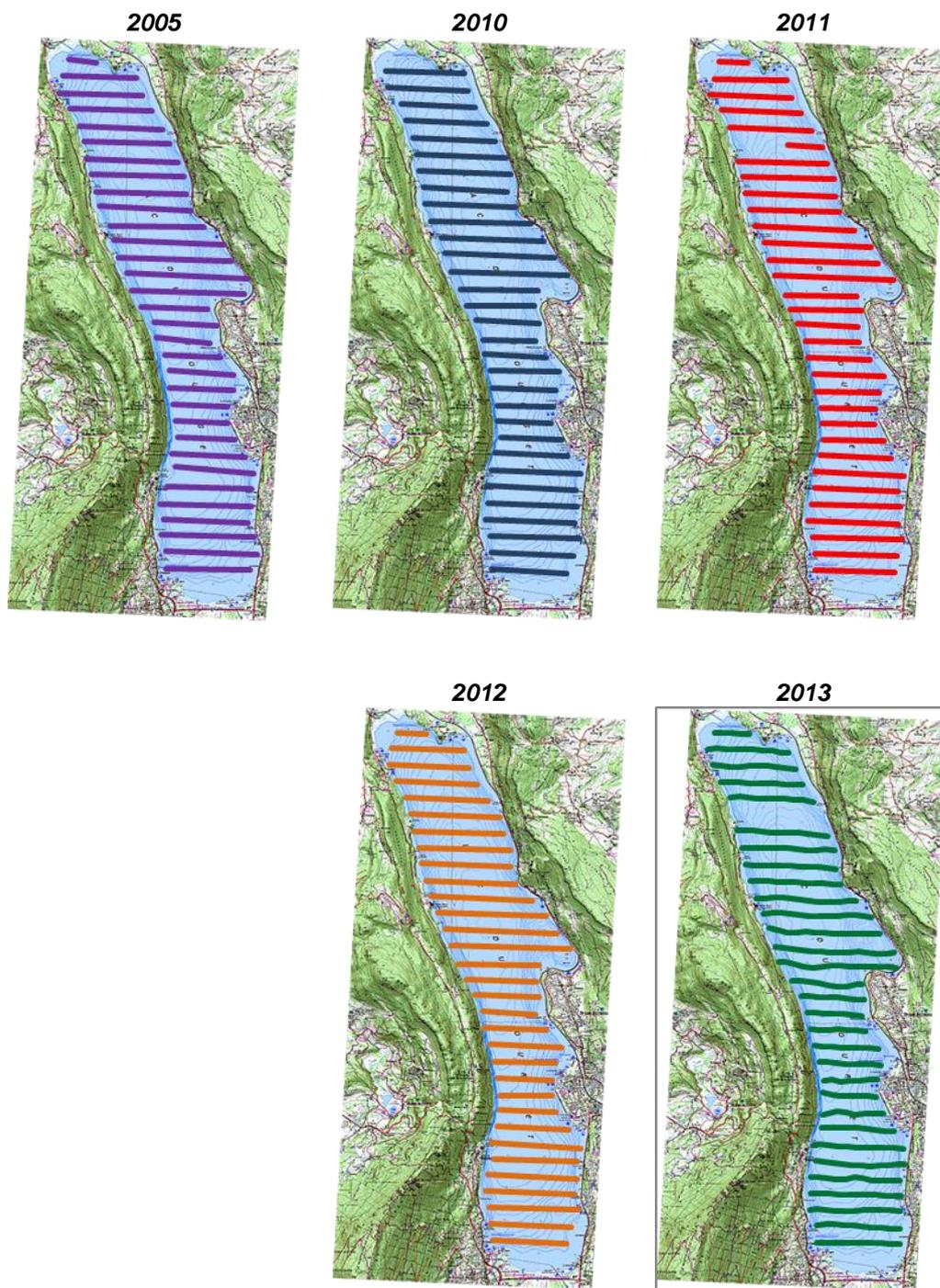


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2005, 2010, 2011, 2012 et 2013

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 (MacLennan et al., 2002), nous avons choisi une méthode simple pour les calculs d'estimation de stock de poissons, la moyenne arithmétique des valeurs (Guillard et Vergés 2007). En effet, celle-ci est considérée comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone si l'effort est réparti de façon homogène sans hypothèse statistique au départ (Smith, 1990) et si l'effort d'échantillonnage est suffisant (Aglen 1989). Les sondeurs split-beam

permettent le calcul de la position de chaque poisson dans le cône acoustique et donc de leur index de réflexion compensé (Target Strength : TS) exprimé en dB (MacLennan et al. 2002). Cet index de réflexion est, pour une espèce donnée, proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds et MacLennan 2005). Nous ne disposons pas d'équations de la littérature pour les espèces présentes dans le lac du Bourget, mais l'utilisation de l'équation classique de Love (1971) permet d'aborder 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) qui permet 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 $TS = 10 \log (\sigma / 4\pi)$ (Dinner & Marchand, 1995)).

Les seuils d'acquisitions ont été définis à -60 dB pour les TS (40 log R) et -66 dB pour les Sa (20 log R data) conformément aux recommandations des normes internationales (CEN 2009, Parker-Stetter et al. 2009). A titre indicatif les poissons ayant une TS inférieure à -42 dB, correspondent à des poissons mesurant au maximum 15 cm, et les poissons ayant une TS supérieur à -36 dB à des poissons mesurant plus de 30 cm. Pour l'analyse des données, la masse d'eau sera divisée en deux couches (Tableau 1) fonction de la structure thermique du lac et des teneurs en oxygène au moment où s'effectuent les campagnes (Figure 2). 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

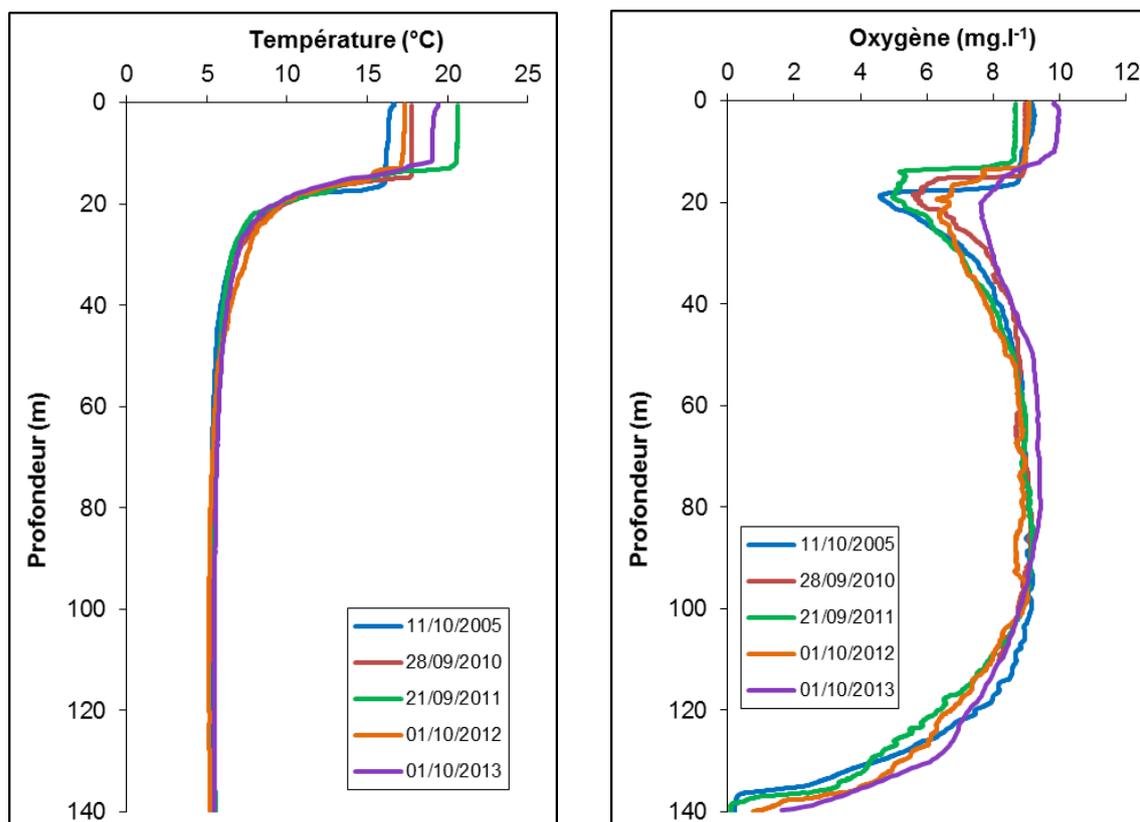


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget les 11/10/2005, 28/09/2010, 21/09/2011, 01/10/2012, 01/10/2013

II.2. Pêches aux filets CEN

Le protocole d'échantillonnage qui a été choisi pour le suivi annuel du peuplement de poissons correspond au protocole de la norme EN 14757 (Appelberg 2000), mise en œuvre dans les plans d'eau européens dans le cadre de la DCE¹. Cette norme prévoit l'utilisation de filets benthiques posés de façon aléatoire, dans des strates préalablement définies (Tableau 2), 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
Surface total de filets²	68 * 30 * 1.5 = 3060 m²

¹ Directive Cadre Eau

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

Chaque filet benthique mesure 30 mètres de long par 1,5 mètres de haut. Il est composé de 12 nappes, de 2,5 mètres de long chacune. Chaque nappe a une maille différente, couvrant en progression géométrique la gamme de mailles de 5 mm à 55 mm (Tableau 3).

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 actuellement 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 doivent être interprétées uniquement de façon qualitative.

Afin de pouvoir effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, 2 batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour 2 strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques en 2013 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 de la tranche 18-30 m.

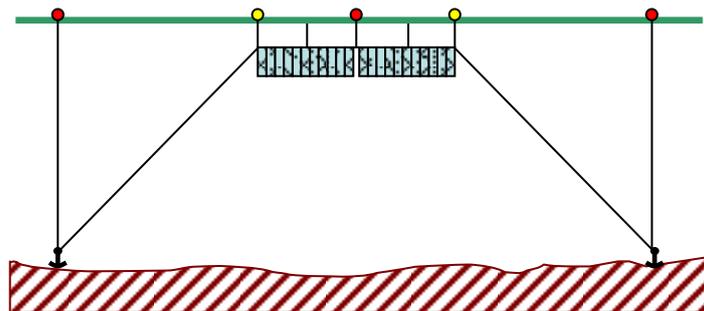


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique

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 compté plus de 120 pêcheurs professionnels pluri-actifs entre 1950 et 1980, puis une trentaine d'actifs dans les années 80, il ne reste à l'heure actuelle qu'une dizaine de pêcheurs, nombre maximum de licences délivrées par la Direction Départementale des Territoires de Savoie (DDT73). Ces pêcheurs sont tous adhérents de l'AAIPPLA (Association Agréée Interdépartementale des Pêcheurs Professionnels des Lacs Alpains, qui regroupe les pêcheurs du Léman, d'Annecy et du Bourget).

Les pêcheurs professionnels sont dans l'obligation de déclarer leurs captures annuellement auprès de la DDT73. Les captures des pêcheurs professionnels sont ainsi suivies depuis 1920. A la fin des années 90, un suivi scientifique des captures de la pêche professionnelle a été instauré par l'INRA en même temps que le démarrage du programme de pacage lacustre. Depuis 2003, ce suivi est piloté par le CISALB. Il est axé essentiellement sur la population de lavarets (*Coregonus lavaretus*). 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

II.3.2.1. Pêche amateur aux engins

Cette catégorie, issue des pêcheurs professionnels, a été rattachée aux amateurs suite à la Loi Pêche de 1984. En terme de matériel, ces pêcheurs disposent chacun de 3 nasses, 3 lignes de fond et depuis 2008, d'un filet de type araignée (en remplacement des 3 nasses pour le pêcheur souhaitant obtenir un filet). Leur droit de pêche s'exerce sur les lots 1 à 4 (Figure 4). Depuis 1987, l'effectif est relativement stable et est actuellement de 42 pêcheurs, soit le nombre maximum de licences délivrées par la DDT73. Les statistiques de captures de cette catégorie de pêcheurs sont tenues par les services de l'Etat depuis 1995.

II.3.2.2. Pêche amateur aux lignes

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.

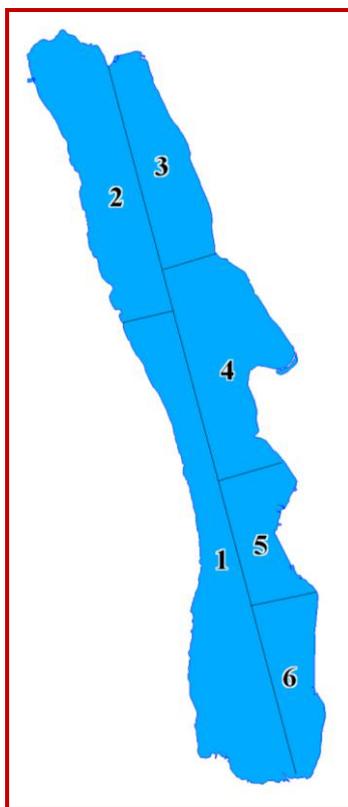


Figure 4 Lots de pêche du lac du Bourget

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. Jusqu'en 1994, le taux de retour des

carne 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 45 % alors que depuis 2000 il stagnait à 20 %. Ce taux est depuis resté stable. Les statistiques de captures de la pêche amateur sont tenues par le CISALB depuis 2003.

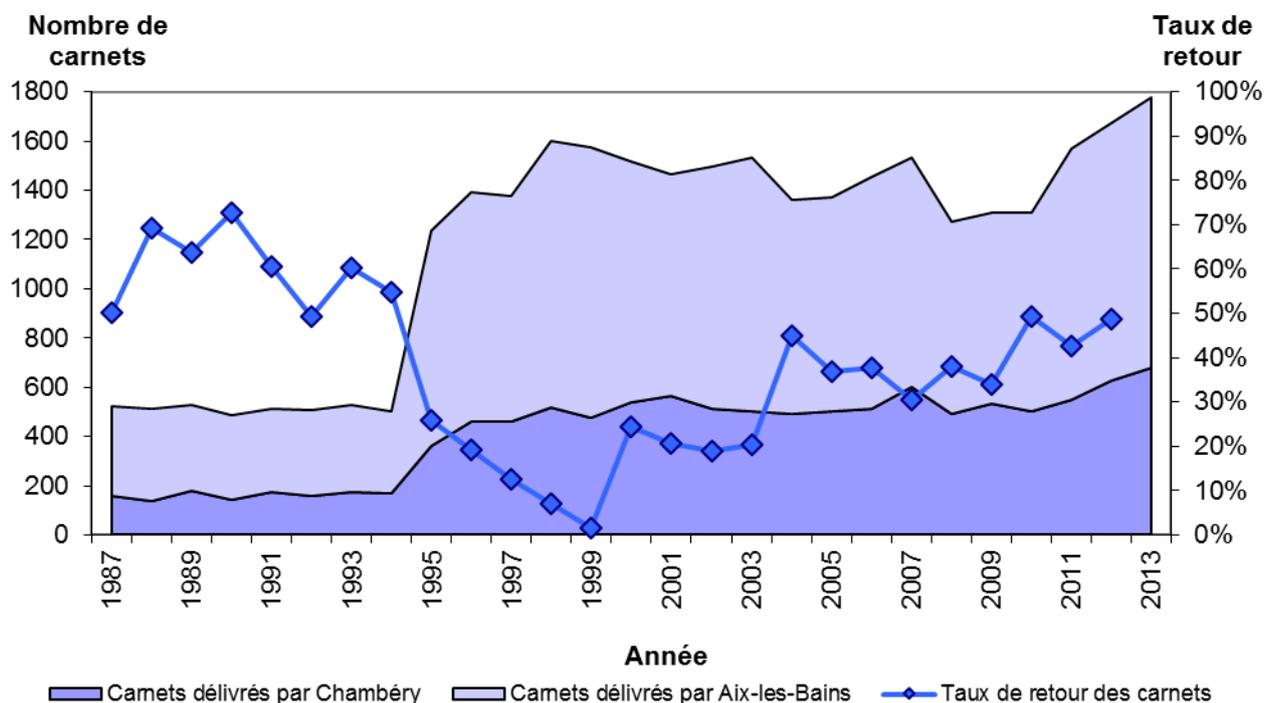


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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

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

Les données récoltées par ces pêcheurs sont analysées et interprétées par le CISALB et font l'objet d'un rapport annuel (CISALB 2013).

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Densité acoustique

Les résultats des Sa moyens des cinq campagnes exprimés en unité d'échointégration, sont résumés dans le Tableau 4 pour la strate supérieure et dans le Tableau 5 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).

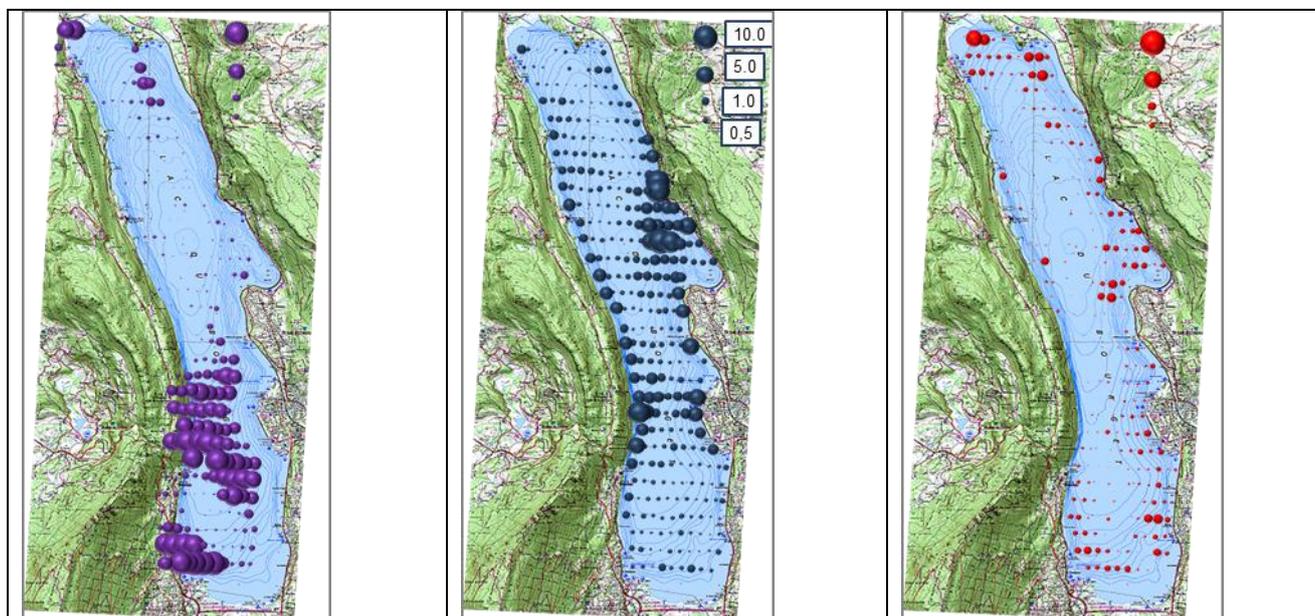
Tableau IV Sa ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) pour la couche supérieure sur la totalité du lac

	2005	2010	2011	2012	2013
	3.0 m – 17.0 m	3.0 m – 15.0 m	3.0 m – 14.0 m	3.0 m – 15.0 m	3.0 m – 14.0 m
Maximum	41.893	12.742	4.400	33.156	6.300
Moyenne	1.629	0.904	0.201	2.615	1.752
Minimum	0.001	0.002	0.000	0.055	0.000

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

	2005	2010	2011	2012	2013
	17.0 m - Fond	15.0 m - Fond	14.0 m - Fond	15.0 m - Fond	14.0 m - Fond
Maximum	0.865	5.138	1.387	6.066	6.066
Moyenne	0.094	0.620	0.578	0.911	0.667
Minimum	0.000	0.028	0.079	0.101	0.101

Les valeurs varient fortement dans la couche supérieure selon les années ; la couche inférieure apparait comme globalement stable depuis les années 2010. Pour la couche supérieure, les densités se situent en 2005 principalement au sud du lac, en 2010 dans sa partie centrale, en 2011 principalement en zone côtière. En 2012, 2013 les poissons sont majoritairement dans la partie nord ouest (Fig. 6 à 9), mais contrairement à 2012, en 2013 leur répartition est littorale sans différence entre les parties est et ouest. A l'inverse, pour la couche inférieure quelque soit les valeurs de densités enregistrées, les densités ont toujours une répartition spatiale homogène.



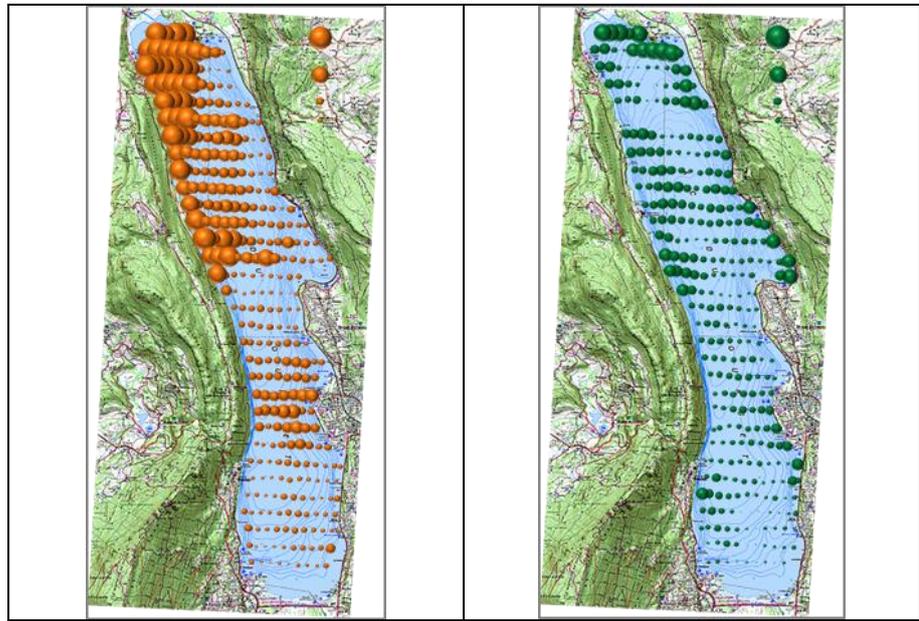


Figure 6 Séquences d'échointégration (Sa) des couches supérieures (2005 et 2010, 2011, 2012, 2013) de nuit

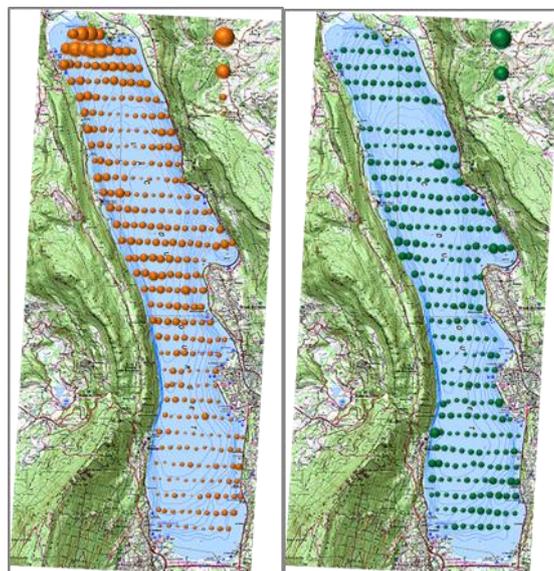


Figure 7 Séquences d'échointégration (Sa) des couches inférieures (2005 et 2010, 2011, 2012, 2013) de nuit

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 4. Les histogrammes des distributions en tailles acoustiques sont présentés en Figures 8 et 9.

