



HAL
open science

Suivi scientifique du lac du Bourget année 2012 : rapport du suivi (mai 2013)

S. Cachera, Michel Colon, C. Girel, Jean Guillard, Valérie Hamelet, J.C.
Hustache, Danielle Lacroix, F. Kerrien, L. Lainé, Christophe
Laplace-Treyture, et al.

► To cite this version:

S. Cachera, Michel Colon, C. Girel, Jean Guillard, Valérie Hamelet, et al.. Suivi scientifique du lac du Bourget année 2012 : rapport du suivi (mai 2013). [Rapport de recherche] irstea. 2013, pp.226. hal-02599364

HAL Id: hal-02599364

<https://hal.inrae.fr/hal-02599364>

Submitted on 16 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2012



Rapport de suivi (mai 2013)



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

L'examen 2012 du lac du Bourget a confirmé le bon état écologique de l'écosystème pélagique et la continuité de sa progression vers un état oligotrophe. En dépit d'une augmentation marquée au cours des 4 dernières années et en particulier en 2012 des apports en Phosphore particulaire par les principaux tributaires (la Leysse et le Sierroz participant à la même hauteur avec 18-19 tonnes de P_{tot} transité au lac), les concentrations en P_{tot} et PO₄ dans la colonne d'eau au milieu du lac ont continué de chuter, atteignant des niveaux « record » avec 14 et 10 µg/L, respectivement. Cette baisse de concentration en nutriments ne s'est toutefois pas accompagnée d'une baisse de la biomasse phytoplanctonique qui au contraire a augmenté significativement en 2012 (d'un peu plus de 20%). A l'exception du développement de l'espèce *Scenedesmus* (plutôt caractéristique des milieux riches en nutriments) en début de printemps, la composition phytoplanctonique a été dominée par des diatomées, des chrysophycées et des cryptophycées avec des espèces (notamment mixotrophes) plutôt caractéristiques de milieux oligotrophes. Pour la première fois aucune cyanobactérie filamenteuse (et susceptible d'être toxique) n'a été détectée en 2012 (en 2009 *Planktothrix* et *Microcystis* étaient présentes, en 2011 *Aphanizomenon* avait été détectée). Au cours des 4 dernières années, de manière concomitante à la disparition de *P. rubescens*, la proportion des formes nanophytoplanctoniques a augmenté de manière quasi exponentielle atteignant en 2012 la valeur de 43% (proportion comparable à ce qui est enregistré au lac d'Annecy). La proportion des formes picophytoplanctoniques (dominées par les picocyanobactéries du genre *Synechococcus*) est également en augmentation corroborant la réoligotrophisation marquée de l'écosystème. La biomasse du peuplement zooplanctonique a été très élevée en 2012 avec une très forte dominance des Daphnies, responsable d'une importante phase des eaux claires entre fin mai et début juin. Un événement remarquable a toutefois été constaté, l'absence du second pic de production observée généralement en fin d'été, probablement lié aux mauvaises conditions météorologiques enregistrées à cette période. Au cours des dernières années, il a été constaté que le groupe des calanides a régressé alors qu'il est plutôt caractéristique de milieux en bonne santé. Si ce phénomène n'est pas encore complètement expliqué, il n'en reste pas moins que la dynamique zooplanctonique reste typique d'un milieu oligo-mésotrophe. De plus, le rapport entre les abondances zooplanctoniques et biomasses phytoplanctoniques suggère que le lac du Bourget est caractérisé par une bonne efficacité trophique et ce surtout depuis la disparition, fin 2009, de *P. rubescens*. En lien avec (i) la restauration de l'écosystème, (ii) un changement dans la pratique de pêche (i.e. la modification de la maille des filets) et (iii) de manière concomitante à la disparition de *P. rubescens*, le peuplement de poissons du lac du Bourget est dans un état très satisfaisant avec la confirmation d'un stock élevé de corégones (lavarets) qui atteint en 2012 un rendement record. L'amélioration significative de l'état trophique du lac du Bourget observé depuis les 3 dernières années est donc renforcée à présent par la réponse du compartiment biologique supérieur, avec le retour emblématique du lavaret. L'ensemble des paramètres limnologiques classiques mesuré au cours de l'année 2012 (transparence, chlorophylle *a*, Phosphore total) mais également bon nombre d'autres descripteurs (composition et taille phytoplanctoniques, biomasse et dynamique zooplanctoniques, peuplement piscicole) permettent de confirmer que l'état et le fonctionnement pélagique du lac du Bourget est bon à très bon (ce qui est aussi corroboré par l'excellente qualité sanitaire) et qu'il peut-être classé comme étant oligo-mésotrophe. Toutefois, l'analyse du peuplement des macro-invertébrés du lac a révélé que ce dernier se caractérise encore par une quantité de matière organique trop importante, qui s'accumule dans les substrats fins de la zone littorale du lac. Cette dernière se traduit par des activités de consommation et de dégradation importantes conduisant à des conditions hypoxiques. Au fond du lac, les faibles abondances et diversité de ce peuplement benthique témoignent également d'un dysfonctionnement caractérisé par une accumulation de matière organique non transférée au sein des réseaux trophiques du lac du Bourget et dont l'hypolimnion présente encore des hypoxies voire des anoxies.

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2012

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2012, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Sébastien **CACHERA** (CISALB : Poissons, Tableau de bord)
- Michel **COLON** (INRA : Poissons)
- 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, Picocyanobactéries, 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)
- Jérôme **LAZZAROTTO** (INRA : Chimie)
- Gérard **PAOLINI** (CALB : Prélèvements, Physique, Chlorophylle *a*, Sonde bbe, Tableau de bord)
- Marie-Elodie **PERGA** (INRA : Zooplancton)
- Pascal **PERNEY** (INRA : Chimie, Chlorophylle *a*, Production primaire, Prélèvements)
- Frédéric **RIMET** (INRA : Phytoplancton, Indices phytoplanctoniques)
- Valérie **VERNEAUX** (Université de Franche-Comté : Macroinvertébrés)



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., S. Cachera, M. Colon, C. Girel, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, F. Kerrien, D. Lacroix, L. Laine, C. Laplace-Treyture, J. Lazzarotto, G. Paolini, M. Perga, P. Perney, F. Rimet, V. Verneaux. 2013. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2012. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 226 pages.

« Ce lac est le seul où l'on puisse faire une confiance de cœur à cœur. On y pense et on y aime. En aucun endroit vous ne rencontreriez une plus belle entente entre l'eau, le ciel, les montagnes et la terre. Il s'y trouve des baumes pour toutes les crises de la vie. »

Honoré de Balzac (1831)

Carte d'identité du Lac du Bourget

Nom

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 10 et 12 ans (moyennes sur la période 2006 à 2012 inclus)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse (5,07 m³/s en moyenne depuis 2004 et ~67% des apports en eau ou volume transité au lac en 2012 avec 212 Mm³) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2004 entre 3,5 et 7,4 m³/s

Le Sierroz (1,83 m³/s en moyenne depuis 2004 et ~26,8% du volume d'eau transité en 2012 avec 84 Mm³) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2004 entre 1,27 et 2,63 m³/s

Le Tillet et le Canal de Savière ont été responsables en 2012 d'environ 5% et 0,6% du volume d'eau transité au lac

Signe particulier

Un lac en pleine réoligotrophisation avec des concentrations en P_{tot} et PO₄ toujours en baisse. Si la biomasse phytoplanctonique a été supérieure en 2012 par rapport à celle de 2011, il est confirmé que *P. rubescens* a bel et bien disparu depuis 2010 et qu'aucune cyanobactérie toxique n'est plus détectée. La forte biomasse des corégones et du peuplement piscicole traduisent le bon état de l'écosystème pélagique dont le statut en 2012 est oligo-mésotrophe.



SOMMAIRE

En guise d'introduction	7
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2012	9
Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord	16
Météorologie	23
Etude des apports par les rivières et qualité des eaux	29
Etudes portant sur la physico-chimie	53
Etude relative à la chlorophylle <i>a</i>	84
Etude relative au phytoplancton	87
Etude portant sur <i>P. rubescens</i>	101
Etude portant sur la production primaire	103
Etudes portant sur les picocyanobactéries	106
Etude relative au zooplancton	121
Etude portant sur la ressource piscicole	128
Etude portant sur les macro-invertébrés	162
Etude portant sur la qualité sanitaire	176
Conclusions	181
Bibliographie	184
Dossiers divers (Annexes)	193

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.

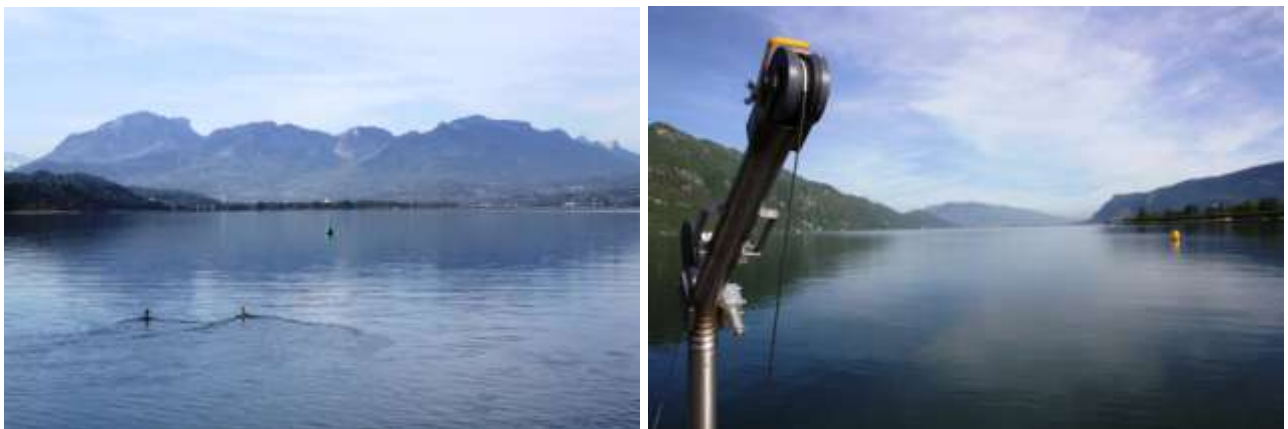
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car dès 1972 une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour 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 qui continuent avec le projet de développement durable « Grand lac », 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

CARTEL 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, de transparence, d'oxygène dissous et de transparence précitées. Ce rapport pour l'année 2012 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) en 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 et 2011 constituant ainsi le neuvième 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 S. Jacquet. De plus, l'année 2012 marque aussi l'ajout au sein du rapport d'un suivi sur les macroinvertébrés et la poursuite de l'étude entamée en 2011 sur la ressource piscicole.

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, auquel s'ajoute désormais 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.



Crédits photo ©SJacquet

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNEE 2012

La tendance depuis le début des années 1990 est à l'augmentation des températures moyennes annuelles de l'air (+ de 1°C en trente ans) et une diminution de la pluviométrie. L'année 2012 est restée globalement chaude par rapport aux moyennes de 1974 à 1990. Si des années exceptionnellement peu arrosées ont été observées dans le passé, on constate cependant que celles-ci ont été plus fréquentes au cours de la dernière décennie (2003, 2004, 2005, 2006, 2009 avec un déficit de 20%). Entre 2003 et 2011, les déficits hydriques cumulés se sont accentués 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. En 2012, pour la première fois depuis dix ans, la tendance s'est inversée avec une pluviométrie proche de la moyenne de référence 1974-1990 (+ 5 %). L'année 2012 s'est donc caractérisée par :

- au début de l'année, un mois de février très froid (-122 %, avec des températures minimales de -8°C), sec (-99 %) et ensoleillé (+33 %) puis un mois de mars chaud (+42 %), sec (-80 %) et très ensoleillé (+84 %) ;
- une période d'avril à octobre plus chaude (+1,6 °C), une pluviométrie contrastée (de +115 à -40 %) et relativement peu ensoleillée (jusqu'à -34 %) ;
- une fin d'année (novembre et décembre) assez chaude (+35 et +30 %), humide (+62 et +73 %) et peu ensoleillée (-16 et -22%) ;
- des coups de vent remarquables les 3 avril et 28 octobre avec des rafales à plus de 100 km/h.

L'hydrologie de la Leyse en 2012 a été marquée par un débit moyen 7 % supérieur au module interannuel. Le débit moyen de l'année 2012 a été le second plus important après 2007 depuis 2004. Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 277 jours. Pour le Sierroz, le débit moyen annuel a été de 9,6 % supérieur au module. Il a été le plus élevé du suivi. Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 256 jours. Bien que l'année 2012 ait été considérée comme une année humide et donc avec des étiages moins longs, ces derniers ont toutefois présenté sur le Sierroz des intensités fortes.

En termes de qualité de l'eau et en conformité vis-à-vis de la Directive cadre sur l'eau (DCE) :

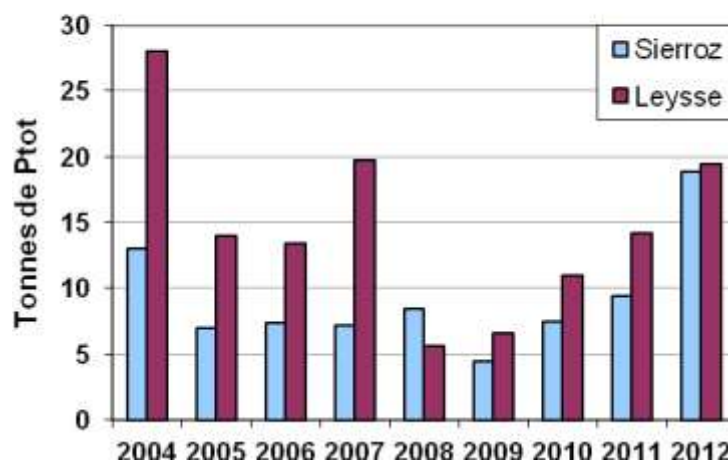
- la Leyse a été en bon état pour les paramètres généraux soutenant la biologie durant les 276 jours de régime établi ;
- le Sierroz a été en bon état pour les paramètres généraux soutenant la biologie durant les 210 jours de régime établi.

Le Phosphore présent dans le lac a 3 origines possibles : les apports des rivières drainant le bassin versant, les rejets directs (déversoir d'orage de la station d'épuration d'Aix) et les apports internes (processus complexe de relargage par les sédiments au fond du lac). Avant les années 2000, les apports totaux au lac en termes de phosphore total (P_{tot}), orthophosphates (PO₄) et nitrates (NO₃) étaient estimés. Depuis 2004, ces apports sont mesurés grâce aux stations de mesure automatisées sur la Leyse et le Sierroz. Les déversoirs d'orage de Chambéry métropole et de la CALB ont également été équipés en moyen de mesure. Depuis 2004, les apports en P_{tot} 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 (L), le Sierroz (S) et le déversoir des Biâtres (DO) (tonnes de P et N) résumé ci-dessous révèle que les apports de Ptot ont été de nouveau en hausse en 2012, représentant même les apports les plus importants depuis 2005. De ce fait, pour la première fois depuis 8 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 ont été quasi équivalents à ceux de la Leysse. Depuis 2009, on constate une augmentation progressive des apports en Ptot : + 248 % entre 2009 et 2012. Les apports de la Leysse ont atteint ceux enregistrés en 2007 pour un volume total transité comparable (212 Mm3 en 2012 contre 233 en 2007) tandis que ceux du Sierroz ont les plus élevés du suivi. A volume comparable, les apports en Ptot du Sierroz en 2012 ont été 2,5 fois plus importants qu'en 2007.

	1974	1983	1995-96	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Ptot	300	150	94	41 + ?	21 + ?	21 + 4	27 + 5,8	14 + 4,2	11 + 2,7	18 + 2,4	23,6 + 2,8	38,3 + 2,3
PO ₄	140		18	5,11	3,5	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1
NO ₃	1.500	580	450	327	252	275	367	290	214	309	181	347
NO ₃ + NKT				552	361	446	617	516	334	454	360	654

Apports en Ptot au lac



La hausse de 5,3 tonnes des apports en Ptot de la Leysse enregistrée entre 2011 et 2012, s'explique à nouveau par la hausse des apports de temps de pluie. Les pluies hivernales de janvier et novembre-décembre ont apporté plus de 12 T de Ptot, soit 64 % des apports totaux. En ne tenant compte que des apports liés aux principales crues, on remarque que les flux de Ptot générés par les 10 principales crues ont progressé de 2 T entre 2011 et 2012 (12,25 T contre 14,15 T). Contrairement aux autres années, les 10 principales crues ne représentent que 76 % des apports de temps de pluie alors qu'ils dépassent habituellement 90 %. Le reste des apports a été provoqué par une succession d'autres crues non négligeables.

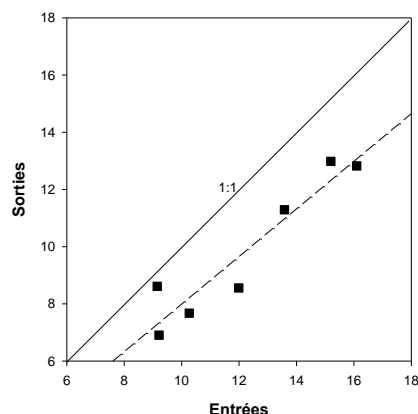
En ne tenant compte que des apports liés aux principales crues, on remarque que les flux de Ptot générés par les 10 principales crues du Sierroz progressent de 7 T entre 2011 et 2012 (8,5 T contre 15,5 T).

Depuis que le déversoir des Biâtres fait l'objet d'une autosurveillance, les flux de Ptot rejetés au lac varient de 2,8 en 2011 à 6 tonnes en 2007. Pour l'année 2012, ces rejets sont évalués à 2,3 T soit 5% des apports totaux en Ptot au lac (contre 11% en 2011 et 11,7% 2010). La part des Biâtres dans les apports totaux est moins importante en 2012 du fait de la forte augmentation en parallèle des apports de la Leysse et du Sierroz. Depuis 2009, les apports des Biâtres sont stables et varient autour de 2,5 T. La mise en place, dans le cadre du second contrat de bassin versant, d'un bassin de stockage restitution en amont du déversoir, devrait grandement améliorer la situation. En effet, le bassin projeté permettra la rétention des effluents pour une pluie de retour annuel. Pour l'année pluviométrique moyenne, cela reviendrait à réduire les flux déversés au lac de 78% pour le Ptot à 82% pour les MES.

A ces apports doivent être ajoutés les apports du Rhône par le canal de Savières, lorsque le courant s'inverse. Avec 1.2 Mm³ de volume transité entre le Rhône et le lac via le canal de Savière, correspondant à seulement 11 jours de renverse, le canal de Savière n'a contribué que très faiblement aux apports en nutriments au lac avec 0.02 t de Ptot, 0.006 tonnes de PO₄, 0.75 tonnes de NO₃, et 0.03 tonne de NH₄. En 2011, comparativement avec 116 jours de courant inversé le canal avait apporté au lac 0,14 tonne de Ptot, 0,055 tonne de PO₄ et 2,44 tonnes de NO₃ (contre 0,96 en 2010).

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 ($r=0,94$, $n=7$) 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, nous estimons que le temps moyen de résidence des eaux dans le lac du Bourget pour la période 2006 à 2012 inclus serait de 10 à 12 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
Minimum	9,1	6,9
Moyenne	12,2	9,8
Maximum	16,1	13,0



L'hiver 2012 ayant été vigoureux et permettant une homogénéisation complète de la masse d'eau, la réoxygénation maximale à 140 m avec $10.2 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ mesurée le 7 mars a été aussi efficace que celle observée les deux années précédentes ($10,3$ et $10,1 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$).

La transparence des eaux a encore atteint une valeur record avec 14.2 m en hiver mais se réduisant à 3.3 m au printemps au moment du pic phytoplanctonique. La phase des eaux claires est toujours enregistrée à la fin du mois de mai (avec 11.3 m). La transparence estivale pour l'année 2012 avec ~ 9 mètres a été significativement plus élevée qu'en 2011 (~ 6 m). Depuis 1981, les valeurs de transparence indiquent une augmentation de la transparence estivale (qui est passé d' $\sim 3,0$ à $6,0$ m) et qui peut être considérée comme une nette amélioration de la qualité des eaux.

L'objectif de la DCE à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO_4 soit de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011 et elle est confirmée en 2012 avec la même valeur. Pour le phosphore total, la concentration a également été la plus basse jamais enregistrée avec $14 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ (contre $16 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2011). 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 4 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 2012 a en effet été supérieure à celle de 2011 ($0,62$ vs. $0,48 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$).

Avec $\sim 3,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, l'année 2012 a présenté une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* très légèrement supérieure à 2010 ($\sim 3,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et légèrement inférieure à 2011 ($\sim 4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* est assez hétérogène, mais la tendance à la baisse depuis le démarrage de la chronique à la fin des années 1980, reste hautement significative.

L'année 2012 a été marquée par une biomasse phytoplanctonique en hausse comparativement à 2011 (1337 vs $1093 \mu\text{g/L s}$) et, assez paradoxalement, par la présence remarquable d'espèces plutôt caractéristiques de milieux eutrophes (les chlorophycées de type *Pediastrum* et *Scenedesmus* et les cyanobactéries

Aphanothece et *Aphanocapsa*). La biomasse relativement importante des groupes J et K qui sont plutôt indicateurs d'eaux riches en nutriments est sûrement à relier au brassage important de toute la masse d'eau qui a eu lieu en février et qui a pu apporter une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique. Depuis 2010 toutefois, il est confirmé que la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* a disparu et que la proportion des diatomées et des chrysophycées (classes algales caractéristiques de milieux de bonne qualité) a augmenté fortement. De plus, l'année 2012 a présenté la plus forte diversité de toute la chronique et, depuis 2010 inclus, une forte proportion de la biomasse reste encore représentée par le groupe fonctionnel E selon la classification de Reynolds, rassemblant des taxons mixotrophes (*Dinobryon* spp.) caractéristiques de milieux oligotrophes. Si l'indice de Brettum n'a pas encore révélé d'amélioration notable, force est de constater par contre que la baisse de la proportion des formes phytoplanctoniques de grande taille (microphytoplancton) se confirme et que l'augmentation des formes nanoplanctoniques est significative depuis 2007 inclus (étant passée de 8,6 à 43,1%). En 2011, un développement assez important en fin d'année d'*Aphanizomenon flos aquae*, une cyanobactérie potentiellement toxique, avait été enregistré. Elle n'a pas réapparu en 2012 et aucune cyanobactérie potentiellement toxique n'a été détectée.

Parmi les organismes autotrophes, les picocyanobactéries constituent un compartiment biologique fortement dynamique pouvant atteindre de fortes concentrations et dont le rôle fonctionnel et la diversité restent mal connus au sein des lacs péri-alpins français. En 2012, les picocyanobactéries (groupe représentant l'essentiel du picophytoplancton du lac du Bourget) ont atteint de fortes concentrations en période estivale ($\sim 5 \times 10^5 \text{ cell.ml}^{-1}$), en lien avec l'augmentation des températures. 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. En effet, l'analyse des données sur la chronique 2003-2012 a révélé que phosphore et picocyanobactéries sont corrélés négativement suggérant que le retour à l'oligotrophie de cet écosystème va s'accompagner d'une plus forte importance quantitative et sûrement fonctionnelle de la communauté des picocyanobactéries. L'augmentation de la représentativité du picophytoplancton depuis 2009 en est d'ailleurs une première preuve.

Classiquement bimodale les années précédentes (2010-2011), caractéristique des lacs oligo-mésotrophes, la dynamique des trois familles crustacéennes en 2012 a été caractérisée par des pics d'abondance très nets au printemps, des abondances estivales faibles mais des maxima automnaux peu ou pas marqués (probablement liés à de mauvaises conditions climatiques – refroidissement - en fin d'été). 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, sont parmi les plus élevées de 2004-2012. Ces maxima printaniers correspondant aux minima phytoplanctoniques et plaçant la phase des eaux claires à la fin du mois de mai, pourraient s'expliquer par le fait que (i) la biomasse phytoplanctonique printanière a atteint des valeurs importantes et (ii) le phytoplancton était exclusivement composé d'espèces nanoplanctoniques d'excellente qualité nutritionnelle.

Pour la première fois, il est fait mention dans ce rapport de l'analyse biologique du compartiment benthique au travers de l'étude des communautés de macroinvertébrés benthiques, qui sont hautement intégrateurs de l'ensemble des phénomènes physiques, chimiques et biologiques se déroulant dans la masse

d'eau et dans les sédiments. Les données 2012 révèlent une très forte production de macroinvertébrés benthiques dans le lac du Bourget, susceptible de soutenir une forte production piscicole d'espèces benthophages. Avec un IBL de 16/20, le lac du Bourget présente toutefois un dysfonctionnement affectant les macroinvertébrés benthiques dès la zone littorale. Ce dysfonctionnement induit un excès de matière organique et/ou des phénomènes d'hypoxies qui impactent les peuplements macrobenthiques de la zone littorale à la profondeur maximale du lac. Le lac du Bourget produirait ou recevrait de la matière organique dont la qualité ou la quantité ne sont pas en adéquation avec les capacités d'assimilation de ses réseaux trophiques (pélagiques et benthiques), malgré une augmentation de la biodiversité (richesse taxonomique et densité) des consommateurs benthiques. Un manque d'efficacité des transferts vers les niveaux trophiques supérieurs (peuplements piscicoles) pourrait-être envisagé.

Comme en 2011, ce rapport fait aussi mention de l'étude du peuplement piscicole du lac du Bourget pour l'année 2012. L'image du peuplement piscicole permet aussi de confirmer les tendances d'amélioration de la qualité des eaux observées aux travers des autres indicateurs. Les estimations de densités calculées à partir des données acoustiques sont d'environ 54 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle du lac et de 76 kg.ha⁻¹ pour les couches profondes, ce qui est rapporté comme des valeurs importantes pour les lacs alpins. Le rendement de pêche numérique est de 373 ind./1000 m². Il est ainsi supérieur de 25 à 58 % à ceux de 2005 et 2011 (299 et 236 ind./1000 m²). En 2012, comme pour les années précédentes, le peuplement a été dominé par la perche et le gardon, tant en nombre qu'en poids. Poisson emblématique des lacs alpins mais aussi de la qualité des écosystèmes aquatiques, le corégone avec des rendements de sa population adulte de près de 4,5 corégonnes (lavarets) adultes / 1000 m², fait de 2012 une nouvelle année record. La population de lavaret, à nouveau présente en grande quantité dans le lac du Bourget, est attestée par les statistiques de pêches (67 tonnes pour les professionnels en 2012 contre moins de 7 tonnes en 2005). Les autres composantes piscicoles du peuplement semblent relativement stables à l'exception de la population de perches qui continue d'être très variable et qui voit une nouvelle fois ses stocks augmenter en 2012.

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget distribuées en 2012 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, la simazine ou le terbuthylazine ainsi que de leurs produits de dégradation (déséthyl-atrazine, atrazine-déisopropyl, terbuthylazine-déséthyl,...). 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, et juin 2004 pour le terbuthylazine.

En 2012, l'eau a été de bonne qualité pour les 10 baignades surveillées du lac du Bourget. On constate notamment qu'entre 2011 et 2012, 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 2012, le lac du Bourget a un statut trophique oligo-mésotrophe et son état peut être résumé comme bon à très bon. L'année 2012 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. Les augmentations de la proportion des petites formes phytoplanctoniques, des espèces mixotrophes et de la biomasse zooplanctonique 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 répercute jusqu'au sommet du réseau trophique. Seule ombre au tableau, l'analyse des abondances et de la diversité réduite des macroinvertébrés benthiques suggère l'existence d'un dysfonctionnement dans les transferts trophiques, un excès de matière organique possible encore non assimilé au sein du lac.

STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE et TABLEAU DE BORD

I. Méthodes de prélèvement et d'analyse

La station de prélèvement choisie pour le suivi du lac du Bourget est le point B, situé au centre du lac avec une profondeur maximale de 147 m. Les campagnes ont eu lieu 2 fois par mois en moyenne, soit 21 campagnes en 2012, réparties selon les tableaux présentés ci-après. Comme indiqué sur ces tableaux, les analyses et les profondeurs prélevées sont alternées entre les campagnes :

- Le premier type de campagne comporte 6 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m et 50 m), sur lesquelles sont effectuées des analyses chimiques complètes (azote ammoniacal NH_4^+ ; azote nitrique NO_3^- ; azote total Ntot ; carbone organique total COT ; orthophosphate PO_4^{3-} ; phosphore total Ptot ; silice réactive SiO_2). A ces profondeurs, d'autres paramètres sont également mesurés.

- 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 des analyses plus partielles (azote ammoniacal NH_4^+ ; azote nitrique NO_3^- ; azote total Ntot ; carbone organique total COT ; orthophosphate PO_4^{3-} ; phosphore total Ptot et silice réactive SiO_2).

- Une campagne (en hiver) permet également de mesurer les éléments de type Ca, K, Mg, Na, Cl, SO_4 sur l'ensemble de la colonne d'eau.

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

Tableau I Méthodes d'analyses physico-chimiques

Norme	Déterminations	Méthodes AFNOR
MeST	Filtration sur filtres fibres de verre	NF EN 872
Orthophosphates	Colorimétrie Murphy et Riley (Molybdate Sb tartrate et réduct. acide ascorbique)	NF EN 1189
pH	Electrométrie	NF T 90-008
Conductivité à 25 °C	Correction de température automatique	NF EN 2788/ISO 7888
Phosphore total	Minéralisation au peroxydisulfate en milieu acide	NF EN 1189
Azote ammoniacal	Bleu d'indophénol	NF T90-015
Azote nitrique	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1
Carbone organique total (COT)	détection IR Minéralisation Persulfate à chaud 80°C	FDT 90-102

Des profils verticaux de température et d'oxygène dissous ont été réalisés à l'aide d'une sonde multiparamètres immergeable avec une fréquence plus importante que les campagnes de prélèvement. De même, des profils verticaux de fluorescence ont été effectués avec une sonde de fluorescence multicanaux BBE afin de déterminer la composition algale de la colonne d'eau. La profondeur de la transparence a été mesurée à l'aide de deux disques (blanc de 30 cm et quadrillé noir et blanc de 25 cm). Au total, 35 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2012.

A cela s'ajoute l'analyse des communautés pico, phyto- et zooplanctoniques et les mesures de production primaire (comme sur les autres lacs) et une campagne de pêche qui s'est déroulée début octobre.

Le Tableau II ci-dessous récapitule le nombre d'échantillons et de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. 1660 analyses chimiques ont été effectuées sur les 174 échantillons prélevés pendant l'année 2012.

Tableau II Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2012

Méthode	paramètres		Nombre
Prélèvements NISKIN Profondeurs discrètes	Chimie	Nutriments (PO_4^{3-} , P_{tot} , NO_3^- , N_{tot} , NH_4^+ , COT , SiO_2)	174
	cytométrie	abondance - diversité	162
	Cyanobactéries filamenteuses	abondance	126
		microcystines LR & RR	21
Prélèvement intégré 0 – 20 m	chlorophylle a		35
	phytoplancton	abondance - diversité	21
Filet 200 μm 0 – 50 m	zooplancton	abondance - diversité	21
Profils sondes	SBE (T, O ₂)		36
	BBE (fluo)	CT	32
		INRA	3

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 35 campagnes effectuées au cours de l'année 2012.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2012

Date	Profil temp - O2	profil fluo	Transp. Secchi	Chloro a	Prélèvement NISKIN Nutriments, cyto, tox, cyano									
	SBE 19+	BBE												
Prof				0-20 m	2	10	15	20	30	50	80	110	130	140
18/01/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
15/02/2012	X	X	X	X										
21/02/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
07/03/2012	X	X	X	X	X									
20/03/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
03/04/2012	X	X	X	X	X									
13/04/2012	X		X	X		X	X	X	X	X				
18/04/2012	X	X	X	X										
23/04/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
03/05/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
15/05/2012	X	X	X	X	X						X	X	X	X
25/05/2012	X	X	X	X		X	X	X	X	X				
29/05/2012	X	X	X	X	X									
06/06/2012	X		X			X	X	X	X	X				
07/06/2012			X											
14/06/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
21/06/2012	X	X	X	X										
26/06/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
04/07/2012	X	X	X	X										
10/07/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17/07/2012	X	X	X	X		X	X	X	X	X				
24/07/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
08/08/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
16/08/2012	X	X	X	X										
21/08/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
27/08/2012	X	X	X	X										
10/09/2012	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
18/09/2012	X	X	X	X										
26/09/2012	X	X	X	X										
01/10/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
16/10/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
25/10/2012	X	X	X	X										
08/11/2012	X	X	X	X										
14/11/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
27/11/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
12/12/2012	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Total	35	32	36	34	21	21	21	21	21	21	12	12	12	12

A cela il faut ajouter la mesure de la production primaire effectuée à 4 profondeurs (2, 10, 15 et 20 m) au cours de 19 campagnes tout au long de l'année.

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. Il est prévu de le modifier en 2012 (voir détails pour chaque variable présentée).

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

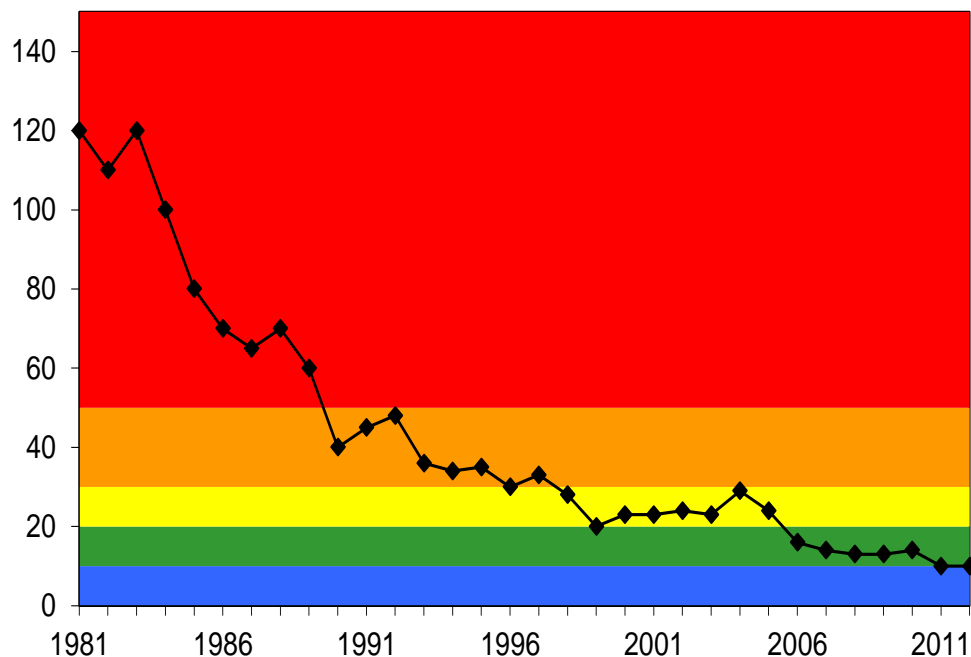
Le bilan d'oxygène (non montré ci-dessous mais plus loin dans le chapitre consacré à la chimie) fait désormais parti des nouveaux critères (désoxygénation de l'hypolimnion) en % de désoxygénation entre la surface et le fond pendant la période estivale.

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

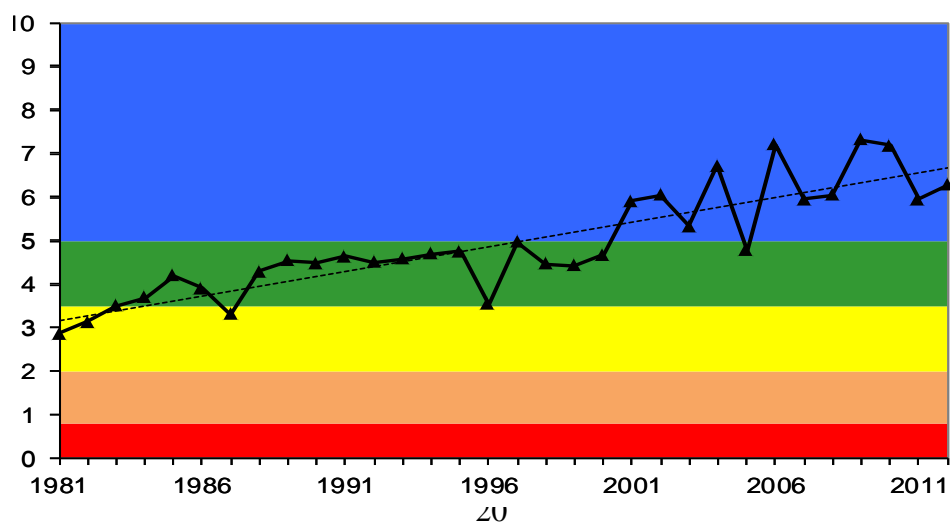
Il s'agit en l'occurrence de la concentration des phosphates mesurée au moment du brassage hivernal du lac, quand la température est homogène le long de la colonne d'eau. Cet indicateur renseigne sur la quantité du facteur limitant et de maîtrise la croissance planctonique au sein de l'écosystème lac.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





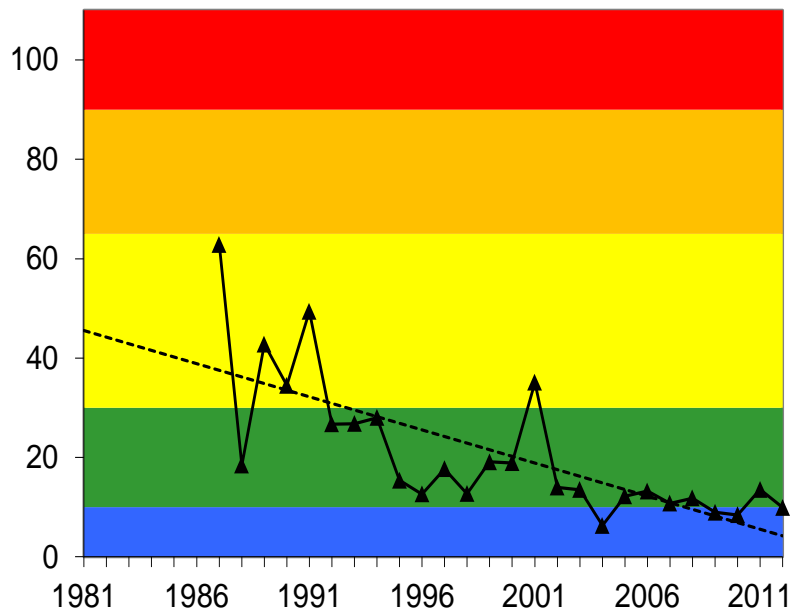
II.2. La transparence

Il s'agit en l'occurrence de 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. Comme on peut le voir ci-dessous, l'objectif à l'horizon 2021 est que la transparence minimale soit supérieure à 5 m. En 2007, le curseur était sur la valeur 3,8 m. En 2012, cette valeur était de 3,4 m. Il serait peut être plus judicieux de proposer et présenter une valeur moyenne estivale et annuelle, car une seule valeur déclassante comme celle proposée par la valeur minimale ne peut être un bon indice de qualité, ne tenant pas compte en plus de ce qui en est responsable (i.e. du phytoplancton de bonne qualité par exemple).



II.3. La chlorophylle *a*

Il s'agit en l'occurrence de la concentration annuelle maximale atteinte par ce paramètre. Cet indicateur renseigne directement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique. Comme on peut le voir ci-dessous, 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. Comme pour la transparence, une valeur moyenne et maximale estivale ou moyenne annuelle serait peut-être 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.



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
2012	12.02
1974-1990	10,83
Δ %	+15,3

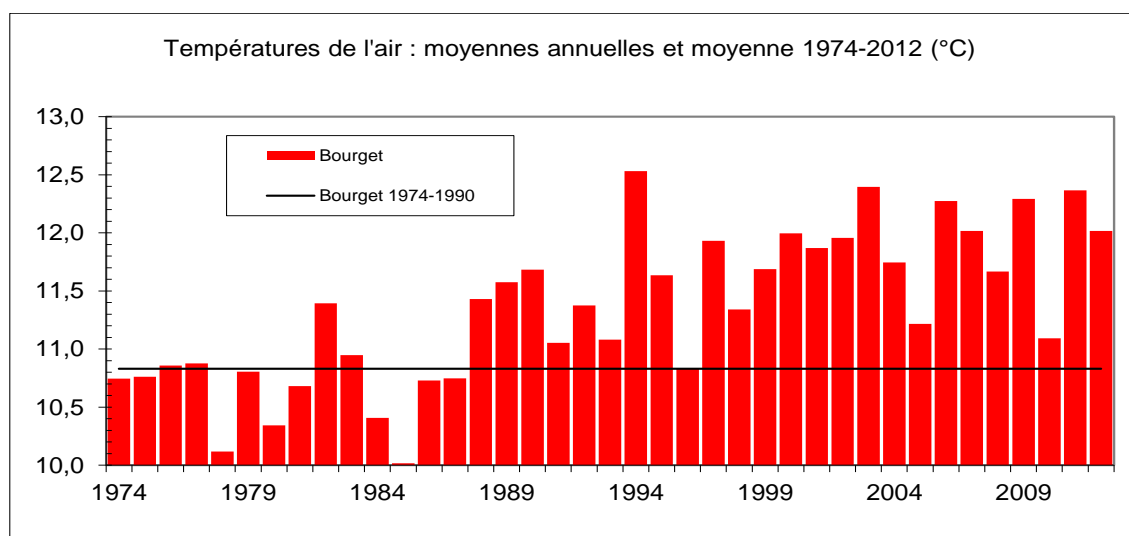


Figure 1 Evolution des températures annuelles de l'air sur la période 1974 – 2012 et comparaison avec la moyenne 1974 - 1990 (°C)

L'année 2012 montre encore une température annuelle supérieure à la moyenne (12,02 vs 10,83 °C) et si celle-ci reste inférieure à l'année précédente, elle confirme la tendance à une légère augmentation de ces 20 dernières années.

I.2. Variations saisonnières

L'hiver 2011-2012 reste légèrement moins froid que les hivers précédents au regard du nombre de jours de gel. En effet, nous observons des températures moyennes journalières inférieures ou égales à 0 °C pendant 19 jours entre décembre et mars (vs 23 et 30 jours).

Particularités de l'hiver 2011-2012 :

- Le mois de décembre 2011 a été parmi l'un des plus chauds de ces vingt dernières années (3^{ème} rang) avec 1 seul jour de gel.
- Le mois de février est le plus froid de la chronique 1974-2012, mais le froid ne s'installe que pendant la première quinzaine et il n'y a plus de jours de gel après le 15 février
- Mars se situe au 3^{ème} rang parmi les plus chauds (9,6 vs 10,3 °C en 2001 et 1994)

Pour l'ensemble de l'année 2012, nous observons des excédents de température par rapport à la moyenne (+2 à +90%) pendant 11 mois, seul le mois de février est déficitaire avec -122% et se trouve être le plus froid de la série de données. A l'inverse, les mois de mars, novembre et décembre sont parmi les plus chauds depuis les trente dernières années et montrent respectivement des excédents de 42, 36 et 30 % par rapport à la moyenne.

Tableau II Températures minimales, moyennes et maximales mensuelles de l'air en °C, année 2012 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 1990

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
Min	-1,1	-9,8	3,1	7,4	10,8	14,9	16,1	13,1	12,4	2,7	3,2	-3,3
moyenne	3,7	-0,8	9,6	11,8	16,1	19,7	20,7	21,8	16,8	12,8	7,8	4,0
max	8,6	6,8	16,2	19,3	20,9	25,1	25,2	26,6	21,4	18,3	14,7	8,6
1974-1990	1,9	3,7	6,7	9,7	14,0	17,6	20,3	19,5	16,3	11,4	5,8	3,1
Δ 2012/moy %	90	-122	42	22	15	12	2	12	3	13	36	30

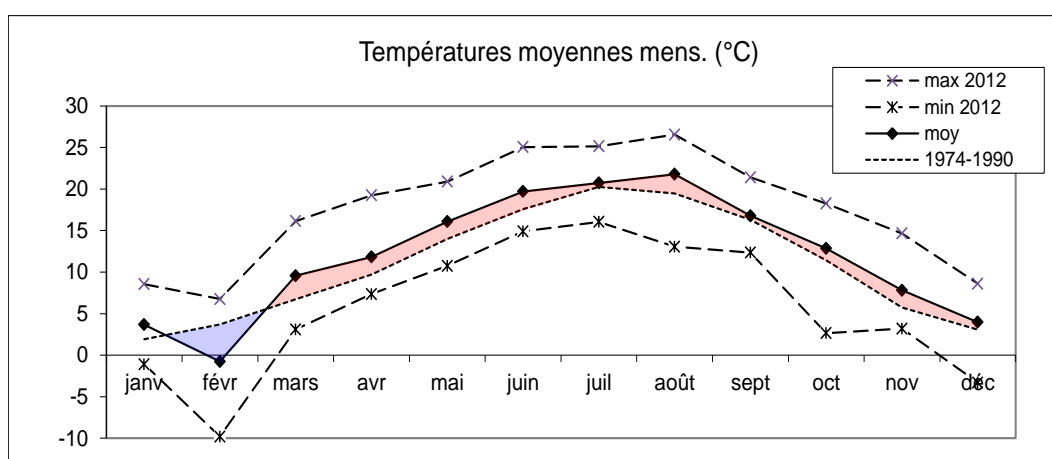


Figure 2 Comparaison des températures de l'air maximales, moyennes et minimales mensuelles en 2012 et des moyennes 1974 – 1990

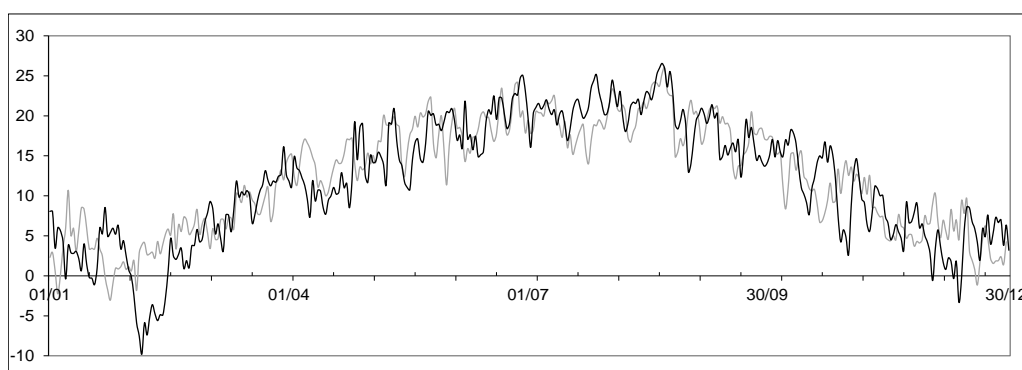


Figure 3 Températures de l'air moyennes en 2011 (gris clair) et en 2012

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
2012	1372
1974-1990	1301
Δ %	+5

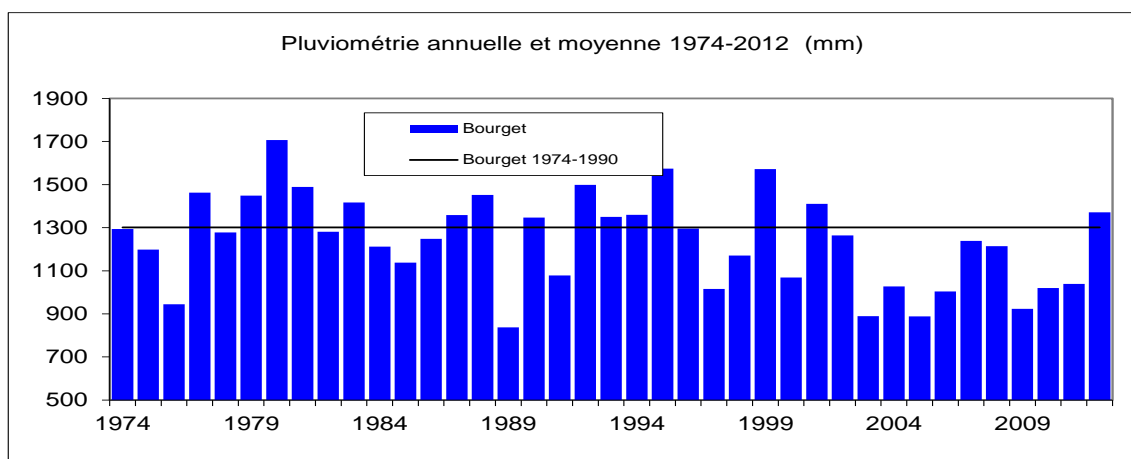


Figure 4 Evolution de la pluviométrie annuelle sur la période 1974 – 2012 et comparaison avec la moyenne historique (mm)

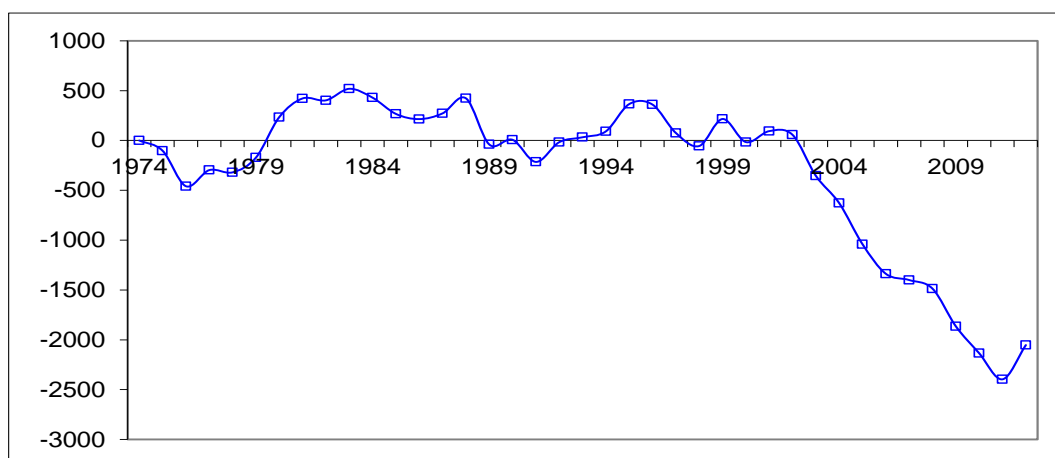


Figure 5 Evolution de l'écart à la moyenne (1974-1990) de la pluviométrie annuelle cumulée depuis 1974 (%)

II.2. Variations saisonnières

L'année 2012 est très contrastée, à l'exemple d'un mois d'avril très humide (188 mm, +117 %) au 3^{ième} rang parmi les mois les plus humides de la série de données (1974-2011) qui succède aux mois de février et de mars très secs avec respectivement 2 mm (-99 % le plus sec depuis 1974) et 24 mm (-80 % au 2^{ième} rang). L'année se termine sur une période arrosée avec respectivement 164 et 217 mm pour les mois de novembre et décembre (+62 et +73%).

Par rapport aux moyennes mensuelles, 2012 présente 6 mois humides (entre +115 % et +7 %) et 5 mois secs (entre -23 et -99 %). Les mois de novembre et de décembre, avec 381 mm de pluie, représentent 28 % de la pluviométrie annuelle.

Tableau IV Précipitations mensuelles en mm, année 2012 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 1990

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	mai	juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2012	173	2	24	188	87	112	63	120	145	78	164	217
1974-1990	118	120	117	87	114	105	88	84	112	129	101	125
Δ %	47	-99	-80	115	-23	7	-29	43	29	-40	62	73

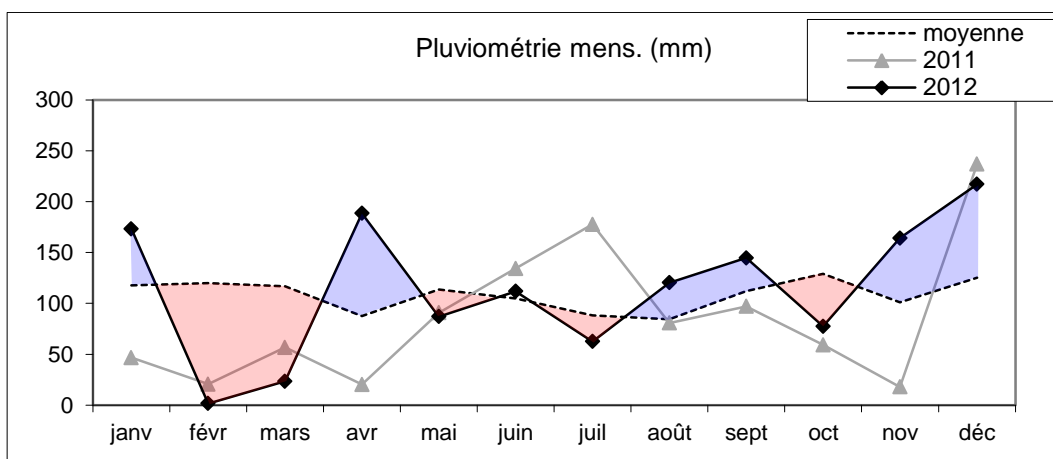



Figure 6
Comparaison des précipitations mensuelles (mm) en 2011 et 2012 et des moyennes 1974 - 1990

Relation entre les différents épisodes pluvieux et le niveau du lac

I Précipitations journalières (mm)

 Niveau du lac du Bourget NGF orthométrique en mètre, échelle du Grand Port (sources CNR < <http://www.vigicrues.ecologie.gouv.fr> »)

 Consignes de niveau (m)

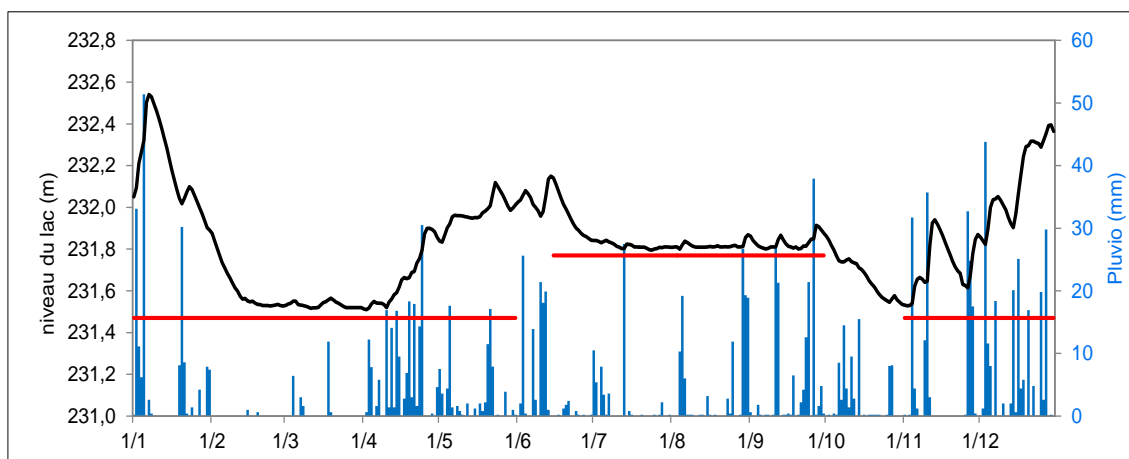


Figure 7 Précipitations journalières (mm), niveau du lac du Bourget (m) et consignes de niveau seuil en 2012

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 2012 est observé le 7 janvier avec une altitude IGN de 232,54 m soit plus d'un mètre au-dessus du niveau seuil. En novembre et décembre, nous observons une montée des eaux de 80 cm à la suite d'une période pluvieuse 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, faute d'apports importants, reste relativement proche des niveaux de consignes.

III. Durée de l'insolation

III.1. Cumul annuel

Pour l'année 2012, les deux mois de données manquantes (septembre et octobre) ne nous ont pas permis de calculer le cumul annuel. La Figure ci-dessous ne porte donc pas sur l'année 2012 mais a été conservée pour mémoire.

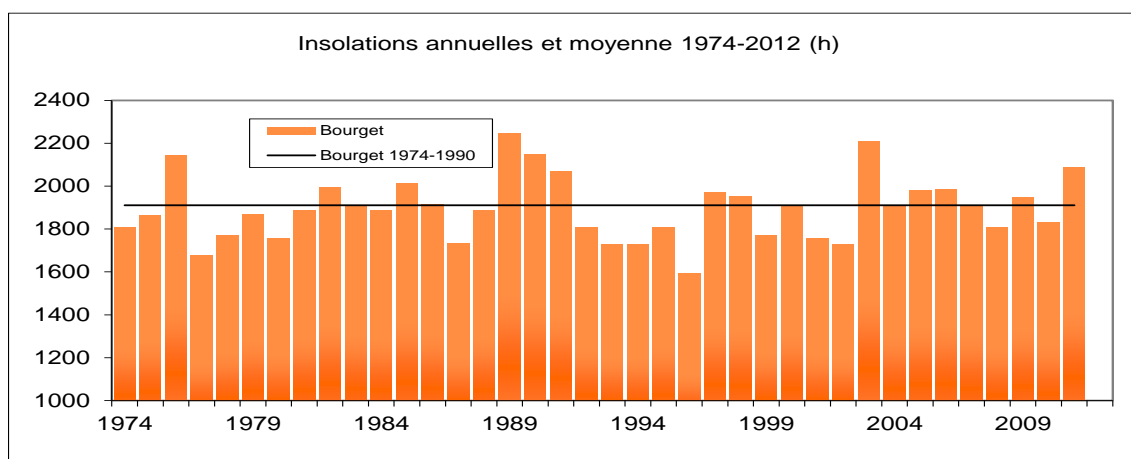


Figure 8 Evolution de la durée d'insolation annuelle sur la période 1974 – 2012 et comparaison avec la moyenne historique (heure)

III.2. Variations saisonnières

Tableau VI Durée d'insolation mensuelle (h), année 2011 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 1990

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Dec.
2012	68	122	244	112	213	229	246	256			73	54
1974-1990	79	92	132	169	191	243	283	248	193	126	87	69
Δ %	-14	33	84	-34	12	-6	-13	3			-16	-22

Logiquement en relation avec la pluviométrie, les mois d'avril, de novembre et de décembre affichent un déficit d'ensoleillement (respectivement de -34, -16 et -22 %). Et inversement, les périodes sèches sont plus ensoleillées à l'exemple des mois de février et mars avec des excédents qui s'élèvent à +33 et 84 % par rapport aux valeurs moyennes. À noter, le mois de mars très ensoleillé, a probablement favorisé le démarrage précoce du phytoplancton.

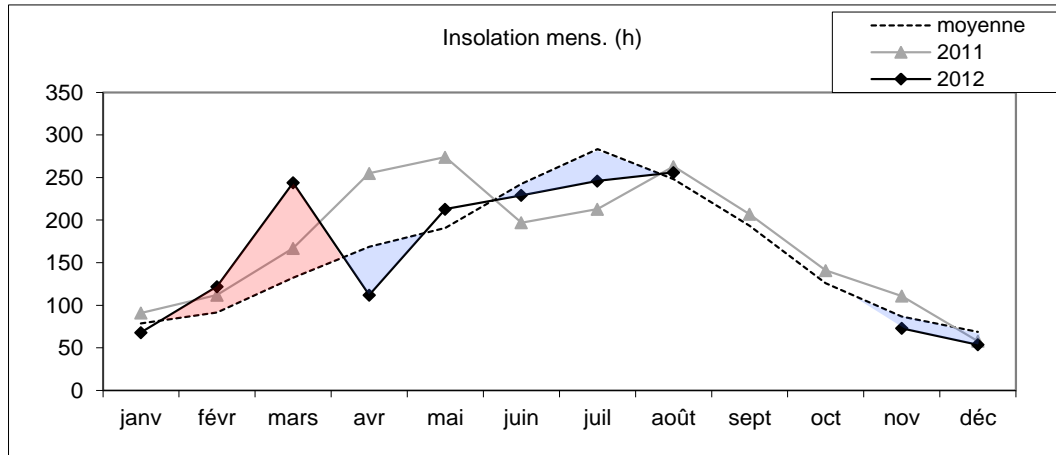


Figure 9 Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h), année 2011 et 2012 avec la moyenne 1974 – 1990

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

I. Introduction

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

- La teneur en phosphates a été divisée par 8 pour atteindre 15 µg/l,
- la teneur en nitrates a diminué de 35 %, passant de 0,82 à 0,52 mg/l,
- la transparence estivale est passée de 2,8 à 7,3 m.

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

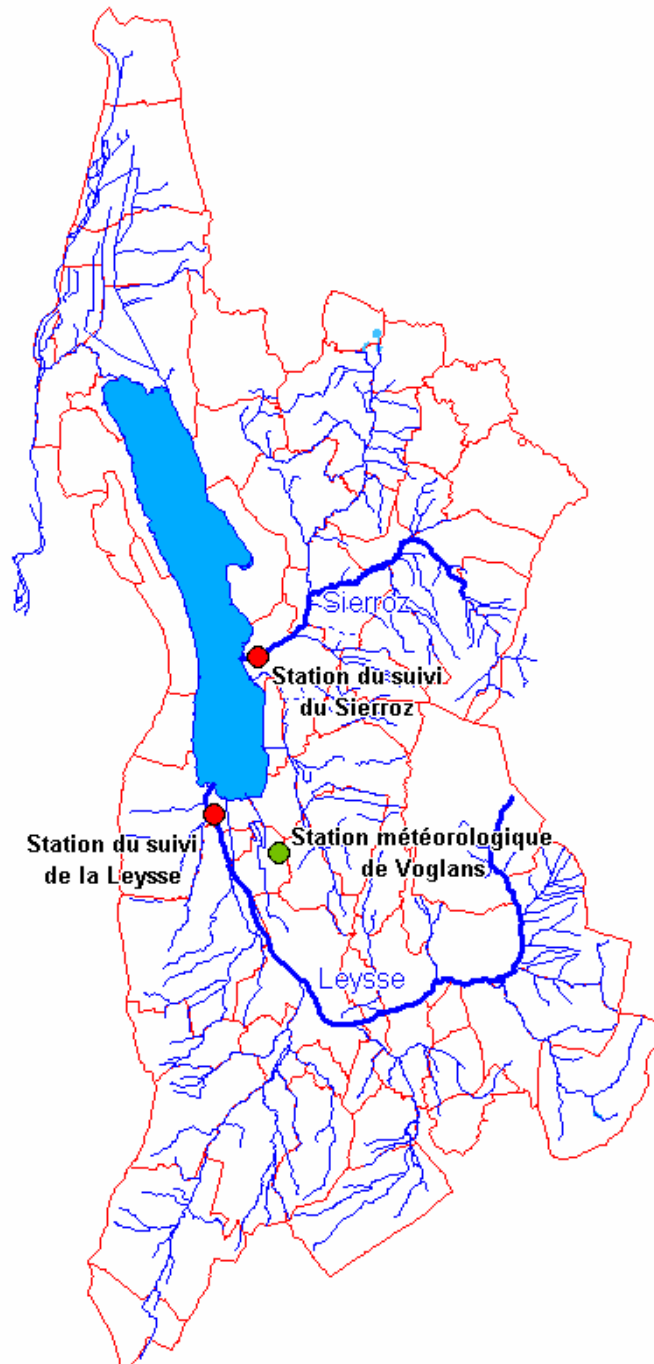
Le présent chapitre présente les résultats de ce suivi pour l'année 2012, à partir des données obtenues au moyen de stations de mesures équipées d'un préleveur automatique et de sondes mesurant en continu la conductivité, l'oxygène dissous et la température. Sur chaque échantillon prélevé, la concentration 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, l'année 2012 se situe dans la moyenne des 20 dernières années avec une valeur de 12,06 °C.

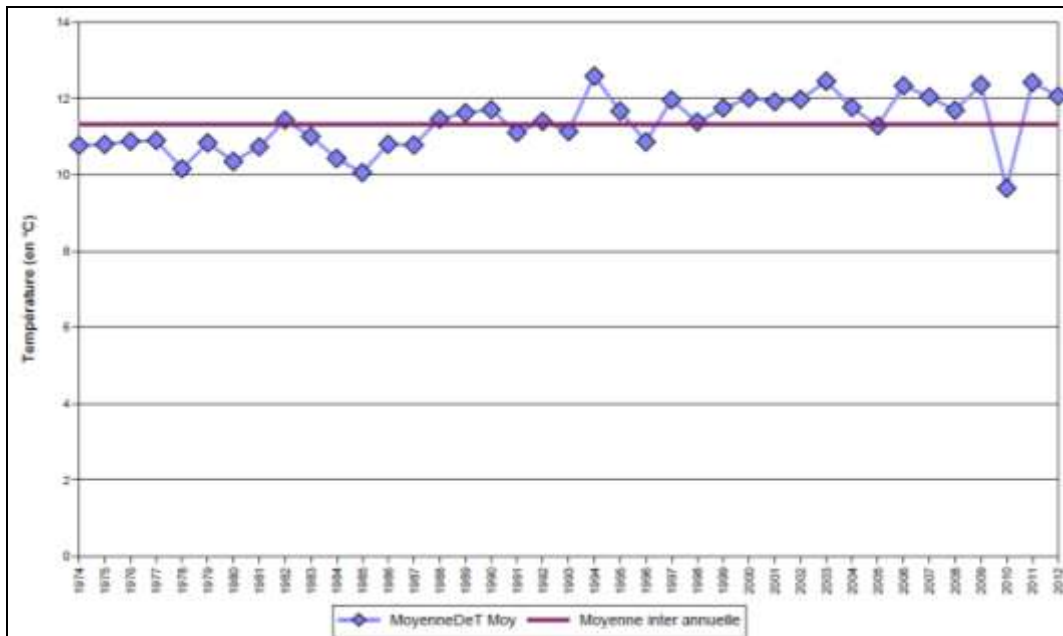


Figure 4 Evolution de la moyenne annuelle des températures entre de 1974 et 2012

Le mois de février a été le plus froid de la chronique 1974-2012 avec un déficit de 122 % et mars s’est situé au 3ème rang parmi les plus chauds. On constate des excédents de température par rapport à la moyenne (+2 à +90%) pendant 11 mois. Les mois de mars, novembre et décembre ont été parmi les plus chauds depuis les trente dernières années montrant respectivement des excédents de 42, 36 et 30 % par rapport à la moyenne.

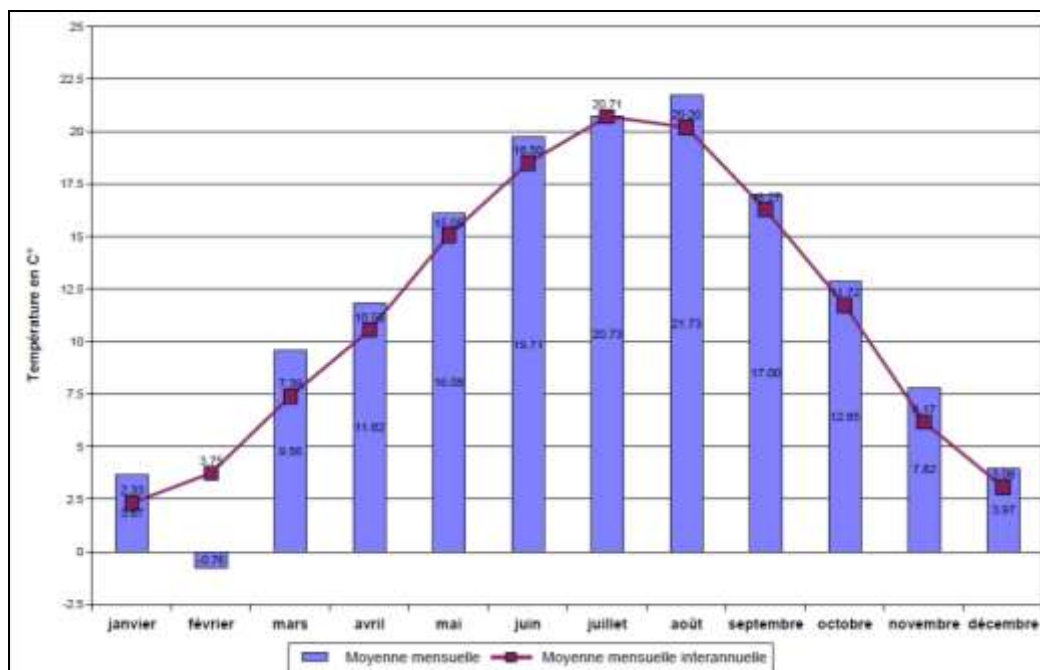


Figure 5 Evolution de la moyenne mensuelle des températures entre 1974 et 2012

En ce qui concerne les précipitations, avec un cumul de 1.385 mm, l’année 2012 présente un excédent de 11,5 % par rapport à la moyenne interannuelle (1.242 mm).

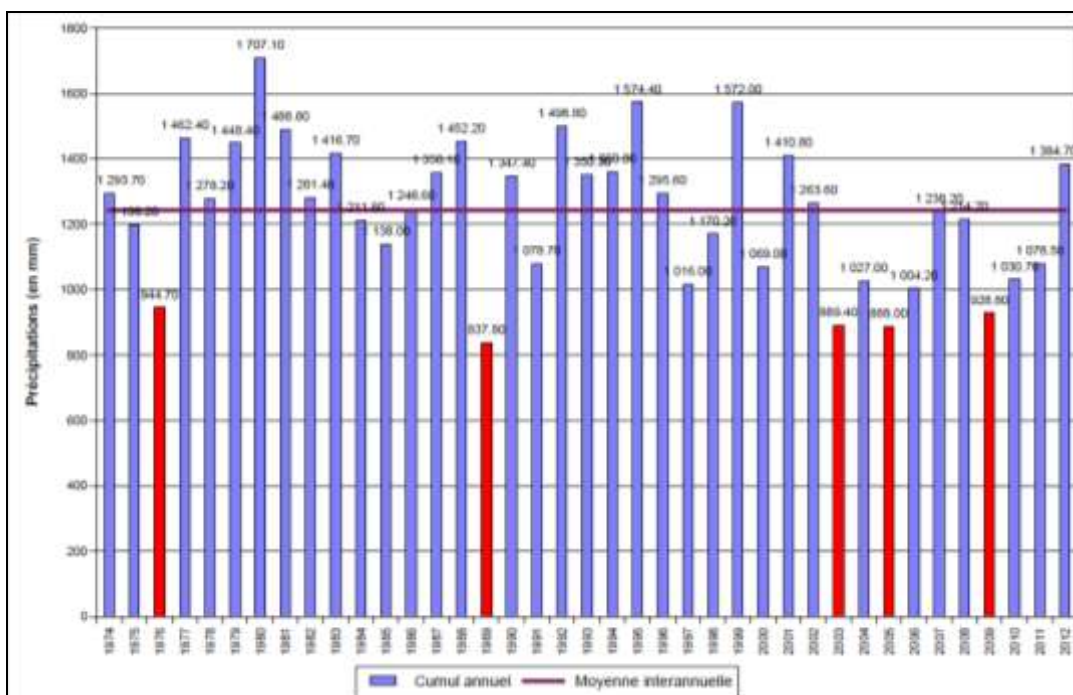


Figure 6 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2012

Ce déficit pluviométrique annuel est caractérisé par une forte variabilité mensuelle :

- Les mois de février, mars, mai, juillet et octobre sont déficitaires soit 5 mois sur 12. Le déficit moyen s'établit à 51 % avec un maximum de 98 % en février ;
- Les mois de janvier, avril, juin, août, septembre, novembre, décembre sont excédentaires. L'excédent moyen est de 55 % avec un maximum de 110 % pour le mois d'avril.

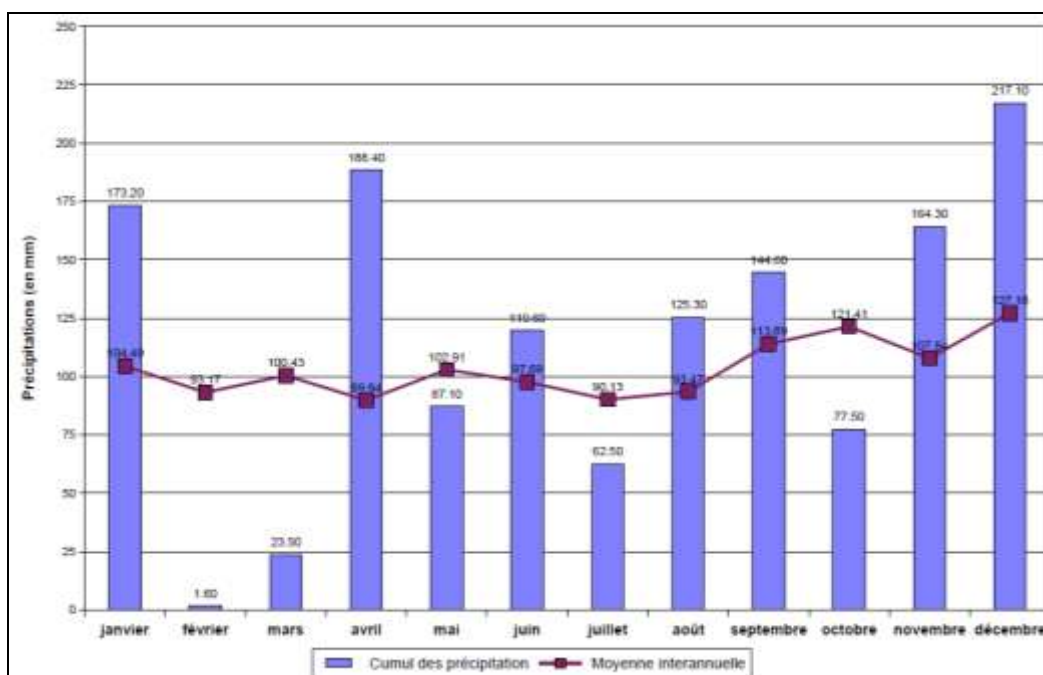


Figure 7 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2012

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 biennal	m ³ /s	110	53
module	m ³ /s	6,13	2,38
Q_{mma5}	m ³ /s	0,55	0,20

III.1. Hydrologie de la Leysse en 2012

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 2012. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- Deux crues présentent une intensité proche de la crue biennale : au mois de janvier avec 105 m³/s et décembre avec 102 m³/s ;
- Le volume transité en 2012 est de 212 Mm³ pour un débit moyen de 6,55 m³/s (soit 7 % supérieur au module). Depuis 2004, le débit moyen 2012 est le second plus important après 2007 ;

- le débit a été inférieur au module durant 277 jours soit 76% du temps mais jamais inférieur au Qmna5 ;
 - Le débit a été inférieur au débit minimum biologique durant 2 jours en 2012 ;
- On retrouve une saisonnalité des crues bien marquée qui se répartissent sur l'ensemble de l'année. La période estivale est sèche sans pour autant engendrer des débits inférieurs au Qmna5.

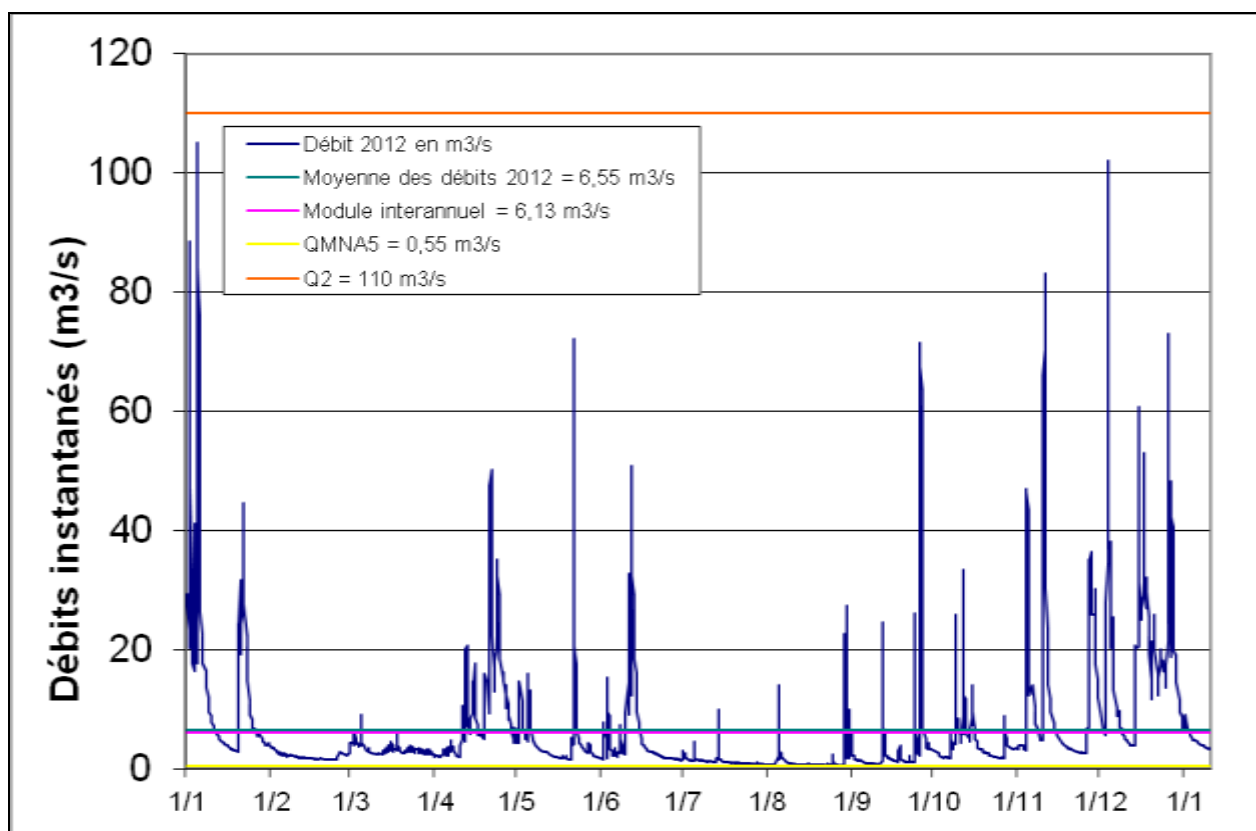


Figure 8 Chronologie des débits sur la Leysse en 2012 (source DREAL)

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2012

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2012 :

- Une crue en janvier a dépassé la crue biennale avec 49,2 m³/s et deux crues présentent une intensité proche : au mois de novembre avec 42,8 m³/s et décembre avec 47 m³/s ;
- Le volume transité en 2012 est de 84 Mm³ pour un débit moyen de 2,63 m³/s, soit le plus élevé enregistré depuis 2003. Le débit moyen annuel est de 9,6 % supérieur au module.
- Le débit a été inférieur au module durant 256 jours soit 71 % du temps et inférieur au Qmna5 durant 25 jours soit 7 % du temps.
- Le débit a été inférieur au débit minimum biologique durant 34 jours en 2012 avec un maximum de 7 jours consécutifs fin août.

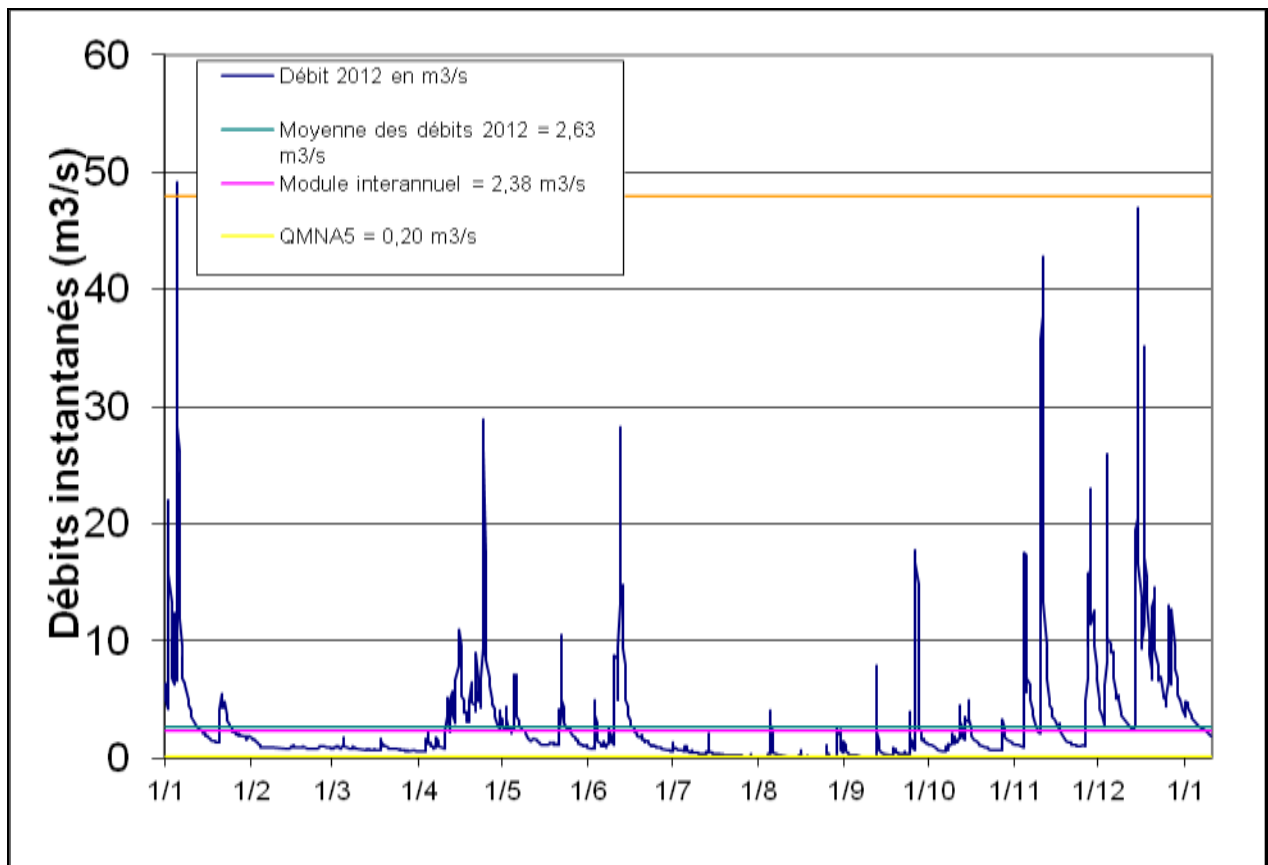
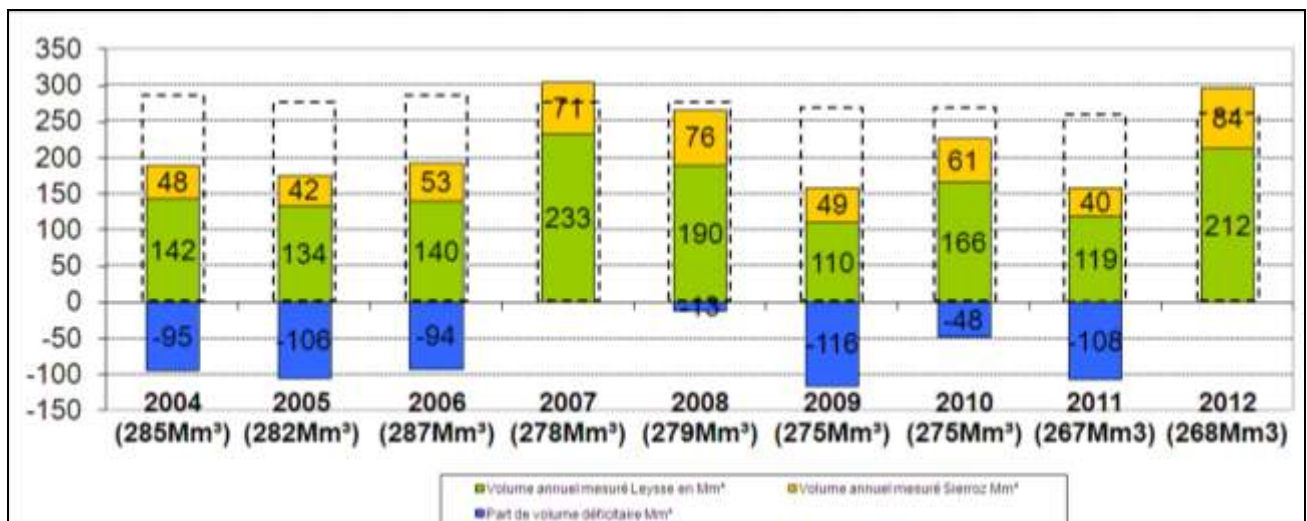


Figure 9 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2012 (source DREAL)

III.3. Bilan hydrologique

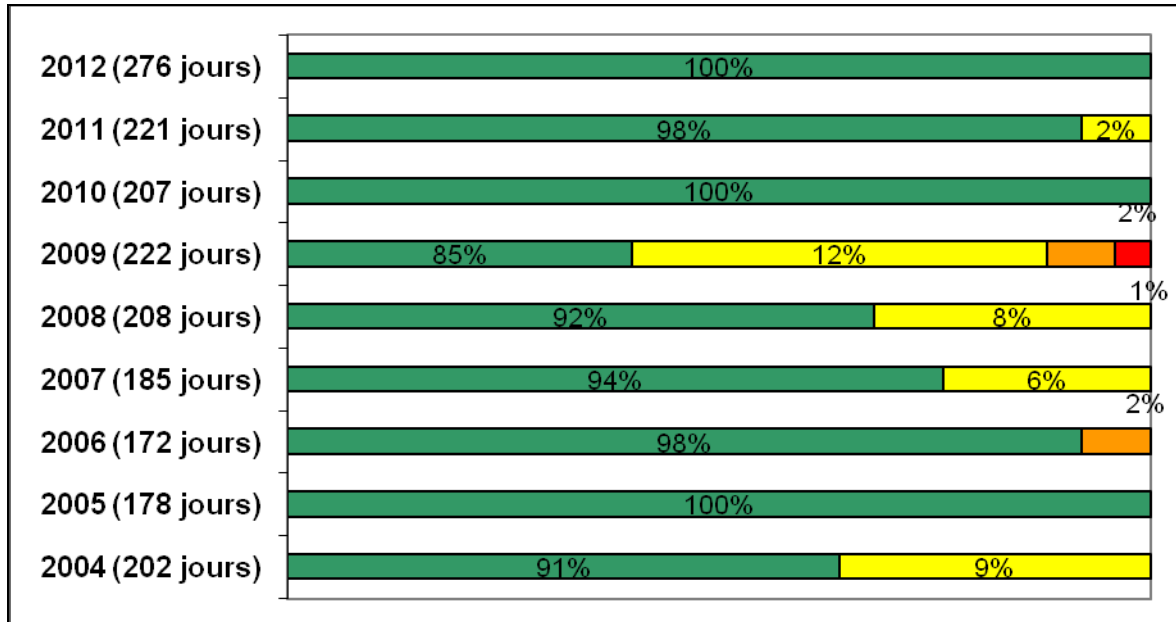
Le volume moyen mesuré sur la Leysse et le Sierroz en 2012 est excédentaire pour la seconde fois depuis le début du suivi : 296 Mm³ mesurés pour 268 Mm³ théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières). Le bilan positif de l'année 2012 (28 Mm³ soit 10%) résulte de l'excédent couplé de la Leysse et du Sierroz. En effet, la Leysse a apporté 212 Mm³ contre environ 193 Mm³ théoriques soit un excédent de 10 %. Le Sierroz avec 84 Mm³ produits contre 75 Mm³ théoriques enregistre un excédent de 12 %.



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

IV.1. La Leysse

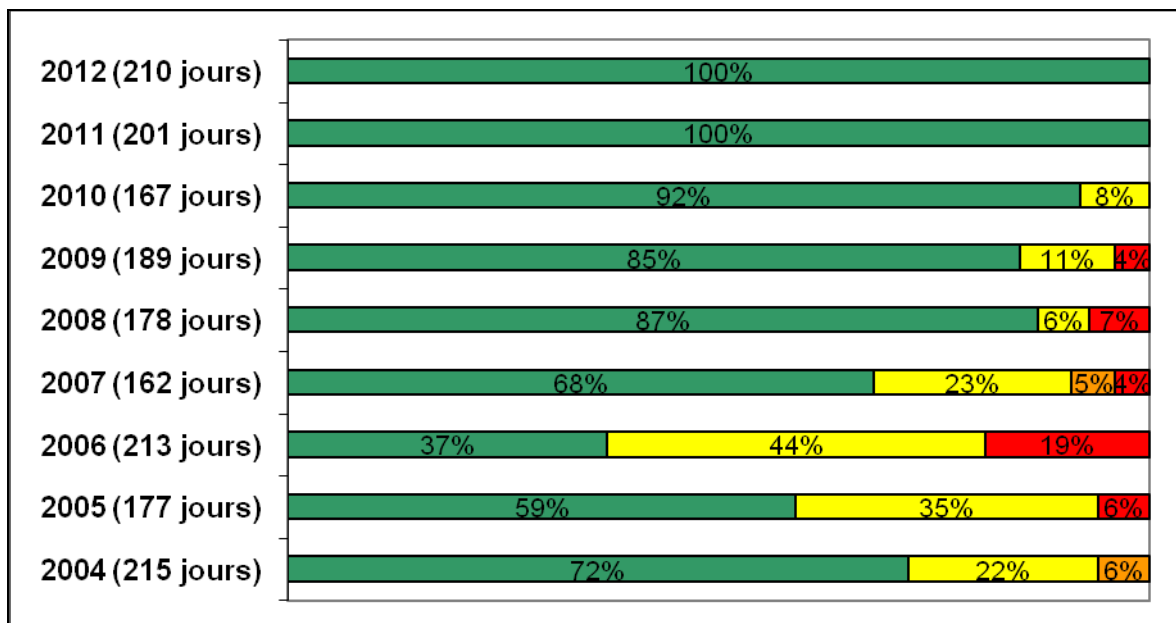
Les figures suivantes présentent les classes de qualité de l'eau en pourcentage de temps du régime établi.



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. L'ammonium est le paramètre limitant de l'atteinte du très bon état.

IV.2. Le Sierroz

Les figures suivantes présentent les classes de qualité en pourcentage de temps du régime établi.



En 2012, comme en 2011, le Sierroz, tout au long de la période de régime stabilisé, est conforme aux objectifs de bon état pour les paramètres soutenant la biologie.

L'ammonium et dans une moindre mesure le phosphore total sont les paramètres limitants de l'atteinte du très bon état.

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 2m de profondeur au point B du lac du Bourget.

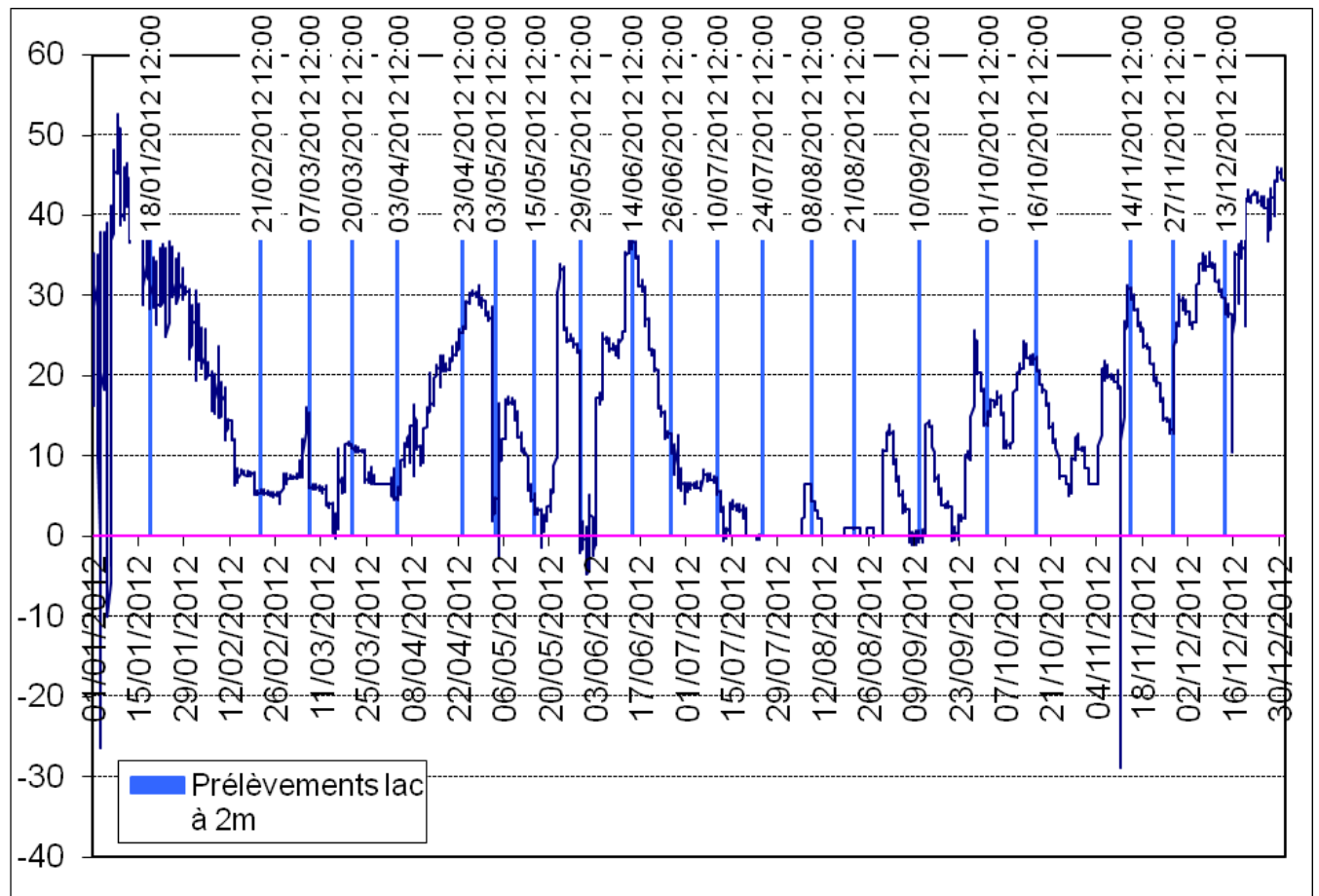


Figure 10 Positionnement des prélèvements ponctuels sur l'hydrogramme du canal de Savières

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

Nous retiendrons que les deux principaux affluents du lac du Bourget respectent les objectifs de bon état écologique pour les paramètres soutenant la biologie. Les paramètres qui restent limitant sont principalement l'ammonium et le phosphore total pour le Sierroz uniquement.

V. Evolution des concentrations tous régimes confondus

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

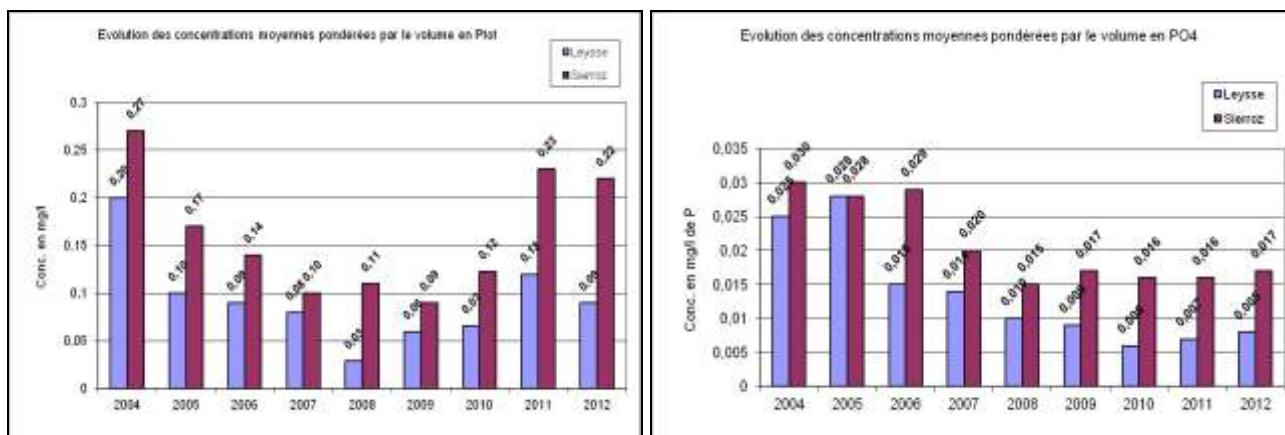
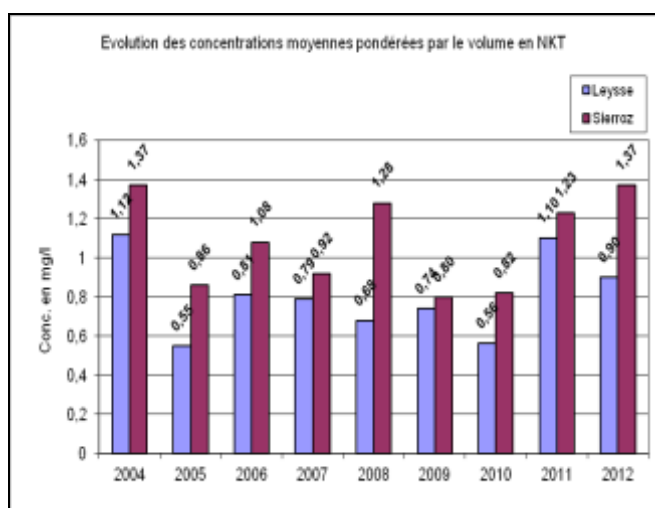


Figure 11 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

De façon générale, les concentrations en éléments phosphorés et particulièrement en PO₄ sont toujours plus élevées dans le Sierroz que dans la Lysse. En 2012, les concentrations en Ptot sont proches de celles observées en 2011 et se classent parmi les plus importantes de la chronique 2004-2012. On constate malgré tout une légère diminution du Ptot sur la Lysse par rapport à 2011 et surtout une concentration élevées sur le Sierroz depuis 2 ans. Les concentrations en PO₄ sur la Lysse augmentent de nouveau progressivement depuis 2010 tout en restant inférieures à 0,01 mgP/l. Les concentrations mesurées dans le Sierroz sont égales à celles de 2010 et conformément aux résultats obtenus depuis 2008.



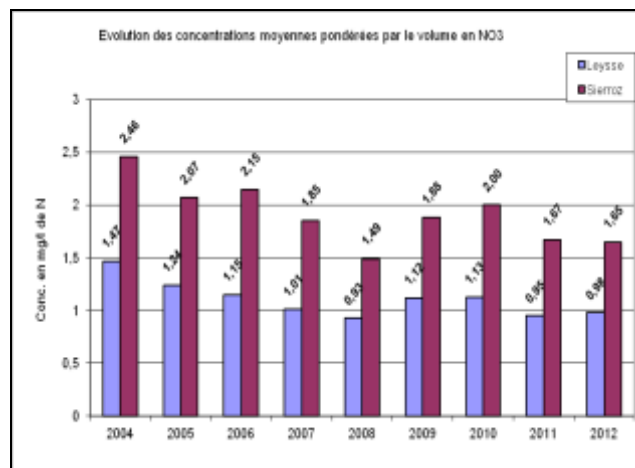
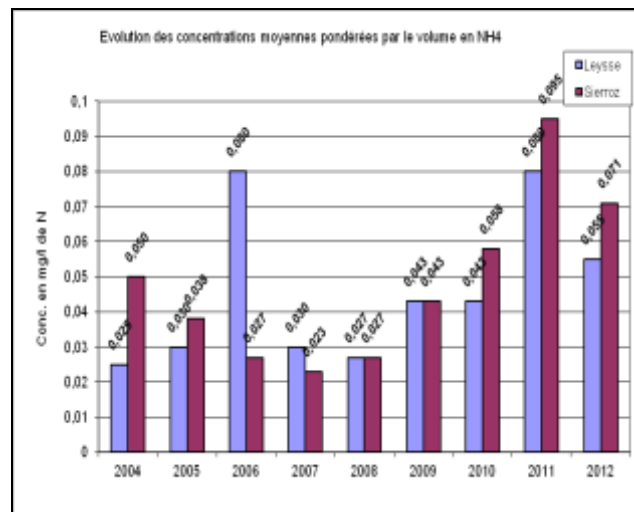


Figure 12 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH4 et NO3

Le Sierroz présente des concentrations en matières azotées plus élevées que dans la Leysse. L'année 2012 présente des concentrations moyennes pondérées en nitrates similaires à celles de 2011 et se positionne dans les concentrations les plus basses de la chronique. Les concentrations en NKT et NH₄ diminuent légèrement par rapport à 2011 à l'exception du NKT sur le Sierroz qui continue à augmenter et retrouve même la concentration de 2004.

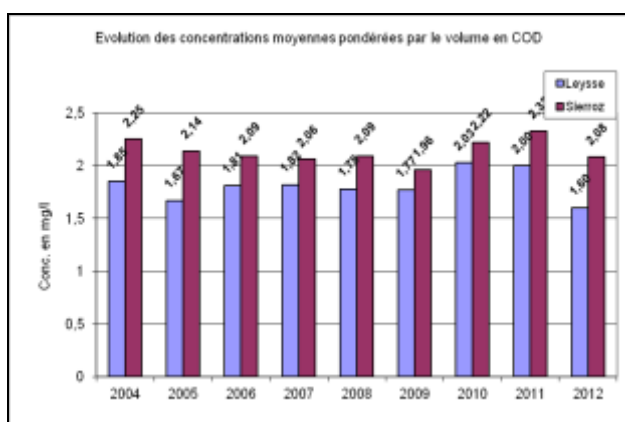


Figure 13 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en COD et COT

Les paramètres carbonés du suivi présentent également des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse. Les concentrations en COD sont en légère baisse par rapport aux deux dernières années du

suivi. Sur la Leyse, cette concentration est même la plus faible observée depuis 2004. Les concentrations en COT sont également en légère baisse en 2012.



Figure 14 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

L'évolution des concentrations en MES se caractérise par des valeurs plus fortes sur le Sierroz que sur la Leyse pour la 3^{ème} fois depuis le début du suivi. L'augmentation des concentrations en 2012 est cohérente avec l'évolution de la pluviométrie.

Nous retiendrons que les concentrations en Ptot, NH4 et NKT de ces 2 dernières années sont en hausse notamment sur le Sierroz alors que les autres paramètres restent plutôt stables.

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 Leyse 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 2012

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 Leyse et du Sierroz.

Tableau II Apports au lac via les deux principaux tributaires

	Année 2012				
	TOTAL	Leyse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	296,9	212,7	72%	84,2	28%
Ortho P (Tonnes de P)	3,11	1,66	53%	1,45	47%
Ptot (Tonnes)	38,33	19,47	51%	18,86	49%
NO ₃ (Tonnes de N)	347,29	207,9	60%	139,39	30%
NH ₄ (Tonnes de N)	17,77	11,76	66%	6,01	34%
COD (Tonnes)	515	339,96	66%	175,08	34%

COT (Tonnes)	614,6	391,6	64%	222,96	36%
MES (Tonnes)	110 194	70 227	64%	39 967	36%
NKT (Tonnes)	306,8	191,80	62%	115,05	38%

Le tableau suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2012 (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
Ptot	300	150	94	41 + ?	21 + ?	21 + 4	27 + 5,8	14 + 4,2	11 + 2,7	18 + 2,4	23,6 + 2,8	38,3 + 2,3
PO ₄	140		18	5,11	3,5	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1
NO ₃	1.500	580	450	327	252	275	367	290	214	309	181	347
NO ₃ + NKT				552	361	446	617	516	334	454	360	654

Les apports en Ptot de la Leysse et du Sierroz mesurés en 2012 (38,3 T) sont une nouvelle fois en forte hausse, +62 % par rapport à 2011 et multipliés par 3,5 par rapport à 2009. Avec une pluviométrie légèrement plus élevée que la moyenne interannuelle, l'année 2012 enregistre la seconde valeur la plus importante d'apports en Ptot depuis 2004. Le tableau suivant détaille les écarts entre les apports 2011 et 2012.

Tableau IV Ecart des apports de la Leysse et du Sierroz en 2011 et 2012

	Leysse			Sierroz		
	2012	2011	Ecart en %	2012	2011	Ecart en %
Volume transité (Mm ³)	212,7	119,2	+78%	84,2	40	+111%
Ortho P (Tonnes de P)	1,66	0,84	+98%	1,45	0,67	+116%
Ptot (Tonnes)	19,47	14,14	+38%	18,86	9,44	+100%
NO ₃ (Tonnes de N)	207,9	113,9	+83%	139,39	66,8	+109%
NH ₄ (Tonnes de N)	11,76	9,85	+19%	6,01	3,8	+58%
COD (Tonnes)	339,96	243,8	+39%	175,08	93,3	+88%
COT (Tonnes)	391,6	320,1	+22%	222,96	127,7	+75%
MES (Tonnes)	70 227	36 090	+95%	39 967	8 752	+357%
NKT (Tonnes)	191,80	130	+48%	115,05	49,2	+134%

L'ensemble des flux mesurés est en hausse entre 2011 et 2012 avec une amplitude plus forte pour le Sierroz. 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 11 jours en 2012 (contre 116 en 2011). Ce faible temps de basculement des eaux du Rhône vers le lac illustre une nouvelle fois le caractère humide de l'année 2012. Il n'y a pas eu nécessité de maintenir les niveaux du lac à l'étiage car les apports des affluents du lac étaient suffisants. L'inversement du courant s'est essentiellement produit en période hivernale au cours des crues du Rhône.

Tableau V Apports au lac du canal de Savières

	Rhône > Lac		TOTAL LAC
Volume transité (Mm ³)	1,9	0,6%	298,8
Ortho P (Tonnes de P)	0,006	0,2%	3,1
Ptot	0,02	0,05%	38,35
NO ₃ (Tonnes de N)	0,75	0,2%	348,04
NH ₄ (Tonnes de N)	0,03	0,2%	17,8
COD			
COT	4,7	0,8%	619,26
MES			
NKT			

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 0,05 et 0,8 % des apports de la Leyse et du Sierroz). En 2012, le volume transité par le Tillet s'élève à 15,3 Mm³ (contre 13 Mm³ en 2010 et 9,68 en 2011) soit, comme les années précédentes, environ 5% du volume total transité au lac. 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 (2,3 T de Ptot).

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

Tableau VI Synthèse des apports connus au lac

	2012										
	TOTAL	Leyse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)		DO Aix		Savières		Coupure galerie	
Volume transité (Mm ³)	299,3	212,7	71%	84,2	28%	0,5	<1%	1,9	<1%		
Ortho P (Tonnes de P)	3,12	1,66	53%	1,45	46%			0,006	<1%		
Ptot (Tonnes)	40,66	19,47	48%	18,86	46%	2,31	6%	0,02	<1%		
NO ₃ (Tonnes de N)	348	207,9	60%	139,4	40%			0,75	<1%		
NH ₄ (Tonnes de N)	28,2	11,8	38%	6,01	19%	10,4	37%	0,03	<1%		
COD (Tonnes)	515	339,96	66%	175,08	34%						
COT (Tonnes)	619,3	391,6	63%	222,96	36%			4,7	<1%		
MES (Tonnes)	110 294	70 227	64%	39 967	36%	100	<1%				
NKT (Tonnes)	327,8	191,8	58%	115	35%	20,93	7%				

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot est dépassé, ce qui n'était pas arrivé depuis 2004.
- Les apports en Ptot sont également répartis entre la Leyse et le Sierroz pour respectivement 71% et 28% du volume total.

- Le déversoir des Biâtres représente 2,3 T soit 6 % des apports en Ptot. Ces apports se situent dans la moyenne de ceux mesurés depuis 2009. Les apports en NH₄ de ce dernier représentent 37 % des apports pour 0,17% du volume total.

VI.2. Estimation des flux sortants

Le canal de Savières a fonctionné dans le sens exutoire du lac durant 354 jours en 2012. Le tableau suivant présente les résultats du suivi des flux sortants.

Tableau VII Flux sortants par le canal de Savières

	SAVIERES 2012	
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	489,9	164 %
Ortho P (Tonnes de P)	2,79	89 %
Ptot (Tonnes)	5,73	14 %
NO ₃ (Tonnes de N)	220,5	63 %
NH ₄ (Tonnes de N)	7	22 %
COD (Tonnes)		
COT (Tonnes)	1086	175 %
MES (Tonnes)		
NKT (Tonnes)		

Globalement les flux sortants du lac sont très variables selon les paramètres. Ils représentent de 175% des apports en COT à 14% pour le Ptot.

VII. Bilan des nutriments dans le lac pour l'année 2012

Le suivi réalisé au cours de l'année 2012 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. Le tableau suivant présente le bilan entrée / sortie des nutriments dans le lac pour l'année 2012.

Tableau VIII Bilan des nutriments dans le lac

	LAC 2012		
	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm ³)	299,3	489,9	-190,6
Ortho P (Tonnes de P)	3,12	2,79	0,33
Ptot (Tonnes)	40,66	5,73	34,93
NO ₃ (Tonnes de N)	348	220,5	127,5
NH ₄ (Tonnes de N)	31,1	7	24,1
COD (Tonnes)	515		
COT (Tonnes)	619,3	1086	-466,7
MES (Tonnes)	110 294		
NKT (Tonnes)	327,8		

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 (299 entrant contre 490 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 NO₃ sont fortement biodisponibles et sont de ce fait consommé in situ. Les paramètres Ptot et NO₃ 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.

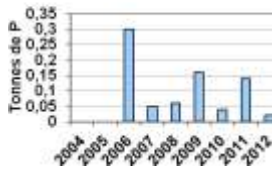
Pour 2012, on peut résumer le bilan du lac ainsi

Canal de Chautagne

Canal de Savières

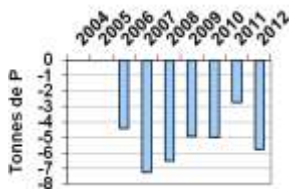
Entrant 0,02 T

Apports en Ptot par le Canal de Savières

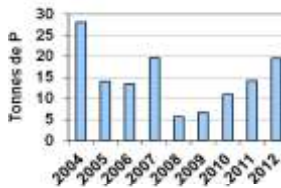


Sortant 5,7 T

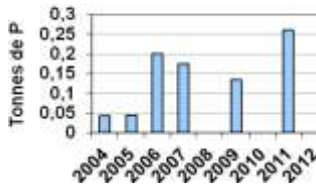
Flux de Ptot sortant par le Canal de Savières



Apports en Ptot de la Leyse



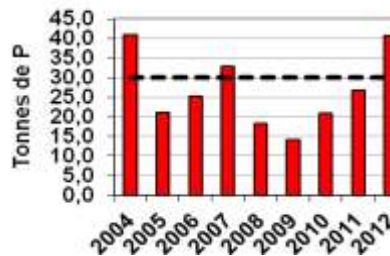
Apports en Ptot par la galerie fermée



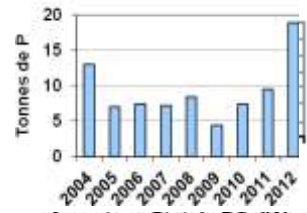
19,47 T

Leyse + Belle Eau
coupure galerie ? T
de l'Epine

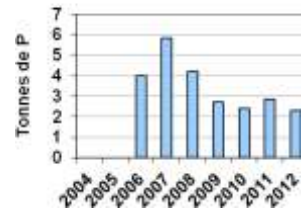
Bilan flux entrants



Apports en Ptot du Sierroz



Apports en Ptot du DO d'Aix



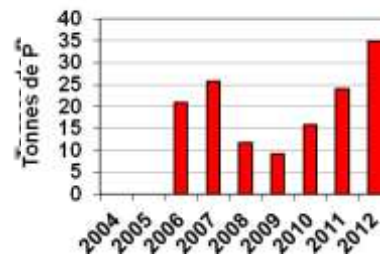
Sierroz + D.O.

18,86 T + 2,31 T

Tillet

? 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 100 jours soit 26,6% 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)	140,38	66%
Ortho P (Tonnes de P)	1,13	68%
Ptot (Tonnes)	18,62	96%
NO ₃ (Tonnes de N)	129,54	62%
NH ₄ (Tonnes de N)	7,69	65%
COD (Tonnes)	237,6	70%
COT (Tonnes)	277,9	71%
MES (Tonnes)	68 949	98%
NKT (Tonnes)	162	84%

62 à 98% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux. La contribution du temps de pluie sur le volume transité et les apports en nutriments n'évoluent que très peu. Concernant le phosphore total, le temps de pluie représente 96% des apports totaux. Les flux des autres paramètres contribuent entre 60 et 70% aux apports totaux. Le volume du temps de pluie est en forte augmentation par rapport à 2011 (+ 57 Mm³).

Le tableau suivant présente la différence des apports totaux et des apports de temps de pluie entre 2011-2012.

Tableau X Différence entre 2011 et 2012 des apports totaux et de temps de pluie

	Différence 2011-2012	
	Apports annuels	Apports de temps de pluie
Volume transité (Mm ³)	+93,5	+57,7
Ortho P (Tonnes de P)	+0,82	+0,49
Ptot (Tonnes)	+5,33	+5,03
NO ₃ (Tonnes de N)	+94	+53,99
NH ₄ (Tonnes de N)	+1,91	+1,47
COD (Tonnes)	+96,16	+45,4
COT (Tonnes)	+71,5	+12,9
MES (Tonnes)	+34 137	+33 092

NKT (Tonnes)	+61,8	+48
--------------	-------	-----

La différence entre les flux de 2011 et de 2012 provient, pour la majorité des paramètres, essentiellement du temps de pluie. Le temps de pluie est en effet à l'origine de 18 à 97% des écarts entre les apports annuels de 2011 et 2012.

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

Pour l'année 2012, 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 XI flux rejetés par les DO et by pass dans la Leysse en 2012 (mesure et estimations)

	2012					
	DO2	By pass	DO5	DO6	TOTAL	
						% tps de pluie
Nombre de jours avec déversement	49	48	21	73		
Durée de déversement (heures)	141		46	441		
Volume rejeté (m ³)	326.010	205.895	24.055	153.348	709.308	0,5%
Ortho P (Tonnes de P)	0,31	0,14			0,45	40%
Ptot (Tonnes)	1,21	0,24	0,34	0,47	2,26	12%
NO ₃ (Tonnes de N)	0,17	0,20			0,37	0,3%
NH ₄ (Tonnes de N)	3,56	2,00			5,56	72%
MES (Tonnes)	40,87	15,9			56,77	0,08%
NKT (Tonnes)	7,71	3,35			11,06	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 6,5% 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 12% du Ptot et surtout 45% du PO₄. Les flux de NH₄ générés par les rejets de temps de pluie représentent 72% 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 Leyse. 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.

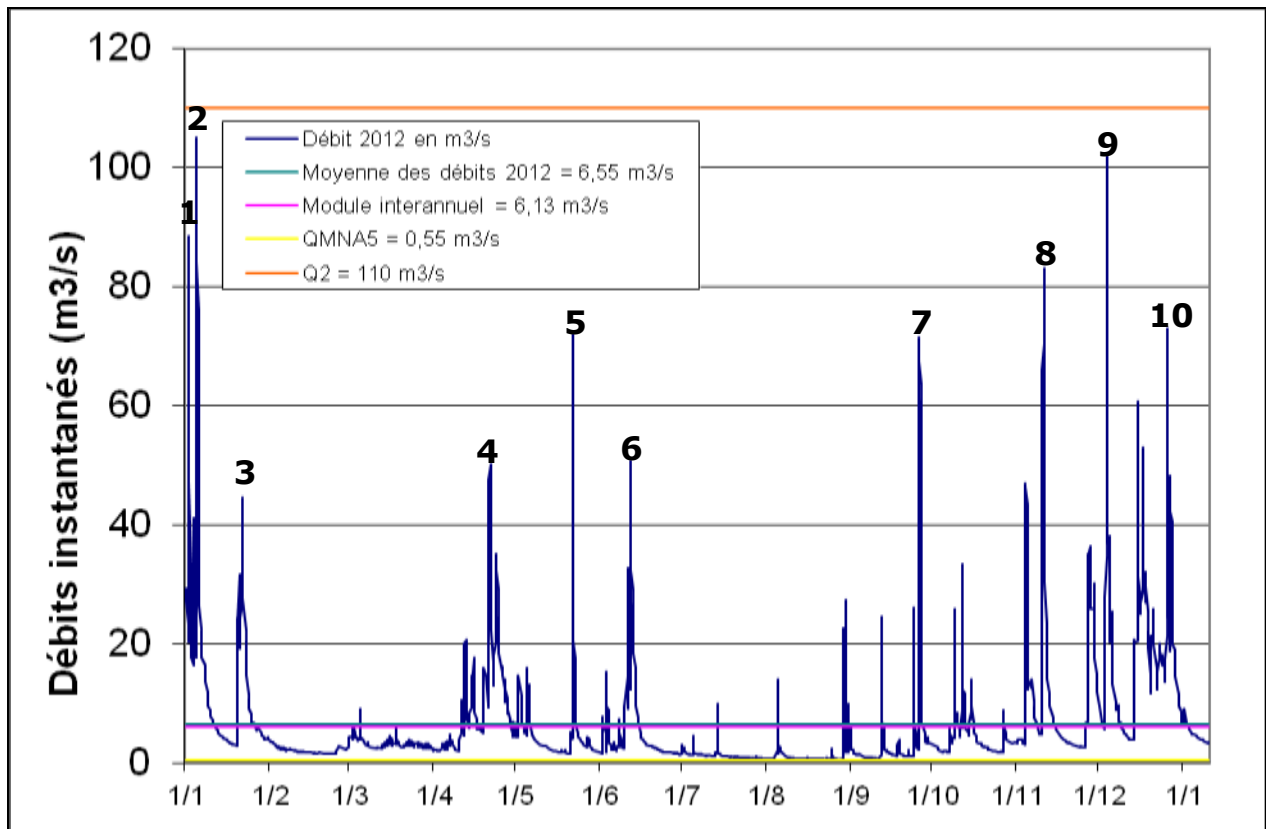


Figure 15 Positionnement des principales crues de la Leyse

On remarque que 5 des 10 principales crues de 2012 se sont produites en hiver (janvier et novembre-décembre) et qu'elles ont toutes occasionné 1 à 2,5 tonnes d'apport en Ptot chacune.

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 XII Apports des principales crues de la Leyse

	Apports des 10 crues principales	
Durée (jours)	27	27%
Volume transité (Mm ³)	63	45%
Ortho P (Tonnes de P)	0,5	44%
Ptot (Tonnes)	14,15	76%
NO ₃ (Tonnes de N)	58,29	45%
NH ₄ (Tonnes de N)	3,96	51%
COD (Tonnes)	102,1	43%
COT (Tonnes)	116	42%
MES (Tonnes)	52.552	76%
NKT (Tonnes)	115,2	71%

Les 10 principales crues de l'année restent en 2012 prépondérantes dans les apports de temps de pluie pour les paramètres Ptot et NKT. Pour un tiers de la durée du temps de pluie ce sont entre 42 et 76%

des apports qui sont générés. Les apports de P_{tot} par les 10 principales crues sont supérieurs de 2 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 P_{tot}.

La part des crues de 2012, dans les apports de P_{tot} représente 76% de la contribution du temps de pluie. L'impact des 10 principales crues est en baisse par rapport aux années antérieures mais s'explique par le fait que de nombreuses autres petites crues ont généré également des apports. Si l'on ne regarde que les 5 crues (2, 3, 5, 7, 9) dont les flux de P_{tot} générés ont été les plus importants, on constate qu'elles sont à l'origine de 46% des apports en P_{tot} de temps de pluie (contre 76% en 2011) et 46% des MES (contre 82% en 2011) pour seulement 24,5% des 140,4 Mm³ transités en temps de pluie.

Les éléments des deux paragraphes permettent de conclure qu'il y a eu de nombreuses crues en 2012. Les 10 principales ont représentées $\frac{3}{4}$ des apports de temps de pluie alors que les autres années, elles en constituaient plus de 90 %. Une dizaine d'autres crues d'intensité moindre se sont produits en plus des principales générant le restant des apports de temps de pluie.

VIII.2. Le Sierroz

VIII.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 161 jours soit 43% de l'année.

Tableau XIII Apports en temps de pluie du Sierroz

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	63,72	76%
Ortho P (Tonnes de P)	1,22	84%
P _{tot} (Tonnes)	18,01	95%
NO ₃ (Tonnes de N)	101,36	73%
NH ₄ (Tonnes de N)	3,65	61%
COD (Tonnes)	141,45	81%
COT (Tonnes)	181,49	81%
MES (Tonnes)	39 237	98%
NKT (Tonnes)	103,83	90%

61 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 61 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 particulière hors COT,

Si l'on regarde la contribution du temps de pluie sur les apports totaux entre 2011 et 2012, celle-ci est en hausse pour l'ensemble des paramètres (+ 100 %). Seul le NH₄ progresse de 28 %.

Le tableau suivant présente la différence des apports totaux et des apports de temps de pluie entre 2011-2012.

Tableau XIV Différence entre 2011 et 2012 des apports totaux et de temps de pluie

	Différence 2011-2012	
	Apports annuels	Apports de temps de pluie
Volume transité (Mm ³)	+44	+36,45
Ortho P (Tonnes de P)	+0,78	+0,74
Ptot (Tonnes)	+9,42	+9,12
NO ₃ (Tonnes de N)	+72,59	+54,92
NH ₄ (Tonnes de N)	+2,21	+0,81
COD (Tonnes)	+81,78	+73,15
COT (Tonnes)	+95,26	+81,69
MES (Tonnes)	+31 215	+30 660
NKT (Tonnes)	+65,85	+62,63

76 à 98 % de la différence d'apports annuels est liée au temps de pluie. Seul le paramètre NH4 est lié au temps de pluie à 36 %.

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

Le graphique suivant présente les 10 principales crues du Sierroz.

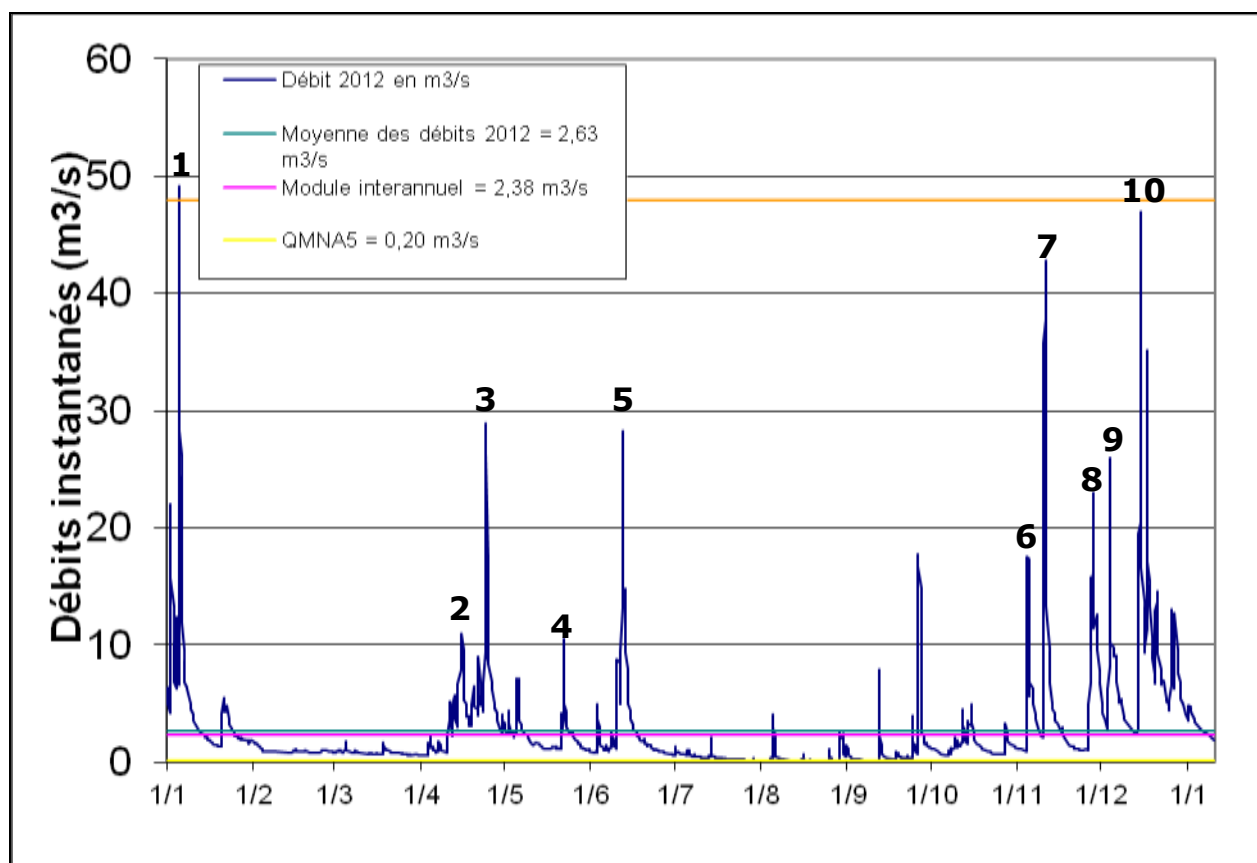


Figure 13 Positionnement des principales crues du Sierroz

En 2012, le Sierroz a subi 2 crues biennales : une le 5 janvier (débit de pointe égal à 49,2 m³/s) et une le 15 décembre (débit de pointe égal à 47 m³/s). Le tableau suivant présente les apports résultants des 10 principales crues du Sierroz et le pourcentage que ceux-ci représentent sur le total des apports de temps de pluie.

Tableau XV Apports des principales crues du Sierroz

			Apports des 10 crues principales
Durée (jours)	88	55%	
Volume transité (Mm ³)	43	67%	
Ortho P (Tonnes de P)	0,73	60%	
Ptot (Tonnes)	15,5	86%	
NO ₃ (Tonnes de N)	69,63	69%	
NH ₄ (Tonnes de N)	2,76	76%	
COD (Tonnes)	78,23	55%	
COT (Tonnes)	106,25	58%	
MES (Tonnes)	34.584	88%	
NKT (Tonnes)	85,4	82%	

L'analyse des résultats montre que les principales crues sont à l'origine en 2012 de 55 à 88% des apports. La part des crues dans le temps de pluie est supérieure à celle de la Leyse et notamment pour les paramètres « dissous ». Il est toutefois important de souligner que les apports de la crue biennale du mois de janvier n'ont pas pu être calculés du fait d'un arrêt accidentel du préleveur. Les 5 crues (1, 3, 5, 8 et 9) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, sont responsables de 67% des apports en Ptot de temps de pluie, et 62% des MES pour seulement 38% du volume transité.

VIII.3. Bilan 2012 sur les apports de temps de pluie

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

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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	204,6	68%
Ortho P (Tonnes de P)	2,35	75%
Ptot (Tonnes)	38,94	96%

NO ₃ (Tonnes de N)	230,9	66%
NH ₄ (Tonnes de N)	21,7	77%
COD (Tonnes)	379,05	74%
COT (Tonnes)	459,4	74%
MES (Tonnes)	108.286	98%
NKT (Tonnes)	286,8	87%

Le temps de pluie apporte au lac près de 39 T de Ptot sur les 40,7 T, soit 96%, dont 2,3 T proviennent des rejets directs du réseau de Chambéry (DO et by pass) et 2,3 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-CHIMIE DU LAC

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

I. Graphiques 2012 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).

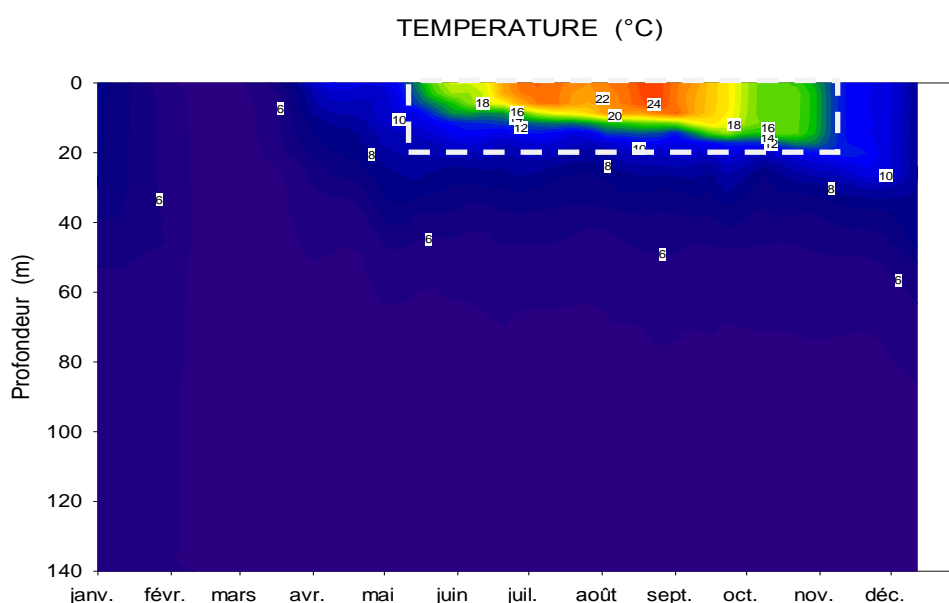


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget – Point B, année 2012

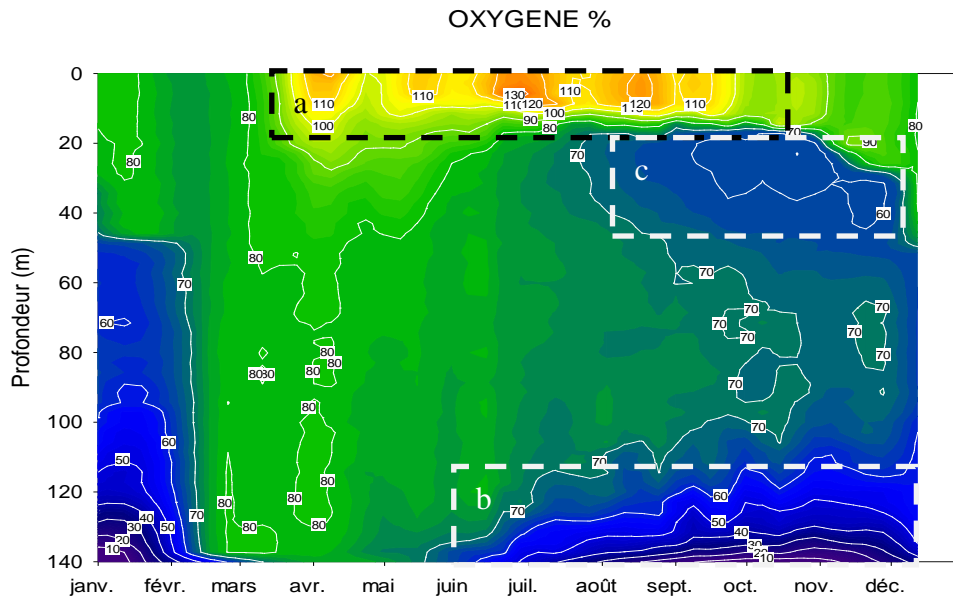


Figure 2 Evolution des concentrations en oxygène dissous (%) du lac du Bourget – Point B, année 2012

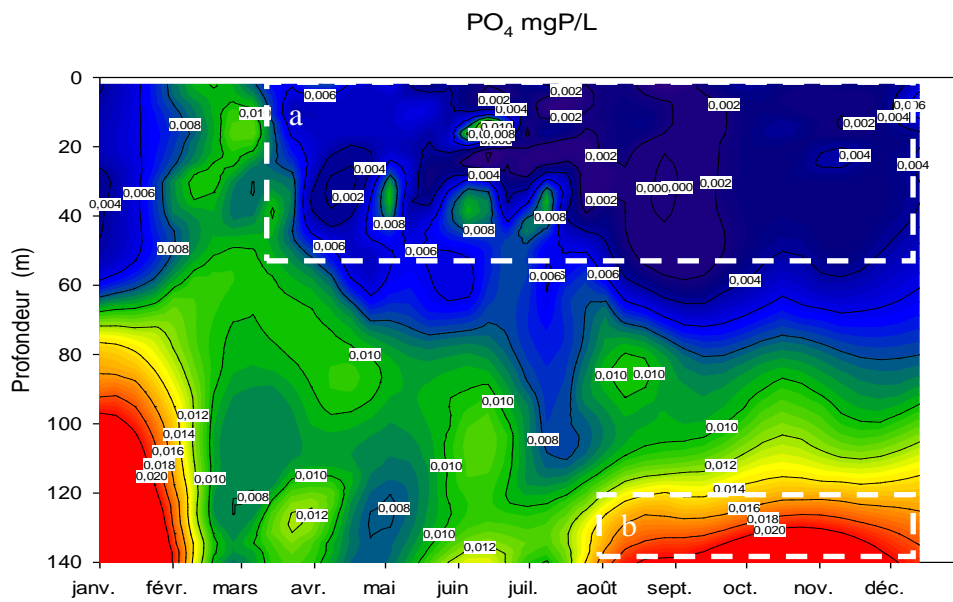


Figure 3 Evolution des concentrations en phosphate ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2012

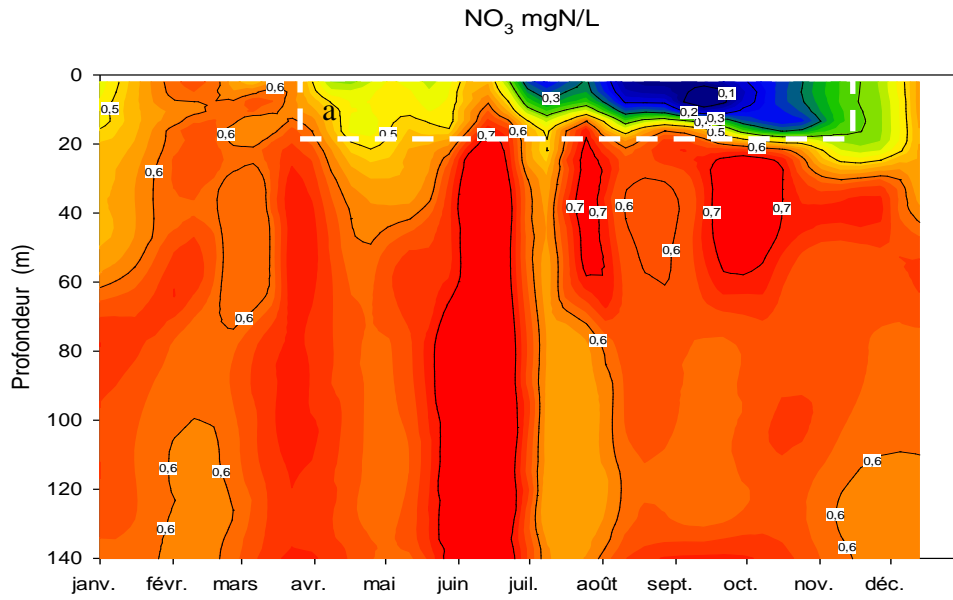


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrates (mgN.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2012

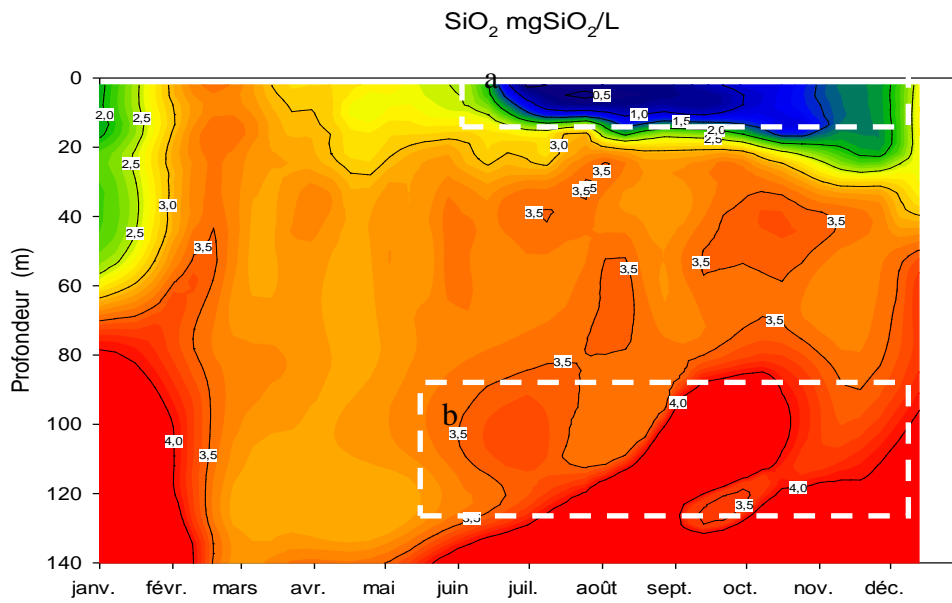


Figure 5 Evolution des concentrations en silice (mg.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2012

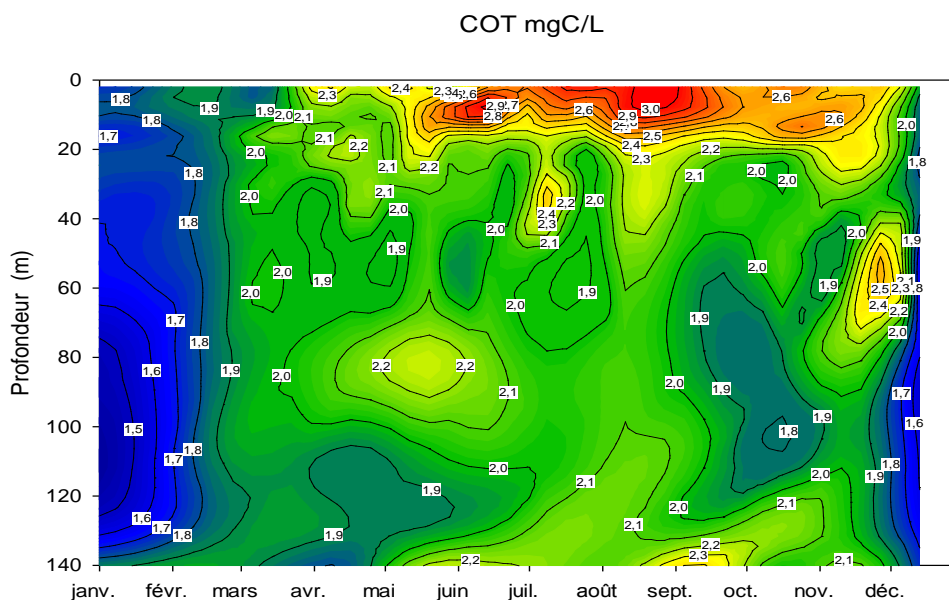


Figure 6 Evolution des concentrations en COT (mg.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2011

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

En février 2012 les températures de l'air sont 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. En effet, au maximum de la période de mélange des eaux, la différence de température entre la surface et le fond n'est pas suffisante pour empêcher les échanges verticaux (entre autre de l'oxygène) ; nous observons, de ce fait, une réoxygénation du fond qui atteint un maximum le 7 mars avec $10,22 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ soit 80 % de la saturation.

En 2012, la réoxygénation maximale à 140 m a été aussi efficace que celle observée les trois années précédentes ($10,22$ vs $10,30$; $10,14$; $9,23 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$).

