

# SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

## ANNEE 2007



Rapport de suivi (avril 2008)



Contact du responsable scientifique

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

# SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

## ANNEE 2007

Ce rapport, qui présente le suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2007, a été rendu possible grâce aux travaux de:

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

Lyria BERDJEB (thésarde) a fourni les données cytométriques. Leslie LAINÉ (technicienne) a fourni les données zooplanctoniques



**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., J.-C. Druart, M. Perga, C. Girel, G. Paolini, J. Lazzarotto, I. Domaizon, L. Berdjeb, J.-F. Humbert, P. Perney, L. Laine et F. Kerrien. 2008. Suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2007. Rapport 2008, 162 p.

*« Le lac du Bourget est un adorable miroir encadré de montagnes assez élevées et d'un aspect à la fois sauvage et doux [...] Long, étroit, sinueux et ressemblant à un large fleuve du nouveau monde; mais quel fleuve a cette transparence de saphir et ces miroitements irisés ? »*

**Georges Sand**

# Carte d'identité du Lac du Bourget

## Nom

**Lac du Bourget**, formé il y a environ 19 000 ans 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 <sup>2</sup>
Altitude	231,5 m
Profondeur maximale	147 m
Profondeur moyenne	80 m
Volume d'eau total	3,6 Milliards de m <sup>3</sup>
Superficie du bassin versant	560 km <sup>2</sup>



## Autres caractéristiques

**Orientation** Nord-Sud

**Temps de séjour des eaux** 8,5 ans (estimation calculée en 2007)

### Alimentation principale par trois rivières

La Leysse (~65% des apports) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2004 entre 4,26 et 7,36 m<sup>3</sup>/s (valeur maximale enregistrée en 2007 : 114 m<sup>3</sup>/s)

Le Sierroz (~25% des apports) et le Tillet à l'est (~10% des apports) qui traversent la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2004 entre 1,34 et 2,2 m<sup>3</sup>/s (valeur maximale enregistrée en 2004 : 43 m<sup>3</sup>/s) pour le premier

Le canal de Savière contribue à moins de 1,5% des apports au lac

## Signe particulier

Une santé qui s'améliore au regard des concentrations en phosphore qui baissent encore mais la cyanobactérie *P. rubescens* est toujours bien présente

**Une année 2007** aussi exceptionnelle que 2006 à bien des égards (lire le rapport !)



## Sommaire

<b>En guise d'introduction</b>	<b>6</b>
<b>Ce qu'il faut retenir pour l'année 2007</b>	<b>8</b>
<b>Etudes portant sur la physico-chimie</b>	<b>14</b>
<b>Etudes portant sur la boucle microbienne</b>	<b>48</b>
<b>Etude relative au phytoplancton</b>	<b>63</b>
<b>Etude de la concentration en chlorophylle <i>a</i></b>	<b>76</b>
<b>Etudes portant sur la cyanobactérie <i>P. rubescens</i></b>	<b>78</b>
<b>Etude portant sur les données fournies par la sonde bbe</b>	<b>83</b>
<b>Etude relative au zooplancton</b>	<b>89</b>
<b>Etude des apports par les rivières en lien avec la météo</b>	<b>96</b>
<b>Etude portant sur la qualité sanitaire</b>	<b>121</b>
<b>Conclusions et perspectives</b>	<b>126</b>
<b>Bibliographie</b>	<b>128</b>
<b>Annexes, Dossiers divers</b>	<b>130</b>
Le comité scientifique	
La liste complète du phytoplancton en 2007 et l'évolution du nombre de taxons	
Les profils de fluorescence de la chlorophylle <i>a</i> totale en 2007 (sonde bbe)	
Le système SISE-Eaux	
Le programme PROLIPHYC	
Les médias, la lettre d'information du CISALB	

## 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.

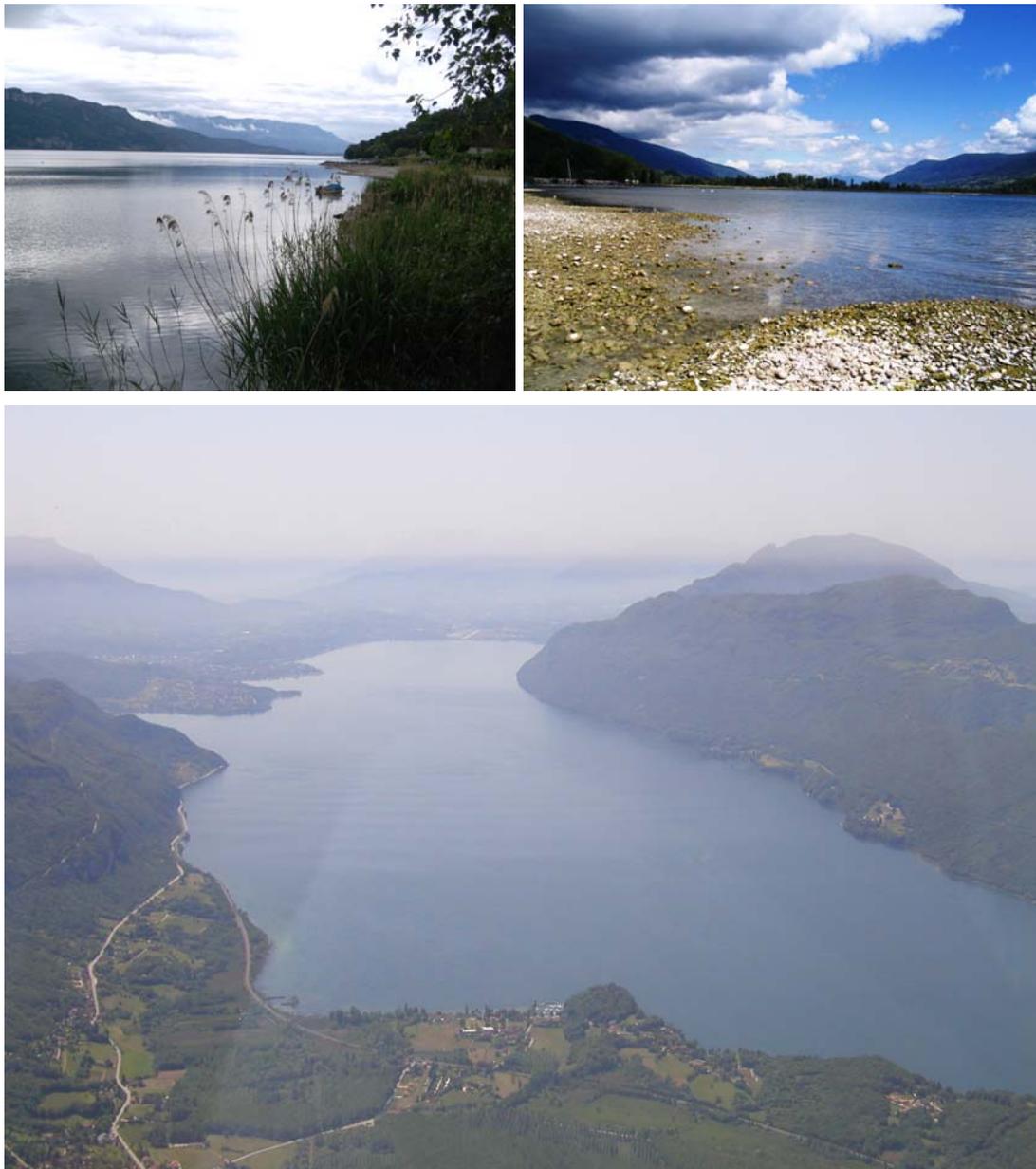
Le lac du Bourget est la plus grande réserve d'eau douce naturelle en France. Rappelons qu'au cours des années 1970, de grands travaux ont été réalisés par les communes du bassin versant du lac du Bourget afin d'assainir ce dernier, en proie à l'eutrophisation. Cette pollution se manifestait en surface 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. Ces travaux 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 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-les-Bains participe à cette évaluation et l'Equipe d'Ecologie Microbienne Aquatique a notamment porté une attention plus particulière ces dernières années à la prolifération d'une cyanobactérie filamenteuse 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 2007 fait suite au rapport de l'étude lourde effectuée en 2004 et 2005, commandé par le CISALB et celui de 2006, constituant ainsi le troisième 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 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, et d'observer les changements entre l'état des lieux précédent (2004-2005 typiquement) et le prochain prévu avant 2012.

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



## CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNEE 2007

L'année 2007 a été globalement une année plus chaude que les années précédentes (12,04°C contre 11,3°C pour la période 1974-2007), l'excédent de chaleur étant notamment du aux mois d'hiver (janvier et février) très doux alors que ces mêmes mois en 2006 avaient été plus froids que la moyenne. Ces hivers plus doux dans l'Hémisphère Nord sont une conséquence visible et désormais reconnue des grands changements climatiques à l'échelle de la planète. Les mois de juin, juillet, septembre, octobre et novembre avaient été particulièrement chauds en 2006. En 2007, tous les mois de l'année sauf janvier, février et avril ont été caractérisés par des températures fluctuant autour de la moyenne.

L'hiver 2006/2007 n'a pas permis d'homogénéisation thermique de la colonne d'eau et le brassage complet du lac n'a donc pas eu lieu. Le fond du lac a été réoxygéné jusqu'à environ 50 % de saturation. Le stock de phosphore n'a pas entièrement été remis à disposition au niveau de l'épilimnion. Dès le début du réchauffement rapide de l'épilimnion, le stock en phosphate de l'épilimnion a été presque entièrement consommé jusqu'à la fin de l'année. Du fait du faible brassage, le fond du lac était fortement désoxygéné à partir de mi-août et les conditions réductrices ont entraîné le relargage de la charge interne en phosphore.

Si 2006 avait été définie comme la 5<sup>ème</sup> année la plus sèche de ces 30 dernières années, 2007 affiche une pluviométrie de 1238 mm à la station météo de Voglans, soit un déficit de seulement 2% par rapport à une année « normale ». A noter toutefois une très forte hétérogénéité dans la saisonnalité des précipitations, les mois de février et mars ayant été très pluvieux, les mois d'avril et octobre affichant une aridité record.

Le débit moyen de la Leysse (7,34 m<sup>3</sup>/s soit un volume d'eau de 233 Mm<sup>3</sup>) en 2007 a été bien supérieur au module interannuel (6,38 m<sup>3</sup>/s) alors qu'il avait été très faible en 2006 (4,43 m<sup>3</sup>/s). Sur le Sierroz, le débit moyen (2,22 m<sup>3</sup>/s soit un volume d'eau de 71 Mm<sup>3</sup>) est resté pour sa part légèrement inférieur au module (2,45 m<sup>3</sup>/s). La Leysse a été conforme à la Directive Cadre sur l'Eau 93% du temps alors que Le Sierroz n'a été conforme que 68% du temps (les déclassements pour ce dernier étant dus essentiellement aux teneurs en nitrates [35%] et Matières en suspension [65%]) mais cette valeur est en forte hausse par rapport à 2006 qui était inférieure à 40%.

En terme d'apports de volume d'eau au lac, on peut estimer sur ces 4 dernières années que la Leysse est responsable à 65%, le Sierroz à 25% et le Tillet à 10%, soit des volumes d'eau de 134-233 Mm<sup>3</sup> pour le premier, 42-71 Mm<sup>3</sup> pour le second et une estimation de 20-34 Mm<sup>3</sup> pour le dernier.

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, 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 est confirmée avec des valeurs de 22 µgP/L pour le Ptot et 14 µgP/L pour les phosphates : un record !

Avant les années 2000, les apports totaux au lac en terme de phosphore total (Ptot), orthophosphates (PO<sub>4</sub>) et nitrates (NO<sub>3</sub>) étaient estimés. Depuis 2004, ces apports sont véritablement mesurés grâce aux stations de mesure automatisées sur la Leysse et le Sierroz. En 2007, il a été calculé un apport au lac de 27 tonnes de Ptot (contre 21 tonnes en 2006), 4,6 tonnes de PO<sub>4</sub> (contre 3,7 tonnes en 2006) et 367 tonnes de NO<sub>3</sub> (contre 275 tonnes en 2006). En dépit d'une augmentation des apports en lien avec le régime des pluies, les apports en Ptot et PO<sub>4</sub> sont conformes aux attentes de la DCE tout au long de l'année avec une baisse entre 2004 et 2007 de 63% du Ptot. Les concentrations moyennes de tous les éléments nutritifs sont clairement en baisse dans les deux rivières depuis 2004, l'exception venant des MES et du COD dans la Leysse. 5 crues de la Leysse en 2007 ont été responsables de 71% des apports en Ptot de cette rivière en temps de pluie. Les 5 crues principales du Sierroz ont été responsables de 55% des apports en Ptot de cette rivière en temps de pluie.

Durant 43 jours en 2007, le courant du Rhône s'est inversé et il a été un tributaire du lac du Bourget à hauteur de 2,6 Mm<sup>3</sup> d'eau (ce nombre de jours était de 40 en 2006). Sa contribution au stock des différents nutriments reste fortement négligeable et est en baisse (0,05 tonne de Ptot contre 0,3 en 2006 ; 0,03 tonne de PO<sub>4</sub> contre 0,11 en 2006 ; 0,64 tonne de NO<sub>3</sub> contre 2,65 en 2006 et 1,23 tonne d'azote total contre 4,05 en 2006).

Pour être complet sur le bilan des apports au lac, il faudrait tenir compte des apports du Tillet, du Belle-Eau, du canal de Chautagne qui sont inconnus et également des apports consécutifs à des déversements directs au lac par le réseau unitaire d'Aix-les-Bains – déversoir des Biâtres– (6,25 T de Ptot) et des apports via la Leysse lors de la coupure annuelle de la galerie de l'Épine (0,175 T de Ptot). Dit autrement, en 2007, l'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot au lac n'est pas encore atteint.

En 2007, 146 espèces phytoplanctoniques ont été recensées dans le lac. Cette valeur est en forte augmentation par rapport à celle enregistrée l'année précédente (124 espèces) et tend à se rapprocher des valeurs enregistrées lors des suivis de 1995-96 et 2004-05 (173 taxons en 1995-1996 et 176 taxons en 2004-2005). Globalement la diversité spécifique de toutes les classes d'algues a sensiblement augmenté sauf pour les cryptophycées. Représentées par 15 espèces dans le lac (contre 12 en 2006), l'abondance relative des cyanobactéries a fortement augmenté en 2007, passant de 13,1% en 2006 à 21,3% cette année. Avec 17,8% (contre 11,2% en 2006) de la population algale totale, *Planktothrix rubescens* est l'espèce dominante de la communauté phytoplanctonique du lac du Bourget. En 2006, les petites espèces *Cyclotella* spp et *Stephanodiscus* spp dominaient. 12 taxons constituent près de 80% du peuplement phytoplanctonique et 2 espèces représentent, à elles seules, plus de 25% de l'abondance totale du phytoplancton, *Planktothrix rubescens* et *Choricystis+Chlorella vulgaris*. La biomasse annuelle moyenne phytoplanctonique est en légère baisse (5%) comparativement à l'année précédente (4121 mg/ m<sup>3</sup> contre 4346 mg/m<sup>3</sup> en 2006).

Comparativement et pour rappel, elle était de 3180 mg/m<sup>3</sup> en 2004-05. Le développement massif du phytoplancton s'est fait encore plus tôt que l'année précédente (en lien avec l'hiver doux ?) et les algues microplanctoniques de grande taille sont toujours en forte proportion.

2007 reste donc marquée par des concentrations (très) élevées (comme en 2001 et en 2006) de *P. rubescens* dans le lac avec des valeurs atteignant au mois d'août 65 200 cell.ml<sup>-1</sup> associées toutefois à des concentrations en microcystines plus faibles qu'en 2006 (11 vs. 24 µg/L). En 2007, *P. rubescens* a représenté 53% de la biomasse phytoplanctonique totale. Là encore, on voit très clairement l'inadéquation entre la baisse de la concentration en phosphore total ou bio-disponible et l'importance relative de cette cyanobactérie. Par contre, il est possible que la baisse du phosphore entre 2006 et 2007 (soit 11%) et son caractère très limitant de la croissance ait pu jouer un rôle dans la diminution des concentrations en toxines. Il semble que les températures relativement douces enregistrées lors de l'automne 2006 et l'hiver 2006-2007 aient permis à l'espèce de conserver une biomasse assez élevée (>10 000 cell.ml<sup>-1</sup>), biomasse ayant pu servir d'inoculum pour le développement printanier et estivale de *P. rubescens*. A l'automne 2007, d'importants épisodes de vent et un coup de froid ayant déstructuré la colonne d'eau ont sûrement été responsables d'une réduction importante de la biomasse de fin d'année et sa dispersion au sein de la colonne d'eau. Le climat pourrait donc jouer un rôle clef dans la présence, la distribution et l'abondance de cette cyanobactérie au Lac du Bourget. L'analyse globale de la série de données concernant *P. rubescens* (soit 9 ans), suggère typiquement que les hivers doux puissent favoriser la croissance de *P. rubescens*. Cette information pourrait alors avoir des conséquences importantes dans le cadre actuel des changements climatiques qui devraient se traduire, dans les années à venir, par des hivers moins rigoureux.

La sonde spectrofluorimétrique bbe Fluoroprobe s'est révélé être un outil assez performant pour le suivi détaillé de la distribution, de la dynamique et de la concentration de *P. rubescens* dans le lac du Bourget. A partir des données acquises entre 2004 et 2007 par le jeu de deux sondes, un tableau de correspondances a pu être fourni entre valeurs de la sonde et les comptages directs. Nous avons également confirmé sur la même période l'étroite relation entre concentrations cellulaires de cette cyanobactérie et concentrations en toxines hépatiques extracellulaires de type microcystines.

La dynamique saisonnière du zooplancton du lac du Bourget en 2007 a suivi un schéma qui correspond à celui observé dans les lacs péri-alpins, avec notamment de faibles effectifs en hiver et des fortes abondances lors de la stratification thermique, au même moment que le développement d'algues de petite taille au printemps. Cette année encore, la date de transparence maximale a coïncidé avec l'abondance élevée des crustacés, un phénomène classiquement observé dans les lacs à statut méso-eutrophes. Comme au cours des années précédentes (2004-2006), la communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes, plus particulièrement par les groupes cyclopoïdes (*C. prealpinus* + *vicinus*) alors que c'était le calanoïde *E. gracilis* en 2006. Les taxons branchiopodes ne représentent, en 2007, que 20% de la communauté crustacéenne, contre 32% en 2006, et sont largement dominés par *D. hyalina* (19%). Au total, 13 taxons zooplanctoniques ont été observés (contre 12 en 2006 et 15 en 2004-05). Le pic d'abondance zooplanctonique a eu lieu au printemps (18/4), en même temps que le premier pic de

production primaire essentiellement constitué de cyanobactéries (*Planktothrix rubescens*) et de diatomées (*Diatoma tenuis*). Les abondances de calanoïdes ont alors atteint des valeurs proches de 270 000 ind.m<sup>-2</sup>, un maximum comparable à celui atteint en 2004 et 2005 lors des pics printaniers. Si le pic d'abondance des cyclopidés était relativement faible au printemps, deux pics ont été observés en milieu et fin l'été, avec des effectifs >300 000 ind.m<sup>-2</sup>. En conséquence, les cyclopidés dominent la communauté zooplanctonique tout au long de l'été et de l'automne. Pour la première fois depuis 2004, aucune larve de la moule zébrée n'a été observée dans les comptages alors que certains rotifères ont atteint des concentrations très importantes à la fin du printemps début d'été.

Aucun événement remarquable n'a été constaté concernant les fortes abondances et la dynamique des différentes composantes de la boucle microbienne (virus, bactéries, picocyanobactéries, flagellés et ciliés). A ce jour, il n'est toujours pas possible de statuer sans ambiguïté sur le statut trophique d'un écosystème eu regard de ces différents compartiments biologiques. Comme cela avait été conclu lors de l'étude complète en 2004-2005, les organismes caractéristiques de la boucle microbienne jouent un rôle très important dans le fonctionnement écologique du lac du Bourget.

La période dite des eaux claires a été bien marquée et a duré près d'un mois, étalé sur mai-juin. Cette période correspond à la consommation du phytoplancton par le zooplancton caractérisé par un pic marqué de l'ensemble de ces composantes. La transparence estivale pour l'année 2006 avec 5,9 mètres présente la valeur la plus élevée de la chronique de valeurs depuis 1981 et s'inscrit normalement dans la tendance croissante de ce paramètre constatée 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.

2007 est la première année où un bilan complet est désormais disponible au niveau des entrées (Leyse, Sierroz, Tillet) et de la sortie (canal de Savière en connection avec le Rhône) du lac en terme de débit. Le temps de séjour des eaux a donc pu être déterminé finement et il serait d'environ 8,5 ans en tenant compte des précipitations et de l'évapo-transpiration.

---

L'année 2007 a été caractérisée par quelques faits marquants. Ce qui suit est extrait de la lettre d'information du contrat de bassin versant du lac du Bourget édité par le CISALB n°6 de décembre 2007, et du procès verbal du 19 décembre 2007 du contrat de bassin versant du lac du Bourget, avec son autorisation) :

- mise en service du bassin de stockage d'Albens ;
- développement de la collecte d'eau usée, raccordement, modernisation et création de nouvelles stations d'épuration en secteur rural ;
- prélèvement et analyse des sédiments dans les ports ;
- mise en service du suivi des étiages en rivières ;
- achèvement de passes à poissons (aménagement de deux seuils jusque là infranchissables) sur le Sierroz pour permettre la remontée sur 1,2 km et la fraie de la truite lacustre. Un piège a également été installé pour comptabiliser le nombre de truites remontant le Sierroz ;
- travaux écologiques sur la Deysse sur 2 km entre Albens et St-Girod (suppression des rampes bétonnées, ensemencement des berges, nouveau tracé méandreux de la rivière, plantation de fascines de saules et d'hélophytes, etc) ;
- travaux écologiques sur la Leysse et l'Albanne (aménagement visant à associer enjeux écologiques et protection contre les crues avec remaniement du lit d'étiage sur la Leysse, mise en place de seuils de fonds asymétriques, plantations de saules et hélophytes sur le tronçon aval de l'Albanne) ;
- pour la zone littorale du lac, des travaux de hauts-fonds, engraissement et piquetage des roselières rive du poète ont été réalisés ; une étude des impacts et incidences d'une baisse du niveau du lac sur les ports et la navigation a été réalisée ;
- fin du contrat 2003-2007 entre collectivités, professionnels et Agence de l'eau relatif à l'élimination des déchets des entreprises du bassin versant (600 tonnes de déchets dangereux correctement éliminés en 3 ans). Les bases du second contrat sont posées.
- gestionnaires et scientifiques ont proposé l'augmentation de la taille légale de capture du lavaret et de la maille des pics (passage de 4 pics à la maille de 45 mm à 5 pics à la maille 48 mm et d'une taille légale de capture de 30 cm à 35 cm. Le changement est effectif depuis le début de l'année 2007 mais la DDAF a donné 2 ans aux pêcheurs pour se mettre aux normes. Notons que 2007 apparaît comme une mauvaise année de pêche en lavarets fluctuants du fait de l'absence de la génération principale, ombles absents du fait de la faiblesse du pacage il y a 3 ans, pas de perchots (absence de géniteurs, impact climatique, influence des cyanobactéries ?), mortalité importante de poissons chats causée par un virus. L'exception vient du brochet dont la population continue à bien se porter)

---

Ce rapport, au même titre que les précédents et ceux qui suivront, devrait permettre de répondre à une question simple en apparence : Quels sont les enjeux de demain en matière de qualité de l'eau et des milieux aquatiques ? Il aurait sûrement plus à un limnologue ô combien célèbre, Richard A Vollenweider, qui

mit en place dès 1968 les critères d'eutrophisation OCDE toujours d'actualité aujourd'hui et qui nous a quitté le 20 janvier 2007.

---

En 2007, Le CISALB a fêté ses 35 ans d'action pour restaurer le lac et son bassin versant. Bon anniversaire !

---

Notons enfin qu'au moins deux thèses ayant pour cadre le lac du Bourget ont été soutenues en 2007 par Laura Oberhaus et Sébastien Personnic, la première portant spécifiquement sur le développement de *P. rubescens* dans le lac, la seconde traitant de l'importance quantitative et fonctionnelle des virus planctoniques.

## ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHIMIE DU LAC

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

### I. 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 ont eu lieu 2 fois par mois en moyenne, soit 20 campagnes en 2007. Comme indiqué ci-dessous, les analyses et les profondeurs prélevées ont été alternées entre les campagnes :

- Le premier type de campagne a comporté 7 profondeurs de prélèvement (à 2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m et 50 m), sur lesquelles ont été effectuées des analyses complètes (azote ammoniacal  $\text{NH}_4^+$  ; azote nitrique  $\text{NO}_3^-$  ; azote total Ntot ; carbone organique total COT ; orthophosphate  $\text{PO}_4^{3-}$  ; phosphore total Ptot ; silice réactive  $\text{SiO}_2$ ) ;

- Le second type de campagne a comporté 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 ont été effectuées des analyses réduites (azote ammoniacal  $\text{NH}_4^+$  ; azote nitrique  $\text{NO}_3^-$  ; azote total Ntot ; carbone organique total COT ; orthophosphate  $\text{PO}_4^{3-}$  ; phosphore total Ptot et silice réactive  $\text{SiO}_2$ ).

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

**Tableau I** Méthodes d'analyses physico-chimiques

Norme	Déterminations	Méthodes AFNOR
MeST	Filtration sur filtres fibres de verre	NF EN 872
Orthophosphates	Colorimétrie Murphy et Riley (Molybdate Sb tartrate et réd. 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

Avec une fréquence plus importante que les campagnes de prélèvement, des profils verticaux de température et d'oxygène dissous ont été réalisés à l'aide d'une sonde multiparamètres immergeable. La profondeur de la transparence a été mesurée quant à elle avec un disque SECCHI. Au total, 32 profils sonde et mesure de la transparence ont été obtenus en 2007.

Le tableau II récapitule le nombre d'échantillons et de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. Au total, 1140 analyses chimiques ont été effectuées sur les 164 échantillons prélevés pendant l'année 2007.

**Tableau II** Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2007

méthode	paramètres		Nombre	
Prélèvements NISKIN	Chimie	nutriments (7 paramètres)	164	
	virus	abondance - diversité	140	
	flagellés	abondance - diversité	80	
	ciliés	abondance - diversité	80	
	Cyanobactérie	abondance		120
		toxine		54
Prélèvement intégré 0 – 20 m	chlorophylle a		31	
	phytoplancton	abondance - diversité	20	
Filet 200 µm 0 – 50 m	zooplancton	abondance - diversité	20	
Profils sondes	SBE (T, O2)		32	
	BBE (fluo)	CT	30	
		INRA, IIBRBS	18	

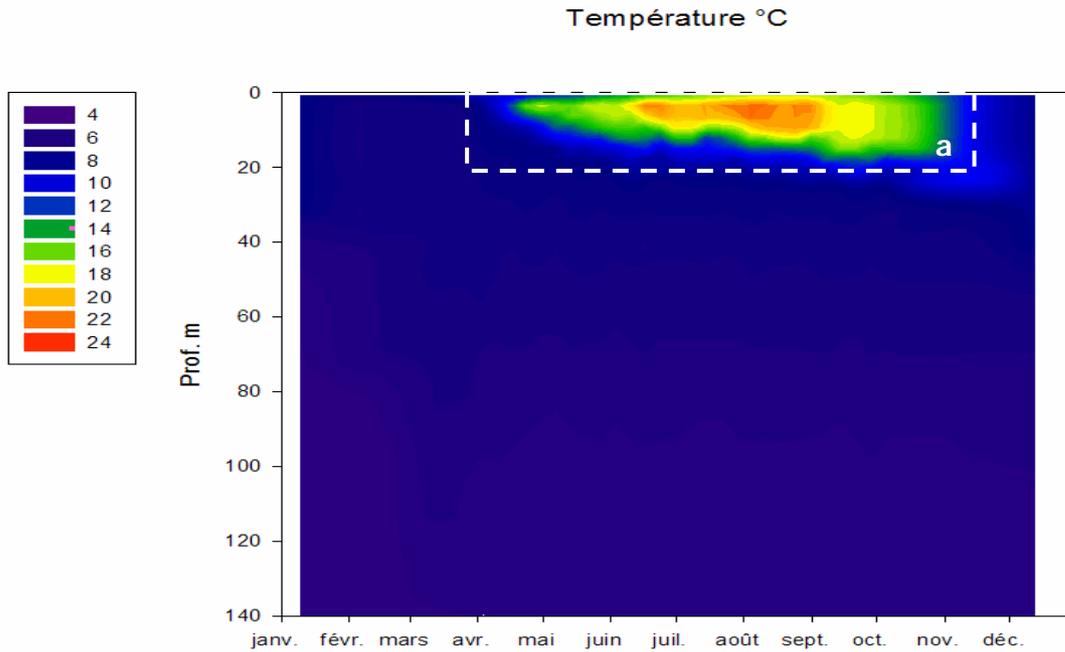
La répartition des dates des 32 campagnes effectuées au cours de l'année 2007 est précisée dans le Tableau III ci-dessous.

**Tableau III** Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2007

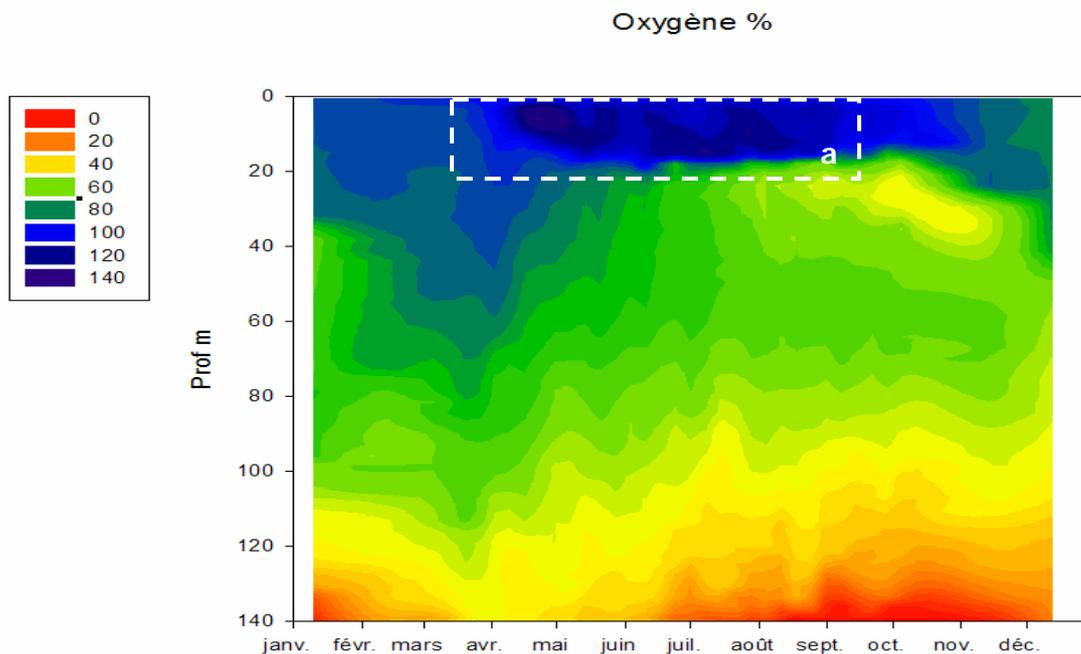
Date	Profil temp - O2	Transp. Secchi	Prélèvement NISKIN										
			Nutriments										
			2	10	15	20	30	50	80	110	130	140	
10/1/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
20/2/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
12/3/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
27/3/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
3/4/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
17/4/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
26/4/07	X	X											
9/5/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
16/5/07	X	X											
23/5/07	X	X	x	x	x	x	x	x					
31/5/07	X	X											
5/6/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
13/6/07	X	X											
20/6/07	X	X	x	x	x	x	x	x					
28/6/07	X	X											
5/7/07	X	X											
10/7/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
26/7/07	X	X	x	x	x	x	x	x					
1/8/07	X	X											
7/8/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
14/8/07	X	X											
22/8/07	X	X	x	x	x	x	x	x					
28/8/07	X	X											
12/9/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
20/9/07	X	X											
25/9/07	X	X											
3/10/07	X	X	x	x	x	x	x	x					
10/10/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
25/10/07	X	X	x	x	x	x	x	x					
6/11/07	X	X											
13/11/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
13/12/07	X	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Total	32	32	20	20	20	20	20	20	12	12	12	12	12

## II. DONNEES 2007 ET EVOLUTION SAISONNIERE

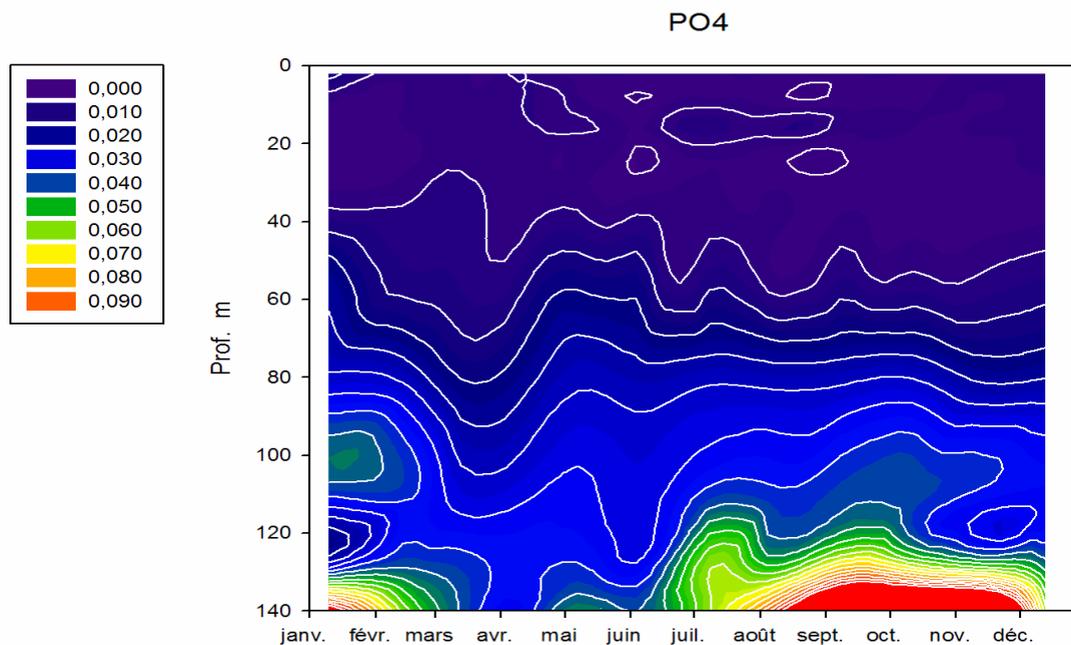
Les évolutions saisonnières des principaux paramètres (température, oxygène, azote nitrique, phosphate, silice, carbone organique total) sont représentés dans les graphiques 3D ci-dessous.



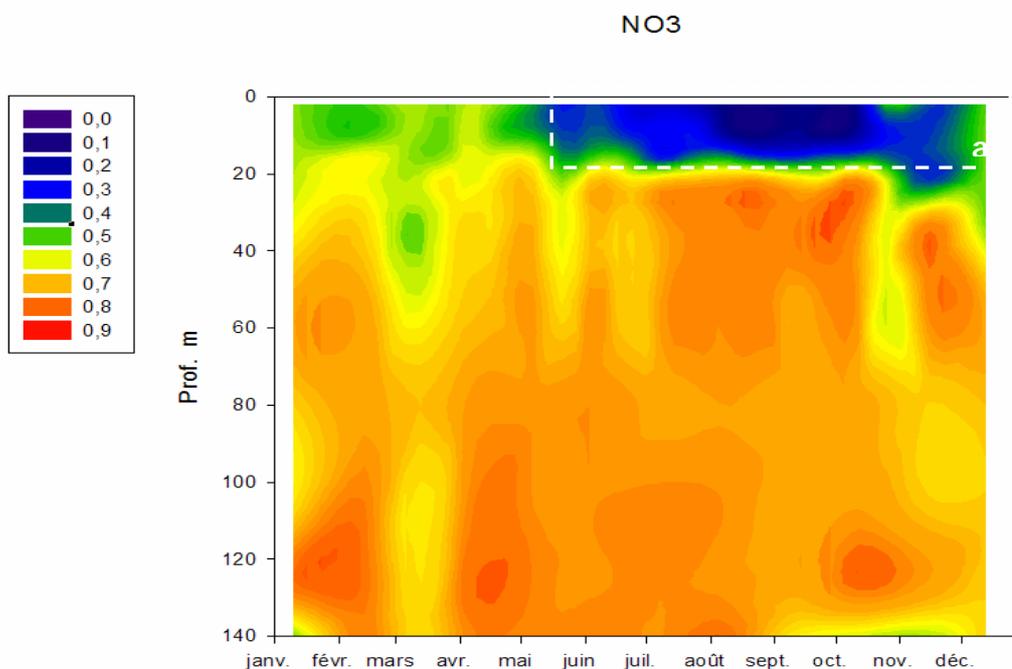
**Figure 1** Evolution des températures (°C) du lac du Bourget – Point B, année 2007. Mise en évidence de la stratification thermique dans les couches supérieures (a)



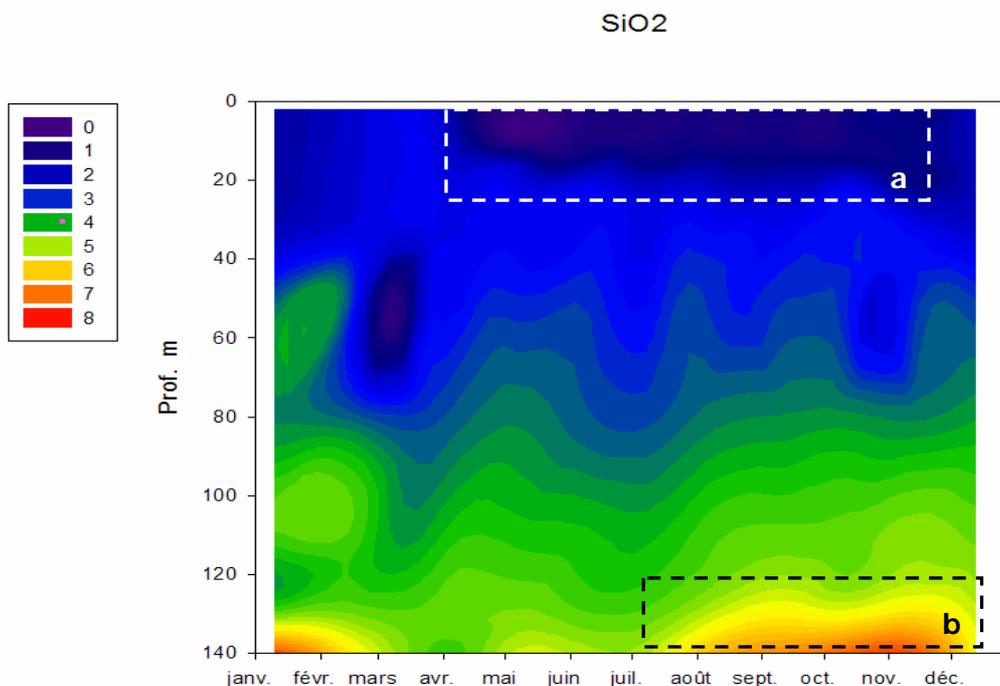
**Figure 2** Evolution des concentrations en oxygène dissous (mg/L) du lac du Bourget – Point B, année 2007. Mise en évidence de la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures (a) et de la consommation d'oxygène au fond par l'activité microbienne



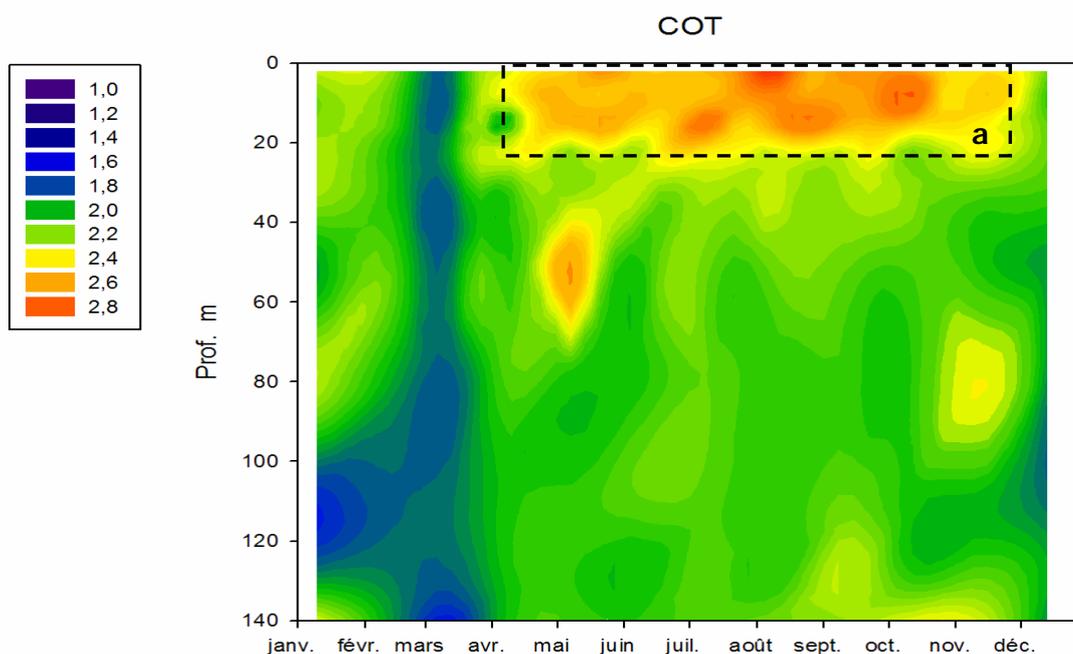
**Figure 3** Evolution des concentrations en phosphates (mgP/L) du lac du Bourget – Point B, année 2007. Mise en évidence de la consommation des phosphates par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures et du relargage par l'activité microbienne à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments



**Figure 4** Evolution des concentrations en nitrates (mgN/L) du lac du Bourget – Point B, année 2007. 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) du lac du Bourget – Point B, année 2007. 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 C) du lac du Bourget – Point B, année 2007. Mise en évidence de la production de carbone organique dans les couches supérieures (a)

## II.1. TEMPERATURE ET OXYGENE

### II.1.1 DISTRIBUTION VERTICALE

En 2007 la distribution verticale de l'oxygène reste de type clinograde pendant la période hivernale ; il n'y a pas d'homogénéisation thermique de l'ensemble de la colonne d'eau. En effet, au maximum de la

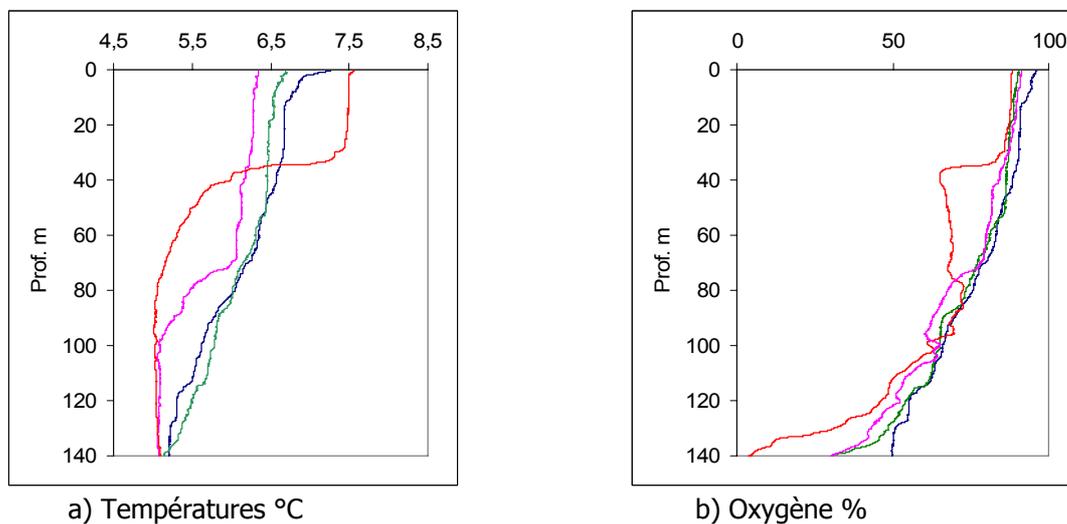
période de mélange des eaux, la différence de température entre la surface et le fond reste de 1,57°C. Malgré tout, nous avons pu observer une réoxygénation du fond mais qui reste partielle.

La réoxygénation des couches profondes progresse lentement à cause de la persistance de ce gradient thermique qui ralentit le processus de mélange.

**Tableau IV** Températures d'homogénéisation et températures maxima observées au point B de 2003 à 2007

Année	Température homogénéisation (°C)	Date	Température maximum A 2 m (°C)	Date
2003	5,89	18/02/2003	26,18	12/08/03
2004	5,98	17/02/2004	24,88	11/08/04
2005	5,35	24/02/2005	24,97	28/06/05
2006	4,99	7/03/2006	26,74	26/07/06
2007	6,70 – 5,13	12/03/2007	22,78	28/08/07

La distribution verticale de l'oxygène n'a jamais été homogène. A la fin du mois de mars, la concentration maximale en oxygène à 140 mètres de profondeur n'a atteint que 6,30 mg/L soit environ 50 % de la saturation. A cette même période, le début du réchauffement de l'atmosphère a permis la mise en place d'une petite stratification thermique de surface qui aura pour conséquence de bloquer progressivement les mélanges verticaux.



**Figure 7** Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène (% saturation) au point B au début de l'année 2007 (10/01 —, 20/02 —, 12/03 —, 27/03 —)

Pendant l'hiver 2007, il n'y a pas eu de brassage complet mais nous avons tout de même observé une réoxygénation partielle des eaux du fond.

Dès la fin du mois de mars et surtout au mois d'avril, l'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation ont favorisé la mise en place d'un début de stratification thermique en surface et un démarrage de l'activité photosynthétique du phytoplancton. Cette production primaire qui

démarrera réellement début avril a eu des conséquences en surface sur la transparence, les concentrations en nutriments et les concentrations en oxygène.

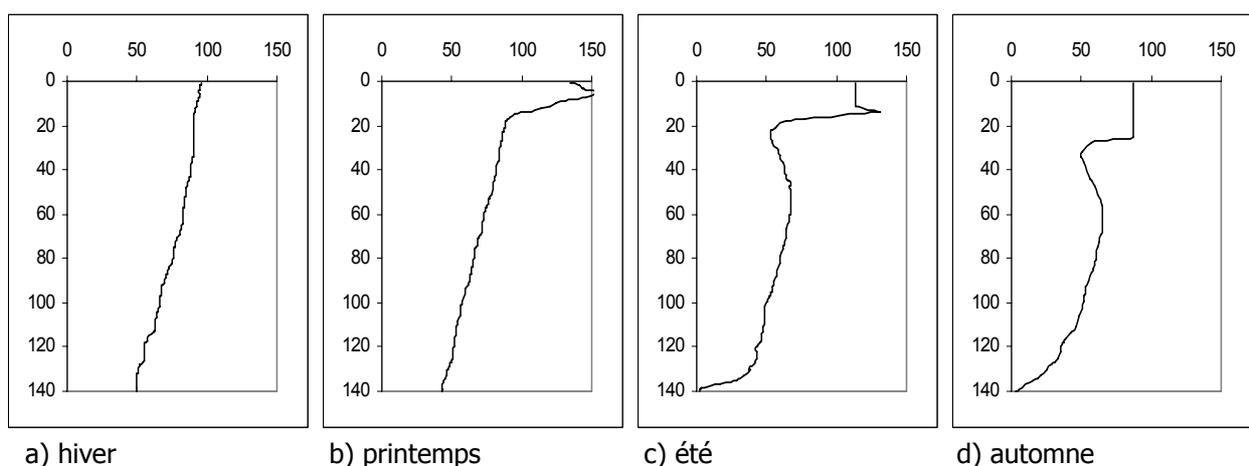
D'avril à septembre la distribution verticale de la température a entraîné une stratification de l'oxygène présentant des concentrations différentes:

- Dans les couches superficielles (0 à 10 m) une sursaturation en oxygène est apparue, conséquence d'une activité photosynthétique active ; cette sursaturation, d'abord observée en surface s'est enfoncée progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion ;
- Autour d'une vingtaine de mètres de profondeur est apparu un minimum d'oxygène qui va s'accroître progressivement, atteindre une valeur minimale de 4,94 mg/L (41 % de la saturation) au début du mois d'octobre et se maintenir jusqu'en novembre ;
- de 50 à 110 m, la distribution verticale de l'oxygène est restée assez homogène, autour de 50 % de la saturation ;
- Du bas de l'hypolimnion jusqu'à 120 m, un déficit d'oxygène a été mesuré et les concentrations étaient d'autant plus faibles que l'on se rapprochait du fond.

Le refroidissement automnal a entraîné un enfoncement de la thermocline. On a alors observé une homogénéisation progressive de l'épilimnion dès la surface pour atteindre plus de 40 mètres d'épaisseur au mois de décembre avec pour conséquence :

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

Enfin, dans le bas de l'hypolimnion le déficit en oxygène s'est aggravé et a progressé depuis le fond.



**Figure 8** Distributions verticales des concentrations en oxygène (% sat) au point B en 2007

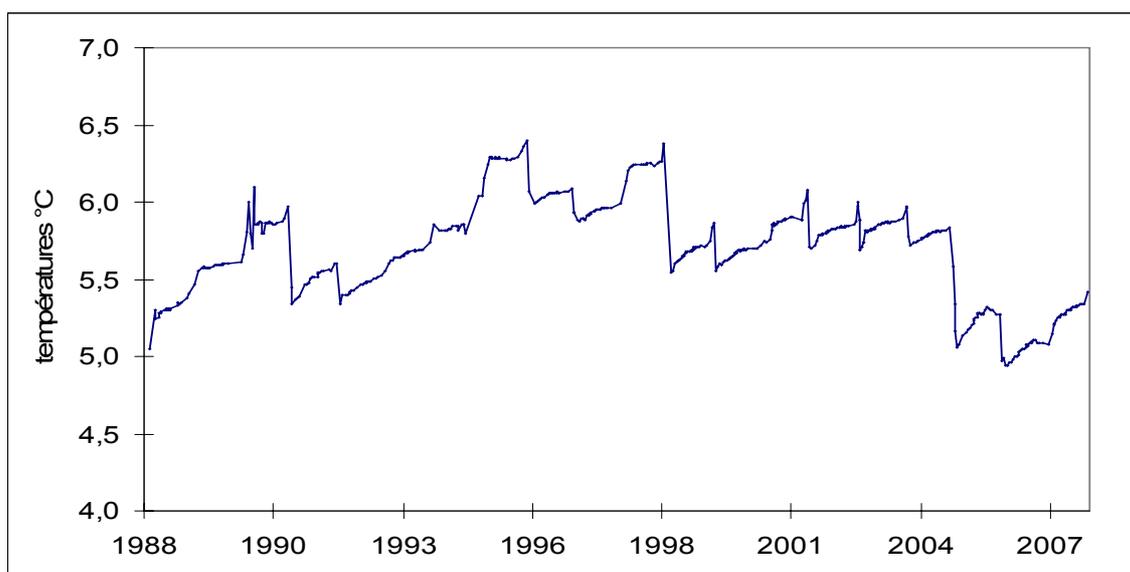
Par rapport à l'année 2006, grâce aux conditions météorologiques du début du mois de décembre 2007 (températures froides et pluviométrie importante) nous avons pu observer :

- un épilimnion plus épais (40 m vs 25 m) ;
- des températures de l'épilimnion plus faibles et plus proches de celles de décembre 2005 ;
- un début de réoxygénation des couches profondes malgré la persistance d'un petit gradient thermique vers 40 mètres de profondeur.

**Tableau V** Comparaison des températures et de l'épaisseur de l'épilimnion (°C) et des concentrations en oxygène à 140 m au point B ; décembre 2005, 2006 et 2007

Date	Températures épilimnion (°C)	Epaisseur épilimnion (m)	Concentration en oxygène à 140 m (mg/L)
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 %)

La valeur plus importante au mois de décembre 2007 ne traduisait pas un appauvrissement moins important qu'en 2006, car les concentrations en oxygène mesurées le 13 novembre s'élevaient à seulement 0,44 mg/L et étaient comparables aux années précédentes. Nous avons observé en fin d'année, une légère réoxygénation du fond probablement due aux conditions météorologiques particulières au début du mois de décembre (forte pluviométrie).



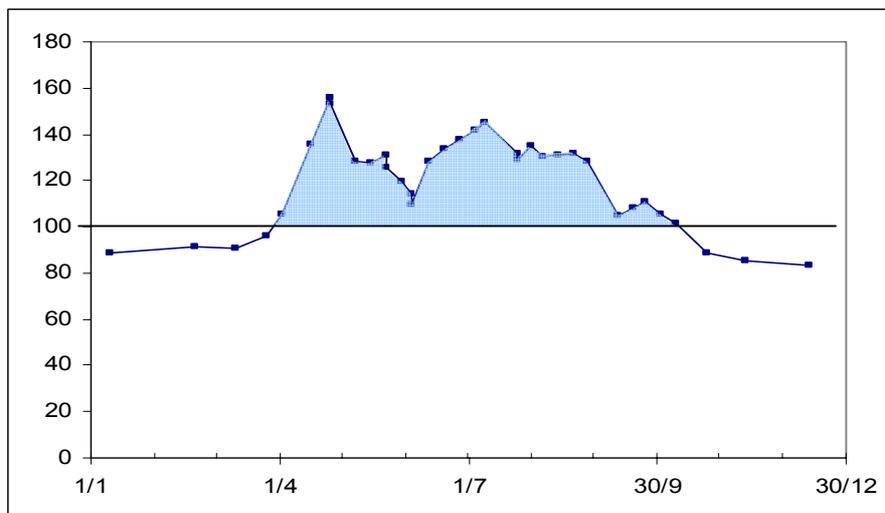
**Figure 9** Températures à 140 m de profondeur au point B de 1988 à 2007

Si les deux derniers hivers froids (2004 et 2005) ont fait redescendre les températures à un niveau proche des années fin 80, nous avons observé une augmentation relativement continue des températures pendant l'hiver 2006-2007

## II.1.2 EVOLUTION SAISONNIERE

### II.1.2.1 Au niveau du métalimnion

Dans la zone trophogène :



**Figure 10** Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) au niveau du métalimnion au point B en 2007

La variation saisonnière en oxygène a révélé deux périodes de production distinctes comme pendant les années 2003 et 2006 :

- la première, assez courte, a présenté un maximum le 26/04 avec 15,9 mg/L soit 156 % de saturation (production des diatomées) ;
- la seconde était plus étalée dans le temps, de juin à septembre avec des concentrations variant entre 12,8 et 15,8 mg/L soit entre 128 et 145 % de la saturation et passant par un maximum le 10 juillet.

A partir du mois de septembre les concentrations en oxygène ont diminué progressivement jusqu'à la fin de l'année.

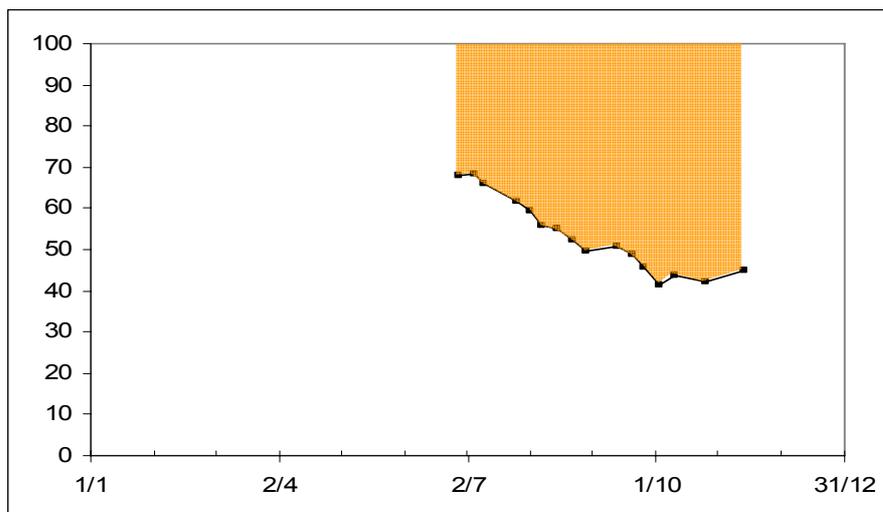
Dans la partie basse du métalimnion :

En raison des effets cumulés de la minéralisation de la matière organique et des difficultés d'échanges des éléments dissous dus à la stratification thermique, nous avons observé des sous saturations en oxygène dans les couches plus profondes.

On observait une sous saturation en oxygène entre 23 et 26 mètres de profondeur jusqu'à la fin du mois d'octobre puis le minimum s'enfonçait avec l'érosion de la thermocline jusqu'à une trentaine de mètres en novembre.

En 2007, cette sous saturation débutait le 28 juin, passant par un minimum le 3 octobre avec une valeur de 4,9 mg/L (41%).

