

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2009



Rapport de suivi (avril 2010)



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

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2009

Ce rapport, qui présente le suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2009, a été rendu possible grâce aux travaux de:

- Isabelle DOMAIZON (Université de Savoie : Flagellés & Cillés, Boucle microbienne)
- Cyrille GIREL (CISALB : Météorologie, Suivi des rivières, Tableau de bord)
- Jean-François HUMBERT (ENS Paris : *Planktothrix rubescens*, Toxines)
- Stéphan JACQUET (INRA : Boucle microbienne, Sondes bbe, Coordination, Corrections, Mise en forme et Edition, Introduction, Ce qu'il faut retenir, Conclusion, Dossiers divers)
- Françoise KERRIEN (DDASS Savoie : Qualité sanitaire des eaux de baignade et de boisson)
- Jérôme LAZZAROTTO (INRA : Physico-Chimie)
- Leslie LAINE (INRA : Zooplancton)
- Gérard PAOLINI (CALB : Prélèvements, Physique, Chlorophylle *a*, Sonde bbe)
- Marie-Elodie PERGA (INRA : Zooplancton)
- Pascal PERNEY (INRA : Prélèvements, chlorophylle *a*, *P. rubescens*, sonde bbe, Toxines)
- Frédéric RIMET (INRA : Phytoplancton)



Station d'Hydrobiologie Lacustre
75, Avenue de Corzent BP 511
74203 Thonon-les-Bains cedex
Tél : 04 50 26 78 12



Communauté InterSyndicale pour l'Assainissement du Lac du Bourget
42, rue du Pré Demaison
73000 Chambéry
04 79 70 64 67



Communauté d'Agglomération du Lac du Bourget
1500, Boulevard Lepic
73100 Aix les Bains
Tél : 04 79 35 00 51

Citation du rapport

Jacquet, S., F. Rimet, C. Girel, M. Perga, G. Paolini, J. Lazzarotto, I. Domaizon, J.-F. Humbert, P. Perney, L. Laine et F. Kerrien. 2010. Suivi scientifique de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2009. Rapport 2009, 186 pages.

« A l'ouest du lac se trouvent trois aiguilles en forme de dents, une grosse molaire, une canine très usée, et au milieu une grosse dent menaçante. Elle règle la vie, annonce les orages, se rapproche, s'éloigne vivante et mystérieuse, on l'appelle la Dent du Chat. »

Charles Dullin (1885-1949)

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	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 ~8,4 ans

Alimentation principale par les rivières

La Lysse (~63% des apports en eau ou volume transité au lac en 2009) 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 (valeur maximale enregistrée en 2007 : 114 m³/s)

Le Sierroz (~28% du volume d'eau transité en 2009) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2004 entre 1,3 et 2,4 m³/s (valeur maximale enregistrée en 2004 : 43 m³/s)

Le Tillet, le Canal de Savière et le déversoir d'orage d'Aix + le tunnel de l'épine ont été responsables en 2009 d'environ 5%, 3,8% et 0,4% du volume d'eau transité au lac

Signe particulier

Une santé qui s'améliore au regard des concentrations en phosphore qui restent au même niveau que 2008, un minimum record pour la biomasse phytoplanctonique et 4 à 5 fois moins de *P. rubescens* comparativement à 2008

2009, une année encore exceptionnelle à bien des égards (lire le rapport !)



Sommaire

En guise d'introduction	6
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2009	9
Tableau de bord	19
Météorologie	23
Etudes portant sur la physico-chimie	29
Etudes portant sur la boucle microbienne	66
Etude relative au phytoplancton	82
Etude de la concentration en chlorophylle <i>a</i>	100
Etudes portant sur la cyanobactérie <i>P. rubescens</i>	102
Etude portant sur les données fournies par la sonde bbe	109
Etude relative au zooplancton	120
Etude des apports par les rivières en lien avec la météo	128
Etude portant sur la qualité sanitaire	163
Conclusion	168
Bibliographie	169
Dossiers divers	171

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, végétaux et animaux.

Le lac du Bourget est la plus grande réserve d'eau douce naturelle en France, à proximité de laquelle se côtoient environ 200 000 habitants. Rappelons qu'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 matières organiques vivantes (typiquement les microalgues) qui, en se déposant ensuite au fond par sédimentation, entraînaient 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. Le démarrage de l'eutrophisation a pu être daté, tout comme la première 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 dramatiquement 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 ainsi que des laboratoires de recherches universitaires y ont participé à chaque fois. Depuis 1999, la Station INRA d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon-Bains 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 ces dernières années à la prolifération d'une cyanobactérie rouge, filamenteuse et toxique, *Planktothrix rubescens*.

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 2009 fait suite au rapport de l'étude lourde effectuée en 2004 et 2005, commandé par le CISALB et ceux plus légers en 2006, 2007 et 2008, constituant ainsi le sixième 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.

Le contrat liant l'INRA et le CISALB a pour objectifs de continuer à suivre et détailler les principales variables d'évolution physico-chimiques et biologiques du lac du Bourget, au cours de 20-22 campagnes au minimum, et d'observer les changements entre l'état des lieux précédent (2004-2005 typiquement) et le prochain prévu en 2012-2013.

L'année 2009 marque la dernière année du contrat de bassin versant du lac du Bourget actuel. Le bilan de la période 2003-2009 du contrat de bassin est exceptionnel avec 80 millions d'euros engagés et un taux de réalisation de 80%. La lettre d'information du contrat n°8 (janvier 2010) donne le détail du bilan technique et financier des opérations menées ces 7 dernières années, afin de maîtriser les pollutions, gérer les milieux aquatiques et les risques, assurer le suivi environnemental et bien sur communiquer. Dans le domaine qui est le notre (ou plutôt dans lequel nous intervenons), à savoir le suivi environnemental, retenons que le budget engagé pour le suivi de la qualité de seaux, l'écologie du lac et des rivières a été de 1,36 millions d'euros (études, frais d'analyses, suivi scientifique, étude bilan du contrat). Depuis 2006 inclus, l'INRA reçoit environ 40 KE TTC pour assurer le suivi environnemental comme décrit dans le présent rapport.

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



Photos Stéphan Jacquet



Photo Renaud Jalinoux

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNEE 2009

L'année 2009 a présenté une température annuelle supérieure à la moyenne annuelle historique (12,3 vs 11,3°C), et avec une valeur parmi les plus élevées de la chronique (3^{ème} rang après 1994 et 2003). La tendance de ces 20 dernières années fait ressortir une légère augmentation de la température (en lien probable avec le réchauffement climatique global). Par rapport aux moyennes mensuelles, les variations saisonnières, pendant l'année 2009, ont présenté des excédents de température d'avril à décembre entre +4 et +36 % ; seuls les mois de janvier et février ont montré des déficits s'élevant respectivement à -44 et -12 %.

En 2009 les températures ont été suffisamment froides pour permettre un **mélange total de la masse d'eau** avec, pour conséquences directes, une redistribution verticale homogène des températures et des concentrations en oxygène pendant la période hivernale. En 2009, la réoxygénation maximale à 140 m a donc été plus efficace que celles observées en 2008 et 2007 (9,22 vs. 6,96 et 6,31 mg.L⁻¹).

L'année 2009 a présenté un petit excédent d'insolation (+3%) par rapport à la moyenne mais globalement ce paramètre a peu évolué depuis 1974.

2009 a été une année très sèche avec un déficit s'élevant à -26 % par rapport à la moyenne historique (923 mm vs. 1249 mm). Depuis 2003, les déficits hydriques cumulés se sont accentués encore cette année avec 1559 mm soit plus d'un an de pluviométrie moyenne. 2009 a présenté 10 mois secs (de janvier à octobre entre -9% et -81%), seuls les mois de novembre et décembre ayant été bien arrosés avec respectivement 175 et 136 mm de précipitation soit des excédents 62 et 12%.

Le **débit moyen de la Leysse** (3,53 m³/s soit un volume d'eau transité de 110 Mm³) en 2009 a été **nettement inférieur** au module interannuel (6,28 m³/s) et ces chiffres constituent le record pour la période 2004-2009. Sur le Sierroz, le débit moyen en 2009 (1,53 m³/s soit un volume de 49 Mm³) a également été bien inférieur au module (2,43 m³/s), une hydrologie comparable à l'année 2004. La Leysse a été **conforme à la Directive Cadre sur l'Eau 85% du temps** (contre 92 et 94% en 2008 et 2007). Le Sierroz a également été conforme 85% du temps (il ne l'était qu'à 68% en 2007 mais à 87% en 2008). Comme en 2008, le déclassement de 15% est exclusivement dû aux matières en suspension pour la Leysse et aux MES et Nitrates pour le Sierroz.

En terme d'apports de volume d'eau au lac en 2009, la Leysse a été responsable de 63% des apports (contre 70% en 2008), le Sierroz de 28% (comme en 2008), le Tillet de 5,1%, le Canal de Savières de 3,8% (3 fois plus qu'en 2008), les différents déversoirs d'orage et le tunnel de l'épine de 0,4%.

L'année 2006 était apparue comme remarquable en raison d'une baisse très importante du Phosphore par rapport aux années précédentes où les teneurs restaient au dessus de la barre des 30 µgP/L. En 2006, nous avons en effet observé une concentration moyenne de 24 µgP/L en phosphore total (Ptot) et 16 µgP/L en phosphate (PO₄), soit une diminution de plus d'un tiers par rapport à 2005, alors que le stock variait faiblement depuis les années 1990. En 2007, cette tendance vers la réoligotrophisation de l'écosystème était confirmée avec des valeurs de 22 µgP/L pour le Ptot et 14 µgP/L pour les phosphates. 2008 annonçait un nouveau record avec 20 µgP/L pour le Ptot et 13 µgP/L pour les phosphates, une baisse à mettre en relation avec une forte diminution des apports de la Leysse. **Avec encore 20 µgP/L pour le Ptot et 13 µgP/L pour les phosphates en 2009**, la concentration hivernale confirme la baisse du stock perçu depuis 2006. Sur la base des modèles OCDE d'évaluation de la catégorie trophique, cette valeur confère au lac un niveau mésotrophe.

Le Phosphore présent dans le lac a 3 origines : 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 terme de phosphore total (Ptot), orthophosphates (PO₄) et nitrates (NO₃) étaient estimés. Depuis 2004, ces apports sont véritablement mesurés grâce aux stations de mesure automatisées sur la Leysse et le Sierroz. Les déversoirs d'orage de Chambéry métropole et de la CLB ont également été équipés en moyen de mesure. **Depuis 2004, les apports en Ptot au lac varient entre 13 et 40 Tonnes/an contre 300 dans les années 70.** En 2009, entre 52 et 97% de ces apports sont consécutifs à des épisodes pluvieux ; entre 44 et 92% des apports sont dues aux 10 principales crues ; 8 à 39% sont rejetés par les déversoirs d'orage. **En 2009, les apports en Ptot au lac s'élèvent à 13,7 tonnes**, en baisse par rapport à 2008 et aux années antérieures. Ce résultat vient confirmer le passage sous le cap des 30 tonnes d'apports externes en Ptot au lac depuis 2008, limite préconisée théoriquement par la communauté scientifique pour permettre la réoligotrophisation. Alors que les apports de la Leysse sont en légère augmentation (6,6 tonnes en 2009 contre 5,6 tonnes en 2008), ceux du Sierroz sont divisés par deux (8,4 tonnes en 2008 contre 4,4 tonnes en 2009). La baisse des apports en Ptot par le Sierroz entre 2008 et 2009 (4 tonnes), non compensée par la hausse enregistrée sur la Leysse (1 tonne) est à l'origine de la diminution de 3 tonnes des apports totaux au lac.

Durant **100 jours en 2009** (contre 43 en 2007 et 26 en 2008), **le courant du Rhône a été inversé** et il a été un tributaire du lac, via le canal de Savière (seul exutoire du lac du Bourget) à hauteur de 6,7 Mm³ d'eau (contre 2,6 Mm³ d'eau en 2007 et 3,2 en 2008). Sa contribution au stock des différents nutriments reste basse mais est en hausse par rapport aux années précédentes (0,16 tonne de Ptot en 2009 contre 0,06 et 0,07 tonne en 2008 et 2007 ; 0,08 tonne de PO₄ en 2009 contre 0,03 tonne en 2008 et 2007 ; 1,5 tonne de NO₃ contre 0,76 et 0,64 tonne en 2008 et 2007). Les flux sortants mesurés dans le canal de Savières, mesurés en 2009, révèlent que ce dernier contribue à éliminer 4,9 tonnes (contre 6,48 en 2008) de Ptot soit encore 35-36% des apports entrants, 2,6 tonnes de P-PO₄ (contre 4,2 en 2008) soit toujours plus de 100%

des apports entrants ou encore 111 tonnes des nitrates (contre 167,4 en 2008) soit 51% des apports entrants.

Les différentes phases de production de biomasse se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. L'évolution des concentrations en chlorophylle *a* en 2009 a révélé deux phases de production bien individualisées. La première a été enregistrée au mois d'avril, correspondant au développement des diatomophycées avec $8,95 \mu\text{g.L}^{-1}$, en cohérence avec les consommations en surface de la silice et du phosphate dont les concentrations sont passés respectivement, de $2,43$ à $0,35 \text{ mg.L}^{-1}$ et de 13 à $4 \mu\text{g.L}^{-1}$ entre le 1^{er} et le 27 avril. La seconde a eu lieu en septembre avec un maximum de $5,79 \mu\text{g.L}^{-1}$ et due majoritairement à la cyanobactérie *P. Rubescens*. Par rapport à 2008, les concentrations ont été globalement inférieures tout au long de l'année (concentration deux fois moindre) sauf au début du mois d'avril pendant le développement printanier des diatomées ($8,95$ vs. $4,9 \mu\text{g.L}^{-1}$). **Avec $3 \mu\text{g.L}^{-1}$, l'année 2009 présente la concentration moyenne annuelle en chlorophylle la plus faible de la chronique de données** (depuis les années 80) se rapprochant de 2005. Ceci peut être directement lié au fait que les cyanobactéries, bien que présentes, n'ont pas montré un très fort développement par rapport à l'année 2008 et surtout ont quasi disparu à la fin de l'automne (biomasse en moyenne 4 à 5 fois inférieure à celle de 2008). La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* reste assez hétérogène, permettant tout de même de percevoir une petite tendance à la baisse ; ce qui traduit une évolution favorable de cet indice également corroborée par l'évolution des concentrations maximales depuis 1987. Sur la base des modèles OCDE d'évaluation de la catégorie trophique, cette valeur confère au lac un niveau oligo-mésotrophe.

La biomasse phytoplanctonique maximale (mesurée lors d'un échantillonnage hors du cadre du suivi classique du lac) a été atteinte le 8 avril ($4343 \mu\text{g/L}$) avec une forte proportion de la diatomée *Cyclotella costei* qui est une espèce indicatrice de ré-oligotrophisation. La biomasse minimale enregistrée a été enregistrée un mois plus tard en mai, se traduisant par une phase des eaux claires très marquée. La diversité phytoplanctonique du lac du Bourget reste globalement faible et **le taxon dominant la biomasse algale de 2009 reste *Planktothrix rubescens* tout comme les années précédentes**, même si sa proportion est nettement plus faible ($29,7\%$ pour 2009 contre $51,4\%$ en 2008 par exemple). Le microplancton (caractérisé par des espèces de taille supérieure à $20 \mu\text{m}$) est très largement majoritaire sur toute l'année 2009 (plus de 83% de la biomasse annuelle), sauf pendant la phase des eaux claires où le nanoplancton est important. Le biovolume total algal a augmenté progressivement de 1995 à 2006 puis une très légère diminution a été enregistrée depuis. 2009 fait suite aux années précédentes mais en présentant clairement la plus faible biomasse sur toute la chronique 1995-2009 avec surtout une forte chute comparativement aux années précédentes. **Entre 2008 et 2009, la biomasse phytoplanctonique a en effet été réduite de presque 2/3 (passant de 3842 à $1417 \mu\text{g/L}$)**, cette baisse pouvant être directement rattachée à la très forte baisse de la cyanobactérie *P. rubescens*. De la même manière l'augmentation de la biomasse enregistrée entre 1995 et 2008 était fortement imputable au développement de *P. rubescens*. 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 qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins. Une augmentation interannuelle progressive de cet indice depuis 1995, suggère l'amélioration de la

qualité trophique du lac, en lien avec la baisse du P. La valeur pour l'année 2009 est de 3,7 (classe méso/faiblement eutrophe) et est proche des années 2007 et 2008. L'augmentation de la proportion des taxons mixotrophes préférant les eaux pauvres en nutriments (e.g. *Dinobryon* spp.) sur la chronique 1995-2009 va également dans le sens de la réoligotrophisation.

A l'exception d'un prélèvement (le 29 septembre à 15 m de profondeur), **les concentrations en microcystines intracellulaires ont été faibles**. L'année 2009 s'est donc caractérisée par un risque toxique potentiel faible, en liaison avec les concentrations cellulaires modérées de la cyanobactérie. En raison de la disparition de *P. rubescens* dans la colonne d'eau à partir d'octobre 2009, le risque toxique lié à la présence de cette cyanobactérie dans le lac du Bourget a été nul pour les traités d'eau au moment où le mélange hivernal des eaux aurait pu potentiellement leur poser problème.

La sonde spectrofluorimétrique bbe Fluoroprobe s'est révélée une nouvelle fois être un outil très performant pour le suivi détaillé de la distribution, de la dynamique et de la concentration de *P. rubescens* dans le lac du Bourget. Toutefois aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre les comptages et la sonde pour l'année 2009. Sur l'ensemble de la période 2004 à 2009, la corrélation reste élevée ($r^2=0,67$, $n=573$).

L'étude portant sur la boucle microbienne a permis de faire un premier bilan pour la période 2004-2009. Il ressort que les différents compartiments jouent un rôle déterminant dans le fonctionnement microbologique et plus largement trophique du lac du Bourget et que certains groupes pourraient constituer des **bio-indicateurs d'état trophique (picocyanobactéries et flagellés)**.

Le nombre de taxons crustacés observés chaque année oscille entre 12 et 15, pour un total de 16 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi régulier du zooplancton en 2004. **L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen a été très élevée en 2009** ($\sim 400\,000$ ind.m⁻²), et du même ordre que le maximum atteint en 2005. Le pic d'abondance a eu lieu au mois de mai suggérant une forte prédation sur le phytoplancton qui connaît son minimum au même moment, avec conséquence une phase d'eaux claires très marquée. Les différences annuelles de l'abondance moyenne du zooplancton crustacéen dépendent essentiellement des variations interannuelles de l'abondance des branchiopodes (surtout les cladocères au moment de la phase des eaux claires qui sont passés de 600 000 en 2007 à 1 800 000 ind.m⁻² en 2009), qui varie de 54 000 en 2007 à 200 000 en 2009, les variations pour les copépodes restant relativement stables. En 2009, le pic printanier des Branchiopodes herbivores a atteint des abondances exceptionnelles à la fois des Daphnies mais surtout des Bosmines (en particulier *E. longispina*, plutôt caractéristique des eaux eutrophes et qui se nourrit facilement d'espèces filamenteuses) à relier probablement au fort développement phytoplanctonique printanier caractérisé surtout par de grosses diatomées (*Asterionella*, *Fragilaria*, *Stephanodiscus*) et la présence aussi de *P. rubescens*. Comparativement, il semblait que la phase des eaux claires ait été essentiellement le résultat du broutage du phytoplancton printanier par les calanoïdes en 2008. En l'absence de ces développements de Bosmines, les copépodes dominant largement la communauté crustacéenne au lac du Bourget.

En 2009, il a été observé une période des eaux claires importante et bien marquée (alors qu'elle était quasi inexistante en 2008) avec un maximum mesuré au mois de mai (plus de 15 m), conséquence évidente d'un fort broutage des diatomées (et peut être aussi de la cyanobactérie *P. rubescens*) par le zooplancton. Les valeurs restent supérieures à 8 m pendant plus d'un mois (du 05/05 au 08/06). Les transparences estivale et de fin d'automne montrent également des valeurs élevées par rapport aux moyennes respectivement 6,8 vs 4,4 m et 11,2 vs 7,3 m. L'évolution du minimum de transparence sur les 30 dernières années révèle une avancée de cette dernière, de fin mai à la fin des années 1970 à fin avril désormais, révélant l'avancée du premier bloom phytoplanctonique post-hiver. La transparence estivale pour l'année 2009 avec 7,3 mètres présente la valeur la plus élevée de la chronique 1981 - 2009 proche de la mesure de 2006. Cette valeur 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 (\approx de 3,0 à 6,0 m) qui peut être considérée comme une amélioration du niveau trophique à travers ce descripteur.

En ce qui concerne le bilan de la qualité de l'eau distribuée, **les eaux pompées dans le lac du Bourget distribuées en 2009 ont été de bonne qualité bactériologique** et sont restées conformes aux limites et références de qualité fixées par réglementation en vigueur pour tous les paramètres chimiques recherchés. Dans les eaux brutes, la présence de bactéries telles qu'*Escherichia coli* et des Entérocoques ont été enregistrées mais elles sont détruites par l'action des traitements. La présence de certains pesticides a également été enregistrée pour des valeurs inférieures à la limite de qualité, ainsi que la présence de toxines de cyanobactéries pour des valeurs inférieures à la limite de qualité fixée à 1 $\mu\text{g/l}$. En ce qui concerne le bilan de la qualité des **eaux de baignade**, les 10 zones aménagées sont classées en catégorie A ou B, c'est-à-dire **conformes aux normes de qualité**. On constate cependant qu'entre 2008 et 2009, 3 plages (plage du Rowing à Aix-les-Bains, plage du Lido à Tresserve et plage des Mottets au Viviers-du-lac)) ont vu leur qualité d'eau se détériorer sensiblement et sont passées du statut d'eaux de bonne qualité à celui d'eaux de qualité moyenne. Sur les 4 dernières années, aucune plage n'a été classée avec des eaux momentanément polluées ou de mauvaise qualité, impropres à la baignade. Notons enfin qu'il faudra être vigilant face au développement possible près des plages et dans les eaux de surface en général de la cyanobactérie coloniale toxique *Microcystis aeruginosa*, fortement présente durant l'été 2009.

L'année 2009 a été caractérisée par un nombre important de faits marquants, sur le bassin versant du lac. Ce qui suit est une sélection, extraits de la lettre d'information n°8 de janvier 2010 du contrat de bassin versant du lac du Bourget éditée par le CISALB :

- étude de la restauration des berges du canal de Savières ;
- visite des collecteurs de déchets toxiques de Savoie ;
- étude du schéma directeur du curage des ports du lac ;
- ateliers de paques dans les locaux de l'aquarium à Aix les bains ;
- Exposciences 2009 au Manège à Chambéry ;
- visite des digues de la Leysse par les présidents de Chambéry métropole et du CISALB ;
- Requalification de la RD1201 et l'anse des Séselets ;
- évaluation de la qualité des habitats en rivières ;
- requalification de la berge du Sierroz à l'aval du pont Rouge à Aix les bains ;
- sécheresse de l'Hyères et du Forézan ;
- engazonnement de la partie sud de l'ancienne décharge de Viviers-du-lac ;
- récupération d'œufs d'omble chevelier pour l'alevinage du lac.

Lu dans le procès verbal du 21^{ème} comité de bassin versant du lac du Bourget qui s'est déroulé le 9 décembre 2009 au Bourget du Lac

La fin de l'année 2009 acte la fin du contrat de BV du lac du Bourget signé en septembre 2002 pour une durée de 7 ans. En substance, 80 ME de travaux ont été engagés avec 20 maîtres d'ouvrage et 5 partenaires financiers. Parmi les travaux, notons l'assainissement, la maîtrise des pollutions industrielles, artisanales et agricoles, la restauration des rivières, zones humides et roselière lacustre. Le suivi de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques (où l'INRA de Thonon intervient) a coûté 2,2 ME sur la période 2003-2009 (l'INRA ayant reçu pour sa part environ 250 KE).

Un nouveau SDAGE (qui arrête pour une période de 6 ans les grandes orientations de préservation et de mise en valeur des milieux aquatiques à l'échelle du bassin) est créé en 2009 pour la période 2010-2015, 2015 étant la date butoir pour atteindre le bon état des eaux tel que préconisé par la DCE du 23/10/00.

Pour rappel l'état des eaux superficielles est bon si l'état chimique est bon (basé sur 41 substances prioritaires et prioritaires dangereuses) et l'état écologique (basé sur la biologie) bon à très bon.

L'état des connaissances sur le BV du lac du Bourget en 2009 :

- Les rivières ont encore des problèmes de qualité (présence de toxiques, nutriments trop élevés) et sont toujours très dégradées par endroit (lits mineurs peu diversifiés), avec un déficit moyen de 30-50%
- le lac a encore trop de P d'origine urbain et agricole, les cyanobactéries sont toujours présentes, le marnage est trop faible pour la reconquête des roselières, les sédiments sont pollués, la faune piscicole se dégrade et a besoin de conditions plus favorables

Rapports à télécharger sur le site du CISALB

En 2009, il y a eu pas mal de réalisations sur le BV notamment en terme d'assainissement avec la destruction de 2 UDEP sur le BV du Sierroz et de la renaturation sur le Sierroz aval

Il y a eu des campagnes « micropolluants » liées aux rejets pluviaux des ZAE

Un projet de recherche a été financé par l'INRA et porte sur les relations entre cyanobactéries toxiques (i.e. *Planktothrix rubescens*) et la perche.

Un contrat de Recherche a été signé en 2008 entre l'INRA et le CISALB pour travailler sur le bilan du passage lacustre au lac du Bourget.

Une thèse de doctorat portant sur le bilan de phosphore du bassin versant du lac du Bourget (modélisation, interprétation en terme d'impact potentiel et conséquences opérationnelles pour la maîtrise et la gestion intégrée du système lacustre) a été financé via un contrat CIFRE et a commencé en 2009.

Différents projets de recherche ont été obtenus depuis 2008 et pour les années à venir, dont le terrain de jeu principal est le lac du Bourget (ex : AQUAPHAGE, IPERETRO).

En 2008, un ouvrage coordonné par S Jacquet (INRA), I Domaizon et J Poulenard (Université de Savoie) intitulé « *Autour du lac du Bourget : actes du colloque pluridisciplinaire (15-17 mai 2006)* » a été publié aux Editions de la page blanche. L'ouvrage de 300 pages est toujours disponible gratuitement en ligne sur le site de la Station INRA d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon-les-Bains.

En plus de l'ouvrage précédemment cité, riche de 26 articles, un certain nombre d'articles a porté en 2009 sur le lac du Bourget :

- Arnaud F., M. Wessels, E. Chapron, M. Revel-Rolland, M. Desmet. 2009. Signaux terrigènes dans les grands lacs subalpins : un marqueur régional à haute résolution des conditions paléohydrologiques ? Du climat à l'Homme. Dynamique holocène de l'environnement dans le Jura et les Alpes. Collections EYTEM 6 *Cahiers de Paléoenvironnement*, sous la coordination de M. Desmet, M. Magny, F. Mocchi, 77-88.
- Bryhn, A. C., C. Girel, G. Paolini and S. Jacquet. 2009. Reconstructing historical phosphorus loadings and predicting future effects from nutrient abatement and climate change on phosphorus concentrations in the largest natural French lake (Lake Bourget). *Ecol. Model. (accepté)*
- Decelière-verges C, Argillier C, Lanoiselee C, de Bortoli J, Guillard J. 2009. Stability and precision of the fish metrics using CEN multi-mesh gillnets in natural and artificial French lakes. *Fish Res. 99:17-25*
- Debroas, D., J.F Humbert, F. Enault, G. Bronner, M. Faubladiet and E. Cornillot. 2009. Metagenomic approach studying the taxonomic and functional diversity of the bacterial community in a mesotrophic lake (Lac du Bourget, France). *Environ. Microbiol. 11:2412-2424*.
- Giguet-Covex C, F. Arnaud, J. Poulenard, D. Enters, J.L. Reyss, L. Millet, J. Lazzarotto and O. Vidal. 2010. Sedimentological and geochemical records of past trophic state and hypolimnetic anoxia in a large, hard-water Lake Bourget, French Alps. *J. Palaeolimnology 43:171-190*.
- Humbert, J. F., U. Dorigo, P. Cecchi, B. Le Berre, D. Debroas and M. Bouvy. 2009. Comparison of the structure and composition of bacterial communities from temperate and tropical freshwater ecosystems. *Environ. Microbiol. 11:2339-2350*.

- Jérémy Jacob, Jean-Robert Disnar, Fabien Arnaud, Emilie Gauthier, Yves Billaud, Gérard Bardoux. 2009. Agriculture and soil erosion during the Bronze Age around Lake Le Bourget (French Alps). *The Holocene* 19: 241-249.
- Le Vu B., Vinçon-Leite B., Lemaire B.J., Bensoussan N., Calzas M., Drezen C., Deroubaix J.F., Escoffier N., Dégrés Y., Freissinet C., Groleau A., Humbert J.F., Paolini G., Prévot F., Quiblier C., Rioust E., Tassin B., High-Frequency Monitoring of Phytoplankton Dynamics within the European Water Framework Directive: Application to Metalimnetic Cyanobacteria. *Biogeochemistry (soumis)*
- M. Magny, F. Arnaud, H. Holzhauser, E. Chapron, M. Desmet, A. Leroux, L. Millet, B. Vannièrè. Solar and site-sensitivity imprints on palaeohydrological records for the last millennium in west-central Europe. *Quaternary research (sous presse)*
- Mangot J.F., C. Lepère, C. Bouvier, D. Didier and I. Domaizon. 2009. Community structure and dynamics of small eukaryotes (<5 µm) targeted by new oligonucleotide probes: a new insight into the lacustrine microbial food web. *Appl. Environ. Microbiol.* 75:6373-6381
- Personnic, S., I. Domaizon, U. Dorigo, L. Berdjeb and S. Jacquet. 2009. Seasonal and spatial variability of virio, bacterio- and picophytoplanktonic abundances in three peri-alpine lakes. *Hydrobiol.* 627:99-111
- Personnic, S.; I. Domaizon, T. Sime-Ngando and S. Jacquet. 2009. Seasonal variations of microbial abundances and virus- versus flagellate-induced mortality of picoplankton in three peri-alpine lakes. *J. Plank. Res.* 31: 1161-1177
- Thomas, R., L. Berdjeb, T. Sime-Ngando and S. Jacquet. 2009. Viral abundance, production, decay rates and life strategies (lytic vs. lysogeny) in Lake Bourget. *Environ. Microbiol. (en révision)*

Citons également une grande série de conférences et posters :

- Arnaud F., C. Giguet-Covex, B. Wilhelm, J.L. Reyss, M.E. Perga. The scientific and societal usefulness of recent (< 250 years) Alpine lake sediment studies. 2nd LSM-EXTENSION WORKSHOP Modane, 16 octobre 2009
- Arnaud F., F. David, C. Delhon, C. Giguet-Covex, P.-J. Rey. Anthropisation des milieux de montagne dans les Alpes du Nord: regards disciplinaires croisés dans le cadre du programme de recherche Pygmalion. Workshop : La construction des espaces montagnards Toulouse, 8-9 octobre 2009
- Arnaud F., C. Giguet-Covex, Dirk Enters, B. Wilhelm. Investigating the apparent paradox between flood intensity reconstructions from high and low elevation lake sediment series in the NW Alps over the last 2 millennia. Geophysical Research Abstracts 11, 10379
- Arnaud, F. Improving 14C-based chronologies of non-annually resolved sediment series by assessing the biogenic fraction flux instead of sedimentation rate. Geophysical Research Abstracts 11, 9578
- Arnaud, F. Improving 14C-based chronologies of non-annually resolved sediment series by assessing the biogenic fraction flux instead of sedimentation rate. Geophysical Research Abstracts 11, 9578
- Bensoussan N., Calzas M., Degres Y., Drezen C., Escoffier N., Guillerm O., Humbert J.F., Jezequel D., Le Vu B., Paolini G., Prevot F., Quiblier C., Sarazin G., Tassin B., Vinçon-Leite B., Viollier E. & Groleau A. 2009. Observing and integrating deep chlorophyll maximum of the metalimnetic cyanobacteria *P. rubescens* from single point measurements. ASLO, Nice, Janvier 2009.
- Debroas D., Humbert J.F., Cappel F. & Bronner G. 2009. Comparative analysis of genome fragments of Actinobacteria and Alphaproteobacteria from a French mesotrophic lake. ASLO, Nice, Janvier 2009.
- Dorioz, J.M. 2009. Le système grands lacs alpins – bassins versants : approche des relations entre évolution de la qualité des eaux, des dynamiques territoriales et des mesures de contrôle des populations. Les 22èmes entretiens Jacques Cartier : les grands fleuves vont à la mer, Lyon, novembre 2009
- Escoffier N., Bensoussan N., Freissinet C., Groleau A., Humbert J.F., Paolini G., Prevot F., Quiblier C. 2009. Intercalibration de sondes spectrofluorimétriques (BBE) pour la surveillance des proliférations de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* dans le Lac du Bourget. Journées scientifiques du GIS Cyanobactéries, Sète, Janvier 2009.
- Ferec F., Bensoussan N., Calzas M., Degres Y., Drezen C., Escoffier N., Freissinet C., Guillerm O., Humbert J.F., Jezequel D., le Vu B., Paolini G., Prevot F., Quiblier C., Sarazin G., Tassin B., Vinçon-Leite B., Viollier E. & Groleau A. 2009. Carbon cycle in continental aquatic ecosystems: algae biomass and carbonate flux dynamics in alpine lakes in a global change context. ASLO, Nice, Janvier 2009.
- Giguet-Covex C., F. Arnaud, J. Poulénard, L. Millet, D. Enters, J.L. Reyss, J. Lazzaroto, O. Vidal. Multi proxy records of trophic state and hypolimnetic anoxia in a large hard-water lake (Lake Bourget, French Alps). ASLO Meeting Nice, 20-25 janvier 2009

- Groleau A., Calzas M., Degres Y., Drezen C., Escoffier N., Freissinet C., Guillerm O., Humbert J.F., Jezequel D., Le Vu B., Paolini G., Prevot F., Quiblier C., Sarazin G., Tassin B., Vinçon-Leite B., Viollier E. & Bensoussan N. 2009. Oxygen and carbon dynamics in a carbonate subalpine lake at different time scales: from day to year. ASLO, Nice, Janvier 2009.
- Humbert J.F. 2009. Les ondes internes et le sang des Bourguignons aux pays des rêveries de Lamartine. Journées de Département de microbiologie de l'Institut Pasteur, Paris, Paris, Avril 2009.
- Jacob J., J.R. Disnar, F. Arnaud, Y. Billaud, E. Chapron, M.A. Sicre, R. Boscardin. High resolution record of millet cultivation during the Bronze Age around Lake le Bourget (French Alps). Is there any climatic control? IMOG 2009 Brême, 9-12 septembre 2009
- Jacob J., J.R. Disnar, F. Arnaud, Y. Billaud, E. Chapron, M.A. Sicre, R. Boscardin. High resolution record of millet cultivation during the Bronze Age around Lake le Bourget (French Alps). Is there any climatic control? Geophysical Research Abstracts 11, 3087 EGU 6th general assembly Vienne, Autriche, 24-28 avril 2009
- Mangot J-F., C. Lepère, C. Bouvier, D. Debroas, I. Domaizon. 2009. A new insight into the lacustrine microbial food web: structure and dynamics of small eukaryotes (< 5 µm) targeted by new oligonucleotide probes. ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009, Nice, 25-30 Janvier 2009
- Mangot J-F., D. Debroas, I. Domaizon. 2009. Un nouvelle éclairage au sein de la boucle microbienne lacutre: structure et dynamique des petits eucaryotes (< 5 µm) ciblés par de nouvelles sondes oligonucleotidiques. Journée des microbiologistes du pôle clermontois, Clermont-Ferrand, 26 mars 2009
- Mangot J-F., D. Debroas, I. Domaizon. 2009. Etude de la structure et de la dynamique des petits eucaryotes lacustres (< 5 µm) par la mise en application de nouvelles sondes oligonucléotidiques. AFEM Association Francophone d'Ecologie Microbienne, Lyon, 31 Août-02 Septembre 2009
- Millet, L., V. Verneaux, C. Giguët-Covex, J.C. Druart, F. Arnaud. Chironomid-based reconstruction of the trophic history during the last century of two French large lakes: Lake Bourget and Lake Paladru. ASLO Meeting Nice, 20-25 janvier 2009
- Oberhaus L., Briand J.F. & Humbert J.F. 2009. Competition and allelopathy among potentially toxic Cyanobacteria and a eukaryotic competitor (*Planktothrix rubescens*, *P. agardhii*, and *Mougeotia gracillima*). ASLO, Nice, Janvier 2009.
- Pollet T., Tadonléré R. & Humbert J.F. 2009. Comparaison de trois couples d'amorces à PCR pour évaluer la diversité structurale des Planctomycetes au sein des écosystèmes aquatiques continentaux. 4ème Colloque de l'AFEM, Lyon, Septembre 2009.
- Vinçon-Leite B., B. Le Vu, N. Bensoussan, M. Calzas, N. Escoffier, C. Freissinet, J.F. Humbert, C. Quiblier, B. Tassin. Integration of real-time data in forecasting phytoplankton dynamics in lakes - Application to metalimnetic cyanobacteria. Congrès ASLO, Nice France, Janvier 2009
- Tadonléré, R.D., J.M. Dorioz, R. Jalinoux. 2009. Contrasted responses of three deep eutrophicated lakes to phosphorus loading reduction: ecological processes and social perceptions. European Meeting of COST 869 Working group 2, Hungary, mai 2009

Pour résumer, le lac du BOURGET c'est vraiment une :

Bonne

Opportunité d'

Unir

Recherche et

Gestion autour de l'

Eau et de la

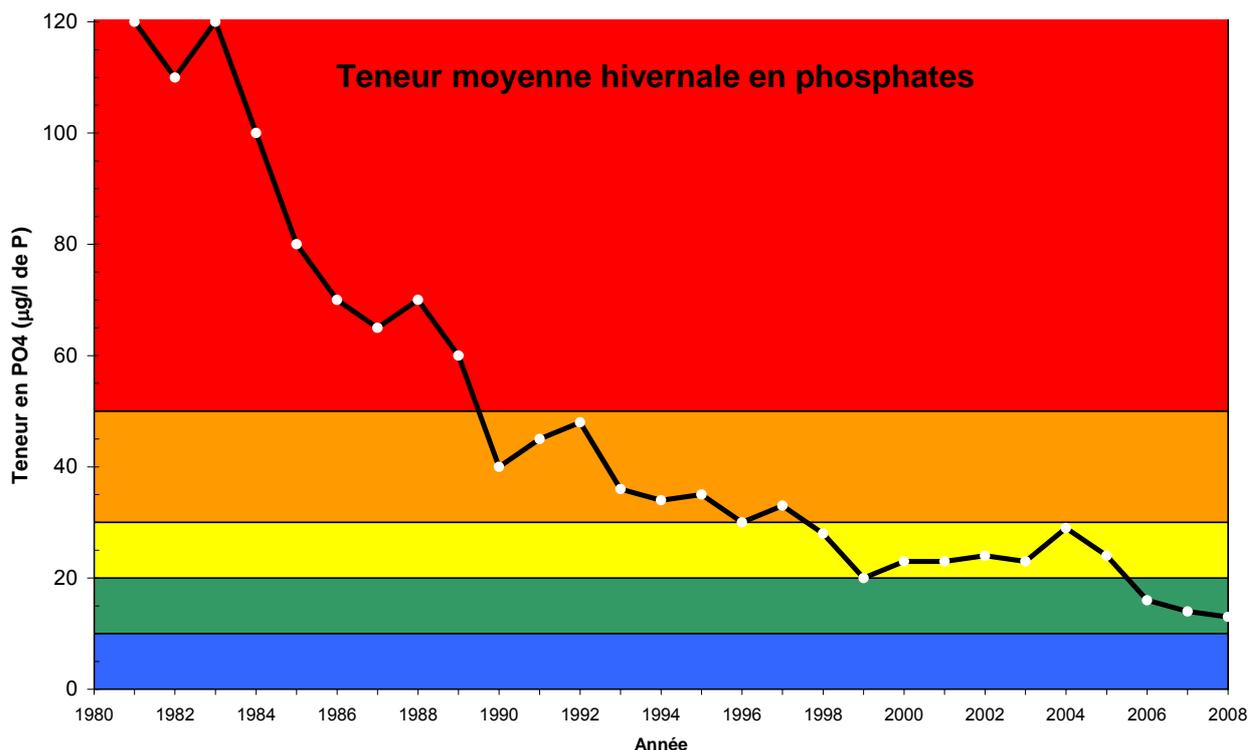
Terre

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 trois pages 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 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..

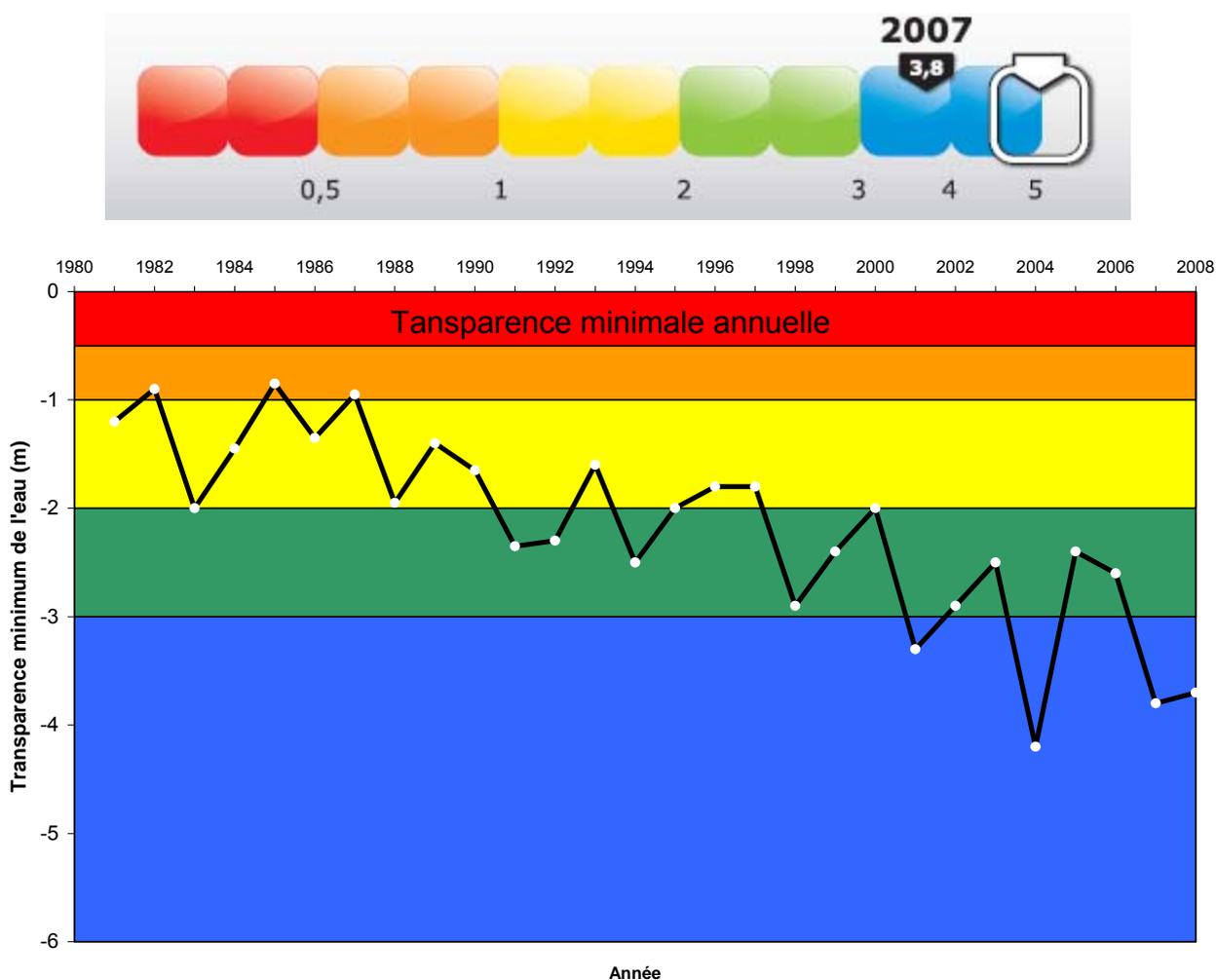
I. LE PHOSPHORE

Il s'agit en l'occurrence de la concentration des phosphates mesurée au moment du brassage hivernal du lac, quand la température est homogène le long de la colonne d'eau. Cet indicateur renseigne sur la quantité du facteur limitant et de maîtrise de l'écosystème lac. Comme on peut le voir ci-dessous, l'objectif à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO₄ soit de 10 µg.L⁻¹. En 2007 le curseur était posé sur la valeur 14 µg/L. Pour l'année 2009, la valeur a peu changé : 13 µg/L.



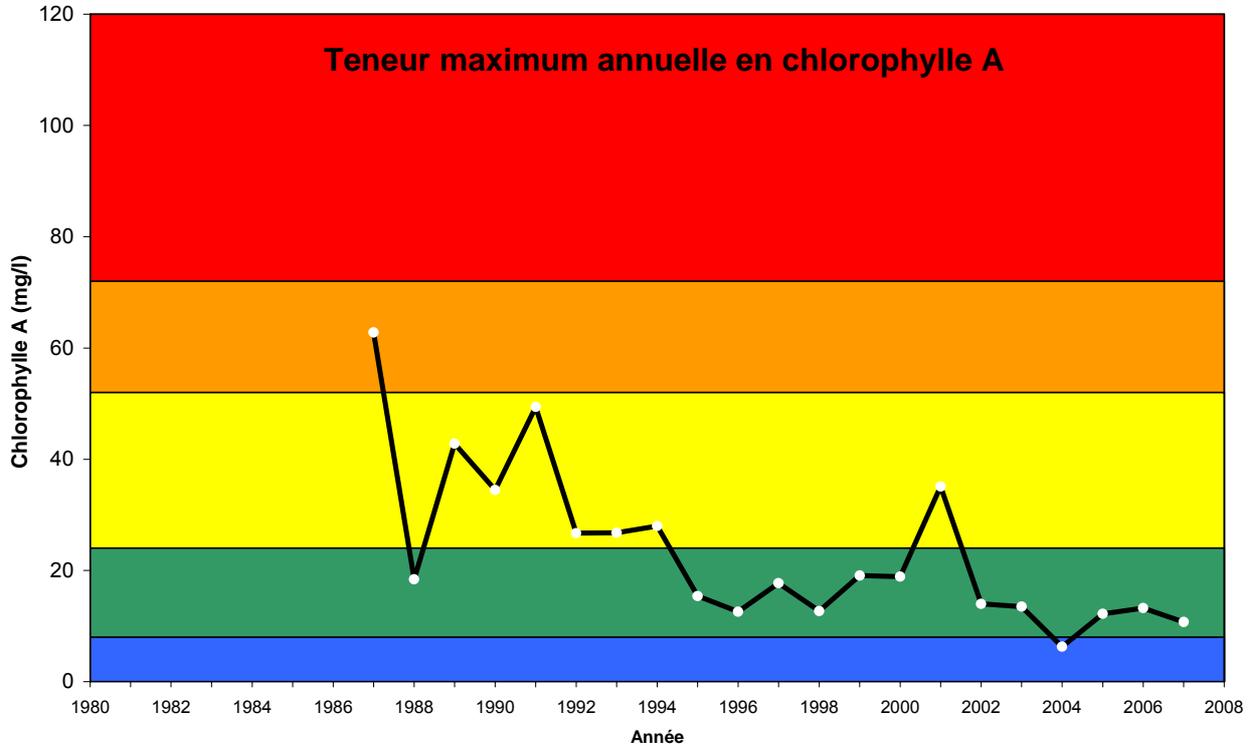
II. LA TRANSPARENCE

Il s'agit en l'occurrence de la transparence minimale annuelle (généralement estivale). Cet indicateur renseigne indirectement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique et des matières en suspension dans la couche 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 2009, cette valeur était de 2,6 m.



III. 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 $4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. En 2007, le curseur indiquait la valeur 10,7 contre 9,1 en 2009.

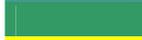


IV. L'EAU POTABLE

Il s'agit des résultats d'analyse d'eau réglementaire effectués sur l'eau brute par la DDASS. Ces analyses portent sur la bactériologie, les nitrates, la turbidité, la dureté, le pH, les minéraux, les métaux lourds et les pesticides. Une valeur tenant compte des différents paramètres est alors élaborée. L'objectif à l'horizon 2021 est de 66 car l'eau du lac présentera toujours une bactériologie > 0 qui nécessite une désinfection simple. La présence de cyanobactéries impose une vigilance particulière mais n'est pas prise en compte dans l'évaluation.



		2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Pompage tresserve	Classe qualité eau brute								
Pompage Mémard	Classe qualité eau brute								
Prise d'eau Abbaye	Classe qualité eau brute								
		66	50	66	66	50	50	50	50

	eau potable sans traitement
	désinfection simple
	A1 (désinfection et traitement physique simple)
	A2 (traitement normal physique, chimique et désinfection)
	A3 (traitement physique, chimique poussé, affinage et désinfection)
	inapte production eau potable

D'autres indicateurs existent pour les eaux de baignade, les micropolluants dans les sédiments et la colonne d'eau, etc. Le lecteur intéressé est invité à aller sur :<http://www.cisalb.fr/>

METEOROLOGIE DU LAC DU BOURGET

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 de la station météorologique de Voglans située à proximité du lac du Bourget, dans sa partie sud.

I. TEMPERATURES

I.1. Moyenne annuelle

Tableau I Températures moyennes annuelles en °C

année	Temp moy °C
2009	11,7
1974-2009	12,3

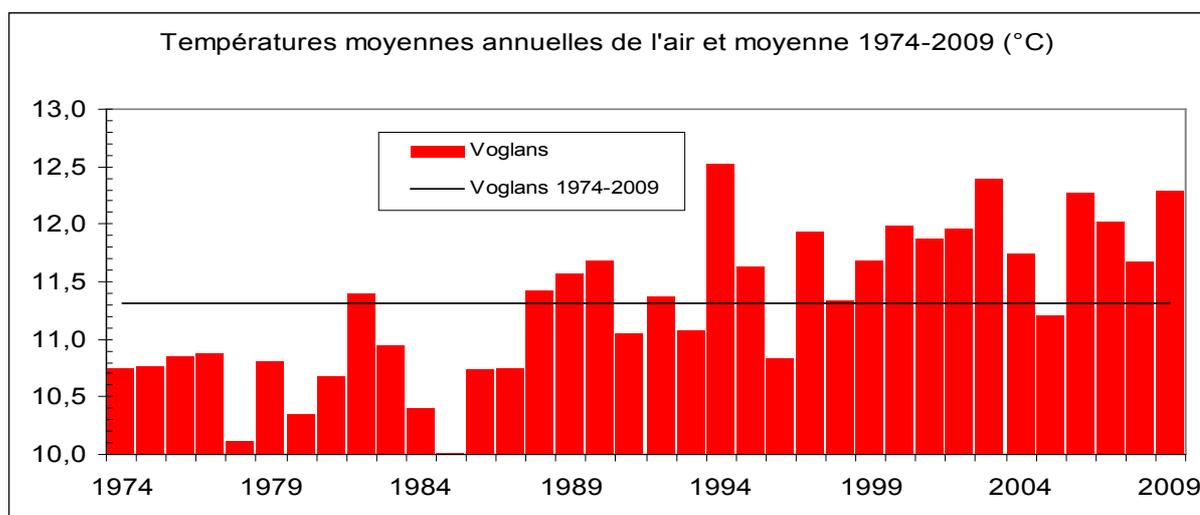


Figure 1 Evolution des températures annuelles de l'air sur la période 1974 – 2009 et comparaison avec la moyenne historique (°C)

L'année 2009 présente encore cette année une température annuelle supérieure à la moyenne annuelle historique (12,3 vs 11,3°C), et avec une valeur parmi les plus élevées de la chronique (3^{ème} rang après 1994 et 2003). La tendance de ces 20 dernières années fait ressortir une légère augmentation.

I.2. Variations saisonnières

Par rapport aux moyennes mensuelles, les variations saisonnières, pendant l'année 2009, présentent des excédents de température d'avril à décembre entre +4 et +36 % ; seuls les mois de janvier et février montrent des déficits s'élevant respectivement à -44 et -12 %.

Tableau II Températures minimales, moyennes et maximales mensuelles de l'air en °C, année 2009 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2009

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
Min	-3,2	-1,4	3,4	9,6	11,8	15,5	16,1	17,8	14,2	5,7	2,7	-6,4
moyenne	1,3	3,4	7,3	12,9	17,5	19,6	21,5	22,2	17,8	11,7	8,4	3,9
max	8,4	9	13,1	16,1	23,4	23,8	26,4	27,7	23,1	17,9	12,6	11,2
1974-2009	2,3	3,9	7,3	10,4	15,0	18,4	20,7	20,2	16,4	11,8	6,2	3,2
Δ 2009/moy %	-44,4	-11,8	-0,1	24,3	16,9	6,3	3,9	10,2	8,6	-0,9	36,2	23,3

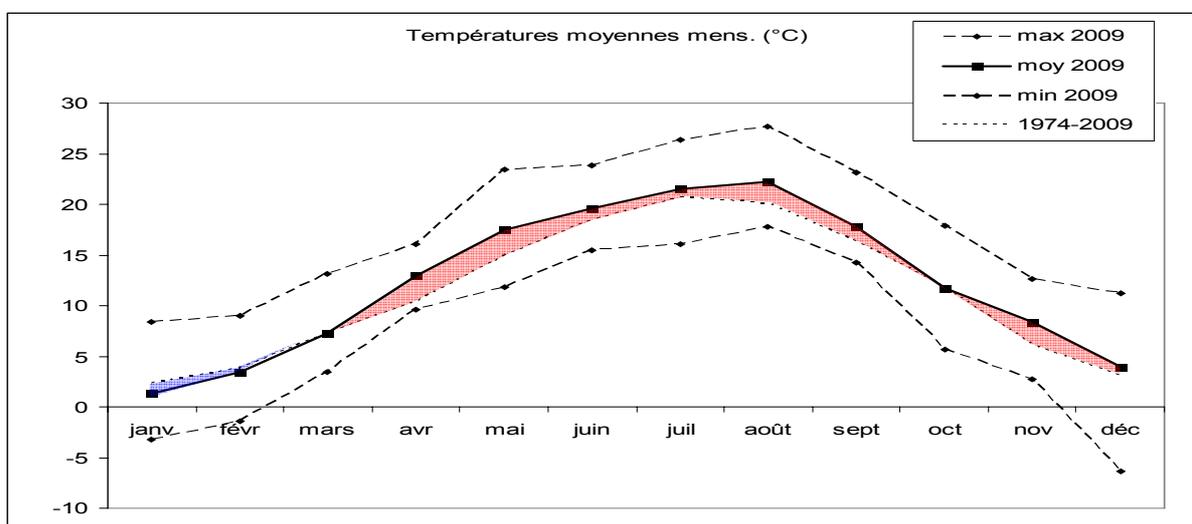


Figure 2 Comparaison des températures de l'air maximales, moyennes et minimales mensuelles en 2009 et des moyennes historiques sur la période 1974 - 2009

L'hiver 2008-2009 reste légèrement plus froid que 2006-2007 et 2007-2008. En effet, nous observons des températures moyennes journalières inférieures ou égales à 0 °C pendant 20 jours entre décembre et février (vs 16 et 8 les hivers précédents).

II. PRECIPITATIONS

II.1. Cumul annuel

2009, année sèche avec un déficit qui s'élève à -26 % par rapport à la moyenne historique (923 mm vs 1249 mm). Depuis 2003, par rapport aux moyennes, les déficits hydriques cumulés s'accroissent encore cette année avec 1559 mm soit plus d'un an de pluviométrie moyenne.

Tableau III Précipitations annuelles en mm

Année	Pluviométrie mm
2009	923
1974-2009	1249
Δ %	-26

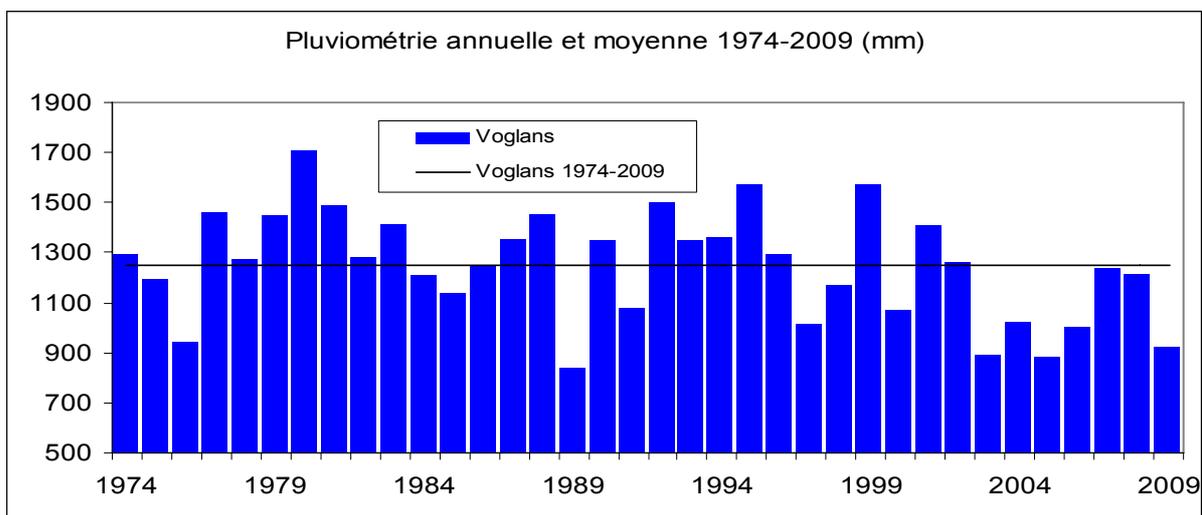


Figure 3 Evolution de la pluviométrie annuelle sur la période 1974 – 2009 et comparaison avec la moyenne historique (mm)

II.2. Variations saisonnières

Par rapport aux moyennes mensuelles, 2009 présente 10 mois secs (de janvier à octobre entre -9% et -81%, seuls les mois de novembre et décembre sont des mois bien arrosés avec respectivement 175 et 136 mm de précipitation soit des excédents 62 et 12%.

Tableau IV Précipitations mensuelles en mm, année 2009 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2009

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	mai	juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2009	93,4	39,4	75,2	36,8	53,8	99,4	56,0	84,0	21,6	51,8	175,4	136
1974-2009	105,1	97,0	104,0	90,8	102,0	96,9	89,9	92,7	114,9	126,0	108,2	121,3
Δ %	-11,2	-59,4	-27,7	-59,5	-47,3	2,6	-37,7	-9,4	-81,2	-58,9	62	12

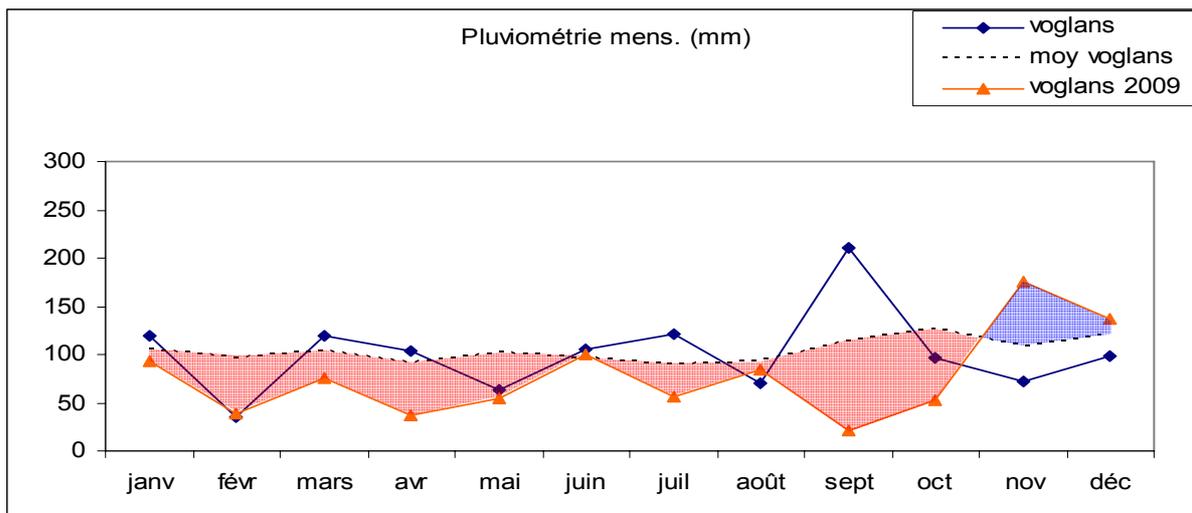
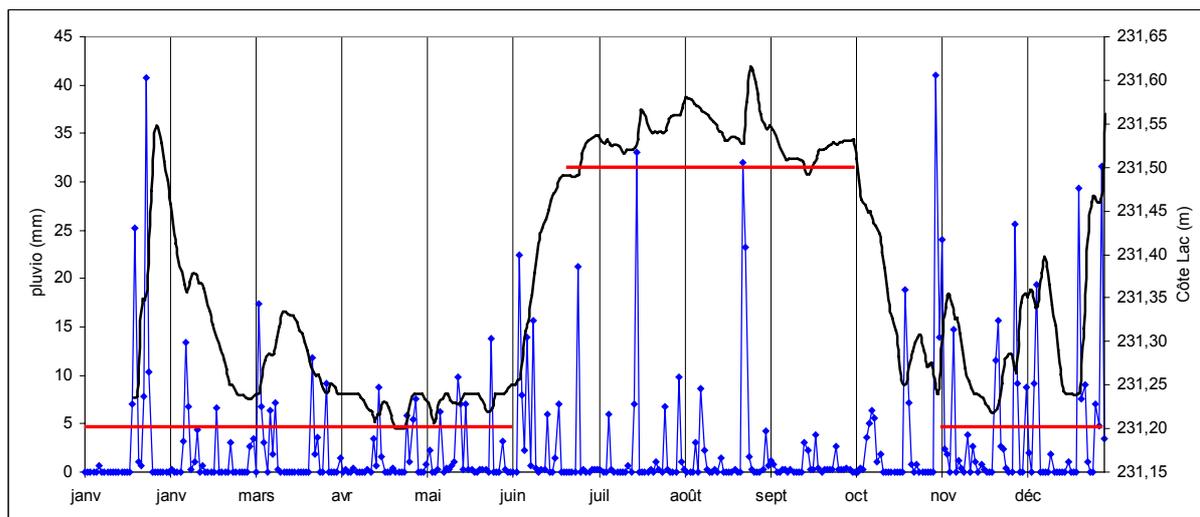


Figure 4 Comparaison des précipitations mensuelles (mm) en 2009 et des moyennes sur la période 1974 - 2009

Relation entre les différents épisodes pluvieux et le niveau du lac :



- ◆— 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 5 précipitations journalières (----◆----), niveau du lac du Bourget (m) et consignes de niveau seuil en 2009

L'élévation du niveau du lac dépend de la pluviométrie et des apports du Rhône via le canal de Savières. Le niveau maximum du lac pour 2009 est observé le 26 août avec une altitude NGF orthométrique de 231,62 m.

III. DUREE DE L'INSOLATION

III.1 Cumul annuel

Tableau V Insolation annuelle en heures

	Insolation heures
2009	1807
1974-2009	1888
Δ %	-4

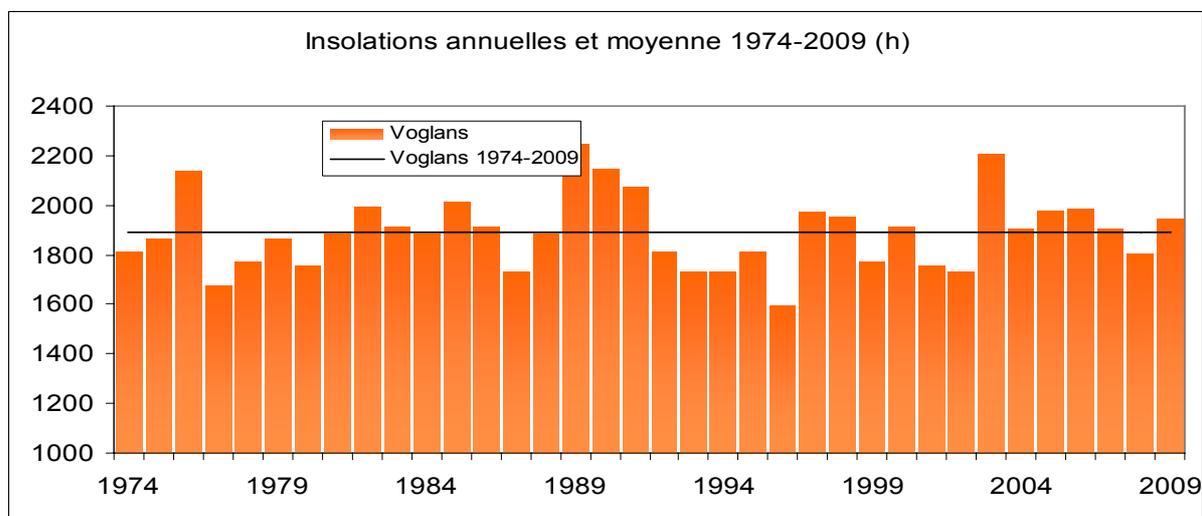


Figure 6 Evolution de la durée d'insolation annuelle sur la période 1974 – 2009 et comparaison avec la moyenne historique (heure)

L'année 2009 présente un petit excédent d'insolation (+3%) par rapport à la moyenne mais globalement il y a peu d'évolution de ce paramètre depuis 1974.

III.2. Variations saisonnières

Tableau VI Durée d'insolation mensuelle (h), année 2009 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2009

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2009	60	101	155	177	243	237	269	273	181	158	55	37
1974-2009	78	99	145	169	198	239	270	241	184	124	79	65
Δ %	-23,3	1,5	6,9	4,5	22,5	-0,7	-0,3	13,4	-1,5	27,5	-30	-42

Hormis les mois de janvier de novembre et de décembre qui affichent un déficit d'ensoleillement (respectivement -23, - 30 et -42%), le reste de l'année présente un excédent qui s'élève jusqu'à +28% par rapport aux valeurs moyennes.

La tendance depuis le début des années 1990 est à la fois à une augmentation des températures moyennes annuelles (+ de 1°C en trente ans) et à une diminution de la pluviométrie. Si des années exceptionnellement peu arrosées ont déjà été observées dans le passé, on constate cependant que celles ci sont plus fréquentes au cours de la dernière décennie (2003, 2004, 2005, 2006, 2009 déficit de 20%).

L'année 2009 reste globalement encore chaude par rapport aux moyennes de 1974 à 2009 et se caractérise par :

- Un hiver froid, sec et peu ensoleillé (janvier).
- Une période de mars à octobre chaude (+10%), sèche (-40%) et relativement bien ensoleillée (+9%).
- Une fin d'année douce, humide et peu ensoleillée (novembre, décembre).

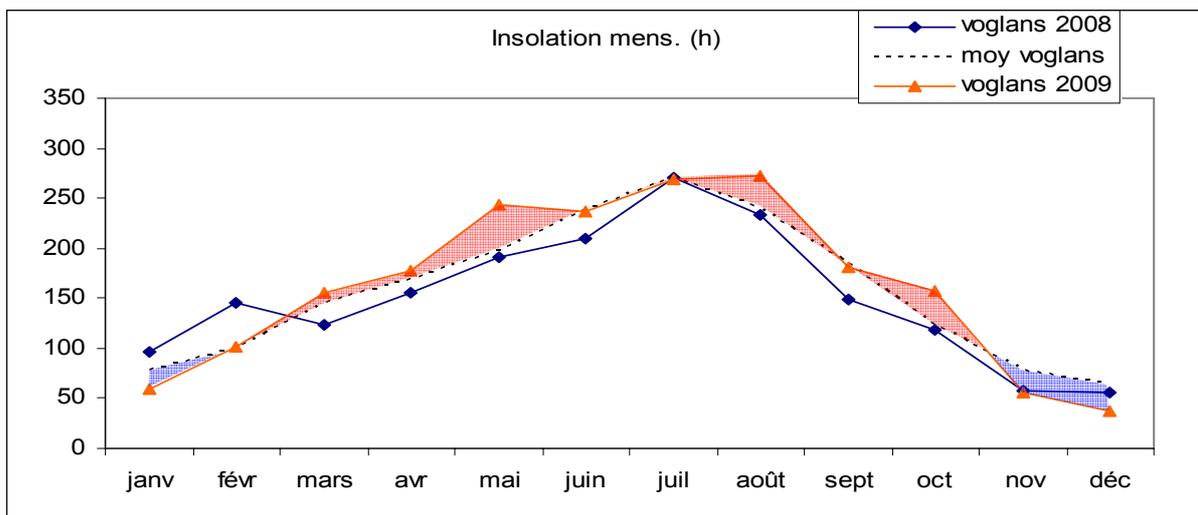


Figure 7 Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h), année 2009 avec la moyenne des années 1974 – 2009.

ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHEMIE DU LAC

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

I. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE

La station de prélèvement choisie pour le suivi est le point B situé au centre du lac avec une profondeur maximale de 147 m. Les campagnes pour les analyses chimiques ont eu lieu 1 à 2 fois par mois en moyenne, soit 20 campagnes en 2009, réparties selon le Tableau III. Comme indiqué, les analyses et les profondeurs prélevées sont alternées entre les campagnes :

- Le premier type de campagne comporte 7 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, et 50 m), sur lesquelles sont effectuées des analyses 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) ;

- Le second type de campagne comporte 11 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 également complètes (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).