Tableau I Températures d'homogénéisation et températures maximales observées au point B de 2004 à 2011 inclus

Année	Maximum mélange			maximum à 2 m	
	Date	Température ($^{\circ}\text{C}$)	Oxygène ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)	Date	Température ($^{\circ}\text{C}$)
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

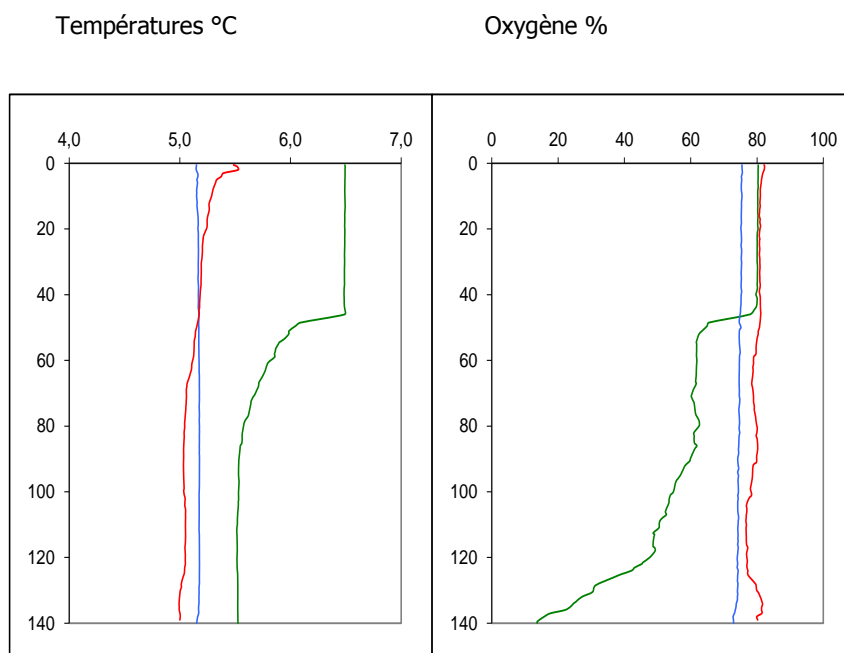


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène (% saturation) au point B au début de l'année 2011 (17/01—, 15/02—, 07/03—)

Dès le début du mois de mars, l'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation favorisent la mise en place d'une stratification thermique en surface qui aura pour conséquence de bloquer progressivement les mélanges verticaux. L'activité photosynthétique du phytoplancton démarre encore tôt cette année ; nous observons, dès la première quinzaine du mois de mars des effets en surface sur la transparence (de 12,6 m le 7/03 à 6,5 m le 20/03 associé au fort développement des chlorophycées et des cryptophycées entre ces deux dates), sur les concentrations en nutriments, sur les concentrations en oxygène et sur les concentrations en carbone organique dissous.

D'avril à septembre la distribution verticale de la température entraîne une stratification de l'oxygène présentant des concentrations différentes :

- Dans les couches superficielles (0 à 10 m) une sursaturation en oxygène 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 apparaît un minimum d'oxygène qui va s'accroître progressivement, atteindre une valeur minimale de $5,6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (49 % de la saturation) le 25 octobre et se maintenir jusqu'en décembre.
- de 50 à 110 m, la distribution verticale de l'oxygène est assez homogène autour de 70 % 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 enfoncement de la thermocline. On observe alors une homogénéisation progressive de l'épilimnion dès la surface pour atteindre près de 40 mètres d'épaisseur au mois de décembre avec pour conséquence :

- a. la disparition du maximum d'oxygène (brassage et diminution de l'activité photosynthétique)
- b. l'enfoncement et la diminution du minimum d'oxygène métralmique

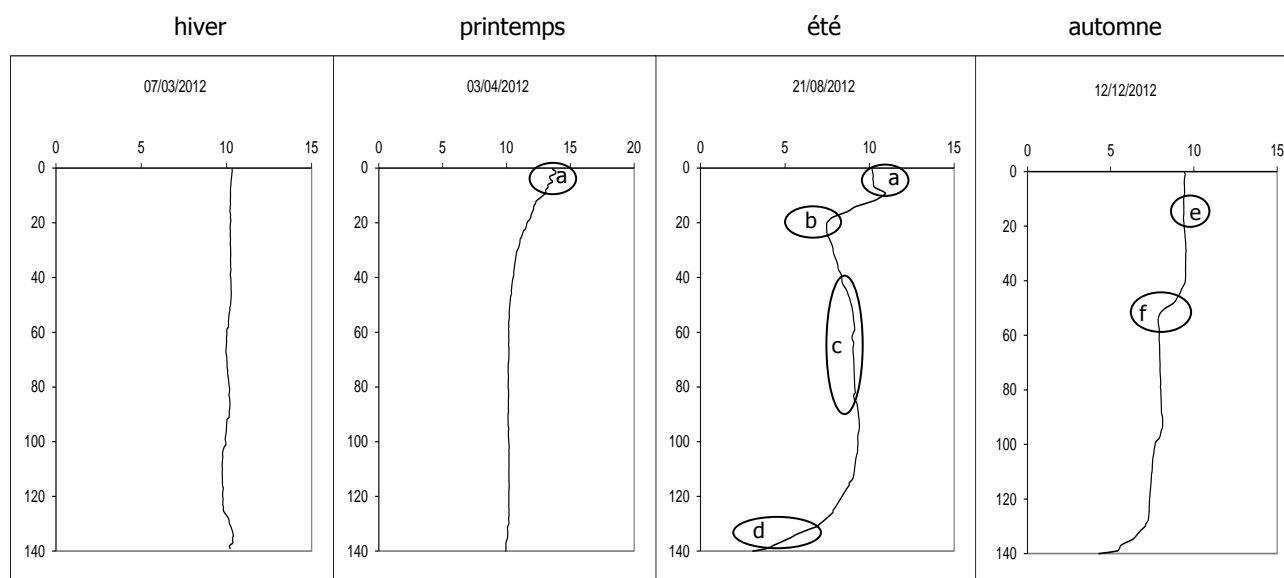


Figure 8 Distributions verticales des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) au point B en 2012

Au mois de décembre, l'épaisseur de la couche de surface est du même ordre de grandeur qu'en 2011 mais avec des températures plus élevées (moyenne sur 0 – 40 m : 8,0 vs 6,8 °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 ; précipitations importantes : 82 mm entre le 3 et le 7/12 ; Neige le 7 décembre ; plus grosse crue de l'année des affluents le 4/12 avec $61,4 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la Leysse ; fort coup de vent le 6/12)

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 2011

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 (0,50%)
12/12/2012	8,06 – 7,88	40	6,34 (50 %)

I.1.2. Evolution saisonnière

EN SURFACE

Température

Avec les températures de l'air plus élevées, les eaux de surface ont été aussi plus chaudes pratiquement toute l'année sauf au mois de juillet.

A 2 m de profondeur, bien que les températures maximales au mois d'août soient plus importantes qu'en 2011 (24,83 vs 23,09 °C), globalement sur l'ensemble de l'année les températures restent inférieures, les moyennes annuelles passent de 15,23 à 14,35 °C et les températures supérieures à 20 °C sont mesurées du 17 juin au 18 septembre soit 93 jours par rapport à 114 jours en 2011 (du 16 juin au 7 octobre). Comme à 2 m de profondeur, les températures à 10 m sont plus basses qu'en 2011 qui était une année très chaude (comparable à 2003). L'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance au réchauffement depuis 1984.

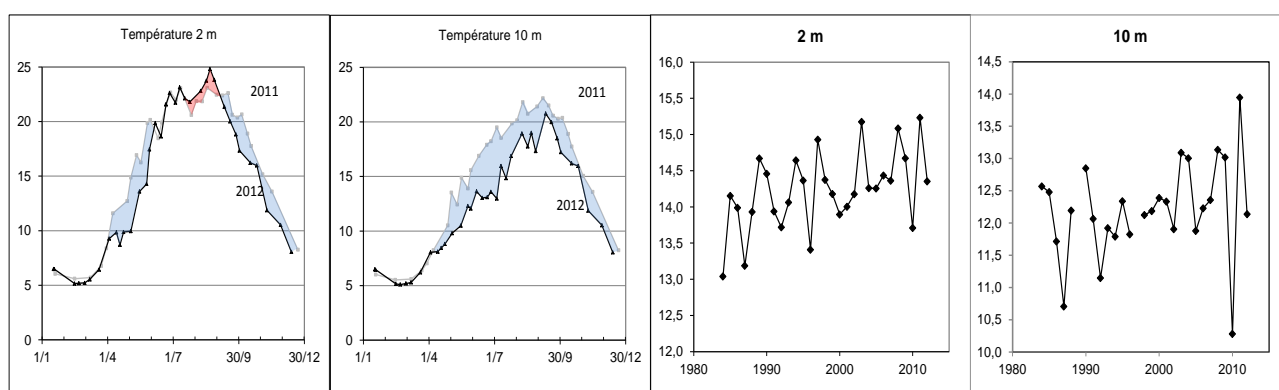


Figure 9 Evolution des températures à 2 et 10 m de profondeur au point B. Comparaison 2011 et 2012 et moyennes annuelles de 1984 à 2012

AU NIVEAU DU METALIMNION

Oxygène dans la zone trophogène

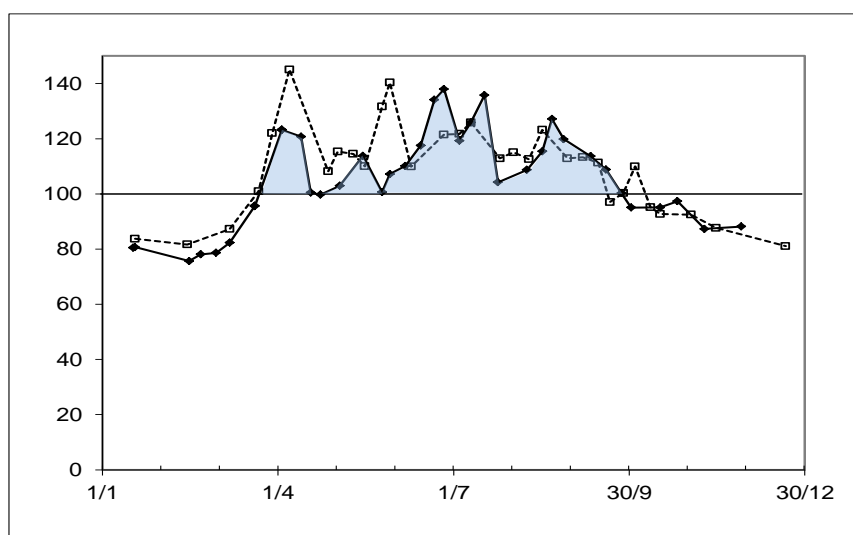
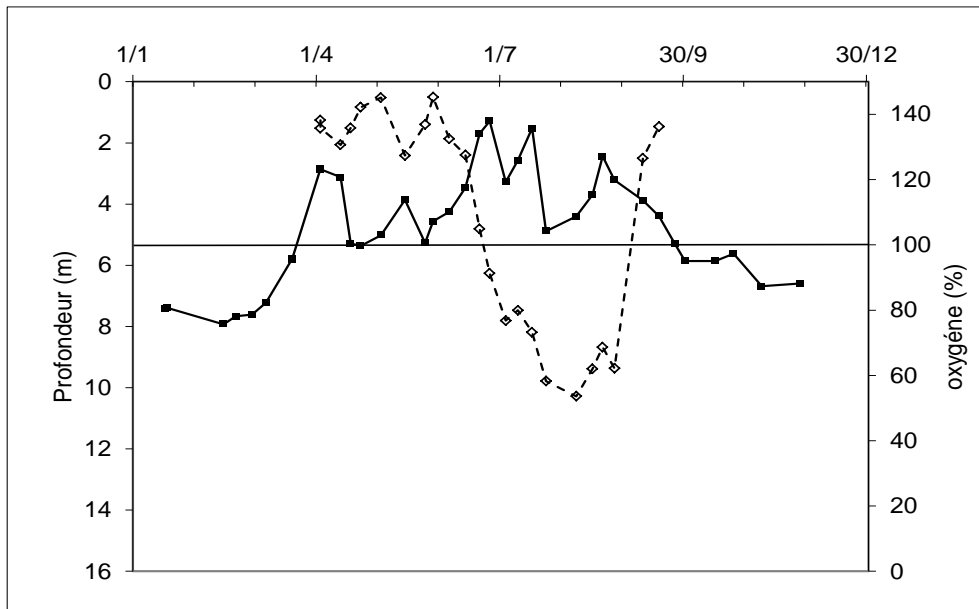


Figure 11 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) au niveau du métalimnion au point B en 2012 (—■), comparaison avec 2011 (- - - □)



Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) au niveau du métalimnion au point B (—◆) et position du pic de sursaturation (- - - □).

La variation saisonnière en oxygène montre deux périodes de production distinctes :

- la phase printanière présente deux maxima les 03 avril et 15 mai respectivement à $14,0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ soit environ 123 % et $11,8 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ 114 % de saturation

La profondeur du pic de sur saturation en oxygène se situe autour de 1,5 m

- la phase estivale s'étend de juin à septembre avec trois pics

26 juin $12,7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (138 % de la saturation)

17 juillet $12,6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (136 %)

21 août $11,3 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (127 %)

La Profondeur du pic de sursaturation en oxygène va s'enfoncer progressivement entre le 14 juin et le 4 juillet et se positionner autour de 9 m

A partir du mois d'août les concentrations en oxygène 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 à partir du mois de juillet qui se prolonge jusqu'en novembre. La profondeur du maximum de la sous saturation se positionne entre 17 et 35 mètres ; puis, avec l'érosion de la thermocline, le minimum disparaît.

En 2012, cette sous saturation commence au début du mois de juillet, passe par un minimum le 25 octobre avec une valeur de 5,6 mgO₂.L⁻¹. En comparaison avec les années précédentes, le déficit en oxygène est sensiblement moins important qu'en 2011 et s'apparente plutôt aux observations de 2010. Le minimum en 2012 diminue jusqu'à 49 % contre respectivement 36 % et 50 % (3,6 et 5,4 mgO₂.L⁻¹). Ce déficit en oxygène est observé sur une durée de 146 jours (vs 141, 128 et 148 jours).

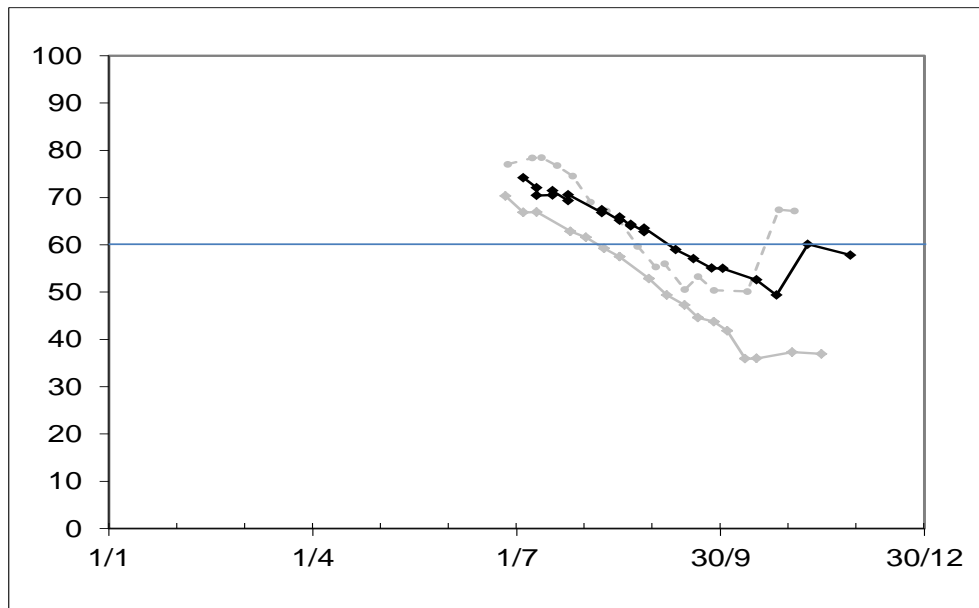


Figure 12 Variation saisonnière des concentrations minimales en oxygène (% de la saturation) entre 17 et 35 m au point B en 2012 (—◆) et comparaison avec 2011 (- -● - -) et 2010 (- -□ - -)

EN PROFONDEUR

Température à 140 m

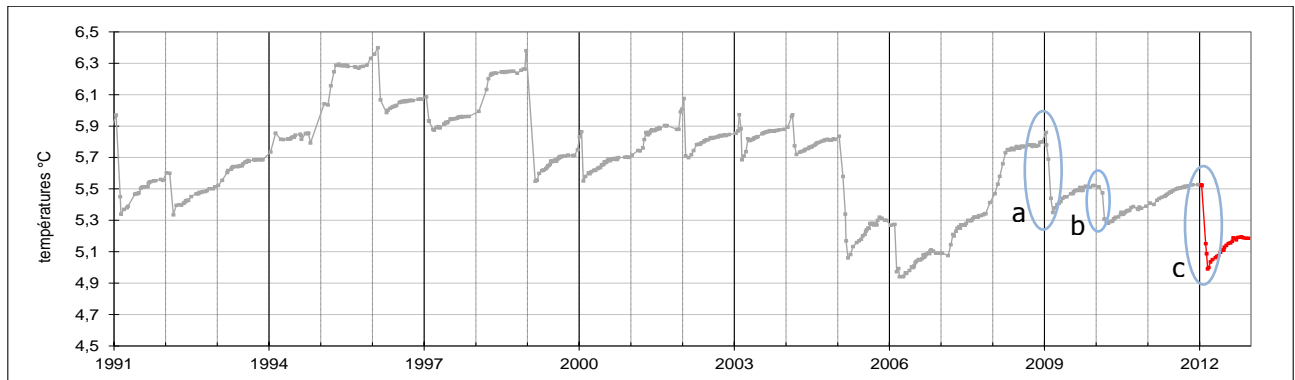


Figure 13 Températures à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2012

Deux hivers assez rigoureux (2008-2009 et 2009-2010) après trois hivers relativement doux (2006 à 2008), ont permis un refroidissement de la zone profonde (a, b) et ont ramené les températures à des valeurs comparables à celles rencontrées à la fin de l'année 2005 (5,35°C à la fin de l'hiver 2008-2009 et 5,28 °C à la fin de l'hiver 2009-2010). Pendant l'hiver 2011-2012, à la différence de l'hiver précédent, nous retrouvons des conditions météorologiques (février) qui permettent le refroidissement de la couche profonde et ainsi de rattraper les températures du début de l'année 2006 (4,99 vs 4,94 °C).

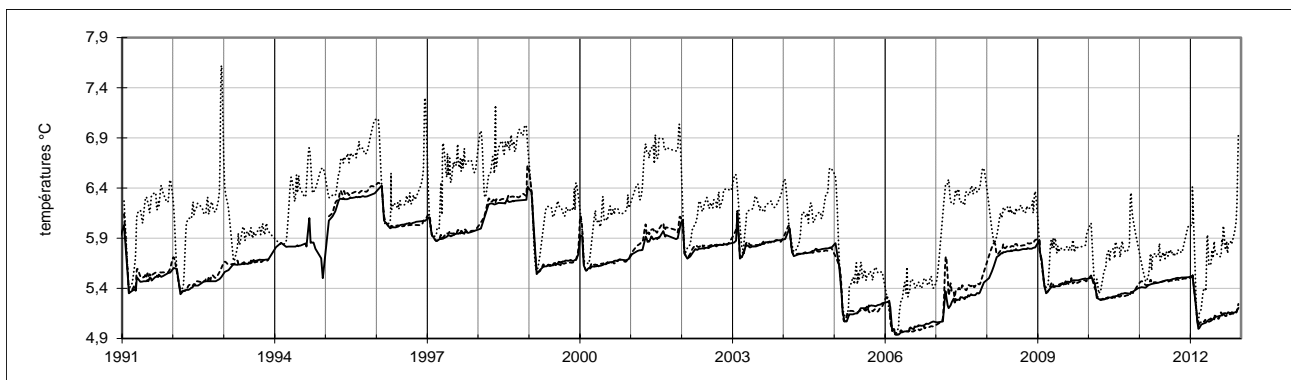


Figure 14 : températures à 130,110 et 50 m de profondeur au point B de 1991 à 2012.

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 3 avril avec 10,19 mgO₂.L⁻¹ correspondant à environ 80 % 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 2012, 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 diminuent progressivement jusqu'au premier octobre (minimum de $5,22 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ vs $3,04$ et $3,94 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en 2011 et 2010). Puis, du 1 octobre au 27 novembre, les concentrations se maintiennent autour d'une moyenne de $5,42 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Enfin, en décembre, nous observons un début de réoxygénation. Cette consommation d'oxygène est la conséquence de l'activité des microorganismes dans les processus de minéralisation de la matière organique et apparaît très légèrement supérieure à l'année précédente.

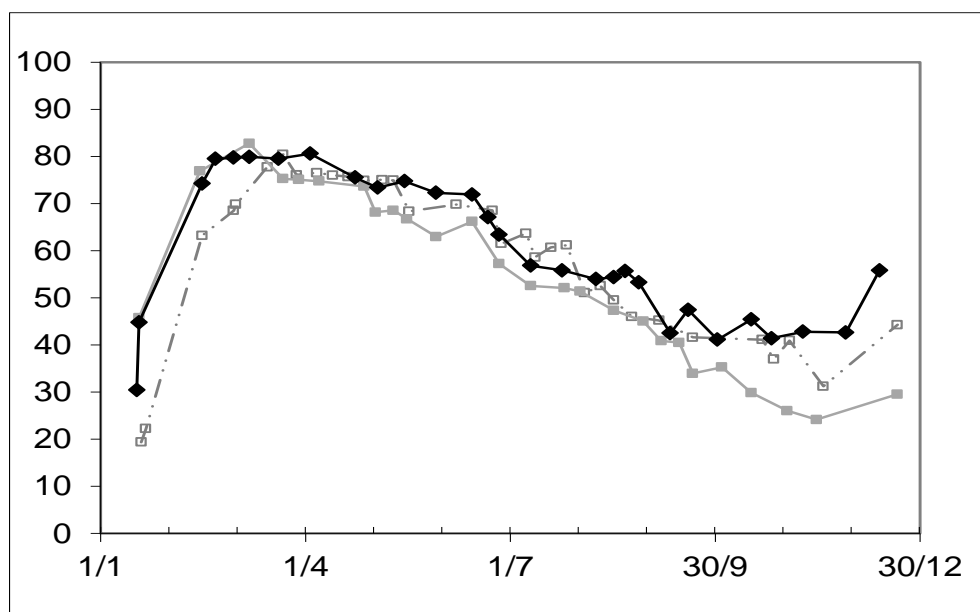


Figure 14 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (% de la saturation) à 130 m au point B en 2012 (—◆) et comparaison avec 2011 (—■) et 2010 (---□)

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

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

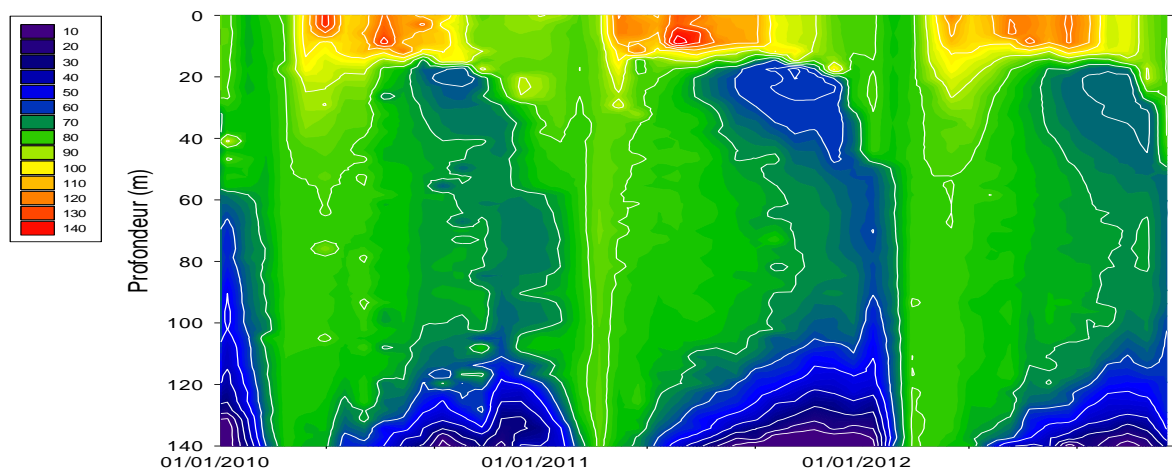


Figure 15 Evolution des concentrations en oxygène (% de la saturation) au point B de 2010 à 2012

La Figure 15 illustre en particulier :

- la conséquence de l'activité photosynthétique sur l'augmentation de la concentration en oxygène en surface ;
- l'étendue du déficit en oxygène, conséquence de la consommation de l'oxygène pour la minéralisation de la matière organique dans le métalimnion et dans l'hypolimnion : légèrement plus important qu'en 2010 (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%

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.

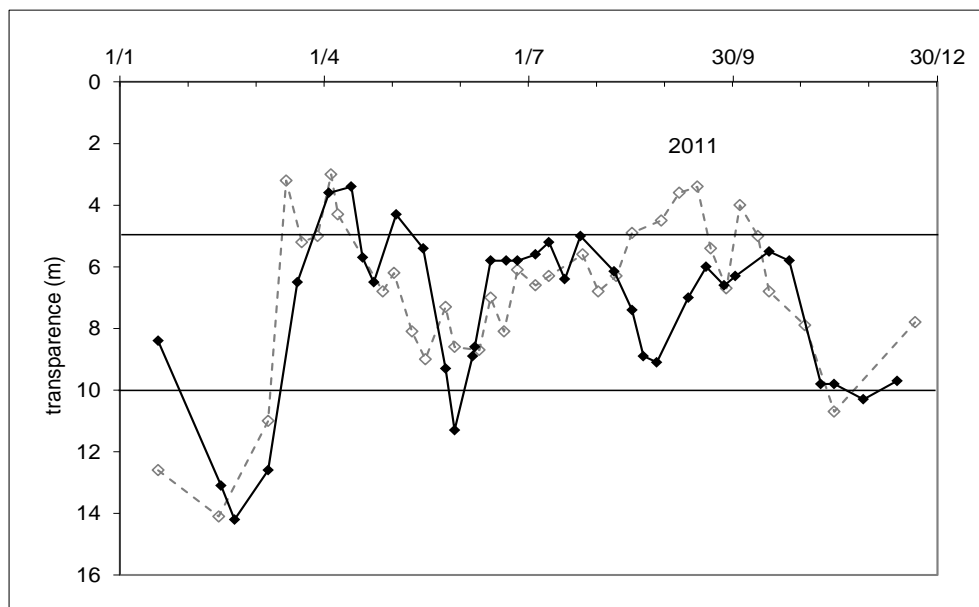


Figure 16 Variation saisonnière de la transparence (m) au disque de Secchi en 2012 (—◆—) et 2011 (-◇-) au point B

L'évolution saisonnière de la transparence montre plusieurs phases :

- En hiver, avec un maximum à 14,2 m en 2012, la transparence reste un peu supérieure à la moyenne de ces trente dernières années (11,8 m).

- le minimum printanier est mesuré à 3,4 m, proche de la moyenne des valeurs observées depuis 2000 (3,2 m). Ce minimum printanier renseigne sur la biomasse phytoplanctonique printanière, notamment celle des diatomées.
- la période des eaux claires (conséquence du broutage des diatomées par le zooplancton) est marquée, mais elle est toutefois moins importante qu'en 2009 et 2010 puisque le maximum mesuré le 25 mai avec une valeur à 11,3 m est inférieur aux années précédentes (12 m en 2010 et 15 m en 2009). Cette réduction rappelle ce qui est observé dans le lac d'Annecy, oligotrophe strict.
- La Transparence estivale présente une diminution au mois d'août avec une valeur à 9 m le 27 traduisant une diminution de la biomasse.
- A partir du mois de novembre la transparence augmente pour atteindre des valeurs autour de 10 m jusqu'à la fin de l'année.

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 logiquement corrélées et systématiquement inférieures quelles que soient les conditions (Figure 17). Les différences se situent dans le même ordre de grandeur que l'année 2010, soit entre 1 et 16 % (i.e. entre 0,2 et 1 m).

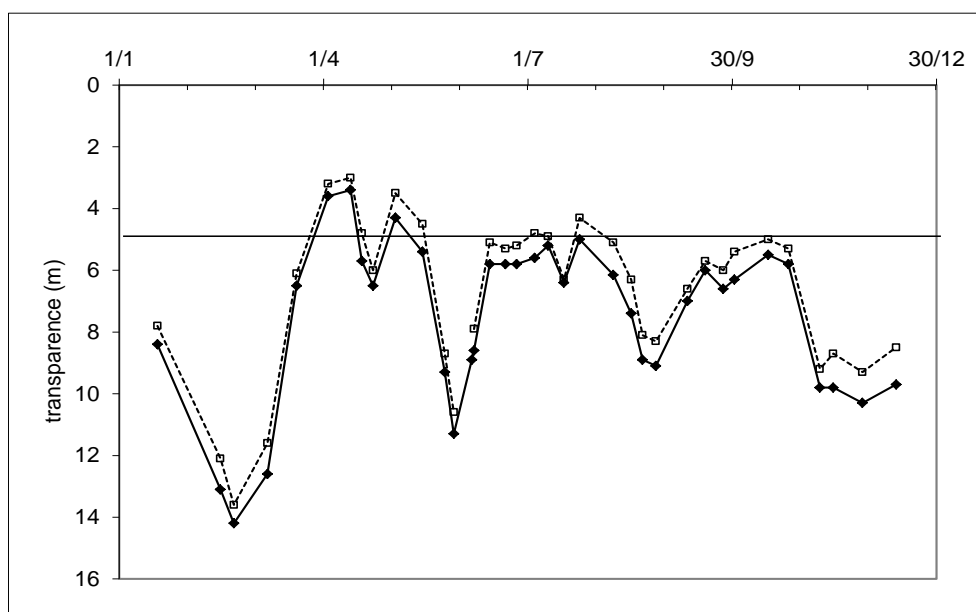


Figure 17a Variation saisonnière de la transparence (m) en 2012 au point B : comparaison disque de 30 cm (—◆—) et de 20 cm noir et blanc (- □ -)

La relation entre les valeurs données par les deux disques obtenues au cours des 4 dernières années est hautement significative ($r > 0,99$, $n = 148$).

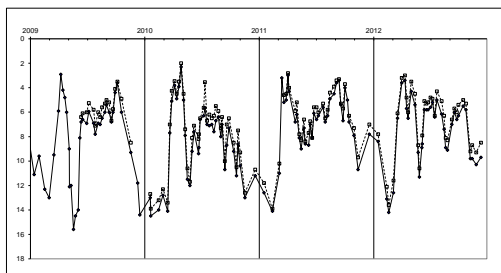


Figure 17b Variations saisonnières de la transparence (m) depuis 2009 au point B : comparaison disque de 30 cm (—◆—) et de 20 cm noir et blanc (- □ -). La relation entre les deux

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 21 février sur toute la colonne d'eau du lac, nous observons des concentrations légèrement supérieures aux valeurs de l'année précédente pour le nitrate et la silice et équivalentes pour le phosphore (Figure 27) :

- pour le nitrate : entre 0,59 et 0,62 mg N.L⁻¹ vs 0,50 à 0,59 et 0,49 à 0,54 mg N.L⁻¹
- pour la silice : entre 3,33 et 3,50 mg.L⁻¹ vs 3,01 à 3,12 et 2,95 à 3,12 mg.L⁻¹
- pour le phosphate : entre 9 et 10 µgP.L⁻¹ vs 10 et 14 µgP.L⁻¹
- pour le phosphore total : entre 12 et 14 µgP.L⁻¹ vs 13 et 16 µgP.L⁻¹

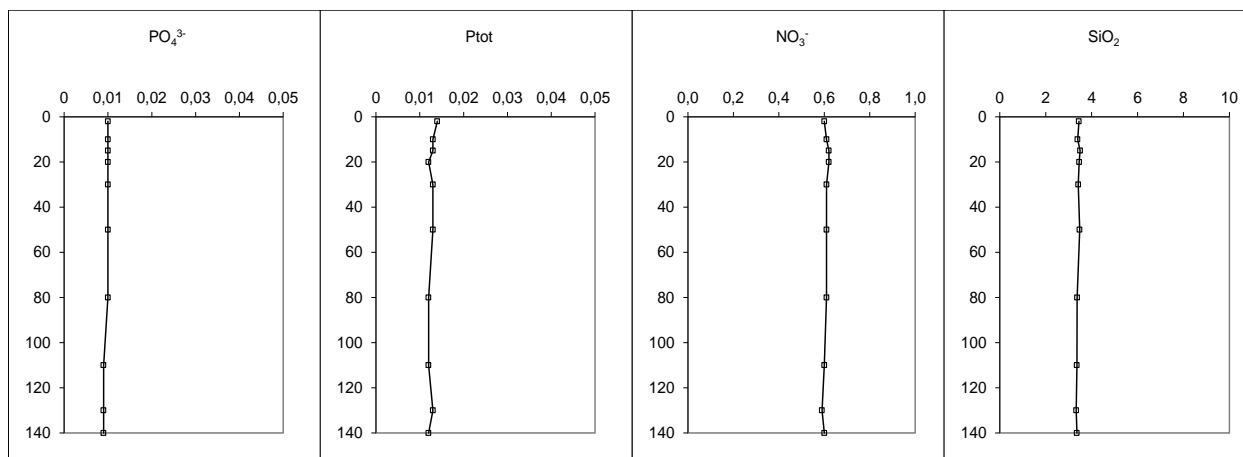


Figure 18 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars en 2012 (Ptot mgP.L⁻¹, PO₄ mgP.L⁻¹, NO₃ mgN.L⁻¹, SiO₂ mg.L⁻¹)

Ensuite la photosynthèse a eu lieu entraînant la consommation des nutriments dans les couches supérieures ; les concentrations sont alors minimales en été :

- NO_3^- : 0,12 mgN.L⁻¹ le 21 aout
- PO_4^{3-} : <4 µgP.L⁻¹ à partir du 15 mai
- SiO_2 : 0,53 mg.L⁻¹ à partir du 10 juillet

De plus, la désoxygénation continue 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 moins importante cette année, le relargage est logiquement moins élevé que les deux années précédentes et surtout, les concentrations maximales restent largement inférieures à celles de 2009 et 2008.

Tableau IV Concentrations maximales à 140 m

	PO4 µgP.L ⁻¹	Ptot µgP.L ⁻¹	SiO2 mg.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

Les profils de la figure ci-dessous permettent d'illustrer :

- d'une part, la consommation des nutriments de 0 à 50 m pour le phosphore et de 0 à 10 m pour les nitrates et la silice,
- et d'autre part, le relargage de phosphore et de silice dans les couches profondes.

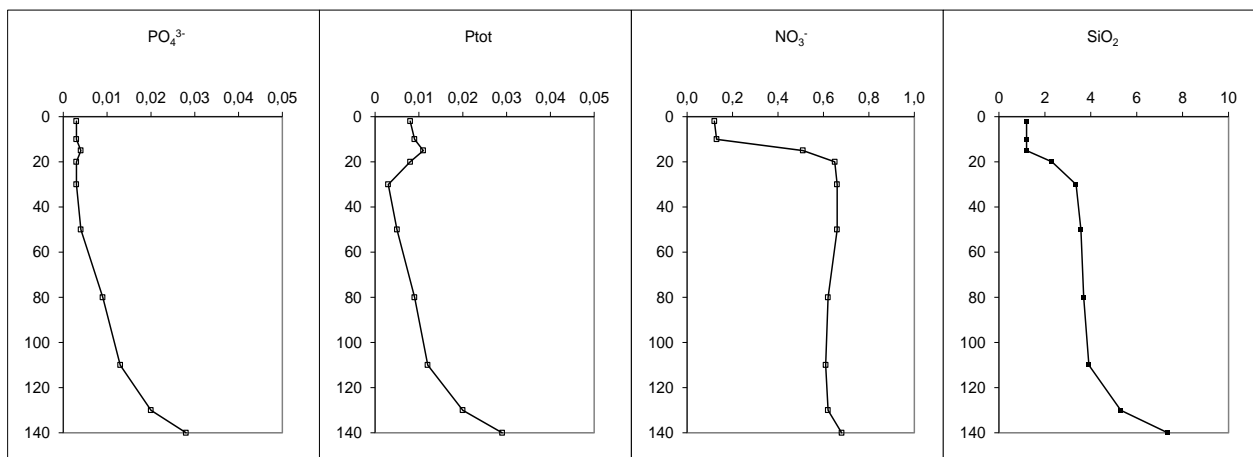


Figure 19 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B entre septembre et novembre 2011 (Ptot mgP.L⁻¹, PO4 mgP.L⁻¹, NO3 mgN.L⁻¹, SiO2 mg.L⁻¹)

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'Épilimnion (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, la production primaire démarre et provoque une augmentation des concentrations en COT et en oxygène.

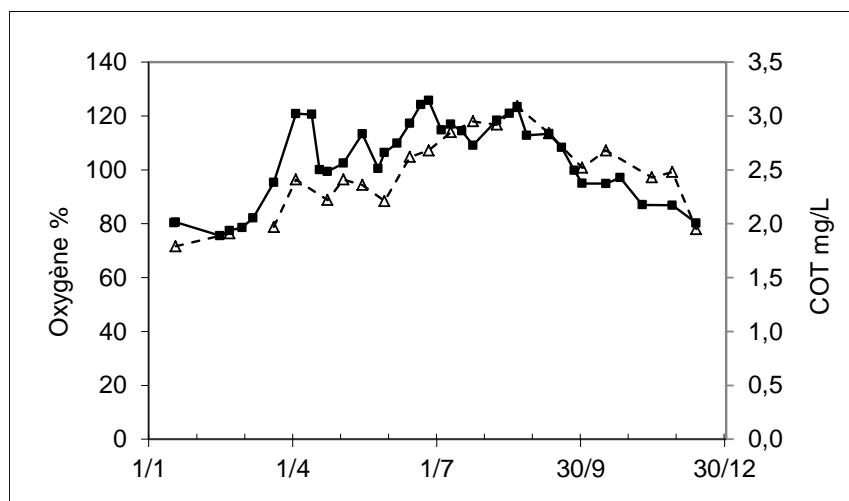


Figure 20 Evolutions saisonnières des concentrations en oxygène (—■—) (%) et en COT (- -△-) (mg.C.L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2012

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 identique à l'année précédente (0,010 mgP.L⁻¹). Pour leur production les algues consomment les nutriments ; les concentrations passent de 0,010 le 21 février à 0,002 mgP.L⁻¹ le 14 juin. Par la suite, les concentrations se situent entre 0,002 et 0,005 mgP.L⁻¹ jusqu'à la fin de l'année.

La silice est, elle aussi, consommée : de 2,50 à 0,50 mg.L⁻¹ entre le 29 mai et le 26 juin marquant ainsi le développement des diatomées. A noter qu'en 2012, cette consommation s'observe avec plus d'un mois de décalage par rapport à 2011 (entre 29 mai et 26 juin vs 4 avril et 1 mai). Puis les concentrations se maintiennent autour d'une valeur de 0,60 mg.L⁻¹ jusqu'au mois d'août. Ensuite, la consommation ralentit et les concentrations augmentent progressivement jusqu'à la fin de l'année (2,64 mg.L⁻¹ en décembre).

Le nitrate est consommé à partir du mois d'avril mais de façon plus progressive jusqu'au mois d'août pour atteindre un minimum à 0,12 mgN.L⁻¹. A noter que cette année, les concentrations sont sensiblement plus importantes (minimum 0,12 vs 0 mgN.L⁻¹) suggérant peut-être que le nitrate a été moins limitant

pendant cette période. Par la suite les concentrations augmentent à nouveau ($0,56 \text{ mgN.L}^{-1}$) jusqu'en décembre. L'évolution saisonnière en 2012 se rapproche plus de celle de 2010.

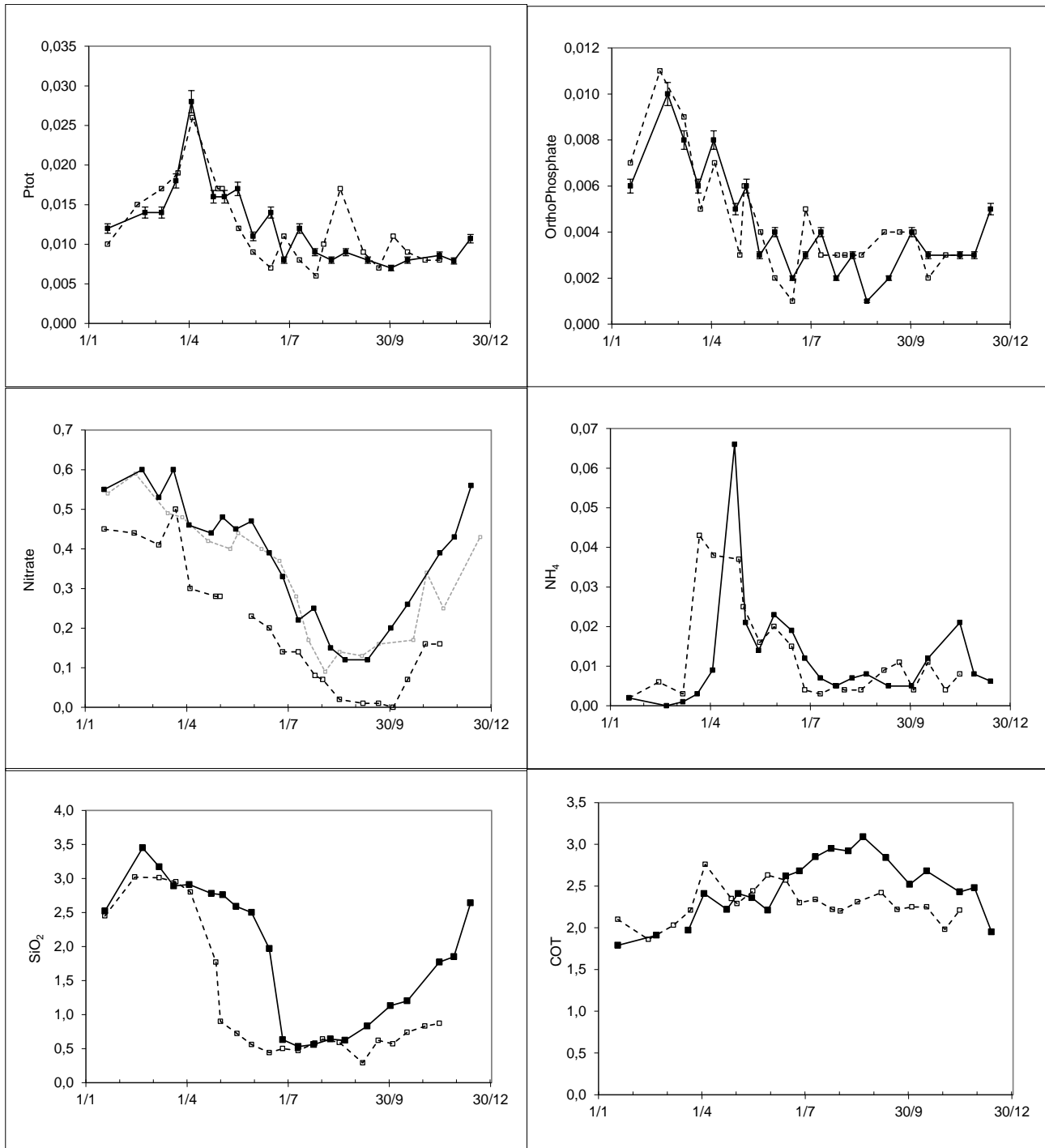


Figure 21 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) au point B à 2 m de profondeur ; comparaison des années 2012 (—■—) et 2011 (- -□ - -)

Métalimnion

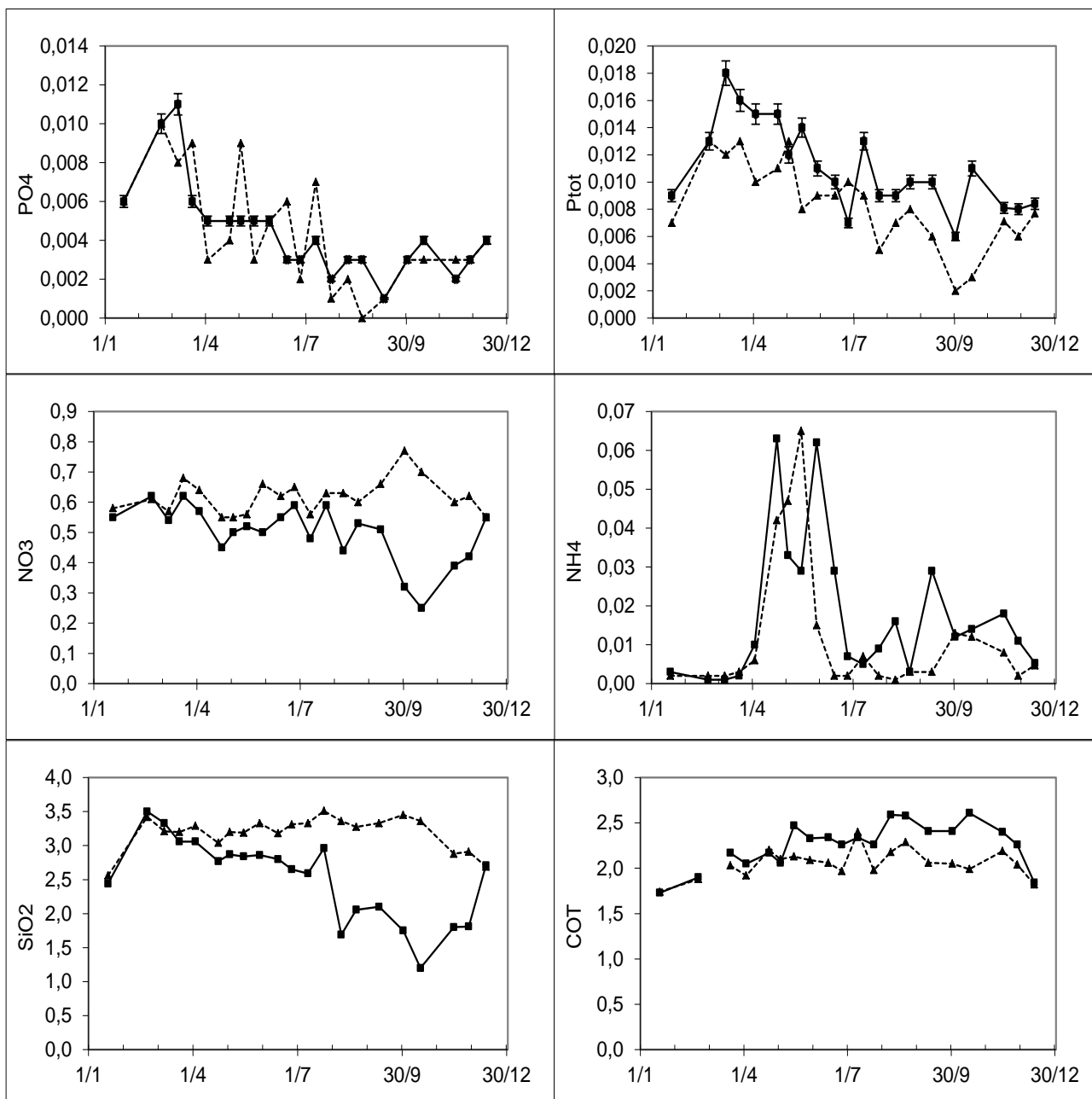


Figure 22 Evolution des concentrations en nutriments (P_{tot} , PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+ , SiO_2) ($mg.L^{-1}$) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (-▲-) en 2012

La Figure ci-dessus permet de visualiser que :

- La dynamique du phosphate est comparable à 15 et à 30 m
- Le nitrate est consommé jusqu'à 15 m à partir du mois d'octobre alors que l'ion phosphate est très rapidement consommé 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 légèrement consommée à 15 m (diatomées) mais pas à 30 m

Hypolimnion : 80, 110, 130, 140 m

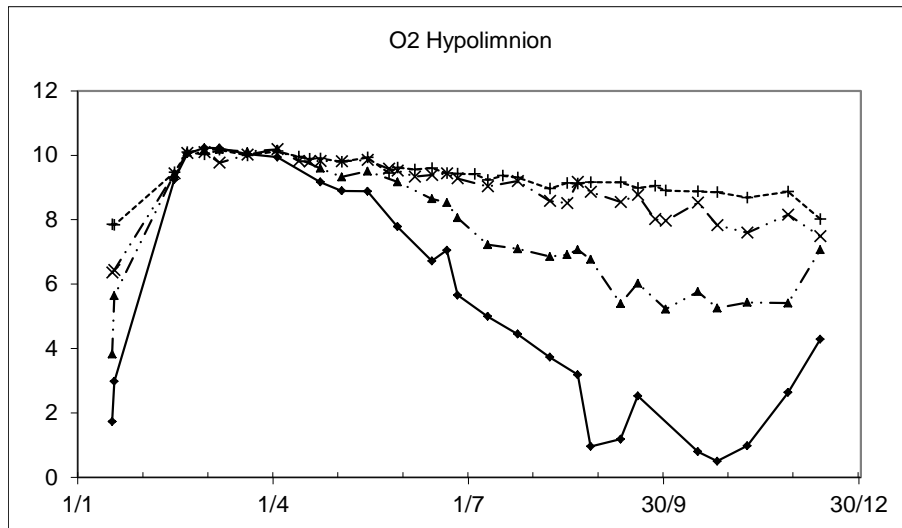


Figure 23 Evolution des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —+ -), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2012

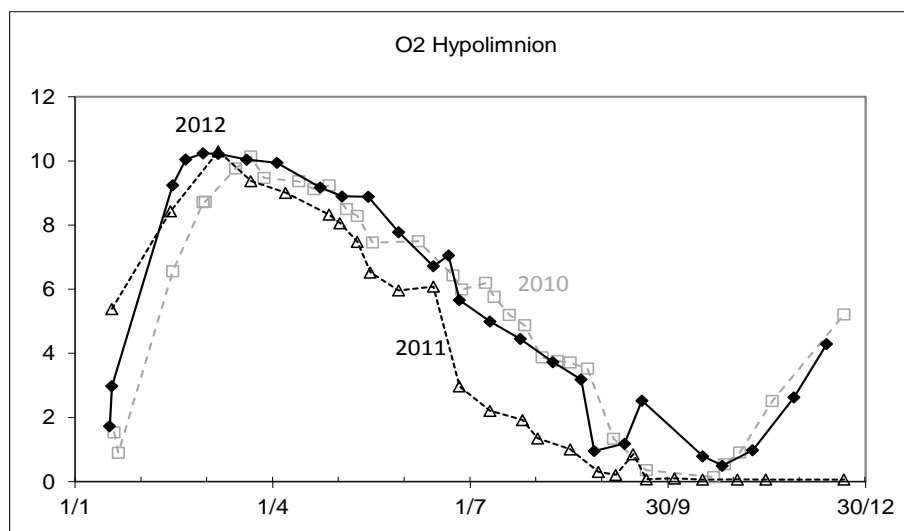


Figure 24 Evolution des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B à 140 m ; comparaison 2012 (—◆—), 2011 (-▲- —) et 2010(- -□-).

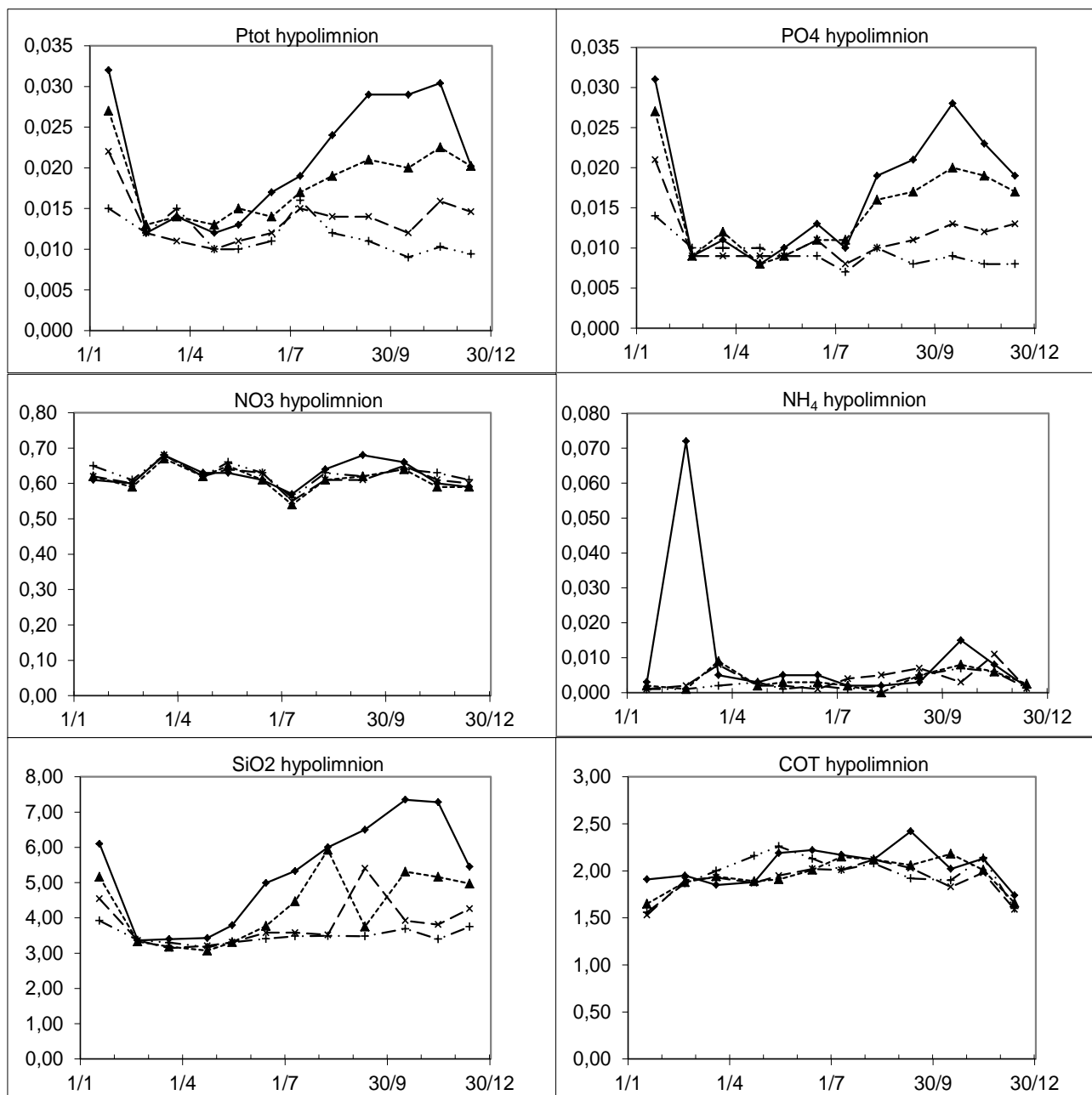


Figure 25 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2012

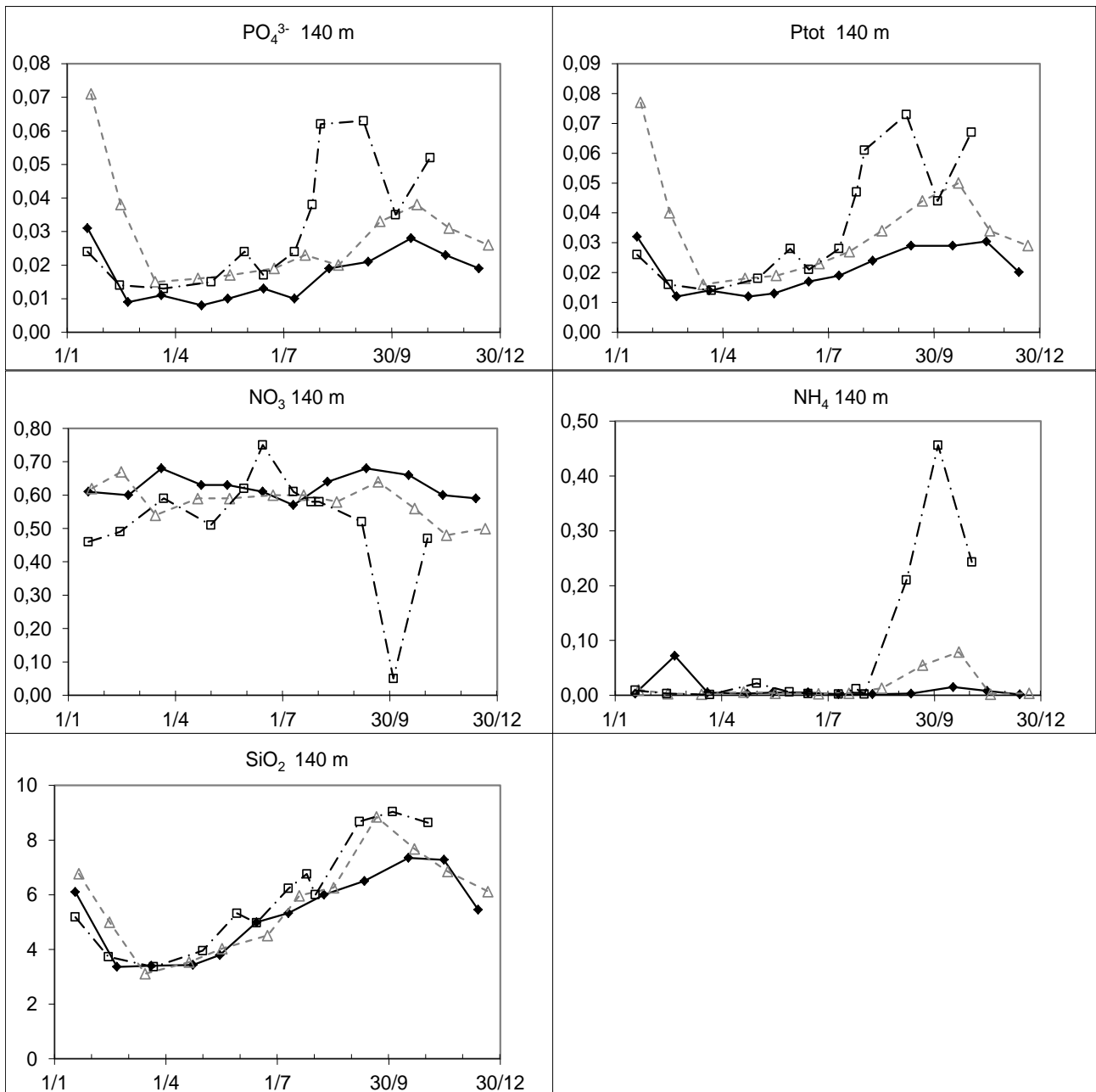


Figure 26 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) au point B à 140 m en 2012 (—◆—), 2011 (- □ -) et 2010 (- Δ -)

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 (Figure 32) permet d'apprécier le gradient de désoxygénation vers le fond. À 140 m, la concentration en oxygène dissous est inférieure à 1 mgO₂.L⁻¹ du 27 août au 8 novembre.

Nous observons donc, de manière inverse, un gradient de concentration en silice et en phosphate 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 des oxydes de fer et de manganèse. Ces conditions réductrices sont visibles avec les concentrations en azote ammoniacal qui augmentent jusqu'à 0,015 mgN.L⁻¹ en octobre. Mais la réduction des oxydes métalliques entraîne aussi 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 16 octobre avec :

- 7,35 mg.L⁻¹ pour la silice qui est inférieure aux valeurs observées en 2011 (9,04 mg.L⁻¹) et en 2010 (8,85 mg.L⁻¹)
- 28 µgP.L⁻¹ pour le phosphate qui est inférieur aux années précédentes soit en 2011 (63 µgP.L⁻¹) et 2010 (38 µgP.L⁻¹).

La dynamique du phosphore total au fond du lac est très proche de celle du phosphate avec un maximum observé de 30 µgP.L⁻¹ le 7 septembre ; comme pour le phosphate, la concentration maximale est plus faible qu'en 2011 (73 µgP.L⁻¹).

En 2012, ces concentrations inférieures traduisent un relargage moins important, conséquence directe d'un déficit en oxygène plus modéré dans les couches profondes. La durée de la période d'hypoxie (concentration < 1mg.L⁻¹) à 140 m est, en effet, moins longue et moins intense (73 jours vs 113 jours en 2011, 133 jours en 2009, 144 jours en 2008).

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
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

II. Suivi à long terme

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

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

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

Nous observons une augmentation de la concentration en oxygène dès le début du mois de mars et une sursaturation en surface le 30 mars.

En été, depuis 1998, la sursaturation maximale en oxygène apparaît dans le métalimnion (entre 2 et 10 m) laissant supposer une modification des distributions verticales des espèces de phytoplancton en lien avec l'amélioration de la transparence.

Au niveau des concentrations maximales en oxygène, l'indice de sursaturation reste assez comparable à celui mesuré à 2 m de profondeur. Après être passé par des valeurs s'élevant à $3 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en 2007 et 2008 les concentrations en 2012 avec $1,64 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ retrouvent des niveaux inférieurs à $2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ depuis 2009. 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 $2,4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

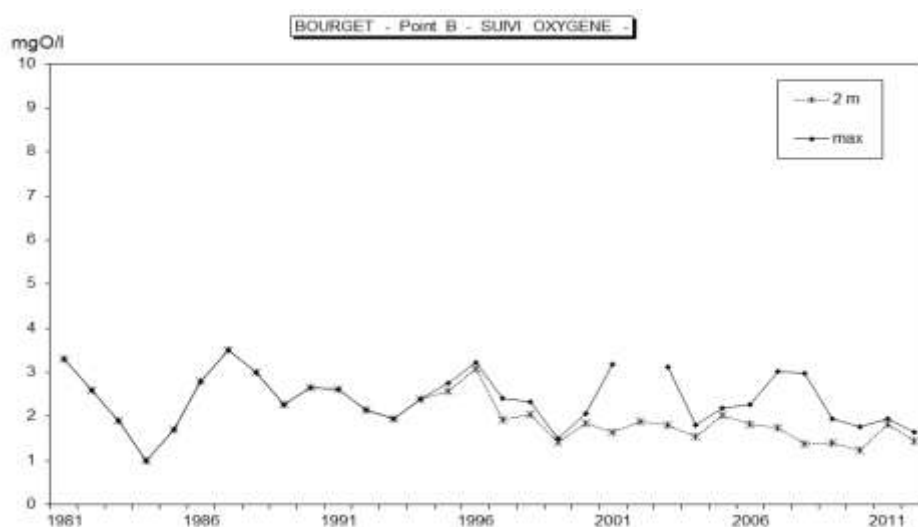


Figure 27 Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) à 2 m et maximum de sur saturation au point B de 1981 à 2012

II.1.2. Indices de sous saturation moyenne

Métalimnion

En 2012 la sous saturation moyenne annuelle en oxygène entre 17 et 35 mètres de profondeur se monte à $4,1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

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 2012 se situant au niveau de la moyenne de la chronique (4,7 mgO₂.L⁻¹). Par rapport aux années précédentes, la sous-saturation en 2012 s'apparente à celle de 2010 et 2009, corroborée par les valeurs de minimum et de durée pendant lesquelles le déficit en oxygène est observé.

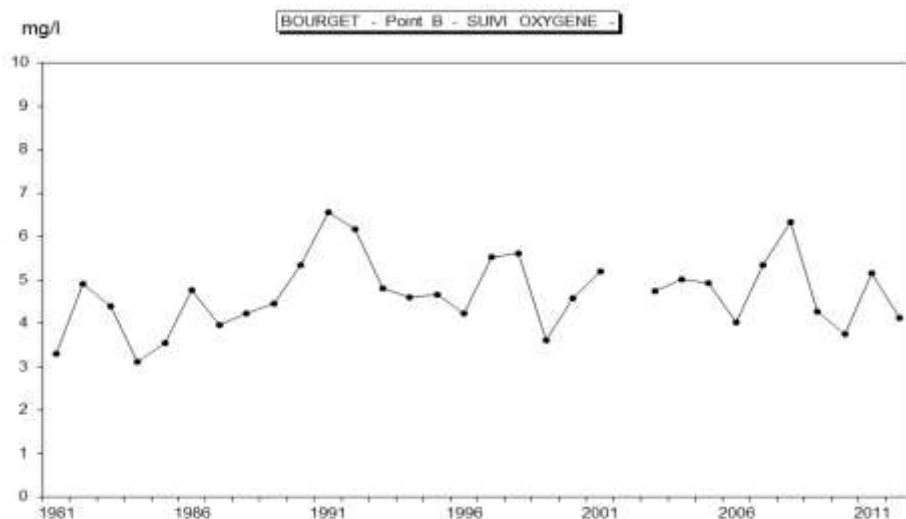


Figure 28 Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène (mgO₂.L⁻¹) entre 14 et 24 m de profondeur au point B de 1981 à 2012

Sous saturation moyenne à 130 mètres

De 1985 à 2012, le suivi des concentrations en oxygène à 130 mètres permet de visualiser la variabilité des oxygénations hivernales dans la zone profonde et la relation entre leur intensité et les teneurs mesurées en fin de stratification thermique.

Après deux années successives qui montrent des réoxygénations hivernales partielles qui atteignent respectivement 50 % et 60 % de la saturation en 2007 et 2008, nous observons depuis 2009 un brassage complet de la colonne d'eau atteignant respectivement plus de 70 % et plus de 80 % de la saturation à la fin de la période de circulation des eaux. 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 - 4,6% à 5,2 mgO₂.L⁻¹- 41%).

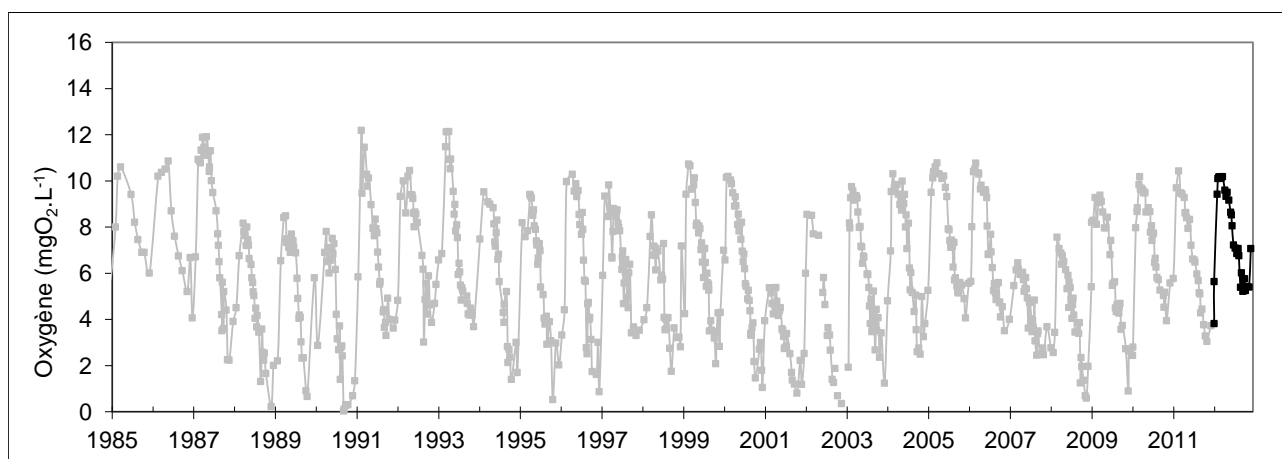


Figure 29 Evolution des teneurs en oxygène en mgO₂.L⁻¹ à 130 mètres de profondeur au point B de 1985 à 2012

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.

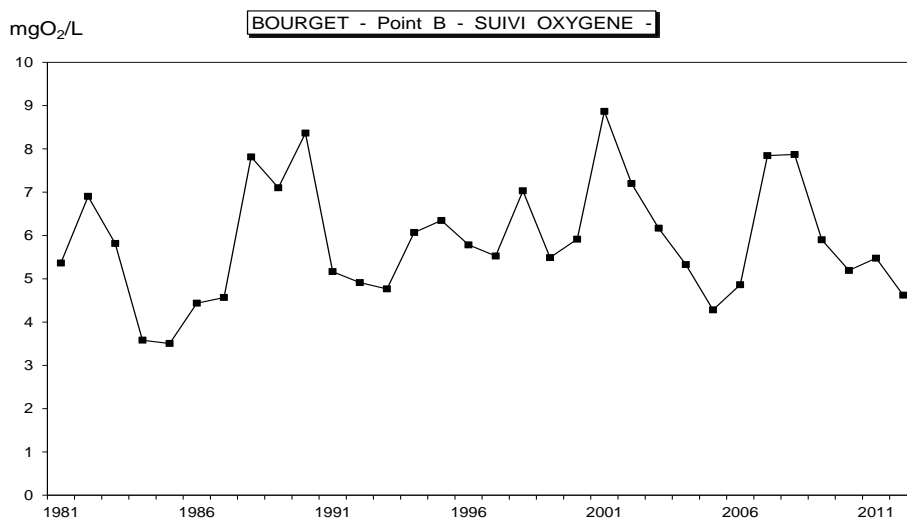


Figure 30 Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) à 130 mètres au point B de 1981 à 2012

L'indice de l'année 2012 ($4,6 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) retrouve des valeurs comparables à 2005 ou 2006 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 4 dernières années.

Il faut noter que l'évolution de cet indice semble également et très logiquement gouvernée par l'intensité du mélange hivernal. On remarque dans cette chronique que les niveaux de sous saturation les plus élevés correspondent aux années caractérisées par une mauvaise réoxygénation de la zone 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. Déficits et consommations hypolimniques

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

Tableau V Oxygène hypolimnique au point B de 2007 à 2011 – déficits et consommations

		Moy 2003-2012	2012	2011	2010	2009	2008	2007
Déficit à l'origine	$\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	2,3	2,1	1,7	2,2	2,8	3,4	3,4
Déficit maximum	$\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	5,6	4,8	5,3	4,8	5,7	6,9	6,4

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

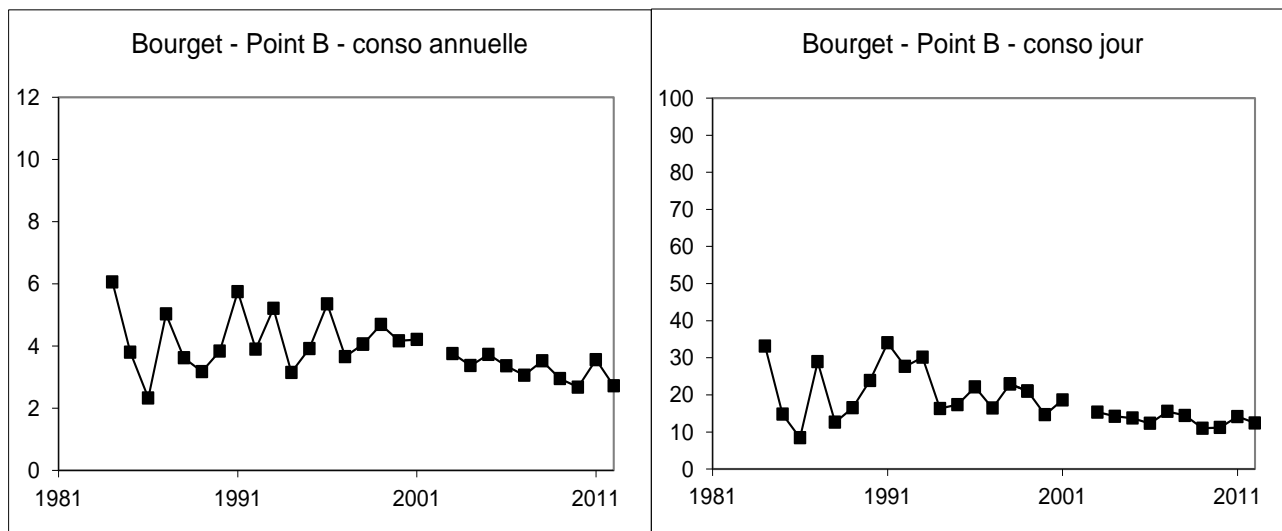


Figure 31 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle et journalière au point B de 1984 à 2012 (mgO₂.L⁻¹) et (mgO₂.m⁻³.j⁻¹)

Les consommations hypolimniques annuelles et journalières restent proches des moyennes mesurées entre 2003 et 2010 et s'élèvent respectivement à 2,7 mgO₂.L⁻¹ et 12,4 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 apparemment une très légère diminution de ces indices depuis la fin des années 1990. 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 2012 avec 6,3 mètres retrouve une valeur proche de 2007 et 2008. Mais 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 6,0 m) qui peut être considérée comme une très nette amélioration de la qualité de l'eau et du fonctionnement de l'écosystème.

→ Comparaison avec classes de qualité de l'évaluation de l'état des eaux douces de surface :

Depuis 2001, les transparences estivales se situent dans la classe d'état "très bon" (bleu) ; la figure 41 permet d'illustrer l'évolution des valeurs depuis 1981

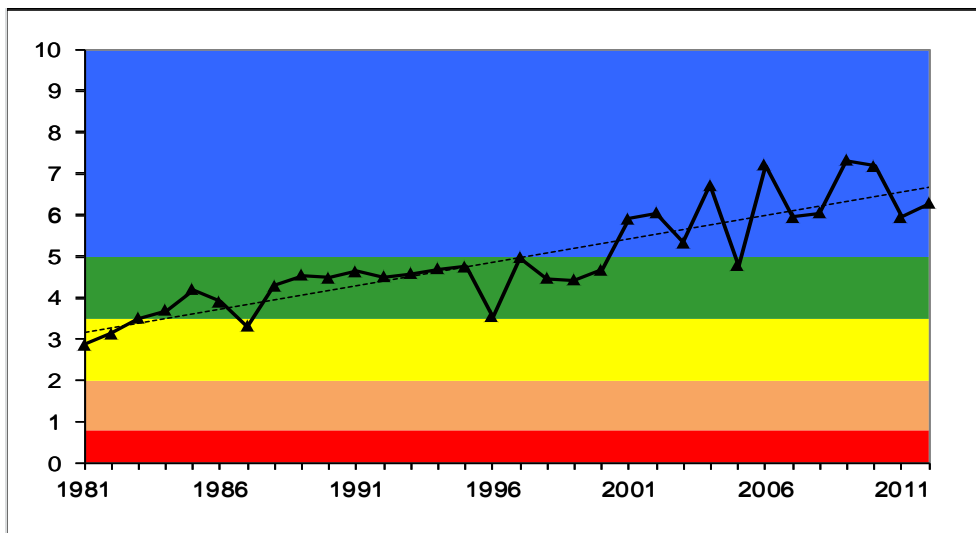


Figure 32 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2012 ; comparaison avec les classes de qualité.

➔ Evolution du minimum printannier :

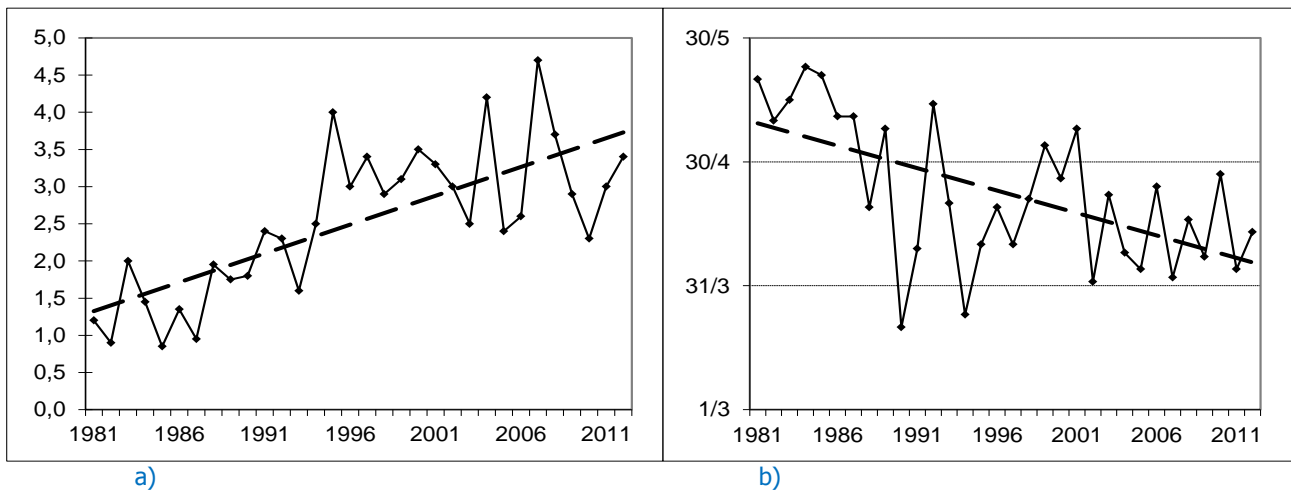


Figure 33 Evolution du minimum printannier (m) et date d'appariation

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

	unité	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006
Nitrate	mgN.L ⁻¹	0,62	0,48	0,56	0,53	0,59	0,63	0,58
NH ₄ ⁺	mgN.L ⁻¹	0,002	0,003	0,001			0,003	0,005
Phosphate	mgP.L ⁻¹	0,010	0,010	0,014	0,013	0,013	0,014	0,016
Phosphore total	mgP.L ⁻¹	0,014	0,016	0,017	0,020	0,020	0,022	0,024
SiO ₂	mg.L ⁻¹	3,30	3,12	3,07	3,17	3,10	2,88	2,42
COT	mgC.L ⁻¹	1,85	1,93	1,90	2,11	2,11	1,99	1,95

II.3.1. Nitrate

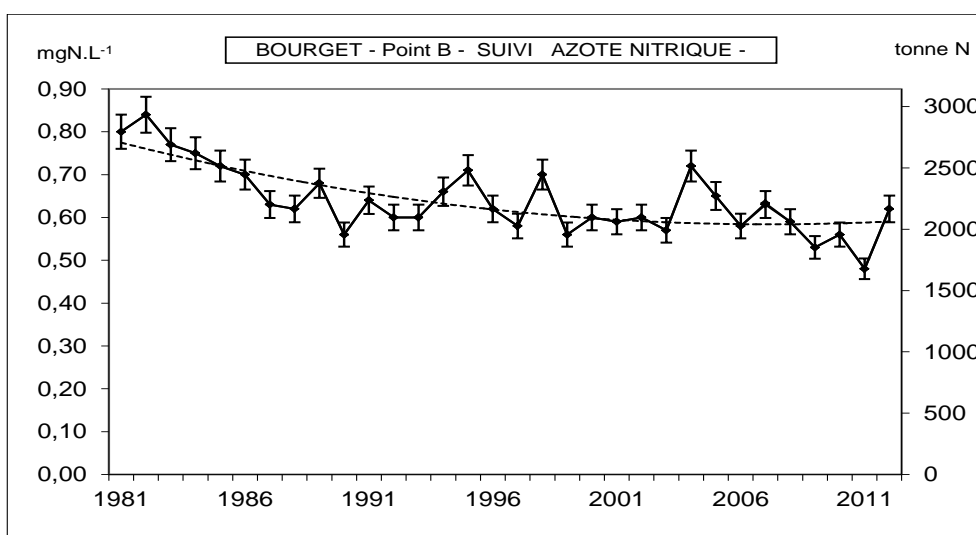


Figure 34 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2012

La valeur calculée pour 2012 (0,62 mgN.L⁻¹) retrouve une valeur comparable à celles de 2008 et 2007. Le sens d'évolution de ce paramètre semble indiquer une légère diminution depuis quelques années. 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 mg.L⁻¹). La concentration légèrement supérieure à 2012 peut s'expliquer, en partie, par un lessivage plus important en décembre 2011 et janvier 2012, deux mois particulièrement bien arrosés (respectivement +89 % et + 47 %) ayant engendré des débits importants sur les affluents (par exemple sur la Leyse 12,60 m³/s en décembre 2011, 14,70 m³/s en janvier 2012).

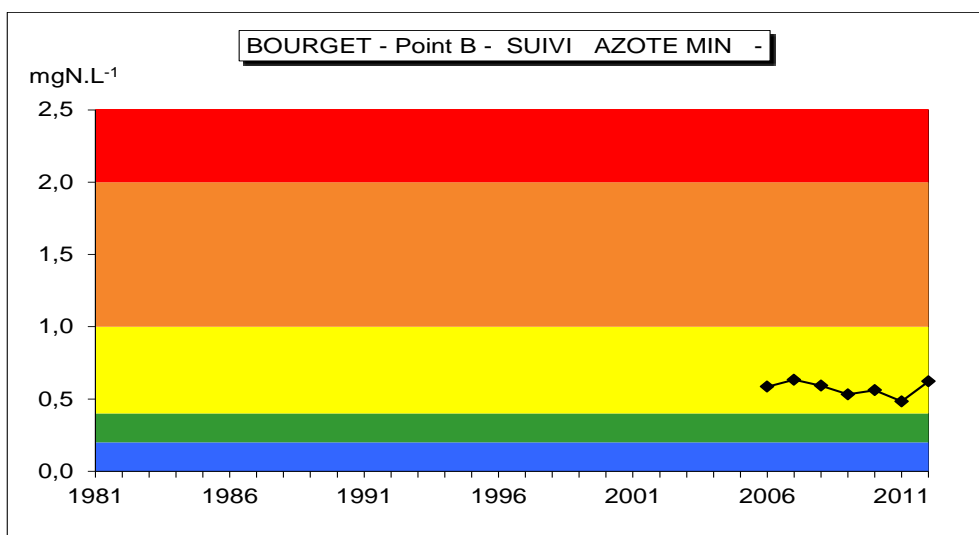


Figure 35 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) en azote minéral (NO₃⁻ + NH₄⁺) au point B de 2006 à 2012 ; comparaison avec les classes de qualité

Depuis 2006, les concentrations en azote minéral sont relativement stables autour d'une valeur moyenne de 0,57 mgN.L⁻¹ et se situent dans la classe de qualité "moyen".

II.3.2. Phosphore

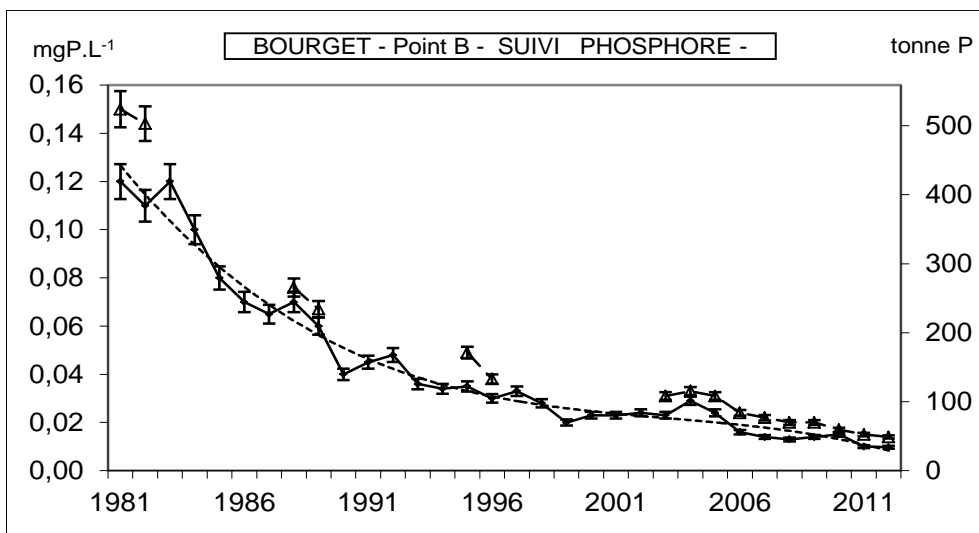


Figure 36 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L⁻¹) du phosphate (◆) et du phosphore total (△) ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2012

Avec 0,010 mgP.L⁻¹ en phosphate et 0,014 mgP.L⁻¹ en phosphore total, les concentrations hivernales 2012 confirment la baisse du stock perçue en 2006. Après une phase de diminution importante des concentrations moyennes hivernales de 1981 à 1992 (de 120 à 45 µgP.L⁻¹), l'évolution à la baisse des concentrations a été moins marquée, passant sous les 40 µgP.L⁻¹ de 1993 à 1997, puis sous celle des 30 µgP.L⁻¹ de 1998 à 2005 et enfin sous 20 µgP.L⁻¹ depuis 2006. Depuis 2011, les concentrations en phosphate sont passées à 10 µgP.L⁻¹. Sur la base des modèles OCDE d'évaluation de la catégorie trophique, cette valeur correspond au lac un niveau mésotrophe.

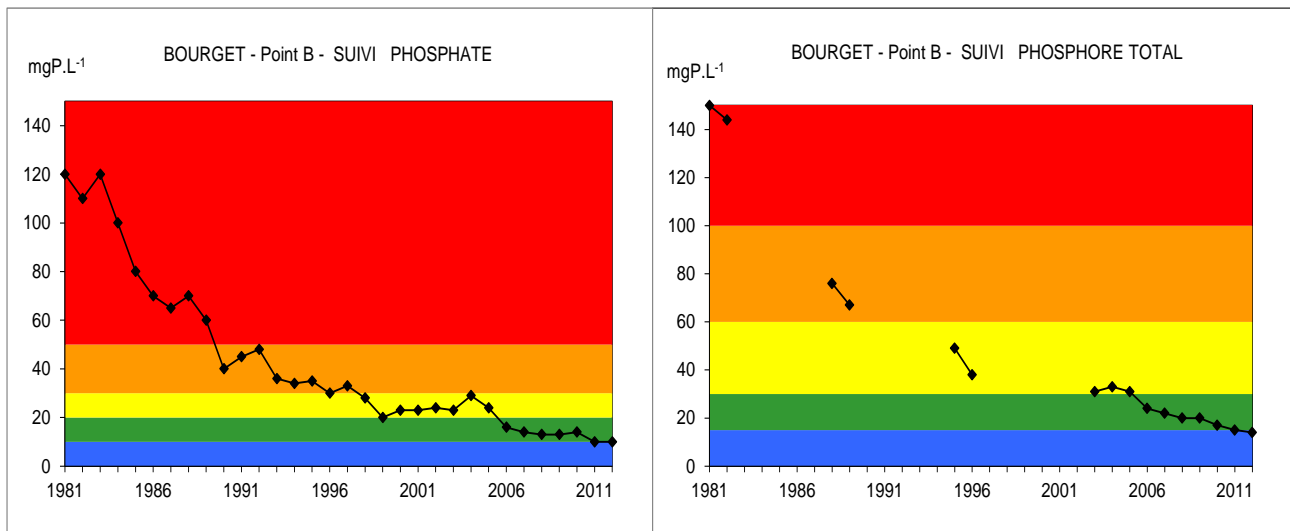


Figure 37 Evolution des concentrations moyennes hivernales ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) du phosphate et du phosphore total au point B de 1981 à 2012 ; comparaison avec les classes de qualité

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 ($3,30$ et $1,85 \text{ mg.L}^{-1}$) restent du même ordre de grandeur que celles des années antérieures soit proches des moyennes respectives $3,01$ et $1,95 \text{ mg.L}^{-1}$.

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 2012 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 se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. L'évolution des concentrations en 2012 révèle deux périodes de production bien individualisées :

- La première correspond au développement des chlorophycées, elle commence assez tôt (début mars) et se poursuit jusqu'au mois de mai. Les concentrations de chlorophylle passent par un maximum le 13 avril avec $9,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ (vs $13,55 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2011 et $8,44 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2010).
Très logiquement, cette augmentation de biomasse est inversement corrélée avec la transparence (minimum 3,4 m le 13 avril) et avec les consommations en surface du phosphate dont les concentrations passent de 10 à $4 \mu\text{gP.L}^{-1}$ entre le 21 février et le 29 mai.
- La seconde se situe en été et automne correspondant à la croissance des autres communautés phytoplanctoniques (chrysophycées, cyanobactéries et surtout diatomées en été), ne montre pas de pic de biomasse et affiche des valeurs autour d'une moyenne de $3,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ comparables à 2011 et 2010.

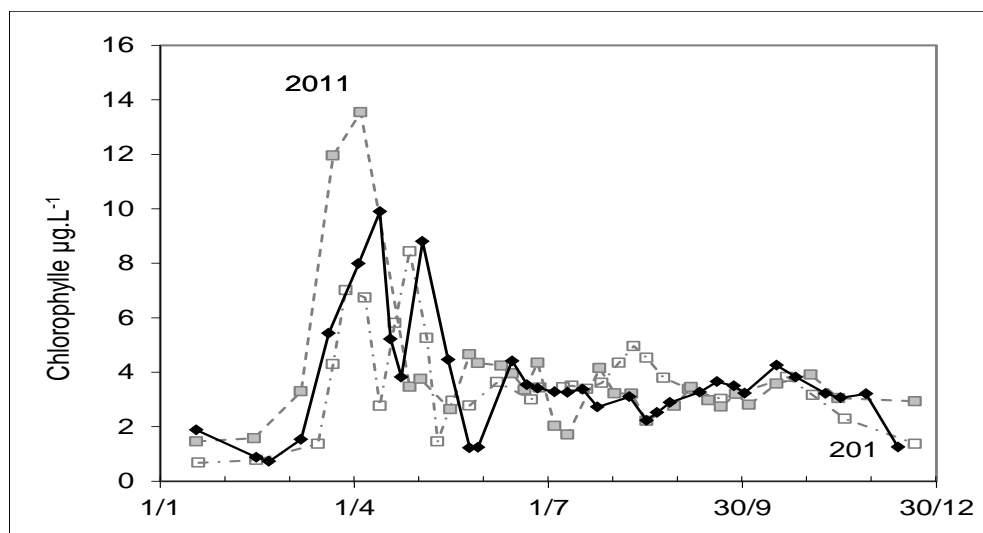


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0 – 20 m, au point B ; comparaison 2012 (—◆—), 2011 (- - -■) et 2010 (- - -□).

I.3. Evolution à long terme

Avec $3,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, cette année présente une concentration moyenne annuelle en chlorophylle du même ordre de grandeur qu'en 2011 et 2010 ($4,0$ et $3,17 \mu\text{g.L}^{-1}$) et reste dans la tendance de ces dernières années.

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

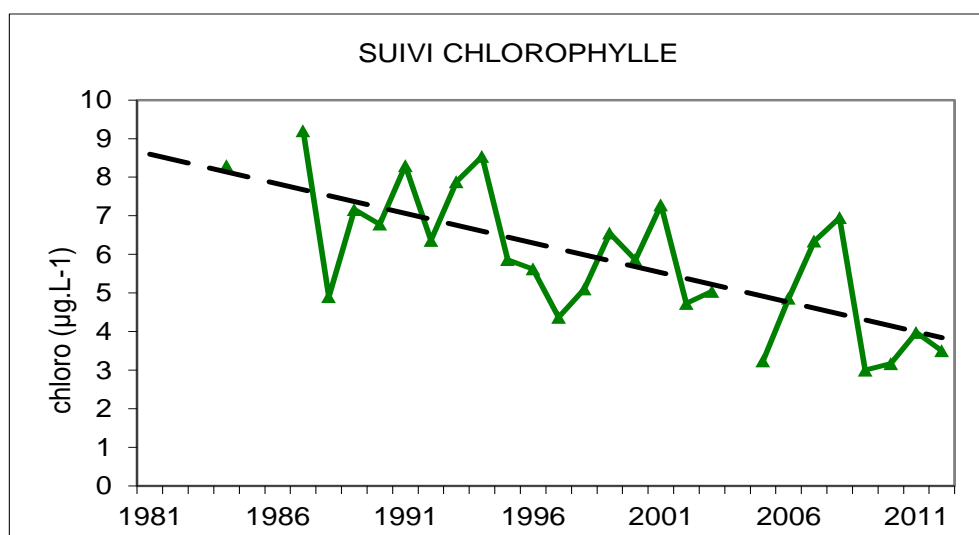


Figure 2 Evolution des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2012

La Figure 3 illustre l'évolution interannuelle des différents indices chlorophylle. Par rapport aux classes de qualité, les indices évoluent de façon favorable. En 2011, les concentrations maximales se situent à la limite des classes "bon" à "très bon" ; quant aux concentrations estivales, elles se positionnent à la limite des classes "moyen" à "bon".

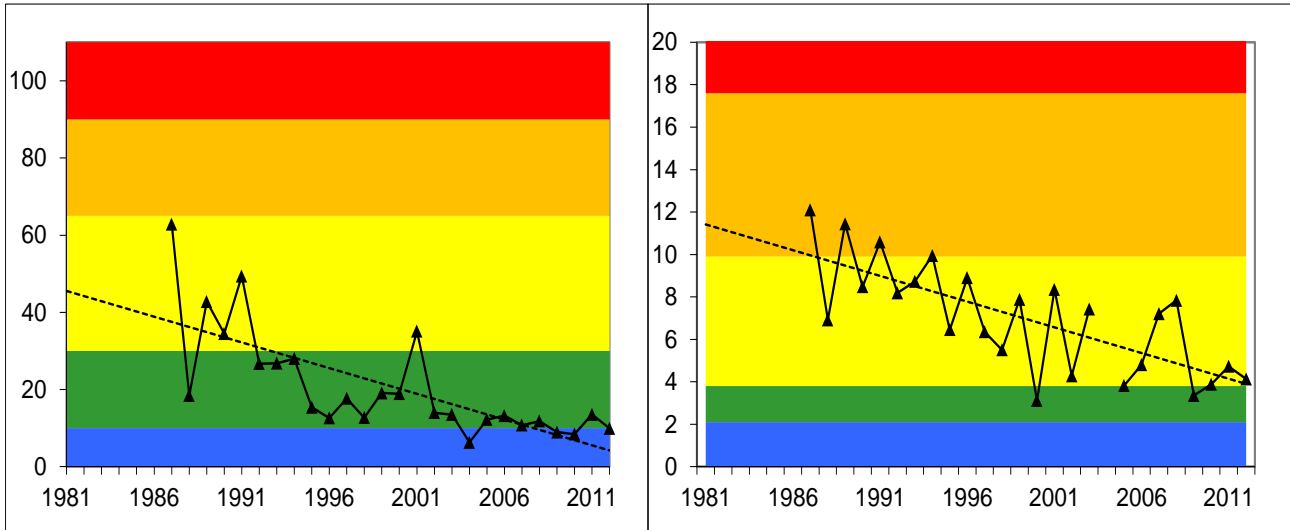


Figure 3 Evolution des concentrations maximales annuelles et estivales en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2012 et comparaison avec les classes de qualité

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-Treytore 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 2012. Cette année 2012 suit également la succession décrite par le modèle classique du PEG (Sommer et al. 1986, 2012) :

- Une phase hivernale, avec des biomasses faibles (18/01, 21/02) ;
- Un pic printanier de biomasse en Cryptophycées et Diatomées (7/03 au 15/05). La biomasse maximale est atteinte le 3 avril (2618 µg/L). On note la présence de nombreuses Chlorophycées à cette période, ce qui n'est pas attendu par rapport aux années précédentes ;
- Une phase des eaux claires très marquée le 29 avril. La biomasse est l'une des plus faibles de l'année (254 µg/L) ;
- Une phase de fin de printemps et d'été (14/06 au 10/09). Cette phase est d'abord caractérisée par une biomasse importante en Chrysophycées et Chlorophycées (14/06). Ces classes vont ensuite voir leur proportion diminuer et être remplacées d'abord par des diatomées et progressivement par des Cyanobactéries ;
- Une phase automnale (1/10 au 14/11). Pendant cette période, les Cyanobactéries représentent une biomasse importante, les Chlorophycées et Chrysophycées disparaissent progressivement ;
- Enfin une phase hivernale (27/11 et 12/12) dominée par les Cryptophycées et les Diatomées. La biomasse est faible à cette période.

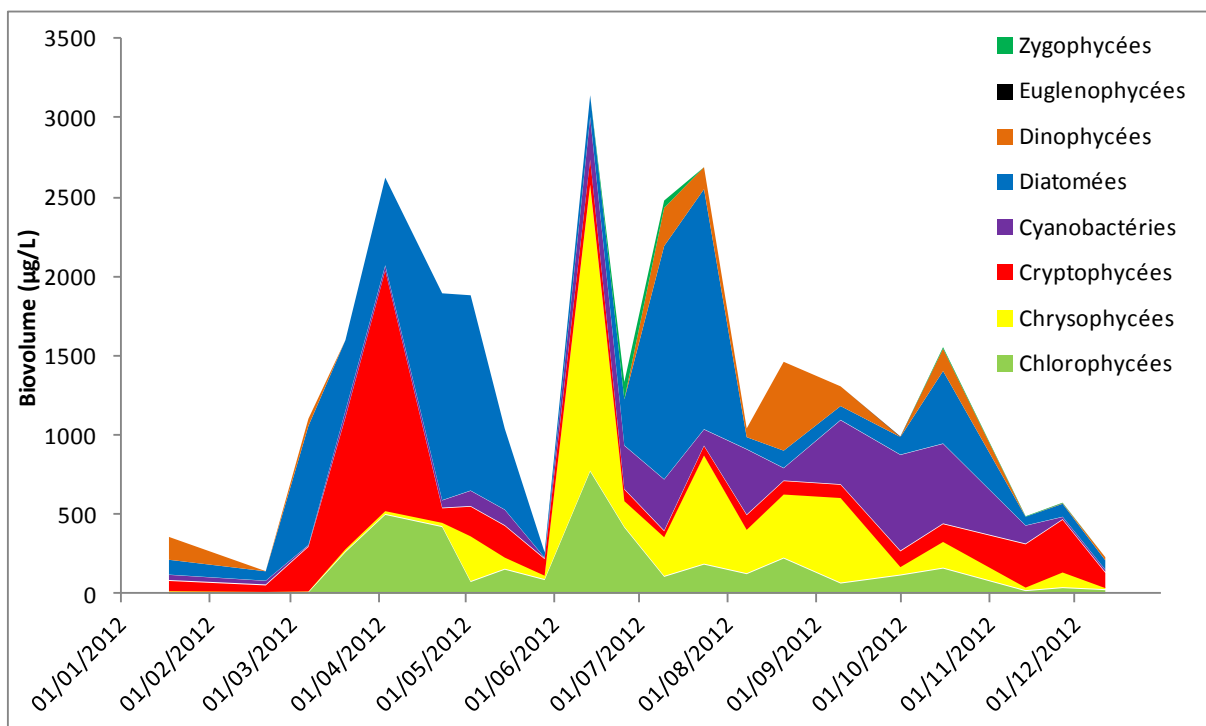


Figure 1 Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2012

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 2012 (10 taxons présentant la biomasse annuelle la plus élevée).

En début d'année, la biomasse est dominée par *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica*, une petite Cryptophycée, ainsi que par *Aphanocapsa planctonica*, une cyanobactérie coloniale mucilagineuse. La présence de *Scenedesmus acutus* est à souligner. Il s'agit d'une Chlorophycée qui est plutôt indicatrice des milieux eutrophes (Padisak et al. 2009). Sa présence est sûrement à relier au brassage complet du lac au mois de février, qui a ramené dans la zone euphotique une quantité importante de nutriments. La présence de cette espèce au début du printemps est assez inhabituel au regard des années précédentes (2010 et 2011).

Après la phase des eaux claires apparaît *Dinobryon divergens* qui va constituer l'essentiel de la biomasse pendant une courte période. Il s'agit d'une espèce indicatrice de milieux oligotrophes (Reynolds 1984). Elle va ensuite laisser la place à *Punctulata radiosa*. Cette diatomée centrique domine la biomasse algale de 2012 (12% de la biomasse totale annuelle). Elle est présente surtout pendant la période estivale.

A partir du mois de septembre, *Dinobryon divergens* va à nouveau représenter une part importante de la biomasse. Sa présence indique une déplétion en nutriments. *Aphanocapsa holsatica*, cyanobactérie coloniale, va également présenter une part importante de la biomasse pendant la fin de l'année.

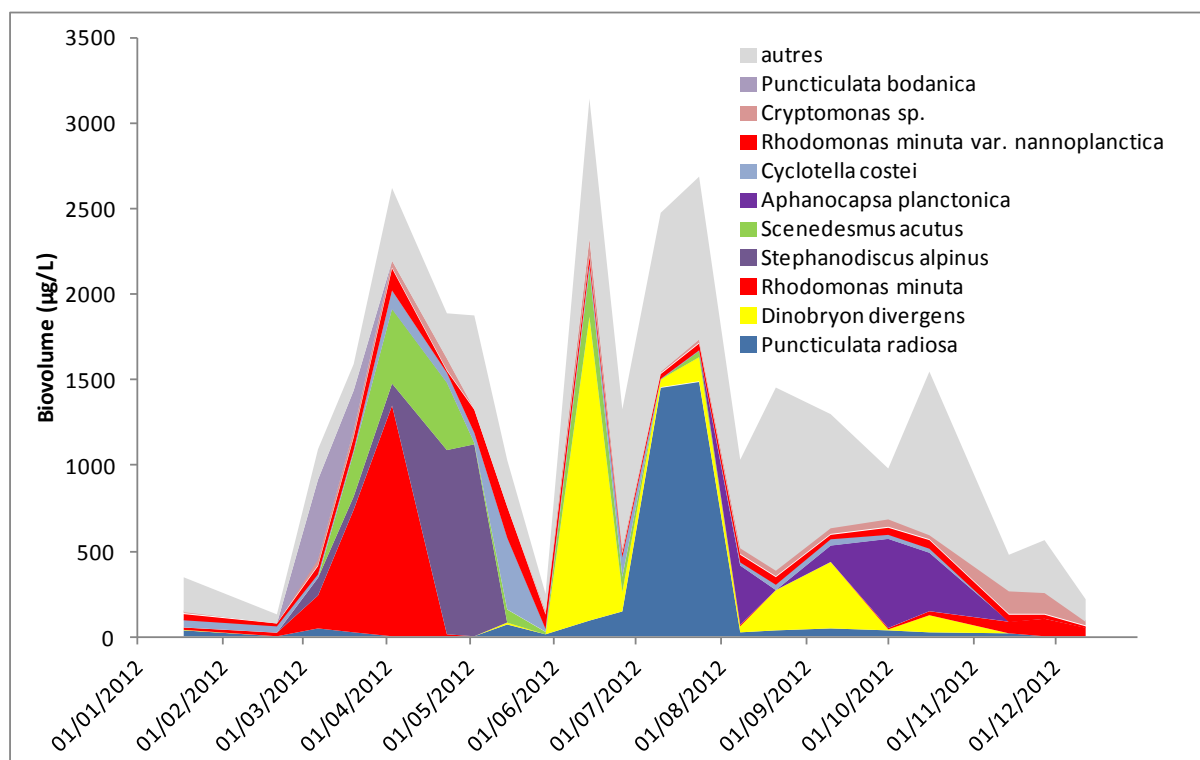


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2012

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 . De manière similaire à l'année 2011, la part du microphytoplancton est largement majoritaire toute l'année (~70%) sauf du 20 mars au 29 mai.

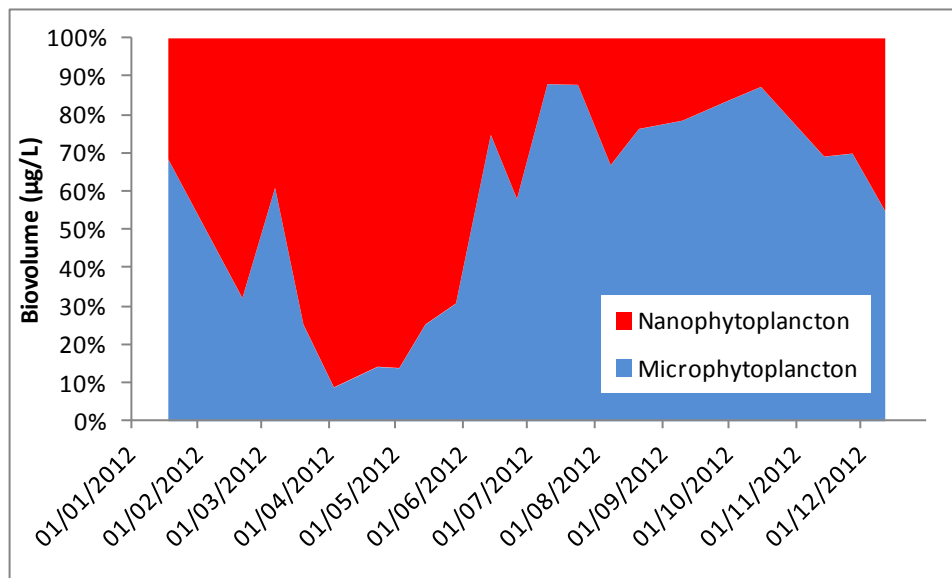


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2012

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. Rocha et al (2011) ont montré que des espèces similaires du point de vue fonctionnelle ont souvent les mêmes dynamiques. La Figure 4 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds et al. 2002, voir aussi l'Annexe 3).

On note la présence en quantité abondante du groupe J (chlorophycées de type *Pediastrum*, et *Scenedesmus*), pendant le printemps (avant la phase des eaux claires). Ce groupe est indicateur des milieux enrichis en nutriments, plutôt peux profonds (étangs). La présence de ce groupe est à relier au brassage du lac qui a remonté vers la zone euphotique une quantité importante de nutriments.

Tout comme les années précédentes (2010 et 2011), le groupe fonctionnel présentant la biomasse la plus importante est le E. Il rassemble des algues mixotrophes (*Dinobryon* spp.), préférant de lacs pauvres en nutriments. Ce groupe apparaît surtout après la phase des eaux claires et pendant l'été.

En fin d'été et en automne, le groupe K (*Aphanothece*, *Aphanocapsa*) présente des biomasses importantes, il est également indicateur de milieux riches en nutriments, mais est sensible au brassage des eaux.

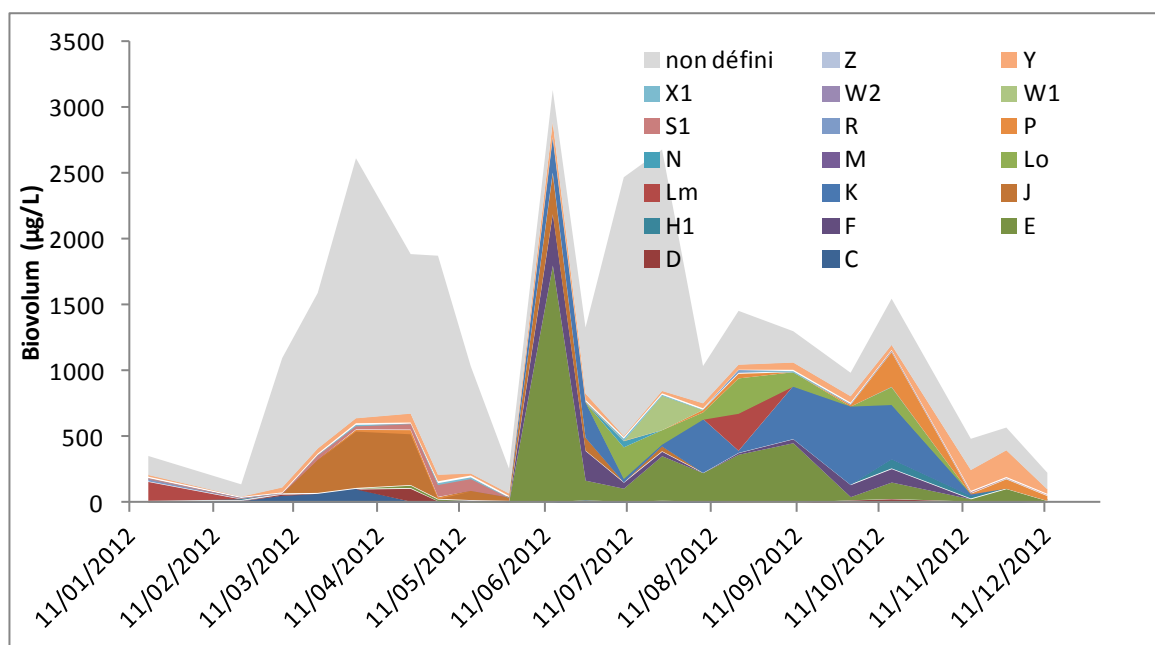


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, non classé correspond aux taxons non classés par Reynolds et al. (2002)) dans le Lac du Bourget en 2012.

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 2009 et 2012 présentent des biomasses nettement plus faibles. Entre 2006 et 2010, celle-ci est divisée par presque 4. La biomasse de 2012 est légèrement plus élevée que 2011, et ceci est probablement à relier à l'enrichissement de la zone euphotique en nutriments par le brassage qui a eu lieu pendant le mois de février. Le tableau I reprend les valeurs chiffrées de la biomasse algale totale de la Figure 5.

Tableau I Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 1995 à 2012

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

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 (Jacquet et al. soumis). La proportion des Diatomées et des Chrysophycées (classes algales caractéristiques de milieux de bonne qualité) augmente fortement. L'année 2012 présente une proportion en Chlorophycées plus importante que ces 4 dernières années.

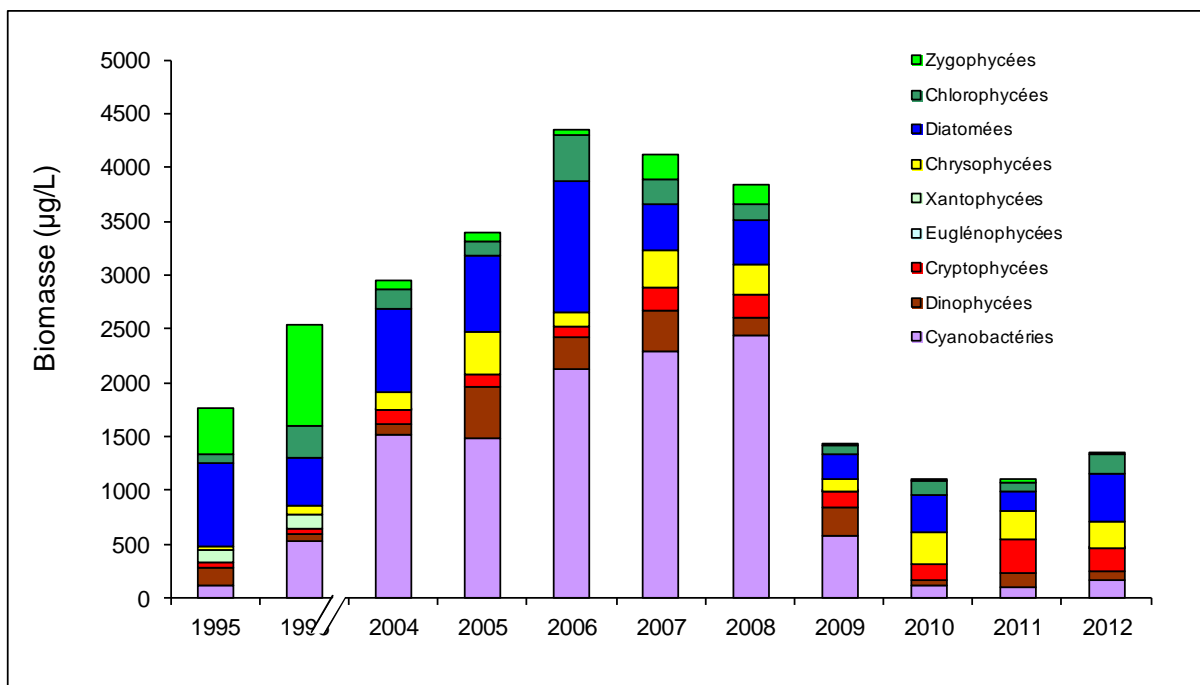


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

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.

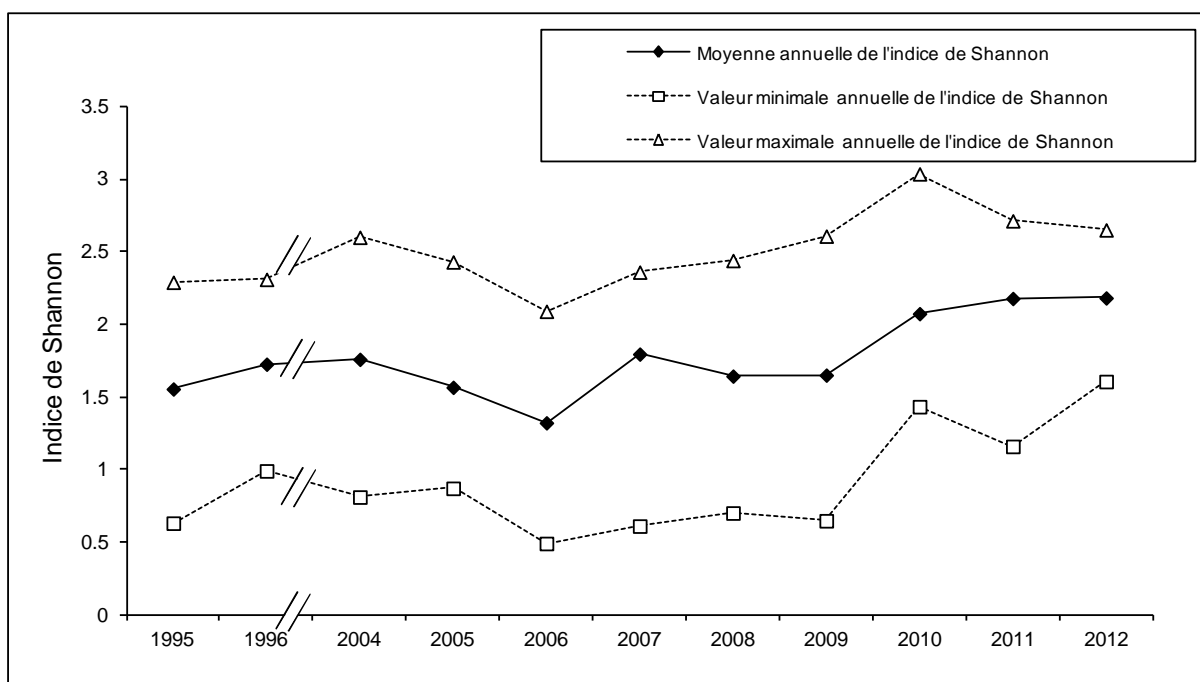


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon

L'année 2012 présente la plus forte diversité de toute la chronique. En effet, l'augmentation de la diversité est probablement à imputer à la disparition de *Planktothrix rubescens* et de *Mougeotia* spp. (Vinçon-Leite et al. 2002, Jacquet et al. 2005, soumis) qui dominaient très largement le peuplement phytoplanctonique les années précédentes et faisaient chuter la diversité algale. D'autre part, la diversité a été élevée plus élevée en 2012 de part la présence de nombreux taxons de Chlorophycées qui normalement ne sont pas présents ou alors à des biomasses nettement moins élevées par rapport aux années précédentes (2009-2011).

II.2.3. Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) est présentée Figure 7.

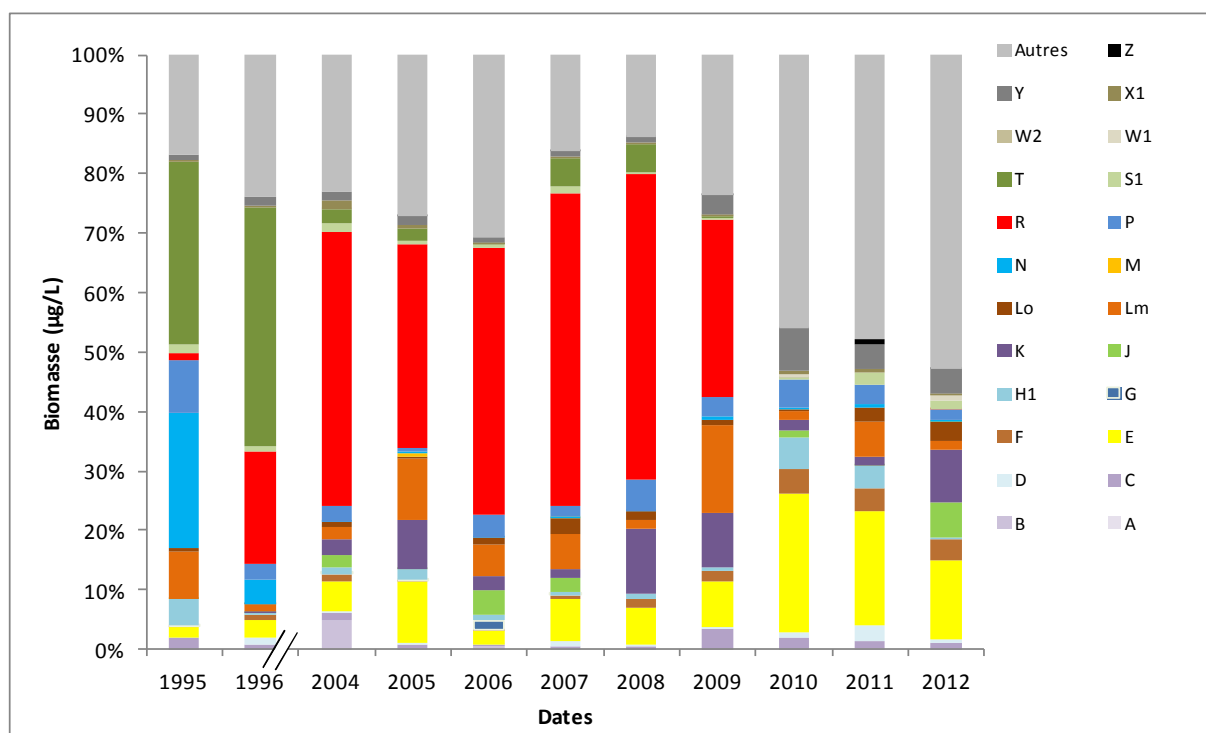


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon (Reynolds et al. 2002)

Tout comme présenté dans les rapports précédents, trois phases peuvent être identifiées sur la chronique 1995 – 2012 :

- 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.

Cependant, l'année 2012 est assez différente des années 2010 et 2011. En effet, on note une biomasse importante des groupes J et K qui sont plutôt indicateurs d'eaux riches en nutriments. Ceci est probablement à relier au brassage important de toute la masse d'eau qui a eu lieu en février. Ce brassage a apporté une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique ce qui a été favorable au développement de taxons caractéristiques de milieux eutrophes.

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 (Anneville & Kaiblinger 2009, Kaiblinger et al. 2009). L'annexe 4 donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

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

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

La valeur d'indice de 2012 est légèrement supérieure aux années 2010 et 2011. Ceci est lié au fait que l'année 2012 n'a pas vu de développements d'*Aphanizomenon flos-aquae* comme en 2010 et 2011. Ce taxon est considéré comme caractéristique de milieux eutrophes dans l'indice de Brettum et donc fait chuter la valeur de l'indice.

D'autre part, les valeurs d'indice restent inférieures à la période où *Planktothrix rubescens* présentait des biomasses importantes. En effet, *Planktothrix rubescens* est considéré 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) 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 encore absents du Bourget. De plus des taxons tels que *Scenedesmus*, *Aphanothece* ou *Aphanocapsa* présents au Bourget en 2012, indiquent clairement que le milieu est encore riche en nutriments. Ceci est lié pour l'année 2012 au brassage des eaux du mois de février, qui a apporté une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique.

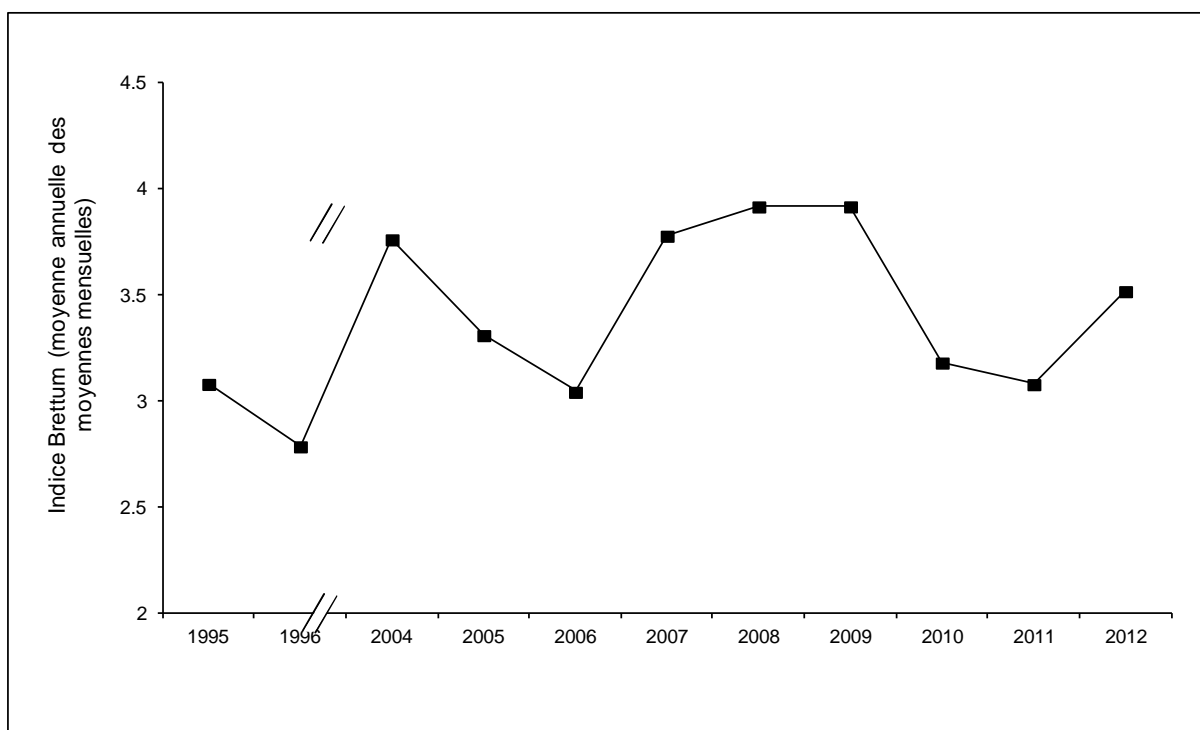


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

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 2012, 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
Microplancton	66,2	73,1	89,9	90,1	81,0	91,4	90,2	83,5	74,9	62,4	56.9
Nanoplancton	33,8	26,9	10,1	9,9	19,0	8,6	9,8	16,5	25,1	37,6	43.1

On observe une augmentation progressive du compartiment microphytoplanctonique de 1995 à 2008, puis une chute entre 2008 et 2009 (et qui est principalement le fait de la disparition de *Planktothrix rubescens*). La baisse de la proportion en microphytoplancton se confirme de 2009 à 2012. La très forte progression du nanophytoplancton enregistrée au cours des 3 dernières années est le signe d'une forte réologotrophisation du milieu. Depuis 2009, le compartiment picophytoplanctonique a également vu sa proportion évoluer de manière significative (voir le chapitre sur les picocyanobactéries), corroborant aussi ce processus d'oligotrophisation.

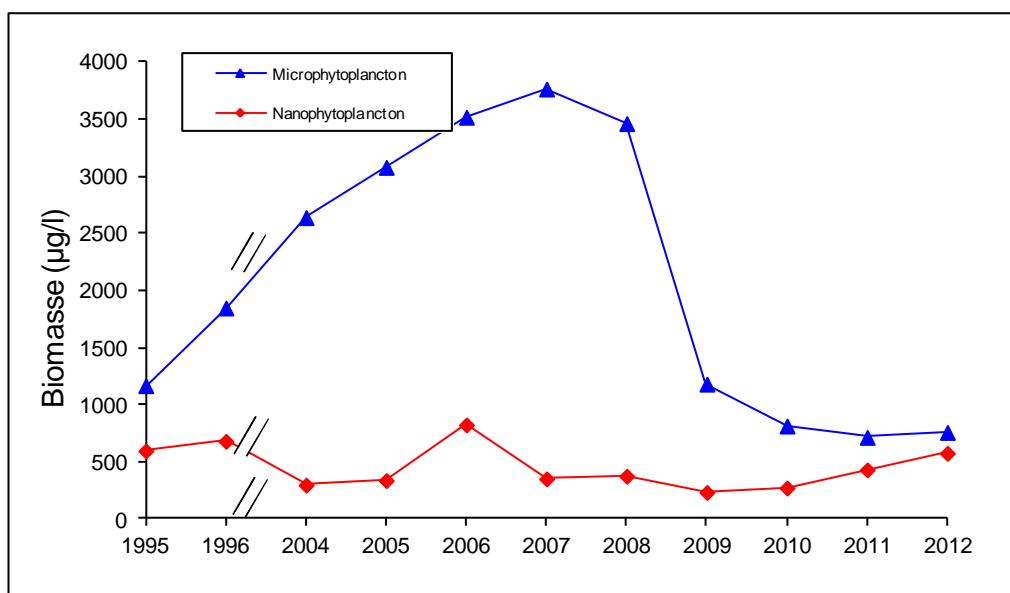


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanktoniques

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-Treytore et al. 2009).

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

Tableau III Seuils des classes définis pour l'IPLAC

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

Dans le cadre du suivi annuel du lac du Bourget les teneurs en chlorophylle *a* sont mesurées et la communauté du phytoplancton est analysée. Le nombre d'observations annuelles est supérieur à celui requis dans le protocole standardisé DCE plan d'eau (Laplace-Treytore et al. 2009) et la zone d'échantillonnage diffère aussi. En effet le protocole préconise un échantillonnage sur la zone euphotique alors que le suivi du Bourget a été réalisé sur une colonne d'eau fixe de 0 à 20 m jusque 2011 et 0-18 m depuis 2012. Une campagne par "saison" est requise dans le protocole alors que le suivi du Bourget comprend plus de 20 campagnes annuels pour la détermination phytoplanctonique et près de 30 pour la mesure de la chlorophylle.

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 2012).

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.

Tableau IV Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2012

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

L'état écologique du plan d'eau varie sur la période 2004 à 2012 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) mais semblent dans l'ensemble en augmentation depuis 2008 comme l'illustre la Figure 10 ci-dessous. Cette dernière permet de mieux visualiser la baisse de la valeur de l'indice de 2004 à 2008 puis son augmentation jusqu'en 2011 et légère baisse en 2012. Cette figure montre aussi nettement que la métrique de chlorophylle totale, MBA, baisse significativement de 2004 à 2008 de 0,59 à 0,20 soit d'un état moyen à médiocre. Elle est la principale responsable de la baisse de l'IPLAC. La métrique de composition spécifique, MCS, fluctue peu de 0,61 à 0,79 sur l'ensemble des 9 années étudiées et reste dans la classe de bon état.

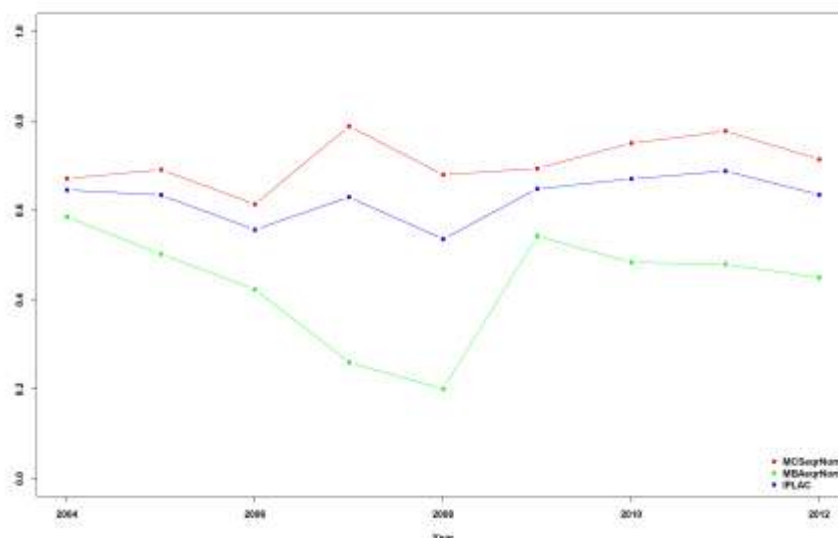


Figure 10 Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2012 (MCSeqnorm= résultats de la métrique MCS et MBAeqnorm=résultats de la métrique MBA)

La forte réduction de la biomasse algale après 2008 permet à la note de la MBA de remonter aux environs de 0,54. L'augmentation de la biomasse de 2004 à 2006 influe sensiblement sur l'indice IPLAC qui baisse de 0,65 à 0,56 passant alors d'un état bon à moyen. Les notes des deux métriques constitutives diminuent, fortement pour la MBA et plus légèrement pour la MCS qui atteint ainsi sa plus faible valeur sur la période de 2004 à 2012. Entre 2006 et 2007 la MCS augmente de 0,61 à 0,79 ce qui peut s'expliquer par une meilleure répartition des algues au sein des groupes algaux (autre que cyanobactéries) avec la réduction de la quantité de diatomées, l'augmentation des Chrysophycées et Cryptophycées dont un certain nombre d'espèces sont considérées comme de bonne qualité d'eau et présentent des notes plus élevées. Il faut noter que les cyanobactéries, qui ont été majoritaires sur le lac du Bourget entre 2004 et 2008, ont été essentiellement composées de l'espèce *Planktothrix rubescens* qui n'est pas prise en compte dans le calcul de la métrique MCS. Cela peut évidemment influencer l'indice en majorant la note de MCS.

A partir de 2009, l'effondrement de la biomasse des cyanobactéries dans la biomasse totale permet à la métrique de composition spécifique d'augmenter, la communauté algale est mieux répartie dans les autres groupes algaux et de surcroît dans des proportions nettement plus faibles.

Si on compare l'évolution de l'IPLAC avec celle de la moyenne annuelle de l'indice de diversité de Shannon, des similitudes apparaissent. En effet la diversité diminue de 2004 à 2006, comme l'IPLAC, fluctue en 2007 et 2008 puis augmente à partir de 2009 de manière similaire à l'indice phytoplancton démontrant une amélioration de la communauté algale de ce plan d'eau depuis 2009. Entre 2006 et 2007, tout comme l'IPLAC ou plus spécifiquement la métrique MCS le montre, la diversité de Shannon augmente signifiant une légère amélioration de la structure de la communauté algale.

Inversement, la comparaison avec l'indice de Brettum révèle une évolution différente de celle de l'IPLAC. 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. Le Brettum ne semble pas montrer d'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.

Sur le lac du Bourget un très grand nombre de campagnes de mesures sont réalisées chaque année. L'IPLAC, décrit jusqu'à présent, a été calculé avec le plus de campagnes possibles. Or l'indice IPLAC ne requiert à minima que 3 campagnes durant la période de végétation, entre mai et octobre. Afin de vérifier si l'indice aurait donné la même évaluation de l'état du lac avec moins de campagnes on peut tester une forme de robustesse de l'indice, un "effet saison". Ainsi, il est intéressant de calculer l'indice sur seulement 3 campagnes, correspondant à la période requise, tirées aléatoirement et le faire pour l'ensemble des combinaisons de campagnes possibles. Aux vues du nombre de campagnes disponibles on peut calculer l'indice sur 18 à 96 combinaisons différentes par an respectivement pour 2004 et 2009 soit une moyenne de 56 combinaisons par an. La Figure 11 illustre avec des box-plots la distribution de l'ensemble des résultats de l'IPLAC avec les combinaisons possibles chaque année. La courbe rouge reprend les valeurs annuelles de l'indice (correspondant à la Figure 10) en prenant en compte toutes les campagnes comprises dans la plage de mai à octobre.

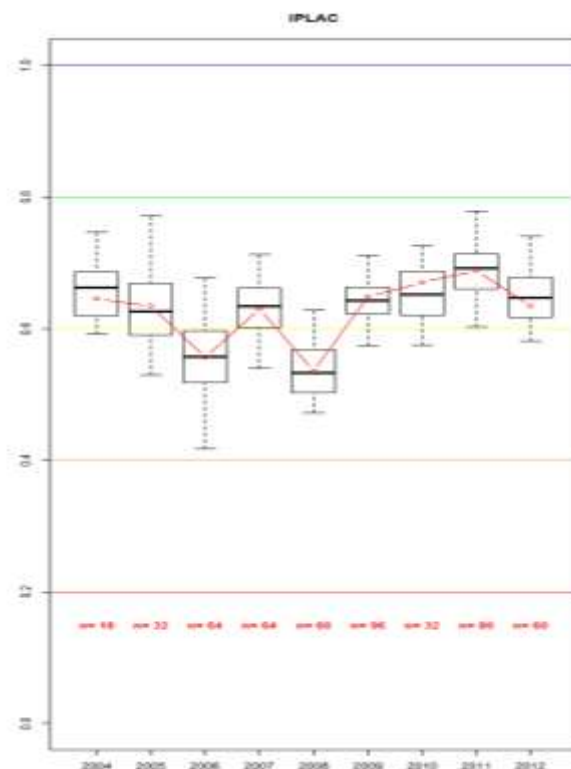


Figure 11 Distribution de l'IPLAC sur le lac du Bourget de 2004 à 2012 selon les campagnes utilisées dans le calcul (box-plot). La courbe rouge représente les valeurs annuelles avec l'ensemble des campagnes (mai - octobre).

Tout d'abord, la dispersion des résultats d'IPLAC sur chaque année est assez faible et les valeurs de la courbe rouge sont proches des médianes de chaque année (écart un peu plus élevé en 2004 et 2010). Les valeurs d'IPLAC avec toutes les campagnes reflètent bien la distribution de l'ensemble des possibilités.

Aucune combinaison n'est considérée comme outlier qui aurait pu conduire à une évaluation erronée du plan d'eau. L'ensemble des valeurs sont comprises dans les classes d'état bon et moyen. Seule l'année 2005 lors de certaines combinaisons de campagnes peut entraîner un changement d'état du lac du Bourget,

franchissement de la limite d'état bon - moyen (ligne jaune), les autres années présentent la très grande majorité des combinaisons dans une même classe d'état.

L'IPLAC, calculé sur ce plan d'eau, ne présente pas d'effet campagne ou saison significatif qui donnerait un poids important au choix des campagnes prises en compte dans le calcul. Un nombre moins important de campagnes pour l'élaboration de l'évaluation avec l'IPLAC ne dénature pas le classement d'état et permet de considérer l'indice comme robuste au regard de ce critère.

III. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2012 peut être résumée de la manière suivante :

- Un début d'année avec des biomasses très faibles, à relier notamment aux températures extérieures très faibles.
- Entre mars fin avril, la biomasse augmente fortement, avec des Diatomées centriques et des petites Cryptophycées. On note une forte proportion de Chlorophycées (*Scenedesmus* spp.) caractérisant les milieux eutrophes. Ceci est à relier à l'importance de brassage de la masse d'eau en février qui a apporté une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique. Ces nutriments vont rapidement être consommés par le phytoplancton.
- Le 29 avril, on observe une phase des eaux claires très marquée. A partir de cette date la composition phytoplanctonique change : en fin de printemps on observe un accroissement de la biomasse en Chrysophycées. Leur proportion est importante jusqu'en fin d'été. Il s'agit de taxons indicateurs de milieux oligotrophes.
- A l'automne, ce sont des Cyanobactéries coloniales mucilagineuses qui vont dominer la biomasse. Il s'agit de taxons indicateurs de milieu riches en nutriments (*Aphanocapsa* et *Aphanothece*). Leur biomasse va diminuer en fin d'année.

L'évolution interannuelle est marquée par une biomasse toujours faible par rapport aux années 2004-2008. Tout comme les années 2010 et 2011, *Planktothrix rubescens* n'a pas été observée dans les échantillons 0-20 m. Ce qui marque l'année 2012 est un important brassage des eaux en février. Ce brassage a apporté des nutriments en zone euphotique. Ceci explique la présence d'une proportion plus importante que les années précédentes (2009-2012) de Chlorophycées et de Cyanobactéries indicatrices de milieux eutrophes. Cependant l'indice de Brettum voit sa valeur augmenter car l'année 2012 n'a pas vu de développement d'*Aphanizomenon flos aquae* contrairement aux années précédentes, ce taxon étant considéré comme indicateur de milieux eutrophes dans le calcul de l'indice.

ETUDE PORTANT SUR LES COMPTAGES DE *PLANKTOTHRIX RUBESCENS*

Comme chaque année depuis 1999, la cyanobactérie *P. rubescens* a fait l'objet d'un suivi spécifique dans le lac du Bourget, tant au niveau de la dynamique cellulaire et spatiale de sa population qu'au niveau des quantités de microcystines intracellulaires produites, ces dernières représentant un risque potentiel pour la santé humaine. Depuis deux ans, seule la dynamique cellulaire est présentée, permettant de constater que la cyanobactérie a presque entièrement disparu.

I. Méthodologie

Les échantillons d'eau brute obtenus à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m ont été fixés au lugol et préparés selon la même technique que celle présentée pour le phytoplancton c'est-à-dire la technique d'Utermöhl (norme Afnor 2006).

II. Résultats

Depuis 13 années, cette cyanobactérie toxique est suivie et des biomasses importantes étaient observées régulièrement à des profondeurs entre 16 à 20 mètres jusqu'au printemps de l'année 2009 (Figure 1). Des biomasses record avaient même été enregistrées jusqu'en 2008. Mais depuis l'été 2009, les biomasses sont très faibles, voire nulles. Depuis 2010, seuls quelques rares filaments ont effectivement été observés au microscope pendant les analyses, les années 2011 et 2012 confirment cette cinétique de raréfaction.