Tableau IV Nombre de poissons détectés et TS moyennes par couches pour les trois campagnes (2005, 2010 à 2013)

		2005	2010	2011	2012	2013
Supérieure	<i>Nombre</i>	11411	8673	1759	28922	16054
	<i>TS moyenne (dB)</i>	-46.9	-45.1	-48.2	-45.3	-46.8
Inférieure	<i>Nombre</i>	1874	7827	9173	8422	7012
	<i>TS moyenne (dB)</i>	-39.5	-36.7	-37.2	-36.1	-35.9

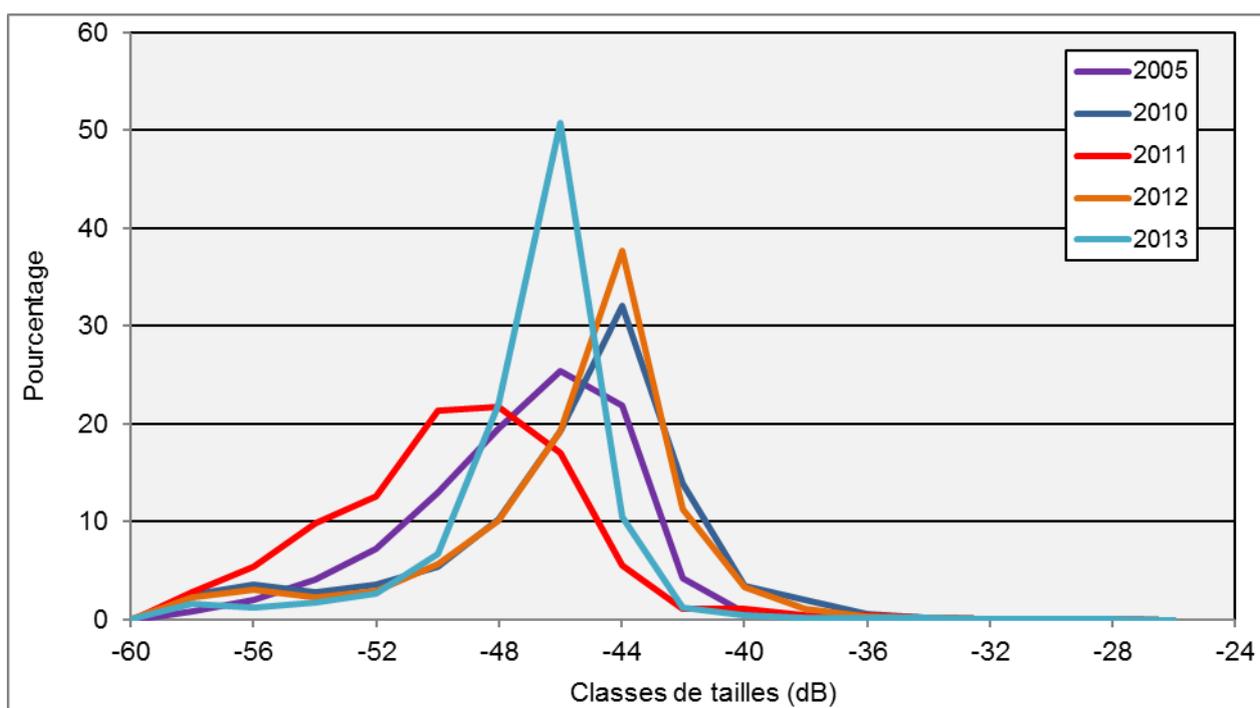


Figure 8 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure, années 2005-2010-2011-2012-2013

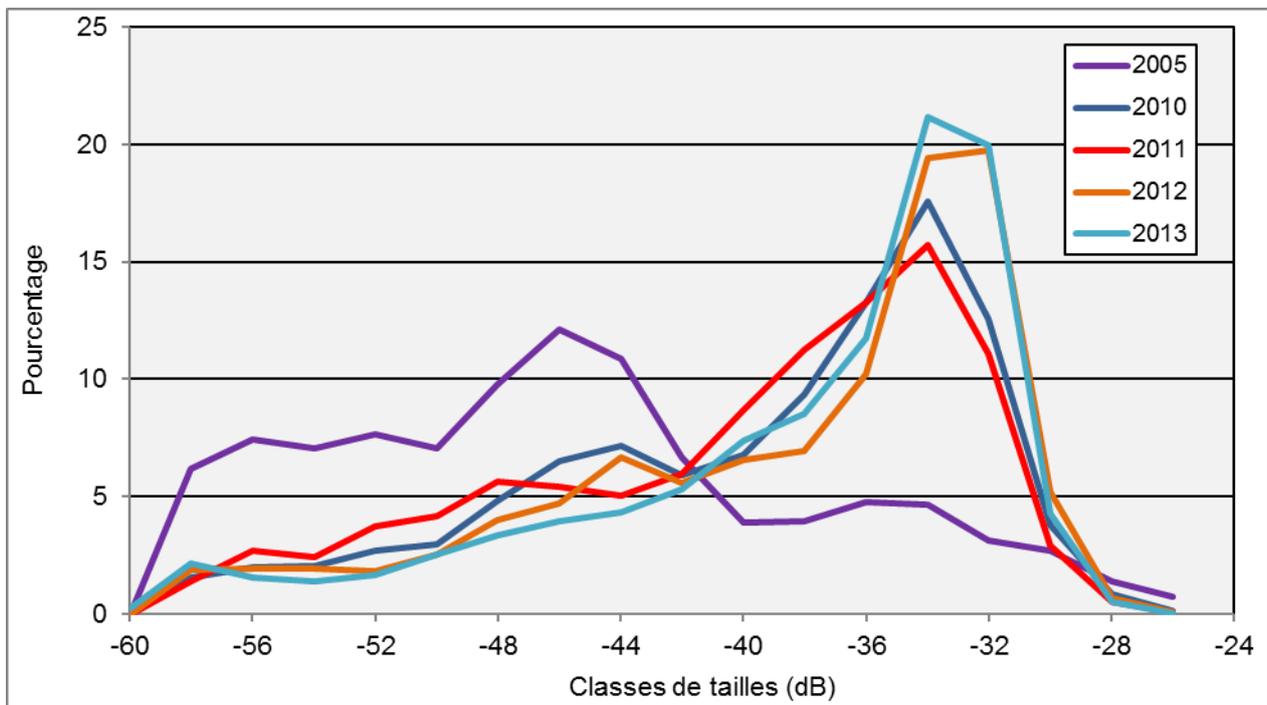


Figure 9 Distributions en classes de tailles pour la couche inférieure, années 2005-2010-2011-2012-2013

Les couches supérieures pour les cinq campagnes 2005, 2010, 2011, 2012 et 2013 sont composées respectivement de 99.3%, 97.1 %, 98.7 %, 98.2 % et 99.3 % de poissons de taille inférieure à 17 cm (-40 dB, Love 1971 ; Emmriche et al. 2012). En 2005, 2011 et 2013, les distributions en classes de tailles sont représentatives de poissons de tailles légèrement inférieures aux années 2010 et 2012. L'année 2011 a la TS moyenne la plus faible (- 48.2 dB). L'année 2005 et 2013 des valeurs intermédiaire (-46.9 dB et -46.8 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 et 2013 leur composition avec respectivement 34.9 %, 30.3 % 45.2 % et 45.9 % de poissons de tailles supérieures à 35 cm (- 34 dB, Love 1971) apparaît similaire. Les TS moyennes sont proches (-36.7dB et - 37.2 dB, - 36.1 dB et -35.9 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) équivalente.

La répartition des cibles ne montrent pas de gradient particulier, ni pour les cibles situées au dessus de la thermocline, ni pour celles situées en dessous (Figure 10).

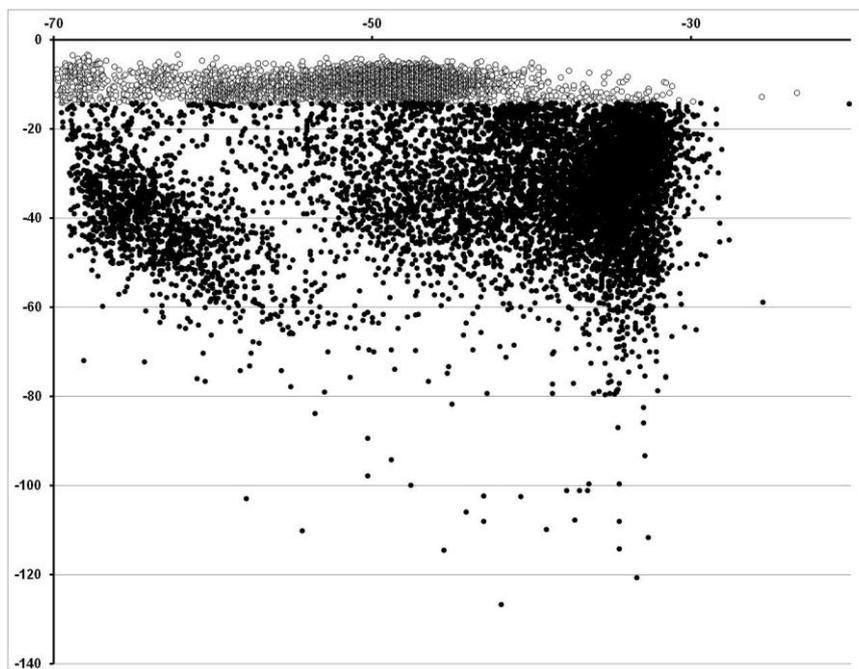


Figure 10 Distributions des cibles en fonction de la profondeur pour l'année 2013

Une analyse complémentaire effectuée sur les cibles des couches profondes et de taille inférieure à -50 dB, les juvéniles de lavaret n'a pas mis en évidence de zone de distribution privilégiée.

III.1.3. Analyse des données hydroacoustique

Dans les couches de surface, la biomasse est principalement composée de juvéniles de l'année (Guillard et al. 2006, Sotton et al. 2011), ce que confirment bien les tailles acoustiques. Les tailles moyennes des cibles détectées sont peu différentes, même si les poissons de 2013 sont légèrement plus petits que ceux de 2010 et 2012. Mais ce sont surtout les valeurs de densité qui montrent de fortes variations, avec des valeurs très fortes en 2012, 2013 à des niveaux équivalentes à 2005 et dans une moindre mesure 2010. Seule 2011 apparaît comme une année 'creuse'. 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.

Les densités de la couche inférieure à la thermocline étaient faibles en 2005 (0.09), similaires en 2010, 2011, et 2013 (0.62, 0.58, 0.67) et plus élevées en 2012 (0.91). À l'inverse de la couche supérieure, quel 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 d'environ 42 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle et 56 kg.ha⁻¹ pour les couches profondes, valeurs importantes pour les lacs alpins.

Tableau V 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
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
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 2013, comme les années précédentes (Figure 11), à des endroits comparables.

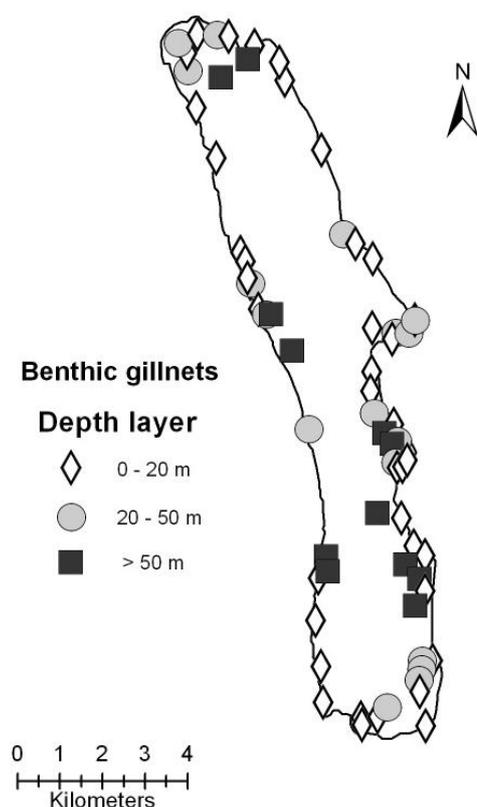


Figure 11 Répartition spatiale des filets

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 6).

Tableau VI Chiffres clés de la campagne de pêche 2013 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques 3015 m² et pélagiques 2640 m²)

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

Total	2 120	58 209	100,0%	100,0%
--------------	--------------	---------------	---------------	---------------

La campagne de pêche 2013 a permis la capture de 12 espèces de poissons et une espèce d'écrevisse, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*). Cette année, 5 espèces n'ont pas été attrapées : la brème bordelière (*Blicca bjoerkna*), la breme commune (*Abramis brama*), le goujon (*Gobio gobio*), la truite (*Salmo trutta*) et le sandre (*Sander lucioperca*). Ces espèces, hormis le sandre, sont chaque année marginales dans l'échantillonnage réalisé et sont de ce fait présentes en très faible quantité ou absentes. Par contre le sandre, qui en 2005 représentait 1.4 % du total en numérique mais 14 % en pondéral, a vu sa population diminuer depuis les années 2010 et n'est donc plus représenté en 2013.

Le rendement de pêche numérique est de 375 ind./1000 m². Il est ainsi supérieur à ceux de 2005 et 2011 (299 et 236 ind./1000 m²) mais inférieur à celui de 2010 (437 ind./1000 m²), et très proche de celui de 2012 (370 ind./1000 m²). Le rendement de pêche pondéral est de 10,29 kg/1000 m². Il légèrement inférieur à celui des campagnes antérieures, mais très proche de celle de 2012 (9,97 kg/1000 m²). Comme pour les années précédentes, le peuplement est dominé par la perche et le gardon, tant en nombre qu'en poids.

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 et 2013, afin de capturer un nombre suffisant 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 2005-2013

Les rendements numériques des deux espèces majoritaires (Figure 12), la perche (PER) (*Perca fluviatilis*) et le gardon (GAR) (*Rutilus rutilus*) sont susceptibles d'être variables annuellement car liés aux variations du recrutement (Gillet 2001). Ainsi, en 2013, les captures de perche sont les plus importantes de la série de données. En revanche, on observe pour le gardon un rendement aussi faible qu'en 2011.

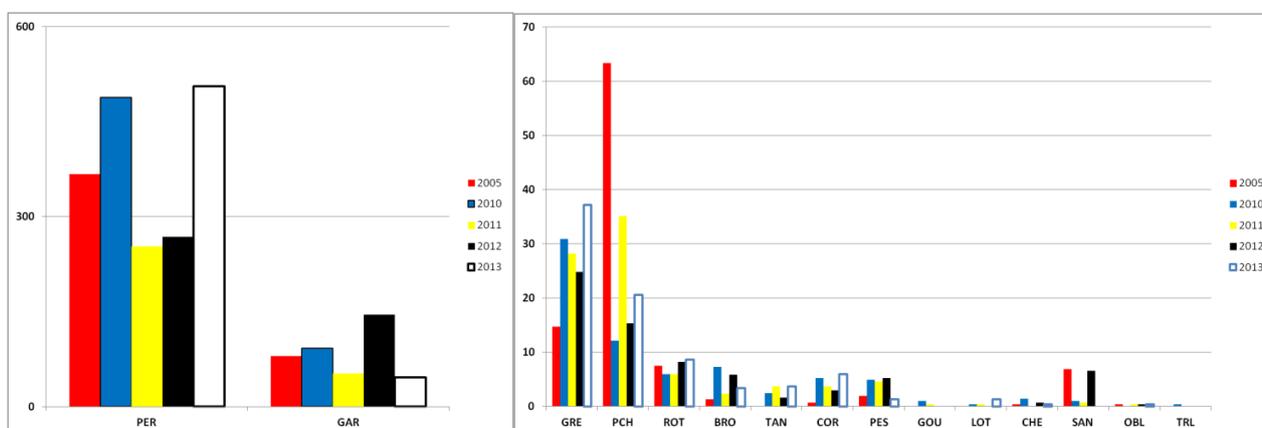


Figure 12 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques

Le reste des captures benthiques est dominé par la grémille (GRE) (*Gymnocephalus cernuus*), percidés qui atteint un niveau record, le poisson chat (PCH) (*Ameiurus melas*) qui est en diminution nette par rapport à 2005 (20 ind./1000 m² contre plus de 60) mais un peu plus présent qu'en 2012.

On trouve ensuite comme les autres années un cortège d'espèces dont les rendements (Figure 12) sont inférieurs à 10 individus / 1000 m² et sur lesquels il est difficile de faire une analyse rigoureuse des tendances :

- La population de rotengle (ROT) (*Scardinius erythrophthalmus*) évolue peu et se situe à un niveau analogue à 2005 et 2012 (environ 8 ind. /1000 m²).
- Le brochet présente des rendements plus faibles qu'en 2010 et 2012 mais plus forts qu'en 2005 et 2011, avec majoritairement des individus de plus de 30 cm.
- Les rendements de pêche observés sur la tanche (TAN) (*Tinca tinca*) sont globalement stables depuis le début de la chronique.
- Après une légère tendance à la baisse en 2011-2012, le corégone (COR) (*Coregonus lavaretus*) présente en 2013 le plus fort rendement observé jusqu'alors pour les filets benthiques, soit environ 6 ind./1000 m².
- La perche soleil (PES) (*Lepomis gibbosus*) est en moindre abondance et retrouve un niveau faible, proche de 2005.
- La lotte (LOT) (*Lotta lotta*) affiche un rendement record avec 1,3 ind./1000 m².
- Les populations de brème et celle de sandre (BRE, BRB, SAN) n'ont pas été pêchées, leur abondance est donc nulle.
- L'omble chevalier (OBL) (*Salvelinus alpinus*) est toujours très peu capturé, puisque un seul individu de 34 cm, 367 g, âge estimé 3 +, a été capturé en 2013.

Les rendements pondéraux (Fig. 13) confirment la domination de la perche et du gardon en termes de biomasse, le rotengle, le poisson chat dominant ensuite. Pour le rotengle, ¼ des poissons capturés faisait plus de 500 g.

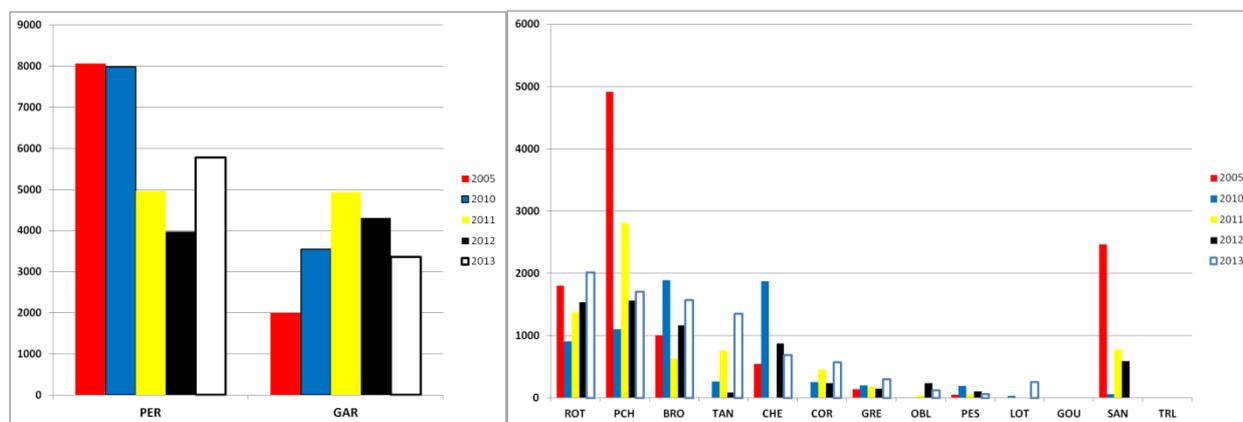


Figure 13 Rendements pondéraux (gr./1000 m²) des filets benthiques

III.2.4. Rendements des filets pélagiques sur la chronique 2005-2013

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives (CEN 2009). Les rendements (Fig. 14) sont néanmoins calculés afin d'appréhender l'évolution des communautés piscicoles pélagiques strictes comme le corégone. Les captures des filets pélagiques au cours des 5 années de suivis sont composées de corégone, perche et gardon et d'un omble en 2012.

- On constate une progression tant numérique que pondérale du corégone entre 2005 et les années 2010-2012, mais une légère diminution en 2013 avec toutefois des rendements similaires à 2010.
- Les rendements de gardon sont quant à eux très faibles, 2011 faisant année d'exception, année 'creuse' pour le recutement de perche, prédateur du gardon.
- L'année 2012 avait été caractérisée par une forte augmentation des captures pélagiques de perche, comme en 2010 ; 2013 ne voit pas ce phénomène se répéter, mais les niveaux de captures sont quand même élevés.

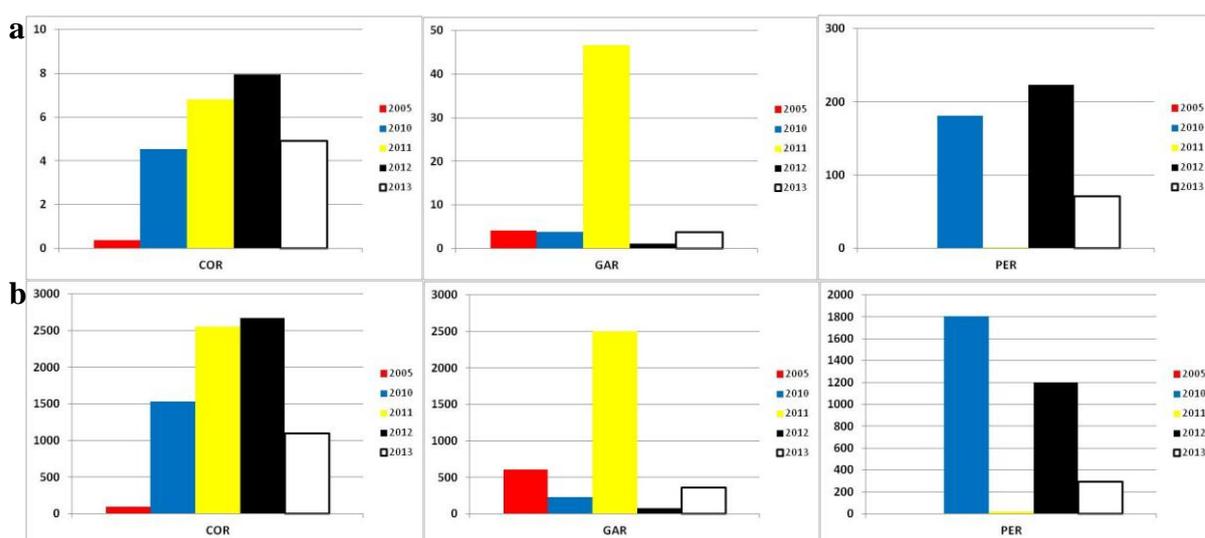


Figure 14 Rendements numériques (a) et pondéraux (b) des filets pélagiques

III.2.5. Répartition spatiale

La répartition verticale des prises issues des filets confirme la stratification spatiale stricte 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.

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 2013, la population de perche présente une nouvelle fois les abondances les plus fortes, caractérisées par une forte proportion d'alevins de l'année (Figure 15).

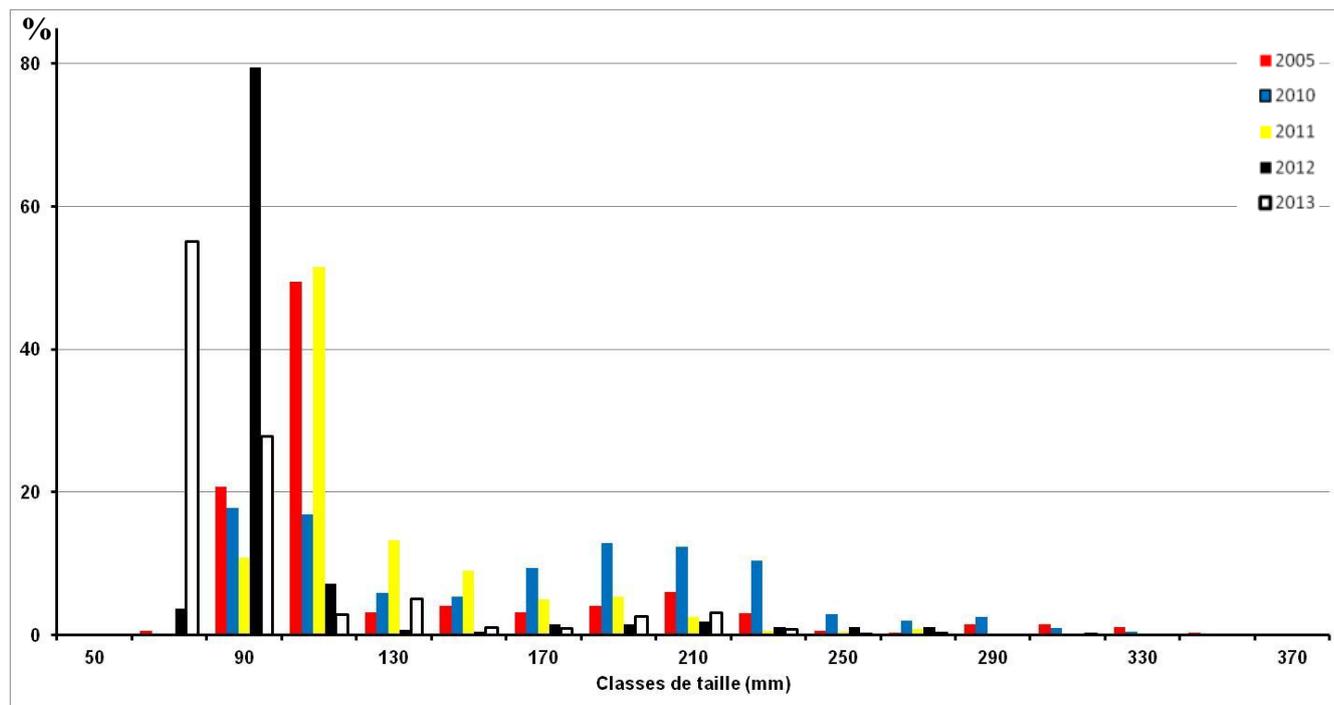


Figure 15 Structure en taille de la population de perche

Les alevins de l'année mesurent entre 7 et 9 cm 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). Les juvéniles sont plus petits que les années précédentes à la même période. Ils sont porteurs à plus de 70 % du parasite *Triaenophorus crassus*, chiffre plus faible que l'année précédente, mais 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). Le reste de la population est composé de perches plus grandes (taille maximale capturée 30 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 très faible, moins de 1 %. 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 important.