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

Tableau I Méthodes d'analyses physico-chimiques

Norme	Déterminations	Méthodes AFNOR
MeST	Filtration sur filtres fibres de verre	NF EN 872
Orthophosphates	Colorimétrie Murphy et Riley (Molybdate Sb tartrate et red. acide ascorbique)	NF EN 1189
pH	Electrométrie	NF T 90-008
Conductivité à 25 °C	Correction de température automatique	NFEN2788/ISO7888
Phosphore total	Minéralisation au peroxydisulfate en milieu acide	NF EN 1189
Azote ammoniacal	Bleu d'indophénol	NF T90-015
Azote nitrique	Colorimétrie réduction Cd	NF EN ISO 26777
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 BBE afin de déterminer la composition algale de la colonne d'eau (voir chapitre dédié). La profondeur de la transparence est mesurée quant à elle avec un disque SECCHI.

Au total, plus de 30 profils sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2009.

Le Tableau II récapitule le nombre d'échantillons et de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. Plus de 1140 analyses chimiques ont été effectuées sur les 164 échantillons prélevés pendant l'année 2009.

Tableau II Tableau récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2009

méthode	paramètres		Nombre	
Prélèvements NISKIN	Chimie	nutriments (7 paramètres)	164	
	virus	abondance - diversité	120	
	flagellés	abondance - diversité	44	
	ciliés	abondance - diversité	44	
	Cyanobactérie	abondance		120
		toxine		60
Prélèvement intégré 0 – 20 m	chlorophylle a		30	
	phytoplancton	abondance - diversité	20	
Filet 200 µm 0 – 50 m	zooplancton	abondance - diversité	20	
Profils sondes	SBE (T, O2)		32	
	BBE (fluo)	CT	35	
		INRA	18	

Le Tableau ci-dessous précise la répartition des dates des 36 campagnes effectuées au cours de l'année 2009.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2009

Date	Profil temp - O2	profil fluo	Transp. Secchi	Chloro a 0-20 m	Prélèvement NISKIN									
					Nutriments, proto, virus, tox, cyano									
Prof	SBE 19+	BBE			2	10	15	20	30	50	80	110	130	140
13/1/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
29/1/09	X	X	X											
16/2/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2/3/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
17/3/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
1/4/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
8/4/09	X	X	X	X										
15/4/09	X	X	X	X										
21/4/09	X	X	X	X										
27/4/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
5/5/09	X		X	X										
6/5/09	X	X	X											
11/5/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/5/09	X	X	X	X										
25/5/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
3/6/09	X	X	X											
8/6/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12/6/09	X	X	X											
17/6/09	X	X	X	X										
25/6/09				X	X	X	X	X	X	X				
30/6/09	X	X	X	X										
7/7/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
22/7/09	X	X	X	X										
27/7/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
6/8/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
12/8/09	X	X	X	X										
18/8/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
27/8/09	X	X	X	X										
1/9/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
10/9/09	X	X	X	X										
17/9/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
22/9/09	X	X	X											
29/9/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
6/10/09	X	X	X											
19/10/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
18/11/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17/12/09	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Total	36	35	36	31	20	20	20	20	20	20	13	13	13	13

II. DONNEES 2009 ET EVOLUTION SAISONNIERE

Les graphiques 3D ci-dessous représentent les évolutions saisonnières des principaux paramètres (température, oxygène, azote nitrique, phosphate, silice, carbone organique total).

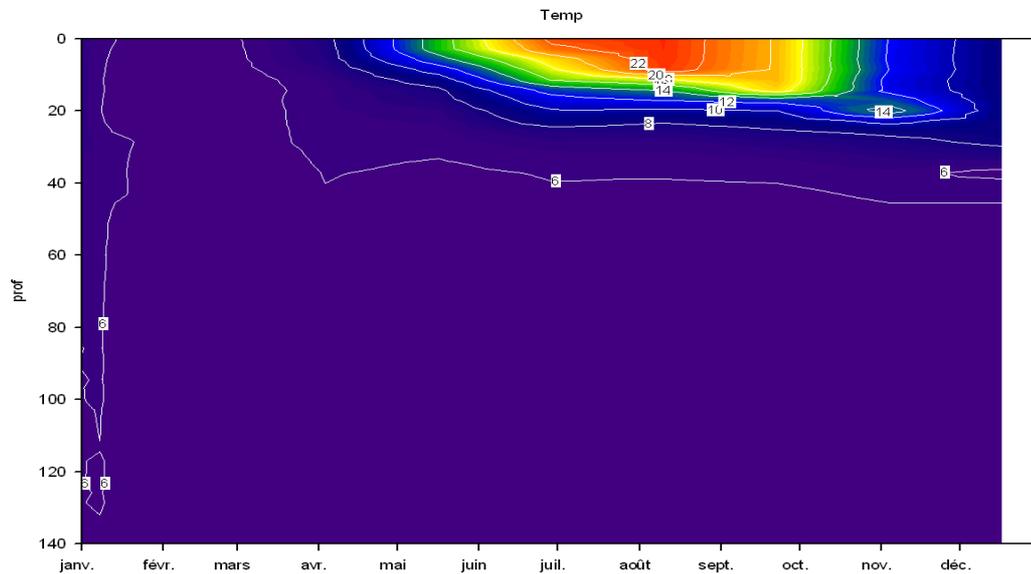


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget – Point B, année 2009

Mise en évidence de la stratification thermique dans les couches supérieures (a)

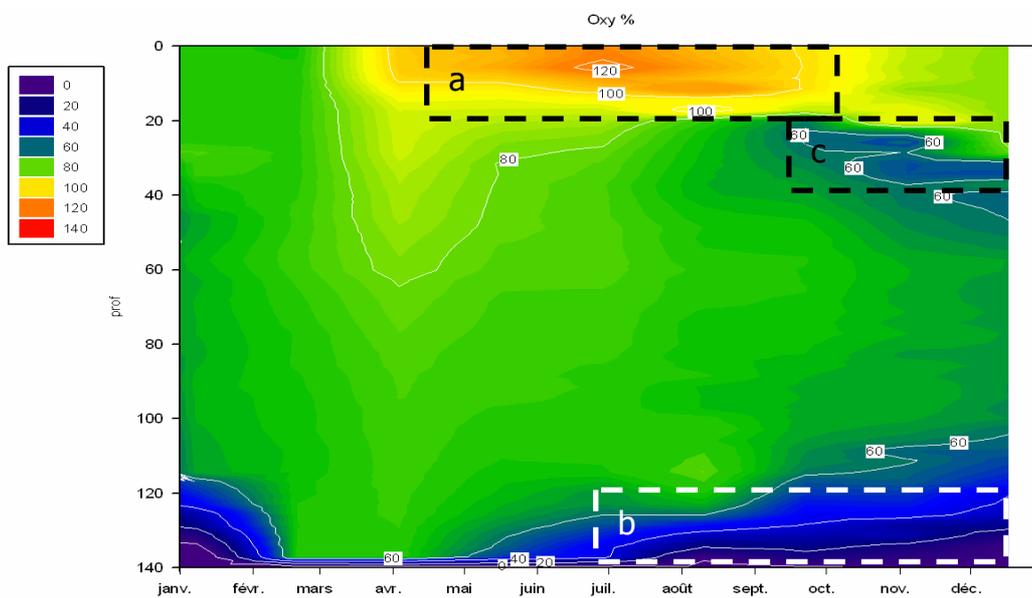


Figure 2 Evolution des concentrations en oxygène dissous (%) du lac du Bourget – Point B, année 2009

Mise en évidence de la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures (a) et de la consommation d'oxygène par l'activité microbienne au fond (b) et au niveau du métalimnion (c).

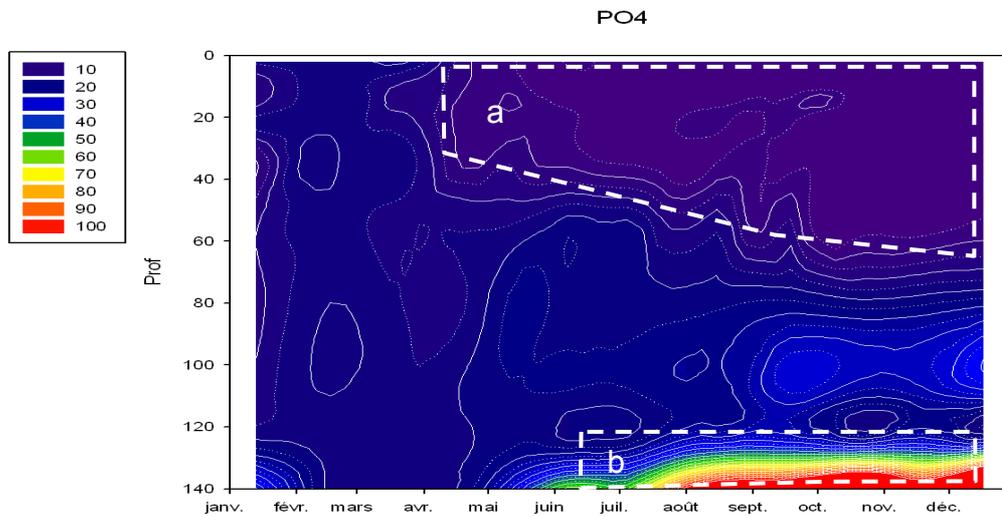


Figure 3 Evolution des concentrations en phosphate ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2009

Mise en évidence de la consommation des phosphates par le plancton pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (a) et du relargage à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments du phosphore due à la desoxygénation du fond (b).

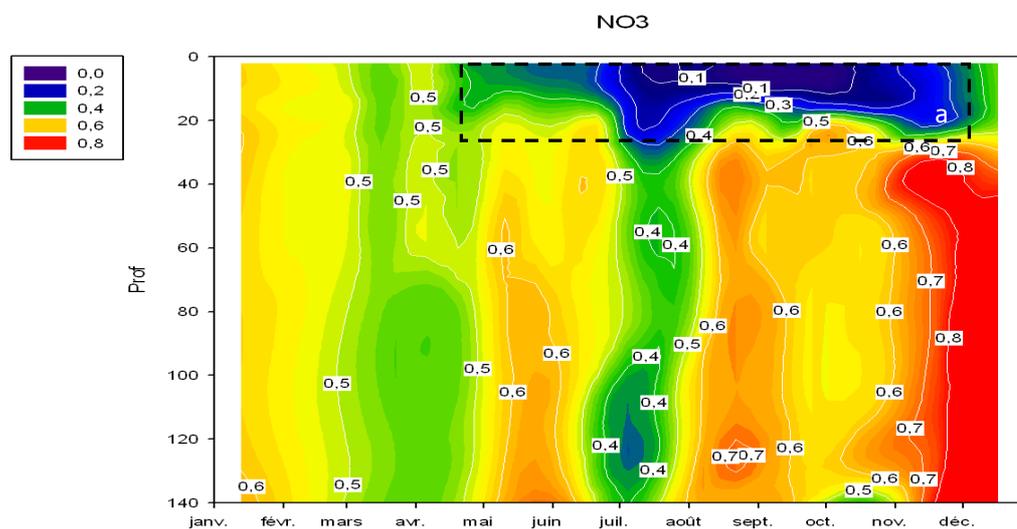


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrates (mgN.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2009

Mise en évidence de la consommation des nitrates par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (a)

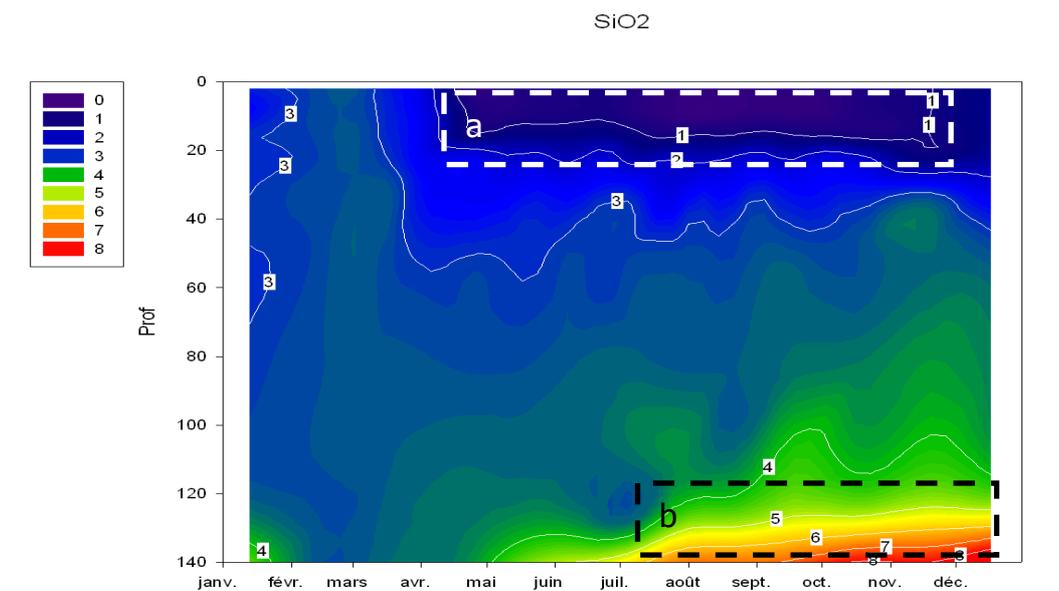


Figure 5 Evolution des concentrations en silice (mg.L⁻¹) du lac du Bourget – Point B, année 2009

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).

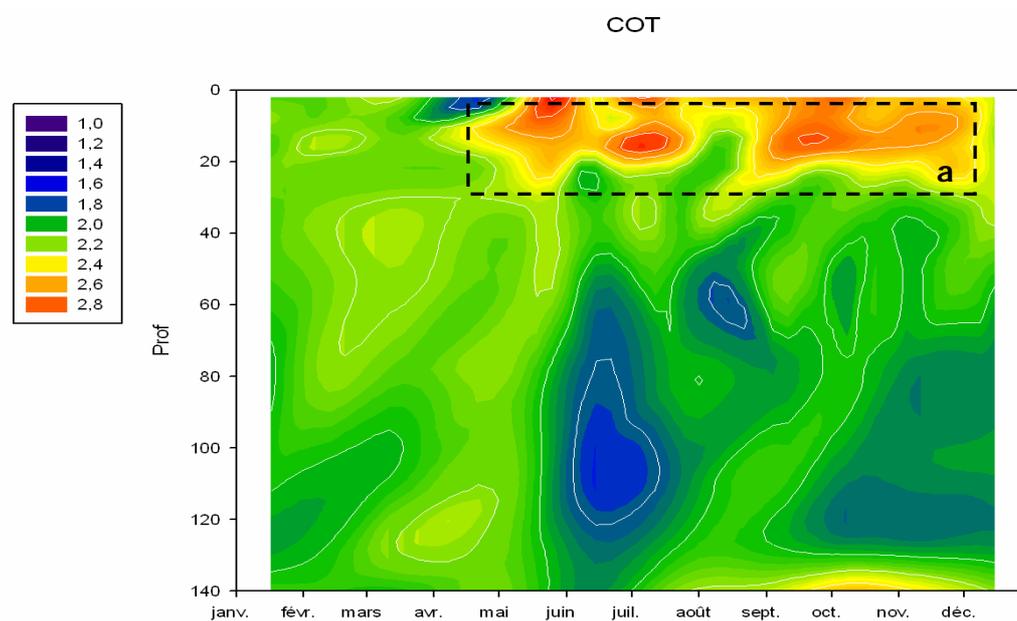


Figure 6 Evolution des concentrations en carbone organique total (mg.l⁻¹ C) du lac du Bourget – Point B, année 2009

Mise en évidence de la production de carbone organique dans les couches supérieures (a)

II.1. TEMPERATURE ET OXYGENE

II.1.1. DISTRIBUTION VERTICALE

Les profils d'oxygène et de température de l'ensemble de la campagne 2009 sont reportés en annexes.

En 2009 les températures sont suffisamment froides pour permettre un mélange total de la masse d'eau avec, pour conséquences directes, une redistribution verticale homogène des concentrations en oxygène et des nutriments pendant la période hivernale. Le brassage complet de la colonne d'eau nécessite que la différence de température entre le fond et la surface soit négligeable afin que la densité des eaux soit identique. En ce cas, un vent fort permettra le mélange de la colonne d'eau. Ce mélange permet de réoxygéner le fond à partir de l'oxygène présent dans les couches superficielles et de redistribuer les nutriments à partir du fond. Nous observons, de ce fait, une réoxygénation du fond qui atteint un maximum le 16 février avec $9,22 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ soit plus de 70 % de la saturation.

En 2009, la réoxygénation maximale à 140 m a été plus efficace que celles observées en 2008 et 2007 ($9,22$ vs $6,96$ et $6,31 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$).

Tableau IV Températures d'homogénéisation et températures maximales observées au point B de 2003 à 2009

Année	Maximum mélange			maximum à 2 m	
	Date	Température (°C)	Oxygène (mg.L ⁻¹)	Date	Température (°C)
2003	18/02/2003	5,89		12/08/2003	26,18
2004	16/03/2004	5,94 – 5,72	10,12 – 9,64	11/08/2004	24,88
2005	24/02/2005	5,35	10,16 – 10,12	28/06/2005	24,97
2006	7/03/2006	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

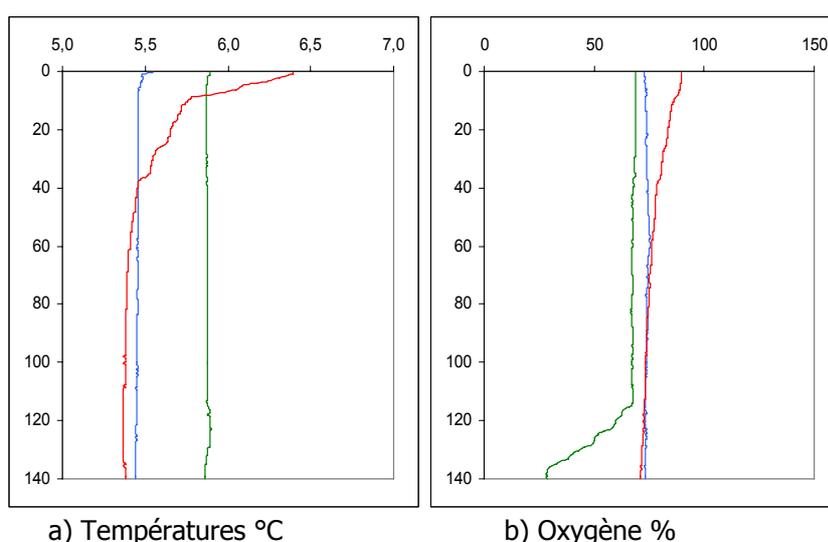


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène (% saturation) au point B au début de l'année 2009 (13/01 —, 16/02 —, 17/03 —)

Dès le début du mois de mars et surtout au début du mois d'avril, 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 relativement tôt cette année ; nous observons, dès la première quinzaine du mois de mars des effets en surface sur la transparence, sur les concentrations en nutriments et sur les concentrations en oxygène (fig. 9 - 13).

D'avril à septembre la distribution verticale de la température entraîne une stratification de l'oxygène présentant des concentrations différentes (fig. 15 b, c) :

- Dans les couches superficielles (0 à 10 m) une sursaturation en oxygène apparaît, conséquence d'une activité photosynthétique intense. 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.
A noter cette année, l'observation, entre juin et septembre, de deux pics d'oxygène superposés entre 6 - 10 m et 15 - 17 m de profondeur correspondant, semble t'il, à l'activité de 2 populations d'algues (diatomées et cyanobactéries).
- Autour d'une vingtaine de mètres de profondeur apparaît un minimum d'oxygène qui va s'accroître progressivement, atteindre une valeur minimale de 6 mg.L⁻¹ (52 % de la saturation) le 19 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 plus de 40 mètres d'épaisseur au mois de décembre avec pour conséquence (fig. 15 d) :

- la disparition du maximum d'oxygène (brassage et diminution de l'activité photosynthétique)
- l'enfoncement et la diminution du minimum d'oxygène métalimnique
- Enfin, dans le bas de l'hypolimnion le déficit en oxygène s'aggrave et progresse depuis le fond

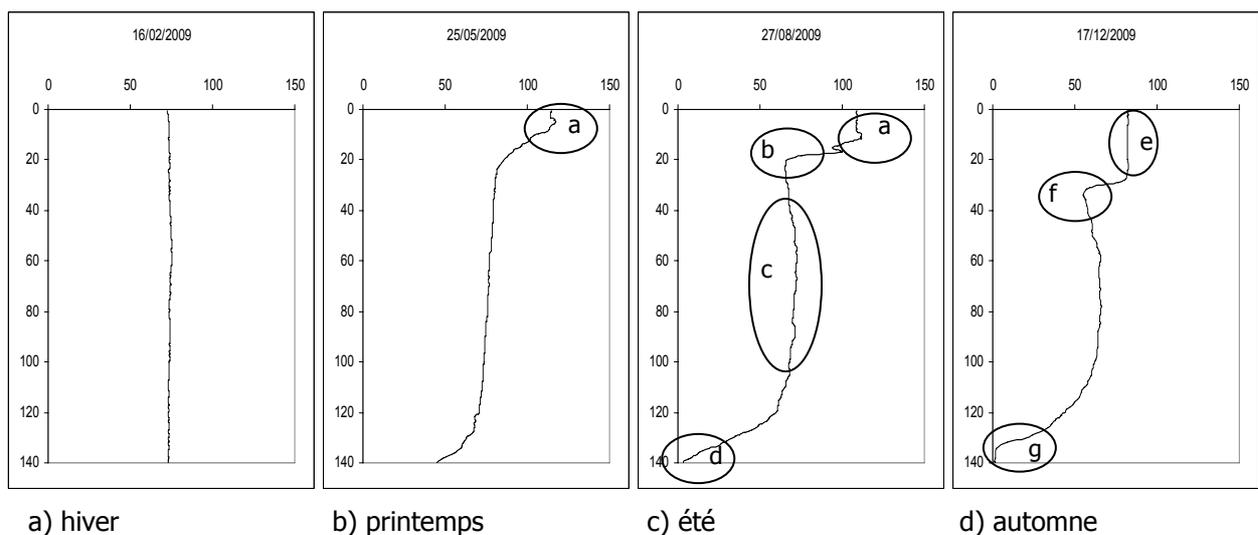


Figure 8 Distributions verticales des concentrations en oxygène (% sat) au point B en 2009

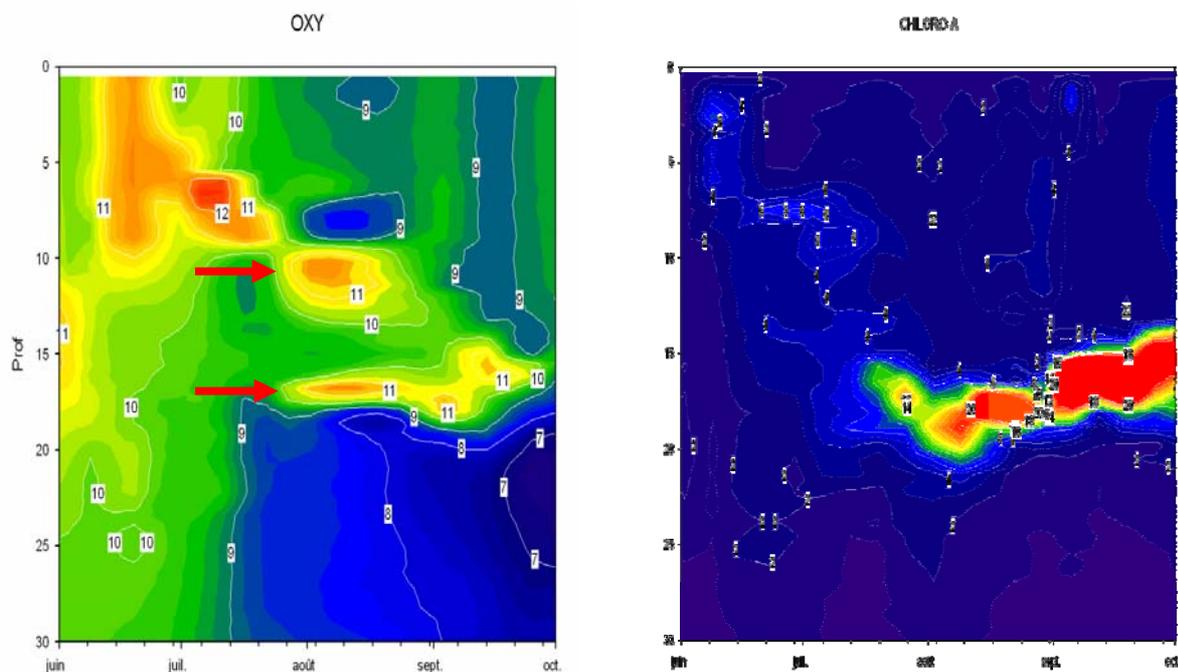


Figure 9 Distributions verticales et temporelles des concentrations d'oxygène en $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (sonde SBE) et de chlorophylle totale en $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (sonde BBE) au point B de juin à septembre 2009 entre 0 et 30 m

Tableau V Comparaison des températures et de l'épaisseur de la couche supérieure (épilimnion) et des concentrations en oxygène à 140 m au point B en décembre de 2005 à 2009

Date	Températures épilimnion ($^{\circ}\text{C}$)	Epaisseur épilimnion (m)	Concentration et saturation en oxygène à 140 m - $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
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%)

L'épaisseur de la couche de surface au mois de décembre est du même ordre de grandeur qu'en 2006 et 2005 mais avec des températures plus élevées que 2008. Nous retrouvons à 140 m des concentrations en oxygène basses, proches de l'anoxie et comparables aux années 2005, 2006 et 2008. Malgré le brassage complet de l'hiver 2008-2009, la désoxygénation du fond n'a pas été limitée.

III.1.1. EVOLUTION SAISONNIERE

III.1.1.1. Au niveau du métalimnion

Oxygène dans la zone trophogène

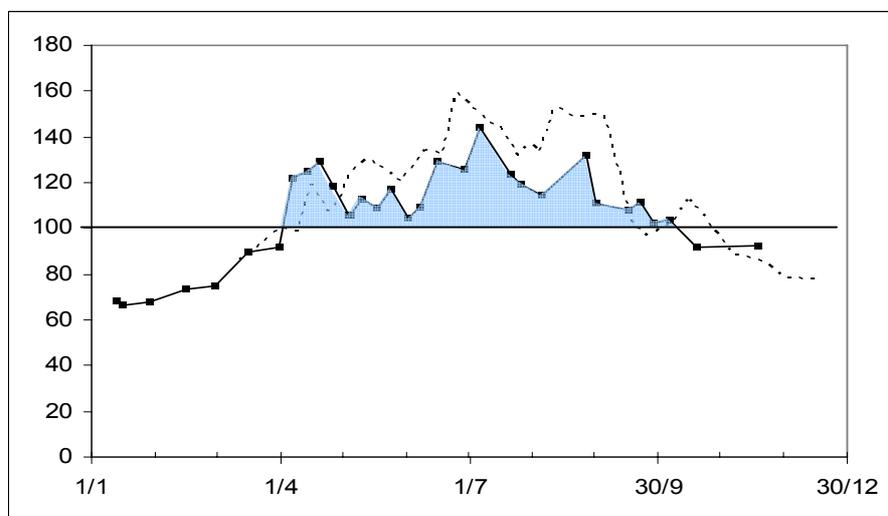


Figure 10 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) au niveau du métalimnion au point B en 2009, comparaison avec 2008 (---)

La variation saisonnière en oxygène montre différentes périodes de production moins distinctes que l'année précédente (*fig. courbe en pointillée*) :

- la première présente un maximum au mois d'avril avec $14 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ soit environ 129 % de saturation (attribuée au développement des diatomées avec consommation de la silice à 2 et 10 mètres de profondeur)
- la seconde plus étalée dans le temps s'étend de juin à septembre avec des concentrations variant entre $9,5$ et $13 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (soit entre 108 et 144 % de la saturation) conséquence principalement de l'activité des cyanobactéries entre 15 et 19 m de profondeur. Par rapport à 2008 nous enregistrons, entre mai et septembre, des valeurs plus faibles pendant toute la période estivale (max à 144 % vs 160 %).

A partir du mois de septembre 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 juin qui se prolonge jusqu'en décembre. La profondeur de la sous saturation se positionne entre 17 et 24 mètres jusqu'à la fin du mois d'octobre puis le minimum s'enfonce avec l'érosion de la thermocline jusqu'à 45 mètres en décembre.

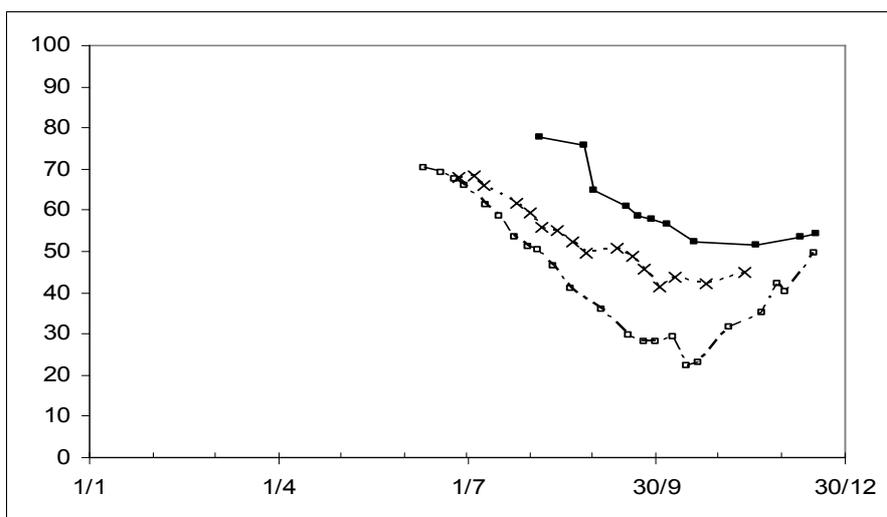


Figure 11 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (% de la saturation) entre 20 et 33 m au point B en 2009 et comparaison avec 2007 (- -× - -) et 2008 (- -□ - -)

En 2009, cette sous saturation débute en août, passe par un minimum le 18 novembre avec une valeur de 6 mg.L^{-1} . En comparaison à 2007 et 2008, le déficit en oxygène est moins important, le minimum n'atteint que 52% contre respectivement 41 et 23 % ($4,9$ et $2,6 \text{ mg.L}^{-1}$). Ce minimum apparaît en août sur une durée de 133 jours alors que le phénomène était plus précoce en 2007 et 2008 (à partir du mois de juin).

III.1.1.2. En profondeur

Température à 140 m

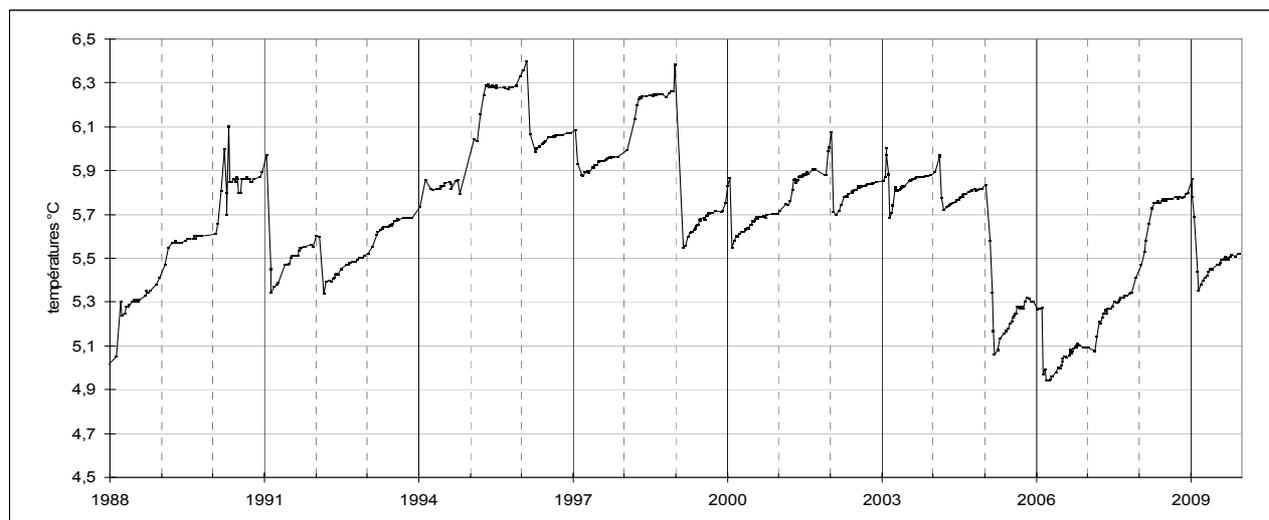


Figure 12 Températures à 140 m de profondeur au point B de 1988 à 2009

Après deux hivers assez doux qui ont permis une augmentation relativement continue des températures (pas de refroidissement de la zone profonde) entre 2006 et 2008. Nous observons, pendant l'hiver 2008-2009, un refroidissement de la zone profonde qui ramène les températures à des valeurs comparables à celles rencontrées à la fin de l'année 2007 ($\approx 5,35^{\circ}\text{C}$).

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 atteint un maximum le 1^{er} avril avec $9,4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ correspondant à 74 % de la saturation ; elle est supérieure à 2008 et 2007 (respectivement $7,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ soit 60 % et $6,4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ soit 50%) mais reste inférieure à 2006 ($10,8 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ soit 84 %). Après deux années consécutives, où la phase de circulation des eaux n'avait pas été suffisamment intense pour permettre une réoxygénation complète, nous observons en 2009 l'homogénéisation de toute la colonne d'eau en fin d'hiver comme cela avait pu être constaté en 2004, 2005 et 2006.

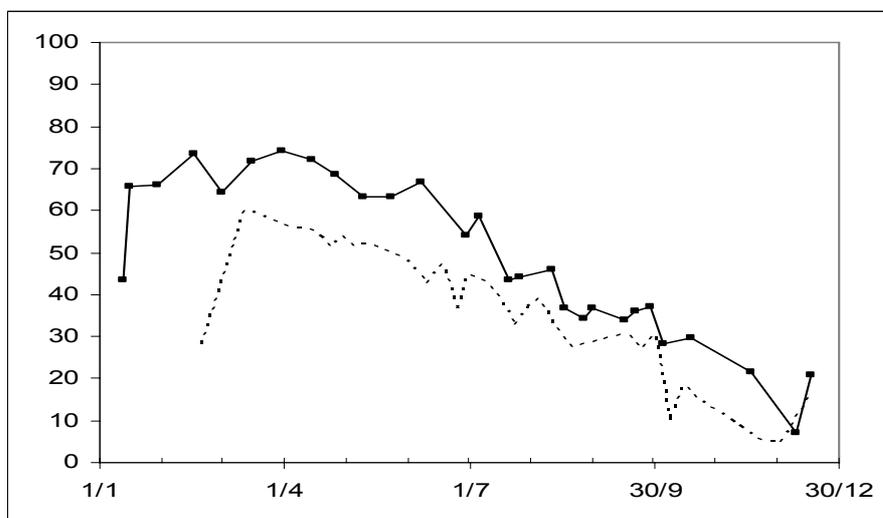


Figure 13 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (% de la saturation) à 130 m au point B en 2009 et comparaison avec 2008 (---)

Après la mise en place de la stratification thermique et donc l'isolement de l'hypolimnion, les concentrations en oxygène diminuent progressivement jusqu'en décembre ($0,6 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ vs $2,7 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ en 2007). Cette consommation d'oxygène est la conséquence de l'activité des microorganismes dans les processus de minéralisation de la matière organique et apparaît légèrement supérieure à l'année précédente.

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau :

Les graphes suivant résument l'évolution des concentrations en oxygène sur les six dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau

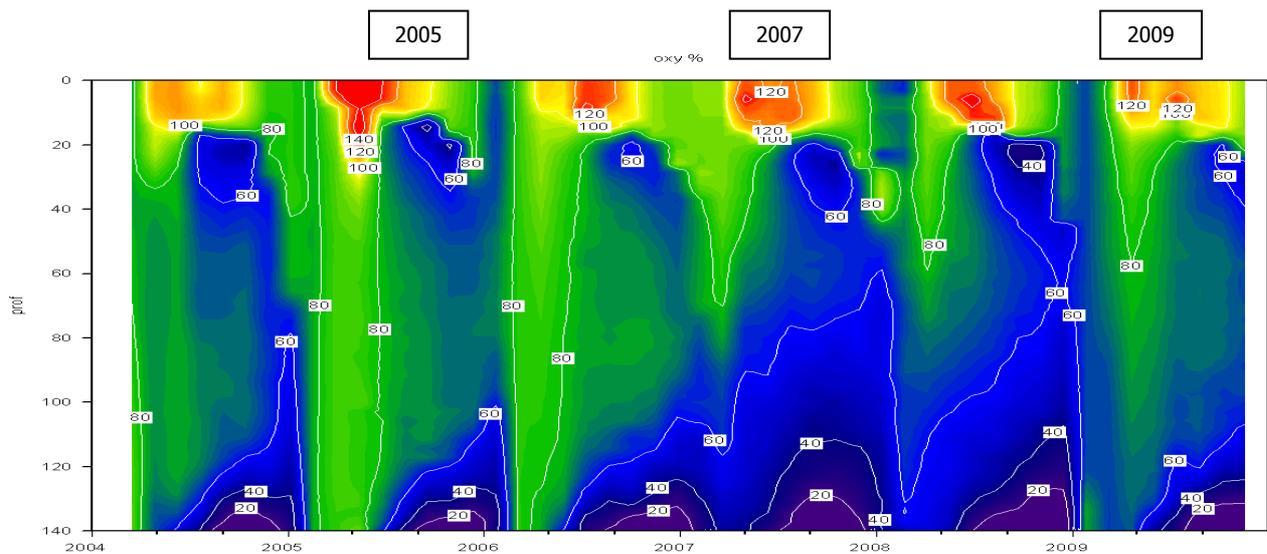


Figure 14 Evolution des concentrations en oxygène (% de la saturation) au point B de 2004 à 2009

La figure ci-dessus illustre en particulier :

- En surface : la conséquence de l'activité photosynthétique sur la concentration en oxygène légèrement plus importante en 2007 et 2008 (> 150%) qu'en 2006. Par rapport aux années précédentes, les deux périodes de photosynthèses printanière et estivales sont nettement identifiées par la sursaturation forte en oxygène dissous. Depuis 2005, nous observons une période de photosynthèse continue printemps-été. Le maximum de saturation en oxygène apparaît fin avril en 2007 et fin juin en 2008.
- Dans le métalimnion : l'étendue du déficit en oxygène qui augmente progressivement en valeur et en importance entre 2006 et 2008 puis retrouve en 2009 une situation comparable à 2006 (tab. 12)
- Dans l'hypolimnion : après avoir augmenté en 2007 et 2008, les déficits en oxygène sont sensiblement identiques à ceux relevés en 2006.

Tableau VI Métalimnion déficit en oxygène 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%

III.2. TRANSPARENCE

III.2.1. VARIATION SAISONNIERE

La transparence est un indicateur 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 majoritairement déterminée par l'abondance du phytoplancton.

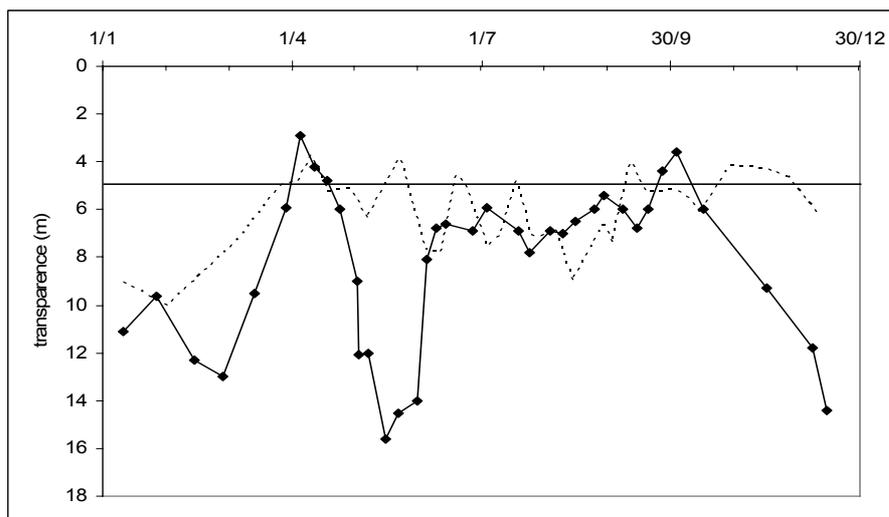


Figure 15 Variation saisonnière de la Transparence (m) au disque de Secchi en 2009 (—◆—) et en 2008 (- - -) au point B

L'évolution saisonnière de la transparence montre plusieurs phases bien marquées cette année :

- En hiver, de janvier à début mars, avec un maximum à **13 m** en 2009, la transparence reste un peu supérieure à la moyenne de ces vingt dernières années (11,7 m en moyenne de 1989 à 2008).
- Le minimum printanier est mesuré à **2,9 m**, inférieur à la moyenne des valeurs observées depuis 2000 (3,3 m). nous pouvons aussi noter que ce minimum apparaît de plus en plus précocement (mi mai au début des années 80, mi avril depuis les années 2000) fig.23
- Une période des eaux claires importante et bien marquée, ce qui correspond bien aux deux périodes distinctes de de sursaturation en oxygène dissous observées. Le maximum est mesuré au mois de mai avec une valeur à plus de 15 m conséquence du broutage des diatomées par le zooplancton. Les valeurs restent supérieures à 8 m pendant plus d'un mois (05/05 au 08/06)
- La Transparence estivale et la transparence en fin d'automne montrent des valeurs relativement élevées par rapport aux moyennes respectivement **6,8** vs 4,4 m et **11,2** vs 7,3 m.

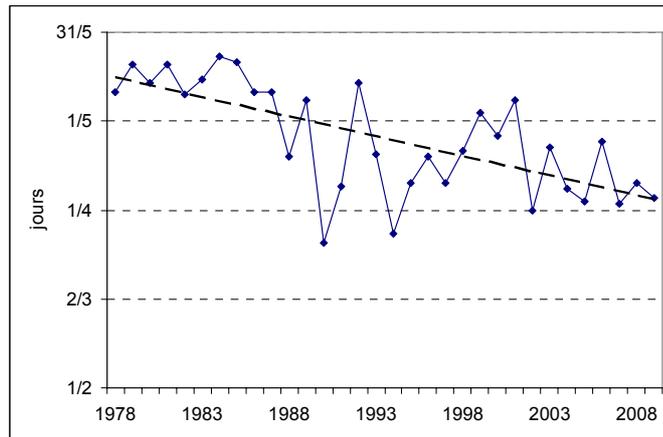


Figure 16 Evolution de la date d'observation du minimum de Transparence printanière au point B de 1978 à 2009

A partir du mois de juin, nous avons réalisé des mesures de transparence avec un disque de 20 cm à quadrants noir et blanc (normé) pour les comparer aux données du disque blanc de 30 cm que nous utilisons depuis le début des chroniques

D'une façon générale, par rapport au disque classique, les valeurs mesurées avec le disque à quadrants sont corrélées et systématiquement inférieures quelque soit les conditions. Les différences se situent entre 1,5 et 18 %

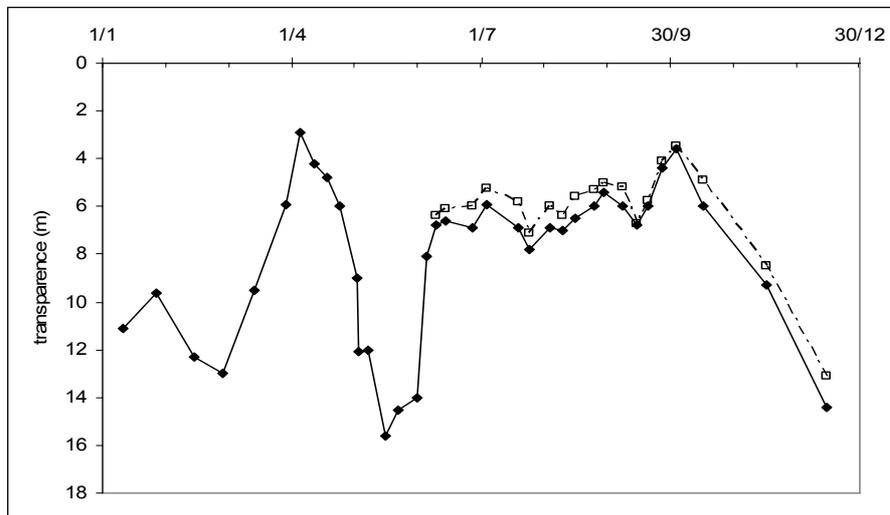


Figure 17 Variation saisonnière de la Transparence (m) en 2009 au point B : comparaison disque de 30 cm (—◆—) et de 20 cm noir et blanc (- -□ - -).

III.3. NUTRIMENTS

III.3.1. DISTRIBUTIONS VERTICALES

Le brassage hivernal a permis une redistribution parfaitement homogène du stock de nutriments dans le lac. Le 16 février sur toute l'épaisseur du lac, nous observons :

- des valeurs relativement analogues aux valeurs de l'année précédente pour le nitrate **0,52 à 0,53** mgN.L-1 vs 0,52 à 0,56 mgN.L-1,
- pour la silice, des concentrations entre **3,13 et 3,21** mg.L⁻¹ légèrement plus élevées que les deux années précédentes (2,65 à 2,86 mg.L⁻¹ et 2,39 à 2,45 mg.L⁻¹)
- des concentrations en phosphate entre **14 et 16** µgP.L⁻¹ qui retrouvent une situation identique à celle du mois de mars 2006, après trois années consécutives présentant des conditions limitantes dans les couches supérieures (absence d'homogénéisation et persistance d'une biomasse de cyanobactéries).

La photosynthèse a, ensuite, eu lieu entraînant la consommation des nutriments dans les couches supérieures, les concentrations sont alors minimales :

$$\begin{aligned} \text{NO}_3^- &: 0,07 \text{ mgN.L}^{-1} \\ \text{PO}_4^{3-} &: 0 - 2 \text{ µgP.L}^{-1} \\ \text{SiO}_2 &: 0,43 \text{ mg.L}^{-1} \end{aligned}$$

De plus, la désoxygénation continue des eaux profondes, provoquée par l'activité microbienne, entraîne un phénomène de relargage à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (les concentrations augmentent en s'approchant du fond). Au mois de décembre, les concentrations sont alors maximales près du fond pour le phosphate (**213 µgP.L⁻¹** vs 321 µgP.L⁻¹ en 2008) et pour la silice (**9,32 mg.L⁻¹** vs 9,24 mg.L⁻¹ en 2008).

Les profils de la figure 25 permettent d'illustrer, d'une part, la consommation des nutriments de 0 à 50 m pour le phosphore et de 0 à 20 m pour les nitrates et la silice, et d'autre part, le relargage de phosphore et de silice dans les couches profondes.

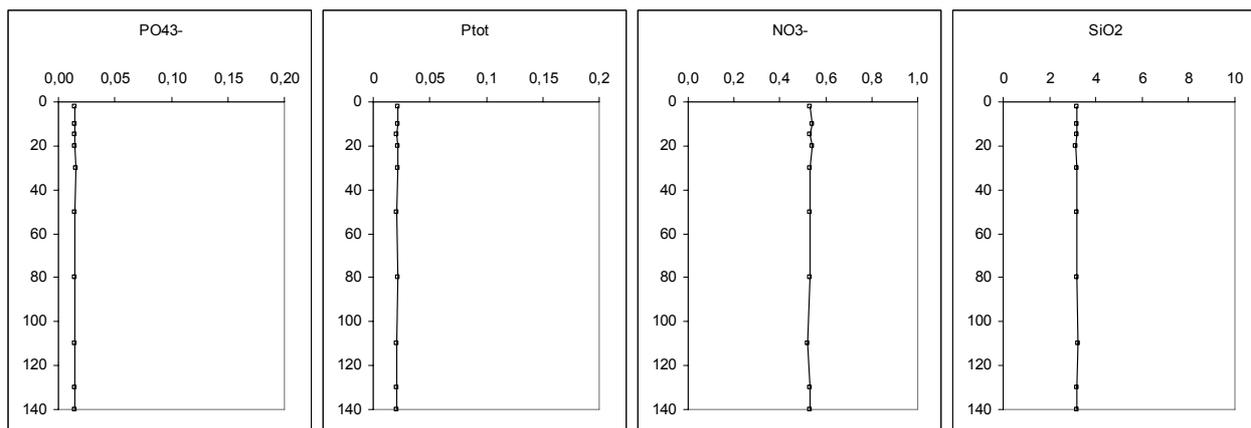


Figure 18 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de février en 2009 (Ptot mg.L⁻¹, PO₄ mgP.L⁻¹, NO₃ mgN.L⁻¹, SiO₂ mg.L⁻¹)

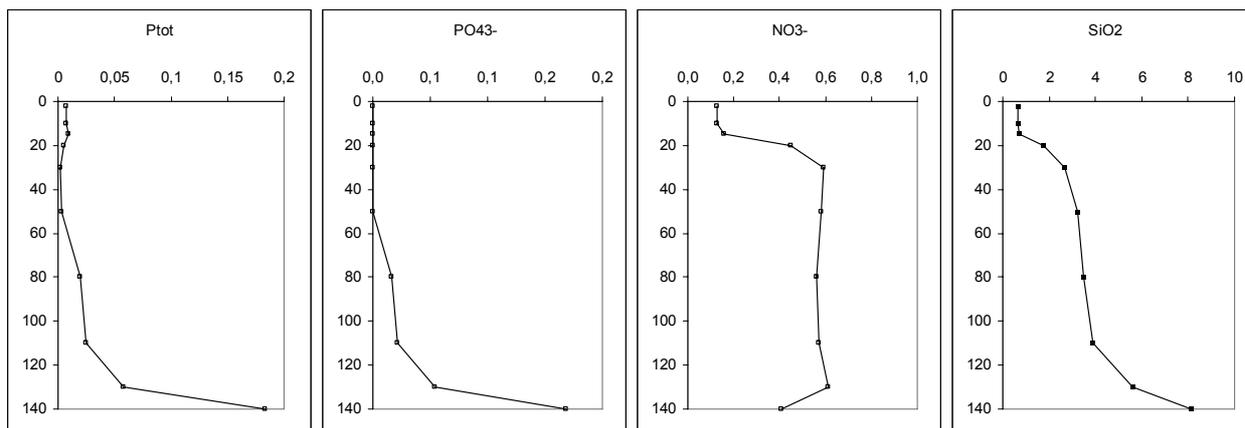


Figure 19 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B en octobre en 2009. (Ptot mg.L⁻¹, PO₄ mgP.L⁻¹, NO₃ mgN.L⁻¹, SiO₂ mg.L⁻¹)

III.3.2. VARIATIONS SAISONNIERES

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

Epilimnion : 2 m

Métalimnion : 15 m

Hypolimnion : 110, 130, 140 m

III.3.2.1. Epilimnion

Dans l'épilimnion, dès le mois de mars, en même temps qu'un début de stratification thermique se met en place en surface, la production primaire démarre et provoque une augmentation des concentrations en COT et en oxygène.

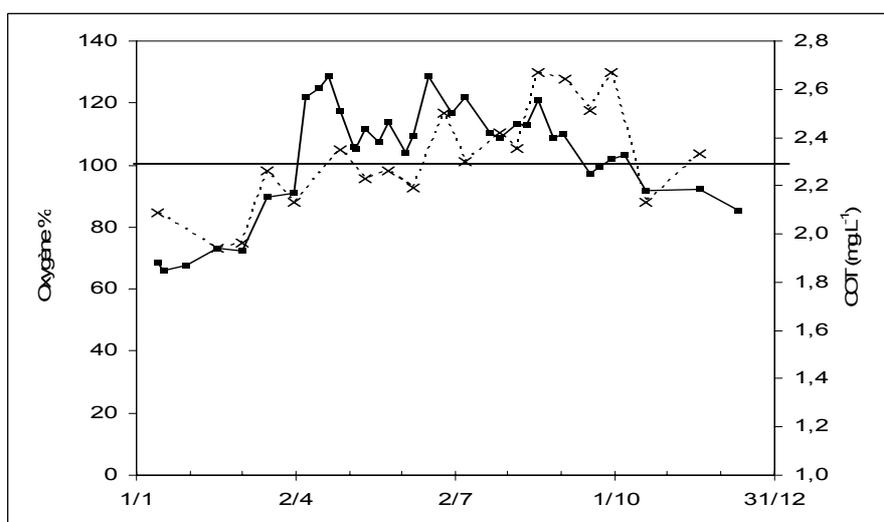


Figure 20 Evolutions saisonnières des concentrations en oxygène (—■—) (%) et en COT (- -x-) (mgC.L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2009

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 plus important que l'année précédente (max 0,016 vs 0,006 mgP.L⁻¹) ; la consommation est ensuite rapide : les concentrations passent de 0,016 le 17/03 à 0,003 mgP.L⁻¹ le 11/05 ; puis les concentrations restent faibles jusqu'à la fin de l'année (<0.003 mgP.L⁻¹) signifiant le phosphore comme facteur limitant de l'activité phytoplanctonique. Les concentrations sont même nulles sur une couche d'eau de 50 m d'épaisseur en octobre et novembre.

La silice est, elle aussi, rapidement consommée : 3,24 à 0,25 mg.L⁻¹ entre le 2 mars et le 27 avril marquant le développement printanier de diatomées. Ensuite la consommation ralentit et les concentrations augmentent progressivement jusqu'à la fin de l'année (1,44 mg.L⁻¹ en décembre). Par rapport à l'année 2008, la consommation de la silice est plus précoce (~1 mois)

Le nitrate est consommé à partir du mois d'avril mais de façon plus progressive jusqu'au mois de septembre pour atteindre un minimum à 0,06 mgN.L⁻¹. Les concentrations augmentent à nouveau jusqu'à la fin de l'année : 0,46 mgN.L⁻¹ en décembre. La variation saisonnière est comparable à celle de 2008.

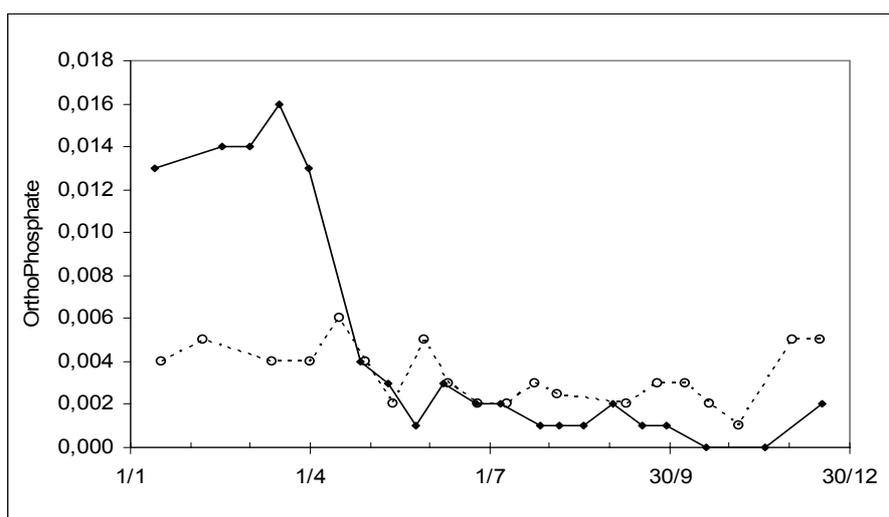


Figure 21 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP.L⁻¹) au point B à 2 m de profondeur en 2009 et 2008 (- - \diamond -)

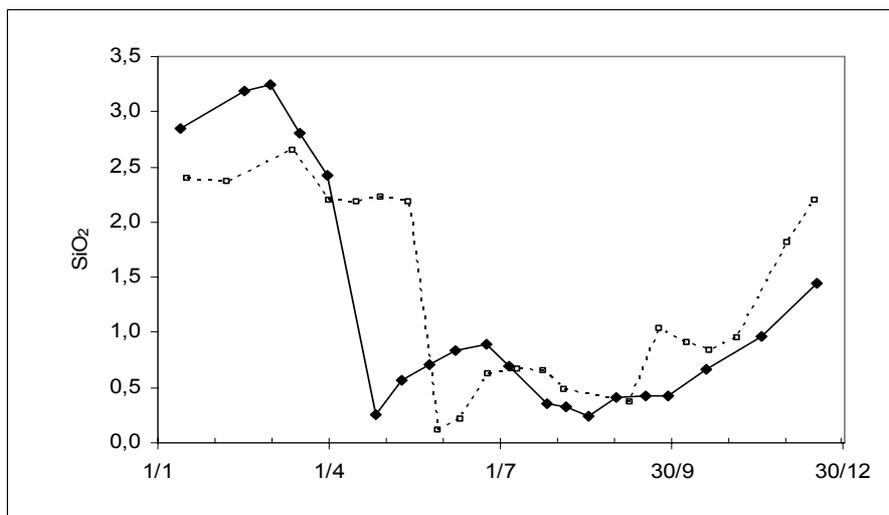


Figure 22 Evolution des concentrations en silice (mg.L⁻¹) au point B à 2 m en 2009 et 2008 (- -□ -)

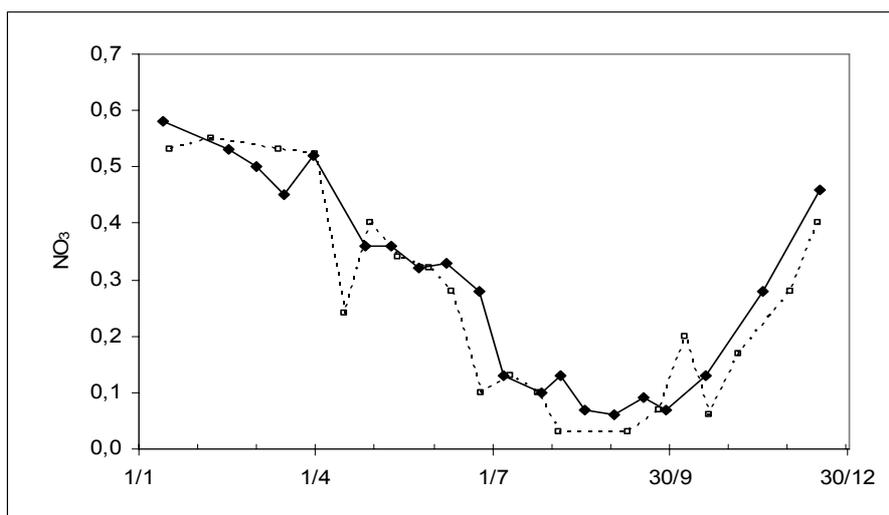


Figure 23 Evolution des concentrations en nitrates (mgN.L⁻¹) au point B à 2 m en 2009. et 2008 (- -□ -)

III.3.2.2. Métalimnion

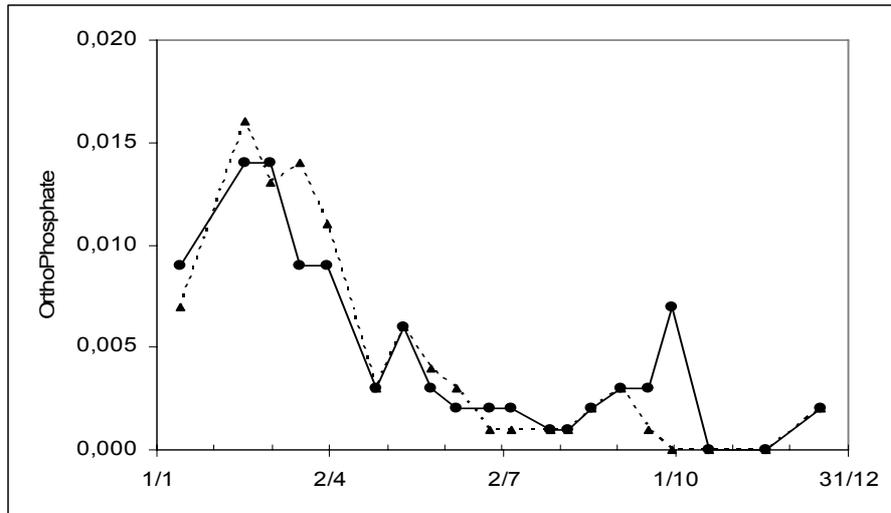


Figure 24 Evolution des concentrations en PO_4 (mgP.L^{-1}) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2009

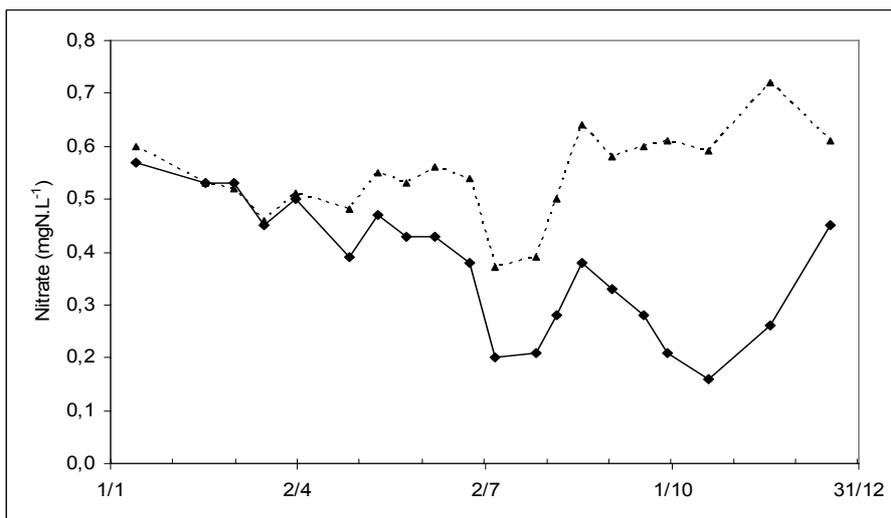


Figure 25 Evolution des concentrations en NO_3 (mgN.L^{-1}) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2009

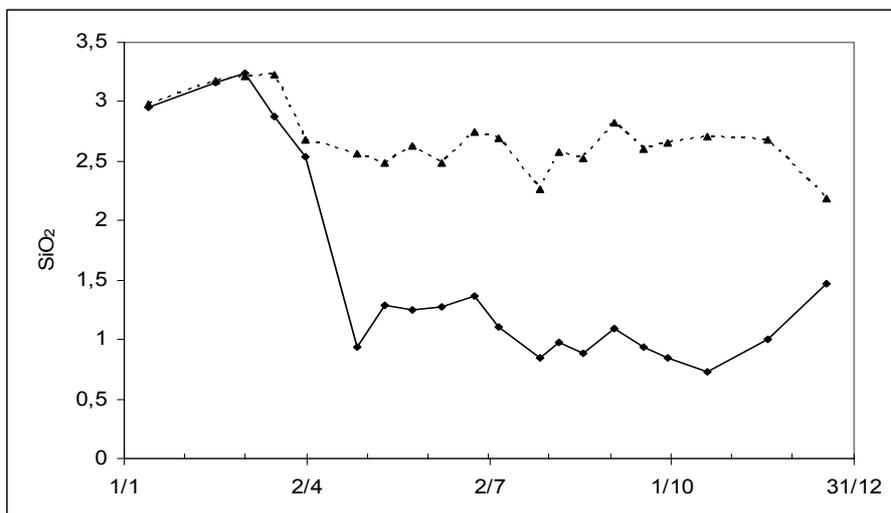


Figure 26 Evolution des concentrations en SiO_2 (mg.L^{-1}) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2009

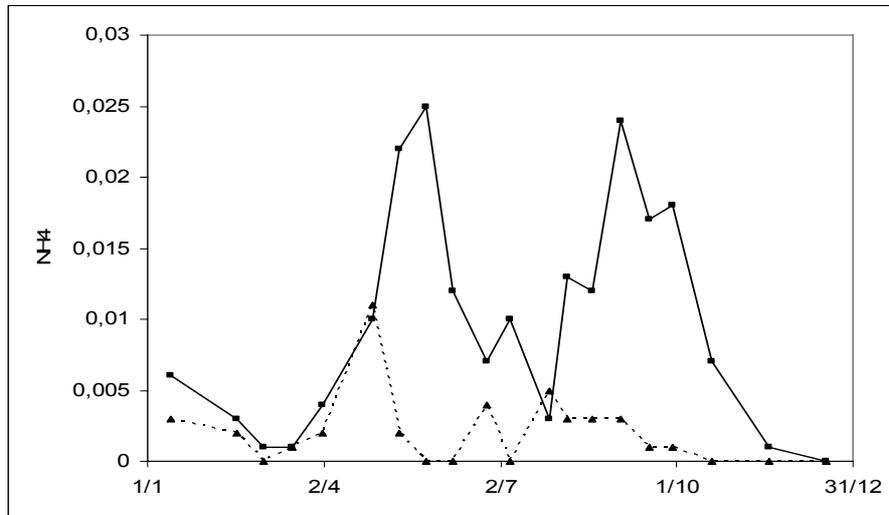


Figure 27 Evolution des concentrations en NH_4 (mg.N.L^{-1}) au point B à 15 m (—■—), 30 m (- —x- —) et à 30 m (- -▲- -) en 2009

Le nitrate et la silice sont consommés jusqu'à la couche de 15 m de façon importante, mais relativement peu à 30 m. A contrario l'orthophosphate est complètement consommé au-delà de 30 m à partir du mois de juillet. Cela corrobore bien l'aspect limitant de P.

L'azote ammoniacal présente deux périodes de fortes concentrations en mai et en septembre. Ces fortes concentrations sont principalement dues aux excréments du zooplancton.

III.3.2.3. Hypolimnion : 80, 110, 130, 140 m

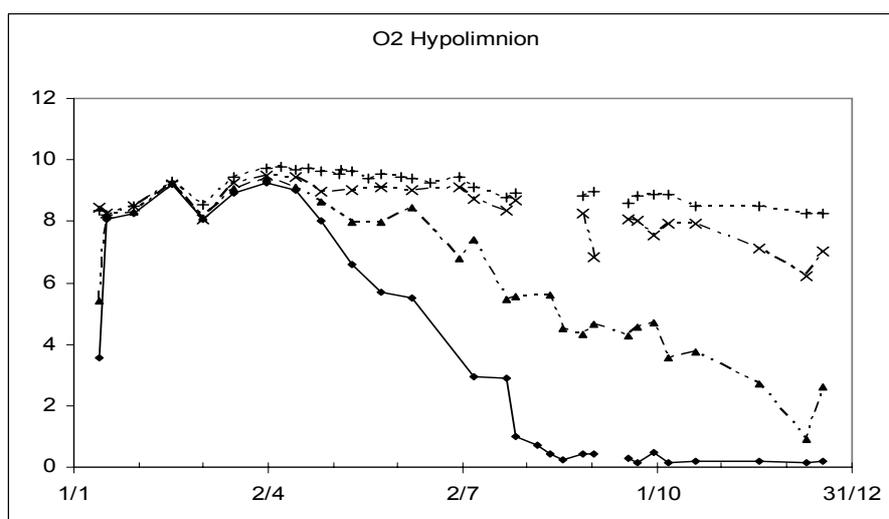


Figure 28 Evolution des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x- -), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2009

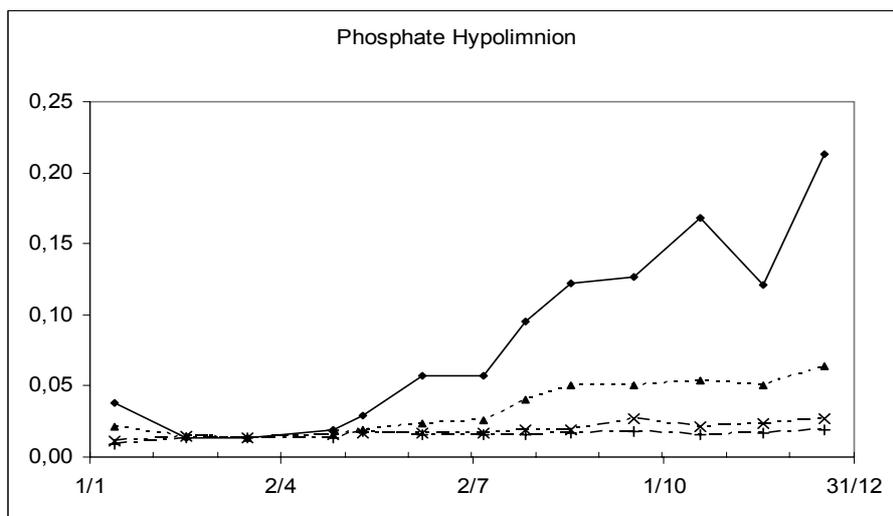


Figure 29 Evolution des concentrations en SiO_2 (mg.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+-), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2009.

