



HAL
open science

Distribution spatio-temporelle des cyanobactéries dans le lac de Parentis-Biscarrosse

Sarah Gogin

► **To cite this version:**

Sarah Gogin. Distribution spatio-temporelle des cyanobactéries dans le lac de Parentis-Biscarrosse. Sciences de l'environnement. 2013. hal-02598778

HAL Id: hal-02598778

<https://hal.inrae.fr/hal-02598778v1>

Submitted on 16 May 2020

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

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

Distribution spatio-temporelle des cyanobactéries dans le lac de Parentis-Biscarrosse

RAPPORT DE STAGE M2 ExCE



Sarah GOGIN

Pour mieux
affirmer
ses missions,
le Cemagref
devient Irstea

**Stage effectué du 1^{er} février au 31 juillet 2013 à
Irstea Bordeaux**

Unité de Recherche Réseaux, Epuración et Qualité des Eaux
Equipe CARMA (*Contaminants Anthropiques et Réponses des
Milieux Aquatiques*)

Sous la direction scientifique de
Christophe LAPLACE-TREYTURE



REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements vont à Christophe Laplace-Treyture qui m'a encadrée pendant ce stage. Je tiens tout particulièrement à lui témoigner toute ma reconnaissance pour tout ce qu'il m'a transmis mais aussi pour son soutien, sa confiance, son écoute et sa sympathie.

Je tiens à remercier tous les membres de l'équipe CARMA pour leur accueil chaleureux et leurs conseils, tous les stagiaires pour les bons moments partagés ensemble. Un grand merci à Thibaut Feret et Sébastien Boutry pour leurs précieuses aides sur les analyses statistiques, merci de m'avoir donné de votre temps.

Un remerciement tout particulier à Sylvia Moreira, pour sa disponibilité et sa gentillesse. Nos échanges au cours de ces 6 mois ont été très agréables. Les journées « sur le terrain » ensemble sont de très bons souvenirs, parfois peu ordinaires... Vive les femmes modernes !

Je tiens à remercier Magalie Baudrimont et Nathalie Geneste, pour leur disponibilité et pour s'être assurées du bon déroulement de mon stage.

Enfin, ces longues années d'études ne peuvent se terminer sans témoigner ma reconnaissance à mon entourage proche et plus particulièrement à ma famille pour leurs encouragements et leur soutien...

AVANT PROPOS

Irstea Bordeaux est l'une des neuf implantations d'Irstea (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture), établissement public à caractère scientifique et technologique, sur le territoire national. Il est localisé sur le site principal de Cestas – Gazinet. Ses activités de recherche, d'appui aux politiques publiques et d'expertise portent sur le domaine principal de la gestion de l'eau et du fonctionnement des milieux aquatiques, ainsi que sur l'interface entre eau et gestion des territoires.

L'unité de recherche REBX (Réseaux, épuration et qualité des eaux) est constituée de plusieurs équipes de recherches, dont l'équipe CARMA (Contaminants Anthropiques et Réponses des Milieux Aquatiques). Essentiellement orientées sur les végétaux aquatiques (phytoplancton, diatomées et macrophytes), leurs études abordent, entre autres, les problématiques du rôle fonctionnel de ces organismes dans les écosystèmes et de la bio-indication.

Dans le cadre de mon Master 2 « Ecotoxicologie, Chimie de l'environnement », dispensé à l'université de Bordeaux 1, j'ai effectué 6 mois de stage à Irstea Bordeaux, sous la tutelle de Christophe Laplace-Treyture, chargé de l'étude du phytoplancton. Il m'a été chargé de participer aux relevés mensuels et de mettre en forme l'ensemble des données disponibles (antérieures et acquises durant le stage) afin d'analyser la variabilité spatiale, dans la colonne d'eau, et temporelle des cyanobactéries dans le lac de Parentis-Biscarrosse (Landes).

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS

AVANT PROPOS

INTRODUCTION.....	7
I. Contexte	8
A. Le phytoplancton	8
B. Les cyanobactéries	9
C. Le lac de Parentis-Biscarrosse	10
II. Aspects méthodologiques	11
A. Fréquence des campagnes de mesure	11
B. Descripteurs abiotiques	11
C. Descripteurs biotiques.....	11
D. Traitement statistique	12
III. Evolution spatio-temporelle du phytoplancton et de la physico-chimie du lac de Parentis-Biscarrosse depuis 2010.	13
A. Evolution spatio-temporelle de la physico-chimie	13
B. Evolution spatio-temporelle du phytoplancton.....	14
1. <i>Chlorophylle-a totale</i>	15
2. <i>Cyanobactéries</i>	16
IV. Analyse temporelle sur les échantillons intégrés	17
A. Evolution temporelle du phytoplancton.....	17
B. Evolution temporelle des nutriments	18
C. Analyse conjointe des données abiotiques avec les données des communautés de phytoplancton	21
CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	27
BIBLIOGRAPHIE	28
ANNEXES.....	30

INTRODUCTION

Le lac de Parentis-Biscarrosse, soumis à la directive cadre Européenne sur l'eau (DCE, 2000), est d'intérêt économique, écologique et touristique majeur en Aquitaine. Son évaluation d'état écologique nécessite une connaissance des communautés de phytoplancton présentes et une bonne compréhension de leurs dynamiques. Dans ce contexte réglementaire, et afin de suivre l'évolution de la qualité de ses eaux, des relevés mensuels ont été mis en place depuis mai 2010 par Irstea Bordeaux. Ces relevés comportent des mesures de terrain, des analyses physico-chimiques et des comptages phytoplanctoniques au point de plus grande profondeur du plan d'eau.

A certaines périodes, ce lac abrite d'assez fortes productions de cyanobactéries. Les développements croissants de ces organismes, entre autres en France, favorisés par des déséquilibres trophiques et/ou écologiques, posent divers problèmes de santé publique avec des exemples dramatiques couvrant le monde entier et parfois des toxicoses graves. Dans le lac de Parentis-Biscarrosse, des efflorescences de ces cyanobactéries ont, depuis plusieurs années, régulièrement entravé certains usages dont la baignade. L'acquisition de données mensuelles au point de plus grande profondeur devrait permettre ainsi d'apporter des connaissances supplémentaires et nouvelles sur l'écologie des cyanobactéries dans le lac de Parentis. Dans cette étude, on s'intéressera plus globalement à décrire l'évolution spatio-temporelle du phytoplancton et de la physico-chimie du lac de Parentis-Biscarrosse. On s'attachera ensuite à analyser l'évolution temporelle du phytoplancton avec celle des nutriments afin de mieux comprendre la distribution spatio-temporelle des cyanobactéries et leur réponse aux changements environnementaux.

Les informations recueillies et leur analyse viendront également compléter le système d'alerte et de surveillance des cyanobactéries mis en œuvre depuis peu par la Communauté de Communes des Grands Lacs sur les zones de baignade du plan d'eau.

I. Contexte

A. Le phytoplancton

Le phytoplancton est constitué d'organismes microscopique (0,2 μm -2 mm). Ce sont des producteurs primaires constituant un des premiers maillons des réseaux trophiques des milieux aquatiques. Ils sont exposés aux mouvements passifs occasionnés par le vent et le courant et se trouvent en suspension dans les couches superficielles des océans, lacs et rivières. Le phytoplancton ne représente qu'environ 1 % de la biomasse d'organismes photosynthétiques sur la planète mais assure 40 % de la production primaire annuelle (Chisholm, 1995). Le premier niveau de classification des organismes qui le composent est basé sur les pigments photosynthétiques, les produits de réserve et leur localisation cytoplasmique, ainsi que leur niveau de complexité intracellulaire.

Les facteurs impliqués dans la structuration des assemblages de producteurs primaires résultent des relations entre les paramètres chimiques (azote, phosphore) et physiques (température, lumière, turbulence) et d'autres facteurs biologiques intrinsèques et extrinsèques.

Ces compartiments autotrophes peuvent présenter des réponses spatiales et temporelles diverses aux changements environnementaux. Dans les latitudes moyennes, le phytoplancton présente des changements significatifs au cours de l'année. Cette variation en termes de composition et d'abondance est connue comme « succession saisonnière » et a été largement développé dans le modèle PEG (Plankton Ecology Group) (Sommer *et al.*, 1986). Cependant ce modèle ne semble pas approprié pour tous les lacs. Ainsi, chaque type de lac, en combinaison avec les cycles saisonniers et les principales variables environnementales, présente des fonctionnements écologiques différents et permet à certaines espèces « les mieux adaptées » de dominer dans certaines périodes (Padisák *et al.*, 2006).

Dans cette étude, on s'intéressera aux :

- Algues vertes, organismes unicellulaires, coloniaux ou filamenteux microscopiques et caractérisées par une coloration verte due à la présence de chlorophylle-a et b ;
- Aux diatomées, cellules algales (isolées ou associés) enveloppées par un squelette externe siliceux (frustule) ;
- On s'attachera à approfondir l'étude des cyanobactéries.

B. Les cyanobactéries

Les cyanobactéries sont des micro-organismes procaryotes photosynthétiques également appelées cyanophytes ou cyanophycées. Du point de vue systématique, elles sont classées dans le règne des Eubactéries mais ont longtemps fait partie du règne végétal car elles possèdent à la fois des caractéristiques (AFFSA and AFFSET, 2006) :

- des bactéries : absence de noyau et d'organites intracellulaires;
- des algues : présence de chlorophylle-a et de phycobiliprotéines (pigments accessoires) et capacité à faire la photosynthèse.

Les cyanobactéries se répartissent en 150 genres regroupant quelques 2000 espèces (Bartram *et al.*, 1999). Leur diamètre de cellule est généralement de l'ordre du micron, elles ne sont donc pas visibles individuellement à l'œil nu.

Les cyanobactéries sont présentes naturellement dans la plupart des milieux aquatiques. Ce sont des organismes très anciens et très ubiquistes avec une préférence pour les eaux douces. La plupart des cyanobactéries sont aérobies, leur développement ne requiert que de l'eau, du dioxyde de carbone, des minéraux et de la lumière. La vitesse de croissance des cyanobactéries est plus faible que celle de la plupart des algues (Bartram *et al.*, 1999).

Certaines cyanobactéries ont une grande capacité d'adaptation grâce à des cellules de résistance (akinètes), de plus elles optimisent l'exploitation du milieu grâce à la présence de vacuoles gazeuses qui facilitent leurs déplacements verticaux dans la colonne d'eau. Selon la théorie de l'algal game (Litchman and Klausmeier, 2008), les cyanobactéries se positionnent afin d'être exposées de manière optimale aux gradients de lumière et de nutriments. En général, un excès de nutriments dans l'eau, une élévation de la température de l'eau, peu de vent et de pluies ainsi qu'une forte stratification thermique stimule la croissance des cyanobactéries (Bartram *et al.*, 1999). Lorsque les conditions sont réunies, les cyanobactéries prolifèrent et peuvent provoquer un bloom ou efflorescence (Image 1). L'eau devient alors trouble et de couleur verte, bleu-vert ou encore rouge lorsque que les cyanobactéries sont sénescentes. Cette efflorescence est visible à l'œil nu en surface et peut parfois faire plusieurs centimètres d'épaisseur lorsque les vents les accumulent vers le rivage.



Image 1 : Photo d'une efflorescence de cyanobactéries dans le port de Gastes (lac de Parentis-Biscarrosse) prise en décembre 2010.

C'est lors de ces efflorescences ou blooms que la présence des cyanobactéries peut devenir problématique. En effet, diverses espèces de cyanobactéries emmagasinent dans leurs cellules des toxines appelées cyanotoxines. Ces toxines sont libérées dans l'eau lors de la rupture ou de la mort de la cellule. Selon leur mode d'action, on peut distinguer les hépatotoxines, les plus fréquemment rencontrées lors d'efflorescences, les neurotoxines qui ont été identifiées pour la première fois en France en 2005 (Gugger *et al.*, 2005) et enfin les dermatotoxines, moins étudiées et essentiellement produites par des cyanobactéries marines.

C. Le lac de Parentis-Biscarrosse

Le lac de Parentis-Biscarrosse est un des lacs Landais du littoral aquitain, localisé dans le sud-ouest de la France (Image 2). Il a une origine naturelle et est situé à une altitude d'environ 19 mètres. Il occupe une partie des territoires des communes de Biscarrosse au Nord, Parentis à l'Est, Gastes au Sud-Est et Sainte Eulalie au Sud. Le lac accueille les plates-formes des puits de production pétrolière de la société Vermilion REP SA, les aménagements d'une ancienne base d'hydravions (site Latécoère) et la rive Ouest est occupée dans sa totalité par le Centre d'Essais des Landes.

Ce plan d'eau reçoit les eaux du lac de Cazaux-Sanguinet situé au Nord par un canal comportant un barrage de régulation et une écluse permettant le passage des bateaux de plaisance d'un plan d'eau à l'autre. Les superficies du plan d'eau et de son bassin versant sont respectivement de 35 et 275 km². Le lac de Parentis a une profondeur moyenne de 6,7 m et maximale de 20,5 m. Ce lac a un volume total de 250 millions de m³ et un volume annuel entrant de 255 millions de m³. Son taux de

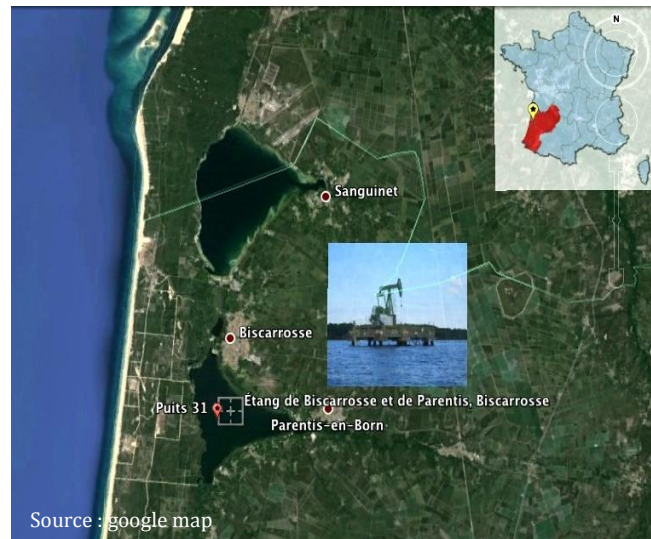


Image 2 : localisation du plan d'eau de Parentis-Biscarrosse

renouvellement annuel est de 1,02 (voir le détail des caractéristiques en Annexe I comparées aux plans d'eau environnant). Le lac est extrêmement poissonneux et connaît différents usages comme la baignade, la pêche, la chasse et autres activités nautiques (Dutartre *et al.*, 1989). Selon les données de l'Agence de l'eau Adour-Garonne (2013), il présente un état biologique médiocre, un état physico-chimique moyen et un bon état chimique. De plus, d'après les concentrations moyennes annuelles en chlorophylle-a totale (8,3 mg·m⁻³) et en phosphore total (63 mg·m⁻³) (Annexe IV), ce lac est considéré comme eutrophe selon la classification trophique de l'O.C.D.E (1982). Parmi les conséquences de cet état médiocre, des proliférations de cyanobactéries se produisent régulièrement, ce qui entraîne des risques pour la santé publique (Beuffe, 2002; Dutartre *et al.*, 1989). Ces caractéristiques de l'état de la masse d'eau du lac diffèrent nettement de celles du lac de Cazaux-Sanguinet, de meilleure qualité.