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 10 cm, et non 13 comme les années précédentes due à cette croissance plus faible) et ceux obtenus pour les adultes (Fig. 16). On constate que les rendements de perches adultes stables pour les 4 premières années de suivi (compris entre 20 et 25 ind./1000 m²), sont quasiment multipliés par 2 en 2013 (40 ind./1000 m²). Les rendements d'alevins de l'année sont quant à eux très fluctuants, reflétant les variations du recrutement naturel, et sont parmi les plus hauts niveaux de la série en 2013. Le ralentissement de la croissance qui s'était déjà amorcé en 2012 et qu'il faudra surveiller si elle se maintient, peut être dû à des ressources

trochiques limitantes cohérent avec la trajectoire de la réoligotrophisation du lac ou à des effets climatiques qui de ce fait ne se répéteront pas nécessairement l'année suivante.

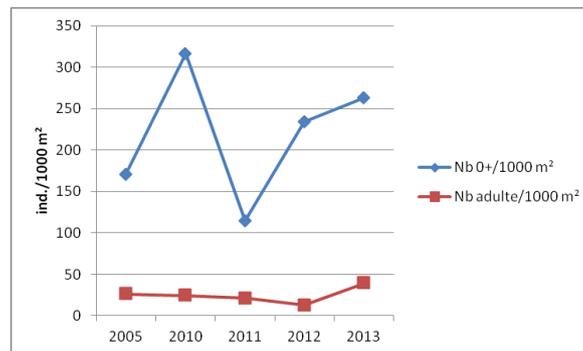


Figure 16 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les relations tailles-poids (Fig. 17) sont proches, les années 2011 et 2013 présentant des valeurs légèrement inférieures, avec des poids plus faibles pour une même taille, mais peu significatives.

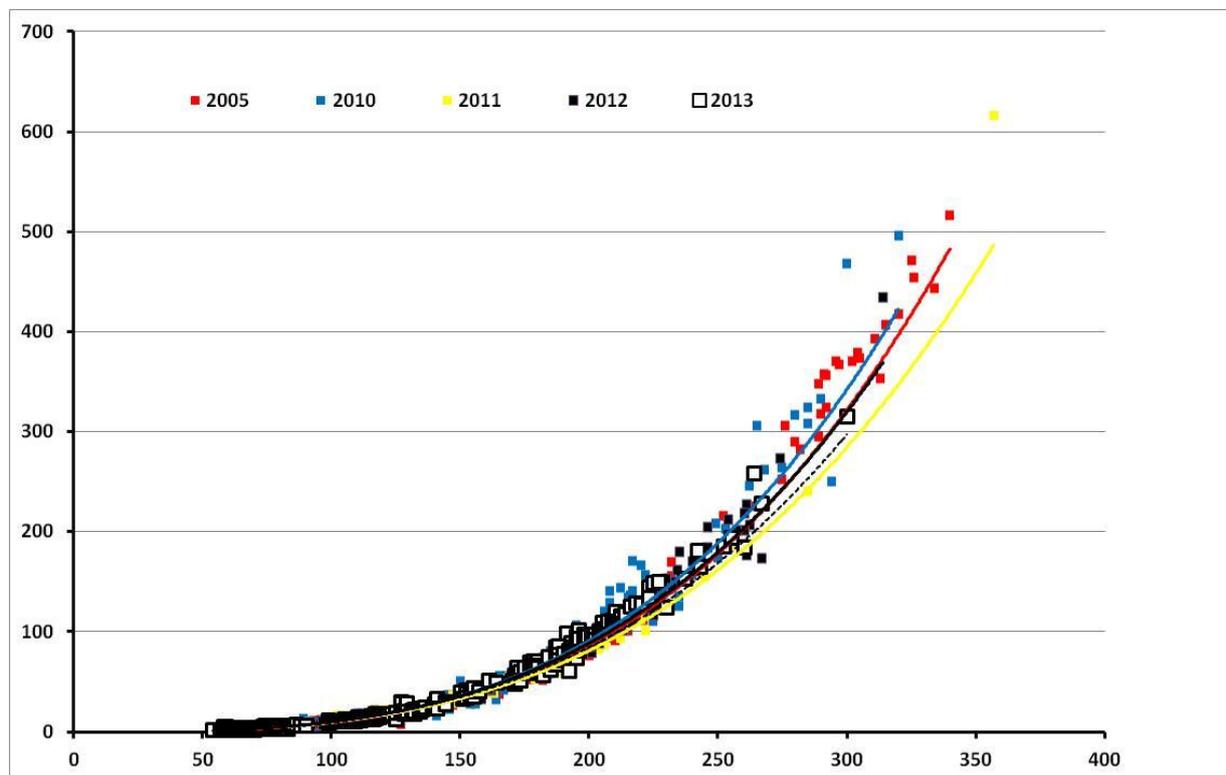
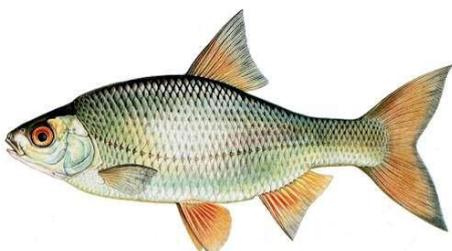


Figure 17 Relation taille – poids pour la perche (2005-2010-2011-2012-2013)

3.2.6.2. Le gardon



Le gardon est l'espèce la plus abondante après la perche. Les rendements numériques (Fig. 18) sont stables pour les adultes mais en forte baisse pour les juvéniles par rapport à 2012.

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 18) d'après les lectures d'écaillés. Les gardons d'1 an et plus sont compris dans une gamme allant de 14 à 33 cm. Concernant ces poissons plus âgés, on observe que la distribution en taille diffère d'une année à l'autre. Ainsi, en 2005, la distribution était très étalée sans dominance particulière d'une gamme de taille. En 2010, on peut au contraire constater la formation d'un mode entre 14 et 22 cm. Ce mode se retrouve en 2011 mais décalé entre 20 et 28 cm, mais a disparu en 2012. En 2013, on retrouve deux modes 14-20 et 20-37 cm, correspondant à des générations fortes.

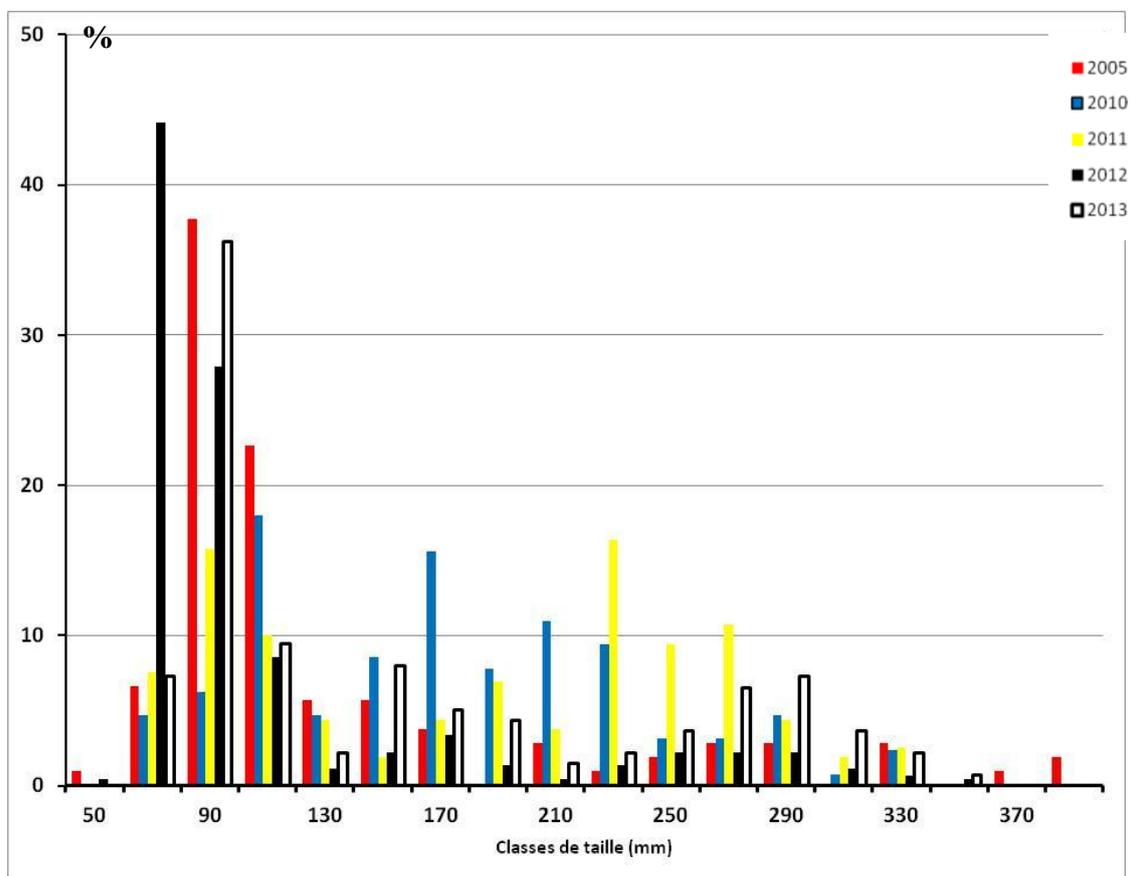


Figure 18 Structure en taille de la population de gardon

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 14 cm) (Figure 19). Les rendements de pêche concernant les alevins sont en baisse depuis 2005, sauf pour l'année 2012, et ceux des adultes similaires en 2012 et 2013.

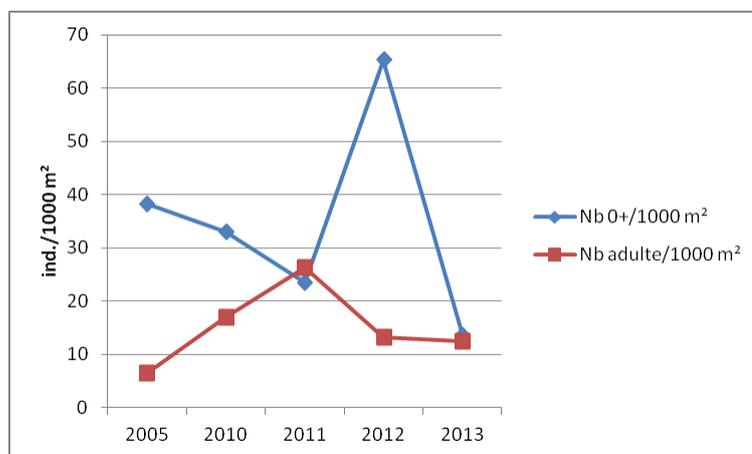


Figure 19 Rendements numériques des alevins de gardons et des gardons adultes

Les relations tailles-poids (Figure 20) sont statistiquement similaires entre les 5 années.

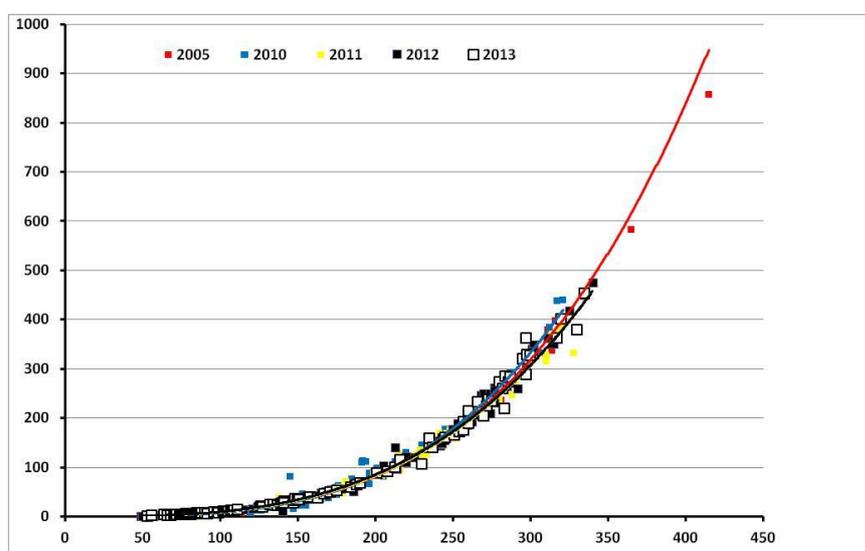


Figure 20 Relation taille – poids pour le gardon (2005-2010-2011-2012)

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 des données pour 2010, 2011, 2012 et 2013 (Figure 21). L'analyse des écailles prélevées sur les corégones capturés au cours de la campagne 2013 confirme la présence de plusieurs générations :



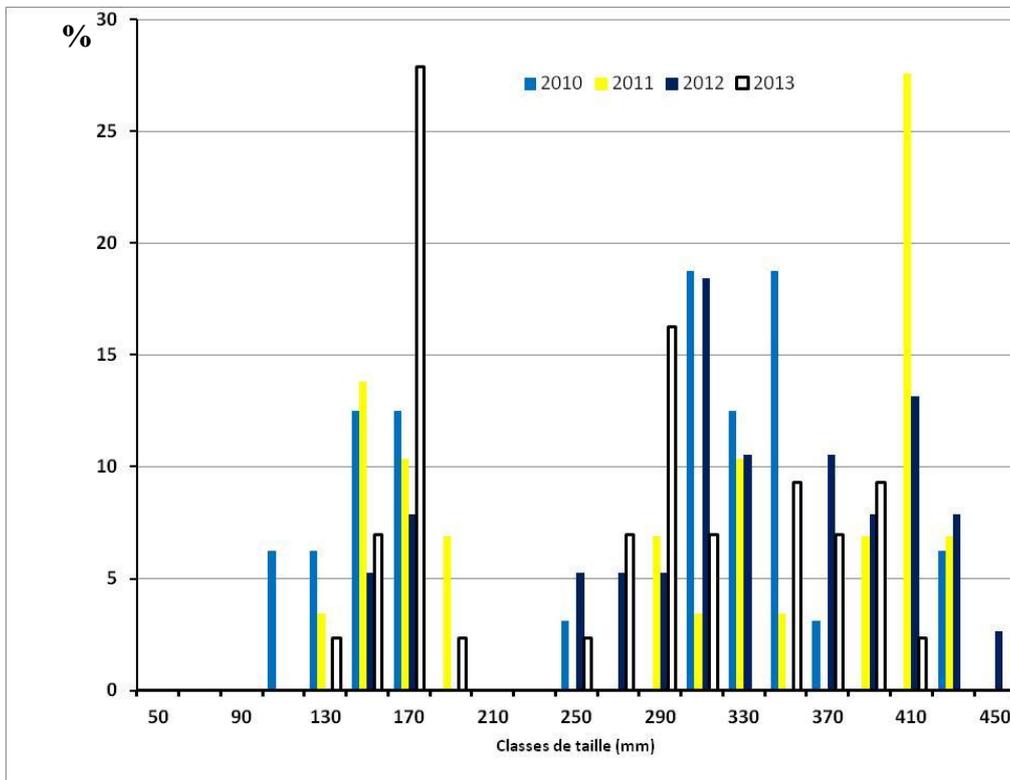


Figure 21 Structure en taille et en âge des corégones capturés en 2010, 2011, 2012, 2013

- Les corégones de l'année mesurent entre 12 et 18 cm,
- Les corégones d'1 an, nés en 2012, mesurent entre 28 et 33-34 cm,
- Les corégones de 2 ans, nés en 2011 et quelques individus de 3 ans nés en 2010, mesurent entre 38 et 45 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 quasi exclusivement 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 (Fig. 22). On constate que les rendements de corégones adultes, près de 3 corégones adultes / 1000 m², sont en baisse par rapport à 2012, mais au même niveau que 2010. En 2013, l'augmentation de l'effort de pêche, comme en 2012, nous a permis de capturer plus de 40 individus, ce qui permet d'obtenir une distribution en taille significative. Les rendements d'alevins de l'année quant à eux augmentent significativement pour atteindre le rendement le plus élevé de la chronique, identique à celui des adultes.

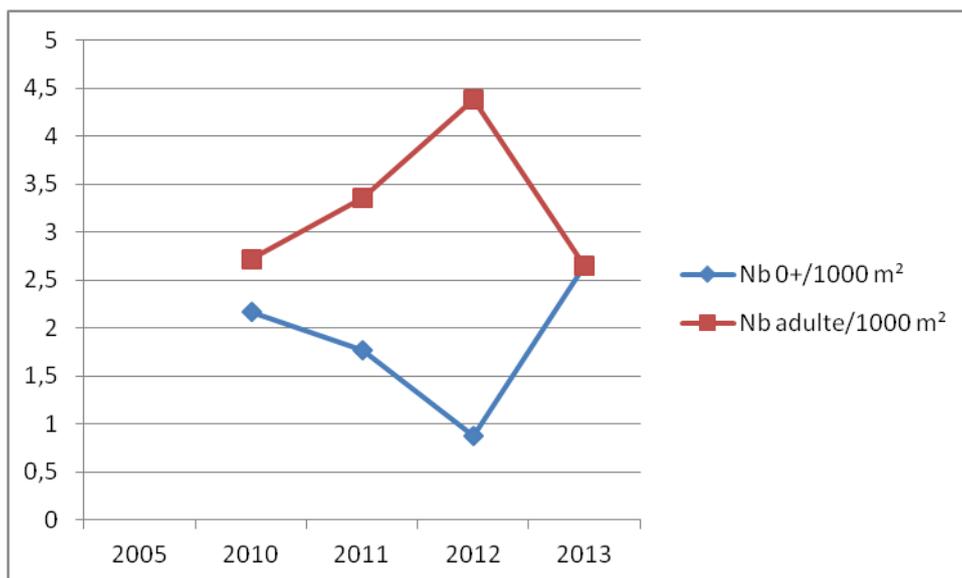


Figure 22 Rendements numériques des alevins de corégones et des corégones adultes

Les relations taille-poids entre les 4 années sont identiques (Figure 23)

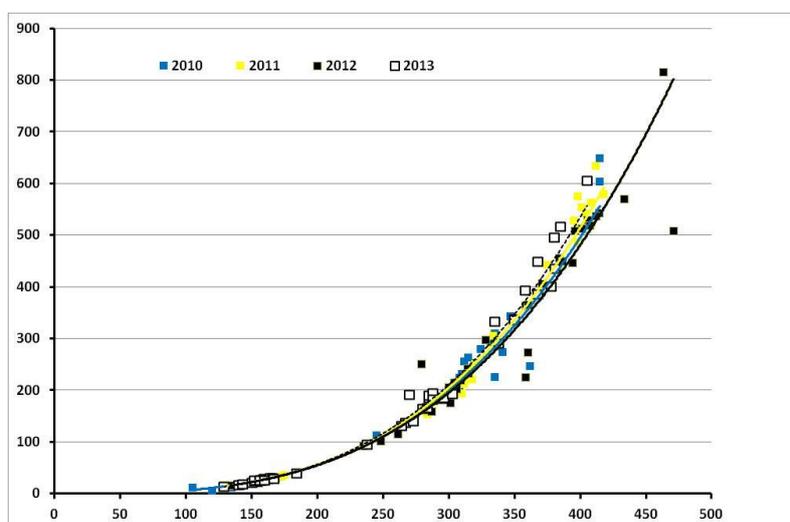


Figure 23 Relation taille – poids pour le lavaret (2010-2013)

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 24, 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 dont les effets étaient perceptibles au moment des pêches exceptionnelles, avec comme constat, au cours de la période

2000-2007, la baisse de densités des géniteurs âgés (2 ans et plus) et l'augmentation de la proportion de jeunes poissons (Fig. 24).

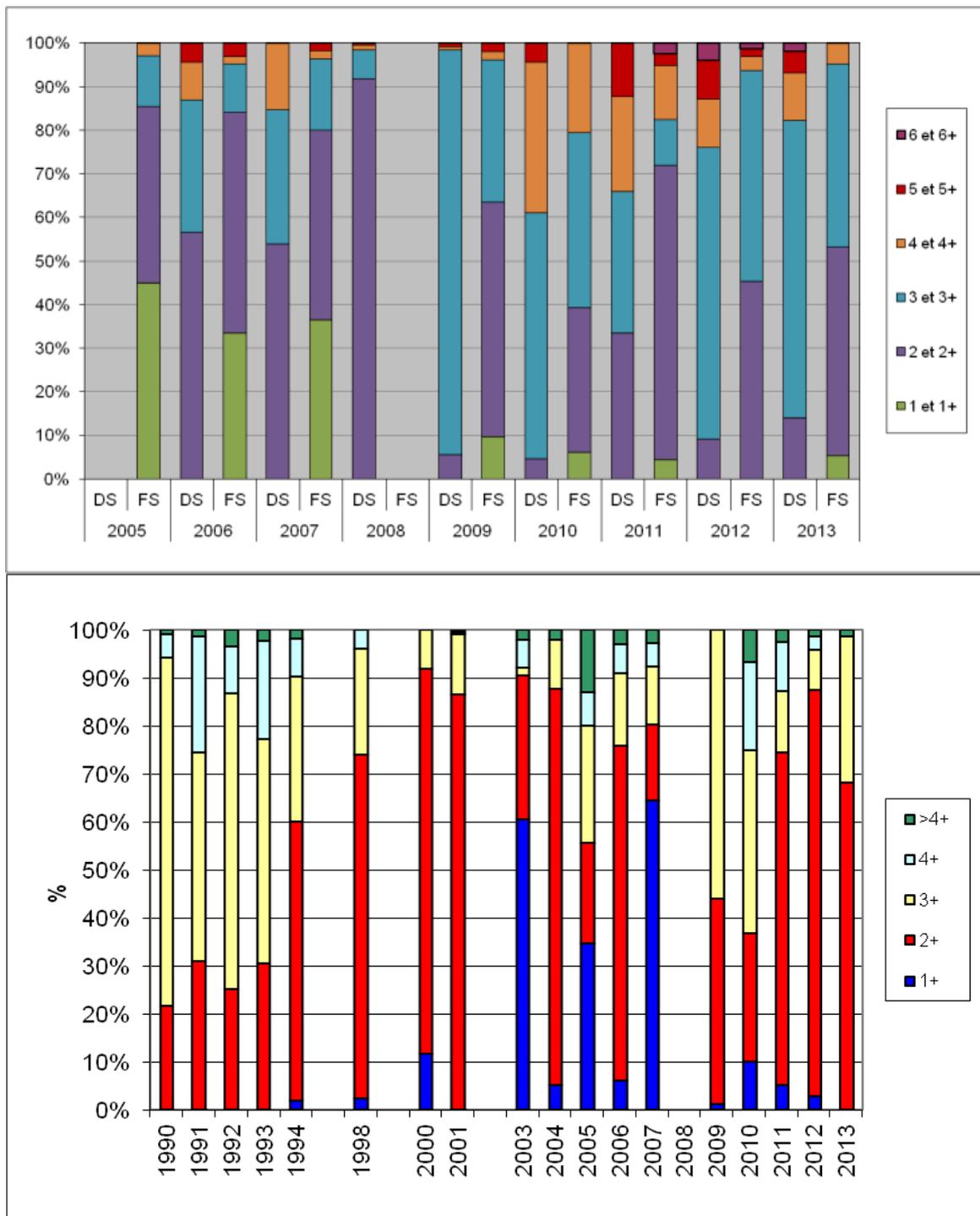
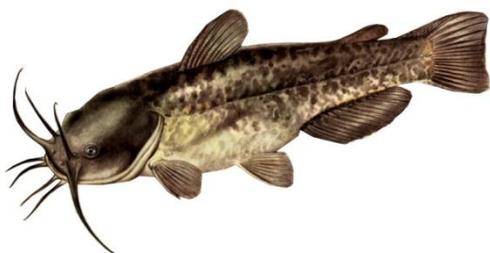


Figure 24 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (gauche, DS : début saison FS : fin saison) et structure en âge des géniteurs de corégones capturés lors des pêches exceptionnelles hivernales (droite)

L'impact de cette nouvelle mesure de gestion a été très vite perceptible et très certainement accéléré par un effet cumulé d'un arrêt de la pêche du corégone au 2^{ème} semestre 2008 (arrêté PCB levé début 2009 pour le corégone). En effet, depuis 4 ans, la structure de la population exploitée est plus

équilibrée avec un mélange de poissons de 2, 3 et 4 ans. Les plus jeunes individus sont davantage protégés et ne représentent plus qu'une part anecdotique des captures.

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 2010-2013 montrent une tendance à la reconstitution de cette population, le rendement numérique surfacique étant multiplié par 4 entre les années 2010 et 2011, sans pour autant atteindre à nouveau les chiffres de 2005. En 2013, le rendement est similaire à 2010 et 2012. La population de cette espèce ne semble pas exploser à nouveau comme en 2005.

La structure en taille de 2011, 2012 et 2013 se rapproche de celle de 2005 et s'étale entre 9 et 27 cm (Fig. 25). 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.