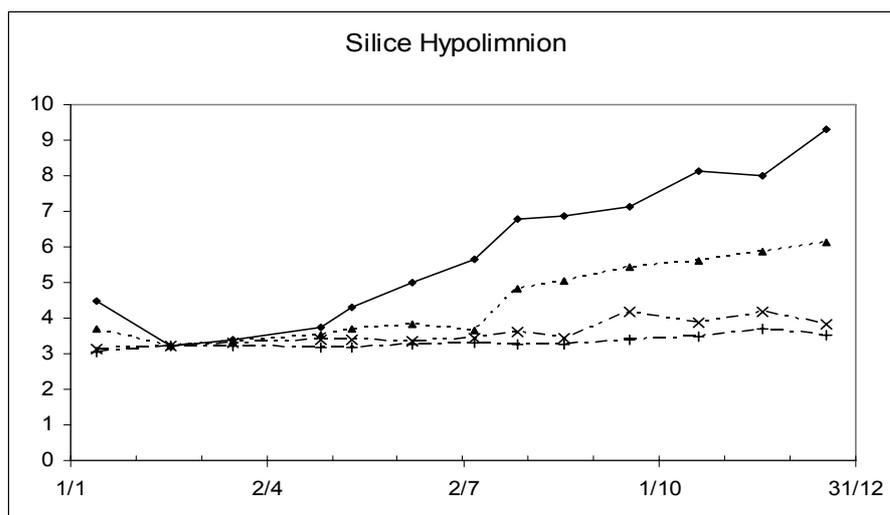


Figure 30 Evolution des concentrations en PO_4 (mgP.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+-), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2009

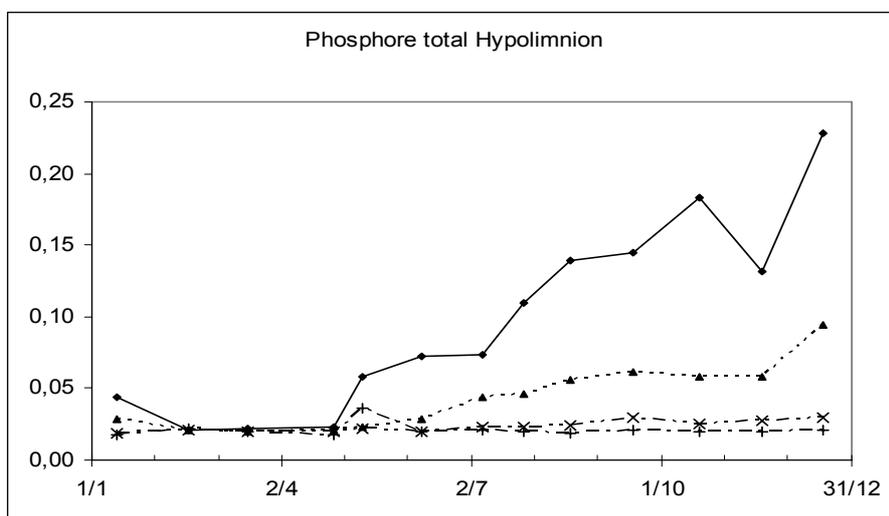


Figure 31 Evolution des concentrations en Ptot (mgP.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2009

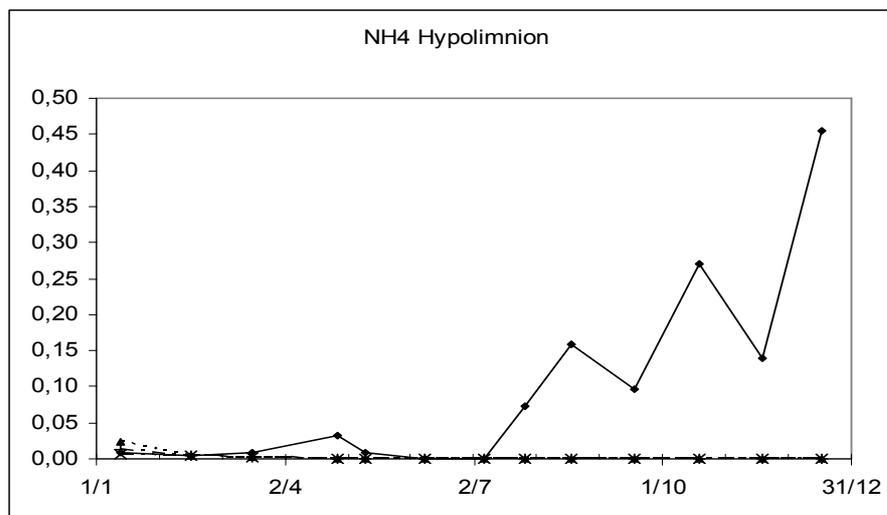


Figure 32 Evolution des concentrations en NH_4 (mgN.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2009

A partir de juillet 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 lors du réchauffement.

Le graphique de suivi de l'oxygène dans l'hypolimnion permet de visualiser le gradient de désoxygénation vers le fond. À 140 m, la concentration en oxygène dissous est inférieure à $0,70 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ à partir du 6 août jusqu'à la fin de l'année.

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 réduction des oxydes de fer et de manganèse. Ces conditions réductrices sont visibles avec les concentrations en azote ammoniacal qui augmentent jusqu'à $0,454 \text{ mgN.L}^{-1}$ en décembre. Mais la réduction des oxydes métalliques entraîne aussi le relargage de phosphate lié à ces oxydes et, dans une moindre mesure, de silice présente à l'interface eau-sédiments et dans les sédiments. Les maxima sont atteints à 140 m lors de la campagne du 17 décembre avec $9,32 \text{ mg.L}^{-1}$ pour la silice, identiques à 2008 ($9,24 \text{ mg.L}^{-1}$) et avec des concentrations pour le phosphate à $213 \text{ }\mu\text{gP.L}^{-1}$ vs $321 \text{ }\mu\text{gP.L}^{-1}$ en 2008.

La dynamique du phosphore total au fond du lac est très proche de celle du phosphate avec un maximum observé de $228 \text{ }\mu\text{gP.L}^{-1}$ le 17 décembre ; comme pour le phosphate, concentration plus faible que celle relevée en 2008 ($347 \text{ }\mu\text{gP.L}^{-1}$).

IV. SUIVI 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 $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)
- ➔ Sous saturation maximale en oxygène dans le métalimnion (en $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)
- ➔ Sous saturation en oxygène à 130 mètres (en $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)
- ➔ Le déficit à l'origine et le déficit maximal en oxygène hypolimnique (en $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)
- ➔ La consommation journalière et annuelle de l'oxygène hypolimnique respectivement en $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ et en $\text{mgO}_2.\text{m}^{-3}.\text{j}^{-1}$.

IV.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 T/A (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.

IV.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 apparaît en surface le 24 avril.

Depuis 1998, en été, la sursaturation maximale en oxygène apparaît dans le metalimnion (6 – 16 m) laissant supposer une amélioration de la transparence et la modification des distributions verticales des abondances relatives des espèces de phytoplancton.

× Variation annuelle

Au niveau des concentrations maximales en oxygène, l'indice de sursaturation reste assez comparable à celui mesuré à 2 m de profondeur jusqu'en 2000 et s'en écarte à partir de 2001. Les valeurs passent alors respectivement à **3,2 et 3,1 mgO₂.L⁻¹** en 2001 et 2003 ; de 2004 à 2006 les valeurs retrouvent un niveau comparable à celui de l'année 2000 autour de **2,1 mgO₂.L⁻¹**. En 2009 avec **1,9 mgO₂.L⁻¹**, les valeurs sont identiques à celles de 2007 et 2003.

Le sens général d'évolution de cet indice depuis 1981 n'est pas fondamentalement modifié et reste relativement constant autour d'une valeur de **2,4 mgO₂.L⁻¹**.

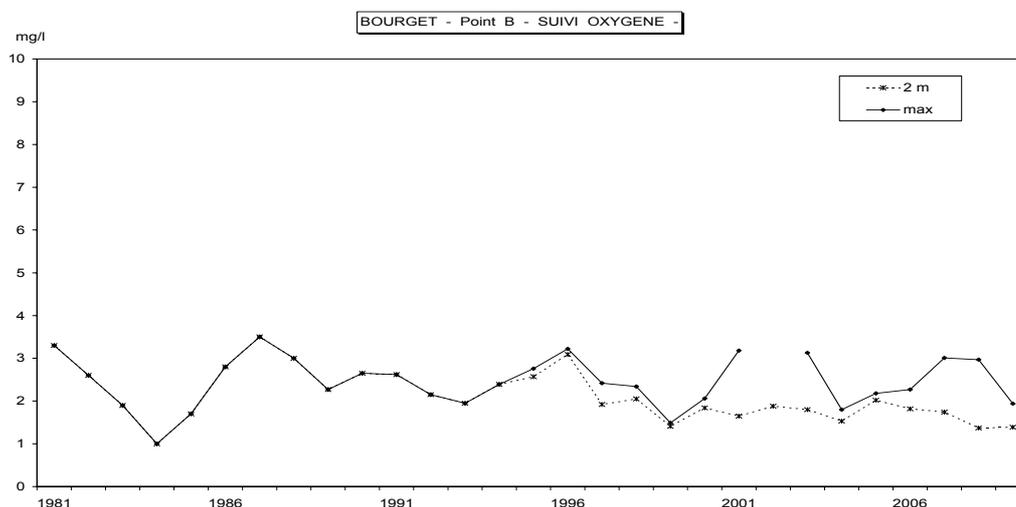


Figure 33 Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène (mg.L⁻¹) à 2 m et maximum de saturation au point B de 1981 à 2009

IV.1.2. Indices de sous saturation moyenne

Métalimnion

En 2009 la sous saturation moyenne annuelle en oxygène se monte à **4,3 mgO₂.L⁻¹**.

Après une valeur mesurée en 2008 à 6,1 mgO₂.L⁻¹, apparaissant parmi les plus élevées de la série de données 1981 - 2008, nous observons une sous saturation en 2009 qui se situe légèrement inférieure à la moyenne de la chronique (4,8 mgO₂.L⁻¹) ; ce qui suggère une consommation moins importante corroboré par les valeurs de minimum et de durée mesurées pendant l'année (cf. § II.1.2.1). Ce paramètre semble montrer une légère augmentation entre 1981 et 2008 (de 3,3 à 6 mgO₂.L⁻¹).

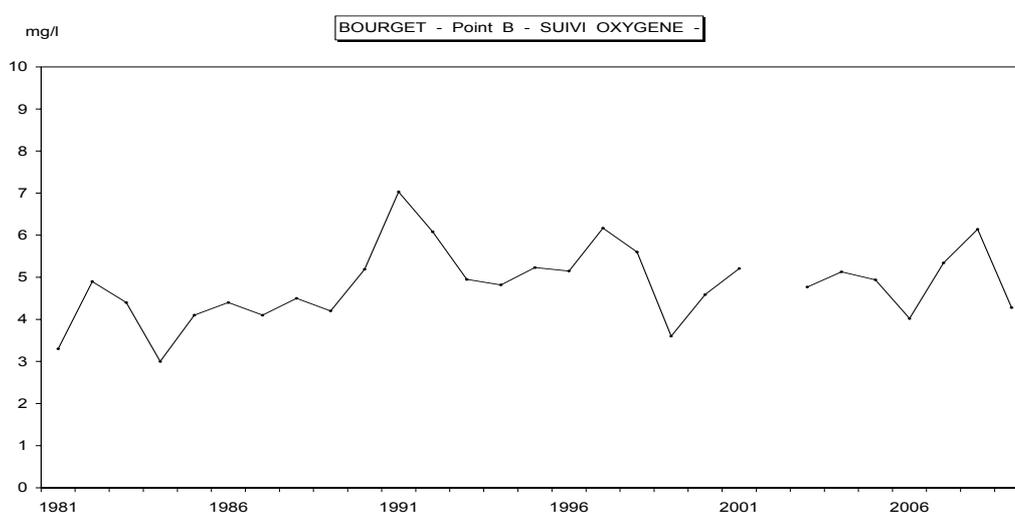


Figure 34 Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène (mg.L⁻¹) entre 15 et 45 m de profondeur au point B de 1981 à 2009

Sous saturation moyenne à 130 mètres

De 1985 à 2009, le suivi des concentrations en oxygène à 130 mètres permet de visualiser la variabilité des réoxygénations hivernales 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 à hauteur respectivement de 50 % et de 60 % de la saturation, nous observons en 2009 un brassage homogène atteignant plus de 70 % de la saturation à la fin de la période de circulation des eaux. Dans la chronique des données depuis 1985, la réoxygénation se situe avec des valeurs proches de la moyenne.

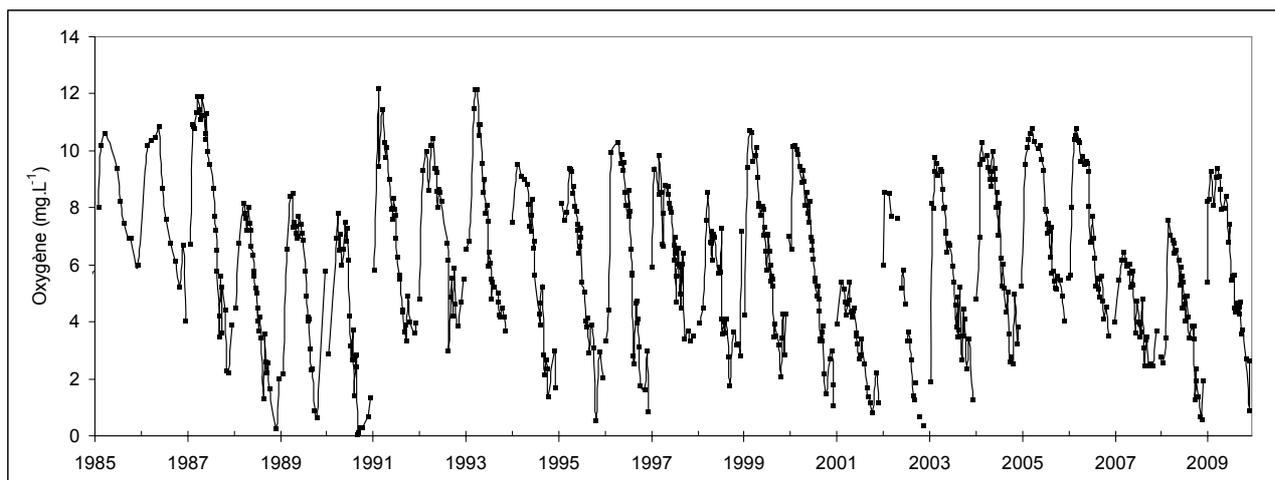


Figure 35 Evolution des teneurs en oxygène en mg.L^{-1} à 130 mètres de profondeur au point B de 1985 à 2009

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 d'eutrophisation ainsi qu'un paramètre aggravant favorisant le relargage du phosphore contenu dans les sédiments.

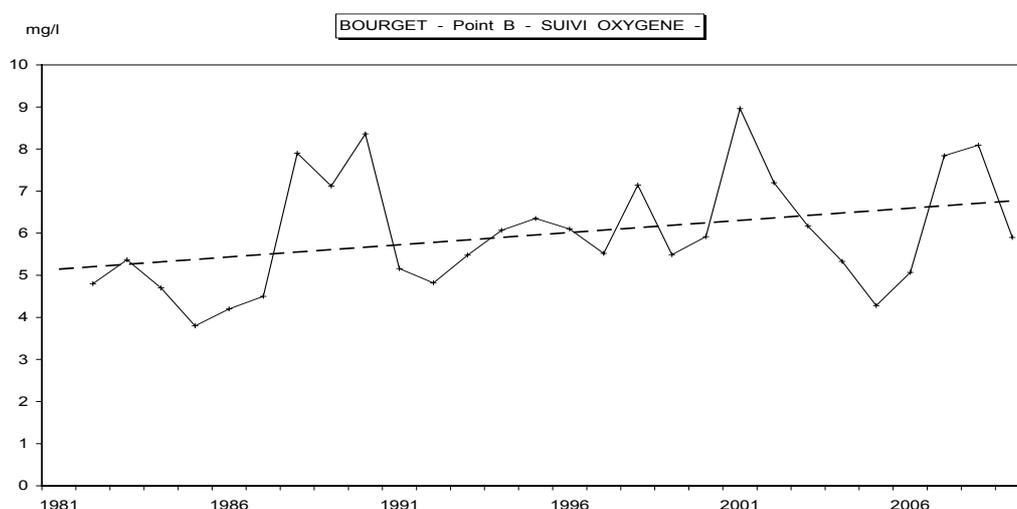


Figure 36 Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène (mg.L^{-1}) à 130 mètres au point B de 1981 à 2009

L'indice de l'année 2009 est inférieur à ceux des années 2007 et 2008 et retrouve un niveau comparable à 2003 mais reste cohérent avec le sens d'évolution déjà constaté avec les données antérieures. D'une manière globale, le sens d'évolution de cet indice semble dénoter une légère dégradation de la qualité des eaux puisque les valeurs de ce paramètre tendent à augmenter (de 5 à 7 mg.L^{-1}).

L'évolution de cet indice semble plus gouvernée par l'intensité du mélange hivernal que par l'intensité de la minéralisation de la matière organique dans la zone profonde. Nous pouvons remarquer 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 (1988, 1990 et 2001). Il existe 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.

IV.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 VII Oxygène hypolimnique au point B de 2004 à 2008 – déficits et consommations

		2009	2008	2007	2006	2005	2004
Déficit à l'origine	mgO ₂ .L ⁻¹	2,3	3,4	3,4	1,6	0,8	1,9
Déficit maximum	mgO ₂ .L ⁻¹	5,7	6,9	6,4	4,9	4,5	5,3
Consommation hypolimnique annuelle	mgO ₂ .L ⁻¹	3,5	3,5	3,0	3,4	3,73	3,4
Consommation hypolimnique journalière	mgO ₂ .m ⁻³ .j ⁻¹	12,2	14,4	15,5	12,3	13,7	14,2

Les déficits en oxygène calculés en début et en fin de stratification thermique sont légèrement inférieurs aux valeurs des 2008 et 2007, mais restent globalement du même ordre de grandeur que les années précédentes (2001, 1990).

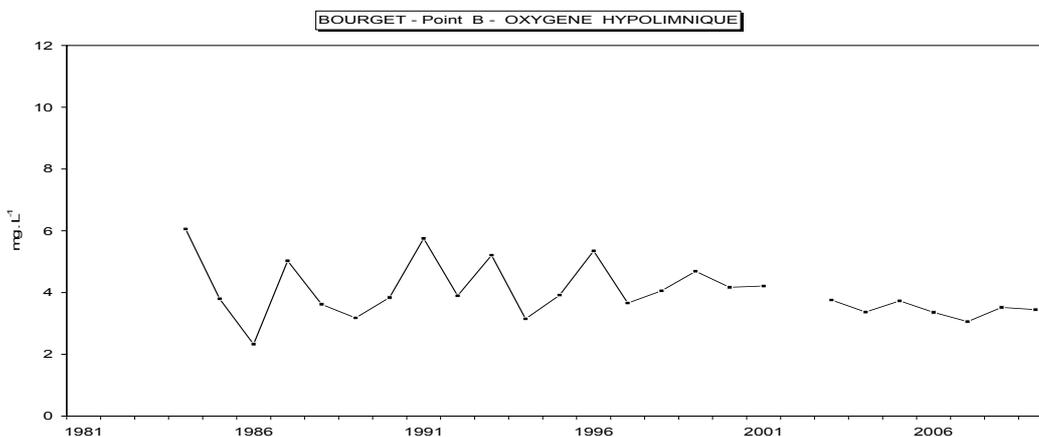


Figure 37 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle au point B de 1984 à 2009 (mg.L⁻¹)

Les consommations hypolimniques globales et journalières s'élèvent respectivement à 3,5 mgO₂.L⁻¹ et 12,2 mgO₂.m⁻³.j⁻¹ et restent proches des moyennes mesurées entre 2003 et 2009.

Les distributions des consommations en oxygène annuelles et journalières depuis 1984 ne permettent pas de dégager de tendance générale ; ces indices fluctuent autour de valeurs relativement constantes (respectivement de 3,5 mgO₂.L⁻¹ et de 14 mgO₂.m⁻³.j⁻¹) et demeurent à des niveaux qui peuvent être considérés comme modérés.

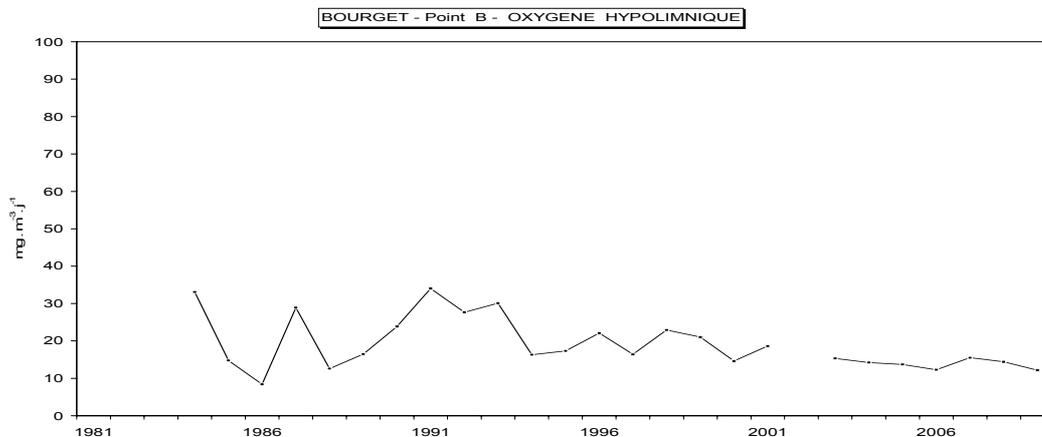


Figure 38 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation journalière au point B de 1984 à 2009 (mgO₂.m⁻³.j⁻¹)

IV.2. TRANSPARENCE

La valeur annuelle retenue est la moyenne des mesures pondérées par l'écart entre les campagnes. Dans le calcul de la moyenne on prend en compte uniquement les valeurs situées à l'intérieur de la période où la transparence passe au-dessus de 5 m pour la première fois de l'année et où elle descend au-dessous de 5 m pour la dernière fois. On s'affranchit ainsi de la période hivernale.

La transparence estivale pour l'année 2009 avec **7,3 mètres** présente la valeur la plus élevée de la chronique 1981 - 2009 proche de la mesure de 2006. Cette valeur 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). Cette évolution indique que la présence de plancton est moins importante et peut être considérée comme une amélioration de la qualité des eaux.

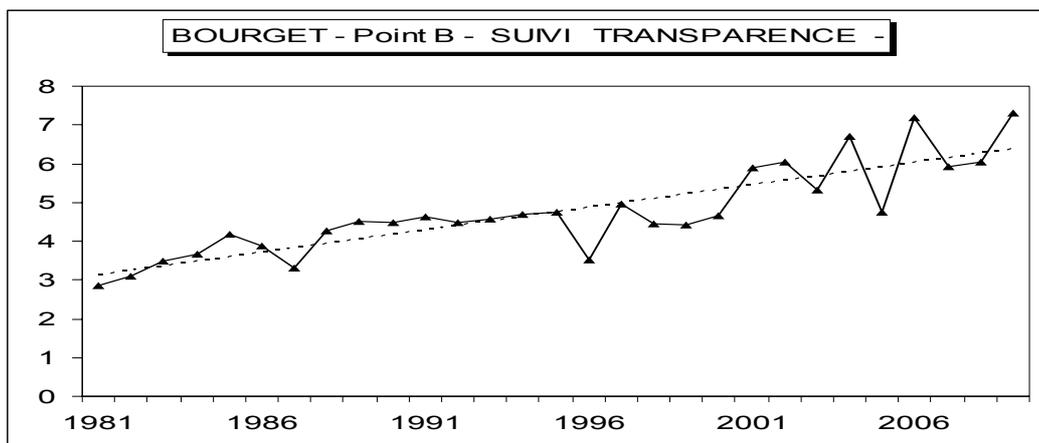


Figure 39 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2009

IV.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 et l'homothermie totale. Les moyennes retenues sont les moyennes arithmétiques 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.

Globalement les résultats montrent que les concentrations hivernales sont sensiblement identiques aux valeurs de 2008.

Tableau VIII Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2006 et 2009

	unité	2009	2008	2007	2006
Nitrates	mgN.L ⁻¹	0,53	0,59	0,63	0,58
Phosphates	mgP.L ⁻¹	0,013	0,013	0,014	0,016
Phosphore total	mgP.L ⁻¹	0,020	0,020	0,022	0,024
SiO ₂	mg.L ⁻¹	3,17	3,10	2,88	2,42
COT	mg.L ⁻¹	2,11	2,11	1,99	1,95

IV.3.1. LES NITRATES

La valeur calculée pour 2009 (**0,53 mgN.L⁻¹**) est la plus faible de la série de données.

Les concentrations hivernales en azote nitrique indique une relative stabilité de autour d'une valeur moyenne de **0,61 mgN.L⁻¹** depuis plus d'une dizaine d'années.

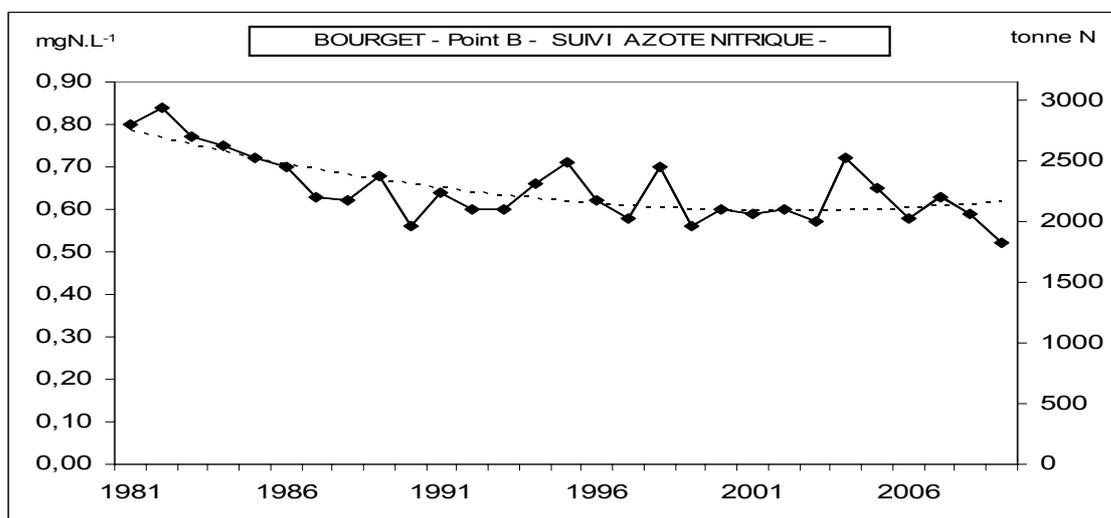


Figure 40 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2009

IV.3.2. LE PHOSPHATE

Avec $0,013 \text{ mgP.L}^{-1}$ en 2009 la concentration hivernale confirme la baisse du stock perçu en 2006. Après une phase de diminution des concentrations moyennes hivernales de 1981 à 1992 (de 120 à $45 \text{ } \mu\text{gP.L}^{-1}$), l'évolution des concentrations semble montrer des paliers ; en effets les valeurs passent sous les $40 \text{ } \mu\text{gP.L}^{-1}$ de 1993 à 1997, puis sous les $30 \text{ } \mu\text{gP.L}^{-1}$ de 1998 à 2005 et enfin sous les $20 \text{ } \mu\text{gP.L}^{-1}$ depuis 2006. Sur la base des modèles OCDE d'évaluation de la catégorie trophique, cette valeur confère au lac un niveau mésotrophe.

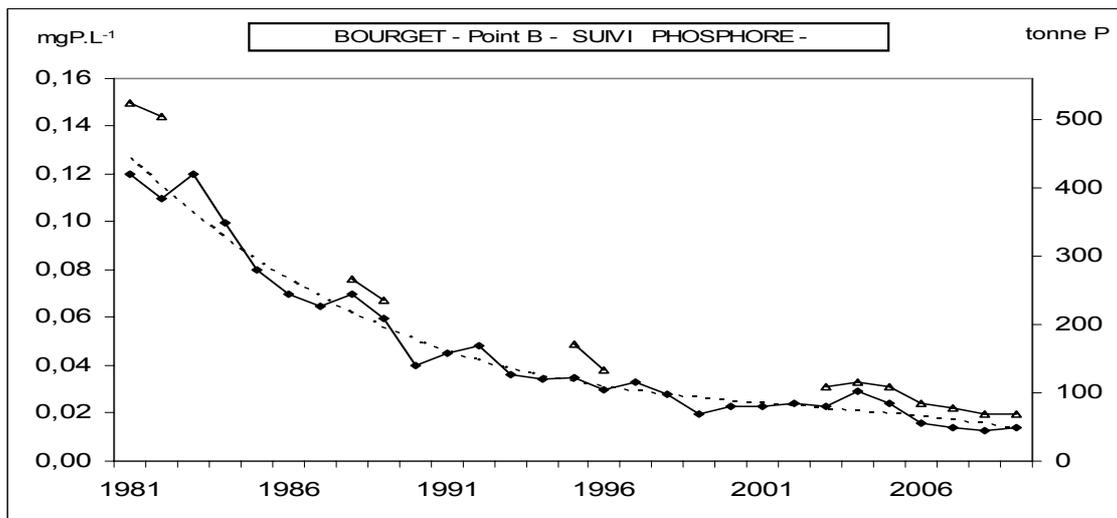


Figure 41 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L^{-1}) des phosphates —◆— et du phosphore total —△— ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2009

EVOLUTION DU RAPPORT N/P

La valeur du rapport azote/phosphore (N/P) permet de définir quel est, du phosphore ou de l'azote, le facteur limitant théorique dans le processus de production photosynthétique. Le rapport optimal moyen pour la croissance des algues est estimé en masse à 7 atomes d'azote pour 1 atome de phosphore. Le tableau ci-dessous présente l'évolution du rapport nitrates/phosphates calculé sur la moyenne des concentrations mesurées à 2, 10 et 15 m de profondeur.

Tableau IX Rapport N/P au point B en 2009, 2008 et 2007

date	N/P	date	N/P	date	N/P
13/1/09	60	17/1/08	124	10/1/07	196
16/2/09	38	7/2/08	97	20/2/07	178
2/3/09	38	13/3/08	122	12/3/07	135
17/3/09	41	1/4/08	181	27/3/07	204
1/4/09	51	16/4/08	154	3/4/07	167
27/4/09	106	29/4/08	127	17/4/07	107
11/5/09	99	13/5/08	185	9/5/07	146
25/5/09	278	29/5/08	238	23/5/07	180
8/6/09	168	10/6/08	81	5/6/07	203
25/6/09	157	25/6/08	35	20/6/07	104
7/7/09	82	10/7/08	74	10/7/07	72
27/7/09	143	24/7/08	27	26/7/07	76
6/8/09	177	4/8/08	34	7/8/07	74
18/8/09	137	8/9/08	18	22/8/07	74
2/9/09	73	24/9/08	29	12/9/07	86
17/9/09	91	8/10/08	62	25/9/07	60
29/9/09	57	20/10/08	18	10/10/07	89
19/10/09	*	4/11/08	97	25/10/07	137
18/11/09	*	1/12/08	45	13/11/07	123
17/11/09	227	15/12/08	122	13/12/07	133

* division par 0

Ce tableau indique que le rapport N/P est toujours largement supérieur à 7 en 2009. Le phosphore est l'élément limitant dans la production photosynthétique. En effet, les ions phosphate s'épuisent plus rapidement que les nitrates dans l'épilimnion lors de la poussée phytoplanctonique printanière comme l'illustre la figure 49. Les concentrations en phosphate s'annulent même en octobre et novembre entre 0 et 50 m de profondeur. Notons toutefois qu'il a été montré dans le Léman que la production phytoplanctonique peut également, à certaines périodes et dans certaines conditions, être limitée par l'azote. Cependant, même en ce cas, le phosphore reste le facteur de maîtrise.

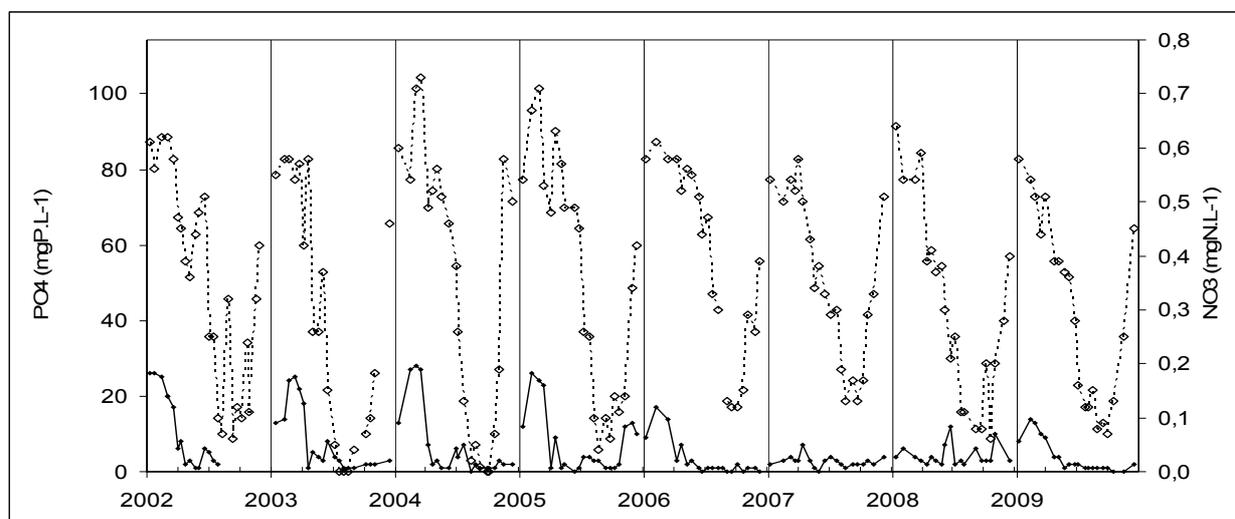


Figure 42 Comparaison de l'évolution des concentrations en phosphates mgP.L^{-1} (—◆—) et en nitrates mgN.L^{-1} (- -▲- -) au point B à 10 m de profondeur entre 2002 et 2009

IV.3.3. LA SILICE ET CARBONE TOTAL

Pour la silice et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales restent du même ordre de grandeur que celles des années antérieures proches des moyennes respectives $2,9 \text{ mg.L}^{-1}$ et $1,9 \text{ mgC.L}^{-1}$.

CONCLUSION

L'année 2009 connaît par un brassage de l'ensemble de la colonne d'eau. Ce qui permet une réoxygénation importante de l'hypolimnion. L'activité phytoplanctonique printanière démarre légèrement plus tôt grâce à une météo clémente, entraînant une diminution des nutriments en surface, notamment la silice. Une période d'eau claire sépare nettement cette année la production phytoplanctonique printanière de la production estivale. Durant cette production, les nutriments sont consommés jusqu'à plus de 15 m (nitrate, silice) et jusqu'à 50 m pour le phosphate. Le phosphate est ainsi fortement limitant de la production à partir à partir du mois de juillet.

L'évolution de la transparence tend à indiquer une amélioration de la qualité des eaux en période printemps-été. La concentration en phosphore total du lac en phosphate est de $13 \mu\text{gP.L}^{-1}$, soit une valeur faible et dans la continuité des trois années précédentes. Cette concentration moyenne paraît assez faible pour limiter la production estivale.

Ces observations sont donc cohérentes avec le fait qu'en 2009, la biomasse est la plus faible observée depuis le début des mesures (1987) avec $3 \mu\text{g.L}^{-1}$ de chlorophylle *a*.

Tableau X Indices du suivi de 1981 à 2009

	concentrations hivernales : janv février mars											TRANSPARENCE		
	NO3		PO4		Ptot		Ntot		COT		SiO2		Valeur mini	Moyenne estivale
	Max	Moy	Max	Moy	Max	Moy	Max	Moy	Max	Moy	Max	Moy		
	mgN.L ⁻¹		mgP.L ⁻¹		mgP.L ⁻¹		mgN.L ⁻¹		mg.l ⁻¹		mg.l ⁻¹		m	m
1981	0,88	0,8	0,15	0,12		0,150							1,2	2,85
1982	0,85	0,84	0,12	0,11		0,144							0,9	3,11
1983	0,8	0,77	0,13	0,12									2	3,48
1984	0,77	0,75	0,12	0,1									1,4	3,67
1985	0,75	0,72	0,09	0,08									0,85	4,17
1986	0,7	0,7	0,08	0,07									1,3	3,89
1987	0,7	0,63	0,08	0,065									0,95	3,3
1988	0,7	0,62	0,07	0,07		0,076							1,95	4,28
1989	0,72	0,68	0,1	0,06		0,067							1,75	4,52
1990	0,68	0,56	0,08	0,04									1,65	4,47
1991	0,68	0,64	0,06	0,045									2,4	4,62
1992	0,68	0,6	0,067	0,048									2,3	4,48
1993	0,65	0,6	0,059	0,036									1,6	4,57
1994	0,74	0,66	0,051	0,034									2,5	4,68
1995	0,81	0,71	0,052	0,035		0,049							2	4,74
1996	0,7	0,62	0,073	0,03		0,038							1,8	3,52
1997	0,65	0,58	0,036	0,033									1,8	4,95
1998	0,76	0,7	0,042	0,028									2,9	4,45
1999	0,61	0,56	0,021	0,02									2,4	4,42
2000	0,77	0,6	0,042	0,023									2	4,66
2001	0,68	0,59	0,078	0,023									3,3	5,89
2002	0,65	0,6	0,05	0,024									2,9	6,04
2003	0,67	0,57	0,033	0,023	0,034	0,031			2,04	1,70	3,5	2,76	2,5	5,31
2004	0,76	0,72	0,03	0,029	0,035	0,033			2,16	2,07	3,91	2,95	4,2	6,7
2005	0,74	0,65	0,027	0,024	0,034	0,031			2,02	1,91	4,4	3,35	2,4	4,75
2006	0,66	0,58	0,018	0,016	0,025	0,024	0,68	0,60	2,19	1,95	3	2,42	2,6	7,2
2007	0,77	0,63	0,04	0,014	0,045	0,022	0,84	0,76	2,26	1,99	5,41	2,88	3,8	5,93
2008	0,73	0,59	0,065	0,013	0,070	0,020	0,79	0,70	2,27	2,11	3,95	3,10	3,7	6,04
2009	0,62	0,53	0,038	0,013	0,047	0,020	0,77	0,72	3,08	2,11	4,46	3,17	2,9	7,31

	CHLOROPHYLLE		OXYGENE mg.l ⁻¹								
	échantillon moy intégré 0 - 20 m		2 mètres :		méta		Thermocline		130 mètres		
	Valeur max	moyenne	Teneur maximale	Sursaturation moy	Teneur maximale	Sursaturation moy	Teneur minimale	Sous saturation	Teneur minimale	Teneur max	Sous saturation
	mg.m ⁻³	mg.m ⁻³	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹
1981			19,70	3,30		3,30	2,20	3,30			
1982			19,00	2,60		2,60	1,30	4,90	0,50		4,80
1983			17,90	1,90		1,90	3,40	4,40	0,60		5,37
1984		8,3	14,20	1,00		1,00	5,00	3,00	4,50		4,70
1985			16,20	1,70		1,70	1,05	4,10	6,00	10,60	3,80
1986			19,50	2,80		2,80	2,50	4,40	4,00	10,85	4,20
1987	62,8	9,20	19,35	3,50		3,50	2,50	4,10	2,23	11,90	4,50
1988	18,4	4,90	17,70	3,00		3,00	2,90	4,50	0,23	8,16	7,90
1989	42,8	7,16	16,11	2,27		2,27	3,48	4,20	0,66	8,48	7,12
1990	34,5	6,78	16,10	2,65		2,65	3,20	5,19	0,00	7,80	8,36
1991	49,4	8,30	19,32	2,62		2,62	0,44	7,03	3,30	12,18	5,16
1992	26,7	6,36	18,27	2,15		2,15	1,36	6,08	3,01	10,44	4,82
1993	26,8	7,88	14,97	1,95		1,95	4,99	4,95	3,68	12,13	5,48
1994	28	8,54	15,06	2,39		2,39	3,70	4,82	1,39	9,52	6,07
1995	15,4	5,86	16,04	2,57	17,86	2,76	3,33	5,23	0,52	9,4	6,35
1996	12,6	5,62	17,99	3,09	18,90	3,22	3,18	5,15	0,86	10,28	6,10
1997	17,7	4,37	14,08	1,92	14,99	2,42	1,43	6,17	3,30	9,82	5,52
1998	12,7	5,10	15,92	2,05	15,92	2,34	3,60	5,60	1,74	8,52	7,14
1999	19,1	6,55	13,26	1,41	13,26	1,49	4,90	3,60	2,07	10,72	5,49
2000	18,9	5,86	14,29	1,84	14,51	2,06	3,79	4,59	1,05	10,19	5,92
2001	35,1	7,28	13,40	1,65	16,90	3,18	4,08	5,21	0,80	5,38	8,96
2002	14	4,73	13,22	1,88					0,35	8,54	7,20
2003	13,5	5,04	15,06	1,80	15,11	3,13	5,23	4,77	1,24	9,74	6,17
2004	6,3		14,01	1,53	14,06	1,80	4,56	5,13	2,49	10,30	5,33
2005	12,2	3,24	16,27	2,02	16,31	2,18	3,47	4,94	4,06	10,77	4,28
2006	13,23	4,86	13,99	1,82	14,96	2,27	5,93	4,02	2,69	10,77	5,07
2007	10,75	6,34	13,95	1,74	15,9	3,01	4,94	5,34	2,45	6,44	7,84
2008	11,79	6,95	13,74	1,37	19,8	2,97	2,61	6,14	0,58	7,55	8,09
2009	8,95	3,00	14,00	1,39	14,06	1,94	5,99	4,28	0,89	9,27	5,90

	OXYGENE HYPOLIMNIQUE										
	Date début	Conc. moy. à l'origine	Date fin	Durée	Conc. moy. à la fin	Conc. moy. saturation	Déficit à l'origine	Déficit maxi	Consommation annuelle	Consommation jour.	Indice Oxygène
		mg.l ⁻¹		jour	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.m ⁻³ .j ⁻¹	
1981	25/03/1981	12,11	20/10/1981	209	6,66						
1982	25/03/1982	9,09	17/11/1982	237	5,86						
1983	21/03/1983	10,03	18/10/1983	211	6,59						
1984	21/03/1984	12,0	20/09/1984	183	5,94	12,08	0,1	6,1	6,1	33,1	51,3
1985	20/03/1985	10,9	02/12/1985	257	7,1	12,3	1,4	5,2	3,8	14,8	36,4
1986	20/03/1986	10,52	22/12/1986	277	8,19	12,4	1,9	4,2	2,3	8,4	28,4
1987	24/03/1987	12,3	14/09/1987	174	7,27	12,4	0,1	5,1	5,0	28,9	48,6
1988	15/02/1988	10,15	28/11/1988	287	6,53	12,3	2,2	5,8	3,6	12,6	34,0
1989	07/04/1989	10,18	17/10/1989	193	7	12,17	2,0	5,2	3,2	16,5	38,2
1990	05/04/1990	8,95	13/09/1990	161	5,11	12,11	3,2	7,0	3,8	23,9	44,8
1991	14/02/1991	11,98	02/08/1991	169	6,23	12,21	0,2	6,0	5,8	34,0	51,9
1992	07/04/1992	10,96	26/08/1992	141	7,06	12,21	1,3	5,2	3,9	27,7	47,7
1993	09/04/1993	12,2	29/09/1993	173	6,99	12,2	0,0	5,2	5,2	30,1	49,4
1994	11/04/1994	9,83	21/10/1994	193	6,68	12,08	2,3	5,4	3,2	16,3	38,1
1995	11/04/1995	10,57	23/11/1995	226	6,65	11,93	1,4	5,3	3,9	17,3	39,1
1996	19/04/1996	11,52	17/12/1996	242	6,17	12,02	0,5	5,9	5,4	22,1	43,4
1997	12/03/1997	10,34	21/10/1997	223	6,68	12,06	1,7	5,4	3,7	16,4	38,2
1998	31/03/1998	10,61	24/09/1998	177	6,55	11,96	1,4	5,4	4,1	22,9	44,1
1999	20/04/1999	11,03	29/11/1999	223	6,34	12,13	1,1	5,8	4,7	21,0	42,5
2000	08/03/2000	10,51	18/12/2000	285	6,34	12,14	1,6	5,8	4,2	14,6	36,3
2001	06/03/2001	8,45	18/10/2001	226	4,24	12,1	3,7	7,9	4,2	18,6	40,3
2002											
2003	16/04/2003	9,64	17/12/2003	245	5,88	12,1	2,5	6,2	3,8	15,3	37,0
2004	08/04/2004	10,18	01/12/2004	237	6,81	12,1	1,9	5,3	3,4	14,2	35,8
2005	15/03/2005	11,5	12/12/2005	272	7,77	12,31	0,8	4,5	3,7	13,7	35,2
2006	15/03/2006	10,8	13/12/2006	273	7,44	12,35	1,6	4,9	3,4	12,3	33,6
2007	27/03/2007	8,89	10/10/2007	197	5,83	12,26	3,4	6,4	3,1	15,5	37,2
2008	01/04/2008	8,71	01/12/2008	244	5,19	12,11	3,4	6,9	3,5	14,4	36,0
2009	02/03/2009	9,95	10/12/2009	283	6,5	12,23	2,3	5,7	3,5	12,2	33,5

ETUDE RELATIVE A LA BOUCLE MICROBIENNE

Ce chapitre est essentiellement consacré à l'étude des abondances des organismes procaryotes (picocyanobactéries et bactéries hétérotrophes), flagellés, ciliés, héliozoaires ainsi que des virus. L'évolution sur les 6 dernières années est également présentée. Quelques données ont trait à la diversité eucaryotique sur des critères morphologiques. Enfin, la notion de bio-indication est discutée.

I. METHODOLOGIE

Les paramètres étudiés lors du suivi 2009 ont été les suivant :

- Virus (abondance) ;
- Bactéries (abondance) ;
- Pico- et nanophytoplancton (abondance) en particulier les picocyanobactéries ;
- Protistes (identification et abondance des flagellés, ciliés et héliozoaires) ;

Les profondeurs échantillonnées ont été de 2, 10, 15, 20, 30, et 50 mètres pour l'abondance des virus, bactéries et picophytoplancton. Les abondances des organismes flagellés et ciliés ont été déterminées pour les profondeurs 2, 15, 30 et 50 mètres.

Les abondances des virus, bactéries hétérotrophes, picocyanobactéries et petits autotrophes ont été obtenues par cytométrie en flux alors que les abondances des flagellés et ciliés ont été déterminées par microscopie à épifluorescence et inversée.

Pour l'analyse des bactéries hétérotrophes et des virus, les échantillons ont été fixés avec du glutaraldéhyde puis dilués soit dans l'eau du lac filtré soit dans du tampon Tris-EDTA et marqués avec le colorant SYBR Green I.

Pour l'analyse des flagellés, les échantillons ont été fixés avec du glutaraldéhyde, filtrés sur une membrane polycarbonate de porosité 0,8 μm et marqués à la primuline. Les filtres ont alors été montés entre lame et lamelle avant leur observation en microscopie à épifluorescence. La discrimination entre flagellés pigmentés et hétérotrophes a été réalisée en jouant sur l'excitation en lumière ultraviolette ou verte ; la lumière verte permettant de distinguer la fluorescence naturelle due aux pigments des cellules autotrophes.

Les ciliés ont été fixés avec du chlorure de mercure, identifiés et dénombrés, après une étape de sédimentation en colonne Uthermö, avec un microscope inversé.

II. RESULTATS ET INTERPRETATION PRELIMINAIRE

II.1. ABONDANCES ET DYNAMIQUES DES COMMUNAUTES MICROBIENNES

Les concentrations minimales, maximales et moyennes pour chacune des communautés microbiennes (exception faite des petits autotrophes détectés par cytométrie en flux dont le chiffre est en partie donné par les flagellés pigmentés), pour les années 2004, 2005, 2006, 2007, 2008 et 2009 sont rapportées dans le Tableau I ci dessous.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations des différents compartiments de la boucle microbienne entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2009

		Minimum	Maximum	Moyenne
Picocyanobactéries				
(cell/ml)				
	2004	164	$5,2 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
	2005	59	$2,7 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$
	2006	9	$3,4 \times 10^5$	$2,4 \times 10^4$
	2007	111	$7,2 \times 10^5$	$3,9 \times 10^4$
	2008	17	$7,7 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
	2009	15	$5,4 \times 10^5$	$2,7 \times 10^4$
Bactéries hétérotrophes				
(cell/ml)				
	2004	$1,0 \times 10^6$	$8,2 \times 10^6$	$2,6 \times 10^6$
	2005	$3,1 \times 10^5$	$1,1 \times 10^7$	$2,5 \times 10^6$
	2006	$8,6 \times 10^5$	$8,2 \times 10^6$	$3,1 \times 10^6$
	2007	$2,3 \times 10^5$	$6,2 \times 10^6$	$2,2 \times 10^6$
	2008	$6,2 \times 10^5$	$8,0 \times 10^6$	$2,8 \times 10^6$
	2009	$1,5 \times 10^5$	$8,0 \times 10^6$	$2,2 \times 10^6$
Bactéries hétérotrophes HDNA				
(%°)				
	2007	13	72	43
	2008	17	65	44
	2009	15	68	43
Virus				
(part/ml)				
	2004	$1,8 \times 10^7$	$1,5 \times 10^8$	$6,8 \times 10^7$
	2005	$1,0 \times 10^7$	$2,0 \times 10^8$	$6,3 \times 10^7$
	2006	$2,1 \times 10^7$	$3,9 \times 10^8$	$6,2 \times 10^7$
	2007	$9,1 \times 10^6$	$6,4 \times 10^8$	$1,1 \times 10^8$
	2008	$1,3 \times 10^7$	$5,6 \times 10^8$	$1,1 \times 10^8$
	2009	$1,9 \times 10^7$	$4,5 \times 10^8$	$5,7 \times 10^7$
Flagellés hétérotrophes				
(cell/ml)				
	2004	18	$2,6 \times 10^3$	$6,4 \times 10^2$
	2005	36	$8,7 \times 10^3$	$1,2 \times 10^2$
	2006	27	$2,8 \times 10^3$	$8,5 \times 10^2$
	2007	0	$3,5 \times 10^3$	$6,4 \times 10^2$
	2008	0	$2,3 \times 10^3$	$3,4 \times 10^2$
	2009	0	$4,3 \times 10^3$	$2,8 \times 10^2$
Flagellés pigmentés				
(cell/ml)				
	2004	0	$1,1 \times 10^4$	$9,9 \times 10^2$
	2005	0	$2,6 \times 10^4$	$1,9 \times 10^2$
	2006	0	$1,4 \times 10^4$	$8,9 \times 10^2$
	2007	0	$1,2 \times 10^4$	$9,6 \times 10^2$
	2008	0	$0,7 \times 10^4$	$4,7 \times 10^2$
	2009	0	$0,5 \times 10^4$	$3,2 \times 10^2$
Ciliés + Hélozoaires				
(cell/ml)				
	2004	1	218	20
	2005	1	122	18
	2006	1	44	14
	2007	0	111	21
	2008	4	144	22
	2009	1	52	14

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. 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 2009 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. L'année 2009 a été marquée par une augmentation des abondances de la communauté des picocyanobactéries du printemps jusqu'à la fin de l'été avec les plus fortes concentrations enregistrées en juillet-août entre 0 et 15 m avec $5,4 \times 10^5$ cell.ml⁻¹, une concentration maximale toutefois moindre que les deux années précédentes (Figure 1). Cette dynamique et distribution est assez répétitive d'année en année sur le lac du Bourget. L'évolution observée en 2009 ressemble beaucoup à celle de 2008.

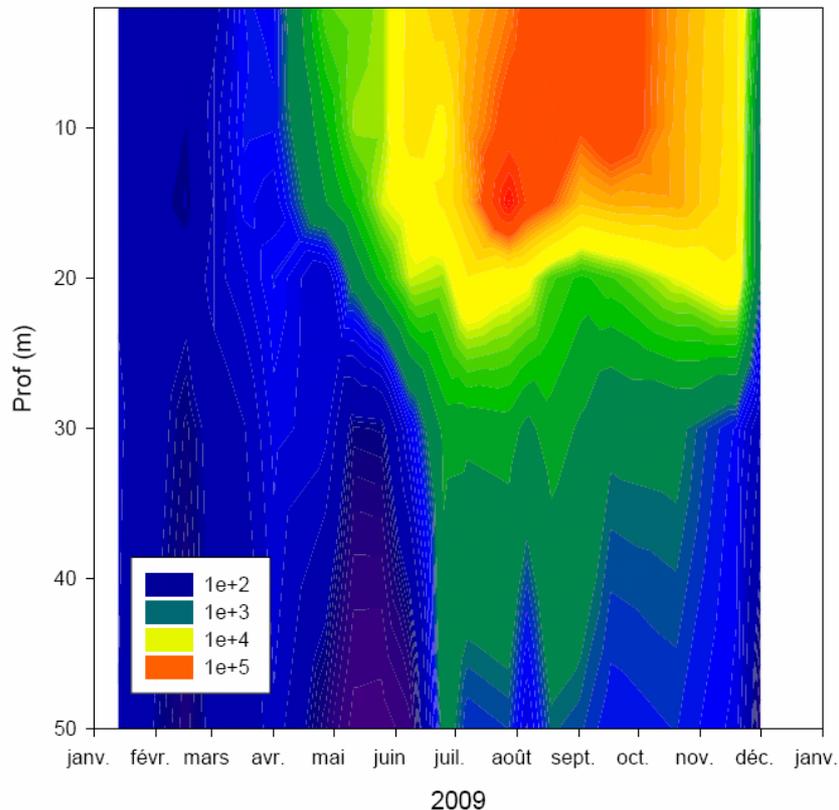


Figure 1 Evolution des concentrations des picocyanobactéries (*Synechococcus* spp riches en phycoérythrine) entre 0 et 50 m pour l'année 2009

En 2009, les bactéries hétérotrophes ont été caractérisées par plusieurs développements importants, au printemps, en été et en automne. Comme en 2008, une dynamique saisonnière forte et variée a donc été enregistrée pour ce compartiment avec des développements marqués, toujours dans les 20 premiers mètres (là où il y a la production phytoplanctonique). Le premier pic (avec $5,2 \times 10^6$ cell.ml⁻¹), en 2009, est enregistré dans les dix premiers mètres à la fin avril (le lien avec la production autotrophe de fin d'hiver-début de printemps étant clairement établi). Jusqu'en été la concentration a globalement diminué, la phase des eaux

claires semblant donc aussi toucher la production bactérienne. Puis un second pic important a été enregistré début juillet ($5,6 \times 10^6$ cell.ml⁻¹) et la concentration s'est maintenue à des niveaux élevés ($>4 \times 10^6$ cell.ml⁻¹) pendant tout ce mois entre la surface et 15 m de profondeur. Pendant le mois d'août les concentrations ont légèrement diminué avant qu'un nouveau pic important ($>5 \times 10^6$ cell.ml⁻¹ entre 0 et 15 m) soit enregistré entre mi et fin septembre. D'octobre à décembre les concentrations ont diminué régulièrement pour atteindre des valeurs inférieures à 2×10^6 cell.ml⁻¹ à la fin de l'année.

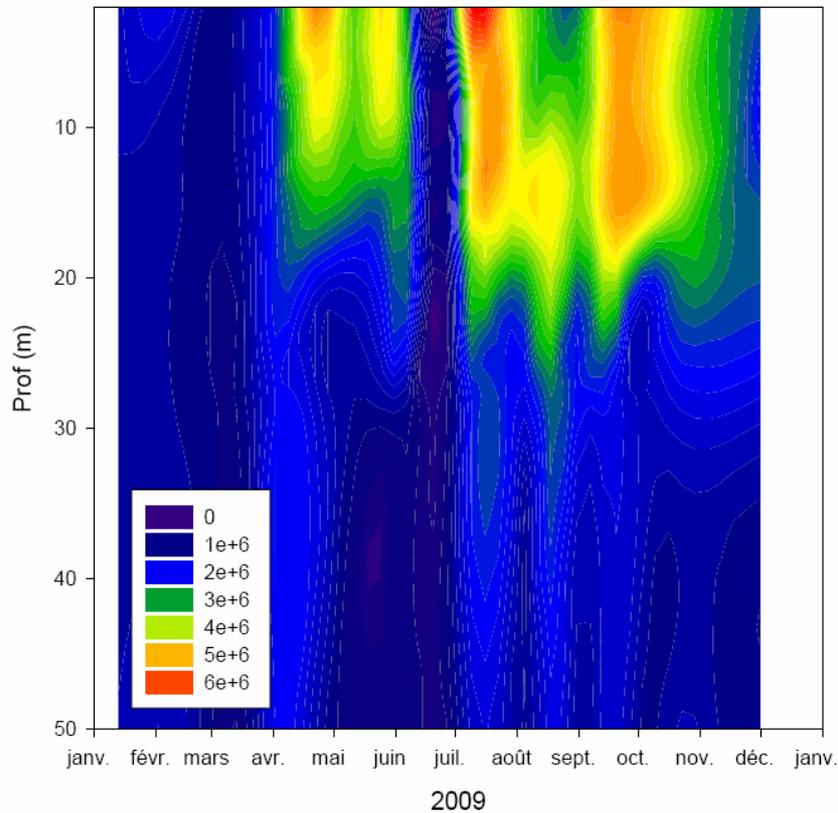


Figure 2 Evolution des concentrations de bactéries hétérotrophes entre 0 et 50 m pour l'année 2009

L'année 2009 a été caractérisée par des abondances virales très élevées. Les valeurs étaient toujours supérieures à 10^7 part.ml⁻¹ tout au long de l'année et ceci quelque soit la profondeur examinée. Les pics les plus marqués ont été enregistrés au mois de juillet et début août entre la surface et 20 m de profondeur (avec $\sim 10^8$ part.ml⁻¹). La plus forte concentration a été mesurée fin septembre en surface avec près de 5×10^8 part.ml⁻¹. Globalement, ces concentrations étaient donc légèrement inférieures que toutes les années précédentes. La discrimination entre les différents groupes viraux a été difficile, comme en 2008, mais nous avons quand même pu séparer deux à trois groupes. Les VLP1 (c'est-à-dire les virus supposés être des bactériophages) constituaient, comme d'habitude et de manière attendue, le groupe dominant et la dynamique présentée ci-dessous était donc surtout attribuable à cette communauté. En 2008 aucune relation n'avait été enregistrée entre les bactéries et les virus totaux ou les VLP1. Bien qu'inattendu, l'absence de relations entre bactéries et virus a déjà été évoquée et expliquée par certains auteurs (Lymer *et al.* 2008). Pour le groupe nommé VLP23, un groupe mixant probablement des virus spécifiques des bactéries et cyanobactéries (Personnic *et al.* 2009), les concentrations variaient entre 5×10^5 et $1,5 \times 10^7$ part.ml⁻¹. Les plus fortes valeurs étaient observées fin juillet et fin septembre, périodes pour lesquelles les bactéries et picocyanobactéries étaient effectivement très abondantes. Une corrélation significative était mesurée entre les

bactéries hétérotrophes et ce groupe des VLP23 ($r^2=0,39$; $n=112$) suggérant un lien étroit de type hôte-parasite ici, plus qu'entre les picocyanobactéries et les VLP23 ($r^2=0,26$; $n=112$). En 2009, une relation faible mais significative était observée ($r^2=0,34$, $n=110$). Un groupe viral particulier, nommé VLP4, supposé être plus associé au phytoplancton eucaryote, était observé à certaines occasions (fin avril, début juin, juillet et début août), avec des concentrations variant entre $8,5 \times 10^4$ et $1,7 \times 10^6$ part.ml⁻¹.

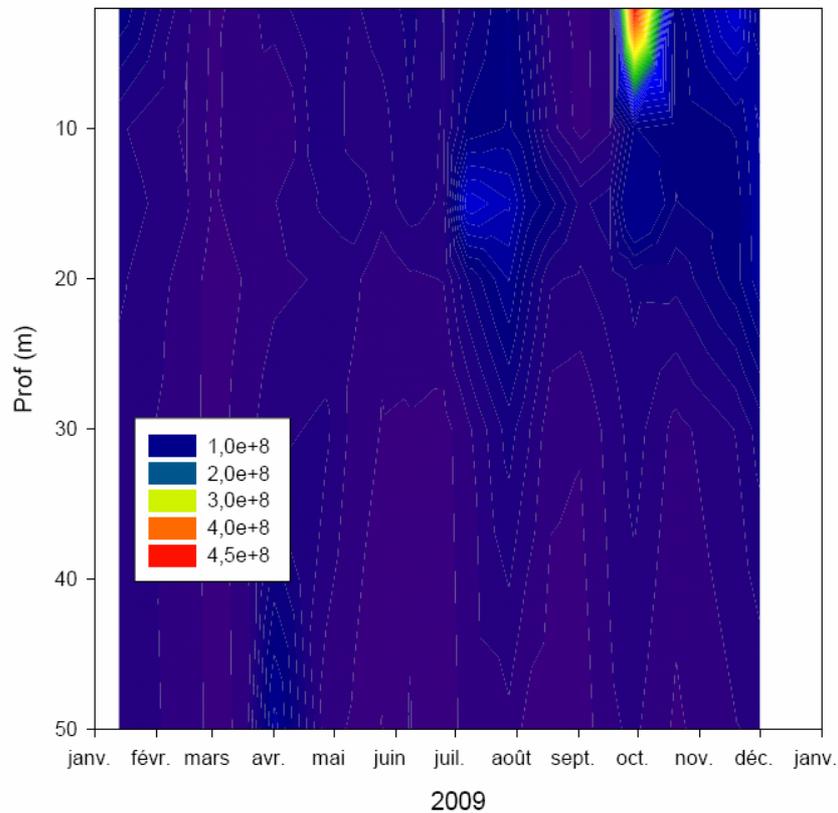


Figure 3 Evolution des concentrations de virus totaux entre 0 et 50 m pour l'année 2009

L'abondance des flagellés hétérotrophes, dans les strates 0-50 m, est en moyenne pour l'année 2009 de $2,8 \times 10^2$ cell.ml⁻¹. Les valeurs d'abondances des flagellés hétérotrophes sont supérieures dans les strates épilimnique et métalimnique, et décroissent nettement au-delà des 20 m de profondeur. Les valeurs maximales sont observées à la fin de l'été (densité maximale : $9,9 \times 10^2$ cell.ml⁻¹ à 2 m, fin août) alors qu'elles étaient habituellement repérées plus généralement en période printanière. De manière classique, la proportion relative des flagellés hétérotrophes par rapport aux flagellés totaux augmente avec la profondeur, la part des hétérotrophes étant toujours supérieure à 60% de l'abondance totale au-delà des 20 m de profondeur. Globalement sur toute la colonne d'eau examinée (0-50 m) les formes hétérotrophes représentent une part majoritaire parmi les cellules flagellées (62% de formes hétérotrophes, contre 38% de formes pigmentées). La tendance de réduction d'abondance des flagellés hétérotrophes soulignée en 2008, se confirme cette année. En effet, on note, au cours des 5 dernières années (2005 à 2009 – Figure 4), une décroissance nette de l'abondance moyenne des flagellés hétérotrophes (quelque soit la profondeur d'échantillonnage considérée), même si la part relative prise par les hétérotrophes (en comparaison des flagellés pigmentés) reste globalement élevée. D'une manière générale dans les systèmes planctoniques, l'augmentation d'abondance des flagellés hétérotrophes traduit une élévation du niveau trophique, tandis qu'une réduction d'effectif révèle plutôt une oligotrophisation. Sur la base des 5 dernières années il semblerait que l'on assiste

dans le lac du Bourget à une réduction du niveau trophique repérable au niveau des communautés de la boucle microbienne pélagique (le pas de temps observé reste toutefois relativement court pour valider définitivement cette hypothèse).

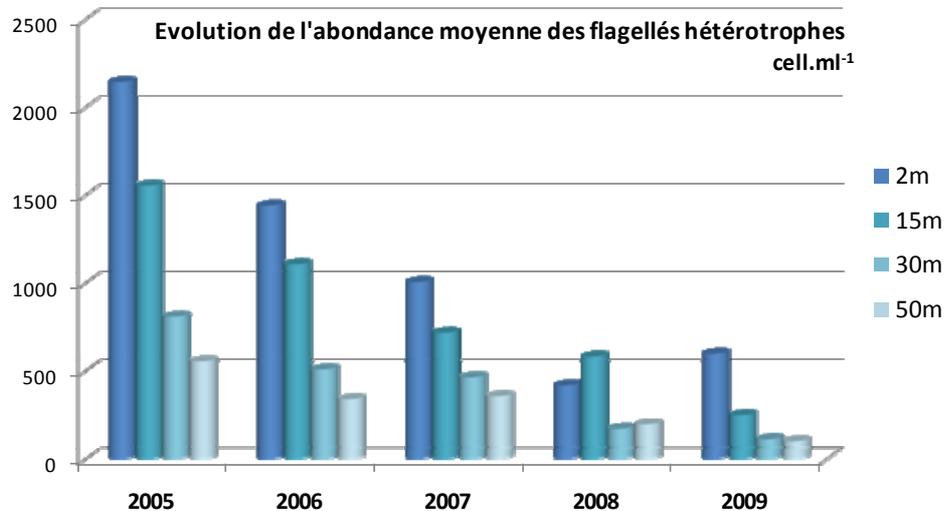


Figure 4 Evolution inter annuelle de l'abondance des flagellés non pigmentés à 4 profondeurs discrètes (2, 15, 30, 50m)

Les protistes flagellés pigmentés, regroupant des organismes purement autotrophes mais également des organismes mixotrophes, ont une abondance moyenne au cours de l'année 2009 (toutes profondeurs confondues) de $3,2 \times 10^2$ cell.ml⁻¹. Les abondances maximales sont très nettement observées dans les couches d'eau supérieures (épilimnion). Trois pics d'abondances sont observés (début juin, mi juillet et fin Aout), les densités maximales étant repérées fin août alors qu'elles sont plus généralement printanières. On note également pour ces protistes flagellés pigmentés, comme pour les flagellés hétérotrophes, une diminution globale d'abondance depuis les 5 dernières années (2005 à 2009 – Figure 5) ; ce qui semble traduire une productivité moindre de ces groupes eucaryotes pigmentés en mettre en lien avec la phase de ré-oligotrophisation.

L'abondance moyenne des Ciliés et des Héliozoaires est en 2009 relativement stable en comparaison des 5 dernières années (Figure 6). Elle est de 14 cell.ml⁻¹ en 2009 (toutes profondeurs confondues). La dynamique des ciliés est marquée par 3 pics d'abondance dans la zone épilimnique, le premier en avril, le second en juillet et le troisième en août. Toutefois ces pics sont relativement faibles par rapport à ceux observés au cours des 2 dernières années, puisque qu'il ne dépasse pas 55 cell.ml⁻¹ alors que des maximum d'abondances ont pu atteindre une densité de 147 cell.ml⁻¹ (avril 2007 - 2 m). Il est clair que les amplitudes de variations d'abondances sont particulièrement faibles au cours de l'année 2009. Les héliozoaires ont représenté au cours de l'année 2009, une assez faible part des protistes hétérotrophes, à l'exception d'un pic de fin d'été en zone profonde (30 m) où les héliozoaires représentent 86% de l'abondance totale (ciliés + héliozoaires).