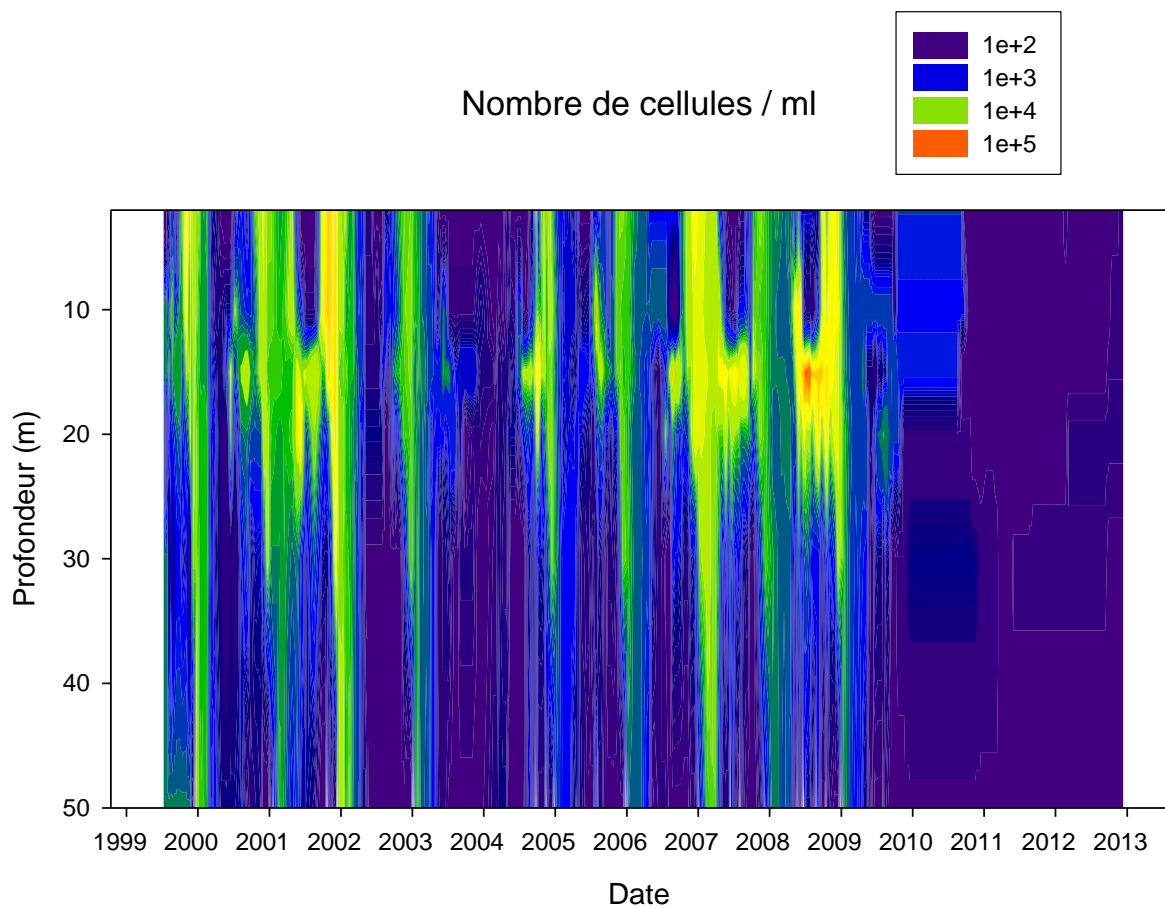


Figure 1 Evolution de la concentration cellulaire de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2012 en fonction de la profondeur

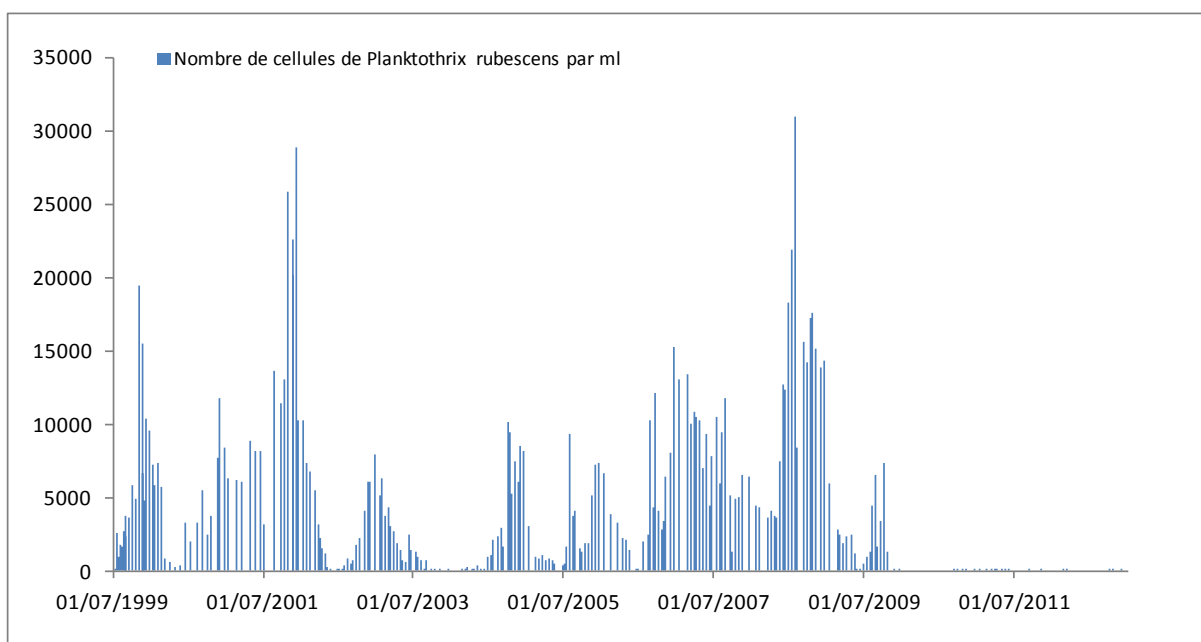


Figure 2 Evolution de la concentration cellulaire moyenne sur la profondeur 2-50 m de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2012

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. Résultats

II.1. Comparaison entre les lacs Léman, du Bourget et d'Annecy

En 2012, la production primaire a été mesurée au lac du Bourget à 5 profondeurs (2, 6, 10, 15 et 20 m) entre janvier et décembre inclus (cela n'avait pu être fait qu'entre mars et novembre en 2011). Afin de déterminer l'importance de cette production, une comparaison est proposée avec les lacs Léman et d'Annecy pour cette même année 2012. Une comparaison est également proposée entre 2005 et 2012, uniquement pour le lac du Bourget.

La Figure ci-dessous révèle les niveaux de production pour le Bourget, le Léman et Annecy en 2012. Pour le lac du Bourget, la valeur maximale de production a été mesurée au milieu de l'été (début août) à 2 et 6 m avec $864 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ (la valeur maximale enregistrée au printemps en 2011 était de $714 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$). Cette valeur de production est très comparable avec celle mesurée au Léman à la même période (entre début et mi août, dans les eaux très proches de la surface) avec $900 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$. Pour ce dernier lac, toutefois, la production primaire maximale enregistrée dépassait largement la production primaire maximale observée au Bourget, avec $1590 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ mesurée mi septembre. Comme les années précédentes, la production primaire mesurée au lac d'Annecy était inférieure avec un maximum enregistré en fin d'automne (novembre) en surface avec $600 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$.

La Figure portant sur le lac du Bourget révèle clairement différentes périodes de l'année où le lac a été très productif. La première valeur élevée de production était mesurée fin mars début avril, en surface, en lien avec un bloom des Cryptophycées, majoritairement représentées par *Rhodomonas* spp, comme cela avait déjà été le cas en 2011. Il y avait également d'autres espèces qui ont pu jouer un rôle important ici avec *Aphanocapsa planctonica*, une cyanobactérie coloniale mucilagineuse, *Scenedesmus acutus* une chlorophycée plutôt indicatrice des milieux eutrophes dont la présence était donc sûrement à relier au fort brassage hivernal ayant ramené dans la zone euphotique une quantité importante de nutriments. Tout début mai, un nouvel épisode de production était observé et pouvait être associé au développement d'une petite diatomée (*Stephanodiscus alpinus*). Le troisième épisode était observé mi juin et majoritairement associé à

la crysophycée *Dinobryon divergens*, une espèce mixotrophe typique des eaux oligotrophes. Enfin, au milieu de l'été (début août) la valeur maximale enregistrée était observée et due encore une fois majoritairement à une seule espèce, *Puncticulata radiosa*, une diatomée centrique qui va dominer la biomasse algale de 2012 avec une représentativité à hauteur de 2% de la biomasse totale.

Si les valeurs et la dynamique enregistrées pour la production primaire au Léman et au Bourget étaient assez similaires en 2011, cela n'était plus le cas en 2012. Il avait toutefois déjà été noté pour l'année 2011 que la ressemblance entre ces deux écosystèmes était relative car les espèces responsables des forts épisodes de production étaient bien différentes entre les deux lacs.

Figure 1 Comparaison des valeurs de production primaire en 2012 pour les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget

II.2. Comparaison entre 2005 et 2012

Proposée à la même échelle, pour les mêmes profondeurs (entre 6 et 20 m) et sur la même période (entre mars et novembre, c'est-à-dire toute la période productive), la comparaison entre les mesures de production primaire au Bourget en 2005 et 2012 révèle que ce dernier a vu sa production primaire diminuer de manière significative entre ces deux dates. Si les valeurs maximales étaient sensiblement les mêmes, aux alentours de $870 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$, en moyenne ces valeurs étaient respectivement de $153 \text{ vs } 111 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ en 2005 vs 2012. En 2005, de fortes valeurs de production étaient mesurées entre la surface et 10 m de profondeur en avril puis en été et début d'automne. Ces fortes valeurs pouvaient être associées au printemps à *Cyclotella* sp et *Dynobryon* sp, puis aux Cyanobactéries *Planktothrix rubescens* et *Aphanocapsa delicatissima* pendant l'été et l'automne. Même si la comparaison entre deux années n'est pas suffisante, cette baisse de production moyenne va dans le sens de la réoligotrophisation marquée de l'écosystème entre ces deux années et la disparition de *P. rubescens* depuis la fin 2009.

Figure 2 Comparaison des valeurs de production primaire en 2005 et 2012 pour le lac 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 trophique et fonctionnel de l'écosystème. En effet cette composante phytoplanctonique est très sensible au statut trophique et sa dominance est attendue avec la réoligotrophisation des écosystèmes. De plus, les picocyanobactéries jouent un rôle clef à la base des réseaux trophiques pélagiques. Plusieurs analyses sont proposées et portent sur (i) l'année 2012, (ii) la période 2003-2012, (iii) une comparaison entre les lacs du Bourget et d'Annecy quand à leur proportion.

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. 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 microrogansimes comme les cyanobactéries unicellulaires.

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2012

Les concentrations minimales, maximales et moyennes entre 2004 et 2012 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). 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.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2012

	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 10⁵	3,5 x 10⁴

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 pauvre en substances humiques et la lumière rouge prédominant dans les eaux de surface des lacs eutrophes colorés. Comme pour les années précédentes, une seule « population » a pu être observée en 2012 via la cytométrie en flux alors que l'analyse des eaux du lac d'Annecy révèle encore et toujours deux à trois groupes au sein de cette communauté (Figure 1).

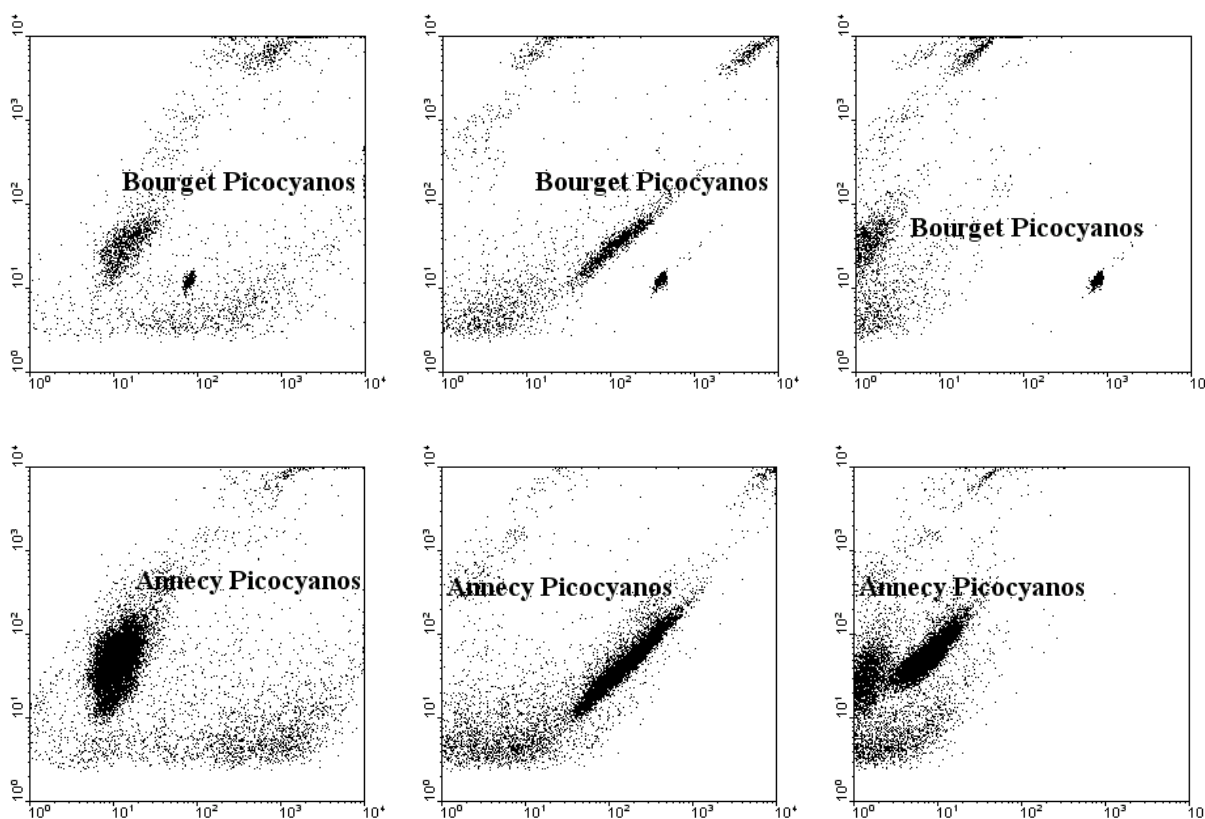


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant les communautés de picocyanobactéries pour les lacs du Bourget (en haut avec un seul groupe) et d'Annecy (avec plusieurs groupes). Cet exemple montre aussi qu'à la même date hivernale, la concentration à Annecy est significativement supérieure (voir plus bas)

En 2012, la dynamique des picocyanobactéries révèle surtout les fortes concentrations en période estivale dans la zone 0-10 m. Les concentrations sont $>10^5$ 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).

Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m pour l'année 2012

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2012

Deux types d'analyses ont été faites pour tenter de déterminer au mieux les facteurs environnementaux et processus susceptibles de jouer un rôle clef dans la dynamique de la communauté picocyanobactérienne. La différence entre ces analyses a porté sur la manière de considérer les données : soit aux différentes profondeurs discrètes à disposition entre la surface et 50 m, soit à partir de valeurs intégrées le long de la colonne d'eau permettant alors d'inclure d'autres facteurs pouvant être important (le phytoplancton vis-à-vis des compétitions pour les ressources et le zooplancton herbivore pour la prédation).

La Figure 3 ci-dessous permet de visualiser la représentation graphique de l'analyse en composantes principales et d'observer les principaux liens de corrélations entre les picocyanobactéries (notés Syn) et les principaux facteurs environnementaux (température, insolation, nutriments, virus, bactéries, etc..) considérés à chaque campagne de prélèvement à 7 profondeurs entre 2 et 50 m.

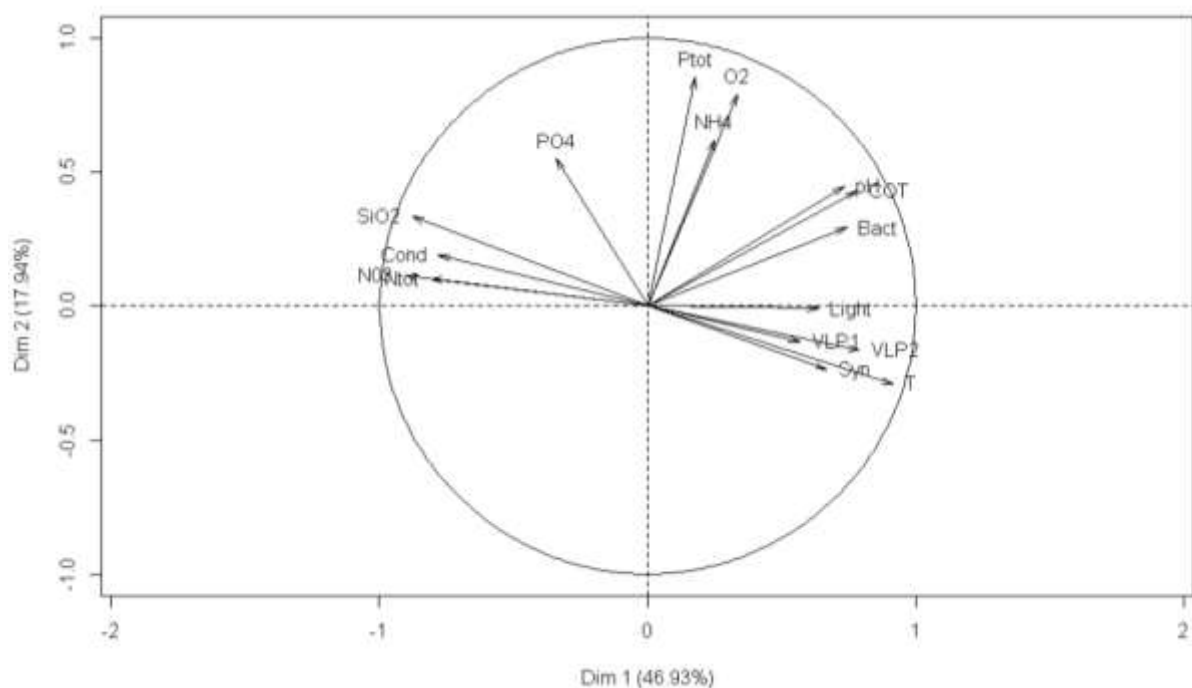


Figure 3a ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2012

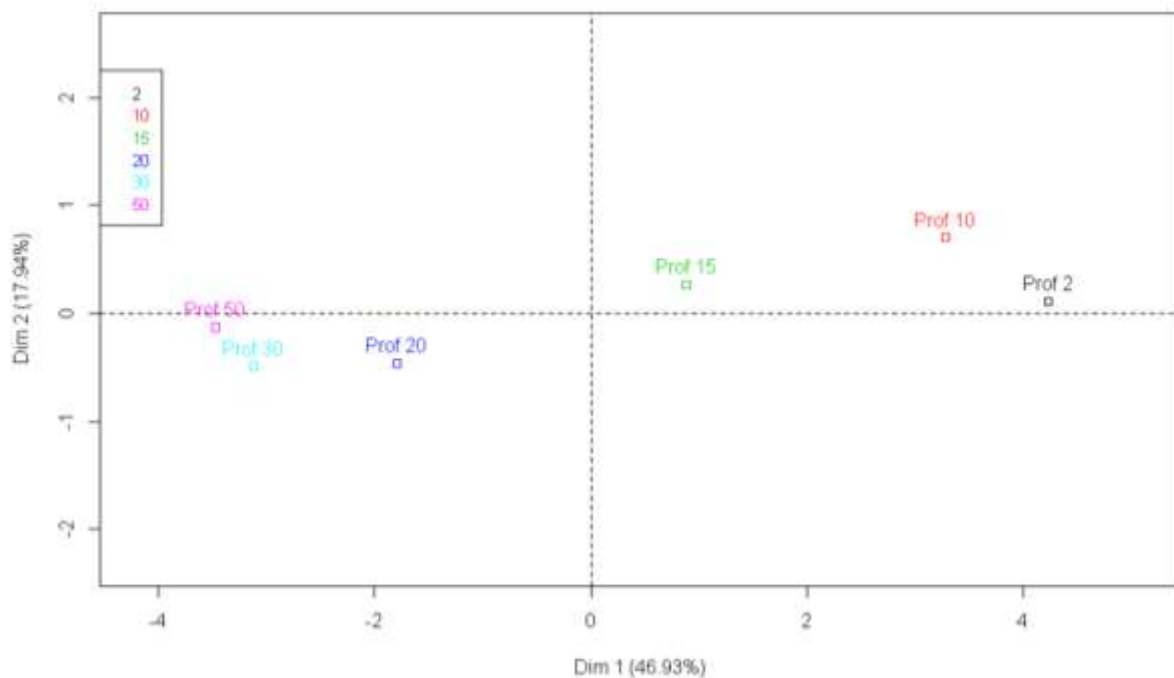


Figure 3b Représentation de la profondeur comme facteur explicatif des résultats de l'ACP dans le lac du Bourget en 2012

Si l'on s'intéresse spécifiquement aux picocyanobactéries (Syn), on constate que la dynamique de ce compartiment est fortement relié 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). L'analyse suivante (voir plus loin) nous permet de penser que c'est surtout la seconde hypothèse qui est probante, les virus lysant sûrement majoritairement les bactéries ou d'autres groupes planctoniques qui libèrent de la matière organique que certaines bactéries peuvent reminéraliser et remettre à disposition (Weinbauer et al. 2011, Shelford et al. 2012). 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 révèlent 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 les picocyanobactéries, le lien entre picocyanobactéries et température de l'eau se perd un peu pendant les mois d'été tout comme en 2010 (non montré), suggérant ici qu'un autre contrôle intervient, tel que la concentration en nutriments inorganiques, qui, pendant l'été, sont en effet particulièrement pauvres voir indétectables.

Sur cette première analyse dont la variance totale expliquée est élevée (~65%), il est important de noter que plusieurs compartiments clefs n'apparaissent pas. Il s'agit du zooplancton unicellulaire (flagellés, ciliés) et métazoaires (rotifères, copépodes, calanides, cladocères) que l'on sait pouvoir avoir des liens

trophiques étroits avec les picocyanobactéries (Jacquet et al. 2010). Malheureusement, nous n'avons aucune donnée portant sur les flagellés, ciliés et rotifères en 2012 mais l'analyse qui suit tient compte, entre autre, du compartiment zooplanctonique métazoaire herbivore (Figure 4). Dans le cadre de cette seconde analyse, les données ont été « transformées » de manière à considérer une valeur intégrée le long de la colonne d'eau. Bien qu'imparfaite car basée sur des valeurs moyennées, elle permet de tenir compte de compartiments susceptibles d'être importants dans la dynamique des picocyanobactéries, le zooplancton cité précédemment et des virus cyanophages notés CPS12 et CPS45 (Zhong et Jacquet soumis).

La Figure 4a ci-dessous nous renseigne sur le fait que le zooplancton herbivore ne semble avoir aucun lien avec les picocyanobactéries (à l'échelle de l'année) alors que les différents groupes herbivores montrent une co-évolution claire avec la chlorophylle a, attribuable à l'ensemble du phytoplancton. L'analyse détaillée du lien entre phytoplancton et zooplancton est proposée dans le chapitre portant sur le zooplancton. Par contraste, même si les relations semblent faibles, il est clair que les cyanophages semblent jouer un rôle dans la dynamique des picocyanobactéries qui restent malgré tout majoritairement influencées par la température. Le rôle réel mais faible des virus analysés est sûrement lié à la succession de périodes de lyse et de non lyse, notamment en lien avec l'existence de phénomènes de résistance mises en place par les picocyanobactéries face à l'attaque virale (Waterbury & Valois 1993, Lennon et al. 2007), un phénomène que nous avons déjà mis en évidence sur les lacs péri-alpins (Personnic et al. 2009). Cette seconde analyse confirme l'effet prépondérant de l'environnement physique (température, lumière) et peut être observé sur la représentation issue de l'analyse par clustering ou regroupement qui révèle que la saisonnalité des données est en effet bien marquée dans le lac du Bourget, chaque quadrant de la figure ci-dessous (Figure 4b) étant en effet presque exclusivement caractéristique d'une saison (points 1 à 3 : hiver ; 4 à 7 : début de printemps ; 8 à 18 : fin de printemps - été ; 19 à 21 : automne).

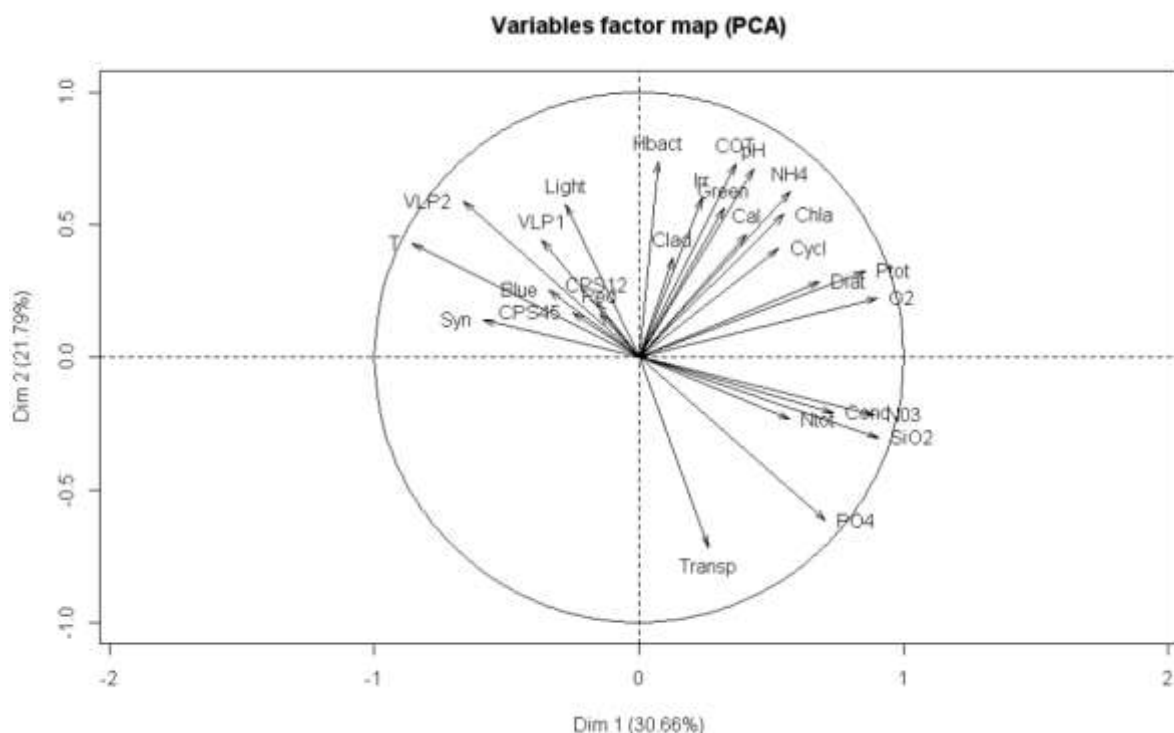


Figure 4a ACP réalisée pour la strate 0-20m prenant en compte les différents paramètres biologiques et physico-chimiques dans le lac du Bourget en 2012

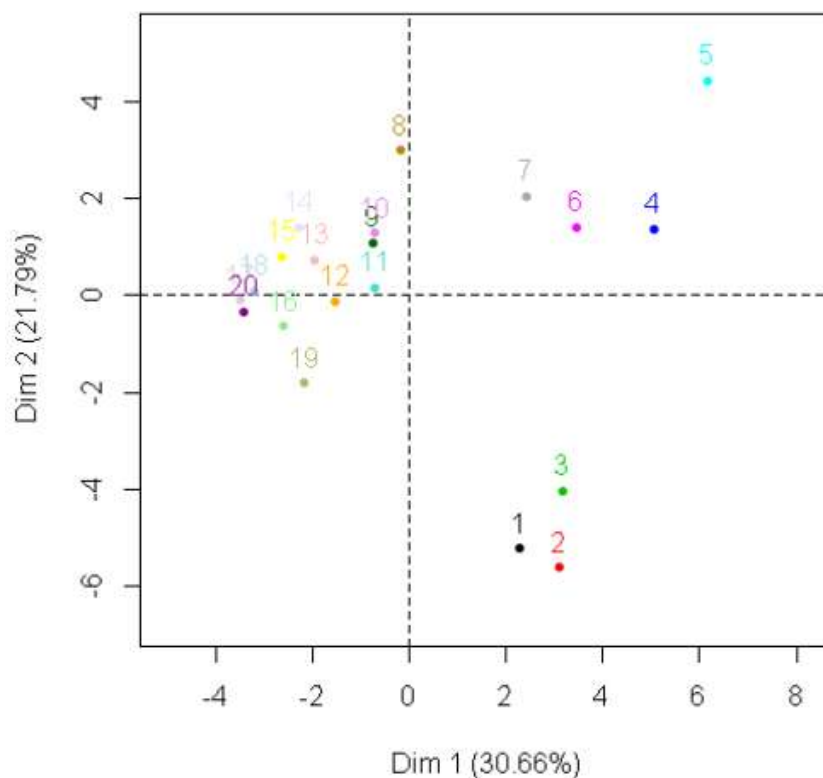


Figure 4b Clustering des données principales du lac du Bourget en 2012

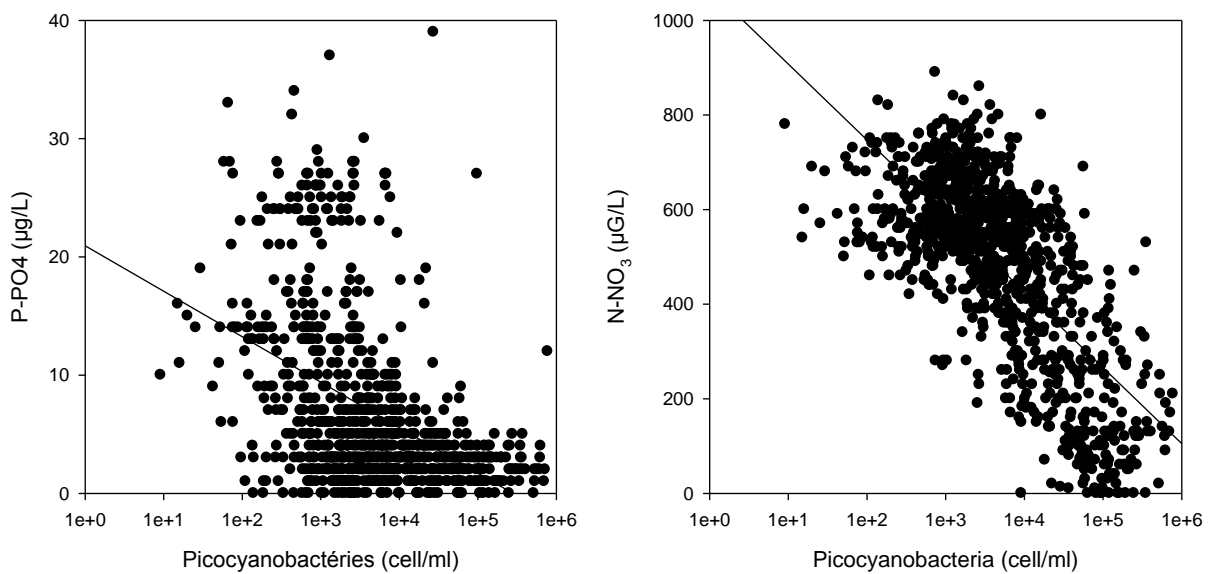
II.4. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne de 2003 à 2012

La Figure 5 ci-dessous illustre la dynamique de la communauté pendant les 10 dernières années 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. On observe néanmoins des fluctuations faibles d'année en année mais comme le tableau I l'a révélé au travers de l'évolution des abondances moyennes ou maximales, aucune tendance ne semble encore pouvoir être dessinée sur le long terme.

Figure 5 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2012 inclus

Une analyse plus fine a toutefois 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 2011 inclus toutes données confondues. En considérant l'ensemble des données, soit un total de 1027 analyses, des corrélations négatives faible avec P-PO₄ ($r=-0,45$, $n=1027$, $p<0,01$) mais importante avec N-NO₃ ($r=-0,70$, $n=1027$,

$p < 0,01$) ont été trouvées révélant l'existence d'une relation particulière avec ces nutriments alors qu'aucune relation ne semble évidente pour la ressource N-NH₄ (Fig 6). Ces résultats révèlent typiquement que cette communauté ou les espèces au sein de cette communauté utilisent différemment la ressource azotée. Il est connu que le phytoplancton a généralement une préférence pour l'ammonium plutôt que les nitrates en raison d'un coût métabolique élevé à réduire la forme oxydée de l'azote. Toutefois, chez *Synechococcus*, cette tendance n'est pas toujours vraie et les picocyanobactéries peuvent effectivement utiliser toutes les formes d'azote de manière à peu près équivalente pour aboutir *in fine* à des taux de croissance comparables. Cette capacité est toutefois variable et peut dépendre d'autres facteurs environnementaux comme la lumière. Même si notre analyse est grossière, elle révèle clairement que l'utilisation par les picocyanobactéries de NO₃ et NH₄ semble différente dans le lac du Bourget. Il est possible que la ressource NO₃ ne soit pas du tout utilisée par les picocyanobactéries si l'on considère que la relation avec SiO₂ (voir la Figure 3) qui est exactement la même, révèle en effet que les picocyanobactéries n'ont pas besoin de cette ressource. Allant dans le même sens, une relation positive (co-variation) révèle généralement un lien entre variables, une dépendance d'une variable vis-à-vis de l'autre, ce qui ne semble pas le cas ici, aussi bien pour PO₄ que NO₃. Clairement, des expériences en laboratoire seraient nécessaires pour résoudre ce type de questions. De la même manière que pour l'azote, on sait aujourd'hui qu'il existe des différences taxonomiques dans la prise, la conservation et l'utilisation du phosphore par les picocyanobactéries, ce qui peut jouer un rôle dans leur distribution relativement ubiquiste (avec la co-existence ou au contraire la séparation de plusieurs taxons dans la couche euphotique) mais aussi sur leur diversité au sein des écosystèmes (Mazard et al. 2012).



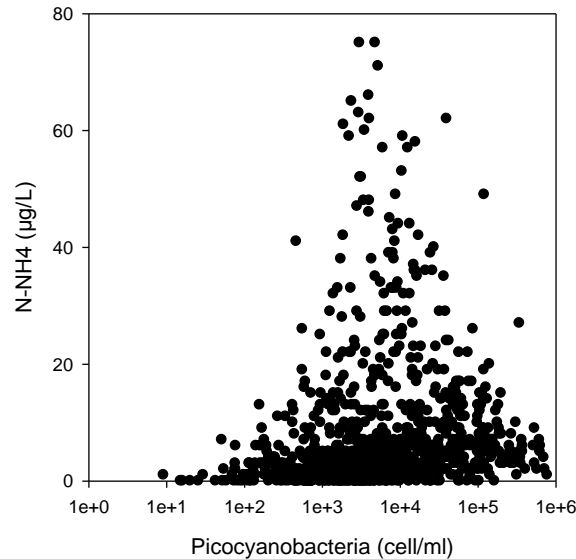


Figure 6 Relations entre les picocyanobactéries et trois nutriments (PO_4 , NO_3 , NH_4) toutes profondeurs confondues de 2003 à 2012 inclus

Synechococcus spp peuvent croître sur différentes sources d'azote, typiquement NO_3^- , NO_2^- . Il a toutefois été rapporté pour le milieu marin qu'une souche n'était capable que d'utiliser NH_4^+ et donc ne poussait pas dans un milieu avec NO_3^- (Moore et al. 2002) ce qui est assez rare au sein du phytoplancton (si on exclue *Prochlorococcus* pour qui cela semble être la règle). En eau douce, il a également été rapporté par Miller & Castenholz (2001) l'existence d'une souche de *Synechococcus* incapable de croître à partir d'une source en nitrates mais capable de croître à partir d'ammonium, d'urée ou de glutamate.

Il semble donc que les souches de *Synechococcus* utilisent en général de l'azote sous forme nitrate et nitreux. La relation négative entre ces deux variables dans notre cas ne suggère pas comme c'est le cas pour SiO_2 que cette communauté n'utilise pas NO_3^- mais comme pour PO_4^- l'utilise très faiblement ou à partir d'autres sources (produits de lyse, etc..).

Dans notre cas, plusieurs espèces constituent la communauté des picocyanobactéries et il est possible qu'une séparation se fasse le long de la colonne d'eau en réponse à la lumière mais également de la disponibilité des ressources dont l'azote qui sous ses différentes formes pourrait être ou pas utilisée. La courbe en cloche obtenue entre *Synechococcus* et l'ammonium suggère l'absence de relation évidente entre ces deux facteurs mais il est fort probable que cette relation traduise en fait une certaine variabilité dans l'utilisation de l'ammonium qui pourrait être souche dépendante, période de l'année dépendante, etc...

III. Comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget et bio-indication

La cytométrie en flux est utilisée pour observer et compter les virus libres, procaryotes hétérotrophes (majoritairement les bactéries) et le petit phytoplancton (picocyanobactéries surtout et quelques nanoeucaryotes). Dans la gamme de taille picoplanctonique, c'est-à-dire entre 0,2 et 2 μm , les picocyanobactéries dominent très largement en terme d'abondance et leur taille à partir de nombreux isolements en culture a effectivement été mesurée aux alentours de 1,5 μm en moyenne (Jacquet non publié).

Depuis 2004 inclus, les abondances picocyanobactériennes ont été obtenues aux profondeurs suivantes (2, 10, 15, 20, 30 et 50 m) dans le lac du Bourget. En 2012, la mesure de leur concentration a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton. Les années précédant 2012, aucune mesure n'a été obtenue sur échantillon intégré mais une très bonne corrélation ($r=0,99$, $n=21$) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne des abondances à 2, 10, 15 et 20 m (Fig. 7) en 2012 suggérant que cette valeur moyenne puisse être utilisée pour les années 2004 à 2012 (Jacquet non publié).

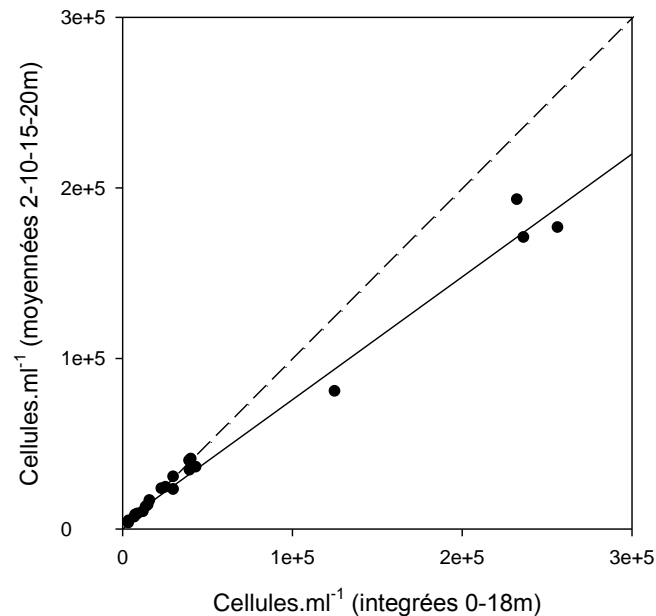


Fig 7 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour l'année 2012

Pour la première fois, il est donc proposé au sein de ce rapport 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) 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. Les concentrations annuelles moyennées des picocyanobactéries sur la zone 2-20 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules/mL. Ces fortes valeurs sont toujours enregistrées sur la période printemps-été, les concentrations maximales étant généralement observées en juillet-aout. Une distribution annuelle bimodale est souvent observée, ce qui semble typique des lacs tempérés de statut oligotrophe à mésotrophe (Callieri 2010).

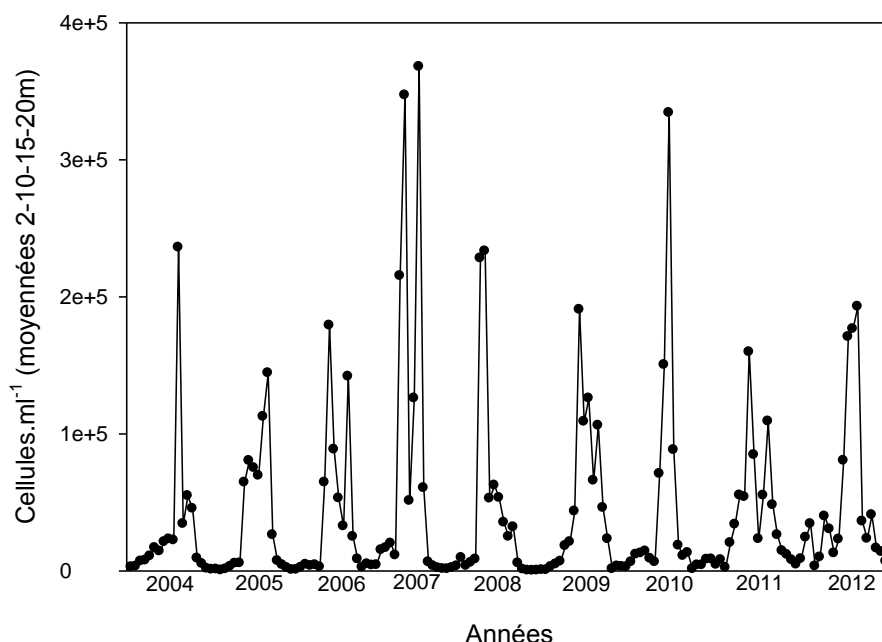


Fig 8 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2004 et 2012

Sur la période 2004 à 2012, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté donc ici par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 6,2% (en 2012) 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. L'évolution de cette gamme de taille planctonique est particulièrement marquée après 2009 puisque la proportion a été multipliée par 3 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant être directement associée à la disparition de *P. rubescens*).



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

L'intérêt d'étudier les picocyanobactéries et le picophytoplancton en général est multiple. En effet, la communauté picophytoplanctonique, particulièrement les picocyanobactéries, peut être responsable de jusqu'à 70% de la productivité primaire (Stockner et al. 2000, Bell & Kalff 2001, Wilhelm et al. 2006, Callieri 2008) et peut être une source de carbone plus importante que les bactéries hétérotrophes pour les maillons trophiques supérieurs (Weisse 1993, Callieri 2008). Nous avons d'ailleurs montré que la production relative du picophytoplancton (par rapport à l'ensemble du phytoplancton) peut effectivement être très importante à certaines périodes de l'année et à certaines profondeurs au sein du Léman (Parvathi et al. soumis).

Au-delà de leur rôle dans le fonctionnement planctonique des lacs, les picocyanobactéries semblent de plus 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 (voir ci-dessous la comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget). Les formes coloniales semblent être prépondérantes dans les milieux oligotrophes (e.g. Annecy) comparativement aux milieux mésotrophes (e.g. Bourget et Léman, Cellamare & Jacquet, non publié). La température, qualité de la lumière, l'impact du broutage zooplanctonique et la lyse virale étant également paramètres clefs pour la croissance, la distribution et la diversité des picocyanobactéries (Zhong et al. soumis), l'importance de ces facteurs devrait aussi être considérée pour mieux comprendre le succès observable ou attendu des picocyanobactéries (et lesquelles) dans nos lacs. Par exemple, 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 avec le lac d'Annecy permet de corroborer en partie l'hypothèse d'augmentation de la proportion du pico(phyto)plancton avec l'appauvrissement en nutriments. En effet, dans le lac du Bourget, depuis 2009, la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* qui faisait des efflorescences a disparu et les formes pico- et nanophytoplanctonique surtout sont devenues de plus en plus importantes. On peut constater l'importance quantitative du picophytoplancton au lac d'Annecy, oligotrophe depuis très longtemps.

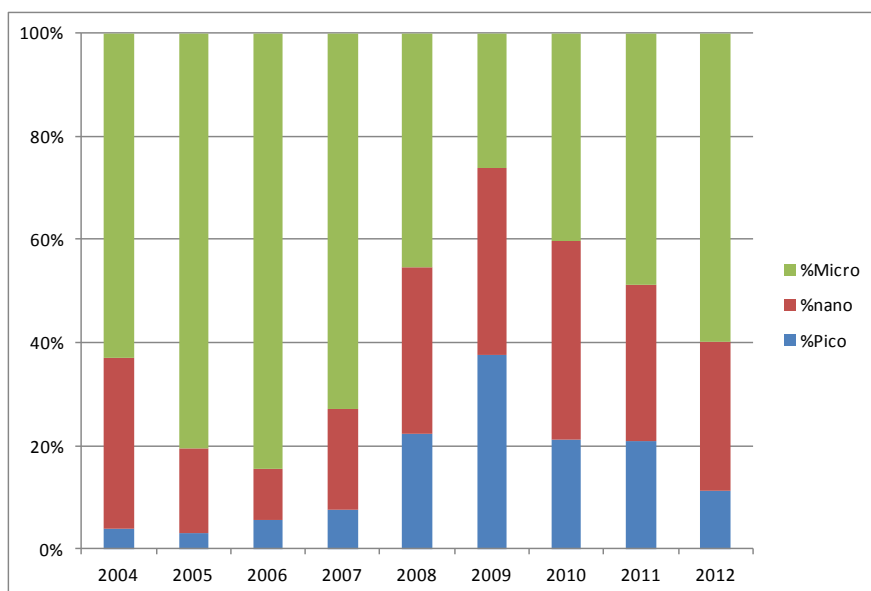
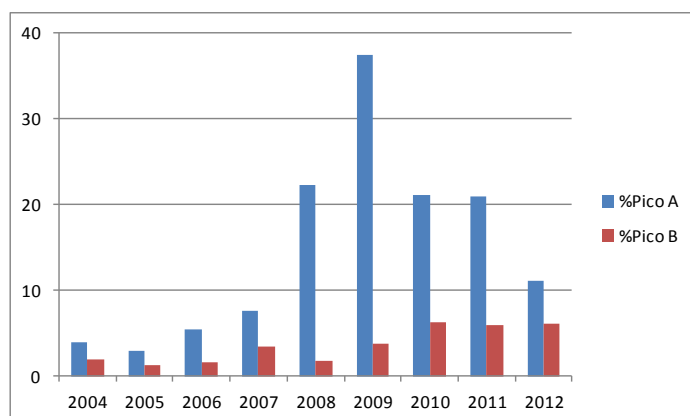


Fig 10 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac d'Annecy depuis 2004

La comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget est également proposée Figure 11 ci-dessous, par gamme de taille, permettant d'observer que :

- la biomasse picophytoplanctonique reste plus importante à Annecy qu'au Bourget mais que cette différence tend à se réduire depuis 2008/2009 ;
- la proportion du nanophytoplancton augmente depuis 2007 au lac du Bourget alors qu'il ne semble pas y avoir d'évolution claire au lac d'Annecy pour cette gamme de taille ;
- la proportion du microphytoplancton tend à augmenter ces dernières années au lac d'Annecy, suivant une dynamique inverse à celle du lac du Bourget.



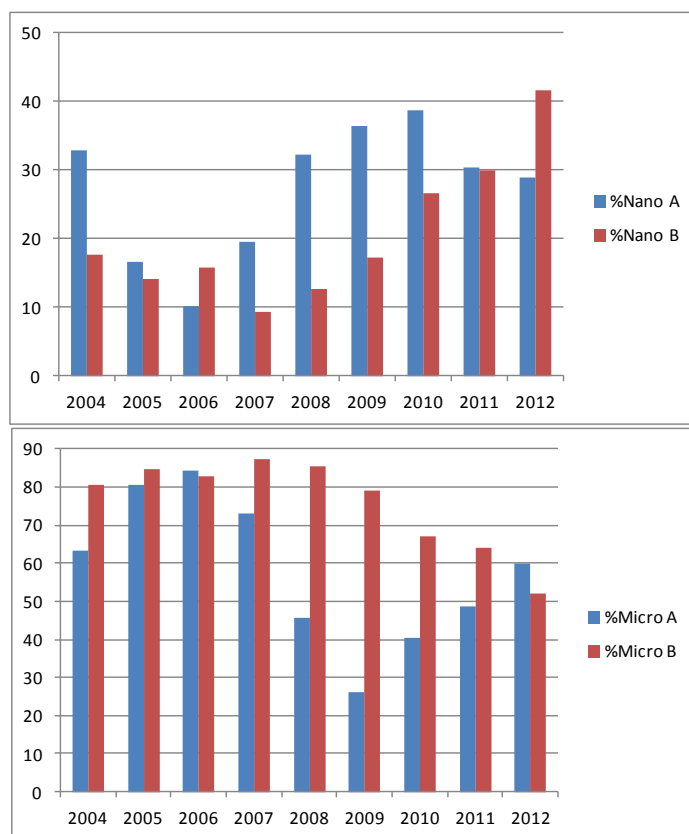


Fig 11 Comparaison de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans les lacs d'Annecy et du Bourget depuis 2004

Posé de manière différente, il est donc attendu que la proportion du picophytoplancton devienne de plus en plus importante avec la baisse des concentrations en nutriments alors que la tendance devrait être inverse pour le microphytoplancton. C'est en effet ce qui est observé au lac du Bourget comme en atteste la Figure 6 ci-dessous où les concentrations moyennes annuelles du Phosphore total ou des phosphates ont été confrontées aux proportions (toujours en biomasse) pico- et microphytoplanctoniques. Une relation négative significative est effectivement trouvée entre picocyanobactéries et concentrations en Ptot ($r=0,83$) ou P-PO₄ ($r=0,67$) alors que c'est l'inverse pour les formes phytoplanctoniques de grande taille ($r=0,7$ et $0,5$).

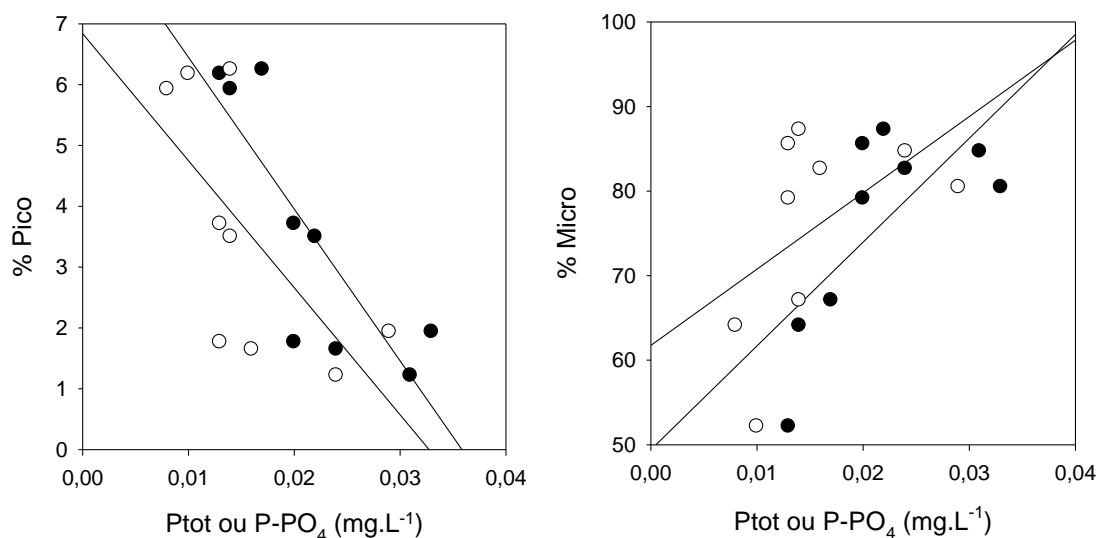


Fig 11 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO₄

Pour terminer sur la comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget, la Figure 12 ci-dessous révèle les différences moyennes d'abondances par année et par saison. On peut constater, à l'exception des automnes 2005 et 2007, les abondances picocyanobactériennes sont toujours plus élevées au lac d'Annecy qu'au lac du Bourget quelque soit la saison.

L'ensemble des données portant sur le compartiment picoplanctonique et la comparaison entre les lacs du Bourget (oligo-mésotrophe) et d'Annecy (oligotrophe) suggèrent :

- l'importance quantitative des picocyanobactéries ;
- l'existence d'un lien entre degré d'oligotrophie (telle que révélée par les concentrations en P) et l'importance de ce compartiment en terme de biomasse (comparativement au compartiment microphytoplanctonique)
- les picocyanobactéries constituent sans nul doute un bio-indicateur du statut trophique des lacs péri-alpins

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 (soumis) a 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 P, mais corrélé avec le réchauffement. Ces relations étaient marquées en été.

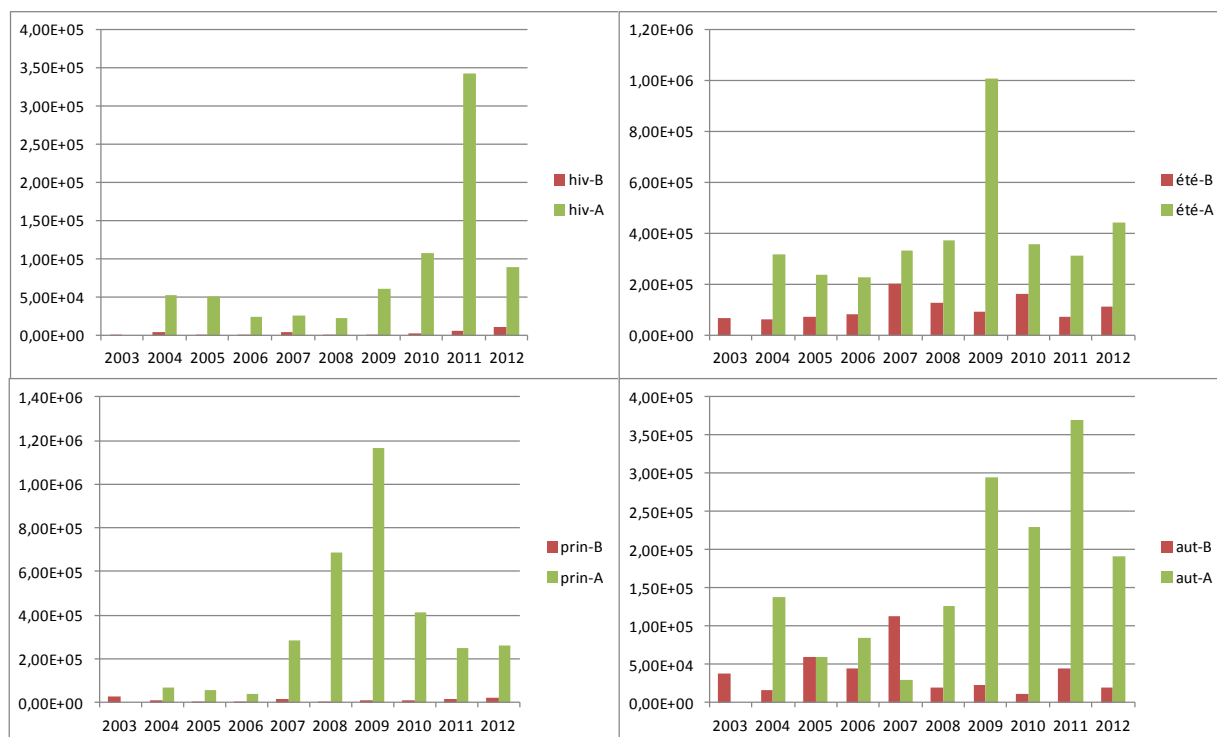


Fig 12 Evolutions saisonnières des concentrations picocyanobactériennes au sein des lacs d'Annecy et du Bourget sur la strate 0-20 m

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. 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, les données du suivi global de la communauté zooplanctonique du lac du Bourget sont présentées pour l'année 2012. Les deux premières parties traitent des dynamiques saisonnières, observées au cours de l'année 2012, 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 2004-2012.

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 cyclopoïdes et des calanoïdes.

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*). *B. coregoni*, *M. leuckarti*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés depuis 2010. Les autres espèces sont observées régulièrement au cours de l'année, et d'une année sur l'autre.

Classiquement bimodale les années précédentes (2010-2011), la dynamique des trois familles crustacéennes en 2012 est caractérisée par des pics d'abondance très nets au printemps, des abondances estivales faibles mais des maxima automnaux peu ou pas marqués. La reprise printanière de croissance des copépodes est précoce et débute dès le milieu du mois de mars pour les deux familles de copépodes. Elle correspond au pic d'abondance précoce du flagellé autotrophe *Rhodomonas minuta*. La reprise printanière des cladocères est plus tardive (mi-mai) et synchronisée avec l'apparition, dans la communauté phytoplantonique, des chlorophycées (*Scenedesmus acutus*) et des diatomées (*Stephanodiscus alpinus*). Les trois familles crustacéennes toutefois un pic synchronisé d'abondance avec un pic printanier centré au 29 mai (Figure 1). L'abondance maximale de branchiopodes observée au printemps 2012 correspond à 880 000 ind.m⁻² tandis que celle des cyclopoïdes est proche de 600 000 ind.m⁻², des valeurs relativement élevées sur la série 2004-2011. Les maxima printaniers d'abondance zooplanctonique correspondent aux minima phytoplantoniques, et placent ainsi la phase des eaux claires au Lac du Bourget à la fin du mois de mai 2012.

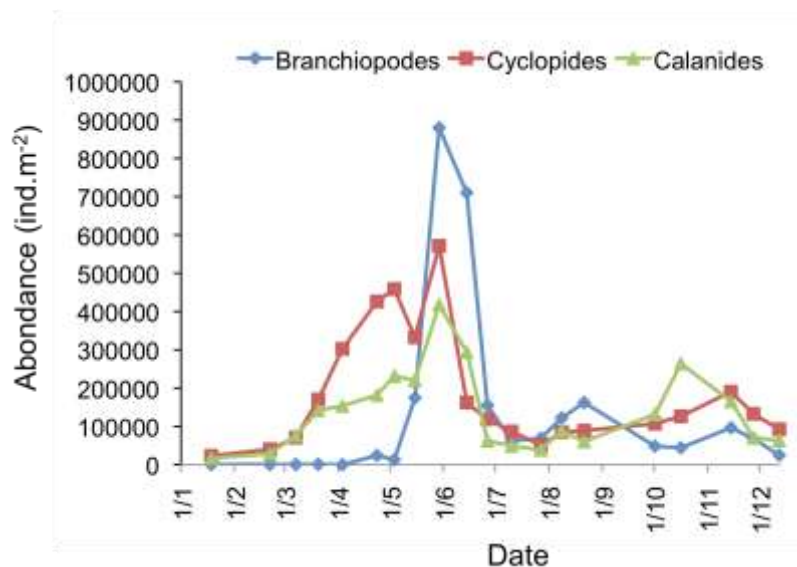


Figure 1 Evolution saisonnière des classes de microcrustacés zooplanctoniques en 2012

L'abondance des microcrustacés diminue rapidement en fin de printemps pour atteindre des valeurs <100 000 ind.m⁻² en été pour chacun des taxons. Les branchiopodes montrent un second et relativement faible pic d'abondance en fin d'été (160 000 ind.m⁻² le 21/8) tandis que les abondances de copépodes calanides culminent à 300 000 ind.m⁻² en octobre. Le pic automnal des cyclopoïdes est plus tardif (mi-novembre), et moins marqué que les années précédentes (2010-2011) avec 190 000 ind.m⁻². Le pic automnal des copépodes correspond à une phase de reprise de croissance diatomique.

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 2012 résultent de la dynamique des deux espèces largement dominantes, *D. longispina* et *D. brachyurum* (Figure 2), selon un schéma de succession assez constant depuis 2004.

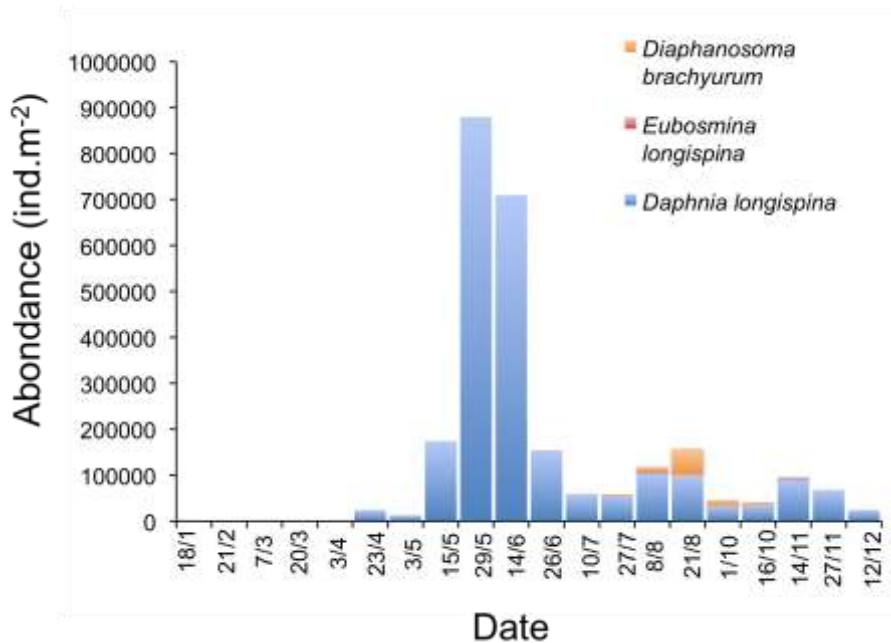


Figure 2 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2012

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 2012, comme en 2010 et 2011, le pic d'abondance printanier est exclusivement représenté par *D. longispina*. Les espèces de Bosmines, si elles ont pu constituer le taxon dominant des pics de cladocères printaniers en 2005, 2008 et 2009, ne sont détectées qu'en très faibles abondances depuis 2010. 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*. Toutefois, le pic estival peu marqué de 2012 résulte des effectifs relativement faibles de *D. brachyurum*, alors que cette espèce était très largement dominante dans les communautés estivales et automnales de cladocères lors des années précédentes.

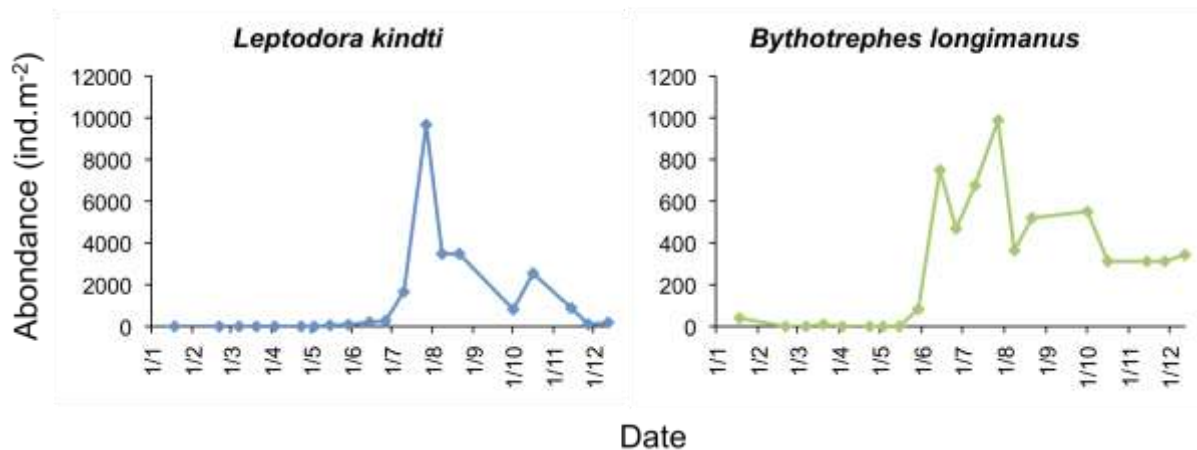


Figure 3 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs (a) *Leptodora kindti* et (b) *Bythotrephes longimanus* au Lac du Bourget en 2012

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus* sont environ 30 fois plus faibles que celles des cladocères herbivores, mais en raison de leur grande taille, ces espèces représentent des biomasses non négligeables (Figure 3). Par ailleurs, elles jouent un rôle important dans la dynamique des autres espèces car elles exercent une prédation forte sur les petites formes crustacéennes (Manca & Comoli 1995).

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 (Figure 3), lorsque leurs proies sont abondantes (Anneville et al. 2004). Le pic d'abondance de *L. kindti* a lieu début août, avec des effectifs de 10 000 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 dès début août (1000 ind.m⁻²), mais se maintiennent à des abondances élevées pendant tout le second semestre.

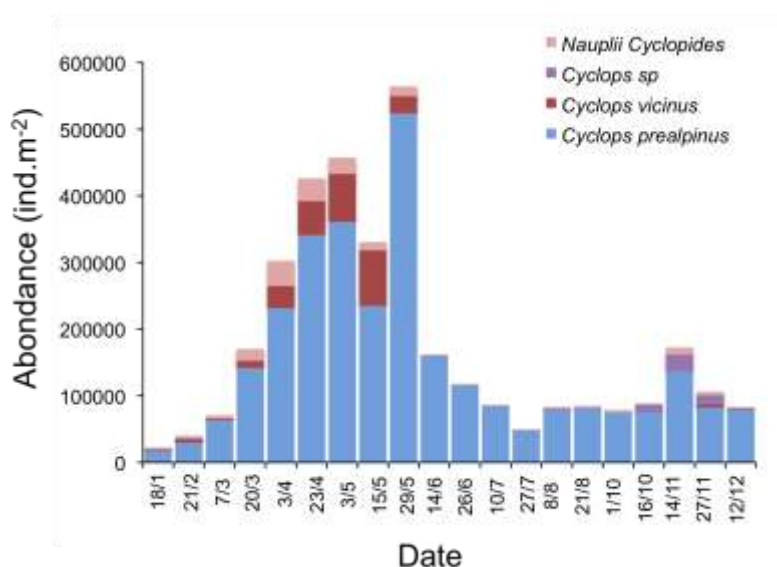


Figure 4 Evolution saisonnière de la composition des copépodes cyclopoïdes en 2012

Même si la saisonnalité des cyclopidés est moins marquée en 2012 qu'au cours des deux années précédentes, elle en suit le schéma général (Figure 4) avec un pic printanier 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 (Figure 2).

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 2012, les larves ont été observées lors de deux prélèvements (fin juillet et fin août) à des abondances respectives de 400 et 12 000 ind. m⁻².

* Rotifères

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

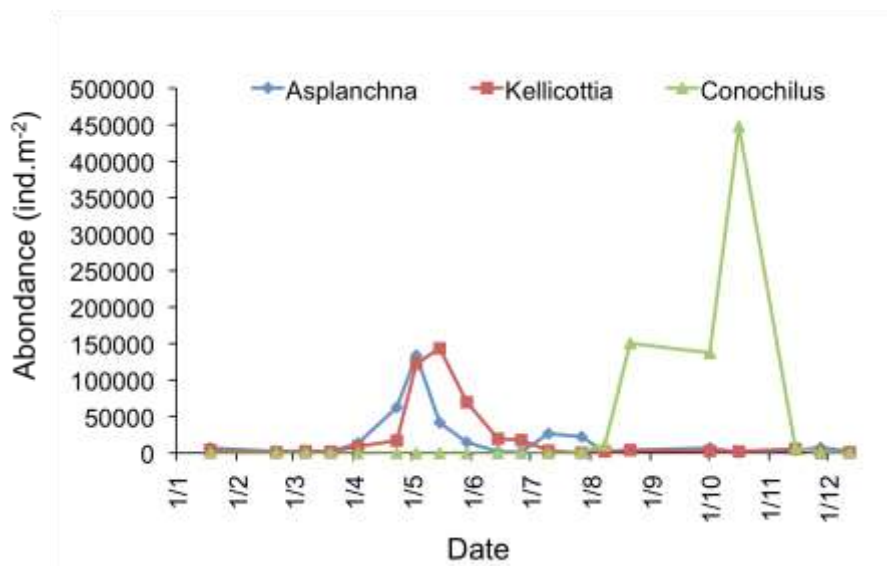


Figure 5 Evolution saisonnière des abondances de rotifères en 2012

En 2012 comme en 2007-2011, 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. Comme au cours des années précédentes, *Asplanchna priodonta* montre, en 2012, un pic de printemps (150 000 ind.m⁻²) mais cette année, aucun pic automnale n'a été détecté. Comme au cours des années précédentes, la dynamique de *Kellicottia longispina* est celle d'une espèce printanière. *Conochilus unicornis*, qui les années précédentes montrait une dynamique typique d'une espèce estivale, voit en 2012 ses effectifs culminer à un maximum tardif, mi-octobre

IV. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2012

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen est relativement élevée en 2012 (~400 000 ind.m⁻²) même si l'abondance annuelle moyenne fluctue assez peu depuis 2004 (Figure 6). A titre de comparaison, les abondances moyennes annuelles de crustacées dans le Lac d'Annecy oscillent entre 200 et 400 000 ind.m⁻² entre 1995 et 2012, sans tendance temporelle nette. Si l'abondance annuelle moyenne des crustacées dans le lac du Bourget fluctue assez peu depuis 2004, la composition des communautés subit des modifications claires depuis 2009. Ces tendances annuelles remarquables concernent l'augmentation des effectifs moyens annuels de Cyclopoïdes et surtout des Daphnies depuis 2009 ainsi que la décroissance de l'abondance moyenne du calanoïde *E. gracilis* depuis 2004.

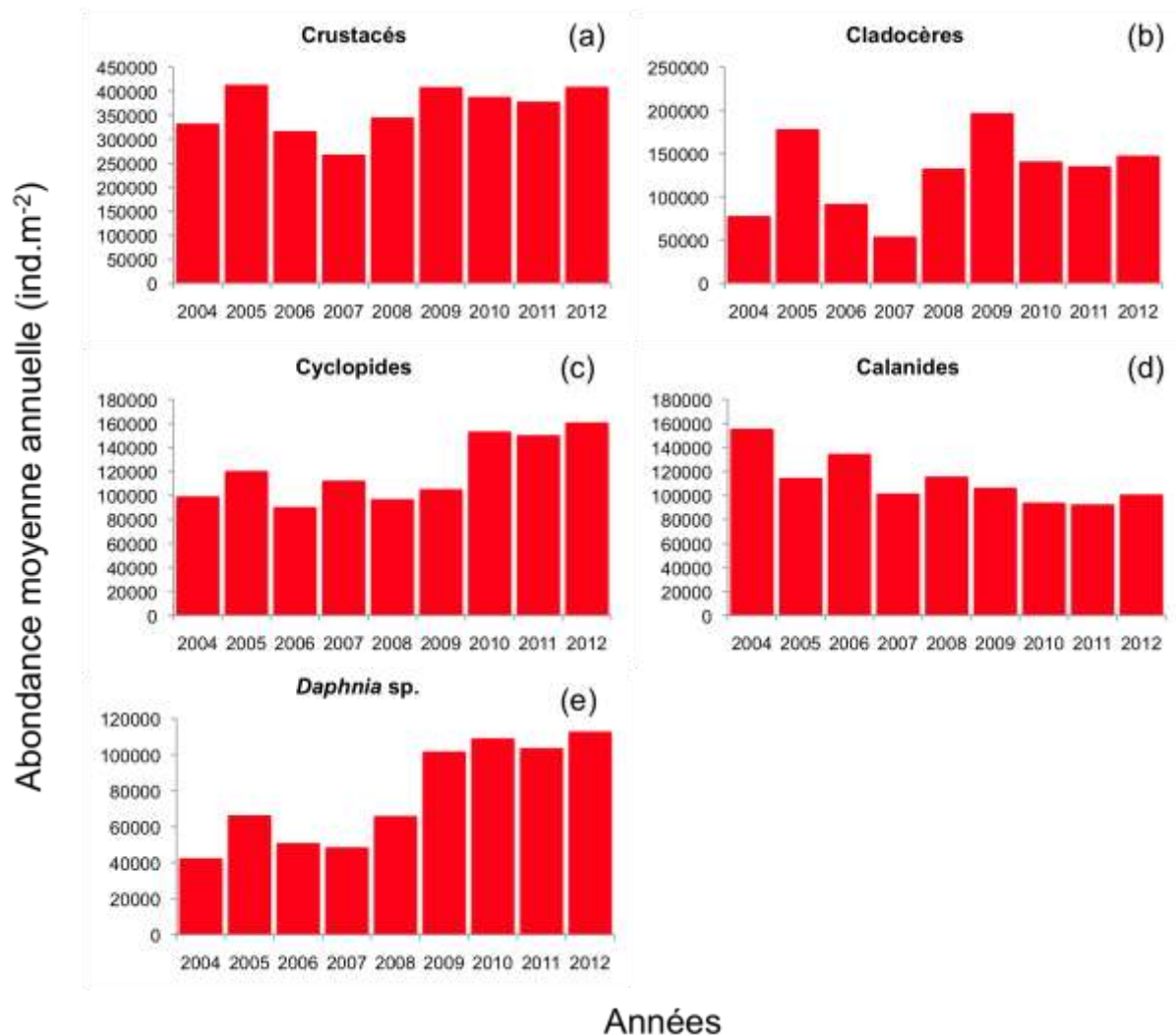


Figure 6 Abondances moyennes annuelles (a) des crustacés totaux, (b) des Cladocères, (c) des Cyclopoïdes et (d) des Calanoïdes et (e) des Daphnies du lac du Bourget entre 2004 et 2012

Comme mentionné au cours du rapport précédent, l'augmentation d'abondance des Daphnies et des cyclopoïdes semble reliée à la diminution de la biomasse annuelle de cyanobactéries, et en particulier de *P. rubescens* (la biomasse des autres classes algales n'ayant elles mêmes pas augmenté). Des résultats récents issus d'une étude menée en 2009 confirment que la biomasse de *P. rubescens* lors d'épisodes de blooms même modérés dans le lac du Bourget, n'est transférée qu'avec très peu d'efficacité dans le réseau trophique pélagique. Ces résultats montrent d'autre part que ce transfert trophique de la biomasse de *P. rubescens* s'opère essentiellement via le zooplancton de petite taille, et non pas par les Daphnies ni les cyclopoïdes (Perga et al. 2013). La corrélation négative entre effectifs des Daphnies et cyclopoïdes et biomasse de *P. rubescens* traduit un contrôle ascendant de la qualité nutritionnelle phytoplanctonique sur la croissance et le développement de la population de ces taxons zooplanctoniques. *P. rubescens*, même si elle peut être ingérée, est dépourvu d'éléments nutritionnels essentiels à la croissance des brouteurs.

La diminution de l'abondance absolue et relative des calanides *Eudiaptomus gracilis* depuis 2010, et ce en dépit de l'amélioration de la qualité de l'eau du lac du Bourget, est plus surprenante, puisque ce taxon est souvent considéré comme un marqueur de ré-oligotrophisation. Une tendance similaire est actuellement

observée pour l'espèce de calanide présente au Lac d'Annecy (*Mixodiptomus laciniatus*). L'analyse de la dynamique fine des calanides sur la série 2004-2012 tend à souligner que cette tendance à la diminution des calanides résulte essentiellement de la diminution de leurs effectifs en période de brassage des eaux. Si la longueur de la série de données reste encore trop limitée pour tenter une exploration statistique interannuelle des relations entre abondance des calanides et biomasses algales, la décroissance des effectifs des calanides semble correspondre à la raréfaction des cryptophycées, classe algale plus typique des saisons froides, 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 en période hivernale, pour cette espèce crustacéenne particulièrement exigeante et sélective.

Enfin, les Bosmines montrent aussi de fortes variations d'abondances interannuelles depuis 2004, mais indépendantes de la disparition de *P.rubescens*. Comme précisé dans le rapport 2009 (Jacquet et al, 2010), les fluctuations interannuelles de l'abondance des Bosmines est essentiellement de fait de leurs effectifs printaniers. Ces fluctuations interannuelles n'ont pu être reliées à aucune variable phytoplanctonique (Jacquet et al. 2011). Les pics d'abondances des bosmines des années 2005-2008-2009 se sont d'autre part produits avant les phases de prédation intense par les juvéniles de poissons. Il est par conséquent peu probable qu'ils aient été régis par un puissant contrôle descendant via la prédation. Les fluctuations interannuelles d'abondance des Bosmines pourraient donc être plus vraisemblablement la conséquence de processus physiologique direct, et notamment d'un réchauffement printanier plus précoce de la colonne d'eau en 2005-2008 et 2009, leur développement physiologique plus rapide leur conférant un avantage compétitif sur les Daphnies

V. Conclusion

En 2012, la dynamique des crustacés zooplanctoniques montre une dynamique saisonnière relativement typique des lacs oligo-mésotrophes. Les modifications profondes de la communauté phytoplanctonique depuis 2009, marquées par la quasi-disparition d'efflorescences de la cyanobactérie filamenteuse *P. rubescens*, se sont répercutées à l'échelle du compartiment crustacéen. L'amélioration de la qualité nutritionnelle phytoplanctonique en été depuis 2009 a conduit à l'augmentation des effectifs des taxons dominants (les Daphnies et les copépodes cyclopidés). La diminution des effectifs de calanides, continue depuis 2009, pourra être la conséquence de la réduction des biomasses d'algues de bonne qualité nutritionnelle pour cette espèce en période froide.

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

En 2012, 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 2012 ont pu être comparées à des campagnes réalisées de façon analogue en 2005, 2010 et 2011. Les principaux résultats sont *i)* la confirmation du retour du lavaret (*Coregonus lavaretus L.*), poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, *ii)* un état a priori stable des autres composantes piscicoles du peuplement, *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, comme par exemple l'augmentation de la population de perches en 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 et les mettre en relation avec l'état écologique du lac. Ainsi il sera possible de

prendre en compte le poisson avec 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 décrira les différentes techniques utilisées qui visent chacune des échelles différentes : le peuplement, par l'hydroacoustique, les populations, à travers les méthodes de pêches utilisant les filets normalisés CEN, l'individu au travers des statistiques de pêches. L'évolution des communautés ichtyaires sera ensuite mesurée à partir des données de pêches 2012 et effectuées selon le même protocole qu'en 2005 (Decelières-Vergés 2008), 2010 et 2011 (Agence de l'eau RMC 2011, Jacquet et al. 2012), de l'utilisation de données hydroacoustiques et halieutiques. Ces données pourront être aussi utilisées pour apporter des éléments de réflexion pour la gestion halieutique, avec des bases fiables et robustes. Appuyés sur un suivi régulier, annuel et standardisé, qui s'inscrit dans la continuité, ces résultats seront ainsi plus informatifs et plus opérationnels que les études ponctuelles, telles que celles réalisées en 1984-85, puis 2004-05, trop soumises à des fluctuations interannuelles parfois importantes.

II. Méthodes utilisées

II.1. Hydroacoustique

Nous ne reviendrons pas dans ce document sur le détail des méthodes acoustiques. L'utilisation de ces techniques dans les milieux aquatiques est maintenant bien développée et acceptée comme une méthode reconnue, en particulier dans les lacs (Guillard et al. 2006, 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 des structures spatiales du peuplement piscicole accessible à ces méthodes, toutes espèces confondues, ainsi que leur répartition en classes de taille. Le protocole employé sur le lac du Bourget est le protocole standard déjà utilisé par l'équipe dans d'autres lacs et retenues, conforme aux travaux en cours de normalisation européenne (CEN 2009) et américaine (Parker-Stetter et al. 2009).

Des parcours de nuit sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible, selon un parcours dit en transects, effectués à environ 8 km.h^{-1} depuis l'unité de navigation Antarès 6.50 m. Le matériel est constitué d'un sondeur numérique SIMRAD EK 60, fréquence 70 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 11° à -3 dB, fixé à 70 cm en dessous de la surface de l'eau. La longueur d'impulsion du sondeur est de 0.256 ms (Godlewska *et al.*, 2011) et le nombre d'émissions par seconde fixé à 5. Un ordinateur gère et stocke les données, qui sont géo-référencés par un GPS. Les échantillonnages acoustiques se composent d'environ 31 transects (Fig. 1) distants d'environ 500 mètres effectués le 10 et 11 octobre 2005, le 27 et 28 septembre 2010, le 19 et 20 septembre 2011 et le 01 et 02 octobre 2012, de nuit, 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 $S_a \text{ (m}^2.\text{ha}^{-1}\text{)}$

(MacLennan et al. 2002), proportionnelle à la quantité de poisson détectée dans le volume échantillonné : on considère cette valeur comme un proxy de la biomasse de poissons (Simmonds et MacLennan 2005).

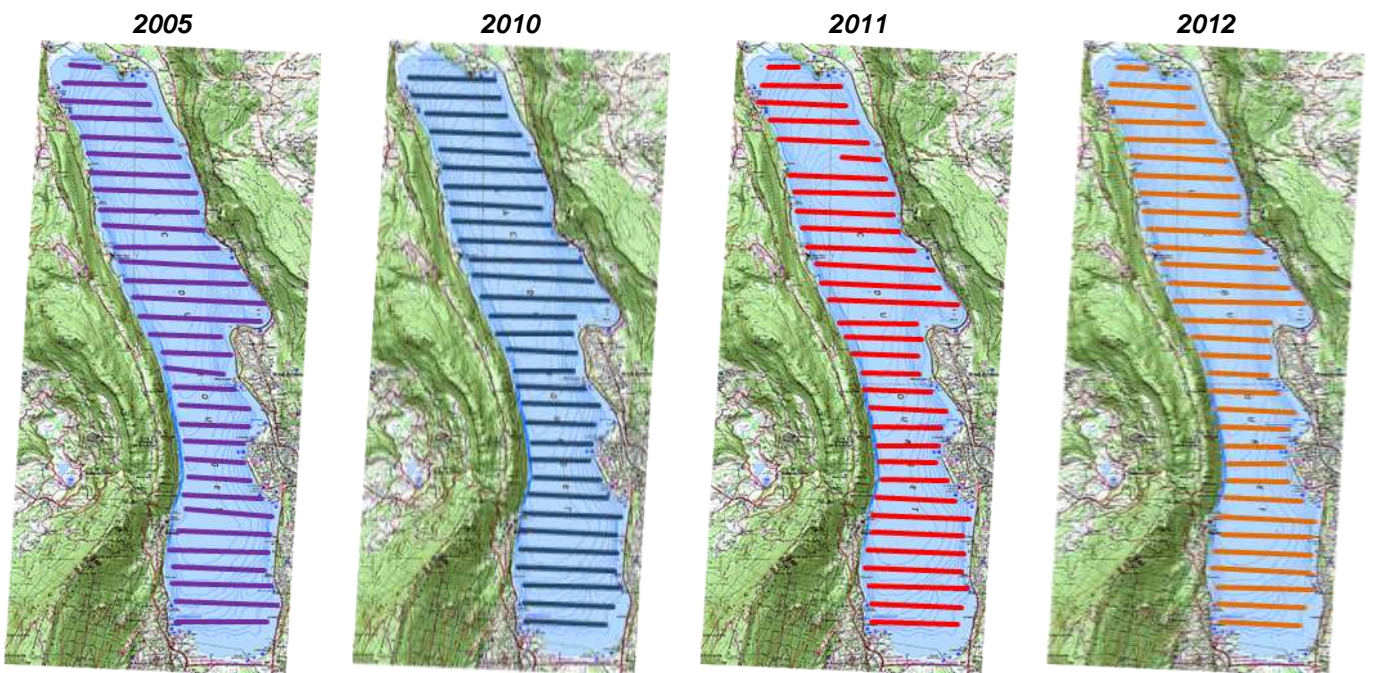


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2005, 2010, 2011 et 2012

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'effectue 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

<i>Année</i>	<i>Couche supérieure</i>	<i>Couche inférieure</i>
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

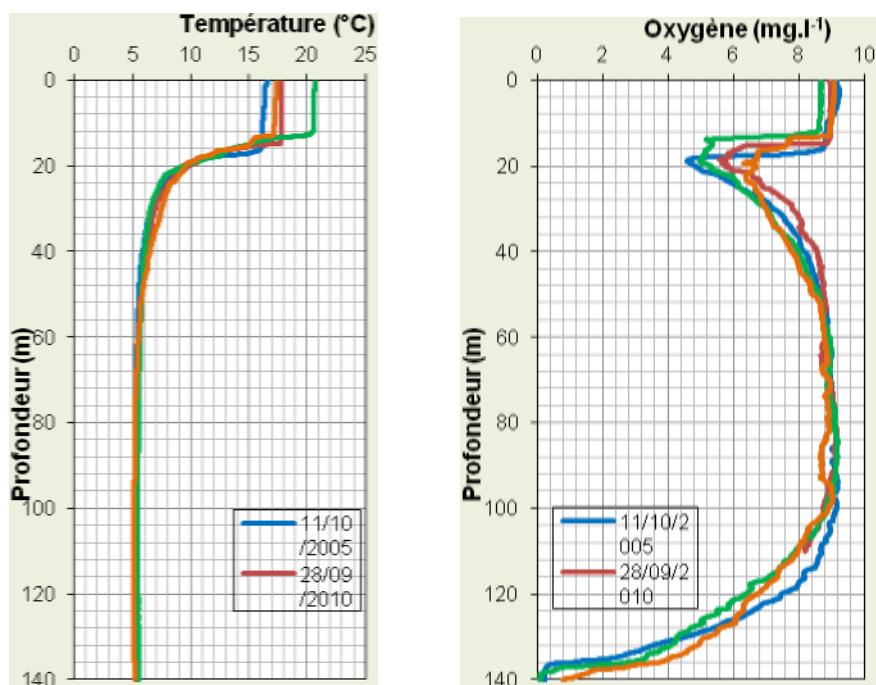


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 11/10/ 2005, 28/09/ 2010, 21/09/ 2011 et le 01/10/ 2012

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

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 absente, du fait de l'impossibilité

¹ Directive Cadre Eau

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

technique de réaliser à cette dimension de maille des nappes de 6 mètres de haut. Couplés par deux, ils sont ancrés au point le plus profond du lac (Figure 3). Par l'intermédiaire de suspentes, ils sont descendus quotidiennement d'une profondeur de 6 mètres, afin d'explorer toute la tranche d'eau jusqu'à une profondeur de 50 mètres. La norme précise que les données issues des filets pélagiques est uniquement qualitative.

Afin de pouvoir effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, 2 batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour 2 strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques en 2012 a donc été de $(27.5 * 6) * 2$ nappes * 3 batteries * 4 jours soit 3.960 m² en 2012. 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.

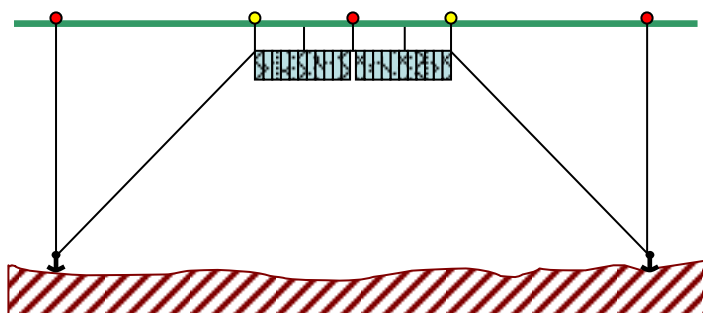


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique

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*), des lots d'individus sont réalisés, puis pesés, mais le plus rarement possible.

II.3. Suivi halieutique

II.3.1. Pêche professionnelle

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

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

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

II.3.2. Pêche amateur

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.

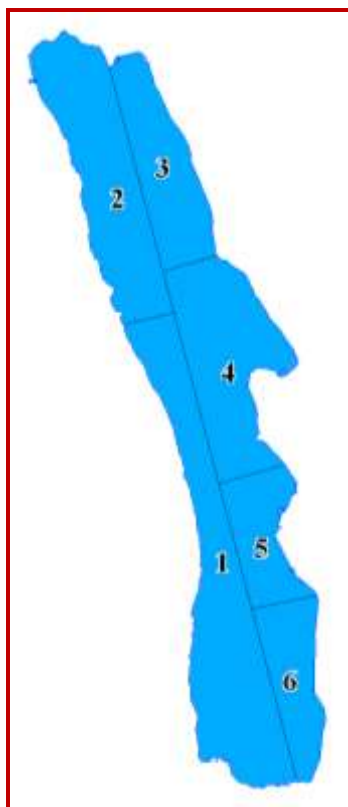


Figure 4 Lots de pêche du lac du Bourget

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 carnets de la pêche amateur variait de 50 à 73 %, ensuite il n'a fait que chuter (moins de 10 % en 1998). En 2004, grâce à une meilleure communication des résultats, une sensibilisation des pêcheurs et une modification du carnet, le taux de retour a fortement augmenté pour atteindre 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.

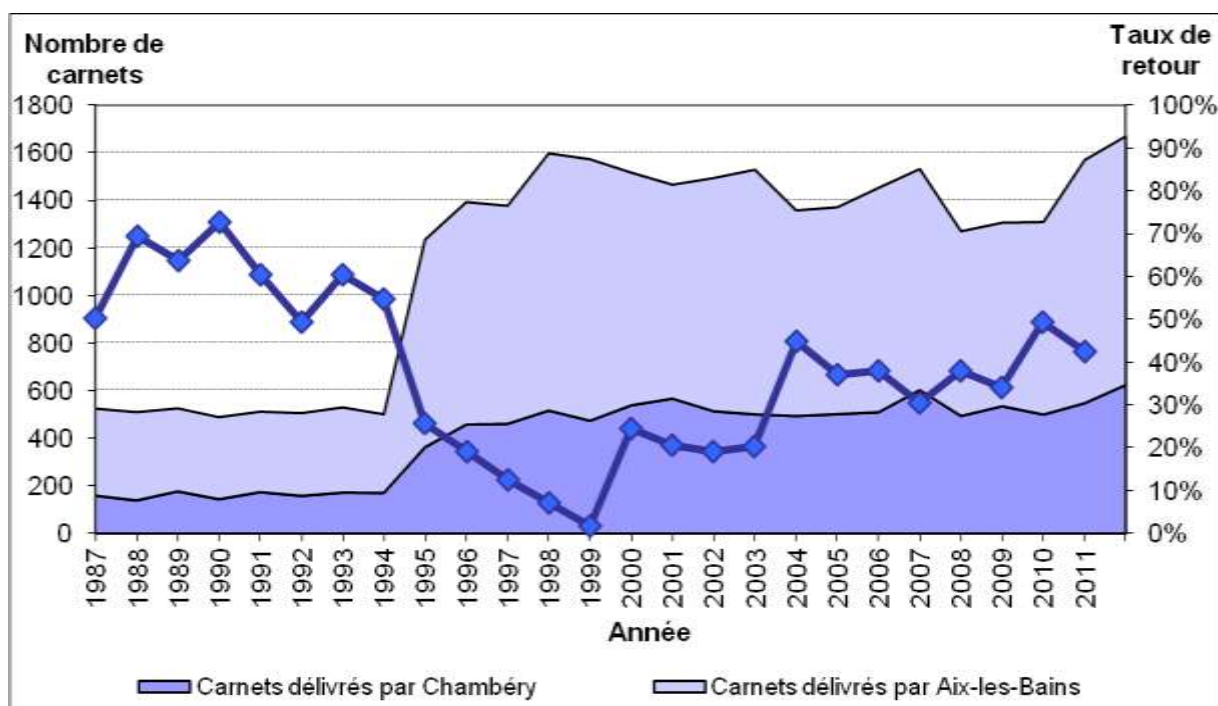


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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 2012).

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Densité acoustique

Les résultats des Sa moyens des quatre 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 à 9).

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

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

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

	2005	2010	2011	2012
Maximum	3.0 m – 17.0 m 0.865	3.0 m – 15.0 m 5.138	3.0 m – 14.0 m 1.387	3.0 m – 15.0 m 6.066
Moyenne	0.094	0.620	0.578	0.911
Minimum	0.000	0.028	0.079	0.101

Les valeurs varient fortement dans la couche supérieure selon les années ; la couche inférieure montre une augmentation continue. 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 et en 2012 dans la partie nord ouest (Fig. 6 à 9). A l'inverse, pour la couche inférieure quelque soit les valeurs de densités enregistrées, les densités ont toujours une répartition spatiale homogène quelque soit l'année.

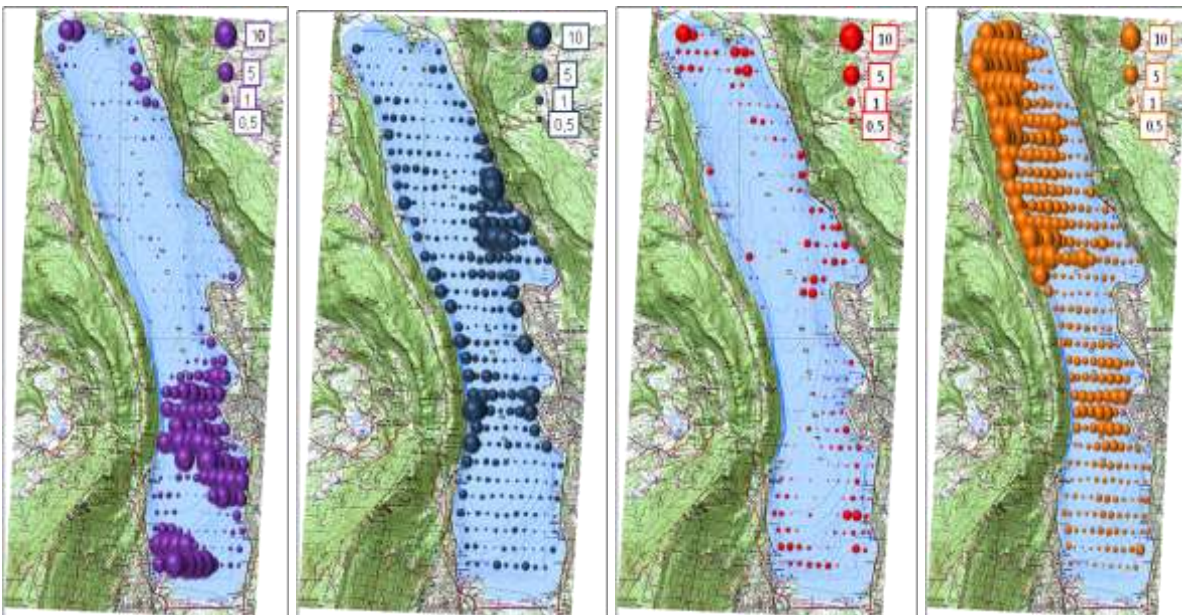


Figure 6 Séquences d'échantillonnage (Sa) des couches supérieures (2005-2010-2011-2012) de nuit

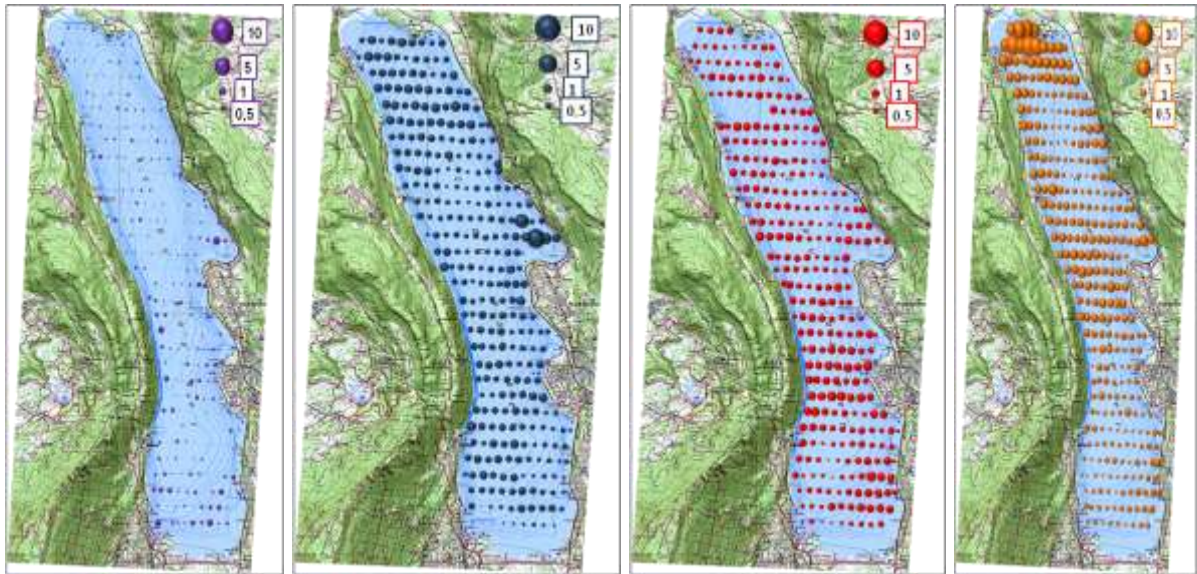


Figure 7 Séquences d'échointégration (Sa) des couches inférieures (2005-2010-2011-2012) de nuit

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 et 2011)

		2005	2010	2011	2012
Supérieure	Nombre	11411	8673	1759	28922
	TS moyenne (dB)	- 46.9	- 45.1	- 48.2	-45.3
Inférieure	Nombre	1874	7827	9173	8422
	TS moyenne	- 39.5	- 36.7	- 37.2	-36.1

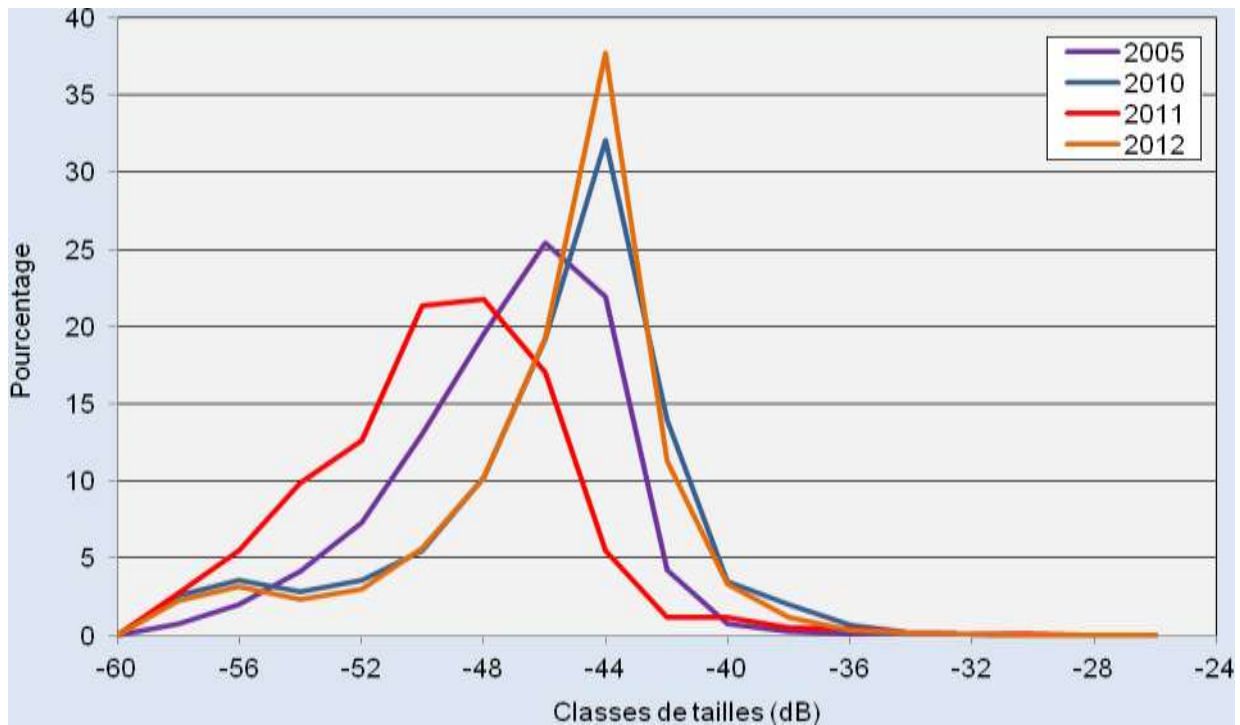


Figure 8 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure, années 2005-2010-2011-2012

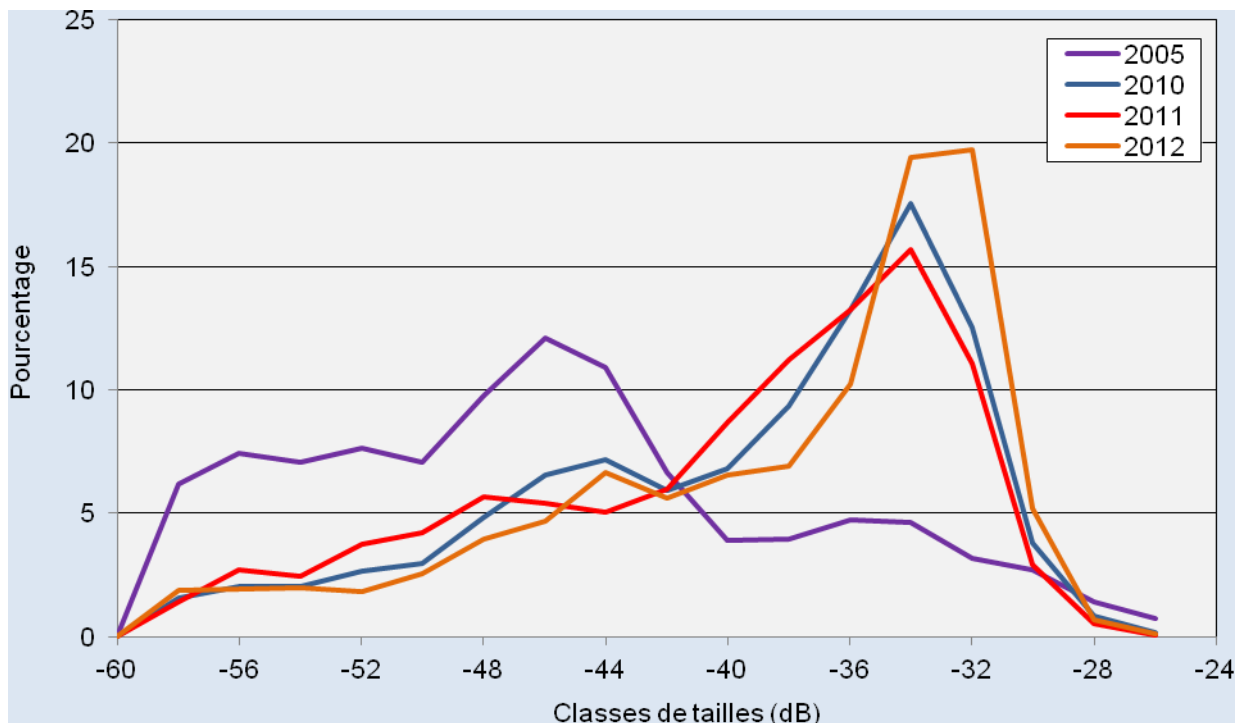


Figure 9 Distributions en classes de tailles pour la couche inférieure, années 2005-2010-2011-2012

Les couches supérieures des quatre campagnes 2005, 2010, 2011 et 2012 sont composées respectivement de 99.3%, 97.1 %, 98.7 % et 98.2 % de poissons de taille inférieure à 17 cm (-40 dB, Love , 1971). En 2005 et 2011, 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 une valeur intermédiaire (-46.9 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 et 2012 leur composition avec respectivement 34.9 %, 30.3 % 45.2 % 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 et - 36.1 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.

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 montrent bien les tailles acoustiques. Les tailles moyennes entre les trois années sont peu différentes, mais les valeurs de densité détectée montrent de fortes variations, avec des valeurs très fortes en 2012. De plus les répartitions au moment des campagnes 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 et 2011 (0.62 et 0.58) et en augmentation en 2012 (0.91). À l'inverse de la couche supérieure, quelque 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 54 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle et 76 kg.ha⁻¹ pour les couches profondes, valeurs importantes pour les lacs alpins.

Tableau V Valeurs de Sa pour différents lacs alpins

	Couche supérieure Sa (m ² .h ⁻²)	Couche inférieure Sa (m ² .h ⁻²)
Annecy (2002)	1.25	0.40
Aiguebelette (2005)	0.35	0.24
Bourget (2005)	1.63	0.09
Bourget (2010)	0.90	0.62
Bourget (2011)	0.20	0.58
Morat (2010)	0.28	0.03
Neufchatel (2011)	2.20	0.98
Brienz (2011)	0.28	0.23
Joux (2011)	1.42	0.36
Bourget (2012)	2.62	0.91

III.2. Pêches CEN

III.2.1. Cartographie des filets

Conformément au plan d'échantillonnage, 68 filets ont été posés en 2012, comme les années précédentes (Figure 9), aux mêmes endroits.

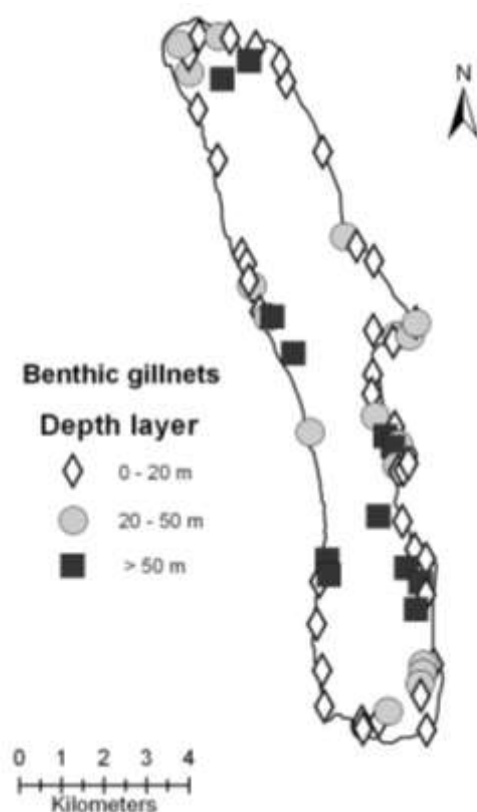


Figure 9 Répartition spatiale des filets et dates de relèves

III.2.2. Espèces présentes et rendements globaux

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

Tableau VI Chiffres clés de la campagne de pêche 2012 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques 3060 m² et pélagiques 2640 m²)

Espèce	Captures		Pourcentages		Rendements de pêche	
	Nombre ind.	Biomasse gr.	Numériques %	Pondéraux %	Numériques ind./1000m ²	Pondéraux gr./1000m ²
Perche	1411	15313	66.4	26.9	247.54	2686.51
Gardon	447	13399	21.0	23.6	78.42	2350.70
Gremille	76	461	3.6	0.8	13.33	80.81
Poisson chat	47	4796	2.2	8.4	8.25	841.40
Coregone	30	7773	1.4	13.7	5.26	1363.67
Rotengle	25	4692	1.2	8.3	4.39	823.19
Brème commune	23	226	1.1	0.4	4.04	39.70
Sandre	20	1805	0.9	3.2	3.51	316.74
Brochet	18	3561	0.8	6.3	3.16	624.68
Perche soleil	16	330	0.8	0.6	2.81	57.82
Tanche	5	271	0.2	0.5	0.88	47.51
Ecrevisse américaine	3	82	0.1	0.1	0.53	14.32
Chevesne	2	2663	0.1	4.7	0.35	467.12
Omble chevalier	2	1469	0.1	2.6	0.35	257.68
Total	2125	56840	100	100	372.81	9971.86

La campagne de pêche 2012 a permis la capture de 13 espèces de poissons et d'une espèce d'écrevisse, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*). Cette année, 4 espèces n'ont pas été attrapées : la brème bordelière, le goujon, la lotte et la truite. Ces espèces sont chaque année marginales dans l'échantillonnage réalisé et sont de ce fait présentes en très faible quantité ou absentes.

Le rendement de pêche numérique est de 373 ind./1000 m². Il est ainsi supérieur de 25 à 58 % à ceux de 2005 et 2011 (299 et 236 ind./1000 m²) et inférieur de 17 % à celui de 2010 (437 ind./1000 m²). Le rendement de pêche pondéral est légèrement inférieur à celui des 3 campagnes antérieures 10 kg/1000 m² contre 11,7 kg/1000 m² en moyenne entre 2005 et 2011. En 2012, 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, 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 2005-2012

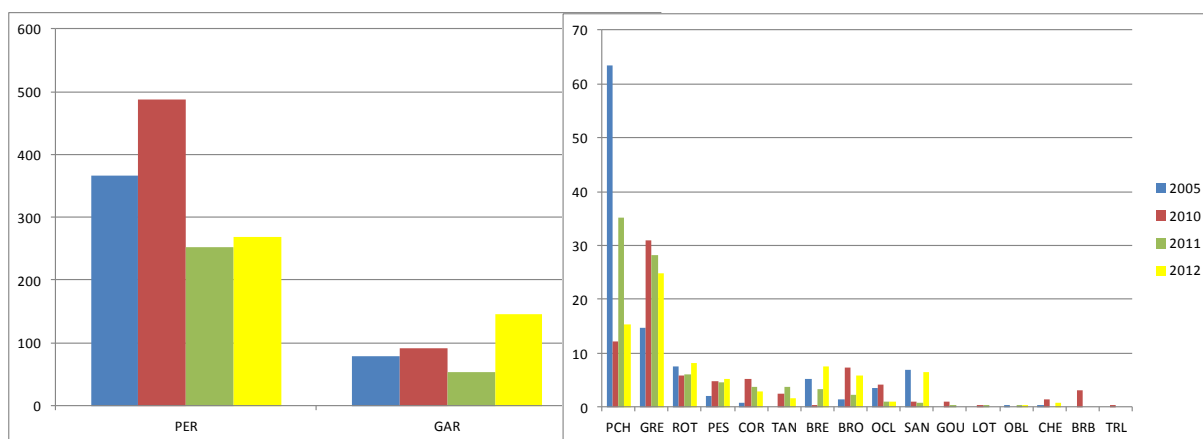


Figure 10 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques

Les rendements numériques des deux espèces majoritaires, la perche (PER) et le gardon (GAR) sont susceptibles d'être variables annuellement car liés aux variations du recrutement (Gillet 2001). Ainsi, en 2012, les captures de perche sont deux fois moins importantes qu'en 2010 mais restent à un niveau élevé et similaire à 2011. On observe pour le gardon un rendement supérieur aux années précédentes.

Le reste des captures benthiques est dominé par le poisson chat (PCH), en diminution entre 2011 et 2012 (moitié moins) et la grémille (GRE) stable.

Enfin, on trouve un cortège d'espèces dont les rendements sont inférieurs à 10 individus / 1000 m² et sur lesquels il est difficile de faire une analyse rigoureuse des tendances :

- La perche soleil (PES) reste stable entre 2010 et 2012.
- La population de rotengle (ROT) évolue peu et retrouve un niveau analogue à 2005 (8 ind. /1000 m²).

- La population de brème (BRE) est en augmentation par rapport à 2011 et avec un niveau supérieur à 2005.
- La population de sandre (SAN) retrouve son niveau de 2005 après la chute des années 2010 et 2011 et est composé presque exclusivement en 2012 de poissons adultes de 25-30 cm
- Le brochet présente des rendements similaires en 2010 et 2012, plus élevé qu'en 2011 et évidemment beaucoup plus fort qu'en 2005, avec majoritairement des individus de 25 -30 cm.
- L'omble chevalier (OBL) est toujours très peu capturé.
- Le corégone (COR) qui avait été en nette progression en 2010-2011 avec des rendements multipliés par 6 voir 8 par rapport à 2005 (de 2 individus à 15 et 11 respectivement), est en baisse en 2012 (5 ind./1000 m²). Cette baisse est attribuée à une baisse de rendements de captures des jeunes poissons 0+ dans les filets benthiques.

Les rendements pondéraux (Fig. 11) confirment la domination de la perche et du gardon en termes de biomasse.

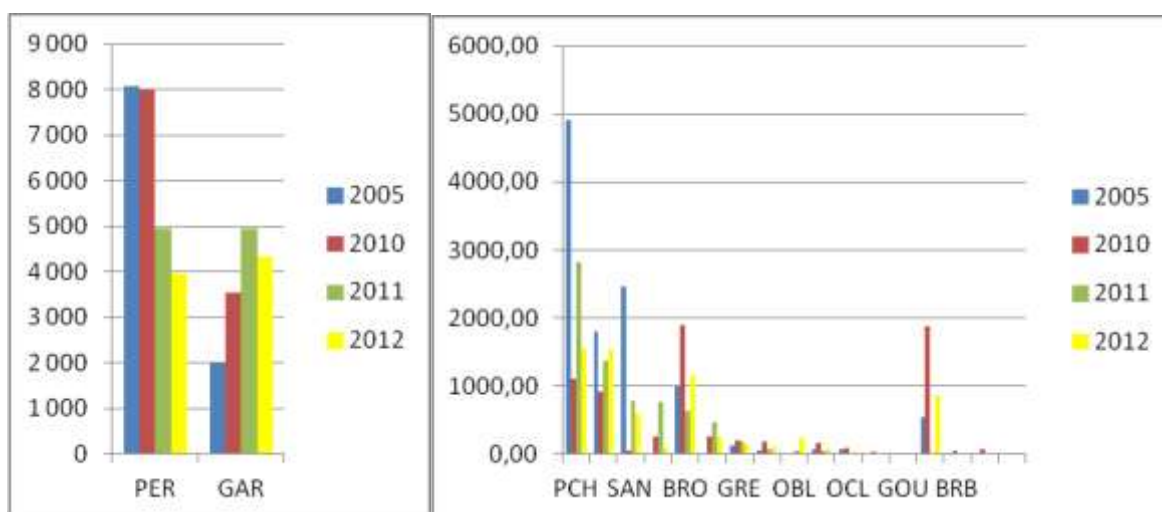


Figure 11 Rendements pondéraux (gr./1000 m²) des filets benthiques

III.2.4. Rendements des filets pélagiques sur la chronique 2005-2012

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives. Les rendements (Fig. 12) sont néanmoins calculés afin d'appréhender l'évolution des communautés piscicoles pélagiques strictes comme le corégone. Les captures des filets pélagiques au cours des 4 années de suivis sont composées de corégone, perche et gardon et d'un omble en 2012.

- On constate une progression tant numérique que pondéral du corégone entre 2005 et les années 2010-2012 avec des rendements similaires entre 2011 et 2012.
- L'année 2012 se caractérise par une forte augmentation des captures pélagiques de perche, comme en 2010.
- Les rendements de gardon sont quant à eux les plus faibles de la chronique.

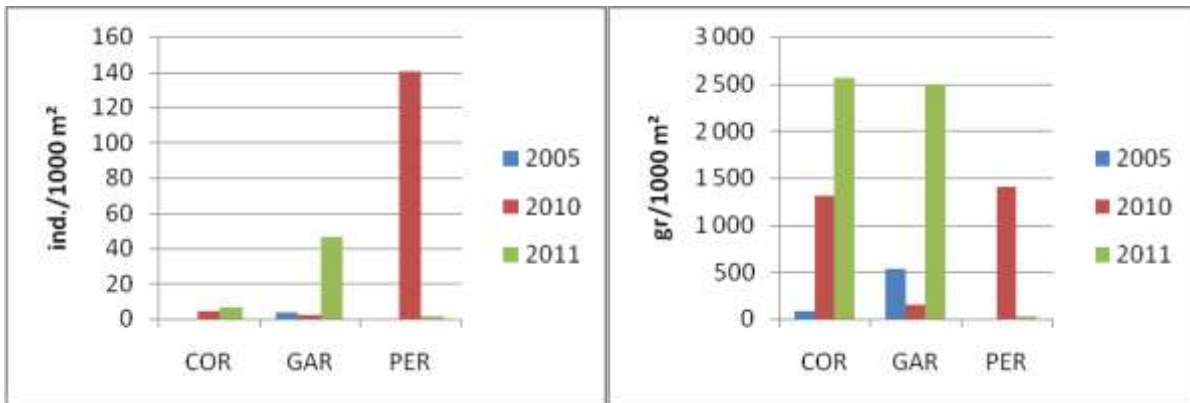


Figure 12 Rendements numériques et pondéraux des filets pélagiques

III.2.5. Répartition spatiale

La répartition spatiale verticale des prises issues des filets benthiques, sur les 3 principales espèces, corégone, perche, gardon 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. Les autres espèces sont prises aussi au dessus de la thermocline. Si on intègre pour les corégones les résultats des filets pélagiques, ceux-ci étant pris majoritairement dans ce type de filets, on obtient une image similaire en 2011 et 2012 sur leur répartition verticale (Fig. 13), en relation avec la thermocline.

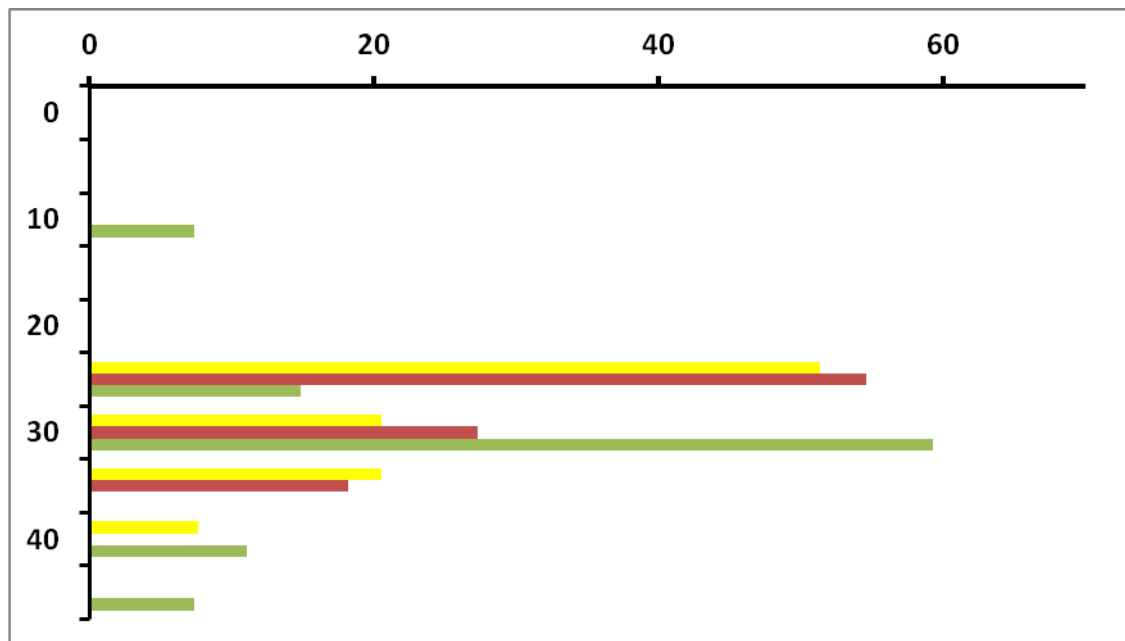


Figure 13 Répartition verticale des 3 principales espèces, perche (rouge), gardon (vert), corégone (jaune) exprimés en % des captures par espèces

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 2011, la population de perche présente une nouvelle fois les abondances les plus fortes, caractérisées par une forte proportion d'alevins de l'année (Figure 1).

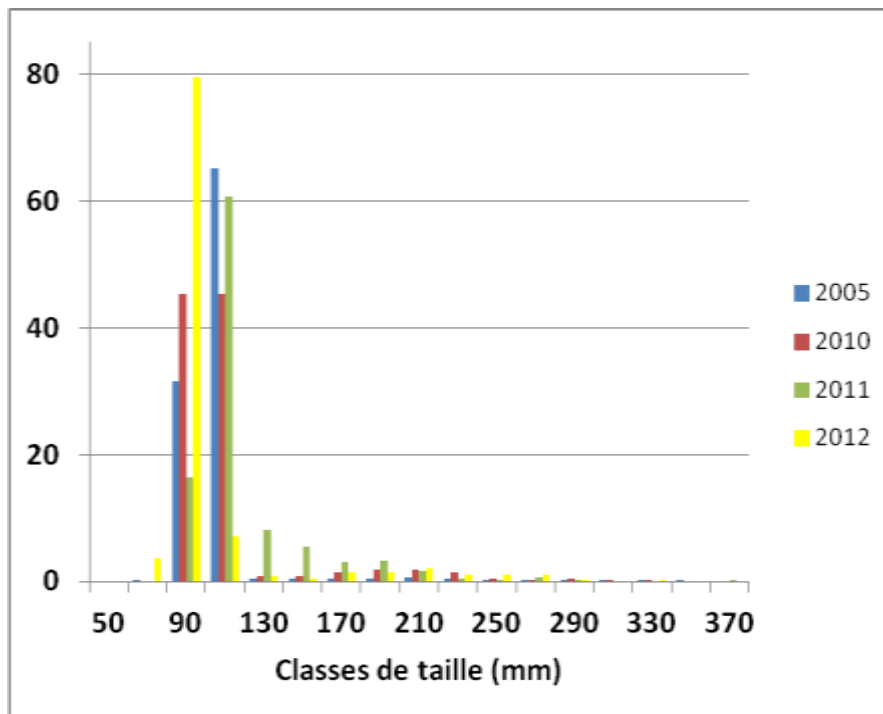


Figure 16 Structure en taille de la population de perche

Les alevins de l'année mesurent entre 7 et 12-14 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 porteurs à plus de 90 % du parasite *Triaenophorus crassus*. 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 33 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. Il est nécessaire de rester attentif à la quantité de ces poissons adultes, qui sont les reproducteurs et dont 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 13 cm) et ceux obtenus pour les adultes (Fig. 18). On constate que les rendements de perches adultes stables pour les 4 années de suivi, compris entre 20 et 25 ind./1000 m², sont en légère baisse en 2012 (12 ind./1000 m²). Les rendements d'alevins de l'année sont quant à eux très fluctuants et reflètent les variations du recrutement naturel.

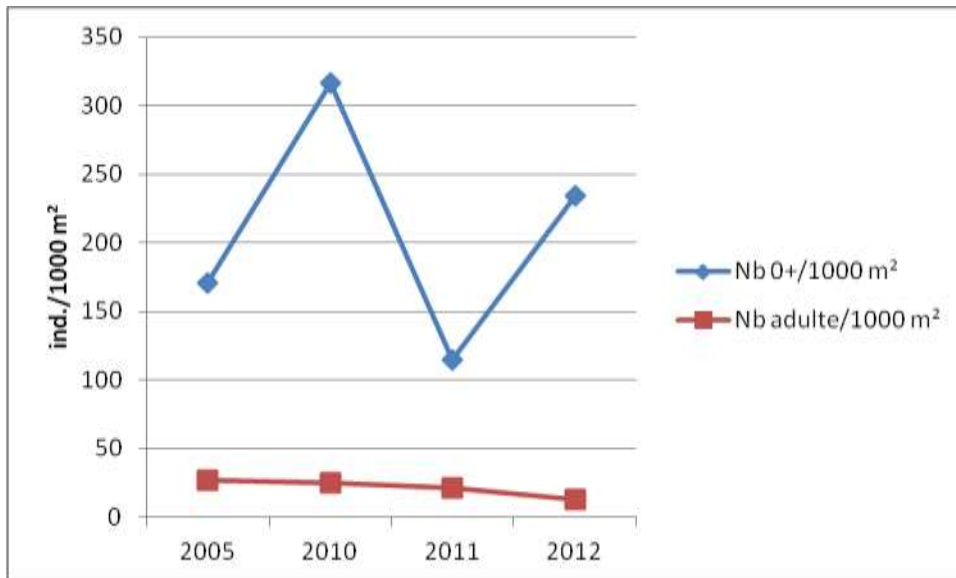


Figure 17 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les relations tailles-poids (Fig. 18) sont statistiquement similaires entre les 4 années, seule l'année 2011 présente des valeurs légèrement inférieures, avec des poids plus faibles pour une même taille

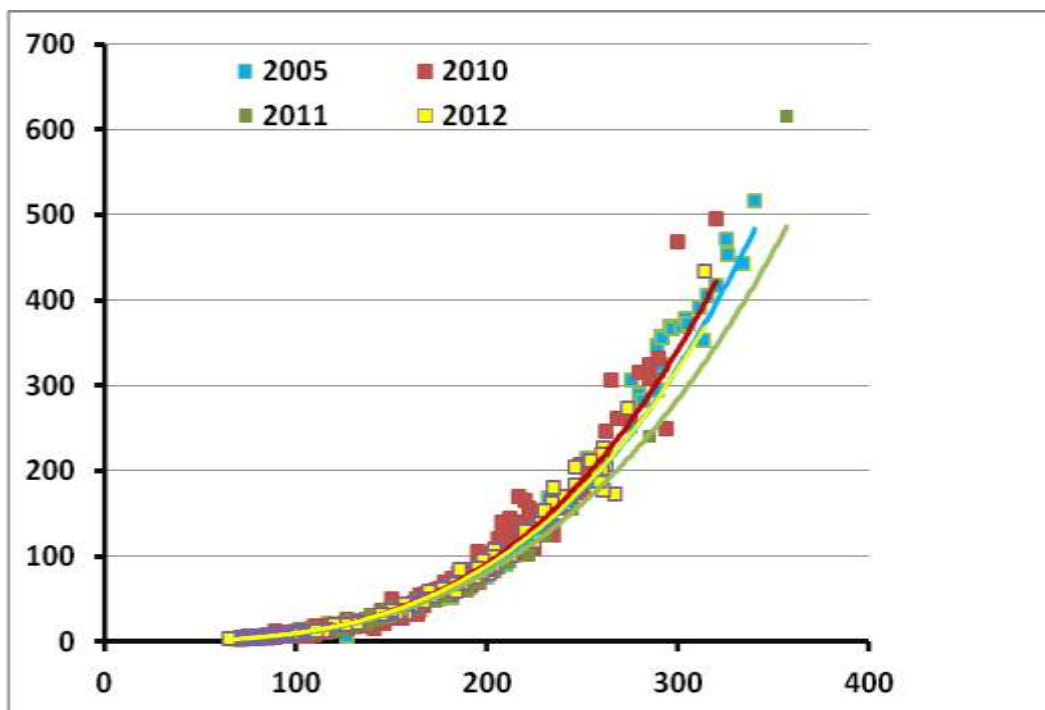


Figure 18 Relation taille – poids pour la perche (2005-2010-2011-2012)

3.2.6.2. Le gardon



Le gardon est l'espèce la plus abondante après la perche. Les rendements numériques (Fig. 19) sont en baisse pour les adultes mais surtout ont en forte augmentation pour les juvéniles (d'environ 30 ind./1000 m² à plus de 60 ind./1000 m² en 2012).

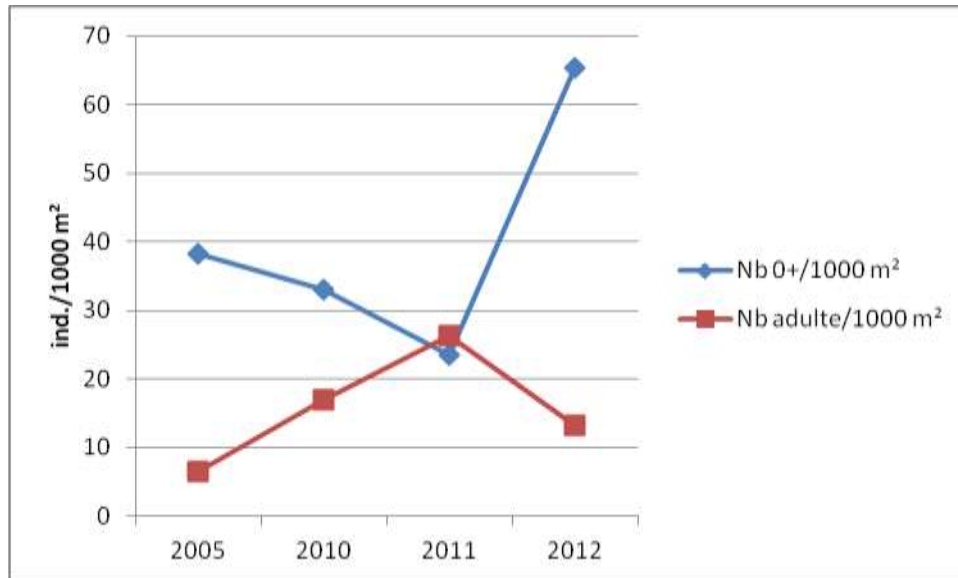


Figure 19 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les longueurs des alevins de l'année sont du même ordre de grandeur que les alevins de perches, compris entre 6 et 12-14 cm (Figure 20). 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. Ces distributions en mode reflètent souvent le passage d'une forte cohorte qu'on peut suivre ainsi dans le temps. Il est probable que le recrutement 2009 ait connu une bonne réussite en générant une forte cohorte que l'on a ensuite retrouvé en 2010 âgée d'1 an et en 2011 de 2 ans. En 2012 cette cohorte a disparu, mais une nouvelle génération forte arrive.

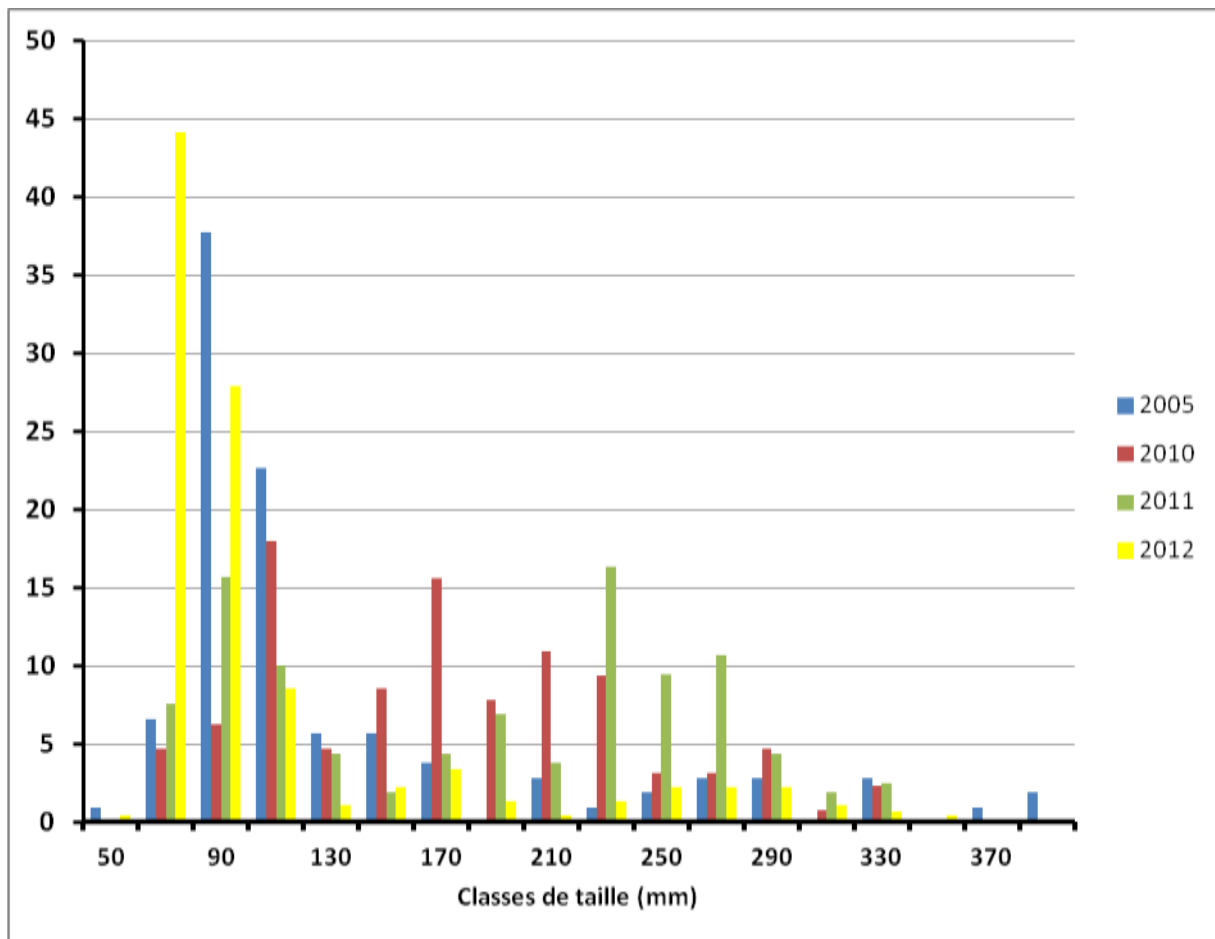


Figure 20 Structure en taille de la population de gardon

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 20). Les rendements de pêche concernant les alevins sont en baisse depuis 2005 alors que ceux des adultes ont nettement progressé. Le fort rendement de 2011 confirme les conclusions de l'analyse de la structure en taille avec la dominance d'une forte génération de gardons âgés de 2 ans et plus.

Les relations tailles-poids (Figure 21) sont statistiquement similaires entre les 4 années.

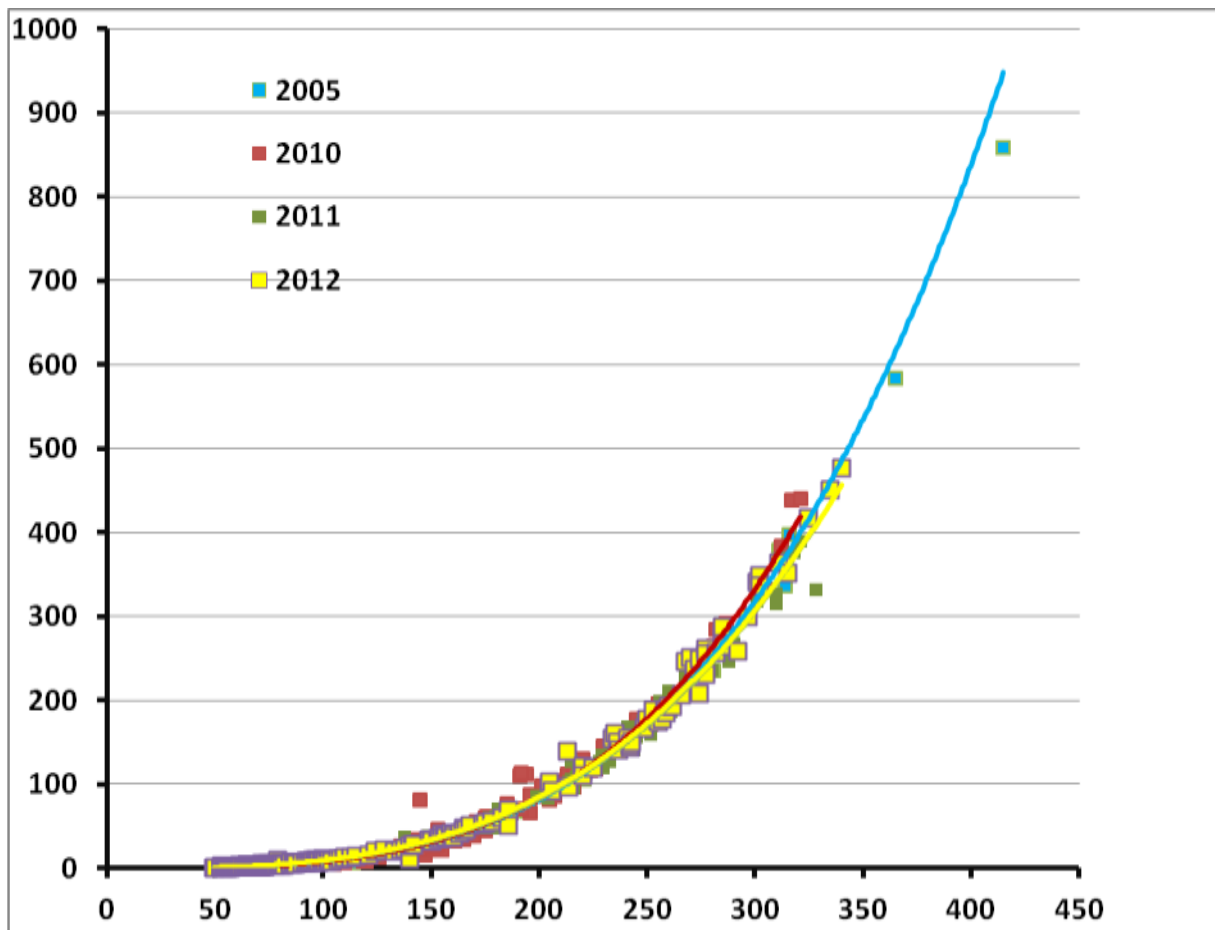


Figure 21 Relation taille – poids pour le gardon (2005-2010-2011-2012).

III.2.6.3. Le corégone (le lavaret)

L'année 2005 étant caractérisée par un faible nombre de corégonnes capturés, il n'a pas été possible d'analyser une quelconque structure en taille. En revanche, l'évolution récente du stock permet une analyse des données 2010, 2011 et 2012 (Figure 22). L'analyse des écailles prélevées sur les corégonnes capturés au cours de la campagne 2011-2012 révèle la présence de plusieurs générations :



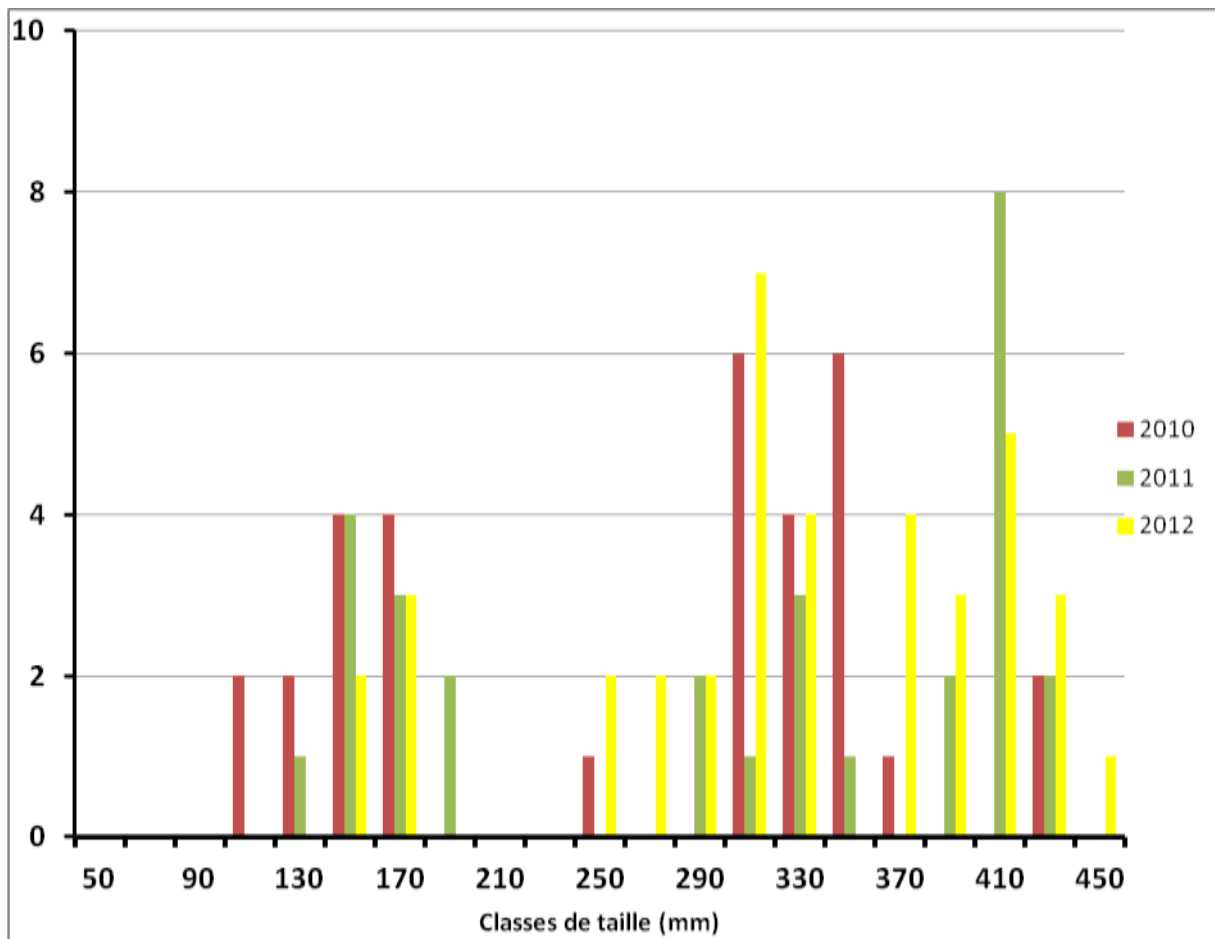


Figure 22 Structure en taille et en âge des corégones capturés en 2012

- Les corégones de l'année mesurent entre 12 et 18 cm,
- Les corégones d'1 an, nés en 2011, mesurent entre 28 et 34 cm,
- Les corégones de 2 ans, nés en 2010 et quelques individus de 3 ans nés en 2009, mesurent entre 38 et 45 cm.

Cette espèce essentiellement pélagique peut avoir à certaines périodes et certains stades un comportement plus littoral. On constate au cours de ces 3 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.

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. 23). On constate que les rendements de corégones adultes, près de 4,5 corégones adultes / 1000 m², sont une nouvelle fois en progression en 2012. Ce résultat s'explique notamment par la capture significative en 2011 de corégones de 2 ans mesurant entre 38 et 42 cm. En 2010, seuls 3 individus supérieurs à la taille légale de 35 cm avaient été capturés, 16 en 2012 dont 8 supérieures à 40 cm, comprenant des 2+ et des 3+. En 2012, l'augmentation de l'effort de pêche nous a permis de capturer 40 individus, ce qui permet d'obtenir une distribution en taille significative. Les rendements d'alevins de l'année quant à eux régressent de 2,2 à 1,8 poissons / 1000 m² en 2011, à 0,88 individus/1000 m² en 2012.