II. Aspects méthodologiques

A. Fréquence des campagnes de mesure

Trente-six campagnes mensuelles de mesures et de prélèvements ont été réalisées entre mai 2010 et avril 2013 sur le lac de Parentis-Biscarrosse au puits 31 (Annexe II). Ce puits correspondant au point dit de plus grande profondeur du lac (Cellamare, 2009), soit 20,5 mètres, est un des puits de production pétrolière de la société Vermilion REP SA. Il se situe vers le centre ouest du lac (44°20'41''N, 01°10'49''O).

B. Descripteurs abiotiques

A chaque campagne, les caractéristiques physiques du site (profondeur, hauteur des vagues, aspect particulier de l'eau) et météorologiques (ensoleillement, humidité, force du vent) ont été notées.

La transparence de l'eau a été mesurée en utilisant un disque de Secchi. La zone euphotique a pu être calculée, elle correspond à la tranche d'eau comprise entre la surface et 2,5 fois la profondeur de disparition du disque de Secchi. Cette couche correspond en fait à la profondeur exposée à une lumière suffisante pour que la photosynthèse se produise et dépasse la respiration.

Les valeurs de pH, conductivité, température et oxygène dissous ont été mesurées à l'aide d'une sonde multiparamétrique WTW, tous les mètres, de la surface jusqu'au fond (vertical) et dans un échantillon intégré prélevé sur toute la zone euphotique en utilisant une bouteille intégratrice (HYDROBIOS IWS).

Un prélèvement intégré sur toute la zone euphotique et un prélèvement ponctuel à environ 1 mètre du fond ont aussi été effectués à chaque campagne pour l'analyse chimique. Ces échantillons sont conservés dans des flacons de polyéthylène d'un litre, au frais et à l'obscurité, depuis le prélèvement jusqu'à la réception pour analyse par le laboratoire de Chimie des Eaux d'Irstea Bordeaux. Ces analyses comprennent les concentrations en matières en suspension (organiques et minérales), phosphore (total, orthophosphates), azote (total, ammonium, nitrate, nitrite), silice et suivent les normes AFNOR appropriées (<http://sagaweb.afnor.fr>).

C. Descripteurs biotiques

Le suivi de la dynamique du phytoplancton a été réalisé grâce à un spectrofluorimètre (bbe FluoroProbeTM – Moldaenke, Kiel, Allemagne) (Image 3) dont le fonctionnement est basé sur la fluorescence de la chlorophylle-a (chl-a) combinée à d'autres pigments accessoires spécifiques à chaque classe phytoplanctonique (Annexe III). Ainsi, lors de chaque campagne, la chl-a totale et la part attribuable à chaque groupe algal (algues vertes, diatomées, cyanobactéries et cryptophytes) ont été mesurées à l'aide de cette sonde sur le prélèvement intégré de la zone euphotique et tous les mètres le long de la colonne d'eau (vertical) en

parallèle avec la physico-chimie. Un échantillon intégré (correspondant à la mesure de la FluoroProbe) a été réalisé afin de calculer au laboratoire la concentration totale de chl-a par la méthode Lorenzen de 1967 à des fins de comparaison et de contrôle. De même, un échantillon intégré et fixé au Lugol a été réalisé lors de chaque campagne pour l'analyse qualitative (liste des espèces ou genres rencontrés) et quantitative des peuplements phytoplanctoniques suivant la norme guide par microscopie inversée (NF EN 15204, 2006). Les résultats des déterminations taxinomiques ne sont pas présentés dans ce rapport.



Photo : bbe Moldaenke

Image 3 : bbe FluoroProbe™

Les sondes spectrofluorimétriques, type FluoroProbe sont des outils récents qui ont été validés dans plusieurs études, comme dernièrement en France par des équipes du CNRS (Catherine *et al.*, 2012). Ces études montrent de très bonnes corrélations des mesures de ces sondes avec les valeurs de chl-a totale mesurées par les méthodes en laboratoire et avec les biomasses de chaque classe phytoplanctonique. De par son utilité et sa praticité, ce type de sonde est maintenant largement utilisé dans le monde entier comme outil de suivi du phytoplancton et de la qualité des eaux. En France, des sondes similaires sont utilisées dans le protocole Cyanalert de la Communauté de Communes des Grands Lacs, en collaboration avec Irstea Bordeaux, mais aussi sur le lac Léman (Rimet and Druart, 2008) ou encore sur le réservoir de la Marne (Rolland *et al.*, 2010). D'autres encore sont installées sur des bouées en station de mesure en continu comme le projet *Proliphyc* sur le lac d'Enghien-les-bains (Vinçon-Leite *et al.*, 2008).

Dans la présente étude, les mesures de la classe des Cryptophytes ont été désactivées car on obtenait une meilleure corrélation entre la chl-a attribuée aux cyanobactéries (FluoroProbe) et la biomasse des Cyanobactéries (Microscope) mesurées sur les mêmes échantillons de l'année 2010 ($R^2=0,3$ "sans", contre $0,2$ "avec" Cryptophytes). Une bonne corrélation ($R^2=0,62$) avec la chl-a totale mesurée en laboratoire (méthode Lorenzen) sur les trois années d'études à Parentis-Biscarrosse confirme la qualité des mesures de cette sonde (résultats non présentés ici). Enfin, les valeurs de FluoroProbe dont la transmission était inférieure à 75 % ont été supprimées afin d'avoir une qualité optimale des résultats (seuil recommandé par bbe Moldaenke, Allemagne).

D. Traitement statistique

Les données ont été analysées statistiquement en utilisant le logiciel R (version i386 2.15.3). L'exploitation des résultats a nécessité la mise en œuvre d'analyses multivariées (type Analyse en Composantes Principales), de tests paramétriques (Anova un facteur, Pairwise, coefficient de corrélation de Pearson) et non paramétrique (Kruskal-Wallis). Aussi, la fonction MBA (interpolation de la surface à partir de données dispersées) a été utilisée afin d'avoir une meilleure représentation des données en vertical (<http://cran.r-project.org/>).

III. Evolution spatio-temporelle du phytoplancton et de la physico-chimie du lac de Parentis-Biscarrosse depuis 2010.

A. Evolution spatio-temporelle de la physico-chimie

Le lac de Parentis-Biscarrosse est qualifié de monomictique chaud : il présente une période de circulation en saison froide à une température supérieure à 6°C et une période de stratification directe en saison chaude (Figure 1). La température de surface maximale mesurée lors de la campagne de juillet 2010 était de 25°C. La période de stratification thermique varie légèrement d'une année à l'autre car elle dépend directement des conditions météorologiques. Au cours de l'année 2010-2011, la stratification s'est formée en juin puis a disparu en septembre. L'année suivante, elle a été observée de mai à août puis de mai à septembre pour l'année 2012-2013. La profondeur de la thermocline varie d'un mois à l'autre, elle est cependant toujours comprise entre 5 et 14 mètres.

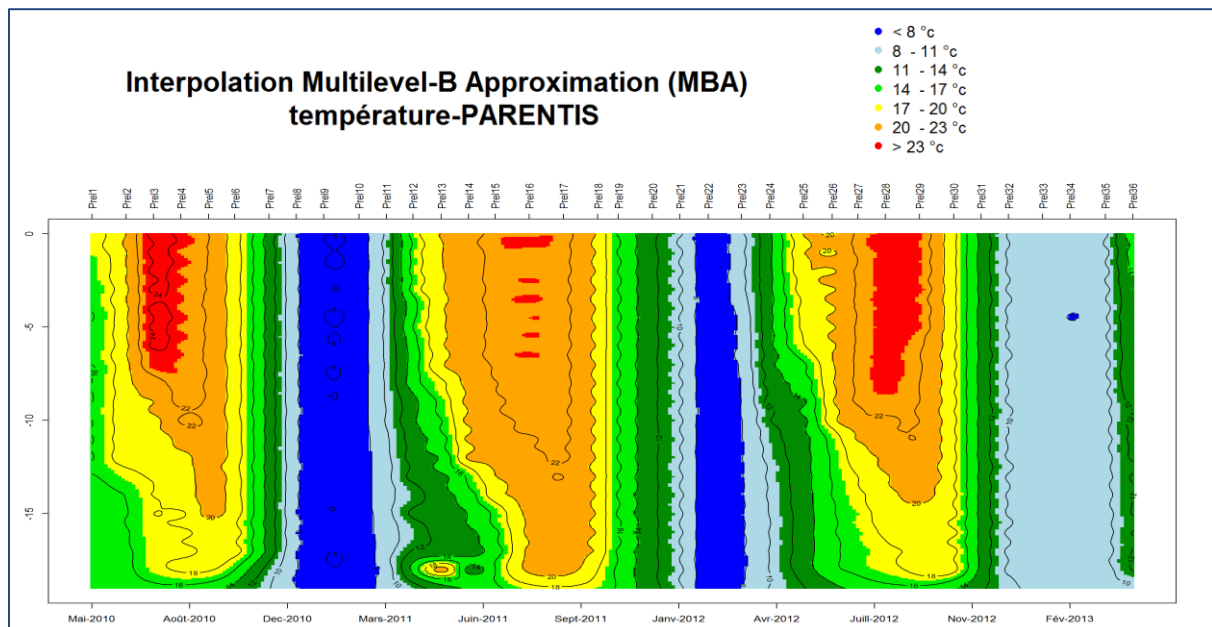


Figure 1 : profil vertical de la température du lac de Parentis-Biscarrosse entre mai 2010 et avril 2013 (les dates de prélèvement (prél) sont figurés en abscisse secondaire, l'axe des ordonnées correspond à la profondeur en mètres)

Les teneurs en oxygène dissous sont très variables au cours des saisons et dans la colonne d'eau (Figure 2). Une stratification apparaît nettement en période estivale entre 7 et 9 mètres. Cette oxycline sépare une zone présentant un déficit en oxygène voire des anoxies totales dans les 10 derniers mètres de profondeur entre les mois de juillet et septembre. A contrario, des périodes de suroxygénation de l'eau ont été enregistrées : une première (jusqu'à 140 %) dans les dix premiers mètres lors de la campagne de juin 2012, jusqu'à 125 % en surface pour la campagne de janvier 2013 et une suroxygénation dans le fond (jusqu'à 117 %) en février et mars de la même année. Ses suroxygénations peuvent être expliquées par l'augmentation significative de biomasse du phytoplancton à ces mêmes périodes et aux mêmes profondeurs (cf. partie III.B) qui contribue à générer de l'oxygène via la photosynthèse.

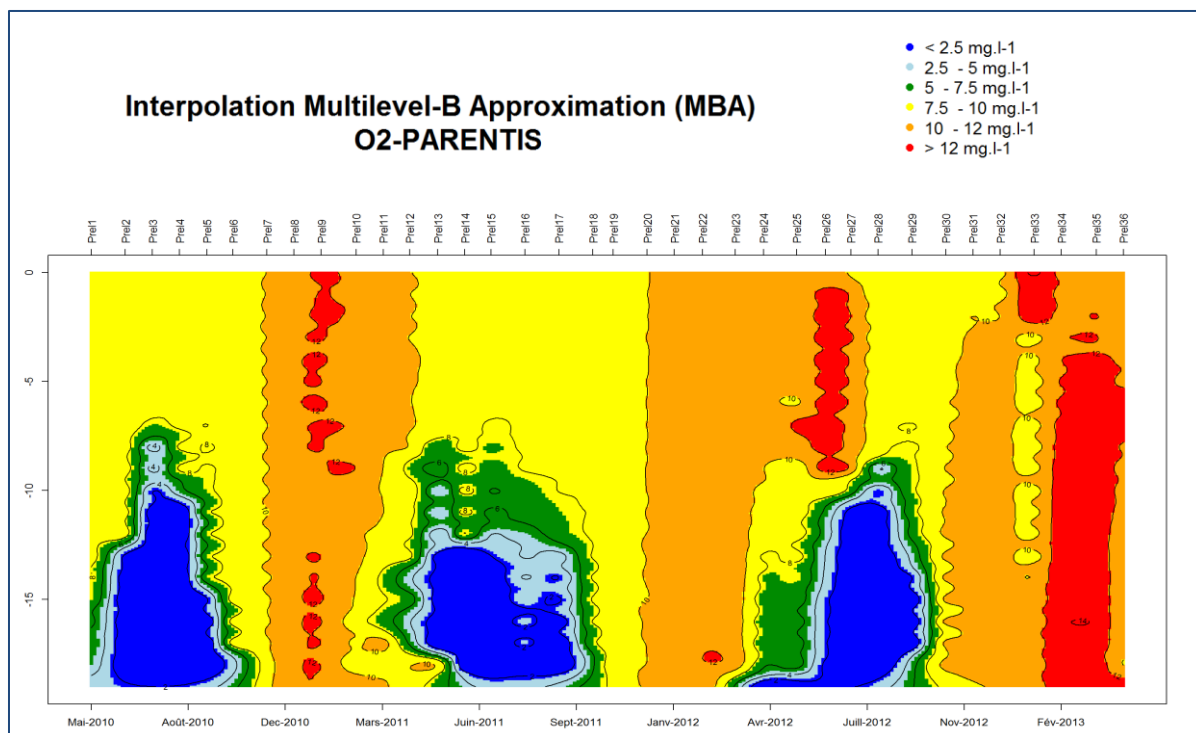


Figure 2 : profil vertical de la teneur en oxygène dissous au puits 31 du lac de Parentis-Biscarrosse entre mai 2010 et avril 2013 (les dates de prélèvement (prél) sont figurés en abscisse secondaire, l'axe des ordonnées correspond à la profondeur en mètres)

Les profils verticaux du pH et de la conductivité sont présentés en **Annexe V**.

Brièvement, le pH moyen des trois dernières années est d'environ 7,5, en lien avec les caractéristiques géochimiques de la région. Le pH est homogène lors du brassage des eaux. Au cours des périodes de stratification, les valeurs de pH deviennent légèrement acides en profondeur : l'activité photosynthétique du phytoplancton étant moins forte, le carbone est moins consommé, faisant ainsi baisser le pH. On observe aussi des périodes où le pH devient plus basique comme par exemple dans les mois de juin et juillet 2010 ou en mai 2011 et 2012, probablement en lien avec l'augmentation de la production primaire, et notamment celle des cyanobactéries (cf. partie III.B).