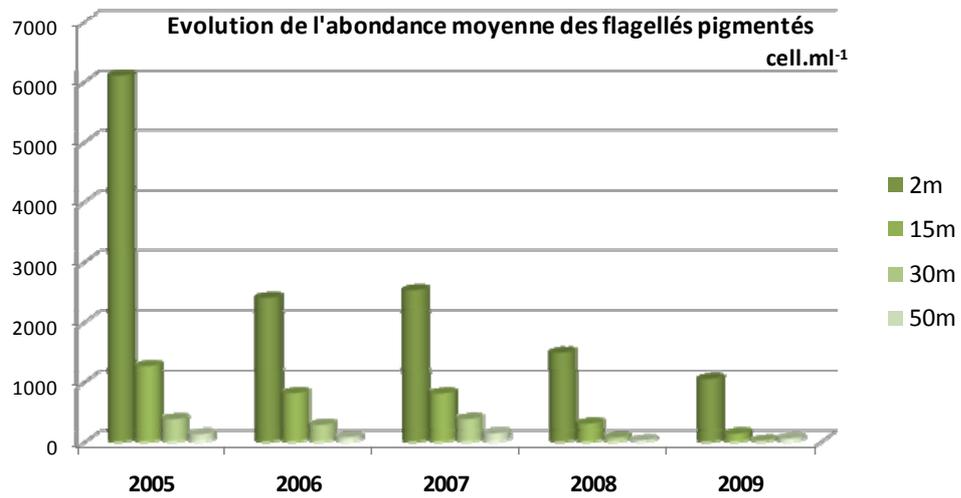


Figure 5 Evolution inter annuelle de l'abondance des flagellés pigmentés à 4 profondeurs discrètes (2, 15, 30, 50 m)

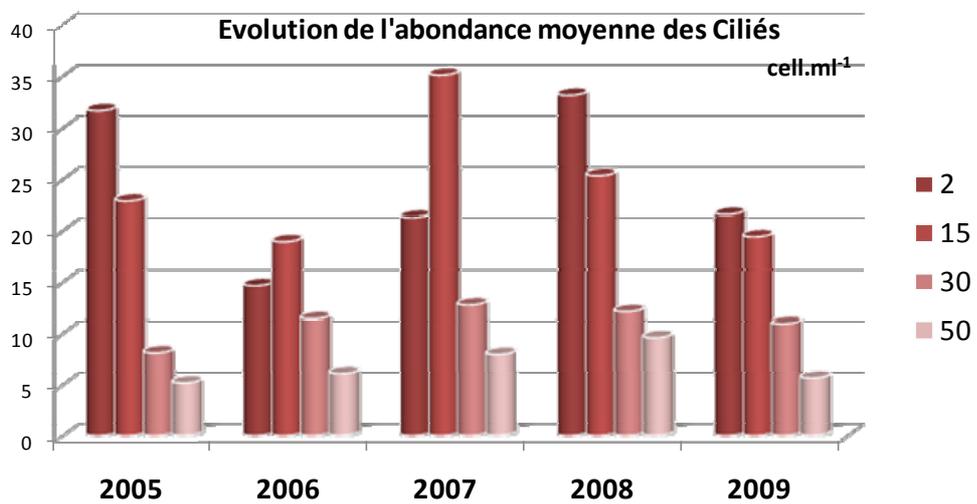


Figure 6 Evolution inter annuelle de l'abondance des ciliés à 4 profondeurs discrètes (2, 15, 30, 50 m)

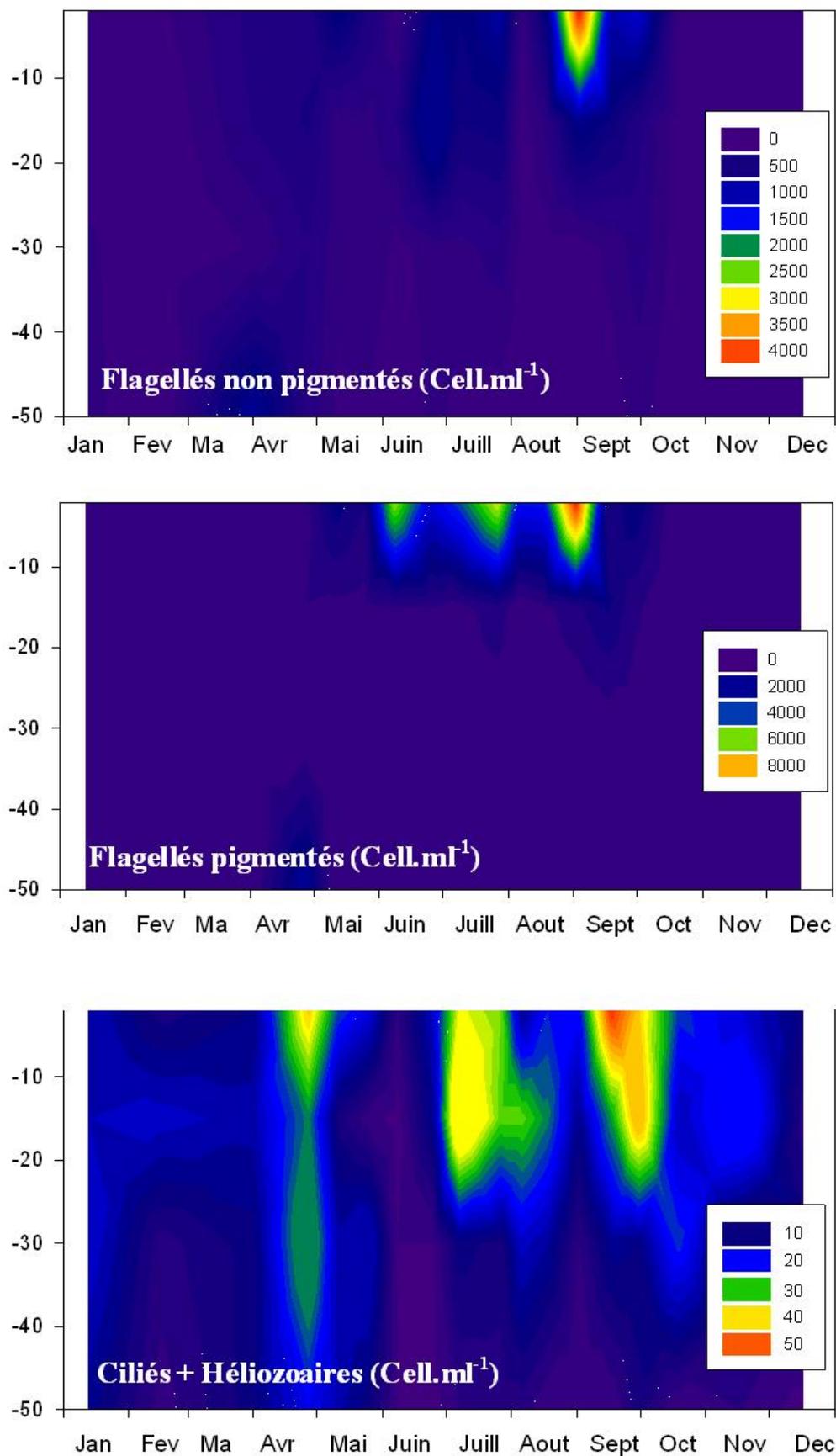


Figure 7 Evolution des concentrations de flagellés hétérotrophes, flagellés pigmentés, des ciliés et héliozoaires entre 0 et 50 m en 2009

II.2. DIVERSITE DES PROTISTES

II.2.1. Diversité des flagellés

L'analyse en microscopie nous a permis de repérer jusqu'à 8 taxa différents parmi les flagellés pigmentés, et 9 morphotypes différents parmi l'assemblage des flagellés hétérotrophes. De nombreux taxa ont été identifiés au niveau du genre, toutefois, certains, notamment les flagellés hétérotrophes de tailles inférieures à 5 μm , ne présentent pas de caractéristiques morphologiques suffisantes, et n'ont pas pu être identifiés précisément. Parmi les flagellés hétérotrophes, les genres dominants en nombre appartiennent aux grands groupes des Cryptophyta et/ou Katablepharida (*Katablepharis* et autres Katablepharidae), des Chrysomonades (*Spumella*), des Bicosoecida (*Cafeteria*), des Choanoflagellida, et de nombreuses cellules morphologiquement proches des Oikomonas sont également observées (cellules sphériques env. de 3 μm).

Parmi les flagellés hétérotrophes, les flagellés de petites tailles (<5 μm) sont très souvent dominants (ils représentent entre 65 et 86 % des flagellés hétérotrophes, les valeurs étant variables en fonction des profondeurs étudiées). Les cellules présentant le morphotype Oikomonas sont les représentants majoritaires au sein de ces cellules de taille <5 μm . Le groupe représenté par les cellules de ce morphotype représentent de 30% à 54% des flagellés hétérotrophes totaux. Dans les couches d'eau épilimnique et métalimnique, ce groupe est accompagné par les Katablepharidae présents de manière moins abondante (10 à 16% des flagellés hétérotrophes selon les profondeurs). Ces flagellés hétérotrophes sont reconnus comme étant majoritairement des bactérivores, et ils représentent un lien trophique non négligeable entre les compartiments picoplanctoniques (<2 μm) et le mézozooplankton.

Les nanoflagellés pigmentés sont dominés par les *Cryptophytes Cryptomonas, Rhodomonas*, les chlorophytes picoplanctoniques, les Chrysophytes *Dinobryon*, et, les morphotypes *Chrysochromulina*. Parmi ces flagellés pigmentés de nombreux sont considérés comme potentiellement mixotrophes. *Dinobryon* est susceptible d'exercer une pression de prédation non négligeable sur le compartiment bactérien, également certaines espèces appartenant au genre *Cryptomonas et Chrysochromulina* sont susceptibles d'ingérer des bactéries hétérotrophes et sont reconnues comme ayant une capacité d'osmotrophie. Ces 2 derniers genres sont les principaux pigmentés qui sont retrouvés à des profondeurs de 30 et 50m, hors de la zone euphotique, ce qui permet d'émettre l'hypothèse d'une activité mixotrophe de ces espèces dans ces couches d'eau.

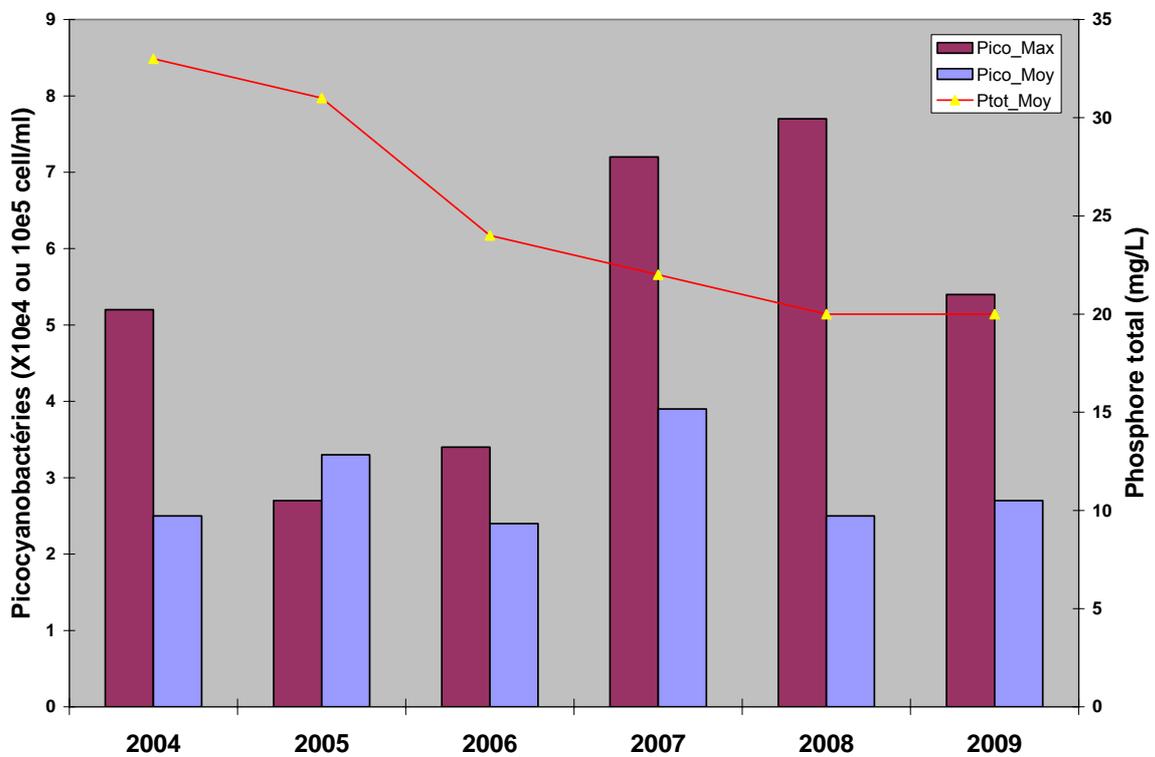
II.2.2. Diversité des ciliés

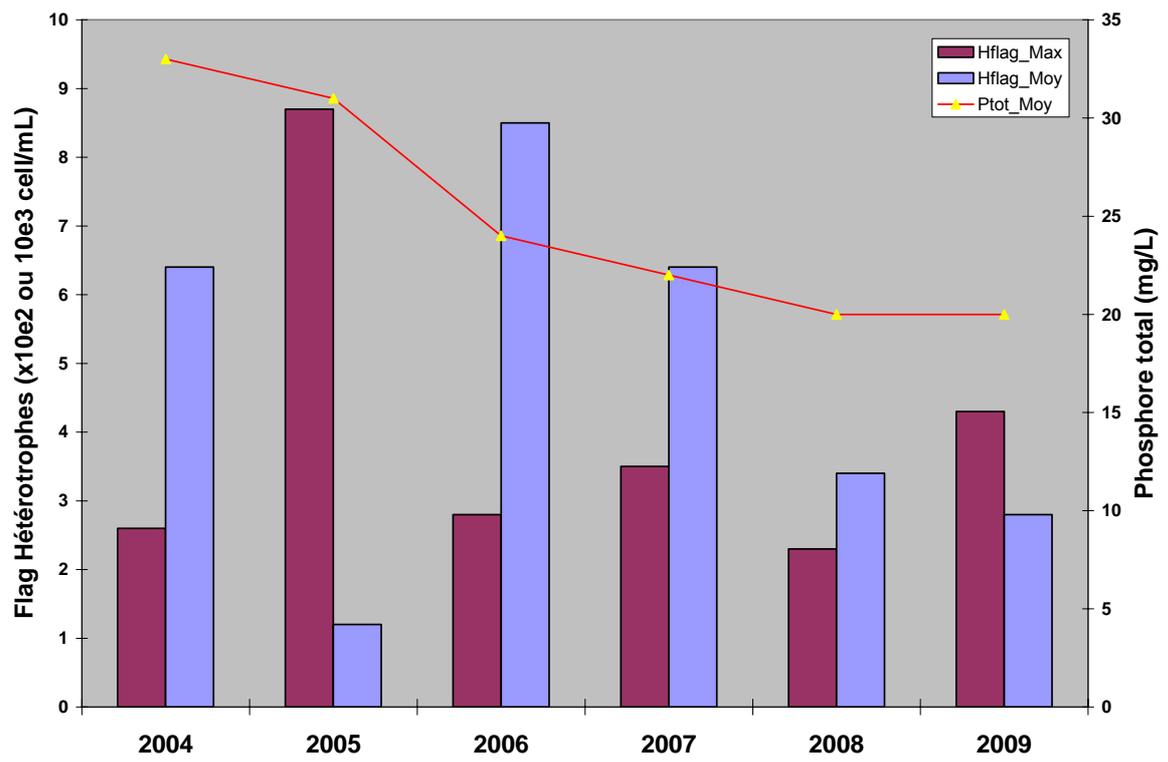
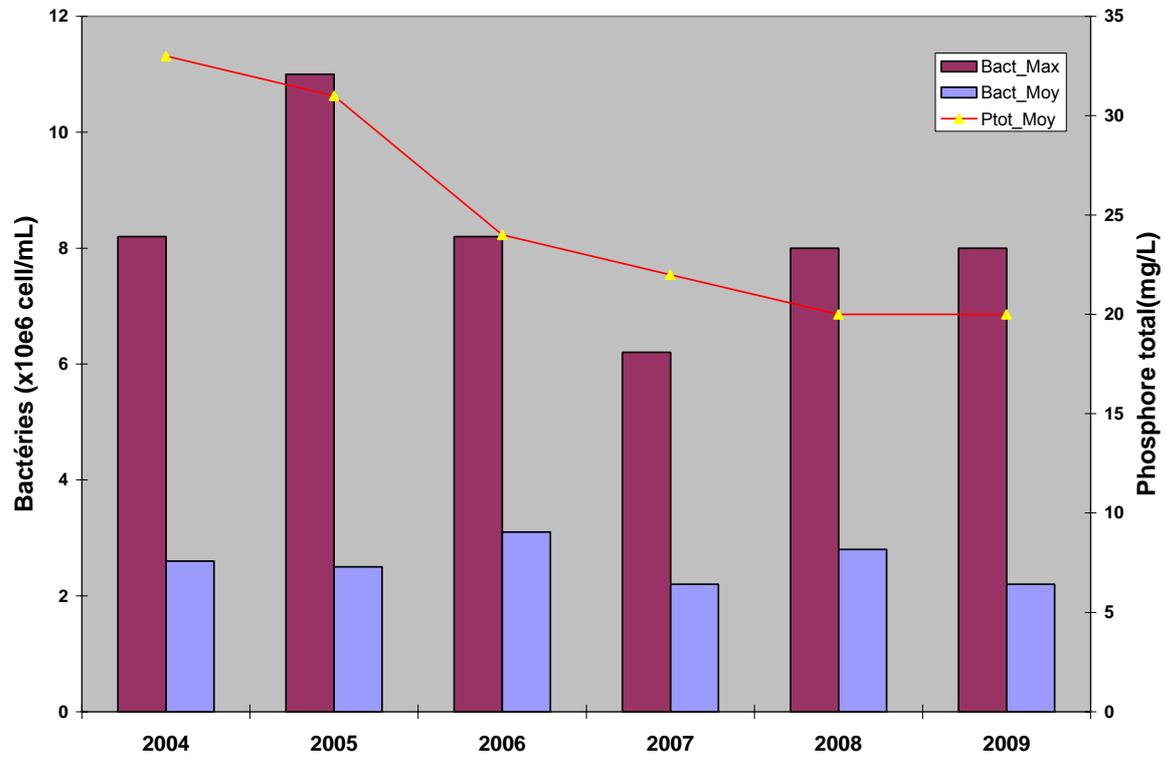
Concernant les groupes ciliés, nous avons recensé dans les strates 0-50 m, une trentaine de genres de ciliés, ce qui représente une richesse taxonomique relativement élevée. Les principaux groupes de ciliés planctoniques sont représentés : Scuticociliés, Haptorides, Prostomates, Oligotriches, Tintinnides, Péritriches, Colpodes. Les groupes dominants en nombre, notamment dans les zones épi- et métalimnique recélant les plus fortes abondances, sont les Prostomates, les Oligotriches, et les Haptorides. Comme au cours des années précédentes, c'est en surface que les Oligotriches et les Prostomates sont les plus abondants, alors qu'en profondeur, les abondances relatives s'équilibrent avec notamment une bonne représentation des sous classes Scuticociliés et Haptorides. La gamme de tailles s'étend de 10 μm à près de 200 μm , la majorité des espèces se trouvant dans la classe de taille 10 à 65 μm (en moyenne sur l'année 77% des taxa dénombrés sont dans cette gamme de taille). Les pics d'abondance observés en juillet et septembre, en zones épilimnique et métalimnique, sont composés essentiellement d'Oligotriches *Halteria* notamment, des Prostomates et des Scuticociliés de petites tailles *Uronema, Cyclidium*. La dynamique des ciliés est fortement liée à celle des ressources (notamment les bactéries hétérotrophes et les picocyanobactéries).

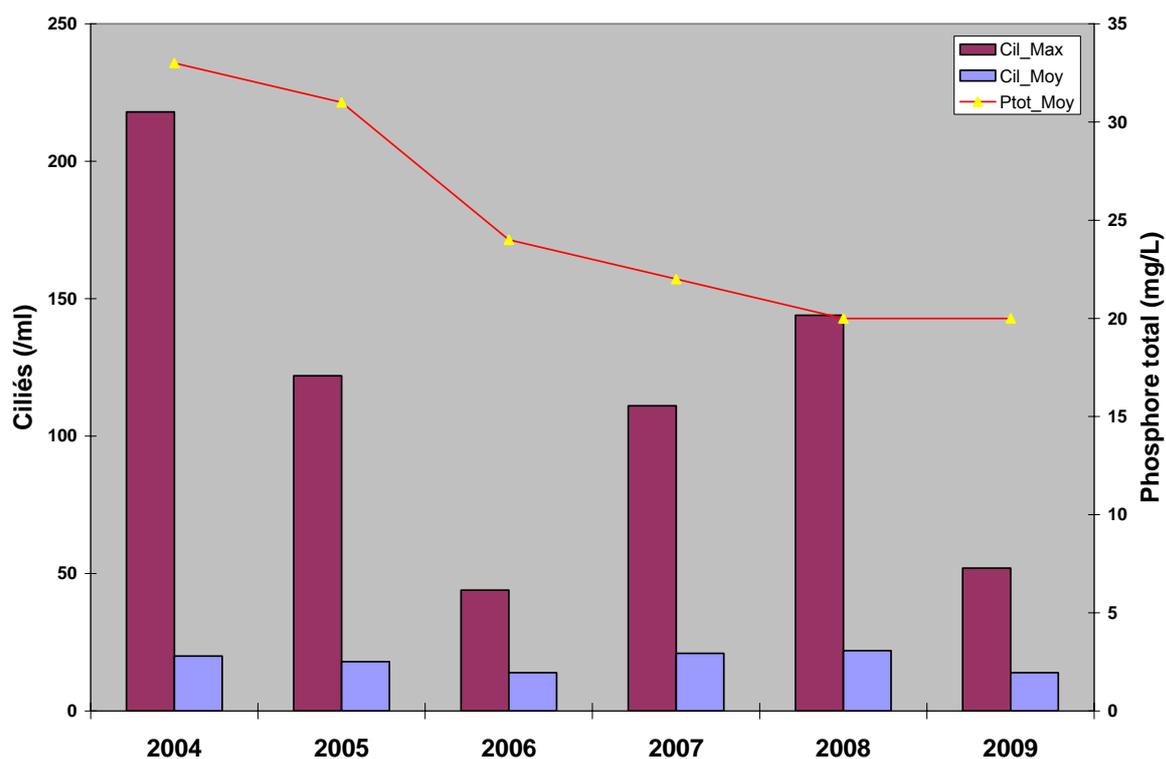
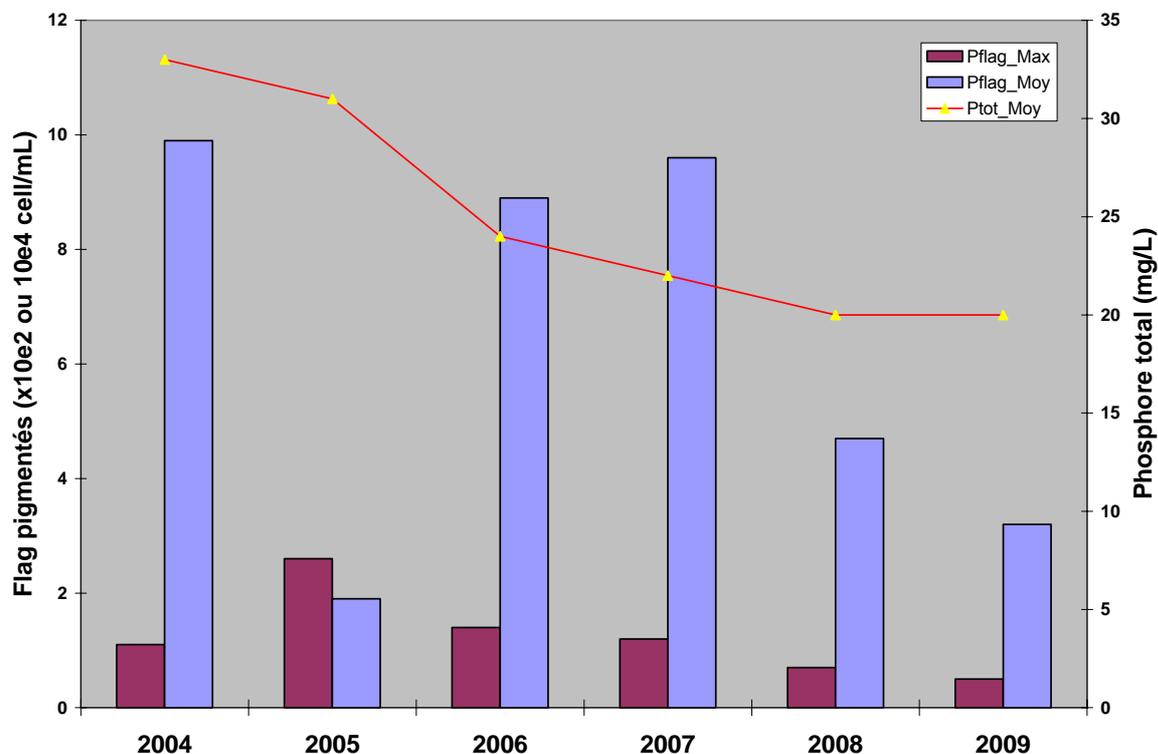
Les hélizoaires sont peu présents dans les échantillons analysés au cours de l'année 2009, si ce n'est durant la période estivale (juillet) au cours de laquelle ils peuvent représenter jusqu'à 1/3 du total Ciliés + Hélizoaires. Il est classique de retrouver ces prédateurs efficaces de bactéries, picocyanobactéries et algues en période estivale.

III. BIO-INDICATION

Un des objectifs de ce suivi microbien entamé en 2004 était de constater ou pas la pertinence d'utiliser certains compartiments comme bio-indicateurs de changement trophique du lac du Bourget. Comme les Figures ci-dessous le révèlent, aucun lien significatif n'a pu être mis en évidence entre le Phosphore total (ou les orthophosphates et la chlorophylle a, données non montrées) et les compartiments des picocyanobactéries, bactéries hétérotrophes, flagellés hétérotrophes ou pigmentés et ciliés.







Il n'existe pas de relations définitivement établies entre abondance des microorganismes et statut trophique. Toutefois, il a été remarqué que les abondances picocyanobactériennes sont beaucoup plus abondantes en période hivernal au lac d'Annecy qu'aux lacs du Bourget et au Léman. Ainsi au mois de janvier 2009, 6,5 fois plus de picocyanobactéries étaient mesurées au Lac d'Annecy par rapport au Bourget et la question est posée de savoir si elles pourraient constituer (en se basant notamment sur certaines périodes de l'année) un bio-indicateur d'état trophique. En théorie, il est attendu que ces microorganismes soient en effet prépondérants dans les écosystèmes oligotrophes en terme de proportion relative, d'activité et de production par rapport aux autres formes phytoplanctoniques. Cette relation entre picophytoplancton et statut trophique

du milieu est une probabilité et non une certitude (Callieri & Stockner 2002) et il est donc nécessaire de réaliser une étude plus précise afin d'apporter des confirmations sur ce sujet. Un sujet de thèse va être déposé pour tenter de travailler plus finement sur ce sujet (voir Annexe).

Concernant les bactéries hétérotrophes, il ne semble pas possible d'utiliser leurs abondances comme un bio-indicateur d'état trophique. Ce résultat est en accord avec les travaux de Bertoni et al. (2010) qui ont étudié l'évolution des abondances bactériennes pendant près de 3 décennies au lac majeur en Italie, ce dernier ayant connu avec succès, un peu avant le lac du Bourget, une restauration efficace et une réoligotrophisation exemplaire. Aucun lien significatif marqué n'a pu être mis en évidence entre la réduction du phosphore et/ou de la chlorophylle a et les abondances bactériennes. Le même constat est vrai pour les virus.

Une tendance nette de réduction d'abondance des flagellés hétérotrophes et pigmentés a été enregistrée ces dernières années. Bien que la réduction d'effectif révèle généralement une oligotrophisation du système, il n'est pas possible d'affirmer que l'évolution de ces paramètres soient le seul reflet de la réoligotrophisation du lac du Bourget (la base des 5 dernières années représentant un pas de temps trop court)

IV. CONCLUSION

Une analyse multivariée permet de visualiser les co-dynamiques des divers groupes microbiens au cours de l'année 2009, et d'observer les principaux liens de corrélations.

Une première analyse de la variance prenant en compte tous les composants microbiens ainsi que les principaux descripteurs physico-chimiques, a été effectuée pour les données des profondeurs 0 à 50m.

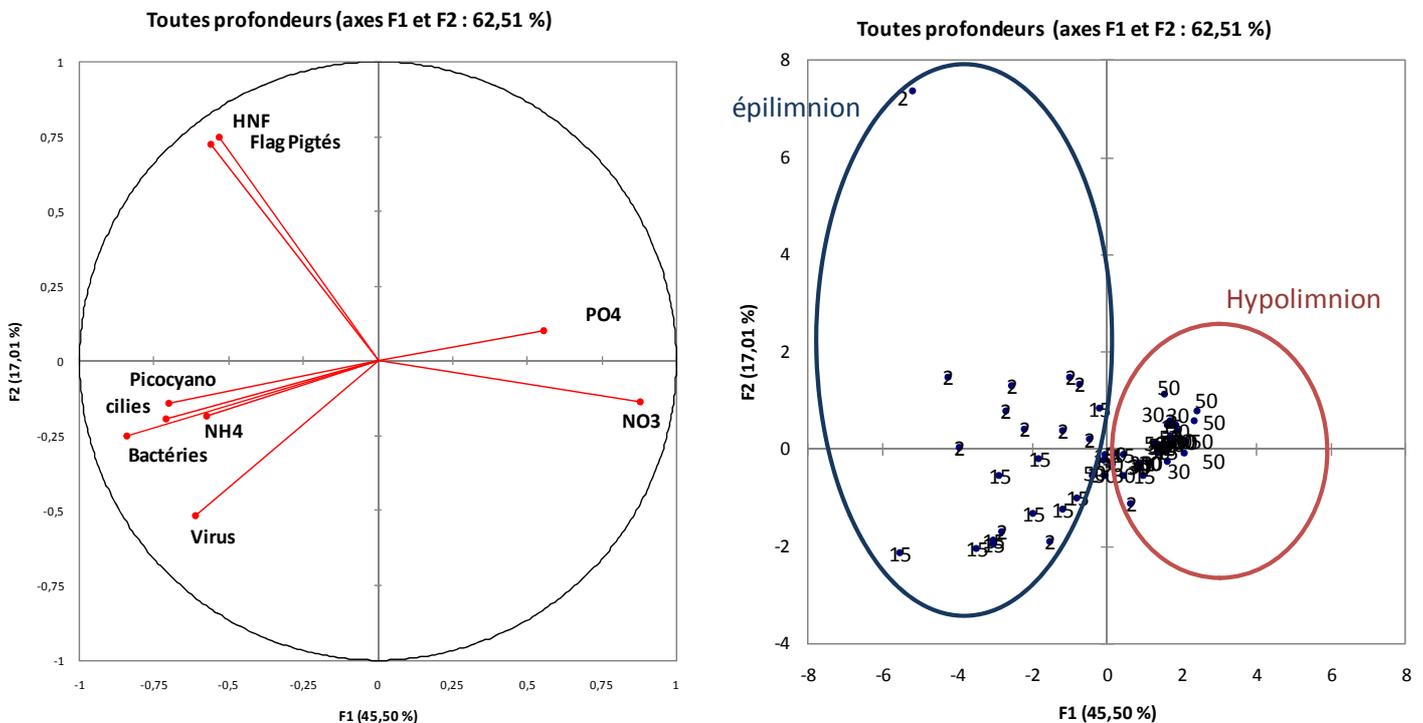


Figure 8 ACP réalisée pour la strate 0-50m prenant en compte les différents paramètres biologiques de la boucle microbienne ainsi que les principales caractéristiques physico-chimiques (projections des descripteurs et des profondeurs échantillonnées)

Un effet structurant principalement lié à la profondeur est observé (Figure 8). En effet, l'axe 1 de la projection graphique explique la variance des données en lien avec le positionnement dans la colonne d'eau (épi et méta-limnion vs hypolimnion). Les teneurs les plus élevées en nutriments sont associées aux zones profondes (contraste marqué au cours de la stratification estivale). A l'opposé un regroupement entre les fortes abondances virales, bactériennes, picocyanobactériennes et ciliés sont caractéristiques des zones épi- et métalimniques, ces groupes étant abondants en particulier au cours de la période printano-estivale (période marquée par une déplétion en nutriments en zone euphotique). Les liens trophiques étroits existant entre ciliés – bactéries/picocyanobactéries apparaissent nettement. Le maillon trophique représenté par les ciliés est certainement non négligeable dans la productivité planctonique.

L'axe 2 met en évidence le cas particulier des flagellés pour lesquels un pic d'abondance est noté en septembre à 2 m. On note une opposition le long de cet axe entre les flagellés hétérotrophes et les virus, ces deux groupes d'organismes représentant des régulateurs des communautés picoplanctoniques (par la prédation ou la lyse virale). 62% environ de la variance des données sont expliquées par cette analyse, d'autres paramètres (communautés zooplanctoniques, teneur en chlorophylle *a* totale,...) sont des facteurs explicatifs non pris en compte.

Afin d'avoir une meilleure lecture des associations entre variables biologiques, les données ont également été traitées en séparant les données descriptives des strates épi-métalimnique de celles obtenues dans les strates profondes. Aussi, une seconde analyse de variance multi paramètres a été réalisée pour les strates 0-20 m (Figure 9). Dans cette seconde ACP, les données d'abondances des groupes phytoplanctoniques ont été prises en compte, en plus des autres descripteurs microbiens et des principaux facteurs chimiques.

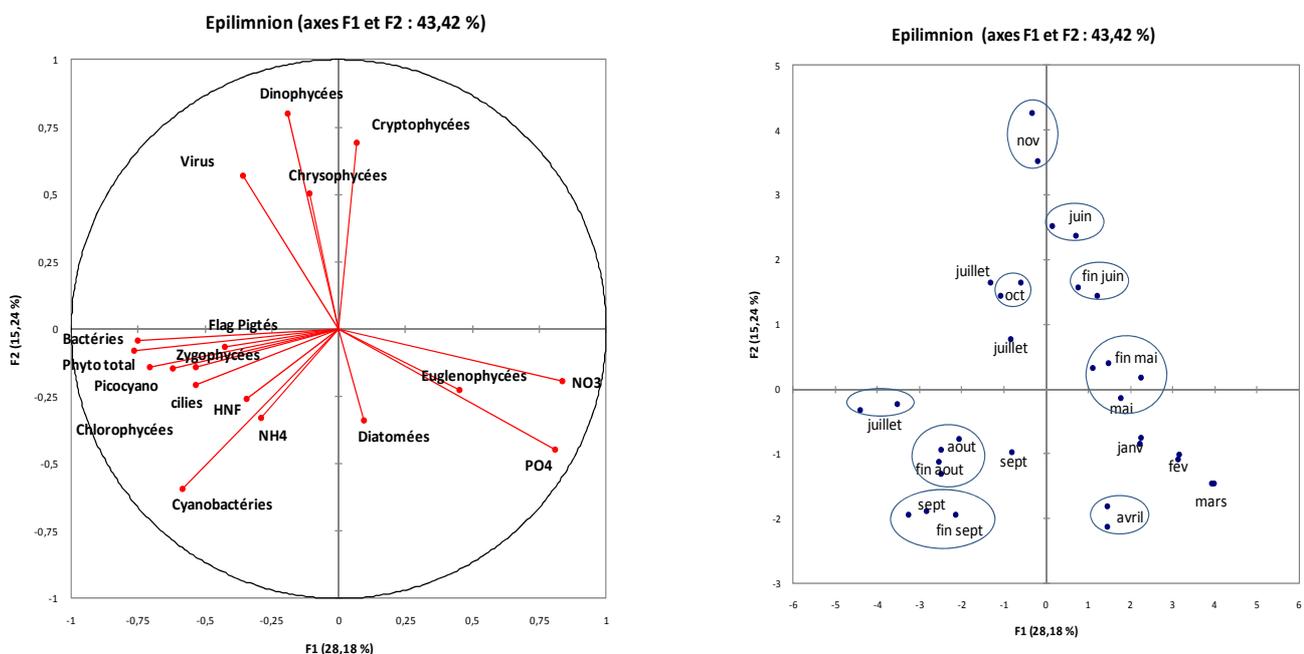


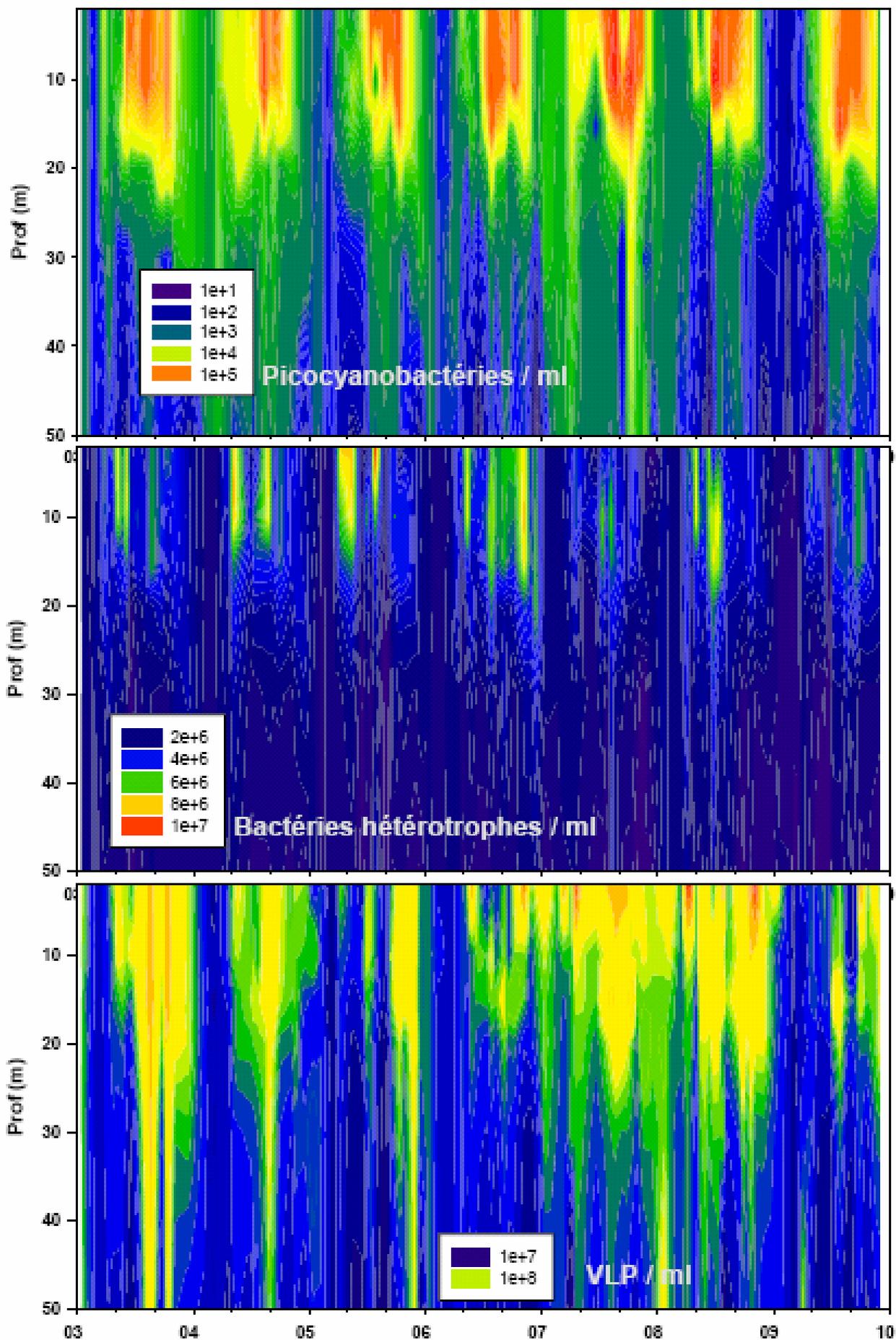
Figure 9 ACP réalisée pour la strate 0-15m prenant en compte les différents paramètres biologiques microbiens ainsi que les principales caractéristiques de physico-chimiques (projections des descripteurs et des périodes échantillonnées).

Cette analyse permet de repérer plus clairement l'opposition en termes d'organisations saisonnières des communautés. On note sur l'axe 1, l'opposition entre les périodes 'fin d'hiver-début/printemps' et 'estivale'. L'association existant entre les dynamiques bactériennes, picocyanobactériennes, et les plus fortes

abondances phytoplanctoniques concomitantes avec l'élévation des températures estivales est très nette. La concomitance entre fortes abondances phytoplanctoniques et bactériennes souligne le rôle clé joué par les exudats phytoplanctoniques en tant que ressources en matière organique pour les bactéries hétérotrophes. Les ciliés (et secondairement les flagellés) sont fortement corrélés à l'évolution des ressources picoplanctoniques.

Trois périodes discriminent assez clairement les dynamiques saisonnières des groupes microbiens : le début de printemps est associé de manière classique au développement des diatomées ; les périodes les plus chaudes (août et septembre) sont marquées par une productivité élevée des groupes phytoplanctoniques (chlorophycées, cyanobactéries) mais également des bactéries et picocyanobactéries ; les périodes de transition (juin et novembre) sont caractérisées par la présence de groupes phytoplanctoniques tels que les Cryptophycées et également des abondances virales globalement plus importantes (virus à l'état libre dans l'eau), ces derniers étant susceptibles de réguler non seulement le bacterioplancton mais également des différents groupes phytoplanctoniques.

Alors que l'année 2008 avait été marquée par une dynamique printanière ayant un grand poids dans l'évolution temporelle des communautés microbiennes, en 2009 la période estivale (fin d'été) est plus explicative de la variabilité des données pour ces communautés microbiennes. Les dynamiques de ces communautés sont un facteur d'explication à prendre en compte pour la compréhension du fonctionnement trophique globale du système pélagique. Elles représentent à la fois des groupes producteurs de biomasses et recycleurs de matière et en conséquence, sont des régulateurs des compartiments trophiques supérieurs directement ou indirectement.



ETUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I METHODOLOGIE

En 2009, 20 campagnes de prélèvements ont été effectuées dans le lac du Bourget (point B). Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-20 m avec un appareil intégrateur breveté développé par Pelletier et Orand (1978). Après la 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 ont été versés dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et le contenu de l'échantillon a été laissé à sédimenter pendant au moins 12 heures à l'abri de la lumière et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux algues, 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 et 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_biologie_moleculaire/les_analyses_du_laboratoire

L'annexe 1 donne les principes des calculs de biomasses algales. L'annexe 5 donne le détail des comptages phytoplanctoniques.

II. RESULTATS

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2009

Evolution des classes d'algues

La Figure 1 présente l'évolution saisonnière des principales classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, Bourrelly 1981, Bourrelly 1985) pour l'année 2009. On observe un schéma assez classique de successions algales :

- Diminution progressive de la biomasse en Cyanobactéries en début d'année (jusqu'au mois de juin) ;
- Un pic printanier de biomasse en Diatomées. La biomasse maximale est atteinte le 8 avril (4343 µg/L) lors d'un prélèvement hors ORE (donnée non affichée dans ce rapport) ;
- Une phase des eaux claires au mois de mai : les prélèvements du 11 et 25 mai présentent une biomasse algale minimale ;
- Une phase estivale, caractérisée par une biomasse significativement importante en Dinophycées et Chrysophycées. Ces taxons sont ensuite supplantés par les Cyanobactéries qui voient leur biomasse augmenter à partir de la fin juillet jusqu'à la mi-septembre (du 27/07 au 17/09) ;
- Enfin une phase automnale, en octobre et novembre avec des biomasses importantes en Dinophycées (19/10 et 18/11) ;
- Une phase hivernale avec le prélèvement du mois de décembre (17/12) qui est caractérisé par de faibles biomasses algales.

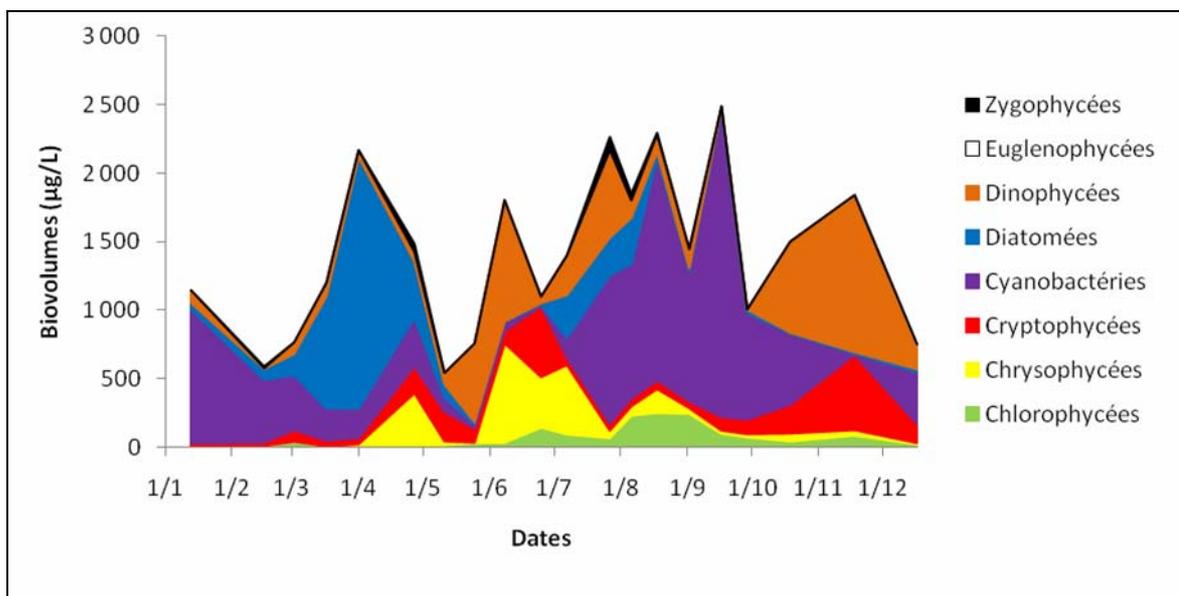


Figure 1 Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2009

Evolution des espèces dominantes

La Figure 2 illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2009 (11 taxons présentant la biomasse annuelle la plus élevée).

Le taxon dominant la biomasse algale de 2009 reste *Planktothrix rubescens* tout comme les années précédentes, mais sa proportion est nettement plus faible (29,7% pour 2009, contre 51,4% en 2008 par exemple). Sa biomasse baisse de janvier à juin (13/01 au 8/06). Ce taxon voit sa biomasse augmenter à nouveau à partir de l'été, puis il va disparaître à partir du 18 novembre. D'autres cyanobactéries, coloniales

appartenant à l'ordre des Chroococales présentent une biomasse importante de fin juillet à fin septembre (27/07 au 29/09) : ces autres taxons sont non-toxiques.

On observe une forte proportion de diatomées centriques (*Stephanodiscus* spp.) et pennées (*Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*) au printemps. Le prélèvement du 8 avril (hors ORE), présentant une biomasse algale de 4632 µg/L, est dominé par deux autres centriques (*Cyclotella costei* et *C. ocellata*) en plus des *Stephanodiscus* (*S. alpinus* et *S. neoastrea*). Ces diatomées centriques sont caractéristiques de la période de brassage du lac et *Cyclotella costei* est dans le cas du Léman indicatrices de ré-oligotrophisation (Rimet et al. 2009).

La Chrysophycée *Dinobryon divergens* se développe après le pic de diatomées au printemps et en début d'été (entre le 27/04 et le 7/07 principalement). Elle est accompagnée d'autres *Dinobryon* tels *D. sociale* var. *americanum*, *D. bavaricum* et *D. elegantissimum* mais ces taxons présentent des biomasses annuelles plus faibles.

Une Dinophycée, *Ceratium hirundinella*, voit sa biomasse augmenter en fin de printemps (25/05) et rester élevée jusqu'à la fin juillet (27/07), puis va disparaître d'août à septembre. Elle va dominer à nouveau le compartiment phytoplanctonique d'octobre à décembre (19/10 au 17/12).

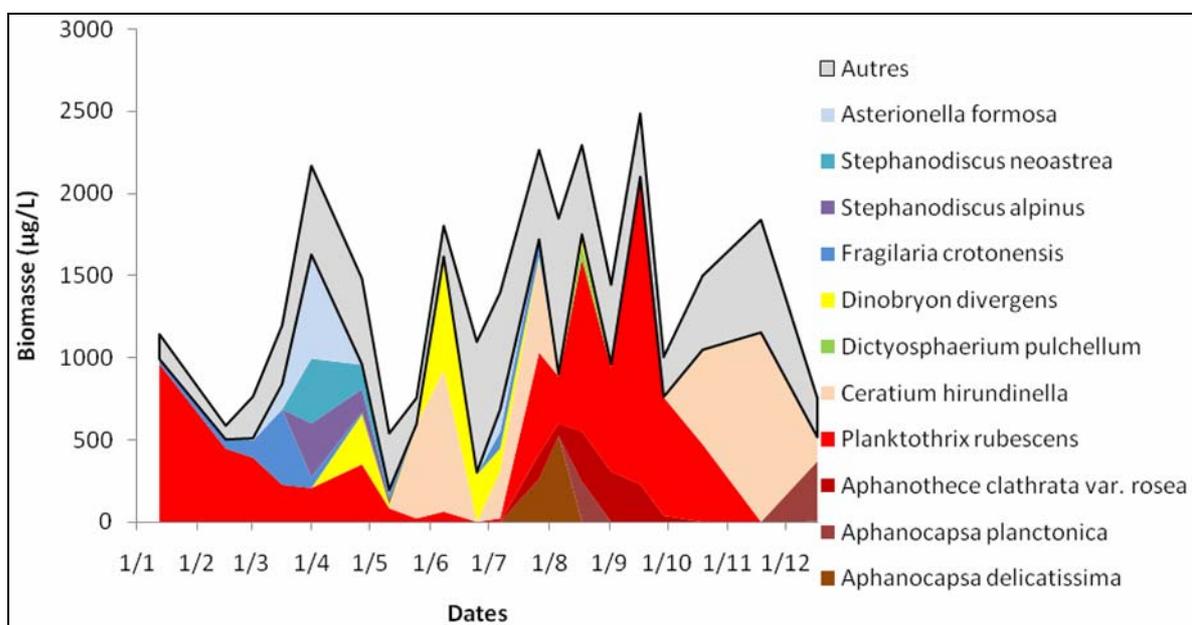


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2009

Evolution du micro et nanophytoplancton

La Figure 3 présente la dynamique saisonnière des classes de taille du phytoplancton. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10 000 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm³. On observe que, hormis les prélèvements du 11 mai et du 25 juin, la part du nanoplancton est très réduite. Le microplancton est très largement majoritaire sur toute l'année 2009 (plus de 83% de la biomasse annuelle).

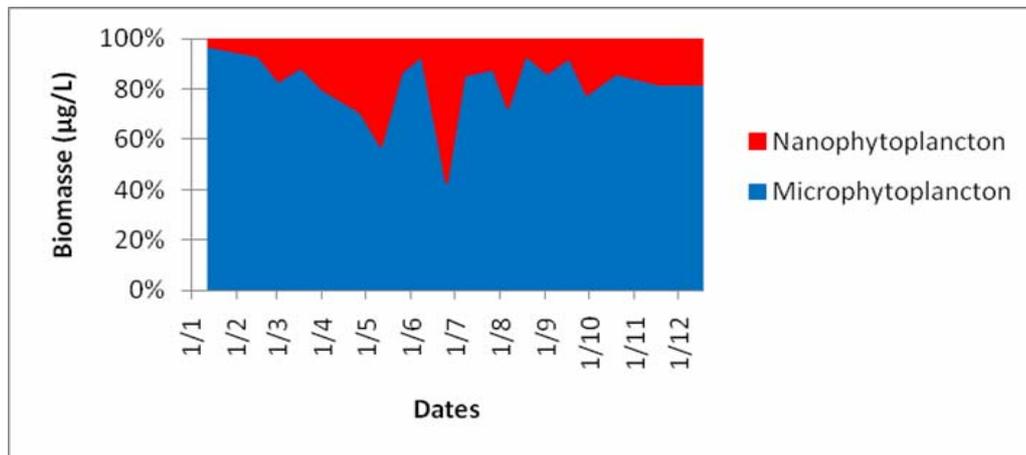


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2009

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, permettant de mieux apprécier *in fine* les facteurs influençant donc leur croissance, distribution, et la qualité des eaux. La Figure 4 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds et al. (2002). L'annexe 2 reprend les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article mentionné ci-dessus.

On constate que le groupe fonctionnel le plus abondant est le R (30% de la biomasse annuelle), il correspond aux taxons se développant dans le métalimnion de lacs mésotrophes stratifiés tolérant de faibles niveaux de luminosités (*Planktothrix rubescens*). Ce groupe est observé en hiver et en fin d'été/automne.

Le groupe Lm (15% de la biomasse annuelle) est le second groupe le plus abondant (*Ceratium hirundinella*) et correspond aux taxons sensibles au brassage des eaux, mais résistant aux faibles concentrations en carbone. Ce groupe est observable en fin de printemps et en été, puis il réapparaît en fin d'automne jusqu'en fin d'année.

Le groupe K (9% de la biomasse annuelle) est présent de la fin juillet à la mi-novembre (27/07 au 19/10) et rassemble des taxons se trouvant dans des milieux riches en nutriments et tolérants au brassage profond des eaux (*Aphanocapsa* spp. et *Aphanothece* spp.).

Le groupe E (8% de la biomasse annuelle) est présent essentiellement d'avril à août (1/04 au 18/08), et il rassemble des taxons mixotrophes, préférant les milieux pauvres en nutriments (*Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.).

Il est important de souligner qu'une part importante des taxons présents dans le Bourget n'est pas reprise par cette classification (23% de la biomasse annuelle).

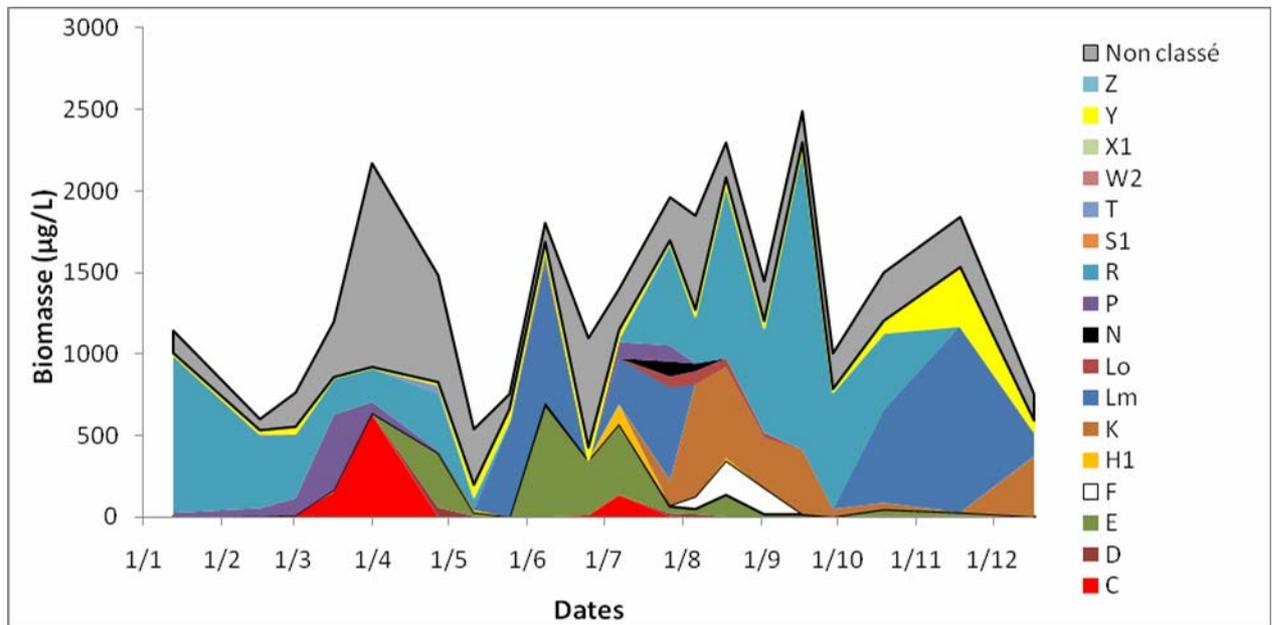
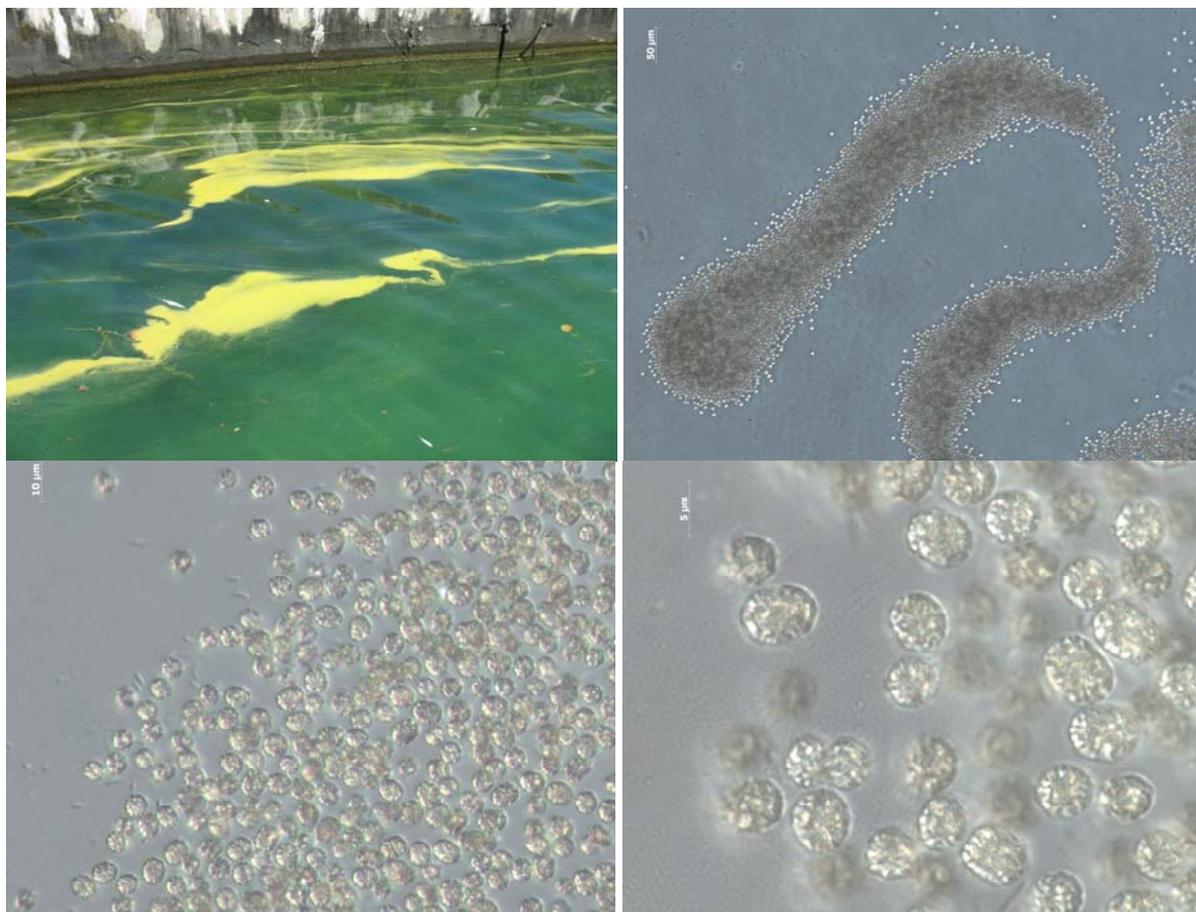


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, non classé correspond aux taxons non classés par Reynolds *et al.* (2002) dans le Lac du Bourget en 2009. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée dans l'annexe 2

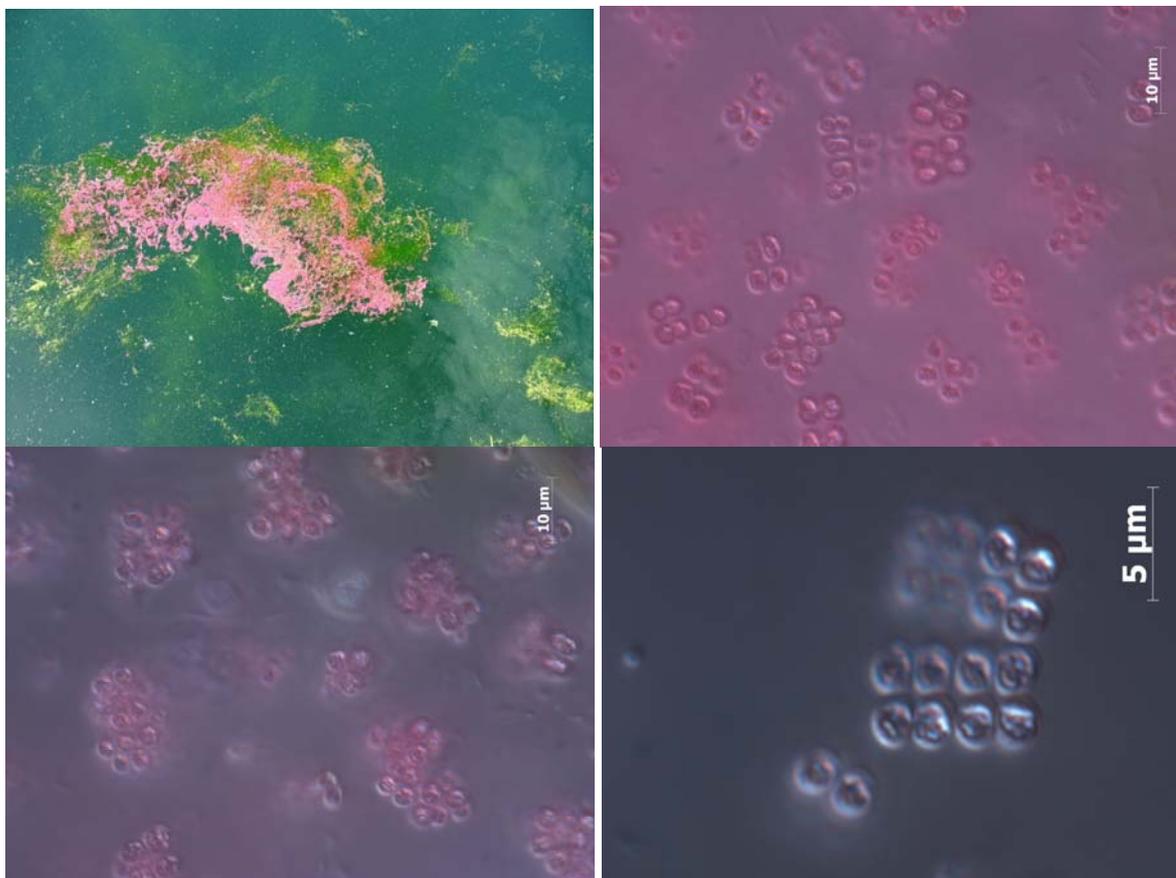
Autres faits marquants : blooms de *Microcystis aeruginosa* et floccs en surface de *Merismopedia trolleri*

En dehors des prélèvements réalisés pour l'ORE au point B, un bloom de surface de *Microcystis aeruginosa* a été observée le 10 août au Petit Port à Aix les Bains. Ci-dessous quelques clichés pris sur le terrain et en microscopie sont proposés.



Photos 2 *Microcystis aeruginosa* (bloom en surface, formes coloniales et unicellulaires). G Paolini et F Rimet

D'autre part des floccs rouges en surface ont été observés dans le Petit Port le 28 mai. Il s'agit de *Merismopedia trolleri*, cyanobactérie coloniale de couleur rouge présentant des aérotopes dans ses cellules et lui permettant de flotter en surface (tout comme *Microcystis aeruginosa*). Ci-dessous quelques clichés pris sur le terrain et en microscopie.



Photos 3 *Merismopedia trolleri* (bloom en surface, formes coloniales et unicellulaires). G Paolini et F Rimet

II.2 Evolution interannuelle

Evolution des classes algales

Le biovolume total algal augmente progressivement de 1995 à 2008. Par contre, l'année 2009 présente la plus faible biomasse sur toute la chronique 1995-2009. Entre 2008 et 2009, celle-ci est réduite de plus de moitié. Le Tableau 1 reprend les valeurs chiffrées de la biomasse algale totale de la Figure 5.

Tableau 1 Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 1995 à 2009

	1995	1996	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Biomasse annuelle ($\mu\text{g/l}$)	1767	2532	2940	3384	4346	4121	3842	1417

La Figure 5 présente l'évolution interannuelle des classes algales (sensu Bourrelly 1972, Bourrelly 1981, Bourrelly 1985). On observe une augmentation de l'abondance des Cyanobactéries de 1995 à 2008,

puis une chute en 2009 : la biomasse des cyanobactéries est divisée par 4 environ. On remarque également une baisse de la biomasse en Chlorophycées entre 2008 et 2009 de même que les Chrysophycées (réduction de leur biomasse de moitié environ). Les seules algues présentant une augmentation entre 2008 et 2009 sont les Dinophycées.

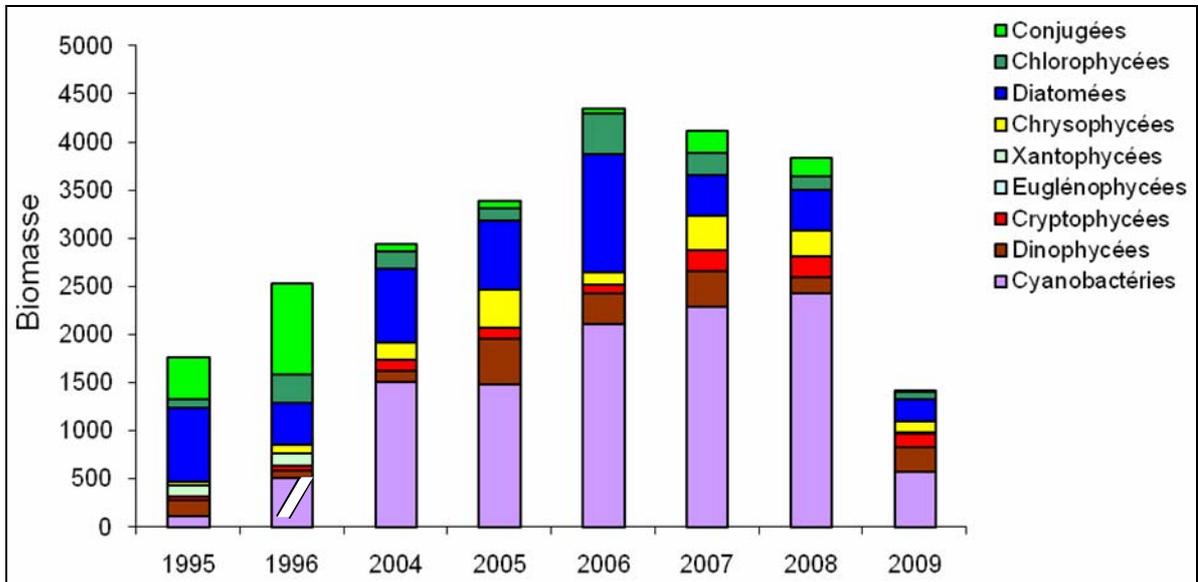


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse des classes algales

Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2009. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon (Weaver and Shannon 1949) a été calculé (détail du calcul en annexe 3), puis la moyenne annuelle de ces indices a été mesurée pour chacune des années de 1995 à 2009. Cet indice moyen ainsi que les valeurs minimales et maximales sont reportées dans la Figure 6 pour chaque année.

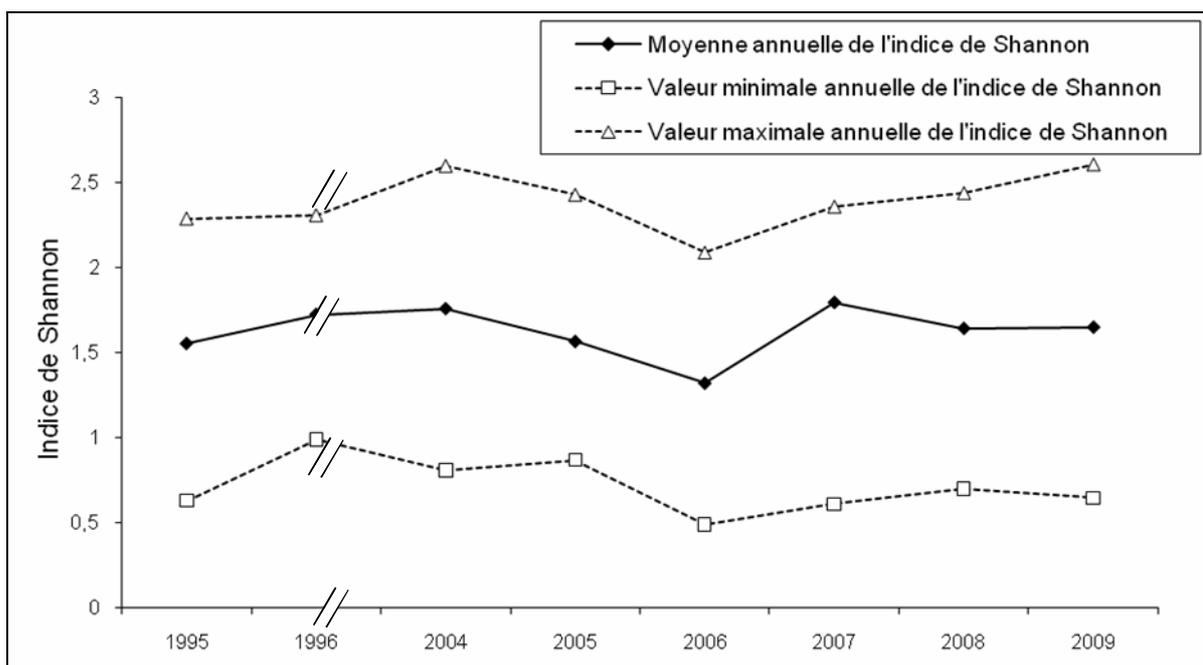


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon

Comme observé en 2008, la diversité phytoplanctonique annuelle du lac du Bourget reste nettement inférieure à celles des autres lacs. Cette faible diversité est principalement le fait de la forte dominance soit de *Mougeotia* spp. dans les années 1995 et 1996, puis de *Planktothrix rubescens* qui domine depuis 1997 (Vincon-Leite et al. 1998, Jacquet et al. 2005), jusqu'à cette année 2009 ; ceci même si sa biomasse a été fortement réduite entre 2008 et 2009.

Evolution des groupes fonctionnels

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

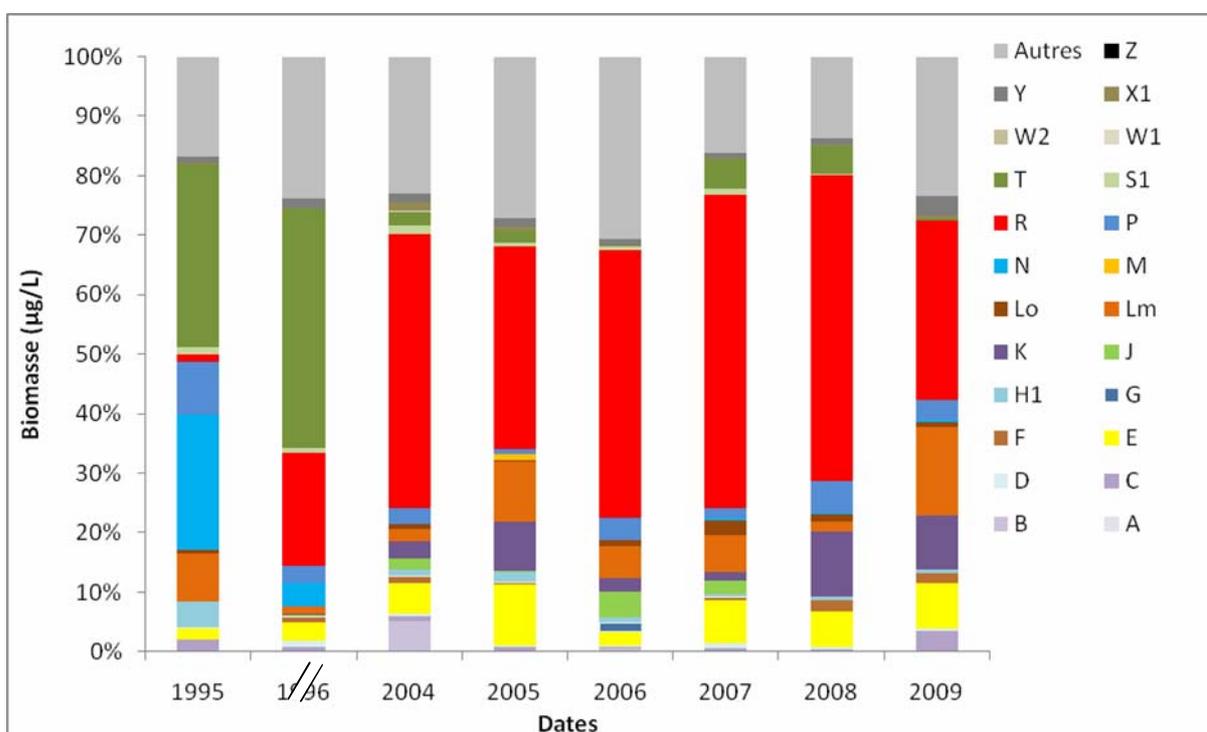


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds *et al.* (2002)

Plusieurs phases peuvent être individualisées :

Une première phase correspondant aux années 1995-1996 où le compartiment phytoplanctonique est 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*) domine. Les taxons de ces deux groupes ont en commun de préférer les zones de faibles luminosités et des eaux riches en nutriments.