Sur la base de la distribution en taille et en âge des corégones capturés, les rendements de pêche en séparant les rendements numériques obtenus pour les alevins de l'année (longueur inférieure à 20 cm) et ceux obtenus pour les adultes sont calculés (Figure 24). On constate que les rendements de corégones adultes sont en progression entre 2010 et 2011 passant de 2,7 à 3,4 poissons / 1000 m². Ce résultat s'explique notamment par la capture significative en 2011 de corégones de 2 ans mesurant entre 38 et 42 cm. En 2010, seuls 3 individus supérieurs à la taille légale de 35 cm avaient été capturés. Les rendements d'alevins de l'année quant à eux régressent légèrement : de 2,2 à 1,8 poissons / 1000 m².

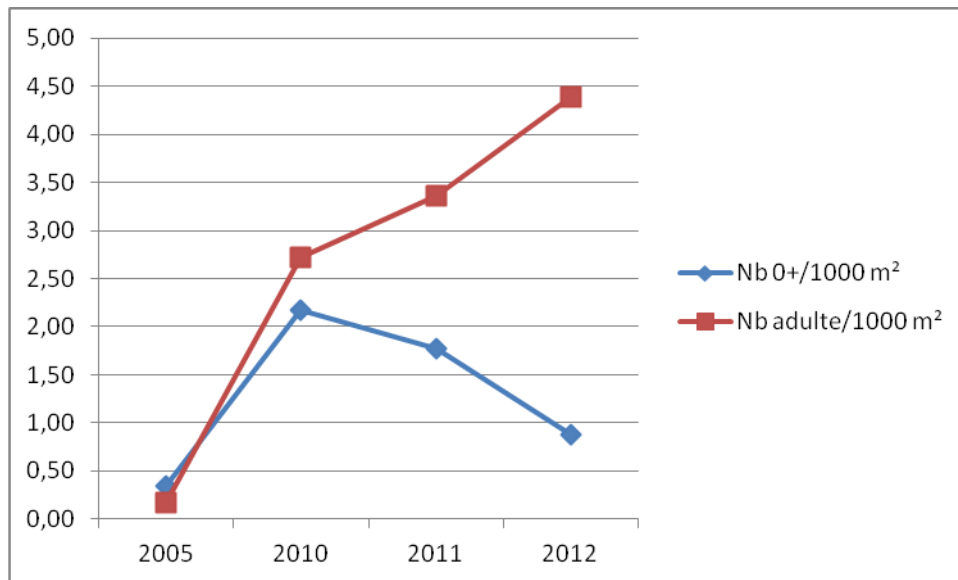


Figure 24 Rendements numériques des alevins de corégones et des corégones adultes

Les relations taille-poids entre les trois années sont identiques (Figure 25)

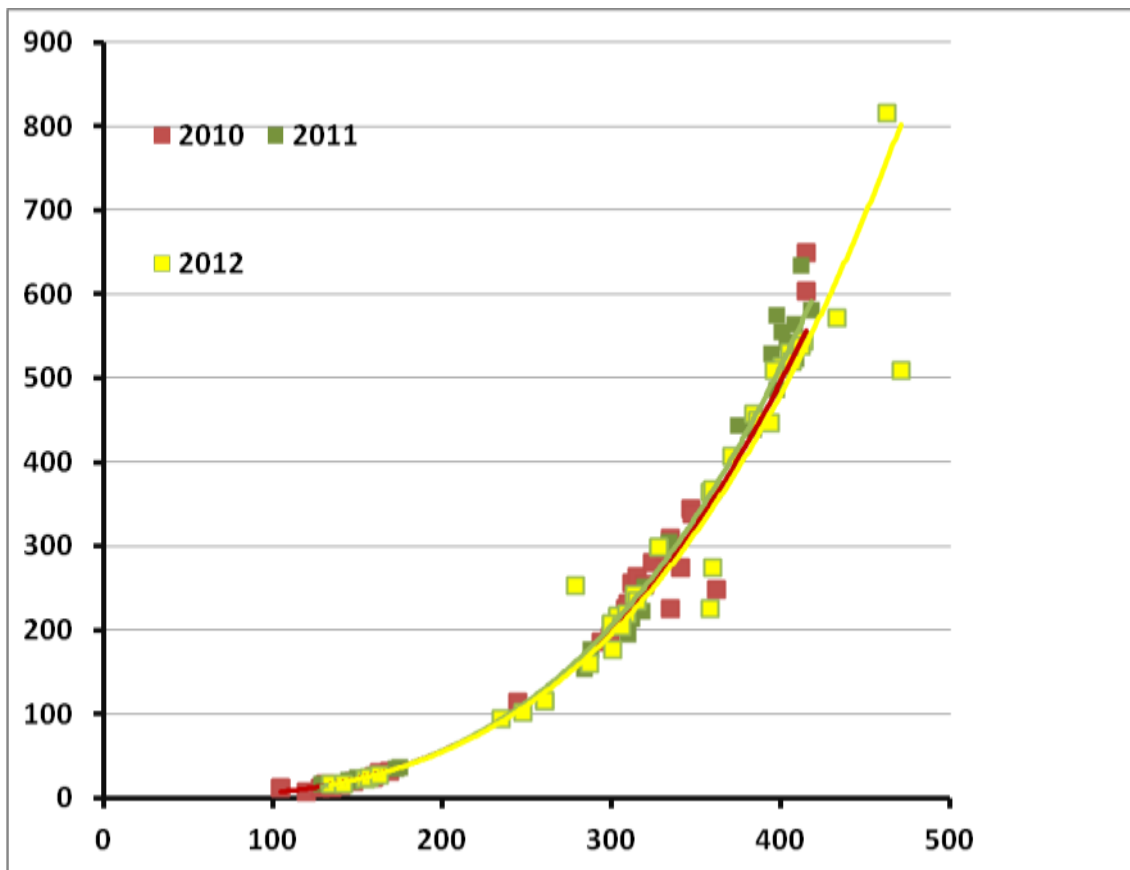


Figure 25 Relation taille – poids pour le lavaret (2010-2011-2012)

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. 26).

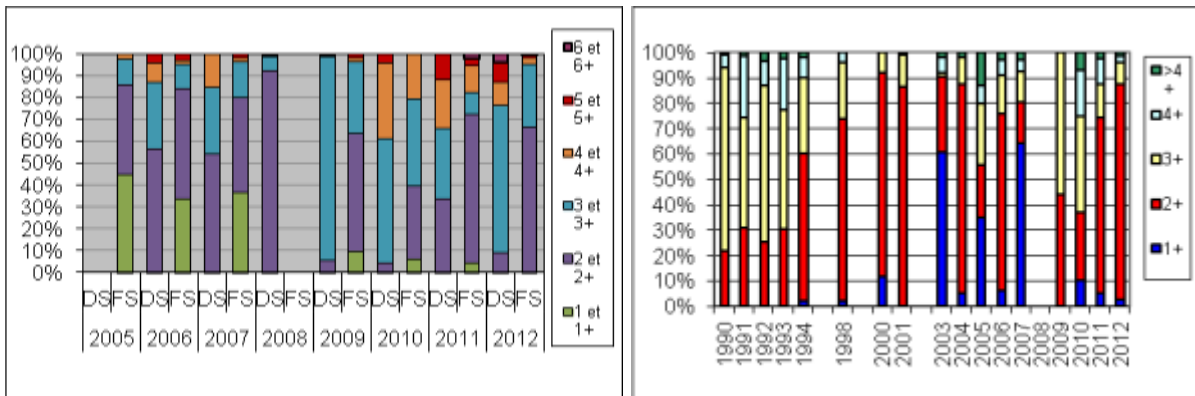


Figure 26 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (gauche, DS : début saison FS : fin saison) et structure en âge des géniteurs de corégones capturés lors des pêches exceptionnelles hivernales (droite)

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 3 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 2010-2012 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 2012, le rendement est similaire à 2010. La population de cette espèce ne semble pas exploser à nouveau comme en 2005.

La structure en taille de 2011 et 2012 se rapproche de celle de 2005 et s'étale entre 9 et 27 cm (Fig. 27). Celle de 2010 en revanche est plus morcelée et est représentée par 2 groupes : des jeunes individus dont la taille est inférieure à 10 cm et des individus plus âgés mesurant entre 15 et 25 cm.

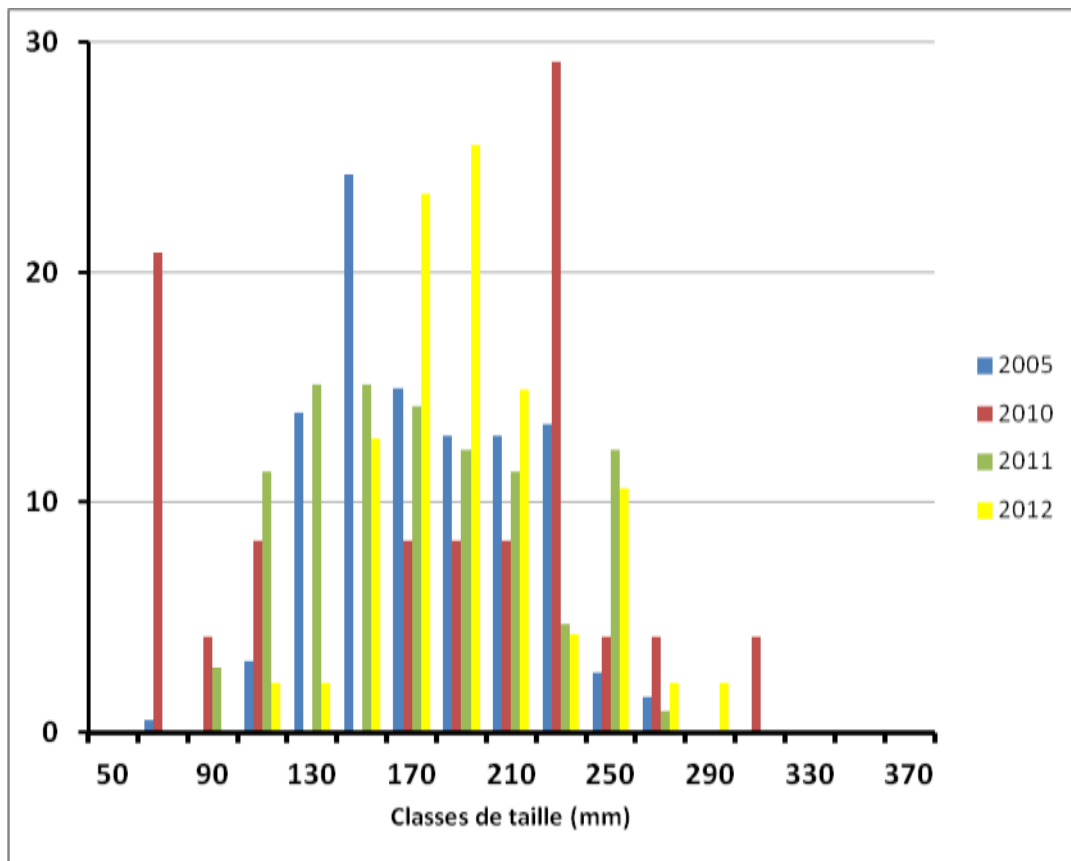


Figure 27 Structure en taille de la population de poisson chat

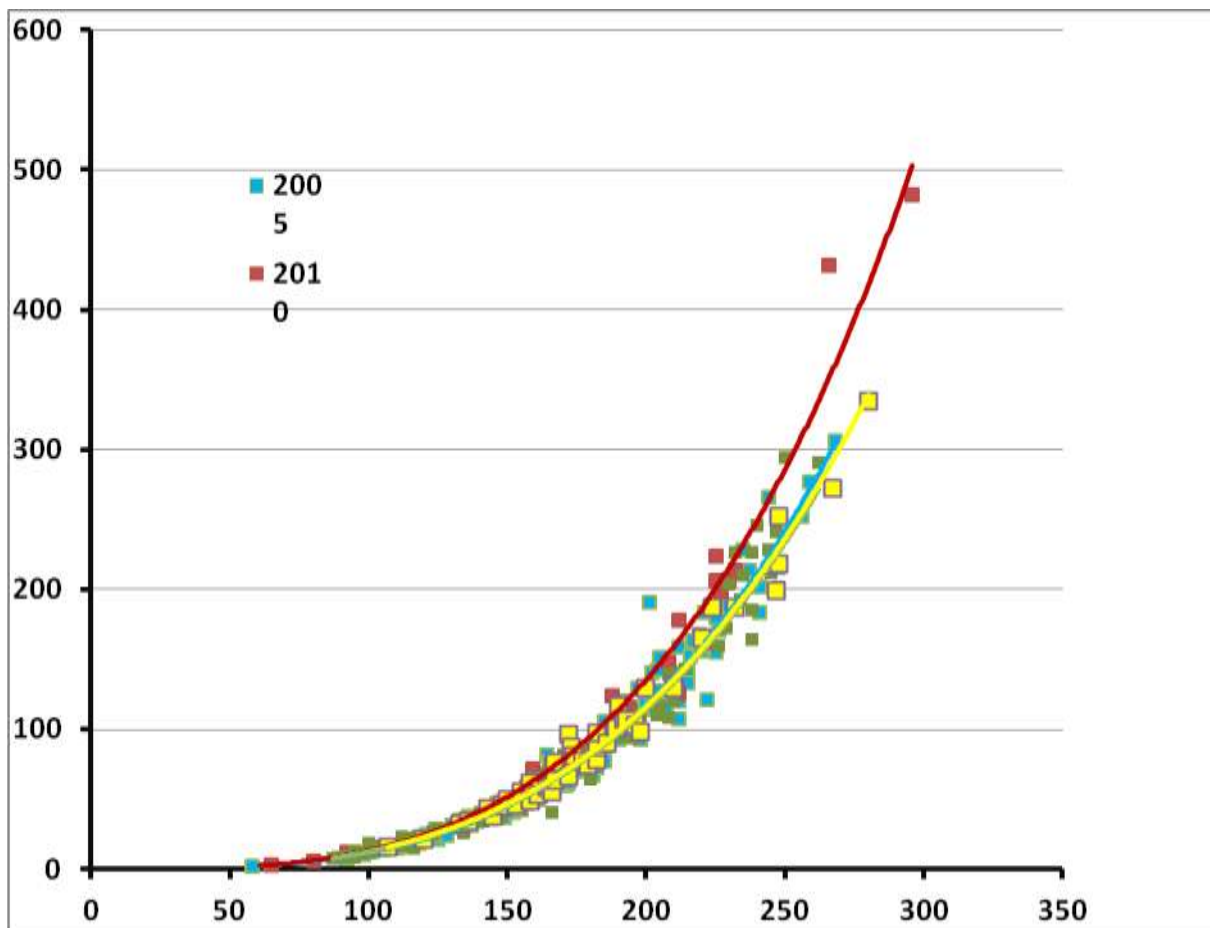


Figure 28 Relation taille – poids pour le poisson-chat (2005-2010-2012)



Le rendement numérique de la grémille a doublé en 2010-2011-2012 par rapport à 2005 mais est stable sur ces 3 années.

Les structures en taille sont très proches entre 2010, 2011 et 2012 (Fig. 29). La population est dominée par des poissons de 7-8 cm alors qu'en 2005 le mode est centré sur des poissons de 9-10 cm. Les relations tailles-poids sont similaires (Fig. 30).

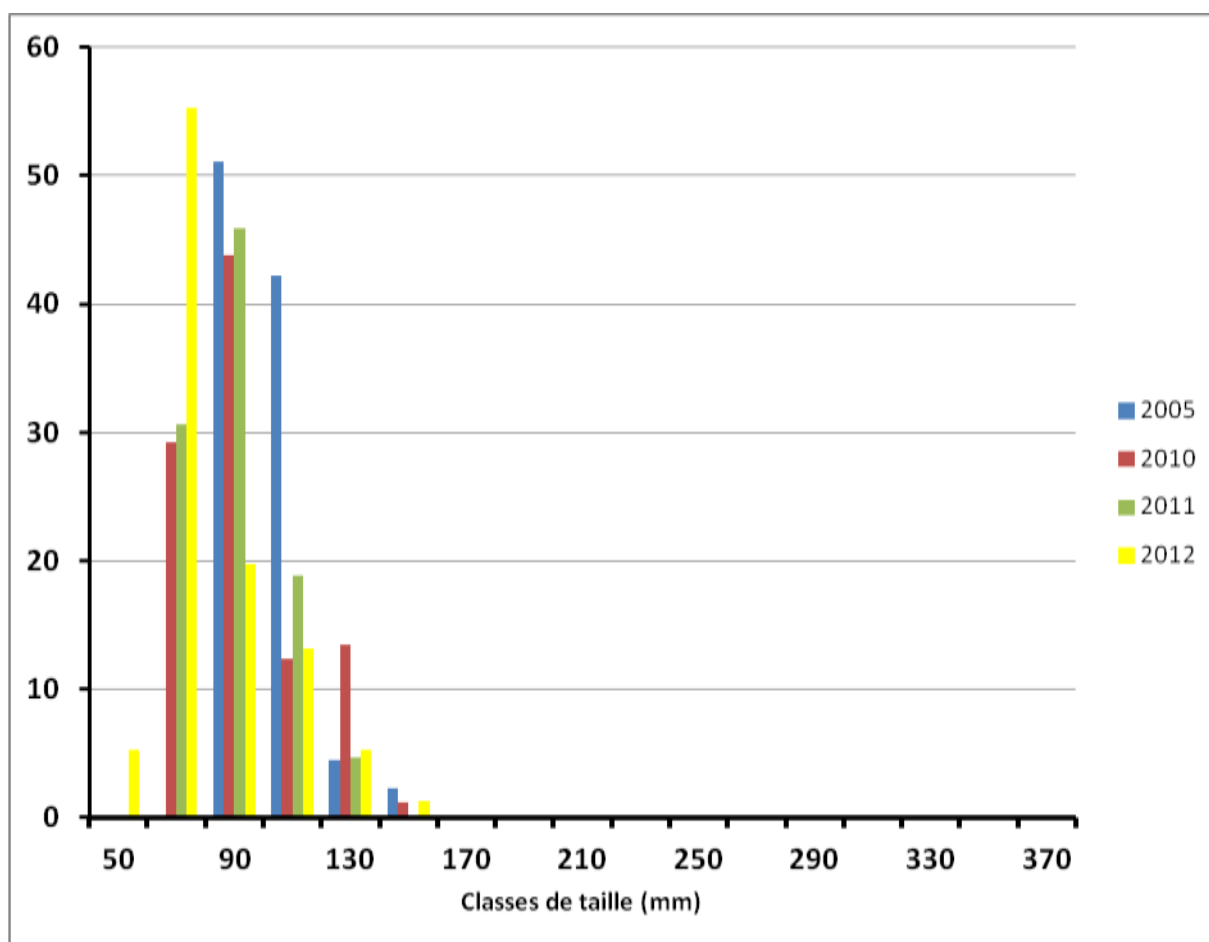


Figure 29 Structure en taille de la population de grémille

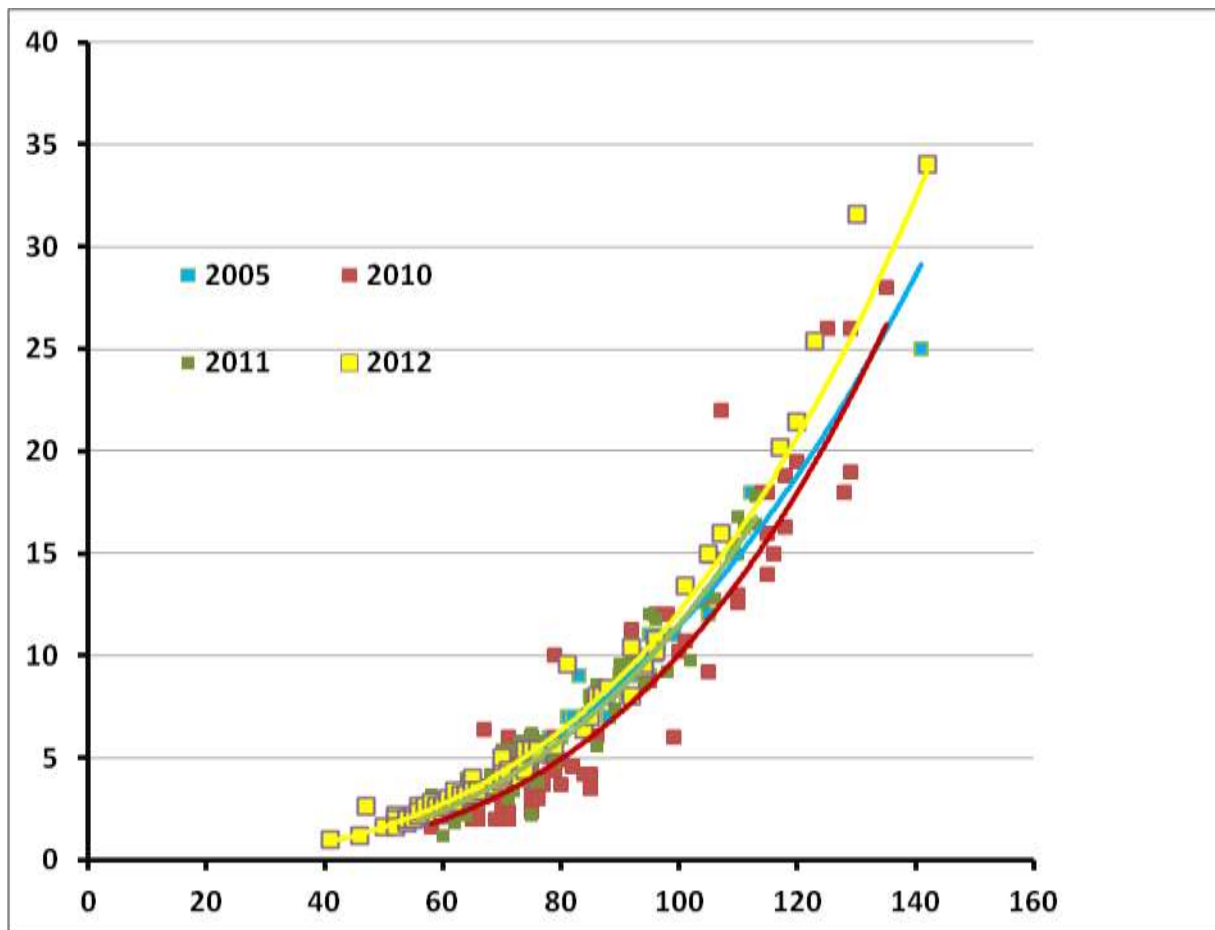


Figure 30 Relation taille – poids pour la grémille (2005-2010-2011-2012)

III.3. Suivi halieutique

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

III.3.1. Statistiques de pêche professionnelle

Les statistiques de pêche des professionnels sont connues depuis 1920 mais nous avons fait le choix de ne présenter les captures qu'à partir du milieu des années 90 (Figure 31), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres comparables.

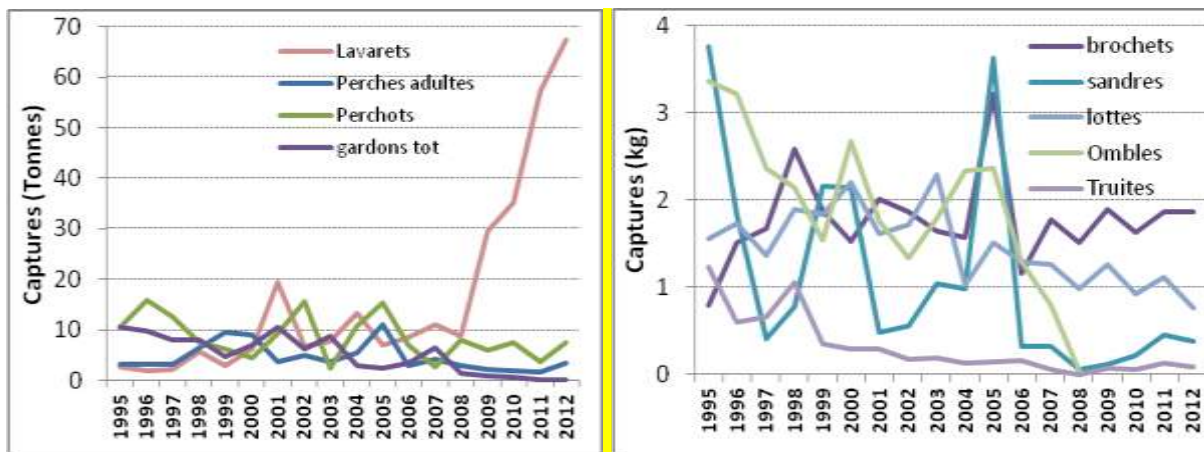


Figure 31 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2012 (données DDT73)

La saison 2012 représente la meilleure année d'exploitation depuis 1995 avec 81,7 tonnes de poissons capturés, toutes espèces confondues.

Cette année est une nouvelle fois marquée par un niveau de capture élevé de corégones (67 tonnes). Entre 2011 et 2012, les captures ont encore évolué de 10 tonnes (niveau de captures annuelles des années 2000). Depuis 2008, on constate une progression exceptionnelle de cette espèce : les captures, qui étaient inférieures à 1 tonne par an dans les années 80, sont passées d'une moyenne de 10 tonnes par an à plus de 50 tonnes en l'espace de 3 ans. Les pêches scientifiques confirment cette tendance puisqu'entre 2005 et 2012, les rendements de captures ont été multipliés par 10.

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 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'1,7 tonnes par an. Les captures de sandre quant à elles connaissent de plus fortes variations avec des pics tous les 4-5 ans à plus de 2 tonnes. Mais depuis 2005, les captures stagnent à 200 kg. Une légère progression à 400 kgs a pu être constatée en 2011-2012. Enfin, les prises de lottes sont en légère baisse sur la chronique 1995-2012 passant d'1,7 tonnes en moyenne à 1,1 tonnes.

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).

Les pêcheurs amateurs s'intéressent depuis peu à la pêche du corégone. Entre 2004 et 2007, les rendements de capture étaient inférieurs à 0,5 corégonnes par sortie (Fig. 31). Depuis 3 ans, ceux-ci ont nettement progressé et les CPUE sont à présent multipliées par 5. Les variations mensuelles (Fig. 31) montrent chaque année le même schéma : c'est-à-dire 2 pics de captures, un premier en début de saison de pêche (mars – avril) et un deuxième en fin de saison (septembre – octobre). Ces fluctuations sont étroitement liées aux fluctuations de la densité de zooplancton : en effet, au cours des épisodes de faibles productions de zooplancton (cf chapitre dynamique du zooplancton du présent rapport), les corégones basculent pour s'alimenter sur des larves d'insectes. Ils sont alors plus capturables par les amateurs qui utilisent les imitations de ces larves pour la capture de cette espèce. En 2012, le rendement a encore progressé en passant à plus de 3 corégonnes par sortie en moyenne. En 2011 et 2012, les variations mensuelles sont toujours marquées par 2 pics de capture. Toutefois, le creux observé entre ces 2 pics présente des niveaux de captures compris entre 1 et 2 corégonnes par sortie, ce qui est plutôt favorable.

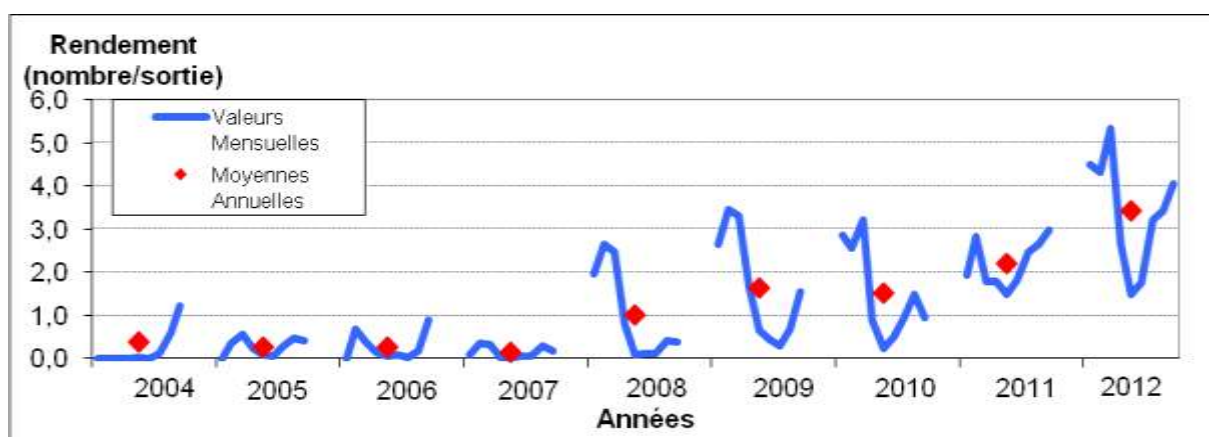


Figure 31 Rendements de capture de corégonnes de la pêche amateur entre 2004 et 2012

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Fig. 32). L'étude menée sur l'efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) a montré que la population d'omble chevalier du Bourget est encore très dépendante de celui-ci (90 %). Ainsi, un pic de capture est souvent en relation avec un fort niveau d'alevinage pratiqué 3 ans auparavant. Depuis 2008, l'omble chevalier est sous le coup d'un arrêté préfectoral d'interdiction de pêche à des fins de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB. De nombreux amateurs ont

donc délaissé la pêche à la traîne spécifique à la capture de l'espèce mais certains continuent et choisissent de garder ou de relâcher leurs poissons induisant ainsi un biais dans les rendements calculés après 2008. Le suivi spécifique du groupe de pêcheurs volontaires, dont les captures sont représentatives de celles de l'ensemble des pêcheurs, permet d'estimer ce qu'aurait pu être le rendement depuis l'arrêt de 2008. En effet, entre 2009 et 2012, les CPUE ont été recalculés sur la base des ombles capturés au dessus de la taille légale de 30 cm, c'est-à-dire les poissons qui étaient systématiquement gardés par les pêcheurs avant 2008. Ainsi, en l'absence d'arrêt, les saisons 2009 et 2010 se seraient classées parmi les meilleures depuis le début du suivi mais les saisons 2011 et 2012 semblent moins favorables et on constate une forte chute des rendements de capture. Cette baisse peut être mise en relation avec une réduction des alevinages opérée depuis 2009 suite à l'arrêt de l'intérêt commercial de l'espèce.

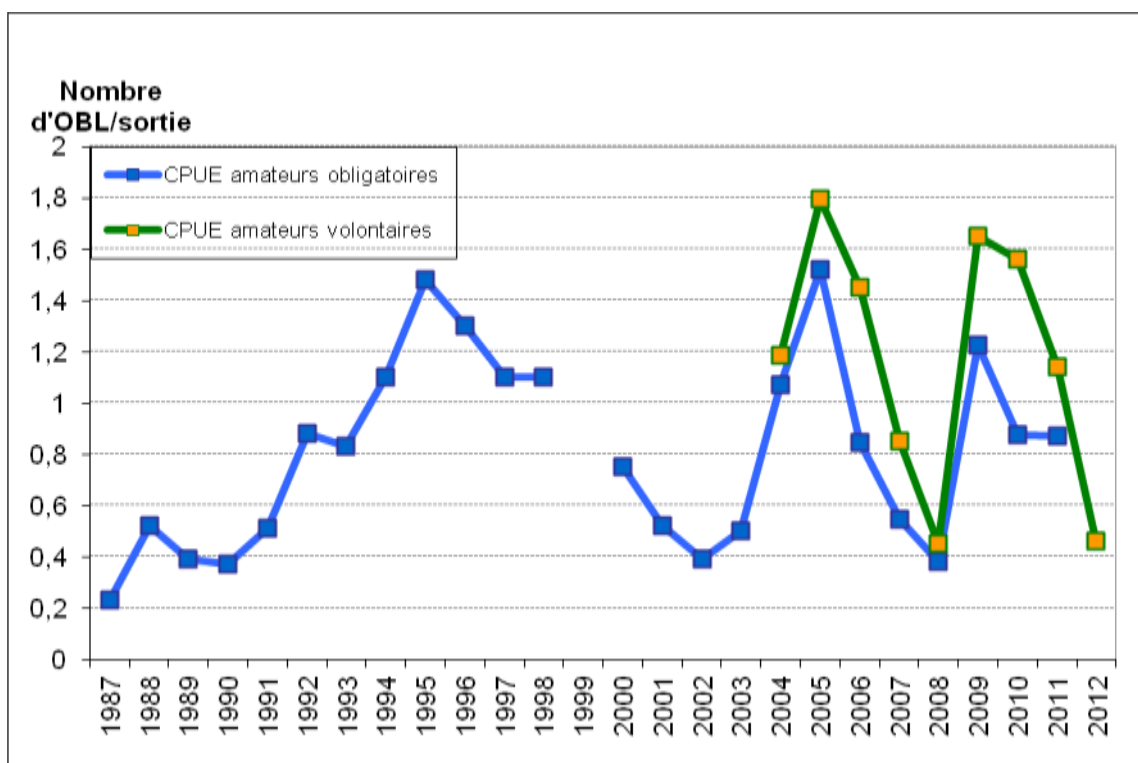


Figure 32 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2012

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 90 et les années 2000 (Fig. 33a). Au cours des 2 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. 33a). 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. Des CPUE basées sur les sorties dédiées à la capture du brochet sont calculables à partir des données recueillies auprès du

groupe de pêcheurs volontaires. On constate ainsi que, sur la chronique 2004-2012, les rendements de captures sont stables et varient autour d'2 brochets par sortie (Fig. 33b).

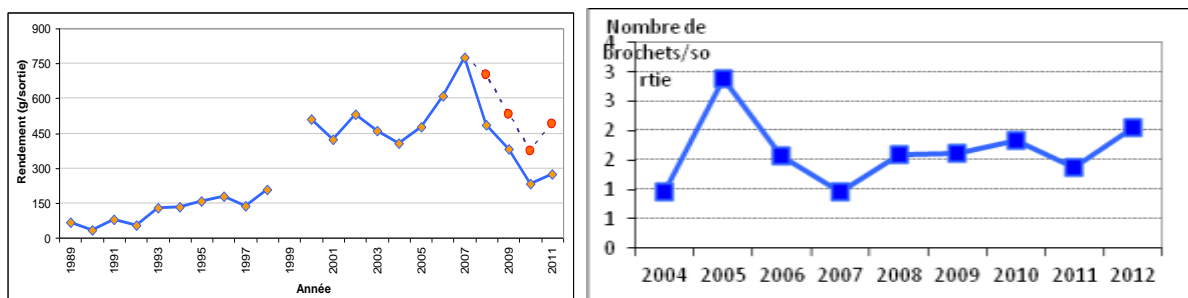


Figure 33 Rendements pondéraux des brochets (a) et numériques (b)

IV. Discussion

La diversité piscicole du lac apparaît 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. Le rendement de pêche pondéral est stable, plus de 10 kg/1000 m² et est proche de 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, 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 2010-2012. La population de lavaret est à nouveau présente en grande quantité comme l'atteste les statistiques de pêches (67 tonnes pour les professionnels en 2012 contre moins de 7 tonnes en 2005). Les juvéniles de l'année sont en diminution mais le faible nombre de poissons pêchés ne permet pas d'être affirmatif sur la baisse significative ou non du rendement. Le rendement de corégones adultes capturés par les pêches scientifiques continue de progresser. Les poissons âgés de 2 ans sont stables et des poissons de 3 ans apparaissent 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 nos pêches est difficile à interpréter avec rigueur (peu d'individus capturés) : sous échantillonnage ou baisse réelle ?

Le nombre de corégones capturés au cours de cette étude, une quarantaine, permet d'obtenir des informations plus précises que les années précédentes 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 échantillonné par la norme DCE (Decelières-Vergés et Guillard, 2008).

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. Néanmoins on observe :

- des populations de perche et de gardon à des niveaux hauts mais et 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). Les 4 campagnes de pêche scientifiques montrent une forte variation du rendement de capture en ce qui concerne les alevins de l'année alors que pour les perches adultes le rendement fluctue moins mais semble montrer une diminution progressive depuis le début du suivi. Cette diminution du rendement des adultes devra être surveillée afin de pouvoir maintenir un stock de géniteurs suffisants. Les données de densités obtenues par acoustique amplifient cette tendance, puisque en 2011 les densités apparaissent faibles (~ 700 individus.ha⁻¹ contre plus de 2300 individus.ha⁻¹ en 2010 alors qu'en 2012 les chiffres atteignent des valeurs supérieures à 7000 individus.ha⁻¹). Les différences observées par la pêche ne sont pas aussi significatives et montrent bien la nécessité d'avoir des approches conjointes afin d'avoir une image globale du peuplement (Yule *et al.*, 2013). 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 population de sandre dont les captures de la pêche professionnelle stagnent depuis 2005 autour de 200 kg semble être stable avec un niveau faible. 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 2012 a vu un nombre de brochets capturés équivalent à 2010 après une année faible en 2011 (18 contre 4 en 2005, 21 en 2010, 7 en 2011). La fluctuation des rendements entre 2005 et 2012 est davantage à relier à la capturabilité variable de cette espèce par les filets plutôt qu'à la variabilité du 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 moyen équivalent à 2010. 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.
- stabilisation de la population de grémille. Les rendements de capture ont doublé entre 2005 et 2010-11-12 mais sont stable depuis 3 ans.

- 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 2010 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.

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.

L'image du peuplement de poisson du lac du Bourget permet ainsi de confirmer les tendances d'amélioration de la qualité des eaux observées aux travers des autres indicateurs. Si les perturbations majeures subies par le lac du Bourget au cours des 50 dernières années ont été l'eutrophisation, qui semble 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 du 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 du Bourget. L'analyse croisée des études scientifiques et des suivis halieutiques (statistiques de pêche et échantillonnage des captures) donne la possibilité de vérifier la convergence des informations. Ces informations vont globalement dans le même sens, une amélioration de la qualité des eaux du lac. Déjà constaté sur les compartiments eau et plancton dans le cadre du suivi annuel du lac, cette amélioration est renforcée à présent par la réponse du compartiment biologique supérieur, le poisson, avec le retour 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 LES MACROINVERTEBRES ET SUR L'EVALUATION DE LA CAPACITE BIOGENIQUE GLOBALE

Depuis de nombreuses années le lac du Bourget fait l'objet d'un suivi scientifique réalisé par l'INRA, le CISALB et la CALB. Basé sur l'étude approfondie des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du compartiment pélagique ce suivi a été complété en 2012 par une analyse biologique du compartiment benthique (SOERE GLACPE), au travers de l'étude des communautés de macroinvertébrés benthiques.

I. Introduction

Les peuplements de macroinvertébrés benthiques, constitués de nombreux groupes taxonomiques occupant des niveaux trophiques variés (des consommateurs primaires aux grands prédateurs) et présentant une durée de vie aquatique d'au moins une année, sont hautement intégrateurs de l'ensemble des phénomènes physiques, chimiques et biologiques se déroulant dans la masse d'eau et dans les sédiments (Milbrink et al. 2002, Verneaux & Verneaux 2002). Ils tiennent également une place importante dans le fonctionnement trophique lacustre global assurant un couplage entre les réseaux trophiques pélagiques et benthiques. Ainsi les macroinvertébrés benthiques sont-ils, depuis longtemps, à la base de nombreuses typologies lacustres (Brundin 1949, Sæther 1979, Thienemann 1921, Wiederholm 1980) et de méthodes indicielles de caractérisation de la qualité biologique des lacs comme l'Indice Oligochètes Lacustres (IOBL, AFNOR NF T90-391), l'Indice MOLLusques (IMOL, Mouthon 1993) ou encore le Biotic Quality Index (BQI, Wiederholm 1980, Kansanen 1990).

L'application de ces typologies et méthodes indicielles ayant montré, dans certains lacs, une inadéquation des interprétations trophiques proposées (Verneaux 1996) ou un manque de sensibilité des méthodes basées sur un unique groupe taxonomique échantillonné en zone profonde, le laboratoire Chrono-Environnement a développé une nouvelle méthode indicielle de caractérisation biologique des lacs (l'Indice Biologique Lacustre, IBL) prenant en compte l'ensemble des macroinvertébrés benthiques dont la distribution bathymétrique est interprétée en tant que résultante fonctionnelle (Verneaux et al. 2004b).

En 2011, les IBLs du lac d'Annecy et du lac Léman ont également été déterminés et une comparaison des résultats obtenus sur ces 3 grands lacs périalpins est incluse dans ce rapport.

II. Matériels et méthodes

II.1. Descriptif du protocole de l'IBL

I.1.1. Principe et fondements

L'Indice Biologique Lacustre (IBL) est une méthode pratique d'évaluation de la capacité biogène d'un système lacustre. Il repose sur l'étude de la diversité et de la distribution bathymétrique des communautés

de macroinvertébrés vivant dans les sédiments, et plus particulièrement sur la réponse des peuplements aux caractéristiques chimiques et physiques de l'interface eau-sédiment notamment concernant la teneur en oxygène et le taux de matière organique (Verneaux et al. 2004a). Ces deux derniers descripteurs mésologiques sont les deux facteurs principaux influençant les communautés macrobenthiques (Prat 1978, Real & Prat 1991). Cette méthode IBL propose le calcul d'un indice compris entre 0 et 20 qui rend compte de la capacité biogène globale du système toutes causes confondues. Il est interprété selon deux niveaux ; un niveau quantitatif traduisant un potentiel biogénique et un niveau qualitatif traduisant une résultante fonctionnelle lacustre (capacité à transférer la matière organique aux consommateurs).

I.1.2. Protocole

Les substrats minéraux fins (plus ou moins organiques) sont prélevés à l'aide d'une benne Eckman modifiée qui permet de récolter les cinq premiers centimètres de sédiments. Les macroinvertébrés sont échantillonnés avant les émergences estivales de nombreuses espèces d'insectes. L'échantillonnage est réalisé à deux profondeurs :

- en zone littorale à 2 mètres de profondeur ($Z_l = 2\text{m}$) ;
- en zone profonde sur l'isobathe correspondant au 2/3 de la profondeur maximale ($Z_f = 0,66 Z_{\text{max}}$).

Le nombre d'échantillons réalisés sur chaque isobathe est proportionnel à leur longueur L (en km) selon la formule adaptée aux grands lacs (Verneaux & Verneaux 2002) : $n = 1,5\sqrt{10 L}$. Chaque échantillon est constitué par le contenu de deux bennes Ekman en zone littorale et d'une benne en zone profonde.

Chaque échantillon est filtré sur le terrain dans un tamis de 250 μm de vide de maille et les refus de tamis sont conditionnés individuellement et additionnés de formol (concentration finale = 5%).

Au laboratoire les macroinvertébrés sont triés sous loupe binoculaire puis identifiés au genre pour la majorité des groupes taxonomiques, exceptés les Hydrozoaires, les Bryozoaires et les Hydracariens (Embranchement), les Nématodes (Classe), les Oligochètes (3 groupes ; Tubificidae avec soies capillaires, Tubificidae sans soies capillaires et autres oligochètes) et les Diptères autres que les Chironomidae (famille). Les identifications sont réalisées selon l'ouvrage de Tachet et al. (2003). L'identification générique des Chironomidae, plus complexe, nécessite un montage entre lame et lamelle puis une observation en microscopie. L'ouvrage d'identification utilisé est celui de Wiederholm (1983). Les identifications et les comptages permettent d'établir un répertoire taxonomique par profondeur.

Les résultats de l'IBL sont présentés sous la forme d'un tableau récapitulatif des descripteurs, sous-indices et indice IBL établis à partir du répertoire taxonomique obtenu à chaque profondeur.

I.1.3. Calcul de l'indice IBL

L'Indice Biologique Lacustre intègre cinq descripteurs :

- v_l : richesse taxonomique littorale correspondant au nombre de taxons collectés à Z_l ;
- d_l : densité littorale correspondant au nombre d'individus par m^2 à Z_l ;
- v_f : richesse taxonomique profonde c'est-à-dire à $Z_f = 0,66 Z_{\text{max}}$;
- k : coefficient de correction du déficit taxonomique relatif entre Z_l et Z_f $k = (0,033 v_l) + 1$;

- q1 : sténoécie de la faune littorale. Un indice q1 est attribué à divers taxons (Tableau I) et décroît de 1 à 0,1 avec l'augmentation du niveau de tolérance du taxon retenu, celui-ci étant le taxon de plus faible niveau de tolérance ayant un pourcentage d'occurrence d'au moins 50% des échantillons littoraux.

Tableau I Indice de sténoécie des taxons repères de la zone littorale des lacs.

Les taxons sont classés dans un ordre décroissant de sténoécie.

q1	Taxons repères (occ ≥ 50% n1)
1	<i>Ephemera</i> – <i>Paratendipes</i> – <i>Heterotrissocladius</i> – chaque genre de Plécoptères
0,9	Chaque genre de Trichoptères et Ephéméroptères exceptés <i>Ephemera</i> et <i>Caenis</i>
0,8	Chaque genre de Diamesinae et Orthoclaadiinae exceptés <i>Cricotopus</i> (sensu lato) et <i>Heterotrissocladius</i> – Chaque genre de Tanytarsini exceptés <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> et <i>Tanytarsus</i>
0,7	Chaque genre de Tanypodinae exceptés <i>Procladius</i> et <i>Tanypus</i> – Chaque genre de Chironomini exceptés <i>Paratendipes</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> et <i>Chironomus</i>
0,6	<i>Sialis</i> , <i>Pisidium</i> , <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> , <i>Tanytarsus</i> et <i>Prodiamesinae</i>
0,5	<i>Caenis</i> , <i>Tanypus</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> , <i>Cricotopus</i> (sensu lato)
0,4	<i>Chironomus</i> , <i>Procladius</i>
0,3	Oligochètes exceptés Tubificidae
0,2	<i>Chaoborus</i> – Tubificidae sans soies capillaires
0,1	Tubificidae avec soies capillaires, Nématodes

Ces descripteurs permettent le calcul de deux sous indices, le sous-indice Biologique littoral et le sous-indice de Déficit faunistique, dont la combinaison donne l'IBL (Fig. 1).

- ✓ BI : sous-indice biogénique littoral. Fortement corrélé à la minéralisation des eaux, il exprime le potentiel biogène du système (Verneaux et al. 1995, 2004).

$$BI = (\sqrt{VI}) * (ln DI)$$

- ✓ Df : sous-indice de déficit taxonomique. Il rend compte de la régression de la variété taxonomique avec l'augmentation de la profondeur. Corrélé aux conditions d'oxygénation des eaux profondes sur un cycle annuel et aux teneurs en matière organique des sédiments, il est interprété en tant que résultante fonctionnelle du système.

$$Df = (\sqrt{((k*vf)/VI)}) * q1$$

Ce sous-indice prend également en compte la sténoécie de la faune littorale (q1) afin de discriminer les lacs ayant une régression faunistique très faible. En effet, ceux-ci peuvent être caractérisés soit par des conditions mésologiques optimales en zone profonde soit par des conditions mésologiques très contraignantes dès la zone littorale. Dans ce dernier cas, seuls sont présents dans le peuplement littoral des taxons euryèces (q1 faibles).

- ✓ IBL : Indice Biologique Lacustre. Cet indice fournit une note entre 0 et 20 au système étudié.

$$IBL = 2,5 \sqrt{(BI * Df)}$$

Il représente la capacité biogénique du système lacustre toutes causes confondues (Verneaux et al. 2004b) autrement dit, il exprime son aptitude ou non à produire de la macrofaune consommatrice benthique et à la conserver avec la profondeur. Il permet également de définir la résultante fonctionnelle du système, *i.e.* sa capacité à transférer la matière organique au sein des réseaux trophiques.

III. Application de l'IBL au lac du Bourget

Le protocole IBL a été appliqué au lac du Bourget les 10 et 11 mai 2012 (Tableau II).

Tableau II Caractéristiques de l'échantillonnage des macroinvertébrés sur le lac du Bourget.

	Zl	Zf	Zmax
Profondeur (m)	2	96-100	145
L isobathes (km)	42	30	Non déterminée
n échantillons	nl=11	nf=9	n _{Zmax} =1
n benne/échantillon	2	1	1
Surface échantillonnée (m ²)	0,462	0,189	0,021

Dans le lac du Bourget une isobathe supplémentaire a été prospectée correspondant à la profondeur maximale du lac (Zmax = 145m). Les échantillons sont répartis sur l'ensemble de chaque isobathe d'après la carte ci-dessous.

III.1. L'indice Biologique lacustre

Le répertoire taxonomique établi sur le lac du Bourget permet de déterminer les sous-indices puis le calcul de l'IBL (Tableau III).

Tableau III Descripteurs des peuplements de macroinvertébrés benthiques, valeurs des sous-indices et de l'indice biologique lacustre résultant, obtenus sur le lac du Bourget. vl : richesse taxonomique littorale, dl : densité (ind/m²), BI : sous-indice Biogénique littoral, ql : indice de sténoécie de la faune littorale, k coefficient de correction, vf : richesse taxonomique profonde, Df : sous-indice de Déficit faunistique, IBL : Indice Biologique Lacustre.

	vl	dl	BI	ql/1	k	vf	(k*vf)/vl /1	Df/1	IBL/20
Bourget	61	12139	73,5	0,8	3,013	10	0,5	0,56	16

La richesse taxonomique ainsi que la densité du peuplement de macroinvertébrés en zone littorale sont particulièrement élevées conduisant à une forte valeur du sous-indice BI. La perte de richesse taxonomique avec la profondeur est nettement supérieure à celle attendue selon le modèle de régression faunistique proposé dans l'IBL ($k*vf/vl < 1$) et le taxon repère en zone littorale ne présente pas une sténoécie très importante ($ql < 1$). Ainsi, le sous-indice de Déficit taxonomique est-il assez faible ($Df = 0.56/1$). L'indice biologique lacustre résultant (16/20) est cependant assez élevé, la faible valeur de Df étant compensée par la très forte valeur de BI.



Carte I répartition des stations d'échantillonnage

III.2. Composition des peuplements littoraux et profonds

Le peuplement littoral de macroinvertébrés benthiques du lac du Bourget est largement dominé numériquement par les Annélides Oligochètes et les Diptères Chironomidae qui totalisent plus de 75% de la densité macrobenthique (Fig. 1a). Les Mollusques Bivalves, dominés par deux espèces invasives (*Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*) représentent près de 18% de la densité du peuplement. Les groupes taxonomiques les plus sténoèces (Trichoptères, Ephéméroptères) montrent en revanche des densités et des occurrences très faibles à l'exception du genre *Caenis* (densité > 350 ind.m⁻², présent dans 82% des échantillons littoraux), genre d'Ephéméroptère thermophile et saprophyte. L'indice de Diversité de Shannon est assez élevé ($H'=3,8$) et l'équitabilité est supérieure à 0,5/1 ($E= 0,6/1$).

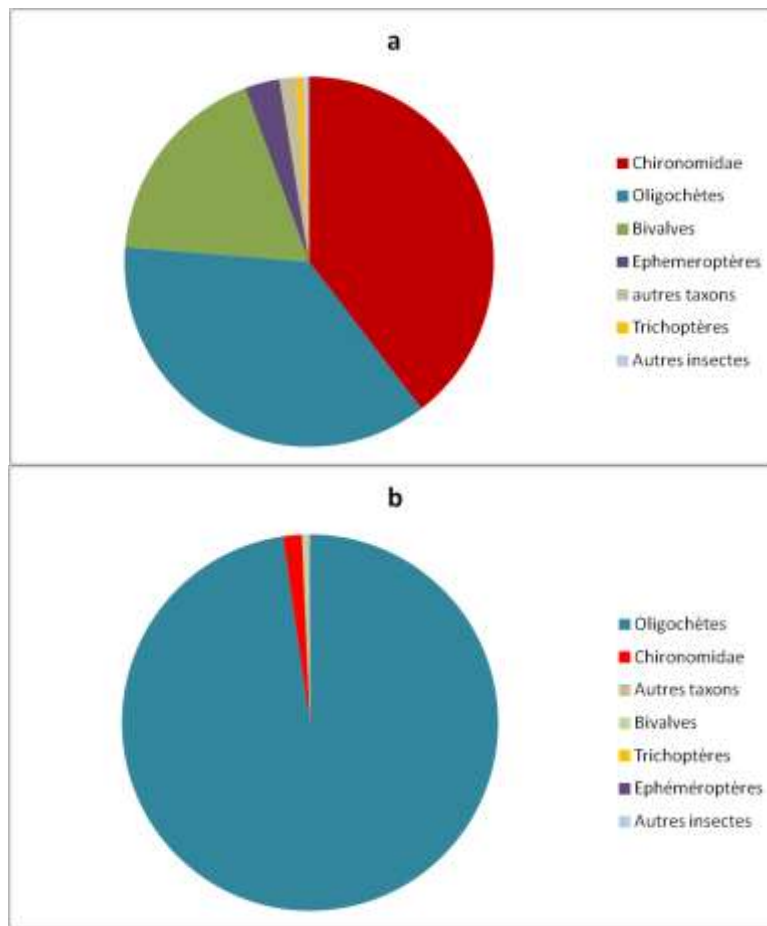


Figure 1 Densités relatives des différents groupes taxonomiques composant le peuplement littoral (a) et profond (b) du lac du Bourget

Dans le peuplement chironomidien littoral les genres considérés comme indicateurs des conditions d'oxygénation (Quinlan & Smol 2001) sont essentiellement moyennement oxyphiles (*Polypedilum*, *Psectrocladius*, *Cladotanytarsus*, Fig. 2). Ils représentent plus de 70% de la densité des taxons indicateurs et leurs optimums d'oxygénation se situent entre 3 et 4 mg^l⁻¹ (Quinlan 2001).

Parmi les genres chironomidiens littoraux considérés comme indicateurs des niveaux trophiques des milieux (Luoto 2011) dominent les genres dont les préférendums habitationnels sont mésotrophes (10 µg^l⁻¹ < Phosphore total < 35 µg^l⁻¹) (Fig. 3).

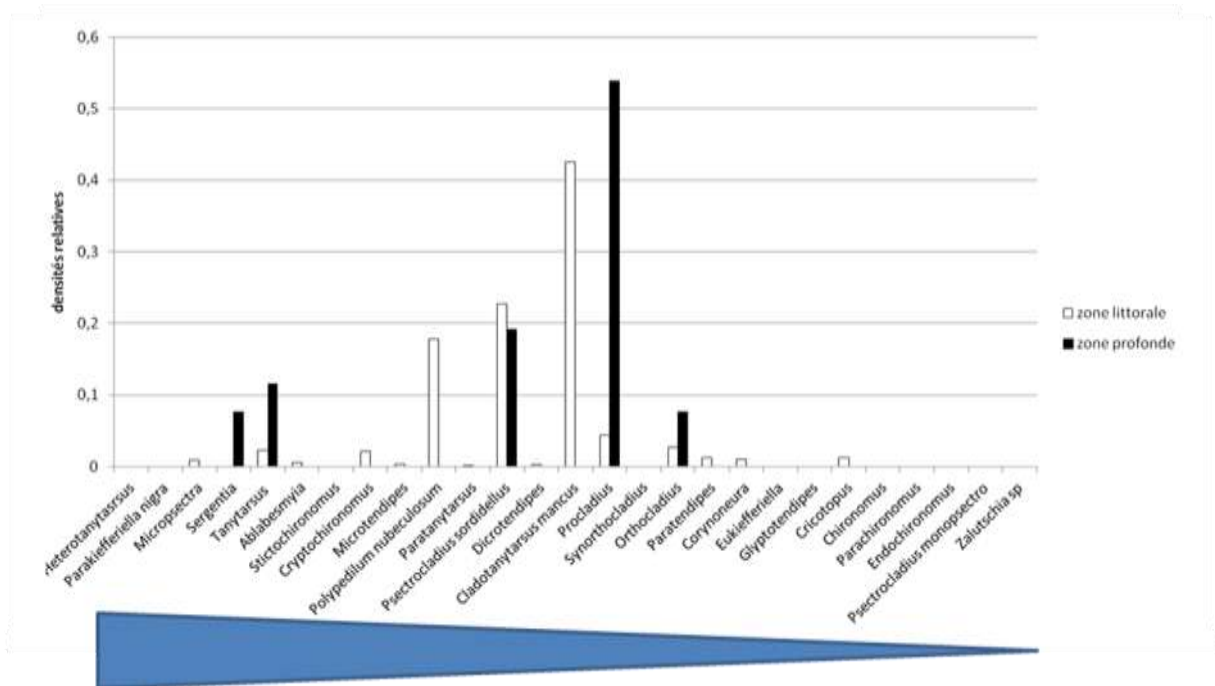


Figure 2 Densités relatives des genres chironomidiens indicateurs présents dans les peuplements littoraux et profonds et classés dans un ordre décroissant d'oxyphilie (Quinlan & Smol 2001)

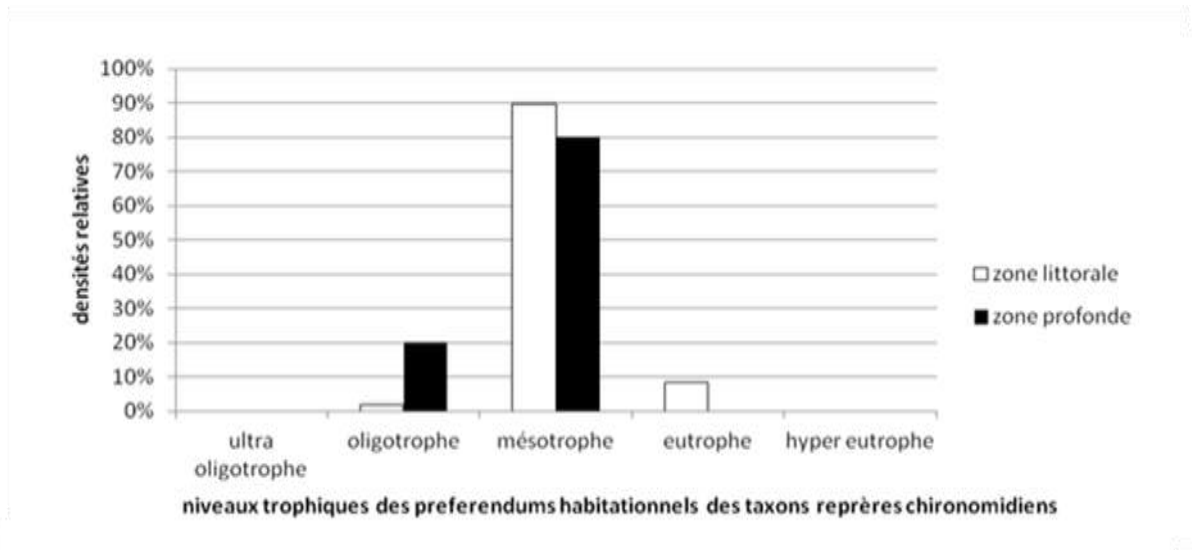


Figure 3 Répartition des densités relatives des taxons chironomidiens indicateurs en fonction des niveaux trophiques de leur préférendus habitationnels (Luoto 2011)

Dans la zone profonde, entre 96 et 100 m, les Annélides Oligochètes totalisent 98% de la densité des macroinvertébrés benthiques (Fig. 1b) et sont essentiellement représentés par les Tubificidae à soies capillaires (78% de la densité des Oligochètes). La diversité de Shannon est faible ($H'=1,2$) ainsi que l'équitabilité ($E=0,3$).

Le peuplement chironomidien est particulièrement peu dense à cette profondeur (139 ind.m^{-2}). Les genres chironomidiens indicateurs de l'oxygénation des eaux les plus abondants (70% des effectifs des genres indicateurs) sont peu oxyphiles (optima inférieurs à 4 mg l^{-1}) et un grand nombre de genres

moyennement oxyphiles (optima entre 3 et 5 mg^l⁻¹) sont absents du peuplement profond. On note toutefois la présence, en densité très faible (10 ind.m⁻²) du genre *Sergentia* dont l'optimum d'oxygénation est supérieur à 5 mg^l⁻¹. Tout comme en zone littorale les genres considérés comme indicateurs des niveaux trophiques sont dominés par les genres dont les préférendums habitationnels sont mésotrophes (Fig. 3). L'apparente augmentation, entre la zone littorale et la zone profonde, des effectifs relatifs des genres à préférendums oligotrophes n'est en fait qu'un artéfact d'une forte diminution des effectifs chironomidiens profonds parmi lesquels seuls un très petit nombre de genre sont répertoriés comme indicateurs de niveau trophique des milieux (Luoto 2011). En zone profonde les genres chironomidiens indicateurs ne représentent que 10 individus au total.

A la profondeur maximale du lac, un effectif très faible (3 individus, 2 Oligochètes et 1 Chironomidae) récolté dans l'unique échantillon prélevé ne permet pas d'analyser la composition du peuplement à cette profondeur. Il semble qu'à la profondeur maximale du lac le peuplement macrobenthique soit particulièrement pauvre.

III.3. Interprétation des résultats

L'indice Biologique Lacustre permet de caractériser les lacs selon deux niveaux : un niveau quantitatif au travers du sous-indice Biogénique littoral (Bl) et un niveau qualitatif par le sous-indice de Déficit taxonomique (Df) (Fig. 4).

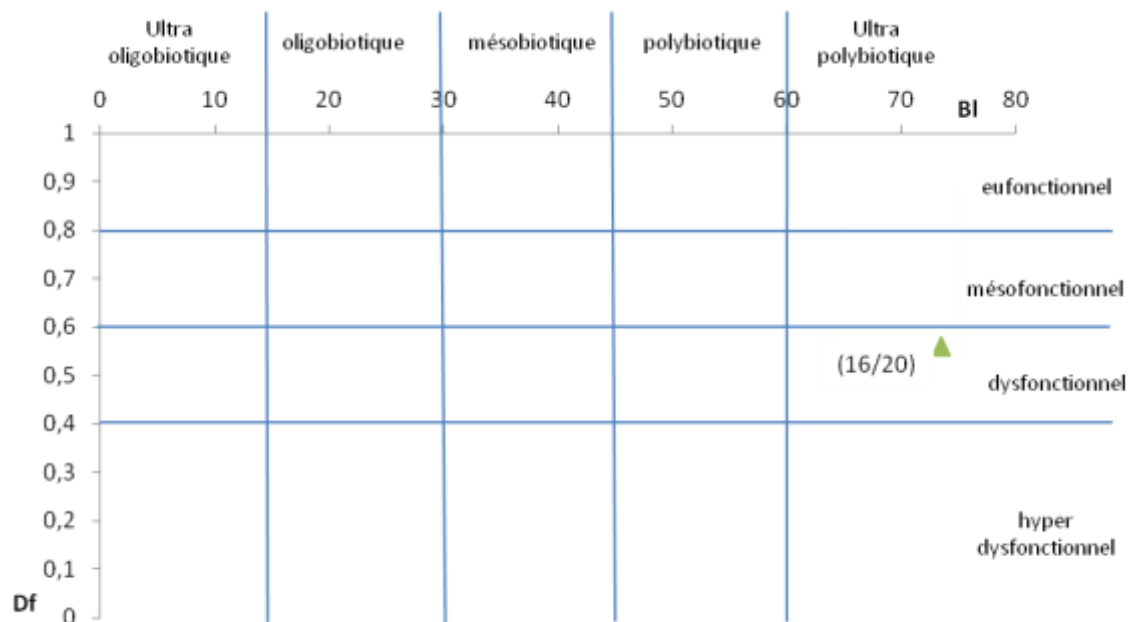


Figure 4 Positionnement du lac du Bourget dans le graphique d'interprétation de l'IBL. Bl : sous-indice Biogénique littoral, Df : sous-indice de déficit taxonomique

Le lac du Bourget avec un IBL de 16/20 présente une assez bonne capacité biogénique globale. Cette capacité biogénique globale résulte d'un très fort potentiel biogène (Bl) qui compense une faible valeur du déficit taxonomique (Df).

Le très fort potentiel biogène du lac du Bourget (BI>60) traduit sa très forte capacité à produire des consommateurs macroinvertébrés benthiques lorsque les conditions mésologiques sont les moins contraignantes (zone littorale). Le lac est alors qualifié de lac ultra polybiotique. En effet la densité et la richesse taxonomique du peuplement littoral sont particulièrement élevées (plus de 12 000 ind. m⁻² et plus de 60 taxons).

Dans les lacs dont la morphologie est de type LP (lacs profonds à zone littorale développée, Circulaire DCE n° 2005-11) et dont la zone littorale ne présente pas de perturbation (ql ≥ 0,9, présence d'un taxon très sténoèce dans au moins 50% des échantillons littoraux), le potentiel biogénique lacustre est très corrélé linéairement à la minéralisation des eaux (Fig. 5).

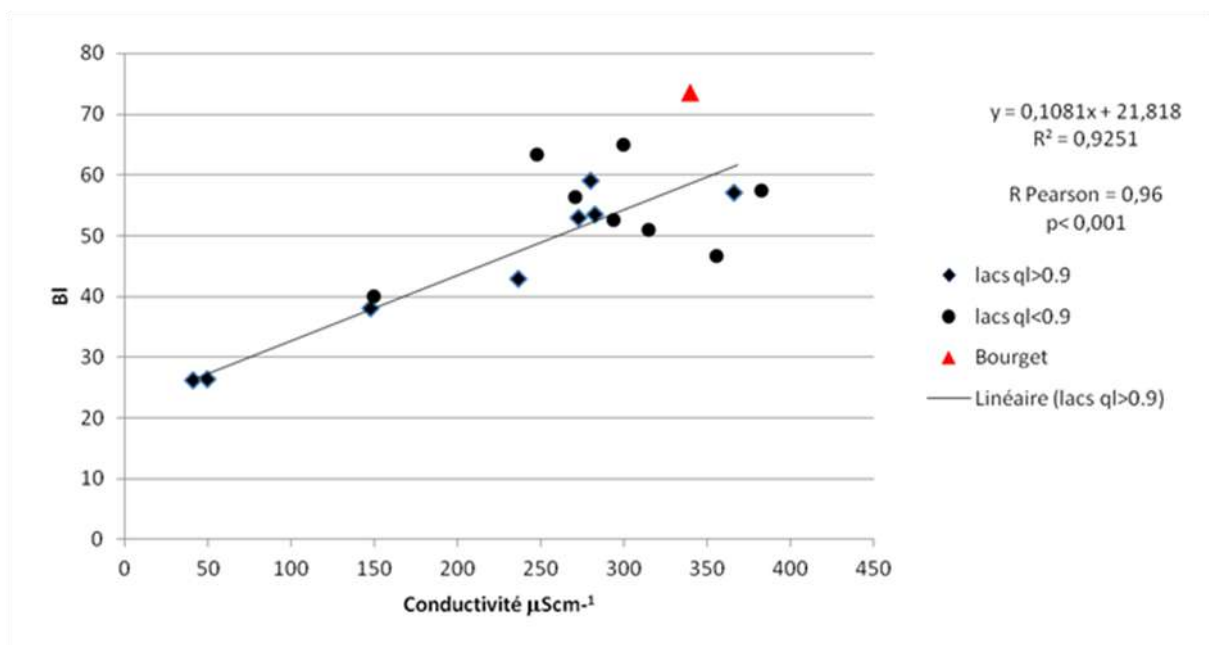


Figure 5 Relation entre la conductivité des eaux et le potentiel biogénique lacustre (BI) pour 8 lacs ne présentant pas de perturbation en zone littorale (losanges), 9 lacs présentant une perturbation dès la zone littorale (cercles pleins) et pour le lac du Bourget (triangle rouge)

Des perturbations habitationnelles et/ou fonctionnelles, affectant la sténoécie des peuplements littoraux (ql < 0,9) peuvent conduire à une divergence entre le potentiel biogénique attendu d'après la minéralisation des eaux et le potentiel biogénique évalué (Fig. 5). Les perturbations peuvent engendrer soit des potentiels biogéniques plus faibles (perte de taxons conduisant à une faible richesse taxonomique et/ou une faible densité) soit des potentiels biogéniques supérieurs (prolifération de certains taxons induisant des densités très élevées, développement de taxons peu sténoèces).

Le très fort potentiel biogénique du lac du Bourget dépasse la valeur attendue d'après sa conductivité. Il existe probablement une perturbation de la zone littorale qui peut résulter d'un enrichissement en matière organique disponible pour les consommateurs dont les moins sténoèces montrent alors des densités élevées (Oligochètes, Mollusques Corbiculidae, certains Chironomidae). L'hypothèse d'une perturbation littorale est corroborée par l'évaluation de la sténoécie du peuplement littoral (valeur de ql) qui n'est pas maximale dans le lac du Bourget (ql = 0,8/1) et qui traduit l'absence de développement des taxons les plus sténoèces dans plus de 50% des échantillons littoraux. De plus le peuplement chironomidien littoral est essentiellement composé de taxons moyennement oxyphiles et eury-oxybiontes ce qui témoigne de

l'existence dès la zone littorale de phénomènes d'hypoxie au niveau des substrats minéraux fins. Bien que les taxons chironomidiens indicateurs de niveaux trophiques soient majoritairement à préférendums mésotrophes, on note en zone littorale la présence de taxons à préférendums eutrophes représentant 8% des effectifs des taxons indicateurs alors que les genres à préférendums oligotrophes ne représentent que 2% des effectifs.

Avec un $Df < 0,6/1$ le lac du Bourget est un lac qualifié de dysfonctionnel. Le lac présente un transfert de la matière organique au sein du réseau trophique non optimal qui se traduit par une accumulation de matière organique en zone profonde et des phénomènes de désoxygénation excessive de l'hypolimnion. Cela provoque une perte plus importante de taxons entre la zone littorale et la zone profonde ($k.vf/vl < 1$) que celle attendue selon le modèle de régression taxonomique proposé dans l'IBL. En effet le peuplement macrobenthique profond est presque exclusivement constitué par des Oligochètes Tubificidae avec soies capillaires. Ce groupe taxonomique est saprophile et comporte des espèces adaptées aux hypoxies sévères voire aux anoxies. Au niveau du peuplement chironomidien profond le dysfonctionnement du lac conduit à la quasi disparition de la faune chironomidienne alors dominée par des genres peu oxyphiles (*Procladius*, *Psectrocladius*). Bien que le peuplement chironomidien profond soit dominé par des genres à préférendums habitationnels mésotrophes, la présence de genres à préférendums eutrophes indique un taux de matière organique important.

L'ensemble des caractéristiques du peuplement littoral du lac du Bourget :

- potentiel biogénique supérieur au potentiel biogénique théorique
- très faible densité des groupes taxonomiques les plus sténoèces
- dominance des chironomidae peu oxyphiles
- présence de chironomidae des milieux eutrophes

indique qu'une quantité assez importante de matière organique, autochtone ou allochtone, s'accumule dans les substrats fins de la zone littorale du lac. Initiant des activités de consommation et de dégradation importantes cela conduit à l'apparition de conditions hypoxiques à l'origine de l'absence des taxons les plus sténoèces (Plécoptères, *Paratendipes*) ou de leur rareté (*Ephemera*, Trichoptères, Coléoptères).

Les caractéristiques du peuplement profond du lac du Bourget :

- richesse taxonomique faible
- Déficit taxonomique inférieur à $0,6/1$
- quasi disparition des Diptères Chironomidae
- dominance d'un seul taxon, saprophile et euryoxybionte (Tubificidae avec soies capillaires)

témoignent d'un dysfonctionnement du lac qui accumule de la matière organique non transférée au sein des réseaux trophiques et dont l'hypolimnion présente des hypoxies voire des anoxies.

IV. Analyse comparative des IBLs obtenus sur les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget

Les résultats IBL du lac du Bourget peuvent être comparés à ceux obtenus en 2011 dans le cadre du SOERE GLACPE sur les lacs d'Annecy et Léman (Tableau IV et Fig. 6). Dans le lac d'Annecy un échantillonnage supplémentaire, réalisé à $0,83 \cdot Z_{max}$, permet de compléter la caractérisation de l'efficacité fonctionnelle du lac.

Tableau 4. Descripteurs des peuplements de macroinvertébrés benthiques, sous-indices et IBL obtenus dans les lacs du Bourget (2012), d'Annecy (2011) et Léman (2011). vl : richesse taxonomique littorale, dl : densité littorale (ind. m⁻²), BI : sous-indice Biogénique littoral, ql : sténoécie du taxon repère en zone littorale, k : coefficient de correction, vf : richesse taxonomique profonde, Df : sous-indice de Déficit taxonomique, IBL : Indice Biologique Lacustre, Df' : sous-indice de Déficit taxonomique calculé entre le littoral et 0.83*Zmax, IBL' : Indice Biologique Lacustre calculé avec Df'

	vl	dl	BI	ql/1	k	vf	(k*vf)/vl (/1)	Df/1	IBL/20
Bourget	61	12139	73,5	0,8	3,013	10	0,5	0,56	16
Annecy									
Zf =0.66 Zmax	51	4117	59,4	1	2,683	19	1	1	19
Zf' =0.83*Zmax					3,397	10	0,7	Df' = 0,8	IBL' = 17,5
Léman	49	10648	64,9	0,8	2,617	17	0,9	0,8	17,5

Des trois grands lacs périalpins étudiés, le lac du Bourget est celui dont la capacité biogénique globale (IBL =16/20) est la moins élevée alors que le lac d'Annecy présente une valeur IBL presque maximale (19/20).

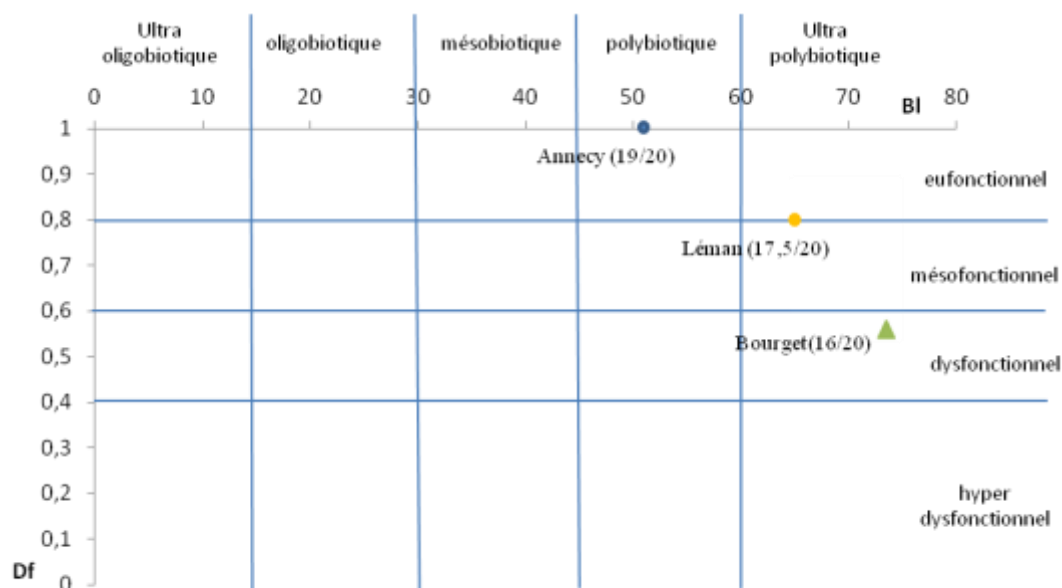


Figure 6 Positionnement des 3 grands lacs périalpins en fonction des sous-indices BI et Df (valeur de l'IBL)

Au niveau fonctionnel, le lac du Bourget est le seul à présenter un dysfonctionnement assez marqué ($Df < 0,6$) conduisant à le qualifier de lac ultra-polybiotique dysfonctionnel (Figure 6). Ce dysfonctionnement a un impact sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques observables dès la zone littorale ($ql < 1$, BI très élevé, prolifération de taxons peu sténoèces) et conduit à une disparition excessive de taxons en zone profonde ($k*vf/vl = 0,5/1$).

Le lac Léman (lac ultra-polybiotique méso-eufonctionnel) présente également une perturbation fonctionnelle (Fig. 7) cependant moins marquée ($Df = 0,8/1$) et dont les conséquences sur les macroinvertébrés benthiques semblent plus importantes en zone littorale ($ql < 1$, BI supérieur à BI théorique) qu'en zone profonde ($Df = 0,8/1$). Le peuplement littoral du lac Léman est en effet caractérisé par une

prolifération de taxons saprophiles et euryoxybiontes (Tubificidae à soies capillaires, Nématodes). Au niveau du peuplement chironomidien littoral on observe par comparaison avec des données datant de 1911 (Lods-Crozet & Lachavanne 1994) une augmentation de la richesse générique (Fig. 7a) par apparition de taxons moins oxyphiles (6c) dont les densités sont très élevées (Fig. 7b).

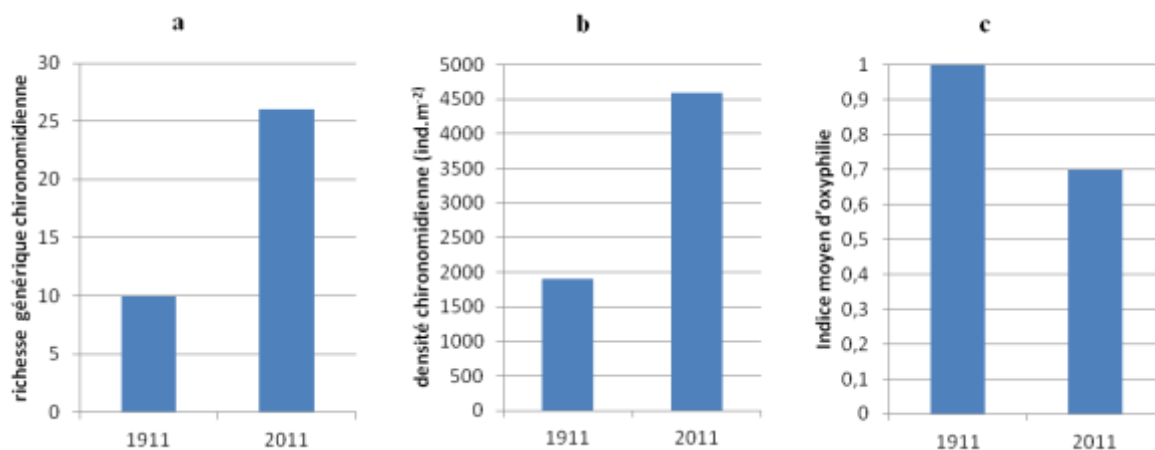


Figure 7 Comparaison de la richesse générique (a), de la densité (b) et de l'indice moyen d'oxyphilie (c) du peuplement chironomidien littoral du lac Léman étudié en 2011 et en 1911 (Lods-Crozet et Lachavanne 1994). Indice moyen d'oxyphilie = $[\text{Somme}_1^n (\text{optimum O}_2) \cdot \text{classe d'effectif relatif}/n]_{2011} / [\text{Somme}_1^n (\text{optimum O}_2) \cdot \text{classe d'effectif relatif}/n]_{1911}$, optimum O₂ des taxons d'après Quinlan & Smol (2001)

En zone profonde le léger dysfonctionnement est marqué par une disparition un peu excessive de taxons par rapport au modèle de régression taxonomique proposé dans l'IBL ($k_{vf}/v_l=0,9/1$). L'indice moyen d'oxyphile du peuplement chironomidien profond obtenu en 2011, par rapport à celui obtenu à partir des données de 1911, n'est que de 0,4/1. Cela montre une disparition des genres chironomidiens les plus oxyphiles, remplacés par des genres eury-oxybiontes. Malgré une dégradation des conditions d'oxygénation dans l'hypolimnion du lac Léman entre 1911 et 2011, les hypoxies semblent moins sévères et/ou moins prolongées que dans le lac du Bourget.

Dans le lac d'Annecy, l'application du protocole IBL met en évidence une très bonne capacité biogénique globale du lac (IBL=19/20) qui présente à la fois un fort potentiel biogénique (lac polybiotique) et un transfert optimal de la matière organique au sein des réseaux trophiques (lac eubiotique). En raison de la forme de la cuvette lacustre et de la proximité des isobathes littorale et profonde ($0,66 \cdot Z_{\text{max}}$) l'application du protocole strict ne permet de prospecter qu'un faible volume du lac. Un échantillonnage supplémentaire à une profondeur supérieure ($0,83 \cdot Z_{\text{max}}$) a été réalisé (3 échantillons de deux bennes Eckman) afin d'évaluer le déficit taxonomique (D_f') entre la zone littorale et $0,83 \cdot Z_{\text{max}}$ (Tableau IV). Le calcul de D_f' nécessite l'utilisation d'un coefficient de correction k supérieur (Verneaux et al. 1998). La valeur de D_f' (0,8/1) montre alors l'existence d'un léger dysfonctionnement dont l'impact est limité à la zone la plus profonde du lac ($Z < 0,66 \cdot Z_{\text{max}}$). Le manque d'efficacité des transferts au sein des réseaux trophiques semblent cependant diminuer depuis 1997 (Fig. 8) tant dans le grand lac que dans le petit lac d'Annecy. On note en effet dans les deux bassins une augmentation, à $0,83 \cdot Z_{\text{max}}$, des effectifs relatifs de certains taxons oxyphiles (*Micropsectra*, *Sergentia*, *Tanytarsus*) et surtout une diminution des effectifs relatifs des taxons les plus eury-oxybiontes (Oligochètes à soies capillaires, Nématodes).

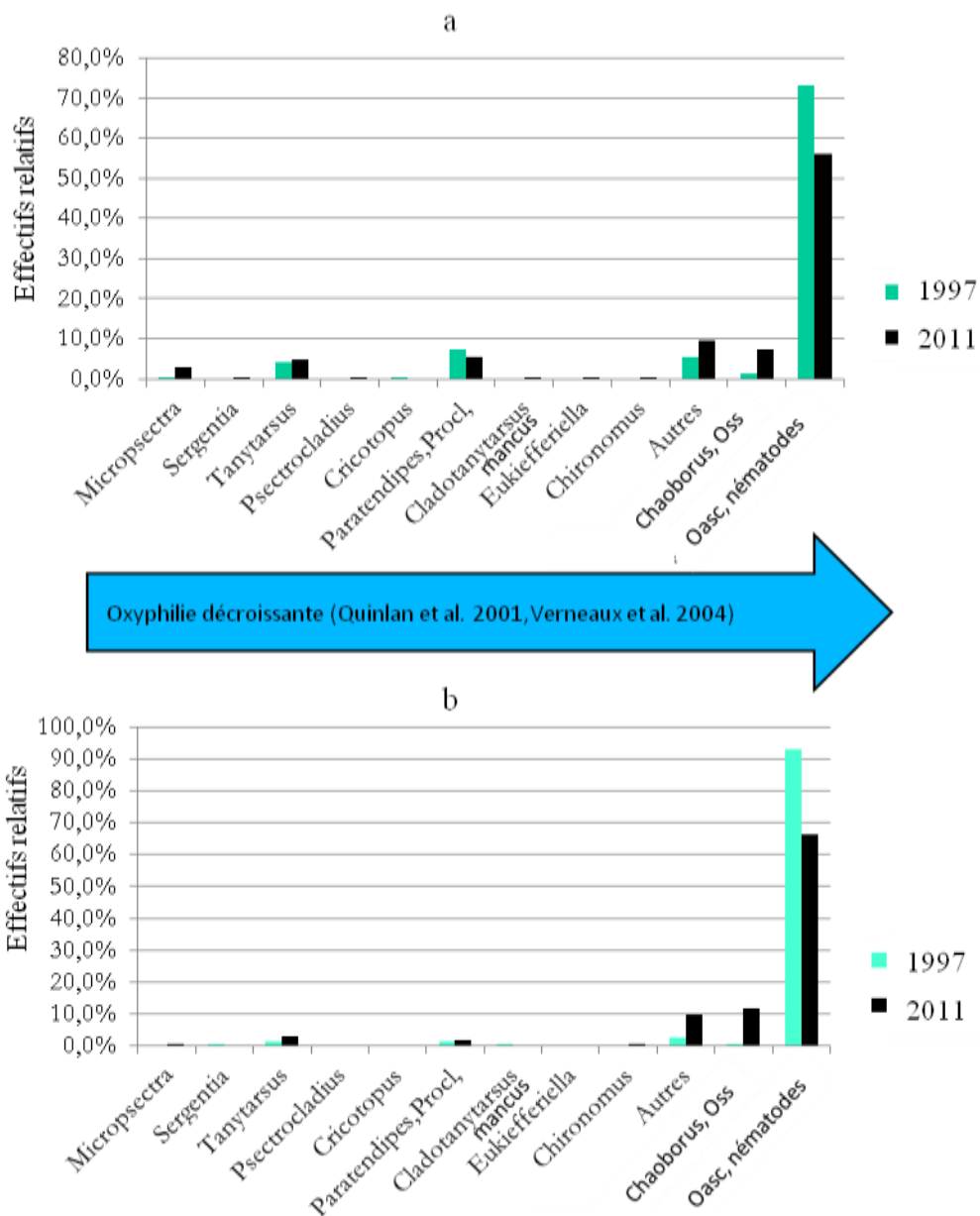


Figure 8. Comparaison, entre 1996 et 2011, de la répartition des effectifs des taxons macrobenthiques du grand lac (a) et du petit lac d'Annecy (b) en fonction de leur oxyphilie. Procl : *Procladius*, Oss : Oligochètes Tubificidae sans soies capillaires, Oasc : Oligochètes Tubificidae à soies capillaires

V. Conclusions

Avec un IBL de 16/20 de lac du Bourget présente la capacité biogénique globale la moins élevée des trois grands lacs périalpins étudiés. L'analyse des résultats IBL montre l'existence d'un dysfonctionnement affectant les macroinvertébrés benthiques dès la zone littorale (à 2 m de profondeur). Ce dysfonctionnement se traduit par un excès de matière organique et/ou des phénomènes d'hypoxie qui impactent les peuplements macrobenthiques de la zone littorale à la profondeur maximale du lac. Le lac du Bourget ayant aujourd'hui des concentrations en nutriments permettant de le qualifier de lac oligo-mésotrophe (Jacquet et

al. 2012, ce rapport), deux hypothèses peuvent être envisagées relatives à la nature de ce dysfonctionnement.

- Le lac du Bourget serait caractérisé, encore aujourd'hui, par de la matière organique dont la qualité ou la quantité ne sont pas en adéquation avec les capacités d'assimilation de ses réseaux trophiques (pélagiques et/ou benthiques), malgré une augmentation de la biodiversité (richesse taxonomique et densité) des consommateurs benthiques.
- Une augmentation des températures provoquerait une diminution de la dissolution de l'oxygène en zone littorale et une diminution de l'efficacité des brassages thermiques hivernaux à l'origine du maintien d'hypoxies sévères de l'hypolimnion malgré la réoligotrophisation du lac.

L'hypothèse d'un effet du seul réchauffement climatique, comme cause du dysfonctionnement actuel du lac du Bourget, n'est pas en accord avec les résultats d'études paléolimnologiques montrant une remarquable stabilité de la composition des peuplements chironomidiens profonds sur une période s'étendant de 400 ans avant JC jusqu'aux années 1910-1930, dates des premières disparitions des taxons les plus oxyphiles (Millet et al. 2010). En effet, un peuplement profond composé de genres oxyphiles à préférendums habitationnels oligotrophes (*Micropsectra*, *Paracladopelma*, *Macropelopia*) s'est maintenu pendant plus de 2000 ans alors que cette période a été marquée, dans les Alpes (Millet *et al* 2009), par des variations climatiques importantes dont l'Optimum Climatique Médiéval (vers l'an 1000) caractérisé par un réchauffement similaire à celui observé actuellement.

Cependant une implication du réchauffement climatique ne peut être totalement exclue mais son impact sur l'oxygénation serait alors conditionné à l'existence d'un contexte d'inadéquation entre la matière organique disponible pour les consommateurs et la capacité d'assimilation de cette dernière par les réseaux trophiques (hypothèse 1). L'existence d'une quantité de MO importante dans les sédiments dès la zone littorale suggère que l'excès organique benthique actuel ne témoigne pas seulement d'un phénomène d'hystérèse mais probablement également l'existence de productions et/ou d'apports organiques actuellement non assimilés.

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 par le service Environnement-Santé de l'ARS Rhône Alpes-DT73.

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 2012, 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 est le cas pour le lac du Bourget).

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

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

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

- des « limites de qualité » pour les paramètres microbiologiques ou chimiques dont la présence dans l'eau peut induire des risques sanitaires à plus ou moins long terme ;
- des « références de qualité » pour les paramètres indicateurs du fonctionnement des installations ou pour certains paramètres chimiques pour lesquels les risques sanitaires induits ne sont 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 Prévention et Santé publique / Les dossiers santé 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 2012 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100 % après traitement. L'eau peut être qualifiée de peu dure avec des valeurs de TH égales à 15 ou 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 à une concentration de 0,03 µg/l. Concernant la recherche des microcystines (toxines produites par certaines cyanobactéries), aucune présence n'a été détectée dans l'eau distribuée en 2012.

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 2012 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 15 et 16° F ; elle contient peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2 et 8 mg/l, la présence de pesticides à des concentrations inférieures à la limite de qualité a été détectée dans l'eau brute du pompage en 2012, notamment la présence d'atrazine à une concentration de 0,02 µg/l. Concernant la recherche des microcystines, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée en 2012.

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 2012 avec un pourcentage de conformité mesuré à 100 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 15 et 16° F ; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2 et 4 mg/l. Concernant les pesticides, aucune présence de molécules de pesticides n'a été détectée en 2012 dans l'eau eau brute ni dans l'eau distribuée. 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 distribuées en 2012 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, la simazine ou le terbuthylazine ainsi que de leurs produits de dégradation (déséthyl-atrazine, atrazine-déisopropyl, terbuthylazine-déséthyl,...). 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, et juin 2004 pour le terbuthylazine.

Cette année aucune présence de toxines de cyanobactéries n'a été détectée dans l'eau de consommation humaine.

II. Qualité des eaux de baignade

II.1. Eléments concernant le contrôle sanitaire

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

Chaque résultat pris isolément informe sur le niveau de qualité de la baignade au moment du prélèvement. L'interprétation statistique de l'ensemble des résultats obtenus au cours 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 2009 à 2012 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 2012, l'eau a été de bonne qualité pour les 10 baignades surveillées du lac du Bourget. On constate notamment qu'entre 2011 et 2012, 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



N°	Commune	Plage	2009	2010	2011	2012
04	Aix-les-Bains	plage du Rowing	B	A	B	A
05	Aix-les-Bains	plage Mémard	A	A	B	A
06	Aix-les-Bains	plage municipale	A	A	A	A
11	Brisson-St-Innocent	plage municipale	A	A	A	A
13	Chindrieux	plage de Châtillon	B	B	B	A
15	Conjux	plage municipale	A	A	A	A
20	Le Bourget-du-Lac	camping «Ile aux cygnes»	A	A	A	A
21	Le Bourget-du-Lac	plage municipale	A	A	A	A
45	Tresserve	plage du Lido	B	A	A	A
49	Viviers du Lac	plage des Mottets	B	A	A	A

La classification des eaux de baignade

Les analyses portent sur le dénombrement de bactéries indicatrices de contamination fécale ainsi que sur des paramètres physico-chimiques.

Chaque résultat pris isolément informe sur le niveau de qualité au moment du prélèvement. L'interprétation statistique de l'ensemble des résultats obtenus au cours de la saison permet d'apprécier globalement l'état sanitaire d'une baignade. Elle se traduit par les 4 classes de qualité suivantes : A, B, C ou D.

Classe A : Eaux de bonne qualité (conformes aux normes Européennes).
High quality water

Classe B : Eaux de qualité moyenne (conformes aux normes Européennes).
Average quality water

Classe C : Eaux pouvant être momentanément polluées (non-conformes aux normes Européennes).
Water liable to be temporary polluted

Classe D : Eaux de mauvaise qualité (non-conformes aux normes Européennes).
Low quality water

CONCLUSIONS

Le lac du Bourget a subi des changements importants et une véritable bascule pendant les 4 dernières années où les concentrations en Phosphore ont chuté de manière importante et se sont maintenues à des concentrations faibles, réduisant considérablement la teneur en chlorophylle *a* et la biomasse phytoplanctonique.

La cyanobactérie *Planktothrix rubescens* a presque complètement disparu (quelques filaments ayant été comptés en 2012, à quatre dates, avec concentrations n'excédant pas 187 cellules.mL⁻¹) et la composition phytoplanctonique a été considérablement modifiée avec l'augmentation marquée de la proportion des formes nanoplanctoniques et d'espèces mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes. Toutefois, même si aucune cyanobactérie toxique n'a été détectée en 2012, l'observation du développement de certaines espèces encore typiques de milieux riches appelle à ce que la vigilance reste de mise.

2010 semble avoir été l'année charnière quant au statut trophique du lac du Bourget et les deux années 2010 et 2012 présentent bon nombre de points communs. En 2012, les concentrations en P_{tot} et P-PO₄ se situent respectivement vers 14 et 10 µgP/L, transparence et chlorophylle attestent d'un état restauré, la disparition de *P. rubescens* et l'importance relative de formes phytoplanctoniques mixotrophes et/ou de petite taille abondent et enfin la concentration du zooplancton font que le statut du lac est bien de type oligo-mésotrophe. Les valeurs 2012 replacées dans le tableau de classification des écosystèmes d'eau douce vis-à-vis de leur degré d'eutrophication suivant l'OCDE permet de s'en convaincre :

Statut trophique	TP (moy) (µg/l)	Chl a (moy) (µg/l)	Chl a (max) (µg/l)	Secchi (moy) (m)	Secchi (min) (m)
Ultra-oligotrophe	<4	<1	<2.5	>12	>6
Oligotrophe	<10	<2.5	2.5-8	>6 7,4	>3 3,4
Mesotrophe	10-35 14	2.5-8 3,6	8-25 10	6-3	3-1.5
Eutrophe	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7
hypereutrophe	>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 2010-20120. Il constitue sans nul doute un bon indicateur des changements en cours et à venir.

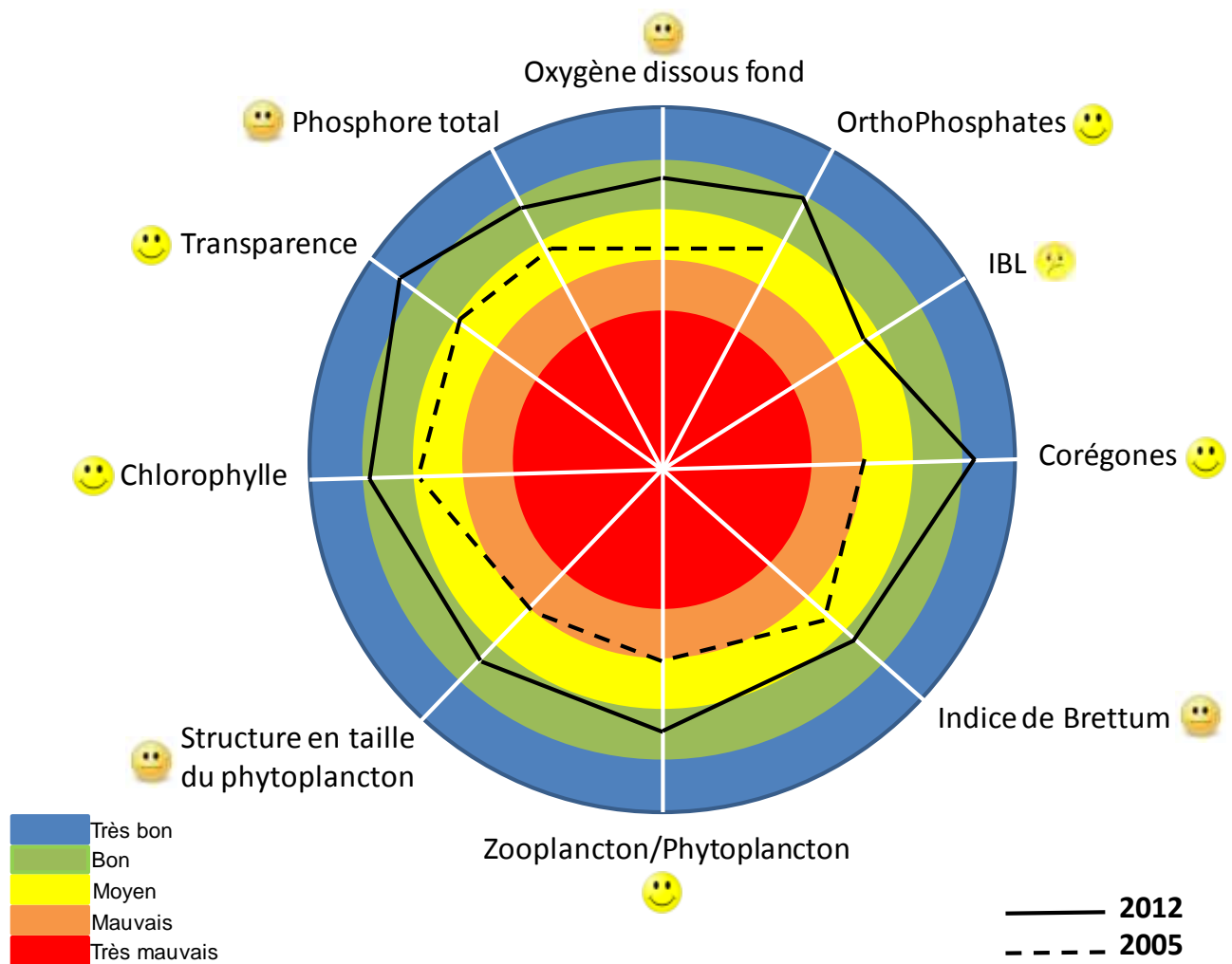
La concentration du zooplancton n'a jamais été aussi élevée et la dynamique saisonnière des microcrustacés aura révélé une dynamique qui reste caractéristique des lacs oligo-mésotrophes (bien que faiblement bimodale), allant dans le sens d'une amélioration significative de la qualité du lac du Bourget. 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 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, 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, situé au sommet de la pyramide trophique, 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.

Si les communautés pélagiques traduisent la bonne à très bonne qualité des eaux du lac du Bourget, l'analyse des macroinvertébrés benthiques en zones littorale et profonde révèle que le lac n'a pas encore atteint un état fonctionnel optimal. En effet la faible diversité du peuplement de macroinvertébrés et une note IBL de 16/20 (contre 19/20 au lac d'Annecy) suggèrent que le lac du Bourget produirait ou recevrait de la matière organique dont la qualité ou la quantité ne sont pas en adéquation avec les capacités d'assimilation de ses réseaux trophiques (pélagiques et benthiques). Un manque d'efficacité des transferts vers les niveaux trophiques supérieurs (peuplements piscicoles) pourrait-être envisagé et il sera donc intéressant/important de pouvoir effectuer une analyse régulière des abondances et diversité de ce peuplement qui laisse à penser que domaines pélagique et benthique n'ont pas encore suivi le même type d'évolution.

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 10 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 2012, comparativement à 2005.



Le lac du Bourget, longtemps mésotrophe strict, 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 ?). Depuis 2010, son statut écologique pélagique peut être qualifié d'oligo-mésotrophe.

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 T90-391. Qualité de l'eau, détermination de l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL).
- 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.
- Bertoni R, Callieri C, Corno G, Rasconi S, Caravati E, Contesini M. 2010. Long-term trends of epilimnetic and hypolimnetic bacteria and organic carbon in a deep holo-oligomictic lake. Hydrobiol. 644:279-287.
- Beutler M, Wiltshire KH, Meyer B, Moldaenke C, Lüring C, Meyerhöfer M, Hansen UP, Dau H. 2002. A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. Photosynth. Res. 72:39-53.

- 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).
- Bonilla S, Aubriot L, Soares MCS, González-Piana M, Fabre A, Huszar VL, Lüring M, Antoniadis D, Padisák J, Kruk C. 2012. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiol. Ecol.* 79:594–607.
- 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.
- Briand JF, Leboulanger C, Humbert JF, Bernard C, Dufour P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid- latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming ? *J. Phycol.* 40:231-238.
- 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.
- Callieri C, Stockner G. 2002. Freshwater autotrophic picoplankton: a review. *J. Limnol.* 61:1-14.
- Campton P. 2007. Diagnostic de la gestion de la perche (*Perca fluviatilis*) au lac du Bourget. *Rapp. CISALB*, 27 p.
- Catherine A, Escoffier N, Belhocine A, Nasri AB, Hamlaoui S, Yéprémian C, Bernard C, Troussellier M. 2012. On the use of the FluoroProbe®, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. *Wat. Res.* 46:1771-84.
- 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-Vergès 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, Vergès 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.
- Dokulil M, Teubner K. 2008. A comparison of phytoplankton size-fractions in Mondsee, an alpine lake in Austria: distribution, pigment composition and primary production rates. *Aquat. Ecol.* 42:379-389.
- 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.
- Elser JJ. 1999. The pathway to noxious cyanobacteria blooms in lakes: the food web as the final turn. *Freshw. Biol.* 42:537-543.
- Elser JJ, Sterner RW, Galford AE, Chrzanowki TH, Findaly DL, Mills KH, Paterson MJ, Stainton MP, Schindler DW. 2000. Pelagic C:N:P stoichiometry in a eutrophied lake: Responses to a whole-lake food-web manipulation. *Ecosystems* 3:293-307.
- 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., Poulénard 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.
- Gulati R, De Mott W. 1997. The role of food quality for zooplankton: remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities. *Freshw. Biol.* 38:753-768.
- Haupt F, Stockenreitter M, Boersma M, Stibor H. 2012 Initial size structure of natural phytoplankton communities determines the response to *Daphnia* diel vertical migration. *J. Limnol.* e13.
- 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, Kerimoglu O, Rimet F, Keck F, Paolini G, Anneville O. A very plausible scenario to explain *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) disappearance in a restored large and deep peri-alpine lake.
- Kaiblinger K. 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport INRA I.L. 277/08 DEC0470, 45 p.
- Kaiblinger C, Anneville O, Tadonlécé R, Rimet F, Druart JC, Guillard J, Dokulil MT. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiol.* 633:67-74.

- Kamjunke N, Straile D, Gaedge U. 2009 Response of heterotrophic bacteria, autotrophic picoplankton and heterotrophic nanoflagellates to re-oligotrophication. *J. Plankt. Res.* 31:899-907.
- Kansanen PH, Paasivirta L, Vayrynen T. 1990. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to 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-Treyture C, Barbe J, Dutartre A, Druart JC, Rimet F, Anneville O. 2009. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE - Version 3.3.1, pp 1-44.
- Laplace-Treyture C, Feret T, Menay M, De Bortoli J. 2012. L'IPLAC : un indice phytoplancton, DCE compatible, pour les plans d'eau en France. In: Journées Internationales de Limnologie et d'Océanographie (JILO), 17 - 19 Octobre 2012, Clermont-Ferrand, 2012.
- Laurec A, Le Guen JC. 1981. Dynamique des populations marines exploitées. *Rapp. Scient. Techn.* 45 CNEXO, 119 p.
- Laurent P. 1970. Étude de la pollution du lac du Bourget, campagne 1969. Rapport Inra-Thonon, 16 pp.+ 5 tableaux h.t.
- 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.
- Leboulanger C, Dorigo U, Jacquet S, LeBerre B, Paolini G, Humbert JF. 2002. Application of a submersible spectrofluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial blooms: a case study. *Aquat. Microb. Ecol.* 30:83-89.
- Lennon JT, Khatana SAM, Marston MF, Martiny JBH. 2007. Is there a cost of virus resistance in marine cyanobacteria? *ISME J.* 1:1-13.
- 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.
- Lindström ES, Feng XM, Granéli W, Kritzberg ES. 2010. The interplay between bacterial community composition and the environment determining function of inland water bacteria. *Limnol. Oceanogr.* 55:2052-2060.
- Lods-Crozet B, Lachavanne JB. 1994. Changes in chironomid communities in Lake Geneva in relation with eutrophication, over a period of 60 years. *Arch. Hydrobiol.* 130:453-471.
- Love R. 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish. *J. Acoustical Soc. America* 49:816-823.
- Luoto TP. 2011. The relationship between water quality and chironomid distribution in Finland-A new assemblage-based tool for assessments of long-term nutrient dynamics. *Ecolog. Indic.* 11:255-262.
- Lynch M, Shapiro J. 1981. Predation, enrichment and phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 26:86-102.
- 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.
- Miller SR, Castenholz RW. 2001. Ecological physiology of *Synechococcus* sp. Sstrain SH-94-5, a naturally occurring cyanobacterium deficient in nitrate assimilation *Appl. Environ. Microbiol.* 67:3002-3009.
- Millet L, Arnaud F, Heiri O, Magny M, Verneaux V, Desmet M. 2009. Late-Holocene summer temperature reconstruction from chironomid assemblages of Lake Anterne, northern French Alps. *Holocene* 19:317-328.
- Millet L, Giguet-Covex C, Verneaux V, Druard JC, Adatte T, Arnaud F. 2010.- Reconstruction of the recent history of a large deep prealpine lake (Lake Bourget, France) using subfossil chironomids, diatoms, and organic matter analysis: towards the definition of a lake-specific reference state. *J. Paleolimnol.* 44:963-978.
- Misson B, Sabart M, Amblard C, Latour D. 2012. Benthic survival of *Microcystis*: long-term viability and ability to transcribe microcystin genes. *Harmful Algae* 13:20-25.
- Misson B, Latour D. 2012. Influence of light, sediment mixing, temperature and duration of the benthic life cycle on the benthic recruitment of *Microcystis*. *J. Plankt. Res.* doi:10.1093/plankt/fbr093.
- Moisander PH, Cheshire LA, Braddy J, Calandrino ES, Hoffman M, Piehler MF, Paerl HW. 2012. Facultative diazotrophy increases *Cylindrospermopsis raciborskii* competitiveness under fluctuating nitrogen availability. *FEMS Microb. Ecol.* 79:800-811.
- Moldaenke. 2002. Algae Online Analyser User Manual, version 2.3, 88 p.
- Molinero JC, Anneville O, Souissi S, Lainé L, Gerdeaux D. 2007. Decadal changes in water temperature and ecological time series in Lake Geneva, Europe — relationship to subtropical Atlantic climate variability. *Clim. Res.* 34:15-23.
- Moore LR, Post AF, Rocap G, Chisholm SW. 2002. Utilization of different nitrogen sources by the marine cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *Limnol. Oceanogr.* 47:989-996.
- Moreira S, Brown A, Ha R, Iserhoff K, Yim M, Yang J, Liao B, Pszczolko E, Qin W, Leung KT. 2012. Persistence of *Escherichia coli* in freshwater periphyton: biofilm-forming capacity as a selective advantage. *FEMS Microb. Ecol.* 79:608-618.
- Moser M, Callieri C, Weisse T. 2009). Photosynthetic and growth response of freshwater picocyanobacteria are strain-specific and sensitive to photoacclimation. *J. Plankt. Res.* 31:349-357.
- Mouthon J. 1993. An Environmental index based on lacustrine Mollusca. *BFPP* 331:397-406.
- Oberhaus L, Gélinas M, Pinel-Alloul B, Ghadouani A, Humbert JF. 2007. Grazing of two toxic *Planktothrix* species by *Daphnia pulicaria*: potential for bloom control and transfer of microcystins. *J. Plankt. Res.* 29:827-838.
- O'Neil JM, Davis TW, Burford MA, Gobler CJ. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14:313-334.

- 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.*
- 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.
- Prat N. 1978. Benthos typology of Spanish reservoirs. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 20:1647-1651.
- Quinlan R, Smol J. 2001. Chironomid-based inference models for estimating end-of-summer hypolimnetic oxygen from south-central Ontario shield lakes. *Fresh. Biol.* 46:1529-1551.
- Real M, Prat N. 1991. Factors influencing the distribution of chironomids and oligochaetes in profoundal areas of Spanish reservoirs. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 26:405-410.
- 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.
- Rocha MR, Gaedke U, Vasseur DA. 2011. Functionally similar species have similar dynamics. *J. Ecol.* 99:1453-1459.
- Rolland A, Rimet F, Jacquet S. 2010. A 2-year phytoplanktonic survey in the Reservoir Marne (France): a case study validating the use of a spectrofluorometer by comparison to algal taxonomy and chlorophyll *a* measurements. *Know. Monitor. Aquat. Ecosyst.* 398:1-19.
- Sæther O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecol* 2:65-74.
- Savichtcheva O, Debroas D, Kurmayer R, Villar C, Jenny JP, Arnaud F, Perga ME, Domaizon I. 2011. Quantitative PCR enumeration of total and toxic *Planktothrix rubescens/agardhii* and other cyanobacteria in preserved DNA isolated from lake sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 77:8744-53.
- Schallenberg M, Burns CW. 2001. Tests of autotrophic picoplankton as early indicators of nutrient enrichment in an ultraoligotrophic lake. *Freshw. Biol.* 46:27-37.
- 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.
- Sommer U, Gliwicz ZM, Lampert W, Duncan A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv. Fur. Hydrobiol.* 106:433-471.
- Sommer U, Adrian R, De Senerpont Domis L, Elser JJ, Gaedke U, Ibelings B, Jeppensen E, Lurling M, Molinero JC, Mooij WM, van Donk E, Windler M. 2012. Behind the Plankton Ecology Group (PEG) model; Mechanisms driving plankton succession. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 43:429-448.
- 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.
- Sprent P. 1992. *Pratique des statistiques non paramétriques*. INRA (Ed.), Paris, 105 p.
- Stockner J, Callieri C, Cronberg G. 2000. Picoplankton and other non-bloom-forming cyanobacteria in lakes. In: Whitton BA, Potts M (eds) *The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p 195–231.
- Tachet H, Richoux P, Bournaud M, Usseglio-Polatera P. 2003. *Invertébrés d'eau douce; systématique, biologie, écologie*. Ed. CNRS, 587p.
- Tadonlécé R. 2010. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. *Limnol. Oceanogr.* 55:973-982.
- Thienemann A. 1921. Lake types. *Naturwissenschaften* 9:343-346.
- Verneaux J, Schmitt A, Verneaux V. 1995. Biological classification of nine French Jura lakes using a new comparative analysis of the macrobenthic communities III. Relationships between biological data and ecological factors. *Int. J. Lim.* 31:277-286.
- Verneaux V, Aleya L. 1996. Chironomid diptera and characterization of lakes. *An. Biol.* 35:220-235.
- Verneaux V, Aleya L. 1998. Bathymetric distributions of chironomid communities in ten French lakes: implication on lake classification. *Arch. Hydrobiol.* 142:209-228.
- Verneaux V, Verneaux J. 2002. Assessing lake functioning using the macrobenthic community with special reference to Chironomidae (Diptera). A subalpine lake (Lake Annecy) as an example. *Arch. Hydrobiol.* 154:61-78.
- Verneaux V, Verneaux J, Schmitt A, Lambert JC. 2004. Relationships of macrobenthos with dissolved oxygen and organic matter at the sediment-water interface in ten French lakes. *Arch. Hydrobiol.* 160:247-259.
- Verneaux V, Verneaux J, Schmitt A, Lovy C, Lambert JC. 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. *Int. J. Lim.* 40:1-9.
- Vinçon-Leite B, Bournet PE, Gayte X, Fontvieille D, Tassin B. 1998. Impact of a flood event on the biogeochemical behaviour of a mesotrophic alpine lake: Lake Bourget (Savoy). *Hydrobiol.* 374:361-377.
- Vinçon-Leite B, Tassin B, Druart JC. 2002. Phytoplankton variability in Lake Bourget: Phytoplankton dynamics and meteorology. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 7:93-102.
- Vivier P. 1945. Le plancton pélagique du lac du Bourget et ses variations. *C.R. Séances Soc. Biogéogr.* 188/190:1-6.

- Waterbury JB, Valois FW. 1993. Resistance to co-occurring phages enables marine *Synechococcus* communities to coexist with cyanophages abundant in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.* 59:3393-3399.
- Weaver W, Shannon CE. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Weinbauer MG, Bonilla-Findji O, Chan AM, Dolan JR, Short SM, Šimek K, Wilhelm SW, Suttle CA. 2011. *Synechococcus* growth in the ocean is supported by the lysis of heterotrophic bacteria. *J. Plankt. Res.* 33:1465-1476.
- Weisse T. 1993. Dynamics of autotrophic picoplankton in freshwater and marine ecosystems. In: Jones, J.G. (ed.), *Adv. Microb. Ecol.* 13:327-370.
- Weisse T, Mindl B. 2002. Picocyanobacteria - sensitive bioindicators of contaminant stress in an alpine lake (Lake Traunsee, Austria). *Wat. Air Soil Pollut. Focus* 2:191-210.
- Wiederholm T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.* 52:537-547.
- Wiederholm T. 1983. Chironomidae of the Holarctic region-Keys and diagnoses. 1. Larvae. *Ent. Scand.* 19:5-520.
- 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.

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 lors de la réunion INRA-CISALB-CALB s'étant tenue le 17 novembre 2011 à l'INRA de Thonon-les-Bains. Etaient présents lors de cette réunion R. Jalinoux, C. Girel, S. Cachera, G. Paolini, E. Naffrechoux, B. Montuelle, J.-M. Dorioz, J. Guillard et S. Jacquet.

Président du comité

E. NAFFRECHOUX (Université de Savoie)

Membres du comité

MME. ANNEVILLE	UMR CARTELE – Réseaux trophiques et modélisation
M. FERARI	CEMAGREF Lyon - Ecotoxicologie
M. DANTIN	Président du CISALB et Comité de bassin
M. DORIOZ	UMR CARTELE – Transfert de P – Bassin versant
M. GAYTE	Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie - Directeur
M. GROLEAU	Laboratoire de géochimie des eaux
M. GUILLARD	UMR CARTELE – Ecologie piscicole – Bio-indication
M. JACQUET	UMR CARTELE – Microorganismes – Responsable scientifique du suivi
MME. LYAUTEY	UMR CARTELE – Ecologie benthique
M. MARMONNIER	Université de Lyon – Ecologie des rivières
M. MIQUET	Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie – macrophytes et avifaune
M. NAFFRECHOUX	LCME – Chimie environnementale et polluants
M. NEMERY	LTHE - Grenoble
M. NICOUD	Géologie et hydrologie des aquifères de montagne
M. PAOLINI	Communauté d'agglomération du lac du Bourget – Limnologie du Bourget
M. PELTE	Agence de l'eau RMC
MME. PERGA	UMR CARTELE – Réseaux trophiques – Paléolimnologie

M. POULENARD	EDYTEM - Sciences du sol et transferts vers les aquifères
M. RAYMOND	ONEMA – unité lacs – Etude piscicole
M. TOURNIER	Laboratoire d'Ecologie des Invertébrés

+ Comité technique du CISALB

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 ;

Ce nouveau comité a prévu de se réunir en octobre 2012. Il s'agira :

- de fixer les thèmes et échéanciers du travail du dit comité :
 - o Le bon état écologique au travers de ses descripteurs ou indices (chlorophylle a, phytoplancton, cyanobactéries, picocyanobactéries, Phosphore, transparence, zooplancton, poissons)
 - o Les toxiques et molécules émergentes
 - o La ressource en eau (déficit pluviométrique, retenues collinaires, ressource karstique, réutilisation des eaux épurées, bonnes pratiques agricoles)
 - o La restauration écologique des rivières, zones humides, et du littoral
- de présenter l'état écologique du lac en 2011
- de présenter le projet CISALB d'observatoire environnemental, de vulgarisation scientifique à destination des institutionnels
- de proposer un colloque « lacs alpins » en 2013

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 :

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

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

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

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 mm³/l
 CS_i : note spécifique de l'espèce "i", entre 0 et 20
 S_i : coefficient de sténoécie 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 :

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

Où:

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

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

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

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

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

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

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

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

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia</i> spp. <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Citasserium aciculare</i> <i>Staurastrum pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Gemmatella</i> <i>Mougeotia</i> <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Pantodonix agardhii</i> <i>Limnothrix redikeri</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> <i>Raphidopsis</i>	light deficient conditions	flushing
S _N	warm mixed layers	<i>Cyanothece</i> <i>Anabaena minutissima</i>	light, nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synochococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Kolettia</i> <i>Chrysoococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankistrodesmus</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	Dinobryon <i>Mallomonas</i> <i>Synura</i>	low nutrients resort to mixotrophy!	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Betryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coelastrum</i> <i>Oocystis leucostis</i>	low nutrients high turbidity	7CO ₂ deficiency

Table 1: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudirina</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>Coelastrum</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanizomenon</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocales	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocales of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemnaeformis</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light
U	summer epilimnia	<i>Uroglina</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L ₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Pavdinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L _u	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C	mixing, poor stratification light
M	diel mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerococcus</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. maugeotii</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	<i>Euglenoids</i> , <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Tachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

Notions d'indices

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

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

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

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

I. Les indices

Indice Pigments chlorophylliens

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

Indice Transparence

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

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

Indice P total hiver

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

Indice N total hiver

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

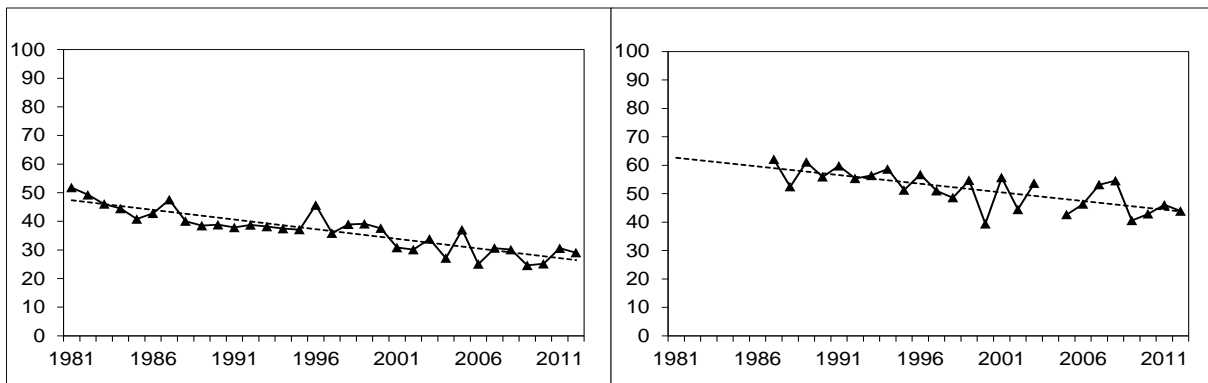
La moyenne de ces deux indices constitue l'indice fonctionnel **Nutrition.**

Indice Consommation journalière en O2 dissous

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

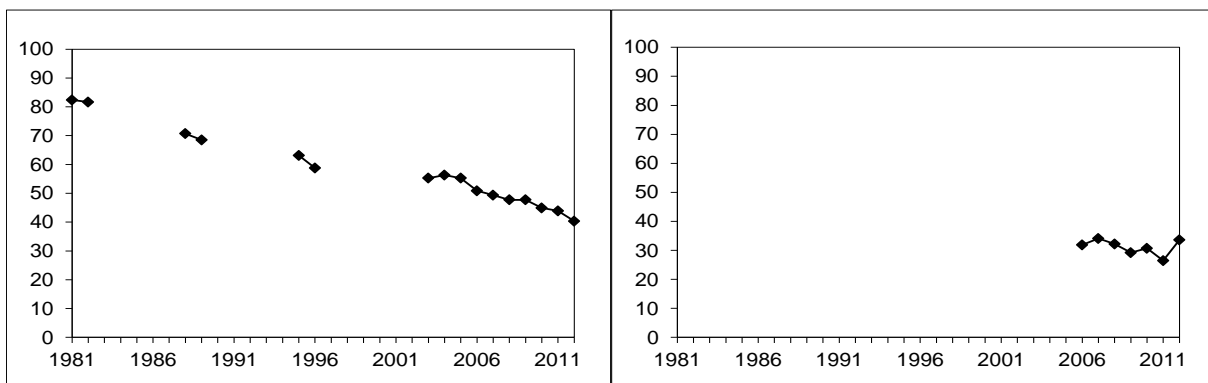
Cet indice constitue l'indice fonctionnel **Dégradation**

II Résultats



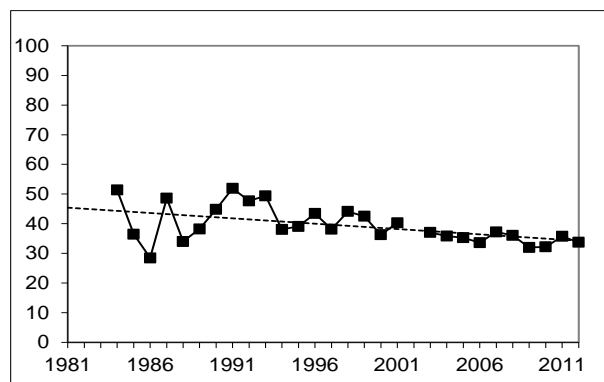
transparence

chlorophylle



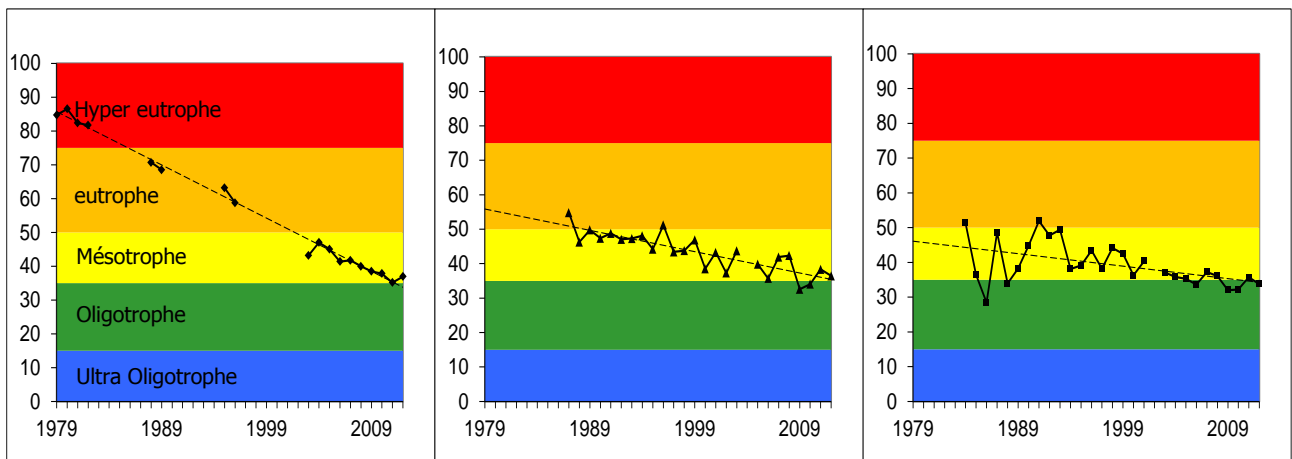
phosphore total

azote minéral



oxygène

En 2012 les indices Nutrition, Production et Dégradation sont assez homogènes et se positionnent à la limite des classes "mésotrophe" et "oligotrophe".



III. A propos de

Dans l'analyse portant sur le phytoplancton, nous avons utilisé aussi plusieurs indices. Il est bon de savoir quelques faits à leur sujet.

L'indice de **Reynolds** a été construit sur une base bibliographique. Les auteurs ont regardé différents types de lacs ayant des statuts trophiques différents et les communautés phytoplanctoniques qu'ils hébergeaient. Ils ont ainsi défini la communauté type ou celle ayant la plus grande probabilité d'être rattaché à un certain type de lac ou de fonctionnement. Ainsi dans le lac du Bourget le changement très net entre 2009 et 2010 vers le groupe E révèle avec le genre *Dynobryon* que l'on est supposé être dans un système oligotrophe et/ou fonctionnant en mode hétérotrophe. Cette classification a été reprise et amélioré par le groupe de Padisak.

Avec **Shanon**, on a une idée de la diversité spécifique mais on ne sait pas ce qui se cache derrière la diversité. Un même indice entre deux lacs peut donc cacher une communauté complètement différente. Cela donne donc une idée sur l'évolution du nombre de taxons plus que de leurs différences. Pour tenir compte de la diversité réelle, il existe des indices dits de distinction taxonomique mais il semble qu'ils soient aussi assez décevants au final.

Ex : ci-dessous, on a 5 espèces dans les deux cas !



Avec le **Brettum**, on a là un indice basé sur une centaine d'espèces à qui on a affublé la meilleure probabilité de se retrouver dans un lac ayant une certaine quantité de Ptot. Il s'agit donc d'une relation empirique, une probabilité de présence calculée sur la base d'une moyenne pondérée des espèces par le biovolume et on se rend bien compte que cela fonctionne moyennement bien pour nos lacs si on se réfère au tableau des correspondances (voir chapitre sur l'étude phytoplanctonique). Toutefois, il existe un lien réel entre Ptot et Indice de Brettum comme suggéré sur la Figure ci-dessous.

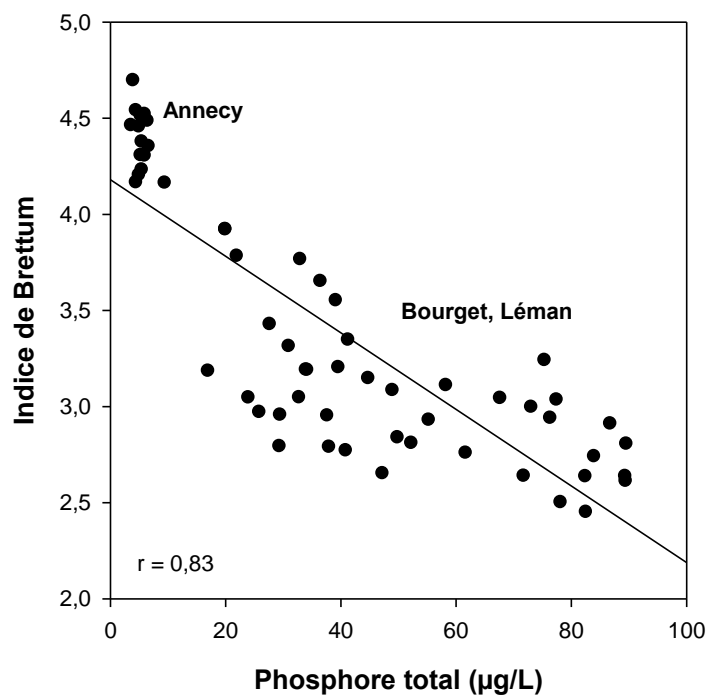


Figure 3 Relation entre le phosphore total et l'indice de Brettum (valeurs moyennes annuelles)

Le message ici est en fait très simple. Les indices quels qu'ils soient ont le mérite d'exister mais il faut garder un œil critique sur ce qu'ils sont et sur la pertinence du message qu'ils délivrent dans l'écosystème que l'on étudie.

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Les actualités en 2012

I. Actualité du CISALB

JANVIER

Voeux du Comité de bassin

Michel Dantin, Président du Comité de bassin versant du lac du Bourget présente ses vœux pour 2012

<http://www.facebook.com/naturellementenaction>

MARS

Le lac dans tous ses états

Le Contrat présenté aux Saintinois le 2 mars 2012

C'est à l'initiative de l'association A l'Unisson, que le Cisalb a présenté les enjeux du Contrat de bassin versant du lac du Bourget le vendredi 2 mars 2012 à Brison Saint Innocent.

Ouverte à tous, cette soirée s'est articulée autour de 3 ateliers thématiques :

- Le Contrat de bassin versant et ses enjeux
- Le suivi de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques du territoire
- Les eaux du territoire à déguster...

C'est auprès d'une cinquantaine d'habitants que cette manifestation s'est déroulée. Très intéressés par la problématique les échanges ont été riches entre représentants de la collectivité et citoyens.

MARS

Classes de découvertes du lac

Les classes des Déserts et des Aillons en Classe de lac natation

Parmi les élèves les plus jeunes des séjours en classes de découvertes ces 2 classes vont participer à un séjour conjuguant des séances d'apprentissages de la natation à la découverte du lac du Bourget ! Le tout dans l'atmosphère conviviale de l'Auberge de jeunesse à Aix-les-Bains.

Même si l'année scolaire 2011-12 a déjà vu l'accueil de plusieurs classes de lac, pour la saison printanière 2012 les premiers groupes scolaires arrivent cette semaine.

Un évènement au Pôle Sensibilisation et Communication du Cisalb qui voit là le début de sa plus intense période d'activités éducatives de l'année scolaire ! Les 3 animateurs scientifiques assurent chaque jour des séances auprès des élèves en classes de découvertes ainsi qu'auprès des nombreuses classes qui sollicitent les interventions du Cisalb pour

soutenir leurs enseignements dans les domaines de l'alimentation en eau potable, du traitement des eaux usées, de la ressource en eau locale, de la biodiversité de nos milieux aquatiques !

- **Communiqué de presse de mars 2012** : [cliquer ici](#).
- **en savoir plus sur les Classes de découvertes du lac du Bourget** : [cliquer ici](#).

MARS

Objectif 0 pesticide

- **Mercredi 28 mars 2012 : bilan à mi-parcours**
- Engagée en 2009 à l'occasion de l'appel à projet de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée & Corse, l'opération « Objectif 0 pesticide » suit désormais ses objectifs dans le cadre du Contrat de bassin versant du lac du Bourget 2011-17.
- 32 communes sont aujourd'hui engagées dans cette démarche de développement durable en faveur de l'eau et des milieux aquatiques. Ce sont plus de 105.000€ d'investissement réalisé complétés d'actions de formation des agents techniques.
- Ce mercredi 28 mars 2012, une réunion-bilan à mi-parcours est organisée par le CISALB. Techniciens et élus du bassin versant du lac du Bourget partageront leurs expériences sur l'opération en cours autour des problématiques du désherbage et de la nécessaire sensibilisation des citoyens. Les élus et techniciens référents des 31 communes engagées ainsi que les maires des autres communes du bassin versant du lac du Bourget y sont conviés.
- *Une **conférence de presse est organisée le Mercredi 28 mars 2012 à 12h15**, en salle des Pervenches à La Motte-Servolex. Ce sera l'occasion de présenter : l'état d'avancement de l'opération, les avantages de la démarche et les difficultés rencontrées ainsi que les axes de développement à venir.*
- [en savoir plus...](#)
- ---
- Télécharger le communiqué de presse : [cliquer ici](#).
- Télécharger le dossier de presse : [cliquer ici](#).
- ---

AVRIL

Ateliers Grand Lac 2012

Découvrir le lac du Bourget et son environnement

Ateliers	Grand	Lac	2012
----------	-------	-----	------

Les ateliers 2011 ont pris fin aux vacances de la Toussaint après deux semaines d'accueil des enfants de 4 à 12 ans. Ils reprendront pour les vacances de Pâques, **du 9 au 20 avril 2012**, et permettront aux petits et grands de découvrir toute la richesse et la diversité des thématiques abordées autour du lac du Bourget et son environnement.

Les animateurs du Cisalb auront le plaisir d'accueillir à nouveau les **4-7 ans de 10h à 11h30** et les **8-12 ans de 14h à 16h**.

Les Ateliers Grand Lac se dérouleront dans la salle pédagogique du Cisalb, aménagée dans les locaux de l'aquarium et équipée de matériel spécifique et adapté (microscopes, jumelles, matériel de bricolage...). Idéalement située sur les rives du lac, elle permettra également aux enfants de découvrir et d'observer la faune et la flore du lac du Bourget in situ (aquarium, expositions, berges du lac...).

Des stages seront proposés selon un planning à venir et coupleront Ateliers Grand Lac et découverte de la pêche pratique ou de la voile.

Courant mars, le planning des Ateliers Grand Lac sera mis en ligne sur notre site. Vous pouvez cependant d'ores et déjà inscrire vos enfants, **pour les ateliers uniquement**, en sachant que les thèmes abordés seront les suivants :

1ère semaine : A chacun son style !

- lundi 9 avril 2012, écaille
- mardi 10, plume
- mercredi 11, coquille
- jeudi 12, carapace
- vendredi 13, boîte aux trésors

2ème semaine : De l'eau, des racines et des ailes...

- lundi 16 avril 2012, oiseaux
- mardi 17, libellules
- mercredi 18, marais et roselières
- jeudi 19, chasse d'eau
- vendredi 20, objet volant non identifié

AVRIL

Lâcher de lavarets au lac

2nd lâcher, jeudi 5 avril 2012

Au mois de décembre dernier, le CISALB, les pêcheurs professionnels volontaires et les association de pêcheurs amateurs du territoire ont procédé aux **pêches exceptionnelles de lavarets**.

Au total :

- Mardi 20.12.11 : plus de 300 poissons ont été prélevés,
- Mercredi 21.12.11 : 160 mâles lavarets et 50 femelles ont été capturés,
- Mercredi 28.12.11 : 632 mâles lavarets et 152 femelles ont été capturés,

Au total plus de 2.500.000 œufs ont rejoint la pisciculture de Rives (Thonon les Bains).

Jedi 8 mars 2012 :1er déversement d'alevins de lavarets

Après plusieurs semaines d'incubation, les premiers alevins ont été relâchés dans les eaux du lac du Bourget, ce sont 440.000 alevins qui ont ainsi été déversés.

Le déversement en vidéo : [cliquer ici](#).

Jedi 5 avril 2012 : 2nd et dernier déversement d'alevins de lavarets

Au programme : déversement de 800.000 alevins depuis les sites de Conjux, Brison St Innocent et le Petit Port à Aix les Bains.

Pêcheurs amateurs, professionnels et Cisalb joignent leurs efforts dans cette démarche.

AVRIL

Lake adventures

Le lac des aventures, sortie de la version gold le 27 avril 2012

2012 est l'année de finalisation du jeu sérieux engagé par le Cisalb dans le cadre du projet européen Silmas.

A quelques mois de son lancement, partagez avec nous les avancées de ce projet peu ordinaire :

- **semaine du 23 avril 2012** : sortie de la version gold du jeu pour derniers tests et corrections.

- 27 avril 2012 : diffusion à un comité de relecteurs de la version gold du jeu
 - 9 mai 2012 : recueil de l'ensemble des retours correctifs et intégration dans le jeu
 - 8 juin 2012 : lancement sur le territoire du lac du Bourget !
-

Les dernières infos sur le web : www.facebook.com/lakeadventuresgame

JUIN

Etat de santé des eaux du lac

Bonne nouvelle : pour la première fois depuis des lustres, le lac a atteint 10 µg de phosphates par litre !

- **Diviser par 6** la concentration en **phosphore** dans le lac, passant de 120 µgP/L en 1980 à 20 µgP/L en 2000, et même de descendre à 10 µgP/L en 2011.

JUIN

Expo "La Salle de Bains"

Chindrieux, du 7 juin au 2 juillet 2012

L'exposition "La Salle de Bains" poursuit son itinérance. Après Saint-Pierre-de-Curtille, elle a rejoint la commune de Chindrieux. Dans ce nouvel espace, la salle des aînés, elle va pouvoir accueillir les scolaires et l'ensemble des habitants de la commune. Petits et grands auront l'opportunité de découvrir plus largement leur territoire sous toutes ses facettes : le lac du Bourget et son Bassin versant, ses richesses (géographie, faune, flore, eau, zones humides...), les enjeux et problématiques liés à cet environnement, les bons gestes à adopter (comportement écocitoyen, développement durable...).

Découvrir l'exposition, la visiter : [cliquez ici](#)

Itinérance 2012 de La Salle de Bains

- du 10 mai au 7 juin : Saint-Pierre-de-Curtille, salle des fêtes
- du 7 juin au 2 juillet : Mairie de Chindrieux, salle des aînés
- du 2 au 27 juillet : Atelier de l'eau, Cognin
- du 10 septembre au 17 décembre : Maison des Parcs et de la Montagne, Chambéry

JUIN

Lake adventures

- **le lac des aventures : en ligne !**
- **Tous à vos marques... Prêt ? RDV sur :** www.lake-adventures.com
- ---
- Le vendredi 8 juin 2012, "Lake adventures, le lac des aventures" est sorti officiellement sur le territoire du lac du Bourget.
- Pour en savoir plus [cliquer ici](#)
- Le reportage de france 3 : [cliquer ici](#)
- ---
- La page Facebook du jeu : [cliquer ici](#)
- Le site internet dédié au jeu : [cliquer ici](#)

JUIN

Lâché de truitelles

Leysse et Sierroz

170.000 alevins de truites lacustres ont été déversés dans le bas Sierroz (35.000) et la basse Leysse (125.000) au début de ce mois de juin 2012.

Ces alevins issus de la pisciculture de Rives au bord du Léman ont été relâchés par le Fédération de Pêche de Savoie dans le cadre d'une action financée dans le Contrat de bassin versant du lac du Bourget 2011-17.

D'une longueur d'environ 3 cm, soit d'un âge d'environ 3 mois, ces petits poissons vont rapidement s'inféoder à ces zones.

Objectif du lâché : soutenir le phénomène de Homing, ramenant naturellement les truites sur leur lieu de naissance pour se reproduire... Ce phénomène combiné aux actions de restauration écologique de ces rivières devrait aider aux retours des truites en rivières

Juillet

30 ans de suivi du lac

1981-2011, les indicateurs confirment l'embellie

Un lac en danger

Dans les années '60, le lac entame une longue descente en enfer. Les 300 à 500 tonnes de phosphore rejetées annuellement dans le lac entraîne son eutrophisation : les rejets de nutriments contenus dans les eaux usées domestiques et industrielles, ainsi que dans les rejets agricoles conduisent à une surproduction de phytoplancton, entraînant ainsi une désoxygénation des eaux en profondeur. Les pêcheurs ne sortent plus de poissons et les touristes fuient les plages sur lesquelles se meurt une eau bien trop opaque.

Des élus mobilisés

Les élus engagent alors une politique ambitieuse de reconquête du plus grand lac naturel de France. Le plus grand chantier de France sera inauguré en 1981 avec la mise en service d'une **galerie de 12 km** permettant aux eaux usées traitées sortant des stations d'épuration de Chambéry et d'Aix-les-Bains de rejoindre le Rhône plutôt que le lac. Le lac est sauvé.

Des résultats très positifs

En 30 ans, grâce à la galerie et aux 20 stations d'épuration construites sur le bassin versant:

- Les rejets de phosphore ont été divisés par 10, passant de 300 tonnes à moins de 30 tonnes.
- La teneur en phosphate a chuté de 120 µgP/L (1981) à 10 µgP/L (2011). Ainsi, pour la première fois depuis 50 ans, le lac atteint la valeur symbolique de 10 µgP/L.
- La transparence minimale mesurée en période estivale est passée de 1 m à 3 m et cet hiver la transparence a atteint 14 m, un nouveau record.

La production de phytoplancton a évidemment chuté et surtout on se félicite de la disparition, depuis 2010, des cyanobactéries qui nous obligeaient à mettre en place des traitements spécifiques pour la production d'eau potable.

Le lavaret, autrefois absent des filets et des assiettes, refait un retour fracassant ; c'est un signe probant d'une bonne qualité d'eau et d'une bonne gestion piscicole. L'omble chevalier et la truite peinent à retrouver leur vraie place dans le lac mais les efforts consentis par les collectivités et les associations de pêche devraient rapidement donner des résultats. Grâce aux travaux du CPNS, les roselières retrouvent les surfaces perdues du fait de l'eutrophisation du lac et de la régulation du niveau du lac. La cistude a été réintroduite avec succès par le CPNS et l'avifaune applaudie de ses ailes déployées la qualité des habitats.

Quelques ombres au tableau : la puce du canard, la colonisation de la renouée du japon sur les rives du lac, les bois et déchets flottants. Autant de sujets pour les services concernés qui mettent tout en oeuvre pour trouver les solutions à ces problématiques.

Aout

Les ateliers de l'été

Plus que 2 semaines d'ateliers !