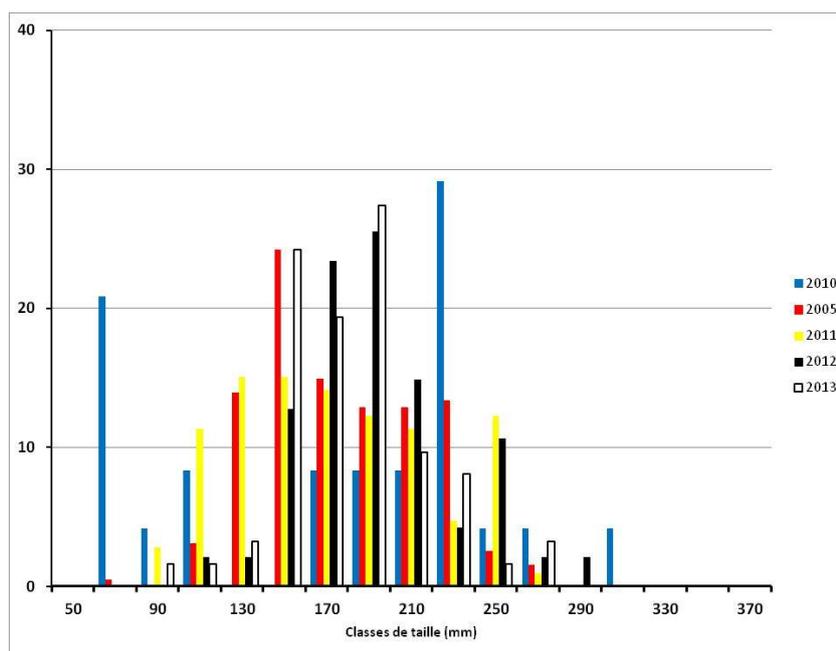


Figure 25 Structure en taille de la population de poisson chat

Les relations taille-poids (Figure 26) sont similaires entre les années, seule la courbe de 2010 se détache, du fait de quelques gros individus.

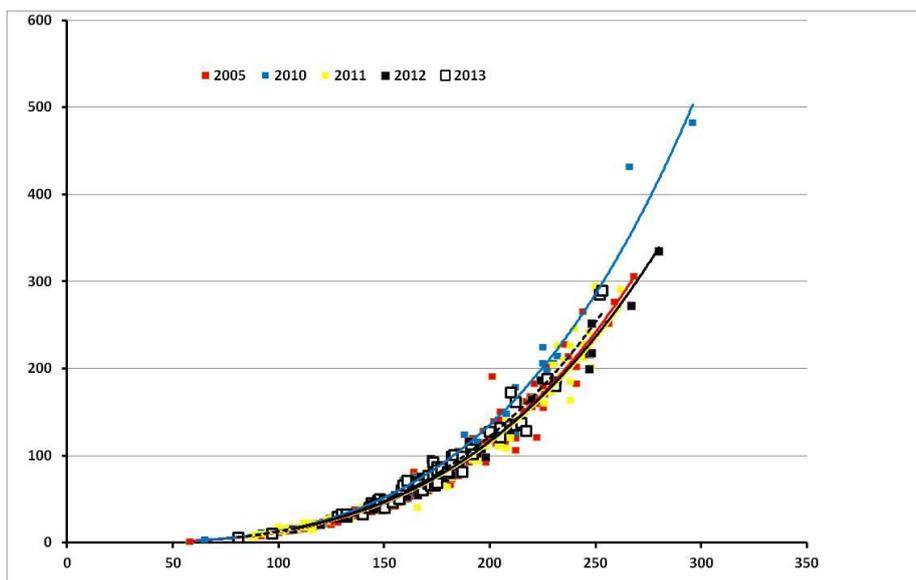


Figure 26 Relation taille – poids pour le poisson-chat (2005-2010-2012)



Le rendement numérique de la grémille a doublé en 2010-2011-2012 par rapport à 2005 et augmente encore significativement en 2013 (près de 40 ind./1000 m² contre 15 en 2005).

Les structures en taille sont très similaires entre les années (Fig. 27), mais en 2005 et 2013, la population est dominée par des poissons de 9-10 cm alors que pour 2010, 2011, 2012 le mode est centré sur des poissons de 7-8 cm. Les relations tailles-poids sont similaires (Fig. 28).

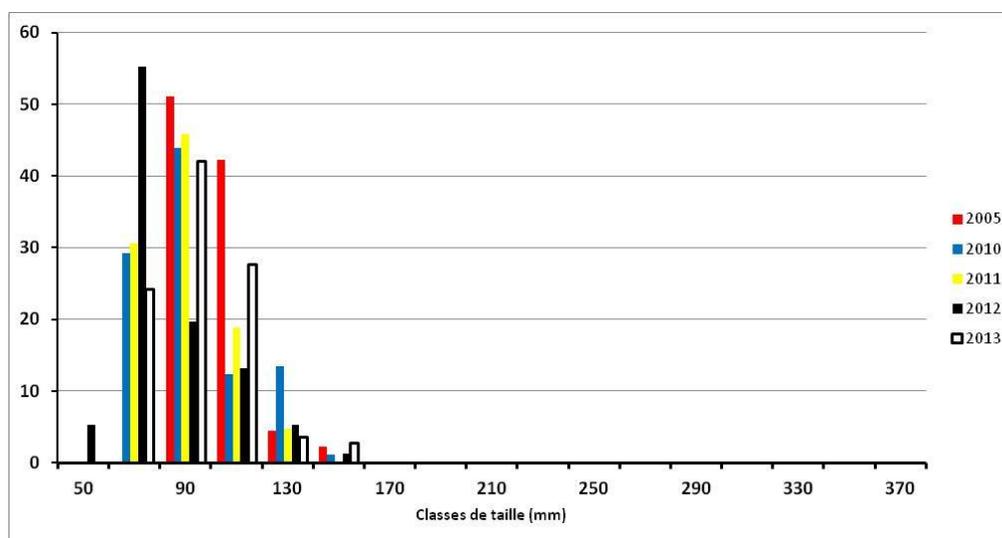


Figure 27 Structure en taille de la population de grémille

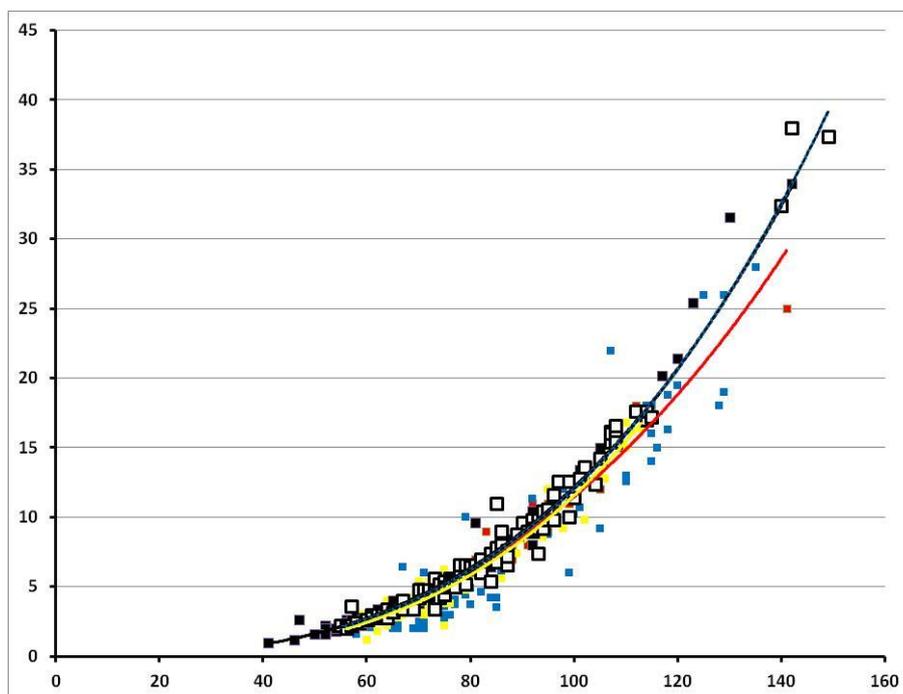


Figure 28 Relation taille – poids pour la grémille (2005-2010-2011-2012-2013)

III.3. Suivi halieutique

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

III.3.1. Statistiques de pêche professionnelle

Les statistiques de pêche des professionnels sont connues depuis 1920 mais nous avons fait le choix de ne présenter les captures qu'à partir du milieu des années 90 (Figure 27), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres comparables.

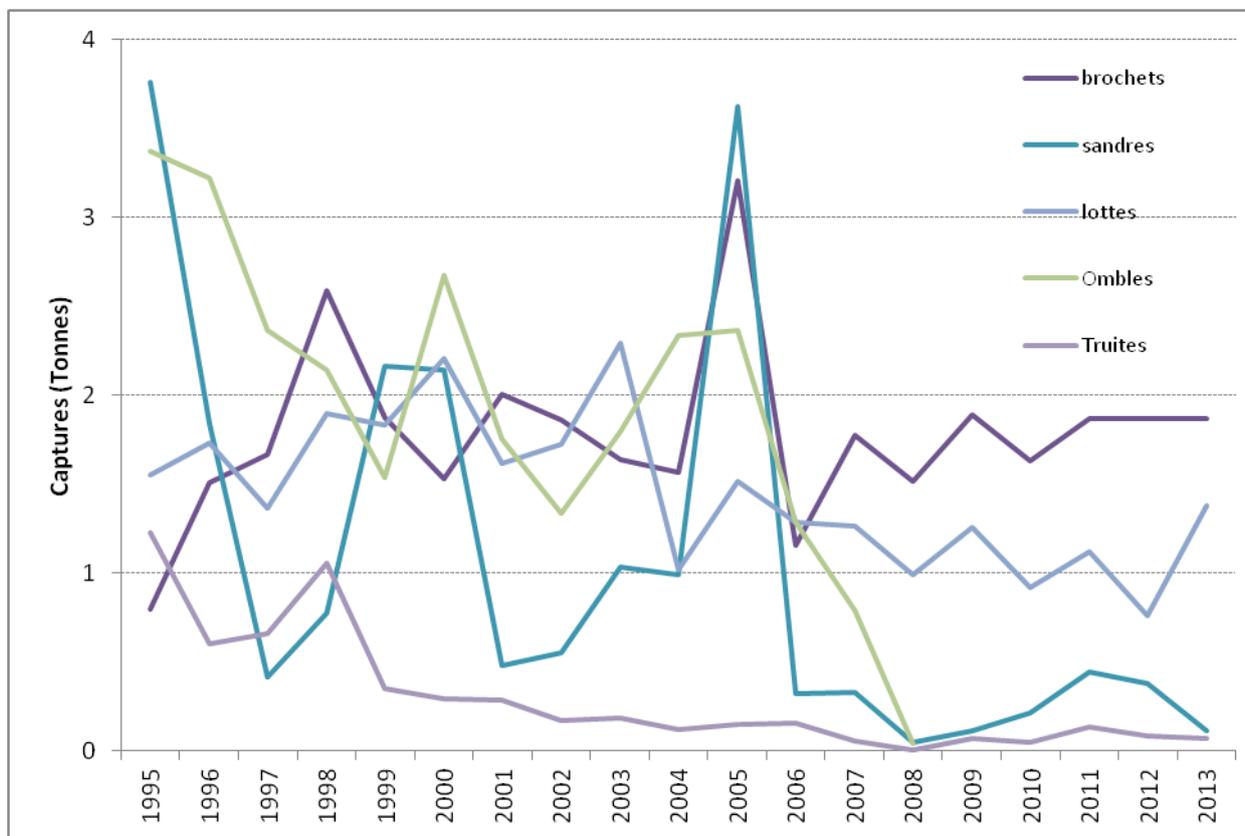
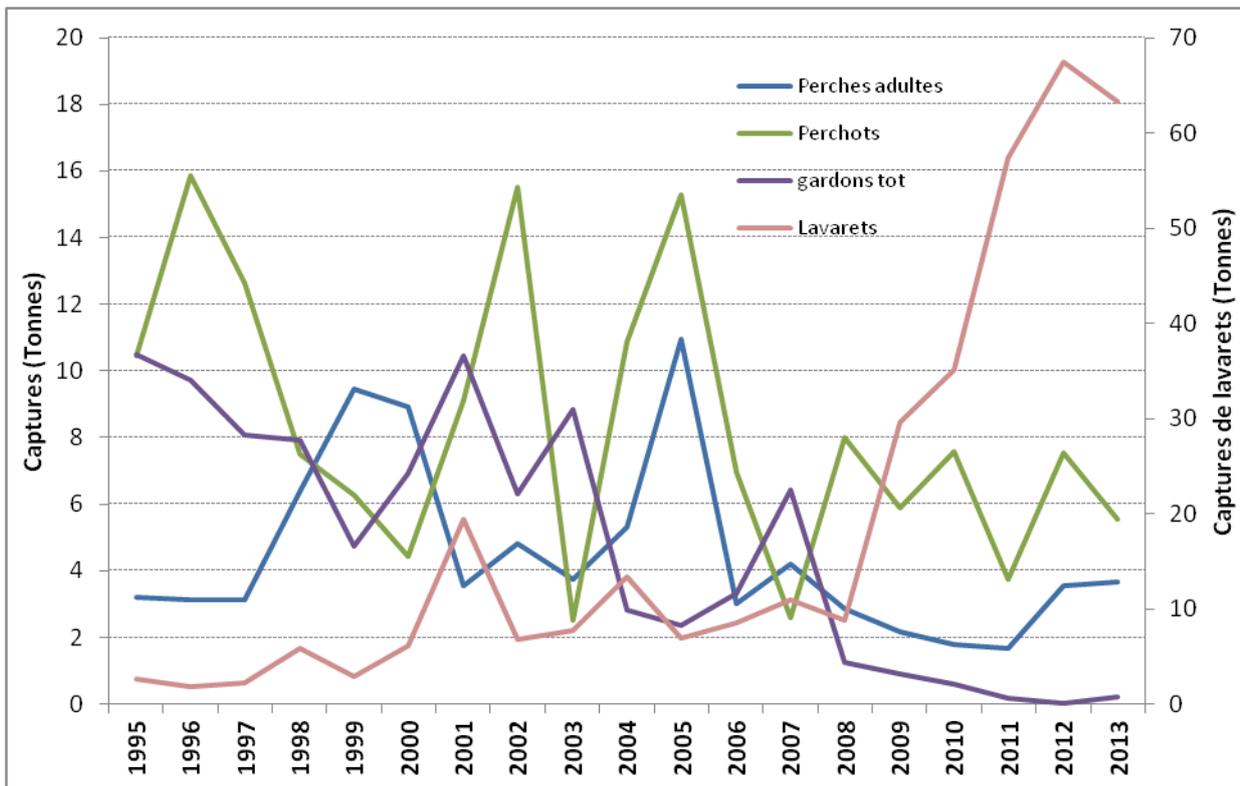


Figure 27 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2013 (données DDT73)

La saison 2013 est un peu moins bonne qu'en 2012 avec 76,2 tonnes de poissons capturés mais se classe tout de même en seconde place des meilleures années d'exploitation depuis 1995, toutes espèces confondues.

Cette année est une nouvelle fois marquée par un niveau de capture élevé de corégones (63 tonnes) qui atteint cependant pour la première fois depuis 2008 un plateau. Il faut toutefois souligner qu'un des 10 pêcheurs professionnels a pris sa retraite en début d'année 2013 et donc l'absence de captures de ce pêcheur peut biaiser en partie la comparaison avec 2012. Les pêches scientifiques, et plus précisément les rendements des filets pélagiques, révèlent cependant une légère baisse par rapport à 2012.

La perche, quelque soit le stade auquel elle est exploitée, connaît une progressive diminution depuis le milieu des années 90. En l'espace de 15 ans, les captures totales de perches (adulte + friture) sont passées d'une moyenne de 15 tonnes par an à 11 tonnes. Les variations de captures des perches adultes et des perchots de ces 4 dernières années sont relativement bien corrélées avec les variations de rendements de pêches scientifiques.

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 un peu plus de 2 tonnes 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.

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, seuls 100 à 200 kg de truites sont pêchés annuellement.

Malgré quelques fluctuations interannuelles, l'exploitation du brochet est stabilisée autour d'1,8 tonnes par an. Les captures de sandre s'effondrent une nouvelle fois en 2013, constat partagé au niveau des rendements de pêches scientifiques. Enfin, les prises de lottes, qui accusaient depuis 7 ans une baisse progressive, sont en 2013 de nouveau en hausse significative puisqu'elles atteignent 1,4 tonne. Cette tendance rejoint celle observée au cours de la campagne de pêche scientifique.

Ces évolutions doivent cependant être pondérées par le fait qu'elles sont basées sur des tonnages bruts : il faudrait les rapporter à l'effort de pêche mais cette information n'est pas toujours mentionnée dans les déclarations.

III.3.2. Statistiques de pêche amateur

Les statistiques de pêche amateur sont issues de l'exploitation des carnets de captures dont les taux de retour ont beaucoup varié entre 1990 et 2010. 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 corégone par sortie (Fig. 28). Depuis 6 ans, ceux-ci ont nettement progressé et les CPUE sont en 2013 multipliées par 5. Les variations mensuelles (Fig. 28) montrent chaque année le même schéma : c'est-à-dire 2 pics de capture, 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 2013, le rendement diminue légèrement avec moins de 2,5 corégones par sortie en moyenne mais reste dans les valeurs élevées des 3 dernières années. L'évolution saisonnière des rendements de pêche 2013 est un peu plus chaotique que les années précédentes. Le mois de septembre se caractérise notamment par une baisse inhabituelle des captures qui correspond au deuxième pic de zooplancton.

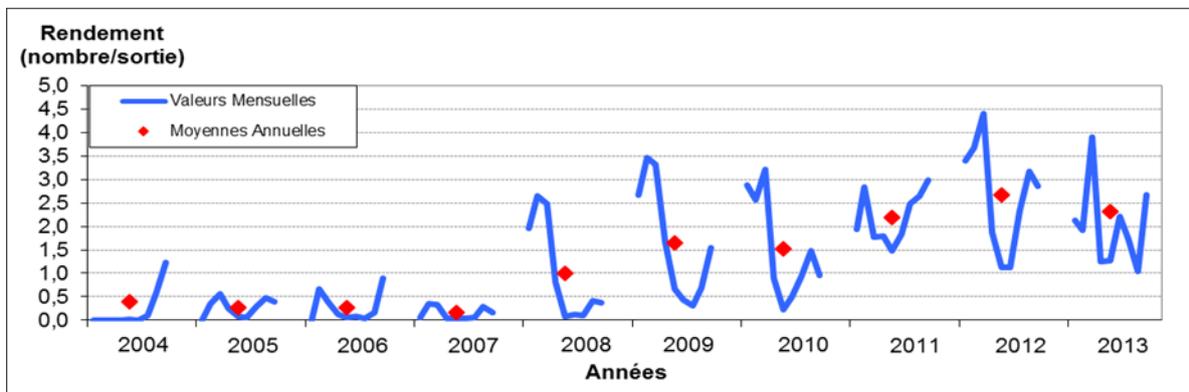


Figure 28 Rendements de capture de corégones de la pêche amateur entre 2004 et 2013

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Fig. 29). L'étude menée sur l'efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) a montré que la population d'omble chevalier du lac 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 ont fait le choix de continuer. Après une chute considérable des captures observée en 2011 et 2012, le rendement semble se stabiliser à un niveau très faible en 2013 (0,5 ombles par sortie). Alors que la baisse des captures constatée jusqu'alors pouvait être mise en relation avec une absence d'alevinage en 2009, la tendance à la stabilisation voire à une légère reprise est probablement à relier au déversement de 43 000 alevins en 2010. Cet alevinage reste toutefois bien en dessous de l'objectif de 100 000 alevins relâchés annuellement.

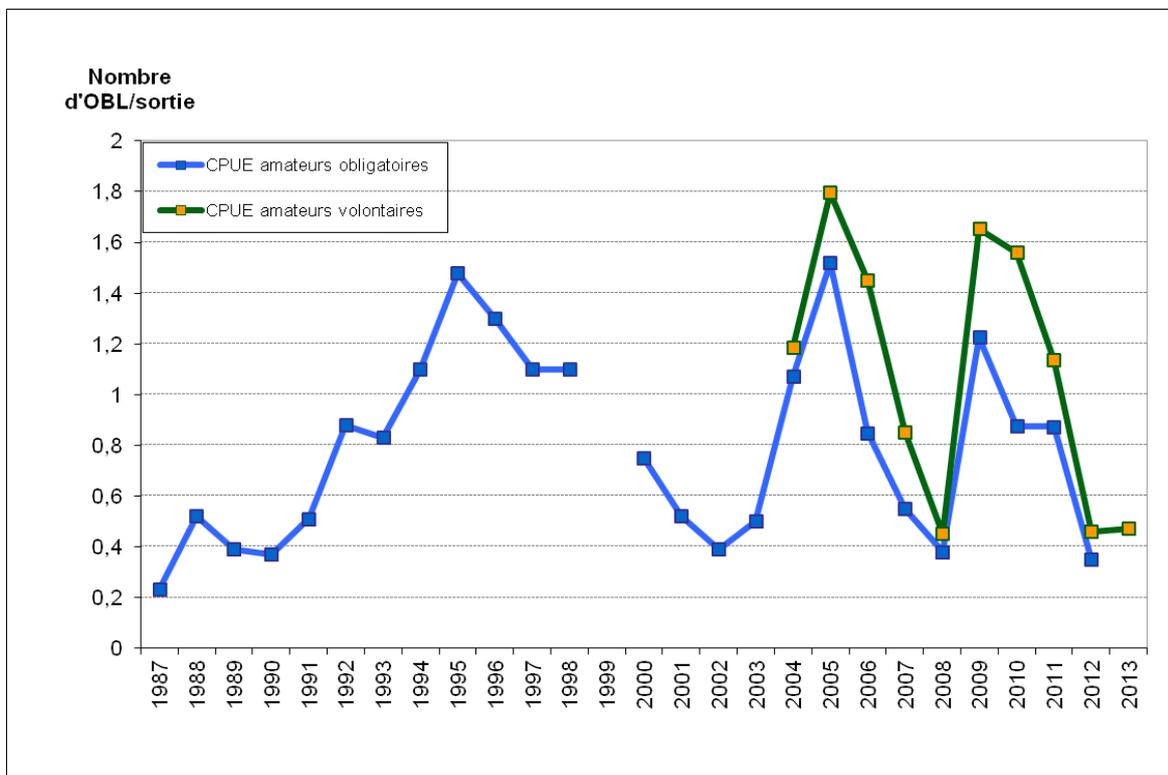


Figure 29 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2013

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 1990 et les années 2000 (Fig. 30). Au cours des 5 dernières saisons, les rendements chutent artificiellement car ils sont basés sur un nombre de sorties bateau en constante augmentation du fait de l'engouement pour le corégone. Ainsi, les captures de brochets sont mises en relation avec un nombre important de sorties au cours desquelles il n'est pas spécifiquement recherché. Pour pallier ce problème et affiner les rendements, nous avons recalculé ces rendements depuis 2008 en enlevant au nombre total de sorties, les sorties « autres » ayant entraîné uniquement des captures de lavarets. La courbe en pointillés a alors été obtenue (Fig. 30). Cette nouvelle approche témoigne donc bien d'une décroissance des captures, mais expose des chiffres moins alarmants à hauteur de 450 g de brochet/sortie, valeur plateau qui résumait les années 2000 à 2005.

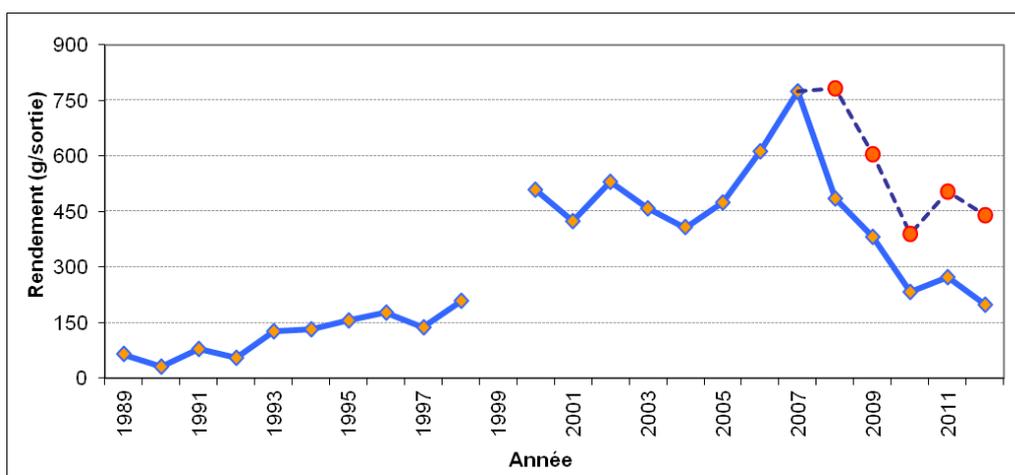


Figure 30 Rendements pondéraux des brochets

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 n'a pas été capturé en 2013, alors qu'il l'était régulièrement les années précédentes.

Le rendement de pêche pondéral observé en 2013 est stable et similaire à celui d'Annecy (environ 7 kg/1000 m² (Onema, 2007, 2010) et 12 kg/1000 m² en 2012) et aussi des lacs d'Aiguebelette et Léman échantillonnés par la même méthode. Mais si ce rendement est stable, la structure des communautés a fortement évolué depuis une dizaine d'années, face aux changements d'états du système.

Le fait le plus marquant de cette décennie est l'augmentation des prises de corégones entre les années 2005 et 2010-2011-2012-2013, 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 lavaret, observées en 2005 et celles de la période 2010-2013. La population de lavaret est à nouveau présente en grande quantité comme l'atteste les statistiques de pêches (63 tonnes pour les professionnels en 2013 contre moins de 7 tonnes en 2005). Les juvéniles de l'année sont à nouveau en augmentation dans la pêche scientifique mais le faible nombre de poissons pêchés ne permet pas d'être totalement affirmatif sur ces fluctuations observées du rendement. Le rendement de corégones adultes capturés par les pêches scientifiques diminue légèrement pour retrouver un niveau équivalent aux années 2010-2011. Les poissons âgés de 2 ans sont stables et des poissons de 3 ans apparaissent maintenant régulièrement dans les pêches scientifiques. La pêche professionnelle comme amateur, exploitent à présent 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 baisse du rendement de 0+ dans notre pêche observable en 2012 ne s'est pas poursuivie. La similarité des données sur les 4 dernières années sur cette espèce montre que la population de lavaret est stable.