La caractéristique de l'année 2009 est de présenter la plus faible biomasse du groupe R depuis 1996 (1995 en présentait encore moins).

Il est intéressant d'observer que 2009 présente la plus faible biomasse du groupe S1 : ce groupe relativement rare sur le Bourget, rassemble des taxons tolérant aux très faibles intensités lumineuses. La biomasse de ce groupe a diminué graduellement depuis 1995 pour atteindre ce niveau le plus bas en 2009.

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 and Dokulil 2007) qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins (Kaiblinger 2008, Anneville and Kaiblinger 2009, Kaiblinger et al. 2009). L'annexe 4 donne le détail du calcul de l'indice de 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	$15-30 \mu\text{g.L}^{-1}$	mésio/faiblement eutrophe	3
2	$30-60 \mu\text{g.L}^{-1}$	eutrophe	2
1	$>60 \mu\text{g.L}^{-1}$	hypertrophe	1 (valeur min)

On observe sur la Figure 8 une augmentation interannuelle progressive de l'indice Brettum, suggérant ainsi une amélioration de la qualité trophique du lac. La valeur pour l'année 2009 est de 3,9 (classe méso/faiblement eutrophe) et est proche des années 2007 et 2008.

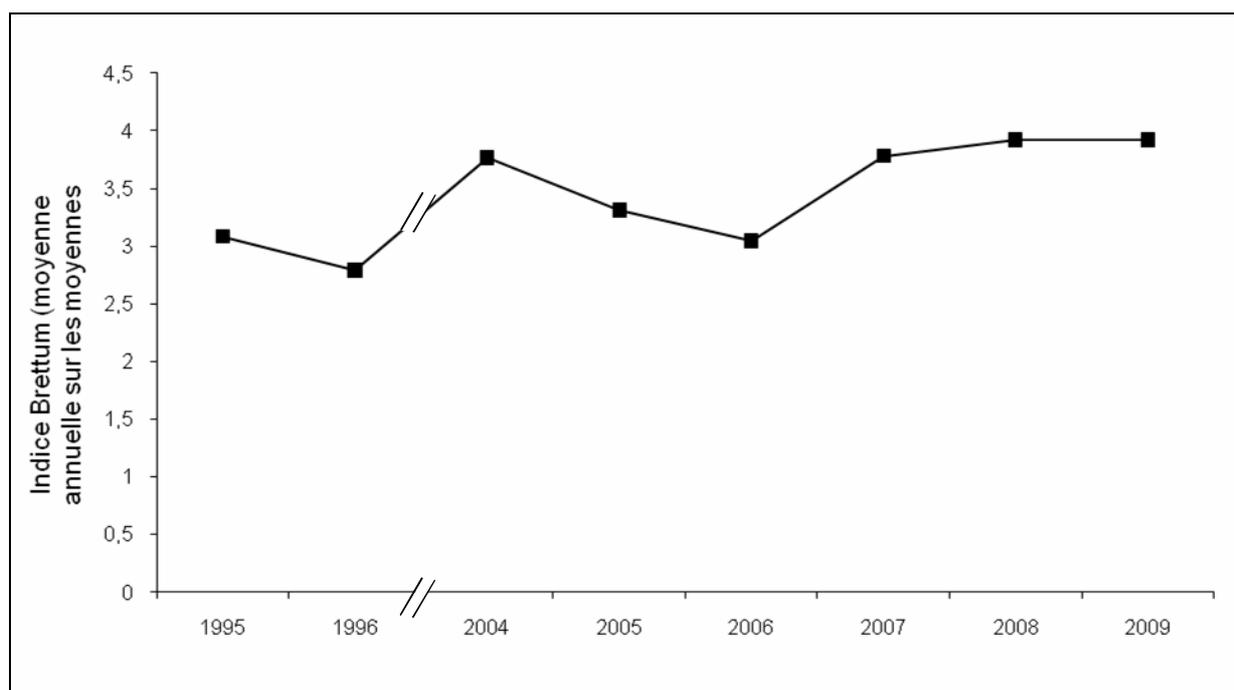


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum.

Evolution du micro et nanophytoplancton

Le Tableau 2 reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano- et microphytoplanctoniques de 1995 à 2009, et la Figure 9 donne cette évolution en biomasse.

Tableau 2 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
Microplancton	66,2	73,1	89,9	90,1	81,0	91,4	90,2	83,5
Nanoplancton	33,8	26,9	10,1	9,9	19,0	8,6	9,8	16,5

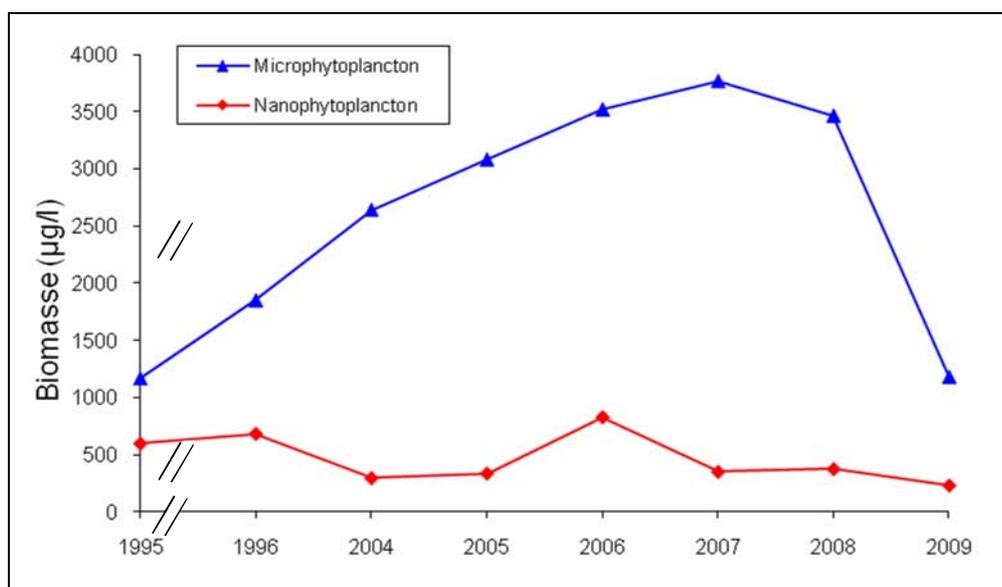


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques

On observe une augmentation progressive du compartiment microphytoplanctonique de 1995 à 2008, puis une chute entre 2008 et 2009 (et qui est principalement le fait de *Planktothrix rubescens*). Le microphytoplancton reste cependant largement majoritaire.

III. CONCLUSIONS

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2009 peut être résumé de la manière suivante :

- Une phase de début d'année, où l'on observe une diminution progressive de *Planktothrix rubescens* de janvier à juin. Ce taxon est remplacé par des diatomées centriques et pennées de début mars à début mai, elles présentent un bloom le 8 avril. Une phase des eaux claires (faible biomasse algale) suit cette période autour des dates du 11 et 25 mai.
- Un changement de communauté survient ensuite, avec des Dinophycées tel *Ceratium hirundinella* (taxons préférant les eaux bien stratifiées) et des Chrysophycées tels des *Dinobryon* spp. et des

Mallomonas spp. (taxons mixotrophes tolérants aux faibles concentrations en nutriments) qui vont dominer la biomasse algale.

- Les Dinophycées et Chrysophycées sont alors supplantés pendant la phase estivale par des Cyanobactéries à partir de la fin juillet. On y retrouve *Planktothrix rubescens*, mais également des Chlorococcales (*Aphanocapsa* spp. et *Aphanothece* spp.). Ces taxons voient leur biomasse diminuer à la mi-septembre.
- Une phase automnale, en octobre-novembre, ou des biomasses importantes en Dinophycées sont observées ; enfin apparaît une phase hivernale, qui se caractérise par une baisse générale de la biomasse algale.

L'évolution interannuelle est marquée par une forte réduction de la biomasse algale entre 2008 et 2009. Ceci est principalement le fait de la baisse de la biomasse de *Planktothrix rubescens*, cyanobactérie toxique caractéristique des métalimnion de lacs stratifiés eutrophes (Reynolds et al. 2002). Parallèlement à la réduction drastique de la biomasse de ce taxon, on observe une réduction graduelle de 1995 à 2009 des taxons tolérants aux très faibles intensités lumineuses tels *Pseudanabaena* spp. (Reynolds et al. 2002). Il faut également souligner l'augmentation de la proportion des taxons mixotrophes préférant les eaux pauvres en nutriments (e.g. *Dinobryon* spp., selon la classification de Reynolds *et al.* (2002)) sur la chronique 1995-2009. Cette observation est corroborée par l'évolution inter-annuelle de l'indice de Brettum qui montre que globalement, le niveau trophique du lac s'améliore.

Annexe 1 Détail du comptage et du calcul des biovolumes algaux

L'échantillonnage est effectué à l'aide d'une cloche intégratrice dans la zone 0-20 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 ml 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 pas fait un scanne de la lame après le comptage des taxons rares comme cela était fait les années précédentes : ces taxons rares, observés hors comptages étaient ajoutés dans le comptage, ce qui n'est plus fait à partir de cette année 2008.

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

Biovolume = N x biovolume spécifique (μm^3)

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

Unité : μm^3 / ml

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

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

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

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermannii</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

Annexe 3 Indice de diversité de Shannon, détail du calcul.

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

H : indice de Shannon

N_i : biomasse de l'espèce algale i

N : somme de la biomasse des espèces algales

Annexe 4 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. 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 :

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

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

Annexe 5 Détail des comptages phytoplanctoniques exprimés en biovolumes (µg/L)

Date	n 1	n 2	n 3	n 4	n 5	n 6	n 7	n 8	n 9	n 10
Achnanthis minutissimum	369,512	554,268	554,268	554,268						
Ankya inermis									3872,583	215,1435
Ankya judayi									859,1154	
Ankya lanceolata										
Aphanizomenon flos aquae								14316,159		
Aphanocapsa delicatissima										
Aphanocapsa holsatica										
Aphanocapsa holsatica colonie 10 µm										
Aphanocapsa planctonica										
Aphanocapsa planctonica colonie 10 µm										
Aphanothece clathrata var. rosea										
Asterionella formosa	3160,3	3792,36	12325,17	151694,4	631427,94					9480,9
Aulacoseira sp.					26546,52					
Bitrichia chodatii										
Centriques <10µm										
Ceratium hirundinella								572790,7614	859186,1421	
Chlamydomonas conica		4086,9972								
Chlamydomonas globosa						824,8383				
Chlamydomonas sp.			33404,8572							
Chlorella vulgaris	153,153	520,7202	168,4683	214,4142	367,5672	1255,8546	8576,568	9066,6576	2664,8622	1409,0076
Chlorophytes indéterminées gros								110,1243		
Chlorophytes indéterminées petits		1273,844							7643,064	
Chlorophytes sp.										
Choricystis cf minor			137,1084	479,8794	2056,626	548,4336	4250,3604	3976,1436	959,7588	411,3252
Choricystis minor										
Coconeis placentula										
Coenocystis subcylindrica										
Cosmarium depressum var. planctonicum										
Crudgenia quadrata										
Crudgeniella rectangularis										
Cryptomonas marsonii										
Cryptomonas rostratiformis										
Cryptomonas sp.	6653,647	13307,294	34931,64675			9980,4705	59882,823	49902,3525	29941,4115	69863,2935
Cyclotella costei	6805,5845	11136,411	19488,71925	77954,877	33409,233	12992,4795	3712,137	18560,685	3712,137	
Cyclotella ocellata										
Cyclotella polymorpha										
Cyclotella pseudostelligera					6732,8976	2524,8366	841,6122			
Cyclotella radiosa						11455,8444				
Desmarella brachycalyx					463,8348	927,6696				
Diatoma tenuis				7548,255	37741,275	22644,765				
Dictyosphaerium pulchellum										
Didymocystis fina										
Dimorphococcus cordatus									6045,60528	
Dinobryon bavaricum						19796,1192				
Dinobryon divergens						305588,3688	23506,7976		693450,5292	287958,2706
Dinobryon elegantissimum										
Dinobryon sertularia					6682,5759	6682,5759				
Dinobryon sociale var. americanum										23506,7976
Dinobryon sociale var. stipitatum										29383,497
Dinosphaera palustris								75123,51561		
Elakatothrix gelatinosa								7330,9236		
Encyonopsis microcephala	510,51									
Epiplatys sp.										
Erkenia subaequilata			255,255	765,765	5105,1	47477,43	3318,315	2297,295	30630,6	14549,535
Fragilaria capucina						2067,5655				
Fragilaria capucina var. vaucheriae						66162,096	12602,304			3150,576
Fragilaria sp.	24154,416	50409,216	103969,008	459984,096						
Fragilaria ulna						73513,44				
Fragilaria ulna var. acuta						4084,08	57177,12	4084,08		
Fragilaria ulna var. angustissima	11668,8	11668,8	17503,2	105019,2	210038,4					
Gloeotila spiralis				1442,70126						
Gymnodinium helveticum	90882,4488	0	68161,8366	90882,4488	45441,2244	45441,2244				45441,2244
Gymnodinium lantzschii					3093,6906					
Gymnodinium sp.										
Katodinium fungiforme		3969,575342	8931,544519	5954,363013		23817,45205	5954,363013			
Kephyrion littorale						781,654016				781,654016
Kephyrion sp.		254,5257								763,5771
Kephyrion sp2									1496,13464	
Lagerheimia genevensis										
Mallomonas elongata							5727,9222			
Monoraphidium circinale										
Monoraphidium convolutum						484,9845				
Monoraphidium komarkovae		389,6893								1169,0679
Monoraphidium minutum								961,9467		
Monoraphidium nanum								386,0561705		
Mougeotia gracillima		11226,8442				56134,221				
Navicula sp.			1225,224		2450,448	2450,448				2450,448
Navicula tripunctata		1750,32								
Nephrochlamys subsoltaria										
Nitzschia acicularis										
Nitzschia dissipata				6782,49						
Nitzschia linearis				11486,475						
Nitzschia sp.		1905,904								
Ochromonas sp.					4769,622	953,9244		953,9244	953,9244	10970,1306
Oocystis lacustris									2075,5878	
Oocystis parva										
Peridiniopsis cunningtonii tab. contactum										
Peridinium inconspicuum									27493,8807	
Peridinium sp.										
Phacotus lendneri									3006,9039	138317,5794
Pinnularia sp.										
Planktothrix rubescens	962277,316	446771,611	391784,3358	226822,5102	206202,282	350543,8794	82480,9128	20620,2282	61860,6846	
Pseudanabaena acicularis										
Pseudanabaena catenata	488,631		732,9465							
Pseudanabaena limnetica	7581,0735	3445,9425	3101,34825		2067,5655					
Pseudokephyrion blatnense										
Pseudokephyrion conicum										
Pseudopedinella sp.						715,625625	357,8128125	357,8128125		
Punctulata radiosa					22911,6888					
Pyramimonas micron										
Rhodomonas minuta	19246,227	10264,6544	32718,5859	23095,4724	23095,4724	15396,9816	80834,1534	19246,227		454210,9572
Rhodomonas minuta var. nannoplantica	6894,316	7928,4634	21975,63225	24302,4639	27404,9061	175287,9843	81697,6446	40331,7486	62565,9177	
Salpingoeca frequentissima										859,1154
Scenedesmus aculeolatus										7637,2296
Sphaerocystis schroeteri						328648,8348	141770,0856	38664,5688		
Staphanodiscus alpinus						395181,4152	148193,0307	49397,6769		
Staphanodiscus neostrea							1028,313	342,771	1713,855	342,771
Stichococcus bacillaris	914,056	114,257	342,771	1028,313						685,542
Stichococcus sp.	5,088893333	10,17778667	19,08395							15,26668
Synechocystis parvula	96,40399531	99,66088704	66,44059136	44,94510592	15,63308032	44,94510592	1,95413504	9,7706752	44,94510592	15,63308032
Synechocystis sp. 2 µm			30,53396							
Tetraedron minimum										
Tetraselmis cordiformis										
Trachelomonas globularis			4124,1915							
Trachelomonas volvocina var. subglobosa			5984,53856							

	n 11	n 12	n 13	n 14	n 15	n 16	n 17	n 18	n 19	n 20
Date	07/07/2009	27/07/2009	06/08/2009	18/08/2009	02/09/2009	17/09/2009	29/09/2009	19/10/2009	18/11/2009	17/12/2009
Achnanthydium minutissimum										
Ankyra inerme										
Ankyra judayi			429,5577	429,5577	859,1154					
Ankyra lanceolata									759,9306	
Aphanizomenon flos aquae	114529,272	42948,477		14316,159						
Aphanocapsa delicatissima		261192,9606	522385,9212							
Aphanocapsa holsatica			90692,1015	9546,537	4773,2685	167064,3975		38186,148		
Aphanocapsa holsatica colonie 10 µm							8778,341			
Aphanocapsa planctonica				244266,88						366400,32
Aphanocapsa planctonica colonie 10 µm										2671,669
Aphanothece diathrata var. rosea		152744,592	76372,296	305489,184	305489,184	229116,888	38186,148			
Asterionella formosa	134628,78	3792,36							3792,36	1896,18
Aulacoseira sp.										
Bitrichia chodatii			6443,3655	4295,577	12886,731					
Centriques <10µm				37806,912	15752,88					
Ceratium hirundinella	286395,3807	572790,7614						572790,7614	1145581,523	143197,6904
Chlamydomonas conica	12260,9916				12260,9916					
Chlamydomonas globosa				1649,6766						
Chlamydomonas sp.			111349,524			66809,7144			66809,7144	11134,9524
Chlorella vulgaris	3246,8436	10383,7734	3185,5824	2909,907	3981,978	2971,1682	2664,8622	2297,295	1194,5934	490,0896
Chlorophycées indéterminées gros										
Chlorophycées indéterminées petits							11464,596			3821,532
Chlorophycées sp.					14545,1592					
Choricystis cf minor	616,9878	1371,084	411,3252							
Choricystis minor					68,5542	342,771		137,1084	685,542	754,0962
Cocconeis placentula	33502,5834									925,4817
Coenocystis subcylindrica			39600,99							
Cosmarium depressum var. planctonicum		92791,7562	46395,8781							
Crucigenia quadrata				2748,0024						
Crucigeniella rectangularis						6843,0219				
Cryptomonas marsonii						8660,4375		17320,875	34641,75	4330,21875
Cryptomonas rostratifomis									18764,889	
Cryptomonas sp.	39921,882		29941,4115	29941,4115	29941,4115	9980,4705	9980,4705	49902,3525	299414,115	54892,58775
Cyclotella costei	44545,644	157765,8225	296970,96			7424,274	12992,4795		1856,0685	18560,685
Cyclotella ocellata							13748,7636	2291,4606	4582,9212	
Cyclotella polymorpha			22900,02							
Cyclotella pseudostelligera										
Cyclotella radiosa										
Desmarella brachycalyx	1855,3392		463,8348	463,8348		1391,5044				2087,2566
Diatoma tenuis										
Dictyosphaerium pulchellum				83825,742						
Didymocystis fina					208,7413156			208,7413156		
Dimorphococcus cordatus										
Dinobryon bavarium	111078,2244	15396,9816	14297,1972	7698,4908	3299,3532	2199,5688	1099,7844	1099,7844		
Dinobryon divergens	141040,7856	11753,3988	11753,3988	64643,6934	11753,3988	11753,3988				
Dinobryon elegantissimum	64954,3752	16238,5938	5412,8646	21651,4584						
Dinobryon sertularia										
Dinobryon sociale var. americanum	123410,6874									
Dinobryon sociale var. stipitatum										
Dinosphaera palustris										
Elakatothrix gelatinosa		7330,9236			7330,9236					
Encyonopsis microcephala										
Epipyxis sp.				825,5676	1031,9595					
Erkenia subaequicollata	33948,915	10210,2	19144,125	33948,915	10210,2	7147,14	14549,535	9444,435	8678,67	5615,61
Fragilaria capucina										3150,576
Fragilaria capucina var. vaucheriae										
Fragilaria crotonensis	100818,432	97667,856			3150,576	3150,576			3150,576	
Fragilaria sp.				656,37			1312,74	656,37		
Fragilaria ulna										
Fragilaria ulna var. acus		16336,32	16336,32							
Fragilaria ulna var. angustissima										
Gloeotila spiralis										
Gymnodinium helveticum			45441,2244		45441,2244			90882,4488		22720,6122
Gymnodinium lantzschii	1546,8453	1546,8453							1546,8453	773,42265
Gymnodinium sp.				7217,1528						
Katodinium fungiforme										
Kephyrion littorale			1563,308032							
Kephyrion sp.			1527,1542				2290,7313			
Kephyrion sp2								2992,26928	5984,53856	
Lagerheimia genevensis							954,6537			
Mallomonas elongata				38720,7249				38720,7249		22911,6888
Mallomonas sp.										
Monoraphidium circinale				182,325	729,3					
Monoraphidium convolutum										
Monoraphidium komarkovae		4676,2716	2338,1358	4676,2716	3507,2037					
Monoraphidium minutum		3847,7868	961,9467	3847,7868	1923,8934	961,9467	1923,8934			
Monoraphidium nanum										
Mougeotia gracillima				11226,8442						
Navicula sp.										
Navicula tripunctata										
Nephrochlamys subsolitaria			1528,6128	17196,894	3439,3788					
Nitzschia acicularis				2067,5655						
Nitzschia dissipata										
Nitzschia linearis										
Nitzschia sp.								5717,712		
Ochromonas sp.	32433,4296	953,9244	5723,5464	953,9244	1907,8488		5723,5464	1907,8488	953,9244	2384,811
Oocystis lacustris		8302,3512		14529,1146	4151,1756	4151,1756		2075,5878		
Oocystis parva				7698,4908	92381,8896					
Peridiniopsis cunningtonii tab. contactum				64438,7601	64438,7601					
Peridinium inconspicuum			82481,6421	54987,7614	27493,8807					
Peridinium sp.		67008,32102								
Phacotus lendneri	57131,1741	9020,7117	21048,3273		27062,1351	12027,6156	36082,8468	3006,9039		
Pinnularia sp.										
Planktothrix rubescens	20620,2282	618606,846	288683,1948	1051631,638	639227,0742	1855820,538	721707,987	474265,2486		
Pseudanabaena acicularis										
Pseudanabaena catenata										
Pseudanabaena limnetica	4135,131	2067,5655								
Pseudokephyrion blatnense								3664,0032		
Pseudokephyrion conicum				1521,02808	760,51404					
Pseudopedinella sp.			715,625625			357,8128125			715,625625	
Punctulata radiosa										
Pyramimonas micron						1288,126125		429,375375		1502,813813
Rhodomonas minuta		11547,7362	11547,7362	3849,2454	3849,2454	7698,4908	50040,1902	76984,908	153969,816	69286,4172
Rhodomonas minuta var. nannoplanctica	16029,2847	44985,4119	19648,8006	32575,6431	20165,8743	77561,055	52224,4437	70322,0232	48087,8541	18097,5795
Salpingoeca frequentissima										
Scenedesmus aculeolatus										
Sphaerocystis Schroeteri			38186,148	106921,2144	68735,0664					
Stephanodiscus alpinus										
Stephanodiscus neoaestrea										
Stichococcus bacillaris	342,771	11654,214	2399,397	2742,168	1371,084	1713,855	16453,008	32220,474	5827,107	342,771
Synechococcus sp.										
Synechocystis parvula	3,90827008	50,80751104							3,90827008	57,64698368
Synechocystis sp. 2 µm										
Tetraedron minimum	17503,2									
Tetraselmis cordiformis		8248,383	8248,383						8248,383	
Trachelomonas globularis										16793,348
Trachelomonas volvocina var. subglobosa										

ETUDE DE LA CONCENTRATION EN CHLOROPHYLLE A

La teneur en chlorophylle *a* de l'eau d'un lac est considérée comme un indice d'abondance du phytoplancton. 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. On effectue un échantillon moyen sur toute l'épaisseur de la couche euphotique (0-20 m) à l'aide d'une bouteille à prélèvement intégré. 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 suivant la méthode normalisée NFT 90-117 (meth.Laurenzen).

I. VARIATIONS SAISONNIERES

Dosage de la chlorophylle sur prélèvement intégré

Les différentes phases de production de biomasse se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. L'évolution des concentrations en 2009 révèle deux phases de production bien individualisées :

- La première, au mois d'avril, correspond au développement des diatomophycées ; les concentrations de chlorophylle passent par un maximum le 8 avril avec $8,95 \mu\text{g.L}^{-1}$, cohérentes avec les consommations en surface de la silice et du phosphate dont les concentrations passent respectivement, de $2,43$ à $0,35 \text{ mg.L}^{-1}$ et de 13 à $4 \mu\text{g.L}^{-1}$ entre le 01 et le 27 avril.
- La seconde en septembre avec un maximum à $5,79 \mu\text{g.L}^{-1}$ correspondant à la croissance des cyanobactéries

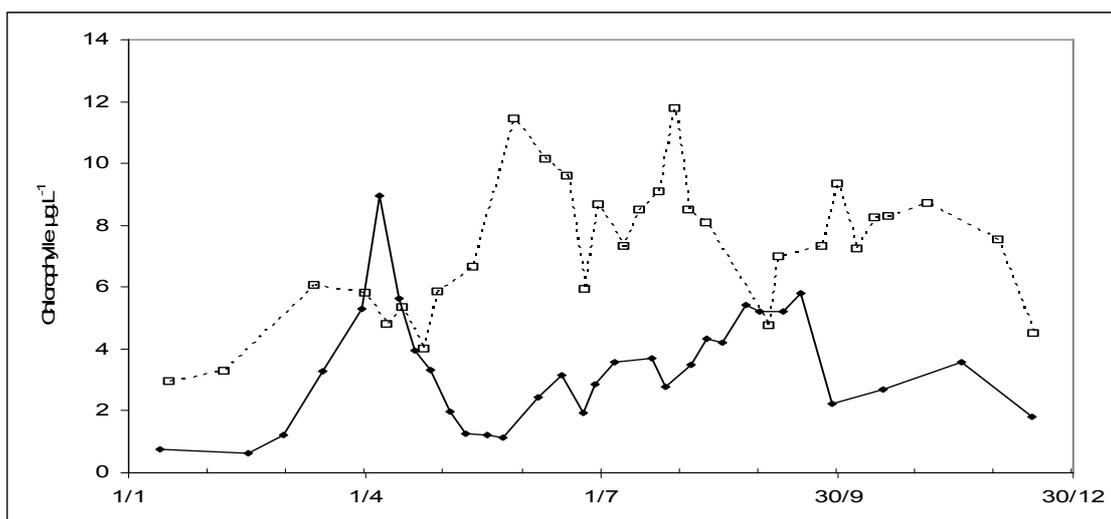


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0 – 20 m, au point B ; comparaison 2009 (—◆—) et 2008 (----□--)

Par rapport à 2008, les concentrations sont globalement inférieures tout au long de l'année (concentration deux fois moindre) sauf au début du mois d'avril pendant le développement printanier des diatomées ($8,95$ vs $4,9 \mu\text{g.L}^{-1}$).

II. EVOLUTION A LONG TERME

Avec $3,00 \mu\text{g.L}^{-1}$, cette année présente la concentration moyenne annuelle en chlorophylle la plus faible de la chronique de données se rapprochant de 2005. Ceci est probablement lié au fait que les cyanobactéries, bien que présentes, n'ont pas montré un fort développement par rapport à l'année 2008, avec une biomasse en moyenne 5 fois inférieure à celle de 2008.

La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* reste assez hétérogène, permettant tout de même de percevoir une petite tendance à la baisse ; ce qui traduit une évolution favorable de cet indice également corroborée par l'évolution des concentrations maximales depuis 1987.

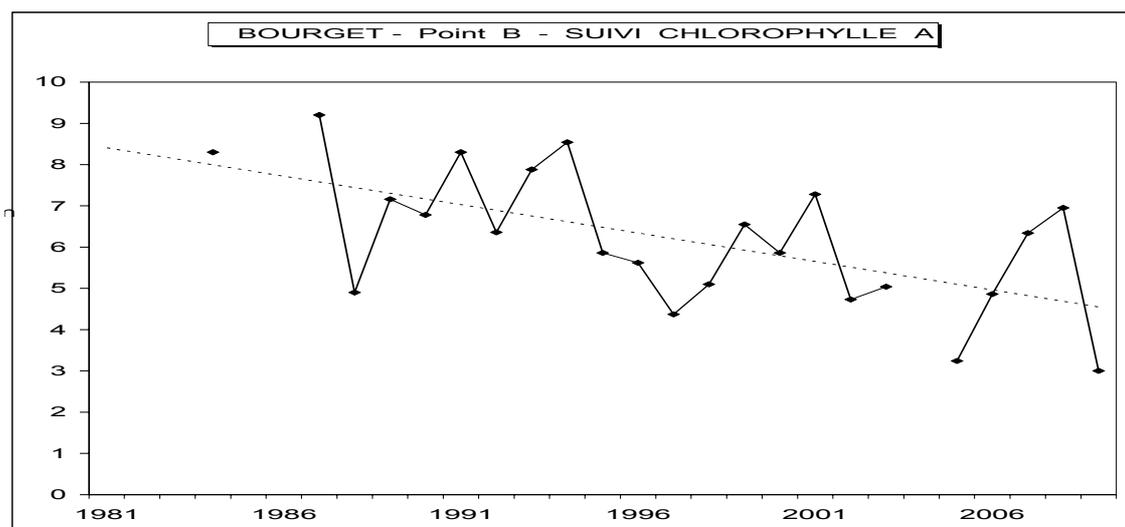


Figure 2 Evolution des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2009

ETUDE PORTANT SUR *P. 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.

I. METHODOLOGIE

I. 1. Comptages cellulaires

Les échantillons d'eau brute obtenus à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m ont été fixés au lugol et préparés selon la technique d'Utermöhl. Un sous-échantillon de 25 ml est versé dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et laissé à sédimenter pendant 24 heures à l'abri de la lumière (le lugol se dégrade à la lumière et perd son effet conservateur) et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux algues, même les plus légères, de sédimenter au fond de la cuvette. On glisse ensuite 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 ZEISS AXIOVERT 135 afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton. Les abondances sont exprimées en nombre de cellules de cyanobactéries par millilitre d'eau brute. En 2009, les méthodologies de prélèvement et de comptages de la cyanobactérie ont donc été les mêmes que les années précédentes, à l'exception de l'opérateur de ces comptages qui a été J.F. Humbert pour les 15 premiers prélèvements et F. Rimet pour les cinq derniers. Les méthodologies de dosage des microcystines sont également les mêmes que celles utilisées les années précédentes.

I.2. Dosages des toxines

Les concentrations en microcystines intracellulaires (filtration de un litre d'eau au minimum, puis extraction des toxines dans les cellules retenues sur le filtre) ont été déterminées par un dosage en HPLC-DAD en utilisant la méthode décrite dans Briand *et al.* (2005). Comme précisé dans cet article, trois microcystines différentes sont présentes dans le *Planktothrix* du Bourget. Les concentrations de ces trois microcystines sont d'abord converties en équivalent microcystine-LR (pour pouvoir être comparées à la norme OMS et aux données de la littérature) puis elles sont sommées. Ces microcystines sont des toxines hépatiques synthétisées par plusieurs genres de cyanobactéries et souvent impliquées dans des intoxications animales et même humaines (Puschner et Humbert 2007).

II. RESULTATS

II.1. Dynamique de *P. rubescens*

Depuis dix ans désormais, des proliférations de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* sont observées chaque année dans le lac du Bourget, de la fin du printemps jusqu'en hiver. Comme nous l'avons montré dans

une précédente publication (Jacquet et al., 2005), ces proliférations s'expliquent, de façon paradoxale, (i) par l'amélioration de la qualité trophique des eaux du lac depuis les années 1980 qui a permis une pénétration plus importante de la lumière dans la colonne d'eau à certaines saisons, et (ii) par les capacités physiologiques particulières de la cyanobactérie à se développer dans le métalimnion, c'est à dire dans des conditions de faibles température et luminosité.

Pour rappel, l'année 2008 avait été marquée par un développement record de la population de *P. rubescens* dans le lac du Bourget, notamment en été où une concentration cellulaire supérieure à 170000 cellules/mL avait été ponctuellement observée dans le métalimnion. Cette valeur était la plus forte jamais relevée dans le lac du Bourget depuis que nous réalisons le suivi de cette cyanobactérie. A la fin du mois de décembre 2008, les concentrations *P. rubescens* avaient très fortement diminué.

L'année 2009 a été marquée par une dynamique très différente de celle de 2008 avec un moindre développement de la population de *P. rubescens* dans le lac du Bourget et surtout par une localisation du pic de biomasse en été à une profondeur inhabituelle (Figure 1). En effet, pendant une bonne partie de l'été, la biomasse de *P. rubescens* s'est concentrée essentiellement autour de 18-20 m de profondeur, c'est à dire dans la partie inférieure du métalimnion, alors que les années précédentes, le pic de biomasse se trouvait essentiellement vers 15 m de profondeur, c'est à dire dans la partie supérieure du métalimnion et même quelques fois à la limite du métalimnion et de l'épilimnion (Figure 2). Ce n'est qu'en fin d'été (29 septembre), que le pic de biomasse était de nouveau observé à 15 m de profondeur.

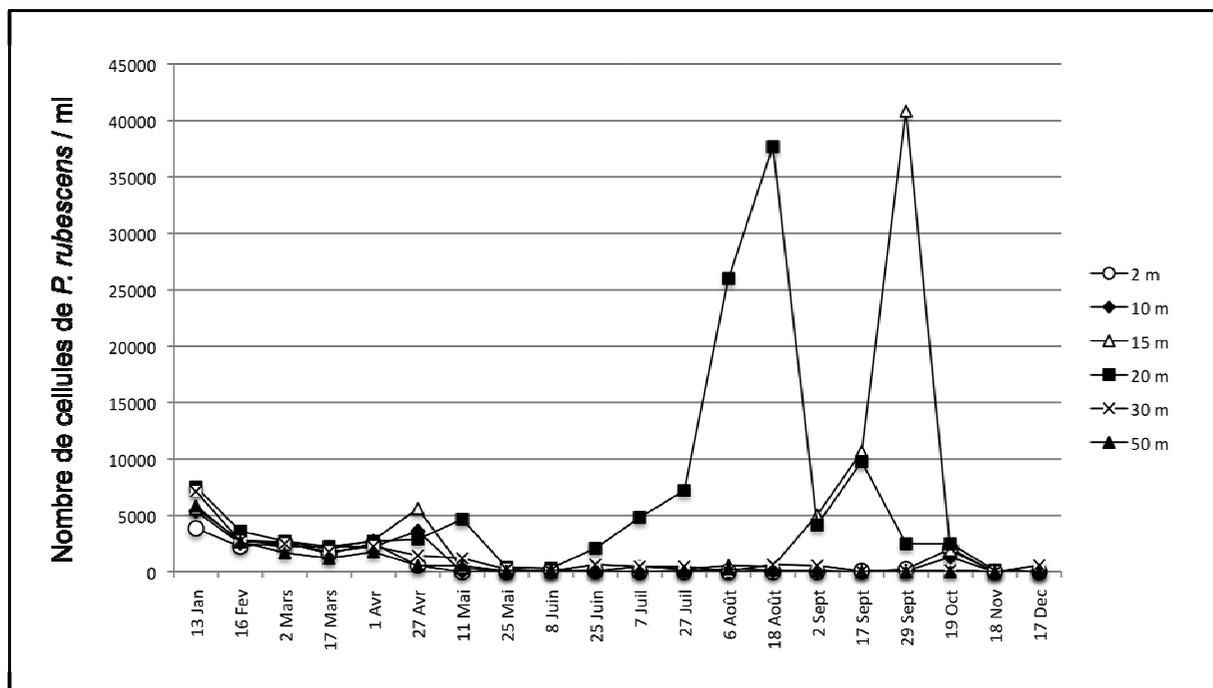


Figure 1 Variations des concentrations cellulaires (exprimées en cellules/ml) de *P. rubescens* dans le lac du Bourget lors de l'année 2009 aux diverses profondeurs étudiées

Un profil réalisé avec la sonde spectrofluorimétrique BBE le 6 août 2009, montre bien cette localisation dans la partie basse du métalimnion, du pic de biomasse de *P. rubescens* (Fig. 2).

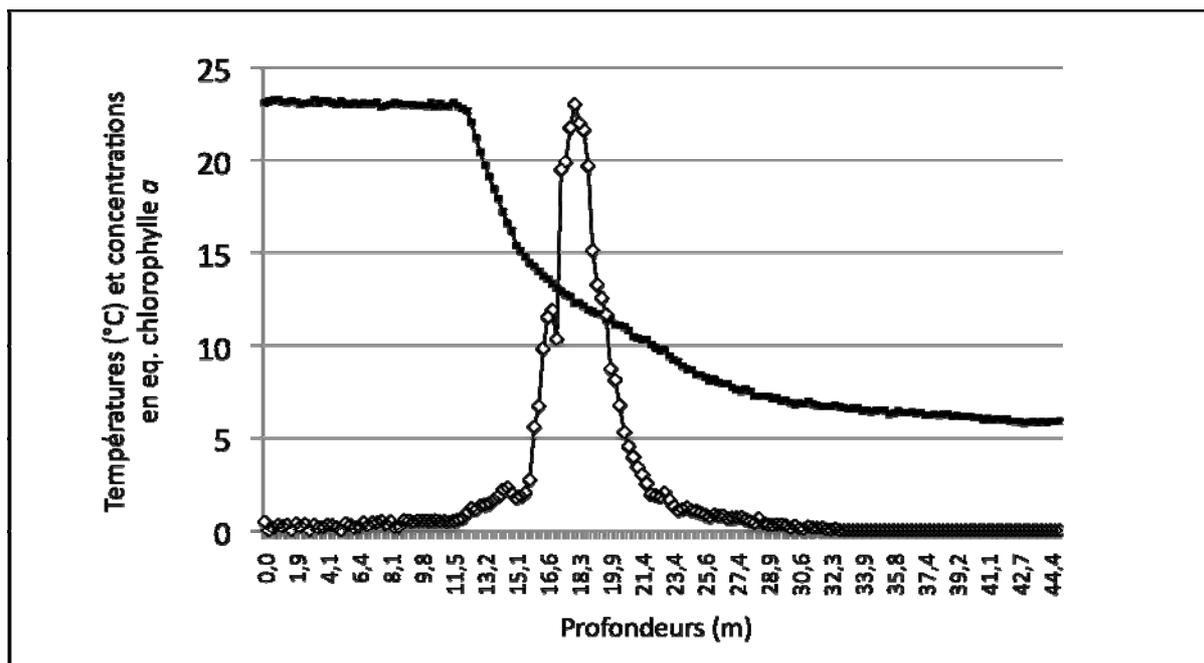


Figure 2 Distribution verticale de *Planktothrix rubescens* (losanges blancs) en fonction de la température (carrés noirs) dans le lac du Bourget (06/08/2009).

Si les concentrations cellulaires de *P. rubescens* sont restées élevées pendant toute la phase stratifiée de la colonne d'eau, elles ont en revanche très rapidement chuté en octobre, au début du mélange entre les eaux chaudes de surface avec les eaux froides de profondeur. A partir de la fin novembre, les concentrations de la cyanobactérie étaient le plus souvent nulles aux différentes profondeurs d'étude.

II.3. Comparaison des résultats de 2009 avec les années précédentes

Une comparaison depuis le début du suivi spécifique de *P. rubescens* dans le Bourget (hiver 1998-1999), montre que dans la série complète des données disponibles, aucune tendance notable ni à la diminution, ni à l'augmentation des concentrations de la cyanobactérie ne peut être décelée à 15 m et 20 m de profondeurs.

Lors de la phase de stratification de la colonne d'eau (mai-septembre) où la cyanobactérie occupe le métalimnion, il apparaît que trois années (2001, 2007 et 2008) se distinguent des autres par leurs valeurs élevées et que l'année 2009 se place dans la moyenne des valeurs observées les autres années (Figure 3).

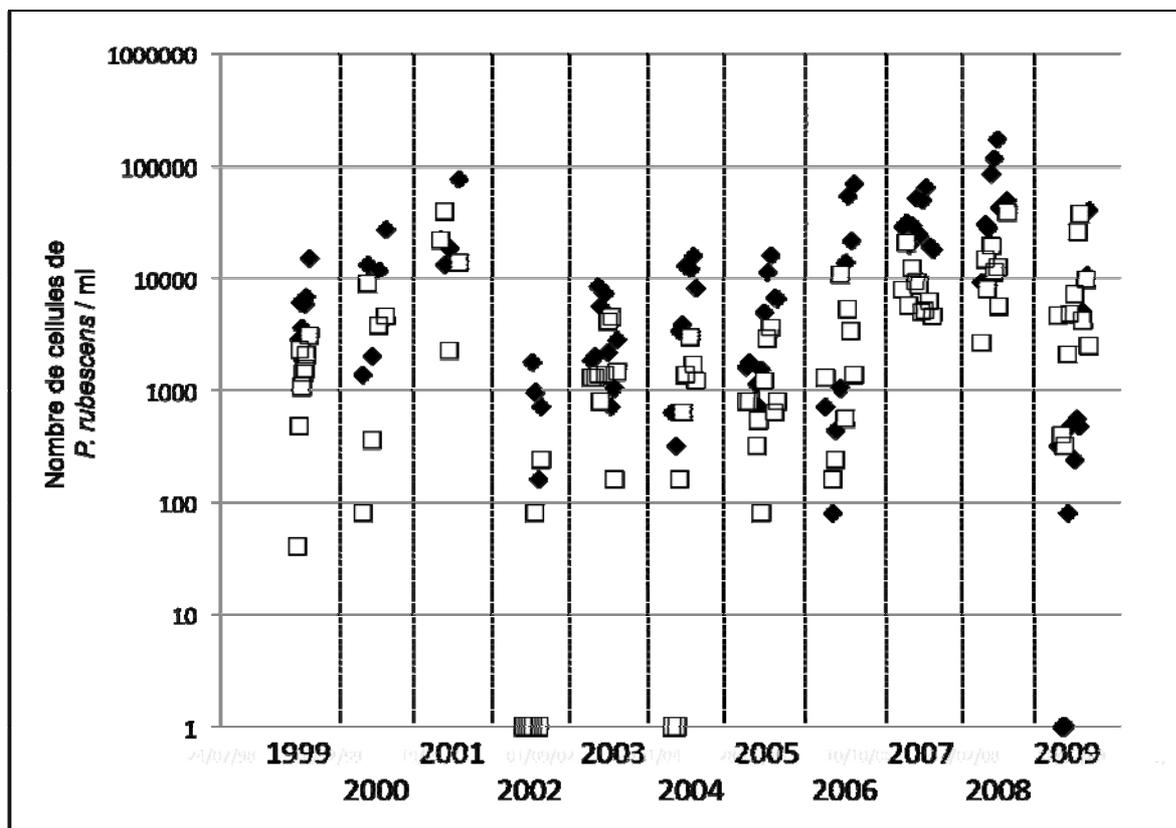


Figure 3 Variations des concentrations de *Planktothrix rubescens* à 15 m (triangles noirs) et 20 m (carrés blancs) de profondeurs dans le lac du Bourget lorsque la cyanobactérie se localise dans le métalimnion (1998-2009).

Cependant, un examen attentif de ces mêmes données montre que 2009 est la seule année où les valeurs de concentrations cellulaires de *P. rubescens* estimées à 20 m sont globalement supérieures à celles estimées à 15 m sur la même période.

La comparaison de l'année 2009 avec les années précédentes sur la base des concentrations cellulaires estimées à 15 et 20 m de profondeurs, pendant la phase où la cyanobactérie est dispersée dans la colonne d'eau (octobre-avril), confirme les résultats précédents, à savoir qu'aucune tendance globale ne se dessine quant à l'évolution des concentrations de *P. rubescens* dans le lac du Bourget depuis que cette cyanobactérie prolifère (Figure 4). Il apparaît aussi, à la lecture de cette figure, que les concentrations cellulaires de *P. rubescens* sont faibles pendant la phase dispersée de la cyanobactérie, en absence de stratification thermique de la colonne d'eau.

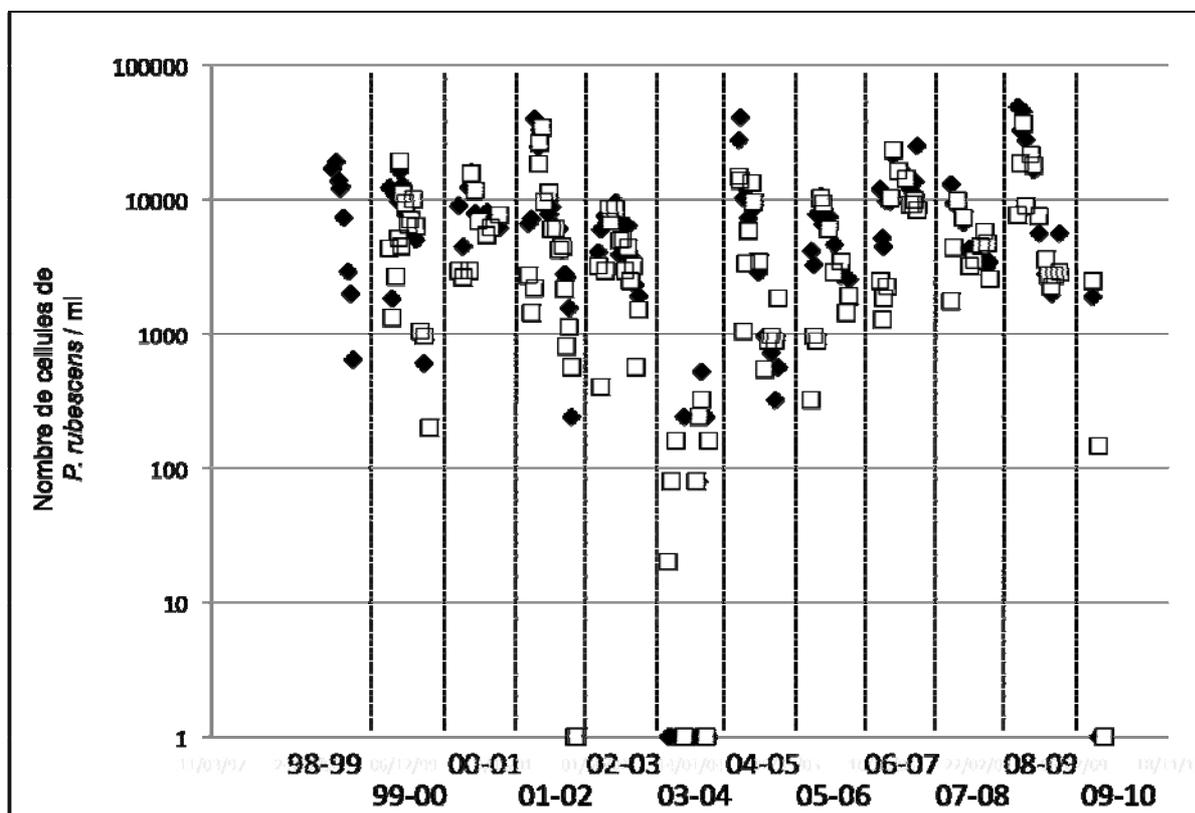


Figure 4

Variations des concentrations de *Planktothrix rubescens* à 15 m (triangles noirs) et 20 m (carrés blancs) de profondeurs dans le lac du Bourget en dehors de la période de stratification thermique de la colonne d'eau (1998-2009).

L'ensemble de ces résultats ne révèle donc pas de changements notables dans le développement de *P. rubescens* au sein du lac du Bourget. L'étude des variations interannuelles des concentrations cellulaires de la cyanobactérie va prochainement commencer sous la direction de J.F. Humbert, notamment en regard des conditions climatiques observées pendant toute la durée de ce suivi.

II.2. Production de toxines

A l'exception d'un prélèvement (29 septembre, 15 m de profondeur), les concentrations en microcystines intracellulaires (microcystines obtenues après extraction des toxines dans les cellules de *P. rubescens*) ont été faibles au cours de l'année 2009, en liaison avec les biomasses modérées de la cyanobactérie dans le lac (Figure 5). Ces concentrations étaient généralement plus élevées à 20 m de profondeur qu'à 15 m, ce qui est cohérent avec nos observations sur la localisation verticale du pic de biomasse pendant la période stratifiée de la colonne d'eau. La forte valeur trouvée le 29 septembre s'explique par la remontée du pic de biomasse à cette profondeur à cette date.

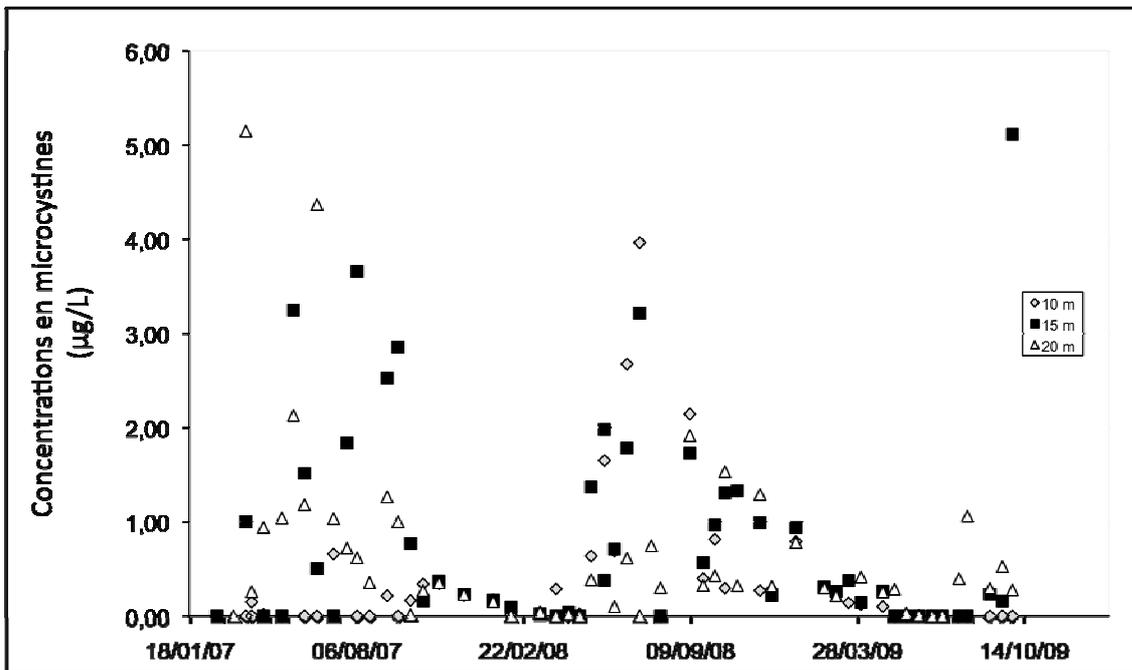


Figure 5 Evolution des concentrations en microcystines intracellulaires ($\mu\text{g} / \text{L}$) dans le lac du Bourget au cours des trois dernières années de suivi.

Par ailleurs, il existe une relation significative entre les concentrations cellulaires en *P. rubescens* et les concentrations en microcystines, en accord avec ce que nous avons déjà observé sur des données antérieures (Briand et al. 2005).

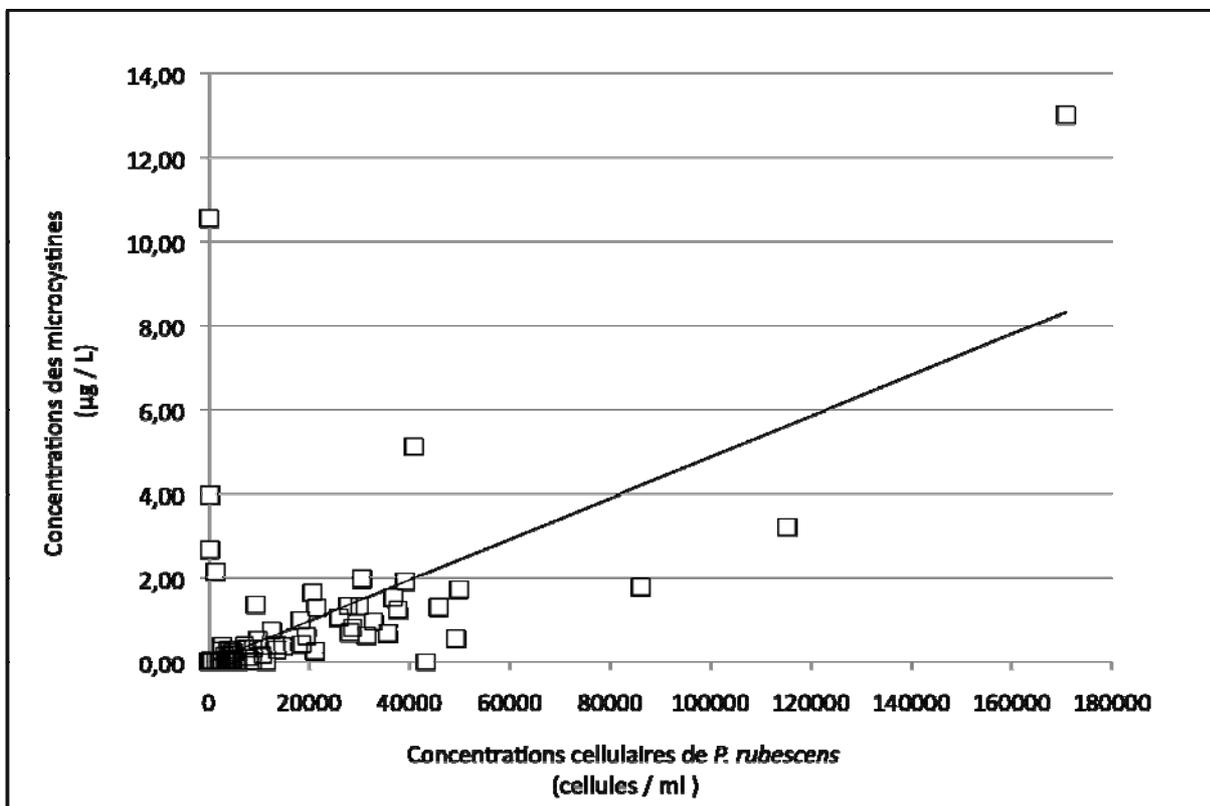


Figure 6 Relation entre les concentrations cellulaires de *P. rubescens* et les concentrations en microcystines (RR + LR) au cours des années 2008-2009

III. CONCLUSIONS

Pour conclure, il apparaît que l'année 2008 avait été une année très productive pour la cyanobactérie *P. rubescens* dans le lac du Bourget, la biomasse de la cyanobactérie ayant été divisée par 5 en 2009. La biomasse reste néanmoins similaire aux valeurs de la chronique 1999-2009 à certaines périodes clefs de l'année (été). L'année 2009 s'est caractérisée par un risque toxique potentiel faible, en liaison avec les concentrations cellulaires modérées de la cyanobactérie. En raison de la disparition de *P. rubescens* dans la colonne d'eau à partir d'octobre 2009, le risque toxique lié à la présence de cette cyanobactérie dans le lac du Bourget a été nul pour les traiteurs d'eau au moment où le mélange hivernal des eaux aurait pu potentiellement leur poser problème.

ETUDE PORTANT SUR LES DONNEES FOURNIES PAR LA SONDE BBE

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

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



Photo 1 La sonde prête à l'emploi

Les profils de fluorescence totale obtenus lors de l'année 2009 sont donnés en Annexe.

Tableau I Pigments caractéristiques des principales classes algales étudiées et longueur d'onde d'excitation (pics d'absorption maximaux) de ces pigments

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

I. DYNAMIQUE DES POPULATIONS

En utilisant les profils obtenus avec la sonde fluorimétrique, nous pouvons apprécier la dynamique de *P. rubescens*. Elle est caractérisée par la succession de trois phases, désormais classique (Humbert et al. 2004, Jacquet et al. 2005), illustrée par les figures ci dessous.

Rappelons que lors des épisodes de prolifération, les cyanobactéries posent de multiples problèmes liés notamment à leur capacité de synthétiser des toxines dangereuses pour les animaux mais aussi pour l'homme. Les proliférations de *P. rubescens* dans le lac du Bourget depuis 1998 ont motivé la mise en place d'un plan de surveillance (Humbert 2001).

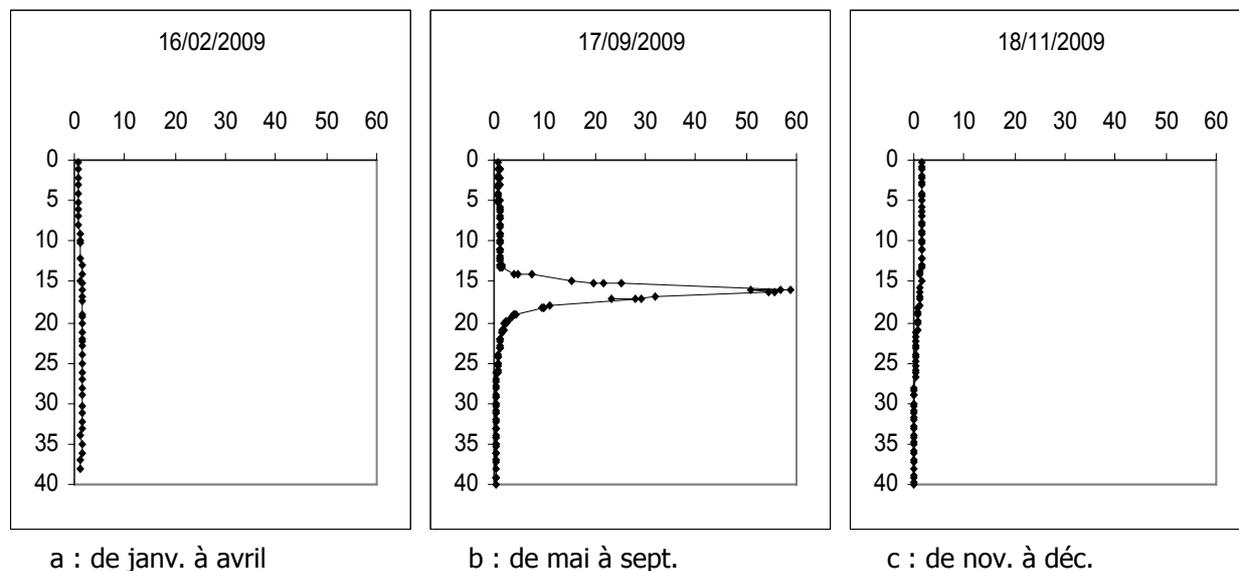


Figure 8 Exemples de distributions des concentrations en cyanobactéries ($\mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chloro a) au point B au cours de l'année 2009

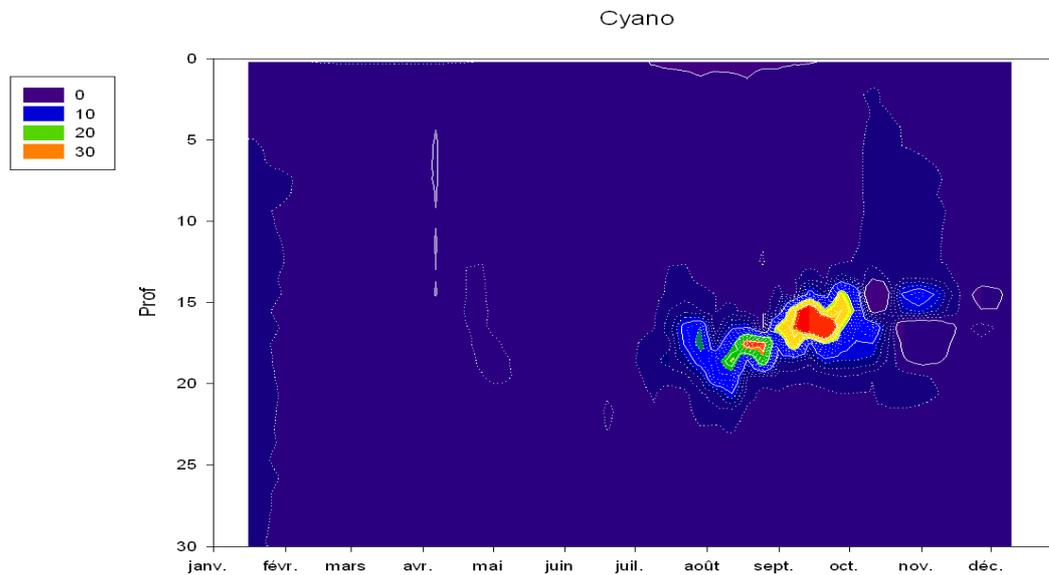


Figure 9 Distributions des concentrations en cyanobactéries ($\mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chloro *a*) au point B au cours de l'année 2009

- De février à avril : les concentrations se situent autour de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chloro *a* et sont réparties de façon homogènes sur la verticale.
- De juillet à octobre : les cyanobactéries se concentrent dans la colonne d'eau au niveau du métalimnion grâce à leurs aptitudes physiologiques (utilisation de faibles intensités lumineuses et de longueurs d'onde spécifiques, utilisation du phosphore, capacité d'adapter leur flottabilité...). Les concentrations augmentent progressivement aux alentours de 15 m de profondeur pour passer par un maximum au mois de septembre avec près de $60 \mu\text{g.L}^{-1}$, soit un équivalent cellulaire de $41\,000 \text{ cellules ml}^{-1}$. La stratification des cyanobactéries apparaît au début du mois de juillet, comme en 2004, 2005 et 2006 et contrairement à 2008 où elles étaient observées à partir du mois d'avril.

Pendant la période de stratification, la profondeur du maximum de biomasse évolue entre 18,8 et 15 m entre le 30/06 et le 06/10. De juillet à septembre, ce pic se positionne à des niveaux sensiblement plus profonds que l'année précédente. La différence de profondeur du maximum de biomasse entre 2008 et 2009 s'explique, en partie, par la différence des distributions thermiques. En effet, le pic de biomasse se positionne autour de l'isotherme 11°C qui se situe, par exemple, le 30 juin 2009 à 18,6 m et le 30 juin 2008 à 13,8 m (fig. 3 et 4).

- Entre le 6 et le 19 octobre la biomasse décroît assez rapidement et à partir de cette date elle ne se maintient qu'avec des concentrations inférieures à $3 \mu\text{g/L}^{-1}$ sur une épaisseur de 20 m : cette dynamique est la conséquence des conditions particulières pendant la période considérée (baisse des températures de l'air de 10°C en 5 jours entre le 10 et le 15 octobre associée à un épisode venté entre le 12 et le 19 octobre).
- Enfin, les cyanobactéries sont entraînées progressivement vers les couches profondes avec le refroidissement des eaux de surface et l'érosion de la thermocline. Les concentrations poursuivent leur diminution pour atteindre moins de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Tableau II Périodes de stratification des cyanobactéries et profondeurs des maxima de biomasse au point B de 2004 à 2009

	Période de stratification			Profondeur du max de biomasse (m)	
	début	fin	Durée (j)	mini	maxi
2004	30/06	05/10		11,5	15,6
2005	26/07	05/10		10	15
2006	26/07	12/10	78	14	17
2007	17/04	25/10	176	12,2	16,7
2008	24/04	20/10	179	9,3	17
2009	30/06	06/10	98	15.3	18.5

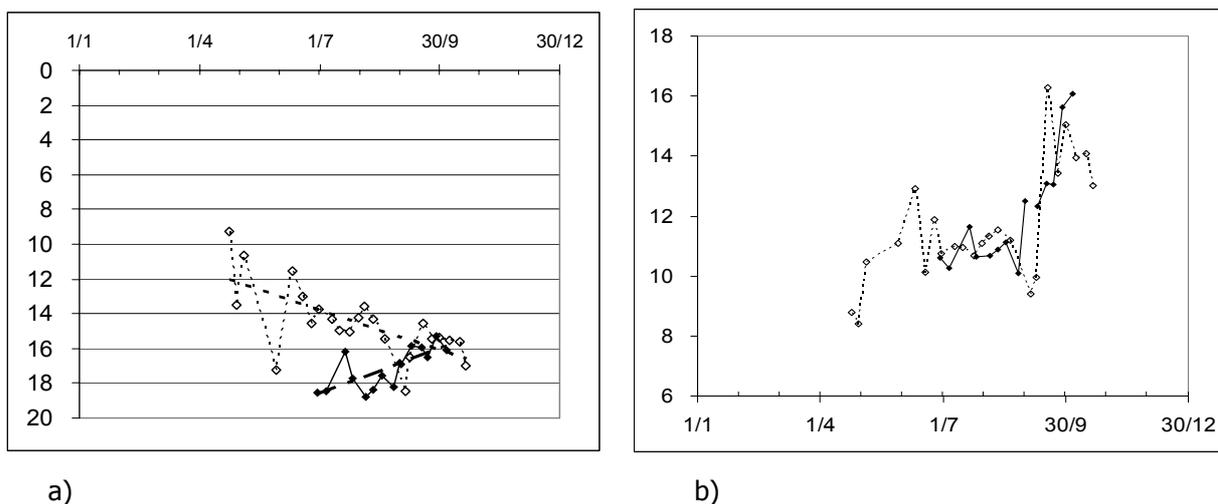


Figure 10 maxima de biomasse en cyanobactéries au point B en 2009 (—◆) et comparaison avec 2008 (- - -◇) évolution a) de la profondeur en m et b) des températures en °C

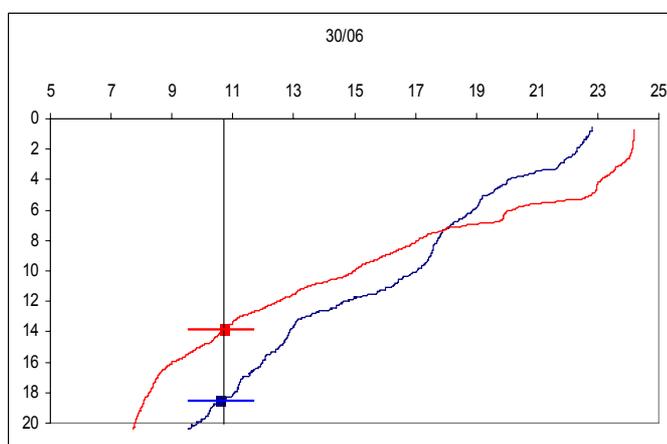


Figure 11 Exemple de positions du pic de biomasse de cyanobactéries (traits horizontaux) sur les profils thermiques le 30/06 en 2009 (bleu) et en 2008 (rouge) au point B

Conséquences sur les pompages en eau potable :

Ces différences de répartition verticale de la biomasse des cyanobactéries ont des conséquences différentes sur les pompages d'eau potable.

En été, la présence d'une biomasse importante au niveau de la thermocline ne pose pas de problème puisque les stations de pompage puisent l'eau à 25 m, et donc en dessous de la profondeur où se trouvent les cyanobactéries.

En revanche, en décembre, le risque va devenir plus important car les cyanobactéries colonisent les milieux plus profonds. Elles se trouvent alors, au niveau des points de pompage des stations d'alimentation en eau potable des communes d'Aix-les-Bains et de Tresserve. Pendant cette période critique, des contacts réguliers avec la DDASS permettent de prévenir et d'éviter que les cyanobactéries ne posent un problème dans les réseaux de distribution. Cette année au moment du mélange, les concentrations sont suffisamment basses pour ne pas obliger les distributeurs d'eau de changer de ressource ni d'adapter leurs traitements afin d'assurer une bonne qualité de l'eau potable.

II. EVOLUTION SAISONNIERE

Pour étudier l'évolution saisonnière de la biomasse phytoplanctonique à partir des profils de sonde fluorimétrique ; chaque profil est intégré sur une couche d'eau d'une épaisseur correspondant à la couche trophogène (0 – 20 m) dans laquelle se développent la plus grande partie des algues.