La conductivité mesurée pendant ces trois années reste proche de $170 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ avec des valeurs maximales d'environ $200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ relevées en été pendant la période de stratification dans les 5 derniers mètres de profondeur. Cette augmentation est à mettre en parallèle avec les conditions hypoxiques plus importantes des couches profondes à ces périodes (augmentation du relargage d'éléments dissous depuis les sédiments).

B. Evolution spatio-temporelle du phytoplancton

Les profils verticaux des teneurs en chl-a ont été réalisés lors de chaque campagne.

Sont analysées ici les évolutions de la chl-a totale et de la chlorophylle attribuée aux cyanobactéries. Les profils verticaux des diatomées et des algues vertes sont présentés en Annexe V.

1. Chlorophylle-a totale

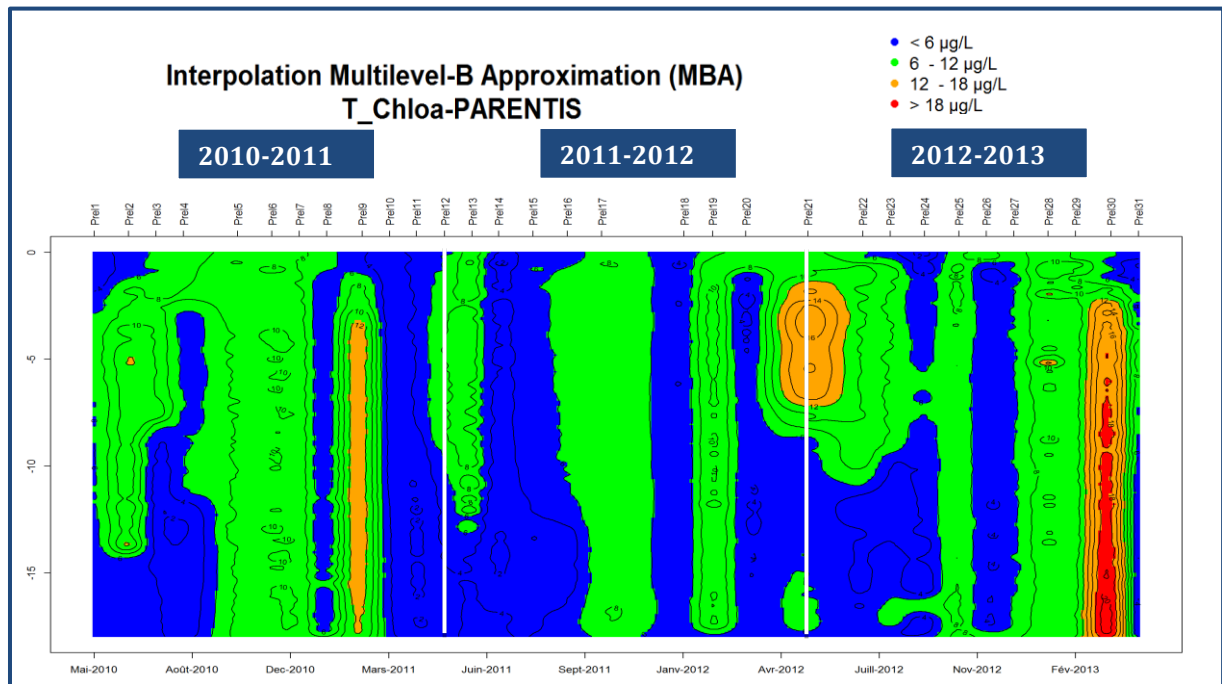


Figure 3 : profil vertical de la teneur en chl-a totale mesurée au puits 31 de mai 2010 à avril 2013 par la FluoroProbe sur le lac de Parentis-Biscarrosse (les lignes blanches délimitent les périodes annuelles, les dates de prélèvement (prél) sont figurés en abscisse secondaire, l'axe des ordonnées correspond à la profondeur en mètres)

La chl-a totale montre une distribution hétérogène au cours du temps comme le long de la colonne d'eau (Figure 3).

On observe des périodes homogènes sur la colonne d'eau avec des teneurs en chl-a totale faibles ($\leq 6 \mu\text{g/L}$) comme de mars à avril 2011 (prél. 10 et 11), de juillet à août 2011 (prél. 14 et 15) et janvier 2012 (prél. 18). Une répartition homogène mais avec des teneurs significativement plus élevées (comprises entre 6 et 12 $\mu\text{g/L}$) a été mesurée d'octobre à décembre 2010 (prél. 5, 6 et 7), d'octobre à novembre 2011 et en février 2012 (prél. 17 et 19) puis en octobre et février de la période 2012-2013 (prél. 25 et 29).

A l'inverse, on note des périodes où la teneur en chl-a totale est plus élevée dans les 10-13 premiers mètres de profondeur. Cette distribution hétérogène a pu être observée de mai à juillet 2010 et 2011 et d'avril à août 2012. A noter que les teneurs dépassaient les 14 $\mu\text{g/L}$ entre 3 et 7 mètres pour la campagne de mai 2012.

Enfin, on peut discriminer des périodes où les teneurs dépassent les 12 $\mu\text{g/L}$ le long de la colonne d'eau mais seulement à partir du 3^{ème} mètre. C'est par exemple le cas lors de la campagne de février 2011 (prél. 9) et mars 2013 (prél 30), avec des teneurs dépassant les 18 $\mu\text{g/L}$ pour cette dernière campagne.

Les tests statistiques ont montré que les teneurs en chl-a étaient significativement plus élevées dans la zone euphotique en été et dans la zone aphotique (profonde) en hiver (Annexe VI).

2. Cyanobactéries

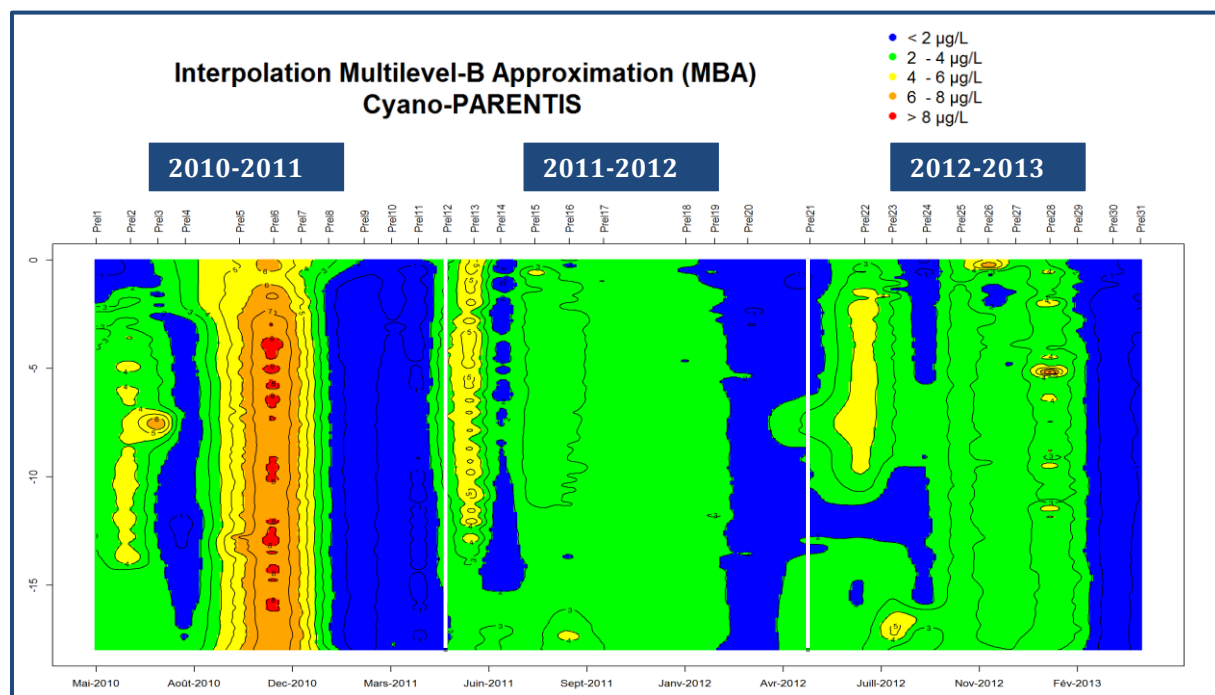


Figure 4 : profil verticale de la teneur en chl-a attribuée aux cyanobactéries mesurée au puits 31 de mai 2010 à avril 2013 par la FluoroProbe sur le lac de Parentis-Biscarrosse (les lignes blanches délimitent les années, les dates de prélèvement (prél) sont figurés en abscisse secondaire, l'axe des ordonnées correspond à la profondeur en mètres)

La Figure 4 présente la distribution spatiale des cyanobactéries le long de la colonne d'eau selon la part qui leur est attribuée par les mesures de la fluoroprobe. Même si la distribution spatiale est très hétérogène au cours du temps, plusieurs périodes comparables ont pu être mises en évidence :

- Les périodes « calmes » où les cyanobactéries sont rares (chl-a comprise entre 0 et 2 µg/L) et réparties de façon homogène le long de la colonne d'eau. C'est le cas des campagnes de février à avril 2011 (prél. 9, 10 et 11), mars 2012 (prél. 20) et celles de mars à avril 2013 (prél. 30 et 31).
- Les périodes où les cyanobactéries ont une distribution plutôt homogène avec des concentrations en chl-a significativement plus élevées mais ≤ 4 µg/L. Cette distribution a été retrouvée la première année lors des campagnes de mai, août et janvier (prél. 1, 4 et 8) puis au cours de la période 2011-2012 en mai (prél. 12) et de juillet à janvier (prél. de 14 à 19). Enfin cette même distribution a été retrouvée de septembre à octobre (prél. 24 et 25) et aux mois de décembre et février (prél. 27 et 29) de la période 2012- 2013.
- Les périodes où les cyanobactéries ont une distribution hétérogène dans la colonne d'eau et où les teneurs en chl-a peuvent dépasser 4 µg/L à certaines profondeurs. Ces périodes d'efflorescence ont été mesurées aux mois de juin et juillet 2010 (prél. 2 et 3), juin 2011 (prél. 13), juin et juillet 2012 (prél. 22) ainsi que janvier 2013 (prél. 28). Durant ces campagnes les cyanobactéries sont majoritaires entre 4 et 13 mètres. Des analyses statistiques ont montré que les cyanobactéries sont significativement plus concentrées dans la zone euphotique pendant les mois de juin et d'août (Annexe VI).

En août 2012 elles sont majoritaires dans les deux derniers mètres de profondeurs alors qu'en novembre suivant elles sont concentrées dans les deux premiers mètres.

- Les périodes d'efflorescence ou les teneurs en chl-a sont supérieures à 4 µg/L mais avec une répartition quasi homogène dans la colonne d'eau. Ce dernier cas a été mesuré seulement durant l'efflorescence d'octobre, novembre et décembre 2010 (prél 5, 6 et 7) avec des teneurs dépassant les 8 µg/L en novembre.

Selon Bartram *et al.* (1999) le taux de photosynthèse des colonies de cyanobactéries à la surface des eaux est élevé et les cellules stockent une importante quantité de carbohydrates qui agit comme un lest obligeant les colonies à s'enfoncer dans la colonne d'eau malgré leurs vacuoles de gaz. Il est intéressant de noter qu'après les fortes efflorescences des mois de juin 2011 et juin-juillet 2012, des teneurs particulièrement élevées en chl-a cyanobactéries (≥ 4 µg/L) ont été mesurées au fond les mois d'août ou septembre suivants.

Les tests statistiques ont montré que durant l'automne et l'hiver les cyanobactéries se trouvaient d'avantage dans le fond (Annexe VI).

Lorsque les températures baissent en automne et en hiver, la photosynthèse devient moins rapide que la respiration et les hydrates de carbone stockés ne sont pas consommés pour produire de la biomasse, les colonies de cyanobactéries coulent donc au fond en consommant peu à peu ce stock d'hydrates de carbone pour la respiration et la fermentation (Bartram *et al.*, 1999).

IV. Analyse temporelle sur les échantillons intégrés

A. Evolution temporelle du phytoplancton

L'évolution des teneurs en Chl-a pour chaque groupe algal des échantillons intégrés pris dans la zone euphotique présente d'importantes variations temporelles (Figure 5).

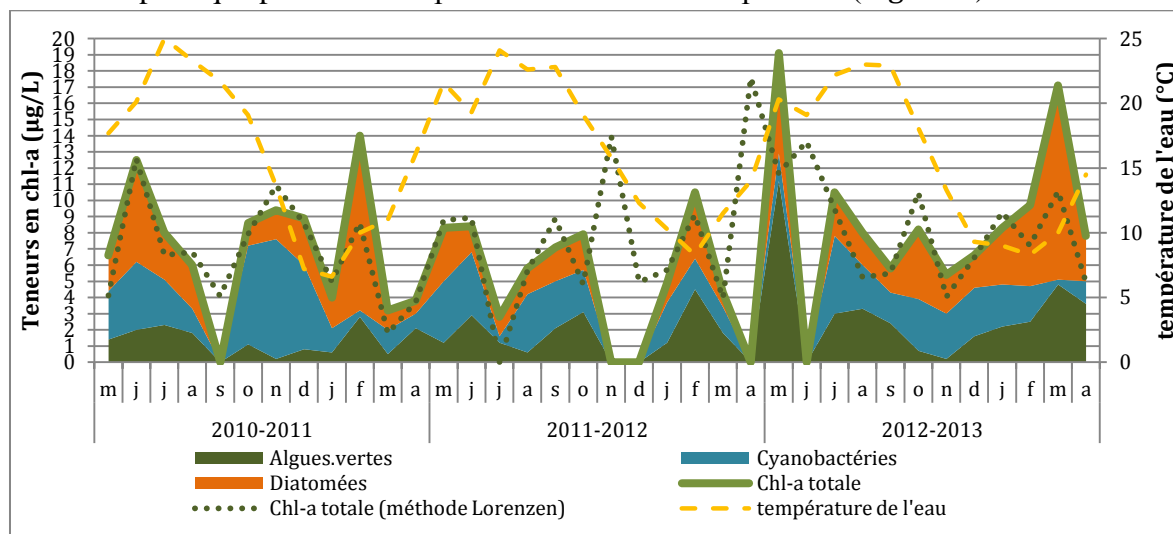


Figure 5 : Evolution temporelle des teneurs en chl-a attribuées aux différents groupes algaux dans les échantillons intégrés sur la zone euphotique au Puits 31 de mai 2010 à avril 2013 (les mois où les teneurs sont égales à 0 correspondent aux campagnes sans données)

La concentration totale en Chl-a, mesurée par la FluoroProbe sur les échantillons intégrés, varie de 2,8 à 19,1 µg/L.