Le nombre de corégones capturés au cours de cette étude, une quarantaine, 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, sous échantillonnée par la norme DCE (Decelières-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.

Pour les autres populations, les tendances sont difficiles à affirmer, car reposant sur peu d'années et des fluctuations qui ne sont pas toujours confirmés. Néanmoins on observe :

- des populations de perche et de gardon à des niveaux hauts mais fluctuants d'une année sur l'autre, du à des 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 superficielle, les 5 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 2013, il faut tout de même souligner que le rendement de captures de perches adultes a été doublé par rapport aux premières années du suivi (40 ind./1000 m² contre 20). Ce rendement reste cependant à surveiller afin de pouvoir maintenir un stock de géniteurs suffisants. Les données obtenues par acoustique confirment cette tendance d'un nombre très faible de poissons adultes dans cette couche. De plus en 2013, les tailles moyennes des individus juvéniles (~7 cm) sont inférieures à celles des années 2010 et 2011 (~10 cm), mais aussi à celles de 2012, qui affichait déjà une croissance faible (~9 cm). Les deux approches pêches et acoustique confirment cette tendance. Cette diminution de la taille moyenne à l'automne est peut être en relation avec la réoligotrophisation du lac et donc à des ressources alimentaires plus faibles et une compétition inter- et intra-spécifique plus forte, ou liée à des conditions temporaires peu favorables à leur croissance. Il faudra surveiller ces croissances dans le futur pour confirmer ou infirmer ces hypothèses.

- Pour le gardon, on observe que la cohorte de 2011 qui avait profité du faible recrutement en perchettes, observé principalement aux travers de l'échosondage (les rendements des filets benthiques étant plus stable n'avaient pas mis en évidence ce phénomène), sont présents, expliquant la présence de plusieurs générations dans les pêches.

Les données de rendement observées par la pêche aux filets benthiques sont globalement stables et 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 en zone pélagique. Les données acoustiques montrent que les abondances varient plus que la pêche le détecte. La répartition principalement littorale des filets benthiques masque en effet ces tendances, car une grande partie du stock se maintient en zone pélagique et est donc mal échantillonnée par les filets CEN.

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 puis 11 t/ an entre 2005 et 2010. 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 oligotrophe (Guillard et al. 2006) et implique une dynamique de populations de ces poissons sur un cycle 'annuel'. La taille moyenne, et donc le poids moyen plus faible observé chez les juvéniles de cette espèce, qui représente plus de 80 % des rendements numériques et plus de 30 % des rendements pondéraux, pourrait expliquer en partie cette baisse du rendement global.

La population de sandres dont les captures de la pêche professionnelle stagnent depuis 2005 autour de 200 kg semble être en péril, puisque cette année pour la première fois, aucun individu n'a été capturé. 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 2013 a vu un nombre de brochets capturés équivalent à 2011, une année considérée comme faible. On observe une alternance d'année plus forte, 2010, 2012 et plus faible 2011, 2013. Mais cette espèce a une capturabilité très variable par les filets et les rendements ne reflètent pas forcément le stock. Les données halieutiques semblent montrer une certaine stabilité.

Le poisson chat, espèce prolifique et très résistante aux variations trophiques et climatiques retrouve un niveau équivalent à 2012. Ses populations, dont les densités restent cycliques, sont toutefois très vulnérables à certaines épidémies infectieuses d'origine bactérienne ou virale et peuvent être décimées, comme cela a été le cas en 2007, par des mortalités massives, seul facteur contrôlant leur expansion.

La population de grémille continue à progresser depuis 2005. Les rendements de capture ont doublé entre 2005 et 2010-11-12 et ont une nouvelle fois augmenté en 2013. 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 et une diminution du pacage lacustre, les rendements de la pêche amateur, qui continue à l'exploiter, semblent se maintenir à un niveau satisfaisant. Toutefois, les captures amateurs restent liées aux niveaux d'alevinage de 2007-2008 (~100.000 alevins/an). Après 2008, l'alevinage est quasi nul et les rendements de capture des années suivantes seront intéressants à suivre car elles seront étroitement corrélées au recrutement naturel. Quoi qu'il en soit, les conditions favorables à son maintien voir avec son accroissement ne semblent pas encore atteintes, puisque les prises sont trop peu nombreuses pour être significatives. Le constat est aussi vrai au Léman où 30 années de restauration n'ont pas encore suffi à ce que cette ressource soutienne l'effort de pêche (Caudron et al. 2014)

Les relations tailles-poids des principales espèces sont similaires entre les années, mais sans que l'on puisse en tirer de conclusion à l'heure actuelle. Une étude plus fine pourra être réalisée en croisant courbes de croissance et taille des 0+.

Les principaux résultats sont donc *i*) la stabilisation de la population de lavaret, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, et la régression d'espèce indicatrice d'un milieu de moins bonne qualité comme le sandre ; *ii*) un état a priori stable des autres composantes piscicoles du peuplement, avec des fluctuations assez fortes des rendements de juvéniles de perches, mais qui restent à un niveau haut ; en 2013 on observe une croissance plus faible des juvéniles de perches ; *iii*) 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 poissons 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 effectivement 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 le long terme. 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. 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.

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 Françoise Kerrien 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 sont 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 2013, le présent bilan a été réalisé à partir de 12 analyses effectuées en production (pompages et réservoirs) et 30 analyses effectuées en distribution (robinet du consommateur).

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 bactériologique, une eau distribuée doit satisfaire aux exigences définies en tant que limites de qualité ou en tant que références de qualité, fixées par le Code de la Santé. 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 : la limite maximale de qualité est fixée à 50 mg/l (une valeur guide étant donnée à 25 mg/l) ;
- la concentration en fluorures : 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) : 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 : la limite de qualité est fixée à 1 µg/l pour les eaux distribuées, ce paramètre n'étant mesuré que lorsque les eaux brutes sont susceptibles de connaître des proliférations cyanobactériennes (ce qui a été 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 pas trop élevés (la présence de sulfates par exemple).

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 doit être 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.rhonealpes.sante.fr>, rubrique Veille sanitaire - Prévention et Santé publique / Environnement de A à Z/ Eau potable). 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 bactériologique au cours de l'année 2013 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 12 et 17 °F ; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations voisines de 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, notamment la présence d'atrazine et d'atrazine-déséthyl à des concentrations de 0,02 µg/l. Concernant la recherche des microcystines (toxines produites par certaines cyanobactéries), la présence de microcystines a été détectée à une teneur égale à 0,17µg/l (inférieure à la limite de qualité) dans l'eau distribuée à Aix-les-Bains en 2013.

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 bactériologique en 2013 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 10 et 18° F ; elle contient peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2 et 6 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 2013, notamment la présence d'atrazine-déséthyl à une concentration de 0,05 µg/l. Concernant la recherche des microcystines, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée à Tresserve en 2013.

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 bactériologique en 2013 avec un pourcentage de conformité mesuré à 100 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 13 et 16° F ; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2 et 3 mg/l. Concernant les pesticides, des traces d'atrazine, d'atrazine-déséthyl, de simazine et de diuron à hauteur de 0,01µg/l ont été détectées en 2013 dans l'eau eau brute du pompage. D'autre part, les analyses de recherche de microcystines n'ont montré aucune concentration détectable lors des prélèvements effectués.

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget puis distribuées en 2013 ont été de bonne qualité bactériologique 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* et Entérocoques 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.

II. Qualité des eaux de baignade

II.1. Éléments concernant le contrôle sanitaire

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

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

- 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). Actuellement :

- l'eau d'une baignade est considérée comme étant de **Bonne Qualité** lorsque les germes *E. Coli* sont < 100 UFC (Unité formant colonie) pour 100 ml d'eau prélevée et les entérocoques intestinaux sont également < 100 UFC/100ml ;
- l'eau d'une baignade est considérée de **Qualité Moyenne** lorsque les *E. Coli* sont compris entre 100 et 2000 UFC/100 ml et les entérocoques intestinaux sont supérieurs ou égaux à 100 UFC/100 ml ;
- enfin une eau est considérée comme étant de **Mauvaise Qualité** lorsque les *E. Coli* sont supérieurs ou égaux à 2000 UFC/100 ml et baignade distinguera les valeurs impératives (à ne pas dépasser) fixées à 2000 *E. Coli* et 10 000 coliformes totaux dans 100 ml d'eau et également les entérocoques intestinaux sont supérieurs ou égaux à 100 UFC/100 ml.

II.2. Éléments 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 de la saison permet d'apprécier globalement la qualité sanitaire d'une baignade. Elle se traduit par les 4 classes de qualité suivantes : A, B, C

ou D. Les informations concernant la qualité des eaux de baignades sont consultables sur le site : <http://baignades.sante.gouv.fr>

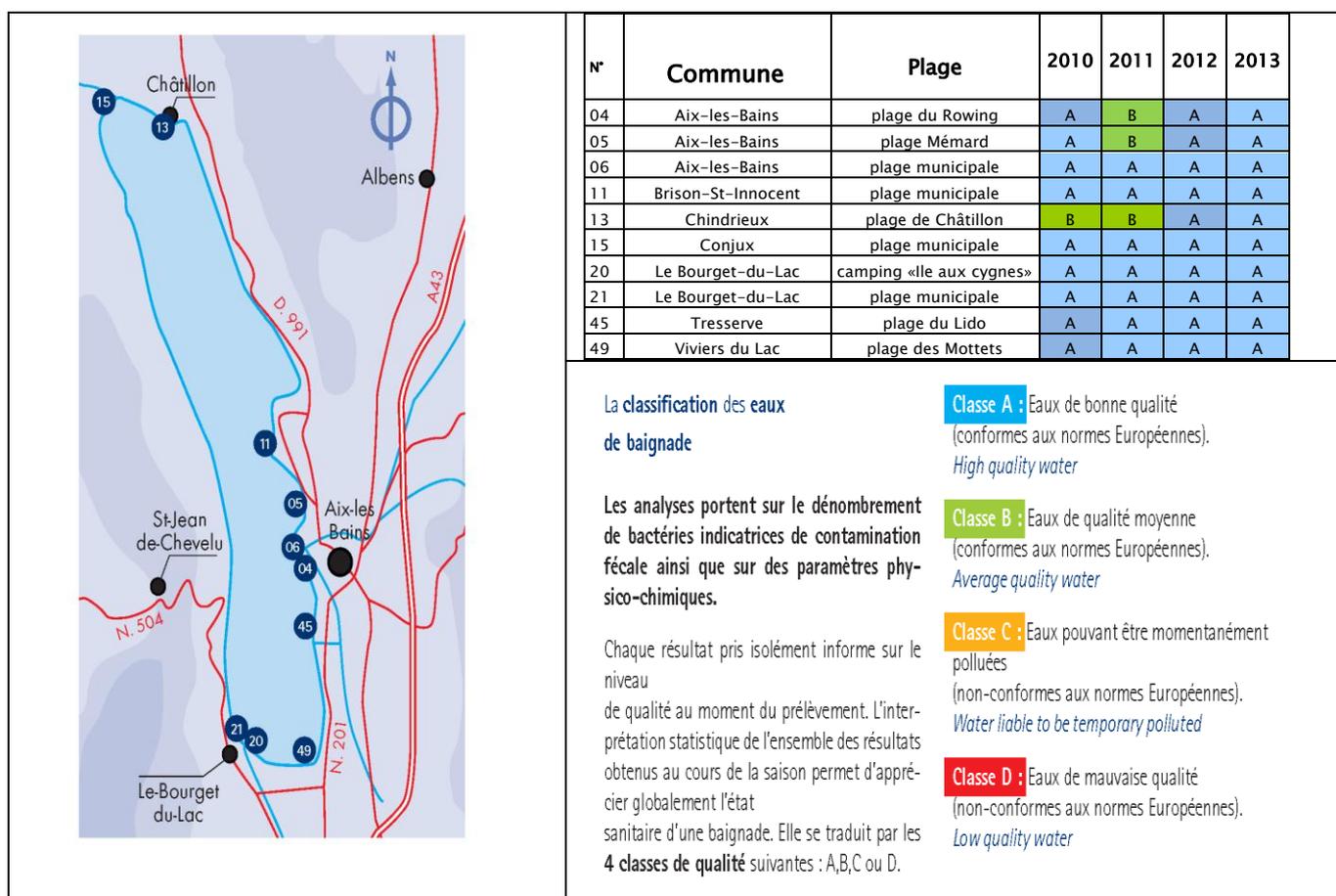
II.3. Conformité des plages du lac du Bourget

Le bilan de la qualité des plages du lac du Bourget de 2010 à 2013 est donné par la figure ci-dessous. Les 10 baignades aménagées sont classées en catégorie A ou B, c'est-à-dire conformes aux normes de qualité.

En 2013, l'eau a été de bonne qualité pour les 10 baignades surveillées du lac du Bourget. On constate notamment qu'entre 2011 et 2013, 3 plages (plage du Rowing et plage de Mémard à Aix-les-Bains, plage de Châtillon à Chindrieux) ont vu leur qualité d'eau s'améliorer et sont passées du statut d'« eaux de qualité moyenne, classées B » à celui d'« eaux de bonne qualité, classées A ». Dans la même période les eaux de toutes les autres plages situées en bordure du lac du Bourget sont restées de qualité constante, à savoir « eaux de bonne qualité, classées A ».

On observera que sur les 4 dernières années, aucune plage n'a été classée avec des eaux momentanément polluées (classées C) ou de mauvaise qualité, impropres à la baignade (classées D).

**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 concentrations faibles, réduisant considérablement la teneur en chlorophylle *a*, la biomasse et la composition phytoplanctonique.

La cyanobactérie *Planktothrix rubescens* a presque complètement disparu (quelques filaments ayant été comptés en 2013, uniquement entre début octobre et début novembre) 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, même si aucune cyanobactérie toxique n'a été détectée en 2013, tout comme en 2012, l'observation du développement de certaines espèces encore typiques de milieux riches appelle à ce 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'augmenter et que le réchauffement des eaux est significatif (des facteurs toujours susceptibles de favoriser des proliférations algales).

2013 est la première année où la biomasse phytoplanctonique annuelle est passée sous le seuil des 1 mg/L. Elle a effectivement considérablement diminué entre 2012 et 2013, et cela semble être lié aux baisses de phosphore mais aussi à une météorologie plus clémente au développement à des périodes clefs.

Les valeurs 2013 replacées dans le tableau de classification des écosystèmes d'eau douce vis-à-vis de leur degré d'eutrophisation suivant l'OCDE permet de s'en convaincre :

Trophic status	TP (median) (µg/l)	Chlorophyll a (median) (µg/l)	Chlorophyll a maxima (µg/l)	Secchi (median) (m)	Secchi minima (m)
Ultra-oligotrophe	<4	<1	<2.5	>12	>6
Oligotrophe	<10	<2.5	2.5-8	>6	>3
Mesotrophe	11	3,1	10,5	6-3	2,8
Eutrophe	10-35	2.5-8	8-25	3-1.5	3-1.5
Hyper-eutrophe	>100	>25	>75	<1.5	<0.7

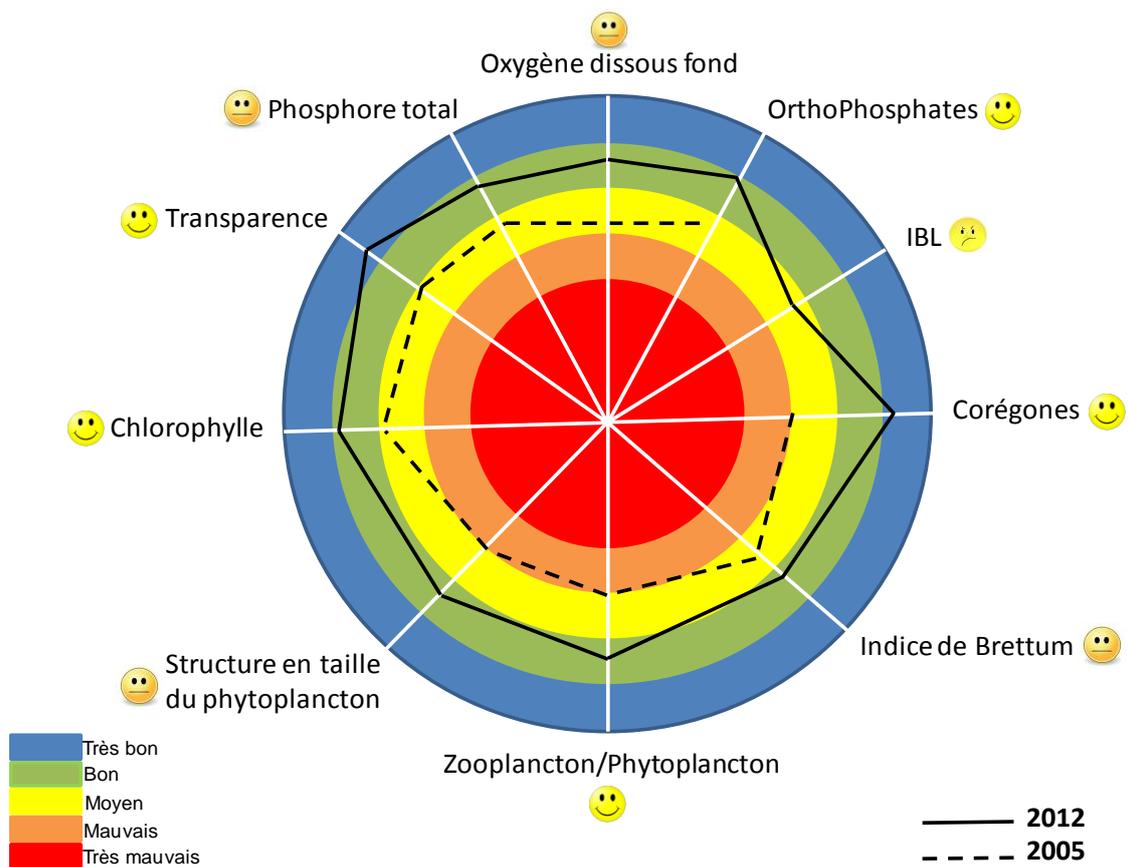
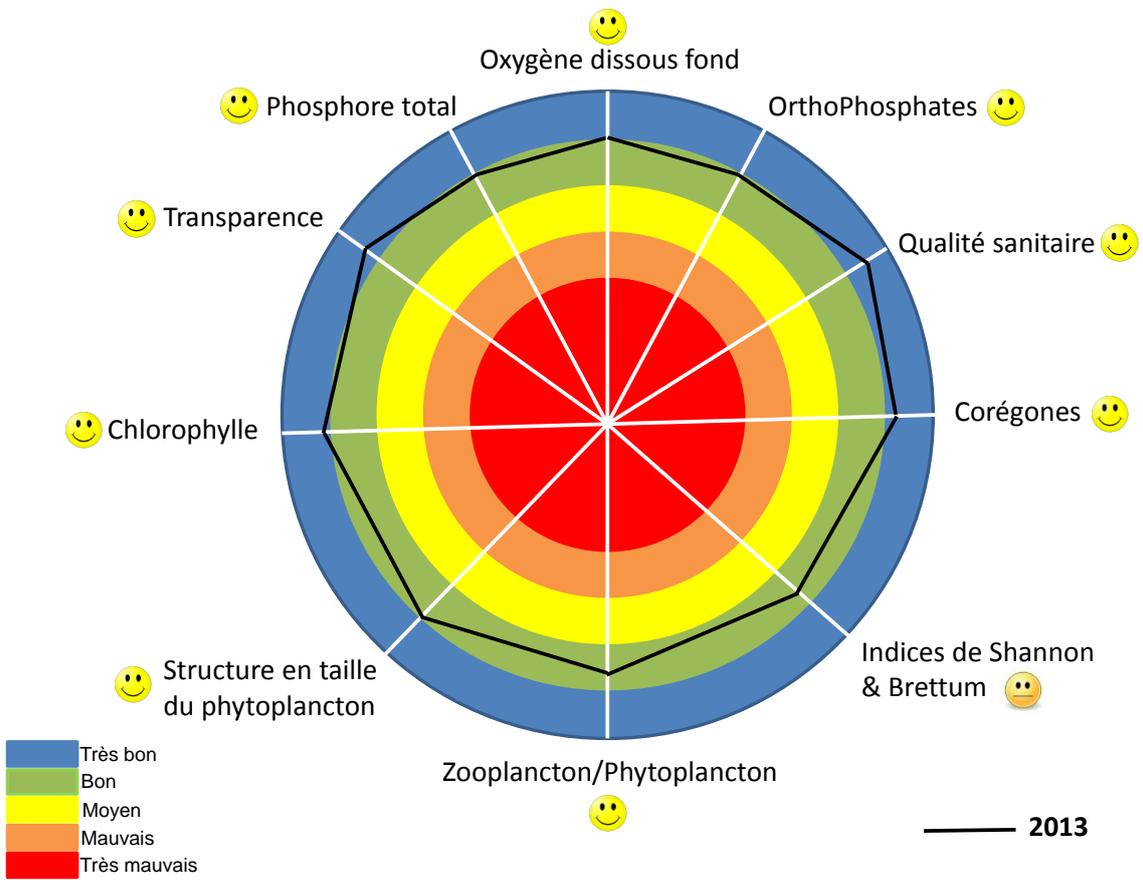
Les picocyanobactéries sont abondantes et il est possible que leur activité soit déjà très importante dans le fonctionnement de l'écosystème tout au long ou à certaines périodes de l'année et/ou profondeur. En effet, ce compartiment pourrait être responsable de près de la moitié de la production primaire à certains moments de l'année et la proportion du picophytoplancton a augmenté de manière significative entre les années 2003-2009 et 2010-2013. La proportion en 2013 de l'ordre de 14% est un record. Ce groupe constitue sans nul doute un bon indicateur des changements en cours et à venir.

La concentration du zooplancton n'a jamais été aussi faible et la dynamique saisonnière des microcrustacés aura révélé une dynamique qui reste caractéristique des lacs oligo-mésotrophes, allant dans le sens d'une amélioration significative de la qualité du lac du Bourget. Il est fort à parier que les tendances observées dans chacun des compartiments de cet « indicateur » traduisent une évolution dans les relations prédateurs-proies s'opérant au sein du lac du Bourget, avec la plus forte proportion de formes pico- et nanoplanctoniques et considérés comme de bonne qualité nutritionnelle. Le rapport entre les biomasses zooplanctonique et phytoplanctonique a d'ailleurs augmenté de manière significative entre les années avant 2009 et après 2009, suggérant une amélioration marquée de l'efficacité trophique du lac.

Convergeant avec les autres paramètres révélant l'amélioration de la qualité des eaux du lac du Bourget (comme par exemple la forte augmentation de la transparence des eaux), mais allant au-delà (c'est-à-dire associé à une gestion durable de la ressource), le retour du lavaret a été confirmé avec des stocks et rendements record. Cette population, caractéristique des milieux oligo-mésotrophes, est en effet indicatrice de l'amélioration de la qualité des eaux du lac. L'image du peuplement de poissons, avec la régression des espèces indicatrices de milieu de moins bonne qualité (e.g. le sandre) et la stabilisation de la population de lavaret, permet donc de confirmer les tendances nettes à l'amélioration de la qualité des eaux du lac du Bourget observées aux travers des autres indicateurs mais également d'une bonne gestion de l'écosystème.

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) a poussé le CISALB à proposer un nouvel échéancier à 2021. Il ne fait aucun doute que les prochaines années devraient voir cet objectif atteint et conforté.

La Figure ci-dessous propose une vision synoptique de l'état écologique du lac du Bourget en 2013. Pour mémoire, cette représentation, proposée pour la première fois dans le précédent rapport et comparant 2005 et 2012 est également rappelée.



Le lac du Bourget continue sa progression sur la voie de la réoligotrophisation. A ce rythme, il pourrait basculer dans la catégorie des lacs oligotrophes plus rapidement que prévu (avant 2015). Son statut écologique pélagique peut être aujourd'hui qualifié d'oligo-mésotrophe.