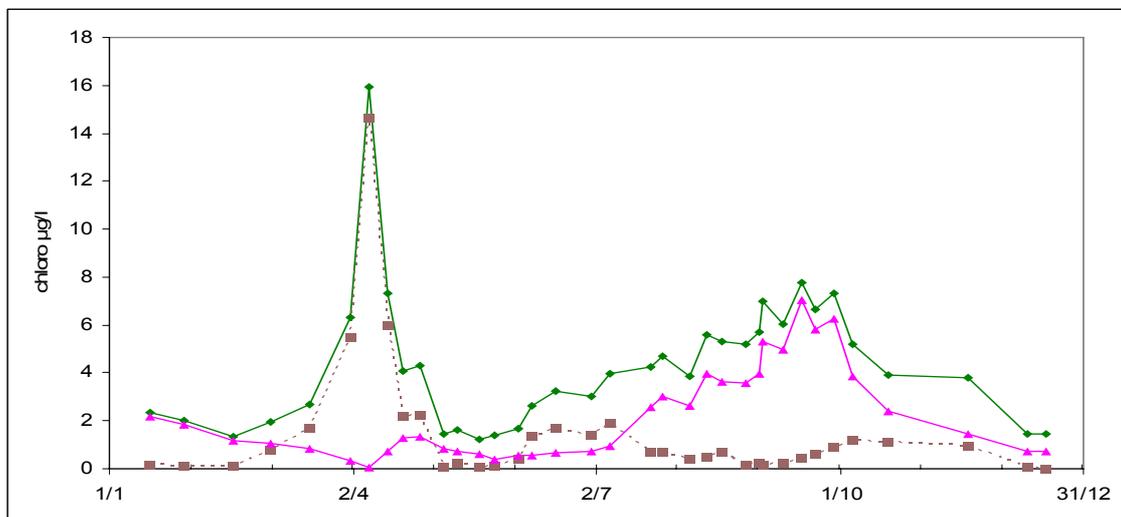


Figure 12 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche 0 – 20 m au point B en 2009 (—◆— choro tot, - -■ - - "diatomées", —▲— "cyanobactéries")

La figure 5 nous permet d'observer les différentes phases de production de biomasse et de définir les groupes algaux qui y participent. Nous retrouvons les différentes phases observées au § précédent.

- En hiver, les cyanobactéries dominent la population algale avec des concentrations relativement faibles ($2 \mu\text{g.L}^{-1}$ de chlorophylle équivalent à environ 3 à 5000 cell.mL^{-1}), puis elles vont progressivement décroître jusqu'en été
- Un premier pic printanier qui démarre très tôt, dès le début du mois de mars, correspond au développement des diatomées avec des conséquences sur la transparence, sur les consommations de la silice et de phosphate entre le 02/03 et le 27/04.
- à partir de juillet le peuplement phytoplanctonique est dominé par les cyanobactéries et leur biomasse augmente plus ou moins régulièrement jusqu'à fin septembre.
- Après le pic de biomasse le 17/09, les concentrations diminuent progressivement jusqu'à la fin de l'année avec le brusque refroidissement en octobre, les cyanobactéries se distribuent de façon homogène ($< 3\mu\text{g/L}^{-1}$) sur une épaisseur de 20 m.

Par rapport à l'année 2008 :

- les concentrations restent systématiquement inférieures tout au long de l'année
- le maximum est plus faible (7 vs 13 $\mu\text{g.L}^{-1}$) et apparaît plus tôt (septembre vs novembre)
- en décembre les concentrations sont faibles <1 vs 8 $\mu\text{g.L}^{-1}$

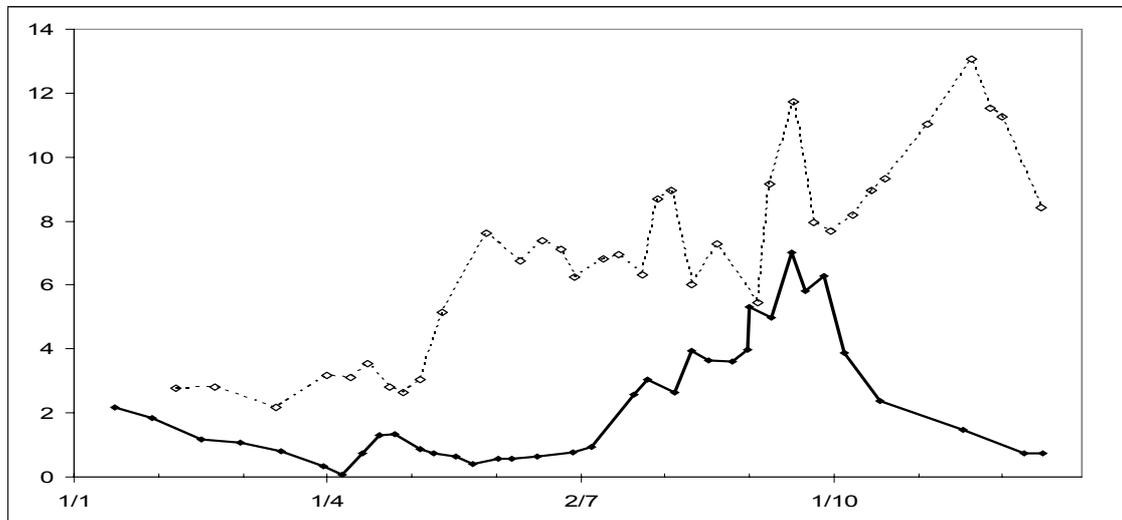


Figure 13 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Cyanobactéries ($\mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chlorophylle a) sur la couche 0 – 20 m au point B en 2009 —◆— et 2008 --◇--

NB : Un chapitre est consacré à la dynamique de *P. rubescens*.

III. COMPARAISON ENTRE LES COMPTAGES DE *P. RUBESCENS* ET LES DONNEES BBE

Depuis 2004 inclus, une comparaison est faite entre les données de la sonde BBE et du signal caractéristiques des espèces riches en phycoérythrine (typiquement *P. rubescens*) avec les comptages réalisés de manière spécifique pour cette espèce à différentes profondeurs.

En 2009, comme pour les années précédentes, aucune relation n'a été trouvée entre les données de la sonde et les picocyanobactéries riches en phycoérythrine suggérant que ces dernières n'interviennent pas ou peu dans le signal de la sonde et que ce dernier est donc fortement lié à *P. rubescens*.

La Figure 7 est une compilation de près de 700 données et elle révèle l'existence d'une très bonne corrélation entre les données de la sonde BBE et les comptages réalisés en microscopie. Pour rappel, les comptages ont été réalisés aux profondeurs discrètes de 2, 10, 15, 20, 30 m. La bouteille Niskin prélève l'eau sur une hauteur d'eau d'environ 70 cm sous la profondeur choisie si bien que nous avons donc considéré pour les données de la sonde bbe une valeur moyenne comprise entre la profondeur réelle et jusqu'à 70 cm sous cette dernière. Pratiquement, nous avons obtenu et utilisé entre 3 et 7 valeurs discrètes à partir des données de la sonde que nous avons donc moyennées.

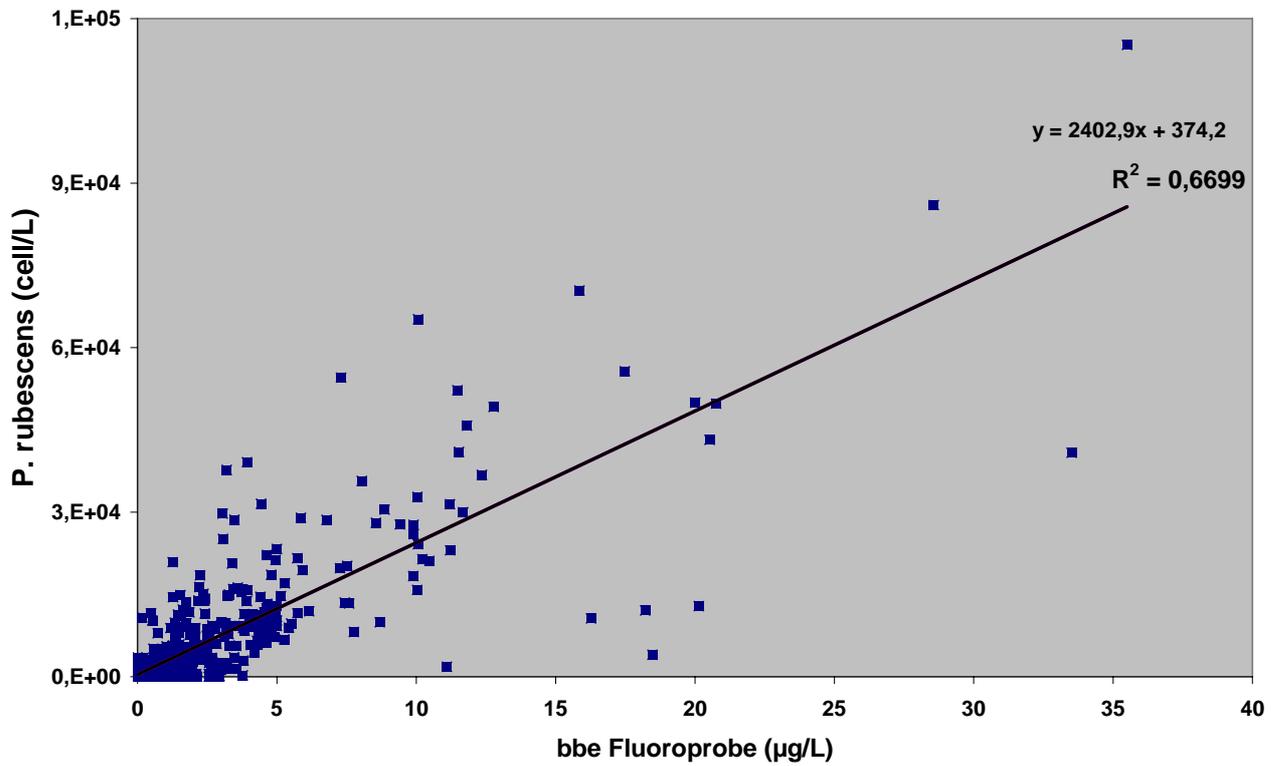


Figure 7 Relation entre les données issues de la sonde bbe CCLB et du comptage de *P. rubescens* sur la période 2004-2009

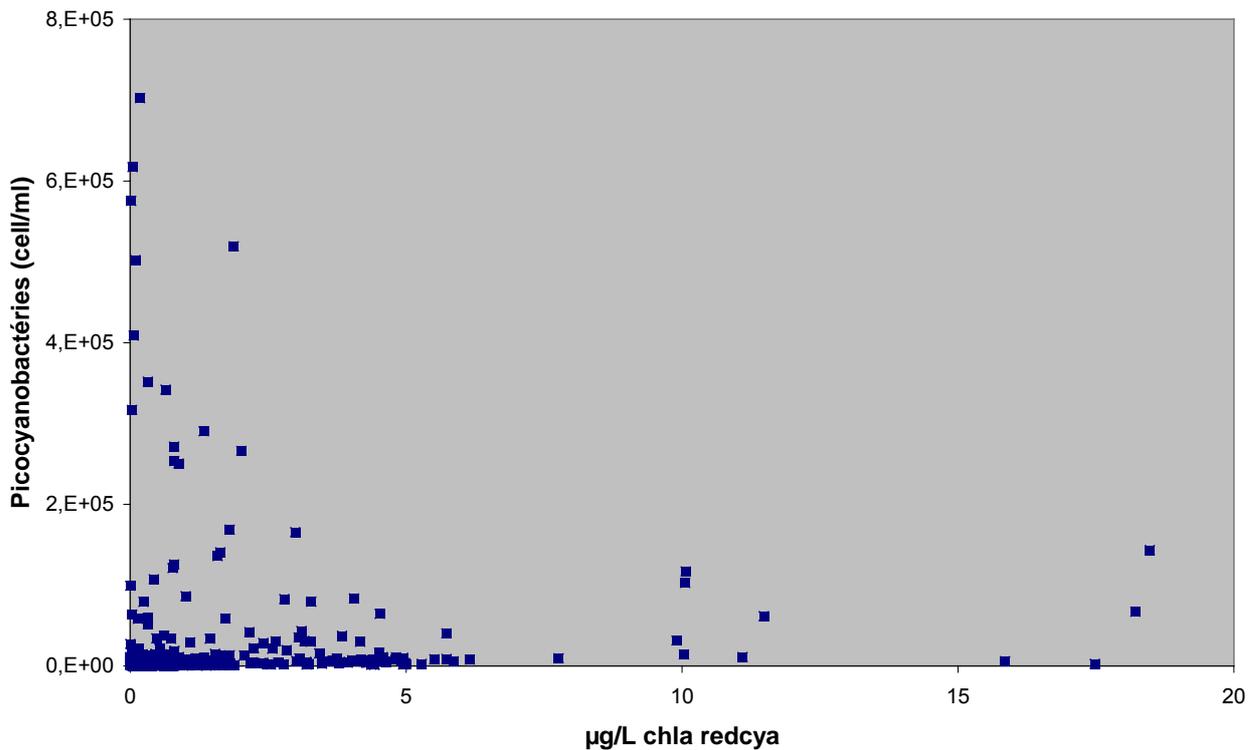


Figure 8 Relation entre les données issues de la sonde bbe et du comptage des picocyanobactéries sur la période 2004-2009

Aucune relation n'a été trouvée entre les données de la sonde et les picocyanobactéries riches en phycoérythrine suggérant que ces dernières n'interviennent pas ou peu dans le signal de la sonde et que ce dernier est donc clairement à attribuer à *P. rubescens*.

IV. UNE NOUVELLE CYANOBACTERIE ?

Malgré des conditions qui ne semblaient pas particulièrement propices (nutriments), nous avons observé une efflorescence de *Microcystis aeruginosa* (cyanobactéries potentiellement toxiques) pendant le mois d'août. En effet, dans certaines zones littorales des accumulations en surface de colonies ont été constatées par temps calme à partir du 6 août (photo 2). Il est probable que le bloom ait commencé en juillet (ce qui est généralement rapporté) car début août la couche de surface était jaune, caractéristique de cellules en train de mourir. Une croissance rapide est possible pour cette cyanobactérie et elle a pu atteindre une forte concentration en seulement quelques jours.

Des prélèvements ont été faits à différents endroits et aussi des mesures de microcystines qui ont atteint des valeurs de 100 µg de toxines par litre.

La sonde BBE voit très mal cette cyanobactérie, peut être à cause des formes coloniales comme cela a déjà été constaté sur la retenue de Grangent.

Brièvement, le contexte d'apparition de ce bloom est le suivant :

- Conditions Physico chimique « plutôt défavorables »

Les concentrations en nutriments sont faibles depuis plusieurs semaines

Phosphate < 0,004 mgP.L⁻¹ entre 0 et 30 m de profondeur depuis le 27/04

Nitrate entre 0,10 et 0,16 mgN.L⁻¹ jusqu'à 10 m de profondeur depuis le 7/7

Les températures de l'eau sont élevées mais pas exceptionnelles

à 2 m Températures > 22°C depuis le 30/06.

- Conditions Météorologique « plutôt favorables »

Depuis le début de l'année, nous observons par rapport aux moyennes un déficit pluviométrique cumulé de plus de 170% et des excédents des cumuls des températures de l'air et des insolation respectivement de plus de 50 et 30 %.

A la suite de l'apparition des nappes, des contacts sont pris avec les services de la DDASS et les gestionnaires des plages afin d'assurer de bonnes conditions pour les activités nautiques (informations auprès des surveillants, vigilance accrue sur les zones sensibles).

Des prélèvements effectués le 18 août sur les plages du Lido (Tresserve) et du Bourget du Lac montrent des concentrations inférieures aux recommandations de la DGS.

Les nappes ne sont plus signalées après le 20 août, probablement à mettre en relation avec des conditions météo plus agitées.



Photo : G.Paolini

Nappe



Photo :G.Paolini



Photo : F. Rimet

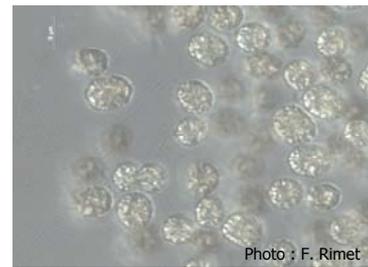


Photo : F. Rimet

Colonie

Photo 2 *Microcystis* au lac du Bourget, août 2009

Ce que nous révèle la bibliographie :

- Bourrelly (1955) rapporta la présence de *M. aeruginosa* dans le phytoplancton estival du lac du Bourget, décrit alors comme un lac oligotrophe. Il écrivait que c'était là un signe d'eutrophisation.
- Balvay (1972) rapporta une fleur d'eau à *M. aeruginosa* à l'automne 1972 qui donnait l'impression d' « un déversement de peinture verte dans les eaux du lac du Bourget ».

Cette espèce n'est donc pas inconnue du lac et elle a souvent été décrite à la fin des années 60 début 70 présente avec ses consœurs *Aphanizomenon* et *Anabaena*. Les forts ensoleillements de surface ne lui font pas peur car, sous sa forme coloniale, elle peut synthétiser des acides aminés de type mycosporine qui la protègent efficacement de l'effet délétère des ultraviolets.

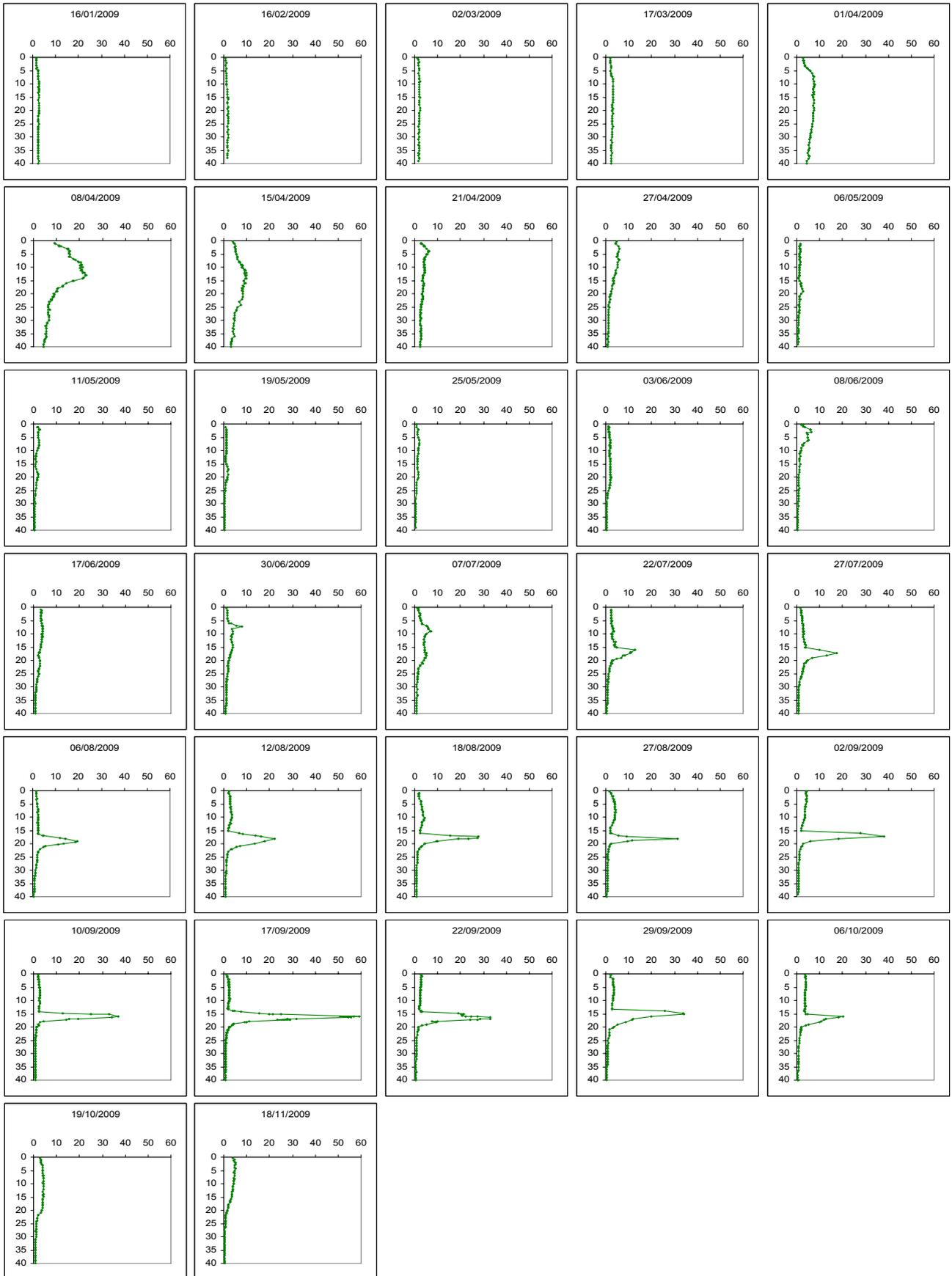
Dores et déjà, plusieurs questions émergent :

- va-t-on voir le retour de blooms à *Microcystis* sur le lac du Bourget et si oui pourquoi ?
- ce bloom a-t-il été rendu possible à partir d'un inoculum pélagique en attente de conditions favorables comme l'été 2009 qui a été chaud, peu pluvieux et très ensoleillé ? Y a-t-il une modification morphologique (passage de cellules isolées à des formes coloniales) ?
- y a-t-il pu avoir recrutement benthique après de nombreuses années de latence dans le sédiment ? Si oui pourquoi et comment ? le sédiment a-t-il été remanié (dragage ou autre) ?

Il sera critique de rester vigilant sur la possibilité d'observer l'efflorescence à *Microcystis aeruginosa*. Dans ce but il serait important de s'intéresser au sédiment (et réaliser un carottage dans ce but) qui assure le recrutement de cette population pour y détecter cette cyanobactérie et y associer des mesures de toxines.

Une collaboration de travail pourrait être envisagée avec le Laboratoire de Delphine Latour (Clermont-Ferrand).

Annexe A. Lac du Bourget ; point B ; profils fluo chlorophylle totale



ETUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre seront présentées les données du suivi global de la communauté zooplanctonique du lac du Bourget pour l'année 2009. La première partie traite de la composition spécifique et des abondances moyennes de cette communauté, en relation avec les résultats des années précédentes du suivi (2004-2009). Sont ensuite décrites les dynamiques saisonnières des branchiopodes et copépodes, observées au cours de l'année 2009, en relation avec la dynamique phytoplanctonique.

I. METHODOLOGIE

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2009 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.

De retour au laboratoire, les échantillons sont fixés au formol à 5%. 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 (cf Annexe). 18 prélèvements ont pu être analysés en 2009.

II. COMPOSITION SPECIFIQUE DE LA BIOCENOSE CRUSTACEENNE

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 12 et 15, pour un total de 16 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi en 2004. Ces 16 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 9 taxons branchiopodes (*Bosmina longirostris*, *Bosmina coregoni*, *Bythotrephes longimanus*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia hyalina*, *Daphnia* spp. + *galeata*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina longispina* et *Leptodora kindti*). Toutefois, certains de ces taxons sont rares (*B. coregoni*, *C. sphaericus*, *M. viridis*, *C. vicinus* et *A. robustus*), dans la mesure où, lorsqu'ils sont observés, ce n'est qu'à des abondances faibles lors d'occasions ponctuelles. En 2009, aucun individu de *B. coregoni* n'a été observé, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont été observés qu'à une seule occasion (1/4 et 11/5 respectivement) tandis que *C. sphaericus* et *C. vicinus* ont été observés à 3 dates. Les autres espèces sont observées régulièrement au cours de l'année, et d'une année sur l'autre.

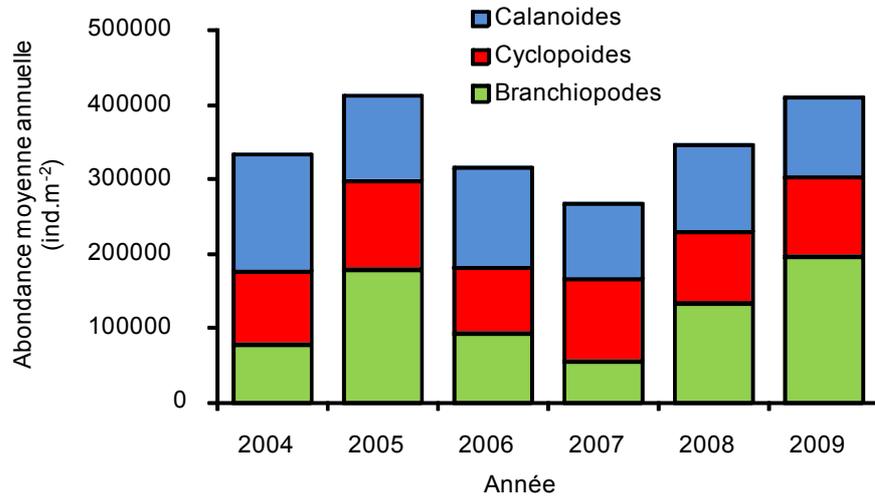


Figure 1 Abondances moyennes annuelles des différents taxons crustacéens du zooplancton du Lac du Bourget sur la période 2004-2009

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen est très élevée en 2009 (~400 000 ind.m⁻²), et du même ordre que le maximum atteint en 2005 (Figure 1). Alors que les abondances des deux taxons copépodes, cyclopoïdes et calanoïdes, sont relativement stables d'une année sur l'autre (entre 210 et 250 000 ind.m⁻²), les différences annuelles de l'abondance moyenne du zooplancton crustacéen dépendent essentiellement des variations interannuelles de l'abondance des branchiopodes, qui varie de 54 000 en 2007 à 200 000 en 2009.

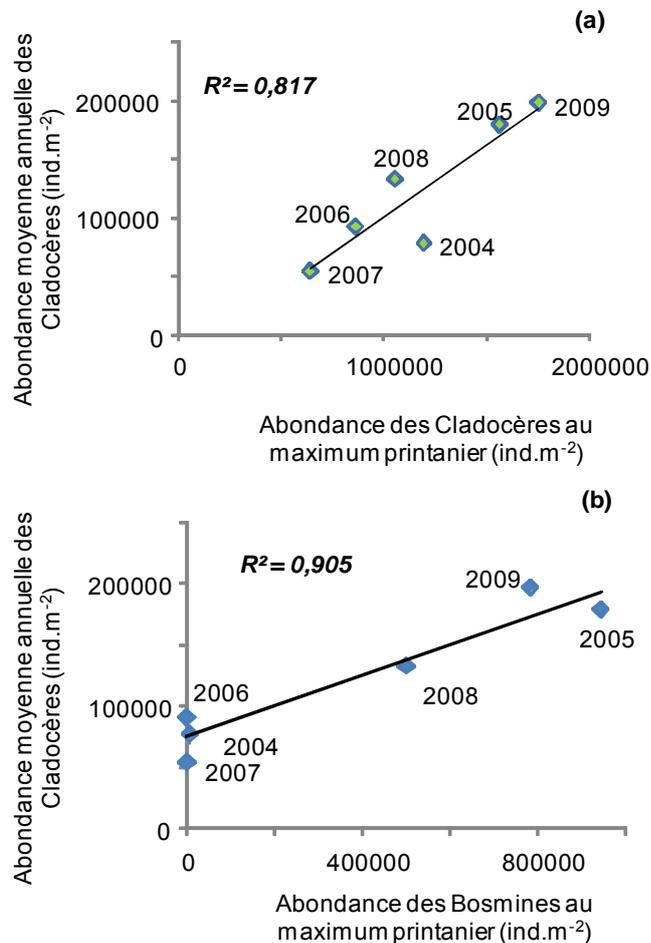


Figure 2 Relations entre abondances moyennes annuelles et (a) abondances maximales printanières des Cladocères ; (b) abondances maximales printanières des Bosmines, observées lors de la phase des eaux claires

Cette forte variabilité interannuelle des abondances de Cladocères est essentiellement le fait de la variation interannuelle de l'abondance de Cladocères lors du maximum printanier (ou phase des eaux claires), de 600 000 en 2007 à 1 800 000 ind.m⁻² en 2009 (Figure 2a). L'abondance des Daphnies lors des maxima printaniers ne varie que d'un facteur 2 d'une année sur l'autre, et la variabilité interannuelle de l'abondance des cladocères est plus particulièrement le fait de variations spectaculaire de l'abondance des Bosmines d'un printemps à l'autre (Figure 2b). Ainsi, les années où la communauté crustacéenne est dominée par les Cladocères (2005, 2009) correspondent à des années à développement massif des Bosmines (*E. longispina* essentiellement) au printemps. En l'absence de ces développements de Bosmines, les copépodes dominent largement la communauté crustacéenne au lac du Bourget.

III. DYNAMIQUE SAISONNIERE DU ZOOPLANCTON CRUSTACEEN

L'ensemble des familles crustacéennes montrent en 2009 une dynamique unimodale, avec un pic d'abondance printanier entre les 11/05 et 25/05, avec des abondances maximales proches de 1 200 000 ind.m⁻² pour les branchiopodes, 450 000 ind.m⁻² pour les calanoides et 260 000 ind.m⁻² pour les cyclopoïdes. Ces maxima printaniers d'abondance zooplanctonique correspondent aux minima phytoplantoniques, et placent ainsi la phase des eaux claires au Lac du Bourget entre les 11/05 et 25/05 en 2009.

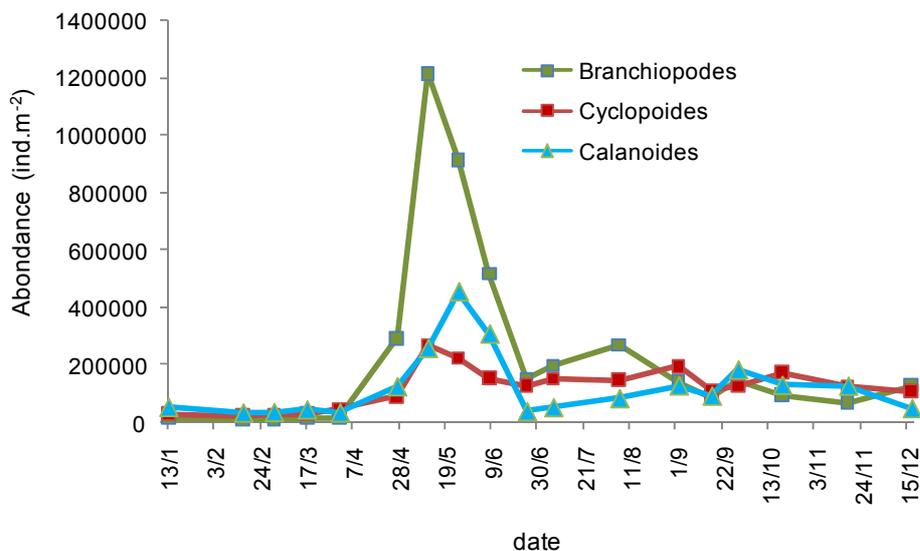


Figure 3 Evolution saisonnière des classes de microcrustacés zooplanctoniques en 2009

L'abondance des branchiopodes diminue ensuite rapidement en fin de printemps pour se maintenir à des valeurs de 250-300 000 ind.m⁻² en été, puis de l'ordre de 100 000 ind.m⁻² en automne-hiver. La dynamique saisonnière des Cyclopoïdes est peu marquée en 2009, avec des abondances qui se maintiennent tout le reste de l'année à des valeurs proches de celles atteintes lors du pic printanier (de l'ordre de 200 000 ind.m⁻²). Enfin, l'abondance des Calanoides diminue drastiquement à la fin de la phase des eaux claires, à des valeurs inférieures à 100 000 ind.m⁻² pendant l'été, avant une reprise de croissance relativement peu marquée en automne, à des abondances comprises entre 100 000 et 200 000 ind.m⁻².

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

Les pics d'abondances des branchiopodes herbivores au cours de l'année 2009 résultent de la dynamique des deux espèces majoritaires, *D. hyalina* et *E. longispina* (Figure 3).

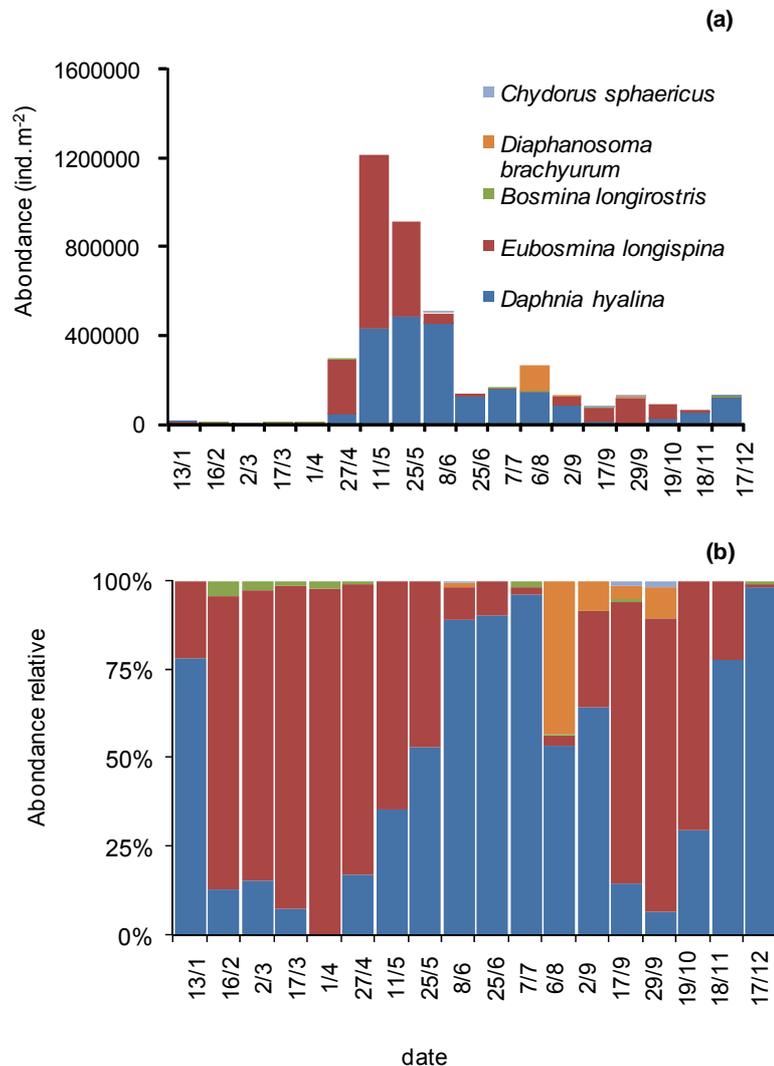


Figure 4 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2009 en (a) abondance absolue et en (b) abondance relative

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. Bien que les abondances soient faibles en début d'année, la communauté est largement dominée par les Bosmines *E. longispina*. Comme mentionné précédemment, en 2009, le pic printanier des Branchiopodes herbivores atteint des abondances exceptionnelles à la fois des Daphnies et des Bosmines, qui co-dominent. Après la phase des eaux claires, et tout au long de l'été, comme observé depuis 2004, la communauté est largement dominée par les Daphnies, les Bosmines représentant moins de 10% des branchiopodes herbivores. En toute fin d'été, *Diaphanosoma brachyrum*, espèce à preferendum estival,

représente transitoirement près de 50% de la communauté des branchiopodes herbivores. En automne, bien que les abondances absolues des branchiopodes restent relativement stables, la communauté est à nouveau dominée, à plus de 75%, par *E. longispina*. La dominance de la communauté des branchiopodes herbivores en automne est observée régulièrement depuis 2004, et pourrait être associée à la meilleure aptitude de *E. longispina*, par rapport aux Daphnies, à ingérer les algues filamenteuses, souvent abondantes à cette période (Fulton 1988a). La dominance printanière des Bosmines n'est par contre pas systématique, bien qu'observée précédemment, en 2005 et en 2008. Elle pourrait être le fait à la fois de processus ascendants, avec une communauté phytoplanctonique dominée par les algues filamenteuses ainsi que de processus descendants de prédation par les poissons. En effet, la plupart des espèces piscicoles exercent une prédation sélective sur les branchiopodes de grande taille, tels que les Daphnies, laissant ainsi l'avantage aux espèces de plus petite taille, tels que *E. longispina* (Brooks and Dodson 1965, Lemma et al. 2001).

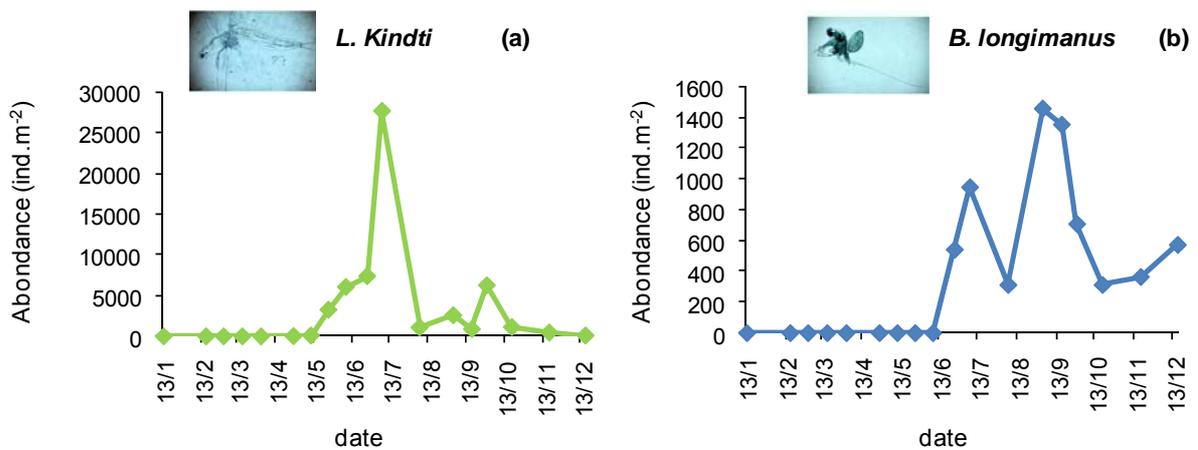


Figure 5 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs (a) *Leptodora kindti* et (b) *Bythotrephes longimanus* au Lac du Bourget en 2009

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus* sont environ 20 fois plus faibles que celles des cladocères herbivores, mais en raison de leur grande taille, ces espèces représentent des biomasses non négligeables. 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 and 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 4), lorsque leurs proies sont abondantes (Anneville et al. 2004). Le pic d'abondance de *B. longimanus* est toutefois particulièrement tardif en 2009, puisqu'il n'apparaît que fin septembre, contre fin juin entre 2004-2008. Chaque année, *L. kindti* est 10-20 fois plus abondants que *B. longimanus*. Les abondances maximales de *L. kindti* (27000 ind.m⁻²) sont les plus importantes observées sur la série 2004-2009 tandis que le maximum de *B. longimanus* est le plus faible observé sur cette même série, mais aussi le plus tardif.

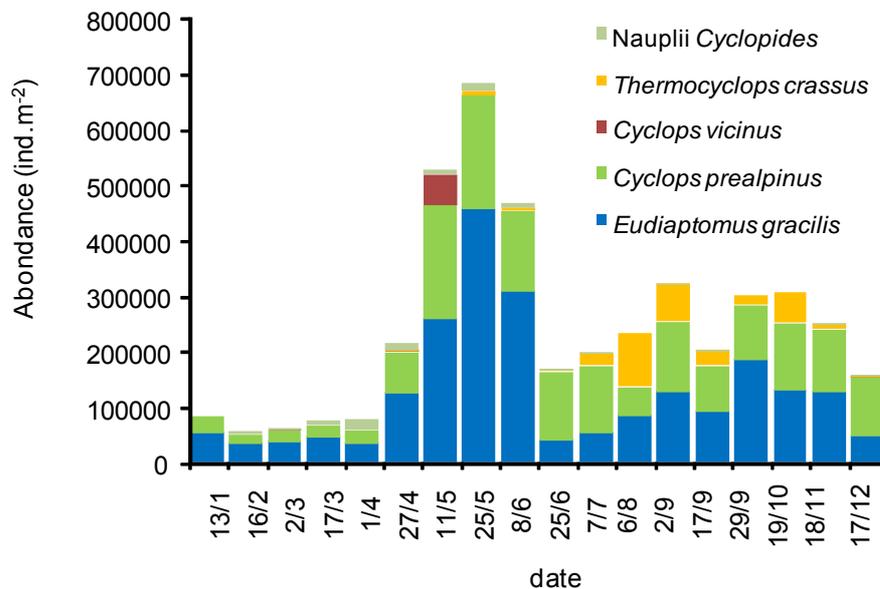


Figure 6 Evolution saisonnière de la composition des copépodes en 2009

La dynamique des communautés de copépodes est similaire à celle des années précédentes et ne montre pas de succession spécifique très marquée (figure 5). Le calanoïde *E. gracilis* et le cyclopoïde *C. prealpinus* dominent tout au long de l'année la communauté des copépodes. Le pic d'abondance printanier est très marqué pour *E. gracilis* mais les effectifs diminuent rapidement après le pic printanier de nanoplancton. La dynamique du calanoïde semble donc très dépendante de la présence d'algues phytoplanctonique de petite taille. *C. prealpinus* est une espèce prédatrice du zooplancton et sa dynamique est plutôt dépendante de l'abondance des autres espèces de crustacées (Gliwicz, 1969). D'autres espèces coexistent, mais n'apparaissent que de façon plus transitoire, telle que *T. crassus*, espèce typiquement estivale.

IV. 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. Le pic d'abondance était de l'ordre de 44 000 ind.m⁻² en 2004, 1800 ind.m⁻² en 2005 et 12 000 ind. m⁻² en 2006. En 2008 comme en 2007, aucune larve n'a été observée dans les comptages. En 2009, les larves n'ont été observées qu'à une unique date (7/7) à des abondances de l'ordre de 1700 ind. m⁻².

* Rotifères

Les rotifères observés dans les prélèvements sont de grandes espèces (*Asplanchna* sp., *Kellicottia* sp., *Conochilus* sp., *Notholca* sp.)(Figure 7).

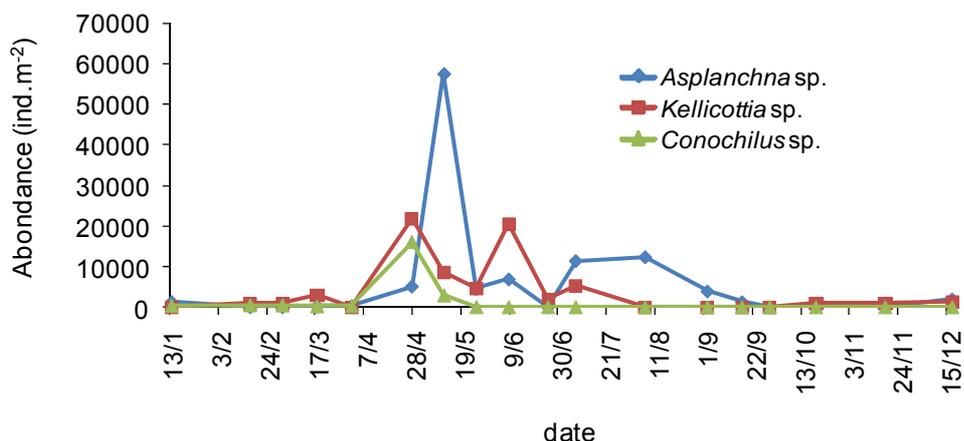


Figure 7 Evolution saisonnière des abondances de rotifères en 2009

En 2009 comme en 2007-2008, les rotifères du genre *Notholca* n'ont pas été observés. En 2006 et 2004, ils n'avaient été observés, en abondance faible, qu'à une seule occasion.

Asplanchna sp. montre, en 2009, une dynamique qui reproduit celle de l'ensemble des crustacés zooplanctoniques, avec un pic en fin de printemps (70 000 ind.m⁻²), globalement d'abondance plus faible qu'au cours des années précédentes, et une reprise faible de la dynamique en fin d'été. La dynamique de *Kellicottia* sp. reproduit celle des années précédentes avec des effectifs compris entre 10 000 et 20 000 ind.m⁻² au printemps. *Conochilus* sp. ne montre une abondance significative, de l'ordre de 20 000 ind.m⁻² uniquement qu'en tout début de printemps 2009.

V. CONCLUSION

Si la dynamique et les abondances moyennes de copépodes sont relativement stables d'une année sur l'autre dans le lac du Bourget, celles des cladocères dépendent plus fortement de la qualité du phytoplancton. L'année 2009 a été marquée par un développement exceptionnel des Cladocères notamment lors de la phase des eaux claires, avec une dominance marquée des Bosmines de l'espèce *E. longispina* sur les Daphnies au printemps et à l'automne. La dominance des Bosmines à l'automne a été observée régulièrement au cours du suivi 2004-2009 du lac du Bourget et peut être attribuée à la composition du phytoplancton en fin de période estivale : en effet, les cyanobactéries filamenteuses sont souvent abondantes à cette période de l'année, et *E. longispina* montre à la fois une aptitude supérieure à celle des Daphnies pour ingérer ces cyanobactéries filamenteuses (Fulton 1988a) mais aussi une résistance supérieure aux toxines qu'elles peuvent produire (Fulton 1988b). La dominance de *E. longispina* sur les Daphnies au printemps, avant la phase des eaux claires est moins typique, bien qu'elle ait déjà été observée en 2005, en dans une moindre mesure, en 2008 sur le Lac du Bourget. L'absence de cyanobactéries dans la communauté phytoplanctonique à cette période de l'année soutient plutôt l'hypothèse que cette dominance résulte plus vraisemblablement d'effets descendants du réseau trophique (Brooks and Dodson 1965, Lemma et al. 2001), c.a.d. de la prédation sélective des poissons zooplanctonophages sur les espèces de cladocères de grande taille (les Daphnies) à la faveur des espèces de petite taille (*E. longispina*).

Annexe 1

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 :

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

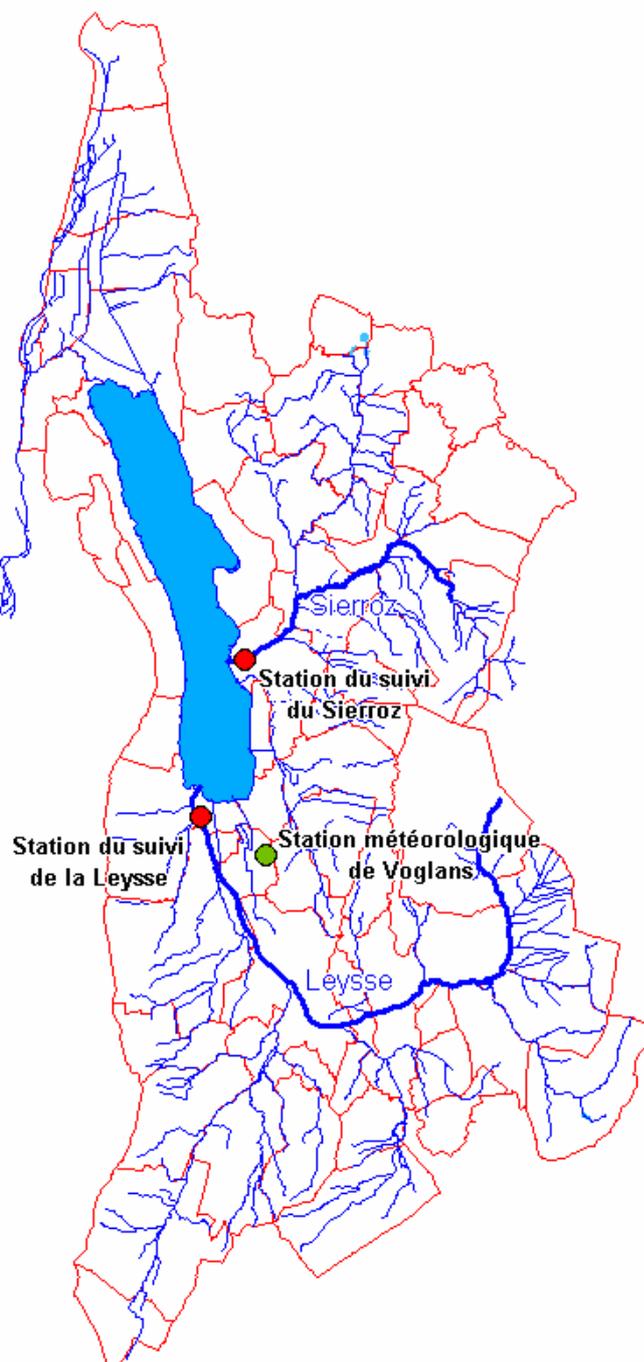
Où: $N_{ind.ss.ech}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon, $Vol_{ech.total}$ est le volume de l'échantillon ajusté (en ml), $Vol_{ss.ech}$ est le volume du sous-échantillon (en ml), H. filtrée est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{filtré}$ le volume filtré par le filet (4.81 m³).

SUIVI DE LA QUALITE DES EAUX DES TRIBUTAIRES DU LAC DU BOURGET EN LIEN AVEC LA METEOROLOGIE LOCALE

I. DONNEES METEOROLOGIQUES

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



I.1. Températures

L'année 2009 a été une année plus chaude que les précédentes (12,36°C contre 11,3°C pour la période 1974-2009). Elle se classe juste derrière 2003 (12,5°C).

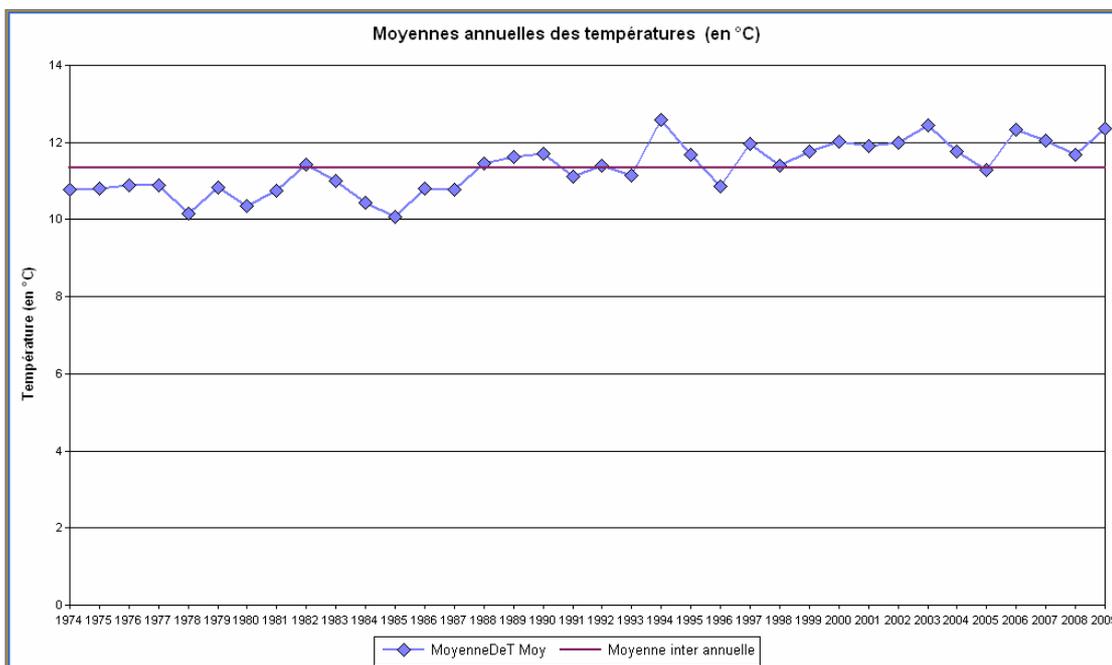


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures entre de 1974 et 2009

L'excédent de chaleur a été notamment du aux mois d'avril à septembre. La moyenne annuelle est toutefois limitée par les mois de janvier et février plus froid et les mois d'octobre et mars conformes aux moyennes interannuelles 1974-2009. En définitive, les températures de l'année 2009 ont été majoritairement supérieures à la moyenne avec un maximum pour avril de +24%.

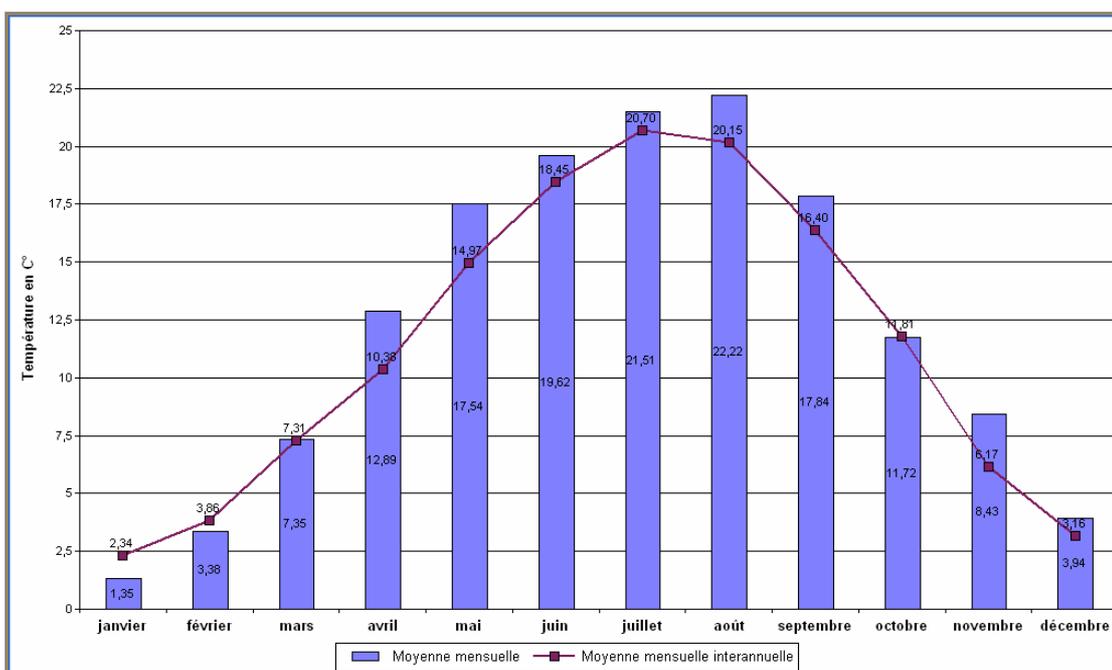


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures entre 1974 et 2009

I.2. Précipitations

Avec un cumul de 928,8 mm, l'année 2009 présente un fort déficit d'environ 26% par rapport à une année normale (1.249 mm). L'année 2009 est la 4^{ème} année la plus sèche depuis 1974.

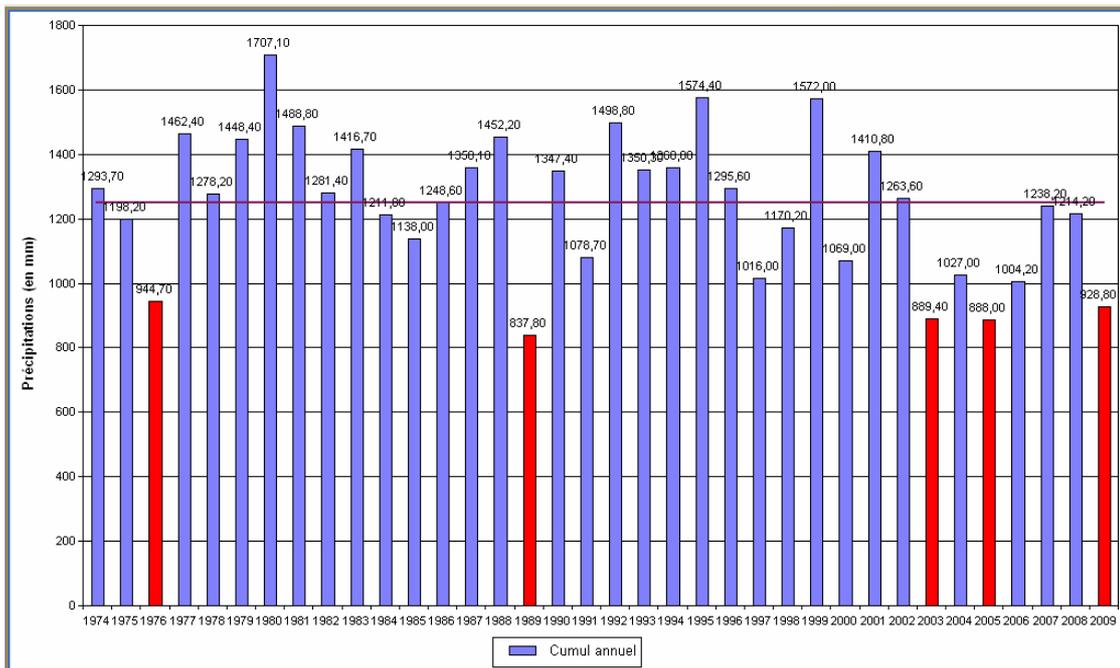


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2009

Ce fort déficit pluviométrique annuel se caractérise par une forte variabilité mensuelle :

- le déficit pluviométrique atteint 40% fin octobre (tous les mois précédents sont déficitaires) ;
- le mois de septembre enregistre une pluviométrie déficitaire record de 81%.
- Les mois de novembre et décembre sont excédentaires respectivement de 62 et 17%.

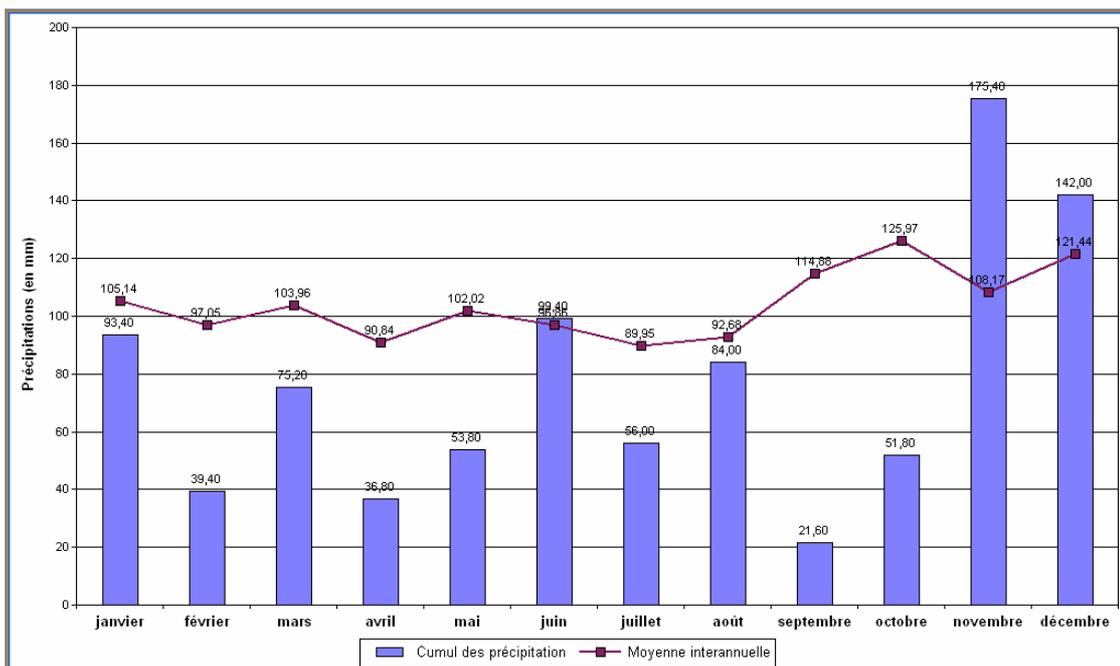
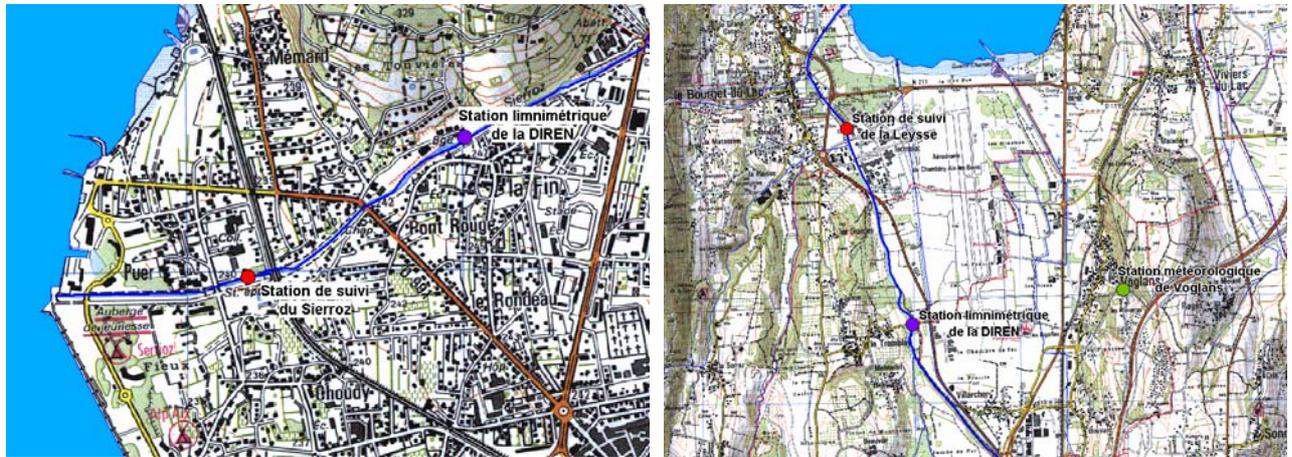


Figure 4 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2009

II. DONNEES HYDROLOGIQUES

La localisation des stations de mesures de suivi et des stations limnimétriques de la DIREN 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 DIREN 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 :

		Leysse (280 Km²)	Sierroz (133 Km²)
débit biennial	m ³ /s	110	53
module	m ³ /s	6,28	2,43
Q_{mna5}	m ³ /s	0,54	0,20

(source DIREN)

II.1. Hydrologie de la Leysse en 2009

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi donne un aperçu clair de l'hydrologie de la Leysse durant cette année 2009. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- La plus forte crue s'est produite en janvier (65,4 m³/s), soit 40% en dessous de la crue biennale (110 m³/s).
- Le volume transité en 2009 est de 110 Mm³ pour un débit moyen de 3,5 m³/s ;

- le débit a été inférieur au module durant 307 jours soit 84% du temps (contre 230 à 300 jours entre 2004 et 2008) et inférieur au Qmna5 pendant 51 jours soit 14% du temps (contre 0 à 33 jours entre 2004 et 2006).

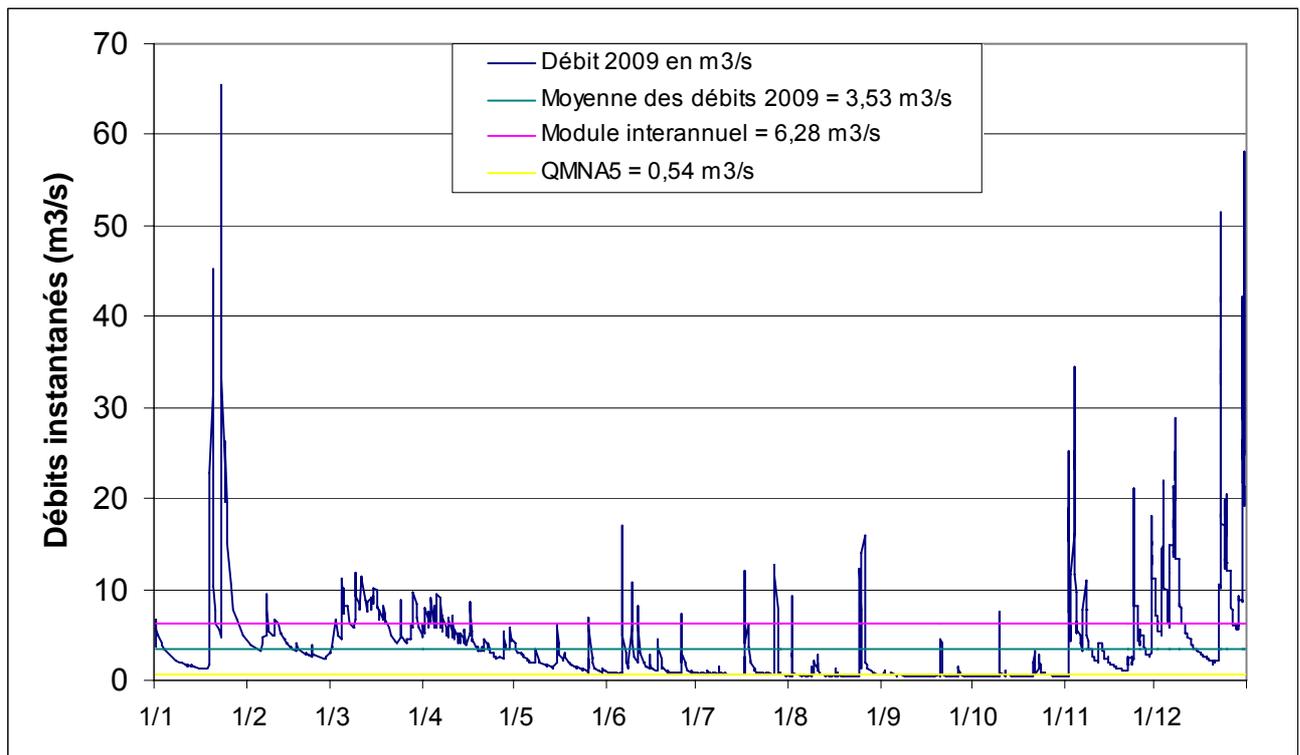


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leyse en 2009 (source DIREN)

II.2. Hydrologie du Sierroz en 2009

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2009 :

- La plus forte crue s'est également produite en janvier (25,3 m³/s) soit 52% en dessous de la crue biennale ;
- Le volume transité en 2009 est de 49 Mm³ pour un débit moyen de 1,53 m³/s ;
- Le débit a été inférieur au module durant 301 jours soit 83% du temps (contre 341 à 310 jours entre 2004 et 2008) et inférieur au Qmna5 pendant 82 jours soit 22,5% du temps (contre 0 à 44 jours entre 2004 et 2008).

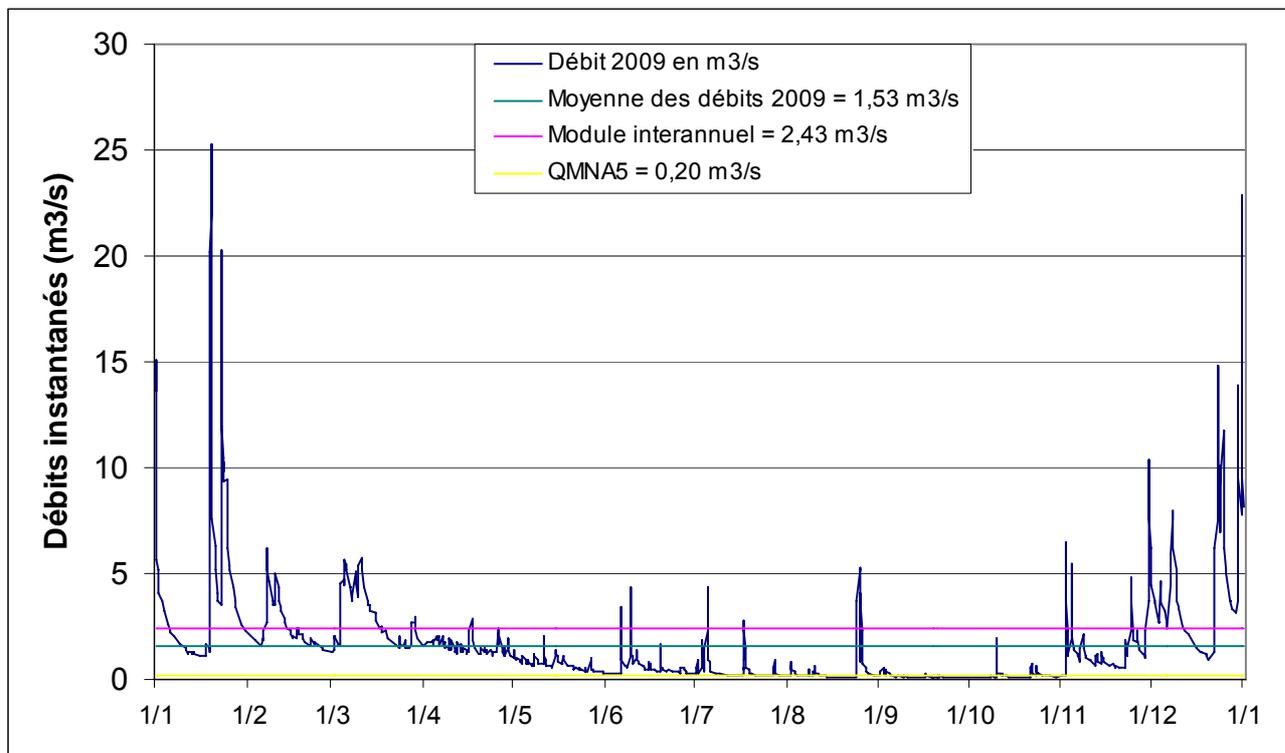
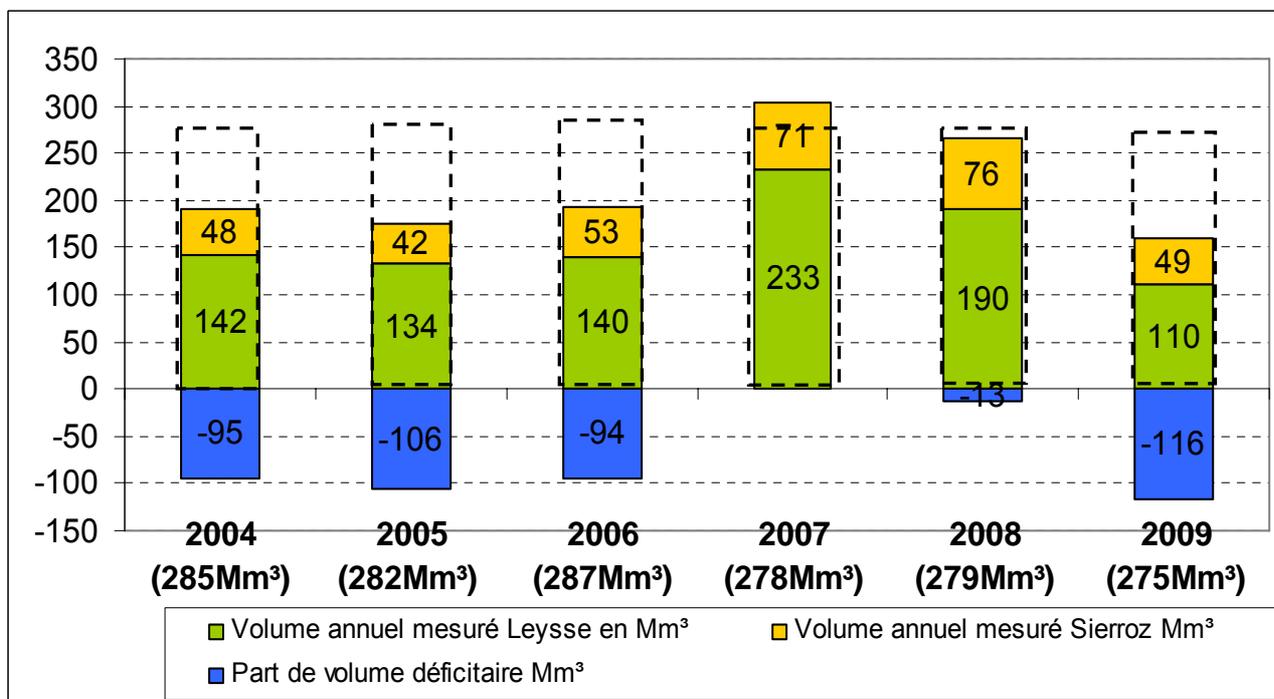


Figure 6 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2009 (source DIREN)

II.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leysse et le Sierroz en 2009, est à nouveau déficitaire : 159 Mm³ mesurés pour 275 Mm³ théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières).