La profondeur moyenne du minimum d'oxygène en 2007 a été légèrement supérieure par rapport aux années antérieures



**Figure 11** Variation saisonnière des mesures et des saturations en oxygène (% de la saturation) entre 23 et 33 m au point B en 2007

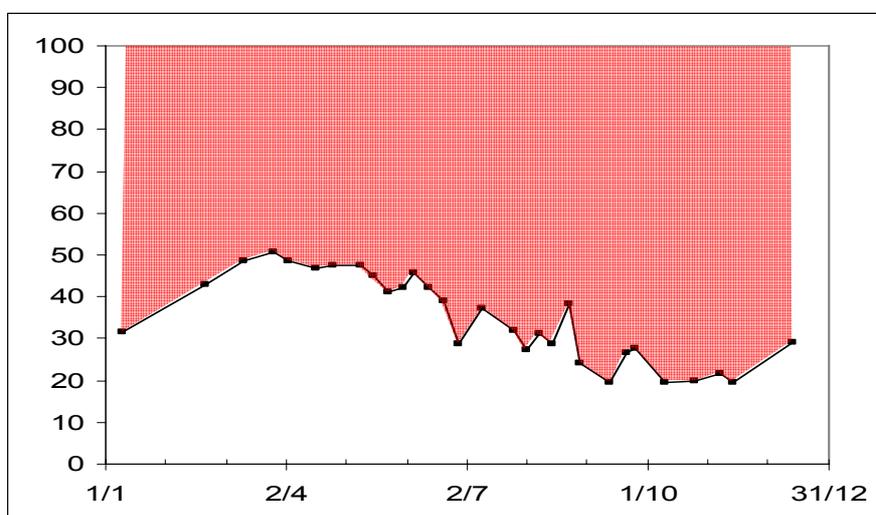
### II.1.2.2 En profondeur à 130 m

L'intensité de la minéralisation de la matière organique et la qualité de la réoxygénation hivernale peuvent s'estimer à partir de l'analyse des variations saisonnières des valeurs en oxygène dans les zones profondes.

A 130 mètres :

× Variation saisonnière :

La réoxygénation des couches profondes est restée partielle en 2007. Le maximum a été atteint au mois de mars avec 6,4 mg/L le 27/03 correspondant à un peu plus de 50 % de la saturation (vs 10,8 mg/L correspondant à 84 % en 2006). La phase de circulation des eaux n'a pas été suffisamment intense, l'homogénéisation de toute la colonne d'eau n'a donc pas été observée en fin d'hiver comme on avait pu le constater en 2004, 2005 et 2006.



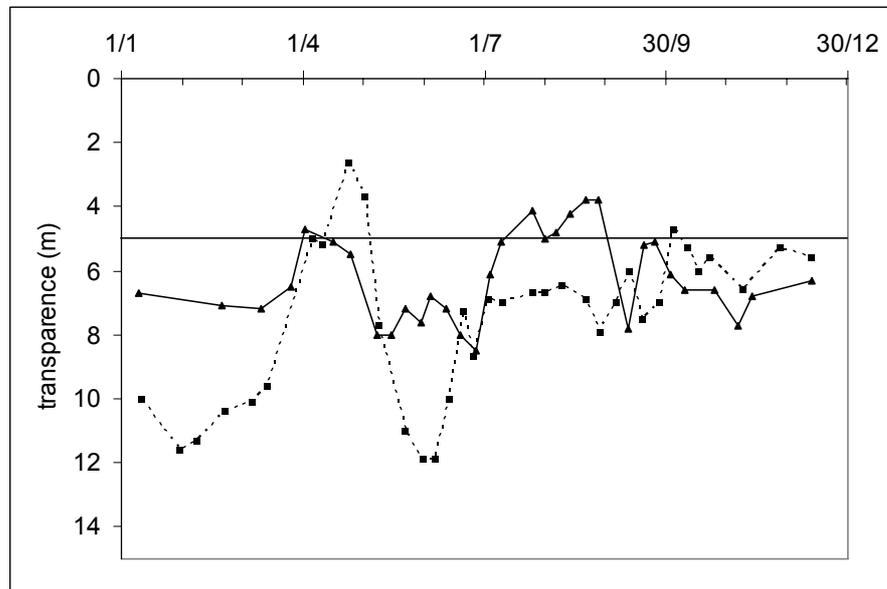
**Figure 12** Variation saisonnière des mesures et des saturations en oxygène (% de la saturation) à 130 m au point B en 2007

Après la mise en place de la stratification thermique et donc l'isolement de l'hypolimnion, les concentrations en oxygène ont diminué progressivement jusqu'en décembre (2,7 mg/L). Cette consommation d'oxygène a été la conséquence de l'activité des microorganismes dans les processus de minéralisation de la matière organique.

## II.2 TRANSPARENCE

### II.2.1. VARIATION SAISONNIERE

La transparence est une indication de l'importance de la présence de particules dans les premiers mètres. En l'absence d'eaux turbides ou de remise en suspension des sédiments qui peuvent occasionnellement se produire dans les zones littorales, la transparence est essentiellement déterminée par l'abondance du phytoplancton.



**Figure 13** Variation saisonnière de la Transparence (m) au disque de Secchi en 2007 (—▲—) et en 2006 (-■- -) au point B

L'évolution saisonnière a été moins typique en 2007 ; en effet, les valeurs extrêmes ont été moins marquées i.e.

Les valeurs maximales étaient plus faibles :

- En hiver, de janvier à mars, la valeur maximale s'élevait à 7,2 m en 2007 par rapport à 13 m en moyenne de 1996 à 2006. C'est la valeur la plus faible mesurée depuis 1981, et elle s'expliquait par la présence d'une biomasse importante de cyanobactéries (entre 9000 et 16000 cell/ml) pendant cette période ;
- Le maximum printanier (période des eaux claires) a été mesuré à 8,5 m par rapport à des valeurs comprises entre 9,9 et 12,2 m de 2001 à 2006.

Les valeurs minimales étaient plus élevées :

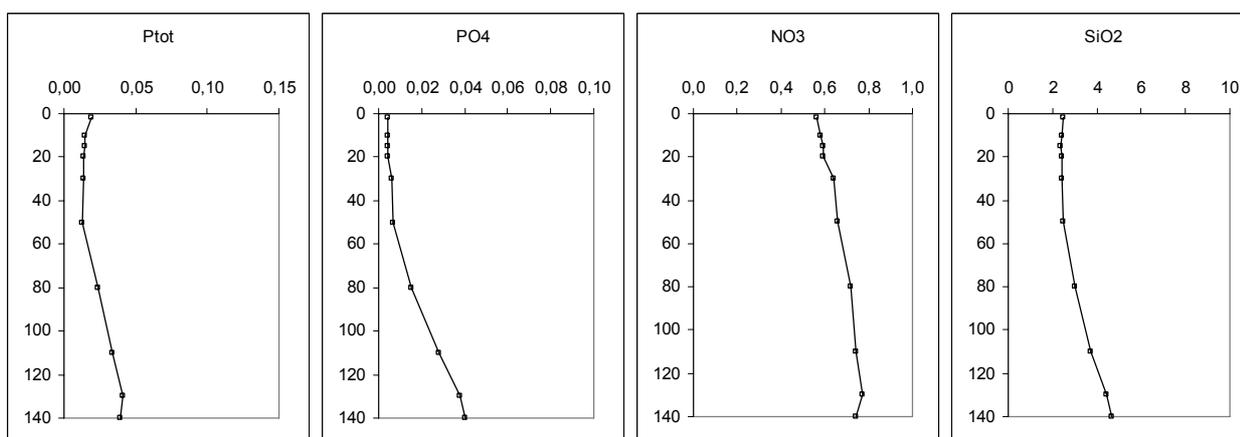
- le minimum printanier a été mesuré à 4,7 m vs 3,1 m en moyenne de 1994 à 2006 ; valeur la plus élevée depuis 1981 et proche de la valeur de 2004 (4,2 m).

La période d'eaux claires a été moins marquée et a duré près de deux mois. Là encore avec des valeurs plus faibles que celles des années antérieures (max 8,5 m vs 11,9 en 2006, 11,3 en 2005, 10,5 en 2004), Elle apparaissait au début du mois de mai, la transparence passant de 5,5 à 8,0 m et présentant un maximum le 07/06 avec 8,5 m.

Pendant la période estivale, la transparence est passée par un maximum avec 3,8 m à la fin du mois d'août puis elle a diminué progressivement jusqu'au mois de décembre où elle se situait aux environs de 6 m.

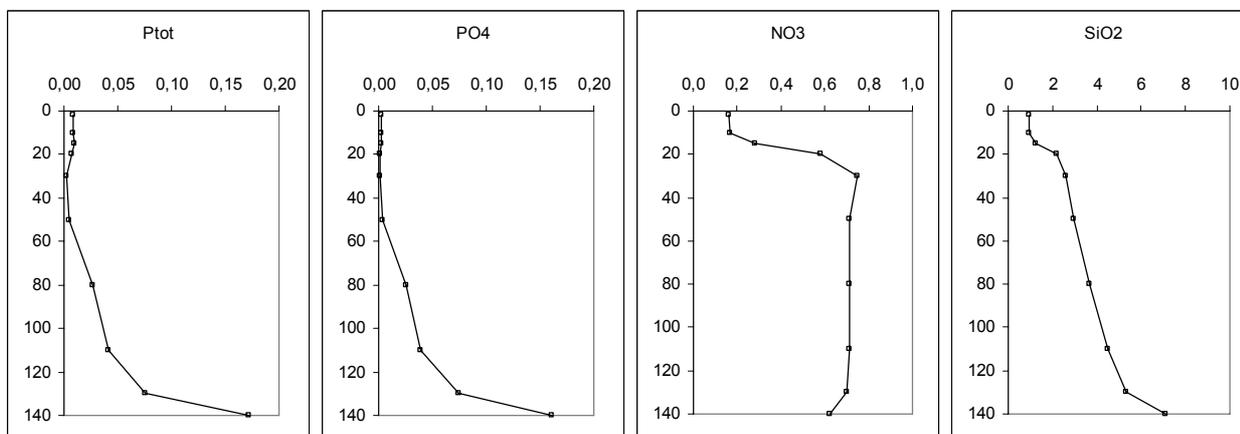
### II.3. NUTRIMENTS

#### II.3.1. DISTRIBUTIONS VERTICALES



**Figure 14** Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars en 2007 (Ptot mgP/L, PO<sub>4</sub> mgP/L, NO<sub>3</sub> mgN/L, SiO<sub>2</sub> mg/L)

L'absence de brassage n'a pas permis la redistribution homogène du stock de nutriments dans le lac. Le 12 mars dans la couche 0-30 m, lieu de la photosynthèse à venir, nous avons observé des valeurs relativement concordantes, sauf pour le phosphore, aux valeurs de l'année précédente : pour les nitrates 0,52 à 0,56 vs 0,52 à 0,58 mgN/L et pour la silice 2,39 à 2,45 vs de 2,16 à 2,20 mg/L. Par contre, l'année 2007 a commencé avec des conditions très limitantes en phosphore, les concentrations moyennes en phosphates dans la couche 0-30 m s'élevant à 4 µgP/L contre 14 µgP/L en 2006.



**Figure 15** Distributions verticales des concentrations en nutriments (mg/L) au point B en septembre en 2007. (Ptot mgP/L, PO<sub>4</sub> mgP/L, NO<sub>3</sub> mgN/L, SiO<sub>2</sub> mg/L)

La photosynthèse a ensuite eu lieu entraînant la consommation des nutriments dans les couches supérieures  $\text{NO}_3^-$  : 0,16 - 0,17 mgN/L ;  $\text{PO}_4$  : 0,001 - 0,002 mgP/L ;  $\text{SiO}_2$  : 1,00 - 1,02 mg/L. De plus, la désoxygénation continue des eaux profondes provoquée par l'activité microbienne a entraîné un phénomène de relargage à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (les concentrations augmentant en s'approchant du fond).

Les profils obtenus permettaient 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.

### II.3.2. VARIATIONS SAISONNIERES

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

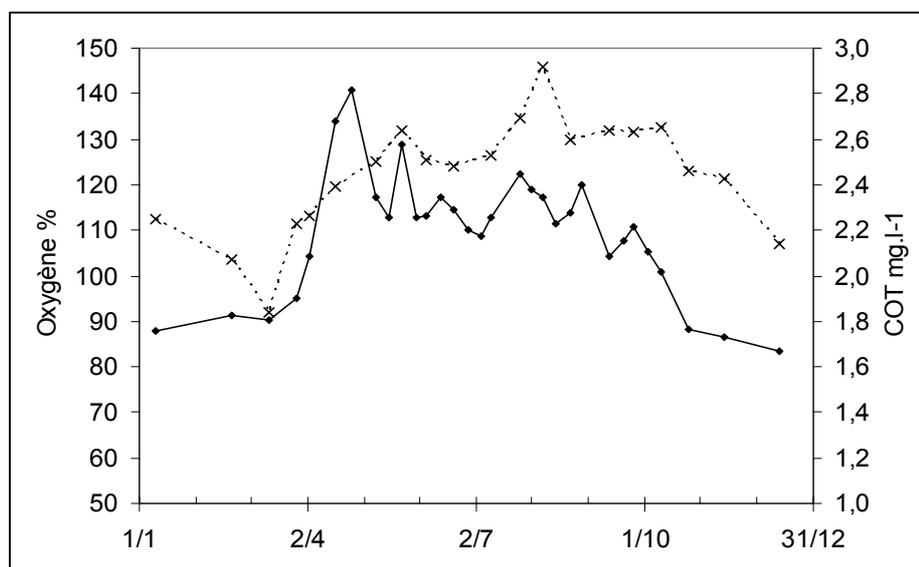
Epilimnion : 2 m

Métalimnion : 15 m

Hypolimnion : 110, 130, 140 m

#### II.3.2.1 Epilimnion

Dans l'épilimnion, immédiatement après le brassage partiel et en même temps que le début de la stratification thermique, la production primaire a eu lieu et provoqué une augmentation du COT et une sur-saturation en oxygène.



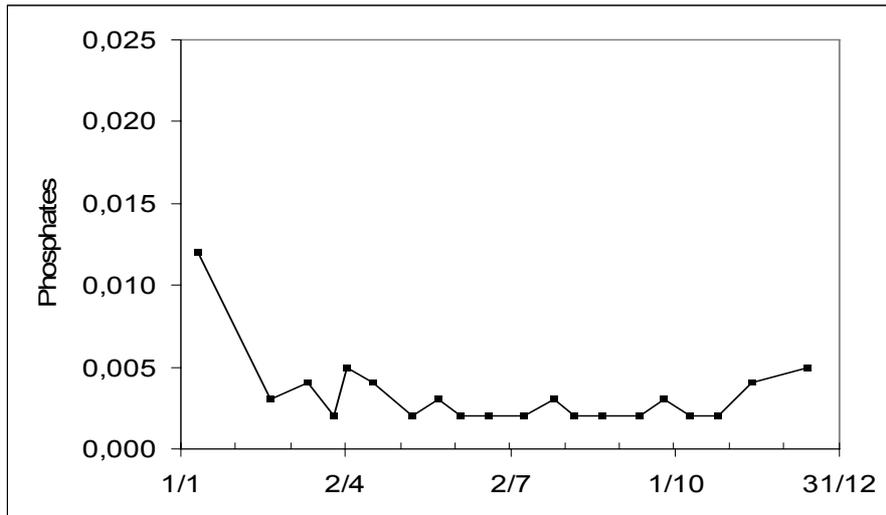
**Figure 16** Evolutions saisonnières des concentrations en oxygène (—◆—) (%) et en COT (- -x- -) (mg/L) à 2 m de profondeur au point B en 2007

Afin de réaliser cette production, les microorganismes ont consommé les nutriments nécessaires à leur croissance ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SiO}_2$ ). Les phosphates ont été consommés immédiatement et quasi

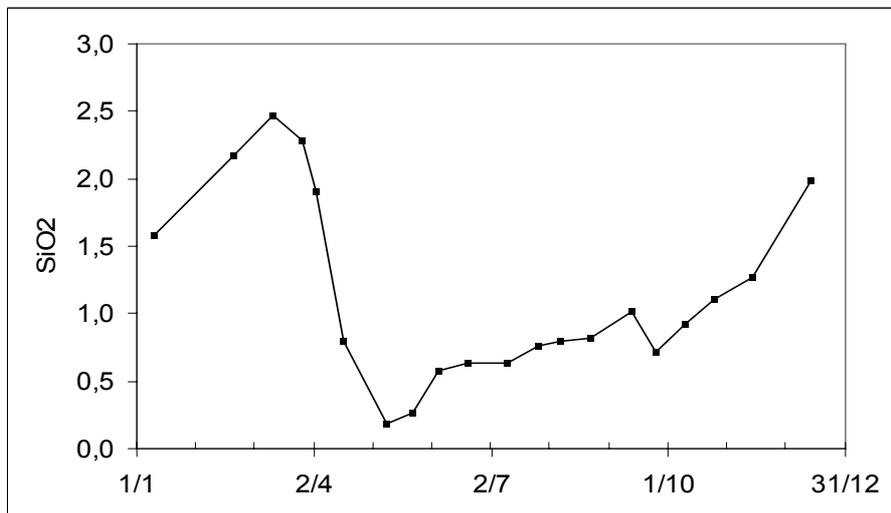
complètement du fait du faible stock initial ; par la suite, les concentrations sont restées faibles jusqu'à la fin de l'année (2 à 3 µgP/L d'avril à décembre).

La silice a également été rapidement consommée, mais les concentrations ont ré-augmenté après le minimum à 0,18 mg/L le 9 mai (pic de diatomées).

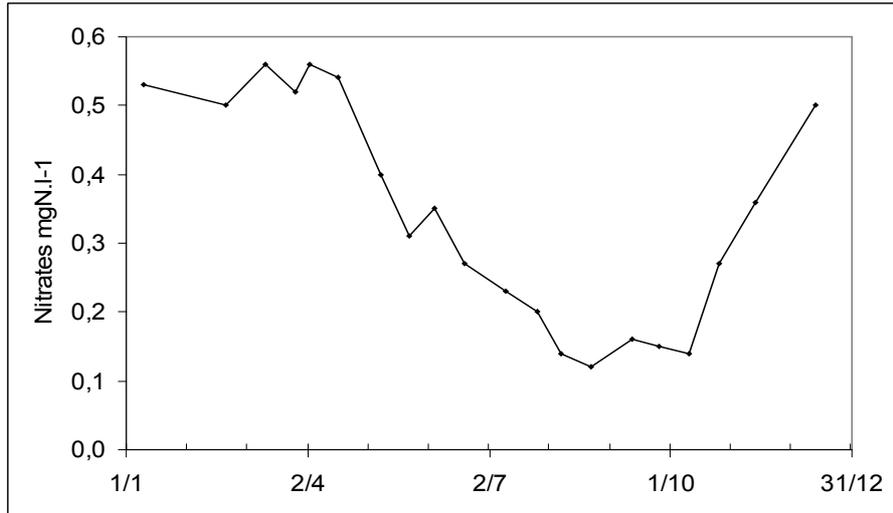
La dynamique des concentrations en nitrates était différente, la consommation étant plus lente et débutant en avril. Les concentrations sont passées par un minimum entre août et octobre (0,012 – 0,016 mgN/L) puis ré-augmentaient par la suite.



**Figure 17** Evolution des concentrations en phosphates (mgP/L) au point B à 2 m en 2007



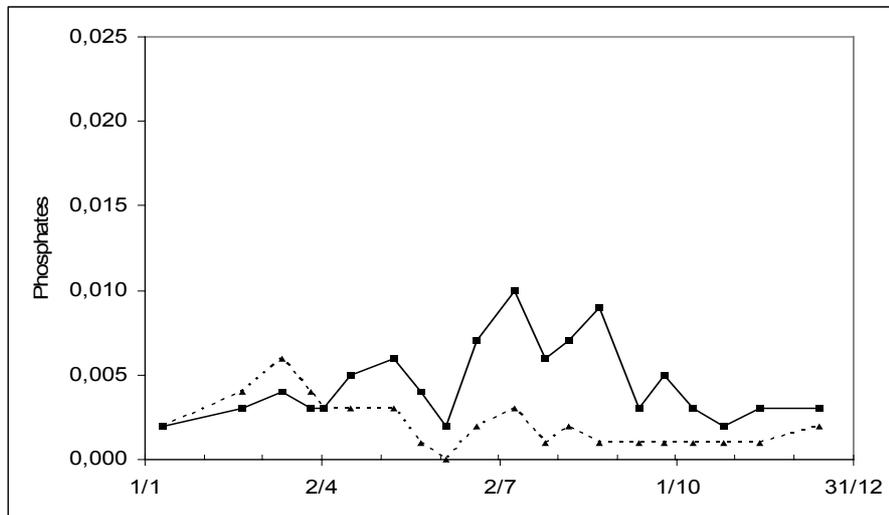
**Figure 18** Evolution des concentrations en silice (mg/L) au point B à 2 m en 2007



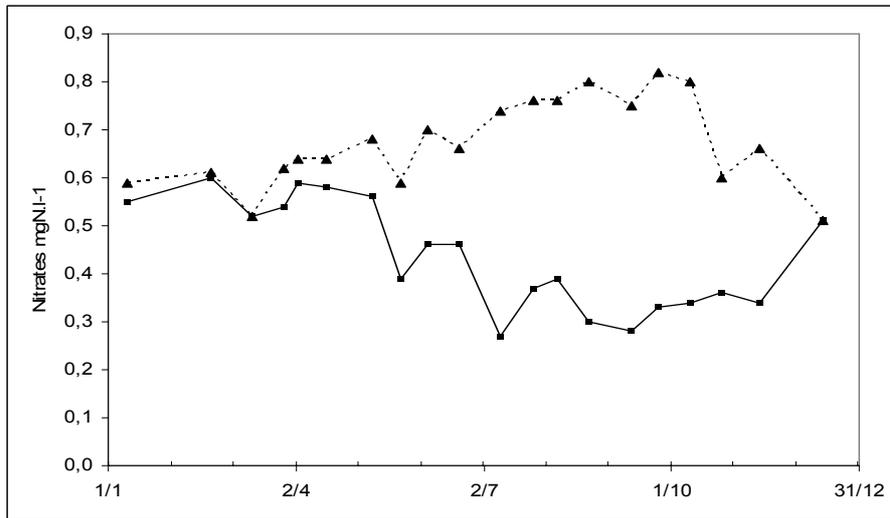
**Figure 19** Evolution des concentrations en nitrates (mgN/L) au point B à 2 m en 2007

En fin d'année, les concentrations dans l'épilimnion, en nitrates et en silice étaient du même ordre qu'au début de l'année soit respectivement 0,50 mgN/L et 1,98 mg/L à la différence du phosphore dont les concentrations ont été divisées par deux (0,005 vs 0,012 mgP/L).

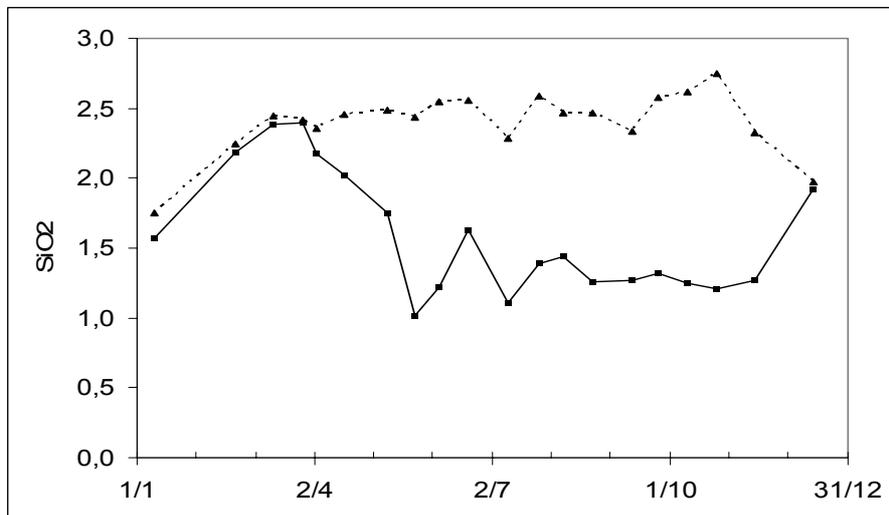
### II.3.2.2 Métalimnion



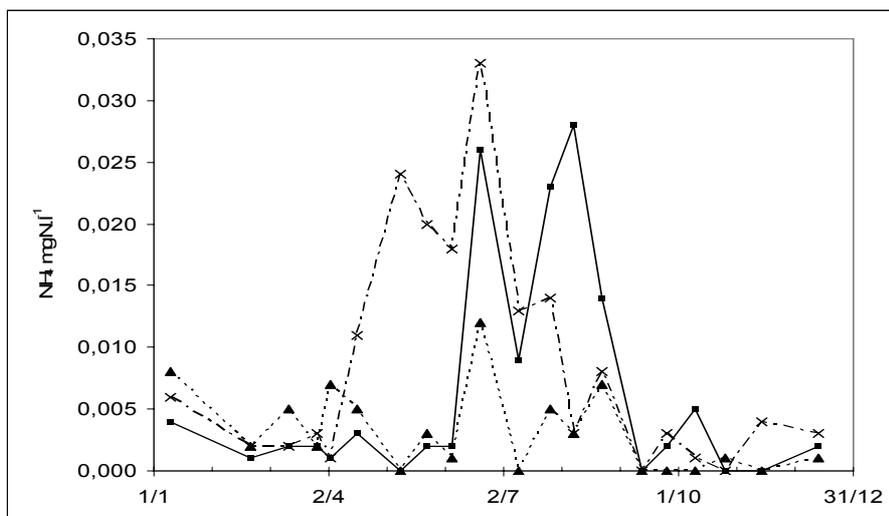
**Figure 20** Evolution des concentrations en PO<sub>4</sub> (mgP/L) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2007



**Figure 21** Evolution des concentrations en  $\text{NO}_3$  (mgN/L) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2007



**Figure 22** Evolution des concentrations en  $\text{SiO}_2$  (mg/L) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2007

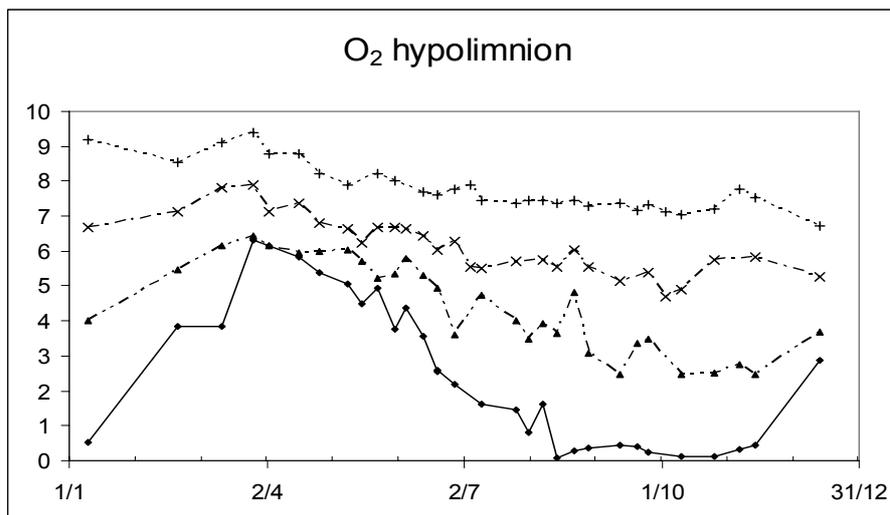


**Figure 23** Evolution des concentrations en  $\text{NH}_4$  (mgN/L) au point B à 15 m (—■—), 20 m (- —x- —) et à 30 m (- -▲- -) en 2007

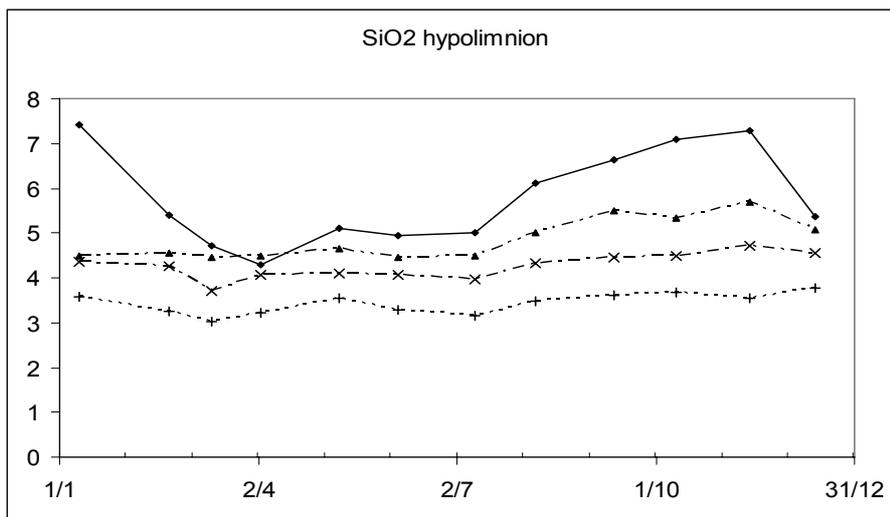
Au niveau du métalimnion, ici représenté entre 15 m et 30 m par les figures 21 à 23, le phosphate a été consommé de la même manière qu'à 2 m et jusqu'à plus de 30 m. Nous avons observé cependant des concentrations plus importantes de phosphates de juin à septembre à 15 m : jusqu'à 9 µgP/L le 22 août alors que les couches de surfaces étaient à des concentrations inférieures à 5 µgP/L. L'azote ammoniacal présentait aussi des valeurs importantes à ces périodes au niveau du métalimnion (jusqu'à 33 µgN/L à 20 m le 20 juin), ces pics d'azote ammoniacal et de phosphate provenant probablement des rejets du zooplancton présent et actif à cette période.

Les dynamiques de l'azote nitrique et de la silice ont été comparables entre 15 et 30 m et distinctes de celles du phosphate : la consommation due à la production primaire était encore marquée à 15 m bien que moindre qu'à 2 m, tandis qu'à 30 m les concentrations de NO<sub>3</sub> et SiO<sub>2</sub> n'évoluaient pas significativement après le brassage.

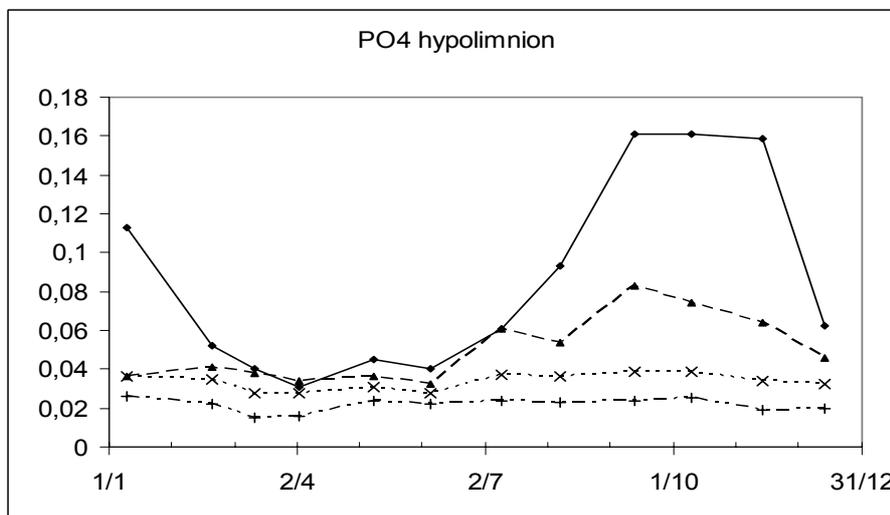
### II.3.2.3 Hypolimnion : 110, 130, 140 m



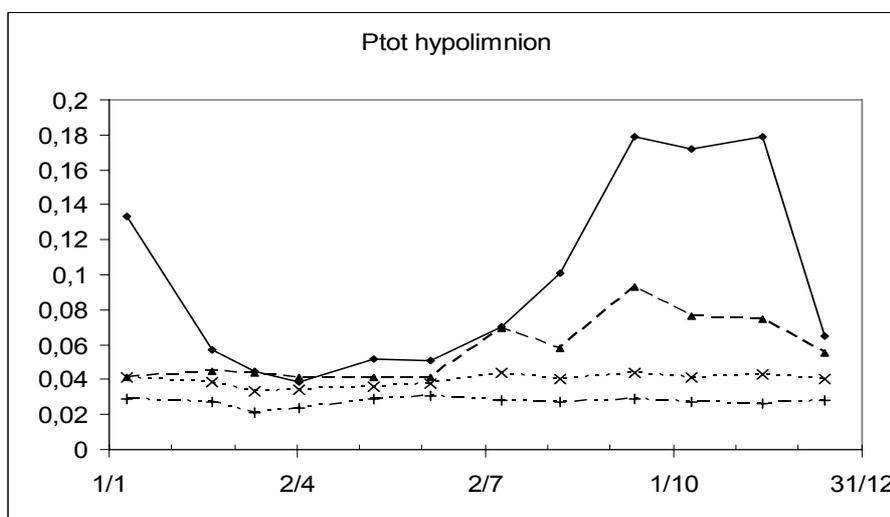
**Figure 24** Evolution des concentrations en oxygène (mg/L) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (---+---), 110 m (- -x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2007



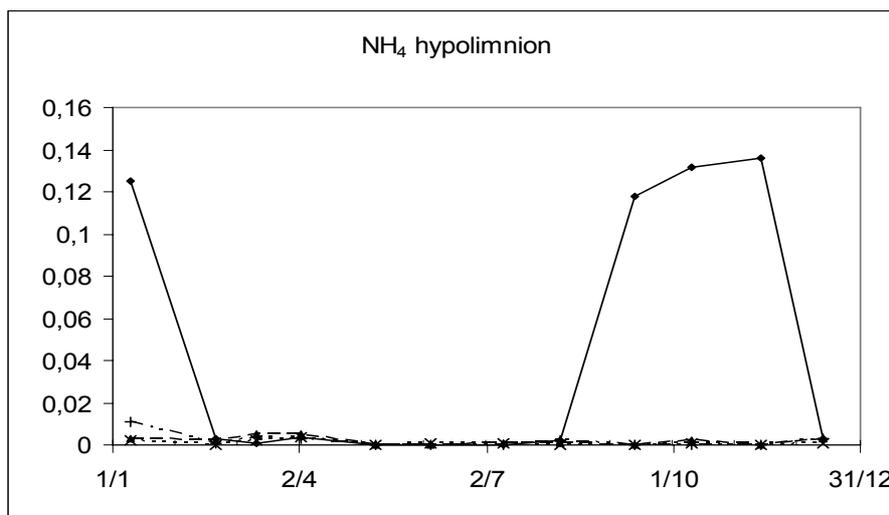
**Figure 25** Evolution des concentrations en SiO<sub>2</sub> (mg/L) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- -x-), 130 m (-▲- -), 140 m (—◆—) en 2007



**Figure 25** Evolution des concentrations en PO<sub>4</sub> (mgP/L) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- -x-), 130 m (-▲- -), 140 m (—◆—) en 2007



**Figure 26** Evolution des concentrations en Ptot (mgP/L) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- -x-), 130 m (-▲- -), 140 m (—◆—) en 2007



**Figure 27** Evolution des concentrations en  $\text{NH}_4$  (mgn/L) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x- -), 130 m (-▲- -), 140 m (—◆—) en 2007

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 consomment 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 : la concentration en oxygène dissous est inférieure à  $0,50 \text{ mgO}_2/\text{L}$  à partir du 14 août à 140 m ( $0,08 \text{ mgO}_2/\text{L}$  au minimum le 14 août à 140 m).

Nous avons observé de manière inverse un gradient de concentration en silice et en phosphate de 80 m à 140 m du à la minéralisation. A partir de mi-août, la désoxygénation était telle ( $< 0,10 \text{ mgO}_2/\text{L}$ ) que le milieu est fortement réducteur, entraînant la réduction des oxydes de fer et de manganèse. Ces conditions réductrices entraînaient des concentrations en azote ammoniacal importantes : jusqu'à  $136 \mu\text{gN}/\text{L}$  le 13 novembre. Mais la réduction des oxydes métalliques entraînait aussi le relargage de phosphate lié à ces oxydes à l'interface eau-sédiments et dans les sédiments.

Les maxima ont été atteints à 140 m lors de la campagne du 13 novembre avec  $7,28 \text{ mg}/\text{L}$  pour la silice et entre le 12 septembre et le 13 novembre pour le phosphate avec des concentrations entre 159 et  $162 \mu\text{gP}/\text{L}$ .

La dynamique du phosphore total au fond du lac a été très proche de celle du phosphate avec un maximum observé entre septembre et novembre de  $179 \mu\text{g}/\text{L}$ .

La concentration en oxygène dissous est passée de  $0,44 \text{ mgO}_2/\text{L}$  à  $2,89 \text{ mgO}_2/\text{L}$  à 140 m, cette réoxygénation pouvant provenir des conditions météorologiques exceptionnelles observées les quelques jours avant la campagne. Cette réoxygénation a permis la re-complexation d'oxydes de fer et de manganèse et donc une diminution des concentrations en phosphate : de  $159 \mu\text{gP}/\text{L}$  à  $62 \mu\text{gP}/\text{L}$  entre le 13 novembre et le 13 décembre.

### III. SUIVI A 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 et le phosphore total en mgP/L ;
- ➔ Transparence moyenne estivale en mètres ;
- ➔ Concentration moyenne annuelle en chlorophylle a (en  $\mu\text{g/L}$ ) ;
- ➔ Sursaturation en oxygène à 2 mètres (en mg/L) ;
- ➔ Sous saturation maximale en oxygène dans le métalimnion (en mg/L) ;
- ➔ Sous saturation en oxygène à 130 mètres (en mg/L) ;
- ➔ Le déficit à l'origine et le déficit maximal en oxygène hypolimnique (en mg/L) ;
- ➔ La consommation journalière et annuelle de l'oxygène hypolimnique respectivement en mg/L et en  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{j}^{-1}$ .

#### III.1. L'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 le déficit à l'origine ;

La consommation hypolimnique journalière consiste en la consommation annuelle divisée par le nombre de jours séparant deux campagnes de mesures.

#### *Remarque préalable:*

*Nous devons 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.*

### III.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.

L'activité photosynthétique commence dès le début du mois d'avril ; nous observons une augmentation de la concentration en oxygène et une sursaturation apparaît en surface le 3 avril.

Pendant la période estivale, la sursaturation maximale en oxygène qui se situait plutôt autour de 2 m apparaît plus profondément dans le métalimnion (10 – 15 m) depuis 1998 laissant supposer une amélioration de la transparence et la modification des abondances relatives des espèces du phytoplancton par exemple les cyanobactéries. Si la différence des indices de sursaturation moyenne en oxygène entre les profondeurs de 2 m et celle du maximum d'oxygène (10 – 15 m) reste peu importante jusqu'en 2000, elle semble augmenter en 2001 et 2003 puis revenir à des valeurs relativement faibles. Toutefois, nous préférons suivre ce dernier niveau que nous pensons plus représentatif des conséquences de l'activité photosynthétique que nous souhaitons mettre en évidence.

#### \* Variation annuelle

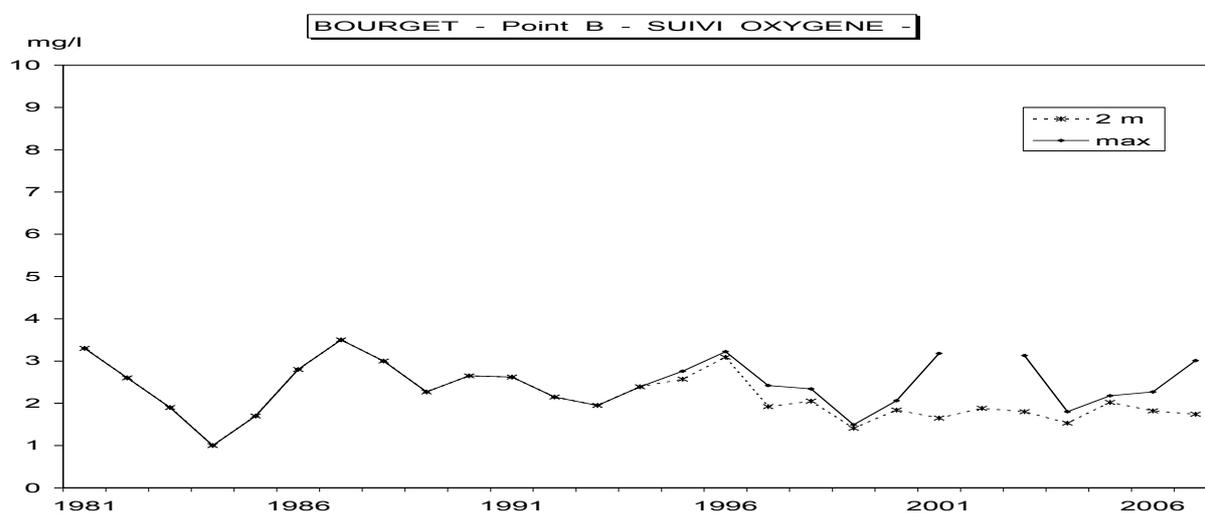
La sursaturation en oxygène à 2 m en 2006 s'élève à 1,7 mg/L et montre une certaine stabilité depuis 1999 entre 1,4 et 2 mg/L.

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 mg/L en 2001 et 2003 ; de 2004 à 2006 les valeurs retrouvent un niveau comparable à celui de l'année 2000 autour de 2,1 mg/L. En 2007 avec 3,0 mg/L nous retrouvons des valeurs d'un niveau comparable à 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 mg/L.

**Tableau VI** Evolution des sursaturations en oxygène (mg/L) à 2 m de profondeur et maximales au point B de 1981 à 2007

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
max	3,3	2,6	1,9	1	1,7	2,8	3,5	3	2,3	2,7
.2 m	3,3	2,6	1,9	1	1,7	2,8	3,5	3	2,3	2,7
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
.max	2,6	2,2	1,9	2,4	2,8	3,2	2,4	2,3	1,5	2,1
.2 m	2,6	2,2	1,9	2,4	2,6	3,1	1,9	2,1	1,4	1,8
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007			
.max	3,2		3,1	1,8	2,2	2,3	3,0			
.2 m	1,7	1,9	1,8	1,5	2,0	1,8	1,7			



**Figure 28** Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène (mg/L) à 2 m et maxi au point B de 1981 à 2007

### III.1.2 Indices de sous saturation moyenne

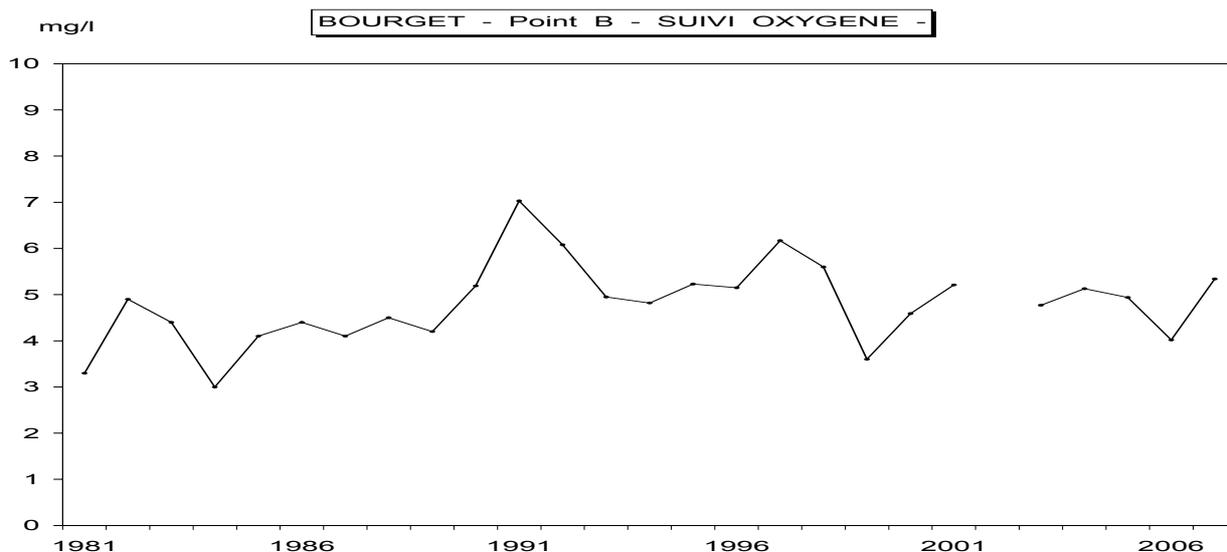
#### Métalimnion

En 2007 la sous saturation moyenne annuelle en oxygène se monte à 5,34 mg/L.

Si l'on a pu observer une augmentation de ce paramètre entre 1981 et 1992 (de 3,3 à 6 mg/L), et même s'il présente en 2007 une valeur qui retrouve des niveaux équivalents aux années 2004 et 2001, depuis l'année 2000, il semble montrer, depuis 1993, une certaine stabilité autour d'une valeur moyenne de 5 mg/L.

**Tableau VII** Evolution de la sous saturation en oxygène (mg/L) au métalimnion au point B de 1981 à 2007

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
<b>Moyenne</b>	<b>3,3</b>	<b>4,9</b>	<b>4,4</b>	<b>3,0</b>	<b>4,1</b>	<b>4,4</b>	<b>4,1</b>	<b>4,5</b>	<b>4,2</b>	<b>5,2</b>	<b>7,0</b>	<b>6,1</b>	<b>5,0</b>	<b>4,8</b>
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
<b>Moyenne</b>	<b>5,2</b>	<b>5,2</b>	<b>6,2</b>	<b>5,6</b>	<b>3,6</b>	<b>4,6</b>	<b>5,2</b>		<b>4,77</b>	<b>5,1</b>	<b>4,9</b>	<b>4,0</b>	<b>5,3</b>	

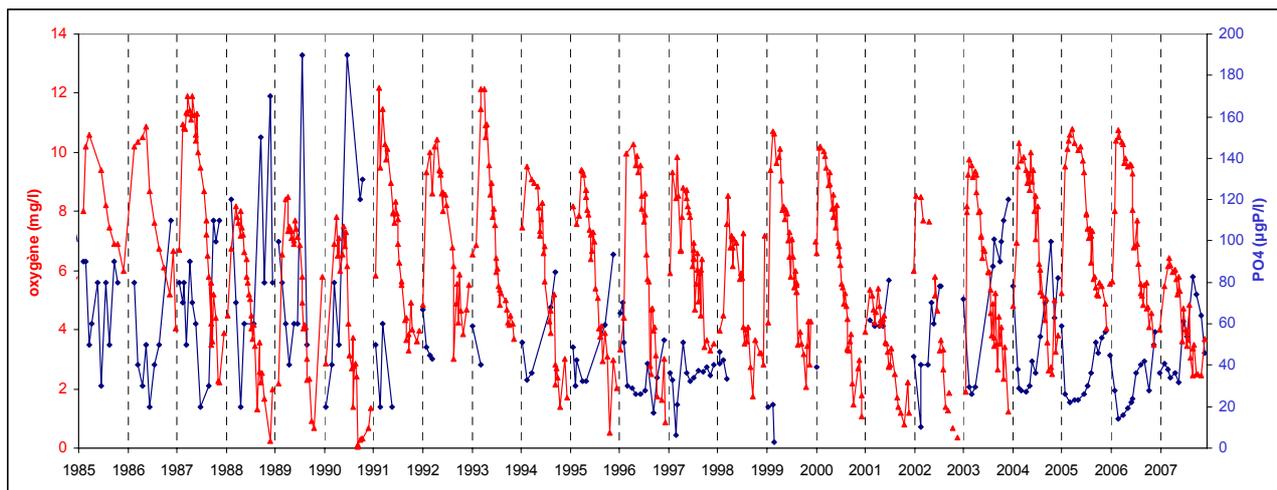


**Figure 29** Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène (mg/L) entre 15 et 35 m de profondeur au point B de 1981 à 2007

#### Sous saturation moyenne à 130 mètres

De 1985 à 2007, 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 cinq années successives qui montrent une augmentation de la réoxygénation hivernale de plus de 70 % de la saturation, on observe en 2007 une réoxygénation très partielle qui atteint au maximum 50 % à la fin de la période de circulation des eaux. Dans la chronique des valeurs depuis 1985, elle se situe au deuxième rang des années où la réoxygénation est la moins efficace après l'année 2001. Cette situation est, en grande partie, liée aux conditions météorologiques de l'hiver 2006-2007.

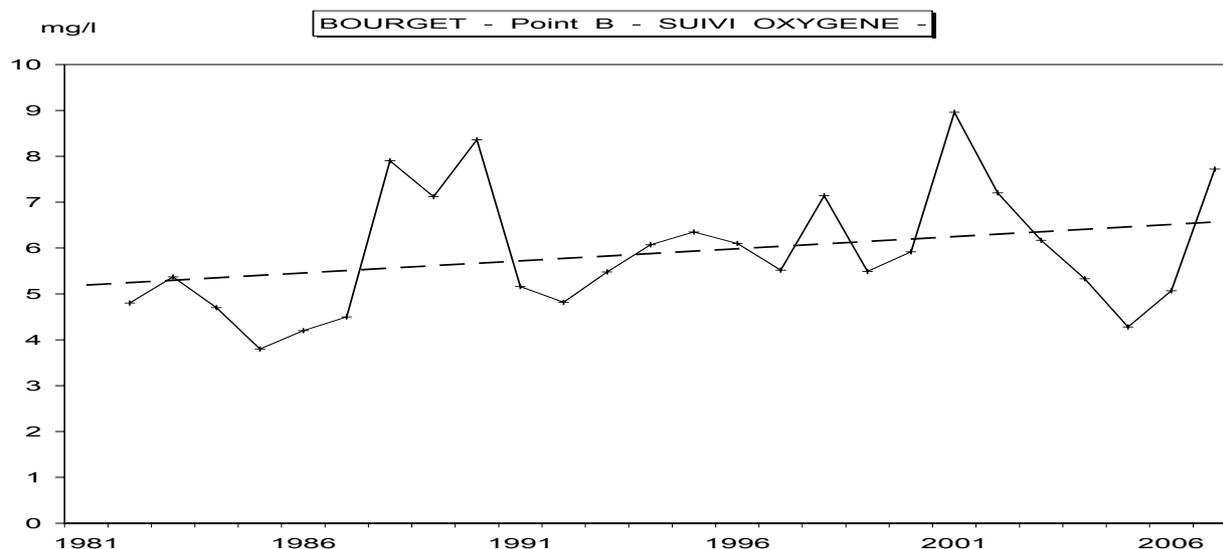


**Figure 30** Evolution des teneurs en oxygène en mg/L et des phosphates en µgP/L à 130 mètres de profondeur au point B de 1985 à 2007

Les niveaux de sous saturation du fond (130 m) dépendent de l'intensité de la minéralisation et donc des quantités de matière organique à dégrader et de la réoxygénation hivernale du précédent brassage. Une augmentation régulière de l'indice constitue un signe d'eutrophisation ainsi qu'un paramètre aggravant car favorisant le relargage du phosphore contenu dans les sédiments.

**Tableau VIII** Sous saturations moyennes annuelles en oxygène à 130 mètres (mg/L) au point B, de 1981 à 2007

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
<b>Moyenne</b>		4,8	5,4	4,7	3,8	4,2	4,5	7,9	7,1	8,4	5,2	4,8	5,5	6,1
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
<b>Moyenne</b>	6,4	6,1	5,5	7,1	5,5	5,92	8,9	7,2	6,2	5,3	4,3	5,1	7,7	



**Figure 31** Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène (mg/L) à 130 mètres au point B de 1981 à 2007

L'indice de l'année 2007 supérieur à ceux des cinq années précédentes présente une des valeurs les plus élevées depuis 1982 mais reste cohérent avec le sens d'évolution déjà constaté avec les données antérieures. D'une manière globale, le sens d'évolution semble dénoter une légère dégradation de la qualité des eaux à travers cet indice puisque les valeurs de ce paramètre tendent à augmenter (de 5 à 7 mg/L).

L'évolution de cet indice semble plus gouverné par l'intensité de la réoxygénation hivernale que par l'intensité de la minéralisation de la matière organique dans la zone profonde. On remarque dans cette chronique que les niveaux de sous saturation les plus élevés correspondent aux années caractérisées par une mauvaise réoxygénation de la zone de fond (1988, 1990 et 2001).

### II.1.3 Déficits et consommations hypolimniques

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

**Tableau IX** Oxygène hypolimnique au point B de 2004 à 2007 – déficits et consommations

		2007	2006	2005	2004
Déficit à l'origine	mg/L	3,4	1,6	0,8	1,9
Déficit maximum	mg/L	6,4	4,9	4,5	5,3
Consommation hypolimnique annuelle	mg/L	3,0	3,4	3,73	3,4
Consommation hypolimnique journalière	mg.m <sup>-3</sup> .j <sup>-1</sup>	15,4	12,3	13,7	14,2

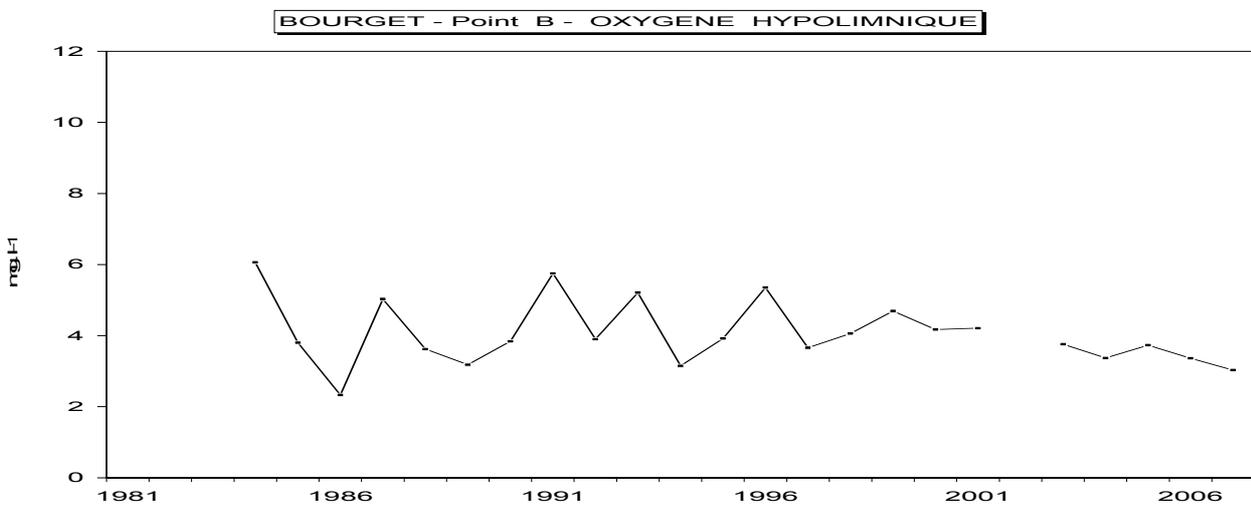
Les déficits en oxygène calculés en début et en fin de stratification thermique sont encore légèrement supérieurs aux valeurs de 2005 et 2006, ils restent cependant globalement du même ordre de grandeur que

les années précédentes même si la valeur du déficit à l'origine rejoint logiquement les valeurs parmi les plus élevées (2001, 1990).

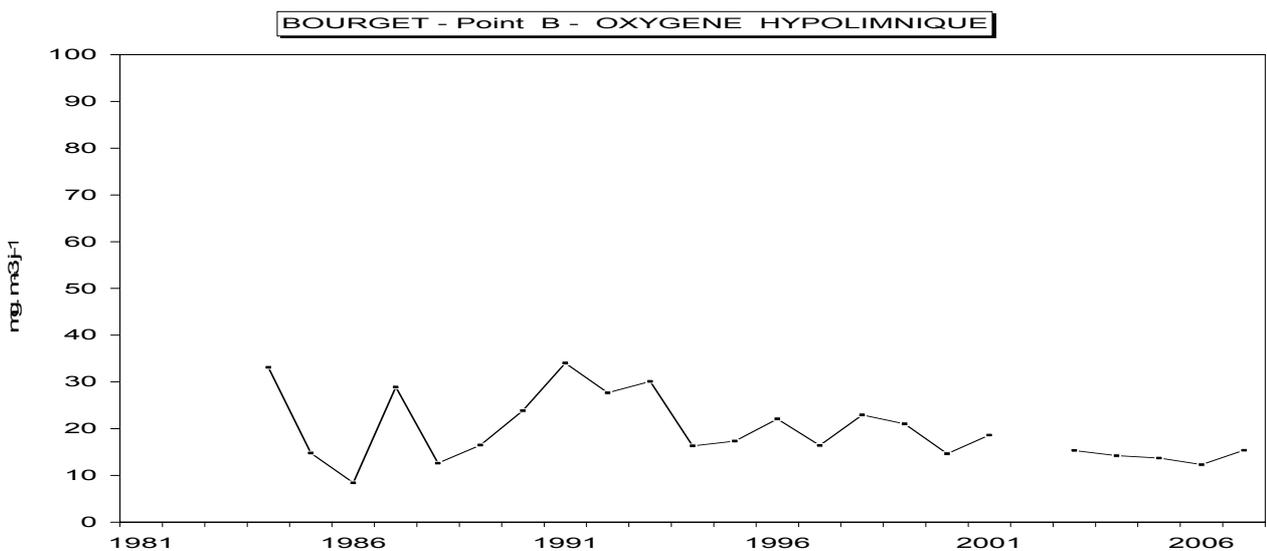
Les consommations hypolimniques globales et journalières sont respectivement de 3,0 mg/L et 15,4 mg.m<sup>-3</sup>.j<sup>-1</sup> comparables aux données de la chronique 1984 – 2006.

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 et respectivement de 4 mg/L et de 17 mg.m<sup>-3</sup>.j<sup>-1</sup> et demeurent à des niveaux qui peuvent être considérés comme modérés.

L'évolution des consommations en oxygène dans l'hypolimnion n'indique pas de dégradation du niveau trophique.