Au cours des trois années d'études, des poussées algales ont été mesurées avec des teneurs en chl-a totale dépassant les 8 µg/L (16 campagnes sur 32) et une moyenne (toutes campagnes confondues) de 8.3 µg/L (Annexe IV).

Au cours de la période 2010-2011, un premier développement algal mesuré en juin est majoritairement dû à la présence de diatomées et de cyanobactéries. Des efflorescences de cyanobactéries avec des teneurs en Chl-a dépassant 5 µg/L ont été identifiées lors des campagnes d'octobre, novembre et décembre, avec un maximum en novembre (7,4 µg/L de Chl-a attribuée aux cyanobactéries). Enfin, un pic de chl-a totale a été enregistré en février 2011 avec une forte dominance de diatomées.

Le cycle 2011-2012 présente des teneurs en Chl-a totale un peu moins élevées. En effet, une seule valeur de chl-a supérieure à 10 µg/L a été mesurée en février 2012, principalement en raison de la forte présence d'algues vertes et, de façon moins exceptionnelle, de diatomées. Des teneurs élevées en Chl-a cyanobactéries (≈ 4 µg/L) ont néanmoins été mesurées en mai et août 2011.

L'année 2012-2013 a montré des teneurs en Chl-a totale plus homogènes au cours du temps avec toutefois deux importants pics : le maximum relevé (toutes campagnes confondues) en mai 2012 (19,1 µg/L de chl-a totale) en raison d'un pic plutôt inhabituel d'algues vertes (11,2 µg/L) et la présence importante de diatomées (6,1 µg/L), puis un autre pic en mars 2013 dominé par les diatomées. Les cyanobactéries restent relativement peu abondantes avec des teneurs en chl-a d'environ 2-3 µg/L du mois d'août 2012 à février 2013 et une teneur supérieure à 4 µg/L uniquement en juillet 2012.

La température mesurée dans la zone euphotique varie au cours de l'année en suivant les cycles saisonniers mais aucun lien direct avec l'évolution des groupes algaux n'a été établi.

Il est important de noter que malgré la bonne corrélation ($R^2 = 0,62$) entre les teneurs en Chl-a totale mesurées par la FluoroProbe et celles mesurées par la méthode Lorenzen en laboratoire, certains pics ne correspondent pas exactement. Les teneurs maximales mesurées en laboratoires sont celles pour lesquelles nous ne disposons pas de données de FluoroProbe pour cause technique (cf. Fig.5). Néanmoins, pour ces campagnes, des particules vertes en suspension observables dans la colonne d'eau et signalant une efflorescence de cyanobactéries ont été notées.

Les tests statistiques effectués sur les données des échantillons intégrés ne révèlent aucune variation annuelle ou saisonnière significative pour chacun des groupes algaux (Annexe VII).

B. Evolution temporelle des nutriments

Le résumé de l'ensemble des résultats obtenus pour les échantillons intégrés est présenté dans l'Annexe IV. L'azote est un élément essentiel pour les organismes qui convertissent l'azote inorganique en forme organique. Dans l'environnement, on retrouve l'azote sous différentes

formes, l'azote moléculaire (N_2) et des formes oxydées comme les nitrates (NO_3^-), nitrite (NO_2^-) ou réduite comme l'ammonium (NH_4^+).

L'évolution temporelle des formes de l'azote mesuré dans les échantillons intégrés pris sur la zone euphotique (Figure 6) montre qu'à l'exception de l'automne 2011 et l'été 2012, l'azote total ne dépasse pas les 1 mg/L. Les valeurs maximales mesurées lors des campagnes de septembre 2011 et d'août 2012 sont respectivement de 2,38 et 1,97 mg/L. Néanmoins, les tests statistiques n'ont montré aucune variation significative des teneurs en azote total entre les années et entre les saisons (Annexe VII).

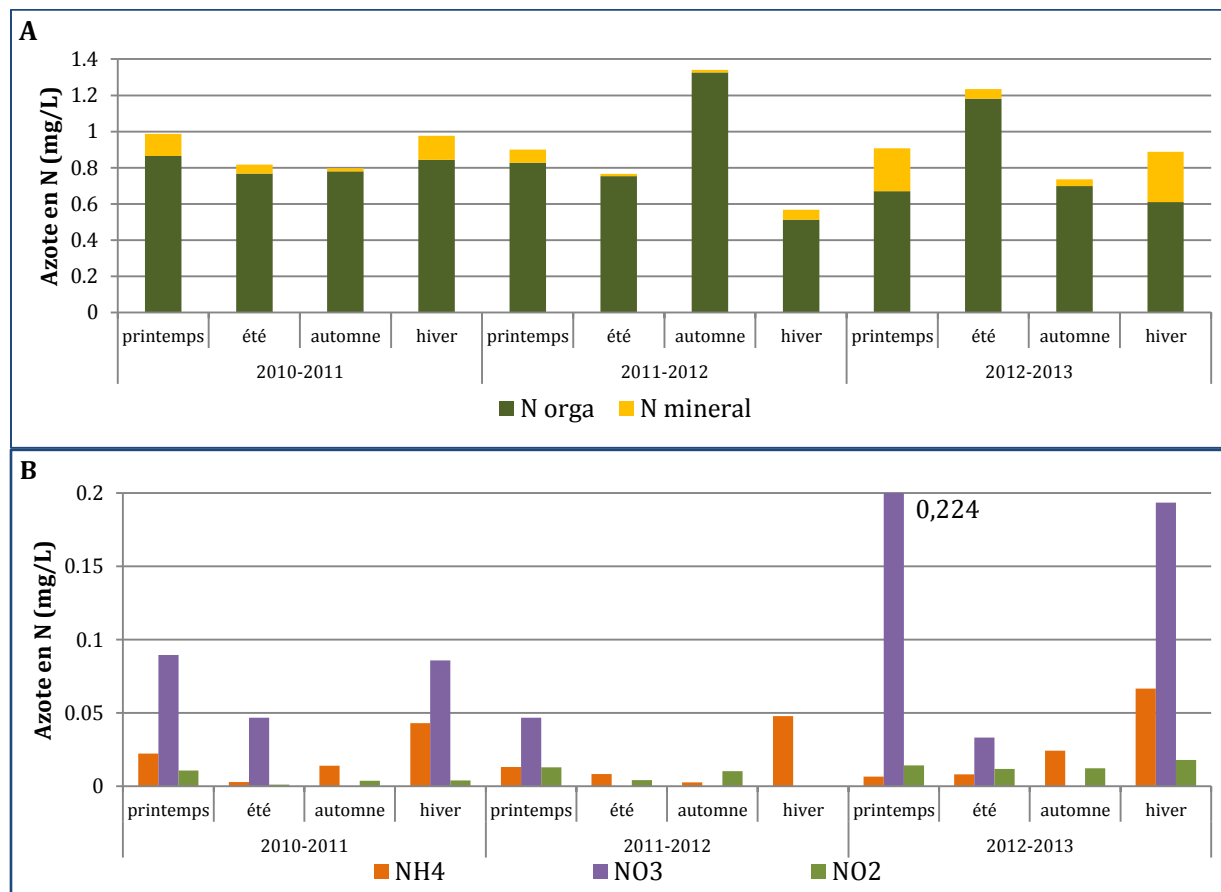


Figure 6 : (A) Evolution temporelle de l'azote total (somme de l'azote organique et minéral), (B) Evolution temporelle des différentes formes minérales d'azote. Les mesures ont été effectuées sur les échantillons intégrés pris sur la zone euphotique au puits 31 du lac de Parentis-Biscarrosse de mai 2010 à avril 2013.

Quatre-vingts dix pourcent de l'azote des eaux se présentent généralement sous forme d'azote organique métabolisé par les organismes vivants. La partie minérale reste donc faible et sa composition varie au cours du temps de la manière suivante :

- L'azote ammoniacal (NH_4^+), facilement assimilable par les végétaux a des teneurs significativement plus élevées en hiver qu'en été (Annexe VII), ces valeurs restent néanmoins faibles ($\leq 0,1$ mg/L de N).
- Les nitrates (NO_3^-) peuvent provenir de l'oxydation d'autres formes d'azote par les bactéries présentes dans l'eau et le sol ou directement de sources industrielles, résidentielles, ou agricoles. Les teneurs en nitrates dans le lac de Parentis-Biscarrosse sont comprises entre 0,009 et 0,4 mg/L de N, ces teneurs sont très faibles mais étaient

toutefois significativement plus élevées au printemps et hiver de l'année 2012-2013 (Annexe VII)

- Si les nitrates aboutissent dans des eaux peu oxygénées, certaines bactéries peuvent les transformer en nitrites (NO_2^-). Dans le lac, les valeurs sont très faibles puisqu'elles ne dépassent pas 0,02 mg/L de N. Elles sont néanmoins significativement croissantes durant les trois années d'étude (Annexe VII).

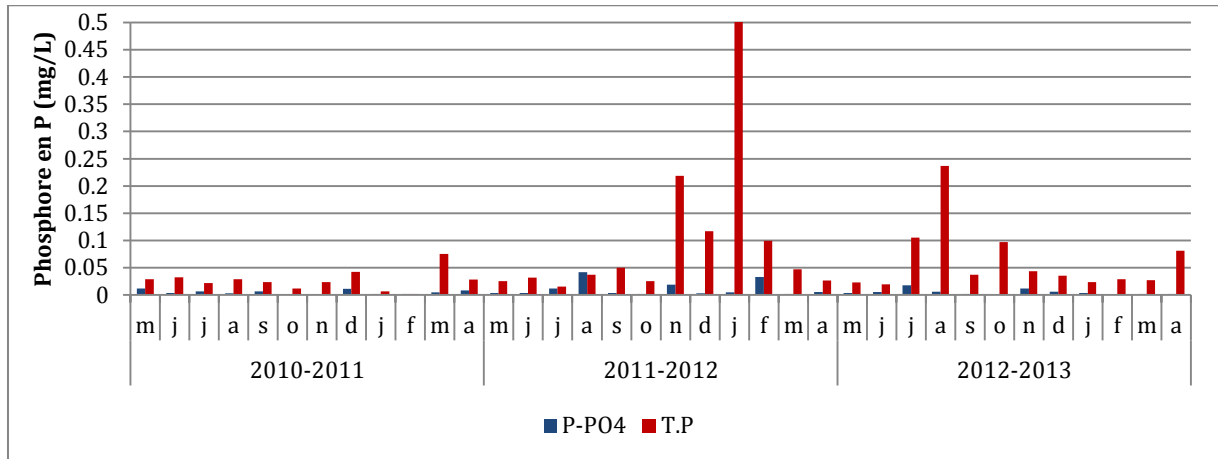


Figure 7 : Evolution temporelle des formes du phosphore mesurées sur les échantillons intégrés pris sur la zone euphotique du puits 31 du lac de Parentis-Biscarrosse entre mai 2010 et avril 2013.

Le phosphore est l'élément nutritif considéré comme le plus important pour la croissance des algues et des plantes aquatiques en eaux douces. Ses teneurs sont d'ailleurs utilisées pour définir l'état trophique des plans d'eau, des teneurs faibles caractérisant des milieux oligotrophes, des teneurs élevées des milieux eutrophes. Il peut être présent dans l'eau soit sous forme particulaire, soit sous forme dissoute comme les orthophosphates (P-PO_4^{2-}) qui proviennent généralement d'apports anthropiques. Les orthophosphates font partie des nutriments directement utilisables par les végétaux et, étant naturellement rares, ils sont généralement considérés comme le facteur limitant de la production végétale en eaux douces. A contrario, des teneurs élevées contribuent à l'eutrophisation des plans d'eau. Dans le lac de Parentis-Biscarrosse, les valeurs de phosphore total sont comprises entre 0,002 et 0,51 mg/L de P comme le montre la Figure 7. Les teneurs maximales ont été mesurées en été 2012 et en hiver 2011-2012 avec un maximum mesuré lors de la campagne de janvier 2012 de 0,5 mg/L. Les valeurs dépassant 0,1 mg/L de P témoignent des conditions hypereutrophes du lac à certaines périodes de l'année. Avec les fortes concentrations obtenues de novembre 2011 à février 2012, l'année 2011-2012 a des teneurs en phosphore significativement plus élevées que les autres périodes avec une moyenne de 0,1 mg/L contre 0,063 mg/L durant la période 2012-2013 et 0,027 mg/L pour l'année 2010-2011 (Annexe VII). La moyenne des teneurs en phosphore total calculée sur ces trois dernières années, soit 0,063 mg/L, reste nettement supérieure à celle mesurée par Maria Cellamare (2009) pour la période 2006-2007 (Moy. Total P = 0,0321 mg/L) ce qui semblerait indiquer une dégradation de la qualité des eaux. Les analyses statistiques n'ont donné aucune différence significative entre les saisons (Annexe VII). La part occupée par les orthophosphates dans le phosphore total est assez faible (les valeurs sont toujours $\leq 0,042$ mg/L). Aucune variation annuelle ou saisonnière significative n'a été notée (Annexe VII).

C. Analyse conjointe des données abiotiques avec les données des communautés de phytoplancton

L'analyse en composantes principales (ACP) permet d'extraire l'essentiel de l'information contenue dans la base de données et d'en fournir une représentation se prêtant plus aisément à l'interprétation.

Afin de compléter les résultats de l'ACP, les coefficients de corrélation de Pearson entre chaque variable biotique et abiotique ont été calculés (Annexe VIII et Tableau 1).

L'ACP a été appliquée à une matrice de données constituée de 15 paramètres biotiques et abiotiques préalablement normalisés (« centrés-réduits » avec la fonction *scale* dans R) en raison de leur hétérogénéité : physico-chimie, chimie et teneur en Chl-a (mesurés à une fréquence mensuelle depuis mai 2010 sur les échantillons intégrés). A ces paramètres viennent s'ajouter les données météorologiques de Biscarrosse calculées à partir des données de la station météo de Cazaux (<http://www.infoclimat.fr/climatologie-mensuelle/07503/mai/2010/biscarrosse.html>).

En fonction des résultats des corrélations de Pearson et de leurs caractéristiques, certaines variables abiotiques ont été retirées de l'ACP pour ne pas qu'elles soient redondantes et qu'elles aient trop de poids sur les résultats et « masquent » ainsi d'autres variables plus pertinentes et explicatives des teneurs en chl-a.

Les résultats de l'analyse montrent que les trois premiers axes représentent 55,4 % de la variabilité totale, une rupture de pente associée s'effectue à partir de la troisième composante (voir Bar Plot, Annexe IX). Dans ce rapport, nous exploiteront seulement les axes 1 et 3, certaines variables (dont les cyanobactéries) y étant mieux représentées. Les résultats de l'ACP sur les axes 1 et 2 sont néanmoins visibles dans les figure D, E et F de l'Annexe IX.

Les axes 1 et 3 de l'ACP expliquent respectivement 21,4 et 15,7 % de la variance totale de notre jeu de données (Figure 8).