Le bilan négatif de l'année 2009 (-116 Mm³ soit 42%) résulte du déficit couplé de la Leysse et du Sierroz. En effet, la Leysse a apporté 110 Mm³ contre environ 198 Mm³ théoriques soit un apport en baisse de 44%. Le Sierroz avec 49 Mm³ produits contre 77 Mm³ théoriques enregistre également une baisse de 36% environ. 2009 est l'année la plus déficitaire depuis le début du suivi des tributaires du lac.

II.4. La qualité des cours d'eau

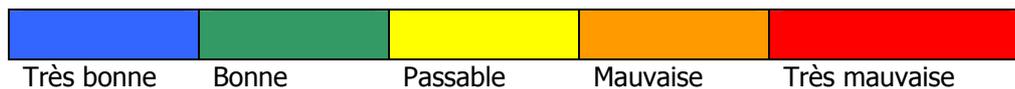
La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) vise l'atteinte du bon état écologique des cours d'eau à l'horizon 2015.

Ce qui signifie :

- un bon état chimique évalué au travers de normes de qualité environnementales pour 41 substances prioritaires.
- une bonne qualité écologique qui comprend les paramètres physico-chimiques généraux soutenant la biologie et les indices biologiques (IBGN, Indice poisson,...).
- une bonne qualité physique du cours d'eau.

Un des objectifs du suivi en semi-continu est de mesurer les paramètres physicochimiques généraux à un pas de temps quasi-quotidien.

La grille de notation des résultats est composée des 5 classes de qualité suivantes :



Il est utile de préciser que tous les prélèvements effectués par les stations de suivi ont été soumis à la grille de notation, et ce, quel que soit le régime hydrologique (étiage, crue, régime établi ou non). Dans cette partie l'exercice d'évaluation de la qualité sera limité aux prélèvements réalisés en régime établi (critère du SEQ).

L'objet du présent chapitre est de constater le classement des analyses 2009 sur la grille de notation précédente.

Remarque :

Pour permettre la compréhension des graphiques présentés dans les chapitres qui suivent, il est précisé que :

- les couleurs correspondent aux classes de qualité du SEQ Eau dans sa version 2 ;
- on parle de déclassement dès lors que la notation est jaune, orange ou rouge ;
- les MES ne font pas partie des paramètres physicochimiques généraux ;
- la limite de bonne qualité pour les nitrates est de 50 mg/l pour la DCE ;
- chaque barre du graphique correspond à une analyse : ainsi, les traits grossis indiquent une juxtaposition de résultats identiques.

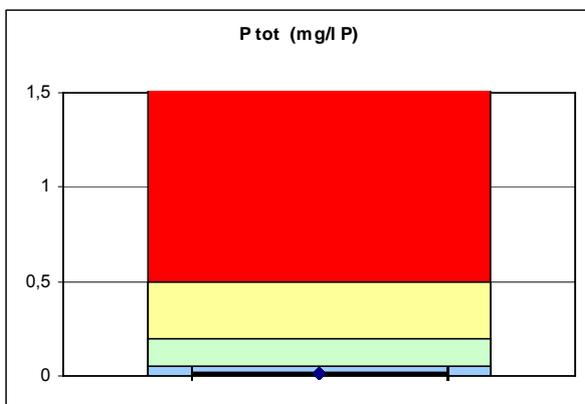
II.4.1. La Leysse

Au cours de l'année 2009, ce sont 83 analyses qui ont été effectuées sur la Leysse dont 34 en régime hydrologique établi.

Répartition des résultats par classe de qualité

Le phosphore (ortho P, Ptot)

La figure suivante présente la distribution des concentrations mesurées en phosphore total (Ptot) et orthophosphates (PO₄) sur les échantillons de l'année 2009.

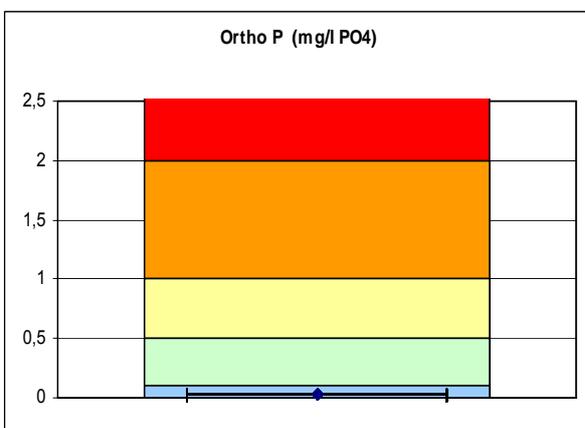


En période de régime hydrologique établi, les concentrations en Ptot présentent peu de variabilité.

Concentration moyenne pondérée :

0,012 mg.l⁻¹

Les concentrations en Ptot sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.



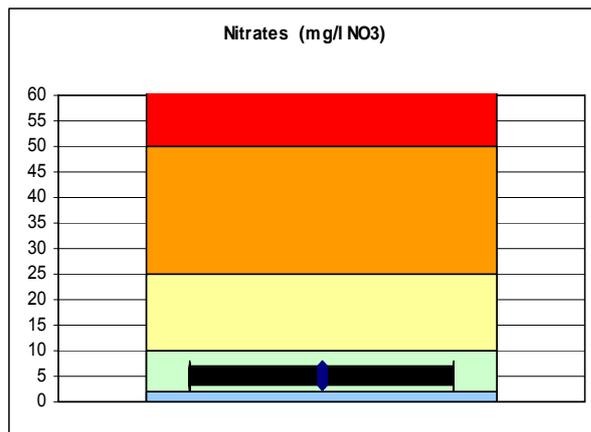
Les concentrations en PO₄ ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,0098 mgP.l⁻¹

Figure 7 Classement SEQ des concentrations en phosphore dans la Leysse en 2008

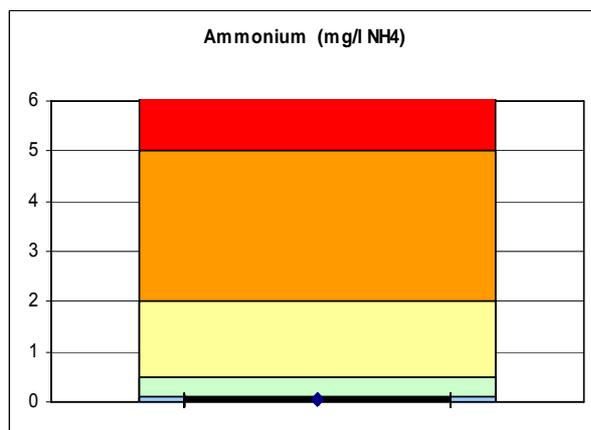
L'azote (nitrates, ammonium, azote kjeldahl)



Les concentrations en NO₃ ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

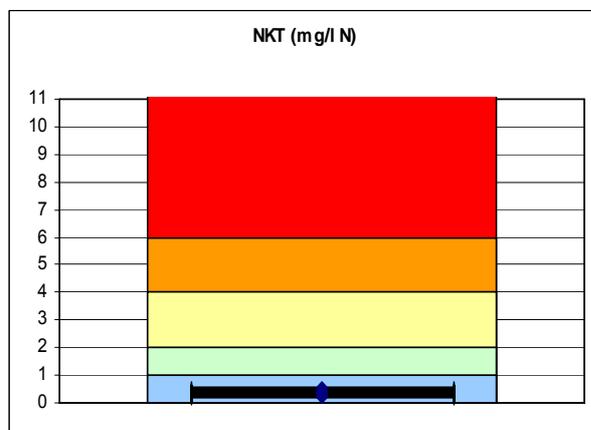
1,08 mgN.l⁻¹



Les concentrations en NH₄ ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,028.mgN.l⁻¹



Les concentrations en NKT ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,34.mg.l⁻¹

Figure 8 Classement SEQ des concentrations en azote dans la Leyse en 2008

Les MEST (matières en suspension totales)

Les concentrations en MES présentent 6 déclassements :

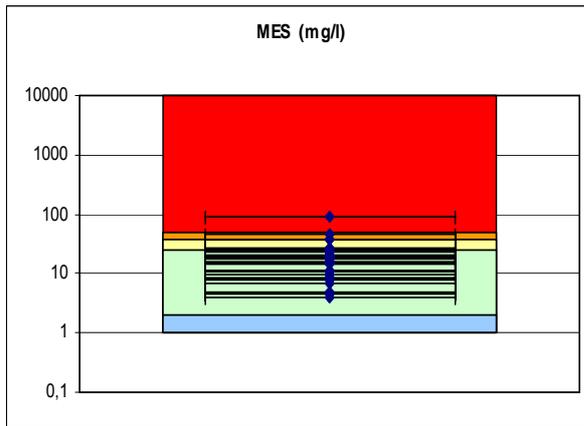


Figure 9 Classement SEQ des concentrations en MEST dans la Leysse en 2008

- 3 déclassements correspondent au ressuyage des crues du 19 juin (46mg/l), 28 juillet (91 mg/l) et 23 octobre (37 mg/l).
- les trois autres correspondent à de faibles pluies intervenant en étiage. Le ruissellement est déclassant mais n'occasionne pas de variation de débit.

Concentration moyenne pondérée :

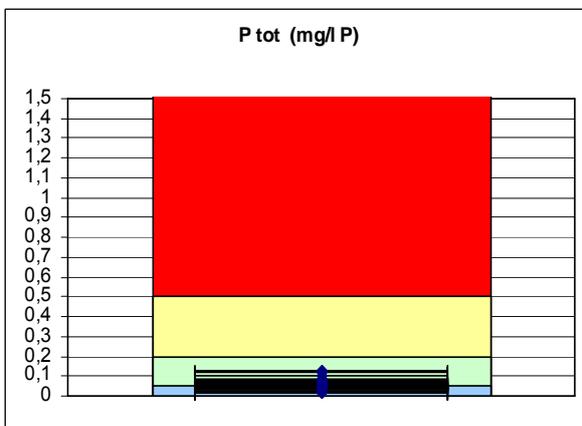
14,1 mg.l⁻¹

II.4.2. Le Sierroz

Au cours de l'année 2008, ce sont 81 analyses qui ont été effectuées sur le Sierroz dont 31 en régime hydrologique établi.

Répartition des résultats par classe de qualité.

Le phosphore (ortho P, Ptot)



Les concentrations en Ptot ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,028 mg.l⁻¹

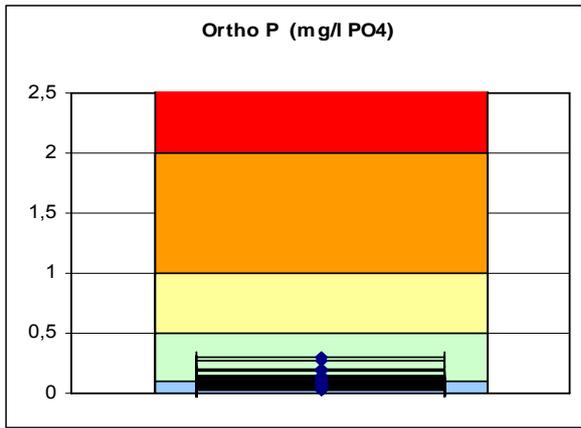


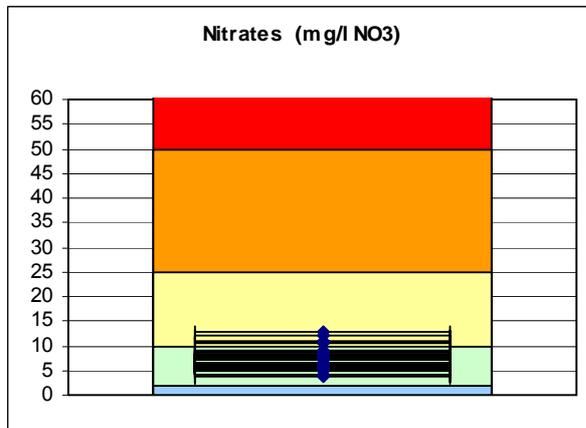
Figure 10 Classement SEQ des concentrations en phosphore dans Le Sierroz en 2008

Les concentrations en PO_4 ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,014 mgP.l⁻¹

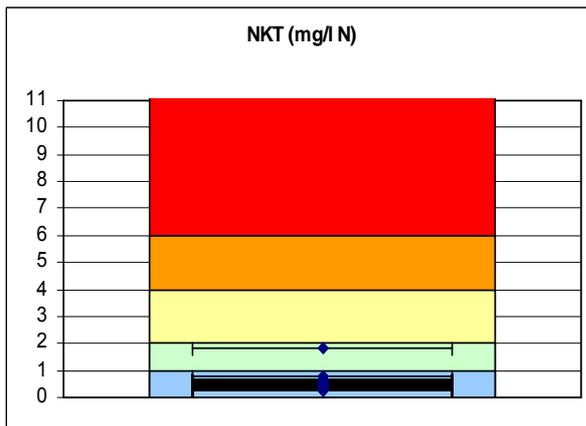
L'azote (nitrates, ammonium, azote kjeldahl)



Les concentrations en NO_3 présentent 5 déclassements en jaune mais restent toutefois conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps. Tous les déclassements sont liés à des périodes de ressuyages suite à des pluies plus ou moins importantes.

Concentration moyenne pondérée :

1,66 mgN.l⁻¹



Les concentrations en NKT ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,52 mg.l⁻¹

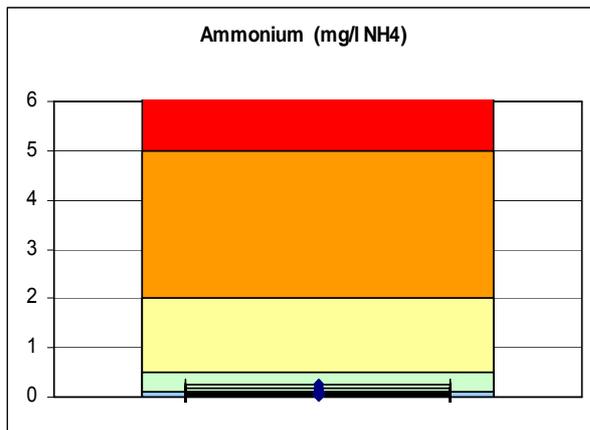


Figure 11 Classement SEQ des concentrations en azote dans le Sierroz en 2008

Les concentrations en NH_4 ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,039 mgN.l⁻¹

Les MEST (matières en suspension totales)

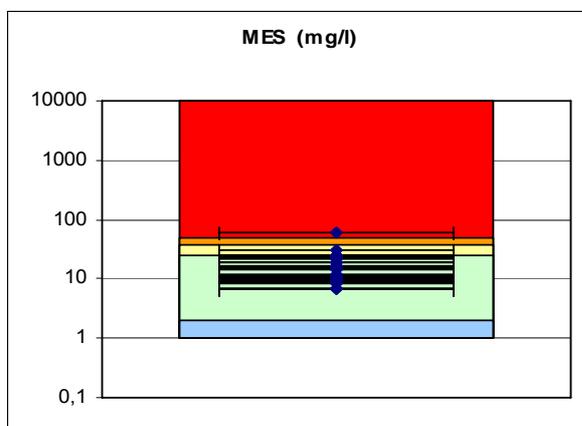


Figure 12 Classement SEQ des concentrations en MEST dans le Sierroz en 2008

Les concentrations en MES présentent 2 déclassements dont un en rouge (61 mg/l mesuré durant le ressuyage de la crue de fin octobre).

Concentration moyenne pondérée :

14,3 mg.l⁻¹

II.4.3. Conclusions et perspectives

Les paramètres azotés et phosphorés n'engendrent aucun déclassement en régime stabilisé. Les concentrations pondérées restent stables entre 2007 et 2009.

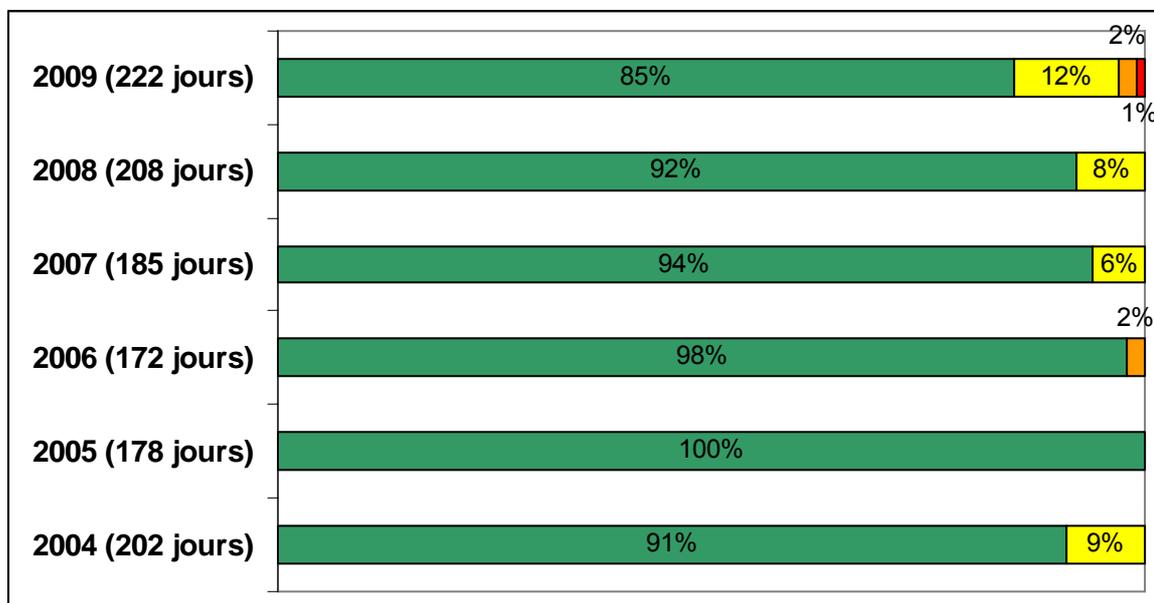
Les seuls déclassements observés sont liés aux paramètres « matières en suspension » et « nitrates » et tous sont consécutifs à des pluies plus ou moins fortes.

Les paramètres physico-chimiques généraux sont conformes aux normes de qualité environnementales définissant le bon état écologique des cours d'eau.

II.5. Conformité vis-à-vis de la DCE et comparaison avec les années précédentes

II.5.1. La Leysse

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



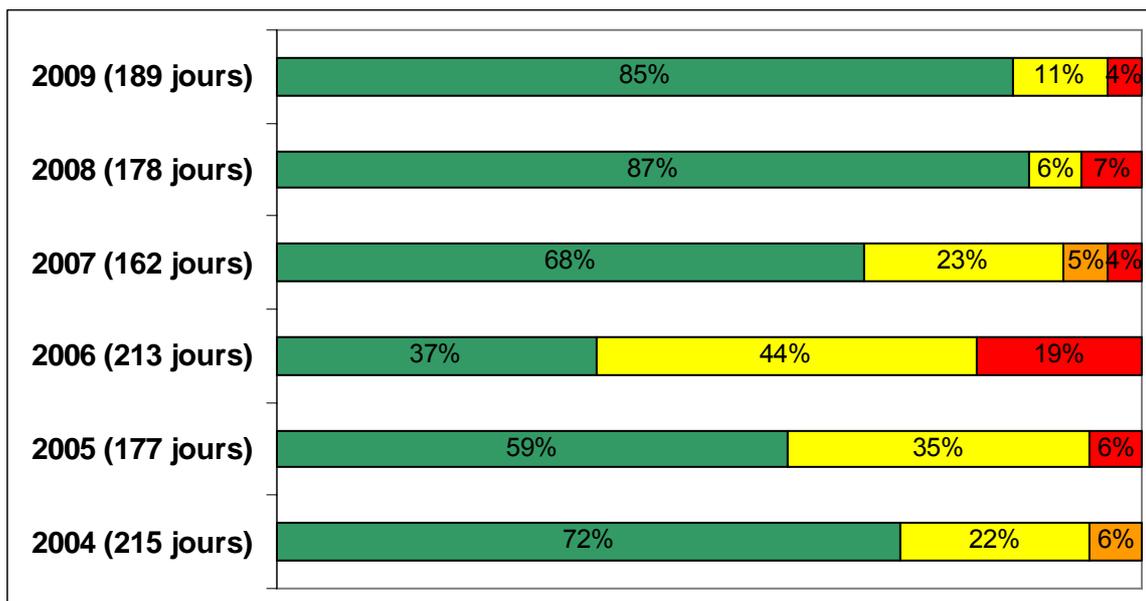
On notera qu'en 2009 :

- Au cours des 85% du temps durant lequel la Leysse est en classe verte, le paramètre limitant est à 28% les nitrates et 72% les MES.
- les 15% du temps pendant lequel la Leysse est déclassée correspondent à des déclassements liés aux MES.
- Les MES n'étant pas prises en compte pour l'évaluation du bon état la Leysse est donc conforme à la DCE 100% du temps en régime établi ;

En 2009, les MES sont l'unique paramètre déclassant sur la Leysse et toujours consécutivement à une pluie.

II.5.2. Le Sierroz

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



On remarque que :

- Au cours des 85% du temps durant lequel le Sierroz est en classe verte, le paramètre limitant est à 61% les nitrates, 34% les MES et 5% les matières azotées.
- Au cours des 11% du temps pendant lequel le Sierroz est déclassé en jaune, le paramètre déclassant est à 90% les nitrates et à 10% les MES.
- Les concentrations en MES sont responsables de 4% du temps de déclassement en rouge du Sierroz.
- Les MES n'étant pas pris en compte dans l'évaluation du bon état et les concentrations en nitrates, même déclassantes restant en dessous des 50 mg/l, le Sierroz est conforme à la DCE 100% du temps en régime établi.

Contrairement à l'année 2008, les nitrates sont à nouveau déclassants mais ceux-ci sont majoritairement consécutifs à un épisode de pluie.

II.5.3. Le Canal de Savières

L'interprétation suivante porte sur les 26 prélèvements ponctuels réalisés au cours de l'année 2009 et sur la chronique des débits horaires, fournie par la CNR.

Le canal de Savières étant l'exutoire du lac du Bourget, la notion de régime hydrologique stabilisé n'intervient pas, par contre une distinction peut être faite entre le mode de fonctionnement classique d'exutoire du lac (Rhône < Lac) et les périodes pendant lesquelles le débit s'inverse et où le Rhône devient un affluent du lac (Rhône > Lac).

Au cours de l'année 2009, comme l'indique le graphique ci-dessous, le régime hydrologique du Canal de Savières s'est réparti ainsi :

- 265 jours en fonctionnement Lac > Rhône pour un volume de 249,2 Mm³ transités.
- 100 jours en fonctionnement Rhône > Lac pour un volume de 6,7 Mm³ transités.

Le graphique suivant permet de visualiser les prélèvements sur l'hydrogramme et de les situer par rapport aux deux régimes hydrologiques du canal de Savières.

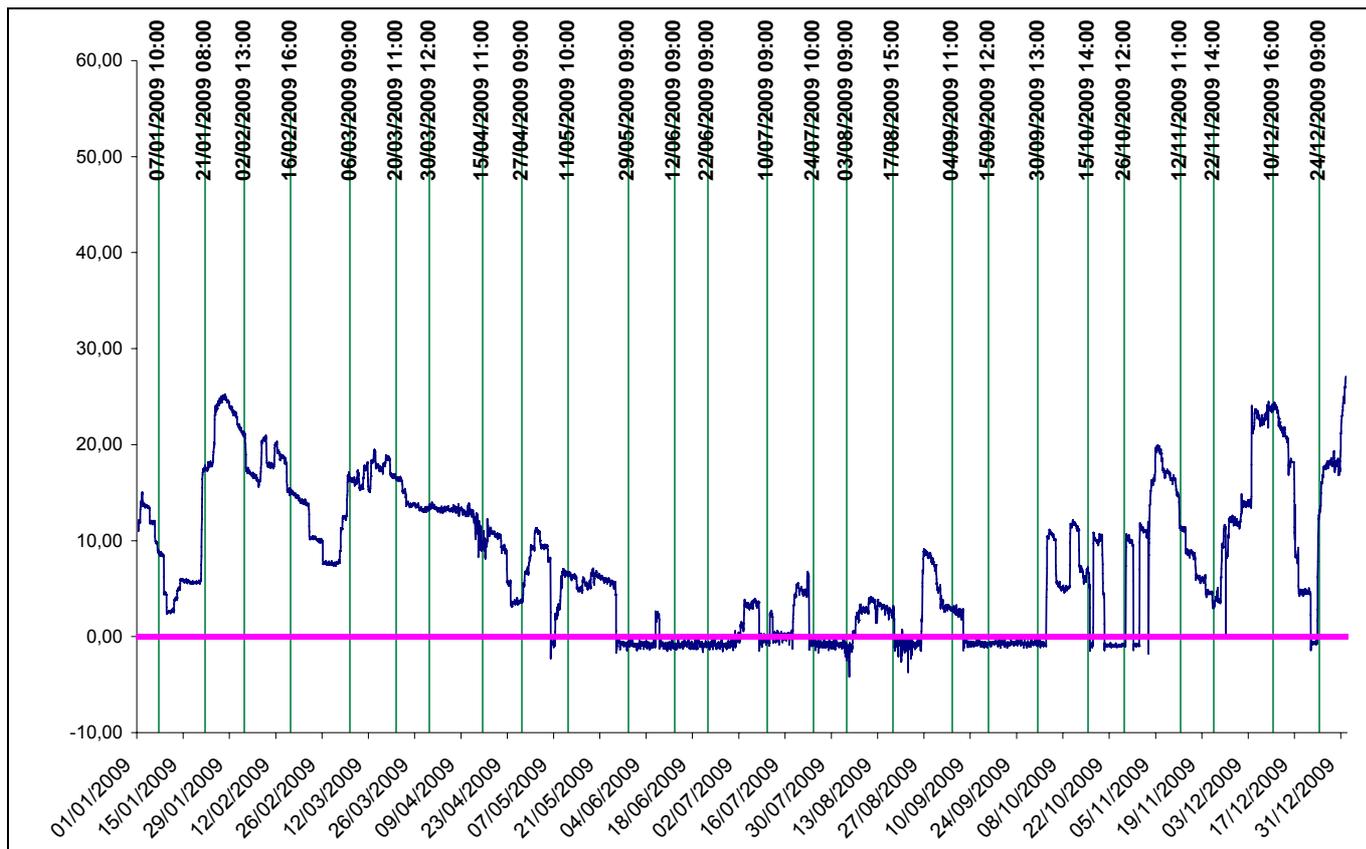


Figure 13 Positionnement des prélèvements ponctuels sur l'hydrogramme du canal de Savières

Chaque prélèvement est matérialisé par un trait vertical dont la couleur est représentative de la classe de couleur SEQ.

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

2008

(366 jours, 27 prélèvements)



2008 Rhône < Lac

(340 jours, 25 prélèvements)



2008 Rhône > Lac

(26 jours, 2 prélèvements)



2009

(366 jours, 26 prélèvements)



2009 Rhône < Lac

(266 jours, 18 prélèvements)



2009 Rhône > Lac

(100 jours, 8 prélèvements)



On remarque qu'aucun déclassement n'a été mesuré sur le canal de Savières au cours de l'année 2009. Les MES et dans une moindre mesure les nitrates sont les paramètres limitants.

II.6. Ce qu'il faut retenir

La Leysse est restée en classe verte du SEQ V2 durant 85% du régime établi. Les 15% de déclassements sont liés aux paramètre MES.

Le Sierroz présente des déclassements liés aux nitrates et aux MES durant respectivement 10% et 8% du régime établi.

Les déclassements sont pour une part influencés par des ressuyages de crues et pour une autre part liés à un régime hydrologique très sévère favorisant la concentration en nutriment dans les eaux.

En 2009, les tributaires du lac suivis ont été conformes à la DCE pour les paramètres physicochimiques généraux.

II.7. Evolution des concentrations tous régimes confondus

Par paramètre

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

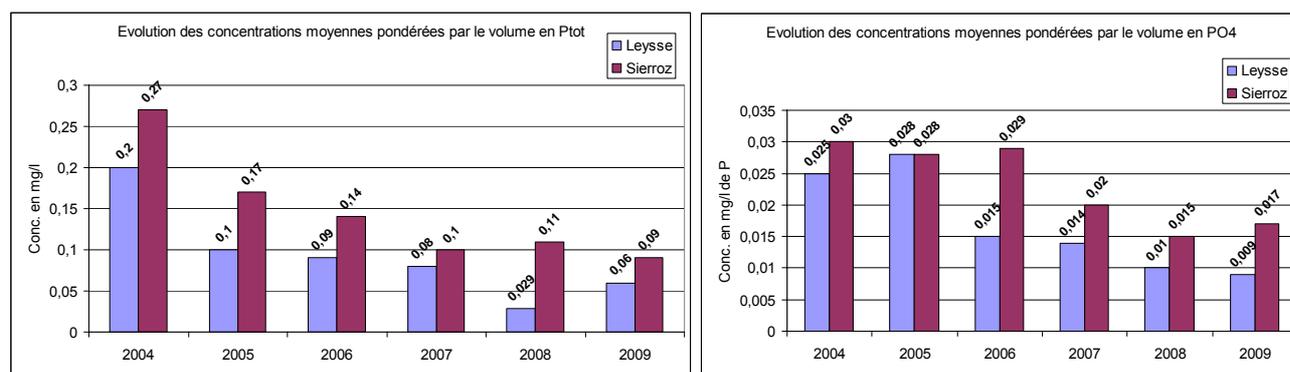


Figure 14 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

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

En 2009, les concentrations en Ptot sont en baisse sur le Sierroz et en hausse sur la Leysse. L'année 2008 avait été marquée par une réduction de 64% de la concentration en Ptot dans la Leysse principalement liée au temps de pluie. Cette année cela se traduit par une augmentation de 107% de la concentration moyenne pondérée de Ptot par rapport à 2008. Cette hausse est à relativiser eu égard à la diminution de 25% constatée entre 2007 et 2009. Les concentrations en Ptot sont divisées par 7 sur la Leysse et par 3 sur le Sierroz entre 2004 et 2009.

Excepté de légères augmentations constatées en 2006 et 2009 sur le Sierroz et en 2005 sur la Leysse, les concentrations en PO₄ sont en baisse depuis le début du suivi : division par 3 des concentrations sur la Leysse et par 2 sur le Sierroz.

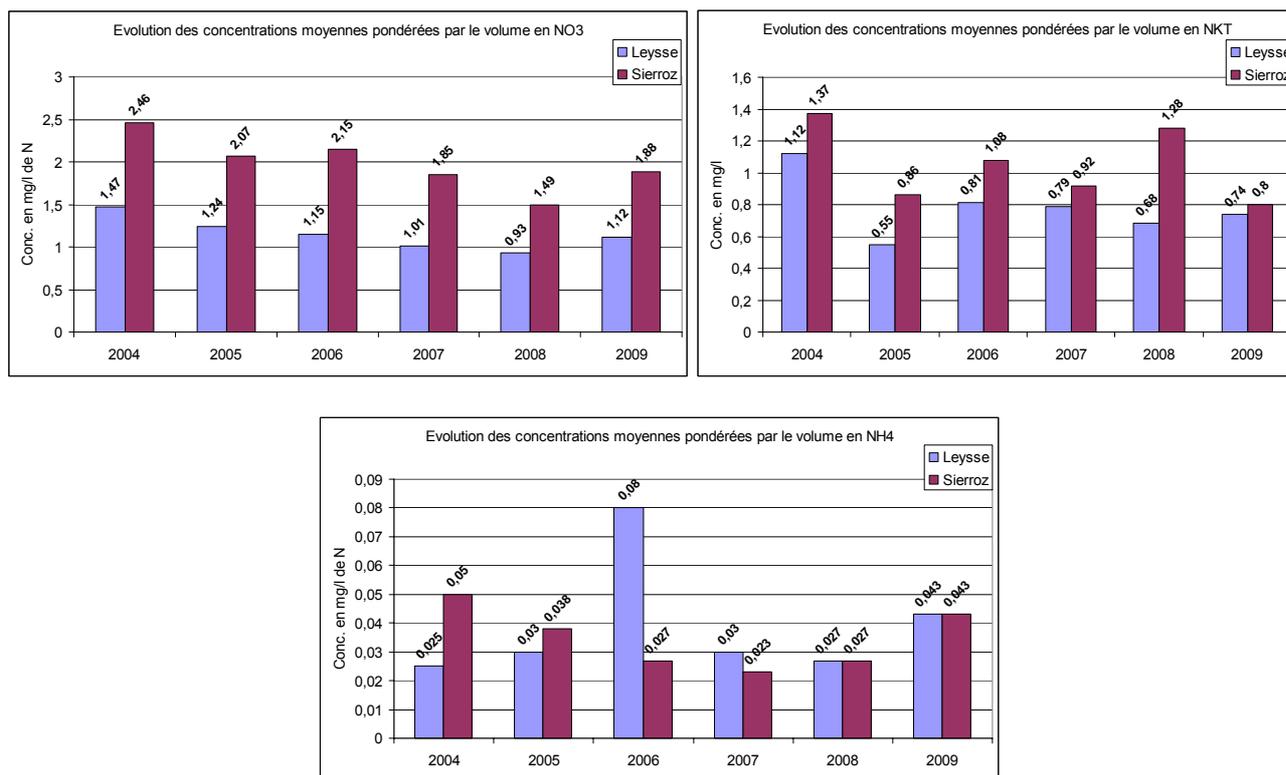


Figure 15 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NO₃, NKT et NH₄

L'évolution des éléments azotés est plus contrastée. Le NO₃ présente des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse. Jusqu'en 2008, celles-ci étaient en diminution sur les deux cours d'eau. Cette année est marquée par une augmentation des concentrations en NO₃ de 20% sur la Leysse et de 26% sur le Sierroz. La concentration moyenne pondérée calculée en régime établi est pour la première fois inférieure à celle calculée tout régime confondu. Ce constat est à mettre en relation avec l'année hydrologique particulièrement sévère.

Les concentrations en NKT restent supérieures dans le Sierroz mais aucune tendance globale ne peut être mise en évidence. L'année 2009, deuxième année la moins pluvieuse depuis le début du suivi enregistre les teneurs les plus faibles après 2005.

En 2004 et 2005, les concentrations NH₄ étaient plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse mais la tendance s'inverse en 2006 et 2007. Depuis deux ans, les concentrations sont équivalentes sur les deux cours d'eau. Le pic enregistré en 2006 dans la Leysse, correspond à des rejets d'ammonium lors de la réalisation de travaux dans la galerie de l'Épine (rejets de CMCA dans le ruisseau de l'Érier en amont de la station de mesure).

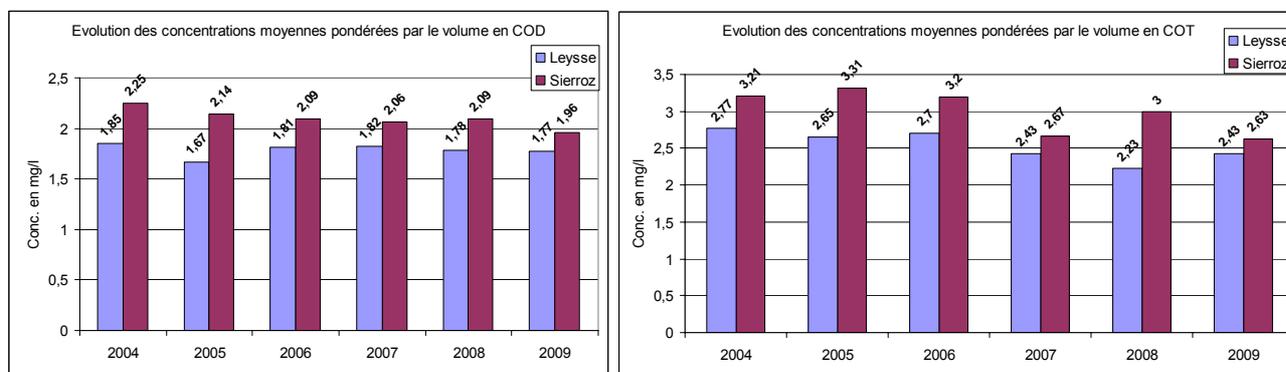


Figure 16 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en COD et COT

Les paramètres carbonés du suivi présentent également des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Laysse. On constate une diminution des concentrations entre 2004 et 2009 dans les deux cours d'eau.

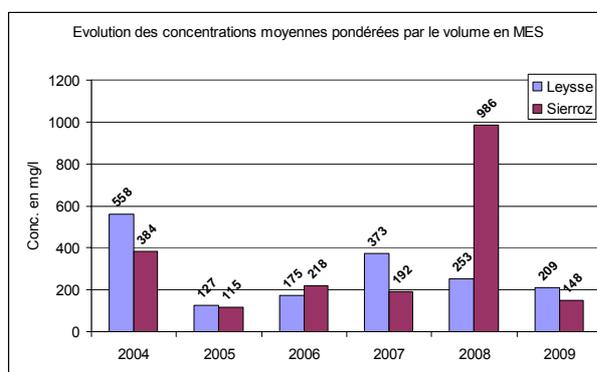


Figure 17 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

L'évolution des concentrations en MES se caractérise par :

- des valeurs très faibles sur les deux affluents en 2005, année la moins pluvieuse du suivi,
- une année 2006 durant laquelle les concentrations dans le Sierroz sont plus élevées que dans la Laysse. 2006, avec 2008, sont aussi les années durant lesquelles la contribution du Sierroz au volume total apporté au lac est la plus haute du suivi (respectivement 28 et 29%),
- une année 2008 marquée par une concentration très élevée et en hausse de plus de 400%, dans le Sierroz. La stabilité des concentrations moyennes pondérées calculées en 2007 et 2008 (respectivement 17,68 et 17,51 mg.l⁻¹) met en évidence le rôle majeur du temps de pluie dans cette forte hausse. Et plus particulièrement les crues du 10 juin et du 13 septembre, qui, à elles seules, génèrent 75% des apports aux lacs par le Sierroz. Le phénomène de crues torrentielles apparus à plusieurs reprises cette année sur la Meunaz, affluents du Sierroz, est à l'origine de ces apports excédentaires,
- un retour à des valeurs faibles en 2009, deuxième année la plus sèche du suivi, avec une baisse de 85% de la concentration en MES sur le Sierroz. Si l'on compare avec 2005, la concentration en MES est représentative du déficit pluviométrique.

Pour l'année 2009, le Sierroz présente des concentrations toujours plus élevées que la Leysse.

Au cours de l'année 2009, les paramètres Ptot, NO₃ et NH₄ sont en augmentation sur la Leysse. La concentration en Ptot présente une augmentation de 107% en un an mais une baisse globale de 25% entre 2007 et 2009.

Le Sierroz retrouve une concentration en MES de l'ordre de grandeur des années 2004-2007 soit une baisse de 85% par rapport à 2008.

III. BILAN DES APPORTS AU LAC

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

III.1. Estimation des flux entrants de l'année 2009

L'estimation des flux a été calculée en multipliant le volume transité de chaque échantillon par la concentration de chaque élément analysé. Le tableau suivant présente les apports de la Leysse et du Sierroz.

Tableau I Apports annuels de la Leysse et du Sierroz en 2008

	Année 2009				
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	159	110	69%	49	31%
Ortho P (Tonnes de P)	1,82	0,99	54%	0,83	46%
Ptot (Tonnes)	11	6,6	60%	4,4	40%
NO ₃ (Tonnes de N)	214	123	57%	91	43%
NH ₄ (Tonnes de N)	6,8	4,7	69%	2,1	31%
COD (Tonnes)	290	194	67%	96	33%
COT (Tonnes)	396	268	68%	128	32%
MES (Tonnes)	30 281	23 092	76%	7 189	24%
NKT (Tonnes)	120	81	67%	39	33%

Le tableau suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2009 (en tonnes). A partir de 2006 ont pu être mesurés les apports de la Leysse, du Sierroz + du DO des Biâtres.

Tableau II Chronologie des apports au lac depuis 1974

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

Les apports en Ptot de la Leysse et du Sierroz mesurés en 2009 (11 T) sont très nettement inférieurs aux années antérieures et notamment à 2005 (21 T), seule année comparable tant pour le cumul des précipitations que pour les seuils d'analyses.

Le tableau suivant détaille les écarts entre les apports 2008 et 2009.

Tableau III Ecart des apports de la Leysse et du Sierroz en 2008 et 2009

	Leyse			Sierroz		
	2009	2008	Ecart en %	2009	2008	Ecart en %
Volume transité (Mm ³)	110	190	-42	49	76	-36
Ortho P (Tonnes de P)	0,99	1,9	-48	0,83	1,1	-25
Ptot (Tonnes)	6,6	5,6	+18	4,4	8,4	-48
NO ₃ (Tonnes de N)	123	177	-30	91	113	-19
NH ₄ (Tonnes de N)	4,7	5,2	-10	2,1	2,1	0
COD (Tonnes)	194	339	-43	96	159	-40
COT (Tonnes)	268	424	-37	128	228	-44
MES (Tonnes)	23 092	48 195	-52	7 189	74 743	-90
NKT (Tonnes)	81	129	-37	39	97	-60

Après la hausse de 2008, les flux de Ptot dans le Sierroz sont en diminution par rapport aux années antérieures (4,4 T en 2009, environ 7 entre 2005 et 2007). La baisse globale des apports en Ptot provient uniquement du Sierroz (-4 T).

Pour le Sierroz, comparativement à la baisse du volume (36%), la diminution des flux de Ptot (48%) et de MES (90%) est plus importante. L'origine du surplus de MES et de Ptot en 2008 provenait d'un phénomène de crue torrentielle sur la Meunaz.

Malgré une hydrologie déficitaire responsable de la diminution des apports de 10% à 90% entre 2008 et 2009, le flux de Ptot de la Leysse est en hausse de 1 tonne.

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 100 jours en 2009.

Tableau IV Apports au lac du canal de Savières

	2009		TOTAL LAC
	Rhône > Lac		
Volume transité (Mm ³)	6,7	4%	165,7
Ortho P (Tonnes de P)	0,08	4,2%	1,9
Ptot	0,16	1,4%	11,16
NO ₃ (Tonnes de N)	1,5	0,7%	215,5
NH ₄ (Tonnes de N)	0,38	5,3%	7,18
COD	10,4	3,5%	300,4
COT	13,8	3,4%	409,8
MES	27,1	0%	30 308,1
NKT	2,4	2%	122,4

Le calcul des flux transitant par le canal de Savières est fondé sur des prélèvements instantanés effectués tous les 15 jours depuis 2006.

Cette année le canal de Savières a fonctionné durant plus d'un quart de l'année dans le sens Rhône vers lac contre 1 à 1 mois et demi depuis le début du suivi. De ce fait et quelques soient les incertitudes engendrées par les analyses ponctuelles, on constate que les apports du canal sont tous en augmentation. En comparaison de ceux de la Leysse et du Sierroz, ils restent faibles (entre 0 et 5,3% selon les paramètres).

A noter que cette année, nous pouvons estimer le volume transité par le Tillet qui est de 8,86 Mm³ soit environ 5% du volume total transité au lac. De plus, les campagnes ponctuelles réalisées dans le cadre de l'observatoire 2008 permettent d'appréhender les valeurs min et max des concentrations de Ptot. Ces teneurs sur le Tillet aval varient de 0,06 à 0,26 mg/L. En appliquant ces valeurs sur l'année 2009, on estime des apports en Ptot variant de 0,5 T à 2,3 T soit 4 à 20% des apports de la Leysse et du Sierroz. Ces valeurs donnent un ordre de grandeur très variables mais néanmoins significatif des apports du Tillet. Afin d'affiner la connaissance des flux de nutriments du Tillet, il s'agira par exemple de mettre en place un suivi plus régulier comme sur le canal de Savières.

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 :

- d'eau mixte par le réseau unitaire d'Aix-les-Bains au déversoir des Biâtres (2,7 T de Ptot) ;
- d'eaux usées traitées via la Leysse lors de la coupure de la galerie de l'Epine (0,135 T de Ptot).

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

Tableau V Synthèse des apports connus au lac

	2009										
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)		DO Aix		Savières		Coupure galerie	
Volume transité (Mm ³)	166,4	110	66,1%	49	29,5%	0,37	0,2%	6,7	4%	0,32	0,2%
Ortho P (Tonnes de P)	2,03	0,99	48,8%	0,83	41%			0,08	4%	0,126	6,2%
Ptot (Tonnes)	14	6,6	47,1%	4,4	31,4%	2,73	19,5%	0,16	1,1%	0,135	0,9%
NO ₃ (Tonnes de N)	216	123	56,9	91	42,4%			1,5	0,7%	0,174	0%
NH ₄ (Tonnes de N)	23,2	4,7	20,2%	2,1	9%	8,63	37,2	0,38	1,6%	7,41	32%
COD (Tonnes)	300,4	194	64,6%	96	31,9%			10,4	3,5%		
COT (Tonnes)	409,8	268	65,4%	128	31,2%			13,8	3,4%		
MES (Tonnes)	30 322	23 092	76%	7 189	23,7%	111,6	0,3%	27,1	0%	2,52	0%
NKT (Tonnes)	141	81	57,4%	39	27,6%	17,49	12,4%	2,4	1,7%	1,24	0,9%

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot au lac est atteint pour la deuxième année consécutive même en tenant compte de l'estimation faite sur le Tillet.
- Contrairement à 2008, les apports en nutriments du Sierroz restent inférieurs à ceux de la Leysse pour la totalité des paramètres.
- Les apports en Ptot du Sierroz sont en forte baisse par rapport à 2008 (-48%) et aux années précédentes (en lien avec la diminution des apports en MES).
- Le déversoir des Biâtres représente 2,7 T soit 19,5 % des apports en Ptot (contre 4 T en 2008 soit 21%) et 12% des apports en NKT pour 0,2% du volume total. Les flux de NH₄ déversés représentent 37% des apports totaux. La forte concentration des rejets en azote ammoniacal est liée à la nature même des effluents mixtes. En effet dans un réseau unitaire, le phénomène d'ammonification (transformation de l'azote organique en NH₄) engendre une forte teneur en NH₄.

- La coupure annuelle dans le cadre de la visite technique de la galerie de l'Épine qui transporte les effluents traités de CMCA et de la CALB vers le Rhône, génère également un flux important de NH₄ : 7,4 T soit 32% du flux annuel total sur 7 jours de déversement et 0,2% du volume apporté au lac. Ces rejets sont stables d'année en année. Les effluents traités rejetés lors de la coupure proviennent des stations d'Aix-les-Bains et de Chambéry Métropole principalement, et parcourent un trajet de plusieurs kilomètres en conduite de refoulement. Ce temps de transport peut générer des concentrations en NH₄ élevées du fait du phénomène d'ammonification.

III.2. Estimation des flux sortants

Le suivi du canal de Savières (exutoire du lac) a permis d'estimer les flux sortants pour l'année 2009. Le canal de Savières a fonctionné dans le sens exutoire du lac durant 265 jours. Le tableau suivant présente les résultats du suivi des flux sortants :

Tableau VI Flux sortants par le canal de Savières

	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	249,3	150%
Ortho P (Tonnes de P)	2,6	128%
Ptot (Tonnes)	4,9	35%
NO ₃ (Tonnes de N)	110,9	51%
NH ₄ (Tonnes de N)	5,8	25%
COD (Tonnes)	472	157%
COT (Tonnes)	550	134%
MES (Tonnes)	1 007	3%
NKT (Tonnes)	98,3	70%

Globalement les flux sortants du lac sont très variables selon les paramètres. Ils représentent de 157% des apports totaux au lac de COD à 35% pour le Ptot ou encore à 3% pour les MES. On peut remarquer qu'il sort plus de Ptot par le canal de Savières qu'il n'en rentre par le Sierroz.

III.3. Bilan des nutriments dans le lac pour l'année 2009

Le suivi réalisé au cours de l'année 2009 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 2009 :

Tableau VII Bilan des nutriments dans le lac

	2009		
	ENTREES	SORTIES	BILAN
Volume transité (Mm ³)	166,4	249,3	- 82,9
Ortho P (Tonnes de P)	2,03	2,6	- 0,57
Ptot (Tonnes)	14	4,9	9,1

NO ₃ (Tonnes de N)	216	110,9	105,1
NH ₄ (Tonnes de N)	23,2	5,8	17,4
COD (Tonnes)	300,4	472	-171,6
COT (Tonnes)	409,8	550	-140,2
MES (Tonnes)	30 322	1 007	29 315
NKT (Tonnes)	141	98,3	42,7

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 (175 entrant contre 249 sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

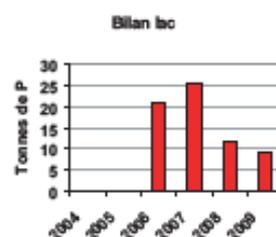
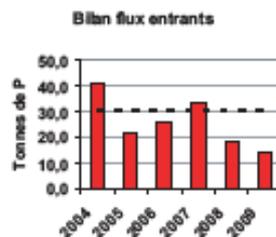
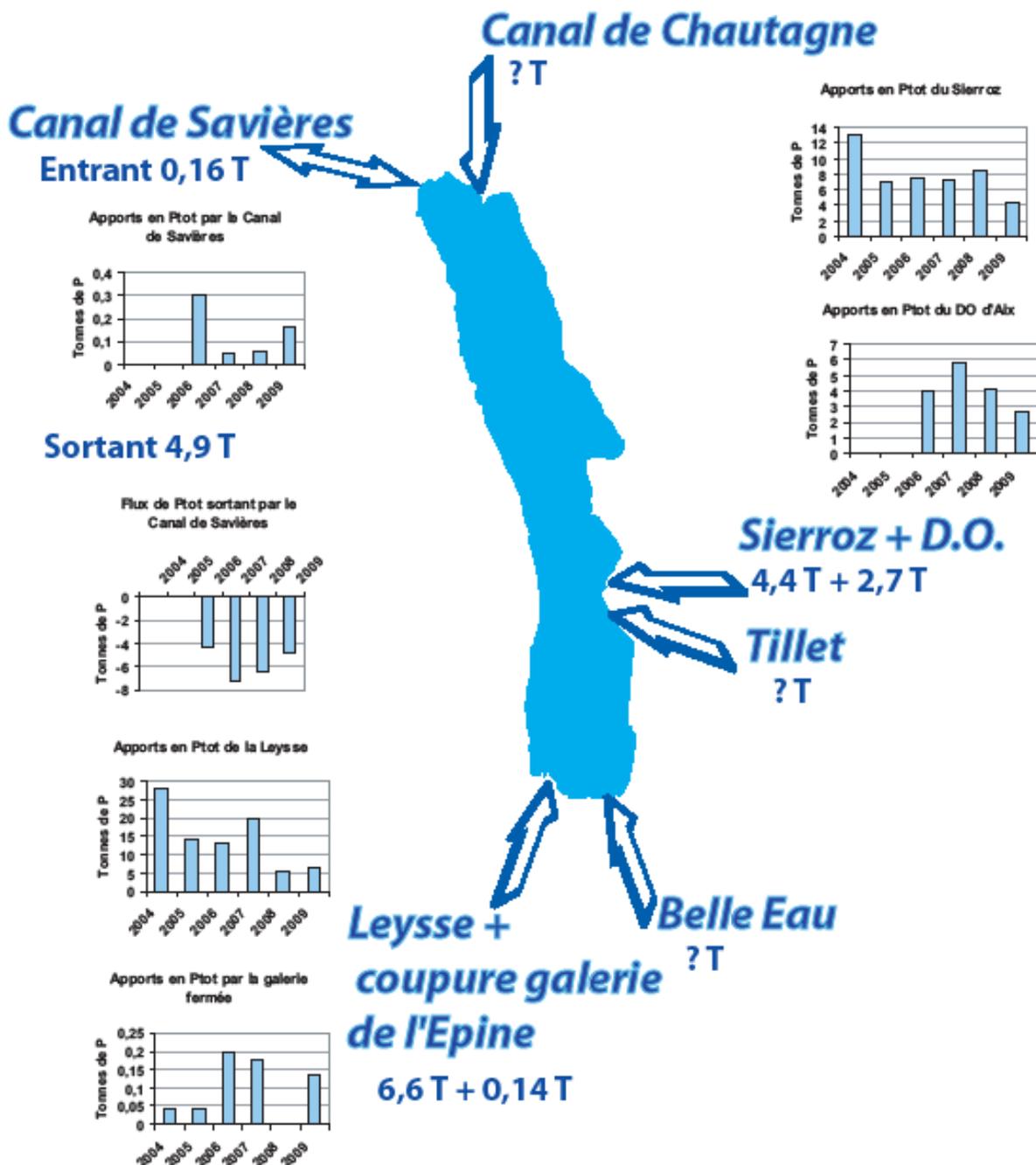
- Le volume d'eau entrant est sous estimé, des affluents certes minoritaires ne sont pas suivis ;
- le lac est régulé, le volume d'eau qui passe par le canal de Savières sert à maintenir des niveaux du lac fixes selon les saisons.

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

Le solde négatif pour PO₄ est proportionnel à la différence de volume entrant et sortant. En effet la concentration moyenne pondérée de la Leyse et du Sierroz est égale à la concentration moyenne mesurée dans le canal de Savières.

Les paramètres Ptot, NO₃ et NKT ont un solde positif. On peut cependant remarquer que ce dernier est en nette régression depuis 2004 avec des apports entre 2 et 4 fois moindres et des sorties équivalentes. Une partie importante des matières azotées et phosphorées entrant dans le lac est, soit consommée rapidement dans le lac soit précipitée au fond du lac. Ces nutriments précipités s'ajoutent au stock interne dont une part, qui reste à préciser, est potentiellement biodisponible.

Pour 2009, on peut résumer le bilan du lac ainsi :



IV. 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).

IV.1. La Leysse

IV.1.1. Le rôle du temps de pluie dans la diminution des apports

Le régime de temps de pluie de la Leysse s'étale sur 142 jours soit 39% 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 VIII Apports en temps de pluie de la Leysse

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm ³)	60,9	55%
Ortho P (Tonnes de P)	0,52	52%
Ptot (Tonnes)	6,02	91%
NO ₃ (Tonnes de N)	69,83	57%
NH ₄ (Tonnes de N)	3,37	71%
COD (Tonnes)	128,61	66%
COT (Tonnes)	188,66	70%
MES (Tonnes)	22.398	97%
NKT (Tonnes)	64,54	79%

52 à 97% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux.

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

- en hausse de 3% pour les apports en Ptot,
- proportionnelle au volume transité pour les éléments dissous hors NH₄,
- supérieure à 79% pour les paramètres ayant une composante particulaire,

Le volume du temps de pluie a été divisé par 2 entre 2008 et 2009. Ce qui entraîne logiquement une baisse de moitié des apports en éléments dissous sauf pour le NH₄.

Si l'on regarde la contribution du temps de pluie sur les apports totaux entre 2008 et 2009, la diminution est moins marquée est trompeuse, 13% pour le volume et entre 6 et 20% pour les éléments dissous hors NH₄ qui reste stable. Conséquence d'une baisse globale supérieure à 30% des volumes et apports dissous au lac sur l'année 2009.

Le tableau suivant présente la différence des apports totaux et des apports de temps de pluie entre 2008-2009.

Tableau IX Différence entre 2008 et 2009 des apports totaux et de temps de pluie

	Différence 2008-2009	
	Apports annuels	Apports de temps de pluie
Volume transité (Mm ³)	-80,3	-68
Ortho P (Tonnes de P)	-1	-0,88
Ptot (Tonnes)	+1	+1,05
NO ₃ (Tonnes de N)	-53,8	-42,9
NH ₄ (Tonnes de N)	-1,6	-1,16
COD (Tonnes)	-144,3	-126
COT (Tonnes)	-156,5	-134,9
MES (Tonnes)	-25 103	-25 104
NKT (Tonnes)	-48,2	-42,6

Contrairement à l'écart 2007-2008 qui s'expliquait exclusivement par le temps de pluie, la différence entre les apports 2008 et 2009 provient pour une part des apports de temps sec.

Le temps de pluie est en effet à l'origine de 90 à 100% des écarts pour les paramètres particuliers mais de seulement 72 à 88% pour les éléments dissous. Les étiages sévères enregistrés cette année ont fait également diminuer fortement le volume transité par temps sec (-20%), ce qui a un impact essentiellement sur les apports en éléments dissous.

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

Pour l'année 2009, 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 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'autosurveillance 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). Dans l'attente d'investigations complémentaires ces résultats, présentés en vert dans les tableaux suivants, ne sont qu'indicatifs d'un ordre de grandeur.

Tableau X flux rejetés par les DO et by pass dans la Leysse en 2009 (mesure et estimations)

	2009					
	DO2	By pass	DO5	DO6	TOTAL	
						% tps de pluie
Nombre de jours avec déversement	31	51	34	65		
Durée de déversement (heures)	57		58	239		
Volume rejeté (m ³)	134 601	184 470	28 376	92 354	439 801	0,7%
Ortho P (Tonnes de P)	0,24	0,16			0,4	77%
Ptot (Tonnes)	0,52	0,39	0,12	0,23	0,91	15%
NO ₃ (Tonnes de N)	0,35	0,34			0,69	1%
NH ₄ (Tonnes de N)	2,39	6,16			8,55	253%
MES (Tonnes)	39	19,5			58,5	0,2%
NKT (Tonnes)	2,82	6,73			9,55	14,8%

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 8% des apports en Ptot de temps de pluie de la Leysse.

En ajoutant le by pass, la part des rejets directs s'élève à 15% du Ptot.

Si l'on prend en compte également les résultats issus des estimations pour les DO 5 et 6, les rejets sont responsables de 21% des apports en Ptot de la Leysse en période de pluie.

On constate une baisse de 40% des volumes rejetés et seulement de 23% des rejets de Ptot entre 2008 et 2009. Les effluents rejetés en 2009 sont donc plus chargés en Ptot. Ce premier constat nécessite de distinguer les différents points de déversements :

- la qualité des eaux mixtes rejetées au DO2 est stable (-44% de volume pour -36% d'apports de Ptot),
- par conséquent celle des DO5 et 6 l'est également puisque leur estimation découle directement des résultats obtenus sur le DO2,
- malgré une baisse de 40% du volume by passé en sortie de traitement primaire, les apports en Ptot et PO₄ sont identiques à 2008 et l'on constate une augmentation pour les autres paramètres atteignant 100% pour le NO₃.

La qualité des effluents by passé au cours de l'année 2009 est nettement moins bonne que durant les années précédentes. Ceci est peut-être lié à la volonté du gestionnaire de moins traiter le phosphore dans l'étage primaire pour faciliter le traitement biologique.

La hausse des apports de temps pluie en Ptot (1,05 T) ne peut provenir des rejets directs puisque ceux-ci sont en baisse de 0,28 T entre 2008 et 2009. L'origine du surplus de phosphore est donc interne ou liée au lessivage des terres et berges.

IV.1.3. Les crues : un rôle déterminant dans les apports

Le graphique suivant présente les 10 principales crues de la Leyse. Est défini comme crue principale une crue dont le débit maximal et/ou les apports générés sont élevés au regard des autres crues de l'année.

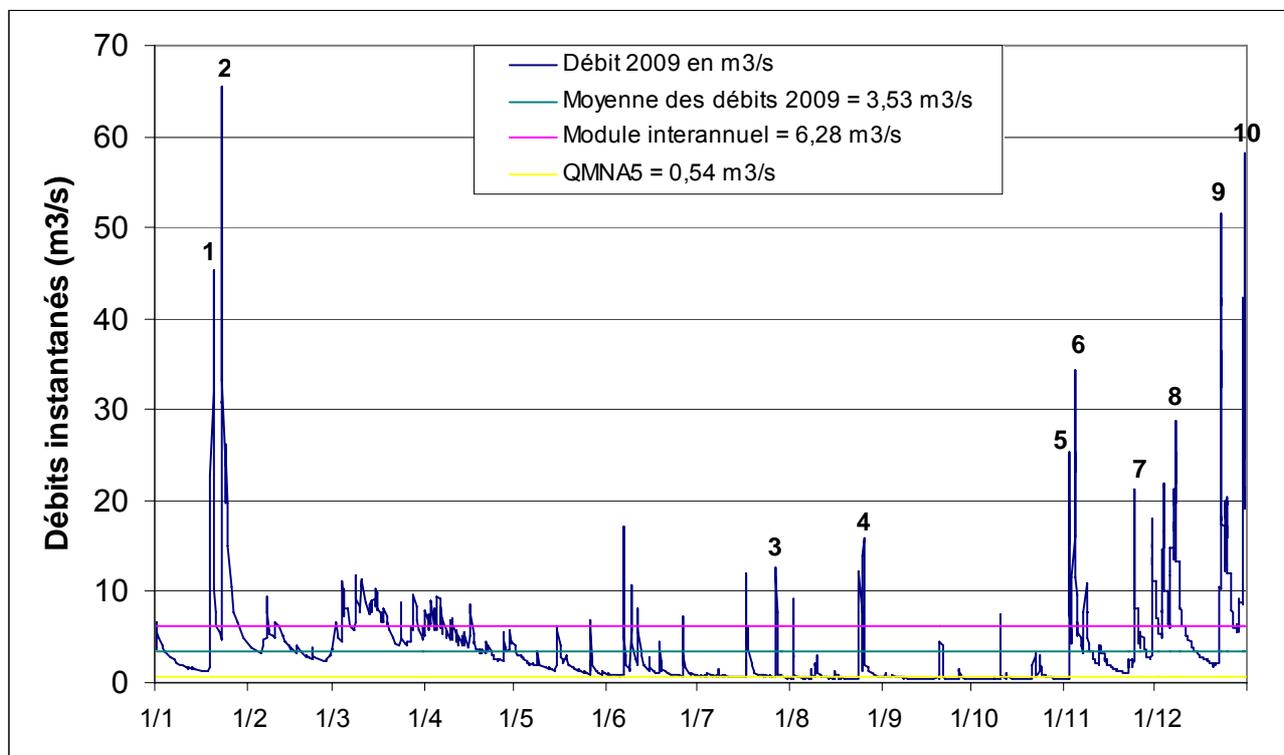


Figure 18 Positionnement des principales crues de la Leyse

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

Tableau XI Apports des principales crues de la Leyse.

	Apports des 10 crues principales	
Durée (jours)	34	24%
Volume transité (Mm ³)	31,5	52%
Ortho P (Tonnes de P)	0,23	44%
Ptot (Tonnes)	5,3	88%
NO ₃ (Tonnes de N)	36,4	52%
NH ₄ (Tonnes de N)	2,18	65%
COD (Tonnes)	75,8	59%
COT (Tonnes)	120,8	64%
MES (Tonnes)	20 672	92%
NKT (Tonnes)	48,8	75%

Les 10 principales crues de l'année sont à l'origine de 44 à 92% des apports de temps de pluie en 2009 contre 38 à 91% en 2008.

La hausse des apports en P_{tot} entre 2008 et 2009 provient des crues (1,06 T d'apports de temps de pluie supplémentaires et 1,84 T de plus liés aux crues).

Comparativement à 2007, le déficit est également lié aux 10 principales crues (12,91 T de déficit de temps de pluie dont 11 proviennent des crues).

La part d'apports de P_{tot} des crues de 2009 représente 88% de la contribution du temps de pluie ce qui reste conforme aux années antérieures

Si l'on ne regarde que les 5 crues (2, 5, 6, 9 et 10) dont les flux de P_{tot} générés ont été les plus importants, on constate qu'elles sont à l'origine de 76% des apports en P_{tot} de temps de pluie (52% en 2008 et 71% en 2007) et 76% des MES (83% en 2008 et 75% en 2007) pour 35% des 60,9 Mm³ transités en temps de pluie (32% des 128,9 Mm³ de 2008 et 43% des 180,7 Mm³ de 2007).

Les concentrations moyennes pondérées en P_{tot} sur les 5 crues principales confirment ces derniers éléments : 0,17 mg.l⁻¹ en 2007, 0,06 mg.l⁻¹ en 2008 et 0,21 mg.l⁻¹ en 2009. Les crues de 2009 ont été les plus « chargées » en phosphore.

Les concentrations en P_{particulaire} et le rapport P_{part}/MES apporte également des éléments sur la nature du phosphore véhiculé lors des crues :

- 80 à 97% du phosphore est sous forme particulaire,
- 2009 présente la plus forte proportion de P_{particulaire},
- en 2009, la charge en P des MES est 5 fois plus élevée qu'en 2008 et du même ordre qu'en 2007.

Les crues de décembre présentent les plus forts rapports P_{part}/MES.

Si l'on dissocie les apports de chacune des crues, on observe que les plus mobilisatrices ont été les crues de décembre qui dépassent toutes les deux 1 tonne d'apports (1,9 T pour la première et 1,7 T pour la seconde). Elles sont responsables à elles seules de 60% des apports en P_{tot} de temps de pluie. En 2007, les 5 crues principales dépassaient 1 tonne d'apports de P_{tot} et en 2008, aucune crue n'a excédé les 0,8 T d'apports.

Tableau XII Volume et flux de P_{tot} enregistré aux DO et by pass lors des 5 crues majeures

Crue	By pass		DO2		DO5		DO6		Total			
	V m ³	P _{tot} T	V		P _{tot}							
									m ³	%	T	%
2	32 826	0,053	8 038	0,02	1 653		12 133		52 997	0,9	0,073	15
5	18 404	0,03	18 830	0,084	3 561		7 153		47 948	3,9	0,114	47
6	12 815	0,02	5 735	0,013	1 471		4 234		24 255	0,8	0,033	12
9	6 556	0,004	5 029	0,012	464		3 714		15 763	0,2	0,016	0,8
10	11 490	0,007	17 720	0,048	2 767		6 532		38 509	1,1	0,055	3
Total									179 472	0,8	0,29	6,3

% est exprimé en % de la ou des crues.

Les apports générés par les rejets des DO sont très variables lors des crues majeures (de 0,8 à 47% des apports totaux de la crue). Au global, seuls 6,3% des apports en Ptot lors des 5 crues de la Leysse sont issus des rejets du DO2 et du Bypass.

Il ressort qu'au cours de ces 5 crues ce sont environ 82 000 m³ qui ont été déversés à la Leysse par le by pass. Ce volume est deux fois moins important qu'en 2007 et 2008 alors que les apports en Ptot sont du même ordre de grandeur 0,11 T en 2009 contre 0,14 T en 2008).

Les DO5 et 6 ont rejetés 43 700 m³ en 2009 contre 86500 m³ en 2008 et 50 000 m³ en 2007. Le DO2 rejette quant à lui 55 400 m³ soit 60% moins qu'en 2008. Pendant cette même période, ce sont 21 Mm³ qui ont transité dans la Leysse contre 41 Mm³ en 2008.

Les rejets en Ptot du DO2, seul déversoir « suivi qualitativement », participe à hauteur de 8% des apports en Ptot sur le temps de pluie mais son impact lors des 5 fortes crues peut s'élever à 39% des apports de la Leysse sur la période.

Globalement, les rejets de temps de pluie ont un impact modéré sur les apports annuels de la Leysse ainsi que sur les apports de temps de pluie. Par contre, lors des crues principales, les quantités de nutriments rejetées dans la Leysse, peuvent atteindre plus de 47% des apports et être à l'origine d'un véritable choc de pollution

IV.1.4. La charge en P des sédiments : une piste de réflexion

On a pu voir dans le paragraphe précédent que les rejets directs sont en baisse en 2009 par rapport à 2008. La hausse des apports en Ptot au lac entre 2008 et 2009 a donc une autre origine. Le graphique suivant représente les apports cumulés en Ptot sur les hydrogrammes des années 2008 et 2009.