**Figure 32** Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle au point B de 1984 à 2007 (mg/L)



**Figure 33** Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation journalière au point B de 1984 à 2007 (mg.m<sup>-3</sup>.j<sup>-1</sup>)

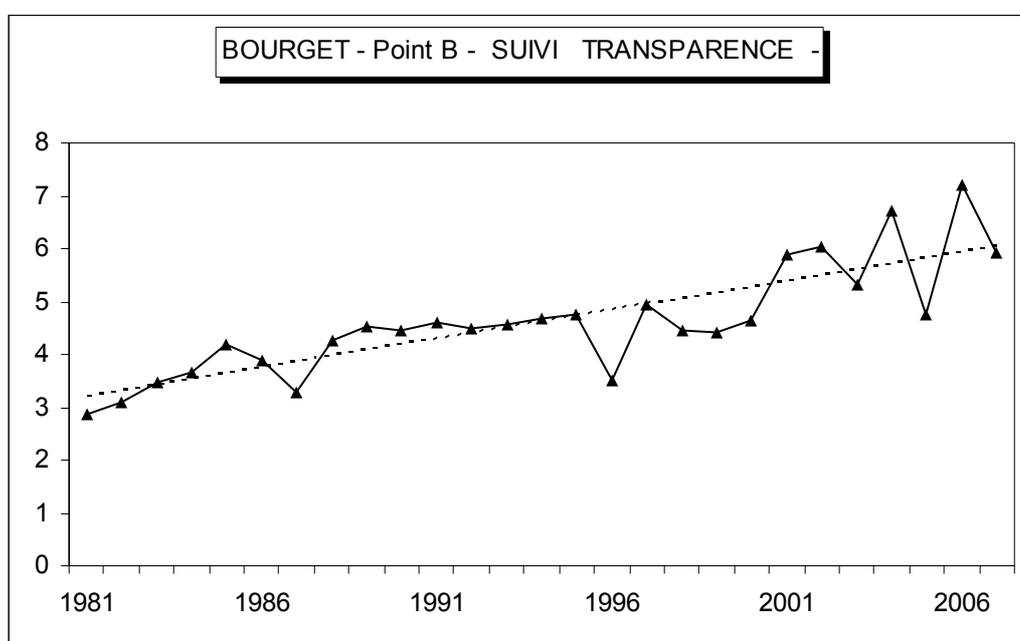
### III.2 La transparence

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 2007 avec 5,9 mètres présente une valeur inférieure à l'année 2006 et retrouve les niveaux des années 2001, 2002 (phase des eaux claires moins marquée, transparence maximale à 8,5 m) mais 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.

**Tableau X** Evolution de la transparence moyenne estivale au disque de Secchi (m) au point B de 1981 à 2007

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
<b>Transp mini.</b>	1,2	0,9	2,0	1,4	0,85	1,3	0,95	1,95	1,75	1,65	2,4	2,3	1,6	2,5
<b>Transp est.</b>	2,8	3,1	3,5	3,7	4,2	3,9	3,3	4,3	4,5	4,5	4,6	4,5	4,6	4,7
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
<b>Transp mini.</b>	2,0	1,8	1,8	2,9	2,4	2,0	3,3	2,9	2,5	4,2	2,4	2,6	<b>3,8</b>	
<b>Transp est.</b>	4,7	3,5	4,9	4,5	4,4	4,7	5,9	6,0	5,3	6,7	4,7	7,2	<b>5,9</b>	



**Figure 34** Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2007

### III.3. Les 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.

Comme indiqué plus haut, la phase de circulation des eaux pendant la période hivernale n'a pas été complète et n'a pas permis une homogénéisation totale de la masse d'eau. Un léger gradient persiste donc entre la surface et le fond et il nous a été difficile d'utiliser la méthode de calcul définie par le suivi allégé. Nous avons préféré estimer la quantité de nutriments par tranches d'eau en faisant l'hypothèse que le lac est horizontalement homogène avant le début de la stratification thermique. Globalement les résultats montrent que les concentrations hivernales sont sensiblement identiques aux valeurs de 2006.

**Tableau XI** Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B de 2003 à 2007

	unité	2007	2006	2005	2004	2003
Nitrates	mg/L N	<b>0,63</b>	0,58	0,65	0,72	0,57
Phosphates	mg/L P	<b>0,014</b>	0,016	0,024	0,029	0,023
Phosphore total	mg/L P	<b>0,022</b>	0,024	0,031	0,033	0,031
SiO <sub>2</sub>	mg/L	<b>2,88</b>	2,42	3,35	2,95	2,76
COT	mg/L	<b>1,99</b>	1,95	1,91	2,07	1,70

#### III.3.1 Les nitrates

La valeur calculée pour 2007 (0,63 mgN/L) est légèrement supérieure à la moyenne hivernale de 2006, et comparable à celle de l'année 2005. La valeur en 2007 ne remet pas en cause les conclusions des années précédentes, l'azote nitrique indique une relative stabilité autour d'une valeur moyenne de 0,62 mgN/L. depuis plus d'une dizaine d'années.

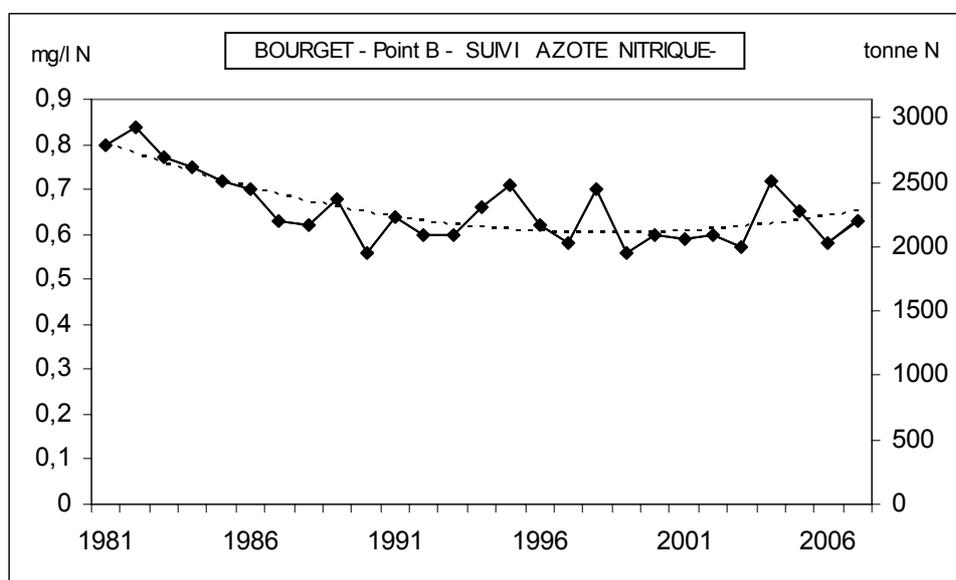
**Tableau XII** Nitrates - Concentrations hivernales maximales et moyennes (mg/LN) et Stock hivernal (tonne N) au point B entre 1981 et 2007

<b>NO3</b>	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Max mg/LN	0,88	0,85	0,80	0,77	0,75	0,70	0,70	0,70	0,72	0,68
Moyenne mg/LN	0,80	0,84	0,77	0,75	0,72	0,70	0,63	0,62	0,68	0,56
Stock (t N)	2794	2934	2689	2620	2515	2445	2200	2166	2375	1956

<b>NO3</b>	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Max mg/LN	0,68	0,68	0,65	0,74	0,81	0,70	0,65	0,76	0,61	0,77
Moyenne mg/LN	0,64	0,60	0,60	0,66	0,71	0,62	0,58	0,70	0,56	0,60
Stock (t N)	2235	2096	2096	2305	2480	2166	2026	2445	1956	2096

<b>NO3</b>	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Max mg/LN	0,68	0,65	0,67	0,76	0,74	0,66	<b>0,77</b>
Moyenne mg/LN	0,59	0,60	0,57	0,72	0,65	0,58	<b>0,63</b>
Stock (t N)	2061	2096	1991	2515	2270	2026	<b>2325</b>



**Figure 35** Concentrations moyennes hivernales (mg/L N) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2007

### III.3.2 Les phosphates

Après une phase de diminution des concentrations moyennes hivernales de 1981 à 1999 (de 0,120 à 0,020 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup> P), le suivi met en évidence une certaine stabilité de ce paramètre entre 0,016 et 0,029 mg<sup>l</sup><sup>-1</sup> P (moyenne : 0,022P mg<sup>l</sup><sup>-1</sup>).

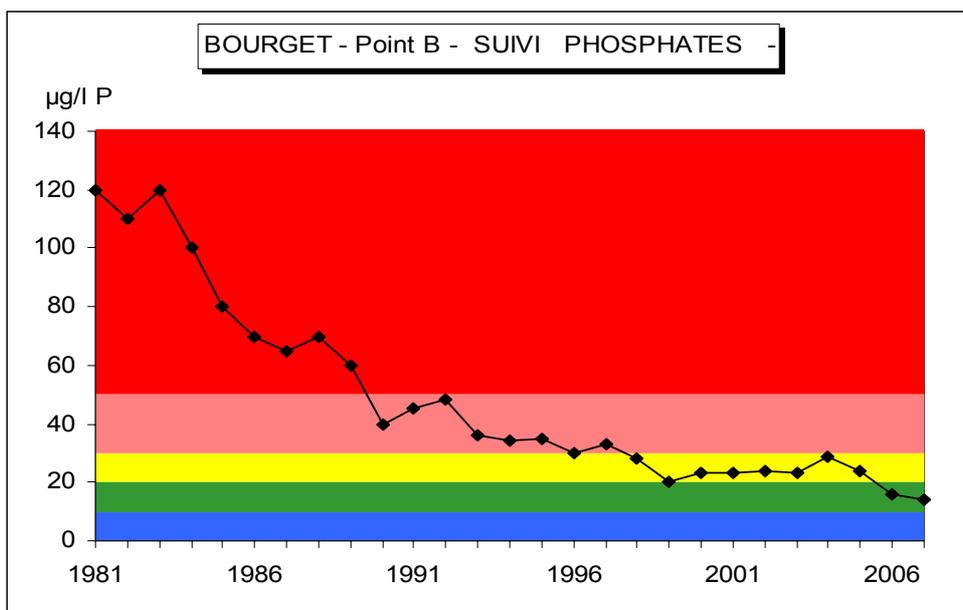
**Tableau XIII** Phosphates - Concentrations maximales et moyennes hivernales (mg/L P) et Stock hivernal (tonne P) - au point B de 1981 à 2007

<b>PO4</b>	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Maximum (mg/L P)	0,15	0,12	0,13	0,12	0,09	0,08	0,08	0,07	0,1	0,08
Moyenne (mg/L P)	0,120	0,110	0,120	0,100	0,080	0,070	0,065	0,070	0,060	0,040
Stock (tonne P)	419	384	419	349	279	244	227	244	210	140

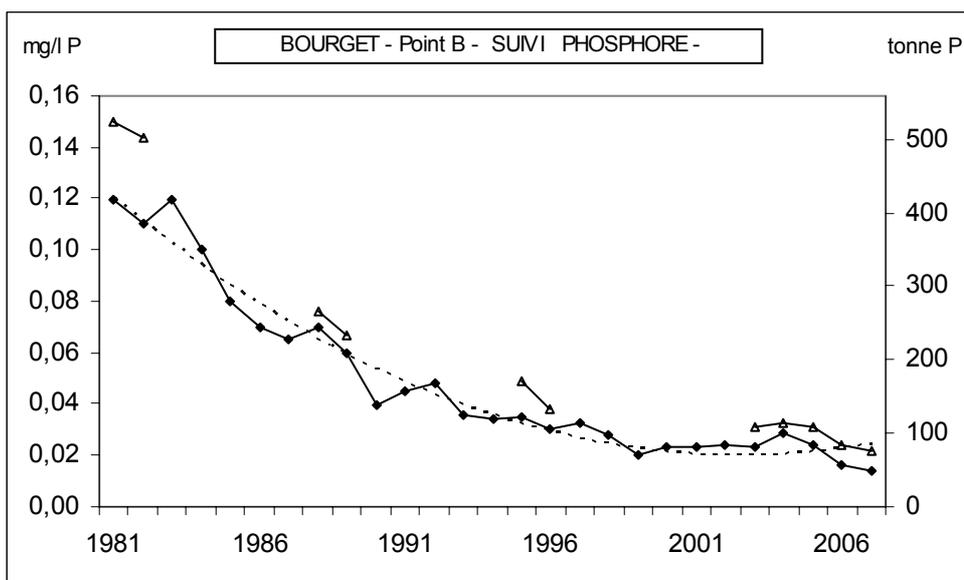
<b>PO4</b>	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Maximum (mg/L P)	0,06	0,067	0,059	0,051	0,052	0,073	0,036	0,042	0,021	0,042
Moyenne (mg/L P)	0,045	0,048	0,036	0,034	0,035	0,030	0,033	0,028	0,020	0,023
Stock (tonne P)	157	168	126	119	122	105	115	98	70	80

<b>PO4</b>	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Maximum (mg/L P)	0,078	0,05	0,033	0,030	0,027	0,017	0,052
Moyenne (mg/L P)	0,023	0,024	0,023	0,029	0,024	0,016	<b>0,014</b>
Stock (tonne P)	80	84	80	101	84	56	49



**Figure 36:** Evolution des concentrations moyennes hivernales en phosphates (mg/LP) au point B de 1981 à 2007 et comparaison avec les classes de qualité du SEQ eau

La comparaison avec la grille du SEQ eau montre que, pour la deuxième fois, la valeur de la moyenne hivernale passe dans la classe de qualité "bonne" (vert) et cette valeur confirme celle de l'année précédente. Sur la base des modèles OCDE d'évaluation de la catégorie trophique, cette valeur confère au lac un niveau mésotrophe.



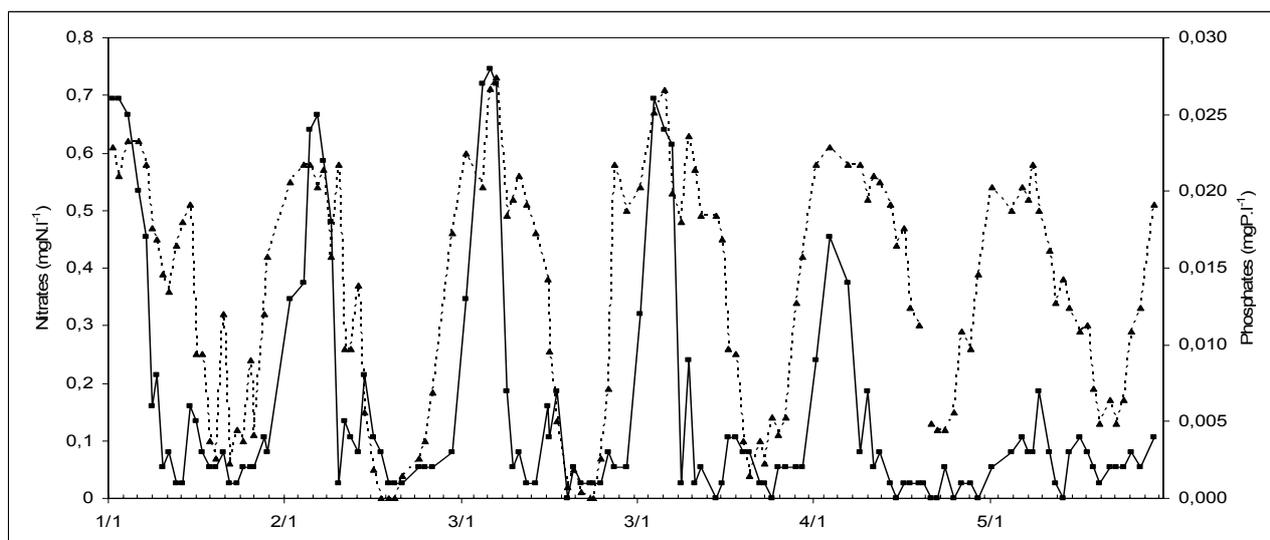
**Figure 37** Evolution des concentrations moyennes hivernales (mg/LP) en phosphates —◆— et du phosphore total —△— ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2007

### III.3.3 Evolution du rapport nitrates/phosphates

**Tableau XIV** Rapport NO<sub>3</sub>/PO<sub>4</sub> au point B de 1981 à 2007

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
. NO <sub>3</sub> /PO <sub>4</sub>	6,67	7,6	6,4	7,5	9,0	10,0	9,7	8,9	11,3	14,0
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
. NO <sub>3</sub> /PO <sub>4</sub>	14,2	12,5	16,7	19,4	20,3	20,7	17,6	25,0	28,0	26,1
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007			
. NO <sub>3</sub> /PO <sub>4</sub>	25,6	25,0	24,8	24,8	27,1	36,3	45,0			

Avec toutes les précautions quant à l'utilisation du rapport N/P pour définir quel est du phosphore ou de l'azote le facteur limitant (Barroin, 2004), nous pouvons cependant observer l'évolution du rapport nitrates/phosphates pendant la période de mélange depuis 1981. Ce rapport montre, de 1981 à 1999, une augmentation assez rapide puis semble se stabiliser autour d'une valeur moyenne égale à 25,5 jusqu'en 2005. Cette année, il passe à une valeur de 45 grâce aux concentrations particulièrement basses des orthophosphates et présente une augmentation très rapide ces deux dernières années. Il semble conférer plus au phosphore le rôle d'élément limitant. En effet, les phosphates s'épuisent plus rapidement que les nitrates dans l'épilimnion lors de la poussée phytoplanctonique printanière.



**Figure 38** Comparaison de l'évolution des concentrations en phosphates mgP/L (—◆—) et en nitrates mgN/L (- -▲- -) au point B à 10 m de profondeur en 2007

### III.3.4 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 respective 2,87 et 1,92 mg/L.

**Tableau XV** Concentrations maximales et moyennes hivernales en SiO<sub>2</sub> et COT (mg/L) au point B de 2003 à 2007

SiO <sub>2</sub>	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
.Maxi mg/L			3,50	3,91	4,40	2,21	5,41
.Moy mg/L			2,76	2,95	3,35	2,17	<b>2,88</b>
COT	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
.Maxi mg/L			2,04	2,16	2,02	2,19	2,26
.Moy mg/L			1,7	2,07	1,91	1,95	<b>1,99</b>

## IV. CONCLUSION

L'année 2007 se distingue de ces dernières années par des conditions météorologiques spécifiques. L'hiver 2006/2007 n'a pas permis d'homogénéisation thermique et le brassage complet du lac n'a pas eu lieu. Le fond du lac n'a été réoxygéné qu'à environ 50 % de la saturation ; le stock de phosphore n'a pas entièrement été remis à disposition au niveau de l'épilimnion.

Dès le début du réchauffement rapide de l'épilimnion, le stock en phosphate de l'épilimnion a été presque entièrement consommé jusqu'à la fin de l'année. Ainsi, nous n'avons pas pu observer de pic printanier important de production primaire.

Du fait du faible brassage, le fond du lac a été fortement désoxygéné à partir de mi-août et les conditions réductrices ont entraîné le relargage de la charge interne en phosphore. Le stock en phosphate du lac continue de diminuer pour atteindre cette année 49 tonnes de P et une concentration moyenne de 14  $\mu\text{gP/L}$  (contre 16  $\mu\text{gP/L}$  en 2006).

# ETUDE RELATIVE A LA BOUCLE MICROBIENNE

Ce chapitre est consacré à l'étude des abondances des organismes procaryotes (picocyanobactéries et bactéries hétérotrophes), flagellés, ciliés, héliozoaires ainsi que des virus. L'évolution sur les 4 dernières années est également présentée.

## I. METHODOLOGIE

Les paramètres étudiés lors du suivi 2007 ont été les suivant :

- Virus (abondance et diversité cytométrique, diversité génomique par PFGE) ;
- Bactéries (abondance totale, diversité par PCR-DGGE sur l'ADNr 16S) ;
- 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. Pour l'appréciation de la diversité génétique des bactéries et des virus, seules les profondeurs 2 et 50 m ont été considérées.

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 TE 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 déposée entre lame et lamelle puis marqués avec de la primulin avant leur observation. La discrimination entre flagellés pigmentés et hétérotrophes a été réalisée en jouant sur l'excitation en lumière ultraviolette ou verte, les premiers fluorescant en rouge.

Les ciliés ont été fixés avec du mercure bichloré, identifiés et comptés après une étape de sédimentation en colonne Uthermol avec un microscope inversé.

Dans ce rapport, il ne sera fait mention que des abondances des communautés microbiennes, l'étude de la diversité génétique n'ayant pu être fournie à temps (avant mars) et ce en raison de nombreux tests ayant du être réalisés notamment en ce qui concerne la PFGE pour apprécier la diversité virale.

## 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 et 2007 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 2007

		<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>	<b>Moyenne</b>
<b>Picocyanobactéries (cell/ml)</b>				
	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	$3,4 \times 10^5$	$2,4 \times 10^4$
	<b>2007</b>	<b>111</b>	<b><math>7,2 \times 10^5</math></b>	<b><math>3,9 \times 10^4</math></b>
<b>Bactéries hétérotrophes (cell/ml)</b>				
	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	$8,6 \times 10^5$	$8,2 \times 10^6$	$3,1 \times 10^6$
	<b>2007</b>	<b><math>2,3 \times 10^5</math></b>	<b><math>6,2 \times 10^6</math></b>	<b><math>2,2 \times 10^6</math></b>
<b>Bactéries hétérotrophes HDNA (%°)</b>				
	<b>2007</b>	13	72	43
<b>Virus (part/ml)</b>				
	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	$2,1 \times 10^7$	$3,9 \times 10^8$	$6,2 \times 10^7$
	<b>2007</b>	<b><math>9,1 \times 10^6</math></b>	<b><math>6,4 \times 10^8</math></b>	<b><math>1,1 \times 10^8</math></b>
<b>Flagellés hétérotrophes (cell/ml)</b>				
	2004	18	$2,6 \times 10^3$	644
	2005	36	$8,7 \times 10^3$	$1,2 \times 10^2$
	2006	27	$2,8 \times 10^3$	$8,5 \times 10^2$
	<b>2007</b>	<b>0</b>	<b><math>3,5 \times 10^3</math></b>	<b><math>6,4 \times 10^2</math></b>
<b>Flagellés pigmentés (cell/ml)</b>				
	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	$1,4 \times 10^4$	$8,9 \times 10^2$
	<b>2007</b>	<b>0</b>	<b><math>1,2 \times 10^4</math></b>	<b><math>9,6 \times 10^2</math></b>
<b>Ciliés + Hélozoaires (cell/ml)</b>				
	2004	1	218	20
	2005	0	122	18
	2006	1	44	14
	<b>2007</b>	<b>0</b>	<b>111</b>	<b>21</b>

L'abondance des bactéries hétérotrophes co-varie généralement avec la productivité des écosystèmes, dit autrement la biomasse (et l'abondance) est croissante le long d'un gradient trophique (Burns & Galbraith 2007). La comparaison du lac du Bourget avec le lac d'Annecy (oligotrophe) révèle pour

2007 des valeurs moyennes ( $2,2$  vs.  $2,2 \times 10^6$  cell.ml<sup>-1</sup>) et maximales ( $6,2$  vs.  $6,3 \times 10^6$  cell.ml<sup>-1</sup>) similaires alors qu'elles étaient significativement supérieures au Bourget les années précédentes. Sur la période cumulée 2004-2007, le lac du Bourget présente en effet des valeurs moyennes et maximales supérieures au lac d'Annecy de 25% et 106%. Il semble donc que les abondances co-varient bien avec le degré trophique et que l'on puisse s'attendre à des valeurs moindres dans les prochaines années, en réponse à la réoligotrophisation en cours du lac du Bourget. En 2007, la valeur moyenne de la concentration des bactéries hétérotrophes a d'ailleurs été la plus faible mesurée sur ces 4 dernières années, et le rapprochement avec la baisse des concentrations en nutriments, notamment le phosphore, est tentant. Le même constat pouvait être fait pour la valeur maximale.

Cette année, il a été possible de discriminer assez facilement la proportion des bactéries HDNA (ayant un contenu en ADN élevé) vs. les bactéries LDNA (ayant un contenu en ADN bas). Ces deux sous groupes sont potentiellement représentatifs de l'état physiologique des bactéries, les HDNA étant supposés les plus actives (Bouvier et al. 2007). Sur l'ensemble de l'année, 43% de la communauté totale était caractérisée par le groupe des HDNA mais cette proportion était hautement variable, comme cela peut d'ailleurs être perçu au travers des valeurs minimales (13%) et maximales (72%) de ce groupe. Les plus fortes proportions des bactéries HDNA ont été mesurées dans les eaux de surface à la fin du mois de septembre.

En ce qui concerne les picocyanobactéries, il n'existe pas de relations définitivement établies entre abondance et statut trophique, sauf peut être pour les lacs hypereutrophes où une forte proportion de picocyanobactéries riches en phycocyanine peut être observée. 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 typique des lacs eutrophes et riches en substances humiques. De plus, nous avons réalisé une analyse moléculaire, au moyen de la PCR-DGGE et d'amorces spécifiques aux cyanobactéries, qui a permis de confirmer cette identité taxonomique (Leberre & Jacquet non publié). 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. La comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget révèlent des valeurs moyennes ( $5,3$  vs.  $3,9 \times 10^4$  cell/ml) en 2007 significativement supérieures pour le lac d'Annecy mais les valeurs maximales l'emportent au Bourget ( $6,5$  vs.  $7,2 \times 10^5$  cell/ml). En théorie, il est attendu que ces microorganismes soient prépondérants dans les écosystèmes oligotrophes en terme de proportion relative, d'activité et de production par rapport aux autres formes phytoplanctoniques. Cette tendance n'est pas confirmée sur les 4 dernières années puisque les valeurs moyennes et maximales ne sont pas significativement différentes entre les deux lacs. Il est intéressant de noter ici que cette relation entre picophytoplancton et statut trophique du milieu est une probabilité non une certitude (Callieri & Stockner 2002). Ce constat n'est pas sans rappeler la proportion en classe de taille des formes phytoplanctoniques qui révèle pour les lacs Léman et du Bourget,

toujours une très large dominance du microplancton (taille > 20 µm) alors qu'à Annecy c'est le nanophytoplancton (taille <20 µm) qui domine majoritairement. Comme les valeurs moyenne et maximale de la concentration des picocyanobactéries au lac du Bourget sont supérieures aux années précédentes, nous avons quand même ici un signe potentiel du résultat attendu lors de la réoligotrophisation lacustre (Weisse 1991, Schallenberg & Burns 2001).

Comme pour les années précédentes, une seule « population » a pu être observée via la cytométrie alors que l'analyse des eaux du lac d'Annecy révèle souvent deux groupes au sein de cette communauté.

Comparativement à la communauté des petits eucaryotes, *Synechococcus* spp dominaient très largement en terme d'abondances.

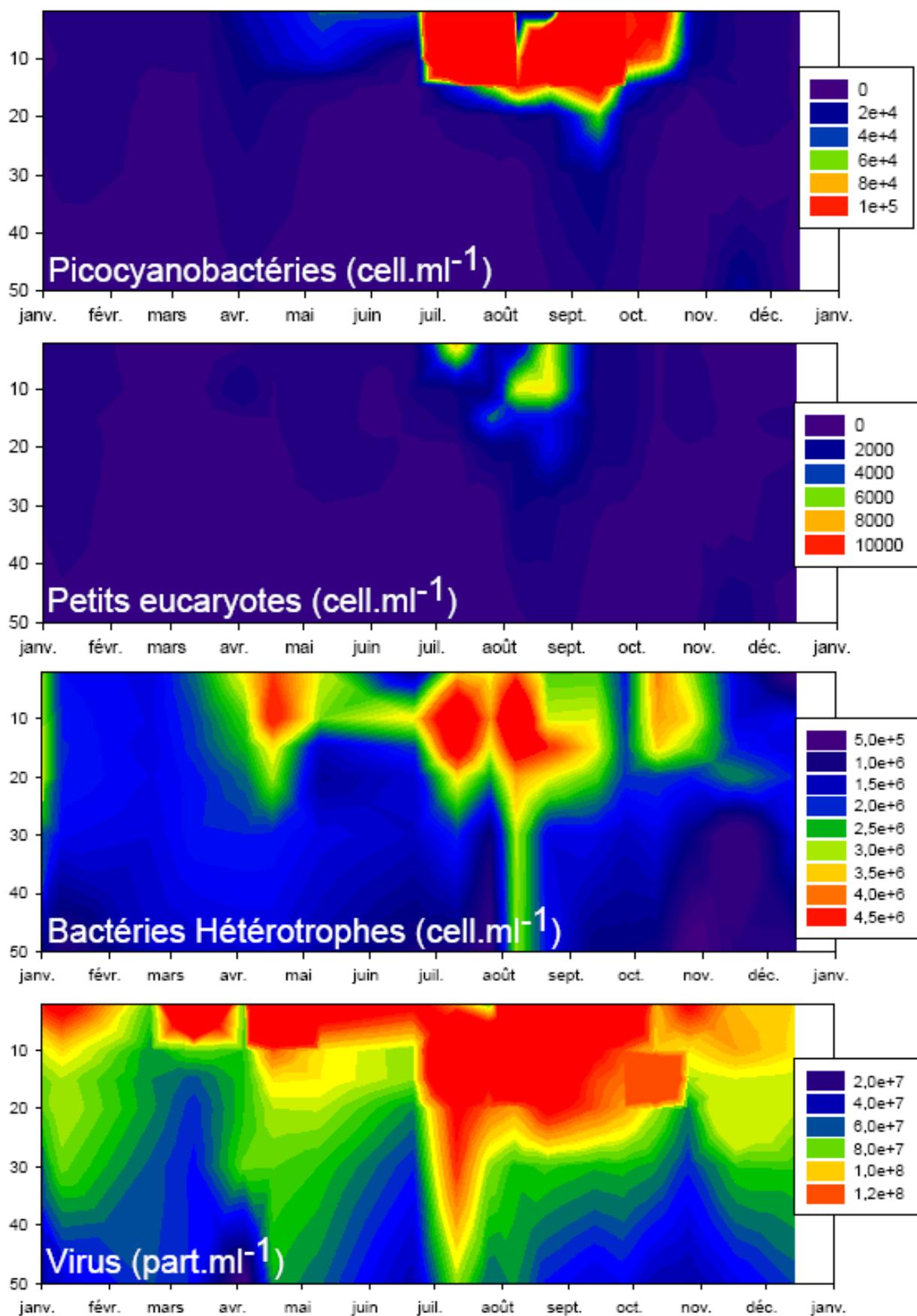
L'abondance des flagellés hétérotrophes, dans les strates 0-50m, a été en moyenne pour l'année 2007 de  $6,4 \times 10^2$  cell.ml<sup>-1</sup>. Les valeurs d'abondances des flagellés hétérotrophes décroissaient avec la profondeur, passant de  $10 \times 10^2$  cell.ml<sup>-1</sup> (valeur moyenne à 2 m) à  $3,6 \times 10^2$  cell.ml<sup>-1</sup> (valeur moyenne à 50 m). Toutefois, leur proportion relative par rapport aux flagellés totaux augmentait avec la profondeur, la part des hétérotrophes atteignant en moyenne 85% de l'abondance totale à 50 m de profondeur (contre 27% en moyenne à 2 m). Au cours des 3 dernières années (2005-2006-2007), nous avons enregistré une décroissance de l'abondance moyenne des flagellés hétérotrophes (quelque soit la profondeur d'échantillonnage considérée). En fait, les valeurs obtenues au cours de l'année 2007 sont très similaires à celles mesurées en 2004 ; l'année 2005 avait été marquée par une assez nette augmentation d'abondance, et l'on a donc assisté depuis, à une diminution de ces valeurs. Bien que, d'une manière générale dans les systèmes planctoniques, l'augmentation d'abondance des flagellés hétérotrophes puisse traduire une élévation du niveau trophique, et qu'une réduction d'effectif révèle plutôt une oligotrophisation, il est toutefois délicat de conclure sur la base des seules variations observées au cours de ces 3 dernières années dans le lac du Bourget que l'on assiste à une réduction du niveau trophique de l'ensemble du système.

Les protistes flagellés pigmentés, regroupant des organismes purement autotrophes mais également des organismes mixotrophes, ont eu une abondance moyenne au cours de l'année 2007 (toutes profondeurs confondues) de  $9,6 \times 10^2$  cell.ml<sup>-1</sup>. On notait également pour ces protistes flagellés pigmentés, comme pour les flagellés hétérotrophes, une diminution globale d'abondance depuis les 3 dernières années (2005 à 2007), permettant de revenir dans la gamme de densité cellulaire qui avait été mesurée en 2004 .

L'abondance moyenne des ciliés et des héliozoaires était, à l'inverse, légèrement plus élevée que celle observée au cours de l'année 2006 (21 cell.ml<sup>-1</sup> en 2007), le maximum d'abondance étant généralement observé en période estivale. Au cours de l'année 2007, les strates correspondant à l'épilimnion et au métalimnion ont présenté les abondances les plus élevées en juillet ( $111$  cell.ml<sup>-1</sup> à 15 m). Les variations d'abondances inter-annuelles qui sont observées pour le Lac du Bourget sont dans la gamme des valeurs retrouvées dans les milieux lacustres mésotrophes. En général dans ce lac, le développement estival des héliozoaires contribue fortement à l'augmentation des valeurs moyenne d'abondance. Toutefois des variations inter-annuelles sont observées. Par exemple l'année 2006 avait été marquée par un très faible pic

estival, alors que l'année 2007, comme les années 2004 et 2005, présente le même schéma d'évolution saisonnière caractérisé par des abondances s'élevant nettement en été et fin d'été.

En 2007, de très fortes valeurs pour la concentration virale ont été observées même si ces valeurs dépassant les  $5 \times 10^8$  part/ml n'ont été observées qu'à 5 reprises. Ces valeurs sont responsables au final d'une moyenne annuelle presque deux fois plus élevée que les 3 années précédentes, qui étaient très stables. Notons aussi qu'en 2007, nous avons observé les concentrations virales les plus faibles de ces 4 dernières années.



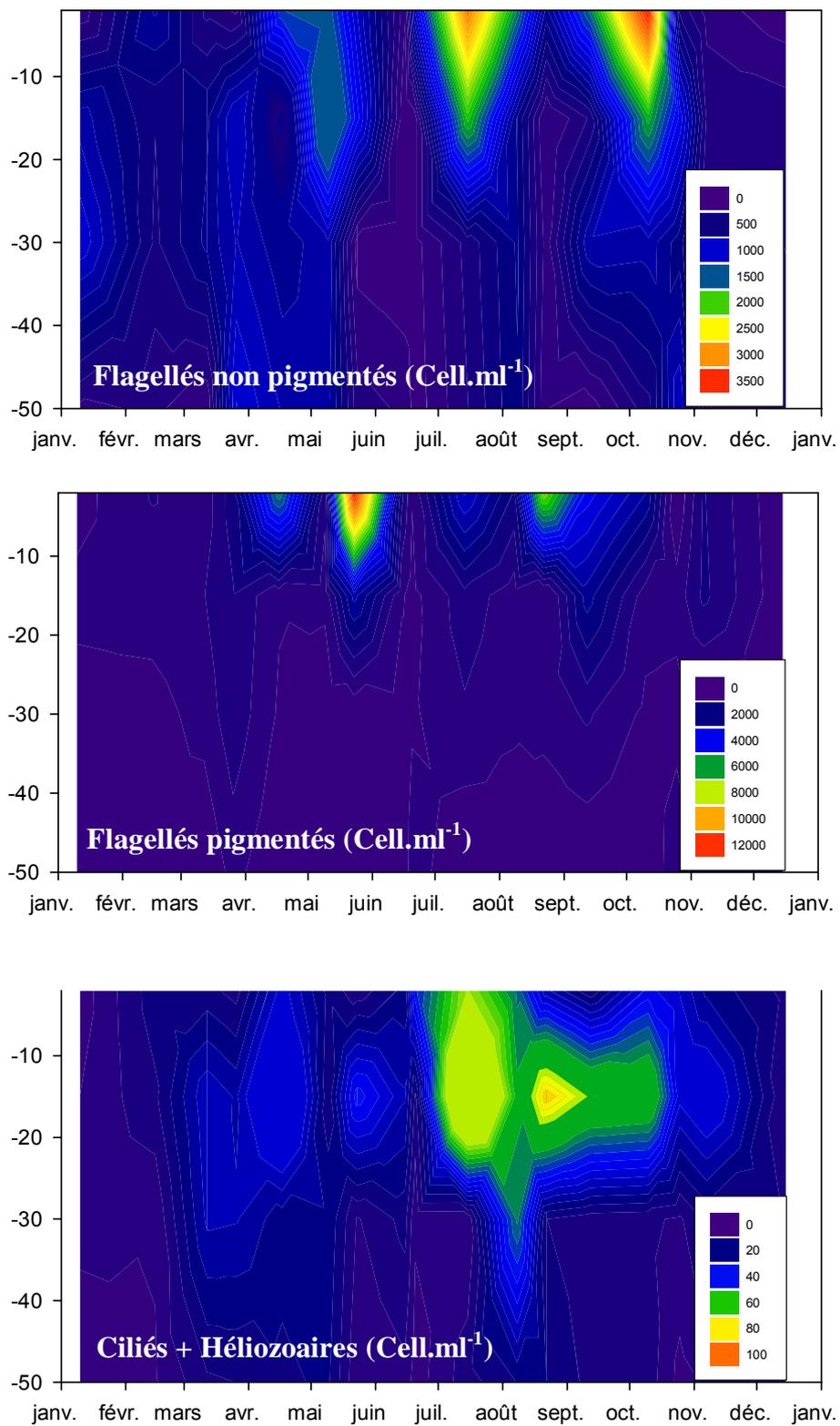
**Figure 1** Evolution des concentrations de picocyanobactéries, petits autotrophes, bactéries hétérotrophes et virus entre 0 et 50 m pour l'année 2007

La dynamique des picocyanobactéries est caractérisée par des pics d'abondance marqués en été, et en automne avec une très légère séparation entre ces deux périodes au mois d'août dans les eaux proches de la surface. Cette distribution n'est pas sans rappeler celle déjà observée les années précédentes. Comme nous l'avions évoqué dans le précédent rapport, une des raisons à l'absence de pic printanier pourrait être une prédation par les protistes flagellés/ciliés et/ou le zooplancton métazoaire à un moment où la concentration en microalgues est réduite et à un moment où en effet de fortes concentrations en prédateurs sont enregistrées. Comme on peut le voir dans la Figure 1 décrivant la dynamique des picocyanobactéries, l'essentiel de la biomasse est concentrée entre 0 et 15 m de profondeur. Les fortes concentrations ( $>10^5$  cell.ml<sup>-1</sup>) ont été enregistrées de la fin juin à la fin septembre à 2 et/ou 10 m. En 2006, ces fortes valeurs avaient été enregistrées jusqu'au début du mois d'octobre. Lumière et température sont logiquement des facteurs expliquant cette distribution bien qu'il soit difficile de déterminer la part de l'une et de l'autre et de les isoler des autres processus, notamment biotiques (la prédation et la lyse virale typiquement). Notons toutefois qu'il avait été montré lors du suivi de 2004-2005 que les variations dans la disponibilité des nutriments, qui ont des répercussions sur les phénomènes de compétition avec d'autres « algues », soient particulièrement importantes dans le cas du Bourget pour expliquer le développement des picocyanobactéries. L'hétérotrophie de *Synechococcus* pourrait jouer un rôle important dans le métabolisme cellulaire. Le comportement photo-hétérotrophe et la capacité d'adaptation chromatique de *Synechococcus* pourrait être en effet l'une des clefs pour expliquer la dominance de ce genre en toute circonstance. C'est en tout cas ce que Paoli et al (2008) viennent de montrer en mer adriatique. Egalement, le lien avec les prédateurs apparaît principalement avec les prédateurs ciliés qui semblent bénéficier de la ressource fournie par ce compartiment picoplanctonique autotrophe. Les flagellés hétérotrophes sont aussi susceptibles de se nourrir en partie sur la biomasse picocyanobactérienne.

Les petits eucaryotes photosynthétiques tels que la cytométrie en flux les a révélés présentent une dynamique différente de celle des picocyanobactéries avec un pic marqué dans les eaux proches surface (à 2m) au début du mois d'avril puis un peu plus loin dans la saison en juillet-août à 2 et 10 m. Ces pics sont caractérisés par des concentrations excédant les  $10^3$  cell.ml<sup>-1</sup>. Comparativement, l'année 2006 n'avait été caractérisée que par un seul pic de concentration avoisinant les  $10^3$  cell.ml<sup>-1</sup> au mois d'octobre.

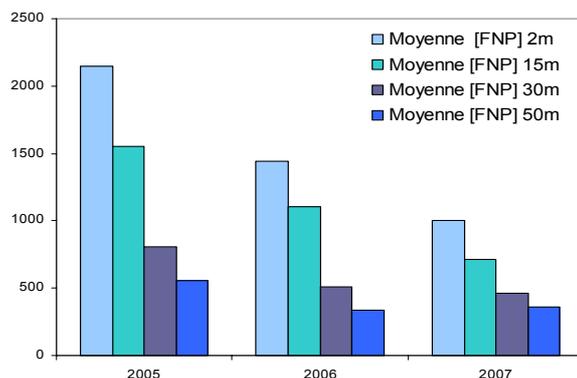
Une dynamique saisonnière forte et variée a été enregistrée pour les bactéries hétérotrophes avec des développements marqués, toujours dans les 20 premiers mètres (là où il y a la production phytoplanctonique). Le premier pic, en 2007, est enregistré sans lien observable net avec les autres communautés, à la mi-avril avec des concentrations maximales de  $4,3 \times 10^6$  cell.ml<sup>-1</sup>. De très fortes concentrations sont alors enregistrées par la suite en juillet et en août avec des concentrations variant entre  $4$  et  $8 \times 10^6$  cell.ml<sup>-1</sup>. Au mois de septembre, ces concentrations maximales diminuent et atteignent de nouveau en octobre des valeurs de l'ordre de  $3-4 \times 10^6$  cell.ml<sup>-1</sup>. C'est à ce moment là qu'une forte proportion de bactéries HDNA a également été enregistrée.

Les virus constituent également une communauté marquée par des variations importantes au niveau des abondances au cours de l'année 2007. Les plus fortes abondances sont localisés dans la strate 0-20 m. Cette dynamique est surtout expliquée par le groupe V1, majoritaire et assimilé aux bactériophages (voir plus bas). Les concentrations maximales ( $>10^8$  part.ml<sup>-1</sup>) sont enregistrés au cours de l'été et de l'automne et montrent à ces périodes clefs une assez bonne corrélation avec les bactéries hétérotrophes.



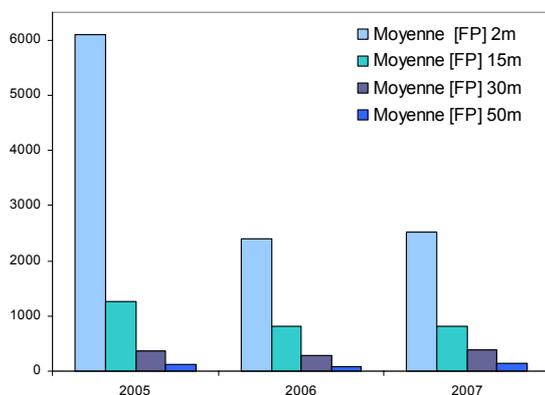
**Figure 2** Evolution des concentrations de flagellés hétérotrophes, flagellés pigmentés, ciliés et héliozoaires entre 0 et 50 m en 2007

Abondances Flagellés non pigmentés (Cell /ml)					
années		profondeurs discrètes			
		2	15	30	50
2004	<b>Moyenne</b>	<b>1057</b>	<b>842</b>	<b>437</b>	<b>246</b>
	<i>Ecart type</i>	928	638	284	189
	Minimum	54	18	36	54
	Maximum	2598	2580	956	747
2005	<b>Moyenne</b>	<b>2144</b>	<b>1555</b>	<b>809</b>	<b>555</b>
	<i>Ecart type</i>	2385	1098	673	348
	Minimum	36	125	72	90
	Maximum	8669	4166	2330	1402
2006	<b>Moyenne</b>	<b>1441</b>	<b>1107</b>	<b>509</b>	<b>340</b>
	<i>Ecart type</i>	1339	1036	351	402
	Minimum	30	101	47	27
	Maximum	5286	4629	1210	1478
2007	<b>Moyenne</b>	<b>1006</b>	<b>717</b>	<b>464</b>	<b>357</b>
	<i>Ecart type</i>	1030	624	315	319
	Minimum	27	0	0	43
	Maximum	3562	1859	986	1008



**Figure 3** Concentrations moyennes des flagellés hétérotrophes par strate, en 2007

Abondances Flagellés pigmentés (Cell /ml)					
années		profondeurs discrètes			
		2	15	30	50
2004	<b>Moyenne</b>	<b>2889</b>	<b>808</b>	<b>331</b>	<b>43</b>
	<i>Ecart type</i>	3262	486	368	53
	Minimum	36	30	0	0
	Maximum	10961	1613	1463	161
2005	<b>Moyenne</b>	<b>6099</b>	<b>1261</b>	<b>375</b>	<b>128</b>
	<i>Ecart type</i>	8410	1264	530	235
	Minimum	0	82	0	0
	Maximum	26118	5152	2330	779
2006	<b>Moyenne</b>	<b>2397</b>	<b>809</b>	<b>280</b>	<b>79</b>
	<i>Ecart type</i>	3407	852	431	164
	Minimum	30	148	0	0
	Maximum	14515	3823	1638	640
2007	<b>Moyenne</b>	<b>2526</b>	<b>805</b>	<b>379</b>	<b>144</b>
	<i>Ecart type</i>	3181	676	295	237
	Minimum	13	77	0	0
	Maximum	12126	2531	1075	694



**Figure 4** Abondance relative des flagellés pigmentés par strate, en 2007

Concernant les flagellés non pigmentés, on repère, dans les strates supérieures de la colonne d'eau, après une première augmentation printanière, deux pics d'abondance pour les flagellés hétérotrophes en juillet et octobre, en cohérence avec le développement des proies (bactéries hétérotrophes, picocyanobactéries) consommées par les bactériophages présents parmi l'assemblage des flagellés hétérotrophes. Des travaux de recherche récents nous ont permis de montrer qu'une fraction variable des flagellés non pigmentés ne sont pas des taxa bactériophages mais peuvent avoir un rôle fonctionnel différent, il peut en effet s'agir de stade zoospores de champignons ou d'autres eucaryotes potentiellement parasites d'algues. Par conséquent il est important de ne pas assimiler les flagellés non pigmentés dans leur totalité à des bactériophages, même si, une part généralement dominante de cet assemblage est représenté par des nanoflagellés (3 à 20  $\mu\text{m}$ ) dont l'activité de bactériophage a pu être vérifiée expérimentalement au lac du Bourget (Jacquet et al. 2005a, Comte et al. 2006).

La dynamique saisonnière des flagellés pigmentés est marquée par trois pics repérables en zone épilimnique, le plus important étant le pic printanier observable dans les couches superficielles ( $121 \times 10^2$  cell.ml<sup>-1</sup> à 2 m en mai). On enregistre également en août une forte augmentation de ces groupes phytoplanctoniques. Les profondeurs allant de 15 à 50 m sont caractérisées par de faibles abondances de ces groupes pigmentés. Les taxons pigmentés présents à des profondeurs supérieures à 30 m sont majoritairement représentés par des organismes potentiellement mixotrophes (notamment des

cryptophytes) connus pour avoir la capacité à développer des activités d'osmotrophie et même de phagotrophie.

Dans le cas du lac du Bourget, le développement des ciliés a été observé comme étant très directement lié à la disponibilité des ressources proies bactériennes. On observe effectivement une abondance maximale des ciliés et héliozoaires durant la période estivale, et, par ailleurs, on note un développement majoritairement au niveau du métalimnion. Les abondances les plus élevées sont enregistrées à une profondeur de 15 m au cours des mois de juillet et août, période durant laquelle ces groupes protistes participent fortement à la régulation des communautés bactériennes.

## II.2. DIVERSITE DES COMMUNAUTES MICROBIENNES

### II.2.1. Diversité cytométrique des virus

Comme les années précédentes, la cytométrie en flux a permis de révéler l'existence de 2 à 4 groupes de virus, discriminables sur des critères de fluorescence du complexe ADN-marqueur. Les abondances minimales, maximales et moyennes pour ces différents groupes sont apportées dans le Tableau ci-dessous. Comme on peut le constater, le groupe V1 constitue l'essentiel de la communauté virale totale (>95%) et on l'assimile aux bactériophages. L'identité des groupes V2 et V3 est plus délicate et l'hypothèse que nous avons déjà émise par le passé est que ces derniers soient plutôt spécifiques d'autres bactéries auto- et hétérotrophes. Enfin le groupe V4 serait spécifique des microalgues (Duhamel et al. 2006).

De fortes concentrations du groupe V1 ont été enregistrées tout au long de l'année. Les pics remarquables ont été observés à la mi-mars à 2 m de profondeur avec des concentrations de  $3 \times 10^8$  part.ml<sup>-1</sup>, puis à 2 m mi-avril ( $6,3 \times 10^8$  part.ml<sup>-1</sup>), puis en juillet ( $2,3 \times 10^8$  part.ml<sup>-1</sup>), en août ( $2,5 \times 10^8$  part.ml<sup>-1</sup>) et en septembre ( $2,5 \times 10^8$  part.ml<sup>-1</sup>) entre 2 et 15 m et enfin au mois d'octobre à 2 ou 15 m ( $3,5 \times 10^8$  part.ml<sup>-1</sup>). Comparativement, en 2006, un léger pic à la mi-mai entre 2 et 10 m ( $10^8$  part.ml<sup>-1</sup>) avait été observé mais c'était surtout de juillet à octobre que les plus fortes abondances étaient enregistrées avec des concentrations atteignant  $1,35 \times 10^8$  part.ml<sup>-1</sup>. En 2005, quelques fortes abondances étaient enregistrées en surface début avril ( $8,3 \times 10^7$  part.ml<sup>-1</sup>), puis fin juin ( $1,1 \times 10^8$  part.ml<sup>-1</sup>) mais c'est surtout en octobre et en novembre que les maxima étaient observés ( $1,9 \times 10^8$  part.ml<sup>-1</sup>) sur une plus grande profondeur. En 2007, comme les années précédentes, seul le groupe V1 présente véritablement de fortes concentrations en dessous des 20 m comparativement aux autres groupes.

Comme en 2006, le groupe V2 a surtout présenté de fortes concentrations en été et en automne avec des concentrations atteignant  $1,7 \times 10^7$  part.ml<sup>-1</sup> à la mi-juillet à 2 et 10 m. La seule fois où les valeurs de ce groupe ont encore dépassé  $10^7$  était à la fin du mois de juillet à 10 m ( $1,6 \times 10^7$  part.ml<sup>-1</sup>). Les concentrations étaient comparativement plus faibles pendant la période hivernale ou en profondeur mais ne descendaient jamais en dessous de  $10^6$  part.ml<sup>-1</sup> alors que c'était le cas les années précédentes. Une corrélation faible était enregistrée entre V2 et V1 ( $r^2=0.3$ ,  $n=101$ ) et relativement forte entre V2 et V4 ( $r^2=0.6$ ,  $n=101$ ).

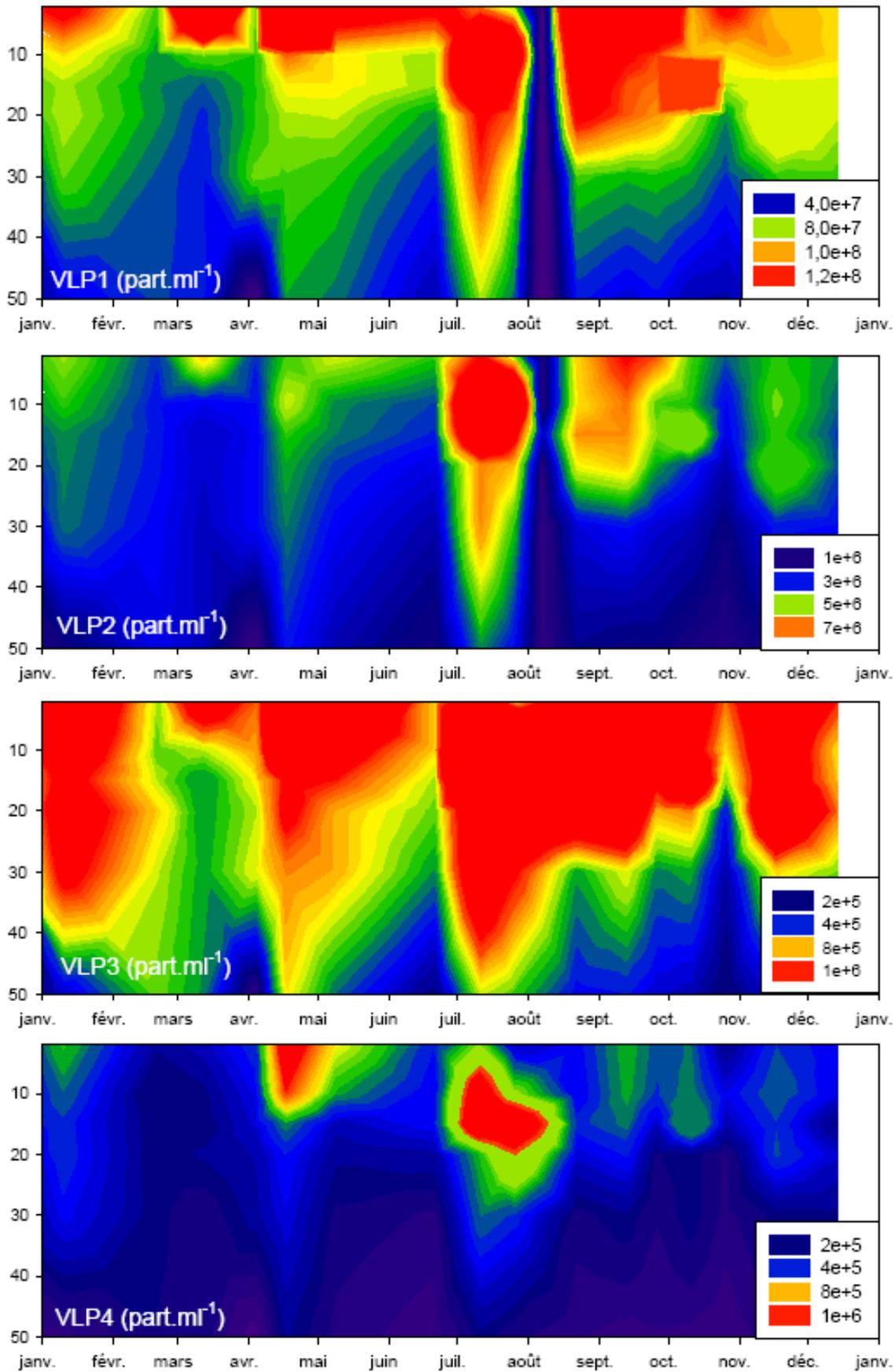
Pour le groupe V3, il était plus difficile d'observer une dynamique saisonnière marquée. Les concentrations de ce groupe variaient entre  $6,7 \times 10^4$  et  $4,3 \times 10^6$  part.ml<sup>-1</sup>, les valeurs les plus élevées (> $10^6$ ) étant observées à une profondeur et une date en avril (3 avril, 10 m), en juillet (10 juillet, 2 m), en août

entre la surface et 20 m (le 22 août), en septembre le 25 à 15 m et enfin le 10 octobre encore entre la surface et 20 m. Aucune corrélation n'était observée entre ce groupe et les autres groupes viraux.

Enfin, le groupe V4 était caractérisé par une dynamique saisonnière assez marquée avec deux pics majoritaires enregistrés en avril (17/4 entre la surface et 10 m,  $1,2 \times 10^6$  part.ml<sup>-1</sup>) et en juillet à 10 et 15 m ( $1,4 \times 10^6$  part.ml<sup>-1</sup>). Les fortes concentrations pour ce groupe étaient toujours enregistrées proche de la surface et pendant les périodes de l'année les plus productives suggérant un lien fort avec le phytoplancton. Le pic printanier enregistré en 2007 pour ce groupe avait également été noté en 2006, suite au premier bloom phytoplanctonique. Une corrélation faible entre V1 et V4 ( $r^2=0.4$ ,  $n=101$ ) était observée.

**Tableau II** Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations des différents groupes viraux détectés par cytométrie en flux entre 0 et 50 m obtenues en 2004, 2005, 2006 et 2007

	<b>Minimum</b>	<b>Maximum</b>	<b>Moyenne</b>
<b>Virus</b> (part/ml)			
2004	$1,7 \times 10^7$	$1,5 \times 10^8$	$6,8 \times 10^7$
2005	$1,1 \times 10^7$	$2,0 \times 10^8$	$6,3 \times 10^7$
2006	$2,1 \times 10^7$	$3,9 \times 10^8$	$6,2 \times 10^7$
<b>2007</b>	<b><math>8,8 \times 10^6</math></b>	<b><math>6,4 \times 10^8</math></b>	<b><math>1,0 \times 10^8</math></b>
<b>V1</b> (part/ml)			
2004	$1,7 \times 10^7$	$1,4 \times 10^8$	$6,3 \times 10^7$
2005	$1,0 \times 10^7$	$1,9 \times 10^8$	$5,9 \times 10^7$
2006	$2,0 \times 10^7$	$3,7 \times 10^8$	$5,7 \times 10^7$
<b>2007</b>	<b><math>8,5 \times 10^6</math></b>	<b><math>6,3 \times 10^8</math></b>	<b><math>9,9 \times 10^7</math></b>
<b>V2</b> (part/ml)			
2004	$5,7 \times 10^5$	$1,1 \times 10^7$	$3,7 \times 10^6$
2005	$2,9 \times 10^5$	$1,1 \times 10^7$	$3,3 \times 10^6$
2006	$6,6 \times 10^5$	$1,4 \times 10^7$	$3,6 \times 10^6$
<b>2007</b>	<b><math>2,2 \times 10^5</math></b>	<b><math>1,7 \times 10^7</math></b>	<b><math>4,0 \times 10^6</math></b>
<b>V3</b> (part/ml)			
2004	$3,8 \times 10^4$	$1,3 \times 10^6$	$4,3 \times 10^5$
2005	$3,8 \times 10^4$	$2,0 \times 10^6$	$4,4 \times 10^5$
2006	$5,7 \times 10^4$	$2,8 \times 10^6$	$6,8 \times 10^5$
<b>2007</b>	<b><math>6,7 \times 10^4</math></b>	<b><math>4,3 \times 10^6</math></b>	<b><math>1, \times 10^6</math></b>
<b>V4</b> (part/ml)			
2004	$7,6 \times 10^4$	$2,0 \times 10^6$	$5,0 \times 10^5$
2005	$6,1 \times 10^4$	$1,9 \times 10^6$	$4,4 \times 10^5$
2006	$6,9 \times 10^4$	$2,2 \times 10^6$	$5,7 \times 10^5$
<b>2007</b>	<b><math>7,5 \times 10^3</math></b>	<b><math>1,5 \times 10^6</math></b>	<b><math>3,3 \times 10^5</math></b>



**Figure 4** Evolution des concentrations des différents groupes viraux entre 0 et 50 m en 2007

### II.2.2. Diversité des flagellés

L'analyse en microscopie, nous a permis de repérer 10 taxa parmi les flagellés pigmentés, et également 10 morphotypes différents parmi l'assemblage des flagellés hétérotrophes. De nombreux taxa ont été identifiés au niveau du genre. Toutefois, certains taxa, 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 de type oïkomonas sont également observées (cellules uniflagellées < 3µm). Il est à noter que suite à un travail de recherche récent, de nouvelles sondes oligonucléotidiques ont été élaborées afin de cibler et dénombrer des groupes taxonomiques précis. Ces outils pourront éventuellement être mis à profit pour une analyse spécifique de la composition et de la dynamique des protistes flagellés de petites tailles mal identifiés jusqu'à maintenant.