Certaines dates projetées (en rouge dans la Figure 8B) se dissocient de l'ensemble des autres dates. Ces dates sont caractérisées par des efflorescences assez exceptionnelles de diatomées (février 2011, 2013 et mars 2013) et de cyanobactéries (novembre 2010).

La projection des saisons sur les axes (Figure 8C) montre que les algues vertes et les diatomées sont plus abondantes en hiver et au printemps alors que les cyanobactéries ont une croissance favorisée en automne et en été. Les tests statistiques n'ont montré aucune variation significative sur les données des échantillons intégrés (cf.p18) néanmoins, ces tendances sont confirmées par les Anova effectuées sur les teneurs en chl-a de l'ensemble de la colonne d'eau (Annexe X). En effet les résultats de ces tests permettent de montrer que les algues vertes sont significativement plus abondantes en hiver et au printemps, moins en été et en automne. Les diatomées sont plus abondantes en hiver puis en printemps par rapport à l'automne et à l'été. A l'inverse, les cyanobactéries sont significativement plus abondantes en automne, suivi de l'été puis de l'hiver et enfin du printemps.

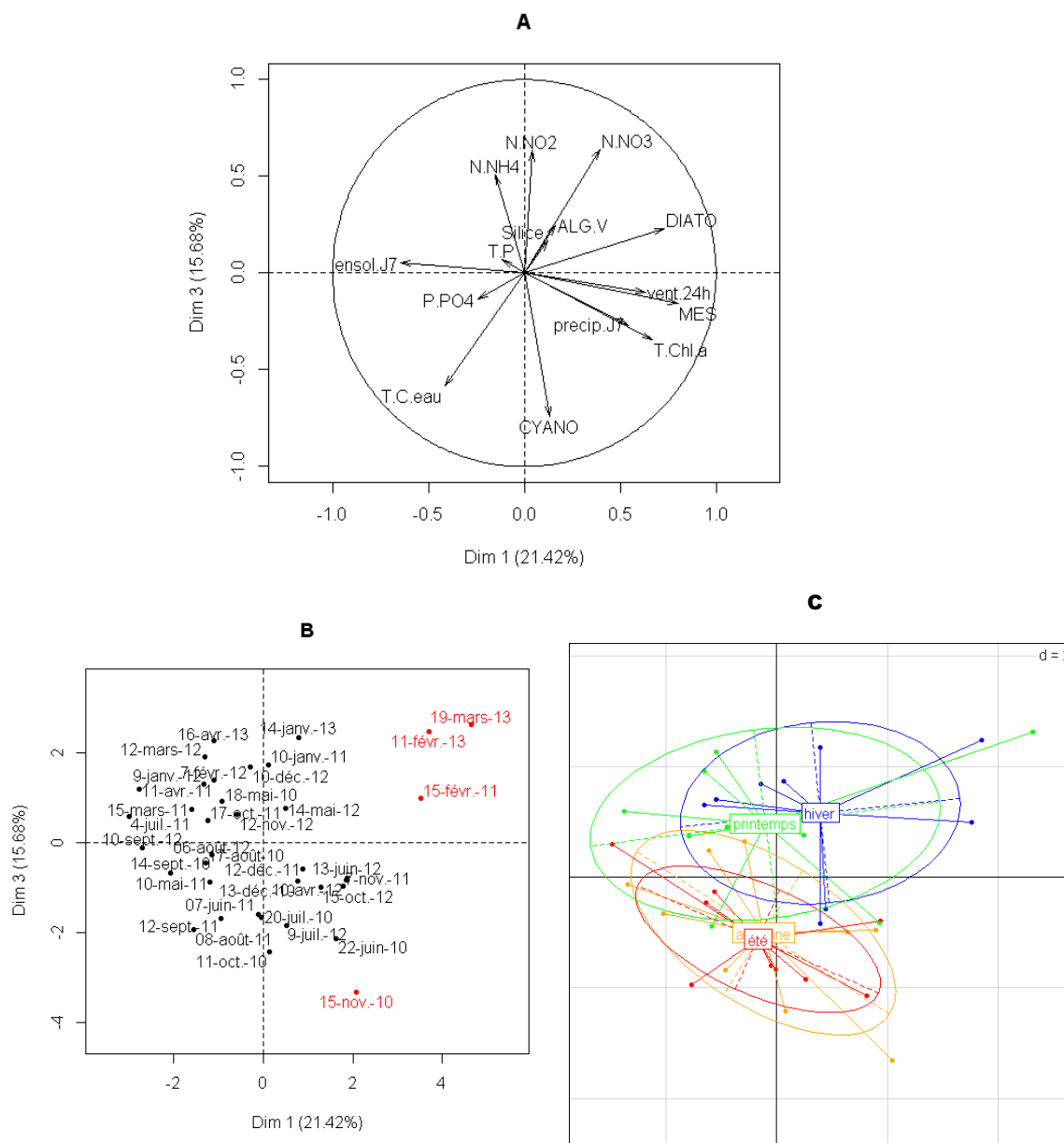


Figure 8 : Cercle de corrélation des variables (A), projection des dates (B) et groupement des dates en saison (C) sur l'axe 1 et 3 de l'ACP.

D'après la Figure 8A, on observe que les teneurs en Chl-a totale (T.chl.a) et celle des diatomées sont proches sur le cercle de corrélation. La teneur en Chl-a des diatomées contribue majoritairement à la teneur en Chl-a totale du plan d'eau, cette observation est confirmée par un coefficient de Pearson élevé ($R=0,82$, Annexe VIII).

D'après ce plan d'analyse, les diatomées semblent être le seul groupe taxinomique sensible à la vitesse moyenne du vent moyennée sur les dernières 24 h. En effet, elles sont les seules à avoir une relation significative avec ce paramètre météorologique ($R=0,45$) comme le montre le Tableau 1. On aurait pu présager un lien avec les cyanobactéries comme l'ont démontré de nombreuses études (Cuyper *et al.*, 2011 ; Izydorczyk and Tarczyńska, 2005 ; Jöhnk *et al.*, 2008 ; Moreno-Ostos *et al.*, 2009 ; Pannard *et al.*, 2007 ; Tan, 2012) mais aucune corrélation

significative n'a pu être montrée ici. Concernant la relation significative avec les précipitations moyennées sur la semaine précédant les campagnes ($R=0,45$), nous considérons qu'elle est en partie due au fait que les cyanobactéries sont significativement plus présentes en automne, période de l'année où les pluies sont plus abondantes dans cette région tempérée. Néanmoins, les fortes teneurs en cyanobactéries ne peuvent pas être expliquées par de fortes pluies.

Tableau 1 : Coefficient de corrélation de Pearson entre les teneurs en chl-a attribuées à chacun des groupes algaux mesurées sur les échantillons intégrés et les paramètres environnementaux et chimiques. Seules les corrélations significatives (p -values<0.05) sont inscrites.

	Algues Vertes	Diatomées	Cyanobactéries	Chl-a Totale
T°C eau				
T°C ext. (jour)				
Moy V. vent (jour)				
Moy ensol. (jour)				
T°C ext. (24h)				
Moy V. vent (24h)		0,45		0,36
Moy. Précip. (24h)				
Moy. Ensol. (semaine)			-0,32	-0,32
Moy. Précip. (semaine)			0,48	0,41
Prof. de Secchi		-0,52	-0,38	-0,59
pH	0,61	0,38		0,62
Conductivité				
O2 dissous	0,32			
MES		0,62		0,53
Silice				
N-orga				
N-miné			-0,47	
NH4				-0,35
NO3		0,37	-0,46	
NO2			-0,34	
TOTAL N				
P-PO4				
TOTAL P				
TN/TP		0,35		
N-miné/P-PO4			-0,45	

Les cyanobactéries sont bien représentées sur le plan de l'ACP ($\cos^2=0,57$) et nous observons qu'elles varient dans le même sens que la température de l'eau. De nombreuses études ont montré que les cyanobactéries ont une croissance favorisée par des températures élevées des eaux, la température optimale de croissance étant d'environ 25°C (Bartram *et al.*, 1999). Néanmoins, aucun lien significatif entre la température de l'eau et la teneur en chl-a attribuée aux cyanobactéries n'a été mis en évidence dans notre étude.

D'autre part, les teneurs en azote minéral et celles en Chl-a attribuée aux cyanobactéries ont un gradient opposé et un lien significatif élevé ($R=-0,46$) : l'hiver, les concentrations en nutriments minéraux sont plus élevées alors qu'au printemps et en été ces nutriments sont consommés par les algues, et notamment par les cyanobactéries. Des résultats similaires ont été récemment publiés (Anfuso *et al.*, 2013).

Aussi, bien que les teneurs en P-PO₄ et T.P soient mal représentées sur ce plan, on observe que les cyanobactéries varient dans le même sens que les teneurs en P-PO₄. Toutefois, aucune corrélation significative n'existe entre les orthophosphates ou le phosphore total et les cyanobactéries. De même aucune corrélation significative entre le phosphore total, les orthophosphates et les teneurs en chl-a totale n'ont été mises en évidence. Ces résultats ne signifient pas que le phosphore total n'a aucun impact sur la biomasse du phytoplancton dans les systèmes lacustres. Des résultats similaires ont récemment été publiés par Borics *et al.* (2013) : le phosphore total n'est pas forcément un bon prédicteur de la biomasse du phytoplancton car d'autres facteurs influencent la productivité des lacs dans les conditions eutrophes, comme dans le cas du lac de Parentis-Biscarrosse.

D'après les résultats de dénombrement et d'identification des échantillons de plancton de l'année 2010-2011 (non montrés ici) et ceux du rapport de Maria Cellamare de 2007, les cyanobactéries filamenteuses fixatrices d'azote, comme *Anabaena*, et le genre *Microcystis* sont majoritaires dans le lac de Parentis-Biscarrosse. Smith *et al.* (1983) ont démontré que les cyanobactéries filamenteuses fixatrices d'azote ont une croissance favorisée lorsque le ratio Azote Total (TN)/Phosphore Total (TP) est inférieur à 22 et donc que le phosphore total est limitant de la croissance des cyanobactéries. Nos résultats sont aussi en désaccord avec les conclusions de Smith *et al.*, puisqu'aucune corrélation n'a été trouvée entre les teneurs en chl-a attribuées aux cyanobactéries et le rapport TN/TP ou la concentration en azote total (Tableau 1). En revanche, une corrélation positive significative a été trouvée entre ce rapport et la teneur en chl-a des diatomées ce qui suggèrerait que le rapport TN/TP est un bon prédicteur de la biomasse des diatomées et que la teneur en nitrates est le facteur limitant de la croissance des diatomées dans le lac de Parentis-Biscarrosse.

D'autres études ont démontré qu'un ratio N minéral/P-PO₄ inférieur à 10 favoriserait le développement de cyanobactéries. D'après la Figure 9 et le coefficient de Pearson calculé entre ce ratio et la teneur en chl-a des cyanobactéries (R=-0,46), plus il y a d'orthophosphates par rapport à l'azote minéral plus les cyanobactéries se développent. Un ratio inférieur à 10 a en effet été trouvé lors de dix-sept campagnes et, parmi elles, neuf campagnes montrent des valeurs en chl-a cyanobactéries supérieures à 2,5 µg/L (Tableau 2). Ces résultats démontrent que dans le lac de Parentis-Biscarrosse, les orthophosphates sont présents en trop grande quantité par rapport aux nitrates et aux nitrites, favorisant ainsi la croissance des cyanobactéries, d'autres études ont montré des résultats similaires (Wang *et al.*, 2011).

Le fait que les concentrations en orthophosphates et en azote minéral soient relativement faibles peut alors être expliqué par une consommation de ces nutriments par le phytoplancton (et notamment les cyanobactéries) ne permettant à aucun moment de détecter de façon significative ces éléments dans les eaux du lac.

Tableau 2 : Comparaison des teneurs en chl-a avec les ratios TN/TP. Les résultats en gras italique correspondent à un ratio favorable au développement de cyanobactéries, les valeurs en gras soulignées correspondent à des teneurs en *Chl-a* cyanobactéries significativement plus élevées mesurées lors de campagnes.

Dates	TN/TP	Nmin /PO ₄ ²⁻	Chl-a Cyano	Chl-a Totale
18/05/2010	26	19	<u>3</u>	6,6
22/06/2010	24	<i>1</i>	<u>4,2</u>	12,5
20/07/2010	31	<i>0</i>	<u>2,8</u>	8
17/08/2010	33	45	1,5	6
11/10/2010	53	15	<u>6,1</u>	8,6
15/11/2010	47	45	<u>7,4</u>	9,4
13/12/2010	<i>21</i>	<i>4</i>	<u>5,2</u>	8,9
10/01/2011	222	113	1,5	4
15/02/2011	367	85	0,4	14
15/03/2011	<i>15</i>	17	1,5	3,2
11/04/2011	34	<i>6</i>	0,9	3,8
10/05/2011	33	<i>3</i>	<u>3,8</u>	8,3
07/06/2011	24	<i>5</i>	<u>3,9</u>	8,4
12/09/2011	47	<i>0</i>	<u>2,9</u>	7,1

Dates	TN/TP	Nmin /PO ₄ ²⁻	Chl-a Cyano	Chl-a Totale
17/10/2011	31	11	<u>2,6</u>	7,9
09/01/2012	<i>1</i>	18	2,5	4,9
07/02/2012	2	<i>1</i>	1,9	10,5
12/03/2012	<i>15</i>	121	1,6	4,3
14/05/2012	36	<i>0</i>	1,7	19,1
09/07/2012	<i>6</i>	<i>0</i>	<u>4,8</u>	10,5
06/08/2012	8	<i>4</i>	<u>2,7</u>	8
10/09/2012	23	5	1,9	5,8
12/11/2012	<i>18</i>	<i>7</i>	<u>2,8</u>	5,4
10/12/2012	<i>18</i>	21	<u>3</u>	6,6
14/01/2013	31	70	<u>2,6</u>	8,3
19/03/2013	34	202	0,3	17,1
16/04/2013	<i>11</i>	193	1,4	7,8

Des apports réguliers en nitrates et autres composants azotés, ainsi qu'en phosphore principalement sous la forme d'orthophosphates, ont été détectés dans des études précédentes (Institut.de.Geodynamique, 1987) dans le ruisseau de Nasse (affluent principal du lac). Ces apports ont provoqué l'enrichissement en nutriments des eaux du lac, ainsi que l'accumulation progressive de phosphore dans le fond, ce qui a été confirmé dans cette étude par des concentrations très élevées de cet élément. Dans ces conditions, les bactéries consomment de l'oxygène lors de la minéralisation de la matière organique dans la zone profonde, y créant des conditions anoxiques. Ainsi, pendant la destratification de la colonne d'eau en fin d'été, un relargage du phosphore stocké dans les sédiments se produit dans la colonne d'eau, créant des conditions propices à la prolifération de cyanobactéries en fin d'été et en automne.