Lors de cette saison d'activités, les enfants ont découvert l'eau et les êtres vivants qui peuplent le lac du Bourget. Planctons, vers, coquillages et crustacés, poissons, tortues, roseaux et libellules,... n'ont plus de secret pour eux ! Chaque vendredi est consacré à un bricolage en lien avec le thème de la semaine !

Octobre

Etude piscicole du lac

La campagne 2012 débute lundi !

L'inventaire du peuplement piscicole du lac du Bourget se déroulera du 1^{er} au 5 octobre 2012. Cette étude, pilotée par le CISALB, sera réalisée sur le terrain par l'INRA et le CISALB.

Elle permettra d'obtenir une photographie précise de l'état des poissons du lac : nombre d'espèces, densité, répartition spatiale, etc.

Tous les jours, une quinzaine de filets littoraux et 4 filets pélagiques seront posés et relevés sur l'ensemble du lac (y compris les lots 5 et 6 réservés à la pêche amateur). En parallèle des pêches, un bateau équipé de sonars sillonnera jour et nuit l'ensemble du lac afin d'enregistrer les échos de poissons.

Le démaillage, le tri des espèces ainsi que la mesure et la pesée des poissons se feront tous les matins au Petit Port à Aix-les-Bains.

Octobre

Zones humides

Chambéry métropole s'engage !

Préserver les zones humides favorise l'équilibre et le développement durable des territoires. Marais, tourbières, mares, prairies inondables et forêts alluviales assurent des services essentiels pour l'homme :

- stockage d'eau douce,
- écrêtement des crues
- soutien des débits d'étiage des cours d'eau,
- épuration des eaux,
- stockage du CO₂,
- réservoir de biodiversité,
- régulation thermique.

La préservation des zones humides est donc un enjeu majeur de l'aménagement du territoire.

Le **Plan d'Action en Faveur des Zones Humides** (PAFZH) qui vient d'être signé à Chambéry métropole le 22 octobre 2012 est un dispositif contractuel d'une durée de 6 ans (2012-17). Il associe l'agglomération, l'Etat (DDT), l'Agence de l'eau, la Région, le Département et le Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie (CPNS). Ce plan très ambitieux se décline à travers 4 engagements :

1. Restaurer et entretenir les 29 zones humides les plus détériorées,
2. Ne pas dégrader les 19 zones humides remarquables,

3. Préserver les 115 zones humides de l'agglomération en les inscrivant dans les documents d'urbanisme
4. Intégrer les zones humides dans les projets d'aménagement.

Le plan de Chambéry métropole concerne en tout **560 ha de zones humides réparties sur 15 communes**. Consulter le communiqué de presse de Chambéry métropole : [cliquer ici](#)

Octobre

Commémoration

La galerie de rejet fête ses 30 ans

Le 19 octobre 2012, de nombreuses personnalités se sont réunies au Bourget-du-Lac pour commémorer les 30 ans de la galerie de rejet au Rhône des effluents épurés des agglomérations chambérienne et aixoise.

Un anniversaire pas tout à fait à l'heure : la galerie a été mise en service le **21 janvier 1980**. Ce sont donc 32 années qui se sont écoulées depuis. La date du **19 octobre 2012** a été retenue pour honorer le centenaire de la naissance d'**André Blin**, ancien président du SILB (aujourd'hui la CALB) et grand artisan de ce projet titanique.

Petits rappels historiques :

Dans les années 1960, le lac est menacé d'eutrophisation. Les rejets de matières organiques et de sels nutritifs provenant des habitations, des industries et des exploitations agricoles favorisent les efflorescences d'algues dans le lac. En se décomposant, cet excès de production végétale consomme l'oxygène de l'eau. Les couches profondes s'asphyxient et les couches supérieures s'obscurcissent. Sur les rives, l'eau est opaque ; les baigneurs marchant dans l'eau ne voient plus leurs pieds. Les pêcheurs ne sortent plus de poissons car les filets sont pleins d'algues. Les touristes fuient. Le lac se meurt inexorablement.

Les études réalisées à la fin des années 60 démontrent que le sauvetage du lac ne pourra se faire que par une diminution drastique de 95% des rejets d'éléments nutritifs. La modernisation des stations d'épuration de Chambéry et d'Aix-les-Bains ne permettrait pas d'atteindre seuls cet objectif car il resterait encore trop de phosphates à la sortie des stations pour inverser la tendance. En 1971, Le Monde évoque le sauvetage du lac d'Annecy par l'exportation des rejets à l'aval du lac. Le même principe est alors envisagé sur le lac du Bourget. La solution retenue en 1972 consiste à collecter les eaux usées épurées sortant des stations d'épuration de Chambéry, du Bourget-du-Lac et d'Aix-les-Bains, pour les rejeter hors du bassin versant. Cette solution gravitaire en tunnel représente certes un investissement plus lourd mais nécessite un fonctionnement nettement inférieur, car il n'y a pas besoin de station de pompage.

L'opération de rejet comprend donc :

- Le creusement d'une galerie de 12,3 km de long sous le Mont du Chat,
- La pose d'une conduite de 1,20 m de diamètre sur 8,2 km pour relier la station d'épuration de Chambéry à l'entrée de la galerie,
- La pose d'une conduite de 60 cm de diamètre sur 7,6 km pour relier la station d'épuration d'Aix-les-Bains à l'entrée de la galerie.

Le chantier est confié aux sociétés SGE et Fougerolles (pour le creusement de la galerie) ; SADE et CGE (pour la pose des conduites). C'est la DDE qui assure la maîtrise d'œuvre du chantier. Le creusement de la galerie se heurte continuellement à de graves difficultés géologiques : la mauvaise tenue des terrains impose souvent un soutènement métallique qui ralentit considérablement l'avancement. Avec tous ces aléas, les délais explosent. La progression se fait à raison de 6 m/jour contre les 12 m/j du marché. Au final, le chantier se réalise en 60 mois (5 ans) au lieu des 30 mois prévus. Le tunnel est totalement percé en octobre 1978. L'année 79 est consacrée au bétonnage du radier et de la voûte. L'ouvrage est mis en service le 21 janvier 1980.

Sur le plan financier, le coût prévisionnel de 55 MF est porté à 90 MF à la suite des travaux complémentaires rendus nécessaires par les aléas géologiques. Les révisions de prix s'élèvent à 76 MF du fait de la croissance rapide de l'index des prix (doublement entre 1972 et 1977). A cela s'ajoute 4 MF d'intérêts moratoires, destinés à indemniser les entreprises des conséquences des retards dans le versement des subventions. **Le coût total de l'opération est finalement de 170 MF**, financé à hauteur de :

- 35% par le Ministère de l'Intérieur

- 25% par l'Agence de bassin
- 20% par le Ministère de l'Environnement
- 10% par les Collectivités
- 10% par le Département

Impacts sur le milieu :

Dans les années 70, alors que les rejets de phosphore dans le lac sont estimés à 300 tonnes par an, les scientifiques prévoient que le lac ne pourra être sauvé qu'en descendant sous les 30 tonnes par an. Cet objectif est atteint pour la première fois en 2005. En 2011, pour la première fois depuis plus de 50 ans, la concentration en phosphates dans le lac du Bourget a atteint 10 µg/L. Il y a 30 ans, la concentration était de 120 µg/L.

La galerie de l'Épine est née sous l'impulsion d'un homme, André Blin, doté d'une volonté à toute épreuve. Jean Blanc et Louis Besson eurent des rôles majeurs, notamment pour faire adhérer l'agglomération chambérienne au projet et surtout à son financement.

Octobre-novembre

Ateliers Grand Lac Toussaint

du 29 octobre au 2 novembre 2012

PROCHAINS ATELIERS : DU 29 OCTOBRE AU 2 NOVEMBRE 2012

inscriptions ouvertes

Pour les connaisseurs : [Inscription rapide](#)

OBJECTIFS

- **DÉCOUVRIR** le lac du Bourget et son territoire, sa faune, sa flore,
- **COMPRENDRE** cet écosystème et son fonctionnement.
- Chaque jour **BRICOLER** de jolis objets pour illustrer les apprentissages et s'en souvenir.
- S'initier à l'observation et aux activités scientifiques en **S'AMUSANT** !

[En savoir plus sur les Ateliers Grand Lac](#)

POUR LES ENFANTS

- de 4 à 7 ans les matins de 10h à 11h30 du lundi au vendredi,
- de 8 à 12 ans les après-midi de 14h à 16h du lundi au vendredi.

LIEU

- A la salle pédagogique du Cisalb, Aquarium du lac du Bourget - Aix les Bains, le Petit Port.

LES FORMULES

- **A l'atelier ou à la semaine de 5 ateliers**
 - de 4 à 12 ans
 - 5€/atelier
 - 21€/semaine de 5 ateliers
- **Les stages pêche :**
 - dès 8 ans
 - 111€ la semaine (ateliers compris)
 - prise en charge des enfants de 8h30 à 16h du lundi au vendredi

Dépliant détaillé des dates et du contenu des ateliers Grand Lac :

NOVEMBRE

Contrat de bassin versant

Comité de bassin versant 2012

Mercredi 28 novembre 2012, 16h30 au Bourget du lac : Comité de bassin versant du lac du Bourget.

Ordre du jour :

Etat d'avancement des actions engagées en 2012 et validation de la programmation 2013.

Les sujets suivants seront abordés :

- La restauration écologique du Tillet (Savoie Hexapôle, Aix-les-Bains), du Sierroz (Aix-les-Bains) et de la Leysse (Chambéry),
- Les déchets toxiques et les effluents non domestiques des entreprises (Opération collective), le traitement de la pollution chronique produite par la ZAE de Bissy,
- La lutte contre l'eutrophisation (assainissement et agriculture),
- La restauration écologique du littoral (roselières, curage des ports),
- La lutte contre la pollution par les pesticides (objectif zéro pesticide et agriculture),
- La gestion de la ressource en eau (sécheresse, irrigation des exploitations agricoles du massif de l'Epine, études « volumes prélevables », débits réservés),
- La gestion des zones humides (actions du CPNS et du plan d'action en faveur des zones humides de Chambéry métropole et de la CALB),
- Le projet de plan de gestion du lac du Bourget,
- Les actions menées sur la renouée du Japon,
- Les actions de sensibilisation et de communication.

Novembre

Appel public à la concurrence

Marché d'étude : suivi écologique du lac du Bourget 2013-2015

Avis d'appel public à la concurrence

Nom et adresse de la personne publique :

Comité InterSyndical pour l'Assainissement du lac du Bourget (CISALB)

42 Rue du Pré Demaison – 73000 CHAMBERY

Tél : 04.79.70.64.64 / fax : 04.79.70.06.12 / courriel : info@cisalb.fr

Objet du marché : Suivi écologique du lac du Bourget 2013-2015

Caractéristiques principales : marché unique

Durée du marché : 42 mois

Date prévisionnelle de début des prestations : janvier 2013

Critères de jugement des offres :

Les critères retenus pour l'attribution du marché seront les suivants :

- Prix de la prestation (45 %) : l'offre la plus économiquement avantageuse (montant en € HT) se verra attribuer la note maximale (note de 20/20). La note des autres offres sera attribuée par la formule suivante : $Note = 20 * [1 - ((offre étudiée - offre la mieux classée) / moyenne des offres)]$
- Mémoire technique (45 %) : moyens humains, moyens techniques, méthodes analytiques et respects des seuils
- Références sur des prestations similaires (10 %). Toute référence n'ayant aucun objet ne sera pas examinée.

Mode de passation : procédure adaptée

Date limite de réception des offres : Jeudi 6 décembre 2012 à 17h00

Adresse auprès de laquelle les documents peuvent être obtenus :

Le dossier de consultation est disponible en téléchargement sur le site www.cisalb.com.

Le dossier de consultation des entreprises est remis gracieusement dès réception d'une demande écrite faite par voie postale, télécopie ou courrier électronique. Les coordonnées sont mentionnées en tête de l'avis.

Renseignements techniques :

M. CACHERA (CISALB) au 04-79-70-64-67 ou 06-24-90-09-62/ sebastien.cachera@cisalb.fr

M. PAOLINI (CALB) au 04-79-61-83-88 / g.paolini@calb.fr

Documents téléchargeables :

- [Cahier des charges](#)
- [Règlement de la consultation](#)
- [Acte d'engagement](#)

Adresse à laquelle les offres/candidatures doivent être envoyées :

Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB)
42 Rue du Pré Demaison – 73000 CHAMBERY

Langue pouvant être utilisée dans l'offre : le français à l'exclusion de toute autre.

Date d'envoi de l'avis à la publication : 13 novembre 2012

Décembre

Citoyen de mon agglo

Le lycée Ste Ambroise s'investit dans la citoyenneté

Après des interventions auprès de l'ensemble des classes de 2^{de} du lycée pour présenter ce qu'est une intercommunalité, une journée a été dédiée sur le terrain pendant laquelle les élèves sont partis à la rencontre des compétences de l'agglomération chambérienne :

- Les transports et le déplacement sur le territoire de Chambéry métropole (PDE, STAC, vélo, ...), avec l'intervention de la Direction des transports -M. Eric Lux
- La gestion de l'eau (aep, udep), avec l'intervention du CISALB
- La gestion des déchets (collecte, tri, retraitement, réduction, ...) avec l'intervention des Amitris
- Les aménagements pour prévenir les risques naturels avec l'intervention du CISALB
- La rénovation énergétique d'un ancien collège avec l'intervention de Franck Collomb-Gris
- L'agriculture péri urbaine avec l'intervention de Corinne Jacquemoud en remplacement de Maeva Normand Second.

A l'issue de ce travail les enseignants ont soutenu le travail des élèves dans la création d'une google map, accessible par le lien suivant

II. Divers

L'année 2012 a été riche en événements divers et les paragraphes suivant tentent de relayer quelques informations.

Surveiller la qualité de l'eau en effectuant études et analyses, lutter contre les rejets toxiques dans les milieux aquatiques, ...font parti des missions du CISALB. Pour la DCE, le bon état écologique des eaux

dépend non seulement de leur qualité chimique mais aussi de leur qualité biologique. Des prélèvements sur larves d'insectes, crustacés, poissons pourraient donc être faits (comme c'est le cas ailleurs – par exemple agence de l'eau seine Normandie). Au final, on aurait quelque chose permettant d'apprécier l'état écologique (eau et milieu) plus finement.

Une campagne exceptionnelle de mesure des micropolluants dans les milieux aquatiques a été lancée sur l'ensemble du territoire français afin d'élaborer une nouvelle liste de substances pertinentes à surveiller au niveau national à partir de 2014. Initiée par le ministère en charge du développement durable, cette étude est réalisée par différents organismes de recherche et est coordonnée et financée par l'Onema avec l'appui des agences de l'eau. Elle s'inscrit dans le cadre du plan national micropolluants. Pour mener cette campagne, une vingtaine d'acteurs (organismes de recherche, agences de l'eau, offices de l'eau, laboratoires d'analyses, bureaux d'études...) se sont mobilisés en ce début d'année en métropole et en outremer. Ce sont en fait plusieurs campagnes successives qui vont être menées sur l'année 2012 : trois pour les eaux de surface, une pour les eaux littorales, une pour les plans d'eau, et deux pour les eaux souterraines des départements ultramarins. Environ 30 000 analyses à réaliser. Près de 180 substances faisant partie d'une dizaine de familles de polluants émergents – pesticides, résidus de médicaments, biocides...- vont être recherchées, dont 16 molécules spécifiques aux DOM (essentiellement des pesticides). Les prélèvements seront réalisés par les agences de l'eau sur près de 250 points du réseau de surveillance DCE pour l'ensemble du territoire. Ces prélèvements, une fois effectués, seront transférés à des laboratoires de recherche spécialisés, sélectionnés au préalable avec l'aide d'Aquaref. Ils donneront lieu à près de 30 000 analyses. Les résultats, validés puis bancarisés, seront analysés par l'Ineris pour les eaux de surface, l'Ifremer pour les eaux littorales et le BRGM pour les eaux souterraines. Ils permettront d'acquérir des connaissances sur la présence de contaminants émergents mais aussi de collecter des données fiabilisées sur des molécules préalablement surveillées dans des conditions non optimales. Cette étude devrait contribuer à la proposition, par le comité d'experts animé par l'Onema et l'Ineris, d'une nouvelle liste de substances nationales pertinentes à surveiller, ce qui est l'une des priorités du plan national micropolluants. Toutefois le CISLAB n'a pas eu vent pour 2012 d'une étude concernant le lac du Bourget. S. Cachera avait fait des analyses de composés bromés et perfluorés dans la chair des poissons, les concentrations s'étant révélés beaucoup plus faibles qu'au Léman.

La traque aux substances contaminatrices, leur réduction et leur élimination dans les eaux de surface et souterraines reste une priorité et cette année le rapport se voit grossi d'un chapitre portant sur ... Naffrechoux.

De la même manière, dans le cadre de la DCE, les macro-invertébrés qui avaient été prélevés et analysés sur le Léman et Annecy en 2010-2011 l'ont été en 2012. Ce rapport se voit grossi de l'étude de ce compartiment, qui constitue un excellent bio-indicateur de l'état trophique et fonctionnel du milieu.

Les évolutions réglementaires récentes de la politique européenne et leurs transcriptions françaises renforcent et modernisent la démarche sur la qualité des eaux de baignade. Elles prévoient notamment

l'établissement de profils de vulnérabilité des zones de baignade, la mise en place d'un programme de surveillance et de contrôle qualité, une modification des modalités de contrôle et de classement de la qualité des eaux de baignade, l'alerte préventive et enfin l'information du public. Cette problématique ne se limite pas aux zones de baignade mais s'étend aussi aux activités nautiques, à la pêche à pied et à la conchyliculture. Les collectivités doivent désormais mettre en place une politique de gestion active de la qualité bactériologique des milieux récepteurs. La pluie apparaît comme responsable de rejets porteurs de pollutions bactériennes mais les phénomènes conduisant à ces pollutions sont encore assez mal appréhendés. Pour contribuer à améliorer cette connaissance, le groupe Pluvial - Hydrologie Urbaine de l'ASTEE et de la SHF a proposé un colloque qui a traité de 4 grandes thématiques :

- Les sources et facteurs d'évolution de la contamination
- Les moyens et méthodes de mesures microbiologiques
- Les outils de modélisation des flux bactérien dans le milieu naturel
- La gestion active en contexte opérationnel

L'année 2012 symbolise le début d'un nouvel élan **d'actions pour le bassin versant du lac du Bourget** avec la signature du nouveau contrat de bassin à la fin de l'année 2011. Si la transparence des eaux du lac traduit la pertinence des efforts entrepris depuis **30 ans** pour reconquérir leur bonne qualité, il ne s'agit pas de s'asseoir sur ses résultats sans envisager l'avenir.

Une pollution à l'acide phosphorique a été enregistrée au mois de février. C'est en voulant rassembler de vieux fûts (appartenant au précédent propriétaire des lieux) pour qu'ils soient collectés et éliminés que l'un d'eux s'est fendu. Le déversement s'est produit par le réseau d'eau pluviale dans la Mère. Il s'agit d'un produit décapant à base d'acide phosphorique, le même que l'on retrouve dans le coca ! Il était impossible de retenir une telle pollution avec les moyens habituels et notamment les barrages flottant. La nappe a été visible sur la Leysse en aval de Chambéry mais aucune mortalité piscicole n'a été observée sur la Leysse, l'Albanne et la Mère. Etant donné la forte solubilité du produit avec l'eau et donc sa rapide dilution, l'impact le plus important s'est sûrement situé sur la Mère. Chambéry métropole a obstrué le réseau d'eau pluvial afin qu'il soit curé avant réouverture. Un rendez vous a été fixé (MIEGE, Chambéry métropole, CISALB) afin de faire le diagnostic de l'entreprise et leur signifier les travaux de mise en conformité nécessaires et notamment l'isolement du site par une vanne sur le réseau d'eaux pluviales.

Afin de toucher encore plus, communiquer et sensibiliser, le CISALB a créé un jeu : Lake Adventures (le lac des aventures), un jeu en ligne pour mieux connaître les lacs alpins, donc tout en s'amusant, dans le cadre du projet européen SILMAS.

Le 14 septembre 2012, le CA de l'Agence de l'eau RM a adopté le nouveau et 10^{ème} programme d'action 2013-2018 avec pour maîtres mots, dans le domaine environnemental, l'atteinte du bon état écologique, la restauration des rivières, le rétablissement de la continuité écologique. Dans ce contexte, le CISALB a élaboré une consultation publique et un appel d'offre pour le suivi environnemental du lac du Bourget pour la période 2013-2015. Nous y avons répondu au travers d'un document d'une vingtaine de pages et, au

début de l'année 2013, le gestionnaire nous a fait connaître sa réponse et notre nouvel engagement à ses côtés.

Le CISALB a fêté ses 40 ans ! Créé en février 1972 par les agglomérations de Chambéry et d'Aix-les-Bains, afin de consolider les moyens d'action en matière d'assainissement du lac et donner une vision territoriale plus globale dans ce domaine. A cette époque, pour rappel, le lac est en proie à une eutrophisation galopante, les concentrations en phosphore et l'état global du lac lui conférant un statut eutrophisé. En 1972, il y a 40 ans, pour sauver le lac, élus et ingénieurs imaginent l'impensable : dériver vers le Rhône les eaux usées épurées des deux agglomérations. Les spécialistes affichent l'objectif : diminuer de 95% les rejets de phosphore dans le lac. Le parti retenu est d'améliorer les stations d'épuration de Chambéry et d'Aix-les-Bains et d'exporter leurs eaux ainsi traitées vers un milieu capable de supporter le rejet. Pour son débit et sa proximité, le Rhône est préféré à l'Isère. En 1974, les tunneliers sont au travail et, malgré des conditions parfois difficiles ; six ans plus tard, le Préfet de la Savoie ouvre la vanne et libère ainsi le lac d'un immense fardeau. En 2012, le pari a-t-il été gagné ? Pas étonnant que la presse locale ait donné pleine page au CISLAB pendant l'été (Dauphiné juillet, couverture et double page intérieure)

Depuis le 1er janvier 2012, le règlement européen 1259/2011 du 02 décembre 2011, modifie le règlement 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires. Ainsi, la norme qui était de 8pg/g de PF passe à 6,5 pg/g pour les PCBdl et il existe maintenant une norme pour les 6 PCB indicateurs égale à 125 ng/g de PF dans la chair musculaire de poissons d'eau douce sauvages capturés (cf point 5.4 de l'annexe du texte ci-joint). Par ailleurs, le lien ci-dessous permet de consulter le rapport de l'étude IRSTEA / DREAL qui propose un protocole de suivi à long terme de la contamination des poissons dans les secteurs pollués par les PCB. http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/usages-et-pressions/pollution_PCB/suivi-long-terme.php

En 2012, ayant constaté par le passé que la cloche d'eau intégratrice pouvait déborder, il a été de réduire la zone de prélèvement 0-20 m à 0-18 m pour être conforme aux autres lacs et surtout parce qu'une analyse critique du fonctionnement de la cloche a révélé que celle-ci pouvait être inopérante au-delà d'une certaine profondeur. La question est aujourd'hui posée de savoir si les lacs alpins ne devraient pas être prélevés sur 0-25 m en raison de leur réologotrophisation et de l'enfoncement de la biomasse phytoplanctonique dans la colonne d'eau.

La bouée ebob est de retour et a été remise en place le 22 mars avec quelques modifications par rapport à 2011. La sonde bbe a été placée à 10 m (et plus 15 m qui était justifiée par la présence de *P. rubescens* mais qui a disparu). La CTD a quant à elle été positionnée vers 10 m. Un film a été réalisé.

Au cours de l'été 2012, le CISALB a été invité par le département Ecologie des Forêts, Prairies et milieux Aquatiques (EFPA) de l'INRA à remplir une enquête (flash) de satisfaction portant sur le partenariat. Pour un organisme de recherche finalisé comme l'INRA, il est essentiel de s'assurer que ses activités sont en

résonance avec les attentes de ses partenaires, actuels ou potentiels. Le département a donc demandé au CISALB ses principales attentes vis-à-vis de la recherche sur les écosystèmes forestiers, prairiaux et aquatiques dans les domaines de compétences qui sont les siens (Biodiversité, cycles biogéochimiques, gestion des milieux, adaptation au changement climatique, production forestière...). La réponse faite par le CISALB est donnée ci-après. Est également fourni le schéma stratégique du département pour la période 2011-2015.

Dans quel cadre avez vous déjà eu des échanges avec l'INRA/le département EFPA ?

Projet de recherche ANR, contrat CIFRE, expertises diverses, échanges de données, de matériels ou d'informations, SOERE

Quels ont été les points forts de cet échange ?

La robustesse de l'expertise scientifique

Quels ont été les points faibles de cet échange ?

Aucun à ce jour

Avez-vous des attentes ou des questions spécifiques vis-à-vis de la recherche en écologie des forêts, prairies et milieux aquatiques dans les 5 prochaines années ? Si oui, lesquelles ?

1-Conservier la qualité du partenariat actuel (technique, scientifique et humain)

2-disposer d'appuis scientifiques sur les sujets suivants:

- i) micropolluants et réseaux trophiques,
- ii) cyanobactéries et autres microalgues toxiques ou nuisibles,
- iii) eutrophisation (cycle du phosphore et objectifs de Bon état, relargage par les sédiments),
- iv) bassin versant (pollution diffuse),
- v) changement climatique et incidences, en particulier sur les peuplements de poissons, la qualité des eaux et le niveau trophique,
- vi) appui à la vulgarisation scientifique (élus, grand public).

Quel type de partenariat verriez-vous pour traiter ces questions? (par exemple, participation à des projets de R&D ou de transfert, co-construction de projet de recherche, appel à l'expertise acquise, etc...)

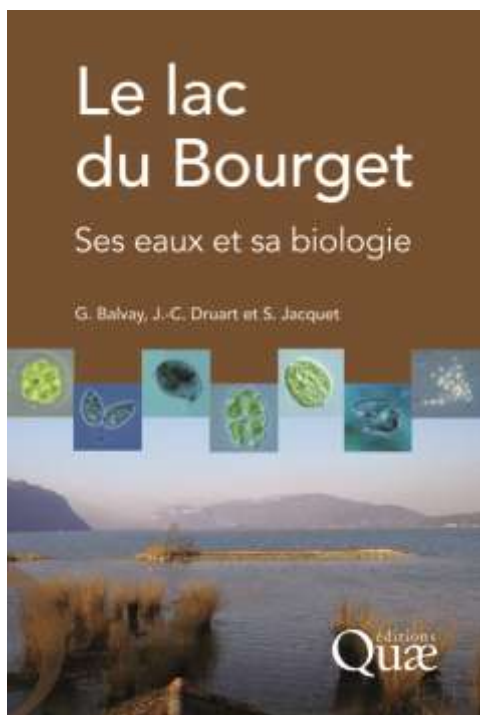
Le partenariat CISALB - INRA aurait intérêt à développer, en plus du monitoring actuel, des approches parfois plus ciblées sur des thématiques spécifiques et/ou l'étude de processus. Ce type de partenariat appellerait alors un engagement plus ambitieux du CISALB, par le soutien à des projets ANR ou des demi-bourses de thèses.

Avez-vous une stratégie par rapport à la participation à des projets européens dans Horizon 2020 ?

Non

A la fin de l'année 2012 (novembre-décembre), le CISALB a lancé un **Appel public à la concurrence**, le Marché d'étude portant sur suivi écologique du lac du Bourget pour la période 2013-2015. L'INRA CARRTEL a fourni un mémoire complet pour répondre à cet appel et il l'a gagné, permettant de mettre en place un nouveau contrat de recherche entre l'INRA et le CISALB pour les 3 prochaines années.

2012 a aussi vu la parution d'un ouvrage portant sur le lac du Bourget.



Merveille de la Savoie et premier lac naturel en France de par sa superficie, le lac du Bourget a très largement inspiré et été magnifié par poètes et auteurs des 18^{ème} et 19^{ème} siècles. Honoré de Balzac ne s'y était pas trompé en écrivant que le lac du Bourget "est une vaste coupe de montagnes toute ébréchée où brille une goutte d'eau bleue comme ne l'est aucune eau dans le monde. Vu du haut de la Dent du Chat, ce lac est là comme une turquoise égarée. Ce lac est le seul où l'on puisse faire une confidence de coeur à coeur. On y pense et on aime. Mais c'est surtout le lac des souvenirs ; il les favorise en leur donnant la teinte, miroir où tout vient se réfléchir".

Mais comme les lacs Léman et d'Annecy, le lac du Bourget a souffert au cours du 20^{ème} siècle. Dans les années 1970, de grands travaux ont dû être réalisés par les communes du bassin versant afin d'assainir le lac, alors en proie à l'eutrophisation, et le protéger au mieux de la pollution. Depuis, le lac reste l'objet de toutes les attentions grâce notamment aux travaux mis en place par le CISALB (Comité InterSyndical d'Assainissement du Lac du Bourget) afin de concilier qualité d'eau et usages de cet écosystème, de comprendre pour mieux gérer et réciproquement.

Cet ouvrage constitue une formidable opportunité de présenter au lecteur les principales caractéristiques du lac du Bourget et de son bassin versant, comment les principaux facteurs chimiques, physiques et biologiques ont évolué pendant les 20 à 40 dernières années, quelle vie abrite ce lac (des microorganismes aux poissons) et comment elle évolue.

Cet ouvrage signe la fin du triptyque réalisé par les mêmes auteurs (G Balvay & JC Druart) sur les grands lacs péri-alpins (Léman, Annecy). Il est destiné aux amoureux du lac du Bourget désireux d'assouvir leur soif de connaissance sur les caractéristiques et l'évolution d'état de cet écosystème. Il sera particulièrement apprécié des hydrobiologistes, décideurs, enseignants, étudiants, baigneurs, plongeurs, etc....

Dan Yule, chercheur américain travaillant avec J Guillard est venu travailler sur le lac du Bourget et un blog a été réalisé pour communiquer autour de son expérience française :

<http://lakebourgetcollaboration.blogspot.com/>

En 2012, on peut noter que plusieurs thèses sont en voie de finalisation:

Vincent BERTHON

Reconstruction paléolimnologique de l'impact des perturbations anthropiques sur les communautés de diatomées et de rotifères des lacs sub-alpins au cours des 150 dernières années.

La lutte contre l'eutrophisation des grands lacs péri-alpins a permis une réduction des concentrations internes en phosphore, pour des réponses écologiques parfois mitigées. Dans le Léman, les concentrations en P furent divisées par dix en trente ans (coût : quatre milliards d'euros !) pourtant la biomasse algale et la production primaire restent aussi élevées qu'au maximum de l'eutrophisation, malgré une augmentation de la transparence des eaux. Donc, bien que la concentration en phosphore soit une variable de forçage majeure des communautés planctoniques, il apparaît nécessaire de considérer le rôle d'autres variables de forçage qui interagissent avec la concentration interne en nutriments pour comprendre les réponses écologiques des lacs aux mesures de restauration. Toutefois, la compréhension des interactions entre ces différents forçages anthropiques se heurte souvent à la limitation de données instrumentales disponibles puisque très peu de lacs ont fait ou font l'objet de suivis de routine. La paléolimnologie à haute résolution (échelle annuelle et saisonnière) sur les périodes les plus récentes (dernier siècle) est une démarche alternative que nous proposons dans ce travail pour palier cette absence de données instrumentales. Ce travail de thèse vise à comprendre comment trois perturbations majeures et simultanées (modifications des concentrations en nutriments, gestion piscicole d'une espèce zooplantonophage et changement climatique) contribuent à modifier la structure/diversité du compartiment planctonique (diatomées et rotifères) des grands lacs -péri-alpins au cours du dernier siècle. Plus précisément, il s'agit :

- (i) de procéder au développement méthodologique de reconstruction paléolimnologique des communautés de rotifères à partir des banques d'œufs archivées dans les sédiments (travail en cours) ;
- (ii) de mettre au point l'approche analytique permettant la reconstruction des modifications saisonnières de communautés diatomiques à partir des archives sédimentaires ;
- (iii) de reconstruire les réponses écologiques des compartiments diatomiques et rotifériens au cours du dernier siècle (travail en cours) ;
- (iv) de comparer ces trajectoires entre lacs afin de discriminer les réponses à des perturbations locales, de celles à des perturbations plus globales.

Victor FROSSARD

Trajectoires écologiques des lacs d'Annecy et du Bourget au cours des 150 dernières années : Approche paléolimnologique par analyse des assemblages de Chironomidae (Diptera) et de leurs signatures isotopiques en carbone

Les changements d'assemblages de Chironomidae et de leurs signatures isotopiques en carbone ($\delta^{13}\text{C}$) ont été reconstitués dans le lac du Bourget au cours des 150 dernières années à cinq profondeurs (30 m, 60 m, 90 m, 120 m et 145 m). Les objectifs étaient 1) de préciser la nature et l'amplitude des changements au niveau des assemblages de Chironomidae et du cycle du carbone et 2) d'identifier l'influence respective des pressions anthropiques locales (eutrophisation, fonctionnement pélagique en lien le stock de poissons zooplanctonophages) et globale (climat) sur ces changements. Les résultats montrent des changements temporels successifs et progressifs d'assemblages de la zone profonde vers la zone littorale et caractérisés par le remplacement de taxons oxyphiles par des taxons hypoxie-tolérants. Il est apparu que l'effet de l'eutrophisation avait été un changement majeur mais restreint à la fois dans le temps (années 1960 à 1980) et dans l'espace (120 m et 145 m). Le changement de fonctionnement pélagique était significativement corrélé avec les changements d'assemblages à 60 m et à 90 m. Entre ca. 1940 et ca. 1960 l'eutrophisation semble avoir eu l'effet principal sur le changement de fonctionnement pélagique. Entre les années 1970 et 2000, une transition progressive du contrôle du fonctionnement pélagique par l'eutrophisation à un contrôle top-down / climat est suggérée. L'effet climatique était significatif à toutes les profondeurs étudiées et depuis les années 1990, les modélisations indiquent que celui-ci a une influence croissante sur les assemblages de Chironomidae. Les valeurs $\delta^{13}\text{C}$ les plus anciennes obtenues (ca. 1870) suggèrent une forte contribution à la production de Chironomidae de la composante phytoplanctonique principalement soutenu par du carbone atmosphérique. A partir des années 1930, les valeurs $\delta^{13}\text{C}$ tendent à s'appauvrir en ^{13}C aux différentes profondeurs étudiées indiquant une augmentation des processus hétérotrophiques concomitante de l'apparition des premiers signes d'eutrophisation. Suite à la re-oligotrophisation du lac, l'absence de retour à des valeurs $\delta^{13}\text{C}$ équivalentes à celles précédentes les années 1930 suggère l'effet additionnel des autres pressions anthropiques comme identifiées pour les assemblages. Ces résultats suggèrent un lien entre changement du cycle du carbone et les caractéristiques écologiques du lac. Cependant, la distinction entre augmentation de la contribution de carbone respiré ou de la méthanogénèse à la production de Chironomidae reste difficile à discriminer dans le cadre des analyses réalisées. Complémentairement à la prise en compte d'un gradient bathymétrique, l'existence de gradients de forçages longitudinaux pourrait permettre d'affiner le diagnostic écologique du lac puisque des abondances de restes de Chironomidae bien plus faibles dans la partie sud du lac que dans la partie nord ont été mises à jour.

Jean-philippe JENNY

Réponses des grands lacs périalpins aux pressions anthropiques et climatiques récentes : reconstitutions spatio-temporelles à partir d'archives sédimentaires

Les travaux de recherche développés durant cette thèse relèvent de la biogéochimie et de la sédimentologie appliquée aux systèmes lacustres. Ils s'inscrivent dans une démarche de rétro-observation sur la période récente (150-300 ans) avec l'objectif global d'évaluer l'implication des forçages environnementaux locaux (charge externe en nutriments, hydrologie) dans l'accentuation/atténuation des forçages globaux (climat). Nos recherches se sont concentrées sur une réponse intégratrice du système lacustre : le développement de l'état de l'hypoxie (manque d'oxygène ; $[\text{O}_2] < 2\mu\text{g L}^{-1}$) dans les lacs, qui reflète l'état du système lacustre à l'échelle de l'hypolimnion. La thèse participe à un programme pluridisciplinaire, IPERRETRO ANR

VMCS 006, dont les résultats sont utilisés pour comparer les trajectoires de 3 réponses biologiques (diatomées, cladocères, chironomes) et de la réponse de l'hypoxie dans les lacs du Léman, du Bourget et d'Annecy. Les objectifs spécifiques de ce travail de doctorat sont 1) de développer une méthode de quantification du régime de l'hypoxie au travers d'une approche spatio-temporelle (multi-site de carottage), 2) de caractériser les forçages et 3) de recourir aux outils de modélisation statistique afin de comprendre les relations entre les forçages (globaux et locaux) et les réponses de l'écosystème lacustre dans un contexte de réchauffement climatique. Le prélèvement inédit de 80 carottes sédimentaires s'est révélé essentiel pour quantifier 2 forçages clés de l'hypoxie dans les 3 lacs : 1) les flux biogéniques et 2) le régime des crues. Nos principaux résultats montrent que l'enrichissement en phosphore dissous a conduit à un changement d'état de l'hypolimnion dès le milieu du XXe siècle. Désormais hypoxique, les écosystèmes de l'hypolimnion semblent particulièrement vulnérables face à l'augmentation croissante des températures. En revanche, l'action des crues (à l'échelle pluriannuelle, pluri-décennale et centennale) présente des effets bénéfiques sur les conditions de l'hypolimnion en favorisant périodiquement la recharge en oxygène, malgré l'état de stabilité global de l'hypoxie. D'autre part, les résultats montrent que le contexte hydrique local (~dimension des affluents) conditionne la vulnérabilité spécifique des lacs face aux changements globaux. Nous montrons qu'un lac comme Annecy (petit affluent) est plus vulnérable aux augmentations de température qu'un lac comme le Léman (gros affluent). Finalement, les trajectoires des réponses lacustres (flux biogéniques, diversité et régime de l'hypoxie) indiquent que les réponses de l'hypolimnion sont généralement plus précoces/immédiates face aux changements globaux et locaux que dans l'épilimnion. Cette différence de sensibilité des réponses, entre les « sous-systèmes », précise l'ampleur des défis pour la modélisation des systèmes lacustres et la gestion intégrée des systèmes lacustres.

Florent PEZET

Caractérisation et modélisation de pollutions diffuses (Phosphore, Azote) dans un bassin versant du Lac du Bourget

Depuis la prise de conscience sur son état de santé dans les années 1960 à 1970, de nombreuses études détaillent l'historique du lac du Bourget, de son évolution physico-chimique et trophique. Ces travaux sont alimentés par des missions de suivi scientifiques qui cherchent notamment à définir puis suivre des indicateurs sur la colonne d'eau et les sédiments, jugés pertinents pour l'évaluation du niveau trophique du lac. Ce suivi d'indicateurs constitue le 'tableau de bord' de l'état de santé du lac du Bourget. D'autres suivis menés en parallèles, décrivent les évolutions de la qualité des eaux des affluents du Lac et l'évolution des différentes pressions de pollutions du bassin versant. Le travail de thèse s'inscrit dans ce contexte et tente de répondre, dans le cadre d'un partenariat scientifique et technique entre l'INRA, le CISALB et le bureau d'ingénierie SAFEGE aux attentes de ces différents partenaires.

Les objectifs de cette étude s'organisent en deux volets fondamentalement liés :

- en relation avec les attentes du gestionnaire du bassin versant (CISALB) et de l'Agence de l'Eau RMC, il s'agit de déterminer de la partition entre les pollutions ponctuelles résiduelles - pollutions diffuses, la part de la pollution diffuse issue de l'agriculture, l'évaluation des flux dans le cadre de scénarios d'évolutions des régimes climatiques et de changement de pratiques agricoles sur le bassin versant;
- apporter des connaissances scientifiques à portée générale sur le système de transfert du phosphore et développer de nouveaux outils de prévision des pollutions (attentes du bureau d'ingénierie SAFEGE et INRA CARRETEL)

Les attentes et interrogations du CISALB s'appuient sur le bilan du premier « contrat de bassin versant du lac du Bourget », sur les résultats des suivis techniques réalisés par le gestionnaire depuis 2005 sur les principaux affluents du lac et sur le suivi scientifique du lac du Bourget. L'analyse de ces suivis porte sur les bilans d'apports en phosphore au Lac du Bourget et révèle, comme pour la plupart des milieux aquatiques français, l'existence d'une pollution phosphorée résiduelle non négligeable, attribuée empiriquement par les gestionnaires à des sources diffuses d'origines agricoles

Pour identifier et caractériser ces sources, leur contribution aux flux, les impacts potentiels et les conditions de maîtrise de ces pollutions, deux bassins versants expérimentaux imbriqués (l'un agricole, l'Albenche – 250 ha et l'autre péri-urbain, la Deyse – 6800 ha) ont été instrumentés et suivis durant la période de septembre 2009 à février 2011. Des enregistrements en continu à leur exutoire, portant sur la conductivité et le débit ont été réalisés. Des prélèvements moyens journaliers pondérés par le débit ont été réalisés, sur certains paramètres clés de la qualité physico-chimique des eaux ont été analysés. Pour le bassin versant de l'Albenche, un état des lieux des sols et des activités agricoles (enquêtes agricoles menées chez les exploitants) et un suivi de l'évolution de la saturation des sols du bassin versant (tournées de terrain hebdomadaires pendant un an) a été réalisé.

Les suivis hydrochimiques ont permis une caractérisation qualitative et quantitative des régimes d'exportations à l'exutoire de chaque bassin versant, pour les flux d'eau, les flux de matière en suspension (fraction <200 µm) et les flux de différents paramètres dont certaines formes du phosphore (total, particulaire et dissous) et de l'azote (nitrate, ammoniac). Pour chacun des bassins versant, les régimes d'exportations calculés ont ensuite été modélisés à l'aide du modèle semi-distribué à base physique SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Ce modèle 'bassin versant' permet notamment de (i) réaliser des estimations de flux sur des bassins versants hétérogènes en taille et occupation des sols, (ii) prendre en compte et localiser aussi bien les pollutions d'origines diffuses que les pollutions d'origines ponctuelles, (iii) réaliser des simulations prédictives sur des évolutions des utilisations des sols et sur les évolutions de forçages externes (variations des températures, variations des régimes de précipitation).

Pour le bassin versant de l'Albenche le flux de phosphore total calculé, incluant les pertes associées au fonctionnement de sièges d'exploitation, est de l'ordre de 2 kg/P/ha ce qui est considéré comme relativement important au regard des flux spécifiques de bassins versants régionaux supportant les mêmes activités. A l'échelle annuelle, ce flux est composé par près de 80% de phosphore particulaire exporté pour ¾ pendant les 10 crues les plus importantes. Les flux de nitrates mesurés sont relativement élevés et confirment une pression agricole non négligeable et des régimes de fertilisations relativement importants. L'analyse des données physico-chimique et l'analyse des données de suivi du bassin versant montrent que les régimes d'exportations sont variables au cours du cycle hydrologique annuel. Nous avons pu définir ainsi trois régimes distincts attribuables à trois « états de saturation » des sols du bassin versant. Ces « états de saturation » sont contrôlés par la contribution séquentielle au cours de l'année de plusieurs types d'aquifères (nappes perchées, aquifère de fond de vallée).

Afin de mieux représenter ces processus hydrologiques, des développements spécifiques sur la modélisation ont été apportés. Le modèle a été adapté pour mieux tenir compte de la distribution dans l'espace et dans le temps, des « zones à sources variables » (surfaces génératrice de ruissellements par saturation en eau des sols) et leurs impacts sur la mobilisation et le transfert de phosphore issue des « zones sources critiques » (ces sources combinent des stocks – phosphore mobilisable – et un vecteur – ruissellement de surface). Dans un deuxième temps une amélioration a également été apportée pour mieux simuler les flux de phosphore particulaire à partir du modèle d'érosion et de transport sédimentaire de SWAT. Cette dernière amélioration porte sur la prise en compte de la concentration en phosphore particulaire des différentes sources de matières en suspension (matériaux des berges, matériaux du lit de la rivière et sol du bassin versant) dans le calcul du flux de phosphore particulaire à l'exutoire. Ces progrès, sur la prise en compte des « zones sources variables » et des « zones sources critiques » permettent d'apporter une nette amélioration sur la détermination puis la prédiction des flux de phosphore, dans le contexte spécifique du bassin versant de l'Albenche.

Pour le bassin versant de la Deyse le flux de phosphore total calculé est de l'ordre de 1,1 kg P/ha/an. Les origines de cette pollution phosphorée sont mixtes et plus de 40% de ces émissions restent attribuables à des sources d'origines ponctuelles. A l'instar de l'Albenche, les flux de nitrates restent également assez élevés de l'ordre de 11 kg N/ha/an mais à contrario de l'Albenche, les flux de phosphore à l'exutoire de la Deyse ne sont pas marqués par les mêmes dynamiques d'exportations. Pour ce bassin versant soumis à des pollutions ponctuelles, les processus de rétentions et remobilisation du phosphore au sein du cours d'eau, processus « in stream », ont la plupart du temps, un rôle prédominant dans les régimes d'exportation. Une approche spécifique de modélisation a donc été développée pour rendre compte partiellement des processus complexes et transitoires de dépôts, mobilisations, transferts des sédiments dans les cours d'eau ainsi que une appréciation des phénomènes de rétention-désorption et de spéciation des différentes formes du phosphore. L'approche développée pour tenter de tenir compte de ces mécanismes permet une nette amélioration de l'estimation des flux de phosphore à l'exutoire de la Deyse. Les deux bassins versants d'études sont donc soumis à des apports non négligeables de phosphore ayant plutôt une origine diffuse agricole pour le bassin versant de l'Albenche et une origine mixte (rejets diffus agricoles, rejets ponctuels urbains) pour le bassin versant de la Deyse. S'il en est ainsi actuellement, le gestionnaire se demande légitimement quelle serait l'impact de l'évolution de certains facteurs (réorganisation des utilisations des sols ou pratiques agricoles) ou de forçages externes (évolutions climatiques) sur ces bilans et régimes d'exportation à l'exutoire des bassins versants. De façon concrète, certains objectifs du second contrat de bassin versant portent des actions de réduction des flux de nutriments ayant une origine diffuse et agricole. SWAT a été utilisé dans le but d'implémenter différents scénarios des gestions de certaines pratiques agricoles mais aussi des scénarios d'incidence de forçage externe (eg. précipitation) sur les régimes d'exportations des flux de phosphore « diffus », transférés à l'exutoire du bassin versant de la Deyse. Si certaines pratiques agricoles peuvent impliquer de nettes variations des flux annuel simulés, les régimes de précipitations apparaissent cruciaux dans l'importance, la spéciation et la répartition temporelle des flux de phosphore vers le Lac du Bourget. Des années de références à bilans hydrologiques très contrastés ont été modélisées (quatre années, dont la distribution de

la pluviosité est de plus ou moins 30 % par rapport à la moyenne interannuelle des précipitations entre 1975 et 2010). Pour les années les plus « humides », à l'inverse des années les plus « sèches » le flux de phosphore particulaire est plus important que le flux de phosphore dissous. Pour ces mêmes années les plus « humides », le flux de phosphore représente jusqu'à trois fois les exportations des années les plus « sèches ». Concernant les pollutions diffuses, Le lac du Bourget reçoit donc proportionnellement plus de phosphore dissous, majoritairement bio-disponible lors de ces années humides. Depuis 2008, la concentration en orthophosphates mesuré dans la colonne d'eau lors du brassage hivernale, n'a cessée de diminuer pour atteindre en 2011, la valeur de 10 µg P/l. Peut-on y voir une influence de la diminution des entrées de phosphore au lac en lien avec les déficits hydrologiques ? Selon le « tableau de bords » du suivi de la qualité physico-chimique des eaux, le Lac se situe dorénavant dans un état de transition vers une ré-oligotrophisation. A cette période charnière et au vu de certains résultats de l'étude, se pose notamment la question du devenir et de la bio-diponibilité du phosphore total au sein de la colonne d'eau. Est-elle constante ou fonction de la dynamique des régimes d'exportations des affluents ? Notre travail apporte une base de réflexion pour anticiper l'évolution des flux de phosphore exportés vers le lac dans un contexte climatique et anthropique changeant.

Xu ZHONG

Freshwater viral diversity and abundances: A special emphasis on cyanophages and phycodnaviruses in peri-alpine lakes

Cyanobacteria and eukaryotic microalgae are important players in the functioning of aquatic ecosystems. Among key regulating factors, viruses are now recognized as one of the main forces intervening in the regulation of these phytoplankton communities. However, the knowledge about the dynamics and diversity of phytoplanktonic viruses (i.e. the cyanophages and mainly the phycodnaviruses) is still scarce, and this is particularly true for large and deep lakes for which little information has been made available until now. In 2011, we conducted a one-year survey in the two largest French lakes (i.e. Lakes Annecy and Bourget) and studied viral community abundance, richness and diversity using flow cytometry, qPCR, PCR-DGGE, PFGE and cloning-sequencing approaches. Both cyanophage and phycodnavirus signature genes examined (i.e. *g20*, *psbA*, *mcp*, *polB*) were very diverse and prevalent in alpine lakes. Viral community compositions were significantly different between the two lakes and clear differences were also observed with other environments, either marine or freshwater, indicating unique feature of peri-alpine lakes. The cyanophage community was dominated by viruses infecting *Synechococcus* spp., while the phycodnavirus community was mainly represented by viruses related to Chlorophyta and Prymnesiophyceae. These viral populations varied month after month in each lake, likely in response to shifts in host community and/or environmental factors. Also, only a few genotypes persisted throughout the year. These original results suggested the existence of seed-bank population for phytoplankton viruses in French peri-alpine lakes with representatives that are likely to become numerically important when their host abundances become dominant or at least reach appropriate levels to be infected, likely in response to favorable environmental conditions. Some parallel experiments allowed us to confirm that cyanophages could be important killers of the picocyanobacterial community at some periods of the year and a key driver in host population structure.

En 2012, deux thèses ont été soutenues

Benjamin ALRIC (14 juin 2012)

« La vulnérabilité des lacs face au couplage du climat et des perturbations anthropiques locales : approche paléolimnologique basée sur les cladocères

Les écosystèmes lacustres sont de plus en plus soumis à de multiples perturbations mais leur réponse est encore trop rarement considérée de façon globale. En effet, au travers d'un jeu d'interactions complexes, chaque perturbation peut moduler l'intensité de l'impact des autres sur les lacs, et de ce fait, leur réponse. Dans ce contexte, ce travail doctoral est axé sur l'approfondissement de notre compréhension de la réponse des lacs à un contexte de perturbations multiples, sur le long terme. Pour cela, trois grands lacs profonds (le lac Léman, du Bourget et d'Annecy), soumis à une perturbation régionale similaire (i.e., le réchauffement climatique) et à deux perturbations locales (i.e., les changements dans le statut trophique et dans les pratiques de gestion piscicole) d'intensités différentes, ont été choisis. La réponse de ces lacs à ces

changements a été abordée au travers d'une approche paléolimnologique, basée sur les cladocères. En effet, la capacité de ceux-ci à intégrer les changements temporels dans le réseau trophique pélagique en réponse aux trois perturbations environnementales en fait un modèle adéquat pour reconstruire les changements à l'échelle de la communauté pélagique. Plus précisément, nous avons abordé (i) les changements dans les communautés de cladocères, au cours du siècle dernier, en réponse aux trois perturbations environnementales et (ii) l'impact de ces perturbations sur les stratégies de reproduction des Daphnies. Cependant, le manque de connaissance dans les grands lacs profonds sur la représentativité des communautés sources de cladocères par les assemblages de restes archivés dans les sédiments a tout d'abord conduit à faire un point méthodologique. Ce dernier a abouti à la mise en évidence de différences dans le niveau de représentation de communautés sources de cladocères selon le type de restes utilisés. La composition taxonomique et la structure en taille des restes parthénogénétiques (i.e., exosquelettes) reflètent relativement bien celle des communautés sources. Quant aux éphippies (oeufs de dormance), elles se révèlent des indicateurs fiables pour reconstruire les comportements de reproduction. Suite à ces résultats, les reconstructions paléolimnologiques des communautés de cladocères montrent que leur trajectoire écologique était contrôlée par des interactions complexes entre les trois perturbations différentes, selon les périodes de temps et entre les lacs. De plus, la réponse des communautés de cladocères au climat était différente entre les trois lacs comme une fonction de l'intensité des forçages locaux. Ces observations suggèrent qu'il est important d'inclure le rôle des perturbations locales dans la prédiction de l'impact futur des changements climatiques sur les lacs. L'impact des perturbations environnementales sur le comportement de reproduction des Daphnies est tel que des événements d'hybridation interspécifique ont été observés. Cependant, ces événements d'hybridation sont issus de sensibilité aux trois perturbations environnementales différentes entre les espèces de Daphnies.

Benoit SOTTON (18 décembre 2012)

« La mise en évidence des voies de transfert des cyanotoxines dans les lacs péri-alpins et implications dans les réponses physiologiques des poissons exposés »

En travaillant sur deux lacs (Bourget et en Suisse), ce travail a permis de mettre en lumière la complexité des relations entre la cyanobactérie *P. rubescens* et certains poissons (corégone, perche). En dépit de la ré-oligotrophisation de nombreux lacs d'Europe du nord au cours des deux dernières décennies, les développements massifs de cyanobactéries toxiques, telle que *Planktothrix rubescens*, adaptée aux écosystèmes mésotrophes, sont encore largement observés. Parmi les cyanotoxines produites par cette espèce, les microcystines (MCs) sont les toxines les plus fréquemment rencontrées et sont reconnues comme des molécules perturbatrices de tous les compartiments trophiques des écosystèmes lacustres. Ces blooms toxiques affectent notamment les lacs péri-alpins pour lesquels des risques de contamination des populations piscicoles exploitées ont été démontrés. Cependant, il existe encore un manque de connaissances important tant concernant les voies de transfert de ces toxines au sein des réseaux trophiques limniques, que leurs effets physiologiques sur les populations de poisson. Dans le cadre de ce travail de thèse, deux modèles de poissons, dont les répartitions spatiales verticales diffèrent (juvéniles de perche et corégones), ont été considérés. Les objectifs principaux ont été traités d'une part au travers d'une approche expérimentale (par gavage) visant à analyser les processus d'accumulation et de détoxification, ainsi que les effets génotoxiques des MCs sur ces deux espèces modèles. Les réponses physiologiques ainsi étudiées ont permis de mettre en évidence que les juvéniles de perche et de corégone sont capables de détoxifier une partie des MCs ingérées, mais cependant des effets génotoxiques sont observés suite à l'exposition des poissons aux MCs. D'autre part, des approches écosystémiques ont permis (1) d'explorer les effets potentiels de la présence du bloom sur la répartition spatiale des poissons (2) d'évaluer les niveaux de contamination par les MCs pour les deux espèces de poisson en tenant compte de la variabilité saisonnière (3) d'identifier les principaux vecteurs zooplanctoniques de MCs jusqu'aux poissons. Les résultats acquis montrent que les filaments de *P. rubescens* constituent une ressource alimentaire en période de bloom pour les organismes zooplanctoniques brouteurs et qu'un transfert de MCs est possible jusqu'aux espèces zooplanctoniques prédatrices et *in fine* jusqu'aux poissons. Nos résultats mettent également en avant que les voies de contamination ainsi que les intensités de contamination des poissons peuvent varier aussi bien à l'échelle saisonnière que journalière. Ces variations sont expliquées à la fois par les changements de régime alimentaire des poissons, les variations journalières de la production de MCs par *P. rubescens*, et les abondances et distributions verticales des différentes proies zooplanctoniques. A l'issue de ce travail, la part importante du transfert trophique des MCs jusqu'aux poissons a été vérifiée dans les cas des contaminations chroniques qui caractérisent les conditions de blooms des lacs péri-alpins (concentrations en cyanobactéries et en toxines modérées à fortes au cours de plusieurs mois).

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>

DOSSIERS DIVERS

Annexe VI

Un article paru en français en 2012

Cet article est paru dans « les Archives des Sciences » dans un numéro spécial réalisé pour fêter le bicentenaire de la naissance de FA Forel.

Evolution de paramètres clés indicateurs de la qualité des eaux des grands lacs péri-alpins

12251

Evolution de paramètres clés indicateurs de la qualité des eaux et du fonctionnement écologique des grands lacs péri-alpins (Léman, Annecy, Bourget):

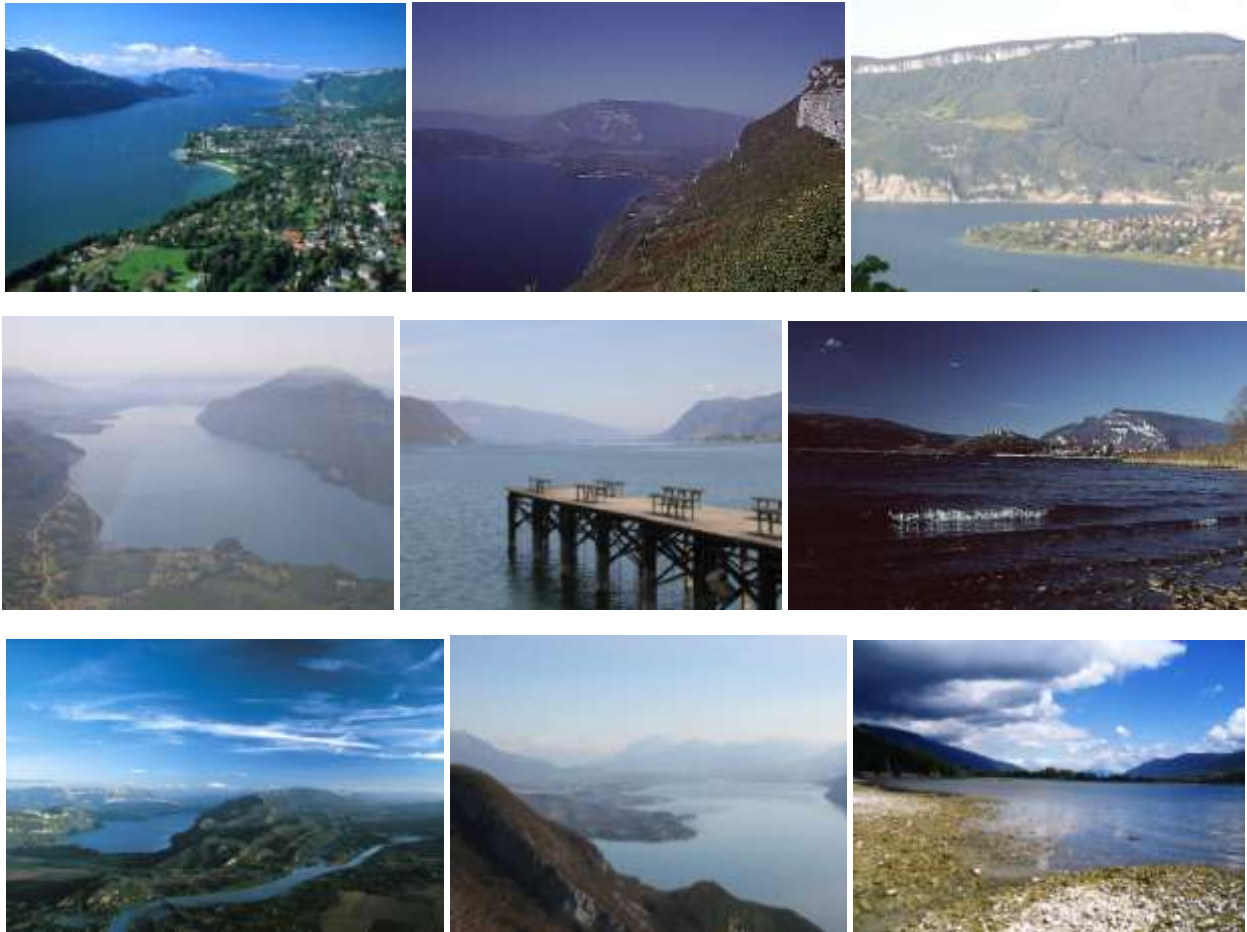
Etude comparative de trajectoires de restauration post-eutrophisation

Stéphane JACQUET^{1*}, Orlane ANNEVILLE¹, Isabelle DOMAIZON¹

Mss. reçu le 16 juin 2012, accepté le 20 août 2012

Les grands lacs carbonatés péri-alpins français et d'Europe occidentale (Annecy, Bourget, Léman) sont des systèmes profonds et situés dans une même écorégion, mais ayant subi des pressions anthropiques d'intensité variables et présentant des tailles, morphologies, bassin versant et pratiques de gestion différentes. Par conséquent l'analyse comparative de ces trois systèmes est particulièrement intéressante et pertinente, notamment pour observer leurs trajectoires en réponse aux mesures de restaurations entreprises. Aujourd'hui, l'évolution de la qualité de leurs eaux et de leur fonctionnement trophique nous renseigne sur les efforts consentis pour préserver ces écosystèmes et répondre à la demande sociétale en termes de gestion de ces milieux. Cet article est l'occasion de présenter quelques paramètres limnologiques clés et variables biologiques importantes rendant compte de cette évolution et révèle combien (i) les lacs péri-alpins constituent des cas exemplaires de restauration dans un monde où l'eutrophisation des écosystèmes dulçaquicoles est grandissante, (ii) l'effort doit perdurer dans un contexte de changement climatique dont les conséquences sur la qualité et le fonctionnement écologique des lacs sont encore difficiles à appréhender.

Mots-clés: Lacs, eutrophisation, restauration, réoligotrophisation, phosphore, phytoplancton, zooplancton, poissons, transparence, température



*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

ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHIMIE DU LAC

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

I. Graphiques 2012 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).

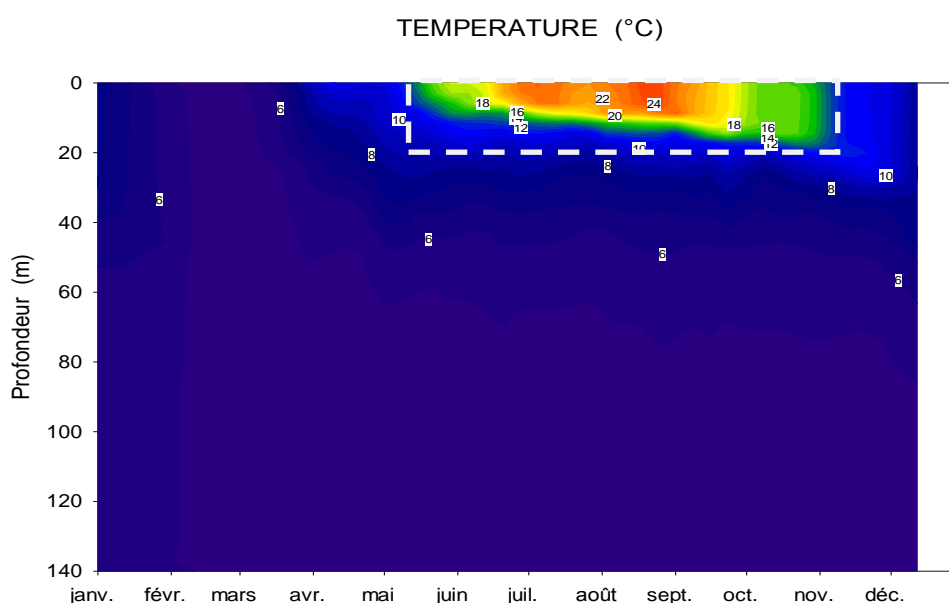


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget – Point B, année 2012

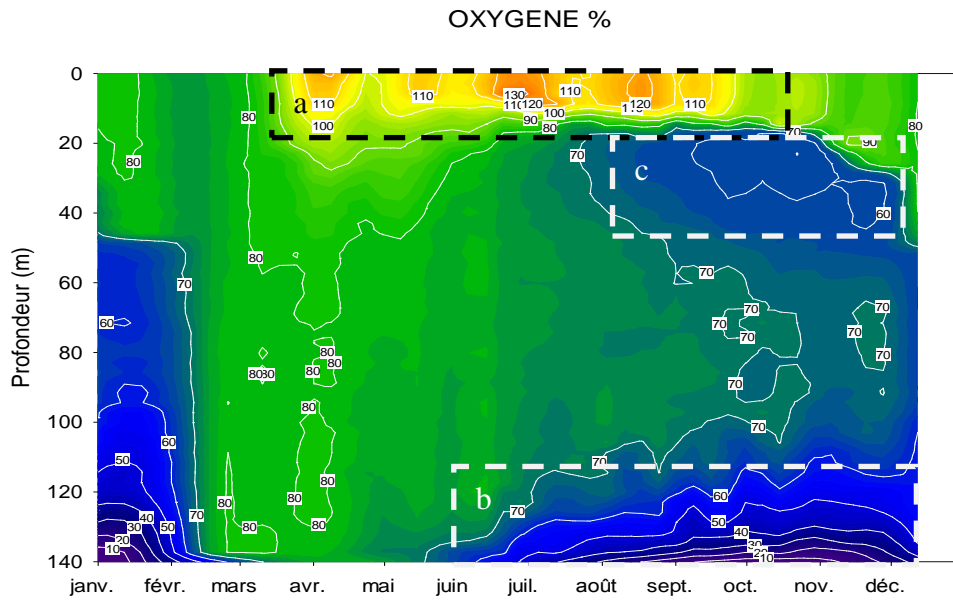


Figure 2 Evolution des concentrations en oxygène dissous (%) du lac du Bourget – Point B, année 2012

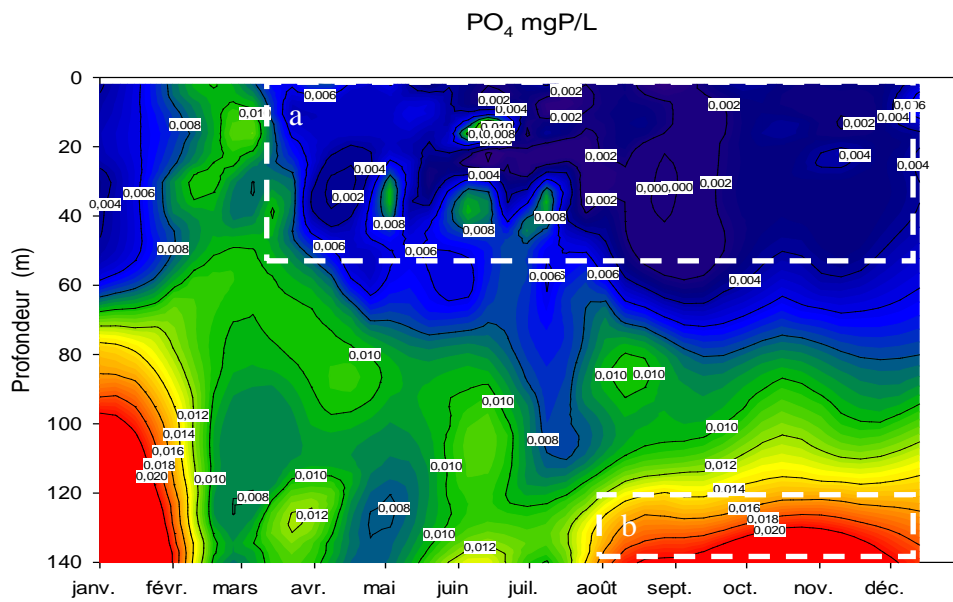


Figure 3 Evolution des concentrations en phosphate ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2012

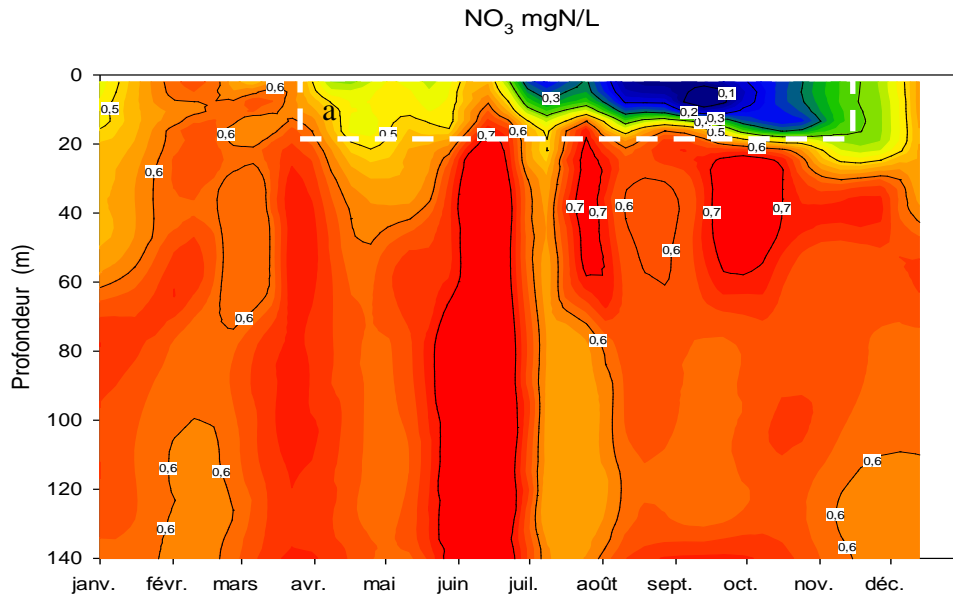


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrates (mgN.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2012

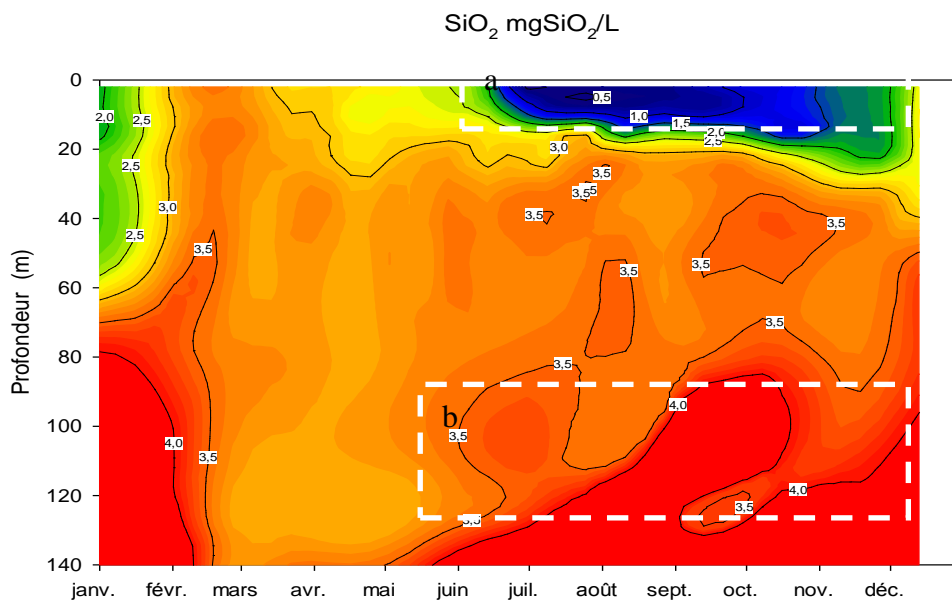


Figure 5 Evolution des concentrations en silice (mg.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2012

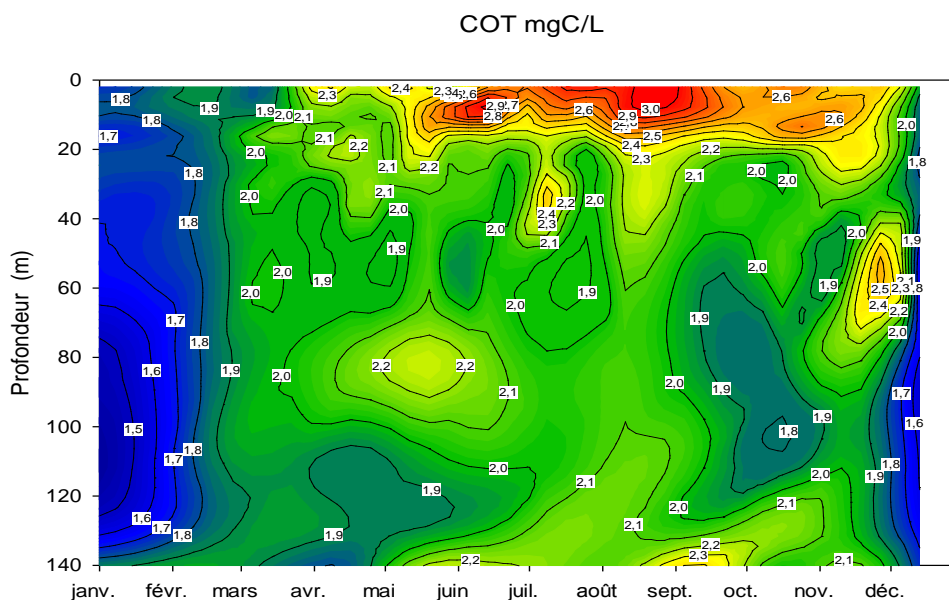


Figure 6 Evolution des concentrations en COT (mg.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2011

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

En février 2012 les températures de l'air sont 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. En effet, au maximum de la période de mélange des eaux, la différence de température entre la surface et le fond n'est pas suffisante pour empêcher les échanges verticaux (entre autre de l'oxygène) ; nous observons, de ce fait, une réoxygénation du fond qui atteint un maximum le 7 mars avec $10,22 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ soit 80 % de la saturation.

En 2012, la réoxygénation maximale à 140 m a été aussi efficace que celle observée les trois années précédentes ($10,22$ vs $10,30$; $10,14$; $9,23 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$).

Tableau I Températures d'homogénéisation et températures maximales observées au point B de 2004 à 2011 inclus

Année	Maximum mélange			maximum à 2 m	
	Date	Température ($^{\circ}\text{C}$)	Oxygène ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)	Date	Température ($^{\circ}\text{C}$)
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

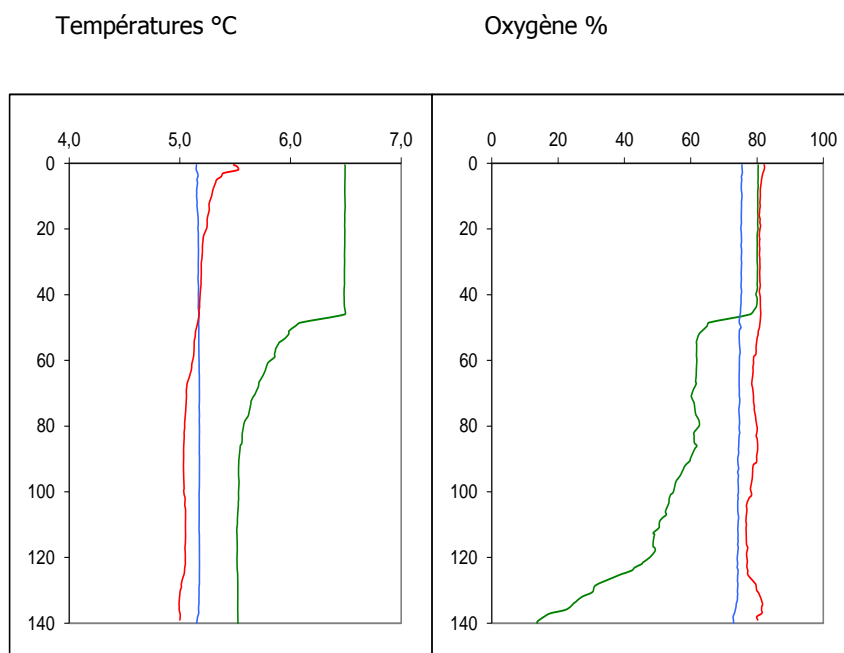


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène (% saturation) au point B au début de l'année 2011 (17/01—, 15/02—, 07/03—)

Dès le début du mois de mars, l'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation favorisent la mise en place d'une stratification thermique en surface qui aura pour conséquence de bloquer progressivement les mélanges verticaux. L'activité photosynthétique du phytoplancton démarre encore tôt cette année ; nous observons, dès la première quinzaine du mois de mars des effets en surface sur la transparence (de 12,6 m le 7/03 à 6,5 m le 20/03 associé au fort développement des chlorophycées et des cryptophycées entre ces deux dates), sur les concentrations en nutriments, sur les concentrations en oxygène et sur les concentrations en carbone organique dissous.

D'avril à septembre la distribution verticale de la température entraîne une stratification de l'oxygène présentant des concentrations différentes :

- a. Dans les couches superficielles (0 à 10 m) une sursaturation en oxygène apparaît, conséquence d'une activité photosynthétique soutenue. Cette sursaturation, d'abord observée en surface s'enfonce progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion et l'évolution des dynamiques des populations algales entre le printemps et l'été.
- b. Autour d'une vingtaine de mètres de profondeur apparaît un minimum d'oxygène qui va s'accroître progressivement, atteindre une valeur minimale de $5,6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (49 % de la saturation) le 25 octobre et se maintenir jusqu'en décembre.
- c. de 50 à 110 m, la distribution verticale de l'oxygène est assez homogène autour de 70 % de la saturation.
- d. 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 enfoncement de la thermocline. On observe alors une homogénéisation progressive de l'épilimnion dès la surface pour atteindre près de 40 mètres d'épaisseur au mois de décembre avec pour conséquence :

- a. la disparition du maximum d'oxygène (brassage et diminution de l'activité photosynthétique)
- b. l'enfoncement et la diminution du minimum d'oxygène métralmnique

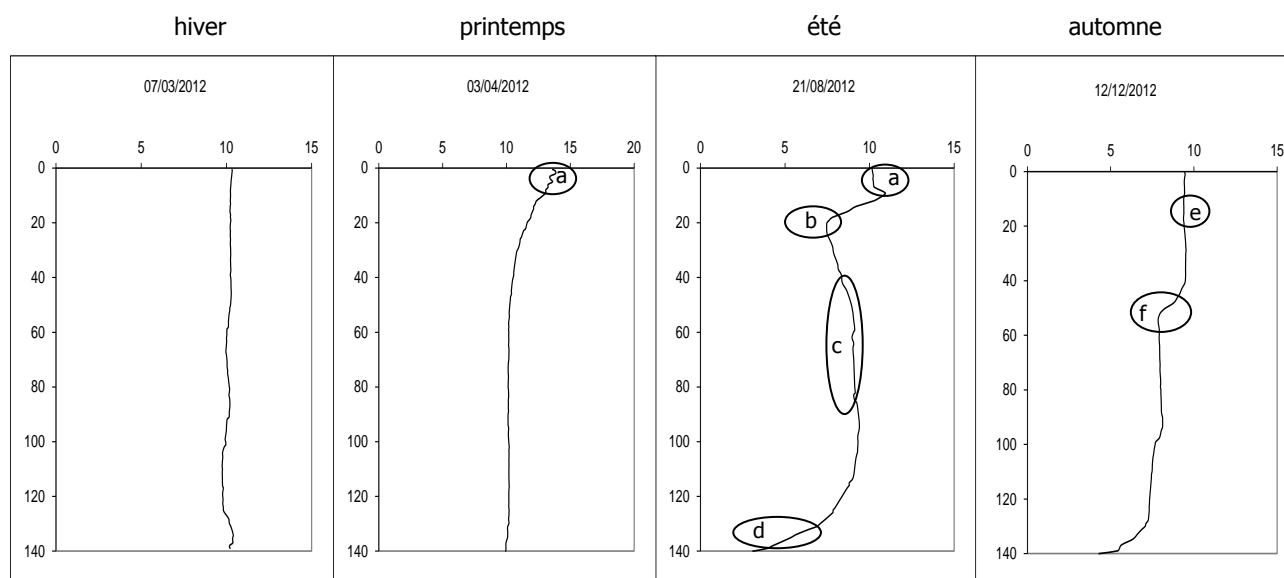


Figure 8 Distributions verticales des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) au point B en 2012

Au mois de décembre, l'épaisseur de la couche de surface est du même ordre de grandeur qu'en 2011 mais avec des températures plus élevées (moyenne sur 0 – 40 m : 8,0 vs 6,8 °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 ; précipitations importantes : 82 mm entre le 3 et le 7/12 ; Neige le 7 décembre ; plus grosse crue de l'année des affluents le 4/12 avec 61,4 m^3/s pour la Leysse ; fort coup de vent le 6/12)

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 2011

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 (0,50%)
12/12/2012	8,06 – 7,88	40	6,34 (50 %)

I.1.2. Evolution saisonnière

EN SURFACE

Température

Avec les températures de l'air plus élevées, les eaux de surface ont été aussi plus chaudes pratiquement toute l'année sauf au mois de juillet.

A 2 m de profondeur, bien que les températures maximales au mois d'août soient plus importantes qu'en 2011 (24,83 vs 23,09 °C), globalement sur l'ensemble de l'année les températures restent inférieures, les moyennes annuelles passent de 15,23 à 14,35 °C et les températures supérieures à 20 °C sont mesurées du 17 juin au 18 septembre soit 93 jours par rapport à 114 jours en 2011 (du 16 juin au 7 octobre). Comme à 2 m de profondeur, les températures à 10 m sont plus basses qu'en 2011 qui était une année très chaude (comparable à 2003). L'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance au réchauffement depuis 1984.

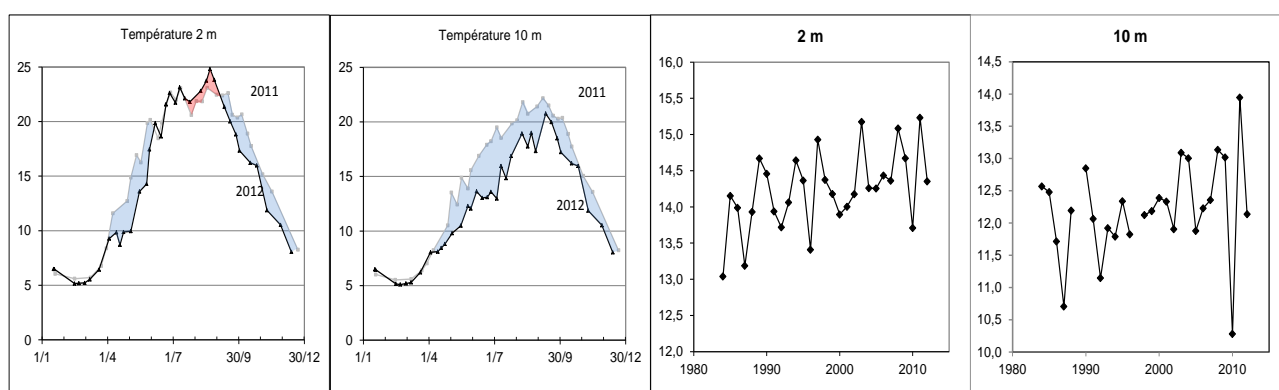


Figure 9 Evolution des températures à 2 et 10 m de profondeur au point B. Comparaison 2011 et 2012 et moyennes annuelles de 1984 à 2012

AU NIVEAU DU METALIMNION

Oxygène dans la zone trophogène

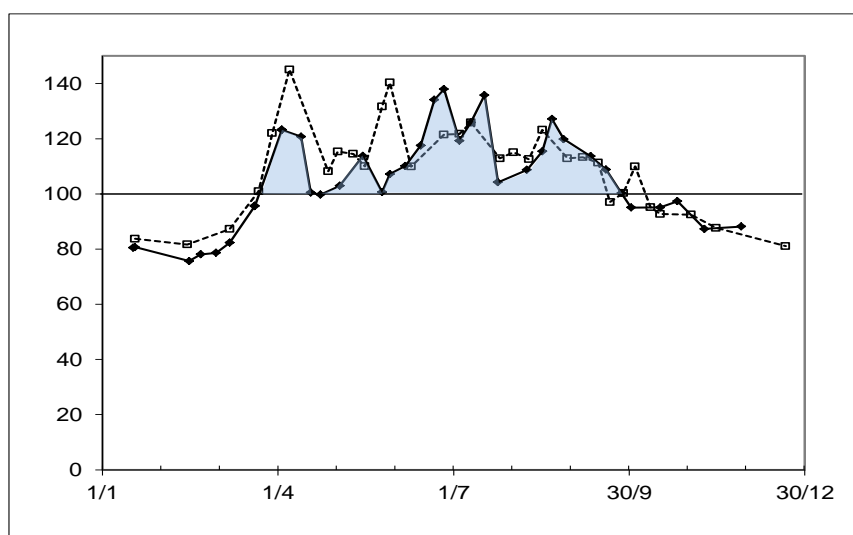
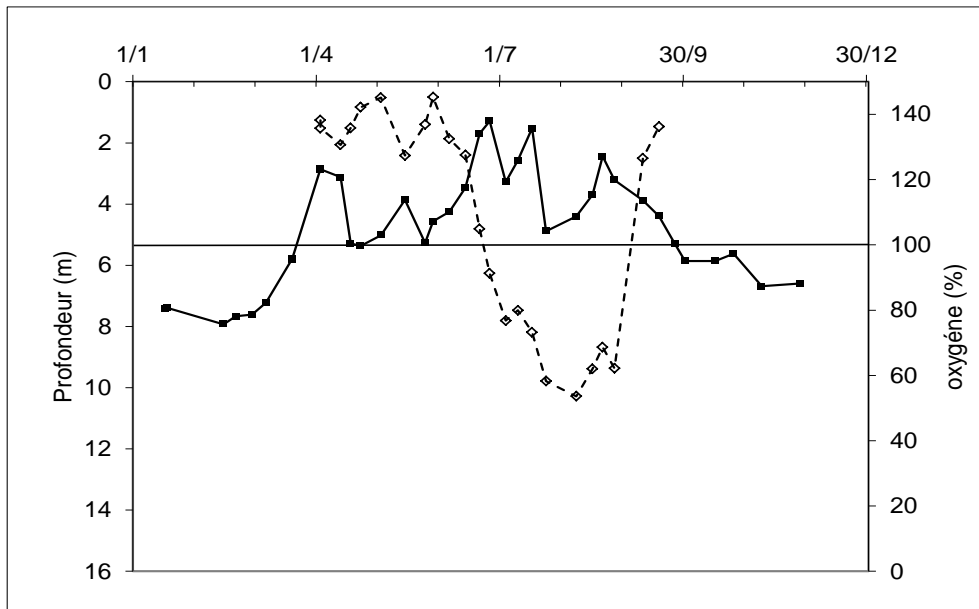


Figure 11 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) au niveau du métalimnion au point B en 2012 (—■), comparaison avec 2011 (- - - □)



Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) au niveau du métalimnion au point B (—◆) et position du pic de sursaturation (- - - □).

La variation saisonnière en oxygène montre deux périodes de production distinctes :

- la phase printanière présente deux maxima les 03 avril et 15 mai respectivement à 14,0 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ soit environ 123 % et 11,8 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ 114 % de saturation

La profondeur du pic de sur saturation en oxygène se situe autour de 1,5 m

- la phase estivale s'étend de juin à septembre avec trois pics

26 juin 12,7 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (138 % de la saturation)

17 juillet 12,6 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (136 %)

21 août 11,3 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (127 %)

La Profondeur du pic de sursaturation en oxygène va s'enfoncer progressivement entre le 14 juin et le 4 juillet et se positionner autour de 9 m

A partir du mois d'août les concentrations en oxygène 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 à partir du mois de juillet qui se prolonge jusqu'en novembre. La profondeur du maximum de la sous saturation se positionne entre 17 et 35 mètres ; puis, avec l'érosion de la thermocline, le minimum disparaît.

En 2012, cette sous saturation commence au début du mois de juillet, passe par un minimum le 25 octobre avec une valeur de 5,6 mgO₂.L⁻¹. En comparaison avec les années précédentes, le déficit en oxygène est sensiblement moins important qu'en 2011 et s'apparente plutôt aux observations de 2010. Le minimum en 2012 diminue jusqu'à 49 % contre respectivement 36 % et 50 % (3,6 et 5,4 mgO₂.L⁻¹). Ce déficit en oxygène est observé sur une durée de 146 jours (vs 141, 128 et 148 jours).

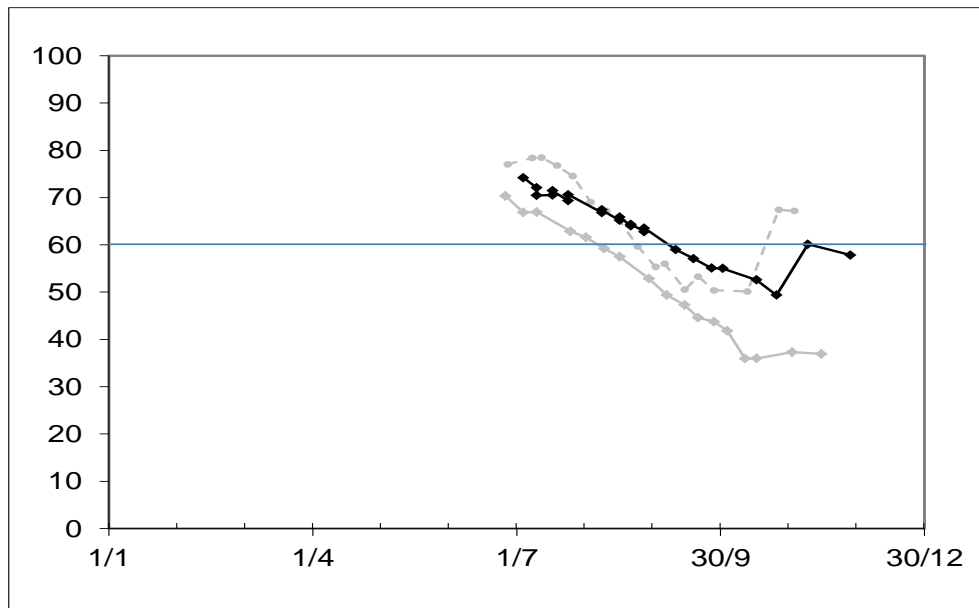


Figure 12 Variation saisonnière des concentrations minimales en oxygène (% de la saturation) entre 17 et 35 m au point B en 2012 (—◆) et comparaison avec 2011 (- -● - -) et 2010 (- -□ - -)

EN PROFONDEUR

Température à 140 m

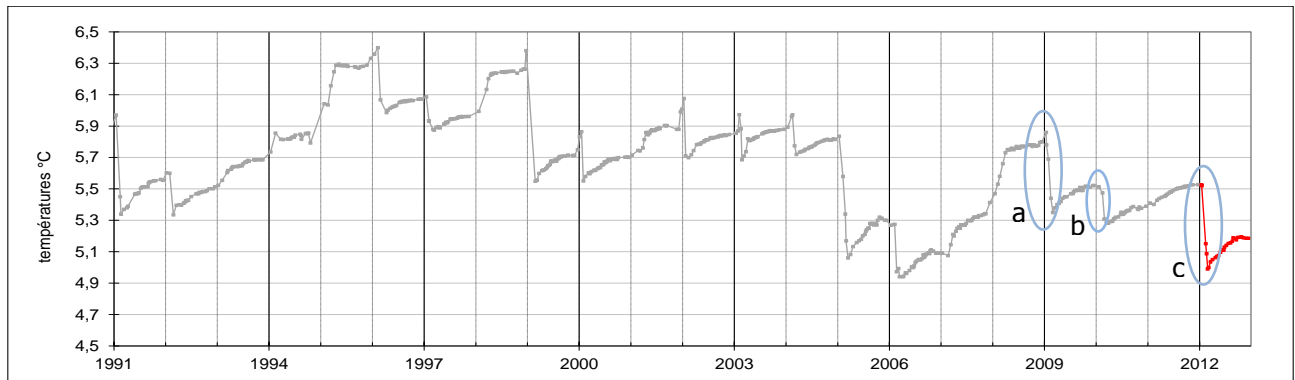


Figure 13 Températures à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2012

Deux hivers assez rigoureux (2008-2009 et 2009-2010) après trois hivers relativement doux (2006 à 2008), ont permis un refroidissement de la zone profonde (a, b) et ont ramené les températures à des valeurs comparables à celles rencontrées à la fin de l'année 2005 (5,35°C à la fin de l'hiver 2008-2009 et 5,28 °C à la fin de l'hiver 2009-2010). Pendant l'hiver 2011-2012, à la différence de l'hiver précédent, nous retrouvons des conditions météorologiques (février) qui permettent le refroidissement de la couche profonde et ainsi de rattraper les températures du début de l'année 2006 (4,99 vs 4,94 °C).

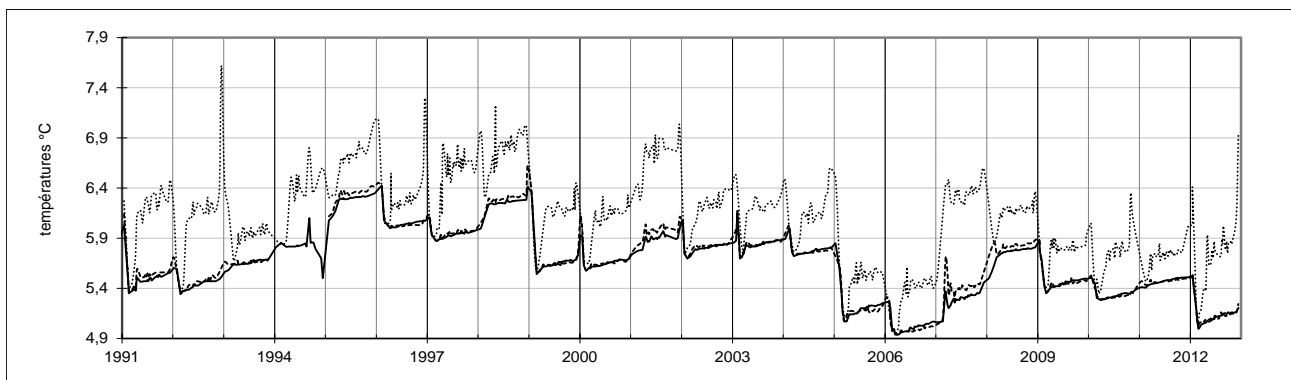


Figure 14 : températures à 130,110 et 50 m de profondeur au point B de 1991 à 2012.

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 3 avril avec 10,19 mgO₂.L⁻¹ correspondant à environ 80 % 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 2012, 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 diminuent progressivement jusqu'au premier octobre (minimum de 5,22 mgO₂.L⁻¹ vs 3,04 et 3,94 mgO₂.L⁻¹ en 2011 et 2010). Puis, du 1 octobre au 27 novembre, les concentrations se maintiennent autour d'une moyenne de 5,42 mgO₂.L⁻¹. Enfin, en décembre, nous observons un début de réoxygénation. Cette consommation d'oxygène est la conséquence de l'activité des microorganismes dans les processus de minéralisation de la matière organique et apparaît très légèrement supérieure à l'année précédente.

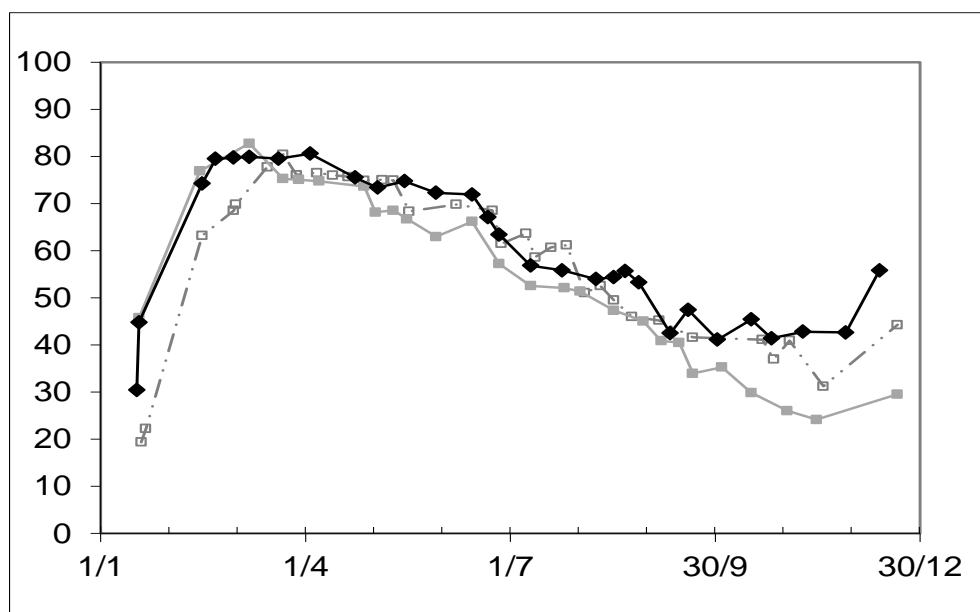


Figure 14 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (% de la saturation) à 130 m au point B en 2012 (—◆) et comparaison avec 2011 (—■) et 2010 (--- -□)

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

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

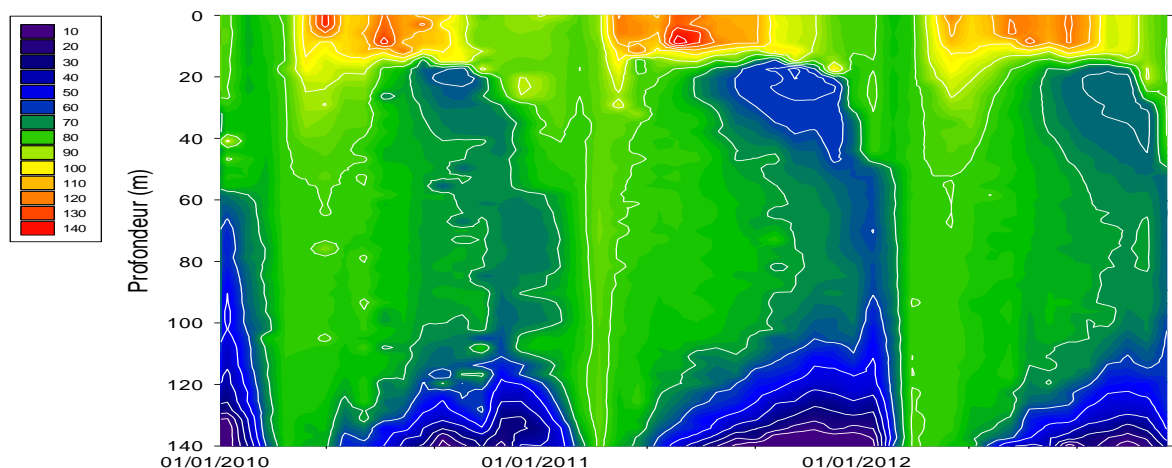


Figure 15 Evolution des concentrations en oxygène (% de la saturation) au point B de 2010 à 2012

La Figure 15 illustre en particulier :

- la conséquence de l'activité photosynthétique sur l'augmentation de la concentration en oxygène en surface ;
- l'étendue du déficit en oxygène, conséquence de la consommation de l'oxygène pour la minéralisation de la matière organique dans le métalimnion et dans l'hypolimnion : légèrement plus important qu'en 2010 (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%

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.

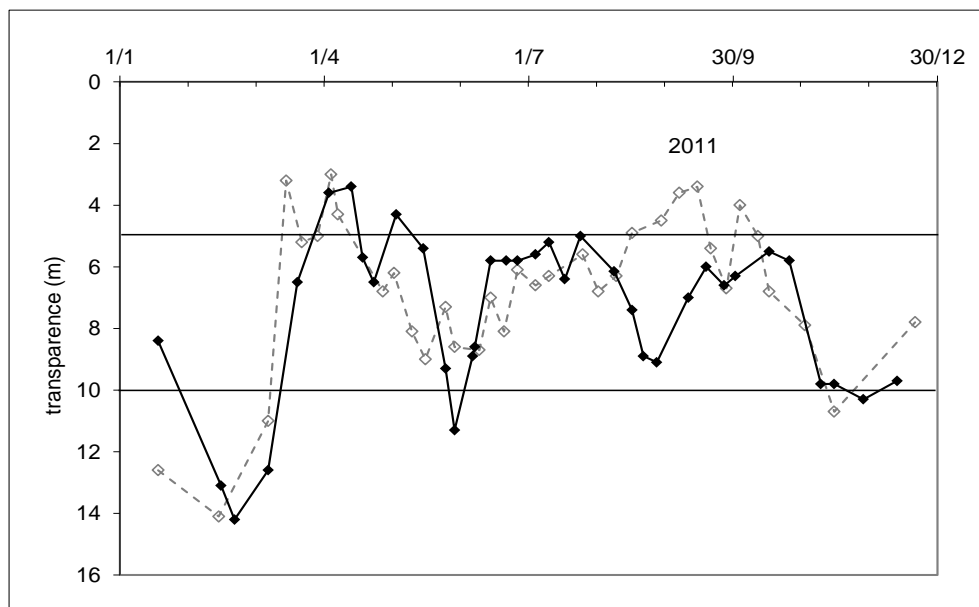


Figure 16 Variation saisonnière de la transparence (m) au disque de Secchi en 2012 (—◆—) et 2011 (_◇_) au point B

L'évolution saisonnière de la transparence montre plusieurs phases :

- En hiver, avec un maximum à 14,2 m en 2012, la transparence reste un peu supérieure à la moyenne de ces trente dernières années (11,8 m).

- le minimum printanier est mesuré à 3,4 m, proche de la moyenne des valeurs observées depuis 2000 (3,2 m). Ce minimum printanier renseigne sur la biomasse phytoplanctonique printanière, notamment celle des diatomées.
- la période des eaux claires (conséquence du broutage des diatomées par le zooplancton) est marquée, mais elle est toutefois moins importante qu'en 2009 et 2010 puisque le maximum mesuré le 25 mai avec une valeur à 11,3 m est inférieur aux années précédentes (12 m en 2010 et 15 m en 2009). Cette réduction rappelle ce qui est observé dans le lac d'Annecy, oligotrophe strict.
- La Transparence estivale présente une diminution au mois d'août avec une valeur à 9 m le 27 traduisant une diminution de la biomasse.
- A partir du mois de novembre la transparence augmente pour atteindre des valeurs autour de 10 m jusqu'à la fin de l'année.

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 logiquement corrélées et systématiquement inférieures quelles que soient les conditions (Figure 17). Les différences se situent dans le même ordre de grandeur que l'année 2010, soit entre 1 et 16 % (i.e. entre 0,2 et 1 m).

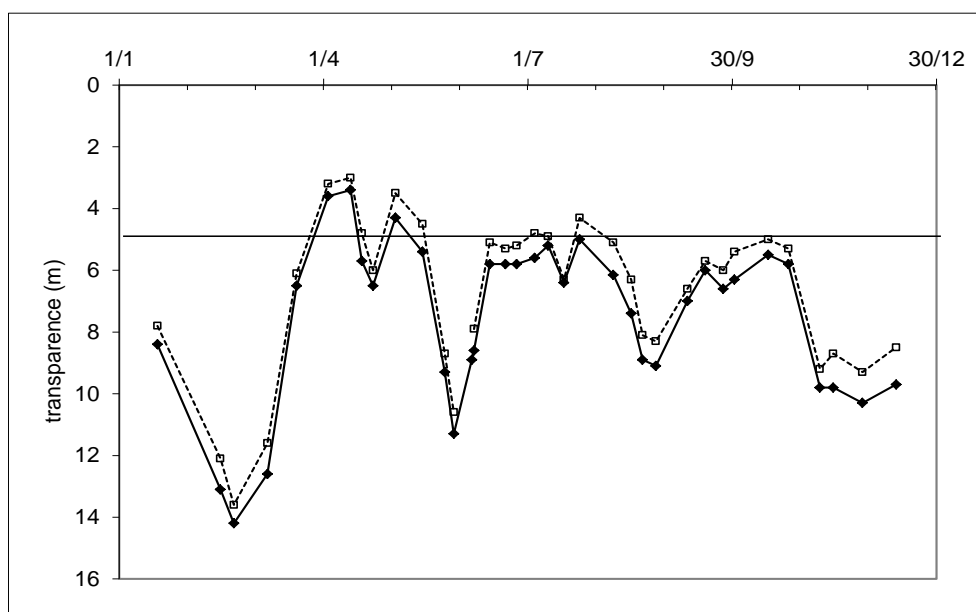


Figure 17a Variation saisonnière de la transparence (m) en 2012 au point B : comparaison disque de 30 cm (—◆—) et de 20 cm noir et blanc (- □ -)

La relation entre les valeurs données par les deux disques obtenues au cours des 4 dernières années est hautement significative ($r > 0,99$, $n = 148$).

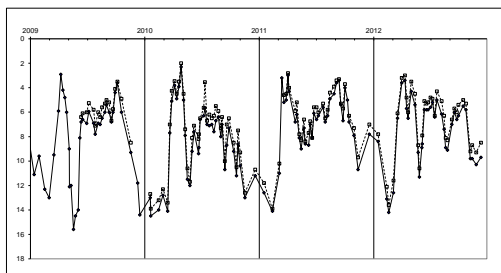


Figure 17b Variations saisonnières de la transparence (m) depuis 2009 au point B : comparaison disque de 30 cm (—◆—) et de 20 cm noir et blanc (- □ -). La relation entre les deux

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 21 février sur toute la colonne d'eau du lac, nous observons des concentrations légèrement supérieures aux valeurs de l'année précédente pour le nitrate et la silice et équivalentes pour le phosphore (Figure 27) :

- pour le nitrate : entre 0,59 et 0,62 mg N.L⁻¹ vs 0,50 à 0,59 et 0,49 à 0,54 mg N.L⁻¹
- pour la silice : entre 3,33 et 3,50 mg.L⁻¹ vs 3,01 à 3,12 et 2,95 à 3,12 mg.L⁻¹
- pour le phosphate : entre 9 et 10 µgP.L⁻¹ vs 10 et 14 µgP.L⁻¹
- pour le phosphore total : entre 12 et 14 µgP.L⁻¹ vs 13 et 16 µgP.L⁻¹

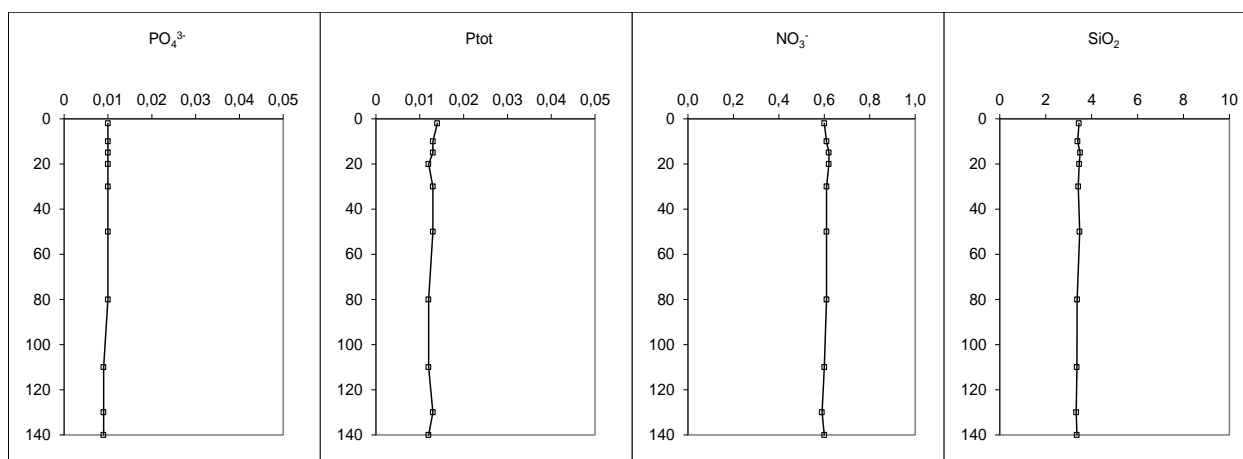


Figure 18 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars en 2012 (Ptot mgP.L⁻¹, PO₄ mgP.L⁻¹, NO₃ mgN.L⁻¹, SiO₂ mg.L⁻¹)

Ensuite la photosynthèse a eu lieu entraînant la consommation des nutriments dans les couches supérieures ; les concentrations sont alors minimales en été :

- NO_3^- : 0,12 mgN.L⁻¹ le 21 aout
- PO_4^{3-} : <4 µgP.L⁻¹ à partir du 15 mai
- SiO_2 : 0,53 mg.L⁻¹ à partir du 10 juillet

De plus, la désoxygénation continue 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 moins importante cette année, le relargage est logiquement moins élevé que les deux années précédentes et surtout, les concentrations maximales restent largement inférieures à celles de 2009 et 2008.

Tableau IV Concentrations maximales à 140 m

	PO4 µgP.L ⁻¹	Ptot µgP.L ⁻¹	SiO2 mg.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

Les profils de la figure ci-dessous permettent d'illustrer :

- d'une part, la consommation des nutriments de 0 à 50 m pour le phosphore et de 0 à 10 m pour les nitrates et la silice,
- et d'autre part, le relargage de phosphore et de silice dans les couches profondes.

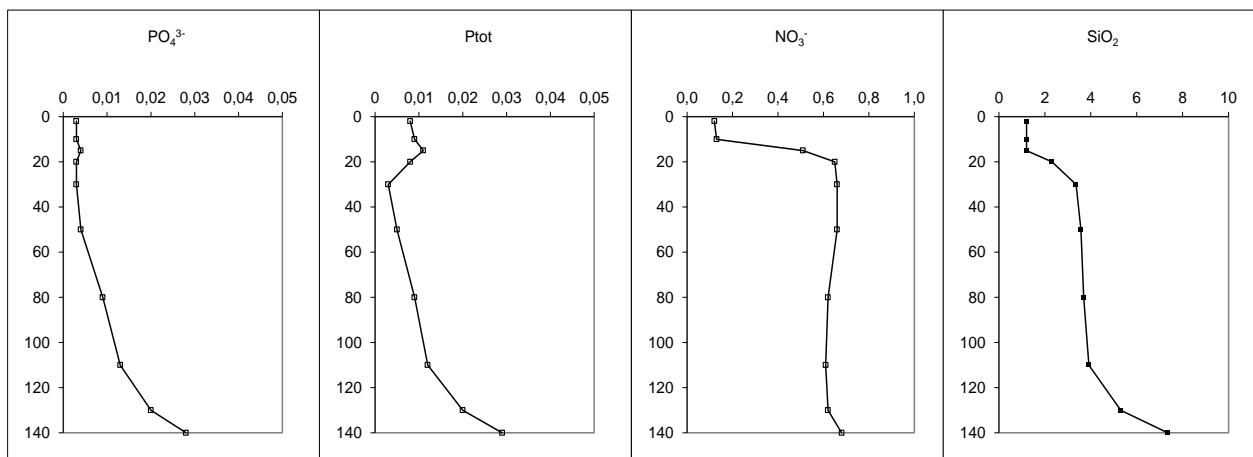


Figure 19 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B entre septembre et novembre 2011 (Ptot mgP.L⁻¹, PO4 mgP.L⁻¹, NO3 mgN.L⁻¹, SiO2 mg.L⁻¹)

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'Épilimnion (2 m), le Métalimnion (15 m), l'Hypolimnion (110, 130, 140 m).

Épilimnion

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

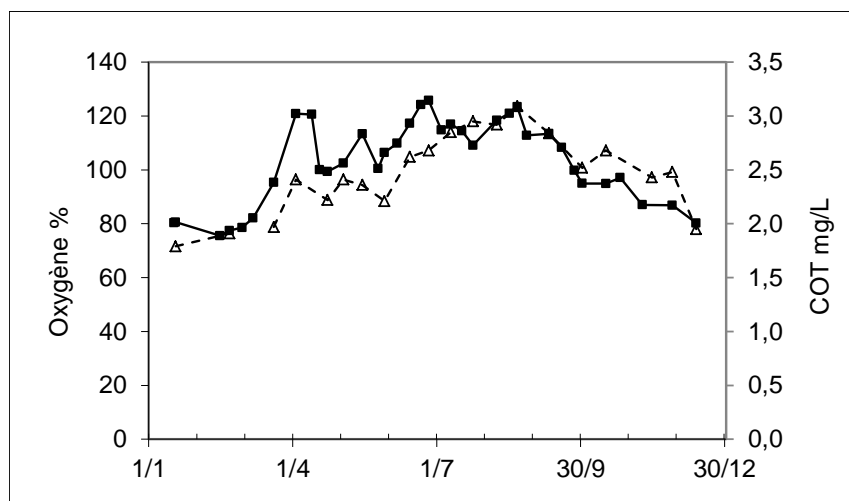


Figure 20 Evolutions saisonnières des concentrations en oxygène (—■—) (%) et en COT (- -△-) (mg.C.L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2012

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 identique à l'année précédente (0,010 mgP.L⁻¹). Pour leur production les algues consomment les nutriments ; les concentrations passent de 0,010 le 21 février à 0,002 mgP.L⁻¹ le 14 juin. Par la suite, les concentrations se situent entre 0,002 et 0,005 mgP.L⁻¹ jusqu'à la fin de l'année.

La silice est, elle aussi, consommée : de 2,50 à 0,50 mg.L⁻¹ entre le 29 mai et le 26 juin marquant ainsi le développement des diatomées. A noter qu'en 2012, cette consommation s'observe avec plus d'un mois de décalage par rapport à 2011 (entre 29 mai et 26 juin vs 4 avril et 1 mai). Puis les concentrations se maintiennent autour d'une valeur de 0,60 mg.L⁻¹ jusqu'au mois d'août. Ensuite, la consommation ralentit et les concentrations augmentent progressivement jusqu'à la fin de l'année (2,64 mg.L⁻¹ en décembre).

Le nitrate est consommé à partir du mois d'avril mais de façon plus progressive jusqu'au mois d'août pour atteindre un minimum à 0,12 mgN.L⁻¹. A noter que cette année, les concentrations sont sensiblement plus importantes (minimum 0,12 vs 0 mgN.L⁻¹) suggérant peut-être que le nitrate a été moins limitant

pendant cette période. Par la suite les concentrations augmentent à nouveau ($0,56 \text{ mgN.L}^{-1}$) jusqu'en décembre. L'évolution saisonnière en 2012 se rapproche plus de celle de 2010.

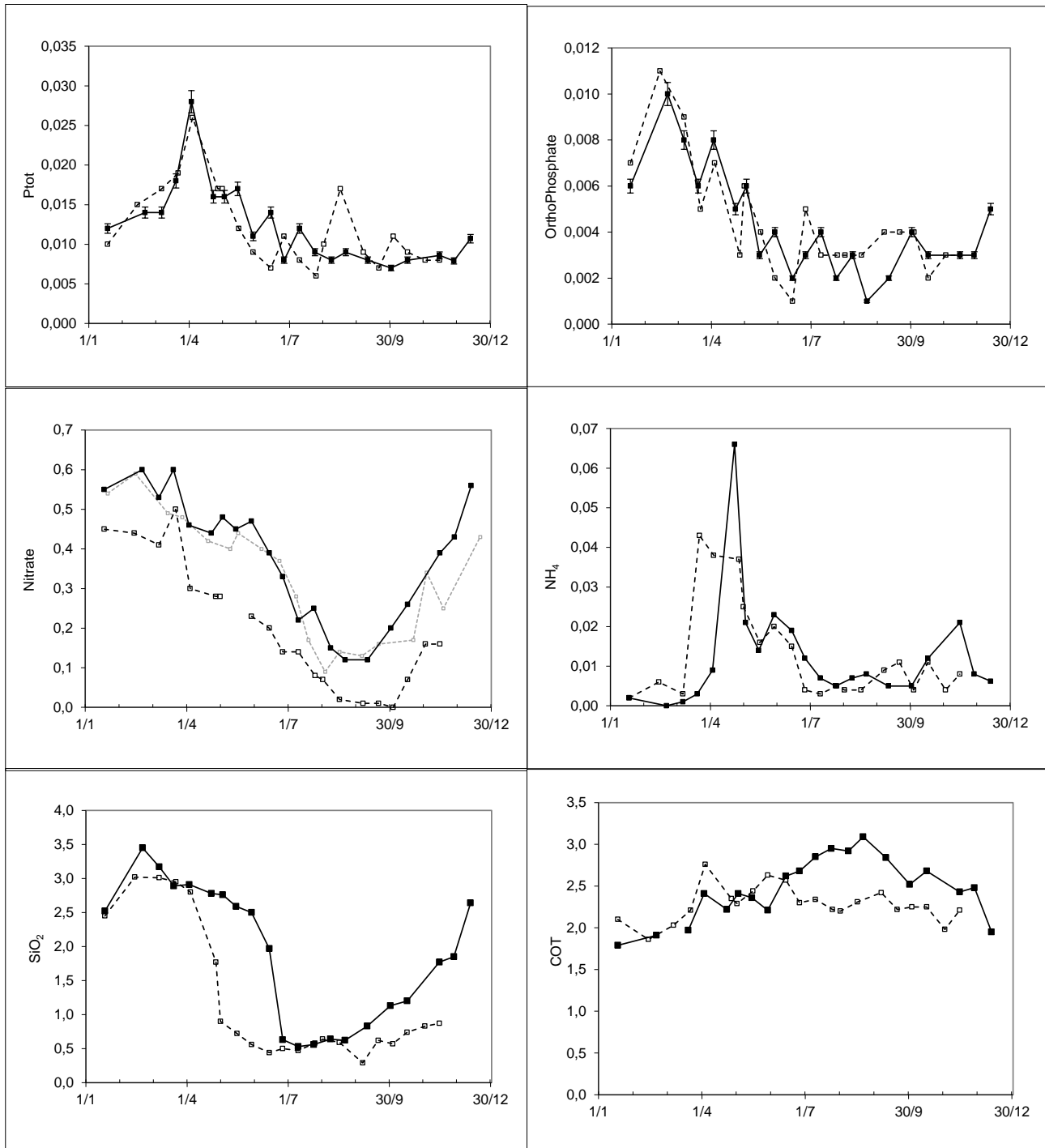


Figure 21 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) au point B à 2 m de profondeur ; comparaison des années 2012 (—■—) et 2011 (- -□ - -)

Métalimnion

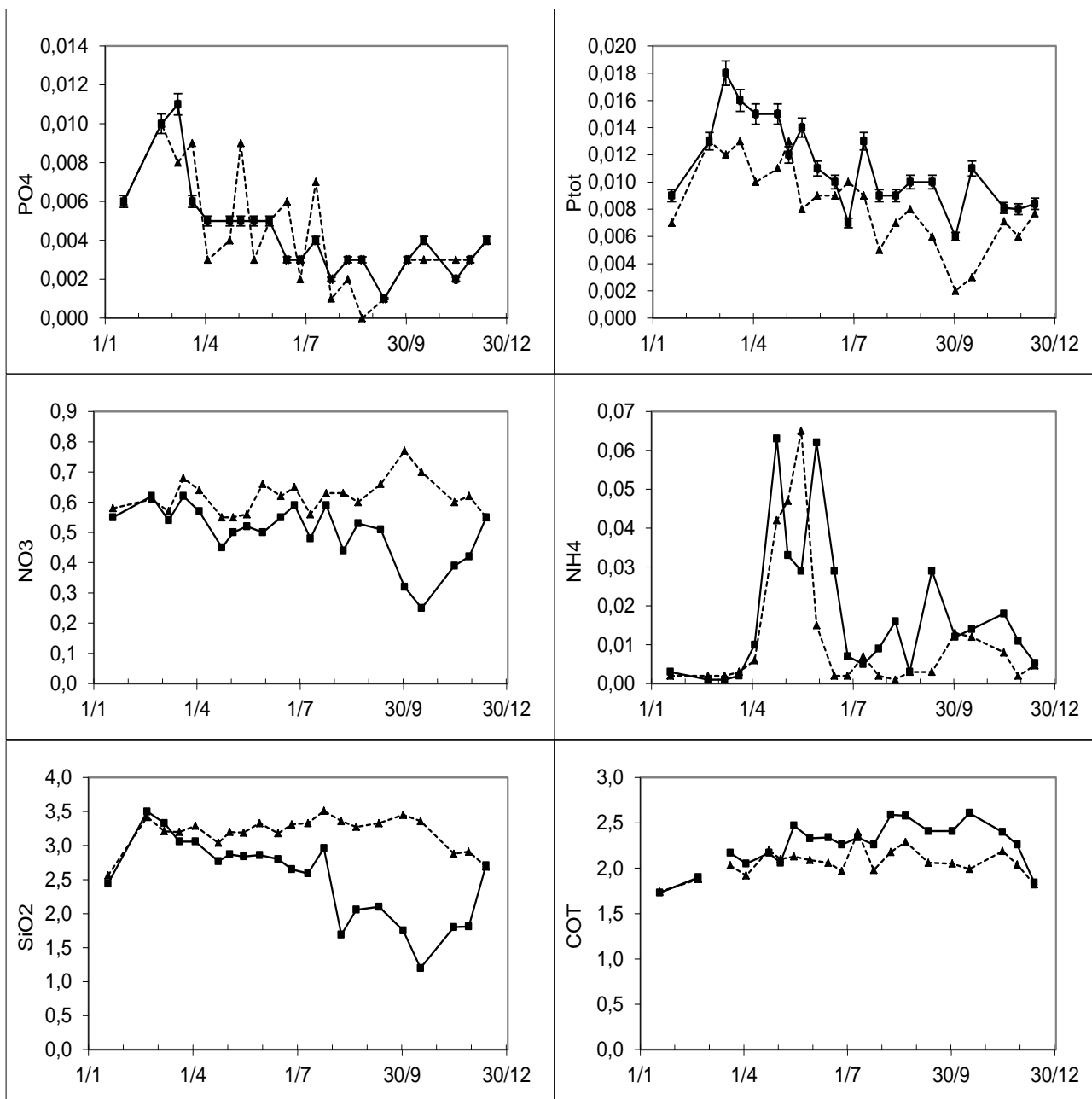


Figure 22 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (-▲-) en 2012

La Figure ci-dessus permet de visualiser que :

- La dynamique du phosphate est comparable à 15 et à 30 m
- Le nitrate est consommé jusqu'à 15 m à partir du mois d'octobre alors que l'ion phosphate est très rapidement consommé 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 légèrement consommée à 15 m (diatomées) mais pas à 30 m

Hypolimnion : 80, 110, 130, 140 m

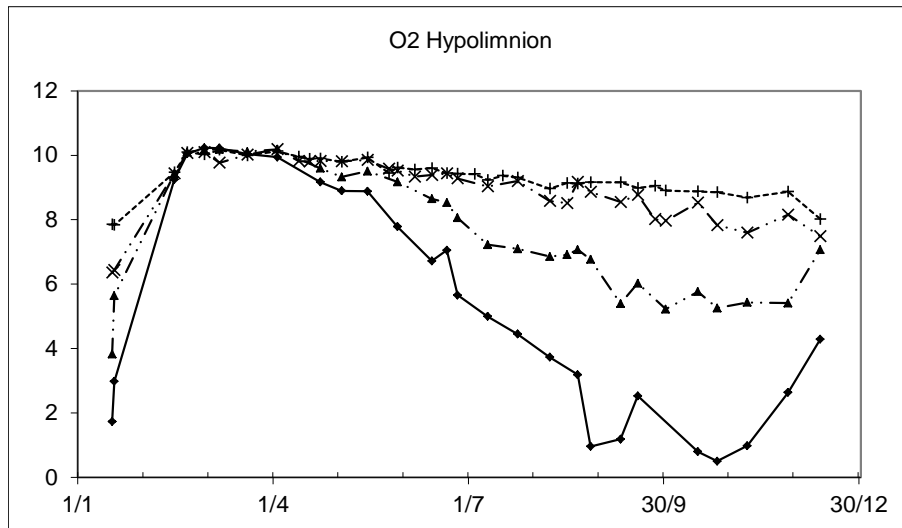


Figure 23 Evolution des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- - + - -), 110 m (- — x -), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2012

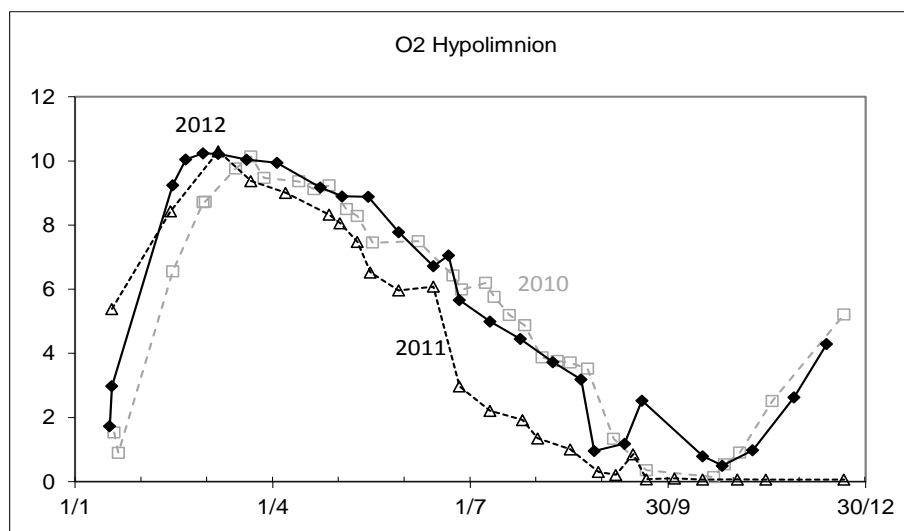


Figure 24 Evolution des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B à 140 m ; comparaison 2012 (—◆—), 2011 (-▲- —) et 2010(- - -□).

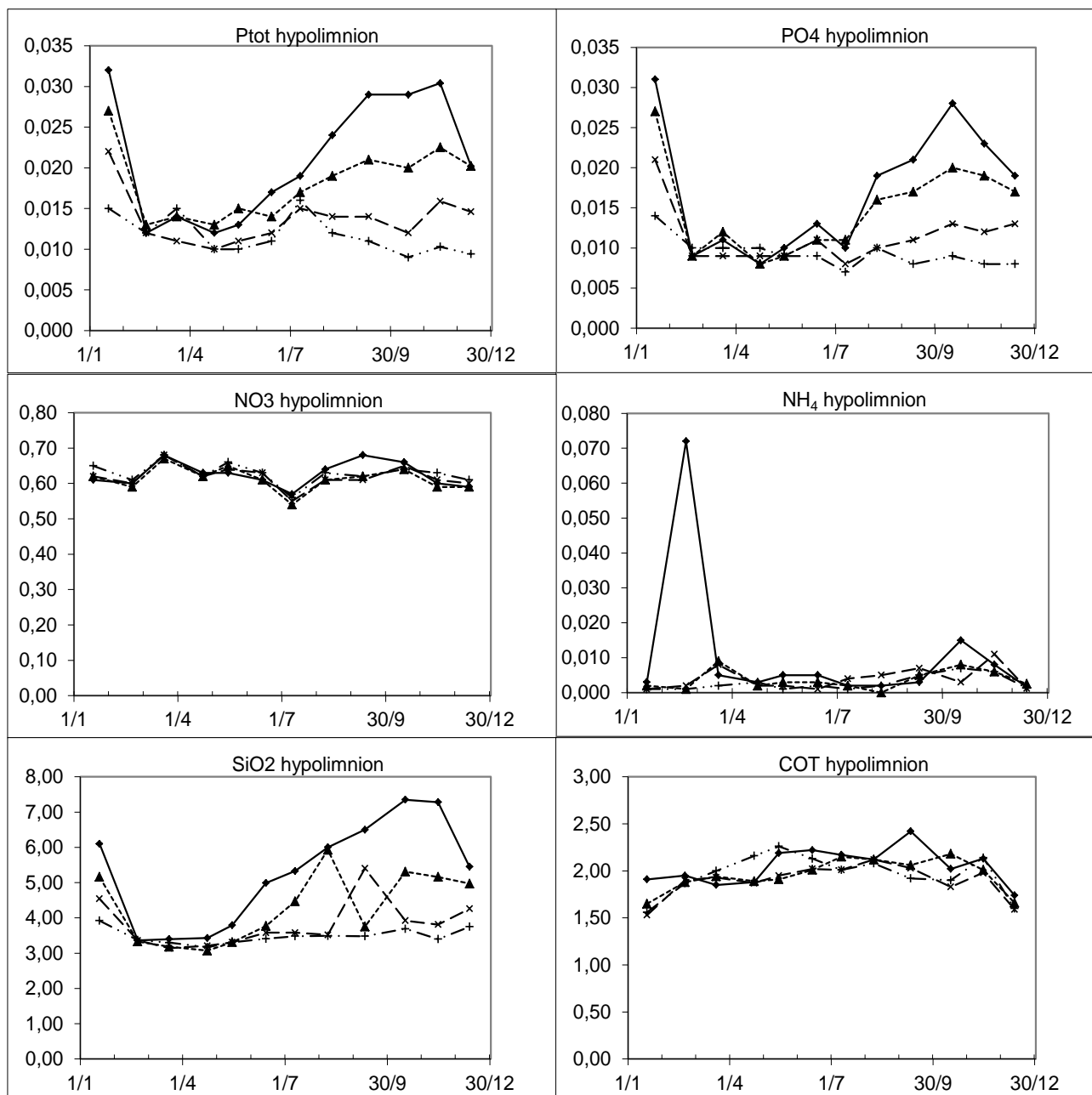


Figure 25 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2012

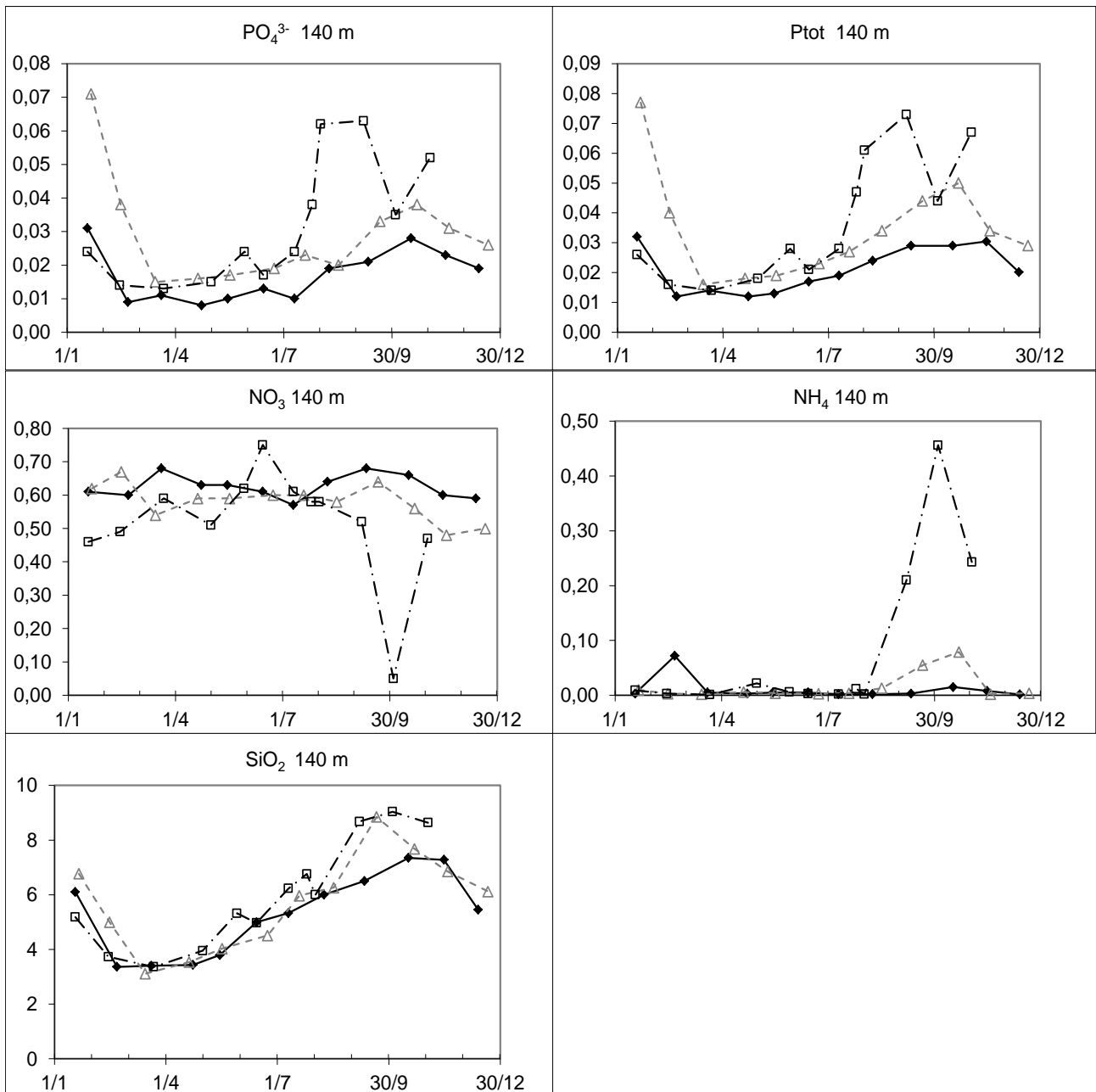


Figure 26 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) au point B à 140 m en 2012 (—◆—), 2011 (- □ -) et 2010 (- Δ -)

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 (Figure 32) permet d'apprécier le gradient de désoxygénation vers le fond. À 140 m, la concentration en oxygène dissous est inférieure à 1 mgO₂.L⁻¹ du 27 août au 8 novembre.

Nous observons donc, de manière inverse, un gradient de concentration en silice et en phosphate 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 des oxydes de fer et de manganèse. Ces conditions réductrices sont visibles avec les concentrations en azote ammoniacal qui augmentent jusqu'à 0,015 mgN.L⁻¹ en octobre. Mais la réduction des oxydes métalliques entraîne aussi 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 16 octobre avec :

- 7,35 mg.L⁻¹ pour la silice qui est inférieure aux valeurs observées en 2011 (9,04 mg.L⁻¹) et en 2010 (8,85 mg.L⁻¹)
- 28 µgP.L⁻¹ pour le phosphate qui est inférieur aux années précédentes soit en 2011 (63 µgP.L⁻¹) et 2010 (38 µgP.L⁻¹).

La dynamique du phosphore total au fond du lac est très proche de celle du phosphate avec un maximum observé de 30 µgP.L⁻¹ le 7 septembre ; comme pour le phosphate, la concentration maximale est plus faible qu'en 2011 (73 µgP.L⁻¹).

En 2012, ces concentrations inférieures traduisent un relargage moins important, conséquence directe d'un déficit en oxygène plus modéré dans les couches profondes. La durée de la période d'hypoxie (concentration < 1mg.L⁻¹) à 140 m est, en effet, moins longue et moins intense (73 jours vs 113 jours en 2011, 133 jours en 2009, 144 jours en 2008).

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
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

II. Suivi à long terme

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

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

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

Nous observons une augmentation de la concentration en oxygène dès le début du mois de mars et une sursaturation en surface le 30 mars.

En été, depuis 1998, la sursaturation maximale en oxygène apparaît dans le métalimnion (entre 2 et 10 m) laissant supposer une modification des distributions verticales des espèces de phytoplancton en lien avec l'amélioration de la transparence.

Au niveau des concentrations maximales en oxygène, l'indice de sursaturation reste assez comparable à celui mesuré à 2 m de profondeur. Après être passé par des valeurs s'élevant à $3 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en 2007 et 2008 les concentrations en 2012 avec $1,64 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ retrouvent des niveaux inférieurs à $2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ depuis 2009. 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 $2,4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

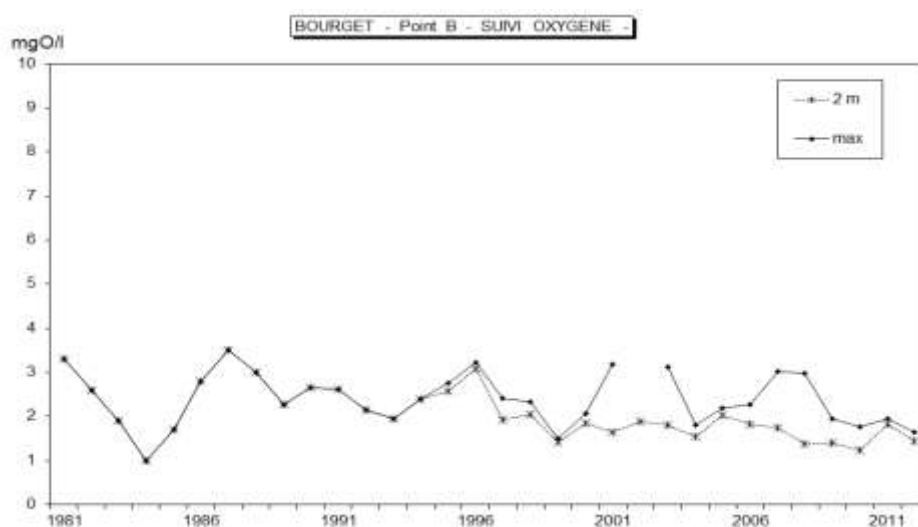


Figure 27 Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) à 2 m et maximum de sur saturation au point B de 1981 à 2012

II.1.2. Indices de sous saturation moyenne

Métalimnion

En 2012 la sous saturation moyenne annuelle en oxygène entre 17 et 35 mètres de profondeur se monte à $4,1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

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 2012 se situant au niveau de la moyenne de la chronique (4,7 mgO₂.L⁻¹). Par rapport aux années précédentes, la sous-saturation en 2012 s'apparente à celle de 2010 et 2009, corroborée par les valeurs de minimum et de durée pendant lesquelles le déficit en oxygène est observé.

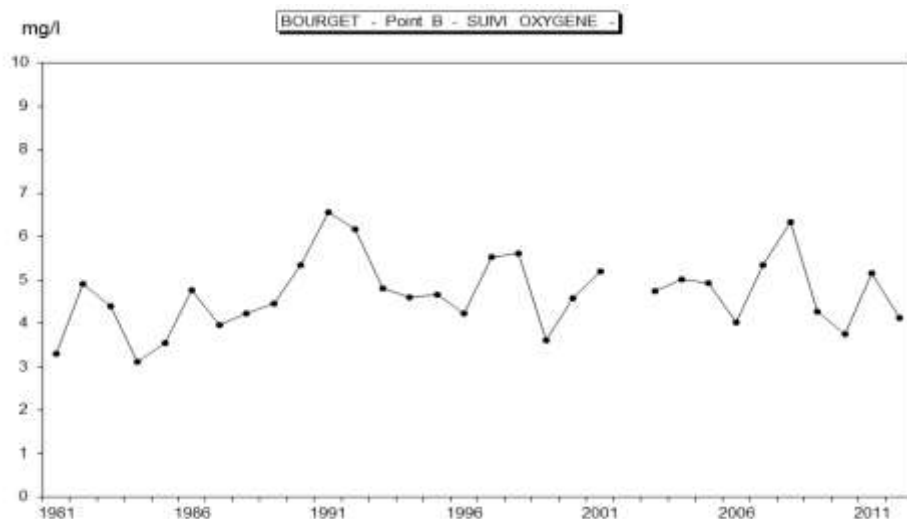


Figure 28 Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène (mgO₂.L⁻¹) entre 14 et 24 m de profondeur au point B de 1981 à 2012

Sous saturation moyenne à 130 mètres

De 1985 à 2012, le suivi des concentrations en oxygène à 130 mètres permet de visualiser la variabilité des oxygénations hivernales dans la zone profonde et la relation entre leur intensité et les teneurs mesurées en fin de stratification thermique.

Après deux années successives qui montrent des réoxygénations hivernales partielles qui atteignent respectivement 50 % et 60 % de la saturation en 2007 et 2008, nous observons depuis 2009 un brassage complet de la colonne d'eau atteignant respectivement plus de 70 % et plus de 80 % de la saturation à la fin de la période de circulation des eaux. 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 - 4,6% à 5,2 mgO₂.L⁻¹- 41%).