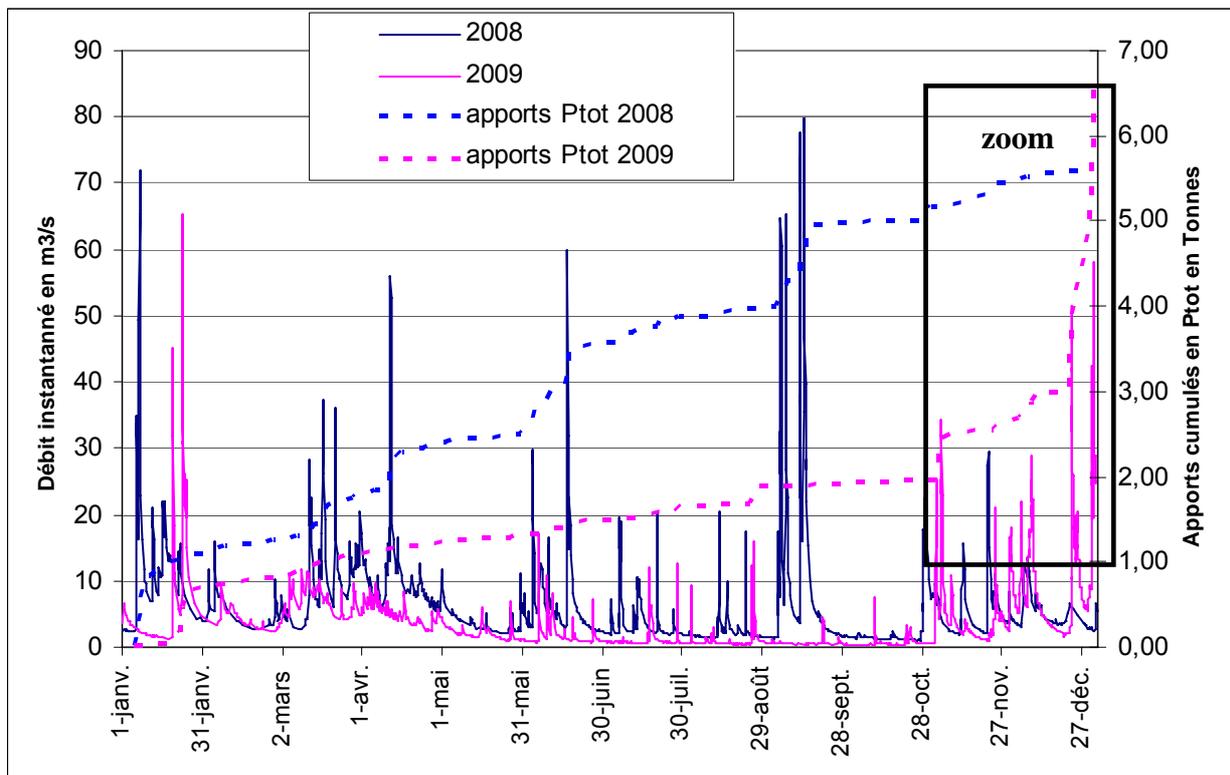
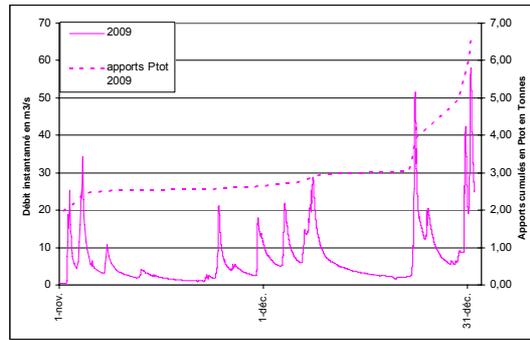


Figure 19 Hydrogramme et apports cumulés en Ptot de la Leysse en 2007 et 2008



En 2009, la chronologie des apports cumulés en Ptot corrobore les conclusions du paragraphe précédent. Ce sont 5 à 10 crues principales qui déterminent la quantité de phosphore annuelle apportée au lac par la Leysse.

Le déficit 2009 se creuse dès le mois d'avril et ce n'est qu'à partir du mois de novembre que les apports en Ptot deviennent plus conséquents. En effet durant ces 7 mois moins d'1 T est transitée contre 3 T en 2008. Fin octobre le déficit était de 2,8 T.

En revanche, de novembre à décembre 4,6 T sont apportés soit 70% des apports de la Leysse contre 0,7 T en 2008.

Les graphiques suivant présentent les apports cumulés de MES et de Ptot.

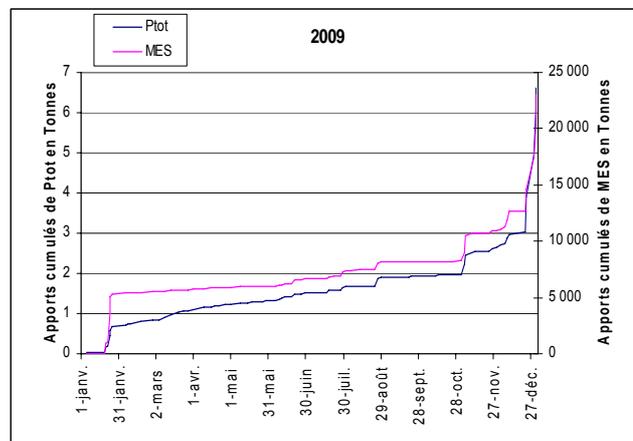
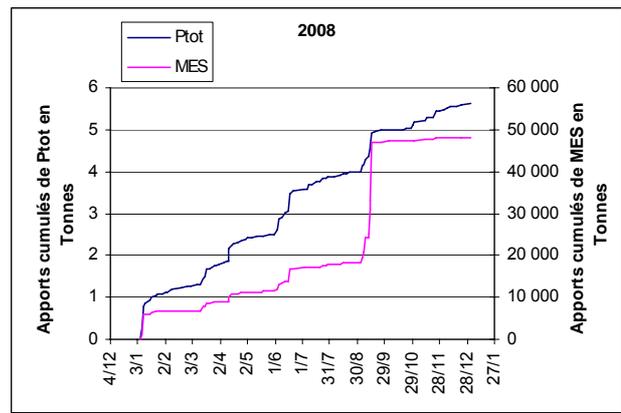
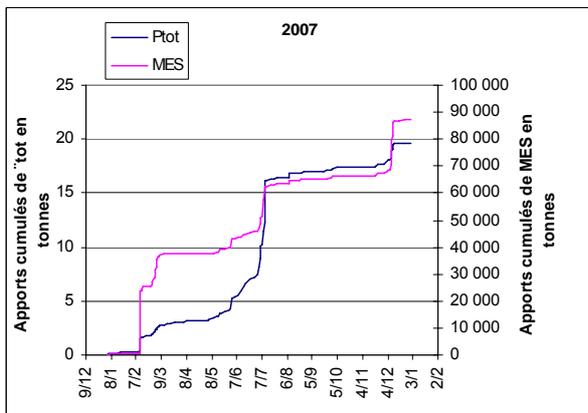


Figure 20 Apports cumules de Ptot et MES de 2007 à 2009

Ces graphiques ainsi que les calculs des rapports Ppart/MES viennent confirmer l'importance des crues et le rôle des MES dans le transport du phosphore au lac.

La comparaison des flux de Ptot et de MES entre les crues survenues en 2007 et 2008 avaient mis en évidence une différence fondamentale entre :

- les crues qui mobilisent peu de MES comparativement au flux de Ptot. La charge en phosphore des particules est forte et le rapport Pparticulaire/MES est alors élevé (49.10^{-5} en juillet 2007) ;
- et les crues fortement mobilisatrice de MES peu chargées en phosphore (février 2007 et septembre 2008). Le rapport Pparticulaire/MES est alors faible (5.10^{-5} en février 2007 et $2,5.10^{-5}$ en septembre 2008)

Cette différence typologique des crues et leur occurrence annuelle expliquent en grande partie les différences interannuelles d'apports en phosphore.

Les crues de l'année 2009 s'inscrivent également dans ce schéma. On retrouve les deux typologies extrêmes précédentes et des crues plutôt intermédiaires :

- La crue de décembre qui présente un rapport Pparticulaire/MES de 40.10^{-5} .
- La crue de janvier dont le rapport ne dépasse pas 10.10^{-5} .
- Et des crues intermédiaires (octobre et août) dont la charge en phosphore des particules est moyenne (rapport compris entre 20 et 30.10^{-5}).

IV.2. Le Sierroz

IV.2.1. Le rôle du temps de pluie dans la hausse des apports

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 177 jours soit 48% 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)	34	70%
Ortho P (Tonnes de P)	0,6	74%
Ptot (Tonnes)	4,03	91%
NO ₃ (Tonnes de N)	66,7	73%
NH ₄ (Tonnes de N)	1,5	73%
COD (Tonnes)	73	76%
COT (Tonnes)	101	79%
MES (Tonnes)	6 977	97%
NKT (Tonnes)	31,2	80%

70 à 97% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux.

Comparativement à la Leysse, le temps pluie sur le Sierroz représente une part plus importante des volumes et éléments dissous transités.

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

- en baisse de 3% pour les apports en Ptot,
- proportionnelle au volume transité pour les éléments dissous hors NH₄,

- supérieure à 79% pour les paramètres ayant une composante particulaire,

Le volume du temps de pluie est en baisse de 38% entre 2008 et 2009. Cela entraîne logiquement une baisse d'environ 30% des apports en éléments dissous sauf pour le NH₄.

Si l'on regarde la contribution du temps de pluie sur les apports totaux entre 2008 et 2009, celle-ci est en légère baisse pour le volume (2%) et le PO₄ (7%) et en hausse pour le NO₃ et le NH₄. Le temps de pluie occupe une plus grande part dans les apports totaux en éléments dissous malgré une diminution de la contribution en terme de volume.

Tableau XIV Différence des apports totaux et des apports de temps de pluie entre 2008-2009

	Différence 2008-2009	
	Apports annuels	Apports de temps de pluie
Volume transité (Mm ³)	-27	-21
Ortho P (Tonnes de P)	-0,33	-0,33
Ptot (Tonnes)	-3,9	-3,87
NO ₃ (Tonnes de N)	-21,4	-13,5
NH ₄ (Tonnes de N)	-0,45	-0,17
COD (Tonnes)	-63,1	-52,5
COT (Tonnes)	-99,3	-86,5
MES (Tonnes)	-67 555	-67 401
NKT (Tonnes)	-58,3	-56,7

La baisse des apports en Ptot (-48%) et MES (-90%) du Sierroz est intégralement liée au régime de temps de pluie.

Le temps de pluie est également responsable de la baisse des apports en PO₄, NKT.

La figure suivante présente les apports cumulés de Ptot en 2008 et 2009 :

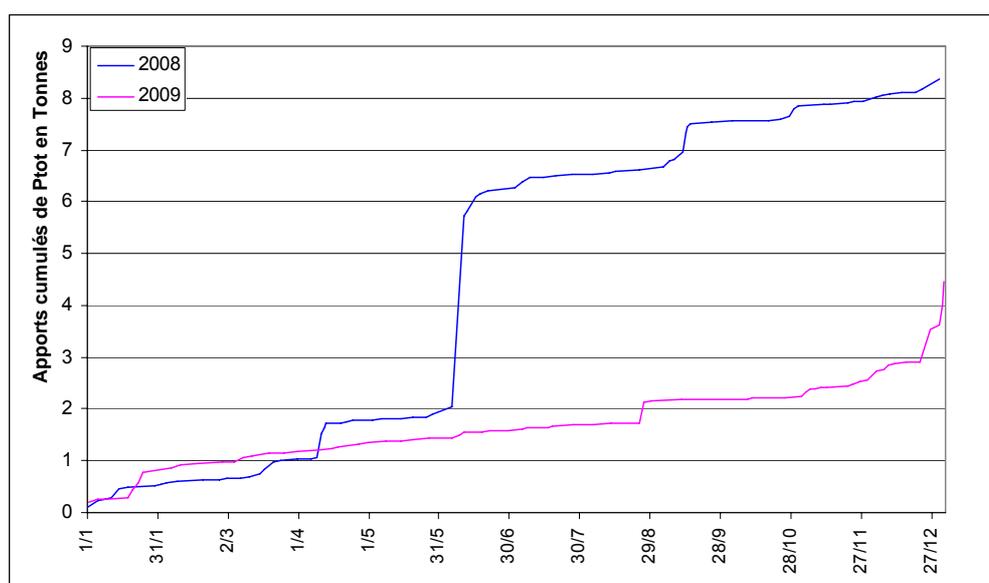


Figure 21 Apports cumulés de Ptot du Sierroz en 2008 et 2009

En 2008, les surplus de MES et de Ptot étaient liés au régime de temps de pluie et en grande partie au phénomène de crues torrentielles de la Meunaz (la crue de juin 2008 a représenté 44% des apports totaux de Ptot). Cette année, ce phénomène ne s'est pas produit et les apports en Ptot se font par petit palier lors des 5 principales crues.

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

Le graphique suivant présente les 10 principales crues du Sierroz.

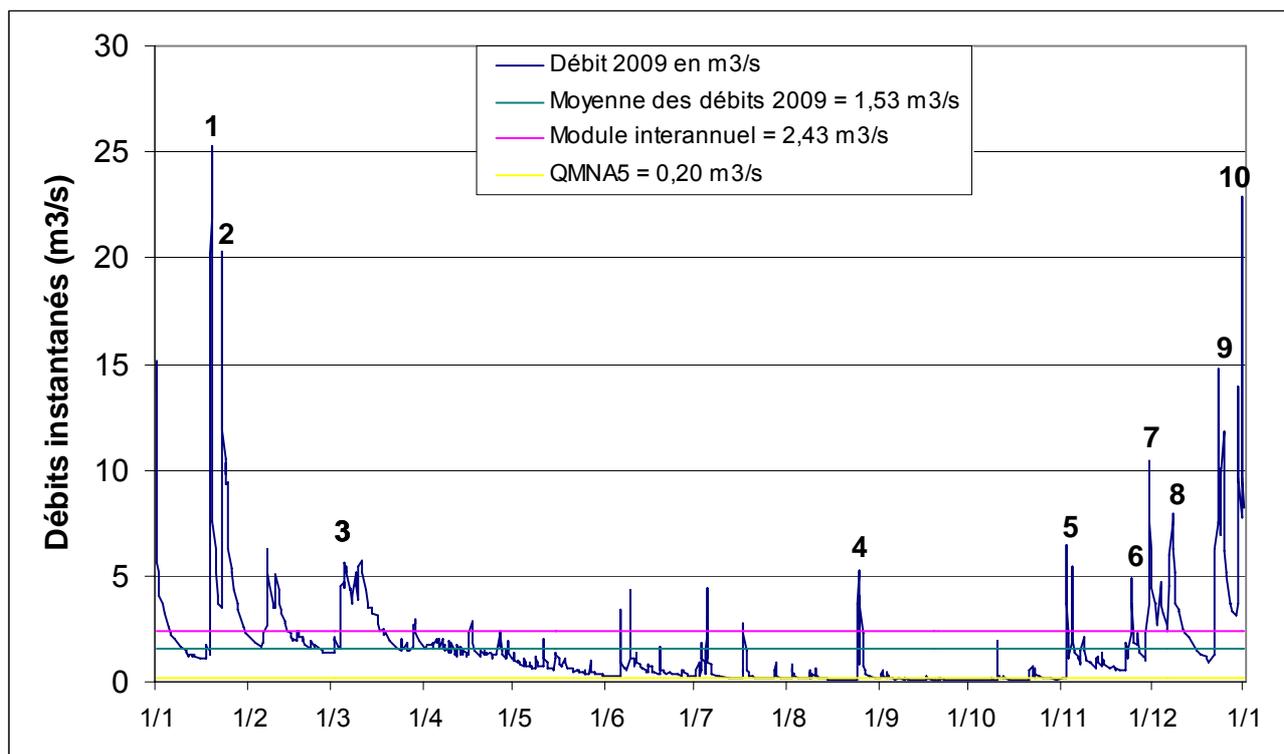


Figure 22 Positionnement des principales crues du Sierroz

Le tableau suivant présente les apports résultants des 10 principales crues du Sierroz et le pourcentage que ces apports représentent par rapport au total des apports de temps de pluie :

Tableau XV Apports des principales crues du Sierroz

	Apports des 10 crues principales	
Durée (jours)	58	63%
Volume transité (Mm ³)	21,30	61%
Ortho P (Tonnes de P)	0,37	78%
Ptot (Tonnes)	3,15	71%
NO ₃ (Tonnes de N)	47,03	50%
NH ₄ (Tonnes de N)	0,74	65%
COD (Tonnes)	47,45	66%
COT (Tonnes)	66,43	86%
MES (Tonnes)	5 984,28	69%
NKT (Tonnes)	21,59	63%

L'analyse des résultats montre que celles-ci sont à l'origine de 50 à 86% des apports.

Si l'on ne regarde que les 5 crues (1, 2, 4, 9 et 10) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on remarque qu'elles sont responsables de 63% des apports en Ptot de temps de pluie, et 77% des MES pour 41% du volume transité.

Les deux crues successives de fin décembre ont apporté 1,5 T de Ptot soit 38% du temps de pluie contre 35% pour les MES.

IV.3. Bilan 2009 sur les apports de temps de pluie

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

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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	95,27	57%
Ortho P (Tonnes de P)	1,12	55%
Ptot (Tonnes)	12,78	91%
NO ₃ (Tonnes de N)	136,5	63%
NH ₄ (Tonnes de N)	13,5	58%
COD (Tonnes)	201,6	67%
COT (Tonnes)	289,6	71%
MES (Tonnes)	29 487	97%
NKT (Tonnes)	113,2	80%

Le temps de pluie apporte 12,8 T de Ptot au lac dont 0,9 T provienne des rejets directs du réseau de Chambéry (DO et by pass) et 2,7 T du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains.

55 à 91% des apports en phosphore et en azote sont consécutifs à un événement pluvieux. Le bruit de fond apporte moins de 10% du phosphore total au lac.

ETUDES PORTANT SUR LA QUALITE SANITAIRE

Depuis quelques années, il nous paraît important d'inclure dans ce rapport les données fournies par la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) 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 et Alain Guilloud du service Santé-Environnement de la DDASS Savoie portant sur la qualité des eaux de consommation et sur celle des eaux de baignade.

I. QUALITE DES EAUX DE CONSOMMATION PROVENANT DES DIFFERENTS 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 ;
- du pompage de l'Abbaye de Hautecombe (alimentation privée).

Les eaux en provenance du lac sont des eaux de type superficiel qui nécessitent un contrôle sanitaire rigoureux et régulier. Ce contrôle est défini annuellement par le service Santé-Environnement de la DDASS.

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 2009, le présent bilan a été réalisé à partir de 15 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 200 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, 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 2007, les fiches qualité peuvent être consultées grâce à internet sur le site de la préfecture de la Savoie (www.savoie.pref.gouv.fr, rubrique Environnement) ou sur le site de la Direction Régionales des Affaires Sanitaires et Sociales (<http://rhone-alpes.sante.gouv.fr/>, rubrique Santé-Environnement / eaux d'alimentation).

Depuis cette année, les résultats d'analyses du contrôle sanitaire au robinet du consommateur sont 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 2009 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 16 ou 17 °F ; elle contient 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 : il s'agit de l'atrazine (0,03 µg/l), l'atrazine-déséthyl (0,02 µg/l), la simazine (traces) et le diuron (traces) ; en ce qui concerne l'eau distribuée la présence d'atrazine-déséthyl (0,02 µg/l) a été détectée sur un prélèvement. Concernant la recherche des microcystines, la concentration maximale détectée dans l'eau distribuée a été de 0,05 µg/l.

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 2009 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 très peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2 et 3 mg/l, la présence de pesticides à des concentrations inférieures à la limite de qualité a été détectée dans l'eau brute du pompage : il s'agit de l'atrazine (traces) et de l'atrazine-déséthyl (traces), aucune traces de pesticides n'a été détectée dans l'eau distribuée. Concernant la recherche des microcystines, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée.

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 2009 avec un pourcentage de conformité mesuré à 100 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 14 et 16° F ; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations voisines de 2 mg/l. Concernant les pesticides, aucune présence n'a été détectée que ce soit en eau brute ou en eau distribuée. Les analyses de recherche de microcystines n'ont donné aucune concentration détectable lors des prélèvements effectués.

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget distribuées en 2009 ont été de bonne qualité bactériologique et sont restées conformes aux limites et références de qualité fixées par réglementation en vigueur pour tous les paramètres chimiques recherchés. Dans les eaux brutes, on peut noter la présence de bactéries telles qu'*Escherichia coli* et Entérocoques qui sont détruites par l'action des traitements ; on peut également noter la présence de pesticides pour des valeurs inférieures à la limite de qualité ainsi que la présence ponctuelle de toxines de cyanobactéries pour des valeurs inférieures à la limite de qualité fixée à 1 µg/l dans l'eau de consommation humaine.

II. QUALITE DES EAUX DE BAIGNADE

II.1. Eléments concernant le contrôle sanitaire

La qualité des eaux de baignade nous intéresse un peu plus puisqu'il s'agit ici d'un suivi analytique réalisé uniquement sur les 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).

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 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*, ainsi que les Coliformes totaux, germes 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, on distinguera les valeurs impératives (à ne pas dépasser) fixées à 2000 *E. Coli* et 10 000 coliformes totaux dans 100 ml d'eau, et les valeurs guide (dont il faut se rapprocher) fixées à 100 *E. Coli* et 500 coliformes totaux dans 100 ml d'eau de baignade.

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 :

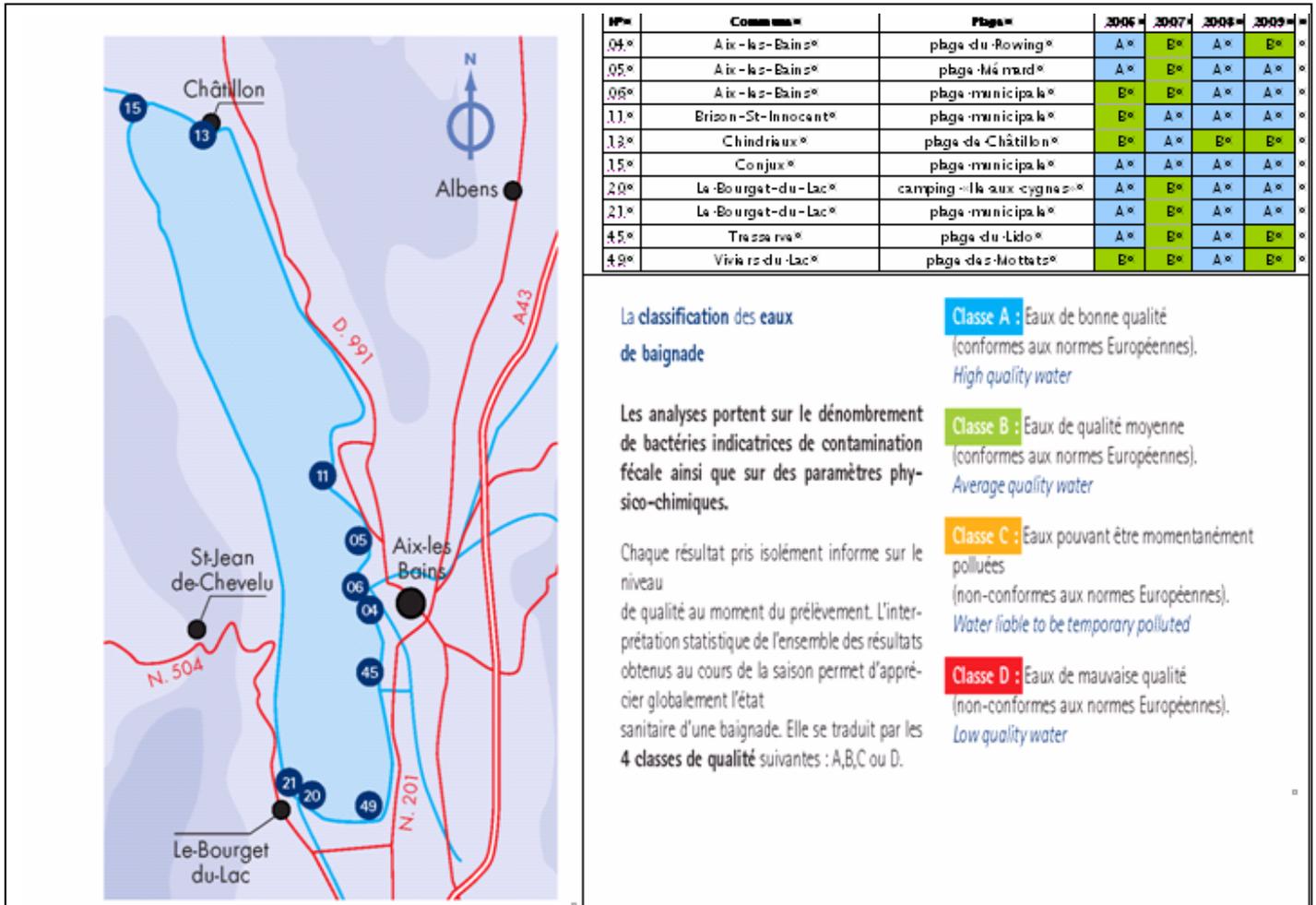
<http://baignades.sante.gouv.fr>

II.3. Conformité des plages du lac du Bourget

Le bilan de la qualité des plages du lac du Bourget de 2006 à 2009 est donné dans la figure ci-dessous. Les 10 baignades aménagées sont classées en catégorie A ou B, c'est-à-dire conformes aux normes de qualité. On constate cependant qu'entre 2008 et 2009, 3 plages (plage du Rowing à Aix-les-Bains, plage du Lido à Tresserve et plage des Mottets au Viviers-du-lac) ont vu leur qualité d'eau se détériorer sensiblement et sont passées du statut d'« eaux de bonne qualité » à celui d'« eaux de qualité moyenne ». Cette légère baisse de qualité est généralement due à une présence de germes plus importante mais il est difficile d'avancer une explication à cela tant le nombre de facteurs intervenant est important (taux de fréquentation de la baignade, météo, heure de prélèvement, etc...). De plus, le contrôle sanitaire est fait de manière aléatoire, environ 1 fois tous les 15 jours, et l'on ne peut donc parler de suivi régulier et rigoureux. On

observe que sur les 4 dernières années, aucune plage n'a été classée avec des eaux momentanément polluées ou de mauvaise qualité, impropres à la baignade.

- *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



CONCLUSION

Le lac du Bourget poursuit une progression lente mais significative sur le chemin de la réoligotrophisation. En 2009, les concentrations en phosphore total et en phosphates ont été les mêmes qu'en 2008, restant égales à 20 µgP/L pour le premier et 13 µgP/L pour le second. Ces concentrations peuvent être directement reliées aux efforts consentis sur le bassin versant et la diminution de la charge externe véhiculée par les principaux tributaires que sont la Leysse et le Sierroz pendant la dernière décennie, mais aussi peut-être à un déficit hydrique ces dernières années, en particulier en 2009. Comme une réponse à ces taux de plus en plus bas du facteur limitant (ou de maîtrise) de la production phytoplanctonique lacustre, la concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* mesurée en 2009 n'a jamais été aussi basse (3 µg/L) et une phase d'eau claire exceptionnelle a été enregistrée atteignant plus de 15 m de profondeur à la fin du printemps, en lien avec un développement exceptionnel du zooplancton (*Eubosmia longispina* et *Daphnia hyalina*). La biomasse algale relativement faible comparativement aux années antérieures s'explique notamment par une forte baisse de la présence de la cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens*, qui, pour la première fois depuis longtemps, disparaît presque entièrement à l'automne 2009, et dont les concentrations en toxines sont restées modestes. Si la cyanobactérie a en effet vu sa biomasse annuelle divisée par 4 entre 2008 et 2009, sa concentration a toutefois atteint des valeurs encore élevées pendant l'été avec cette année l'observation d'un approfondissement du pic comparativement aux années antérieures. L'analyse détaillée de la dynamique et de la distribution de cette espèce nuisible, suivie depuis 1999, devrait révéler l'importance relative (entre autre) de la baisse des concentrations en phosphore, du broutage zooplanctonique et bien sûr du changement climatique enregistré sous la forme d'hivers plus doux durant la dernière décennie, permettant *in fine* de proposer des scénarii prédictifs possibles de l'occurrence et de l'efflorescence de cette espèce. Parallèlement à la baisse de biomasse de cette cyanobactérie plutôt typique des milieux méso- à eutrophes, il a été suggéré cette année, grâce au suivi sur plusieurs années et sur des lacs différents (Annecy *vs.* Bourget typiquement) que les picocyanobactéries ou encore les uniflagellés pourraient s'avérer des descripteurs (bio-indicateur) intéressants d'évolution de l'état trophique et du fonctionnement lacustre. Notons enfin que les eaux pompées dans le lac du Bourget distribuées en 2009 ont été de bonne qualité bactériologique et que les eaux de baignade ont été conformes aux normes de qualité. Néanmoins, il faudra sûrement être vigilant face au développement possible près des plages et dans les eaux de surface en général de la cyanobactérie coloniale toxique *Microcystis aeruginosa*, fortement présente entre fin juillet et début août en 2009. Le suivi environnemental du Lac du Bourget, avec la réalisation annuelle d'une vingtaine de campagnes de prélèvements et d'analyses, au minimum, a montré combien l'ensemble des paramètres mesurés et la fréquence opérée sont critiques pour décrire le fonctionnement écologique et l'état de santé de cet écosystème. Cet effort sera poursuivi sur la période 2011-2015 avec la signature d'un nouveau contrat (quinquennal) de partenariat scientifique entre l'INRA et le CISALB, pour la réalisation du suivi environnemental du plus grand lac naturel de France.

BIBLIOGRAPHIE

- Afnor 2006 NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor 1-41.
- Anneville, O. et Laine, L. 2004. Le Zooplancton du lac d'Annecy, SILA.
- Anneville, O. and Kaiblinger, K. 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, 1-54. 2009. INRA Thonon, France. Ref Type: Report
- Bourrelly, P. 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. 1-572pp.
- Bourrelly, P. 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 1-517pp.
- Bourrelly, P. 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 1-606pp.
- Briand, J.-F., S. Jacquet, C. Flinois, C. Avois-Jacquet, C. Maisonnette, B. Leberre and J.-F. Humbert. 2005. Variations in the microcystins production of *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) assessed by a four years in situ survey of Lac du Bourget (France) and by laboratory experiments. *Microb. Ecol.* 50:418-428
- Brooks, J. L., and S. I. Dodson. 1965. Predation, Body Size, and Composition of Plankton. *Science* 150:28-35.
- Druart, J. C. and Rimet, F. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA. 1-200. 2008. Thonon les Bains. Ref Type: Report
- Fulton, R. S. 1988a. Grazing on filamentous algae by herbivorous zooplankton. *Freshwater Biology* 20:263-271.
- Fulton, R. S. 1988b. Resistance to blue-green algal toxins by *Bosmina longispina*. *Journal of Plankton Research* 10:771-778.
- Gliwicz Z.M. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophic. *Ekologia Polska* 17: 663-708.
- Hofmann W. 1986, Developmental history of the Grosser Ploener See and the Schoehsee (north Germany): Cladoceran analysis, with special reference to eutrophication. *Arch. Hydrobiol., Supplement [ARCH. HYDROBIOL., SUPPL.]*. Vol. 74, no. 3, pp. 259-287
- Jacquet, S., Briand, J. F., Leboulanger, C. et al. 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.
- Kaiblinger, C., Anneville, O., Tadonleke, R., Rimet, F., Druart, J. C., Guillard, J., and Dokulil, M. T. 2009 Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633: 67-74.
- Kaiblinger, K. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08;DEC0470, 1-45. 2008. INRA Thonon. Ref Type: Report
- Laplace-Treyture, C., Barbe, J., Dutartre, A., Druart, J. C., Rimet, F., and Anneville, O. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en oeuvre de la DCE - Version 3.3.1 - Septembre 2009. 1-44. 2009. Ref Type: Report

- Lemma, B., J. Benndorf, and R. Koschel. 2001. Fish predation pressure on and interactions between cladocerans: Observations using enclosures in three temperate lakes (Germany) and one tropical lake (Ethiopia). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 31:209-220.
- Leboulanger, C., U. Dorigo, S. Jacquet, B. Le Berre, G. Paolini & J. F. Humbert, 2002. Application of a submersible fluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial bloom: a case of study. *Aquatic Microb. Ecol.* 30:83-89
- Lymer, D., E. S. Lindstrom and K. Vrede. 2008. Variable importance of viral-induced bacterial mortality along gradients of trophic status and humic content in lakes. *Fresh. Biol.* 1101-1113.
- Manca M. and 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. *Journal of Plankton Research* 10:771-778.
- Moldaenke 2002. The bbe Fluoroprobe. Software manual .31 pp
- Pelletier, J. P. and Orand, A. 1978 Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., and Melo, S. 2002 Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- Rimet, F., Druart, J. C., and Anneville, O. 2009 Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). *Ecological Informatics* 4: 99-110.
- Utermohl, H. 1958. Towards the improvement of the quantitative phytoplankton method. *Mitteilungen-Internationale Vereinigung fur Limnologie*, 9:1-38
- Vincon-Leite, B., Bournet, P. E., Gayte, X., Fontvieille, D., and Tassin, B. 1998 Impact of a flood event on the biogeochemical behaviour of a mesotrophic alpine lake: Lake Bourget (Savoy). *Hydrobiologia* 374: 361-377.
- Weaver, W. and Shannon, C. E. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press. 1949. Ref Type: Report
- Wolfram, G. and Dokulil, M. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. 1-50. 2007. Lebensministerium, Austria. Ref Type: Report
- Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K. et al. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). 2007. Vienna - Ispra. Ref Type: Report

DOSSIERS DIVERS

Annexe I

Le Comité Scientifique

Rôle du comité

- Validation des rapports
- Orientation des études
- Informations diverses

Président du comité

E. NAFFRECHOUX (Université de Savoie)

Membres du comité

M. FAIVRE	Laboratoire des sciences du sol
M. FONTVIEILLE	UMR CARTELE – site Chambérien
M. POULENARD	Laboratoire des sciences du sol
M. RAMPNOUX	Laboratoire de géologie structurale et appliquée
M. NICOUD	Laboratoire de géologie et d'hydrologie des aquifères de montagne
M. BLAKE	Laboratoire d'écotoxicologie – Transfert et accumulation des micropolluants
M. NAFFRECHOUX	Laboratoire de chimie moléculaire et de l'environnement
M. AMOROS	Laboratoire d'écologie des hydrosystèmes fluviaux
M. TOURNIER	Laboratoire d'écologie des vertébrés
M. TROSSET	Laboratoire de sciences du sol
M. CHAMPIGNEULLE	UMR CARTELE – site Thononais
M. GUILLARD	UMR CARTELE – site Thononais
M. JACQUET	UMR CARTELE – site Thononais
M. GILLET	UMR CARTELE – site Thononais
M. HUMBERT	ENS Paris
M. LE BOULANGER	IRD - Montpellier
M. FOUSSADIER	Entende Interdépartementale pour la Démoustication
M. RAYMOND	Conseil Supérieur de la Pêche

M. PAOLINI	Communauté d'agglomération du lac du Bourget
M. GAYTE	Conservatoire du Patrimoine naturel de la Savoie
M. OBERLIN	CEMAGREF
M. TASSIN	CEREVE / ENPC
M. VIOLLIER	Laboratoire de géochimie des eaux

Le Contrat de bassin versant du lac du Bourget est un programme technique et financier qui a été signé en septembre 2002 pour une durée de 7 ans. Le CISALB (<http://www.cisalb.org>) assure la coordination du contrat. Ce plan d'actions 2003-09 traite :

- de la dépollution de l'eau ;
- de la restauration des milieux aquatiques ;
- de la gestion des crues ;
- de l'action pédagogique ;
- et du suivi environnemental.

DOSSIERS DIVERS

Annexe II

Un sujet de thèse possible sur les picocyanobactéries, par Stéphan JACQUET

Les picocyanobactéries lacustres: Bio-indicateur fonctionnel et de changement trophique ?

Résumé :

Le picoplancton (organismes de taille compris entre 0,2 et 3 μm) est une composante majeure des écosystèmes aquatiques. Les picocyanobactéries du genre *Synechococcus* sont prépondérantes dans les écosystèmes lacustres péri-alpins de statut oligo- à mésotrophe. A ce jour, leur étude est rendue possible par différentes techniques (cytométrie en flux, microscopie à épifluorescence, PCR-DGGE, etc...) permettant d'apprécier leur abondance (et donc leur distribution et dynamique), leur activité (via des mesures enzymatiques par exemple), leur rôle (contribution à la production primaire, proies potentiels pour les prédateurs flagellés, ciliés et métazoaires et contribution aux flux de matière par transfert et/ou lyse virale) et leur diversité (pigmentaire, de forme, de taille et génétique). Aucune donnée de diversité, d'activité ou encore de production relative par rapport à l'ensemble du phytoplancton n'est encore disponible pour les deux plus grands lacs naturels français (Annecy et Bourget) et pourtant cette communauté pourrait être un acteur important du fonctionnement de ces écosystèmes et aussi un bio-indicateur de l'état trophique et des changements en cours plus globaux enregistrés dans ces lacs. Typiquement, l'évolution des abondances obtenues à ce jour laisse en effet penser que cette communauté est prépondérante à certaines périodes de l'année et que son importance quantitative pourrait être rattachée au statut trophique de l'écosystème. L'objectif de cette thèse sera donc (i) d'étudier en détail l'importance quantitative, qualitative et fonctionnelle de la communauté des picocyanobactéries et (ii) déterminer si cette composante majeure du phytoplancton peut en effet jouer le rôle de « canari dans la mine à charbon ». Dans ce but, l'étudiant(e) retenu(e) sur ce projet travaillera sur les lacs d'Annecy et du Bourget, l'un étant oligotrophe, l'autre mésotrophe, et devra répondre aux questions majeures suivantes :

- Quelles sont les abondances, distributions et dynamiques des communautés picocyanobactériennes dans ces lacs ?
- Quelle est la diversité morpho- (forme, taille, colonies) physio- (contenu pigmentaire) et génétique (gènes 16S et ITS) de ces communautés ?
- Quelle est la part de production primaire attribuable à cette composante comparativement au nano- et microphytoplancton ?
- Quelle est l'importance des picocyanobactéries dans la prédation zooplanctonique et les flux de matière et comment répondent-elles aux modifications de l'environnement ?

Cette étude bénéficiera de l'ensemble des prélèvements et des mesures/analyses physico-chimiques, biologiques et météorologiques faites sur ces lacs dans le cadre du SOERE LAC (Système d'Observation et d'Expérimentations pour la Recherche en Environnement, <http://www.thonon.inra.fr/>).

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

Les médias (sélection)

BOURGET

Le lac gelé

par [La Rédaction du DL](#) | le 15/01/09 à 07h21



La vague de froid qui s'est abattue sur la Savoie a eu un effet glaçant jusque sur les eaux du lac du Bourget. Au port de la baie de Mémard, le lac est gelé. Cette couche de glace assez épaisse a surpris les riverains, qui, incrédules, ont jeté de grosses pierres pour en tester la solidité.

RECHERCHE

Lac du Bourget et échographie

par [La Rédaction du DL](#) | le 16/02/09 à 05h00

Depuis 1991, l'étroite collaboration entre l'équipe du laboratoire de géologie marine de l'université de Gand et le laboratoire de géodynamique des chaînes alpines de l'université de Savoie a déjà permis de réaliser trois campagnes de géophysique sur le lac du Bourget en Savoie. La semaine dernière, le navire de promenade "Aixspace" a été transformé en laboratoire de recherche. La technique mise en oeuvre est comparable à l'échographie médicale. Les scientifiques ont pu ainsi observer, sous 145 m d'eau, jusqu'à 200 m de dépôts sédimentaires correspondant à la dernière glaciation, soit environ 20 000 ans.

Paru dans l'édition 74D du 16/02/2009 (76116)

RECHERCHE SCIENTIFIQUE

Le lac du Bourget passé à l'échographie

par [La Rédaction du DL](#) | le 15/02/09 à 07h20



Depuis 1991, l'étroite collaboration entre l'équipe du laboratoire de géologie marine de l'université de Gand, professeur Marc de Batist et le laboratoire de géodynamique des chaînes alpines de l'université de Savoie, professeur Christian Beck, a déjà permis de réaliser trois campagnes de géophysique sur le lac du Bourget.

Le lac du Bourget, un site de référence

Ce dernier étant devenu site de référence pour étudier l'évolution récente de l'environnement alpin. Toute la semaine dernière, le navire de promenade "Aixspace" (Compagnie des Bateaux du Lac du Bourget et du Haut Rhône) a été transformé en laboratoire de recherche pour ausculter le fond du Lac du Bourget avec de nouveaux instruments. La technique mise en oeuvre, appelée "sismique-réflexion", est comparable à l'échographie médicale. Elle permet d'avoir une image de ce qui est sous le fond.

Des observations à 145 m sous l'eau

Les scientifiques ont pu ainsi observer, sous 145 m d'eau, jusqu'à 200 m de dépôts sédimentaires correspondant à la dernière glaciation, soit environ 20 000 ans.

De notre correspondant local GUY JACQUEMARD
Paru dans l'édition 73A du 15/02/2009 (60272)

PÊCHE «Nous sommes une espèce en voie de disparition»

par [La Rédaction du DL](#) | le 02/03/09 à 07h00



Le lac du Bourget presque pour lui tout seul. Le privilège se goûte tôt. Et il se paie en centaines de mètres de filet à remonter chaque jour. Comme ce mercredi frisquet de février où l'eau et l'air ne veulent pas dépasser les 4 degrés, à 7 heures du matin. La neige tient encore sur les pentes du Mont du Chat qui domine la côte sauvage. Mains nues et la veste restée au fond du bateau. «Je mets les gants en dessous de -5°C. Autrement, ça me gêne pour dégager les poissons des mailles», explique Gilbert Simon tout en remontant le premier des cinq filets à lavaret. «Un poisson trop fragile pour le remonter au treuil.» À chaque fois, 120 mètres à tirer, les cuisses bien calées contre le plat-bord, les épaules et le dos qui encaissent avant de lui rappeler la nuit suivante qu'il a trop tiré sur la corde. Trente saisons que ça dure.

«**Cette histoire de PCB nous a tués**»

«Et j'aime toujours ce métier. Mais nous sommes une espèce en voie de disparition. Pas de relève et cette histoire de PCB nous a tués. Sans compter la crise qui n'arrange rien à nos affaires. Si l'administration ne comprend pas à temps, il n'y aura bientôt plus personne», peste le président des dix pêcheurs professionnels du lac du Bourget. Trop peu nombreux pour râler et se faire entendre. Pourtant, Gilbert Simon n'a pas la langue dans sa poche de ciré. Ses coups de gueule ont ponctué l'année 2008, au fil des interdictions décidées après les analyses de poissons contaminés au pyralène (lire ci-contre). Si la pêche au lavaret a repris, la confiance est-elle revenue ? «Essayez d'en trouver sur les marchés ou chez les poissonniers. Les restaurateurs sont aussi moins nombreux ou préfèrent s'approvisionner ailleurs», assure-t-il en déplorant que la profession trinque pendant que d'autres variétés de poisson seraient moins surveillées. «J'aimerais être sûr que ce qui arrive du Vietnam ou de Russie est soumis aux mêmes normes sanitaires alors que l'on se polarise sur les poissons locaux.»

Quand Gilbert Simon a commencé, ils étaient 8 amarrés comme lui dans le petit port de Saint-Innocent. «Et plus d'une centaine tout autour du lac, dont une partie de pluriactifs. Je suis seul dans ma commune et personne n'a envie de reprendre. Comment voulez-vous donner envie aux jeunes ? C'est déjà dur, et l'on fait tout pour nous dégoûter.» Gilbert Simon vient de trouver une nouvelle raison de pester contre "l'administration". Il nous montre les nouvelles tailles de maille imposée pour le lavaret. «Mais qu'ils viennent passer une matinée avec nous plutôt que de décider bien au chaud de ce qui est bon pour nous. À dix, on n'est pas près de vider le lac. Si on prélève 20% des réserves de lavaret, c'est bien le maximum.»

Trois heures plus tard, retour au port, avec dix kilos de lavaret, et vingt kilos de lotte. «Pas mal. À condition de tout vendre.» Pour Gilbert Simon, ce n'est pas seulement l'avenir de la profession qui est en jeu. «C'est l'image même de ce lac pour le tourisme en Savoie. Quand vous allez au bord de la mer, vous regardez s'il y a des pêcheurs et vous demandez d'où vient le poisson. Ici, c'est pareil.»

REPÈRES

L'OMBLE TOUJOURS INTERDIT

L'interdiction de commercialiser et de consommer l'omble chevalier dans le lac du Bourget et le canal de Savières a été renouvelée le 5 février dernier. «Or c'est l'espèce emblématique de nos lacs alpins», estime Gilbert Simon. Elle ne représente que 15 à 20% des ventes, mais elle est aussi la plus chère. Sont également interdits : le gardon (à l'exception des spécimens de taille égale ou inférieure à 10 cm), l'anguille et la brème.

COMBIEN ÇA VAUT ?

La plupart des pêcheurs vendent directement le produit de leur pêche. Chez Gilbert Simon, à Saint-Innocent, on trouve le lavaret à 11 €/le kilo et la lotte à 10 €

Paru dans l'édition 73A du 02/03/2009 (61039)

PÊCHE

La bombe de l'omble

par [La Rédaction du DL](#) | le 02/03/09 à 06h59

L'annonce faisait l'effet d'une bombe: l'omble, le poisson emblématique des lacs alpins était contaminé par le pyralène. C'était en avril 2008 et le préfet de Savoie signait un arrêté interdisant sa consommation et sa commercialisation. Un coup très dur pour les pêcheurs professionnels, même s'ils s'attendaient à la décision. Surtout après avoir appris les mesures concernant le Rhône. Mais la décision intervenait après une année 2007 déjà délicate pour la profession. L'un des pêcheurs, Romuald Bouvier, se disait d'autant plus abattu qu'il y avait une très forte demande pour cette

variété, notamment des restaurateurs. Le ministre de l'Agriculture Michel Barnier était interpellé. Gilbert Simon demandait «plus de transparence» dans les résultats des analyses pour chaque espèce de poisson. «Le risque est de faire l'amalgame avec les autres espèces.» Et en juillet, c'était au tour du lavaret de subir les mêmes interdictions, avant qu'elles soient levées en novembre. Aujourd'hui, l'interdiction concernant l'omble n'est toujours pas levée, après les analyses transmises le 15 décembre dernier à la Direction départementale de l'agriculture. Les pêcheurs se demandent comment restaurer le climat de confiance pour les autres poissons du lac. Chez les restaurateurs et les consommateurs.

Paru dans l'édition 73A du 02/03/2009 (61723)

LAC DU BOURGET

Vol de moteurs : Les pêcheurs craignent le retour d'un gang organisé

par [La Rédaction du DL](#) | le 07/03/09 à 05h52



Du côté des ports, sur le lac du Bourget, l'affaire fait grand bruit : le gang des Polonais qui avait sévi il y a 5 ans serait-il de retour ? Il est bien trop tôt pour le dire mais les faits sont là : ils se sont déroulés il y a moins d'un mois et ne remontent à la surface qu'aujourd'hui. Le 15 février dernier, il faisait beau, une journée idéale pour aller pêcher. Ce pêcheur amateur aixois qui souhaite rester discret se rend à son bateau amarré au Petit-port. Première désagréable surprise : le moteur de sa petite embarcation a disparu. «J'étais allé pêcher la veille. Cela s'est donc déroulé dans la nuit du mercredi au jeudi». Inquiet, cet homme arpente le ponton. Deuxième surprise, il constate que de nombreux bateaux qui avaient des moteurs la veille, n'en ont plus...

"Ils ont utilisé une disqueuse..."

Les supports en ferraille installés à l'arrière des petites barques sont tordus, les cadenas cassés et les fils et tuyaux arrachés, «nous avons même retrouvé des sciures, ils ont utilisé une disqueuse...». Quelques camarades pêcheurs poussent alors leurs investigations au-delà du ponton. «Nous avons recensé 15 moteurs disparus au Petit-port et 2 du côté du Grand-port». Au fond de l'eau, une barre de fer a même été abandonnée, «elle n'était pas là avant, elle a dû servir à forcer certains supports». «Les bateaux vandalisés sont en majorité ceux des pêcheurs. Contrairement à ceux des plaisanciers, ils sont sans cabines, sans bâches et plus vulnérables. Les barques sont équipées de moteurs qui ne font pas plus de 50 kg, c'est plus pratique à voler» précise Joaquim Torres le président de l'Association agréée pour la pêche et la protection du milieu aquatique d'Aix-les-Bains (AAPMA) représentant les pêcheurs amateurs locaux. Lui-même est personnellement concerné par le problème, «ils ont essayé de me voler le moteur. Il ne tenait plus qu'à une vis... quelque chose a dû les surprendre, ils n'ont pas eu le temps de l'emporter» avance-t-il. "Ils", c'est bien ce que craignent les victimes déjà échaudées en 2004. Selon l'une d'elles «pour voler 15 moteurs en une seule nuit, ils doivent être plusieurs et très organisés. Le plus simple pour eux est de venir sur un bateau par le lac

et de se placer à l'arrière des bateaux pour emmener les moteurs...» La police prend cette affaire au sérieux. Elle a alerté le parquet de Chambéry pour permettre, si c'est le cas, tout rapprochement entre des affaires similaires.

REPÈRES

LES MOTEURS

Les moteurs volés pèsent de 50 à 100 kg et coûtent de 1 500 à 15 000 €chacun.

9 PLAINTES

À ce jour, concernant les vols de moteurs sur le lac en février, le commissariat d'Aix-les-Bains a enregistré 7 plaintes et la gendarmerie 2 plaintes concernant le port des Mottets au Viviers. «Les propriétaires de bateaux doivent venir vérifier leur matériel car pour l'instant ils sont très peu à avoir porté plainte» remarque Joaquim Torres.

EN 2004

Cinq "raids" perpétrés en cinq semaines en Savoie et dans le Jura au cours desquels 21 moteurs ont été volés. Les trois Polonais membres d'un "gang" international spécialisé dans le vol de moteurs de bateaux écoperont de cinq ans de prison ferme.

LA REVENTE

Chaque moteur est numéroté. Comme pour les voitures, une carte grise est délivrée. Dans la plupart des cas les moteurs volés sont "maquillés", blanchis avec de fausses factures et réinjectés "propres" sur le marché européen.

Thomas LANIER

LAC DU BOURGET

Vols de moteurs : quelles solutions ?

par [La Rédaction du DL](#) | le 07/03/09 à 05h52



Plaisanciers

Éclairer pour mieux dissuader... Pour parer au phénomène récurrent de vols de moteurs au Petit-port d'Aix-les-Bains, l'année dernière, des lumières avaient été ajoutées par l'agglomération (Calb). De son côté l'AAPPMA (Association agréée pour la protection de la pêche et du milieu aquatique) compte lancer une étude auprès de ses 800 adhérents propriétaires de bateaux, «je veux savoir quels moyens ils sont prêts à mettre en oeuvre pour augmenter la sécurité des ports» avance le président Joaquim Torres, «j'aimerais bien que ça change mais cela prendra du temps».

Quant au président du club de plaisanciers, Henri Rebeaud, il évoque l'efficacité du gardiennage, «à Voglans au Port des 4 chemins, qui est en partie privé, il y a une surveillance privée la nuit. Ça coûte cher mais c'est efficace. D'ailleurs, cette année et pour la première fois, le salon de la plaisance en avril, se tiendra au Petit-port. Je me suis organisé pour qu'il y ait davantage de surveillance».

Du côté de la mairie, le premier adjoint Renaud Beretti défend l'installation d'une vidéo surveillance.

En attendant toute prise de décision, la police nationale a intensifié ses rondes dans le secteur des ports.

ENVIRONNEMENT La race réintroduite dans le lac du Bourget a du mal à trouver

son équilibre

Les tortues exotiques menacent les cistudes

AIX-LES-BAINS

Elle pourrait devenir l'emblème du Conservatoire du patrimoine naturel de Savoie : la tortue cistude est en tout cas une priorité pour l'association.

Carapace et membres étoilés de points jaunes, cette race européenne est depuis 2000 réintroduite dans les eaux du lac du Bourget après avoir disparu dans les années 70. Malgré les efforts déployés pour développer la race, son équilibre est sévèrement menacé par les espèces tropicales.

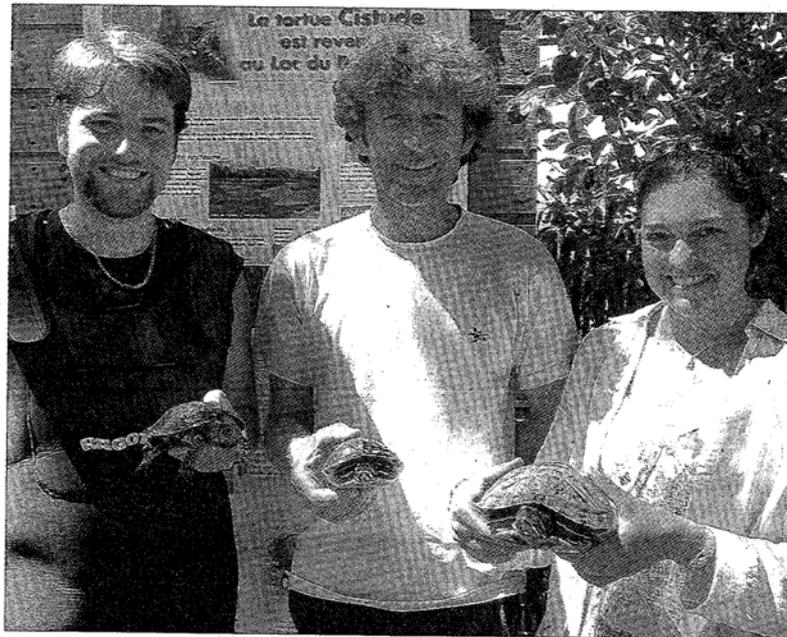
Sauvons la tortue à pois jaunes !

Michaël Aurias, technicien au Conservatoire, explique : « L'écosystème du lac souffre de la présence d'espèces venues d'ailleurs. Les tortues tropicales échouées dans le lac par erreur ou négligence sont plus agressives que les cistudes. Elles délogent leurs congénères des solariums dont les cistudes se servent pour se régénérer et prendre des forces avant l'hibernation. »

La tortue cistude se reproduit moins vite que ses consœurs américaines. Placide, elle est aussi plus petite et ne lutte pas contre son ennemie. D'où l'urgence d'évincer les concurrentes en poursuivant les efforts de réintroduction de bébés.

Une réintroduction initiée en 2000

Une cinquantaine de petites tortues peuplent aujourd'hui différentes zones comme le sud du Lac jusqu'aux abords de Chanaz. Mais leur pérennité reste menacée. « Tant que les propriétaires de tortues tropicales rejettent dans le lac leur animal, devenu trop imposant pour



Une équipe de choc au service des tortues cistudes : Samuel Giron, Michaël Aurias et Emmanuelle Saunier, chargée de communication au Conservatoire.

l'aquarium, nous ne parviendons pas à régler le problème » détaille Samuel Giron,

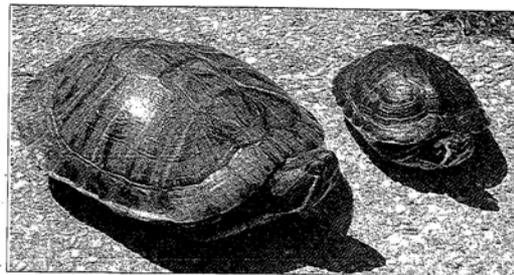
chargée du radiopistage des cistudes dans le lac. « Nous menons campagne auprès

des promeneurs pour nous aider à sauver nos tortues ». Comment ? En équipant de

« Ma tortue souffrait de dépression ! »

Tant qu'il vivait en maison, Philippe Gros cohabitait avec sa tortue tropicale qui disposait d'un vaste espace aménagé dans le jardin. Mais lorsqu'il a déménagé en appartement, l'animal ne s'est pas adapté. « Au départ, tout s'est bien passé mais rapidement, l'extérieur lui a manqué. Elle ne réussissait pas à hiberner. Elle est rapidement tombée en dépression, elle ne se nourrissait plus ».

Philippe Gros prend alors la décision d'offrir à sa tortue un avenir meilleur. Il a con-



On reconnaît la tortue de Floride et ses tempes rouges. Sa cousine, la tortue scripta est plus discrète mais tout aussi envahissante.

tacté le Conservatoire et des jours heureux au parc de aujourd'hui, l'animal coule la tête d'or à Lyon. »

panneaux explicatifs les abords du lac, notamment le site des Mottets, pour apprendre au public à reconnaître les tropicales des cistudes. « En cas de capture, la ramener au Conservatoire est la meilleure solution ».

Les tortues de Floride peuvent atteindre jusqu'à 40 cm

Une consigne valable également pour les propriétaires dépassés par leur animal. Quant à ceux qui seraient tentés par l'adoption d'une tortue de Floride, Michaël Aurias leur recommande une réflexion pointue : les tortues tropicales vivent jusqu'à 50 ans, peuvent atteindre 40 cm pour 3 kilos et nécessitent un environnement exigeant !

Fanny LESGUILLONS

REPÈRES

TORTUE CISTUDE OU TORTUE TROPICALE ?

■ La tortue cistude est plus petite que les autres. Sa carapace comme ses membres, sont parsemés de points jaunes.

La tortue de Floride arbore des tempes rouges et sa tête est rayée jaune ou vert. Depuis son interdiction à la vente il y a quatre ans, on remarque l'apparition de tortues scripta, de vagues cousines, que l'on différencie grâce à ses rainures blanches ou jaunâtres sur la tête et les pattes.

SI VOUS TROUVEZ UNE TORTUE DE FLORIDE..

■ Contacter le Conservatoire du patrimoine naturel de Savoie au Bourget-du-Lac au 04 79 25 20 32 (Info@patrimoine-naturel-savoie.org) ou le Parc de la Tête d'Or de Lyon, tél. 04 72 69 47 60

ENVIRONNEMENT

Les lacs sous surveillance depuis Le Bourget

par [La Rédaction du DL](#) | le 26/10/09 à 05h03



Le conservatoire du littoral, établissement public de l'Etat, vient de créer une délégation chargée de coordonner ses actions sur l'ensemble des grands lacs de France. Son siège se situe sur les hauteurs du Bourget-du-Lac. Créé en 1975, le conservatoire préserve les côtes mais aussi les rives des grands lacs dont la superficie est supérieure à 1 000 ha. Ils sont 15 en France dont les trois lacs glaciaires savoyards (Léman, Annecy, Le Bourget). Les 12 autres sont artificiels (barrages-réservoirs ou hydro-électriques) parmi lesquels Serre-Ponçon, Sainte-Croix-du-Verdon, Vassivière-en-Limousin ou encore le lac du Der (Marne).

L'objectif est d'acquérir à l'amiable, en accord avec les collectivités locales, des espaces naturels de qualité écologique ou paysagère avérée afin de les restaurer et de les ouvrir au public (sauf sensibilité particulière nécessitant un encadrement de la fréquentation). Cette mission de long terme et d'intérêt général s'exerce grâce aux moyens propres de l'établissement ainsi qu'à des subventions obtenues sur projets auprès des départements, des régions ou des agences de l'eau.

À l'échelle nationale, 125 000 ha ont déjà été acquis, dont 2 500 sur les bords des lacs, répartis sur une quarantaine de sites. Citons le domaine du Buttet au sud du lac du Bourget, magnifique espace de découverte et de vision de la nature géré quotidiennement par le conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie, les Marais de l'Enfer à Saint-Jorioz et le Roc de Chère à Talloires (lac d'Annecy), le domaine de Guidou à Sciez ou celui de Corzent à Thonon-les-Bains (lac Léman). Ces fenêtres de nature seront transmises intactes aux générations futures. Des plans de gestion, véritables « feuilles de route », sont établis pour chaque site en concertation avec les acteurs locaux, lesquels sont réunis au sein des comités de gestion, instances de discussion et d'échange.

Une équipe technique encore embryonnaire

Contrairement à ses « consœurs » maritimes, dimensionnées à l'échelle d'une ou deux régions contiguës, la délégation « lacs » couvre 9 régions et 18 départements (de la Lozère à la Meurthe-et-Moselle, du Haut-Var à la Haute-Savoie, de la Creuse aux Hautes-Alpes). Les situations sont extrêmement contrastées, de même que les enjeux et les pressions foncières. Les moyens financiers sont naturellement limités (environ 1 M€ par an pour les acquisitions, 400 000 € pour les travaux de restauration) et le personnel est amené à se déplacer fréquemment pour rencontrer les élus, les financeurs, les usagers et les partenaires locaux. Après un an de « solitude », le délégué, Jean-Philippe Deslandes, originaire de Normandie mais qui a toujours rêvé d'habiter dans un pays de montagnes, a intégré des locaux mis à disposition par le conseil général de la Savoie au Bourget-du-Lac. Il a été rejoint au printemps par Marie Bar, chargée de mission et par Monique Landrat, assistante, qui assure l'accueil et veille au fonctionnement quotidien du service. Une extension de cette équipe particulièrement motivée est espérée en 2010 grâce au concours de fonds régionaux.

Délégation lacs du conservatoire du littoral, Chemin de la Grande Roche, Verdex, BP 18 ; 73 371 Le-Bourget-du-Lac Cedex. Tél. : 04 79 60 76 30, fax : 04 79 44 87 26.

PECHE PROFESSIONNELLE

Les pêcheurs veulent un label pour le poisson des lacs alpins

par [La Rédaction du DL](#) | le 16/11/09 à 05h04



Pour les pêcheurs professionnels du lac du Bourget et des lacs alpins, l'avenir offre de bonnes perspectives. Un constat positif évoqué par Simon Gilbert, président de l'association qui rassemble ces professionnels, lors de l'assemblée générale de leur groupement.

Samedi matin à Tresserve, pour le centenaire du syndicat, le responsable a rappelé la volonté des pêcheurs d'obtenir la labellisation, "Marque Savoie" pour leur production. « Nous désirons vendre localement des poissons nobles de très bonne qualité issus des lacs » a expliqué Simon Gilbert. Pour lui, cette marque de reconnaissance permettrait de mieux diffuser la production des lacs du Bourget, d'Annecy et du Léman auprès des distributeurs de ces bassins. « On subit une double concurrence. Celle du poisson d'élevage et les arrivages des eaux saumâtres du nord de l'Europe » explique-t-il. Des discussions se sont ouvertes avec les chambres consulaires pour obtenir la labellisation.

Des eaux de bonne qualité

L'objectif est, pour lui, tout à fait réalisable. « Les eaux du lac du Bourget ont maintenant un niveau de qualité très satisfaisant, le pic de pyralène est derrière nous et les taux de nitrate et de phosphate sont très en dessous des normes. » Il rappelait que dans les années 1970, l'activité humaine, trop peu respectueuse de l'environnement, avait fait chuter sensiblement la production de poissons nobles comme le lavaret, l'omble chevalier, la perche ou encore le brochet.

Si la labellisation peut relancer l'intérêt pour le poisson local, elle doit néanmoins s'accompagner d'un rajeunissement de la profession qui affiche une moyenne d'âge de 50 ans. Autrefois, le lac du Bourget recensait environ une centaine de pêcheurs pro double actifs. Ils étaient aussi agriculteurs ou restaurateurs. Aujourd'hui, ils ne sont plus que dix sur ce lac et récoltent 45 tonnes de poissons par an.

Paru dans l'édition 73A du 16/11/2009 (5eebf04a-d1d7-11de-864c-776d55ecea3e)

SITE DE PORTOUT (SAVOIE)

La justice ordonne le démontage du port

par [La Rédaction du DL](#) | le 17/12/09 à 05h03



Pour les défenseurs de la nature, dont la Frapna Savoie, c'est une grande victoire. Un arrêt de la cour administrative d'appel de Lyon vient tout bonnement de condamner la Communauté d'agglomération du lac du Bourget, à l'obligation "de procéder à la remise en état naturel du site de

Portout dans un délai de huit mois, sous astreinte de 150 € par jour". Un coup dur financier pour l'intercommunalité locale. En effet, celle-ci pourrait avoir à déboursier 130 000 € HT selon les magistrats, afin de rendre son état naturel à ce petit coin de Chautagne en bordure du canal de Savières, où en 2002 elle a créé un port d'une soixantaine de places.

Joint par téléphone hier, Jean-Claude Loiseau, vice-président de la Calb chargé du tourisme, expliquait que l'intercommunalité était en train de regarder avec ses conseillers et avocats, s'il est de bon ton de faire appel (devant le conseil d'État) de cette décision. Réponse en janvier selon l'élu.

Une victoire pour le cuivré des marais

En attendant, le cuivré des marais peut, à quelques jours de Noël, se satisfaire de ce beau cadeau. Ce petit papillon en voie d'extinction et protégé au niveau national,

avait, dès 2001, été mis au premier plan des arguments des opposants à ce projet. Il n'était pas le seul. En effet, si le site de Portout abrite des pontes du délicat insecte, il dispose de bien d'autres caractéristiques d'intérêt écologique, comme le prouve le classement Natura 2000 de cette zone humide concernée par la loi littorale.

Malgré cela et les requêtes de la Frapna, de l'association Acclame et d'un particulier, cela n'avait pas empêché la construction du port en 2002-2003. 12 000 m³ de matériaux avaient alors été extraits pour la réalisation d'un bassin de 4500 m².

Une mare tolérée

Un bassin qui, s'il n'est pas fait appel de cet arrêt, devra se transformer en mare, après la fermeture de la passe reliant le lac au Rhône. Bateaux, pontons et installations électriques devront quitter les lieux.

« C'est une belle décision car elle est pleine de sens. Elle montre que les coups partis ne sont pas forcément irréversibles. Qui plus est, nous ne nous sommes pas battus pour une indemnisation mais bien pour une remise en état de ce site à la biodiversité remarquable », se félicite l'avocat de la Frapna Savoie, Maître Lionel Brard. Du côté de l'association écologiste, on mesure aussi tout le poids de cette décision rare, reconnaissant l'illégalité de ce port. « Le commissaire du gouvernement s'était prononcé contre cette remise en état mais les juges sont allés contre son avis », note Pierre Meyer, le président. Un courage salué d'un battement d'ailes par le cuivré des marais.

REPÈRES

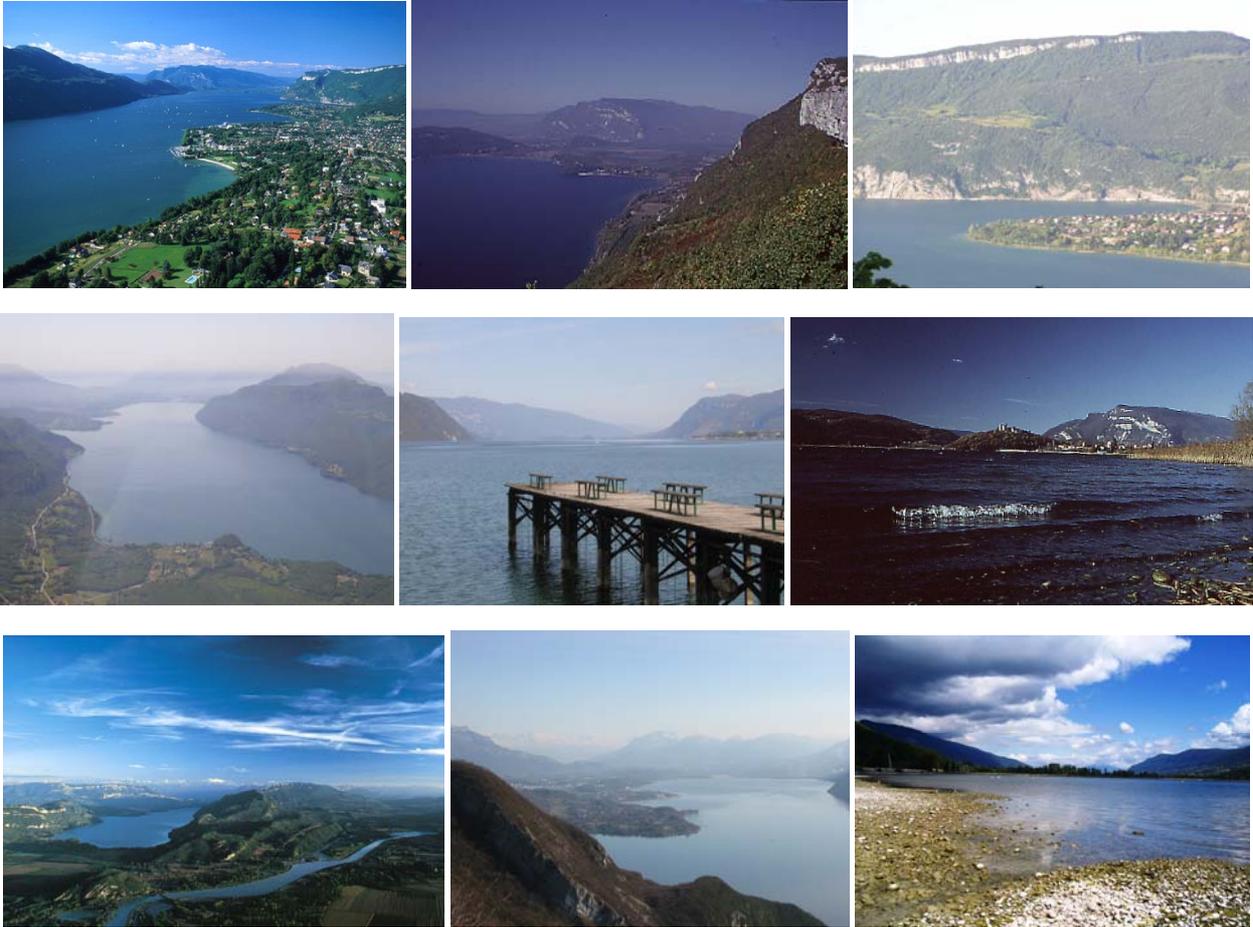
la genèse du dossier

- Juin 2001 : le préfet de la Savoie déclare d'utilité publique la construction du port de Portout sur un terrain de 16 000 m².
- Octobre 2002 : le maire de Chindrieux autorise les travaux.
- La Frapna Savoie, l'association Acclame et un particulier déposent un recours contre ces deux décisions.
- Février 2003 : le tribunal administratif de Grenoble rejette la demande de suspension de l'arrêté du maire ; les travaux sont réalisés en 2002-2003.
- Avril 2007 : le TA annule l'arrêté de DUP du préfet et l'autorisation de travaux du maire.
- La Calb, la commune de Chindrieux et le préfet font appel du jugement devant la cour administrative d'appel de Lyon.
- Décembre 2008 : ladite cour confirme les deux décisions de 2007 du TA de Grenoble.
- Novembre 2009 : la même cour condamne la Calb à la remise en état naturel du site.

Ludovic FAVRE

Paru dans l'édition 73A du 17/12/2009 (4ea8960a-ea57-11de-aa2d-8721dc810689)

POUR FINIR



*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