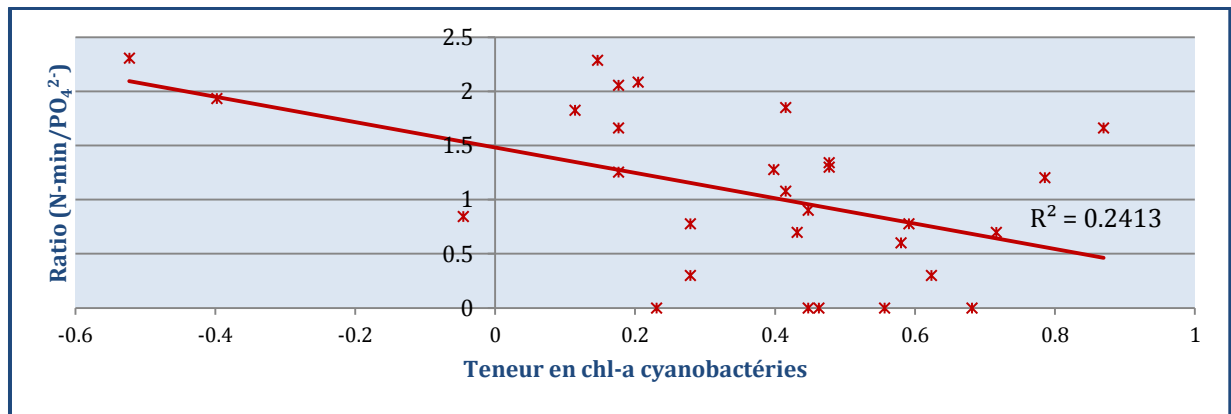


Figure 9 : Régression linéaire entre la teneur en Chl-a cyanobactéries et le ratio N-minéral/P-PO4 sur le lac de Paretnis-Biscarrosse entre mai 2010 et avril 2013

Notons que d'après le rapport du GREBE (2008), en fin de période de production phytoplanctoniques peuvent se produire dans les eaux, des augmentations des teneurs en phosphore d'origine organique (augmentation du phosphore total hors orthophosphates), peut-être issues de la sédimentation et de la décomposition du phytoplancton sénescents. Cette hypothèse est en accord avec nos résultats : concentrations élevées en phosphore en mars 2011, juillet/août 2012 après de fortes concentrations en chl-a les mois précédents. Les fortes concentrations en phosphore mesurées à ces périodes n'expliqueraient donc pas les teneurs en chl-a mais seraient plutôt une conséquence de celles-ci.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le suivi mensuel mis en place depuis 2010 par l'équipe CARMA d'Irstea Bordeaux permet de dresser un bilan de l'état du lac de Parentis-Biscarrosse du point de vue physico-chimique et d'avoir une description globale de la dynamique des communautés de phytoplancton. L'état écologique du plan d'eau est jugé médiocre. Les résultats acquis montrent que depuis 2008, la qualité des eaux du lac semble se dégrader avec notamment des teneurs en phosphore très élevées. Ce plan d'eau se distingue aussi des autres lacs de la région par des anoxies en été, parfois mesurées dès le 6^{ème} mètre de profondeur et par des efflorescences de cyanobactéries fréquentes qui posent des problèmes de santé publique importants aux gestionnaires du lac.

Au vu des résultats de cette étude, les cyanobactéries semblent très présentes tout au long de l'année avec une croissance favorisée en été et en automne. Durant ces périodes, les eaux chaudes favorisent leur développement, les cyanobactéries semblent aussi être plus compétitives par rapport aux autres espèces planctoniques présentes vis à vis des nutriments qui commencent à s'épuiser dans la colonne d'eau à ces périodes de l'année. A contrario, les diatomées dominent presque tout au long de l'année avec une plus forte présence en hiver puis au printemps. Nos différents résultats sur les variations saisonnières des communautés du phytoplancton du lac de Parentis-Biscarrosse diffèrent du modèle PEG (Sommer *et al.*, 1986) qui explique que les diatomées dominent à la fin de l'été ou à l'automne et que les cyanobactéries prédominent en automne dans les zones tempérées.

A la fin du printemps et en été lorsque les températures de l'eau augmentent et que la lumière s'intensifie, notre étude montre que les cyanobactéries semblent être d'avantage concentrées dans la zone euphotique, alors qu'au contraire, en hiver et en automne, elles sont plus présentes dans la zone aphotique. L'abondance des cyanobactéries dans les peuplements phytoplanctoniques du lac semble difficilement prévisible. En particulier, aucun lien direct avec les concentrations en phosphore n'a pu être démontré ici. Néanmoins le rapport N minéral/P-PO4 semble un facteur important pour la dynamique des cyanobactéries dans le lac de Parentis-Biscarrosse.

L'absence de données de FluoroProbe pour certaines campagnes lors desquelles les teneurs en chlorophylle-a totale mesurées en laboratoire étaient élevées et où des efflorescences de cyanobactéries étaient visibles peut être une cause d'imprécision dans l'analyse de nos résultats.

Aussi, il serait judicieux de croiser, sur les mêmes échantillons, les données de FluoroProbe avec les données d'identifications taxonomiques, ce qui permettrait non seulement de valider l'utilisation de la FluoroProbe dans le cadre des suivis en cours sur le lac de Parentis-Biscarrosse mais aussi d'avoir des informations indispensables sur les espèces de cyanobactéries présentes, espèces pouvant avoir des comportements très différenciés vis-à-vis des nutriments et des répartitions variables dans la colonne d'eau.

Enfin, les campagnes de terrain mises en œuvre depuis avril 2013 sur des échelles de temps beaucoup plus courtes (semaine à profondeur fixe ou cycle de 24 h sur toute la colonne d'eau) devraient apporter des informations complémentaires, notamment sur les relations entre la dynamique instantanée des cyanobactéries et les paramètres météorologiques qui n'ont pas pu être mises en évidence dans ce rapport.

BIBLIOGRAPHIE

- Agence de l'eau Adour-Garonne,(2013) Etat des lieux du SAGE Etangs littoraux BORN ET BUCH, p. 44.
- AFFSA, AFFSET, (2006) Riques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau. ANSES, p. 232.
- Anfuso, E., Debelius, B., Castro, C.G., Ponce, R., Forja, J.M., Lubian, L.M. (2013) Seasonal evolution of chlorophyll-a and cyanobacteria (*Prochlorococcus* and *Synechococcus*) on the northeast continental shelf of the Gulf of Cádiz: Relation to thermohaline and nutrients fields. *77*, 25-36.
- Bartram, J., Carmichael, W.W., Chorus, I., Jones, J., Skulberg, O.M. (1999) Toxic Cyanobacteria in Water : A guide to their public health consequences, monitoring and management. WHO, New York.
- Beuffe, H., (2002) Bilan trophique des lacs et étangs landais : diagnostic d'eutrophisation (campagne 2011). Cemagref, Bordeaux, p. 133.
- Beutler, M., Wiltshire, K.H., Meyer, B., Moldaenke, C., Lüring, C., Meyerhöfer, M., Hansen, U.P., Dau, H. (2002) A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. *Photosynthesis Research* 72, 39-53.
- Borics, G., Nagy, L., Miron, S., Grigorszky, I., László-Nagy, Z., Lukács, B.A., G-Tóth, L., Várbíró, G. (2013) Which factors affect phytoplankton biomass in shallow eutrophic lakes? *Hydrobiologia* 714, 93-104.
- Catherine, A., Escoffier, N., Belhocine, A., Nasri, A.B., Hamlaoui, S., Yéprémian, C., Bernard, C., Troussellier, M. (2012) On the use of the FluoroProbe ®, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. *Water Research* 46, 1771-1784.
- Cellamare, M., (2009) Evaluation de l'Etat Ecologique des Plans d'Eau Aquitains à partir des Communautés de Producteurs Primaires. Bordeaux 1, France, p. 328.
- Chisholm, S.W. (1995) The iron hypothesis: Basic research meets environmental policy. *Reviews of Geophysics* 33, 1277-1286.
- Cuyppers, Y., Vinçon-Leite, B., Groleau, A., Tassin, B., Humbert, J.F. (2011) Impact of internal waves on the spatial distribution of *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) in an alpine lake. *ISME Journal* 5, 580-589.
- Dutartre, A., Delarche, A., Dulong, J., (1989) Plan de gestion de la végétation aquatique des lacs et étangs landais. Cemagref, Bordeaux.
- GREBE, (2008) Suivi de la qualité écologique du lac de Saint-Agnan.
- Gugger, M., Lenoir, S., Berger, C., Ledreux, A., Druart, J.C., Humbert, J.F., Guette, C., Bernard, C. (2005) First report in a river in France of the benthic cyanobacterium *Phormidium favosum* producing anatoxin-a associated with dog neurotoxicosis. *Toxicon* 45, 919-928.
- Institut.de.Geodynamique, (1987) Synthèse des résultats Université Bordeaux 3 (a) Qualité des eaux du système lacustre, bilan de matières, hydrobiologie et évolution de l'état du lac (b). Université Bordeaux 3, Bordeaux.
- Izydorczyk, K., Tarczyńska, M. (2005) The influence of wind on cyanobacterial bloom development in shallow, lowland reservoir in central Poland. *Ecology and Hydrobiology* 5, 195-203.
- Jöhnk, K.D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P.M., Stroom, J.M. (2008) Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology* 14, 495-512.

- Litchman, E., Klausmeier, C.A., (2008) Trait-based community ecology of phytoplankton. *The Annual Review of Ecology*, pp. 615-639.
- Moreno-Ostos, E., Cruz-Pizarro, L., Basanta, A., George, D.G. (2009) The influence of wind-induced mixing on the vertical distribution of buoyant and sinking phytoplankton species. *Aquatic Ecology* 43, 271-284.
- O.C.D.E, (1982) *Eutrophisation des eaux : méthode de surveillance, d'évaluation et de lutte*. Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris.
- Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I., Soróczki-Pintér, É. (2006) Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the water framework directive: The assemblage index. *Hydrobiologia* 553, 1-14.
- Pannard, A., Bormans, M., Lagadeuc, Y. (2007) Short-term variability in physical forcing in temperate reservoirs: Effects on phytoplankton dynamics and sedimentary fluxes. *Freshwater biology* 52, 12-27.
- Rimet, F., Druart, J.-C., (2008) *Phytoplankton de Léman*. INRA-UMR/CARTELE, France.
- Rolland, A., Rimet, F., Jacquet, S. (2010) A 2-year survey of phytoplankton in the Marne Reservoir (France): A case study to validate the use of an in situ spectrofluorometer by comparison with algal taxonomy and chlorophyll a measurements. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 02p01-02p19.
- Smith, V.H. (1983) Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue green algae in lake phytoplankton. *Science* 221, 669-671.
- Sommer, U., Gliwicz, Z.M. (1986) PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archives of hydrobiology* 106, 433-471.
- Tan, X. (2012) Physiological and ecological characteristics in the life cycle of bloom-forming cyanobacteria. *Journal of Food, Agriculture and Environment* 10, 929-934.
- Vinçon-Leite, B., Bensoussan, N., Calzas, M., Dégrés, Y., Freissinet, C., Groleau, A., Humbert, J.F., Le Vu, B., Paolini, G., Prévot, F., Quiblier, C., Tassin, B., (2008) PROLIPHYC : a real-time warning, forecasting and monitoring system for receiving waters, 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh.
- Wang, Z., Yang, Y., Song, S., Fu, Y., Deng, B., Wang, Q., Gu, Y. (2011) Seasonal changes in nutrients and their accumulation in the surface microlayer in Daya Bay, South China Sea. *Huanjing Kexue Xuebao/Acta Scientiae Circumstantiae* 31, 307-315.

ANNEXES

Annexe I :

Caractéristiques générales du lac de Parentis-Biscarrosse et des autres lacs aquitains

	Carcan-Hourtin	Lacanau	Cazaux-Sanguinet	Parentis-Biscarrosse
Surface (Km2)	62	20	58	35,4
Profondeur moyenne (m)	3,4	2,6	8,6	6,7
Profondeur max (m)	11	8	23	20,5
Volume (m3)	210	53	500	250
Taux de renouvellement annuel	0,56 (tous les 2ans)	2,34 (2 fois par an)	0,23 (tous les 4 ans)	1,02 (1 fois par an)
Etat trophique (selon OCDE)	Méso-Eutrophe	Méso-eutrophe	Oligo-eutrophe	Eutrophe
Etat écologique*	Bon	Moyen	Bon	médiocre
Etat biologique*	médiocre	moyen	bon	médiocre
Etat physico-chimique*	mauvais	médiocre	bon	moyen
Etat chimique*	Bon	Bon	Bon	Bon
Caractéristiques particulières	Plus grand lac naturel entièrement français Eaux riches en fer Eaux très turbides	Eaux riches en fer Eaux très turbides	Source d'eau potable	Puits pétroliers Efflorescences de Cyanobactéries fréquentes

*selon l'Agence de l'Eau Adour-Garonne

Annexe II :

Date des campagnes de mesures et de prélèvements au puits 31 du lac de Parentis-Biscarrosse

date	année	saison
18/05/10	2010-2011	printemps
22/06/10	2010-2011	été
20/07/10	2010-2011	été
17/08/10	2010-2011	été
14/09/10	2010-2011	automne
11/10/10	2010-2011	automne
15/11/10	2010-2011	automne
13/12/10	2010-2011	hiver
10/01/11	2010-2011	hiver
15/02/11	2010-2011	hiver
15/03/11	2010-2011	printemps
11/04/11	2010-2011	printemps
10/05/11	2011-2012	printemps
07/06/11	2011-2012	été
04/07/11	2011-2012	été
08/08/11	2011-2012	été
12/09/11	2011-2012	automne
17/10/11	2011-2012	automne
07/11/11	2011-2012	automne
12/12/11	2011-2012	hiver
09/01/12	2011-2012	hiver
07/02/12	2011-2012	hiver
12/03/12	2011-2012	printemps
10/04/12	2011-2012	printemps
14/05/12	2012-2013	printemps
13/06/12	2012-2013	été
09/07/12	2012-2013	été
06/08/12	2012-2013	été
10/09/12	2012-2013	automne
15/10/12	2012-2013	automne
12/11/12	2012-2013	automne
10/12/12	2012-2013	hiver
14/01/13	2012-2013	hiver
11/02/13	2012-2013	hiver
19/03/13	2012-2013	printemps
16/04/13	2012-2013	printemps

Annexe III.