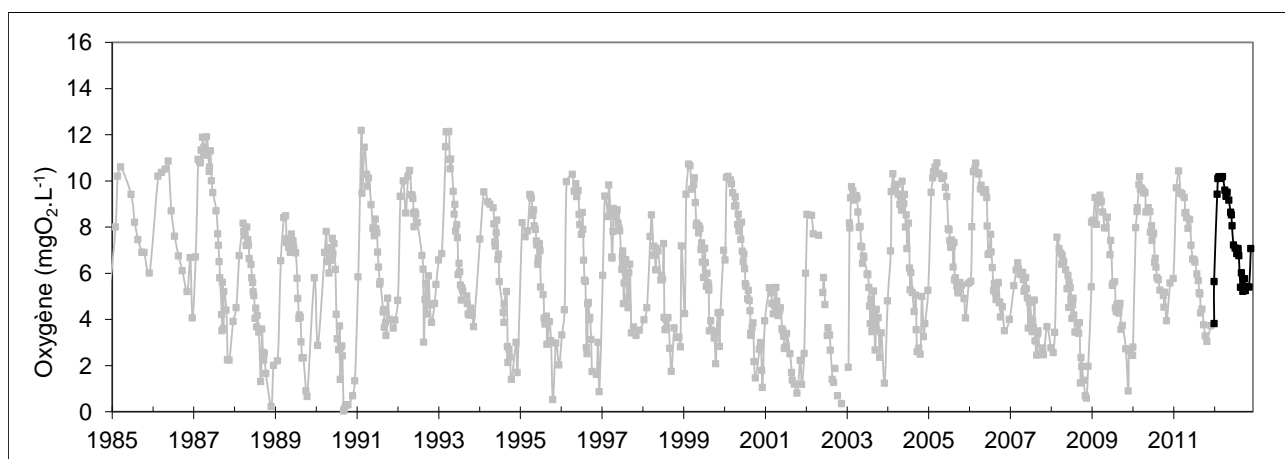


Figure 29 Evolution des teneurs en oxygène en mgO₂.L⁻¹ à 130 mètres de profondeur au point B de 1985 à 2012

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.

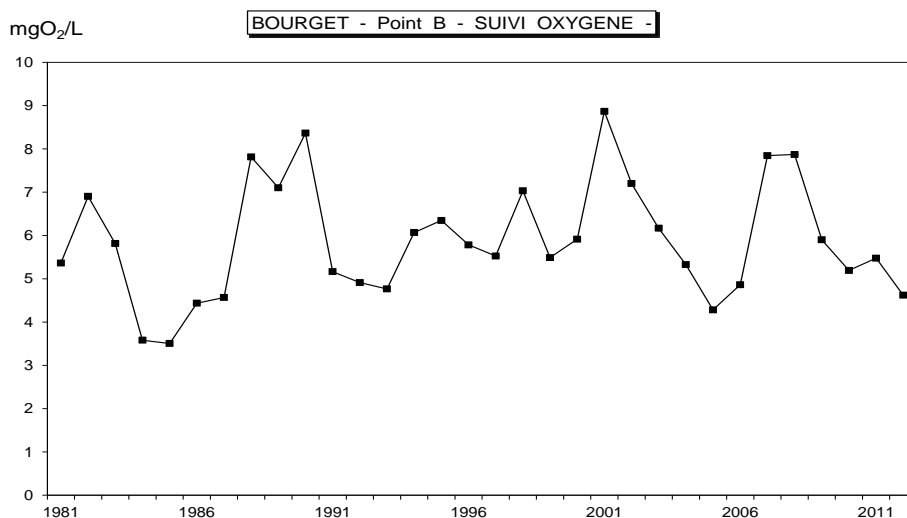


Figure 30 Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) à 130 mètres au point B de 1981 à 2012

L'indice de l'année 2012 ($4,6 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) retrouve des valeurs comparables à 2005 ou 2006 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 4 dernières années.

Il faut noter que l'évolution de cet indice semble également et très logiquement gouvernée par l'intensité du mélange hivernal. On remarque dans cette chronique que les niveaux de sous saturation les plus élevés correspondent aux années caractérisées par une mauvaise réoxygénation de la zone 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. Déficits et consommations hypolimniques

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

Tableau V Oxygène hypolimnique au point B de 2007 à 2011 – déficits et consommations

		Moy 2003-2012	2012	2011	2010	2009	2008	2007
Déficit à l'origine	$\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	2,3	2,1	1,7	2,2	2,8	3,4	3,4
Déficit maximum	$\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	5,6	4,8	5,3	4,8	5,7	6,9	6,4

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

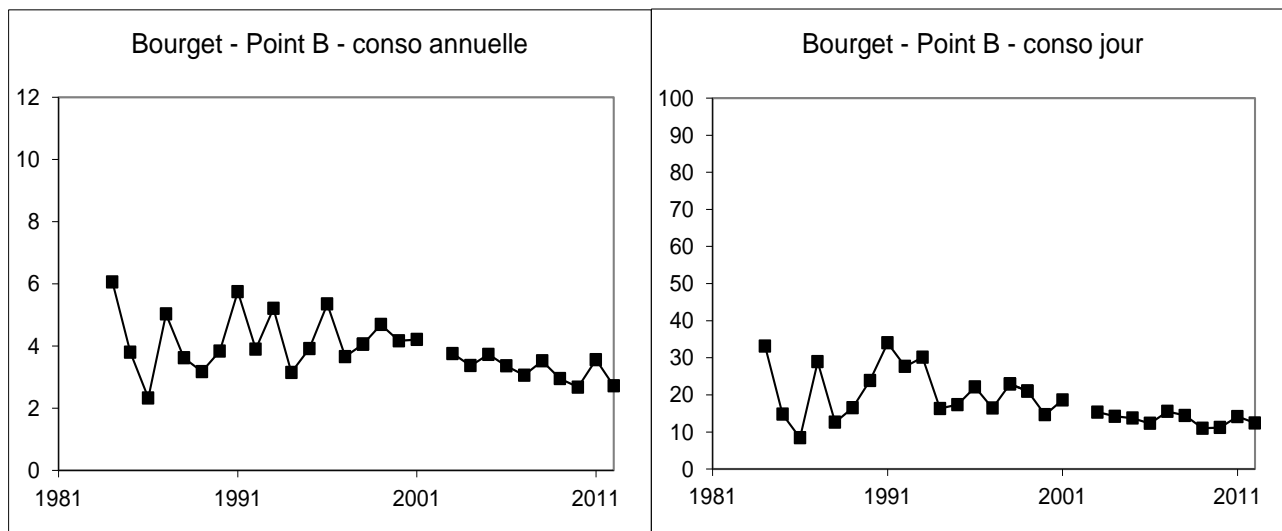


Figure 31 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle et journalière au point B de 1984 à 2012 (mgO₂.L⁻¹) et (mgO₂.m⁻³.j⁻¹)

Les consommations hypolimniques annuelles et journalières restent proches des moyennes mesurées entre 2003 et 2010 et s'élèvent respectivement à 2,7 mgO₂.L⁻¹ et 12,4 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 apparemment une très légère diminution de ces indices depuis la fin des années 1990. 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 2012 avec 6,3 mètres retrouve une valeur proche de 2007 et 2008. Mais 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 6,0 m) qui peut être considérée comme une très nette amélioration de la qualité de l'eau et du fonctionnement de l'écosystème.

→ Comparaison avec classes de qualité de l'évaluation de l'état des eaux douces de surface :

Depuis 2001, les transparences estivales se situent dans la classe d'état "très bon" (bleu) ; la figure 41 permet d'illustrer l'évolution des valeurs depuis 1981

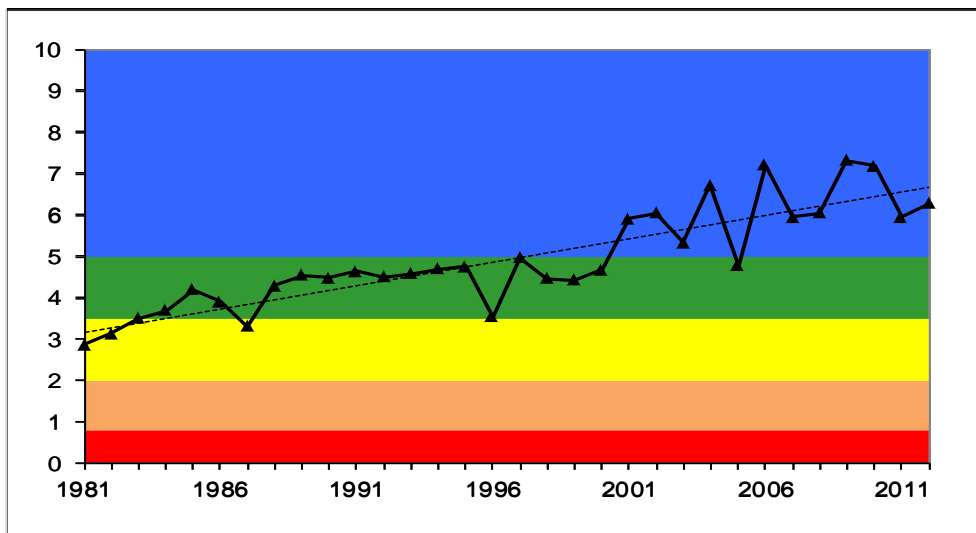


Figure 32 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2012 ; comparaison avec les classes de qualité.

➔ Evolution du minimum printannier :

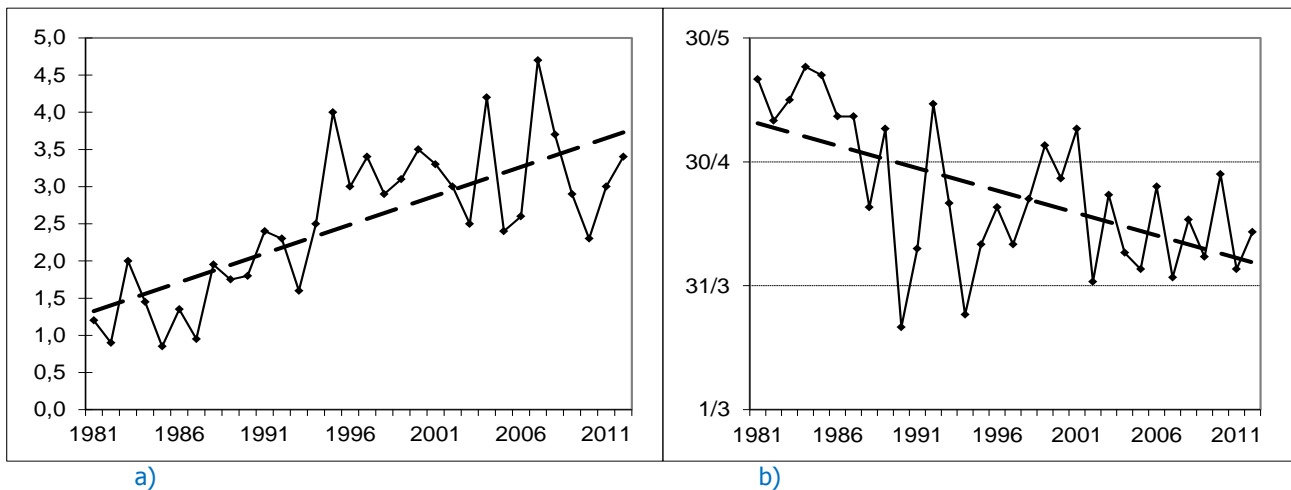


Figure 33 Evolution du minimum printannier (m) et date d'appariation

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

	unité	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006
Nitrate	mgN.L ⁻¹	0,62	0,48	0,56	0,53	0,59	0,63	0,58
NH ₄ ⁺	mgN.L ⁻¹	0,002	0,003	0,001			0,003	0,005
Phosphate	mgP.L ⁻¹	0,010	0,010	0,014	0,013	0,013	0,014	0,016
Phosphore total	mgP.L ⁻¹	0,014	0,016	0,017	0,020	0,020	0,022	0,024
SiO ₂	mg.L ⁻¹	3,30	3,12	3,07	3,17	3,10	2,88	2,42
COT	mgC.L ⁻¹	1,85	1,93	1,90	2,11	2,11	1,99	1,95

II.3.1. Nitrate

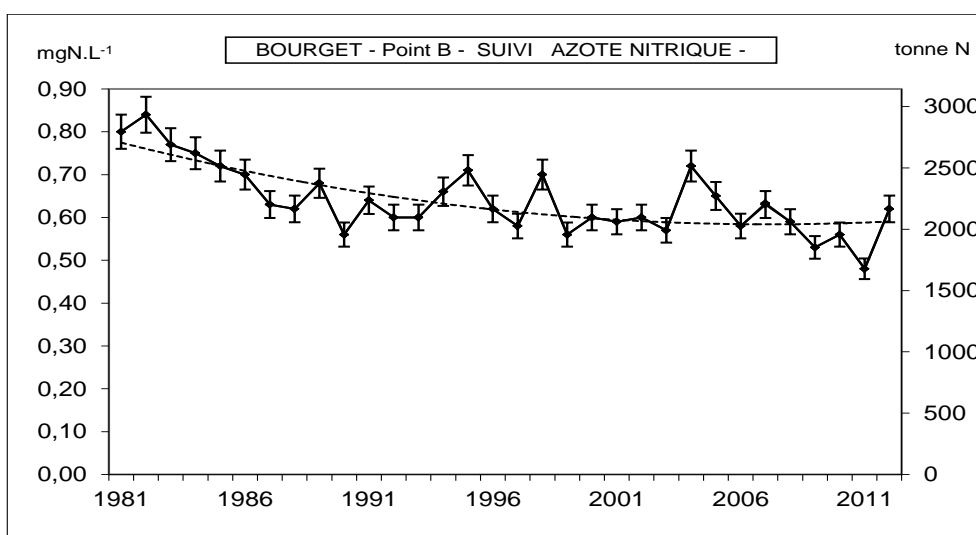


Figure 34 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2012

La valeur calculée pour 2012 (0,62 mgN.L⁻¹) retrouve une valeur comparable à celles de 2008 et 2007. Le sens d'évolution de ce paramètre semble indiquer une légère diminution depuis quelques années. 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 mg.L⁻¹). La concentration légèrement supérieure à 2012 peut s'expliquer, en partie, par un lessivage plus important en décembre 2011 et janvier 2012, deux mois particulièrement bien arrosés (respectivement +89 % et + 47 %) ayant engendré des débits importants sur les affluents (par exemple sur la Leyse 12,60 m³/s en décembre 2011, 14,70 m³/s en janvier 2012).

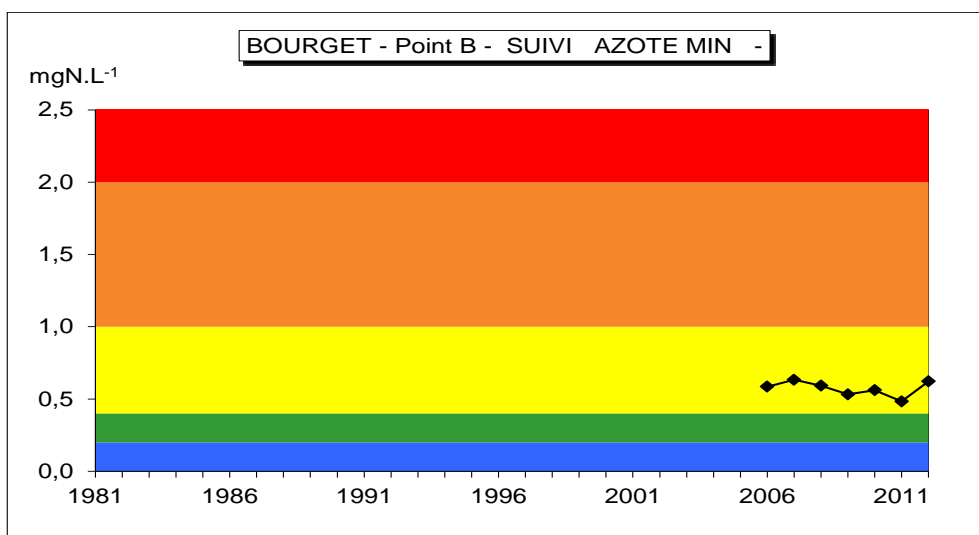


Figure 35 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) en azote minéral (NO₃⁻ + NH₄⁺) au point B de 2006 à 2012 ; comparaison avec les classes de qualité

Depuis 2006, les concentrations en azote minéral sont relativement stables autour d'une valeur moyenne de 0,57 mgN.L⁻¹ et se situent dans la classe de qualité "moyen".

II.3.2. Phosphore

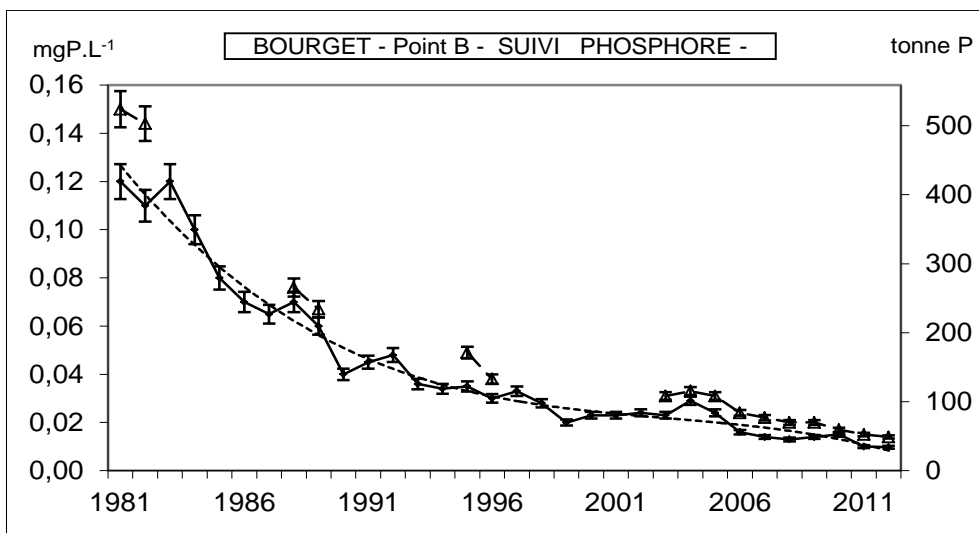


Figure 36 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L⁻¹) du phosphate (◆) et du phosphore total (△) ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2012

Avec 0,010 mgP.L⁻¹ en phosphate et 0,014 mgP.L⁻¹ en phosphore total, les concentrations hivernales 2012 confirment la baisse du stock perçue en 2006. Après une phase de diminution importante des concentrations moyennes hivernales de 1981 à 1992 (de 120 à 45 µgP.L⁻¹), l'évolution à la baisse des concentrations a été moins marquée, passant sous les 40 µgP.L⁻¹ de 1993 à 1997, puis sous celle des 30 µgP.L⁻¹ de 1998 à 2005 et enfin sous 20 µgP.L⁻¹ depuis 2006. Depuis 2011, les concentrations en phosphate sont passées à 10 µgP.L⁻¹. Sur la base des modèles OCDE d'évaluation de la catégorie trophique, cette valeur correspond au lac un niveau mésotrophe.

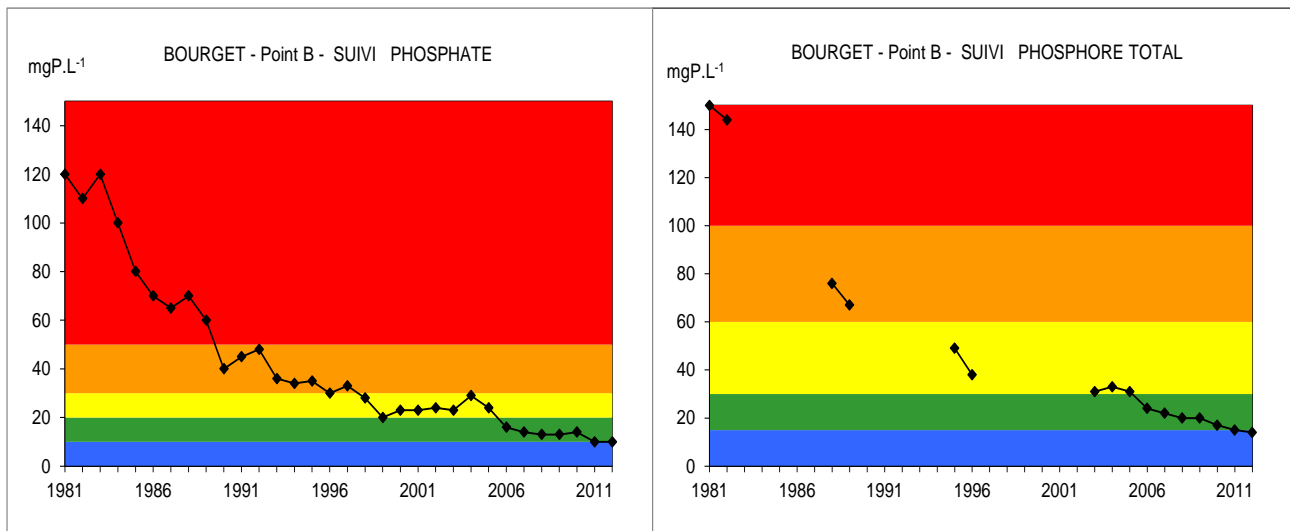


Figure 37 Evolution des concentrations moyennes hivernales ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) du phosphate et du phosphore total au point B de 1981 à 2012 ; comparaison avec les classes de qualité

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 ($3,30$ et $1,85 \text{ mg.L}^{-1}$) restent du même ordre de grandeur que celles des années antérieures soit proches des moyennes respectives $3,01$ et $1,95 \text{ mg.L}^{-1}$.

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 2012 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 se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. L'évolution des concentrations en 2012 révèle deux périodes de production bien individualisées :

- La première correspond au développement des chlorophycées, elle commence assez tôt (début mars) et se poursuit jusqu'au mois de mai. Les concentrations de chlorophylle passent par un maximum le 13 avril avec $9,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ (vs $13,55 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2011 et $8,44 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2010).
Très logiquement, cette augmentation de biomasse est inversement corrélée avec la transparence (minimum 3,4 m le 13 avril) et avec les consommations en surface du phosphate dont les concentrations passent de 10 à $4 \mu\text{gP.L}^{-1}$ entre le 21 février et le 29 mai.
- La seconde se situe en été et automne correspondant à la croissance des autres communautés phytoplanctoniques (chrysophycées, cyanobactéries et surtout diatomées en été), ne montre pas de pic de biomasse et affiche des valeurs autour d'une moyenne de $3,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ comparables à 2011 et 2010.

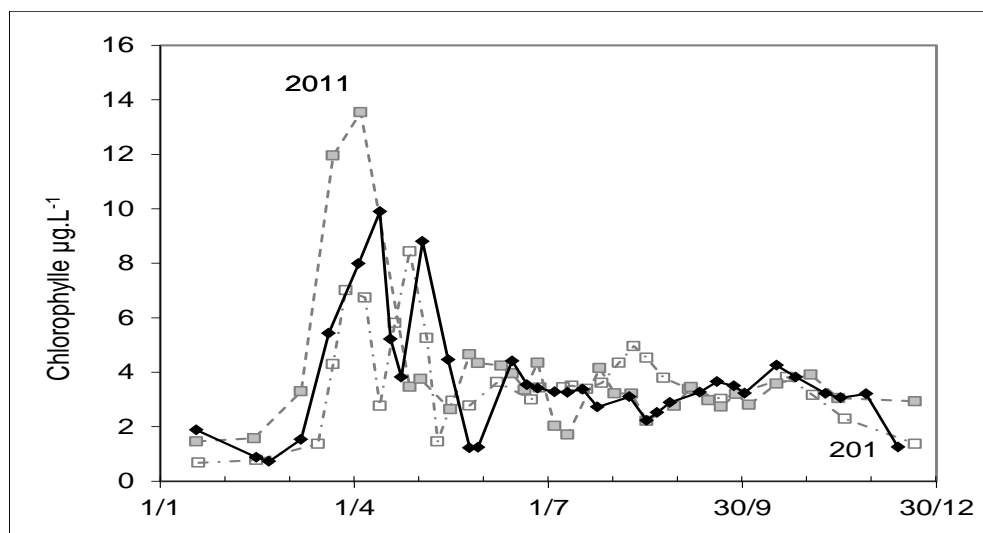


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0 – 20 m, au point B ; comparaison 2012 (—◆—), 2011 (- - -■) et 2010 (- - -□).

I.3. Evolution à long terme

Avec $3,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, cette année présente une concentration moyenne annuelle en chlorophylle du même ordre de grandeur qu'en 2011 et 2010 ($4,0$ et $3,17 \mu\text{g.L}^{-1}$) et reste dans la tendance de ces dernières années.

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

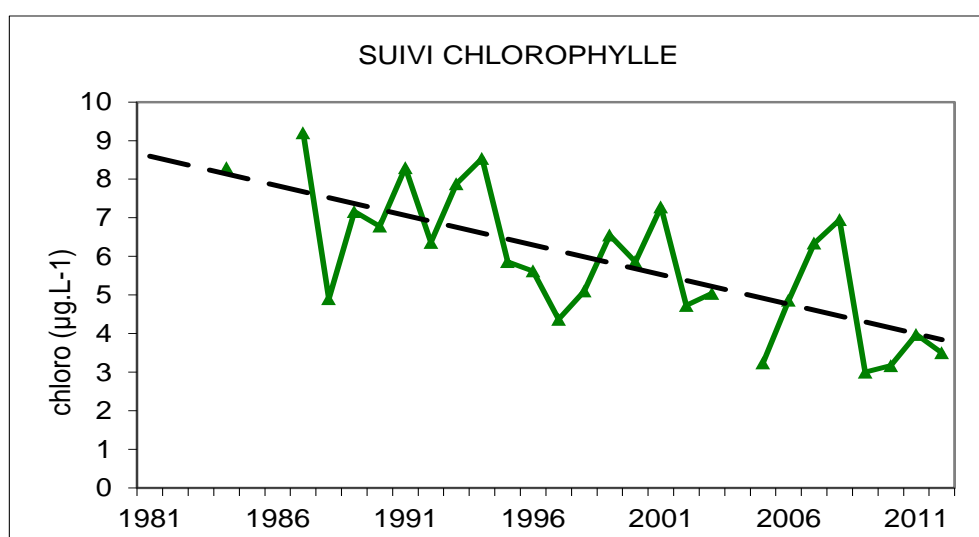


Figure 2 Evolution des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2012

La Figure 3 illustre l'évolution interannuelle des différents indices chlorophylle. Par rapport aux classes de qualité, les indices évoluent de façon favorable. En 2011, les concentrations maximales se situent à la limite des classes "bon" à "très bon" ; quant aux concentrations estivales, elles se positionnent à la limite des classes "moyen" à "bon".

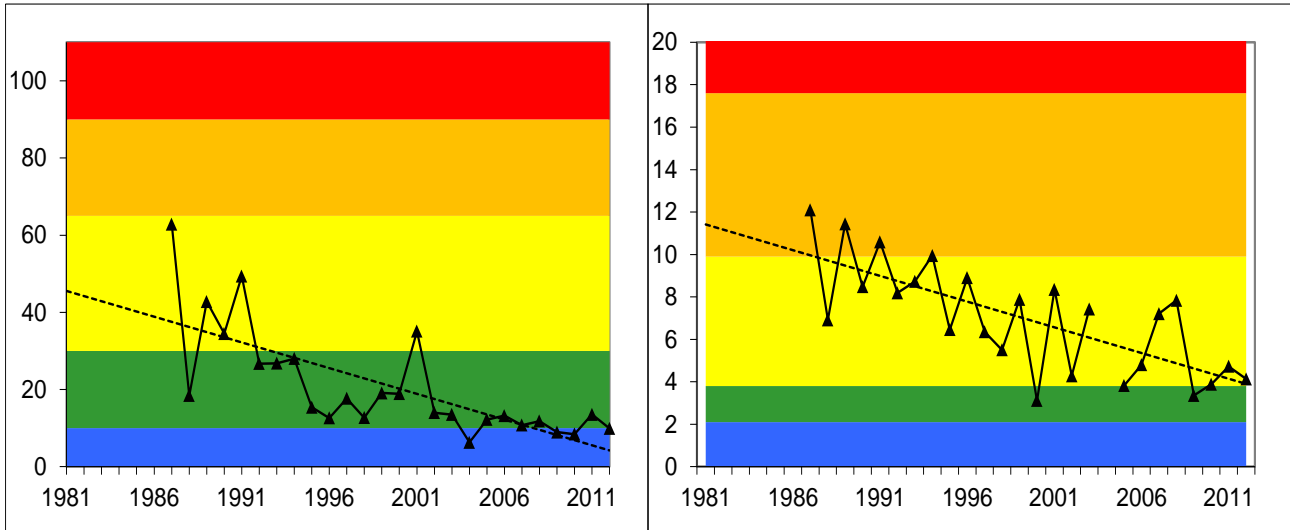


Figure 3 Evolution des concentrations maximales annuelles et estivales en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2012 et comparaison avec les classes de qualité

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-Treyture 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 2012. Cette année 2012 suit également la succession décrite par le modèle classique du PEG (Sommer et al. 1986, 2012) :

- Une phase hivernale, avec des biomasses faibles (18/01, 21/02) ;
- Un pic printanier de biomasse en Cryptophycées et Diatomées (7/03 au 15/05). La biomasse maximale est atteinte le 3 avril (2618 µg/L). On note la présence de nombreuses Chlorophycées à cette période, ce qui n'est pas attendu par rapport aux années précédentes ;
- Une phase des eaux claires très marquée le 29 avril. La biomasse est l'une des plus faibles de l'année (254 µg/L) ;
- Une phase de fin de printemps et d'été (14/06 au 10/09). Cette phase est d'abord caractérisée par une biomasse importante en Chrysophycées et Chlorophycées (14/06). Ces classes vont ensuite voir leur proportion diminuer et être remplacées d'abord par des diatomées et progressivement par des Cyanobactéries ;
- Une phase automnale (1/10 au 14/11). Pendant cette période, les Cyanobactéries représentent une biomasse importante, les Chlorophycées et Chrysophycées disparaissent progressivement ;
- Enfin une phase hivernale (27/11 et 12/12) dominée par les Cryptophycées et les Diatomées. La biomasse est faible à cette période.

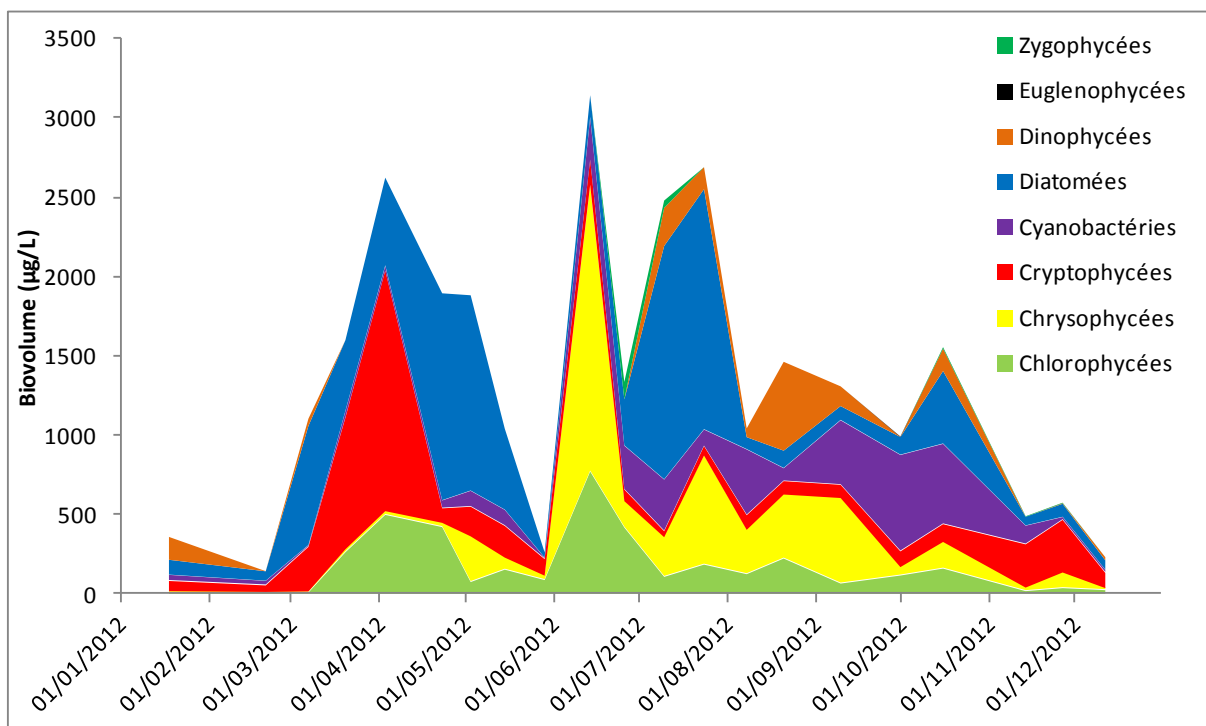


Figure 1 Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2012

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 2012 (10 taxons présentant la biomasse annuelle la plus élevée).

En début d'année, la biomasse est dominée par *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica*, une petite Cryptophycée, ainsi que par *Aphanocapsa planctonica*, une cyanobactérie coloniale mucilagineuse. La présence de *Scenedesmus acutus* est à souligner. Il s'agit d'une Chlorophycée qui est plutôt indicatrice des milieux eutrophes (Padisak et al. 2009). Sa présence est sûrement à relier au brassage complet du lac au mois de février, qui a ramené dans la zone euphotique une quantité importante de nutriments. La présence de cette espèce au début du printemps est assez inhabituel au regard des années précédentes (2010 et 2011).

Après la phase des eaux claires apparaît *Dinobryon divergens* qui va constituer l'essentiel de la biomasse pendant une courte période. Il s'agit d'une espèce indicatrice de milieux oligotrophes (Reynolds 1984). Elle va ensuite laisser la place à *Punctulata radiosa*. Cette diatomée centrique domine la biomasse algale de 2012 (12% de la biomasse totale annuelle). Elle est présente surtout pendant la période estivale.

A partir du mois de septembre, *Dinobryon divergens* va à nouveau représenter une part importante de la biomasse. Sa présence indique une déplétion en nutriments. *Aphanocapsa holsatica*, cyanobactérie coloniale, va également présenter une part importante de la biomasse pendant la fin de l'année.

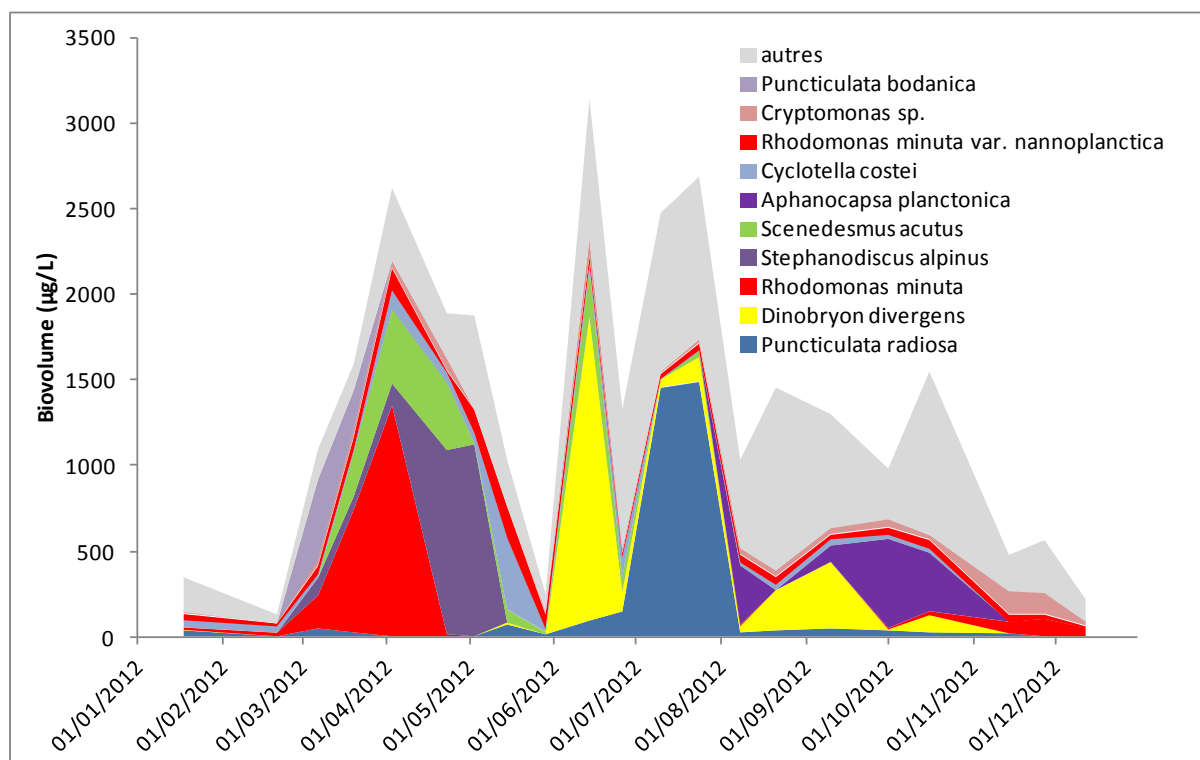


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2012

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 $20 \mu\text{m}$ et/ou un biovolume supérieur à $10\,000 \mu\text{m}^3$. De manière similaire à l'année 2011, la part du microphytoplancton est largement majoritaire toute l'année (~70%) sauf du 20 mars au 29 mai.

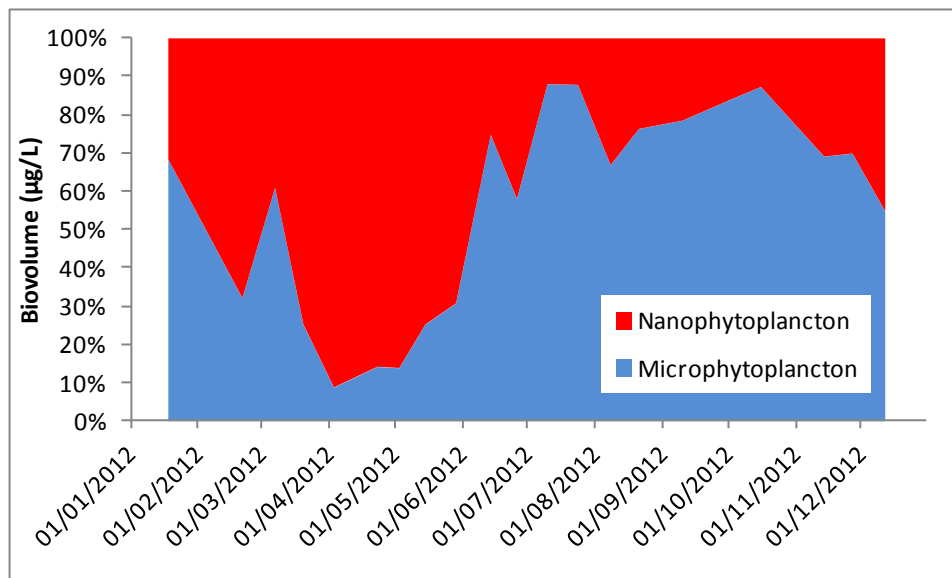


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2012

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. Rocha et al (2011) ont montré que des espèces similaires du point de vue fonctionnelle ont souvent les mêmes dynamiques. La Figure 4 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds et al. 2002, voir aussi l'Annexe 3).

On note la présence en quantité abondante du groupe J (chlorophycées de type *Pediastrum*, et *Scenedesmus*), pendant le printemps (avant la phase des eaux claires). Ce groupe est indicateur des milieux enrichis en nutriments, plutôt peux profonds (étangs). La présence de ce groupe est à relier au brassage du lac qui a remonté vers la zone euphotique une quantité importante de nutriments.

Tout comme les années précédentes (2010 et 2011), le groupe fonctionnel présentant la biomasse la plus importante est le E. Il rassemble des algues mixotrophes (*Dinobryon* spp.), préférant de lacs pauvres en nutriments. Ce groupe apparaît surtout après la phase des eaux claires et pendant l'été.

En fin d'été et en automne, le groupe K (*Aphanothece*, *Aphanocapsa*) présente des biomasses importantes, il est également indicateur de milieux riches en nutriments, mais est sensible au brassage des eaux.

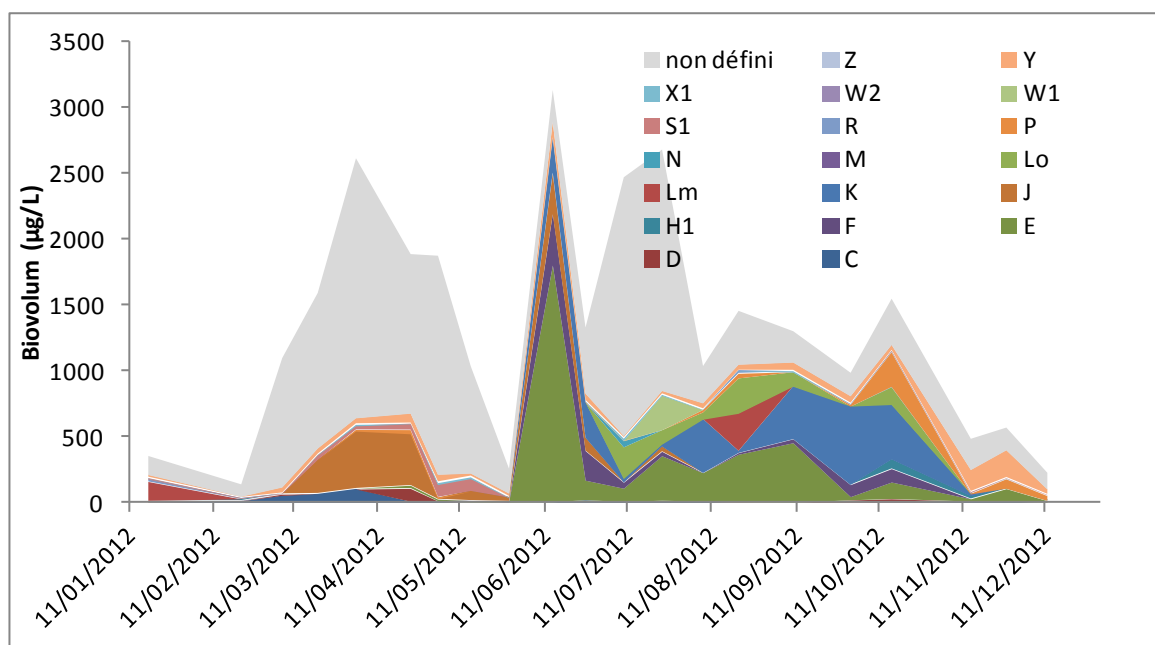


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, non classé correspond aux taxons non classés par Reynolds et al. (2002)) dans le Lac du Bourget en 2012.

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 2009 et 2012 présentent des biomasses nettement plus faibles. Entre 2006 et 2010, celle-ci est divisée par presque 4. La biomasse de 2012 est légèrement plus élevée que 2011, et ceci est probablement à relier à l'enrichissement de la zone euphotique en nutriments par le brassage qui a eu lieu pendant le mois de février. Le tableau I reprend les valeurs chiffrées de la biomasse algale totale de la Figure 5.

Tableau I Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 1995 à 2012

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

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 (Jacquet et al. soumis). La proportion des Diatomées et des Chrysophycées (classes algales caractéristiques de milieux de bonne qualité) augmente fortement. L'année 2012 présente une proportion en Chlorophycées plus importante que ces 4 dernières années.

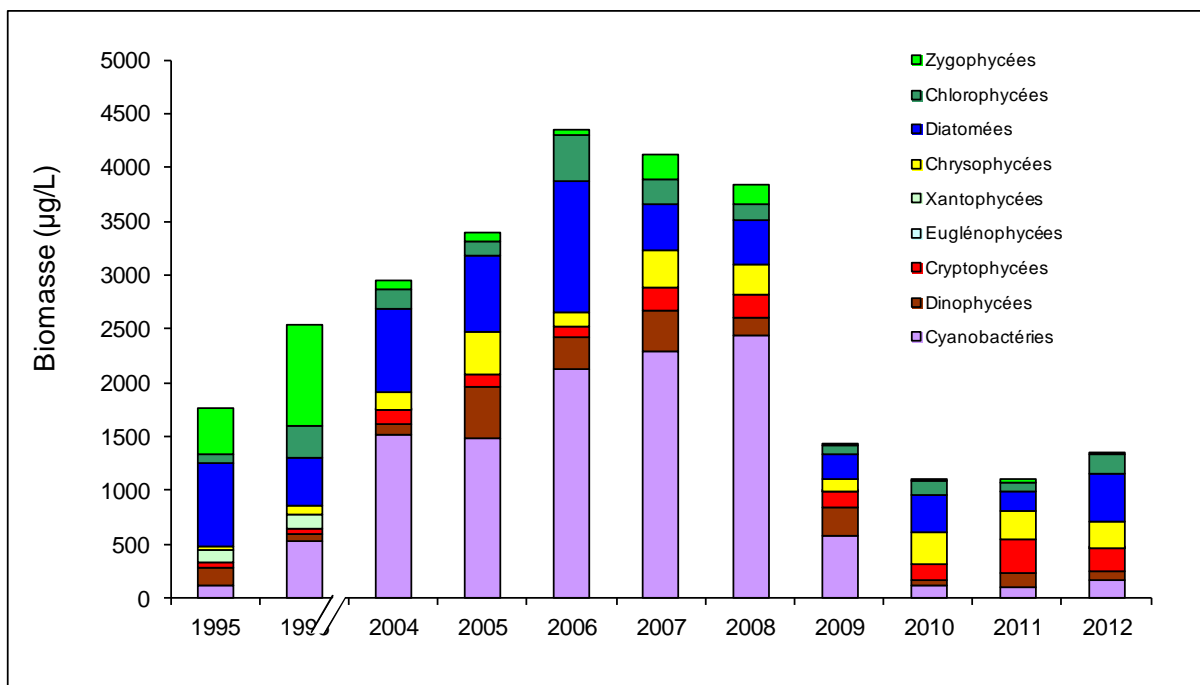


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

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.

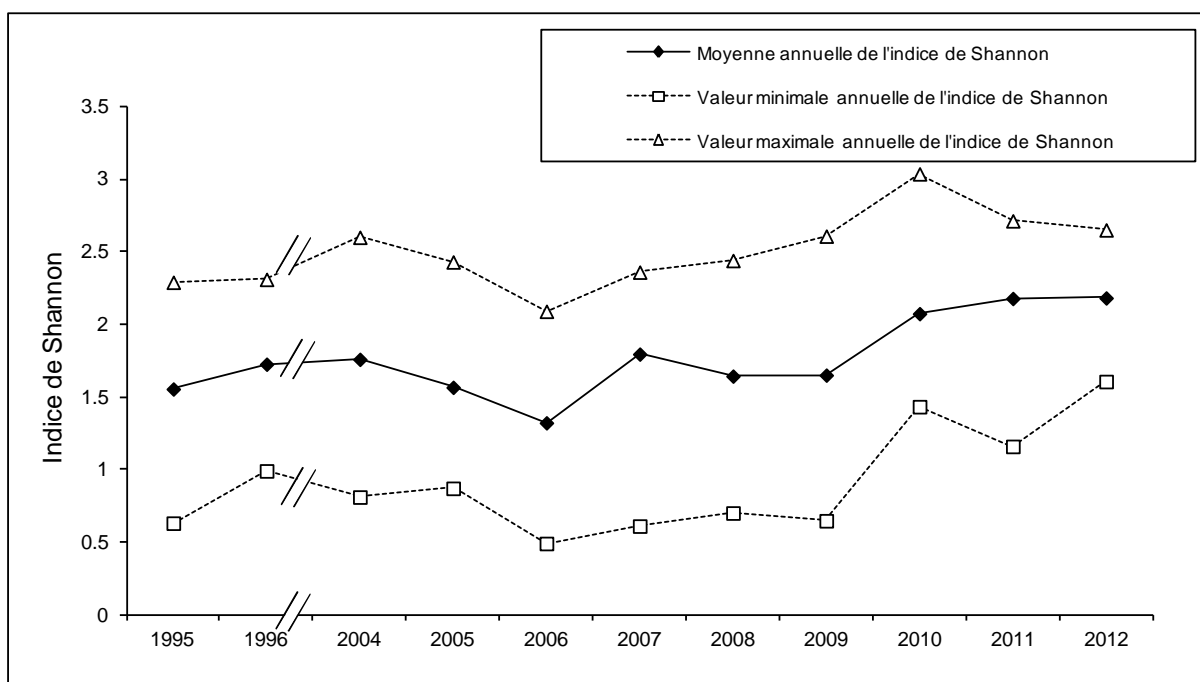


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon

L'année 2012 présente la plus forte diversité de toute la chronique. En effet, l'augmentation de la diversité est probablement à imputer à la disparition de *Planktothrix rubescens* et de *Mougeotia* spp. (Vinçon-Leite et al. 2002, Jacquet et al. 2005, soumis) qui dominaient très largement le peuplement phytoplanctonique les années précédentes et faisaient chuter la diversité algale. D'autre part, la diversité a été élevée plus élevée en 2012 de part la présence de nombreux taxons de Chlorophycées qui normalement ne sont pas présents ou alors à des biomasses nettement moins élevées par rapport aux années précédentes (2009-2011).

II.2.3. Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) est présentée Figure 7.

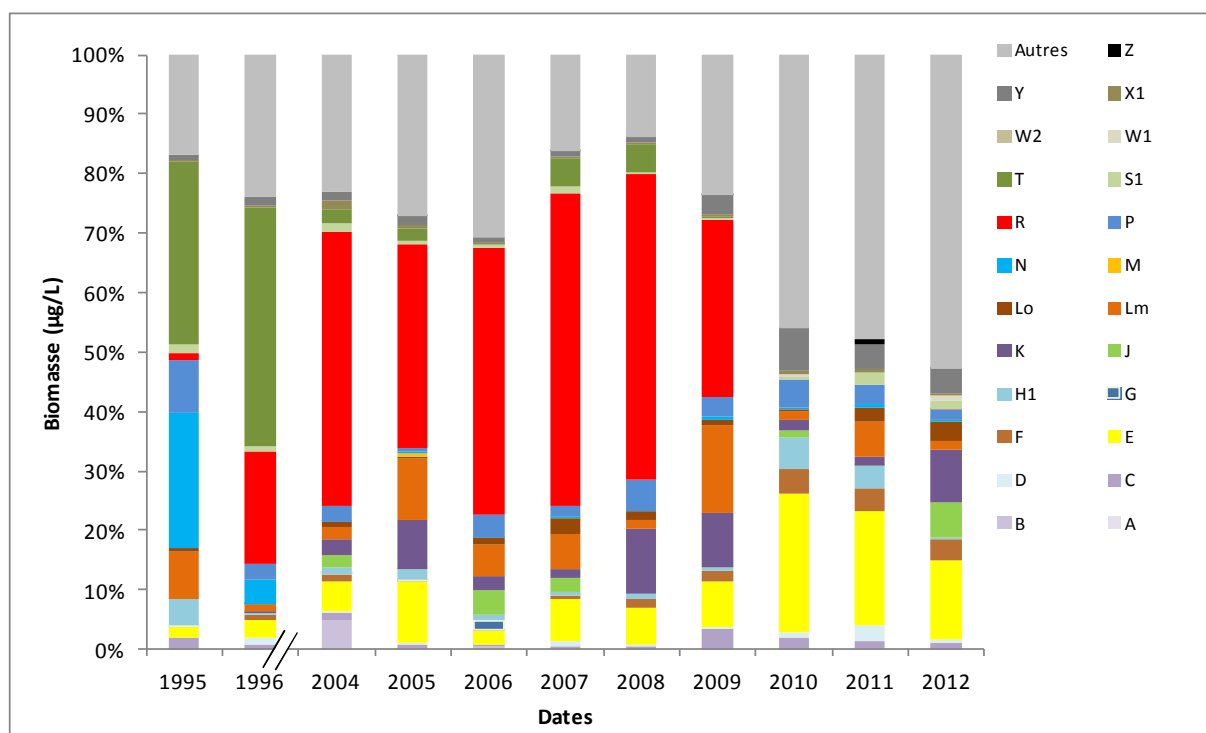


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon (Reynolds et al. 2002)

Tout comme présenté dans les rapports précédents, trois phases peuvent être identifiées sur la chronique 1995 – 2012 :

- 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.

Cependant, l'année 2012 est assez différente des années 2010 et 2011. En effet, on note une biomasse importante des groupes J et K qui sont plutôt indicateurs d'eaux riches en nutriments. Ceci est probablement à relier au brassage important de toute la masse d'eau qui a eu lieu en février. Ce brassage a apporté une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique ce qui a été favorable au développement de taxons caractéristiques de milieux eutrophes.

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 (Anneville & Kaiblinger 2009, Kaiblinger et al. 2009). L'annexe 4 donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

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

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

La valeur d'indice de 2012 est légèrement supérieure aux années 2010 et 2011. Ceci est lié au fait que l'année 2012 n'a pas vu de développements d'*Aphanizomenon flos-aquae* comme en 2010 et 2011. Ce taxon est considéré comme caractéristique de milieux eutrophes dans l'indice de Brettum et donc fait chuter la valeur de l'indice.

D'autre part, les valeurs d'indice restent inférieures à la période où *Planktothrix rubescens* présentait des biomasses importantes. En effet, *Planktothrix rubescens* est considéré 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) 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 encore absents du Bourget. De plus des taxons tels que *Scenedesmus*, *Aphanothece* ou *Aphanocapsa* présents au Bourget en 2012, indiquent clairement que le milieu est encore riche en nutriments. Ceci est lié pour l'année 2012 au brassage des eaux du mois de février, qui a apporté une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique.

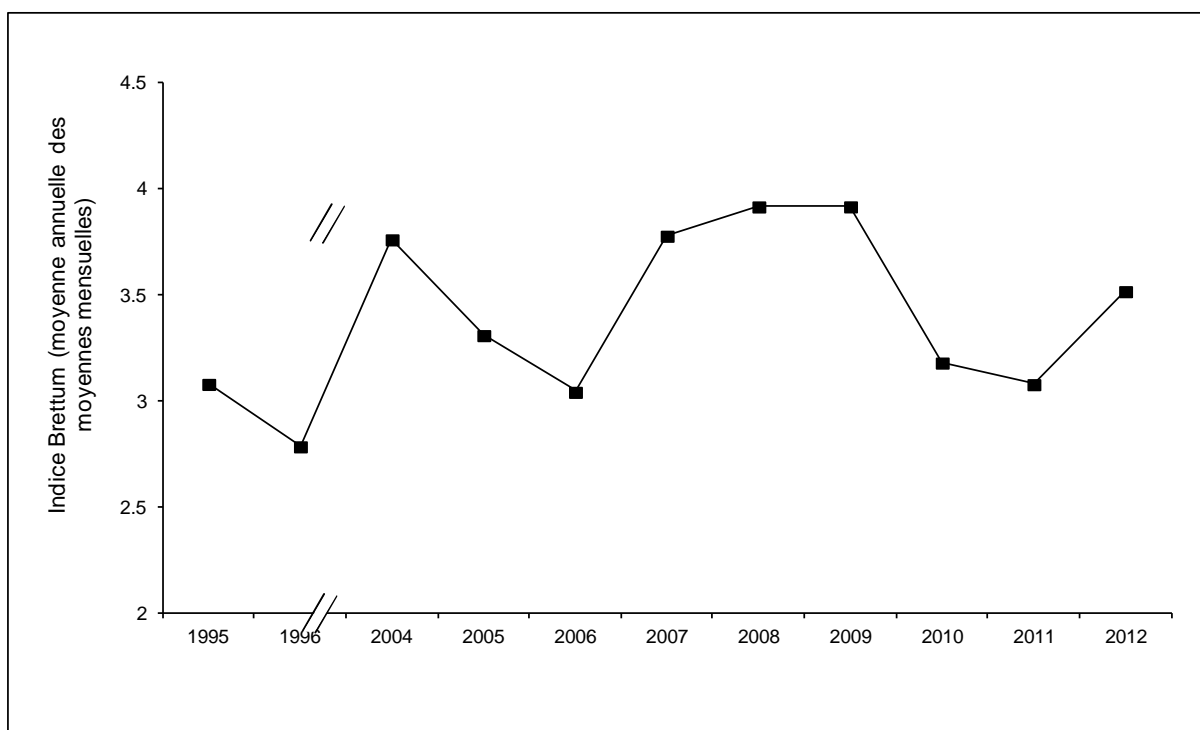


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

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 2012, 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
Microplancton	66,2	73,1	89,9	90,1	81,0	91,4	90,2	83,5	74,9	62,4	56.9
Nanoplancton	33,8	26,9	10,1	9,9	19,0	8,6	9,8	16,5	25,1	37,6	43.1

On observe une augmentation progressive du compartiment microphytoplanctonique de 1995 à 2008, puis une chute entre 2008 et 2009 (et qui est principalement le fait de la disparition de *Planktothrix rubescens*). La baisse de la proportion en microphytoplancton se confirme de 2009 à 2012. La très forte progression du nanophytoplancton enregistrée au cours des 3 dernières années est le signe d'une forte réologotrophisation du milieu. Depuis 2009, le compartiment picophytoplanctonique a également vu sa proportion évoluer de manière significative (voir le chapitre sur les picocyanobactéries), corroborant aussi ce processus d'oligotrophisation.

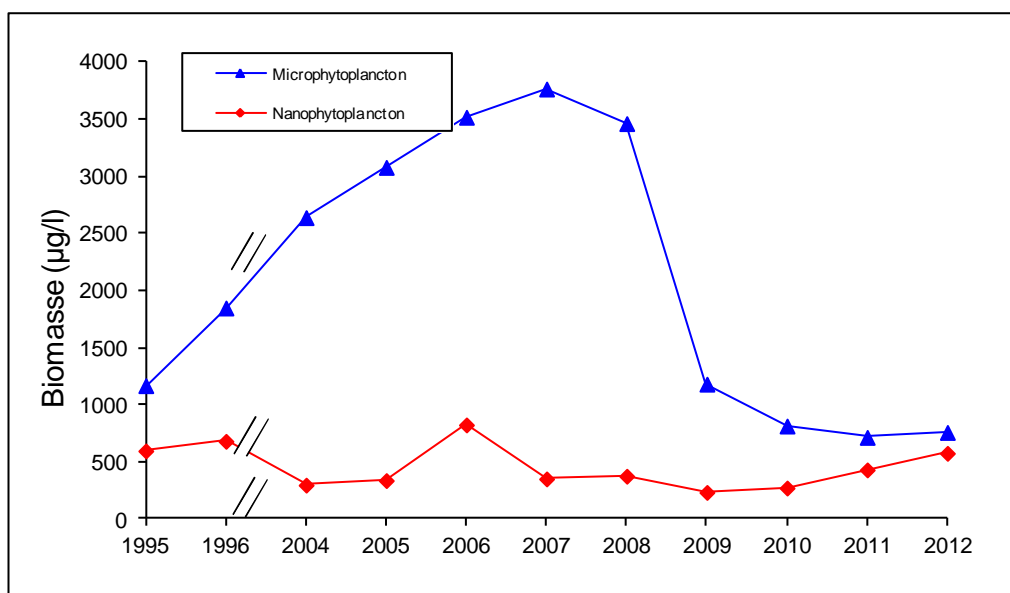


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanktoniques

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-Treytore et al. 2009).

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

Tableau III Seuils des classes définis pour l'IPLAC

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

Dans le cadre du suivi annuel du lac du Bourget les teneurs en chlorophylle *a* sont mesurées et la communauté du phytoplancton est analysée. Le nombre d'observations annuelles est supérieur à celui requis dans le protocole standardisé DCE plan d'eau (Laplace-Treytore et al. 2009) et la zone d'échantillonnage diffère aussi. En effet le protocole préconise un échantillonnage sur la zone euphotique alors que le suivi du Bourget a été réalisé sur une colonne d'eau fixe de 0 à 20 m jusque 2011 et 0-18 m depuis 2012. Une campagne par "saison" est requise dans le protocole alors que le suivi du Bourget comprend plus de 20 campagnes annuels pour la détermination phytoplanctonique et près de 30 pour la mesure de la chlorophylle.

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 2012).

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.

Tableau IV Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2012

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

L'état écologique du plan d'eau varie sur la période 2004 à 2012 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) mais semblent dans l'ensemble en augmentation depuis 2008 comme l'illustre la Figure 10 ci-dessous. Cette dernière permet de mieux visualiser la baisse de la valeur de l'indice de 2004 à 2008 puis son augmentation jusqu'en 2011 et légère baisse en 2012. Cette figure montre aussi nettement que la métrique de chlorophylle totale, MBA, baisse significativement de 2004 à 2008 de 0,59 à 0,20 soit d'un état moyen à médiocre. Elle est la principale responsable de la baisse de l'IPLAC. La métrique de composition spécifique, MCS, fluctue peu de 0,61 à 0,79 sur l'ensemble des 9 années étudiées et reste dans la classe de bon état.

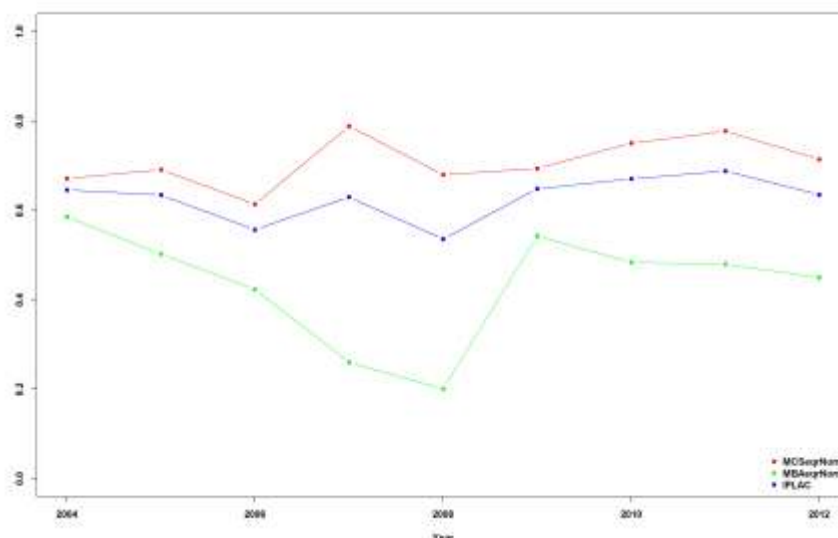


Figure 10 Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2012 (MCSeqnorm= résultats de la métrique MCS et MBAeqnorm=résultats de la métrique MBA)

La forte réduction de la biomasse algale après 2008 permet à la note de la MBA de remonter aux environs de 0,54. L'augmentation de la biomasse de 2004 à 2006 influe sensiblement sur l'indice IPLAC qui baisse de 0,65 à 0,56 passant alors d'un état bon à moyen. Les notes des deux métriques constitutives diminuent, fortement pour la MBA et plus légèrement pour la MCS qui atteint ainsi sa plus faible valeur sur la période de 2004 à 2012. Entre 2006 et 2007 la MCS augmente de 0,61 à 0,79 ce qui peut s'expliquer par une meilleure répartition des algues au sein des groupes algaux (autre que cyanobactéries) avec la réduction de la quantité de diatomées, l'augmentation des Chrysophycées et Cryptophycées dont un certain nombre d'espèces sont considérées comme de bonne qualité d'eau et présentent des notes plus élevées. Il faut noter que les cyanobactéries, qui ont été majoritaires sur le lac du Bourget entre 2004 et 2008, ont été essentiellement composées de l'espèce *Planktothrix rubescens* qui n'est pas prise en compte dans le calcul de la métrique MCS. Cela peut évidemment influencer l'indice en majorant la note de MCS.

A partir de 2009, l'effondrement de la biomasse des cyanobactéries dans la biomasse totale permet à la métrique de composition spécifique d'augmenter, la communauté algale est mieux répartie dans les autres groupes algaux et de surcroît dans des proportions nettement plus faibles.

Si on compare l'évolution de l'IPLAC avec celle de la moyenne annuelle de l'indice de diversité de Shannon, des similitudes apparaissent. En effet la diversité diminue de 2004 à 2006, comme l'IPLAC, fluctue en 2007 et 2008 puis augmente à partir de 2009 de manière similaire à l'indice phytoplancton démontrant une amélioration de la communauté algale de ce plan d'eau depuis 2009. Entre 2006 et 2007, tout comme l'IPLAC ou plus spécifiquement la métrique MCS le montre, la diversité de Shannon augmente signifiant une légère amélioration de la structure de la communauté algale.

Inversement, la comparaison avec l'indice de Brettum révèle une évolution différente de celle de l'IPLAC. 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. Le Brettum ne semble pas montrer d'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.

Sur le lac du Bourget un très grand nombre de campagnes de mesures sont réalisées chaque année. L'IPLAC, décrit jusqu'à présent, a été calculé avec le plus de campagnes possibles. Or l'indice IPLAC ne requiert à minima que 3 campagnes durant la période de végétation, entre mai et octobre. Afin de vérifier si l'indice aurait donné la même évaluation de l'état du lac avec moins de campagnes on peut tester une forme de robustesse de l'indice, un "effet saison". Ainsi, il est intéressant de calculer l'indice sur seulement 3 campagnes, correspondant à la période requise, tirées aléatoirement et le faire pour l'ensemble des combinaisons de campagnes possibles. Aux vues du nombre de campagnes disponibles on peut calculer l'indice sur 18 à 96 combinaisons différentes par an respectivement pour 2004 et 2009 soit une moyenne de 56 combinaisons par an. La Figure 11 illustre avec des box-plots la distribution de l'ensemble des résultats de l'IPLAC avec les combinaisons possibles chaque année. La courbe rouge reprend les valeurs annuelles de l'indice (correspondant à la Figure 10) en prenant en compte toutes les campagnes comprises dans la plage de mai à octobre.

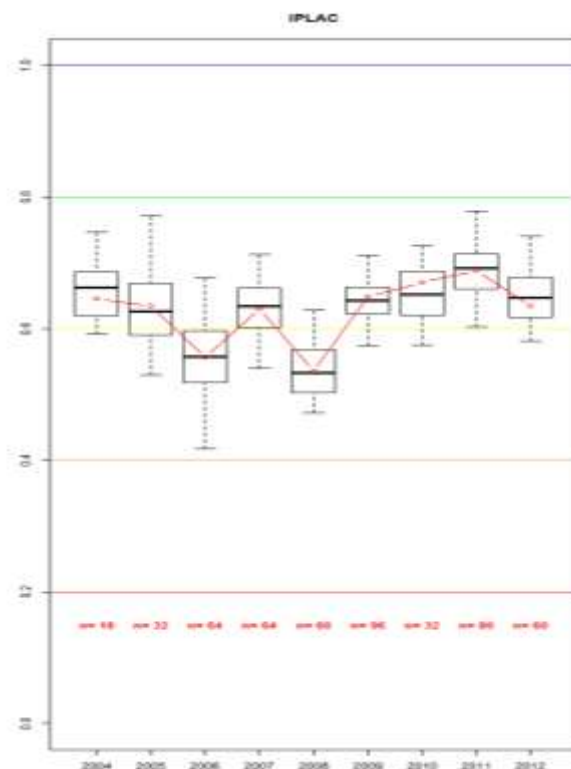


Figure 11 Distribution de l'IPLAC sur le lac du Bourget de 2004 à 2012 selon les campagnes utilisées dans le calcul (box-plot). La courbe rouge représente les valeurs annuelles avec l'ensemble des campagnes (mai - octobre).

Tout d'abord, la dispersion des résultats d'IPLAC sur chaque année est assez faible et les valeurs de la courbe rouge sont proches des médianes de chaque année (écart un peu plus élevé en 2004 et 2010). Les valeurs d'IPLAC avec toutes les campagnes reflètent bien la distribution de l'ensemble des possibilités.

Aucune combinaison n'est considérée comme outlier qui aurait pu conduire à une évaluation erronée du plan d'eau. L'ensemble des valeurs sont comprises dans les classes d'état bon et moyen. Seule l'année 2005 lors de certaines combinaisons de campagnes peut entraîner un changement d'état du lac du Bourget,

franchissement de la limite d'état bon - moyen (ligne jaune), les autres années présentent la très grande majorité des combinaisons dans une même classe d'état.

L'IPLAC, calculé sur ce plan d'eau, ne présente pas d'effet campagne ou saison significatif qui donnerait un poids important au choix des campagnes prises en compte dans le calcul. Un nombre moins important de campagnes pour l'élaboration de l'évaluation avec l'IPLAC ne dénature pas le classement d'état et permet de considérer l'indice comme robuste au regard de ce critère.

III. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2012 peut être résumée de la manière suivante :

- Un début d'année avec des biomasses très faibles, à relier notamment aux températures extérieures très faibles.
- Entre mars fin avril, la biomasse augmente fortement, avec des Diatomées centriques et des petites Cryptophycées. On note une forte proportion de Chlorophycées (*Scenedesmus* spp.) caractérisant les milieux eutrophes. Ceci est à relier à l'importance de brassage de la masse d'eau en février qui a apporté une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique. Ces nutriments vont rapidement être consommés par le phytoplancton.
- Le 29 avril, on observe une phase des eaux claires très marquée. A partir de cette date la composition phytoplanctonique change : en fin de printemps on observe un accroissement de la biomasse en Chrysophycées. Leur proportion est importante jusqu'en fin d'été. Il s'agit de taxons indicateurs de milieux oligotrophes.
- A l'automne, ce sont des Cyanobactéries coloniales mucilagineuses qui vont dominer la biomasse. Il s'agit de taxons indicateurs de milieu riches en nutriments (*Aphanocapsa* et *Aphanothece*). Leur biomasse va diminuer en fin d'année.

L'évolution interannuelle est marquée par une biomasse toujours faible par rapport aux années 2004-2008. Tout comme les années 2010 et 2011, *Planktothrix rubescens* n'a pas été observée dans les échantillons 0-20 m. Ce qui marque l'année 2012 est un important brassage des eaux en février. Ce brassage a apporté des nutriments en zone euphotique. Ceci explique la présence d'une proportion plus importante que les années précédentes (2009-2012) de Chlorophycées et de Cyanobactéries indicatrices de milieux eutrophes. Cependant l'indice de Brettum voit sa valeur augmenter car l'année 2012 n'a pas vu de développement d'*Aphanizomenon flos aquae* contrairement aux années précédentes, ce taxon étant considéré comme indicateur de milieux eutrophes dans le calcul de l'indice.

ETUDE PORTANT SUR LES COMPTAGES DE *PLANKTOTHRIX RUBESCENS*

Comme chaque année depuis 1999, la cyanobactérie *P. rubescens* a fait l'objet d'un suivi spécifique dans le lac du Bourget, tant au niveau de la dynamique cellulaire et spatiale de sa population qu'au niveau des quantités de microcystines intracellulaires produites, ces dernières représentant un risque potentiel pour la santé humaine. Depuis deux ans, seule la dynamique cellulaire est présentée, permettant de constater que la cyanobactérie a presque entièrement disparu.

I. Méthodologie

Les échantillons d'eau brute obtenus à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m ont été fixés au lugol et préparés selon la même technique que celle présentée pour le phytoplancton c'est-à-dire la technique d'Utermöhl (norme Afnor 2006).

II. Résultats

Depuis 13 années, cette cyanobactérie toxique est suivie et des biomasses importantes étaient observées régulièrement à des profondeurs entre 16 à 20 mètres jusqu'au printemps de l'année 2009 (Figure 1). Des biomasses record avaient même été enregistrées jusqu'en 2008. Mais depuis l'été 2009, les biomasses sont très faibles, voire nulles. Depuis 2010, seuls quelques rares filaments ont effectivement été observés au microscope pendant les analyses, les années 2011 et 2012 confirment cette cinétique de raréfaction.

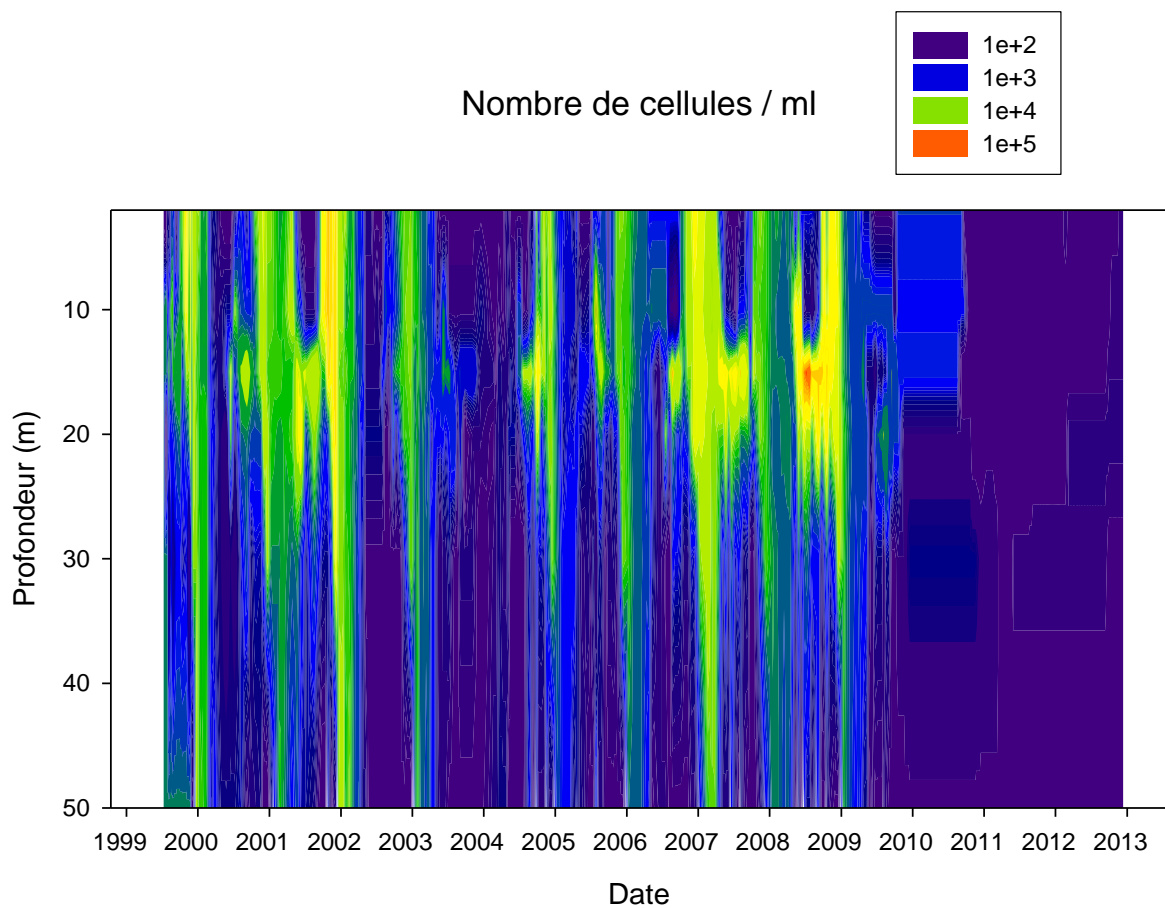


Figure 1 Evolution de la concentration cellulaire de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2012 en fonction de la profondeur

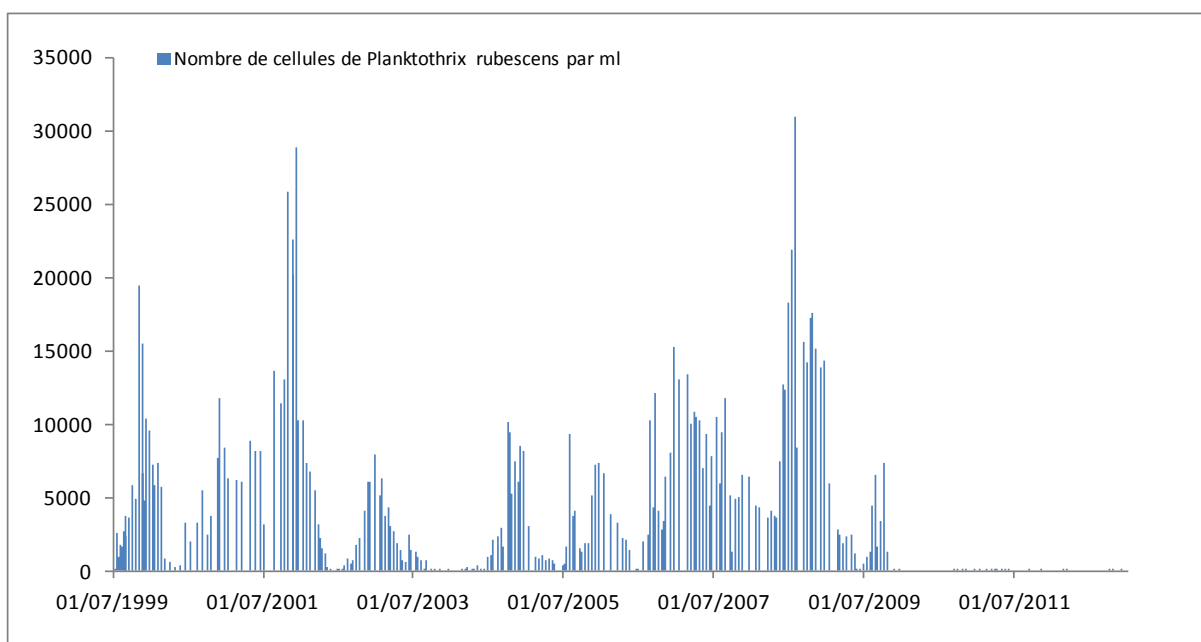


Figure 2 Evolution de la concentration cellulaire moyenne sur la profondeur 2-50 m de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2012

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. Résultats

II.1. Comparaison entre les lacs Léman, du Bourget et d'Annecy

En 2012, la production primaire a été mesurée au lac du Bourget à 5 profondeurs (2, 6, 10, 15 et 20 m) entre janvier et décembre inclus (cela n'avait pu être fait qu'entre mars et novembre en 2011). Afin de déterminer l'importance de cette production, une comparaison est proposée avec les lacs Léman et d'Annecy pour cette même année 2012. Une comparaison est également proposée entre 2005 et 2012, uniquement pour le lac du Bourget.

La Figure ci-dessous révèle les niveaux de production pour le Bourget, le Léman et Annecy en 2012. Pour le lac du Bourget, la valeur maximale de production a été mesurée au milieu de l'été (début août) à 2 et 6 m avec $864 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ (la valeur maximale enregistrée au printemps en 2011 était de $714 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$). Cette valeur de production est très comparable avec celle mesurée au Léman à la même période (entre début et mi août, dans les eaux très proches de la surface) avec $900 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$. Pour ce dernier lac, toutefois, la production primaire maximale enregistrée dépassait largement la production primaire maximale observée au Bourget, avec $1590 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ mesurée mi septembre. Comme les années précédentes, la production primaire mesurée au lac d'Annecy était inférieure avec un maximum enregistré en fin d'automne (novembre) en surface avec $600 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$.

La Figure portant sur le lac du Bourget révèle clairement différentes périodes de l'année où le lac a été très productif. La première valeur élevée de production était mesurée fin mars début avril, en surface, en lien avec un bloom des Cryptophycées, majoritairement représentées par *Rhodomonas* spp, comme cela avait déjà été le cas en 2011. Il y avait également d'autres espèces qui ont pu jouer un rôle important ici avec *Aphanocapsa planctonica*, une cyanobactérie coloniale mucilagineuse, *Scenedesmus acutus* une chlorophycée plutôt indicatrice des milieux eutrophes dont la présence était donc sûrement à relier au fort brassage hivernal ayant ramené dans la zone euphotique une quantité importante de nutriments. Tout début mai, un nouvel épisode de production était observé et pouvait être associé au développement d'une petite diatomée (*Stephanodiscus alpinus*). Le troisième épisode était observé mi juin et majoritairement associé à

la crysophycée *Dinobryon divergens*, une espèce mixotrophe typique des eaux oligotrophes. Enfin, au milieu de l'été (début août) la valeur maximale enregistrée était observée et due encore une fois majoritairement à une seule espèce, *Puncticulata radiosa*, une diatomée centrique qui va dominer la biomasse algale de 2012 avec une représentativité à hauteur de 2% de la biomasse totale.

Si les valeurs et la dynamique enregistrées pour la production primaire au Léman et au Bourget étaient assez similaires en 2011, cela n'était plus le cas en 2012. Il avait toutefois déjà été noté pour l'année 2011 que la ressemblance entre ces deux écosystèmes était relative car les espèces responsables des forts épisodes de production étaient bien différentes entre les deux lacs.

Figure 1 Comparaison des valeurs de production primaire en 2012 pour les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget

II.2. Comparaison entre 2005 et 2012

Proposée à la même échelle, pour les mêmes profondeurs (entre 6 et 20 m) et sur la même période (entre mars et novembre, c'est-à-dire toute la période productive), la comparaison entre les mesures de production primaire au Bourget en 2005 et 2012 révèle que ce dernier a vu sa production primaire diminuer de manière significative entre ces deux dates. Si les valeurs maximales étaient sensiblement les mêmes, aux alentours de $870 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$, en moyenne ces valeurs étaient respectivement de $153 \text{ vs } 111 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ en 2005 vs 2012. En 2005, de fortes valeurs de production étaient mesurées entre la surface et 10 m de profondeur en avril puis en été et début d'automne. Ces fortes valeurs pouvaient être associées au printemps à *Cyclotella* sp et *Dynobryon* sp, puis aux Cyanobactéries *Planktothrix rubescens* et *Aphanocapsa delicatissima* pendant l'été et l'automne. Même si la comparaison entre deux années n'est pas suffisante, cette baisse de production moyenne va dans le sens de la réoligotrophisation marquée de l'écosystème entre ces deux années et la disparition de *P. rubescens* depuis la fin 2009.

Figure 2 Comparaison des valeurs de production primaire en 2005 et 2012 pour le lac 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 trophique et fonctionnel de l'écosystème. En effet cette composante phytoplanctonique est très sensible au statut trophique et sa dominance est attendue avec la réoligotrophisation des écosystèmes. De plus, les picocyanobactéries jouent un rôle clef à la base des réseaux trophiques pélagiques. Plusieurs analyses sont proposées et portent sur (i) l'année 2012, (ii) la période 2003-2012, (iii) une comparaison entre les lacs du Bourget et d'Annecy quand à leur proportion.

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. 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 microrogansimes comme les cyanobactéries unicellulaires.

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2012

Les concentrations minimales, maximales et moyennes entre 2004 et 2012 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). 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.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2012

	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 10⁵	3,5 x 10⁴

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 pauvre en substances humiques et la lumière rouge prédominant dans les eaux de surface des lacs eutrophes colorés. Comme pour les années précédentes, une seule « population » a pu être observée en 2012 via la cytométrie en flux alors que l'analyse des eaux du lac d'Annecy révèle encore et toujours deux à trois groupes au sein de cette communauté (Figure 1).

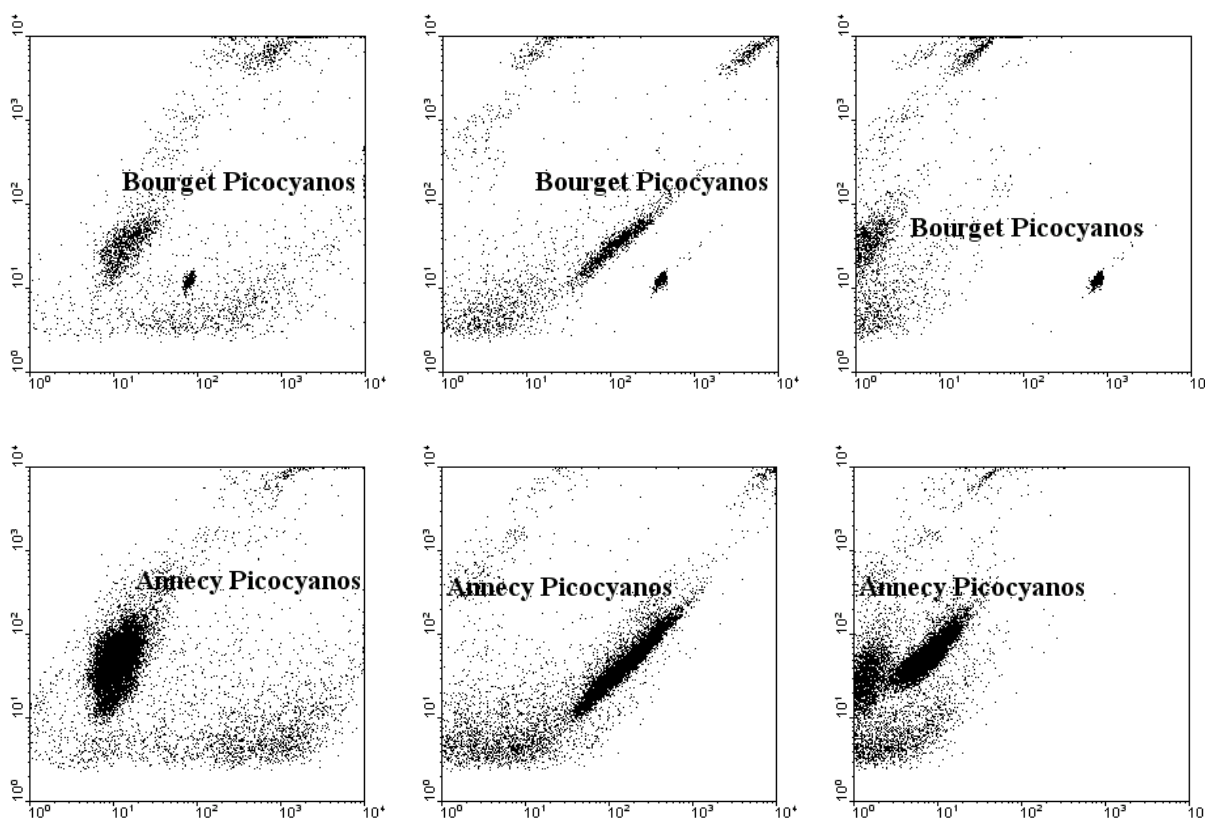


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant les communautés de picocyanobactéries pour les lacs du Bourget (en haut avec un seul groupe) et d'Annecy (avec plusieurs groupes). Cet exemple montre aussi qu'à la même date hivernale, la concentration à Annecy est significativement supérieure (voir plus bas)

En 2012, la dynamique des picocyanobactéries révèle surtout les fortes concentrations en période estivale dans la zone 0-10 m. Les concentrations sont $>10^5$ 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).

Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m pour l'année 2012

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2012

Deux types d'analyses ont été faites pour tenter de déterminer au mieux les facteurs environnementaux et processus susceptibles de jouer un rôle clef dans la dynamique de la communauté picocyanobactérienne. La différence entre ces analyses a porté sur la manière de considérer les données : soit aux différentes profondeurs discrètes à disposition entre la surface et 50 m, soit à partir de valeurs intégrées le long de la colonne d'eau permettant alors d'inclure d'autres facteurs pouvant être important (le phytoplancton vis-à-vis des compétitions pour les ressources et le zooplancton herbivore pour la prédation).

La Figure 3 ci-dessous permet de visualiser la représentation graphique de l'analyse en composantes principales et d'observer les principaux liens de corrélations entre les picocyanobactéries (notés Syn) et les principaux facteurs environnementaux (température, insolation, nutriments, virus, bactéries, etc..) considérés à chaque campagne de prélèvement à 7 profondeurs entre 2 et 50 m.

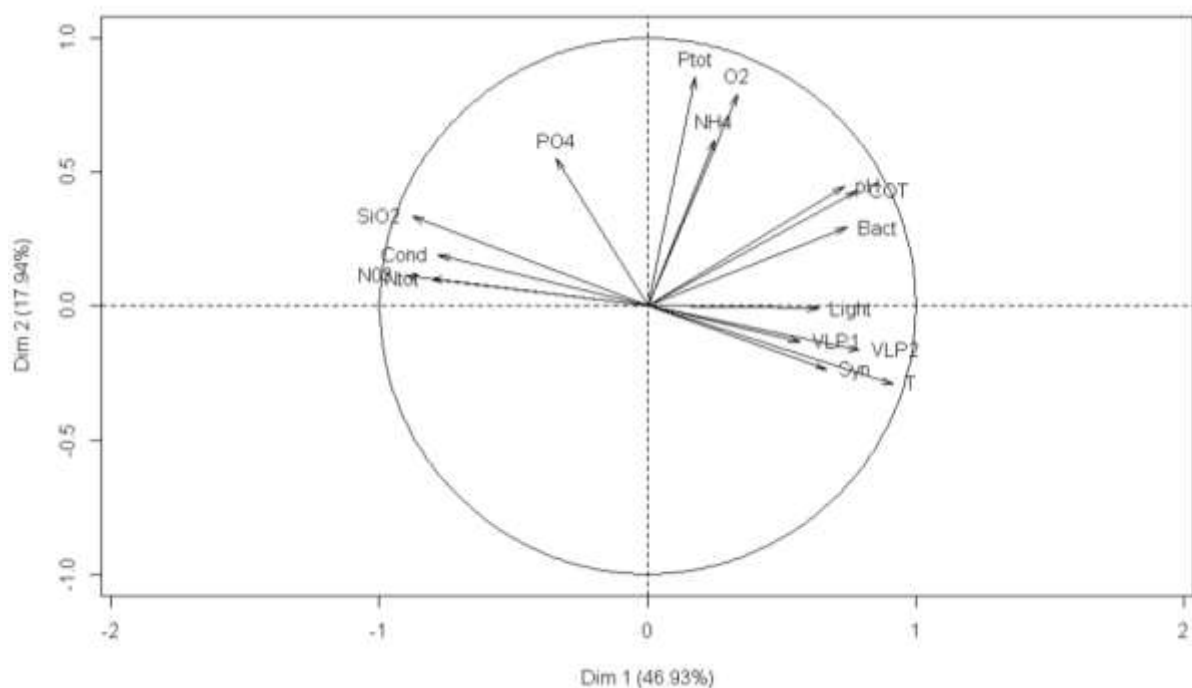


Figure 3a ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2012

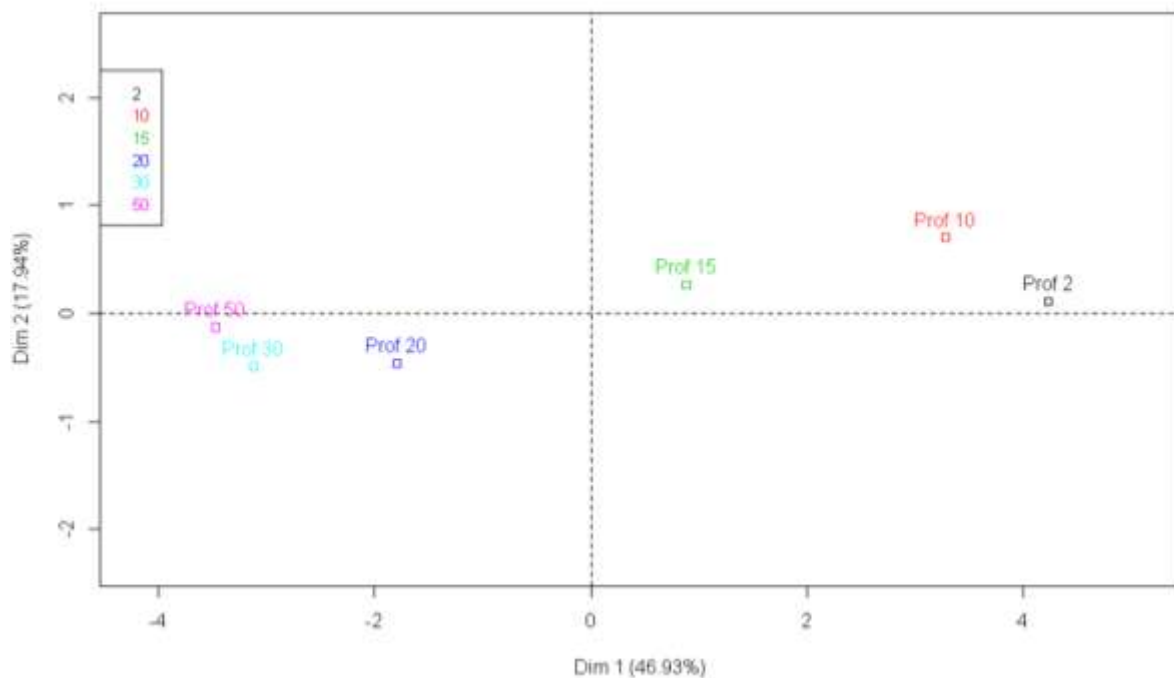


Figure 3b Représentation de la profondeur comme facteur explicatif des résultats de l'ACP dans le lac du Bourget en 2012

Si l'on s'intéresse spécifiquement aux picocyanobactéries (Syn), on constate que la dynamique de ce compartiment est fortement relié 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). L'analyse suivante (voir plus loin) nous permet de penser que c'est surtout la seconde hypothèse qui est probante, les virus lysant sûrement majoritairement les bactéries ou d'autres groupes planctoniques qui libèrent de la matière organique que certaines bactéries peuvent reminéraliser et remettre à disposition (Weinbauer et al. 2011, Shelford et al. 2012). 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 révèlent 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 les picocyanobactéries, le lien entre picocyanobactéries et température de l'eau se perd un peu pendant les mois d'été tout comme en 2010 (non montré), suggérant ici qu'un autre contrôle intervient, tel que la concentration en nutriments inorganiques, qui, pendant l'été, sont en effet particulièrement pauvres voir indétectables.

Sur cette première analyse dont la variance totale expliquée est élevée (~65%), il est important de noter que plusieurs compartiments clefs n'apparaissent pas. Il s'agit du zooplancton unicellulaire (flagellés, ciliés) et métazoaires (rotifères, copépodes, calanides, cladocères) que l'on sait pouvoir avoir des liens

trophiques étroits avec les picocyanobactéries (Jacquet et al. 2010). Malheureusement, nous n'avons aucune donnée portant sur les flagellés, ciliés et rotifères en 2012 mais l'analyse qui suit tient compte, entre autre, du compartiment zooplanctonique métazoaire herbivore (Figure 4). Dans le cadre de cette seconde analyse, les données ont été « transformées » de manière à considérer une valeur intégrée le long de la colonne d'eau. Bien qu'imparfaite car basée sur des valeurs moyennées, elle permet de tenir compte de compartiments susceptibles d'être importants dans la dynamique des picocyanobactéries, le zooplancton cité précédemment et des virus cyanophages notés CPS12 et CPS45 (Zhong et Jacquet soumis).

La Figure 4a ci-dessous nous renseigne sur le fait que le zooplancton herbivore ne semble avoir aucun lien avec les picocyanobactéries (à l'échelle de l'année) alors que les différents groupes herbivores montrent une co-évolution claire avec la chlorophylle a, attribuable à l'ensemble du phytoplancton. L'analyse détaillée du lien entre phytoplancton et zooplancton est proposée dans le chapitre portant sur le zooplancton. Par contraste, même si les relations semblent faibles, il est clair que les cyanophages semblent jouer un rôle dans la dynamique des picocyanobactéries qui restent malgré tout majoritairement influencées par la température. Le rôle réel mais faible des virus analysés est sûrement lié à la succession de périodes de lyse et de non lyse, notamment en lien avec l'existence de phénomènes de résistance mises en place par les picocyanobactéries face à l'attaque virale (Waterbury & Valois 1993, Lennon et al. 2007), un phénomène que nous avons déjà mis en évidence sur les lacs péri-alpins (Personnic et al. 2009). Cette seconde analyse confirme l'effet prépondérant de l'environnement physique (température, lumière) et peut être observé sur la représentation issue de l'analyse par clustering ou regroupement qui révèle que la saisonnalité des données est en effet bien marquée dans le lac du Bourget, chaque quadrant de la figure ci-dessous (Figure 4b) étant en effet presque exclusivement caractéristique d'une saison (points 1 à 3 : hiver ; 4 à 7 : début de printemps ; 8 à 18 : fin de printemps - été ; 19 à 21 : automne).

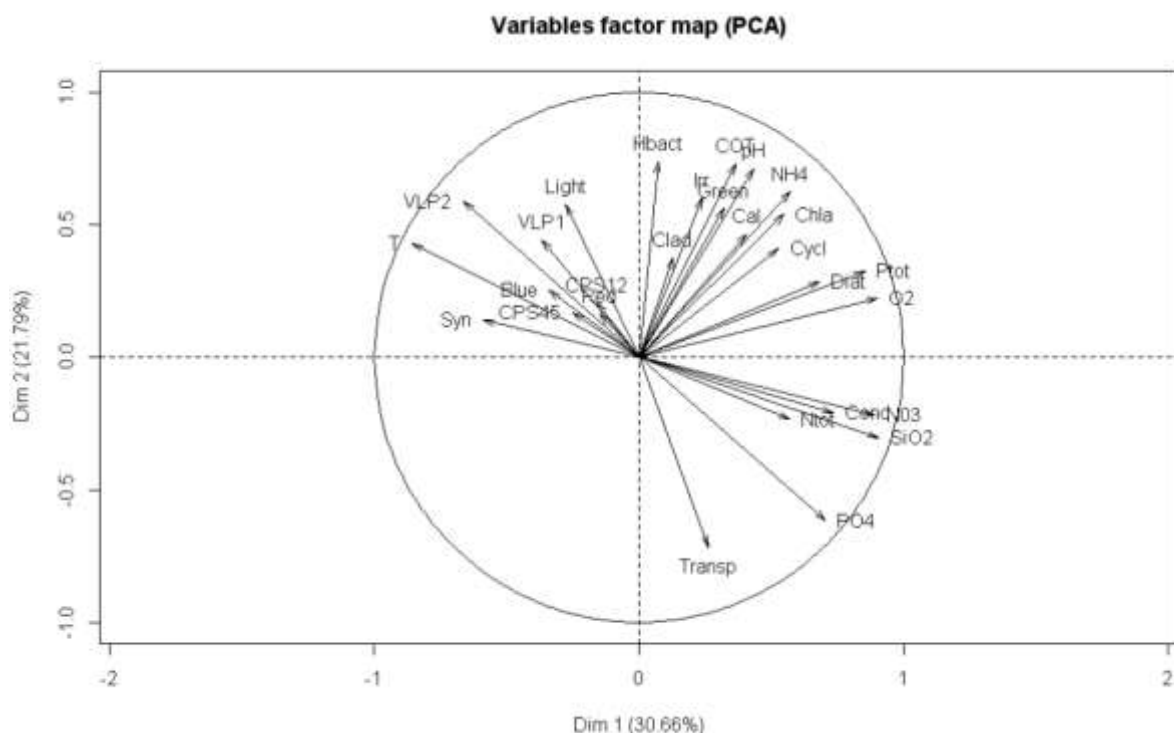


Figure 4a ACP réalisée pour la strate 0-20m prenant en compte les différents paramètres biologiques et physico-chimiques dans le lac du Bourget en 2012

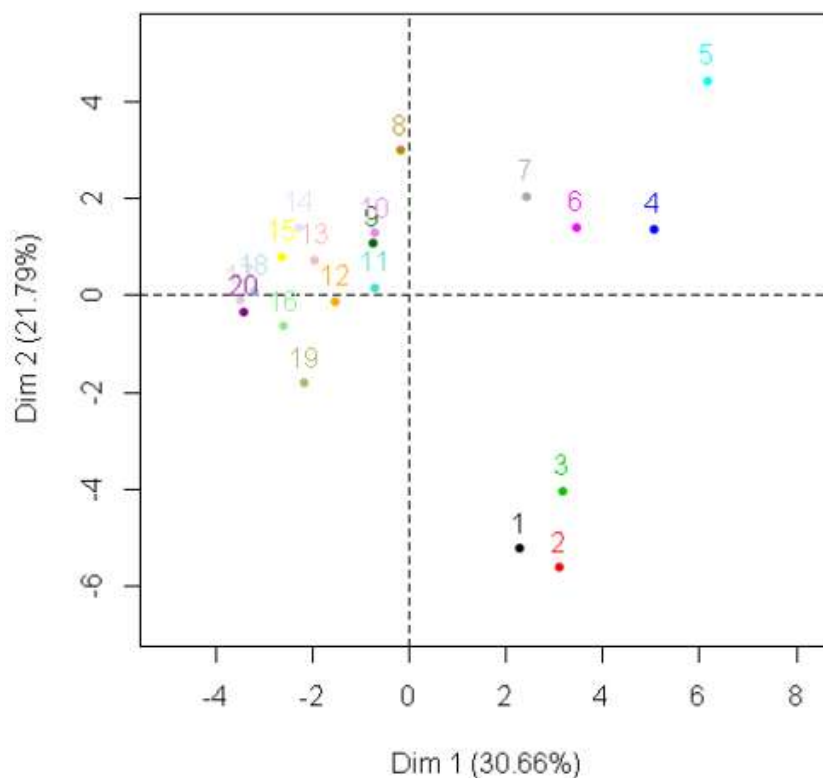


Figure 4b Clustering des données principales du lac du Bourget en 2012

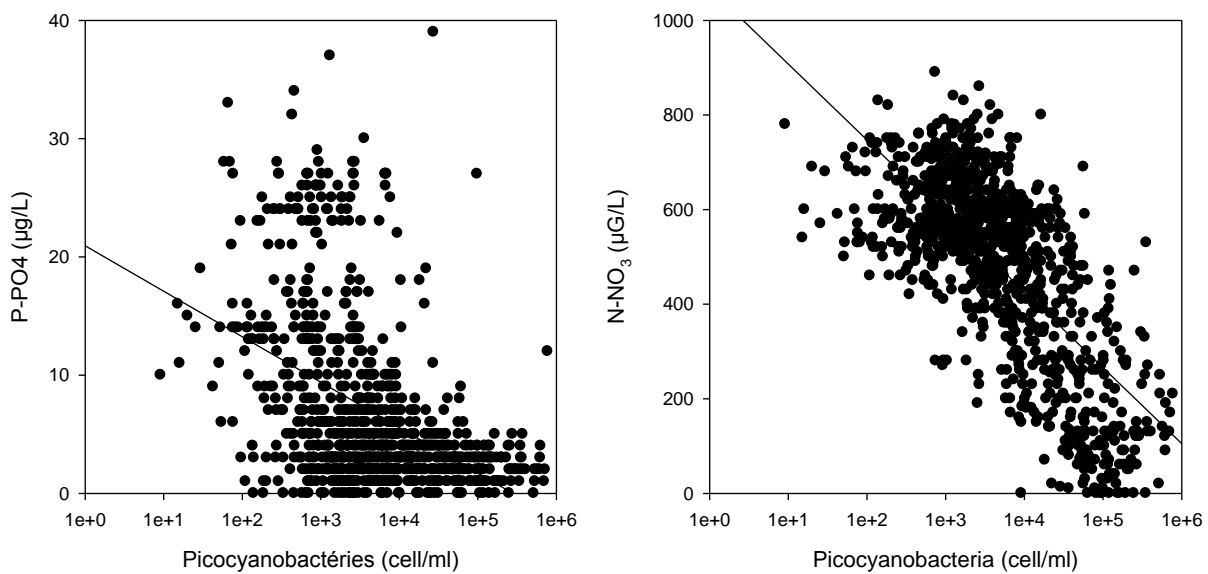
II.4. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne de 2003 à 2012

La Figure 5 ci-dessous illustre la dynamique de la communauté pendant les 10 dernières années 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. On observe néanmoins des fluctuations faibles d'année en année mais comme le tableau I l'a révélé au travers de l'évolution des abondances moyennes ou maximales, aucune tendance ne semble encore pouvoir être dessinée sur le long terme.

Figure 5 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2012 inclus

Une analyse plus fine a toutefois 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 2011 inclus toutes données confondues. En considérant l'ensemble des données, soit un total de 1027 analyses, des corrélations négatives faible avec P-PO₄ ($r=-0,45$, $n=1027$, $p<0,01$) mais importante avec N-NO₃ ($r=-0,70$, $n=1027$,

$p < 0,01$) ont été trouvées révélant l'existence d'une relation particulière avec ces nutriments alors qu'aucune relation ne semble évidente pour la ressource N-NH₄ (Fig 6). Ces résultats révèlent typiquement que cette communauté ou les espèces au sein de cette communauté utilisent différemment la ressource azotée. Il est connu que le phytoplancton a généralement une préférence pour l'ammonium plutôt que les nitrates en raison d'un coût métabolique élevé à réduire la forme oxydée de l'azote. Toutefois, chez *Synechococcus*, cette tendance n'est pas toujours vraie et les picocyanobactéries peuvent effectivement utiliser toutes les formes d'azote de manière à peu près équivalente pour aboutir *in fine* à des taux de croissance comparables. Cette capacité est toutefois variable et peut dépendre d'autres facteurs environnementaux comme la lumière. Même si notre analyse est grossière, elle révèle clairement que l'utilisation par les picocyanobactéries de NO₃ et NH₄ semble différente dans le lac du Bourget. Il est possible que la ressource NO₃ ne soit pas du tout utilisée par les picocyanobactéries si l'on considère que la relation avec SiO₂ (voir la Figure 3) qui est exactement la même, révèle en effet que les picocyanobactéries n'ont pas besoin de cette ressource. Allant dans le même sens, une relation positive (co-variation) révèle généralement un lien entre variables, une dépendance d'une variable vis-à-vis de l'autre, ce qui ne semble pas le cas ici, aussi bien pour PO₄ que NO₃. Clairement, des expériences en laboratoire seraient nécessaires pour résoudre ce type de questions. De la même manière que pour l'azote, on sait aujourd'hui qu'il existe des différences taxonomiques dans la prise, la conservation et l'utilisation du phosphore par les picocyanobactéries, ce qui peut jouer un rôle dans leur distribution relativement ubiquiste (avec la co-existence ou au contraire la séparation de plusieurs taxons dans la couche euphotique) mais aussi sur leur diversité au sein des écosystèmes (Mazard et al. 2012).



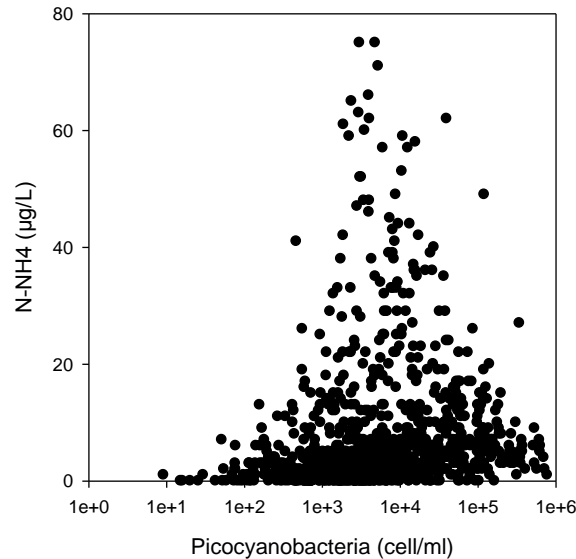


Figure 6 Relations entre les picocyanobactéries et trois nutriments (PO_4 , NO_3 , NH_4) toutes profondeurs confondues de 2003 à 2012 inclus

Synechococcus spp peuvent croître sur différentes sources d'azote, typiquement NO_3^- , NO_2^- . Il a toutefois été rapporté pour le milieu marin qu'une souche n'était capable que d'utiliser NH_4^+ et donc ne poussait pas dans un milieu avec NO_3^- (Moore et al. 2002) ce qui est assez rare au sein du phytoplancton (si on exclue *Prochlorococcus* pour qui cela semble être la règle). En eau douce, il a également été rapporté par Miller & Castenholz (2001) l'existence d'une souche de *Synechococcus* incapable de croître à partir d'une source en nitrates mais capable de croître à partir d'ammonium, d'urée ou de glutamate.

Il semble donc que les souches de *Synechococcus* utilisent en général de l'azote sous forme nitrate et nitreux. La relation négative entre ces deux variables dans notre cas ne suggère pas comme c'est le cas pour SiO_2 que cette communauté n'utilise pas NO_3^- mais comme pour PO_4^- l'utilise très faiblement ou à partir d'autres sources (produits de lyse, etc..).

Dans notre cas, plusieurs espèces constituent la communauté des picocyanobactéries et il est possible qu'une séparation se fasse le long de la colonne d'eau en réponse à la lumière mais également de la disponibilité des ressources dont l'azote qui sous ses différentes formes pourrait être ou pas utilisée. La courbe en cloche obtenue entre *Synechococcus* et l'ammonium suggère l'absence de relation évidente entre ces deux facteurs mais il est fort probable que cette relation traduise en fait une certaine variabilité dans l'utilisation de l'ammonium qui pourrait être souche dépendante, période de l'année dépendante, etc...

III. Comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget et bio-indication

La cytométrie en flux est utilisée pour observer et compter les virus libres, procaryotes hétérotrophes (majoritairement les bactéries) et le petit phytoplancton (picocyanobactéries surtout et quelques nanoeucaryotes). Dans la gamme de taille picoplanctonique, c'est-à-dire entre 0,2 et 2 μm , les picocyanobactéries dominent très largement en terme d'abondance et leur taille à partir de nombreux isolements en culture a effectivement été mesurée aux alentours de 1,5 μm en moyenne (Jacquet non publié).

Depuis 2004 inclus, les abondances picocyanobactériennes ont été obtenues aux profondeurs suivantes (2, 10, 15, 20, 30 et 50 m) dans le lac du Bourget. En 2012, la mesure de leur concentration a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton. Les années précédant 2012, aucune mesure n'a été obtenue sur échantillon intégré mais une très bonne corrélation ($r=0,99$, $n=21$) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne des abondances à 2, 10, 15 et 20 m (Fig. 7) en 2012 suggérant que cette valeur moyenne puisse être utilisée pour les années 2004 à 2012 (Jacquet non publié).

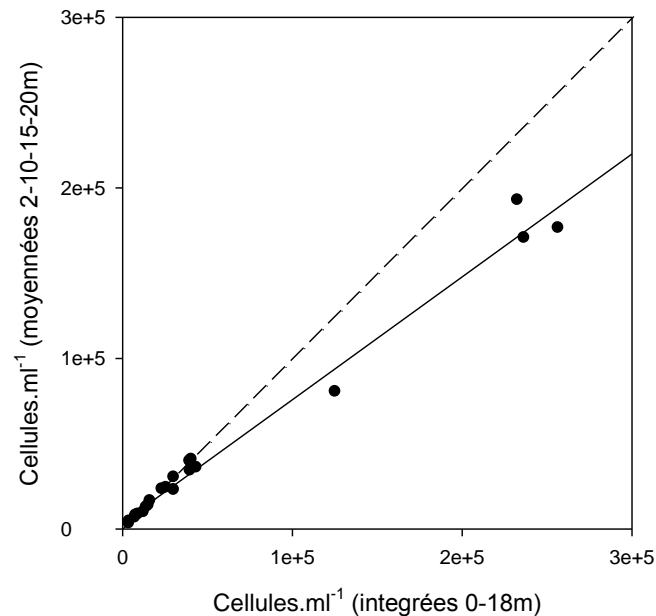


Fig 7 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour l'année 2012

Pour la première fois, il est donc proposé au sein de ce rapport 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) 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. Les concentrations annuelles moyennées des picocyanobactéries sur la zone 2-20 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules/mL. Ces fortes valeurs sont toujours enregistrées sur la période printemps-été, les concentrations maximales étant généralement observées en juillet-aout. Une distribution annuelle bimodale est souvent observée, ce qui semble typique des lacs tempérés de statut oligotrophe à mésotrophe (Callieri 2010).

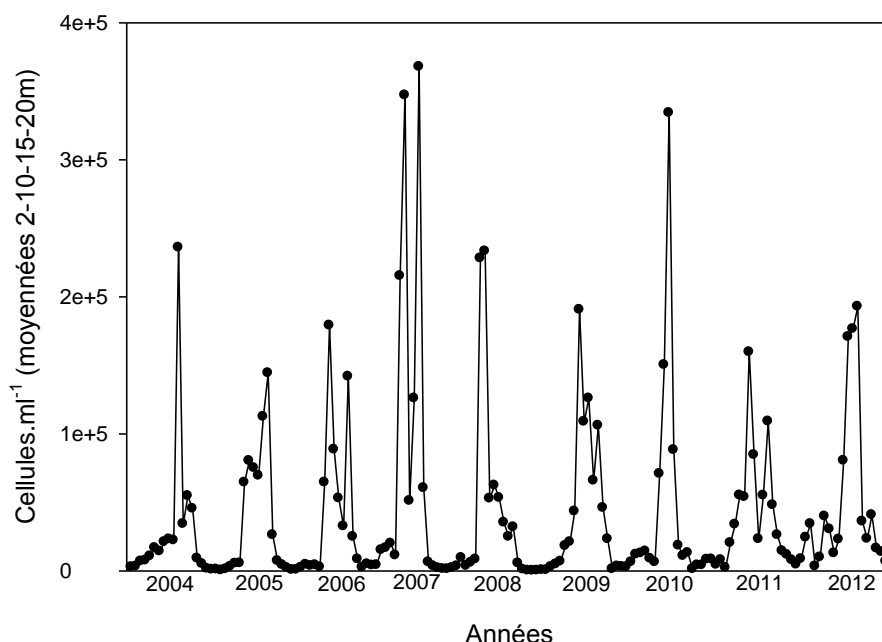


Fig 8 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2004 et 2012

Sur la période 2004 à 2012, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté donc ici par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 6,2% (en 2012) 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. L'évolution de cette gamme de taille planctonique est particulièrement marquée après 2009 puisque la proportion a été multipliée par 3 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant être directement associée à la disparition de *P. rubescens*).

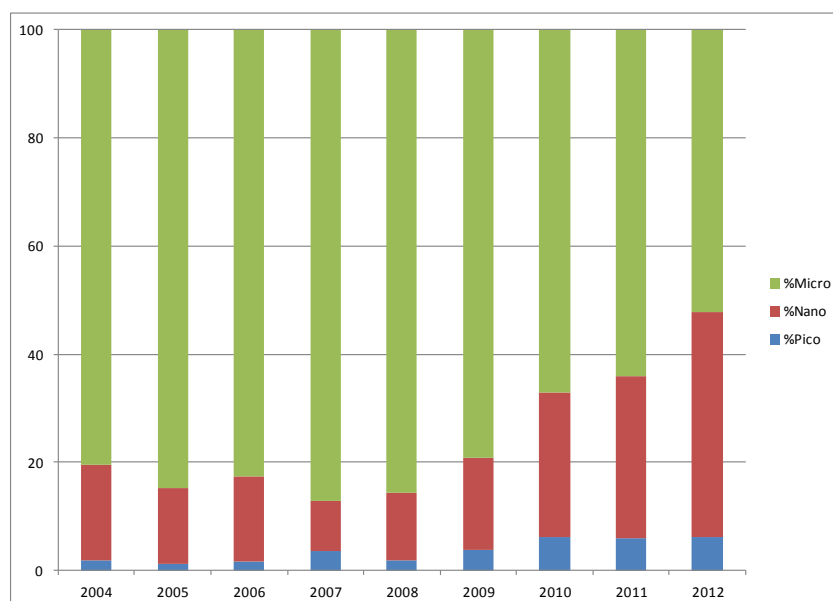


Fig 9 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

L'intérêt d'étudier les picocyanobactéries et le picophytoplancton en général est multiple. En effet, la communauté picophytoplanctonique, particulièrement les picocyanobactéries, peut être responsable de jusqu'à 70% de la productivité primaire (Stockner et al. 2000, Bell & Kalff 2001, Wilhelm et al. 2006, Callieri 2008) et peut être une source de carbone plus importante que les bactéries hétérotrophes pour les maillons trophiques supérieurs (Weisse 1993, Callieri 2008). Nous avons d'ailleurs montré que la production relative du picophytoplancton (par rapport à l'ensemble du phytoplancton) peut effectivement être très importante à certaines périodes de l'année et à certaines profondeurs au sein du Léman (Parvathi et al. soumis).

Au-delà de leur rôle dans le fonctionnement planctonique des lacs, les picocyanobactéries semblent de plus 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 (voir ci-dessous la comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget). Les formes coloniales semblent être prépondérantes dans les milieux oligotrophes (e.g. Annecy) comparativement aux milieux mésotrophes (e.g. Bourget et Léman, Cellamare & Jacquet, non publié). La température, qualité de la lumière, l'impact du broutage zooplanctonique et la lyse virale étant également paramètres clefs pour la croissance, la distribution et la diversité des picocyanobactéries (Zhong et al. soumis), l'importance de ces facteurs devrait aussi être considérée pour mieux comprendre le succès observable ou attendu des picocyanobactéries (et lesquelles) dans nos lacs. Par exemple, 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 avec le lac d'Annecy permet de corroborer en partie l'hypothèse d'augmentation de la proportion du pico(phyto)plancton avec l'appauvrissement en nutriments. En effet, dans le lac du Bourget, depuis 2009, la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* qui faisait des efflorescences a disparu et les formes pico- et nanophytoplanctonique surtout sont devenues de plus en plus importantes. On peut constater l'importance quantitative du picophytoplancton au lac d'Annecy, oligotrophe depuis très longtemps.

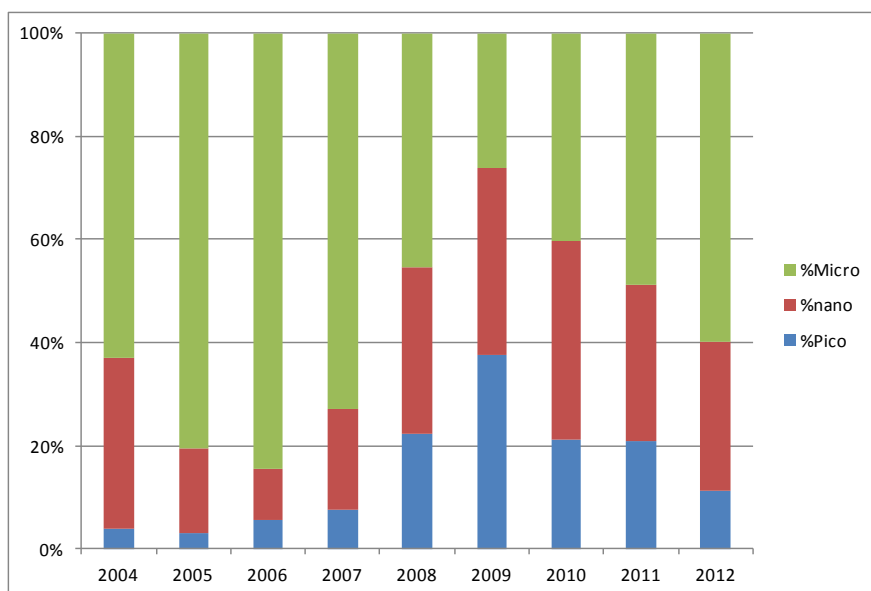
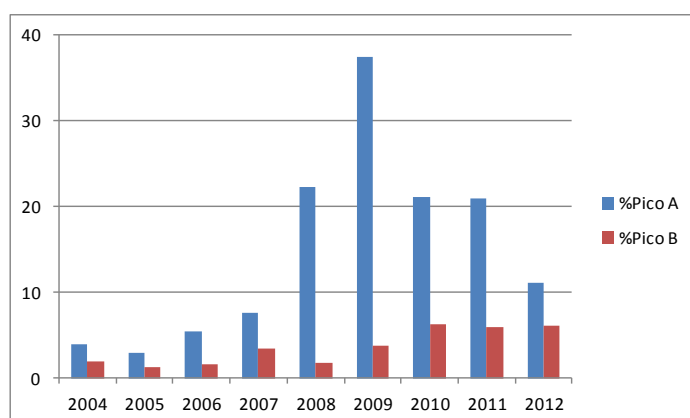


Fig 10 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac d'Annecy depuis 2004

La comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget est également proposée Figure 11 ci-dessous, par gamme de taille, permettant d'observer que :

- la biomasse picophytoplanctonique reste plus importante à Annecy qu'au Bourget mais que cette différence tend à se réduire depuis 2008/2009 ;
- la proportion du nanophytoplancton augmente depuis 2007 au lac du Bourget alors qu'il ne semble pas y avoir d'évolution claire au lac d'Annecy pour cette gamme de taille ;
- la proportion du microphytoplancton tend à augmenter ces dernières années au lac d'Annecy, suivant une dynamique inverse à celle du lac du Bourget.



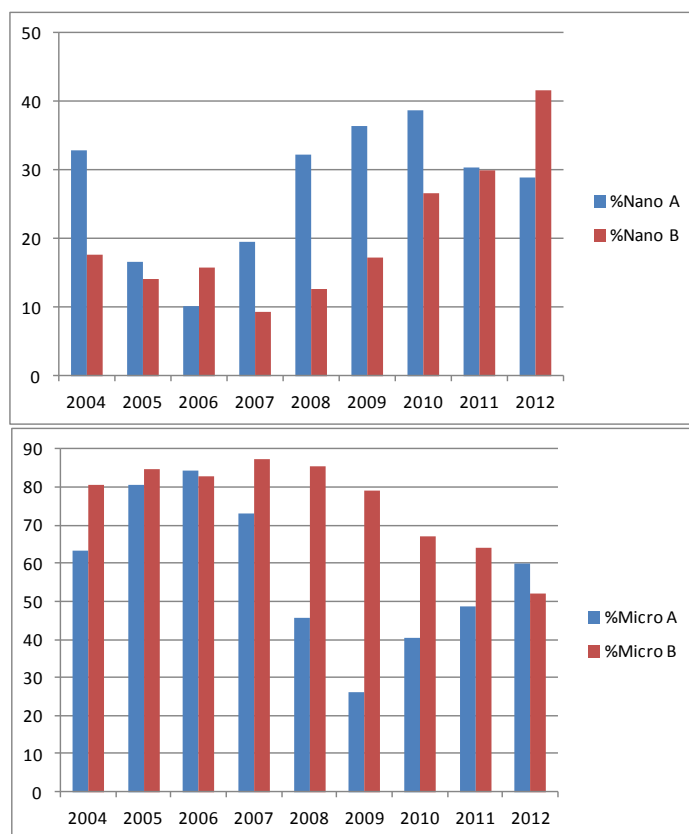


Fig 11 Comparaison de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans les lacs d'Annecy et du Bourget depuis 2004

Posé de manière différente, il est donc attendu que la proportion du picophytoplancton devienne de plus en plus importante avec la baisse des concentrations en nutriments alors que la tendance devrait être inverse pour le microphytoplancton. C'est en effet ce qui est observé au lac du Bourget comme en atteste la Figure 6 ci-dessous où les concentrations moyennes annuelles du Phosphore total ou des phosphates ont été confrontées aux proportions (toujours en biomasse) pico- et microphytoplanctoniques. Une relation négative significative est effectivement trouvée entre picocyanobactéries et concentrations en Ptot ($r=0,83$) ou P-PO₄ ($r=0,67$) alors que c'est l'inverse pour les formes phytoplanctoniques de grande taille ($r=0,7$ et $0,5$).

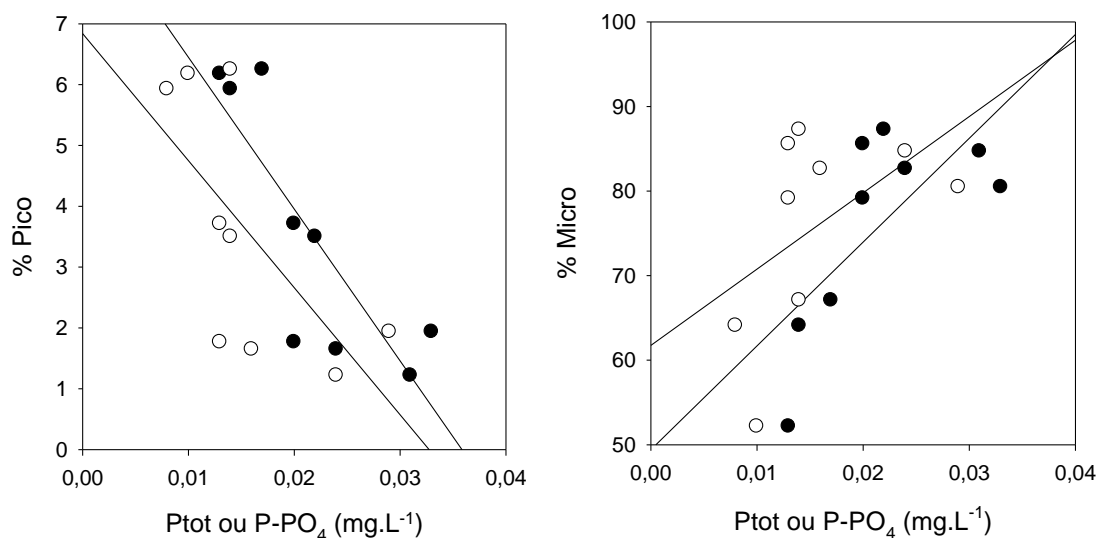


Fig 11 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO₄

Pour terminer sur la comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget, la Figure 12 ci-dessous révèle les différences moyennes d'abondances par année et par saison. On peut constater, à l'exception des automnes 2005 et 2007, les abondances picocyanobactériennes sont toujours plus élevées au lac d'Annecy qu'au lac du Bourget quelque soit la saison.

L'ensemble des données portant sur le compartiment picoplanctonique et la comparaison entre les lacs du Bourget (oligo-mésotrophe) et d'Annecy (oligotrophe) suggèrent :

- l'importance quantitative des picocyanobactéries ;
- l'existence d'un lien entre degré d'oligotrophie (telle que révélée par les concentrations en P) et l'importance de ce compartiment en terme de biomasse (comparativement au compartiment microphytoplanctonique)
- les picocyanobactéries constituent sans nul doute un bio-indicateur du statut trophique des lacs péri-alpins

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 (soumis) a 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 P, mais corrélé avec le réchauffement. Ces relations étaient marquées en été.

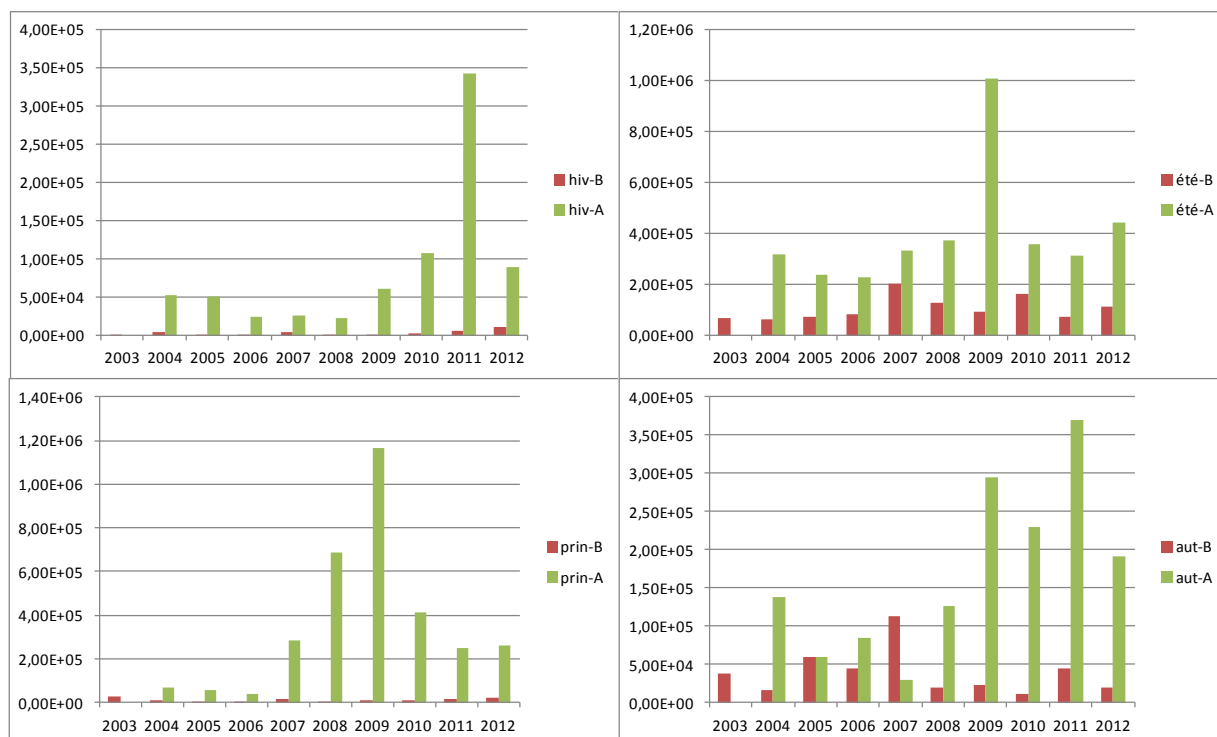


Fig 12 Evolutions saisonnières des concentrations picocyanobactériennes au sein des lacs d'Annecy et du Bourget sur la strate 0-20 m

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. 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, les données du suivi global de la communauté zooplanctonique du lac du Bourget sont présentées pour l'année 2012. Les deux premières parties traitent des dynamiques saisonnières, observées au cours de l'année 2012, 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 2004-2012.

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 cyclopoïdes et des calanoïdes.

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*). *B. coregoni*, *M. leuckarti*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés depuis 2010. Les autres espèces sont observées régulièrement au cours de l'année, et d'une année sur l'autre.

Classiquement bimodale les années précédentes (2010-2011), la dynamique des trois familles crustacéennes en 2012 est caractérisée par des pics d'abondance très nets au printemps, des abondances estivales faibles mais des maxima automnaux peu ou pas marqués. La reprise printanière de croissance des copépodes est précoce et débute dès le milieu du mois de mars pour les deux familles de copépodes. Elle correspond au pic d'abondance précoce du flagellé autotrophe *Rhodomonas minuta*. La reprise printanière des cladocères est plus tardive (mi-mai) et synchronisée avec l'apparition, dans la communauté phytoplantonique, des chlorophycées (*Scenedesmus acutus*) et des diatomées (*Stephanodiscus alpinus*). Les trois familles crustacéennes toutefois un pic synchronisé d'abondance avec un pic printanier centré au 29 mai (Figure 1). L'abondance maximale de branchiopodes observée au printemps 2012 correspond à 880 000 ind.m⁻² tandis que celle des cyclopoïdes est proche de 600 000 ind.m⁻², des valeurs relativement élevées sur la série 2004-2011. Les maxima printaniers d'abondance zooplanctonique correspondent aux minima phytoplantoniques, et placent ainsi la phase des eaux claires au Lac du Bourget à la fin du mois de mai 2012.

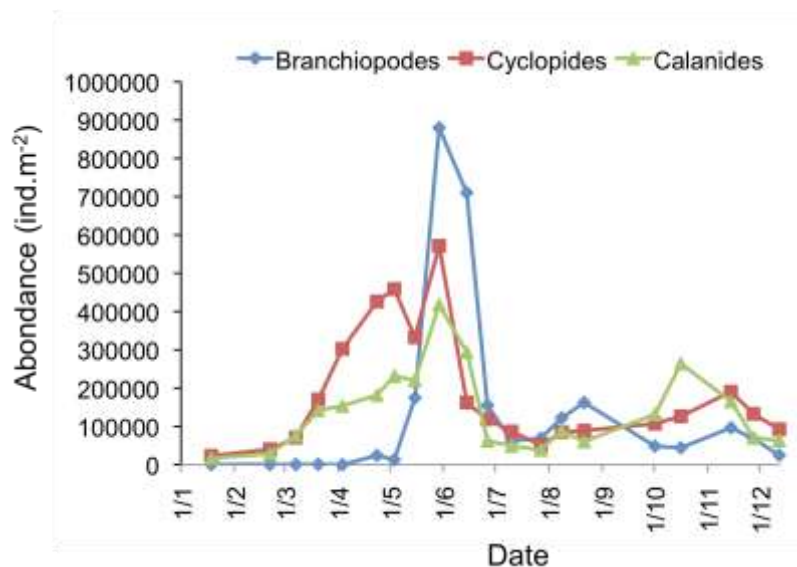


Figure 1 Evolution saisonnière des classes de microcrustacés zooplanctoniques en 2012

L'abondance des microcrustacés diminue rapidement en fin de printemps pour atteindre des valeurs <100 000 ind.m⁻² en été pour chacun des taxons. Les branchiopodes montrent un second et relativement faible pic d'abondance en fin d'été (160 000 ind.m⁻² le 21/8) tandis que les abondances de copépodes calanides culminent à 300 000 ind.m⁻² en octobre. Le pic automnal des cyclopoïdes est plus tardif (mi-novembre), et moins marqué que les années précédentes (2010-2011) avec 190 000 ind.m⁻². Le pic automnal des copépodes correspond à une phase de reprise de croissance diatomique.

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 2012 résultent de la dynamique des deux espèces largement dominantes, *D. longispina* et *D. brachyurum* (Figure 2), selon un schéma de succession assez constant depuis 2004.

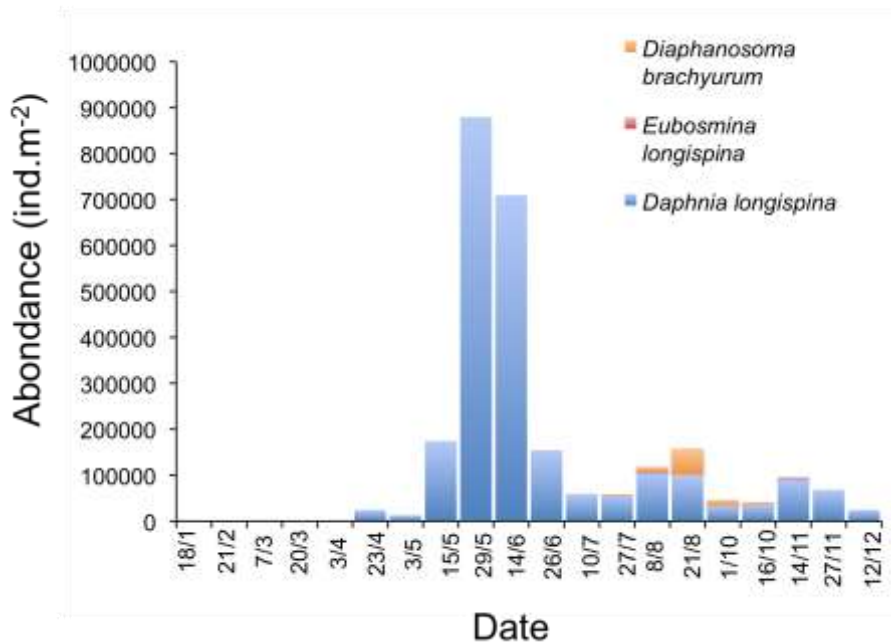


Figure 2 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2012

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 2012, comme en 2010 et 2011, le pic d'abondance printanier est exclusivement représenté par *D. longispina*. Les espèces de Bosmines, si elles ont pu constituer le taxon dominant des pics de cladocères printaniers en 2005, 2008 et 2009, ne sont détectées qu'en très faibles abondances depuis 2010. 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*. Toutefois, le pic estival peu marqué de 2012 résulte des effectifs relativement faibles de *D. brachyurum*, alors que cette espèce était très largement dominante dans les communautés estivales et automnales de cladocères lors des années précédentes.

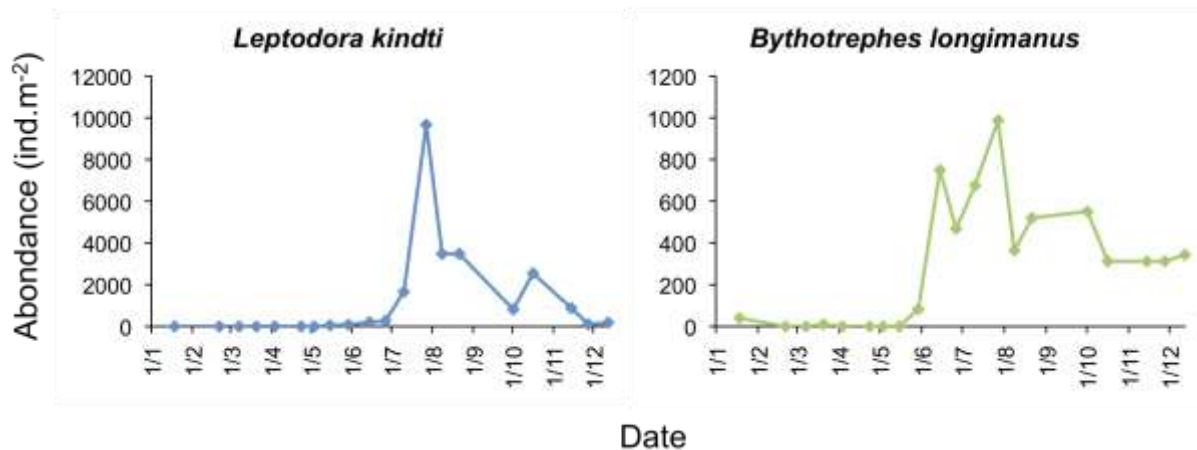


Figure 3 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs (a) *Leptodora kindti* et (b) *Bythotrephes longimanus* au Lac du Bourget en 2012

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus* sont environ 30 fois plus faibles que celles des cladocères herbivores, mais en raison de leur grande taille, ces espèces représentent des biomasses non négligeables (Figure 3). Par ailleurs, elles jouent un rôle important dans la dynamique des autres espèces car elles exercent une prédation forte sur les petites formes crustacéennes (Manca & Comoli 1995).

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 (Figure 3), lorsque leurs proies sont abondantes (Anneville et al. 2004). Le pic d'abondance de *L. kindti* a lieu début août, avec des effectifs de 10 000 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 dès début août (1000 ind.m⁻²), mais se maintiennent à des abondances élevées pendant tout le second semestre.

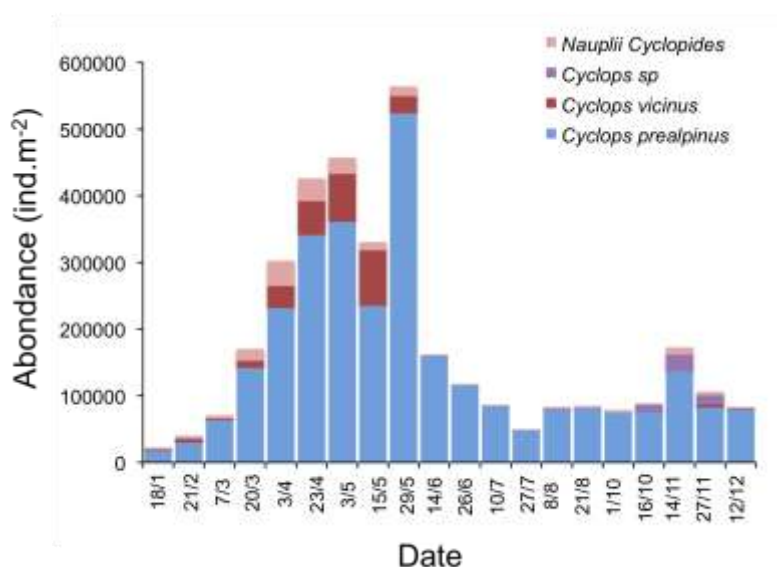


Figure 4 Evolution saisonnière de la composition des copépodes cyclopoïdes en 2012

Même si la saisonnalité des cyclopidés est moins marquée en 2012 qu'au cours des deux années précédentes, elle en suit le schéma général (Figure 4) avec un pic printanier 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 (Figure 2).