Les mesures de restauration prises au lac du Bourget ont permis un abatement exemplaire de la charge en phosphore total dans le lac et le seuil des $10 \mu\text{gP.L}^{-1}$ est en passe d'être atteint (dès l'année prochaine peut être ?). Les biomasses phyto- et zooplanctonique n'ont jamais été aussi basses et le stock de corégones n'a pas progressé. D'après Gerdeaux et al. (2006), le rendement de pêche en salmonidés est à son maximum pour des concentrations en Ptot comprises entre 10 et $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ et celui des corégones est plutôt compris entre 20 et $30 \mu\text{g.L}^{-1}$. La règle ne semble pas complètement s'appliquer au lac du Bourget qui n'est pas un lac à faible stock de corégones et qui a vu ce stock augmenter ses dernières années avec des concentrations en Ptot baissant pourtant significativement entre 2009 et 2013 de 20 à $11 \mu\text{g.L}^{-1}$. Il est toutefois possible que la production de corégones sur le Bourget ait aujourd'hui atteint son maximum (ou optimum) et la poursuite de la réoligotrophisation du lac risque donc de se répercuter sur cette ressource, à moins que ... le zooplancton trouve d'autres sources de nourriture que le phytoplancton, que les perchettes de l'année ne passant pas l'hiver contribuent à la fertilisation du lac (comme à Annecy - mais cela supposera d'arrêter leur pêche au Bourget), ou encore de mieux contrôler le développement du phytoplancton (pas par la réduction des nutriments mais) en augmentant la pression de pêche sur les poissons planctonophages. Il ne faut pas perdre de vue que la complexité est ici renforcée par les aléas du changement climatique dont on ne connaît pas vraiment les conséquences sur le fonctionnement lacustre. 2014 a par exemple connu l'hiver le plus chaud depuis plus de 100 ans. Quelles seront ces conséquences sur les concentrations en nutriments, en phyto- et zooplancton et finalement en poissons ? Ne perdons pas de vue non plus que l'effort de pêche tout comme l'arrivée de juvéniles peuvent fluctuer d'une année. Face à ces incertitudes, il ne fait aucun doute qu'une importante réflexion devra être engagée au cours d'ici à la fin du contrat 2013-2015 pour préparer au mieux le prochain.

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.
- CISALB. 2008. Gestion de la ressource piscicole du lac du Bourget. Rapport 76 p.
- CISALB. 2011. Suivi 2010 des populations piscicoles exploitées par la pêche amateur en bateau sur le lac du Bourget. Rapport 53 p.
- Clady MD. 1976. Influence of temperature and wind on the survival of early stages of yellow perch (*Perca flavescens*). C.J.F.A.S. 33:1887-1893.
- Cury PM, Shin YJ, Planque B, Durant JM, Fromentin JM, Kramer-Schadt S, Stenseth NC, Travers M, Grimm V. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. Trends Ecol. Evol. 23: 338-346.
- De Bernardi R, Giussani G. 1978. The effect of mass fish mortality on zooplankton structure and dynamics in a small Italian lake (Lago di Annone). Verh. Internat. Verein. Limnol. 21:285-295.
- Decelières-Vergés C. 2008. Caractérisation des métriques issue de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu. Thèse Univ. de Savoie, 165 p.
- Decelière-Vergès C, Guillard J. 2008. Assessment of the pelagic fish communities: consequences for the lake fish monitoring. Knowl. Manage. Aquat. Ecosyst. 389:04.
- Degiorgi F, Cachera S, Guillard J, Raymond JC, Vergés C. 2006. Synthèse des études piscicoles effectuées sur le lac du Bourget entre 2003 et 2005. Etat de santé du peuplement piscicole Facteur limitant ou ralentissant la restauration. Proposition de remédiation et de gestion halieutique. Cisalb, 73 p
- Diner N, Marchand P. 1995. Acoustique et Pêche Maritime. Ed. IFREMER, Plouzané, 147 p.
- Dittrich M, Kurz P, Wehrli B. 2004. The role of autotrophic picocyanobacteria in calcite precipitation in an oligotrophic lake. Geomicrobiol. J. 21:45-53.
- Dubois JP, Gillet C, Hilgert N, Balvay G. 2008. The impact of trophic changes over 45 years on the Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, population of Lake Geneva. Aquat. Liv. Resour. 21:1-10.

- Druart JC, Rimet F. 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes, pp 1-200.
- Emmrich M, Winfried IJ, Guillard J, Rustadbakken A, Vergès C, Volta P, Jeppesen E, Lauridsen T, Holmgren K, Argillier C, Mehner T. 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshw. Biol.* 57:2436-2448.
- Forbes ST, Nakken O. 1972. Manual of methods for fisheries resource survey and appraisal. Part. 2, The use of acoustic instruments for fish detection and abundance estimation. *FAO Manuals in Fisheries Science* 5.
- Gascuel D, Bez N, Forest A, Guillotreau P, Laloë F, Lobrya J, Mahévas S, Mesnil B, Rivota, E, Rochette S, Trenkel V. 2011. Future for marine fisheries in Europe (Manifesto of the Association Française d'Halieumétrie). *Fish. Res.* 109:1-6.
- Gerdeaux D, Anneville O, Hefti D (2006) Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecol.* 30:161-177.
- Giguet-Covex C, Arnaud F., Poulenard J., Enters D., Reyss J.L., Millet L., Lazzarotto J., Vidal O., 2010. Sedimentological and geochemical records of past trophic state and hypolimnetic anoxia in a large, hard-water Lake Bourget, French Alps. *J. Palaeolimol.* 43:171-190.
- Gillet C. 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. In Gerdeaux D (éditeur) gestion piscicole des grands plans d'eau, INRA, Paris, pp 241-282.
- Gillet C, Quetin P. 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *J. Fish Biol.* 69: 518-534.
- Gliwicz ZM. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekologia Polska* 17:663-708.
- 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-Treytore C, Lazzarotto J, Paolini G, Perga ME, Perney P, Rimet F, Verneaux V. 2013. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2012. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 227 pages.
- Jacquet S, Kerimoglu O, Rimet F, Paolini G, Anneville O. Cyanobacterial bloom termination: the story of the disappearance of *Planktothrix rubescens* from a large restored deep peri-alpine lake. *Freshw. Biol.* (en révision).
- 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, Tadonlélé R, Rimet F, Druart JC, Guillard J, Dokulil MT. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiol.* 633:67-74.
- Kamjunke N, Straile D, Gaedje U. 2009 Response of heterotrophic bacteria, autotrophic picoplankton and heterotrophic nanoflagellates to re-oligotrophication. *J. Plankt. Res.* 31:899-907.
- Kansanen PH, Paasivirta L, Vayrynen T. 1990. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland. *Hydrobiol.* 202:153-170.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.
- Laplace-Treytore 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-Treytore 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. *Great 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. Plankt. 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, Kryš 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.
- Tadonl  k   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 agrandi à une ou deux personnes supplémentaires.

Membres du comité

MEMBRES PERMANENTS	
M. DORIOZ	UMR CARRTEL – <i>Transfert et flux de nutriments – Bassin versant</i>
M. GUILLARD	UMR CARRTEL – <i>Ecologie piscicole – Bio-indication</i>
M. JACQUET	UMR CARRTEL – <i>Réseaux trophiques – Bio-indication – Responsable scientifique du suivi</i>
M. MIQUET	Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie – <i>Macrophytes et avifaune</i>
M. NAFFRECHOUX	LCME – <i>Chimie environnementale et (micro)polluants</i> <i>Président du comité scientifique</i>
M. PAOLINI	CALB – <i>Suivi limnologique et de la qualité des eaux</i>
M. PELTE	Agence de l'eau RMC – <i>Molécules toxiques et/ou émergentes</i>
M. RAYMOND	ONEMA – <i>Unité lacs – Etude piscicole</i>
MEMBRES INVITES PERMANENTS	
MME. KLEIN	CIPEL – <i>Responsable du suivi environnemental du Léman</i>
M. ZANELLA	SILA – <i>Responsable du suivi environnemental du lac d'Annecy</i>
MEMBRES DU CISALB	
M. JALINOUX	CISALB – <i>Directeur</i>
M. CACHERA	CISALB – <i>Suivi lacustre et rivière – Ecologie Piscicole</i>

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

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe II

Calculs

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

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

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

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

Biovolume = N x biovolume spécifique (μm^3)

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

Unité : μm^3 / ml

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

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

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

Avec

H : indice de Shannon

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
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0	0	0	1	4	5
<i>Aphanocapsa musicola</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanocapsa parasitica</i> f <i>dinobryonis</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanothece clathrata</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece clathrata</i> var. <i>rosea</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece saxicola</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Chroococcus limneticus</i>	1	3	3	2	1	0
<i>Chroococcus minutus</i>	1	1	6	1	1	0

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

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

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

Finalement l'indice Brettum BI est calculé comme suit :

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

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

Annexe II.4. Détail du calcul de l'IPLAC

L'IPLAC, pour indice phytoplancton lacustre, est un indice multimétrique compatible avec les exigences de la Directive Cadre européenne sur l'Eau. Il repose sur les mesures de biomasses algales exprimées en chlorophylle-a et sur la composition taxinomique du phytoplancton obtenues entre mai et octobre.

- La métrique de biomasse algale, MBA se calcule pour une année donnée selon

$$MBA_{EQR} = \frac{refChloro}{meanChloro}$$

avec $refChloro = 10^{0.754-0.489 \cdot \log(meanDepth)}$

$meanChloro$: la moyenne de chlorophylle entre mai et octobre et

$meanDepth$: la profondeur moyenne du plan d'eau en mètres.

La métrique MBA_{EQR} est normalisée pour varier entre 0 et 1 et devient MBA_{nEQR} .

- La métrique de composition spécifique, MCS se calcule sur chaque campagne, puis est moyennée sur une année donnée entre mai et octobre

$$MCS_c = \frac{\sum (B_i \times CS_i \times S_i)}{\sum (B_i \times S_i)} \text{ et } MCS = \frac{\sum MCS_c}{N}$$

avec B_i : biovolume de l'espèce "i" en mm^3/l
 CS_i : note spécifique de l'espèce "i", entre 0 et 20
 S_i : coefficient de sténocécie de l'espèce "i" entre 0 et 3 et
 N : nombre de campagne entre mai et octobre.

Elle est ensuite exprimée en ratio de qualité écologique selon

$$MCS_{EQR} = \frac{MCS}{refMCS}$$

avec $refMCS$: la valeur de la métrique attendue en condition de référence.

La métrique MCS_{EQR} est normalisée pour varier entre 0 et 1 et devient MCS_{nEQR} .

Finalement l'IPLAC est calculé selon

$$IPLAC = 0.70 \times MCS_{nEQR} + 0.30 \times MBA_{nEQR}$$

IPLAC Thresholds	
H	<< 0.8
G	<< 0.6
M	<< 0.4
P	<< 0.2
B	

Les seuils de l'indice sont alors les suivants

Annexe II.5. Détail du calcul des abondances du zooplancton

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

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

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

Où:

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

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

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

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

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

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

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

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

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

Table I: continued

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

Evolution des indices de la diagnose rapide

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

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

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

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

I. Les indices

Indice Pigments chlorophylliens

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

Indice Transparence

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

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

Indice P total hiver

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

Indice N total hiver

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

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

Indice Consommation journalière en O2 dissous

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

182

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

II Résultats

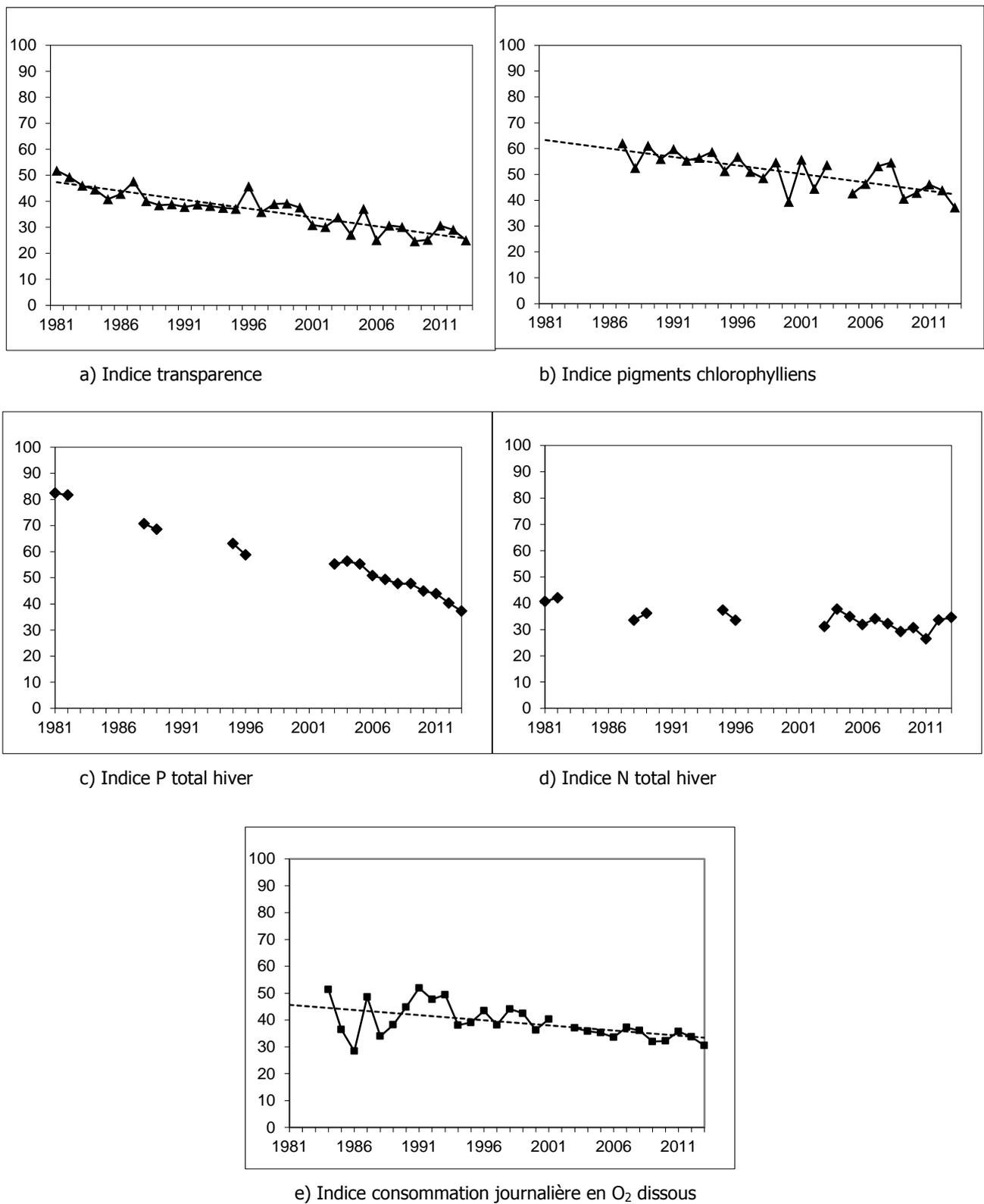


Figure 1 Evolution des indices au point B de 1981 à 2013

En 2013 les indices Nutrition, Production et Dégradation sont assez homogènes et se positionnent à la limite des classes "mésotrophe" et "oligotrophe".

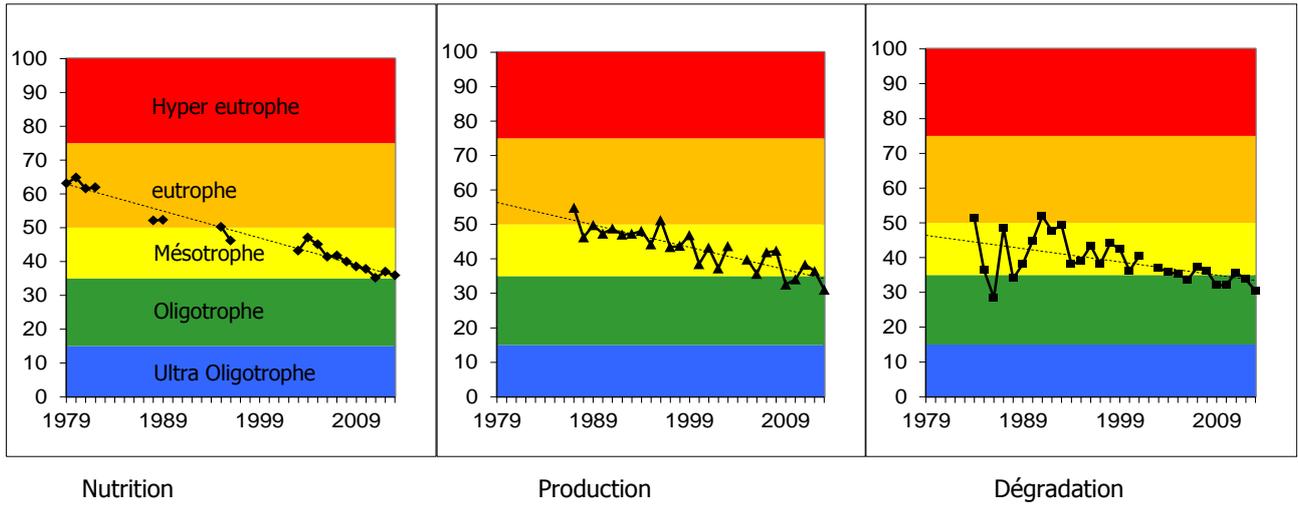


Figure 2 Evolution de l'indice Production, Nutrition et Dégradation au point B de 1981 à 2013 et comparaison avec les classes de qualité

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Rapport sur l'évaluation préliminaire du parasitisme d'espèces piscicoles d'intérêt économique par Jean Dupouy-Camet

(Professeur de Parasitologie médicale, Université Paris Descartes)

Contexte

Cette mission a été organisée de façon conjointe par l'INRA de Thonon les Bains, l'UMR CARRTEL et l'Université Paris Descartes (dans le cadre de l'ANR Fish Parasite).

Objectif

L'objectif de cette mission était, à l'occasion de pêches scientifiques, organisées par l'INRA de Thonon les Bains, d'évaluer la prévalence du portage de larves de *Diphyllbothrium latum* (objectif ANR Fish Parasite) et de faire une évaluation préliminaire du parasitisme d'espèces d'intérêt économique.

Méthodes

Les poissons pêchés la nuit précédente ont été examinés au laboratoire du SILA à Annecy et au laboratoire de l'UMR Cartel sur le campus de l'Université de Savoie au Bourget du Lac. Les poissons ont été mesurés et pesés. Le tube digestif disséqué et ouvert pour recueil des parasites intestinaux selon la méthode décrite par Justine (2012). Pour les poissons du lac du Bourget, les contenus intestinaux ont pu être examinés à la loupe binoculaire avant fixation. Les filets ont été levés et examinés à la recherche de plérocercoides par grattage ou transillumination sur une table de mirage. Un certain nombre de contenus intestinaux ont été fixés à l'éthanol absolu et ont été transmis à Jena Lou Justine (MNHN Paris) pour analyse ultérieure.

Résultats

Les résultats sont détaillés dans les Tableaux I & II. Globalement aucune larve plérocercide de *Diphyllbothrium latum* n'a été retrouvée. De nombreux cestodes (Figure 1) ont été observés dans le tube digestif des brochets (*Triaenophorus*) et des ombles (*Eubothrium*?). De très nombreux acanthocéphales (Figure 2) et quelques nématodes ont été observés dans le tube digestif des lottes (Figure 3). Enfin 16 à 22 % des foies des perches examinées sont parasités par des kystes ou des zones abcédées contenant des larves de *Triaenophorus* (Figure 4). Dans les formations kystiques les larves semblent mortes alors qu'elles sont bien mobiles dans les zones abcédées.

Tableau I Résultats des examens réalisés sur 25 poissons du lac d'Annecy

Nom (nombre = 25)	Nom latin	Taille (cm)	Poids (g)	Plérocercoides <i>D. latum</i>	remarques
Brochet (n=6)	<i>Esox lucius</i>	19-62	60-1700	0/6	Nombreux cestodes intestinaux
Perche (n=9)	<i>Perca fluviatilis</i>	16-25	50-240	0/9	kystes hépatiques <i>Triaenophorus</i> (2/9)
Lotte (n=2)	<i>Lotta lotta</i>	21-23	70-80	0/2	
Ombre chevalier (n=7)	<i>Salvelinus alpinus</i>	21-40cm	100-200	0/7	Nombreux cestodes intestinaux
Truite (n=1)	<i>Salmo trutta</i>	84	2600	0/1	

L'examen supplémentaire de 76 filets de perches (poids moyen 7,6 g) ont tous été négatifs.

Tableau II Résultats des examens réalisés sur 51 poissons du lac du Bourget

Nom (nombre = 51)	Nom latin	Taille (cm)	Poids (g)	Plérocercoides <i>D. latum</i>	remarques
Brochet (n=3)	<i>Esox lucius</i>	22-47	860-7600	0/3	Nombreux cestodes intestinaux
Perche (n=42)	<i>Perca fluviatilis</i>	14-23	30-160	0/42	kystes hépatiques <i>Triaenophorus</i> (7/42)
Lotte (n=3)	<i>Lotta lotta</i>	23-37	80-370	0/3	Nématodes, Acanthocéphales,
Ombre chevalier (n=1)	<i>Salvelinus alpinus</i>	33	360	0/17	Nombreux cestodes intestinaux
Poisson chat(n=2)	<i>Ameirus melas</i>	25-26	290-300	0/2	Aucun parasite



Figure 1 Diphyllobothriidés du tube digestif de l'ombre



Figure 2 Acanthocéphales du tube digestif de la lotte



Figure 3 Nématodes du tube digestif de la lotte



Figure 4 Localisation hépatique de *Triaenophorus* et larve de *Triaenophorus* extraite d'un abcès hépatique

Conclusions

Absence de larves plérocercoides de *Diphyllbothrium latum* dans les poissons examinés des lacs du Bourget et d'Annecy. Ceci semble corroborer l'absence de cas humains autour de ces lacs. A titre de comparaison, tous les brochets et un tiers des perches et des lottes du lac Léman, examinés depuis 2011, étaient porteurs du parasite et des cas humains sont toujours signalés sur les rives du lac Léman. Il faut aussi noter un parasitisme intense des ombles par des cestodes (perforant parfois les caeca pyloriques) et des perches par *Triaenophorus*. Il pourrait être utile de compléter ces études par l'étude du parasitisme des corégones et par des études complémentaires sur la triaenophorose (prévalence selon l'âge des perches, prévalences chez le brochet, vérification de la destruction possible du parasite par la réaction kystique du foie..). Ces parasites ne peuvent infecter l'homme mais des études récentes ont montré que les *Triaenophorus* avaient un impact négatif sur les populations de perche du lac de Constance (Brinker & Hamers. 2007) et qu'ils provoquaient d'importantes atteintes hépatiques (Dezfulli et al. 2004)

Références

Brinker A, Hamers R. 2007. Evidence for negative impact of plerocercoid infection of *Triaenophorus nodulosus* on *Perca fluviatilis* L. stock in Upper Lake Constance, a water body undergoing rapid reoligotrophication. *Journal of Fish Biology* 71:129–147.

Dezfuli BS, Giari L, Lorenzoni M, Manera M, Noga EJ 2014. Perch liver reaction to *Triaenophorus nodulosus* plerocercoids with an emphasis on piscidins 3, 4 and proliferative cell nuclear antigen (PCNA) expression. *Veterinary Parasitology* 200:104–110.

Justine JL, Briand MJ, Bray RA. 2012. A quick and simple method, usable in the field, for collecting parasites in suitable condition for both morphological and molecular studies, *Parasitol Res.* 111:341-51.

Remerciements

Merci à Damien Zanella (SILA Annecy) et Emilie Lyautey et Annie Millery de l'UMR CARTELE, Université de Savoie, Technolac (Bourget du Lac) pour leur aide et l'accueil dans leurs laboratoires.

Annexe Prélèvements transmis au Pr Jean Justine MNHN

Nom	Nom	Nom (fr)	Date	TL	W	lac	intestin	remarques
Omble 1	<i>Salvelinus alpinus</i>	omble	19/09/13	220	100	Annecy	cestodes	Tube global
Omble 2	<i>Salvelinus alpinus</i>	omble	19/09/13	260	200	Annecy	cestodes	Tube global
Brochet 6	<i>Esox lucius</i>	brochet	19/09/13	350	300	Annecy		Tube global
Omble 8	<i>Salvelinus alpinus</i>	omble	20/09/13	210	100	Annecy	cestodes	Tube global
Brochet 18	<i>Esox lucius</i>	brochet	20/09/13	380	380	Annecy	cestodes	Tube global
JL G44	<i>Coregonus lavaretus</i>	Corégone	23/04/2013	400	540	rien		
Omble 1	<i>Salvelinus alpinus</i>	omble	26/09/13	300	360	Leman	cestodes	Tube global
Omble 2	<i>Salvelinus alpinus</i>	omble	26/09/13	290	290	Leman	cestodes	V
JL G44	<i>Coregonus lavaretus</i>	Corégone	23/04/2013	400	540	rien		
Lotte 4	<i>Lotta lotta</i>	lotte	1/10/13	350	300	Bourget	Acantho :nematodes	Tube global
Lotte 5	<i>Lotta lotta</i>	lotte	1/10/13	370	370	Bourget	Acantho :nematodes	Tube global
Brochet 1	<i>Esox lucius</i>	brochet	1/10/13	470	760	Bourget		Tube global
Brochet 6	<i>Esox lucius</i>	brochet	1/10/13	260	140	Bourget		Tube global Tube
Lotte 28	<i>Lotta lotta</i>	lotte	2/10/13	230	80	Bourget	Acantho :nematodes	nematode
Omble 51	<i>Salvelinus alpinus</i>	omble	2/10/13	330	360	Bourget	Cestodes	Tube cestode

DOSSIERS DIVERS

Annexe VI

Informations et Evenements

L'année 2013 a été riche en événements divers et les paragraphes suivant tentent de relayer quelques informations.