On note globalement, parmi les flagellés hétérotrophes une forte dominance des flagellés de petites tailles (<5 µm). Dans les couches d'eau épilimnique et métalimnique, les groupes dominants sont les Katablepharidae et les cellules de type Oïkomonas (position systématique incertaine). Ces groupes sont présents dès le développement printanier et sont majoritaires au cours des pics d'abondances en été. Lors du développement printanier, ils sont accompagnés par les Choanoflagellés pouvant représenter jusqu'à 53% des flagellés hétérotrophes (mai à 15m) lors du développement des micro-algues (notamment diatomées) dont ils tirent profit, les utilisant comme des algues-supports.

Les nanoflagellés pigmentés sont dominés par les *Cryptophytes Cryptomonas, Rhodomonas*, les Chrysophytes *Dinobryon, Chrysidalis*. Parmi ces flagellés pigmentés, de nombreux genres 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* sont susceptibles d'ingérer des bactéries hétérotrophes et sont reconnues comme ayant une capacité d'osmotrophie. Au cours de l'année 2007, la présence du genre *Dinobryon* a été enregistrée de manière beaucoup plus récurrente en particulier au niveau de l'épilimnion. En effet on observe à la fin du printemps et à la fin de l'été, des abondances relatives très élevées pour le genre *Dinobryon* pouvant représenter jusqu'à 78% de l'abondance des flagellés pigmentés (23/05 à 2m). La relative importance de ce groupe dans les eaux de surface alors dépourvues en nutriments est potentiellement un signe fort de la réoligotrophisation de l'écosystème (Domaizon et al. 2003). Les Cryptophycées sont des taxa qui sont eux très largement dominants parmi les flagellés pigmentés au niveau du métalimnion ; leur abondance relative fluctue entre 35 et 100% des flagellés autotrophes.

### II.2.3. Diversité des ciliés

Concernant les groupes ciliés, nous avons recensé dans les strates 0-50 m, 30 genres de ciliés. Nous avons précédemment souligné la richesse taxonomique relativement élevée que cela représente. Les groupes dominants en nombre, notamment dans les zones épi- et métalimniques présentant les plus fortes abondances, sont les Oligotriches, les Prostomates 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.

Lors de l'augmentation d'abondance printanière, les ciliés sont représentés principalement par des Oligotriches *Halteria*, *Strombidium*, par des Prostomates notamment *Urotricha*, par le groupe des Scuticociliés *Uronema*, *Cyclidium*. Quelques Péritriches *Vorticella* sont également présents profitant des supports fournis par les diatomées. En période de stratification, le développement estival des ciliés est concomitant avec le pic d'abondance des picocyanobactéries qui sont des proies bien exploitées par les ciliés. Le groupe dominant, est alors celui des Oligotriches dont le rôle écologique en tant que bactérivore dans les systèmes lacustres mésotrophes et eutrophes a été démontré. En effet ce sont des organismes présentant des taux de filtration élevés, et possédant de forts taux de croissance. Le second groupe alors majoritairement représenté est celui des Prostomates.

On note la présence ponctuelle des héliozoaires qui sont des cellules sphériques (de 10 à 100  $\mu\text{m}$  de diamètre selon les genres), nues ou recouvertes d'éléments squelettiques siliceux ou chitineux, entourées de fins rayons cytoplasmiques appelés axopodes. Les héliozoaires sont des prédateurs et se nourrissent d'autres organismes unicellulaires (bactéries, mais surtout picocyanobactéries et algues) ils sont présents en période estivale au cours de l'année 2007 alors que l'année précédente ils n'avaient pas été repérés de manière très significative.

### III. QUELQUES RELATIONS ENTRE VARIABLES

Aucune relation n'a été trouvée entre les picocyanobactéries et les bactéries hétérotrophes suggérant que ces dernières ne sont pas assujetties à la production des premières comme cela a pu être montré récemment dans la littérature. Le ratio Syn:Hbact variait entre 4 et 9333 avec une valeur moyenne annuelle de 486. Pour le lac d'Annecy, également en 2007, ce ratio variait entre 3 et 28782 avec une valeur moyenne de 1627. Cette valeur moyenne de ratio, significativement supérieure au lac d'Annecy, pourrait-elle suggérer quelque chose ? La comparaison avec un troisième écosystème, le Léman, dont la valeur moyenne de ratio est de 442, n'est pas sans rappeler celle trouvée pour le Bourget, ces deux écosystèmes étant considérés de statut trophique équivalent ! A suivre donc.

Seuls les Ciliés et les bactéries hétérotrophes ont révélé une relation linéaire étroite entre eux ( $r^2=0,25$ ,  $n=183$ ) entre 2004 et 2007 suggérant que les ciliés sont des prédateurs constants des bactéries hétérotrophes. L'absence de relations entre flagellés et bactéries, sauf à des périodes clefs, était plus étonnante bien que l'on sache aujourd'hui que la communauté des flagellés ne soit pas entièrement constituée par des prédateurs sur les fractions de taille picoplanctonique. En fait, l'absence de relations à en considérant les 4 années de données suggère plus que d'autres paramètres sont aussi importants dans la structure et l'abondance des bactéries (température, nutriments, autres prédateurs, lyse virale). Une relation linéaire existait à des périodes clefs de l'année entre flagellés et bactéries et entre flagellés et picocyanobactéries. En 2007, une bonne relation a en effet été trouvée par exemple entre bactéries et flagellés hétérotrophes ( $r^2=0,26$ ,  $n=55$ ) et entre bactéries et ciliés ( $r^2=0,64$ ,  $n=55$ ) mais pas entre les

flagellés ou les ciliés avec les picocyanobactéries ou encore entre les protistes et les petits eucaryotes autotrophes.

L'absence de corrélation entre protistes et bactéries a déjà été rapporté dans la littérature (Gasol & Vaqué 1993). Les raisons possibles à cela sont multiples: (i) dans des conditions de carence nutritive, ce sont les ressources qui sont susceptibles d'être le facteur de contrôle le plus important, (ii) quand les flagellés sont sous le contrôle des prédateurs (ciliés, zooplancton métazoaire), ou (iii) quand les protistes consomment d'autres proies telles que le picophytoplancton (Gasol 1994). Il serait intéressant de regarder dans le détail l'ensemble de ces hypothèses.

L'analyse par saison, par strate ou même profondeur est aujourd'hui possible sur les 4 dernières années où nous disposons d'un set de données complet. Toutes les interactions possibles et imaginables pourront donc être analysées assez finement notamment dans le cadre d'un travail collaboratif prévu avec des collègues modélisateurs.

#### **IV. CONCLUSION**

La boucle microbienne joue un rôle clef à la base du réseau trophique pélagique (recyclage des nutriments, transfert de la matière vers les maillons trophiques supérieurs) et ce d'autant plus que l'écosystème est oligo- ou mésotrophe et qu'il tend vers un niveau oligotrophe. Cela s'explique en partie par le fait que le picoplancton auto- et hétérotrophe est plus adapté que les plus grosses cellules eucaryotes aux faibles concentrations nutritives environnantes. Le suivi des abondances des différents compartiments de la boucle microbienne et des relations entre les différents groupes donne une première idée pour statuer du rôle fonctionnel et de l'importance relative potentielle des microorganismes dans les réseaux trophiques pélagiques. L'étude de ces dynamiques n'est toutefois pas suffisante et c'est grâce à un certain nombre d'expériences non décrites ici mais que nous avons pu réviser ces dernières années que nous pouvons affirmer en effet l'importance du compartiment microbien dans le transfert du carbone le long de la chaîne alimentaire dans le lac du Bourget. Il semblerait également que les virus, via leur activité lytique des cellules, puissent jouer un rôle important dans la remise à disposition des nutriments. Des expériences pour analyser finement le comportement des différentes composantes de la boucle microbienne vis à des nutriments restent à faire.

## ETUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

### I. METHODES D'ETUDE DU PHYTOPLANCTON

En 2007, 21 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 développé par Pelletier et Orand (Brevet INRA, 1978). Après la récolte, les échantillons ont été immédiatement fixés au lugol, réactif iodo-ioduré 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 (1958). Un sous-échantillon de 50 ml ou de 25 ml a été 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 chambre à sédimentation. Puis la partie cylindrique a été glissée sur le côté de la chambre pour la remplacer par une lamelle de couverture en verre. Enfin, la lame a été déposée délicatement sur un microscope inversé ZEISS AXIOVERT 135 afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton.



**Photo 2** Chambre de sédimentation

Les abondances sont exprimées en nombre de cellules algales, de filaments ou de colonies par millilitre d'eau brute, puis transformées en biomasse (mg/m<sup>3</sup>). La valeur arbitraire de 0,2 donnée à quelques taxons indique la présence d'organismes rencontrés en dehors de la plage de dénombrements.

## II. RICHESSE SPECIFIQUE DU PHYTOPLANCTON

Les nombres de taxons recensés dans le lac du Bourget sont répartis pour 2007 par groupes systématiques dans le tableau I (le détail des listes taxonomiques se trouve en annexe). Par définition, le taxon est l'unité d'identification (genre, espèce ou variété).

**Tableau I** Nombre de taxons phytoplanctoniques observés en 1995-96, 2004-05, 2006 et 2007

	1995-1996	2004-2005	2006	2007
<b>Cyanobactéries</b>	15	19	12	15
<b>Dinophycées</b>	13	13	9	11
<b>Cryptophycées</b>	6	5	5	5
<b>Chrysophycées</b>	16	14	11	17
<b>Diatomophycées</b>	62 (13)	58 (13)	34 (10)	39 (11)
<b>Chlorophycées</b>	45	55	42	48
<b>Conjuguées</b>	15	10	11	11
<b>Euglénophycées</b>	0	2	0	0
<b>Xanthophycées</b>	1	0	0	0
<b>Total</b>	173	176	124	146

( ) diatomées centriques

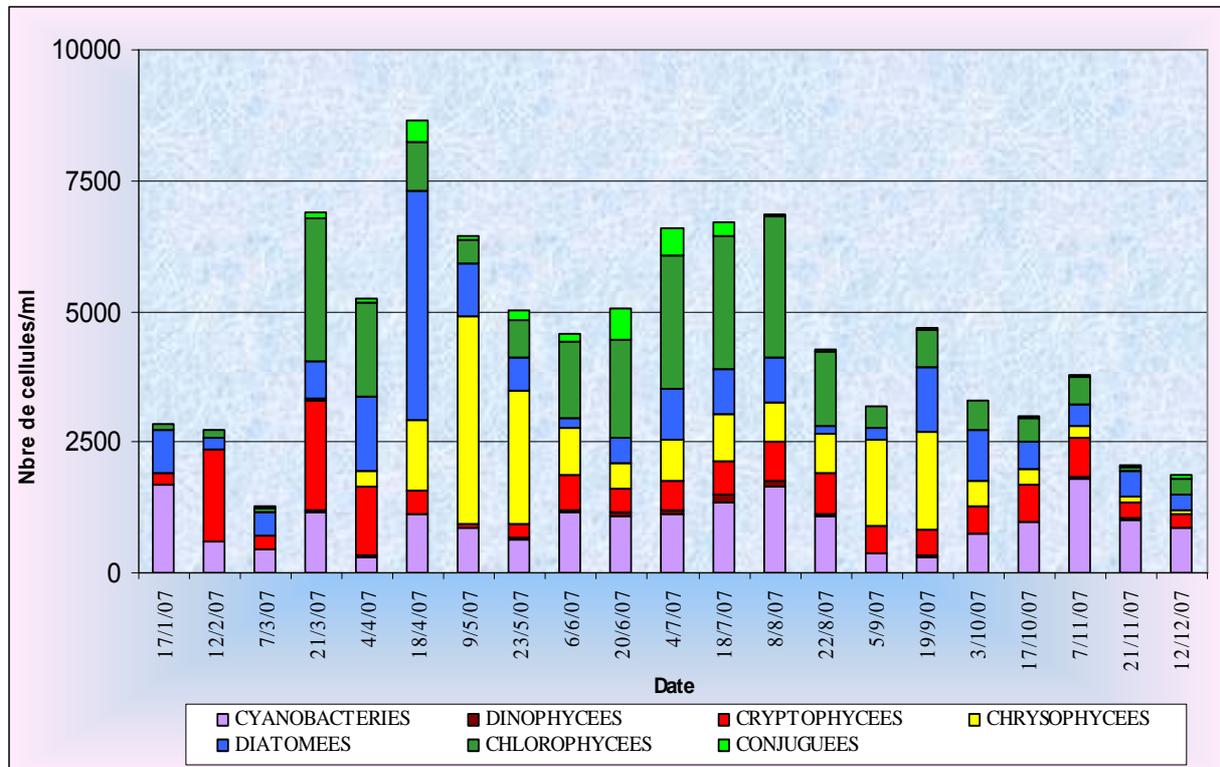
En 2007, 146 espèces (voir liste complète en annexe) ont été recensées dans le lac. Cette valeur est en très forte hausse par rapport à celle enregistrée au cours de l'année 2006 (126 taxons). Elle est intermédiaire entre celles relevées en 2004-2005 (176 taxons) et celle de 2006.

Globalement la diversité spécifique de toutes les classes d'algues a sensiblement augmenté sauf pour les cryptophycées. Les chlorophycées sont les plus représentées (48 taxons) contre 42 en 2006. Les diatomées, avec 39 taxons, ont également vu leur effectif augmenter (34 taxons en 2006). Viennent ensuite dans l'ordre, les chrysophycées (17 taxons contre 11 l'année précédente), les cyanobactéries (15 contre 12), les conjuguées (11 contre 11), les dinophycées (11 contre 9) et les cryptophycées (5 contre 5). Les euglénophycées et les xanthophycées sont absentes de notre liste cette année comme en 2006. Globalement ce sont 22 taxons supplémentaires pour l'année 2007 qui ont été identifiés (voir liste complète en annexe).

## II.1. EVOLUTION DE L'ABONDANCE DES DIFFERENTES CLASSES

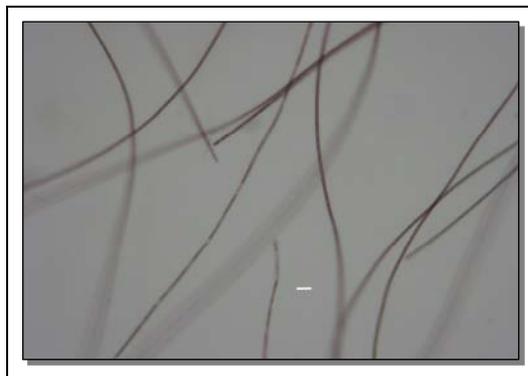
La Figure I ci-dessous révèle l'évolution des abondances (en cellules/ml) pour les différentes classes.

**Figure I** Variations saisonnières de l'abondance du phytoplancton dans la strate 0-20 m



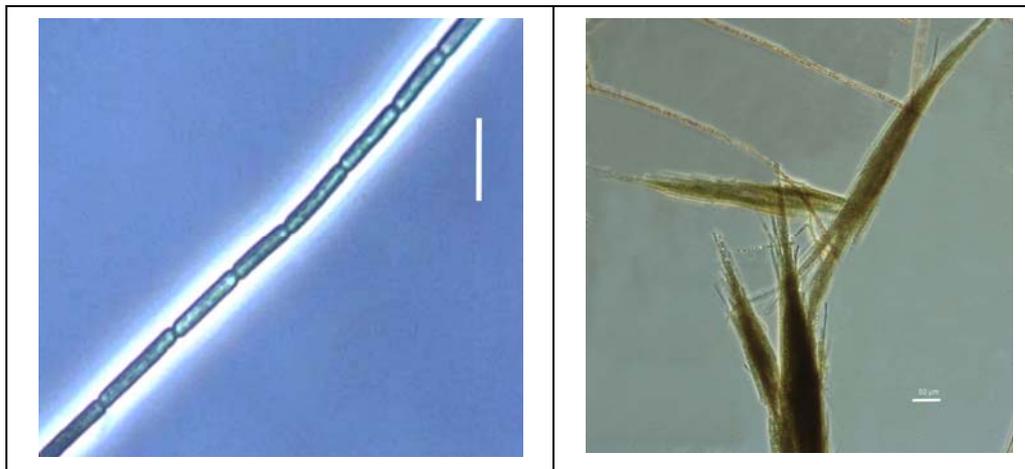
### II.1.1 Cyanobactéries

Représentées par 15 espèces dans le lac (contre 12 en 2006), l'abondance relative des cyanobactéries a fortement augmenté en 2007, passant de 13,1% en 2006 à 21,3% cette année. Avec 17,8% (contre 11,2% en 2006) de la population algale totale, *Planktothrix rubescens* est l'espèce dominante de la communauté phytoplanctonique du Bourget. Elle est présente toute l'année avec plusieurs pics au cours de l'année, par exemple le 17 janvier (1680 filaments/ml), le 21 mars (1135 filaments/ml), le 8 août (1373 filaments/ml), etc., mais n'a pas atteint les valeurs de 2006 (2102 filaments/ml le 27 novembre).



**Photo 4** Filaments de *Planktothrix rubescens*

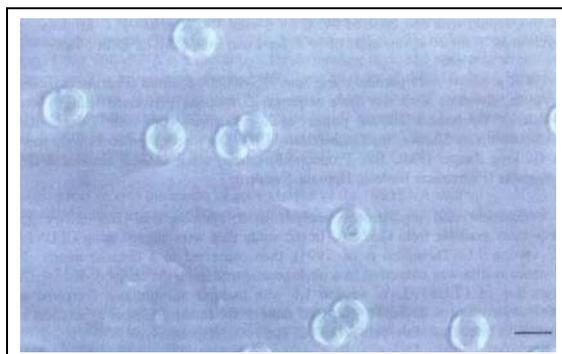
Comme en 2006, *Pseudanabaena limnetica* arrive en deuxième position avec un peu plus de 2%.



**Photo 5** *Pseudanabaena limnetica*

**Photo 6** *Aphanizomenon flos aquae*

Une nouvelle espèce de cyanobactérie est apparue cette année dans cette classe : *Synechocystis aquatilis*.



**Photo 7** *Synechocystis aquatilis*

### **II.1.2. Dinophycées ou Péridiniens**

Ces algues brunes présentes toute l'année, mais en faible quantité avec 11 espèces, sont en légère augmentation cette année avec 0,8% contre 0,2% de la population algale en 2006.

Un nouveau péridinien fait son apparition cette année : *Peridinium* sp.

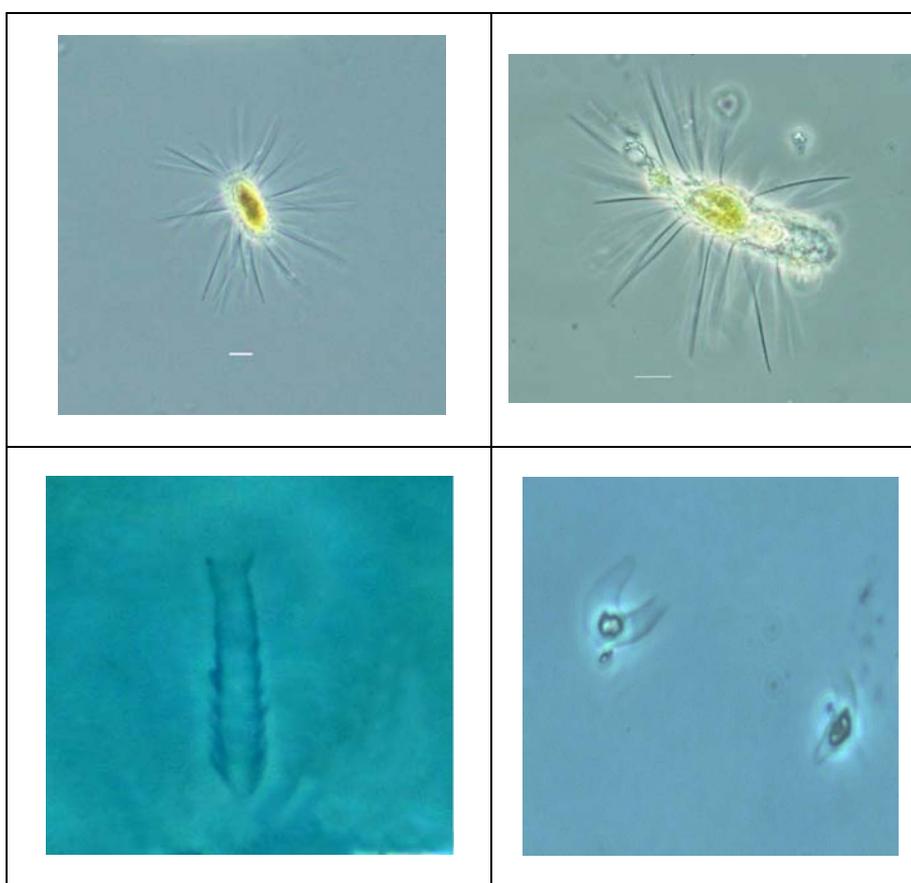
### **II.1.3. Cryptophycées**

Bien que cette classe enregistre toujours une diversité très faible (5 espèces en 2007 et en 2006), elle montre une abondance plus forte cette année avec 14,8% de la population algale contre 8,4% l'année précédente. Les petites espèces qui la composent, sont présentes toute l'année et montrent un fort développement le 12 février avec 64% de la population algale totale. *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctonica* avec 9,9% de l'abondance totale du phytoplancton, est le taxon le plus représenté au sein de cette classe.

#### II.1.4. Chrysophycées

Avec 17 taxons rencontrés, la diversité taxonomique de cette classe est plus forte qu'en 2006 (11 taxons). Son abondance est également en forte augmentation cette année (18,4% contre 9,3% en 2006) et se rapproche des valeurs de 2005 (22%). Ses diverses composantes (*Erkenia subaequiciliata*, *Dinobryon* spp, *Ochromonas* sp entre autres) se développent tout au long de l'année mais principalement à la fin du printemps (9 mai) où elle montre un pic de 61% de l'abondance totale. On observe également une croissance conséquente en septembre (52% le 5 septembre). *Erkenia subaequiciliata* est majoritaire au sein de cette classe et représente 8,3% du peuplement algal annuel.

5 nouveaux taxons enrichissent cette année la flore algale des chrysophycées du Bourget : *Chrysolykos planctonicus*, *Epipyxis cylindrica*, *Mallomonas minima*, *M. acaroides* et *M. elongata*.

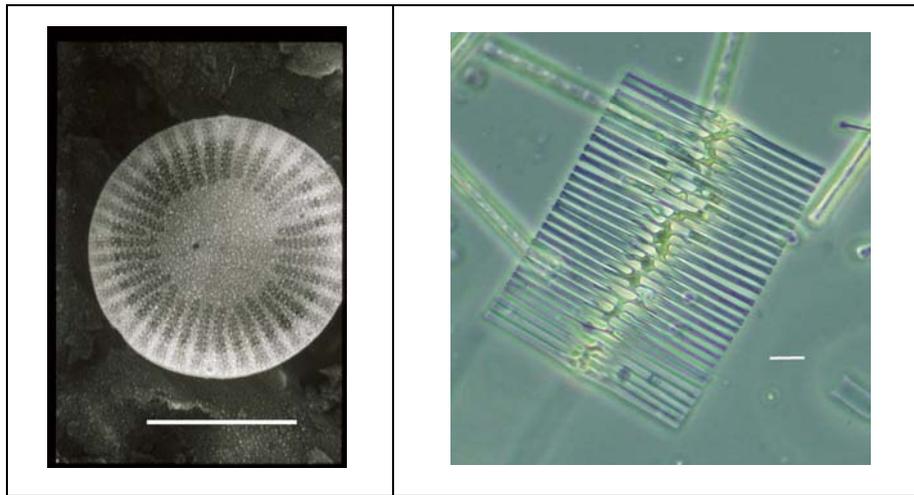


**Photo 9** en haut à gauche : *Mallomonas acaroides*, en haut à droite : *M. elongata* en bas à gauche : *Epipyxis cylindrica*, en bas à droite : *Chrysolykos planctonicus*

#### II.1.5. Diatomophycées (ou diatomées)

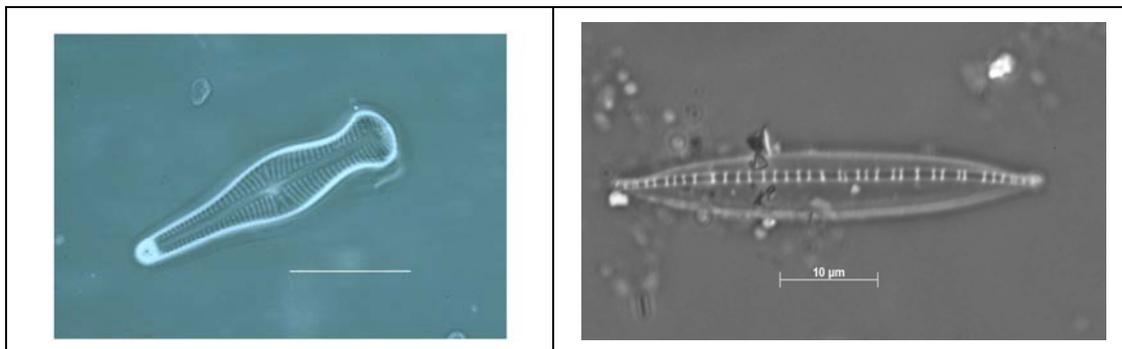
Ces algues brunes arrivent cette année en première position, contrairement à l'année précédente où elles n'arrivaient qu'en 2<sup>ème</sup> position derrière les chlorophycées. Avec 39 taxons dont 9 de diatomées centriques en 2007 (34 en 2006) et 18% du peuplement phytoplanctonique, cette classe montre, malgré une hausse de sa diversité, une très forte baisse de ses effectifs (18% en 2007 contre 49% en 2006 et 18,3% en 2005). On les rencontre tout au long de l'année mais de façon plus importante au printemps (51% le 18 avril). Cette année, cette classe ne montre pas de fortes valeurs comme cela avait été le cas en 2006

(85% le 12 avril et 84% le 23 mars). Les espèces principales sont *Cyclotella cyclopuncta* avec 7,6%, *Fragilaria crotonensis* avec 3,8% et *Diatoma tenuis* avec 2,4%.

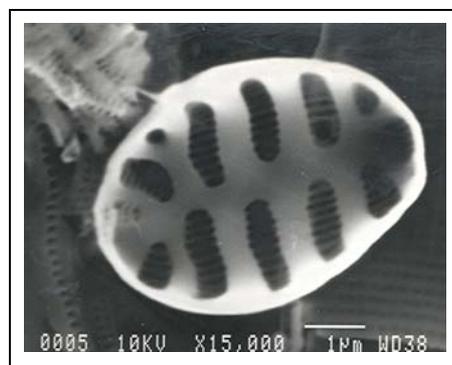


**Photo 10** à gauche : *Cyclotella cyclopuncta*, à droite : *Fragilaria crotonensis*

Trois nouveaux taxons ont été rencontrés pour la première fois dans le lac : *Fragilaria pinnata*, *Gomphonema truncatum* et *Nitzschia dissipata*, toutes deux inféodées à des milieux peu profonds ou à du périphyton de rivières.



**Photo 11** à gauche : *Gomphonema truncatum*, à droite *Nitzschia dissipata*

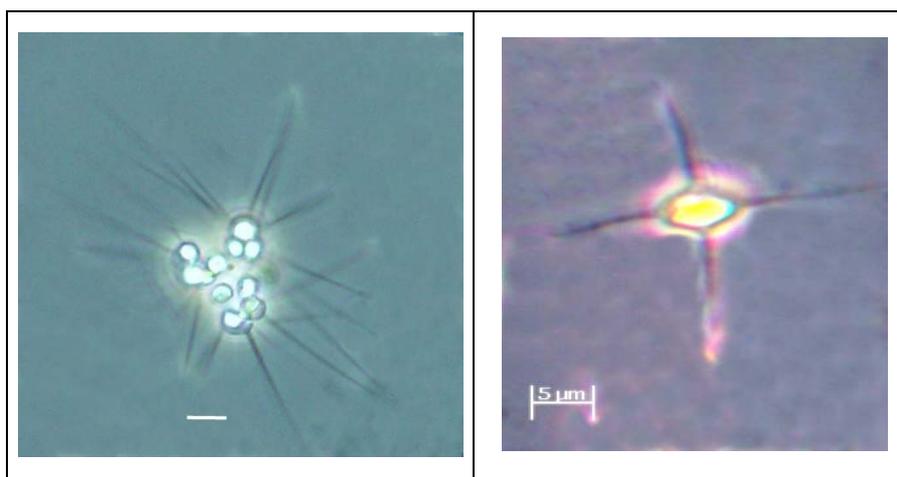


**Photo 12** *Fragilaria pinnata*

### II.1.6. Chlorophycées

Avec 48 taxons rencontrés en 2007 (23,7% du peuplement phytoplanctonique), l'abondance de cette classe est légèrement supérieure à celle de l'année précédente (42 taxons en 2006). On observe son maximum en été, entre le 20 juin (37%) et le 8 août (39,5%). Un premier pic est observé le 21 mars (2739 cell/ml) avec un groupe de petites cellules difficiles à séparer (*Choricystis minor* et *Chlorella vulgaris*) qui représente 96% de l'abondance totale. Un second pic est signalé le 8 août (2711 cel/ml) avec une poussée de *Choricystis minor* et *Chlorella vulgaris* (36%) mais aussi de très nombreux petits flagellés (39%).

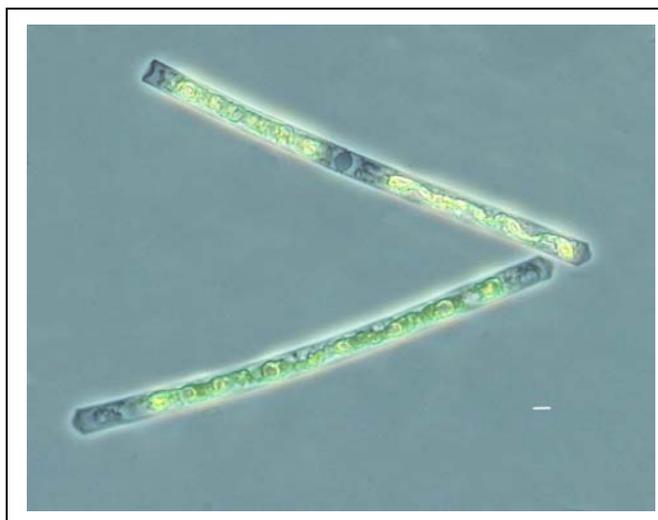
Quatre nouveaux taxons font leur apparition dans le lac du Bourget cette année : *Stichococcus bacillaris*, *Coenocystis planctonica* var. *hercynica*, *Lagerheimia wratislaviensis* et *Micractinium pusillum*.



**Photo 13** à droite : *Micractinium pusillum*, à gauche : *Lagerheimia wratislaviensis*

### II.1.7. Zygothécées (Conjuguées ou Desmidiacées)

Avec 11 taxons, comme en 2006, cette classe a une diversité et une abondance faibles (3%), mais en forte augmentation par rapport à 2006 (0,1%). Le taxon dominant est représenté par *Mougeotia gracillima* (2,9%). A noter que dans le Léman, ce même taxon a représenté 66% de l'abondance totale du phytoplancton en 2007 et a provoqué d'importantes nuisances au niveau de la pêche professionnelle. Sur le Bourget, il a été simplement signalé la légère coloration en vert de filets de pêche mais sans occasionner de problème majeur (com. Pers. G. Paolini).



**Photo 14** *Mougeotia gracillima*

Deux taxons nouveaux enrichissent cette classe : *Cosmarium* sp et *Penium spinospermum*.



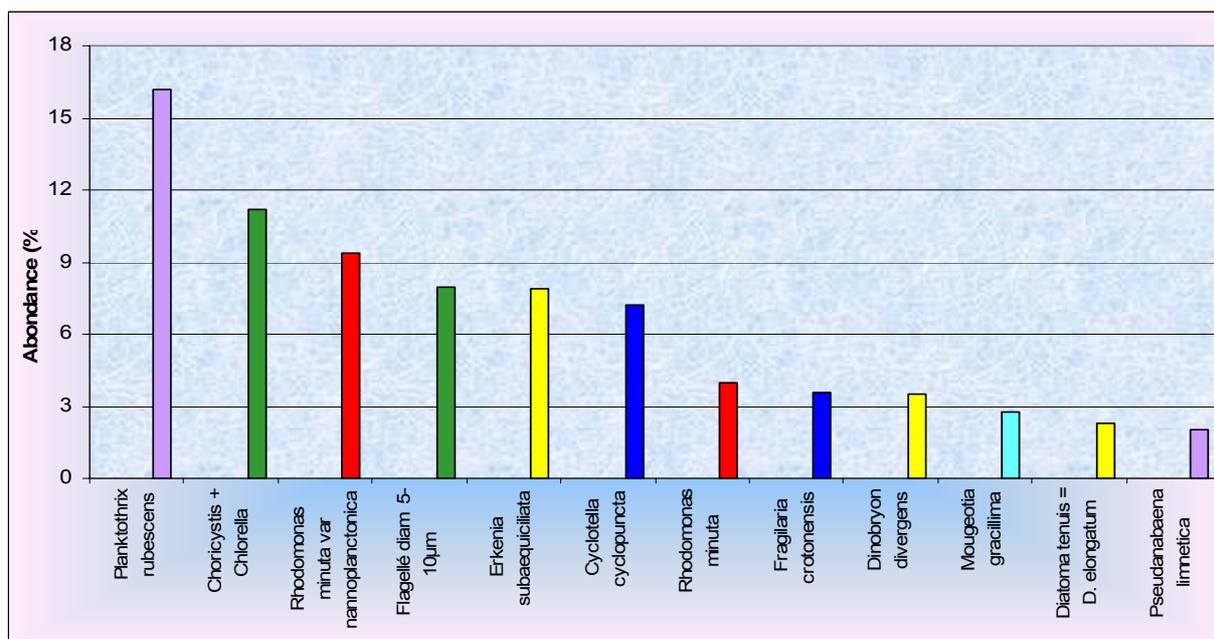
**Photo 15** *Penium spinospermum* (source: [www.algaterra.org](http://www.algaterra.org))

### II.1.8. Euglénophycées et Xanthophycées

Ces deux classes sont absentes de nos investigations cette année.

En 2007, sur 146 taxons recensés dans le lac du Bourget, 12 constituent près de 80% du peuplement phytoplanctonique et 2 espèces représentent, à elles seules, plus de 25% de l'abondance totale du phytoplancton. Si en 2006 ce sont les diatomées (*Cyclotella* spp et *Stephanodiscus* spp) qui composaient en majorité ce peuplement (34%), en 2007 ce sont la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* (16%) et le groupe des chlorophycées *Choricystis+Chlorella vulgaris* (11%).

La figure II ci-dessous présente l'abondance relative des principales espèces présentes dans le lac.



**Figure II** Abondance relative des espèces capitalisant près de 80% du peuplement du lac du Bourget en 2007

## II.2. BIOMASSE DU PHYTOPLANCTON DANS LE LAC DU BOURGET

L'estimation de la biomasse globale du phytoplancton peut résulter du dosage de la concentration en chlorophylle dans un volume d'eau déterminé (biomasse pigmentaire), mais elle ne peut être qu'approximative en raison de la plus ou moins grande richesse en chlorophylle des différentes espèces phytoplanctoniques. L'évaluation des biovolumes cellulaires (Biovolume d'une espèce = volume cellulaire x nombre d'individus dénombrés) conduit à une meilleure connaissance de cette biomasse.

A partir d'une masse volumique du phytoplancton voisine de l'unité, la connaissance des biovolumes individuels permet l'évaluation de la biomasse de chaque espèce, puis par cumul celle des diverses classes du phytoplancton : classes de taille (nano- et microplancton) et classes taxonomiques des algues planctoniques.

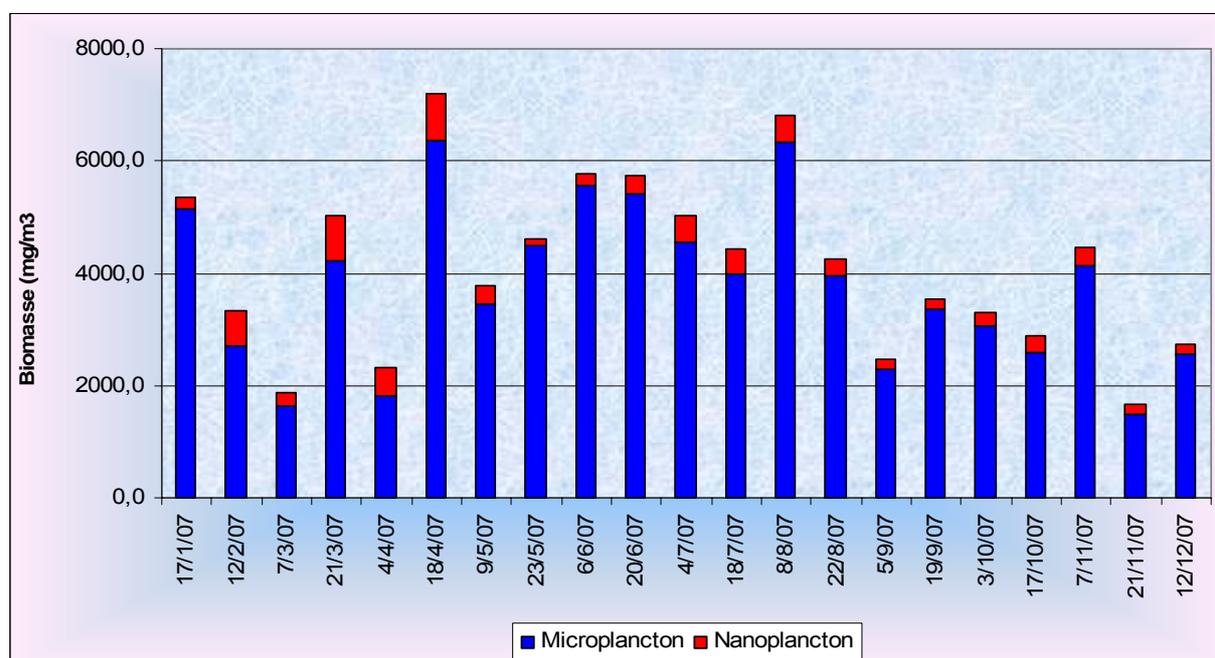
Les normes adoptées pour le Léman par la CIPEL (Commission Internationale pour la protection des Eaux du Léman) définissent le nanoplancton comme l'ensemble des espèces dont la longueur et le volume de la cellule ou de la colonie sont inférieurs respectivement à 20 µm et 10000 µm<sup>3</sup>. Le microplancton est constitué d'algues de plus grande taille, bien que visibles seulement au microscope. Ces limites de taille pour distinguer le nano du microplancton ont été changées pour tenir compte de l'abondante littérature parue sur cette question (Wetzel 2001). D'après les études faites sur les biomasses d'autres lacs (Léman et Annecy), il y a environ 15% d'écart entre des biomasses calculées à partir du nanoplancton à 20 µm et celui à 50 µm.

### II.2.1 Biomasses du nano et du microplancton

**Tableau II** Evolution en % du micro- et du nanoplancton dans la couche 0-20m dans le lac du Bourget

	1995-1996	2004-2005	2006	2007
<b>Microplancton</b>	79	90	81	91
<b>Nanoplancton</b>	21	10	19	9

Cette année, la proportion du microplancton est en augmentation et comparable à celle de 2004-2005 et donc la proportion du nanoplancton est également inférieure.



**Figure III** Evolution en % de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2007

Le nanoplancton (9%) est surtout représenté par *Rhodomonas minuta* (2,4%) et *Cyclotella cyclopuncta* (2,1%). Il se développe surtout au printemps avec un pic de ces deux mêmes espèces le 4 avril. Il est important de noter ici que les classes d'algues picoplanctoniques échappent à l'observation microscopique.

Avec 91 % (81% en 2006), le microplancton, dominant toute l'année, est surtout composé par la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens* (53% contre 13% en 2006), la dinophycée *Ceratium hirundinella* (6%) et la conjuguée filamenteuse *Mougeotia gracillima* (5%). Cette année, la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens* a très fortement augmenté sa biomasse passant de 13% en 2006 à 53% en 2007. Elle dépasse largement les valeurs rencontrées en 2005 (40%). Il faut également noter, que les biomasses de la conjuguée filamenteuse *Mougeotia gracillima* (6%), n'ont pas atteint celles observées dans le Léman (84%) en 2007.

### II.2.2 Importance relative des différentes classes d'algues

La biomasse annuelle moyenne phytoplanctonique est en légère diminution par rapport à l'année précédente (4121 mg/ m<sup>3</sup> contre 4346 mg/m<sup>3</sup> en 2006). Elle est dominée par les cyanobactéries (56%). Les diatomées arrivent en deuxième position avec 10%, puis suivent les dinophycées (9%), les chrysophycées (8,5%), les chlorophycées et les conjuguées (6%) et les cryptophycées (5%).

### II.2.3 Les principales espèces et leur biomasse relative

En 2007, sur 146 espèces, 4 espèces microplanctoniques constituent environ 67% (66 % en 2006) de la biomasse totale (*Planktothrix rubescens*, *Ceratium hirundinella*, *Mougeotia gracillima* et *Dinobryon divergens*).

#### II.2.4 Variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique

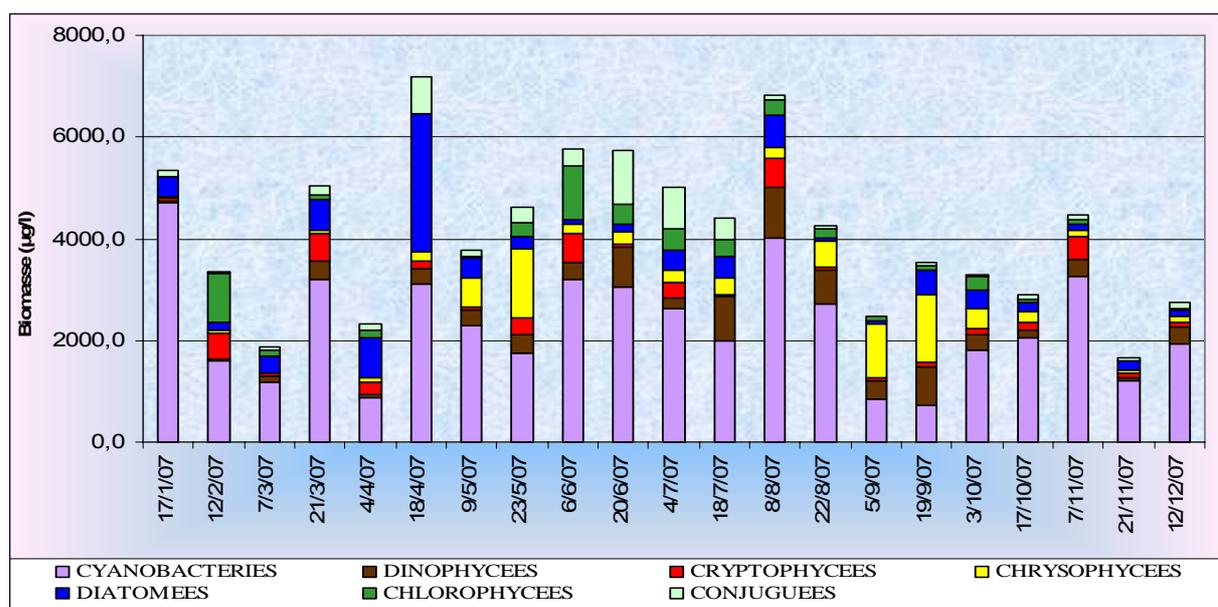
On peut distinguer plusieurs phases dans les variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique :

\*la phase hivernale à faible production phytoplanctonique (minimum hivernal le 7 mars : 1869 mg/m<sup>3</sup>) s'étend du 17 janvier au 4 avril. Cette année la phase hivernale montre en moyenne de fortes biomasses comparativement aux autres années. Cette période est dominée par la cyanobactérie *Planktothrix rubescens*.

\*la phase printanière observée à partir du 4 avril ne montre pas de coupure avec la phase estivale. La valeur maximale est enregistrée le 18 avril (7183 mg/m<sup>3</sup>), biomasse obtenue par deux espèces : la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* (3099 mg/m<sup>3</sup>) et la diatomée *Diatoma tenuis* (1731 mg/m<sup>3</sup>). Cette valeur printanière est nettement inférieure à celle enregistrée en 2006 (13073 mg/m<sup>3</sup>). Durant cette période, *Planktothrix rubescens* domine dans la plupart des échantillons (entre 38 et 56%).

\*la phase des eaux claires a pour caractéristiques d'avoir une biomasse minimale pour une transparence maximale. Comme en 2006, la phase des eaux claires est très difficile à déterminer du fait d'un développement extrêmement important du phytoplancton tout au long de l'année y compris durant la phase hivernale. On pourrait la situer le 9 mai, date à laquelle la transparence est la plus forte (8 m) et le développement du zooplancton maximum (~200 000 ind.m<sup>-2</sup>).

\*la phase estivale et la phase automnale sont également très difficile à séparer du fait d'une alternance de valeurs de biomasses moyennes à fortes jusqu'à la fin de l'année. La biomasse atteint son maximum le 8 août (6815 mg/m<sup>3</sup>). Durant toute cette phase, on enregistre de fortes valeurs de la biomasse des cyanobactéries, entre 30 et 73% de la biomasse algale totale.



**Figure IV** Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes d'algues dans le lac du Bourget en 2007

En 2007, la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton (4121 mg/m<sup>3</sup>), calculée à partir de toutes les campagnes, est en légère diminution par rapport à l'année précédente (4346 mg/m<sup>3</sup> en 2006) tout comme la biomasse printanière moyenne (4179 mg/m<sup>3</sup>), calculée sur un nombre limitée de campagnes (6), par rapport à 2006 (4575 mg/m<sup>3</sup>). La biomasse printanière maximale (7183 mg/m<sup>3</sup>) est également en recul (13073 mg/m<sup>3</sup> en 2006). La biomasse estivale moyenne (4098 mg/m<sup>3</sup>) est très forte et proche de la biomasse printanière moyenne (4179 mg/m<sup>3</sup>). La biomasse estivale maximale est de 6815 mg/m<sup>3</sup>, une valeur plus faible à comparer à celle de 2006 (8549 mg/m<sup>3</sup>). Le développement massif du phytoplancton s'est fait encore plus tôt que l'année précédente et le rapport BP/BE (Biomasse Printanière moyenne/Biomasse Estivale moyenne) le confirme, puisqu'il est de 1,02 contre 1,08 en 2006. La biomasse microplanctonique moyenne est en augmentation (3768 mg/m<sup>3</sup>) comparée à celle de 2006 (3520 mg/m<sup>3</sup>). La biomasse nanoplanctonique est en très forte régression (353 mg/m<sup>3</sup>) par rapport à 2006 (826 mg/m<sup>3</sup>).

**Tableau III** Biomasse phytoplanctoniques (mg/m<sup>3</sup>) dans le lac du Bourget

	<b>Bourget 2004-2005</b>	<b>Bourget 2006</b>	<b>Bourget 2007</b>
Biomasse annuelle moyenne	3498	4346	4121
Biomasse printanière moyenne (BP)	1630	4575	4179
Biomasse estivale moyenne (BE)	3704	4223	4098
BP/BE	0,44	1,08	1,02
Biomasse printanière maximale (mois)	3970(4)	1307(4)	7183 (4)
Biomasse estivale maximale (mois)	4522(8)	8549(9)	6815 (8)
Biomasse nanoplanctonique annuelle moyenne	318	826	353
Biomasse microplanctonique annuelle moyenne	3180	3520	3768

BP = biomasse moyenne de janvier à la phase des eaux claires exclue  
 BE = biomasse moyenne de la phase des eaux claires incluse à décembre  
 (..) = mois où le phénomène s'est produit

### III CONCLUSION

En 2007, la diversité spécifique du phytoplancton (146 espèces) a été plus forte qu'en 2006 (126 taxons). Seize taxons nouveaux ont été recensés. Le phytoplancton était dominé par les chlorophycées (48 taxons), les diatomées (39 taxons), les chrysophycées (17 taxons), les cyanobactéries (15 taxons), les conjuguées (11 taxons) et les cryptophycées (5 taxons). En 2007, la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton dans le lac du Bourget (4121 mg/m<sup>3</sup>) est en légère diminution par rapport à l'année précédente (4346 mg/m<sup>3</sup>) tout comme la biomasse printanière et estivale (4179 mg/m<sup>3</sup> pour la première et 4098 mg/m<sup>3</sup> pour la seconde). Si la biomasse printanière maximale se rencontre toujours au mois d'avril, la biomasse estivale maximale est présente à nouveau en août. Cette année, la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* est présente toute l'année avec des biomasses comprise entre 20 et 88% de la biomasse algale totale et une biomasse moyenne annuelle de 53%.

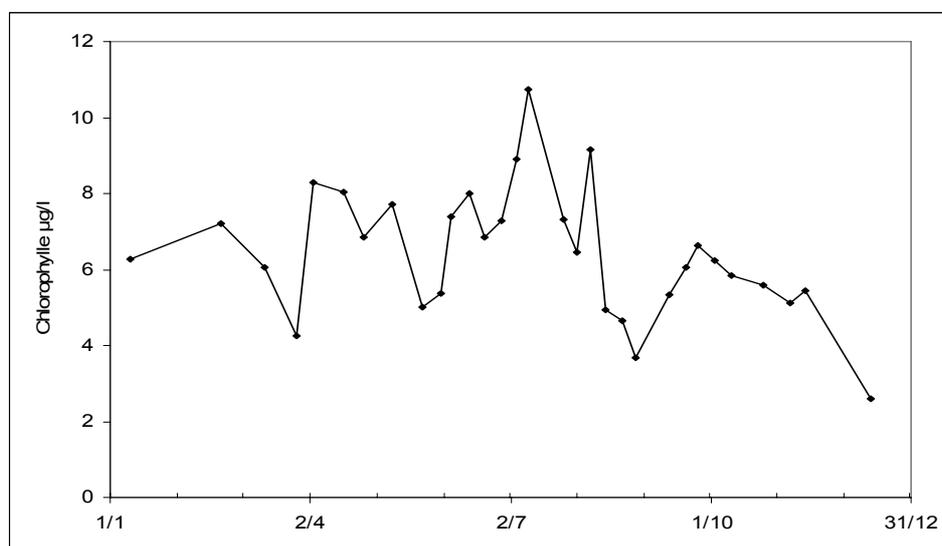
La concentration en phosphore ayant encore diminuée en 2007 ( $14 \mu\text{g/l}^{-1}$  contre  $16 \mu\text{g/l}^{-1}$  en 2006), son effet sur le phytoplancton et plus spécialement sur certaines espèces dites eutrophes (*Planktothrix rubescens*, *Diatoma tenuis* et *Mougeotia gracillima* entre autres) ne semble pas pour le moment influencer leur développement. En effet ces espèces microplanctoniques ont besoin de moins de phosphore pour se développer que des espèces nanoplanctoniques qui ont un cycle de vie très court et ont besoin de ce fait de plus de ressources. C'est ce qui semble se passer dans le lac du Bourget ou le Léman où actuellement ces espèces de grande taille prennent le dessus sur les plus petites. Il faudra sans doute descendre en dessous de la barre des  $10 \mu\text{g/l}^{-1}$  de phosphore pour qu'une modification radicale du phytoplancton se dessine comme on le constate au lac d'Annecy. A moins que le changement climatique ne vienne perturber ce schéma.

## ETUDE DE LA CONCENTRATION EN CHLOROPHYLLE A

Les valeurs de chlorophylle *a* correspondent aux concentrations mesurées sur un échantillon intégré dans la couche euphotique (0 à 20 m), l'indice retenu pour le suivi étant la moyenne pondérée. Les échantillons ont été filtrés sur papier Whatman GFC (1,2 µm). Le dosage de la chlorophylle a été réalisé par le laboratoire de l'INRA à Thonon suivant la méthode normalisée NFT 90-117 (methode de Laurenzen).

La teneur en chlorophylle *a* de l'eau d'un lac est considérée comme un indice d'abondance du phytoplancton. 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.

Les différents cycles de production phytoplanctonique se traduisent généralement par une succession de pics chlorophylliens. En 2007, l'évolution des concentrations n'a pas vraiment révélé de phases de production de biomasse bien individualisées comme les années précédentes. Les valeurs de chlorophylle sont toutefois passées par un maximum le 10 juillet avec 10,75 µg/L. En hiver, nous avons observé une concentration moyenne en chlorophylle relativement élevée par rapport aux années 1987 – 2006 (6,40 vs 2,40 µg/L), celle-ci étant liée à la présence de cyanobactéries dans la couche épilimnique.



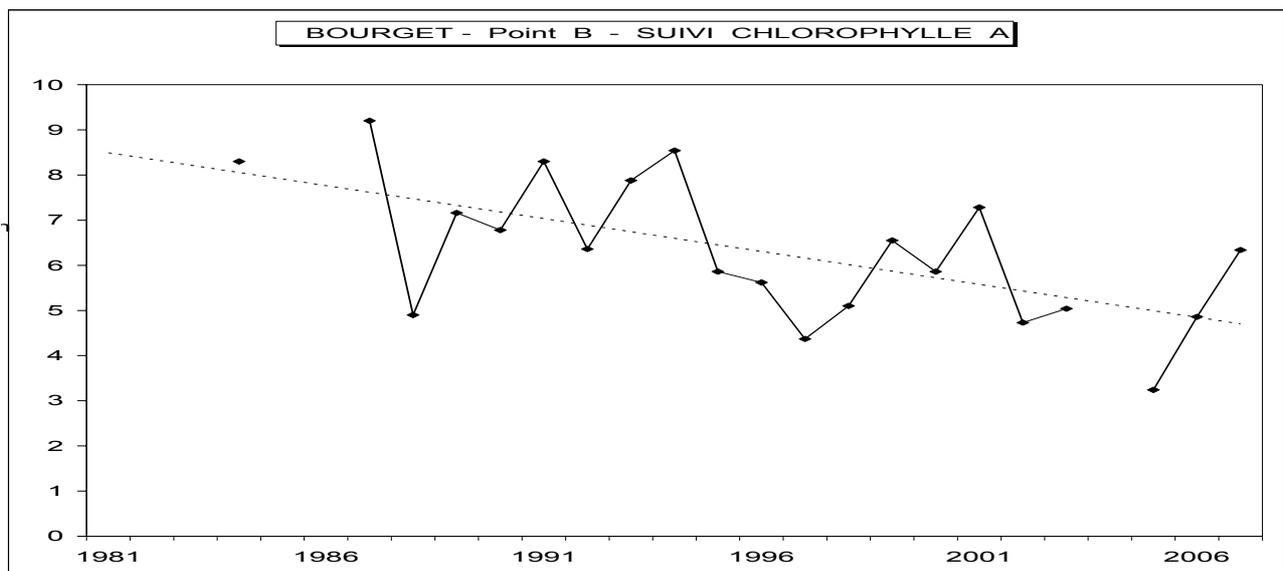
**Figure I** Variation saisonnière des concentrations moyennes en chlorophylle *a* (µg.l<sup>-1</sup>) sur la couche trophogène 0 – 20 m au point B en 2007

Avec 6,3 µg/L de concentration moyenne annuelle en chlorophylle, l'année 2007 montre une valeur légèrement supérieure à celles de 2005 et 2006 (4,86 µg.l<sup>-1</sup> de concentration moyenne annuelle en chlorophylle avait été enregistrée en 2006).

La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* est restée assez hétérogène tout en permettant de dégager une tendance à la baisse qui traduit une évolution favorable de cet indice. En effet, les valeurs moyennes sont passées de 8 µg/L en 1983 à environ 5 µg/L en 2007 (Figure 2 et Tableau I).