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 2012, les larves ont été observées lors de deux prélèvements (fin juillet et fin août) à des abondances respectives de 400 et 12 000 ind. m⁻².

* Rotifères

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

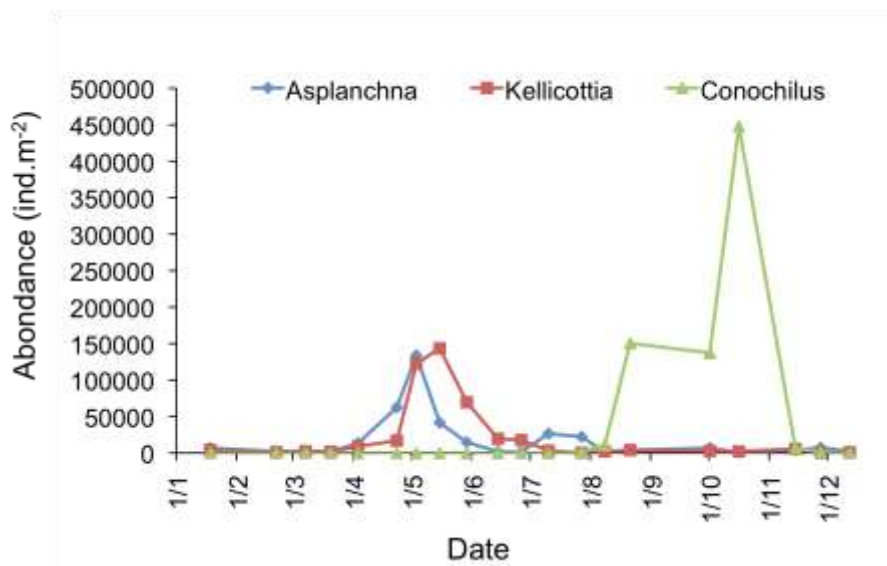


Figure 5 Evolution saisonnière des abondances de rotifères en 2012

En 2012 comme en 2007-2011, 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. Comme au cours des années précédentes, *Asplanchna priodonta* montre, en 2012, un pic de printemps (150 000 ind.m⁻²) mais cette année, aucun pic automnale n'a été détecté. Comme au cours des années précédentes, la dynamique de *Kellicottia longispina* est celle d'une espèce printanière. *Conochilus unicornis*, qui les années précédentes montrait une dynamique typique d'une espèce estivale, voit en 2012 ses effectifs culminer à un maximum tardif, mi-octobre

IV. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2012

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen est relativement élevée en 2012 (~400 000 ind.m⁻²) même si l'abondance annuelle moyenne fluctue assez peu depuis 2004 (Figure 6). A titre de comparaison, les abondances moyennes annuelles de crustacées dans le Lac d'Annecy oscillent entre 200 et 400 000 ind.m⁻² entre 1995 et 2012, sans tendance temporelle nette. Si l'abondance annuelle moyenne des crustacées dans le lac du Bourget fluctue assez peu depuis 2004, la composition des communautés subit des modifications claires depuis 2009. Ces tendances annuelles remarquables concernent l'augmentation des effectifs moyens annuels de Cyclopoïdes et surtout des Daphnies depuis 2009 ainsi que la décroissance de l'abondance moyenne du calanoïde *E. gracilis* depuis 2004.

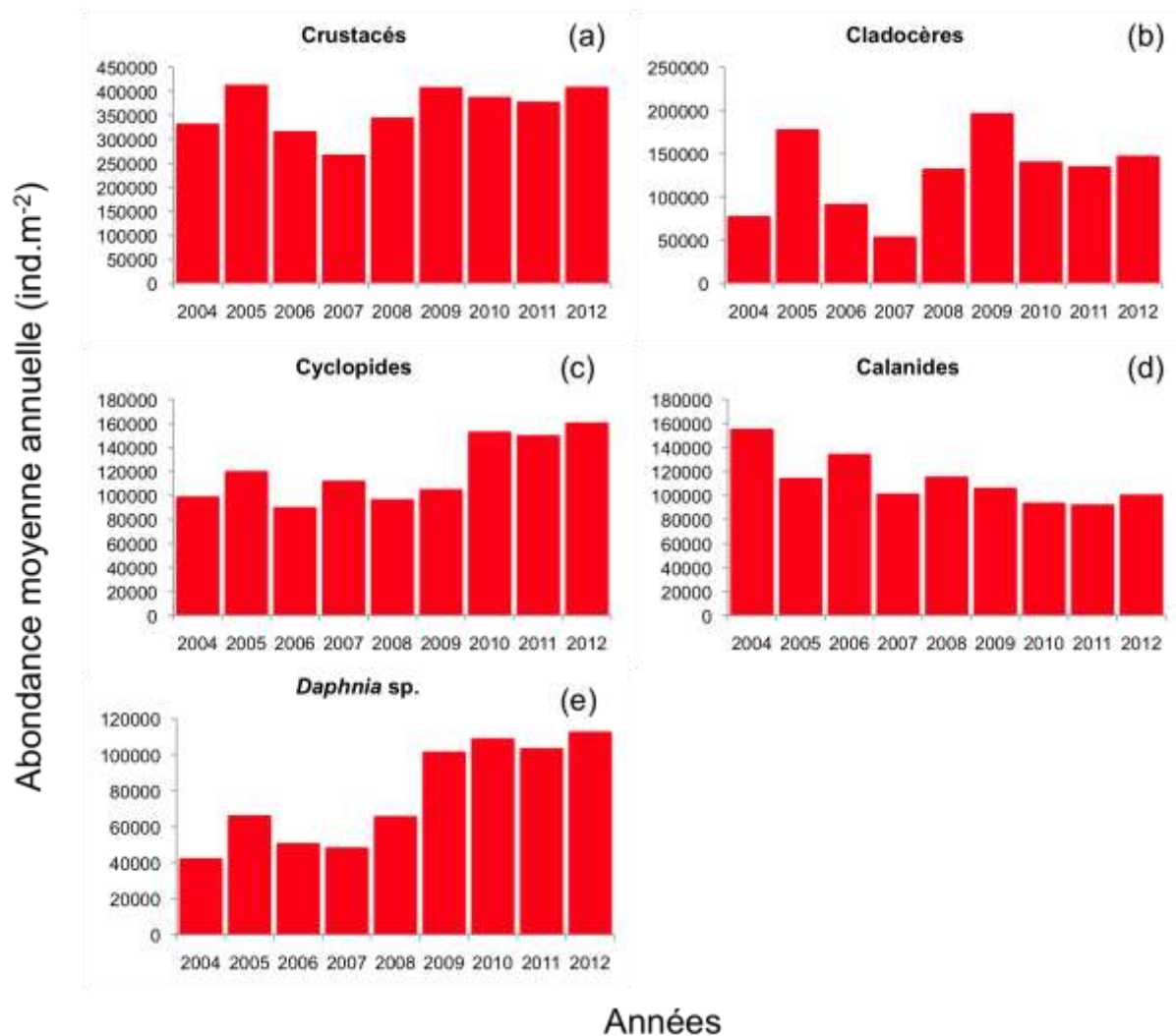


Figure 6 Abondances moyennes annuelles (a) des crustacés totaux, (b) des Cladocères, (c) des Cyclopoïdes et (d) des Calanoïdes et (e) des Daphnies du lac du Bourget entre 2004 et 2012

Comme mentionné au cours du rapport précédent, l'augmentation d'abondance des Daphnies et des cyclopoïdes semble reliée à la diminution de la biomasse annuelle de cyanobactéries, et en particulier de *P. rubescens* (la biomasse des autres classes algales n'ayant elles mêmes pas augmenté). Des résultats récents issus d'une étude menée en 2009 confirment que la biomasse de *P. rubescens* lors d'épisodes de blooms même modérés dans le lac du Bourget, n'est transférée qu'avec très peu d'efficacité dans le réseau trophique pélagique. Ces résultats montrent d'autre part que ce transfert trophique de la biomasse de *P. rubescens* s'opère essentiellement via le zooplancton de petite taille, et non pas par les Daphnies ni les cyclopoïdes (Perga et al. 2013). La corrélation négative entre effectifs des Daphnies et cyclopoïdes et biomasse de *P. rubescens* traduit un contrôle ascendant de la qualité nutritionnelle phytoplanctonique sur la croissance et le développement de la population de ces taxons zooplanctoniques. *P. rubescens*, même si elle peut être ingérée, est dépourvu d'éléments nutritionnels essentiels à la croissance des brouteurs.

La diminution de l'abondance absolue et relative des calanides *Eudiaptomus gracilis* depuis 2010, et ce en dépit de l'amélioration de la qualité de l'eau du lac du Bourget, est plus surprenante, puisque ce taxon est souvent considéré comme un marqueur de ré-oligotrophisation. Une tendance similaire est actuellement

observée pour l'espèce de calanide présente au Lac d'Annecy (*Mixodiaptomus laciniatus*). L'analyse de la dynamique fine des calanides sur la série 2004-2012 tend à souligner que cette tendance à la diminution des calanides résulte essentiellement de la diminution de leurs effectifs en période de brassage des eaux. Si la longueur de la série de données reste encore trop limitée pour tenter une exploration statistique interannuelle des relations entre abondance des calanides et biomasses algales, la décroissance des effectifs des calanides semble correspondre à la raréfaction des cryptophycées, classe algale plus typique des saisons froides, 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 en période hivernale, pour cette espèce crustacéenne particulièrement exigeante et sélective.

Enfin, les Bosmines montrent aussi de fortes variations d'abondances interannuelles depuis 2004, mais indépendantes de la disparition de *P.rubescens*. Comme précisé dans le rapport 2009 (Jacquet et al, 2010), les fluctuations interannuelles de l'abondance des Bosmines est essentiellement de fait de leurs effectifs printaniers. Ces fluctuations interannuelles n'ont pu être reliées à aucune variable phytoplanctonique (Jacquet et al. 2011). Les pics d'abondances des bosmines des années 2005-2008-2009 se sont d'autre part produits avant les phases de prédation intense par les juvéniles de poissons. Il est par conséquent peu probable qu'ils aient été régis par un puissant contrôle descendant via la prédation. Les fluctuations interannuelles d'abondance des Bosmines pourraient donc être plus vraisemblablement la conséquence de processus physiologique direct, et notamment d'un réchauffement printanier plus précoce de la colonne d'eau en 2005-2008 et 2009, leur développement physiologique plus rapide leur conférant un avantage compétitif sur les Daphnies

V. Conclusion

En 2012, la dynamique des crustacés zooplanctoniques montre une dynamique saisonnière relativement typique des lacs oligo-mésotrophes. Les modifications profondes de la communauté phytoplanctonique depuis 2009, marquées par la quasi-disparition d'efflorescences de la cyanobactérie filamenteuse *P. rubescens*, se sont répercutées à l'échelle du compartiment crustacéen. L'amélioration de la qualité nutritionnelle phytoplanctonique en été depuis 2009 a conduit à l'augmentation des effectifs des taxons dominants (les Daphnies et les copépodes cyclopidés). La diminution des effectifs de calanides, continue depuis 2009, pourra être la conséquence de la réduction des biomasses d'algues de bonne qualité nutritionnelle pour cette espèce en période froide.

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

En 2012, 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 2012 ont pu être comparées à des campagnes réalisées de façon analogue en 2005, 2010 et 2011. Les principaux résultats sont *i)* la confirmation du retour du lavaret (*Coregonus lavaretus L.*), poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, *ii)* un état a priori stable des autres composantes piscicoles du peuplement, *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, comme par exemple l'augmentation de la population de perches en 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 et les mettre en relation avec l'état écologique du lac. Ainsi il sera possible de prendre en compte le poisson avec 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 décrira les différentes techniques utilisées qui visent chacune des échelles différentes : le peuplement, par l'hydroacoustique, les populations, à travers les méthodes de pêches utilisant les filets normalisés CEN, l'individu au travers des statistiques de pêches. L'évolution des communautés ichtyaires sera ensuite mesurée à partir des données de pêches 2012 et effectuées selon le même protocole qu'en 2005 (Decelières-Vergés 2008), 2010 et 2011 (Agence de l'eau RMC 2011, Jacquet et al. 2012), de l'utilisation de données hydroacoustiques et halieutiques. Ces données pourront être aussi utilisées pour apporter des éléments de réflexion pour la gestion halieutique, avec des bases fiables et robustes. Appuyés sur un suivi régulier, annuel et standardisé, qui s'inscrit dans la continuité, ces résultats seront ainsi plus informatifs et plus opérationnels que les études ponctuelles, telles que celles réalisées en 1984-85, puis 2004-05, trop soumises à des fluctuations interannuelles parfois importantes.

II. Méthodes utilisées

II.1. Hydroacoustique

Nous ne reviendrons pas dans ce document sur le détail des méthodes acoustiques. L'utilisation de ces techniques dans les milieux aquatiques est maintenant bien développée et acceptée comme une méthode reconnue, en particulier dans les lacs (Guillard et al. 2006, 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 des structures spatiales du peuplement piscicole accessible à ces méthodes, toutes espèces confondues, ainsi que leur répartition en classes de taille. Le protocole employé sur le lac du Bourget est le protocole standard déjà utilisé par l'équipe dans d'autres lacs et retenues, conforme aux travaux en cours de normalisation européenne (CEN 2009) et américaine (Parker-Stetter et al. 2009).

Des parcours de nuit sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible, selon un parcours dit en transects, effectués à environ 8 km.h⁻¹ depuis l'unité de navigation Antarès 6.50 m. Le matériel est constitué d'un sondeur numérique SIMRAD EK 60, fréquence 70 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 11° à -3 dB, fixé à 70 cm en dessous de la surface de l'eau. La longueur d'impulsion du sondeur est de 0.256 ms (Godlewska *et al.*, 2011) et le nombre d'émissions par seconde fixé à 5. Un ordinateur gère et stocke les données, qui sont géo-référencés par un GPS. Les échantillonnages acoustiques se composent d'environ 31 transects (Fig. 1) distants d'environ 500 mètres effectués le 10 et 11 octobre 2005, le 27 et 28 septembre 2010, le 19 et 20 septembre 2011 et le 01 et 02 octobre 2012, de nuit, 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 S_a (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 biomasse de poissons (Simmonds et MacLennan 2005).

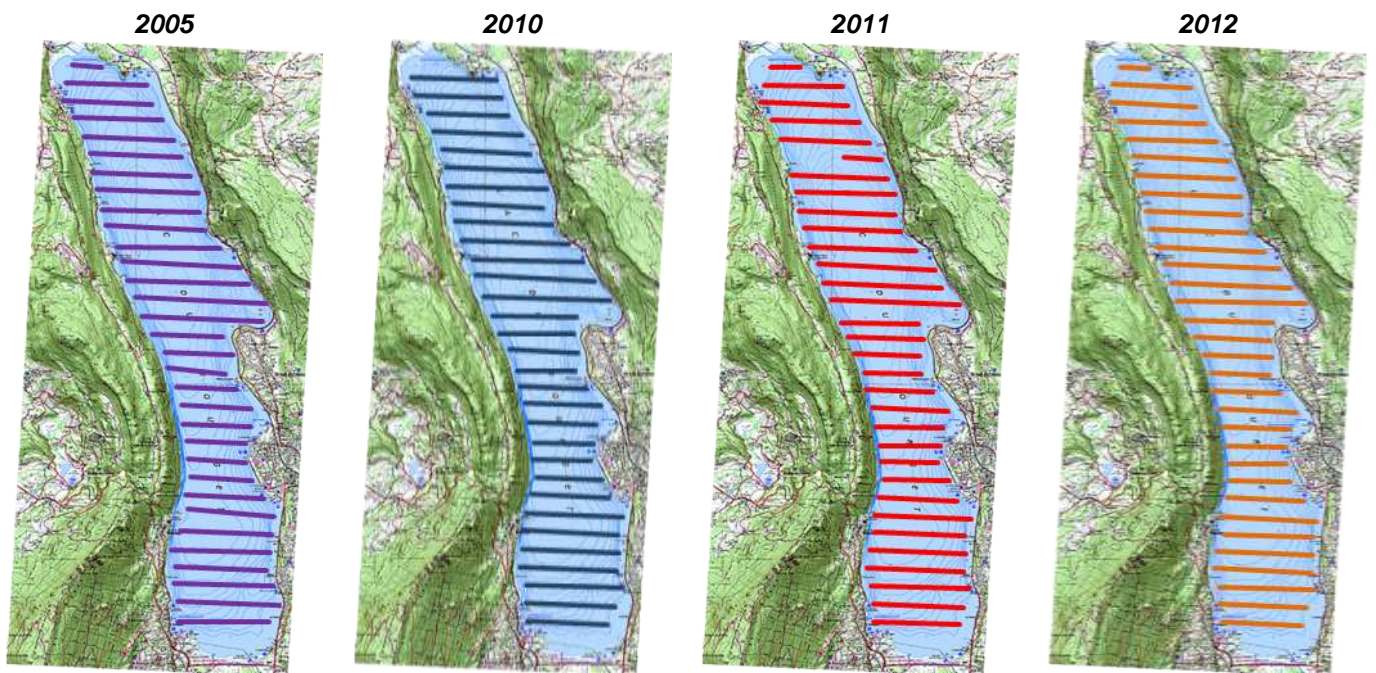


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2005, 2010, 2011 et 2012

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'effectue 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

<i>Année</i>	<i>Couche supérieure</i>	<i>Couche inférieure</i>
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

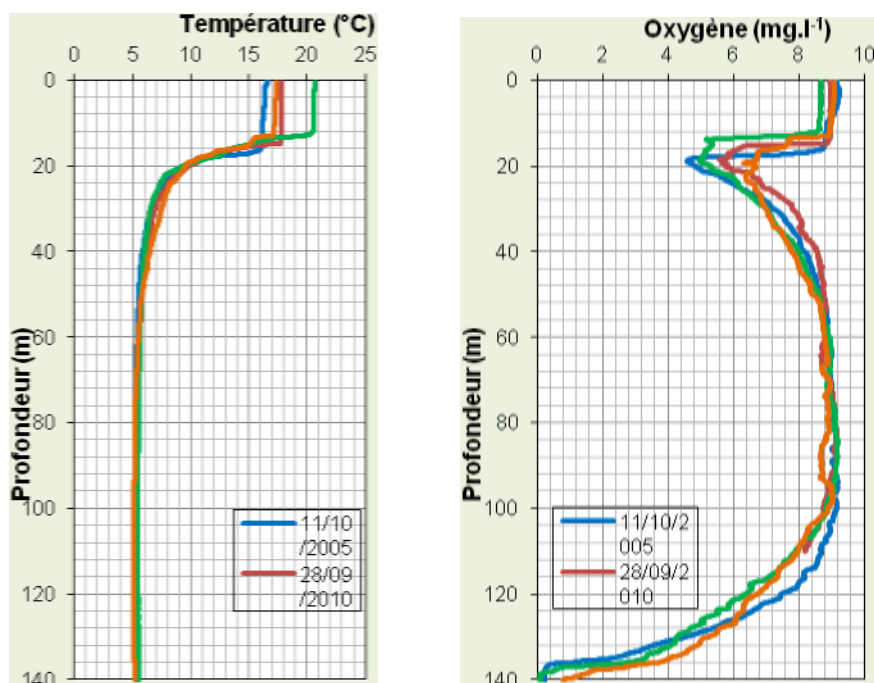


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 11/10/ 2005, 28/09/ 2010, 21/09/ 2011 et le 01/10/ 2012

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

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 absente, du fait de l'impossibilité

¹ Directive Cadre Eau

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

technique de réaliser à cette dimension de maille des nappes de 6 mètres de haut. Couplés par deux, ils sont ancrés au point le plus profond du lac (Figure 3). Par l'intermédiaire de suspentes, ils sont descendus quotidiennement d'une profondeur de 6 mètres, afin d'explorer toute la tranche d'eau jusqu'à une profondeur de 50 mètres. La norme précise que les données issues des filets pélagiques est uniquement qualitative.

Afin de pouvoir effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, 2 batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour 2 strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques en 2012 a donc été de $(27.5 * 6) * 2$ nappes * 3 batteries * 4 jours soit 3.960 m² en 2012. 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.

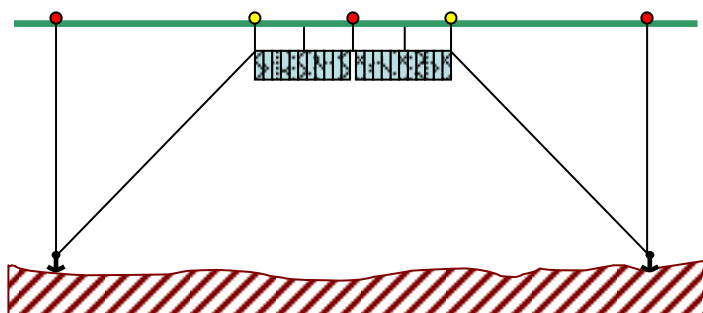


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique

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*), des lots d'individus sont réalisés, puis pesés, mais le plus rarement possible.

II.3. Suivi halieutique

II.3.1. Pêche professionnelle

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

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

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

II.3.2. Pêche amateur

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.

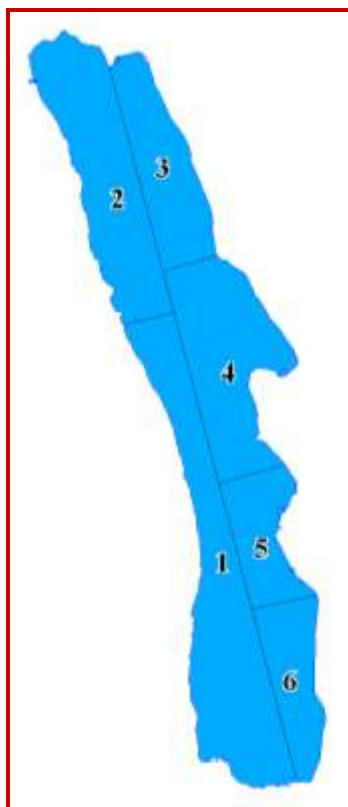


Figure 4 Lots de pêche du lac du Bourget

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 carnets de la pêche amateur variait de 50 à 73 %, ensuite il n'a fait que chuter (moins de 10 % en 1998). En 2004, grâce à une meilleure communication des résultats, une sensibilisation des pêcheurs et une modification du carnet, le taux de retour a fortement augmenté pour atteindre 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.

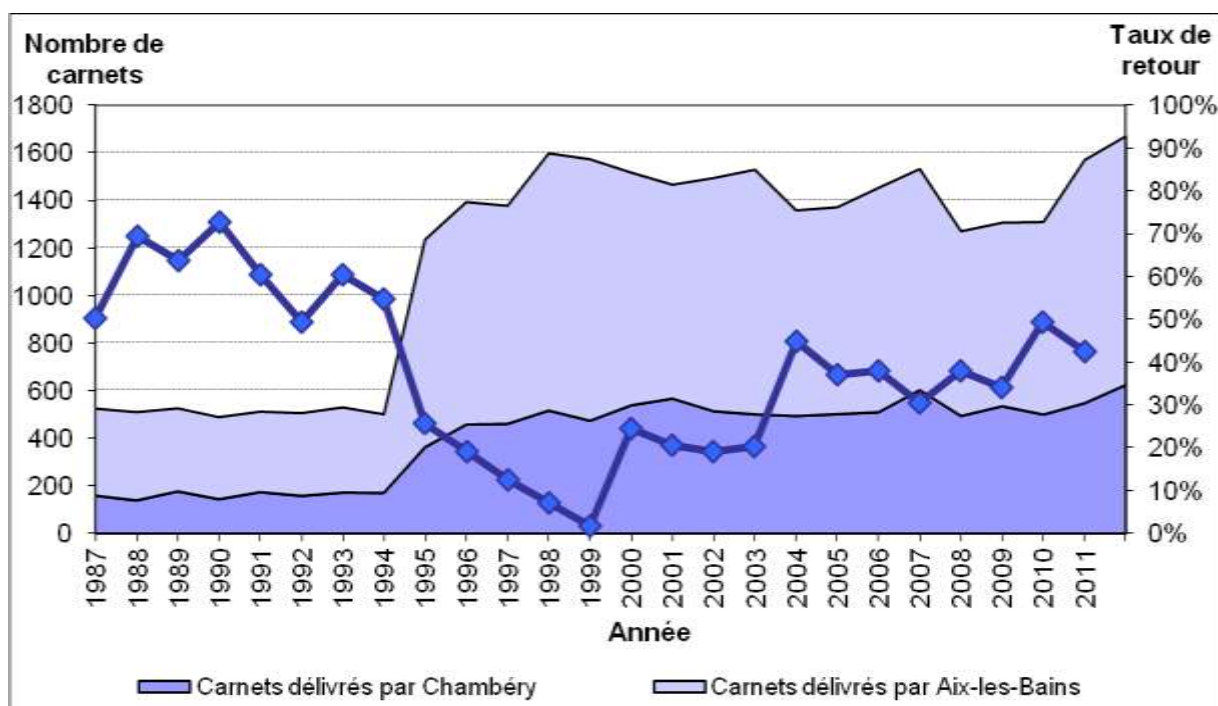


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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 2012).

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Densité acoustique

Les résultats des Sa moyens des quatre 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 à 9).

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

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

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

	2005	2010	2011	2012
Maximum	3.0 m – 17.0 m 0.865	3.0 m – 15.0 m 5.138	3.0 m – 14.0 m 1.387	3.0 m – 15.0 m 6.066
Moyenne	0.094	0.620	0.578	0.911
Minimum	0.000	0.028	0.079	0.101

Les valeurs varient fortement dans la couche supérieure selon les années ; la couche inférieure montre une augmentation continue. 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 et en 2012 dans la partie nord ouest (Fig. 6 à 9). A l'inverse, pour la couche inférieure quelque soit les valeurs de densités enregistrées, les densités ont toujours une répartition spatiale homogène quelque soit l'année.

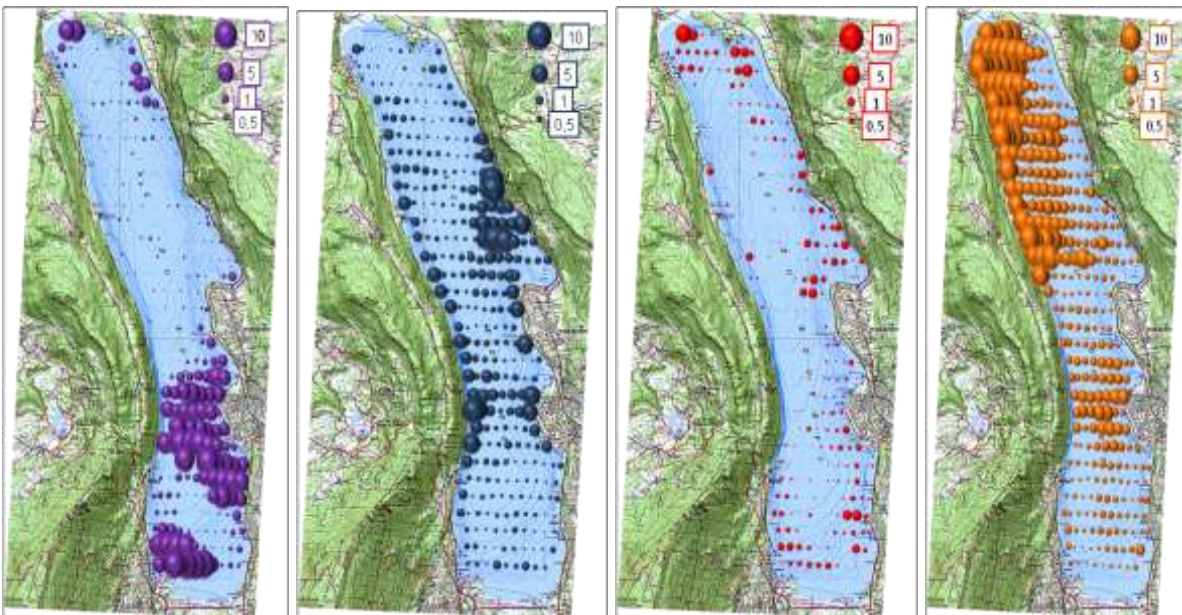


Figure 6 Séquences d'échantillonnage (Sa) des couches supérieures (2005-2010-2011-2012) de nuit

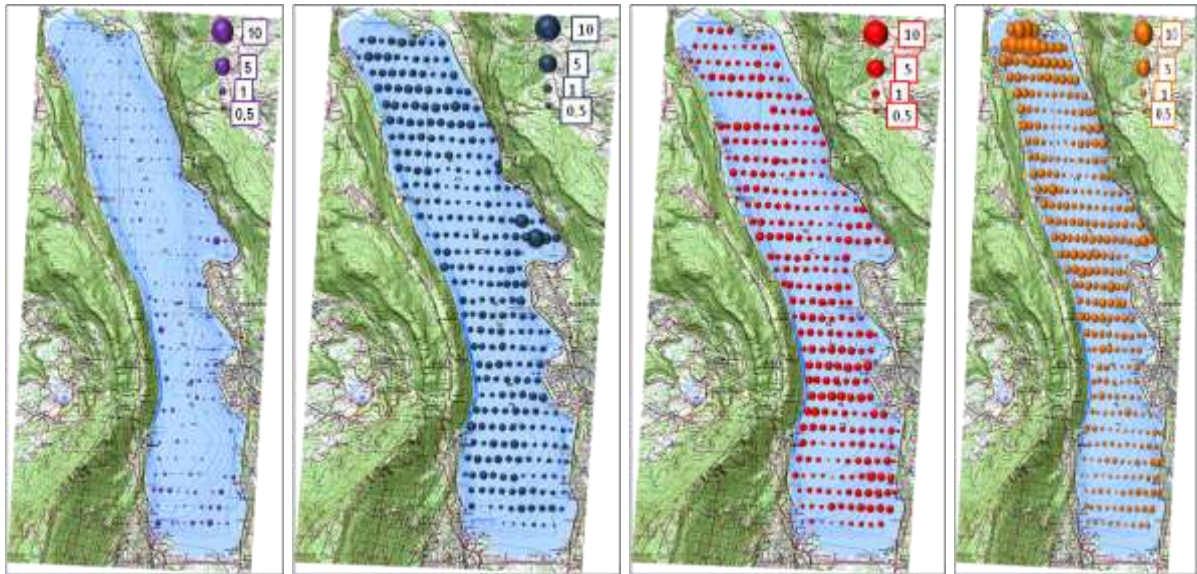


Figure 7 Séquences d'échointégration (Sa) des couches inférieures (2005-2010-2011-2012) de nuit

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 et 2011)

		2005	2010	2011	2012
Supérieure	Nombre	11411	8673	1759	28922
	TS moyenne (dB)	- 46.9	- 45.1	- 48.2	-45.3
Inférieure	Nombre	1874	7827	9173	8422
	TS moyenne	- 39.5	- 36.7	- 37.2	-36.1

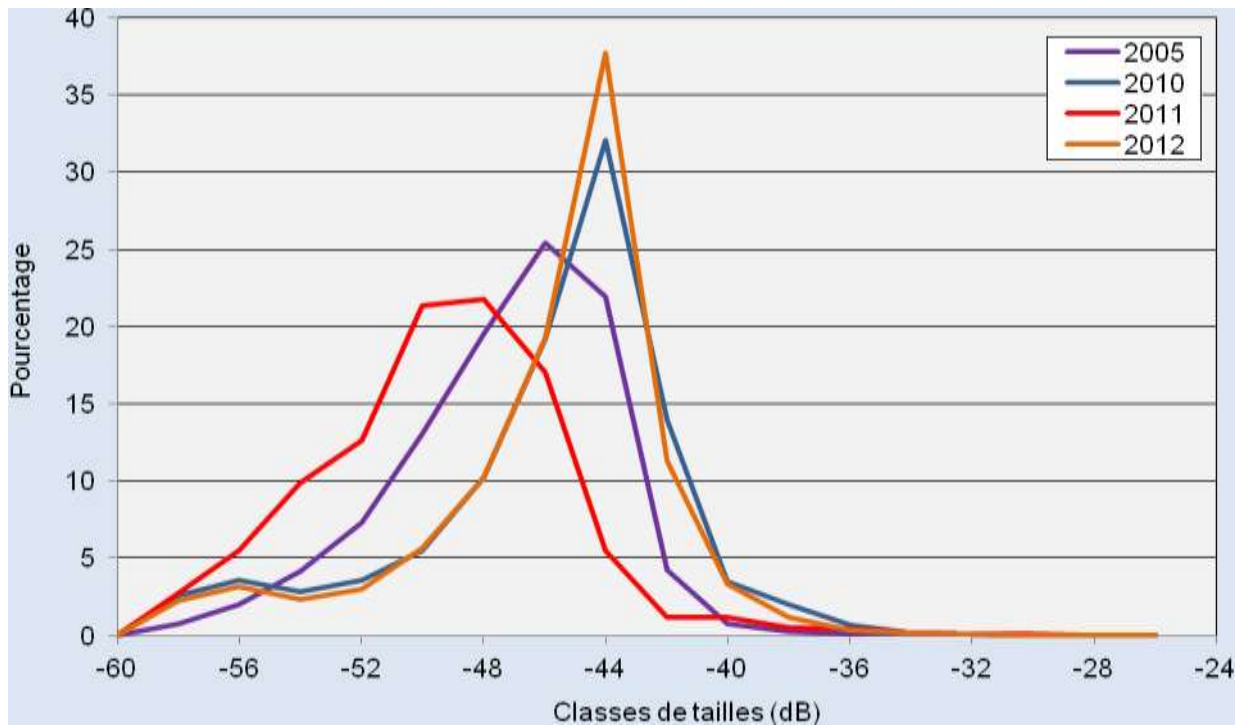


Figure 8 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure, années 2005-2010-2011-2012

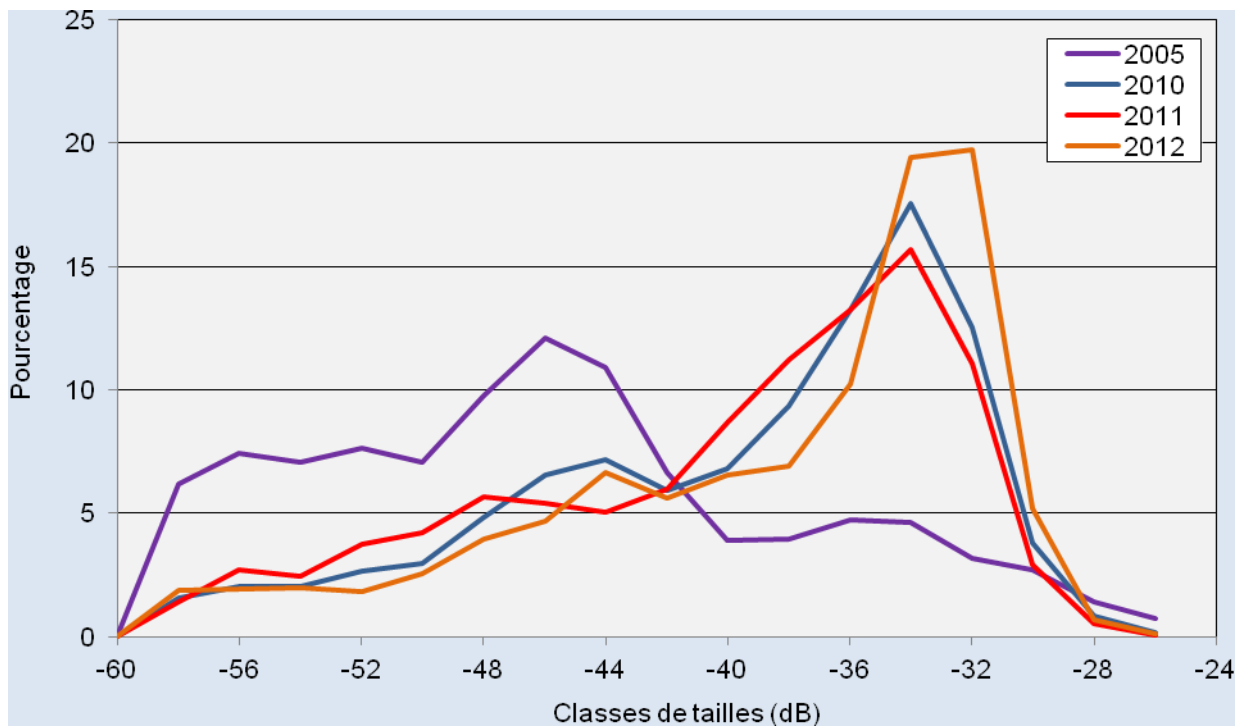


Figure 9 Distributions en classes de tailles pour la couche inférieure, années 2005-2010-2011-2012

Les couches supérieures des quatre campagnes 2005, 2010, 2011 et 2012 sont composées respectivement de 99.3%, 97.1 %, 98.7 % et 98.2 % de poissons de taille inférieure à 17 cm (-40 dB, Love , 1971). En 2005 et 2011, 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 une valeur intermédiaire (-46.9 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 et 2012 leur composition avec respectivement 34.9 %, 30.3 % 45.2 % 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 et - 36.1 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.

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 montrent bien les tailles acoustiques. Les tailles moyennes entre les trois années sont peu différentes, mais les valeurs de densité détectée montrent de fortes variations, avec des valeurs très fortes en 2012. De plus les répartitions au moment des campagnes 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 et 2011 (0.62 et 0.58) et en augmentation en 2012 (0.91). À l'inverse de la couche supérieure, quelque 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 54 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle et 76 kg.ha⁻¹ pour les couches profondes, valeurs importantes pour les lacs alpins.

Tableau V Valeurs de Sa pour différents lacs alpins

	Couche supérieure Sa (m ² .h ⁻²)	Couche inférieure Sa (m ² .h ⁻²)
Annecy (2002)	1.25	0.40
Aiguebelette (2005)	0.35	0.24
Bourget (2005)	1.63	0.09
Bourget (2010)	0.90	0.62
Bourget (2011)	0.20	0.58
Morat (2010)	0.28	0.03
Neufchatel (2011)	2.20	0.98
Brienz (2011)	0.28	0.23
Joux (2011)	1.42	0.36
Bourget (2012)	2.62	0.91

III.2. Pêches CEN

III.2.1. Cartographie des filets

Conformément au plan d'échantillonnage, 68 filets ont été posés en 2012, comme les années précédentes (Figure 9), aux mêmes endroits.

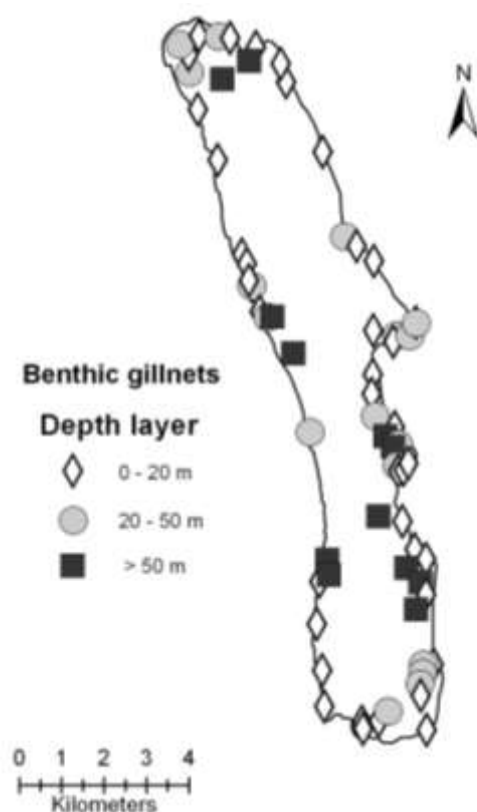


Figure 9 Répartition spatiale des filets et dates de relèves

III.2.2. Espèces présentes et rendements globaux

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

Tableau VI Chiffres clés de la campagne de pêche 2012 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques 3060 m² et pélagiques 2640 m²)

Espèce	Captures		Pourcentages		Rendements de pêche	
	Nombre ind.	Biomasse gr.	Numériques %	Pondéraux %	Numériques ind./1000m ²	Pondéraux gr./1000m ²
Perche	1411	15313	66.4	26.9	247.54	2686.51
Gardon	447	13399	21.0	23.6	78.42	2350.70
Gremille	76	461	3.6	0.8	13.33	80.81
Poisson chat	47	4796	2.2	8.4	8.25	841.40
Coregone	30	7773	1.4	13.7	5.26	1363.67
Rotengle	25	4692	1.2	8.3	4.39	823.19
Brème commune	23	226	1.1	0.4	4.04	39.70
Sandre	20	1805	0.9	3.2	3.51	316.74
Brochet	18	3561	0.8	6.3	3.16	624.68
Perche soleil	16	330	0.8	0.6	2.81	57.82
Tanche	5	271	0.2	0.5	0.88	47.51
Ecrevisse américaine	3	82	0.1	0.1	0.53	14.32
Chevesne	2	2663	0.1	4.7	0.35	467.12
Omble chevalier	2	1469	0.1	2.6	0.35	257.68
Total	2125	56840	100	100	372.81	9971.86

La campagne de pêche 2012 a permis la capture de 13 espèces de poissons et d'une espèce d'écrevisse, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*). Cette année, 4 espèces n'ont pas été attrapées : la brème bordelière, le goujon, la lotte et la truite. Ces espèces sont chaque année marginales dans l'échantillonnage réalisé et sont de ce fait présentes en très faible quantité ou absentes.

Le rendement de pêche numérique est de 373 ind./1000 m². Il est ainsi supérieur de 25 à 58 % à ceux de 2005 et 2011 (299 et 236 ind./1000 m²) et inférieur de 17 % à celui de 2010 (437 ind./1000 m²). Le rendement de pêche pondéral est légèrement inférieur à celui des 3 campagnes antérieures 10 kg/1000 m² contre 11,7 kg/1000 m² en moyenne entre 2005 et 2011. En 2012, 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, 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 2005-2012

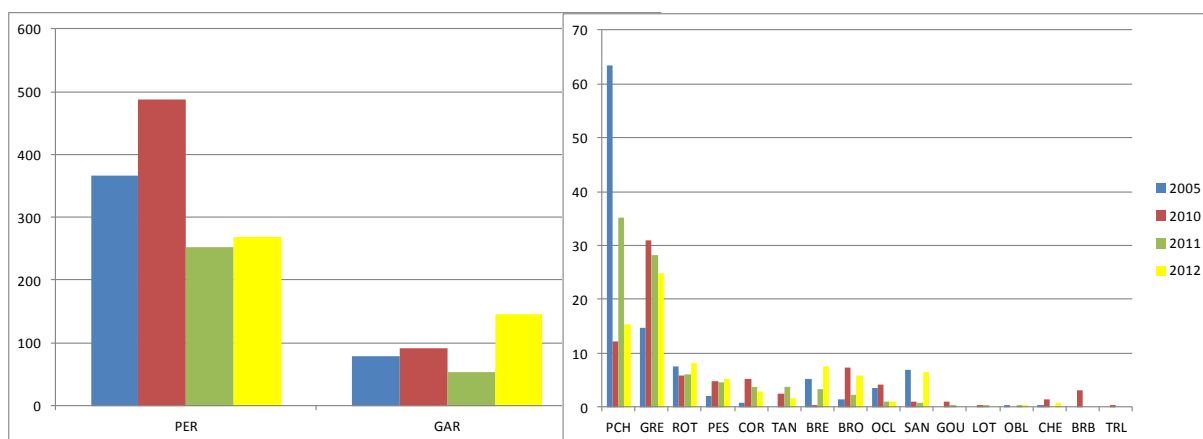


Figure 10 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques

Les rendements numériques des deux espèces majoritaires, la perche (PER) et le gardon (GAR) sont susceptibles d'être variables annuellement car liés aux variations du recrutement (Gillet 2001). Ainsi, en 2012, les captures de perche sont deux fois moins importantes qu'en 2010 mais restent à un niveau élevé et similaire à 2011. On observe pour le gardon un rendement supérieur aux années précédentes.

Le reste des captures benthiques est dominé par le poisson chat (PCH), en diminution entre 2011 et 2012 (moitié moins) et la grémille (GRE) stable.

Enfin, on trouve un cortège d'espèces dont les rendements sont inférieurs à 10 individus / 1000 m² et sur lesquels il est difficile de faire une analyse rigoureuse des tendances :

- La perche soleil (PES) reste stable entre 2010 et 2012.
- La population de rotengle (ROT) évolue peu et retrouve un niveau analogue à 2005 (8 ind. /1000 m²).

- La population de brème (BRE) est en augmentation par rapport à 2011 et avec un niveau supérieur à 2005.
- La population de sandre (SAN) retrouve son niveau de 2005 après la chute des années 2010 et 2011 et est composé presque exclusivement en 2012 de poissons adultes de 25-30 cm
- Le brochet présente des rendements similaires en 2010 et 2012, plus élevé qu'en 2011 et évidemment beaucoup plus fort qu'en 2005, avec majoritairement des individus de 25 -30 cm.
- L'omble chevalier (OBL) est toujours très peu capturé.
- Le corégone (COR) qui avait été en nette progression en 2010-2011 avec des rendements multipliés par 6 voir 8 par rapport à 2005 (de 2 individus à 15 et 11 respectivement), est en baisse en 2012 (5 ind./1000 m²). Cette baisse est attribuée à une baisse de rendements de captures des jeunes poissons 0+ dans les filets benthiques.

Les rendements pondéraux (Fig. 11) confirment la domination de la perche et du gardon en termes de biomasse.

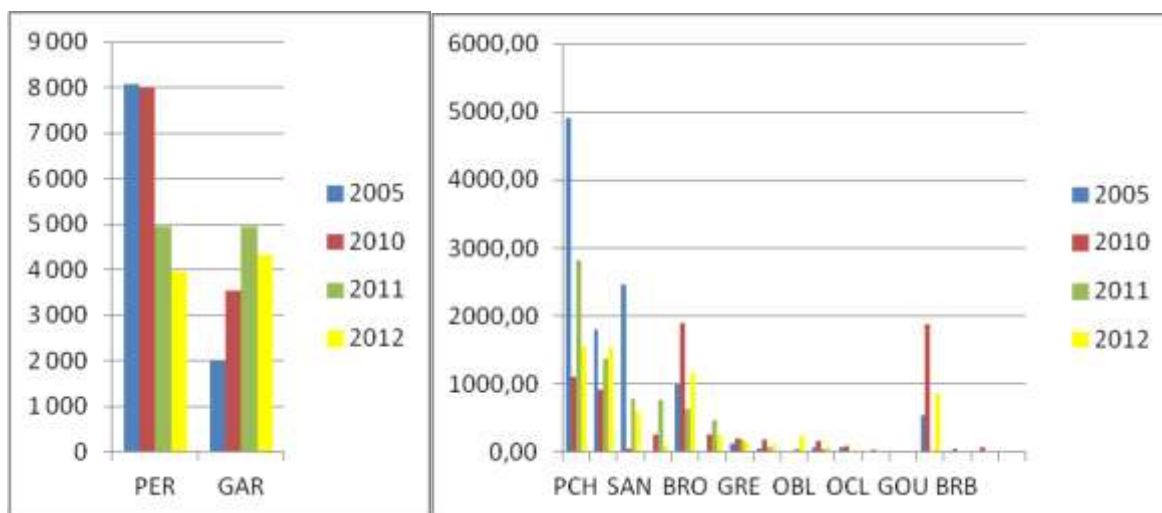


Figure 11 Rendements pondéraux (gr./1000 m²) des filets benthiques

III.2.4. Rendements des filets pélagiques sur la chronique 2005-2012

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives. Les rendements (Fig. 12) sont néanmoins calculés afin d'appréhender l'évolution des communautés piscicoles pélagiques strictes comme le corégone. Les captures des filets pélagiques au cours des 4 années de suivis sont composées de corégone, perche et gardon et d'un omble en 2012.

- On constate une progression tant numérique que pondéral du corégone entre 2005 et les années 2010-2012 avec des rendements similaires entre 2011 et 2012.
- L'année 2012 se caractérise par une forte augmentation des captures pélagiques de perche, comme en 2010.
- Les rendements de gardon sont quant à eux les plus faibles de la chronique.

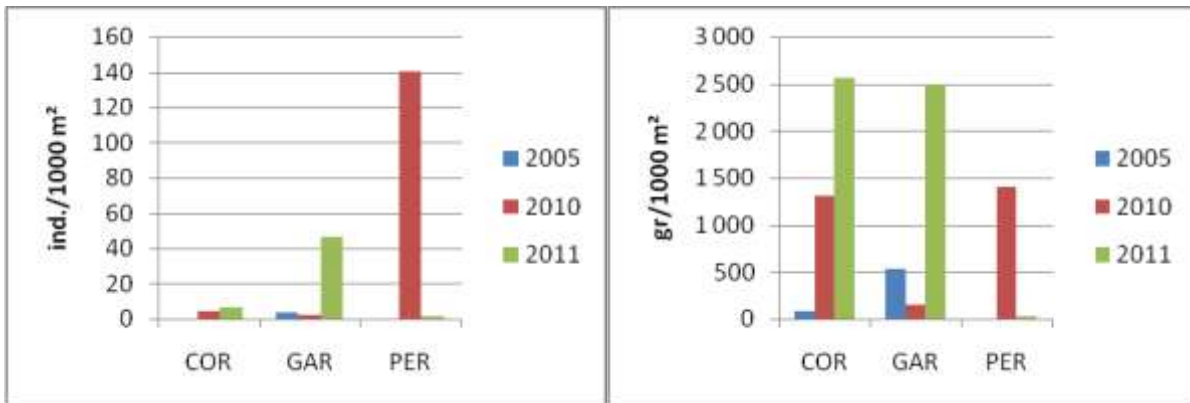


Figure 12 Rendements numériques et pondéraux des filets pélagiques

III.2.5. Répartition spatiale

La répartition spatiale verticale des prises issues des filets benthiques, sur les 3 principales espèces, corégone, perche, gardon 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. Les autres espèces sont prises aussi au dessus de la thermocline. Si on intègre pour les corégones les résultats des filets pélagiques, ceux-ci étant pris majoritairement dans ce type de filets, on obtient une image similaire en 2011 et 2012 sur leur répartition verticale (Fig. 13), en relation avec la thermocline.

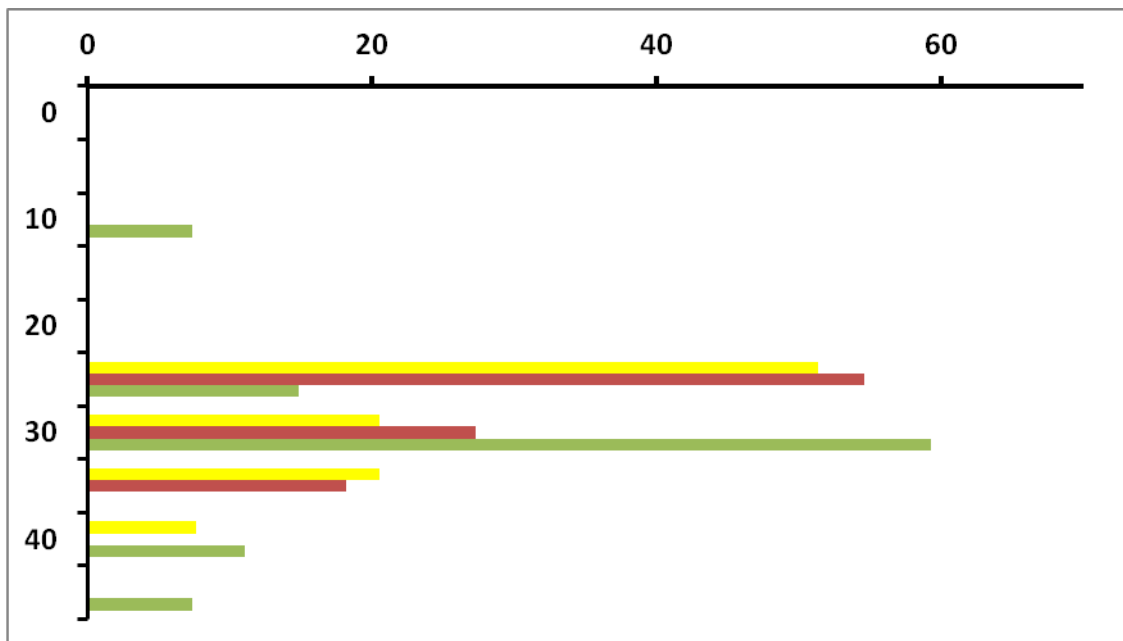


Figure 13 Répartition verticale des 3 principales espèces, perche (rouge), gardon (vert), corégone (jaune) exprimés en % des captures par espèces

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 2011, la population de perche présente une nouvelle fois les abondances les plus fortes, caractérisées par une forte proportion d'alevins de l'année (Figure 1).

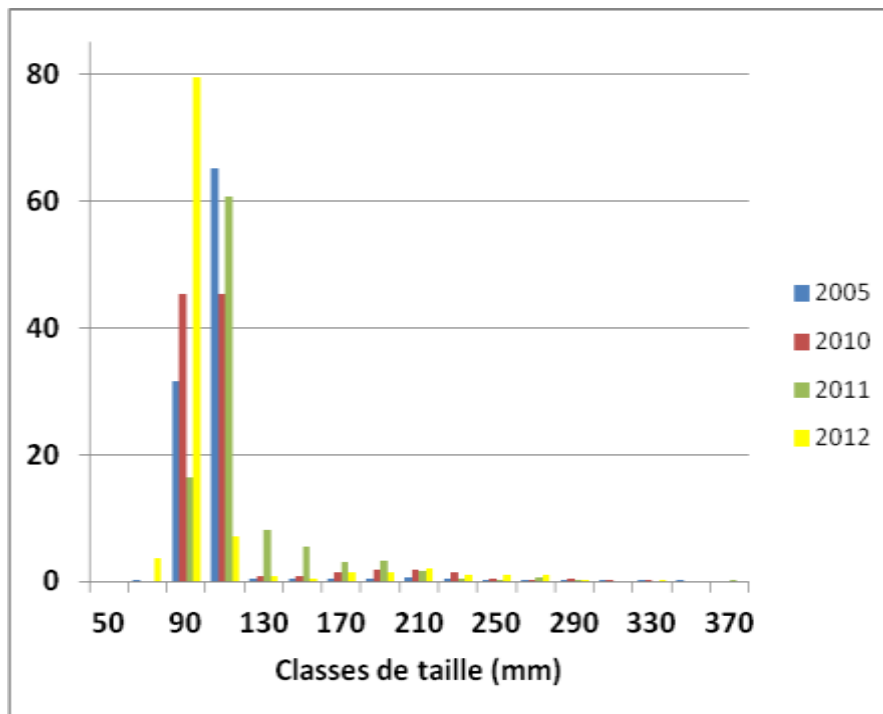


Figure 16 Structure en taille de la population de perche

Les alevins de l'année mesurent entre 7 et 12-14 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 porteurs à plus de 90 % du parasite *Triaenophorus crassus*. 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 33 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. Il est nécessaire de rester attentif à la quantité de ces poissons adultes, qui sont les reproducteurs et dont 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 13 cm) et ceux obtenus pour les adultes (Fig. 18). On constate que les rendements de perches adultes stables pour les 4 années de suivi, compris entre 20 et 25 ind./1000 m², sont en légère baisse en 2012 (12 ind./1000 m²). Les rendements d'alevins de l'année sont quant à eux très fluctuants et reflètent les variations du recrutement naturel.

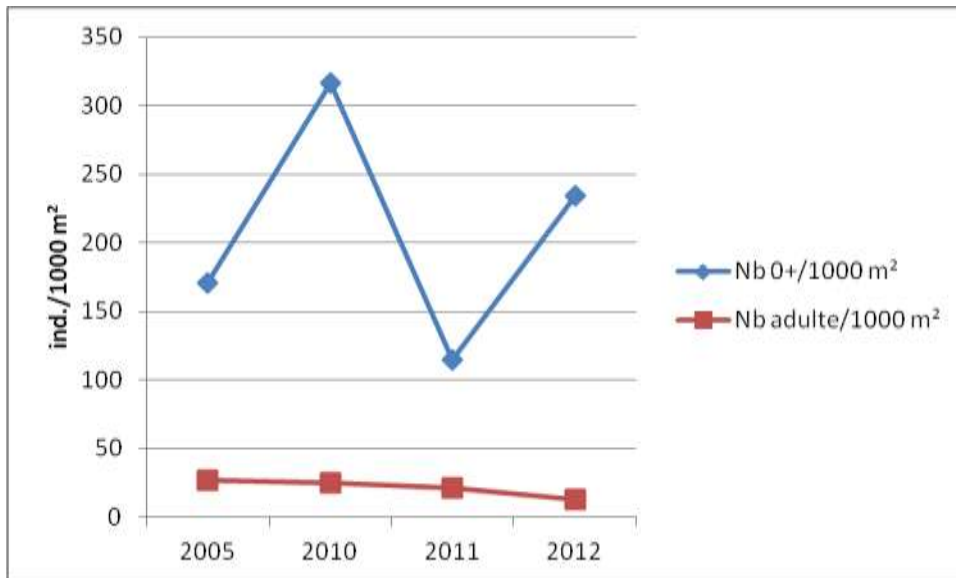


Figure 17 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les relations tailles-poids (Fig. 18) sont statistiquement similaires entre les 4 années, seule l'année 2011 présente des valeurs légèrement inférieures, avec des poids plus faibles pour une même taille

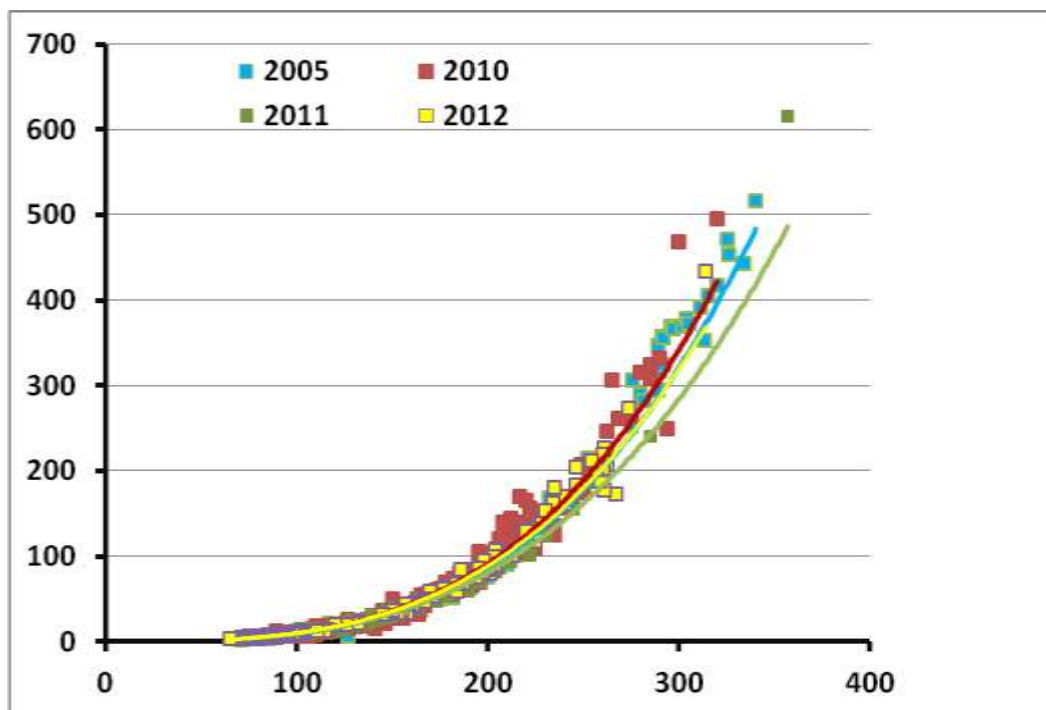


Figure 18 Relation taille – poids pour la perche (2005-2010-2011-2012)

3.2.6.2. Le gardon



Le gardon est l'espèce la plus abondante après la perche. Les rendements numériques (Fig. 19) sont en baisse pour les adultes mais surtout ont en forte augmentation pour les juvéniles (d'environ 30 ind./1000 m² à plus de 60 ind./1000 m² en 2012).

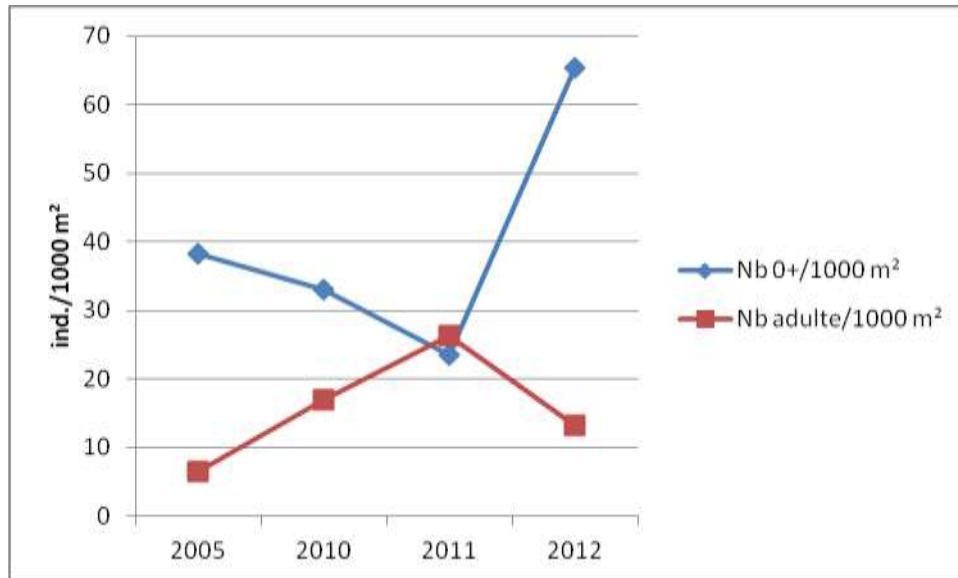


Figure 19 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les longueurs des alevins de l'année sont du même ordre de grandeur que les alevins de perches, compris entre 6 et 12-14 cm (Figure 20). 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. Ces distributions en mode reflètent souvent le passage d'une forte cohorte qu'on peut suivre ainsi dans le temps. Il est probable que le recrutement 2009 ait connu une bonne réussite en générant une forte cohorte que l'on a ensuite retrouvé en 2010 âgée d'1 an et en 2011 de 2 ans. En 2012 cette cohorte a disparu, mais une nouvelle génération forte arrive.

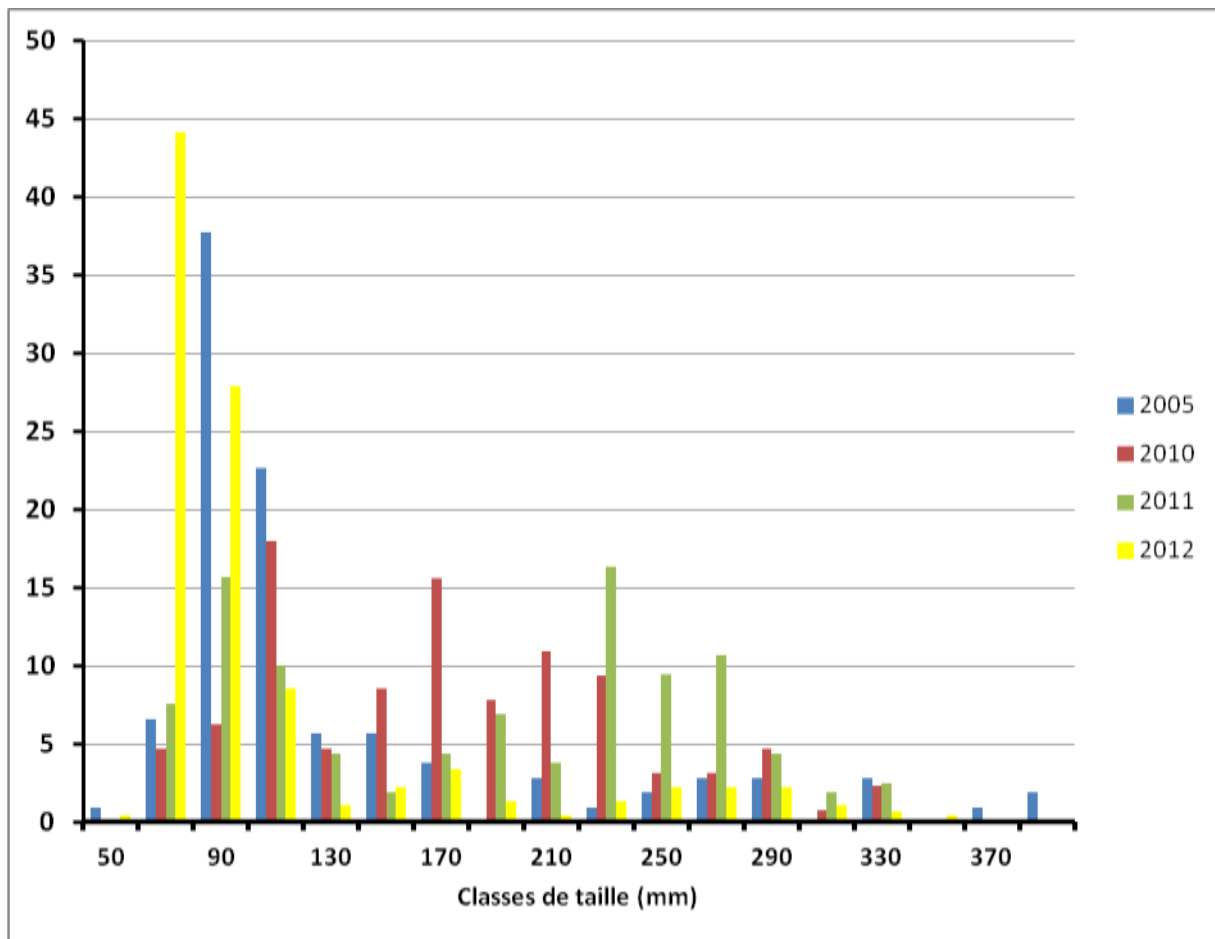


Figure 20 Structure en taille de la population de gardon

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 20). Les rendements de pêche concernant les alevins sont en baisse depuis 2005 alors que ceux des adultes ont nettement progressé. Le fort rendement de 2011 confirme les conclusions de l'analyse de la structure en taille avec la dominance d'une forte génération de gardons âgés de 2 ans et plus.

Les relations tailles-poids (Figure 21) sont statistiquement similaires entre les 4 années.

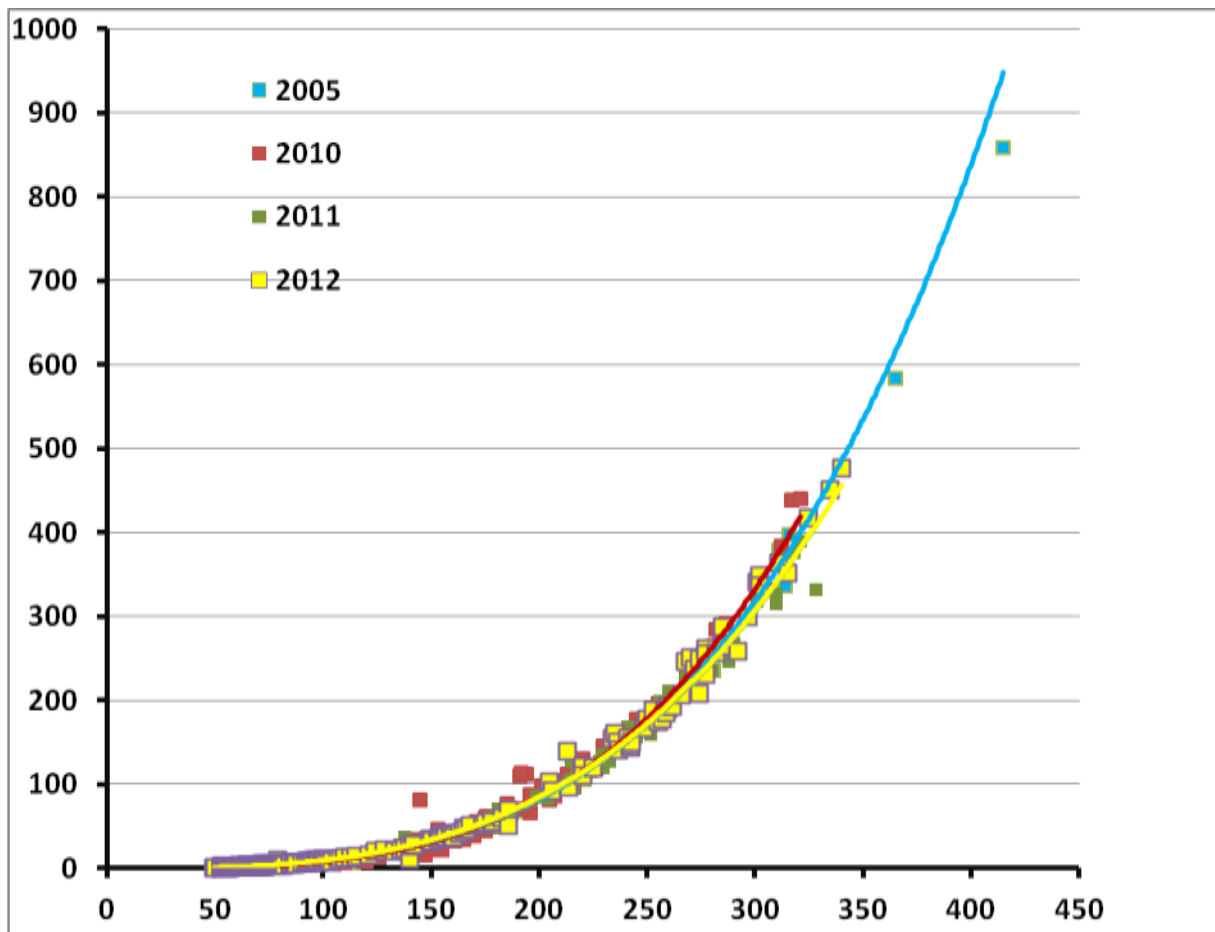


Figure 21 Relation taille – poids pour le gardon (2005-2010-2011-2012).

III.2.6.3. Le corégone (le lavaret)

L'année 2005 étant caractérisée par un faible nombre de corégones capturés, il n'a pas été possible d'analyser une quelconque structure en taille. En revanche, l'évolution récente du stock permet une analyse des données 2010, 2011 et 2012 (Figure 22). L'analyse des écailles prélevées sur les corégones capturés au cours de la campagne 2011-2012 révèle la présence de plusieurs générations :



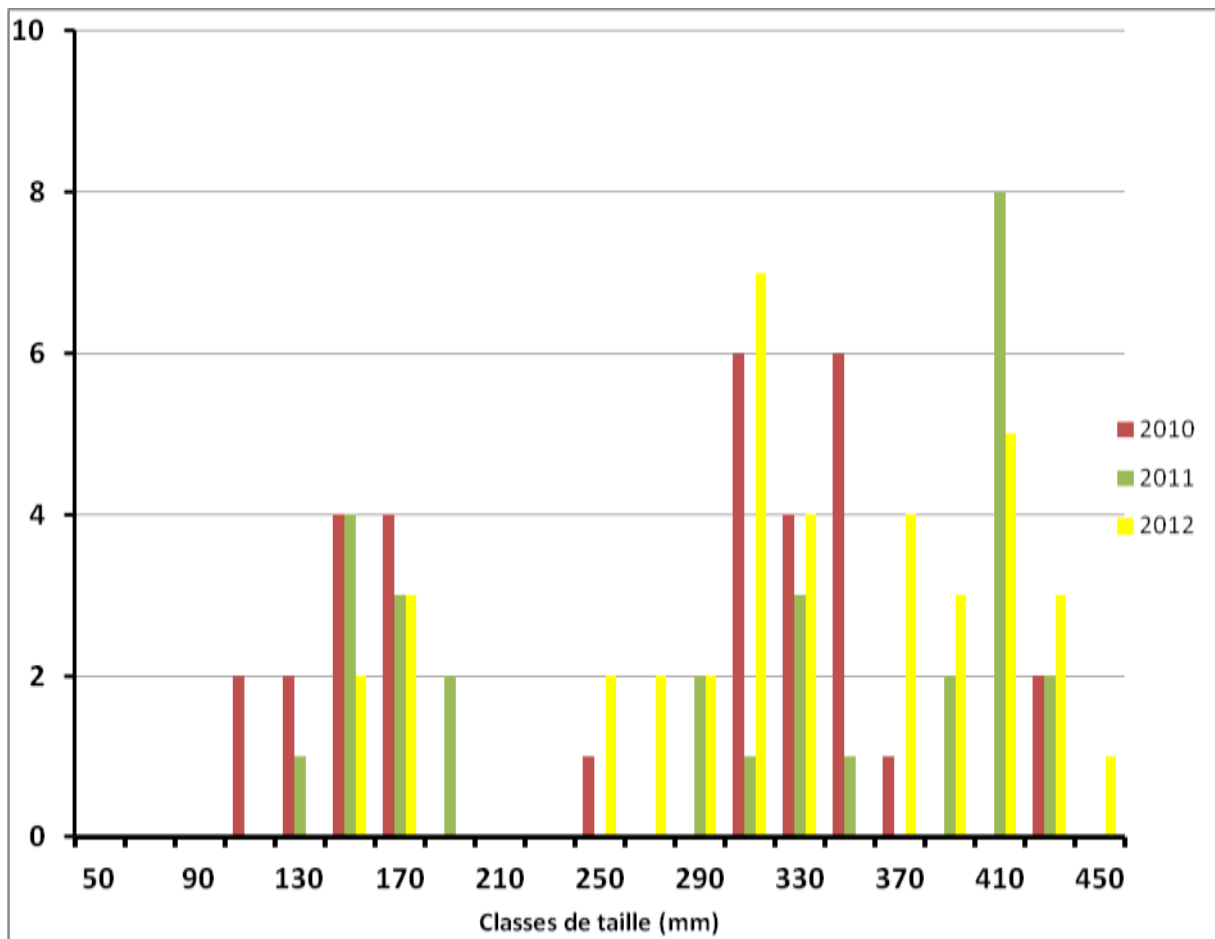


Figure 22 Structure en taille et en âge des corégones capturés en 2012

- Les corégones de l'année mesurent entre 12 et 18 cm,
- Les corégones d'1 an, nés en 2011, mesurent entre 28 et 34 cm,
- Les corégones de 2 ans, nés en 2010 et quelques individus de 3 ans nés en 2009, mesurent entre 38 et 45 cm.

Cette espèce essentiellement pélagique peut avoir à certaines périodes et certains stades un comportement plus littoral. On constate au cours de ces 3 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.

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. 23). On constate que les rendements de corégones adultes, près de 4,5 corégones adultes / 1000 m², sont une nouvelle fois en progression en 2012. Ce résultat s'explique notamment par la capture significative en 2011 de corégones de 2 ans mesurant entre 38 et 42 cm. En 2010, seuls 3 individus supérieurs à la taille légale de 35 cm avaient été capturés, 16 en 2012 dont 8 supérieures à 40 cm, comprenant des 2+ et des 3+. En 2012, l'augmentation de l'effort de pêche nous a permis de capturer 40 individus, ce qui permet d'obtenir une distribution en taille significative. Les rendements d'alevins de l'année quant à eux régressent de 2,2 à 1,8 poissons / 1000 m² en 2011, à 0,88 individus/1000 m² en 2012.

Sur la base de la distribution en taille et en âge des corégones capturés, les rendements de pêche en séparant les rendements numériques obtenus pour les alevins de l'année (longueur inférieure à 20 cm) et ceux obtenus pour les adultes sont calculés (Figure 24). On constate que les rendements de corégones adultes sont en progression entre 2010 et 2011 passant de 2,7 à 3,4 poissons / 1000 m². Ce résultat s'explique notamment par la capture significative en 2011 de corégones de 2 ans mesurant entre 38 et 42 cm. En 2010, seuls 3 individus supérieurs à la taille légale de 35 cm avaient été capturés. Les rendements d'alevins de l'année quant à eux régressent légèrement : de 2,2 à 1,8 poissons / 1000 m².

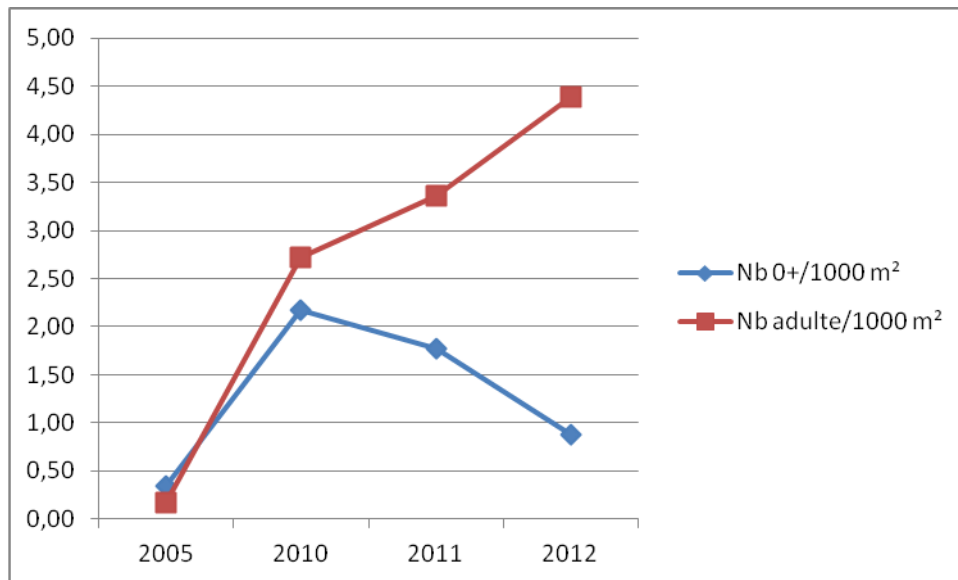


Figure 24 Rendements numériques des alevins de corégones et des corégones adultes

Les relations taille-poids entre les trois années sont identiques (Figure 25)

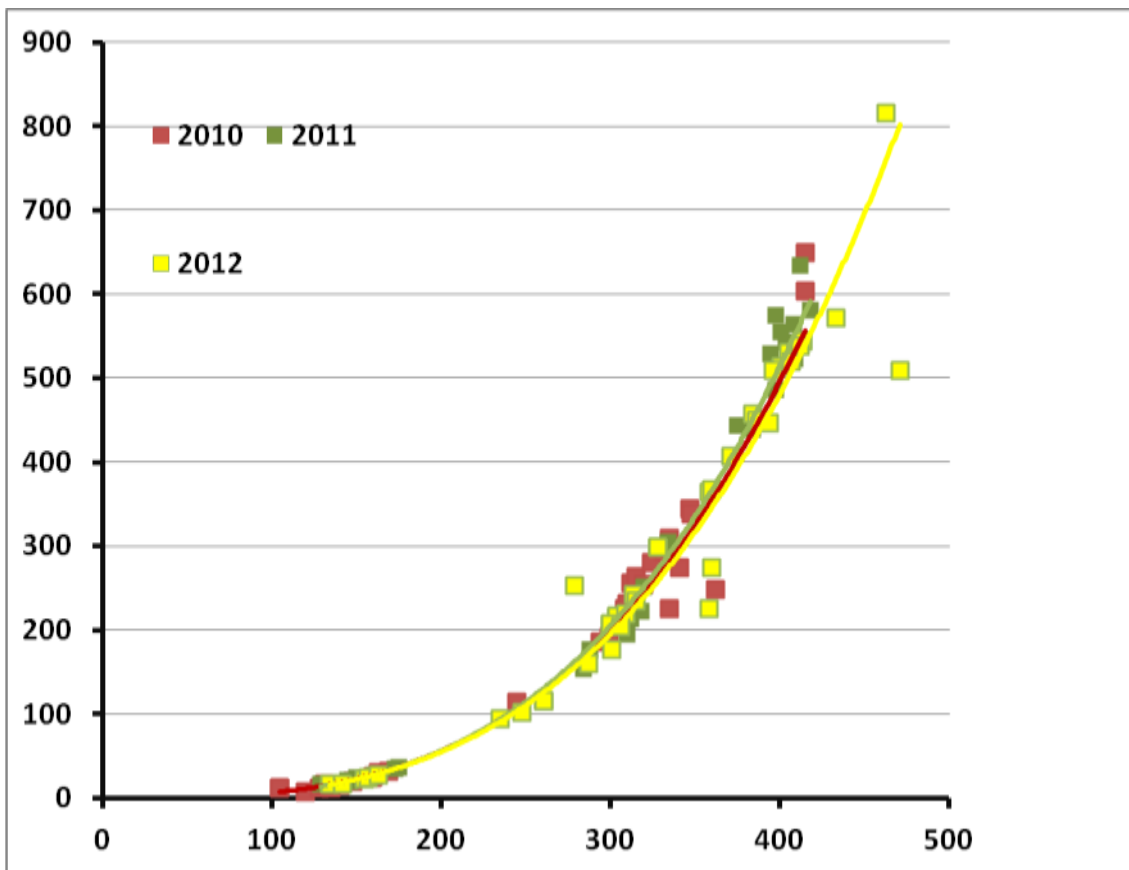


Figure 25 Relation taille – poids pour le lavaret (2010-2011-2012)

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. 26).

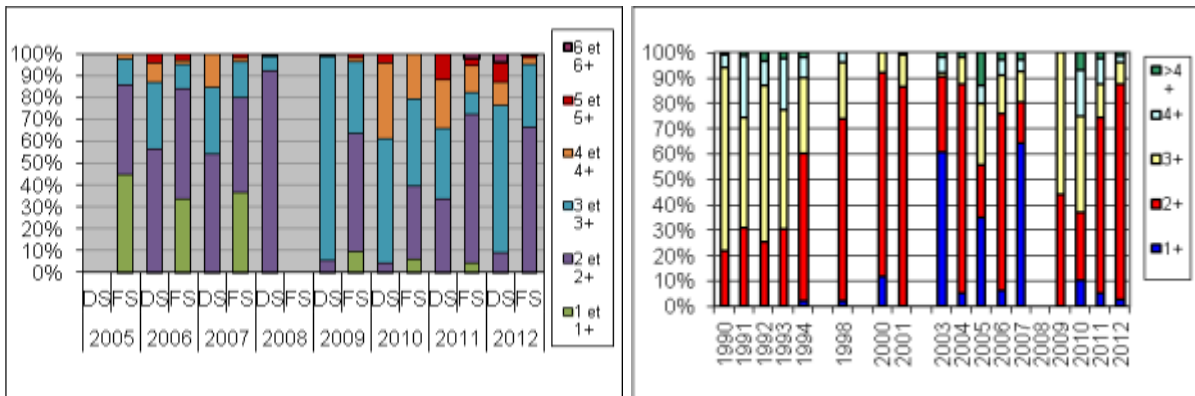


Figure 26 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (gauche, DS : début saison FS : fin saison) et structure en âge des géniteurs de corégones capturés lors des pêches exceptionnelles hivernales (droite)

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 3 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 2010-2012 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 2012, le rendement est similaire à 2010. La population de cette espèce ne semble pas exploser à nouveau comme en 2005.

La structure en taille de 2011 et 2012 se rapproche de celle de 2005 et s'étale entre 9 et 27 cm (Fig. 27). Celle de 2010 en revanche est plus morcelée et est représentée par 2 groupes : des jeunes individus dont la taille est inférieure à 10 cm et des individus plus âgés mesurant entre 15 et 25 cm.

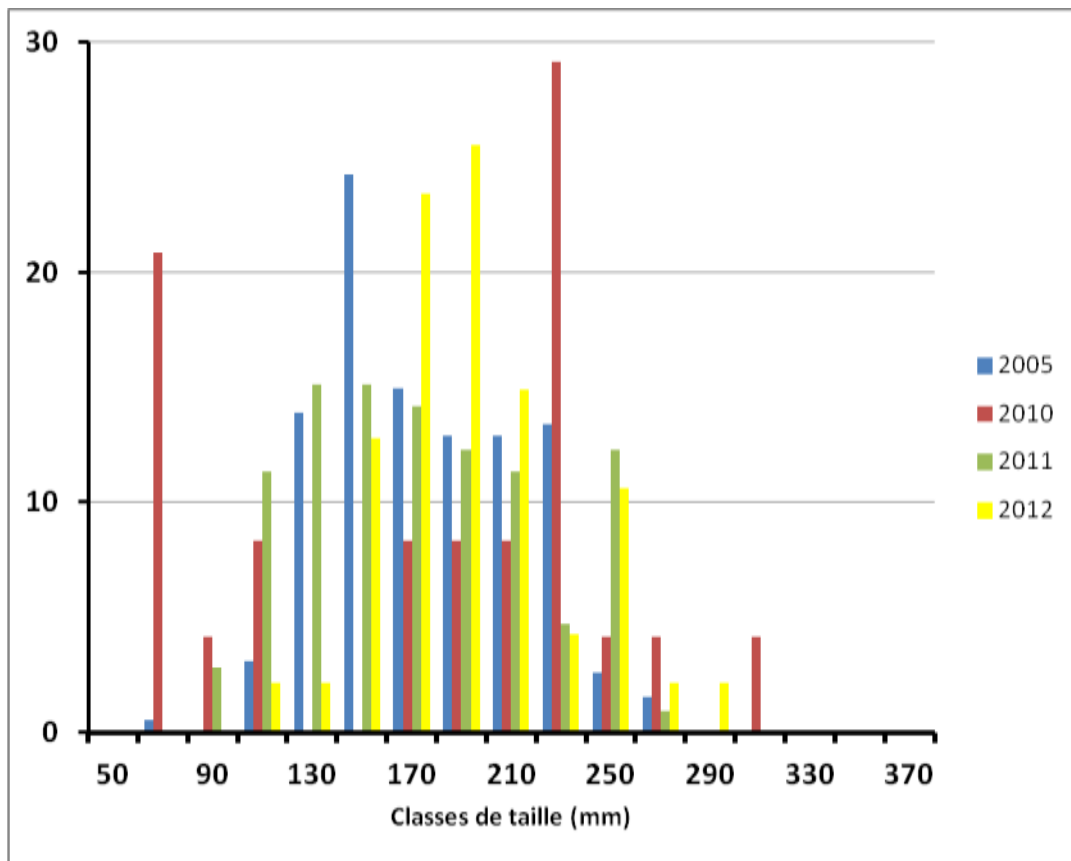


Figure 27 Structure en taille de la population de poisson chat

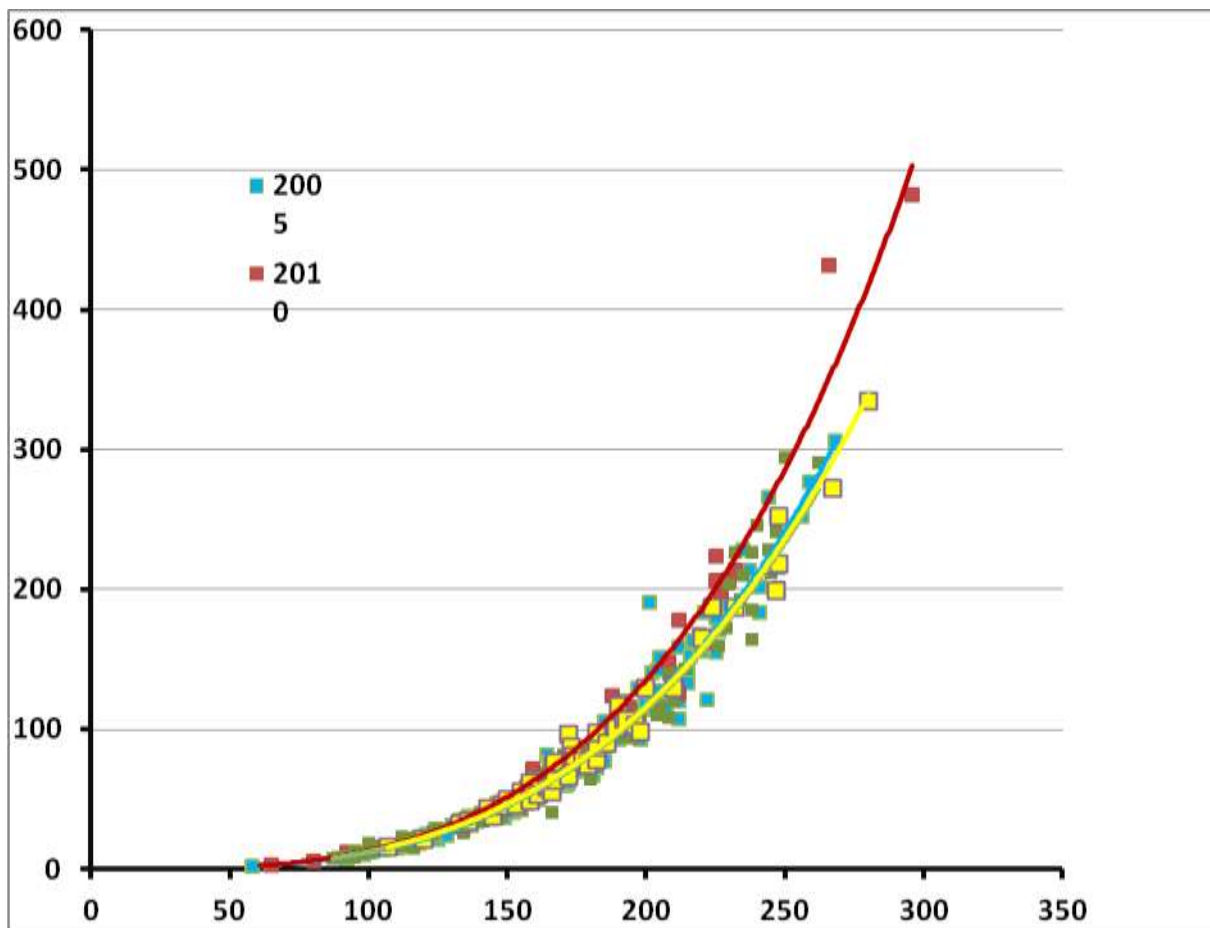


Figure 28 Relation taille – poids pour le poisson-chat (2005-2010-2012)



Le rendement numérique de la grémille a doublé en 2010-2011-2012 par rapport à 2005 mais est stable sur ces 3 années.

Les structures en taille sont très proches entre 2010, 2011 et 2012 (Fig. 29). La population est dominée par des poissons de 7-8 cm alors qu'en 2005 le mode est centré sur des poissons de 9-10 cm. Les relations tailles-poids sont similaires (Fig. 30).

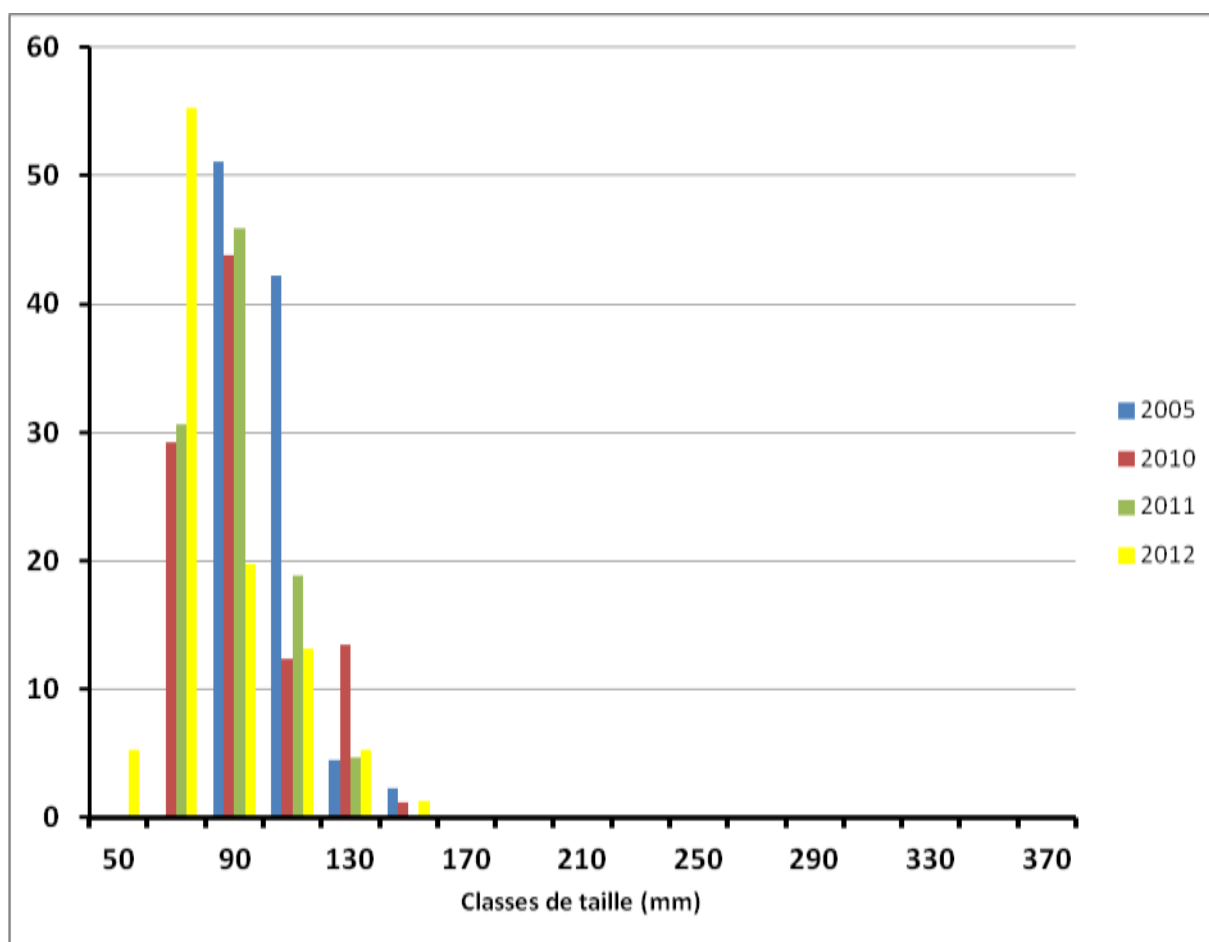


Figure 29 Structure en taille de la population de grémille

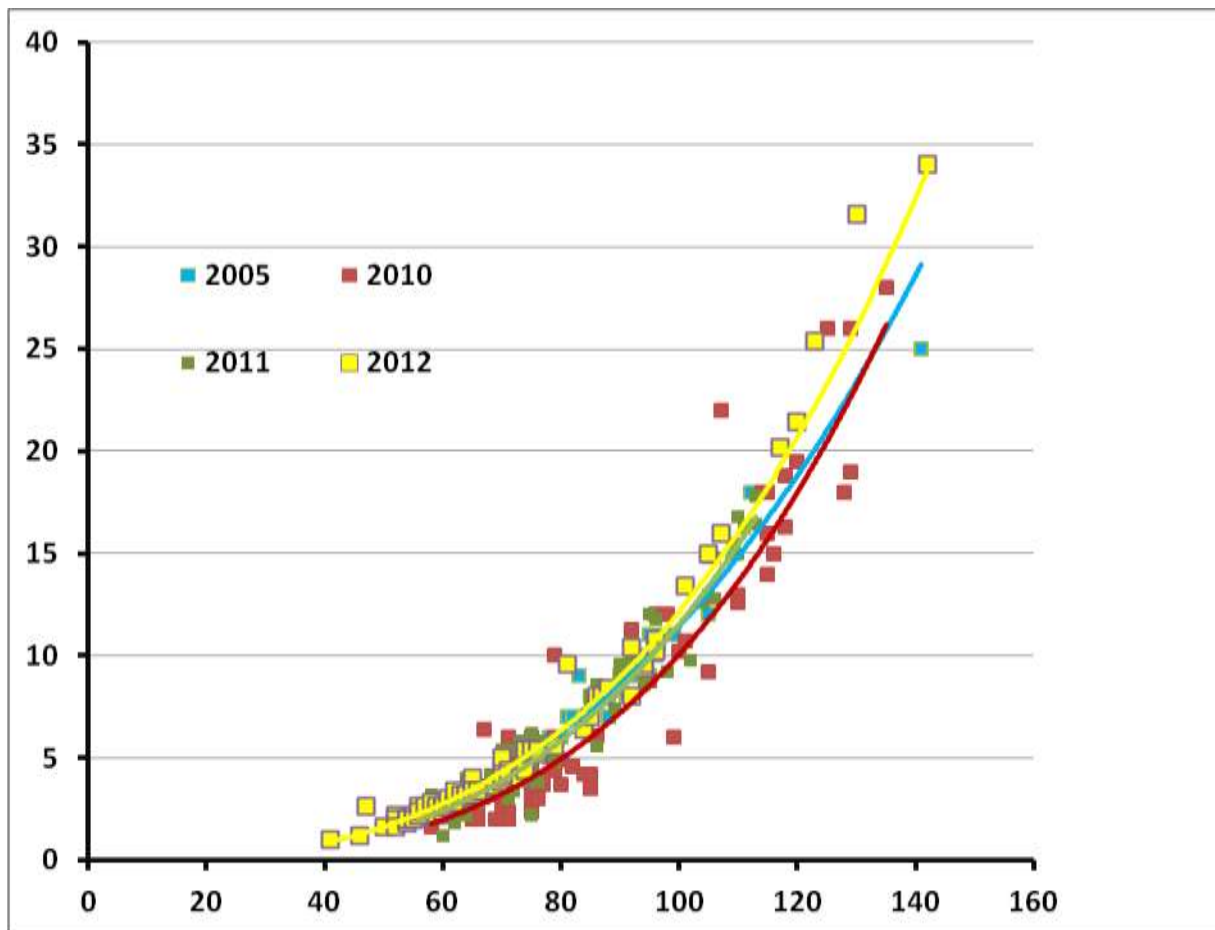


Figure 30 Relation taille – poids pour la grémille (2005-2010-2011-2012)

III.3. Suivi halieutique

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

III.3.1. Statistiques de pêche professionnelle

Les statistiques de pêche des professionnels sont connues depuis 1920 mais nous avons fait le choix de ne présenter les captures qu'à partir du milieu des années 90 (Figure 31), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres comparables.

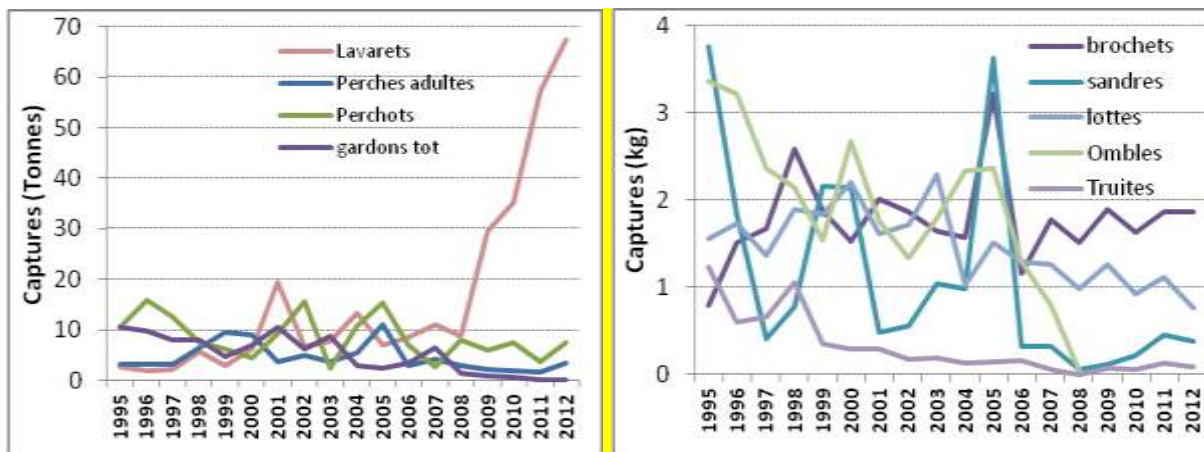


Figure 31 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2012 (données DDT73)

La saison 2012 représente la meilleure année d'exploitation depuis 1995 avec 81,7 tonnes de poissons capturés, toutes espèces confondues.

Cette année est une nouvelle fois marquée par un niveau de capture élevé de corégones (67 tonnes). Entre 2011 et 2012, les captures ont encore évolué de 10 tonnes (niveau de captures annuelles des années 2000). Depuis 2008, on constate une progression exceptionnelle de cette espèce : les captures, qui étaient inférieures à 1 tonne par an dans les années 80, sont passées d'une moyenne de 10 tonnes par an à plus de 50 tonnes en l'espace de 3 ans. Les pêches scientifiques confirment cette tendance puisqu'entre 2005 et 2012, les rendements de captures ont été multipliés par 10.

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 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'1,7 tonnes par an. Les captures de sandre quant à elles connaissent de plus fortes variations avec des pics tous les 4-5 ans à plus de 2 tonnes. Mais depuis 2005, les captures stagnent à 200 kg. Une légère progression à 400 kgs a pu être constatée en 2011-2012. Enfin, les prises de lottes sont en légère baisse sur la chronique 1995-2012 passant d'1,7 tonnes en moyenne à 1,1 tonnes.

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).

Les pêcheurs amateurs s'intéressent depuis peu à la pêche du corégone. Entre 2004 et 2007, les rendements de capture étaient inférieurs à 0,5 corégonnes par sortie (Fig. 31). Depuis 3 ans, ceux-ci ont nettement progressé et les CPUE sont à présent multipliées par 5. Les variations mensuelles (Fig. 31) montrent chaque année le même schéma : c'est-à-dire 2 pics de captures, un premier en début de saison de pêche (mars – avril) et un deuxième en fin de saison (septembre – octobre). Ces fluctuations sont étroitement liées aux fluctuations de la densité de zooplancton : en effet, au cours des épisodes de faibles productions de zooplancton (cf chapitre dynamique du zooplancton du présent rapport), les corégonnes basculent pour s'alimenter sur des larves d'insectes. Ils sont alors plus capturables par les amateurs qui utilisent les imitations de ces larves pour la capture de cette espèce. En 2012, le rendement a encore progressé en passant à plus de 3 corégonnes par sortie en moyenne. En 2011 et 2012, les variations mensuelles sont toujours marquées par 2 pics de capture. Toutefois, le creux observé entre ces 2 pics présente des niveaux de captures compris entre 1 et 2 corégonnes par sortie, ce qui est plutôt favorable.

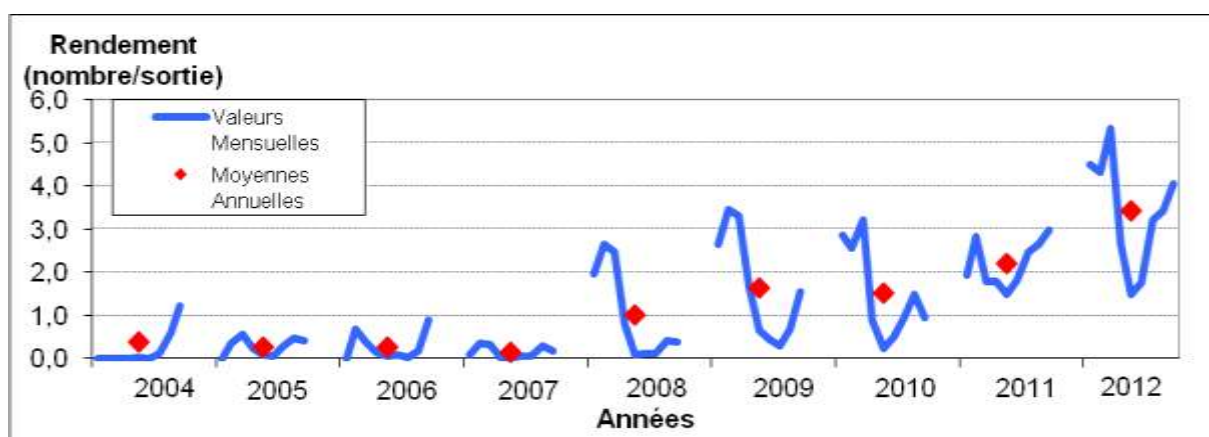


Figure 31 Rendements de capture de corégonnes de la pêche amateur entre 2004 et 2012

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Fig. 32). L'étude menée sur l'efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) a montré que la population d'omble chevalier du Bourget est encore très dépendante de celui-ci (90 %). Ainsi, un pic de capture est souvent en relation avec un fort niveau d'alevinage pratiqué 3 ans auparavant. Depuis 2008, l'omble chevalier est sous le coup d'un arrêté préfectoral d'interdiction de pêche à des fins de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB. De nombreux amateurs ont

donc délaissé la pêche à la traîne spécifique à la capture de l'espèce mais certains continuent et choisissent de garder ou de relâcher leurs poissons induisant ainsi un biais dans les rendements calculés après 2008. Le suivi spécifique du groupe de pêcheurs volontaires, dont les captures sont représentatives de celles de l'ensemble des pêcheurs, permet d'estimer ce qu'aurait pu être le rendement depuis l'arrêt de 2008. En effet, entre 2009 et 2012, les CPUE ont été recalculés sur la base des ombles capturés au dessus de la taille légale de 30 cm, c'est-à-dire les poissons qui étaient systématiquement gardés par les pêcheurs avant 2008. Ainsi, en l'absence d'arrêt, les saisons 2009 et 2010 se seraient classées parmi les meilleures depuis le début du suivi mais les saisons 2011 et 2012 semblent moins favorables et on constate une forte chute des rendements de capture. Cette baisse peut être mise en relation avec une réduction des alevinages opérée depuis 2009 suite à l'arrêt de l'intérêt commercial de l'espèce.

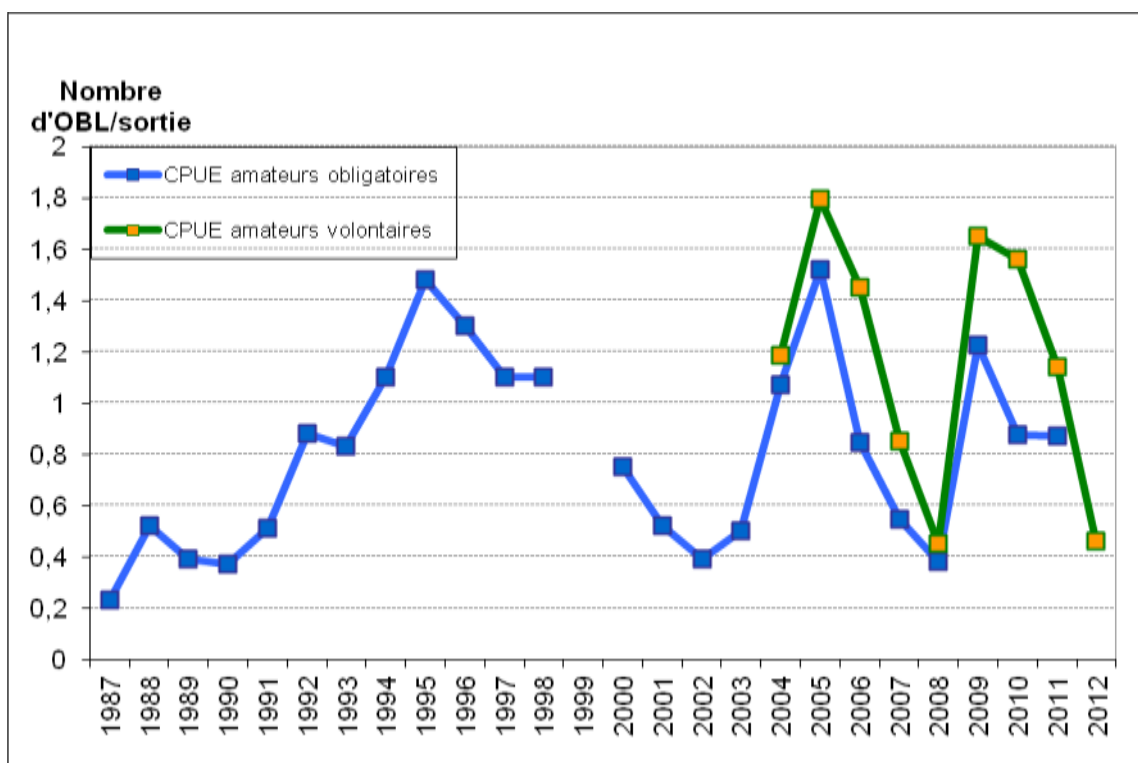


Figure 32 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2012

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 90 et les années 2000 (Fig. 33a). Au cours des 2 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. 33a). 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. Des CPUE basées sur les sorties dédiées à la capture du brochet sont calculables à partir des données recueillies auprès du

groupe de pêcheurs volontaires. On constate ainsi que, sur la chronique 2004-2012, les rendements de captures sont stables et varient autour d'2 brochets par sortie (Fig. 33b).

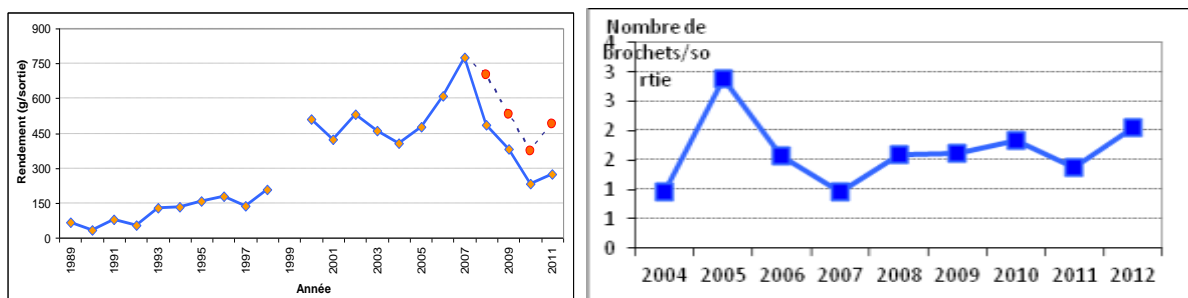


Figure 33 Rendements pondéraux des brochets (a) et numériques (b)

IV. Discussion

La diversité piscicole du lac apparaît 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. Le rendement de pêche pondéral est stable, plus de 10 kg/1000 m² et est proche de 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, 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 2010-2012. La population de lavaret est à nouveau présente en grande quantité comme l'atteste les statistiques de pêches (67 tonnes pour les professionnels en 2012 contre moins de 7 tonnes en 2005). Les juvéniles de l'année sont en diminution mais le faible nombre de poissons pêchés ne permet pas d'être affirmatif sur la baisse significative ou non du rendement. Le rendement de corégones adultes capturés par les pêches scientifiques continue de progresser. Les poissons âgés de 2 ans sont stables et des poissons de 3 ans apparaissent dans les pêches scientifiques. La pêche professionnelle comme amateur, exploite 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 nos pêches est difficile à interpréter avec rigueur (peu d'individus capturés) : sous échantillonnage ou baisse réelle ?

Le nombre de corégones capturés au cours de cette étude, une quarantaine, permet d'obtenir des informations plus précises que les années précédentes 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 échantillonné par la norme DCE (Decelières-Vergés et Guillard, 2008).

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. Néanmoins on observe :

- des populations de perche et de gardon à des niveaux hauts mais et 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). Les 4 campagnes de pêche scientifiques montrent une forte variation du rendement de capture en ce qui concerne les alevins de l'année alors que pour les perches adultes le rendement fluctue moins mais semble montrer une diminution progressive depuis le début du suivi. Cette diminution du rendement des adultes devra être surveillée afin de pouvoir maintenir un stock de géniteurs suffisants. Les données de densités obtenues par acoustique amplifient cette tendance, puisque en 2011 les densités apparaissent faibles (~ 700 individus.ha⁻¹ contre plus de 2300 individus.ha⁻¹ en 2010 alors qu'en 2012 les chiffres atteignent des valeurs supérieures à 7000 individus.ha⁻¹). Les différences observées par la pêche ne sont pas aussi significatives et montrent bien la nécessité d'avoir des approches conjointes afin d'avoir une image globale du peuplement (Yule *et al.*, 2013). 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 population de sandre dont les captures de la pêche professionnelle stagnent depuis 2005 autour de 200 kg semble être stable avec un niveau faible. 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 2012 a vu un nombre de brochets capturés équivalent à 2010 après une année faible en 2011 (18 contre 4 en 2005, 21 en 2010, 7 en 2011). La fluctuation des rendements entre 2005 et 2012 est davantage à relier à la capturabilité variable de cette espèce par les filets plutôt qu'à la variabilité du 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 moyen équivalent à 2010. 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.
- stabilisation de la population de grémille. Les rendements de capture ont doublé entre 2005 et 2010-11-12 mais sont stable depuis 3 ans.

- 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 2010 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.

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.

L'image du peuplement de poisson du lac du Bourget permet ainsi de confirmer les tendances d'amélioration de la qualité des eaux observées aux travers des autres indicateurs. Si les perturbations majeures subies par le lac du Bourget au cours des 50 dernières années ont été l'eutrophisation, qui semble 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 du 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 du Bourget. L'analyse croisée des études scientifiques et des suivis halieutiques (statistiques de pêche et échantillonnage des captures) donne la possibilité de vérifier la convergence des informations. Ces informations vont globalement dans le même sens, une amélioration de la qualité des eaux du lac. Déjà constaté sur les compartiments eau et plancton dans le cadre du suivi annuel du lac, cette amélioration est renforcée à présent par la réponse du compartiment biologique supérieur, le poisson, avec le retour 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 LES MACROINVERTEBRES ET SUR L'EVALUATION DE LA CAPACITE BIOGENIQUE GLOBALE

Depuis de nombreuses années le lac du Bourget fait l'objet d'un suivi scientifique réalisé par l'INRA, le CISALB et la CALB. Basé sur l'étude approfondie des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du compartiment pélagique ce suivi a été complété en 2012 par une analyse biologique du compartiment benthique (SOERE GLACPE), au travers de l'étude des communautés de macroinvertébrés benthiques.

I. Introduction

Les peuplements de macroinvertébrés benthiques, constitués de nombreux groupes taxonomiques occupant des niveaux trophiques variés (des consommateurs primaires aux grands prédateurs) et présentant une durée de vie aquatique d'au moins une année, sont hautement intégrateurs de l'ensemble des phénomènes physiques, chimiques et biologiques se déroulant dans la masse d'eau et dans les sédiments (Milbrink et al. 2002, Verneaux & Verneaux 2002). Ils tiennent également une place importante dans le fonctionnement trophique lacustre global assurant un couplage entre les réseaux trophiques pélagiques et benthiques. Ainsi les macroinvertébrés benthiques sont-ils, depuis longtemps, à la base de nombreuses typologies lacustres (Brundin 1949, Sæther 1979, Thienemann 1921, Wiederholm 1980) et de méthodes indicielles de caractérisation de la qualité biologique des lacs comme l'Indice Oligochètes Lacustres (IOBL, AFNOR NF T90-391), l'Indice MOLLusques (IMOL, Mouthon 1993) ou encore le Biotic Quality Index (BQI, Wiederholm 1980, Kansanen 1990).

L'application de ces typologies et méthodes indicielles ayant montré, dans certains lacs, une inadéquation des interprétations trophiques proposées (Verneaux 1996) ou un manque de sensibilité des méthodes basées sur un unique groupe taxonomique échantillonné en zone profonde, le laboratoire Chrono-Environnement a développé une nouvelle méthode indicielle de caractérisation biologique des lacs (l'Indice Biologique Lacustre, IBL) prenant en compte l'ensemble des macroinvertébrés benthiques dont la distribution bathymétrique est interprétée en tant que résultante fonctionnelle (Verneaux et al. 2004b).

En 2011, les IBLs du lac d'Annecy et du lac Léman ont également été déterminés et une comparaison des résultats obtenus sur ces 3 grands lacs périalpins est incluse dans ce rapport.

II. Matériels et méthodes

II.1. Descriptif du protocole de l'IBL

I.1.1. Principe et fondements

L'Indice Biologique Lacustre (IBL) est une méthode pratique d'évaluation de la capacité biogène d'un système lacustre. Il repose sur l'étude de la diversité et de la distribution bathymétrique des communautés

de macroinvertébrés vivant dans les sédiments, et plus particulièrement sur la réponse des peuplements aux caractéristiques chimiques et physiques de l'interface eau-sédiment notamment concernant la teneur en oxygène et le taux de matière organique (Verneaux et al. 2004a). Ces deux derniers descripteurs mésologiques sont les deux facteurs principaux influençant les communautés macrobenthiques (Prat 1978, Real & Prat 1991). Cette méthode IBL propose le calcul d'un indice compris entre 0 et 20 qui rend compte de la capacité biogène globale du système toutes causes confondues. Il est interprété selon deux niveaux ; un niveau quantitatif traduisant un potentiel biogénique et un niveau qualitatif traduisant une résultante fonctionnelle lacustre (capacité à transférer la matière organique aux consommateurs).

I.1.2. Protocole

Les substrats minéraux fins (plus ou moins organiques) sont prélevés à l'aide d'une benne Eckman modifiée qui permet de récolter les cinq premiers centimètres de sédiments. Les macroinvertébrés sont échantillonnés avant les émergences estivales de nombreuses espèces d'insectes. L'échantillonnage est réalisé à deux profondeurs :

- en zone littorale à 2 mètres de profondeur ($Z_l = 2\text{m}$) ;
- en zone profonde sur l'isobathe correspondant au 2/3 de la profondeur maximale ($Z_f = 0,66 Z_{\max}$).

Le nombre d'échantillons réalisés sur chaque isobathe est proportionnel à leur longueur L (en km) selon la formule adaptée aux grands lacs (Verneaux & Verneaux 2002) : $n = 1,5\sqrt{10 L}$. Chaque échantillon est constitué par le contenu de deux bennes Ekman en zone littorale et d'une benne en zone profonde.

Chaque échantillon est filtré sur le terrain dans un tamis de 250 μm de vide de maille et les refus de tamis sont conditionnés individuellement et additionnés de formol (concentration finale = 5%).

Au laboratoire les macroinvertébrés sont triés sous loupe binoculaire puis identifiés au genre pour la majorité des groupes taxonomiques, exceptés les Hydrozoaires, les Bryozoaires et les Hydracariens (Embranchement), les Nématodes (Classe), les Oligochètes (3 groupes ; Tubificidae avec soies capillaires, Tubificidae sans soies capillaires et autres oligochètes) et les Diptères autres que les Chironomidae (famille). Les identifications sont réalisées selon l'ouvrage de Tachet et al. (2003). L'identification générique des Chironomidae, plus complexe, nécessite un montage entre lame et lamelle puis une observation en microscopie. L'ouvrage d'identification utilisé est celui de Wiederholm (1983). Les identifications et les comptages permettent d'établir un répertoire taxonomique par profondeur.

Les résultats de l'IBL sont présentés sous la forme d'un tableau récapitulatif des descripteurs, sous-indices et indice IBL établis à partir du répertoire taxonomique obtenu à chaque profondeur.

I.1.3. Calcul de l'indice IBL

L'Indice Biologique Lacustre intègre cinq descripteurs :

- v_l : richesse taxonomique littorale correspondant au nombre de taxons collectés à Z_l ;
- d_l : densité littorale correspondant au nombre d'individus par m^2 à Z_l ;
- v_f : richesse taxonomique profonde c'est-à-dire à $Z_f = 0,66 Z_{\max}$;
- k : coefficient de correction du déficit taxonomique relatif entre Z_l et Z_f $k = (0,033 v_l) + 1$;

- q1 : sténoécie de la faune littorale. Un indice q1 est attribué à divers taxons (Tableau I) et décroît de 1 à 0,1 avec l'augmentation du niveau de tolérance du taxon retenu, celui-ci étant le taxon de plus faible niveau de tolérance ayant un pourcentage d'occurrence d'au moins 50% des échantillons littoraux.

Tableau I Indice de sténoécie des taxons repères de la zone littorale des lacs.

Les taxons sont classés dans un ordre décroissant de sténoécie.

q1	Taxons repères (occ ≥ 50% n1)
1	<i>Ephemera</i> – <i>Paratendipes</i> – <i>Heterotrissocladius</i> – chaque genre de Plécoptères
0,9	Chaque genre de Trichoptères et Ephéméroptères exceptés <i>Ephemera</i> et <i>Caenis</i>
0,8	Chaque genre de Diamesinae et Orthoclaadiinae exceptés <i>Cricotopus</i> (sensu lato) et <i>Heterotrissocladius</i> – Chaque genre de Tanytarsini exceptés <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> et <i>Tanytarsus</i>
0,7	Chaque genre de Tanypodinae exceptés <i>Procladius</i> et <i>Tanypus</i> – Chaque genre de Chironomini exceptés <i>Paratendipes</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> et <i>Chironomus</i>
0,6	<i>Sialis</i> , <i>Pisidium</i> , <i>Cladotanytarsus</i> , <i>Paratanytarsus</i> , <i>Tanytarsus</i> et <i>Prodiamesinae</i>
0,5	<i>Caenis</i> , <i>Tanypus</i> , <i>Dicrotendipes</i> , <i>Glyptotendipes</i> , <i>Tribelos</i> , <i>Cricotopus</i> (sensu lato)
0,4	<i>Chironomus</i> , <i>Procladius</i>
0,3	Oligochètes exceptés Tubificidae
0,2	<i>Chaoborus</i> – Tubificidae sans soies capillaires
0,1	Tubificidae avec soies capillaires, Nématodes

Ces descripteurs permettent le calcul de deux sous indices, le sous-indice Biologique littoral et le sous-indice de Déficit faunistique, dont la combinaison donne l'IBL (Fig. 1).

- ✓ Bl : sous-indice biogénique littoral. Fortement corrélé à la minéralisation des eaux, il exprime le potentiel biogène du système (Verneaux et al. 1995, 2004).

$$Bl = (\sqrt{vl}) * (ln dl)$$

- ✓ Df : sous-indice de déficit taxonomique. Il rend compte de la régression de la variété taxonomique avec l'augmentation de la profondeur. Corrélé aux conditions d'oxygénation des eaux profondes sur un cycle annuel et aux teneurs en matière organique des sédiments, il est interprété en tant que résultante fonctionnelle du système.

$$Df = (\sqrt{((k*vf)/vl)}) * q1$$

Ce sous-indice prend également en compte la sténoécie de la faune littorale (q1) afin de discriminer les lacs ayant une régression faunistique très faible. En effet, ceux-ci peuvent être caractérisés soit par des conditions mésologiques optimales en zone profonde soit par des conditions mésologiques très contraignantes dès la zone littorale. Dans ce dernier cas, seuls sont présents dans le peuplement littoral des taxons euryèces (q1 faibles).

- ✓ IBL : Indice Biologique Lacustre. Cet indice fournit une note entre 0 et 20 au système étudié.

$$IBL = 2,5 \sqrt{(BI * Df)}$$

Il représente la capacité biogénique du système lacustre toutes causes confondues (Verneaux et al. 2004b) autrement dit, il exprime son aptitude ou non à produire de la macrofaune consommatrice benthique et à la conserver avec la profondeur. Il permet également de définir la résultante fonctionnelle du système, *i.e.* sa capacité à transférer la matière organique au sein des réseaux trophiques.

III. Application de l'IBL au lac du Bourget

Le protocole IBL a été appliqué au lac du Bourget les 10 et 11 mai 2012 (Tableau II).

Tableau II Caractéristiques de l'échantillonnage des macroinvertébrés sur le lac du Bourget.

	Zl	Zf	Zmax
Profondeur (m)	2	96-100	145
L isobathes (km)	42	30	Non déterminée
n échantillons	nl=11	nf=9	n _{Zmax} =1
n benne/échantillon	2	1	1
Surface échantillonnée (m ²)	0,462	0,189	0,021

Dans le lac du Bourget une isobathe supplémentaire a été prospectée correspondant à la profondeur maximale du lac (Zmax = 145m). Les échantillons sont répartis sur l'ensemble de chaque isobathe d'après la carte ci-dessous.

III.1. L'indice Biologique lacustre

Le répertoire taxonomique établi sur le lac du Bourget permet de déterminer les sous-indices puis le calcul de l'IBL (Tableau III).

Tableau III Descripteurs des peuplements de macroinvertébrés benthiques, valeurs des sous-indices et de l'indice biologique lacustre résultant, obtenus sur le lac du Bourget. vl : richesse taxonomique littorale, dl : densité (ind/m²), BI : sous-indice Biogénique littoral, ql : indice de sténoécie de la faune littorale, k coefficient de correction, vf : richesse taxonomique profonde, Df : sous-indice de Déficit faunistique, IBL : Indice Biologique Lacustre.

	vl	dl	BI	ql/1	k	vf	(k*vf)/vl /1	Df/1	IBL/20
Bourget	61	12139	73,5	0,8	3,013	10	0,5	0,56	16

La richesse taxonomique ainsi que la densité du peuplement de macroinvertébrés en zone littorale sont particulièrement élevées conduisant à une forte valeur du sous-indice BI. La perte de richesse taxonomique avec la profondeur est nettement supérieure à celle attendue selon le modèle de régression faunistique proposé dans l'IBL ($k*vf/vl < 1$) et le taxon repère en zone littorale ne présente pas une sténoécie très importante ($ql < 1$). Ainsi, le sous-indice de Déficit taxonomique est-il assez faible ($Df = 0.56/1$). L'indice biologique lacustre résultant (16/20) est cependant assez élevé, la faible valeur de Df étant compensée par la très forte valeur de BI.



Carte I répartition des stations d'échantillonnage

III.2. Composition des peuplements littoraux et profonds

Le peuplement littoral de macroinvertébrés benthiques du lac du Bourget est largement dominé numériquement par les Annélides Oligochètes et les Diptères Chironomidae qui totalisent plus de 75% de la densité macrobenthique (Fig. 1a). Les Mollusques Bivalves, dominés par deux espèces invasives (*Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*) représentent près de 18% de la densité du peuplement. Les groupes taxonomiques les plus sténoèces (Trichoptères, Ephéméroptères) montrent en revanche des densités et des occurrences très faibles à l'exception du genre *Caenis* (densité > 350 ind.m⁻², présent dans 82% des échantillons littoraux), genre d'Ephéméroptère thermophile et saprophyte. L'indice de Diversité de Shannon est assez élevé ($H'=3,8$) et l'équitabilité est supérieure à 0,5/1 ($E= 0,6/1$).

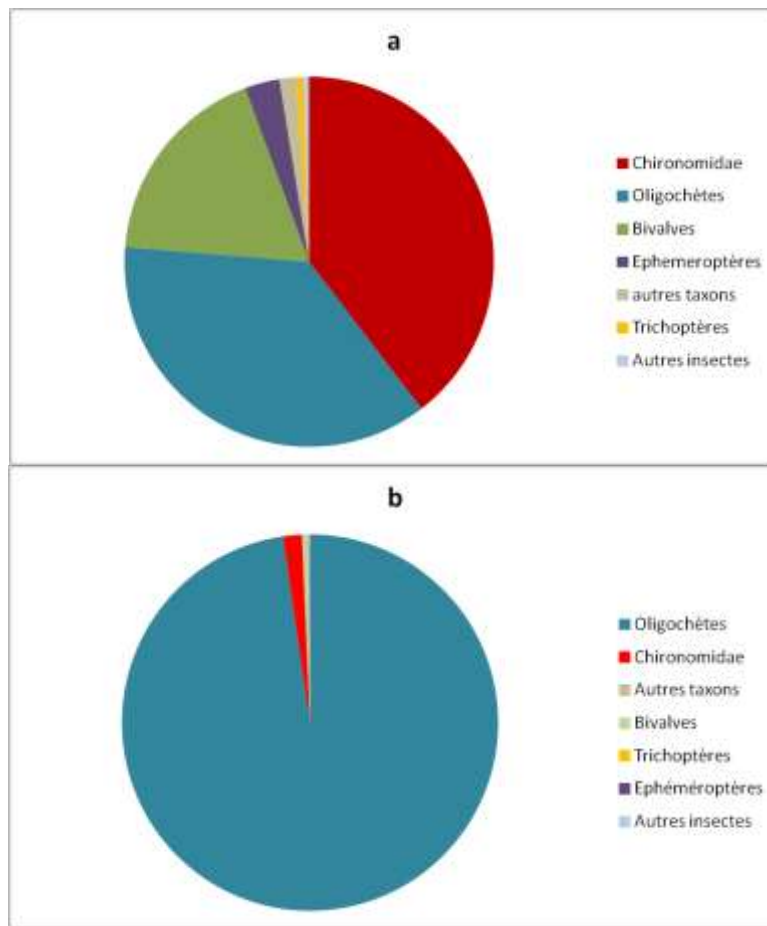


Figure 1 Densités relatives des différents groupes taxonomiques composant le peuplement littoral (a) et profond (b) du lac du Bourget

Dans le peuplement chironomidien littoral les genres considérés comme indicateurs des conditions d'oxygénation (Quinlan & Smol 2001) sont essentiellement moyennement oxyphiles (*Polypedilum*, *Psectrocladius*, *Cladotanytarsus*, Fig. 2). Ils représentent plus de 70% de la densité des taxons indicateurs et leurs optimums d'oxygénation se situent entre 3 et 4 mg^l⁻¹ (Quinlan 2001).

Parmi les genres chironomidiens littoraux considérés comme indicateurs des niveaux trophiques des milieux (Luoto 2011) dominent les genres dont les préférendums habitationnels sont mésotrophes (10 µg^l⁻¹ < Phosphore total < 35 µg^l⁻¹) (Fig. 3).

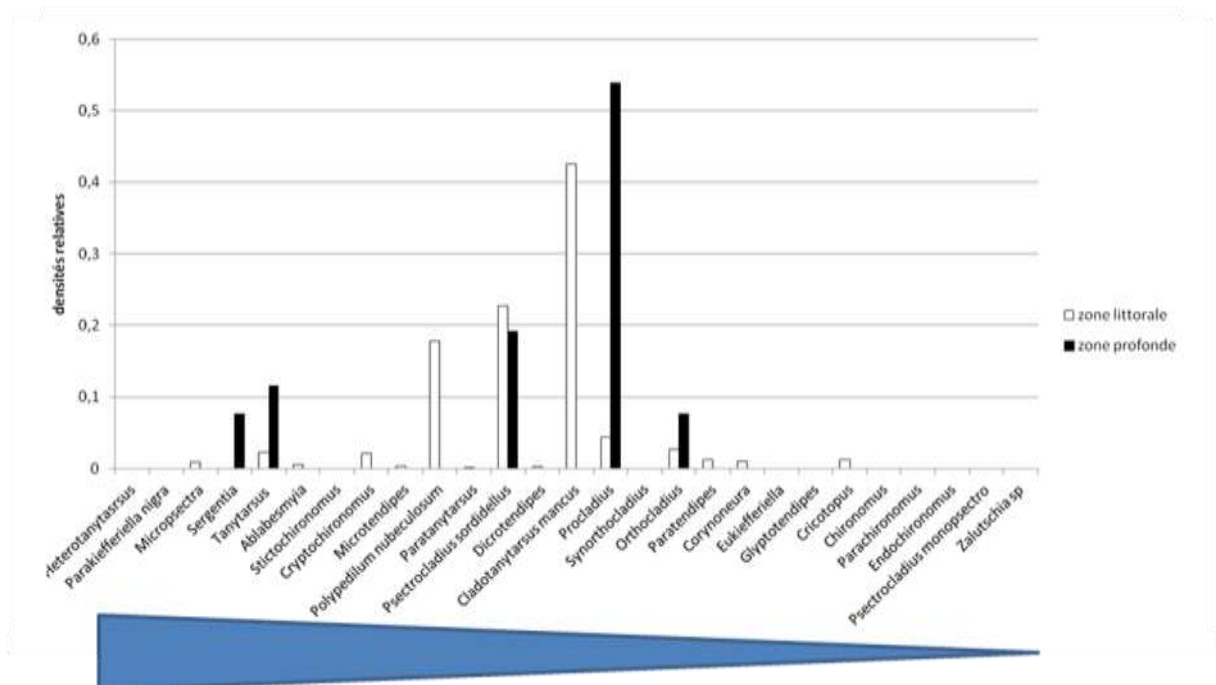


Figure 2 Densités relatives des genres chironomidiens indicateurs présents dans les peuplements littoraux et profonds et classés dans un ordre décroissant d'oxyphilie (Quinlan & Smol 2001)

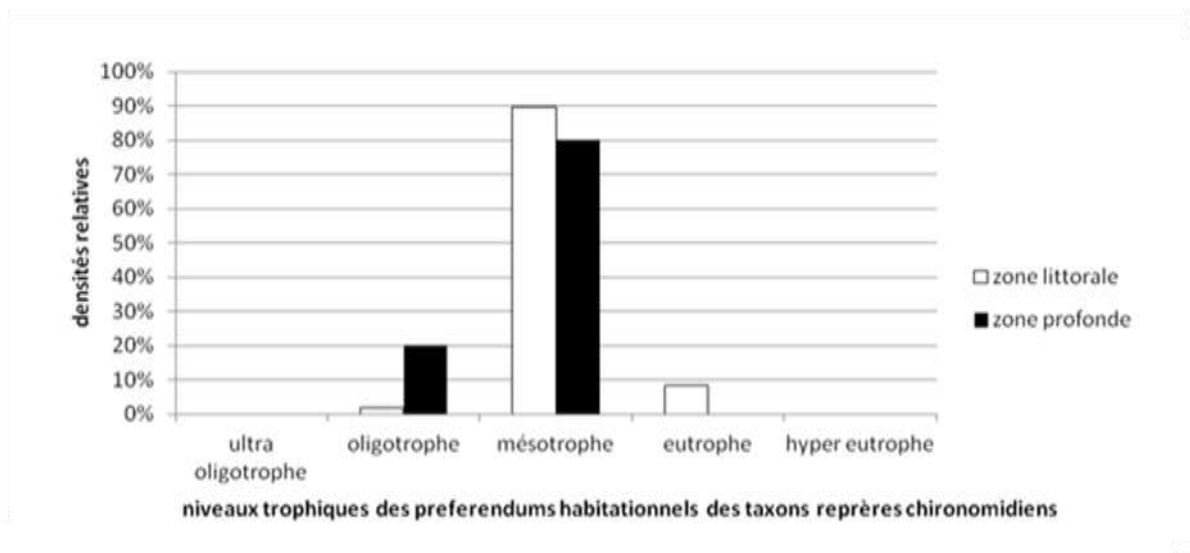


Figure 3 Répartition des densités relatives des taxons chironomidiens indicateurs en fonction des niveaux trophiques de leur préférendus habitationnels (Luoto 2011)

Dans la zone profonde, entre 96 et 100 m, les Annélides Oligochètes totalisent 98% de la densité des macroinvertébrés benthiques (Fig. 1b) et sont essentiellement représentés par les Tubificidae à soies capillaires (78% de la densité des Oligochètes). La diversité de Shannon est faible ($H'=1,2$) ainsi que l'équitabilité ($E=0,3$).

Le peuplement chironomidien est particulièrement peu dense à cette profondeur (139 ind.m^{-2}). Les genres chironomidiens indicateurs de l'oxygénation des eaux les plus abondants (70% des effectifs des genres indicateurs) sont peu oxyphiles (optima inférieurs à 4 mg l^{-1}) et un grand nombre de genres

moyennement oxyphiles (optima entre 3 et 5 mg^l⁻¹) sont absents du peuplement profond. On note toutefois la présence, en densité très faible (10 ind.m⁻²) du genre *Sergentia* dont l'optimum d'oxygénation est supérieur à 5 mg^l⁻¹. Tout comme en zone littorale les genres considérés comme indicateurs des niveaux trophiques sont dominés par les genres dont les préférendums habitationnels sont mésotrophes (Fig. 3). L'apparente augmentation, entre la zone littorale et la zone profonde, des effectifs relatifs des genres à préférendums oligotrophes n'est en fait qu'un artéfact d'une forte diminution des effectifs chironomidiens profonds parmi lesquels seuls un très petit nombre de genre sont répertoriés comme indicateurs de niveau trophique des milieux (Luoto 2011). En zone profonde les genres chironomidiens indicateurs ne représentent que 10 individus au total.

A la profondeur maximale du lac, un effectif très faible (3 individus, 2 Oligochètes et 1 Chironomidae) récolté dans l'unique échantillon prélevé ne permet pas d'analyser la composition du peuplement à cette profondeur. Il semble qu'à la profondeur maximale du lac le peuplement macrobenthique soit particulièrement pauvre.

III.3. Interprétation des résultats

L'indice Biologique Lacustre permet de caractériser les lacs selon deux niveaux : un niveau quantitatif au travers du sous-indice Biogénique littoral (Bl) et un niveau qualitatif par le sous-indice de Déficit taxonomique (Df) (Fig. 4).

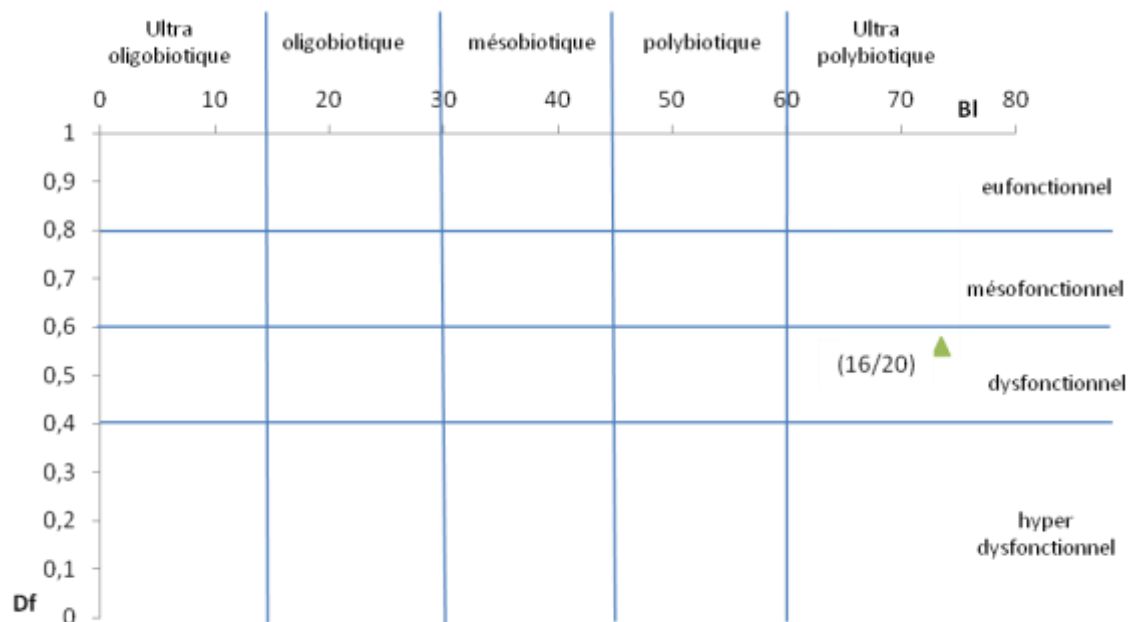


Figure 4 Positionnement du lac du Bourget dans le graphique d'interprétation de l'IBL. Bl : sous-indice Biogénique littoral, Df : sous-indice de déficit taxonomique

Le lac du Bourget avec un IBL de 16/20 présente une assez bonne capacité biogénique globale. Cette capacité biogénique globale résulte d'un très fort potentiel biogène (Bl) qui compense une faible valeur du déficit taxonomique (Df).