Le séminaire de restitution du programme de recherche ANR VMCS 2009-2012 Impacts des PERTurbations anthropiques sur les REseaux TROphiques en lacs: approche paléo-écologique www.inra.fr/iper_retro a eu lieu le jeudi 6 juin 2013 sur le site de l'Université de Savoie au Bourget du Lac. Cet ambitieux programme a fourni énormément d'information sur l'évolution du lac du Bourget (et ses voisins) face à l'anthropisation de son bassin versant, les pratiques piscicoles ou encore le changement climatique enregistré au cours des 150 dernières années. La synthèse de ce programme écrite par ME Perga révèle que les trois lacs étudiés ne se sont pas également vulnérables au réchauffement. Dans le Léman, les structures des communautés et les processus étudiés restent encore relativement épargnés par les modifications climatiques, alors que les impacts sont quasiment généralisés dans les lacs d'Annecy et du Bourget. La 'résistance' du Léman au changement climatique résulte de ses caractéristiques géomorphologiques et limnologiques qui limiteraient encore le réchauffement de ses eaux. Toutefois, si les facteurs intrinsèques des lacs étaient les seuls responsables des différences de vulnérabilités au climat, les communautés biologiques et processus du lac d'Annecy devraient être les plus affectées. C'est effectivement le cas pour les descripteurs phytoplanctoniques mais pas pour la plupart des autres compartiments. Non seulement l'amplitude de l'effet climatique varie entre lacs, mais aussi les réponses spécifiques engendrées, en fonction du niveau trophique du lac mais aussi du type de gestion piscicole. La réponse écologique et la vulnérabilité des lacs au changement climatique dépendent du contexte des pressions humaines locales. D'autre part, la vulnérabilité aux changements climatiques diffère entre habitats de 'surface' (zones pélagiques et littorales) et profonds. Les compartiments de surface réagissent à une combinaison de forçages locaux et globaux. Ainsi, même s'ils répondent au réchauffement, l'influence de concentration interne en phosphore et de la prédation par les poissons reste significative. Par contre, les réponses profondes, qui sont en relation avec les variations des conditions d'oxygénation, sont sous dominance climatique. Ces différences de vulnérabilité au changement climatique entre habitats induisent un découplage entre les trajectoires écologiques pélagiques, qui sont encore en partie sous contrôle des forçages locaux, et profonds, qui eux sont à présent régis par le climat. Au-delà de la seule compréhension des impacts respectifs de chacune des perturbations humaines sur la trajectoire écologique des lacs, nous avons pu montrer que la vulnérabilité et les réponses des lacs au changement climatique dépendent de l'intensité des facteurs locaux. Dans les études écologiques, le changement climatique est souvent considéré comme un facteur aggravant des conséquences de perturbations humaines plus locales. La perspective inverse est toutefois peu envisagée. Pourtant, les résultats d'IPER-RETRO impliquent que des stratégies adaptatives des mesures de gestion pourraient

permettre de minimiser ou mitiger les conséquences adverses du changement climatique sur la qualité des milieux lacustres notamment dans les habitats pélagiques où l'interaction entre forçages locaux et climat est maximale.

Un suivi RCS/RCO a été réalisé en 2013 sur le lac du Bourget. C'est le bureau d'études STE qui a en charge de réaliser le suivi des plans d'eau du centre du bassin RMC sur la période 2013-2016. Les résultats seront disponibles en 2014. Afin d'éviter les problèmes de comparaison de résultats survenus en 2010 entre le suivi INRA et le suivi RCS/RCO, une campagne de prélèvements commune INRA/STE a eu lieu (au cours de la campagne de mars où les résultats sur le P avaient été très différents). Cette intercalibration a eu lieu et les résultats sont tombés en janvier 2014 via un rapport de l'agence de l'eau. La conclusion donnée dans le rapport était que « cet essai confirme les doutes sur les résultats analytiques acquis en 2010 dans le cadre du programme de surveillance pour le paramètre phosphore sur les lacs du Bourget et d'Annecy. Ces données seront qualifiées d'incertaines en base de donnée. »

L'agence de l'eau a proposé du 1^{er} novembre 2012 au 30 avril 2013 une consultation publique sur les enjeux et la gestion de l'eau et des milieux aquatiques, dans le contexte de la révision du schéma directeur et d'aménagement et de gestion des eaux pour la période 2016-2021. Un certain nombre de documents a été rendu disponible sur le site de l'agence. La consultation a porté sur un certain nombre de questions ciblées autour des grands enjeux de l'eau sur l'ensemble du bassin Rhône Méditerranée qui n'auraient pas ou mal été identifiés dans l'actuel SDAGE. La FRAPNA par exemple a répondu pour l'ensemble de la région Rhône Alpes.

<http://www.eaurmc.fr/consultation-public-2012/consultation-du-public-sur-lavenir-de-leau-et-des-milieux-aquatiques-dans-le-bassin-rhone-mediterranee-du-1er-novembre-2012-au-30-avril-2013-donnez-votre-avis.html>

Une lettre d'information spéciale, intitulée « l'observatoire écologique 2012, bassin versant du lac du Bourget », réalisée par le CISALB (et validé notamment par l'INRA) est sortie en juin 2013 en se basant très largement sur le suivi effectué par l'INRA et le CISALB et rendant compte de l'état du lac en 2012, et de son évolution. Sous forme de schémas simples, il y était fait état de l'état actuel d'un certain nombre de variables moyennés, la tendance enregistrée au cours des dernières décennies et ce vers quoi elles doivent tendre.

Des données météo au plus proche du lac sont désormais disponibles avec la mise en place par la CALB d'une station dédiée. Elle est placée sur la digue du grand port (étoile rouge sud du bassin Alain Gerbault). On peut y accéder directement à partir du site INTERNET de la CALB à <http://www.agglo-lacubourget.fr/france/METEO/meteo/M3Ft3Fo.html/sid->

SERVICES



ESPACE MULTIMEDIA



LIENS RAPIDES

- Espace Téléchargement
- Offres d'emploi
- Marchés Publics
- Foire aux questions
- Enquête
- Liens rapides

Météo



Général

Avancé

MÉTÉO DU VENDREDI 26 AVRIL 2013

Aix-les-Bains

15.9°

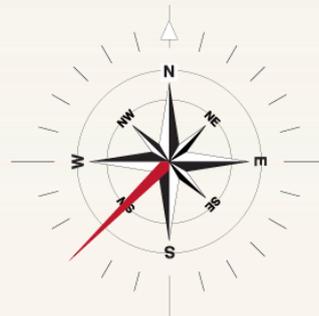
Température
extérieure à
12H57

Les relevés sont réalisés depuis la Station Météo située au Grand Port d'Aix les Bains face à la Capitainerie.
Actualisation des données météo toutes les heures.

Général

Direction du vent

	Valeur
Température extérieure	15.9°C
Baromètre	1014.0 hPa
Vitesse du vent	0.0 Km/h
Température de l'eau	-0°
Humidité extérieure	75%
Pluie	0mm
Température ressentie	15.7°



Dernier relevé le 26/04/2013 à 12H57

MONTHLY CLIMATOLOGICAL SUMMARY for JAN. 2012

NAME: Capitainerie d'Aix les Bains CITY: Aix les Bains STATE: Savoie France
ELEV: 237 m LAT: 45° 24' 00" N LONG: 5° 30' 00" E

TEMPERATURE (°C), RAIN (mm), WIND SPEED (km/hr)

DAY	MEAN TEMP	HIGH	TIME	LOW	TIME	HEAT DEG DAYS	COOL DEG DAYS	RAIN	AVG WIND SPEED	HIGH	TIME	DOM DIR
1	6.8	8.9	23:52	5.4	0:01	11.5	0.0	0.8	4.8	35.4	23:45	SE
2	7.2	10.5	12:26	4.9	23:57	11.1	0.0	26.2	5.0	56.3	12:17	N
3	4.2	7.7	23:30	1.7	9:01	14.1	0.0	0.2	8.0	54.7	23:32	ENE
4	6.4	8.7	14:02	2.5	22:11	11.9	0.0	11.2	15.1	57.9	3:15	S
5	5.6	11.6	18:46	2.1	1:38	12.7	0.0	29.0	20.1	82.1	18:44	SSW
6	4.5	8.6	0:40	1.1	23:06	13.8	0.0	1.0	9.8	64.4	3:09	ENE
7	1.7	3.7	16:07	-0.8	5:20	16.7	0.0	2.0	2.9	27.4	19:52	SE
8	4.6	6.9	17:49	2.7	3:35	13.7	0.0	1.8	5.8	19.3	1:36	SSE
9	4.5	7.6	15:46	1.6	5:19	13.8	0.0	0.0	6.0	20.9	15:30	ENE
10	3.6	10.0	15:43	0.1	7:32	14.7	0.0	0.0	4.3	19.3	5:35	SE
11	3.4	7.5	15:50	0.0	8:29	14.9	0.0	0.0	5.5	24.1	22:55	SSE
12	4.0	6.5	15:42	2.6	7:59	14.3	0.0	0.0	6.0	25.7	21:58	S
13	2.9	5.6	23:40	1.8	10:44	15.3	0.0	0.0	7.1	38.6	23:43	ENE
14	3.9	6.6	15:20	1.3	23:40	14.3	0.0	0.0	14.2	46.7	8:33	N
15	2.3	5.1	15:33	0.6	23:49	16.0	0.0	0.0	7.4	30.6	11:08	ENE
16	1.3	4.7	15:38	-0.8	6:43	17.0	0.0	0.0	8.2	27.4	13:38	ENE
17	0.4	5.0	15:52	-2.6	7:31	17.9	0.0	0.0	4.5	19.3	0:21	SE
18	-0.5	2.8	16:29	-3.8	8:37	18.8	0.0	0.0	7.1	24.1	15:00	NNW
19	2.6	5.2	19:52	-0.8	0:01	15.8	0.0	0.4	2.6	19.3	22:12	SE
20	5.7	8.9	11:26	3.5	23:59	12.6	0.0	29.2	10.0	43.5	11:30	SSW
21	5.6	7.5	15:22	3.4	0:07	12.7	0.0	7.0	12.1	35.4	4:37	S
22	7.4	9.9	14:26	5.8	5:11	10.9	0.0	4.4	6.6	24.1	1:46	SSE
23	6.0	8.7	18:34	2.6	9:07	12.3	0.0	0.2	5.5	22.5	4:36	NNW
24	6.4	7.9	0:01	4.9	8:37	11.9	0.0	0.8	4.5	19.3	5:30	NNW
25	5.6	7.0	16:23	4.4	21:39	12.8	0.0	0.0	2.4	12.9	23:54	NNW
26	6.6	7.4	17:13	5.6	9:51	11.8	0.0	0.0	5.0	16.1	15:14	S
27	6.6	7.6	17:27	5.5	22:34	11.7	0.0	2.2	2.4	17.7	17:23	N
28	4.9	7.1	15:54	1.8	9:05	13.4	0.0	0.6	8.2	38.6	23:15	N
29	4.6	5.3	0:01	3.9	22:42	13.7	0.0	0.2	18.3	40.2	4:35	N
30	3.1	4.2	0:06	2.4	20:15	15.3	0.0	0.0	9.8	29.0	14:47	N
31	1.1	2.4	0:01	0.6	8:40	17.2	0.0	4.8	6.6	29.0	11:32	N

	4.3	11.6	5	-3.8	18	434.3	0.0	122.0	7.6	82.1	5	NNW

Max >= 32.0: 0
 Max <= 0.0: 0
 Min <= 0.0: 6
 Min <= -18.0: 0
 Max Rain: 29.21 ON 20/01/12
 Days of Rain: 18 (> .2 mm) 9 (> 20 mm)
 Heat Base: 18.3 Cool Base: 18.3 Method: Integration



En 2013, les poissons capturés lors du suivi piscicole ont été examinés par des spécialistes en parasitologie (les professeurs Dupouy Camet et Justine). Une pré-étude (portant en particulier sur le *Diphyllbothrium*, un cestode pouvant toucher l'homme via l'ingestion de chair de poisson non cuite ou non congelée) sur les poissons du Léman (travail effectué dans le contexte d'une ANR nommée Fish Parasite) avait en effet révélé la présence de lésions d'henneguyose sur le corégone. Cette parasitose dépréciant la chair ne devant pas être négligée, le corégone étant une ressource clef de la pêche professionnelle, il a été décidé que le suivi Bourget 2013 pourrait donc bénéficier de ce suivi. Et vous avez déjà lu les résultats dans le chapitre relatif au peuplement piscicole !

En 2013, des travaux ont été conduits sur la restauration du Tillet. En juin 2012, dans la lettre du contrat du mois de juin, S. Cachera écrivait :

Tillet - lac, reconnexion en vue

Autrefois, le Tillet rejoignait le lac en traversant un port à barques, situé à proximité de l'aquarium. Dans les années 50, le port fut remblayé et le Tillet busé. Le Tillet fut ensuite pollué par les PCB rejetés par une industrie. Aujourd'hui encore, les sédiments présentent des teneurs comprises entre 1 et 10 mg/kg. Dans le cadre de la requalification de ce secteur, la CALB ambitionne de recréer un port à barques, de remettre à l'air libre la connexion entre le Tillet et le lac et de restaurer le Tillet dans le parc de la Bognette. Le terrassement du port et du débouché du Tillet ne constituent pas une difficulté technique particulière, si ce n'est qu'il faut faire ces travaux dans des sols plus ou moins contaminés par des PCB. Par ailleurs, on ne peut pas envisager de connecter cet aménagement avec un Tillet contaminé par des PCB dans le parc de la Bognette. Les propositions sont fondées sur de multiples analyses d'eaux et de sédiments réalisées sur 30 carottages et le suivi de 11 piézomètres. Le scénario d'aménagement retenu est le suivant :

- terrassement d'un nouveau lit du Tillet dans le parc de la Bognette, dans un sol sain,
- comblement de l'ancien lit pollué par la terre saine issue du nouveau tracé,

Le Tillet, l'atout nature de Savoie Hexapôle

En 2009, Savoie Hexapôle s'est lancé le défi de restaurer les fonctionnalités écologiques du Tillet en amont et dans la traversée de son parc d'activités. Par le biais d'une convention passée avec les 2 structures compétentes en matière de gestion de cours d'eau, la CALB et Chambéry métropole, le syndicat a pu prendre la maîtrise d'ouvrage de l'opération. En aval de l'A41, le Tillet s'écoule sur 800 m dans une vaste plaine inondable occupée par des prairies et des cultures de maïs. Le cours d'eau présente un tracé rectiligne et un lit incisé totalement déconnecté d'une mince végétation rivulaire existante. L'enjeu est de restaurer un lit mineur sinueux, aux écoulements diversifiés, ponctué de petites annexes humides, et en contact avec une mosaïque végétale adaptée. Pour augmenter l'espace latéral de la rivière, une mission a été confiée à la SAFER afin de négocier avec les propriétaires riverains et les exploitants agricoles une bande de terrain comprise entre 5 et 10 m de chaque côté de la rivière. Le projet prévoit de préserver quelques dizaines de mètres d'habitats qui abritent une espèce de libellule protégée, l'Agrion de mercure, et de remplacer l'abreuvoir actuel situé en rive gauche par un système plus adapté pour le bétail et moins pénalisant pour les berges du Tillet. En aval, dans la traversée

- dans les zones présentant une pollution résiduelle, le fond du Tillet sera constitué d'une triple protection : charbon actif (pour fixer les polluants), argile (pour étancher) et galets-graviers (pour constituer un fond naturel pour le Tillet).

Le chantier produira un excédent de matériaux terreux pour lesquels ont été élaborées des filières d'élimination dans le cadre d'un plan de gestion de matériaux contaminés. Les terres présentant une concentration en PCB inférieure à 1 mg/kg pourront être valorisées sur le site de Viviers-du-Lac. Les terres avec une teneur supérieure à 1 mg/kg seront confinées dans une enceinte étanche sur laquelle sera réalisé un parking.

de Savoie Hexapôle, les potentialités étant plus limitées, il est prévu de rajeunir la végétation par des coupes sélectives et de réhabiliter une zone humide existante en cours de fermeture. L'enquête publique et la consultation des entreprises sont à présent terminées. Les travaux doivent démarrer durant l'été 2012 avec un montant prévisionnel de travaux de 350 000 € HT.

Le constat était simple : des eaux souvent polluées, des sédiments contaminés par des PCB, un lit canalisé sur des kilomètres et une embouchure busée. Les « maux » ne manquaient pas, pour parler du Tillet. Conscientes de la nécessité d'agir, les collectivités se sont engagées dans un programme de reconquête de cet affluent du lac. Sur Savoie Hexapôle, avec des travaux réalisés en 2012 puis en 2013 dans le parc de la Bognette à Aix-les-Bains. Le chantier qui a démarré au printemps 2013 dans le parc a été colossal. Pas moins de sept entreprises et autant de bureaux d'études se sont engagés dans des domaines aussi divers que le génie civil, le terrassement, la dépollution, le génie écologique, les ouvrages spéciaux, les espaces verts et les réseaux. D'un point de vue purement écologique, il s'est agit de restaurer le lit du Tillet, de stopper le flux de PCB présents dans les sédiments vers le lac et de profiter de la création d'un port à barque pour remettre à l'air libre l'embouchure dans le lac. L'aménagement de passerelles, d'allées piétonnières et de larges espaces verts permettront de recréer autour de l'aquarium un lieu de convivialité favorisant la détente et les promenades.

Les travaux ont permis de créer sur un premier tronçon un nouveau lit très écologique pour la rivière avec un tracé sinueux, des écoulements diversifiés, des berges végétalisées avec des hélophytes et des saules. Les déblais issus du terrassement de ce nouveau lit ont permis de remblayer l'ancien lit et de confiner ainsi les PCB qui y étaient présents. Pour permettre aux entreprises de travailler au sec, les eaux du Tillet ont été provisoirement déviées à l'entrée du parc. Les sédiments de l'ancien lit, ainsi asséché, ont fait l'objet d'une campagne d'analyses en vue de caractériser leur teneur en PCB. Cette recommandation, exigée par l'Etat, visait à disposer d'une photographie la plus précise possible de la contamination de l'ancien lit, avant d'engager son remblaiement. Le terrassement du nouveau lit a démarré en mai et les plantations à l'automne. Les entreprises ont bien évidemment été alertées sur le risque de propagation de la renouée du japon. Cette plante invasive est présente sur place et toute imprudence durant le chantier pouvait propager la plante dans le parc.

Sur un 2^{ème} tronçon d'environ 140 m, le Tillet a retrouvé son emplacement actuel mais avec la reconstitution du fond de la rivière. Le principe retenu a consisté à substituer les 50 premiers centimètres de sédiments pollués par une triple couche à la fois saine et étanche. Une fois les sédiments extraits, du charbon actif a été utilisé pour fixer les polluants résiduels sous-jacents, puis une couche étanche d'argile et enfin une couche de galets-graviers pour retrouver un fond naturel propice à la vie aquatique.

Sur un 3^{ème} tronçon d'environ 90 m, entre le seuil en enrochement nouvellement créé et la future passerelle du Boulevard Barrier, le Tillet a troqué sa buse béton pour un lit à ciel ouvert, la rivière retrouvant

ainsi l'oxygène de l'air et les rayons du soleil. Sur ce tronçon plutôt contraint, le nouveau lit a été creusé à une profondeur permettant l'évacuation complète des terres souillées.

Enfin, le battage de palplanches permettant la réalisation des futures passerelles piétonnes sur lesquelles est fixée la canalisation des eaux épurées de la station d'épuration d'Aix-les-Bains a été réalisé. Dans le même temps, le creusement sur une profondeur de 3,5 m du port à barques a été lancé ainsi que l'ancrage des pieux qui viendront soutenir les futurs pontons. Toutes les terres excavées présentant une teneur anormale en PCB ont été triées sur place dans un atelier de criblage et d'hydro-cyclonage. Les sédiments grossiers, répondant aux critères de matériaux inertes, ont été transportés hors du site pour être valorisés sur le chantier de réhabilitation paysagère de l'ancienne décharge de Viviers-du-lac. Les sédiments fins, concentrant des PCB avec des valeurs moyennes de 10 mg/kg, ont été confinés dans une cellule étanche isolée par un complexe géo-synthétique argileux totalement imperméable. Cette structure constituera l'assise du futur parking en bordure du boulevard Garibaldi. Enfin, les terres présentant des teneurs en PCB supérieures à 50 mg/kg ont été évacuées vers une installation spécialisée.

Un exercice d'inter-calibration de sondes multiparamétriques a été réalisé au Léman le 20 juin 2013. La sonde multiparamétrique utilisée au lac du Bourget faisait parti des outils testés. L'objectif de l'exercice était de XXX. Il en est ressorti que YYY.

Un colloque intitulé « Approches archéologiques et paléoenvironnementales des zones humides » a eu lieu les 15 et 16 à Frasne (Doubs), 15 et 16 octobre 2013, organisé par le laboratoire chrono-environnement UMR 6249 CNRS. Au cours de cet événement, une session a porté sur les milieux lacustres, notamment le lac du Bourget.

V. Frossard y a évoqué la paléo-écologie pour comprendre l'Impact des perturbations anthropiques sur les réseaux trophiques benthiques dans les grands lacs périalpins. Dans son exposé, il a montré que les grands lacs péri-alpins ont connu d'importants changements écologiques depuis la révolution industrielle. Cependant le manque de données instrumentées ne permet pas de juger de l'amplitude ni des causes de ces changements. Pour pallier ce manque de données, une approche paléolimnologique (assemblages de Chironomidae, $\delta^{13}C$ des capsules céphaliques) a été développée pour l'étude de la trajectoire fonctionnelle des deux plus grands lacs naturels français, les lacs d'Annecy et du Bourget. La modélisation empirique des changements d'assemblages en fonction de forçages anthropiques locaux (nutriments et fonctionnement pélagique) et globaux (climat) montre que l'eutrophisation des eaux a initié une bascule fonctionnelle durant les années 1930-1950. Le changement de fonctionnement pélagique et le climat apparaissent être à l'origine du maintien actuel des conditions hypoxique dans la zones profonde malgré un retour à des conditions oligo-mésotrophes.

I. Domaizon a parlé des apports du couplage entre paléolimnologie et analyses ADN/ARN : une opportunité pour le suivi à long terme de la diversité biologique et du fonctionnement lacustre. Cet exposé a permis de révéler que de nombreux taxa ne produisent aucun macro-reste conservé dans les sédiments. Afin d'analyser la diversité biologique globale à partir des archives sédimentaires, il a été proposé récemment de

faire appel à de nouveaux biomarqueurs parmi lesquels l'ADN préservé dans le sédiment est l'un des plus prometteurs. En effet, il y a des avantages majeurs dans le développement de cette approche: (i) toutes les espèces peuvent potentiellement être étudiées par l'ADN environnemental (ii) de bonnes spécificités et résolutions taxinomiques sont possibles via l'utilisation du séquençage et 'barcoding', (iii) la possibilité d'analyser des changements dans les assemblages d'espèces, ou de tracer l'histoire d'espèces particulières. Cet exposé a permis d'illustrer (i) le potentiel de ce couplage dans le domaine de l'écologie aquatique et d'illustrer les complémentarités entre outils moléculaires (ici ADN /ARN) et les 'proxies' plus classiques en paléolimnologie (ii) les limites potentielles ou précautions inhérentes à cette démarche (iii) les associations pertinentes entre types d'outils moléculaires et types de questions scientifiques posées. L'exposé s'appuiera sur des exemples de résultats récents concernant notamment la diversité phytoplanctonique et des protistes visant à retracer les changements d'assemblages microbiens complexes, et à les relier (de façon hiérarchique) à des facteurs de forçage environnementaux clés impliqués dans les modifications de la diversité biologique lacustre.

Un poster a complété cet exposé oral sur la dynamique et diversité à long terme des cyanobactéries révélées par l'ADN préservé dans les archives sédimentaires. En s'appuyant sur la mise en œuvre de techniques moléculaires (séquençage, PCR quantitative) appliqué à l'ADN préservé dans les sédiments datés, la dynamique et diversité des cyanobactéries (cyanobactéries totales ou certains genres particuliers comme *Plankthotrix*) ont été reconstruites sur les 100 dernières années dans un lac péri-alpin profond. Ces données sont confrontées aux forçages locaux ou globaux (eutrophisation, température) afin d'identifier l'importance de ces facteurs de régulation environnementaux.

Enfin, un autre poster présenté par S. Nieloud-Muller évoquait le site de Conjux où se trouvent rassemblés un mobilier archéologique à caractère culturel (monnaies, gobelets entiers, mutilations volontaires...) et une multitude de petits piquets (~1300 bois). Différents éléments permettent d'affirmer qu'il se trouvait initialement installé en milieu humide (localisation, variations limnimétriques, état de conservation, etc.)

Les premières données relatives aux retombées atmosphériques de polluants persistants (gazeux absorbés, dissous dans l'eau météorique, adsorbés sur la phase particulaire) sur le lac du Bourget installation de la jauge Owen financée par le SOERE 2013 et installée depuis juin 2013 à Aix les Bains).