**Tableau I** Evolution des concentrations maximales et moyennes annuelles (µg.l<sup>-1</sup>) en chlorophylle *a* sur la couche trophogène au point B de 1987 à 2007

Chloro µg/L	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Max							62,8	18,4	42,8	34,5
<b>Moyenne</b>			<b>8,3</b>				<b>9,2</b>	<b>4,9</b>	<b>7,2</b>	<b>6,8</b>
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
max	49,4	26,7	26,8	28	15,4	12,6	17,7	12,7	19,1	18,9
<b>Moyenne</b>	<b>8,3</b>	<b>6,4</b>	<b>7,9</b>	<b>8,5</b>	<b>5,9</b>	<b>5,6</b>	<b>4,4</b>	<b>5,1</b>	<b>6,6</b>	<b>5,9</b>
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007			
max	35,1	14	13,5	6,3	12,2	13,23	10,75			
<b>Moyenne</b>	<b>7,3</b>	<b>4,7</b>	<b>5,0</b>		<b>3,2</b>	<b>4,9</b>	<b>6,3</b>			



**Figure II** Evolution des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle *a* (µg.l<sup>-1</sup>) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2007

La baisse de la concentration en chlorophylle *a* totale va bien dans le sens de la réoligotrophisation du lac du Bourget.

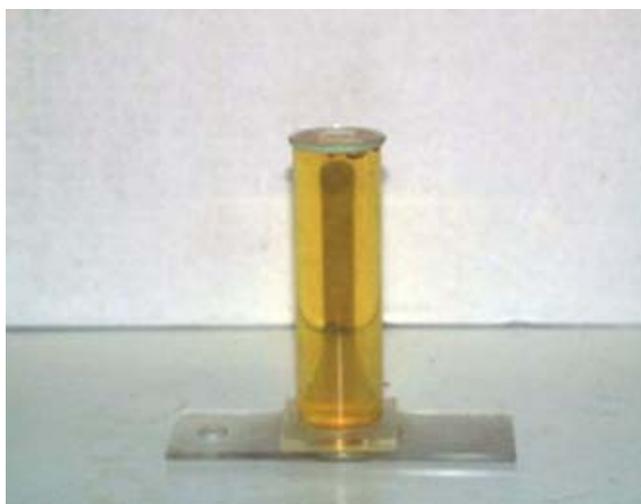
## ETUDE PORTANT SUR *P. RUBESCENS*

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. METHODOLOGIES

#### I.1. Comptages cellulaires

Les échantillons d'eau brute fixés au lugol ont été préparés selon la technique d'Utermöhl. Un sous-échantillon de 25 ml a été versé dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et laissé à sédimenter pendant 24 heures à l'abri de la lumière et de la chaleur. Ce laps de temps a permis aux algues, même les plus légères, de sédimenter au fond de la cuvette (Photo 1). La partie cylindrique a ensuite été glissée sur le côté de la chambre pour la remplacer par une lamelle de couverture en verre. Enfin, la lame a été déposée délicatement sur un microscope inversé ZEISS AXIOVERT 135 afin de procéder à l'examen quantitatif de la cyanobactérie *P. rubescens*.



**Photo 1** Chambre de sédimentation (Photo J.C Druart)

Les abondances ont été exprimées en nombre de cellules de cyanobactéries par millilitre d'eau brute, à partir de longueurs de filaments de 100  $\mu\text{m}$  et d'un diamètre cellulaire estimée à 5  $\mu\text{m}$ .

#### I.2. Dosages des toxines

Les concentrations en microcystines intracellulaires (filtration d'un litre d'eau 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 l'espèce *Planktothrix rubescens* 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).

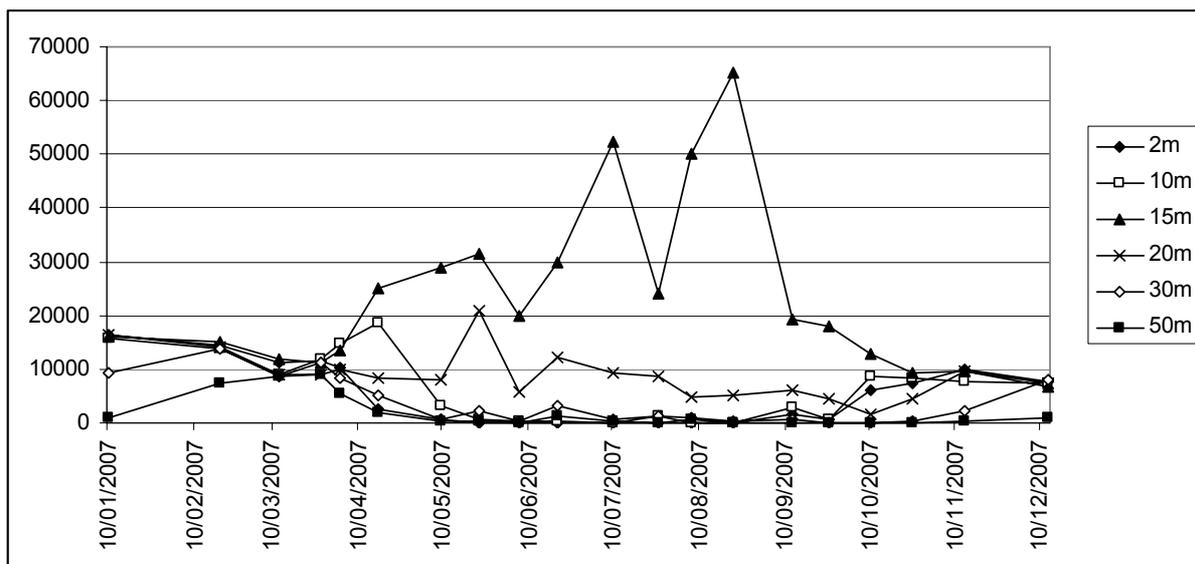
## II. RESULTATS

### II.1. Dynamique de *P. rubescens*

La dynamique de *P. rubescens* dans le lac du Bourget en 2007 a été marquée tout d'abord par des concentrations cellulaires importantes pendant tout l'hiver 2006-2007, sans doute en relation avec la douceur de ce dernier (Figure 1). Ces concentrations élevées ont ensuite fourni un inoculum important à la population se développant dans le métalimnion au moment de la mise en place de la stratification thermique des eaux (avril 07). Cet inoculum important a alors permis le développement d'une très forte biomasse en cyanobactéries pendant l'été 2007 puisque des concentrations dépassant 60000 cellules/ml ont été enregistrées pendant le mois d'août au niveau du métalimnion vers 12-15 m de profondeur.

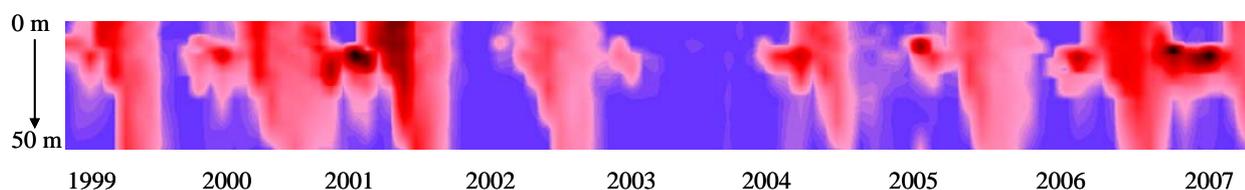
Ces très fortes biomasses estivales pouvaient laisser craindre de fortes concentrations en cyanobactéries dans la colonne d'eau en automne et donc des problèmes potentiels importants pour les traités d'eau. Or, une très brutale diminution des biomasses de *P. rubescens* a été observée au début du mois de septembre 2007. Cet événement totalement inattendu peut sans doute s'expliquer par un épisode très marqué tant en intensité qu'en durée de vent du Nord qui a entraîné un brassage partiel et donc une déstratification de la colonne d'eau et une dispersion des cyanobactéries dont une partie a sans doute été entraînée vers les profondeurs.

Suite à cet événement et à la dispersion de *P. rubescens* dans tout l'épilimnion qui est survenue comme chaque année au début du mois d'octobre, des concentrations cellulaires toujours inférieures à 10000 cellules/ml ont été observées. Ces concentrations ont progressivement diminué au fur et à mesure du brassage hivernal des eaux ; elles étaient de l'ordre de 4000 cellules/ml en Février 2008.



**Figure 1** Variations des concentrations cellulaires (exprimées en cellules/ml) de *P. rubescens* dans le lac du Bourget lors de l'année 2007 aux diverses profondeurs étudiées (2, 10, 15, 20, 30 et 50 m)

La figure 2 présente la dynamique de *P. rubescens* dans le lac du Bourget depuis 1999. Comme nous l'avions déjà signalé en 2006, alors que l'on pensait que les proliférations de *P. rubescens* semblaient en diminution dans les années 2002-2004, on constate que les années 2006 et 2007 marquent un retour à de fortes biomasses de cette cyanobactérie. Il est intéressant de constater que la première moitié de l'année 2007 est très ressemblante à celle de 2001 qui avait été une année record au niveau du développement de *P. rubescens*. Cette similitude entre ces deux années est sans doute à mettre sur le compte d'hivers doux qui permettent à la cyanobactérie de se maintenir en assez forte concentration dans la colonne d'eau (aux environs de 10000 cellules) et donc de former un inoculum lors de la mise en place de la stratification thermique des eaux et de la concentration de la biomasse en cyanobactéries au niveau du métalimnion. On constate aussi sur cette figure que la seconde moitié de l'année 2007 se distingue en revanche fortement de 2001, par une diminution de la biomasse en cyanobactéries pendant l'automne.

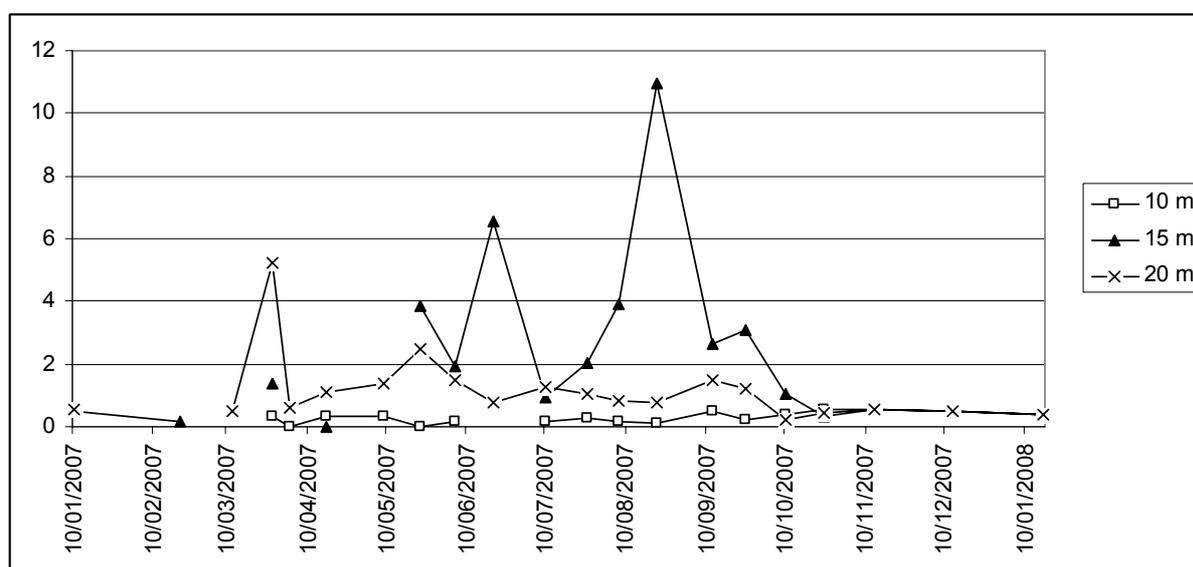


**Figure 2** Dynamique de *P. rubescens* dans les 50 premiers mètres de la colonne d'eau du lac du Bourget depuis 1999. Plus la couleur rouge est prononcée et plus les concentrations son élevées

De cette analyse pluriannuelle, il ressort que les températures en hivers semblent avoir un impact important sur le développement annuel de *P. rubescens* dans le lac du Bourget. L'année 2007 présente, dans sa première moitié, beaucoup de similitudes avec l'année 2001 mais elle s'en distingue cependant par une forte diminution de la biomasse en *P. rubescens* en automne, probablement en liaison avec un événement climatique (épisode fortement venteux) au début du mois de septembre.

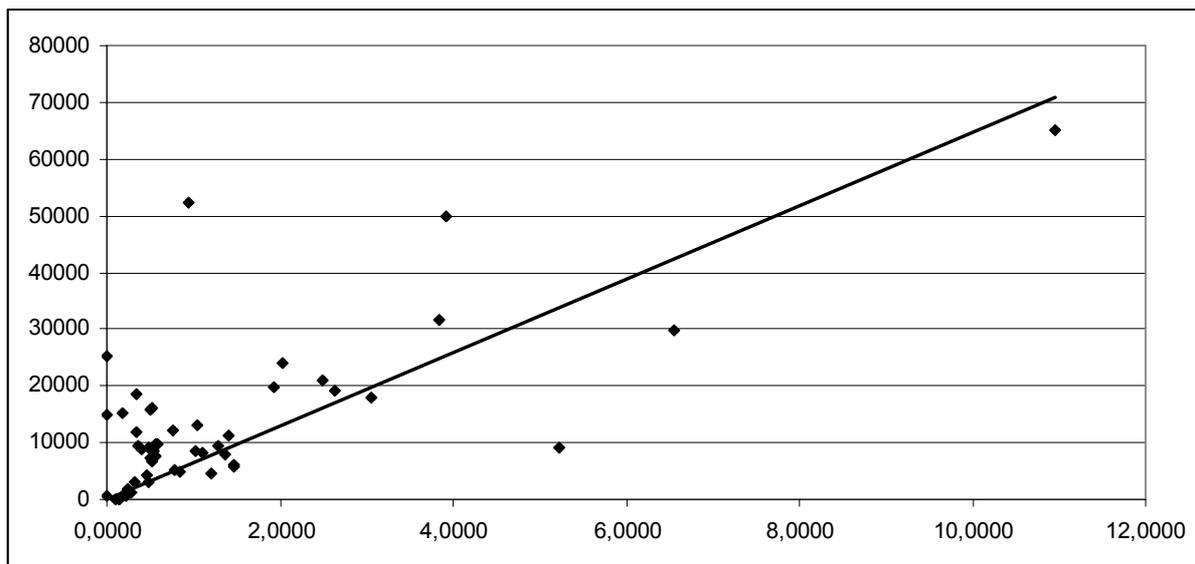
## II.2. Production de toxines

La figure 3 montre que de très fortes concentrations en microcystines ( $> 10 \mu\text{g/L}$ ) ont été enregistrées dans l'eau brute en 2007 en liaison avec les biomasses importantes en cyanobactéries observées pendant l'été 2007. Les grandes variations dans ces concentrations en toxines observées d'une date à l'autre, notamment à 15 m de profondeur, correspondent au fait que les prélèvements sont effectués à profondeurs fixes (10, 15 et 20 m) alors que le pic de cyanobactéries se déplace dans la colonne d'eau en relation avec les ondes internes. Si le pic se situe au moment du prélèvement à une des trois profondeurs d'étude, de fortes concentrations cellulaires en *P. rubescens* et en toxines sont alors estimées. Cette figure montre aussi qu'à partir de la mi-septembre, les concentrations en microcystines ont toujours été faibles ( $< 2 \mu\text{g/L}$  à partir d'octobre) ce qui signifie que les traiteurs d'eau n'ont pas connu cet hiver de problème avec ces molécules qui ont du être totalement éliminées au cours des traitements.



**Figure 3** Variations des concentrations en microcystines intracellulaires de *P. rubescens* (axe des ordonnées exprimé en  $\mu\text{g/l}$  d'équivalent microcystine LR) dans des échantillons prélevés en 2007 à 10, 15 et 20 m de profondeur

L'analyse des corrélations (Figure 4) entre les concentrations cellulaires de *P. rubescens* et les concentrations en microcystines montrent une certaine dispersion des valeurs pour laquelle nous n'avons pas d'explication pour l'instant. En revanche la pente de la droite de régression se situe dans le même ordre de grandeur que celle estimée dans une étude précédente publiée en 2005 (Briand et al. 2005).



**Figure 4** Corrélation entre les concentrations en microcystines exprimées en µg/l d'équivalent en microcystine totale (LR+RR) (axe horizontal) et les concentrations cellulaires de *P. rubescens* exprimées en cellules/ml (axe vertical)

### III. CONCLUSIONS

Il apparaît donc que l'année 2007 s'est caractérisée, en ce qui concerne le développement de la cyanobactérie *P. rubescens* dans le lac du Bourget, par deux périodes. Pendant la première, une très forte biomasse a été observée au printemps et en été, très probablement en raison d'un l'hiver très doux. La seconde se rapporte à l'effondrement de la population en septembre, sans doute en liaison avec une forte période de vent au début de ce mois. En ce qui concerne les toxines, les quantités estimées correspondent à ce qui avait été déjà observé lors de travaux précédents et ces quantités sont fortement reliées à la biomasse en cyanobactéries.

D'une façon plus globale, les années 2006 et 2007 montrent que les conditions trophiques actuelles du lac du Bourget sont encore largement favorables au développement de la cyanobactérie *P. rubescens*, et que les facteurs climatiques jouent un rôle important dans la dynamique annuelle de la cyanobactérie. Il apparaît notamment que la période hivernale est décisive dans cette dynamique et qu'une succession d'hivers doux, en relation avec le réchauffement climatique, se traduirait probablement par des biomasses importantes lors des printemps et étés suivants.

## 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  $\mu\text{g}$  équivalent de chl  $a.L^{-1}$  de diverses classes algales, en continu le long de la colonne d'eau. Le principe de mesure repose sur les capacités de fluorescence des algues phytoplanctoniques. La sonde est en effet capable de différencier les principaux groupes phytoplanctoniques (diatomées-dinoflagellés, algues vertes, cryptophycées, cyanobactéries riches en phycocyanine et un groupe mixte riche en phycoérythrine) sur la base de leurs caractéristiques pigmentaires propres (Moldaenke 2002).

Les algues d'un même groupe phytoplanctonique, contiennent une qualité et 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  $\mu\text{g}$  équivalent de chl  $a /L$ , 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, 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

Lors de l'acquisition des données sur le terrain, les informations apparaissent quasi instantanément sur l'écran de l'ordinateur rattaché en surface à la sonde. Les données peuvent être sauvegardées dans la sonde ou transférées sur un ordinateur. Les profils de fluorescence totale obtenus lors de l'année 2007 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

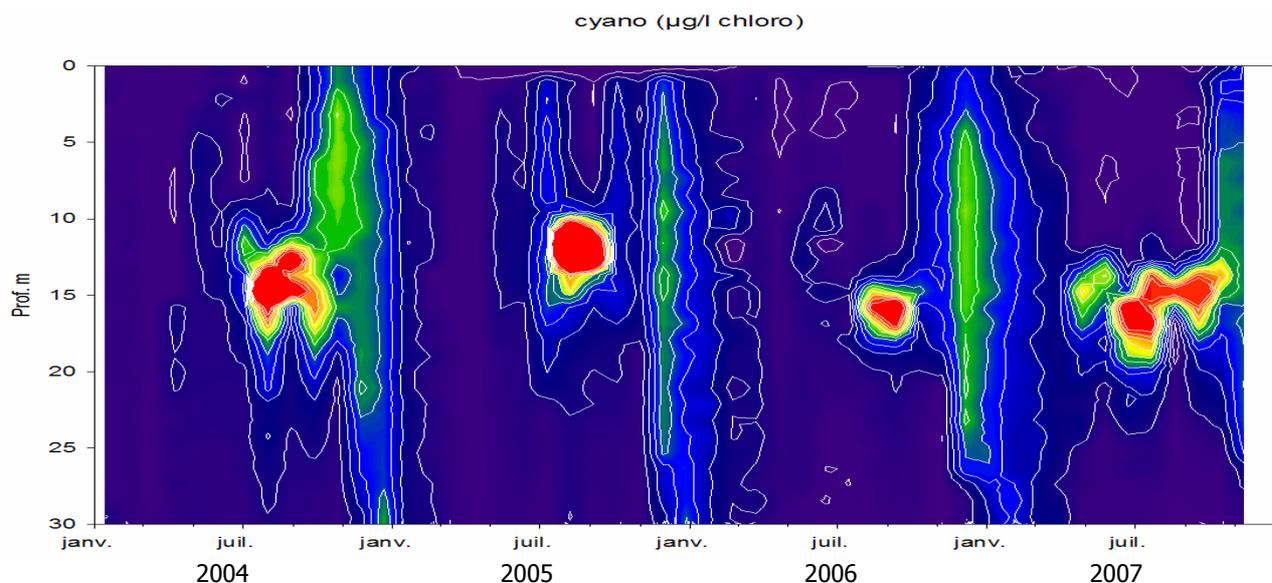
Classes microalgales	Pigments	Longueur d'onde d'excitation (nm)
Chlorophycées	Chl <i>a</i> , <i>b</i> , caroténoïde	450 nm
Cyanobactéries	Chl <i>a</i> , phycoyanine	610 nm
Diatomées	Chl <i>a</i> , <i>c</i> , xanthophylle, fucoxanthépidine	525 nm
Cryptophycées ( + cyanobactéries riches en phycoérythrine,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

En raison de quelques problèmes techniques rencontrés avec la sonde BBE en 2007, il nous a été difficile d'utiliser toutes les données en valeurs absolues et nous nous contenterons dans un premier temps d'une analyse qualitative que nous comparerons aux résultats des années antérieures. A partir des profils réalisés et de la Figure ci-dessous, et en focalisant plus particulièrement sur le signal des Cryptophycées + Cyanobactéries rouges, nous pouvons faire les commentaires suivants :

- Présence d'une biomasse relativement importante de cyanobactéries rouges au début de l'année (plus de 10000 cell.ml<sup>-1</sup>) tandis qu'en 2006 elles présentaient des concentrations plus faibles avec moins de 3000 cell.ml<sup>-1</sup> ;
- pic printanier de diatomées moins marqué que celui que nous avons observé entre mai et juin 2006 ;
- Apparition précoce de la stratification de *P. rubescens* dès le 17/04, le pic de biomasse se situe à une profondeur de 12,24 m. La profondeur du maximum de biomasse varie entre 12,2 et 16,7 m pendant la période de stratification entre le 17/04 et le 10/10. Il se situe à des niveaux comparables aux années précédentes (Tableau II et Figure 1).

**Tableau II** Périodes de stratification de *P. rubescens* et profondeurs des maxima de biomasse au point B de 2004 à 2007

	Période de stratification		Profondeur du max de biomasse (m)	
	début	fin	mini	maxi
2004	30/06	05/10	11,5	15,6
2005	26/07	26/09	10	15
2006	26/07	12/10	14	17
2007	17/04	10/10	12,2	16,7

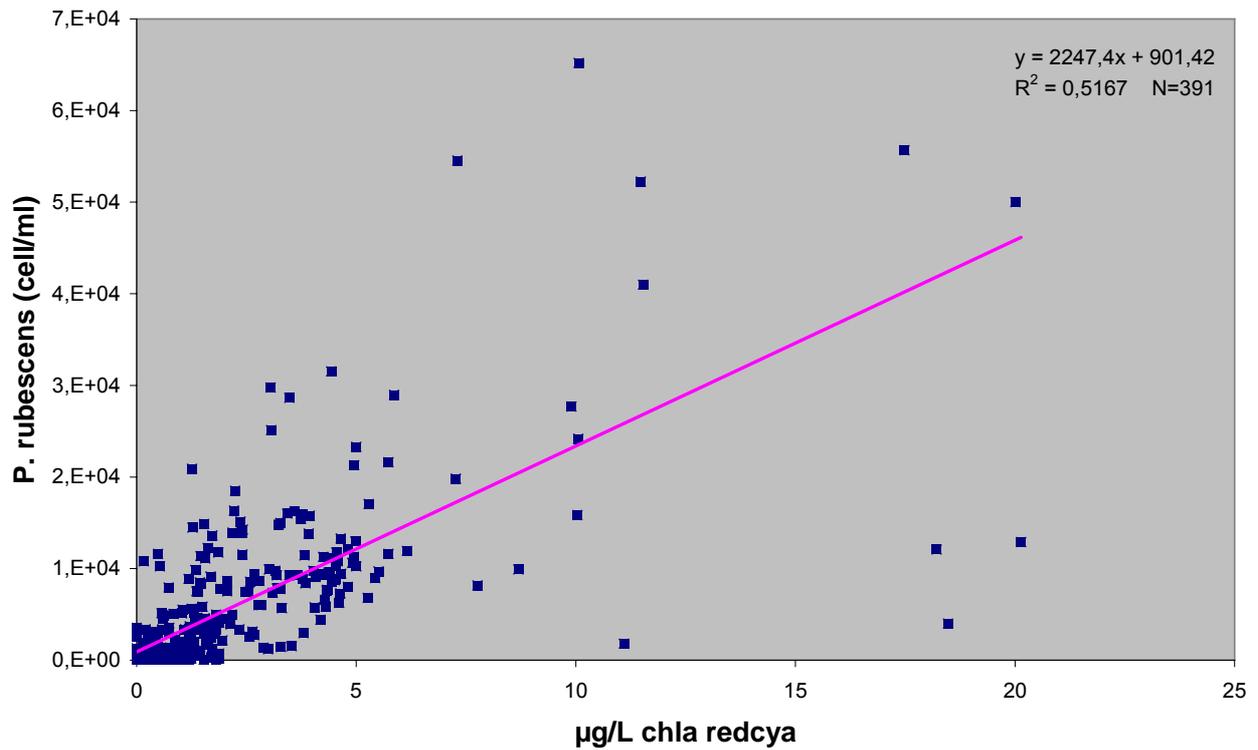


**Figure 1** Distribution de la biomasse du groupe algal riche en phycoérythrine (*P. rubescens* + cryptophycées) au lac du Bourget au point B de 2004 à 2007

- Présence le 10/10 d'un pic de biomasse à 14,27 m mais l'érosion de la thermocline commence à redistribuer les cyanobactéries vers les couches supérieures. Le 25/10, la biomasse des cyanobactéries est homogène sur l'ensemble de l'épilimnion sur une épaisseur de 20 m. L'érosion de la thermocline et l'homogénéisation de l'épilimnion (entraînant les cyanobactéries vers les couches supérieures) ont été favorisées par une baisse rapide des températures de l'air associée à une période ventée de plusieurs jours successifs du 18 au 24/10 avec des rafales mesurées à plus de  $50 \text{ km.h}^{-1}$ .

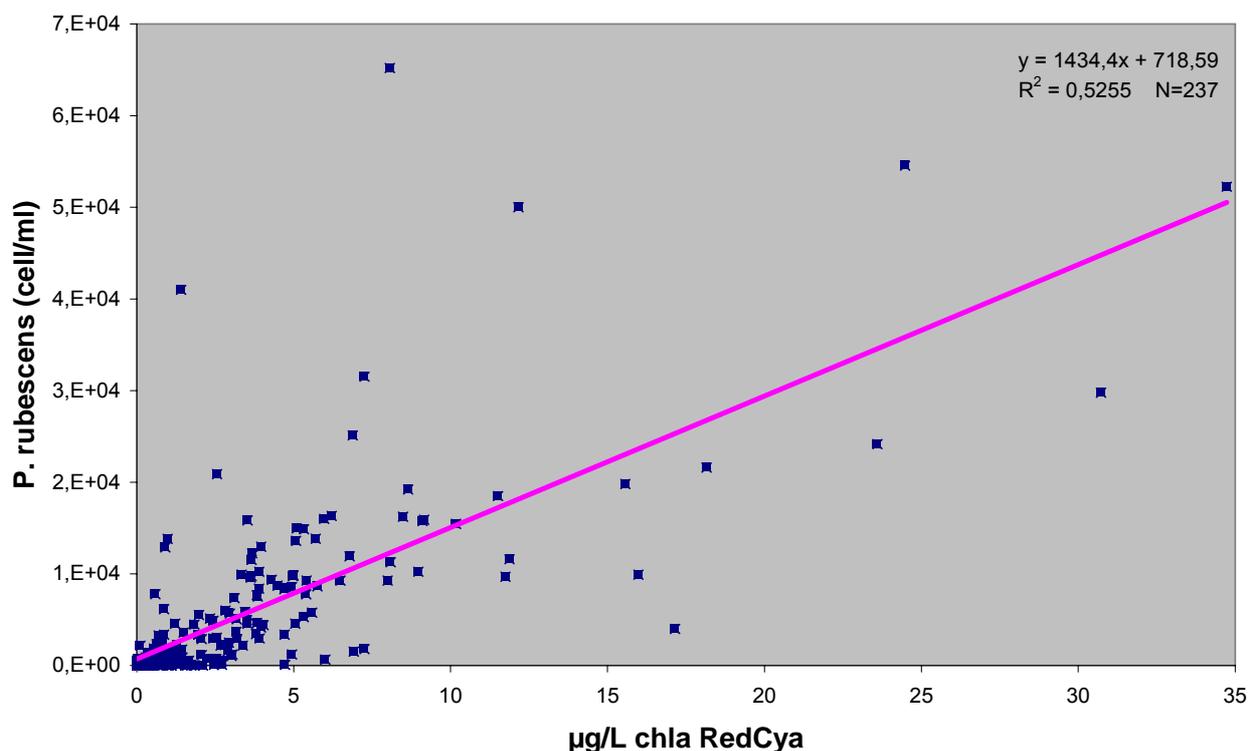
Les données de la sonde bbe ont donc reproduit très correctement la distribution de la cyanobactérie *P. rubescens*. Cette affirmation a été analysée plus finement comme indiquée ci-dessous.

Nous avons comparé les comptages cellulaires et les données relatives à la sonde entre 2004 et 2007. Pour rappel, les comptages ont été réalisés aux profondeurs discrètes de 2, 10, 15, 20, 30 et 50 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. La Figure 2 ci-dessous illustre la relation entre les données de la sonde et du comptage. Aucune valeur n'a été enlevée.



**Figure 2** Relation entre les données issues de la sonde bbe CCLB et du comptage de *P. rubescens* sur la période 2004-2007

Une assez bonne relation linéaire est obtenue entre les deux types de données, suggérant que la sonde est un outil efficace pour le suivi de *P. rubescens* (Leboulanger *et al.* 2002). Les données pour l'année 2007 permettent d'obtenir un  $r^2$  légèrement supérieur à celui obtenu pour la période 2004-2007, soit  $r^2=0,57$ . L'utilisation d'une seconde sonde sur la même période, de 2004 à 2007, a révélé une relation très similaire avec un  $r^2$  de 0,52 pour une valeur de n de 237 (Figure 3).



**Figure 3** Relation entre les données issues d'une seconde sonde bbe (INRA) et du comptage de *P. rubescens* sur la période 2004-2007

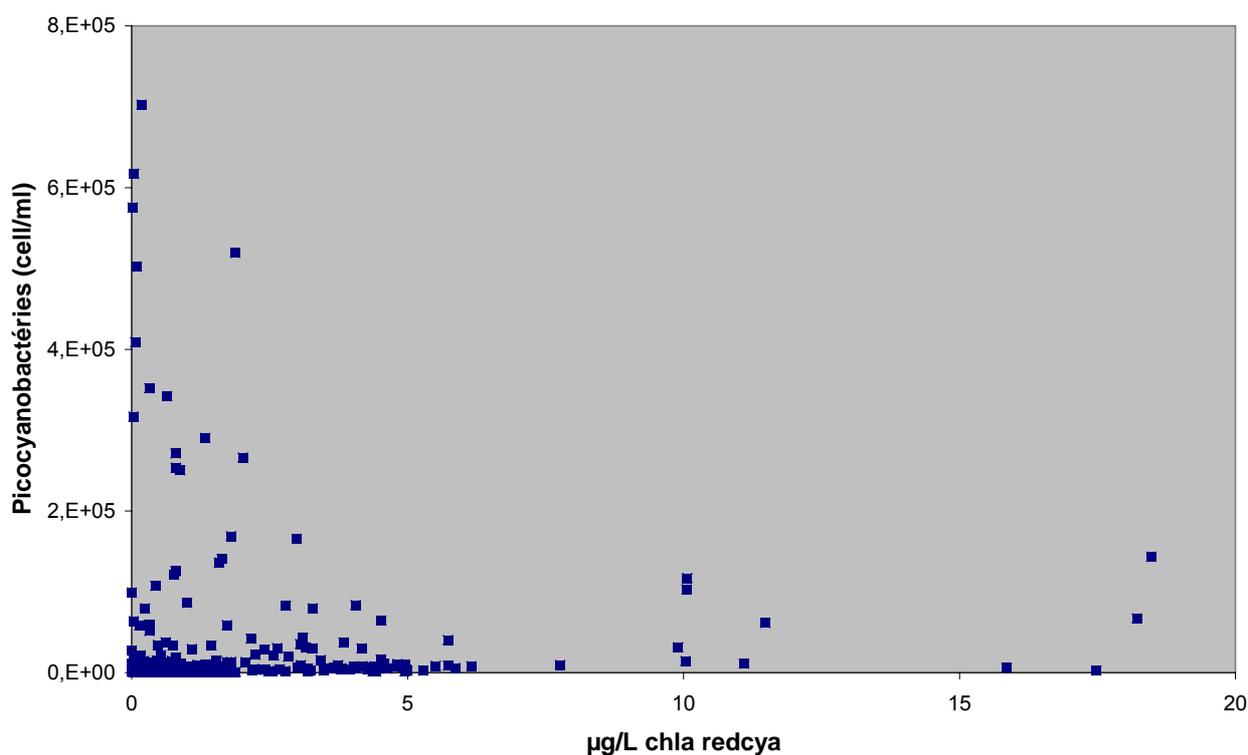
Le coefficient de corrélation étant quasi simialire entre les deux sondes, et en tenant compte des équations décrivant la relation entre chacune des deux sondes et le comptage de *P. rubescens*, nous pouvons proposer le tableau de correspondance suivant :

Valeur de fluorescence « rouge » de la sonde bbe (µg/L eq chl a)	Game de concentrations attendue pour <i>P. rubescens</i> (cell/ml)
0	<1 000
5	8 000 – 12 000
10	15 000 – 23 000
15	22 000 – 35 000
20	30 000 - 45 000
25	37 000 – 57 000
30	44 000 – 68 000
35	51 000 – 80 000
40	58 000 – 90 000
50	72 000 – 115 000

Notons ici qu'une assez bonne corrélation a également été trouvée entre la concentration cellulaire de *P. rubescens* (cell/ml) et la concentration en équivalent MC LR (µg/l) sur la période 2004-2007 avec une valeur de  $r^2$  égale à 0,47.

Les autres populations phytoplanctonique susceptibles d'expliquer le signal obtenu par la sonde sont les Cryptophycées et les picocyanobactéries riches en phycoérythrine. Les données du suivi phytoplanctonique ont en effet révélé que les Cryptophycées ont eu une abondance relativement élevée cette année,

représentant 14,8% de la population algale, et sont présentes toute l'année. La stratégie d'échantillonnage opérée pour le phytoplancton et la sonde ne permet pas de comparer facilement ces données. Par contre, une telle comparaison était possible avec les picocyanobactéries analysées comme *P. rubescens* aux différentes profondeurs 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m. Les picocyanobactéries fortement représentées tout au long de l'année comme cela est évoqué dans la partie relative à la boucle microbienne ont donc également été comparés au signal de la sonde comme défini ci-dessus pour *P. rubescens*. La Figure 3 ci-dessous montre la relation entre les données de la sonde CCLB et du comptage. Notons ici que la seconde sonde utilisée sur la même période a révélé le même type d'absence de relation et n'est donc pas représentée.



**Figure 3** Relation entre les données issues de la sonde bbe et du comptage des picocyanobactéries sur la période 2004-2007

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*.

C'est la première fois que nous démontrons l'efficacité de la sonde BBE pour le suivi écologique de la cyanobactérie *P. rubescens* sur 4 années consécutives et proposons une correspondance assez fine entre concentration en chlorophylle *a* pour ce groupe et la concentration en nombre de cellules/ml.

## 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 2007. La première partie traite de la composition spécifique de cette communauté, sont ensuite décrites les dynamiques saisonnières des branchiopodes et copépodes, observées au cours de l'année 2007. Les résultats sont interprétés en relation avec ceux de 2004 à 2007.

### I. METHODOLOGIE

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2007 est identique à celui réalisé dans le cadre du suivi à long terme du Léman et du lac d'Annecy. L'échantillonnage, mensuel puis bimensuel à partir du mois de mars, s'effectue à la station pélagique située au milieu du lac à l'aide d'un filet de vide de maille de 200 µm, lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface.

Les échantillons ont été fixés au formol à 5%. Les microcrustacés ont été dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement a été réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. 20 prélèvements ont pu être analysés.

### 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.

Lors des deux années d'échantillonnage 2004-2005, 15 taxons de zooplancton crustacéen avaient été identifiés contre 12 en 2006 et 13 en 2007. Ces 15 taxons étaient composés d'une espèce de copépode calanoïde (*Eudiaptomus gracilis*), 6 taxons de copépodes cyclopoïdes (*Acanthocyclops robustus*, *Cyclops prealpinus + vicinus*, *Cyclops* sp., *Megacyclops viridis*, *Mesocyclops leuckartii*, *Thermocyclops crassus*) et 8 taxons branchiopodes (*Bosmina longirostris*, *Bythotrephes longimanus*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia hyalina*, *Daphnia* spp. + *galeata*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina longispina* et *Leptodora kindtii*). Comme en 2006, *M. viridis* et *B. longirostris*, espèces déjà rares en 2004-2005, n'ont pas été observés en 2007. *C. sphaericus*, rare mais présent au cours des années précédentes, n'a pas été observé en 2007. Par contre, *A. robustus*, absent en 2006, a pu être observé au cours d'une unique date.

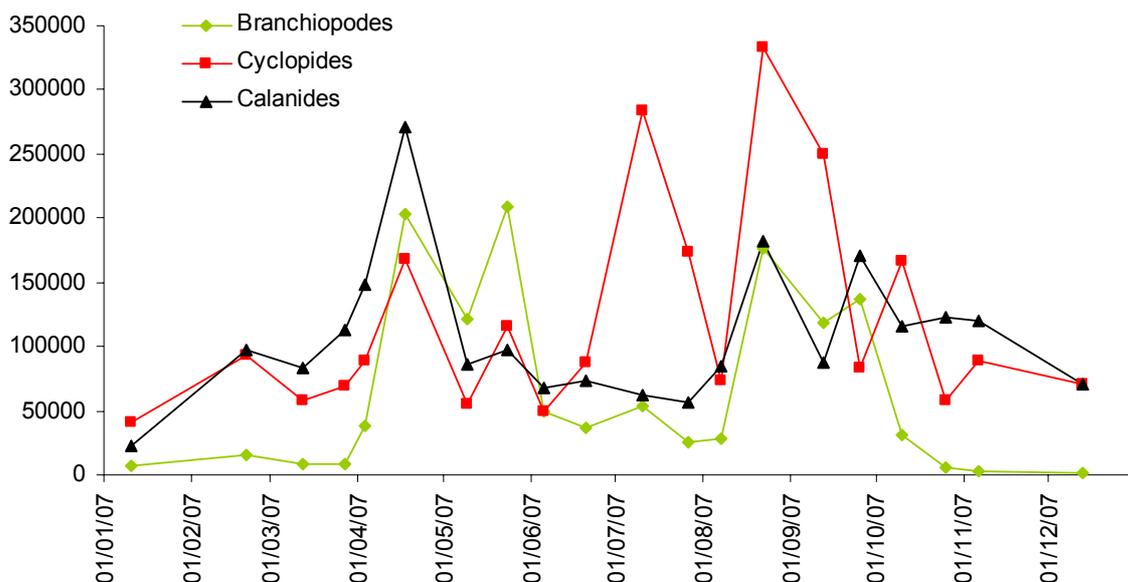
Comme au cours des années précédentes (2004-2006), la communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes en 2007. Alors que le calanoïde *E. gracilis* dominait largement la communauté en 2006, *E.*

*gracilis* et le groupement des cyclopoïdes *C. prealpinus + vicinus* représentent en 2007 des proportions comparables (38% et 40% respectivement). Cette représentation accrue des cyclopoïdes dans la communauté zooplanctonique en 2007 est essentiellement due au maintien d'effectifs élevés tout au long de l'été et de l'automne 2007. Les taxons branchiopodes ne représentent, en 2007, que 20% de la communauté crustacéenne, contre 32% en 2006, et sont largement dominés par *D. hyalina* (19%). Les autres taxons branchiopodes *D. brachyurum* et *E. longispina* montrent un net recul d'abondance en 2007 (0,3 et 0,7 % respectivement) alors qu'ils représentaient entre 6 et 8% de la communauté au cours de l'année précédente.

Les trois espèces les plus abondantes dans la communauté zooplanctonique (*E. gracilis*, *C. prealpinus+ vicinus* et *D. hyalina*) sont présentes et coexistent tout au long de l'année. Les 9 autres espèces, plus rares, apparaissent de façon plus exceptionnelle ou à des saisons plus particulières. Ainsi, *D. brachyurum* et *T. crassus* ne sont observées, à la station de prélèvement, qu'en fin d'été, comme au cours des années précédentes.

### III. DYNAMIQUE SAISONNIERE DU ZOOPLANCTON CRUSTACEEN

Calanides et branchiopodes montrent en 2007 une dynamique saisonnière bimodale (pics au printemps (18/4) et en fin d'été (22/8)), typique des lacs subalpins de statut trophique mésotrophe (figure 1). La dynamique saisonnière des cyclopoïdes est plus atypique, avec trois pics (printemps, début et fin d'été). Les pics de printemps et de fin d'été sont synchrones pour les trois groupes. Le pic d'abondance zooplanctonique a lieu au printemps (18/4), en même temps que le premier pic de production primaire (figure 1), essentiellement constitué de cyanobactéries (*Planktothrix rubescens*) et de diatomées (*Diatoma tenuis*). Les abondances de calanoïdes atteignent alors des valeurs proches de 270 000 ind.m<sup>-2</sup>. Ce maximum est du même ordre de grandeur que celui atteint en 2004 et 2005 lors des pics printaniers. Les maxima printaniers des branchiopodes et cyclopoïdes correspondent à des abondances respectives de 200 000 et 160 000 ind.m<sup>-2</sup>, valeurs inférieures à celles observées sur la série 2004-2006. Les abondances crustacéennes se maintiennent à des valeurs élevées jusqu'à la fin du mois de mai, tandis que les biomasses phytoplanctoniques diminuent. A la date du 9 mai, les transparences sont maximales, et les abondances zooplanctoniques élevées, correspondant ainsi à la phase des eaux claires.



**Figure 1** Evolution saisonnière des classes de microcrustacés zooplanctoniques en 2007

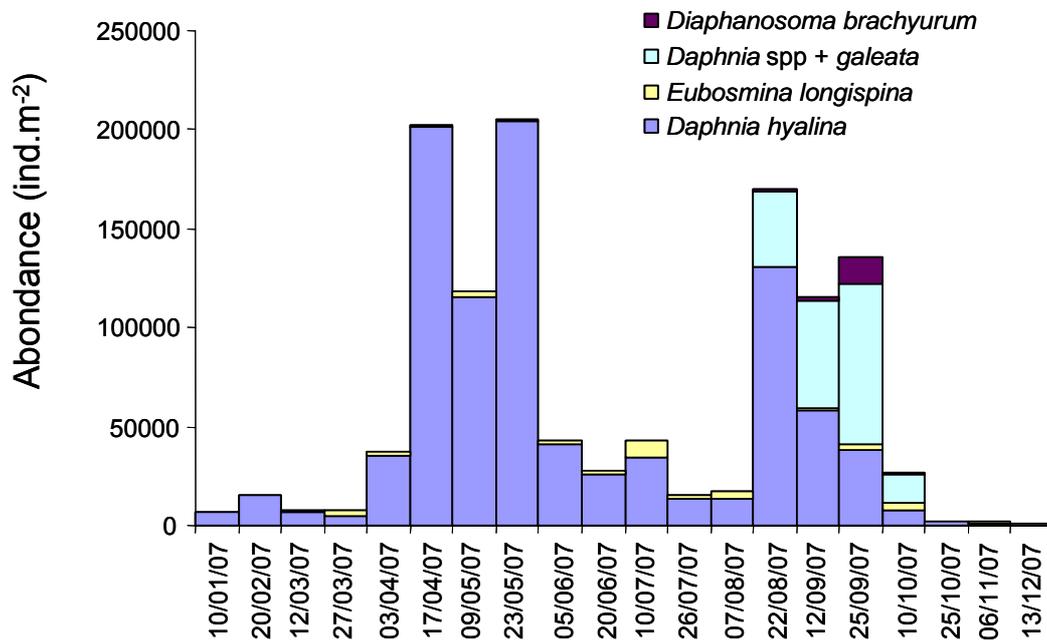
Les abondances de calanides diminuent ensuite rapidement pour se maintenir entre 50 000 et 100 000 ind.m<sup>-2</sup> à partir du 9/5 et ce jusqu'au 7/8. En fin d'été (22/8), l'abondance des calanides montre un second pic, plus restreint, aux alentours de 200 000 ind.m<sup>-2</sup>, mais qui se maintient pendant 2 mois. Les abondances diminuent à nouveau en fin d'hiver, pour atteindre des effectifs <100 000 ind.m<sup>-2</sup>.

Si le pic d'abondance des cyclopidés était relativement faible au printemps, un deuxième pic est observé très tôt, dès le milieu de l'été, avec effectifs >300 000 ind.m<sup>-2</sup>. Après une diminution transitoire et rapide en août, un troisième pic d'abondance est observé en fin d'été, avec des effectifs >300 000 ind.m<sup>-2</sup>. En conséquence, les cyclopidés dominent la communauté zooplanctonique tout au long de l'été et de l'automne.

A la suite au pic de printemps, l'abondance des brachiopodes reste élevée (au-delà de 200 000 ind.m<sup>-2</sup>) pendant les deux mois suivants. Les faibles abondances de brachiopodes en milieu et fin d'été (<50 000 ind.m<sup>-2</sup>), observées aussi en 2004, 2005 et 2006 sur le lac du Bourget ne peuvent être expliquées directement par les variations de production primaire. Les biomasses phytoplanctoniques totales se maintiennent à des niveaux élevés tout au long de l'année 2007. Par contre, en fin de printemps, la contribution des espèces algales broutables par le zooplancton herbivore (diatomées, cryptophycées) à la biomasse phytoplanctonique totale diminuent en faveur d'espèces de grande taille (Chrysophycées, cyanobactéries, chlorophycées), moins susceptibles d'être régulées par broutage. A partir du 22/8, l'abondance des brachiopodes subit un deuxième maximum avec des valeurs proches de 200 000 ind.m<sup>-2</sup>. Le pic de fin d'été des consommateurs primaires (calanides et brachiopodes) succède à un pic de fin d'été (8/8) d'algues de petite taille ou facilement broutables (cryptophytes et diatomées).

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

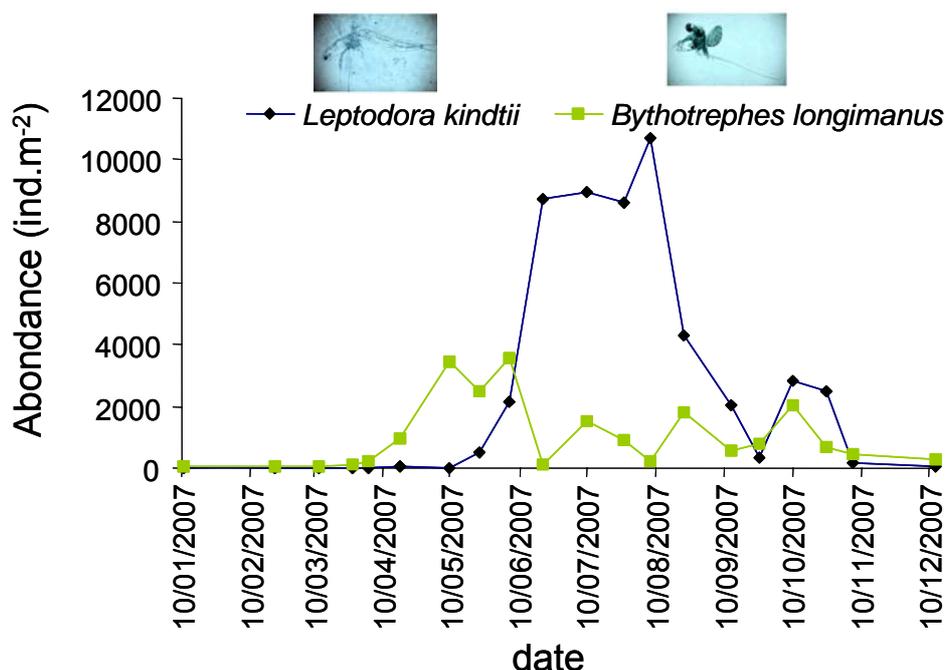
Les pics d'abondances des branchiopodes herbivores au cours de l'année 2007 résultent de la succession des trois espèces majeures de branchiopodes au cours du temps (figure 2).



**Figure 2** Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2007

En 2007, les cladocères herbivores ont été essentiellement représentés par les espèces du genre *Daphnia*. *Daphnia hyalina* a été présente toute l'année et a largement dominé les pics d'abondance printanier et automnal, avec des effectifs compris entre 125 000 et 200 000 ind.m<sup>-2</sup>. Le pic automnal cependant est plus diversifié, avec une augmentation des effectifs de *Daphnia* spp. + *galeata* (~40 % de l'abondance total) ainsi que de *D. brachyurum* (~10%). *E. longispina* est présent en faible abondance tout au long de l'année alors qu'elle représentait une espèce dominante du pic automnal en 2006.

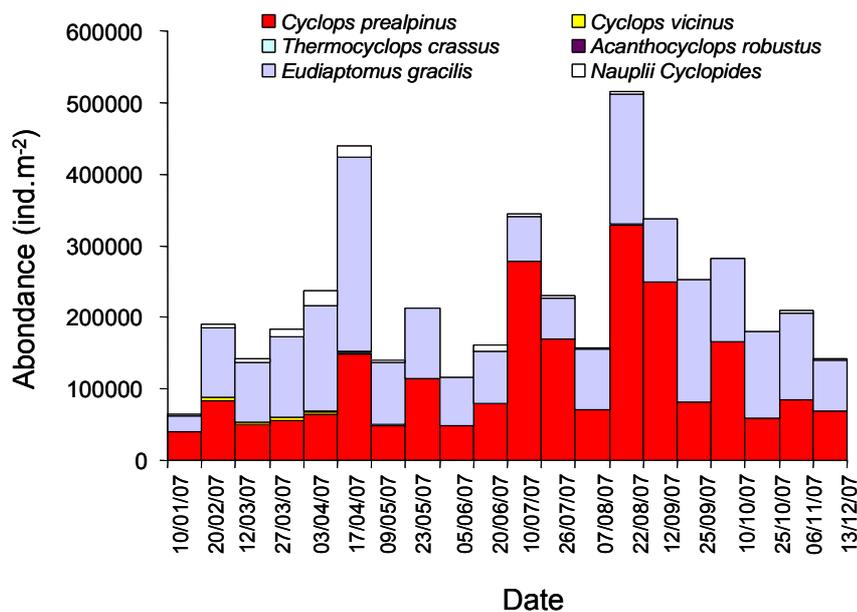
La phénologie des espèces de branchiopodes herbivores suit globalement le schéma assez typique des lacs mésotrophes. Les pics de Daphnies, observés en avril 2004, 2006 comme en 2007, résultent de la stimulation des taux de natalité d'une population pérenne, suite au retour de conditions thermiques et nutritives favorables associés au pic de petites algues du printemps (*rhodomonas minuta* et diatomées). *D. brachyurum* est une espèce qui nécessite des températures supérieures à 18°C pour son développement embryonnaire. Elle apparaît par conséquent en fin d'été, avec la poussée phytoplanctonique automnale.



**Figure 3** Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs en 2007

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindtii* 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.

Les cladocères prédateurs n'apparaissent dans la communauté qu'au printemps. Il s'agit de deux espèces à preferendum estival dont la période de développement maximal a lieu pendant la saison chaude, de juin à début septembre (Figure 3), lorsque leurs proies sont abondantes. Les *Leptodora* sont plus abondants que les *Bythotrephes*. Les abondances maximales de *L. kindtii* (10 000 ind.m<sup>-2</sup>) sont globalement plus faibles en 2007 qu'au cours des années précédentes (22 000 ind.m<sup>-2</sup> en 2004, 19 000 ind.m<sup>-2</sup> en 2005, 14 000 ind.m<sup>-2</sup> en 2006). *B. longimanus* présente un pic au printemps pendant le mois de mai (figure 3) avec des effectifs similaires d'une année sur l'autre (de l'ordre de 4000 ind.m<sup>-2</sup>). Les effectifs des deux prédateurs sont restés relativement élevés jusqu'en fin d'automne 2007.



**Figure 4** Evolution saisonnière de la composition des copépodes en 2007

La dynamique des communautés de copépodes est similaire à celle des années précédentes. Contrairement aux branchiopodes herbivores, les copépodes ne montrent pas de succession spécifique très marquée (figure 4). Le calanoïde *E. gracilis* et le cyclopoïde *C. prealpinus* dominent tout au long de l'année la communauté copépode. Le pic d'abondance printanier est plus marqué pour *E. gracilis* tandis que le pic automnal est plus marqué pour *C. prealpinus*. D'autres espèces coexistent, mais n'apparaissent qu'en abondance très faible au cours de l'année 2007.

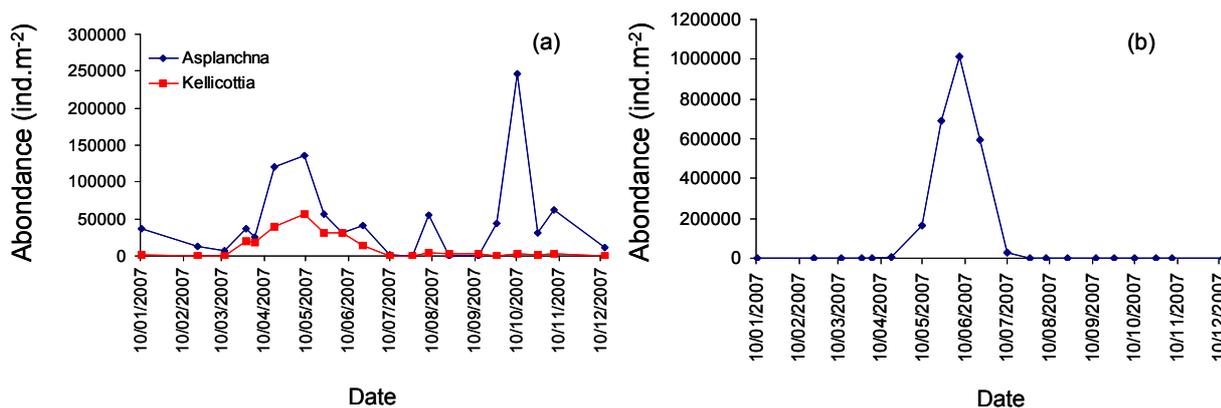
#### IV. AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

\* 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<sup>-2</sup> en 2004, 1 800 ind.m<sup>-2</sup> en 2005 et 12 000 ind. m<sup>-2</sup> en 2006. En 2007 cependant, aucune larve n'a été observée dans les comptages.

\* Rotifères

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. Les rotifères observés dans les prélèvements sont de grandes espèces (*Asplanchna*, *Kellicottia*, *Conochilus*, *Notholca*) (figure 5).



**Figure 5** Evolution saisonnière des abondances de rotifères a) *Asplanchna* et *Kellicottia* et b) *Conochilus*

En 2007, 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* a montré une dynamique bimodale en 2007, qui reproduit celle de l'ensemble des crustacés zooplanctoniques, avec un pic en fin de printemps (150 000 ind.m<sup>-2</sup>), globalement d'abondance plus faible qu'au cours des années précédentes, et un fort pic automnal de 250 000 ind.m<sup>-2</sup>. La dynamique de *Kellicottia* reproduit celle des années précédentes avec des effectifs proches de 50 000 ind.m<sup>-2</sup> au printemps.

Enfin, *Conochilus* est le taxon de rotifères qui a été le plus représenté dans les prélèvements, comme en 2006, avec un pic d'abondance remarquable (1 013 000 ind. m<sup>-2</sup>) atteint le 5/6.

## V. CONCLUSION

La dynamique saisonnière du zooplancton du lac du Bourget en 2007 suit un schéma qui correspond à celle observée dans les lacs péri-alpins, avec notamment de faibles effectifs en hiver et des fortes abondances lors de la stratification thermique i.e. au moment du développement d'algues de petite taille au printemps. La date de transparence maximale coïncide avec celle d'abondance élevée des crustacés, un phénomène classiquement observé dans les lacs à statut eutro-mésotrophes.

La biomasse phytoplanctonique reste élevée dans le lac du Bourget, en dépit d'effort pour maîtriser les concentrations internes en nutriments. Le phytoplancton est très largement dominé par des espèces de grande taille (microplancton : 90% et nanoplancton : 10%) avec notamment une forte contribution de la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens*, la dinophycée *Ceratium hirundinella* et la conjuguée filamenteuse *Mougeotia gracillima*. Ces grandes algues sont difficilement ingérables par le zooplancton herbivore. Leur biomasse ne peut ainsi être régulée, par contrôle descendant, via le broutage. Ainsi, en dépit d'une forte production primaire, la biomasse d'algues de petite taille susceptible de nourrir la population de crustacés herbivores reste faible. Il est donc possible que la croissance de la population de branchiopodes et de calanides soit limitée par la quantité de nourriture effectivement disponible.