Principe de fonctionnement de la FluoroProbe

La sonde fluorimétrique « FluoroProbe » (bbe, Moldaenke) mesure la fluorescence émise par la chlorophylle (pigment vert présent chez tous les végétaux et certaines bactéries) en différenciant plusieurs groupes algaux grâce à leurs signatures spectrales (Beutler *et al.*, 2002)

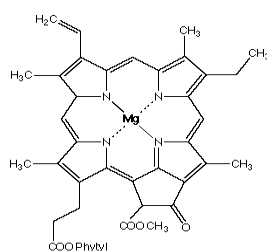
✚ Principe de mesure :

Lorsque la chlorophylle reçoit un rayonnement d'une longueur d'onde bien définie, elle interagit avec celui-ci du fait de la présence de doubles liaisons pour passer d'un état stable à un état excité. Elle émet alors un rayonnement fluorescent de couleur rouge lors de son retour à l'état stable. Les longueurs d'onde d'excitation et d'émission sont différentes



Bbe FluoroProbe™ (Moldaenke)

selon le type de chlorophylle. Certains pigments sont caractéristiques de groupes algaux comme la chlorophylle b dans les Chlorophycées ou la chlorophylle c dans les algues brunes et même si ils peuvent se retrouver dans plusieurs groupes algaux ils sont en proportion différente. La réponse détectée par la FluoroProbe diffère alors selon



Molécule de chlorophylle a organisée autour d'un hème

qu'un groupe algal possède plus un type de pigments qu'un autre. Chaque groupe algal est alors caractérisé par une fluorescence maximale à une longueur d'onde donnée qui diffère selon la densité et la distribution des pigments. La sonde utilise six diodes électroluminescentes (LEDs) qui émettent à six longueurs d'ondes : 370nm, 470nm, 525nm, 570nm, 590nm et 610nm afin de réaliser des mesures de fluorescence et d'obtenir les signatures spectrales. Il est ainsi possible de différencier quatre groupes algaux : les cyanophycées, les chlorophycées, les diatomées et les cryptophycées. La sonde ne permet pas de différencier les dinophycées des diatomées, leurs signatures spectrales étant trop proches.

✚ Avantage :

- Mesures *in situ*
- jusqu'à 4 mesures par seconde
- correction des substances jaunes et compensation d'interférences par UV-LED
- réduit le nombre de tests microscopiques de laboratoires nécessaires
- batteries internes rechargeables
- datalogger interne
- logiciel PC software pour l'analyse de données
- capteur de pression, mesure de transmission.

✚ Applications :

- suivi environnemental
- système de première alerte pour les développements d'algues en milieu marin et en eau douce
- surveillance des eaux de baignades pour les développements cyanobactériens et d'algues en général
- surveillance des eaux de boissons pour les algues bleues (toxiques)
- première alerte sur les cas d'algues potentiellement toxiques (p. ex. toxines d'algues bleues-vertes)

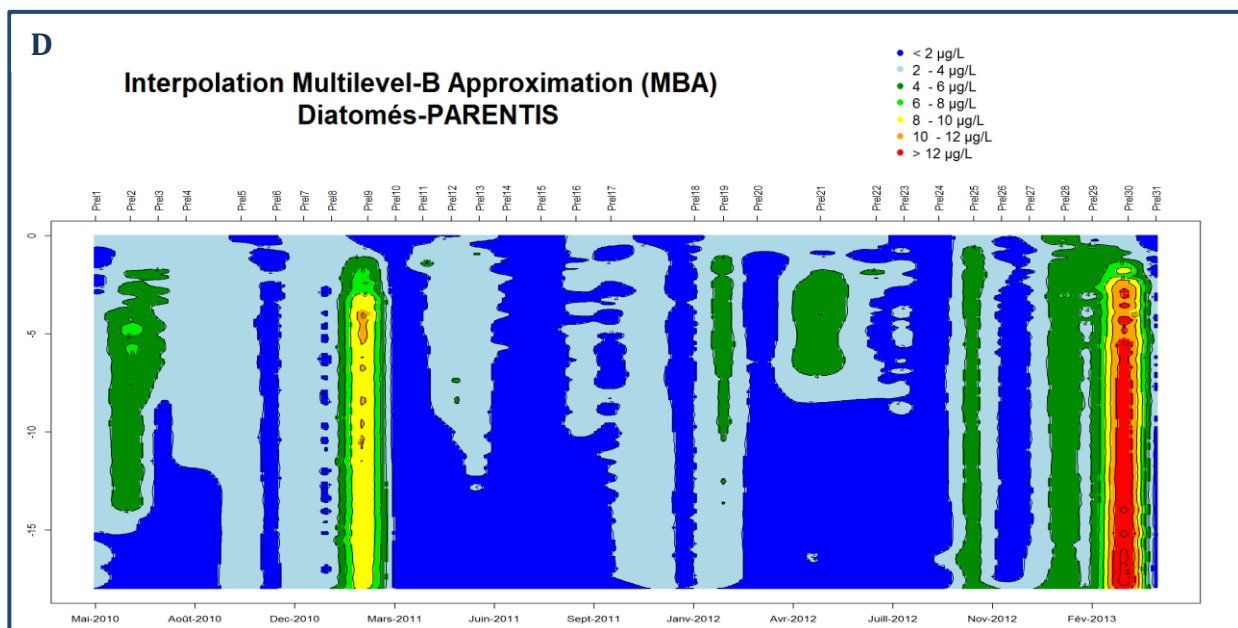
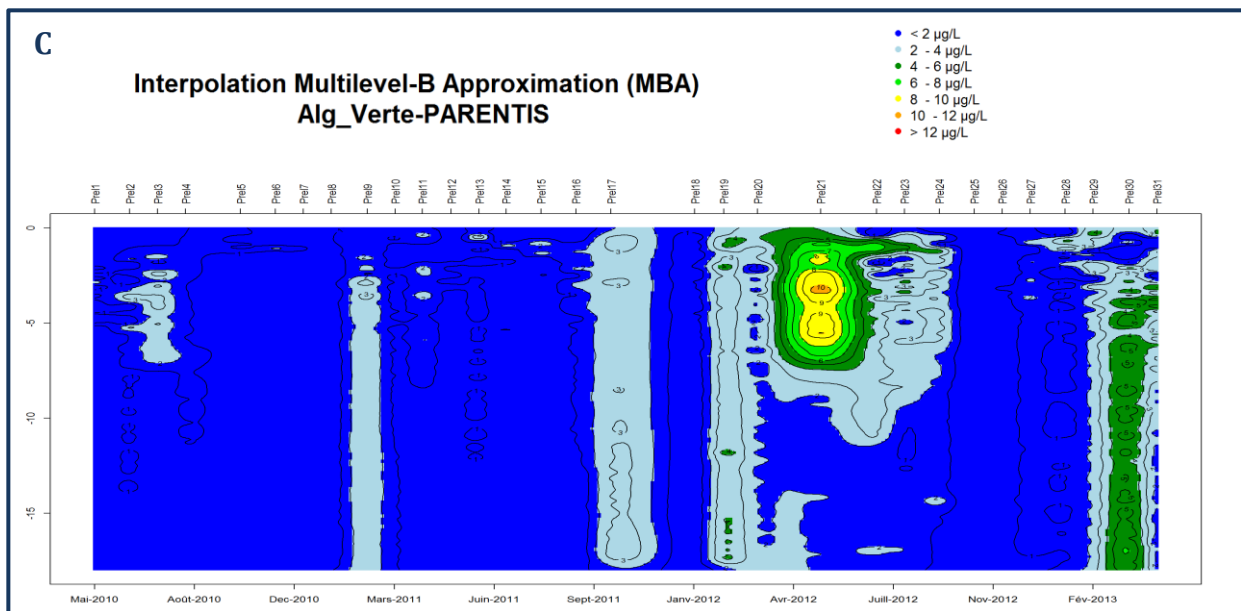
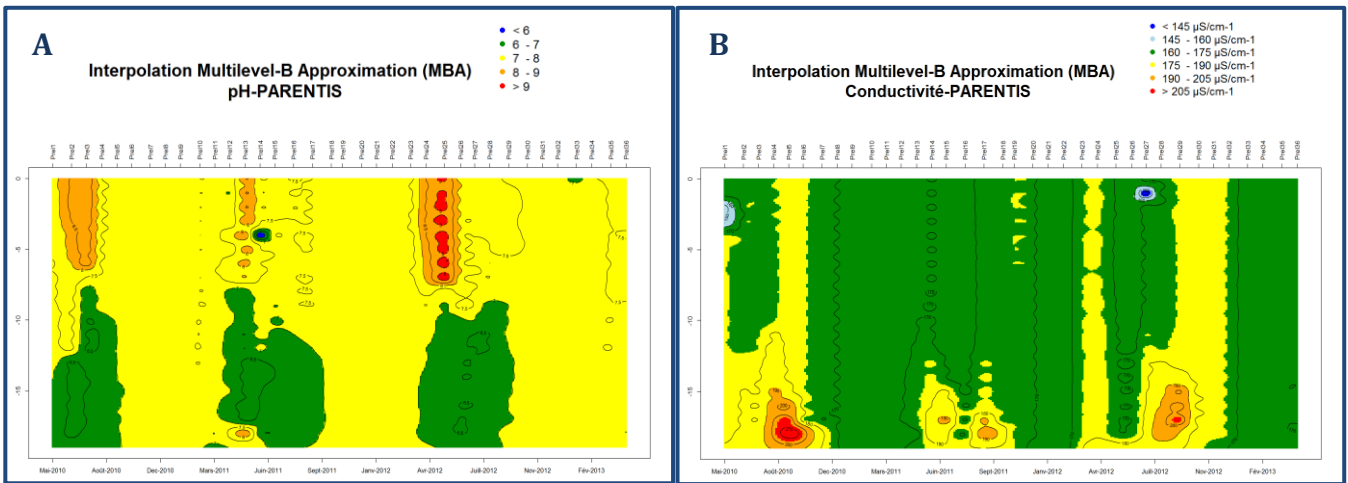
Annexe IV.

Résumé de l'ensemble des résultats (physico-chimiques et biologiques) mesurés au puits 31 depuis 2010 sur les échantillons intégrés de la zone euphotique

Paramètres	Moyenne	Max	Min	Ecart-type
Secchi (m)	2,9	4,0	2,0	0,5
Zone euphotique (m)	7,1	10,0	5,0	1,3
Température eau (°C)	16	25	6,6	5,5
pH	7,5	8,7	6,9	0,3
O ₂ (µg/L)	9,9	13,0	3,9	2,1
Conductivité (µS.cm-1)	171,6	180,8	162,0	4,5
MES (mg/L)	2,2	4,6	0,6	1
Fraction organique MES (%)	8,87	40	0	
Fraction minérale MES (%)	91,13	100	60	
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,021	0,11	0	0,027
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,065	0,41	0	0,11
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,0092	0,02	0	0,006
N minérale soluble (mg/L)	0,094	0,45	0	0,1163
N organique (mg/L)	0,80	2,38	0,23	0,4
T.N (mg/L)	0,90	2,38	0,29	0,38
P-PO ₄ ²⁻ (mg/L)	0,0067	0,42	0	0,0094
T.P (mg/L)	0,063	0,51	0,002	0,09
N/P	39	367	1	66,7
Nmin/PO ₄ ²⁻	37	202	0	56
Silice (mg/L)	0,97	2,23	0,022	0,60
Chl-a cyanobactéries (µg/L)	2,7	7,4	0,3	1,6
Chl-a diatomées (µg/L)	3,2	12,0	0,9	2,6
Chl-a algues vertes (µg/L)	2,4	11,2	0,2	2,1
T.Chl-a (µg/L)	8,3	19,1	2,8	3,7

Annexe V.

Profils verticaux du pH (A), de la conductivité (B) et des teneurs attribuées aux algues-vertes (C) et aux diatomées (D) au puits 31 du lac de Parentis-Biscarrosse entre mai 2010 et avril 2013



Annexe VI.

Tableau A : Teneurs moyennes en chl-a dans la zone euphotique et aphotique pour chaque saison et résultat du test ANOVA un facteur associé (*p-value* < 0,05 = différence significative entre les teneurs)

		Moy Euphotique	Moy.Aphotique	p-value (ANOVA)
ALG.V	Hiver	1,74	1,61	0,154
	Printemps	2	1,44	7,39.10⁻⁵
	Eté	1,5	0,9	2,2.10⁻¹¹
	Automne	1,1	0,56	7,33.10⁻¹¹
CYANO	Hiver	2,44	2,70	0,0087
	Printemps	2,12	2	0,18
	Eté	2,9	2,9	0,94
	Automne	4	4,4	0,003
DIATO	Hiver	3,83	4,45	0,00013
	Printemps	2,86	3,23	0,054
	Eté	2,3	2	0,002
	Automne	2,2	2,3	0,24
T.CHL-A	Hiver	8	8,75	3,87.10⁻⁵
	Printemps	7	6,7	0,33
	Eté	6,7	5,8	7,4.10⁻⁶
	Automne	7,3	7,3	0,97

Tableau B : Teneurs moyennes en chl-a attribuée aux cyanobactéries dans la zone euphotique et aphotique pour chaque mois de l'année et résultats du test ANOVA un facteur associé (*p-value* < 0,05 = différence significative entre les teneurs)

	Moy. Euphotique	Moy. Aphotique	p-value (ANOVA)
JANVIER	2,64	2,71	0,505
FEVRIER	1,62	1,73	0,3
MARS	1,25	1,18	0,264
AVRIL	0,9	1,14	0,0009
MAI	2,80	2,72	0,17
JUIN	4,27	3,90	0,014
JUILLET	2,53	2,61	0,51
AOUT	1,6	0,69	1,5.10⁻¹³
SEPTEMBRE	2,49	2,58	0,42
OCTOTOBRE	3,96	3,97	0,92
NOVEMBRE	5,61	6,24	0,063
DECEMBRE	3,61	6,24	0,063

Annexe VII.

Tableau A : Moyennes des teneurs en *chlorophylle-a* et des nutriments sur les échantillons intégrés

	2010-2011	2011-2012	2012-2013	printemps	été	automne	hiver
ALG.V	1,42	2	3,22	3,32	2,14	1,4	2
CYANO	3,14	2,58	2,42	1,77	2,98	3,84	2,41
DIATO	3,22	2	4	3,67	2,66	2,24	3,92
T.CHLa	7,73	6,66	9,68	8,77	7,75	7,49	8,36
TN	0,89	0,77	0,94	0,93	0,77	0,96	0,81
N-NH4	0,02	0,017	0,026	0,014	0,004	0,014	0,052
N-NO3	0,05	0,013	0,011	0,12	0,03	0	0,093
N-NO2	0,004	0,009	0,013	0,012	0,0058	0,0087	0,0096
TP	0,027	0,1	0,63	0,04	0,059	0,59	0,96
P-PO4	0,0067	0,011	0,0049	0,007	0,011	0,005	0,007

Tableau B : Résultats des tests *Kruskal-Wallis* sur les échantillons intégrés (p-value < 0,05 = différence significative)

	GROUPS	ALG.V	CYANO	DIATO	T.CHLA	TN	N-NH4	N-NO3	N-NO2	TP	P-PO4
p-value KRUSKAL TEST	ANNEES	0,0768	0,88	0,102	0,33	0,520	0,593	0,243	0,0023	0,0046	0,685
	SAISONS	0,501	0,0857	0,641	0,88	0,44	0,00129	0,0336	0,06	0,978	0,29

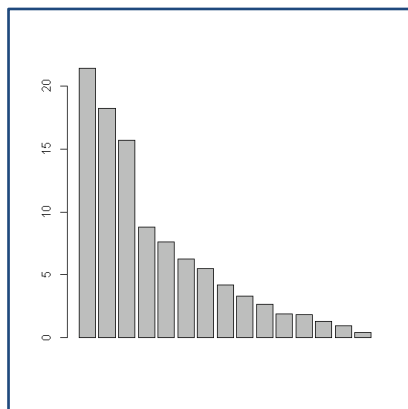
Annexe VIII.