Un certain nombre d'articles scientifiques ayant pour cadre le lac du Bourget et/ou son bassin versant a été publié en 2013. En voici la liste:

Alric, B., Jenny, J.P., Berthon, V., Arnaud, F., Pignol, C., Sabatier, P., Reyss, JL & Perga ME (2013). Local forcings affect lake zooplankton vulnerability and response to climate warming. *Ecology* 94:2767-2780

Berdjeb, L., T. Pollet, C. Chardon and S. Jacquet. 2013. Spatio-temporal changes in the structure of archaeal communities in two deep freshwater lakes. *FEMS Microbiology Ecology* 86:215-230

Berthon, V., Marchetto, A., Rimet, F., Dormia, E., Jenny, J.P., Pignol, C. & Perga M.-E. 2013. Trophic history of French sub-alpine lakes over the last ~150 years: phosphorus reconstruction and assessment of taphonomic biases. *Journal of Limnology* 72:417-429

Domaizon, I., Savichtcheva, O. Debroas, D., Arnaud, F., Villar, C., Pignol, C, Alric, B. & Perga ME. DNA from lake sediments reveals the long-term dynamics and diversity of *Synechococcus* assemblages. 2013. *Biogeosciences Discussion* 10:2515-2564

Frossard, V., V. Verneaux, L. Millet, J.-P. Jenny, F. Arnaud, M. Magny, M.-E. Perga. 2013. Reconstructing long-term changes (150 years) in the carbon cycle of a clear-water lake based on the stable carbon isotope composition ($\delta^{13}C$) of chironomid and cladoceran subfossil remains. *Freshwater Biology*

Frossard, V. L. Millet, V. Verneaux, J.-P. Jenny, F. Arnaud, M. Magny, M.-E. Perga. 2013. Depth-specific responses of the chironomid community to contrasting anthropogenic pressures: A paleolimnological perspective from the last 150 years. *Freshwater Biology*

Frossard, V. L. Millet, V. Verneaux, J.-P. Jenny, F. Arnaud, M. Magny, J. Poulénard, M.-E. Perga. 2013. Chironomid assemblages in cores from multiple water depths reflect oxygen-driven changes in a deep French lake over the last 150 years. *Journal of Paleolimnology* 50:257-273

Jenny, JP, Arnaud, F., Dorioz, JM, Giguët-Covex, C., Frossard, V., Sabatier, P., Millet, L., Reys, JL, Tachikawa, K. Bard, E., Pignol, C. Soufi, F., Romeyer, O. & Perga ME. (2013). A spatio-temporal sediment investigation highlights the dynamics of hypolimnetic hypoxia in a large hardwater lake over 150 years. *Limnology & Oceanography*, 58(4): 1395-1408

Jenny JP, Arnaud F, Wilhelm B, Sabatier P, Giguët-Covex C, Perga ME. Reconstruction of flood intensities and frequencies in Lake Bourget (NW French Alps) over 300 years: 4D sediment investigation. *Journal of Paleolimnology*

Lepère, C., I. Domaizon, N. Taib, J.-F. Mangot, G. Bronner, D. Boucher and D. Debroas. 2013. Geographic distance and ecosystem size determine the distribution of smallest protists in lacustrine ecosystems. *FEMS Microbiology Ecology* 85: 85-94

Mangot, J.-F., I. Domaizon, N. Taib, N. Marouni, E. Duffaud, G. Bronner and D. Debroas. 2013. Short term dynamics of diversity patterns: evidence of continual reassembly within lacustrine small eukaryotes. *Environmental Microbiology* 15:1748-1758

Montuelle B., O. Anneville, A. Champigneulle, I. Domaizon, J.M. Dorioz, J. Guillard, S. Jacquet and M.E. Perga. 2013. Réponses de la biodiversité lacustre au changement global: variabilité à petite échelle et tendances à long terme. *Innovations Agronomiques* 23:3-18

Perga, M.E., Domaizon, I. Guillard, J., Hamelet, V. et Anneville, O. 2013. Are cyanobacterial blooms trophic dead-ends? *Oecologia* 172:551-562

Perette Y., Poulénard J., Durand A., Quiers M., Malet E., Fanget B., Naffrechoux E. 2013. Atmospheric sources and soil filtering of PAH content in karst seepage waters. *Organic Geochemistry* 63, 37-45

Pezet, F., J.-M. Dorioz, P. Quetin, M. Lafforgue and D. Trevisan. 2013. Using SWAT-VSA to predict diffuse P pollution in an agricultural catchment with several aquifers *J. Hydrol. Eng.*, 10.1061/ (ASCE) HE.194-914

Taib N, Mangot J-F, Domaizon I, Bronner G, Debroas D (2013) Phylogenetic Affiliation of SSU rRNA Genes Generated by Massively Parallel Sequencing: New Insights into the Freshwater Protist Diversity. *PLoS ONE* 8(3): e58950

Tissier G., Perrette Y., Dzikowski M., Poulenard J., Hobléa F., Malet E., Fanget B. 2013. Seasonal changes of organic matter quality and quantity at the outlet of a forested karst system (La Roche Saint Alban, French Alps). *Journal of Hydrology*. 482, 139-148

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

Zhong, X., L. Berdjeb and S. Jacquet. 2013. Temporal dynamics and structure of picocyanobacteria and cyanomyoviruses in two large and deep peri-alpine lakes. *FEMS Microbiology Ecology* 86:312-326

Zhong, X. and S. Jacquet. 2013. Prevalence of viral photosynthetic and capsid protein genes from cyanophages in two large and deep peri-alpine lakes. *Applied and Environmental Microbiology* 79:7169-7178

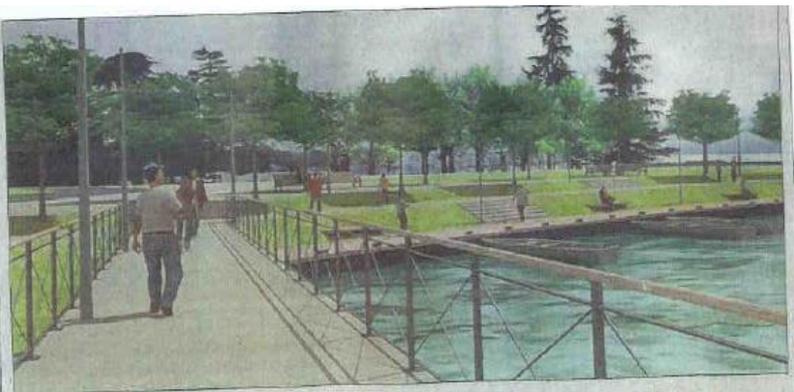
Quelques articles sont aussi parus dans la presse :

Janvier



Le sentier "Au fil de l'eau" achevé en mars

L'aménagement du sentier "Au fil de l'eau" s'est poursuivi en 2012 par la préparation de la liaison de la baie de Mémard à la pointe de l'Ardre. En octobre, 32 pieux ont été plantés dans le lac le long de la rive pour supporter un platelage. Cette liaison fait 1 320 mètres mais la partie terrestre depuis la baie de Mémard reste à réaliser. L'ensemble de ce dernier tronçon du sentier au fil de l'eau sera inauguré au mois de mars. Le sentier permettra alors aux promeneurs de relier les Mottets à la plage de Brison. Mais pour préserver la tranquillité de la faune, la dernière partie du sentier sera interdite aux cyclistes et à la genté canine.



La reconfiguration du quartier du Petit Port va débiter

Au printemps, et pour une durée de huit mois environ, les engins de chantier devraient commencer la reconfiguration du quartier du Petit Port. Porté par la communauté d'agglomération du lac du Bourget (Calb), le projet a pour ambition de faire revivre, sur fond de modernité, l'ambiance d'autrefois du site. Le Tillet est la pierre angulaire du projet estimé à 7 millions d'euros. Il était annoncé à 5,5 millions en 2010. Mis à l'air libre du Tillet, création d'un port à barques et de passerelles qui enjambent le cours d'eau, nouveau lit pour la rivière et création d'un parking et d'un grand bassin de récupération d'eau de pluie sur le secteur des Biatres sont les options retenues dans ce projet. Une attention particulière a été portée sur la pollution du Tillet. Son écoulement dans un nouveau lit devrait éloigner sa pollution au PCB. Les terres saturées en polluant serviront à l'aménagement d'un grand parking. Enfin les anciennes voies d'accès au Petit Port, comme le boulevard Barrier et l'avenue du Petit Port, ne se rejoindront plus et deviendront des impasses.

POLITIQUE Les élus du conseil communautaire ont voté le budget 2013 mercredi soir

La Calb poursuit ses efforts d'investissement

Avalanche de chiffres mercredi soir lors du conseil de la communauté d'agglomération du lac du Bourget (Calb). Une séance rondement menée par les élus qui se sont penchés sur le budget primitif pour 2013 (voté à l'unanimité). Avec des dépenses d'équipement d'environ 23 millions d'€, le budget principal sera en partie affecté à deux projets phares : la réhabilitation du centre nautique (7 millions d'€) et la renaturation du Tillet (6,7 millions d'€).

« Une année exceptionnelle »

D'autres projets seront également lancés ou poursuivis comme la restructuration de la plage du Bourget (810 000 €), des travaux au parking de la plage du Rowing (522 000 €) ou le solde des opérations de la Chambotte (409 000 €) et du Fil de l'eau (368 000 €). L'environnement bénéficiera d'une enveloppe de 3,3 millions d'€ avec notamment 1,6 million pour la filière déchets (réhabilitation de la déchetterie, colonnes enterrées, entretien des camions...) et 1 million pour le plan climat (mise en œuvre d'un système de récupération de chaleur à partir des réseaux d'eaux usées).

Les équipements sportifs des collèges ne seront pas oubliés puisque 380 000 € sont réservés pour les gymnases. Autant de chantiers qui nécessiteront un emprunt d'environ 3,5 millions d'€. « Nous sommes dans une année exceptionnelle en termes d'investissement, précise Dominique Dord, président de la Calb. C'est une année de concrétisation de gros chantiers, dont plusieurs sont déjà lancés. Les 10 millions d'€ de résultat en 2012 vont nous permettre de financer une partie de ces projets. Et cela malgré une baisse des dotations de l'État et des recettes



La tempête d'octobre dernier avait provoqué d'importants dégâts dans le port de Charpignat au Bourget-du-Lac. Un budget de 150 000 euros a été affecté par la Calb pour conforter la digue du port. Photo archives La Calb.

en recul du centre nautique en raison des travaux. »

Les taux des taxes locales n'augmenteront pas

Ce programme d'investissement ambitieux sera mis en œuvre sans augmenter les taux d'imposition des taxes locales (lire en repères).

Le budget de fonctionnement s'équilibre à 36 millions d'€. Trois millions sont crédités pour le développement touristique (entretien des plages et des rives, participation à Savoie Grand Revard, gestion du centre nautique et de l'aquarium, entretien du plateau du Revard...). Au rayon du développement économique, à noter une hausse de 1,5 % de la participation versée à Hexapole (1,2 million d'€). Enfin, un effort de 7 millions d'€ sera consenti pour la filière déchets.

Guillaume ARMAND

REPÈRES

TAXES

■ Les taux 2012 d'imposition des taxes directes locales sont reconduits pour 2013 :
 - Taux de cotisation foncière économique (CFE) : 26,88 %
 - Taux de taxe d'habitation : 5,48 %
 - Taux de taxe foncière (non bâti) : 5,48 %
 - Taux de taxe foncière (bâti) : 0,00 %
 Les taux de la taxe d'enlèvement des ordures ménagères sont également maintenus (10,04 % pour le tarif normal). Le produit estimé est de 7 millions d'euros.

DETTE

■ Le stock de dette était de 11,4 millions d'euros au 1^{er} janvier 2013. La projection de dette est évaluée à 13,3 millions d'euros en fin d'année (capacité de remboursement : 3,1 ans).

Près de 600 000 euros pour la première tranche de curage des ports

Avec des charges de fonctionnement stables et des recettes en progression de 4 %, le budget des ports affiche une belle santé avec notamment 1,5 million d'€ qui seront affectés sur 4 opérations majeures : la première tranche du programme de curage des ports (586 000 €), les équipements du port à barques du Tillet (250 000 €), l'acquisition du site des Motets et ses équipements (584 000 €) et le confortement de la digue de Charpignat (150 000 €). Autant de chantiers qui seront financés par le résultat cumulé de 2012 (et donc sans emprunt).

Au niveau de l'assainissement, un programme d'investissement de près de 6 millions d'€ a été établi avec 1,47 million d'€ pour l'atelier de déshydratation de l'Udep Sud et une somme identique pour les travaux dans les Gorges du Sierroz à Grésy. À noter que le reversement de la taxe d'aménagement par les communes a été acté le 1^{er} janvier.

Le budget de l'eau potable de secours voit ses charges générales (+ 50 000 €) et de personnel (+ 14 000 €) augmenter. Malgré tout, un investissement de 457 000 € sera consenti dont 255 000 €

pour la réalisation d'un forage sur Brison.

Concernant le budget transport, près de 600 000 € seront investis en 2013 avec la poursuite de la mise en accessibilité (150 000 €) et la mise en sécurité de la raquette du lycée Marlioz (110 000 €). D'autre part, il a été annoncé qu'une convention a été signée pour la desserte de Chambéry. Comme pour les ports, tous ces investissements seront couverts à 100 % par le résultat cumulé de 2012 (pas d'emprunt).

Tous ces budgets ont été votés à l'unanimité. □

AMÉNAGEMENT DU TILLET Les travaux vont débuter mi-avril et durer huit mois

Circulation modifiée au Petit Port



Dans les années 60, le circuit de course automobile du lac d'Aix-les-Bains avait convaincu les décideurs de combler l'ancien port à barques (près de l'Aquarium, sur la photo) pour créer des parkings. En 2013, le mouvement est inversé et l'automobile se voit reléguée loin des rives du lac.

Après plus de trois années d'études et de travaux préparatoires, le Petit Port va être livré aux engins de chantier à la mi-avril.

La présentation de l'échéancier des travaux et de leur impact sur la vie de ce quartier s'est déroulée hier à l'Aquarium. Les professionnels dont les activités sont implantées sur ce site ont été conviés. Ils ont obtenu des élus et techniciens présents l'assurance que leur activité ne serait que très peu impactée par les différentes phases des travaux.

Le creusement du port à barques sera la première réalisation concrète de ce

chantier de huit mois.

« Dès le lancement des travaux, le boulevard Barrier et l'avenue du Petit Port ne communiqueront plus afin d'habituer progressivement les usagers à cette nouvelle situation », a déclaré Dominique Dord, le président de la Communauté d'agglomération du lac du Bourget (CALB).

Nouveau plan de circulation

Seuls les piétons, les cyclistes et sans doute le petit train d'Aix-les-Bains pourront emprunter à la hauteur de l'actuel Aquarium, une passerelle qui enjambe un Tillet totalement découvert.

Pour les automobilistes,

la solution de repli sera le demi-tour réalisable grâce à deux plateaux de retournement aménagés : l'un vers le mini-golf pour repartir par l'avenue du petit Port, l'autre devant l'Aquarium pour reprendre le boulevard Barrier dans l'autre sens et rejoindre le boulevard Garibaldi en passant par l'Allée « Promenade Bord du Lac » ou l'avenue du Grand Port.

189 places de parkings supplémentaires

L'avenue Pierre de Coubertin qui rejoint l'avenue Daniel Roge derrière le centre nautique ne sera pas dans l'immédiat ouverte à la circulation automobile.

Pour les visiteurs, des

parkings en périphérie permettront de limiter l'encombrement des inséparables embouteillages des fins de journées estivales. Début juillet, alors qu'un décor plus romantique aura été ancré au Petit Port, les travaux se poursuivront en amont du Tillet, au niveau du carrefour de la Bognette.

Le creusement du nouveau lit du Tillet va entraîner la suppression du parking de ce site. Il sera réaménagé le long du boulevard Garibaldi dans sa portion située entre les carrefours de la Bognette et du chemin des Bistres. Il offrira 70 places. Mais le projet prévoit aussi le réaménagement du parking de la piscine afin de gagner

REPÈRES

LE CHANTIER

■ Première phase : mi-avril à début juillet : creusement du port à barques, mise à ciel ouvert du Tillet et installation de la passerelle. Fermeture de la liaison Barrier/Avenue du Petit Port.

■ Seconde phase : Parc de la Bognette, suppression du parking actuel lors du remaniement du Tillet et création d'un nouveau parking de 70 places.

PLAISANCIERS

■ Le chantier va perturber momentanément l'accès des plaisanciers au Petit Port ainsi que la pratique des activités de plein air (jeux de boules, mini-golf...).

COÛT

■ Total 7 215 918 €
subventionnés
Autofinancement CALB :
1 658 270 €

119 places supplémentaires ».

Ces stationnements éloignés du lac ont inquiété les professionnels du Petit Port. Du coup, ils ont demandé que les trottoirs de l'avenue du petit Port soient aménagés afin d'éviter les stationnements sauvages dont ils font actuellement l'objet pour permettre aux piétons d'en reprendre possession. Seule consolation, la création des deux plateaux de retournement permettra tout de même aux bus touristiques d'amener leurs passagers au plus près des rives du lac.

Les travaux du Petit Port devraient être achevés en novembre.

M.G.

AMÉNAGEMENT La promenade sera officiellement ouverte au public le mois prochain

Sentier "Au Fil de l'eau" : des points de discorde

Dans un mois, les promeneurs pourront profiter de la totalité du sentier "Au fil de l'eau" qui relie la baie de Mémard à la pointe de l'Ardre à Brison-St-Innocent. Mais son ouverture suscite certains conflits d'usage...

La terrasse du "St Inn" modifiée

Du côté de la pointe de l'Ardre, le "Fil de l'eau" se termine en longeant la terrasse du restaurant "le St Inn". Les tables en front de lac sont donc supprimées et les gestionnaires évaluent cette perte à 60 couverts par service. « Nous avons toujours été favorables à ce projet mais en contrepartie de l'espace cédé, nous avons demandé un rehaussement de la terrasse pour éviter une proximité gênante entre nos clients et les promeneurs. Pour le moment, rien n'a été fait » déplore Christophe et Véronique Lunardi, les responsables du restaurant.

Face à ce constat, les élus suggèrent de disposer les tables vers le côté sud. « Ce chantier était indiqué dans l'acte de DSP. Il est nécessaire de prendre une année de recul pour évaluer l'usage du sentier et pour repenser à l'aménagement du site » ajoute Jean-Claude Croze, maire de Brison. Quant à Dominique Dord, président de la Calb, il prône l'apaisement : « Le sentier va drainer un nouveau flux de visiteurs qui profiteront des services du St Inn. Nous allons refaire le point ensemble le 14 mars prochain ».

Une accessibilité limitée

Entre les portions sur pilotis et celles sur les galets, ce circuit exigü et escarpé est inter-



La terrasse du restaurant "le St Inn" est impactée par le passage du sentier. Les responsables estiment la perte de tables à 60 couverts par service. Une rencontre est prévue avec les élus de Brison et de la Calb jeudi prochain.

dit aux cyclistes et aux canidés. Pour des raisons orithologiques, il sera fermé de mi-octobre à mi-mars. Les personnes à mobilité réduite pourront circuler uniquement si elles sont accompagnées. « Je regrette que les élus n'aient pas trouvé un compromis pour que ce site soit accessible à tous » souligne Christian Serra, élu de l'opposition. En réponse, Corinne Casanova, vice-présidente de la Calb en charge de l'urbanisme, rappelle : « Nous sommes sur une zone environnementale. Le sentier n'a pas la même vocation que le chemin lacustre. Il ne peut drainer la même fréquentation ».

Une plage naturiste à proximité

Entre la pointe de l'Ardre et la baie de Mémard, certaines rives du lac sont fréquentées

par les nudistes. La cohabitation avec les promeneurs risque d'être difficile. « Cette plage est sauvage et n'est absolument pas considérée comme un site naturiste, souligne Corinne Casanova. La présence de ce sentier devrait décourager ces baigneurs. La fréquentation du parcours réglera l'usage ».

La prudence recommandée

À l'image des marais de Lavours, certaines portions sur pilotis ne sont pas protégées par des barrières. « Afin de ne pas dénaturer le site, il n'était pas envisageable de barricader tout le chemin. La sécurité passe par le comportement des individus. Ils doivent être prudents et déférents. Une surveillance des enfants est nécessaire » conclut l'élue.

Cynda BOUVIER

REPÈRES

LE SAINT-INN

■ Le restaurant appartient à la mairie de Brison Saint-innocent. Sa gestion a été confiée par délégation de service public à Julien Mérel, Christophe et Véronique Lunardi qui exploitent le site depuis quatre saisons.

VOIE SARDE

■ Le projet de créer une piste cyclable entre Brison et Aix est toujours à l'étude. La voie passerait sur l'ancienne Voie Sarde. Mais pour le moment, aucune échéance n'a été communiquée.

MAISON DE LA ROSELIÈRE

■ Ce site, situé entre la pointe de l'Ardre et la Baie de Mémard, deviendra un refuge pour les oiseaux.

Des promeneurs charmés



Alessandro et son grand-père (à g.) ainsi que Titouan et Cylan (à d.) profitent du sentier.

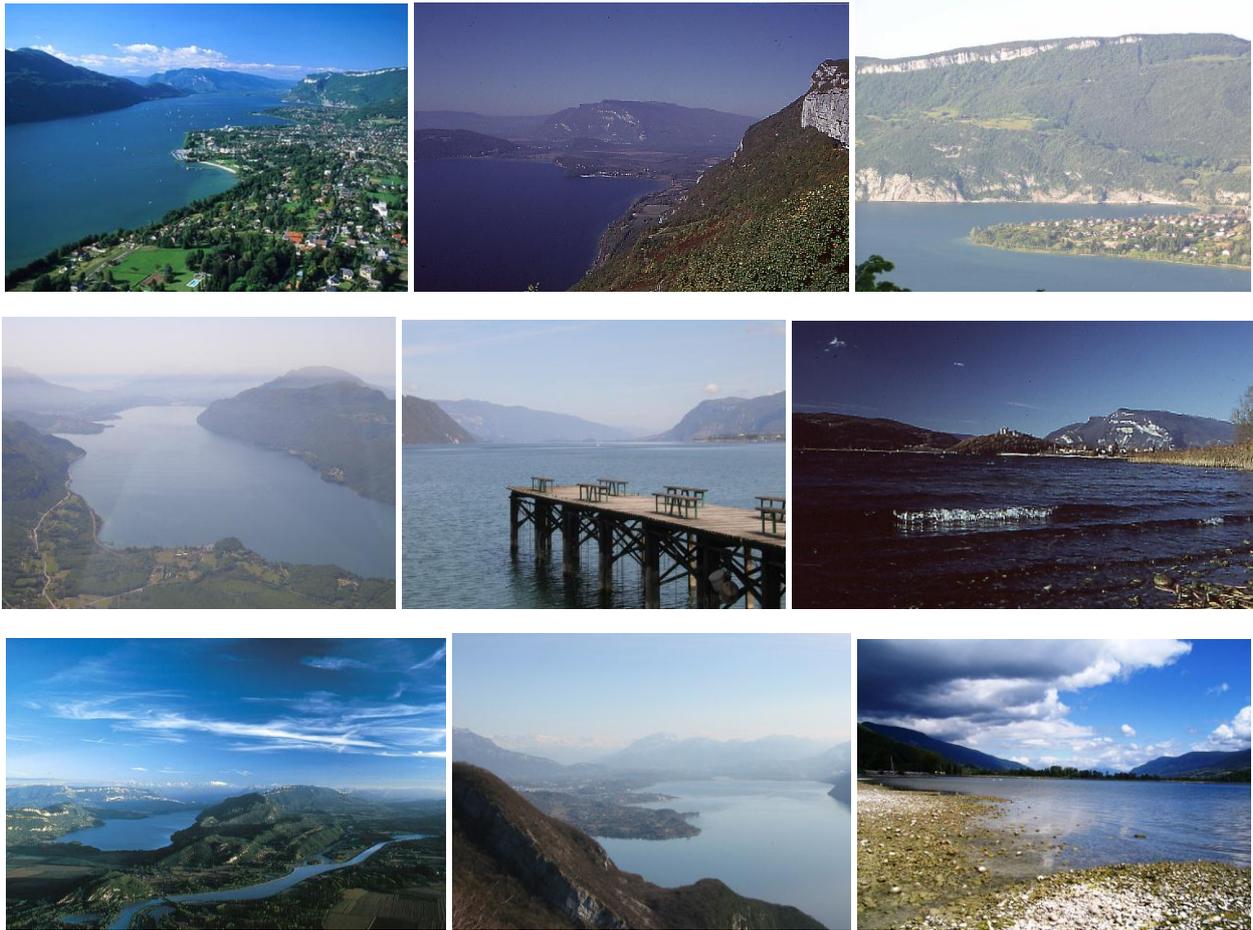
Malgré quelques incohérences, ce sentier séduit déjà les promeneurs. Même si la portion sud est encore en travaux, ils se sont déjà emparés de cette liaison longue de 1 320 mètres. De ce fait, le départ s'effectue pour le moment

uniquement par la pointe de l'Ardre où a été construite une passerelle sur le lac. Marcher sur l'eau donc est devenu possible. « On empruntait déjà ce chemin avant qu'il soit aménagé. Aujourd'hui, le site est plus accessible et mieux fréquenté... Le parcours a été extrêmement bien pensé et divertit les enfants » confie le maman de Titouan et Cylan.

Un peu plus loin, en jalonnant entre les galets, deux dames font le monde : « Ici on est en communion avec la nature. Nous guettons les oiseaux tout en admirant la flore ». Ces premiers témoignages laissent présager un beau succès de ce sentier qui sera fini d'achever en avril prochain et qui sera ponctué de panneaux pédagogiques. □

Et si vous voulez voir le lac au chaud depuis votre ordinateur, il existe des webcams notamment celle posée par le CPNS, dans le domaine de Buttet, espace protégé du sud du lac du Bourget....

<http://www.patrimoine-naturel-savoie.org/cpns/un-regard-au-sud-du-lac-du-bourget-webcam>



*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