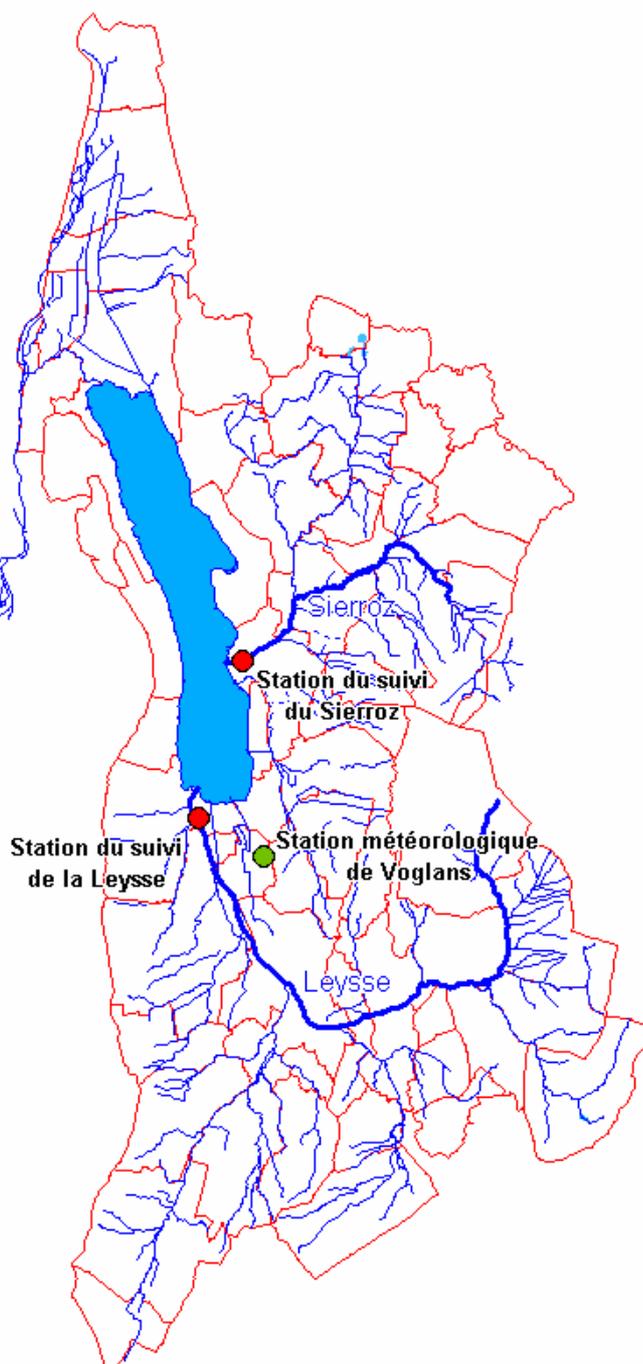
# SUIVI DE LA QUALITE DES EAUX DES TRIBUTAIRES DU LAC DU BOURGET EN LIEN AVEC LA METEOROLOGIE LOCALE

## I. METEOROLOGIE DE L'ANNEE 2007

### I.1. Données météorologiques

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.2. Températures

La température moyenne de l'année 2007 (12,04 °C) a été supérieure à la moyenne interannuelle sur la période 1974 – 2007 (11,3 °C). Les mois de janvier, février et avril ont été plus chauds que la moyenne. Inversement la période estivale et le début de l'hiver ont été légèrement plus froids que la moyenne.

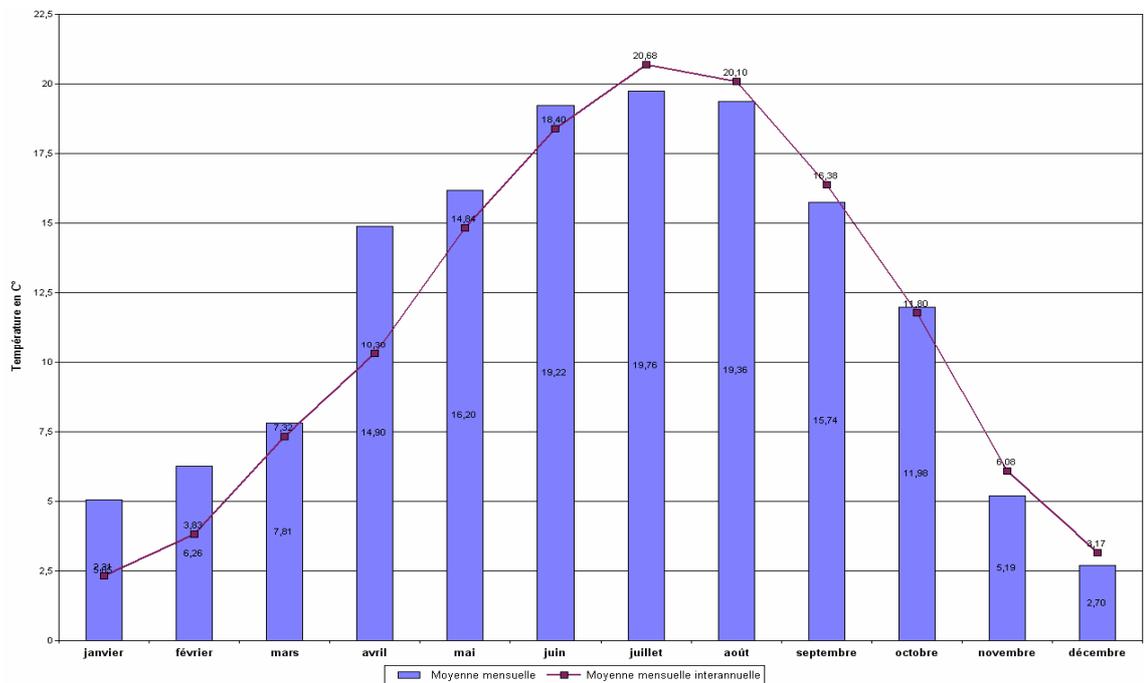
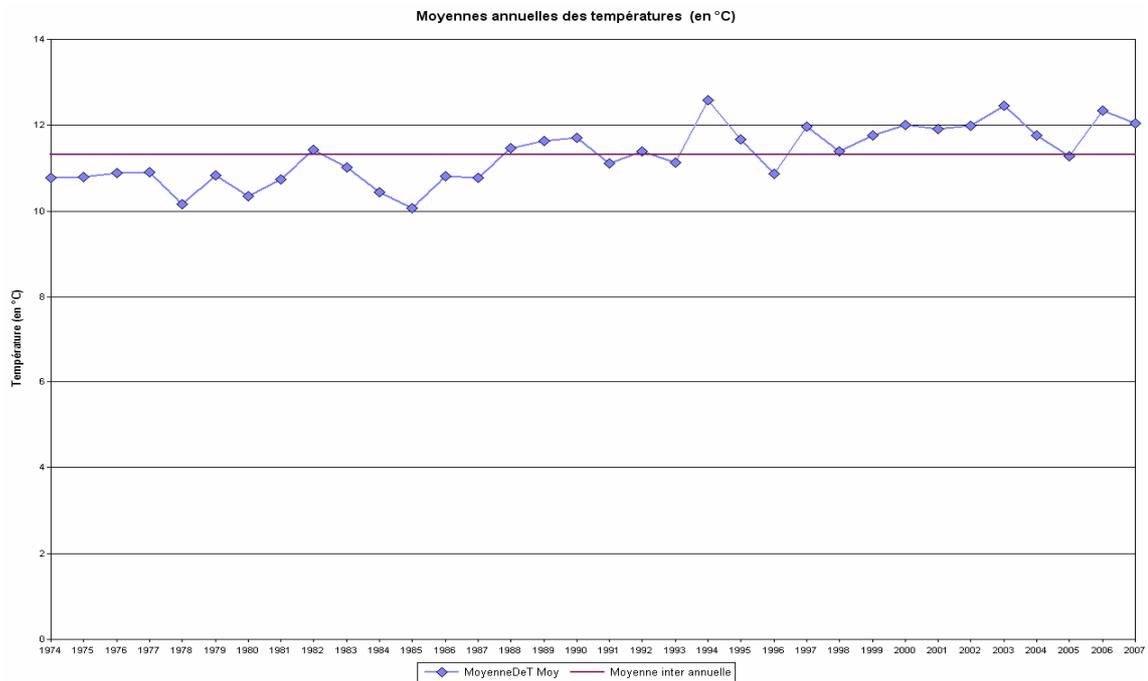


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle et mensuelle des températures entre 1974 et 2007

### I.3. Précipitations

Avec un cumul de 1 238 mm, l'année 2007 a présenté un déficit de 2 % par rapport à une année normale (1.260 mm). 2007 renouait donc avec les cumuls de précipitations normaux. Par contre l'hétérogénéité mensuelle des précipitations a rendu l'année 2007 atypique. En effet, l'aridité du mois d'avril et de l'automne ainsi que les excédents estivaux ont fait de cette année, une année particulière sur le plan pluviométrique.

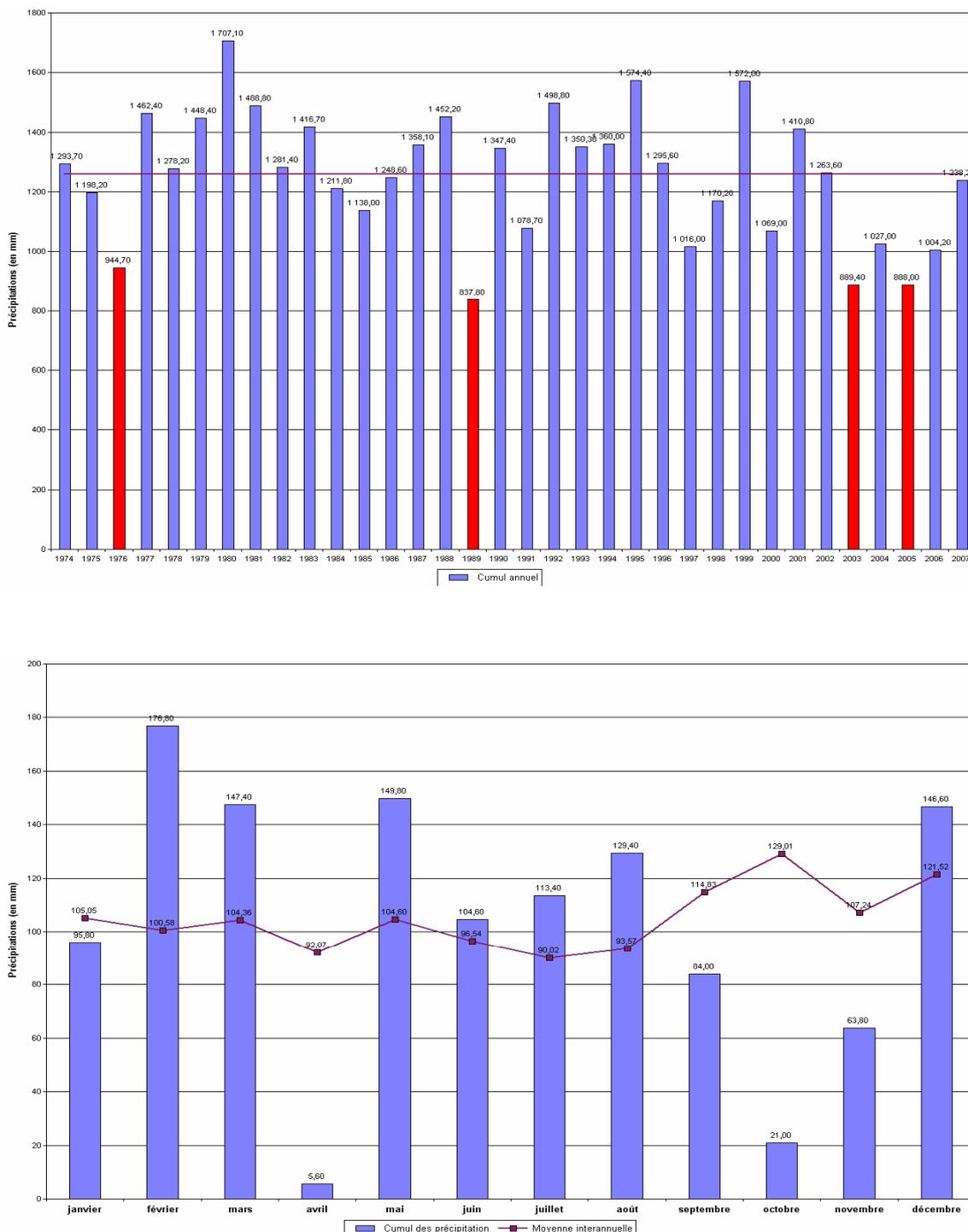
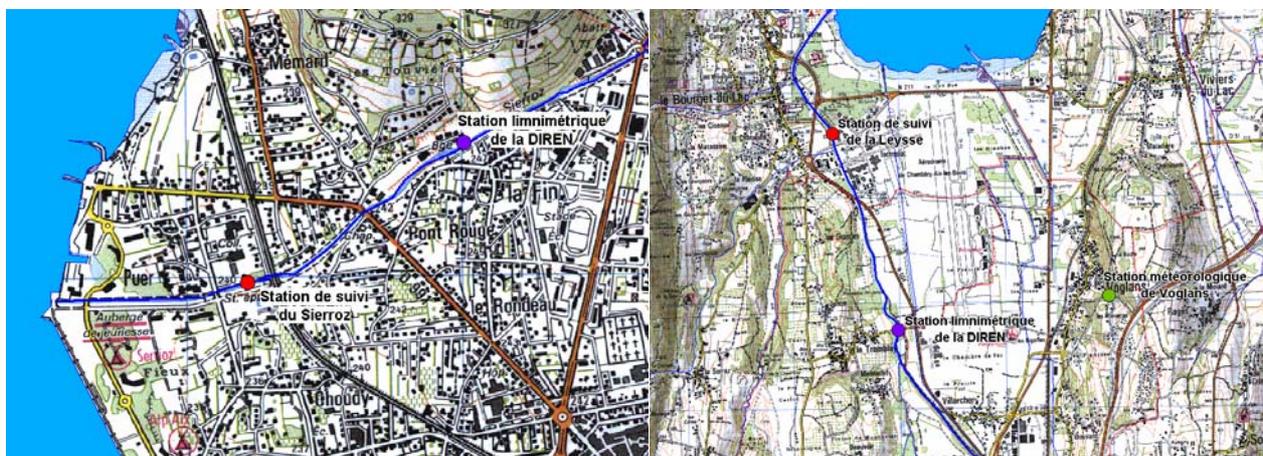


Figure 2 Evolution de la moyenne annuelle et mensuelle des précipitations entre 1974 et 2007

## II. DONNEES HYDROLOGIQUES DE L'ANNEE 2007

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 Km<sup>2</sup>) : 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 Km<sup>2</sup> à la station limnimétrique du Tremblay et 296 Km<sup>2</sup> 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 estimé 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 :

		<b>Leysse</b> (280 Km <sup>2</sup> )	<b>Sierroz</b> (133 Km <sup>2</sup> )
<b>débit biennal</b>	m <sup>3</sup> /s	<b>110</b>	<b>53</b>
<b>module</b>	m <sup>3</sup> /s	<b>6,38</b>	<b>2,45</b>
<b>Q<sub>mna5</sub></b>	m <sup>3</sup> /s	<b>0,53</b>	<b>0,19</b>

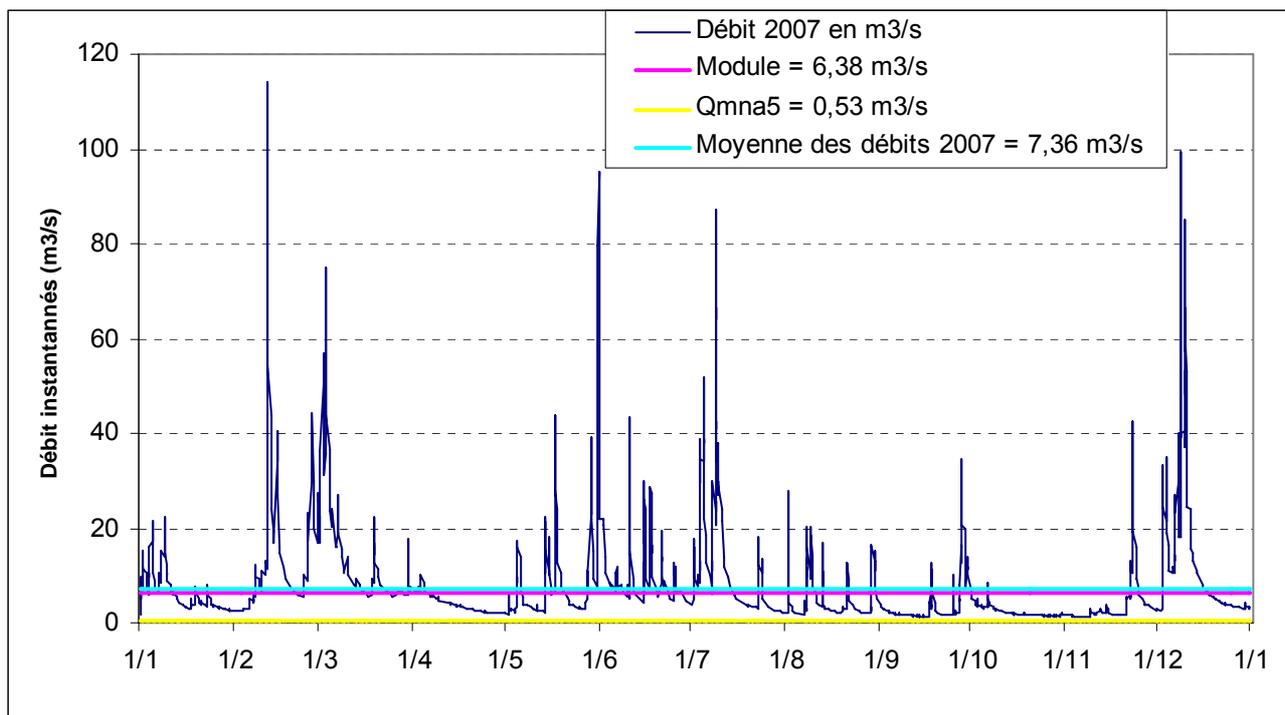
(source DIREN)

### II.1. Hydrologie de la Leysse en 2007

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi a donné un aperçu clair de l'hydrologie de la Leysse durant cette année 2007. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- La plus forte crue s'est produite en février (114 m<sup>3</sup>/s), le débit maximum étant supérieur à la crue biennale (110 m<sup>3</sup>/s) ;
- Les débits enregistrés en période estivale ont été largement supérieurs au QMNA5 et ceux mesurés en automne sont équivalents aux années antérieures sèches ;
- Le volume transité en 2007 a été de 233 Mm<sup>3</sup> pour un débit moyen de 7,34 m<sup>3</sup>/s ;

- le débit a été inférieur au module pendant 63% du temps et jamais inférieur au Qmna5 contre 1 à 9% les années précédentes.

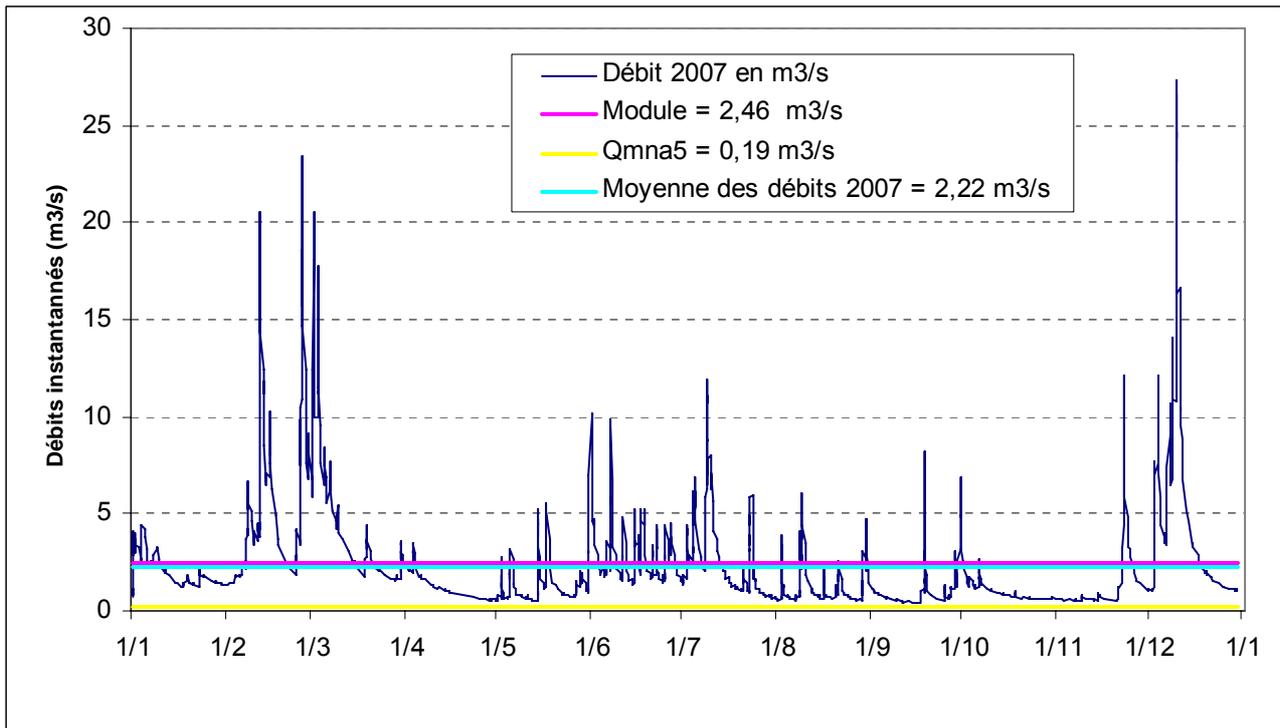


**Figure 3** Chronologie des débits sur la Leyse en 2007 (source DIREN)

## II.2. Hydrologie du Sierroz en 2007

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi appelle plusieurs constats :

- La plus forte crue s'est produite en décembre ( $27 \text{ m}^3/\text{s}$ ) soit bien en dessous de la crue biennale ( $53 \text{ m}^3/\text{s}$ );
- Le volume transité en 2007 a été de  $71 \text{ Mm}^3$  pour un débit moyen de  $2,22 \text{ m}^3/\text{s}$  ;
- le débit a été inférieur au module pendant 73% du temps et jamais inférieur au Qmna5 contre 2,5 à 12% les années précédentes.
- Les mêmes remarques que sur la Leyse concernant la périodicité atypique des débits pouvaient être faites pour le Sierroz : un mois d'avril et un automne avec des débits faibles, une période estivale présentant des débits toujours supérieurs au QMNA5.

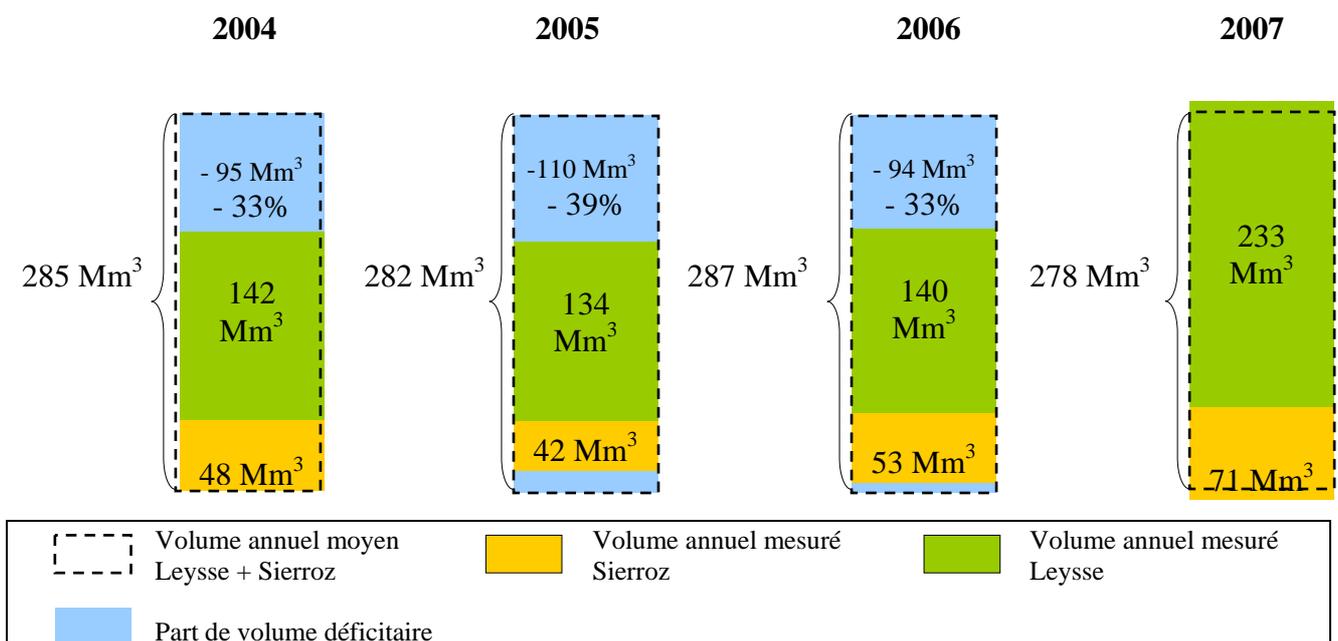


**Figure 4** Chronologie des débits sur le Sierroz en 2007 (source DIREN)

Ces résultats attestent du caractère pluvieux mais atypique de l'année 2007 par rapport aux années précédentes (2004 à 2006).

### II.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leyse et le Sierroz en 2007, a été pour la première fois depuis 2004 légèrement bénéficière : 304 Mm<sup>3</sup> mesurés pour 278 Mm<sup>3</sup> théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières).



Le bilan positif de l'année 2007 (26 Mm<sup>3</sup>) est toutefois loin de combler les déficits antérieurs. En effet le cumul des déficits hydrologiques (volume moyen annuel – volume réel) de ces 3 dernières années a atteint le volume d'une année hydrologique moyenne. La contribution respective de la Leysse et du Sierroz se répartit toujours autour de 65% et 25%.

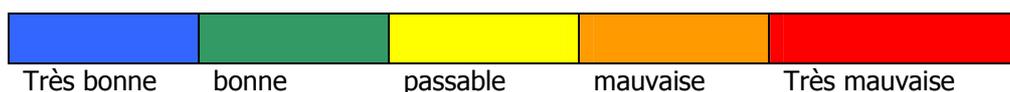
### III. QUALITE DES COURS D'EAU

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 :

- une bonne qualité physicochimique en regard de l'usage de l'eau ;
- une bonne qualité biologique du cours d'eau (IBGN, Indice poisson,...) ;
- une bonne qualité physique du cours d'eau.

Ces trois compartiments sont généralement examinés à un pas de temps annuel. Un des objectifs du suivi en semi-continu est de mesurer le compartiment physicochimique 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 stabilisé (critère du SEQ).

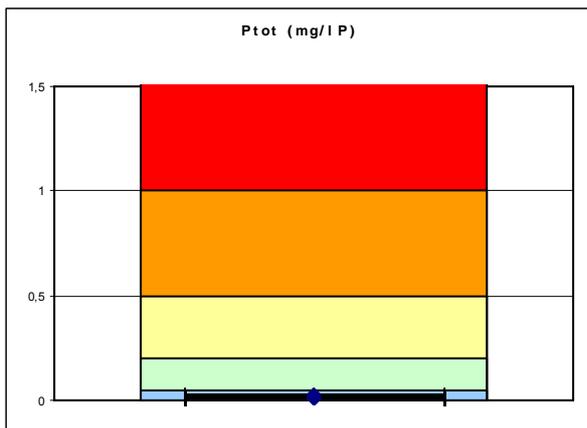
L'objet du présent chapitre est de constater le classement des analyses 2007 sur la grille de notation précédente. Pour permettre la compréhension des graphiques présentés dans les paragraphes qui suivent, il est précisé que :

- 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 (non conformité vis-à-vis de la DCE) ;
- chaque barre du graphique correspond à une analyse : ainsi, les traits grossis indiquent une juxtaposition de résultats identiques.

#### III.1. La Leysse

Au cours de l'année 2007, ce sont 114 analyses qui ont été effectuées sur la Leysse dont 32 en régime hydrologique stabilisé.

La figure suivante présente la distribution des concentrations mesurées en orthophosphates (PO<sub>4</sub>) et en phosphore total (Ptot) sur les échantillons de l'année 2007.

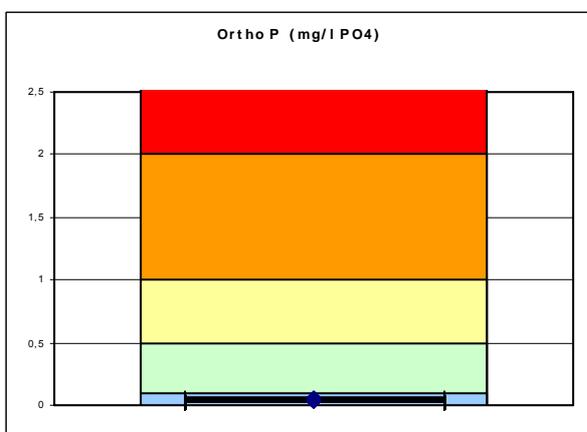


En période de régime hydrologique stable, les concentrations en Ptot présentent une faible variabilité.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,014 mg/l P
- Tout régime : 0,084 mg/l P contre 0,09 mg/l en 2006 (en baisse depuis 2004)

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

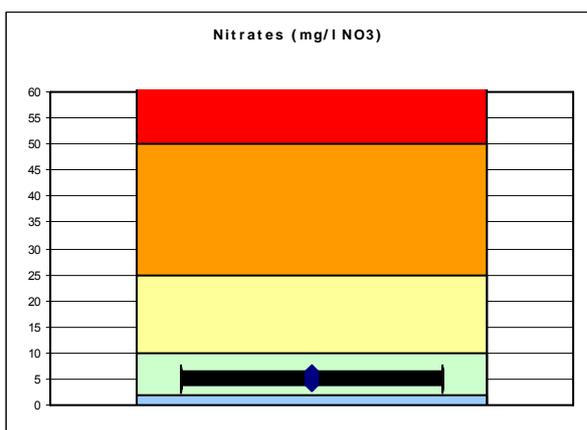


Les concentrations en PO<sub>4</sub> ne présentent aucun déclassement et sont donc conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,011 mg/l P
- Tout régime : 0,014 mg/l P contre 0,015 mg/l P en 2006 et supérieur à 0,02 mg/l P en 2004 et 2005 (en baisse depuis 2004)

**Figure 5** Classement SEQ des concentrations en phosphore dans la Leysse en 2007

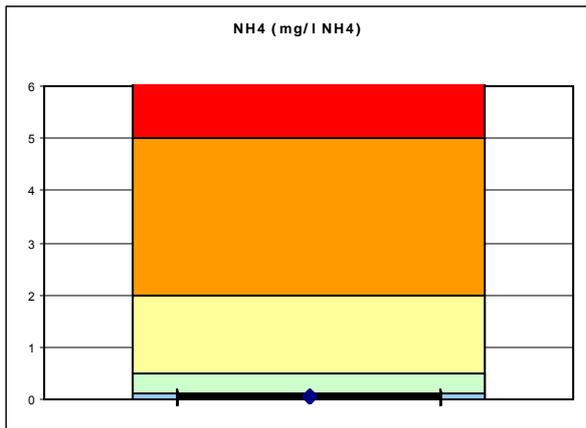


Les concentrations en NO<sub>3</sub> ne présentent aucun déclassement et sont donc conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 1,15 mg/l N
- Tout régime : 1,01 mg/l N (en baisse depuis 2004)

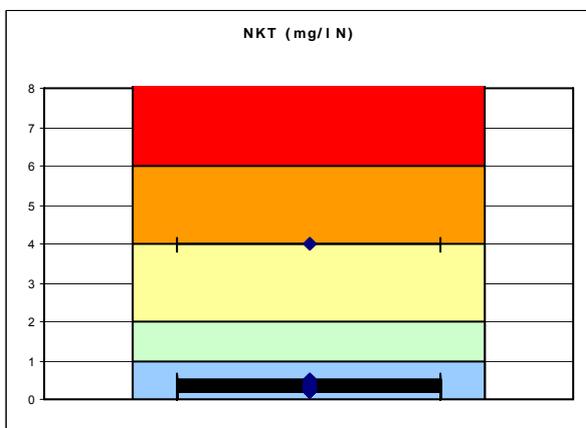
C'est la première fois que la concentration moyenne pondérée en régime stable est supérieure à celle calculée tout régime confondu : cela met bien en évidence l'origine ponctuelle des apports et le phénomène de dilution des nitrates (substance dissoute).



Les concentrations en  $\text{NH}_4$  ne présentent **aucun déclassement** et sont donc **conformes** aux objectifs de la DCE pour **100% du temps**.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,024 mg/l N.
- Tout régime : 0,03 mg/l N contre 0,08 mg/l N en 2006. On retrouve les concentrations de 2004 et 2005.



Un seul déclassement pour NKT est constaté sur le prélèvement du 14 au 20 juillet.

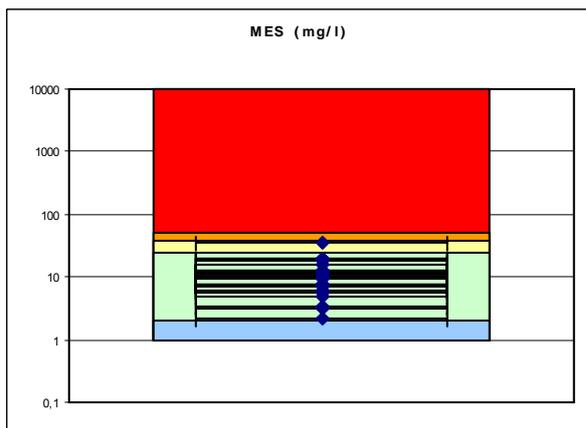
Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,47 mg/l
- Tout régime : 0,79 mg/l contre 0,81 mg/l en 2006

Les concentrations en NKT sont conformes aux objectifs de la DCE pour 97% du temps.

Aucun déversement en provenance des DO ou du by pass de l'UDEP de CMCA ne vient justifier ce déclassement.

**Figure 6** Classement SEQ des concentrations en azote dans la Leyse en 2007



Les concentrations en MEST présentent un déclassement : 36 mg/l mesuré en mars. La période considérée correspond à la fin de la descente de crue des 2 et 3 mars (5<sup>ème</sup> plus forte crue de l'année).

Concentration moyenne pondérée :

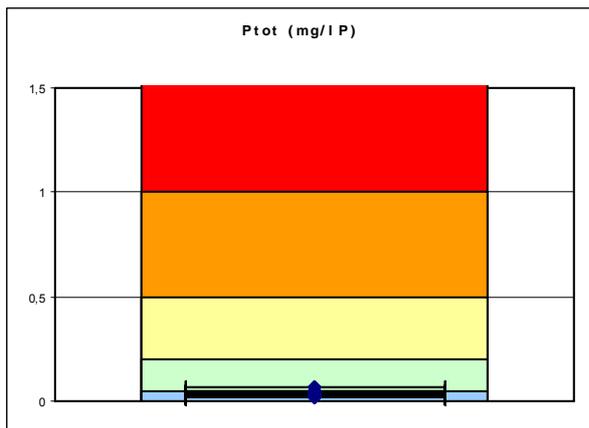
- En régime stable : 11,9 mg/l
- Tout régime : 373 mg/l contre 127 mg/l en 2005 et 558 mg/l en 2004

Les concentrations en MES sont conformes aux objectifs de la DCE pour 97% du temps.

**Figure 7** Classement SEQ des concentrations en MEST dans la Leyse en 2007

### III.2. Le Sierroz

Au cours de l'année 2005, ce sont 91 analyses qui ont été effectuées sur le Sierroz dont 35 en régime hydrologique stabilisé.

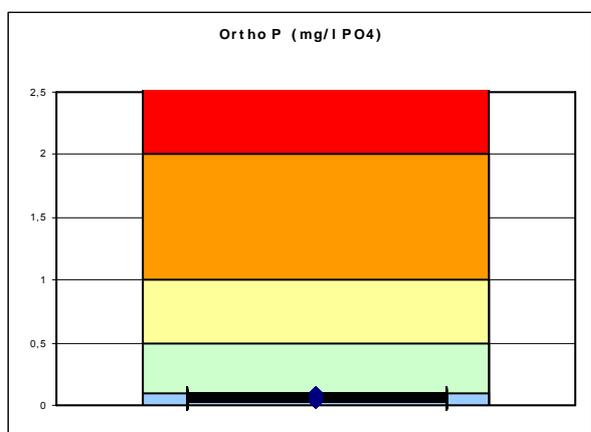


Les concentrations en Ptot ne présentent aucun déclassement et sont donc conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,033 mg/l P (divisé par 2 par rapport à 2006)
- Tout régime : 0,1 mg/l P contre 0,14 mg/l en 2006 et 0,27 mg/l en 2004

Les concentrations moyennes pondérées sont en forte baisse depuis 2004.

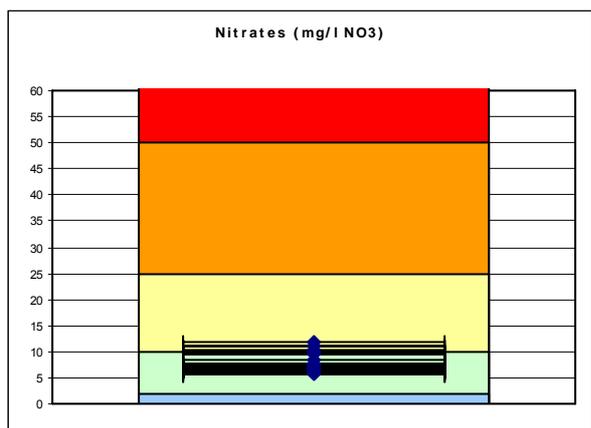


Les concentrations en PO<sub>4</sub> ne présentent aucun déclassement (classe bleue) et sont donc conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,016 mg/l P
- Tout régime : 0,024 mg/l P contre 0,029 mg/l P en 2006 et 0,03 mg/l P en 2004 (en baisse depuis 2004)

**Figure 8** Classement SEQ des concentrations en phosphore dans Le Sierroz en 2007



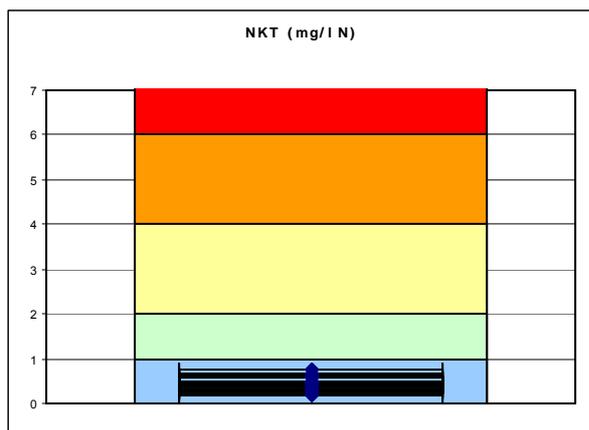
Les concentrations en NO<sub>3</sub> présentent 4 déclassements en période de régime hydrologique stabilisé. Tous les déclassements se sont produits entre mi janvier et début février. On remarque que pendant cette période quelque soit le régime hydrologique, les déclassements mesurés sont tous liés aux nitrates.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 1,81 mg/l N
- Tout régime : 1,85 mg/l N contre 2,15 mg/l N en 2006 et 2,46 mg/l N en 2004

On remarque que peu d'écart entre les deux régimes hydrologiques : conséquence de la nature dissoute des nitrates.

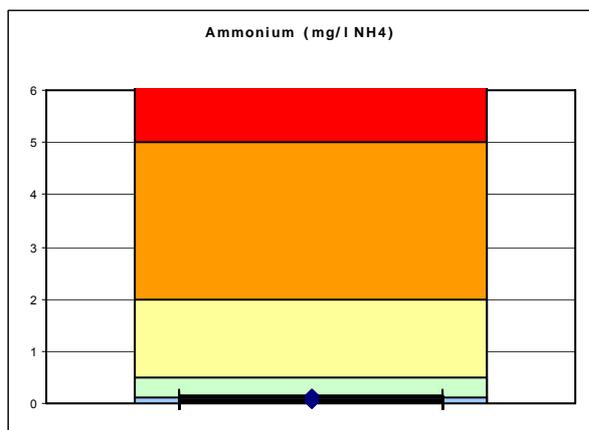
Les concentrations en NO<sub>3</sub> sont conformes aux objectifs de la DCE pour 89% du temps.



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

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,45 mg/l (0,57 mg/l en 2006)
- Tout régime : 0,92 mg/l contre 1,08 mg/l en 2006 et 1,37 mg/l en 2004



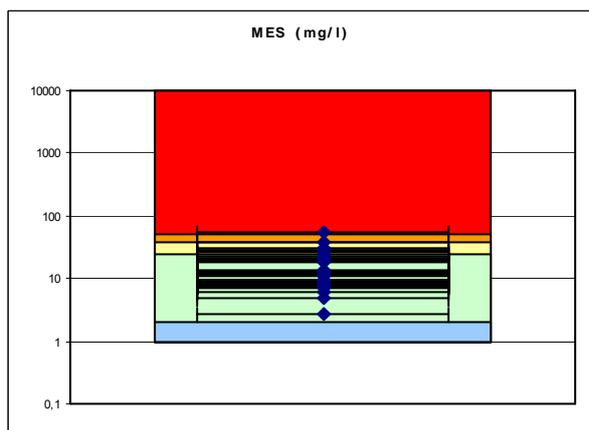
Les concentrations en  $\text{NH}_4$  ne présentent aucun déclassement et sont donc conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,028 mg/l N
- Tout régime : 0,024 mg/l N contre 0,027 mg/l N en 2006 et 0,05 mg/l N en 2004

Les concentrations les plus fortes ( $> 0,1$  mg/l) ont été mesurées majoritairement lorsque le débit est faible (env.  $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

**Figure 9** Classement SEQ des concentrations en azote dans le Sierroz en 2007



Contrairement à la Leysse, même en régime stabilisé on constate plus régulièrement des déclassements liés aux MES. Ces déclassements sont mesurés en période de tarissement des crues ou lors de faibles pluies n'engendrant pas de variation de débit important. Les apports de MES semblent plus réactifs sur le Sierroz.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 17,68 mg/l
- Tout régime : 192,6 mg/l contre 115 mg/l en 2005 et 384 mg/l en 2004

Les concentrations en MEST sont conformes aux objectifs de la DCE pour 82% des analyses et 76% du temps, en hausse par rapport à 2006.

**Figure 10** Classement SEQ des concentrations en MEST dans le Sierroz en 2007

Les paramètres azotés et phosphorés présentent globalement une amélioration tant en concentration moyenne pondérée quand conformité vis-à-vis de la DCE.

Le tableau suivant présente les concentrations moyennes annuelles tous régimes confondus pondérées par le volume.

		Leysse (296 Km <sup>2</sup> )				Sierroz (133 Km <sup>2</sup> )			
		2004	2005	2006	2007	2004	2005	2006	2007
<b>Débit moyen</b>	<b>m<sup>3</sup>/s</b>	<b>4,51</b>	<b>4,26</b>	<b>4,43</b>	<b>7,34</b>	<b>1,51</b>	<b>1,34</b>	<b>1,68</b>	<b>2,22</b>
<b>Ptot</b>	<b>mg/l</b>	0,2	0,1	0,09	0,08	0,27	0,17	0,14	0,1
<b>PO<sub>4</sub></b>	<b>mg/l(P)</b>	0,025	0,028	0,015	0,014	0,03	0,028	0,029	0,02
<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>mg/l(N)</b>	1,47	1,24	1,15	1,01	2,46	2,07	2,15	1,85
<b>NKT</b>	<b>mg/l</b>	1,12	0,55	0,81	0,79	1,37	0,86	1,08	0,92
<b>NH<sub>4</sub></b>	<b>mg/l(N)</b>	0,025	0,03	0,08	0,03	0,05	0,038	0,027	0,023
<b>COD</b>	<b>mg/l</b>	1,85	1,67	1,81	1,82	2,25	2,14	2,09	2,06
<b>COT</b>	<b>mg/l</b>	2,77	2,65	2,70	2,43	3,21	3,31	3,2	2,67
<b>MES</b>	<b>mg/l</b>	558	127	175	373	384	115	218	192

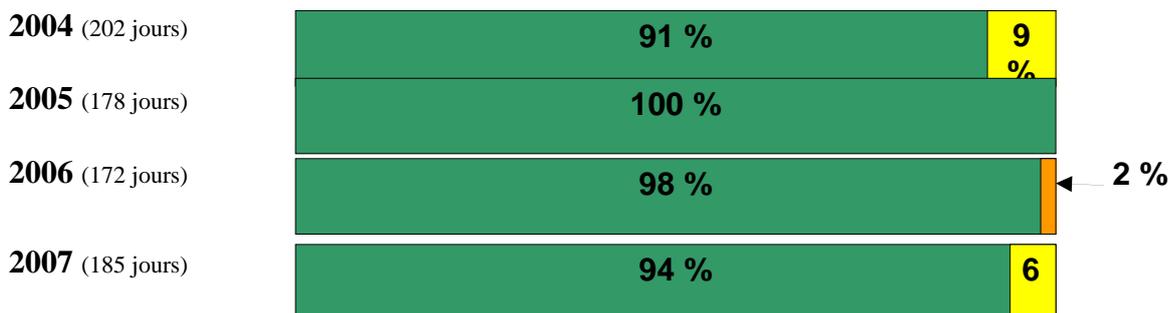
Pour l'année 2006, le Sierroz a présenté des concentrations plus élevées que la Leysse sauf pour le paramètre ammonium et les MES. Les concentrations en NH<sub>4</sub> plus importantes dans la Leysse trouvent leur origine dans les rejets urbains plus importants dans la Leysse. Le NH<sub>4</sub> est un très bon traceur de pollution.

Après 2006, les concentrations dans la Leysse ont encore été à la baisse sauf pour les MES et le COD. Un plus gros volume a transité en période de pluie (180 Mm<sup>3</sup> en 2007 contre 111 en 2006) d'où proportionnellement un plus grand apport de MES. 2005 reste l'année présentant les plus basses concentrations en MES.

Le Sierroz présente des concentrations en diminution depuis 2004. Cette baisse est très marquée sur le paramètre Ptot : -63% entre 2004 et 2007, - 28% entre 2006 et 2007.

La Leysse :

- Qualité en ne prenant en compte que les échantillons prélevés en régime établi :



On notera qu'en 2007 :

- la Leysse est conforme à la DCE 94% du temps en régime établi ;

- Au cours des 94% du temps pendant lequel la Leysse est conforme, le paramètre déterminant la classe verte est à 70% les nitrates et 30% les MES<sup>1</sup> ;
- les 6 % du temps pendant lequel la Leysse est déclassée en jaune correspond à un déclassé lié aux MES et un aux matières azotées (NKT).

Le Sierroz :

- Qualité en ne prenant en compte que les échantillons prélevés en régime établi :

<b>2004</b> (215 jours)	<b>72 %</b>	<b>22%</b>	<b>6 %</b>
<b>2005</b> (177 jours)	<b>59 %</b>	<b>35%</b>	<b>6 %</b>
<b>2006</b> (213 jours)	<b>37 %</b>	<b>44%</b>	<b>19%</b>
<b>2007</b> (162 jours)	<b>68 %</b>	<b>23%</b>	<b>5 4 %</b>

On remarque que :

- le Sierroz est conforme à la DCE 68% du temps en régime établi ;
- Au cours des 68% du temps pendant lequel le Sierroz est conforme, le paramètre déterminant la classe verte est à 84% les nitrates et 16% les MES<sup>2</sup> ;
- Au cours des 23% du temps pendant lequel le Sierroz est déclassé en jaune, le paramètre déclassant est à 48% les nitrates et 52% les MES<sup>3</sup>.
- Les concentrations en MES sont responsables des 9% du temps de déclassé en orange et rouge du Sierroz.

En 2006 également, les nitrates et les MES étaient les paramètres déclassants majoritaires.

Mis à part les résultats liés aux MES, on notera que les concentrations mesurées en nitrates ne permettent pas l'atteinte du bon état écologique pour le Sierroz. On notera toutefois une diminution de la part des nitrates dans les déclassés en jaune (63% en 2006 contre 48% en 2007). Les travaux d'assainissement engagés par la CALB et notamment la connexion des UDEP du Montcel et du Sierroz à l'UDEP d'Aix-les-Bains devraient, dans les années à venir, améliorer les résultats obtenus en régime établi. En effet l'élimination de ces rejets ponctuels dans le bassin versant du Sierroz devrait avoir un impact positif sur les concentrations et flux de nutriments du Sierroz.

---

<sup>1</sup> En ce qui concerne les MES, les résultats sont en réalité sans doute meilleurs que ce qui est présenté

<sup>2</sup> précédemment car des prélèvements considérés comme étant en régime établi intègre une partie

<sup>3</sup> du tarissement des crues.

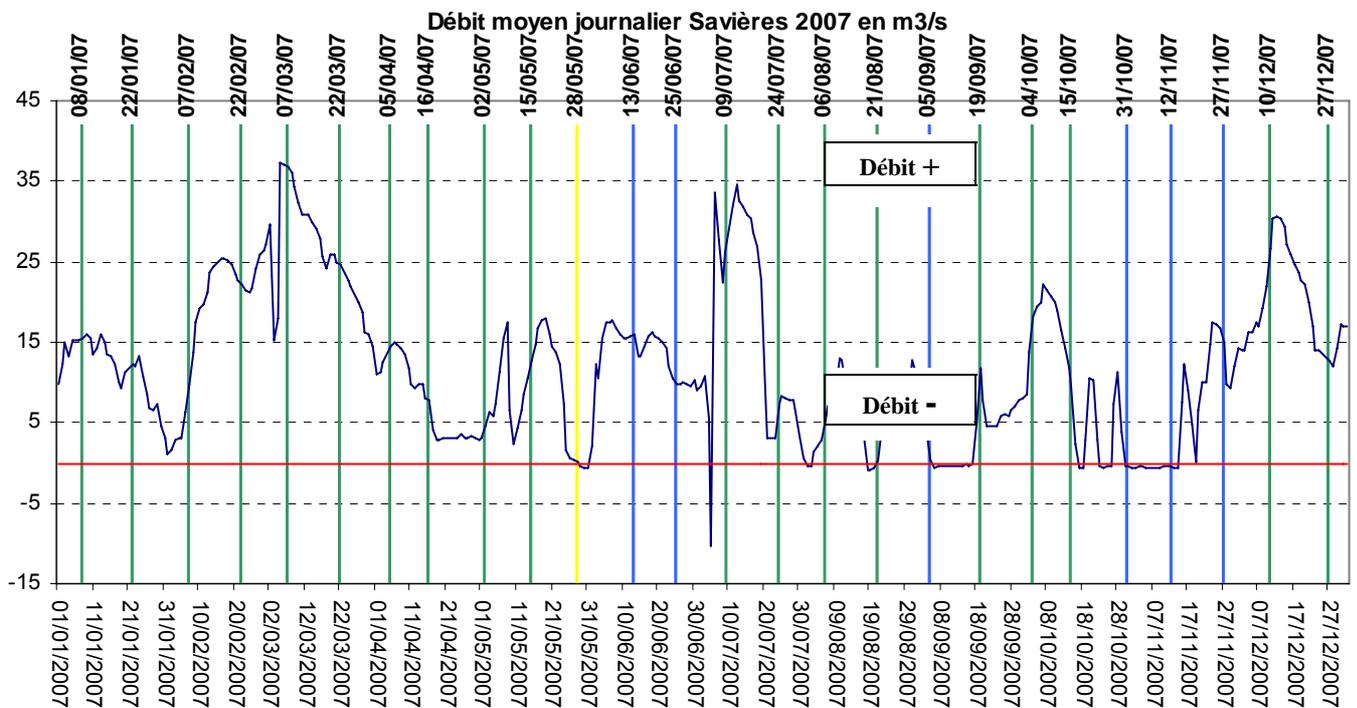
Le Canal de Savières :

L'interprétation suivante porte sur les 26 prélèvements ponctuels réalisés au cours de l'année 2007. La chronique des débits a été 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 2007, comme l'indique le graphique ci-dessous, le régime hydrologique du Canal de Savières s'est réparti ainsi :

- 323 jours en fonctionnement Lac > Rhône pour un volume de 386,6 Mm<sup>3</sup> transités.
- 43 jours en fonctionnement Rhône > Lac pour un volume de 2,6 Mm<sup>3</sup> transités.

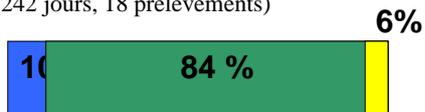
Le graphique suivant permet de visualiser les prélèvements sur l'hydrogramme et de les situer par rapport aux deux régimes hydrologiques du canal de Savières.



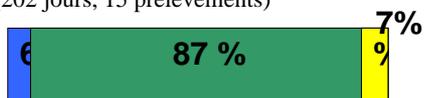
**Figure 11** Positionnement des prélèvements ponctuels sur l'hydrogramme du canal de Savières

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

**2006**  
(242 jours, 18 prélèvements)



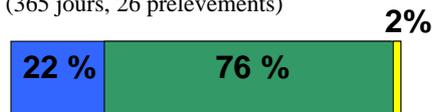
**2006 Rhône < Lac**  
(202 jours, 15 prélèvements)



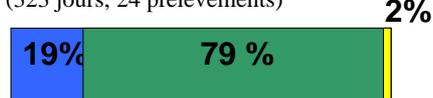
**2006 Rhône > Lac**  
(40 jours, 3 prélèvements)



**2007**  
(365 jours, 26 prélèvements)



**2007 Rhône < Lac**  
(323 jours, 24 prélèvements)



**2007 Rhône > Lac**  
(43 jours, 2 prélèvements)



On remarque que :

- Le seul déclassement (classe jaune) s'est produit lors du fonctionnement Rhône < Lac du canal en mai 2007. L'altération déclassante est « matières azotées » et le paramètre déterminant est l'ammonium. Ce déclassement intervient alors que le débit du canal est quasi nul. La stagnation des eaux du canal peut être à l'origine de ce déclassement.
- Lorsque le canal fonctionne dans le sens Rhône > Lac, aucun déclassement n'a été mesuré.

#### IV. BILAN DES APPORTS AU LAC

L'objectif de cette partie est de déterminer les apports en nutriments au lac par la Leyse et le Sierroz et de les comparer avec les données existantes.

##### *Estimation des flux entrants de l'année 2007*

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 Leyse et du Sierroz.

**Tableau 3** Apports annuels de la Leyse et du Sierroz en 2007

	Année 2007				
	TOTAL	Leyse (296 Km <sup>2</sup> )		Sierroz (133 Km <sup>2</sup> )	
Volume transité (Mm <sup>3</sup> )	304	233	77%	71	23%
Ortho P (Tonnes de P)	5,1	3,4	67%	1,7	33%
Ptot (Tonnes)	<b>26,9</b>	<b>19,7</b>	73%	<b>7,2</b>	27%
NO <sub>3</sub> (Tonnes de N)	<b>368</b>	<b>237</b>	64%	<b>131</b>	36%
NH <sub>4</sub> (Tonnes de N)	8,7	7	80%	1,7	20%
COD (Tonnes)	572	426	74%	146	26%
COT (Tonnes)	757	568	75%	189	25%
MES (Tonnes)	100 709	87 055	86%	13 654	14%
NKT (Tonnes)	250	185	74%	65	26%

En 2007, la Leysse, le Sierroz + le DO des Biâtres ont apporté au lac :

**Tableau 4** Chronologie des apports au lac depuis 1974

	Estimation 1974	Estimation 1983	Estimation 1995-96	Résultats 2004	Résultats 2005	Résultats 2006	Résultats 2007
Ptot	300 T	150 T	94 T	41 T + ?	21 T + ?	21 T + 4T	27 T + 6T
PO <sub>4</sub>	140 T		18 T	5,11 T	3,5 T	3,6 T	4,6 T
NO <sub>3</sub>	1.500 T	580 T	450 T	327 T	252 T	275 T	367 T
NO <sub>3</sub> + NKT				552 T	361 T	446 T	617 T

Les apports en Ptot mesurés en 2007 ont été supérieurs à ceux de 2005 et 2006. Cette augmentation est liée au caractère plus pluvieux de cette année. Ils restent toutefois inférieurs à ceux mesurés en 2004 alors que la pluviométrie et le volume d'eau transités par la Leysse et le Sierroz en 2007 ont été plus importants. La tendance à l'amélioration constatée depuis 2004 n'est donc pas remise en cause par cette hausse des apports, celle-ci étant liée à la hausse des volumes (cf la baisse des concentrations moyennes pondérées).

Plusieurs hypothèses peuvent être énoncées quant à la différence d'apports de Ptot entre 2004 et 2007 :

- Le fait que le seuil de détection des analyses de Ptot par Savoie Labo soit passé de 0,02 mg/l à 0,01 mg/l en 2006, n'a de conséquence que pour le régime stabilisé (concentration inférieure à 0,02 mg/l dans ces conditions) soit sur 5% des apports en Ptot. Ce qui ne justifie pas la différence d'apports entre 2004 et 2007.
- Si l'on scinde l'année en deux périodes : mars à octobre (végétation abondante, forte demande en eau, stabilisation des sols par la végétation) et janvier, février – novembre, décembre (végétation en régression, faibles besoins en eau, sol fortement érodable), on constate des différences importantes entre 2004 et 2007.

De mars à octobre : 18 T de Ptot ont été apportés au lac par la Leysse et le Sierroz en 2004 et 2007 alors que le volume transité sur la même période est le double en 2007 par rapport à 2004 (182 Mm<sup>3</sup> contre 84 Mm<sup>3</sup>). Cela tend à confirmer la faible efficacité des pluies à mobiliser le Ptot (majoritairement particulaire) à cette période.

Sur la même période 2 crues avec un débit de pointe > à 80 m<sup>3</sup>/s ont été enregistrées sur la Leysse en 2007 contre 0 en 2004. Sur le Sierroz, 3 crues > à 10 m<sup>3</sup>/s se sont produites en 2007 contre 0 en 2004.

Sur les périodes janvier, février et novembre, décembre : en 2004 18 T de Ptot ont été apportées au lac contre 8 T en 2007 pour un volume presque équivalent. Or en 2004 3 crues > à 80 m<sup>3</sup>/s se sont produites sur la Leysse contre 2 en 2007 plus une crue > à 70 m<sup>3</sup>/s. Et pour le Sierroz, 2 crues > à 35 m<sup>3</sup>/s et une > à 20 m<sup>3</sup>/s sont intervenues en 2004 contre 0 > à 35 m<sup>3</sup>/s et 4 > 20 m<sup>3</sup>/s en 2007. Et en 2004 les crues d'octobre interviennent après une très longue période sèche, ce qui n'est pas le cas en 2007.