Résultats des corrélations de *PEARSON* entre les données abiotiques et biotiques (Valeurs en gras = coefficient de corrélation avec une p-value < 0,05 (=significative))

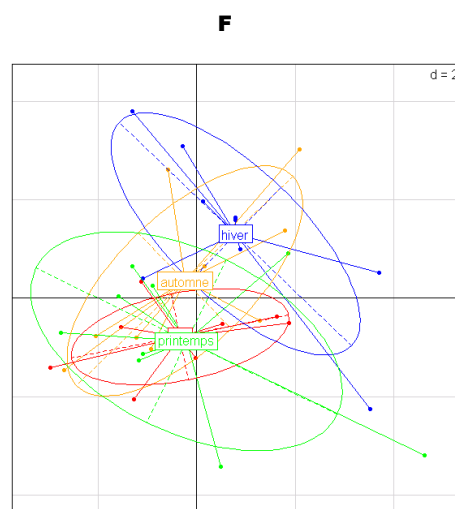
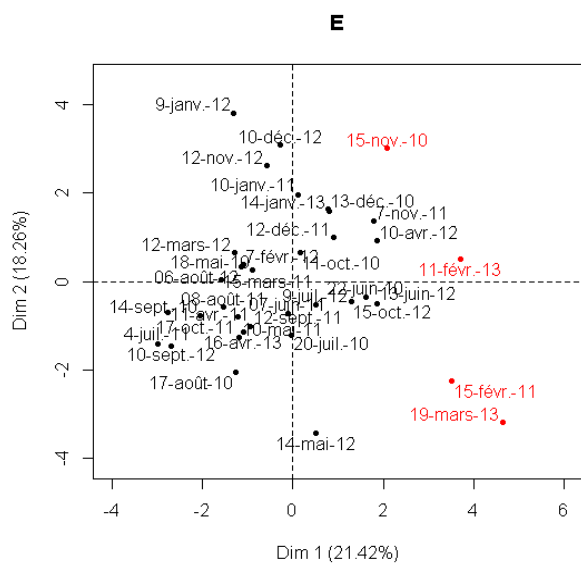
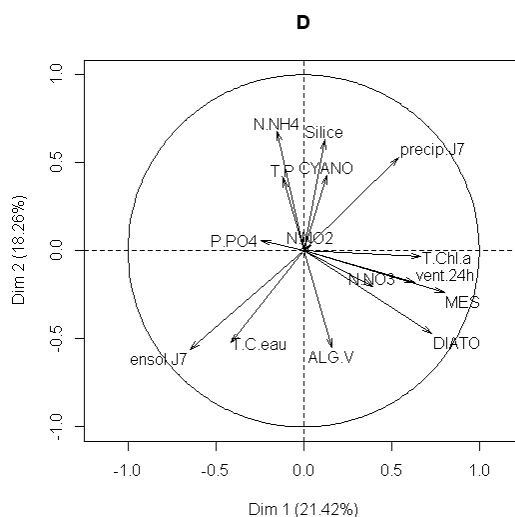
	ALG.V	CYANO	DIATO	T.chl-a	T°C.ext	vent	T°C.ext.24h	vent.24h	precip.24h	ensol	precip.J7	ensol.J7	secchi	T°C.eau	pH	condu.	O2	MES	Silice	N-orga	N-mine	N-NH4	N-NO3	N-NO2	P-PO4	T.P	T.N	TN/TP	Nmine/P-PO4
ALG.V	1,00																												
CYANO	-0,32	1,00																											
DIATO	0,44	-0,30	1,00																										
T.chl-a	0,72	0,06	0,82	1,00																									
T°C.ext	0,05	-0,05	-0,19	-0,13	1,00																								
vent	0,09	0,23	0,15	0,26	-0,27	1,00																							
T°C.ext.24h	0,03	0,06	-0,26	-0,14	0,93	-0,16	1,00																						
vent.24h	0,06	0,03	0,45	0,36	-0,24	0,37	-0,07	1,00																					
precip.24h	-0,05	0,14	0,37	0,30	-0,30	0,47	-0,25	0,54	1,00																				
ensol	0,29	-0,24	0,12	0,13	0,52	-0,23	0,38	-0,26	-0,40	1,00																			
precip.J7	-0,27	0,48	0,13	0,41	-0,29	0,26	-0,27	0,18	0,54	-0,43	1,00																		
ensol.J7	0,29	-0,32	-0,13	-0,32	0,50	-0,25	0,41	-0,42	-0,40	0,62	-0,61	1,00																	
secchi	-0,12	-0,38	-0,52	-0,59	0,20	-0,35	0,14	-0,38	-0,42	0,17	-0,36	0,37	1,00																
T°C.eau	0,11	0,14	-0,24	-0,05	0,87	-0,15	0,93	-0,18	-0,33	0,47	-0,26	0,47	0,07	1,00															
pH	0,62	0,05	0,38	0,62	0,03	0,29	0,01	0,01	-0,02	0,28	0,03	0,09	-0,32	0,07	1,00														
condu.	-0,11	0,19	-0,21	-0,13	0,39	-0,34	0,31	-0,23	-0,21	0,01	0,05	0,12	0,03	0,33	-0,22	1,00													
O2	0,32	-0,07	0,13	0,06	-0,54	0,12	-0,60	0,03	0,09	-0,22	0,02	-0,26	-0,01	-0,63	0,15	-0,14	1,00												
MES	0,16	0,11	0,62	0,53	-0,16	0,29	-0,13	0,44	0,40	-0,08	0,21	-0,36	-0,84	-0,09	0,19	-0,12	-0,03	1,00											
Silice	-0,09	0,21	-0,20	-0,10	-0,51	0,24	-0,50	-0,16	0,00	-0,09	0,22	-0,28	-0,10	-0,44	0,17	-0,07	0,44	0,03	1,00										
N-orga	-0,06	0,10	-0,25	-0,17	0,34	0,11	0,38	-0,04	-0,06	0,10	0,00	-0,07	0,22	0,33	0,00	0,05	-0,23	-0,10	-0,07	1,00									
N-mine	0,04	-0,47	0,34	0,07	-0,34	0,02	-0,42	0,20	0,39	-0,12	0,04	-0,17	0,02	-0,54	-0,03	-0,25	0,48	0,12	0,12	-0,25	1,00								
N-NH4	-0,21	-0,12	-0,23	-0,33	-0,65	-0,11	-0,72	-0,32	0,01	-0,33	0,15	-0,18	0,20	-0,65	-0,26	-0,21	0,31	-0,25	0,43	-0,24	0,24	1,00							
N-NO3	0,11	-0,46	0,37	0,17	-0,19	0,06	-0,25	0,30	0,41	-0,02	0,00	-0,12	-0,04	-0,39	0,04	-0,22	0,40	0,20	0,01	-0,19	0,97	-0,01	1,00						
N-NO2	0,25	-0,34	0,10	0,06	-0,23	-0,17	-0,29	-0,20	0,01	-0,27	-0,04	-0,07	0,08	-0,24	0,16	-0,03	0,42	-0,11	0,10	-0,29	0,45	0,22	0,36	1,00					
P-PO4	-0,04	0,05	-0,15	-0,11	-0,15	0,14	-0,03	0,06	-0,26	0,00	-0,12	0,15	0,01	0,09	-0,04	-0,15	0,01	-0,17	0,06	-0,21	-0,23	0,04	-0,26	0,01	1,00				
T.P	-0,04	-0,01	-0,19	-0,16	-0,20	-0,20	-0,13	-0,03	-0,19	-0,16	0,06	-0,26	0,38	-0,11	-0,14	-0,19	0,02	-0,26	0,16	0,03	-0,11	0,25	-0,18	0,05	0,11	1,00			
T.N	-0,06	-0,04	-0,16	-0,16	0,26	0,13	0,27	0,03	0,05	0,07	0,01	-0,12	0,23	0,18	-0,01	-0,03	-0,09	-0,07	-0,04	0,96	0,04	-0,19	0,10	-0,17	-0,27	-0,01	1,00		
TN/TP	-0,04	-0,27	0,35	0,18	-0,14	0,31	-0,19	0,22	0,26	-0,07	0,04	-0,07	-0,24	-0,26	-0,03	-0,35	0,13	0,41	-0,05	0,01	0,16	0,03	0,17	-0,20	-0,24	-0,29	0,06	1,00	
Nmine/P-PO4	0,09	-0,45	-0,18	0,16	-0,14	-0,10	-0,28	0,09	0,27	0,01	0,00	-0,06	0,02	-0,43	-0,12	-0,13	0,34	0,17	-0,13	-0,21	0,88	0,07	0,89	0,25	-0,32	-0,13	0,00	0,29	1,00

Annexe IX.

Analyse en Composante principale



Bar Plot de l'ACP



Cercle de corrélation des variables (D), projection des dates (E) et regroupement des dates en saison (F) sur l'axe 1 et 2 de l'ACP.

Annexe X.

Tableau B : Teneurs moyennes en chl-a ($\mu\text{g/L}$) pour chaque saison (données mesurées sur toute la colonne d'eau)

	Printemps	Été	Automne	Hiver
ALG.V	1,70	1,16	0,77	1,67
CYANO	2,07	2,88	4,25	2,58
DIATO	3,05	2,12	2,28	4,16
T.CHL-A	6,83	6,16	7,30	8,41

Tableau A : Résultats du test *PAIRWISE* des données de chlorophylle-a mesurées sur toute la colonne d'eau (p-value<0,05=différence significative entre les teneurs)

ALG.V	automne	été	hiver
été	5.0e-06	-	-
hiver	< 2e-16	1.3e-09	-
printemps	< 2e-16	9.1e-12	0.64

DIATO	automne	été	hiver
été	0.17	-	-
hiver	< 2e-16	< 2e-16	-
printemps	3.1e-12	< 2e-16	< 2e-16

CYANO	automne	été	hiver
été	< 2e-16	-	-
hiver	< 2e-16	3.8e-05	-
printemps	< 2e-16	< 2e-16	1.6e-13

T.CHL-A	automne	été	hiver
été	7.8e-12	-	-
hiver	1.0e-11	< 2e-16	-
printemps	0.0016	2.1e-05	< 2e-16

RESUME

Le suivi mensuel mis en place depuis 2010 par l'équipe CARMA d'Irstea Bordeaux permet de dresser un bilan de l'état du lac de Parentis-Biscarrosse du point de vue physico-chimique et d'avoir une description globale de la dynamique des communautés de phytoplancton. L'état écologique du plan d'eau est jugé médiocre. Les résultats acquis montrent que depuis 2008, la qualité des eaux du lac semble se dégrader avec notamment des teneurs en phosphore très élevées. Ce plan d'eau se distingue aussi des autres lacs de la région par des anoxies en été, parfois mesurées dès le 6^{ème} mètre de profondeur et par des efflorescences de cyanobactéries fréquentes qui posent des problèmes de santé publique importants aux gestionnaires du lac.

Au vu des résultats de cette étude, les cyanobactéries semblent très présentes tout au long de l'année avec une croissance favorisée en été et en automne. Durant ces périodes, les eaux chaudes favorisent leur développement, les cyanobactéries semblent être aussi plus compétitives par rapport aux autres espèces planctoniques présentes vis à vis des nutriments qui commencent à s'épuiser dans la colonne d'eau à ces périodes de l'année. A contrario, les diatomées dominent presque tout au long de l'année avec une plus forte présence en hiver puis au printemps. Nos différents résultats sur les variations saisonnières des communautés du phytoplancton du lac de Parentis-Biscarrosse diffèrent du modèle PEG (Sommer *et al.*, 1986) qui explique que les diatomées dominent à la fin de l'été ou à l'automne et que les cyanobactéries prédominent en automne dans les zones tempérées.

A la fin du printemps et en été lorsque les températures de l'eau augmentent et que la lumière s'intensifie, notre étude montre que les cyanobactéries semblent être d'avantage concentrées dans la zone euphotique, alors qu'au contraire, en hiver et en automne, elles sont plus présentes dans la zone aphotique. L'abondance des cyanobactéries dans les peuplements phytoplanctoniques du lac semble difficilement prévisible. En particulier, aucun lien direct avec les concentrations en phosphore n'a pu être démontré ici. Néanmoins le rapport N-minéral/P-PO4 semble un facteur important pour la dynamique des cyanobactéries du lac de Parentis-Biscarrosse.

ABSTRACT

A monthly monitoring carried out since May 2010 by Irstea Bordeaux allow to assess the physico-chemical status of the lake Parentis-Biscarrosse and give an overall description of the dynamic of phytoplankton communities. The results show that since 2008 the trophic status seems to deteriorate including very high levels of phosphorus. The water body also differs from other regional lakes with anoxia in summer sometimes measured from six meter depth and with frequent blooms of cyanobacteria which cause significant public health problems for the managers of the lake.

Based on the results of this study cyanobacteria appear to be frequent throughout the year with a favored summer and autumn growth. During these periods the warm waters foster their development and cyanobacteria seem also to be more competitive than other planktonic species with respect to nutrients which begin to deplete in the water column in this period of the year. In contrast diatoms dominate almost throughout the year with a strong presence in the winter and spring. Our different results on seasonal variations of phytoplankton communities of lake Parentis-Biscarrosse differ from the PEG model which explains that diatoms dominate in late summer or fall and cyanobacteria dominate during autumn in temperate zones.

In late spring and in summer when water temperatures rise and light is increasing, our study demonstrate that cyanobacteria appears to be more concentrated in the photic zone. In contrast in winter and autumn they are more present in the aphotic layer. The abundance of cyanobacteria in phytoplankton populations of the lake seems difficult to predict. Especially no direct link with the phosphorus concentrations has been demonstrated here. Nevertheless the ratio N-mineral/P-PO4 seems an important factor of the cyanobacteria's dynamic in the lake Parentis-Biscarrosse.

Pour mieux
affirmer
ses missions,
le Cemagref
devient Irstea