Le très fort potentiel biogène du lac du Bourget (BI>60) traduit sa très forte capacité à produire des consommateurs macroinvertébrés benthiques lorsque les conditions mésologiques sont les moins contraignantes (zone littorale). Le lac est alors qualifié de lac ultra polybiotique. En effet la densité et la richesse taxonomique du peuplement littoral sont particulièrement élevées (plus de 12 000 ind. m⁻² et plus de 60 taxons).

Dans les lacs dont la morphologie est de type LP (lacs profonds à zone littorale développée, Circulaire DCE n° 2005-11) et dont la zone littorale ne présente pas de perturbation (ql ≥ 0,9, présence d'un taxon très sténoèce dans au moins 50% des échantillons littoraux), le potentiel biogénique lacustre est très corrélé linéairement à la minéralisation des eaux (Fig. 5).

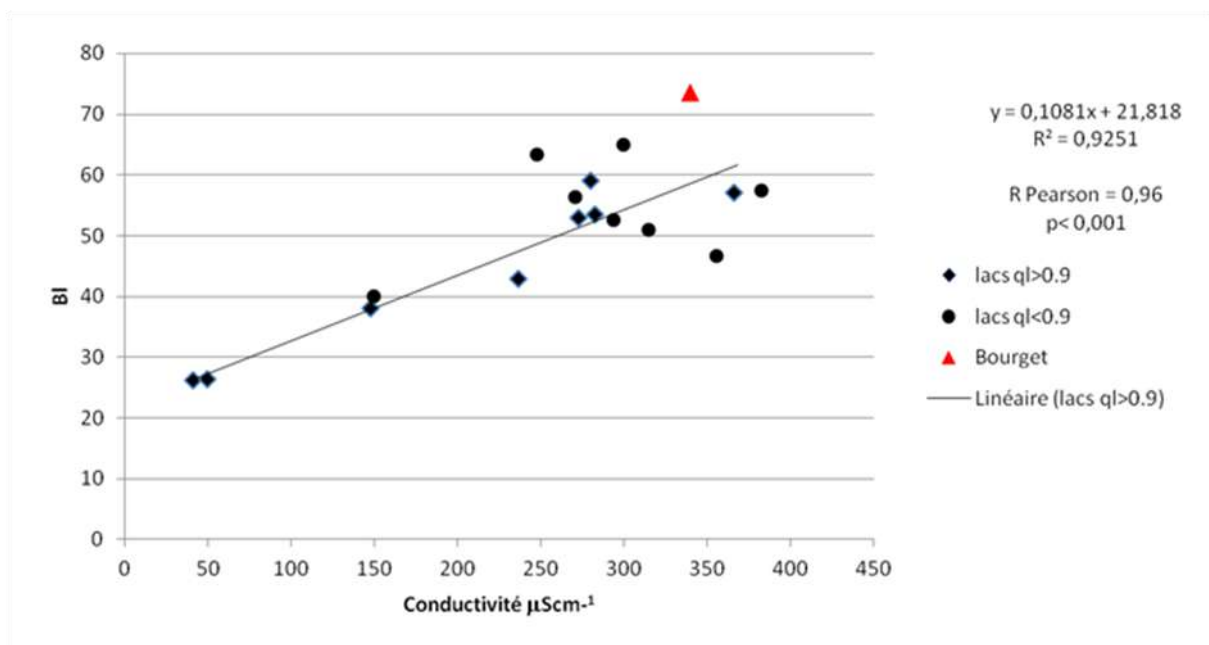


Figure 5 Relation entre la conductivité des eaux et le potentiel biogénique lacustre (BI) pour 8 lacs ne présentant pas de perturbation en zone littorale (losanges), 9 lacs présentant une perturbation dès la zone littorale (cercles pleins) et pour le lac du Bourget (triangle rouge)

Des perturbations habitationnelles et/ou fonctionnelles, affectant la sténoécie des peuplements littoraux (ql < 0,9) peuvent conduire à une divergence entre le potentiel biogénique attendu d'après la minéralisation des eaux et le potentiel biogénique évalué (Fig. 5). Les perturbations peuvent engendrer soit des potentiels biogéniques plus faibles (perte de taxons conduisant à une faible richesse taxonomique et/ou une faible densité) soit des potentiels biogéniques supérieurs (prolifération de certains taxons induisant des densités très élevées, développement de taxons peu sténoèces).

Le très fort potentiel biogénique du lac du Bourget dépasse la valeur attendue d'après sa conductivité. Il existe probablement une perturbation de la zone littorale qui peut résulter d'un enrichissement en matière organique disponible pour les consommateurs dont les moins sténoèces montrent alors des densités élevées (Oligochètes, Mollusques Corbiculidae, certains Chironomidae). L'hypothèse d'une perturbation littorale est corroborée par l'évaluation de la sténoécie du peuplement littoral (valeur de ql) qui n'est pas maximale dans le lac du Bourget (ql = 0,8/1) et qui traduit l'absence de développement des taxons les plus sténoèces dans plus de 50% des échantillons littoraux. De plus le peuplement chironomidien littoral est essentiellement composé de taxons moyennement oxyphiles et eury-oxybiontes ce qui témoigne de

l'existence dès la zone littorale de phénomènes d'hypoxie au niveau des substrats minéraux fins. Bien que les taxons chironomidiens indicateurs de niveaux trophiques soient majoritairement à préférendums mésotrophes, on note en zone littorale la présence de taxons à préférendums eutrophes représentant 8% des effectifs des taxons indicateurs alors que les genres à préférendums oligotrophes ne représentent que 2% des effectifs.

Avec un $Df < 0,6/1$ le lac du Bourget est un lac qualifié de dysfonctionnel. Le lac présente un transfert de la matière organique au sein du réseau trophique non optimal qui se traduit par une accumulation de matière organique en zone profonde et des phénomènes de désoxygénation excessive de l'hypolimnion. Cela provoque une perte plus importante de taxons entre la zone littorale et la zone profonde ($k.vf/vl < 1$) que celle attendue selon le modèle de régression taxonomique proposé dans l'IBL. En effet le peuplement macrobenthique profond est presque exclusivement constitué par des Oligochètes Tubificidae avec soies capillaires. Ce groupe taxonomique est saprophile et comporte des espèces adaptées aux hypoxies sévères voire aux anoxies. Au niveau du peuplement chironomidien profond le dysfonctionnement du lac conduit à la quasi disparition de la faune chironomidienne alors dominée par des genres peu oxyphiles (*Procladius*, *Psectrocladius*). Bien que le peuplement chironomidien profond soit dominé par des genres à préférendums habitationnels mésotrophes, la présence de genres à préférendums eutrophes indique un taux de matière organique important.

L'ensemble des caractéristiques du peuplement littoral du lac du Bourget :

- potentiel biogénique supérieur au potentiel biogénique théorique
- très faible densité des groupes taxonomiques les plus sténoèces
- dominance des chironomidae peu oxyphiles
- présence de chironomidae des milieux eutrophes

indique qu'une quantité assez importante de matière organique, autochtone ou allochtone, s'accumule dans les substrats fins de la zone littorale du lac. Initiant des activités de consommation et de dégradation importantes cela conduit à l'apparition de conditions hypoxiques à l'origine de l'absence des taxons les plus sténoèces (Plécoptères, *Paratendipes*) ou de leur rareté (*Ephemera*, Trichoptères, Coléoptères).

Les caractéristiques du peuplement profond du lac du Bourget :

- richesse taxonomique faible
- Déficit taxonomique inférieur à $0,6/1$
- quasi disparition des Diptères Chironomidae
- dominance d'un seul taxon, saprophile et euryoxybionte (Tubificidae avec soies capillaires)

témoignent d'un dysfonctionnement du lac qui accumule de la matière organique non transférée au sein des réseaux trophiques et dont l'hypolimnion présente des hypoxies voire des anoxies.

IV. Analyse comparative des IBLs obtenus sur les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget

Les résultats IBL du lac du Bourget peuvent être comparés à ceux obtenus en 2011 dans le cadre du SOERE GLACPE sur les lacs d'Annecy et Léman (Tableau IV et Fig. 6). Dans le lac d'Annecy un échantillonnage supplémentaire, réalisé à $0,83 * Z_{max}$, permet de compléter la caractérisation de l'efficacité fonctionnelle du lac.

Tableau 4. Descripteurs des peuplements de macroinvertébrés benthiques, sous-indices et IBL obtenus dans les lacs du Bourget (2012), d'Annecy (2011) et Léman (2011). vl : richesse taxonomique littorale, dl : densité littorale (ind. m⁻²), BI : sous-indice Biogénique littoral, ql : sténoécie du taxon repère en zone littorale, k : coefficient de correction, vf : richesse taxonomique profonde, Df : sous-indice de Déficit taxonomique, IBL : Indice Biologique Lacustre, Df' : sous-indice de Déficit taxonomique calculé entre le littoral et 0.83*Zmax, IBL' : Indice Biologique Lacustre calculé avec Df'

	vl	dl	BI	ql/1	k	vf	(k*vf)/vl (/1)	Df/1	IBL/20
Bourget	61	12139	73,5	0,8	3,013	10	0,5	0,56	16
Annecy									
Zf =0.66 Zmax	51	4117	59,4	1	2,683	19	1	1	19
Zf' =0.83*Zmax					3,397	10	0,7	Df' = 0,8	IBL' = 17,5
Léman	49	10648	64,9	0,8	2,617	17	0,9	0,8	17,5

Des trois grands lacs périalpins étudiés, le lac du Bourget est celui dont la capacité biogénique globale (IBL =16/20) est la moins élevée alors que le lac d'Annecy présente une valeur IBL presque maximale (19/20).

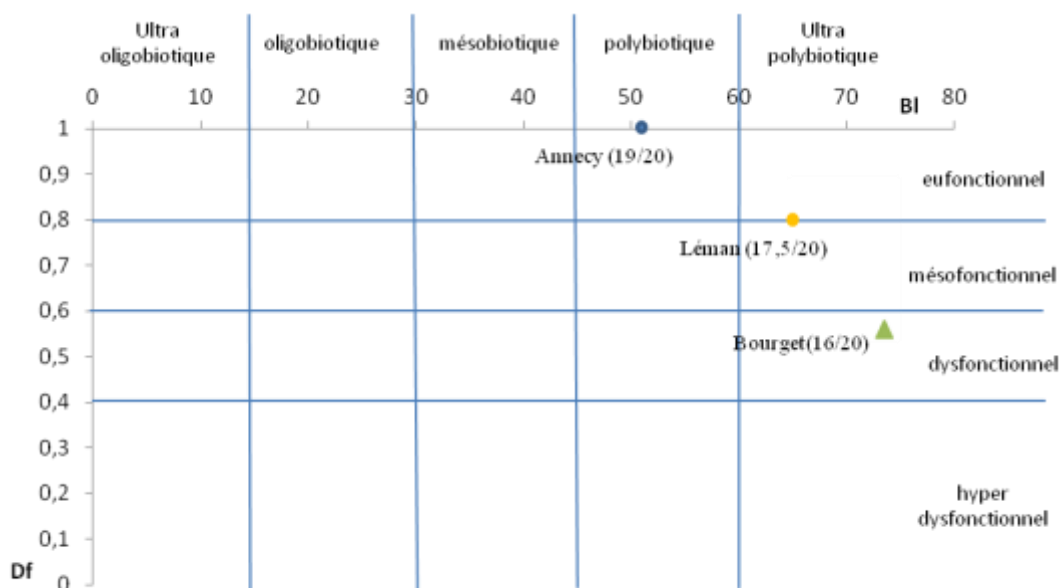


Figure 6 Positionnement des 3 grands lacs périalpins en fonction des sous-indices BI et Df (valeur de l'IBL)

Au niveau fonctionnel, le lac du Bourget est le seul à présenter un dysfonctionnement assez marqué ($Df < 0,6$) conduisant à le qualifier de lac ultra-polybiotique dysfonctionnel (Figure 6). Ce dysfonctionnement a un impact sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques observables dès la zone littorale ($ql < 1$, BI très élevé, prolifération de taxons peu sténoèces) et conduit à une disparition excessive de taxons en zone profonde ($k*vf/vl = 0,5/1$).

Le lac Léman (lac ultra-polybiotique méso-eufonctionnel) présente également une perturbation fonctionnelle (Fig. 7) cependant moins marquée ($Df = 0,8/1$) et dont les conséquences sur les macroinvertébrés benthiques semblent plus importantes en zone littorale ($ql < 1$, BI supérieur à BI théorique) qu'en zone profonde ($Df = 0,8/1$). Le peuplement littoral du lac Léman est en effet caractérisé par une

prolifération de taxons saprophiles et euryoxybiontes (Tubificidae à soies capillaires, Nématodes). Au niveau du peuplement chironomidien littoral on observe par comparaison avec des données datant de 1911 (Lods-Crozet & Lachavanne 1994) une augmentation de la richesse générique (Fig. 7a) par apparition de taxons moins oxyphiles (6c) dont les densités sont très élevées (Fig. 7b).

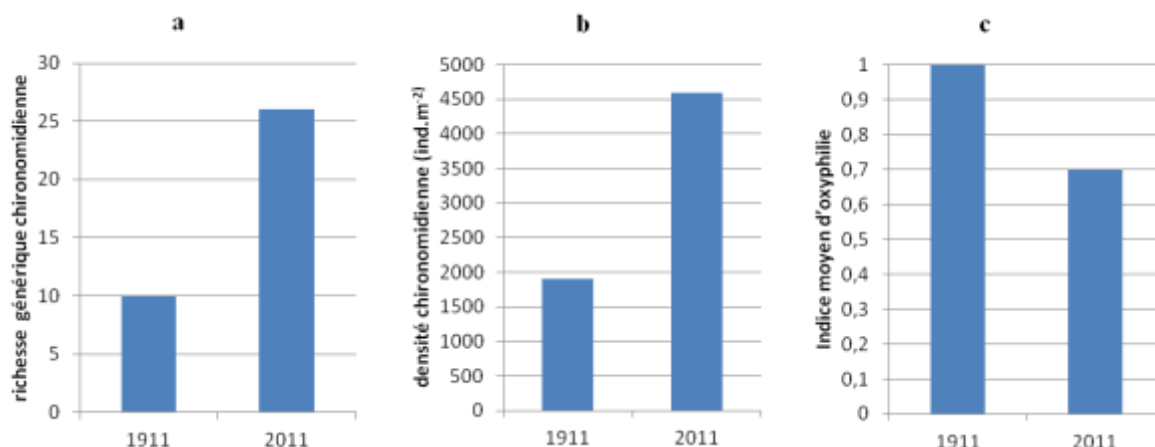


Figure 7 Comparaison de la richesse générique (a), de la densité (b) et de l'indice moyen d'oxyphilie (c) du peuplement chironomidien littoral du lac Léman étudié en 2011 et en 1911 (Lods-Crozet et Lachavanne 1994). Indice moyen d'oxyphilie = $[\text{Somme}_1^n (\text{optimum O}_2) \cdot \text{classe d'effectif relatif}/n]_{2011} / [\text{Somme}_1^n (\text{optimum O}_2) \cdot \text{classe d'effectif relatif}/n]_{1911}$, optimum O₂ des taxons d'après Quinlan & Smol (2001)

En zone profonde le léger dysfonctionnement est marqué par une disparition un peu excessive de taxons par rapport au modèle de régression taxonomique proposé dans l'IBL ($k_{vf}/v_l=0,9/1$). L'indice moyen d'oxyphile du peuplement chironomidien profond obtenu en 2011, par rapport à celui obtenu à partir des données de 1911, n'est que de 0,4/1. Cela montre une disparition des genres chironomidiens les plus oxyphiles, remplacés par des genres eury-oxybiontes. Malgré une dégradation des conditions d'oxygénation dans l'hypolimnion du lac Léman entre 1911 et 2011, les hypoxies semblent moins sévères et/ou moins prolongées que dans le lac du Bourget.

Dans le lac d'Annecy, l'application du protocole IBL met en évidence une très bonne capacité biogénique globale du lac (IBL=19/20) qui présente à la fois un fort potentiel biogénique (lac polybiotique) et un transfert optimal de la matière organique au sein des réseaux trophiques (lac eubiotique). En raison de la forme de la cuvette lacustre et de la proximité des isobathes littorale et profonde ($0,66 \cdot Z_{\text{max}}$) l'application du protocole strict ne permet de prospecter qu'un faible volume du lac. Un échantillonnage supplémentaire à une profondeur supérieure ($0,83 \cdot Z_{\text{max}}$) a été réalisé (3 échantillons de deux bennes Eckman) afin d'évaluer le déficit taxonomique (D_f') entre la zone littorale et $0,83 \cdot Z_{\text{max}}$ (Tableau IV). Le calcul de D_f' nécessite l'utilisation d'un coefficient de correction k supérieur (Verneaux et al. 1998). La valeur de D_f' (0,8/1) montre alors l'existence d'un léger dysfonctionnement dont l'impact est limité à la zone la plus profonde du lac ($Z < 0,66 \cdot Z_{\text{max}}$). Le manque d'efficacité des transferts au sein des réseaux trophiques semblent cependant diminuer depuis 1997 (Fig. 8) tant dans le grand lac que dans le petit lac d'Annecy. On note en effet dans les deux bassins une augmentation, à $0,83 Z_{\text{max}}$, des effectifs relatifs de certains taxons oxyphiles (*Micropsectra*, *Sergentia*, *Tanytarsus*) et surtout une diminution des effectifs relatifs des taxons les plus eury-oxybiontes (Oligochètes à soies capillaires, Nématodes).

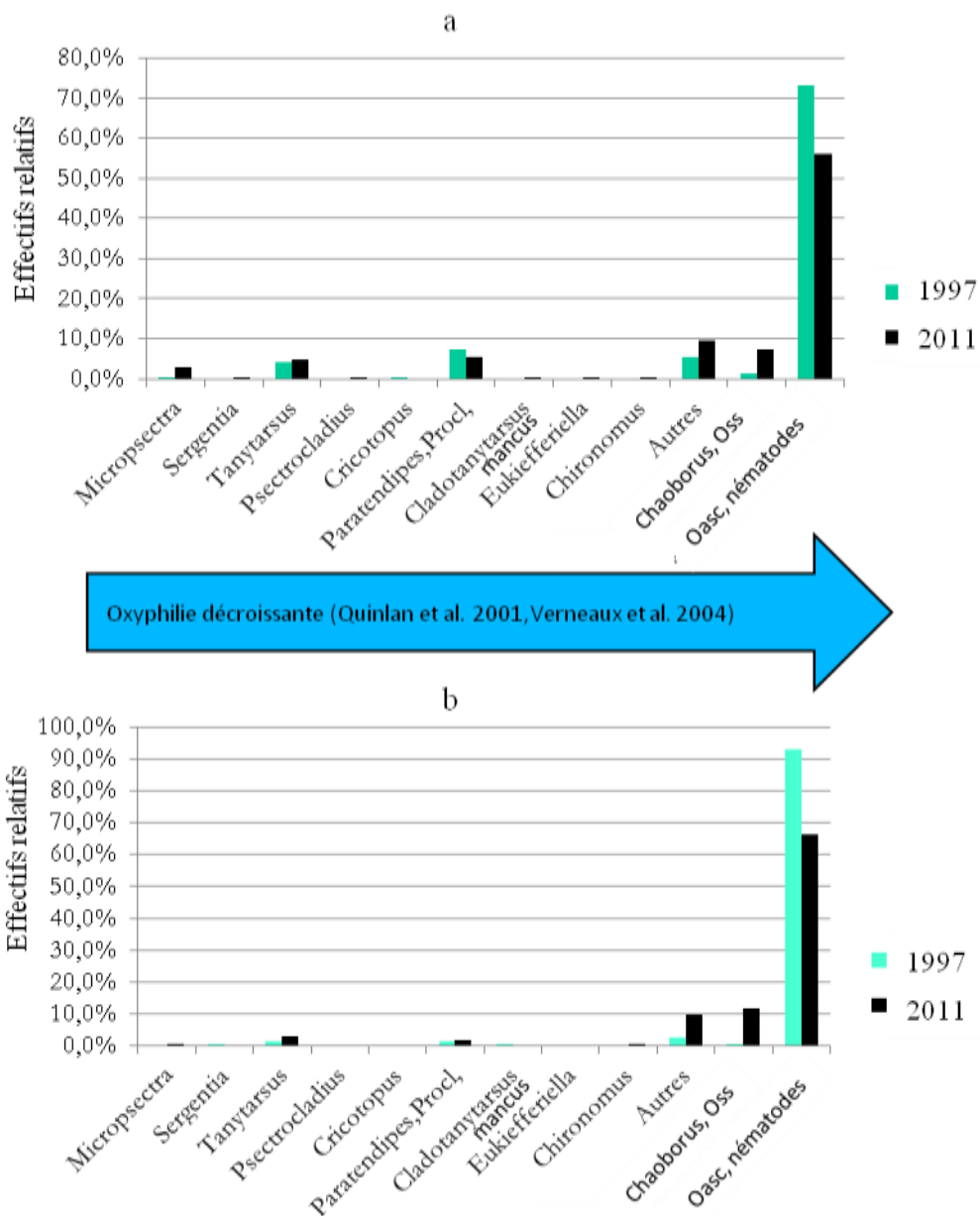


Figure 8. Comparaison, entre 1996 et 2011, de la répartition des effectifs des taxons macrobenthiques du grand lac (a) et du petit lac d'Annecy (b) en fonction de leur oxyphilie. Procl : *Procladius*, Oss : Oligochètes Tubificidae sans soies capillaires, Oasc : Oligochètes Tubificidae à soies capillaires

V. Conclusions

Avec un IBL de 16/20 de lac du Bourget présente la capacité biogénique globale la moins élevée des trois grands lacs périalpins étudiés. L'analyse des résultats IBL montre l'existence d'un dysfonctionnement affectant les macroinvertébrés benthiques dès la zone littorale (à 2 m de profondeur). Ce dysfonctionnement se traduit par un excès de matière organique et/ou des phénomènes d'hypoxie qui impactent les peuplements macrobenthiques de la zone littorale à la profondeur maximale du lac. Le lac du Bourget ayant aujourd'hui des concentrations en nutriments permettant de le qualifier de lac oligo-mésotrophe (Jacquet et

al. 2012, ce rapport), deux hypothèses peuvent être envisagées relatives à la nature de ce dysfonctionnement.

- Le lac du Bourget serait caractérisé, encore aujourd'hui, par de la matière organique dont la qualité ou la quantité ne sont pas en adéquation avec les capacités d'assimilation de ses réseaux trophiques (pélagiques et/ou benthiques), malgré une augmentation de la biodiversité (richesse taxonomique et densité) des consommateurs benthiques.
- Une augmentation des températures provoquerait une diminution de la dissolution de l'oxygène en zone littorale et une diminution de l'efficacité des brassages thermiques hivernaux à l'origine du maintien d'hypoxies sévères de l'hypolimnion malgré la réoligotrophisation du lac.

L'hypothèse d'un effet du seul réchauffement climatique, comme cause du dysfonctionnement actuel du lac du Bourget, n'est pas en accord avec les résultats d'études paléolimnologiques montrant une remarquable stabilité de la composition des peuplements chironomidiens profonds sur une période s'étendant de 400 ans avant JC jusqu'aux années 1910-1930, dates des premières disparitions des taxons les plus oxyphiles (Millet et al. 2010). En effet, un peuplement profond composé de genres oxyphiles à préférendums habitationnels oligotrophes (*Micropsectra*, *Paracladopelma*, *Macropelopia*) s'est maintenu pendant plus de 2000 ans alors que cette période a été marquée, dans les Alpes (Millet *et al* 2009), par des variations climatiques importantes dont l'Optimum Climatique Médiéval (vers l'an 1000) caractérisé par un réchauffement similaire à celui observé actuellement.

Cependant une implication du réchauffement climatique ne peut être totalement exclue mais son impact sur l'oxygénation serait alors conditionné à l'existence d'un contexte d'inadéquation entre la matière organique disponible pour les consommateurs et la capacité d'assimilation de cette dernière par les réseaux trophiques (hypothèse 1). L'existence d'une quantité de MO importante dans les sédiments dès la zone littorale suggère que l'excès organique benthique actuel ne témoigne pas seulement d'un phénomène d'hystérèse mais probablement également l'existence de productions et/ou d'apports organiques actuellement non assimilés.

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 par le service Environnement-Santé de l'ARS Rhône Alpes-DT73.

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 2012, 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 est le cas pour le lac du Bourget).

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

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

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

- des « limites de qualité » pour les paramètres microbiologiques ou chimiques dont la présence dans l'eau peut induire des risques sanitaires à plus ou moins long terme ;
- des « références de qualité » pour les paramètres indicateurs du fonctionnement des installations ou pour certains paramètres chimiques pour lesquels les risques sanitaires induits ne sont 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 Prévention et Santé publique / Les dossiers santé 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 2012 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100 % après traitement. L'eau peut être qualifiée de peu dure avec des valeurs de TH égales à 15 ou 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 à une concentration de 0,03 µg/l. Concernant la recherche des microcystines (toxines produites par certaines cyanobactéries), aucune présence n'a été détectée dans l'eau distribuée en 2012.

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 2012 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 15 et 16° F ; elle contient peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2 et 8 mg/l, la présence de pesticides à des concentrations inférieures à la limite de qualité a été détectée dans l'eau brute du pompage en 2012, notamment la présence d'atrazine à une concentration de 0,02 µg/l. Concernant la recherche des microcystines, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée en 2012.

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 2012 avec un pourcentage de conformité mesuré à 100 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 15 et 16° F ; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2 et 4 mg/l. Concernant les pesticides, aucune présence de molécules de pesticides n'a été détectée en 2012 dans l'eau eau brute ni dans l'eau distribuée. 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 distribuées en 2012 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, la simazine ou le terbuthylazine ainsi que de leurs produits de dégradation (déséthyl-atrazine, atrazine-déisopropyl, terbuthylazine-déséthyl,...). 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, et juin 2004 pour le terbuthylazine.

Cette année aucune présence de toxines de cyanobactéries n'a été détectée dans l'eau de consommation humaine.

II. Qualité des eaux de baignade

II.1. Eléments concernant le contrôle sanitaire

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

Chaque résultat pris isolément informe sur le niveau de qualité de la baignade au moment du prélèvement. L'interprétation statistique de l'ensemble des résultats obtenus au cours 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>

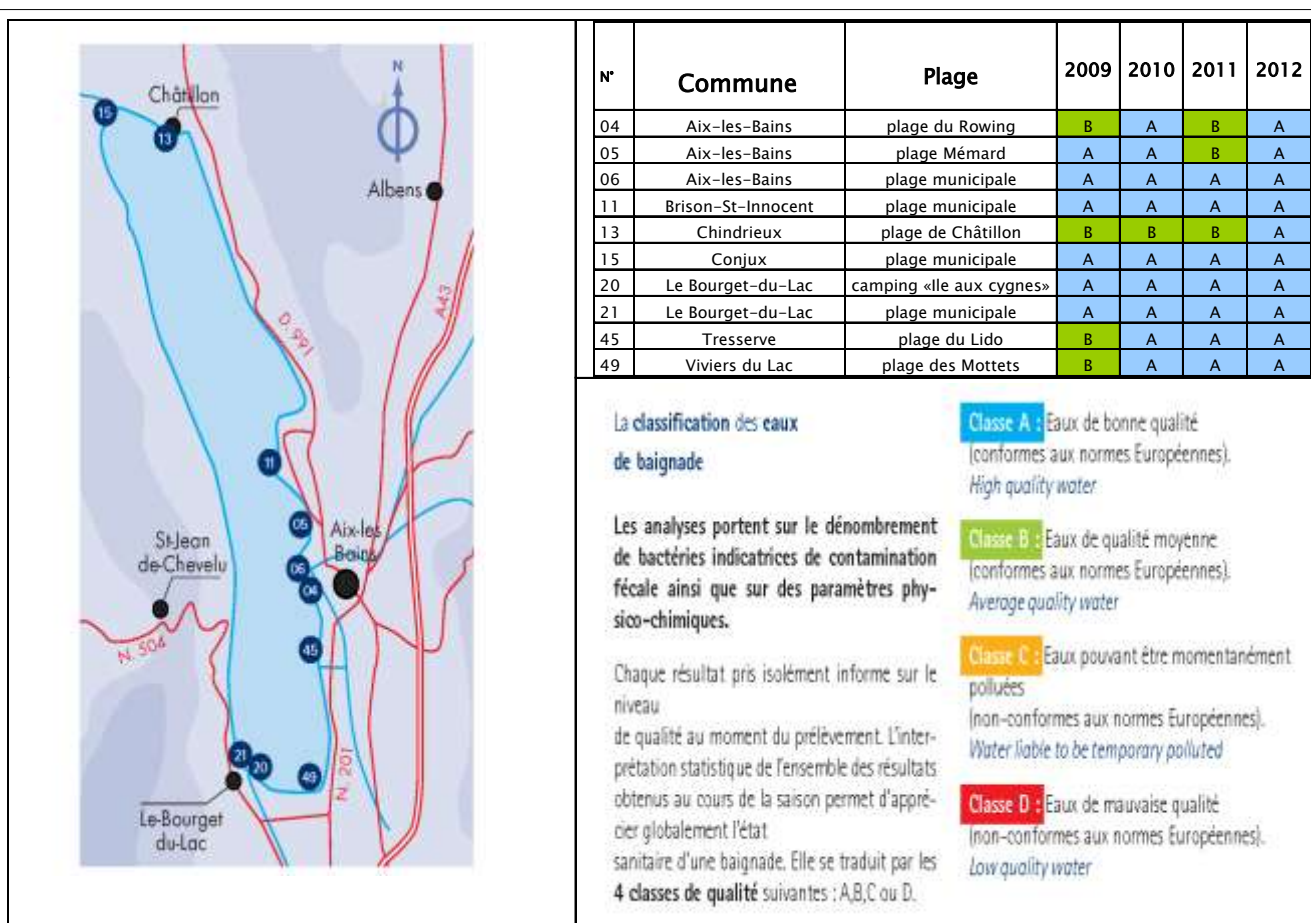
II.3. Conformité des plages du lac du Bourget

Le bilan de la qualité des plages du lac du Bourget de 2009 à 2012 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 2012, l'eau a été de bonne qualité pour les 10 baignades surveillées du lac du Bourget. On constate notamment qu'entre 2011 et 2012, 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 pendant les 4 dernières années où les concentrations en Phosphore ont chuté de manière importante et se sont maintenues à des concentrations faibles, réduisant considérablement la teneur en chlorophylle *a* et la biomasse phytoplanctonique.

La cyanobactérie *Planktothrix rubescens* a presque complètement disparu (quelques filaments ayant été comptés en 2012, à quatre dates, avec concentrations n'excédant pas 187 cellules.mL⁻¹) et la composition phytoplanctonique a été considérablement modifiée avec l'augmentation marquée de la proportion des formes nanoplanctoniques et d'espèces mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes. Toutefois, même si aucune cyanobactérie toxique n'a été détectée en 2012, l'observation du développement de certaines espèces encore typiques de milieux riches appelle à ce que la vigilance reste de mise.

2010 semble avoir été l'année charnière quant au statut trophique du lac du Bourget et les deux années 2010 et 2012 présentent bon nombre de points communs. En 2012, les concentrations en P_{tot} et P-PO₄ se situent respectivement vers 14 et 10 µgP/L, transparence et chlorophylle attestent d'un état restauré, la disparition de *P. rubescens* et l'importance relative de formes phytoplanctoniques mixotrophes et/ou de petite taille abondent et enfin la concentration du zooplancton font que le statut du lac est bien de type oligo-mésotrophe. Les valeurs 2012 replacées dans le tableau de classification des écosystèmes d'eau douce vis-à-vis de leur degré d'eutrophication suivant l'OCDE permet de s'en convaincre :

Statut trophique	TP (moy) (µg/l)	Chl a (moy) (µg/l)	Chl a (max) (µg/l)	Secchi (moy) (m)	Secchi (min) (m)
Ultra-oligotrophe	<4	<1	<2.5	>12	>6
Oligotrophe	<10	<2.5	2.5-8	>6 7,4	>3 3,4
Mesotrophe	10-35 14	2.5-8 3,6	8-25 10	6-3	3-1.5
Eutrophe	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7
hypereutrophe	>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 2010-20120. Il constitue sans nul doute un bon indicateur des changements en cours et à venir.

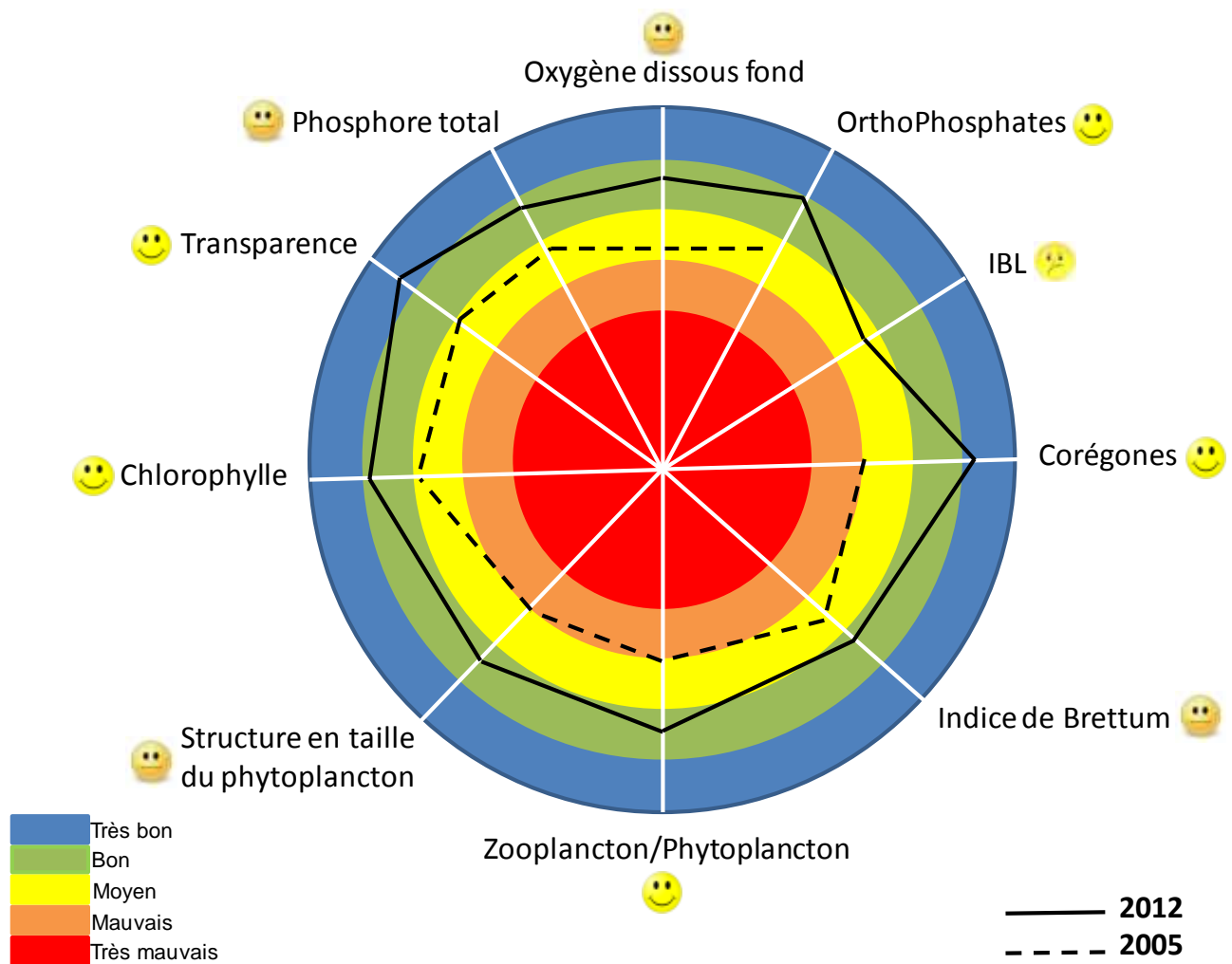
La concentration du zooplancton n'a jamais été aussi élevée et la dynamique saisonnière des microcrustacés aura révélé une dynamique qui reste caractéristique des lacs oligo-mésotrophes (bien que faiblement bimodale), allant dans le sens d'une amélioration significative de la qualité du lac du Bourget. 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 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, 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, situé au sommet de la pyramide trophique, 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.

Si les communautés pélagiques traduisent la bonne à très bonne qualité des eaux du lac du Bourget, l'analyse des macroinvertébrés benthiques en zones littorale et profonde révèle que le lac n'a pas encore atteint un état fonctionnel optimal. En effet la faible diversité du peuplement de macroinvertébrés et une note IBL de 16/20 (contre 19/20 au lac d'Annecy) suggèrent que le lac du Bourget produirait ou recevrait de la matière organique dont la qualité ou la quantité ne sont pas en adéquation avec les capacités d'assimilation de ses réseaux trophiques (pélagiques et benthiques). Un manque d'efficacité des transferts vers les niveaux trophiques supérieurs (peuplements piscicoles) pourrait-être envisagé et il sera donc intéressant/important de pouvoir effectuer une analyse régulière des abondances et diversité de ce peuplement qui laisse à penser que domaines pélagique et benthique n'ont pas encore suivi le même type d'évolution.

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 10 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 2012, comparativement à 2005.



Le lac du Bourget, longtemps mésotrophe strict, 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 ?). Depuis 2010, son statut écologique pélagique peut être qualifié d'oligo-mésotrophe.

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 T90-391. Qualité de l'eau, détermination de l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL).
- 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.
- Bertoni R, Callieri C, Corno G, Rasconi S, Caravati E, Contesini M. 2010. Long-term trends of epilimnetic and hypolimnetic bacteria and organic carbon in a deep holo-oligomictic lake. Hydrobiol. 644:279-287.
- Beutler M, Wiltshire KH, Meyer B, Moldaenke C, Lüring C, Meyerhöfer M, Hansen UP, Dau H. 2002. A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. Photosynth. Res. 72:39-53.

- 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).
- Bonilla S, Aubriot L, Soares MCS, González-Piana M, Fabre A, Huszar VL, Lüring M, Antoniadis D, Padisák J, Kruk C. 2012. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiol. Ecol.* 79:594–607.
- 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.
- Briand JF, Leboulanger C, Humbert JF, Bernard C, Dufour P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid- latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming ? *J. Phycol.* 40:231-238.
- 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.
- Callieri C, Stockner G. 2002. Freshwater autotrophic picoplankton: a review. *J. Limnol.* 61:1-14.
- Campton P. 2007. Diagnostic de la gestion de la perche (*Perca fluviatilis*) au lac du Bourget. *Rapp. CISALB*, 27 p.
- Catherine A, Escoffier N, Belhocine A, Nasri AB, Hamlaoui S, Yéprémian C, Bernard C, Troussellier M. 2012. On the use of the FluoroProbe®, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. *Wat. Res.* 46:1771-84.
- 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-Vergès 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, Vergès 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.
- Dokulil M, Teubner K. 2008. A comparison of phytoplankton size-fractions in Mondsee, an alpine lake in Austria: distribution, pigment composition and primary production rates. *Aquat. Ecol.* 42:379-389.
- 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.
- Elser JJ. 1999. The pathway to noxious cyanobacteria blooms in lakes: the food web as the final turn. *Freshw. Biol.* 42:537-543.
- Elser JJ, Sterner RW, Galford AE, Chrzanowski TH, Findlay DL, Mills KH, Paterson MJ, Stainton MP, Schindler DW. 2000. Pelagic C:N:P stoichiometry in a eutrophied lake: Responses to a whole-lake food-web manipulation. *Ecosystems* 3:293-307.
- 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., Poulénard 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.
- Gulati R, De Mott W. 1997. The role of food quality for zooplankton: remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities. *Freshw. Biol.* 38:753-768.
- Haupt F, Stockenreitter M, Boersma M, Stibor H. 2012 Initial size structure of natural phytoplankton communities determines the response to *Daphnia* diel vertical migration. *J. Limnol.* e13.
- 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, Kerimoglu O, Rimet F, Keck F, Paolini G, Anneville O. A very plausible scenario to explain *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) disappearance in a restored large and deep peri-alpine lake.
- Kaiblinger K. 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport INRA I.L. 277/08 DEC0470, 45 p.
- Kaiblinger C, Anneville O, Tadonlécé R, Rimet F, Druart JC, Guillard J, Dokulil MT. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiol.* 633:67-74.

- Kamjunke N, Straile D, Gaedje U. 2009 Response of heterotrophic bacteria, autotrophic picoplankton and heterotrophic nanoflagellates to re-oligotrophication. *J. Plankt. Res.* 31:899-907.
- Kansanen PH, Paasivirta L, Vayrynen T. 1990. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland. *Hydrobiol.* 202:153-170.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21–27.
- Laplace-Treyture C, Barbe J, Dutartre A, Druart JC, Rimet F, Anneville O. 2009. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE - Version 3.3.1, pp 1-44.
- Laplace-Treyture C, Feret T, Menay M, De Bortoli J. 2012. L'IPLAC : un indice phytoplancton, DCE compatible, pour les plans d'eau en France. In: Journées Internationales de Limnologie et d'Océanographie (JILO), 17 - 19 Octobre 2012, Clermont-Ferrand, 2012.
- Laurec A, Le Guen JC. 1981. Dynamique des populations marines exploitées. *Rapp. Scient. Techn.* 45 CNEXO, 119 p.
- Laurent P. 1970. Étude de la pollution du lac du Bourget, campagne 1969. Rapport Inra-Thonon, 16 pp.+ 5 tableaux h.t.
- 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.
- Leboulanger C, Dorigo U, Jacquet S, LeBerre B, Paolini G, Humbert JF. 2002. Application of a submersible spectrofluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial blooms: a case study. *Aquat. Microb. Ecol.* 30:83-89.
- Lennon JT, Khatana SAM, Marston MF, Martiny JBH. 2007. Is there a cost of virus resistance in marine cyanobacteria? *ISME J.* 1:1-13.
- 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.
- Lindström ES, Feng XM, Granéli W, Kritzberg ES. 2010. The interplay between bacterial community composition and the environment determining function of inland water bacteria. *Limnol. Oceanogr.* 55:2052-2060.
- Lods-Crozet B, Lachavanne JB. 1994. Changes in chironomid communities in Lake Geneva in relation with eutrophication, over a period of 60 years. *Arch. Hydrobiol.* 130:453-471.
- Love R. 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish. *J. Acoustical Soc. America* 49:816-823.
- Luoto TP. 2011. The relationship between water quality and chironomid distribution in Finland-A new assemblage-based tool for assessments of long-term nutrient dynamics. *Ecolog. Indic.* 11:255-262.
- Lynch M, Shapiro J. 1981. Predation, enrichment and phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 26:86-102.
- 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.
- Miller SR, Castenholz RW. 2001. Ecological physiology of *Synechococcus* sp. Sstrain SH-94-5, a naturally occurring cyanobacterium deficient in nitrate assimilation *Appl. Environ. Microbiol.* 67:3002-3009.
- Millet L, Arnaud F, Heiri O, Magny M, Verneaux V, Desmet M. 2009. Late-Holocene summer temperature reconstruction from chironomid assemblages of Lake Anterne, northern French Alps. *Holocene* 19:317-328.
- Millet L, Giguët-Covex C, Verneaux V, Druard JC, Adatte T, Arnaud F. 2010.- Reconstruction of the recent history of a large deep prealpine lake (Lake Bourget, France) using subfossil chironomids, diatoms, and organic matter analysis: towards the definition of a lake-specific reference state. *J. Paleolimnol.* 44:963-978.
- Misson B, Sabart M, Amblard C, Latour D. 2012. Benthic survival of *Microcystis*: long-term viability and ability to transcribe microcystin genes. *Harmful Algae* 13:20-25.
- Misson B, Latour D. 2012. Influence of light, sediment mixing, temperature and duration of the benthic life cycle on the benthic recruitment of *Microcystis*. *J. Plankt. Res.* doi:10.1093/plankt/fbr093.
- Moisander PH, Cheshire LA, Braddy J, Calandrino ES, Hoffman M, Piehler MF, Paerl HW. 2012. Facultative diazotrophy increases *Cylindrospermopsis raciborskii* competitiveness under fluctuating nitrogen availability. *FEMS Microb. Ecol.* 79:800-811.
- Moldaenke. 2002. Algae Online Analyser User Manual, version 2.3, 88 p.
- Molinero JC, Anneville O, Souissi S, Lainé L, Gerdeaux D. 2007. Decadal changes in water temperature and ecological time series in Lake Geneva, Europe — relationship to subtropical Atlantic climate variability. *Clim. Res.* 34:15-23.
- Moore LR, Post AF, Rocap G, Chisholm SW. 2002. Utilization of different nitrogen sources by the marine cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *Limnol. Oceanogr.* 47:989-996.
- Moreira S, Brown A, Ha R, Iserhoff K, Yim M, Yang J, Liao B, Pszczolko E, Qin W, Leung KT. 2012. Persistence of *Escherichia coli* in freshwater periphyton: biofilm-forming capacity as a selective advantage. *FEMS Microb. Ecol.* 79:608-618.
- Moser M, Callieri C, Weisse T. 2009). Photosynthetic and growth response of freshwater picocyanobacteria are strain-specific and sensitive to photoacclimation. *J. Plankt. Res.* 31:349-357.
- Mouthon J. 1993. An Environmental index based on lacustrine Mollusca. *BFPP* 331:397-406.
- Oberhaus L, Gélinas M, Pinel-Alloul B, Ghadouani A, Humbert JF. 2007. Grazing of two toxic *Planktothrix* species by *Daphnia pulicaria*: potential for bloom control and transfer of microcystins. *J. Plankt. Res.* 29:827-838.
- O'Neil JM, Davis TW, Burford MA, Gobler CJ. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14:313-334.

- 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.*
- 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.
- Prat N. 1978. Benthos typology of Spanish reservoirs. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 20:1647-1651.
- Quinlan R, Smol J. 2001. Chironomid-based inference models for estimating end-of-summer hypolimnetic oxygen from south-central Ontario shield lakes. *Fresh. Biol.* 46:1529-1551.
- Real M, Prat N. 1991. Factors influencing the distribution of chironomids and oligochaetes in profundal areas of Spanish reservoirs. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 26:405-410.
- 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.
- Rocha MR, Gaedke U, Vasseur DA. 2011. Functionally similar species have similar dynamics. *J. Ecol.* 99:1453-1459.
- Rolland A, Rimet F, Jacquet S. 2010. A 2-year phytoplanktonic survey in the Reservoir Marne (France): a case study validating the use of a spectrofluorometer by comparison to algal taxonomy and chlorophyll *a* measurements. *Know. Monitor. Aquat. Ecosyst.* 398:1-19.
- Sæther O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecol* 2:65-74.
- Savichtcheva O, Debroas D, Kurmayer R, Villar C, Jenny JP, Arnaud F, Perga ME, Domaizon I. 2011. Quantitative PCR enumeration of total and toxic *Planktothrix rubescens/agardhii* and other cyanobacteria in preserved DNA isolated from lake sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 77:8744-53.
- Schallenberg M, Burns CW. 2001. Tests of autotrophic picoplankton as early indicators of nutrient enrichment in an ultraoligotrophic lake. *Freshw. Biol.* 46:27-37.
- 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.
- Sommer U, Gliwicz ZM, Lampert W, Duncan A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv. Fur. Hydrobiol.* 106:433-471.
- Sommer U, Adrian R, De Senerpont Domis L, Elser JJ, Gaedke U, Ibelings B, Jeppensen E, Lurling M, Molinero JC, Mooij WM, van Donk E, Windler M. 2012. Behind the Plankton Ecology Group (PEG) model; Mechanisms driving plankton succession. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 43:429-448.
- 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.
- Sprent P. 1992. *Pratique des statistiques non paramétriques*. INRA (Ed.), Paris, 105 p.
- Stockner J, Callieri C, Cronberg G. 2000. Picoplankton and other non-bloom-forming cyanobacteria in lakes. In: Whitton BA, Potts M (eds) *The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p 195–231.
- Tachet H, Richoux P, Bournaud M, Usseglio-Polatera P. 2003. *Invertébrés d'eau douce; systématique, biologie, écologie*. Ed. CNRS, 587p.
- Tadonlécé R. 2010. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. *Limnol. Oceanogr.* 55:973-982.
- Thienemann A. 1921. Lake types. *Naturwissenschaften* 9:343-346.
- Verneaux J, Schmitt A, Verneaux V. 1995. Biological classification of nine French Jura lakes using a new comparative analysis of the macrobenthic communities III. Relationships between biological data and ecological factors. *Int. J. Lim.* 31:277-286.
- Verneaux V, Aleya L. 1996. Chironomid diptera and characterization of lakes. *An. Biol.* 35:220-235.
- Verneaux V, Aleya L. 1998. Bathymetric distributions of chironomid communities in ten French lakes: implication on lake classification. *Arch. Hydrobiol.* 142:209-228.
- Verneaux V, Verneaux J. 2002. Assessing lake functioning using the macrobenthic community with special reference to Chironomidae (Diptera). A subalpine lake (Lake Annecy) as an example. *Arch. Hydrobiol.* 154:61-78.
- Verneaux V, Verneaux J, Schmitt A, Lambert JC. 2004. Relationships of macrobenthos with dissolved oxygen and organic matter at the sediment-water interface in ten French lakes. *Arch. Hydrobiol.* 160:247-259.
- Verneaux V, Verneaux J, Schmitt A, Lovy C, Lambert JC. 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. *Int. J. Lim.* 40:1-9.
- Vinçon-Leite B, Bournet PE, Gayte X, Fontvieille D, Tassin B. 1998. Impact of a flood event on the biogeochemical behaviour of a mesotrophic alpine lake: Lake Bourget (Savoy). *Hydrobiol.* 374:361-377.
- Vinçon-Leite B, Tassin B, Druart JC. 2002. Phytoplankton variability in Lake Bourget: Phytoplankton dynamics and meteorology. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 7:93-102.
- Vivier P. 1945. Le plancton pélagique du lac du Bourget et ses variations. *C.R. Séances Soc. Biogéogr.* 188/190:1-6.

- Waterbury JB, Valois FW. 1993. Resistance to co-occurring phages enables marine *Synechococcus* communities to coexist with cyanophages abundant in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.* 59:3393-3399.
- Weaver W, Shannon CE. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Weinbauer MG, Bonilla-Findji O, Chan AM, Dolan JR, Short SM, Šimek K, Wilhelm SW, Suttle CA. 2011. *Synechococcus* growth in the ocean is supported by the lysis of heterotrophic bacteria. *J. Plankt. Res.* 33:1465-1476.
- Weisse T. 1993. Dynamics of autotrophic picoplankton in freshwater and marine ecosystems. In: Jones, J.G. (ed.), *Adv. Microb. Ecol.* 13:327-370.
- Weisse T, Mindl B. 2002. Picocyanobacteria - sensitive bioindicators of contaminant stress in an alpine lake (Lake Traunsee, Austria). *Wat. Air Soil Pollut. Focus* 2:191-210.
- Wiederholm T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.* 52:537-547.
- Wiederholm T. 1983. Chironomidae of the Holarctic region-Keys and diagnoses. 1. Larvae. *Ent. Scand.* 19:5-520.
- 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.

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 lors de la réunion INRA-CISALB-CALB s'étant tenue le 17 novembre 2011 à l'INRA de Thonon-les-Bains. Etaient présents lors de cette réunion R. Jalinoux, C. Girel, S. Cachera, G. Paolini, E. Naffrechoux, B. Montuelle, J.-M. Dorioz, J. Guillard et S. Jacquet.

Président du comité

E. NAFFRECHOUX (Université de Savoie)

Membres du comité

MME. ANNEVILLE	UMR CARTELE – Réseaux trophiques et modélisation
M. FERARI	CEMAGREF Lyon - Ecotoxicologie
M. DANTIN	Président du CISALB et Comité de bassin
M. DORIOZ	UMR CARTELE – Transfert de P – Bassin versant
M. GAYTE	Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie - Directeur
M. GROLEAU	Laboratoire de géochimie des eaux
M. GUILLARD	UMR CARTELE – Ecologie piscicole – Bio-indication
M. JACQUET	UMR CARTELE – Microorganismes – Responsable scientifique du suivi
MME. LYAUTEY	UMR CARTELE – Ecologie benthique
M. MARMONNIER	Université de Lyon – Ecologie des rivières
M. MIQUET	Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie – macrophytes et avifaune
M. NAFFRECHOUX	LCME – Chimie environnementale et polluants
M. NEMERY	LTHE - Grenoble
M. NICOUD	Géologie et hydrologie des aquifères de montagne
M. PAOLINI	Communauté d'agglomération du lac du Bourget – Limnologie du Bourget
M. PELTE	Agence de l'eau RMC
MME. PERGA	UMR CARTELE – Réseaux trophiques – Paléolimnologie

M. POULENARD	EDYTEM - Sciences du sol et transferts vers les aquifères
M. RAYMOND	ONEMA – unité lacs – Etude piscicole
M. TOURNIER	Laboratoire d'Ecologie des Invertébrés

+ Comité technique du CISALB

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 ;

Ce nouveau comité a prévu de se réunir en octobre 2012. Il s'agira :

- de fixer les thèmes et échéanciers du travail du dit comité :
 - o Le bon état écologique au travers de ses descripteurs ou indices (chlorophylle a, phytoplancton, cyanobactéries, picocyanobactéries, Phosphore, transparence, zooplancton, poissons)
 - o Les toxiques et molécules émergentes
 - o La ressource en eau (déficit pluviométrique, retenues collinaires, ressource karstique, réutilisation des eaux épurées, bonnes pratiques agricoles)
 - o La restauration écologique des rivières, zones humides, et du littoral
- de présenter l'état écologique du lac en 2011
- de présenter le projet CISALB d'observatoire environnemental, de vulgarisation scientifique à destination des institutionnels
- de proposer un colloque « lacs alpins » en 2013

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

N_i : biomasse de l'espèce algale i

N : somme de la biomasse des espèces algales

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

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

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

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

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

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 mm³/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 :

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

Où:

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

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

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

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

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

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

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

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

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia</i> spp. <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Citasserium 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>Pantodonix agardhii</i> <i>Limnothrix redikeri</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> <i>Raphidopsis</i>	light deficient conditions	flushing
S _w	warm mixed layers	<i>Cyanothece</i> <i>Anabaena minutissima</i>	light, nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synochococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Koilella</i> <i>Chrysoococcus</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	Dinobryon <i>Mallomonas</i> <i>Synura</i>	low nutrients resort to mixotrophy	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Betryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis leucostis</i>	low nutrients high turbidity	7CO ₂ deficiency

Table 1: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudirina</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>Coelastrum</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanizyceae</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocales	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocales of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemnaemantis</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light
U	summer epilimnia	<i>Uroglina</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L ₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Pavdinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L ₁	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C	mixing, poor stratification light
M	diel mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerococcus</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. maugeotii</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	<i>Euglenoids</i> , <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Tachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

Notions d'indices

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

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

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

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

I. Les indices

Indice Pigments chlorophylliens

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

Indice Transparence

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

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

Indice P total hiver

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

Indice N total hiver

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

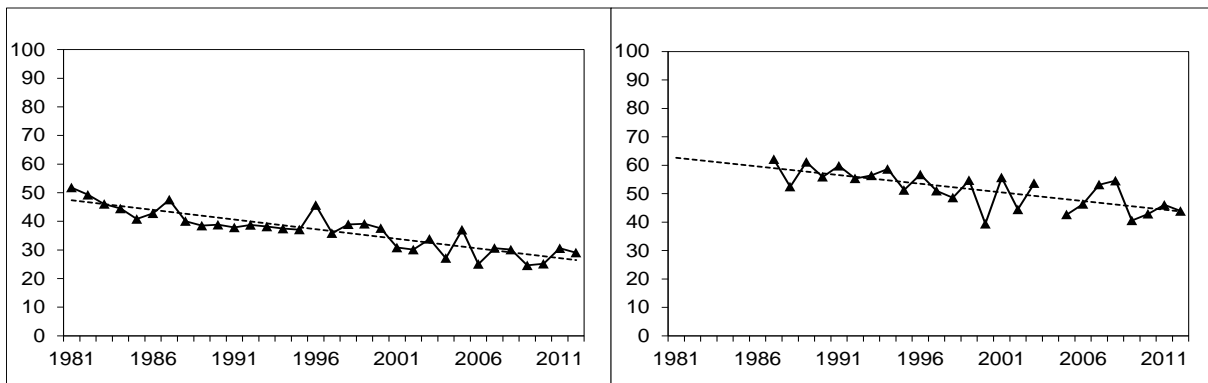
La moyenne de ces deux indices constitue l'indice fonctionnel **Nutrition.**

Indice Consommation journalière en O2 dissous

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

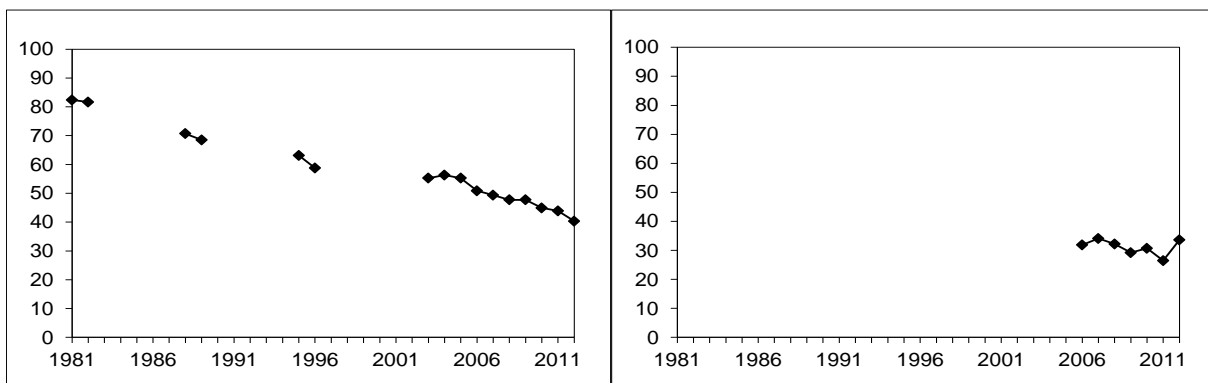
Cet indice constitue l'indice fonctionnel **Dégradation**

II Résultats



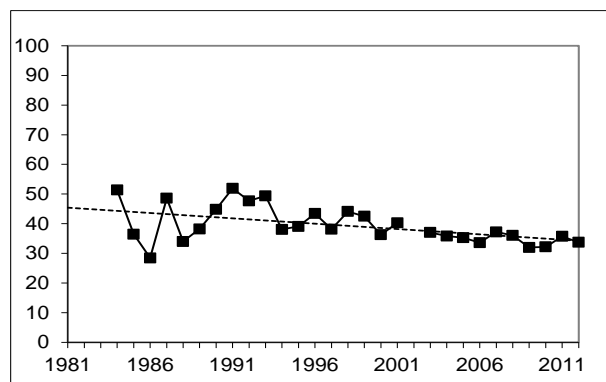
transparence

chlorophylle



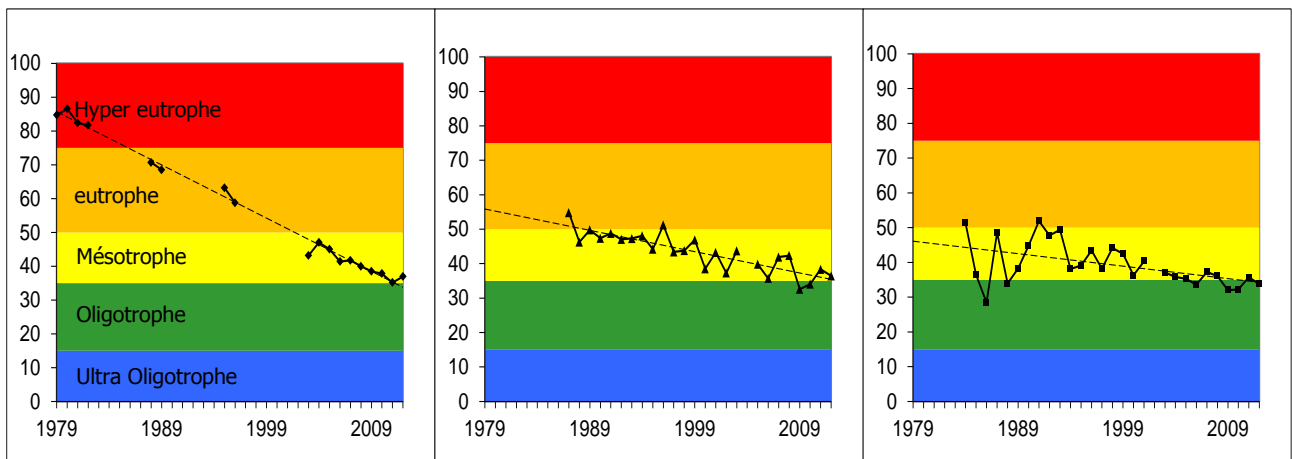
phosphore total

azote minéral



oxygène

En 2012 les indices Nutrition, Production et Dégradation sont assez homogènes et se positionnent à la limite des classes "mésotrophe" et "oligotrophe".



III. A propos de

Dans l'analyse portant sur le phytoplancton, nous avons utilisé aussi plusieurs indices. Il est bon de savoir quelques faits à leur sujet.

L'indice de **Reynolds** a été construit sur une base bibliographique. Les auteurs ont regardé différents types de lacs ayant des statuts trophiques différents et les communautés phytoplanctoniques qu'ils hébergeaient. Ils ont ainsi défini la communauté type ou celle ayant la plus grande probabilité d'être rattaché à un certain type de lac ou de fonctionnement. Ainsi dans le lac du Bourget le changement très net entre 2009 et 2010 vers le groupe E révèle avec le genre *Dynobryon* que l'on est supposé être dans un système oligotrophe et/ou fonctionnant en mode hétérotrophe. Cette classification a été reprise et amélioré par le groupe de Padisak.

Avec **Shanon**, on a une idée de la diversité spécifique mais on ne sait pas ce qui se cache derrière la diversité. Un même indice entre deux lacs peut donc cacher une communauté complètement différente. Cela donne donc une idée sur l'évolution du nombre de taxons plus que de leurs différences. Pour tenir compte de la diversité réelle, il existe des indices dits de distinction taxonomique mais il semble qu'ils soient aussi assez décevants au final.

Ex : ci-dessous, on a 5 espèces dans les deux cas !



Avec le **Brettum**, on a là un indice basé sur une centaine d'espèces à qui on a affublé la meilleure probabilité de se retrouver dans un lac ayant une certaine quantité de Ptot. Il s'agit donc d'une relation empirique, une probabilité de présence calculée sur la base d'une moyenne pondérée des espèces par le biovolume et on se rend bien compte que cela fonctionne moyennement bien pour nos lacs si on se réfère au tableau des correspondances (voir chapitre sur l'étude phytoplanctonique). Toutefois, il existe un lien réel entre Ptot et Indice de Brettum comme suggéré sur la Figure ci-dessous.

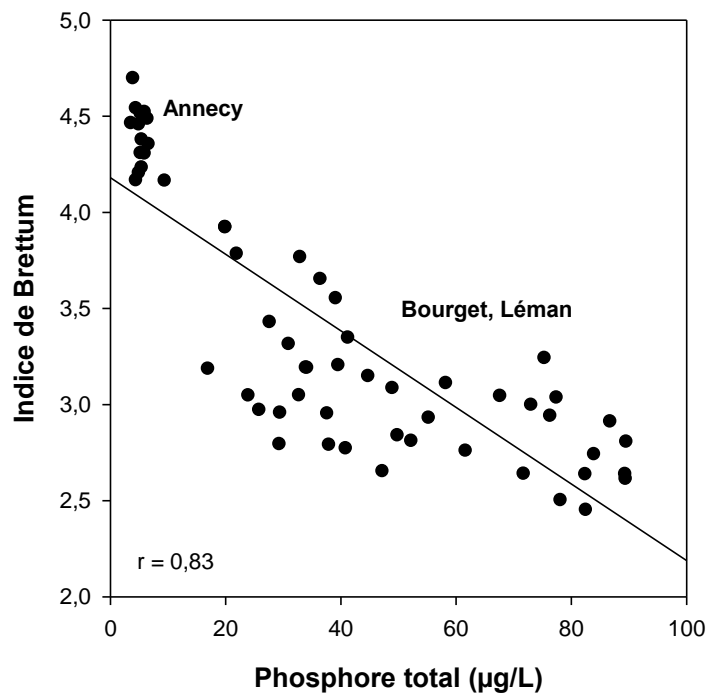


Figure 3 Relation entre le phosphore total et l'indice de Brettum (valeurs moyennes annuelles)

Le message ici est en fait très simple. Les indices quels qu'ils soient ont le mérite d'exister mais il faut garder un œil critique sur ce qu'ils sont et sur la pertinence du message qu'ils délivrent dans l'écosystème que l'on étudie.

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Les actualités en 2012

I. Actualité du CISALB

JANVIER

Voeux du Comité de bassin

Michel Dantin, Président du Comité de bassin versant du lac du Bourget présente ses vœux pour 2012

<http://www.facebook.com/naturellementenaction>

MARS

Le lac dans tous ses états

Le Contrat présenté aux Saintinois le 2 mars 2012

C'est à l'initiative de l'association A l'Unisson, que le Cisalb a présenté les enjeux du Contrat de bassin versant du lac du Bourget le vendredi 2 mars 2012 à Brison Saint Innocent.

Ouverte à tous, cette soirée s'est articulée autour de 3 ateliers thématiques :

- Le Contrat de bassin versant et ses enjeux
- Le suivi de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques du territoire
- Les eaux du territoire à déguster...

C'est auprès d'une cinquantaine d'habitants que cette manifestation s'est déroulée. Très intéressés par la problématique les échanges ont été riches entre représentants de la collectivité et citoyens.

MARS

Classes de découvertes du lac

Les classes des Déserts et des Aillons en Classe de lac natation

Parmi les élèves les plus jeunes des séjours en classes de découvertes ces 2 classes vont participer à un séjour conjuguant des séances d'apprentissages de la natation à la découverte du lac du Bourget ! Le tout dans l'atmosphère conviviale de l'Auberge de jeunesse à Aix-les-Bains.

Même si l'année scolaire 2011-12 a déjà vu l'accueil de plusieurs classes de lac, pour la saison printanière 2012 les premiers groupes scolaires arrivent cette semaine.

Un évènement au Pôle Sensibilisation et Communication du Cisalb qui voit là le début de sa plus intense période d'activités éducatives de l'année scolaire ! Les 3 animateurs scientifiques assurent chaque jour des séances auprès des élèves en classes de découvertes ainsi qu'auprès des nombreuses classes qui sollicitent les interventions du Cisalb pour

soutenir leurs enseignements dans les domaines de l'alimentation en eau potable, du traitement des eaux usées, de la ressource en eau locale, de la biodiversité de nos milieux aquatiques !

- **Communiqué de presse de mars 2012** : [cliquer ici](#).
- **en savoir plus sur les Classes de découvertes du lac du Bourget** : [cliquer ici](#).

MARS

Objectif 0 pesticide

- **Mercredi 28 mars 2012 : bilan à mi-parcours**

- Engagée en 2009 à l'occasion de l'appel à projet de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée & Corse, l'opération « Objectif 0 pesticide » suit désormais ses objectifs dans le cadre du Contrat de bassin versant du lac du Bourget 2011-17.

- 32 communes sont aujourd'hui engagées dans cette démarche de développement durable en faveur de l'eau et des milieux aquatiques. Ce sont plus de 105.000€ d'investissement réalisé complétés d'actions de formation des agents techniques.

- Ce mercredi 28 mars 2012, une réunion-bilan à mi-parcours est organisée par le CISALB. Techniciens et élus du bassin versant du lac du Bourget partageront leurs expériences sur l'opération en cours autour des problématiques du désherbage et de la nécessaire sensibilisation des citoyens. Les élus et techniciens référents des 31 communes engagées ainsi que les maires des autres communes du bassin versant du lac du Bourget y sont conviés.

- *Une **conférence de presse est organisée le Mercredi 28 mars 2012 à 12h15**, en salle des Pervenches à La Motte-Servolex. Ce sera l'occasion de présenter : l'état d'avancement de l'opération, les avantages de la démarche et les difficultés rencontrées ainsi que les axes de développement à venir.*

- [en savoir plus...](#)

-
- Télécharger le communiqué de presse : [cliquer ici](#).

- Télécharger le dossier de presse : [cliquer ici](#).
-

AVRIL

Ateliers Grand Lac 2012

Découvrir le lac du Bourget et son environnement

Ateliers **Grand** **Lac** **2012**

Les ateliers 2011 ont pris fin aux vacances de la Toussaint après deux semaines d'accueil des enfants de 4 à 12 ans. Ils reprendront pour les vacances de Pâques, **du 9 au 20 avril 2012**, et permettront aux petits et grands de découvrir toute la richesse et la diversité des thématiques abordées autour du lac du Bourget et son environnement.

Les animateurs du Cisalb auront le plaisir d'accueillir à nouveau les **4-7 ans de 10h à 11h30** et les **8-12 ans de 14h à 16h**.

Les Ateliers Grand Lac se dérouleront dans la salle pédagogique du Cisalb, aménagée dans les locaux de l'aquarium et équipée de matériel spécifique et adapté (microscopes, jumelles, matériel de bricolage...). Idéalement située sur les rives du lac, elle permettra également aux enfants de découvrir et d'observer la faune et la flore du lac du Bourget in situ (aquarium, expositions, berges du lac...).

Des stages seront proposés selon un planning à venir et coupleront Ateliers Grand Lac et découverte de la pêche pratique ou de la voile.

Courant mars, le planning des Ateliers Grand Lac sera mis en ligne sur notre site. Vous pouvez cependant d'ores et déjà inscrire vos enfants, **pour les ateliers uniquement**, en sachant que les thèmes abordés seront les suivants :

1ère semaine : A chacun son style !

- lundi 9 avril 2012, écaille
- mardi 10, plume
- mercredi 11, coquille
- jeudi 12, carapace
- vendredi 13, boîte aux trésors

2ème semaine : De l'eau, des racines et des ailes...

- lundi 16 avril 2012, oiseaux
- mardi 17, libellules
- mercredi 18, marais et roselières
- jeudi 19, chasse d'eau
- vendredi 20, objet volant non identifié

AVRIL

Lâcher de lavarets au lac

2nd lâcher, jeudi 5 avril 2012

Au mois de décembre dernier, le CISALB, les pêcheurs professionnels volontaires et les association de pêcheurs amateurs du territoire ont procédé aux **pêches exceptionnelles de lavarets**.

Au total :

- Mardi 20.12.11 : plus de 300 poissons ont été prélevés,
- Mercredi 21.12.11 : 160 mâles lavarets et 50 femelles ont été capturés,
- Mercredi 28.12.11 : 632 mâles lavarets et 152 femelles ont été capturés,

Au total plus de 2.500.000 œufs ont rejoint la pisciculture de Rives (Thonon les Bains).

Jeudi 8 mars 2012 : 1er déversement d'alevins de lavarets

Après plusieurs semaines d'incubation, les premiers alevins ont été relâchés dans les eaux du lac du Bourget, ce sont 440.000 alevins qui ont ainsi été déversés.

Le déversement en vidéo : [cliquer ici](#).

Jeudi 5 avril 2012 : 2nd et dernier déversement d'alevins de lavarets

Au programme : déversement de 800.000 alevins depuis les sites de Conjux, Brison St Innocent et le Petit Port à Aix les Bains.

Pêcheurs amateurs, professionnels et Cisalb joignent leurs efforts dans cette démarche.

AVRIL

Lake adventures

Le lac des aventures, sortie de la version gold le 27 avril 2012

2012 est l'année de finalisation du jeu sérieux engagé par le Cisalb dans le cadre du projet européen Silmas.

A quelques mois de son lancement, partagez avec nous les avancées de ce projet peu ordinaire :

- **semaine du 23 avril 2012** : sortie de la version gold du jeu pour derniers tests et corrections.

- 27 avril 2012 : diffusion à un comité de relecteurs de la version gold du jeu
 - 9 mai 2012 : recueil de l'ensemble des retours correctifs et intégration dans le jeu
 - 8 juin 2012 : lancement sur le territoire du lac du Bourget !
-

Les dernières infos sur le web : www.facebook.com/lakeadventuresgame

JUIN

Etat de santé des eaux du lac

Bonne nouvelle : pour la première fois depuis des lustres, le lac a atteint 10 µg de phosphates par litre !

- **Diviser par 6** la concentration en **phosphore** dans le lac, passant de 120 µgP/L en 1980 à 20 µgP/L en 2000, et même de descendre à 10 µgP/L en 2011.

JUIN

Expo "La Salle de Bains"

Chindrieux, du 7 juin au 2 juillet 2012

L'exposition "La Salle de Bains" poursuit son itinérance. Après Saint-Pierre-de-Curtille, elle a rejoint la commune de Chindrieux. Dans ce nouvel espace, la salle des aînés, elle va pouvoir accueillir les scolaires et l'ensemble des habitants de la commune. Petits et grands auront l'opportunité de découvrir plus largement leur territoire sous toutes ses facettes : le lac du Bourget et son Bassin versant, ses richesses (géographie, faune, flore, eau, zones humides...), les enjeux et problématiques liés à cet environnement, les bons gestes à adopter (comportement écocitoyen, développement durable...).

Découvrir l'exposition, la visiter : [cliquez ici](#)

Itinérance 2012 de La Salle de Bains

- du 10 mai au 7 juin : Saint-Pierre-de-Curtille, salle des fêtes
- du 7 juin au 2 juillet : Mairie de Chindrieux, salle des aînés
- du 2 au 27 juillet : Atelier de l'eau, Cognin
- du 10 septembre au 17 décembre : Maison des Parcs et de la Montagne, Chambéry

JUIN

Lake adventures

- **le lac des aventures : en ligne !**
- **Tous à vos marques... Prêt ? RDV sur :** www.lake-adventures.com
- ---
- Le vendredi 8 juin 2012, "Lake adventures, le lac des aventures" est sorti officiellement sur le territoire du lac du Bourget.
- Pour en savoir plus [cliquer ici](#)
- Le reportage de france 3 : [cliquer ici](#)
- ---
- La page Facebook du jeu : [cliquer ici](#)
- Le site internet dédié au jeu : [cliquer ici](#)

JUIN

Lâché de truitelles

Leysse et Sierroz

170.000 alevins de truites lacustres ont été déversés dans le bas Sierroz (35.000) et la basse Leysse (125.000) au début de ce mois de juin 2012.

Ces alevins issus de la pisciculture de Rives au bord du Léman ont été relâchés par le Fédération de Pêche de Savoie dans le cadre d'une action financée dans le Contrat de bassin versant du lac du Bourget 2011-17.

D'une longueur d'environ 3 cm, soit d'un âge d'environ 3 mois, ces petits poissons vont rapidement s'inféoder à ces zones.

Objectif du lâché : soutenir le phénomène de Homing, ramenant naturellement les truites sur leur lieu de naissance pour se reproduire... Ce phénomène combiné aux actions de restauration écologique de ces rivières devrait aider aux retours des truites en rivières

Juillet

30 ans de suivi du lac

1981-2011, les indicateurs confirment l'embellie

Un lac en danger

Dans les années '60, le lac entame une longue descente en enfer. Les 300 à 500 tonnes de phosphore rejetées annuellement dans le lac entraîne son eutrophisation : les rejets de nutriments contenus dans les eaux usées domestiques et industrielles, ainsi que dans les rejets agricoles conduisent à une surproduction de phytoplancton, entraînant ainsi une désoxygénation des eaux en profondeur. Les pêcheurs ne sortent plus de poissons et les touristes fuient les plages sur lesquelles se meurt une eau bien trop opaque.

Des élus mobilisés

Les élus engagent alors une politique ambitieuse de reconquête du plus grand lac naturel de France. Le plus grand chantier de France sera inauguré en 1981 avec la mise en service d'une **galerie de 12 km** permettant aux eaux usées traitées sortant des stations d'épuration de Chambéry et d'Aix-les-Bains de rejoindre le Rhône plutôt que le lac. Le lac est sauvé.

Des résultats très positifs

En 30 ans, grâce à la galerie et aux 20 stations d'épuration construites sur le bassin versant:

- Les rejets de phosphore ont été divisés par 10, passant de 300 tonnes à moins de 30 tonnes.
- La teneur en phosphate a chuté de 120 µgP/L (1981) à 10 µgP/L (2011). Ainsi, pour la première fois depuis 50 ans, le lac atteint la valeur symbolique de 10 µgP/L.
- La transparence minimale mesurée en période estivale est passée de 1 m à 3 m et cet hiver la transparence a atteint 14 m, un nouveau record.

La production de phytoplancton a évidemment chuté et surtout on se félicite de la disparition, depuis 2010, des cyanobactéries qui nous obligeaient à mettre en place des traitements spécifiques pour la production d'eau potable.

Le lavaret, autrefois absent des filets et des assiettes, refait un retour fracassant ; c'est un signe probant d'une bonne qualité d'eau et d'une bonne gestion piscicole. L'omble chevalier et la truite peinent à retrouver leur vraie place dans le lac mais les efforts consentis par les collectivités et les associations de pêche devraient rapidement donner des résultats. Grâce aux travaux du CPNS, les roselières retrouvent les surfaces perdues du fait de l'eutrophisation du lac et de la régulation du niveau du lac. La cistude a été réintroduite avec succès par le CPNS et l'avifaune applaudie de ses ailes déployées la qualité des habitats.

Quelques ombres au tableau : la puce du canard, la colonisation de la renouée du japon sur les rives du lac, les bois et déchets flottants. Autant de sujets pour les services concernés qui mettent tout en oeuvre pour trouver les solutions à ces problématiques.

Aout

Les ateliers de l'été

Plus que 2 semaines d'ateliers !

Lors de cette saison d'activités, les enfants ont découvert l'eau et les êtres vivants qui peuplent le lac du Bourget. Planctons, vers, coquillages et crustacés, poissons, tortues, roseaux et libellules,... n'ont plus de secret pour eux ! Chaque vendredi est consacré à un bricolage en lien avec le thème de la semaine !

Octobre

Etude piscicole du lac

La campagne 2012 débute lundi !

L'inventaire du peuplement piscicole du lac du Bourget se déroulera du 1^{er} au 5 octobre 2012. Cette étude, pilotée par le CISALB, sera réalisée sur le terrain par l'INRA et le CISALB.

Elle permettra d'obtenir une photographie précise de l'état des poissons du lac : nombre d'espèces, densité, répartition spatiale, etc.

Tous les jours, une quinzaine de filets littoraux et 4 filets pélagiques seront posés et relevés sur l'ensemble du lac (y compris les lots 5 et 6 réservés à la pêche amateur). En parallèle des pêches, un bateau équipé de sonars sillonnera jour et nuit l'ensemble du lac afin d'enregistrer les échos de poissons.

Le démaillage, le tri des espèces ainsi que la mesure et la pesée des poissons se feront tous les matins au Petit Port à Aix-les-Bains.

Octobre

Zones humides

Chambéry métropole s'engage !

Préserver les zones humides favorise l'équilibre et le développement durable des territoires. Marais, tourbières, mares, prairies inondables et forêts alluviales assurent des services essentiels pour l'homme :

- stockage d'eau douce,
- écrêtement des crues
- soutien des débits d'étiage des cours d'eau,
- épuration des eaux,
- stockage du CO₂,
- réservoir de biodiversité,
- régulation thermique.

La préservation des zones humides est donc un enjeu majeur de l'aménagement du territoire.

Le **Plan d'Action en Faveur des Zones Humides** (PAFZH) qui vient d'être signé à Chambéry métropole le 22 octobre 2012 est un dispositif contractuel d'une durée de 6 ans (2012-17). Il associe l'agglomération, l'Etat (DDT), l'Agence de l'eau, la Région, le Département et le Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie (CPNS). Ce plan très ambitieux se décline à travers 4 engagements :

1. Restaurer et entretenir les 29 zones humides les plus détériorées,
2. Ne pas dégrader les 19 zones humides remarquables,

3. Préserver les 115 zones humides de l'agglomération en les inscrivant dans les documents d'urbanisme
4. Intégrer les zones humides dans les projets d'aménagement.

Le plan de Chambéry métropole concerne en tout **560 ha de zones humides réparties sur 15 communes**. Consulter le communiqué de presse de Chambéry métropole : [cliquer ici](#)

Octobre

Commémoration

La galerie de rejet fête ses 30 ans

Le 19 octobre 2012, de nombreuses personnalités se sont réunies au Bourget-du-Lac pour commémorer les 30 ans de la galerie de rejet au Rhône des effluents épurés des agglomérations chambérienne et aixoise.

Un anniversaire pas tout à fait à l'heure : la galerie a été mise en service le **21 janvier 1980**. Ce sont donc 32 années qui se sont écoulées depuis. La date du **19 octobre 2012** a été retenue pour honorer le centenaire de la naissance d'**André Blin**, ancien président du SILB (aujourd'hui la CALB) et grand artisan de ce projet titanique.

Petits rappels historiques :

Dans les années 1960, le lac est menacé d'eutrophisation. Les rejets de matières organiques et de sels nutritifs provenant des habitations, des industries et des exploitations agricoles favorisent les efflorescences d'algues dans le lac. En se décomposant, cet excès de production végétale consomme l'oxygène de l'eau. Les couches profondes s'asphyxient et les couches supérieures s'obscurcissent. Sur les rives, l'eau est opaque ; les baigneurs marchant dans l'eau ne voient plus leurs pieds. Les pêcheurs ne sortent plus de poissons car les filets sont pleins d'algues. Les touristes fuient. Le lac se meurt inexorablement.

Les études réalisées à la fin des années 60 démontrent que le sauvetage du lac ne pourra se faire que par une diminution drastique de 95% des rejets d'éléments nutritifs. La modernisation des stations d'épuration de Chambéry et d'Aix-les-Bains ne permettrait pas d'atteindre seuls cet objectif car il resterait encore trop de phosphates à la sortie des stations pour inverser la tendance. En 1971, Le Monde évoque le sauvetage du lac d'Annecy par l'exportation des rejets à l'aval du lac. Le même principe est alors envisagé sur le lac du Bourget. La solution retenue en 1972 consiste à collecter les eaux usées épurées sortant des stations d'épuration de Chambéry, du Bourget-du-Lac et d'Aix-les-Bains, pour les rejeter hors du bassin versant. Cette solution gravitaire en tunnel représente certes un investissement plus lourd mais nécessite un fonctionnement nettement inférieur, car il n'y a pas besoin de station de pompage.

L'opération de rejet comprend donc :

- Le creusement d'une galerie de 12,3 km de long sous le Mont du Chat,
- La pose d'une conduite de 1,20 m de diamètre sur 8,2 km pour relier la station d'épuration de Chambéry à l'entrée de la galerie,
- La pose d'une conduite de 60 cm de diamètre sur 7,6 km pour relier la station d'épuration d'Aix-les-Bains à l'entrée de la galerie.

Le chantier est confié aux sociétés SGE et Fougerolles (pour le creusement de la galerie) ; SADE et CGE (pour la pose des conduites). C'est la DDE qui assure la maîtrise d'œuvre du chantier. Le creusement de la galerie se heurte continuellement à de graves difficultés géologiques : la mauvaise tenue des terrains impose souvent un soutènement métallique qui ralentit considérablement l'avancement. Avec tous ces aléas, les délais explosent. La progression se fait à raison de 6 m/jour contre les 12 m/j du marché. Au final, le chantier se réalise en 60 mois (5 ans) au lieu des 30 mois prévus. Le tunnel est totalement percé en octobre 1978. L'année 79 est consacrée au bétonnage du radier et de la voûte. L'ouvrage est mis en service le 21 janvier 1980.

Sur le plan financier, le coût prévisionnel de 55 MF est porté à 90 MF à la suite des travaux complémentaires rendus nécessaires par les aléas géologiques. Les révisions de prix s'élèvent à 76 MF du fait de la croissance rapide de l'index des prix (doublement entre 1972 et 1977). A cela s'ajoute 4 MF d'intérêts moratoires, destinés à indemniser les entreprises des conséquences des retards dans le versement des subventions. **Le coût total de l'opération est finalement de 170 MF**, financé à hauteur de :

- 35% par le Ministère de l'Intérieur

- 25% par l'Agence de bassin
- 20% par le Ministère de l'Environnement
- 10% par les Collectivités
- 10% par le Département

Impacts sur le milieu :

Dans les années 70, alors que les rejets de phosphore dans le lac sont estimés à 300 tonnes par an, les scientifiques prévoient que le lac ne pourra être sauvé qu'en descendant sous les 30 tonnes par an. Cet objectif est atteint pour la première fois en 2005. En 2011, pour la première fois depuis plus de 50 ans, la concentration en phosphates dans le lac du Bourget a atteint 10 µg/L. Il y a 30 ans, la concentration était de 120 µg/L.

La galerie de l'Épine est née sous l'impulsion d'un homme, André Blin, doté d'une volonté à toute épreuve. Jean Blanc et Louis Besson eurent des rôles majeurs, notamment pour faire adhérer l'agglomération chambérienne au projet et surtout à son financement.

Octobre-novembre Ateliers Grand Lac Toussaint

du 29 octobre au 2 novembre 2012

PROCHAINS ATELIERS : DU 29 OCTOBRE AU 2 NOVEMBRE 2012

inscriptions ouvertes

Pour les connaisseurs : [Inscription rapide](#)

OBJECTIFS

- **DÉCOUVRIR** le lac du Bourget et son territoire, sa faune, sa flore,
- **COMPRENDRE** cet écosystème et son fonctionnement.
- Chaque jour **BRICOLER** de jolis objets pour illustrer les apprentissages et s'en souvenir.
- S'initier à l'observation et aux activités scientifiques en **S'AMUSANT** !

[En savoir plus sur les Ateliers Grand Lac](#)

POUR LES ENFANTS

- de 4 à 7 ans les matins de 10h à 11h30 du lundi au vendredi,
- de 8 à 12 ans les après-midi de 14h à 16h du lundi au vendredi.

LIEU

- A la salle pédagogique du Cisalb, Aquarium du lac du Bourget - Aix les Bains, le Petit Port.

LES FORMULES

- **A l'atelier ou à la semaine de 5 ateliers**
 - de 4 à 12 ans
 - 5€/atelier
 - 21€/semaine de 5 ateliers
- **Les stages pêche :**
 - dès 8 ans
 - 111€ la semaine (ateliers compris)
 - prise en charge des enfants de 8h30 à 16h du lundi au vendredi

Dépliant détaillé des dates et du contenu des ateliers Grand Lac :

NOVEMBRE

Contrat de bassin versant

Comité de bassin versant 2012

Mercredi 28 novembre 2012, 16h30 au Bourget du lac : Comité de bassin versant du lac du Bourget.

Ordre du jour :

Etat d'avancement des actions engagées en 2012 et validation de la programmation 2013.

Les sujets suivants seront abordés :

- La restauration écologique du Tillet (Savoie Hexapôle, Aix-les-Bains), du Sierroz (Aix-les-Bains) et de la Leysse (Chambéry),
- Les déchets toxiques et les effluents non domestiques des entreprises (Opération collective), le traitement de la pollution chronique produite par la ZAE de Bissy,
- La lutte contre l'eutrophisation (assainissement et agriculture),
- La restauration écologique du littoral (roselières, curage des ports),
- La lutte contre la pollution par les pesticides (objectif zéro pesticide et agriculture),
- La gestion de la ressource en eau (sécheresse, irrigation des exploitations agricoles du massif de l'Epine, études « volumes prélevables », débits réservés),
- La gestion des zones humides (actions du CPNS et du plan d'action en faveur des zones humides de Chambéry métropole et de la CALB),
- Le projet de plan de gestion du lac du Bourget,
- Les actions menées sur la renouée du Japon,
- Les actions de sensibilisation et de communication.

Novembre

Appel public à la concurrence

Marché d'étude : suivi écologique du lac du Bourget 2013-2015

Avis d'appel public à la concurrence

Nom et adresse de la personne publique :

Comité InterSyndical pour l'Assainissement du lac du Bourget (CISALB)

42 Rue du Pré Demaison – 73000 CHAMBERY

Tél : 04.79.70.64.64 / fax : 04.79.70.06.12 / courriel : info@cisalb.fr

Objet du marché : Suivi écologique du lac du Bourget 2013-2015

Caractéristiques principales : marché unique

Durée du marché : 42 mois

Date prévisionnelle de début des prestations : janvier 2013

Critères de jugement des offres :

Les critères retenus pour l'attribution du marché seront les suivants :

- Prix de la prestation (45 %) : l'offre la plus économiquement avantageuse (montant en € HT) se verra attribuer la note maximale (note de 20/20). La note des autres offres sera attribuée par la formule suivante : $Note = 20 * [1 - ((offre étudiée - offre la mieux classée) / moyenne des offres)]$
- Mémoire technique (45 %) : moyens humains, moyens techniques, méthodes analytiques et respects des seuils
- Références sur des prestations similaires (10 %). Toute référence n'ayant aucun objet ne sera pas examinée.

Mode de passation : procédure adaptée

Date limite de réception des offres : Jeudi 6 décembre 2012 à 17h00

Adresse auprès de laquelle les documents peuvent être obtenus :

Le dossier de consultation est disponible en téléchargement sur le site www.cisalb.com.

Le dossier de consultation des entreprises est remis gracieusement dès réception d'une demande écrite faite par voie postale, télécopie ou courrier électronique. Les coordonnées sont mentionnées en tête de l'avis.

Renseignements techniques :

M. CACHERA (CISALB) au 04-79-70-64-67 ou 06-24-90-09-62/ sebastien.cachera@cisalb.fr

M. PAOLINI (CALB) au 04-79-61-83-88 / g.paolini@calb.fr

Documents téléchargeables :

- [Cahier des charges](#)
- [Règlement de la consultation](#)
- [Acte d'engagement](#)

Adresse à laquelle les offres/candidatures doivent être envoyées :

Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB)
42 Rue du Pré Demaison – 73000 CHAMBERY

Langue pouvant être utilisée dans l'offre : le français à l'exclusion de toute autre.

Date d'envoi de l'avis à la publication : 13 novembre 2012

Décembre

Citoyen de mon agglo

Le lycée Ste Ambroise s'investit dans la citoyenneté

Après des interventions auprès de l'ensemble des classes de 2^{de} du lycée pour présenter ce qu'est une intercommunalité, une journée a été dédiée sur le terrain pendant laquelle les élèves sont partis à la rencontre des compétences de l'agglomération chambérienne :

- Les transports et le déplacement sur le territoire de Chambéry métropole (PDE, STAC, vélo, ...), avec l'intervention de la Direction des transports -M. Eric Lux
- La gestion de l'eau (aep, udep), avec l'intervention du CISALB
- La gestion des déchets (collecte, tri, retraitement, réduction, ...) avec l'intervention des Amitris
- Les aménagements pour prévenir les risques naturels avec l'intervention du CISALB
- La rénovation énergétique d'un ancien collège avec l'intervention de Franck Collomb-Gris
- L'agriculture péri urbaine avec l'intervention de Corinne Jacquemoud en remplacement de Maeva Normand Second.

A l'issue de ce travail les enseignants ont soutenu le travail des élèves dans la création d'une google map, accessible par le lien suivant

II. Divers

L'année 2012 a été riche en événements divers et les paragraphes suivant tentent de relayer quelques informations.

Surveiller la qualité de l'eau en effectuant études et analyses, lutter contre les rejets toxiques dans les milieux aquatiques, ...font parti des missions du CISALB. Pour la DCE, le bon état écologique des eaux

dépend non seulement de leur qualité chimique mais aussi de leur qualité biologique. Des prélèvements sur larves d'insectes, crustacés, poissons pourraient donc être faits (comme c'est le cas ailleurs – par exemple agence de l'eau seine Normandie). Au final, on aurait quelque chose permettant d'apprécier l'état écologique (eau et milieu) plus finement.

Une campagne exceptionnelle de mesure des micropolluants dans les milieux aquatiques a été lancée sur l'ensemble du territoire français afin d'élaborer une nouvelle liste de substances pertinentes à surveiller au niveau national à partir de 2014. Initiée par le ministère en charge du développement durable, cette étude est réalisée par différents organismes de recherche et est coordonnée et financée par l'Onema avec l'appui des agences de l'eau. Elle s'inscrit dans le cadre du plan national micropolluants. Pour mener cette campagne, une vingtaine d'acteurs (organismes de recherche, agences de l'eau, offices de l'eau, laboratoires d'analyses, bureaux d'études...) se sont mobilisés en ce début d'année en métropole et en outremer. Ce sont en fait plusieurs campagnes successives qui vont être menées sur l'année 2012 : trois pour les eaux de surface, une pour les eaux littorales, une pour les plans d'eau, et deux pour les eaux souterraines des départements ultramarins. Environ 30 000 analyses à réaliser. Près de 180 substances faisant partie d'une dizaine de familles de polluants émergents – pesticides, résidus de médicaments, biocides...- vont être recherchées, dont 16 molécules spécifiques aux DOM (essentiellement des pesticides). Les prélèvements seront réalisés par les agences de l'eau sur près de 250 points du réseau de surveillance DCE pour l'ensemble du territoire. Ces prélèvements, une fois effectués, seront transférés à des laboratoires de recherche spécialisés, sélectionnés au préalable avec l'aide d'Aquaref. Ils donneront lieu à près de 30 000 analyses. Les résultats, validés puis bancarisés, seront analysés par l'Ineris pour les eaux de surface, l'Ifremer pour les eaux littorales et le BRGM pour les eaux souterraines. Ils permettront d'acquérir des connaissances sur la présence de contaminants émergents mais aussi de collecter des données fiabilisées sur des molécules préalablement surveillées dans des conditions non optimales. Cette étude devrait contribuer à la proposition, par le comité d'experts animé par l'Onema et l'Ineris, d'une nouvelle liste de substances nationales pertinentes à surveiller, ce qui est l'une des priorités du plan national micropolluants. Toutefois le CISLAB n'a pas eu vent pour 2012 d'une étude concernant le lac du Bourget. S. Cachera avait fait des analyses de composés bromés et perfluorés dans la chair des poissons, les concentrations s'étant révélés beaucoup plus faibles qu'au Léman.

La traque aux substances contaminatrices, leur réduction et leur élimination dans les eaux de surface et souterraines reste une priorité et cette année le rapport se voit grossi d'un chapitre portant sur ... Naffrechoux.

De la même manière, dans le cadre de la DCE, les macro-invertébrés qui avaient été prélevés et analysés sur le Léman et Annecy en 2010-2011 l'ont été en 2012. Ce rapport se voit grossi de l'étude de ce compartiment, qui constitue un excellent bio-indicateur de l'état trophique et fonctionnel du milieu.

Les évolutions réglementaires récentes de la politique européenne et leurs transcriptions françaises renforcent et modernisent la démarche sur la qualité des eaux de baignade. Elles prévoient notamment

l'établissement de profils de vulnérabilité des zones de baignade, la mise en place d'un programme de surveillance et de contrôle qualité, une modification des modalités de contrôle et de classement de la qualité des eaux de baignade, l'alerte préventive et enfin l'information du public. Cette problématique ne se limite pas aux zones de baignade mais s'étend aussi aux activités nautiques, à la pêche à pied et à la conchyliculture. Les collectivités doivent désormais mettre en place une politique de gestion active de la qualité bactériologique des milieux récepteurs. La pluie apparaît comme responsable de rejets porteurs de pollutions bactériennes mais les phénomènes conduisant à ces pollutions sont encore assez mal appréhendés. Pour contribuer à améliorer cette connaissance, le groupe Pluvial - Hydrologie Urbaine de l'ASTEE et de la SHF a proposé un colloque qui a traité de 4 grandes thématiques :

- Les sources et facteurs d'évolution de la contamination
- Les moyens et méthodes de mesures microbiologiques
- Les outils de modélisation des flux bactérien dans le milieu naturel
- La gestion active en contexte opérationnel

L'année 2012 symbolise le début d'un nouvel élan **d'actions pour le bassin versant du lac du Bourget** avec la signature du nouveau contrat de bassin à la fin de l'année 2011. Si la transparence des eaux du lac traduit la pertinence des efforts entrepris depuis **30 ans** pour reconquérir leur bonne qualité, il ne s'agit pas de s'asseoir sur ses résultats sans envisager l'avenir.

Une pollution à l'acide phosphorique a été enregistrée au mois de février. C'est en voulant rassembler de vieux fûts (appartenant au précédent propriétaire des lieux) pour qu'ils soient collectés et éliminés que l'un d'eux s'est fendu. Le déversement s'est produit par le réseau d'eau pluviale dans la Mère. Il s'agit d'un produit décapant à base d'acide phosphorique, le même que l'on retrouve dans le coca ! Il était impossible de retenir une telle pollution avec les moyens habituels et notamment les barrages flottant. La nappe a été visible sur la Leysse en aval de Chambéry mais aucune mortalité piscicole n'a été observée sur la Leysse, l'Albanne et la Mère. Etant donné la forte solubilité du produit avec l'eau et donc sa rapide dilution, l'impact le plus important s'est sûrement situé sur la Mère. Chambéry métropole a obstrué le réseau d'eau pluvial afin qu'il soit curé avant réouverture. Un rendez vous a été fixé (MIEGE, Chambéry métropole, CISALB) afin de faire le diagnostic de l'entreprise et leur signifier les travaux de mise en conformité nécessaires et notamment l'isolement du site par une vanne sur le réseau d'eaux pluviales.

Afin de toucher encore plus, communiquer et sensibiliser, le CISALB a créé un jeu : Lake Adventures (le lac des aventures), un jeu en ligne pour mieux connaître les lacs alpins, donc tout en s'amusant, dans le cadre du projet européen SILMAS.

Le 14 septembre 2012, le CA de l'Agence de l'eau RM a adopté le nouveau et 10^{ème} programme d'action 2013-2018 avec pour maîtres mots, dans le domaine environnemental, l'atteinte du bon état écologique, la restauration des rivières, le rétablissement de la continuité écologique. Dans ce contexte, le CISALB a élaboré une consultation publique et un appel d'offre pour le suivi environnemental du lac du Bourget pour la période 2013-2015. Nous y avons répondu au travers d'un document d'une vingtaine de pages et, au

début de l'année 2013, le gestionnaire nous a fait connaître sa réponse et notre nouvel engagement à ses côtés.

Le CISALB a fêté ses 40 ans ! Créé en février 1972 par les agglomérations de Chambéry et d'Aix-les-Bains, afin de consolider les moyens d'action en matière d'assainissement du lac et donner une vision territoriale plus globale dans ce domaine. A cette époque, pour rappel, le lac est en proie à une eutrophisation galopante, les concentrations en phosphore et l'état global du lac lui conférant un statut eutrophisé. En 1972, il y a 40 ans, pour sauver le lac, élus et ingénieurs imaginent l'impensable : dériver vers le Rhône les eaux usées épurées des deux agglomérations. Les spécialistes affichent l'objectif : diminuer de 95% les rejets de phosphore dans le lac. Le parti retenu est d'améliorer les stations d'épuration de Chambéry et d'Aix-les-Bains et d'exporter leurs eaux ainsi traitées vers un milieu capable de supporter le rejet. Pour son débit et sa proximité, le Rhône est préféré à l'Isère. En 1974, les tunneliers sont au travail et, malgré des conditions parfois difficiles ; six ans plus tard, le Préfet de la Savoie ouvre la vanne et libère ainsi le lac d'un immense fardeau. En 2012, le pari a-t-il été gagné ? Pas étonnant que la presse locale ait donné pleine page au CISLAB pendant l'été (Dauphiné juillet, couverture et double page intérieure)

Depuis le 1er janvier 2012, le règlement européen 1259/2011 du 02 décembre 2011, modifie le règlement 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires. Ainsi, la norme qui était de 8pg/g de PF passe à 6,5 pg/g pour les PCBdl et il existe maintenant une norme pour les 6 PCB indicateurs égale à 125 ng/g de PF dans la chair musculaire de poissons d'eau douce sauvages capturés (cf point 5.4 de l'annexe du texte ci-joint). Par ailleurs, le lien ci-dessous permet de consulter le rapport de l'étude IRSTEA / DREAL qui propose un protocole de suivi à long terme de la contamination des poissons dans les secteurs pollués par les PCB. http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/usages-et-pressions/pollution_PCB/suivi-long-terme.php

En 2012, ayant constaté par le passé que la cloche d'eau intégratrice pouvait déborder, il a été de réduire la zone de prélèvement 0-20 m à 0-18 m pour être conforme aux autres lacs et surtout parce qu'une analyse critique du fonctionnement de la cloche a révélé que celle-ci pouvait être inopérante au-delà d'une certaine profondeur. La question est aujourd'hui posée de savoir si les lacs alpins ne devraient pas être prélevés sur 0-25 m en raison de leur réologotrophisation et de l'enfoncement de la biomasse phytoplanctonique dans la colonne d'eau.

La bouée ebob est de retour et a été remise en place le 22 mars avec quelques modifications par rapport à 2011. La sonde bbe a été placée à 10 m (et plus 15 m qui était justifiée par la présence de *P. rubescens* mais qui a disparu). La CTD a quant à elle été positionnée vers 10 m. Un film a été réalisé.

Au cours de l'été 2012, le CISALB a été invité par le département Ecologie des Forêts, Prairies et milieux Aquatiques (EFPA) de l'INRA à remplir une enquête (flash) de satisfaction portant sur le partenariat. Pour un organisme de recherche finalisé comme l'INRA, il est essentiel de s'assurer que ses activités sont en

résonance avec les attentes de ses partenaires, actuels ou potentiels. Le département a donc demandé au CISALB ses principales attentes vis-à-vis de la recherche sur les écosystèmes forestiers, prairiaux et aquatiques dans les domaines de compétences qui sont les siens (Biodiversité, cycles biogéochimiques, gestion des milieux, adaptation au changement climatique, production forestière...). La réponse faite par le CISALB est donné ci-après. Est également fourni le schéma stratégique du département pour la période 2011-2015.

Dans quel cadre avez vous déjà eu des échanges avec l'INRA/le département EFPA ?

Projet de recherche ANR, contrat CIFRE, expertises diverses, échanges de données, de matériels ou d'informations, SOERE

Quels ont été les points forts de cet échange ?

La robustesse de l'expertise scientifique

Quels ont été les points faibles de cet échange ?

Aucun à ce jour

Avez-vous des attentes ou des questions spécifiques vis-à-vis de la recherche en écologie des forêts, prairies et milieux aquatiques dans les 5 prochaines années ? Si oui, lesquelles ?

1-Conservier la qualité du partenariat actuel (technique, scientifique et humain)

2-disposer d'appuis scientifiques sur les sujets suivants:

- i) micropolluants et réseaux trophiques,
- ii) cyanobactéries et autres microalgues toxiques ou nuisibles,
- iii) eutrophisation (cycle du phosphore et objectifs de Bon état, relargage par les sédiments),
- iv) bassin versant (pollution diffuse),
- v) changement climatique et incidences, en particulier sur les peuplements de poissons, la qualité des eaux et le niveau trophique,
- vi) appui à la vulgarisation scientifique (élus, grand public).

Quel type de partenariat verriez-vous pour traiter ces questions? (par exemple, participation à des projets de R&D ou de transfert, co-construction de projet de recherche, appel à l'expertise acquise, etc...)

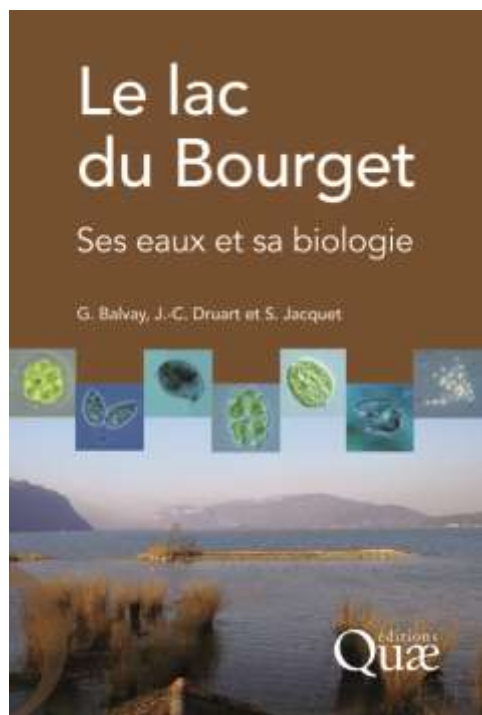
Le partenariat CISALB - INRA aurait intérêt à développer, en plus du monitoring actuel, des approches parfois plus ciblées sur des thématiques spécifiques et/ou l'étude de processus. Ce type de partenariat appellerait alors un engagement plus ambitieux du CISALB, par le soutien à des projets ANR ou des demi-bourses de thèses.

Avez-vous une stratégie par rapport à la participation à des projets européens dans Horizon 2020 ?

Non

A la fin de l'année 2012 (novembre-décembre), le CISALB a lancé un **Appel public à la concurrence**, le Marché d'étude portant sur suivi écologique du lac du Bourget pour la période 2013-2015. L'INRA CARRTEL a fourni un mémoire complet pour répondre à cet appel et il l'a gagné, permettant de mettre en place un nouveau contrat de recherche entre l'INRA et le CISALB pour les 3 prochaines années.

2012 a aussi vu la parution d'un ouvrage portant sur le lac du Bourget.



Merveille de la Savoie et premier lac naturel en France de par sa superficie, le lac du Bourget a très largement inspiré et été magnifié par poètes et auteurs des 18^{ème} et 19^{ème} siècles. Honoré de Balzac ne s'y était pas trompé en écrivant que le lac du Bourget "est une vaste coupe de montagnes toute ébréchée où brille une goutte d'eau bleue comme ne l'est aucune eau dans le monde. Vu du haut de la Dent du Chat, ce lac est là comme une turquoise égarée. Ce lac est le seul où l'on puisse faire une confidence de coeur à coeur. On y pense et on aime. Mais c'est surtout le lac des souvenirs ; il les favorise en leur donnant la teinte, miroir où tout vient se réfléchir".

Mais comme les lacs Léman et d'Annecy, le lac du Bourget a souffert au cours du 20^{ème} siècle. Dans les années 1970, de grands travaux ont dû être réalisés par les communes du bassin versant afin d'assainir le lac, alors en proie à l'eutrophisation, et le protéger au mieux de la pollution. Depuis, le lac reste l'objet de toutes les attentions grâce notamment aux travaux mis en place par le CISALB (Comité InterSyndical d'Assainissement du Lac du Bourget) afin de concilier qualité d'eau et usages de cet écosystème, de comprendre pour mieux gérer et réciproquement.

Cet ouvrage constitue une formidable opportunité de présenter au lecteur les principales caractéristiques du lac du Bourget et de son bassin versant, comment les principaux facteurs chimiques, physiques et biologiques ont évolué pendant les 20 à 40 dernières années, quelle vie abrite ce lac (des microorganismes aux poissons) et comment elle évolue.

Cet ouvrage signe la fin du triptyque réalisé par les mêmes auteurs (G Balvay & JC Druart) sur les grands lacs péri-alpins (Léman, Annecy). Il est destiné aux amoureux du lac du Bourget désireux d'assouvir leur soif de connaissance sur les caractéristiques et l'évolution d'état de cet écosystème. Il sera particulièrement apprécié des hydrobiologistes, décideurs, enseignants, étudiants, baigneurs, plongeurs, etc....

Dan Yule, chercheur américain travaillant avec J Guillard est venu travailler sur le lac du Bourget et un blog a été réalisé pour communiquer autour de son expérience française :

<http://lakebourgetcollaboration.blogspot.com/>

En 2012, on peut noter que plusieurs thèses sont en voie de finalisation:

Vincent BERTHON

Reconstruction paléolimnologique de l'impact des perturbations anthropiques sur les communautés de diatomées et de rotifères des lacs sub-alpins au cours des 150 dernières années.

La lutte contre l'eutrophisation des grands lacs péri-alpins a permis une réduction des concentrations internes en phosphore, pour des réponses écologiques parfois mitigées. Dans le Léman, les concentrations en P furent divisées par dix en trente ans (coût : quatre milliards d'euros !) pourtant la biomasse algale et la production primaire restent aussi élevées qu'au maximum de l'eutrophisation, malgré une augmentation de la transparence des eaux. Donc, bien que la concentration en phosphore soit une variable de forçage majeure des communautés planctoniques, il apparaît nécessaire de considérer le rôle d'autres variables de forçage qui interagissent avec la concentration interne en nutriments pour comprendre les réponses écologiques des lacs aux mesures de restauration. Toutefois, la compréhension des interactions entre ces différents forçages anthropiques se heurte souvent à la limitation de données instrumentales disponibles puisque très peu de lacs ont fait ou font l'objet de suivis de routine. La paléolimnologie à haute résolution (échelle annuelle et saisonnière) sur les périodes les plus récentes (dernier siècle) est une démarche alternative que nous proposons dans ce travail pour palier cette absence de données instrumentales. Ce travail de thèse vise à comprendre comment trois perturbations majeures et simultanées (modifications des concentrations en nutriments, gestion piscicole d'une espèce zooplantonophage et changement climatique) contribuent à modifier la structure/diversité du compartiment planctonique (diatomées et rotifères) des grands lacs -péri-alpins au cours du dernier siècle. Plus précisément, il s'agit :

- (i) de procéder au développement méthodologique de reconstruction paléolimnologique des communautés de rotifères à partir des banques d'œufs archivées dans les sédiments (travail en cours) ;
- (ii) de mettre au point l'approche analytique permettant la reconstruction des modifications saisonnières de communautés diatomiques à partir des archives sédimentaires ;
- (iii) de reconstruire les réponses écologiques des compartiments diatomiques et rotifériens au cours du dernier siècle (travail en cours) ;
- (iv) de comparer ces trajectoires entre lacs afin de discriminer les réponses à des perturbations locales, de celles à des perturbations plus globales.

Victor FROSSARD

Trajectoires écologiques des lacs d'Annecy et du Bourget au cours des 150 dernières années : Approche paléolimnologique par analyse des assemblages de Chironomidae (Diptera) et de leurs signatures isotopiques en carbone

Les changements d'assemblages de Chironomidae et de leurs signatures isotopiques en carbone ($\delta^{13}\text{C}$) ont été reconstitués dans le lac du Bourget au cours des 150 dernières années à cinq profondeurs (30 m, 60 m, 90 m, 120 m et 145 m). Les objectifs étaient 1) de préciser la nature et l'amplitude des changements au niveau des assemblages de Chironomidae et du cycle du carbone et 2) d'identifier l'influence respective des pressions anthropiques locales (eutrophisation, fonctionnement pélagique en lien le stock de poissons zooplanctonophages) et globale (climat) sur ces changements. Les résultats montrent des changements temporels successifs et progressifs d'assemblages de la zone profonde vers la zone littorale et caractérisés par le remplacement de taxons oxyphiles par des taxons hypoxie-tolérants. Il est apparu que l'effet de l'eutrophisation avait été un changement majeur mais restreint à la fois dans le temps (années 1960 à 1980) et dans l'espace (120 m et 145 m). Le changement de fonctionnement pélagique était significativement corrélé avec les changements d'assemblages à 60 m et à 90 m. Entre ca. 1940 et ca. 1960 l'eutrophisation semble avoir eu l'effet principal sur le changement de fonctionnement pélagique. Entre les années 1970 et 2000, une transition progressive du contrôle du fonctionnement pélagique par l'eutrophisation à un contrôle top-down / climat est suggérée. L'effet climatique était significatif à toutes les profondeurs étudiées et depuis les années 1990, les modélisations indiquent que celui-ci a une influence croissante sur les assemblages de Chironomidae. Les valeurs $\delta^{13}\text{C}$ les plus anciennes obtenues (ca. 1870) suggèrent une forte contribution à la production de Chironomidae de la composante phytoplanctonique principalement soutenu par du carbone atmosphérique. A partir des années 1930, les valeurs $\delta^{13}\text{C}$ tendent à s'appauvrir en ^{13}C aux différentes profondeurs étudiées indiquant une augmentation des processus hétérotrophiques concomitante de l'apparition des premiers signes d'eutrophisation. Suite à la re-oligotrophisation du lac, l'absence de retour à des valeurs $\delta^{13}\text{C}$ équivalentes à celles précédentes les années 1930 suggère l'effet additionnel des autres pressions anthropiques comme identifiées pour les assemblages. Ces résultats suggèrent un lien entre changement du cycle du carbone et les caractéristiques écologiques du lac. Cependant, la distinction entre augmentation de la contribution de carbone respiré ou de la méthanogénèse à la production de Chironomidae reste difficile à discriminer dans le cadre des analyses réalisées. Complémentairement à la prise en compte d'un gradient bathymétrique, l'existence de gradients de forçages longitudinaux pourrait permettre d'affiner le diagnostic écologique du lac puisque des abondances de restes de Chironomidae bien plus faibles dans la partie sud du lac que dans la partie nord ont été mises à jour.

Jean-philippe JENNY

Réponses des grands lacs périalpins aux pressions anthropiques et climatiques récentes : reconstitutions spatio-temporelles à partir d'archives sédimentaires

Les travaux de recherche développés durant cette thèse relèvent de la biogéochimie et de la sédimentologie appliquée aux systèmes lacustres. Ils s'inscrivent dans une démarche de rétro-observation sur la période récente (150-300 ans) avec l'objectif global d'évaluer l'implication des forçages environnementaux locaux (charge externe en nutriments, hydrologie) dans l'accentuation/atténuation des forçages globaux (climat). Nos recherches se sont concentrées sur une réponse intégratrice du système lacustre : le développement de l'état de l'hypoxie (manque d'oxygène ; $[\text{O}_2] < 2\mu\text{g L}^{-1}$) dans les lacs, qui reflète l'état du système lacustre à l'échelle de l'hypolimnion. La thèse participe à un programme pluridisciplinaire, IPERRETRO ANR

VMCS 006, dont les résultats sont utilisés pour comparer les trajectoires de 3 réponses biologiques (diatomées, cladocères, chironomes) et de la réponse de l'hypoxie dans les lacs du Léman, du Bourget et d'Annecy. Les objectifs spécifiques de ce travail de doctorat sont 1) de développer une méthode de quantification du régime de l'hypoxie au travers d'une approche spatio-temporelle (multi-site de carottage), 2) de caractériser les forçages et 3) de recourir aux outils de modélisation statistique afin de comprendre les relations entre les forçages (globaux et locaux) et les réponses de l'écosystème lacustre dans un contexte de réchauffement climatique. Le prélèvement inédit de 80 carottes sédimentaires s'est révélé essentiel pour quantifier 2 forçages clés de l'hypoxie dans les 3 lacs : 1) les flux biogéniques et 2) le régime des crues. Nos principaux résultats montrent que l'enrichissement en phosphore dissous a conduit à un changement d'état de l'hypolimnion dès le milieu du XXe siècle. Désormais hypoxique, les écosystèmes de l'hypolimnion semblent particulièrement vulnérables face à l'augmentation croissante des températures. En revanche, l'action des crues (à l'échelle pluriannuelle, pluri-décennale et centennale) présente des effets bénéfiques sur les conditions de l'hypolimnion en favorisant périodiquement la recharge en oxygène, malgré l'état de stabilité global de l'hypoxie. D'autre part, les résultats montrent que le contexte hydrique local (~dimension des affluents) conditionne la vulnérabilité spécifique des lacs face aux changements globaux. Nous montrons qu'un lac comme Annecy (petit affluent) est plus vulnérable aux augmentations de température qu'un lac comme le Léman (gros affluent). Finalement, les trajectoires des réponses lacustres (flux biogéniques, diversité et régime de l'hypoxie) indiquent que les réponses de l'hypolimnion sont généralement plus précoces/immédiates face aux changements globaux et locaux que dans l'épilimnion. Cette différence de sensibilité des réponses, entre les « sous-systèmes », précise l'ampleur des défis pour la modélisation des systèmes lacustres et la gestion intégrée des systèmes lacustres.

Florent PEZET

Caractérisation et modélisation de pollutions diffuses (Phosphore, Azote) dans un bassin versant du Lac du Bourget

Depuis la prise de conscience sur son état de santé dans les années 1960 à 1970, de nombreuses études détaillent l'historique du lac du Bourget, de son évolution physico-chimique et trophique. Ces travaux sont alimentés par des missions de suivi scientifiques qui cherchent notamment à définir puis suivre des indicateurs sur la colonne d'eau et les sédiments, jugés pertinents pour l'évaluation du niveau trophique du lac. Ce suivi d'indicateurs constitue le 'tableau de bord' de l'état de santé du lac du Bourget. D'autres suivis menés en parallèles, décrivent les évolutions de la qualité des eaux des affluents du Lac et l'évolution des différentes pressions de pollutions du bassin versant. Le travail de thèse s'inscrit dans ce contexte et tente de répondre, dans le cadre d'un partenariat scientifique et technique entre l'INRA, le CISALB et le bureau d'ingénierie SAFEGE aux attentes de ces différents partenaires.

Les objectifs de cette étude s'organisent en deux volets fondamentalement liés :

- en relation avec les attentes du gestionnaire du bassin versant (CISALB) et de l'Agence de l'Eau RMC, il s'agit de déterminer de la partition entre les pollutions ponctuelles résiduelles - pollutions diffuses, la part de la pollution diffuse issue de l'agriculture, l'évaluation des flux dans le cadre de scénarios d'évolutions des régimes climatiques et de changement de pratiques agricoles sur le bassin versant;
- apporter des connaissances scientifiques à portée générale sur le système de transfert du phosphore et développer de nouveaux outils de prévision des pollutions (attentes du bureau d'ingénierie SAFEGE et INRA CARRETEL)

Les attentes et interrogations du CISALB s'appuient sur le bilan du premier « contrat de bassin versant du lac du Bourget », sur les résultats des suivis techniques réalisés par le gestionnaire depuis 2005 sur les principaux affluents du lac et sur le suivi scientifique du lac du Bourget. L'analyse de ces suivis porte sur les bilans d'apports en phosphore au Lac du Bourget et révèle, comme pour la plupart des milieux aquatiques français, l'existence d'une pollution phosphorée résiduelle non négligeable, attribuée empiriquement par les gestionnaires à des sources diffuses d'origines agricoles

Pour identifier et caractériser ces sources, leur contribution aux flux, les impacts potentiels et les conditions de maîtrise de ces pollutions, deux bassins versants expérimentaux imbriqués (l'un agricole, l'Albenche – 250 ha et l'autre péri-urbain, la Deyse – 6800 ha) ont été instrumentés et suivis durant la période de septembre 2009 à février 2011. Des enregistrements en continu à leur exutoire, portant sur la conductivité et le débit ont été réalisés. Des prélèvements moyens journaliers pondérés par le débit ont été réalisés, sur certains paramètres clés de la qualité physico-chimique des eaux ont été analysés. Pour le bassin versant de l'Albenche, un état des lieux des sols et des activités agricoles (enquêtes agricoles menées chez les exploitants) et un suivi de l'évolution de la saturation des sols du bassin versant (tournées de terrain hebdomadaires pendant un an) a été réalisé.

Les suivis hydrochimiques ont permis une caractérisation qualitative et quantitative des régimes d'exportations à l'exutoire de chaque bassin versant, pour les flux d'eau, les flux de matière en suspension (fraction <200 µm) et les flux de différents paramètres dont certaines formes du phosphore (total, particulaire et dissous) et de l'azote (nitrate, ammoniac). Pour chacun des bassins versant, les régimes d'exportations calculés ont ensuite été modélisés à l'aide du modèle semi-distribué à base physique SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Ce modèle 'bassin versant' permet notamment de (i) réaliser des estimations de flux sur des bassins versants hétérogènes en taille et occupation des sols, (ii) prendre en compte et localiser aussi bien les pollutions d'origines diffuses que les pollutions d'origines ponctuelles, (iii) réaliser des simulations prédictives sur des évolutions des utilisations des sols et sur les évolutions de forçages externes (variations des températures, variations des régimes de précipitation).

Pour le bassin versant de l'Albenche le flux de phosphore total calculé, incluant les pertes associées au fonctionnement de sièges d'exploitation, est de l'ordre de 2 kg/P/ha ce qui est considéré comme relativement important au regard des flux spécifiques de bassins versants régionaux supportant les mêmes activités. A l'échelle annuelle, ce flux est composé par près de 80% de phosphore particulaire exporté pour ¾ pendant les 10 crues les plus importantes. Les flux de nitrates mesurés sont relativement élevés et confirment une pression agricole non négligeable et des régimes de fertilisations relativement importants. L'analyse des données physico-chimique et l'analyse des données de suivi du bassin versant montrent que les régimes d'exportations sont variables au cours du cycle hydrologique annuel. Nous avons pu définir ainsi trois régimes distincts attribuables à trois « états de saturation » des sols du bassin versant. Ces « états de saturation » sont contrôlés par la contribution séquentielle au cours de l'année de plusieurs types d'aquifères (nappes perchées, aquifère de fond de vallée).

Afin de mieux représenter ces processus hydrologiques, des développements spécifiques sur la modélisation ont été apportés. Le modèle a été adapté pour mieux tenir compte de la distribution dans l'espace et dans le temps, des « zones à sources variables » (surfaces génératrice de ruissellements par saturation en eau des sols) et leurs impacts sur la mobilisation et le transfert de phosphore issue des « zones sources critiques » (ces sources combinent des stocks – phosphore mobilisable – et un vecteur – ruissellement de surface). Dans un deuxième temps une amélioration a également été apportée pour mieux simuler les flux de phosphore particulaire à partir du modèle d'érosion et de transport sédimentaire de SWAT. Cette dernière amélioration porte sur la prise en compte de la concentration en phosphore particulaire des différentes sources de matières en suspension (matériaux des berges, matériaux du lit de la rivière et sol du bassin versant) dans le calcul du flux de phosphore particulaire à l'exutoire. Ces progrès, sur la prise en compte des « zones sources variables » et des « zones sources critiques » permettent d'apporter une nette amélioration sur la détermination puis la prédiction des flux de phosphore, dans le contexte spécifique du bassin versant de l'Albenche.

Pour le bassin versant de la Deyse le flux de phosphore total calculé est de l'ordre de 1,1 kg P/ha/an. Les origines de cette pollution phosphorée sont mixtes et plus de 40% de ces émissions restent attribuables à des sources d'origines ponctuelles. A l'instar de l'Albenche, les flux de nitrates restent également assez élevés de l'ordre de 11 kg N/ha/an mais à contrario de l'Albenche, les flux de phosphore à l'exutoire de la Deyse ne sont pas marqués par les mêmes dynamiques d'exportations. Pour ce bassin versant soumis à des pollutions ponctuelles, les processus de rétentions et remobilisation du phosphore au sein du cours d'eau, processus « in stream », ont la plupart du temps, un rôle prédominant dans les régimes d'exportation. Une approche spécifique de modélisation a donc été développée pour rendre compte partiellement des processus complexes et transitoires de dépôts, mobilisations, transferts des sédiments dans les cours d'eau ainsi que une appréciation des phénomènes de rétention-désorption et de spéciation des différentes formes du phosphore. L'approche développée pour tenter de tenir compte de ces mécanismes permet une nette amélioration de l'estimation des flux de phosphore à l'exutoire de la Deyse. Les deux bassins versants d'études sont donc soumis à des apports non négligeables de phosphore ayant plutôt une origine diffuse agricole pour le bassin versant de l'Albenche et une origine mixte (rejets diffus agricoles, rejets ponctuels urbains) pour le bassin versant de la Deyse. S'il en est ainsi actuellement, le gestionnaire se demande légitimement quelle serait l'impact de l'évolution de certains facteurs (réorganisation des utilisations des sols ou pratiques agricoles) ou de forçages externes (évolutions climatiques) sur ces bilans et régimes d'exportation à l'exutoire des bassins versants. De façon concrète, certains objectifs du second contrat de bassin versant portent des actions de réduction des flux de nutriments ayant une origine diffuse et agricole. SWAT a été utilisé dans le but d'implémenter différents scénarios des gestions de certaines pratiques agricoles mais aussi des scénarios d'incidence de forçage externe (eg. précipitation) sur les régimes d'exportations des flux de phosphore « diffus », transférés à l'exutoire du bassin versant de la Deyse. Si certaines pratiques agricoles peuvent impliquer de nettes variations des flux annuel simulés, les régimes de précipitations apparaissent cruciaux dans l'importance, la spéciation et la répartition temporelle des flux de phosphore vers le Lac du Bourget. Des années de références à bilans hydrologiques très contrastés ont été modélisées (quatre années, dont la distribution de

la pluviosité est de plus ou moins 30 % par rapport à la moyenne interannuelle des précipitations entre 1975 et 2010). Pour les années les plus « humides », à l'inverse des années les plus « sèches » le flux de phosphore particulaire est plus important que le flux de phosphore dissous. Pour ces mêmes années les plus « humides », le flux de phosphore représente jusqu'à trois fois les exportations des années les plus « sèches ». Concernant les pollutions diffuses, Le lac du Bourget reçoit donc proportionnellement plus de phosphore dissous, majoritairement bio-disponible lors de ces années humides. Depuis 2008, la concentration en orthophosphates mesuré dans la colonne d'eau lors du brassage hivernale, n'a cessée de diminuer pour atteindre en 2011, la valeur de 10 µg P/l. Peut-on y voir une influence de la diminution des entrées de phosphore au lac en lien avec les déficits hydrologiques ? Selon le « tableau de bords » du suivi de la qualité physico-chimique des eaux, le Lac se situe dorénavant dans un état de transition vers une ré-oligotrophisation. A cette période charnière et au vu de certains résultats de l'étude, se pose notamment la question du devenir et de la bio-diponibilité du phosphore total au sein de la colonne d'eau. Est-elle constante ou fonction de la dynamique des régimes d'exportations des affluents ? Notre travail apporte une base de réflexion pour anticiper l'évolution des flux de phosphore exportés vers le lac dans un contexte climatique et anthropique changeant.

Xu ZHONG

Freshwater viral diversity and abundances: A special emphasis on cyanophages and phycodnaviruses in peri-alpine lakes

Cyanobacteria and eukaryotic microalgae are important players in the functioning of aquatic ecosystems. Among key regulating factors, viruses are now recognized as one of the main forces intervening in the regulation of these phytoplankton communities. However, the knowledge about the dynamics and diversity of phytoplanktonic viruses (i.e. the cyanophages and mainly the phycodnaviruses) is still scarce, and this is particularly true for large and deep lakes for which little information has been made available until now. In 2011, we conducted a one-year survey in the two largest French lakes (i.e. Lakes Annecy and Bourget) and studied viral community abundance, richness and diversity using flow cytometry, qPCR, PCR-DGGE, PFGE and cloning-sequencing approaches. Both cyanophage and phycodnavirus signature genes examined (i.e. *g20*, *psbA*, *mcp*, *polB*) were very diverse and prevalent in alpine lakes. Viral community compositions were significantly different between the two lakes and clear differences were also observed with other environments, either marine or freshwater, indicating unique feature of peri-alpine lakes. The cyanophage community was dominated by viruses infecting *Synechococcus* spp., while the phycodnavirus community was mainly represented by viruses related to Chlorophyta and Prymnesiophyceae. These viral populations varied month after month in each lake, likely in response to shifts in host community and/or environmental factors. Also, only a few genotypes persisted throughout the year. These original results suggested the existence of seed-bank population for phytoplankton viruses in French peri-alpine lakes with representatives that are likely to become numerically important when their host abundances become dominant or at least reach appropriate levels to be infected, likely in response to favorable environmental conditions. Some parallel experiments allowed us to confirm that cyanophages could be important killers of the picocyanobacterial community at some periods of the year and a key driver in host population structure.

En 2012, deux thèses ont été soutenues

Benjamin ALRIC (14 juin 2012)

« La vulnérabilité des lacs face au couplage du climat et des perturbations anthropiques locales : approche paléolimnologique basée sur les cladocères

Les écosystèmes lacustres sont de plus en plus soumis à de multiples perturbations mais leur réponse est encore trop rarement considérée de façon globale. En effet, au travers d'un jeu d'interactions complexes, chaque perturbation peut moduler l'intensité de l'impact des autres sur les lacs, et de ce fait, leur réponse. Dans ce contexte, ce travail doctoral est axé sur l'approfondissement de notre compréhension de la réponse des lacs à un contexte de perturbations multiples, sur le long terme. Pour cela, trois grands lacs profonds (le lac Léman, du Bourget et d'Annecy), soumis à une perturbation régionale similaire (i.e., le réchauffement climatique) et à deux perturbations locales (i.e., les changements dans le statut trophique et dans les pratiques de gestion piscicole) d'intensités différentes, ont été choisis. La réponse de ces lacs à ces

changements a été abordée au travers d'une approche paléolimnologique, basée sur les cladocères. En effet, la capacité de ceux-ci à intégrer les changements temporels dans le réseau trophique pélagique en réponse aux trois perturbations environnementales en fait un modèle adéquat pour reconstruire les changements à l'échelle de la communauté pélagique. Plus précisément, nous avons abordé (i) les changements dans les communautés de cladocères, au cours du siècle dernier, en réponse aux trois perturbations environnementales et (ii) l'impact de ces perturbations sur les stratégies de reproduction des Daphnies. Cependant, le manque de connaissance dans les grands lacs profonds sur la représentativité des communautés sources de cladocères par les assemblages de restes archivés dans les sédiments a tout d'abord conduit à faire un point méthodologique. Ce dernier a abouti à la mise en évidence de différences dans le niveau de représentation de communautés sources de cladocères selon le type de restes utilisés. La composition taxonomique et la structure en taille des restes parthénogénétiques (i.e., exosquelettes) reflètent relativement bien celle des communautés sources. Quant aux éphippiées (oeufs de dormance), elles se révèlent des indicateurs fiables pour reconstruire les comportements de reproduction. Suite à ces résultats, les reconstructions paléolimnologiques des communautés de cladocères montrent que leur trajectoire écologique était contrôlée par des interactions complexes entre les trois perturbations différentes, selon les périodes de temps et entre les lacs. De plus, la réponse des communautés de cladocères au climat était différente entre les trois lacs comme une fonction de l'intensité des forçages locaux. Ces observations suggèrent qu'il est important d'inclure le rôle des perturbations locales dans la prédiction de l'impact futur des changements climatiques sur les lacs. L'impact des perturbations environnementales sur le comportement de reproduction des Daphnies est tel que des événements d'hybridation interspécifique ont été observés. Cependant, ces événements d'hybridation sont issus de sensibilité aux trois perturbations environnementales différentes entre les espèces de Daphnies.

Benoit SOTTON (18 décembre 2012)

« La mise en évidence des voies de transfert des cyanotoxines dans les lacs péri-alpins et implications dans les réponses physiologiques des poissons exposés »

En travaillant sur deux lacs (Bourget et en Suisse), ce travail a permis de mettre en lumière la complexité des relations entre la cyanobactérie *P. rubescens* et certains poissons (corégone, perche). En dépit de la ré-oligotrophisation de nombreux lacs d'Europe du nord au cours des deux dernières décennies, les développements massifs de cyanobactéries toxiques, telle que *Planktothrix rubescens*, adaptée aux écosystèmes mésotrophes, sont encore largement observés. Parmi les cyanotoxines produites par cette espèce, les microcystines (MCs) sont les toxines les plus fréquemment rencontrées et sont reconnues comme des molécules perturbatrices de tous les compartiments trophiques des écosystèmes lacustres. Ces blooms toxiques affectent notamment les lacs péri-alpins pour lesquels des risques de contamination des populations piscicoles exploitées ont été démontrés. Cependant, il existe encore un manque de connaissances important tant concernant les voies de transfert de ces toxines au sein des réseaux trophiques limniques, que leurs effets physiologiques sur les populations de poisson. Dans le cadre de ce travail de thèse, deux modèles de poissons, dont les répartitions spatiales verticales diffèrent (juvéniles de perche et corégones), ont été considérés. Les objectifs principaux ont été traités d'une part au travers d'une approche expérimentale (par gavage) visant à analyser les processus d'accumulation et de détoxification, ainsi que les effets génotoxiques des MCs sur ces deux espèces modèles. Les réponses physiologiques ainsi étudiées ont permis de mettre en évidence que les juvéniles de perche et de corégone sont capables de détoxifier une partie des MCs ingérées, mais cependant des effets génotoxiques sont observés suite à l'exposition des poissons aux MCs. D'autre part, des approches écosystémiques ont permis (1) d'explorer les effets potentiels de la présence du bloom sur la répartition spatiale des poissons (2) d'évaluer les niveaux de contamination par les MCs pour les deux espèces de poisson en tenant compte de la variabilité saisonnière (3) d'identifier les principaux vecteurs zooplanctoniques de MCs jusqu'aux poissons. Les résultats acquis montrent que les filaments de *P. rubescens* constituent une ressource alimentaire en période de bloom pour les organismes zooplanctoniques brouteurs et qu'un transfert de MCs est possible jusqu'aux espèces zooplanctoniques prédatrices et *in fine* jusqu'aux poissons. Nos résultats mettent également en avant que les voies de contamination ainsi que les intensités de contamination des poissons peuvent varier aussi bien à l'échelle saisonnière que journalière. Ces variations sont expliquées à la fois par les changements de régime alimentaire des poissons, les variations journalières de la production de MCs par *P. rubescens*, et les abondances et distributions verticales des différentes proies zooplanctoniques. A l'issue de ce travail, la part importante du transfert trophique des MCs jusqu'aux poissons a été vérifiée dans les cas des contaminations chroniques qui caractérisent les conditions de blooms des lacs péri-alpins (concentrations en cyanobactéries et en toxines modérées à fortes au cours de plusieurs mois).

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>

DOSSIERS DIVERS

Annexe VI

Un article paru en français en 2012

Cet article est paru dans « les Archives des Sciences » dans un numéro spécial réalisé pour fêter le bicentenaire de la naissance de FA Forel.

Evolution de paramètres clés indicateurs de la qualité des eaux des grands lacs péri-alpins

12251

Evolution de paramètres clés indicateurs de la qualité des eaux et du fonctionnement écologique des grands lacs péri-alpins (Léman, Annecy, Bourget):

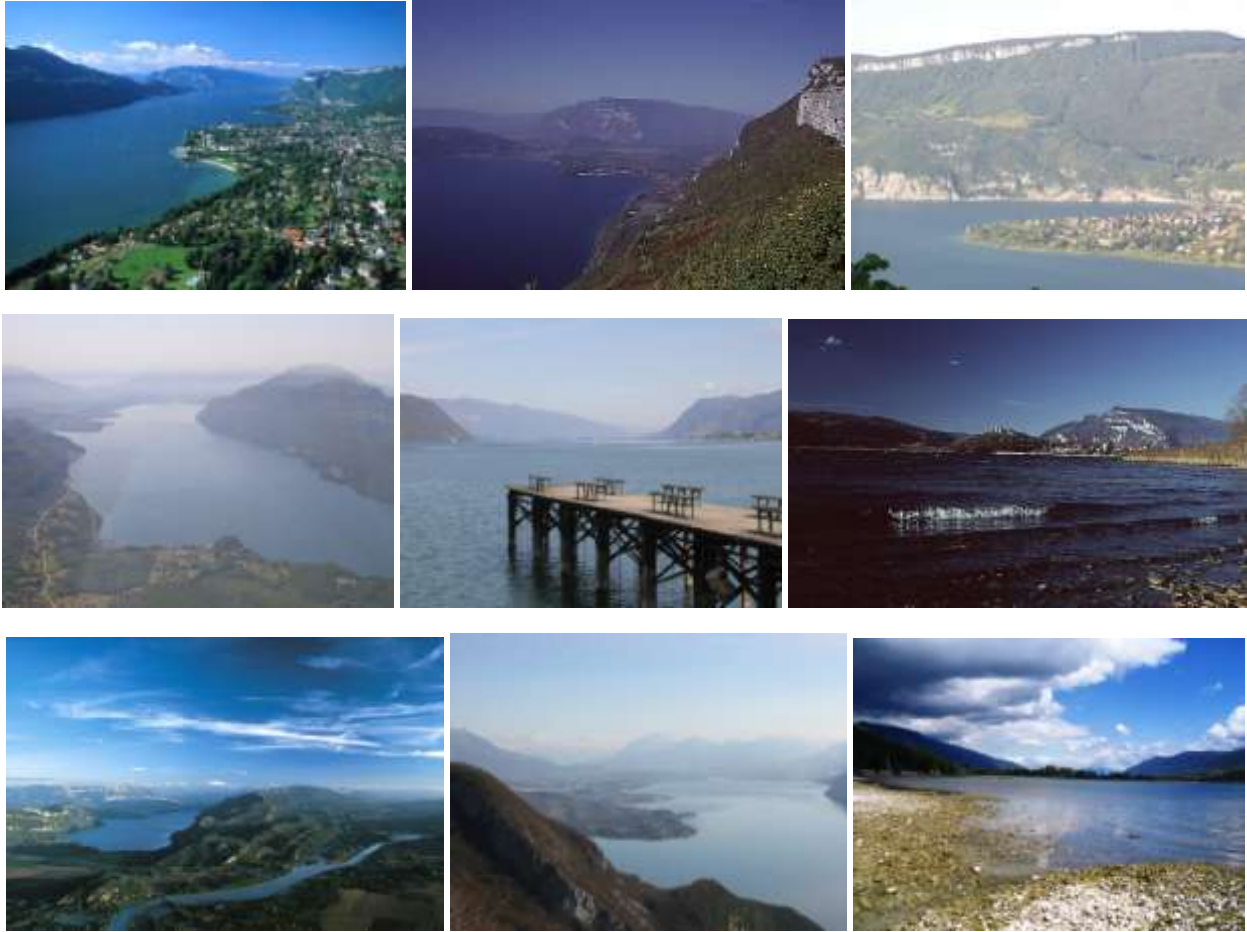
Etude comparative de trajectoires de restauration post-eutrophisation

Stéphan JACQUET^{1*}, Orlane ANNEVILLE¹, Isabelle DOMAIZON¹

Mss. reçu le 16 juin 2012, accepté le 20 août 2012

Les grands lacs carbonatés péri-alpins français et d'Europe occidentale (Annecy, Bourget, Léman) sont des systèmes profonds et situés dans une même écorégion, mais ayant subi des pressions anthropiques d'intensité variables et présentant des tailles, morphologies, bassin versant et pratiques de gestion différentes. Par conséquent l'analyse comparative de ces trois systèmes est particulièrement intéressante et pertinente, notamment pour observer leurs trajectoires en réponse aux mesures de restaurations entreprises. Aujourd'hui, l'évolution de la qualité de leurs eaux et de leur fonctionnement trophique nous renseigne sur les efforts consentis pour préserver ces écosystèmes et répondre à la demande sociétale en termes de gestion de ces milieux. Cet article est l'occasion de présenter quelques paramètres limnologiques clés et variables biologiques importantes rendant compte de cette évolution et révèle combien (i) les lacs péri-alpins constituent des cas exemplaires de restauration dans un monde où l'eutrophisation des écosystèmes dulçaquicoles est grandissante, (ii) l'effort doit perdurer dans un contexte de changement climatique dont les conséquences sur la qualité et le fonctionnement écologique des lacs sont encore difficiles à appréhender.

Mots-clés: Lacs, eutrophisation, restauration, réoligotrophisation, phosphore, phytoplancton, zooplancton, poissons, transparence, température



*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