La différence entre les apports en Ptot de 2004 et 2007 trouve donc son origine dans la période « hivernale ». Les apports de 2004 semblent majorés par des crues plus intenses et plus nombreuses qui interviennent à une période durant laquelle le phosphore sous forme particulaire est plus facilement mobilisable et après une période de temps sec qui a permis la concentration du phosphore sur les particules du sol et des sédiments.

Cette comparaison interannuelle des crues et de leur impact sur les apports en phosphore fera l'objet d'une démarche au cours des années à venir.

Les apports en Ptot du Sierroz sont équivalents entre 2006 (7,4 T) et 2007 (7,2 T), alors que le volume transité est 25% plus élevé. Cela s'explique par une baisse de 28% de la concentration moyenne en Ptot dans le cours d'eau. Cette baisse n'est pas constatée sur la Leysse.

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 43 jours en 2007.

**Tableau 5** Apports au lac du canal de Savières

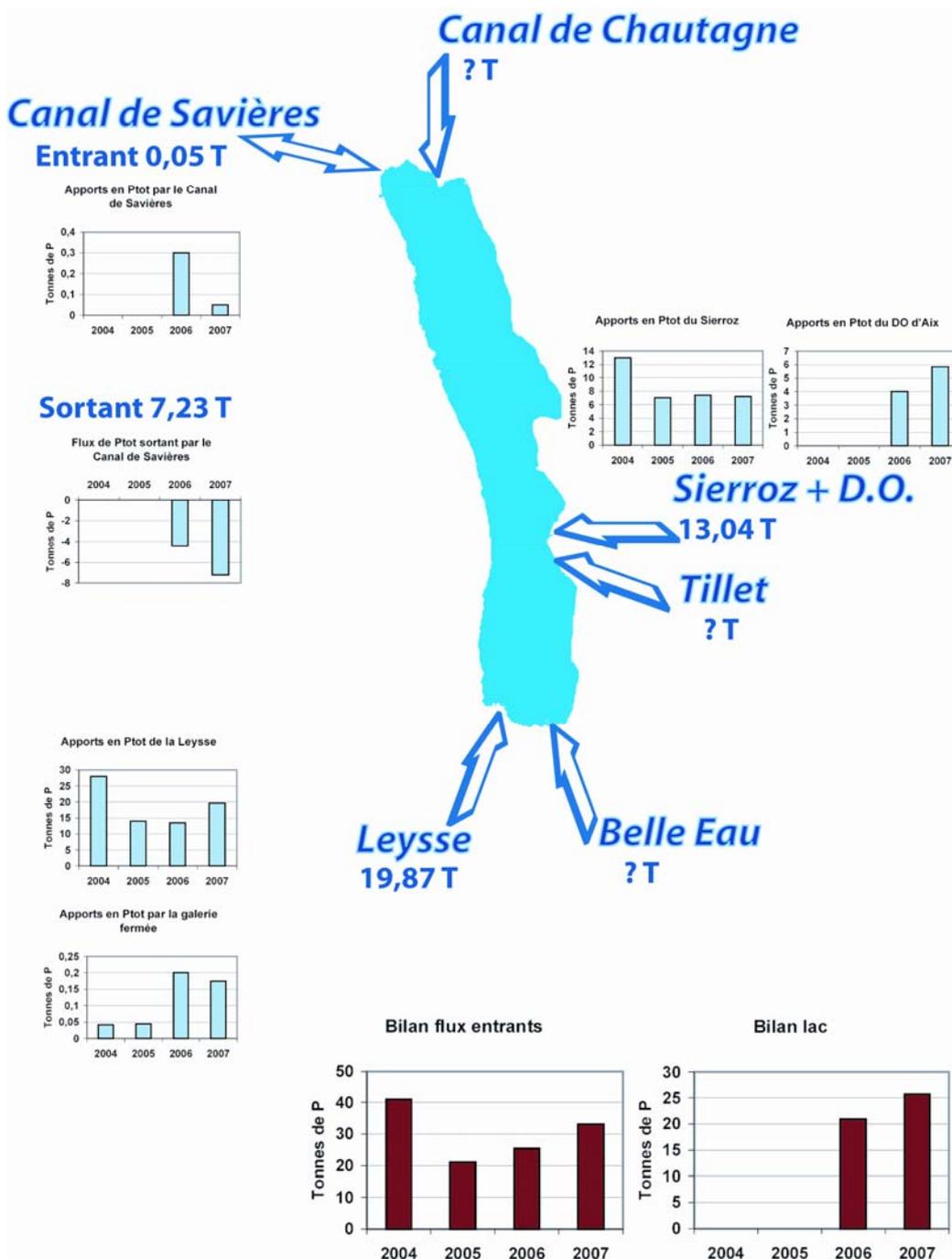
	2007		TOTAL LAC
	Rhône > Lac		
Volume transité (Mm <sup>3</sup> )	2,6	0,8%	307
Ortho P (Tonnes de P)	0,03	0,6%	5,13
Ptot	0,05	0,2%	26,95
NO <sub>3</sub> (Tonnes de N)	0,64	0,2%	368,64
NH <sub>4</sub> (Tonnes de N)	0,13	1,4%	8,83
COD	5,56	0,9%	577,56
COT	6,69	0,8%	763,69
MES	7,76	0%	100 716,76
NKT	1,23	0,5%	251,23

Le calcul des flux transitant par le canal de Savières est fondé sur des prélèvements ponctuels effectués tous les 15 jours. Une incertitude de calcul existe donc pour l'estimation des flux. Un calcul d'incertitude a été fait pour évaluer l'incidence du débit moyen retenu pour le calcul du flux (ce débit peut être calculé sur les 15 jours précédant l'analyse, sur les 15 jours suivant l'analyse ou sur une période hydrologiquement cohérente). Cette incertitude est évaluée entre 0,4 (NO<sub>3</sub>) et 25% (NH<sub>4</sub>) en fonction des paramètres sur le canal de Savières. Le calcul sur une période hydrologiquement cohérente paraît être la plus représentative de la réalité.

Quelles que soient les incertitudes, on constate que les apports par le Rhône via le canal de Savières sont très faibles (inférieurs à 1,5 %) en comparaison avec ceux de la Leysse et du Sierroz.

Afin de compléter le bilan des apports au lac, il faut tenir compte des apports du Tillet, du Belle-Eau, du canal de Chautagne qui sont inconnus et également des apports consécutifs à des déversements directs au lac par le réseau unitaire d'Aix-les-Bains – déversoir des Biâtres– (6,25 T de Ptot) et des apports via la Leysse lors de la coupure annuelle de la galerie de l'Épine (0,175 T de Ptot).

Pour 2007, on peut résumer le bilan du lac ainsi :



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

	2007										
	TOTAL	Leysses (296 Km <sup>2</sup> )		Sierroz (133 Km <sup>2</sup> )		DO Aix		Savières		Coupure galerie	
Volume transité (Mm <sup>3</sup> )	308	233	75,6%	71	23%	1,05	0,3%	2,6	0,8%	0,33	0,1%
Ortho P (Tonnes de P)	5,26	3,4	64,6%	1,7	32,3%			0,03	0,6%	0,135	2,5%
Ptot (Tonnes)	33	19,7	59,6%	7,2	21,8%	5,84	18%	0,05	0,1%	0,175	0,5%
NO <sub>3</sub> (Tonnes de N)	369,3	237	64%	131	35,5%			0,64	0,2%	0,725	0,2%
NH <sub>4</sub> (Tonnes de N)	17,1	7	41%	1,7	10%			0,13	0,7%	8,27	48,3%
COD (Tonnes)	577,5	426	73,7%	146	25,3%			5,56	1%		
COT (Tonnes)	763,7	568	74,4%	189	24,7%			6,7	0,9%		
MES (Tonnes)	100 930	87 055	86%	13 654	13,5%	209,5	0,2%	7,76	0,01%	3,9	0%
NKT (Tonnes)	298,6	185	62%	65	21,7%	39,1	13,1%	1,23	0,4%	8,3	2,8%

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- Les apports en nutriments du Sierroz sont toujours compris entre un tiers et un quart des apports de la Leysses. La part des apports en Ptot du Sierroz est en diminution par rapport aux années précédentes sèches. Ces apports représentaient alors environ la moitié des apports de la Leysses.

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot au lac n'est pas atteint.
- Le déversoir des Biâtres représente 6 T soit 18 % des apports en Ptot (contre 4 en 2006) et 14% des apports en NKT pour 0,3% du volume total. Les effluents rejetés sont chargés (eaux usées + eaux de ruissellement de chaussée et toitures) et le déversoir des Biâtres a connu 40 épisodes de rejets qui se sont déroulés sur 157 jours.

La création d'un Bassin de Stockage Décantation Surverse (BSDS) en amont du déversoir des Biâtres devrait nettement améliorer la situation. En effet le bassin projeté permettra la rétention des effluents pour une pluie de retour annuel. Pour l'année pluviométrique moyenne, cela reviendrait à réduire les flux déversés au lac de 78% pour le Ptot à 82% pour les MES.

- 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 un flux important de NH<sub>4</sub> : 8,27 T soit 48% du flux annuel total sur 7 jours de déversements et 0,1% du volume apporté au lac (7,5 T en 2004, 5,2 T en 2005, 0,6 T en 2006 – uniquement rejet de l'UDEP du Bourget-du-Lac pour cause de travaux sur le by pass de la galerie). Les effluents traités rejetés lors de la coupure proviennent des stations d'Aix-les-Bains et de Chambéry Métropole principalement, et de ce fait parcourt un trajet de plusieurs kilomètres en conduite de refoulement. Ce temps de transport peut générer des changements dans la nature des effluents traités, la chaîne de l'azote et l'ammonification se poursuivent lors du transport et génère des concentrations en NH<sub>4</sub> élevées.

### **Estimation des flux sortants**

Le suivi du canal de Savières (exutoire du lac) a permis d'estimer les flux sortant pour l'année 2007. Le canal de Savières a fonctionné dans le sens exutoire du lac durant 323 jours.

Le tableau suivant présente les résultats du suivi des flux sortants :

**Tableau 6** Flux sortants par le canal de Savières

	Savières	
	Flux annuels sortant du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm <sup>3</sup> )	386,6	101,7%
Ortho P (Tonnes de P)	5,15	98%
Ptot (Tonnes)	<b>7,23</b>	<b>22%</b>
NO <sub>3</sub> (Tonnes de N)	<b>153,4</b>	<b>41,5%</b>
NH <sub>4</sub> (Tonnes de N)	7,98	46,6%
COD (Tonnes)	695,8	120%
COT (Tonnes)	876,8	115%
MES (Tonnes)	1 561	1,5%
NKT (Tonnes)	163,2	54,6%

Les flux sortant du lac sont très variables en fonction des paramètres : de 120% des apports totaux pour le COD à 1,5% pour les MES.

*Bilan des nutriments dans le lac pour l'année 2007*

Le suivi réalisé au cours de l'année 2007 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 paraît important d'approfondir.

Le tableau suivant présente le bilan entrée / sortie des nutriments dans le lac pour l'année 2007 :

**Tableau 7** Bilan des nutriments dans le lac

	<b>ENTREES</b>	<b>SORTIES</b>	<b>BILAN</b>
Volume transité (m <sup>3</sup> )	308	386,6	- 78,6
Ortho P (Tonnes de P)	5,26	5,15	0,11
Ptot (Tonnes)	<b>33</b>	<b>7,23</b>	25,77
NO <sub>3</sub> (Tonnes de N)	<b>369,3</b>	<b>153,4</b>	215,9
NH <sub>4</sub> (Tonnes de N)	17,1	7,98	9,12
COD (Tonnes)	577,5	695,8	- 118,3
COT (Tonnes)	763,7	876,8	- 113,1
MES (Tonnes)	100 930	1 561	99 369
NKT (Tonnes)	298,6	163,2	135,4

On remarque en priorité qu'il sort plus d'eau du lac que ce qu'il n'en rentre. Il existe plusieurs raisons à cela :

- seuls la Leyse et le Sierroz parmi les affluents du lac sont suivis, on sous estime donc le volume d'eau apporté au lac ;
- le lac est régulé, le volume d'eau qui passe par le canal de Savières sert à maintenir des niveaux du lac fixes ;

Les affluents non pris en compte doivent nécessairement avoir un impact notamment en terme de volume d'eau apporté au lac.

La part des flux sortant est plus importante pour les formes dissoutes que pour les formes particulières. Ce constat s'explique par le faible taux de sortie en MES et le volume plus important véhiculé du lac vers le Rhône. 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.

Les paramètres azotés et phosphorés ont un solde positif, or, les concentrations dans le lac sont en diminution. Une partie importante des nutriments entrant dans le lac est donc, 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.

## V. CONTRIBUTION DU TEMPS DE PLUIE DANS LES FLUX

L'objectif de ce paragraphe 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).

### *La Leysse*

Le régime de temps de pluie de la Leysse s'étale sur 184 jours soit 50% de l'année.

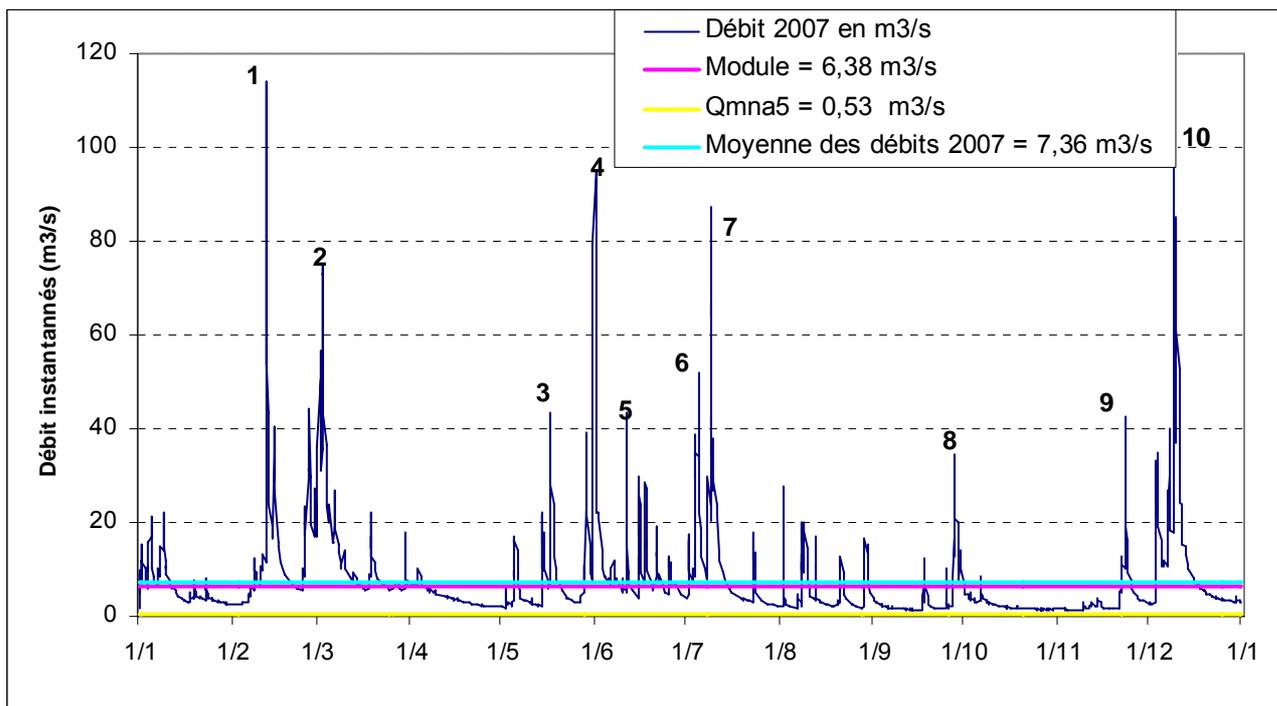
Le tableau suivant présente les apports de temps de pluie et le pourcentage par rapport aux apports totaux de la Leysse.

**Tableau 8** Apports en temps de pluie de la Leysse

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Leysse
Volume transité (Mm <sup>3</sup> )	180,7	<b>77%</b>
Ortho P (Tonnes de P)	2,81	<b>82%</b>
Ptot (Tonnes)	18,93	<b>96%</b>
NO <sub>3</sub> (Tonnes de N)	176,73	<b>75%</b>
NH <sub>4</sub> (Tonnes de N)	5,74	<b>82%</b>
COD (Tonnes)	359,9	<b>84%</b>
COT (Tonnes)	480,7	<b>85%</b>
MES (Tonnes)	86 399	<b>99%</b>
NKT (Tonnes)	159,9	<b>86%</b>

75 à 99% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux. La contribution du temps de pluie sur le volume transité est en faible diminution par rapport à 2006, cela s'explique par un débit moyen plus haut tout au long de l'année (débit plus souvent supérieur au module en 2007). La même remarque peut être formulée pour les nitrates, leur caractère dissous et donc inféodé au volume explique cette baisse.

Le graphique suivant indique les 10 principales crues de la Leysse. 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 12** Positionnement des principales crues de la Leysse

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

**Tableau 9** Apports des principales crues de la Leysse

	Apports des 10 crues principales	
Durée (jours)	94	51%
Volume transité	133,3	73,7
Ortho P (Tonnes de P)	2,3	82%
Ptot (Tonnes)	16,3	86%
NO <sub>3</sub> (Tonnes de N)	130,7	74%
NH <sub>4</sub> (Tonnes de N)	4,2	73%
COD (Tonnes)	277,3	77%
COT (Tonnes)	372,5	77%
MES (Tonnes)	81 466	94%
NKT (Tonnes)	136	85%

L'analyse des apports des crues de l'année montre que les 10 crues principales de la Leysse sont à l'origine de 73 à 94% des apports de temps de pluie.

Si l'on ne regarde que les 5 crues (1, 4, 6, 7 et 10) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on remarque qu'elles sont responsables de plus de 71% des apports en Ptot de temps de pluie et 75% des MES pour 43% du volume transité.

En distinguant chacune des crues, on remarque que la crue 2 (1 tonne pour un débit maximum de 74,8 m<sup>3</sup>/s soit le 5<sup>ème</sup> plus haut débit de l'année) représente moins d'apport que la crue 6 (2,7 tonnes pour un débit maximum de 52 m<sup>3</sup>/s soit le 6<sup>ème</sup> plus haut débit) et est équivalente à la crue 5 (0,9 tonnes pour un débit

maximum de 42,8 m<sup>3</sup>/s soit le 8<sup>ème</sup> plus haut débit). Or la durée de la crue 2 (16 jours) est plus longue que les deux autres (respectivement 6 jours et 5 jours) et aucune ne fait suite à un long épisode de temps sec. Elles succèdent même aux deux des trois plus grosses crues de l'année. La seule explication à ce constat est le positionnement dans le temps de ces crues : la crue 2 intervient en mars alors que les 5 et 6 en juin – juillet.

A court terme, 2008 ou 2009, lorsque l'équipement en quantitatif des principaux déversoirs d'orage de CMCA sera finalisé (en cours de « rodage » pour 2007) et que l'équipement en qualitatif sera mis en place, on pourra déterminer la part des rejets de temps de pluie dans les apports en nutriments au lac. A ce jour les données quantitatives existent concernant les rejets d'eaux ayant subi le traitement primaire par le by pass Leysse de l'UDEP de CMCA mais les données qualitatives ne sont pas assez régulières pour en déduire des flux.

On peut déduire des données partielles les résultats suivants :

Lors des 5 crues principales de la Leysse le by pass ainsi que les DO2, 5 et 6 ont fonctionnés. Il ressort qu'au cours de ces 5 crues ce sont environ 150 000 m<sup>3</sup> qui ont été déversés à la Leysse par le by pass et environ 50 000 m<sup>3</sup> par les DO 5 et 6 (le DO2 subissant des avaries de matériel de mesure, le volume rejeté par celui-ci n'a pas pu être calculé). Pendant cette même période, ce sont 57 Mm<sup>3</sup> qui ont transité dans la Leysse.

#### *Le Sierroz*

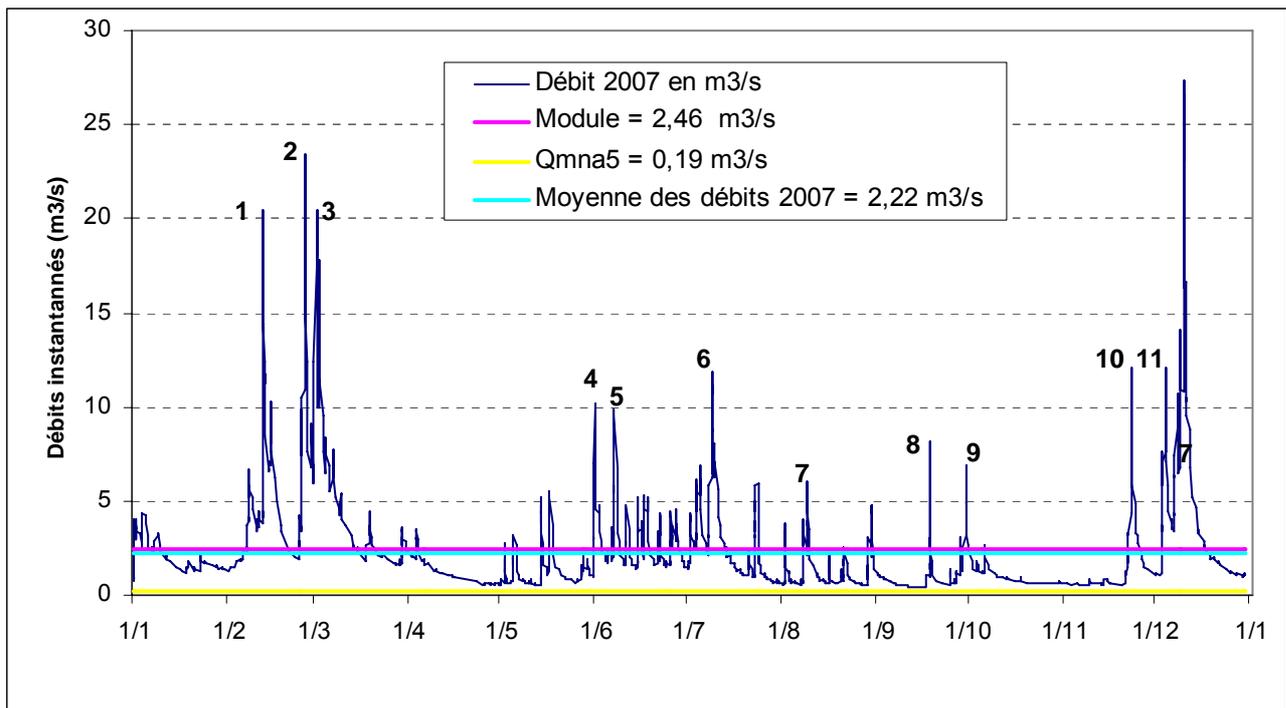
Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 207 jours soit 57% de l'année.

**Tableau 10** Apports en temps de pluie du Sierroz

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm <sup>3</sup> )	55	77%
Ortho P (Tonnes de P)	1,47	86%
Ptot (Tonnes)	6,7	86%
NO <sub>3</sub> (Tonnes de N)	103	78%
NH <sub>4</sub> (Tonnes de N)	1,25	73%
COD (Tonnes)	122	83%
COT (Tonnes)	158	83%
MES (Tonnes)	13 379	98%
NKT (Tonnes)	58,6	90%

73 à 98% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux.

Le graphique suivant présente les 12 principales crues du Sierroz.



**Figure 14** Positionnement des principales crues du Sierroz

Le tableau suivant présente les apports résultants des 12 principales crues du Sierroz et le pourcentage que ces apports représentent par rapport au total des apports de temps de pluie :

**Tableau 11** Apports des principales crues du Sierroz

	Apports des 12 crues principales	
Durée (jours)	91,7	44,3%
Volume transité (Mm <sup>3</sup> )	36,4	66%
Ortho P (Tonnes de P)	1,03	70%
Ptot (Tonnes)	5,08	76%
NO <sub>3</sub> (Tonnes de N)	71,6	69,5%
NH <sub>4</sub> (Tonnes de N)	0,8	64%
COD (Tonnes)	84,7	69,5%
COT (Tonnes)	110,6	70%
MES (Tonnes)	12 177	91%
NKT (Tonnes)	44,9	76,5%

L'analyse des résultats montre que celles-ci sont à l'origine de 64 à 91% des apports.

Si l'on ne regarde que les 5 crues (1, 2, 3, 6, 12) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on remarque qu'elles sont responsables de 55% des apports en Ptot de temps de pluie, 59% du NKT et 81% des MES pour 51% du volume transité. Les crues 1 (janvier) et 12 (décembre) ont apporté 30% du Ptot de temps de pluie.

#### *Les autres apports de temps de pluie*

Les autres apports de temps de pluie proviennent des affluents non suivis, du ruissellement dont la quantification est impossible, du canal de Savières en cas de forte crue du Rhône et du déversoir des

Biâtres. En effet les déversements au lac par le déversoir des Biâtres sont exclusivement consécutifs à un évènement pluvieux, aucun déversement ne devrait se produire hors période de pluie.

Aux vues des apports totaux au lac par le canal de Savières en provenance du Rhône, on peut considérer comme négligeable les apports de nutriments liés uniquement aux crues du Rhône et non au soutient du niveau du lac.

Les apports des Biâtres sont donc intégralement à reporter sur les apports de temps de pluie.

#### *Bilan 2007*

Le tableau suivant présente la part du temps de pluie sur les apports de la Leysse et du Sierroz au lac.

**Tableau 12** Apports par la Leysse et le Sierroz au lac par temps de pluie

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Leysse + Sierroz
Volume transité	235,7	77,5%
Ortho P (Tonnes de P)	4,28	84%
Ptot (Tonnes)	25,63	95%
NO <sub>3</sub> (Tonnes de N)	279,73	76%
NH <sub>4</sub> (Tonnes de N)	6,99	80%
COD (Tonnes)	481,9	84%
COT (Tonnes)	638,7	84%
MES (Tonnes)	99 778	99%
NKT (Tonnes)	218,5	87%

76 à 95% des apports en phosphore et en azote sont consécutifs à un évènement pluvieux. Le bruit de fond apporte moins de 20% des nutriments au lac. Et un nombre limité de crues apporte plus de 50% des nutriments liés au temps de pluie.

## ETUDES PORTANT SUR LA QUALITE SANITAIRE

Il nous a paru 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.

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 microcystine-LR : 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](http://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).

### **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 2007 avec un pourcentage de conformité mesuré de 99,2 % 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 variant entre 3 et 13 mg/l ; des traces d'un produit de dégradation de pesticide (l'AMPA, produit de dégradation du glyphosate) non quantifiables (concentration inférieure au seuil de détection) ont été mises en évidence dans une analyse effectuée en 2007. Concernant la recherche des microcystines, les analyses effectuées n'ont pas mis en évidence de concentration quantifiable.

### **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 2007 avec un pourcentage de conformité mesuré de 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 comprises entre 1 et 3 mg/l, aucune trace de pesticides n'a été détectée dans les analyses réalisées. Concernant la recherche des microcystines, la concentration maximale détectée dans l'eau brute a été de 0,1 µg/l, 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 qualité bactériologique satisfaisante en 2007 avec un pourcentage de conformité mesuré à 87,5 % 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 comprises entre 2 et 4 mg/l. Aucune trace de pesticides n'a été détectée dans les analyses réalisées. Les analyses de recherche de microcystines en eau brute n'ont donné aucune concentration détectable lors des prélèvements effectués.

D'une manière globale, l'eau pompée dans le lac du Bourget distribuée en 2007 a été de bonne qualité bactériologique et elle est restée conforme 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 disparaissent sous l'action des traitements.

## **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 des germes témoins de contaminations fécales, en l'occurrence *Escherichia coli* et Coliformes totaux.

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**

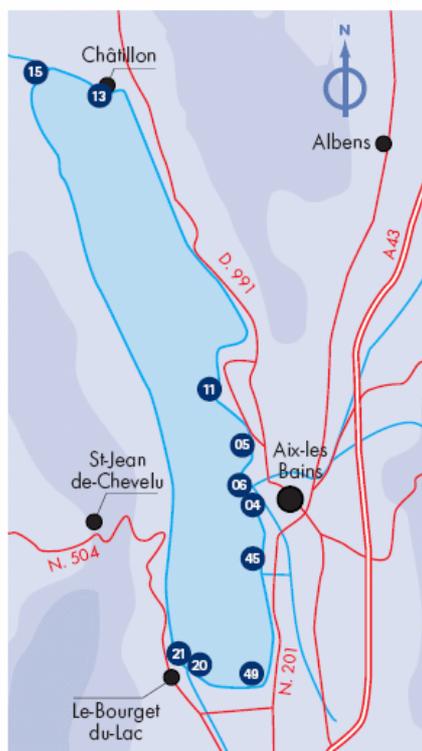
Chaque résultat pris isolément informe sur le niveau de qualité de la baignade au moment du prélèvement. L'interprétation statistique de l'ensemble des résultats obtenus au cours de la saison permet d'apprécier globalement la qualité sanitaire d'une baignade. Elle se traduit par les 4 classes de qualité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

## **II.3. Conformité des plages du lac du Bourget**

Le bilan de la qualité des plages du lac du Bourget de 2004 à 2007 est donné dans la Figure ci-dessous. On constate qu'entre 2006 et 2007 5 plages ont été déclassées et sont passées du statut « eaux de bonnes qualité » à « eaux de qualité moyenne ». Seules deux plages sur 10 ont connu l'évolution inverse. Il reste 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 pages récréatives. Cette bactérie intestinale abrite des souches commensales et des souches virulentes.

# Qualité des eaux de baignade au lac du Bourget



N°	Commune	Plage	2004	2005	2006	2007
04	Aix-les-Bains	plage du Rowing	B	B	A	B
05	Aix-les-Bains	plage Mémard	B	B	A	B
06	Aix-les-Bains	plage municipale	A	B	B	B
11	Brison-St-Innocent	plage municipale	A	A	B	A
13	Chindrieux	plage de Châtillon	A	A	B	A
15	Conjux	plage municipale	A	A	A	A
20	Le Bourget-du-Lac	camping «le aux cygnes»	A	A	A	B
21	Le Bourget-du-Lac	plage municipale	B	A	A	B
45	Tresserve	plage du Lido	B	B	A	B
49	Viviers du Lac	plage des Mottets	B	A	B	B

## La classification des eaux de baignade

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

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

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

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

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

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

## CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

Les variations des concentrations en oxygène dans les eaux du fond du lac du Bourget sont liées à divers processus d'ordre physique (effet de la température), chimiques (réactions rédox) et biologiques (l'activité des microorganismes). L'absence d'homogénéisation complète de la colonne d'eau en 2007 est à mettre au compte d'un hiver clémente qui, dans le contexte du réchauffement climatique, pourrait devenir une habitude. Qui dit désoxygénation des eaux de fond dit relargage du phosphore à partir des sédiments et ce dernier pourrait jouer un rôle de plus en plus prépondérant. Il reste aujourd'hui à quantifier finement ce relargage en différents endroits du lac et tenter d'estimer l'importance de ce stock sur le fonctionnement biologique du lac.

Certains phénomènes, tels que les variations de concentrations des nutriments ou encore de l'oxygène, laissent supposer une forte activité microbienne dans les eaux du fond du lac. Le lac du Bourget reste très largement inexploré du point de vue de l'étude biologique de ses eaux profondes. Je pense que la prochaine étude lourde du lac du Bourget devra prendre en compte l'étude de la distribution, de la diversité et de la dynamique des microorganismes en lien avec les paramètres physico-chimiques, afin d'apprécier le rôle potentiel et/ou réel de la biologie sur le fonctionnement profond et ses probables conséquences pour l'ensemble de la colonne d'eau.

Par facilité et homogénéisation avec les standards internationaux, une seule station d'échantillonnage, le point de référence appelé « B » à l'endroit du plateau le plus profond du lac, est échantillonnée afin de statuer de la qualité des eaux du lac. Il faut garder à l'esprit que si cette station est relativement bien représentative de la zone pélagique à l'échelle du lac, elle ne peut l'être pour les eaux de plus faible profondeur où les relations entre le pélagique et le benthique sont probablement très importantes. Je souhaiterais la possibilité de réaliser lors de l'étude lourde un transect côte-large pour affiner l'importance potentielle de la zone côtière sur le fonctionnement générale du lac. Mais ceci est peut être un vœu pieux car la mise en place et la lourdeur d'une telle étude peuvent s'avérer une réelle difficulté, tant du point de vue technique que des analyses à faire, et ce faute du manque de personnel et de temps à y allouer.

Nous avons aujourd'hui à notre disposition une base de données sur le lac du Bourget de plusieurs années. Des analyses statistiques multivariées sur l'ensemble des données permettraient d'approfondir nos connaissances sur l'état et l'évolution des grandes variables d'état du lac, des relations entre physique, chimie et Biologie. Notre connaissance de la dynamique physique et biogéochimique du lac du Bourget grandirait aussi via l'utilisation de la modélisation numérique. Un rapprochement avec des modélisateurs des Universités de Genève (Suisse) et d'Upsala (Suède) a été mis en place au début de l'année 2008 à mon initiative. L'objectif de cette collaboration est de pouvoir fournir des scénari prédictifs des grandes variables limnologiques, notamment le Phosphore et le phytoplancton, dans un contexte de réoligotrophisation du lac

mais également des changements globaux (i.e. l'augmentation des températures). Le Léman est également un modèle étudié par les collègues genevois.

Concernant la présence, la distribution et la dynamique de la cyanobactérie toxique *P. rubescens*, il n'a pas été fait mention dans ce rapport d'autres résultats intéressants publiés en 2007. Des expériences au laboratoire ont permis par exemple de confirmer que cette cyanobactérie a des capacités de croissance élevées à de faibles intensités lumineuses, dominées par les longueurs d'onde vertes et à des températures relativement faibles aux alentours de 15°C. Ces conditions ne sont pas sans rappeler les conditions que l'on trouve dans le lac du Bourget au niveau du métalimnion et le succès compétitif de *P. rubescens* dans ces conditions de lumière et de température soutient fortement l'hypothèse que de telles conditions sont à la base de son apparition et de son succès prolongé dans le lac du Bourget (Jacquet et al. 2005, Oberhaus et al. 2007a). Il est intéressant de noter que Walsby & Jüttner (2006) ont montré que l'utilisation par *P. rubescens* de plusieurs acides aminés est stimulée par des intensités lumineuses faibles. Un autre élément important dans ce succès compétitif est probablement à relier à la « résistance » de cette espèce vis-à-vis de la prédation. Des expériences ont en effet montré la mortalité du zooplancton *Daphnia hyalina* ou *galatea* isolés du lac du Bourget en présence de *P. rubescens*. Le rôle potentiellement négatif de la cyanobactérie toxique *P. rubescens* dans le fonctionnement du lac du Bourget mériterait donc une attention particulière si l'on en croit l'étude d'Oberhaus et al. (2007b) suggérant que le zooplancton puisse transférer une partie des toxines de *P. rubescens* vers les maillons trophiques supérieurs à certaines périodes de l'année ou encore selon les études réalisés sur le lac de Amerense ayant montré l'impact négatif de cette cyanobactérie sur la physiologie du corégone (*Coregonus lavaretus*), espèce emblématique des lacs péri-alpins (Ernst et al. 2001, 2006, 2007). Notons enfin que *P. rubescens* est sûrement susceptible de produire des substances allélopathiques susceptibles d'inhiber la croissance des autres espèces phytoplanctoniques (Oberhaus 2007), favorisant encore une fois son développement au détriment d'autres espèces, le lien entre ces substances et les cyanotoxines restant un pan de recherche à creuser. Si l'on connaît donc aujourd'hui relativement bien les raisons du succès de *P. rubescens* dans le lac du Bourget, l'éventuelle influence du changement climatique reste à être élucidé. La modélisation devrait nous aider à appréhender cet aspect et notamment à proposer des scénarii possibles d'évolution de cette cyanobactérie dans un contexte de réoligotrophisation et de température plus élevée. Cet effort d'analyse est en cours.

Si certains liens ne font aucun doute entre zooplancton – phytoplancton - phase des eaux claires, nous ne savons encore rien d'autres types de relations trophiques qui jouent sans nul doute un rôle important dans la structure des communautés et le fonctionnement global du lac du Bourget. C'est le cas par exemple des interactions entre la boucle microbienne et le métazooplancton, un sujet auquel nous aimerions nous intéresser dans un proche avenir. Dans le même ordre d'idée, les changements saisonniers et à plus long terme de la structure de la communauté zooplanctonique pourraient en partie être expliqués par l'efflorescence de *P. rubescens* et la biomasse des petites algues, les cyanobactéries filamenteuses contribuant au remplacement d'une communauté zooplanctonique crustacéenne basée sur des Daphnies à des petits copépodes alors que les petites algues seraient responsables de l'accroissement de l'abondance du zooplancton crustacéen ces dernières années.

## BIBLIOGRAPHIE

- Barroin G., 2004. Phospore, azote, carbone... Du facteur limitant au facteur de maîtrise. *Courrier de l'Environnement* 52:23-30.
- Beutler M., K H. Wilshire, B. Meyer, C. Moldaenke, C. Lüring, M. Meyerhöfer, H.P. Hansen and H. Dau. 2002. A fluorimetric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. *Photosynth. Res.* 72:39-53.
- Bouvier T., P.A. del Giorgio and J.M.Gasol. 2007. A comparative study of the cytometric characteristics of High and Low-nucleic-acid bacterioplankton cells from different aquatic ecosystems. *Environ. Microbiol.* 9:2050-2066.
- Burns, C.W. and L.M. Galbraith. 2007. Relating planktonic microbial food web structure in lentic freshwater ecosystems to water quality and land use. *J. Plank. Res.* 29:127-139.
- Callieri, C. and J.G. Stockner. 2002. Freshwater autotrophic picoplankton: a review. *J. Limnol.* 61:1-14.
- CEMAGREF. 1981. Lac du Bourget - Propositions pour un suivi allégé d'évolution; 41 p.
- Comte, J., S. Jacquet, S. Viboud, D. Fontvieille, G. Paolini and I. Domaizon. 2006. Microbial community structure and dynamics in the largest natural French lake (Lake Bourget, Savoie, February to July 2002). *Microb. Ecol.* 52:72-89.
- Domaizon, I., S. Viboud and D. Fontvieille. 2003. Taxon-specific and seasonal variations in bacterial grazing of flagellates in the oligotrophic lake Annecy – importance of mixotrophy. *FEMS Microb. Ecol.* 46:317-326.
- Duhamel, S., I. Domaizon, S. Personnic and S. Jacquet. 2006. Assessing the microbial community dynamics and the role of bacteriophages as mortality agents in Lake Geneva. *J. Water Sci.* 19:115-126
- Ernst, B., B. Hitzfeld and D. Dietrich. 2001. Presence of *Planktothrix* sp. and cyanobacterial toxins in lake Ammersee, Germany and their impact on whitefish (*Coregonus lavaretus* L.). *Environ. Toxicol.* 16:483-488
- Ernst, B., S. J. Hoeger, E. O'Brien and D. R. Dietrich. 2006. Oral toxicity of the microcystine-containing cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in European whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Aquat. Toxicol.* 79:31-40
- Ernst, B., S. J. Hoeger, E. O'Brien and D. R. Dietrich. 2007. Physiological stress and pathology in European whitefish (*Coregonus lavaretus*) induced by subchronic exposure to environmentally relevant densities of *Planktothrix rubescens*. *Aquat. Toxicol.* 82:15-26
- Gasol, J. M. 1994. A framework for the assessment of top-down vs bottom-up control of heterotrophic nanoflagellate abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 113:291-300.
- Gasol, J. M. and D. Vaqué. 1993. Lack of coupling between heterotrophic nanoflagellates and bacteria: a general phenomenon across aquatic systems? *Limnol Oceanogr* 38:657-665.
- Humbert, J.-F., S. Jacquet, O. Anneville, D. Fontvieille, J. Iazzarotto, I. Domaizon, J.-C. Druart et G. Paolini. 2006. Etude lourde du lac du Bourget (2004-2005): rapport final. UMR-CARTEL de Thonon, 200 pp
- Jacquet, S., I. Domaizon, S. Personnic, S. Duhamel, A. S. Pradeep Ram, M. Heldal and T. Sime-Ngando. 2005a. Estimates of protozoan and virus-mediated mortality of bacterioplankton in Lake Bourget (France). *Fresh. Biol.* 50:627-645.

- Jacquet, S., J. F. Briand, C. Leboulanger, C. Avois-Jacquet, L. Oberhaus, B. Tassin, B. Vinçon-Leite, G. Paolini, J. C. Druart, O. Anneville and J. F. Humbert. 2005b. The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French Lake (Lac Bourget). *Harm. Algae* 4:651-672
- 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
- Moldaenke 2002. The bbe Fluoroprobe. Software manual .31 pp
- Oberhaus, L. 2007. Facteurs environnementaux contrôlant les efflorescences à cyanobactéries dans les écosystèmes lacustres: L'étude de *Planktothrix rubescens* dans le lac du Bourget. Thèse de doctorat de l'Université Paris XII, 238 p.
- Oberhaus, L. J.-F. Briand, C. Leboulanger, S. Jacquet and J.-F. Humbert. 2007a. Comparative effects of the quality and quantity of light and temperature on the growth of *Planktothrix agardhii* and *P. rubescens*. *J. Phycol.* 43:1191-1199
- Oberhaus, L., M. Gélinas, B. Pinel-Alloul, A. Ghadouani and J.-F. Humbert. 2007b. Grazing of two toxic *Planktothrix* species by *Daphnia pulicaria* : potential for bloom control and transfer of microcystins. *J. Plank. Res.*
- Paoli, A., M. Celussi, P. del Negro, S. Fonda Unami and L. Talarico. 2008. Ecological advantages from light adaptation and heterotrophic-like behavior in *Synechococcus* harvested from the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea). *FEMS Microb. Ecol.* (in press).
- Pelletier, J. et A. Orand. 1978. La cloche intégratrice du plancton. Brevet INRA.
- Personnic, S. 2007. Dynamique des communautés microbiennes et impact des virus sur les bactéries auto- et hétérotrophes en milieu lacustre. Thèse de doctorat de l'Université de Savoie, 358 p.
- Puschner, B et J.-F. Humbert. 2007. Cyanobacterial (blue-green algae) toxins. In *Veterinary toxicology: basic and clinical principles*, pp 714-724.
- Schallenberg, M. and C.W. Burns. 2001. Test of autotrophic picoplankton as early indicators of nutrient enrichment in an ultra-oligotrophic lake. *Fresh. Biol.* 46:27-37.
- Utermohl, H. 1958. Towards the improvement of the quantitative phytoplankton method. *Mitteilungen-Internationale Vereinigung fur Limnologie*, 9:1-38
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Third edition, Academic Press, San Diego
- Yon, V. 2004. Mesure en continu de l'oxygène dissous dans le lac du Bourget (Savoie), relation avec la production phytoplanktonique. DEA Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie Filière Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives. Laboratoire de Géochimie des eaux, Paris VII, IPGP ; 70 pp
- Weisse, T. 1991. The microbial food web and its sensitivity to eutrophication and contaminant enrichment: a cross system overview. *Int. Revue ges Hydrobiol.* 76:327-337.

# 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

##### Intervenants

C. GIREL (CISALB)

R. JALINOUX (CISALB)

G. PAOLINI (CCLB)

S. JACQUET (INRA Thonon)

J. LAZZAROTTO (INRA Thonon)

J.M. DORIOZ (INRA Thonon) ou son représentant

##### Conseillers scientifiques extérieurs

T. PELTE (Agence de l'eau)

F. RAPIN (CIPEL)

I. DOMAIZON (Université de Savoie)

##### Conseiller politique

M. DANTIN (Président du Comité de Bassin versant du Lac du Bourget)

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

#### La liste des algues inventoriées au lac du Bourget en 2007

Ci-dessous est fournie la liste des espèces inventoriées en 2007, les espèces nouvelles rencontrées en 2007 par rapport à 2006 ayant été soulignées.

<b>Embranchement</b>	<b>Procaryotes</b>
<b>Sous-embranchement</b>	<b>Cyanoschizophytes</b>
<b>Classe</b>	<b>Cyanophycées</b>
<b>Sous-classe</b>	<b>Coccogonophycidées</b>
Ordre	Chroococcales
Famille	Merismopédiacées
<b>Genre</b>	<b>Aphanocapsa Nägeli, 1849</b>
	A. holsatica (Lemmermann) Cronberg et Komárek A. delicatissima W. et G.S. West
Famille	Chroococcacées
Genre	Aphanothece Nägeli, 1849 A. clathrata W. & G.S. West
Genre	Microcystis Kützing, 1833 M. aeruginosa (Kützing) Kützing
Genre	Synechococcus Nägeli, 1849 S. elongatus (Nägeli) Nägeli
Genre	Syneocystis Sauvageau, 1892 <u>S. aquatilis Sauvageau</u>
<b>Ordre</b>	<b>Oscillatoriales</b>
<b>Famille</b>	<b>Nostocacées</b>
<b>Genre</b>	<b>Aphanizomenon Morren, 1838</b>
	A. flos aquae (Linné) Ralfs. B.
<b>Famille</b>	<b>Oscillatoriacées</b>
<b>Genre</b>	<b>Pseudanabaena Lauterborn, 1914-1917</b>
	P. limnetica (Lemmermann) Komarek P. acicularis (Nygaard) Agnagnostidis & Komarek P. galeata Böcher P. mucicola (naumann & Huber-pestalozzi) Schwabe

Genre Oscillatoria Vaucher, 1803  
O. sp

**Famille Phormidiacées**

Genre Planktothrix Anagnostidis et Komárek, 1988

**P. rubescens (D.C.) Gomont**

Genre Komvophoron Anagnostidis & Komarek, 1988  
K. constrictum (Szafer) Anagnostidis & Komarek

**Embranchement Eucaryotes**

Sous-embranchement Pyrrhophytes

Classe Dinophycées

Ordre Peridinales

Famille Gymnodiniacées

**Genre Gymnodinium Stein, 1888**

G. helveticum Penard

**G. lantzschii Utermöhl**

**G. sp**

**Genre Katodinium Fott, 1957**

K. fungiforme (Anisimova) Loeblich III

Famille Péridiniacées

Genre Peridinium Ehrenberg, 1832

P. inconspicuum Lemmermann

P. sp

Genre P. willei Huitfeldt-Kaas

Peridiniopsis Lemmermann, 1904

P. cunningtonii Lemmermann

P. elpatiewskyi (Ostenfeld) Bourrelly

Famille Ceratiacées

Genre Ceratium Schrank, 1793

C. hirundinella (O.F. Müller) Dujardin

Famille Gonyaulacacées

Genre Gonyaulax Diesing, 1865

G. apiculata (Pénard) Entz

Sous-embranchement Chromophytes

Classe Chrysophycées

Ordre Rhizochrysidales

Famille Stylococcacées

Genre Bitrichia Woloszynska, 1914

B. chodatii (Reverdin) Hollande

Ordre	Chromulinales
Famille	Chrysococcacées
Genre	Kephyrion Pascher, 1911 K. sp
Ordre	Ochromonadales
<b>Famille</b>	<b>Ochromonadacées</b>
Genre	Ochromonas Wyssotzki, 1887 O. sp.
Genre	Erkenia Skuja, 1949 E. subaquaeciliata Skuja
Famille	Dinobryacées
Genre	Dinobryon Ehrenberg, 1835 D. bavaricum Imhof D. divergens Imhof D. elegantissimum (Koršchikov) Bourrelly D. sertularia Ehrenberg D. sociale var. americanum Ehrenberg D. sociale var. stipitatum Ehrenberg
Genre	Epipyxis Ehrenberg, 1838. <u>E. cylindricum Reverdin</u>
Genre	Chrysolykos Mack, 1951 <u>C. planctonicus Mack</u>
Famille	Synuracées
Genre	Mallomonas Perty, 1851 M. sp <u>M. acaroides Perty.</u> <u>M. elongata Reverdin</u> <u>M. minima Rehfous</u>
<b>Ordre</b>	<b>Monosigales</b>
<b>Famille</b>	<b>Salpingoecacées</b>
<b>Genre</b>	<b>Salpingoeca Clark, 1868</b> S. frequentissima (Zacharias) Lemmermann
Famille	Monosigacées
Genre	Desmarella Kent, 1880. D. brachycalyx var. minor Skuja
Classe	Cryptophycées
Ordre	Cryptomonadales
Famille	Cryptomonadacées
Genre	Cryptomonas Ehrenberg, 1838 C. marsonii Skuja C. rostratiformis Skuja.
	<b>C. sp</b>
Genre	Rhodomonas Karsten, 1898 R. minuta Skuja R. minuta var. nannoplanctica Skuja

Classe	Diatomophycées (=Bacillariophycées)
Sous-classe	Centrophycidées
Ordre	Coscinodiscales ou Eupodiscales
Famille	Coscinodiscacées
Genre	Aulacoseira Thwaites, 1848 A. islandica subsp. helvetica O. Müller)
Genre	Melosira C. Agardh, 1824 M. varians Agardh
Genre	Cyclotella Kützing, 1834 C. bodanica Grunow in Schneider C. cyclopuncta Hakansson et Carter C. radiosa (Grunow) Lemmermann C. ocellata Pantocsek C. pseudostelligera Hustedt C. sp
Genre	Stephanodiscus Ehrenberg, 1845 S. alpinus Hustedt S. neoastraea Hakansson et Hickel S. minutulus (Kützing) Cleve & Möller
Sous-classe	Pennatophycidées
Ordre	Diatomales (=Araphidées)
Famille	Diatomacées (=Fragilariacées)
Genre	Diatoma Bory de St Vincent, 1824 D. ehrenbergii Kützing D. tenuis Agardh = D. elongatum (Lyngbye) Agardh D. vulgaris Bory
Genre	Fragilaria Lyngbye, 1819
	<b><i>F. capucina Desmazières</i></b>
	<b><i>F. crotonensis Kitton</i></b>
	<u><i>F. pinnata</i> Ehrenberg</u>
	<i>F. ulna</i> Kützing
	<i>F. ulna</i> var. <i>radians</i> Kützing
	<i>F. ulna</i> var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot
	<i>F. ulna</i> var. <i>angustissima</i> (Grunow) Van Heurck
Genre	Asterionella Hassal, 1855 A. formosa Hassal
Ordre	Achnanthes (= Monoraphidées)
Famille	Achnanthacées
Genre	Achnanthes Bory, 1822 A. minutissima Kützing
Genre	Rhoicosphenia, Gunow, 1860 R. abbreviata (C. Agardh) Lange-Bertalot
Genre	Cocconeis Ehrenberg 1838 C. placentula Ehrenberg
Ordre	Naviculales
Sous-ordre	Naviculinéés
Famille	Naviculacées
Genre	Navicula Bory de St Vincent, 1822 N. lanceolata (Agardh) Ehrenberg N. reinhardtii Grunow. N. tripunctata O.F. Müller N. sp
Genre	Amphora Ehrenberg, 1840

	A. pediculus (Kützing) Brun
	A. sp
Genre	Cymbella Agardh, 1830
	C. naviculiformis (Auerswald) Cleve
	<b>C. sp</b>
Genre	Gomphonema Ehrenberg, 1824
	<u>G. truncatum Ehrenberg</u>
	G. sp.
Sous-ordre	Surirellinées
Famille	Nitzschiacées (=Baccilariacées)
Genre	Nitzschia Hassal, 1845
	N. acicularis (Kützing) W. Smith
	<u>N. dissipata (Kützing) Grunow.</u>
	N. sp
Famille	Surirellacées
Genre	Cymatopleura W. Smith, 1851
	C. solea (Brébisson) Smith
Sous-ordre	Surirellinées
Famille	Epithémiacées
Genre	Denticula Kützing, 1844.
	D. tenuis Kützing.
Embranchement	Chlorophytes (=Chlorophycophytes)
Classe	Euchlorophycées
Ordre	Tétraspérales
Famille	Gloécystacées
Ordre	Volvocales
Genre	Pandorina Bory de St Vincent, 1824.
	P. morum Bory. [Girardet, 1881].
Genre	Eudorina Ehrenberg, 1831.
	E. elegans Ehrenberg.
Famille	Tétraselmiacées
Genre	Tetraselmis Stein, 1878.
	T. cordiformis Stein
Famille	Chlamydomonadacées
Genre	Chlamydomonas Ehrenberg, 1833
	C. conica Dangeard
	C. sp
Famille	Phacotacées
Genre	Phacotus Perty, 1852
	P. lendneri Chodat
Ordre	Chlorococcales
Famille	Chlorococcacées
Genre	Tetraedron Kützing, 1845
	T. minimum (A. Br.) Angs.
Genre	Ankyra Fott, 1957
	A. judayi (G.M. Smith) Fott.
	A. lanceolata (Koršikov) Fott

Famille Palmellacées  
 Genre Sphaerocystis Chodat, 1897  
     S. schroeteri Chodat

Famille Chlorellacées  
 Genre Chlorella Beijerinck, 1890  
     C. vulgaris Beijerinck  
 Genre Chlorolobion Korsikov 1953  
     C. braunii (Nägeli) Komarek  
 Genre Choricystis (Skuja) Fott, 1976  
     C. minor (Skuja) Fott

Famille Oocystacées  
 Genre Oocystis A. Braun, 1855  
     O. lacustris Chodat  
     O. solitaria Wittr. In Wittr. & Nordst.  
     O. sp  
 Genre Treubaria Bernard, 1908.  
     T. setigera Archer.  
 Genre Lagerheimia Chodat, 1895  
     L. wratislaviensis Schröder  
 Genre Willea Schmidle, 1900.  
     W. irregularis (Wille) Schmidle = W. wilhelmii (Fott)  
     Komarkovae  
 Genre Ankistrodesmus Corda, 1838.  
     A. nannoselene Skuja.  
 Genre Hyaloraphidium contortum, Pascher & Korsikov in Korsikov 1931  
     H. contortum Pascher & Korsikov  
 Genre Monoraphidium Komarkova-Legnerova, 1969  
     M. arcuatum (Korsikov) Hindak  
     M. circinale (Nygaard) Nygaard  
     M. komarkovae Nygaard  
     M. minutum (Nägeli) Komarkova-Legnerova  
     M. arcuatum (Koršikov) Hindak..  
     M. convolutum (Corda) Komarkovae-Legnerovae.  
     M. komarkovae Nygaard. M. minutum (Naegeli)  
     Komarkovae-Legnerovae.  
 Genre Coenocystis Korsikov, 1953  
     C. planctonica var. hercynica (Heynig) Fott  
 Genre Micractinium Fresenius, 1858.  
     M. pusillum Fresenius  
 Genre Nephrochlamys Koršikov, 1953.  
     N. subsolitaria (G.S. West) Koršikov.

Famille Elakatothricacées  
 Genre Elakatothrix Wille, 1898

***E. gelatinosa Wille***

**Famille Scenedesmacées**

**Genre Crucigenia Morren, 1930.**  
     C. quadrata Morren. [Naef et al., 1998]. A.  
     C. tetrapedia (Kirchner) W. & G.S. West.[  
 Genre Didymocystis Koršikov, 1953.  
     C. planctonica Koršikov.

Famille	Scenedesmacées
Genre	Scenedesmus Meyen, 1829. S. acuminatus (Lägerheim) Chodat. S. acutus (Meyen) Chodat. S. bicaudatus Dedus. [Balvay et al., S. ecornis (Ralfs) Chodat. S. linearis Komarkovae. S. quadricauda (Turpin) Brébisson S. sp
Genre	Tetraedron Kützing, 1845 T. minimum (A. Br.) Hansg.
Genre	Tetrastrum Chodat, 1895 T. staurogeniaeforme (Schröder) Lemmermann
Genre	Coelastrum Nägeli, 1849 A. microporum Nägeli
Genre	Tetrachlorella Koršikov, 1953 T. alternans (G.M. Smith) Koršikov
Genre	Elakatothrix Wille, 1898. E. gelatinosa Wille.
Famille	Palmellacées
	Sphaerocystis Chodat, 1897. S. schroeteri Chodat
Famille	Hydrodictyacées
Genre	Pediastrum Meyen, 1829 P. boryanum (Turpin) Menegh

Chlorophycées indéterminées  
Chlorophycées coloniales petits  
Flagellés indéterminés (5 µm de diamètre)

#### CLASSE ULOTHRICOPHYCEES

Ordre	Ulothricales
Famille	Ulothricacées
Genre	Stichococcus, Nägeli, 1849 <u>S. bacillaris Nägeli</u>
Classe	Zygophycées
Ordre	Zygnematales
Famille	Zygnematacées
Genre	Mougeotia C.A. Agardh, 1824  <b>M. gracillima (Hassel) Wittrock</b>
Genre	Spirogyra Link, 1820  <b>S. spp</b>
Genre	Zygnema Agardh, 1817. Z. sp.
Ordre	Desmidiales

<b>Famille</b>	<b>Clostériacées</b>
<b>Genre</b>	<b>Closterium Nitzsch, 1817</b>
	B. acutum Brébisson
	C. limneticum Lemmermann
Famille	Desmidiacées
Genre	Cosmarium Corda, 1834
	<b><i>C. depressum var. planctonicum Reverdin</i></b>
	C. tenue Archer
	C. laeve Rabenhorst.
	C. botrytis Meneghini.
	<u>C. sp</u>
Genre	Staurastrum Meyen, 1829
	S. sp
	S. cingulum (W. & G.S. West) G.M. Smith.
Genre	Penium Brébisson, 1844
	<u>P. spinospermum Josh.</u>

Liste des espèces phytoplanctoniques inventoriées en 1995-1996, 2004-2005, 2006 et 2007

Classes	Espèces	1995-1996	2004-2005	2006	2007
CYA	Anabaena bergii var. limneticum		X		
CYA	Anabena macrospora		X		
CYA	Anabaena sp	X	X		
CYA	Aphanizomenon flos aquae	X	X	X	X
CYA	Aphanocapsa delicatissima		X	X	X
CYA	Aphanocapsa holsatica		X	X	X
CYA	Aphanothece clathrata		X	X	X
CYA	Chroococcus minutus	X			
CYA	Komvophoron sp		X		
CYA	Kormophoron constrictum			X	X
CYA	Leptolyngbya cf ercegovicii		X		
CYA	Lyngbya cf brachynema		X		
CYA	Merismopedia sp		X		
CYA	Microcystis aeruginosa	X			X
CYA	Microcystis elachista var. conferta	X			
CYA	Oscillatoria sp		X	X	X
CYA	Oscillatoria sp Bourget			X	X
CYA	Planktothrix rubescens	X	X	X	X
CYA	Pseudanabaena acicularis	X	X	X	X
CYA	Pseudanabaena galeata		X	X	X
CYA	Pseudanabaena limnetica	X	X	X	X
CYA	Pseudanabaena mucicola	X	X	X	X
CYA	Synechococcus elongatus		X		X
CYA	Synechocystis aquatilis				X
DINO	Ceratium hirundinella	X	X	X	X
DINO	Goniaulax apiculata			X	X
DINO	Gymnodinium excavatum		X		
DINO	Gymnodinium helveticum	X	X	X	X
DINO	Gymnodinium lantzschii	X	X	X	X
DINO	Gymnodinium umberrinum		X		
DINO	Gymnodinium sp		X	X	X
DINO	Katodinium fungiforme		X		X
DINO	Peridiniopsis elpatiewskyi		X	X	X
DINO	Peridiniopsis cunningtonii	X	X	X	X
DINO	Peridinium cf aciculiferum		X		
DINO	Peridinium inconspicuum		X	X	X
DINO	Peridinium sp				X
DINO	Peridinium willei	X	X	X	X
EUGL	Euglena sp		X		
EUGL	Phacus cf acuminatus		X		
CRYP	Cryptomonas sp	X	X	X	X
CRYP	Cryptomonas marsonii	X	X	X	X
CRYP	Cryptomonas rostratiformis	X	X	X	X
CRYP	Rhodomonas minuta	X	X	X	X
CRYP	Rhodomonas minuta var nannoplanctonica	X	X	X	X
CHRY	Bicoeca campanulata	X			
CHRY	Bicoeca stellata	X			
CHRY	Bitrichia chodatii		X	X	X
CHRY	Chrysolykos planctonicus				X

CHRY	Desmarella brachycalyx		X	X	X
CHRY	Dinobryon bavaricum		X	X	X
CHRY	Dinobryon divergens	X	X	X	X
CHRY	Dinobryon elegantissimum	X	X	X	X
CHRY	Dinobryon petiolatum f. sp		X		
CHRY	Dinobryon sertularia	X	X		X
CHRY	Dinobryon sociale var americanum	X	X	X	X
CHRY	Dinobryon sociale var stipitatum	X	X	X	X
CHRY	Epipyxis cylindrica				X
CHRY	Erkenia subaequiciliata	X	X	X	X
CHRY	Kephyrion sp	X	X	X	X
CHRY	Mallomonas akrokomos		X		
CHRY	Mallomonas minima				X
CHRY	Mallomonas acaroides				X
CHRY	Mallomonas elongata				X
CHRY	Mallomonas sp	X	X		
CHRY	Ochromonas sp	X	X	X	X
CHRY	Salpingoeca frequentissima	X	X	X	X
XANT	Tribonema ambiguum	X			
DIATO	Acanthoceras zachariasii		X		
DIATO	Achnanthes catenata	X			
DIATO	Achnanthes lanceolata		X		
DIATO	Achnanthes minutissima	X	X	X	X
DIATO	Achnanthes sp	X			
DIATO	Amphora ovalis	X	X		
DIATO	Amphora pediculus	X	X	X	X
DIATO	Amphora sp	X	X	X	X
DIATO	Asterionella formosa	X	X	X	X
DIATO	Aulacoseira granulata	X			
DIATO	Aulacoseira granulata var angustissima	X	X		
DIATO	Aulacoseira islandica subsp helvetica	X	X	X	X
DIATO	Cocconeis placentula	X	X	X	X
DIATO	Cocconeis pediculus	X	X	X	
DIATO	Cyclostephanos dubius			X	
DIATO	Cyclotella ocellata			X	X
DIATO	Cyclotella bodanica		X	X	X
DIATO	Cyclotella cyclopuncta	X	X	X	X
DIATO	Cyclotella pseudostelligera	X	X		X
DIATO	Cyclotella radiosa (comta)	X	X	X	X
DIATO	Cyclotella cf comensis	X			
DIATO	Cyclotella meneghiniana		X		
DIATO	Cyclotella cf planctonica	X			
DIATO	Cyclotella sp	X	X		
DIATO	Cyclotella spp>9µm /Stephanodiscus minutulus >7µm			X	X
DIATO	Cymatopleura solea		X	X	X
DIATO	Cymbella naviculiformis				X
DIATO	Cymbella sp	X	X	X	X
DIATO	Cymbella affinis		X		
DIATO	Cymbella amphicephala		X		
DIATO	Cymbella caespitosa	X			
DIATO	Cymbella lanceolata		X		
DIATO	Cymbella minuta	X	X		
DIATO	Cymbella prostata	X			

DIATO	Denticula tenuis	X			X
DIATO	Diatoma ehrenbergii	X	X	X	X
DIATO	Diatoma tenuis = D. elongatum	X	X	X	X
DIATO	Diatoma vulgare	X	X	X	X
DIATO	Eunotia sp		X		
DIATO	Eunotia exigua		X		
DIATO	Fragilaria acus	X.X		X	X
DIATO	Fragilaria capucina	X			X
DIATO	Fragilaria construens var binodis		X		
DIATO	Fragilaria crotonensis	X	X	X	X
DIATO	Fragilaria pinnata				X
DIATO	Fragilaria radians		X		X
DIATO	Fragilaria ulna		X	X	X
DIATO	Fragilaria ulna var, angustissima	X	X	X	X
DIATO	Fragilaria virescens		X		
DIATO	Fragilaria sp	X			
DIATO	Gomphonema sp	X	X	X	X
DIATO	Gomphonema acuminatum		X		
DIATO	Gomphonema augur		X		
DIATO	Gomphonema constrictum		X		
DIATO	Gomphonema lanceolatum		X		
DIATO	Gomphonema truncatum				X
DIATO	Gyrosigma scalproides			X	
DIATO	Gyrosigma sp		X		
DIATO	Melosira varians	X	X	X	X
DIATO	Meridion circulare		X		
DIATO	Navicula pupulla		X		
DIATO	Navicula reinhardtii		X	X	X
DIATO	Navicula sp	X	X	X	X
DIATO	Navicula scutelloides			X	
DIATO	Navicula tripunctata	X		X	X
DIATO	Neidium dubium	X			
DIATO	Neidium iridis		X		
DIATO	Nitzschia acicularis	X	X	X	X
DIATO	Nitzschia gracilis		X		
DIATO	Nitzschia linearis	X			
DIATO	Nitzschia dissipata				X
DIATO	Nitzschia palea	X			
DIATO	Nitzschia recta	X			
DIATO	Nitzschia sigmoidea	X	X		
DIATO	Nitzschia sp	X	X	X	X
DIATO	Pinnularia sp		X		
DIATO	Rhoicosphenia abbreviata			X	X
DIATO	Stephanodiscus alpinus	X	X	X	X
DIAT	Stephanodiscus irregularis		X		
DIATO	Stephanodiscus binderanus		X		
DIATO	Stephanodiscus minutulus	X	X		X
DIATO	Stephanodiscus neoastreae		X	X	X
DIATO	Stephanodiscus tenuis	X			
DIATO	Surirella brebissonii var. kuetzingii	X			
DIATO	Tabellaria fenestrata	X			
CHLO	Ankistrodesmus nannoselene		X	X	X
CHLO	Ankyra judayi			X	X
CHLO	Ankyra lanceolata			X	X

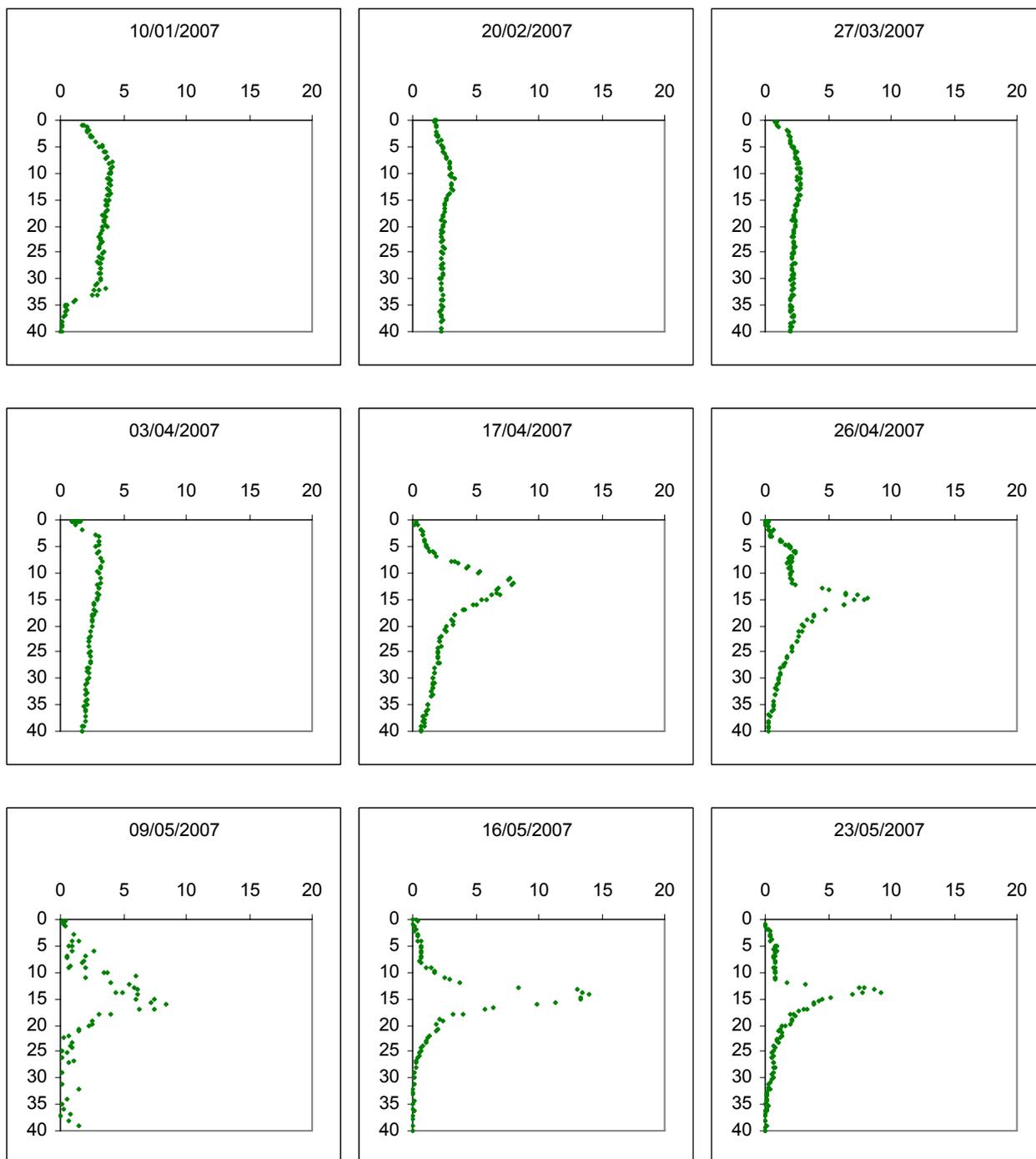
CHLO	<i>Botryococcus braunii</i>	X			
CHLO	cf <i>Stichococcus bacillaris</i>				X
CHLO	<i>Carteria globosa</i>		X		
CHLO	Chlamydomonadaceae sp				X
CHLO	<i>Chlamydomonas conica</i>	X		X	X
CHLO	<i>Chlamydomonas conica</i> var. <i>subconica</i>				
CHLO	<i>Chlamydomonas intermedia</i>	X			
CHLO	<i>Chlamydomonas</i> sp	X	X	X	X
CHLO	<i>Chlamydomonas</i> cf <i>botryospora</i>		X		
CHLO	<i>Chlorella vulgaris</i>	X.	X	X	X
CHLO	<i>Chlorohormidium subtile</i>	X			
CHLO	<i>Chlorolobion braunii</i>			X	X
CHLO	Chlorophycées indéterminées		X	X	X
CHLO	<i>Choricystis</i> + <i>Chlorella</i>		X	X	X
CHLO	<i>Coelastrum astroideum</i>	X	X		
CHLO	<i>Coelastrum microporum</i>		X		
CHLO	<i>Coenocystis planctonica</i> var. <i>hercynica</i>				X
CHLO	<i>Crucigenia quadrata</i>			X	X
CHLO	<i>Crucigenia tetrapedia</i>		X	X	X
CHLO	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>		X		
CHLO	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	X	X		
CHLO	<i>Didymocystis planctonica</i>		X	X	X
CHLO	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	X		X	X
CHLO	<i>Eudorina elegans</i>	X.	X	X	X
CHLO	Flagellé diam 5-10µm	X	X	X	X
CHLO	Flagellés d' <i>Ankyra</i>			X	X
CHLO	Flagellés gros >10µm			X	X
CHLO	<i>Geminella subtilissima</i>	X			
CHLO	<i>Hyaloraphidium contortum</i>	X	X	X	X
CHLO	<i>Lagerheimia wratislaviensis</i>				X
CHLO	<i>Micractinium pusillum</i>				X
CHLO	<i>Monoraphidium arcuatum</i>		X	X	X
CHLO	<i>Monoraphidium circinale</i>		X	X	X
CHLO	<i>Monoraphidium convolutum</i>		X		X
CHLO	<i>Monoraphidium indicum</i>		X		
CHLO	<i>Monoraphidium komarkovae</i>	X	X	X	X
CHLO	<i>Monoraphidium minutum</i>			X	X
CHLO	<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	X	X	X	X
CHLO	<i>Oocystis lacustris</i>		X	X	X
CHLO	<i>Oocystis solitaria</i>	X	X	X	X
CHLO	<i>Oocystis</i> sp		X	X	X
CHLO	<i>Oedogonium</i> sp		X		
CHLO	<i>Pandorina morum</i>		X		X
CHLO	<i>Pediastrum boryanum</i>	X	X	X	X
CHLO	<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>longicorne</i>		X		
CHLO	<i>Pediastrum duplex</i>		X		
CHLO	<i>Pediastrum simplex</i>	X			
CHLO	<i>Phacotus lendneri</i> = <i>P. lenticularis</i>	X	X	X	X
CHLO	<i>Planctonema lauterbornii</i>		X		
CHLO	<i>Pseudosphaerocystis lundii</i>	X	X		
CHLO	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	X		X	X
CHLO	<i>Scenedesmus acutus</i>		X	X	X
CHLO	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>		X	X	X
CHLO	<i>Scenedesmus ecornis</i>		X	X	X

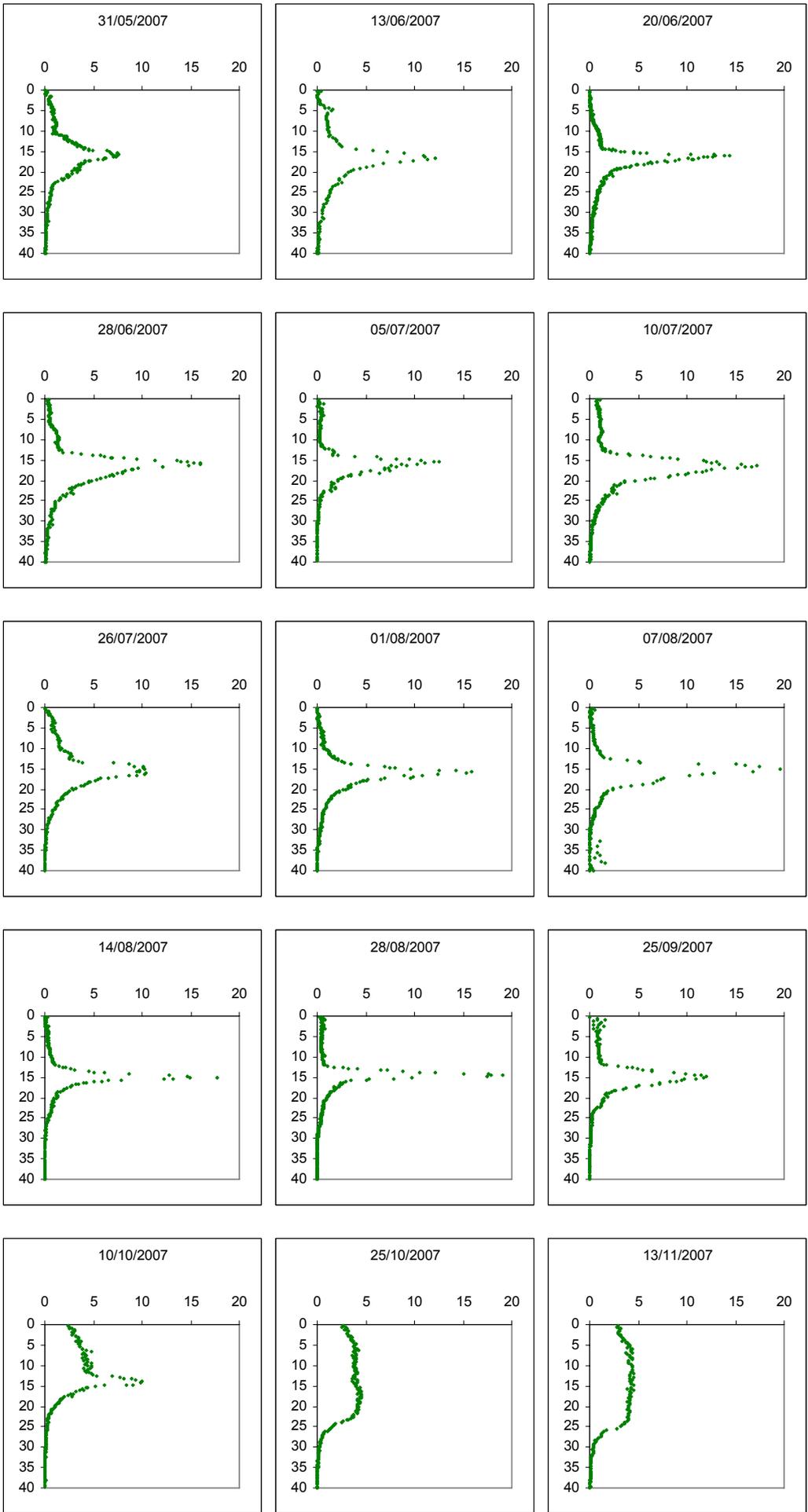
CHLO	<i>Scenedesmus linearis</i>	X	X	X	X
CHLO	<i>Scenedesmus pulloideus</i>		X		
CHLO	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	X	X	X	X
CHLO	<i>Scenedesmus</i> sp	X	X		
CHLO	<i>Schroederia setigera</i>		X		
CHLO	<i>Selenochloris quadriloba</i>		X		
CHLO	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	X	X	X	X
CHLO	<i>Tetrachlorella alternans</i>			X	X
CHLO	<i>Tetraedron minimum</i>	X	X	X	X
CHLO	<i>Tetraselmis cordiformis</i>		X	X	X
CHLO	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>			X	X
CHLO	<i>Tetrastrum komarekyi</i>		X		
CHLO	<i>Treubaria setigera</i>		X		X
CHLO	<i>Ulothrix</i> sp		X	X	
CHLO	<i>Willea vilhelmii</i>	X	X	X	X
CONJ	<i>Closterium aciculare</i>	X			
CONJ	<i>Closterium acutum</i>			X	X
CONJ	<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	X			
CONJ	<i>Closterium cornu</i>		X		
CONJ	<i>Closterium limneticum</i>			X	X
CONJ	<i>Closterium norstedtii</i>		X		
CONJ	<i>Closterium parvulum</i>			X	
CONJ	<i>Cosmarium botrytis</i>		X	X	X
CONJ	<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>	X	X	X	X
CONJ	<i>Cosmarium laeve</i>			X	X
CONJ	<i>Cosmarium subgranatum</i>		X		
CONJ	<i>Cosmarium</i> sp				X
CONJ	<i>Mougeotia gracillima</i>	X	X	X	X
CONJ	<i>Mougeotia</i> sp	X	X		
CONJ	<i>Mougeotia</i> sp grosses cellules	X			
CONJ	<i>Penium spinospermum</i>				X
CONJ	<i>Staurastrum cingulum</i>	X	X	X	X
CONJ	<i>Staurastrum jonhsonii</i> var. <i>triradiatum</i>	X			
CONJ	<i>Staurastrum</i> sp (petit)		X	X	X
CONJ	<i>Staurodesmus</i> sp		X	X	
CONJ	<i>Zygnema</i> sp			X	X
	<b>NOMBRE DE TAXONS</b>	<b>173</b>	<b>176</b>	<b>124</b>	<b>146</b>

# DOSSIERS DIVERS

## Annexe III

### Les profils de la chlorophylle *a* totale donnés par la sonde bbe CCLB





## DOSSIERS DIVERS

### Annexe IV

#### L'outil informatique SISE-Eaux

Le texte suivant prend sa source sur les sites : [http://164.131.244.17/hm/actu/eaux\\_alim/sise\\_e.htm](http://164.131.244.17/hm/actu/eaux_alim/sise_e.htm) et <http://www.pescadoo.net/eau/index.html>

Les DDASS (Directions Départementales des Actions Sanitaires et Sociales) se livrent à des contrôles permanents de la qualité des eaux de baignade. Peu connu du public, qui en est pourtant le bénéficiaire, c'est un travail d'envergure qui donne une connaissance détaillée de la pollution des eaux et de son évolution.

Ces données servent à informer, en temps-réel, les communes qui à leur tour ont l'obligation d'informer le public (affichage obligatoire sur site et en mairie). Elles sont ensuite utilisées par le Ministère de la Santé et de ... (ce que lui adjoignent les gouvernements successifs) pour produire des rapports de synthèse reflétant la situation nationale

Cette surveillance produit une masse considérable de données qui représentent un savoir précieux (ainsi que coûteux) et conservées dans SISE-EAUX, système national d'information sanitaires sur les eaux.

SISE EAUX intéresse en principe les collectivités et professionnels de l'eau. C'est un outil administratif auquel le public n'a pas accès. Cependant y figurent des données que la loi oblige à porter à la connaissance du public

Anciennement disponibles par Minitel (3615 IDEAL puis 3615 INFOPLAGE), les données sujettes à publication sont aujourd'hui accessibles par l'interface web <http://baignades.sante.gouv.fr/> (Ministère de la Santé).

L'outil SISE-Eaux se compose pour chaque DDASS d'une base de données sur serveur UNIX et de postes de gestion fonctionnant en client-serveur.

C'est un système cohérent de définition des données administratives, techniques et analytiques de la distribution d'eau en France reconnu par les partenaires de l'eau.

En effet, le modèle de données permet une description homogène à l'échelle nationale de toutes les installations de captage, de traitement et de distribution d'eau d'alimentation et des analyses qui s'y rapportent. Il permet donc l'exploitation des données à tous les échelons: régional de bassin, hydrographique et national. A ce jour toutes les DDASS ont créé dans SISE-Eaux leurs données descriptives et 90 d'entre elles gèrent au quotidien le contrôle sanitaire avec SISE-Eaux.

Ce modèle de données a servi de base à la réalisation d'un format national d'échange de données informatisée adopté par les principaux acteurs du domaine de l'eau, notamment es Agences de Bassin et les Sociétés exploitantes (Lyonnaise des Eaux, Compagnie générale des Eaux, Sté d'Aménagement Urbain et Rural etc..) dans le cadre du Réseau National des Données sur l'Eau piloté par le ministère de l'environnement.

SISE-Eaux permet la gestion sécurisée des données d'intérêt national, mais il permet aussi la gestion de propriétés complémentaires dont la définition est laissée aux soins des DDASS afin qu'elles puissent tenir compte et décrire les spécificités locales des installations de distributions sans altérer la cohérence nationale.

SISE-Eaux est accompagné d'un ensemble d'applicatifs périphériques qui permettent d'automatiser de nombreuses tâches départementales à savoir: édition et diffusion des bulletins d'analyses, gestion de la

facturation des prélèvements, organisation des tournées de prélèvement, mise en forme de rapports de synthèse destinés notamment à l'information des élus, des professionnels et du public etc...

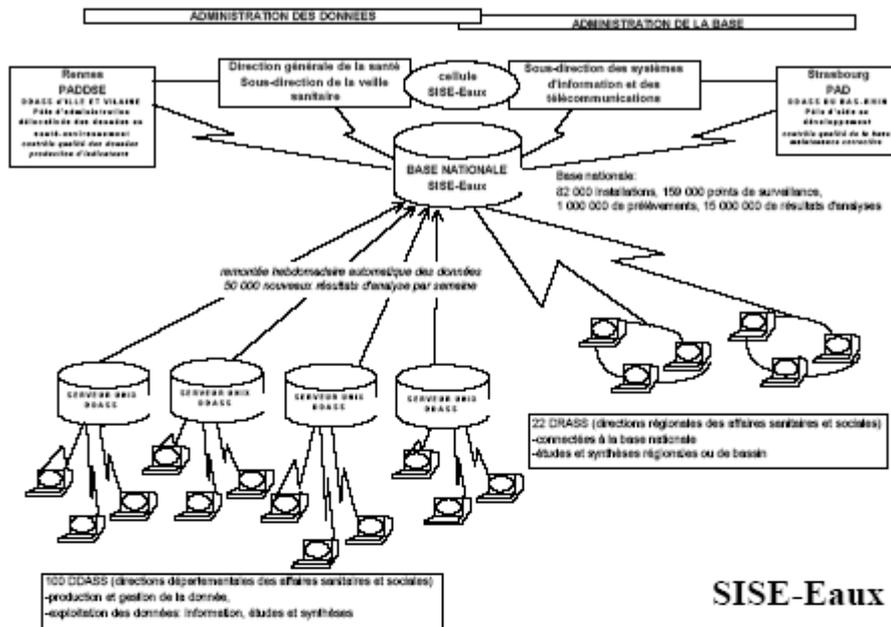
Il est aussi lié à toute une gamme de logiciels appropriables et paramétrables par les utilisateurs, ouvrant toutes les possibilités d'étude, d'expertise et d'aide à la décision à partir des données brutes pour produire et suivre des indicateurs de synthèse y compris sous forme graphique ou cartographique.

La Direction Générale de la Santé mais aussi les DRASS et les DRASS coordonnatrices de bassin disposent maintenant d'informations complètes et actualisées (il se passe environ un mois entre l'opération de prélèvement sur le terrain et la remontée de l'information dans la base nationale) qu'elles mettaient auparavant plusieurs mois à collecter.

Ceci permettra de suivre les tendances et une intervention en temps utile, de répondre aux situations de crise, de simuler les conséquences d'évolutions réglementaires, de fournir aux autres acteurs du domaine de l'eau les informations de synthèse dont ils ont besoin pour définir et évaluer leur politique.

La base nationale a été constituée en novembre 1997. Elle comporte donc l'ensemble des données descriptives de la France entière y compris donc les départements d'outre-mer et contient, en juin 1998, près d'un million de prélèvements saisis depuis quelques années, représentant environ 12 millions de résultats analytiques. Sa mise à jour s'effectue par une procédure hebdomadaire automatique. Elle s'enrichit actuellement à un rythme d'environ 50 000 résultats analytiques par semaine, pour les seuls nouveaux prélèvements, sans compter les récupérations progressives d'historiques qui pour certaines DRASS remontent déjà à plus de 10 années.

Il est intégré dans l'architecture informatique générale du ministère et bénéficie donc à ce titre, de tous les avantages de la mise en réseau de l'ensemble des services déconcentrés et de l'administration centrale, notamment: gestion à distance des déploiements de nouvelles versions, dépannage, assistance et contrôle technique par les services informatiques du ministère, circulation sécurisée des données que ce soit pour la mise à jour des référentiels nationaux sur les serveurs départementaux ou à l'inverse pour la remontée des données départementales vers le serveur national ou vers les serveurs régionaux..



## SISE-Eaux

## DOSSIERS DIVERS

### Annexe V

#### Le programme PROLIPHYC

**Le texte qui suit est tiré du Rapport semestriel d'activité n°2 (novembre 2007) du projet ANR PROLIPHYC coordonnée par Catherine Freissinet (SOGREAH). Il concerne un système opérationnel pour la surveillance et l'alerte en temps réel des proliférations phytoplanctoniques, avec une application plus particulière portée aux cyanobactéries.**

Le programme PROLIPHYC, démarré en 2007, vise au développement, à la validation et à la pré-industrialisation d'un système de surveillance (dynamique et activité) du compartiment phytoplanctonique et notamment des cyanobactéries toxiques dans le lac du Bourget. L'application de la Directive Cadre sur l'Eau et l'obligation de surveillance des proliférations de cyanobactéries dans les plans d'eau utilisés pour les activités récréatives ou la production d'eau potable entraînent une forte demande pour des systèmes d'évaluation et de suivi de la qualité de l'eau. Alors qu'en milieu côtier, des stations de suivi en temps réel sont déjà en place depuis quelques années, il n'existe pas d'équivalent pour les eaux continentales. Le projet, financé par l'Agence nationale de La Recherche, comprend la mise au point opérationnelle des éléments du système: conception et fabrication d'une bouée de mesure adaptée aux eaux continentales avec télétransmission des données, automatisation de l'intégration des données dans la modélisation prédictive, développement de procédures d'alerte (GPRS, email...), validation du système sur 3 sites représentatifs de la diversité de nombreux plans d'eau européens.

La bouée prototype DT-Insu implantée sur le lac du Bourget en juillet 2007 au point M a fonctionné de manière très satisfaisante. Elle a pu enregistrer toutes les 15 min pendant tout l'été 2007 une série temporelle de données concernant l'oxygène, la température, la conductivité et les biomasses en chlorophylle pour 4 groupes de micro-organismes photosynthétiques. D'un point de vue opérationnel la qualité des données acquises valide la conception matérielle de la station de mesure dans sa version prototype. Ces mesures sont déjà suffisantes et pertinentes pour servir au développement des premières composantes du futur système de surveillance et d'alerte. Enfin d'un point de vue scientifique, cette série de données n'a aucun équivalent dans la littérature. Son exploitation va produire des connaissances nouvelles sur la dynamique des blooms de cyanobactéries, en relation avec le fonctionnement physique et biogéochimique de l'écosystème.

Pour en savoir plus, un site internet du projet est disponible : [www.proliphyc.h2o.net](http://www.proliphyc.h2o.net)



Photographies de la bouée prototype DT-Insu implantée sur le lac du Bourget en juillet 2007 au point M (Baie de Mémard) (Alexis Groleau)

## DOSSIERS DIVERS

### Annexe VI

### Les médias

**TRESSERVE**

## Aux petits soins des roselières

**D**ans le cadre du projet de réhabilitation des bords du lac, les travaux de création de roselières ont débuté. En face du restaurant Le Tresserve, la société Famy a tout d'abord mis en place un barrage flottant dont la vocation est de limiter la propagation dans le lac des matières en suspension (vase et dépôt du lac), brassées par les engins. Actuellement, des rochers sont déversés par une rotation quotidienne de camions. Au total, 20000 tonnes de rochers seront placées dans le lac. Elles vont permettre la création d'une digue. Elle délimitera un bassin dans lequel 6000 m<sup>3</sup> de vase seront déposés. Dans ce bassin artificiel, de nouvelles roselières seront implantées à l'automne. La digue aura pour fonction de protéger les rochers de la houle du lac qui risquerait de diluer les nouvelles plantations. Dans les jours qui viennent, les travaux imposeront un dévoiement de la route au plus près des bâtiments existants. Ces travaux s'étendront jusqu'à la plage du Lido remodelée, soit une longueur d'un kilomètre environ. Ils s'étaleront sur quatre mois pour un coût hors taxe de 720000 euros. Toutefois, à la fin de ces aménagements, une nouvelle tranche de travaux débutera. Ils sont programmés pour 2008. De nouvelles pistes cyclables et piétonnières longeront au plus près la rive du lac.

**Michel GANDON**

Les bords du lac seront bientôt rendus aux poètes et aux promeneurs.



VISITE DE MICHEL BARNIER Hier, à Albens, dans la vallée des Entremonts et à Chambéry

# Un ministre très écolo



Barnier, hier, sur les bords de la Deysse. Un retour aux sources pour le ministre, ici aux côtés de Claude Giroud (maire d'Albens) et de techniciens spécialistes dans la restauration écologique. Photo Thierry GUILLOT

NS

Est les pieds dans la boue que le ministre savoyard Michel Barnier, est venu revoir hier. Il l'a dit à plusieurs reprises, il était ému de son retour aux sources, au ministère parisien,

« mes racines sont définitivement ici, en Savoie ». En mocassins et cravate, il a arpenté l'une des berges de la Deysse, à Albens, pour observer le résultat quasi-miraculeux de la restauration écologique du cours d'eau. Était-ce en tant que ministre de l'Agriculture et de la Pêche que Michel Barnier

était là ? L'intéressé répond par une pirouette, « je veux être le ministre de l'agriculture durable ». Non, l'administrateur de l'Environnement (1993-95) ne marche pas sur les plates-bandes de son collègue Jean-Louis Borloo. Pour Michel Barnier, il n'y a pas l'agriculture d'un côté et l'écologie de

l'autre, il compte bien lier intimement les deux, « D'ailleurs, nous étions très présents, avec tous les agriculteurs, lors du Grenelle de l'environnement ». En venant dans l'Albanais, Michel Barnier a montré qu'il suivait toujours l'évolution du projet « Grand Lac ». Après les JO 92, c'est

un peu son bébé. « C'est un grand chantier écologique lancé en 1995. J'ai toujours pensé qu'il prendrait du temps ». Et dans ce grand chantier, celui de la Deysse est un petit budget (500 000 €) mais un gros symbole.

Si rien n'avait été fait, ce petit ruisseau qui ne paye pas de mine aurait pu être à l'origine d'une pollution du lac du Bourget, où il se déverse par le Sierroz. En 1940, un canal rectiligne avait été creusé et des blocs de bétons posés sur les berges, « La Deysse avait été canyoniée » lance Renaud Jalinoux directeur du Comité intersyndical d'assainissement du lac du Bourget (Cisalb). Avec le temps, l'eau avait creusé, le vase et les ronces s'étaient installées, et la Deysse était devenue un cloaque sans vie et sans poisson. Son eau, à terme, aurait pu être mauvaise pour le lac.

## Effacer les erreurs du passé

Destruction des rampes de béton, enrochement, végétalisation... Ces travaux ont permis d'effacer les erreurs du passé. « C'est un peu comme enlever le corset d'une jeune fille » assume Renaud Jalinoux. Pour le ministre, c'est « le ménage du territoire [...] je l'évoque dans mon nouveau livre ».

Aujourd'hui, la nature va pouvoir reprendre ses droits dans ce coin humide de l'Albanais. Michel Barnier lui, va reprendre le chemin de Paris, avec son nouveau livre sous le bras *Atlas pour un monde durable*. L'ouvrage d'un ministre peut-être, d'un écolo, c'est sûr !

Thomas LANIER

# La pêche aux herbiers

Le "Pélican" bat de l'aile. Voilà trente ans que l'emblématique bateau dépollueur écume le lac du Bourget, engoutissant dans son estomac de quatre mètres cubes les déchets qui se trouvent sur son passage. S'il n'a pas encore fini de patrouiller sur les treize ports, la CALB (Communauté d'agglomération du lac du Bourget) lui cherche déjà un successeur.

Depuis une semaine et jusqu'à fin juillet, le "Cataglop" est à l'essai. L'engin conçu par une société bretonne devra faire ses preuves en milieu lacustre. Sa première proie ? Les herbiers. Autrement dit cette redoutable Elodée du Canada, qui prolifère entre un et trois mètres de profondeur et entrave la navigation de plaisance. «Son développement est dû à un phénomène naturel, insiste Cyril Bénard, capitaine des ports. La qualité et la transparence de l'eau s'améliore d'année en année mais le taux de phosphate n'évolue pas encore de façon suffisante, si bien que la photosynthèse est favorisée et se traduit par une croissance invasive.»

## 110 tonnes arrachées en 2006

Voilà l'ennemi numéro un en juillet et août, loin devant les déchets domes-

tiques (bouteilles, etc.) et les huiles de fond de cale ou autres hydrocarbures. En 2006, 110 tonnes d'Elodée du Canada ont été pêchées par le bec du Pélican, avant d'être acheminées en déchèterie. Cet été, le Cataglop devrait permettre un "dés herbage" complet et minutieux. Plus petite (dix mètres de long pour 2,50 de large et 2,5 tonnes) et maniable que son grand frère de dix tonnes, l'embarcation testée par la CALB est équipée d'un moteur hors-bord sous lequel se trouve un godet qui génère de l'aspiration vers l'arrière. A l'avant de la coque en aluminium, les déchets s'engouffrent ainsi dans une trappe formant un tunnel entre les deux flotteurs, puis aboutissent dans une cuve de récupération d'un mètre cube. Une dérivation conduit l'eau dans un bac décanteur, qui la traite et ne rejette dans le lac que des éléments sains. Fixés sur le toit de la cabine, des panneaux photovoltaïques alimentent les batteries du Cataglop.

Aujourd'hui, il n'existe pas d'alternative à l'arrachage fastidieux des herbiers. «On ne peut pas les traiter en amont, car les normes phytosanitaires européennes ne permettent pas l'emploi de produits de traitement, note Cyril Bénard. Nous sèmons en mars



Ce nouveau bateau dépollueur est testé actuellement sur le lac, où dix agents œuvrent à l'entretien des ports en été.

un produit anti-germinatif qui est le seul homologué car il n'a pas d'incidence sur l'écosystème. Mais il n'est pas efficace partout.» Le Cataglop a donc du pain sur la planche. S'il fait ses preuves, la CALB l'acquerra pour un peu plus de 100 000 euros prove-

nant des redevances portuaires dont s'acquittent les plaisanciers. En espérant qu'à terme, le lac deviendra trop propre au goût de l'Elodée du Canada.

Alain Apvrille

## LOCALE EXPRESS



### Nettoyage du lac, un travail quotidien

■ Au Grand-Port, le bateau de nettoyage des eaux du lac et des ports, le Pélican est venu vider, jeudi, sa cargaison d'algues et de débris divers qui sont ensuite acheminés vers la décharge de Drumettaz. Environ, 5 tonnes de déchets sont ainsi retirées des eaux quotidiennement. Afin d'accélérer cette collecte, le service des ports et des plages de la Calb a loué un second bateau, le "Cataglop". Cette procédure permet également de retirer des eaux, les nombreux poissons-chats morts victimes d'un virus.

# Les poissons-chats décimés

ARRIVÉE  
CALB  
29 JUL. 2007

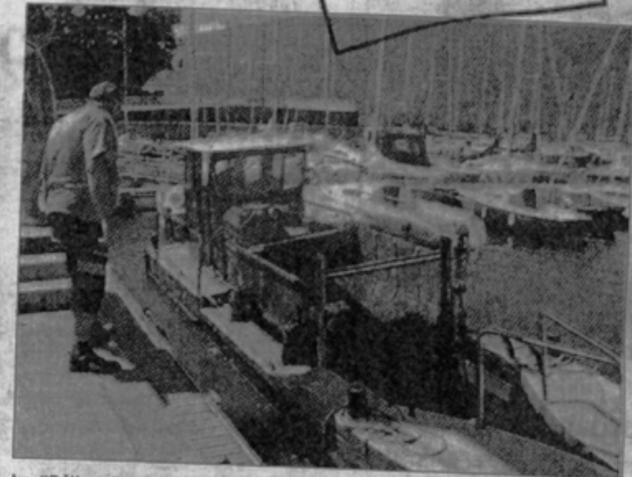
**S**ur les quais des ports aixois, il y a depuis deux semaines des relents de "marée". Et à la surface de l'eau, les poissons nagent pour certains le ventre en l'air. Pas très chouette à voir, ni très agréable à sentir. Nombre de personnes ont ainsi remarqué le phénomène, qui touche l'importante population de poissons-chats présente dans le lac du Bourget. Un virus spécifique à cette espèce et non-transmissible aux autres poissons; "il n'est pas non plus dangereux pour l'homme", précise dans un communiqué la Communauté d'agglomération du lac du Bourget. Le service des ports, déjà très occupé par la lutte contre la prolifération des herbiers aquatiques, a rapidement entrepris de collecter les cadavres, et de faire la lumière sur cette soudaine mortalité constatée sur l'ensemble du plan d'eau.

Mais ce sont en premier lieu les pêcheurs qui ont remarqué la présence de ces prédateurs beaucoup moins vivaces que d'habitude. Sitôt alertée, la capitainerie a fait le nécessaire.

« En même temps que nous arrachons les herbiers aquatiques, nous récupérons les spécimens morts, on peut encore en voir par ci par là, mais il nous est arrivé de les ramasser par milliers; c'était impressionnant », raconte Cyril Benard, capitaine des ports.

## Une sorte d'autorégulation naturelle de la population

Impressionnant comme il y a une petite dizaine d'années. En effet, quelques "anciens" rapportent un événement similaire, mais moins remarqué car s'étant produit hors de la saison estivale. Cette expérience antérieure permet d'ailleurs des avancées sur les causes du mal, bien que les scientifiques de l'Aquarium du lac du Bourget soient encore en train de cerner la question au plus près. Des lors, il semblerait que ce virus surviennent quand cette espèce atteint une population exceptionnelle, et se virait en fait à l'autoréguler de façon naturelle. « Contrairement à ce que les gens peuvent penser le phénomène n'est pas dû à une pollution, sinon d'autres es-



Le "Pélican", le bateau-nettoyeur de la CALB, rentrait hier matin d'une mission de nettoyage en Chautagne. Dans sa cuve, des centaines de kilos d'élodée du Canada et des poissons-chats morts.

peces seraient touchées », appuie le capitaine.

Toujours est-il que l'"incident" vient mettre un peu plus de charge sur les épaules des agents du service des ports. Eux qui, depuis plus d'un mois, ne comptent pas leurs heures pour arracher l'élodée du Canada et maintenir une navigabilité acceptable dans les bas-

sins. La saison dernière, ils avaient retiré 110 tonnes de cette herbe aquatique des ports du lac; un travail de titan mais également un grain de sable dans l'océan. Alors, aujourd'hui, pour ces Sisyphe d'eau douce la question est plus de contenir cette "peste d'eau" que de l'anéantir.

Ludovic FAVRE

**POLLUTION** Le pyralène menace le Rhône mais épargne le Bourget

## Lac sous haute surveillance

**A**pparue sur le devant de la scène médiatique, il y a peu, la pollution du Rhône au PCB (pyralène) a entraîné un certain nombre de mesures pour protéger sanitairelement les populations riveraines et différentes restrictions professionnelles (pêches).

Le lac du Bourget, pourtant en communication avec ce fleuve, semble être épargné par ces alertes. L'absence de pollution est révélée par les différents tests réguliers qui sont faits par deux principaux organismes aixois : le Comité intersyndical pour l'assainissement du lac du Bourget (Cisalb) et la communauté d'agglomération du lac du Bourget (Calb).

### « L'inquiétude c'est la chaîne alimentaire »

« Les pêcheurs professionnels et amateurs ne doivent pas s'inquiéter. Ils peuvent continuer leur activité en toute quiétude » rassure Renaud Jalinoux, responsable au Cisalb de la qualité des eaux du lac. « Bien sûr, il y a un très léger "bruit de fond", mais il est tellement en deçà des normes admises qu'il n'y a aucun risque sanitaire ».

Pour lui, les nombreux prélèvements faits en divers points du lac indiquent une présence de polychlorobiphényles (PCB), très en dessous des normes de tolérance.



Pêcheur amateur, Xavier Delais a confiance et consomme sans crainte avec sa famille le fruit de ses pêches.

« L'inquiétude, pour lui, c'est la chaîne alimentaire ». En effet, les molécules de PCB ne sont pas solubles et se déposent sur les sédiments. Elles sont absorbées par le plancton puis par les poissons et enfin par les hommes.

À Aix-les-Bains, deux suivis permettent de cerner la qualité des eaux du lac.

Le premier, écologique, est fait par la Calb. Celle-ci fait

s'intéresse essentiellement à l'aspect biologique et organique du lac. Gérard Paolini, responsable à la Calb, contrôle la transparence des eaux ou son oxygénation, « nous faisons 30 mesures par an, concentrées essentiellement en été ». Sa zone de prélèvement se situe à proximité de l'abbaye d'Hautecombe, là où les eaux du lac sont les plus profondes.

Pour sa part, le Cisalb s'inté-

### REPÈRES

#### PCB OU PYRALÈNE ?

■ PCB est le sigle pour polychlorobiphényles, dérivés chimiques du chlore. Le PCB regroupe 209 substances. Le pyralène est l'une d'elles, la plus courante. Pour sa stabilité thermique et temporelle, le PCB est un composant sous forme liquide qui était largement utilisé notamment dans les transformateurs électriques.

resse aux toxiques comme les pesticides, les métaux lourds ou les PCB. « Nous avons pêché 20 poissons de cinq espèces différentes, lavaret, omble-chevalier, brochet, perche et sandre pour effectuer deux campagnes d'analyses » détaille Renaud Jalinoux.

Bilan ? Les valeurs observées sont à peine supérieures à celles du lac Léman qui fait référence par sa taille et l'historique de ses données. Le coût de ces tests réalisés par un laboratoire lyonnais est de 5 000 à 10 000 € sur l'ensemble d'une analyse d'espèces de poissons.

Mais, pour Renaud Jalinoux une inconnue demeure : comment la faune va tolérer ce « bruit de fond » même très faible.

Michel GANDON

**ASSAINISSEMENT** Un ruisseau qui protège la ville d'Aix des inondations

# La résurrection de La Deysse



Le directeur du Cisaib (comité intersyndical d'assainissement du lac du Bourget), Renaud Jalinoux, devant cette "passe à truite" reconstituée sur la Deysse. Photo Thierry GUILLOT

## ALBENS

**B**alade à cheval, VTT, jogging... Les berges de La Deysse dans l'Albain sont prisées par beaucoup d'Aixoïses. Mais, ces derniers, quand ils se détendent dans ce petit coin de verdure, se doutent-ils de son importance ?

Zone d'épandage des crues, la plaine de la Deysse permet, en cas de montée des eaux, de ralentir le phénomène et d'éviter les inondations plus bas : c'est une protection naturelle pour Aix-les-Bains.

Or, depuis près de 70 ans, la Deysse a été malmenée. En

1940, la politique d'assainissement a conduit les responsables de l'époque à creuser un véritable canal rectiligne en lieu et place de la rivière méandreuse. L'idée était d'évacuer les eaux au plus vite.

Mais au fil des années, la Deysse s'est creusée et les ronces l'ont envahie. Devenue un fossé rempli de vase, la qualité de son eau s'est dégradée et les poissons ont déserté. Le poumon de l'Albain était devenu sans vie et il y avait alors deux gros risques : la perte d'une ressource en eau et la pollution du lac du Bourget où se déverse le cours d'eau, par le Sieroz.

Une fois l'erreur du passé reconnue, il a fallu inverser le processus.

## Le rêve de Fernand Bruyère

Grâce à la motivation sans borne de Fernand Bruyère, mémoire vivante du lieu depuis plus de 80 ans et président du syndicat intercommunal d'assainissement, et le projet Grand lac aidant, des travaux de restauration écologique ont été entrepris.

Samedi, lors de l'inauguration, les travaux au pont de la Bottière ont bluffé tous les élus présents. Le ministre de l'Agriculture et de la Pêche, Michel Barnier, avait même fait le déplacement (lire notre

## REPÈRES

### BUDGET

■ La restauration écologique de la Deysse aura coûté 500 000€.

### MENACE

■ Une nouvelle menace voit le jour sur les berges de la Deysse : la renouée du Japon et ses grandes feuilles vertes. Cette espèce invasive colonise toutes les rivières, elle peut pousser jusqu'à 10 cm par jour, atteindre 3 m de haut. Dans le sol, même arrachés, ses rhizomes survivent 10 ans et résistent à tous les produits chimiques, même au napalm. La seule solution est de les arracher avec la terre grâce à une pelle mécanique

édition d'hier, en page 4).

Sur deux kilomètres le résultat est quasi miraculeux : déboisement, terrassement, remplacement des rampes de béton par des rampes en enrochement, végétalisation... Les méandres de la Deysse ont été recréés. Fernand Bruyère se veut aujourd'hui très optimiste, il rêve de voir revenir grenouilles, truites et écrevisses à pattes blanches d'ici quelques années.

Au-delà de l'enjeu écologique de cette restauration c'est aussi un enjeu humain qui est en passe d'être remporté : des panneaux vont bientôt être posés sur les berges pour expliquer le travail effectué. Une manière de montrer l'importance du développement durable. Ce terme de plus en plus employé prend ici une grandeur... nature.

Thomas LANIER

# Une plage grande et belle



Le maire saintinois Guy Rosset s'est félicité de cette réalisation : ici aux côtés d'André Quay-Thévenon, président de la Calb, Dominique Dord, député-maire d'Aix, et Chantal Gambut, maire du Bourget-du-Lac.

## BRISON-SAINT-INNOCENT

**A**vec ses quelque 20000m<sup>2</sup>, la plage de la Pointe de l'Ardre était tout simplement la plus grande plage publique du lac du Bourget. Était... car depuis l'achèvement de ses travaux de requalification, elle est certainement devenue la plus belle aussi. N'en déplaise aux autres, notamment à celles des Mottets, de Tresserve et d'Aix-les-Bains, mais cet écrin de verdure largement ouvert sur la Dent du Chat et la partie sud du lac, allie désormais à merveille l'espace, la fonctionnalité et l'esthétique.

Hier matin, les élus de la

Communauté d'agglomération du lac du Bourget, le président André Quay-Thévenon en tête, le député-maire Dominique Dord, le conseiller général Robert Clerc, les entreprises missionnés sur un chantier débuté en septembre 2006, et quelques Saintinois, ont célébré cette renaissance.

**Bois exotique, solarium, douches, accès pour personnes handicapées...**

Cette opération, désirée depuis 2001 par la commune de Brison-Saint-Innocent, est la première d'un programme global de requalification engagé par la Calb, comprenant aussi les plages du Bourget-du-Lac, de Tresserve et d'Aix, elle repré-

sente un coût d'environ un million d'euros. La somme est rondelette, mais à hauteur de la transformation : accès en bois exotique assurant la liaison entre l'espace vert, le solarium en béton et la plage de galets, et comprenant aussi les douches et l'accès pour personnes handicapées, réfection du mur séparant la plage de la pelouse, disposition harmonieuse des végétaux, des aires de jeux, des allées, réhabilitation du parking jouxtant le restaurant "Le Saint'Inn"... L'ensemble a été revu avec le souci des concepteurs, de préserver la "multitude de micro ambiances" (esplanade ensoleillée, promenade ombragée, vaste panorama sur le lac, solarium aride), d'amé-

## REPÈRES

### LA PLAGE

■ Plus grande plage publique du lac du Bourget (2 hectares), achetée et aménagée par la commune de Brison-Saint-Innocent depuis 1969 ; cet espace avait été cédé par Edmond Blanchard à une municipalité alors conduite par le maire Serge Dupré. Depuis 2002, la Calb en assure la gestion, avec 4 autres plages. Aménagements : solarium, accès à l'eau (pour personnes handicapées) en bois exotique, douches, aires de jeux, parking (payant en saison). Services : restaurant café-concert ; location pédalos, canoës...

### FINANCEMENT

■ État 380000€ ; Conseil général 274330€ (tous deux dans le cadre du Projet Grand Lac) ; commune de Brison-Saint-Innocent 181057€ ; Communauté d'agglo du lac du Bourget 224841€. Total : 1060228€.

liorer les accès et de pas encombrer le site.

Autant dire que le résultat est à la hauteur des espérances. La Pointe de l'Ardre, dont la cote de popularité était déjà au plus haut, n'attend désormais plus qu'une légion de serviettes de plage pour que le tableau soit complet. Assurément, elles ne vont plus tarder.

Ludovic FAVRE

## La secrétaire d'Etat à l'Ecologie demain en Savoie

**D**ommage, Nathalie Kosciusko-Morizet n'aura pas le temps de s'intéresser à la situation des cours d'eau du département lors de sa venue demain en Savoie. A moins que les élus participant aux visites ne l'interpellent sur le dossier. Car sa visite commencera au bord du lac du Bourget, dont la qualité dépend en partie des mesures de protection concernant les cours d'eau qui s'y jettent.

Première halte au Bourget-du-Lac pour la Secrétaire

d'Etat chargée de l'écologie. Elle se rendra au pied du château de Thomas II, où sera bientôt installé l'observatoire de la faune sauvage sur le lac l'étang des Aigrettes. Jean-Pierre Vial, président du Conseil général, présentera ensuite le projet de regroupement du conservatoire naturel de la Savoie, du conservatoire botanique national alpin et du conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres.

Rendez-vous à Montagnole

pour inaugurer la maison "zen énergie" avant de gagner Arêches-Beaufort où elle passera l'après-midi. Nathalie Kosciusko-Morizet doit visiter la chaufferie au bois de Beaufort avant de découvrir les actions de la station d'Arêches-Beaufort en matière de développement durable. La journée se terminera par une table ronde sur les actions en faveur de l'environnement et du développement durable dans les stations de ski. □

# Contrat de bassin versant du lac du Bourget



La lettre d'information du contrat • N°6 - Décembre 2007



## **DOSSIER** La restauration écologique des rivières

### **Pédagogie**

"Citoyen de mon agglo..."

### **Assainissement**

Des chantiers à la pelle !

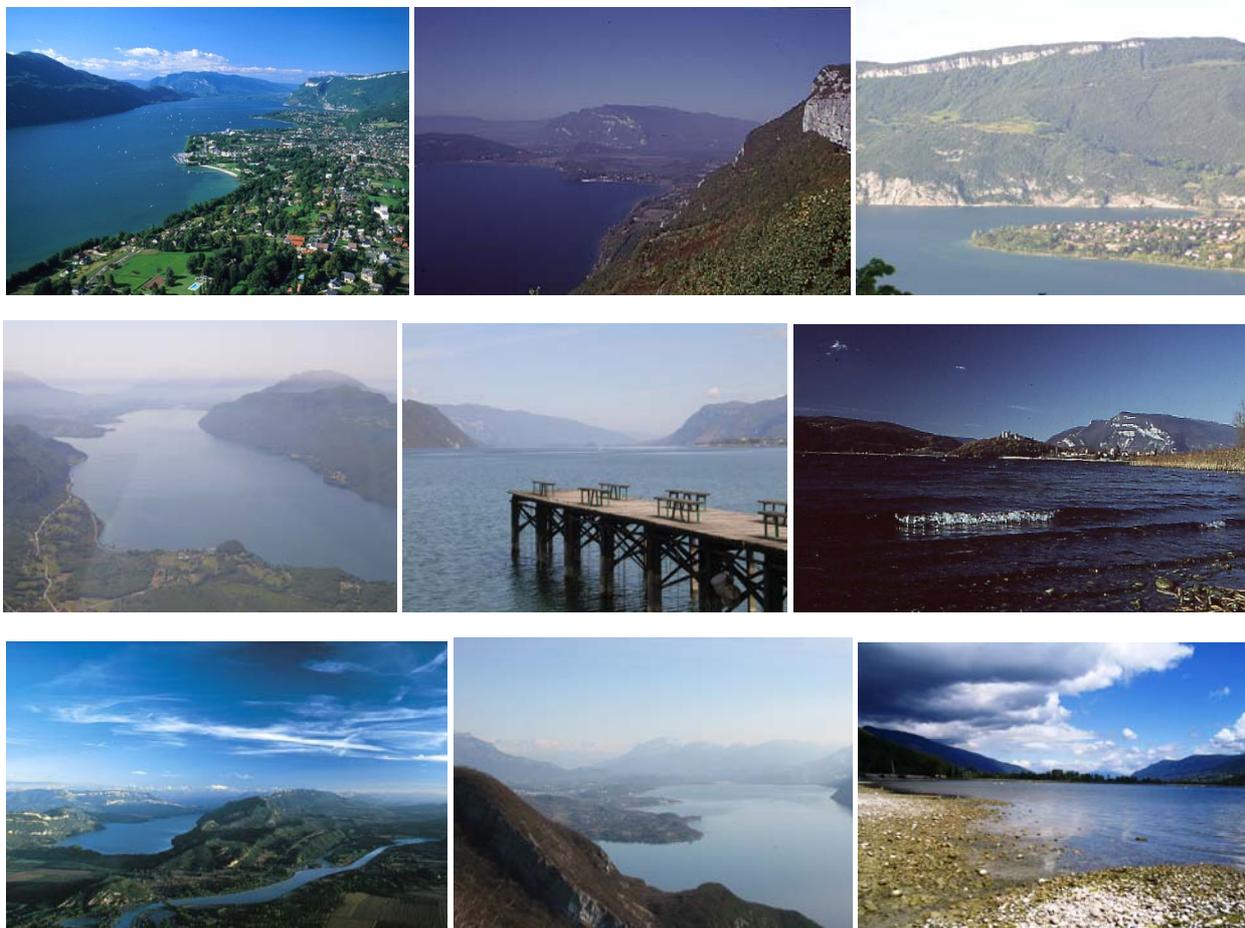
### **Niveau du lac**

Pas de baisse sans  
curage des ports



Comité intercommunal pour l'assainissement du lac du Bourget

## 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**